Geologia dell'Ambiente

Supplemento al n. 2/2019
ISSN 1591-5352

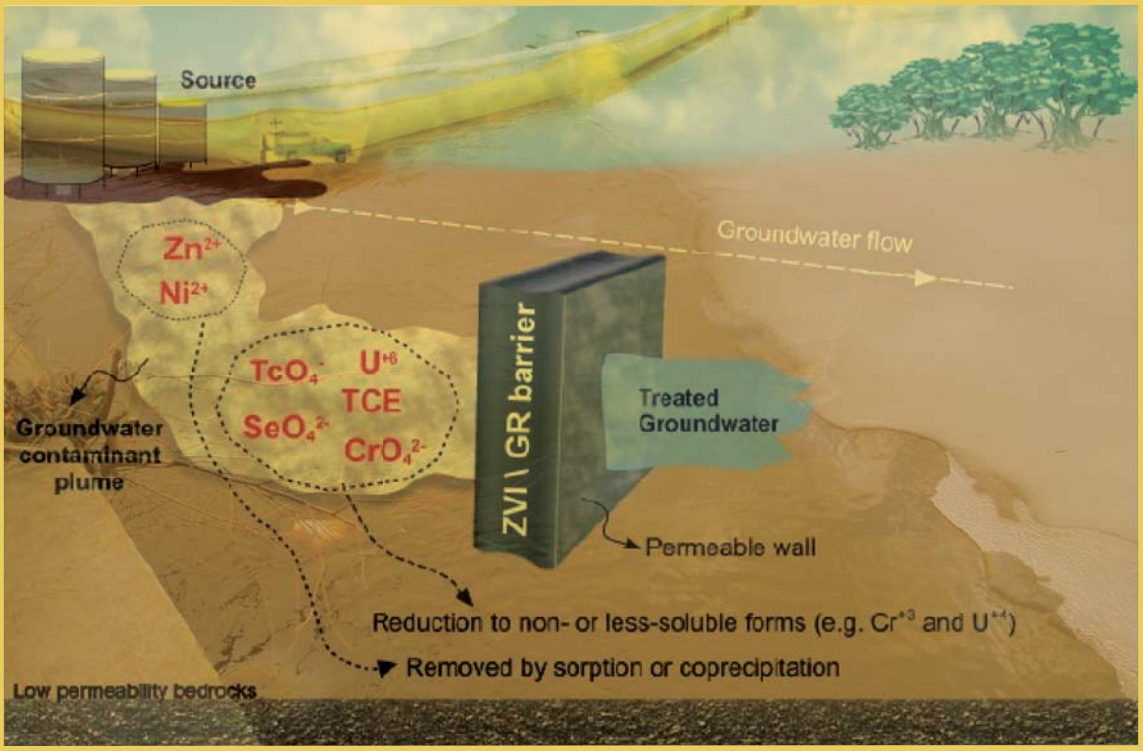
Periodico trimestrale della SIGEA
Società Italiana di Geologia Ambientale

BONIFICA DEI SITI INQUINATI

A cura di
Daniele Baldi

Responsabile scientifico
Marco Giangrasso

Coordinamento con RemTech Expo
Silvia Paparella



Poste Italiane S.p.a. - Spedizione in Abbonamento Postale - D.L. 353/2003 (conv. in L. 27/02/2004 n° 46) art. 1 comma 1 - DCB Roma

InterEco servizi s.r.l.



- **Gestione rifiuti speciali**
- **Bonifiche e demolizioni**
- **Consulenza ed ingegneria**

Attiva da oltre venti anni, INTERECO SERVIZI S.r.l. è oggi un operatore leader a livello nazionale nei servizi ambientali e rappresenta un partner globale per le Imprese e per gli Enti Pubblici.

Scegliere la nostra organizzazione vuol dire:

- **Competitività di prezzo**, grazie all'annullamento della catena di subfornitura;
- **Certezza nei tempi di intervento**, grazie alle capacità operative dirette, che vanno dall'intervento in campo, ai trasporti, allo smaltimento finale;
- Ottimale gestione dei temi della **sicurezza sul lavoro** e della **tutela ambientale**, grazie alla scelta di un unico fornitore specializzato.

BONIFICA AMIANTO COMPATTO

INTERECO SERVIZI realizza interventi di bonifica dei manufatti contenenti amianto in matrice compatta, tipicamente coperture industriali e civili, canne fumarie, serbatoi e tubazioni.

La bonifica, su richiesta del Cliente, può essere accompagnata dai necessari rifacimenti.

BONIFICA AMIANTO FRIABILE

Anche in questo ambito molto specializzato, INTERECO SERVIZI ha accumulato esperienze uniche sia per dimensioni (ad esempio interventi su interi complessi immobiliari), che per complessità operative (ad esempio interventi in locali sotterranei o in ambienti angusti come quelli di una nave).

Vai su **www.progettobonificaamianto.it** e visualizza alcuni dei nostri lavori di bonifica amianto più importanti.

INTERECO SERVIZI SRL
Via Trieste, 12 - 00071 Pomezia (RM)
e-mail info@interecoservizi.it
tel. 06/94443880 - fax 0774/374112

www.interecoservizi.it

Società Italiana di Geologia Ambientale
Associazione di protezione ambientale a carattere nazionale riconosciuta dal Ministero dell'ambiente, della tutela del territorio e del mare con D.M. 24/5/2007 e con successivo D.M. 11/10/2017

PRESIDENTE
Antonello Fiore

CONSIGLIO DIRETTIVO NAZIONALE
Lorenzo Cadrobbi, Franco D'Anastasio (*Segretario*), Daria Duranti (*Tesoriere*), Ilaria Falconi, Antonello Fiore (*Presidente*), Sara Frumento, Fabio Garbin, Enrico Gennari, Giuseppe Gisotti (*Presidente onorario*), Gioacchino Lena, Luciano Masciocco, Michele Orifici (*Vicepresidente*), Vincent Ottaviani (*Vicepresidente*), Paola Pino d'Astore, Livia Soliani

Geologia dell'Ambiente
Periodico trimestrale della SIGEA

Supplemento al N. 2/2019
Anno XXVII • aprile-giugno 2019

Iscritto al Registro Nazionale della Stampa n. 06352
Autorizzazione del Tribunale di Roma n. 229
del 31 maggio 1994

DIRETTORE RESPONSABILE
Giuseppe Gisotti

COMITATO SCIENTIFICO
Mario Bentivenga, Aldino Bondesan, Giancarlo Bortolami, Giovanni Bruno, Giuseppe Gisotti, Giancarlo Guado, Gioacchino Lena, Giacomo Prosser, Giuseppe Spilotro

COMITATO DI REDAZIONE
Fatima Alagna, Federico Boccalaro, Giorgio Cardinali, Francesco Cancellieri, Valeria De Gennaro, Fabio Garbin, Gioacchino Lena, Maurizio Scardella

REDAZIONE
Sigea c/o FIDAF, Via Livenza, 6 - 00198 Roma
tel. 06 5943344
info@sigeaweb.it

PROCEDURA PER L'ACCETTAZIONE DEGLI ARTICOLI
I lavori sottomessi alla rivista dell'Associazione, dopo che sia stata verificata la loro pertinenza con i temi di interesse della Rivista, saranno sottoposti ad un giudizio di uno o più referees

UFFICIO GRAFICO
Pino Zarbo (Fralerighe Book Farm)
www.fralerighe.it

STAMPA
Industria grafica Sagraf Srl, Capurso (BA)

Questo numero è stato redatto sulla base delle informazioni disponibili al 28 giugno 2019

La quota di iscrizione alla SIGEA per il 2019 è di € 30 e da diritto a ricevere la rivista "Geologia dell'Ambiente". Per ulteriori informazioni consulta il sito web all'indirizzo www.sigeaweb.it

Sommario

Presentazione
Marco Giangrasso 9

Prefazione
Antonio Di Molfetta 10

Introduzione
Silvia Paparella, Daniele Baldi 11

Caratterizzazione e bonifica siti inquinati

Uso di misure spettroradiometriche del colore per la predizione dei contenuti di policlorobifenili (PCB) nei suoli: caso studio di un'area industriale dismessa del sud Italia
Valeria Ancona, Natalia Leone, Ciro Galeone, Giuseppe Bagnuolo, Vito Felice Uricchio, Guido Leone, Antonio Pasquale Leone 15

Biorimedio fito-assistito per il recupero di aree multi-contaminate e la valorizzazione energetica della biomassa
Valeria Ancona, Paola Grenni, Domenico Borello, Vito Felice Uricchio, Lorenzo Ferrara, Anna Barra Caracciolo 22

Biorisanamento in situ di falde contaminate da solventi clorurati: un caso di studio in provincia di Milano
Federico Aulenta, Simona Rossetti, Valter Tandoi, Marco Petrangeli Papini, Mauro Majone 27

Dimensionamento del barrieramento idraulico per la MISO della falda freatica all'interno della raffineria ENI di Livorno: dal modello concettuale idrogeologico a quello numerico densità dipendente
Daniele Baldi, Fabrizio Gresti, Marcello Mancini, Federica Franchi, Marco Petitta 37

Verifica dell'impatto contaminante di discariche controllate/incontrollate
Giovanni Balestri 50

Progetto di Messa in Sicurezza Permanente e riqualificazione paesaggistica aree ex Minerarie nel Comune di Massa Marittima (GR), Zona Colline Metallifere
Andro Barabesi, Massimo Petrolati, Antonio Biagioli 55

La procedura di analisi di rischio sanitario: stato dell'arte
Simona Berardi 66

Il mercato delle bonifiche e la qualità degli operatori fotografati da RemBook, uno strumento indispensabile per le scelte decisionali
Aldo Bertelle, Carlo Bossi, Marco Mari, Silvia Paparella 72

"Unscrambling the Egg" - Assessing Commingled Plumes and Off Site Contaminant Impacts through the Latest Techniques
Bob Bond, Rocco Mercuri 78

Il mercato petrolifero cambia: implicazioni sulle bonifiche ambientali
Angiolo Calì 85

Raggiungimento degli obiettivi di bonifica in terreni ed acque sotterranee impattati da composti clorurati, tramite caratterizzazione ad alta risoluzione ed applicazione full scale di Soil Vapor Extraction ed In Situ Chemical Oxidation
Mattia Cappelletti Zaffaroni, Piero Mori, Luca Ferioli, Francesco Bassani 91

Trattamento integrato di un sito di grandi dimensioni contaminato da solventi clorurati
Marcello Carboni, Paola Goria 104

Modelli di diffusione della contaminazione nel suolo, nelle acque superficiali e sotterranee nell'area del Sito d'Interesse Nazionale Brescia-Caffaro
Massimiliano Paolo Confalonieri, Enrico Alberico, Rocco Bortoletto, Elia Mandolesi, Marcello Bernardi 114

Il ruolo dell'ARPA Lazio nella gestione delle terre e rocce da scavo nei siti oggetto di bonifica: un caso studio
Mauro D'Angelantonio, Oriana Capobianco, Fabio Costa, Chiara Paola 128

Arsenico nei terreni: metodo per discriminare gli apporti antropogenici dalle caratteristiche geochimiche del substrato (valori di fondo naturali)
Cesare De Siena, Claudio Carusi 133

La geologia forense applicata ai reati sull'inquinamento ambientale
Rosa Maria Di Maggio, Pier Matteo Barone 139

Supporto di UNEP all'Agenzia di Protezione Ambientale Serba nella gestione dei siti contaminati
Marco Falconi, Michele Fratini, Gabriele Leoni, Dragana Vidojevic, Nevena Aleksic, Nemanja Jevtic, Lana Kukobat, Paolo Angelini, Harald Egerer, Aleksandra Siljic Tomic, Filippo Montalbetti 145

Uncertainty analysis assessment of the salinity concentration at abstraction wells
Giovanni Firmani, Alexander Renz 152

Determinazione e gestione dei valori di fondo alla luce della "flessibilità ragionata"
Maurizio Guerra 160

L'approccio della valutazione del rischio applicato alla richiesta di deroga ex. Art. 10 DM 27/09/2010 dei valori limite per l'accettabilità dei rifiuti di una discarica per rifiuti inerti
Alessio Iacobini, Daniele Baldi, Leonardo Nolasco 167

Applicazione ad ampia scala della tecnologia EHC® Liquid per il trattamento ISCR e ERD di un acquifero contaminato da Tetraclorometano e Cloroformio
Alberto Leombruni, Michael Mueller, Linda Collina, Matteo Avogadri, Aldo Trezzi, Patrizia Trefiletti, Mauro Consonni, Caterina Di Carlo 176

Indagine di fingerprinting composizionale per la caratterizzazione e la datazione di una contaminazione da idrocarburi
Massimo Marchesi, Dario Scott Rigamonti, Patrizia Trefiletti 183

Tecniche di geoscambio nel contesto ambientale del Lazio
Emanuele Marinucci, Marco Vinci 189

I tavoli di confronto permanenti Snpa-RemTech Expo, l'importanza della collaborazione tra istituzioni, imprese e associazioni
Silvia Paparella 198

Il recupero integrale dei rifiuti da terremoto, il caso di Arquata del Tronto
Massimo Paris 201

Le Fitotecnologie nel risanamento ambientale di suolo ed acque
Laura Passatore, A. Sconocchia, P. Sconocchia, Massimo Zacchini 210

Determinazione dei Valori di Fondo Naturale di metalli/metalloidi nei suoli e nelle acque di falda della Successione Umbro-Marchigiana – Progetto per uno Studio Antropico e Analisi del Rischio Ecologico della Bassa Vallesina
Gianluca Pirani 220

Monitoraggio chimico, isotopico e delle comunità microbiche delle acque sotterranee: strategie per una migliore comprensione dei processi naturali e antropici
Elisabetta Preziosi, Eleonora Frollini, Stefano Amalfitano, Stefano Ghergo, Marco Melita, Daniele Parrone, Annamaria Zoppini 233

Il contributo della modellistica numerica nella gestione dei siti contaminati: una proposta di linee guida operative
Emanuele Romano, Daniele Baldi, Federico Araneo, Chiara Fiori, Maurizio Guerra 241

Utilizzo integrato di surfattanti biodegradabili e reagenti ISCO per il trattamento di terreni e acquiferi contaminati da idrocarburi
Claudio Sandrone, Andrea Campi, Fabiano Maccari 247

Nanoremediation di acquiferi contaminati
Rajandrea Sethi, Tiziana Tosco, Carlo Bianco 252

Applicazione su scala pilota e reale di tecnologie di bonifica biologiche, chimiche e fisiche in un SIN: vantaggi di un approccio integrato
Edoardo Robortella Stacul, Daniele Benotti, Lorenzo Morra, Davide Gresia 258

Del gestire nell'ambito di un progetto di "bonifica" le terre da scavo con valori di fondo naturali eccedenti le CSC e le CSR in assenza di dati validati e di carte tematiche ufficiali – Un caso reale
Corrado Tumaini, Francesca Refaldi 265

Il software di analisi di rischio Risk-net 3 Pro
Iason Verginelli 273

Bilanci e prospettive del complicato rapporto tra aspetti tecnico-scientifici e giuridico-amministrativi negli articolati procedimenti di bonifica siti contaminati
Igor Villani 277

Amianto

Risanamento ambientale della miniera di amianto di Balangero e Corio (Legge n. 426/1998)
Massimo Bergamini, Elisa Lazzari 283

Siti minerari di estrazione di feldspato contaminati da amianto: un rischio per la salute poco conosciuto
Fulvio Cavariani, Orietta Sala 288

Rimozione di RCA abbandonati sul suolo e nel sottosuolo, bonifica dei siti: proposte di procedure, considerazioni critiche
Lella Checchi, Orietta Sala 293

Le procedure di bonifica da amianto nei siti industriali dismessi
Sergio Clarelli 305

Le misure di sicurezza adottate a tutela dei lavoratori e della popolazione residente nel corso della bonifica del Sito di Interesse Nazionale di Bagnoli
Federica Paglietti, Sergio Malinconico, Beatrice Conestabile Della Staffa, Crescenzo Massaro, Gaetano Cecchetti, Stefano Dubini 315

Siti contaminati da amianto: normativa, mappatura e tecniche di bonifica da adottare a tutela dei lavoratori addetti e degli ambienti di vita
Federica Paglietti, Beatrice Conestabile della Staffa, Sergio Malinconico, Sergio Bellagamba, Daniele Taddei, Ivano Lonigro 322

Metodi analitici per la determinazione dell'amianto in terreni di siti contaminati e terre e rocce da scavo: una proposta pratica
Orietta Sala, Lella Checchi, Fulvio Cavariani 330



un mondo che cresce

Earthwork opera nell'ambito dei siti contaminati e dei rischi ambientali mettendo al primo posto la tutela della salute umana. Così la tua azienda cresce insieme al mondo che la circonda.

www.earthwork.it

Earthwork

Presentazione

Marco Giangrasso
ISPRA
E-mail: marco.giangrasso@isprambiente.it

Insieme ai colleghi della Sigea e, in particolare, su iniziativa e impulso dell'amico Giuseppe Gisotti, che caldamente ringrazio, cominciammo a parlare e ad interessarci assiduamente di "bonifiche" durante i lavori preparatori del famoso "D.M. 471/99" ovvero il Decreto Ministeriale 25 ottobre 1999, n.471 recante "Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modificazioni e integrazioni". Tale decreto, pietra angolare in tema di bonifiche, costituì forse il principale "spin off", come si direbbe ai nostri giorni, del citato Decreto legislativo 22/97, meglio conosciuto come "Decreto Ronchi", dal nome dell'illuminato Ministro dell'Ambiente pro tempore Prof. Edo Ronchi.

Si capì subito la portata di tali innovativi strumenti legislativi e fu subito chiara la necessità di approfondire una materia così nuova in ambito nazionale. Con il crescere della esperienza operativa acquisita nei primi cantieri di bonifica sorse subito una ferma richiesta, da parte del mondo professionale e della P.A., di corsi di aggiornamento e la Sigea, visto il suo DNA, non poté ovviamente sottrarsi. Si partì subito e praticamente quest'anno si festeggia il ventennale dell'impegno e del Corso SIGEA sulla tematica delle Bonifiche dei Siti Contaminati.

A chiusura e celebrazione di tale lungo periodo, durante il Corso dell'annualità 2018 è emersa l'opportunità di predisporre e presentare una serie di riflessioni sul tema che ci occupa, al fine di far emergere i più recenti orientamenti e gli aspetti salienti della tematica in relazione agli aspetti normativi, tecnici e procedurali evidenziatesi nel corso delle lezioni del predetto Corso, tenute da vari professionisti, studiosi e cultori della materia.

A tal fine è parso opportuno coinvolgere il più ampio spettro di figure professionali e attori in campo a vario titolo. La risposta si è rivelata più che lusinghiera, a testimonianza dell'interesse che la materia suscita, anche come possibile e potenziale volano trainante nel panorama delle iniziative volte alla crescita economica del Paese. Hanno dato infatti la loro disponibilità l'Accademia, la Libera Professione, gli Enti di ricerca, gli Enti locali, gli Enti di controllo e studiosi di diversa estrazione.

Ciò ha consentito di affrontare molteplici profili di interesse che, come si può notare dall'osservazione dell'indice del volume, spazia dai SIN (siti contaminati di interesse nazionale da bonificare), alla sempre più emergente tematica dell'amianto, all'analisi di rischio, alle tecniche di bonifica in-situ, agli aspetti legislativi fino alla geologia forense.

In qualità di Responsabile scientifico di quasi tutte le edizioni del Corso Sigea sulle Bonifiche dei siti inquinati non posso che rallegrarmi per l'interesse manifestato potendo legittimamente pensare che i corsi Sigea possano aver contribuito a tener viva la fiamma della curiosità, anche e soprattutto speculativa, per un argomento così vivo in un periodo storico come il nostro, sempre più attento all'ambiente antropizzato.

Prefazione

Antonio Di Molfetta
Già Professore Ordinario di Ingegneria
degli Acquiferi nel Politecnico di Torino
Cofondatore della Bortolami-Di Molfetta S.r.l.
E-mail: a.dimolfetta@bortolami-dimolfetta.com

Non diversamente da altri Paesi, l'industrializzazione del ventesimo secolo, accompagnata da una scarsa o nulla sensibilità ambientale, ha lasciato una pesante eredità che si misura nella decina di migliaia di siti contaminati e nelle centinaia di migliaia di persone che vivono in aree a rischio.

In questo contesto negli ultimi venticinque anni si è sviluppata progressivamente una cultura delle bonifiche, con contributi che sono arrivati dalle università, dal mondo imprenditoriale e da alcuni settori degli enti pubblici sulla scia delle esperienze provenienti soprattutto dal continente americano.

In questi ultimi anni si è completata la conoscenza dei principi fisici che sono alla base della scelta delle tecnologie di bonifica più appropriate e grandi progressi sono stati compiuti sia nella caratterizzazione delle matrici ambientali contaminate, condizione che è indispensabile per una corretta progettazione degli interventi, sia nella ricostruzione dei processi di flusso e trasporto dei contaminanti mediante modelli matematici.

Conseguentemente, negli ultimi quindici anni abbiamo fortunatamente assistito ad un progressivo accantonamento delle tecnologie "aspecialistiche" (barrieramento fisico, per molti anni indicazione preferenziale, scavo e smaltimento in discarica, pump & treat applicato anche a contaminanti non miscibili) per passare ad applicazioni sempre più frequenti di tecnologie "specialistiche" (ISCO, ISCR, SVE, AS, PRB).

Ma non vorrei dipingere un quadro troppo roseo, stridente rispetto alla realtà e alle difficoltà di chi opera ogni giorno in questo settore. Come non citare, ad esempio, le situazioni di gravi contaminazioni in cui non si interviene (magari per mancanza di risorse) e per contro l'accanimento verso situazioni insignificanti, la lentezza dei procedimenti amministrativi con l'inosservanza (ovviamente non generalizzata) dei tempi procedurali, i limiti (CSC) in alcuni casi troppo bassi e impossibili da raggiungere, l'eccessiva disparità di preparazione fra i funzionari degli enti chiamati a valutare la gravità delle situazioni e i relativi progetti di intervento, le difficoltà di interpretazione normativa con una non sempre chiara identificazione delle competenze e delle responsabilità.

In questo contesto va apprezzata l'iniziativa di Sigea di dedicare un numero speciale della rivista Geologia dell'Ambiente alla "Bonifica dei siti contaminati". Ed, in effetti, scorrendo l'indice dei contributi selezionati, si ha un quadro esplicativo delle problematiche più attuali nel nostro Paese: dall'applicazione delle tecnologie specialistiche di bonifica in situ (riduzione chimica, ossidazione chimica, impiego di nano-particelle, biotecnologie), alle problematiche connesse alla presenza e bonifica dell'amianto, dalla determinazione dei valori di fondo naturali alla messa in sicurezza dei siti minerari, per finire all'environmental forensic e ai rapporti tra aspetti tecnico-scientifici e giuridico-amministrativi.

E' una tappa del "work in progress" che, vogliamo sperare, venga accompagnato in un futuro non troppo lontano da interventi che apportino misure e risorse capaci di migliorare quelle non trascurabili porzioni di territorio, in cui il rischio sanitario non è accettabile.

Introduzione

Sono trascorsi esattamente 20 anni dall'emanazione del DM 471/99 e ad oggi in Italia sono presenti 41 Siti di Interesse Nazionale per un totale di ettari di aree a terra e a mare di 161.250 ha (65% aree pubbliche, 35% aree private) e 13.000 siti potenzialmente contaminati di competenza territoriale. Le aree con procedimento amministrativo avviato nelle aree SIN corrispondono a circa la metà del totale. In queste aree, il Ministero dell'Ambiente ha approvato progetti di bonifica sul 14% della superficie mentre la percentuale delle aree con bonifica conclusa è pari al 17%.

Ancora poco frequentemente si interviene nei siti inquinati utilizzando tecnologie innovative di bonifica preferendo tecnologie più tradizionali che non sempre risultano le meno impattanti e sostenibili dal punto di vista ambientale, economico e sociale. Ma cos'è l'innovazione? "L'innovazione è la dimensione applicativa di un'invenzione o di una scoperta" citava l'economista austriaco Joseph A. Schumpeter nel 1911.

Il motore dell'innovazione è l'etica ovvero il desiderio di servire l'uomo e di produrre qualcosa di buono e di bello. L'implementazione dell'innovazione avviene spesso attraverso una serie di passaggi (scientifici, tecnologici, finanziari, commerciali) ben organizzati tra loro e distribuiti nel tempo ed è strettamente correlata non solo al progresso tecnologico ma anche e soprattutto al progresso sociale, culturale, di una comunità.

Ma la corretta declinazione del verbo "innovare" non può prescindere anche da strumenti di confronto e di analisi. Ne sono un esempio i primi tavoli di confronto permanenti pubblico-privati, istituiti dal Sistema Nazionale per la Protezione Ambientale Snpa e da RemTech Expo a Ferrara di cui si parla nella Monografia, così come RemBook, il primo strumento di analisi degli operatori che compongono la filiera e degli impatti del mercato delle bonifiche in Italia.

Proprio rispetto lo sforzo che a livello nazionale si sta compiendo, non sempre in modo lineare, verso tecnologie di caratterizzazione e bonifica innovative, è rivolta la Monografia della SIGEA, ovvero una fotografia puntuale e ampia di alcuni casi studio delle nuove tecnologie che sono già disponibili sul mercato e immediatamente applicabili.

Silvia Paparella

In un contesto complesso e trasversale come quello in cui ricadono i siti inquinati, è necessario un continuo approfondimento sia sul piano tecnico che normativo.

Del resto, la protezione della salute e della sicurezza dell'uomo, la salvaguardia della qualità dell'ambiente naturale ed antropizzato e l'utilizzazione più responsabile del territorio e delle sue risorse, richiedono non solo un adeguato quadro normativo al contorno ma anche una preparazione tecnica approfondita di tutti i soggetti, sia privati che pubblici, chiamati in causa.

A tal fine, all'interno della SIGEA, considerando la nostra missione nell'ambito della divulgazione scientifica, è nata la necessità di fare "il punto della situazione" su una materia così complessa che richiama molteplici competenze e che riguarda la vita di ognuno di noi.

Nella selezione dei contributi abbiamo cercato di fornire un quadro il più possibile completo della materia, facendo un focus anche sulle problematiche strettamente legate al nostro Paese e ponendo degli spunti di riflessione non solo rispetto l'ambito normativo ma anche tecnico.

Siamo convinti che le sfide più importanti si potranno vincere solo se ci sarà una efficace condivisione delle idee e dei contenuti ed un serio confronto sulle problematiche, sicuramente molteplici e complesse nel contesto dei siti inquinati; in questo senso, la preparazione di un volume monografico, con contributi importanti sia del mondo della ricerca, che dal Sistema degli Enti di Controllo e dal panorama della consulenza specialistica dei grandi gruppi sia nazionali che internazionali, è sicuramente un valido vettore.

Daniele Baldi



BIORIMEDIO FITOASSISTITO

Una strategia verde
per il recupero di aree contaminate
e la valorizzazione di biomassa,
SOLUZIONI VERDI

Contrada Forcellara S. Sergio 74016 Massafra TA
www.cisaonline.it - cisa@cisaonline.it
Tel. (+39) 099.880.74.48 (+39) 099.885.17.56 Fax (+39) 099.880.33.13

CARATTERIZZAZIONE E BONIFICA SITI INQUINATI

18-20.09.2019

FERRARAFIERE

REMTECH EXPO

RemTech Expo è l'unico evento internazionale permanente specializzato sui temi delle bonifiche, coste, dissesto, clima, sismica, rigenerazione urbana, industria sostenibile. Si compone di nove segmenti: **REMTECH** e **REMTECH EUROPE** bonifiche dei siti contaminati, **COAST** tutela della costa e porti sostenibili, **ESONDA** dissesto idrogeologico e frane, **CLIMETECH** cambiamenti climatici, **GEOSISMICA** rischio sismico, **INERTIA** sostenibilità delle opere e riutilizzo dei materiali, **RIGENERACITY** rigenerazione urbana e il social housing, **CHEMTECH** industria chimica sostenibile. Si caratterizza per un'articolata esposizione di prodotti, strumenti e servizi specializzati, eventi faro, sessioni congressuali tecniche, tecnologiche e scientifiche, workshop, seminari, tavoli di confronto, gruppi di lavoro permanenti, corsi di formazione per operatori, autorità e decision maker, incontri bilaterali di livello internazionale, un'intensa attività di networking, scuole, academy, hub internazionali e poli di innovazione.





www.remtechexpo.com
info@remtechexpo.com

Uso di misure spettroradiometriche del colore per la predizione dei contenuti di policlorobifenili (PCB) nei suoli: caso studio di un'area industriale dismessa del sud Italia

Use of spectrometric colour measurements for the prediction of polychlorinated biphenyls (PCB) contents in the soils: a case study of an abandoned industrial area of Southern Italy

Valeria Ancona[1]
Natalia Leone[1]*
Ciro Galeone[1,2]
Giuseppe Bagnuolo[1]
Vito Felice Uricchio[1]
Guido Leone[3]
Antonio Pasquale Leone[4]

(1) Istituto di Ricerca sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, Bari
(2) Dipartimento di Biologia, Università degli studi di Bari Aldo Moro
(3) Dipartimento di Scienze e Tecnologie, Università degli Studi del Sannio
(4) Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo del Consiglio Nazionale delle Ricerche, Ercolano (NA)

*Corresponding author
E-mail: natalia.leone@ba.irsa.cnr.it

Parole chiave: Misure spettrometriche del colore, policloribifenili, analisi di regressione
Key words: Spectrometric colour measurement, polychlorinated biphenyls, regression analysis

SOMMARIO

La contaminazione dei suoli da policlorobifenili (PCB) è un problema di grande rilevanza in diverse aree industriali d'Italia. La valutazione del contenuto e della distribuzione spaziale di questi composti organici è un prerequisito essenziale per le attività di caratterizzazione e riqualificazione di siti contaminati. Le analisi convenzionali di laboratorio, sebbene utili e praticamente insostituibili per una precisa e dettagliata valutazione della presenza di questi contaminanti, sono costose e richiedono tempi lunghi, quindi sono poco idonee per indagini su aree vaste; da qui, la necessità di sviluppare/validare tecniche alternative rapide e a basso costo da utilizzare come sostitutive o integrative delle analisi convenzionali. Nel presente studio sono state valutate le potenzialità del colore del suolo, basato su misure spettroradiometriche, combinato con l'analisi statistica di regressione, per la predizione del contenuto di PCB. A tal fine, sono stati utilizzati 28 campioni di suolo, prelevati in un'area industriale dismessa della provincia di Taranto (ex-MATRA), fortemente contaminata dallo sversamento di oli utilizzati come fluidi dielettrici, composti da una miscela di diversi congeneri di PCB. Per i predetti campioni sono state determinate le coordinate del colore in differenti sistemi colorimetrici. Attraverso analisi convenzionali di laboratorio, per gli stessi campioni sono stati determinati i contenuti di PCB (diciotto congeneri e la loro somma) oltre che di alogeni organici estraibili (*Extractable Organic Halogens*, EOX). Per predire i valori di PCB e di EOX in funzione delle variabili del colore del suolo, è stata condotta un'analisi statistica di regressione lineare semplice, dalla quale sono stati ottenuti modelli predittivi eccellenti (R^2>0.80).

ABSTRACT

Soil contamination with polychlorinated biphenyls (PCBs) is a major problem in several Italian industrial areas. The evaluation of the content and spatial distribution of these organic compounds is an essential pre-requisite for the characterization and rehabilitation of contaminated sites. Conventional laboratory analyses, although useful and irreplaceable for a precise and detailed evaluation of the presence of these contaminants, are expensive and time-consuming, thus not very suitable for investigation over large areas; hence, the need to develop/validate alternative rapid and low-cost techniques, to use as substitutive or integrative to conventional analytical approaches. In this study, the potential of soil color based on spectrometric measurements, combined with regression analysis, for the prediction of PCBs content, were assessed. To this end, 28 soil samples were used, sampled in an abandoned industrial area of the province of Taranto (ex-MATRA), heavily contaminated by the spillage of oils used as dielectric fluids, containing a mixture of different PCBs congeners. The color coordinates in different color systems were determined for the aforementioned samples. Through conventional laboratory analyses, the contents of PCBs (eighteen congeners and their sum) were determined for the same samples, as well as Extractable Organic Halogens (EOX). To predict the PCB and EOX values as a function of soil color variables, a simple linear regression statistical analysis was performed, from which excellent predictive models were obtained (R^2>0.80).

1. INTRODUZIONE

La contaminazione dei suoli è un problema ampiamente diffuso nel mondo (Brandon, 2013). In Italia sono presenti circa 16.435 siti contaminati con procedimento in corso e 13.258 con procedimento concluso (ISPRA 2019), includenti numerose aree industrializzate, dismesse e non. Un sito di particolare attenzione, ricadente nell'area PIP del comune di Statte (provincia di Taranto), è quello circostante l'ex industria metalmeccanica di MATRA (di seguito ex-MATRA), in prossimità della quale sono state rilevate quantità significative di contenuti di PCB nei suoli.

I PCB sono composti aromatici biciclici costituiti da molecole di bifenile variamente clorurate (APAT 2006), chimicamente prodotte tramite processi industriali. A causa dello loro elevata tossicità e della tendenza a bioaccumularsi, la loro produzione industriale è stata vietata a partire dagli anni '70.

A seconda della posizione dell'atomo di cloro nell'anello del bifenile, esistono 209 congeneri di PCB (APAT 2006),

suddivisi in dieci classi isomeriche (congeneri con un numero uguale di atomi di cloro: mono-CB, di-CB, …deca-CB). In base alla disposizione degli atomi di cloro e all'orientazione degli anelli di bifenile, i PCB possono avere effetti tossicologici differenti: dodici dei 209 congeneri dei PCB hanno caratteristiche chimico-fisiche e tossicologiche assimilabili a quelle delle diossine e dei furani; pertanto, vengono definiti PCB *dioxin-like* (DL-PCB). Essi presentano uno o nessun atomo di cloro nella orto-posizione e una orientazione planare dei due anelli di fenile. I restanti 197 congeneri, aventi due o più atomi di cloro nella orto-posizione e una struttura non planare, sono noti come PCB *non-dioxine-like* (NDL-PCB). Sei dei NDL-PCB, i cosiddetti PCB "indicatori", sono stati identificati e possono essere utilizzati per verificare la presenza di contaminazione da PCB (ATSDR 2000; WHO 2016).

Informazioni dettagliate sulla distribuzione dei PCB nei suoli possono aiutare a determinare i livelli di inquinamento, ad identificare le fonti di emissione e a valutare i rischi per l'ambiente.

Le analisi convenzionali di laboratorio, sebbene utili e praticamente insostituibili per una valutazione precisa e dettagliata dei contenuti di PCB nel suolo, sono costose e lunghe da realizzare, quindi poco idonee quando è necessario analizzare un numero elevato di campioni (Leone *et al.*, 2012). Pertanto, vi è la necessità di valutare metodi alternativi, rapidi e poco costosi, da utilizzare come sostitutivi o integrativi delle analisi chimiche di laboratorio, per la caratterizzazione di questi contaminanti. A tal fine, un metodo semplice per ottenere informazioni sulla presenza di PCB nei suoli può essere basato sulla valutazione del colore. Tradizionalmente, il colore è uno degli attributi più utili per caratterizzare e differenziare i suoli (Torrent e Barrón, 1993). La sua importanza risiede nel fatto che alcune proprietà del suolo sono fortemente correlate al colore (Post *et al.*, 1993): la sostanza organica, l'acqua, gli ossidi di ferro, la composizione chimica dei metalli di transizione nei minerali argillosi sono i principali componenti che influenzano direttamente il colore del suolo (Ben-Dor *et al.*, 1999). Pertanto, data la loro natura organica, è ipotizzabile utilizzare il colore del suolo anche per la valutazione dei contenuti di PCB.

Il colore del suolo può essere determinato per confronto visivo con le tavole del sistema Munsell (Munsell Color Company, 1975); questo approccio, seb-

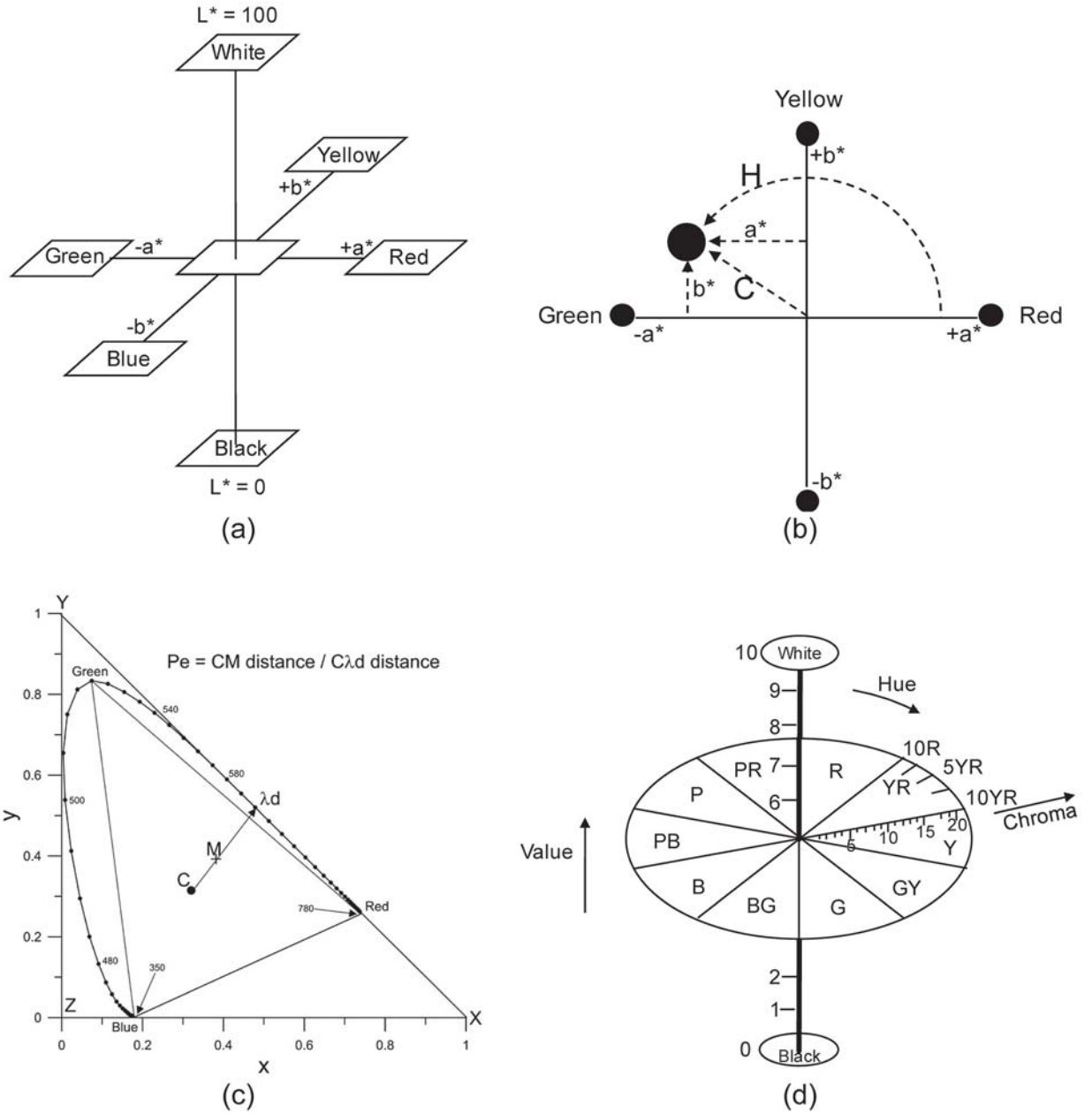


*Figura 1. Diagrammi di cromaticità nei sistemi di coordinate: (a) CIE L*a*b*; (b) CIE L*C*h*; il parametro L*, non rappresentato, passa attraverso l'intersezione tra gli assi a* e b*; (c) Helmholtz λd e Pe (%) (adattato da Mathieu* et al.*, 1998); Y passa attraverso C ed è ortogonale al piano x, y; (d) Munsell hue, value, chroma (adattato da Mathieu* et al.*, 1998). Il modello CIE L*u*v* è lo stesso del CIE L*a*b*, con la sostituzione di +a* e –a* con +u* e –u* e di +b* e –b* con +v* e –v**

bene rapido e facile da utilizzare, presenta diversi inconvenienti, dovuti alle condizioni di illuminazione e all'abilità dell'osservatore (Fernandez and Schulze, 1986; Leone *et al.*, 1996), oltre che al numero limitato di tessere del colore delle suddette tavole (Baumgardner *et al.*, 1985; Sheinost, 2000). Le limitazioni sopra descritte sono spesso causa di una scarsa correlazione statistica tra le notazioni Munsell e le proprietà del suolo (Schulze *et al.*, 1993). Determinazioni più accurate e precise del colore possono essere ottenute attraverso la misura della riflettanza spettrale del suolo nel dominio visibile (Leone e Escadafal, 2001), facilmente acquisibile in laboratorio utilizzando uno spettroradiometro. Tale strumento consente l'acquisizione rapida di spettri di riflettanza ad elevata risoluzione spettrale (> 5 nm) nell'intero intervallo di lunghezza d'onda vis-NIR (350-2500 nm) (Leone e Escadafal, 2001; Leone *et al.*, 2012).

Il colore di un suolo è descritto integrando la sua riflettanza spettrale (R) con ciascuna delle cosiddette funzioni di corrispondenza cromatica ($\bar{x}$, $\bar{y}$ e $\bar{z}$) dell'osservatore standard, così come definito dalla *Commission Internationale de l'Eclairage* (CIE, 1931), per ottenere i valori di tristimolo X, Y e Z (Torrent e Barrón, 1993). Nella notazione X, Y, Z un dato colore è caratterizzato dalla brillanza o luminosità (Y) e dalle coordinate cromatiche x (= X/[X+Y+Z]) e y (= Y/[X+Y+Z]). Anche se la scala dei colori CIE fornisce valori accurati degli stimoli del colore, la distanza tra due colori è poco correlata con ciò che l'occhio umano riesce a vedere. Tale problema può essere superato calcolando le coordinate CIE L*a*b* (CIE, 1978) o CIE L*u*v*, basate su una trasformazione non-lineare dei valori di tristimolo X, Y e Z (*Fig.* 1 a).

In questi sistemi, L* rappresenta la brillanza (0=nero; 100=bianco), che è significativamente correlata con Y, mentre a* e b* e u* e v* rappresentano la cromaticità del colore (+a* e +u*= rosso; -a* e -u* = verde; + b* e +v* = giallo; - b* e -v* = blu). La scelta dell'uno o dell'altro sistema di coordinate è discutibile, sebbene CIE L*u*v* sembri essere più appropriato per la luce trasmessa, mentre CIE L*a*b* più adatto per la luce riflessa, come nel caso dei suoli (Melville e Atkinson, 1985). Le coordinate CIE a*b* e u*v* possono essere sostituite dalle coordinate CIE C* e h* (Barret, 2002). Il sistema CIE L*C*h* (Fig. 1 b) è simile allo spazio colorimetrico CIE L*a*b*, dal quale viene calcolato convertendo le coordinate lineari a* e b* in coordinate polari C* e h*, mentre L* rimane come coordinata di brillanza (Ruiz *et al.*, 2012). Nel sistema CIE L*C*h*, C* è la saturazione del colore (simile al *chroma* del sistema Munsell), misurata come la distanza dall'asse della luminosità (L*); h* è la lunghezza d'onda dominante (simile allo *hue* Munsell), misurata come la distanza, espressa in gradi, dall'asse +a*. Il modello del colore CIE L*C*h* può essere visivamente più facile da capire rispetto al modello CIE L*a*b*, essendo le coordinate C* e h* simili rispettivamente al *chroma* e allo *hue* del sistema Munsell (Barrett 2002; Ruiz *et al.*, 2012). Infine, un sistema alternativo, sviluppato per superare le difficoltà del sistema CIE Yxy, è il sistema Helmholtz λd, Pe, L (Fig. 1 c) in cui λd è la lunghezza d'onda dominante, Pe è la purezza di eccitazione, legata alla saturazione del colore, ed L è la luminanza, legata alla brillantezza del colore (Cervelle *et al.*, 1977; Viscarra Rossel, 2006).

I sistemi di coordinate sopra descritti, sebbene utili per identificare gli stimoli del colore, non sono attualmente utilizzati dai principali sistemi di classificazione dei suoli (es. *World Reference Base FAO, Soil Taxonomy USDA, Referential Pedologique*, ecc.) i quali fanno ancora riferimento al "tradizionale" sistema colorimetrico Munsell, più facilmente consultabile, soprattutto in campo. Tale sistema descrive il colore in termini di tre coordinate cilindriche (Fig. 1 d): *hue* (lunghezza d'onda dominante), *value* (brillanza totale) e *chroma* (saturazione del colore) (Escadafal, 1993; Leone *et al.*, 1996).

Obiettivo del presente lavoro è quello di valutare le possibili relazioni tra il colore del suolo, determinato per via spettroradiometrica, e i contenuti di PCB nei suoli contaminati dell'area industriale ex-MATRA.

2. MATERIALI E METODI

2.1 CAMPIONAMENTO E ANALISI CHIMICHE DEL SUOLO

Nell'area di studio (*Fig.* 2) erano stati precedentemente individuati (marzo 2005) 15 siti di campionamento, in corrispondenza dei quali erano stati prelevati 28 campioni di suolo ad una o due profondità (0-5 cm e 5-20 cm), al fine di caratterizzarne le proprietà chimiche e valutarne lo stato di contaminazione da PCB. I dati acquisiti sono parte integrante di un più ampio database di siti contaminati, implementato del CNR-IRSA (Mascolo *et al.*, 2005), includente: a) la somma dei 12 PCB *dioxin-like* e dei sei PCB "indicatori" *non-dioxin-like*; tale somma è stata indicata come PCB_{18}; b) la percentuale delle differenti classi isomeriche di PCB (da tetra-CB a epta-CB) nei PCB_{18}; c) gli "alogeni organici estraibili" (EOX), che rappresentano il contenuto totale di alogeni (Cl, Br, I) nei composti organo-alogenati che possono essere estratti con solventi organici (es. n-esano, pentano, eptano) da solidi ambientali (sedimenti, organismi) o campioni di acqua (Kannan *et al.*, 1992; Laniewski, 1998; Kannan *et al.*, 1999; Vuik, 1999). I composti includono non solo PCB sintetici, pesticidi organoclorurati, dibenzo-p-diossine policlorurate o dibenzofurani policlorurati e altre sostanze, ma anche quelli prodotti naturalmente da microrganismi, flora e fauna (Asplund e Grimvall, 1991; Hayer *et al.*, 1996; Contreras Lopez, 2003). Pertanto, gli EOX possono servire per misurare l'inquinamento ambientale da composti sintetici organoclorurati che non devono essere dosati individualmente.

Il database del CNR-IRSA contiene anche informazioni su alcune proprietà

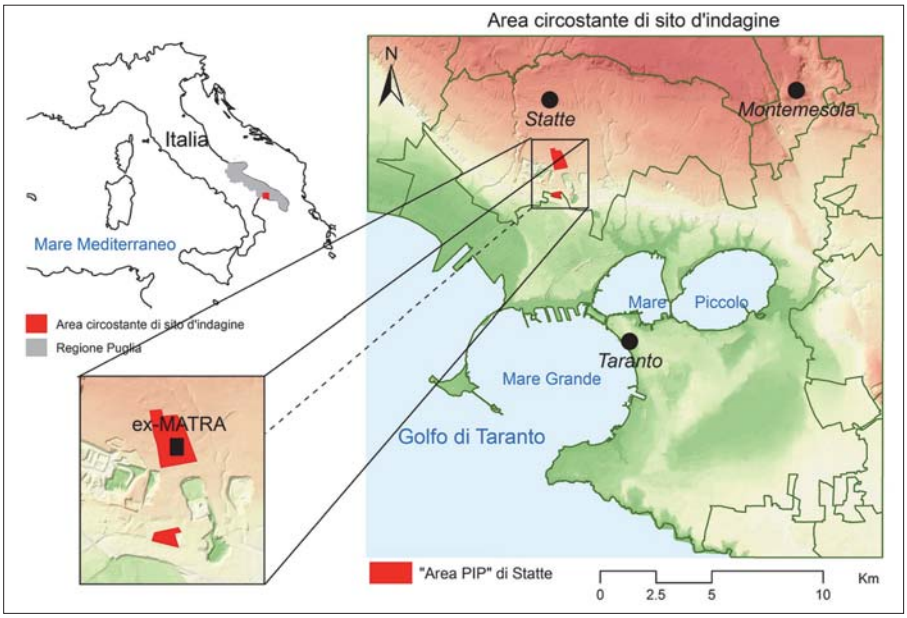


Figura 2. Ubicazione dell'area di studio

di base del suolo, quali pH, conducibilità elettrica (EC), contenuti di carbonato di calcio ($CaCO_3$) e carbonio organico (OC), che possono essere in qualche modo collegate ai PCB e, quindi, diventare indicatori di questi composti. Per tale ragione, si è tenuto conto di queste proprietà nel presente studio.

2.2 Misure del colore

La determinazione delle coordinate del colore del suolo nei differenti sistemi colorimetrici, è stata basata su misure degli spettri di riflettanza nel visibile (Leone e Escadafal, 2001), realizzate sui campioni di suolo precedentemente sottoposti alle analisi chimiche. Le misure di riflettanza nel vis-NIR sono state acquisite in laboratorio, sotto luce artificiale, con uno spettroradiometro FieldSpec 4 (ASD, 2013); tale strumento combina tre spettrometri per coprire la porzione dello spettro compresa tra 350 e 2500 nm. Lo strumento ha una distanza spettrale di campionamento ≤1.5 nm per la regione 350-1000 nm, e 2 nm per la regione 1000-2500 nm.

Le misure sono state realizzate con una *contact probe* equipaggiata con una lampada alogena per l'illuminazione del campione (2901 Å } 10 K), collegata direttamente al FieldSpec, che misura un'area dal diametro di 10 cm. Il sensore è stato calibrato con un pannello bianco di riferimento (Spectralon®). Per ciascun campione di suolo sono stati acquisiti quattro spettri di riflettanza, successivamente mediati per ottenere un unico spettro medio, al fine di minimizzare il rumore e massimizzare il rapporto segnale-rumore. Per ridurre ulteriormente il rumore strumentale, gli spettri di riflettanza sono stati "filtrati" utilizzando l'algoritmo Savitzky-Golay (Savitzky e Golay, 1964). La porzione visibile degli spettri di riflettanza (400-780 nm) è stata trasformata in valori di tristimolo (X, Y, Z) del colore, in accordo con il metodo proposto dalla *Commission International de l'Eclairage* (CIE, 1931). I predetti valori di tristimolo sono stati convertiti in parametri del colore Munsell (*hue, value* e *chroma*) e in coordinate RGB. Queste ultime sono state a loro volta convertite in coordinate del colore CIE L*a*b*, CIE L*u*v*, CIE L*C*h* ed Helmholtz (λd, Pe).

2.3 Analisi statistica

Prima dell'analisi statistica, i valori dello *hue* Munsell sono stati convertiti in valori numerici. Considerando che il valore dello *hue*, nei campioni analizzati, varia tra 7.41 YR e 0.76 Y e in accordo con altri autori (Mokma, 1993), la conversione è stata fatta attribuendo il numero precedente le lettere YR per colori con *hue* compreso tra 7.41 YR e 10 YR (es. 7.41 YR diventa 7.41, 10 YR diventa 10) e il numero precedente la lettera Y più 10 per colori con *hue* maggiore di 10 YR (es. 0.76 Y diventa 10.76).

Per predire i valori di PCB e EOX sulla base delle variabili del colore del suolo, è stata applicata un'analisi di regressione lineare semplice. Tuttavia, considerato il numero limitato di campioni disponibili, i modelli di regressione non sono stati validati indipendentemente con un set esterno di dati. Sei delle variabili considerate, che hanno

Tabella 1. Caratteristiche del colore Munsell, valori di PCB_{18} e di EOX per i campioni di suolo che mostrano differenze nella luminosità e forma variabile

Campioni	Colore Munsell			PCB_{18} (mg kg^{-1})	EOX (mg kg^{-1})
	Hue	Value	Chroma		
S4-5	7.65 YR	4.81	4.10	0.08	0.24
S7-5	8.20 YR	4.48	3.81	1.07	0.44
S8-5	8.65 YR	4.25	2.41	129.8	23.5
S13-5	9.82 YR	4.99	1.76	2005.8	265.0
S10-5	0.76 Y	3.82	1.35	6537.0	2350.0

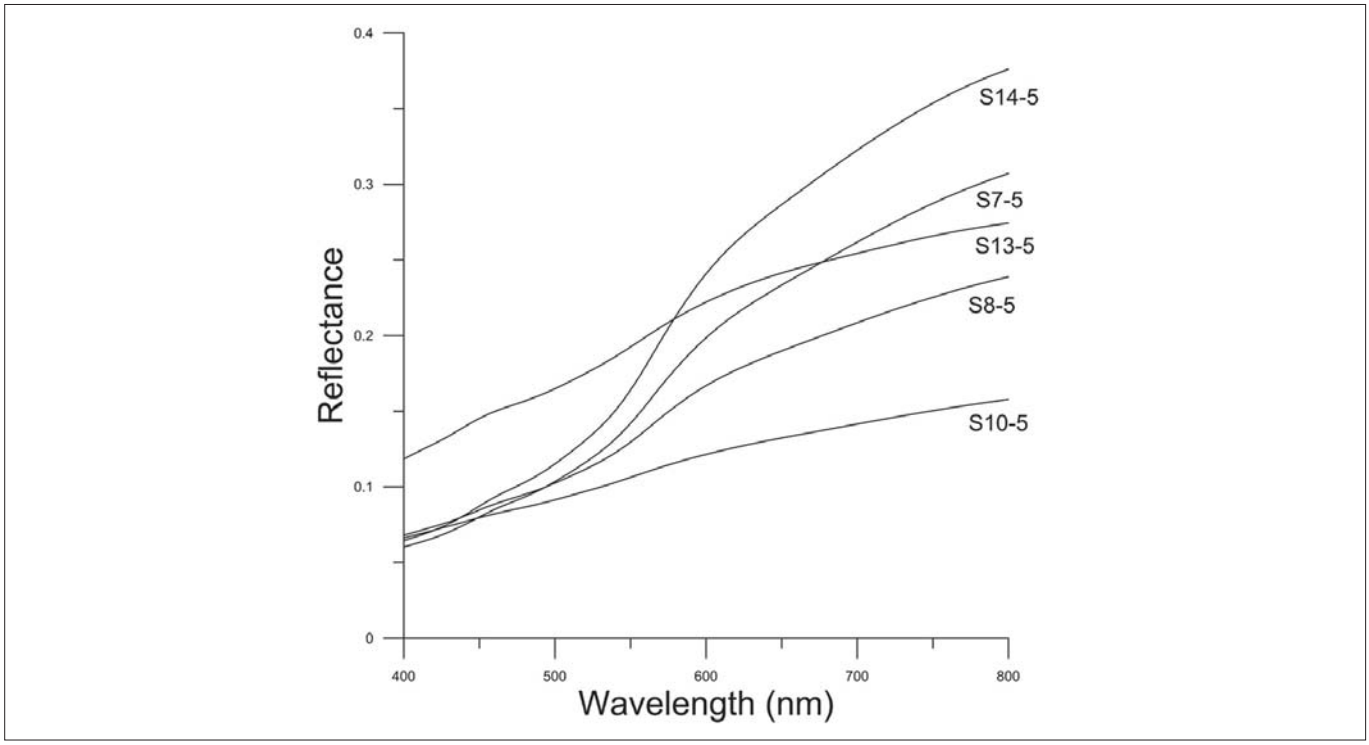


Figura 3. Esempi di spettri di riflettanza nel dominio visibile dei suoli dell'area di studio; si osservano differenze nella luminosità e nella forma degli spettri

Tabella 2. Determinazione dei coefficienti derivanti dall'applicazione dell'analisi di regressione alle variabili chimiche di contaminazione e a quelle del colore

Variabili dipendenti	Variabili indipendenti												
	Munsell			CIE							Helmholtz		
	Hue	Value	Chroma	L*	a*	b*	u*	v*	C*	h*	Y	ld	Pe
EOX	**0.817**	0.098	**0.755**	0.096	**0.850**	**0.720**	**0.789**	0.557	**0.748**	**0.827**	0.142	**0.757**	**0.803**
PCB18	**0.826**	0.082	**0.790**	0.081	**0.878**	**0.758**	**0.822**	0.597	**0.785**	**0.824**	0.121	**0.747**	**0.825**
Tri-CB	0.009	0.000	0.015	0.000	0.019	0.016	0.017	0.016	0.018	0.006	0.000	0.001	0.015
Tetra-CB	0.484	0.040	0.382	0.040	0.449	0.371	0.410	0.278	0.388	0.478	0.053	0.481	0.417
Penta-CB	**0.730**	0.069	**0.674**	0.068	**0.766**	**0.652**	0.712	0.517	0.679	**0.727**	0.090	**0.663**	**0.717**
Esa-CB	**0.531**	0.063	0.422	0.063	0.496	0.410	0.451	0.293	0.428	**0.537**	0.083	0.527	0.472
Epta-CB	**0.837**	0.082	**0.788**	0.082	**0.875**	**0.763**	**0.815**	**0.609**	**0.789**	**0.836**	0.109	**0.717**	**0.827**

In grassetto sono evidenziati i coefficienti di determinazione migliori (>0.50); in grassetto e sottolineati sono riportati i coefficienti di determinazione più elevati tra le variabili chimiche e quelle del colore. EOX, PCB_{18}, tri-CB e tetra-CB sono stati log-trasformati prima dell'analisi di regressione.

mostrato asimmetria positiva, sono state log-trasformate prima dell'analisi di regressione, per raggiungere la normalità (Hair *et al.*, 1995).

3. RISULTATI E DISCUSSIONI

La *Fig.* 3 mostra un esempio di cinque spettri di suolo nel dominio visibile, caratterizzati da evidenti differenze nella forma; le informazioni sulle caratteristiche del colore (espresse nel sistema Munsell) e sui contenuti di PCB_{18} ed EOX sono mostrate in *Tab.* 1.

Dal confronto tra la *Fig.* 3 e la *Tab.* 1 è evidente che differenti curve di riflettanza corrispondono a diversi colori. Tuttavia, è altresì evidente che cambiamenti nella forma delle curve spettrali e, di conseguenza, nei valori dei parametri del colore del suolo, riflettono variazioni nel contenuto di PCB_{18} ed EOX (*Tab.* 1).

In particolare, all'aumentare del contenuto di PCB_{18} ed EOX, il colore tende verso le lunghezze d'onda del giallo (lo *hue* varia da 7.65 YR a 0.76 Y) e diventa meno saturo (il *chroma* passa da 4.10 a 1.35). Al contrario, la luminosità (*value*) sembra non essere correlata ai contenuti di PCB_{18} e di EOX. Queste osservazioni preliminari già consentono di ipotizzare la possibilità di utilizzare il colore per caratterizzare lo stato di contaminazione dei suoli.

3.1 Modelli di predizione

Le regressioni lineari semplici applicate ai contenuti dei contaminanti e ai parametri del colore hanno prodotto risultati rilevanti. Nella *Tab.* 2 sono riportati i coefficienti di determinazione (R^2) risultanti dall'analisi precedente. Il coefficiente di determinazione fornisce una misura della forza della relazione lineare tra variabili dipendenti e indipendenti e confronta la quantità di variazione dei dati rispetto a una linea adattata (retta di regressione) con la quantità totale di variazione nei dati.

Dalla *Tab.* 2 si evince che molti valori di R^2 sono più alti o prossimi a 0.80. Con riferimento a quanto riportato in Sun e Zhang (2017), sono stati considerati modelli predittivi eccellenti quelli con $R^2 \geq 0.8$, modelli medi quelli con $0.5 \leq R^2 \leq 0.8$, e modelli inutilizzabili quelli con $R^2 \leq 0.5$. In accordo con tale classificazione, sono stati trovati eccellenti modelli predittivi per EOX, PCB_{18} ed epta-CB, utilizzando come variabile indipendente *hue* Munsell, o CIE a*, o CIE u* (solo per la predizione di PCB_{18} ed epta-CB), o CIE h* o Helmholtz Pe. Il parametro CIE v* e tutte le variabili di luminosità (*value* Munsell, CIE L* e Helmhotz Y) non sono mai risultate utili predittori dei contaminanti indagati.

Una delle assunzioni per le analisi di regressione è che i residui (ovvero le differenze tra le variabili misurate e quelle stimate) hanno una distribuzione normale. Per verificare la validità del modello di regressione, sono stati esaminati i plot di normalità dei residui (Dodge, 2008). L'analisi dei plot di normalità è stata condotta per i modelli di regressione con $R^2 \geq 0.80$.

In assoluto, il migliore predittore delle variabili di contaminazione (EOX, PCB_{18}, epta-CB) è risultato il parametro CIE a* (*Tab.* 2). In *Fig.* 4 sono illustrati i grafici dei modelli di regressione riferiti al parametro CIE a*, come predittore, insieme ai relativi grafici di probabilità normale dei residui. Per tutti e tre i modelli, i residui hanno approssimativamente una distribuzione normale, se si esclude un solo campione posizionato in basso a sinistra, al di sopra della diagonale del grafico. I coefficienti dei modelli e le relative analisi della varianza sono riportati in *Tab.* 3. L'analisi dei dati riportati nella tabella

Tabella 3. Modelli del coefficiente di regressione e analisi di varianza, risultante dall'applicazione dell'analisi di regressione lineare semplice di EOX, PCB, epta-CB e CIE a*

Risposta	Parametri del modello				Analisi di varianza	
	Predittore	Coefficienti	t	Pr>|t|	F	Pr>F
PCB_{18}	Costante	44.21	20.53	< 0.0001	175.18	
	CIE a*	-4.44	-13.24	< 0.0001		
PCB_{18}	Costante	4.06	14.02	< 0.0001	141.32	< 0.0001
	CIE a*	-0.53	-11.89	< 0.0001		
PCB_{18}	Costante	5.16	15.85	< 0.0001	178.96	< 0.0001
	CIE a*	-0.68	-13.38	< 0.0001		

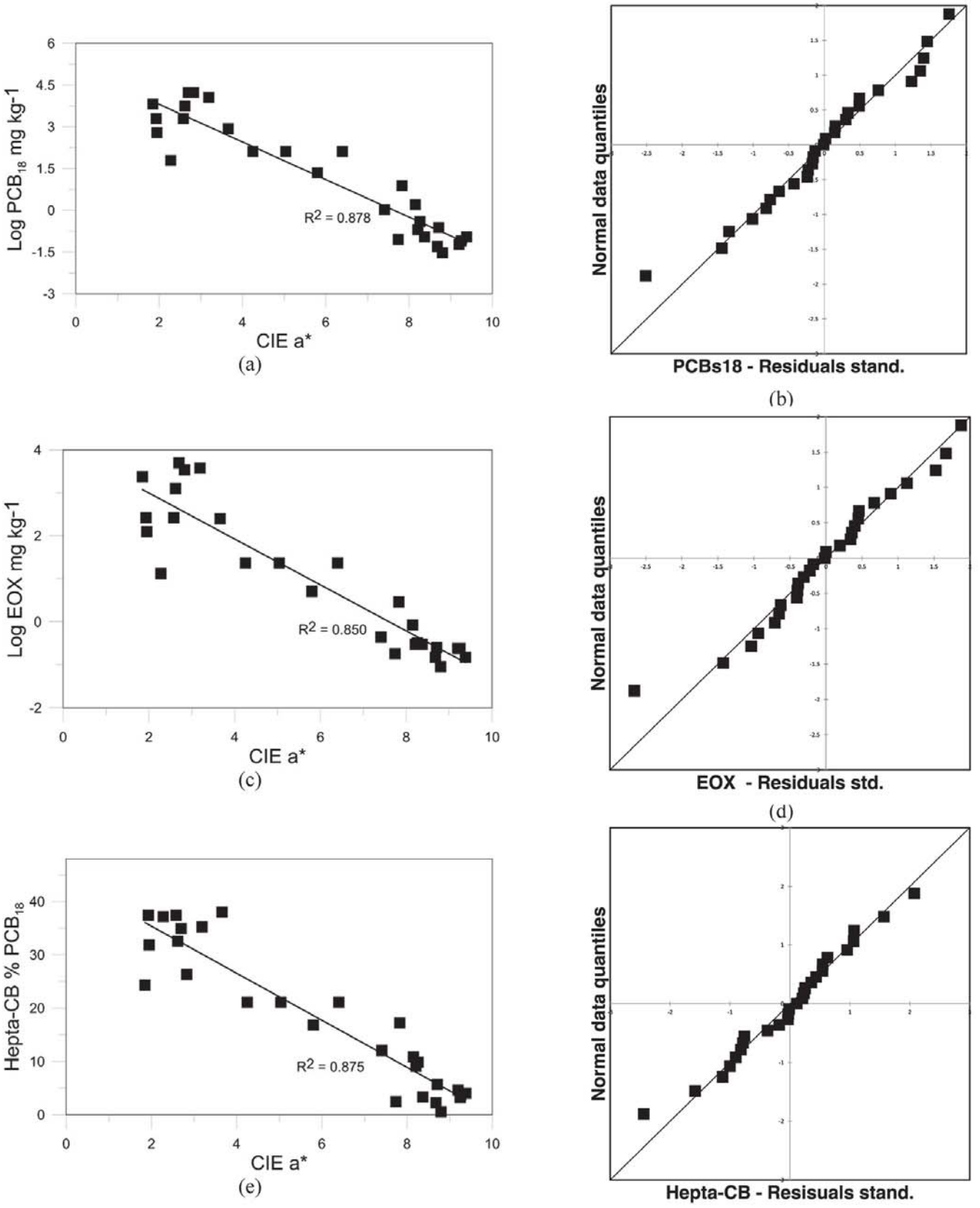


Figura 4 – Grafici di regressione delle variabili log-trasformate EOX (a), PCB_{18} (c) e epta-CB (e) vs CIE a e i corrispondenti grafici di probabilità normale [(b), (d) e (f) rispettivamente]*

conferma ulteriormente l'affidabilità dei modelli predittivi.

4. CONCLUSIONI

È stato condotto uno studio preliminare finalizzato a valutare le potenzialità del colore del suolo, basato su misurazioni spettrometriche abbinate a una semplice analisi di regressione lineare, per la predizione dei policlorobifenili (PCB) e del contenuto di alogeni organici estraibili (EOX) – che sono un'espressione del contenuto totale di alogeni nei composti organo-clorurati, compresi i PCB – nei suoli dell'area contaminata del SIN di Taranto. L'area d'interesse, ricadente attorno all'ex industria metalmeccanica MATRA (ex-MATRA), risulta fortemente contaminata a causa dello sversamento di oli utilizzati come fluidi dielettrici, composti da una miscela di diversi congeneri di PCB.

Le coordinate del colore dei diversi sistemi colorimetrici (Munsell, CIE L*a*b*, CIE L*u*v*, CIE L*C*h*, Helmholtz), sono state calcolate a partire da misure spettrali nel visibile di 28

campioni di suolo prelevati all'interno dell'area di studio. Attraverso analisi convenzionali di laboratorio, realizzate in uno studio precedente, sono stati determinati diciotto congeneri di PCB (ovvero 12 PCB *dioxin-like* e sei PCB "indicatori" *non-dioxin-like*), la loro somma (PCB_{18}) e gli EOX, oltre che alcune proprietà base del suolo (pH, conducibilità elettrica, contenuto di $CaCO_3$ e di carbonio organico) che possono in qualche modo essere collegate ai PCB.

Utilizzando l'analisi di regressione, sono stati individuati eccellenti modelli (R^2>0.80) per la predizione degli EOX, dei PCB_{18} e degli epta-CB, usando come variabili indipendenti *hue* Munsell, o CIE a* o CIE u* (solo per la predizione di PCB_{18} ed epta-CB) o CIE h* o Helmholtz Pe. In totale, il miglior predittore delle variabili di contaminazione (EOX PCB_{18} ed epta-CB) è risultato il parametro CIE a* (R^2= 0.850 per EOX e R^2= 0.878 per PCB_{18}).

Sulla base dei risultati ottenuti si può affermare che le misure spettroradiometriche del colore offrono buone prospettive per la determinazione rapida e a basso costo del contenuto di PCB nei suoli e, più in generale, per la valutazione dello stato di contaminazione del suolo attraverso il contenuto totale di alogeni nei composti organoclorurati, espressi dagli EOX.

BIBLIOGRAFIA

APAT, Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (2006), *Diossine furani e PCB*. IGER Srl, Roma, pp. 71.

Asplund G., Grimvall A. (1991). *Organohalogens in nature*. Environmental Science & Technology, 25, 1346–1350.

ATSDR (2000), *Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (Update)*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Public Health Service, Atlanta, GA, USA.

Barrett L. R. (2002), *Spectrophotometric color measurement in situ in well drained sandy soils*. Geoderma, 108, 49–77.

Baumgardner M. F., Silva L. F., Biehl L. L., Stoner, R. (1985), *Reflectance properties of soils*. Advances in Agronomy, 38, 1–44.

Ben-Dor E., Irons J. A., Epema A. (1999), *Soil spectroscopy*. In A. Rencz (Ed.), Manual of remote sensing (Third ed., pp. 111–189). Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto: J. Wiley & Sons Inc. New-York.

Brandon E. (2013), *Global approaches to site contamination law* (p. 378). Netherlands: Springer.

Cervelle B., Malezieux J. M., Caye R. (1977), *Expression quantitative de la couleur liée à la réflectance diffuse de qualques roches et minéraux*. Bull. Soc. Fr. Minéral Cristall., 100, 185–195.

CIE, Commission Internationale de l'Eclairage (1931), CIE proceedings. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

CIE, Commission Internationale de l'Eclairage (1978), *Recommendations on uniform color spaces, color differences, and psychometric color terms*. Calorimetry CIE, Paris Suppl. n. 2 to Publication n. 15.

Contreras Lopez M. C. (2003), *Determination of potentially bioaccumulating complex mixtures of organochlorine compounds in wastewater: a review*. Environment International, 28, 751–759.

Dodge Y. (2008), *Normal probability plot. In: The Concise Encyclopedia of Statistics*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-0-387-32833-1.

Escadafal R. (1993), *Remote sensing of soil color: principles and applications*. Remote Sensing Reviews, 7, 261–279.

Fernandez R. N., Schulze D. G. (1986), *Calculation of soil color from reflectance spectra*. Soil Science Society of America Journal, 51, 1277–1282.

Hair J. F., Jr. Anderson R. E., Tatham R. L., Black W. C. (1995), *Multivariate data analysis*. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice Hall.

Hayer F., Wagner P., Pihan J. C. (1996), *Monitoring of extractable organic halogens (EOX) in chlorine bleached pulp and paper mill effluents using four species of transplanted aquatic mollusks*. Chemosphere, 33, 2321– 2334.

ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (84/2019), *Annuario dei dati ambientali*, Edizione 2019, Roma.

Kannan K., Falandysz J., Yamashita N., Tanabe S., Tatsukawa R. (1992), *Temporal trends of organochlorine concentrations in cod liver oil from the Southern Baltic Proper 1971–1989*. Marine Pollution Bulletin, 24, 358–363.

Kannan K., Kawano M., Kashima Y., Matsui M., Giesy J. P. (1999), *Extractable organohalogens (EOX) in sediment biota collected at an Estuarine March near a former chloroalkali facility*. Environmental Science & Technology, 33, 1004– 1008.

Laniewski K. (1998), *Halogenated organic matter in precipitation.* Linkoping studies in arts and science 176, Linkoping.

Leone A. P., Ajmar A., Escadafal R., Sommer S. (1996), *Relazioni tra colore e risposta spettrale del suolo. Applicazioni ad un'area di studio dell'Appennino meridionale*. Boll. Soc. Ital. Scienza Suolo, 8, 135–158.

Leone A. P., Escadafal R. (2001), *Statistical analysis of soil colour and spectroradiometric data for hyperspectral remote sensing of soil properties (example in a southern Italy Mediterranean ecosystem)*. International Journal of Remote Sensing, 12, 2311–2328.

Leone A. P., Viscarra-Rossel R., Amenta P., Buondonno A. (2012), *Prediction of soil properties with PLSR and vis-NIR spectroscopy: application to Mediterranean soils from southern Italy*. Current Analytical Chemistry, 8, 283–299.

Mascolo G., De Tommaso B., Bagnuolo G., Ciannarella R., Rapanà N., Lopez A. (2005), *Potenziamento ed implementazione della banca dati tossicologica del suolo e prodotti derivati*, relazione interna IRSA-CNR nell'ambito del Progetto "Toxicological profiles of chemicals in soil", pp. 1–144.

Melville M. D., Atkinson G. (1985), *Soil color: its measurement and its designation in models of uniform color space*. Journal of Soil Science, 36, 495–512.

Mokma D. L. (1993), *Color and amorphous materials in Spodosols from Michigan*. Soil Science Society of America Journal, 57, 125–138.

Munsell Color Company (1975), *Munsell soil color charts*. Baltimore, MD: Macbeth Division of Kollmorgen.

Post D. F., Bryant R. B., Batchily A. K., Huete A. R., Levine S. J., Mays M. D., Escadafal R. (1993), *Correlations between field and laboratory measurements of soil color*. In soil color (Bigham J.M. and Ciolkosz E.J. Eds). SSSA Special Publication Number, 31, 35–49.

Ruiz F. J., Agell N., Angulo C., Sanchez M. (2012), *A qualitative learning system for human sensory abilities in adjustment tasks.* In Proceeding of the 26th International workshop on qualitative reasoning. At Playa Vista, California: Estados Unidos de América.

Savitzky A., Golay M. J. E. (1964), *Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures*. Analytical Chemistry, 36, 1627–1639. https://doi.org/10.1021/ac60214a047.

Schulze D. G., Nagel J. L., Van Scoyoc G. E., Henderson T. L., Baumgardner M. F., Scott D. E. (1993), *Significance of organic matter in determining soil colors*. In soil color (Bigham J.M. and Ciolkosz E.J. Eds). SSSA Special Publication Number, 31, 71–90.

Sheinost A. (2000). *Color.* In Schwertmann U. and Cornell R.M. Iron oxides in the laboratory. Preparation and Characterization. Wiley-VCH Verlag, pp. 27–42.

Sun W., Zhang X. (2017), *Estimating soil zinc concentrations using reflectance spectroscopy*. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 58, 126– 133.

Torrent J., Barrón V. (1993), *Laboratory measurement of soil color: theory and practice*. In soil color (Bigham J.M. and Ciolkosz E.J. Eds). SSSA Special Publication Number, 31, 21–33.

Viscarra Rossel R. A. (2006), *Colour space models for soil science*. Geoderma, 133, 320–337.

