



SAPIENZA
UNIVERSITÀ DI ROMA

Facoltà di Ingegneria

Dottorato in Ingegneria Ambientale

XXV Ciclo

**Applicazione di metodi elettromagnetici per la caratterizzazione di
siti contaminati in ambiente controllato**

Dottoranda: Ing. Beatrice Renzi

Tutor: Prof.ssa Luciana Orlando

Anni 2010/2012

Indice

Introduzione	III
<i>Introduction</i>	VII
Bibliografia.....	XI
Capitolo 1- Analisi di siti contaminate.....	1
<i>Abstract</i>	1
Riassunto	2
1.1 Metodi indiretti per il rilevamento di contaminanti	2
1.2 Il complesso comportamento di migrazione dei DNAPL.....	4
1.3 Studio di sistemi multifase attraverso modelli teorici	13
Bibliografia.....	16
Capitolo 2- Fondamenti di teoria	21
<i>Abstract</i>	21
Riassunto	21
2.1 Il metodo GPR.....	21
2.1.1 Ground Penetrating Radar : fondamenti di teoria	21
2.1.2 La polarizzazione dell'onda EM	27
2.1.3 Pianificazione di un'indagine con il metodo GPR.....	32
2.1.4 Profili con offset costante	34
2.2 Il metodo elettrico.....	35
2.3 Il metodo TDR.....	40
Bibliografia.....	45
Capitolo 3- Procedure di laboratorio.....	48
<i>Abstract</i>	48
Riassunto	49
3.1 Materiali e metodologie sperimentali.....	50
3.2 Materiali utilizzati.....	50
3.2.1 Mezzo poroso	50
3.2.2 Contaminante.....	50
3.2.3 Dispositivo 1	52
3.2.4 Dispositivo 2	53
3.3 Strumentazione utilizzata.....	54

3.3.1 GPR	54
3.3.2 Misure elettriche	55
3.3.3 TDR	57
3.4 Modelli teorici GPR.....	62
3.4.1 Modelli 2D	64
3.4.2 Modello 3D	66
3.5 Modelli teorici delle misure elettriche	68
Bibliografia.....	71
Capitolo 4- Analisi dei dati in scala di laboratorio	72
<i>Abstract</i>	72
Riassunto	74
Introduzione	76
4.1 Esperimento 1	78
4.1.1 Misure GPR.....	79
4.1.2 Elaborazione, interpretazione ed analisi dei dati.....	81
4.2 Esperimento 2	93
4.2.1 Misure GPR.....	93
4.2.2 Analisi dei dati ed interpretazione dei risultati	96
4.2.3 Misure TDR	129
4.2.4 Misure elettriche	132
Mappe di resistività	134
Mappe di saturazione.....	144
4.2.5 Interpretazione integrata dei risultati.....	147
Bibliografia.....	151
Capitolo 5- Conclusioni e sviluppi futuri.....	153
<i>Conclusions and future developments</i>	156

Introduzione

Negli ultimi anni, il rilevamento e il monitoraggio di contaminanti in fase non acquosa comunemente chiamati non- aqueous phase liquids (NAPLs) sono diventati di primaria importanza per la bonifica di siti contaminati.

I NAPLs si dividono in due macro categorie: i light- NAPLs (LNAPLs) che comprendono sostanze inquinanti leggere con una densità minore dell'acqua e i dense-NAPLs (DNAPLs) con densità maggiore di quella dell'acqua. Dei LNAPs fanno parte gli idrocarburi aromatici come toluene, benzene e derivati, xilene, ecc., che tendono a formare delle "pozze" e a diffondersi lateralmente in presenza di acqua a causa della loro bassa densità (Lesage and Jackson, 1992), infatti, in caso di contatto con una falda acquifera tendono a restare insolubili sulla superficie dell'acquifero divenendo un pericolo di contaminazione per l'ambiente. Dei DNAPLs fanno parte i solventi clorurati, composti derivati dagli idrocarburi alifatici e dagli idrocarburi ciclici come il tetracloroetilene (PCE), il tricloroetilene (TCE), il tetracloruro di carbonio, ecc. Si tratta di sostanze dotate, in massima parte, di un ottimo potere solvente, propellente, refrigerante e di scarsa infiammabilità. Per le loro caratteristiche, trovano largo impiego nell'industria chimica, tessile, della gomma, delle materie plastiche, degli estintori di incendio, dei liquidi refrigeranti, nelle operazioni di sgrassaggio e pulitura di metalli, pelli e tessuti. I DNAPLs possono raggiungere notevoli profondità a causa della loro densità maggiore di quella dell'acqua e sono considerati la più diffusa causa di contaminazione del sottosuolo. Dopo il loro rilascio nell'ambiente, il DNAPL migra, per gravità, attraverso la zona insatura e, appena incontra nel suo percorso la falda acquifera, a causa della sua alta densità, tende a muoversi verso il basso, fino a quando non trova uno strato poco permeabile. Nel suo movimento verso il basso parte del DNAPL rimane intrappolato tra i pori del mezzo che attraversa, originando dei corpi discontinui (residui). Nell'attraversare la falda, parte del DNAPL, ancora in fase separata, si dissolve contaminando l'acquifero. Il DNAPL, di solito non è costituito da un unico componente chimico, per cui, in acqua, le diverse componenti si discioglieranno in diverse quantità in base alla loro propria solubilità. La fase disciolta del DNAPL, quindi, si sposta col movimento del flusso della falda andando a contaminare in questo modo anche aree molto lontane dal punto iniziale di rilascio. Le caratteristiche idrogeologiche del sito, unite al comportamento instabile del DNAPL, fa sì che la condizione di un sito contaminato da DNAPL risulti complessa comprendendo inquinanti in fase separata, disciolta e gassosa che ad esclusione della fase gassosa possono contaminare il sottosuolo per

periodi lunghi (Illangasekare et al., 1995). Anche se il processo del trasferimento della massa all'interfaccia acqua/DNAPL è ben conosciuto, il processo che si verifica nei sistemi naturali reali sotto complesse morfologie e situazioni idrogeologiche, continua ad essere oggetto di molte ricerche (Page et al., 2007). La distribuzione del DNAPL è tipicamente influenzata e controllata dall'eterogeneità del mezzo poroso coinvolto (Shwille, 1988; Kueper and Frind, 1991), quindi per comprendere in maniera approfondita il comportamento del DNAPL all'interno del mezzo, c'è bisogno di una dettagliata conoscenza del sottosuolo. Sono stati fatti molti studi a riguardo sia in scala di laboratorio (Power et al., 1998; Saba & Illangasekare, 2000) che a livello di modelli teorici (Nambi & Powers, 2003; Bradford et al., 2003; Parker & Park, 2004). In ogni caso, l'influenza dell'eterogeneità del mezzo sulla migrazione del DNAPL a tutt'oggi rimane poco conosciuta (Soga et al., 2004; Fure et al., 2006). Anche a livello teorico, l'interpretazione del fenomeno risulta complessa in quanto è impossibile ricreare la reale distribuzione del DNAPL nel sottosuolo (Brusseau et al., 2007). Nel suolo, la fase separata del DNAPL potrebbe non essere presente come fase continua e l'estensione dell'area contaminata, di transizione tra la fase separata e quella disciolta, è fortemente dipendente dalle proprietà fisico-chimiche del mezzo e del contaminante. Entrambe le fasi, separata e disciolta, possono essere presenti simultaneamente nella stessa area in differenti percentuali e la zona di transizione, tra l'area contaminata e quella non contaminata, dipende unicamente dalle caratteristiche fisiche del suolo e dei fluidi in esso contenuti.

La sorgente di contaminazione, l'estensione del pennacchio di contaminazione e la saturazione del DNAPL in relazione alla profondità sono di solito determinate usando pozzi di monitoraggio, carotaggi, ecc. A questi metodi diretti sono però attribuiti alti costi e considerevoli svantaggi dovuti al possibile peggioramento della situazione di contaminazione del sito, in quanto potrebbero veicolare il DNAPL da falde superficiali a profonde, fornire informazioni puntuali difficilmente estendibile a vaste aree, ecc.

È evidente come una dettagliata caratterizzazione e un preciso monitoraggio delle sorgenti di contaminazione siano punti essenziali per un progetto di bonifica (Kavanaugh et al., 2003). E per questo, dove vi è una significativa eterogeneità del sottosuolo, i convenzionali metodi diretti intrusivi e i campionamenti in falda possono risultare insufficienti, in quanto, l'informazione che da essi ne deriva è ristretta a profili verticali ed a campionamenti puntuali e non estensibili all'intera area contaminata (Chambers et al., 2010). Per cercare di risolvere queste problematiche, negli ultimi anni si stanno sempre più affermando l'utilizzo di metodi

indiretti per il rilevamento e il monitoraggio di siti contaminati da DNAPL (US EPA, 2004). Tali metodi hanno il vantaggio di fornire informazioni ad alta densità su tutta l'area contaminata a basso costo e in tempi relativamente brevi essendo sensibili ai cambiamenti delle proprietà fisiche dei fluidi che si vanno ad indagare. Ad oggi, la ricerca sull'applicabilità di questi metodi, ha dimostrato la loro validità nel rilevamento dei DNAPLs, ma ancora non sono stati pubblicati studi dove si dimostra la capacità di tali metodi nel discriminare le diverse fasi del DNAPL (separata, disciolta e gassosa).

Uno degli obiettivi della presente tesi è appunto quello di verificare, tramite l'integrazione di diversi metodi elettromagnetici (Ground Penetrating radar, misure elettriche e misure di costante dielettrica (Time domain Reflectometry)), l'effettiva potenzialità di alcuni dei metodi elettromagnetici nel rilevamento delle differenti fasi in cui si divide il DNAPL all'interno di un mezzo poroso saturo.

Per tale obiettivo, sono stati effettuati due esperimenti in laboratorio, in ambiente controllato, utilizzando due dispositivi differenti. Per entrambi gli esperimenti si è scelto di utilizzare un mezzo poroso omogeneo saturo, inserito all'interno di vasche. Come DNAPL si è utilizzata una sostanza chimica non tossica (HFE-7100) simile come caratteristiche fisiche al tricloroetilene (TCE). Nel primo esperimento si sono effettuati dei tests solamente con il metodo GPR; nel secondo esperimento, invece, si sono effettuati tutti i test sopra elencati: GPR, misure elettriche di resistività e misure dirette di permittività tramite il metodo TDR.

Per quanto riguarda il GPR si è deciso di utilizzare un'antenna multicomponente a 4 canali ponendosi un altro obiettivo ovvero quello di verificare se ci potesse essere una preferenza nel rilevamento del DNAPL attraverso una componente del campo piuttosto che con un'altra, valutando in che misura le componenti del campo elettromagnetico potevano essere sensibili alla presenza del contaminante.

Nel **capitolo 1** della presente tesi si mettono in risalto gli aspetti principali legati allo stato dell'arte sullo studio dei siti contaminati, si prende in esame la complessa dinamica della migrazione del DNAPL all'interno di un mezzo poroso dal punto di vista fisico-chimico e si mostra l'importanza dello studio di modelli teorici come complemento per coadiuvare l'interpretazione dei dati reali.

Nel **capitolo 2** si fa un accenno sui fondamenti di teoria dei diversi metodi elettromagnetici utilizzati nei due esperimenti rimandando gli approfondimenti a testi di base.

Nel **capitolo 3** si spiegano in dettaglio tutti i materiali, le metodologie, la strumentazione utilizzati nei due esperimenti di laboratorio. Si descrivono le prove di laboratorio preliminari

che sono state condotte antecedentemente allo svolgimento degli esperimenti e si mostrano i risultati dei modelli teorici sviluppati sia per le misure GPR che per quelle elettriche. Il modello teorico GPR è servito principalmente a studiare un sistema multifase (aria, acqua, sabbia, DNAPL), abbastanza simile al caso reale, creando casi a differenti condizioni di saturazione, per aiutare ad interpretare e validare i risultati ottenuti dal caso reale. Con il modello teorico elettrico, invece, si è cercato di comprendere quali potessero essere gli effetti di bordo indotti dall'esigua dimensione dei dispositivi utilizzati. Attraverso il modello, infatti, si è deciso di analizzare i dati relativi alla minima distanza elettrodica onde evitare effetti di bordo legati alle pareti del dispositivo. Si è visto inoltre quale margine di errore ci potesse essere a considerare la resistività apparente misurata come resistività reale.

Nel **capitolo 4**, sono stati rappresentati in dettaglio tutti i risultati ottenuti nei due esperimenti. Per quanto riguarda i risultati GPR sono stati analizzati le variazioni dei tempi di ritardo delle riflessioni dell'onda elettromagnetica all'interno della vasca e gli spettri delle ampiezze per i 4 canali dell'antenna. Per le misure elettriche, sono state mappate le variazioni di resistività apparente all'interno della vasca nei diversi momenti dell'esperimento. Le misure TDR, invece, sono servite ad avere una misura diretta delle variazioni di permittività (ϵ) nell'intorno del punto di immissione del contaminante durante le varie fasi dell'esperimento.

Nel **capitolo 5**, infine, si sono tratte le conclusioni del lavoro di tesi svolto che mettono in luce come, attraverso l'uso di differenti metodi elettromagnetici, si possa iniziare ad avere uno scenario più chiaro sulle potenzialità di questi metodi geofisici (GPR, misure elettriche e TDR) per l'interpretazione del complesso scenario che si viene a creare in un sito contaminato da DNAPL. L'utilizzo contemporaneo in un esperimento controllato di questi metodi elettromagnetici ha portato a comprendere che, attraverso uno studio approfondito delle variazioni delle proprietà fisiche del mezzo contaminato si possono distinguere le dinamiche della lenta migrazione e trasformazione del contaminante all'interno del mezzo e si può arrivare forse a discriminare le diverse fasi del contaminate (separata, disciolta e gassosa). Ciò sicuramente è un primo passo verso una migliore comprensione del complesso comportamento di migrazione dei DNAPLs che può essere considerato come un avanzamento sulle conoscenze delle risposte di tali metodi e un punto di partenza per sviluppi futuri.

Introduction

In the last years, the detection and monitoring of contaminants in non-aqueous phase commonly called non-aqueous phase liquids (NAPLs) are becoming very important for the remediation of contaminated sites.

The NAPLs are divided into two main categories: the light-NAPLs (LNAPLs) which include light pollutants with a density less than water and dense-NAPLs (DNAPLs) with a density greater than that of water.

LNAPs are part of the aromatic hydrocarbons such as toluene, benzene and derivatives, xylene, etc., which tend to form "pools" and spread laterally in the presence of water because of their low density (Lesage and Jackson, 1992), in fact, in case of contact with an aquifer they tend to remain insoluble on the surface of the aquifer becoming a danger of contamination to the environment.

DNAPLs are part of the chlorinated solvents, compounds derived from hydrocarbons by aliphatic and cyclic hydrocarbons such as tetrachlorethylene (PCE), trichlorethylene (TCE), carbon tetrachloride, etc.. They are for the most part, a very good solvent power, propellant, refrigerant and low flammability. Due to their characteristics, are widely used in chemical, textile, rubber, plastics, fire extinguishers, coolants, in degreasing and cleaning of metals, leathers and fabrics.

The DNAPLs can reach considerable depth because of their higher density than water and are considered the most common cause of contamination of the subsoil. After their release into the environment, the DNAPL migrates, by gravity, through the vadose zone and, soon as it encounters in its path the aquifer, because of its high density, tends to move downwards, until it finds one low permeability layer. In its downward movement, part of the DNAPL remains trapped between the pores of the medium passing through, creating bodies of discontinuous (residues). When passing through the flap, part of the DNAPL, still in phase separate, dissolves contaminating the aquifer. The DNAPL, it is usually not consist of a single chemical component, for which, in water, the various components will be dissolved in various quantities according to their own solubility. The dissolved phase of the DNAPL, therefore, moves with the movement of the groundwater flow going to contaminate in this way also areas very distant from the initial point of release. The hydro-geological characteristics of the site, joined to the unstable behavior of the DNAPL, causes the condition of a site contaminated by DNAPL is complex comprising pollutants being separated, dissolved and

gaseous or to the exclusion of the gas phase can contaminate the subsoil for long periods (Illangasekare et al., 1995).

Although the process of mass transfer at the water / DNAPL is well known, the process that occurs in natural systems under real complex morphologies and hydrogeological situations, continues to be the subject of many studies (Page et al., 2007). The distribution of the DNAPL is typically influenced and controlled by the heterogeneity of the porous medium involved (Shwille, 1988; Kueper and Frind, 1991), then in order to understand in detail the behavior of the DNAPL inside the medium, there is a need detailed knowledge of the subsurface. There have been many studies regarding both laboratory scale (Power et al., 1998; Saba & Illangasekare, 2000) and at the level of theoretical models (Nambi & Powers, 2003; Bradford et al., 2003; Parker & Park, 2004). In any case, the influence of the heterogeneity of the medium on the migration of the DNAPL still remains uncertain (Soga et al., 2004; Fure et al., 2006). Even in theory, the interpretation of the phenomenon is complex because it is impossible to recreate the real distribution of DNAPL in the subsurface (Brusseau et al., 2007). In fact, in the soil, the separate phase of the DNAPL may not be present as a continuous phase and the extension of the contaminated area, the separate phase and the dissolved phase, is highly dependent on physical-chemical properties of the medium and of the contaminant. Both phases, separated and dissolved, may be present in the same area in different percentages and the transition zone, between the contaminated area and the non-contaminated, depends only on the physical characteristics of the soil and of the fluids contained in it.

The source of contamination, the extension of the plume of contamination and saturation of the DNAPL in relation to the depth are usually determined using monitoring wells, coring, etc.. In addition to these direct methods, however, are attributed to high costs and considerable disadvantages due to the worsening of the situation of contamination of the site, as they may convey the DNAPL from deep to superficial layers, provide timely hardly be extended to large areas, etc..

It is clear that a detailed characterization and precise monitoring of the sources of contamination are essential points for a reclamation project (Kavanaugh et al., 2003). And for this, where there is significant heterogeneity of the subsoil, the conventional direct methods and intrusive sampling in groundwater may be insufficient, since the information they gain is restricted to vertical profiles and sampling point and not extended to entire area contaminated (Chambers et al., 2010). To try to solve these problems, in the last years are

increasingly claiming the use of indirect methods for the detection and monitoring of sites contaminated by DNAPL (U.S. EPA, 2004). These methods have the advantage of producing information on the entire contaminated area at low cost and in a relatively short time being sensitive to changes of the physical properties of the fluids which go to investigate. To date, the research on the applicability of these methods, has proved their worth in the detection of DNAPLs, but has not yet been able to verify which of the different phases of the DNAPL (separate, dissolved and gaseous) you can actually receive and distinguish if actually may be able to give answers selective on the phases of the contaminant.

One of the objectives of this thesis is precisely to verify, through the integration of different electromagnetic methods (Ground Penetrating radar, electric measurements and permittivity measurements (Time Domain Reflectometry)), the effective potential of some of the electromagnetic methods in the detection of the different phases in which DNAPL divides the inside of a porous medium saturated.

For this objective, two experiments were carried out in the laboratory, in a controlled environment, using two different devices. For both experiments, it was decided to use a homogeneous porous medium saturated, placed inside the tanks. DNAPL was used as a chemical is not toxic (HFE-7100) as similar physical characteristics to trichlorethylene (TCE). In the first experiment were carried out the tests only with the GPR method; in the second experiment, instead, were carried out all the tests listed above: GPR, electrical measurements of resistivity and direct measurements of permittivity through the TDR method.

For what concerns the GPR it was decided to use an antenna multicomponent 4 channels placing another objective which is to check if there might be a preference in the detection of the DNAPL through a channel rather than with another, evaluating the extent to which the components of the electromagnetic field could be sensitive to the presence of the contaminant.

In **Chapter 1** of this thesis highlight the main aspects related to the state of the art on the study of contaminated sites, it examines the complex dynamics of migration of DNAPL in a porous medium in terms of physico-chemical and shows the importance of the study of theoretical models as a complement to assist the interpretation of real data.

In **Chapter 2** there is a hint on the fundamentals of electromagnetic theory of the different methods used in the two experiments referring insights in basic texts

In **Chapter 3** we explain in detail all the materials, methods, instrumentations used in two laboratory experiments. I describe the preliminary laboratory tests that were conducted prior to the performance of the experiments and show the results of theoretical models developed

for both measures that GPR for electric ones. The theoretical model GPR is primarily used to study a multiphase system (air, water, sand, DNAPL), quite similar to the real case, creating cases at different saturation conditions, to help interpret and validate the results obtained from the real case. With the theoretical model electric, instead, it is attempted to understand what might be the edge effects induced by the small size of the devices used. Through the model, in fact, it was decided to analyze the data relating to the minimum distance electrode in order to avoid edge effects linked to the walls of the device. It is also seen as a margin of error there might be to consider the apparent resistivity measured as real resistivity.

*In **Chapter 4**, have been presented in detail all the results in the two experiments. As regards the results GPR were analyzed the variations of the delay times of the reflections of the electromagnetic wave inside the tank and the spectra of the amplitudes for the 4 channels of the antenna. For electrical measurements, have been mapped variations in apparent resistivity inside the tank in different moments of the experiment. The TDR measures, however, have served to have a direct measure of changes in permittivity (ϵ) in the neighborhood of the point of entry of contaminant during the various phases of the experiment.*

*In **Chapter 5**, finally, we have drawn the conclusions of the work of thesis highlighting how, through the use of different electromagnetic methods, we can begin to have a clearer landscape on the potential of these geophysical methods (GPR, and electrical measurements TDR) for the interpretation of the complex scenario that is created in a site contaminated by DNAPL. The simultaneous use in a controlled experiment of these methods electromagnetic led to understand that, through a thorough study of the variations in physical properties of the contaminated medium we can distinguish the dynamics of the slow migration and transformation of the contaminant within the vehicle and can be perhaps arrive to discriminate the different phases of the contaminated (separate, dissolved and gaseous). This is certainly a first step towards a better understanding of the complex migration behavior of DNAPLs can be considered as an advance on the knowledge of the responses of these methods and a starting point for future developments.*

Bibliografia

- Bradford, S.A., Rathfelder, K.M., Lang, J., Abriola, L.M., 2003. Entrapment and dissolution of DNAPLs in heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 67, 133–157.
- Brusseau, M.L., Nelson, N.T., Zhang, Z., Blue, J.E., Rohrer, J., Allen, T., 2007. Source-zone characterization of a chlorinated-solvent contaminated Superfund site in Tucson, AZ. *Journal of Contaminant Hydrology* 90 (1–2), 21–40
- Chambers J.E., Wilkinson P.B., Wealthall G.P., Loke M.H., Dearden R., Wilson R., Allen D., Ogilvy R.D., 2010. Hydrogeophysical imaging of deposit heterogeneity and groundwater chemistry changes during DNAPL source zone bioremediation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 118, 43-61.
- Fure, A.D., Jawitz, J.W., Annable, M.D., 2006. DNAPL source depletion: linking architecture and flux response. *Journal of Contaminant Hydrology* 85 (3–4), 118–140.
- Illangasekare, T.H., Ramsey, J.L., Jensen, K.H., Butts, M., 1995. Experimental study of movement and distribution of dense organic contaminants in heterogeneous aquifers: an experimental study. *Journal of Contaminant Hydrology* 20 (1), 1–25.
- Kavanaugh, M.C., Rao, P.S.C., Abriola, L., Newell, C., Cherry, J., Sale, T., Destouni, G., Shoemaker, S., Falta, R., Siegrist, R., Major, D., Teutsch, G., Mercer, J., Udell, K., 2003. The DNAPL Remediation Challenge: Is There a Case for Source Depletion? US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Kueper, B.H., Frind, E.O., 1991. Two-phase flow in heterogeneous porous media, 1. Model Development. *Water Resources Research* 27, 1049–1057.
- Lesage, S., and Jackson, R.E., 1992, Groundwater contamination and analysis at hazardous waste sites: Marcel Dekker, Inc., 552 p.
- Nambi, I.M., Powers, S.E., 2003. Mass transfer correlations for nonaqueous phase liquid dissolution from regions with high initial saturations. *Water Resources Research* 39 (20), 1030–1039.
- Page, J.W.E., Soga K., Illangasekare T., 2007. The significance of heterogeneity on mass flux from DNAPL source zones: An experimental investigation. *Journal of Contaminant Hydrology* 94, 215-234.
- Parker, J.C., Park, E., 2004. Modeling field-scale dense non-aqueous phase liquid dissolution kinetics in heterogeneous aquifers. *Water Resources Research* 40 (5), W05109.
- Powers, S.E., Nambi, I.M., Curry, G.W., 1998. Non-aqueous phase liquid dissolution in heterogeneous systems: mechanisms and a local equilibrium modelling approach. *Water Resources Research* 34 (12), 3292–3302.

Saba, T., Illangasekare, T.H., 2000. Effect of groundwater flow dimensionality on mass transfer from entrapped non-aqueous phase liquid contaminants. *Water Resources Research* 36 (4), 971–979.

Schwille, F., 1988. *Dense Chlorinated Solvents in Porous and Fractured Media*. Lewis Publishers, Inc., Michigan, USA. 146 pp.

US EPA (Environmental Protection Agency, 2004. *Site Characterisation Technologies for DNAPL Investigations*. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Capitolo 1- Analisi di siti contaminate

Abstract

In this chapter we discuss the potential of indirect methods that allow the detection of contaminants known as DNAPLs (Dense nonaqueous phase Liquids) and their migration behavior in complex multiphase systems.

The hazard linked to DNAPLs concerns the fact that they are extremely difficult to locate and delete, and so tend to be a source of contamination in the long term.

Indirect methods allow a complete characterization of the site and are considered to be cheaper and faster than the direct methods. In addition, being non-invasive, avoid the remobilization of contaminants. The contaminants in general, and thus also the DNAPLs, induce variations of the electromagnetic characteristics such as permittivity and the resistivity. Among the methods that use these physical characteristics, electrical tomography and georadar methods appear to be the most used.

The quantification of the residual saturation of DNAPLs in the ground and the identification of the formation of ganglia or "pools" of product in the porous medium is not a simple task. For this reason in this thesis are carried out some experiments in laboratory scale suitable for the definition of the capabilities of geophysical methods (GPR and electrical tomography) to the identification and monitoring of this type of contaminant.

It is possible to confirm the presence of accumulations of contaminants in one or more zones with direct in situ investigations, but so far have never been conducted in the laboratory analysis of samples with different contaminant related geophysical surveys. Is that what I want to discuss in this thesis planning an experiment on a small scale laboratory and then move if necessary, undertake studies of contaminated sites.

Riassunto

In questo capitolo si trattano le potenzialità dei metodi indiretti che normalmente vengono impiegati per il rilevamento di contaminanti denominati DNAPLs (Dense nonaqueous phase Liquids) e del loro complesso comportamento di migrazione in sistemi multifase. La pericolosità legata ai DNAPLs riguarda il fatto che essi sono estremamente difficili da localizzare e da eliminare e così tendono ad essere una sorgente di contaminazione a lungo termine.

I metodi indiretti permettono una caratterizzazione completa del sito considerato e risultano più economici e speditivi di quelli diretti. Inoltre essendo non invasivi, evitano la rimobilizzazione dei contaminanti. I contaminanti in generale e quindi anche i DNAPLs, inducono variazioni delle caratteristiche elettromagnetiche quali la costante dielettrica e la resistività. Tra i metodi che sfruttano tali caratteristiche fisiche, la tomografia elettrica e il georadar risultano essere i metodi maggiormente impiegati.

La quantificazione della saturazione residua di DNAPLs nel terreno e l'identificazione della formazione di gangli o "pozze" di prodotto nel mezzo poroso non è un compito semplice. Per questo nella presente tesi si sono effettuate delle sperimentazioni a scala di laboratorio atte alla definizione delle capacità di metodi geofisici (georadar e tomografia elettrica) all'individuazione e al monitoraggio di questo tipo di contaminante.

È possibile confermare la presenza di accumuli di contaminante in una o più zone con indagini dirette in situ, ma finora non sono mai state condotte analisi in laboratorio di campioni di contaminante correlate con diverse indagini geofisiche. È questo che si vuole affrontare nell'ambito della presente tesi di dottorato progettando un esperimento a piccola scala di laboratorio per poi passare eventualmente ad eseguire studi su siti contaminati.

1.1 Metodi indiretti per il rilevamento di contaminanti

Lo studio del movimento dei fluidi attraverso mezzi porosi si è sviluppato come branca della fluidodinamica sin dalla prima metà dell'800 grazie allo studioso Henry Darcy (1803-1858) e negli ultimi anni, è diventata di fondamentale importanza per l'individuazione e il monitoraggio di contaminanti fluidi. Tra le molteplici vie che possono essere seguite da un contaminante rilasciato nel suolo, la più rilevante è senza dubbio quella che lo porta alla falda

acquifera, sia per il valore che ha in sé la falda come risorsa idrica, sia, per progettare e mettere in atto efficaci opere di contenimento o di bonifica.

I fenomeni di migrazione degli inquinanti sono, in genere, assai complessi e dipendono sia dalle proprietà chimico-fisiche delle sostanze coinvolte nell'inquinamento, sia dalle proprietà idrogeologiche, meteorologiche ed ecologiche del sito. La situazione è particolarmente difficile quando il suolo è contaminato da miscele complesse e poco solubili, come i contaminanti denominati Nonaqueous Phase Liquids (NAPLs), che, insieme all'acqua e agli altri componenti del suolo, danno origine a un sistema a molte fasi e a molti componenti. I NAPLs possono essere classificati come DNAPLs (Dense nonaqueous phase Liquids), quando si tratta di contaminanti aventi una densità maggiore dell'acqua, e come LNAPLs, quando invece hanno una densità minore di quella dell'acqua. La presente tesi concentra l'attenzione sui DNAPLs.

Una volta introdotti nel sottosuolo, i DNAPLs, in un terreno asciutto, occupano gli spazi vuoti tra i pori, in un terreno saturo sostituiscono l'acqua tra i pori spostandola in quanto appunto hanno una densità maggiore di quella dell'acqua. A causa della loro bassa solubilità, della loro resistenza alla biodegradazione e all'attenuazione naturale (Lucius et al.,1992) è molto difficile la loro rimozione e diventano quindi, spesso, una sorgente di inquinamento a lungo termine. Lo studio della distribuzione di un DNAPL nel sottosuolo tramite esperimenti controllati e modelli teorici è sicuramente un passo di primaria importanza per una possibile rimozione e/o isolamento del DNAPL in ambienti naturali. Infatti, la più grande difficoltà nelle azioni di bonifica per questa tipologia di contaminanti, è la incompleta identificazione della distribuzione del DNAPL in associazione alle proprietà del mezzo poroso nel quale esso si è insinuato (McCray and Brusseau,1998). Confrontando gli studi geofisici sui LNAPLs e sui DNAPLs si nota come la quantità di letteratura riguardante le applicazioni geofisiche ai DNAPLs sia molto minore.

La pericolosità legata ai DNAPLs riguarda il fatto che essi sono estremamente difficili da localizzare e da eliminare e così tendono ad essere una sorgente di contaminazione a lungo termine (Paknow et al., 1996). Il plume del DNAPL infatti può raggiungere profondità notevoli a causa della sua densità. Nel corso del tempo si muove attraverso il suolo e si accumula sopra le unità di confinamento. I DNAPLs più comuni includono solventi clorurati come il tricloroetilene (TCE), tetracloroetene (PCE), tetracloruro di carbonio (carbonio tet). Essi si comportano allo stesso modo nel terreno, pur avendo diversa solubilità in acqua.

Utilizzare metodi diretti come ad esempio carotaggi o pozzi di monitoraggio che misurano variazioni puntuali del DNAPL all'interno del terreno, è costoso ed anche molto pericoloso e a volte essi possono risultare approssimativi. Infatti, oltre a non riuscire ad ottenere una mappa dell'intera area contaminata, si rischia, tramite i carotaggi di mobilitare il DNAPL e contaminare quindi anche gli acquiferi sottostanti. Per questi motivi, come alternativa, per il rilevamento e il successivo monitoraggio di contaminanti di questo tipo, vengono sempre più applicati metodi indiretti che sfruttano le variazioni delle caratteristiche fisiche che i contaminanti inducono nel terreno. Tali metodi permettono una caratterizzazione completa e non puntuale del sito considerato e risultano più economici e speditivi, ed inoltre essendo non invasivi, evitano la rimobilizzazione dei contaminanti. I DNAPLs in generale, inducono variazioni delle caratteristiche elettromagnetiche quali la costante dielettrica e la resistività. Tra i metodi che sfruttano tali caratteristiche fisiche, la tomografia elettrica e il georadar risultano essere i metodi maggiormente impiegati.

Diversi studi (Hwang et al., 2008; Johnson e Poeter, 2005; Brewster et al., 1995; Brewster e Annan, 1994) hanno dimostrato l'efficacia del georadar nella rilevazione e nel monitoraggio delle aree ampiamente contaminate da DNAPL, permettendo l'acquisizione di immagini ad alta risoluzione del plume. Il metodo GPR è sicuramente più economico e veloce, rispetto ai metodi diretti. Infatti, il DNAPL, avendo tipicamente una conducibilità elettrica e una permittività molto più basse di quelle dell'acqua, può alterare significativamente le proprietà elettriche del sottosuolo. Lo studio della migrazione di DNAPLs è stato effettuato in esperimenti condotti sia a piccola scala di laboratorio (Kueper et al., 1989; Hofstee et al., 1997; Johnson & Poeter, 2003) che a grande scala (Brewster et al., 1995). Gli esperimenti condotti in scala di laboratorio molto difficilmente sono riusciti a ricreare le reali condizioni di campagna (Imhoff et al., 2003), in ogni caso l'immissione di DNAPL in mezzi omogenei ha determinato risultati complessi da interpretare (Kueper and Frind, 1988).

1.2 Il complesso comportamento di migrazione dei DNAPL

La quantificazione della saturazione residua di DNAPLs nel terreno e/o l'identificazione della formazione di gangli o "pozze" di prodotto nel mezzo poroso non è un compito semplice. Per questo nella presente tesi si sono effettuate delle sperimentazioni a scala di laboratorio atte alla definizione delle capacità di metodi geofisici (georadar e tomografia elettrica) all'individuazione e al monitoraggio di questo tipo di contaminante.

Dall'analisi dei casi di letteratura, si è visto come vi è una considerevole mole di studi riguardanti le applicazioni del GPR per il rilevamento e il monitoraggio di siti contaminati da LNAPL. Questi studi riportano i risultati di esperimenti con *rilascio* controllato di LNAPL (Bano, Loeffler, & Jean-François, 2009), studi su siti attualmente contaminati (Orlando, 2002) e tecniche avanzate di analisi dei dati per individuare e quantificare aree contaminate (Jordan, Baker, Henn, & Messier, 2004).

La possibilità del rilevamento di DNAPLs con il georadar è stata presa in esame da Annan e al. (1991) attraverso uno studio sulle proprietà fisiche. Precedenti indagini geofisiche su contaminanti organici erano state incentrate, infatti, solo su LNAPLs (Brewster & Annan, 1994).

Il primo e più importante esperimento in campagna, descritto in una serie di pubblicazioni (Greenhouse et al., 1993; Brewster & Annan, 1994; Sander, 1994; Brewster et al., 1995) è stato condotto da Brewster e Annan (1994) che hanno dimostrato chiaramente l'efficacia dell'impiego del GPR per rilevare e monitorare lo spostamento di tetrachloroethylene (PCE) in un acquifero naturale. L'esperimento è stato condotto nella Canadian Forces Base Borden, a 100 km da Toronto. La geologia del sito consisteva in uno strato di 3.3 m di sabbia a grana fine, costituente l'acquifero non confinato, e in uno strato sottostante di argilla cementata di 3 m di spessore. Al di sotto dell'argilla vi era un ulteriore strato di 13 m di argilla nel quale erano presenti lenti di sabbia. Lo studio è stato svolto in una cella comprendente una porzione di terreno, completamente saturo, (9 x 3 x 3 m di profondità) isolato idraulicamente con delle palancole di acciaio sigillabili spinte nella sabbia e fissate nello strato di argilla sottostante. In questo modo è stato effettuato un esperimento con una minima dispersione laterale di contaminante, ma in un ambiente naturale. Nella cella sono stati iniettati 770 L di PCE (caratteristiche geofisiche in Tabella 1.1) in un tempo di 70 ore con misure GPR ad intervalli regolari fino a 340 ore dopo l'immissione del contaminante.

Tabella 1.1- Proprietà geofisiche del PCE e TCE (Ajo-Franklin, Geller, & Harris, 2006; Chambers, Loke, Ogilvy, & Meldrum, 2004)

Componente	Densità ρ (kg/m ³)	Costante dielettrica	Viscosità assoluta ^a η (10 ⁻³ Pa·s)	Resistività (Ω m)
Tetrachloroethylene (PCE)	1606 (a)	2.29 (b)	1.932	10 ⁶
	1606 (b)	2.28 (d)	[15 °C]	
Trichloroethylene (TCE)	1451 (e)	3.335 (e)	0.566	10 ⁷ (c)
	1451 (f)	3.409 (g)	[20 °C]	
		3.42 (h)		
Acqua^b	998 (l)	78.36 (m)	1	10-15

Le lettere si riferiscono agli esperimenti esplicitati nella tabella 1.2. Anche le temperature e le frequenze per la densità e per la costante dielettrica sono incluse nella tabella 1.2.

^a Mercer and Cohen (1990).

^b Tutti i valori delle misure si riferiscono ad acqua distillata.

Tabella1.2- Temperature e frequenze per la costante dielettrica e la densità di tabella 1.

Codice	Citazione	Temperatura (°C)	EM frequenze (10⁶ hz)
a	Krishnaiah e Surendranath (1996)	30	-
b	Nath e Saini (1990)	30	1.8
c	Lucius et al. (1992)	-	-
d	Nath e Narain (1982)	25	1.8
f	Iloukhani et al. (1999)	30	-
g	Timmermans et al. (1955)	20	0.5
h	Walden e Werner (1924)	16	36 (misura non chiara)
e	Nath (1995)	30	1.8
l	D'Arrigo e Paparelli (1987)	20	-
m	Al-Azzawi et al. (1990)	20	1

Per i rilievi è stata utilizzata un'antenna a bassa frequenza (200 MHz), così da investigare l'intera sezione verticale della cella. La presenza del contaminante, con una permittività $\epsilon=2.3$, ha sostituito quella dell'acqua con permittività $\epsilon=80$ ed ha creato una zona con un coefficiente di riflettività relativamente alto. I risultati ottenuti dai dati rilevati dopo 984 ore hanno evidenziato come l'ampiezza media delle riflessioni del primo accumulo sia diminuita del 33%, ciò avrebbe indicato il drenaggio del DNAPL. I dati acquisiti dopo le 984 ore dall'iniezione del PCE hanno mostrato che non vi sono stati ulteriori movimenti del DNAPL. Attraverso le analisi del normal moveout dei CMP si è osservato un aumento della velocità di propagazione dell'onda EM all'aumentare del contenuto di PCE nell'acquifero. È interessante notare come, pur essendo stato un esperimento controllato in una zona riempita di materiale omogeneo, il contaminante abbia seguito un percorso complesso e non lineare.

Sulla scia di questo esperimento, Hwang, Endres, Piggott, e Parker (2008) hanno condotto un altro importante esperimento sui DNAPLs. I rilievi sono stati eseguiti utilizzando un'antenna radar da 200 MHz su una porzione di terreno non idraulicamente isolato. Nel sito è stato iniettato un piccolo volume di DNAPL (50 L) e la zona è stata monitorata per 66 mesi. Il DNAPL rilasciato era una miscela costituita da PCE, TCE e TCM. Sono state condotte indagini con GPR prima dell'iniezione, mezza giornata dopo, 1 giorno dopo, 2 settimane dopo, 29 mesi dopo e 66 mesi dopo.

I risultati hanno mostrato come dopo 29 mesi in tutta l'area vi è stata una forte riduzione della massa del DNAPL (33% - 36%). Dopo 66 mesi del rilascio del solvente era rimasto solo il 4% - 9%.

Questi due esperimenti sono stati condotti stabilendo in partenza delle condizioni al contorno così da poter avere un confronto reale del sottosuolo prima e dopo il rilascio del DNAPL e poter analizzare il comportamento del contaminante. Infatti, è proprio grazie alle misure effettuate prima dell'immissione del DNAPL, che è stato possibile dimostrare che la metodologia GPR è in grado di identificare e monitorare nel tempo gli accumuli di DNAPL. Si è quindi dimostrato non solo la potenzialità nell'uso del GPR nella bonifica di zone contaminate, ma si è anche dimostrato l'efficacia del GPR nello studio della dinamica della migrazione dei contaminanti in esperimenti a grande scala. Ovviamente, in un caso reale, dove non si lavora con materiali omogenei, l'interpretazione dei dati risulterà più complessa, in quanto l'eterogeneità dei sistemi geologici naturali, renderà una miriade di riflessioni causate sia dalla presenza del contaminante che dai cambiamenti litologici delle formazioni geologiche a livello di porosità (Knight, 1994). Per poter eliminare queste ambiguità, quindi, è di fondamentale importanza riuscire ad ottenere un'immagine del sito che sia antecedente alla contaminazione. L'uso del GPR, come metodo decisivo per il rilevamento e la quantificazione di un contaminante, è limitato da una mancanza di informazioni sugli effetti reali che il contaminante produce sulle proprietà dielettriche e quindi sulle immagini GPR che ne derivano. Per poter sfruttare al meglio tutte le potenzialità del metodo GPR sono necessari studi approfonditi in ambienti controllati da effettuarsi in laboratorio e elaborazioni di modelli teorici. Infatti, è impossibile prevedere la risposta GPR di un contaminante senza un'osservazione di laboratorio sui materiali saturi in situazioni fisiche e chimiche che rappresentano le condizioni in situ (Knight, 1994).

Per il rilevamento di DNAPL, negli ultimi anni, oltre al metodo GPR, sono state applicate con successo anche le misure elettriche. Esempi sull'uso della tomografia elettrica per monitorare

DNAPL nel sottosuolo sono scarsi (Chambers et al., 2010) e possono essere divisi in esperimenti di laboratorio in ambiente controllato e misure su siti già contaminati da tempo. Gli studi in laboratorio hanno mostrato come il DNAPL provochi un aumento della resistività (Weller et al., 1996; Daily et al., 1998; Chambers et al., 2004) in quanto i DNAPLs sono altamente resistivi (Lucius et al., 1992). Immagini di tomografia elettrica effettuata su siti contaminati sono descritti da Daily e Ramirez (1995), Newmark et al., (1998), Goes e Meekes (2004) e Cardarelli e Di Filippo (2009).

Cardarelli e Di Filippo (2009) ad esempio, hanno usato una combinazione di misure di resistività e polarizzazione indotta per studiare un sito contaminato da solventi clorurati rilevando anomalie correlabili alla presenza del DNAPL. Questi studi, hanno evidenziato comunque la difficoltà nel rilevamento del DNAPL utilizzando i metodi elettrici. Infatti, sia gli esperimenti in laboratorio che gli studi effettuati in situ, rilevano che la componente residua del DNAPL non ha forti effetti sulla resistività soprattutto in campagna dove alla difficoltà nell'individuazione del contaminante si aggiunge la complessità legata all'eterogeneità del mezzo indagato.

Un tipico sistema di contaminazione da DNAPLs è stato illustrato da Kueper and Frind (1991a). Durante l'immissione del DNAPL nel suolo, il contaminante migra attraverso la superficie come un fluido separato. Qualora il volume immesso sia stato in quantità sufficiente, il DNAPL penetra anche la falda continuando a migrare attraverso la zona satura in quanto la sua densità è maggiore di quella dell'acqua. In un mezzo saturo, il DNAPL si trova in fase separata dall'acqua e si infiltra tra i pori sostituendo l'acqua. Quando incontra una zona a più bassa permeabilità, il DNAPL, sempre in fase separata, rallenta il suo avanzamento e questo causa la formazione delle cosiddette "pozze" di contaminante ad alta saturazione (plume). Intorno al plume del DNAPL vi è la zona satura d'acqua che si scontra con le zone in cui vi è una minor saturazione di DNAPL. Infatti, lo spostamento dell'interfaccia fluido-fluido è legata ad una variazione locale di saturazione (Fenwick & Blunt, 1988). Si crea, quindi, come una zona di "transizione" tra il plume e la parte di sottosuolo non contaminato in cui si hanno zone sature di acqua e zone a più bassa saturazione di DNAPL che risultano come "intrappolate" (residui) (Lowry & Miller, 1995). Quindi si può dire che l'intero sistema DNAPL-sottosuolo che funge da sorgente di contaminazione è composto da residui e dal plume vero e proprio. Questo sistema DNAPL-sottosuolo giunge col tempo ad un equilibrio idrostatico (Grant G., 2005). Nella contaminazione da DNAPL entra in gioco anche il fenomeno della dissoluzione che coinvolge

la componente solubile del DNAPL. La dissoluzione permette la migrazione del DNAPL, che si trova quindi in fase disciolta, anche a distanze considerevoli e risulta una delle maggiori cause di contaminazione del sottosuolo essendo molto difficile da determinare e da quantificare. Dopo il rilascio nel sottosuolo, il DNAPL segue un complesso percorso di migrazione. Oltre a rimanere in parte intrappolato tra i pori, si verifica anche un trasferimento di massa in altre fasi presenti nel sistema (fase acquosa, vapore e solida) (Miller et al,1990). Infatti, il DNAPL anche se immiscibile, possiede molti componenti solubili in acqua a livelli molto superiori del limite concesso nelle acque potabili. Inoltre, molti componenti sono altamente volatili e possono separarsi e migrare con la fase gassosa così da diventare sorgente di contaminazione dell'atmosfera, del terreno e delle falde acquifere (Roy & Smith, 2007). Un esempio di scenario di contaminazione da DNAPL è illustrato in figura 1.1.

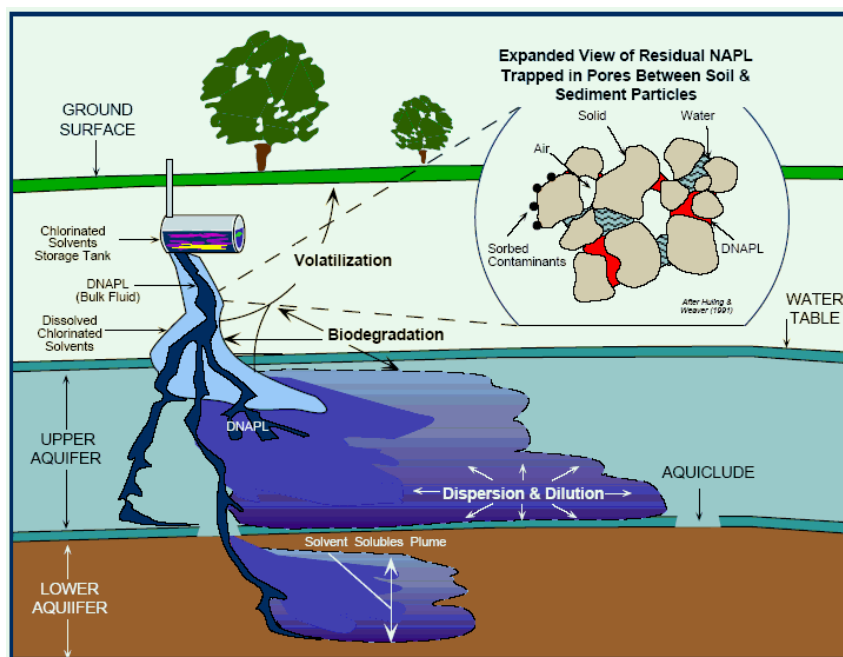


Fig. 1.1- Esempio di scenario di un sito contaminato da DNAPL. (Stewart R., 2008)

Il fenomeno della dissoluzione è il trasferimento di massa tra diverse fasi ed è un processo endotermico che segue i seguenti passi (Schwarzenbach et al., 1993): 1) rottura dei deboli legami tra le molecole del DNAPL; 2) formazione di una “cavità” all’interno della fase acquosa; 3) spostamento del soluto organico all’interno delle cavità create; 4) creazione di deboli legami tra il soluto organico e le circostanti molecole d’acqua. Mentre una quantità del plume (fase separata) del DNAPL si “trasferisce” nelle cavità della fase acquosa, un’altra quantità (fase disciolta) ritorna a far parte del plume. Quando queste due quantità diventano

uguali, si instaura un equilibrio dinamico e quindi la concentrazione di soluto nella fase acquosa è pari alla sua effettiva solubilità (Sale, 1998).

La zona di transizione è di complessa interpretazione in quanto la superficie di separazione tra la fase separata e la fase disciolta non è netta e probabilmente è quasi impossibile da individuare, in quanto, a livello macroscopico è decisamente instabile (Kueper & Frind, 1992). Essa dipende molto dai fattori di interazione fluido - sottosuolo e fluido- fluido (acqua-DNAPL). Il flusso dei fluidi nei mezzi porosi è determinato da forze legate alla gravità (correlate alle differenti densità dei fluidi presenti nel sottosuolo), alla viscosità e alla capillarità nella quale intervengono le forze di adesione tra il fluido e il mezzo poroso (Rose, 1960). In scala macroscopica, Imoff et al., (1993) hanno dimostrato attraverso alcuni esperimenti che la zona di transizione in cui non vi è equilibrio tra le due fasi, è dell'ordine di centimetri e dipende dalla velocità di infiltrazione del DNAPL considerato. A distanze maggiori di pochi centimetri, la concentrazione del soluto nella fase acquosa è uguale all'effettiva solubilità e al di là di questa distanza la percentuale di massa trasferita è pari a zero.

La percentuale del trasferimento di massa del DNAPL che viene in contatto con il sottosuolo dipende dall'area dell'interfaccia tra le fasi e dalla forza di spostamento del fluido. Una relazione che le lega è la seguente (Miller, Poirier-McNeill, & Mayer, 1990):

$$J = k_l(C_s - C) \quad (1)$$

dove J è il flusso della massa del soluto (DNAPL) da una fase solida, di vapore o di liquido immiscibile alla fase acquosa; k_l è il coefficiente di trasferimento di massa; C_s è la concentrazione della fase acquosa che corrisponde ad una condizione di equilibrio termodinamico con la fase di liquido immiscibile presente; C è la concentrazione della fase acquosa del soluto nella soluzione. Il trasferimento della fase acquosa del soluto è espressa come (Hoffman, 1971):

$$Q_n = q_n A_{da} \quad (2)$$

dove Q_n è la percentuale di volume del flusso di DNAPL dalla fase separata alla fase acquosa; q_n è un coefficiente specifico che indica il passaggio del DNAPL dalla fase separata alla fase

acquosa ed è assunto indipendente dal tempo; A_{da} l'area dell'interfaccia tra il DNAPL e la fase acquosa.

L'interfaccia A_{da} cambia nel tempo in relazione alla dissoluzione del DNAPL nella fase acquosa ed è difficile quantificarla in quanto è dovuta alla complessa natura eterogenea del mezzo poroso nel quale si immette il DNAPL (Pfannuch, 1984).

In scala microscopica, le “bolle” di DNAPL sono descritte come aventi un menisco con “testa” e “collo” tra il DNAPL e la fase acquosa (Mohanty et al., 1987). L'area dell'interfaccia tra il DNAPL e la fase acquosa in un dato volume di un mezzo poroso è funzione della testa e del collo del menisco (Fig. 1.2). Come si osserva in figura 1.2, la testa del menisco è in contatto con la fase acquosa in movimento invece il collo del menisco è in contatto solo con la parte immobile della fase acquosa che si trova tra il DNAPL stesso e la parte solida, i granuli. Ovviamente vi sarà una percentuale maggiore di massa di DNAPL che si scioglierà dalla testa del menisco rispetto a quella praticamente attaccata ai granuli (Wilson et al., 1989).

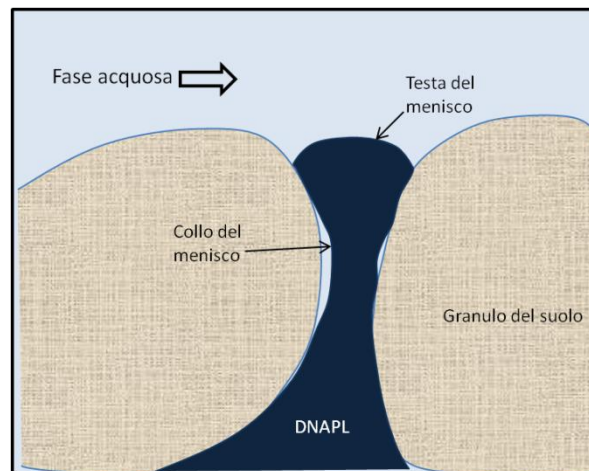


Fig. 1.2- Esempio di sezione che schematizza un DNAPL all'interno di un mezzo poroso.

Un'altra componente che incide fortemente sulla dissoluzione del DNAPL è la sua composizione chimica. Negli esperimenti controllati, si usa solitamente un DNAPL puro ovvero formato da un solo componente. Nei casi reali, invece, quasi sempre si ha a che fare con DNAPL multicomponenti quindi entra in gioco anche il fattore della differente solubilità dei vari componenti che formano il DNAPL. Infatti cambiamenti nella composizione della miscela del DNAPL, causati dalla dissoluzione, possono modificarne le proprietà fisiche (Roy

et al.,2004). In questi casi è usata la legge di Raoult per descrivere l'effettiva solubilità di ogni componente della miscela che è proporzionale alla frazione molare nel DNAPL:

$$p_i = x_i p_i^0 \quad (3)$$

dove p_i è la pressione parziale di un componente in una soluzione ad n componenti, ad una determinata temperatura T; p_i^0 è la pressione di vapore del componente puro alla stessa temperatura T.

La presenza degli accumuli del contaminante in una o più zone è stata confermata da indagini dirette in situ, ma finora non sono mai state condotte analisi in laboratorio su campioni di contaminante correlate con diverse indagini geofisiche (Bano, Loeffler, & Jean-François, 2009). È questo che si vuole affrontare nell'ambito della presente tesi di dottorato progettando un esperimento a piccola scala di laboratorio per poi passare eventualmente ad eseguire studi su siti contaminati.

1.3 Studio di sistemi multifase attraverso modelli teorici

L'effettiva permittività o conducibilità di qualsiasi sistema multicomponente dipende dalla permittività e conducibilità di ciascun componente, dalla geometria a livello microscopico dei materiali e dalla frazione di volume dei componenti. Il calcolo dell'effettiva permittività di una roccia costituita da due componenti è stato sviluppato da Shen et al. (1990) e da Lui e Shen (1993) che hanno proposto vari metodi di calcolo della permittività per questa tipologia di materiali usando un'estensione semplificata della serie di Fourier. Nei casi reali, però, ci troviamo in una situazione più complessa dove coesistono tre o più componenti sia in fase solida che liquida o gassosa, aventi grandi differenze di permittività. Vari metodi teorici sono stati proposti per determinare la costante dielettrica di materiali costituiti da più di due componenti. Ogni formulazione è basata su ipotesi della geometria dei componenti. I metodi più utilizzati per calcolare l'effettiva permittività della miscela costituita da tre componenti, nel nostro caso acqua, DNAPL e sabbia, sono: a) la formulazione di Bruggeman-Hanai-Sen (BHS); b) la formulazione di Lorentz-Lorenz, Clausius-Mossotti (LLCM); c) la formula di CRIM (complex refractive index method); d) la formulazione di Lichtnecker-Rother (LR).

a. La formulazione di BHS per un sistema a due componenti è la seguente:

$$\frac{\varepsilon_{eff} - \varepsilon_{c2}}{\varepsilon_{c1} - \varepsilon_{c2}} * \left(\frac{\varepsilon_{c1}}{\varepsilon_{c2}} \right)^c = \emptyset \quad (4)$$

Dove c è una costante dipendente dalla forma geometrica dei grani, se i grani hanno forma sferica allora $c=1/3$; ϵ_{c1} e ϵ_{c2} sono le costanti dielettriche rispettivamente del mezzo 1 e del mezzo 2; ϵ_{eff} è la costante dielettrica effettiva della miscela e ϕ è la porosità del mezzo.

Nel caso oggetto di studio della presente tesi ci si trova nella situazione di un sistema a tre componenti in cui il mezzo è saturo e la fase acquosa è continua, si considera come mezzo 1 l'acqua (ϵ_w) e come mezzo 2 il DNAPL (ϵ_D). Così la 4 diventa:

$$\frac{\epsilon_{wD}-\epsilon_D}{\epsilon_w-\epsilon_D} * \left(\frac{\epsilon_w}{\epsilon_{wD}}\right)^c = S_w \quad (4')$$

dove ϵ_{wD} è la costante dielettrica della miscela acqua-DNAPL e S_w il grado di saturazione di acqua.