Vuik J. (1999), *Speeding up the determination of TPH and EOX in soil with Soxtec Avanti*. Foss Group J. Technol. Food, Dairy Agric. The Analyst, 23, 9–13.

WHO, World Health Organization (2016), *Safety evaluation of certain food additives and contaminants.* Supplement 1: non- dioxin-like polychlorinated biphenyls. WHO Food Additives Series, 71-S1, pp 442.

Biorimedio fito-assistito per il recupero di aree multi-contaminate e la valorizzazione energetica della biomassa

Plant assisted bioremediation for the recovery of multi-contaminated areas and the energy valorization of biomass

Valeria Ancona[(1)*]
Paola Grenni[(2)]
Domenico Borello[(3)]
Vito Felice Uricchio[(1)]
Lorenzo Ferrara[(4)]
Anna Barra Caracciolo[(2)]

(1) Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, Bari
(2) Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, Monterotondo (RM)
(3) Dipartimento di Ingegneria Meccanica e Aerospaziale, Roma
(4) Socrate Srl, Taranto

*Corresponding author
E-mail: ancona@irsa.cnr.it

Parole chiave: Biorimedio fito-assistito, biomassa, valorizzazione energetica
Key words: Plant assisted bioremediation, biomass, energy valorization

ABSTRACT

Chemical-physical treatments for remediation of soils multi-contaminated from organic and inorganic compounds are characterized by high economic costs, by complex construction procedures because they require equipment to be used on/off site with considerable energy costs, as well as environmental costs for the disposal of any undesired sub-products. Phyto-technologies (nature based solution) used as an alternative to physical-chemical treatments are sustainable technologies for the recovery of contaminated soils. In particular, the plant assisted bioremediation strategy uses the synergistic action between plant roots and natural microorganisms (bacteria and fungi) to remove, transform or stabilise toxic substances in soil, sediments or waters. This technology can be effectively applied in many cases of contaminated areas, where appropriate plant species are selected to stimulate the natural biodegradation activity acted by the microorganisms of the rhizosphere (e.g. through the radical exudates or oxygen release). The application of plant-assisted bioremediation technology produces woody biomass that can be used and recovered with different types of treatment in order to obtain a product (e.g. a soil amendment or raw material for the production of syngas) economically convenient. This "reuse" can be achieved after an accurate analysis showing that this biomass has not accumulated hazardous pollutants from the ground or that it is possible to carry out capture treatments of these pollutants before re-entering the atmosphere.

RIASSUNTO

I trattamenti chimico-fisici di bonifica di suoli multi-contaminati da composti organici e inorganici sono caratterizzati da costi economici elevati, da complesse procedure di realizzazione perché necessitano di strumentazioni/apparecchiature da utilizzare on/off site con costi energetici considerevoli, nonché da costi ambientali per lo smaltimento di eventuali sotto-prodotti indesiderati. Le fitotecnologie (*nature based solution*) utilizzate in alternativa ai trattamenti fisico-chimici sono tecnologie sostenibili per il recupero di terreni contaminati. In particolare, il biorimedio fito-assistito o fitorimedio bioassistito sfrutta l'azione sinergica tra le radici delle piante e i microrganismi naturali (batteri e funghi) per rimuovere, trasformare o stabilizzare sostanze tossiche nel suolo, nei sedimenti o nelle acque. Tale tecnologia può essere efficacemente applicata in numerosi casi di aree contaminate, dove opportune specie vegetali vengono selezionate per stimolare l'attività di biodegradazione naturale dei microrganismi della rizosfera (ad esempio attraverso la produzione di essudati radicali o rilascio di ossigeno). La realizzazione di impianti di biorimedio fito-assistito produce biomassa legnosa che può essere utilizzata e recuperata con diverse tipologie di trattamento al fine di ottenere un prodotto (es. un ammendante o materia prima per produzione di syngas) economicamente vantaggioso. Tale "riutilizzo" può essere realizzato dopo un'analisi accurata che dimostri che tale biomassa non abbia accumulato inquinanti pericolosi dal terreno o che sia possibile realizzare trattamenti di cattura di tali inquinanti prima della re-immissione in atmosfera.

1. INTRODUZIONE

Le comunità microbiche hanno un ruolo chiave nella rimozione degli xenobiotici e nel riciclo dei nutrienti mantenendo la qualità dell'acqua e del suolo. Lo studio dei microrganismi e la possibilità di sfruttare le loro capacità naturali di recupero è alla base delle strategie di biorimedio. Il biorimedio è un trattamento che promuove la capacità di microrganismi naturali o selezionati in laboratorio di degradare le molecole organiche. La rimozione dei contaminanti è possibile nella misura in cui la loro azione tossica non impedisca od inibisca la loro attività. Nelle tecnologie di biorimedio fito-assistito (Plant assisted bioremediation biomass, PABR) la capacità di recupero della comunità microbica autoctona viene coadiuvata e stimolata dalla presenza di una specie vegetale (Ancona *et al.*, 2014; Ancona *et al.*, 2017a,b; Di Lenola *et al.*, 2018). Questa ultima, attraverso le radici, promuove la modificazione delle proprietà chimico-fisiche dei suoli contaminati attraverso il rilascio di ossigeno e di essudati radicali. Nella rizosfera si osserva un aumento del carbonio organico disponibile, una maggiore areazione, e un incremento della porosità della zona rizosferica del suolo. L'azione della pianta è quella di confinare gli inquinanti attorno all'apparato radicale e/o di coadiuvare la loro trasformazione grazie all'emissione di enzimi e/o di molecole

che ne promuovono il desorbimento e quindi la loro biodegradazione (Ancona *et al*., 2017b). Infatti, molecole anfipatiche, che vengono emesse attraverso gli essudati radicali, possono agire da surfattanti nei confronti di contaminanti lipofili adsorbiti ed immobilizzati nel suolo, come ad esempio i policlorobifenili (PCB), favorendone la mobilizzazione e biodisponibilità per l'attacco microbico (Luo *et al*., 2006). L'efficienza del biorimedio fito-assistito si basa sull'utilizzo di specie vegetali in grado di sviluppare interazioni sinergiche con le comunità microbiche e al tempo stesso di tollerare gli effetti tossici dei contaminanti nel suolo, pertanto è fondamentale individuare specie vegetali tolleranti a ogni sostanza tossica che si vuole rimuovere (Meggo & Schnoor, 2013).

La biomassa prodotta in applicazioni di biorimedio fito-assistito (PABR biomass), può essere usata per produrre energia, in linea con quanto indicato nel documento europeo "*Sustainable and optimal use of biomass for energy in the EU beyond 2020*" del 2017 e nella Direttiva Europea sulle Energie Rinnovabili (*Renewable Energy Directive* (EU) 2018/2001) del Dicembre 2018, che ribadisce i criteri di sostenibilità per la produzione di energia da fonti rinnovabili.

La biomassa prodotta da PABR può essere una fonte di biomassa importante che si presta, una volta completato il processo di decontaminazione di un'area, ad una valorizzazione energetica volta a generare:

- composti gassosi, combustibili da processi di gassificazione di biomasse legnose, da cui possano essere rimossi per cattura eventuali contaminanti volatilizzati
- composti solidi, con riferimento al biochar, eventualmente contaminato, che può essere inviato a filiere di utilizzo industriale (per esempio nell'edilizia)
- composti liquidi, da processi di generazione di biocombustibili da biomasse anche non legnose, avendo avuto cura di catturare gli eventuali contaminanti dispersi.

Nel presente lavoro si riportano le principali fasi da seguire per la realizzazione di interventi di biorimedio fito-assistito e i principali risultati ottenuti nell'ambito di un'applicazione reale effettuata dall'IRSA-CNR (team di ricerca delle sedi di Roma e Bari) in un'area multi-contaminata del Sud Italia, situata in prossimità di Taranto. Inoltre, sono riportati i risultati preliminari di trattamenti di gassificazione, realizzati presso i laboratori del Dipartimento di Ingegneria Meccanica Aerospaziale dell'Università La Sapienza di Roma, di campioni di biomassa proveniente dagli impianti di biorimedio fito-assistito.

2. AZIONI PROPEDEUTICHE AGLI INTERVENTI DI BIORIMEDIO FITO-ASSISTITO

2.1 Caratterizzazione dell'area di indagine

Inizialmente, allo scopo di definire nel dettaglio le caratteristiche dell'area oggetto di indagine, è necessario condurre analisi chimiche delle proprietà chimico-fisiche del suolo (tessitura, pH, carbonio organico, azoto, fosforo assimilabile, conducibilità elettrica, carbonati, ecc.) ed analisi chimiche degli inquinanti, ai sensi della normativa ambientale (D.Lgs. 152/06). Tale caratterizzazione chimica è essenziale per selezionare la specie vegetale più idonea per realizzare un impianto di biorimedio fito-assistito sull'area di interesse. Al contempo, è opportuno condurre analisi microbiologiche del suolo su campioni prelevati dall'area in esame, al fine di valutare la struttura e funzionamento delle comunità microbiche autoctone. Tra i metodi più utilizzati con successo negli studi di ecologia microbica del suolo vi sono quelli che si avvalgono della microscopia a fluorescenza, quali la misura diretta dell'abbondanza microbica tramite la colorazione DAPI, la tecnica di identificazione filogenetica dei microrganismi tramite sonde fluorescenti oligonucleotidiche (FISH) e la misura della vitalità cellulare (LIVE/DEAD), (Ancona *et al*., 2017a; Di Lenola *et al*., 2018). Tali tecniche permettono di studiare e identificare i microrganismi direttamente nei campioni naturali e, insieme a misure analitiche tradizionali (es. determinazione delle concentrazioni dei contaminanti) e biochimiche (es. la misura dell'attività deidrogenasica), permettono di studiare il processo di biodegradazione degli xenobiotici e di valutare lo stato di qualità di un ecosistema e le sue capacità di recupero nei confronti dei contaminanti (Grenni *et al*., 2019; Ancona *et al*., 2019a). In ultimo, è consigliabile effettuare una modellizzazione completa dei corpi idrici superficiali e sotterranei al fine di valutare i potenziali processi di lisciviazione e drenaggio dei contaminanti nell'area oggetto di indagine.

2.2 Valutazione delle condizioni geo-pedologiche e climatologiche locali al fine di valutare la compatibilità della specie vegetale selezionata con il microclima.

I progetti di biorimedio fito-assistito sono sito-specifici e, infatti, devono essere pianificati in base alle caratteristiche del suolo e alle condizioni climatiche, nonché dalla tipologia di contaminazione presente. La scelta delle specie e delle varietà vegetali è di fondamentale importanza per ottimizzare il processo di recupero ambientale. L'individuazione della specie vegetale in grado di promuovere la degradazione di un contaminante specifico viene eseguita attraverso la consultazione di dati di letteratura e di database appropriati disponibili on line, ad esempio a livello italiano esiste quello dell'Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri (IRET-CNR) https://www.iret.cnr.it/phytoremediation/fitorimedio.pdf. Negli Stati Uniti, i risultati di diversi progetti di fitorimedio sono stati inclusi in una linea guida disponibile online "*Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees*"– *Interstate Technology and Regulatory Council* (ITRC 2009).

2.3 Valutazione della capacità di biorimedio naturale

Prima di realizzare un intervento di biorimedio fito-assistito in pieno campo è opportuno condurre test di valutazione della capacità di biorimedio naturale mediante allestimento di microcosmi sperimentali (Barra Caracciolo *et al*., 2013) con terreno proveniente dal sito di indagine; ciò è utile per poter valutare la presenza di popolazioni microbiche naturali in grado di biodegradare i contaminanti presenti e come tale capacità possa essere migliorata in presenza della specie selezionate ed eventualmente bio-stimolata da particolari condizioni di contorno (quantità acqua, ossigenazione, uso di ammendanti, ecc.).

L'analisi chimica dei contaminanti nel suolo associata alle analisi della struttura e composizione delle comunità microbiche consente di valutare/stimare:

1. la presenza nel suolo di popolazioni microbiche autoctone in grado di degradare i contaminanti studiati (biorimedio naturale);
2. un possibile aumento della degradazione chimica in presenza di specie vegetali selezionate (biorimedio fito-assistito);

3. un'ulteriore bio-stimolazione della biodegradazione, ottenuta con l'aggiunta di ammendanti (ad es. compost) o variando il contenuto idrico ed i livelli di ossigeno nel suolo.

3. APPROCCIO METODOLOGICO PER LA REALIZZAZIONE DI UN INTERVENTO DI BIORIMEDIO FITO-ASSISTITO

3.1. Gestione agronomica pre- e post-impianto

Prima di realizzare un impianto di biorimedio fito-assistito è necessario progettare interventi specifici di preparazione del terreno (ad es. aratura, fertilizzazione, predisposizione di opportuno impianto di irrigazione, ecc.), definire le tempistiche di realizzazione (in quale stagione avviare l'impianto) e il sesto dell'impianto (es. numero di piante e distanza tra loro sul filare e tra i filari). A seguito della piantumazione della specie vegetale selezionata è fondamentale garantire la gestione agronomica dell'impianto.

3.2 Monitoraggio dello sviluppo vegetativo e dello stato di salute delle specie vegetali utilizzate dell'impianto

Entro pochi giorni dalla realizzazione dell'impianto è essenziale provvedere alla sostituzione delle piante che non hanno attecchito e vegetato. Inoltre, è indispensabile garantire il monitoraggio dello stato di salute delle piante durante l'intera durata dell'impianto di biorimedio fito-assistito.

3.3 Progettazione e Realizzazione di campionamenti mirati

Al fine di valutare l'efficacia del biorimedio fito-assistito nel promuovere il recupero dell'area contaminata è necessario progettare e realizzare a tempi definiti (es. 12, 24, 36, 48 mesi dall'avvio dell'impianto) campionamenti mirati di suolo, materiale ipogeo (radici) ed epigeo (fusti e foglie) delle piante. Su tali matrici devono essere effettuate analisi chimiche dei contaminanti. Sui campioni di suolo inoltre è opportuno realizzare analisi chimiche delle principali proprietà del suolo (pH, sostanza organica, nutrienti) ed analisi microbiologiche volte a valutare le variazioni nell'abbondanza, attività microbica e biodiversità per avere indicazioni sul miglioramento della qualità del suolo e sui potenziali processi di biorisanamento.

4. VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELLA BIOMASSA

Il biorimedio fito-assistito applicato ad aree contaminate fornisce biomassa che è una preziosa fonte energetica rinnovabile, utilizzabile per produrre bioenergia, in linea anche con i criteri di sostenibilità della direttiva sulle energie rinnovabili 2009/28/EC (EC 2009). A tal riguardo, diversi studi scientifici hanno dimostrato che la biomassa prodotta per scopi di bonifica su terreni inquinati da metalli può essere trattata termicamente (combustione, gasificazione, torrefazione e pirolisi) e utilizzata come combustibile potenziale (biocarburante, bioenergia), Bert *et al*. 2017.

L'utilizzo della biomassa arborea a scopi energetici è possibile a valle della valutazione della qualità della biomassa stessa; ad esempio, nel caso di specie arboree, la biomassa prodotta da siti in cui viene applicato il biorimedio fito-assistito dopo 3-5 anni dalla semina/piantumazione è importante determinare le possibili concentrazioni di contaminanti presenti (Ancona *et al*., 2017b).

5. CASO STUDIO: INTERVENTI DI BIORIMEDIO FITO-ASSISTITO IN UN'AREA MULTI-CONTAMINATA DI TARANTO

5.1 Riqualificazione ambientale di un sito multi-contaminato in località Cimino Manganecchia – Taranto

Nel 2013, un gruppo di ricerca dell'IRSA-CNR nell'ambito della Convenzione finanziata da CISA SpA ed in collaborazione con Socrate Srl, ha avviato un'attività sperimentale in campo basata sull'applicazione di una tecnica di biorimedio fito-assistito su un'area multi-contaminata situata in provincia di Taranto (località Cimino – Manganecchia), utilizzando un clone di pioppo selezionato in precedenti attività di fitorimedio da IRET-CNR (Bianconi *et al*., 2010). Le indagini condotte in fase di caratterizzazione sui campioni di suolo prelevati nell'area di indagine, hanno evidenziato la presenza di una contaminazione in tutta l'area di studio, concentrata in diverse aree, da contaminanti organici quali i policlorobifenili ed inquinanti inorganici (metalli pesanti). I risultati delle analisi chimiche e microbiologiche effettuate a distanza di un anno dalla piantumazione della specie vegetale del clone Monviso hanno rivelato una diminuzione della concentrazione dei PCB (Ancona *et al*., 2017a), con valori generalmente al di sotto di quelli previsti dai limiti di legge (60 ng/kg) ed un fito-contenimento dei principali metalli pesanti. A distanza di trenta mesi dall'inizio della sperimentazione, un successivo campionamento ha permesso di evidenziare un'ulteriore riduzione della concentrazione totale dei metalli pesanti nei campioni di suolo prelevati a circa 25 cm di distanza dal tronco e nella rizosfera (porzione di suolo che circonda le radici). I valori del fattore di bio-accumulo (BAF) negli organi vegetali e del fattore di traslocazione dalle radici alla pianta (TF), calcolati per i singoli metalli pesanti, indicano che il clone di pioppo utilizzato si è rilevato capace di promuovere la fito-stabilizzazione nelle radici di tali contaminanti inorganici (Ancona *et al*., 2019a). Inoltre, l'incremento del contenuto di carbonio organico nei suoli e il generale incremento dell'attività delle comunità microbiche autoctone mostra l'efficacia della tecnologia applicata nel migliorare la qualità del suolo (Ancona *et al*., 2017a; 2019a).

In *Fig.* 1 è riportata un'immagine dell'impianto di pioppi dopo trenta mesi dell'avvio della sperimentazione.

5.2 Gassificazione della biomassa di pioppo da biorimedio fito-assistito: studio preliminare di trattamenti di valorizzazione energetica

A seguito dei risultati ottenuti sulla degradazione dei PCB e del contenimento dei metalli al di sotto dei livelli normativi, è stata avviata, in collaborazione con il DIMA (Università La Sapienza di Roma), un'attività di ricerca per la valorizzazione energetica della biomassa di pioppo proveniente dall'impianto di biorimedio fito-assistito. Nello specifico, presso i laboratori del DIMA sono stati realizzati trattamenti di gassificazione di campioni di biomassa (residui di potatura di pioppo) all'interno di un gassificatore a letto fluidizzato. É interessante notare come dalla gassificazione del pioppo proveniente dal sito contaminato si sia ottenuta una resa in syngas superiore a quella ottenuto dalla gassificazione di pioppo vergine, indice di un possibile effetto catalitico dei metalli in tracce o del calcio, metallo alcalino terroso, presente in grande concentrazione nel terreno (Alighakaani *et al*., 2017; Ancona *et al*., 2019b).

L'analisi dei gas prodotti, dei volatili e dei residui di cenere e biochar ha dimostrato che, almeno per quanto riguarda i composti gassosi, non ci sono tracce dei metalli presenti nel terreno, prevalentemente Cu e Zn, mentre test di laboratorio con filtri di dimensioni adeguate hanno evidenziato la possibilità di catturare composti carboniosi con inclusioni metalliche di dimensioni molto ridotte (Gallucci *et al*., 2019).

Tali risultati hanno evidenziato che i residui di potatura possono essere utilizzati nel processo di gassificazione senza alcun impatto ambientale aggiuntivo, in termini di emissione di contaminanti, rispetto alla biomassa proveniente da aree non contaminate (Ancona *et al*., 2019b).

5.3 Progettualità in corso

L'IRSA-CNR in Associazione Temporanea di Scopo con le imprese: C.I.S.A. S.p.A., RESET s.r.l., PROGEVA s.r.l. e SOCRATE s.r.l. è vincitore del bando INNONETWORK per il progetto "*Biorimedio fito-assistito: una strategia verde per il recupero di aree contaminate e la valorizzazione di biomassa - SOLUZIONI VERDI*" (N. Q3ITQH5). Il bando riguarda il *sostegno alle attività di Ricerca e Sviluppo (R&S) di nuove tecnologie sostenibili, di nuovi prodotti e servizi* nell'ambito del POR Puglia FESR-FSE 2014-2020 - Asse prioritario 1 (Ricerca, sviluppo tecnologico, innovazione - Azione 1.6 "Interventi per il rafforzamento del sistema innovativo regionale e nazionale e incremento della collaborazione tra imprese e strutture di ricerca e il loro potenziamento").

Tale progetto intende sviluppare una filiera tecnologica innovativa basata su soluzioni verdi in linea con la sostenibilità ambientale partendo dal biorimedio fito-assistito, quale tecnologia di bonifica verde per il recupero di aree multicontaminate. La messa a punto di protocolli innovativi per la biodegradazione di specifici inquinanti organici ad elevata persistenza nell'ambiente e pericolosità per la salute umana (policlorobifenili, PCB) e la rimozione di inquinanti inorganici (metalli pesanti), nei suoli di un'area pilota di Taranto, è finalizzata a migliorare l'efficienza del biorimedio fito-assistito nella decontaminazione di aree contaminate e a mettere a punto una tecnologia significativamente più economica rispetto alle bonifiche classiche, ma anche ecocompatibile e competitiva dal punto di vista temporale. Al contempo, si stanno sviluppando protocolli innovativi per il trattamento della biomassa legnosa ottenuta dall'area di sperimentazione, al fine di trasformare una "materia" che può essere considerata come rifiuto (a causa del potenziale accumulo di contaminanti) in risorsa. Le attività progettuali saranno svolte in un periodo totale di 18 mesi, a partire da novembre 2018 sino ad aprile 2020.

Inoltre, nell'ambito di tale tecnologia l'IRSA-CNR è anche tra i beneficiari dell'Intervento ammesso e cofinanziato dall'U.E. a valere sull'azione II.2 del PON Ricerca & Innovazione 2014-2020 e FSC (Decreto Direttoriale 2 agosto 2018, n. 2055), per il progetto di ricerca "*Energie per l'Ambiente TARANTO" -Tecnologie e processi per l'Abbattimento di inquinanti e la bonifica di siti contaminati con Recupero di mAterie prime e produzioNe di energia TOtally green* (TARANTO), N. ARS01_00637.

Il progetto è finalizzato allo sviluppo di un insieme più ampio di tecnologie innovative funzionali a generare energia rinnovabile conseguendo contestualmente effetti di bonifica delle matrici ambientali contaminate e favorendo l'economia circolare e la decarbonizzazione. Nello specifico, l'IRSA-CNR e le imprese C.I.S.A S.p.A e EcoPan s.r.l, anch'esse beneficiarie del suddetto finanziamento, collaboreranno per



Figura 1. Impianto di biorimedio fito-assistito dopo 30 mesi dall'avvio della sperimentazione in un'area multi contaminata vicino a Taranto

lo svolgimento di attività sperimentali relative al Biorimedio fito-assistito di suoli e sedimenti contaminati e produzione di biomassa a fini energetici (pilota con test di diverse specie vegetali). Tale progetto, della durata di 30 mesi, è stato avviato a novembre 2018.

6. CONCLUSIONI

Nel presente lavoro sono mostrate brevemente le principali fasi da seguire per la realizzazione di interventi di biorimedio fito-assistito finalizzati al recupero ambientale di aree multi-contaminate. Inoltre, sono stati illustrati i risultati generali ottenuti attraverso un'applicazione reale, con un clone specifico della specie *Populus*, ad un'area multi-contaminata (policlorobifenili e metalli pesanti) situata nel Sud Italia dove alcuni campioni della biomassa vegetale sono anche stati utilizzati in un trattamento di gassificazione per produrre syngas. Nel complesso i risultati ottenuti consentono di affermare che il biorimedio fito-assistito rappresenta un'efficiente strategia verde per il recupero di aree multi-contaminate. Inoltre, i trattamenti di gassificazione della biomassa prodotta sono efficaci al fine di recuperare energia da un materiale che sarebbe altrimenti destinato ad essere un rifiuto, avendo cura di separare, durante il processo, eventuali inquinanti pericolosi liberati. Tale approccio è in linea con i principi dell'economia circolare e rappresenta una sfida a cui la comunità scientifica mira da tempo, al fine di sviluppare tecnologie a basso impatto ambientale finalizzate a ridurre l'inquinamento in maniera innovativa e a rispondere ulteriormente all'esigenza di predisporre con rapidità interventi di recupero dei suoli degradati, nell'ottica di una gestione ecosostenibile delle risorse ambientali.

BIBLIOGRAFIA

Aghaalikhani A., Savuto E., Di Carlo A., Borello D. (2017), *Poplar from phytoremediation as a renewable energy source: gasification properties and pollution analysis*. ICAE 2018, 21-24 August 2017, Energy Procedia 142, pp. 924-931.

Ancona V., Barra Caracciolo A., Campanale C., Rascio I., Grenni P., Di Lenola M., Bagnuolo G., Uricchio V.F. (2019a), *Heavy metal phytoremediation of a poplar clone in a contaminated soil in Southern Italy.* Journal of Chemical Technology and Biotechnology, https://doi.org/10.1002/jctb.6145

Ancona V., Barra Caracciolo A., Campanale C., De Caprariis B., Grenni P., Uricchio V.F., Borello D. (2019b), *Gasification treatment of poplar biomass produced in a contaminated area restored using plant assisted bioremediation*. Journal of Environmental Management 239: 137-141.

Ancona V., Barra Caracciolo A., Grenni P., Di Lenola M., Campanale C., Calabrese A., Uricchio V. F., Mascolo G., Massacci A. (2017a), *Plant-assisted bioremediation of a historically PCB and heavy metal-contaminated area in southern Italy*. New Biotechnology, 38, 65–73.

Ancona V., Grenni P., Barra Caracciolo A., Campanale C., Di Lenola M., Rascio I., Uricchio V.F., Massacci A. (2017b), *Plant-assisted bioremediation: an ecological approach for recovering multi-contaminated areas*. M. Lukac *et al.* (eds.), Soil Biological Communities and Ecosystem Resilience, Sustainability in Plant and Crop Protection, DOI 10.1007/978-3-319-63336-7_18

Ancona V., Uricchio V.F., Ferrara L., Massacci A., Barra Caracciolo A., Grenni P. (2014), *Fitorimedio bio-assistito: interventi di risanamento ambientale al Centro Educativo Murialdo di Taranto*. In: "L'emergenza ambientale a Taranto: le risposte del mondo scientifico e le attività del Polo "Magna Grecia"– Collana del Dipartimento Jonico in "Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture". Cacucci Editore, pp. 229-241.

Barra Caracciolo A., Bottoni P. & Grenni, P. (2013), *Microcosm studies to evaluate microbial potential to degrade pollutants in soil and water ecosystems*. Microchemical Journal, 107:126–130.

Bert, V., Allemon, J., Sajet, P., Dieu, S., Papin, A., Collet, S., Gaucher, R., Chalot, M., Michiels, B., & Raventos, C. (2017), *Torrefaction and pyrolysis of metal-enriched poplars from phytotechnologies: Effect of temperature and biomass chlorine content on metal distribution in endproducts and valorization options*. Biomass and Bioenergy, 96, 1–11.

Bianconi D., De Paolis M.R., Agnello M.C., Lippi D., Pietrini F., Zacchini M., Polcaro C., Donati E., Paris P., Spina S., Massacci A. (2010), *Field-scale rhizoremediation of a contaminated soil with hexachlorocyclohexane (HCH) isomers: the potential of poplars for environmental restoration*. In: Phytoremediation: Processes, Characteristics and Applications. Nova Science Publisher, Hauppauge. NY.

Di Lenola M., Barra Caracciolo A., Grenni P., Ancona V., Rauseo J., Laudicina V.A., Massacci A. (2018), *Effects of Apirolio Addition and Alfalfa and Compost Treatments on the Natural Microbial Community of a Historically PCB-Contaminated Soil.* Water Air Soil Pollution 229:143.

Gallucci F., Carnevale M., Paris E., Ancona V., De Caprariis B., Borello D. (2019), *Fluidized bed gasification of biomass from plant-assisted bioremediation: characterization of products*, SDEWES 2019, 1-6 Ottobre 2019, Dubrovnik, HR.

Gerhardt K.E., Huang X.D., Glick B.R., Greenberg B.M. (2009), *Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: potential and challenges.* Plant Science 2009; 176: 20-30.

Glick B.R. 2010, *Using soil bacteria to facilitate phytoremediation*. Biotechnology Advances 28: 367-374.

Grenni P., Ancona V., Campanale C., Aimola G., Uricchio V.F., Barra Caracciolo A. (2019), *Tecniche di biorimedio fitoassistito per il recupero di suoli contaminati: applicazioni sperimentali*. In: Sconocchia A., De Angelis P. (Eds.), Atti del IV Workshop Nazionale "Bonifica, recupero ambientale e sviluppo del territorio: esperienze a confronto sul fitorimedio" - RemTech Expo 2018, pp. 51-59.

Grenni P., Ancona V., Barra Caracciolo A., Di Lenola M., Campanale C., Uricchio V.f., Massacci A. (2016), *Biorimedio fito-assistito: approccio ecologico per il recupero di siti multi-contaminati*. In: "La ricerca sulle acque e le nuove prospettive di valorizzazione dei risultati in ambito pubblico e privato", a cura di Enrico Brugnoli e Vito Felice Uricchio, pp. 335-339, ISBN: 978-88-6611-516-8.

Luo L., Zhang S.z., Shan X.q., *et al.* (2006), *Oxalate and root exudates enhance the desorption of ppV-DDT from soils*. Chemosphere, 63:1273-9.

Massacci A., Ancona V., Barra Caracciolo A., Grenni P., Uricchio V.F. (2014), *Fitorimedio bioassistito.* In: Le innovazioni tecnologiche nel settore della caratterizzazione e bonifica dei siti contaminate – Panoramica sui più recenti sviluppi della ricerca italiana, a cura di Brugnoli, Massarelli Uricchio e Zurlini, Cacucci Editore, pp. 21-34.

Meggo R.E., Schnoor J.L. (2013), *Rhizosphere redox cycling and implications for rhizosphere biotransformation of selected polychlorinated biphenyl (PCB) congeners*. Ecol. Eng. 57:285–292.

Wenzel W.W. (2009), *Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils*. Plant Soil 321:385-408.

❑

Biorisanamento in situ di falde contaminate da solventi clorurati: un caso di studio in provincia di Milano

Federico Aulenta[(1)]*
Simona Rossetti[(1)]
Valter Tandoi[(1)]
Marco Petrangeli Papini[(2)]
Mauro Majone[(2)]

(1) Istituto di Ricerca sulle Acque (IRSA), Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR)
(2) Dipartimento di Chimica, Sapienza Università di Roma

* E-mail: aulenta@irsa.cnr.it

Biorisanamento in situ di falde contaminate da solventi clorurati: un caso di studio in provincia di Milano

Parole chiave: Biorisanamento in situ, Declorazione Riduttiva, Dehalococcoides mccartyi, Test di campo
Key words: Dehalococcoides mccartyi, Field test, In situ bioremediation, Reductive dechlorination

SOMMARIO

La contaminazione di suoli e acque di falda da solventi clorurati è un problema di enorme rilevanza sia a livello nazionale che internazionale e un gran numero di ricerche sono state condotte negli ultimi anni allo scopo di sviluppare tecnologie di bonifica appropriate, in alternativa o in supporto al consolidato approccio del "Pump & Treat". In questo contesto sono assai promettenti le tecnologie di biorisanamento in-situ basate sulla stimolazione della degradazione biologica in situ, nel contesto dei meccanismi di attenuazione naturale. Il presente lavoro descrive alcuni aspetti dell'attività di ricerca svolta congiuntamente dall'Istituto di Ricerca Sulle Acque del CNR e dal Dipartimento di Chimica della Sapienza Università di Roma, su tali tematiche. Particolare attenzione è posta alla descrizione delle attività di campo condotte presso un sito contaminato da solventi clorurati situato in Provincia di Milano, presso il quale è stato applicato un protocollo tecnico per la valutazione del potenziale di applicazione di un intervento di biorisanamento in situ.

ABSTRACT

Soil and groundwater contamination by chlorinated solvents is a problem of increasing relevance both at national and international level. In this context, a large number of studies have been conducted in recent years in order to develop appropriate remediation technologies, alternative to (or in support of) the consolidated "Pump & Treat" approach. Along this line, in-situ bioremediation technologies based on in situ stimulation of biological degradation processes are very promising. The present work describes some aspects of the research activity carried out jointly by the Water Research Institute (IRSA) of the National Research Council (CNR) and by the Department of Chemistry of Sapienza University of Rome, on these issues. Here, specific attention is given to the description of field activities conducted at a site contaminated with chlorinated solvents located in the Province of Milan, whereby a technical protocol was applied for the assessment of the potential application of in situ bioremediation.

INTRODUZIONE

I solventi clorurati sono stati per anni utilizzati come sgrassanti in vari settori industriali, impiegati nelle operazioni di pulitura a secco e anche come intermedi per la produzione di prodotti chimici. A seguito di pratiche di impiego e metodi di smaltimento non appropriati i solventi clorurati sono divenuti una categoria di contaminanti praticamente ubiquitari (Majone *et al.*, 2015). Generalmente i solventi clorurati che si trovano nell'ambiente sono metani, etani ed eteni clorurati. La maggior parte di essi presentano alcune peculiari caratteristiche chimico-fisiche che ne caratterizzano il loro comportamento nei suoli e nelle acque di falda, tra cui una elevata tensione di vapore, una densità maggiore rispetto a quella dell'acqua ed una limitata solubilità in acqua (Ajo-Franklin *et al.*, 2006). Come conseguenza la maggior parte dei solventi clorurati, se rilasciati in quantità sufficientemente elevate, sono frequentemente presenti come fasi liquide non-acquose dense che tendono ad accumularsi sugli strati impermeabili sul fondo di acquiferi confinati. I più comuni solventi clorurati sono l'1,2-dicloroetano (1,2-DCA), 1,1,1-tricloroetano (TCA), tetracloruro di carbonio, cloruro di metilene, cloroformio, tetracloroetilene (PCE) e tricloroetilene (TCE). Nei siti contaminati da solventi clorurati il TCE viene generalmente individuato come il componente a maggiore concentrazione.

Le diverse tecnologie attualmente disponibili per la bonifica di falde acquifere contaminate da solventi clorurati sono basate essenzialmente su sistemi di Pump & Treat. In questo caso il pennacchio contaminato viene intercettato da un opportuno sbarramento idraulico e l'acqua emunta inviata ad un impianto di trattamento. I processi di trattamento raramente consentono di raggiungere i bassi limiti richiesti per la re-iniezione dell'acqua emunta in falda ed il destino finale è spesso quello di uno scarico in corpo idrico superficiale. Nei casi peggiori, si può avere mobilizzazione di contaminanti persistenti e bioaccumulabili. Inoltre, il trattamento si basa spesso su trasferimento di fase senza effettiva degradazione (es. adsorbimento, desorbimento). Infine, il "Pump & Treat" presenta in generale una elevata richiesta energetica e costi elevati di trattamento (pompaggio, adsorbenti, rigenerazione). Ciò è particolarmente problematico nelle situazioni in cui è presente una fase separata (ad es. la fase densa non acquosa, DNAPL, tipica dei solventi clorurati): in questo caso la velocità di rimozione è spesso controllata dalla lenta dissoluzione del DNAPL, ovvero il sistema "Pump & Treat" deve essere mantenuto attivo per tempi estremamente lunghi (Stroo *et al.*, 2012, 2003).

In alternativa a tale approccio, grande interesse rivestono i sistemi di risanamento *in-situ* quali le Barriere Permeabili Reattive (basate su ferro zero-valente, carboni attivi, zeoliti sintetiche e naturali e processi biologici), il

biorisanamento (enhanced natural attenuation, ENA, con aggiunta di nutrienti e ammendanti e/o bioaugmentation) e l'attenuazione naturale monitorata (MNA) (Cameselle and Gouveia, 2018; Fan *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2019; Majone *et al.*, 2015). Tali sistemi presentano in generale potenziali vantaggi per quanto riguarda i minori costi di gestione, legati essenzialmente alle minori richieste energetiche, l'assenza di scarichi esterni da trattare e smaltire nonché un minor disturbo degli usi del suolo. Inoltre, nella maggior parte dei casi, tali sistemi consentono una effettiva degradazione dei contaminanti, piuttosto che un semplice trasferimento di fase.

D'altra parte, alcuni potenziali svantaggi ne hanno limitato finora l'uso, quali la possibile difficoltà a raggiungere i valori limite richiesti per la completa bonifica delle acque sotterranee e la possibile presenza di fenomeni di contaminazione secondaria (es. accumulo di intermedi anche più tossici dei prodotti di partenza). Più in generale, tali interventi richiedono una più approfondita conoscenza delle condizioni locali anche in quanto non sono a tutt'oggi disponibili protocolli e metodologie standardizzati di progettazione e monitoraggio.

Su tali tematiche, nel corso degli ultimi 15 anni, il Dipartimento di Chimica della Sapienza Università di Roma e l'Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA) del CNR hanno congiuntamente svolto attività di ricerca finalizzate a sviluppare e fornire strumenti scientifici, tecnologici e metodologici per la decontaminazione per via biologica di falde contaminate da solventi clorurati. Nello specifico, la ricerca è stata finalizzata sia allo studio e sviluppo di processi avanzati di biorisanamento (in situ ed ex situ), sia alla messa a punto e convalida attraverso un'applicazione di campo di un protocollo tecnico per la definizione della miglior strategia di biorisanamento (Aulenta *et al.*, 2006a).

DEGRADAZIONE BIOLOGICA DEI COMPOSTI ORGANO-ALOGENATI

I composti organo-alogenati possono essere degradati sia mediante processi di tipo metabolico che cometabolico. Il primo caso si verifica quando il microrganismo utilizza il composto per soddisfare i propri bisogni catabolici ed anabolici, rispettivamente energetici e di carbonio organico. Nel caso di processo cometabolico la biotrasformazione avviene in maniera fortuita, senza cioè che l'organismo ne ricavi energia o materiale per la biosintesi, grazie all'azione di enzimi e/ o cofattori biologici adibiti alla trasformazione di un substrato o metabolita primario. A causa della profonda differenza fra le finalità della biotrasformazione metabolica di un substrato, rispetto a quella di tipo cometabolico, esiste una sostanziale diversità delle cinetiche relative ai due tipi di processo, accompagnata anche da quella delle percentuali delle risorse energetiche batteriche utilizzate (Dolfing, 2016; Dolinová *et al.*, 2017; Koenig *et al.*, 2015; Leys *et al.*, 2013).

Nel caso dei processi metabolici si registrano le maggiori velocità e rese di biotrasformazione dei substrati. Inoltre, i processi di degradazione metabolica o cometabolica possono avvenire sia in condizioni aerobiche che in condizioni anaerobiche, in funzione delle condizioni redox esistenti nel mezzo di coltura, dalla composizione microbica e dal grado di alogenazione del composto in esame. I composti altamente alogenati (ad esempio PCE e TCE) difficilmente sottostanno a reazioni di ossidazione, mentre è favorita la loro riduzione. La resistenza alla degradazione aerobica, in particolare del PCE, è imputabile all'elevato stato di ossidazione dei composti saturi di sostituenti alogeni e alla mancanza di atomi di carbonio legati ad atomi di idrogeno. In effetti, composti, quali il PCE o l'esaclorobenzene, che posseggono tutti i carboni legati ad atomi di cloro, sono invece biodegradabili in condizioni di anaerobiosi, attraverso la loro dealogenazione riduttiva (RD), ovvero la sostituzione nucleofila dell'alogeno con uno ione idruro(Dolfing, 2016). Una rappresentazione schematica dei successivi possibili step nella declorazione riduttiva del PCE fino ad etilene è riportata in *Fig.* 1.

La prima evidenza di declorazione riduttiva del PCE fino a DCE e VC fu prodotta incubando un sedimento in presenza di PCE e metanolo (Parsons *et al.*, 1984). Per la prima volta, nel 1989 fu riportata la completa declorazione riduttiva del PCE fino ad etilene da parte di un consorzio metanigeno, in presenza di metanolo (Freedman and Gossett, 1989). Nel corso degli anni successivi la declorazione riduttiva del PCE è stata ampiamente documentata in letteratura.

La declorazione riduttiva richiede la disponibilità di un donatore esterno di elettroni. Sebbene vari substrati carboniosi siano in grado di sostenere la declorazione riduttiva del PCE, è ormai accertato come nella maggior parte dei casi l'effettivo donatore di elettroni utilizzato per la declorazione del PCE sia l'idrogeno molecolare, o direttamente disponibile o prodotto dalla fermentazione di substrati carboniosi primari (Adrian and Loffler, 2016).

Dove l'idrogeno è l'effettivo donatore di elettroni per la RD, differenti microrganismi possono competere per l'utilizzo di tale substrato (decloranti, metanigeni idrogenofili, omoacetogeni, solfato riduttori). Alcuni ricercatori hanno osservato che i microrganismi decloranti hanno maggiore affinità per l'idrogeno dei metanogeni (Fennell *et al.*, 1997; Fennell and Gossett, 1998). Questo indica che potenzialmente i microrganismi decloranti sono in grado di sopravvivere a concentrazioni di idrogeno più basse rispetto ai metanigeni e acquistano un vantaggio selettivo rispetto a questi quando l'idrogeno è presente a concentrazioni molto basse (<10 nM). Questi studi suggeriscono che una efficace declorazione può essere ottenuta utilizzando donatori di elettroni (i.e. substrati carboniosi) quali ad esempio il propionato o il butirrato che vengono fermentati lentamente rilasciando dunque idrogeno a basse concentrazioni.

D'altra parte, nei consorzi microbici decloranti, altri microrganismi possono competere per il substrato carboniosi primario, ad esempio metanigeni e acidogeni. La competizione per il donatore di elettroni primario determina la porzione di elettroni effettivamente utilizzati per la formazione di idrogeno e così

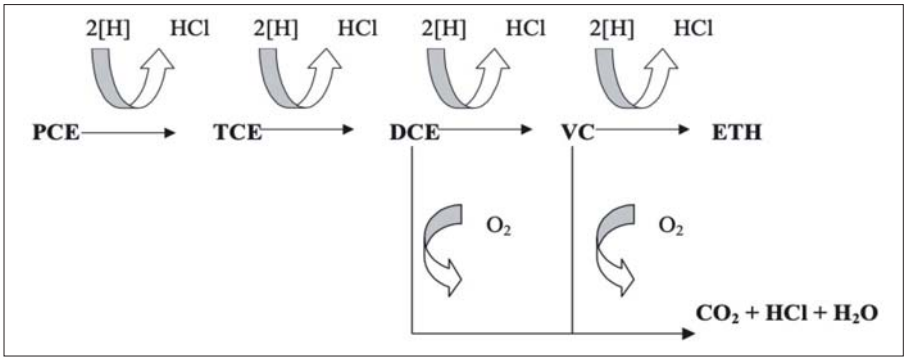


Figura 1. Schema della sequenza di biodegradazione anaerobica e/o aerobica del PCE

potenzialmente disponibili per la RD. Ad esempio, in un consorzio microbico declorante alimentato con metanolo, gli elettroni effettivamente trasferiti per la formazione di etilene da PCE sono risultati solo il 4% mentre la restante parte era utilizzata per la formazione diretta di metano da metanolo (15%), la formazione di acetato sia per acetogenesi che per omoacetogenesi (72%, omoacetogenesi <19%) e la crescita cellulare (9%). Nonostante, la minima percentuale di utilizzo degli elettroni disponibili, la popolazione declorante puo' comunque mantenersi stabile per lunghi periodi (Aulenta *et al*., 2006a).

La RD del PCE può essere sia un processo cometabolico che metabolico. La RD cometabolica del PCE è stata riscontrata in vari consorzi microbici e colture pure, soprattutto in condizioni di metanogenesi ma anche in presenza di attività acetogenica o omoacetogenica (Fathepure and Boyd, 1988a, 1988b). Viceversa, la prima evidenza sperimentale dell'esistenza di batteri in grado di accoppiare la RD del PCE alla crescita (processo metabolico, noto anche come de*halorespiration o anche organohalide-respiration*) in strette condizioni anaerobiche, è stata descritta nel 1993 (Holliger *et al*., 1993). Il consorzio descritto da Holliger era un arricchimento altamente purificato in grado di ridurre il PCE a *cis*-DCE in presenza di idrogeno quale donatore di elettroni. Il microrganismo isolato da tale consorzio e denominato *Dehalobacter restrictus* è in grado di utilizzare solo idrogeno come donatore di elettroni e può crescere solo riducendo il TCE o il PCE a *cis*-DCE (Holliger *et al*., 1998). Successivamente sono stati descritti altri microrganismi in grado di accoppiare la riduzione del PCE fino a intermedi meno clorurati (Adrian and Loffler, 2016). Il primo microrganismo risultato grado di declorare il PCE fino ad etilene è stato *Dehalococcoides ethenogenes* strain 195 (Maymo-Gatell, 1997), successivamente ribattezzato *Dehalococcoides mccartyi* (Löffler *et al*., 2013). Tuttavia, tale isolato è in grado di ridurre metabolicamente il PCE solo fino a VC mentre lo stadio finale da VC a etilene è cometabolico (ciò comporta che l'ultimo stadio è più lento con l'accumulo intermedio di VC fino a che tutti i suoi precursori non sono stati convertiti). Sebbene l'idrogeno sia l'effettivo donatore di elettroni utilizzato da *Dehalococcoides* per la riduzione del PCE, tale batterio richiede la presenza di acetato, vitamina B_{12}, e di presumibilmente di ulteriori fattori di crescita non ancora individuati.

Sebbene la RD del PCE o del TCE fino ad etilene sia stata frequentemente osservata in colture miste, nessun microrganismo è stato ancora isolato in grado di effettuare tale trasformazione in coltura pura e con processo completamente metabolico.

Poiché il VC è a volte un prodotto di accumulo intermedio della declorazione riduttiva del PCE e del TCE in ambienti anaerobici, particolarmente rilevanti sono gli studi sulla sua biodegradabilità in condizioni aerobiche, nell'ottica di un possibile processo combinato anaerobico-aerobico per la completa biodegradazione di un'acqua di falda contenente PCE o TCE (*Fig.* 1). La degradazione cometabolica del VC da parte di microrganismi che crescono su metano, propano, propene, isoprene, toluene, fenolo o ammoniaca è ampiamente descritta in letteratura (Anderson and McCarty, 1997). Inoltre, il VC può essere anche utilizzato attraverso un processo metabolico, anche se finora è stato riportato un numero limitato di isolati (appartenenti ai generi *Mycobacterium* e *Pseudomonas*) e colture miste in grado di utilizzare VC come unica fonte di carbonio ed energia (Hartmans *et al*., 1985). In tal caso, il potere riducente necessario alla degradazione del VC è rigenerato con la successiva degradazione del VC stesso. In tale contesto non risulta necessaria la presenza di un substrato di crescita, e si prevengono fenomeni di inibizione da substrato.

Per quanto riguarda gli etani clorurati, le conoscenze disponibili indicano un comportamento più complesso con la possibile coesistenza di diverse vie degradative anche in condizioni strettamente anaerobiche. L'1,1,2,2-TeCA può essere anaerobicamente degradato in etani ed eteni non clorurati o a più basso grado di clorurazione attraverso tre meccanismi differenti (*Fig.* 2). I primi due meccanismi, denominati idrogenolisi e dicloroeliminazione, sono due differenti processi di declorazione riduttiva, in quanto entrambi richiedono il trasferimento di due elettroni con il conseguente rilascio, rispettivamente, di uno o di due atomi di cloro. Il terzo meccanismo, noto come deidroclorazione, è un processo non-ossidoriduttivo attraverso cui si ha il rilascio di una molecola di HCl con la conseguente formazione di un doppio legame tra i due atomi di carbonio vicinali. D'altronde, PCE e TCE sono generalmente degradati mediante idrogenolisi; ciò comporta che gli etani ed eteni clorurati possono avere degli intermedi comuni di reazione (i.e. TCE, DCE, VC), a seconda dei percorsi degradativi seguiti dagli etani clorurati.

PROTOCOLLI DI CARATTERIZZAZIONE E VALUTAZIONE

Un protocollo di caratterizzazione e valutazione è sostanzialmente una procedura che procede alla verifica di ipotesi di intervento attraverso specifiche misure e test, tenendo conto della tipologia di contaminanti considerata, della o delle tecnologie di bonifica che si intendono valutare e delle caratteristiche del sito in oggetto. Per sua natura intrinseca, un protocollo di questo tipo è perciò molto più specifico di una caratterizzazione generale volta a determinare semplicemente estensione e tipologia della contaminazione.

Con riferimento specifico al caso dei solventi clorurati alifatici esistono ad esempio due consolidati protocolli, finalizzati rispettivamente alla valutazione della possibilità di attenuazione naturale o accelerata (enhanced). Il primo protocollo è pubblicato dall'EPA con il titolo "Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in groundwater" (Wiedemeier, 1998). Il protocollo è mirato alla verifica della possibilità che nel par-

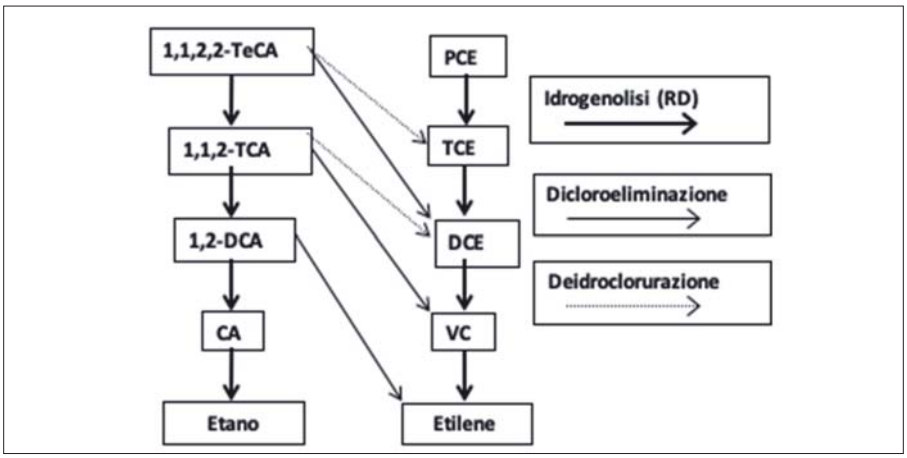


Figura 2. Possibili percorsi degradativi anaerobici degli etani ed eteni clorurati

ticolare acquifero considerato i processi di attenuazione naturale (intesi come la somma dei processi di immobilizzazione, adsorbimento, diluizione e degradazione biologica) possano essere da soli in grado di raggiungere la decontaminazione del sito entro tempi accettabili e condizioni ambientali compatibili con la sicurezza. Il secondo è il cosiddetto protocollo tecnico RABITT "A treatability test for evaluating the potential applicability of the reductive anaerobic biological in situ treatment technology to remediate chloroethenes" frutto del lavoro di cooperazione tra il Battelle Memorial Institute (Columbus, Ohio), la Cornell University (Ithaca, New York), l'EPA (Ada, Oklahoma e l'US Air Force Amstrong Laboratory (Tyndall AFB, Florida) (Morse *et al.*, 1998). Tale protocollo descrive un approccio più completo che oltre alla valutazione della attenuazione naturale include una fase di test di trattabilità con lo scopo di determinare il potenziale per l'accelerazione della declorazione riduttiva in situ attraverso azioni specifiche come l'aggiunta di substrati riducenti.

Entrambi i protocolli si basano (almeno nella fase iniziale) su un sistema di punteggi (score) assegnati alle diverse caratteristiche del sito oggetto di studio, in base alla sommatoria delle quali il sito va a collocarsi in una certa posizione in una graduatoria (ranking) che ne individua la maggior o minor aderenza all'ipotesi di modalità di decontaminazione assunta dal protocollo. Sulla base di tale ranking, il protocollo può prevedere che la modalità di decontaminazione sia accettata, scartata o sottoposta a verifica con un approfondimento della caratterizzazione. Pertanto, il protocollo guida l'utilizzatore attraverso un processo decisionale nel quale le informazioni sono organizzate e utilizzate per determinare se la tecnologia in esame merita ulteriore considerazione. Il protocollo viene interrotto quando esso indica che le caratteristiche del sito o altre considerazioni quali considerazioni normative o particolarità logistiche impediscono l'applicazione della tecnologia o la rendono non competitiva rispetto ad altre.

A titolo di esempio si illustra la procedura prevista nel protocollo RABBIT, che consta di quattro fasi distinte:

1. caratterizzazione preliminare e sistema di valutazione speditivi
2. caratterizzazione dettagliata e modellazione
3. studio di trattabilità in scala di laboratorio (microcosmi)
4. verifica di campo in scala pilota

La prima fase è una ricognizione delle caratteristiche del sito per una sua prima classificazione rispetto alla potenzialità della RD naturale o stimolata. Si utilizzano informazioni di tipo chimico, geochimico, idrogeologico, a volte direttamente disponibili da una caratterizzazione preliminare, che vengono organizzate in tre categorie indipendenti, ovvero sotto il profilo della contaminazione chimica, sotto il profilo idrogeologico e sotto il profilo geochimico. Il profilo della contaminazione comprende tutti i parametri che concorrono a definire il tipo e l'estensione della contaminazione. Tra le caratteristiche di particolare interesse per la declorazione riduttiva devono citarsi la presenza, concentrazione e distribuzione di prodotti a basso grado di clorurazione (come DCE e VC) che indicano la possibilità di declorazione riduttiva in atto. Allo stesso modo la presenza di possibili co-contaminanti (idrocarburi, solventi aromatici, metalli) può influenzare la RD in modo sia positivo che negativo. Ad esempio, concentrazioni elevate di metalli pesanti possono inibire la attività microbica mentre alcuni contaminanti organici possono fungere da donatori di elettroni e facilitare la RD, anche attraverso il consumo di accettori di elettroni potenziali competitori della RD. In questo profilo sono anche comprese le informazioni sulla distribuzione spaziale della contaminazione ed in particolare se essa comprenda anche zone insature e/o fasi non acquose che possono fortemente condizionare l'efficacia di una strategia basata sull'aggiunta di substrati dall'esterno.

Il profilo idrogeologico è definito da una unica grandezza, ovvero la conduttività idraulica (K, cm/sec) considerata sufficientemente indicativa per valutare la possibilità di accelerare la RD mediante la aggiunta di substrati. Una conduttività idraulica eccessivamente bassa ($<10^{-5}$ cm/sec) comporta da sola un punteggio così negativo da impedire di fatto la prosecuzione del protocollo. Il profilo geochimico descrive sostanzialmente la esistenza o possibilità di ottenere condizioni ambientali adatte alla attività declorante. Oltre a caratteristiche generali quali pH, alcalinità e temperatura, esso si basa soprattutto sulla valutazione dei parametri che influenzano le condizioni redox del sistema. ciò in considerazione del fatto che la RD richiede condizioni fortemente riducenti. Vengono perciò considerate le condizioni redox attuali (potenziale redox), la presenza di accettori di elettroni (ossigeno, nitrato, solfato), di donatori di elettroni (carbonio organico disciolto) ed infine di prodotti di metabolismi tipicamente anaerobi (metano, acido solfidrico).

La seconda fase consiste in una più dettagliata caratterizzazione del sito. La caratterizzazione viene eseguita in una determinata collocazione e con una scala ridotta, sulla base dei risultati della prima fase. Essa prevede attività di campo con misure ad hoc della distribuzione dei contaminanti e delle caratteristiche idrogeologiche e geochimiche, già prese in esame nella prima fase, al fine di confermare l'applicabilità del protocollo e progettare le fasi successive, ovvero gli studi di microcosmo e il test di campo rispettivamente.

La terza fase consiste negli studi di microcosmo, ovvero in prove di laboratorio condotte incubando il materiale acquifero e/o l'acqua di falda in condizioni ambientali differenti, sia naturali (equivalenti a quelle in situ) che modificate (ad esempio attraverso l'aggiunta di substrati carboniosi). Per ciascun test viene seguito nel tempo (in genere 6 mesi) l'andamento dei composti clorurati e di una serie di altri parametri (substrati, accettori di elettroni), così da determinare la condizione ottimale di lavoro per la declorazione riduttiva. L'esecuzione di una serie appropriata di microcosmi è un punto chiave per la comprensione dell'efficacia di un intervento di accelerazione della decontaminazione biologica. Attualmente, infatti le conoscenze disponibili sui microrganismi decloranti e sulle comunità microbiche anaerobiche all'interno delle quali essi riescono ad operare non sono tali da consentire una previsione affidabile del loro comportamento sulla base dei soli parametri ambientali (chimici, geochimici ed idrogeologici). Ad esempio, la scelta del substrato carbonioso è critica nel determinare la velocità di produzione dell'idrogeno molecolare (ad opera dei batteri fermentativi) nonché la sua pressione parziale, fattori che poi regolano la competizione tra microrganismi decloranti e potenziali competitori per il suo utilizzo. Il destino del substrato carbonioso dipende a sua volta dalla presenza nell'acqua di falda di sostanze ossigenate (ossigeno disciolto, nitrati e solfati) che determinano la ripartizione del substrato tra metabolismi di respirazione e fermentativi. Discorso analogo vale anche per la presenza/aggiunta di fattori nutrienti che possono regolare uno o più metabolismi nel consorzio microbico (tra cui in particolare la vitamina B_{12} che è risultata fondamentale per la crescita del *Dehalococcoides mccartyi*, l'u-

nico batterio finora isolato che declora il PCE fino ad etilene). A questi fattori ambientali che influenzano la fisiologia dei consorzi microbici si aggiunge l'aspetto più propriamente microbiologico, ovvero il fatto che nel sistema siano presenti microrganismi decloranti e tra questi di specie in grado di condurre la declorazione fino ad etilene.

La quarta ed ultima fase prevede un test di campo al fine di confermare in situ le indicazioni ricevute dagli studi di microcosmo. In particolare, il protocollo prevede che sia verificata in situ l'effetto della formulazione ammendante (substrato e/o nutrienti) che si è rivelata nei microcosmi più efficace nell'accelerare la declorazione riduttiva e portarla fino ad etilene

IL SITO CAMPIONE IN PROVINCIA DI MILANO

Nell'ambito del presente studio è stata valutata la possibilità di implementare un intervento di biorisanamento in situ presso un sito contaminato da solventi clorurati (SC), situato nel Comune di Rho (MI). Tale obiettivo è stato perseguito attraverso l'applicazione dei protocolli di caratterizzazione e valutazione precedentemente descritti.

In breve, il sottosuolo del sito in oggetto è caratterizzato dalla presenza di due strati argillosi a diversa profondità che definiscono due acquiferi (uno superficiale e l'altro semiconfinato) interessati dalla contaminazione. La falda freatica sospesa non sempre continua è sostenuta da un livello di argilla limosa di modesto spessore, che va via via assottigliandosi fino a scomparire verso valle alimentata per lo più dalle precipitazioni e dalle perdite della rete irrigua. Al di sotto di tale strato argilloso si ha una falda semiconfinata comunicante con quelle sottostanti e sostenuta a letto da un setto argilloso posto ad una profondità di circa 50 m dal piano campagna. L'area contaminata è inoltre attraversata da un fiume che la divide in un settore settentrionale e uno meridionale

Da varie campagne di monitoraggio condotte negli dalla Provincia di Milano, ARPA ed ASL sono state riscontrate elevate concentrazioni di solventi clorurati (SC), in particolare PCE, TCE e 1,1,2,2 tetracloroetano derivanti dallo stoccaggio di contenitori nel terreno e dallo sversamento incontrollato. Inoltre, dai dati di concentrazione risulta che la maggior parte della massa dei contaminanti è presente nel primo acquifero probabilmente a seguito del piccolo spessore argilloso, spesso non continuo, e che ha consentito il percolamento dei solventi sversati (probabilmente sottoforma di DNAPL).

In una fase preliminare dello studio, è stata condotta una revisione dei dati disponibili (informazioni idrogeologiche e risultati del monitoraggio sulla rete di piezometri già esistenti) che ha consentito una modellizzazione concettuale del sito. La presenza di prodotti di degradazione dei composti a più alto grado di clorurazione insieme ad una conducibilità idraulica > 10^{-3} cm s^{-1}, indicavano come nel sito fosse potenzialmente applicabile un processo di attenuazione naturale o stimolata.

Su tale base si è poi proceduto ad una ulteriore caratterizzazione dello stato chimico delle acque contaminate, per l'applicazione degli indici di valutazione speditiva dei protocolli di attenuazione naturale dell'EPA (Wiedemeier, 1998) o di attenuazione stimolata RABITT (Morse *et al.*, 1998). Secondo il primo (punteggio 9), l'evidenza di biodegradazione anaerobica è risultata piuttosto limitata mentre il secondo ha fornito un risultato più incoraggiante (punteggi 38-49), secondo cui le condizioni idrogeologiche e geochimiche sono favorevoli ed è probabile che la declorazione stesse avvenendo in diverse locazioni all'interno del sito. Ciò ha portato ad intraprendere studi di microcosmo con il suolo saturo sia presente nel focolaio di contaminazione (nella falda sospesa) che prelevato in corrispondenza della falda primaria. Parallelamente si è definito un programma di monitoraggio, con installazione di nuovi piezometri, che prevede campionamenti di acque con cadenza circa quadrimestrale per la verifica della evoluzione dinamica del pennacchio di contaminazione.

INSTALLAZIONE DELLA RETE DI MONITORAGGIO

Sul sito è stata avviata una campagna di monitoraggio attraverso la realizzazione di una serie di piezometri a maglia più stretta nell'area del focolaio di contaminazione, da affiancarsi alla esistente rete di pozzi e piezometri preesistenti che coprono però un'area molto più vasta. La realizzazione dei piezometri è stata anche utilizzata per il prelievo di campioni di suolo nello strato saturo per l'esecuzione degli studi di microcosmo.

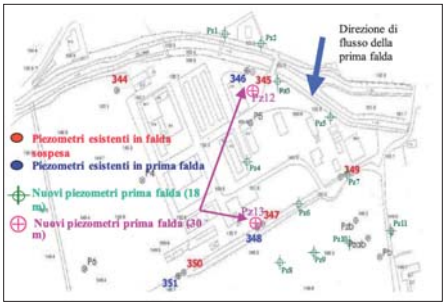


Figura 3. Rete di monitoraggio

Il posizionamento dei piezometri è stato definito in base ad una ipotetica griglia costituita sostanzialmente da un triangolo con vertice nel focolaio e con una base che si andava via via allargando allontanandosi dal vertice. L'allargamento serviva per tenere in conto l'eventuale allargamento del pennacchio dovuto agli effetti dispersivi.

La dislocazione dei pozzi deriva dall'analisi effettuata durante la fase di caratterizzazione del sito, la dimensione dell'area investigata riassume le caratteristiche litologiche della zona e presenta concentrazioni di inquinanti tali da consentire facilmente il confronto tra valori rilevati e simulati. L'asse di questa griglia è allineato con la direzione principale della falda. Complessivamente sono stati realizzati 11 piezometri in prossimità del focolaio, di cui 10 fino ad una profondità di 18 m dal piano campagna e finestrati da 12 a 18 m, intestandosi quindi nella prima falda semiconfinata (sulla quale si sono concentrate le indagini in quanto è quella attualmente oggetto di contaminazione). Un unico piezometro localizzato in corrispondenza del focolaio di contaminazione è stato realizzato fino ad una profondità di soli 9 m e finestrato da 3 a 9 m in corrispondenza della soggiacenza originaria della falda superficiale. La minor profondità è stata dovuta alla necessità di evitare qualsiasi rischio di rimettere in comunicazione il focolaio teoricamente isolato con la falda sottostante. In *Fig.* 3 è riportata l'ubicazione dei piezometri e pozzi preesistenti nonché di quelli realizzati ex novo.

A seguito della realizzazione della rete di monitoraggio sono state effettuate 4 successive campagne di campionamento dell'acqua di falda che hanno messo in evidenza i seguenti risultati:

- All'interno del focolaio di contaminazione (teoricamente isolato negli interventi pregressi di messa in sicurezza di emergenza), la falda superficiale rimane altamente contaminata (piezometri 366 e 0). Si conferma la prevalenza del TeCA, seguito da TCE e PCE. Le concentrazioni sono fluttuanti, ma si deve considerare come la falda sia in questa porzione areale almeno parzialmente isolata e soggetta ad ampie fluttuazioni di livello in relazione alle condizioni climatiche. Non si riscontra infatti un accumulo signi-

ficativo di composti di degradazione parziale, pur rilevandosene tracce, indice che esiste comunque una qualche attività biologica riduttiva.

- Procedendo verso valle, si riscontra una elevata contaminazione nella prima falda, il che indica il transito della contaminazione dalla falda superficiale a quella sottostante, probabilmente dovuto a discontinuità, naturale o indotta dello strato di argilla intermedio.
- In particolare, si conferma la presenza di un massimo di contaminazione nella prima falda in corrispondenza del piezometro 346 (immediatamente a valle del fiume Olona); rispetto al focolaio in falda superficiale, l'inversione delle proporzioni relative tra TeCA e TCE sembra indicare che nella migrazione dei contaminanti si abbia anche una degradazione del TeCA in TCE. Gli studi di microcosmo hanno indicato chiaramente l'esistenza di tale degradazione (deidroclorazione, meccanismo tipicamente abiotico). Anche in questo caso si osserva una diminuzione della concentrazione complessiva di composti clorurati che non sembra collegata a fenomeni di degradazione biologica.
- Le concentrazioni di composti clorurati decrescenti all'aumentare della distanza dei singoli punti di campionamento dal focolaio di contaminazione. Tuttavia, non è possibile individuare chiaramente un pennacchio di contaminazione regolare. Ad esempio, alte concentrazioni residue di composti clorurati sono osservate nei piezometri situati ad ovest della griglia di campionamento (348, 7), circa 200 m a valle del piezometro 346 e poco più dal focolaio. Tuttavia, il piezometro pz 6 posto all'interasse in posizione intermedia (circa 100 m a valle del 346) ne risulta completamente esente. Ciò suggerisce la possibile presenza di più sorgenti di contaminazione, la presenza di DNAPL e/o la possibile presenza di percorsi preferenziali dovuti alle disomogeneità nel sottosuolo.

TESTS DI MICROCOSMO

I microcosmi sono stati allestiti utilizzando campioni di suolo saturo e acqua di falda contaminata, prelevati nel sito campione. Il suolo utilizzato proveniva dal sondaggio effettuato all'interno del focolaio originale di contaminazione L'acqua di falda proveniva da un piezometro già disponibile, nelle immediate vicinanze del punto dove è stato campionato il suolo (la sua composizione è riportata in *Tab.* 1). Sono attualmente in corso altri microcosmi con il suolo saturo dell'acquifero in prossimità del piezometro 346.

Una volta campionati sia l'acqua di falda che il suolo, sono stati conservati in recipienti di vetro scuro e mantenuti a 4°C fino al momento dell'uso. I microcosmi sono stati poi preparati sotto atmosfera di N_2 mediante l'ausilio di una cappa anaerobica.

Sono stati realizzati 13 trattamenti differenti ciascuno dei quali condotto in triplicato per verificarne la riproducibilità. Le condizioni sperimentali testate negli studi di microcosmo sono riportate in *Tab.* 2. I primi 10 trattamenti sono stati realizzati riempiendo ogni bottiglia (da 250 mL) con 80 g di suolo umido (16 % di umidità) e 160 mL di acqua di falda.

Una volta preparate, le bottiglie sono state chiuse ermeticamente (con tappi di gomma butile e ghiere di alluminio) e ammendate con il donatore di elettroni scelto (i.e: estratto di lievito, lattato, butirrato, idrogeno o niente). I fattori di crescita (estratto di lievito 20 mg/L e vitamina B_{12} 0,05 mg/L), nei microcosmi in cui ne era prevista la presenza, sono stati aggiunti contestualmente al donatore di elettroni.

Il trattamento 11 è stato realizzato riempiendo le bottiglie con 35 mL di un consorzio declorante misto arricchito su PCE ed alimentato con H_2 e contenente *Dehalococcoides mccartyi* e 160 mL di acqua (in assenza del suolo). Dopo averle chiuse ermeticamente, le bottiglie sono state ammendate con H_2 e fattori di crescita. Per realizzare i trattamenti 12 e 13, gli 80 g di suolo umido aggiunti nelle bottiglie da siero sono stati diluiti con 160 mL di un mezzo anaerobico riducente (RAMM). Dopo averle chiuse ermeticamente, le bottiglie sono state ammendate con TCE e H_2 (trattamento 12) o TCE e butirrato (trattamento 13). Tutti i microcosmi, una volta preparati sono stati incubati al buio a temperatura ambiente

Tabella 1. Caratterizzazione chimico-fisico dell'acqua di falda utilizzata negli studi di microcosmo

Parametro		Parametro	
TeCA (mg/l)	8.30	CH_4 (mg/l)	< d.l.
PCE(mg/l)	0.58	COD (mg/l)	30.1
TCE(mg/l)	5.38	SO_4^{--} (mg/l)	419.0
cis-DCE (mg/l)	0.36	NO_3^- (mg/l)	26.8
trans-DCE (mg/l)	0.05	O_2 (mg/l)	0.7
VC (mg/l)	< d.l.	pH	6.6
ETH (mg/l)	3.6	Potenziale redox	160

Tabella 2. Condizioni sperimentali testate negli studi di microcosmo

Trattamento	Suolo e acqua di falda ammendati con:
1	- (controllo abiotico)
2	- (controllo biotico)
3	- (controllo biotico)+ g.f.[1]
4	YE[2] (180 mg/l) + g.f.
5	Lattato (3 mmol/l)
6	Lattato (3 mmol/l) + g.f.
7	Butirrato (3 mmol/l)
8	Butirrato (3 mmol/l)+ g.f.
9	H_2 (3 mmol/l)[3]
10	H_2 (3 mmol/l) + g.f.
	Acqua di falda ammendata con:
11	H_2 (3 mmol/l) +Inoculo dcelorante[4]+ g.f.
	Suolo ammendato con:
12	RAMM[5] + TCE + H[2] (3mmol/l) + g.f.
13	RAMM + TCE + Butirrato (3mmol/l) + g.f.

1) g.f. (fattori di crescita): estratto di lievito (20 mg/l) e Vitamina B_{12} (0.05 mg/l); 2) YE: estratto di lievito; 3) concentrazioni nominali; i.e. moli totali/ volume di liquido; 4) l'inoculo è un consorzio microbico declorante contenente *Dehalococcoides* spp.; 5) RAMM: mezzo minerale anaerobico

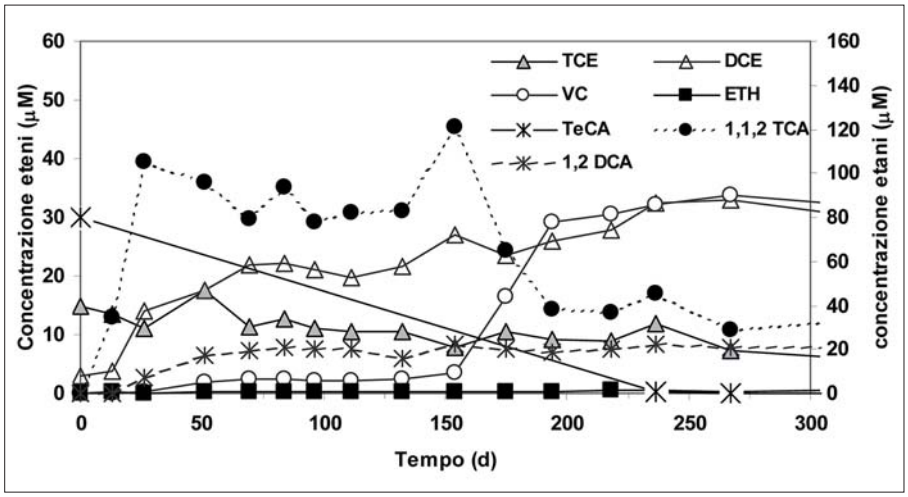


Figura 4. Andamento temporale della degradazione dei solventi clorurati osservati in un tipico microcosmo ammendato con lattato ed elementi in tracce

(20-25°C) e mantenuti in quiete. Ogni 14 giorni, la determinazione dei solventi clorurati, ETH, CH_4, H_2, lattato e acidi grassi volatili era effettuata mediante gascromatografia, in spazio di testa o in fase liquida, con rivelatore ECD, FID e TCD a seconda del composto e della concentrazione. Gli anioni inorganici erano determinati mediante cromatografia ionica.

Lo studio di microcosmo ha consentito di verificare la capacità dei microrganismi nativi del suolo contaminato di degradare i contaminanti presenti nell'acqua di falda, di verificare i principali prodotti della degradazione dei contaminanti, nonché di identificare le condizioni ambientali più favorevoli alla biodegradazione. Ciò è stato possibile attraverso il periodico monitoraggio dei principali costituenti l'acqua di falda durante tutto il periodo di incubazione delle bottiglie (microcosmi) che è durato oltre un anno (384 giorni). A titolo di esempio, in *Fig.* 4 è riportato l'andamento temporale della degradazione dei solventi clorurati (i.e. TeCA, TCE) presenti nell'acqua di falda da parte dei microrganismi del suolo, in un tipico microcosmo ammendato con lattato ed elementi in tracce (Aulenta *et al.*, 2006b, 2005).

In sommario, si è rilevato che

- Nel suolo del sito contaminato "campione" sono presenti popolazioni decloranti native in quanto tutti i microcosmi, con la sola eccezione del controllo abiotico, hanno mostrato attività declorante;
- l'attenuazione naturale risulta di difficile applicazione per il risanamento del sito "campione" data la lenta declorazione osservata nel trattamento che riproduceva le condizioni naturali presenti in falda (trattamento 2);
- l'attività declorante a carico dei microrganismi autoctoni è favorita dalla presenza di fattori di crescita e la loro assenza ne costituisce una condizione limitante;
- tutti i donatori di elettroni testati (estratto di lievito, lattato, butirrato e idrogeno) stimolano l'attività declorante rispetto al controllo biotico;
- tra tutti i donatori di elettroni ammendati, quello che stimola maggiormente l'attività declorante è l 'estratto di lievito. Tale ammendante, infatti, porta ad una maggiore conversione dei contaminanti clorurati (sia etanici che etenici) in etilene. Ciò dimostra che i microrganismi autoctoni del suolo sono in grado di effettuare tutti gli stadi della RD degli etani ed eteni clorurati fino ad etilene.
- l'aggiunta in falda di un inoculo declorante esogeno contenente *Dehalococcoides* spp. può incrementare sensibilmente la velocità di degradazione dei contaminanti clorurati. Nel trattamento 11 in cui si è riprodotta tale condizione, i composti clorurati sono stati degradati più velocemente e convertiti principalmente in etilene (59%) e VC (21%) rispetto al controllo con microrganismi del suolo (a parità di donatore di elettroni, H_2, trattamento 10).
- In conclusione, i risultati ottenuti dai microcosmi indicano che è possibile favorire la completa degradazione dei contaminanti clorurati attraverso l'aggiunta di un appropriato donatore di elettroni (estratto di lievito) e/o l'aggiunta di una coltura declorante contenente *Dehalococcoides* spp.

È inoltre interessante notare che:

- la declorazione degli etani clorurati avviene anche in presenza di solfato, nonostante questo competa nel consumo del donatore di elettroni;
- i microrganismi nativi del suolo hanno bisogno non solo di un donatore di elettroni ma anche di acetato (probabilmente come fonte di carbonio per la crescita);
- l'attività metanigena e molto scarsa nella maggior parte dei microcosmi e comporta una limitazione della idrogenolisi degli eteni clorurati
- la limitazione della RD di eteni clorurati a etilene, osservata in alcuni microcosmi, è probabilmente da ascriversi ad effetti di inibizione di co-contaminanti nell'acqua di falda (diretta e/o sui metanogeni) o più probabilmente all'assenza di qualche fattore nutritivo ancora da individuare. Tale inconveniente può essere superato usando una fonte di carbonio complessa come l'estratto di lievito e/o aggiungendo gli elementi tipici di un mezzo minerale sintetico.
- Su quest'ultimo aspetto è necessario un approfondimento di ricerca per individuare il o gli elementi nutritivi responsabili della limitazione della RD degli eteni clorurati.

REALIZZAZIONE DEL TEST DI CAMPO

Al fine di verificare sul campo i risultati incoraggianti ottenuti nei test di microcosmo per quanto riguarda la degradazione biologica è stato realizzato un sistema pilota che consentisse l'aggiunta di ammendanti e la verifica degli effetti di stimolazione dell'attività biologica direttamente in situ (Aulenta *et al.*, 2007).

Il test in situ ha anche la funzione di verificare gli aspetti della idrodinamica dell'acquifero su scala locale in quanto la possibilità di implementare poi a piena scala il processo di decontaminazione è legata alla realizzazione di un opportuno sistema di distribuzione degli ammendanti.

Il sistema pilota è stato realizzato in una zona delimitata del sito contaminato in questione e consiste in un sistema di circolazione artificiale che estrae l'acqua dalla falda a valle, la miscela con gli ammendanti e la reimmette in falda. Tale sistema permette di poter variare a piacere le condizioni idrodinamiche locali, consentendo di ottenere:

- un confinamento idraulico del volume della zona reattiva con limitazione degli scambi con il normale flusso di falda.
- il controllo del tempo di residenza dell'acqua ammendata ad un valore

adeguato limitando al contempo il volume coinvolto nella fase reattiva;
- un adeguato miscelamento dell'acqua di falda con gli ammendanti prescelti;

Ad ulteriore sicurezza, il sistema è stato realizzato all'interno del focolaio originale con captazione nella falda sospesa. In quanto confinata, tale localizzazione offriva allo stesso tempo le maggiori garanzie di salvaguardia per l'acquifero vero e proprio (prima falda) ed un'assenza di gradiente idraulico significativo a limitare ulteriormente gli scambi con l'esterno.

Il sistema è stato realizzato come riportato in *Tab.* 3 e *Fig.* 5. Come si vede, la circolazione delle acque di falda sospesa è ottenuta per mezzo di due pozzi di iniezione della miscela acqua-ammendante ed un pozzo di estrazione, collegati attraverso un circuito di miscelazione con punti di prelievo acqua a monte e a valle della miscelazione stessa. Inoltre, è stato previsto un sistema di monitoraggio (7 piezometri) per il prelievo di campioni di acqua e per la verifica dei livelli piezometrici. Il sistema è stato anche dotato di un sistema indipendente di alimentazione d'acqua all'interno dell'area soggetta al test di campo, attraverso un impianto di sollevamento emungente la prima falda. Ciò è stato realizzato al fine di poter eventualmente intervenire a mantenere costante il livello dell'acqua nel sistema poroso in quanto la caratteristica di acquifero freatico isolato dalla circolazione idrica sotterranea locale potrebbe provocare una eccessiva dipendenza del livello dai cicli stagionali di ricarica superficiale.

Sulla base di precedenti studi di microcosmo, realizzati utilizzando acqua di falda e materiale acquifero provenienti dallo stesso focolaio di contaminazione, sono state ottimizzate le portate e la composizione della soluzione di ammendante per il test di campo. Il sistema è stato quindi alimentato in continuo con una soluzione concentrata di acido lattico ed estratto di lievito in modo da avere nella corrente di ricircolo una concentrazione pari a 400 mg/l e 40 mg/l, rispettivamente, ovvero pari ad un eccesso iniziale del 100% rispetto alla quantità di elettroni necessaria per la riduzione completa del solfato e dei composti clorurati presenti nell'acqua di falda.

Infatti, gli studi di microcosmo avevano mostrato da una parte che l'acido lattico era il substrato che promuoveva il più rapido stabilirsi di condizioni redox favorevoli alla biodegradazione del TeCA, dall'altro che solo l'estratto di lievito (tra i vari substrati testati) promuoveva la completa trasformazione dei solventi clorurati (originariamente presenti o prodotti dalla degradazione degli etani ed eteni clorurati) fino a prodotti innocui come l'etilene.

Sulla base delle simulazioni effettuate a partire dai test con tracciante, la corrente di ricircolo contenente l'alimentazione era fornita ad una portata di 9 L/min. Nella fase di preparazione della soluzione di alimentazione si è anche provveduto a portare il pH della stessa ad un valore prossimo alla neutralità mediante aggiunta di soda caustica.

In *Fig.* 6, è riportato l'andamento temporale della concentrazione di lattato nel PM5, punto di monitoraggio posizionato a valle del punto di iniezione della soluzione ammendante. Come si può osservare, la concentrazione di lattato è andata gradualmente aumentando nel corso dei primi 15 giorni per poi decrescere nei successivi 15 giorni. Ciò conferma come, da una parte il sistema è in grado di distribuire efficacemente la soluzione ammendante all'interno della porzione di acquifero interessata dall'impianto, e dall'altra che si è andata sviluppando nel sottosuolo una attività microbica responsabile del consumo del substrato aggiunto. Infatti, la presenza di sostanza organica nell'acquifero ha stimolato il rapido consumo dell'ossigeno disciolto da parte della biomassa aerobica eterotrofa presente nell'acquifero in esame (*Fig.* 7). Una volta consumato completamente l'ossigeno disciolto, la presenza di sostanza organica ha successivamente promosso la riduzione del nitrato (*Fig.* 8), la cui completa scomparsa è stata osservata circa due settimane dopo l'inizio del test. La scomparsa dell'ossigeno e successivamente del nitrato ha determinato lo stabilirsi di condizioni redox più

Tabella 3. Caratteristiche dei pozzi per la circolazione delle acque

Nome pozzo	Tipologia	Ø interno	Profondità (m dal p.c.)	Finestratura		Portata
				da	a	(m3/d)
PI1	Iniezione	80 mm	-9	-7.5	-8.5	1.3
PI2	Iniezione	80 mm	-9	-7.5	-8.5	1.3
PE3	Estrazione	80 mm	-9	-6	-9	-2.6
PIA	Alimentazione	80 mm	-9	-7.5	-8.5	-2.6

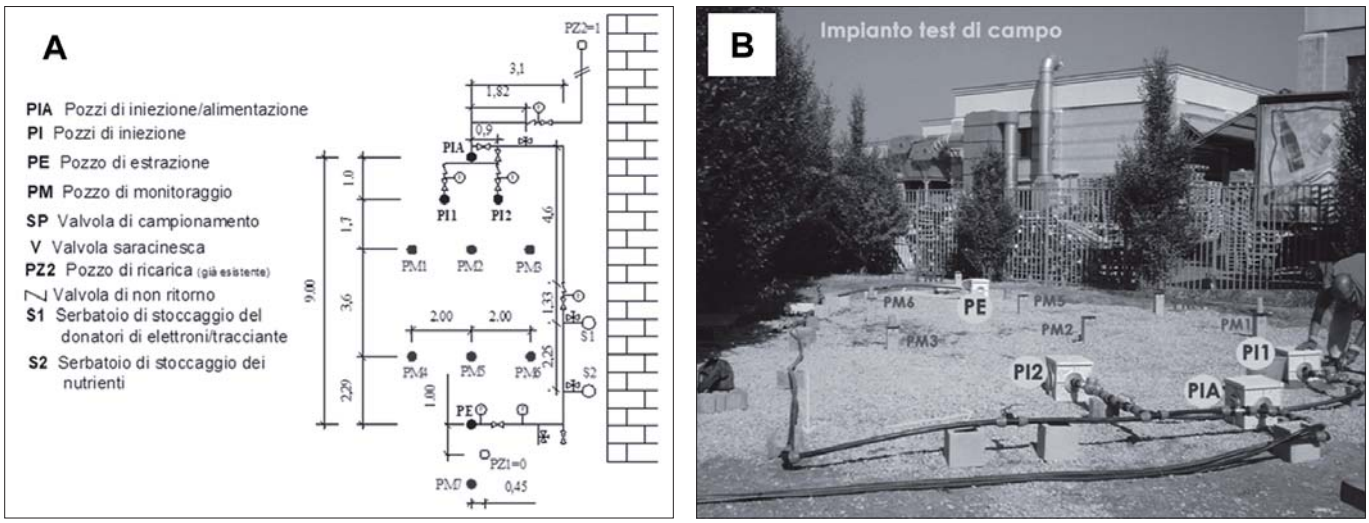


Figura 5. (A) Schema impianto test di campo. (B) Fotografia dell'impianto pilota

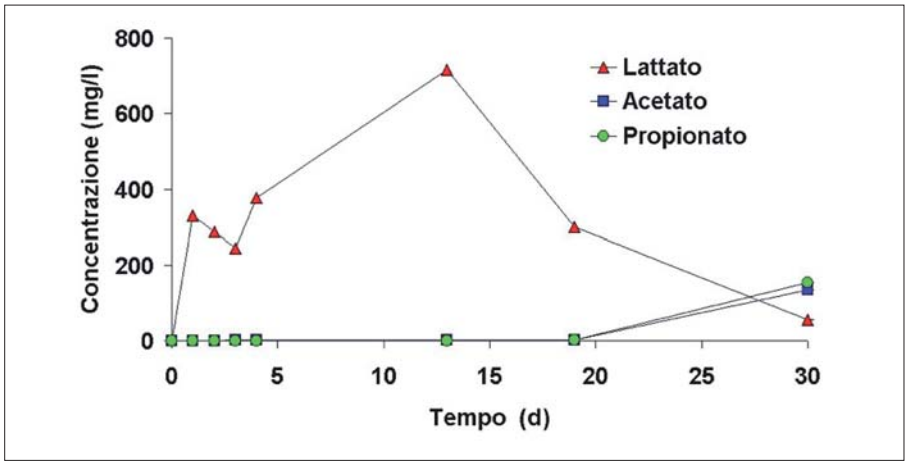


Figura 6. Andamento della concentrazione dell'acido lattico, e dei sui prodotti di fermentazione nel PM5 (punto di monitoraggio a valle del piezometro di iniezione)

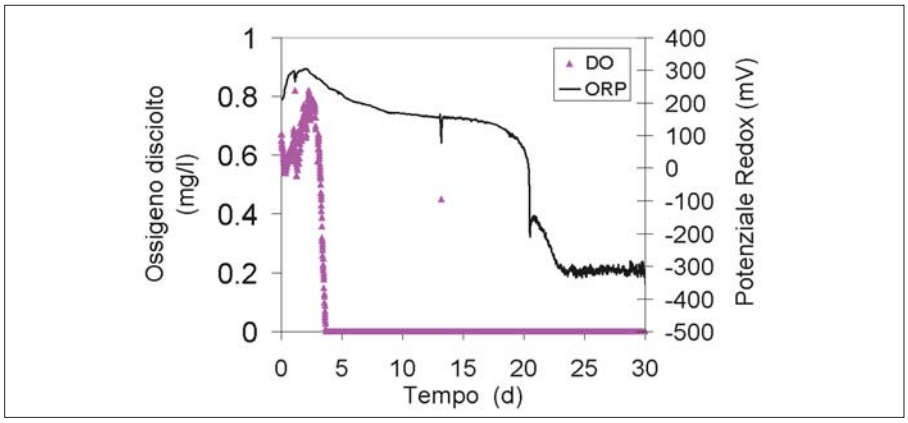


Figura 7. Andamento della concentrazione dell'ossigeno disciolto e del potenziale redox nel PM5

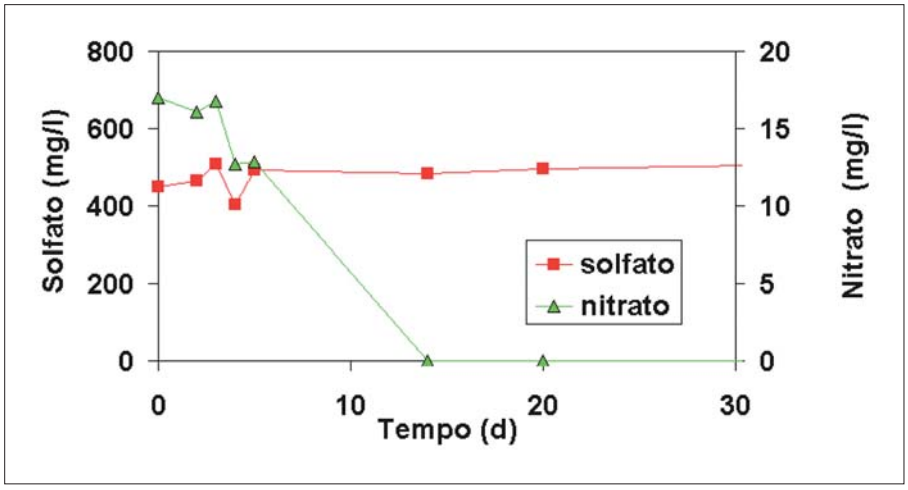


Figura 8. Andamento della concentrazione di nitrato e solfato nel PM5

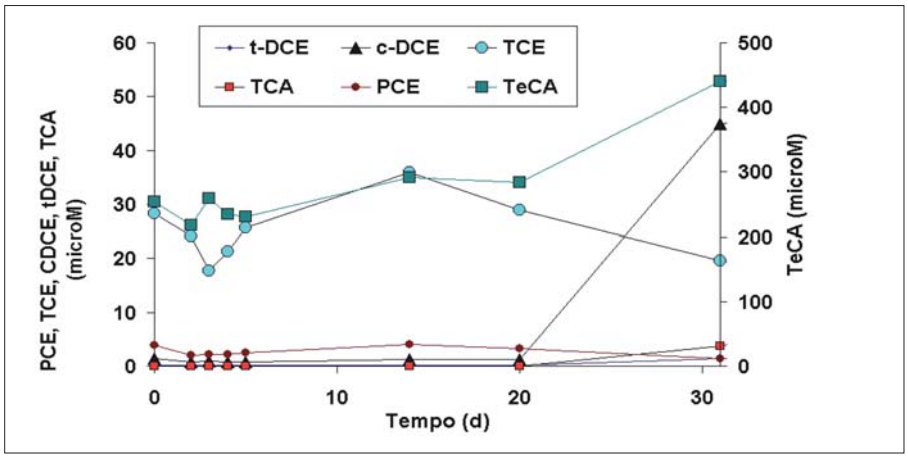


Figura 9. Andamento della concentrazione dei solventi clorurati nel PM5

riducenti, come confermato dall'andamento temporale del potenziale redox della falda anch'esso misurato nel PM 5. Infatti, come si osserva dalla *Fig.* 4, dopo circa venti giorni dall'inizio del test si è osservata una brusca diminuzione del potenziale redox che è passato da valori compresi tra +300 e +100 mV (tipici di sistemi in cui l'ossigeno o il nitrato sono i principali accettori di elettroni), a valori stabilmente al di sotto di –300 mV (tipici di ecosistemi anaerobici in cui i principali accettori di elettroni sono il Fe^{3+}, solfato, o la CO_2). L'abbassamento del potenziale redox corrispondeva temporalmente con l'accumulo in falda di acetato e propionato, tipici prodotti della fermentazione anaerobica del lattato.

Nei quindici giorni successivi dal momento dell'istaurarsi di condizioni redox favorevoli, non si è potuta ancora osservare una diminuzione significativa nella concentrazione dei solfati (*Fig.* 5). Tale risultato è in apparente contrasto con quanto precedentemente osservato negli studi di microcosmo nei quali non appena il nitrato era stato completamente consumato, la solfato-riduzione cominciava senza alcuna fase di latenza. D'altra parte, tale apparente contrasto potrebbe essere giustificato sulla base della diversa modalità di esecuzione delle prove (sistema batch chiuso, test di campo parzialmente aperto) che quindi richiede ulteriori approfondimenti.

Per quanto riguarda il comportamento dei solventi clorurati, in *Fig.* 9 è riportato l'andamento della concentrazione osservata nel PM5. Il TeCA ha mostrato un andamento crescente nel corso dell'intero periodo della sperimentazione. Ciò potrebbe essere dovuto alla progressiva solubilizzazione di fasi separate (DNAPL), indotta dalla ricircolazione dell'acqua di falda ma anche dall'effetto co-solvente indotto dalle elevate concentrazioni di lattato con conseguente aumento della solubilità.

A partire dal 20° giorno di funzionamento dell'impianto, l'instaurarsi dei processi di degradazione biologica a carico dei solventi clorurati è stata evidenziata dalla formazione iniziale dei prodotti di biodegradazione del TeCA quali il cDCE ed il TCA, secondo i meccanismi già descritti in *Fig.* 2. Ciò è in accordo con quanto precedentemente osservato negli studi di microcosmo i quali avevano mostrato come il TeCA fosse inizialmente degradato attraverso le reazioni di idrogenolisi (con relativa formazione di TCA) e di dicloroeliminazione (con relativa formazione di cis-DCE e trans-DCE).

CONCLUSIONI

L'attività di ricerca condotta ha consentito la definizione di un protocollo tecnico per la definizione della fattibilità di un intervento di biorisanamento in situ di falde contaminate da solventi clorurati. Il protocollo prevede un approccio a stadi successivi tra i quali gli studi di microcosmo e la realizzazione di un test di campo risultano essenziali per la valutazione conclusiva della fattibilità dell'intervento.

In particolare, gli studi di microcosmo consentono la definizione e comprensione dei meccanismi di biodegradazione e l'ottimizzazione delle migliori condizioni di reazione (qualità e quantità di ammendanti). Il test di campo risulta fondamentale per il passaggio di scala in quanto le condizioni testate in scala di laboratorio vengono verificate ad una scala tale da essere rappresentativa della eterogeneità reale.

L'applicazione del protocollo al sito campione ha permesso di verificare la potenziale applicabilità di un intervento di biorisanamento nel caso specifico confermando la possibilità di controllare l'ambiente di reazione in situ, mediante aggiunta di soluzione ammendante, e quindi di innestare la sequenza di fenomeni biologici attesi.

BIBLIOGRAFIA

Adrian L., Loffler F.E. (2016), *Organohalide-Respiring Bacteria, Organohalide-Respiring Bacteria*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. doi:10.1007/978-3-662-49875-0.

Ajo-Franklin J.B., Geller J.T., Harris J.M. (2006), *A survey of the geophysical properties of chlorinated DNAPLs*. J. Appl. Geophys. 59, 177–189. doi:10.1016/j.jappgeo.2005.10.002.

Anderson J.E., McCarty P.L. (1997). *Transformation yields of chlorinated ethenes by a methanotrophic mixed culture expressing particulate methane monooxygenase*. Appl. Environ. Microbiol. 63, 687–93.

Aulenta F., Bianchi A., Majone M., Petrangeli Papini M., Potalivo M., Tandoi V. (2005), *Assessment of natural or enhanced in situ bioremediation at a chlorinated solvent-contaminated aquifer in Italy: A microcosm study*. Environ. Int. 31. doi:10.1016/j.envint.2004.09.014.

Aulenta F., Canosa A., Leccese M., Papini M.p., Majone M., Viotti P. (2007), *Field study of in situ anaerobic bioremediation of a chlorinated solvent source zone*. Ind. Eng. Chem. Res. 46. doi:10.1021/ie070048m.

Aulenta F., Majone M., Tandoi V. (2006a), *Enhanced anaerobic bioremediation of chlorinated solvents: Environmental factors influencing microbial activity and their relevance under field conditions*. J. Chem. Technol. Biotechnol. 81. doi:10.1002/jctb.1567.

Aulenta F., Potalivo M., Majone M., Papini M.p., Tandoi V. (2006b), *Anaerobic bioremediation of groundwater containing a mixture of 1,1,2,2-tetrachloroethane and chloroethenes*. Biodegradation 17. doi:10.1007/s10532-005-4218-7.

CAMESELLE C., GOUVEIA S. (2018). *Electrokinetic remediation for the removal of organic contaminants in soils*. Curr. Opin. Electrochem. 11, 41–47. doi:10.1016/J.COELEC.2018.07.005.

Dolfing J. (2016), *Energetic Considerations in Organohalide Respiration, in: Organohalide-Respiring Bacteria*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 31–48. doi:10.1007/978-3-662-49875-0_3.

Dolinová I., Štrojsová M., Černík M., Němeček J., Macháčková J., Ševců A. (2017), *Microbial degradation of chloroethenes: a review*. Environ. Sci. Pollut. Res. 24, 13262–13283. doi:10.1007/s11356-017-8867-y.

Fan D., Gilbert E.J., Fox T. (2017), *Current state of in situ subsurface remediation by activated carbon-based amendments*. J. Environ. Manage. 204, 793–803. doi:10.1016/j.jenvman.2017.02.014

Fathepure B.Z., Boyd S.A. (1988a), *Dependence of tetrachloroethylene dechlorination on methanogenic substrate consumption by Methanosarcina sp. strain DCM*. Appl. Environ. Microbiol. 54, 2976–80.

Fathepure B.Z., Boyd S.A. (1988b), Reductive dechlorination of perchloroethylene and the role of methanogens. FEMS Microbiol. Lett. 49, 149–156. doi:10.1111/j.1574-6968.1988.tb02706.x.

Fennell D.E., Gossett J.M. (1998), *Modeling the Production of and Competition for Hydrogen in a Dechlorinating Culture*. Environ. Sci. Technol. 32, 2450–2460. doi:10.1021/es980136l.

Fennell D.E., Gossett J.M., Zinder S.H. (1997), *Comparison of Butyric Acid, Ethanol, Lactic Acid, and Propionic Acid as Hydrogen Donors for the Reductive Dechlorination of Tetrachloroethene*. Environ. Sci. Technol. 31, 918–926. doi:10.1021/es960756r.

Freedman D.L., Gossett J.M. (1989), *Biological reductive dechlorination of tetrachloroethylene and trichloroethylene to ethylene under methanogenic conditions*. Appl. Environ. Microbiol. 55, 2144–51. doi:10.1128/aem.00215-07.

Hartmans S., De Bont J.A.M., Tramper J., Luyben K.C.A.M. (1985), *Bacterial degradation of vinyl chloride*. Biotechnol. Lett. 7, 383–388. doi:10.1007/BF01166208.

Holliger C., Hahn D., Harmsen H., Ludwig W., Schumacher W., Tindall B., Vazquez F., Weiss N., Zehnder A.J.B. (1998), *Dehalobacter restrictus gen. nov. and sp. nov., a strictly anaerobic bacterium that reductively dechlorinates tetra- and trichloroethene in an anaerobic respiration*. Arch. Microbiol. 169, 313–21. doi:10.1007/s002030050577.

Holliger C., Schraa G., Stams A.J., Zehnder A.J. (1993), *A highly purified enrichment culture couples the reductive dechlorination of tetrachloroethene to growth*. Appl. Environ. Microbiol. 59, 2991–7. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ijthermalsci.2013.09.009.

Koenig J., Lee M., Manefield M. (2015), *Aliphatic organochlorine degradation in subsurface environments*. Rev. Environ. Sci. Bio/Technology 14, 49–71. doi:10.1007/s11157-014-9345-3.

Leys D., Adrian L., Smidt H. (2013), *Organohalide respiration: microbes breathing chlorinated molecules*. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120316–20120316. doi:10.1098/rstb.2012.0316.

Li J., Dou X., Qin H., Sun Y., Yin D., Guan X. (2019), *Characterization methods of zerovalent iron for water treatment and remediation*. Water Res. 148, 70–85. doi:10.1016/J.WATRES.2018.10.025.

Löffler F.E., Yan J., Ritalahti K.M., Adrian L., Edwards E.A., Konstantinidis K.T., Müller J.A., Fullerton H., Zinder S.H., Spormann A.M. (2013), *Dehalococcoides mccartyi gen. nov., sp. nov., obligately organohalide-respiring anaerobic bacteria relevant to halogen cycling and bioremediation, belong to a novel bacterial class, Dehalococcoidia classis nov., order Dehalococcoidales ord. nov. and famil.* Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 63, 625–35. doi:10.1099/ijs.0.034926-0.

Majone M., Verdini R., Aulenta F., Rossetti S., Tandoi V., Kalogerakis N., Agathos S., Puig S., Zanaroli G., Fava F. (2015), *In situ groundwater and sediment bioremediation: barriers and perspectives at European contaminated sites*. N. Biotechnol. 32, 133–146. doi:10.1016/j.nbt.2014.02.011.

Maymo-Gatell X., Chien J., Gossett J.M., Zinder S.H. (1997). *Isolation of a Bacterium That Reductively Dechlorinates Tetrachloroethene to Ethene*. Science 276, 1568–1571. doi:10.1126/science.276.5318.1568.

Morse J.J., Alleman B.C., Gossett J.M., Zinder S.h., Fennell D.E. (1998), *Draft Technical Protocol: A Treatability Test for Evaluating the Potential Applicability of the Reductive Anaerobic Biological in Situ Treatment Technology (Rabitt) to Remediate Chloroethenes*. Battelle Memorial Inst Columbus OH.

Parsons F., Wood P.r., Demarco J. (1984), *Transformations of tetrachloroethene and trichloroethene in microcosms and groundwater*. J. / Am. Water Work. Assoc. 76, 56-59.

Stroo H.F., Leeson A., Marqusee J.A., Johnson P.C., Ward C.H., Kavanaugh M.c., Sale T.C., Newell C.J., Pennell K.d., Lebrón C.A., Unger M. (2012), *Chlorinated Ethene Source Remediation: Lessons Learned*. Environ. Sci. Technol. 46, 6438–6447. doi:10.1021/es204714w.

Stro, H.F., Unger M., Ward C.H., Kavanaugh M.C., Vogel C., Leeson A., Marqusee J.A., Smith B.P. (2003), *Peer Reviewed: Remediating Chlorinated Solvent Source Zones*. Environ. Sci. Technol. 37, 224A–230A. doi:10.1021/es032488k.

Wiedemeier T. (1998), *Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water*. USEPA Publ.

Dimensionamento del barrieramento idraulico per la MISO della falda freatica all'interno della raffineria ENI di Livorno: dal modello concettuale idrogeologico a quello numerico densità dipendente

Well hydraulic barrier design for the groundwater MISO within the ENI plant in Livorno: from hydrogeological conceptual to dependent density numerical model

Daniele Baldi
E-mail: daniele.baldi@earthwork.it
Earthwork Professionisti Associati

Fabrizio Gresti
E-mail: fabrizio.gresti@petroltecnica.it
Petroltecnica

Marcello Mancini
E-mail: marcello.mancini@eni.com
Eni

Federica Franchi
E-mail: federica.franchi@eni.com
Eni

Marco Petitta*
Dipartimento di Scienze della Terra - Sapienza Università di Roma
E-mail: marco.petitta@uniroma1.it

*Corresponding author

Parole chiave: pump&treat, modflow, seawat, Livorno
Key words: pump&treat, modflow, seawat, Livorno

SOMMARIO

Il principale scopo del presente studio è stato l'implementazione del sistema di barrieramento idraulico per l'intercettazione della contaminazione storica disciolta nella falda sottostante la Raffineria ENI all'interno del SIN di Livorno.

Il dimensionamento dell'opera è stato sviluppato mediante un modello matematico densità dipendente alle differenze finite che ha permesso anche di valutare la problematica dell'intrusione salina e le sue modificazioni in funzione dell'attivazione dalla barriera idraulica.

Nello specifico, considerato il bassissimo gradiente idraulico della falda e l'azione di richiamo già operata dai pozzi MISE, l'implementazione della barriera è consistita nella rimodulazione delle portate di estrazione della MISE e nell'aggiunta di nuovi pozzi di emungimento, al fine di avere la migliore conterminazione possibile delle aree di cattura di tutti i pozzi attivi.

La verifica del barrieramento è stata svolta anche in regime transitorio per il calcolo dell'intrusione salina (tempo di simulazione pari a 25 anni) che ha mostrato un innalzamento delle salinità, in particolar modo lungo il lato nord occidentale parallelo allo Scolmatore dell'Arno, con valori massimi pari a circa 26g/l, mentre nelle aree centrali non si evidenziano sostanziali incrementi.

L'assetto della barriera risultante dalle simulazioni svolte, è composto da 46 pozzi di estrazione, di cui 7 aggiuntivi rispetto a quelli già esistenti di MISE, per una portata di estrazione complessiva pari a circa 768 m^3/giorno.

ABSTRACT

The main purpose of the present study has been the assessment of the wells barrier system to capture the dissolved old contamination in groundwater underlying the ENI Refinery within the Livorno SIN.

The wells hydraulic barrier has been developed through a density dependent mathematical model which also allowed to evaluate the saline intrusion and relative modifications as a function of activation by the hydraulic barrier.

Specifically, according to the very low groundwater gradient and the action already operated by the MISE wells, the implementation of the barrier has consisted in the remodulation of the MISE extraction flow rates and in the addition of new pumping wells, in order to obtain the best possible conterminations of all active wells capture zones.

Wells barrier assessment was also carried out at a transient level to evaluate of seawater intrusion (time simulation equal to 25 years) which showed an increase in salinity, especially along the north-western side parallel to the Arno Sluice, with maximum values equal to about 26g/l, while in the central areas there are no substantial increases.

According to model simulation results the hydraulic barrier is composed of 46 extraction wells, 7 of which additional to the existing MISE ones, for a total extraction flow rate of about 768 m^3/day.

SINTESI DEL PROCEDIMENTO AMMINISTRATIVO AI SENSI DEL D.LGS 152/06

A seguito della perimetrazione del SIN di Livorno, tra il gennaio 2004 ed aprile 2008 Eni ha presentato il "Piano della Caratterizzazione Ambientale ai sensi del D.M. 471/99" (PdC) e successive integrazioni.

Il MATTM ha espresso parere favorevole al PdC ed alle successive integrazioni, che recepivano le prescrizioni e rispondevano alle richieste delle PPAA, approvandolo nelle Conferenze dei Servizi (CdS) decisorie tenutesi tra il 2004 ed il 2008.

I risultati delle indagini di caratterizzazione, effettuate nel periodo 2004 ÷ 2008, sono stati presentati, in una prima tranche ad agosto 2005 unitamente al "Progetto Preliminare di Bonifica della Falda", ed in due tranche successive a dicembre 2007 e ad agosto 2009, in quest'ultima unitamente alla prima "Analisi di Rischio Igienico Sanitario ed Ambientale ai Sensi del D.Lgs 152/06 e s.m.i.".

Alla presentazione della prima Analisi di Rischio nel 2009, in ottemperanza alle prescrizioni ed in risposta alle richieste delle PPAA, sono state presen-

tate revisioni dell'elaborato nel 2012, nel 2016 e nel 2017 ed è attualmente in fase di finalizzazione una nuova revisione del documento.

A partire dall'anno 2013 sono state avviate da parte di Eni la progettazione della Messa in Sicurezza Operativa (MISO) delle acque della falda superficiale e le correlate attività di approfondimento dello studio idrogeologico dell'intero sito.

Un primo Progetto di MISO delle acque di falda è stato presentato da Eni nel mese di luglio 2014 ("Progetto di Messa in Sicurezza Operativa – Fase 1 – Confine Sud-Ovest [fronte certo]") a cui sono seguite la presentazione del primo "Modello numerico densità dipendente 3D per il dimensionamento del barrieramento idraulico", oggetto del presente articolo, nel luglio 2016, e la presentazione del "Progetto di messa in sicurezza operativa (MISO)" definitivo nel settembre 2016.

Contestualmente al modello, Eni ha presentato il documento "Valutazione dell'interconnessione idrogeologica tra diversi livelli acquiferi da test con traccianti e dati isotopici nella Raffineria di Livorno".

Sulla base delle risultanze del modello numerico di luglio 2016, recependo i pareri delle PPAA ricevuti nel corso del 2017, nel mese di maggio 2018 Eni ha presentato il documento "Progetto di Messa in Sicurezza Operativa di Raffineria".

INQUADRAMENTO IDROGEOLOGICO

Il Sito sorge nella zona industriale (Località Stagno), nell'area di confine tra i comuni di Livorno e Collesalvetti, ai limiti dell'area portuale di Livorno; complessivamente l'area totale degli insediamenti produttivi e delle aree esterne è pari a circa 1,9 km^2.

Il Torrente Ugione delimita il confine Sud della Raffineria, mentre il canale Fosso Acqua Salsa (conosciuto anche come Antifosso Acque Chiare) ne delimita il confine Nord. .

La linea ferroviarie Firenze-Livorno e la S.S. n°1 – Aurelia ne delimitano rispettivamente i confini Ovest ed Est.

L'idrogeologia dell'area di studio risulta condizionata dalla presenza del reticolo idrografico superficiale costituito dai canali e dai fossi che di fatto bordano il perimetro dello stabilimento (*Fig*. 1).

Il Sito è ubicato su un'area di sedimentazione alluvionale recente, tra il mare, il Torrente Ugione e la foce dell'Arno, il cui substrato è costituito da alluvioni recenti eterogenee (sabbie fini, limose, limi argillosi ecc.) con localizzate lenti di limo ed argilla e depositi torbosi segnalanti fasi di impaludamento e di rallentamento nella deposizione.

Le indagini eseguite nell'ambito delle attività di caratterizzazione ambientale svolte sul Sito consentono di ricostruire a livello schematico la seguente sequenza stratigrafica:

- 0-10 metri: acquifero freatico (falda superficiale);
- 11-23 metri: aquitard (livello argilloso);
- 12-45 metri: acquifero confinato (falda profonda).

Di conseguenza, nell'area di studio è possibile identificare un sistema multistrato composto da un acquifero freatico (modellizzato nel presente studio) separato da uno confinato attraverso un orizzonte continuo a carattere argilloso-limoso (*aquitard*).

L'*aquitard* presenta conducibilità idrauliche ridotte che non determinano in modo sostanziale una connessione idraulica tra l'acquifero freatico e quello confinato.

Per quanto concerne l'acquifero freatico, la principale componente di ricarica è rappresentata dalle precipitazioni meteoriche, mentre la rete di canali superficiali, che di fatto bordano l'intero stabilimento, presenta carattere sia drenante che alimentante, mostrando di

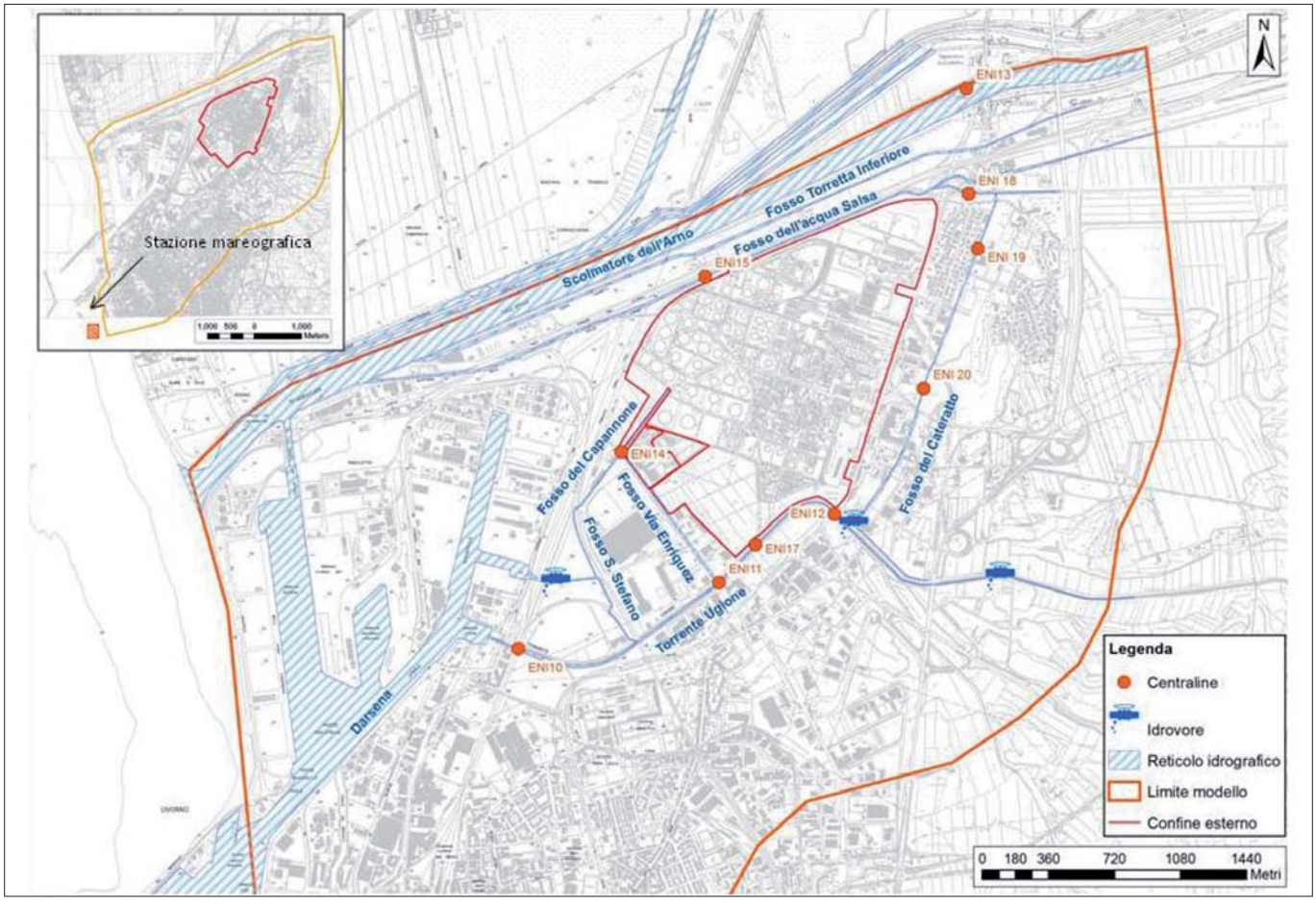


Figura 1. Idrografia superficiale - ubicazione delle centraline di misura del livello idrico

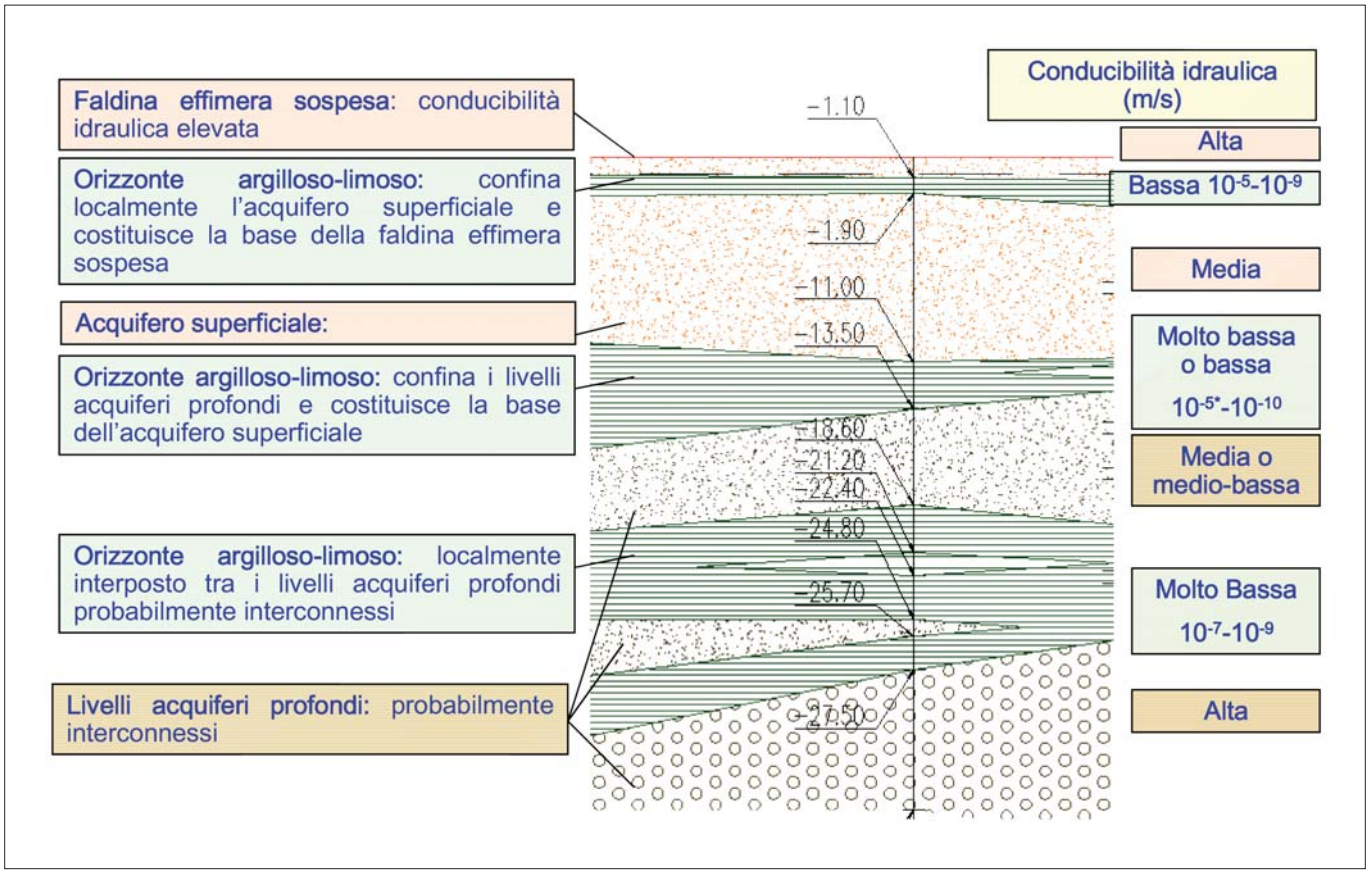


Figura 2. Sezione stratigrafica esemplificativa con indicazioni degli acquiferi (freatico e confinato)

fatto una connessione idraulica intensa con l'acquifero superficiale.

Nella *Fig*. 2 è riportata una sezione stratigrafica esemplificativa.

Sulla base delle serie termo-pluviometriche estratte dal data base storico dell'ARSIA Reg. Toscana, stazione di Collesalvetti, è stata calcolata l'infiltrazione efficace potenziale utilizzando il metodo di Thornthwaite (1948), fondato sulla relazione esponenziale esistente tra l'evapotraspirazione potenziale.

Il surplus idrico annuale medio risulta pari a circa 296 mm/anno, in prima istanza e precauzionalmente considerati equivalenti alla sola infiltrazione efficace (*Fig*. 3).

I calcoli svolti non tengono conto della quota parte di acqua meteorica che rientra nel ruscellamento superficiale; questa semplificazione si è resa necessaria non essendo possibile una quantificazione precisa della voce di bilancio del ruscellamento; ne consegue che il valore di 296 mm/anno per l'infiltrazione efficace è da considerarsi sovrastimato.

Analisi dati freatimetrici 2012-2015 per la falda superficiale

Al momento del presente studio sono state svolte e rese disponibili dal Committente, 16 campagne di misura dei carichi idraulici nella rete di controllo interna allo stabilimento. L'analisi delle misure ha permesso di ricostruire il campo di moto della falda superficiale

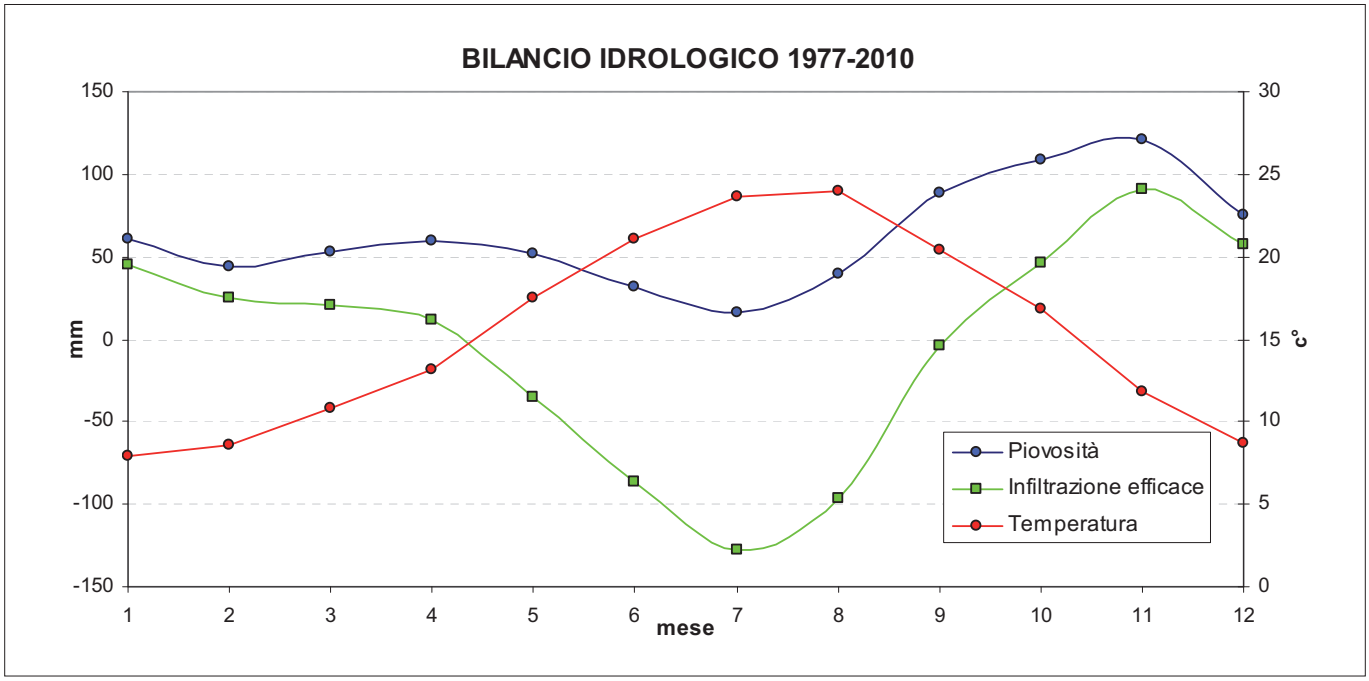


Figura 3. Andamento piovosità, temperatura e surplus idrico per il periodo 1977-2010 (Stazione Collesalvetti - ARSIA Regione Toscana)

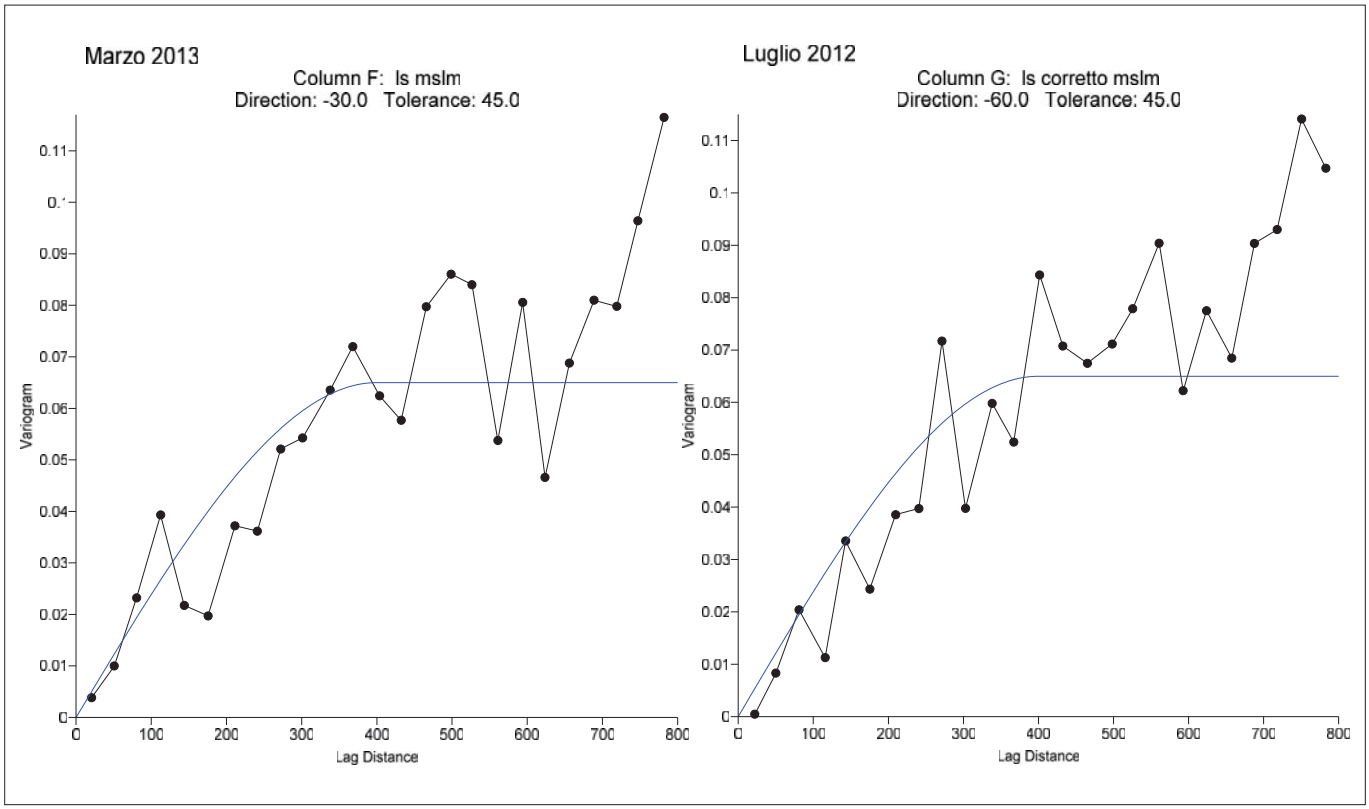
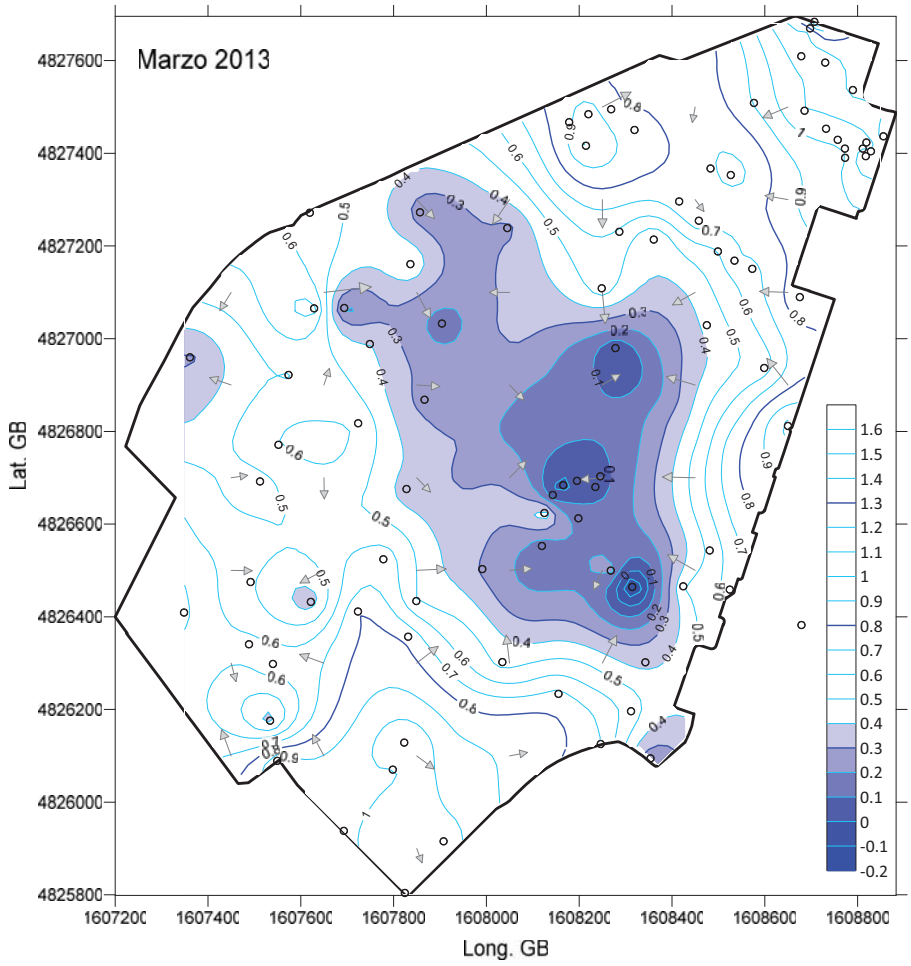


Figura 4. Semivariogrammi sperimentali campagne di misura falda superficiale mese di marzo 2013 e luglio 2012

a carattere freatico e valutarne l'evoluzione stagionale. Il semivariogramma calcolato per entrambe le campagne è del tipo sferico (scale = 0,065; Lenght = 400) ed è sostanzialmente uguale per tutte le campagne di misura (*Fig.* 4).

Si riportano le ricostruzioni del campo di moto per le campagne di misura di marzo 2013 e luglio 2012 che rappresentano rispettivamente l'escursione massima e minima dei carichi idraulici per la falda superficiale.



Dalla ricostruzione del campo di moto si evidenzia una discreta disarticolazione delle freatimetrie, soprattutto nel caso della campagna di luglio; tuttavia è comunque possibile verificare un limite di alimentazione in corrispondenza del confine E dello stabilimento, ovvero lungo il Fosso del Cateratto, ed un limite di uscita lungo il bordo SW.

Nel momento di magra e di condizioni minime dei carichi idraulici, risulta più evidente il controllo dell'andamento del substrato argilloso sulla morfologia della falda freatica.

I gradienti idraulici sono minimi e mediamente pari a 0,0015, determinando nel complesso una falda sostanzialmente piatta.

La disarticolazione della falda è probabilmente legata ai seguenti fattori:

- effetto pozzi di emungimento di MISE;
- effetto marea;
- non sincronicità delle misure di campo;
- alimentazione / drenaggio delle reti sotterranee (canali vestigiali) presenti all'interno dello stabilimento;
- presenza di aree pavimentate e libere (aree verdi) che determinano differenti ricariche zenitali.

Figura 5. Ricostruzione del campo di moto della falda superficiale per il mese di marzo 2013 (condizione di massima escursione del carico idraulico) – l'area al centro colorata corrisponde al basso piezometrico – interlinea 0,1 m s.l.m.

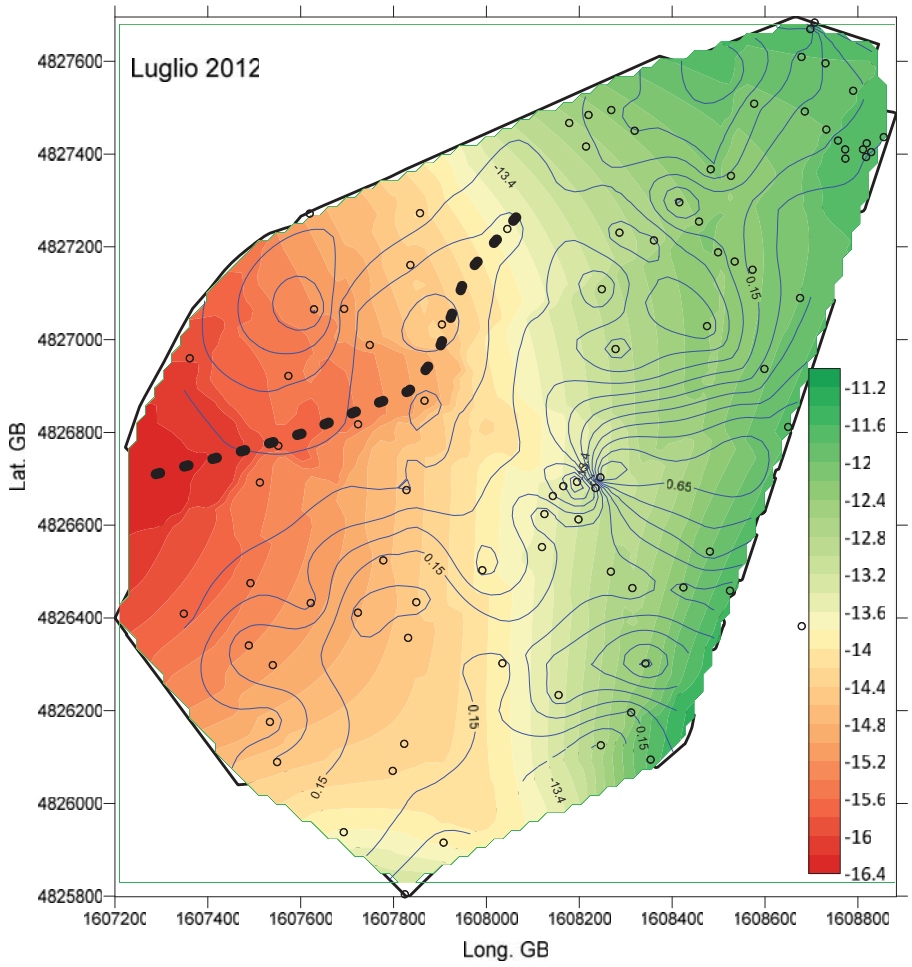


Figura 6. Ricostruzione del campo di moto della falda superficiale per il mese di luglio 2012 (condizione di minima escursione del carico idraulico) sovraimposta all'andamento del substrato argilloso di base (scala di colori in ms.l.m.) – la linea tratteggiata nera rappresenta l'asse di drenaggio principale – interlinea 0,1 m s.l.m.

sperimentali svolti a gennaio 2016 per la misura della conducibilità elettrica nella falda, se pur sono presenti delle anomalie isolate al centro del limite orientale dello stabilimento, la cui presenza indica che evidentemente esistono altri fenomeni locali in atto o precedenti che hanno strutturato la salinità delle falde, come ad esempio fenomeni di *upconing*, arricchimenti salini derivanti da risalite idrotermali, o ancora fenomeni di *saltwedge* possibili anche lungo i corsi superficiali minori.

I dati chimico-fisici delle centraline ENI (campagna di monitoraggio di novembre 2015), relative ai corsi d'acqua superficiali, confermano il quadro sopra descritto, evidenziando nel caso dello Scolmatore dell'Arno dei veri e propri fenomeni di intrusione salina.

Infatti, nonostante i livelli idrici registrati nello Scolmatore dell'Arno siano sistematicamente superiori a quelli del mare, le evidenze suggeriscono la presenza di un cuneo salino nel canale stesso, tale da giustificare ad esempio l'elevata conducibilità elettrica delle acque dell'acquifero superficiale nelle aree di Stabilimento lungo il bordo nord occidentale.

Anche per le altre centraline di misura, se pur i tenori salini sono notevolmente inferiori, la netta correlazione tra

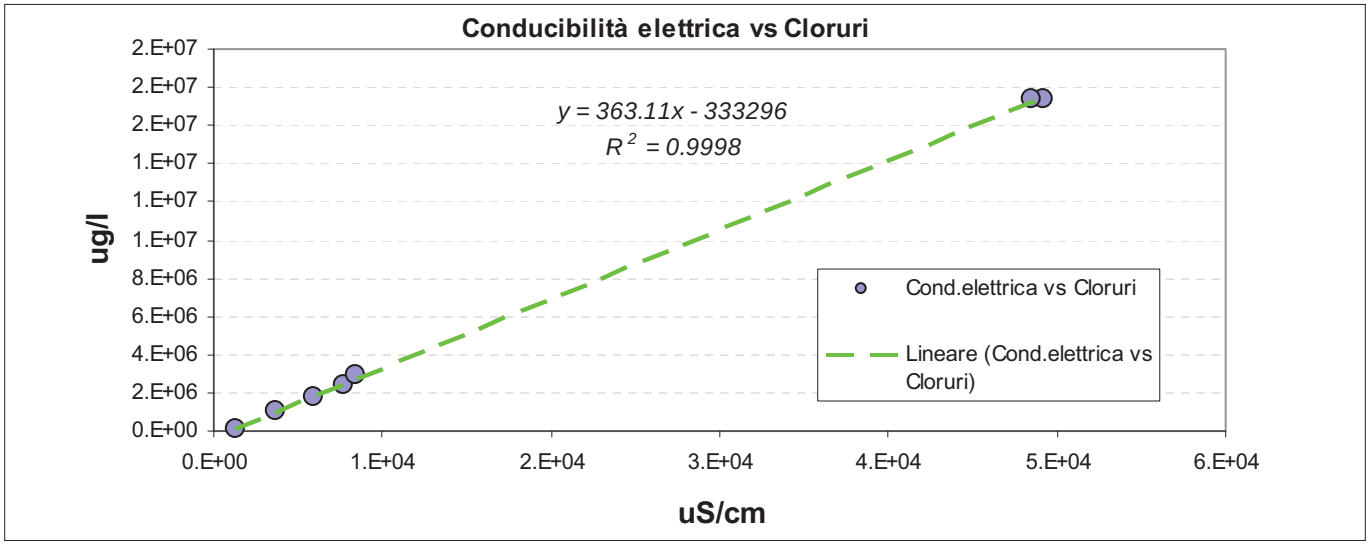


Figura 7. Correlazione tra la conducibilità elettrica e la concentrazione dei cloruri nelle acque superficiali – campionamento di novembre 2015

Intrusione salina

I dati di caratterizzazione disponibili evidenziano generalmente la presenza di acque di tipo clorurato-sodico nei piezometri superficiali ubicati nella zona Ovest di Stabilimento, il che risulta compatibile con la vicinanza della costa e con fenomeni di ingressione marina nei canali circostanti.

Spostandosi verso Est e Nord-Est, ovvero verso le zone di alimentazione dell'acquifero superficiale in area di Stabilimento da parte delle acque di falda provenienti da monte e dai canali superficiali, si osserva invece un graduale impoverimento in cloruri e sodio a favore di bicarbonato/carbonato, per quanto riguarda gli anioni, e del calcio per i cationi, ovvero una graduale transizione da acque clorurato-sodiche verso acque di tipo bicarbonato-calciche. Tale aspetto appare concorde con i risultati dei rilievi la concentrazione dei cloruri e quella dei solfati (*Fig.* 7), indica comunque una miscelazione delle acque superficiali con quelle marine.

MODELLO CONCETTUALE IDROGEOLOGICO

Sulla base dei dati idrogeologici disponibili e delle elaborazioni svolte è stato definito il modello idrogeologico concettuale; nello specifico è possibile

definire il seguente schema per l'area di studio:

- falda superficiale a carattere freatico, localizzata all'interno dei depositi comprendenti sabbie e limi;
- livello argilloso (a bassa conducibilità idraulica) di separazione tra la falda superficiale e profonda;
- falda profonda a carattere confinato.

Il carico idraulico medio (in quote assolute) della falda profonda è maggiore di quello superficiale, quindi esiste una possibile drenanza della falda profonda verso quella superficiale, per un portata calcolata in circa 56 m^3/giorno relativamente all'area di Stabilimento: tale portata è minima e trascurabile nel bilancio idrogeologico complessivo della falda superficiale.

Le direzioni principali di deflusso delle falde sono mediamente E-SW.

Relativamente ai limiti idrogeologici, mentre non ci sono dati sufficienti per definirli nella falda profonda, per quanto riguarda quella superficiale oggetto dello studio e del relativo modello, è possibile evidenziare la presenza dei seguenti limiti:

- condizioni alimentanti/drenanti dello Scolmatore dell'Arno: nei mesi piovosi la condizione è drenante, nei mesi secchi, alimentante la falda superficiale;
- condizione alimentante del Torrente Ugione e del Fosso del Cateratto;
- condizione drenante del Fosso del Capannone;
- ricarica zenitale attraverso l'infiltrazione efficace delle acque meteoriche;
- azione drenante da parte delle reti sotterranee (ad es. canali vestigiali) nell'area di stabilimento.

MODELLO NUMERICO

I calcoli modellistici sono stati effettuati mediante l'utilizzo di un codice numerico alle differenze finite densità dipendente per la ricostruzione e simulazione del campo di moto a doppia densità della falda superficiale e per il calcolo della sola componente advettiva del trasporto (calcolo del *particle tracking*).

Il modello implementato riproduce l'assetto idrodinamico nelle tre dimensioni spaziali (*x*,*y*,*z*), in condizioni stazionarie e transitorie, su tutta l'area interessata.

Come codice di calcolo si è utilizzato il codice numerico alle differenze finite SEAWAT (Guo *et al.*, 1998).

In *Fig.* 8 è riportato il dominio di calcolo del modello a livello planare: il poligono tratteggiato corrisponde al perimetro dello stabilimento, quello continuo all'area di calcolo attiva.

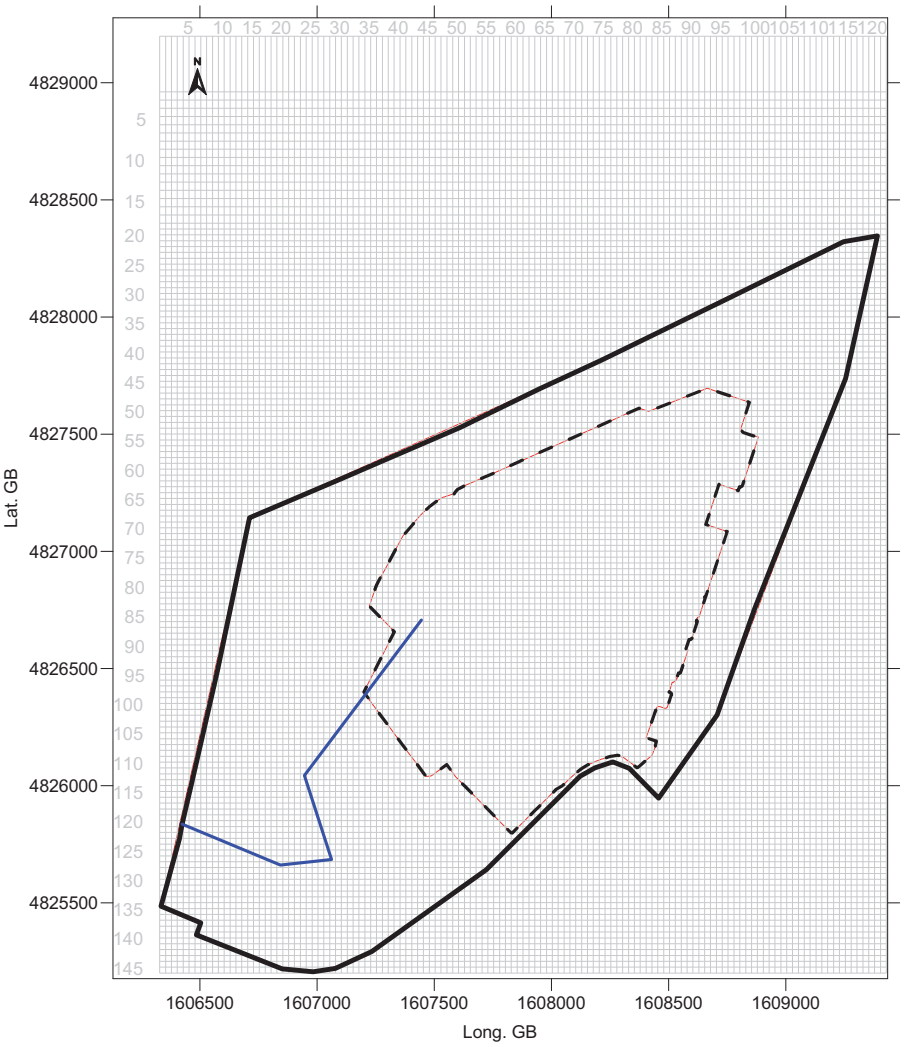


Figura 8. Dominio di calcolo del modello numerico - la linea tratteggiata rappresenta il perimetro dello stabilimento, la linea continua nera le condizioni al contorno del I tipo e racchiude l'area modellizzata, la linea continua blu la condizione al contorno mista (tipo river) in corrispondenza del foss Capannone

Le dimensioni del dominio sono pari a 3100x3998 metri, per un'area totale pari a 12,39km^2.

Il passo della griglia all'interno dell'area di calcolo attiva è pari a 25 m, in modo tale da far conciliare una sufficiente velocità di calcolo con un buon dettaglio dei risultati nelle aree di interesse.

Il numero totale di celle è pari a 179800, di cui 82460 attive.

Il dominio verticale è stato discretizzato in 10 livelli al fine di calcolare con sufficiente precisione i gradienti verticali relativi al flusso e alle concentrazioni saline.

La superficie di base utilizzata è quella del contatto tra la falda superficiale e il livello argilloso di separazione tra la falda superficiale e quella profonda.

Facendo riferimento al modello concettuale idrogeologico, per il quale nell'area di interesse sono presenti limiti idrogeologici naturali, sono state impostate delle condizioni al contorno in coerenza con i livelli idrometrici medi rilevati nelle centraline di monitoraggio dei corsi d'acqua superficiali per il mese di marzo 2014, per il quale si ha una buona continuità nella registrazione dei dati.

Complessivamente sono state assegnate le seguenti condizioni al contorno:

- condizioni del I tipo (carico costante) lungo i seguenti corsi d'acqua superficiali: Scolmatore dell'Arno, Fosso del Cateratto, Torrente Ugione e Darsena; nel caso della Darsena e dello Scolmatore dell'Arno, l'applicazione delle condizioni al contorno è stata estesa a tutti i layer, ovvero interessa l'intera sezione verticale dell'acquifero freatico;
- condizione mista (tipo River) lungo il Fosso del Capannone, condizione calibrata per il parametro della conduttanza durante il processo di calibrazione;
- condizione del II tipo (a flusso imposto) per la ricarica zenitale ad opera dell'infiltrazione efficace; condizione calibrata durante il processo di calibrazione;
- condizione del II tipo (a flusso imposto) per i pozzi di MISE attivi;

- condizione del II tipo (a flusso imposto nullo) per tutte le celle di calcolo esterne all'area attiva.

Analogamente con le condizioni al contorno per il flusso, sono state definite quelle per trasporto, ovvero per il flusso densità dipendente.

Nello specifico sono state assegnate le seguenti condizioni:

- condizioni del I tipo (concentrazione costante) lungo i seguenti corsi d'acqua superficiali: Scolmatore dell'Arno, Fosso del Cateratto, Torrente Ugione e Darsena; nel caso della Darsena e dello Scolmatore dell'Arno, l'applicazione delle condizioni al contorno è stata estesa a tutti i layer, ovvero interessa l'intera sezione verticale dell'acquifero freatico; la salinità associata alla Darsena corrisponde a quella media del mare, ovvero pari a 37 g/l.
- condizione mista (flusso di massa calcolato in relazione alla conduttanza) lungo il Fosso del Capannone;
- condizione del II tipo (flusso di massa imposto) per la ricarica zenitale ad opera dell'infiltrazione efficace: alla ricarica verticale è stata associata una concentrazione pari a 0,75 g/l;
- condizione del II tipo (a flusso imposto nullo) per tutte le celle di calcolo esterne all'area attiva;
- concentrazione salina iniziale della falda pari a 0;
- carico idraulico iniziale pari alla freatimetria calibrata nel modello di flusso.

In considerazione dei molteplici fattori, sia di natura antropica che naturale, che regolano il meccanismo dell'intrusione salina, per i quali non è possibile una definizione precisa relativamente l'area di studio non essendo disponibili dati sperimentali esaurienti, per la simulazione in oggetto si è optato per un approccio semplificato, ovvero considerando che la distribuzione della salinità rilevata sperimentalmente nella falda fosse sostanzialmente all'equilibrio.

In altri termini, tutte le condizioni al contorno sono state lasciate invariate per tutta la durata della simulazione (100 anni), verificando che i risultati, nei termini delle concentrazioni saline, siano stazionari, ovvero che si raggiungano concentrazioni costanti nel tempo. Applicando questo approccio di calcolo semplificato si è ovviato alla ricostruzione delle ignote condizioni naturali iniziali, ovvero quelle vigenti prima dell'influenza antropica data dalla presenza dello stabilimento.

Lo stato di equilibrio è stato raggiunto con una durata della simulazione pari a 100 anni.

E' evidente che solo una validazione del modello con nuovi dati sperimentali potrà verificare la totale correttezza dell'approccio seguito, per quanto esso possa essere considerato concettualmente idoneo all'analisi del problema di seguito discusso.

Il numero ed il fattore incrementale dei time steps sono stati definiti per minimizzare i fenomeni di dispersione numerica ed i tempi di calcolo.

Calibrazione in regime stazionario (solo flusso)

Il modello numerico è stato calibrato nelle condizioni stazionarie; questa procedura è consistita nell'assegnare valori della conducibilità idraulica e di infiltrazione efficace tali da ottenere, all'interno di un intervallo di errore prestabilito, valori di carico idraulico confrontabili con quelli di riferimento derivanti dalle medie dei carichi idraulici misurati dai datalogger installati nei piezometri della rete di monitoraggio dello stabilimento.

I valori della conducibilità idraulica e dell'infiltrazione efficace sono stati variati tenendo in considerazione la finestra di variazione dei dati sperimentali disponibili; si è quindi forzato il sistema a risolvere i calcoli per la minimizzazione delle differenze tra valore sperimentale e calcolato dei carichi idraulici.

Un modello di flusso si considera calibrato quando lo scarto quadratico medio normalizzato (*RMS*) è inferiore al 10% della variazione totale dei parametri di riferimento, che nel caso in esame sono rappresentati dai carichi idraulici in tutto il dominio attivo del modello (*Anderson e Woessner, 1992*).

$$RMS = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} (h_m - h_s)_i^2 \right]^{0.5}$$

I dati del bilancio idrogeologico derivanti dal modello sono stati inquadrati all'interno del modello concettuale idrogeologico, verificando che siano coerenti rispetto i dati di bilancio alla scala sito specifica.