Sostituendo la ϵ_{wD} con ϵ_{mix} ovvero la permittività della miscela acqua-DNAPL-sabbia si ottiene:

$$\frac{\epsilon_{mix}-\epsilon_g}{\epsilon_{wD}-\epsilon_g} * \left(\frac{\epsilon_{wD}}{\epsilon_{mix}}\right)^c = \phi \quad (4'')$$

dove ϵ_g è la permittività dei grani della sabbia.

b. La formulazione di LLCM per un sistema a due componenti è la seguente:

$$\frac{\epsilon_{eff}-\epsilon_{c1}}{\epsilon_{eff}+2\epsilon_{c1}} = \frac{\epsilon_{c2}-\epsilon_{c1}}{\epsilon_{c2}+2\epsilon_{c1}} (1 - \phi) \quad (5)$$

La ϵ_{eff} calcolata per un sistema a 3 componenti diventa:

$$\frac{\epsilon_{mix}-\epsilon_{wD}}{\epsilon_{mix}+2\epsilon_{wD}} = \frac{\epsilon_g-\epsilon_{wD}}{\epsilon_g+2\epsilon_{wD}} (1 - \phi) \quad (5')$$

c. La formulazione di CRIM per un sistema a tre componenti è la seguente:

$$\epsilon_{mix} = (\phi S_w \sqrt{\epsilon_w} + (1-\phi) \sqrt{\epsilon_g} + \phi S_D \sqrt{\epsilon_D})^2 \quad (6)$$

d. La formulazione di LR è la seguente:

$$\varepsilon_{mix}^c = \phi S_w \varepsilon_w^c + (1 - \phi) \varepsilon_g^c + \phi(1 - S_w) \varepsilon_D^c \quad (7)$$

Dove c è il fattore di cementazione e di solito vale $1/3$. Questa formulazione si utilizza nel caso di un modello con una geometria di mezzo stratificato (fino a tre strati). Per $c=0.5$ la formulazione di LR si riconduce a quella di CRIM.

I valori che si ottengono dalla formulazione di CRIM e da quella BHS sono molto vicini per porosità maggiori del 50% e minori del 10% (fig.1.3).

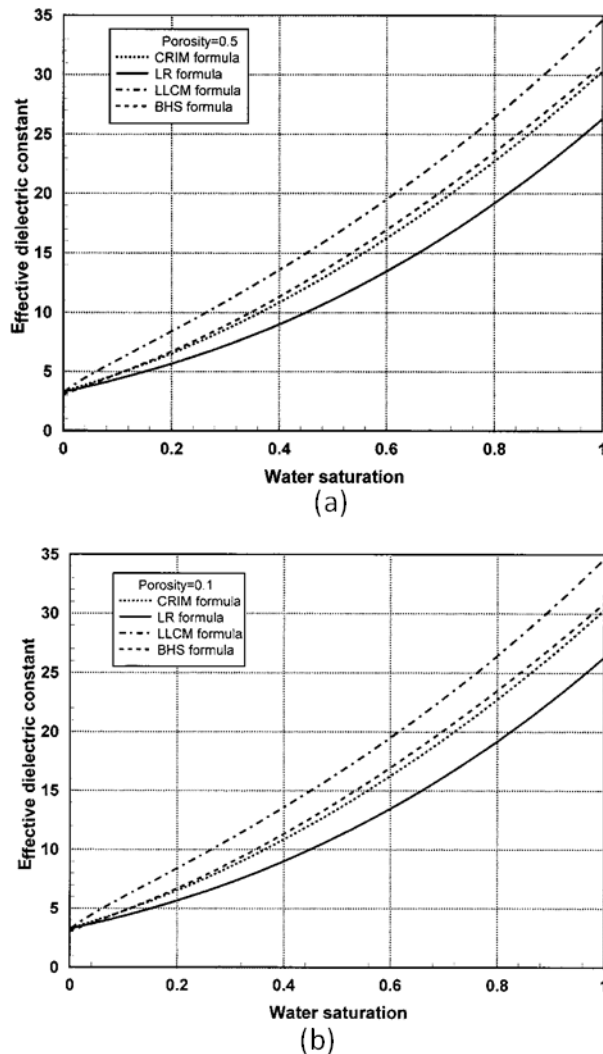


Fig. 1.3- (a) Confronto dei risultati della costante dielettrica in funzione della saturazione per le differenti formulazioni quando la porosità è 50%. (b) Confronto dei risultati della costante dielettrica in funzione della saturazione per le differenti formulazioni quando la porosità è 10%. (Kezhen & Liu, 2000).

I programmi di simulazione del GPR sono stati sviluppati per analizzare le risposte del sottosuolo in funzione delle proprietà fisiche e geometriche dei materiali nel sottosuolo (Powers and Olhoeft, 1995; Giannopoulos, 2005). I modelli GPR simulano le riflessioni e diffrazioni dell'onda EM per determinate condizioni del sottosuolo. I modelli di sistemi multifase (aria, acqua, sabbia, DNAPL) sono utili per poter creare casi di studio a differenti condizioni di saturazione, porosità, geometrie per aiutare ad interpretare e validare i risultati ottenuti dal caso reale.

Sono stati sperimentati vari modelli per sistemi multifase, basati su formulazioni empiriche (Topp, Davis, & Annan, 1980), che sono serviti per calcolare l'effettiva costante dielettrica di una miscela di materiali a due o tre componenti.

Bibliografia

Annan, A.P., 2005, Ground penetrating radar, in near surface geophysics, in D.K. Butler (eds), Society of Exploration Geophysicists, Tulsa, OK, USA, Investigations in Geophysics No.013,pp. 357-438.

Annan, A.P., Bauman, P., Greenhouse, J.P., and Redman, J.D.,1991. Geophysics and DNAPLs. *Proceedings of the Fifth National Outdoor Action Conference*, The National Well Water Association, Las Vegas, Nevada, May 13-16.

Baker, J., & Allmaras, R., 1990. System for automating and multiplexing soil moisture measurement by time-domain reflectometry. *Soil Sci.Soc.Am.J.* , 54, 1-6.

Bano, M., Loeffler, O., & Jean-François, G. ,2009. Ground penetrating radar imaging and time-domain modelling of the infiltration of diesel fuel in a sandbox experiment. *Geoscience* 341 , 846-858.

Brewster, M., & Annan, P. ,1994. Ground-penetrating radar monitoring of a controlled DNAPL release: 200 MHz radar. *Geophysics* , 59, 1211-1221.

Brewster M.L., Annan A.P., Greenhouse JP, Kueper BH, Olhoeft GR, et al., 1995. Observed migration of a controlled DNAPL release by geophysical methods. *GroundWater* 33, 977-87.

Cardarelli, E., Di Filippo, G., 2009. Electrical resistivity and induced polarization tomography in identifying the plume of chlorinated hydrocarbons in sedimentary formation: a case study in Rho (Milan-Italy). *Waste Management & Research* 27 (6), 595-602.

Chambers, J.E., Loke, M.H., Ogilvy, R.D., Meldrum, P.I., 2004. Noninvasive monitoring of DNAPL migration through a saturated porous medium using electrical impedance tomography. *Journal of Contaminant Hydrology* 68 (1-2), 1-22.

- Chambers J.E., Wilkinson P.B., Wealthall G.P., Loke M.H., Dearden R., Wilson R., Allen D., Ogilvy R.D., 2010. Hydrogeophysical imaging of deposit heterogeneity and groundwater chemistry changes during DNAPL source zone bioremediation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 118, 43-61.
- Daily, W., Ramirez, A., 1995. Electrical resistance tomography during in-situ trichloroethylene remediation at the Savannah River Site. *Journal of Applied Geophysics* 33 (4), 239–249.
- Daily, W., Ramirez, A., Johnson, R., 1998. Electrical impedance tomography of a perchloroethylene release. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics* 2 (3), 189–201.
- Fenwick, D.H., and M.J. Blunt, 1998. Three-dimensional modelling of three phase imbibition and drainage, *Advances in Water Resources*, **21**(2), 121-143.
- Giannopoulos A., 2005. GprMax2D/3D. Electromagnetic simulator for ground probing radar. 439 <http://www.gprmax.org>.
- Goes, B.J.M., Meekes J.A.C., 2004. An effective electrode configuration for the detection of DNAPLs with electrical resistivity tomography. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics* 9 (3), 127–141.
- Grant, G., 2005. The Evolution of Complex DNAPL Releases: Rates of Migration and Dissolution. University of Edinburgh. PhD Thesis.
- Hofstee, C., Dane J.H., and Hill W.E., 1997. Three fluid retention in porous media involving water, PCE and air, *Journal of Contaminant Hydrology*, 25, 235-247.
- Imhoff, P.T., Jaffe P.R. and Pinder G.F., 1993. An experimental study of complete dissolution of a nonaqueous phase liquid in saturated porous media. *Water Resources Research*, 30(2), 307-320.
- Imhoff, P.T., Mann A.S., Mercer M., and Fitzpatrick M., 2003. Scaling DNAPL migration from the laboratory to the field. *Journal of Contaminant Hydrology*, 64, 73- 92.
- Johnson, R. H. and Poeter, E. P., 2003 in Chapters 2 and 3, 2003a. Interpreting DNAPL saturations in a laboratory-scale injection with GPR data and direct core measurements. In Chapter 5 of U. S. Geological Survey Open File Report, in review.

- Jordan, T., Baker, G., Henn, K., & Messier, J., 2004. Using amplitude variation with offset and normalized residual polarization analysis of ground penetrating radar data to differentiate an NAPL release from stratigraphic changes. *Journal of Applied Geophysics* 56 , 41-58.
- Kezhen, H., & Liu, C. R., 2000. Theoretical Study of the Dielectric Constant in Porous Sandstone Saturated with Hydrocarbon and Water. *Geoscience and Remote Sensing* , 38 (3), 1328-1336.
- Knight, J., 1994. Sampling volume of TDR probes used for water content monitoring: Theoretical investigation. *TDR Applications in Soil Science*. Foulum, Denmark: Danish Institute for Plant and Soil Science.
- Kueper, B.H., W. Abbot, and G. Farquhar, Experimental observations of multiphase flow in heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 5, 83-95, 1989.
- Kueper, B.H., and E.O. Frind, 1988. An overview of immiscible fingering in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2, 95-110.
- Kueper, B.H., and E.O. Frind, 1991a. Two phase flow in heterogeneous porous media: 1. Model development, *Water Resources Research*, 27(6), 1049-1057.
- Kueper, B.H., and Frind E.O., 1992. Numerical modelling of multiphase / multicomponent flow and transport in porous media: *An overview, in: Proceedings of the International Conference on Subsurface Contamination by Immiscible Fluids*, Calgary, Canada, April 18-20.
- Liu C. and Shen L. C., 1993. Dielectric constant of two-component, two-dimensional mixtures in terms of Bergman-Milton simple poles. *J. Appl. Phys.*, vol. 73, pp. 1897–1903..
- L. C. Shen, C. Liu, J.Korringe, and K. J. Dunn, 1990. Computation of conductivity and dielectric constant of periodic porous media. *J. Appl. Phys.*, vol. 67, pp. 7071–7081.
- Lowry, M.I., and C.T. Miller, Pore scale modelling of nonwetting phase residual in porous media, *Water Resources Research*, 31(3), 455-473, 1995.
- Lucius, J.E., G.R. Olhoeft, P.L. Hill, and S.K. Duke, 1992, Properties and hazards of 108 selected substances — 1992 edition. Open-File Report 92-527, U. S. Geological Survey.

- McCray, J.E. and Brusseau, M.L, 1998. Cyclodextrin-enhanced in-situ flushing of multiple component immiscible organic-liquid contamination at the field scale: Mass removal effectiveness, *Environ. Sci. Tech.*, 32(9), 1285-1293.
- Miller, C. T., Poirier-McNeill, M., & Mayer, A. ,1990. Dissolution of Trapped Nonaqueous Phase Liquids: Mass Transfer Characteristics. *Water Resources Research* , 26 (11), 2783-2796.
- Mohanty, K., Davis, H., & Scriven, L. ,1987. Physics of oil entrapment in water-wet rock. *SPE Reservoir Eng.* , 2, 113-128.
- Newmark, R.L., Daily, W.D., Kyle, K.R., Ramirez, A.L., 1998. Monitoring DNAPL pumping using integrated geophysical techniques. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics* 3 (1), 7–13.
- Orlando, L. ,2002. Detection and analysis of LNAPL using the instantaneous amplitude and frequency of ground penetrating radar data. *Geophysical Prospecting* 50 , 27-41.
- Pankow, J.F., S. Feenstra, J.A. Cherry, and M.C. Ryan, Dense chlorinated solvents in groundwater: Background and history of the problem, in: *Dense Chlorinated Solvents and Other DNAPLs in Groundwater*, J.F. Pankow, and J.A. Cherry (Eds.), Waterloo Press, Portland, Oregon, pp. 1-46, 1996.
- Pfannkuch, H., 1984. Ground water contamination by crude oil at the Bemidji, Minnesota, research site: U.S. Geological Survey Toxic Waste-Groundwater Contamination Study. *Toxic-Waste Technical Meeting*. Reston: U.S. Geol. Surv.
- Rose, W., 1960. Microscopic aspects of capillary imbibition, Society of Petroleum Engineers AIME, SPE Paper 1549G.
- Roy, J., & Smith, J., 2007. Multiphase flow and transport caused by spontaneous gas phase growth in the presence of dense non-aqueous phase liquid. *Journal of Contaminant Hydrology* , 89, 251-269.
- Roy, J., Smith, J., & Gillham, R., 2004. laboratory evidence of natural remobilization of multicomponent DNAPL pools due to dissolution. *Journal of Contaminant Hydrology* , 74, 145-161.
- Sale, T., Interphase mass transfer from single component DNAPLs, Ph.D. thesis, Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado, USA, 1998.
- Schwarzenbach, R., P.M. Gschwend, and D.M. Imboden, *Environmental Organic Chemistry*, John Wiley and Sons, New York, N.Y., 1983.

Stewart R., 2008. Environmental Science in the 21st Century : “ Groundwater Remediation”. Texas A&M University.

Topp, G., Davis, J., & Annan, A. ,1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water Resources Research* , 16 (3), 574-582.

Weller, A., Grubne, M., Seichter, M., Borner, F.D., 1996. Monitoring hydraulic experiments by complex conductivity tomography. *European Journal of Environmental and Engineering Geophysics* 1, 209–228.

Wilson, J., Conrad, S., Mason, W., Peplinski, W., & Hagan, E., 1989. *Laboratory investigation of residual organics from spills, leaks, and the disposal of hazardous wastes in groundwater*. Ada, Oklaoma: Robert S. Kerr Lab, U.S. Environ. Prot. Agency.

Capitolo 2- Fondamenti di teoria

Abstract

In this chapter we discuss with the theoretical aspects related to the GPR method, the electric resistive method and TDR. These three methods have been used in the laboratory with the aim of detecting the presence of a contaminant introduced within a saturated medium and to monitor its migration.

Riassunto

In questo capitolo si trattano gli aspetti teorici relativi al metodo GPR, al metodo elettrico e al TDR. Questi tre metodi sono stati utilizzati in laboratorio con l'obiettivo di rilevare la presenza di un contaminante immesso all'interno di un mezzo saturo e di monitorare la sua migrazione.

2.1 Il metodo GPR

2.1.1 Ground Penetrating Radar : fondamenti di teoria

Il Ground Penetrating Radar (GPR) sfrutta la diversità delle proprietà di propagazione delle onde elettromagnetiche (EM) in un mezzo per produrre immagini ad alta risoluzione dell'oggetto o dell'area indagata. Il GPR emette tramite un'antenna trasmittente un impulso elettromagnetico ad alta frequenza che si propaga nel mezzo. La propagazione del segnale radar dipende dalle proprietà elettriche del mezzo. Le variazioni nelle proprietà elettriche del suolo sono di solito associate ai cambiamenti del contenuto in volume di acqua (Topp, Davis, & Annan, 1980) che, a sua volta, dà luogo alle riflessioni radar. Nelle rocce, il radar è sensibile alle variazioni litologiche e ai fluidi contenuti nei pori. La variazione delle proprietà elettriche del terreno fa sì che parte del segnale trasmesso venga riflesso. Il segnale riflesso da strati, manufatti, oggetti, disomogeneità, ecc.. viene captato da un'antenna ricevente. Il segnale all'antenna ricevente viene poi amplificato e campionato nel dominio del tempo e successivamente inviato ad un'unità, sincronizzata con l'antenna ricevente, e digitalizzato, ottenendo così la registrazione delle variazioni nel tempo del campo EM. Le proprietà elettriche dei mezzi attraversati determinano la velocità del segnale radar, l'attenuazione e

l'entità dell'energia riflessa appunto dalle discontinuità elettromagnetiche. In base al tempo di percorrenza dell'onda (in nsec), nota la velocità, si può calcolare la profondità dell'oggetto riflettente. La propagazione dell'onda EM è legata, infatti, alle proprietà elettriche del mezzo considerato quali la conducibilità elettrica, permittività e permeabilità magnetica. La propagazione è condizionata da:

1. velocità dell'onda EM, che determina il tempo di propagazione dell'impulso attraverso il materiale.
2. impedenze elettromagnetiche che determinano le distribuzioni dell'energia sulle onde riflesse, rifratte e diffratte.
3. conducibilità elettrica del mezzo attraversato che controlla l'attenuazione del segnale.

Alla base della fisica del GPR vi sono le equazioni di Maxwell (8, 9, 10, 11) che descrivono il campo EM e le relazioni costitutive (12, 13, 14) che descrivono le proprietà dei materiali come risposta al campo EM.

$$\vec{\nabla} \times \vec{E} = -\frac{\partial \vec{B}}{\partial t} \quad (8)$$

$$\vec{\nabla} \times \vec{H} = \vec{J} + \frac{\partial \vec{D}}{\partial t} \quad (9)$$

$$\vec{\nabla} \cdot \vec{D} = q \quad (10)$$

$$\vec{\nabla} \cdot \vec{B} = 0 \quad (11)$$

Dove \vec{E} è il vettore campo elettrico (V/m); q è la densità di carica elettrica (C/m^3); \vec{B} è il campo induzione magnetica (T); \vec{J} è il vettore densità di corrente (A/m^2); \vec{H} è il vettore campo magnetico (A/m); \vec{D} è il campo di induzione spostamento elettrico (C/m^2) e t è il tempo (s).

$$\vec{J} = \sigma \vec{E} \quad (12)$$

$$\vec{D} = \epsilon \vec{E} \quad (13)$$

$$\vec{B} = \mu \vec{H} \quad (14)$$

nei mezzi materiali isotropi ed omogenei

Dove σ è la conducibilità elettrica; ϵ la permittività e μ la permeabilità magnetica.

Per i corpi anisotropi le costanti scalari σ , ε e μ sono sostituite da tensori.

Il campo elettrico di un'onda che si propaga in direzione dell'asse z può essere descritto da due componenti ortogonali (Balanis, 2012):

$$E_{x(z,t)} = E_{x0} e^{-\alpha z} \cos(kz - \omega t + \beta_x) \quad (15)$$

$$E_{y(z,t)} = E_{y0} e^{-\alpha z} \cos(kz - \omega t + \beta_y) \quad (15')$$

Dove α rappresenta la costante di attenuazione, k il numero d'onda, ω la pulsazione, β la fase, E_{x0} e E_{y0} le ampiezze massime rispettivamente delle componenti E_x e E_y .

Date le proprietà del mezzo (σ , ε , μ), si possono determinare le equazioni per la costante di attenuazione e di fase.

La conducibilità elettrica è l'attitudine di un materiale a lasciarsi percorrere da una corrente ed è quindi influenzata dalla resistività del mezzo. Può essere espressa nella forma

$$\sigma = \frac{1}{\rho} \quad (16)$$

Dove ρ è la resistività elettrica (Ωm).

La conducibilità σ determina il fattore di attenuazione e la profondità di penetrazione è quindi funzione della stessa.

Considerando la costante complessa γ definita come costante di propagazione:

$$\gamma^2 = j\omega\mu(\sigma + j\omega\varepsilon) = (\alpha + j\beta)^2 = \alpha^2 + j2\alpha\beta - \beta^2, \quad (17)$$

dove ω è la frequenza angolare che vale $2\pi f$.

Si ricava dalla (16) la costante di attenuazione α :

$$\alpha = \omega \sqrt{\frac{\mu\varepsilon}{2} \left[\sqrt{1 + \left(\frac{\sigma}{\omega\varepsilon}\right)^2} - 1 \right]}, \quad (18)$$

e la costante di fase β :

$$\beta = \omega \sqrt{\frac{\mu\varepsilon}{2} \left[\sqrt{1 + \left(\frac{\sigma}{\omega\varepsilon}\right)^2} + 1 \right]}, \quad (19)$$

Per i materiali dielettrici il fattore di attenuazione si definisce come:

$$\tan \alpha = \frac{\sigma}{2\pi f \varepsilon_0 \varepsilon_r} \quad (20)$$

Dove f è la frequenza dell'onda (Hz); ε_0 è la permittività nel vuoto (8.89×10^{-12} F/m) e ε_r la permittività relativa.

La permittività ε è una proprietà elettrica del materiale che misura la sua predisposizione a polarizzarsi quando viene applicato un campo elettrico, ed è in generale funzione della frequenza del campo. La permittività relativa o costante dielettrica complessa è espressa come:

$$\varepsilon^* = \varepsilon' + i\varepsilon'' \quad (21)$$

Dove ε' è la parte reale della costante dielettrica e ε'' la parte immaginaria e descrive la dissipazione di energia nel mezzo. Spesso si divide la ε'' nella componente data dall'alta frequenza e dalla componente funzione della conduttività:

$$\varepsilon^* = \varepsilon' + i \left[\varepsilon'' + \frac{\sigma}{\omega \varepsilon_0} \right] \quad (22)$$

Dove ω è la frequenza angolare che vale $2\pi f$. ε'' è un fattore di dissipazione che dipende dalla frequenza.

Considerando solo la parte reale della permittività relativa, essa è definita come

$$\varepsilon_r = \frac{\varepsilon}{\varepsilon_0} \quad (23)$$

La ε_r determina la velocità di propagazione e la lunghezza d'onda λ e dipende dal numero di particelle polarizzate nell'unità di volume.

La permeabilità magnetica μ (H/m) viene spesso scritta nella forma

$$\mu = \mu_0 \mu_r \quad (24)$$

Dove μ_0 è la permeabilità magnetica nel vuoto (1.25×10^{-6} H/m) e μ_r la permeabilità relativa (nel vuoto=1).

Nella maggior parte delle applicazioni del GPR, variazioni di ϵ e σ sono molto importanti, invece le variazioni di μ sono raramente interessanti. Il metodo GPR è efficace nei materiali con una conducibilità bassa, in quanto nei mezzi altamente conduttivi, come ad esempio un sottosuolo particolarmente conduttivo, la penetrazione del segnale GPR è scarsa. La velocità di propagazione (v) è, insieme all'attenuazione (α) e all'impedenza EM (Z) descrivono la propagazione delle onde ad alta frequenza in un mezzo. La velocità di propagazione v è definita genericamente come:

$$v = \frac{\lambda}{T} = \lambda \cdot f \quad (25)$$

Dove il periodo T è il tempo impiegato dall'onda per percorrere la distanza λ e f è la frequenza (Hz).

Per materiali dielettrici, omogenei ed isotropi la velocità di propagazione è legata alla parte reale della costante dielettrica e può essere espressa come:

$$v = \frac{1}{\sqrt{\epsilon \cdot \mu}} = \frac{c}{\sqrt{\epsilon_r}} \quad (26)$$

Dove c è la velocità della luce nel vuoto (3×10^8 m/s). In figura 2.1 si può vedere l'andamento della velocità in funzione della frequenza per differenti conducibilità.

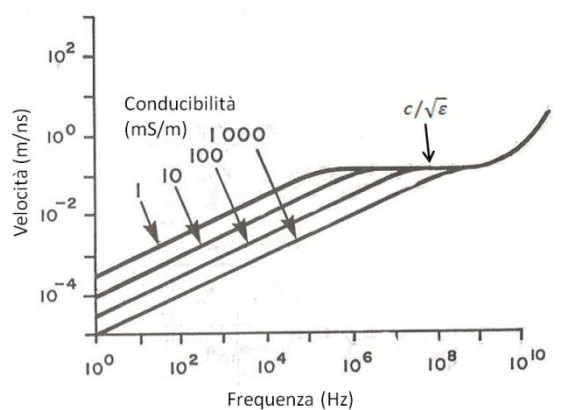


Fig. 2.1 - Relazione tra velocità e frequenza a diverse conducibilità (Davis & Annan, 1989).

In tabella 2.1 si fornisce un quadro dei valori di ϵ_r e della velocità delle onde EM per diversi mezzi, sia saturi che asciutti.

Tabella 2.1- Valori di permittività e di velocità delle onde EM per alcuni materiali.

Materiali	ϵ_r	v (m/ns)
Aria	1	0.30
Acqua distillata	80	0.033
Acqua dolce	80	0.033
Acqua di mare	80	0.01
Sabbia asciutta	3÷5	0.15
Sabbia satura	20÷30	0.06
Calcari	4÷8	0.12
Scisti	5÷15	0.09
Fango	5÷30	0.07
Argille	5÷40	0.06
Granito	4÷6	0.13

La propagazione delle onde EM è fortemente influenzata dal grado di saturazione del mezzo e in più la salinità dell'acqua, aumentando la conducibilità del mezzo comporta un aumento del fattore di attenuazione. La composizione granulometrica del terreno è anch'essa un fattore importante in quanto la presenza di materiali conduttori come per esempio le argille aumentano l'attenuazione del segnale.

È evidente che se la velocità di propagazione può essere misurata, si può facilmente derivare da essa la profondità o lo spessore del mezzo indagato (27):

$$d = v \frac{t}{2} \quad (28)$$

Dove t è il tempo di percorrenza dell'onda da e per l'oggetto. Nelle indagini radar, il tempo è misurato in nanosecondi (10^{-9} s) in quanto i percorsi effettuati dall'onda sono relativamente brevi. Come si può vedere dalla relazione (26) la velocità di propagazione aumenta al

decrescere del valore della permittività, all'aumentare della velocità di propagazione nel mezzo aumenta anche la lunghezza d'onda λ (27), secondo la relazione:

$$\lambda = \frac{v}{f} \quad (28)$$

dove f è la frequenza (Hz).

Alla frequenza è legata anche l'attenuazione α (29), che cresce al crescere della frequenza stessa (Fig. 2.1).

$$\alpha = \sqrt{\frac{\mu}{\varepsilon}} \cdot \frac{\sigma}{2} = Z_0 \cdot \frac{\sigma}{2 \cdot \sqrt{\varepsilon_r}} \text{ dB/m} \quad (29)$$

Dove Z_0 è l'impedenza EM nel vuoto (30):

$$Z_0(\Omega) = \sqrt{\frac{\mu_0}{\varepsilon_0}} = 377 \quad (30)$$

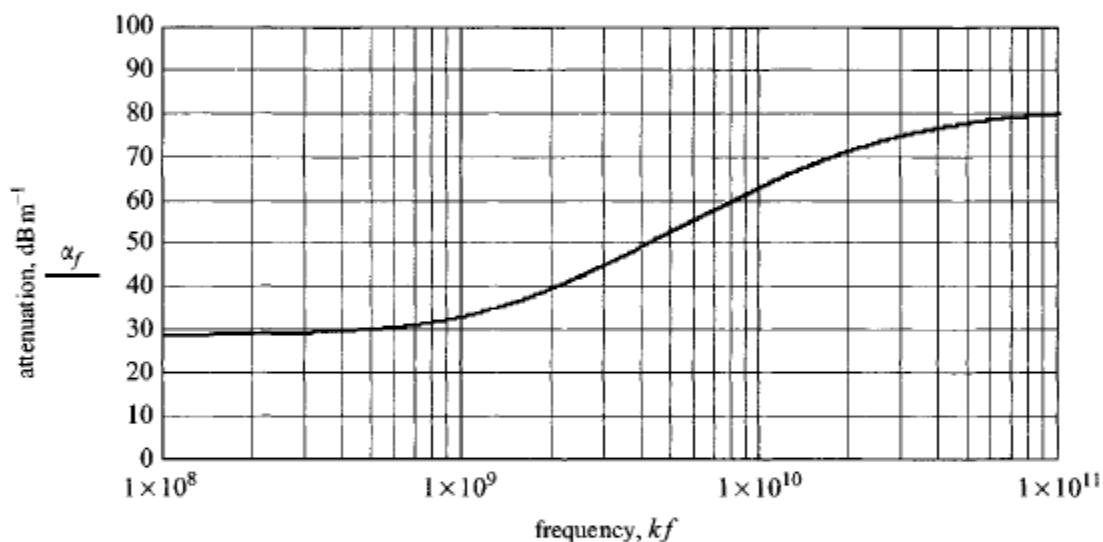


Fig. 2.2- Attenuazione come funzione della frequenza in un mezzo

Si può dire che il fattore di attenuazione α è uno delle principali componenti da tenere in considerazione prima di pianificare un'indagine GPR.

2.1.2 La polarizzazione dell'onda EM

Come accennato precedentemente, il metodo GPR si basa sull'analisi del segnale riflesso e/o scatterato. I coefficienti di riflessione e di trasmissione descrivono insieme alla legge di Snell (33) il comportamento dell'onda in presenza di un'interfaccia che divide due mezzi con diverse impedenze elettromagnetiche (Jackson, 1962; Born, Born & Wolf, 1980).

In particolare grazie alle leggi di Fresnel è possibile calcolare come l'intensità di un raggio d'onda incidente su una superficie venga ripartito tra riflessa e rifratta (Strattom, 1941). Il coefficiente di riflessione R è dato da:

$$R = \frac{I_r}{I_i} \quad (31)$$

Dove I_r è l'intensità del raggio riflesso e I_i quella del raggio incidente. Il coefficiente di trasmissione è dato da:

$$T = \frac{I_t}{I_i} \quad (32)$$

I coefficienti di Fresnel indicano di quanto le ampiezze dell'onda EM varino quando questa attraversa l'interfaccia tra due materiali differenti. La direzione dell'onda EM cambia in accordo con la legge di Snell (33):

$$\frac{\sin \theta_1}{v_1} = \frac{\sin \theta_2}{v_2} \quad (33)$$

Dove v_1 e v_2 sono le velocità rispettivamente nel primo e nel secondo mezzo; θ_1 è l'angolo di incidenza e θ_2 l'angolo di rifrazione (Fig. 2.3).

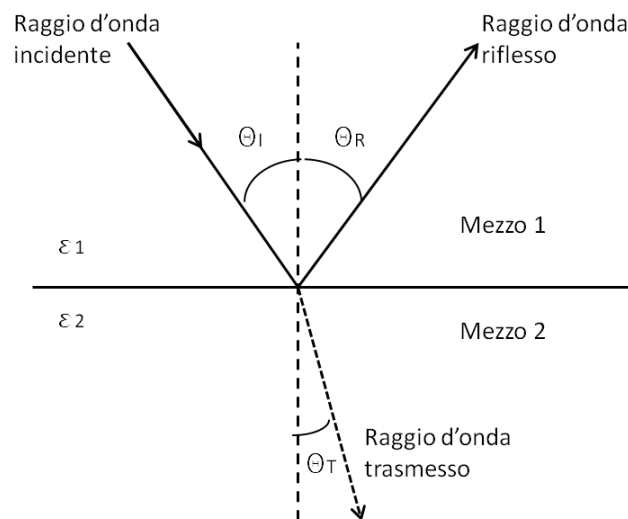


Fig. 2.3- Schema che illustra il segnale riflesso e trasmesso nel caso di due mezzi separati da un interfaccia orizzontale piana.

La polarizzazione di un'onda EM è una proprietà di fondamentale importanza per la tecnica GPR perché permette di ottenere risultati migliori nel rilevamento di oggetti interrati. La conoscenza delle proprietà della polarizzazione delle antenne GPR e dei targets può essere usata per pianificare al meglio le indagini GPR. Ad oggi, in ogni caso, la maggior parte dei dati GPR sono raccolti con antenne a singola polarizzazione (Roberts & Daniels, 1996). La configurazione più comune utilizzata per un'antenna bistatica è la modalità co-polarizzata (II), ovvero con le l'antenna trasmittente e ricevente orientate parallelamente tra loro e perpendicolari alla direzione di movimento. Questa modalità è indicata maggiormente per targets con interfaccia orizzontale o con asse orientato parallelamente all'asse maggiore dell'antenna. La configurazione (II) è poco sensibile ai campi scatterati depolarizzati. Per questo tipo di campi è stato studiato che la soluzione migliore si ottiene con l'utilizzo di antenne cross-polarizzate (Roberts & Daniels, 1996). La polarizzazione del segnale misurato dall'antenna ricevente è funzione della polarizzazione dell'antenna trasmittente e delle proprietà di scattering del target. Infatti si può dire che la polarizzazione varia in funzione dell'orientamento relativo tra l'antenna ricevente e la trasmittente e l'orientamento degli oggetti da individuare (Daniels et al., 2003). La polarizzazione descrive la magnitudo e la direzione del campo elettromagnetico come funzione del tempo e dello spazio. Con il variare del tempo, il campo EM varia sinusoidalmente (campo EM alternato) e la polarizzazione può essere classificata come lineare, circolare o ellittica. Un'onda si dice possedere una polarizzazione piana o lineare (secondo un asse) se il suo campo elettrico è orientato in una direzione fissa. In un'onda elettromagnetica, campo elettrico e magnetico, sono tra di loro ortogonali (oltreché trasversali cioè ortogonali alla direzione di propagazione). Infatti alle onde EM non dà alcun contributo la componente del campo parallela alla direzione di propagazione (Mencuccini & Silvestrini, 2002). Se il vettore campo elettrico E ruota con una velocità angolare ω intorno alla direzione di propagazione e il suo estremo libero disegna una circonferenza o un'ellisse allora l'onda è polarizzata circolarmente o ellitticamente.

Come già detto, le risposte GPR dipendono fortemente dalla disposizione geometrica relativa tra l'antenna trasmittente e quella ricevente e tra la ricevente e la superficie dei riflettori. Lutz et al. (2012) hanno evidenziato, in alcuni loro studi, come la scelta di utilizzare antenne multicomponenti, ovvero antenne co-polarizzate (con i dipoli trasmittente e ricevente paralleli tra loro) e cross-polarizzate, (con i dipoli trasmittente e ricevente perpendicolari tra loro) sia la scelta migliore in quanto permette di migliorare le immagini ottenute e la loro interpretazione. Molte indagini hanno dimostrato la possibilità di usare le proprietà di

polarizzazione di dati GPR multicomponenti per definire la forma, le dimensioni, l'orientazione e le proprietà elettriche di oggetti sepolti (Van Gestel and Stoffa, 2001; Radzevicius and Daniels, 2000; Soon et al., 2001). Gli altri vantaggi dell'uso di antenne cross-polarizzate sono quelli del rilevamento di riflettori irregolari (Luzitano & Ulrych 1994, 1996) e il miglioramento delle immagini GPR dovuto al differente accoppiamento dell'antenna (Radzevicius et al, 2000 a,b). Di conseguenza, nelle applicazioni pratiche, particolare attenzione deve essere posta nella scelta della configurazione dei dipoli, prendendo in considerazione le proprietà di polarizzazione delle due antenne e del target indagato (Capizzi & Cosentino, 2008).

Alcuni autori (Balanis, 2012; Roberts & Daniels, 1996; Radzevicius & Daniels, 2000) hanno studiato la polarizzazione del campo EM scatterato per semplici riflettori (riflettori con interfacce piane o cilindri di diverse dimensioni e materiali). Questi studi sono stati condotti considerando l'onda incidente polarizzata sia per la componente TE (elettrica trasversale) in figura 2.4b, perpendicolare rispetto al piano di propagazione, sia per la componente TM (magnetica trasversale) in figura 2.4a parallela rispetto al piano di propagazione dell'onda, ed hanno portato a chiarificare alcuni aspetti sulla scelta della tipologia di configurazione di antenne da utilizzare in relazione al target da individuare (Lutz, Garambois, & Perroud, 2003) (Figg. 2.5 e 2.6).

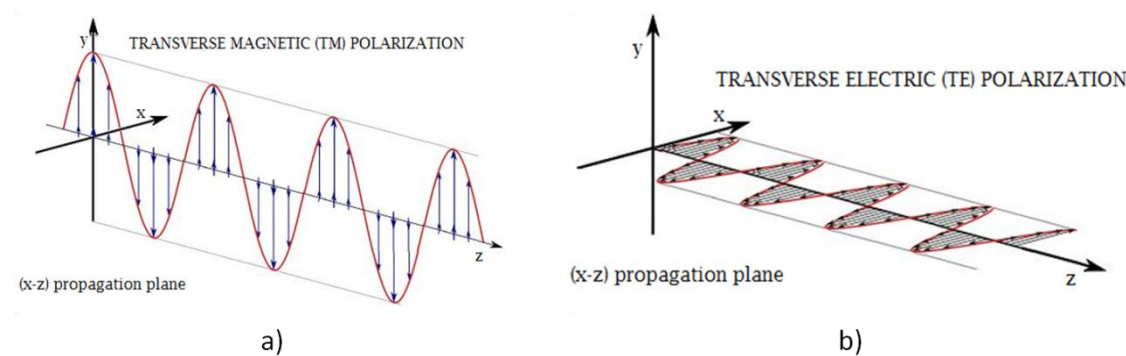


Fig. 2.4 - in a) la componente magnetica trasversale TM dell'onda elettromagnetica e in b) la componente elettrica trasversale TE.

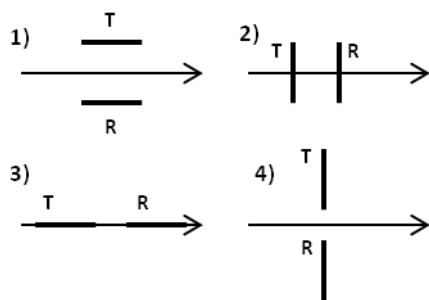


Fig. 2.5- Influenza delle antenne rispetto alla direzione di acquisizione. Con T antenna trasmittente; R antenna ricevente. 1)T e R parallele alla direzione di acquisizione in modalità TM; 2)T e R perpendicolari alla direzione di acquisizione in modalità TE; 3)T e R paralleli alla direzione di acquisizione in modalità TE; 4) T e R perpendicolari alla direzione di acquisizione in modalità TM.

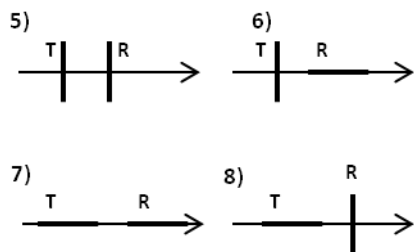


Fig. 2.6- Influenza dell' antenna ricevente rispetto alla trasmittente. 5)T e R parallele : modalità co-polarizzata TE 6)R perpendicolare a T in modalità cross-polarizzata TE ; 7)T e R parallele in modalità co-polarizzata TM; 8) R perpendicolare a TE in modalità cross-polarizzate TM.

In figura 2.7 si mostra un esempio di un oggetto di forma circolare cilindrica che può provocare scattering dell'onda EM. La polarizzazione dipende dalla natura dell'oggetto, oltre che dalla sua forma. Se si pensa al DNAPL, presente all'interno di un mezzo, come un "oggetto" dielettrico di forma irregolare e non ben definita, si può dedurre che esso può provocare certamente lo scattering di una sorgente. Lo studio del rilevamento di DNAPL attraverso l'uso di sistemi multicomponente quindi potrebbe restituire una più ricca e completa informazione sul mezzo indagato.

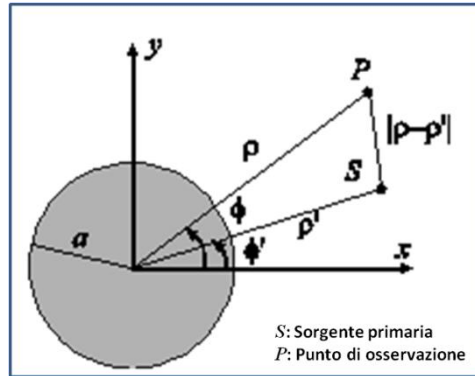


Fig. 2.4- Esempio di oggetto dielettrico di forma circolare cilindrica che provoca scattering dell'onda EM.

2.1.3 Pianificazione di un'indagine con il metodo GPR

Prima di programmare un'indagine GPR bisogna considerare alcuni fattori: 1) il fattore dell'attenuazione α ; 2) la profondità di indagine in relazione alla risoluzione e 3) la quantità di disturbo (noise) generato da fili di linee elettriche o da altri tipi di sorgenti antropogeniche (Davis & Annan, 1989).

1. Il valore attenuazione α descrive l'abilità di un mezzo a trasmettere un impulso EM e quando la conduttività di un materiale geologico cresce, l'attenuazione dell'impulso EM aumenta. Infatti, ad esempio, se prendiamo in esame un materiale argilloso, quindi elettricamente conduttivo, esso non è particolarmente adatto ad essere indagato tramite il metodo GPR. Knight (2001) afferma che il metodo GPR può avere massime prestazioni nei materiali sabbiosi e ghiaiosi con un contenuto di argilla inferiore al 5%. Nel caso delle sperimentazioni effettuate nella tesi di dottorato, sono stati utilizzati materiali sintetici con contenuto nullo di argilla.
2. La risoluzione è la capacità del sistema di distinguere due segnali molto prossimi (nel tempo e nello spazio) tra loro. Da questo possiamo definire la risoluzione verticale e laterale.

Risoluzione verticale. La risoluzione verticale permette di conoscere la sensibilità dello strumento di distinguere due segnali adiacenti, riconoscendoli come eventi diversi. Più breve sarà l'impulso, migliore sarà la risoluzione. Il criterio per distinguere due differenti ondate (wavelet) che si susseguono nel tempo è dato da (Yilmaz, 1987, Annan, 2005) :

$$\Delta r \geq \frac{\tau_p v}{4} = \frac{W}{4} \quad (35)$$

dove Δr è la grandezza del range della risoluzione (m), τ_p è l'effettiva durata dell'impulso radar v è la velocità dell'onda EM nel mezzo. Due impulsi sono chiaramente separabili e distinguibili quando $T \gg W$ come nel caso in figura 2.8. Quando $T \ll W$ i due eventi non sono considerati più distinguibili. Dove T è il periodo dell'onda EM.

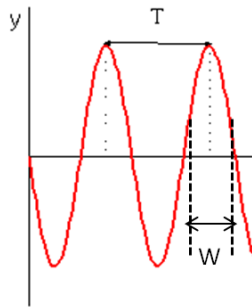


Fig. 2.5- Esempio di due impulsi distinguibili con $T \gg W$.

La risoluzione quindi dipende dalla lunghezza d'onda del segnale, trasmesso secondo la relazione (28).

Risoluzione laterale. Per quanto riguarda la risoluzione laterale o angolare, affinché due eventi siano considerati distinguibili, l'intervallo ΔT tra due riflessioni dovrà essere :

$$\Delta T > \frac{T_0}{2} \quad (36)$$

dove T_0 è il periodo dell'onda.

E la risoluzione laterale Δl è data da:

$$\Delta l \geq \sqrt{\frac{vdW}{2}} \quad (37)$$

dove d è la distanza target – sistema. Maggiore è la distanza dall'oggetto e minore sarà la risoluzione laterale a parità di ondina.

Per aumentare la risoluzione, bisogna aumentare la frequenza con il quale l'impulso EM è generato. A più alte frequenze si hanno lunghezze d'onda minori e si possono

ottenere immagini dove sono presenti dettagli maggiori. Un problema legato alla scelta di un antenna GPR che emette impulsi ad alta frequenza è quello relativo all'attenuazione. Infatti l'attenuazione colpisce maggiormente l'impulso EM relativo alle alte frequenze ed esso è attenuato più rapidamente rispetto a quello delle basse frequenze già nella zona vicino alla superficie.

Per aumentare la profondità di indagine, invece, si possono scegliere antenne a più bassa frequenza che hanno quindi lunghezze d'onda maggiori. Ma questo tipo di scelta va a discapito della risoluzione dell'immagine del mezzo indagato. Quindi per quanto riguarda le sperimentazioni in laboratorio, effettuate su dispositivi di limitate dimensioni, come nel caso della presente tesi è certamente ottimale l'utilizzo di antenne ad alta frequenza in quanto non è necessario raggiungere elevate profondità, ma sicuramente l'obiettivo principale è quello di ottenere immagini ad alta risoluzione.

3. Il disturbo causato da sorgenti antropogeniche o da interferenze con linee elettriche si può cercare di ridurre o eliminare utilizzando delle antenne schermate.

2.1.4 Profili con offset costante

La modalità utilizzata per le misure sperimentali presentate in questo studio è quella con offset costante (Fig. 2.9), che rappresenta la più comune modalità di acquisizione di dati GPR. I profili con offset costante sono condotti con l'antenna trasmittente e quella ricevente poste ad una distanza fissa l'una dall'altra. Questa tipologia di *array* viene spostata lungo una linea. Ogni qual volta che l'antenna trasmittente invia un segnale, la ricevente registra una traccia. Per poter ottenere un'immagine di un profilo completo, l'antenna trasmette il segnale molteplici volte e vengono così registrate molteplici tracce.

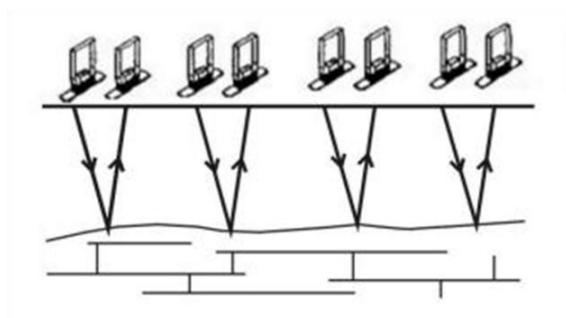


Fig. 2.9- Modalità di acquisizione con offset costante

Ogni traccia infatti è rappresentata come tempo (ns) di andata e ritorno dell'impulso EM per la distanza percorsa (m) dal sistema di antenne trasmittente-ricevente. Come posizione dell'*array* si considera il punto medio della distanza tra le due antenne. Così facendo si acquisisce un dato 2D che mostra la posizione dei diversi riflettori e diffrattori presenti nel mezzo.

2.2 Il metodo elettrico

Il metodo elettrico si basa sull'immissione nel terreno di correnti elettriche e la caratteristica fisica del mezzo che si considera è la resistività ρ (Ωm). Essa è definita come :

$$\rho = \frac{RL}{S} \quad (38)$$

dove R è la resistenza elettrica; L è la distanza dei punti tra i quali è misurata la tensione e S è l'area della sezione del campione perpendicolare alla direzione della corrente. Come noto la ρ per una roccia è funzione della composizione mineralogica, della tessitura e della presenza di fluidi nei pori. Il valore di resistività che si misura, è una resistività apparente, perché le linee di corrente che consentono di valutare tale parametro, hanno attraversato più formazioni rocciose. La resistività apparente dipende sia dalle resistività dei vari mezzi attraversati che dai loro spessori. Ed è proprio grazie al fatto che la distribuzione della resistività apparente è legata allo spessore, alla localizzazione, alla forma e alla resistività dei diversi mezzi attraversati dal campo elettrico, che da questa misura si possono ottenere informazioni sulle discontinuità presenti nel sottosuolo. In generale, la resistività apparente può essere definita come la resistività vera di una roccia immaginaria (omogenea ed isotropa) equivalente ad una reale eterogenea ed anisotropa (McDownell, et al., 2002).

Tutte le rocce naturali possono condurre elettricità se sottoposte ad un campo elettrico. La misura con la quale le rocce si lasciano attraversare dalla corrente dipende dalla loro resistività. Nella tabella 2.2 è possibile evidenziare i diversi *range* di resistività di alcuni materiali.

Tabella 2.2- Valori di resistività per alcuni materiali.

Materiali	ρ (Ωm)
Acqua	10÷100
Acqua di mare	2÷3
Arenarie	200÷5000
Argille	1÷50
Calcari	300÷10000
Detrito alluvionale	50÷1000
Dolomie	500÷10000
Sabbia e Ghiaie	70÷700
Graniti	1000÷20000
Marne	100÷500
Piroclastiti	50÷600
Rocce ignee	100÷10000
Suolo di copertura	10÷200
Tufi	150÷900

La resistività dei vari materiali è funzione anche della temperatura alla quale essi trovano. Precisamente detta ρ la resistività alla temperatura T e ρ_0 la resistività a 20°C , la relazione riportata di seguito consente di definire il valore di resistività al variare della temperatura:

$$\rho = \rho_0[1 + \alpha(T - T_0)] \quad (39)$$

dove α è il coefficiente termico dipendente dal materiale. Quando il mezzo in cui passa la corrente è la roccia, la relazione con la temperatura è più complessa, in quanto la roccia è un aggregato di più minerali con conducibilità differenti (Keller & Rapolla, 1974). Il parametro

resistività è influenzato da: tessitura e porosità, grado di cementazione, temperatura della roccia, contenuto argilloso, permeabilità, temperatura e salinità della soluzione acquosa che imbibisce la formazione. Per questo motivo la resistività delle rocce e dei terreni non possono essere definite da un solo valore, ma da un intervallo più o meno ampio entro il quale esso può variare. La temperatura è legata alla resistività da una relazione di tipo inverso: all'aumento della temperatura la viscosità dell'acqua diminuisce e quindi gli ioni in essa presenti godono di una mobilità maggiore. A tale mobilità è associata una diminuzione della resistività pari a:

$$\rho_T = \frac{\rho_{18}}{1+\alpha(T-18)} \quad (40)$$

Dove α è il coefficiente termico di resistività; T è la temperatura ambiente; ρ_T è la resistività a tale temperatura; ρ_{18} è la resistività alla temperatura di 18°C.

La misura della ρ di un mezzo viene effettuata inviando una corrente nota attraverso due elettrodi (elettrodi di corrente) e misurando tramite altri due elettrodi (di potenziale) la differenza di potenziale ΔV che nasce tra i punti del terreno dove questi ultimi sono collocati. La determinazione teorica del potenziale generato in un punto da una corrente continua I, che si propaga in un mezzo omogeneo e isotropo si ottiene dalla soluzione della equazione di Laplace:

$$\nabla^2 V = \frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial z^2} = 0 \quad (41)$$

che scritta per un mezzo non omogeneo e anisotropo con riferimento ai tre assi ortogonali, diventa:

$$\nabla J = \nabla \left(\frac{E}{\rho} \right) = \frac{1}{\rho_x} \frac{\partial E_x}{\partial x} + \frac{1}{\rho_y} \frac{\partial E_y}{\partial y} + \frac{1}{\rho_z} \frac{\partial E_z}{\partial z} = \frac{1}{\rho_x} \frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{1}{\rho_y} \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} + \frac{1}{\rho_z} \frac{\partial^2 V}{\partial z^2} \quad (42)$$

Dove J è il vettore flusso di densità di corrente ($E=rJ$).

Tutte le funzioni che esprimono, in un generico mezzo, il potenziale elettrico dovranno soddisfare la (41) o la (42) se il mezzo è anisotropo, in tutti i punti ad eccezione dei punti dove si trovano le sorgenti.

Si tratta pertanto di risolvere l'equazione di continuità imponendo le condizioni al contorno nel caso vi fossero superfici di discontinuità. Nel caso di mezzi isotropi, e supponendo solo l'esistenza di 2 mezzi (1 e 2), esse si scrivono rispettivamente:

$$E_{t1}=E_{t2} \text{ o } V_1=V_2 \quad (43)$$

Se E_t è la componente del campo elettrico tangente alla superficie e:

$$J_{n1}=J_{n2} \quad (44)$$

Dove J_n è la componente normale alla superficie.

Attraverso la misura della corrente elettrica che circola nel terreno e immessa nel stesso mediante gli elettrodi di corrente (A e B), e misurando il potenziale, che si viene a determinare ai capi degli elettrodi di potenziale (M e N) a causa della corrente immessa, è possibile stimare la resistività elettrica apparente (ρ_a) mediante la seguente relazione:

$$\rho_a = k \left(\frac{\Delta V}{I} \right) \quad (45)$$

dove k è il fattore geometrico ed è pari a:

$$k = \frac{2\pi}{\frac{1}{r_1} + \frac{1}{r_2} + \frac{1}{r_3} + \frac{1}{r_4}} \quad (46)$$

e dipende esclusivamente dalla posizione degli elettrodi di corrente rispetto a quelli di potenziale (r_1, r_2, r_3, r_4) (Fig. 2.10).

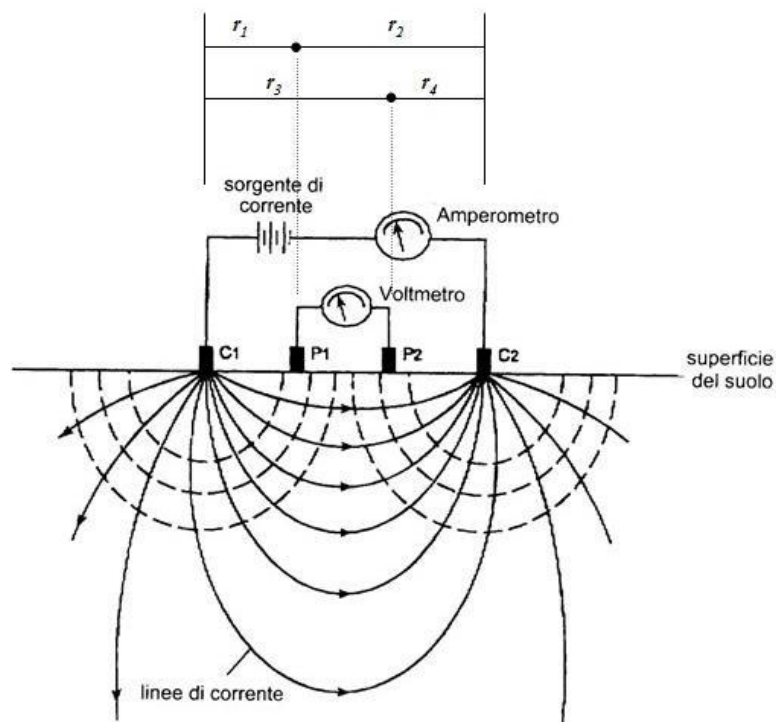


Fig. 2.6- Dispositivo per sondaggi elettrici.

Tra i dispositivi elettrodiici utilizzati per le misure di resistività vi è il dispositivo Dipolo-Dipolo, utilizzato per la sperimentazione dello studio illustrato nella presente tesi. Il dispositivo Dipolo-Dipolo, è caratterizzato dal fatto che il dipolo di corrente ed il dipolo di potenziale presentano la stessa distanza e , a differenza degli altri dispositivi, i due dipoli sono separati, così come riportato in figura 2.11.

Tale dispositivo si definisce assiale in quanto i due dipoli si spostano lungo lo stesso profilo.

Il fattore geometrico relativo al dispositivo dipolo-dipolo è definito come:

$$k = -\pi \ x a(a+1)(a+2) \quad (47)$$

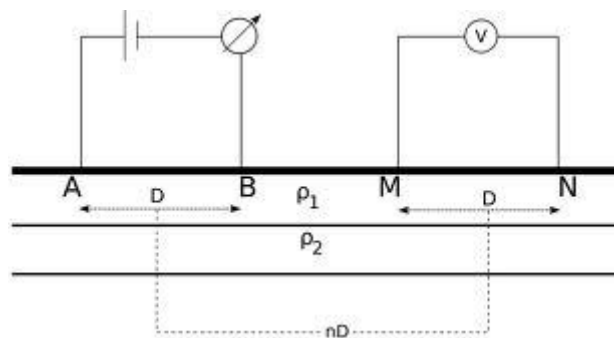


Fig. 2.11- Dispositivo Dipolo-Dipolo

Questo è il dispositivo più utilizzato in letteratura sia per le misure di resistività che di polarizzazione indotta. Le distanze tra gli elettrodi di corrente e quelli di potenziali aumentano seguendo multipli interi di n . Per questo dispositivo il parametro n è pari al rapporto tra la distanza fra gli elettrodi A-M e la distanza tra gli elettrodi di corrente B-N oppure tra gli elettrodi di potenziale M-N. Il fattore n , in questo dispositivo, può assumere dei valori da 1 fino ad un massimo di 6.