Il risultato della calibrazione del modello nelle condizioni stazionarie è riportato nel grafico e tabella seguenti

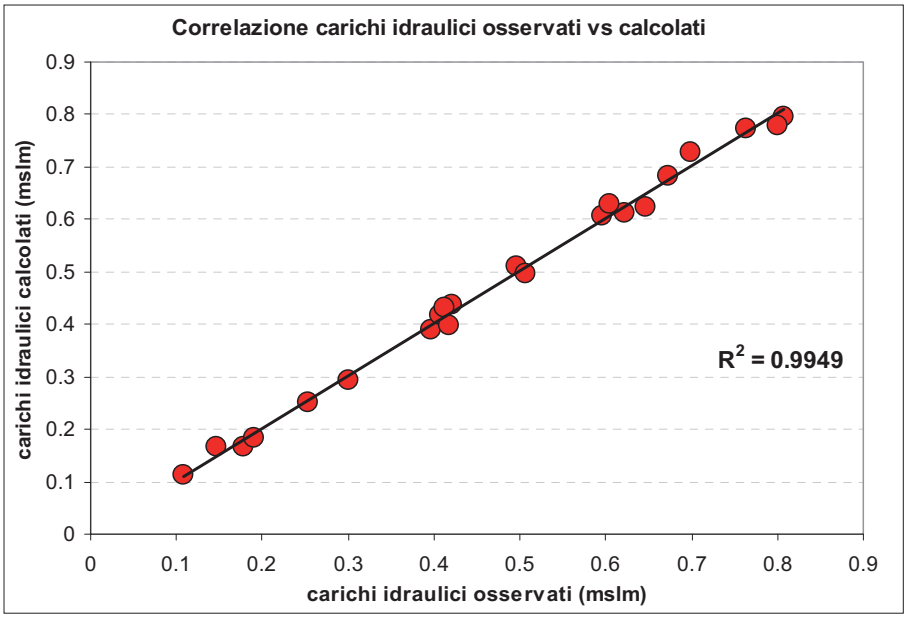


Figura 9. Valori dei carichi idraulici misurati (media marzo 2014) e calcolati

Tab. 1 - Tabella di sintesi indici statistici di calibrazione in regime stazionario

ResidualMean	-1,49E-03
Absolute ResidualMean	1,37E-02
ResidualStd. Deviation	1,52E-02
Sum of Squares	5,11E-03
RMS Error	1,52E-02
Min. Residual	-2,83E-02
Max. Residual	2,33E-02
Number of Observations	2,20E+01
Range in Observations	6,98E-01
ScaledResidualStd. Deviation	2,17E-02
Scaled Absolute ResidualMean	1,96E-02
Scaled RMS Error	2,18E-02
ScaledResidualMean	-2,13E-03

che mostrano gli indici statistici derivanti dal confronto tra il carico idraulico misurato con quello simulato e la rispettiva distribuzione statistica (*Fig*. 9, *Tab*. 1).

L'N-*RMS (Scaled RMS)* ottenuto è pari a 2,18 % con un coefficiente di correlazione R pari a 0,99

Il valori degli indici statistici ottenuti ricadono nell'intervallo di errore prestabilito e il modello numerico si può quindi ritenere calibrato con sufficiente precisione ed accuratezza.

La *Fig*. 10 mostra la regionalizzazione della conducibilità idraulica planare *kxy* calcolata dal modello in fase di calibrazione.

Il valore mediano della conducibilità idraulica (5,1 m/giorno pari a 6E-5 m/s) è coerente con la tipologia media del materiale costituente la falda superficiale.

La *Fig*. 11 mostra la regionalizzazione dell'infiltrazione efficace del modello in fase di calibrazione.

Il processo di calibrazione ha distribuito la ricarica zenitale in modo coerente con la distribuzione delle superfici impermeabili e non, presenti nello stabilimento, a riprova della correttezza dei calcoli svolti.

Il valori di infiltrazione efficace sono rispettivamente:

- valore minimo: 0 mm/anno;
- valore massimo: 283 mm/anno;
- valore medio: 65 mm/anno;
- valore mediano: 33 mm/anno
- portata complessiva (per l'intero dominio attivo di calcolo): 882 m^3/giorno.

Tali valori sono del tutto compatibili con quelli calcolati tramite il bilancio idrologico, tenuto conto del ruscellamento superficiale trascurato in precedenza e della presenza di aree impermeabili.

Freatimetria calibrata

La *Fig*. 12 mostra la freatimetria calcolata dal modello al termine del processo di calibrazione: si evidenziano l'azione di richiamo dei pozzi MISE ed il controllo idraulico operato in particolar modo dall'infiltrazione efficace.

Nello specifico:

- la direzione principale di deflusso è circa E-W;
- gli alti piezometrici sono localizzati nelle aree con maggior ricarica per infiltrazione efficace;
- l'azione di richiamo dei pozzi MISE è particolarmente evidente nell'area centrale dello stabilimento.

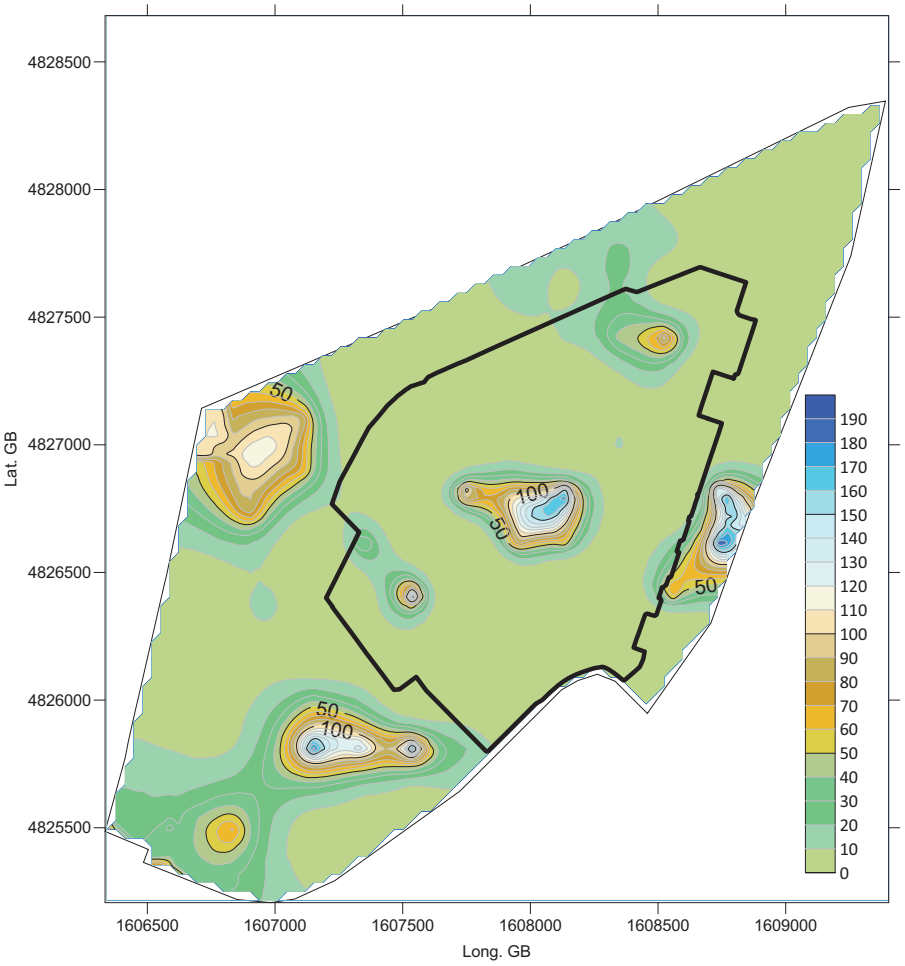


Figura 10. Conducibilità idraulica orizzontale calcolata al termine della calibrazione del modello numerico – unità di misura in m/giorno. La linea nera rappresenta il limite di stabilimento

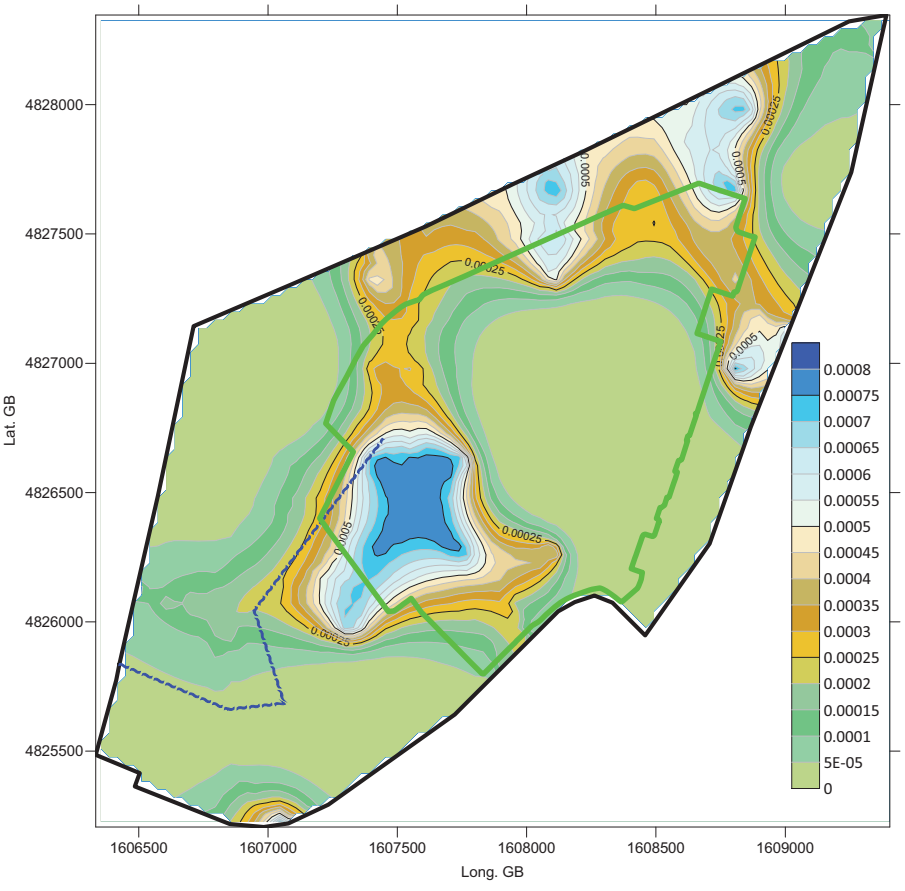


Figura 11. Infiltrazione efficace calcolata al termine della calibrazione del modello numerico – unità di misura in m/giorno. La linea verde rappresenta il limite di stabilimento

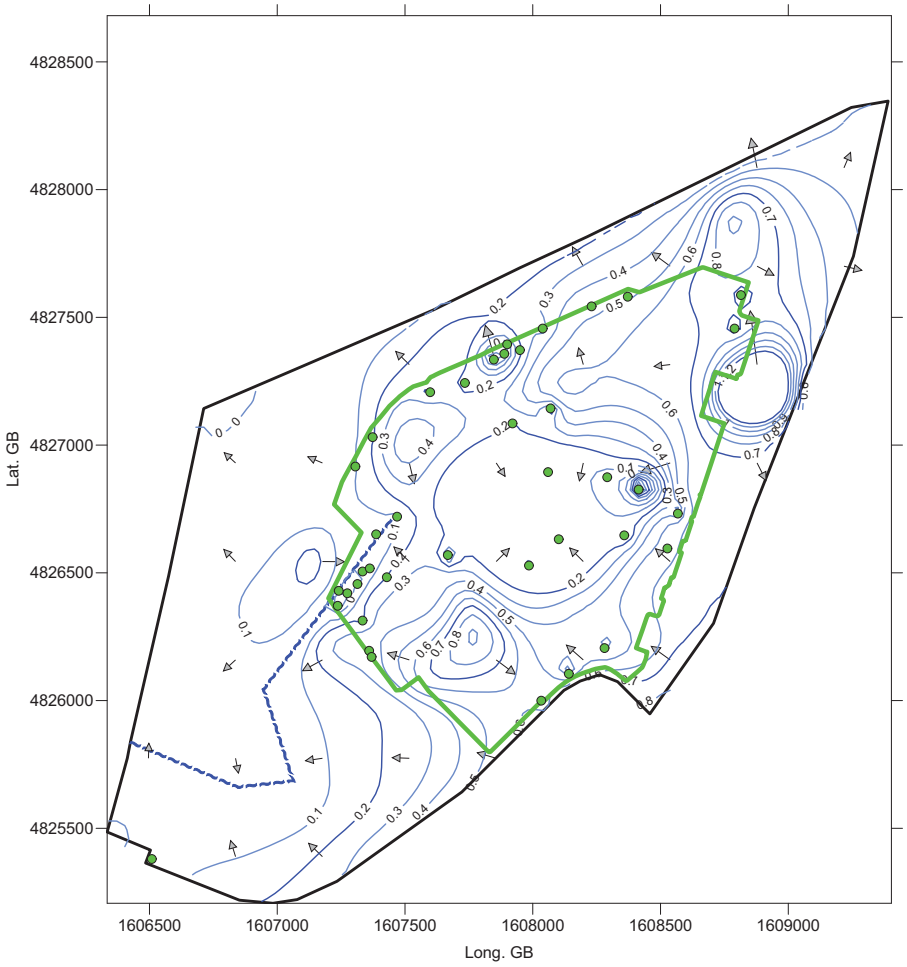


Figura 12. Freatimetria calcolata al termine della calibrazione – definita come freatimetria media di marzo 2014 – i cerchi verdi rappresentano i pozzi di MISE. La linea verde rappresenta il limite di stabilimento

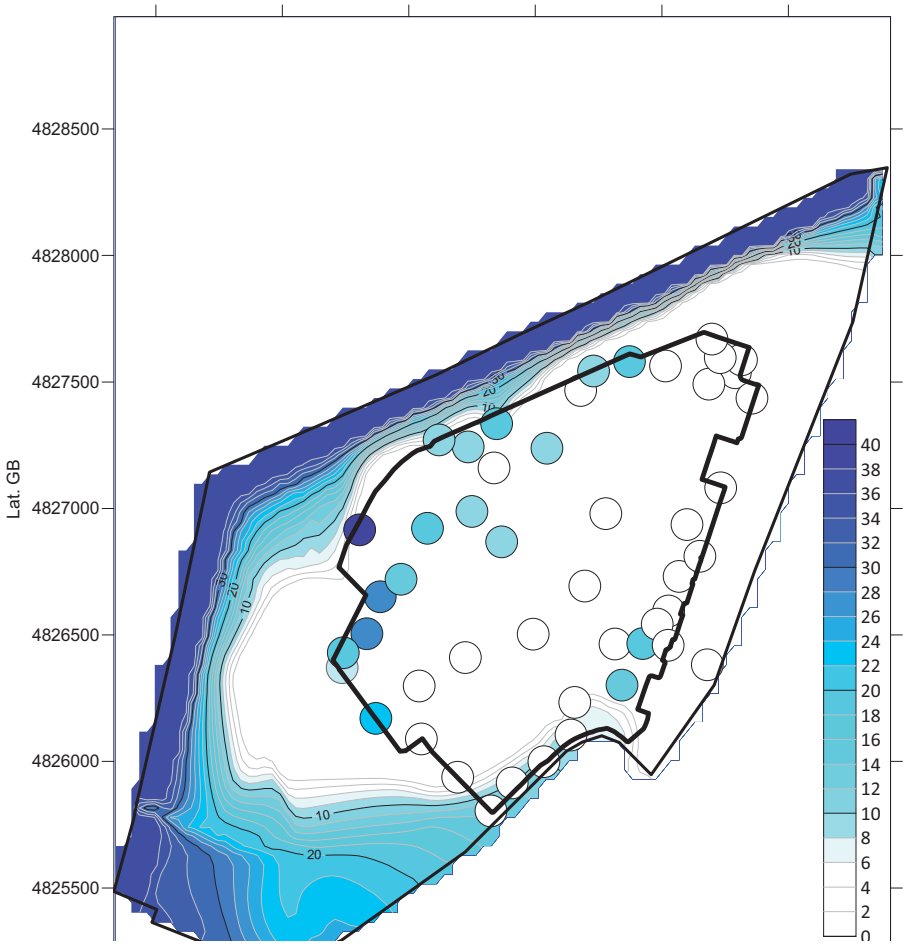


Figura 13. Salinità media nei piezometri superficiali (calcolata sulla base della conducibilità elettrica media sulla verticale) confrontata con la salinità media modellizzata – unità di misura in g/l

Calibrazione intrusione salina (in regime transitorio - 100 anni)

Nella *Fig.* 13 sono confrontati i valori medi della salinità nei piezometri superficiali di monitoraggio con quelli calcolati dal modello; per facilitare la visualizzazione dei risultati si è optato per raffigurare le concentrazioni medie piuttosto che quelle a diverse profondità.

A livello puntuale il modello non riesce a riprodurre in modo preciso le salinità misurate, mentre confrontando la distribuzione spaziale dei valori di salinità si evidenzia un discreto grado di correlazione, se pur non perfetta, che delinea una sostanziale coerenza tra i risultati modellistici con quelli sperimentali.

In realtà, il processo fisico determinante l'intrusione salina è stato modellizzato secondo una serie di semplificazioni derivanti dalla quantità e qualità dei dati di input.

Nello specifico, non avendo a disposizione un database storico sufficientemente preciso delle conducibilità elettriche/salinità e dei livelli di falda/idrometrici, le condizioni al contorno per la salinità sono state definite rispetto ai dati rilevati tra novembre e dicembre 2015, quindi in un regime di sostanziale ricarica della falda e quindi di minimizzazione dell'intrusione salina.

Tuttavia il fenomeno fisico dell'intrusione salina ha uno sviluppo periodico (se non influenzato da elementi antropici) legato alle variazione della marea e soprattutto al regime di deflusso sotterraneo, quindi nei periodi di minima (periodi estivi) nei quali i carichi idraulici della falda raggiungono le quote assolute minori, l'intrusione salina tende ad aumentare per poi diminuire al ripristinarsi delle condizioni di ricarica della falda (periodo autunnale-invernale).

Non potendo per carenza di dati simulare una fenomenologia come sopra descritta, è atteso che i risultati portino ad una sottostima delle concentrazioni saline, pur tuttavia mostrando una correlazione a livello di distribuzione spaziale.

Analisi di sensitività per le variabili di flusso

Per la valutare il grado di relazione tra i parametri modellizzati a livello di flusso e la risposta del modello nei termini della N-RMS, è stata svolta un'analisi di sensitività per i seguenti parametri:

- Conducibilità idraulica (k);
- Infiltrazione efficace (IE);
- Condizioni al contorno: carichi idraulici lungo i canali modellizzati come carichi costanti; conducibilità idraulica del letto del Fosso del Capannone.

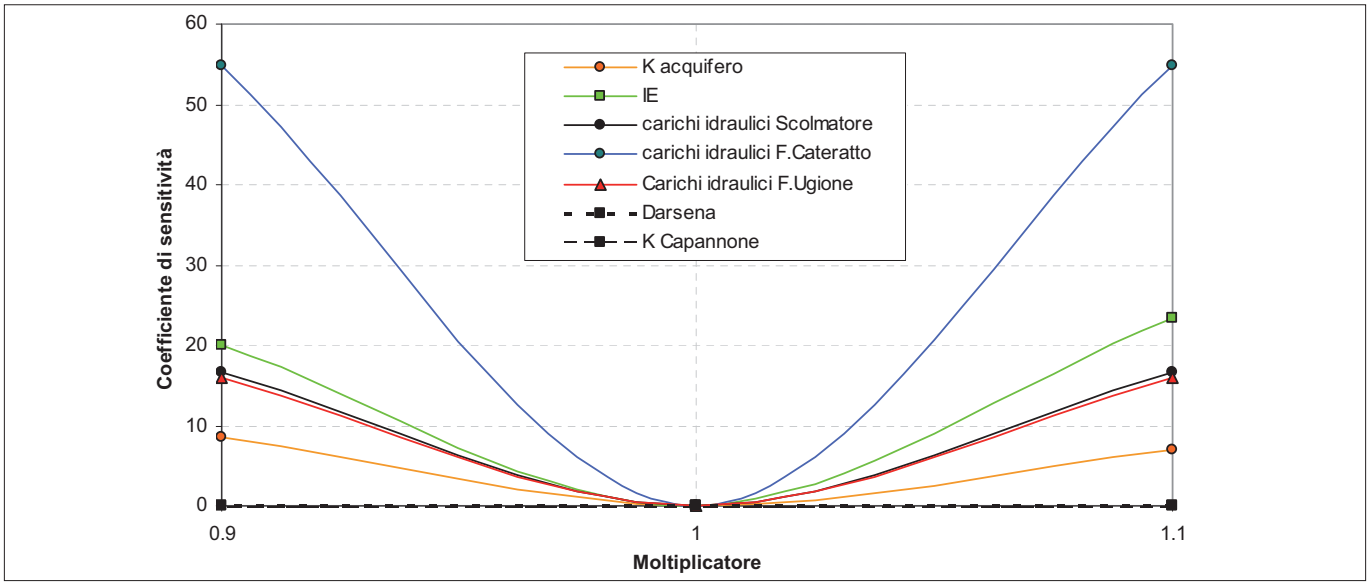


Figura 14. Coefficienti di sensitività calcolati rispetto la N-RMS

Per il calcolo del coefficiente di sensitività è stata utilizzata la seguente formula (Zheng, 1990; Zheng & Bennet, 1995):

$$X_k = \frac{\partial y / y}{\partial a_k / a_k} = \frac{[y(a_k + \Delta a_k) - y(a_k)] / y(a_k)}{\Delta a_k / a_k}$$

Dove X_k è il coefficiente di sensitività della variabile dipendente y, rispetto il parametro K_{th}, mentre $y(a_k)$ e $y(a_k+\Delta a_k)$ sono rispettivamente i valori della variabile dipendente ottenuti per il "modello di riferimento" e per il "modello perturbato".

In questo studio, il modello di flusso calibrato è stato utilizzato come "modello di riferimento", mentre i parametri di interesse sono stati perturbati del ±10% rispetto al loro valore di riferimento.

La *Fig.* 14 rappresenta i valori dei coefficienti di sensitività calcolati rispetto la variazione della N-RMS, sulla base dei quali si evidenzia che:

- i carichi idraulici imposti per simulare la condizione al contorno derivante dal F. Cateratto presentano i valori di sensitività maggiori;
- la variazione dei carichi idraulici imposti per simulare la condizione al contorno derivante dalla Darsena e la conducibiltà idraulica del letto del F.Capannone non influenzano la risposta del modello nei termini della N-RMS, ovvero hanno sensitività nulla;
- il modello è maggiormente sensibile alla variazione dell'infiltrazione efficace piuttosto che della conducibilità idraulica del saturo;
- i coefficienti di sensitività relativi alle condizioni al contorno applicate per simulare lo Scolmatore dell'Arno ed il f.Ugione, sono praticamente uguali.

Dimensionamento barriera idraulica

Sulla base del modello sopra descritto è stato sviluppato uno scenario di barrieramento idraulico vincolato alla cattura del fronte contaminato della falda superficiale corrispondente a tutta l'area dello stabilimento e alle presunte massime portate di estrazione, definite sulla base delle prove di emungimento svolte (prova a gradini e portata costante) ed in considerazione del contesto idrogeologico in oggetto (tipologia di materiale costituente la falda superficiale nella parte satura).

Nello specifico, considerato il bassissimo gradiente della falda e l'azione di richiamo già operata dai pozzi MISE, l'implementazione della barriera è consistita nella rimodulazione delle portate di estrazione della MISE e nell'aggiunta di 7 nuovi pozzi (denominati PW), al fine di ottenere la migliore conterminazione possibile delle aree di cattura di tutti i pozzi attivi.

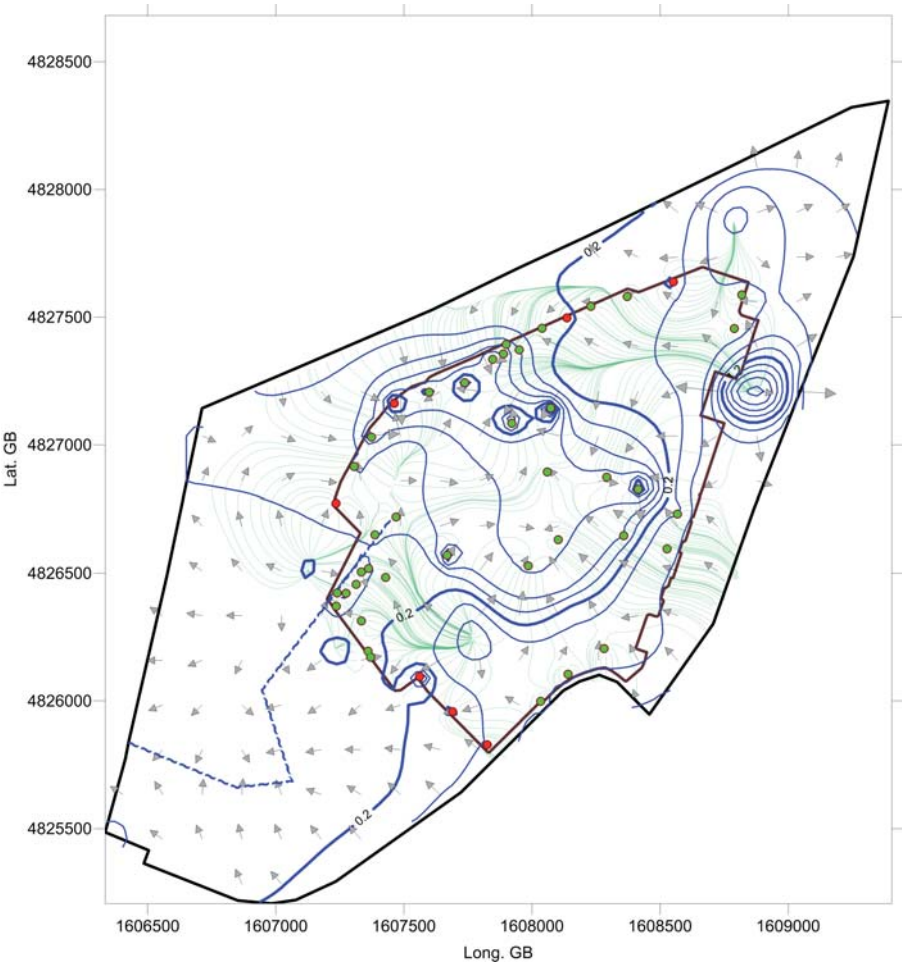
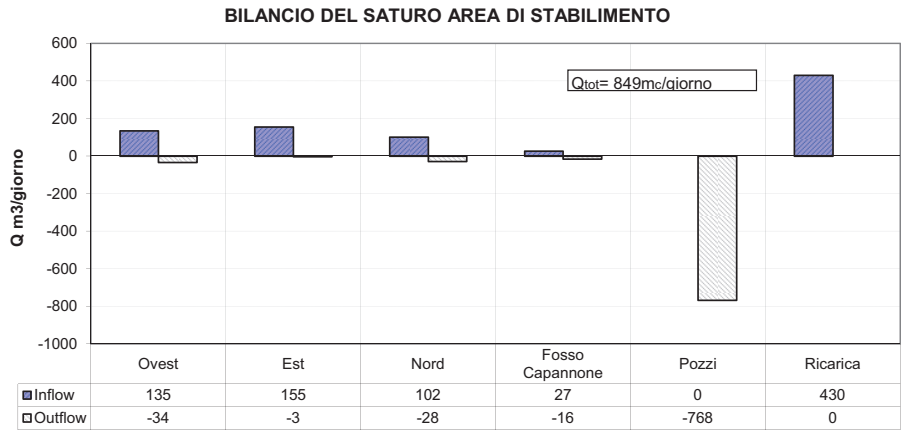


Figura 15. Freatimetria in ms.l.m. con pathlines (linee verdi) e pozzi barriera (cerchi rossi)



	Ovest	Est	Nord	Fosso Capannone	Pozzi	Ricarica
Inflow	135	155	102	27	0	430
Outflow	-34	-3	-28	-16	-768	0

Figura 16. Bilancio di massa del saturo nell'area di stabilimento con implementazione della barriera

La verifica del barrieramento è stata svolta a livello transitorio per il calcolo anche dell'intrusione salina (tempo di simulazione pari 25 anni).

La freatimetria risultante e le relative *pathlines* sono riportate nella *Fig*. 15.

L'assetto della barriera complessivamente è composto da 46 pozzi di estrazione, di cui 7 aggiuntivi rispetto quelli già esistenti di MISE, per una portata di estrazione totale pari a circa 768 m³/giorno

Dal bilancio di massa (*Fig*. 16) si evince che:

- l'azione drenante del Fosso Capannone è praticamente annullata dall'azione dei pozzi di emungimento: la quota parte di falda drenata dal fosso (-16 m³/giorno), verosimilmente lungo la sponda di destra, è totalmente intercettata (27 m³/giorno) dall'estrazione dei pozzi barriera posizionati lungo la sponda di sinistra;
- l'aumento notevole delle portate di falda in ingresso dalle aree Est, Ovest e Nord verso lo stabilimento confermano, come già mostrato dalla freatimetria e dalle *pathlines*, che l'azione dei pozzi barriera crea una fascia di retrogradiente tale da richiamare la falda verso l'area di stabilimento, di fatto annullando la migrazione dei filetti fluidi verso le aree esterne allo stabilimento;
- i termini negativi del bilancio dalle aree esterne, per altro minimi e ricadenti nell'incertezza della procedura modellistica, sono riconducibili a portate di falda che se pur momentaneamente fuoriescono dal perimetro dello stabilimento, vengono comunque intercettate dall'azione di richiamo dei pozzi barriera, così come è chiaramente deducibile dall'andamento della freatimetria e delle pathlines; non si può prescindere da questi termini per via della conformazione fortemente disarticolata della freatimetria, da cui consegue anche una geometria complessa del barrieramento idraulico.

Incremento dell'intrusione salina dopo 25 anni dall'avvio della barriera

La *Fig*. 17 mostra la salinità media della falda calcolata dal modello al termine di un periodo pari a 25 anni di funzionamento della barriera idraulica; si evidenzia un potenziale avanzamento dell'intrusione salina in particolar modo sul lato parallelo allo Scolmatore dell'Arno.

Per quantificare con precisione l'effettivo aumento della salinità nella falda a seguito degli emungimenti, verificando le aree dove l'intrusione salina è maggiormente avanzata, è stata prodotta una mappa (*Fig*. 18) derivante dalla differenza di concentrazione tra la salinità calcolata dopo 25 anni di attivazione della barriera rispetto quella *ante operam*: si evidenzia un potenziale incremento sostanziale del tenore salino, soprattutto sul lato Nord occidentale parallelo allo Scolmatore

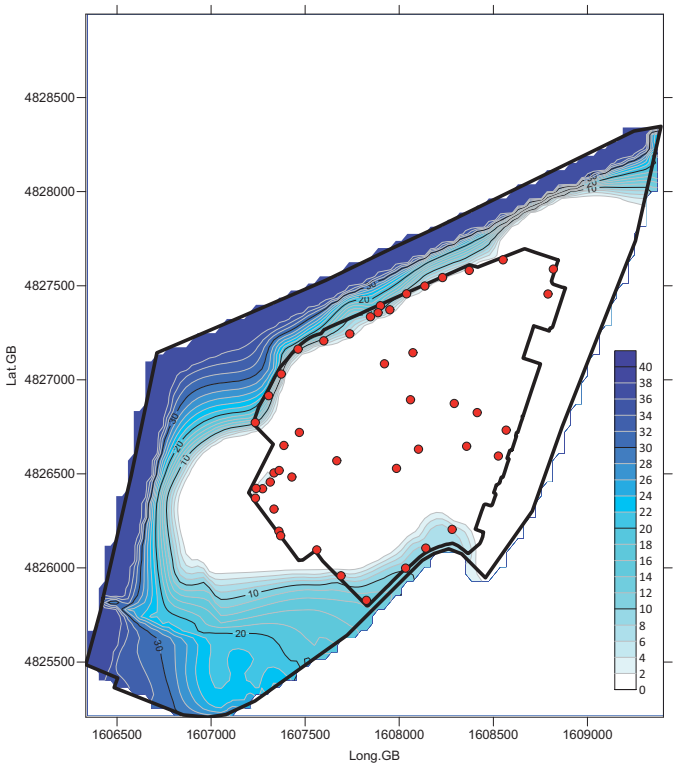


Figura 17. Salinità media modellizzata a 25 anni dall'azione della barriera con la configurazione definitiva- unità di misura in g/l.

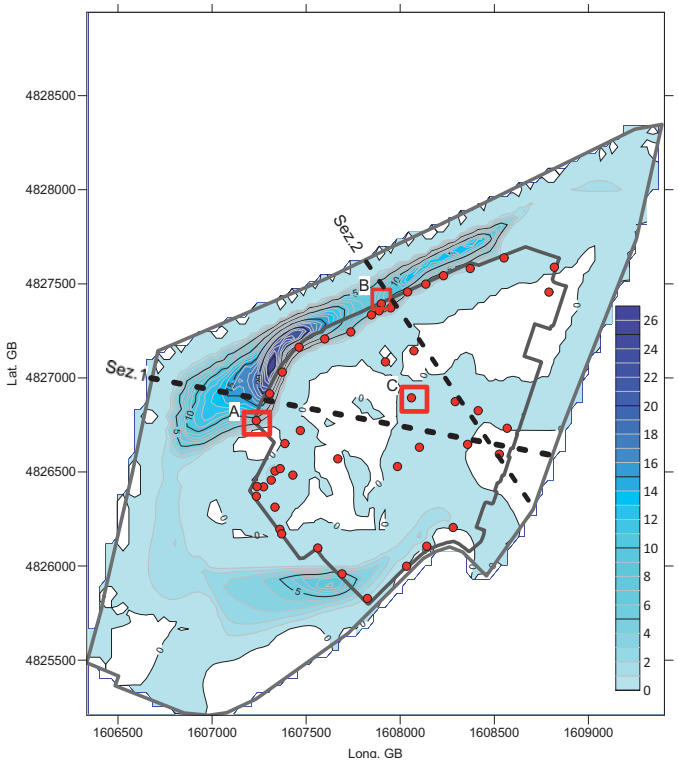


Figura 18. Differenza di concentrazione tra la salinità media derivante dopo 25 anni di attività della barriera idraulica secondo la nuova conformazione proposta e quella ante operam simulata all'equilibrio nel processo di calibrazione (100 anni), unità di misura in g/l. Inoltre, sono riportate le ubicazioni dei pozzi utilizzati per il controllo puntuale della salinità. Sono riportate in tratteggio le tracce dei modelli 3D della salinità

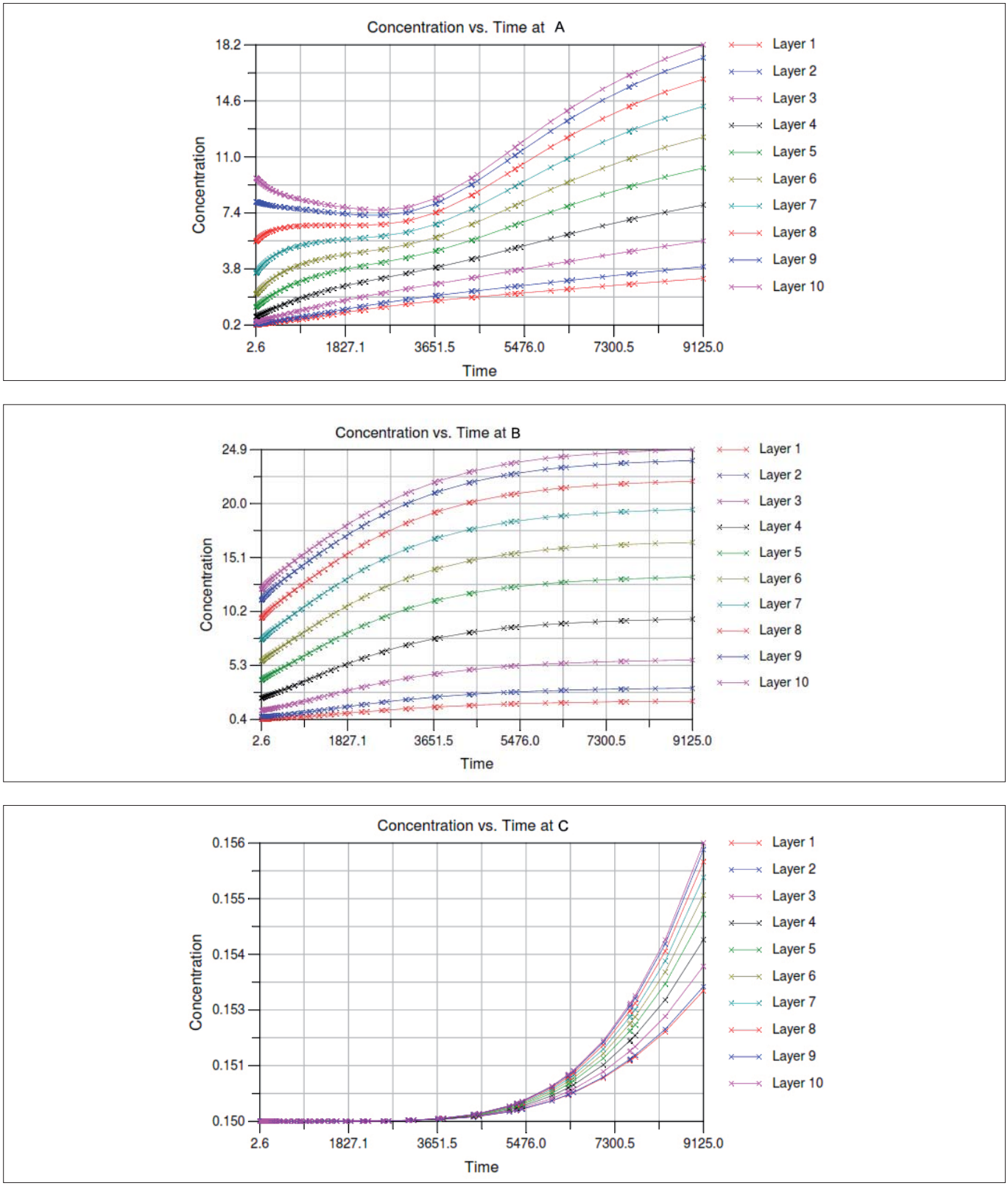


Figura 19. Andamento delle concentrazioni nei pozzi barriera A, B e C. L'unità di misura delle concentrazioni è g/l, quella del tempo è in giorni (9125 giorni = 25 anni)

dell'Arno, con valori massimi pari a circa 26g/l, mentre nelle aree centrali non si evidenziano sostanziali incrementi.

Il fenomeno di salinizzazione dopo 25 anni non è quindi da considerarsi ancora stazionario ma presenta una progressiva stabilizzazione ed inoltre le aree con alti tenori salini sono circoscritte al bordo nord occidentale dello stabilimento.

Per comprendere meglio le modificazioni della salinità indotte dal barrieramento idraulico sono stati elaborati dei grafici concentrazione/tempo per i pozzi A, B e C.,

Dai grafici di *Fig.* 19 si può notare come le concentrazioni, relative ai diversi livelli modellizzati tendano ad aumentare con la profondità, essendo modellizzato un fenomeno densità dipendente: la numerazione dei livelli (layer) è progressiva rispetto alla profondità. In particolare, l'andamento delle concentrazioni nel pozzo A mostra un netto incremento dei valori senza accennare ad una stabilizzazione del fenomeno. L'andamento delle concentrazioni nel pozzo B pur presentando un netto aumento delle concentrazioni, mostra una stabilizzazione del fenomeno con concentrazione massima pari a circa 25 g/l.

Infine nel pozzo C, ubicato circa al centro dell'area di stabilimento, anche se le concentrazioni aumentano in modo repentino e non si stabilizzano, rimangono comunque molto basse, tanto da non prefigurare nessun aumento sostanziale dell'intrusione salina.

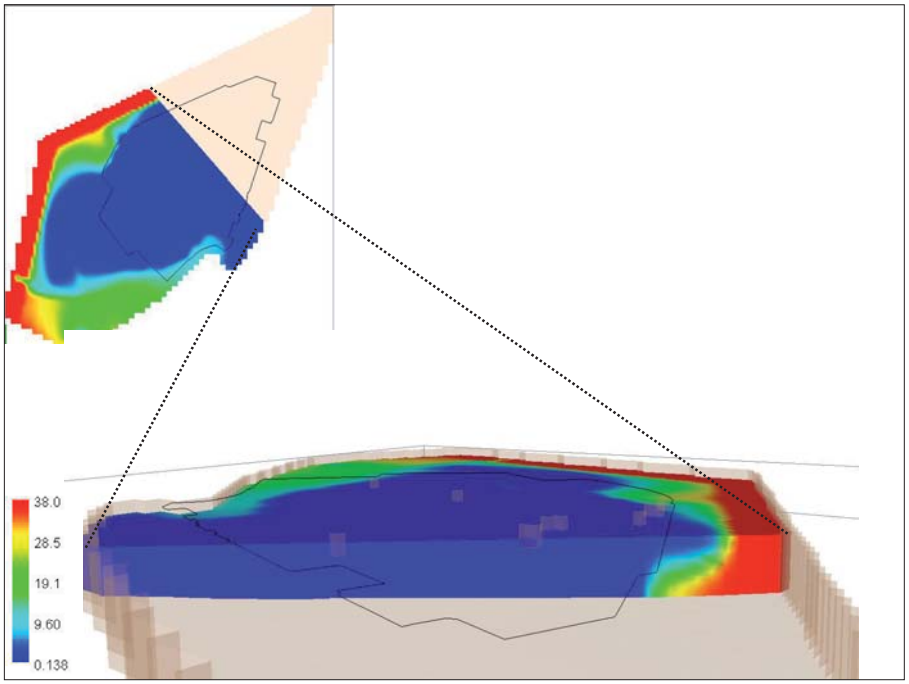


Figura 20. Sezione 1: salinità (g/l) sezione NW-SE risultante al termine della simulazione (25 anni)

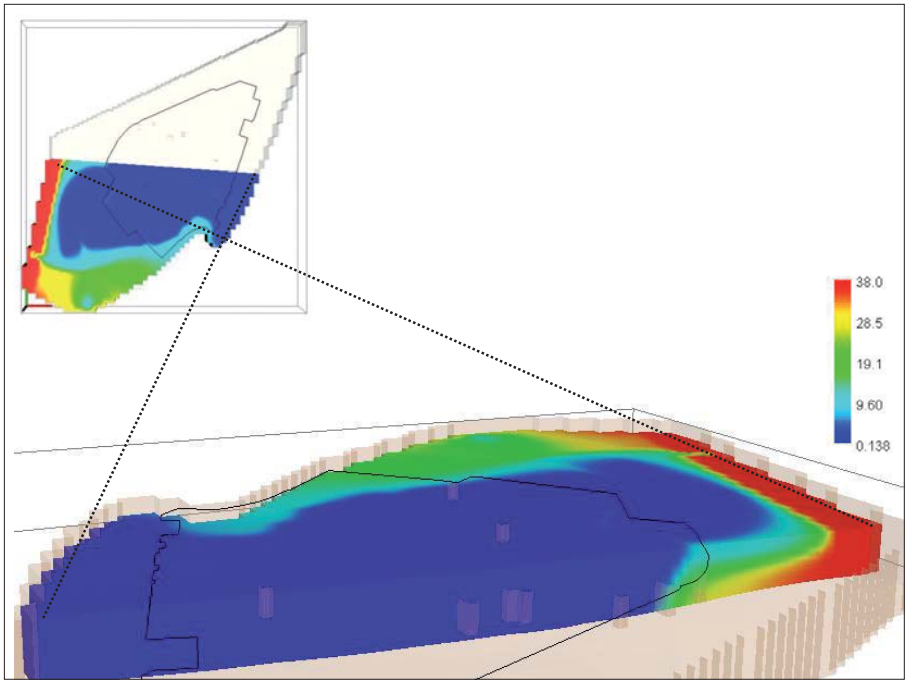


Figura 21. Sezione 2: salinità (g/l) sezione NNW-SSE risultante al termine della simulazione (25 anni)

Per rappresentare in 3D il fenomeno, sono state elaborate due sezioni tridimensionali della salinità a 25 anni dall'avviamento della barriera lungo le tracce riportate nella *Fig*. 20.

Le sezioni confermano ovviamente il quadro descritto nei paragrafi precedenti e permettono di raffigurare il meccanismo dell'intrusione salina che presenta un aumento della salinità in corrispondenza delle aree di alimentazione salina (Scolmatore dell'Arno e lato Darsena).

CONCLUSIONI

Scopo del presente studio è stato la verifica ed implementazione del sistema di barrieramento idraulico per l'intercettazione della contaminazione storica disciolta nella falda sottostante la Raffineria ENI all'interno del SIN di Livorno.

Il dimensionamento dell'opera è stato sviluppato mediante un modello matematico densità dipendente alle differenze finite che ha permesso anche di valutare l'intrusione salina e le sue modificazioni in funzione dell'attivazione dalla barriera idraulica.

Nello specifico, considerato il bassissimo gradiente della falda e l'azione di richiamo già operata dai pozzi MISE, l'implementazione della barriera è consistita nella rimodulazione delle portate di estrazione della MISE e nell'aggiungere 7 nuovi pozzi di emungimento, al fine di ottenere la migliore contaminazione possibile delle aree di cattura di tutti i pozzi attivi.

La verifica del barrieramento è stata svolta anche a livello transitorio per il calcolo dell'intrusione salina (tempo di simulazione pari 25 anni) che ha mostrato un innalzamento delle salinità, in particolar modo lungo il lato Nord occidentale parallelo allo Scolmatore dell'Arno, con valori massimi pari a circa 26g/l, mentre nelle aree centrali non si evidenziano sostanziali incrementi.

L'assetto della barriera è composto da 46 pozzi di estrazione, di cui 7 aggiuntivi rispetto quelli di MISE già esistenti, per una portata di estrazione complessiva pari a circa 768 m^3/giorno.

La verifica modellistica è stata condotta secondo una serie di ipotesi cautelative al fine di porsi nelle condizioni di flusso massimo della falda superficiale, quindi sono state considerate delle condizioni al contorno relative al periodo di ricarica della falda.

Lo schema di barrieramento calcolato sarà oggetto di un *best tuning* sulla base degli esisti del monitoraggio idrogeologico, ovvero, come la buona pratica insegna per questo genere di applicazioni, sarà necessario effettuare una validazione del modello sviluppato sia per quanto concerne il flusso che il trasporto salino, al fine di rimodulare le portate di esercizio per massimizzare la cattura idraulica del sistema, minimizzando nel contempo l'effetto negativo dell'intrusione salina.

BIBLIOGRAFIA

Anderson, Woessner (1992), *Applied Groundwater Modeling*, Academic Press

Doherty J. (2015) *Calibration and uncertainty Analysis for Complex Environmental Models*, Watermark Numerical Computing.

Guo W., Langevin C.D. (2002), *User's Guide to SEAWAT*, Techniques of Water-Resources Investigations Book 6, Chapter A7, 77 p.

Harbaugh A.W., Banta E.R., Hill M.C., McDonald M.G. (2000), MODFLOW-*2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model -- User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process*, U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92, 121 p.

Zheng C., Wang P.P. (1999), MT3DMS*: a modular three-dimensional multispecies model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems*, Documentation and User's Guide, Contract Report SERDP-99- 1. U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Zheng C., Bennet G.D. (1995), *Applied Contaminant Transport Modeling - Theory and Practice*, Ed. New York John Wiley and Sons.

Verifica dell'impatto contaminante di discariche controllate/incontrollate

Verification of the contaminating impact of the controlled and uncontrolled landfills

Giovanni Balestri
Geologo libero professionista
E-mail: giovanni.balestri@alice.it

Parole chiave: rifiuto, acqua sotterranea, contaminazione da tetracloroetilene, modello di flusso Modflow, Telerilevamento, leggi ambientali
Key words: waste, groundwater, Tetrachloroethylene contamination, Modflow groundwater model, Remote Sensing, environmental laws

SOMMARIO

Questo contributo prende lo spunto dalla verifica progettuale e dell'impatto sull'ambiente di numerose discariche controllate/incontrollate effettuate dal sottoscritto in numerose attività di accertamento tecnico lungo tutta la Penisola, a supporto dell'Autorità Giudiziaria: per tale motivo si affronta la problematica inizialmente in forma generica, dato che quasi sempre si ripresenta immutata su gran parte del territorio italiano.

Il problema nasce dal fatto che le discariche più vecchie e di recente riaperte, sono state avviate inizialmente non con l'attuale normativa (in vigore dal 2003 e ormai obsoleta anch'essa) bensì con le precedenti. L'aver poi autorizzato nuovi invasi in sovrasfruttamento, o per ampliamento dei preesistenti, o in aggiunta, vigenti le nuove norme, ha di fatto portato a situazioni alquanto problematiche dal punto di vista dell'attrezzamento: il risultato è che molte di queste discariche, alla fine coltivate per periodi molto lunghi, presentano presidi ambientali del tutto inadeguati con un conseguente forte impatto sull'ambiente per il quale è necessario un monitoraggio Post Operativo ben più efficace di quello originariamente programmato e previsto, da ultimo, dal Piano di Sorveglianza e Controllo (Cap.5 Allegato 2 del DLgs. 36/03).

ABSTRACT

This paper describes the situation of some Italian dumbs that have been reactivated after a long period of inactivity. In a recent past is looked for not to hock new sites, preferring the overexploitation of the existing ones. In this scenery of strong environmental impact burdening on a small territory, results difficult to verify the single responsibilities in case of pollution.

Il problema sorge pertanto, come detto in premessa, dal fatto che ormai i nuovi siti da adibire a discarica sono sempre in diminuzione e quindi le amministrazioni locali cercano di "sovrasfruttare" i vecchi luoghi già autorizzati in passato, col risultato della nascita e presenza contemporanea di più invasi (anche con diversi Gestori) ed alla fine, nel caso di ricerca dell'ipotizzata origine della contaminazione (e della conseguente attribuzione delle responsabilità in caso di danno all'ambiente) se non si adottano particolari attenzioni scientifiche, si rischia di approdare ad una generica "contaminazione diffusa" per la quale l'attribuzione della specifica responsabilità è oggetto di discussione ed erronee interpretazioni, soprattutto in sede di giudizio.

PROBLEMA DELLA MAPPATURA DEI SITI POTENZIALMENTE CONTAMINATI, ACCERTAMENTO DELLA CONTAMINAZIONE, MESSA IN SICUREZZA, CARATTERIZZAZIONE E BONIFICA

Restringendo il campo e descrivendo la situazione di una Regione specifica, la Campania, seguita a ruota anche dalla Sicilia, dopo 20 anni e più di studio di problematiche ambientali in Campania (dal 1997) ed in particolar modo dell'agro aversano e del litorale domizio-flegreo (tra cui si ricordano i Comuni di Giugliano in C., Parete, Villa Literno, Castel Volturno, Trentola D., Lusciano, Sessa Aurunca, Mondragone e Maddaloni) attraverso numerosi accertamenti tecnici disposti dall'Autorità Giudiziaria, il quadro che ne viene fuori circa la problematica delle discariche autorizzate (controllate), abusive (non controllate), smaltimenti abusivi e qualunque altra fonte di contaminazione di questo territorio, è ben chiaro e si presenta quasi sempre allo stesso modo.

Infatti il problema ambientale di fondo del territorio a cavallo tra le province di Caserta Sud, Napoli nord ed il mare, tutto sommato è semplice e così si può riassumere: le principali discariche campane sono quasi tutte nate inizialmente in fossa in ex cave di pozzolana e tufo (nell'agro aversano sino a -25m, -27m circa dal piano campagna circostante) o di calcare/inerti (area del casertano, lato monte), realizzate principalmente tra gli anni '70 e i primi anni '80 per il boom economico e lo sviluppo del mezzogiorno dell'epoca (grandi assi stradali e relativi svincoli, spesso in sopraelevazione, viabilità in genere, nuovi insediamenti abitativi, ecc.). La grande richiesta di cemento/calcestruzzo (da pozzolana) e la richiesta di materiali inerti per riporti e colmate, ha accelerato l'estrazione, fermo restando le grandi e antiche cave di Tufo (sempre in fossa), sparse un po' dappertutto sul territorio. Parallelamente, lo sviluppo industriale delle fabbriche chimico/metallurgiche del Nord, ma non solo, ha avuto una battuta d'arresto, con l'avvio di numerose chiusure (o riduzione) di Impianti e con la necessità di smaltire i rifiuti (industriali) che si sono accumulati per decenni, nonché la bonifica aree da destinare ad altri orizzonti imprenditoriali.

Ecco che queste buche/invasi inizialmente adoperate come "sversatoio" di rifiuti (spesso RSU) prima della Delibera del Comitato Interministeriale del 1984, Delibera che di fatto ha dato il via all'allestimento tecnico normativo degli invasi da destinare a discarica, vengono riempite con questi rifiuti industriali, oltre che dai rifiuti locali della raccolta delle strade, non essendoci ancora una politica del riciclo-riuso.

Altro problema sono state le disposizioni "*transitorie*" di questa nuova Norma che, di fatto, hanno permesso tempi lunghi di "*adeguamento alle nuove disposizioni*" per gli impianti esistenti, portando ad un limbo tecnico-autorizzati-

vo ed al conseguente difficile controllo, per almeno i 4 anni successivi, durante i quali è successo un po' di tutto.

Siamo giunti pertanto alla fine degli anni '80 (1988-1990) e gran parte delle buche dell'agro aversano sono colmate da rifiuti sia solidi urbani indifferenziati, sia da rifiuti industriali provenienti da tutta Italia, data la grande disponibilità di siti. Dopo di che, verso il 1993-1994 inizia la prima crisi emergenziale dei rifiuti solidi urbani campani: tutte queste ex cave (in gran parte colmate, come visto, da rifiuti industriali) vengono riattivare per permettere lo smaltimento in emergenza di RSU, spesso in elevazione o nella parte rimanente ancora sotto il piano campagna e non ancora impegnata. Nasce la prima struttura commissariale campana (Presidente della Regione e Prefetti) che, anche con i poteri in deroga, permette un accumulo veloce di questi rifiuti, sia in nuovi impianti, sia in queste ex cave di pozzolana/tufo da riattivarsi. Parallelamente (siamo sempre nel 1994), dato che le cave sono colme e dal nord (ma non solo) i rifiuti industriali continuano ad arrivare, ecco che si fanno buche ovunque per nascondere qualunque cosa (di industriale, non di RSU che rendono meno economicamente e sono più ingombranti). La crisi emergenziale si aggrava ancora nel 2003, periodo in cui nascono gli enormi depositi di ecoballe, spesso anch'essi realizzati sopra aree già un tempo adibite a discariche riattivate con la prima fase emergenziale del 1993-1994.

Tornando alla normativa di riferimento, in definitiva questa inizia nell'82 (col DPR 915, a buche già scavate in maggioranza, di cui alcune in parte già riempite con leggi sanitarie comunali), si perfeziona nell'84 (con le norme tecniche attuative, buche sempre più riempite, la Delibera citata) ma con la questione dell'adeguamento, durante un lunga fase transitoria, delle strutture preesistenti (permesso in normativa). Di fatto si ereditano impianti non a norma (o meglio a norme "scadute") sino almeno a tutto il 1989, che continuano quindi a ricevere rifiuti con la vecchia autorizzazione ma soprattutto "non adeguati" alle nuove disposizioni tecniche. Bisogna aspettare ancora 8 anni l'arrivo del Decreto Ronchi del '97, perfezionatosi poi nel '99, mentre le norme tecniche sulle discariche dell'84 vengono riscritte solo dopo venti anni, nel 2003 (con grande dissenso della Comunità Europea per il grande ritardo), quando nei territori campani molto era già stato fatto e sepolto con la vecchia normativa vigente e le varie "*autorizzazioni transitorie*" più o meno provvisorie ma sempre prorogate. Fatto sta che i nuovi impianti (ex novo) nati al di fuori del periodo transitorio ed emergenziale e quindi con la nuova Normativa sulle discariche del 2003 sono una percentuale ridotta sul totale esistente.

Con questa premessa, quando io tecnico o neo Gestore mi trovo a lavorare in Campania, devo aver chiaro tutto questo *excursus* storico, non posso affrontare il problema come se fossimo in un contesto "ordinario". Per contesto "ordinario" si intende un territorio dove le discariche iniziano e finiscono in un breve lasso di tempo, con una determinata Normativa di riferimento e relativo iter autorizzativo. Il contesto campano, come abbiamo spiegato, parte da molto lontano sino ad arrivare ai giorni nostri, un lungo percorso dove più normative ambientali e più periodi emergenziali si sono sovrapposti, generando spesso, e parlo solo di questioni tecniche, problematicità difficilmente ripercorribili a ritroso, ora che dobbiamo, in alcuni contesti, correre ai ripari.

Possiamo fare un esempio di come "*l'ordinario*" spesso in Campania non possa bastare: arriva di recente (relativamente) il DL n.136/13 del 10/12/13 ed il Testo Coordinato dalla L. di C n.6 del 06/02/14 (GU del 08/02/14) ove si prevedono all'Art.1 "*Interventi urgenti per garantire la sicurezza agroalimentare in Campania*". Da qui possiamo leggere alcune soluzioni tecniche per un primo piano di monitoraggio areale delle colture campane (riassumiamo):

1. telerilevamento aereo (magnetometro entro -20m per la ricerca dei cosiddetti "*fusti sepolti*" e nell'infrarosso termico);
2. indagini geofisiche;
3. elaborazione dati (periodo storico ultimi 20 anni), da analisi storiche foto aeree/satellitari d'archivio o quant'altro.

Abbiamo però appena spiegato che le fosse nascono tra la fine degli anni '70 e la prima metà degli anni '80 quindi andare indietro di "soli" 20 anni alla ricerca di archivi storici (quindi al 1994) è pressoché inutile: al 1994 la maggior parte delle cavità campane è già riempita.

Il magnetometro sino a -20 m è limitante, come spiegato poc'anzi, dato che tante fosse sono a -25 m di profondità ed oltre, ci perdiamo così gli eventuali interramenti (abusivi e non) tra -20 m e -25 m dal piano campagna, qualora non ce li fossimo già persi con le foto aeree e/o satellitari.

Un esempio di come sia difficilmente applicabili questa nuova disposizione (tecnica) di Legge, può essere l'uso che ne è stato fatto di questa tecnologia in Cava Monti, per fare un esempio (Comune di Maddaloni, spesso oggetto di più interrogazioni parlamentari) in quanto l'enorme accumulo di scorie della metallurgia (o fusione) di materiali ferrosi (ferromagnetici) ritrovate in situ durante l'attività di accertamento giudiziario, di fatto determina l'inefficacia di questa tecnologia, tanto da rendere impossibile la ricerca puntuale di eventuali fusti sepolti, in quanto necessariamente frammisti alle scorie ferrose onnipresenti che disturbano il segnale.

Indagini geofisiche sono anch'esse spesso limitate da ostacoli logistici insormontabili, vedasi ad esempio le numerose cave in parete del Casertano (non stiamo qui a spiegare le questioni tecniche di tipo geofisico).

Il Telerilevamento nell'infrarosso termico (e nel visibile e nell'infrarosso vicino/medio) è anch'esso di difficile utilizzo (tralasciamo anche qui la spiegazione tecnica), soprattutto se in relazione alla vegetazione, perché solo alberi ad alto fusto con grandi apparati fogliari possono essere oggetto di studio (calcolo e stato della biomassa), non certo i seminativi o gli ortaggi tipici dell'agro aversano, spesso poi anche nascosti dai teli delle serre, ovviamente non osservabili dai sensori dall'alto.

Certo che da qualcosa bisogna pur partire, ma ogni situazione in questa Terra fa storia a sé, come abbiamo appena dimostrato: per questo è semmai necessario fare un'analisi storica multitemporale delle foto aeree ma dal 1976 circa in poi e da lì partire con tecniche remote adeguate e commisurate per ciascun sito individuato dalle foto storiche, tenuto anche conto che dal 1994 l'evoluzione dello smaltimento (in questo caso incontrollato/abusivo) cambia totalmente e si indirizza verso scavi in fosse semi-superficiali (interramenti, pochi metri, lo scavo di una notte, due giornate al massimo, profonde quanto il braccio di un escavatore) difficilmente riprese dai voli aerei (i voli istituzionali vengono programmati di solito ogni due-quattro anni, difficile che questi scavi dalla vita assai breve vengano acquisiti). Ritorna perciò l'efficacia della geofisica o del magnetometro (a valle della geofisica), tecniche che in questi contesti devono essere impiegate dopo una capillare analisi del territorio alla ricerca di terreni incolti o territori degradati. Spesso però, come è stato appurato

nel caso specifico campano attraverso le dichiarazioni dei collaboratori di giustizia, i suoli interessati da occultamento di rifiuti semi-superficiale hanno cambiato subito destinazione: sono sorte sopra di essi nuove serre, nuovi appezzamenti di alberi da frutto (ad es. cachi e ciliegi, tra quelli più comuni) ma anche nuovi manufatti, come capannoni o strutture ricettive. Ma questi sono gli eventi ormai del periodo di "esaurimento" del fenomeno, pertanto il danno maggiore è già stato fatto in precedenza.

LA CARATTERIZZAZIONE E BONIFICA

Il passo successivo alla mappatura, una volta individuata con accertamenti diretti la contaminazione (escludendo quindi la messa in sicurezza d'emergenza) è la caratterizzazione e la seguente eventuale bonifica. Il grande intervento riparatore dello Stato sull'agro aversano e litorale domizio flegreo, per fare un esempio, comincia finalmente nel 2010 (ricordiamo che i primi sequestri furono nel 2004, ben 6 anni prima) con una OPCM dove si insedia un Commissariato di Governo straordinario per le bonifiche che deve cominciare a mettere in sicurezza e studiare l'area, appoggiandosi alla società *spin-off* del Ministero dell'Ambiente, la SOGESID, e attenersi all'esecuzione dei lavori tramite bandi, anche europei, dando quindi in appalto anche a società esterne la realizzazione degli interventi. In tutto ciò si ha l'intervento anche di ARPA, dell'ISS e di ISPRA, ovvero degli Enti di controllo istituzionali, a livello provinciale, regionale e nazionale. Ne consegue che l'iter risulta immancabilmente complesso, anche lento se vogliamo, dove, a mio avviso, alcune attività risultano ridondanti per "*eccesso di verifica*". Il procedimento così com'è dovrebbe essere snellito e le tecniche impiegate calibrate per quel particolare contesto in cui ci troviamo nell'aversano e dintorni, che si differenzia da qualunque altro contesto nazionale, data la storia pregressa particolare che abbiamo appena descritto.

IL PROBLEMA DELLA COSIDDETTA "CONTAMINAZIONE DIFFUSA"

La ricostruzione storica dell'origine di alcune discariche, o meglio invasi, soprattutto quelle più vecchie e nate prima della Delibera Interministeriale dell'84, nelle geometrie e nelle caratteristiche generali è dunque molto importante per verificare l'impatto antropico che determinano nei luoghi in cui sono posizionate. Accanto (e sopra) a quelle più vecchie, spesso, come abbiamo detto, ne nascono altre in epoca recente, motivo per non andare a utilizzare nuovi siti: è più facile sovrasfruttare quelli già martoriati. Ne consegue che spesso in un'unica area omogenea sorgono più discariche, di età diversa e quindi di tecnologia diversa, riconducibili anche a diversi gestori. Nel caso di un'attività di accertamento tecnico disposta dall'Autorità Giudiziaria, per uno o più di questi invasi, nasce il (ipotetico) dubbio di chi inquina che cosa e quindi dell'attribuzione della responsabilità ("*chi inquina paga*"). Il problema sorge soprattutto per le acque sotterranee che, per loro caratteristica, si trovano in determinate condizioni sotterranee e non sono fisse, ma si spostano con una certa direzione e velocità, "transitando" al di sotto di uno o più invasi coinvolti nello studio.

Questione fondamentale è la ricerca della posizione di monte e di valle idrogeologico delle acque sotterranee circolanti (e la profondità), riferita per ciascun invaso e per ciascuna macroaerea entro la quale cadono gli invasi stessi.

I piezometri (pozzi spia) facenti capo al Piano di Monitoraggio e Controllo di qualsiasi discarica (vecchia e meno vecchia) assolvono proprio questo compito, meglio ancora se in contemporanea con sensoristica di sottotelo (se esistente, ovviamente) che permetta l'intercettazione di eventuali falle del telo di confinamento degli invasi con conseguente fuoriuscita di percolato e da qui l'eventuale migrazione verso corpi idrici sotterranei. In anni e anni di accertamento, per le discariche relativamente più recenti, non ho mai trovato una rete di monitoraggio di sottotelo che abbia funzionato (se non i soli giorni del collaudo o subito dopo), per la quale mi sono sempre chiesto il perché siano state inserite in Progetto.

Il tutto si complica quando, in zone pianeggianti e prossime al mare, lo spostamento delle acque sotterranee è talmente blando che alla fine risulta anche difficile stabilire la direzionalità delle stesse che sono poi di fatto influenzate dal richiamo drenante di pozzi in emungimento in zona, anche con variazioni di portata durante le varie stagioni dell'anno.

Per questo motivo, oltre ai classici pozzi spia di ciascun impianto di discarica (ben distribuiti tra monte e valle idrogeologico teorico), confinati entro il margine perimetrale del sito stesso, risulta necessario intraprendere un'azione di monitoraggio a macroarea, con piezometri posti anche all'esterno dei singoli Impianti ed interposti tra i vari Impianti presenti. In questo modo risulta molto difficile appellarsi alla "*contaminazione diffusa*" che è una porta aperta alla non attribuzione del danno ambientale nei confronti del responsabile. Tali piezometri, poi, possono anche essere utilizzati per altri scopi, ad esempio per lo studio dell'eutrofizzazione delle acque sotterranee (ad es. da nitrati di origine agricola), come da normativa sulle perimetrazioni di aree da regolamentare per l'utilizzo dei nitrati in agricoltura. Tali piezometri possono infatti essere realizzati ad esempio dalle varie ARPA Regionali e controllati con attività istituzionale.

Venendo alla cd. "contaminazione diffusa" ed alla relativa attribuzione del danno ambientale, come caso pratico si considera sempre l'area a Nord di Napoli e a cavallo con la Provincia di Caserta, ove la numerosa presenza di più invasi, di più discariche di più soggetti gestori (sia pubblici che privati) ha determinato un forte impatto antropico dei luoghi. In questi siti, come noto e di dominio pubblico e come anticipato, già dal 2010 è stato istituito un Commissariato di Governo alle bonifiche, rinnovato di mandato in mandato, che ha caratterizzato l'area, l'ha messa in sicurezza e sta approntando la bonifica (con calma). Nei vari Bandi di gara assegnati, risulta anche quello per la modellizzazione della circolazione idrica sotterranea locale con la ricostruzione dell'acquifero (zona satura) in tutte le sue componenti (direzione e velocità di flusso). Il lavoro, molto complesso in quanto i parametri in gioco sono molteplici, ha dato un esito molto preciso: si è soffermato inoltre al calcolo (nello spazio e nel tempo) della dispersione di alcune sostanze disciolte in acqua di provenienza dal percolato fuoriuscito, come ad esempio il tetracloro-elitene (o percloroetilene PCE) ed il benzene (ed altri). Si rimanda necessariamente e direttamente allo Studio di modellistica idrogeologica realizzato da SOGESID per il Commissariato di Governo alle Bonifiche (ex OPCM 3849/10 e successivi), datato gennaio 2014, documento di dominio pubblico e divulgabile e riportato in Bibliografia.

Un modello concettuale di questo tipo (dispersione dei contaminanti in falda) deve tenere in considerazione soprattutto il tempo, l'inizio della contaminazione, ovvero l'età dell'inizio dell'abbancamento dei rifiuti e la loro posizione nel sottosuolo (distanza dal tetto dell'acquifero con la base degli invasi) tenendo conto anche della pre-

senza o meno di presidi artificiali di barrieramento, se conosciuti (teli e/o strati impermeabilizzanti in aggiunta/sostituzione).

Per dare una risposta precisa a questo aspetto molto importante, non vi sono che due strade da percorrere:

1. attività di indagine diretta con perforazione puntuale entro il corpo rifiuti (carotaggi a recupero) sino alla base dell'invaso, ed oltre, alla ricerca della barriera di confinamento profonda, ove presente (con successivo ed idoneo ripristino, tecnica ormai all'ordine del giorno);
2. attività di indagine indiretta di tipo geofisico che permette di lavorare in un ambito spaziale d'indagine maggiore ma ove spesso le condizioni logistiche non sono ottimali per ottenere profili verticali sufficientemente profondi per arrivare ad indagare sino alla base e oltre il corpo dei rifiuti che, come abbiamo detto, in queste aree raggiunge una profondità prossima ai 25-27 m dal piano campagna.

Nel caso dell'accertamento nell'Area Vasta Campana, sono state utilizzate entrambe le tecniche, con buon successo, la ricostruzione tridimensionale dell'andamento sotterraneo degli invasi è risultata ben descritta, compresa la mappatura degli eventuali presidi artificiali di confinamento (di fondo e di sponda). E' stato facile, ad esempio, estrarre dal carotiere posizionato sopra il corpo rifiuti, i "dischi" del telo in polietilene al fondo perforato (ove originariamente presente) per poi effettuarvi un'analisi di laboratorio delle caratteristiche residue. Se si procede lentamente, senza surriscaldare la corona dentata, dato che necessariamente si lavora "a secco", il "disco" estratto è spesso ben campionato e non rimane "cotto" dall'azione di rotazione/perforazione del carotiere.

È stato inoltre possibile localizzare le fuoriuscite di percolato al di sotto e soprattutto ai lati degli invasi ed i relativi accumuli (sacche, bolle) nel sottosuolo, dando anche la possibilità di spiegare la presenza di contaminanti in quei piezometri posizionati al margine degli invasi ma in posizione ritenuta di monte idrogeologico (si veda più avanti). Per questa ricerca è stata utile l'attività di geofisica lungo il perimetro esterno degli invasi, anche lato monte idrogeologico, che ha permesso l'individuazione delle sacche di percolato, sacche poi raggiunte (e confermate) dai carotaggi con recupero dei materiali.

Lo studio del Commissariato, se perfettamente interpretato (aspetto non scontato), di fatto porta a ricostruire la dispersione del contaminante scelto come tracciante della simulazione, con origine uno o più pozzi spia degli invasi in esame (appartenenti anche a più siti), nella direzione di flusso della circolazione idrica sotterranea locale. In questo modo, considerando i tempi di prima attuazione della contaminazione (immissione del rifiuto), l'attraversamento del confinamento tra fondo (o parete) invaso e il corpo idrico sotterraneo recettore, senza ricorrere a studi specifici con traccianti e sofisticate analisi ad esempio di tipo isotopico, è possibile stabilire in via teorica come si propaga la contaminazione nello spazio e nel tempo. I "*plume*" hanno una dispersione laterale modesta (50m dall'asse della direzione di flusso dal punto teorico di immissione) ed un allungamento lungo l'asse principale mediamente di 200 m nel tempo T_{20} (20 anni di migrazione).

In teoria, nel caso di affollamento di più discariche, più invasi e più gestori, il

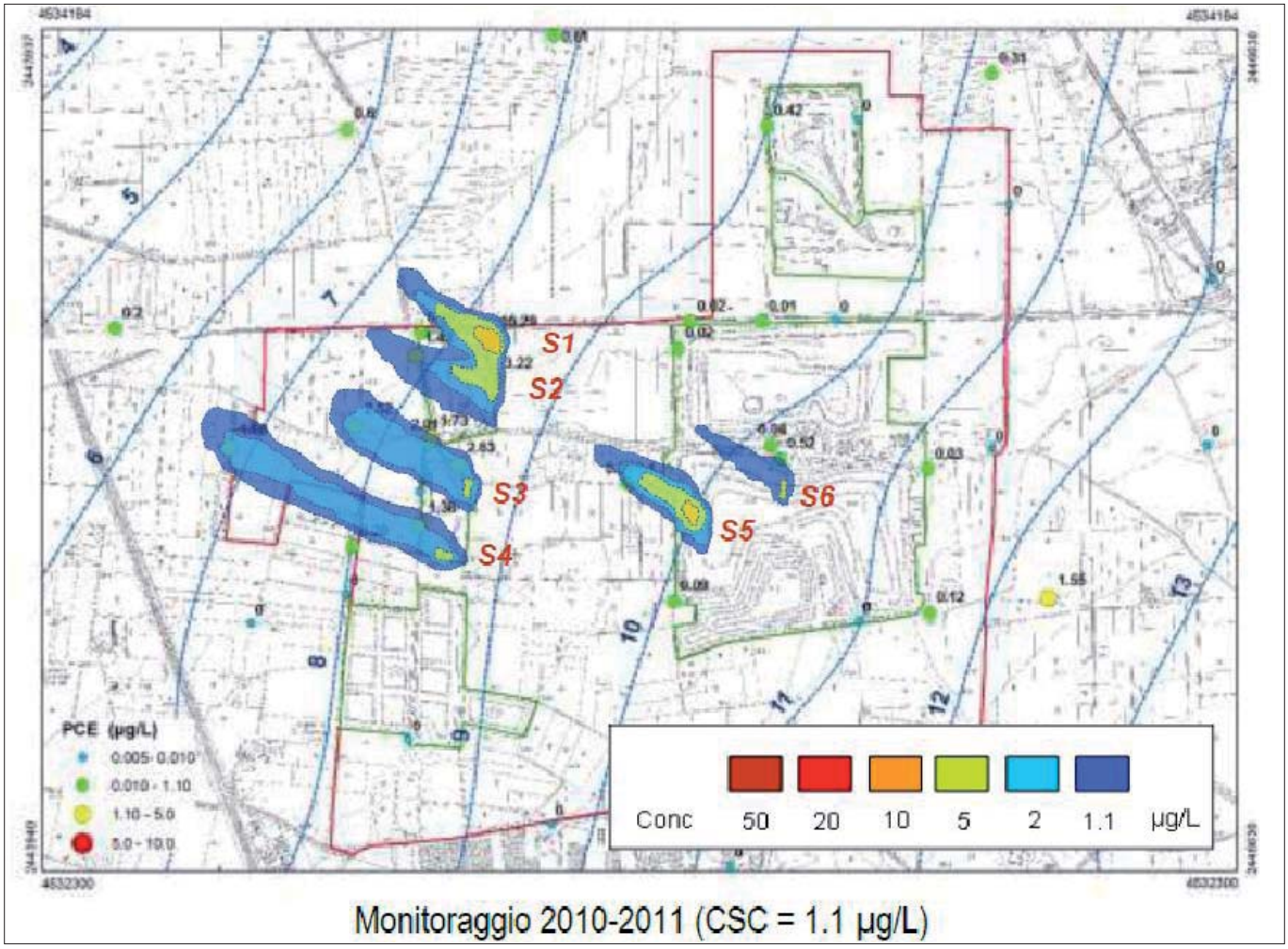


Figura 1. Ricostruzione della migrazione del PCE in falda in 20 anni (da Commissariato di Governo alle Bonifiche, area vasta, Studio di modellistica idrogeologica, Allegato 44, pag. 171, gennaio 2014)

gestore di un Impianto di valle idrogeologico può accusare il gestore di un impianto subito a monte di essere il responsabile della contaminazione ravvisata ed in arrivo al proprio Impianto. Ma è facile capire, come detto poc'anzi, che per data di coltivazione (inizio contaminazione), tempo di migrazione del tracciante contaminante e direzione del flusso idrico sotterraneo, le teoriche interferenze tra i due Impianti possono essere facilmente verificate o smentite. Nel caso della possibilità che la contaminazione proveniente dall'Impianto di Monte venga a contatto con l'area di circolazione idrica sotterranea intercettata dai Piezometri (inizialmente da quelli di Monte) di un impianto di Valle, sarà comunque la verifica tra i piezometri di monte e di valle dello stesso Impianto a stabilire l'arricchimento dell'analita in studio per differenza di concentrazione ritrovata.

Con tutti questi accorgimenti, che alla fine possono essere teorici, oltre che pratici, ovvero fermo restando i punti di monitoraggio di ciascun invaso che ogni Gestore è obbligato ad avere, considerata anche l'integrazione nella macroaerea prospettata e affrontata dalla pubblica amministrazione, si ha la possibilità di escludere già di partenza la cd. "*contaminazione diffusa*" che ha come paternità l'ignoto, quando di ignoto in certi contesti non può e non deve esserci alcunché.

Questione da affrontare è anche la possibilità di vie dirette di immissione di contaminanti in falda (acque sotterranee), come ad esempio la presenza di vecchi pozzi disperdenti entro il corpo rifiuti o nelle immediate vicinanze degli invasi più vecchi, presenza che in qualche modo deve essere accertata, in quanto in questo scenario l'attraversamento della barriera geologica naturale al fondo ove presente (il tufo ad es.), avviene in maniera diretta, azzerando di fatto il tempo di migrazione verticale del percolato in falda. Questa è anche la dimostrazione della presenza di contaminanti nella seconda falda più profonda, confinata, ad opera appunto di quei pozzi disperdenti che pescano in essa.

Con queste lunghe premesse, lo studio della modellizzazione del Commissariato prevede un tempo di attraversamento del tufo, ad opera del percolato, lungo la permeabilità secondaria (per fessurazione/fratturazione), calcolato in pochi anni per 20 m di spessore (calcolo forse troppo cautelativo) e ben 190-250 anni (calcolo questo invece poco cautelativo) dove per cautelativo si intende la ricostruzione dello scenario nella condizione peggiore. Inoltre vi è da considerare il comportamento fisico delle sostanze contaminanti prese in studio (il PCE nel caso specifico) ad opera dell'adsorbimento della matrice attraversata ed alla mobilità intrinseca dell'analita scelto. Una volta che il percolato raggiunge la fase satura (l'acquifero) oltre ad una forte diluizione iniziale, si ha una lenta migrazione verso valle idrogeologico che è rappresentata, nel nostro caso, da una direzione di dispersione (*plume*) con direzione E/SE – O/NO, a velocità quantificata in pochi cm al giorno (se senza richiami da parte di pozzi locali in emungimento).

Nella *Fig*.1 tratta dall'Allegato 44 del Documento del Commissariato di Governo alle Bonifiche, area vasta del Gennaio 2014, pag. 171, opera citata, si ha la ricostruzione della migrazione del PCE in falda (*plume*) calcolata per 20 anni e sulle risultanze analitiche tratte dalla campagna di indagine del 2010-2011.

In questa simulazione si notano due punti teorici di partenza della migrazione della contaminazione, una sorgente al centro della *Fig*.1, a monte idrogeologico (S5 e S6), ed una più a valle, (S1 - S2 – S3 e S4), il tutto calcolato nell'arco di tempo di 20 anni (stabilito dall'inizio della contaminazione presunta (1990-91) sino al periodo dell'accertamento 2010-2011). Si notano due aspetti principali:

1. la contaminazione in arrivo da Monte idrogeologico (da S5 e S6), non interseca la contaminazione registrata più a Valle (in S1 - S2 – S3 e S4), pertanto non vie è interazione fra le due contaminazioni riscontrate.
2. La presenza di contaminazione registrata al perimetro di Monte idrogeologico della sorgente S1÷S4 nasce dallo "*spanciamento*" laterale del percolato dell'invaso subito adiacente, situazione confermata sul campo dalla geofisica e dai carotaggi appositamente posizionati per verifica.

Questo studio, brevemente ora descritto, ha reso possibile stabilire che la contaminazione che si origina dagli invasi in S1÷S4 è univocamente riconducibile agli invasi stessi sottesi e non è stata influenzata/raggiunta dalla contaminazione in arrivo da altre sorgenti contaminanti di Monte idrogeologico (nel caso descritto, da S5-S6).

La contaminazione in S1÷S4 non è pertanto il frutto di una "contaminazione diffusa" che si sta propagando negli anni per l'intera prima falda acquifera della piana campana-Agro aversano verso l'Impianto più di valle idrogeologico, bensì è un fenomeno da correlarsi esclusivamente al mal governo della Discarica alla quale sottendono i pozzi spia in esame. Non solo, ai pozzi spia di valle di questo Impianto, non riportata dalla modellizzazione del Commissariato ora discussa, la contaminazione aumenta ulteriormente.

BIBLIOGRAFIA

APAT - Agenzia per la protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (2008), *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati. Revisione 2*.

Balestri G. (2002), *Il Telerilevamento aereo operativo*, Roma, pp. 375.

Balestri G. *et al*. (2008) *Caratterizzazione di un sito inquinato attraverso l'utilizzo di tecniche avanzate di telerilevamento aereo* XII Conferenza Nazionale ASITA, L'Aquila.

Bear, J., Freeze, R. A., Cherry J. A. (1979), *Hydraulics of groundwater*, Groundwate Prentice–Hall, 569 pp.

Brugiotti E., Falco L., Messina C. (2014), *Studio di modellistica idrogeologica dell'area Vasta (Comune di Giugliano in C.) finalizzata alla ricostruzione del modello concettuale del flusso e della contaminazione delle acque sotterranee* Commissariato di Governo ex OPCM 3849/10, Ministero dell'Ambiente e della TTM, Regione Campania, SOGESID.

Corniello A., De Riso R., Ducci D. (1990), *Idrogeologia ed idrogeochimica della Piana Campana* Mem. Soc. Geol. It., 45 p.

Di Natale M., Di Nardo A., Bortone I., Erto A., Musmarra D., Savastano E., Veneruso G. (2009), *Groundwater remediation from Tetrachloroethylene contamination by Permeable Reactive Barriers*, 33rd IAHR Congress Water engineering for a Sustainable Environment, Vancouver, British Columbia.

Harbaugh A.W., Banta E.R., Hill, M.C., Mcdonald, M.G. (2000) *Modflow-the U.S. Geological Survey modular groundwater model*. User guide to modularization concepts and the groundwater flow processes. U.S. Geological Survey Open File Report 00-92.

Lappala E.G., Healy R.W., Weeks E.P. (1987), *Documentation of computer program VS2D to solve the equations of fluid flow in variably saturated porous media*. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 83-4099, p. 184.

Spitz K., Moreno J. (1996), *A practical guide to groundwater and solute transport modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Schlumberger, NYC

USGS, United States Geological Survey (2004), *Guidelines for evaluating groundwater flow models*. United States Geological Survey, Openfile Report: 2004-5038.

Waterloo Hydrogeologic (2006), *Visual MODFLOW v.4.2*. Waterloo Hydrogeologic Inc. Ontario, Canada Codice di calcolo VS2DI (Graphical Software Package for Simulating Fluid Flow and Solute or Energy Transport in Variably Saturated Porous Media) - U.S. Geological Survey.

Progetto di Messa in Sicurezza Permanente e riqualificazione paesaggistica aree ex Minerarie nel Comune di Massa Marittima (GR), Zona Colline Metallifere

Permanent safety measures and landscape restoration of abandoned mining areas in the Area of Colline Metallifere, Massa Marittima (GR)

Andro Barabesi
Massimo Petrolati
Antonio Biagioli

Simam S.p.A.

Parole chiave: siti minerari dismessi, riqualificazione paesaggistica, copertura superficiale, metalli pesanti, Syndial S.p.A. (Eni)
Key words: abandoned mining areas, landscape rehabilitation, capping, heavy metals, Syndial S.p.A. (Eni)

SOMMARIO

Con la cessazione delle attività estrattive, tra la seconda metà degli anni '80 e i primi anni '90 del secolo scorso e, nello specifico, con la chiusura della miniera di solfuri misti/calcopirite (rame, piombo e zinco) di Fenice Capanne, avvenuta nel 1985, il paesaggio del Comune di Massa Marittima (GR) ha subito, in pochi decenni un rapido processo di rinaturalizzazione che ha quasi cancellato i segni delle attività minerarie pregresse. Non sono state cancellate, però, le problematiche ambientali, connesse ai residui di queste attività, rimasti nel territorio. Nell'area compresa tra la Piana di Scarlino e le Colline Metallifere vi sono decine di ex aree minerarie, caratterizzate dalla presenza di accumuli di residui di lavorazione mineraria, contenenti metalli pesanti e con diversi gradi di mineralizzazione, da sottoporre ad interventi di messa in sicurezza e bonifica ambientale, da cui la Legge Regionale in materia, L.R. 29/93 – D.C.R.T. 167/93 "Inserimento nel Piano di Bonifica delle aree inquinate della Regione Toscana delle aree minerarie dismesse nella Provincia di Grosseto, Comuni di Massa Marittima, Montieri e Scarlino". Alcune di queste aree sono state, dunque, l'obiettivo del Progetto di Messa in Sicurezza Permanente (MISP), elaborato da Simam S.p.A., su mandato di Syndial S.p.A. (Eni), di seguito illustrato. Si tratta di n. 3 aree di proprietà Syndial (Eni)., denominate con i toponimi "Forni dell'Accesa" (GR77), "Serrabottini" (GR78) e "Scabbiano" (GR79), comprendenti, ciascuna, una serie di discariche/accumuli di materiali di scavo gallerie, smarini, a bassa mineralizzazione (le sigle tra parentesi indicano la numerazione dell'elenco dei siti da bonificare della Provincia di Grosseto, come da Delibera della Giunta Regionale Toscana n. 001118 del 06/10/1997). Di seguito, verrà illustrata, a titolo rappresentativo, la parte di progetto relativa al Sito di Forni dell'Accesa, date alcune peculiarità legate sia alla collocazione in zone ad elevato pregio paesaggistico e storico-culturale, sia alla presenza di impianti e manufatti (cabina elettrica e stazione di sollevamento acque provenienti dalla galleria di scolo della miniera di Fenice Capanne) che hanno condizionato la progettazione e le scelte tecniche in termini di superamento delle interferenze con le opere di MISP. Si precisa, inoltre, che il progetto ha riguardato solo uno dei tre accumuli presenti all'interno del Sito di Forni dell'Accesa, ovvero l'accumulo di proprietà Syndial (Eni), gli altri erano proprietà demaniale, il primo che si incontra alla fine della strada di accesso, in prossimità dello sbocco della galleria di scolo di Fenice Capanne (vedi figure successive).

ABSTRACT

After closure of mining activities (1985, "Fenice Capanne" Mine, sulphides and chalcopyrite), the area of Massa Marittima has undergone rapid re-naturalization processes but which have not eliminated the environmental issues related to the widespread presence of piles of material containing heavy metals (mining waste excavations materials) to be submitted to soil and groundwater safety measures and remediation. The project concerned the abandoned mining site called "Forni dell'Accesa", included in the contaminated site list of Grosseto Province (after Tuscany Regional Council Resolution n. 001118 of 06/10/1997), characterized by piles of shaft excavation materials and foundry discards with presence of following elements: Fe, As, Mn, Cu, Pb, Zn, Ni, Cd, Cr, Sb, Hg. Activities design and execution: surfaces re-profiling, capping by use of geocomposites and artificial layers to eliminate the contact between materials and rainwater, landscape restoration and hydraulic conditioning of the area to prevent widespread runoff and soil erosion. The area of intervention is also subject to archaeological and planning restriction (Etruscan necropolis and ancient mining sites). So, the project has been evaluated and approved by Archeology, Fine Arts and Landscape Office for the provinces of Siena, Grosseto and Arezzo. For this reason an important aspect of the design was the selection of low environmental impact technical solutions, in strongly re-naturalized areas (forest cover) and the access roads and rainwater drainage network conditioning/improvement. Moreover, the pres-

ence of continuos natural clay layer at the base of the pile (K ~ 1 x 10-7 m/s), few tens meter thickness, as geological barrier prevents contact between seepage and hypothetical deep groundwater circulation (not found during preliminary investigation). The environmental monitoring plan provides sampling and analysis of surface water, in the rainwater drainage system (target: heavy metals), in order to verify the efficiency of safety measures, after qualitative comparison between upstream and downstream waters, before the disharge into the Bruna River, wich flows ≈ 350 at South East of the site and wich represents the main environmental target for the area.

SCOPO DEL PROGETTO

L'accumulo di interesse è costituito prevalentemente da residui di escavazione di gallerie minerarie con una componente minore di sterili e residui di fusione (testimoniati dalla presenza, sulla superficie del terreno, di loppe di fonderia), contenenti i seguenti metalli, in differenti tenori di concentrazione: Fe, As, Mn, Cu, Pb, Zn, Ni, Cd, Cr, Sb, Hg. A titolo informativo, nella tabella successiva sono riportati i valori di concentrazione rappresentativi dei metalli, utilizzati per lo sviluppo dell'analisi di rischio ai sensi dell'ex D.M. 471/99 (Prof. Dr. Eros Bacci, Università degli Studi di Siena, gennaio 2006) e ricavati dagli esiti della caratterizzazione (Piano della Caratterizzazione - Relazione tecnica descrittiva – Risultati della investigazione iniziale, Mining Italiana S.p.A., giugno 2002). In accordo con la normativa allora in vigore (D.M. 471/99), si era proceduto con l'Analisi di Rischio per valutare l'efficacia degli interventi proposti per il Sito di Forni dell'Accesa, utilizzando parametri-indice individuati dal confronto tra le concentrazioni rappresentative e valori di fondo naturale, globali, desunti da studi di letteratura, relativi ad aree non contaminate e non presentanti anomalie geochimiche.

Dal confronto era emerso che se, da un lato, la presenza di metalli come Sb, Ni, Fe, Cr, rientrava nel range di "naturalità" (vedi didascalia Tab. 1 per i riferimenti di letteratura), con leggere anomalie per Hg e Mn, dall'altro, gli elementi As, Pb, Cu, Zn, Cd (parametri-indice per l'analisi di rischio) mostravano, invece, valori fortemente superiori a quelli tipici, confermando l'anomalia geochimica propria delle Colline Metallifere. Scopo del progetto era, dunque, impedire l'interazione tra gli agenti atmosferici e i materiali accumulati, con mobilitazione e diffusione dei metalli pesanti verso le matrici ambientali acque superficiali e terreni. Il percorso di migrazione era legato, principalmente, a fenomeni di lisciviazione da parte delle acque meteoriche e di ruscellamento superficiale, infiltratesi nel corpo dell'accumulo. Le acque di percolazione fuoriuscivano a piano campagna, finendo nel fossetto che si originava dall'uscita della galleria di scolo della miniera di Fenice Capanne, in prossimità della stazione di pompaggio. Tale fossetto, tributario del Fiume Bruna, come descritto in seguito, sarebbe stato, poi, individuato come recettore delle acque drenate dai sistemi di raccolta acque meteoriche, nella configurazione finale di progetto. La presenza di un livello argilloso al di sotto dell'accumulo permetteva, inoltre, di escludere interconnessioni con un'eventuale circolazione idrica profonda di cui non si avevano comunque evidenze né dal riscontro diretto (indagini geognostiche) né da studi pregressi. Un altro importante criterio progettuale ha determinato l'individuazione di interventi a basso impatto ambientale in termini di impiego di mezzi e materiali, data la collocazione dell'accumulo all'interno di aree ad elevato valore paesaggistico e storico-culturale. Valore testimoniato da una serie di vincoli di cui al D. Lgs. 42/04, insistenti sull'area di intervento (vincoli archeologici, presenza di Fiumi, torrenti e corsi d'acqua, coperture boschive, ecc.). Nelle aree intorno al Lago dell'Accesa (1,5 Km a NO del Sito di Forni) vi sono importanti testimonianze archeologiche, quali la presenza di necropoli e antichi insediamenti etruschi legati ai primi sfruttamenti metallurgici dell'area, (da cui l'istituzione del Parco Archeologico del Lago dell'Accesa). Sempre in prossimità del Sito vi è, poi, l'antico borgo, ormai disabitato, di Forni dell'Accesa, dove sono presenti i resti dei primi altiforni per la lavorazione del metallo, risalenti al XVIII° secolo, epoca in cui fu ripresa, dopo molti secoli di fermo, l'estrazione industriale dei minerali ferrosi, del piombo e della blenda (da qui, l'origine del toponimo di "Forni"). La sussistenza di tali vincoli ha reso necessaria, come documentazione integrativa al progetto, l'elaborazione di

Tabella 1. Valori rappresentativi dei metalli nei terreni per l'accumulo di Forni dell'Accesa

Metalli	Hg	As	Sb	Ni	Mn	Fe	Pb	Cr	Cu	Zn	Cd
Valori rappresentativi (mg/Kg s.s.)	0,20	321	2,54	49	1.409	47.272	810	45	1.343	12.190	40
Valori di fondo naturale (mg/Kg s.s.)*	0,05-0,1	1-20	0,1-10	25-50	100-1.000	10.000 -100.000	5-40	10-200	2-100	10-300	0,1-0,5

* Valori medi generali e relativi ad aree non contaminate né geologicamente anomale, nel mondo, come da riferimenti di letteratura: Friberg L., G.F. Nordberg, V.B. Vouk (1986), *Handbook on the Toxicology of Metals*, Vol. I, II. Elsevier, Oxford, UK.



Figura 1. Foto degli antichi forni dell'Accesa in prossimità dell'accumulo

Relazione Paesaggistica ai sensi del D. Lgs. 42/04 e la richiesta di parere alla Soprintendenza Archeologia, Belle Arti e Paesaggio per le province di Siena, Grosseto e Arezzo. In accordo con gli scopi del lavoro, la soluzione ritenuta più idonea è stata, dunque, la messa in sicurezza degli accumuli mediante rimodellamento ed impermeabilizzazione superficiale (capping), finitura a verde e sistemazione idraulica dell'area.

DESCRIZIONE EX AREA MINERARIA FORNI DELL'ACCESA

L'area di intervento è ubicata in una zona collinare di raccordo tra il versante che si sviluppa da quota 213 m s.l.m. ad E del lago dell'Accesa fino al letto del Fiume Bruna, emissario del Lago stesso, posto ad una quota di ≈ 98 m s.l.m. (vedi Figure).

L'accumulo, nell'assetto ante-operam, aveva un'estensione di ≈ 3.400 m2 (dati ricavati dal Progetto Preliminare di Messa in Sicurezza Permanente, Mining 2004) ed era diviso fisiografi-

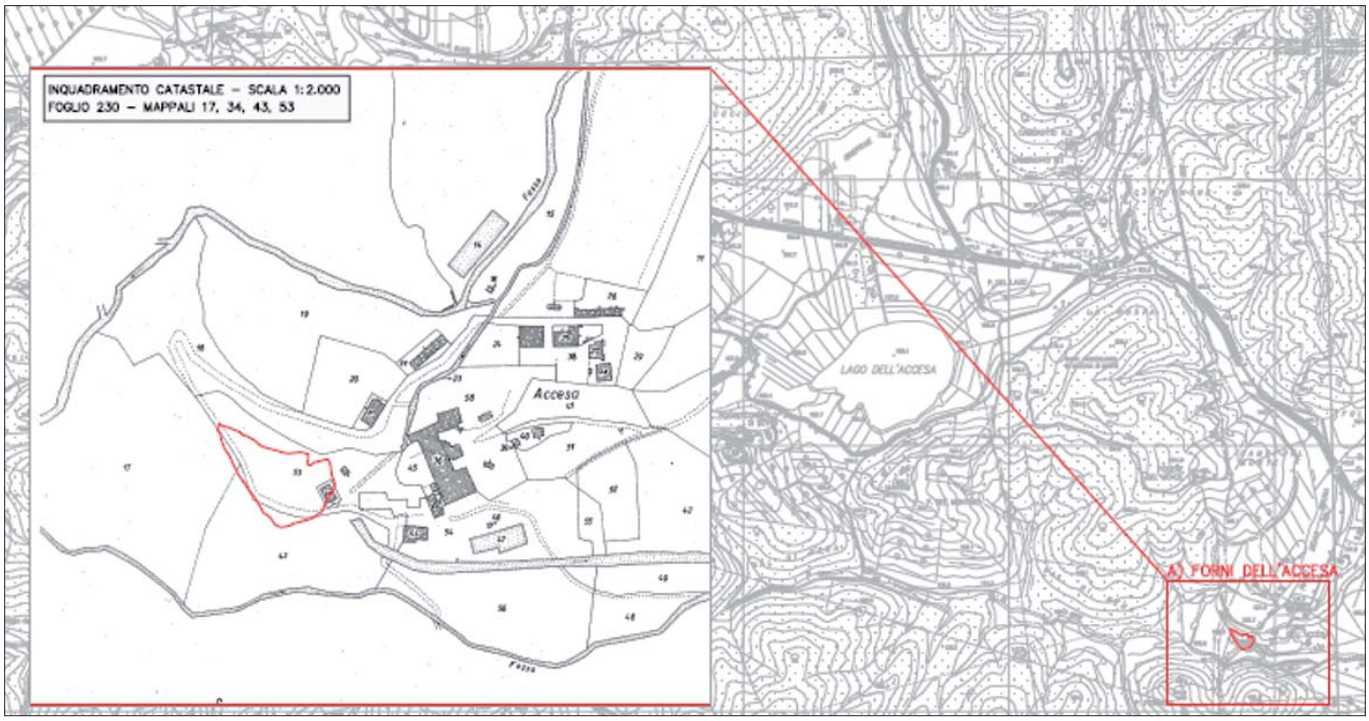


Figura 2. Inquadramento territoriale ex Area mineraria Forni dell'Accesa su base C.T.R. Regione Toscana e Mappa Catastale con perimetro dell'Accumulo, in rosso. Nello stralcio catastale si vedono gli edifici relativi al vecchio borgo disabitato. Mappe non in scala

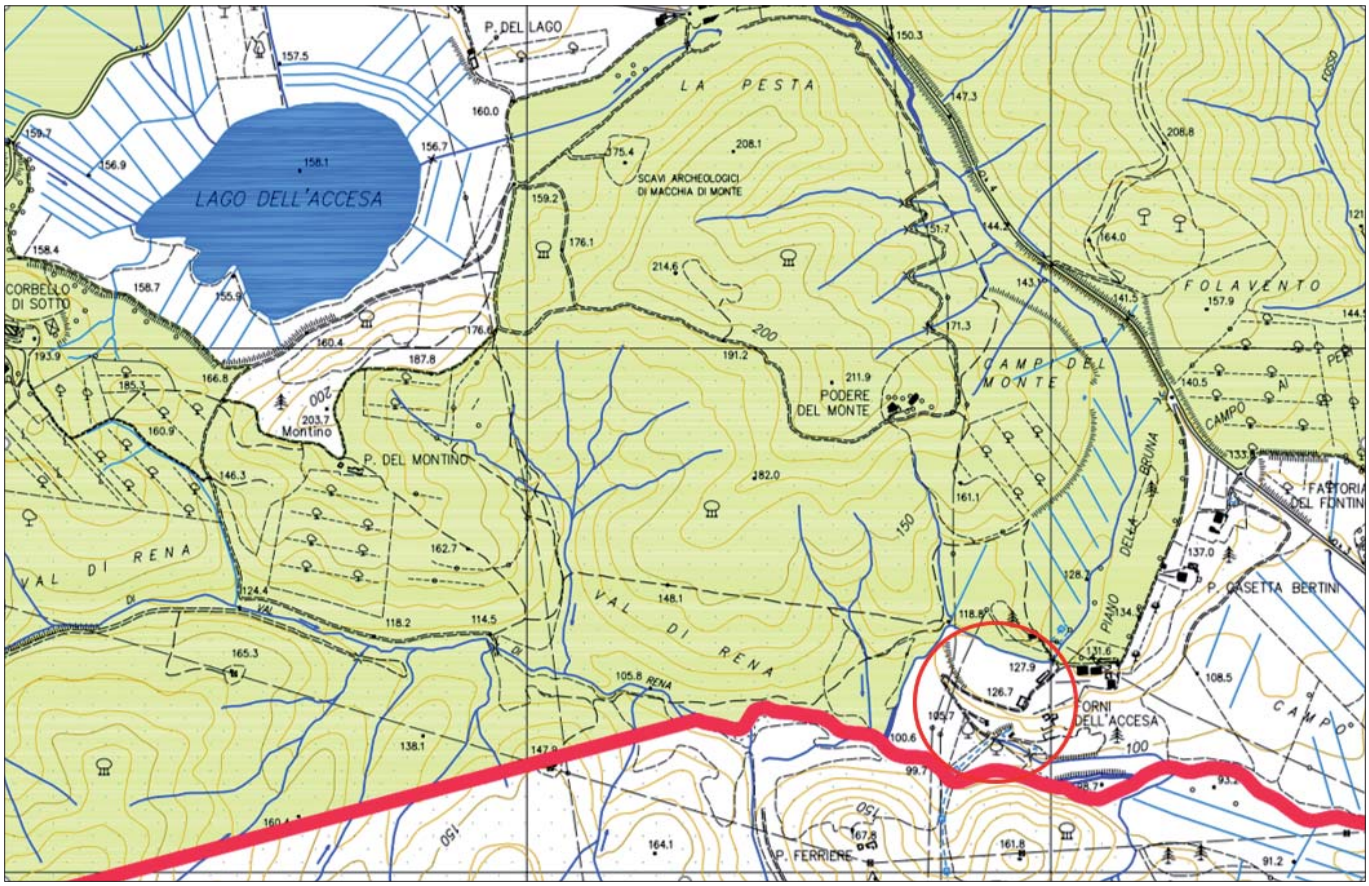


Figura 3. Stralcio Tav. 04 "Vincolo Idrogeologico", Regolamento Urbanistico Massa Marittima (GR) con evidenze morfologiche e reticolo idrografico. In rosso, l'area di intervento. Retinatura : Vincolo Idrogeologico R.D. 3267/1923



Figura 4. Stralcio ortofoto (stato ante-operam), con perimetro accumulo (in rosso), ubicazione sondaggio geognostico S43 e viste fotografiche (1÷3)

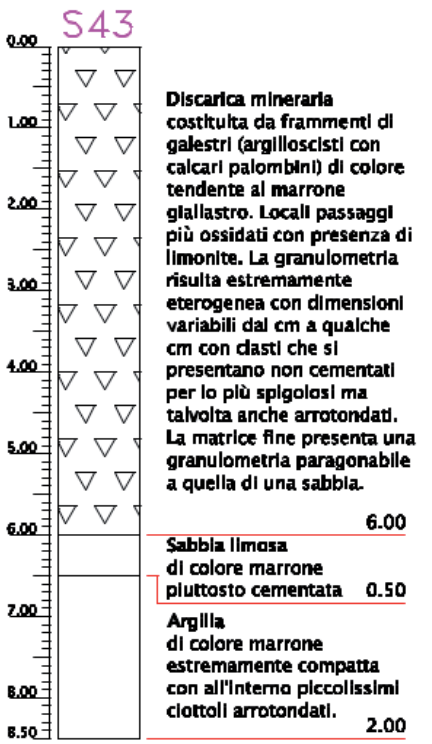


Figura 5. Ricostruzione stratigrafica accumulo Forni dell'Accesa (Mining, 2000)

camente in n. 3 porzioni, dal tracciato delle strade di servizio (ai fini dell'intervento di Messa in Sicurezza, le tre porzioni di accumulo sono state, comunque, considerate un unicum). A circa 10 m a S-SW dallo sbocco della galleria della Miniera di Fenice Capanne si origina un piccolo canale formato dalle acque di scolo della miniera, di portata media di 50-80 l/sec, che confluisce nel Fiume Bruna, ≈ 350 m a SE dell'accumulo. Le pendenze medie dei versanti erano dell'ordine di 30° – 35°, con uno sviluppo longitudinale < 10,00 m. La base era posta ad una quota di 98 s.l.m., la superficie sommitale ad una quota di circa 105 m s.l.m. Come risulta dalle ricostruzioni stratigrafiche relative alle indagini geognostiche pregresse per la caratterizzazione del Sito (sondaggio S43, Mining 2002), il corpo dell'accumulo ha uno spessore di circa 6 m ed è costituito da frammenti di galestri, provenienti dalle formazioni flyshoidi liguridi rappresentate da argille scagliose con intercalazioni limonitiche, in matrice sabbiosa. Il substrato su cui poggia l'accumulo, di natura alluvionale, è rappresentato da argille marroni molto consistenti con inclusioni di piccoli ciottoli appartenenti a formazioni flyshoidi liguridi. Si tratta di un orizzonte continuo a bassa permeabilità (K ~ 1 x 10-7 m/s) costituito da argille marroni di spessore variabile (da pochi m a qualche decina di m). Le caratteristiche di bassa permeabilità di tale strato, unitamente al suo spessore, conferiscono alla base dell'accumulo caratteristiche di barriera di fondo naturale impermeabile, impedendo, di fatto, la possibilità di contatto tra le acque meteoriche di infiltrazione nell'accumulo e una ipotetica falda profonda, di cui, come già detto, non vi è evidenza nell'area. Le *Figg.* 6 e 7, permettono di verificare lo stato del sito ante-operam (2007) e l'elevato processo di rinaturalizzazione delle aree che in parte ha coperto la superficie dell'accumulo. È importante sottolineare come proprio l'intensa copertura boschiva ha determinato la necessità di variante in corso d'opera, con incremento delle superfici di intervento. Durante le fasi di cantierizzazione, con il taglio di una parte della copertura boschiva attorno all'accumulo, si è potuto constatare come l'area interessata dai residui minerari fosse più estesa rispetto a quella definita in fase di perimetrazione iniziale e basata sui rilievi e sui dati del Progetto Preliminare (Mining, 2004). Di seguito, per meglio illustrare i contenuti del progetto e le soluzioni tecniche adottate (comprese le varianti in corso d'opera), sono riportate immagini rappresentative delle fasi di cantiere e dello stato finale post-operam. Le informazioni generali circa le attività presentate sono riassunte nella tabella in calce all'articolo.



Figura 6. Vista 1 dell'accumulo, con la stazione di sollevamento dell'acquedotto



Figura 7. Vista 2 con evidenze della copertura vegetazionale

INTERVENTI IN PROGETTO

Il Progetto definitivo di MISP, redatto da Simam S.p.A. nel 2008, con successive integrazioni del 2009, è stato approvato, con prescrizioni, in data 08/10/2009, dal Comune di Massa Marittima (Determina Dirigenziale n° 187 del 09/06/2010), ha contemplato le seguenti attività:

A. Cantierizzazione e predisposizione aree lavori (predisposizione aree di intervento, pulizia dalla vegetazione, risistemazione piste di accesso e di servizio, facilities/utilities);
B. Riprofilatura delle superfici per addolcire le pendenze, garantire tenuta e stabilità dei materiali isolanti e minimizzare i fenomeni di ruscellamento superficiale;
C. Posa strati di materiali costituenti la copertura impermeabile e lo strato drenante al di sopra (Capping), ancoraggi strati di copertura;
D. Regimazione idraulica dei cumuli e del loro intorno con opportuni sistemi di captazione e drenaggio delle acque meteoriche;
E. Sistemazione finale aree (posa terreno vegetale in aree da sottoporre a rinverdimento per reinserimento paesaggistico delle opere, sistemazione zone di transito mezzi con posa di stabilizzato).

Il Progetto ha comportato sia il rifacimento della viabilità esistente, sia la realizzazione di nuove piste e piazzali di servizio. Per il tratto iniziale della strada di accesso dalla S.P. 49 e l'attraversamento del borgo di Forni dell'Accesa è stata prevista la depolverizzazione, mentre, per i tratti all'interno dell'area dell'accumulo, si è proceduto con la riprofilatura e l'adeguamento della carreggiata con posa di stabilizzato e cunette di drenaggio. Per garantire adeguato deflusso delle acque meteoriche e la posa degli strati di copertura, sono stati previsti criteri differenziati di rimodellamento delle superfici: creazione di contropendenza nella parte sommitale dell'accumulo (≈ 2°), per allontanare le acque meteoriche dal versante indirizzandole verso la canaletta di monte; adozione di diversi valori dell'angolo di declivio, a seconda della porzione di accumulo e degli sviluppi longitudinali dei versanti (es. 28°, 21°



Figura 8. Vista 3 particolare stazione di sollevamento con condotta acquedotto in uscita prima dell'interramento



Figura 9. Pulizia e riprofilatura porzioni accumulo (a sx la cabina elettrica)

e 25°). In più, è stato previsto l'innalzamento del livello del piano stradale preesistente utilizzando il materiale asportato dai versanti per permettere di raccordare le pendenze del versante al piede dell'accumulo (dislivello medio tra il piede e la sommità dell'accumulo di ≈ 5 m e sviluppo longitudinale massimo dei versanti di 7 – 8 m). I profili di progetto, a partire dal piano quotato e dalle sezioni rappresentative dello stato ante-operam, sono stati determinati con il criterio di ridurre ove possibile le pendenze e migliorare ulteriormente la stabilità dei versanti (vedi *Figg.* 10 e 11).

In ogni caso, la riprofilatura delle superfici non ha comportato l'apporto di materiali dall'esterno ma solo spostamento e successiva ricollocazione del materiale presente in sito.

Successivamente alla riprofilatura delle superfici, il progetto ha previsto la posa di strati di capping, differenziando la composizione del pacchetto di strati di copertura a seconda dell'utilizzo delle superfici (vedi *Tab.* 2): superfici di versante, superfici piane non carrabili, superfici piane carrabili, piste e piazzali di servizio. Sono stati selezionati materiali artificiali e compositi per facilitare la posa in opera, la manutenzione e ridurre gli spessori finali, garantendo e/o migliorando, al tempo stesso, le performance dei materiali naturali. In tal senso, la progettazione ha comportato lo sviluppo di una serie notevole di particolari costruttivi, differenziati sulla base della zona di intervento (es. ancoraggi al piede a nella parte superiore degli accumuli, attraversamenti condotte, reti di drenaggio, zone carrabili, ecc.). Per semplicità di illustrazione, di seguito si forniscono schemi generici ma rappresentativi dei pacchetti di copertura impermeabilizzante adottati per una

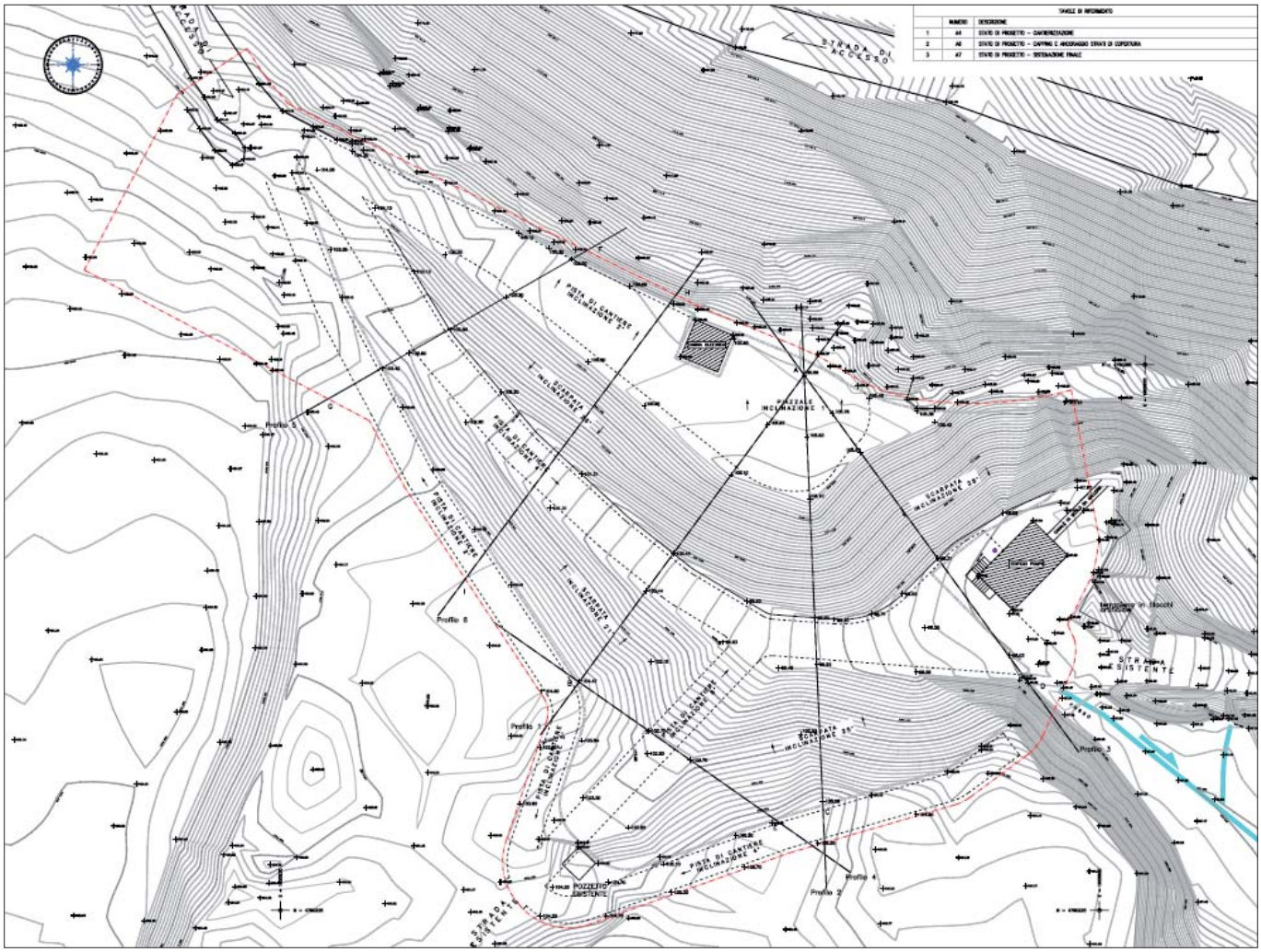


Figura 10. Esempio di tavola di progetto con quote finali e riprofilatura. In rosso, una traccia di sezione rappresentativa dei criteri di riprofilatura

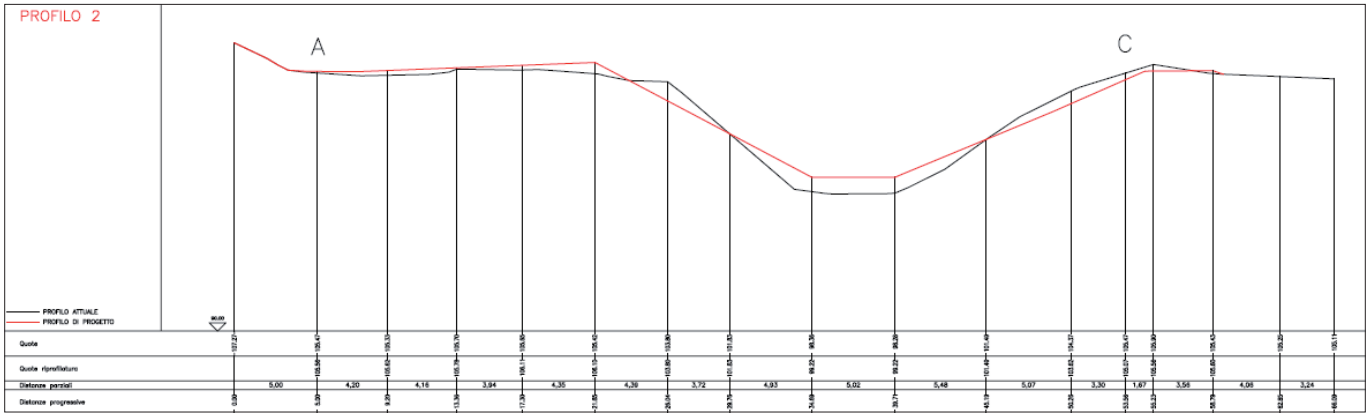


Figura 11. Esempio di rappresentativa degli interventi di riprofilatura (in nero il profilo ante-operam, in rosso, il profilo di progetto)

superficie carrabile piana (*Fig.* 12) e per il piede di un versante con gabbionata, canaletta perimetrale e ancoraggio capping (*Fig.* 13).

do migliori performance e uniformità di posa rispetto a quelli naturali e permesso di operare su versanti con pendenze dell'ordine di 25° – 28°. La rete di regimazione delle acque meteoriche ha previsto il convogliamento di tutte le acque meteoriche verso un sistema di canalette perimetrali e da lì, dopo passaggio in

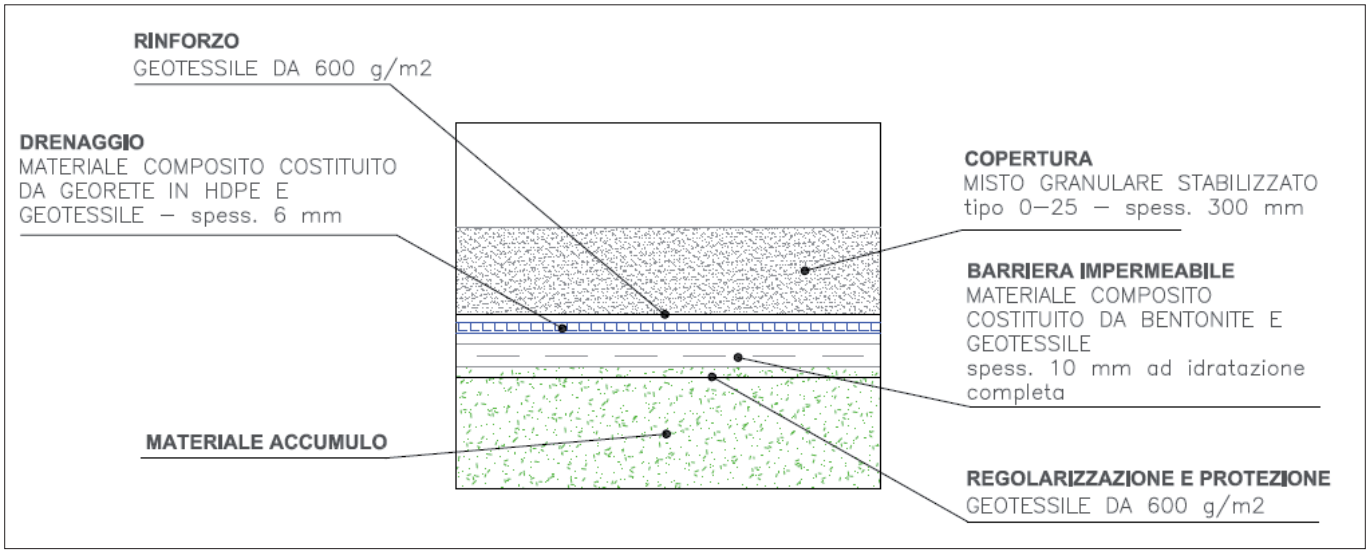


Figura 12. Esempio di copertura superfici sottoposte a traffico veicolare (piste e piazzali di servizio)

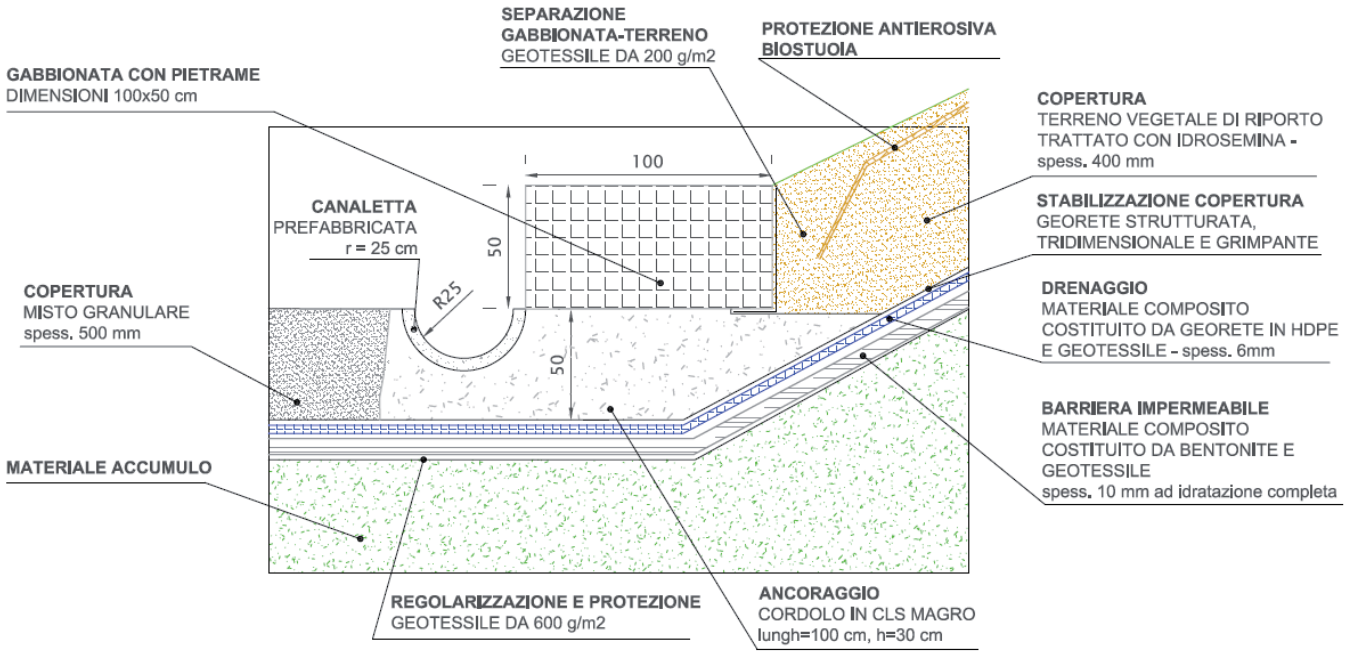


Figura 13. Schema copertura piede versante con gabbionate di sostegno e ancoraggi con canalette a bordo strada

L'impermeabilizzazione delle superfici è stata garantita dalla collocazione di un geocomposito bentonitico (spessore di bentonite sodica racchiusa da 2 strati di geotessile), in sostituzione di uno spessore di almeno 0,5 m di argilla naturale, garantendo valori di conducibilità idraulica dell'ordine di 5×10^{-11} m/s e uniformità di posa. Il drenaggio è stato attuato da un pacchetto formato da georete in polietilene racchiusa tra due strati di geotessile, di spessore > 1 cm in sostituzione di strati di ghiaia di spessore decimetrico. L'utilizzo di materiali artificiali/compositi ha consentito di ridurre i tempi di lavorazione, garanten-



Figura 14. Posa materiali di copertura (gennaio 2014)

Tabella 2. Prospetto riassuntivo strati di copertura differenziati per tipologia e funzione

Tipologia strato (a partire dal basso verso la superficie)	Funzione	Spessore (mm)
Geotessile Tessuto non Tessuto	Regolarizzazione e protezione dalla punzonatura.	3
Geocomposito/materassino bentonitico	Strato a bassissima conducibilità con funzione di Barriera impermeabile costituito, in questo caso, da due geotessili (tessuto non tessuto) che racchiudono uno strato uniforme di bentonite sodica naturale addittivata. è in grado di sostituire uno spessore di almeno 0,5 m di argilla compattata.	10 (spessore idrato)
Strato di drenaggio artificiale	Materiale composito costituito da georete in HDPE racchiusa da due geotessili (tessuto non tessuto) è in grado di sostituire uno strato drenante costituito da ghiaietto di almeno 0,25 m di spessore.	6
Strati di ripristino finale	Permettono il reinserimento paesaggistico delle opere finite. La composizione si differenzia sulla base delle caratteristiche della tipologia della zona di posa.	variabile
Zone di versante	1. Georete grimpante in polietilene con funzioni di trattenimento dello strato di terreno vegetale.	3
	2. Terreno vegetale trattato con idrosemina di caratteristiche idonee a permettere l'attecchimento e lo sviluppo di specie vegetali selezionate.	400
	3. Biostuoia in iuta (biodegradabile). Posata sopra il terreno vegetale ha la funzione di proteggerlo dall'erosione e di trattenere i semi.	3
Zone sub-orizzontali non sottoposte a traffico veicolare	Terreno vegetale trattato con idrosemina di caratteristiche idonee a permettere l'attecchimento e lo sviluppo di specie vegetali selezionate.	400
Zone sub-orizzontali sottoposte a traffico veicolare	1. Strato di geotessile tessuto non tessuto di adeguate caratteristiche di resistenza con funzione di protezione degli strati sottostanti e di separazione dello strato di stabilizzato sovrastante.	4
	2. Strato finale di materiale stabilizzato a sabbia di adeguate caratteristiche.	300

pozzetti di raccolta, lo scarico nel fossetto di scolo della galleria di Fenice Capanne (vedi *Fig.* 17). Le canalette sono state orientate in maniera tale da non far defluire le acque meteoriche ricadenti sulla sommità della discarica verso l'area depressa costituita dal piazzale di fronte alla sala pompe dell'acquedotto, né verso le scarpate della discarica, ma direttamente verso il canale di guardia perimetrale.

stico delle opere finite, garantendone nello stesso tempo la funzionalità e la possibilità di eseguire le operazioni di controllo e manutenzione necessarie nel lungo periodo. Sono state previste differenti tipologie di finiture a seconda dell'utilizzo delle superfici: rinverdimento finale di una superficie totale pari a ≈ 2.200 m² e mantenimento di superfici funzionali al traffico veicolare (piste di servizio e piazzali).

posa arbusti) specie erbacee/arbustive autoctone, come da *Tab.* 4.

Come già illustrato, una parte sostanziale della progettazione è consistita nella ricerca e applicazione di soluzioni tecniche per minimizzare le interferenze con le strutture preesistenti nell'area. Si cita, perché di rilevanza in fase progettuale ed esecutiva, la protezione della condotta interrata dell'acquedotto industriale di proprietà della Nuova Solmine

Tabella 3. Componenti rete di drenaggio acque meteoriche

Componenti sistema drenante	Tipologia/Dimensioni	Q. tà/lunghezza tot.
Canalette di drenaggio	A semitubo, ø interno= 0,50 m	510 m
Pozzetti di raccolta (monte/valle)	Scatolare in cls con beola di copertura carrabile e caditoia apribile in ghisa; dim. 1,00 x 1,40 x 1,35 (altezza)	14
Canalette grigliate (attraversamenti stradali)	Griglie in acciaio zincato su telaio in cls su supporto in cls	30 m

Nella *Tab.* 3, si fornisce una sintesi dei componenti della rete di drenaggio acque meteoriche. Il ripristino finale delle superfici ha avuto l'obiettivo di permettere il reinserimento paesaggi-

La sistemazione finale a verde delle superfici specifiche è stata progettata nell'ottica di adottare, per le diverse fasi agronomiche (fase a), di inerbimento iniziale e preparazione terreno e fase b),

S.p.A. che dalla stazione di pompaggio corre lungo la stradina di servizio in direzione NE – SW fino all'alveo del Fiume Bruna, oltrepassato con attraversamento aereo. La tubazione, ø = 600 mm (vedi

Tabella 4. Essenze vegetali utilizzate per la finitura a verde delle superfici

Specie vegetali da seminare/impiantare nelle 2 fasi agronomiche	Quantità minima per unità di superficie	Quantità totale stimata per l'intervento
Miscele di sementi di specie erbacee tipo leguminose, graminacee e pioniere (Fase a) (Medicago, Lotus, Trifolium, Festuca, Bromus, Inula viscosa, Plantago)	~ 20 g/m²	44 Kg (spaglio/idrosemina)
Specie arbustive pioniere e/o miglioratrici (Fase b) (Lentisco, Corbezzolo, Ginestra, Rosmarino)	~ n. 250 piante/1000 m²	~ n. 550 piante

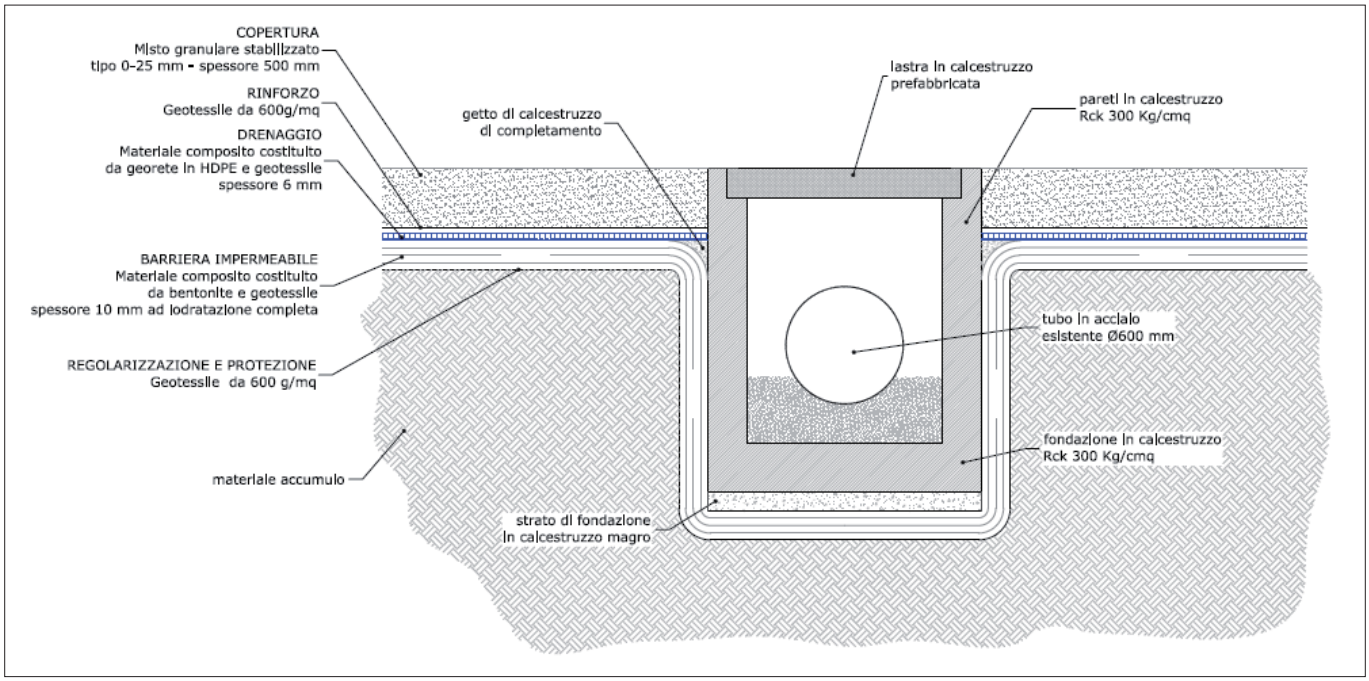


Figura 15. Schema protezione condotta acquedotto

foto di *Fig.* 8), convoglia le acque provenienti dalla ex miniera di Fenice Capanne, fino allo stabilimento di Scarlino. La sala pompe è costituita da un fabbricato in cls di dimensioni 8 x 5 x 3 m, poggiante su pilastri, sempre in cls, con altezza da terra di 1,5 m. L'impianto di sollevamento è alimentato dalla cabina elettrica ubicata sulla superficie dell'accumulo mediante cavi interrati il cui corretto tracciato è stato successivamente individuato preliminarmente all'avvio degli interventi di riprofilatura e copertura dell'accumulo. Come rappresentato nella *Fig.* 15, l'intervento ha previsto, prima della copertura, lo scavo e la messa a nudo della condotta per poi procedere con la sua protezione e chiusura con canaletta in cls e beole rimovibili per ispezioni. Il terreno circostante la trincea di posa doveva essere adeguatamente coperto per garantire la continuità delle opere di capping su tutte le superfici dell'accumulo, compresa la pista in cui vi era il tracciato della condotta.

In corso d'opera si è deciso, anche, di procedere con un ulteriore adeguamento delle pendenze e delle quote finali, attraverso la riprofilatura del versante lato sala pompe con arretramento del fronte della sommità della scarpata verso la zona boscata, di circa 6/7 m e il rialzamento del piano campagna alla base della cabina pompe di circa 120/150 cm, mediante la realizzazione di un cordolo in c.a. di contenimento di altezza 150 cm (vedi foto di *Fig.* 16). La nuova quota del piano campagna doveva garantire, inoltre, l'eliminazione di accumuli di acqua di fronte alla galleria e la risistemazione del fossetto di scolo.



Figura 16. Fase di realizzazione del cordolo attorno alla sala pompe per permettere l'innalzamento del piano campagna circostante

In aggiunta al Piano di Manutenzione delle opere (verifica dello stato della copertura vegetazionale con eventuale ripristino delle fallanze e mantenimento in efficienza delle piste di servizio), è stato predisposto un Piano di Monitoraggio post-operam, per verificare l'efficacia degli interventi di MISP in termini di isolamento idraulico degli accumuli. Monitoraggio che, date le caratteristiche geologiche e idrogeologiche dell'area (assenza di falda e presenza di un substrato impermeabile di notevole spessore alla base dell'accumulo), si è focalizzato sulla verifica dello stato qualitativo delle acque meteoriche afferenti le superfici dell'accumulo drenate dalla rete di canalette e dell'assenza di diffusione di potenziali contaminanti verso il corpo recettore rappresentato dal Fiume Bruna.

Il monitoraggio (attualmente in corso d'attuazione) prevede il campionamento e l'analisi delle acque prelevate nei pozzetti della rete di drenaggio (vedi *Fig.* 16) e il successivo confronto tra le concentrazioni dei parametri indicatori As, Fe, Zn, in ingresso (monte) e in uscita (valle) dell'accumulo. L'esito positivo dei monitoraggi post-operam, previsti per un arco temporale di 5 anni dal termine dei lavori, sarà funzionale all'ottenimento della certificazione di avvenuta Messa in Sicurezza. Le immagini successive

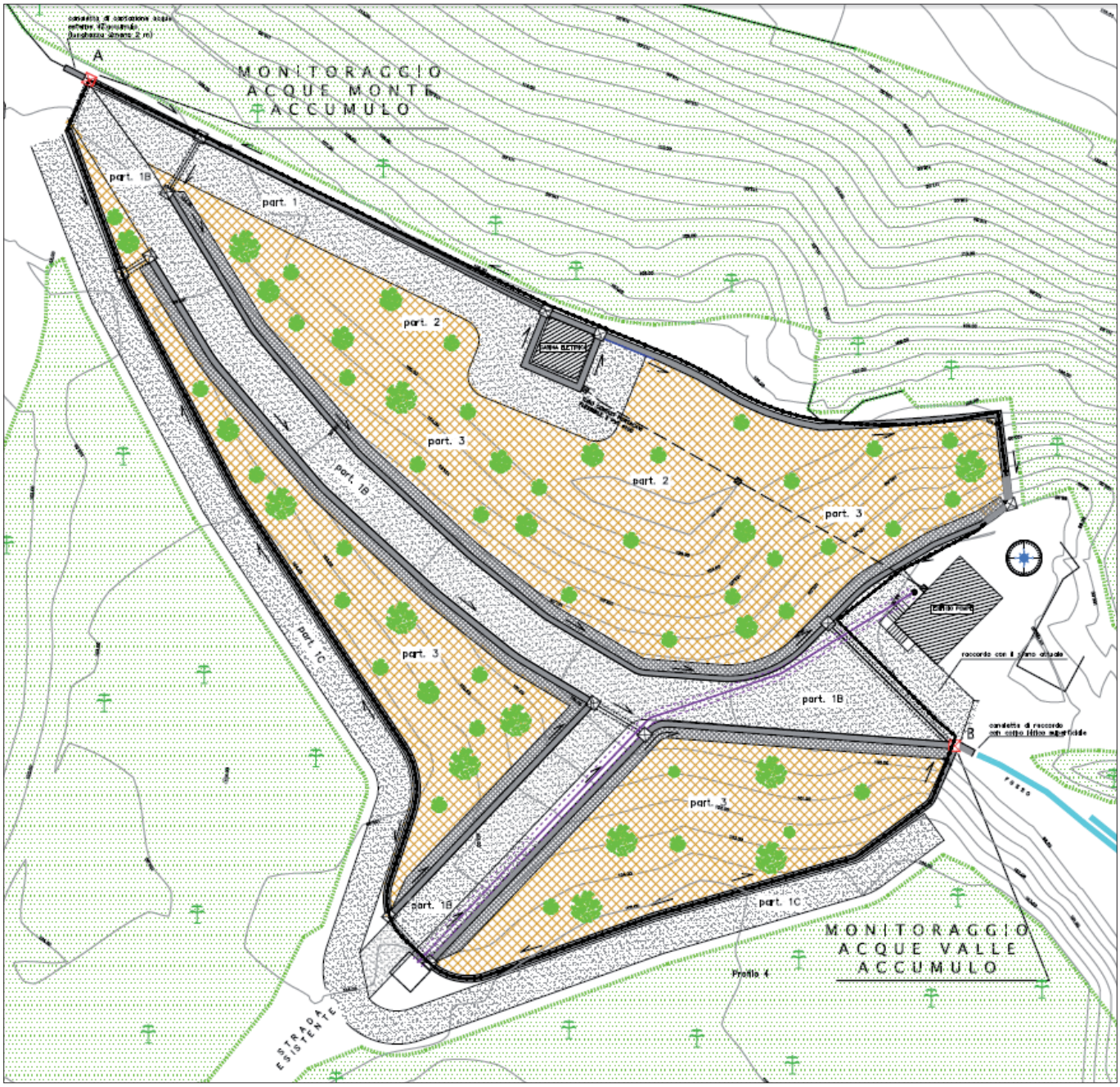


Figura 17. Planimetria rete drenaggio e stato finale di progetto dell'accumulo con punti di campionamento acque superficiali. A dx, in azzurro, il tracciato del fossetto di scolo che convoglia le acque meteoriche verso il F. Bruna

permettono di osservare lo stato finale del sito al termine dei lavori di Messa in Sicurezza. Gli interventi, eseguiti in accordo con le indicazioni progettuali, al netto di alcune varianti, legate ad evidenze scaturite in fase esecutiva, hanno permesso un corretto inserimento paesaggistico delle opere finite in aree già fortemente rinaturalizzate.



Figura 18. Vista da S-SE stato finale dei luoghi (sulla dx la sala pompe, mentre in alto, al centro, è visibile la cabina elettrica), ancora in fase di rifinitura superficiale. Osservando le piste in stabilizzato e la sala pompe, si nota il piano campagna rialzato



Figura 19. Vista da S della parte di accumulo con la cabina elettrica sul piazzale superiore. A sx è possibile vedere la pista di accesso allargata e riprofilata con materiale stabilizzato



Figura 20. Stralcio foto aerea (fonte: Google Earth, 2017) con Sito di Forni, nell'assetto finale

Informazioni generali	
Committente	SYNDIAL S.p.A.
Progettista	SIMAM S.p.A.
Periodo di esecuzione attività	Novembre 2013 – aprile 2014
Imprese esecutrici	RTI SOL.TR.ECO Bonifiche S.r.l. – BANINI Ivano S.n.c. – Scarlino (GR). Movimento terra, impermeabilizzazione e posa teli, ricopertura con terreno vegetale – opere civili
	AMBIENTE S.p.A. – Carrara (MS). Direzione tecnica di cantiere, topografia e rilievi
	Dal Pont S.n.c. Di Dal Pont David & C.– Campiglia Marittima (LI). Manutenzione mezzi meccanici

La procedura di analisi di rischio sanitario: stato dell'arte

Health risk analysis associated with contaminated sites: state of the art

Simona Berardi
Istituto Nazionale per l'Assicurazione contro gli Infortuni sul Lavoro
E-mail: s.berardi@inail.it

Parole chiave: Sito contaminato, analisi di rischio sanitaria, salute della popolazione, salute dei lavoratori
Key words: Contaminated site, health risk analysis, population's health, workers' health

SOMMARIO

L'Analisi di Rischio sanitario-ambientale (AdR) è una procedura per la gestione dei siti contaminati, oramai ampiamente consolidata e applicata anche a livello nazionale oltreché a livello europeo ed extraeuropeo. Tale strumento di analisi permette di: stimare quantitativamente il rischio per la salute umana e l'ambiente associato ad un sito contaminato; definire dei valori di concentrazione limite, nelle matrici ambientali soggette a contaminazione, corrispondenti ad un livello di rischio accettabile e vincolati alle condizioni specifiche del singolo sito; indirizzare gli interventi di bonifica verso soluzioni ambientalmente compatibili ed economicamente sostenibili, avendo comunque come elemento forzante principale il principio della conservatività del sistema in termini ambientali.

In Italia, il Titolo V, Parte Quarta, del d.lgs. 152/2006 prevede l'applicazione dell'AdR al fine di individuare i valori di Concentrazione Soglia di Rischio (CSR), ossia i livelli di contaminazione delle matrici ambientali suolo saturo e acque di falda il cui superamento richiede la messa in sicurezza o la bonifica.

Trascorsi quasi 20 anni dall'emanazione della prima normativa nazionale finalizzata alla gestione dei siti contaminati (d.m. 471/1999), la presente memoria, oltre a riportare una descrizione sintetica della procedura di AdR, porta in rassegna i principali documenti di riferimento, pubblicati in questi anni, finalizzati ad una corretta applicazione della stessa.

ABSTRACT

The human health risk assessment is a procedure for management and remediation of contaminated sites. This procedure, applied at national level as well as at European and extra-European level, is able to: estimate quantitatively the risk to human health and the environment related to contaminated soil and groundwater; develop site-specific environmental cleanup level; help to find remediation technologies promoting energy saving and cost-efficient.

The present legislation on contaminated sites in Italy is the Legislative Decree n. 152, April 3, 2006 (and subsequent modifications). It requires the application of human health risk assessment to estimate site specific soil and groundwater target levels, called CSR. If the measured source zone concentrations exceed the CSR, a corrective action must be implemented.

This paper, in addition to providing a brief description of the human health risk assessment procedure, will briefly report the main documents published in Italy, to support a correct application of the procedure, since 1999 (year of the first Italian legislation on this matter). Today these documents represent a reference for technicians of public administration, researchers and practitioners.

DEFINIZIONI

Il Rischio (R), come definizione derivata originariamente dalle procedure di sicurezza industriale, è inteso come la concomitanza della probabilità di accadimento di un evento dannoso (P) e dell'entità del danno provocato dall'evento stesso (D): R=P×D. Il danno conseguente all'evento incidentale (D), a sua volta, può essere dato dal prodotto tra un fattore di pericolosità (F_p), dipendente dall'entità del possibile danno, e un fattore di contatto (F_e), funzione della durata di esposizione: $D=F_p \times F_e$. Nel caso di siti inquinati, la probabilità (P) di accadimento dell'evento è conclamata (P=1), il fattore di pericolosità è dato dalla tossicità dell'inquinante (T [mg/kg d]$^{-1}$) ed il fattore di contatto è espresso in funzione della portata effettiva di esposizione (E [mg/kg d]), per cui, in generale, il rischio (R) derivante da un sito contaminato è dato dalla seguente espressione: R=E×T. L'AdR può essere applicata secondo due modalità:

- Procedura diretta (Forward Mode): che permette la stima del rischio, corrispondente al livello di contaminazione analiticamente determinato nella matrice ambientale sorgente di contaminazione, e prevede poi il confronto di tale rischio con un valore soglia ritenuto accettabile;
- Procedura inversa (Backward Mode): che permette la stima della concentrazione accettabile nella matrice ambientale sorgente di contaminazione, corrispondente ad una soglia di rischio ritenuta accettabile, e prevede poi il confronto di tale concentrazione con quella analiticamente determinata in fase di caratterizzazione.

IL DOCUMENTO "CRITERI METODOLOGICI" (2008)

Nell'ambito delle proprie attività istituzionali di supporto tecnico al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) per la valutazione degli elaborati progettuali inerenti la bonifica dei Siti di Interesse Nazionale (SIN), l'ISPRA (ex APAT) ha pubblicato nel 2008, in stretta collaborazione con l'INAIL (ex ISPESL), l'ISS, le ARPA e alcune Regioni (Veneto, Emilia-Romagna e Lombardia), la revisione 2 del manuale "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati" (APAT, 2008a), che ad oggi rappresenta il riferimento nazionale per l'applicazione di detta procedura.

Tale documento fa essenzialmente riferimento alla procedura E1739-95 RBCA (Risk-Based Corrective Action) di derivazione ASTM (American Society for Testing and Materials), pubblicata nel 1995 per guidare gli interventi di risanamento sui siti contaminati da idrocarburi, e poi aggiornata e integrata nel 1998 dalla guida PS104, che riguarda più in generale i rilasci di sostanze chimiche. La procedura RBCA fa riferimento ad un approccio graduale

basato su tre livelli di valutazione (Tier 1, Tier 2 e Tier 3). Il passaggio a livelli successivi prevede una caratterizzazione più accurata del sito e l'abbandono di alcune ipotesi conservative. Il grado di protezione della salute e dell'ambiente non varia nei diversi livelli di analisi. Il d.lgs. 152/2006 prevede l'applicazione del livello 2 di AdR in modalità inversa per l'individuazione delle Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR).

L'applicazione della procedura prevede come passo fondamentale la ricostruzione del Modello Concettuale del Sito (MCS). La sua definizione comprende essenzialmente la ricostruzione dei caratteri delle tre componenti principali che costituiscono l'AdR:

Sorgente → Trasporto → Bersaglio

In *Fig.* 1 si riporta il diagramma di flusso del modello concettuale generico preso in considerazione nel documento (APAT, 2008a).

Nel 2009 il documento (APAT, 2008a) è stato integrato con la pubblicazione dell'Appendice V (ISPRA, 2009), che fornisce una metodologia specifica per l'applicazione dell'AdR ai Punti Vendita carburanti (PV). Le procedure descritte in tale appendice possono essere adottate anche per siti di ridotte dimensioni che presentino delle analogie con i PV per tipologia e potenziale distribuzione della contaminazione (ad es: serbatoi interrati).

IL DOCUMENTO SUI 33 PARAMETRI SITO SPECIFICI (2008)

Per l'applicazione dell'AdR, ed in particolare il calcolo dei fattori di trasporto, è indispensabile determinare le caratteristiche fisiche dei comparti ambientali suolo insaturo, acque di falda, aria outdoor e aria indoor.

Per un'analisi di livello 1, in genere, vengono utilizzati valori "sito-generici" ("valori di default"), ossia valori indipendenti dalle caratteristiche specifiche del sito in esame, definiti sulla base di assunzioni estremamente conservative.

Per un livello 2 e 3 di analisi si utilizzano "valori sito-specifici", ossia valori strettamente dipendenti dalle caratteristiche del sito potenzialmente contaminato.

- Nel 2008 ISPRA (ex APAT) e INAIL (ex ISPESL) hanno elaborato un documento (APAT, 2008b) utile ai tecnici degli Enti di Controllo per la validazione di 33 parametri sito specifici, che debbono essere determinati esclusivamente mediante verifiche e/o indagini dirette, poiché, sulla base delle risultanze dell'analisi di sensitività riportata nell'Appendice N del documento (APAT, 2008a), influenzano maggiormente le equazioni analitiche relative ai fattori di trasporto. Tali parametri riguardano essenzialmente la geometria e le caratteristiche geologiche ed idrogeologiche della sorgente di contaminazione in zona insatura e satura, le caratteristiche degli spazi aperti e chiusi, alcuni parametri chimici e fisici caratteristici del suolo e la velocità del vento.

LE LINEE GUIDA DEL MATTM (2014)

Nel 2014 sono state pubblicate delle linee guida per l'applicazione dell'AdR (MATTM, 2014), predisposte da un gruppo di lavoro coordinato dal MATTM, composto dalle ARPA/APPA, da INAIL e ISS, e avente la finalità di risolvere alcune criticità emerse nell'applicazione della procedura. Le tematiche affrontate sono:

- definizione degli obiettivi di bonifica in presenza di CSR<CSC;
- utilizzo dei dati di campo per la verifica dei risultati ottenuti con l'applicazione modellistica;
- attivazione del percorso di lisciviazione in falda;
- definizione degli obiettivi di bonifica in presenza di concentrazioni superiori alla C_{sat} (Concentrazione di saturazione).

Definizione degli obiettivi di bonifica in presenza di CSR<CSC. L'applicazione della procedura di analisi di rischio porta in alcuni casi ad individuare delle CSR<CSC. Poiché adottare una CSR (< della CSC) potrebbe portare disparità di trattamento in siti caratterizzati

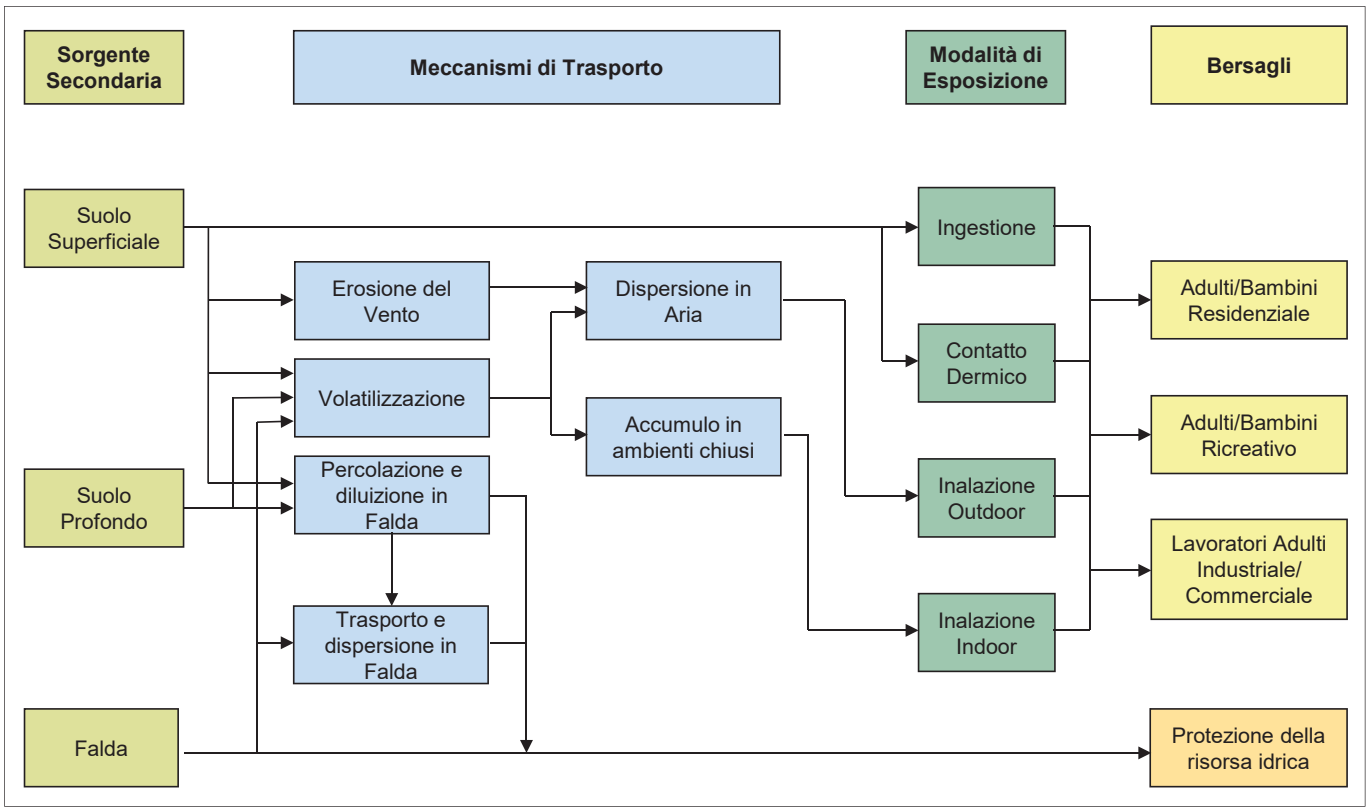


Figura 1. Diagramma di flusso del modello concettuale (APAT, 2008a)

dalle medesime condizioni ambientali, secondo le Linee Guida MATTM si ritiene accettabile l'adozione, da parte dei proponenti, delle CSC come obiettivo di bonifica per alcune sostanze, con contestuale applicazione dell'AdR per le sole sostanze per le quali non si prevede il raggiungimento delle CSC.