2.3 Il metodo TDR

La tecnica di Time Domain Reflectometry o TDR (Riflettometria nel Dominio del Tempo) è stata inizialmente sviluppata per individuare i guasti dei cavi di alimentazione da parte delle industrie e nelle telecomunicazioni e, in seguito, è stata applicata ai materiali (O'Connor e Dowding, 1995). Il metodo TDR, concettualmente simile al radar, utilizzato come metodo non invasivo per la misura del contenuto d'acqua, è stato sviluppato da Davis e Chudobiak, (1975) ed è stato basato sulla procedura introdotta da Fellner-Feldegg, (1969). Il sistema TDR comprende: un tester formato da un generatore di impulsi e da un oscilloscopio; un acquirente automatico di dati (data logger); un dispositivo capace di selezionare un singolo segnale elettrico fra diversi segnali in ingresso (multiplexer); un cavo coassiale di trasmissione e la sonda di monitoraggio. Il *data logger* e il *multiplexer* sono collegati tramite un cavo seriale al generatore di impulsi. La sonda di controllo, costituita da asticelle (elettrodi) di acciaio inossidabile o ottone, in disposizione parallela, è collegata alla fine del cavo di trasmissione. Il *multiplexer* (non utilizzato nella sperimentazione illustrata nella presente tesi) permette l'utilizzo di diverse sonde contemporaneamente. Il generatore invia onde elettromagnetiche attraverso il cavo coassiale a cui è collegata la sonda TDR. Parte dell'onda incidente viene riflessa in quanto si rileva un cambiamento di impedenza tra la fine

del cavo e l'inizio della sonda. Il resto dell'impulso percorre tutta la lunghezza della sonda e riflette il segnale alla fine della sonda. Il ricevitore, un semplice oscilloscopio, misura le grandezze di queste riflessioni che sono utilizzate per determinare le proprietà elettriche del campione di suolo indagato. Molti singoli impulsi si propagano attraverso il cavo coassiale e la sonda fino a quando non viene registrata una forma d'onda stabile. Le misure TDR sono immediate e facilmente analizzabili tramite l'uso di un computer sul quale viene visualizzata la forma d'onda registrata dallo strumento.

Una tipica forma d'onda è rappresentata nella figura 2.12.

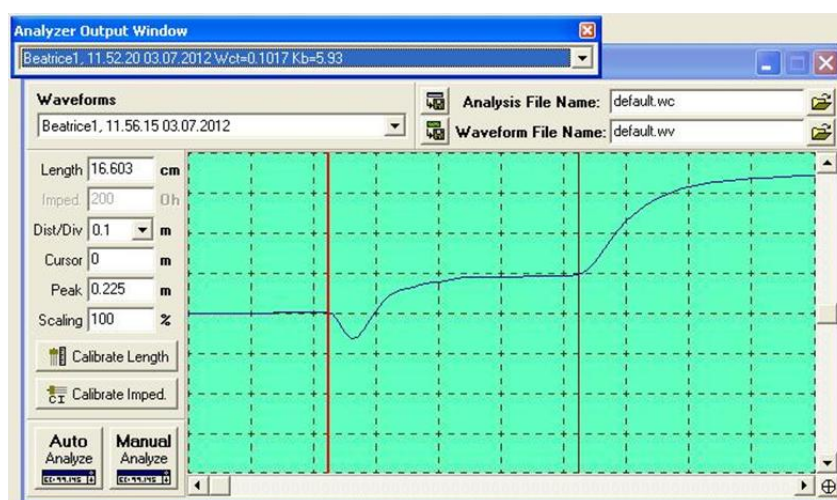


Fig. 2.7- Forma d'onda relativa alla misura TDR della sabbia di vetro.

La tecnica TDR, basata sulla correlazione fra il contenuto volumetrico di acqua nel terreno e la sua costante dielettrica (Ledieu et al., 1986; Roth et al., 1992; Topp et al., 1980), rappresenta uno dei metodi più diffusi per la determinazione del contenuto d'acqua e della conducibilità elettrica nei materiali geologici ed è una delle più efficaci anche perchè consente di effettuare misurazioni con elevata frequenza temporale e spaziale (Jones et al., 2002). La stima del grado di umidità di un mezzo poroso tramite la misura della permittività dielettrica si basa sull'elevato valore della costante dielettrica dell'acqua rispetto a quella dei materiali solidi e a quella dell'aria. Il contenuto d'acqua modifica la costante dielettrica dei materiali incidendo fortemente sulla velocità delle onde elettromagnetiche negli stessi. Una relazione empirica tra la costante dielettrica e il contenuto volumetrico dell'acqua è stata proposta da Topp et al. (1980). Tuttavia, gli studi compiuti da Topp et al. (1980) non forniscono risultati sufficientemente accurati per i materiali a grana molto fine (argilla), per terreni vulcanici (Fukumoto e Tanaka, 1995), e per terreni contenenti materiali organici. Per questi tipi di

materiali si richiede una specifica e particolare calibrazione degli strumenti. Molti fattori influenzano le misure della costante dielettrica come ad esempio la porosità del materiale, la sua densità, le misure di frequenza, temperatura, lo stato dell'acqua (libera o legata) e i momenti di dipolo indotti dalla presenza di minerali, acqua e aria (Jones, Wraith, & Or, 2002).

Per determinare la costante dielettrica di un mezzo con una sonda TDR si utilizza la relazione (26). Sostituendo nella (26) $v = 2L/T$, si ricava:

$$\varepsilon_m = \left(\frac{cT}{2L}\right)^2 \quad (48)$$

Dove ε_m è la costante dielettrica del mezzo indagato; T è il tempo di andata e ritorno (2L) dell'impulso che attraversa la sonda per tutta la sua lunghezza; L è la lunghezza della sonda.

Solitamente nelle strumentazioni utilizzate al fine sperimentale (nel nostro caso lo strumento Tektronix 1502C), si considera il termine $(ct/2)$ indicato nella relazione (48) come una lunghezza apparente L_a della sonda (Baker & Allmaras, 1990), calcolata come distanza tra le due riflessioni all'inizio e alla fine della sonda (vedi Appendice A). Quindi la (48) diventa:

$$\varepsilon_m = \left(\frac{L_a}{L}\right)^2 \quad (49)$$

Nello strumento da me usato della Tektronix 1502 C, si considera, a scelta dell'utente, una velocità di propagazione relativa V_b tra la velocità di propagazione dell'impulso nel cavo coassiale e la velocità del vuoto. Si pone quasi sempre $V_b = 0.99$ per permettere allo strumento di raggiungere la massima precisione nella misura. La (49) diventa (Amato et al, 1993):

$$\varepsilon_m = \left(\frac{L_a/V_p}{L}\right)^2 \quad (49')$$

Due differenti relazioni tra la costante dielettrica e il contenuto d'acqua considerate nella tecnica TDR sono state studiate l'una da Topp et al, 1980 e l'altra da Roth et al, 1990.

La prima (Topp et al., 1980), su base empirica, lega il contenuto d'acqua in volume θ_v di un terreno con la costante dielettrica attraverso una polinomiale di terzo ordine:

$$\theta_v = -5.3 \cdot 10^{-2} + 2.92 \cdot 10^{-2} \varepsilon_m - 5.5 \cdot 10^{-4} \varepsilon_m^2 + 4.3 \cdot 10^{-6} \varepsilon_m^3 \quad (50)$$

Che espressa esplicitando il valore di ε_m diventa:

$$\varepsilon_m = 3.03 + 9.3\theta_v + 146.0\theta_v^2 - 76.7\theta_v^3 \quad (50')$$

Queste espressioni si considerano valide per un valore $\theta_v < 0.5$.

La seconda relazione, con approccio fisico, è stata proposta da Roth et al, 1990 che considera un sistema a tre fasi: solido, acqua e aria. La relazione è espressa come:

$$\varepsilon_m = [\theta\varepsilon_w^\beta + (1 - n)\varepsilon_s^\beta + (n - \theta)\varepsilon_a^\beta]^{1/\beta} \quad (51)$$

Dove n è la porosità del suolo, $-1 < \beta < 1$ è la relazione tra la geometria del mezzo e la direzione assiale della sonda ($\beta=1$ per un campo elettrico parallelo agli strati del terreno, $\beta=-1$ per un campo elettrico perpendicolare, $\beta=0.5$ per un mezzo isotropo a 2 fasi); $1-n$, θ e $n-\theta$ sono rispettivamente le frazioni di volume del suolo ε_s , dell'acqua ε_w e dell'aria ε_a . Per valori di $\beta=0.5$ e per terreni con contenuto d'acqua $0 < \theta_v < 0.5$ la relazione (51) è assimilabile alla (50') di Topp et al. (1980).

Il limite sostanziale della tecnologia TDR (Riflettometria nel Dominio Temporale), come ben noto, consta nella esiguità del volume di terreno che le sonde sono in grado di analizzare. Il contenuto d'acqua stimato infatti, è sempre solo quello relativo ad una porzione di terreno notevolmente ristretta e contenuta all'interno della linea di trasmissione rappresentata dalle aste della sonda, di qualunque tipologia e numero si tratti. Questo che può essere un problema per le misure di campo si dimostra un vantaggio per quelle di laboratorio. Le sonde, inoltre, di lunghezza massima di circa 20 cm, hanno una profondità di ispezione abbastanza ristretta e quindi forniscono informazioni relativamente alla porzione più superficiale del mezzo. Le sonde TDR connesse alla parte elettronica tramite cavi coassiali sono spesso progettate per essere direttamente inserite nel mezzo in esame, usando appropriati accorgimenti per minimizzare gli effetti di disturbo e fornire un campione di misura significativamente rappresentativo. Inoltre le sonde TDR sono relativamente semplici da realizzare, poco costose e facilmente modificabili in modo da adattare alle specifiche applicazioni il volume da misurare e la sensibilità spaziale dello strumento. Sono state proposte diverse configurazioni geometriche per le sonde (Fig. 2.13) da quella con due piani piatti paralleli a quella con sei asticelle filiformi.

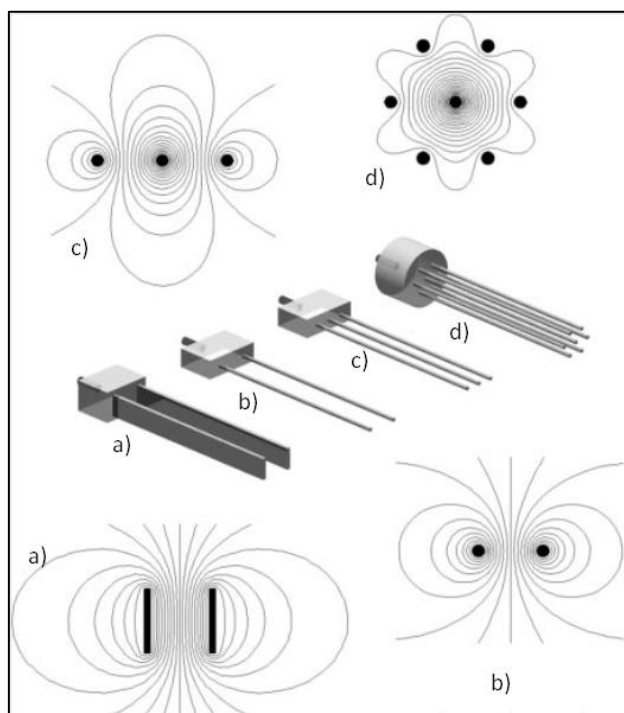


Fig.2.8- Esempi di differenti geometrie di sonde e loro relative linee del campo elettrico generatosi. a)sonda con piatti piani paralleli; b) sonda con due aste filiformi; c) sonda con tre aste filiformi; d) sonda con sette aste filiformi.

A seconda del caso si può optare per una determinata tipologia di sonda. Molti studi sono stati effettuati per esaminare le caratteristiche di misura delle sonde a due e tre aste (Dalton e van Genuchten, 1986; Zegelin et al.,1989; Knight,1992; Ferré et al., 1996). Questi studi hanno determinato che, l'aumento del diametro delle aste della sonda, a parità di distanza tra esse, migliora la sensibilità nella misura e che nelle sonde a tre aste l'area indagata risulta minore e si ha più energia all'intorno dell'asta centrale. Robinson et al. (2003) consigliano l'utilizzo della sonda a due aste filiformi. Nel caso in esame si è scelto di utilizzare una sonda con tre aste filiformi (Fig. 2.13c) ma con l'asta centrale rivestita per ridurre le perdite di conduzione (Ferré et al., 1998). Quindi si può dire che in questo modo si sono avuti i vantaggi dell'uso di una sonda a due aste, che permette di indagare una maggiore area rispetto ad una sonda a tre aste, riducendo però le perdite di segnale che avrebbe avuto una sonda a due aste (White & Zegelin, 1995).

Bibliografia

- Amato, M., De Lorenzi, F., Olivieri, B., 1993. Riflettometria nel dominio del tempo (TDR) per la misura dell'umidità volumetrica del terreno. I: Principi generali ed applicazioni. Riv. di Agronomia 27, 1–8.
- Baker, J., & Allmaras, R., 1990. System for automating and multiplexing soil moisture measurement by time-domain reflectometry. *Soil Sci.Soc.Am.J.* , 54, 1-6.
- Balanis, C. , 2012). *Advanced Engineering Electromagnetics - 2nd Edition*. USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Born, Born, M., & Wolf, E., 1980. *Principles of Optics, 6th Edition*. Pergamon Press.
- Capizzi, P., & Cosentino, P., 2008. GPR multi-component data analysis. *Near Surface Geophysics* , 6 (2), 87-95.
- Dalton, F.N., and M.Th. van Genuchten., 1986. The time-domain Reflectometry method for measuring soil water content and salinity. *Geoderma* 38:237–250.
- Daniels, J., Weilopolski, L., Radzevicius, S., & Bookshar, J., 2003. 3D GPR Polarization Analysis for Imaging Complex Objects. *Proceedings of the 16th Symposium on the Application of Geophysics to Environmental and Engineering Problems*. San Antonio. Texas, USA: SAGEEP 2003.
- Davis, J., & Annan, A., 1989. Ground Penetrating Radar for High Resolution Mapping of Soil and Rock Stratigraphy. *Geophysical Prospecting* , 37, 531-551.
- Davis, J.L., Chudobiak, W.J., 1975. In situ meter for measuring relative permittivity of soils. *Geol. Surv. Can., Part A Paper 75-1*, 75–79.
- Fellner-Feldegg, H., 1969. The measurement of dielectrics in the time domain. *J. Phys. Chem.* 73, 616–623.
- Ferre', P.A., Redman, J.D., Rudolph, D.L., Kachanoski, R.G., 1998. The dependence of the electrical conductivity measured by time domain reflectometry on the water content of sand. *Water Resour. Res.* 34, 1207–1213.
- Ferré, P., Rudolph, D., & Kachanoski, R. ,1996. Spatial averaging of water content by time domain reflectometry: Implications for twin rod probes with and without dielectric coatings. *Water Resour. Res.* , 32, 271-279. Jackson, J. (1962). *Classical Electrodynamics*. John Wiley and Sons.
- Jones, S., Wraith, J., & Or, D., 2002. Time domain reflectometry measurement principles and applications. *Hydrological Processes* , 16, 141-153.
- Keller, G., & Rapolla, A., 1974. Electric prospecting methods in volcanic areas. In L. Civetta, P. Gasparini, G. Luongo, & A. Rapolla, *Physical Volcanology* (pp. 133-166). Amsterdam: Elsevier.

- Knight, J., 1994. *Sampling volume of TDR probes used for water content monitoring: Theoretical investigation. TDR Applications in Soil Science*. Foulum, Denmark: Danish Institute for Plant and Soil Science.
- Knight, R., 2001. Ground Penetrating Radar for Environmental Applications. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*. 29: 229 – 255.
- Ledieu, J., De Ridder, P., De Clerck, P. & Dautrebande, S., A method of measuring soil moisture by time-domain-reflectometry, *J. Hydrol.*, 1986, 88, 319-328.
- Lutz, P., Garambois, S., & Perroud, H., 2003. Influence of antenna configurations for GPR survey: information from polarization and amplitude versus offset measurements. *Ground Penetrating Radar in Sediments* , 211, 299-313.
- McDownell, P., Barker, R., Butcher, A., Culshaw, M., Jackson, P., McCann, D., et al., 2002. *Geophysics in engineering applications*. London: CIRIA.
- Mencuccini, C., & Silvestrini, V., 2002. *Elettromagnetismo e Ottica*. Napoli: Liguori Editore.
- Noborio, K., 2001. Measurement of soil water content and electrical conductivity by time domain reflectometry: a review. *Computers and Electronics in Agriculture* , 31, 213-237.
- O'Connor, Kevin and Dowding, Charles H., 1995, *GeoMeasurements by Pulsing TDR and Probes*. CRC Press, New York.
- Radzevicius S. J., Daniels J. J., 2000: Ground penetrating radar polarization and scattering from cylinders. *Journal of Applied Geophysics* 45 (2), 111-125.
- Radzevicius, S., Guy, E., & Daniels, J., 2000a. Pitfalls in GPR data interpretation: differentiating stratigraphy and buried objects from periodic antenna and target effects. *Geophysical Research Letters* , 27, 3393-3396.
- Roberts, R. L., & Daniels, J. J., 1996. Analysis of GPR Polarization Phenomena. *J. Environ. Eng. Geophysics I* , 139-157.
- Roth, C.H., Malicki, M.A. & Plagge, R. Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant and volumetric water content as the basis for calibrating soil moisture measurements by TDR, *Journal of Soil Science*, 1992, 43, 1-13.
- Roth, K., Shulin, R., Flu'hler, H., Attinger, W., 1990. Calibration of time domain reflectometry for water content measurement using a composite dielectric approach. *Water Resour. Res.* 26, 2267–2273.
- Soon J. S., Jung-Ho K., Yoonho S. and Seung-Hwan C., 2001: Finding the strike direction of fractures using GPR. *Geophysical Prospecting*, 49, 300-308.
- Stratton J.A. (1941). *Electromagnetic Theory*. McGraw-Hill, New York, 615pp.

Topp, G., Davis, J., & Annan, A. ,1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water Resources Research* , 16 (3), 574-582.

White I, Zegelin SJ. 1995. Electric and dielectric methods for monitoring soil-water content. In *Handbook of Vadose Zone Characterization and Monitoring*, Wilson LG, Everett LG, Cullen SJ (eds). Lewis: Ann Arbor; 343–385.

Van Gestel J. and Stoffa P. L., 2001: Application of Alford rotation to ground-penetrating radar data. *Geophysics*, 66, 1781-1792.

Yilmaz, O., 1987. *Seismic Data Processing*. Edited by Doherty S., M., Society of Exploration Geophysics, Series: Investigation in Geophysics, Vol. 2.

Zegelin, S., White, I., & Jenkins, D, 1989. Improved field probes for soil water content and electrical conductivity measurement using time domain reflectometry. *Water Resour. Res.* , 25, 2367-2376.

Capitolo 3- Procedure di laboratorio

Abstract

This chapter discusses the materials, equipment and methods used for laboratory experiments. Finally, we describe the theoretical models simulating GPR measures and electrical tomography.

Before carrying out the experiments, were made in the laboratory of the TDR measures necessary for the determination of the permittivity of the materials used then (sand-glass, mixture of HFE-7100 and water).

To study and verify the detection of DNAPLs in porous media through geophysical methods, two experiments were conducted in the laboratory using two different tanks filled with saturated sand, in which was placed a contaminant which simulates the DNAPL.

The main objective of this research was to test the sensitivity and the potential of several different electromagnetic methods (GPR, electrical measurements and TDR) in the detection of DNAPL in half saturated. To do this it was necessary to have a device that could be suitable for all methods that were to apply.

The first experiment was carried out in a cell which, after various tests, has proved unsuitable for the performance of electrical measurements as formed in part by metal walls that interfered with this type of measures. For this reason, after having carried out an experiment on the first device, it was decided to construct a second device which would allow the making of electromagnetic methods as georadar and resistivity method.

The second cell used, totally plexiglas, allowed us to perform in addition to measures GPR also electrical measurements without causing interference. During the second experiment was also used a TDR probe for direct measurement of permittivity and, thanks to the greater depth of the device, it was possible to perform also the profiles GPR from above and not only frontally as done for the first experiment. The theoretical model GPR was used to validate the results obtained from real data, in fact, the comparison between the theoretical and real data leaves the hypothesis that the reflections observed in real data and the decrease in time of the reflected wave from the bottom of bath are certainly connected to the separate phase of the DNAPL, because, only it has been taken into account in the theoretical model. The model on the electrical tomography was used to understand what measures to take into account to avoid the edge effect caused by the close proximity of the electrodes on the sides of the cell used for the experiment. Therefore, have been taken into consideration only the measures

relating to quadrupole electrode having the minimum distance (7 cm). Furthermore, through the theoretical models we tried to find a relationship between the apparent resistivity and the real resistivity which was used in the real data to get the values of saturation of the medium using Archie's law.

Riassunto

In questo capitolo si illustrano i materiali, le strumentazioni e le metodologie utilizzate per le sperimentazioni di laboratorio. Infine si descrivono i modelli teorici simulanti le misure GPR e la tomografia elettrica.

Prima di effettuare gli esperimenti, sono state fatte delle misure TDR in laboratorio necessarie per la determinazione della permittività dei materiali poi utilizzati (sabbia di vetro, miscela di HFE-7100 e acqua).

Per studiare e verificare il rilevamento dei DNAPLs in un mezzo poroso attraverso metodi geofisici, sono stati condotti due esperimenti in laboratorio utilizzando due vasche differenti riempite con sabbia satura, nelle quali è stato immesso un contaminante che simulasse il DNAPL.

L'obiettivo principale della ricerca è stato quello di verificare la sensibilità e le differenti potenzialità di alcuni metodi elettromagnetici (GPR, misure elettriche e TDR) nel rilevamento di DNAPL in un mezzo saturo. Per far ciò bisognava disporre di un dispositivo che potesse essere adatto a tutte le metodologie che si andavano ad applicare.

Il primo esperimento è stato effettuato su una vasca che, dopo varie prove, si è dimostrata non idonea allo svolgimento delle misure elettriche in quanto formata in parte da pareti metalliche, che interferivano con questo tipo di misure. Per questo motivo, dopo aver effettuato un esperimento sul primo dispositivo, si è deciso di costruire un secondo dispositivo che potesse permettere la sperimentazione di metodi elettromagnetici quali il georadar e il metodo a resistività.

Il secondo dispositivo utilizzato, totalmente in plexiglas, ha permesso infatti di effettuare oltre alle misure GPR anche le misure elettriche senza provocare interferenze. Durante il secondo esperimento è stata utilizzata anche una sonda TDR per misure dirette di permittività e, grazie alla maggiore profondità del dispositivo, si sono potuti effettuare anche dei profili GPR dall'alto e non solo frontalmente come fatto per il primo esperimento. Il modello teorico GPR è servito a validare i risultati ottenuti dai dati reali, infatti, il confronto tra il dato teorico e

quello reale lascia avanzare l'ipotesi che le riflessioni osservate nei dati reali e la diminuzione in tempi dell'onda riflessa dal fondo della vasca sono collegati certamente alla fase separata del DNAPL, in quanto, solamente essa è stata presa in considerazione nel modello teorico. Il modello relativo alla tomografia elettrica è servito a capire quali misure prendere in considerazione per evitare l'effetto bordo causato dalla estrema vicinanza degli elettrodi alle pareti della vasca utilizzata per la sperimentazione. Dunque, sono state prese in considerazione solamente le misure relative ai quadripoli aventi la minima distanza elettroica (7 cm). Inoltre, tramite i modelli teorici si è cercato di trovare una relazione tra la resistività apparente e quella effettiva da utilizzare nei dati reali per trasformare la resistività effettiva in valori di saturazione del mezzo utilizzando la legge di Archie.

3.1 Materiali e metodologie sperimentali

3.2 Materiali utilizzati

3.2.1 Mezzo poroso

In entrambe le sperimentazioni sono stati utilizzati i medesimi materiali. Come mezzo poroso è stata utilizzata della sabbia di vetro a due differenti granulometrie, sabbia fine con grani di dimensione 0.4-0.8 mm e sabbia molto fine con grani di dimensione 0.1 -0.2 mm. Le caratteristiche fisiche del mezzo poroso utilizzato sono riportate in tabella 3.1.

Tabella 3.1- Proprietà fisiche del mezzo poroso artificiale utilizzato nelle sperimentazioni.

	Porosità (media) (misurata)	Peso specifico (g/cm ³)	Densità (g/cm³) (calcolata)
Sabbia di vetro fine (0.4-0.8 mm)	0.388	2.50	1.53
Sabbia di vetro molto fine (0.1-0.2 mm)	0.373	2.50	1.57

3.2.2 Contaminante

Come contaminante è stato scelto l'HFE-7100 in quanto non tossico, non infiammabile e avente caratteristiche simili al TCE, una delle maggiori cause di inquinamento ambientale (Feenstra&Charry, 1988; Mackay&Charry, 1989). L'HFE-7100 è un fluido prodotto dalla

Compagnia 3M ed è commercializzato come solvente industriale e come fluido di trasferimento del calore per applicazioni industriali. È stato inserito dall'EPA (U.S. Environmental Protection Agency) nella lista delle sostanze accettate come sostituti delle sostanze nocive per l'ozono.

L'HFE-7100 è un fluido incolore e per poter essere colorato è necessario miscelarlo con una piccola percentuale di methyl caprylate che serve appunto a legare il colorante. È stata utilizzata infatti per le sperimentazioni, una miscela composta dal 96% di hydrofluoroehere (HFE-7100) e 4% di methyl caprylate. Come colorante è stato scelto il Sudan blue (0.22 per 1000 ml), un composto organico idrofobico che permette la visualizzazione dell'HFE in fase separata (Kamon et al 2004). Le caratteristiche fisiche dell'HFE-7100 sono espresse in tabella 3.2.

Tabella 3.2- . Proprietà dell'HFE e del TCE. Da a) J.B. Ajo- Franklin (2004); b) G. R. Olhoeft (1992) and c) misure di laboratorio.

Proprietà	Fluidi		
	HFE-7100	TCE	Acqua
Densità relativa (g/cm ³)	1.50	1.464	1.000
Viscosità relativa (centipoise)	0.60	0.59	1.000
Tensione superficiale (mN/m)	13.60	29.30	71.75
Pressione di vapore (kPa)	28	7.73	2.34
Solubilità in acqua (mg/L)	12	1100	-
Permittività	10.4 ^c	3.35 ^a	80
Conducibilità (S/m)	10 ⁻⁶	10 ⁻⁶ ^b	5.5x10 ⁻² ^c

Come si può vedere in tabella 3.2, L'HFE ha in generale proprietà molto simili a quelle del TCE, ma per quanto riguarda la solubilità in acqua, essi si differenziano sostanzialmente in quanto l'HFE ha una solubilità pari a 12 mg/L, minore di un fattore 100 rispetto al TCE (1100 mg/L).

3.2.3 Dispositivo 1

Il dispositivo utilizzato per il primo esperimento è costituito da una vasca in alluminio inossidabile di dimensioni di 100 cm di larghezza, 70 cm di altezza e 12 cm di spessore (Fig. 3.17).

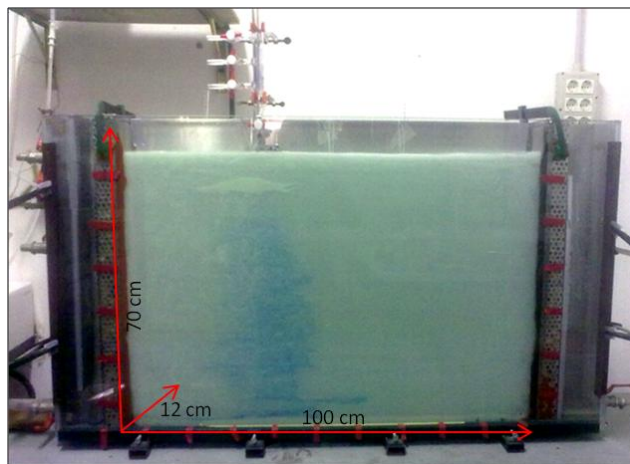


Fig. 3.9- Dispositivo 1 utilizzato per il primo esperimento di laboratorio.

Questo dispositivo, messo a punto per una sperimentazione condotta dal Prof. Viotti, simula le condizioni idrauliche di un acquifero reale ed è stato progettato per studiare la migrazione di un DNAPL attraverso l'acquifero. Infatti, questa vasca permette di variare i valori del gradiente idraulico e consente di creare un flusso d'acqua uniforme all'interno della vasca. Il flusso uniforme è garantito dalla presenza di due camere collocate ai lati della vasca. Le camere sono separate dall'interno della vasca e, quindi, dal mezzo poroso, tramite reti metalliche a maglia finissima che impediscono il passaggio del mezzo poroso, ma permettono il defluire dell'acqua. La prima camera serve ad ottenere l'altezza piezometrica desiderata ed evita l'instaurarsi di un moto turbolento. Tre valvole sono state usate per controllare il livello dell'acqua nella camera 1. La seconda camera serve, invece, a creare differenti gradienti idraulici. La parte frontale della vasca è formata da una lastra di vetro che permette la visualizzazione del DNAPL dall'esterno attraverso fotografie utilizzate per l'analisi di immagine (Luciano et al, 2010). Nella parte posteriore della vasca, in alluminio, ci sono dei fori utilizzati per l'inserimento di strumenti di campionamento.

Prima di progettare il dispositivo 2, si era provato a schermare le pareti metalliche della vasca, ma con scarsi risultati. Si era posta una lastra in plexiglass all'interno della vasca sulla quale erano stati posti gli elettrodi. Ma, purtroppo tale soluzione non aveva evitato infiltrazioni di acqua tra la lastra e il metallo che avevano generato misure poco attendibili.

3.2.4 Dispositivo 2

Il secondo dispositivo utilizzato è costituito da una vasca completamente in plexiglass di dimensioni 103 cm di larghezza x 70 cm di altezza e 19 cm di spessore (Figg. 3.18 e 3.19). Le lastre di plexiglass sono spesse 1,5 cm quindi le dimensioni interne della vasca sono 100 cm di larghezza x 67 di altezza x 16 cm di spessore. Questa seconda vasca è stata costruita completamente in plexiglass per poter effettuare le misure elettriche insieme alle misure GPR.

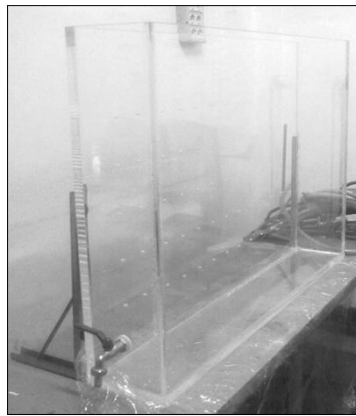


Fig. 3.10- Dispositivo 2

Infatti, la precedente vasca, avente 3 pareti di metallo su 4, non ha permesso l'acquisizione di misure elettriche. La seconda vasca ha una geometria molto semplice (Fig. 3.19), presenta un rubinetto posto ad altezza di 10 cm per scaricare l'acqua dalla vasca .

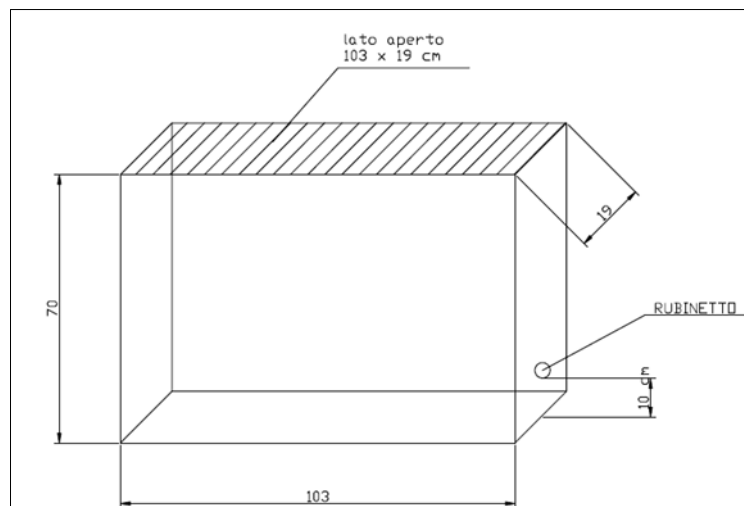


Fig. 3.11- Geometria della vasca 2 (vista posteriore).

Per evitare la fuoriuscita della sabbia dalla vasca con l'apertura del rubinetto, è stata posizionata una rete metallica con maglia molto fine a copertura del foro del rubinetto interno alla vasca. La rete è stata incollata al plexiglass con del silicone per garantire un ulteriore isolamento tra il mezzo poroso saturo e il foro del rubinetto. Nella parete di fondo sono stati fatti fare 60 fori nei quali sono stati inseriti gli elettrodi (Fig. 3.20) per le misure di resistività. I fori, e quindi gli elettrodi, sono posti ad una distanza di 7 cm l'uno dall'altro e la distanza tra una linea e l'altra è di 10 cm. La prima linea è stata posizionata a 11.5 cm dal fondo della vasca, e l'ultima fila di fori è a 17 cm dal lato aperto della vasca.

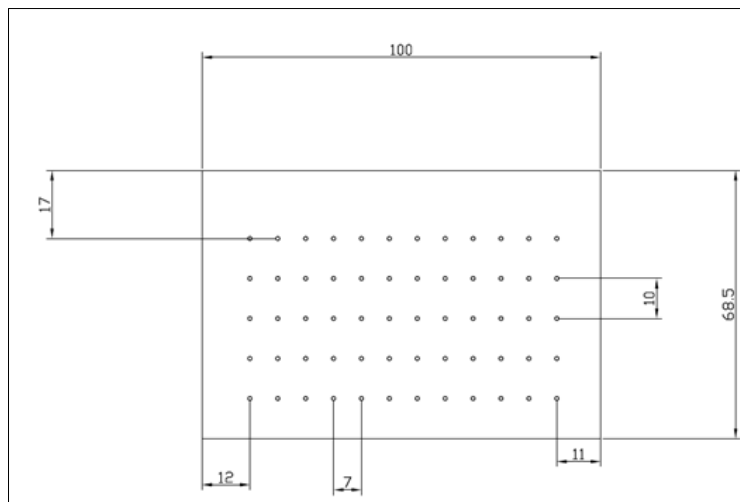


Fig. 3.12- Disposizione dei fori per gli elettrodi sulla parete posteriore della vasca.

3.3 Strumentazione utilizzata

Sul dispositivo 1, sono state effettuate solamente misure GPR. Sul dispositivo 2 sono state effettuate invece misure GPR, misure elettriche e misure TDR.

3.3.1 GPR

Le misure GPR sono state eseguite con un sistema multicomponente dell'IDS Corporation, equipaggiato con un'antenna di 2GHz a 4 canali (Fig. 3.21)

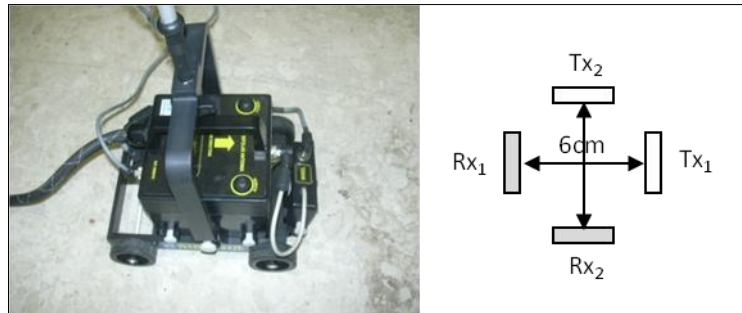


Fig. 3.13- A sinistra l'antenna bipolar a 2GHz con disposizione dei dipoli perpendicolari l'uno con l'altro. A destra si vede la configurazione geometrica delle 4 antenne: antenne parallele in direzione y (Tx_1 - Rx_1), antenne parallele in direzione x (Tx_2 - Rx_2), antenne perpendicolari con sorgente diretta secondo y e ricevente diretta secondo x (Tx_1 - Rx_2) e antenne perpendicolari tra loro con sorgente diretta secondo x e ricevente orientata secondo y (Tx_2 - Rx_1).

Lo strumento utilizzato registra il campo elettromagnetico secondo quattro differenti configurazioni contemporaneamente. Le configurazioni raffigurate in figura 3.5 sono acquisite in 4 differenti canali: antenne parallele orientate secondo l'asse y (CH1); antenne parallele tra loro orientate secondo l'asse x (CH2); antenne perpendicolari in cui la trasmittente è orientata secondo l'asse y e la ricevente secondo l'asse x (CH3); antenne perpendicolari in cui la trasmittente è orientata secondo l'asse x e la ricevente secondo l'asse y (CH4). I canali CH3 e CH4 sono i canali che acquisiscono l'energia cross-scatterata rispettivamente dei canali CH1 e CH2.

3.3.2 Misure elettriche

Gli elettrodi sono stati posti all'interno di viti filettate di 4 mm di diametro inserite nei fori della parete posteriore della vasca. È stato scelto il Politetrafluoroetilene, comunemente chiamato teflon, come materiale per le viti in quanto questo è un materiale plastico molto particolare che presenta interessanti caratteristiche molto utili per la riuscita della sperimentazione: è chimicamente inerte, quindi non viene aggredito dalla quasi totalità dei composti chimici e non modifica i fluidi con i quali viene posto a contatto; è completamente insolubile in acqua e in qualsiasi solvente organico (l'HFE è utilizzato come solvente in campo industriale e poteva sciogliere un altro materiale plastico); ha ottime qualità dielettriche ($\epsilon_r=2.1$), infatti esso viene usato nell'industria elettrica come materiale isolante e dovendo fungere nel nostro caso come isolante per gli elettrodi era un punto che non poteva essere trascurato; non è assolutamente tossico. Le caratteristiche del materiale Teflon sono espresse in tabella 3.3.

Tabella 3.3- Proprietà meccaniche , elettriche e termiche del Teflon. (da INDAT Plastics)

Proprietà	
Peso specifico (g/cm ³)	2.14-2.18
Resistenza alla trazione (N/mm ²)	20-26
Modulo di elasticità (Kg/cm ²)	3500-6300
Durezza (Shore D)	51-60
Assorbimento di acqua (%)	0.005
Permittività	2.1
Resistenza di massa (Ω*cm)	10 ¹⁸
Conducibilità termica (W/K*m)	0.25

Le viti in teflon sono state prodotte artigianalmente con dimensioni ad hoc per far sì che potessero essere inserite in fori non troppo grandi nella parete di plexiglass che avrebbero causato eccessivi punti di debolezza alla struttura del dispositivo; inoltre le viti sono state forate per poter contenere gli elettrodi.

Come elettrodi sono stati utilizzati dei pin dorati di 2 mm di diametro. Gli elettrodi sono stati collegati allo strumento tramite dei cavi multi-conduttore a 24 pin. Le connessioni tra i cavetti degli elettrodi e i cavi multi-conduttore sono avvenute all'interno di un'apposita scatola nella quale sono stati saldati i fili di rame provenienti dai cavi multi-conduttore (Fig. 3.22)

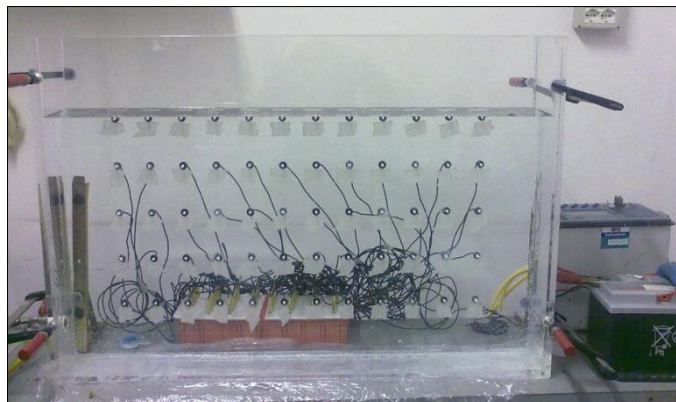


Fig. 3.14- Connessioni tra gli elettrodi e lo strumento.

Le misure elettriche sono state acquisite con lo strumento Syscal Pro della IRIS Instruments. In fase di acquisizione è stata scelta per tutte le misure un valore di potenziale di corrente costante degli elettrodi di trasmissione pari a 12V. Sono stati acquisiti dati in modalità automatica utilizzando una sequenza con array dipolo-dipolo generata con il software Electre II della IRIS Instruments e caricata sullo strumento.

3.3.3 TDR

Le misure TDR sono state condotte con lo strumento della Tektronix 1502c (Fig. 3.23). Allo strumento base è stata modificata l'interfaccia con l'aggiunta del modulo Tektronix SP232 (Serial Extended Function Module) che ha permesso di collegare lo strumento al computer tramite un comune cavo seriale (Fig. 3.7). Grazie a questo collegamento, lo strumento è in grado di trasmettere direttamente le misure al computer e tramite il software WinTDR è possibile visualizzare la misura in tempo reale.

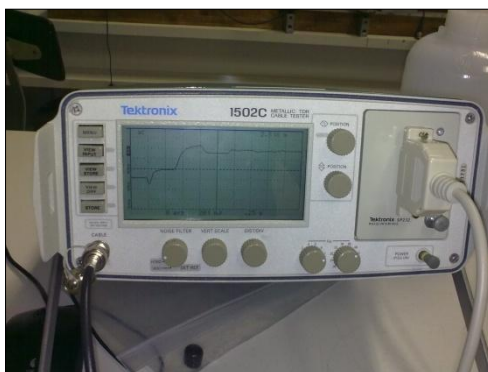


Fig. 3.15- Strumento TDR Tektronix 1502c utilizzato con modulo SP232 per il cavo seriale.

Come sonda è stata scelta una sonda a tre aste della Soilmoisture Equipment Corporation (Fig. 3.24); questa sonda ha l'asta centrale rivestita con una speciale plastica allo scopo di ridurre perdite di segnale e permettere misure in situazioni complesse. Sono state effettuate varie misure con il TDR per validarne il funzionamento e la calibrazione effettuata manualmente.



Fig. 3.16- Sonda TDR utilizzata

Grazie all'uso della sonda TDR durante la seconda sperimentazione, sono state effettuate misure dirette di permittività ponendo la sonda all'interno della vasca a 10 cm dal lato destro e 20 cm dal pelo dell'acqua con le tre aste parallele al fronte della vasca; la posizione della sonda è indicata in figura 3.25.

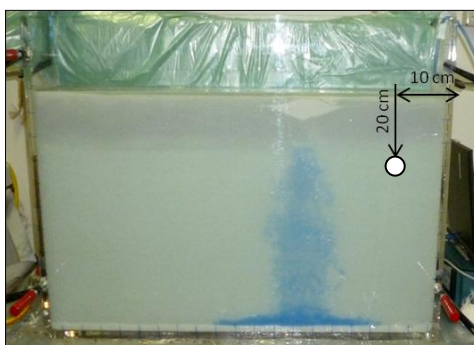


Fig. 3.17- Posizione sonda TDR all'interno del dispositivo 2.

Prima della sperimentazione sono state eseguite misure della costante dielettrica dell'acqua, sabbia di vetro, HFE puro e in miscela all'interno di un cilindro di plastica da 1L (Fig. 3.26).



Fig. 3.18- Prove di laboratorio con sonda immersa in un cilindro da 1L.

Per validare le misure registrate all'interno del cilindro, che presumibilmente potevano essere affette da errori dovuti ai volumi limitati dei materiali, sono state eseguite delle misure per la sabbia di vetro e l'acqua sia nel cilindro che all'interno di un secchio da 100L (Fig. 3.27). Tali misure messe a confronto hanno mostrato che possono essere considerate valide anche nel caso di misure fatte all'interno della provetta. I valori delle misure delle permittività di prova trovati sono elencati nella tabella 3.4.



Fig. 3.19- Prove di laboratorio con sonda immersa in un secchio da 100L.

Tabella 3.4- Misure di permittività del mezzo poroso

Mezzo considerato	Cilindro 1L	Secchio 100L
Sabbia di vetro fine	5.93	5.93
Sabbia di vetro molto fine	5.77	5.69
Acqua (T=15°C)	81.17	81.03

Accertato che non vi erano praticamente differenze tra i valori misurati nel cilindro rispetto a quelli effettuate considerando volumi elevati, si è proceduto con le misure della costante dielettrica dell'HFE. Sono state eseguite misure sull'HFE puro, HFE puro in acqua con una concentrazione dell'1%, HFE e methyl caprilate, HFE e Sudan Blue, miscela acqua e HFE, miscela acqua/HFE/methyl caprilate, miscela acqua e Sudan Blue. Tutte le misure sono riportate in tabella 3.5 e alcune sono riportate anche le misure di resistività effettuate sempre in laboratorio.

Tabella 3.5- Misure di permittività e di resistività su alcuni fluidi.

Composizione miscela (T=20°C)	Permittività (ϵ_r)	Resistività (ρ) (Ωm)
Acqua	80.11÷80.78	18
HFE-7100 puro	10.52÷10.55	
HFE (96%) + methyl caprilate(4%)	10.48÷10.61	
Miscela con HFE ^a	10.40÷10.55	
Acqua + HFE (1%)	76.77÷76.85	72
Acqua + methyl caprilate	79.38	
Acqua + Sudan Blue	80.14	

^a(HFE-7100 + methyl caprilate + Sudan blue).

Sono state inoltre effettuate varie misure della miscela di HFE (HFE-7100/ methyl caprilate/ Sudan Blue) in acqua in varie concentrazioni e in tempi differenti. Queste misure, riportate in tabella 3.6, sono state effettuate utilizzando il cilindro da 1L senza mai svuotarlo. La prima misura è stata eseguita considerando una miscela costituita da 1L di acqua e 10ml di HFE ,

ottenendo quindi una concentrazione dell'1% di miscela di HFE in acqua. Successivamente, nella miscela acqua + miscela di HFE (1%) sono stati aggiunti altri 10 ml di miscela di HFE raggiungendo quindi una concentrazione del 2%. Infine sono stati aggiunti altri 10 ml di miscela di HFE raggiungendo la concentrazione del 3% di di HFE in acqua.

Tabella 3.3- Misure di permittività e di resistività della miscela di acqua/HFE-7100/methyl caprilate/Sudan Blue a differenti concentrazioni.

Miscela	Tempo ^a	ϵ	ρ (Ωm)
Acqua		80.35	18
Acqua + Miscela di HFE (1%)	Pochi secondi	76.07	
Acqua + Miscela di HFE (1%)	2 h	76.86	
Acqua + Miscela di HFE (1%)	4 h	76.85	
Acqua + Miscela di HFE (1%)	4 giorni	80.20	
Acqua + Miscela di HFE (2%)	Pochi secondi	76.92	
Acqua + Miscela di HFE (2%)	24 h	80.40	
Acqua + Miscela di HFE (3%)	Pochi secondi	76.97	72
Acqua + Miscela di HFE (3%)	24 h	80.24	78

^aTempo intercorrente tra l'immissione dell' HFE in acqua e le misure di permittività e resistività.

Le misure TDR hanno mostrato come subito dopo l'immissione del DNAPL all'interno della provetta la permittività si abbassi, ma che dopo circa 24 ore la permittività torni ad essere pari a quella dell'acqua. Questo porta a pensare che probabilmente il DNAPL, con il tempo, migra verso il fondo della provetta e non apporta variazioni alla permittività dell'acqua. Probabilmente anche le componenti volatili del DNAPL, presenti subito appena immesso, migrano nel mezzo aria e non influiscono più sul mezzo acqua.

La resistività invece sembra aumentare e anche dopo svariate ore non ritorna a quella iniziale.

3.4 Modelli teorici GPR

Per poter validare i risultati ottenuti dalle misure di laboratorio, si è proceduto ad elaborare dei modelli teorici 2 e 3D per cercare di comprendere se effettivamente una piccola quantità di DNAPL in un mezzo saturo potesse essere visualizzata dal GPR. Ovviamente, non si è riusciti a ricreare perfettamente la situazione reale che si è avuta in laboratorio, in quanto, nella realtà, il DNAPL si dispone all'interno del mezzo saturo con una geometria alquanto irregolare e non prevedibile. Nel modello teorico vi è una superficie di separazione netta tra il mezzo saturo bifase sabbia/acqua e il mezzo trifase sabbia/acqua/DNAPL, altro aspetto che nella realtà non si verifica. Infatti, nel caso reale, tra il mezzo contaminato da DNAPL e il mezzo saturo non contaminato vi è una zona di transizione in cui è presente il DNAPL in fase disciolta in concentrazioni differenti a seconda della distanza dalla sorgente di contaminazione.

I programmi di simulazione del GPR sono stati sempre utilizzati per analizzare le risposte sintetiche su modelli predefiniti del sottosuolo (Powers and Olhoeft, 1995; Giannopoulos, 2005). I modelli di sistemi multifase (aria, acqua, sabbia, DNAPL) sono utili per poter creare casi studio a differenti condizioni di saturazione, porosità, geometria per aiutare ad interpretare e validare i risultati ottenuti nei casi reali.

Sono stati generati modelli 2D e 3D di dati GPR utilizzando il software GprMax v.2.0 (Giannopoulos, 2005). Questo software calcola la risposta GPR nel dominio del tempo FDTD utilizzando gli elementi finiti e considerando come impulso trasmesso l'onda di Ricker. Si è costruito il modello teorico in modo tale da analizzare la risposta del GPR che fosse più simile possibile alla risposta ottenuta dalle misure reali. I parametri di input includono parametri associati alle caratteristiche dell'antenna GPR utilizzata, alla geometria del caso reale e alle sue proprietà fisico-chimiche. Il modello è stato calcolato utilizzando un'onda di Ricker con un picco di frequenza di 1100MHz, scelta basata sull'analisi spettrale dei dati reali. Sono stati fatti modelli 2D e 3D tenendo conto delle seguenti condizioni: 1) il mezzo considerato è omogeneo e isotropo; 2) l'antenna trasmittente è una sorgente lineare; 3) i parametri costitutivi del mezzo sono indipendenti dalla frequenza.

I materiali contenuti nella vasca e considerati nel modello teorico sono sabbia di vetro, acqua, HFE. L'acqua, l'HFE e la sabbia di vetro sono sempre presenti come miscele acqua-sabbia e acqua-sabbia-HFE. Nessuno di questi materiali è magnetico, quindi per quanto riguarda le proprietà elettromagnetiche sono state prese in considerazione solo la permittività e la conducibilità elettrica. Per la sabbia di vetro è stata utilizzata la permittività (ϵ_r) di 5.93 (cfr

tabella 3.4) e una conducibilità di 10^{-11} S/m e per il contaminante una permittività di 10.4, derivata da misure di laboratorio (vedi tab. 3.5), e una conducibilità di 10^{-6} S/m (Olhoeft, 1992). Le permittività delle miscele (ϵ_{mix}) acqua/sabbia e acqua/ sabbia/ HFE sono state calcolate utilizzando la formula di CRIM (5) La porosità della sabbia di vetro è stata assunta pari a 38.8% e sono stati considerati differenti stadi di saturazione (S_w) ovvero $S_w = 90\%, 80\%, 70\%, 47\%$. La più bassa percentuale di saturazione considerata (47%) è il minimo grado di saturazione possibile in un mezzo sintetico granulare (sabbia di vetro) (Ajo-Franklin et al, 2004). In questo modo si è trovata per la miscela bifasica acqua/sabbia una permittività pari a $\epsilon_{mix}=26.6$; per la miscela a tre fasi (acqua/sabbia/HFE) le permittività calcolate a differenti saturazioni sono indicate in tabella 3.7.

Tabella 3.7- Permittività calcolate a differenti saturazioni.

S_w		
	σ_1/σ_2	ϵ_1/ϵ_2
90%	0.008 / 0.007	24.6 / 22.42
80%	0.008 / 0.005	24.6 / 20.34
70%	0.008 / 0.004	24.6 / 18.4
47%	0.008 / 0.0018	24.6 / 14.3

Trovandoci nella condizione in cui la matrice del mezzo saturo non è conduttiva (Glover, 2010), abbiamo potuto calcolare la conducibilità della miscela utilizzando la legge di Archie (45) (Archie, 1942; Glover, 2000).

$$\frac{1}{\sigma} = \frac{1}{\sigma_w} \frac{a}{\phi^m S_w^n} \quad (52)$$

Dove σ è la conducibilità effettiva del mezzo poroso permeabile; σ_w la conducibilità dell'acqua che riempie i pori; ϕ la porosità e S_w la saturazione. Si assumono i seguenti valori per le costanti empiriche: $a=1$; $n=m=2$. Applicando la legge di Archie si ottiene come conducibilità delle due fasi (acqua/sabbia di vetro) $\sigma_1=0.008$ S/m e come conducibilità della miscela di tre fasi (acqua/sabbia/HFE) σ_2 differenti valori, indicati in tabella 1, a seconda della saturazione considerata. Il modello di riferimento e i parametri costitutivi dei materiali utilizzati per il calcolo del modello sono evidenziati in tabella 3.7 e mostrati in figura 3.28a.

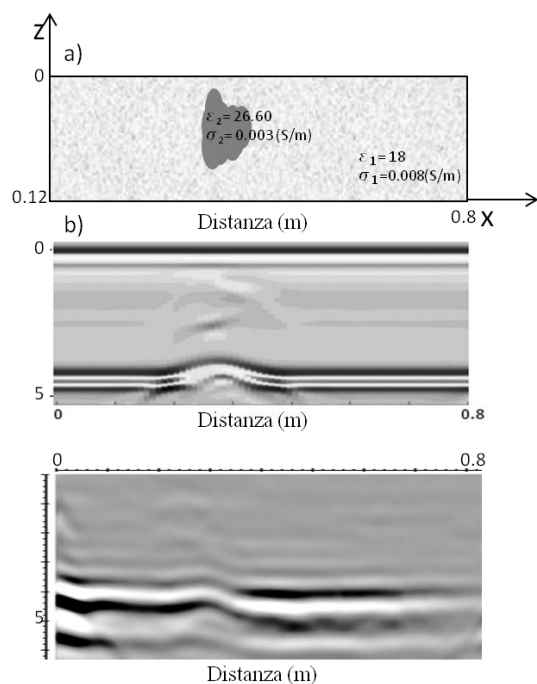


Fig. 3.20. Geometria del modello teorico GPR (a); Modello teorico GPR (b); Dato reale GPR (c). La scala verticale è 2x.

3.4.1 Modelli 2D

I modelli teorici 2D si rifanno alla geometria del modello indicato in figura 3.28a relativo all'esperimento condotto nella prima vasca. I modelli teorici 2D GPR risultanti (Figg. 3.28 c-f) mostrano una diminuzione dei tempi delle riflessioni del fondo vasca in corrispondenza dell'inquinante quasi a formare uno scalino. Questa caratteristica è presente in tutti i modelli per qualsiasi livello di saturazione. Il contaminante induce delle riflessioni a bassa ampiezza dipendenti dal grado di saturazione del contaminante (Fig. 3.30). I modelli teorici confrontati con il dato reale (Fig. 3.28c-f), acquisito lungo la linea orizzontale nera tratteggiata, indicata in figura 3.29, mostrano un andamento della riflessione dal fondo molto simile e nella stessa posizione della zona di immissione del DNAPL.

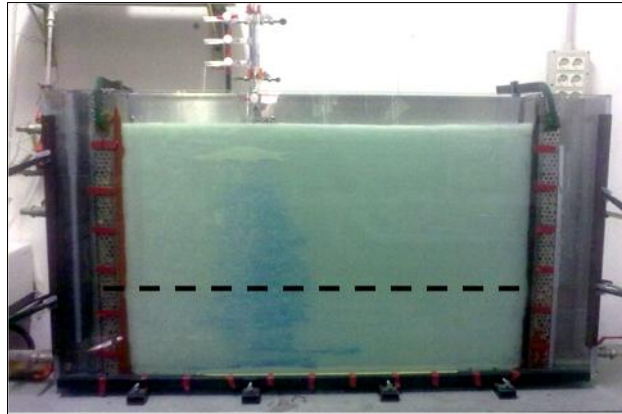


Fig. 3.21- Il profilo posto a confronto con il modello teorico è indicato in figura con la linea nera orizzontale tratteggiata.

La riflessione dal fondo vasca a 3.8 ns è caratterizzata da tempi più brevi in corrispondenza del contaminante sia nei modelli che nel dato reale, inoltre la riflessione dal DNAPL è molto debole perché il contrasto di impedenze elettromagnetiche per le percentuali considerate è basso, quindi nei casi reali il limite del contaminante potrebbe non essere visto, però il contaminante può essere rilevato per l'effetto di pull-up indotto sulle riflessioni retrostanti il DNAPL.