Utilizzo dei dati di campo per la verifica dei risultati ottenuti con l'applicazione modellistica. Come riportato nel documento (APAT, 2008a), nel caso di attivazione dei percorsi di esposizione di inalazione indoor/outdoor di vapori, dall'esame delle esperienze maturate nel settore sia a livello nazionale che internazionale, è emerso che la procedura di AdR fornisce degli output estremamente conservativi, soprattutto per quanto riguarda l'esposizione indoor. Quanto detto è essenzialmente legato alle equazioni utilizzate per il calcolo dei corrispondenti fattori di trasporto. Per tale ragione, nel caso di non accettabilità del rischio per la salute umana, ovvero di superamento degli obiettivi di bonifica sito-specifici, CSR, si contempla la possibilità di effettuare campagne di indagini dirette (es. misure di soil-gas e/o aria ambiente e/o camera di flusso) allo scopo di verificare i risultati ottenuti mediante l'AdR. Secondo il documento (MATTM, 2014) si ritiene condivisibile l'utilizzo di dati derivanti da dette misure per:

- l'esclusione del percorso di volatilizzazione (in fase di costruzione del modello concettuale del sito);
- la verifica in itinere dei risultati dei modelli di calcolo dell'analisi di rischio;
- il monitoraggio dell'efficienza/efficacia degli interventi di messa in sicurezza e bonifica sia in fase di esercizio che in fase di collaudo degli interventi.

Attivazione del percorso di lisciviazione in falda: In caso di interventi di Messa In Sicurezza Operativa (MISO) delle acque sotterranee o di barrieramenti di tipo fisico, può non essere attivato il percorso di lisciviazione e trasporto in falda ove esistano sufficienti garanzie del continuo presidio e controllo nel tempo dei sistemi di barrieramento. Al fine di evitare il mero trasferimento della contaminazione dal suolo alle acque sotterranee, si ritiene opportuno che:

- vengano programmati, compatibilmente con il mantenimento dell'attività produttiva, interventi sulle fonti attive di contaminazione per la falda, così come previsto dall'art.41, comma 1, della L.98/13
- venga attivato il percorso di lisciviazione e trasporto in falda, non ai fini del calcolo del rischio o delle CSR, ma con l'obiettivo di stimare le concentrazioni attese al Punto di Conformità e contribuire all'ottimizzazione dei sistemi di monitoraggio delle acque sotterranee.

In caso di Bonifica, anche in presenza di sistemi di barrieramento idraulico, si ritiene opportuno che gli obiettivi di bonifica (CSR) vengano calcolati tenendo conto del percorso di lisciviazione e trasporto in falda, al fine di garantire l'efficienza/efficacia degli interventi nel lungo termine, anche nell'eventualità di passaggi di proprietà delle aree o fallimento dei soggetti responsabili delle attività di bonifica.

Potrà comunque essere valutata, nell'ambito dei singoli procedimenti, la richiesta di non attivare il percorso di lisciviazione e trasporto in falda, anche in assenza di sistemi di barrieramento, in presenza di più linee di evidenza, documentate all'interno di apposito elaborato progettuale, quali:

- peculiari caratteristiche geologiche, idrogeologiche e di contaminazione che impediscono, in modo permanente, la lisciviazione e il trasporto dei contaminanti dal suolo alle acque sotterranee;
- serie storiche di dati relativi a monitoraggi delle acque di falda validati da ARPA che mostrano assenza di correlazione tra contaminanti presenti nel suolo e contaminanti presenti in falda;
- dati di test di lisciviazione effettuati in base a protocolli tecnici specifici elaborati da enti di controllo o istituti scientifici nazionali competenti in materia.

Definizione degli obiettivi di bonifica in presenza di concentrazioni superiori alla C_{sat} (Concentrazione di saturazione): Una specie chimica inquinante può essere presente nel suolo insaturo come: soluto (nell'acqua dei pori del suolo), vapore (nei pori del suolo), adsorbito al suolo (se è inorganico o polare) o al carbonio organico del suolo (se è organico), e in forma libera. La fase libera è presente solo se la concentrazione totale supera la cosiddetta concentrazione di saturazione nel suolo (C_{sat}). Se $C_{mis} > C_{sat}$ nel suolo comincia a comparire la fase separata, ma non è detto che la specie chimica sia mobile. In particolare la fase libera diventa mobile, e può percolare verso il basso, solo quando la $C_{mis} > C_{res}$ ($> C_{sat}$), dove C_{res} è la concentrazione residua (ISPRA, 2009). L'ordine di grandezza in termini di C_{res} per i composti idrocarburici è delle migliaia di mg/Kg. In fase di caratterizzazione del sito sarebbe quindi opportuno accertare non solo la presenza di NAPL nel suolo, ma anche che lo stesso sia in concentrazioni inferiori alla C_{res}. Il caso contrario è indice di una possibile percolazione che può avvenire, o è già avvenuta, di prodotto in fase separata verso le acque sotterranee.

Secondo le Linee guida (MATTM, 2014), se $C_{mis} > C_{res}$ e comunque si accerta l'assenza di prodotto libero si ritiene opportuno prevedere valutazioni integrative mirate alla verifica delle reali caratteristiche di mobilità degli inquinanti in relazione ai percorsi di lisciviazione e/o volatilizzazione, mediante appropriate misure sperimentali quando opportuno e possibile. In ogni caso, in considerazione dell'esigenza tecnica e amministrativa di stabilire un obiettivo di bonifica per gli interventi, nei casi in cui l'applicazione modellistica presenta dei limiti associati alle assunzioni teoriche alla base dei modelli di analisi di rischio di livello 2, è necessario che l'autorità responsabile del procedimento stabilisca l'obiettivo di bonifica da conseguire. In particolare, in presenza di concentrazioni superiori alla C_{sat}, l'obiettivo di bonifica può essere definito come segue:

a) Verificare in modalità diretta la $CSR > C_{sat}$ proposta, comunque non superiore alla massima concentrazione riscontrata in sito per la sostanza (C_{max}); qualora l'esito di tale verifica, da eseguirsi con software di analisi di rischio che non tengano conto del raggiungimento delle condizioni di saturazione, mostri un rischio accettabile, potrà essere richiesta l'attuazione di un piano di monitoraggio adeguato alla tipologia dell'intervento e dell'inquinamento presente. In caso di rischio non accettabile, alla $CSR > C_{sat}$ dovrà essere attribuito un valore inferiore, che dovrà essere verificato in modalità diretta. Reiterando tale procedura verrà identificato un valore di CSR accettabile, comunque non superiore alla C_{max}.
b) Eseguire un piano di indagine integrativo che, sulla base di più linee di evidenza, consenta di accertare in modo inequivocabile che la sostanza che presenta concentrazioni superiori alla C_{sat} non ha caratteristiche di mobilità né nello scenario attuale né

in potenziali scenari futuri. Tale piano di indagine integrativo, stabilito nell'ambito dei singoli procedimenti, potrà prevedere misure di campo per valutare la volatilizzazione, monitoraggi delle acque sotterranee, ma anche test di biodegradazione, biodisponibilità e bioaccessibilità, test di lisciviazione, nonché, per i metalli, analisi di speciazione e, ove necessario, analisi della composizione mineralogica. Dovrà inoltre essere prevista la determinazione delle frazioni idrocarburiche.

c) Adottare la C_{sat}, verificata mediante applicazione dell'analisi di rischio in modalità diretta, quale obiettivo di bonifica (CSR) qualora l'esecuzione di ulteriori approfondimenti analitici non sia compatibile con le tempistiche richieste dalla normativa vigente per la conclusione del procedimento amministrativo.

IL MANUALE OPERATIVO INAIL (2014)

Il manuale operativo (INAIL, 2014), predisposto da un gruppo di lavoro costituito da numerosi enti e istituzioni, è finalizzato alla definizione di strumenti operativi per la valutazione e gestione del rischio per la salute da esposizione ad agenti chimici pericolosi e cancerogeni e mutageni per i lavoratori presenti a qualsiasi titolo su di un sito contaminato. Tale manuale differenzia tra:

- *Esposizione ambientale*: esposizione a sostanze pericolose non connessa all'attività lavorativa, bensì connessa alla contaminazione del suolo insaturo e/o della falda acquifera (es. lavoratore che svolge la propria attività in un impianto produttivo o in un insediamento commerciale che insiste su di un sito contaminato);
- *Esposizione professionale*: esposizione a sostanze pericolose connessa all'attività lavorativa (es. operatore della bonifica).

Il manuale introduce inoltre due definizioni:

- C_{aria}: concentrazione misurata in aria ambiente (indoor e/o outdoor);
- CR_{aria}: concentrazione di riferimento, per inalazione di vapori e polveri (outdoor e indoor), in corrispondenza della quale si può ragionevolmente ritenere l'esposizione del lavoratore equiparabile con quella della popolazione generale.

In *Fig.* 2 è riportato uno schema del criterio utile per l'individuazione della CR_{aria}, da cui emerge il ricorso all'AdR, in particolare nella Fase 3.b.

Noto che, ai sensi dell'art. 245 del d.lgs. 152/2006, il proprietario o il gestore dell´area, che rilevi il superamento o il pericolo concreto e attuale del superamento delle CSC, anche se non responsabile della contaminazione, ha l'obbligo di attuare le misure di prevenzione finalizzate a circoscrivere, limitare e impedire che la contaminazione metta a rischio la salute dei fruitori delle aree, secondo la procedura di cui all´art. 242, secondo quanto proposto nel Manuale operativo (INAIL, 2014) per i lavoratori, se $C_{aria} > CR_{aria}$:

- Nel caso di esposizione ambientale, in particolare per gli ambienti di lavoro assimilabili agli ambienti di vita (es. uffici pubblici e privati, attività commerciali, caserme, alberghi, banche, ristoranti, cinema, negozi, …), è opportuno attuare interventi atti a riportare $C_{aria} \leq CR_{aria}$. Tra tali interventi (misure di prevenzione) è compresa:
  - ✓ l'adozione di misure mitigative (misure di protezione collettiva), ossia di misure che non intervengono direttamente sulle matrici ambientali (es. per indoor aumento del tasso di ricambio d'aria, adozione di sistemi di pressurizzazione, ecc.).
  - ✓ la modifica dello scenario espositivo (es. riduzione frequenza di esposizione (giorni/anno) o (ore/giorno)).
- Nel caso di esposizione ambientale, per gli ambienti di lavoro non assimilabili agli ambienti di vita (es. insediamenti produttivi/industriali), si ritiene possibile valutare e gestire temporaneamente (ossia nell'intervallo di tempo che intercorre tra la costatazione della contaminazione

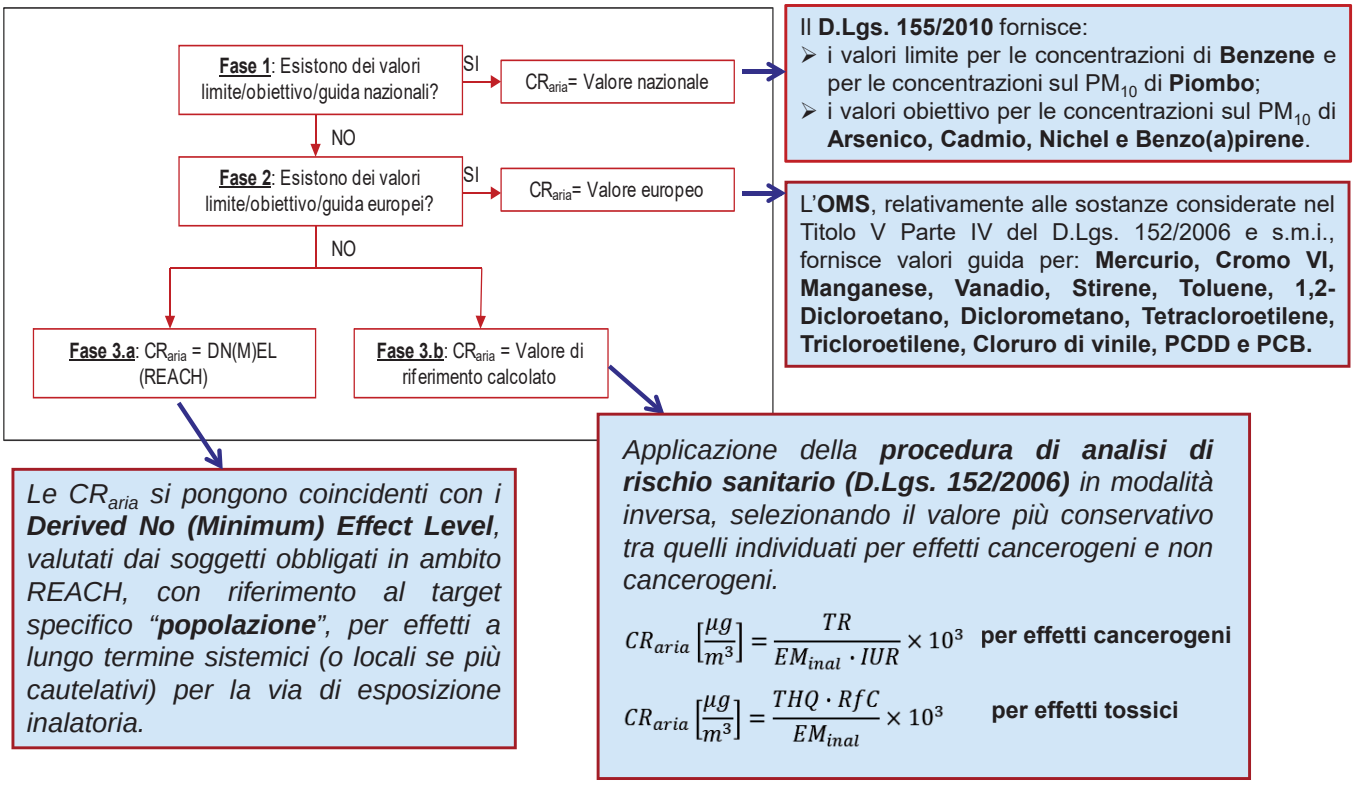


Figura 2. Criterio di determinazione della CRaria (INAIL, 2014)

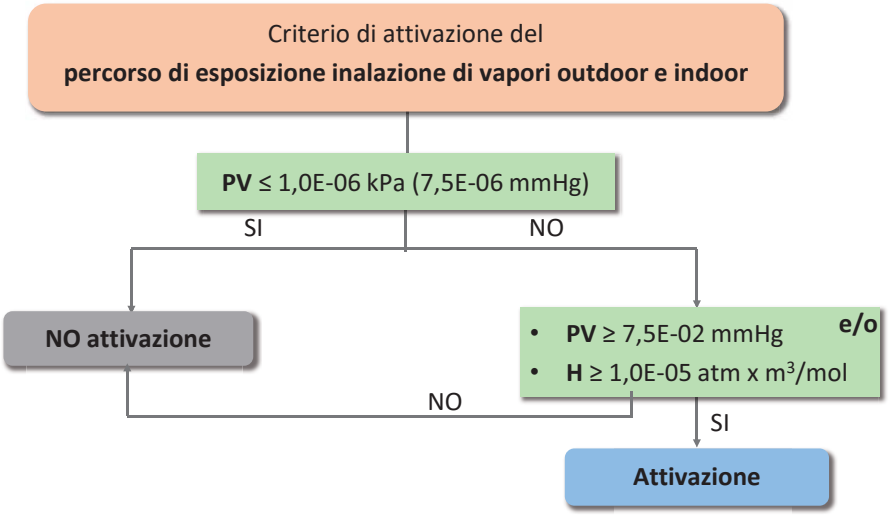


Figura 3.Criterio per l'attivazione del percorso di esposizione "inalazione di vapori" (ISS-INAIL, 2018)

e la conclusione degli interventi pianificati in ottemperanza al d.lgs. 152/2006) i rischi da esposizione a sostanze pericolose derivanti dalla contaminazione del suolo e/o delle acque sotterranee, secondo quanto disposto dal Titolo IX del d.lgs. 81/2008, solo nei casi in cui sia obiettivamente dimostrabile l'impossibilità di attuare gli interventi atti a riportare $C_{aria} \leq CR_{aria}$.

- Nel caso di sovrapposizione tra "esposizione ambientale" e "esposizione professionale" (es. lavoratore professionalmente esposto alla stessa sostanza presente nelle matrici ambientali contaminate) tra le misure di prevenzione risulta compresa la possibilità di gestire complessivamente l'esposizione all'interno della gestione del rischio occupazionale (Titolo IX, d.lgs. 81/2008).
- Infine, nel caso di parziale sovrapposizione tra "esposizione ambientale" e "esposizione professionale" (es. lavoratore professionalmente esposto ad agenti chimici diversi da quelli presenti nelle matrici ambientali contaminate) la tipologia delle misure di prevenzione da adottare è da valutarsi in funzione della specificità del caso.

L'approccio sopra esposto armonizza i contenuti dei decreti legislativi 81/2008 e 152/2006.

LA BANCA DATI "ISS-INAIL" (2018)

L'ISS e l'INAIL (ex ISPESL) dal 2005 pubblicano una banca dati, denominata "Banca dati ISS-INAIL", nella quale vengono riportate le proprietà chimico-fisiche e tossicologiche delle specie chimiche elencate nel d.lgs. 152/2006 e di alcuni altri inquinanti non contemplati in tale decreto, ma spesso riscontrati nei siti contaminati. Ciò al fine di uniformare a livello nazionale tali proprietà, necessarie all'applicazione della procedura di AdR. Negli anni sono stati effettuati diversi aggiornamenti sino all'attuale versione del 2018 (ISS-INAIL, 2018). Nel seguito sono sinteticamente riportate le principali novità di tale revisione.

Riguardo le proprietà chimico-fisiche, è stato introdotto un criterio utile per l'attivazione del percorso di esposizione inalazione di vapori outdoor e indoor (*Fig.* 3). Secondo tale criterio, si ritiene possibile non attivare il suddetto percorso per le sostanze la cui pressione di vapore risulta inferiore a 1,0E-06 kPa (7,5E-06 mmHg). Per le specie chimiche che non soddisfano quanto sopra si propone di attivare il percorso solo se è soddisfatta una delle seguenti condizioni: pressione di vapore maggiore di 7,5E-02 mmHg, e/o costante di Henry maggiore di 1,0E-05 atm x m³/mol. Tale criterio si ritiene applicabile a tutte le specie chimiche, ad eccezione degli idrocarburi, per i quali si propone di attivare il percorso di inalazione di vapori solo per gli aromatici e alifatici aventi un punto di ebollizione compreso nell'intervallo 28-218 °C, quindi per la classe di Idrocarburi C≤12. Si specifica inoltre che, nel caso di composti idrocarburici C>12 presenti nel suolo insaturo e/o nelle acque di falda, è possibile valutare, in accordo con gli Enti di Controllo, la necessità di ricercare le frazioni C≤12 nei gas interstiziali anche nel caso in cui tali frazioni non siano presenti nei due suddetti comparti ambientali.

Riguardo le proprietà tossicologiche, oltre al consueto aggiornamento conseguente all'adozione degli ultimi adeguamenti al progresso tecnico del regolamento CLP e alle nuove valutazioni effettuate dai principali board di tossicologia a livello internazionale, è stato introdotto quello che è attualmente riconosciuto come l'approccio corretto per la stima del rischio inalatorio. In particolare per la stima del rischio sanitario per inalazione di vapori e polveri, i due parametri tossicologici Reference Dose (RfD Inal.) e Slope Factor (SF Inal.), espressi in termini di dose assunta al giorno per unità di peso corporeo, sono stati sostituiti dai parametri Reference Concentration (RfC) e Inhalation Unit Risk (IUR), espressi in termini di concentrazione (*Tab.* 1).

Banca dati ISS-INAIL (2015)	Banca dati ISS-INAIL (2018)
SF Inal $\left(\frac{mg}{kg-giorno}\right)^{-1}$	IUR $\left(\frac{mg}{m^3}\right)^{-1}$
RfD Inal $\left(\frac{mg}{kg-giorno}\right)$	RfC $\left(\frac{mg}{m^3}\right)$

Tabella 1. Parametri tossicologici per la stima del rischio chimico inalatorio

I parametri IUR e RfC sono indipendenti dal peso corporeo e dal tasso di inalazione. Difatti la loro stima tiene conto della variabilità del dato, che può essere utilizzato senza fattori correttivi sia per un bersaglio adulto che bambino, sia in uno scenario residenziale che ricreativo, indipendentemente dall'intensità dell'attività fisica.

LE LINEE GUIDA SNPA PER IL CAMPIONAMENTO E LA MISURA DI SOIL GAS (2018)

Facendo seguito a quanto sopra riportato, relativamente all'utilizzo dei dati di campo per la verifica dei risultati ottenuti con l'applicazione modellistica, numerosi sono i documenti predisposti soprattutto a livello regionale che trattano la tematica del soil gas, ed in particolare:

- ARPA Veneto (2011) "Linee guida per il monitoraggio attivo dei gas interstiziali del terreno";
- ARPA Piemonte (2013) "Campionamento dei gas interstiziali e rilievo delle emissioni di vapori dal terreno in corrispondenza dei siti contaminati";
- ARPA Liguria (2013) "Criteri per il campionamento e l'analisi dei gas interstiziali";
- ARPA Lombardia (2014) "Protocollo tecnico per il campionamento attivo dei soil gas (rev. 2)";
- ARTA Abruzzo (2014) "Protocollo tecnico per il campionamento e l'analisi dei soil gas";
- ISPRA, INAIL, ISS, ARPAV, AULSS3 Veneziana (2014) "Criteri e metodologie applicative per la misura del soil gas (Protocollo attuativo dell'Accordo di Programma per il SIN Venezia-Porto Marghera)";
- ARPA Emilia Romagna (2015) "Linea guida operativa per il campionamento, il trasporto e l'analisi dei gas interstiziali nei siti contaminati".

Nel Novembre 2018 sono state pubblicate tre linee guida (n. 15, n. 16 e n. 17), elaborate nell'ambito delle attività del Gruppo di Lavoro 9 bis del Sistema Nazionale Protezione Ambiente (SNPA), con la collaborazione di INAIL e ISS per gli aspetti di propria competenza. Tali documenti sono finalizzati a:

- fornire indicazioni tecniche per la progettazione delle indagini sperimentali sul soil gas e per la conduzione dei relativi campionamenti e misure in campo;
- definire una procedura operativa per l'utilizzo dei dati derivanti dalle misure sperimentali di soil gas all'interno dell'AdR, basata su un approccio graduale di valutazione.

Le tematiche affrontate nei diversi documenti sono:

- progettazione del monitoraggio di vapori nei siti contaminati (Linea guida SNPA 15/2018);
- metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati (Linea guida SNPA 16/2018);
- procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati (Linea guida SNPA 17/2018).
- campionamento di gas interstiziali (soil gas survey) in modalità attiva (Appendice A, Linea guida SNPA 15/2018);
- misure di flusso (flux chambers) in modalità attiva (Appendice B, Linea guida SNPA 15/2018);
- Sistemi di monitoraggio passivo del soil gas (Appendice C, Linea guida SNPA 15/2018).

CONCLUSIONI

Lo strumento AdR richiede per la sua corretta e rigorosa applicazione di specifiche competenze da parte degli operatori del settore. Infatti, poiché il suo utilizzo richiede l'immissione in input di valori sito specifici individuati sulla base del modello concettuale di riferimento, modificando anche solo parzialmente alcuni di tali dati di input, i valori di output possono variare considerevolmente portando in alcuni casi anche a rendere "accettabile" il rischio associato ad una determinata area in situazioni di evidente "inaccettabilità". Inoltre, anche lo stesso modello concettuale viene stabilito su basi non sempre oggettive dando luogo a interpretazioni in alcuni casi discordanti e relative contestazioni.

Risulta quindi determinante che gli operatori del settore, sia pubblici che privati, siano opportunamente formati riguardo le procedure e i parametri indispensabili per una corretta applicazione e verifica dell'AdR e sappiano evitare ed individuare errori sostanziali e determinanti al fine di una attendibile stima del rischio sito-specifico.

È evidente che l'attuale documento di riferimento (APAT, 2008), essendo trascorsi 10 anni dalla sua ultima revisione, necessiterebbe di un aggiornamento. Si auspica che tale attività venga condotta con il coinvolgimento tutti gli stakeholder (organismi centrali, istituzioni locali, enti scientifici, università, associazioni di categoria, ecc) che possiedono competenze scientifiche e tecniche relativamente a tale tematica. Ciò in considerazione del fatto che solo a seguito di un confronto con tutti i soggetti interessati e competenti sugli argomenti trattati si possano realizzare prodotti di qualità utili per il bene comune.

BIBLIOGRAFIA

APAT (2008a), *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, revisione 2.

APAT (2008b), *Documento di riferimento per la determinazione e la validazione dei parametri sito-specifici utilizzati nell'applicazione dell'analisi di rischio ai sensi del d.lgs. 152/2006.*

INAIL (2014), *Manuale Operativo: Il rischio chimico per i lavoratori nei siti contaminati*, Milano, ISBN 978-88-7484-431-9.

ISPRA (2009), *Appendice V: Applicazione dell'analisi di rischio ai punti vendita carburante*, revisione 0.

ISS-INAIL (2018), *Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti e relativo Documento di supporto della banca dati ISS-INAIL.*

MATTM (2014), *Linee guida sull'analisi di rischio ai sensi del D.Lgs.152/2006 e ss.mm. ii.*, Protocollo MATTM n. 0029706 del 18/11/2014.

❑

Il mercato delle bonifiche e la qualità degli operatori fotografati da RemBook, uno strumento indispensabile per le scelte decisionali

Site remediation market in Italy: state of business sector and know how level of the operators – RemBook: the essential tool for decision-making

Aldo Bertelle
RemBook
E-mail: a.bertelle.rembook@remtechexpo.com

Carlo Bossi
RemBook
E-mail: carlo.bossi.rembook@gmail.com

Marco Mari
E-mail: GBC Italia
E-mail: marcomari.it@gmail.com

Silvia Paparella
General Manager RemTech Expo
E-mail: spaparella@ferrarafiere.it

Parole chiave: Albo, analisi, bonifica, comunicazione, decisione, filiera, gestione, impatto, intervento, mercato, prontuario, qualificazione, rembook, rischio, supporto
Key words: Register, analysis, remediation, communication, decision, supply chain, management, impact, intervention, market, handbook, qualification, rembook, risk, support

SOMMARIO

Le assai diversificate attività richieste per un processo di bonifica costituiscono una filiera di competenze diverse. La sedicesima edizione del Prontuario delle bonifiche, nato nel settore assicurativo per guidare gli interessati nella scelta del miglior operatore possibile, diventa *RemBook*, strumento di *RemTech* finalizzato da un lato a censire e qualificare le imprese iscritte all'Albo che gravitano nel campo in cui *RemTech* opera, dall'altro a consentire annualmente un'analisi del mercato del settore. *RemBook*, consultabile sulle pagine del sito web di *RemTech*, si compone di due parti: la prima con i dati generali delle aziende iscritte, la seconda con i dati forniti dalle risposte al questionario (sempre a disposizione sulla pagina web di *RemTech*), cui le aziende possono rispondere nel corso di ogni anno e che qualificano l'operato delle stesse in termini sia quantitativi che qualitativi.

L'analisi di mercato, basata su dati direttamente forniti dal campione di aziende, è uno strumento unico in Italia. A titolo di esempio, si può ricavare per il 2017 un fatturato per le bonifiche di 2.430 milioni di euro, in ripresa dopo la pesante crisi del 2009 e con un numero di addetti fino a 19.000. Con le prossime edizioni gli scopi e i contenuti di *RemBook* si amplieranno notevolmente, analizzando anche l'indotto e fotografando con sempre più precisione l'impatto del settore sulla nostra economia e società, andando anche a supportare il processo di *risk&crisis management* del settore assicurativo.

ABSTRACT

Number of different activities required for a clean up intervention represents a chain of different skills. The sixteenth edition of the Prontuario delle Bonifiche (Clean up Handbook), born in the insurance sector to support decisions to involve the "best possible operator", becomes now RemBook, a RemTech tool with the following goals: to identify and to qualify companies registered in the Italian National Register that operates in the same field of RemTech and, on the other hand, to allow an annual analysis of the market sector at national level. RemBook, available on the RemTech website, is realized in two parts: the first with the general data of the registered companies; the second with the data provided by the answers to the questionnaire (always available on the RemTech web page), at which companies can respond during the year, qualifying their work in terms of quantity and quality too.

The market analysis, based on data directly provided by the sample of companies, is a unique tool in Italy. As an example, in 2017 a turnover of € 2,430 million can be obtained for site clean up, presenting a positive trend after the heavy crisis of 2009 and with a number of employees up to 19,000. With the next editions, the aims and content of RemBook will be greatly expanded, also analyzing the induced and photographing with more precision the impact of the sector on our economy and society, going also to support the risk & crisis management process of the insurance sector.

LA QUALIFICAZIONE DEGLI OPERATORI DELLA BONIFICA

L'esecuzione di una bonifica del sottosuolo è un'attività il più delle volte complessa, che necessita del coinvolgimento di adeguate professionalità e mezzi.

Individuare una situazione di potenziale contaminazione, caratterizzare l'area coinvolta, valutare il livello di rischio, definire gli obiettivi della bonifica, progettare l'intervento ed eseguirlo, monitorarne i risultati e l'andamento, costituiscono una filiera di competenze diverse.

Ovviamente le competenze tecniche di un geologo (natura del comparto ambientale coinvolto), di un chimico (natura e comportamento dei contaminanti) e di un ingegnere (tecniche di intervento di risanamento) sono le maggiormente richieste, ma va da sé che in una gran parte dei casi occorrano anche competenze legate, a titolo di esempio, ai seguenti aspetti: amministrativi, giuridici, tossicologici, biologici.

A poco però possono servire queste competenze se non sono supportate da organizzazioni operative che forniscono, progettano e realizzano impianti adeguati o che forniscano servizi di movimentazioni terra, trattamento e smaltimento di rifiuti, e realizzano opere di ingegneria idraulica, meccanica, civile o ambientale. Senza dimenticare le competenze analitiche e di monitoraggio della qualità dei diversi comparti ambientali. Tutte queste attività sono appannaggio di imprese specializzate non solo nei servizi forniti ma anche nelle finalità per cui tali servizi vengono prestati: la bonifica di un suolo e/o di una falda.

L'attività di tali imprese è regolamentata in Italia dall'Albo Nazionale dei Gestori Ambientali (ANGA), in cui gli iscritti alla Categoria 9 sono gli unici ad essere abilitati ad effettuare opere di bonifica dei siti contaminati.

Se si esclude l'elenco delle imprese iscritte alla suddetta categoria 9, in cinque diverse classi di capacità (Classi da A a E), le norme vigenti non prevedono censimenti di questi o di altri soggetti coinvolti nella filiera delle bonifiche: liberi professionisti, studi associati, società di consulenza ambientale o di ingegneria, prestatori di opere di perforazione, laboratori specializzati (fermo restando l'eventuale accreditamento Accredia) etc.

L'attestazione SOA include tra le 52 categorie di opere generali o speciali anche opere riconducibili in parte ad attività attinenti ad alcune tipologie di bonifica, ma è valida solo per le attività soggette ad appalti pubblici.

Come è naturale attendersi, non sono sufficienti, nella qualificazione dei suddetti soggetti, solo le dotazioni tecniche, le capacità finanziarie e l'ammontare economico dei lavori svolti.

Poiché dietro il generico termine di bonifica si celano attività assai diversificate, è naturale che non solo le competenze ma anche le esperienze specifiche abbiano un ruolo preponderante nel processo di qualificazione.

Nessuno dei segmenti della citata filiera si può chiamare fuori da questa necessità di qualificazione e si può facilmente percepire che mentre le fasi conoscitive e di progettazione di una bonifica possono ricoprire un ruolo fondamentale per garantire la correttezza e la sostenibilità economica delle successive fasi di bonifica, le fasi operative, inclusa la capacità organizzativa e la detenzione di adeguati *knowhow* tecnici, possono rendere fattibili in tempi certi e con risultati positivi i progetti che vengono autorizzati.

Infine, un corretto approccio a tutta la filiera della bonifica e l'assenza di improvvisazione in ogni sua fase non può che favorire l'azione di vigilanza che la norma prevede a carico della PA, anche se negli ultimi anni il ruolo degli Enti preposti si è andato sempre più caratterizzando per la mancata o ridotta disponibilità a rendersi corresponsabile delle scelte procedurali e tecniche proposte dai soggetti chiamati a dover bonificare.

LA NASCITA E L'EVOLUZIONE DEL PRONTUARIO DELLE BONIFICHE

Il settore assicurativo, dovendosi confrontare quotidianamente con le problematiche di riparazione del danno, fu il primo a percepire la necessità di disporre di strumenti a supporto delle decisioni nella gestione di interventi di riparazione articolati e complessi come sono di norma quelli di bonifica. Inoltre, la liquidazione dei sinistri con danni da inquinamento dell'ambiente faceva sistematicamente emergere la centralità della figura degli operatori poiché dalla loro effettiva, specifica competenza dipende la qualità della gestione dell'intervento, determinandone efficacia ed entità del costo finale.

Nel 2001 prende avvio, ad opera della branch italiana di *SwissRe* (gruppo multinazionale leader nel settore riassicurativo), un'iniziativa volta a censire tutti gli operatori che in Italia annoverassero tra i servizi offerti anche quello degli interventi di bonifica.

Ai risultati ottenuti venne data una veste editoriale e, a partire dal 2003, nacque il "Prontuario delle Bonifiche", pubblicato da *Ambiente&Sicurezza*.

Inizialmente erano molteplici le fonti (internet; Seat pagine gialle; Camera di Commercio Italiana; ISTAT, ecc.) dalle quali ricavare l'elenco delle aziende che dichiaravano tra le loro attività anche quella degli interventi di bonifica.

A partire dalla data di introduzione della Categoria 9 dell'Albo Nazionale Gestori Ambientali, l'elenco di riferimento dal quale partire con l'arricchimento dei dati divenne appunto quello degli iscritti alla suddetta categoria.

Il questionario per la raccolta annuale dei dati di approfondimento sulla natura e capacità delle aziende iscritte all'Albo ha sempre rappresentato l'elemento qualificante dell'iniziativa, consentendo da un lato una migliore connotazione del generico operatore e rendendo possibile dall'altro una comparazione nel tempo della struttura del settore delle bonifiche in Italia.

A partire dall'edizione del 2018 (sedicesima) il Prontuario sopra descritto è diventato *RemBook*, strumento di *RemTech* che nasce non solo per censire e qualificare le imprese iscritte all'Albo che gravitano nel settore in cui *RemTech* opera.

La Mission di *RemBook* infatti è:

- in primo luogo quella di fornire, a chi è chiamato ad effettuare bonifiche, i necessari strumenti di supporto decisionale, così che possa garantire un intervento certamente rispettoso della norma, qualificato, efficace ed economicamente sostenibile;
- in secondo luogo quella di contribuire all'analisi del mercato di questo settore ed alla identificazione e quantificazione degli impatti positivi che tale mercato può generare sull'economia ed il miglioramento ambientale delle iniziative economiche;
- in terzo luogo quella di stimolare il ricorso a tecnologie innovative e sostenibili, anche attraverso lo strumento della qualificazione degli operatori, valorizzando al contempo le specializzazioni esistenti nell'ambito delle diverse filiere;
- in ultimo, ma non certo per importanza, quella di fungere da catalizzatore per giungere alla costituzione di un'entità focalizzata sulle tematiche della gestione degli interventi di bonifica. In questo ambito, l'operatore rappresenta in qualche modo il punto da cui partire, il fulcro attorno al quale si sviluppano appunto tali tematiche.

STRUTTURA DELLA PARTE GENERALE

I dati indicati per ciascuna azienda iscritta all'Albo sono i seguenti:

- dati anagrafici (nome, ragione sociale, indirizzo);
- riferimenti (telefono, fax, posta elettronica, sito web);
- codice di iscrizione a ANGA;
- data di inizio attività;
- codice ATECO;
- fatturato bonifiche degli ultimi 3 anni;
- numero di dipendenti
- stato dell'imprese (attiva, in liquidazione …);
- categorie di iscrizione all'Albo;
- classi di iscrizione alle categorie di cui sopra.

STRUTTURA DEL QUESTIONARIO

Il questionario si sviluppa in nove sezioni, per ognuna delle quali sono previste domande con risposte in parte obbligatorie:

SEZIONE 1 – SOCIETÀ

Denominazione, ragione sociale, anno di fondazione, sede legale, sedi operative, telefono, sito web, dati e rintracciabilità del referente.

SEZIONE 2 – SETTORI MERCEOLOGICI DI ATTIVITÀ

Fatturato complessivo della società, suddivisione % del fatturato nei diversi codici ATECO.

SEZIONE 3 – ATTIVITÀ CHE RICHIEDONO ISCRIZIONE A UNA CATEGORIA ANGA

Fatturato per ogni attività, suddivisione % del fatturato nelle diverse categorie di iscrizione.

SEZIONE 4 – INTERVENTI DI BONIFICA: CATEGORIA DI ATTIVITÀ PREVALENTE

- Suddivisione percentuale del fatturato tra le seguenti attività:
  - ✓ Analisi chimiche, fisiche e biologiche
  - ✓ Apparecchiature per il monitoraggio e il controllo
  - ✓ Attrezzature e materiali specifici
  - ✓ Pronto intervento
  - ✓ Caratterizzazione e progettazione degli interventi
  - ✓ Direzione lavori
  - ✓ Riqualificazione ambientale
  - ✓ Bonifica di suolo e acque sotterranee
  - ✓ Scavi, demolizioni, trattamento macerie e movimento terra
  - ✓ Bonifica e recupero impianti
  - ✓ Smaltimento di rifiuti
  - ✓ Spurgo pozzi neri e fognature
  - ✓ Trivellazioni e sondaggi
  - ✓ Trasporto rifiuti
  - ✓ Indicazione percentuale dei lavori affidati a terzi.
- Suddivisione percentuale del fatturato tra interventi di:
  - ✓ Messa in sicurezza di emergenza o pronto intervento
  - ✓ Bonifica per contaminazione pregressa
- Suddivisione percentuale del fatturato tra interventi con le seguenti tipologie:
  - ✓ Bonifica in situ
  - ✓ Bonifica on site
  - ✓ Bonifica off site
  - ✓ Messa in sicurezza operativa
  - ✓ Messa in sicurezza permanente
  - ✓ Bonifica per contaminazione pregressa
- Suddivisione percentuale del fatturato per diversa committenza:
  - ✓ settore industriale
  - ✓ settore immobiliare
  - ✓ settore commerciale
  - ✓ settore pubblico o dei servizi
- Suddivisione percentuale del fatturato per aree geografiche:
  - ✓ Nord
  - ✓ Centro
  - ✓ Sud
  - ✓ Isole
- Suddivisione percentuale del fatturato per valore economico dei progetti:
  - ✓ ≤500.000 €
  - ✓ >500.000 €

SEZIONE 5 – QUALIFICAZIONE

- Anni di iscrizione a ANGA e relative categorie e classi.
- Descrizione dei sistemi di gestione certificati per:
  - ✓ qualità,
  - ✓ ambiente,
  - ✓ sicurezza,
  - ✓ responsabilità sociale.
- Descrizione delle qualificazioni SOA:
  - ✓ Opere ed impianti di bonifica e protezione ambientale (OG 12)
  - ✓ Lavori in terra (OS 1)
  - ✓ Impianti di smaltimento e recupero rifiuti (OS 14)
  - ✓ Pulizia di acque marine, lacustri, fluviali (OS 15)
  - ✓ Indagini suolo e sottosuolo, esecuzione, realizzazione progetti e relazioni (OS 21)
  - ✓ Impianti di potabilizzazione e depurazione (OS 22)
  - ✓ Demolizione opere in genere (OS 23)

SEZIONE 6 – STRUTTURA

- Suddivisione tra gli addetti alle bonifiche in: dirigenti, commerciali, tecnici, operai.
- Partecipazione azionaria di gruppi che operano nel settore ambientale.
- Indicazione del ruolo di filiale di un gruppo con sede all'estero.
- Fatturato per bonifiche all'estero della filiale italiana.
- Indicazione delle presenza di proprie filiali o consociate all'estero.
- Fatturato per bonifiche all'estero delle altre società del gruppo.

SEZIONE 7 – TECNICHE DI INTERVENTO

- Numero di interventi e suddivisione % del fatturato tra 32 diverse tecniche in situ, on site o off site elencate.
- Indicazione sull'uso di tecniche brevettate.

SEZIONE 8 – SPECIALIZZAZIONI

- Breve descrizione delle tecnologie e dei servizi in cui si ritiene di essere specializzati.

SEZIONE 9 – RICERCA E SVILUPPO

- Descrizione di riconoscimenti nazionali o internazionali.
- Descrizione delle attività di ricerca. Elenco delle pubblicazioni.

IL QUESTIONARIO DI *REMBOOK* E L'ANALISI DEL MERCATO DELLE BONIFICHE IN ITALIA

I risultati del questionario vengono raccolti ed elaborati alla fine di ogni anno

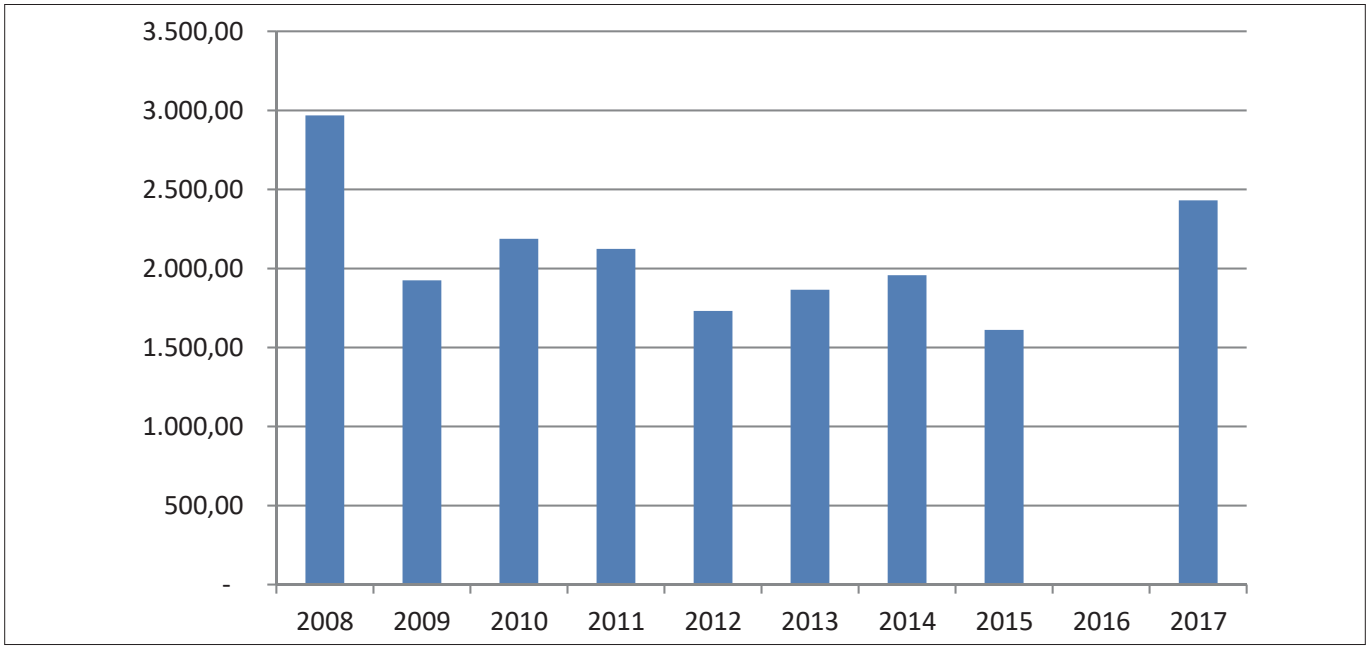


Figura 1

solare, specificando che i dati economici contenuti si riferiscono necessariamente, per le imprese che hanno risposto, al bilancio societario dell'ultimo anno fiscale disponibile.

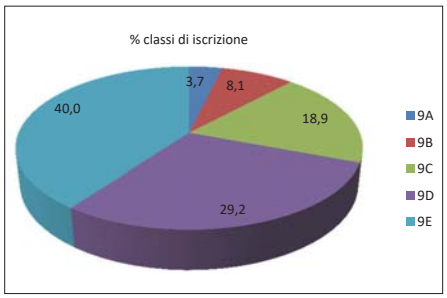


Figura 2

I dati raccolti attraverso *RemBook* consentono di elaborare un'analisi del mercato di questo settore e di identificare e quantificare gli impatti positivi che tale mercato può generare sull'economia ed il miglioramento ambientale delle iniziative economiche.

Lo studio, che viene prodotto ogni anno e, per ora, relativamente al solo mercato italiano, viene messo a disposizione sul sito web *www.remtechexpo.com*.

L'analisi di mercato prodotta in occasione delle edizioni precedenti del documento si è basata su dati estrapolati da quantificazioni reali prodotte dal campione di aziende che hanno compilato il questionario.

In aggiunta alle stime generate da Associazioni imprenditoriali o Enti governativi, più indirizzate alla valutazione dell'ammontare complessivo di tale mercato, l'analisi annuale, costruita sui dati dichiarati in *RemBook*, fotografa con buona approssimazione l'incidenza di tale mercato sull'economia del Paese.

La valutazione dell'impatto del settore bonifiche in Italia ha l'ambizione di andare oltre le sole variabili economiche, ma di aprire una finestra anche su altri comparti, quali, ad esempio, lo stato ambientale, la salute dei cittadini, le strategie territoriali, l'innovazione tecnologica, il mondo del lavoro, l'internazionalizzazione delle imprese (la percentuale in termini di attività che le imprese italiane svolgono all'estero rispetto al fatturato complessivo).

In attesa della più recente edizione dello studio (2018) è già da ora possibile consultare l'elenco delle imprese iscritte all'Albo, corredato da informazioni specifiche ricavate da organismi e strutture esistenti, e le risposte ai questionari, sulla seguente pagina web:
http://www.remtechexpo.com/index.php/it/rembook/cos-e-rembook-e-come-consultarlo

ANTICIPAZIONI DELL'ELABORAZIONE DEI QUESTIONARI 2018. IL MERCATO ITALIANO DELLE BONIFICHE

L'edizione 2018 di *RemBook* ha previsto una raccolta dei questionari con la scadenza del 9 settembre, prima dell'evento *Remtech Expo* 2018, in attesa di elaborare per intero i dati raccolti si è già prodotta un prima elaborazione al solo scopo di poter anticipare qualche dato di particolare interesse. Ci si riferisce in particolare alla stima economica del fatturato nel settore bonifiche delle aziende iscritte all'Albo.

All'analisi di mercato, provvisoria, basata sull'edizione 2018, fa da sfondo quella prodotta in occasione delle quindici edizioni precedenti. Tale analisi si basa su dati estrapolati da quantificazioni reali prodotte dal campione di aziende che hanno compilato il questionario.

Tale campione è storicamente stabilizzato su un numero di aziende pari al 6-8% del totale di quelle iscritte all'Albo, distribuite tra le varie classi di iscrizione.

Ad oggi il fatturato stimato (relativo al 2017) è di 2.430 milioni di euro.

Si tratta ovviamente di una stima che non tiene conto dell'indotto, aspetto che si cercherà di quantificare a partire dalle prossime edizioni, e del valore aggiunto che si crea per le aree e gli immobili una volta bonificati.

Nel 2017 si è comunque in presenza di una importante inversione di tendenza, in quanto il drastico calo verificatosi con la crisi tra il 2009 ed il 2012 (42%) sembra essere cessato, anche se i valori attuali del fatturato sono ancora del 18% inferiori a quelli pre-crisi, pari a 2.980 milioni di euro.

Il numero delle imprese iscritte è tuttavia passato nel contempo da 829 (anno di costituzione dell'Albo) alle attuali 1.408 e di conseguenza, come è facile verificare, dal 2008 al 2017 il fatturato medio stimato per azienda è diminuito negli anni, passando da 3,1 milioni di euro a 1,7 milioni di euro.

Se entriamo più nel dettaglio, le aziende iscritte alle 5 diverse classi della categoria 9 hanno dato contributi sostanzialmente differenziati:

- Classe A: ca 700 milioni€
- Classe B: ca 390 milioni€
- Classe C: ca 385 milioni€
- Classe D: ca 795 milioni€
- Classe E: ca 160 milioni€.

Ciò indicherebbe che le 52 aziende in Classe A (> 9.000.000 euro), riescono da sole a coprire il 29% del mercato. Una quota di poco superiore (33%) è invece coperta dalle 409 aziende in Classe D (< 1.000.000 €).

A poche bonifiche di elevato costo fa quindi riscontro un numero 10 volte superiore di bonifiche a costo inferiore al milione di euro.

Il numero di addetti del settore è stimato ormai da 10 anni in un valore compreso tra 14.000 e 19.000, comunque in calo dopo la crisi, con un fatturato pro-capite di circa 140.000 €.

Quelle sopra citate sono solo anticipazioni di valutazioni assai più numerose e diversificate che le risposte ai questionari consentono di elaborare.

A titolo di esempio si segnalano nel seguito le ulteriori valutazioni che sarà possibile trovare sul sito *RemTech* dopo la fine del 2018:

- natura, dimensioni e settori prevalenti delle aziende iscritte;
- collocazione geografica delle aziende iscritte;
- livello di internazionalizzazione delle aziende iscritte;
- suddivisione in classi delle aziende iscritte;
- tipo di committenza;
- fatturato per tipo di committenza;
- fatturato per modalità di intervento;
- tecnologie prevalenti;
- fatturato unitario per tecnologia adottata.

Si devono quindi ringraziare le aziende che da anni compilano il questionario ed augurarsi che, in questa nuova veste, *RemBook* raccolga sempre più adesioni, affinché la visibilità delle competenze di chi opera nel settore si rafforzi e la natura e quantità dei dati ottenuti consenta di definire un quadro sempre più rappresentativo del mercato e dell'impatto del settore nella società italiana.

I COMMITTENTI DELLE BONIFICHE

In attesa di una rielaborazione basata sui dati dei bilanci 2017, è comunque possibile rilevare, per le società che hanno risposto al questionario tra il 2008 ed il 2015, un significativo cambiamento dei contributi percentuali dati dai vari tipi di committenza al proprio fatturato.

A prescindere dal drastico calo in termini assoluti del fatturato a seguito della crisi, si può infatti notare che i contributi percentuali variano come segue:

- clienti industriali: dal 26,5 al 34,4%
- clienti immobiliari: dal 28,5 al 21,6%
- clienti commerciali: dal 11,1 al 36,0%
- clienti pubblici e altro: dal 33,9 al 8,0%

La leggera crescita nel settore industriale è spiegata dalla natura cogente

dell'avvio di procedimenti di bonifica, e non solo di quelli dei Siti di Interesse Nazionale (SIN).

La leggera diminuzione nel settore immobiliare è invece spiegata dagli effetti della crisi, compensati però dal proseguimento delle grandi opere di riqualificazione delle aree industriali dismesse nelle cinture metropolitane.

Sempre da questo motivo è spiegabile il forte incremento registrato per il settore commerciale, ove si registra addirittura un aumento anche in termini assoluti.

La drastica diminuzione del contributo del settore pubblico non ha bisogno di spiegazioni.

LE PROSPETTIVE A BREVE DI *REMBOOK*

Lo sviluppo dell'attività di *RemBook* viene sintetizzato nei punti elencati di seguito:

- valorizzare le specializzazioni degli operatori;
- puntare alla copertura della totalità dei soggetti che realmente effettuano attività di bonifica;
- rendere sistematica la fruibilità dello strumento presso tutti i potenziali utilizzatori;
- consentire la fruibilità dello strumento anche ad operatori esteri (versione in lingua inglese);
- applicare il "metodo *RemBook*" ai settori complementari a quello delle bonifiche (indotto);
- monitorare gli operatori in grado di utilizzare tecniche più innovative e sostenibili.

Il raggiungimento degli obiettivi di cui sopra avverrà gradualmente, già a partire dalla prossima edizione di *RemBook*. Con riferimento all'indotto, ad esempio, si sta attualmente verificando possibilità e modalità di aggiungere una nuova sezione dedicata a tutti gli operatori, a partire dagli attuali espositori di *RemTech*, che forniscono servizi per cui non è richiesta l'iscrizione all'Albo ma il cui ruolo è determinante nella buona riuscita di un intervento di bonifica. Ci si riferisce, ad esempio, ai seguenti settori merceologici:

- consulenza ed ingegneria ambientale;
- sondaggi geognostici;
- test e analisi di laboratorio;
- sistemi di monitoraggio;
- opere civili specialistiche;
- impianti di trattamento emissioni o scarichi;
- impianti di trattamento, recupero e/o smaltimento rifiuti;
- pronto intervento ambientale.

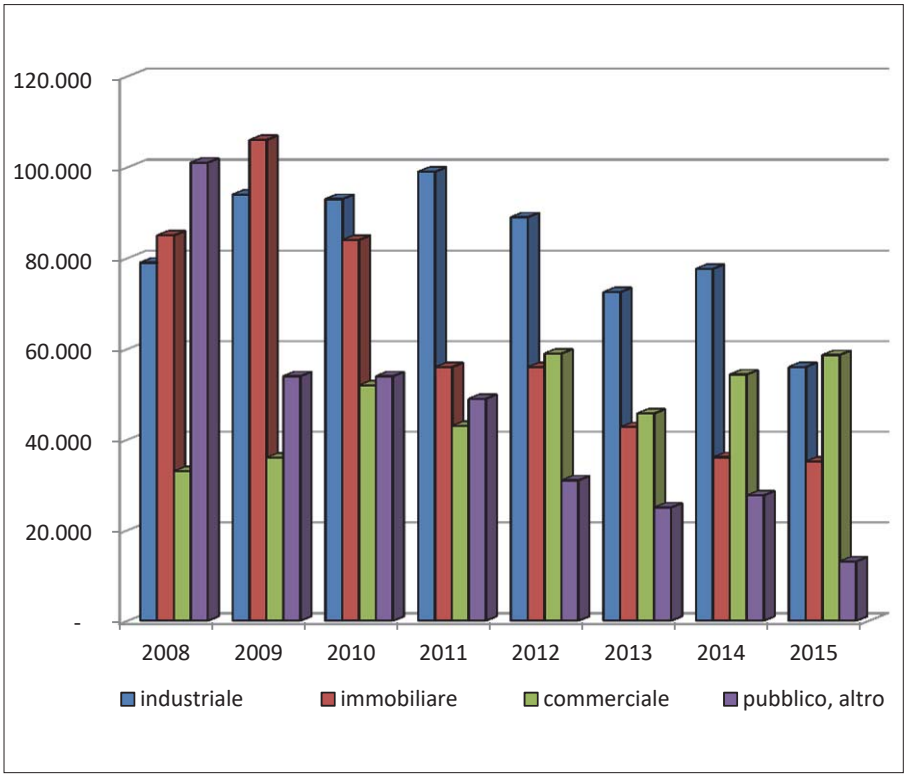


Figura 3

La valutazione dell'impatto del settore bonifiche in Italia ha l'ambizione di andare oltre le sole variabili economiche, ma di aprire una finestra anche su altri punti di vista, quali, ad esempio, lo stato ambientale, le scelte territoriali, l'innovazione tecnologica, il mondo del lavoro, la percentuale in termini di attività che le imprese italiane svolgono all'estero rispetto al fatturato complessivo.

LE BONIFICHE COME VALORE AGGIUNTO DELLA RIQUALIFICAZIONE URBANA

Non va dimenticato che nei siti industriali si assiste in buona parte dei casi ad operazioni di messa in sicurezza operativa, che non portano ad annullare le passività ambientali gravanti sugli immobili ma a rendere compatibili i suoli e le acque sotterranee con i livelli di rischio accettabili per i lavoratori e per l'ambiente circostante, rimandando la bonifica ad un eventuale futuro cambiamento di destinazione d'uso.

Diverso può essere il tipo di approccio per siti destinati ad essere riqualificati dal punto di vista urbanistico ed edilizio

Anche queste scelte vengono fotografate da *RemBook*, che definisce la tipologia di intervento effettuato: messa in sicurezza di emergenza, messa in sicurezza operativa o bonifica.

La ricaduta degli interventi di bonifica è quindi molto spesso anche una ricaduta sul valore del suolo, che viene "riportato alle origini" o a condizioni comunque tali da garantire nuovi insediamenti abitativi o altre attività di pregio ad esse correlate (scuole, verde pubblico …).

Sarà interessante capire e stimare il valore aggiunto che le bonifiche hanno dato e continuano a dare all'economia nazionale recuperando alla salubrità aree che nell'arco di un secolo sono andate per così dire "perse" nel computo della stima di valore dei beni naturali.

Si ricordi a questo proposito che i regolamenti edili e di igiene urbana già dal Regio Decreto del 1934 impediscono di rendere abitative superfici considerate non salubri e che il recente sviluppo della normativa settoriale delle bonifiche, attualmente consolidata nel Testo Unico del 2006, fornisce gli elementi per stabilire quando un suolo e l'acqua sotterranea possano definirsi salubri.

L'IMPATTO DEL SETTORE BONIFICHE

Si è certamente in grado di stabilire a livello qualitativo, ma anche di stimarne per alcuni aspetti l'entità, quale sia l'impatto delle bonifiche sull'economia, lo sviluppo tecnologico, la qualità della vita ed il valore patrimoniale dei beni naturali del nostro Paese.

Solo a titolo indicativo, a fronte di alcuni limitati impatti sul territorio, che andranno comunque valutati (consumi di risorse materiali ed energetiche, impatti ambientali in fase transitoria) si può affermare che bonificare il sottosuolo porta in diversa misura a:

- dare un beneficio alla nostra economia;
- dare lavoro, anche di tipo qualificato;
- rimettere a disposizione risorse idriche oggi compromesse;
- ridurre il consumo di nuovi territori per i nuovi interventi urbanistici;
- sviluppare nuove tecnologie;
- ridare un valore patrimoniale ad aree industriali attive o dismesse;
- incrementare la conoscenza teorica ed applicata dei fenomeni di contaminazione e di decontaminazione di suolo, acque e aria;
- aumentare le capacità di progettazione ed intervento ai fini della prevenzione.

Poiché si ritiene che di aree da bonificare ne sussistano ancora in quantità per lo meno tale da richiedere lavoro per un tempo paragonabile a quello impiegato per compromettere la qualità del nostro territorio, non pensiamo di andare molto lontano dalla verità se ipotizziamo una vita per il mercato delle bonifiche per l'intera durata di questo secolo.

GESTIRE L'INCERTEZZA: LA COMUNICAZIONE DEL RISCHIO

L'intervento di bonifica rappresenta sotto l'aspetto assicurativo la fase di riparazione del danno, cioè quella nella quale questo strumento è classicamente in grado di mostrare l'essenza della sua funzione.

In realtà, la mancata presa di coscienza della centralità del servizio assicurativo nel più ampio processo di *risk&crisis management* (R&CM) costituisce uno degli ostacoli più importanti ad un crescente e sistematico ricorso a questo strumento di protezione del patrimonio aziendale.

L'assunzione di un rischio da parte dell'assicuratore impone la capacità di eseguire, o comunque di verificare in autonomia, i risultati dell'analisi di rischio che precede; contestualmente, di pari rilevanza, la necessità di essere opportunamente strutturato per valutare congruità e adeguatezza degli interventi di riparazione del danno (fin dall'istante successivo al verificarsi di un sinistro).

Il trasferimento assicurativo quindi, rappresenta da un lato il risultato di "sintesi" dell'analisi di rischio e, dall'altro, successivamente al verificarsi dell'evento dannoso, in egual modo la "sintesi" degli interventi di riparazione del danno il cui onere economico viene trasferito ad altro soggetto (l'assicuratore appunto).

La constatazione, ancorché schematica, di tali caratteristiche nei processi di *risk&crisis management*, è alla base di una visione funzionale ad un disegno complessivo nel quale il servizio assicurativo assuma una centralità che oggi non sembra appartenerle. Una simile affermazione si fonda sulla constatazione di quanti e quali siano i fronti che è necessario presidiare affinché l'attività di R&CM risulti organica, massimizzando la propria efficacia.

A cosa serve comunicare un rischio? Chi comunica il rischio? Come viene percepito tale rischio dal destinatario della comunicazione? Cosa ci si aspetta che faccia questo destinatario? Cosa se ne fa, realmente, dell'informazione fornita? Sono quesiti a cui dare risposta per affrontare uno dei più importanti fronti di cui si diceva pocanzi: comunicazione e anticipazione del rischio per una gestione condivisa dello stesso.

Gli obiettivi nella comunicazione del rischio variano in funzione del soggetto da cui viene fatta. Nel caso ad esempio del giornalista, la notizia di un evento calamitoso o di una sua imminente minaccia, costituisce il contenuto del lavoro di cronaca con cui si realizzano le pagine dei quotidiani. Seppur con qualche differenza rispetto a stampa e media, analogo risulta essere il meccanismo di diffusione delle notizie *on line*.

La prevalenza di una comunicazione episodica di singoli eventi crea riferimenti comunque permanenti nelle mappe mentali di chi la recepisce acriticamente, creando la cosiddetta "euristica della disponibilità", vale a dire il meccanismo secondo il quale si stima la probabilità di un evento sulla base della disponibilità di un'informazione relativa in memoria e dell'impatto emotivo del ricordo, piuttosto che sulla probabilità oggettiva che ha l'evento in questione di verificarsi.

Solo una comunicazione strutturata quindi è in grado di incidere sul cambio di atteggiamenti e comportamenti.

La gestione dei rischi ambientali non può prescindere dalla compartecipazione nelle scelte da intraprendere di tutti gli *stakeholder* coinvolti. Le criticità in questo senso sono rappresentate dalla modalità con cui rendere la comunicazione efficace in termini di riduzione dei rischi e di aumento della collaborazione nella loro gestione allo scopo di ridurre l'entità delle conseguenze di un evento avverso.

Una diffusione sistematica e corretta delle informazioni disponibili infatti consente di perseguire un reale correzione di comportamenti disfunzionali, quelli cioè che aumentano l'esposizione al rischio o l'entità delle possibili conseguenze.

La completezza delle informazioni permette l'apprendimento di nuovi elementi e l'evoluzione dei criteri coi quali distinguere tra azioni funzionali e disfunzionali consentendo l'individuazione di un modello mentale sulla base del quale prendere decisioni ragionate e non istintive o improvvisate come potrebbe avvenire altrimenti.

L'individuazione del modello comportamentale corretto ha l'obiettivo di superare la semplice previsione per passare all'anticipazione dell'evento: "*essere pronti per l'inatteso*" significa essere pronti ad agire con azioni coerenti rispetto all'evento non ancora avvenuto.

La distinzione tra prevedere e anticipare viene resa efficacemente da una metafora: anticipare non significa conoscere le previsioni meteo della giornata ma uscire di casa con l'ombrello per ripararsi nel caso piova. La differenza sostanziale risiede nell'utilizzo del contenuto delle informazioni disponibili per prendere la decisione.

Quali e quante informazioni, la loro diffusione, le scelte comportamentali, sono elementi che dipendono dal livello di collaborazione alla gestione del rischio tra attori e soggetti esposti. La diffusione di una "cultura del rischio" è una questione di relazioni tra attori e di contenuti.

Vari studi dimostrano che la visione dei rischi ambientali e delle modalità con cui prevenirli tra i vari *stakeholder* (tecnici, amministratori, ecc.) spesso diverge perché divisi da vocabolari e prospettive disomogenei, responsabilità e competenze altamente frammentate. Si aggiunga a quanto già accennato in relazione all'euristica della disponibilità, che la stessa condiziona la percezione del rischio anche nel senso di non prendere in considerazione gli eventi mai occorsi in precedenza.

RemBook ha fatto propri questi concetti per la fase di identificazione dei "migliori operatori possibili", a cui fare riferimento per l'effettuazione di un intervento di bonifica.

Il punto di partenza non potevano che essere appunto le informazioni disponibili da veicolare per consentire la formazione di una visione quanto più possibile completa dello scenario all'interno del quale maturare la propria scelta.

Il "rischio" che pervade ogni nostra attività infatti si incontra anche in questa fase ed è quello di basare la scelta su criteri inadeguati o parziali con conseguenze che possono essere di particolare rilevanza sia in termini di efficacia che di onere economico dell'intervento stesso.

"Unscrambling the Egg" - Assessing Commingled Plumes and Off Site Contaminant Impacts through the Latest Techniques

"Come Ricostruire l'Uovo Strapazzato" – Uno Studio per Valutare Impatti Provenienti da Multiple Piume con la Stessa Composizione Mescolate Insieme ed Impatti Fuori Sito Attraverso le Tecniche Forensi più Recenti

Bob Bond
LANGAN Engineering and Environmental Services, Inc. Doylestown, USA
E-mail: bbond@langan.com

Rocco Mercuri
Libero professionista
E-mail: rocmercuri@gmail.com

Parole chiave: Forense, Piume di Acque Sotterranee, Multiple Piume Mescolate Insieme, 1,1,1-TCA, 1,4-Dioxane
Key words: Forensics, Groundwater Plumes, Commingled, 1,1,1-TCA, 1,4-Dioxane

INTRODUCTION

Forensic techniques using volatile organic compound (VOC) daughter product ratio dating methods from multiple groundwater monitoring wells in overburden and bedrock aquifers were successfully used to establish clearly divergent release dates and sources for commingled plumes composed of the same VOCs. This paper presents our scientific review of the ratio technique from a site with a known discharge date, a site with varying degradation rates, and ongoing work on a site in the United States where the identification of potentially responsible parties (PRPs) and allocation of responsibility was accomplished using multiple lines of evidence and several forensic techniques on a 53-ha commingled plume of chlorinated VOCs.

All sites described had discharges of the chlorinated VOC 1,1,1-trichloroethane (1,1,1-TCA), also known as methyl chloroform. The discharged 1,1,1-TCA at the 53-ha plume site had been stabilized with the emerging contaminant 1,4-Dioxane, which has been detected in groundwater throughout the 1.6 km-long commingled plume and in surface water. Overall our findings and conclusions support remedial decisions for chlorinated VOCs and 1,4-Dioxane in source areas and plumes. This study clearly illustrates the importance of understanding complex groundwater flow regimes, hydrogeologic and transport principles, source locations, concentration histories, and forensic analysis to "unscramble the egg."

INTRODUZIONE

Le tecniche forensi che utilizzano metodi di datazione basati sul "daughter product ratio" sono state utilizzate per stabilire le diverse date di rilascio e le diverse sorgenti relativamente alla contaminazione disciolta in falda da VOCs.

Questo articolo presenta la nostra revisione scientifica della tecnica forense del "daughter product ratio" per i seguenti siti localizzati negli Stati Uniti:

1) sito con data di rilascio del contaminate conosciuta;
2) sito con tassi di degradazione del contaminante variabili e ben definiti;
3) un sito dove l'identificazione dei potenziali responsabili della contaminazione (PRPs) è stata compiuta usando un approccio integrato con diverse tecniche forensi su un plume di area pari a 53 ettari, lunghezza 1.6 kilometri e composto da idrocarburi clorurati.

Nel complesso, lo studio ha permesso un valido supporto per strategie di bonifica sia nelle aree sorgenti che all'interno delle piume di contaminazione; inoltre, è stata messa in risalto l'importanza di comprendere in modo approfondito i meccanismi di trasporto in falda, il quadro idrogeologico ed in generale il modello concettuale sito specifico associato alla contaminazione al fine di "comprensione del Questo studio illustra chiaramente l'importanza di comprendere complessi regimi di flusso di acque sotterranee, principi idrogeologici e di trasporto, luoghi di origine, storie di concentrazione e analisi forense per " unscramble the egg".

RATIO METHOD FOR AGE-DATING TCA DISCHARGES

Our work on this case is supported by an extensive evaluation of the groundwater environmental applicability of the forensic 1,1,1-TCA ratio age-dating method to environmental groundwater cases, which was originally researched by P.L. McCarty (McCarty, P. L. 1997) and expanded on by Gauthier and Murphy (Gauthier, T.D., Murphy, B.L. 2003). This forensic technique can provide the length of time that 1,1,1-TCA has been in the groundwater at some sites using ratios of 1,1,1-TCA and its two daughter products; 1,1-DCE and 1,1-DCA. We will present the results of our evaluation of the groundwater environmental applicability of the forensic 1,1,1-TCA ratio age-dating method from two sites (part of an extensive study of 20 sites) and then apply the method to a third site, which is the subject of this paper. The VOC 1,1,1-TCA has been identified as the primary source of 1,4-Dioxane in groundwater plumes (Mohr, 2013). We have used our work on the evaluation of the forensic 1,1,1-TCA ratio age-dating method with the remedial evaluation

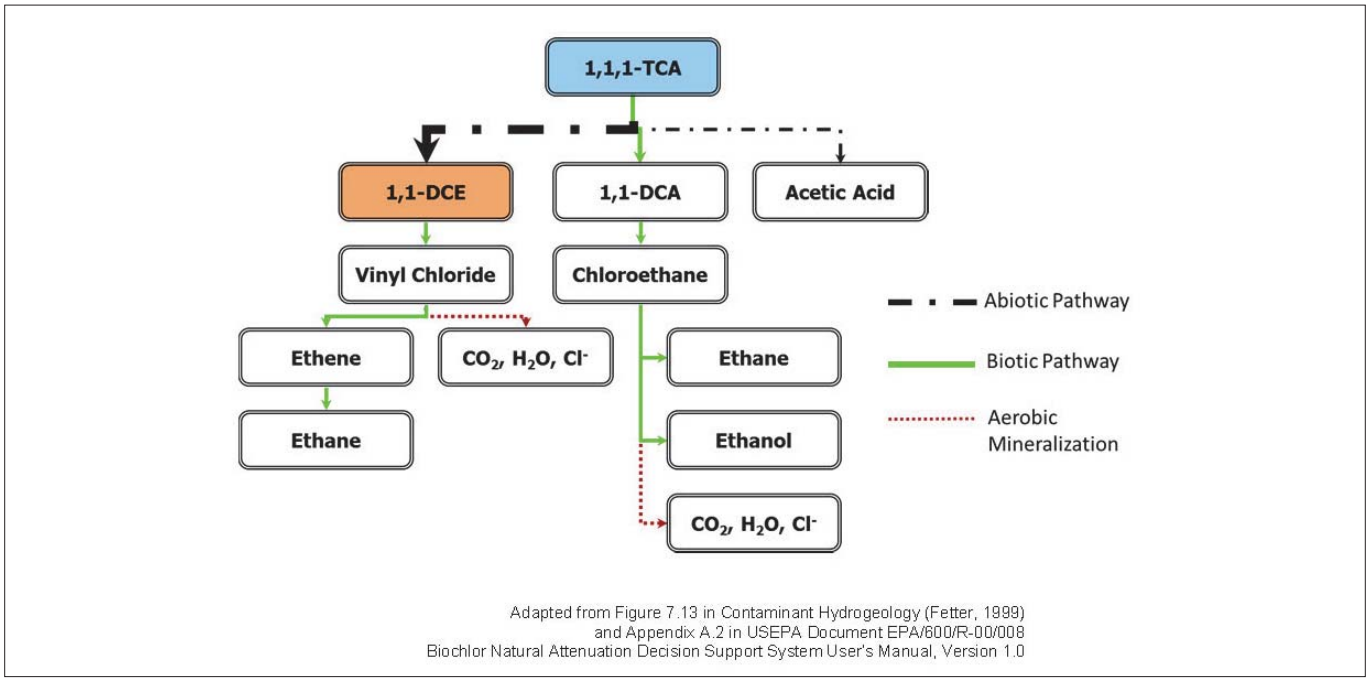


Figure 1. Common Degradation Pathways for 1,1,1-TCA

of collocated 1,4-dioxane plumes and source areas.

The compound 1,1,1-TCA, also commonly known as methyl chloroform, is unique among the common chlorinated solvents in the manner and rate at which it degrades in the environment. It is the only major solvent that can be completely transformed abiotically by hydrolysis in 25 years to 1,1-DCE. The abiotic degradation rate to 1,1-DCE, as well as the combined abiotic/biotic degradation rate to 1,1-DCE and 1,1-DCA, can be quantified in a reasonable investigation timeframe typical of chlorinated volatile organic groundwater sites. The degradation rates can also be used to back-calculate the date of the discharge of 1,1,1-TCA to groundwater, as we have done in the three case studies presented herein. For comparison, the chlorinated ethenes PCE and TCE, reductive anaerobiosis will biotically produce cis-1,2-DCE and may produce a small amount of trans-1,2-DCE, however the biological rates are dependent on many variables. In the case of 1,1,1-TCA, a chlorinated ethane, abiotic hydrolysis will give rise to primarily acetic acid (80% by mole) and 1,1-DCE (20% by mole). Acetic acid is a readily available substrate for microorganisms and its presence is temporal. Biotically, 1,1,1-TCA will be degraded anaerobically to 1,1-DCA, however the abiotic pathway is dominant. Gauthier and Murphy have demonstrated that the only variable effecting the abiotic degradation rate is temperature (Gauthier, T.D., Murphy, B.L. 2003). *Figure 1* shows the common degradation pathways for 1,1,1-TCA. The presence of 1,1-DCA is an indicator that anaerobic decomposition has taken place (Morrison and Murphy, 2006).

This ratio method (Gauthier and Murphy, 2003) does not depend on plume length, aquifer characteristics or factors such as sorption. This method can be used on data sets from any plume monitoring well. The moles per volume concentrations in groundwater are used in the below equation and the logarithm result is plotted versus time (*Figure 2*).