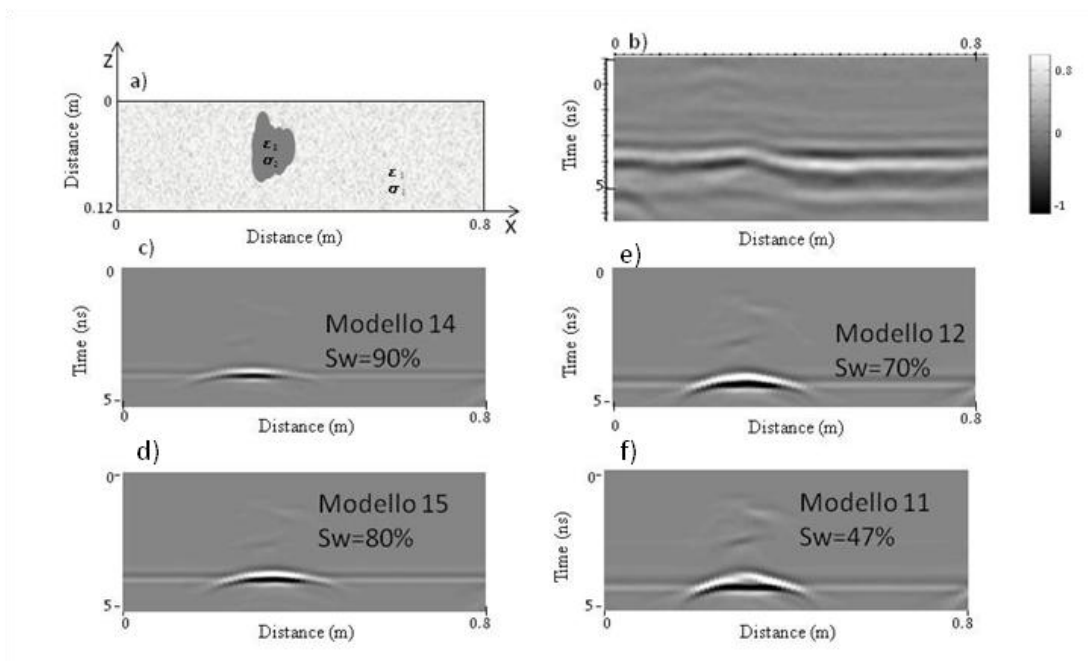


Fig. 3.22-a) Geometria del modello teorico i cui parametri costitutivi sono in tabella 1. La scala verticale del modello è 2x. b) Esempio del dato reale; c,d,e,f) Modelli teorici calcolati per differenti saturazioni rispettivamente a 90, 80, 70, 47 %. I dati sono stati normalizzati alle ampiezze dell'onda diretta ed è stata utilizzata la stessa scala di colore per tutti i modelli.

I modelli teorici e i dati reali, acquisiti in un esperimento in ambiente controllato, mostrano come sia evidentemente difficile rilevare il DNAPL attraverso le riflessioni derivanti da esso a causa del basso rapporto segnale-rumore. Il DNAPL è sicuramente più facilmente rilevabile attraverso l'analisi della riflessione della parete opposta della vasca che produce il caratteristico "scalino" che è presente in tutti i modelli e anche nel caso reale. Guardando con attenzione i modelli teorici a differente saturazione e confrontandoli con l'esempio del dato di laboratorio, si può notare come quest'ultimo sia visivamente più vicino al modello con saturazione al 70% per quanto riguarda la forma dello "scalino" che produce la diminuzione in tempi della riflessione della parete della vasca.

Il confronto tra il dato teorico e quello di laboratorio lascia avanzare l'ipotesi che le riflessioni osservate nei dati reali, e la diminuzione in tempi dell'onda riflessa dalla parete della vasca, sono collegati certamente alla fase separata del DNAPL in quanto solamente essa è stata presa in considerazione nel modello teorico. Inoltre, probabilmente, la fase disciolta del contaminante potrebbe non produrre riflessioni alla lunghezza d'onda del radar.

3.4.2 Modello 3D

Il modello 3D simula la geometria e le condizioni della vasca 2 relativa al secondo esperimento. Rispetto alla precedente geometria l'unica variazione si ha per l'aumento dello spessore della vasca che passa da 12 a 16 cm. Per quanto riguarda i parametri utilizzati ci si rifà al caso in cui $S_w=70\%$ (vedi tabella 3.7) poiché come già detto, questo sembra essere visivamente il modello teorico più vicino ai risultati del caso reale. La direzione considerata per la sorgente è la direzione x. Grazie al modello 3D si può analizzare la risposta dell'onda elettromagnetica relativa alle direzioni x, y e z che possono simulare in maniera più adeguata il dato reale. Nel modello 3D si può notare come vi sia presente una anomalia all'interno della vasca in corrispondenza del DNAPL (Figg. 3.31, 3.32 e 3.33). Le variazioni in tempi date dall'anomalia sono maggiormente amplificate e quindi più evidenti nel caso del modello in cui si considera la direzione x per il campo elettromagnetico (E_x). Nel caso del campo elettromagnetico diretto secondo l'asse y (Fig. 3.32), l'anomalia provocata dalla presenza del DNAPL è appena accennata. Per quanto riguarda il modello relativo alla direzione z (Fig. 3.33) del campo elettromagnetico (E_z) le ampiezze sono leggermente maggiori rispetto al modello relativo alla componente E_y , si nota con più facilità l'anomalia del DNAPL ma le ampiezze in ogni caso sono sempre più piccole rispetto al modello relativo alla componente

Ex. Questo risultato è congruente al dato reale in quanto l'anomalia rappresentata dalla presenza del DNAPL è sicuramente più evidente nei dati relativi ai canali 1 e 2 assimilabili al modello teorico della componente Ex rispetto a quelli dei canali 3 e 4 che possiamo assimilare alla direzione Ey e Ez dei modelli teorici.

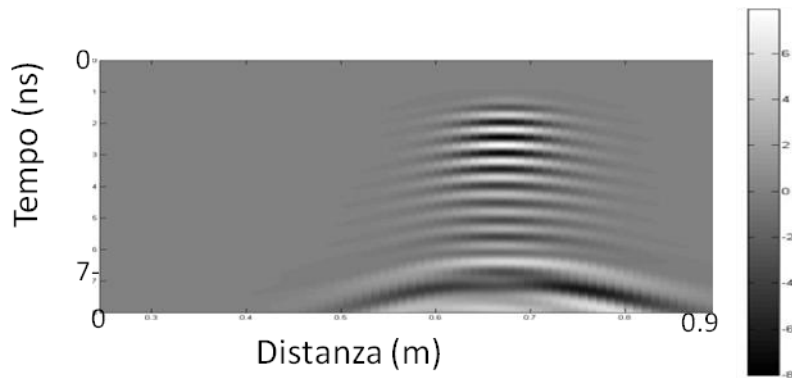


Fig. 3.23- Modello 3D risultante per la direzione x del campo elettromagnetico (Ex). La scala verticale del modello è 2x.

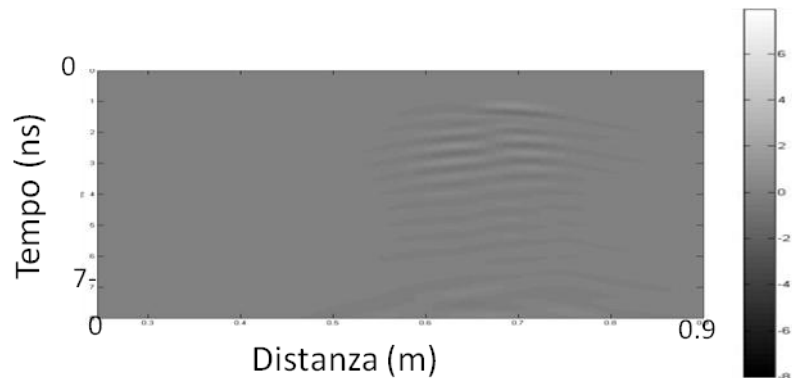


Fig. 3.24- Modello 3D risultante per la direzione y del campo elettromagnetico (Ey). La scala verticale del modello è 2x.

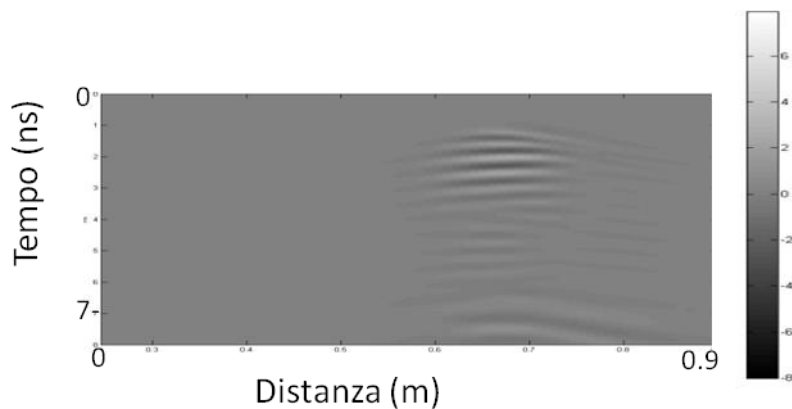


Fig. 3.25- Modello 3D risultante per la direzione z del campo elettromagnetico (Ez). La scala verticale del modello è 2x.

3.5 Modelli teorici delle misure elettriche

Il modello teorico relativo alle misure elettriche si riferisce alla geometria della vasca 2, in quanto durante il primo esperimento condotto nel dispositivo 1 non sono state effettuate misure elettriche. Il modello è stato sviluppato tramite il software RES3Dmod commercializzato dalla GEOTOMO. Lo scopo della simulazione delle misure elettriche è stato quello di confrontare i risultati di resistività apparente, ottenuti dalle misure sperimentali, con le resistività reali effettive del modello, per poter validare l'ipotesi di considerare la resistività apparente come reale per le minime distanze elettrode. È stata simulata la vasca con il mezzo saturo (indicato in figura 3.34 con il colore celeste) immerso nel mezzo aria (indicato in figura con il colore blu).

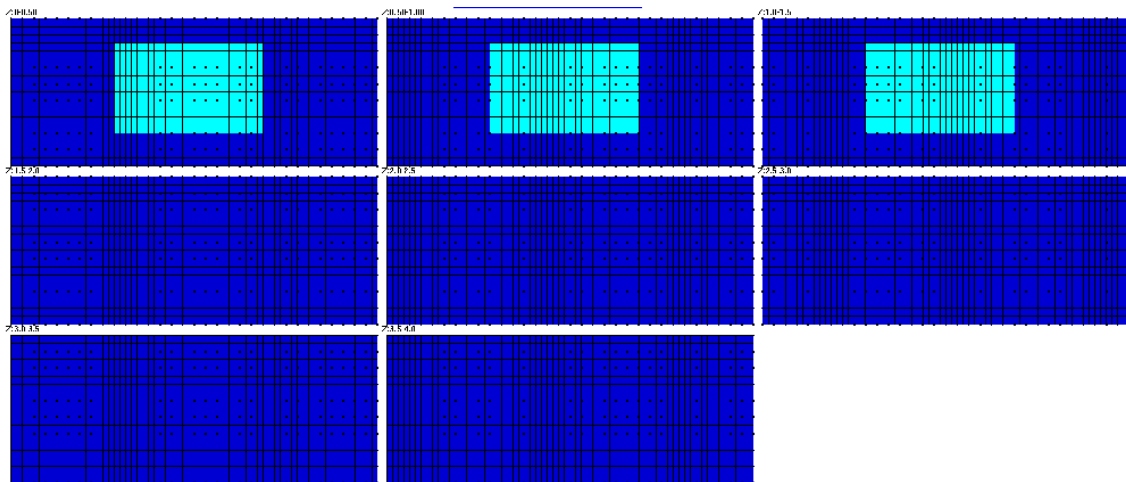


Fig. 3.26- Ricostruzione della geometria del modello. Le diverse slice rappresentano vari livelli di profondità. Il colore celeste chiaro indica le effettive dimensioni del mezzo saturo all'interno della vasca con resistività assegnata di 40 Ωm . Il colore blu indica il mezzo aria al di fuori della vasca.

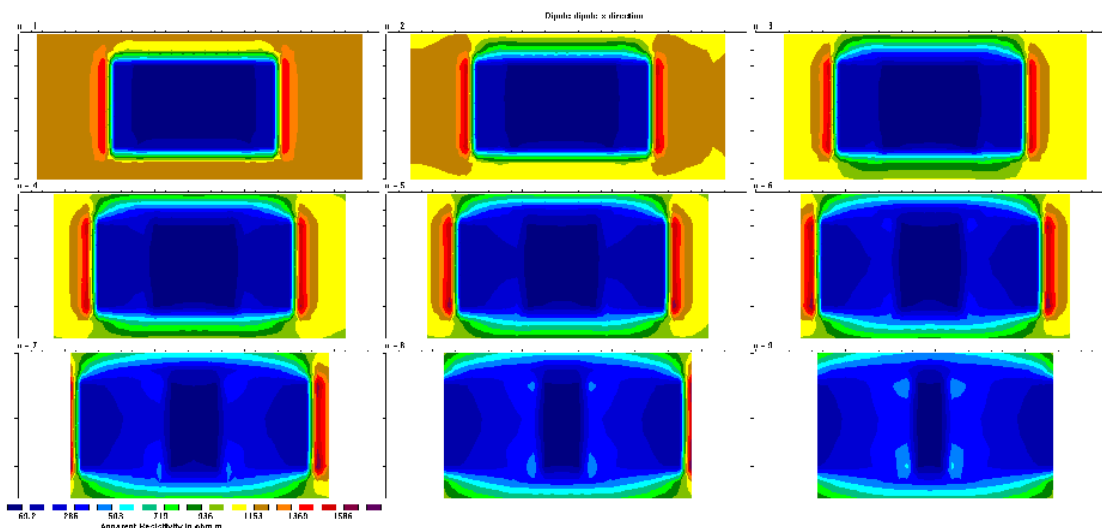


Fig. 3.27- Ricostruzione del modello teorico mediante acquisizione Dipolo-Dipolo con passo di campionatura di 7 cm e distanza tra i profili di 10 cm.

Per le misure relative al livello $n=1$ dell'inversione, si vede come le misure all'interno della vasca sono molto simili tra loro e quindi presumibilmente l'effetto bordo può essere considerato quasi nullo. Per questo motivo, nell'analisi dei risultati ottenuti dalle misure reali si sono considerati solo i quadripoli di livello 1 dati dalla minima distanza elettrodica (7 cm). In figura 3.36 si mostra il grafico della resistività apparente teorico misurata su una fila di elettrodi. Nel grafico si rappresenta una sola fila di elettrodi in quanto le altre file danno valori sovrapponibili. Impostata nel modello teorico una resistività di partenza di $40 \Omega\text{m}$, si è ottenuta dall'inversione una resistività apparente di circa $45 \Omega\text{m}$. Questa scelta effettuata per il modello teorico è stata mantenuta anche per l'analisi dei dati del caso reale.

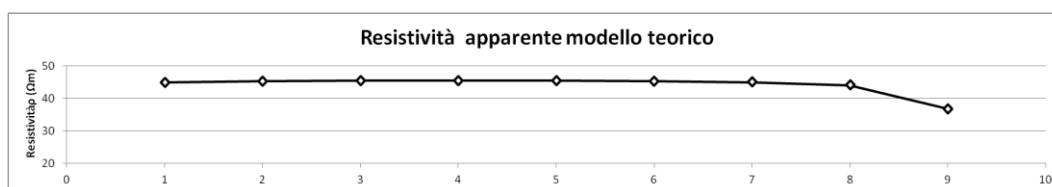


Fig. 3.28- Grafico rappresentante l'andamento della resistività apparente all'interno della vasca nel modello teorico per una linea di elettrodi.

Per poter calcolare dalle resistività apparenti ρ_a , misurate in vasca, le resistività effettive, da utilizzare per il calcolo delle percentuali di saturazione del DNAPL, sono stati fatti vari modelli in cui sono stati simulati mezzi con diverse ρ (da 10 a 100 Ωm). Lo scopo è stato quello di definire una legge empirica capace di legare la resistività reale (ρ_{reale}) funzione alla resistività apparente (ρ_a). I risultati sono riportati nella figura 3.37. La funzione descritta nella figura 3.37 è lineare e non varia della per il range di resistività considerate. Da quanto ottenuto quindi un è stato possibile passare da valori di resistività apparente a valori effettivi e da questi applicando la legge di Archie (52) calcolare le saturazioni dalle misure in laboratorio.

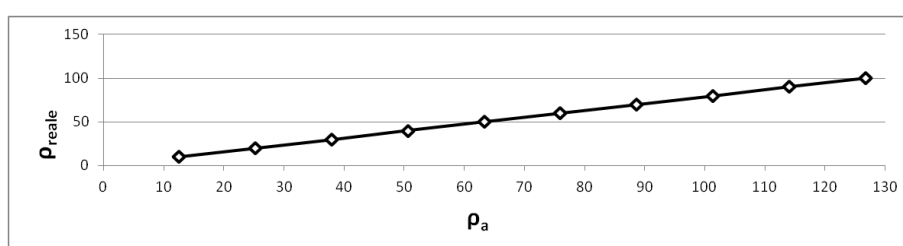


Fig. 3.29- Andamento della ρ_{reale} in funzione della ρ_a .

Bibliografia

Ajo-Franklin J. B., Geller J. T. and Harris J. M., 2004. The dielectric properties of granular media saturated with DNAPL/water mixtures. *Geophysical Research Letters* **31**, L17501.

Archie G.E., 1942, The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Transactions of the American Institute of Mechanical Engineers* **146**, 54–67.

Feenstra S., Cherry J.A., 1988. Subsurface contamination by dense non aqueous phase liquid (DNAPL) chemicals. *International Groundwater Symposium, International Association of Hydrogeologists*, 61–69.

Glover P.W.J., 2010. A generalized Archie's law for n phases. *Geophysics* (6), **75**, E247-E265.

Glover P.W.J., Hole M.J., Pous J., 2000. A modified Archie's law for two conducting phases. *Earth and Planetary Science Letters*, 180, 369-383.

Mackay D.M., Cherry J.A., 1989. Groundwater contamination: limits of pump and treat remediation. *Environmental Science & Technology* **23**, 630–636.

Kamon M., Endo K., Katsumi T., 2004. Two-dimensional DNAPL migration affected by groundwater flow in unconfined aquifer. *Journal of Hazardous Materials* **110**, 1–12.

Olhoeft G.R., 1992. Geophysical detection of hydrocarbon and organic chemical contaminants. *SAGEEP Proceedings, Oakbrook, IL*, 587-594.

Robinson D.A. and Fridman S.P., 2002. The effective permittivity of dense packings of glass beads, quartz sand and their mixtures immersed in different dielectric background. *Journal of Non Crystalline Solids* **305**, 261-267.

Capitolo 4- Analisi dei dati in scala di laboratorio

Abstract

In this chapter we describe in detail the two experiments carried out and discuss the results.

Each experiment was conducted by using cells with different characteristics. The cell used for the second experiment has been specially prepared to overcome some inherent problems related to the metal structure and can perform electrical and GPR measurements together.

The cell 1, which is used in the first experiment, did not allow the making of electrical measurements since it has been practically impossible to shield safely and adequately the metal walls. Some tests were conducted, in this sense, aimed at verifying whether, through a coating plexiglas for the back metal side, the electrical measurements could give acceptable results. From these tests were obtained data with errors are not negligible, due to the not perfect insulation of the metal part due to infiltration of water between the coating and the back metal side.

The response of the inability to use the cell 1 for electrical measurements has led to the development the need to build a new cell that would allow to carry over to the GPR also the electrical measurements. The cell 2, specially built for experimentation geophysics, is being built entirely of plexiglas, with a thickness slightly higher than the previous, which allowed to perform all measures predetermined (GPR, electrical and TDR). The choice of the thickness of the cell was based on the need to have the reflections from the bottom wall with sufficiently long times for a correct analysis of the data GPR, to limit the effect of the medium air in electrical measurements and at the same time continue to have as a reference two-dimensional model.

As regards the method GPR data analysis focused on the 4 components of the electromagnetic field recorded with bipolar antenna. Were analyzed the variations of the delay times of the reflections caused by the contaminant due to variations in permittivity of the porous medium and the spectra of the amplitudes of the traces.

The application of the TDR method is helpful to obtain a direct measurement of the permittivity in the neighborhood of the point of entry of DNAPL in the different phases of the experimentation. Finally, the electrical measurements have been useful to evaluate the variations of resistivity of the medium caused by the contaminant and to then subsequently quantify the rate of saturation of the DNAPL in the saturated medium. From analysis of the data has been obtained that the GPR is sensitive mainly to the separate phase of the DNAPL,

while resistivity measurements seem to be affected by both the dissolved phase and that of the separated and gaseous.

From the comparison of the results it can be seen that the georadar anomaly inside the medium linked to the presence of the contaminant at its point of entry, persists over time. This has led to think that the volume of DNAPL, linked to its separate phase remains trapped in the pores and hardly be able to remove. The separate phase, shown by the analysis of georadar and electric data, it is found to move with less ease and has migrated slowly downwards by gravity. The separate phase, having been displayed with both the GPR that with the resistivity measurements, it can be said that induces variations on both the dielectric constant that on resistivity. The variations of the dielectric constant were confirmed by using the measures that TDR has analyzed the characteristics of a small volume of material around the probe. The presence of the TDR probe has allowed to verify that the presence of the DNAPL has made changes to the values of permittivity at least until the opening of the flow of water. In fact, after the water flow back to the permittivity values registered before the injection of the contaminant. The dissolved phase and the gaseous phase seem to be viewable only with maps of resistivity. The dissolved phase appears to migrate more easily in the medium and seems to have suffered most from the presence of water flow activated at certain times of the experiment. The gaseous phase appeared to be present for a relatively short period within the medium, since, found a way of escape, is passed from the cell to the medium air.

In conclusion, the application of multiple geophysical methods (georadar, electrical and TDR measurements) has allowed us to understand that the different phases into which divides the DNAPL within a half saturated (separate phase, dissolved and gaseous) affect differently the physical characteristics of the medium. To be able to detect and monitor in a complete way a DNAPL, therefore, it would be optimal to use of these methods simultaneously so as not to neglect any aspect related to the presence of the contaminant.

Riassunto

In questo capitolo si descrivono in dettaglio le due sperimentazioni eseguite e si discutono i risultati ottenuti.

Ogni esperimento è stato condotto utilizzando vasche con caratteristiche diverse. La vasca utilizzata per il secondo esperimento è stata appositamente allestita per superare alcuni problemi intrinseci legati alla struttura metallica e poter eseguire misure elettriche in concomitanza a quelle georadar.

La vasca 1, utilizzata nel primo esperimento, non ha permesso l'effettuazione di misure elettriche in quanto è stato praticamente impossibile schermare in maniera sicura ed adeguata le pareti metalliche. Sono state condotte, in tal senso, delle prove mirate a verificare se, attraverso un rivestimento in plexiglas della parete metallica posteriore, le misure elettriche potevano dare risultati accettabili. Da queste prove si sono ottenuti dati affetti da errori non trascurabili, dovuti al non perfetto isolamento della parte metallica a causa di infiltrazioni di acqua tra il rivestimento in plexiglas e la parete metallica posteriore.

La verifica dell'impossibilità di utilizzare la vasca 1 per misure elettriche ha portato a maturare la necessità di costruire una nuova vasca in cui effettuare oltre alle misure GPR anche le misure elettriche. La vasca 2, appositamente costruita per la sperimentazione geofisica, è stata costruita totalmente in plexiglass, con uno spessore leggermente più elevato rispetto alla precedente, che ha consentito di effettuare tutte le misure prestabilite (GPR, elettrica e TDR). La scelta dello spessore della vasca è stata dettata dalla necessità di avere le riflessioni dalla parete di fondo con tempi sufficientemente lunghi per una corretta analisi dei dati GPR, di limitare l'effetto del mezzo aria nelle misure elettriche e nello stesso tempo continuare ad avere come riferimento un modello bidimensionale.

Per quanto riguarda il metodo GPR l'analisi dei dati si è incentrata sulle 4 componenti del campo elettromagnetico registrate con un'antenna bipolare. Sono stati analizzati le variazioni dei tempi di ritardo delle riflessioni causate dal contaminante dovute alle variazioni di permittività del mezzo poroso e gli spettri delle ampiezze delle tracce.

L'applicazione del metodo TDR è stata utile per ottenere una misura diretta sulla permittività nell'intorno del punto di immissione del DNAPL nei diversi momenti della sperimentazione. Infine, le misure elettriche sono servite per poter valutare le variazioni di resistività del mezzo causate dal contaminante e per poter quindi successivamente quantificare la percentuale di saturazione del DNAPL nel mezzo saturo.

Dall'analisi dei dati si è ottenuto che il georadar è sensibile principalmente alla fase separata del DNAPL, mentre le misure di resistività sembrano risentire sia della fase disciolta che di quella separata e gassosa. Dal confronto dei risultati si può vedere che all'interno del mezzo l'anomalia georadar legata alla presenza del contaminante nel suo punto di immissione, permane nel tempo. Questo ha portato a pensare che parte del volume del DNAPL, legato alla sua fase separata, resti intrappolato tra i pori e si riesca a rimuovere con molta difficoltà. Dal confronto dei risultati dei vari metodi applicati si è visto come la fase separata è risultata muoversi con difficoltà ed è migrata lentamente verso il basso per gravità. La fase separata, essendo stata visualizzata sia con il georadar che con le misure di resistività, si può affermare che induca variazioni sia sulla costante dielettrica che sulla resistività. Le variazioni della costante dielettrica sono state confermate grazie all'utilizzo alle misure TDR che ha analizzato le caratteristiche di un volume piccolo di materiale all'intorno della sonda. La presenza della sonda TDR ha permesso di verificare che la presenza del DNAPL ha apportato modifiche ai valori della permittività almeno fino all'apertura del flusso di acqua. Infatti, dopo il flusso d'acqua la permittività torna ai valori registrati prima dell'immissione del contaminante. La fase separata, disciolta e la fase gassosa, invece, sembrano essere visualizzabili attraverso le variazioni di resistività. La fase disciolta sembra migrare più facilmente all'interno del mezzo e pare abbia risentito maggiormente della presenza del flusso di acqua attivato in alcuni momenti della sperimentazione. La fase gassosa, è parsa essere presente per un periodo abbastanza breve all'interno del mezzo, poiché, trovata una via di fuga, è passata dalla vasca al mezzo aria. In conclusione, l'applicazione di più metodi geofisici (georadar, misure elettriche e misure TDR) ha permesso di comprendere che le varie fasi in cui si suddivide il DNAPL all'interno di un mezzo saturo (fase separata, disciolta e gassosa) influenzano in maniera differente le varie caratteristiche fisiche del mezzo. Per poter individuare e monitorare in maniera completa un DNAPL, quindi, sarebbe ottimale l'utilizzo di questi metodi contemporaneamente così da non trascurare nessun aspetto legato alla presenza del contaminante.

Introduzione

L'identificazione di *dense non-aqueous phase liquids* (DNAPLs) nel sottosuolo potrebbe essere il primo passo verso la bonifica di aree inquinate da contaminanti organici in quanto i DNAPLs sono una delle maggiori fonti di inquinamento per l'ambiente, a causa della loro composizione. Infatti, essendo più densi dell'acqua, la loro parte separata (*plume*) è di difficile rimozione, e la loro parte disciolta si disperde e, essendo più mobile, contamina aree anche a discreta distanza dal punto in cui è stato rilevato il plume. Non è da trascurare, inoltre, la parte volatile dei DNAPLs che può contaminare anche l'atmosfera. Per questi motivi, un preciso studio dell'area contaminata può sicuramente aiutare a definire il metodo di bonifica più appropriato in funzione del problema in oggetto. A questo scopo, non sempre sono sufficienti i più noti ed utilizzati metodi diretti come pozzi di monitoraggio e carotaggi. Sarebbe infatti più opportuno coadiuvare e, anzi, anticipare queste metodologie con indagini indirette non distruttive che permettono di effettuare una mappatura estesa e continua dell'area contaminata. Sulla base dei risultati dei metodi geofisici, infatti, si potranno pianificare sondaggi diretti con maggiore precisione, efficacia e minore investimento. Conoscere, quindi, in ambiente controllato, attraverso sperimentazioni di laboratorio e modellistica numerica, le risposte dei metodi geofisici, può portare ad una futura migliore pianificazione della bonifica di siti contaminati.

Tra i metodi geofisici sicuramente gli elettromagnetici hanno dimostrato di essere i più efficaci nella individuazione di DNAPL. Molti studi (Bano et al., 2009; Hwang et al., 2008; Johnson and Poeter, 2005; Brewster et al., 1995; Brewster and Annan, 1994) hanno dimostrato l'efficacia del georadar per il rilevamento e il monitoraggio di ampie aree contaminate da DNAPLs, ottenendo immagini ad alta risoluzione dell'area indagata. In questi studi, si è osservato come il contaminante induca un incremento della velocità delle onde elettromagnetiche dovuto al fatto che i DNAPLs, hanno una permittività e una conducibilità minore dell'acqua e ciò altera significativamente le proprietà elettriche del sottosuolo.

Alcuni studi, riguardanti applicazioni del GPR sui DNAPLs, hanno analizzato le ampiezze delle riflessioni tramite l'analisi spettrale e le variazioni della velocità nel campo TE (componente trasversale del campo elettrico, vedi paragrafo 3.1.2). L'analisi spettrale è stata usata in diverse applicazioni con buoni risultati (Orlando et al., 2010; Mardeni et al. 2010; Benter et al., 2010). Bradford (2011) ha mostrato come il DNAPL induca variazioni nella costante dielettrica e che il coefficiente di attenuazione è più sensibile della variazione di

velocità nel rilevamento del DNAPL. Bradford (2004), inoltre, in un esperimento condotto in un ambiente controllato, ha analizzato sia la componente TE che la componente TM (componente trasversale del campo magnetico). In accordo con la teoria (Balanis, 1989), che afferma che l'incidenza obliqua della riflettività su un'interfaccia tra il campi TE e TM è differente per la maggior parte dei materiali (Lehmann, 2000), Bradford ha ottenuto, nel suo studio, che le curve dei coefficienti di riflessione per le due differenti polarizzazioni sono simili per riflessioni sub-verticali e significativamente differenti per angoli di notevole ampiezza, quindi, forniscono due misure indipendenti di permittività nelle zone di confine del DNAPL.

L'uso della tomografia elettrica per la caratterizzazione del sottosuolo è ben documentata con molti esempi di sperimentazioni in mezzi saturi (Froese et al., 2005; Kilner et al., 2005). Generalmente, l'effetto maggiore sulla resistività in questo tipo di sedimenti è la quantità e il tipo di minerali argillosi presenti (Shevin et al., 2007), infatti un aumento del contenuto di argilla provoca l'abbassamento della resistività. Lo stretto legame tra la resistività e molti importanti parametri idrogeologici e proprietà fisiche hanno portato ad aumentare l'uso della tomografia elettrica per la pianificazione della bonifica di siti contaminati (Daily and Ramirez, 1995). Chambers et al., 2004, hanno dimostrato l'efficacia delle misure elettriche per il rilevamento di DNAPL, monitorando il movimento di un idrocarburo fluorurato immesso in un mezzo poroso saturo situato all'interno di una colonna in PVC. La presenza del DNAPL è stata evidenziata, dopo l'inversione dei dati, da anomalie a più alta resistività. L'estensione delle anomalie ha mostrato come il DNAPL non si sia mosso solo verticalmente per gravità ma come esso sia migrato anche lateralmente.

Negli esperimenti della presente tesi sono stati utilizzati diversi metodi geofisici (Ground penetrating radar, misure elettriche e TDR) con lo scopo di rilevare la presenza e monitorare la migrazione di un DNAPL immesso in un mezzo poroso permeabile omogeneo. Per il metodo GPR è stata utilizzata un'antenna che registra le 4 componenti contemporaneamente su quattro canali: antenne parallele tra loro con asse in direzione y (CH1), antenne parallele tra loro con asse in direzione x (CH2), antenne perpendicolari tra loro con l'asse della sorgente in direzione x e l'asse della ricevente in direzione y (CH3), antenne perpendicolari tra loro con l'asse della sorgente in direzione y e l'asse della ricevente in direzione x (CH4) (Orlando, 2007; van der Kruk et al., 2003; van der Kruk et al., 2003). La particolarità di questa tesi risiede nel fatto di aver confermato la riduzione dei tempi di percorrenza dell'onda elettromagnetica in presenza del contaminante e di aver per la prima volta trovato una

relazione tra contaminante e spettro delle ampiezze delle tracce. Pertanto per tutti e due gli esperimenti sono stati analizzati le variazioni dei tempi di ritardo delle riflessioni causate dal contaminante e gli spettri delle ampiezze dei dati per le quattro componenti. La posizione del DNAPL dopo l'immissione all'interno di ciascuna vasca è stata confermata qualitativamente da immagini fotografiche e dai modelli teorici (cfr. paragrafo 3.4).

Per quanto riguarda le misure TDR, l'analisi è stata basata su misure di laboratorio di fluidi multi fase e sulle varie misure effettuate durante le varie fasi del secondo esperimento.

Infine, delle misure elettriche sono stati analizzati e mappati solo i dati relativi alle misure derivanti dai quadripoli con interdistanza minima basando la scelta sulle riflessioni fatte sul modello teorico (cfr. paragrafo 3.5). La posizione del DNAPL dopo l'immissione all'interno di ciascuna vasca è stata confermata qualitativamente da immagini fotografiche e dai modelli teorici (cfr. paragrafo 3.4).

Come DNAPL è stato scelto l'HFE-7100 (cfr paragrafo 3.2.2) e, al contrario degli esperimenti condotti da altri ricercatori, è stato utilizzato un piccolo volume di contaminante sia per l'esperimento 1 che per l'esperimento 2.

4.1 Esperimento 1

L'esperimento è stato condotto in una vasca (*dispositivo 1*) di acciaio inossidabile e vetro di dimensioni 100 cm di larghezza, 70 cm di altezza e 12 cm di profondità. La vasca è stata riempita di sabbia di vetro (cfr paragrafo 3.2.1) di due differenti granulometrie, fine (0.4-0.8 mm) e molto fine (0.1-0.2 mm). Nei primi 5 cm di altezza della vasca è stata posta la sabbia molto fine e per i successivi 50 cm la sabbia fine. Il livello costante di acqua è stato mantenuto immettendo acqua con una pompa peristaltica mano a mano che si introduceva lentamente piccoli quantitativi di sabbia, per far sì che non si creassero troppe disomogeneità all'interno della vasca. È stata creata una lente di sabbia molto fine a circa 5 cm sotto la superficie superiore della sabbia fine, di dimensioni 4 cm di altezza e 25 cm di larghezza, (Fig. 4.1). Questa lente è stata posta in modo da circondare il punto di iniezione del contaminante per evitare la sua risalita in superficie. In ogni caso, dopo aver rimosso il dispositivo di immissione dell'HFE, non si è notata alcuna risalita.

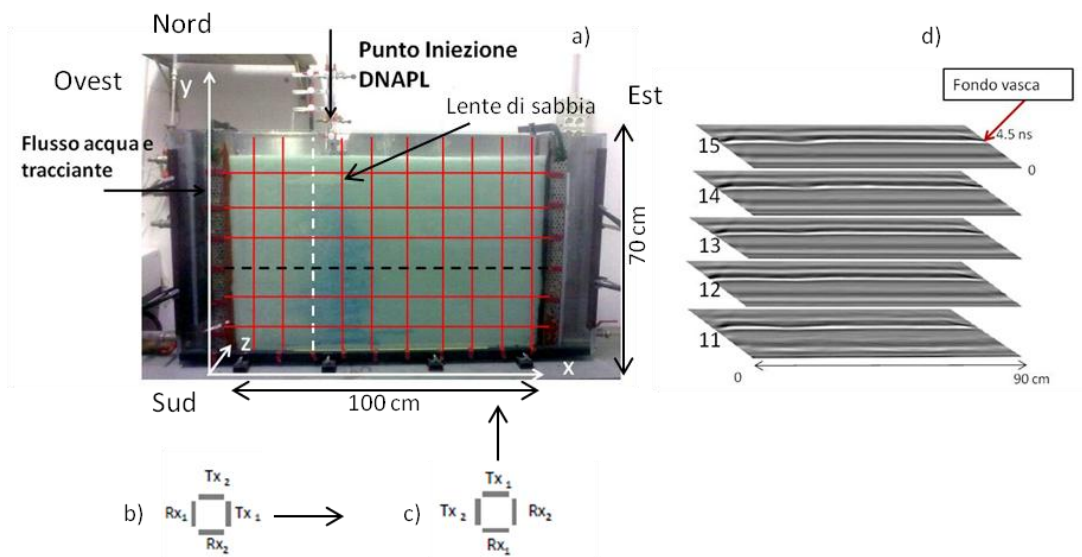


Fig. 4.30- Vista frontale della vasca con la posizione dei profili GPR (a). Le linee tratteggiate indicano le posizioni dei profili della figura 3. Schema delle configurazioni delle antenne rispetto alla direzione e al verso in cui si muove l'antenna sulla parete di vetro (b e c). Immagini in prospettiva dei profili GPR orizzontali (d).

Sono stati introdotti nella vasca 243 ml di contaminante, in due volte, attraverso un cilindro di vetro graduato, che, attraverso un sistema di collegamento con una pompa peristaltica, ha permesso l'immissione dell'HFE in modalità costante. In questo primo esperimento è stato usato l'NaCl, diluito in acqua in concentrazione di 200 mg/l, come tracciante per monitorare il flusso di acqua.

Per questo esperimento sono state condotte solo misure GPR. Tutte le misure GPR sono state eseguite dopo 2 ore dalla chiusura del flusso di acqua che ha rimosso l' NaCl ogni qualvolta che è stato immesso nella vasca, come dimostrato da analisi chimiche condotte su campioni d'acqua. L'HFE è stato colorato usando il Sudan Blue (0.22 g per 1000 ml) per poter osservare visivamente la migrazione del contaminante (Kamon et al., 2004). I dati GPR sono stati acquisiti durante l'esperimento condotto dal prof. Viotti, incentrato sul monitoraggio della migrazione del contaminante attraverso l'analisi di immagine (Luciano et al., 2010). Tutti i tests sono stati condotti in condizioni di sabbia satura.

4.1.1 Misure GPR

Con le misure GPR sono state registrate contemporaneamente quattro componenti del campo elettromagnetico su quattro differenti canali (CH1, CH2, CH3, CH4). I canali CH1 e CH2 rappresentano la modalità di acquisizione co-polarizzata (cfr paragrafo 2.1.2) e i canali CH3 e CH4 acquisiscono invece l'energia cross-scatterata rispettivamente dei canali CH1 e CH2

(Fig. 2.5). La configurazione delle antenne da Ovest ad Est e da Sud a Nord è rappresentata in figura 4.1.

L'antenna è stata accoppiata con la parete frontale, in vetro, della vasca e acquisiti 10 profili verticali muovendo l'antenna da Sud a Nord e 6 profili orizzontali muovendola da Ovest ad Est lungo la griglia mostrata nella figura 4.1. Sia i profili verticali che i profili orizzontali sono stati acquisiti con un'interdistanza di 10 cm e registrati con un intervallo di campionamento spaziale di 0.004 m, con un intervallo di campionamento temporale di 0.0625 ns per una finestra dei tempi di 30 ns. Le misure GPR sono state ripetute 13 volte come descritto nella tabella 4.1 usando la stessa geometria di acquisizione per ciascun test.

Tabella 4.1- Descrizione delle misure GPR effettuate. L'HFE è stato immesso due volte. Il primo rilascio prima del test 4 (110ml) e il secondo prima del test 7 (133 ml).

Test n°.		
	<i>Contenuto della vasca</i>	<i>Tempo dopo la 1^a /2^a immissione di HFE</i>
1	Sabbia di vetro / acqua	
2	Sabbia di vetro / acqua / NaCl	
3	Sabbia di vetro / acqua	
4	Sabbia di vetro / acqua / HFE	1 h
5	Sabbia di vetro / acqua / HFE	3 h
6	Sabbia di vetro / acqua / HFE	21 h
7	Sabbia di vetro / acqua / HFE	25 h / 1 h
8	Sabbia di vetro / acqua / NaCl / HFE	27 h / 3 h
9	Sabbia di vetro / acqua / HFE	44 h / 20 h
10	Sabbia di vetro / acqua / HFE	69 h / 45 h
11	Sabbia di vetro / acqua / HFE	141 h / 117 h
12	Sabbia di vetro / acqua / NaCl / HFE	146 h / 122 h
13	Sabbia di vetro / acqua / HFE	193 h / 169 h

In questo esperimento l'analisi della migrazione del contaminante è stata eseguita analizzando i tempi di ritardo delle riflessioni dalla parete posteriore della vasca e gli spettri delle tracce. L'analisi dei tempi di ritardo è servita per poter verificare se e in quale entità il DNAPL è riuscito ad apportare modifiche sulla costante dielettrica. Il contaminante, infatti, secondo i

modelli teorici, diminuisce il valore della permittività del mezzo e quindi fa aumentare la velocità dell'onda elettromagnetica nel mezzo contaminato con una conseguente diminuzione dei tempi. Fino ad oggi, nelle sperimentazioni riguardanti i DNAPLs, ci si era fermati solo all'analisi delle variazioni dei tempi. Con la presente tesi di dottorato si è cercato di approfondire tutti gli aspetti delle potenzialità della metodologia georadar e quindi si è introdotta l'analisi degli spettri delle tracce. L'analisi spettrale è stata effettuata, infatti, per verificare se la presenza del DNAPL potesse apportare anche una variazione alle ampiezze delle frequenze per poterla poi correlare alla posizione del contaminante.

4.1.2 Elaborazione, interpretazione ed analisi dei dati

I dati sono stati sottosti a un processing standard per aumentare il rapporto segnale-rumore che viene riassunto come segue: riposizionamento del tempo zero, media mobile su tre tracce, rimozione della traccia media e filtro passa banda (300-1600 MHz).

Per eliminare l'effetto della sorgente, i dati sono stati normalizzati al valore massimo assoluto dell'onda diretta relativa ad ogni canale e ciascun canale è stato rappresentato con la stessa scala di colore. Questo per rendere i dati di tutti e quattro i canali confrontabili in termine di variazione di ampiezza dei segnali.

I risultati possono essere riassunti dalle immagini in figura 4.2 che si riferiscono alle quattro componenti dei profili Sud- Nord (a) e Ovest- Est (b), indicati rispettivamente con una linea tratteggiata bianca e una linea tratteggiata nera in figura 4.1.

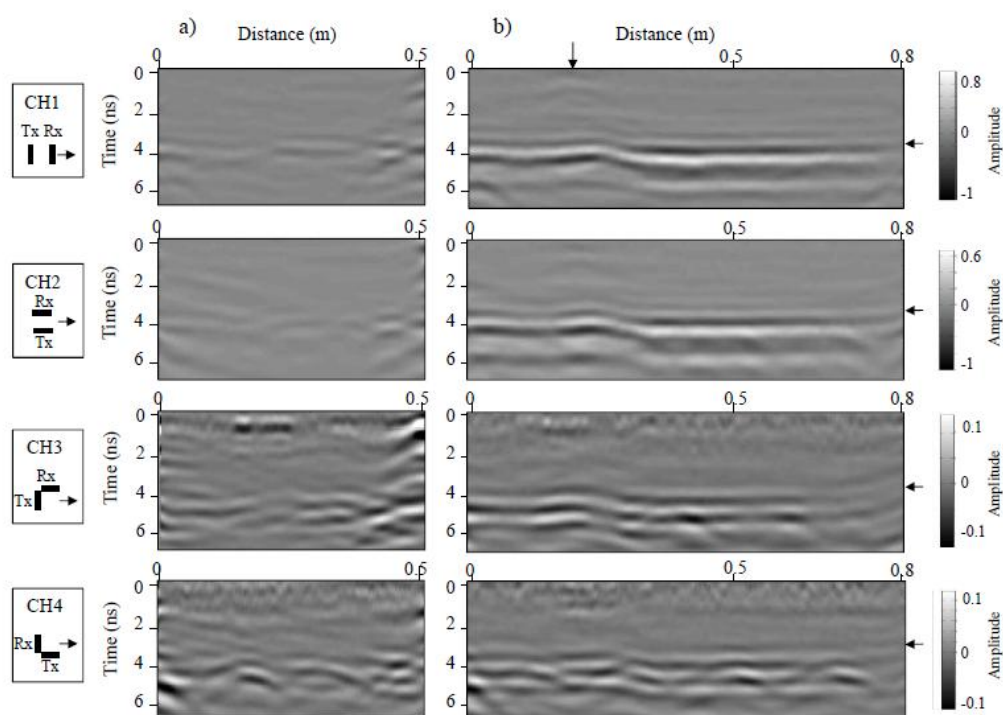


Fig. 4.31- Profili Sud- Nord (a) e Ovest- Est (b) acquisiti 117 ore dopo la seconda immissione del contaminante con un'antenna GPR a 4 canali. Le configurazioni per ogni profilo sono indicate sulla sinistra delle figure e in (b) e (c) della figura 1. Le frecce nere orizzontali e verticali indicano la riflessione dovuta al contaminante e la riflessione dal fondo della vasca. La posizione dei profili è evidenziata con le linee tratteggiate in nero e in bianco in figura 1.

I dati mostrati nella figura 4.2 sono stati acquisiti 117 ore dopo la seconda immissione del contaminante. Nelle immagini GPR, il time-zero rappresenta la parete frontale in vetro della vasca, dove è stata accoppiata l'antenna e le frecce nere indicano la parete di fondo della vasca. Le iperbole di diffrazione della parete di fondo della vasca sono causate dai fori della parete in metallo per gli strumenti di campionamento dei fluidi. Il tempo di andata e ritorno dell'onda riflessa dal fondo della vasca è di circa 4 ns. Questo valore è molto vicino al valore teorico calcolato utilizzando l'equazione di CRIM (5) (paragrafo 1.3), considerando la permittività dei grani della sabbia pari a 5.93 (Tabella 3.4 paragrafo 3.3.3). I profili Sud-Nord, di tutti e quattro i canali, mostrano anomalie a piccola scala, nessuna delle quali associabili univocamente alla presenza del contaminante. La riflessione causata dal contaminante (indicata con la freccia nera) è meglio visibile nei profili orizzontali (Fig. 4.2b) rispetto a quelli verticali (Fig. 4.2a), probabilmente perché i profili orizzontali sono più lunghi rispetto ai verticali e inoltre essi attraversano la vasca nella direzione dove vi sono maggiori cambiamenti laterali per quanto riguarda la concentrazione del contaminante.

Osservando in dettaglio i profili dei canali CH1 e CH2 (Figura 4.2b), si possono notare riflessioni dal DNAPL e una diminuzione dei tempi della riflessione del fondo della vasca in

corrispondenza del punto di immissione del DNAPL. Nel canale CH3, anche se è sempre presente una diminuzione dei tempi di riflessione del fondo della vasca, la riflessione dal DNAPL è molto debole e meno evidente. Il canale CH4, invece, appare molto meno sensibile alla presenza del DNAPL in quanto non presenta nessuna riflessione ben visibile da associare al DNAPL e la diminuzione dei tempi di riflessione del fondo vasca non è assolutamente chiaro.

L'analisi dei dati mostra che i canali co-polari (CH1 e CH2), sono abbastanza simili, e quindi il DNAPL non induce nessuna variazione con la direzionalità delle antenne. L'energia cross-polarizzata dei canali CH3 e CH4, scatterata dal DNAPL è molto debole e la lieve differenza tra il canale CH3 e il canale CH4 è probabilmente dovuta alla differenza di disturbo indotto dai fori presenti nella parete metallica della vasca e dalla differente depolarizzazione indotta dalle configurazioni del canale CH1 e CH2.

Tenendo conto delle osservazioni precedenti sui risultati ottenuti, l'analisi dei dati dei quattro canali si è basata principalmente sui profili orizzontali di tutti i tests elencati in tabella 4.1.

Si è riassunto l'esperimento tenendo conto, per brevità, solamente del profilo orizzontale per i test 3, 6,7 e 11 evidenziato dalla linea nera indicata con tratteggio in figura 4.1. Il profilo è posizionato a circa 30 cm al di sotto del punto di immissione del contaminante e della lente di sabbia molto fine. Per analizzare quantitativamente la variazione di ampiezza nel tempo, ogni profilo della figura 4.3 è stato calibrato normalizzando l'ampiezza al valore massimo assoluto dell'onda diretta e i test relativi allo stesso canale sono stati mappati con la stessa scala di colore. Sono stati analizzati gli spettri delle tracce di tutti e 4 i canali. Questo per poter studiare in maniera più approfondita le potenzialità delle diverse componenti del campo elettromagnetico nel rilevamento dei DNAPLs.

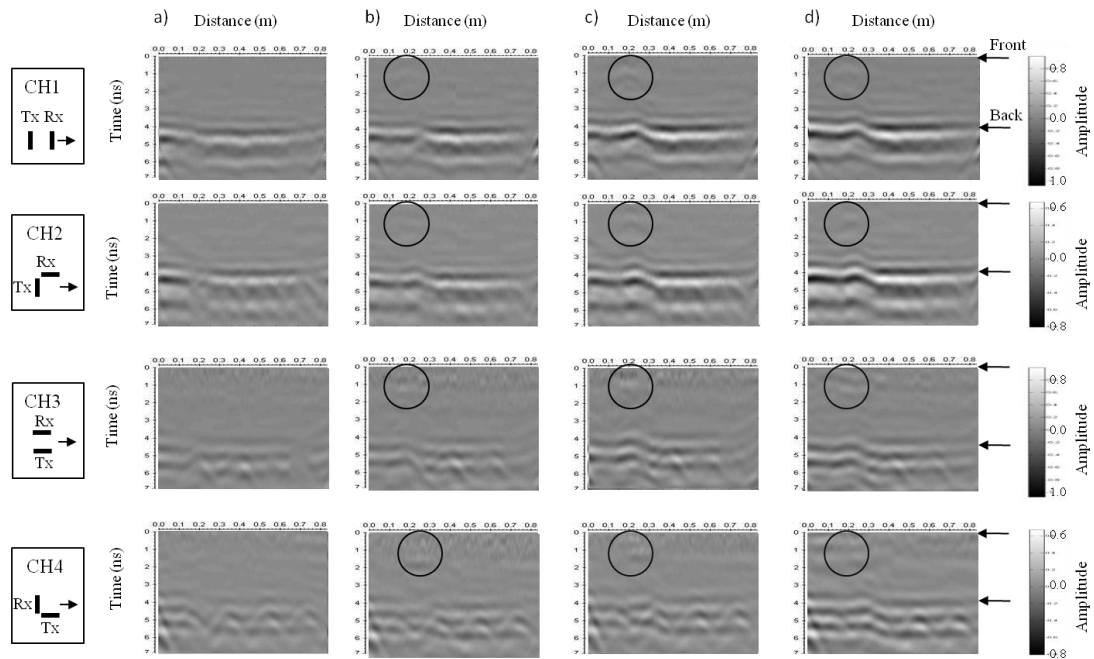


Fig. 4.32- Profili Ovest- Est del test 3 (a), test 6 (b), test 7 (c) e test 11 (d), acquisiti con un sistema GPR multi-componente. La posizione della linea è indicata con una linea tratteggiata nera in figura 1. I cerchi in nero indicano il punto di immissione dell'HFE. Il Time-zero è riferito alla parete frontale in vetro della vasca e le frecce nere indicano oltre al time-zero in alto, anche la parete posteriore in metallo della vasca. Ogni profilo è normalizzato al valore massimo di ampiezza dell'onda diretta e tutti i test relativi allo stesso canale sono stati rappresentati con la stessa scala di colore.

Le quattro componenti dei profili GPR si riferiscono al momento antecedente (test 3) e a momenti successivi (test 6, 7 e 11) l'immissione del DNAPL. Il test 6 è stato eseguito 21 ore dopo la prima iniezione dell'HFE, precisamente di 110ml di HFE. Il test 7 è stato effettuato 1 ora dopo la seconda immissione dell'HFE (133 ml). Il test 11 è stato eseguito 141 ore dopo la prima immissione e 117 ore dopo la seconda. Il punto di immissione del contaminante è indicato dai cerchi di colore nero in figura 4.3. Tutti le componenti dei dati antecedenti all'iniezione del DNAPL (Fig. 4.3a), riguardanti la situazione in cui all'interno della vasca vi era solamente acqua e sabbia, mostrano caratteristiche abbastanza simili e anomalie a piccola scala che possono essere interpretate, usando un'antenna con frequenza di 2GHz, come eterogeneità del mezzo probabilmente dovute a variazioni del grado di compattazione della sabbia. I quattro canali dei dati acquisiti dopo il primo rilascio del DNAPL (Fig. 4.3b) mostrano un'anomalia a bassa ampiezza, collegabile al contaminante, collocata in corrispondenza del punto di immissione. Nei dati acquisiti dopo la seconda immissione del DNAPL, le ampiezze di questa anomalia aumentano leggermente in tutte le componenti (Fig. 4.3c), anche se l'ampiezze di questa anomalia nei canali CH3 e CH4 resta molto bassa. Tutti i dati acquisiti dopo il rilascio del contaminante (Fig. 4.3b, c, d) mostrano un piccolo incremento della riflettività del segnale proveniente dalla parete di fondo della vasca e un

evidente innalzamento della riflessione nella stessa posizione dell'immissione del contaminante. I risultati confermano che le onde elettromagnetiche viaggiano più velocemente attraverso il mezzo costituito da sabbia satura e HFE rispetto al mezzo costituito solo da sabbia satura; questa variazione di tempi è misurabile anche dopo l'immissione di un piccolo volume di DNAPL. 117 ore dopo la seconda immissione di HFE (Fig. 4.6d), i profili mostrano caratteristiche simili ai dati precedenti ed indicano che il DNAPL è probabilmente ancora presente all'interno della vasca. Questi risultati, quindi, suggeriscono che il flusso di acqua attivato all'interno della vasca, tra il test 7 e il test 11, e mantenuto per 2 ore, non è stato sufficiente a rimuovere completamente il contaminante. Ciò è mostrato chiaramente dai dati di tutti e quattro i canali. Sfortunatamente non si hanno analisi chimiche di campioni di acqua e solido o riferimenti che possano rendere più chiara l'interpretazione dei dati ovvero che possano permettere di distinguere quali fasi del DNAPL siano rappresentate dall'anomalia radar: fase disciolta, fase separata o fase gassosa.

L'interpretazione descrittiva dei dati indica che si possono ottenere informazioni utili sulla posizione del DNAPL analizzando proprietà come i tempi di ritardo delle riflessioni dalla parete di fondo della vasca, legate alle variazioni dei valori di permittività nel mezzo contaminato e gli spettri delle ampiezze dei dati.

Gli spettri delle ampiezze sono stati calcolati tenendo conto i dati grezzi in una finestra temporale di 0-7ns, finestra che include le onde dirette e la riflessione dalla parete di fondo della vasca. Gli spettri delle ampiezze sono stati mappati in 1-dimensione (Figg. 4.4 e 4.5) come grafici frequenza (GHz)/ampiezza e in 2-dimensioni (Figg. 4.6 e 4.7) come grafici distanza(m)/frequenza (GHz). Questi ultimi sono stati usati per cercare una correlazione tra le variazioni delle ampiezze delle frequenze con la posizione del contaminante.

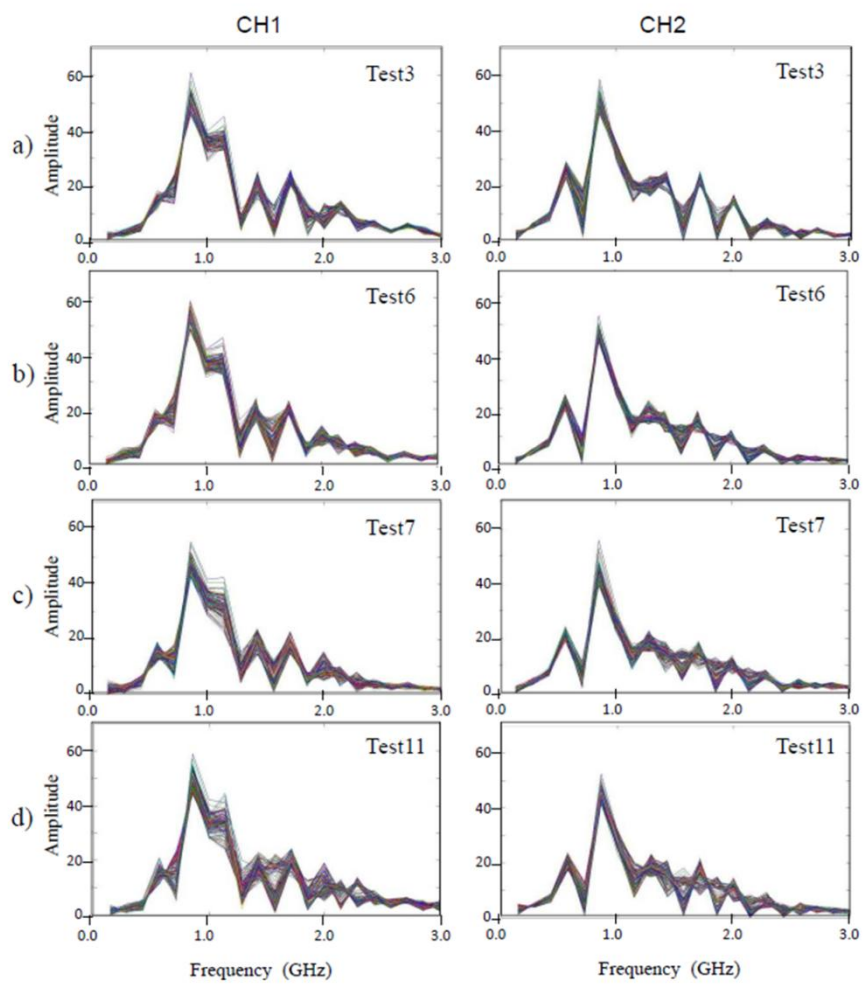


Fig. 4.4 - Spettri delle ampiezze dei canali co-polari CH 1 e CH2 dei test 3(a), test 6(b), test7 (c) e test 11 (d).

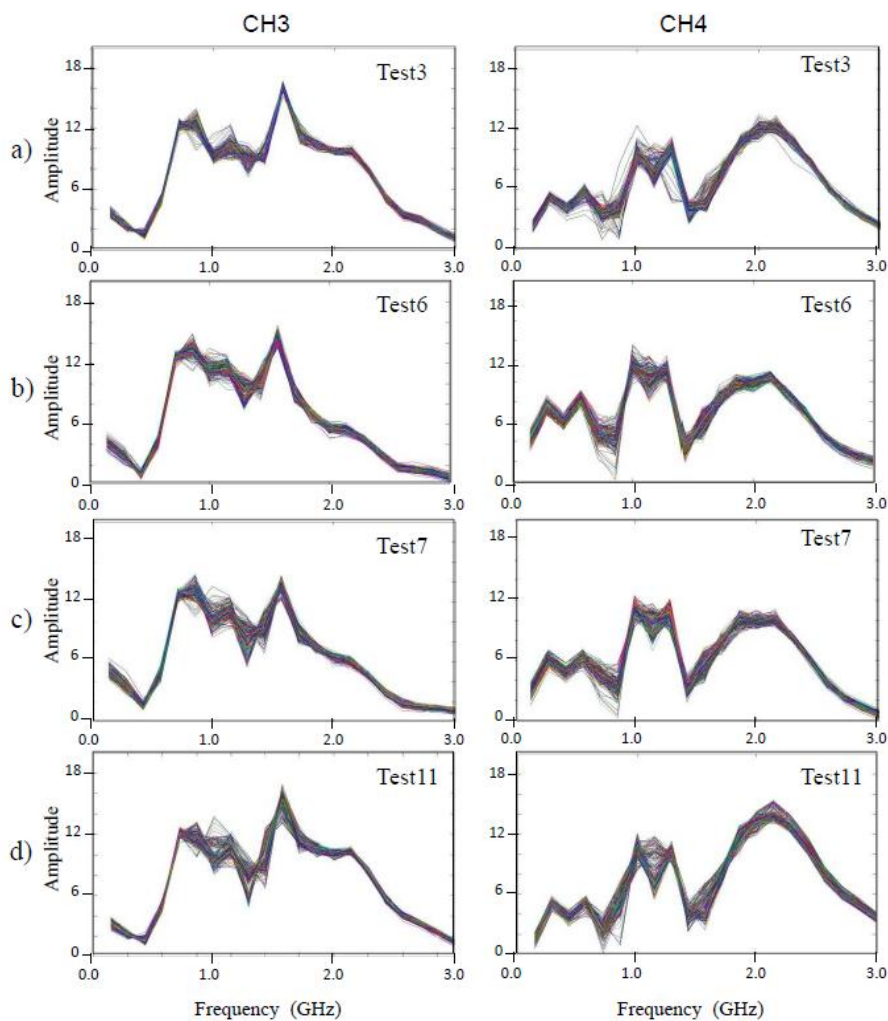


Fig. 4.5 - Spettri delle ampiezze dei canali cross-polarizzati CH 3 e CH4 dei test 3(a), test 6(b), test7 (c) e test 11 (d).

Per rendere confrontabili i dati per i vari test, sono stati calibrati i dati normalizzandoli al valore assoluto dell'onda diretta, non avendo un target di riferimento da utilizzare per la calibrazione. In ogni caso, per evitare considerazioni sbagliate collegate ad una non corretta calibrazione dei dati, l'analisi si è incentrata principalmente sulla variazione delle ampiezze delle frequenze per gli spettri (Figg. 4.4 e 4.5) e sulla variazione delle ampiezze tra tracce (Figg. 4.6 e 4.7) per gli spettri delle ampiezze delle tracce.

Le antenne co-polari (Fig. 4.4) mostrano spettri con larghezza di banda simili per tutti i test, con una maggiore dispersione delle ampiezze dei dati relativi ai test b,c,d rispetto al test a. Le antenne cross-polarizzate (canali 3 e 4) (Fig. 4.5), mostrano spettri differenti per quanto riguarda la larghezza di banda e le ampiezze relative alle frequenze per ogni test. L'energia del canale CH3, in cui le antenne sono perpendicolari tra loro con la sorgente diretta secondo

l'asse y e la ricevente diretta secondo l'asse x, è spostata verso frequenze più basse rispetto al canale CH4, in cui le antenne sono sempre perpendicolari tra loro ma con la sorgente diretta verso x e la ricevente diretta verso y. Infatti, nel canale 3 la maggior parte dell'energia è per frequenze al di sotto di 1.8 GHz, mentre nel canale 4 è al di sopra di 1.7 GHz. Considerando i test effettuati dopo l'immissione del DNAPL (Fig. 4.5 b, c), i canali 3 e 4, mostrano una diminuzione delle ampiezze delle frequenze nell'intervallo tra 1.8 e 2.5 GHz rispetto alle ampiezze da 0 a 1.8 GHz in confronto con le ampiezze registrate per il test a, effettuato prima dell'immissione del contaminante (Fig. 4.5 a). Per quanto riguarda, invece, lo spettro delle ampiezze relative al test d, acquisito dopo la chiusura del flusso di acqua (Fig. 4.5d), è confrontabile con il test effettuato prima dell'iniezione del DNAPL.

L'analisi delle variazioni di ampiezza delle frequenze con la posizione delle singole tracce è stata effettuata analizzando gli spettri delle ampiezze delle tracce (Figg. 4.6 e 4.7). I canali 1 e 2 mostrano spettri simili per ogni traccia per i dati acquisiti prima dell'immissione del contaminante (Figg. 4.6a e 4.7a). Il rilascio del contaminante induce variazioni in ampiezza proprio nelle tracce poste in corrispondenza del punto di immissione rispetto alle altre zone limitrofe (Figg. 4.6 b, c, d e 4.7 b, c, d); queste variazioni sono più evidenti nel test 7 acquisito dopo il secondo rilascio di DNAPL (Figg. 4.6 c - 4.7 c) rispetto a quelle rilevate nel test 6 acquisito dopo il primo rilascio di contaminante (Figg. 4.6b e 4.7b).

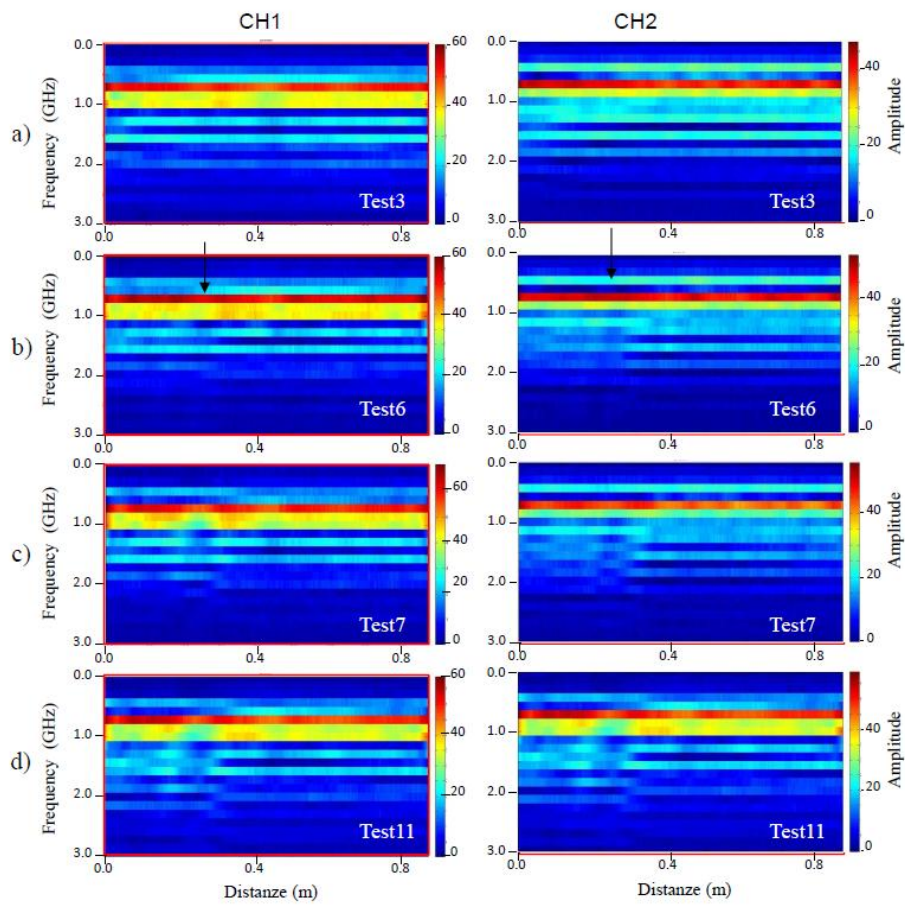


Fig. 4.6 - Spettri di ampiezza delle singole tracce relative ai canali co-polari CH 1 e CH 2 del test 3 (a), test 6 (b), test 7 (c) e test 11 (d). La freccia nera indica la posizione del punto del rilascio del contaminante.

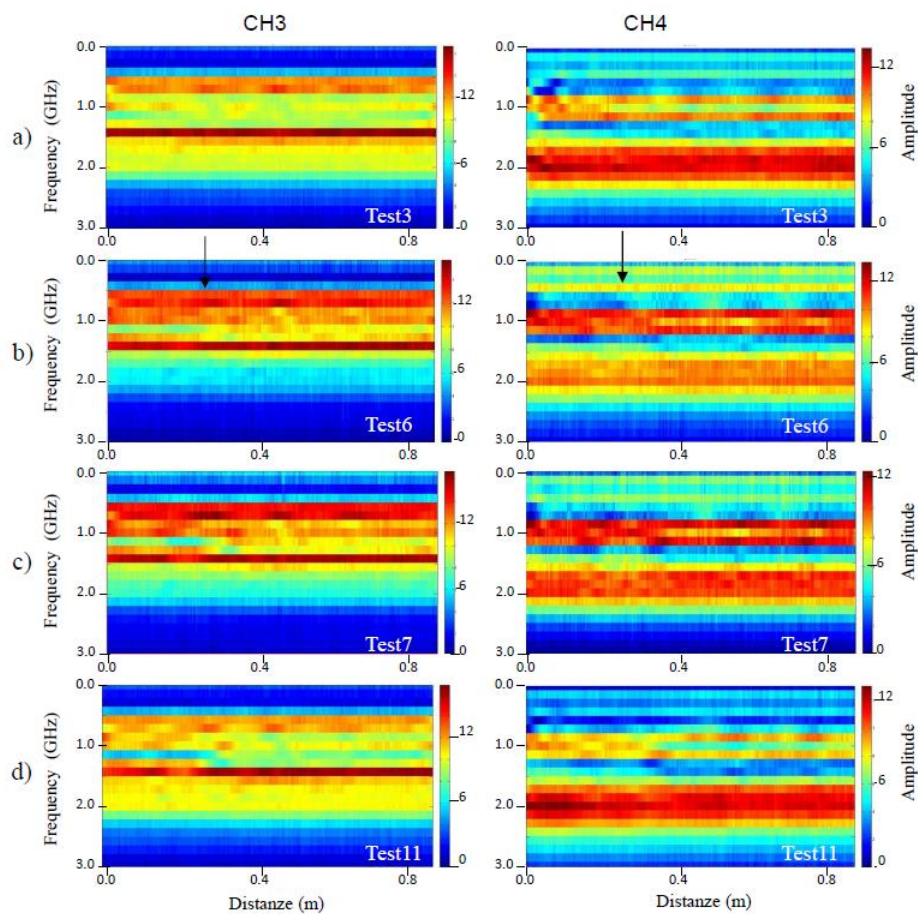


Fig. 4.733-Spettri di ampiezza delle singole tracce relative ai canali cross-polari CH 3 e CH 4 del test 3 (a), test 6 (b), test 7 (c) e test 11 (d). La freccia nera indica la posizione del punto del rilascio del contaminante.

Lo spettro delle ampiezze delle tracce delle antenne co-polari (II) (Fig. 4.6) dei dati acquisiti dopo l'immissione del contaminante mostra variazioni tra le tracce nell'intervallo tra 0.8 e 2 GHz. Il fenomeno è ancora più evidente nei dati acquisiti dopo il secondo rilascio di contaminante (Fig. 4.6c). Le variazioni di ampiezza persistono e appaiono molto evidenti anche dopo l'attivazione del flusso di acqua avvenuta tra il dato c e il dato d della figura 4.6. Le variazioni di ampiezza consistono in una riduzione di ampiezza in tutto lo spettro delle tracce nella posizionate in corrispondenza del punto di immissione del DNAPL. I dati relativi al test 11, acquisiti 117 ore dopo la seconda immissione e 2 ore dopo il flusso d'acqua, non sono sovrapponibili a quelli relativi al test 3, acquisiti prima dell'immissione del contaminante, infatti, come si può vedere nelle figure 4.6d e 4.7 d, le variazioni di ampiezza permangono. Questo punto è rilevante in quanto fa supporre che il flusso di acqua non è riuscito a rimuovere completamente il contaminante.

Le ampiezze degli spettri delle antenne cross-polarizzate (Fig. 4.7) mostrano caratteristiche molto differenti, come si è visto anche per quanto è riguardato gli spettri cumulativi delle ampiezze di figura 4.8. La maggior parte dell'energia è relativa alle frequenze superiori a 1.5 GHz nel canale 3 e superiori a 2.2 GHz nel canale 4. Le ampiezze degli spettri dei dati acquisiti prima dell'immissione del contaminante (Fig. 7a) e quelle dei dati acquisiti dopo l'apertura del flusso di acqua (Fig. 4.7d) hanno caratteristiche simili anche se considerando l'intervallo delle frequenze da 0.5 a 1.5 GHz, le ampiezze sono maggiori per le tracce situate in corrispondenza del punto di rilascio del DNAPL rispetto alle altre tracce. Il canale CH4 si dimostra sempre meno sensibile alla presenza del contaminante, infatti, in questo caso gli spettri dei profili non sembrano correlabili l'uno con l'altro.

Quindi, l'analisi degli spettri delle ampiezze (Figg. 4.4-4.7) mostra che il contaminante produce una cross-polarizzazione dell'energia nel range tra 1 e 1.8 GHz e le configurazioni relative ai canali co-polari CH1 e CH2, depolarizzano l'energia in una modalità differente. Questo può essere dovuto sia ad una differente depolarizzazione sia ad un differente accoppiamento delle due antenne, parallele tra loro.

Oltre all'analisi dei profili e degli spettri delle ampiezze, si è effettuata una valutazione degli effetti del contaminante sulla velocità delle onde GPR analizzando il tempo di andata e ritorno della riflessione dalla parete di fondo della vasca. Il tempo di andata e ritorno è stato valutato effettuando il *picking* della riflessione del fondo vasca per tutte le componenti dell'antenna. In questo modo si è potuta valutare la variazione cumulativa dei tempi indotta dal contaminante lungo l'intero profilo GPR. Nelle figure 8 e 9 si osservano variazioni dei tempi di ritardo delle riflessioni dalla parete di fondo della vasca relativi al profilo indicato in figura 3 con la linea nera tratteggiata, profilo scelto come rappresentativo per tutte le analisi dei dati illustrate. L'analisi dei tempi di ritardo dei quattro canali acquisiti prima del rilascio del contaminante (Figure 4.8a e 4.9a), mostra tempi più brevi nei primi 20-30 cm del profilo, dovuto alla compattazione del sedimento indotto dal flusso d'acqua. Il test 6 (Figure 4.8b e 4.9b) mostra che la prima immissione del contaminante produce piccole variazioni nei tempi di riflessione in tutti i canali nell'intervallo 0-30 cm dei profili. La variazione non è significativa nel canale 4 (mostrato a sinistra della figura 4.8) in confronto agli altri canali. Al contrario, possiamo vedere che appena 1 ora dopo il secondo rilascio del contaminante, test 7 (Figure 4.8c e 4.9c), si verificano notevoli cambiamenti nei tempi per tutti i canali. I grafici dei tempi di ritardo dei dati acquisiti 3 e 117 ore dopo il secondo rilascio (Figure 4.8 d,e; 4.9d,e), mostrano che nei primi 30 cm del profilo, i tempi sono più brevi rispetto a quelli relativi alla seconda parte del

profilo. Nel test 11, nella stessa posizione del punto di immissione del contaminante, è presente ancora un'anomalia nei tempi di ritardo per tutti e 4 i canali. Le misure acquisite 117 ore dopo la seconda iniezione del contaminante (test 11 in figura 4.9) e dopo l'attivazione del flusso d'acqua, mostrano tempi anomali in corrispondenza del punto di immissione del DNAPL. Confrontando i profili GPR per tutti i canali per ogni test, si può osservare che non vi sono sostanziali differenze per quanto riguarda i tempi di ritardo tra i quattro canali.

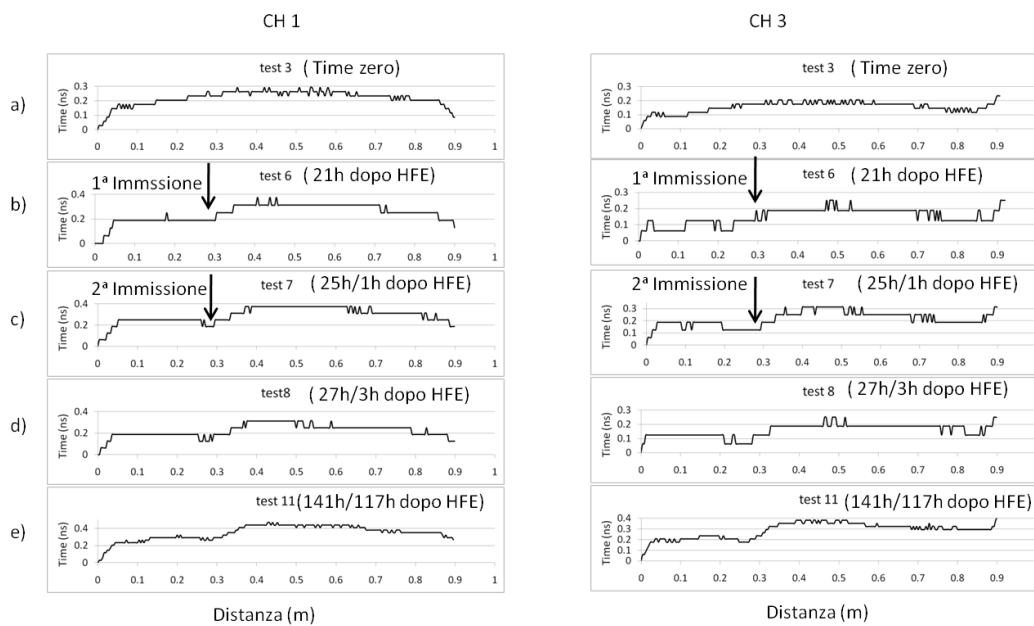


Fig. 4.8 - Tempi di ritardo relativi delle riflessioni dal fondo vasca riferiti al canale CH1 (sinistra) e al CH3 (destra) del test 3 (a), test 6(b), test 7(c) e test 11(d). Le frecce indicano il punto del primo e del secondo rilascio del DNAPL.

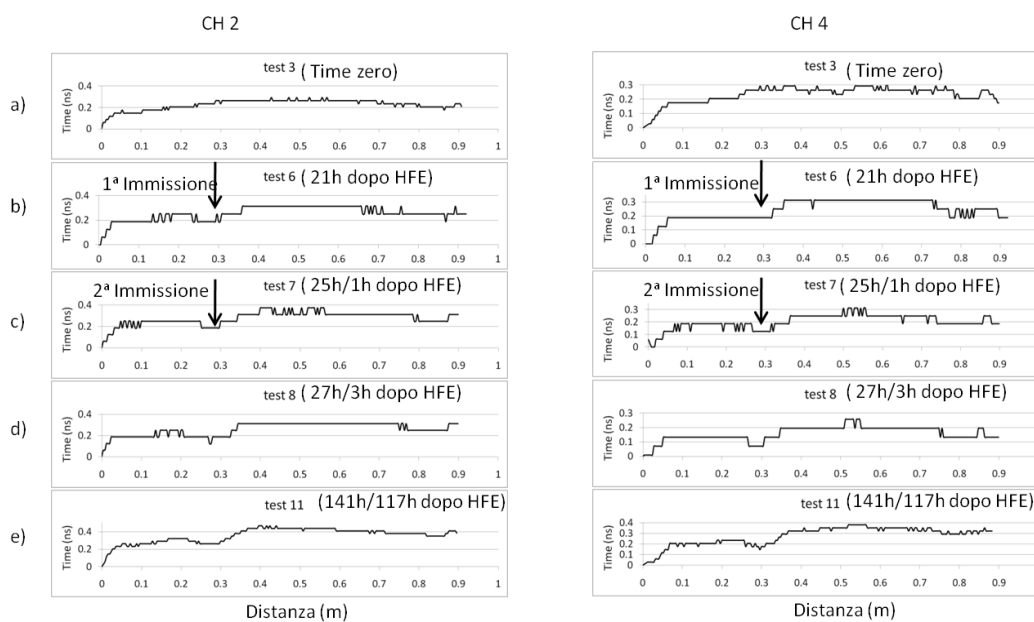


Fig. 4.9 - Tempi di ritardo relativi delle riflessioni dal fondo vasca riferiti al canale CH3 (sinistra) e al CH4 (destra) del test 3 (a), test 6(b), test 7(c) e test 11(d). Le frecce indicano il punto del primo e del secondo rilascio del DNAPL.

4.2 Esperimento 2

L'esperimento 2 è stato condotto in una vasca (*dispositivo 2*) totalmente in plexiglas di dimensioni 103cm di larghezza, 70cm di altezza e 19cm di profondità. Come per l'esperimento 1, la vasca è stata riempita di sabbia di vetro (cfr. paragrafo 3.2.1) di due differenti granulometrie, fine (0.4-0.8mm) e molto fine (0.1-0.2mm). Anche in questo caso, i primi 5 cm dell'altezza della vasca sono stati riempiti con sabbia molto fine, che ha avuto la funzione di simulare uno strato poco permeabile, e i restanti 50 cm sono stati riempiti da sabbia fine. Per il riempimento della vasca è stata utilizzata la stessa procedura adottata nell'esperimento 1, ovvero si è proceduto lentamente a porre piccoli strati di sabbia mentre una pompa peristaltica ha mantenuto costante il livello dell'acqua per far sì che la sabbia risultasse sempre completamente satura. Anche questa volta è stata creata una lente di sabbia molto fine a circa 3 cm dalla superficie della sabbia fine per evitare la risalita del DNAPL al momento della sua immissione. Come DNAPL è stato usato sempre l'HFE-7100 colorato con il Sudan Blue per poter permettere la visualizzazione del contaminante dall'esterno della vasca. In questo secondo esperimento sono stati introdotti 300 ml di HFE in una sola volta, attraverso un sistema collegato ad una pompa peristaltica, che ha permesso l'immissione del contaminante in maniera costante. Per evitare qualsiasi tipo di interferenza con le misure, non è stato immesso alcun tipo di tracciante. Quindi, il contenuto della vasca è stato costituito da acqua, sabbia e DNAPL. Per questo esperimento sono state condotte misure GPR, misure elettriche, misure dirette TDR e prelevamento di campioni di fluido. Ad oggi, però, i risultati delle analisi chimiche dei campioni di fluido non ci sono ancora pervenuti. Tutti i tests sono stati condotti in condizioni di mezzo saturo.

4.2.1 Misure GPR

L'antenna è stata accoppiata con la parete frontale della vasca e acquisiti profili orizzontali e verticali secondo la griglia mostrata in figura 4.10. Per ogni prova, sono stati acquisiti 16 profili verticali muovendo l'antenna dal basso verso l'alto, 9 profili orizzontali muovendo l'antenna da destra verso sinistra e 1 profilo dall'alto, muovendo l'antenna da Ovest ad Est, indicato con la linea gialla in figura 4.10. Per effettuare il profilo dall'alto si è posta l'antenna all'interno della vasca e si è fatta scorrere su una lastra in plexiglass. Per evitare il contatto dell'antenna con l'acqua si è posto un telo di plastica tra la lastra e il pelo libero dell'acqua.

Per questo esperimento i profili sono stati eseguiti secondo una griglia più fitta rispetto a quella dell'esperimento 1, con una interdistanza di 5cm dei profili nelle due direzioni. I dati sono stati acquisiti con un intervallo spaziale di campionamento di 0.004 m e con un intervallo temporale di campionamento di 0,02929687 ns per una finestra dei tempi di 15 ns. Il profilo acquisito dall'alto è stato registrato con un intervallo di campionamento di 0.004 m e con un campionamento temporale di 0.04882813 ns per una finestra dei tempi di 50 ns.

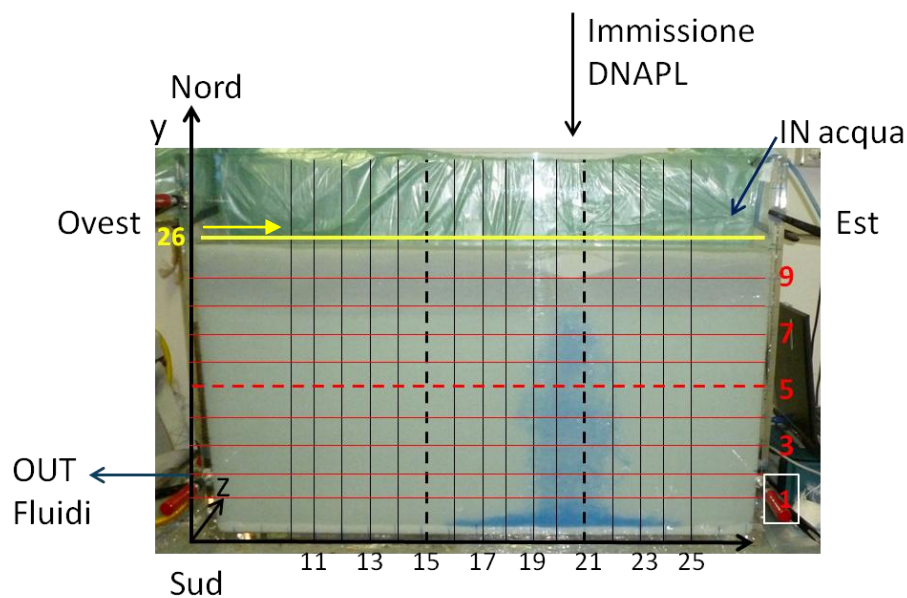


Fig. 4.10 - Vista frontale della vasca con la posizione dei profili GPR. Le linee orizzontali Ovest-Est sono indicate con il colore rosso e con numeri (ad Est) da 1 a 9. Le linee verticali Sud-Nord sono indicate con il colore nero e con i numeri da 10 a 25. Il profilo Ovest-Est acquisito dall'alto è stato indicato in figura con una linea gialla segnata con il numero 26. Per i profili orizzontali e verticali sono indicati solo i numeri dispari per chiarezza di immagine.

Le misure GPR sono state ripetute 18 volte, come descritto nella tabella 4.2, usando la stessa geometria di acquisizione per ciascun test.

In varie fasi è stato aperto più volte un flusso di acqua costante per valutare una possibile migrazione del DNAPL all'interno della vasca, il punto di ingresso e di uscita dell'acqua è indicato in figura 4.10 e i dettagli relativi all'apertura del flusso e le relative portate sono indicati in tabella 4.3. L'acqua è stata immessa utilizzando una pompa peristaltica e la portata del flusso d'acqua è stata misurata manualmente, per questo motivo le portate sono variate di volta in volta.

Per ogni test, lo strumento ha registrato il campo elettromagnetico in quattro differenti configurazioni contemporaneamente (CH1, CH2, CH3, CH4) come descritto più in dettaglio nel paragrafo 2.1.2.

Tabella 4.2 - Descrizione delle misure GPR effettuate. L'HFE è stato immesso una sola volta prima del test 2 per un volume totale di 300 ml.

Test n°.		
	<i>Contenuto della vasca</i>	<i>Tempo dopo l'immissione di HFE</i>
1	Sabbia di vetro / acqua	
2	Sabbia di vetro / acqua / HFE	30 min
3	Sabbia di vetro / acqua / HFE	1 h
4	Sabbia di vetro / acqua / HFE	2 h 30'
5	Sabbia di vetro / acqua / HFE	18 h 30'
6	Sabbia di vetro / acqua / HFE	21 h
7	Sabbia di vetro / acqua / HFE	92 h
8	Sabbia di vetro / acqua / HFE	121 h
9	Sabbia di vetro / acqua / HFE	141 h
10	Sabbia di vetro / acqua / HFE	190 h
11	Sabbia di vetro / acqua / HFE	283 h
12	Sabbia di vetro / acqua / HFE	449 h
13	Sabbia di vetro / acqua / HFE	475 h
14	Sabbia di vetro / acqua / HFE	599 h
15	Sabbia di vetro / acqua / HFE	34 giorni
16	Sabbia di vetro / acqua / HFE	54 giorni
17	Sabbia di vetro / acqua / HFE	54 giorni e 5 h
18	Sabbia di vetro / acqua / HFE	155 giorni

Tabella 4.3 - Descrizione delle fasi di apertura del flusso di acqua tra i test indicati in tabella 4.2.

Apertura Flusso	Tempo	Portata (l/h)
Tra il test 12 e 13	8 h	7,5
Dopo il test 13	9 h	6,5
Dopo il test 15	8 h	7,2
Tra il test 16 e 17	5 h	4,5

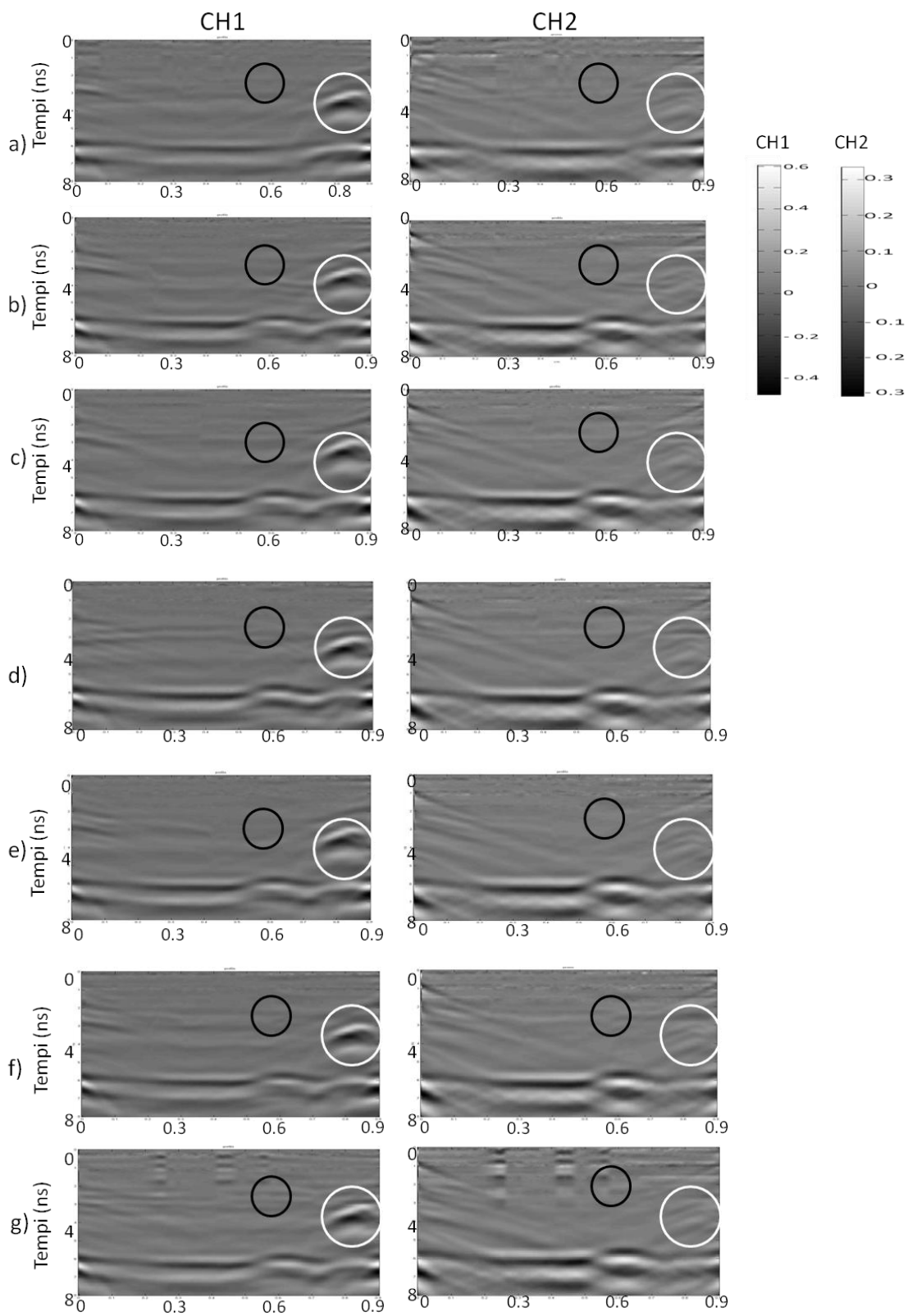
L'analisi dei dati GPR, è stata eseguita analizzando i tempi di ritardo delle riflessioni dalla parete di fondo della vasca per i profili verticali ed orizzontali, e dalla base della vasca per i profili acquisiti dall'alto, e analizzando gli spettri cumulativi e delle singole tracce dei profili.

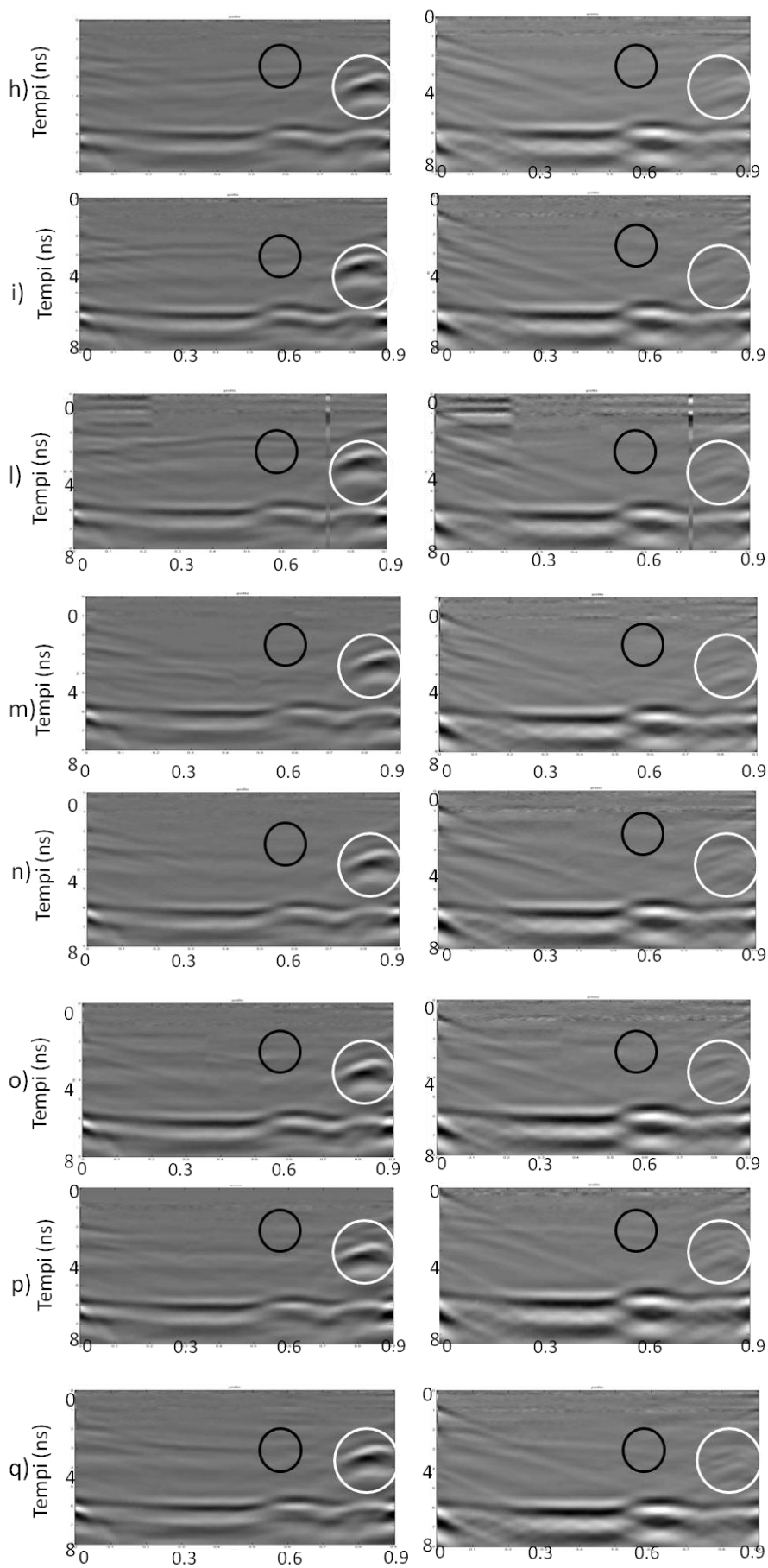
4.2.2 Analisi dei dati ed interpretazione dei risultati

A tutti i dati è stato applicato un processing standard con il fine di aumentare il rapporto segnale-rumore. Per i profili verticali ed orizzontali sono stati applicati: il riposizionamento del tempo zero, media mobile su tre tracce, rimozione della traccia media e filtro passa banda (300-1600 MHz). Inizialmente è stato preso in considerazione il profilo relativo alla linea 5, indicata con un tratteggio rosso in figura 4.10. È stato scelto come prima analisi un profilo orizzontale in quanto per il primo esperimento i profili orizzontali sono risultati i più significativi. I dati relativi alla linea 5 sono riportati in figura 4.11 per tutti i test descritti in tabella 4.2. Nelle immagini GPR, il tempo zero rappresenta la parete frontale della vasca, dove è stata poggiata l'antenna. L'anomalia indicata con il cerchio in bianco è dovuta alla sonda TDR posta all'interno della vasca. L'anomalia della sonda è molto evidente nei dati acquisiti con il canale CH1 in quanto nella configurazione relativa a questo canale la direzione del campo elettromagnetico è favorevole al rilevamento della sonda TDR posta parallelamente alla parete della vasca. Il tempo di andata e ritorno dell'onda riflessa dal fondo della vasca è di circa 6 ns. Per eliminare l'effetto della sorgente, i dati rappresentati in figura 4.11 sono stati normalizzati al valore massimo assoluto dell'onda diretta relativa ad ogni canale e ciascun canale è stato rappresentato con la stessa scala di colore. I profili Ovest-Est relativi a tutti e 4 i canali, mostrano anche questa volta anomalie a piccola scala, dovute alla non perfetta omogeneità del mezzo. Confrontando i canali CH1 e CH2 prima e dopo l'immissione dell'immissione del DNAPL (Fig. 4.11 a,b), si può notare la diminuzione dei tempi della riflessa dalla parete della vasca in corrispondenza dell'immissione del DNAPL. In figura 4.11a, il fondo della vasca è completamente piatto e già da dopo 30 minuti dall'immissione dell'HFE (test 2 di figura 4.11b), si osserva una diminuzione di tempi della riflessione dalla parete della vasca dovuto all'aumento della velocità dell'onda elettromagnetica in corrispondenza del mezzo contenente il contaminante. La diminuzione dei tempi della riflessione dalla parete della vasca è molto evidente nei canali CH1 e CH2 ma meno nei canali CH3 e CH4 dove la riflessione dal fondo è molto debole, specialmente per il canale CH4 che, come visto nell'esperimento precedente, risulta poco sensibile alla presenza del DNAPL. Anche in questo secondo esperimento, osservando in dettaglio i profili dei canali co-polari CH1 e CH2 (Fig. 4.11 a,b), si vede come questi siano abbastanza simili tra loro, anche se il canale CH2 sembra risentire maggiormente degli effetti bordo per la maggiore presenza delle diffrazioni laterali. L'energia cross-polarizzata dei canali CH3 e CH4, è molto debole, specie nel canale CH4 dove la riflessione dal fondo della vasca è appena accennata.

Tenendo conto delle osservazioni precedenti sui risultati ottenuti, l'analisi dei dati dei quattro canali si è basata principalmente sul canale CH1 sia per i test orizzontali che per quelli verticali, in quanto il CH1 è risultato simile al CH2 e in quanto i canali CH3 e CH4 non sono risultati particolarmente rappresentativi dell'esperimento.

Della linea 5, posizionata a circa 30 cm al di sotto della superficie della sabbia, sono raffigurati tutti i test elencanti in tabella 2 (escluso il test 3 a causa della cattiva qualità dei dati). Per brevità, i canali CH3 e CH4 relativi alla linea 5 sono stati rappresentati fino al test 8 (Fig. 4.12 g). Si parte dal test 1 (Fig. 4.11 a) che rappresenta la situazione iniziale della vasca con solo sabbia e acqua, fino ad arrivare al test 18 (Fig. 4.11t) effettuato 155 giorni dopo l'immissione dell'HFE. Le quattro componenti del campo elettromagnetico rappresentano il momento antecedente (test 1) e i momenti successivi (test 2-18) l'immissione del DNAPL. Il punto di immissione del contaminante è indicato con un cerchio nero, l'anomalia indicata nelle figure 4.11 e 4.12 con il cerchio in rosso è relativa alla sonda TDR presente all'interno della vasca. Tutti i dati acquisiti dopo il rilascio del contaminante mostrano la diminuzione dei tempi di riflessione dalla parete della vasca in corrispondenza dell'immissione del DNAPL, anche nei profili registrati dopo l'apertura del flusso di acqua (test 13-18 figura 4.11 o-s). Il test 18 (Fig. 4.11s) è stato effettuato 155 giorni dopo l'immissione del DNAPL e dopo aver lasciato la vasca satura per circa 60 giorni, fino a circa 35 cm con i restanti 20 cm asciutti fuori falda. Quindi, prima di effettuare il test 18, si è di nuovo resa satura tutta la sabbia. È stato fatto questo per simulare una variazione di livello di falda. Osservando i tempi di ritorno della riflessa dalla parete della vasca del profilo orizzontale relativo al test 18 (Fig. 4.11 s) si nota il persistere della riduzione di tempi a testimonianza della presenza del DNAPL.





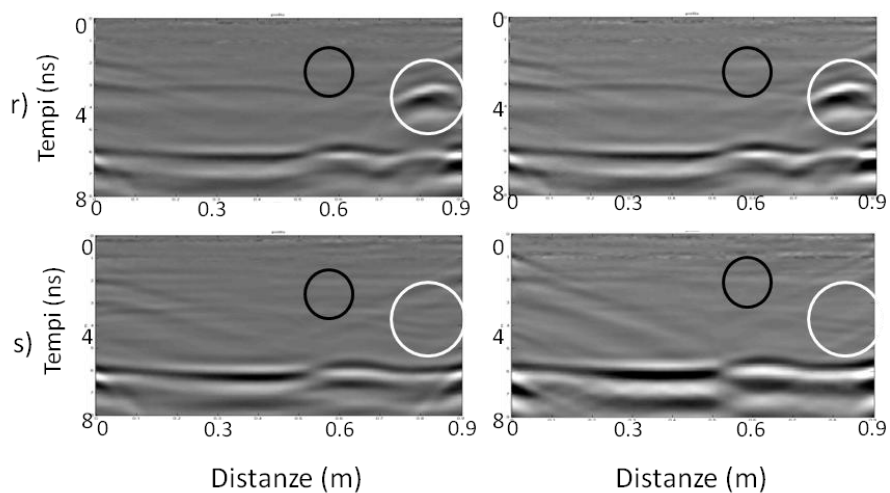


Fig. 4.11 - Profili relativi alla linea 5 indicata in figura 4.10 e ai canali co-polari CH 1 (sinistra) e CH 2 (destra) per tutti i test indicati in tabella 4.2, dal test 1 in (a) fino al test 18 in (s). Il cerchio in nero indica il punto di immissione del DNAPL e il cerchio in bianco indica la posizione della sonda TDR. I profili sono normalizzati secondo il valore massimo assoluto dell'onda diretta di ciascun canale.

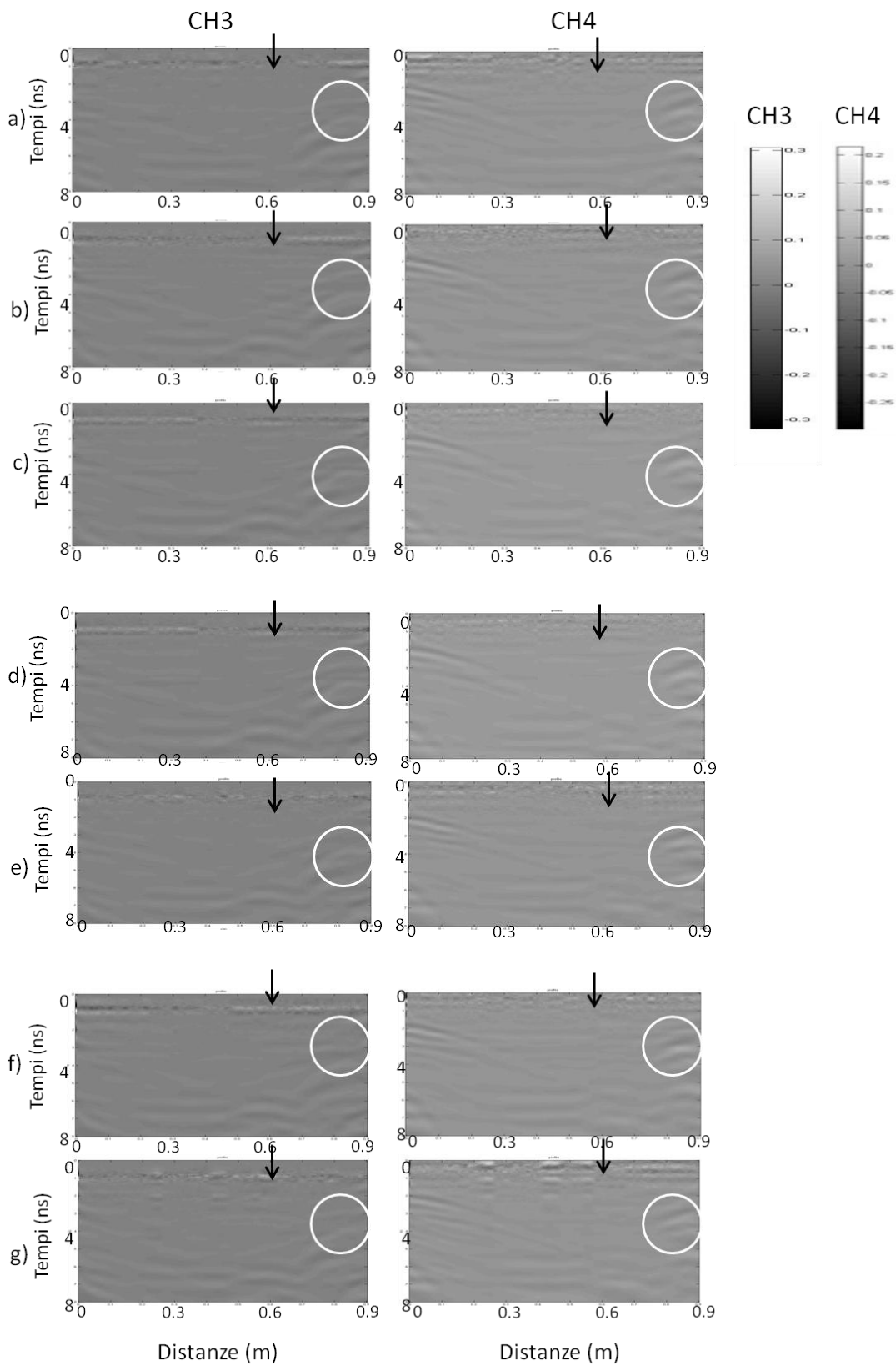


Fig. 4.1234- Profili relativi alla linea 5 indicata in figura 10 e ai canali cross-polarizzati CH 3 (sinistra) e CH 4 (destra) per tutti i test indicati in tabella 4.2 , dal test 1 in (a) fino al test 8 in (g). Il cerchio in nero indica il punto di immissione del DNAPL e il cerchio in bianco indica la posizione della sonda TDR. I profili sono normalizzati secondo il valore massimo assoluto dell'onda diretta di ciascun canale.

Questo sta a significare che, sia il flusso di acqua applicato, sia la variazione del livello di falda, hanno sicuramente contribuito alla migrazione del DNAPL ma non sono stati sufficienti a rimuoverlo completamente dal mezzo poroso.

Notando che, dal primo all'ultimo test effettuato dopo l'immissione del DNAPL, permangono le variazioni in tempi delle riflessioni del fondo della vasca, si mettono a confronto, di seguito, nelle figure 4.13, 4.14, 4.15 i profili di tutte le linee, sia verticali che orizzontali, acquisiti secondo la griglia indicata in figura 4.10, per mostrare la condizione dell'intera vasca in un determinato momento dopo l'immissione del DNAPL. Per questo confronto si è preso in esame il test 6, effettuato 21 h dopo l'immissione del DNAPL (cfr tabella 4.2). I profili delle figure 4.13, 4.14 e 4.15 non sono stati normalizzati, per evitare di mascherare eventuali variazioni di ampiezza delle riflessioni, e sono stati rappresentati con la stessa scala di colore per poterli confrontare tra loro. Nella figura 4.13 si possono osservare i profili orizzontali relativi al test 6. I cerchi in nero indicano il punto di immissione del DNAPL. In figura 4.13a è rappresentato il profilo 1 di figura 4.10, questo è il profilo più vicino alla base della vasca e quindi il più lontano dal punto di immissione. Il profilo 1 dista 10 cm dalla base della vasca e si trova a circa 40 cm al di sotto della lente di sabbia molto fine, dove è stato immesso il DNAPL. Come si può vedere, dopo 21h dall'immissione, il contaminante, migrato per gravità verso la base della vasca, è visibile già in questo profilo che è il più in basso di tutti. Infatti, si nota, in figura 4.13a, la diminuzione dei tempi della riflessione dal fondo vasca causato dalla presenza del contaminante. Il profilo, tranne le variazioni dei tempi di riflessione dal fondo vasca, non mostra anomalie di particolare rilievo. Le considerazioni appena fatte per il profilo 1, si possono ripetere per il profilo 2 di figura 4.13b, posto a 15 cm dalla base della vasca e a 35 cm dal punto di immissione del DNAPL. Si nota la diminuzione dei tempi della riflessione dalla parete della vasca ma non si notano particolari anomalie all'interno della vasca. Osservando invece la figura 4.13c relativa al profilo 3, posto a 20 cm dalla base della vasca e a 30 cm dal punto di immissione del contaminante, si può osservare un aumento delle ampiezze delle riflessioni dalla parete della vasca. Inoltre, all'interno del profilo, si notano delle anomalie a piccola scala probabilmente dovute a zone con una maggiore concentrazione del contaminante. Queste anomalie permangono almeno fino al profilo 6 riportato in figura 4.13f. Il profilo 6 è posizionato a 35cm dalla base della vasca e a 15 cm dal punto di immissione del contaminante. La diminuzione dei tempi della riflessione dalla parete della vasca, invece, è visibile fino al profilo 7 (Figura 4.13g) posto a 40 cm dalla base della vasca e

a 10 cm dal punto di immissione del DNAPL. Infatti, nei profili 8 e 9, rappresentati in figura 4.13h e 4.13i, posti rispettivamente a 5 e 0 cm di distanza dal punto di immissione del contaminante, la diminuzione dei tempi della riflessione dal fondo vasca non è più visibile. Dal confronto dei profili orizzontali si può supporre che dopo 21 h dall'immissione del DNAPL, la maggior concentrazione di contaminante è distribuita tra i 15 e 30 cm al di sotto dell'immissione del contaminante, e che nella zona del punto di immissione, dopo, probabilmente ne rimane un residuo non rilevabile dal georadar.

Osservando i profili verticali Sud-Nord in figura 4.14, relativi sempre al test 6 di tabella 4.2, si può notare come i profili 10-18 (Fig. 4.14a-i) siano molto simili tra loro e mostrano tempi di riflessione dalla parete della vasca costanti. I profili 19-23 (Fig. 4.14l-p) presentano invece tempi di riflessione dalla parete della vasca variabili. I tempi diminuiscono a partire da circa 25cm dallo zero dei profili. Questo valida l'ipotesi fatta per i profili orizzontali rappresentati in figura 4.13, per i quali sembrava che il DNAPL si concentrasse maggiormente nella zona compresa tra i 15 e i 30 cm al di sotto del punto di immissione, ovvero dai 20 ai 35 cm al di sopra della base della vasca. Infatti, questi profili, indicati in figura 14 con una stella in nero, sono esattamente i profili relativi alle linee acquisite in corrispondenza della zona dove visivamente è presente il contaminante. Il contaminante è localizzato dalla macchia in blu in figura 4.10. Il colore blu è dato dal colorante Sudan Blu utilizzato proprio per rendere visibile attraverso le pareti in plexiglas l'HFE-7100, che altrimenti sarebbe risultato trasparente. I profili dal 19 al 23, investigano una fascia di circa 20 cm di larghezza. Nei profili successivi, indicati in figura 4.14q e 4.14r si osserva che la diminuzione dei tempi del fondo vasca dopo i 25 cm non sia più presente, infatti si esce dalla zona contaminata (zona in "blu" visibile in figura 4.10).

I profili verticali indicati in figura 4.14, quindi, pur non evidenziando anomalie particolari all'interno della vasca, sono molto utili per individuare con più precisione le zone di maggior concentrazione del contaminante.

Per quanto riguarda invece, il profilo acquisito dall'alto (Fig. 4.15), indicato con una linea gialla in figura 4.10, si può notare come vi sia una variazione dei tempi delle riflessioni della base della vasca in corrispondenza dei 60 cm laddove è stato immesso il DNAPL. Le riflessioni in questo caso provengono dalla base della vasca in quanto il profilo è stato acquisito dall'alto. Le diffrazioni laterali a destra sono causate dalla presenza della sonda TDR all'interno della vasca.

Dall'analisi dei profili relativi al test 6 di tabella 4.2, rappresentati nelle figure 4.13, 4.14 e 4.15, si può presupporre che il GPR rileva prevalentemente la fase separata del DNAPL, in quanto la diminuzione dei tempi di percorrenza dell'onda elettromagnetica si rileva nella zona dove visivamente è rilevabile la presenza del contaminante. Si può dedurre che la fase disciolta del DNAPL probabilmente non apporta, almeno per piccole concentrazioni, variazioni di permittività rilevabili con il GPR. Infatti, nei profili verticali distanti dalla zona di immissione del DNAPL (Figg. 4.14a-i ; 4.14q-r ; 4.16 colonna sinistra), in cui si presume sia presente solo la fase disciolta, non sono visibili variazioni.

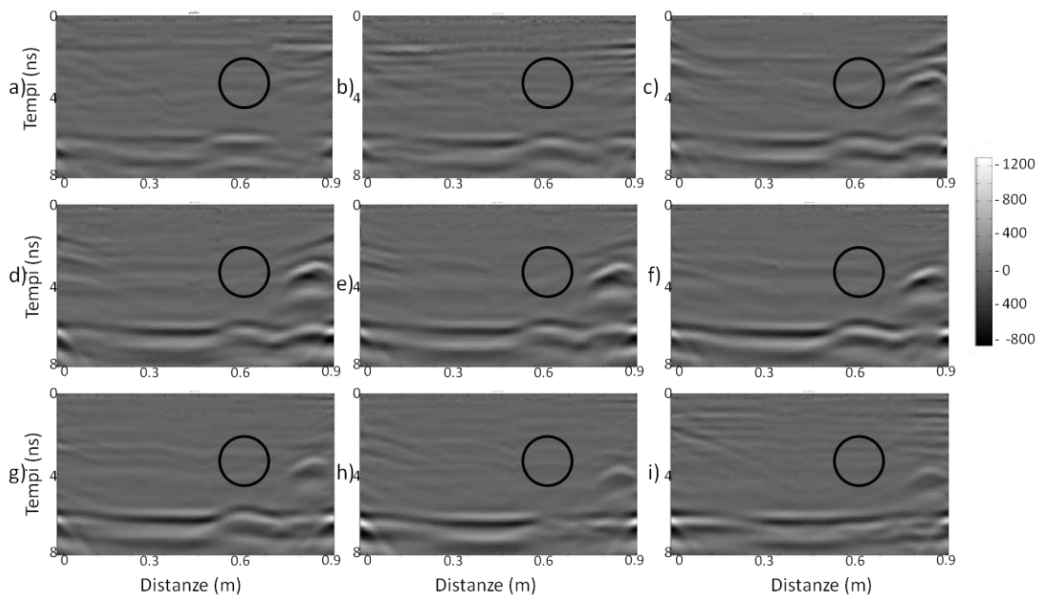


Fig. 4.13 - Profili orizzontali Ovest-Est relativi al canale CH1 del test 6 di tabella 2. I 9 profili orizzontali Ovest-Est sono quelli indicati dalle linee rosse della griglia in figura 4.10. In (a) il profilo 1, in (b) il profilo 2, in (c) il profilo 3, in (d) il profilo 4, in (e) il profilo 5, in (f) il profilo 6, in (g) il profilo 7, in (h) il profilo 8 e in (i) il profilo 9. Il test 6 è stato effettuato 21 ore dopo l'immissione del contaminante. I profili sono in scala $y=2x$ e hanno la stessa scala di colore, indicata a lato. Il cerchio in nero indica il punto di immissione del contaminante.