Equation 1:

$$\ln [(4 \times DCE + DCA) / TCA + 1]$$

A best-fit regression line is added and extended to the zero value of the y-axis, which represents undegraded TCA and the time that hydrolysis began and therefore an estimate of the release date. The authors have used this method to ascertain release dates for expert litigation and fate and transport calculations in commingled plumes.

Project managers may be unaware that they have the data for this method as the compounds 1,1,1-TCA and 1,1-DCA are commonly below maximum contaminant levels (MCLs) and therefore ignored. This paper will hopefully inspire mining of data and more use of this forensic method.

Whenever TCA is present, two other contaminants of concern should be expected:

- 1,1-DCE (TCA is likely the primary source of 1,1-DCE groundwater contamination);
- 1,4-Dioxane (used to stabilize 1,1,1-TCA and highly concentrated in vapor degreasers).

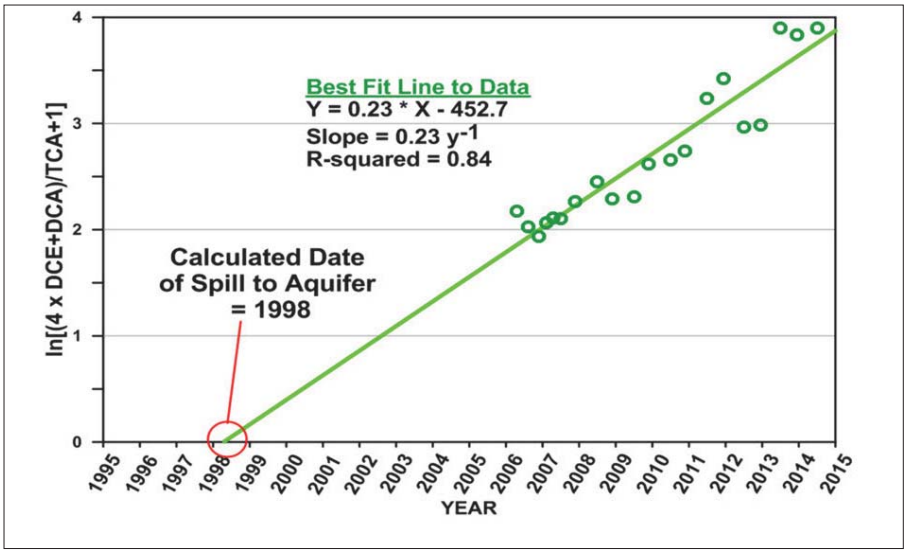


Figure 2. 1,1,1-TCA Ratio Method Plot

Table 1. VOC Concentrations in Groundwater

MAX TCA CONC. ug/L	MAX DCA CONC. ug/L	MAX DCE CONC. ug/L	GEOLOGIC SETTING	AQUIFER TYPE
3,070	3,300	9,100	Bedrock	Fractured Mudstone, Siltstone & Sandstone
52	5	25	Overburden	Fluvial terrace deposit; silt, sand, gravel, clay

SITE 1 – NEW JERSEY PIEDMONT, USA - SITE WITH KNOWN DISCHARGE DATE

This is a rare case study in which we know the exact date of a significant discharge of 1,1,1-TCA to the environment. We have analyzed over 20 years of groundwater monitoring data starting from two years after the known discharge date.

- 1985 - Contents of vapor degreasing pit discharged to the exterior ground surface during decommissioning of facility.
- 1987 - GW Investigation initiated

The maximum concentrations of dissolved VOCs in groundwater monitoring wells are shown in *Table 1*. *Figure 3* shows the plotted ratio results from Equation 1 and the groundwater concentration results for each compound over a 9-year period from a monitoring well (MW-21D). The best fit line represents the overall degradation rate and when extending to zero indicates a 1987 discharge, which is 2 years after the known discharge date of 1985. *Figure 4* shows the plotted ratio results from Equation 1 (blue dots and best-fit line) and the groundwater concentration results for each compound over a 6-year period from a monitoring well (MW-9). The best fit line represents the overall degradation rate and when extending to zero indicates a 1989 discharge, which is 4 years after the known discharge date of 1985. *Figure 5* shows the results from an eight-year period from a monitoring well (OMW-6D). The best fit line represents the overall degradation rate and when extending to zero indicates a 1988 discharge, which is 3 years after the known discharge

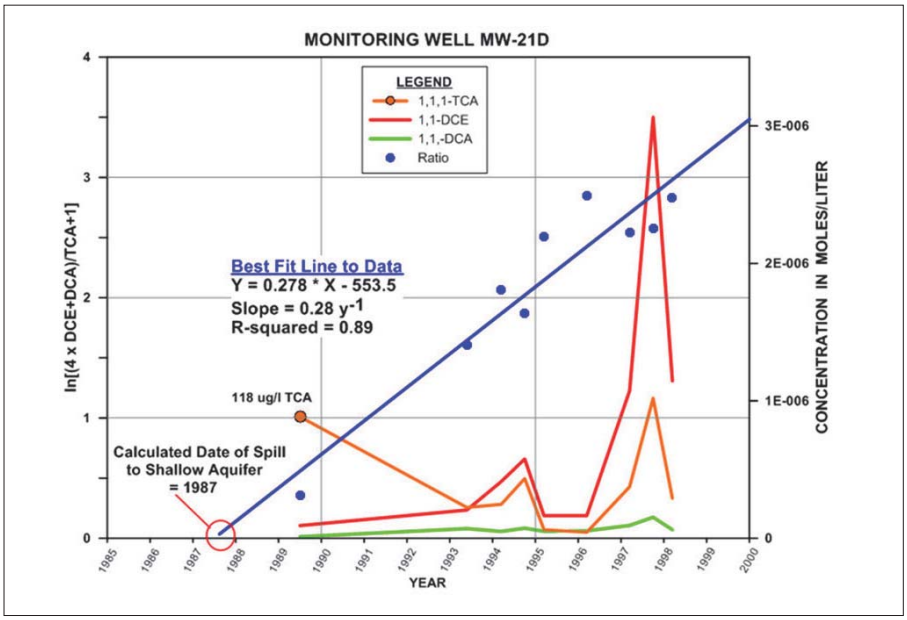


Figure 3. 1,1,1-TCA Ratio Method Plot of 9 Years of Data

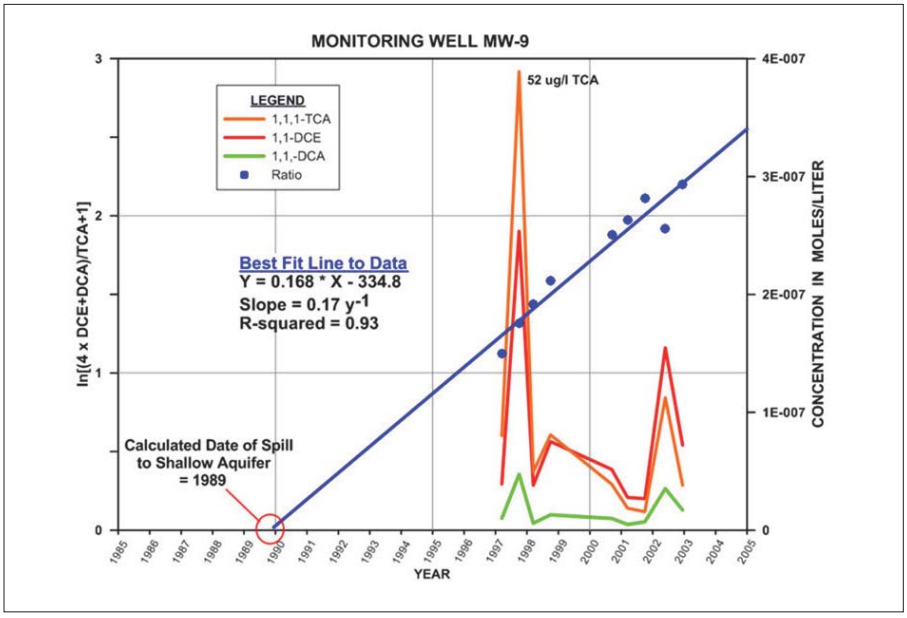


Figure 4. 1,1,1-TCA Ratio Method Plot of 6 Years of Data

Table 2. Summary of Estimated Spill Dates

MONITORING WELL	AVERAGE FIRST ORDER DECAY RATE ln[(4 x DCE+DCA)/TCA+1]	AVERAGE 1,1,1,-TCA Half-Life	SPILL DATE	AGE OF PLUME (TCA RESIDENCE TIME)
MW-20D	0.17	4.1	1988	23
MW-21D	0.28	2.5	1987	24
OMW-6D	0.17	4.1	1988	23
MW-9	0.17	4.1	1989	22
MW-20D	0.20	3.7	1988	23

Table 3. Laboratory Abiotic Transformation Rates

Temperature	10° C	15° C	20° C
K TCA (yr-1)	0.06	0.14	0.32
Avg. hald-life (yr)	12	5	1

date of 1985. Finally *Figure 6* shows the results from a 22-year period from a monitoring well (MW-20D). The best fit line represents the overall degradation rate and when extending to zero indicates a 1988 discharge, which is 3 years after the known discharge date of 1985.

The degradation rates, half-lives and estimated spill dates for the sample results from the previous four monitoring wells are summarized in *Table 2*. The estimated spill dates range from 1987 to 1989 and the age of the plumes 22 to 24 years. The observed degradation rates (0.17 to 0.28 yr-1) and half-lives (2.5 to 4.1 years) compare well with the average reported first-order 1,1,1-TCA abiotic transformation rates (K TCA) from laboratory testing for the normal range of groundwater temperatures between 15 and 20 degrees C, shown in *Table 3* (Derived from McCarty 1997).

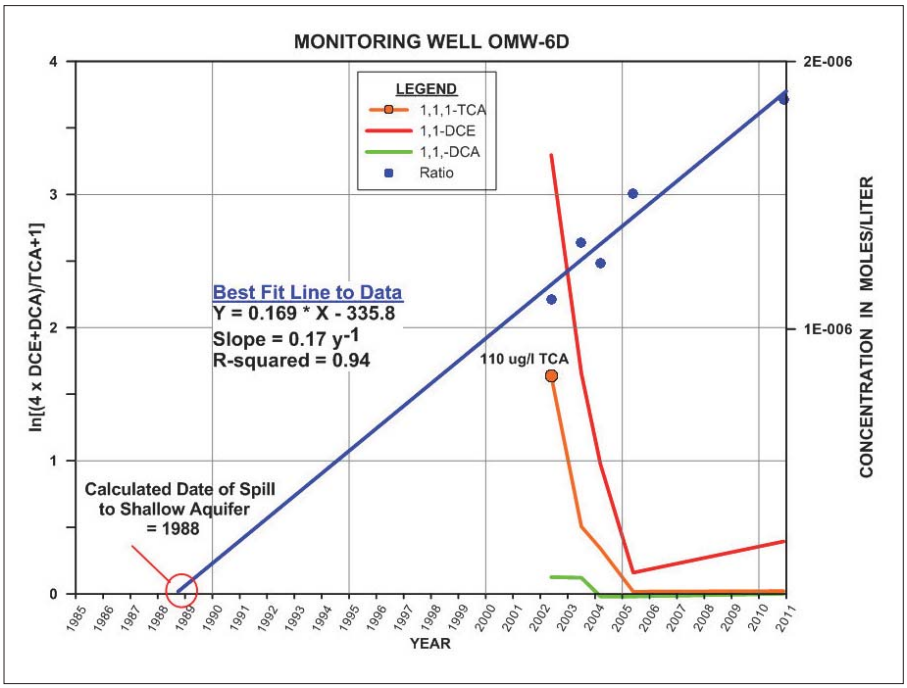


Figure 5. 1,1,1-TCA Ratio Method Plot of 8 Years of Data

CONCLUSIONS

The spill dates from groundwater collected from multiple monitoring wells, as estimated by calculating the x-intercept of 1st order decay best fit line to Equation 1 results, ranged from 1987 to 1989. This range is very close to the actual spill date of 1985 but not the same. Our conclusion is that 1,1,1-TCA product, in the form of dense non-aqueous phase liquid (DNAPL), was potentially present from 1985 to 1987. The contents of a vapor degreasing pit were discharged to the exterior ground surface during decommissioning of facility, which likely included DNAPL. In addition, dissolved concentrations 11 years later were at 0.5% of the theoretical solubility limit (USEPA 1% Rule) as follows:

- 3,070 µg/l – Maximum observed 1,1,1-TCA (1996)
- 6,570 µg/L (ppb) = 1% solubility (Potential DNAPL)

When DNAPL was present the "discharge" of 1,1,1-TCA is continuous until the DNAPL is dispersed and dissolved. The period from 1987 to1989 may represent the disappearance of DNAPL and setting of the ratio residence-time "clock". Therefore the method slightly underestimated the residence time.

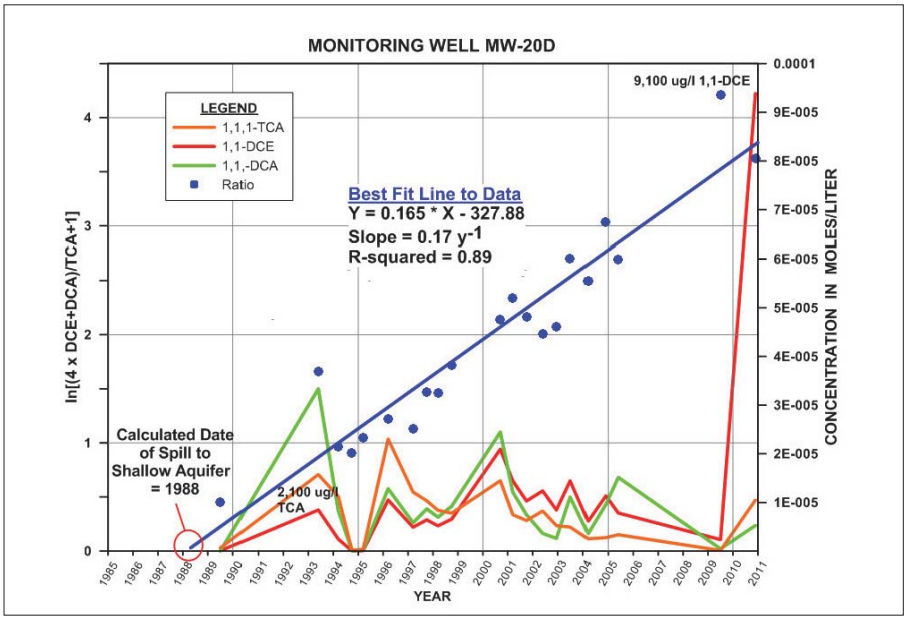


Figure 6. 1,1,1-TCA Ratio Method Plot of 22 Years of Data

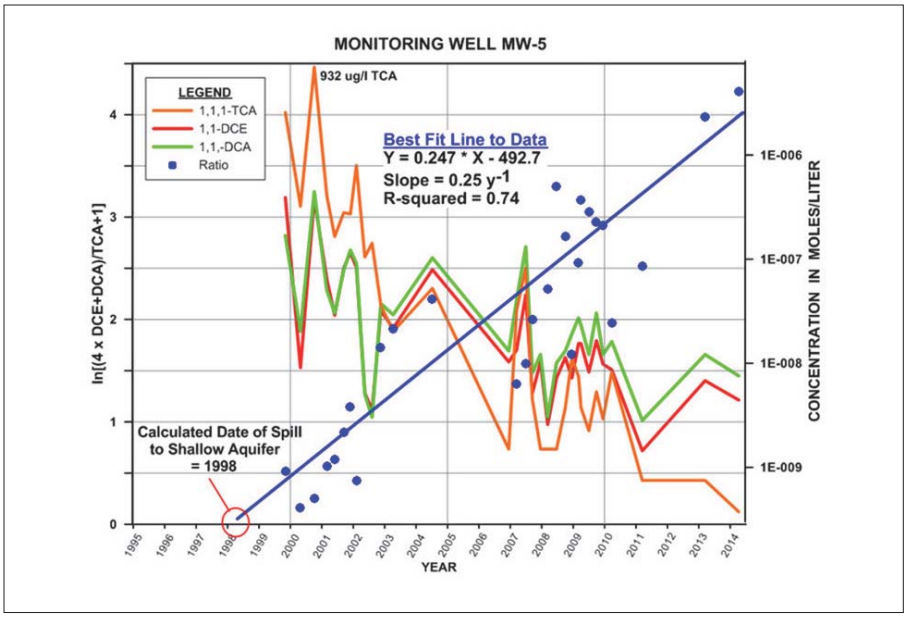


Figure 7. High Degradation Rate: Increased Biotic Decay DCA > DCE

SITE 2 - SITE WITH A SIGNIFICANT SPREAD IN DEGRADATION RATES

Our research has found that it is common to have well data from the same 1,1,1-TCA plume but different areas of a site and aquifer units to show different

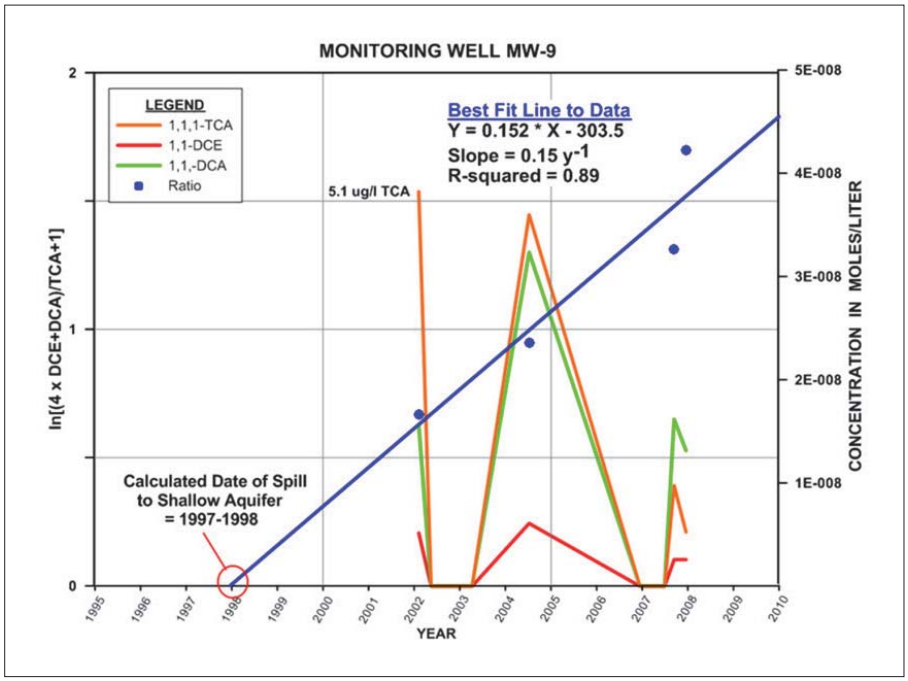


Figure 8. Average Degradation Rate

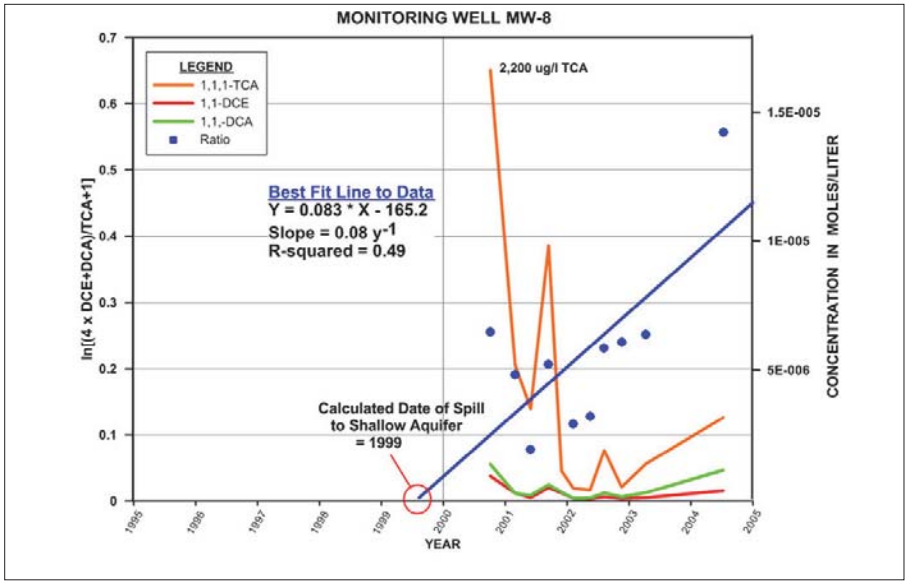


Figure 9 – Low (Inhibited) Degradation Rate

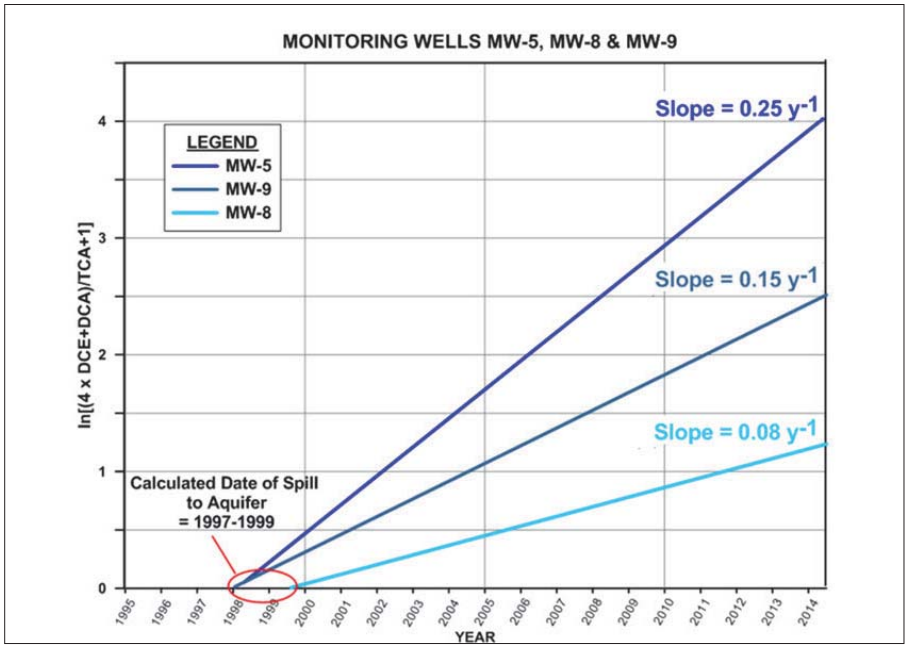


Figure 10 – Same Discharge Date with Different Rates

degradation rates. The following three figures show data from wells exhibiting high, average, and low degradation rates, from the same plume. *Figure 7* is an example of a high overall degradation rate characterized by an elevated biotic degradation of 1,1,1-TCA where the concentration of biotic daughter product 1,1-DCA exceeds the abiotic daughter 1,1-DCE. The x-intercept for Equation 1 indicates a 1998 spill date. *Figure 8* is an example of an average degradation rate. The x-intercept for Equation 1 indicates a 1997-1998 spill date. *Figure 9* is an example of a low degradation rate. Our interpretation for this lower rate is that the groundwater in this portion of the plume is commingled with the chlorinated ethenes PCE and TCE. The biodegradation of 1,1,1-TCA and 1,1-DCA are inhibited by TCE (Grostern and Edwards, 2006). The x-intercept for Equation 1 indicates a 1999 spill date. Data from three monitoring wells at Site 2 show three different degradation rates ranging from 0.08 yr-1 to 0.25 yr-1, however all three degradation curves converge on the same calculated spill date range of 1997 to 1999 (*Figure 10*). Therefore the use of the age-dating method is not significantly affected by elevated biodegradation or commingled chlorinated ethenes.

SITE 3 – COMMINGLED & COLLOCATED PLUMES

Site 3 represents ongoing characterization and remediation work where the identification of PRPs and allocation of responsibility is being accomplished using multiple lines of evidence and several forensic techniques. In addition to VOC parent/daughter molar ratio techniques reported herein, the use of compound-specific isotope analysis (CSIA) has also been used at this site on VOCs and 1,4-Dioxane (not reported on in this document)

Summary of site information:

- New Jersey, USA Case Study
- 53-ha 1,1,1-TCA/1,1-DCA/1,1-DCE/1,4-Dioxane plume
- 1,1-DCE drives delineation at 1 µg/l ground water quality standard (GWQS)
- 1,4-Dioxane exceeds GWQS of 0.4 µg/l
- Client site at top of hill and head of plume

Figure 11 shows the overall 1,1-DCE plume, which is driving the extent of the plume with a 1 µg/l GWQS. The client's site is shown as a box at the head of the plume. The ratio method was first applied to groundwater samples from three dis-

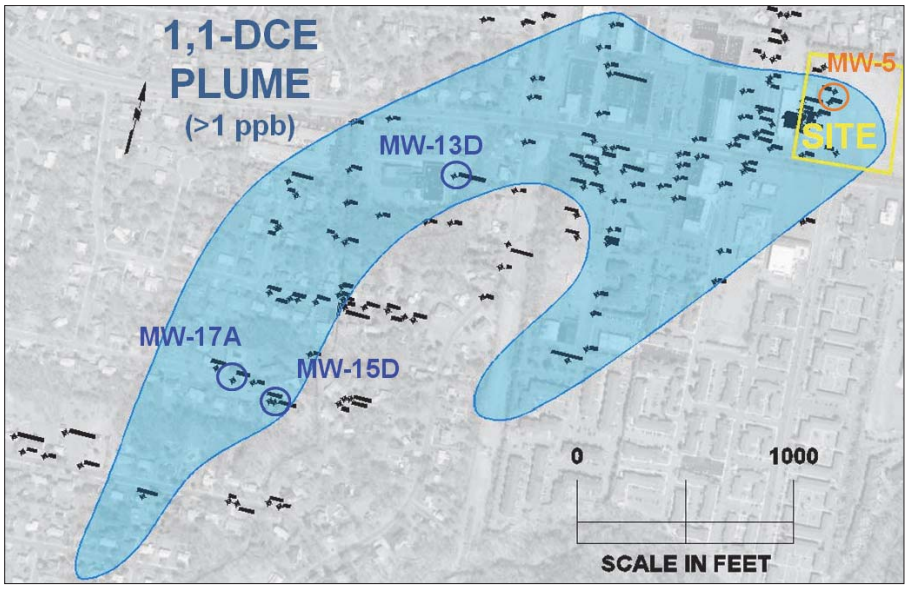


Figure 11. Overall 1,1-DCE Plume to 1 µg/l

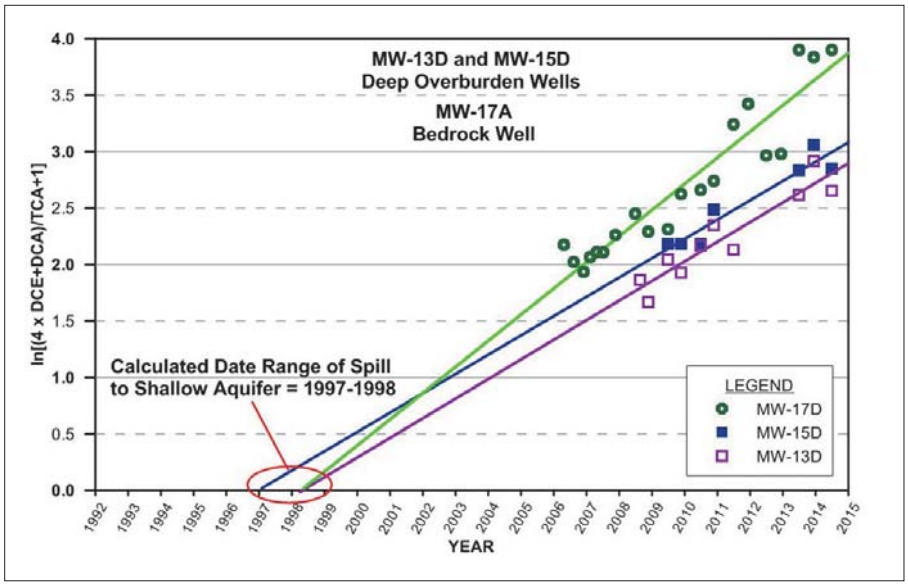


Figure 12. 1,1,1-TCA Ratio Method Plot for Distal Plume Wells

tal plume monitoring wells shown with emphasis on the figure (MW-13D, MW-17A and MW-15D) and from the client's site (MW-5). *Figure 12* is the ratio method plot of groundwater data from MW-13D, MW-17A and MW-15D. MW-13D and MW-15D are overburden wells and shown the same degradation rate. MW-17D is a bedrock well and shows a slightly different degradation rate. Best fit lines extended to a ratio of zero indicate a spill date range of 1997 to 1998. *Figure 13* is a plot of MW-5 (overburden source area well on client's site) with the three distal plume wells. The 1,1,1-TCA discharge on the client's site is significantly older (early 1980's), which is consistent with what is known of on-site operations. The MW-5 data shows the typical tailing off after 25 years as described by Gauthier and Murphy (2003). Only data collected before the complete loss of the parent 1,1,1-TCA and tailing off of the ratio was used to plot the best-fit line.

The shape of the plume suggests that a third plume is collocated with the 1980's and 1997-1998 plumes. *Figure 14* shows the location of two additional monitoring wells (MW-3 and MW-42) on which the ratio method was applied to groundwater samples. *Figure 15* is a plot of MW-3 (overburden source area well on client's site) with a more distal bedrock well (MW-42). The ratio plot indicates an approximate spill date of 1987, which is consistent with site operational history. The single data point from MW-42 (abandoned after sampling) falls on the same degradation curve as MW-3.

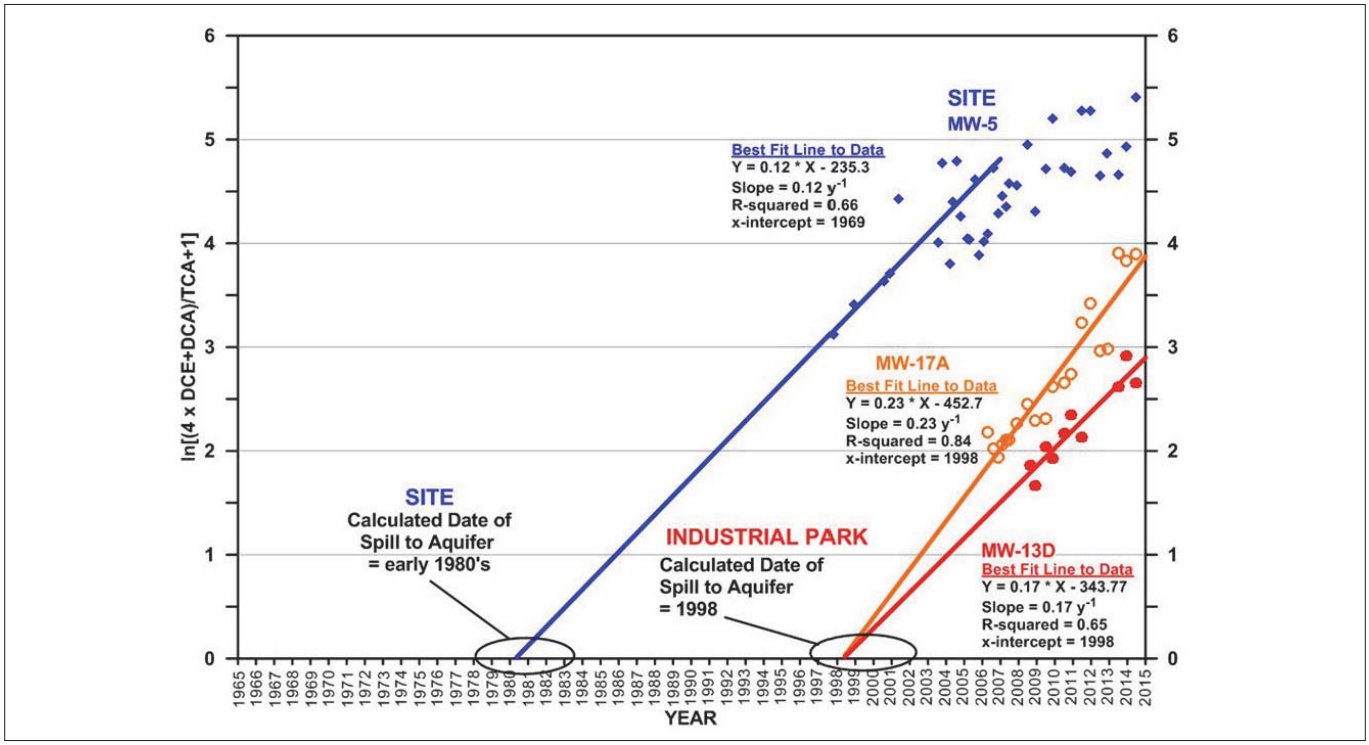


Figure 13. 1,1,1-TCA Ratio Method Plot for Site Well and Distal Plume Wells

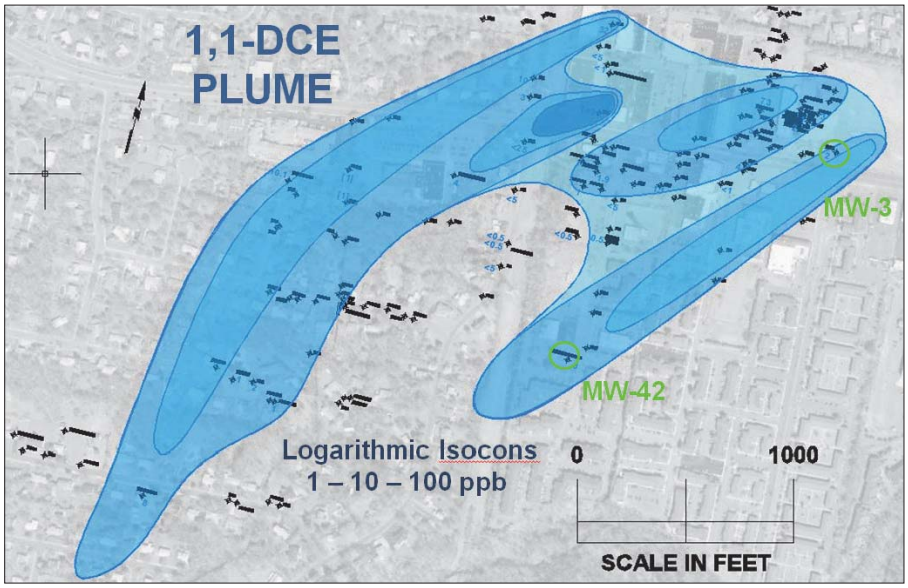


Figure 14. Monitoring Well Locations for Third Plume

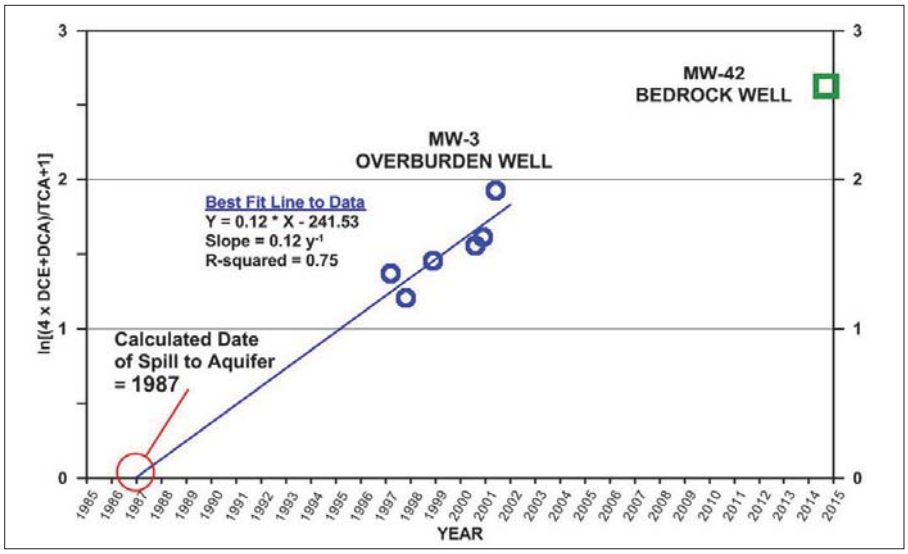


Figure 15. 1,1,1-TCA Ratio Method Plot for Third Plume

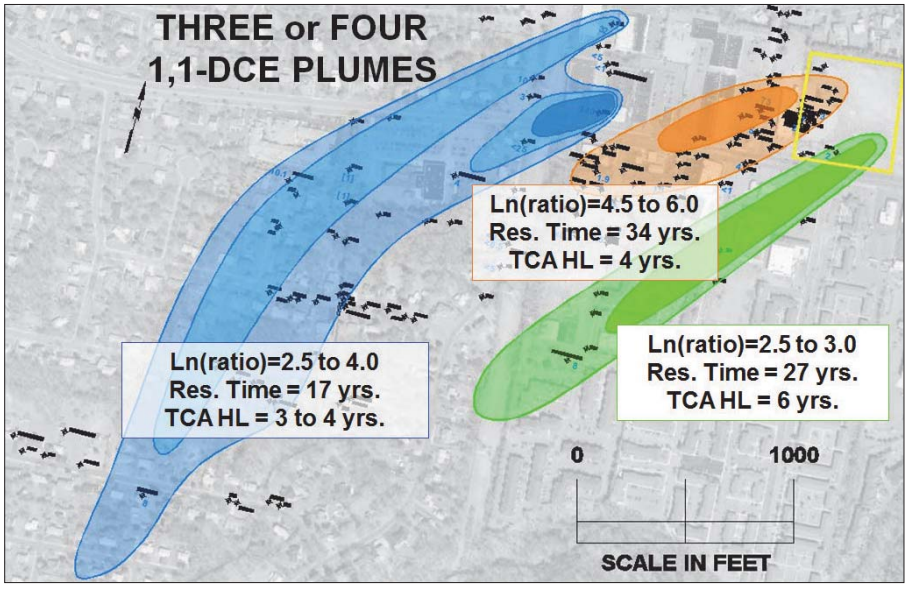


Figure 16. Data Summary for Collocated and Commingled Plumes of 1,1-DCE

The use of the forensic 1,1,1-TCA ratio age-dating method, along with standard lines of evidence such as groundwater flow gradients and site histories, supports the characterization of three to four separate discharges of 1,1,1-TCA (and 1,4-Dioxane) in time and space. *Figure 16* shows a summary of the logarithmic ratios, half-lives and residence times along with a graphic representation of the collocated and commingled plumes of 1,1-DCE.

SUMMARY OF 1,1,1-TCA FORENSICS

From our study of three sites we make the following observations and conclusions about the use of the forensic 1,1,1-TCA ratio age-dating method:

- When 1,1,1-TCA is present, expect 1,1-DCE and 1,4-Dioxane.
- Time-series data can be plotted to estimate residence time: Ln [(4*DCE+DCA)/TCA+1].
- Conclusion from Site 1 (known discharge date): 2 to 4-year lag in spill date likely because of lingering DNAPL.
- Degradation rates for 1,1,1-TCA from time-series data method similar to laboratory-derived rates.
- Large multi-aquifer sites typically show a range of degradation rates for the same discharge date.
- Different rates likely caused by increased bioremediation and inhibition of biodegradation by chlorinated ethenes.
- Method does not depend on plume length or factors such as sorption and can be used on data sets from any plume monitoring well.
- Estimated spill dates from multiple wells along with ln(ratio) can separate collocated and commingled plumes.

BIBLIOGRAPHY

EPA (2000), *Biochlor Natural Attenuation Decision Support System User's Manual, Version 1.0*, USEPA Document EPA/600/R-00/008, Appendix A.2.

Fetter (1999), *Contaminant Hydrogeology*, New York: Macmillan Pub. Co.

Gauthier T.D., Murphy B.L. (2003), *Age Dating Groundwater Plumes Based on the Ratio of 1,1-Dichloroethylene to 1,1,1-Trichloro,ethane: An Uncertainty Analysis*, Environmental Forensics, 4:205-213.

Grostern A. and Edwards E.A. (2006), *A 1,1,1-Trichloroethane-Degrading Anaerobic Mixed Microbial Culture Enhances Biotransformation of Mixtures of Chlorinated Ethenes and Ethanes*, Applied and Environmental Microbiology, Dec. 2006, p. 7849–7856, Vol. 72, No. 120099-2240/06, American Society for Microbiology.

Mccarty P.L. (1997), *Biotic and Abiotic Transformations of Chlorinated Solvents in Ground Water, Proceedings of the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Groundwater*, EPA/540/R-97/504, Washington D.C. 7-11.

Mohr Thomas (2013), *Environmental Investigation and Remediation: 1,4-Dioxane and Other Solvent Stabilizers*, CRC Press

Morrison R.D. and Murphy B.L. (2006) *Environmental Forensics, Contaminant Specific Guide*, Academic Press, Elsevier Inc.

Il mercato petrolifero cambia: implicazioni sulle bonifiche ambientali

The oil market changes: implications for environmental remediation

Angiolo Calì
Libero professionista, consulente ambientale
E-mail: angiolocali@gmail.com

Parole chiave: Parole chiave in italiano
Key words: remediation, environmental forensics, petroleum hydrocarbons, fingerprinting, LNAPL, PIANO Analysis

SOMMARIO

In Italia, il downstream petrolifero ha mostrato negli ultimi anni l'ingresso di nuovi soggetti. Le tecniche dell'environmental forensics possono essere usate per la corretta identificazione dei responsabili della contaminazione quando sullo stesso sito si trovano a operare diversi attori. Diversi strumenti sono oggi disponibili per consentire la datazione e la caratterizzazione di una contaminazione da idrocarburi. Lo scopo di questo articolo consiste nell'illustrare possibili informazioni ottenute da un'indagine di environmental forensics e le modalità di interpretazione di tali informazioni.

ABSTRACT

In the last years new players are involved in Italian downstream oil&gas market. Environmental forensic techniques can be used for identifying the responsibility for areas of known contamination. Several techniques are available to forensic researchers to age-date and fingerprint LNAPL releases to the environment. The purpose of this paper is to provide a brief overview, along with some recent examples of the type of information that is typically obtained in an environmental forensic investigation and how this information may be interpreted.

INTRODUZIONE

Nel mondo petrolifero, per *downstream* si intende il processo di raffinazione del greggio e la distribuzione e vendita dei prodotti raffinati. In Italia, il *downstream* petrolifero ha mostrato decenni di relativo equilibrio. Anche se il contesto non poteva dirsi pienamente cristallizzato, si sono avuti lunghi periodi in cui l'intera rete petrolifera è stata gestita da poche società di caratura internazionale, senza apprezzabili variazioni tra un anno e l'altro.

Nell'ultimo decennio, tuttavia, il quadro di riferimento è mutato radicalmente. Nuovi soggetti, perlopiù provenienti da paesi extra Unione Europea, sono entrati nel mercato nazionale, attraverso acquisizioni sia di raffinerie sia di punti vendita carburanti.

A titolo d'esempio basti pensare alle acquisizioni della raffineria Erg di Priolo (nel 2014 passata interamente alla russa Lukoil) e della raffineria Esso di Augusta (ceduta nel 2018 all'algerina Sonatrack). Per quanto riguarda i distributori carburanti si rammenta la cessione di oltre 1000 punti vendita della Esso (nel 2018 alla britannica Euro Garages), di oltre 800 punti vendita della Shell (nel 2014 alla Kuwait), all'acquisizione dei 2400 punti vendita TotalErg a opera di API IP (nel 2017), ai frequenti cambi bandiera delle aree di servizio autostradale e, infine, al



Figura 1. Raffineria in esercizio



Figura 2. Area di servizio autostradale

proliferare delle circa 4000 "pompe bianche", stazioni di servizio indipendenti che non fanno parte del circuito delle compagnie di distribuzione carburanti più note.

Tali mutamenti complicano la corretta individuazione dei soggetti responsabili dell'inquinamento, in quanto sullo stesso sito si trovano a operare differenti attori, spesso senza soluzione di continuità.

La piena e inequivocabile definizione del soggetto responsabile dell'inquinamento rappresenta un elemento chiave della bonifica dei siti contaminati, sia dal punto di vista tecnico (valutazione del danno, identificazione delle misure da intraprendere, definizione degli interventi di bonifica) sia dal punto di vista giuridico.

Infatti, in virtù del principio comunitario del "chi inquina paga", principio fatto proprio dalla nostra normativa nazionale (il Decreto Legislativo n. 152 del 2006), il responsabile dell'inquinamento è soggetto a conseguenze civili o addirittura penali.

Le operazioni di transazione richiedono quindi particolari cautele, sia da parte di chi acquista, sia da parte di chi cede, per poter definire correttamente, adesso e in futuro, le reciproche responsabilità e i costi che gravano intorno all'esecuzione delle bonifiche (Calì *et al.*, 2016).

L'*environmental forensics* è la disciplina sviluppata per la risoluzione di contenziosi legali in campo ambientale. Prevede l'uso di tecniche finalizzate a individuare quanto è estesa la contaminazione, come ha avuto origine, come si è evoluta nel tempo e, soprattutto, chi ha provocato l'inquinamento.

L'esperienza mostra che l'identificazione delle sorgenti di contaminazione è un'operazione complessa e difficoltosa, e pertanto suggerisce di operare secondo i criteri della *multiple lines of evidence*: la consistenza di un'affermazione è supportata da più evidenze che nella loro totalità convergono nel sostenere l'ipotesi formulata.

Vanno quindi considerati attentamente il quadro ambientale, l'analisi storica dei dati, le modalità di migrazione del prodotto libero nel sottosuolo, ma anche i risultati di analisi specifiche, mirate a rispondere all'esigenza di identificare con chiarezza sorgenti e responsabilità.

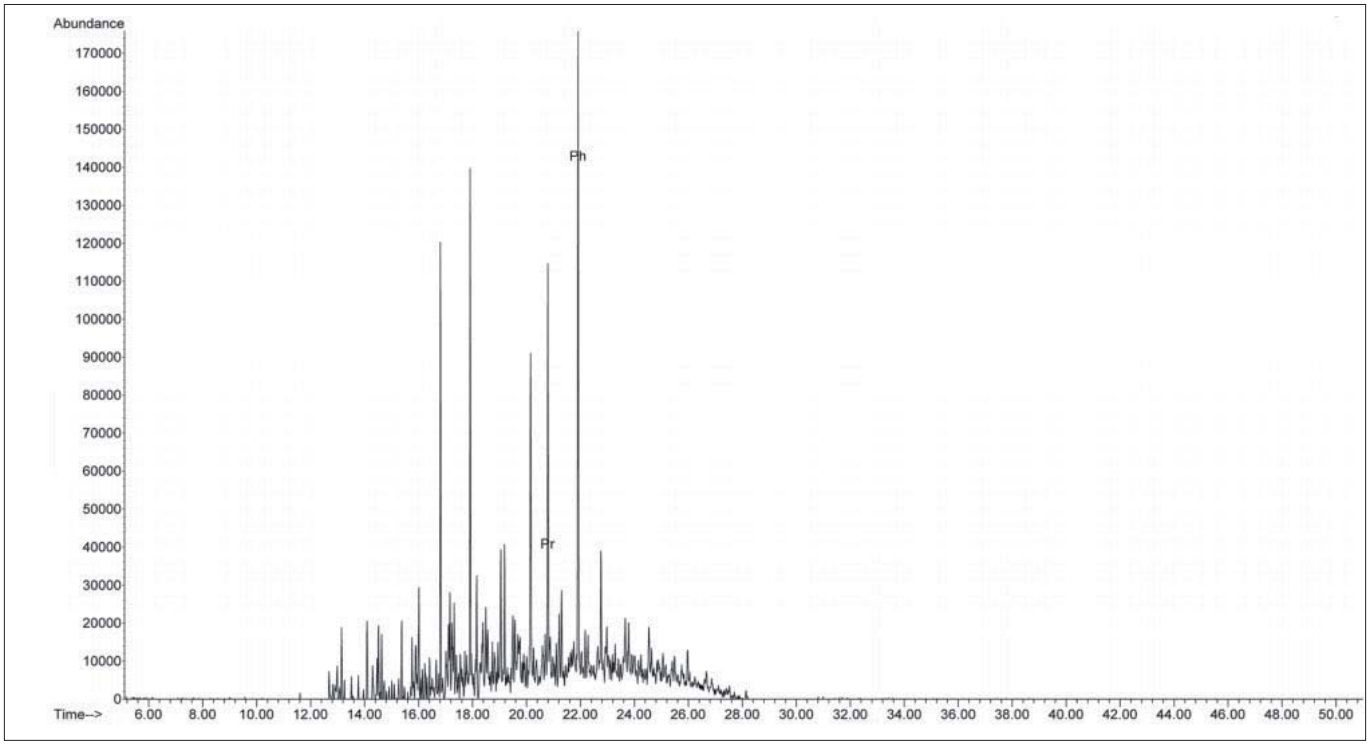


Figura 3. Esempio di cromatogramma (da Trefiletti et al., *2014)*

STRUMENTI A DISPOSIZIONE

Il fingerprinting

I combustibili di origine idrocarburica, spesso indicati dalla sigla LNAPL (*Light Non-Aqueous Phase Liquid*), come benzine, gasoli, kerosene, ecc., presentano caratteristiche differenti gli uni dagli altri.

L'analisi del LNAPL, eseguito con diverse tecniche, permette di riconoscere l'impronta digitale del prodotto idrocarburico (indicata come *fingerprinting*), ai fini dell'individuazione del responsabile della contaminazione. Il *fingerprinting* può riguardare sia aspetti più generali (analisi quantitative delle diverse classi idrocarburiche) sia aspetti più di dettaglio (individuazione di specifici "marker", cioè di sostanze la cui presenza/assenza o concentrazione abbia subito modifiche in archi temporali noti).

Un potente strumento del *fingerprinting* è dato dalla distillazione frazionata simulata e dall'esame del cromatogramma di analisi del LNAPL: la distribuzione e l'entità dei picchi permette di ottenere informazioni sia sulla tipologia del prodotto sia, dal punto di vista qualitativo, sull'entità dei processi di degradazione avvenuti.

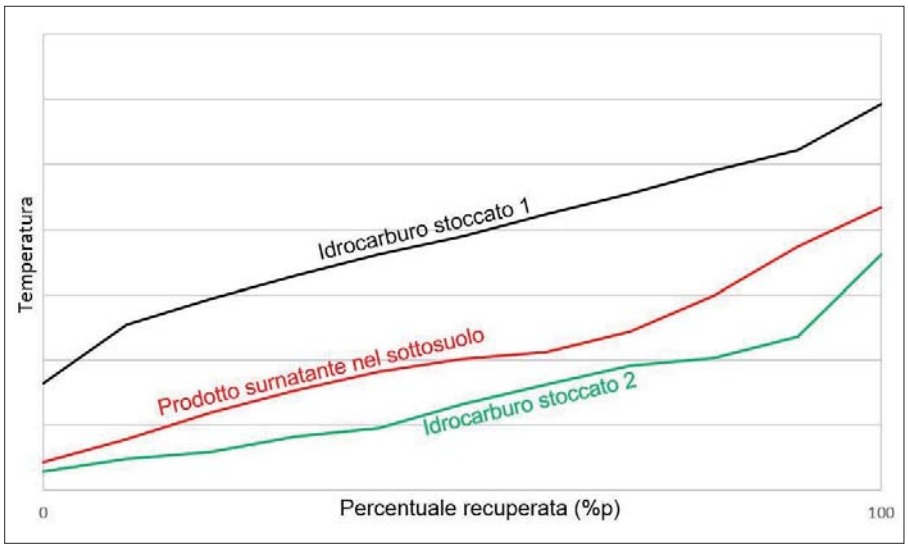


Figura 4. Distillazione frazionata – confronto tra il campione rinvenuto nel sottosuolo e i prodotti in commercio

L'analisi PIANO

PIANO è l'acronimo delle seguenti classi idrocarburiche, solitamente molto diffuse nei carburanti commercializzati:

- Paraffine (P)
- Iso-paraffine (I)
- Aromatici (A)
- Nafteni (N)
- Olefine (O)

L'analisi PIANO è una procedura di laboratorio, eseguita mediante gas cromatografia accoppiata a spettrometro di massa, che permette la determinazione delle cinque classi sopra indicate e la loro ripartizione.

La distribuzione dei composti PIANO differisce tra un prodotto e un altro (una benzina è significativamente differente da un gasolio). Inoltre, la ripartizione percentuale dei composti PIANO varia nel corso del tempo, in ragione del fatto che questi sono diversamente suscettibili all'invecchiamento (*wheatering*) secondo l'ordine di seguito esplicitato:

$$O \rightarrow P \rightarrow A \rightarrow I \rightarrow N$$

Cioè le olefine si riducono nel tempo con maggior velocità rispetto ai nafteni.

Nell'esempio riportato in *Fig.* 5, un campione di prodotto idrocarburico rinvenuto accidentalmente all'interno di un pozzo è stato confrontato con due campioni di LNAPL stoccati e commercializzati nell'area. Il prodotto idro-

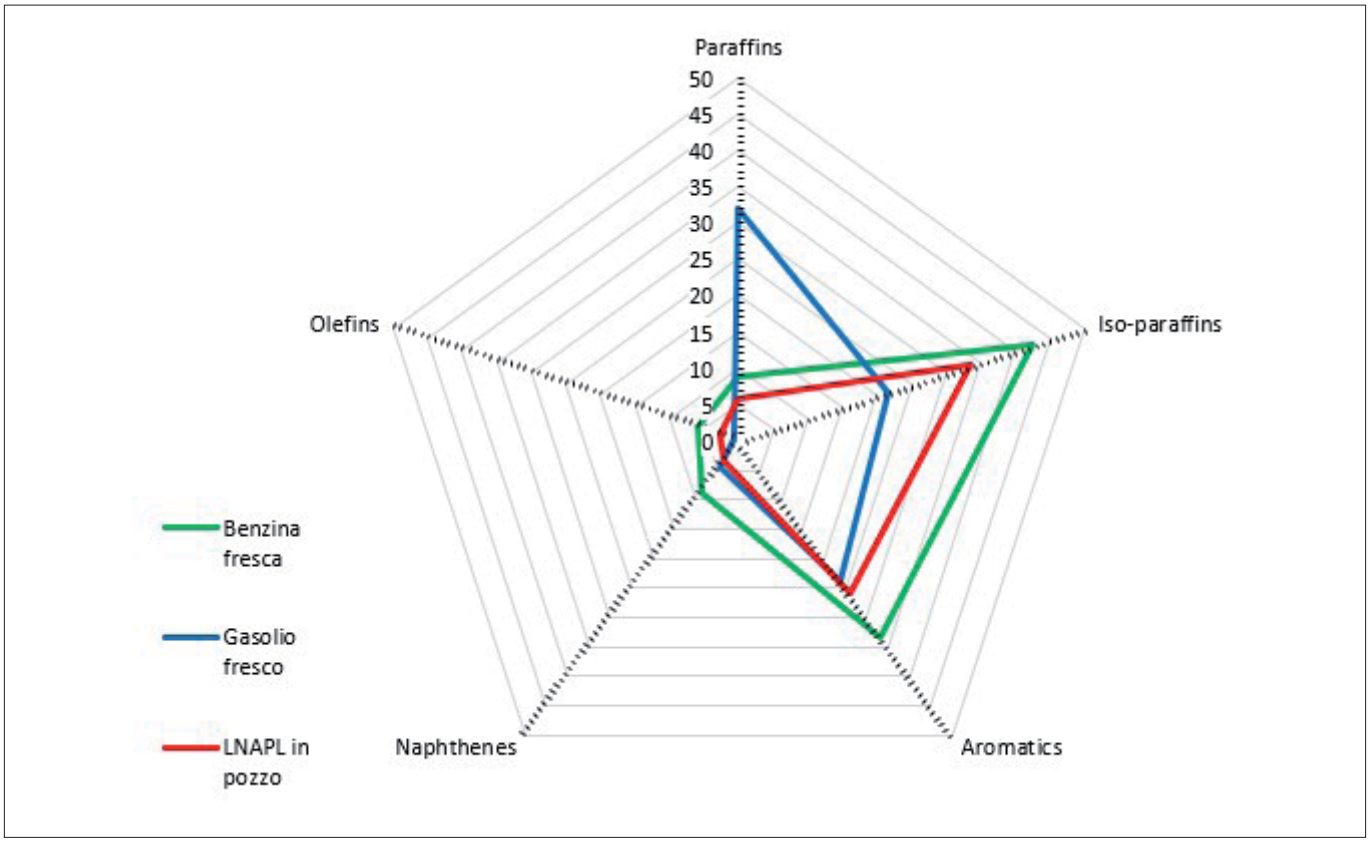


Figura 5. Analisi PIANO – rappresentazione grafica

carburico rinvenuto (in rosso nella figura) è decisamente affine a una benzina; nel contempo l'analisi dei dati denota un significativo fenomeno di invecchiamento.

La datazione

È frequente, nel corso di contenziosi, ricercare un metodo che permetta di definire con esattezza da quanti anni il LNAPL è stato rilasciato in ambiente. La datazione, ovviamente, necessita di un'affidabile comprensione delle dinamiche del *weathering*, cioè dell'insieme di processi legati all'invecchiamento del prodotto una volta che viene rilasciato in ambiente. Il *weathering* è il risultato di alterazioni che avvengono nel prodotto a seguito di trasformazioni chimico-fisiche e biologiche quali l'evaporazione, la dissoluzione, l'adsorbimento, la biodegradazione, ecc.

Queste trasformazioni coinvolgono in maniera differente i diversi costituenti della miscela idrocarburica, alcuni dei quali sono più stabili, mentre altri sono più reattivi. La determinazione analitica di alcuni idrocarburi specifici e del loro reciproco rapporto permette di avere una stima qualitativa del grado di invecchiamento e quindi, anche se in maniera approssimativa, del momento in cui è avvenuto il rilascio in ambiente.

Alcuni tra i più frequenti rapporti usati per la stima della datazione sono i seguenti:

Sovente si ricorre ai rapporti n-C17/Pristano o n-C18/Fitano, utilizzati in formule empiriche (Christensen, Larsen, 1993) (Galperin, Kaplan, 2008) per consentire la valutazione (in anni) del *weathering* di un gasolio.

L'uso dei rapporti o addirittura di formule per la stima dell'invecchiamento va gestito con cura e attenzione. Le condizioni geochimiche possono modificare i risultati attesi e, in generale, è buona norma non arrivare a conclusioni avendo dati limitati, ma seguire un approccio del tipo *multiple lines of evidence*.

Rapporto	Spiegazione
$\frac{Iso-paraffine+Naftaleni}{n-paraffine}$	Il rapporto aumenta col procedere della biodegradazione
$\frac{Metil-ciclo-esano}{n-eptano}$	Il rapporto aumenta col procedere della biodegradazione
$\frac{Benzene+Toluene}{Etilbenzene+o,m,p-Xilene}$	Il rapporto diminuisce col procedere del passaggio in soluzione
$\frac{Benzene}{ciclo-esano}$	Il rapporto diminuisce col procedere del passaggio in soluzione
$\frac{Toluene}{Metil-ciclo-esano}$	Il rapporto diminuisce col procedere del passaggio in soluzione
$\frac{n-pentano}{n-eptano}$	Il rapporto diminuisce col procedere della volatilizzazione
$\frac{2-metilpentano}{2-metileptano}$	Il rapporto diminuisce col procedere della volatilizzazione

La *Compound Specific Isotope Analysis*

Con il termine "isotopi" si intendono atomi dello stesso elemento chimico che hanno uguale numero atomico, ma sono caratterizzati da un differente numero di massa atomica. In pratica, gli isotopi di un elemento chimico hanno lo stesso numero di protoni ed elettroni (uguali proprietà chimiche) e un diverso numero di neutroni (quindi diverse proprietà fisiche).

La quantificazione del rapporto tra due isotopi dello stesso elemento può aiutare a stabilire se due elementi chimicamente simili hanno provenienza diversa, in relazione alla differenza delle fonti originarie. La distribuzione isotopica caratterizzante le fonti può essere influenzata da fenomeni di natura diversa che a loro volta possono determinare variazioni significative nei prodotti finali (ISPRA,2018).

Nel caso di contaminazione da idrocarburi vengono normalmente analizzati i rapporti degli isotopi stabili del carbonio e dell'idrogeno, principali costituenti della molecola di idrocarburo, cioè $^{13}C/^{12}C$ e $^{2}H/^{1}H$.

Detto R il rapporto tra l'isotopo più pesante e quello più leggero, l'abbondanza isotopica si esprime come deviazione, in parti per mille, da un materiale standard di riferimento individuato a livello internazionale.

$$\delta\text{‰} = \frac{(R_{campione} - R_{s\,tan\,dard})}{R_{s\,tan\,dard}} * 1000$$

Un valore positivo di δ indica che l'isotopo pesante è arricchito nel campione rispetto allo standard mentre un valore negativo indica che, nel campione, l'isotopo pesante è impoverito.

Gli isotopi più leggeri formano legami chimici che si rompono più facilmente

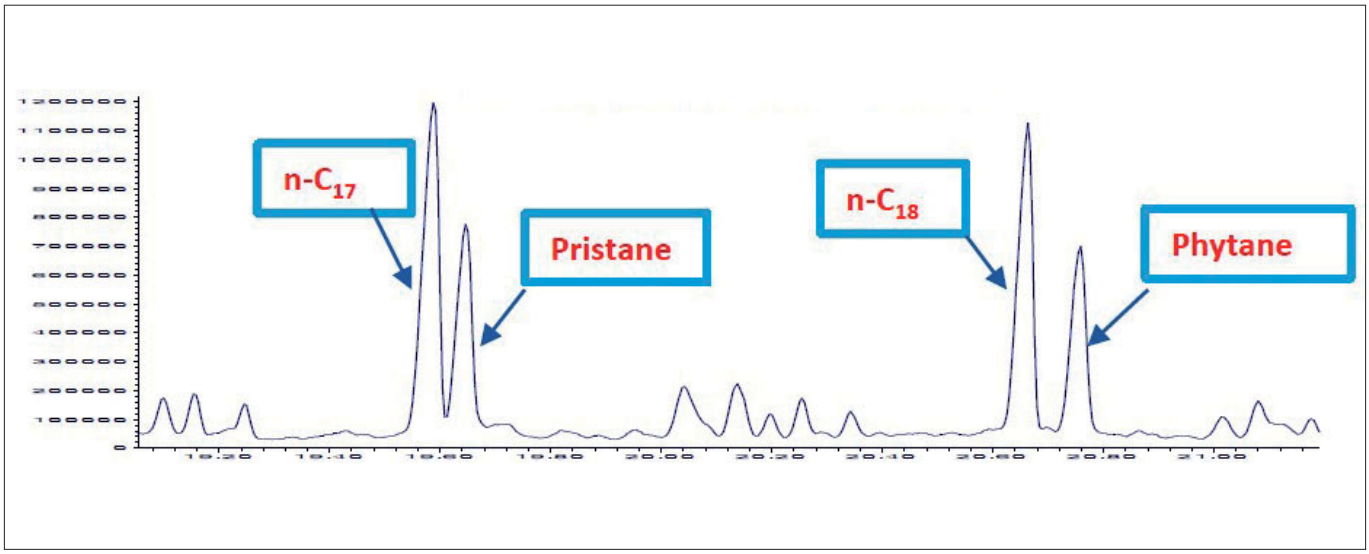


Figura 6. Esempio di valutazione del weathering *(da Jones Environmental Laboratory)*

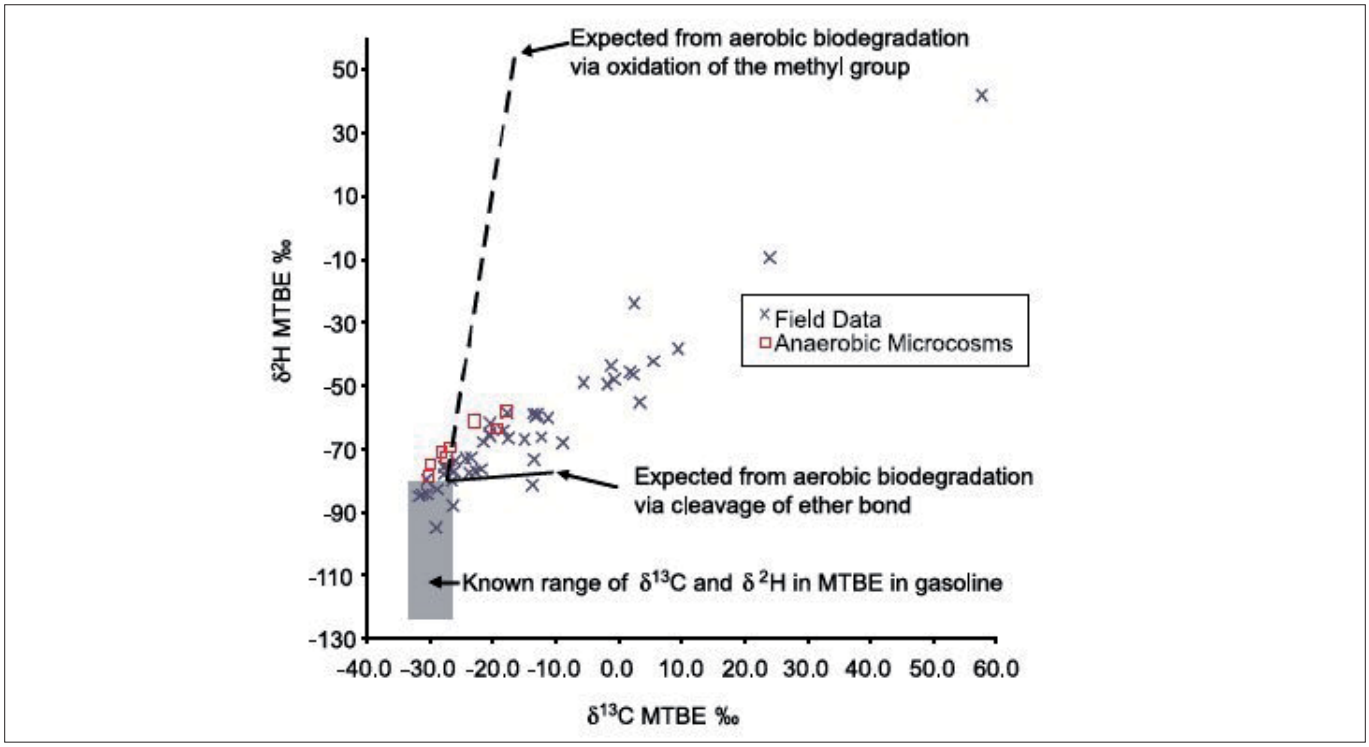


Figura 7. Esempio di dati isotopici (fonte EPA, 2008)

rispetto a quelli degli isotopi più pesanti e sono maggiormente utilizzati dagli organismi nei processi biodegradativi perché comportano un minor costo energetico (processo di frazionamento isotopico). Un prodotto idrocarburico degradato ed alterato presenterà quindi un arricchimento progressivo negli isotopi pesanti.

Questo processo è evidente per alcuni contaminanti, quali BTEX, MtBE, TBA ed alcani a basso peso molecolare, ma è meno evidente negli idrocarburi ad elevato peso molecolare, per i quali sono necessarie più linee di evidenza o valutazioni statistiche in merito a variabilità spaziale e temporale dei dati (l'effetto del frazionamento deve essere superiore alla variabilità del dato, in contesti di modeste variazioni). Per l'individuazione delle sorgenti primarie e del grado di alterazione del LNAPL, i risultati dell'analisi isotopica possono essere confrontati con un'impronta isotopica primaria (la sorgente potenziale che ha generato la contaminazione), con dati di letteratura disponibili per la potenziale sorgente primaria od attraverso un confronto tra diversi campioni nel tempo e nello spazio all'interno del medesimo Sito.



Figura 8. Deposito carburanti

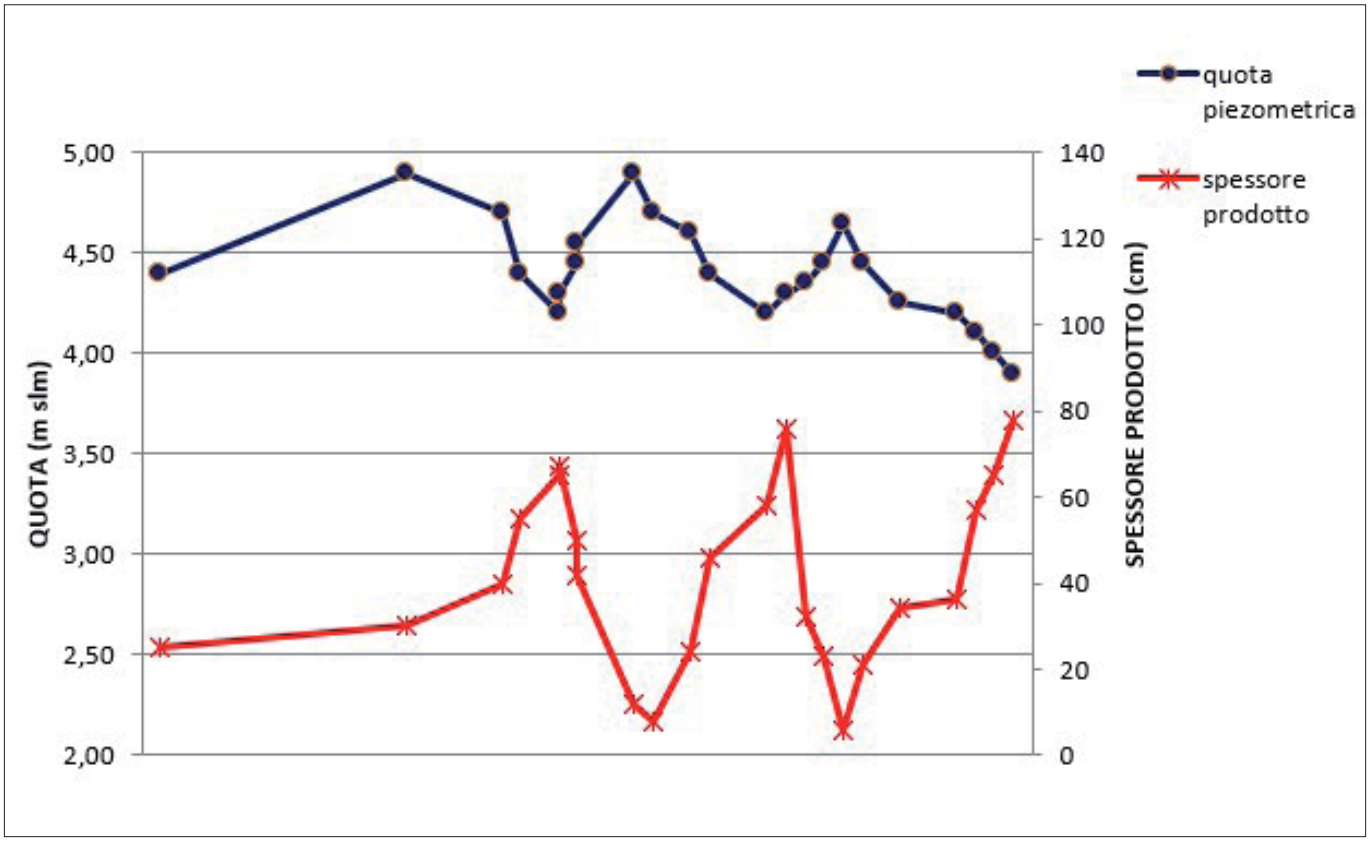


Figura 9. Evoluzione temporale dello spessore di LNAPL e correlazione con la quota piezometrica

LA CORRETTA RICOSTRUZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE

Quali che siano gli strumenti usati per la caratterizzazione del contaminante, l'analisi dell'origine del prodotto e la scelta della strategia di bonifica necessitano di una attenta ricostruzione del modello concettuale del sito contaminato. Si tratta dell'analisi dettagliata dei meccanismi che hanno portato ai livelli di inquinamento riscontrati.

Per lungo tempo la distribuzione del LNAPL nel sottosuolo è stata concettualizzata solo sulla base dello spessore di prodotto osservato nei pozzi di monitoraggio.

In contesti caratterizzati da elevata eterogeneità e in presenza di ampie fluttuazioni dei livelli di falda, la corretta valutazione della distribuzione di LNAPL nel sottosuolo necessita di attenti approfondimenti (Hawtorne *et al.*, 2011).

Può capitare che l'improvvista comparsa di LNAPL all'interno di un pozzo in precedenza pulito, oppure il repentino aumento dello spessore di LNAPL all'interno del pozzo stesso, vengano erroneamente attribuiti a un nuovo sversamento di prodotti petroliferi nel sottosuolo. Prima di giungere a conclusioni affrettate, occorre preliminarmente analizzare il dato rilevato e contestualizzarlo all'interno del modello concettuale formulato.

L'analisi integrata di dati quali soggiacenza di falda, spessori di prodotto misurati nei pozzi e informazioni stratigrafiche, permette di determinare la reale condizione idrostatica del LNAPL e consente una più accurata valutazione della sua origine, mobilità e distribuzione.

A titolo d'esempio la *Fig.* 9 mostra come, in falda libera, in condizioni di quota piezometrica depressa, si riscontrino aumenti dello spessore di prodotto nei pozzi di monitoraggio, senza che questo sia imputabile a un nuovo rilascio di LNAPL nel sottosuolo. Questa evoluzione temporale è tipica delle falde a superficie libera, mentre si presenta differentemente se il LNAPL si trova in condizioni confinate. Semplici strumenti di interpretazione grafica, i *Diagnostic Gauge Plot* (Kirkman *et al.*, 2013), attraverso l'analisi dei livelli acqua/LNAPL, aria/LNAPL e della superficie piezometrica, permettono di definire se LNAPL sia confinato, non confinato o sospeso.

In sintesi, sono numerosi gli strumenti di lettura e intepretazione, più o meno complessi, che permettono una miglior comprensione dei fenomeni accaduti nel tempo e identificano, a prova di contenzioso, obblighi e responsabilità dei soggetti coinvolti. È comunque evidente che scelte e decisioni dovranno essere sempre supportate sia da procedure scientificamente valide e riconosciute, sia da accurate valutazioni del modello concettuale del sito.

BIBLIOGRAFIA

Calì A., Bentivoglio N., Chiastellaro R., De Fina A. (2016), *Analisi dell'origine del prodotto nelle transazioni di punti vendita*, Remtech, atti del convegno.

Christensen, Larsen (1993), *Method for determining the age of diesel oil spills in the soil*, Ground Water Monitoring and Remediation 23, no. 4 pag 142-149.

EPA 600/R-08/148 (2008), *A Guide for Assessing Biodegradation and Source Identification of Organic Ground Water Contaminants using Compound Specific Isotope Analysis (CSIA)*.

Galperin, Kaplan (2008), *Zero-Order Kinetics Model for the Christensen-Larsen Method for Fugitive Fuel Age Estimates*, Ground Water Monitoring & Remediation 28, no. 2 pag 94-97.

Hawthorne, Adamski, Charbeneau, Garg, Johnson (2011), *Hydrostratigraphs Flexilble CSM Visualization Tools*. Applied NAPL Science Review (ANSR), Vol.1.