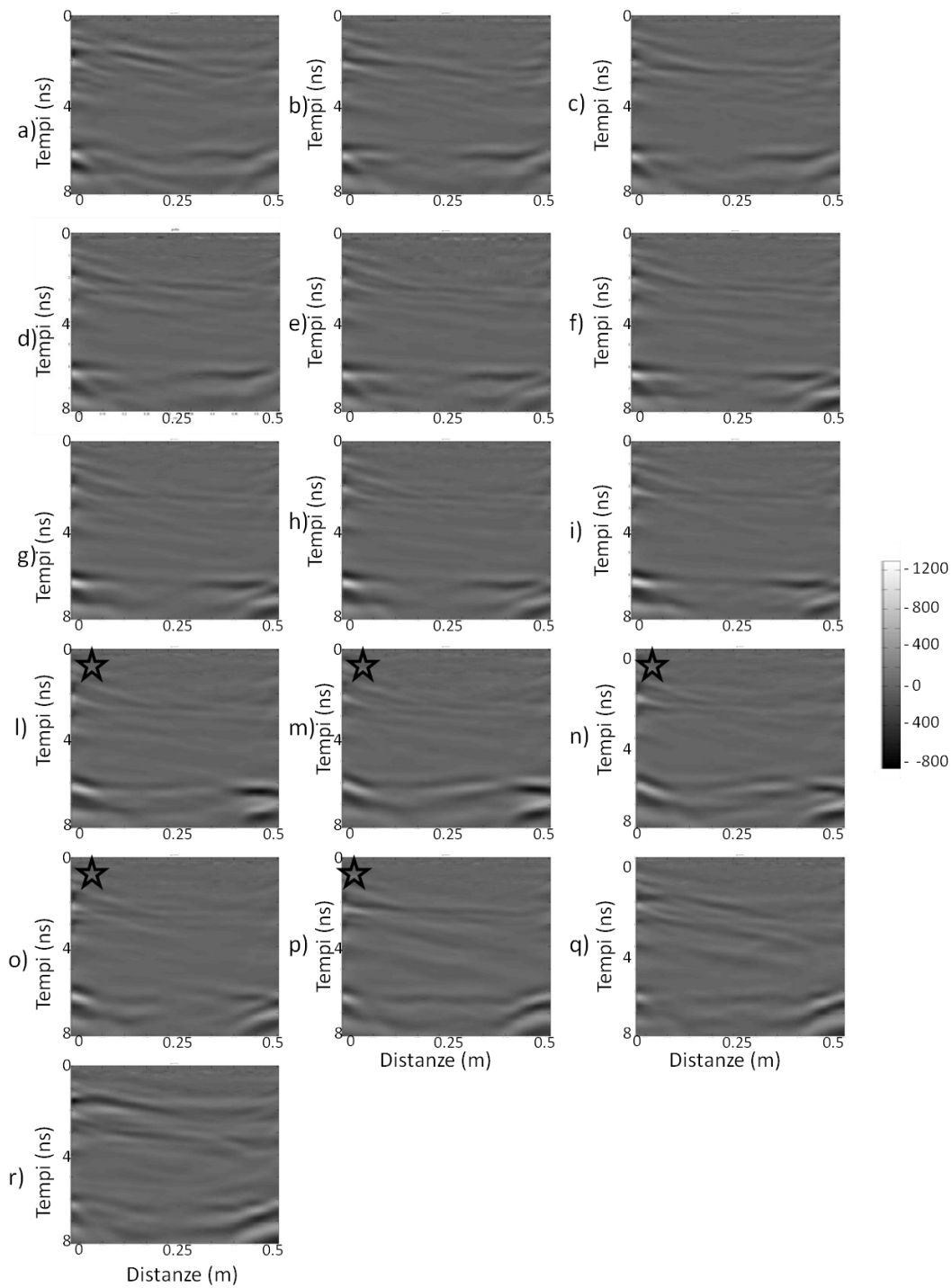


Fig. 4.14 - Profili verticali Sud-Nord relativi al canale CH1 del test 6 di tabella 4.2. I profili verticali Sud-Nord sono quelli indicati dalle linee nere della griglia in figura 4.10 (profili 10-25). Il test 6 è stato effettuato 21 ore dopo l'immissione del contaminante. Le figure sono in scala $y=2x$ e hanno la stessa scala di colore dei profili in figura 4.11. La stella in nero indica i profili che attraversano l'area in cui visivamente dalla parete in plexiglas è presente il contaminante.

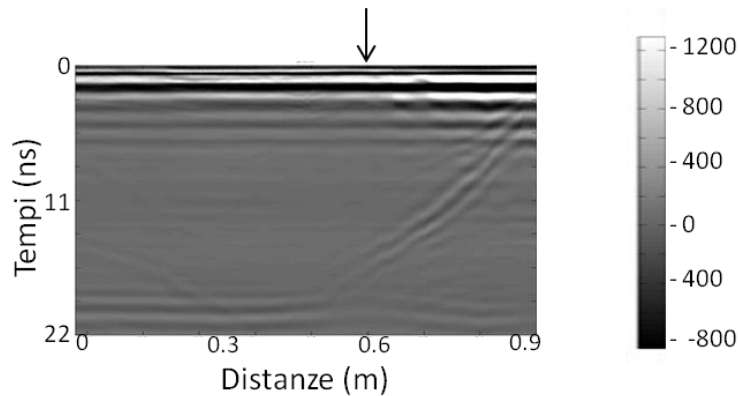


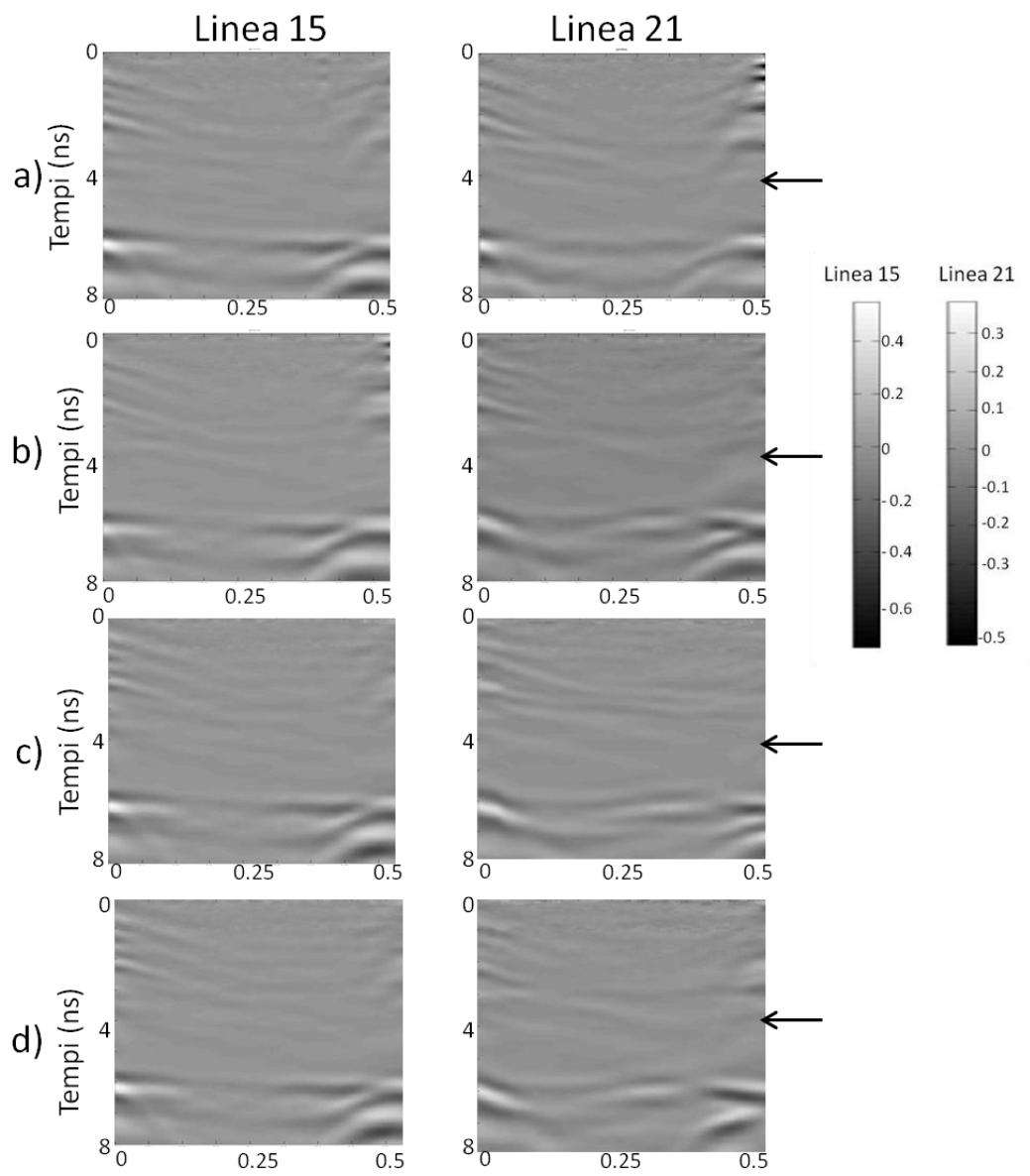
Fig. 4.15 - Profilo orizzontale Ovest-Est relativo al canale CH1 del test 6 di tabella 2. Il profilo è indicato con una linea gialla in figura 4.10. Il test 6 è stato effettuato 21 ore dopo l'immissione del contaminante. La freccia nera indica il punto di immissione del DNAPL. Il profilo è in scala $y=2x$ e ha la stessa scala di colore dei profili delle figure 11 e 12.

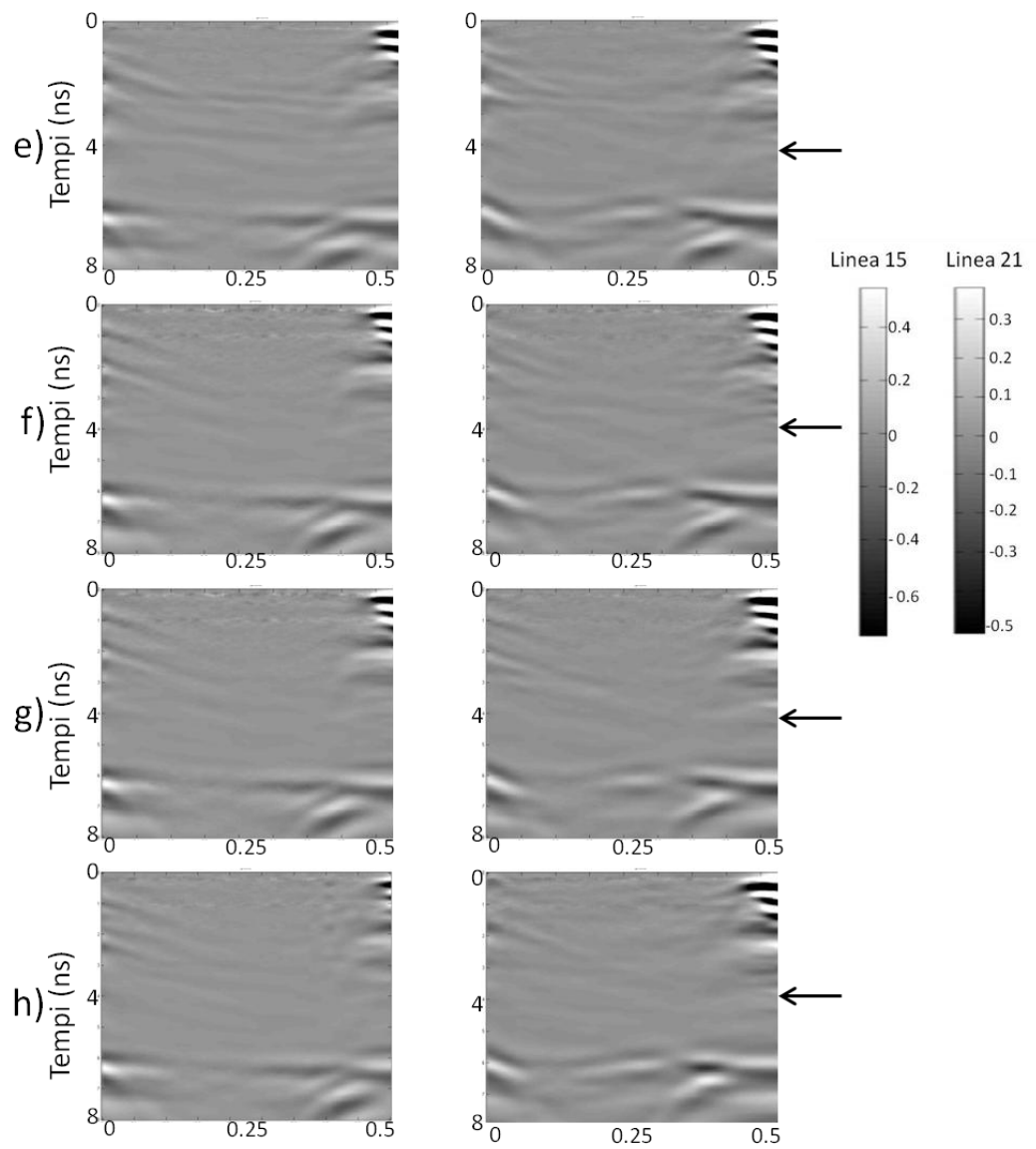
Poiché, come si è visto, i profili verticali Sud-Nord sono stati utili per determinare con maggiore precisione la zona dove presumibilmente vi è una maggiore concentrazione di DNAPL, si mostrano in seguito le variazioni nel tempo di 2 linee verticali, indicate in figura 4.10 con le linee nere tratteggiate e con i numeri 15 e 21. Si riportano in figura 4.16 solamente i profili relativi al canale CH1, in quanto considerato insieme al canale CH2 il più significativo. I profili sono stati normalizzati tutti al massimo valore assoluto dell'onda diretta del test 1, test effettuato nel momento in cui nella vasca vi era solamente sabbia e acqua.

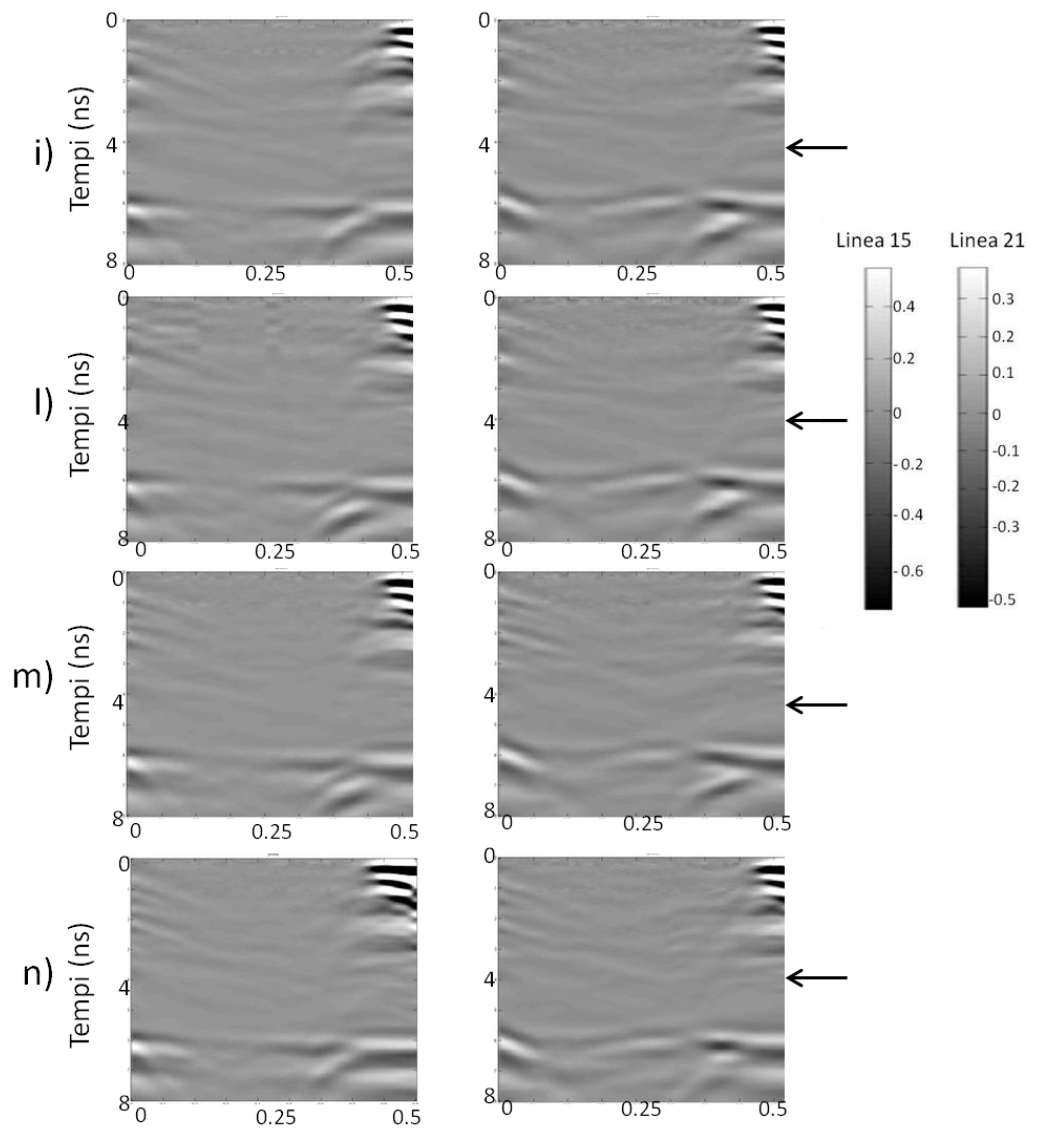
I profili relativi alla linea 15 indicati in figura 4.16 (colonna a sinistra) mostrano come non vi sia nessuna variazione dei tempi delle riflessioni della parete della vasca dal test 1 al test 15 (Fig. 4.16 a-p). Quindi fino al test effettuato 34 giorni dopo l'immissione del DNAPL, il contaminante non sembra essere migrato nella parte sinistra della vasca, ovvero verso la parete dove è posizionato il rubinetto di scarico della vasca. Il test 16 (Fig. 4.16q) effettuato 54 giorni dopo l'immissione del DNAPL e dopo 20 giorni la chiusura del flusso di acqua (tabelle 4.2 e 4.3), mostra una variazione dei tempi di riflessione dalla parete della vasca nella zona centrale del profilo. Questa diminuzione dei tempi che si riscontra nel test 16, permane anche nel test 17 (Fig. 4.16r) effettuato dopo 5 ore. Tra il test 16 (Fig. 4.16q) e il test 17 (Fig. 4.16r) è stato aperto un flusso di acqua di 5 ore (tabella 4.3). Nel test 17, effettuato immediatamente dopo la chiusura del flusso, non si notano differenze rispetto al test 16, quindi si presume che il flusso non abbia prodotto sostanziali mobilitazioni del contaminante e compattazione dei sedimenti. In figura 4.16s è rappresentato il test 18 effettuato 155 giorni dopo il rilascio del contaminante e dopo circa 100 giorni dal test 17. Il test 18, come già detto in precedenza, è stato effettuato dopo aver abbassato fino all'altezza di 35 cm e

successivamente rialzato fino alla superficie superiore della sabbia il livello dell'acqua. Questo ultimo test, non mostra variazioni dei tempi delle riflessioni dalla parete della vasca rispetto ai test 16 e 17 anche se si nota un leggero spostamento verso il basso, circa 9 cm, dello "scalino" dei tempi. Lo spostamento potrebbe significare la migrazione del contaminante verso Sud. Quindi il DNAPL si potrebbe essere spostato verso il basso, dopo che il mezzo è diventato insaturo, seguendo il movimento dell'abbassamento della "falda" simulato facendo restare satura solo una parte della vasca per un certo numero di giorni.

Oltre alla linea 15 si riporta anche alcune considerazioni sulla linea 21 (Figura 4.16 colonna destra), indicata anch'essa in figura 4.10 con la linea nera tratteggiata. La linea 21 passa dove visivamente vi è la presenza del DNAPL. I profili della linea 21 mostrano sin dal primo profilo eseguito dopo l'immissione del DNAPL (Fig. 4.16 b) variazioni dei tempi di riflessione delle onde sulla parete della vasca. Queste variazioni rimangono all'incirca della stessa entità fino al test 15 (Fig. 4.16p). Nei test 16 e 17 anche per la linea 21 si notano delle variazioni (Fig. 4.16q-r), infatti, la dimensione dello "scalino" dei tempi si allarga, seppur di pochi centimetri, verso la destra del profilo in figura, ovvero verso la parte alta della vasca. Nel profilo del test 18 (Fig. 4.16s), si nota come lo "scalino" si sia invece allargato di qualche centimetro verso sinistra, cioè verso la parte bassa della vasca. Questo spostamento verso il basso è in accordo con quanto rilevato nel profilo della linea 15 descritto pocanzi.







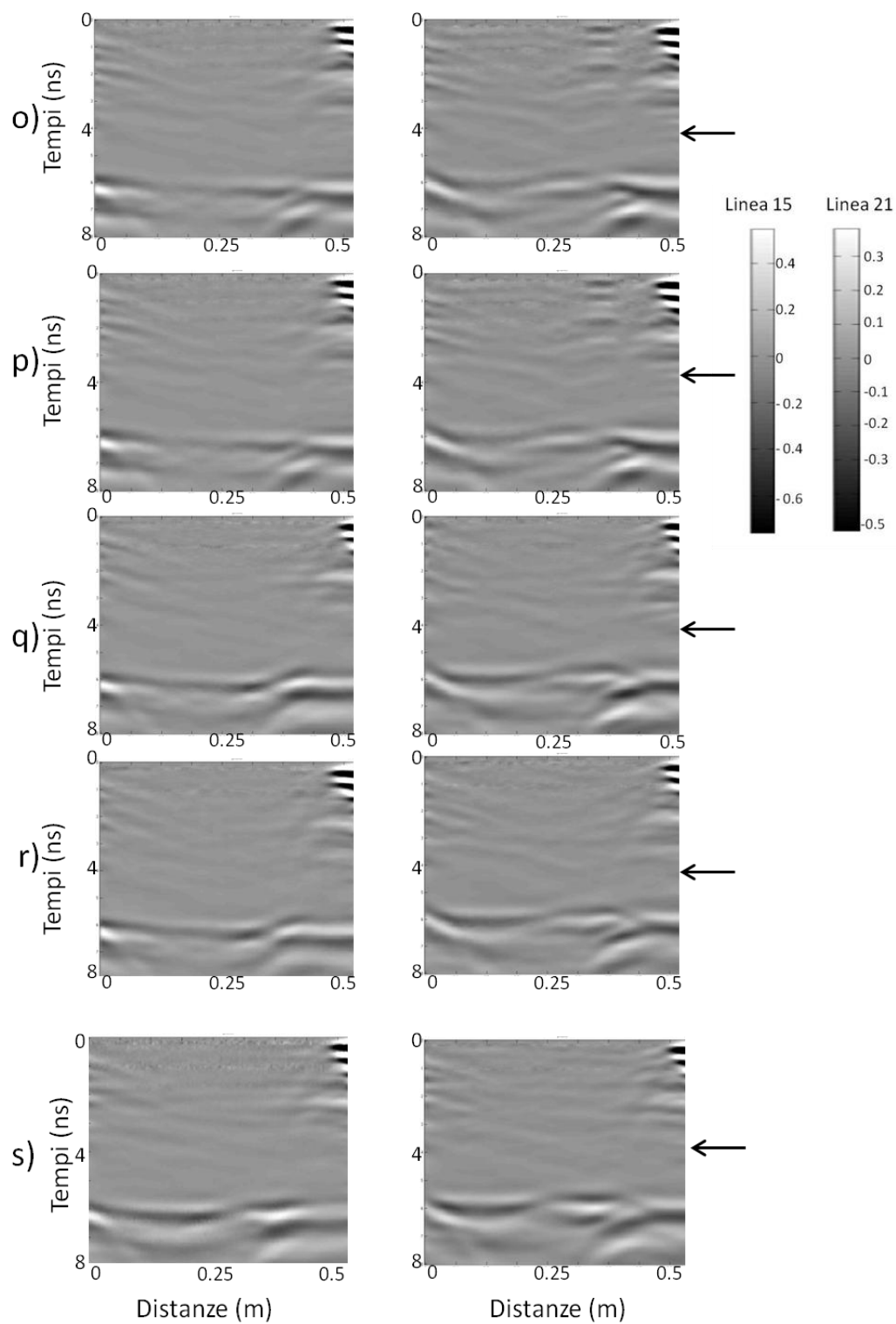


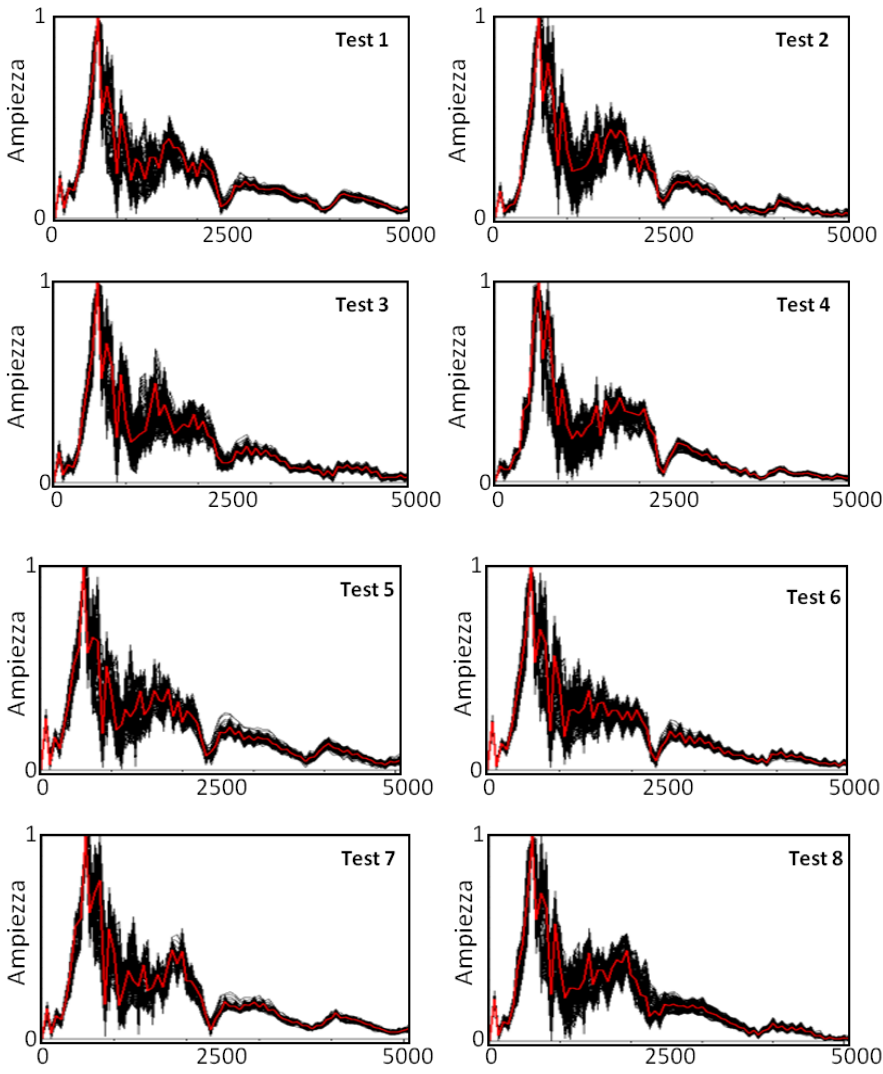
Fig. 4.16 - Confronto tra due linee verticali Sud-Nord. La linea 15 a sinistra e la linea 21 a destra. I profili dalla (a) alla (s) sono relativi ai test dal numero 1 al numero 18 come descritti in tabella 4.2. I profili relativi alla linea 15 sono normalizzati al valore massimo assoluto dell'onda diretta del test 1 e hanno la stessa scala di colore. I profili relativi alla linea 21 sono normalizzati al valore massimo assoluto dell'onda diretta del test 1 e hanno la stessa scala di colore tra loro.

Le analisi condotte nel primo esperimento hanno mostrato che oltre ai tempi di ritardo delle riflessioni dalla parete di fondo della vasca anche gli spettri delle ampiezze dei dati possono fornire informazioni utili sulla presenza del DNAPL. Pertanto anche i dati del secondo esperimento sono stati analizzati sotto questo aspetto.

Gli spettri delle ampiezze sono stati calcolati tenendo conto i dati *raw* in una finestra temporale di 0-8 ns, finestra che include le onde dirette e la riflessione dalla parete di fondo della vasca. Si presentano nella presente tesi solo gli spettri relativi alla linea 5, indicata con la linea tratteggiata nera in figura 10. Gli spettri delle ampiezze sono stati mappati in 1-dimensione (Figg. 4.17, 4.18, 4.19, 4.20) come grafici frequenza (GHz)/ampiezza.

Per rendere confrontabili i dati per i vari test, sono stati normalizzati i dati al valore assoluto dell'onda diretta. In ogni caso, per evitare considerazioni sbagliate collegate ad una non corretta calibrazione dei dati, l'analisi si è incentrata, come nell'esperimento 1, principalmente sulla variazione delle ampiezze delle frequenze in funzione delle frequenze (Figg. 4.17 e 4.18).

Le antenne co-polari (Figg. 4.17 e 4.18) mostrano ampiezza di banda simili per tutti i test, con piccole variazioni di ampiezze per le singole frequenze. Le variazioni più consistenti si osservano nel test 15 per entrambi i canali. Non si osservano sostanziali differenze tra prima e dopo l'immissione del DNAPL. Le antenne cross-polarizzate (canali 3 e 4) (Figg. 4.19 e 4.20), mostrano spettri differenti per quanto riguarda la larghezza di banda. Come visto nell'analisi spettrale relativa all'esperimento 1, anche in questo caso, l'energia del canale CH3, in cui le antenne sono perpendicolari tra loro con la sorgente diretta secondo l'asse y e la ricevente diretta secondo l'asse x, è spostata verso frequenze più basse rispetto al canale CH4, in cui le antenne sono sempre perpendicolari tra loro ma con la sorgente diretta verso x e la ricevente diretta verso y. Non si osservano in entrambi i canali CH3 e CH4 sostanziali variazioni delle ampiezze degli spettri nei dati acquisiti durante le varie fasi dell'esperimento



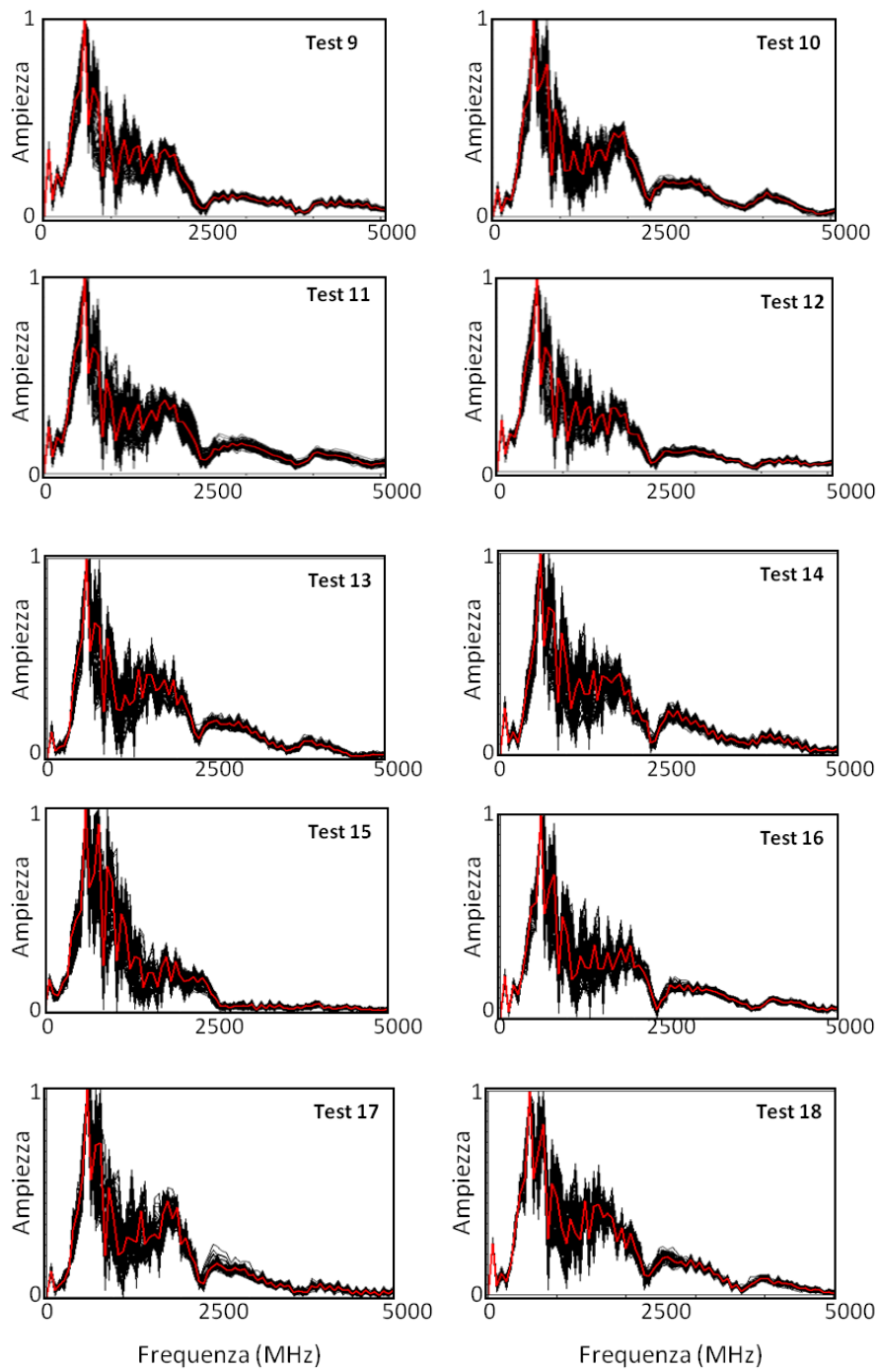
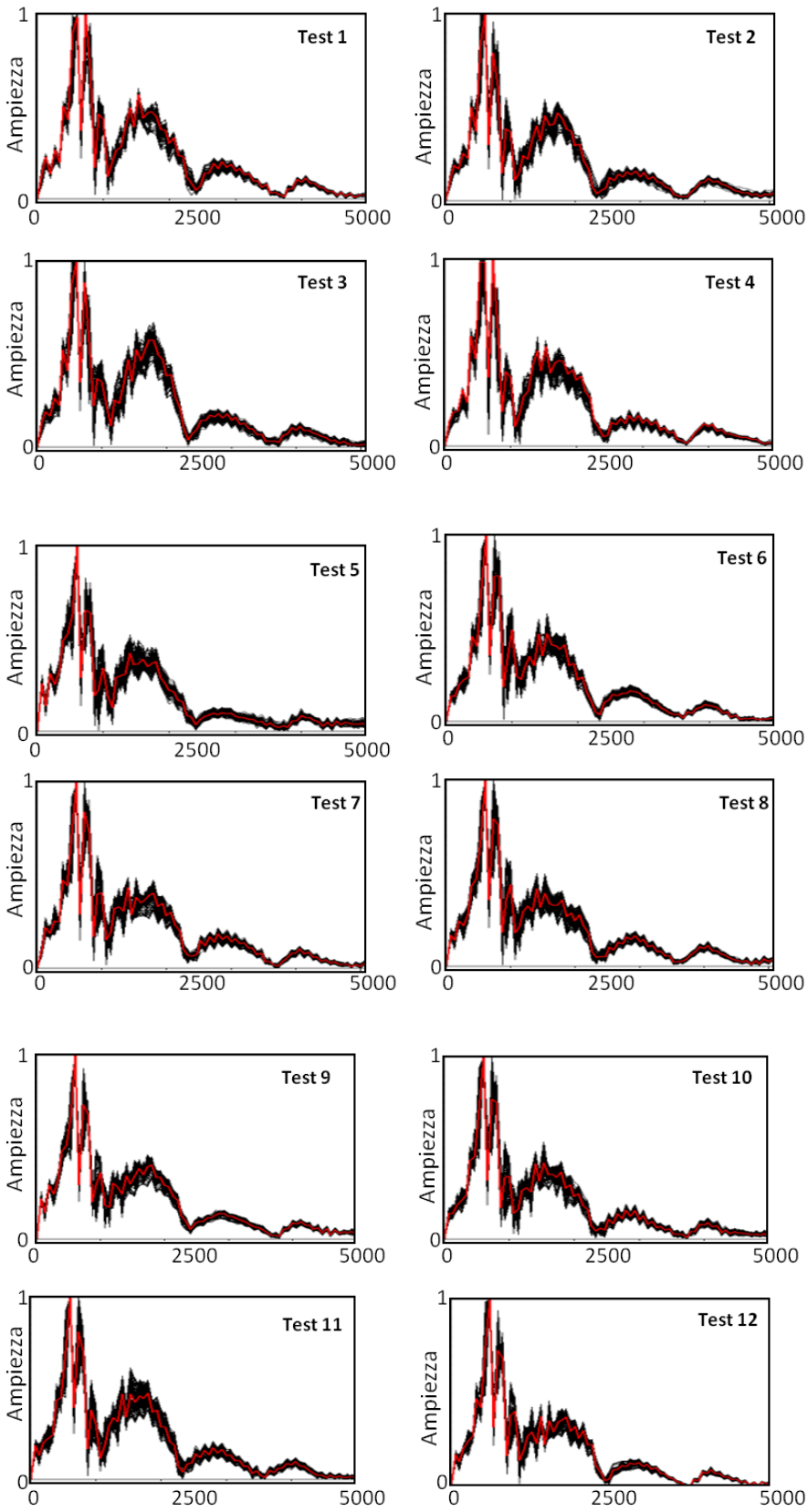


Fig. 4.35- Ampiezze degli spettri relativi alla linea 5 indicata in figura 4.10 e al canale CH1 di tutti i test effettuati in tabella 4.2.



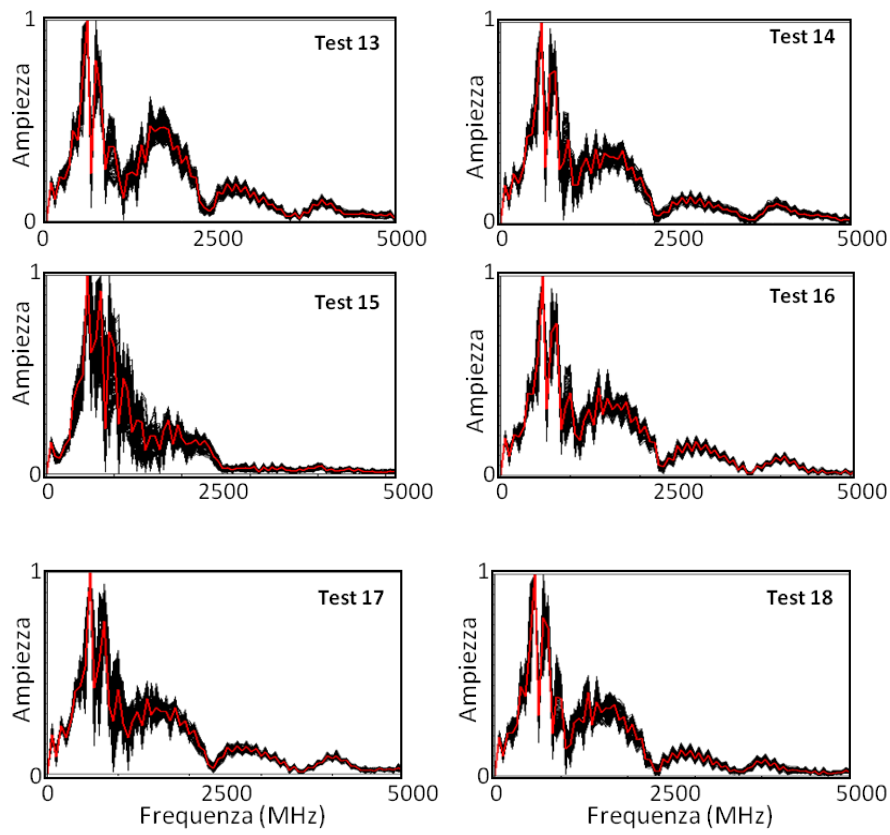
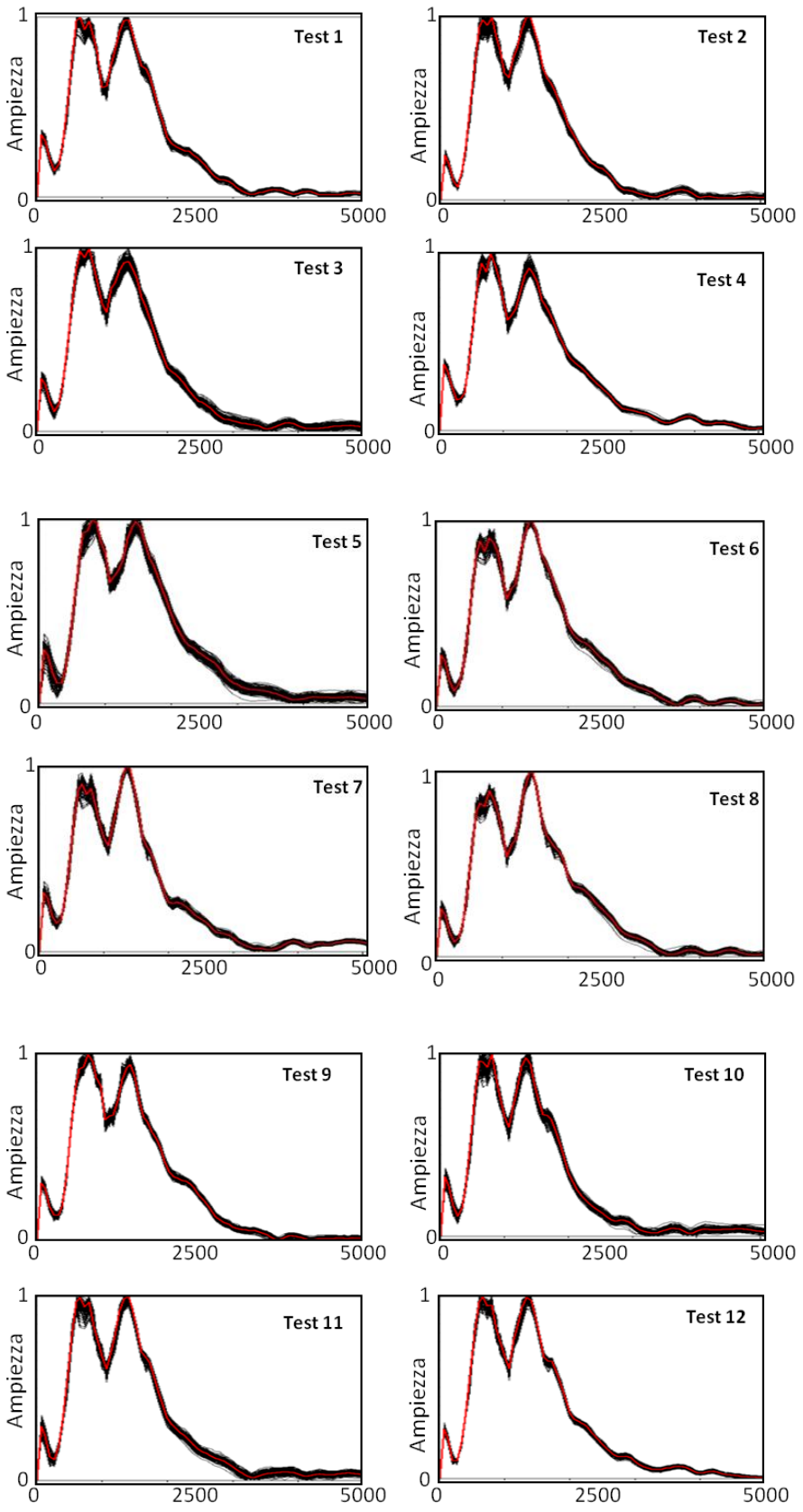


Fig. 4.18 – Ampiezze degli spettri relativi alla linea 5 indicata in figura 4.10 e al canale CH 2 di tutti i test effettuati in tabella 4.2.



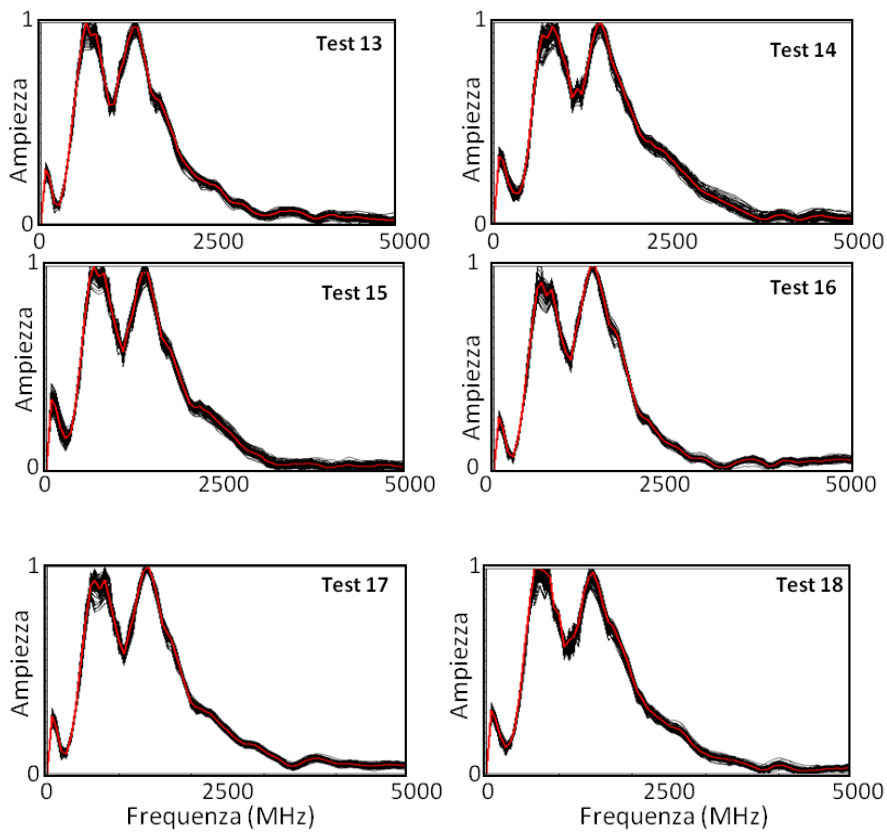


Fig. 4.19 – Ampiezze degli spettri relativi alla linea 5 indicata in figura 4.10 e al canale CH 3 di tutti i test effettuati in tabella 4.2.

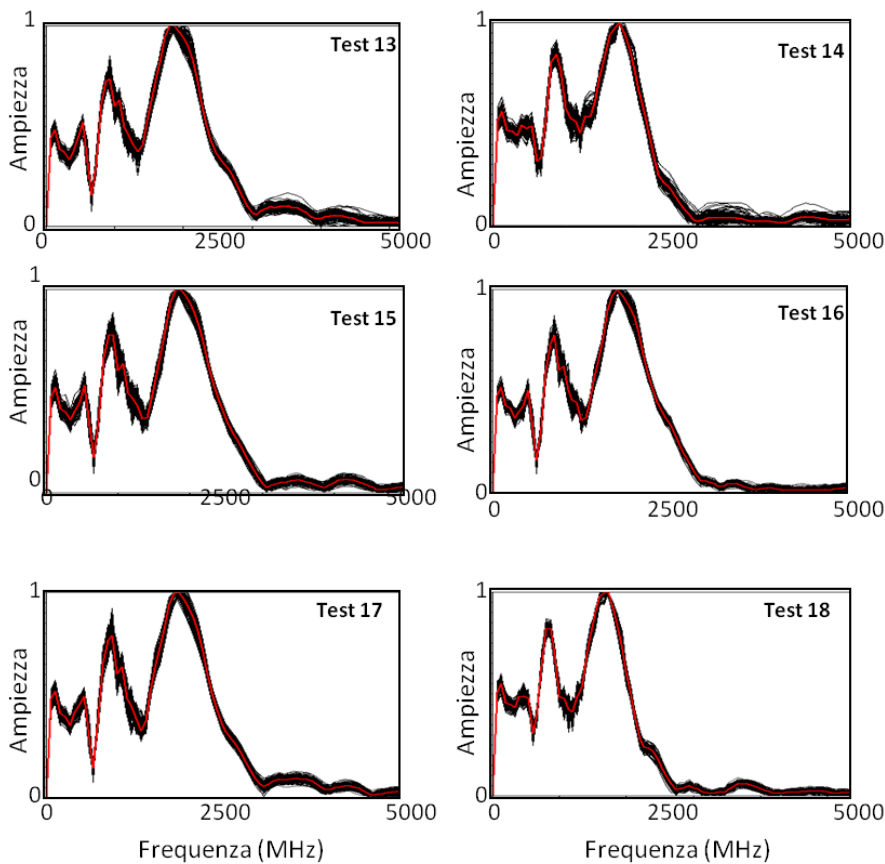


Fig. 4.20 – Ampiezza degli spettri relativi alla linea 5 indicata in figura 4.10 e al canale CH 3 di tutti i test effettuati in tabella 4.2.

L'analisi delle ampiezze delle frequenze con la posizione delle singole tracce è stata effettuata analizzando gli spettri delle ampiezze delle tracce (Figg. 4.21 e 4.22). I canali 1 e 2 mostrano spettri abbastanza simili per ogni traccia per i dati acquisiti prima dell'immissione del contaminante (Fig. 4.21a), anche se il canale 2 mostra ampiezze mediamente più alte per le alte frequenze. L'anomalia cerchiata in nero in figura 21a indica la presenza della sonda TDR. Il rilascio del contaminante induce variazioni in ampiezza proprio nelle tracce acquisite nell'intorno del punto di immissione del DNAPL (Fig. 4.21 b, c); queste variazioni sono più evidenti nel test 10 acquisito dopo 190 ore dal rilascio del DNAPL (Fig. 4.21 c) rispetto a quelle rilevate al test 7 acquisito dopo 92h il rilascio del contaminante (Fig. 4.21b). Nel test 18 non si osservano variazioni dello spettro per entrambi i canali. Lo spettro delle ampiezze delle tracce delle antenne co-polari (II) (Fig. 4.21) dei dati acquisiti dopo l'immissione del contaminante mostra variazioni tra le tracce nell'intervallo tra 0.8 e 1.8 GHz per il canale 1 e tra 0.8 e 1.5 GHz per il canale 2. Le variazioni di ampiezza consistono in una riduzione di ampiezza in tutto lo spettro delle tracce acquisite nella stessa posizione del punto di

immissione del DNAPL. I dati relativi al test 18, acquisiti 155 giorni dopo l'immissione e dopo aver simulato l'innalzamento/abbassamento della falda, invece, possono essere comparabili a quelli relativi al test 1, acquisito prima dell'immissione del contaminante, infatti, come si può vedere nella figura 4.21d, le variazioni di ampiezza non sono più evidenti. Le ampiezze degli spettri delle antenne cross-polarizzate (Fig. 4.22) mostrano caratteristiche molto differenti, come si è visto anche per quanto è riguardato gli spettri cumulativi delle ampiezze delle figure 4.19 e 4.20. La maggior parte dell'energia è concentrata sulle frequenze inferiori a 2 GHz nel canale 3 e inferiori 2.2 GHz nel canale 4. Quest'ultimo mostra una maggiore concentrazione dell'energia sulle frequenze centrate sui 2GHZ. In entrambi i canali, le ampiezze degli spettri dei dati acquisiti prima dell'immissione del contaminante (Fig. 4.22 a) e quelle dei dati acquisiti dopo il rilascio (Fig. 4.22 b c d) sono simili e non si notano sostanziali differenze. Dall'analisi spettrale dei canali cross-polarizzati, si può dire che essi sembrano avere una scarsa sensibilità alla presenza del contaminante, infatti, in questo caso gli spettri dei profili non sembrano subire variazioni dopo il rilascio del DNAPL. Quindi, l'analisi degli spettri delle ampiezze (Figg. 4.21-4.22) mostra che il contaminante per i piccoli volumi considerati non produce cross-polarizzazione dell'energia e le configurazioni relative ai canali co-polari CH1 e CH2 sono i canali più sensibili al rilevamento del contaminante anche in termini di analisi spettrale. Questi risultati confermano in parte le considerazioni fatte sull'analisi spettrale relativa all'esperimento 1 (Figg. 4.4- 4.7).

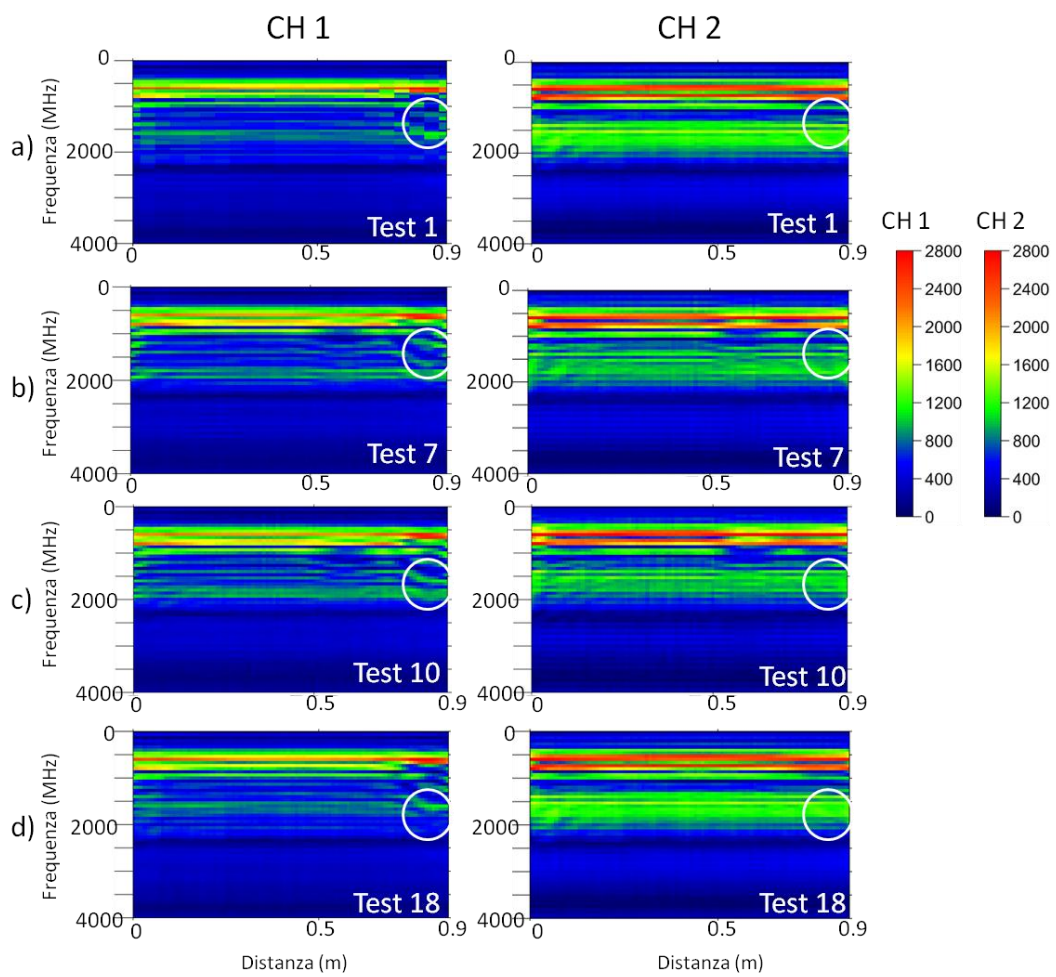


Fig. 4.21 - Spettri di ampiezza delle singole tracce relative ai canali co-polari CH 1 e CH 2 del test 1 (a), test 7 (b), test 10 (c) e test 18 (d). Il cerchio in bianco indica l'anomalia legata alla presenza della sonda TDR.

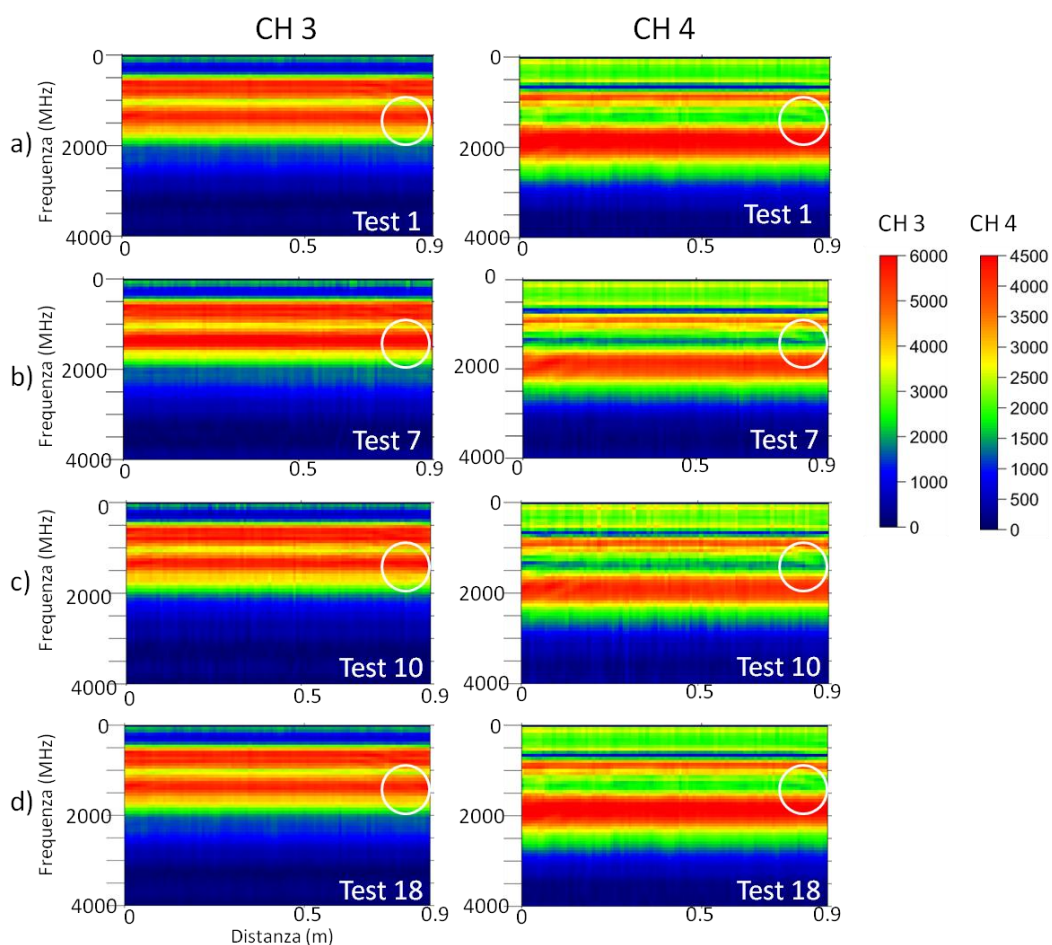
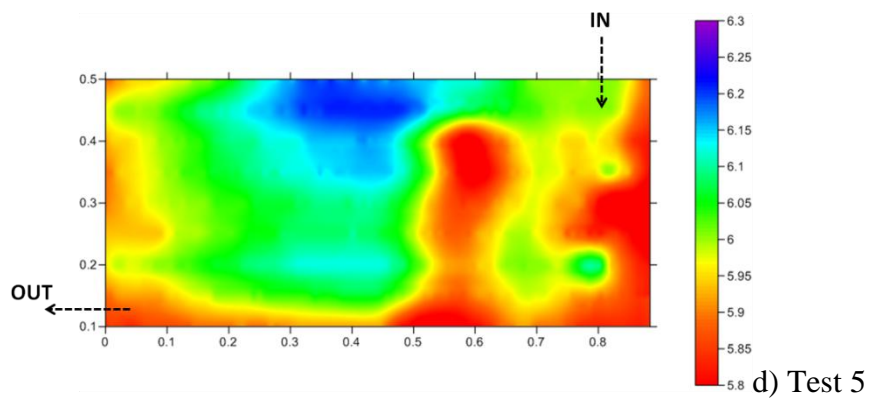
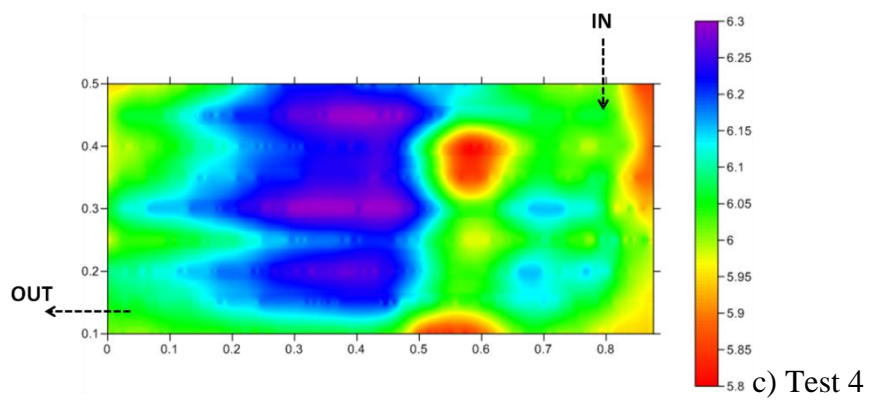
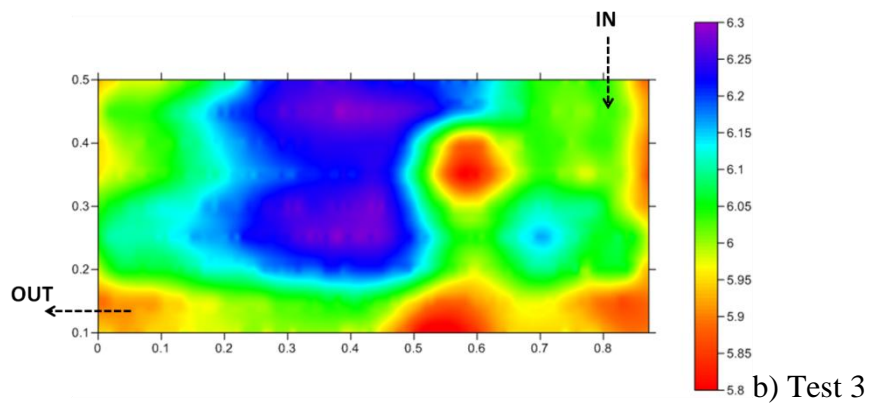
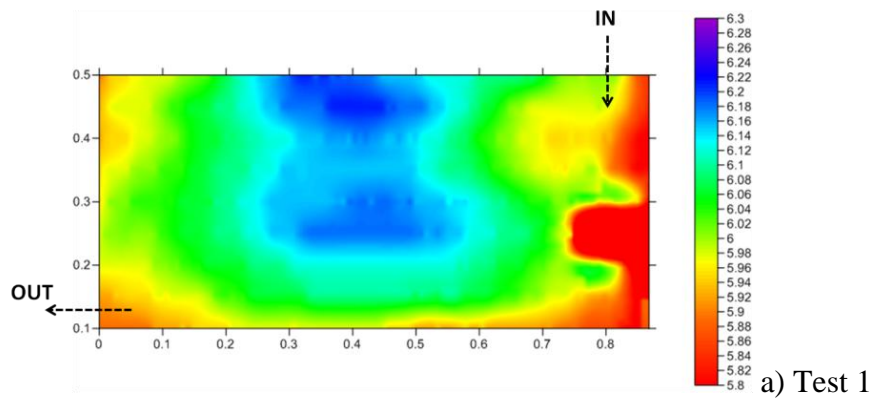
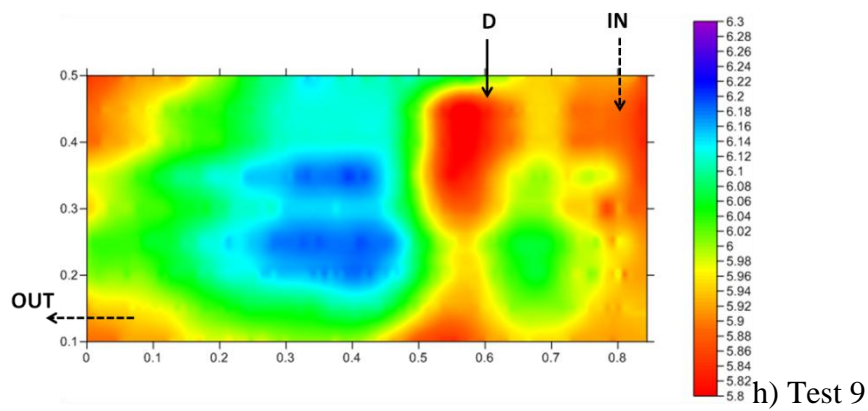
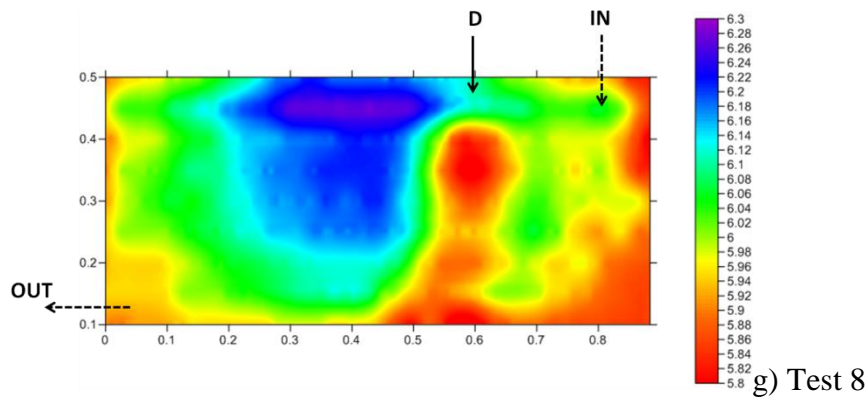
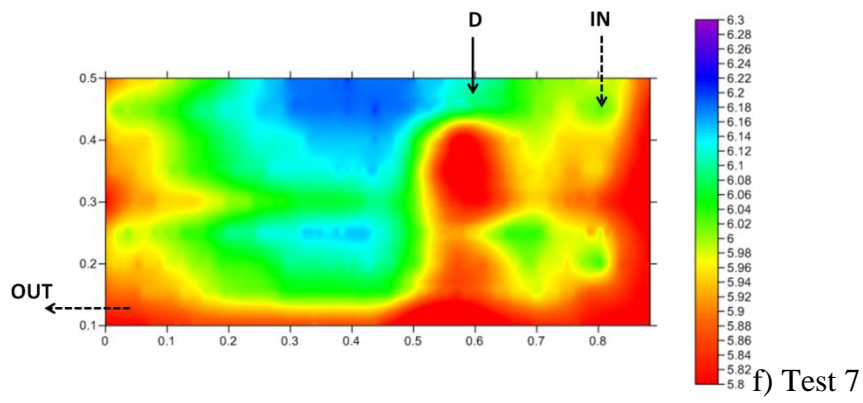
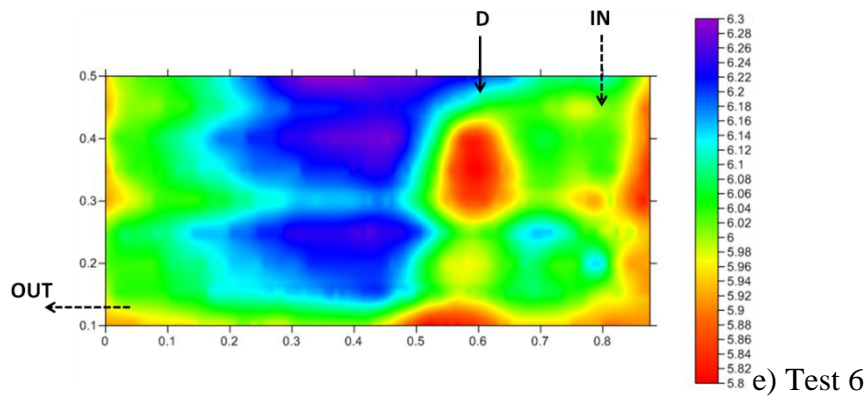


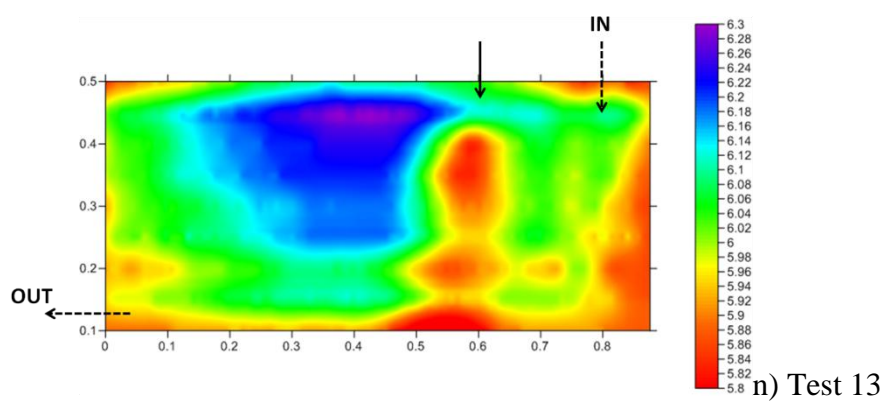
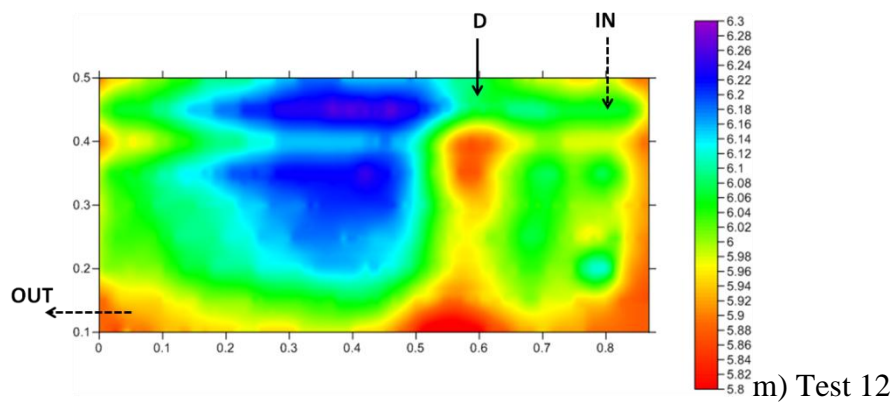
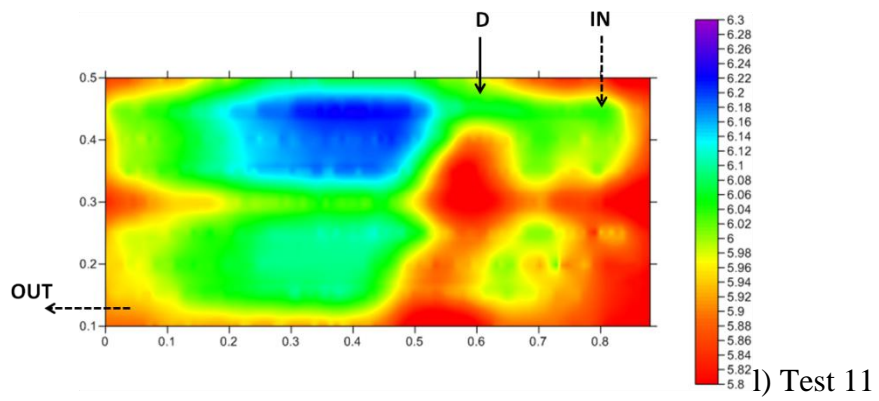
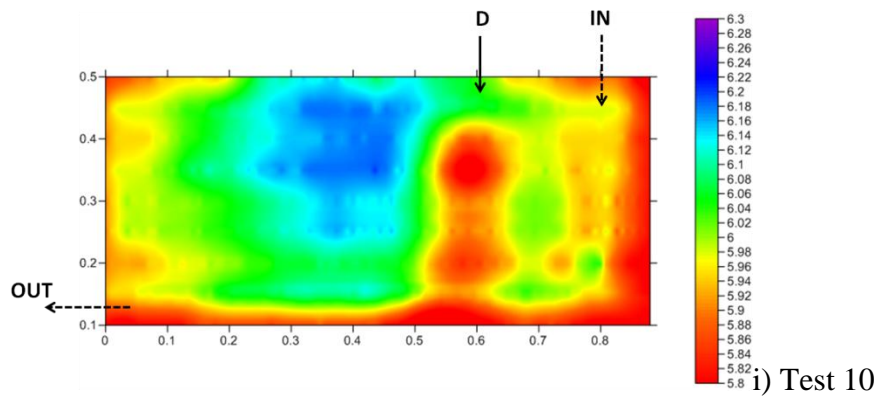
Fig.4.22 - Spettri di ampiezza delle singole tracce relative ai canali cross-polarizzati CH e CH 4 del test 1 (a), test 7 (b), test 10 (c) e test 18 (d). Il cerchio in bianco indica l'anomalia legata alla presenza della sonda TDR.

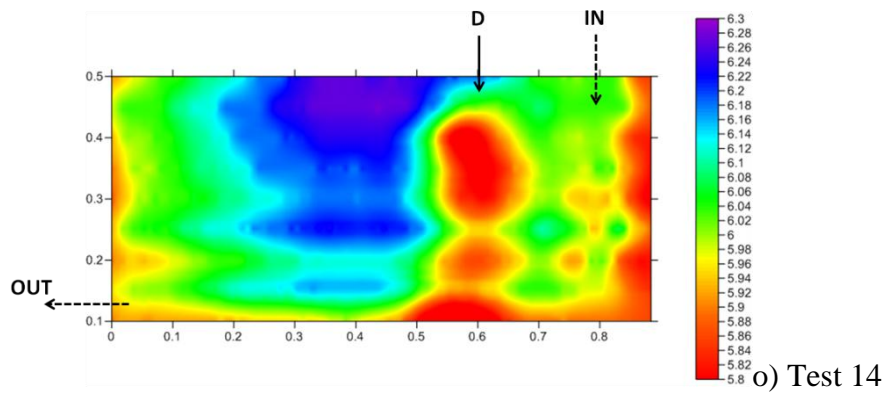
Oltre all'analisi dei profili e degli spettri delle ampiezze, si è effettuata una valutazione degli effetti del contaminante sulla velocità delle onde GPR analizzando il tempo di andata e ritorno della riflessione dalla parete di fondo della vasca. Il tempo di andata e ritorno è stato calcolato effettuando il picking della riflessione del fondo vasca. In questo modo si è potuta valutare la variazione cumulativa dei tempi indotta dal contaminante lungo l'intero profilo GPR. Si mostrano in figura 4.23 le mappe che raffigurano le variazioni dei tempi di ritardo delle riflessioni dalla parete di fondo della vasca relativi al canale CH1 e a tutti i profili orizzontali Ovest-Est indicati in figura 4.10 con le linee rosse, profili più rappresentativi per questo tipo di analisi in quanto ogni linea attraversa le diverse condizioni presenti all'interno del mezzo. L'analisi dei tempi di ritardo del test acquisito prima del rilascio del contaminante (Fig. 4.20 a) mostra tempi più brevi nei primi e negli ultimi 10 cm del profilo, dovuti agli effetti bordo delle pareti della vasca e a un probabile ingobbamento della vasca con il carico. Possiamo vedere come appena 1 ora dopo il rilascio del contaminante, test 3 (Fig. 4.23 b), si verificano

notevoli cambiamenti nei tempi, infatti si evidenzia una zona rossa con tempi più brevi, che corrisponde alla zona in cui anche visivamente si va a collocare il DNAPL (cfr figura 4.10). L'anomalia nei tempi di ritardo è presente e mantiene più o meno la stessa posizione e dimensione fino al test 14 (Fig. 4.23o) acquisito 599 ore dopo l'immissione del contaminante. Il flusso d'acqua aperto tra il test 7 e il test 8 (Figura 4.23 f e 4.23 g) e dopo il test 8 (figura 4.23 g) non sembrano aver apportato modifiche sostanziali all'interno della vasca in quanto non si notano sensibili variazioni in tempi, se non una lieve diminuzione nella parte centrale della vasca rilevabile nel test 9 (figura 4.23 h), acquisito 21 ore dopo il test 8 e 12 ore dopo la chiusura del flusso. Le misure acquisite rispettivamente dopo 34 e 54 giorni dopo l'iniezione del contaminante (test 15-17 in figura 4.23p-r) e dopo la presenza del flusso d'acqua, mostrano un generale seppur lieve diminuzione dei tempi all'interno di tutta la vasca. Nell'ultimo test acquisito (Figura 4.23s) l'anomalia all'interno della vasca, legata alla diminuzione dei tempi, permane e non sembra essere migrata in alcuna direzione.

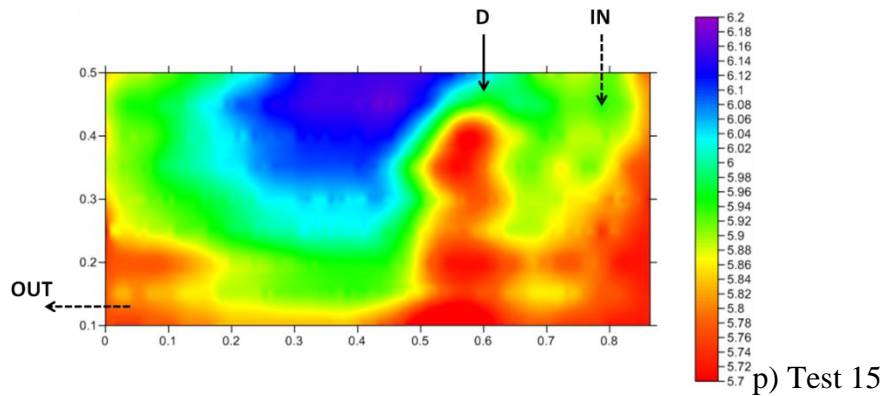




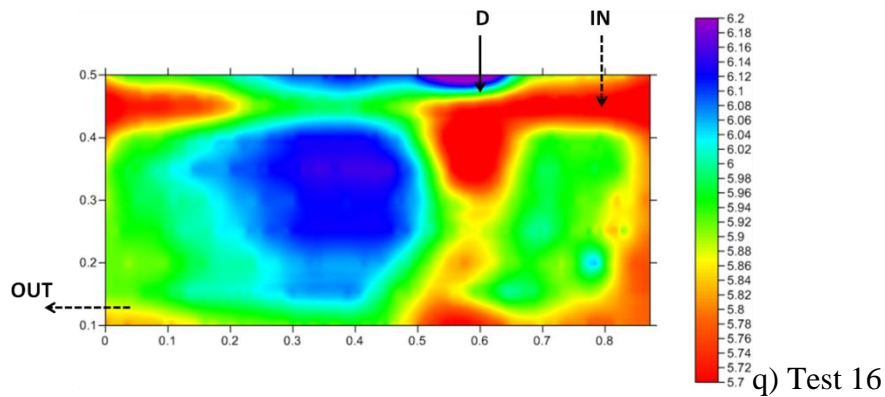




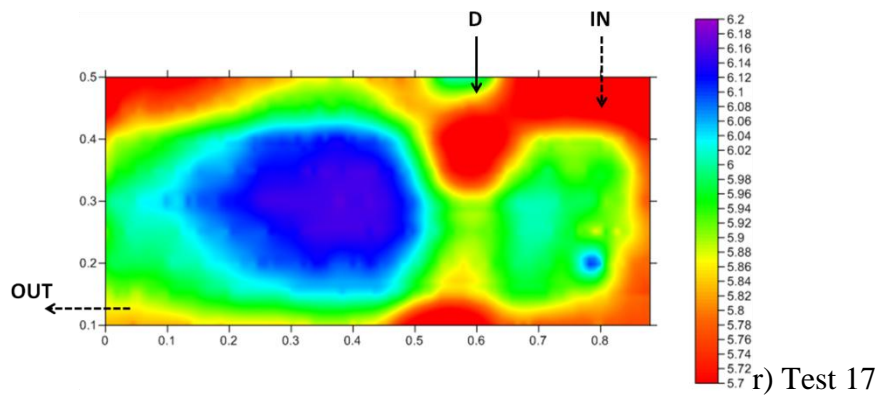
o) Test 14



p) Test 15



q) Test 16



r) Test 17

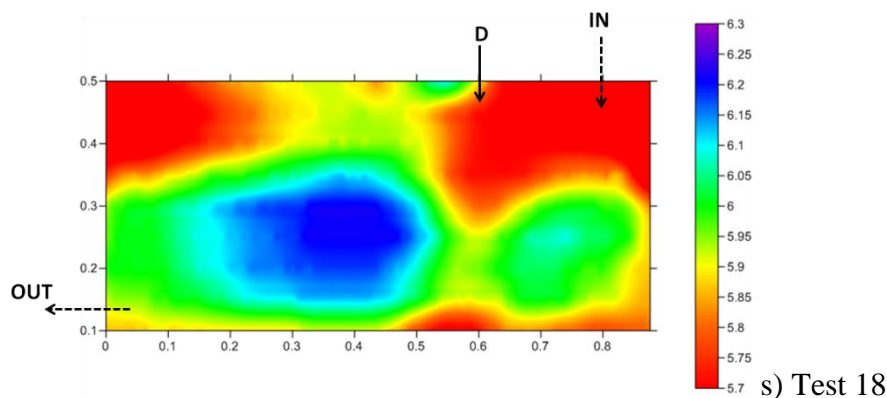


Fig. 4.23 - Tempi di ritardo delle riflessioni dal fondo vasca riferiti al canale CH1 di tutti i test effettuati in tabella 2 relativi alle sole linee orizzontali indicate in rosso in figura 4.10. Le frecce indicano il punto del rilascio del DNAPL (D), del punto di immissione dell'acqua (IN) e della posizione del rubinetto (OUT) dal quale sono fuoriusciti tutti i fluidi.

4.2.3 Misure TDR

La sonda TDR è stata inserita all'interno della vasca a 20 cm circa dalla superficie della sabbia, 10 cm dalla parete Est e con le tre asticelle orientate parallelamente alla parete frontale della vasca. La sonda è rimasta inserita nella vasca per tutta la durata dell'esperimento (Tabella 4.2). È stata rimossa dopo il test 17 per evitare possibili ossidazioni dovute alla troppa permanenza in acqua.

In tabella 4.4 sono riportate le misure effettuate con la sonda in concomitanza con le misure GPR e con le misure elettriche. La misura 1 corrisponde al momento in cui nella vasca vi era solo sabbia ed acqua, quindi il valore della permittività ϵ pari a 39.39 è il valore che indica la situazione in cui il mezzo non era contaminato. Appena immesso il DNAPL, ed esattamente 10 minuti dopo, è stata fatta una misura TDR ed è risultato che il DNAPL ha abbassato di più di 1 punto la permittività. Questa diminuzione del valore della ϵ , rispetto al valore iniziale della misura 1, permane almeno fino al test 12. Come si può vedere dal grafico in figura 4.24, dopo l'immissione del contaminante, indicata nel grafico con una linea tratteggiata in rosso, posta dopo il test 1, il valore della permittività diminuisce sensibilmente. È evidente che non si potevano ottenere valori di permittività ancora più bassi di quelli trovati, in quanto il volume di DNAPL immesso nella vasca è stato relativamente piccolo (300 ml) e non immesso in corrispondenza della sonda. La permittività, come si nota dal grafico in figura 4.24, ha un trend a salire nel tempo. Infatti, i valori della permittività che si possono leggere in tabella 4.4, salgono lievemente mano a mano che si va avanti con i giorni, arrivando ad una differenza di

uno 0.30 tra il test 12 e il test 2. I valori di permittività rimangono al di sotto del valore iniziale fino al test 12. Dopo il test 12 è stato aperto il flusso di acqua (Tabella 4.3) e con la misura 17 del TDR, corrispondente al test 13 di tabella 4.2, si supera il valore 39 di permittività. L'apertura del flusso di acqua è indicata in figura 4.24 con una linea tratteggiata rossa dopo il test 12. Questo porta a pensare un ritorno alla condizione iniziale. Anche la misura 18, relativa al test 14, ottiene un valore simile alla situazione iniziale. La misura 19 (test 15), invece, effettuata 12 giorni dopo la misura precedente, mostra un valore più basso, simile ai valori rilevati prima dell'inizio del flusso di acqua. Vista la relativa vicinanza della sonda con la zona di immissione del DNAPL, si può ipotizzare che essa sia in grado di misurare la fase disciolta del DNAPL in quanto sicuramente la sonda non è immersa nella fase separata e il valore di permittività si alza subito dopo la presenza del flusso di acqua, ma si abbassa dopo un tempo, forse, sufficientemente lungo a far sì che il DNAPL passi in soluzione ancora. Infatti, anche la misura 18, relativa al test 14 mostra un trend a scendere rispetto alla misura precedente effettuata subito dopo la chiusura del flusso. Questa ipotesi è validata con le misure successive, infatti, dopo il test 15 è stato riaperto il flusso di acqua e le misure TDR effettuate successivamente mostrano di nuovo un valore più alto e vicino alla situazione iniziale relativa alla misura 1 del test 1.

Dalle analisi delle misure TDR si ottiene che la fase disciolta dell'inquinante influenza la costante dielettrica di un valore intorno all'unità che non arreca sostanziali variazioni in termini di velocità di propagazione e quindi tempi di percorrenza dell'onda elettromagnetica. Questo induce a ritenere che il georadar è particolarmente sensibile alla fase separata piuttosto che alla fase disciolta come anche evidenziato dalle analisi dei tempi delle riflessioni delle misure georadar.

Tabella 4.4- Misure effettuate con la sonda TDR durante l'esperimento 2.

Misura TDR	Permittività (ϵ)	Corrispondenza con i tests ^a
1	39.39	Test 1
2	38.02	10 min dopo immissione DNAPL
3	38.12	20 min dopo immissione DNAPL
4	38.47	Test 2
5	38.16	Test 3
6	38.2	Test 4
7	38.38	Test 5
8	38.56	30 min dopo test 5
9	38.29	Test 6
10	38.46	Test 7
11	38.34	1 h prima del test 8
12	38.52	Test 8
13	38.44	Test 9
14	39.15	Test 10
15	38.9	Test 11
16	38.78	Test 12
17	39.6	Test 13
18	39.33	Test 14
19	38.63	Test 15

20	39.58	Test 16
21	39.51	Test 17

^a I tempi dei tests sono indicati in tabella 4.2.

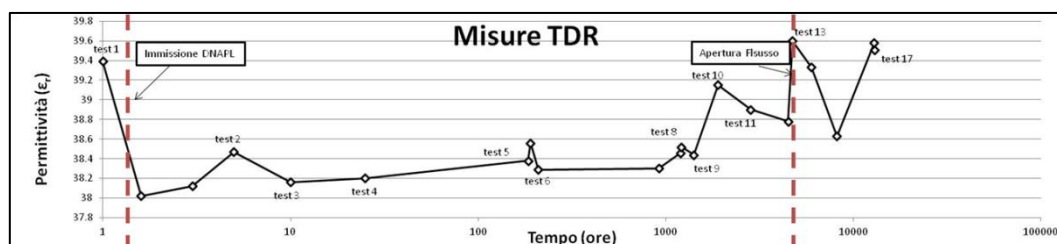


Fig. 4.24 - Misure TDR. In ascisse sono indicati i tests eseguiti in ore in scala logaritmica e in ordinate i valori di permittività misurati. Le misure con il numero di test indicato a fianco corrispondono ai momenti dei tests GPR indicati in tabella 4.2. Non è stata effettuata alcuna misura nel momento del test 18. Le linee tratteggiate in rosso indicano il momento dell'immissione del DNAPL (linea a sinistra dopo il test 1) e l'inizio delle fasi apertura/chiusura flusso (linea a destra tra il test 12 e il test 13).

4.2.4 Misure elettriche

Le misure elettriche sono state eseguite con il Syscal Pro della Iris Instruments; si sono acquisiti i dati in modalità automatica e si è scelto un array di tipo doppio dipolo per l'acquisizione. I dati sono stati acquisiti nel secondo esperimento effettuato in una vasca completamente in plexiglass di dimensioni 103 cm di larghezza x 70 cm di altezza e 19 cm di spessore. Gli elettrodi sono stati posizionati in fori praticati sulla parete di fondo vi sono 60 fori (cfr paragrafo 4.2.4). In figura 4.25 si può vedere la disposizione degli elettrodi, essi sono posti ad una distanza di 7 cm l'uno dall'altro (d_e) in orizzontale e alla distanza di 10 cm (d_v) in verticale. Le misure sono state effettuate nei soli 48 elettrodi posizionati nella parte bassa della vasca in quanto l'ultima fila in alto di elettrodi, come si vede in figura 4.25, cade al di fuori del mezzo sabbia. I 48 elettrodi considerati sono disposti su 4 linee, indicate in rosso in figura 4.25. Gli elettrodi sono stati numerati partendo dal numero 1 in basso a sinistra e terminando con il numero 48 in alto a sinistra. Ogni elettrodo è stato associato ad un cavo connesso tramite opportuni collegamenti allo strumento. Tenendo conto delle considerazioni derivanti dall'osservazioni del modello teorico (cfr. paragrafo 3.5) si è deciso di prendere in considerazione solo i risultati derivanti dai quadripoli con interdistanza minima (7 cm), così

da essere sicuri di analizzati dati non affetti da effetti bordo. Sono state quindi considerate 9 misure di resistività per ogni linea, per un totale di 36 misure per ogni test. In tabella 4.5 sono elencati tutti i test effettuati e in tabella 4.6 si leggono i dettagli del flusso di acqua aperto e chiuso in determinati momenti dell'esperimento.



Fig. 4.25 - Vista posteriore della vasca. Si notano gli elettrodi inseriti nei fori della parete di fondo e i cavi che collegano gli elettrodi alla scatola dalla quale partono i multicomponente dello strumento. Con d_e si indica la distanza tra gli elettrodi e con d_l la distanza tra le linee. In rosso sono indicate le file di elettrodi utilizzate per l'esperimento.

Tabella 4.6- Descrizione delle misure elettriche effettuate. L'HFE è stato immesso una sola volta prima del test 2 per un volume totale di 300 ml.

Test n°.		
	<i>Contenuto della vasca</i>	<i>Tempo dopo l'immissione di HFE</i>
1	Sabbia di vetro / acqua	
2	Sabbia di vetro / acqua /HFE	10 min
3	Sabbia di vetro / acqua /HFE	30 min
4	Sabbia di vetro / acqua / HFE	50 min
5	Sabbia di vetro / acqua/ HFE	1 h
6	Sabbia di vetro / acqua / HFE	2 h 30'
7	Sabbia di vetro / acqua / HFE	17 h
8	Sabbia di vetro / acqua / HFE	18 h 30'
9	Sabbia di vetro / acqua / HFE	21 h
10	Sabbia di vetro / acqua / HFE	92 h
11	Sabbia di vetro / acqua/ HFE	121 h
12	Sabbia di vetro / acqua / HFE	141 h

Test n°.		
	<i>Contenuto della vasca</i>	<i>Tempo dopo l'immissione di HFE</i>
13	Sabbia di vetro / acqua / HFE	190 h
14	Sabbia di vetro / acqua / HFE	283 h
15	Sabbia di vetro / acqua / HFE	449 h
16	Sabbia di vetro / acqua / HFE	475 h
17	Sabbia di vetro / acqua / HFE	599 h
18	Sabbia di vetro / acqua / HFE	34 giorni
19	Sabbia di vetro / acqua / HFE	48 giorni
20	Sabbia di vetro / acqua / HFE	54 giorni
21	Sabbia di vetro / acqua / HFE	54 giorni e 5 h
22	Sabbia di vetro / acqua / HFE	60 giorni
23	Sabbia di vetro / acqua / HFE	60 giorni e 4 h
24	Sabbia di vetro / acqua / HFE	60 giorni e 5 h
25	Sabbia di vetro / acqua / HFE	60 giorni e 6 h
26	Sabbia di vetro / acqua / HFE	61 giorni
27	Sabbia di vetro / acqua / HFE	155 giorni

Tabella 4.7- Descrizione delle fasi di apertura del flusso di acqua tra i test indicati in tabella 4.5.

Apertura Flusso	Tempo	Portata (l/h)
Tra il test 15 e 16	8 h	7,5
Dopo il test 16	9 h	6,5
Prima del test 19	8 h	7,2
Tra il test 20 e 21	5 h	4,5
Tra il test 22 e 23	4 h	8.2

Il primo test, dopo l'immissione del contaminante, è stato effettuato 10 min dopo il rilascio e l'ultimo test 155 giorni dopo.

Mappe di resistività

Le mappe di resistività per ogni test sono mostrate in figura 4.26. Per ogni mappa i valori di resistività sono stati normalizzati ai valori del test 1, quindi nella scala di colore, il valore 1 indica il rapporto 1:1 tra il test mappato e il test 1. Il test 1 non è rappresentato nella figura 4.26 in quanto non avrebbe avuto significato rappresentarlo normalizzato a se stesso, la resistività media misurata per questo test è di 42 Ω m. La figura 4.26a raffigura il test 2 effettuato 10 minuti dopo l'immissione del DNAPL. Come si può vedere in figura, già dopo

10 minuti dal rilascio, il contaminante ha alterato le caratteristiche del mezzo con un aumento della resistività nella zona più prossima al punto dell'immissione di circa il 2%. Rispetto ai test successivi (test 3-6 in figura 4.26 b-e), il test 2 presenta una maggiore resistività nella zona di immissione. La stessa zona sembra essere infatti caratterizzata da resistività leggermente più basse almeno fino al test 6 (Figura 4.26 e) che è stato effettuato 2 ore e 30 minuti dopo il rilascio del contaminante. Questo porta ad avanzare 2 ipotesi: 1) forse nel test 2, ovvero subito dopo l'immissione, il DNAPL è presente nella vasca come fase separata e fase gassosa, ma non presumibilmente ancora in fase disciolta, e i componenti volatili sommati alla fase separata alterano maggiormente le caratteristiche di resistività; 2) il DNAPL è migrato verso la base della vasca e quindi la sua concentrazione all'interno della vasca è diminuita. In ogni caso, la resistività dal test 2 al test 6 aumenta dal 2% al 3%. Nei test 7, 8 e 9 (Figura 4.26 f, g, h), effettuati rispettivamente 17, 18 ore e 30 minuti, 21 ore dopo il rilascio del contaminante, la distribuzione della resistività si modifica: anomalie resistive si localizzano sia nella zona di rilascio del contaminante che nella parte alta della vasca con un aumento dei valori intorno al 4%. Questo porta ad ipotizzare la probabile presenza dei componenti volatili che aumentano la resistività e si spostano verso la superficie della vasca per diffondersi nell'atmosfera.

Dal test 10 (Figura 4.26i), effettuato 92 ore dopo l'immissione del DNAPL, la resistività media si abbassa di circa un 1% e rimane tale fino al test 12 (Figura 4.26k), effettuato 141 ore dopo il rilascio del contaminante. La zona a più alta resistività in ogni caso permane nella stessa posizione evidenziata nel test 7 (Figura 4.26f).

A partire dal test 13 (Figura 4.26l) inizia ad essere meno evidente l'anomalia di resistività leggermente più alta della media e la resistività media si abbassa ulteriormente di circa il 3%. L'anomalia a più alta resistività rimane sempre nella stessa posizione. Tra il test 15 e il test 16 è stato aperto un flusso di acqua (Tabella 4.6) per 8 ore e dopo il test 16 per altre 9 ore. Dal test 16 (Figura 4.26o), effettuato 475 ore dopo il rilascio, la situazione all'interno della vasca cambia notevolmente, infatti, la resistività media aumenta di circa il 50% rispetto al test 1. Quindi, dopo circa 18 ore dalla chiusura del flusso di acqua, la resistività è aumentata sensibilmente e i valori di resistività più alti sembrano seguire la direzione del flusso d'acqua, infatti si ritrovano i massimi valori di resistività nei pressi del rubinetto della vasca (Figura 4.10). Ciò può essere dovuto alla migrazione del DNAPL verso il punto di uscita dei fluidi. Il flusso, riaperto dopo il test 16 e 12 ore prima del test 19 (Figura 4.26r), sembra aver apportato dei cambiamenti all'interno della vasca nel tempo come mostrato dalla figura 4.26r

rappresentante il test 19, effettuato 48 giorni dopo il rilascio del DNAPL e 4 ore circa dopo la chiusura dell'ultimo flusso di acqua. Infatti, pur persistendo la presenza dell'anomalia nella zona di immissione del DNAPL, le più alte resistività si riscontrano nell'area intorno al rubinetto, ovvero nel punto da dove fuoriescono i fluidi contenuti nella vasca durante l'apertura del flusso di acqua. Nel test 19 (Fig. 4.26r) i valori di resistività si alzano notevolmente arrivando a raddoppiarsi rispetto al test iniziale, in cui si ha una situazione di non contaminazione del mezzo.

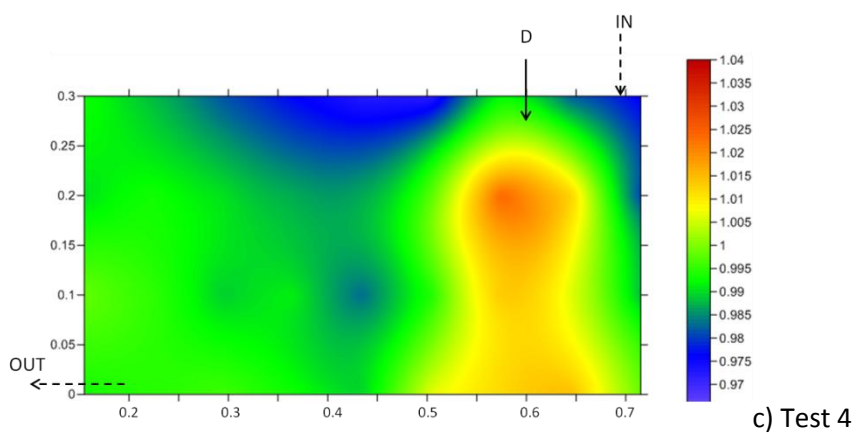
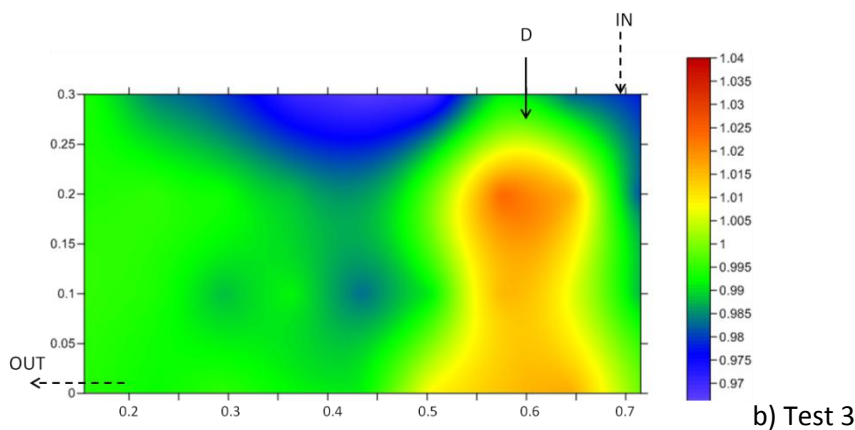
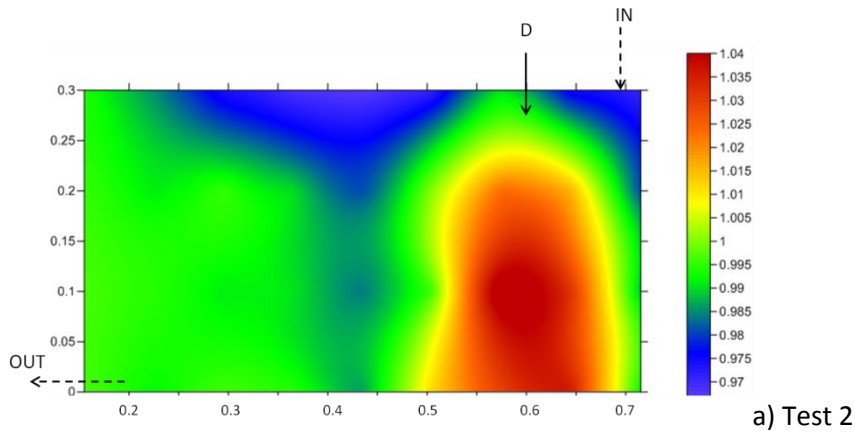
Per studiare e comprendere con maggiore chiarezza i cambiamenti che poteva apportare il flusso di acqua all'interno della vasca, si è proceduto nell'effettuare di seguito una serie di test subito prima e dopo la chiusura del flusso per verificarne gli ipotetici effetti. Il test 20 (Figura 4.26 s), effettuato subito prima l'apertura del flusso di acqua, registra valori di resistività massime simili a quelle del test precedente, e mostra come la situazione all'interno della vasca non sia sostanzialmente variata nel tempo. Subito dopo la chiusura del flusso d'acqua, nel test 21 (Figura 4.26t) si nota un sostanziale cambiamento con la resistività massima di circa il 12% superiori rispetto al test 20, i valori di resistività, seppur in media minori, sembrano indicare che il DNAPL si sia depositato sul fondo.

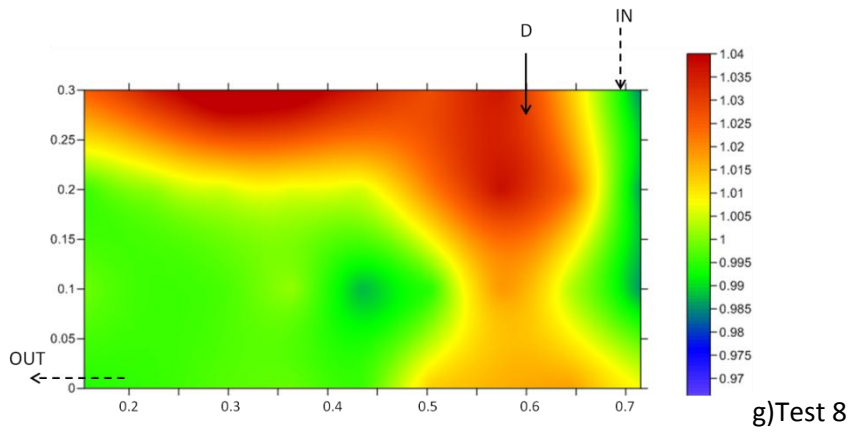
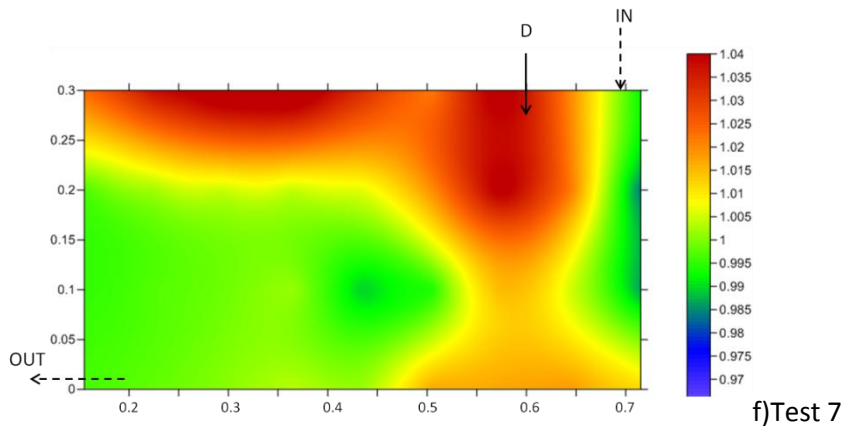
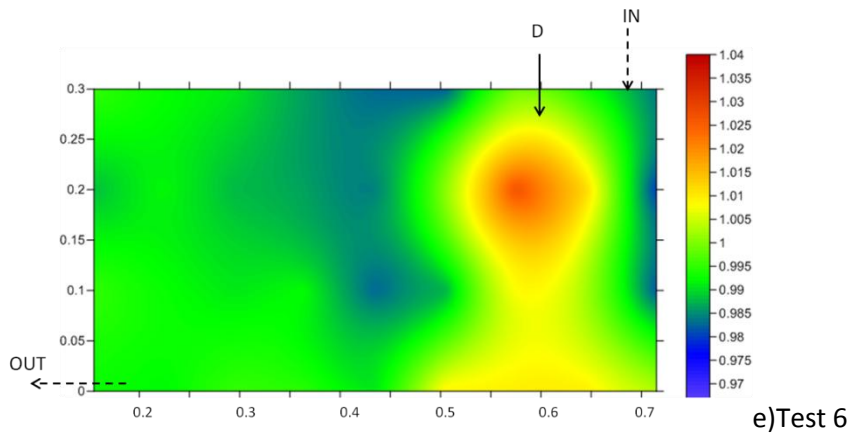
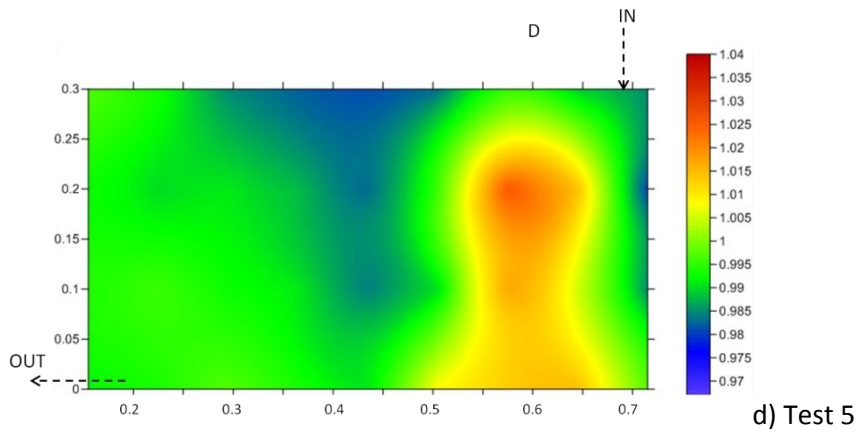
Il test 22 (Figura 4.26u), effettuato 60 giorni dopo l'immissione del DNAPL e dopo 6 giorni dal test 21, non mostra sostanziali variazioni. Subito dopo il test 22 è stato aperto di nuovo il flusso di acqua per circa 4 ore e subito dopo è stato effettuato il test 23 (Figura 4.26v). Il DNAPL sembra migrato ancora di più verso il basso, infatti al centro della vasca le resistività sembrano essere diminuite del 10% rispetto al test 22. Il test 24 (figura 4.26w), effettuato 1 ora dopo la chiusura del flusso non sembra mostrare notevoli variazioni rispetto al test 23. Anche nel test 25 (Figura 4.26x) non si notano grandi variazioni nella distribuzione delle resistività. Le variazioni di resistività sono di piccola entità anche nel test 26 (Figura 4.26y) effettuato 24 ore dopo la chiusura del flusso di acqua.

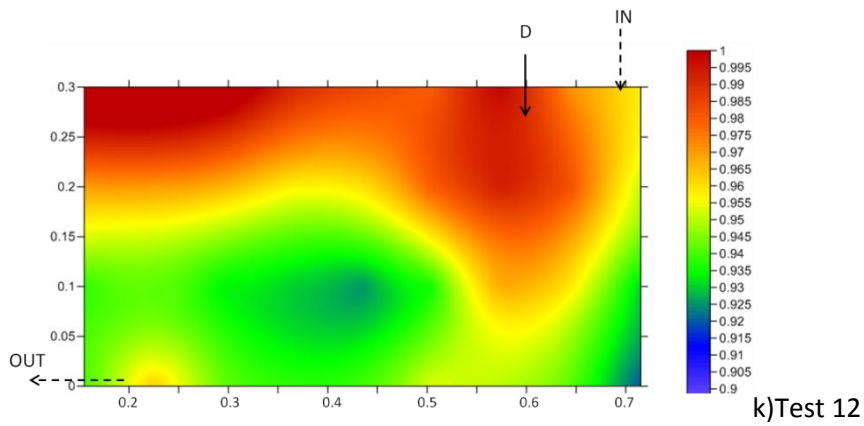
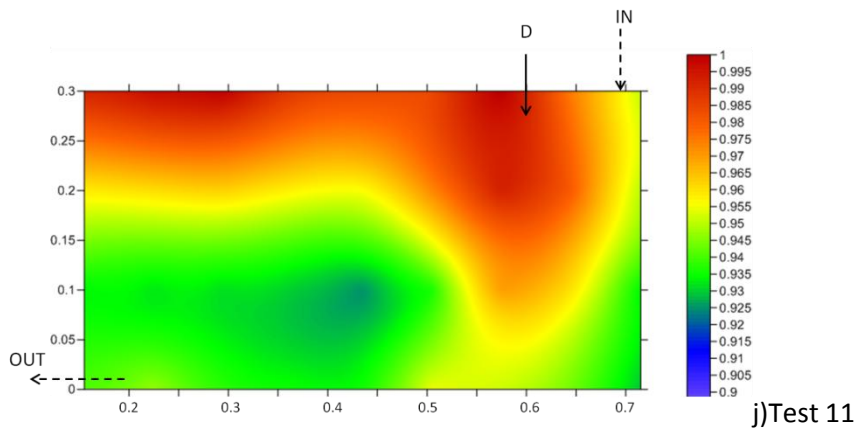
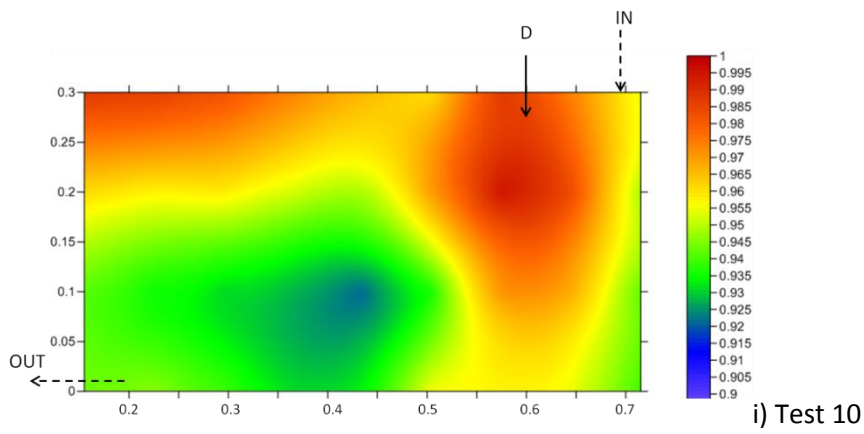
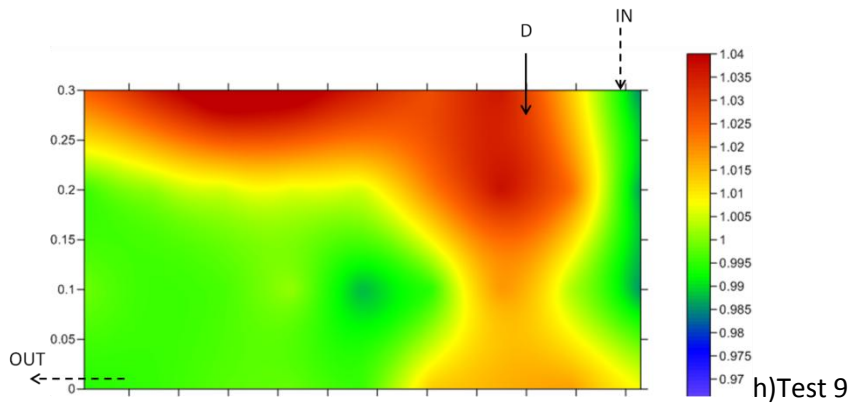
Il test 27 (Figura 4.26z), è stato effettuato dopo 155 giorni dall'immissione del DNAPL e dopo circa 2 mesi dall'ultimo test. Questo ultimo test è stato effettuato dopo aver reso insatura la sabbia per i primi 35 cm e successivamente resa di nuovo satura, per simulare un abbassamento/innalzamento di falda. La linea tratteggiata nera in figura 4.26z indica il livello della falda nel momento in cui il mezzo non era completamente saturo. Il test 27 mostra un cambiamento evidente della distribuzione delle resistività all'interno della vasca. La resistività massima è più alta del 40% rispetto al test 1, effettuato prima dell'immissione del DNAPL, ed è diminuita del 30% rispetto al test 26, effettuato 94 giorni prima. Il DNAPL non

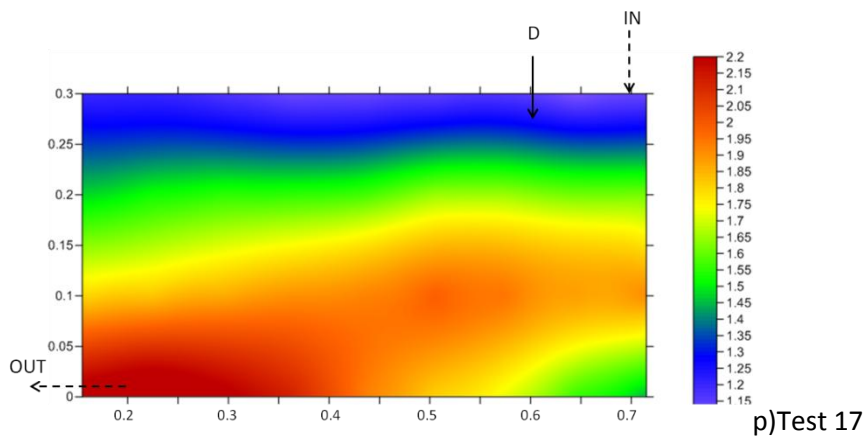
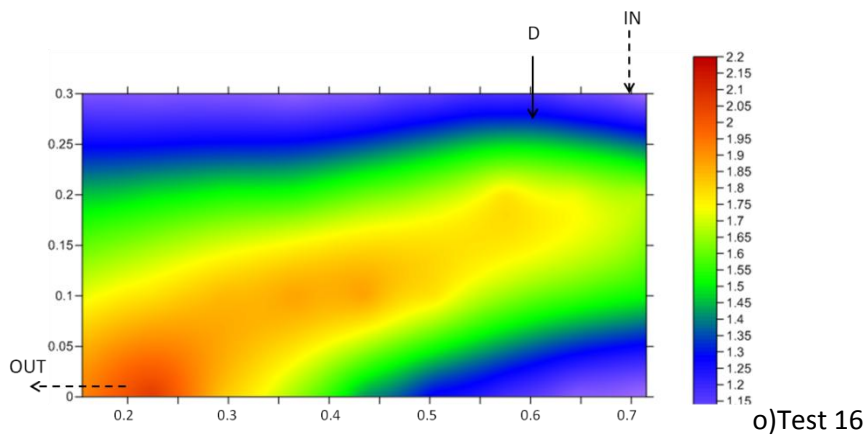
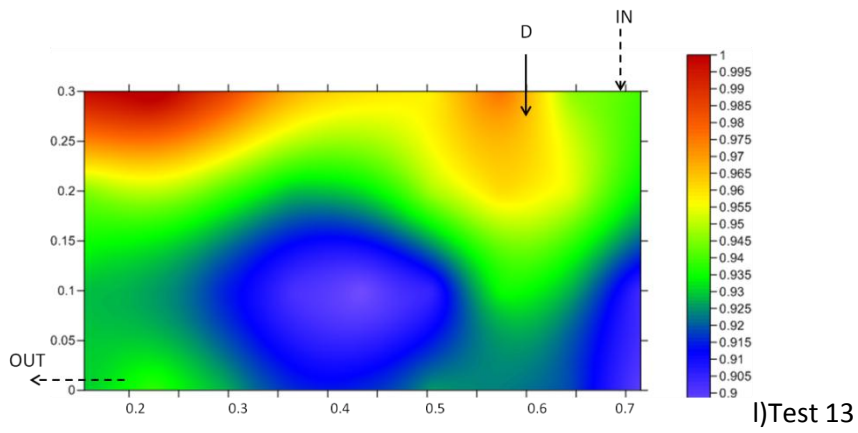
sembra essersi spostato totalmente nel fondo della vasca, infatti permane l'anomalia a resistività più alta nel punto di immissione del DNAPL.

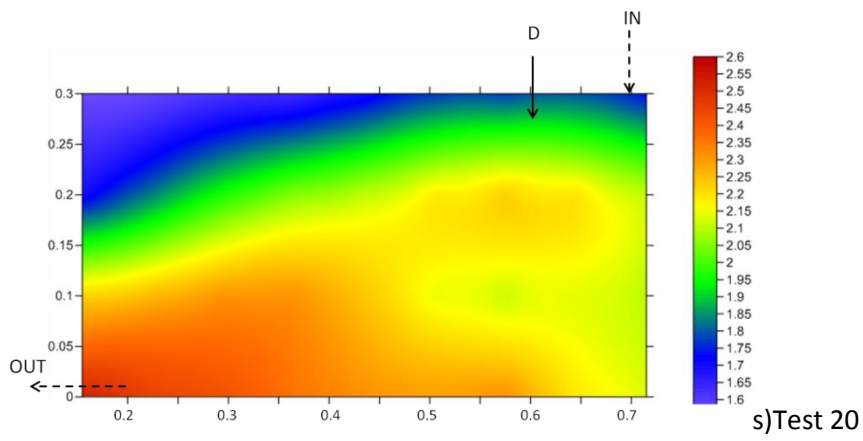
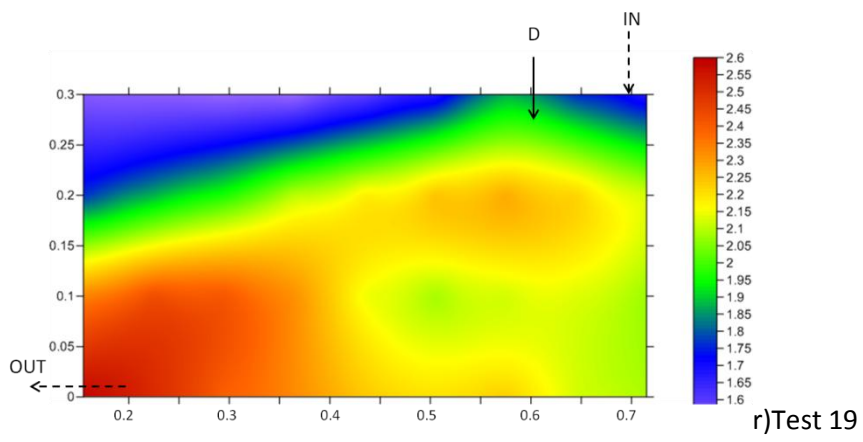
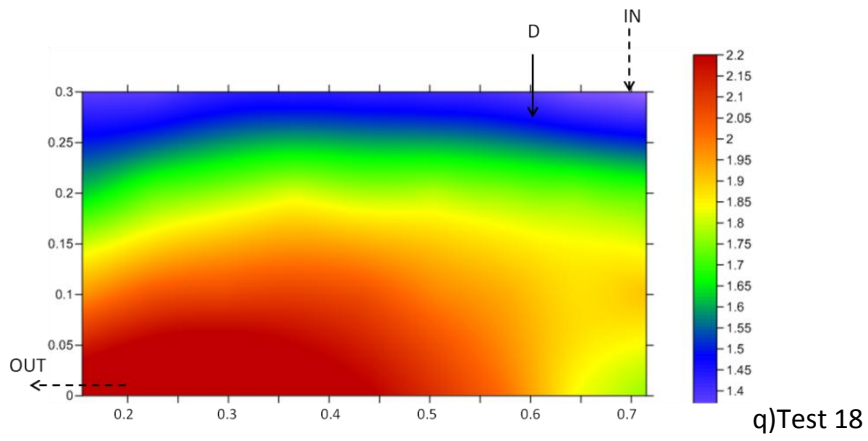
Il flusso quindi nei vari casi sembra aver modificato la distribuzione dell'inquinante all'interno della vasca, anche se non sembra essere stato sufficiente a "bonificare" completamente il mezzo.

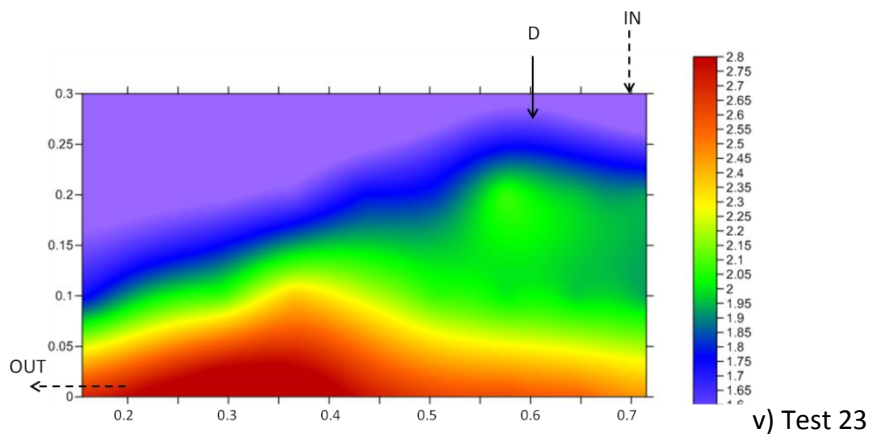
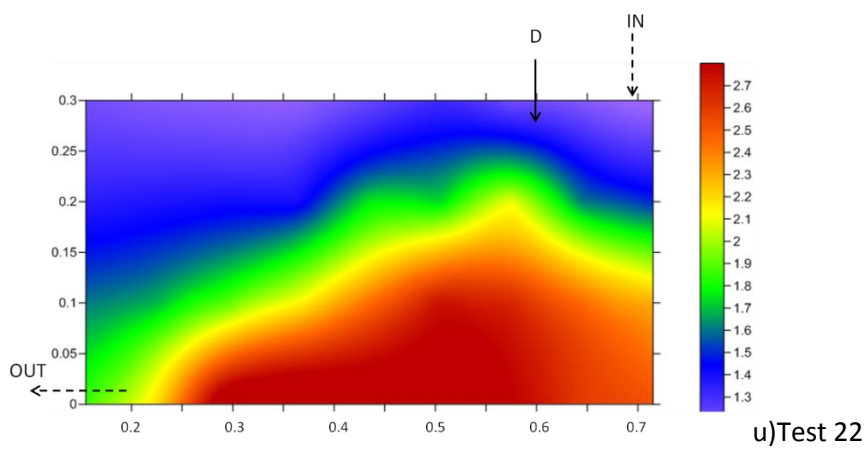
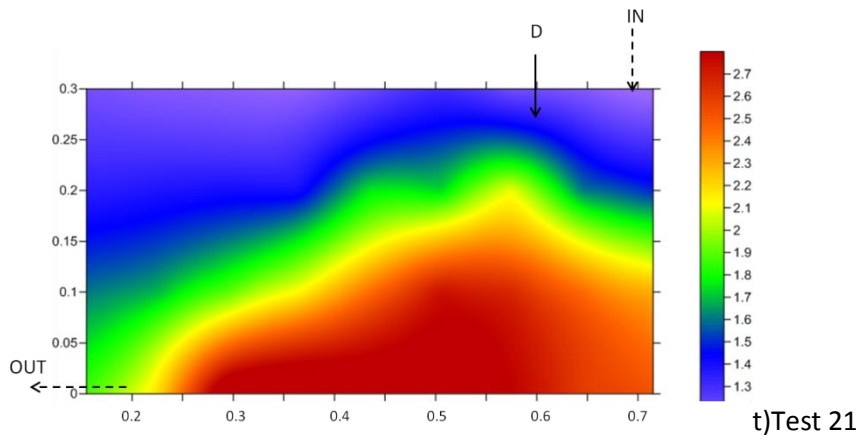


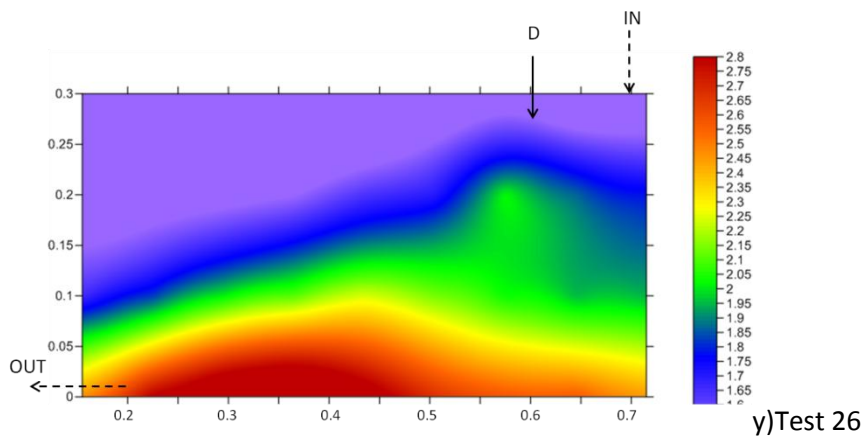
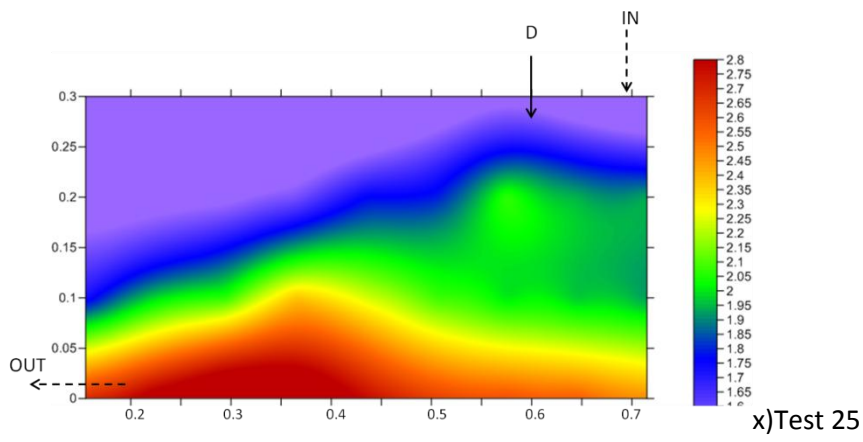
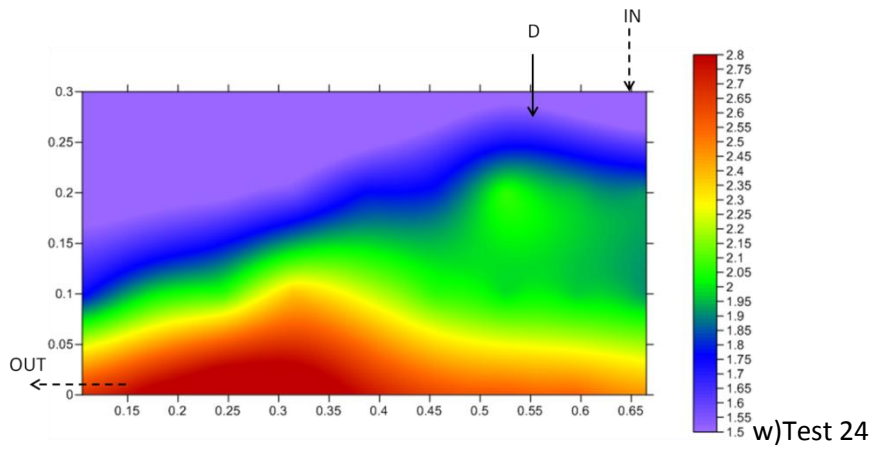












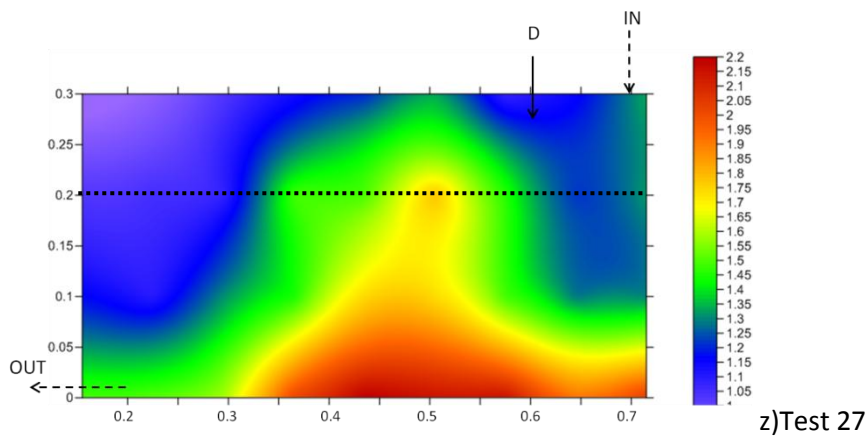
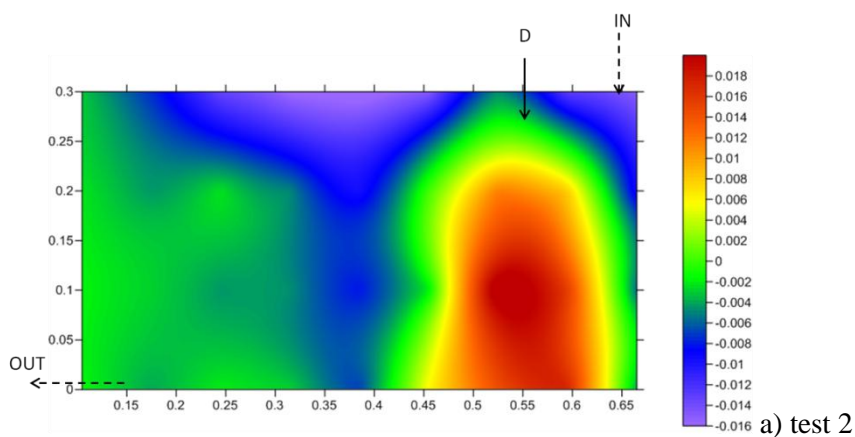


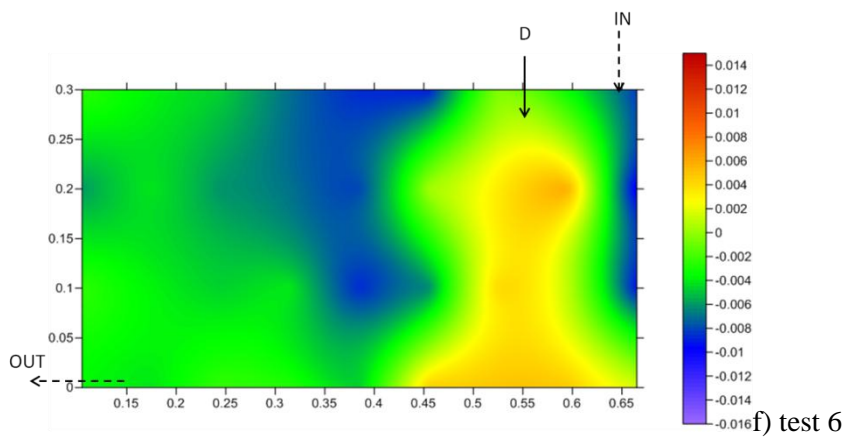
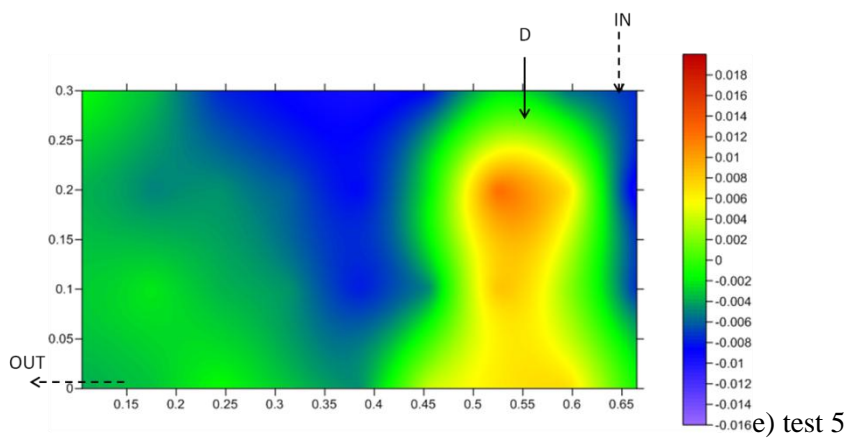
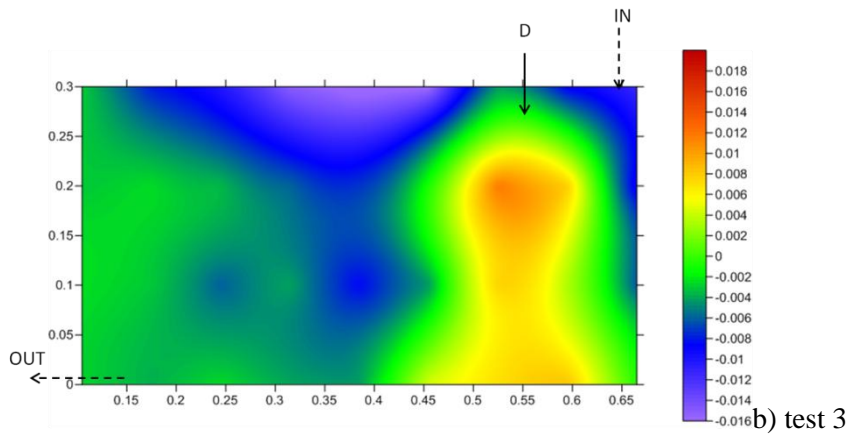
Fig. 4.2636- Mappe di resistività apparente di tutti i tests effettuati in tabella relativi alle linee 1,2,3 e 4 indicate in figura 23. Le frecce indicano il punto del rilascio del DNAPL (D), del punto di immissione dell'acqua (IN) e della posizione del rubinetto (OUT) dal quale sono fuoriusciti tutti i fluidi. In z) la linea tratteggiata indica il livello della zona satura prima del successivo ritorno alla condizione di totale saturazione del mezzo.

Mappe di saturazione

In figura 4.27 si mostrano le mappe di saturazione relative ai tests elencati in tabella 4.5. Le percentuali di saturazione di DNAPL sono state calcolate utilizzando la legge di Archie (cfr. paragrafo 3.4 (45)), considerando lineare il rapporto tra resistività apparente e reale come riscontrato con i modelli teorici (cfr. paragrafo 3.5). Dai modelli teorici si riscontra una resistività reale maggiore del 20% rispetto alla resistività apparente. Quindi, alle resistività apparenti è stato applicato un fattore correttivo di 1.2.

Le percentuali di saturazione del DNAPL, in generale, sono di circa il 2%. Nei test effettuati prima dell'apertura del flusso, la zona con la saturazione maggiore si concentra nel punto di immissione del DNAPL e permane nel tempo.





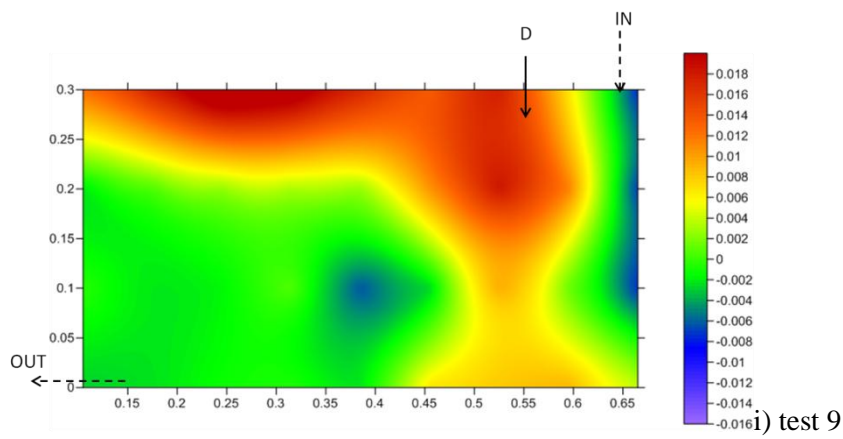
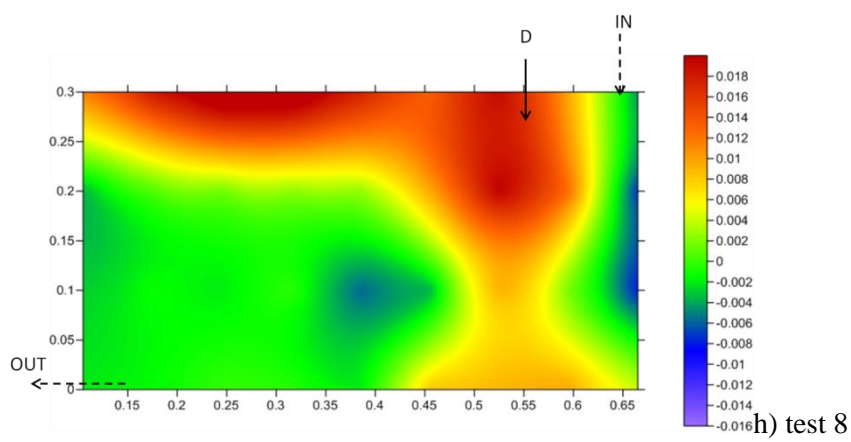
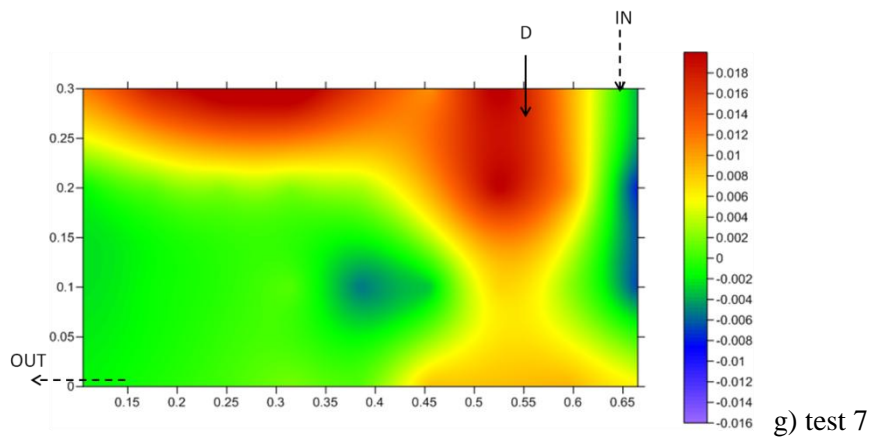


Fig. 4.27 - Mappe di saturazione di alcuni tests effettuati in tabella 4.5 relativi alle linee 1,2,3 e 4 indicate in figura 4.23. Le frecce indicano il punto del rilascio del DNAPL (D), del punto di immissione dell'acqua (IN) e della posizione del rubinetto (OUT) dal quale sono fuoriusciti tutti i fluidi.

4.2.5 Interpretazione integrata dei risultati

In figura 4.28 si sono messi a confronto i risultati delle misure elettriche e delle misure GPR relative ad alcuni test effettuati nello stesso momento rappresentanti la stessa situazione all'interno della vasca. L'area indagata con le misure elettriche è minore rispetto a quella delle misure GPR in quanto gli elettrodi sono stati posti a distanza di circa 11 cm dai bordi della vasca. Per i tempi e per il numero del test si fa riferimento alla tabella 4.2.

In figura 4.28a si possono vedere i risultati delle misure del test 2, effettuato 30 minuti dopo l'immissione del DNAPL. La situazione all'interno della vasca è molto chiara e i risultati delle misure elettriche e delle misure GPR sono confrontabili tra loro. Si nota l'anomalia in rosso data dalla presenza del DNAPL nella zona di immissione e si vede come il DNAPL sia sceso rapidamente verso il fondo della vasca. In questa fase il DNAPL ha influito sia sulla costante dielettrica che sulla resistività del mezzo.

In figura 4.28b si è preso in considerazione il test 7, effettuato 92 ore dopo l'immissione del DNAPL. L'anomalia nel punto di immissione del contaminante è visibile con entrambi i metodi, ma nelle misure elettriche si osserva una anomalia resistiva in corrispondenza dell'immissione del DNAPL più ampia che si estende nella parte sommitale della vasca. Le anomalie legate al DNAPL hanno un'estensione maggiore rispetto al test di figura 4.28s. Questa differenza di condizioni, può essere spiegata supponendo che con le misure GPR si riesca a vedere solamente la fase separata del DNAPL che, come si nota anche dall'immagine fotografica in figura 4.10, si dispone unicamente nella zona del punto di immissione del contaminante e sulla base della vasca. Le misure elettriche potrebbero, quindi, mostrare tutte le fasi: la fase disciolta, separata e gassosa del DNAPL. Quest'ultima, probabilmente, si dispone in questo momento dell'esperimento, verso la parte alta della vasca.

In figura 4.28c si mostra il confronto delle misure relative al test 10. Questo test è stato effettuato 190 ore dopo l'immissione del DNAPL. Si nota come, per entrambe le misure, l'anomalia legata alla presenza del contaminante si sia ridotta. Si possono ipotizzare due situazioni differenti: 1) il DNAPL si è spostato in maggiore concentrazione sulla base della vasca e le misure elettriche non lo rilevano in quanto la prima fila di elettrodi si dispone a circa 10 cm dalla base della vasca; 2) vi è una differente distribuzione delle concentrazioni delle tre fasi del DNAPL (separata, disciolta e gassosa).

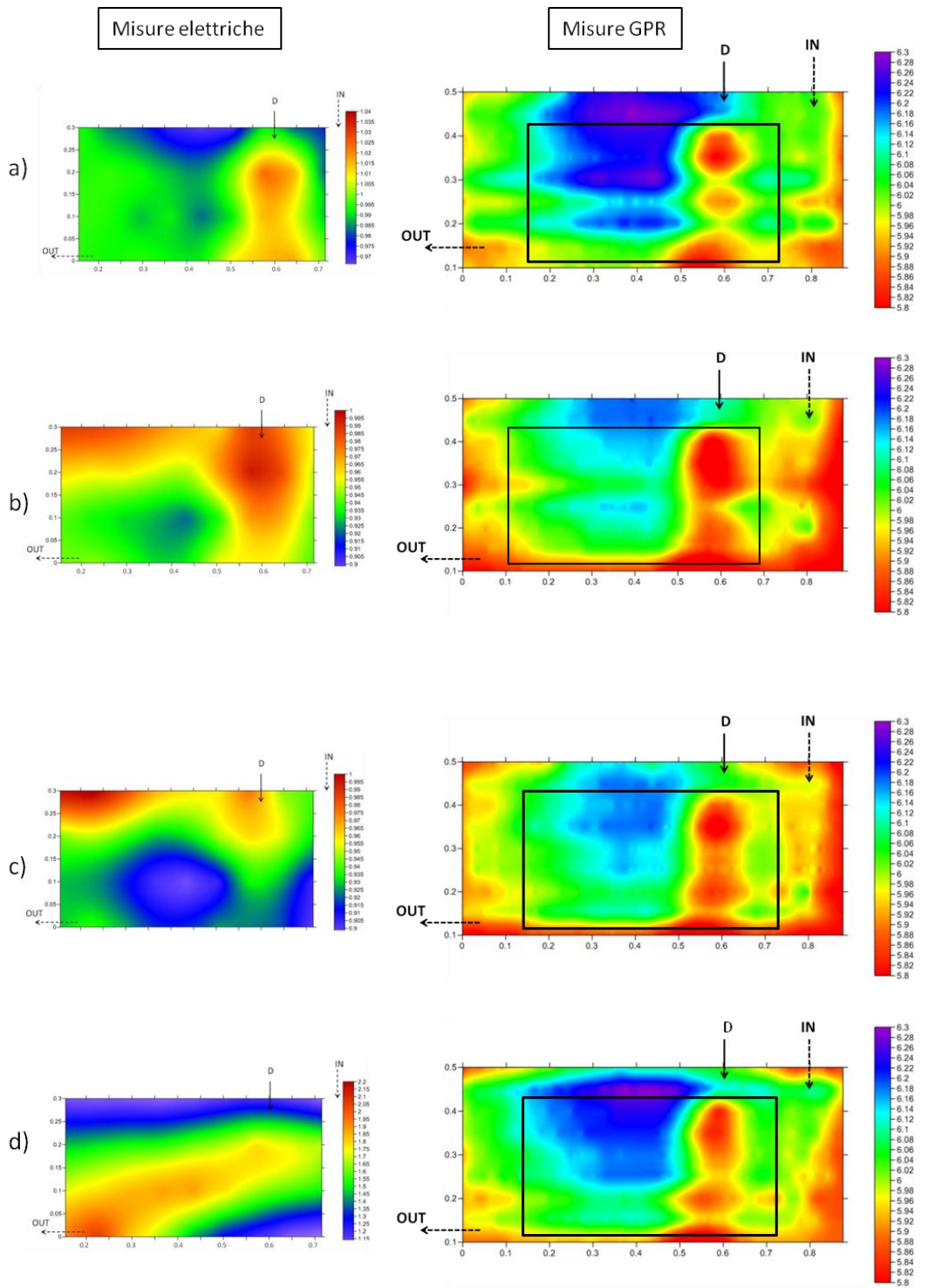
In figura 4.28d si mettono a confronto i dati relativi al test 13, effettuato 475 ore dopo il rilascio del contaminante. Sono passate circa 4 ore dalla chiusura del flusso di acqua e nelle misure GPR si nota un'ulteriore riduzione delle dimensioni dell'anomalia legata al DNAPL e,

anche sulla base della vasca, sembra essersi ridotto il volume del contaminante. In questo test, le misure elettriche mostrano una situazione differente. L'area dell'immissione del DNAPL è sempre evidenziata, anche se in maniera minore, e la presenza del contaminante sembra essersi spostata verso la zona da dove sono fuoriusciti i fluidi durante il flusso. Questo porta a confermare l'ipotesi della diversa sensibilità dei due metodi. L'uno, il metodo GPR, che sicuramente rileva e monitora la fase separata del DNAPL e l'altro, il metodo elettrico, che sembra essere più sensibile alle variazioni di concentrazioni del DNAPL nel mezzo saturo.

In figura 4.28e si mettono a confronto le misure del test 15, effettuato 34 giorni dopo il rilascio del contaminante. Per le misure GPR il DNAPL sembra non essersi mosso e essere rimasto nella stessa posizione. Le anomalie più consistenti rimangono al di sotto del punto di immissione del DNAPL. Le misure elettriche mostrano anomalie resistive diffuse in tutta la parte bassa della vasca. Sembra che nei giorni in cui la vasca è rimasta in modalità statica, ovvero senza flusso di acqua, il DNAPL abbia subito maggiormente il fenomeno della dissoluzione, contaminando un'area maggiore.

In figura 4.28f si mostra l'ultimo test dell'esperimento, il test 18, effettuato 155 giorni dopo l'immissione del DNAPL. Prima del test 18 (corrispondente al test 27 delle misure elettriche) è stato aperto il flusso di acqua per altre due volte (Tabelle 4.3 e 4.6). Questo test è stato effettuato, come già detto, dopo aver simulato un abbassamento/innalzamento della falda all'interno del mezzo. Osservando le misure GPR sembra che il DNAPL sia concentrato solo al di sotto del punto di immissione. Le misure elettriche mostra un'anomalia nella parte bassa della vasca in corrispondenza del punto di immissione del DNAPL. Questa situazione può essere giustificata dal fatto che, con l'abbassamento del livello dell'acqua, solo la parte inferiore della vasca è rimasta satura e, quindi, la fase disciolta del DNAPL, fase che presumibilmente è maggiormente notata dalle misure elettriche, si sia spostata verso la base della vasca e che, nella parte insatura della sabbia, vi sia rimasta solo una certa quantità di DNAPL in fase separata, intrappolato tra i granuli della sabbia.

La perenne presenza dell'anomalia nella zona di immissione del DNAPL porta a pensare che parte del volume del DNAPL, legato alla sua fase separata, resti intrappolato tra i pori e difficilmente si riesca a rimuovere. La fase separata è meno facilmente movibile e migra più difficilmente verso il basso per gravità. La fase disciolta, invece, migra più facilmente all'interno del mezzo e risente maggiormente della presenza del flusso di acqua. La fase gassosa infine sembra essere presente per un periodo abbastanza breve all'interno del mezzo, poiché, trovata una via di fuga, passa dalla vasca al mezzo aria.



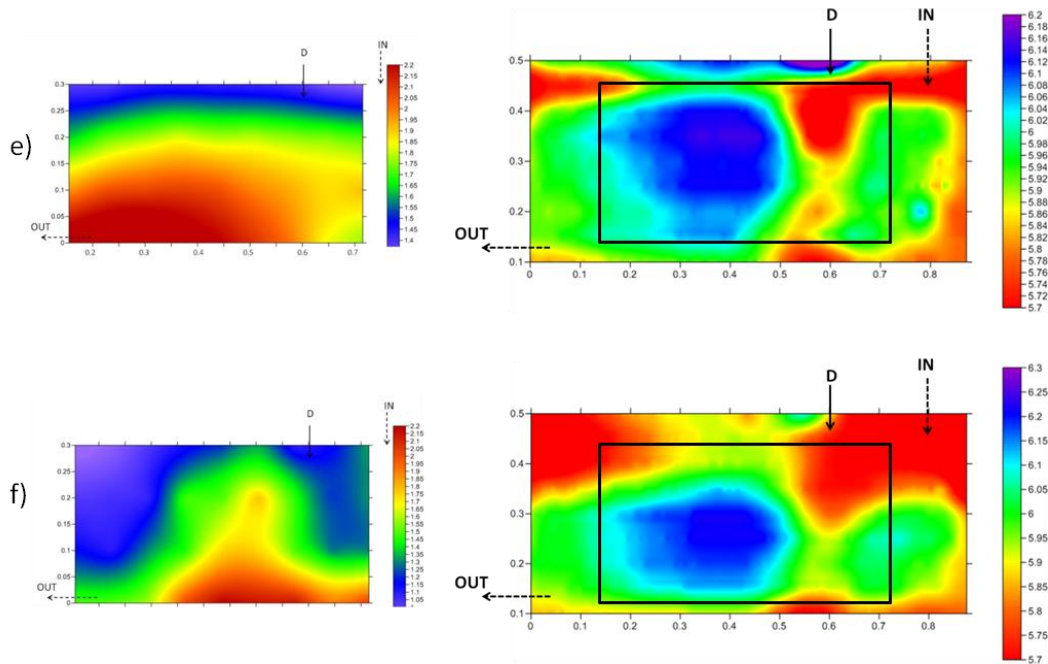


Fig. 4.28- Confronto tra alcune misure elettriche e GPR effettuate nello stesso momento. Riferendoci alla tabella 4.2 si ha il test 2 in (a), il test 7 in (b), il test 10 in (c), il test 13 in (d), il test 15 in (e), il test 18 in (f). Le immagini relative alle misure elettriche sono normalizzate al test 1. Le immagini delle misure GPR rappresentano le variazioni dei tempi di riflessione del fondo vasca.

Bibliografia

- Balanis C. A., 1989. *Advanced Engineering Electromagnetics*. Wiley.
- Bano, M., Loeffler, O., & Jean-François, G., 2009. Ground penetrating radar imaging and time-domain modelling of the infiltration of diesel fuel in a sandbox experiment. *Geoscience* 341 , 846-858.
- Benter A., Antolovich M., Moore W., 2011 Determining bulk density of mine rock piles using ground penetrating radar frequency downshift. *Proceeding of Advanced ground Penetrating Radar, 22-24 June, Aachen, 1-6*. DI 10.1109/IWAGPR.2011.5963892.
- Bradford J.H., 2004. 3D Multi-offset, multi-polarization acquisition and processing of GPR data: a controlled DNAPL spill experiment. *Symposium on the Application of Geophysics to Environmental and Engineering Problems: Proceeding of SAGEEP 2004, Colorado Spring, CO*, 514-527.
- Brewster M.L., Annan A.P., Greenhouse J.P., Kueper B.H., Olhoeft G.R., Redman J.D. and Sander K.A., 1995. Observed migration of a controlled DNAPL release by geophysical methods. *Ground Water* **33**, 977-987.
- Brewster M.L., Annan A.P., 1994. Ground-penetrating radar monitoring of a controlled DNAPL release: 200 MHz radar. *Geophysics* **59**, 1211-1221.
- Chambers, J.E., Loke, M.H., Ogilvy, R.D., Meldrum, P.I., 2004. Noninvasive monitoring of DNAPL migration through a saturated porous medium using electrical impedance tomography. *Journal of Contaminant Hydrology* 68 (1–2), 1–22.
- Daily, W., Ramirez, A., 1995. Electrical resistance tomography during in-situ trichloroethylene remediation at the Savannah River Site. *Journal of Applied Geophysics* 33 (4), 239–249.
- Froese, D.G., Smith, D.G., Clement, D.T., 2005. Characterizing large river history with shallow geophysics: Middle Yukon River, Yukon Territory and Alaska. *Geomorphology* 67 (3–4), 391–406.
- Hwang Y.K., Endres A.L., Piggott S. and Parker B., 2008. Long-term ground penetrating radar monitoring a small volume DNAPL release in a natural groundwater flow field. *Journal of Contaminant Hydrology* **97**, 1-12.
- Kilner, M., West, L.J., Murray, T., 2005. Characterisation of glacial sediments using geophysical methods for groundwater source protection. *Journal of Applied Geophysics* 57 (4), 293.
- Johnson R.H., Poeter E.P., 2005. Interpreting DNAPL Saturations in a Laboratory-Scale Injection Using One- and Two-Dimensional Modeling of GPR Data. *Ground Water Monitoring&Remediation*, 25 **1**, 159-169.

Lehmann F., Boerner D. E., Holliger K. and Green A. G., 2000. Multicomponent georadar data:some important implications for data acquisition and processing. *Geophysics*, vol. 65, no. 5, pp.1542–1552.

Mardeni R., Abdullah R. S. A. R, and. Shafri H. Z. M, 2010. Road pavement density analysis using a new non-destructive ground penetrating radar system. *Progress in Electromagnetic Research B*, **21**, 399–417.

Orlando L., 2007. Using GPR to monitor cracks in a historical building. *Proceeding of 4th International Workshop on Advanced Ground Penetrating Radar*, Italy, pp 45-47.

Orlando L., Pezone A., Colucci A. (2010). *Modelling and testing of high frequency GPR data for evaluation of structural deformation*. *NDT&E Journal*, 43, 216-230.

Shevnin, V., Mousatov, A., Ryjov, A., Delgado-Rodriquez, O., 2007. Estimation of clay content in soil based on resistivity modeling and laboratory measurements. *Geophysical Prospecting* 55 (2), 265–275.

van der Kruk J., Wapenaar C.P.A., Fokkema J.T. and van 520 den Berg P.M., 2003. Improved three dimensional image reconstruction technique for multi-component ground penetrating radar data. *Subsurface Sensing Technologies and Applications* **4**, 61-99.

van der Kruk J., Wapenaar C.P.A., Fokkema J.T. and van den Berg P.M., 2003. Three-dimensional imaging of multicomponent ground-penetrating radar data. *Geophysics* **68**, 1241-1254.

Capitolo 5- Conclusioni e sviluppi futuri

L'obiettivo iniziale di questa ricerca è stato quello di sviluppare una migliore consapevolezza della relazione tra DNAPLs e mezzi saturi attraverso l'applicazione di alcuni metodi elettromagnetici (GPR, misure elettriche e TDR) che potevano monitorare nel tempo i vari cambiamenti che avvenivano all'interno del mezzo con l'immissione del contaminante.

Per far questo, sono stati eseguiti due differenti esperimenti in laboratorio in ambiente controllato, nel primo è stato applicato il solo metodo GPR in quanto il dispositivo utilizzato presentava delle parti metalliche che interferivano fortemente con le misure elettriche. Nel secondo esperimento, invece, è stato utilizzato un dispositivo completamente in plexiglas e sono stati applicati i tre metodi elettromagnetici su indicati, GPR, misure elettriche e TDR. Le indagini GPR sono state effettuate, per entrambe le sperimentazioni, utilizzando un'antenna bipolare a 4 canali, con l'obiettivo di analizzare la sensibilità dei diversi canali nell'individuazione del contaminante. Con la presente tesi pertanto si sono potute analizzare le risposte in ambiente controllato delle componenti co-polari, già applicate in altri studi sul rilevamento dei DNAPLs e delle componenti cross-polari al momento mai applicati. Dei dati GPR sono stati analizzati i tempi di ritardo della riflessione dell'onda elettromagnetica dalla parete posteriore della vasca ed è stata fatta un'analisi spettrale dei test per tutti e 4 i canali. Con la prima sperimentazione, durata 10 giorni, si è visto come il GPR, pur in presenza di piccole quantità di DNAPL (243 ml), poteva rilevarne la presenza. La sperimentazione ha previsto la ripetizione delle misure per monitorare la migrazione del contaminante anche utilizzando flussi di acqua atti a simulare tecniche di bonifica normalmente utilizzate in siti reali. La seconda sperimentazione è durata 155 giorni ed ha confermato in pieno i risultati ottenuti in precedenza. Precisamente, le analisi dei dati GPR in termini di tempi di ritardo e frequenze hanno mostrato in entrambi gli esperimenti che il contaminante permaneva nel tempo all'interno della vasca in prossimità del punto di iniezione anche a seguito dell'attivazione del flusso. Anomalie legate al contaminante sono state evidenziate sia dall'analisi dei tempi di ritardo che dall'analisi spettrale. I risultati hanno confermato che l'onda elettromagnetica risulta influenzata dalla presenza di contaminante, infatti, si ottengono dei tempi più brevi nella zona dove esso è presente. Queste anomalie nei tempi di percorrenza permangono nel tempo e sono rilevabili fino alla fine di tutte e due le sperimentazioni. La variazione dei tempi di ritardo è visibile nei profili di tutti e 4 i canali anche se i canali co-polari CH1 e CH2 si sono dimostrati i più sensibili al rilevamento del

contaminante. Anche l'analisi spettrale dimostra anomalie in corrispondenza del rilascio del DNAPL che permangono anche dopo l'attivazione del flusso d'acqua. Lo studio ha rilevato che l'energia cross-polarizzata acquisita con i CH3 e CH4 è di piccola entità e quindi meno efficaci nell'individuazione e monitoraggio di questo tipo di contaminante.

In concomitanza con gli esperimenti sono stati elaborati dei modelli teorici 2D per il GPR che servivano a validare l'effettiva capacità del GPR nel rilevamento di piccoli volumi di DNAPL in un mezzo saturo. Sono stati elaborati vari modelli con il fine di rappresentare differenti livelli di saturazione. Tutti i modelli hanno mostrato come il contaminante fosse rilevabile nel mezzo. Successivamente è stato sviluppato un modello 3D seguendo la geometria della vasca utilizzata nel secondo esperimento. Il modello 3D è servito a vedere se tutte le componenti del campo elettromagnetico rilevavano la piccola quantità di DNAPL immessa nella vasca.

Nel secondo esperimento di laboratorio sono stati acquisiti oltre a dati GPR anche misure elettriche e TDR. I dati sono stati analizzati singolarmente e poi messi a confronto con il fine di verificare la possibilità di distinguere e analizzare il comportamento delle singole fasi del contaminante, fase separata, disciolta e gassosa, in un mezzo poroso. Infatti tutti gli studi precedenti alla presente tesi non sono mai entrati nel merito delle fasi ma si è fatto sempre riferimento al contaminante nella sua globalità. La sonda TDR, utilizzata per misurare la costante dielettrica dell'acqua del contaminante puro e dell'acqua contaminata con diverse percentuali di DNAPL ha permesso di valutare la permittività elettriche dei fluidi utilizzati nell'esperimento. Con l'immissione di piccole percentuali di contaminante, parte del DNAPL è precipitato ed è rimasto separato dall'acqua e parte è andato in soluzione. La permittività elettrica dell'acqua contaminata dal DNAPL è risultata leggermente inferiore a quella dell'acqua di circa un 5% e quindi non dovrebbe provocare sostanziali variazioni nella velocità dell'onda elettromagnetica del mezzo. Le variazioni di velocità sono pertanto dipendenti in massima parte dalla fase separata del contaminante.

In concomitanza con le misure di permittività in laboratorio, sono state eseguite anche misure di resistività sia dell'acqua che dell'acqua contaminata dal DNAPL. Da queste misure è risultato come vi sia un aumento notevole di resistività nell'acqua contaminata che passa dal valore di 18 Ω m per l'acqua ad un valore di 72 Ω m per l'acqua contaminata.

Attraverso l'analisi delle misure elettriche, effettuate solamente durante la seconda sperimentazione, si sono riuscite a creare sia delle mappe di resistività sia delle mappe di saturazione. Le mappe di resistività hanno indicato come dopo l'immissione del DNAPL nelle zone contaminate vi sia stato un evidente aumento della resistività che appare anche nelle aree

più distanti dal punto di immissione dopo l'apertura del flusso d'acqua. Questo potrebbe indicare come le misure di resistività siano sensibili al rilevamento della fase disciolta, separata e gassosa del DNAPL. Le mappe di saturazione mostrano come nella vasca vi sia una bassa concentrazione di DNAPL anche nel punto di immissione e come questa concentrazione sia aumentata dopo l'apertura del flusso di acqua a conferma del fatto che la variazione di resistività ha individuato anche la presenza della fase disciolta oltre che della fase separata.

Con il confronto tra le misure elettriche e le misure GPR si è visto che le misure elettriche appaiono più sensibili ai cambiamenti apportati dalla trasformazione del DNAPL e mostrano con migliore chiarezza le variazioni di concentrazione del contaminante nel mezzo saturo dopo l'applicazione del flusso d'acqua. Infine, dopo aver simulato un abbassamento di falda, la situazione all'interno del mezzo si è dimostrata notevolmente variata, le concentrazioni del contaminante nel punto di immissione sono apparse minori e questo ha fatto ipotizzare che l'abbassamento della falda possa aver aiutato il DNAPL a migrare verso il basso. Le considerazioni fatte dopo aver terminato le sperimentazioni in laboratorio, hanno portato a pensare che il DNAPL non facilmente possa essere rimosso all'interno di un mezzo saturo in quanto la sua fase separata rimane intrappolata all'interno dei pori e, se non per gravità e molto lentamente, non si muove neppure in presenza di un flusso di acqua. Il flusso d'acqua contribuisce, però, al lento fenomeno di dissoluzione del DNAPL. Infatti, tramite le misure elettriche si è visto come subito dopo il flusso d'acqua, le anomalie resistive sembrano essere meno evidenti. La migrazione del DNAPL per gravità, in ogni caso, si dimostra essere agevolata dai movimenti della falda che crea zone contaminate sature e zone contaminate non sature.

Concludendo, si è compreso che, attraverso l'uso combinato di diversi metodi elettromagnetici, si possono apprezzare più aspetti del complesso sistema multi fase mezzo saturo/DNAPL rispetto all'uso di un singolo metodo. Tutti i metodi risultano adatti al rilevamento e al monitoraggio di un DNAPL, ma si ottengono migliori risultati con una integrazione dei risultati. Inoltre, l'analisi di tutte le componenti del campo elettromagnetico e lo studio dell'analisi spettrale permette di discernere aspetti diversamente rilevabili con la sola analisi delle time-slice. Queste considerazioni, certamente, sono solo il primo passo verso un più approfondito studio sulla diversa rispondenza di metodi elettromagnetici al monitoraggio della complessa trasformazione del DNAPL all'interno di un mezzo saturo. Infatti, ad oggi, rimane ancora aperta la discussione sulle ipotesi fatte riguardo la capacità dei vari metodi di discriminare le diverse fasi del contaminante (fase separata, disciolta e gassosa).

Conclusions and future developments

The initial goal of this research was to develop a better understanding of the relationship between DNAPLs and media saturated by applying some electromagnetic methods (GPR, electrical measurements and TDR) that could monitor the various changes that took place within the half caused by the evolution of the contaminant.

To do this, two different experiments were performed in the laboratory, in the first experiment has been applied only the GPR because the tank used presented some metal parts that interfered strongly with the electrical measurements. In the second experiment, instead, was used a tank completely plexiglas and have been applied all three electromagnetic methods indicated: GPR, electric measurements and TDR. To perform the GPR investigations was chosen bipolar 4-channel antenna, used for both experiments, to establish which dipole could be more sensitive to variations in permittivity made by the contaminant in the saturated medium.

With this thesis, therefore, we were able to analyze the responses in a controlled environment of co-polar components, already applied in other studies on the detection of DNAPLs and cross-polar components when ever applied. GPR data were analyzed the delay times of the reflection of the electromagnetic wave from the back side of the cell and was made a spectral analysis of the tests for all 4 channels. In the first experiment, which lasted 10 days, we have seen how the GPR, even in the presence of small amounts of DNAPL (243 ml), could detect its presence. The experimentation has provided for the repetition of measures to monitor the migration of the contaminant also using water flows acts to simulate remediation techniques normally used in real sites. The second experiment lasted 155 days and has fully confirmed the results obtained previously. Precisely, the GPR data analysis in terms of delay times and frequencies have shown that in both experiments the contaminant remained inside the tank close to the injection point of the contaminant in time also following the activation of the flow. Contaminant-related anomalies were observed both by the analysis of delay times that spectral analysis. From the results it is seen that the electromagnetic wave traveling with greater velocity when it passes through the medium contaminated, in fact, the shorter times are obtained in the area where it was injected the DNAPL. These shorter times persist over time and are up on the latest test. The variation of the delay times is visible in the profiles of all channels even if the co-polar channels CH 1 and CH 2 proved to be the most sensitive to the detection of the contaminant. Even spectral analysis shows that the DNAPL has not been

removed through the water flow and that the cross-polarized channels CH3 and CH4 are proven to be less relevant to the monitoring of the contaminant.

In conjunction with experiments was developed a theoretical model for the 2D GPR that was used to validate the capability of the GPR in detecting small volumes of DNAPL in half saturated. Have been developed various models representing different levels of saturation. All models have shown that the contaminant was detectable in the medium.

Then a 3D model has been developed following the geometry of the tank used in the second experiment.

In the second laboratory experiment were acquired in addition to GPR data also electrical measurements and TDR. The data were analyzed individually and then compared with the purpose of verifying the ability to distinguish and analyze the behavior of the single phases of the contaminant, phase separated, dissolved and gaseous, in a porous medium. In fact, all previous studies in this thesis have never entered into the merits of phases but always got the contaminant reference in its entirety. The TDR probe, used to measure the dielectric constant of the contaminant pure water and polluted water with different percentages of DNAPL has allowed to assess the permittivity of the fluid used in the experiment. With the introduction of low percentage of contaminant, part of the DNAPL remained separated from the water and part went into solution. The permittivity of contaminated water by DNAPL was slightly lower than that of water of about 5% and therefore should not have caused substantial variations in the velocity of the electromagnetic wave of the medium. The velocity variations should therefore depend almost exclusively by separate phase of the contaminant.

In conjunction with the measurements of permittivity in the laboratory, were also carried out resistivity measurements of both water and contaminated water by DNAPL. From these measures result is that there is a considerable increase of resistivity in contaminated water which passes from the value of 18 Ωm for the water to a value of 72 Ωm for contaminated water.

With the analysis of electrical measurements have managed to create both the resistivity maps and maps of saturation. The resistivity maps have indicated that after entry of the DNAPL in contaminated areas there has been a clear increase in resistivity which also appears in the areas more distant from the point of release after the opening of the water flow. This could indicate how the resistivity measurements are more sensitive to the detection of the dissolved phase DNAPL. The saturation maps show how in the cell there is a low concentration of DNAPL also in the injection point and as this concentration has increased after the opening

of the flow of water in confirmation of the fact that the variation of resistivity has also identified the presence of the phase dissolved over that of the separate phase.

With the comparison between the electrical measurements and GPR measurements it is seen that the electrical measurements appear, perhaps, more sensitive to the changes made by the transformation of the DNAPL and shows with better clarity the variations in concentration of the contaminant in the saturated medium after application of the water flow. Finally, after simulating a lowering of water table, the situation inside the medium has proved remarkably varied concentrations of the contaminant at the point of entry appeared smaller and this has led to the hypothesis that the lowering of the water may have helped the DNAPL to migrate downwards.

The considerations done after finishing the experiments in the laboratory, have led to think that the DNAPL not easily can be removed within a medium saturated because its separate phase remains trapped within the pores and, if not by gravity and very slowly, does not move even in the presence of a stream of water. The flow of water contributes, however, to slow phenomenon of dissolution of the DNAPL. In fact, by means of electrical measurements it is seen as immediately after the flow of water, the resistive anomalies appear to be less obvious. The migration of the DNAPL by gravity, in any case, it proves to be facilitated by the movements of the water which creates areas contaminated saturated and contaminated areas not saturated.

In conclusion, it is understood that, through the combined use of different electromagnetic methods, one can appreciate more aspects of the complex multi-phase system half saturated / DNAPL compared to the use of a single method. All methods are suited to the detection and monitoring of a DNAPL, but you will get better results if used simultaneously. Furthermore, the analysis of all the components of the electromagnetic field and the study of spectral analysis enables us to discern aspects otherwise detectable with the sole analysis of the time-slice.

These considerations, of course, are only the first step towards a more thorough study of the different correspondence of electromagnetic methods for monitoring the complex transformation of DNAPL within a medium saturated. In fact, to date, there still remain hypotheses open the discussion on the assumptions made regarding the ability of the various methods to discriminate the different phases of the contaminant (separated phase, dissolved and gaseous).