ISPRA (2018), *Isotopi: dalla teoria alla pratica*, Quaderni Laboratorio 2/2018.

Kirkman, Adamski, Hawthorne (2013), *Identification and Assessment of Confined and Perched LNAPL Conditions*. Ground Water Monitoring & Remediation 33, no. 1 pag 75-86.

Trefiletti P., Pietrini, I., Rigamonti D., Alberti L. (2014), *Application of compositional fingerprinting to an Italian site contaminated by hydrocarbons*, Italian Journal of Engineering Geology and Environment, n. 1.

Raggiungimento degli obiettivi di bonifica in terreni ed acque sotterranee impattati da composti clorurati, tramite caratterizzazione ad alta risoluzione ed applicazione full scale di Soil Vapor Extraction ed In Situ Chemical Oxidation

Achievement of remediation goals in soil and groundwater impacted by chlorinated compounds, by means of High Resolution Site Characterization and full scale application of Soil Vapor Extraction and In Situ Chemical Oxidation

Mattia Cappelletti Zaffaroni
ERM Italia S.p.A.
E-mail: mattia.cappellettizaffaroni@erm.com

Piero Mori
ERM Italia S.p.A.
E-mail: piero.mori@erm.com

Luca Ferioli
ERM Italia S.p.A.
E-mail: luca.ferioli@erm.com

Francesco Bassani
ERM Italia S.p.A.
E-mail: francesco.bassani@erm.com

Parole chiave: contaminazione, caratterizzazione ad alta risoluzione, ossidazione chimica in situ
Key words: contamination, high-resolution site characterization, in situ chemical oxidation

SOMMARIO

In uno stabilimento manifatturiero dismesso, con terreni e acque sotterranee impattate da composti alifatici clorurati, sono state applicate diverse tecnologie di caratterizzazione e bonifica al fine di raggiungere gli obiettivi di bonifica concordati con gli Enti di Controllo. La contaminazione presente nel terreno insaturo è stata bonificata tramite Soil Vapor Extraction. Per quanto riguarda la zona satura, l'estensione di dettaglio della zona sorgente è stata ricostruita in 3D in alta risoluzione attraverso l'utilizzo della tecnologia Membrane Interface Probe (MIP). La bonifica è stata eseguita attraverso l'iniezione di soluzioni di permanganato di sodio e potassio (In Situ Chemical Oxidation). Gli obiettivi di bonifica sono stati raggiunti in tutte le matrici ambientali e, nella zona satura, i monitoraggi post-operam pluriennali hanno confermato la stabilità delle concentrazioni residue, permettendo la chiusura del procedimento.

ABSTRACT

In a former manufacturing facility, with soil and groundwater impacted by chlorinated compounds, several characterization and remediation technologies were applied in order to achieve the target levels agreed with the Authorities. The contamination located in the vadose zone was treated by means of Soil Vapor Extraction. With regard to the saturated zone, the contamination source extension was delineated in 3D detail by means of a Membrane Interface Probe (MIP)- equipped direct-push drilling unit. The remediation was carried out through the injection of sodium and potassium permanganate solutions (In Situ Chemical Oxidation). Target levels were achieved in both soil and groundwater. Multiyear post-operam monitoring activities confirmed the absence of *rebound* phenomena in groundwater, thus leading to the remediation procedure closure.

INTRODUZIONE

In uno stabilimento manifatturiero del Nord Italia, a seguito di un'indagine volontaria eseguita nei primi anni 2000, sono state individuate eccedenze delle Concentrazioni Soglia di Contaminazione ex D.Lgs. 152/06 e smi (CSC), nei terreni insaturi e nelle acque sotterranee, a carico principalmente di tetracloroetilene (PCE) e dei suoi prodotti di degradazione (tricloroetilene o TCE, 1,2-dicloroetilene, cloruro di vinile). Il PCE era utilizzato in passato per attività di sgrassaggio, ed i residui esausti erano stoccati in fusti dedicati, in un piazzale. Il probabile meccanismo di contaminazione è da ricercarsi nell'infiltrazione di acque meteoriche nei fusti; infatti l'acqua, a contatto con il PCE, ne causa la lenta degradazione con produzione di acido cloridrico (HCl). L'HCl, corrosivo per i metalli, può danneggiare i fusti, causando la fuoriuscita del loro contenuto con conseguente possibile infiltrazione nel terreno.



Figura 1. Esempio di fusto metallico con fori da corrosione

INQUADRAMENTO GEOLOGICO

Il territorio del comune in cui è presente il Sito si colloca nell'ambito di una conoide alluvionale. L'area, inserita nel territorio di pertinenza delle Prealpi Lombarde Occidentali, è costituita da un basamento di rocce metamorfiche

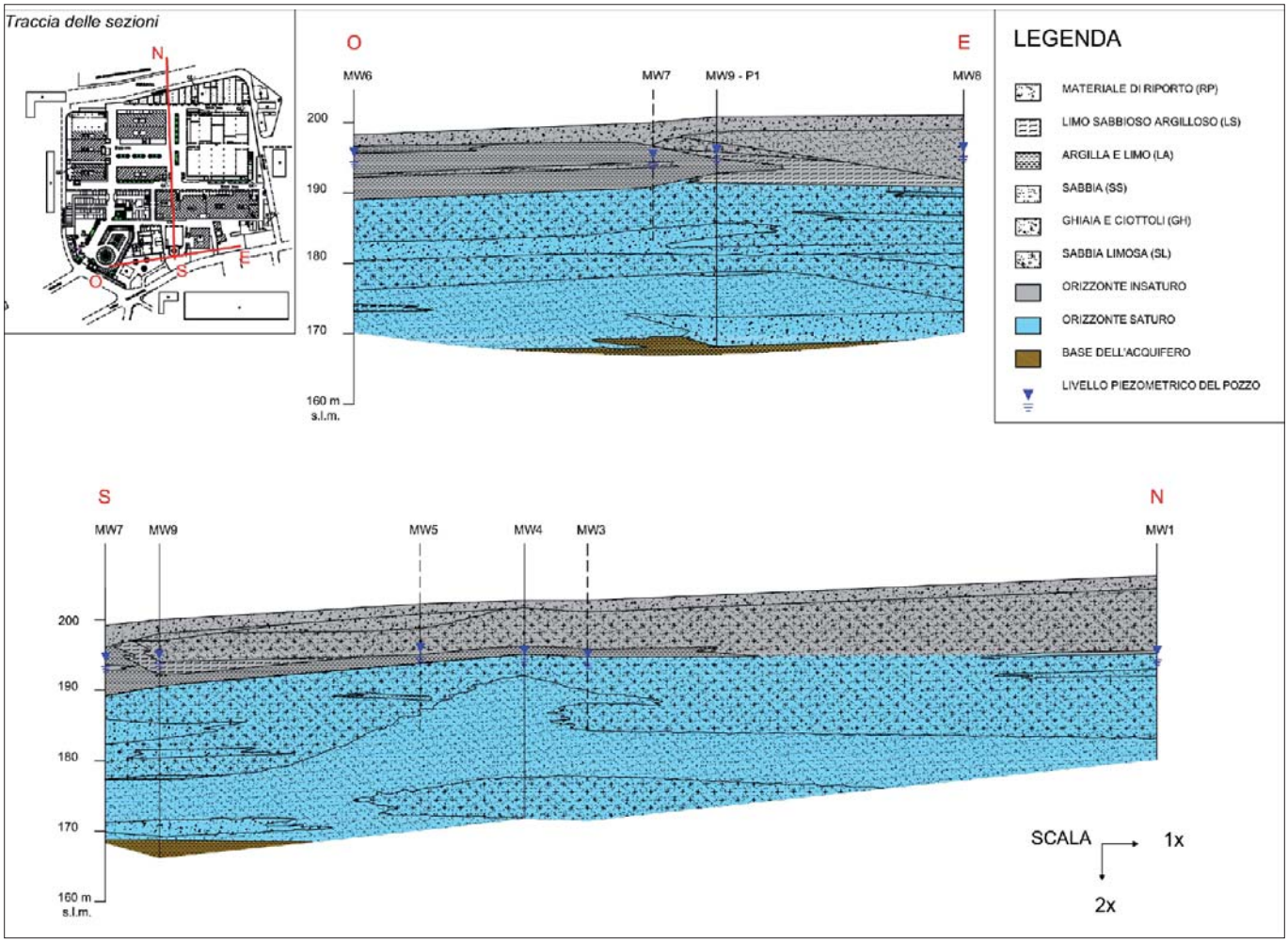


Figura 2. Sezioni geologiche

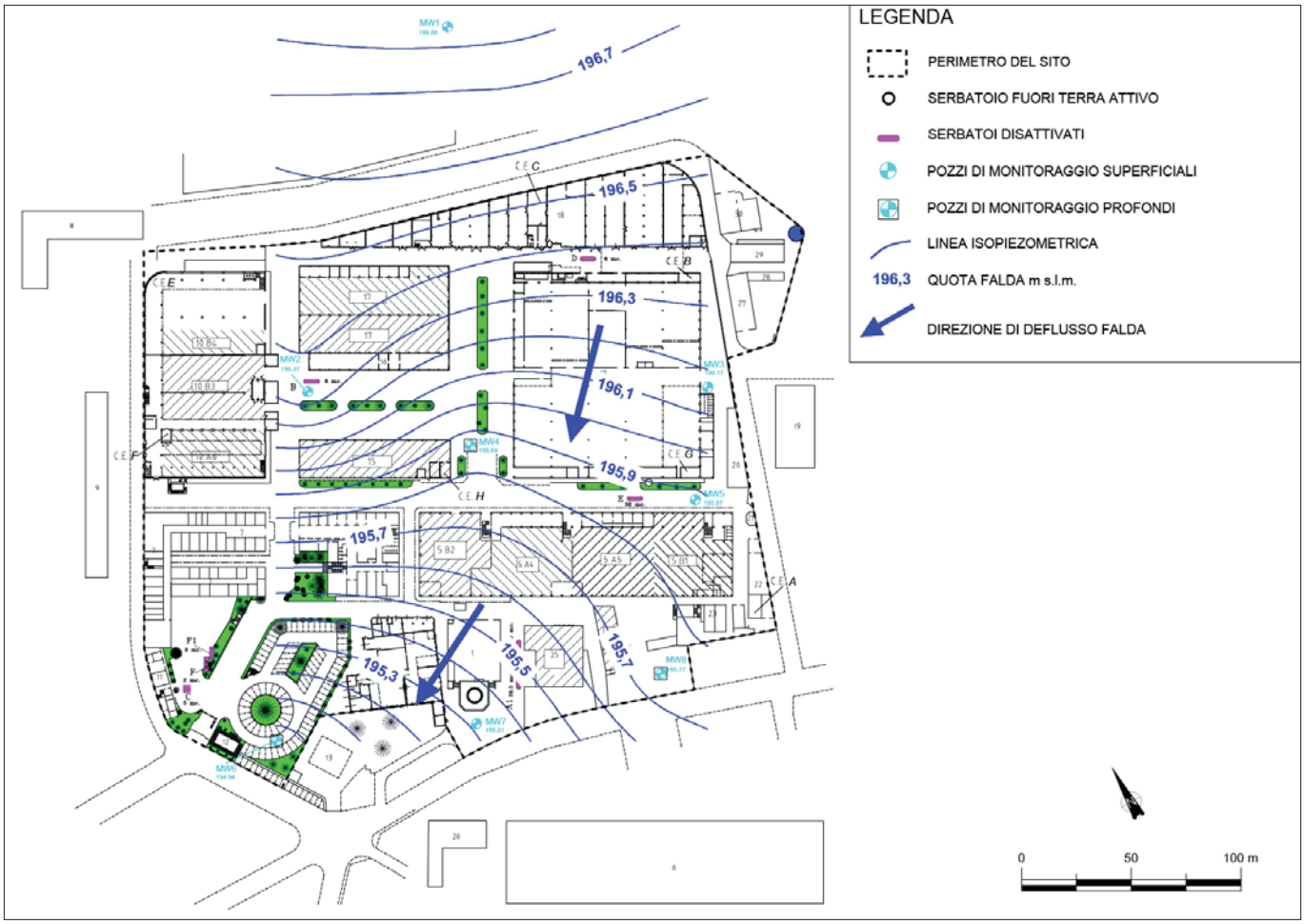


Figura 3. Mappa Isopiezometrica

prepermiane ricoperto da una successione di corpi rocciosi rappresentante un intervallo di tempo che va dalla parte superiore del Paleozoico fino al Cenozoico. Tale successione, formata alla base prevalentemente da rocce vulcaniche (Permiano), è costituita per la maggior parte da dolomie e calcari (Triassico, Giurassico, parte inferiore del Cretaceo), cui seguono limitati affioramenti di marne, arenarie e conglomerati che rappresentano parte del Cretaceo e del Cenozoico. La successione cenozoica è formata alla base dal Calcare a Nummuliti; la parte mediana è costituita da una successione di marne, conglomerati e arenarie; la parte conglomeratica è nota con il nome di Formazione della Gonfolite; la parte superiore della successione è costituita da limitati lembi argilloso-sabbiosi di età pliocenica. I depositi del Quaternario nell'area in esame sono rappresentati da prevalenti ghiaie e sabbie, di origine fluvioglaciale e subordinati terreni fini, dovuti alle rilevanti portate dei corsi d'acqua di fusione glaciale. Alla fase del Quaternario più recente (Olocene) appartengono depositi alluvionali limoso sabbiosi strutturati, generalmente, in lenti discontinue che hanno dato origine alla conoide alluvionale sulla quale si è sviluppato il Sito (A.A.T.O., 2007). Il Sito è localizzato all'interno di un contesto urbano, su un terreno a morfologia pianeggiante, ad un quota slm pari a circa 200 m slm.

La ricostruzione stratigrafica del sito è la seguente:

- Dal p.c. a 2-3,0 m: sabbie e ghiaie;
- Da 2-3,0 m a 6 m: limi sabbiosi argillosi con lenti argillose, passanti verso nord a sabbie limose grigio nocciola;
- Da 6 m a 30 m: sabbia fine limosa, da nocciola alla sommità a grigio scuro alla base, con intercalazioni decimetriche di limo e sabbia e talvolta con livelli ghiaiosi in profondità;
- Da 30 m a 35 m: limi sabbioso-argillosi grigi.

INQUADRAMENTO IDROGEOLOGICO

Le sezioni idrogeologiche realizzate sulla base dei profili geologici dei pozzi aziendali e di pozzi privati e pubblici localizzati nell'area evidenziano la presenza di un acquifero multifalda, coincidente con i depositi fluvioglaciali quaternari, con spessore medio di circa 100 metri. La suddivisione multifalda è data dalla presenza di lenti più o meno continue che suddividono l'acquifero principale in più comparti (Barnaba P. F., 1992). Le indagini effettuate hanno confermato la presenza di un livello acquifero continuo presente nelle sabbie fini limose compreso tra una profondità di circa 6 e 30 m dal p.c. con una soggiacenza pari a circa 6-7 m da p.c.. Il substrato dell'acquifero è litologicamente caratterizzato dai limi sabbioso-argillosi grigi riscontrati alla profondità di circa 30 m dal p.c..

Le acque sotterrane presenti all'interno dell'acquifero individuato hanno, in condizioni statiche, una direzione di flusso locale approssimativamente da Nord-Est a Sud-Ovest, con un gradiente idraulico variabile tra 0,3% e 0,6% (a seconda del settore del Sito). Relativamente alla conducibilità idraulica, le prove di pompaggio eseguite in Sito hanno permesso di stimare valori pari a circa $5*10^{-5}$ m/s.

CARATTERIZZAZIONE AMBIENTALE

Le attività di caratterizzazione iniziate nel 2001 hanno permesso di formulare il modello concettuale del Sito, punto di partenza per le successive attività di bonifica. In una prima fase si è provveduto all'esecuzione di rilievi georadar, punti di monitoraggio del soil gas per la caratterizzazione dei gas interstiziali, sondaggi superficiali e pro-

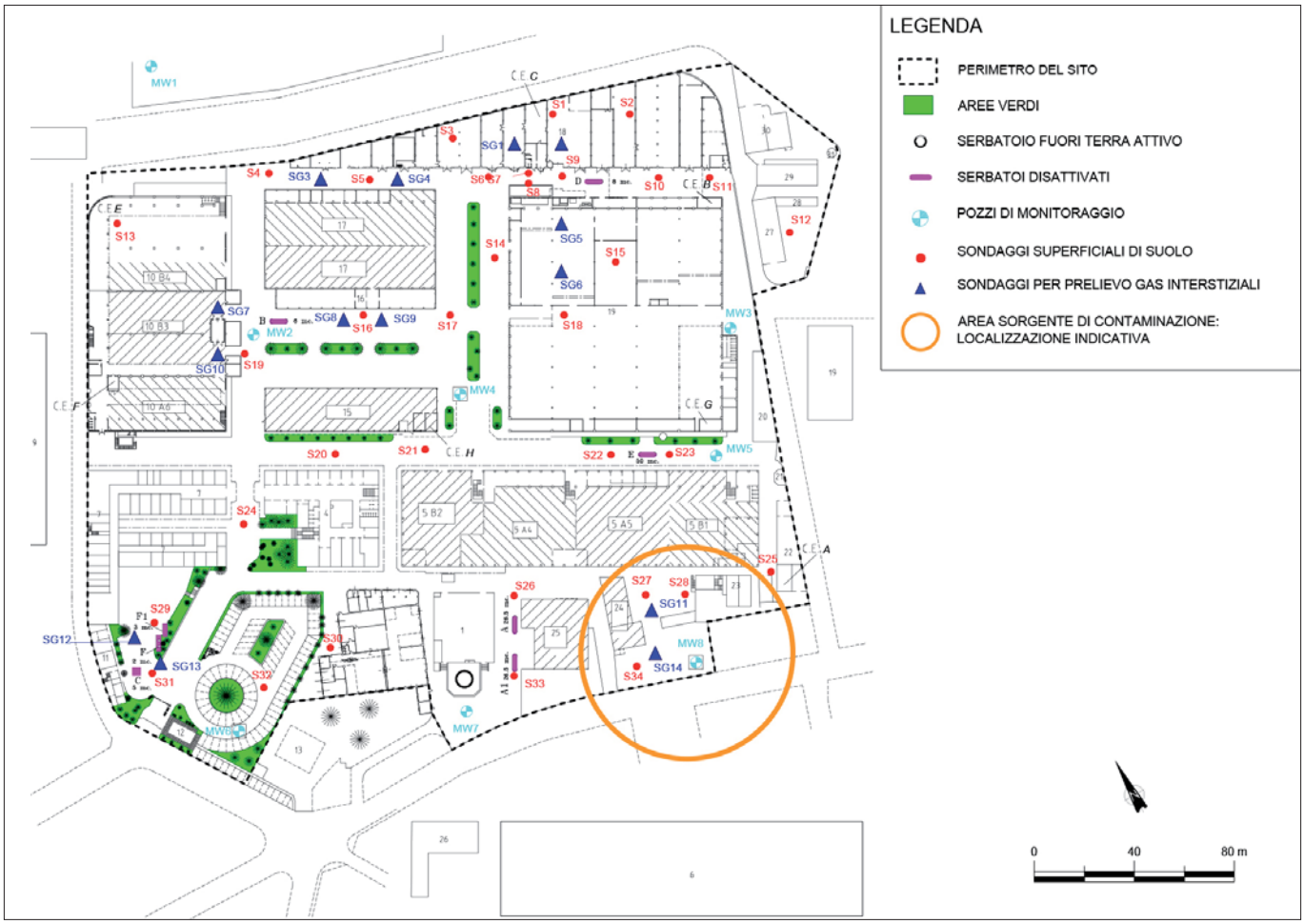


Figura 4. Punti di Indagine e Area Sorgente di Contaminazione

fondi finalizzati a piezometro, prelievo ed analisi chimiche di terreni e acque sotterranee e prelievo di campioni indisturbati per analisi granulometriche. Alla luce delle analisi effettuate, si è riscontrato che nei gas interstiziali le concentrazioni rilevate di composti alifatici clorurati arrivavano fino a circa 75,4 mg/m^3. Per quanto riguarda i terreni, le concentrazioni rilevate erano in generale inferiori ai limiti di rilevabilità strumentali, con la principale eccezione del PCE con concentrazioni fino a 0,17 mg/kg. Nelle acque sotterranee è stata rilevata presenza di concentrazioni superiori al limite di legge principalmente a carico di composti alifatici clorurati (TCE e PCE), con concentrazioni fino a 42,2 (TCE) µg/l e 4530 µg/l (PCE). L'area sorgente di contaminazione è stata individuata nell'area stoccaggio rifiuti dove erano contenuti i fusti metallici con solventi esausti.

ATTIVITÀ DI MESSA IN SICUREZZA D'EMERGENZA

Al fine di intercettare la contaminazione disciolta nelle acque sotterranee in uscita dal Sito, è stato installato un pozzo di emungimento (P1) nei pressi del confine di valle idrogeologico del Sito. L'attività di estrazione delle acque da tale pozzo ha rappresentato una misura di messa in sicurezza d'emergenza ex D.M. 471/99. E' stato formulato ed implementato un piano di monitoraggio dell'esercizio del pozzo barriera che prevedeva il monitoraggio mensile delle acque di scarico in conformità alle autorizzazioni rilasciate.

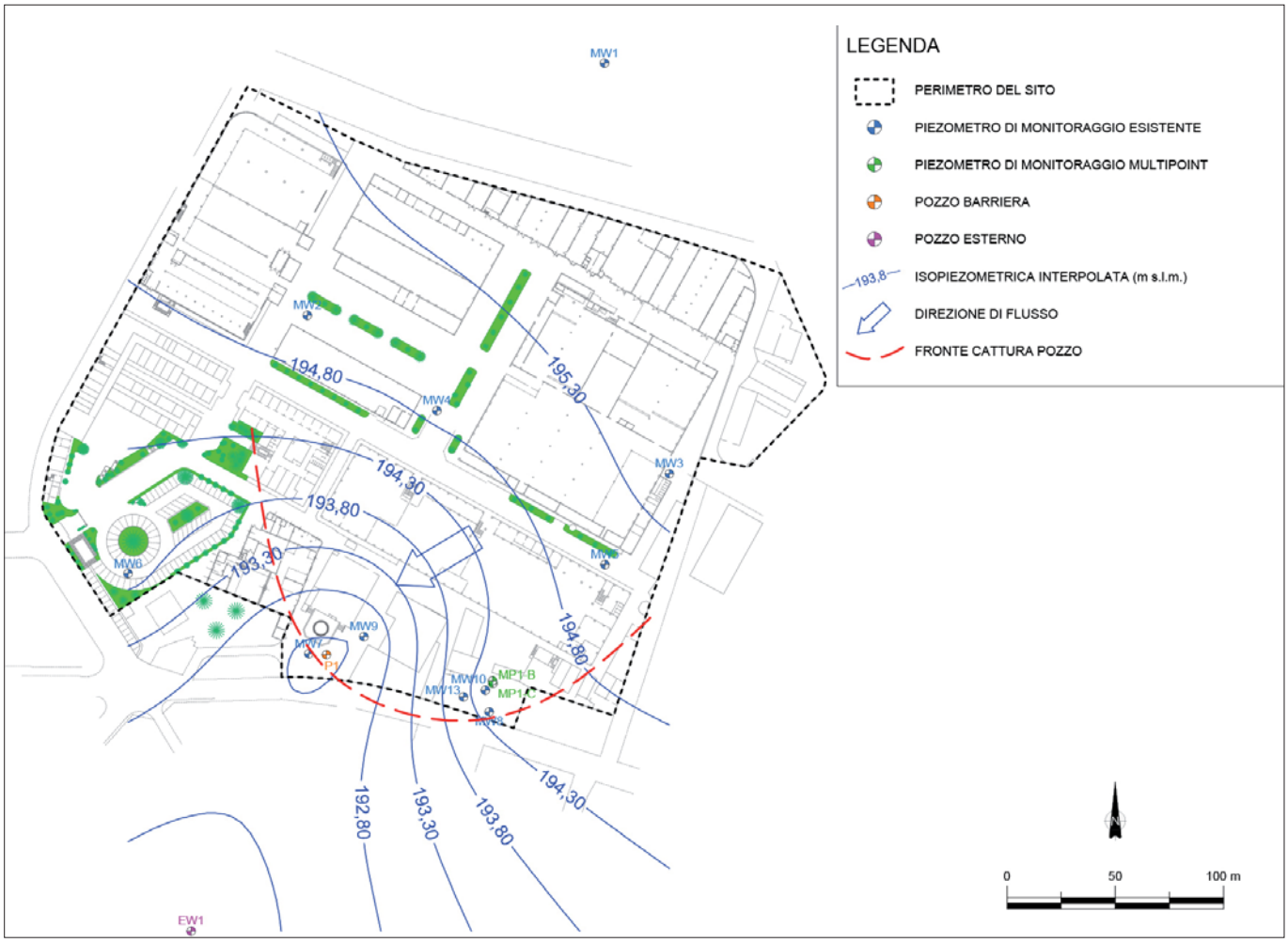


Figura 5. Mappa isopiezometrica con il pozzo barriera P1 in pompaggio

BONIFICA DEI TERRENI INSATURI

Con riferimento ai terreni insaturi, a valle delle prime indagini di caratterizzazione si è proceduto alla delimitazione della sorgente di contaminazione attraverso l'esecuzione di 15 punti di indagine dei gas interstiziali (spinti fino ad una profondità di 2-4 m da p.c.). L'area impattata è risultata avere dimensioni ridotte, trattabili attraverso l'installazione di un sistema di Soil Vapor Extraction (SVE) costituito da 3 punti di estrazione dei gas interstiziali e da un impianto di trattamento dei gas su carboni attivi prima dell'emissione in atmosfera. Prima dell'implementazione "full scale" è stata eseguita una prova pilota in campo nel mese di novembre 2002, per verificare l'applicabilità della tecnologia e definire i principali parametri di progetto (fenestratura dei pozzi di aspirazione: 2-5 m da p.c.; portata di estrazione: 110 m^3/ora; raggio di influenza: 8 m; concentrazione iniziale di contaminanti in forma vapore estratti dal sistema: 15 mg/m^3).

Il sistema di bonifica progettato era composto da pozzi di aspirazione, raccordi di regolazione e piping, centrale di aspirazione, trattamento vapori e acque di condensa e pozzi di monitoraggio. Al fine di evitare fenomeni di cortocircuitazione con aria atmosferica (evidenziati in fase di prova pilota) ed impedire il dilavamento della contaminazione nell'insaturo, è stata realizzata un'impermeabilizzazione dell'area di bonifica mediante la posa di una platea in calcestruzzo di circa 130 m^2.

Il sistema SVE "full scale", entrato in funzione nel mese di luglio 2004, è stato spento alla fine del giugno 2005, dopo un periodo di funzionamento di 11 mesi. L'evoluzione temporale delle concentrazioni estratte ha evidenziato un assestamento dei valori, nell'ultimo periodo di monitoraggio (gennaio/marzo 2005), su concentrazioni complessive



Figura 6. Particolare dell'Impianto SVE Installato

inferiori al mg/m3, con un andamento asintotico (a dimostrazione del raggiungimento del limite tecnologico del sistema di bonifica). Durante il periodo di esercizio sono stati estratti complessivamente 6,5 kg di PCE, 0,03 kg di TCE, 0,004 kg di DCE e <0,001 kg di CV. Le attività di collaudo sono state effettuate mediante l'esecuzione di un sondaggio da cui sono stati prelevati 4 campioni di terreno. Su ogni campione sono state eseguite le analisi per la determinazione dei composti alifatici clorurati ed i risultati hanno evidenziato il rispetto dei limiti stabiliti del D.Lgs. 152/06 (siti ad uso commerciale-industriale).

BONIFICA DELL'ORIZZONTE SATURO

TEST DI LABORATORIO

La tecnologia prescelta per l'orizzonte saturo (Ossidazione Chimica In Situ - ISCO - mediante iniezioni di soluzioni di permanganato di potassio e sodio) è stata oggetto di diverse fasi di progettazione ed implementazione. Sia il permanganato di potassio che quello di sodio sono efficaci nell'ossidazione chimica di tali contaminanti (ITRC, 2001). Tale tecnologia è applicata per il trattamento di solventi clorurati e i suoi risultati sono ampiamente documentati (Mackinnon and Thomson, 2002, Huling and Pivetz, 2006, Siegrist *et al.*, 2001). Tale tecnologia ha come obiettivo l'ossidazione dei composti alifatici clorurati come PCE e TCE. La completa ossidazione di tali composti genera ioni cloro e anidride carbonica, secondo le seguenti reazioni (Yan and Schwartz, 2000):

$$4\,KMnO_4 + 3\,C_2Cl_4 + 4\,H_20 \rightarrow 6\,CO_2 + 4\,MnO_2 + 4\,K^+ + 12\,Cl^- + 8H^+$$

$$2\,KMnO_4 + C_2HCl_3 \rightarrow 2\,CO_2 + 2\,MnO_2 + 2\,K^+ + H^+ + 3\,Cl^-$$



Figura 7. Ubicazione impianto SVE

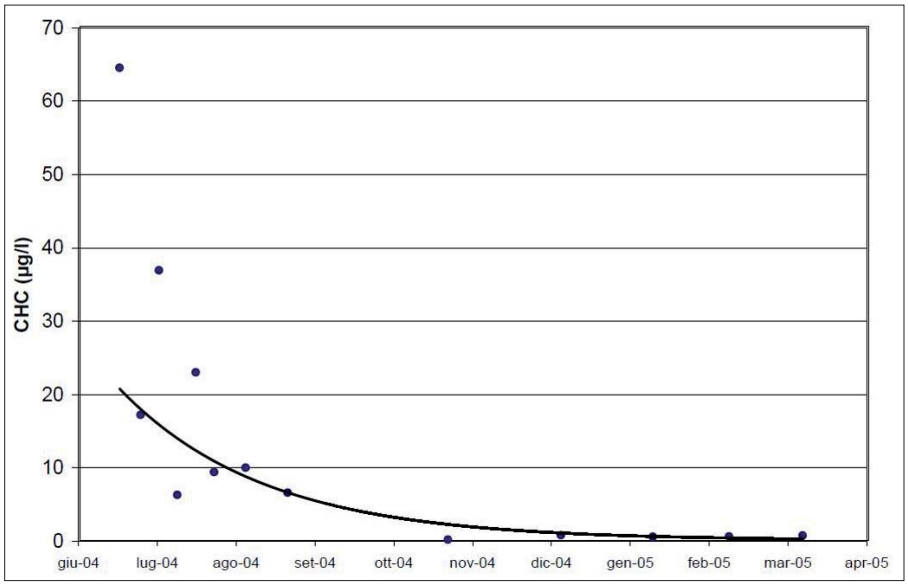


Figura 8. Trend delle concentrazioni dei composti organo alogenati totali estratti dallo SVE

I vantaggi dell'applicabilità dell'ISCO con l'uso di permanganato includono la sua stabilità chimica, l'efficacia dei costi e reazioni i cui sottoprodotti sono meno pericolosi (Tsai *et al.*, 2008). Inizialmente sono stati eseguiti test di ossidazione in laboratorio su campioni prelevati a diverse profondità nell'area individuata come sorgente della contaminazione. In particolare le analisi condotte hanno avuto l'obiettivo di verificare l'efficacia del trattamento sulle matrici prelevate e misurare il fabbisogno totale di ossidante del terreno (SOD - Soil Oxidant Demand) in modo da valutare l'applicabilità tecnico-economica della tecnologia proposta. Sulla base dei risultati delle prove è stata stabilita una buona efficacia del trattamento con il seguente fabbisogno teorico di permanganato di potassio per metro cubo di terreno da trattare:

- campione di suolo 10,0-10,5 m: 1-2 kg/m^3;
- campione di suolo 24,0-24,5 m: 0,5-1 kg/m^3;
- campione di suolo 30,0-30,5 m: 4-7 kg/m^3.

In particolare, in un periodo di reazione di 7 giorni, una concentrazione di 5000 mg/l di permanganato di potassio ha permesso di abbattere le concentrazioni di composti alifatici clorurati al di sotto dei limiti di rilevabilità. Siccome i valori di fabbisogno teorico di ossidante sono risultati tali da non pregiudicare l'applicabilità della tecnologia, si è proceduto all'esecuzione di una prova pilota in campo.

PROVA PILOTA ISCO

Nel periodo luglio – novembre 2004 è stata eseguita una prova pilota ISCO in campo per verificare e dimensionare l'intervento di bonifica "full scale". L'impianto utilizzato è costituito da un serbatoio per la preparazione e lo stoccaggio della soluzione di permanganato, da un sistema di miscelazione e di iniezione della soluzione, da pozzi di iniezione e monitoraggio e da un sistema di controllo.



Figura 9. Particolare dei punti di iniezione

Le iniezioni di soluzione di permanganato sono state effettuate separatamente in tre livelli a diversa profondità, mediante 3 pozzi in PVC DN 3" (IW1-A, IW1- B e IW1-C) rispettivamente fessurati (slot 1 mm) ad intervalli di 13-19 m, 18-25 m e 27-30 m. Durante la prova pilota è stata effettuata l'iniezione di 1075 kg di permanganato di potassio in una soluzione al 3%.

Gli effetti delle iniezioni sono stati monitorati tramite piezometri fenestrati a differenti profondità (MP1–A/B/C, MP2-A/B/C), simili a quelle dei pozzi di iniezione.

Il campionamento di "bianco" effettuato preliminarmente alle iniezioni e le successive campagne di monitoraggio post iniezione hanno riguardato la determinazione dei seguenti parametri: livelli piezometrici, pH, potenziale redox, temperatura, ossigeno disciolto, conducibilità, cloruri, composti clorurati, metalli sul filtrato (Pb, As, Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, CrVI). I risultati analitici hanno evidenziato che le concentrazioni di PCE sono sensibilmente diminuite in tutti i punti di monitoraggio. Le concentrazioni di TCE hanno presentato una generale diminuzione, anche se meno evidente rispetto a quella rilevata per il PCE.

Questo risultato è attribuibile alle minori concentrazioni iniziali di TCE rispetto a quelle del PCE. Dopo un iniziale aumento dei valori del manganese, in corrispondenza della diminuzione delle concentrazioni di composti clorurati, si è verificata una veloce diminuzione anche del manganese stesso. In generale i valori dei composti alifatici clorurati sono rapidamente diminuiti, anche al di sotto del limite di rilevabilità, per poi talvolta risalire. Tale fenomeno, noto con il nome di "rebound", è spiegabile con la limitatezza spaziale dell'intervento, che non può aver eliminato completamente la sorgente nel terreno saturo. Si evidenzia che non si sono osservati accumuli né di composti clorurati a basso numero di atomi di cloro (dicloroetileni e cloruro di vinile monomero) né di altri composti alifatici clorurati.

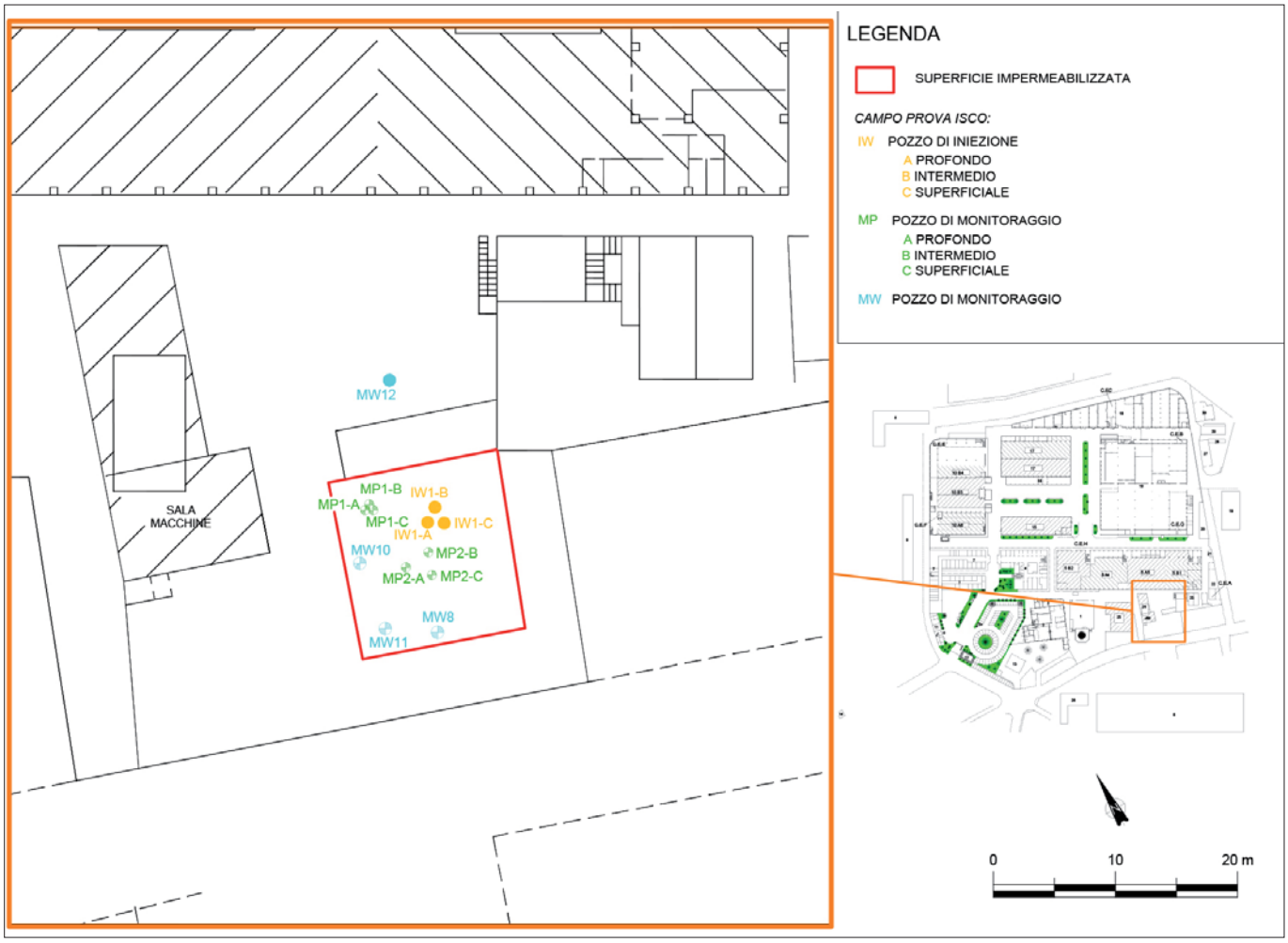


Figura 10. Planimetria campo Prova ISCO

OBIETTIVI DI BONIFICA

Per la contaminazione del suolo saturo è stata elaborata un'Analisi di Rischio (AdR), con l'obiettivo di calcolare i valori di Concentrazione Soglia di Rischio (CSR) da utilizzare come target di bonifica per le acque sotterranee. L'AdR è stata approvata nel 2011. Ai Punti di Conformità ex D.Lgs. 152/06 e s.m.i. (POC), rappresentati dai piezometri MW7 ed EW1, i valori di CSR sono stati posti equivalenti alle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) ex D.Lgs.152/06 e s.m.i. Negli altri piezometri interni al Sito i valori delle CSR sono riportati nella *Tab.* 1 a pagina seguente.

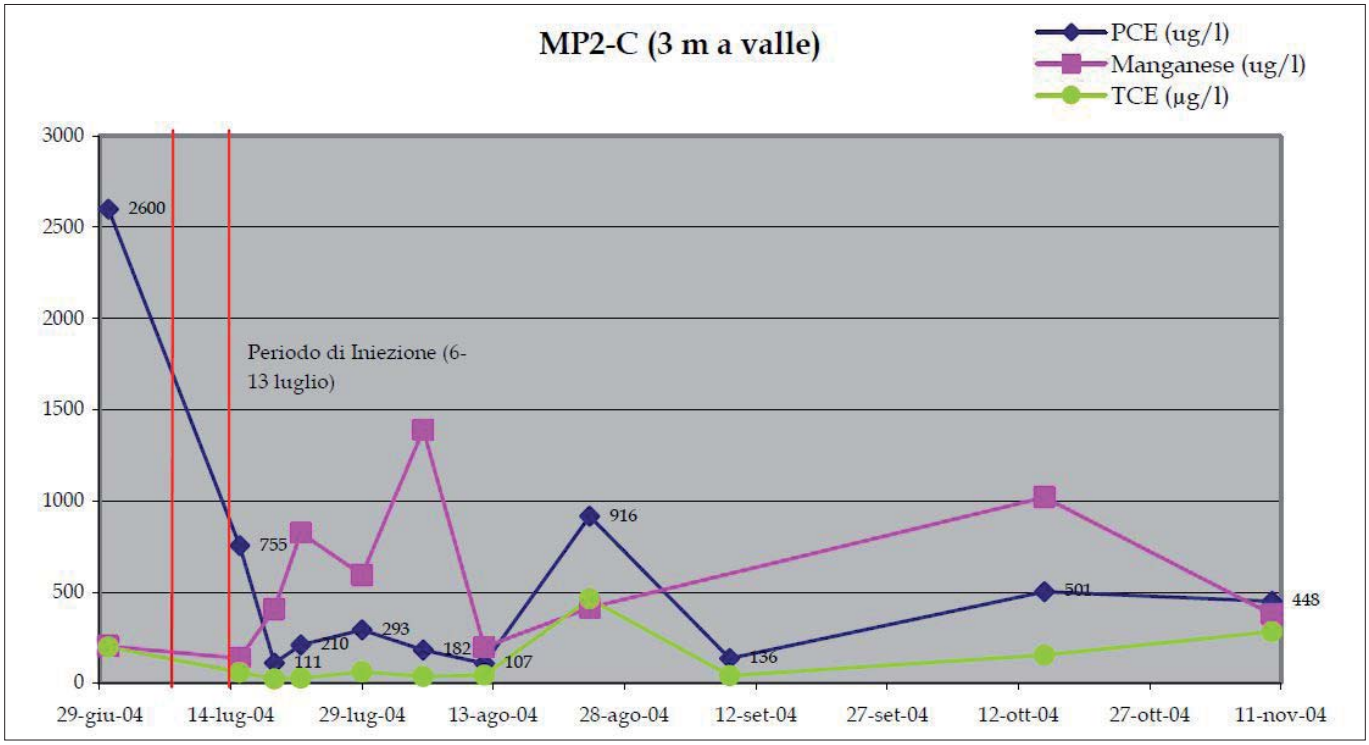


Figura 11. Andamento di PCE, TCE e Manganese (µg/l) in MP2-C (circa 3 m a valle dei pozzi di iniezione)

Tabella 1. CSR

Contaminanti di Interesse	CSR (µg/l) piezometri interni sito	CSR=CSC (µg/l) in MW7 ed EW1
Cloruro di vinile	38	0,5
1,1-dicloroetilene	6,8	0,05
Tricloroetilene	440	1,5
Tetracloroetilene	97	1,1
Cis-1,2-dicloroetilene	16.000	60
1,2-dicloropropano	87	0,15
1,1,2-tricloroetano	220	0,2

fenomeni di "rebound" delle concentrazioni (ITRC 2015, McGuire *et al.*, 2006), causati da una caratterizzazione non sufficientemente dettagliata dell'estensione della sorgente limitando durata e costi del trattamento ISCO. Il sistema MIP fa infatti parte di quelle tecnologie che permettono di eseguire una caratterizzazione ad alta risoluzione (HRSC-High Resolution Site Characterization o ISC-Integrated Site Characterization), che aumenta le pos-

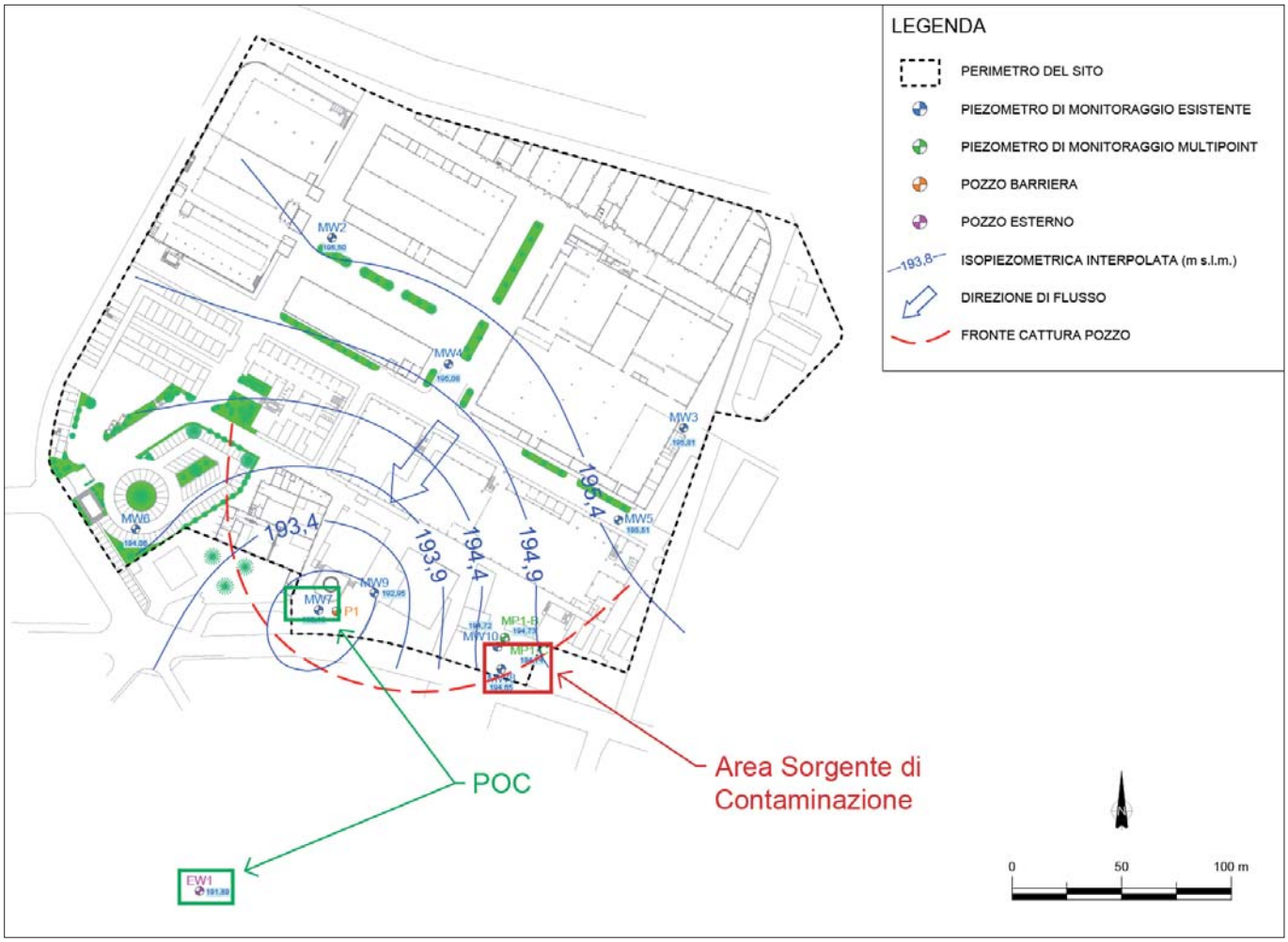


Figura 12. Identificazione dei POC e dell'Area Sorgente di contaminazione

CARATTERIZZAZIONE AD ALTA RISOLUZIONE E PROGETTAZIONE DI DETTAGLIO

Ai fini della progettazione di dettaglio della bonifica, nel novembre 2011 è stata realizzata un'indagine ad alta risoluzione con tecnologia Membrane Interface Probe (MIP, sviluppato da Geoprobe®). La tecnica MIP riduce significativamente l'incertezza e risulta fondamentale per la ricostruzione 3D della geometria della sorgente secondaria della contaminazione (Dijkshoorn *et al.*, 2014, Geoprobe System, 2012; Griffin *et al.*, 2002; Heron *et al.*, 2009; U.S.EPA, 2004 e 2005). L'indagine MIP permette di prevenire eventuali

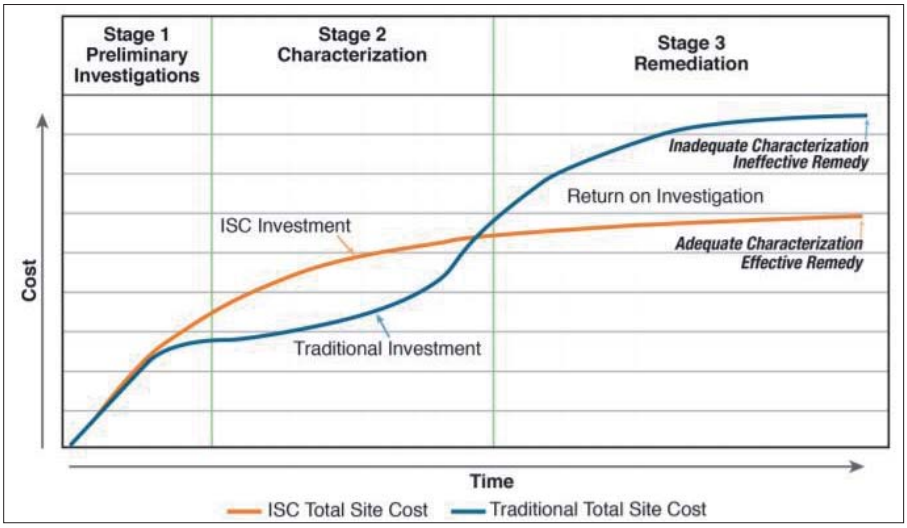


Figura 13. Comparazione tra costi di procedure di bonifica condotte sulla base di caratterizzazione tradizionali o ad alta risoluzione (ISC)

sibilità di effettuare attività di bonifica efficaci e diminuire quindi i costi dell'intero procedimento di bonifica rispetto ad una caratterizzazione tradizionale (ITRC 2015, Dijkshoorn *et al.*, 2014).

Il sistema MIP unisce la tecnica di perforazione a percussione di piccolo diametro con l'utilizzo di strumenti analitici da campo (un fotoionizzatore [PID], uno ionizzatore a fiamma [FID] ed un rilevatore a cattura di elettroni [TID o DELCD]), ed è in grado di fornire in tempo reale una stima semi-quantitativa della presenza dei contaminanti di interesse (idrocarburi, idrocarburi aromatici e composti alifatici clorurati) lungo la verticale di indagine (Bumberger *et al.* 2012; Dietrich e Leven, 2006; Christy 1996). Il MIP consente una volatilizzazione dei composti organici presenti nella zona insatura e satura, grazie alla sua punta dotata di una membrana riscaldabile fino a 120° C. I vapori così rilasciati dal suolo e dalle acque di falda vengono raccolti dagli strumenti di analisi, grazie ad un gas vettore inerte (N_2), e letti in tempo reale durante l'esecuzione dell'indagine. Inoltre, il sistema perforazione utilizzato contiene i sensori C.P.T. (Cone Penetrometer Testing) che traducono i segnali di resistenza alla punta e di attrito laterale permettendo di ricavare informazioni sulla litologia. Il fatto di poter visualizzare le risposte del MIP in tempo reale permette di modificare in cantiere la localizzazione dei punti MIP ancora da effettuare sulla base dei risultati di quelli già effettuati. In tal modo è possibile circoscrivere con precisione l'area sorgente di contaminazione, infittendo il numero di punti MIP dove più necessario. Nel caso in esame i punti di indagine MIP sono stati inizialmente disposti lungo una maglia regolare 5m x 5m; dopo i risultati dei primi punti eseguiti, si è proceduto a spostare, laddove necessario, i successivi, così da completare il quadro conoscitivo dell'area. Sono stati eseguiti complessivamente 10 punti di indagine fino a profondità comprese tra 30 e 35 m da p.c. Tale indagine ha consentito di individuare e delimitare in dettaglio, nelle tre dimensioni, le zone maggiormente interessate da fenomeni di contaminazione da composti alifatici clorurati. Nonostante il sistema MIP fornisca valori semi-quantitativi espressi in termini di Volt e, pertanto, non direttamente confrontabili con le CSR, il suo utilizzo permette di identificare i volumi di sottosuolo maggiormente interessati dalla presenza dei contaminanti volatili di interesse e quindi di focalizzare su tali volumi gli interventi di bonifica. Nel caso specifico, i dati elaborati hanno permesso di costruire un modello 3D che ha consentito di visualizzarne entità ed estensione della sorgente di contaminazione.

I valori più elevati sono stati registrati nel punto MIP01 (in prossimità del piezometro MW8) e in misura minore nel punto MIP02 (in prossimità del piezometro MP2-B), a conferma dei risultati analitici delle campagne di monitoraggio delle acque di falda. In definitiva l'area sorgente dei composti clorurati risulta definita e sostanzialmente localizzata nella zona satura, al di sotto dei 12 m da p.c., in corrispondenza del piezometro MW8. Per quanto riguarda i volumi di terreno dove nel luglio 2004 era stata eseguita la prova pilota ISCO (IW1-A, IW1-B e IW1-C), l'indagine MIP non ha evidenziato significative concentrazioni di composti clorurati, a conferma dell'efficacia della tecnologia utilizzata. Inoltre, la risposta del MIP a tali composti risulta essere quasi del tutto assente nel terreno insaturo, in accordo con i risultati del collaudo della bonifica eseguita tramite Soil Vapor Extraction.

PROGETTAZIONE ISCO "FULL SCALE"

Per la progettazione della tecnologia ISCO "full scale" sono stati utilizzati i parametri derivati dalle prove di laboratorio, dalle prove pilota in campo del 2004 e dalle indagini MIP del 2011. Nel dettaglio il volume di terreno trattato è pari a circa 4600 m^3 equivalenti a 7900 t (700 m^3 tra 12 e 16 m da p.c.; 1800 m^3 tra 16 e 25 m da p.c.; 2100 m^3 tra 25 e 37 m da p.c.) per un'estensione areale di circa 215 m^2. Il raggio d'influenza (ROI)

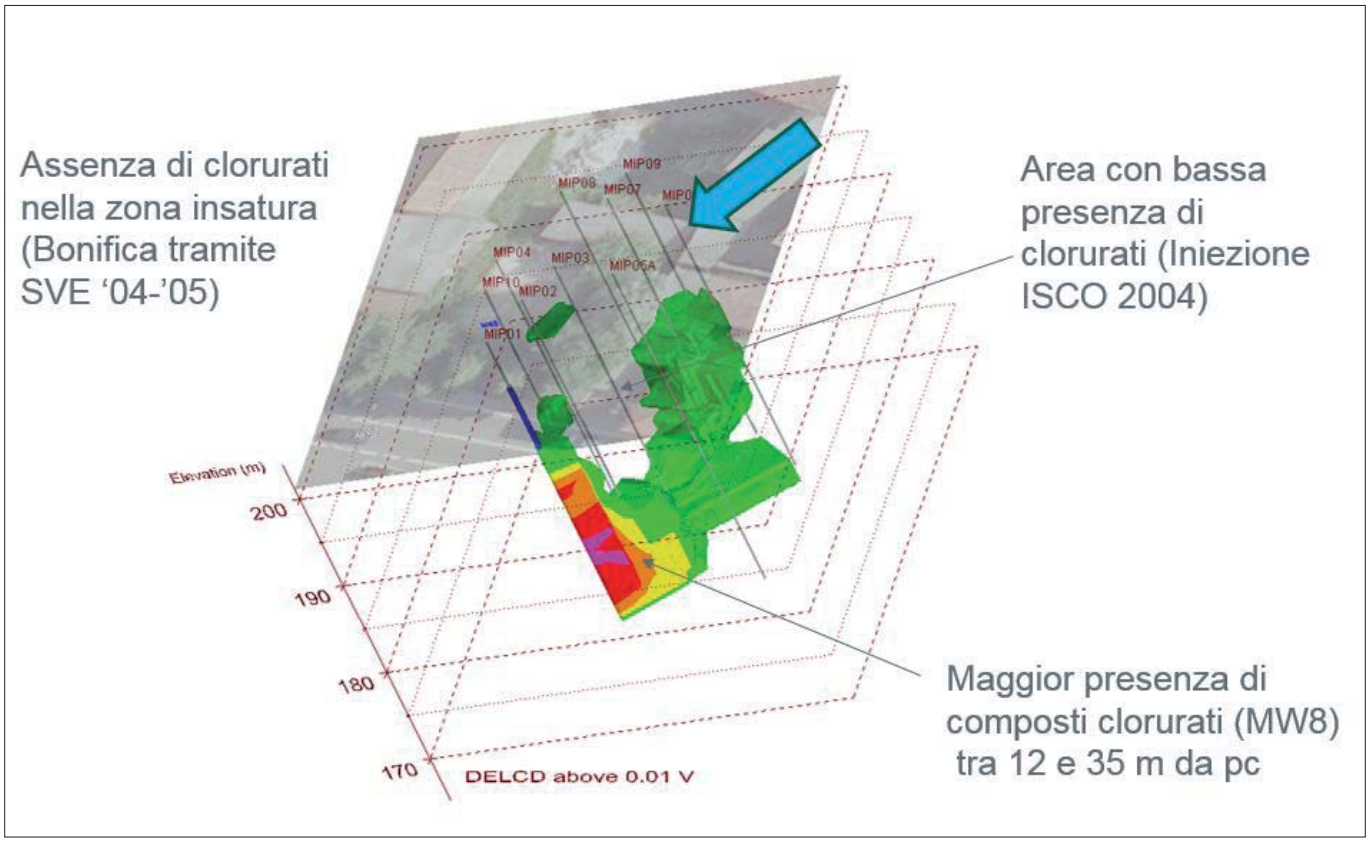


Figura 14. Distribuzione delle Risposte del Rilevatore TID ai Composti Alifatici Clorurati lungo le Verticali Indagate

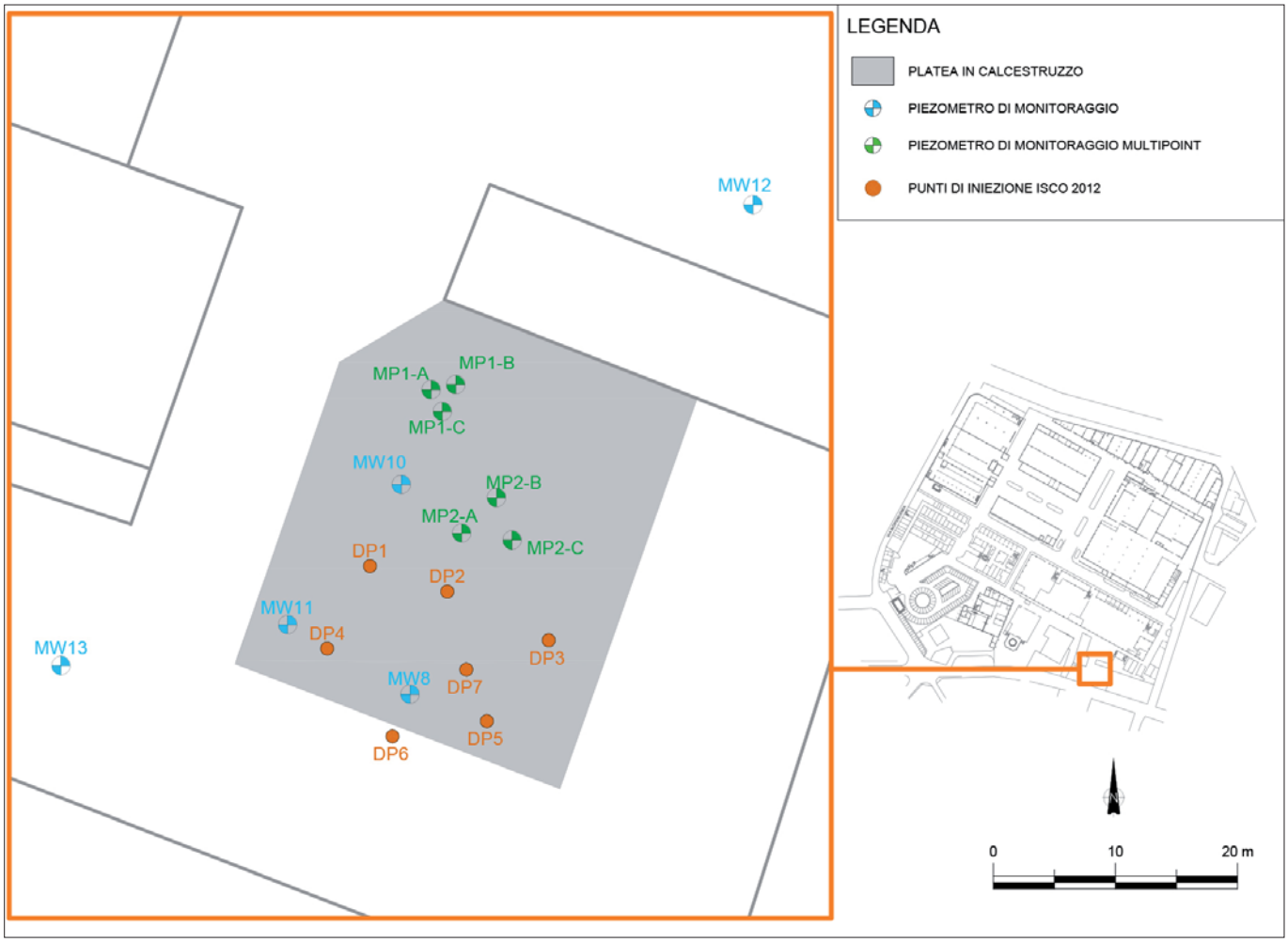


Figura 15. Ubicazione dei punti d'iniezione

rilevato in campo durante la prova pilota del 2004, mediante la misurazione in tempo reale della concentrazione di permanganato nei punti di monitoraggio, è stato valutato in 5 m. Tale valore è stato ridotto cautelativamente a 3,5 m, in considerazione del fatto che per le iniezioni "full scale" è stata selezionata la tecnologia "direct push", cioè l'iniezione in pressione mediante aste cave infisse dotate di apposito ugello, in modalità "top-down", ossia procedendo dall'al-



Figura 16. Particolare di Iniezione "direct push"



Figura 17. Particolare di iniezione tramite piezometro

to verso il basso (Hesemann e Hildebrandt, 2009). La pressione massima di iniezione, da non superare, è stata definita in 6 bar, considerando l'esigenza di evitare pressioni eccessive, in quanto potrebbero portare all'instaurazione di percorsi preferenziali. Il fabbisogno totale di ossidante del terreno (SOD) stabilito attraverso i test di laboratorio, per lo strato superficiale è stato identificato in 0.75 kg/m^3 tra 12 e 30 m da p.c. e 5.5 kg/m^3 tra 30 e 37 m da p.c..

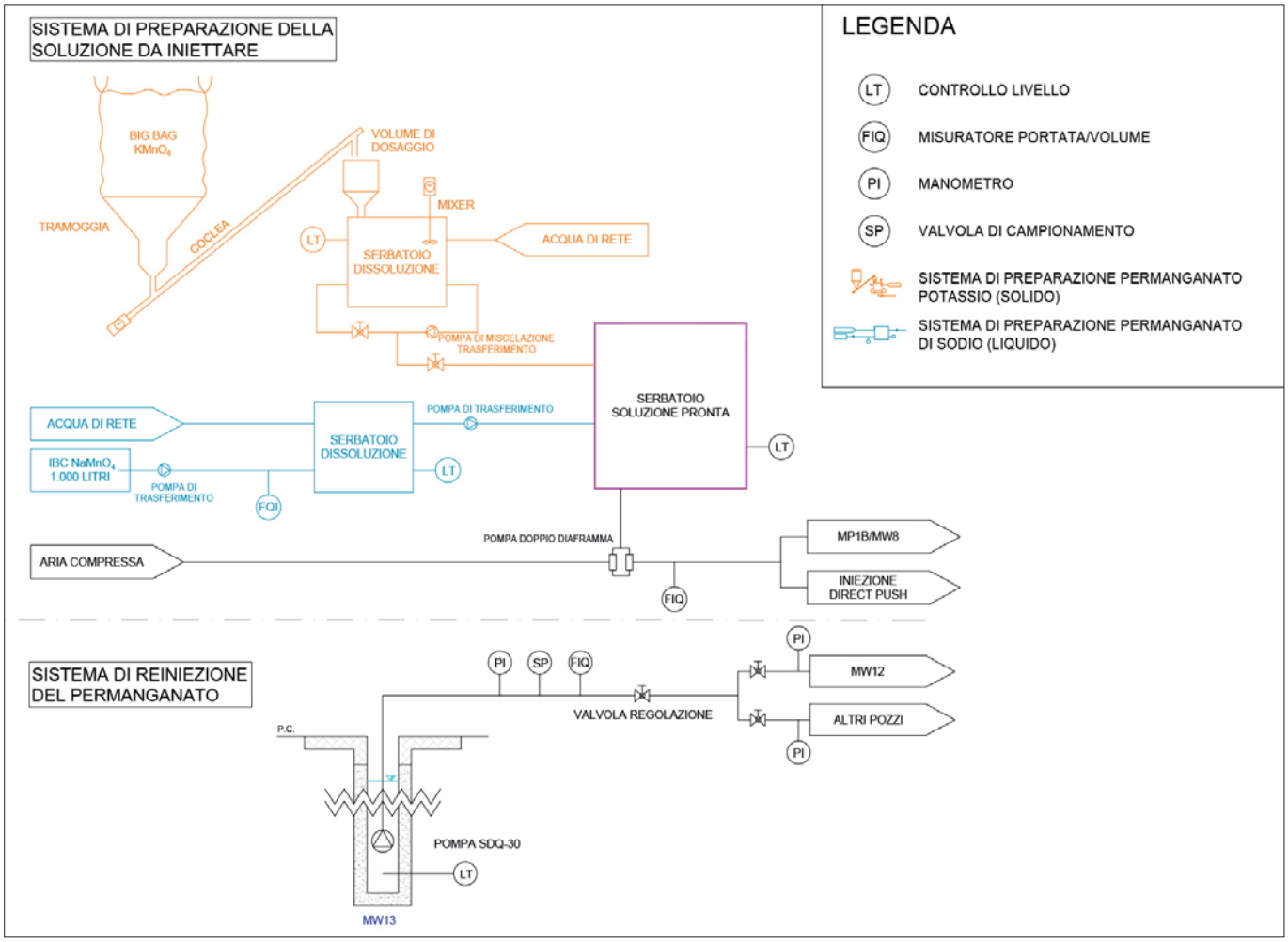


Figura 18. P&ID ISCO

La dose di permanganato per il progetto "full scale" è stata determinata valutando la dose di reagente necessaria per soddisfare il SOD e la dose di reagente necessaria per ossidare tutti i contaminanti. Sulla base dei dati sopra riportati, la dose relativa al SOD equivale a circa 9 ton di permanganato, mentre la dose necessaria per ossidare i contaminanti è stata calcolata in 25 kg. Di conseguenza, la quantità totale di permanganato calcolata è risultata sostanzialmente pari a quella richiesta per soddisfare il SOD, ovvero circa 9 ton.

INIEZIONI "FULL SCALE"

Nel settembre 2012 sono state effettuate le iniezioni in falda con tecnologia "direct push" di permanganato di sodio liquido ($NaMnO_4$) in soluzione al 15% e di potassio solido ($KMnO_4$) in soluzione al 3%, in quantitativi rispettivamente di circa 50 e 5 m^3. Le operazioni di iniezione del permanganato di sodio, tra 12 e 37 m da p.c., sono state eseguite con tecnologia "direct push" in corrispondenza di 7 postazioni (DP1, DP2, DP3, DP4, DP5, DP6, DP7). In tutti i punti le pressioni di iniezione sono sempre state mantenute inferiori al valore di 6 bar. Invece, l'iniezione della soluzione di permanganato di potassio è stata eseguita direttamente nei piezometri esistenti MP1-B, MW8 e MW10. Ai fini del controllo dell'eventuale migrazione di acque sotterranee contenenti permanganato non reagito a valle idrogeologico dell'area di intervento, oltre al pozzo di emungimento P1, si è installato un piezometro di controllo (MW13) attrezzato a pozzo barriera di emergenza. E' stata prevista inoltre la possibilità di re-iniettare il permanganato non reagito eventualmente identificato in MW13.

MONITORAGGI

Il piano di monitoraggio delle attività di bonifica eseguite è stato differenziato in "Monitoraggio in corso d'opera" ed in "Monitoraggio post operam". Il primo si riferisce alle attività di monitoraggio idrochimico eseguito nel periodo compreso tra quello preliminare all'iniezione degli ossidanti in falda (campionamento del "bianco") e quello corrispondente alle attività di collaudo; il secondo annovera le attività eseguite successivamente all'attività di collaudo. I monitoraggi idrochimici in corso d'opera sono stati effettuati nel periodo compreso tra luglio 2012 ed aprile 2013. Il campionamento del "bianco" precedente all'intervento (luglio 2012) aveva confermato la criticità che storicamente caratterizza i piezometri interni al sito, anche se in un quadro di generale miglioramento. In particolare, era stato rilevato, presso il piezometro MW8, il superamento degli obiettivi di bonifica previsti (CSR) per il composto PCE, con una concentrazione misurata pari a 147 µg/l, a fronte del limite fissato in 97 µg/l. I risultati analitici delle campagne di monitoraggio post iniezione hanno evidenziato che nel medesimo piezometro MW8 le concentrazioni dei composti alifatici clorurati sono risultate sempre inferiori al valore delle CSR. Le concentrazioni di manganese hanno presentato invece valori molto elevati (migliaia di mg/l), come naturale conseguenza dell'iniezione di permanganato, a sottolineare la corrispondenza causa (aumento di manganese da permanganato) – effetto (diminuzione delle concentrazioni di composti clorurati), con un trend in decrescita subito dopo il termine delle iniezioni. Al Punto di Conformità (POC) MW7 invece, le concentrazioni di TCE misurate, hanno evidenziato un andamento altalenante nei primi mesi, con valori prossimi o appena inferiori alle CSC di riferimento per poi essere sempre al di sotto delle stesse a partire da dicembre 2012; le concentrazioni di PCE, invece, sono diminuite sensibilmente al di sotto delle CSC durante tutto l'intervallo temporale delle previste campagne di monitoraggio. Anche in questo caso le concentrazioni di manganese e ferro misurate hanno presentato valori superiori alle CSC. Al Punto di Conformità (POC) EW1 le concentrazioni dei composti alifatici clorurati sono risultate tutte inferiori al limite di rilevabilità del laboratorio. Anche in corrispondenza dei piezometri ubicati nell'area oggetto dell'intervento

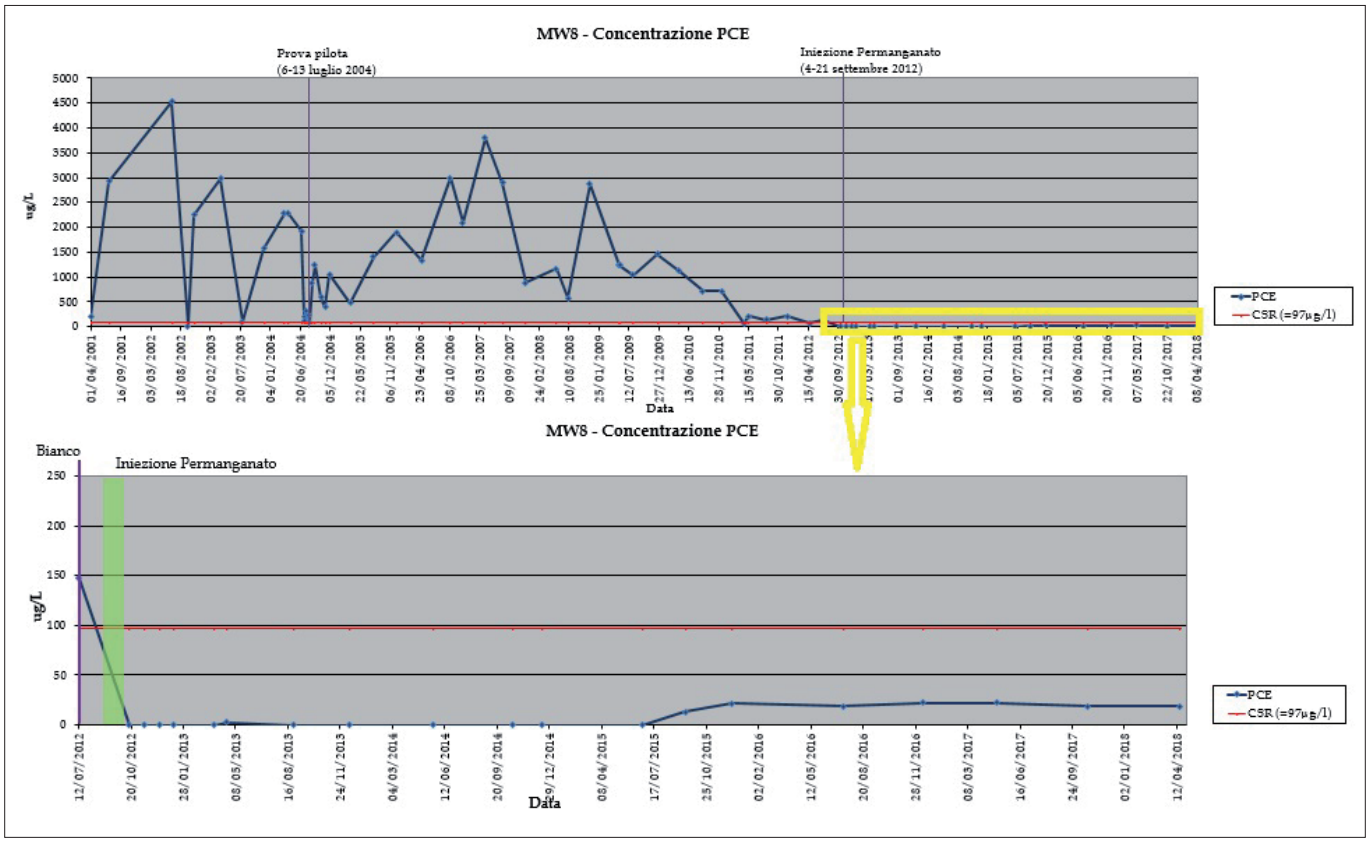


Figura 19. Concentrazioni PCE – MW8

(MW10, MP1-B e MW11) le concentrazioni dei composti alifatici clorurati sono diminuite al di sotto dei limiti di rilevabilità per tutto il periodo del monitoraggio in corso d'opera.

COLLAUDO

Il collaudo della bonifica, eseguito a fine aprile 2013, è consistito nel campionamento delle acque sotterranee presso la rete piezometrica completa. I risultati analitici hanno confermato il raggiungimento degli obiettivi di bonifica in tutto il Sito. In particolare, presso il piezometro MW8 la concentrazione di PCE è risultata pari a 2,17 µg/l, ovvero abbondantemente inferiore alla CSR prevista (97 µg/l), e le concentrazioni di TCE misurate sono rimaste inferiori al limite di rilevabilità del laboratorio. Ai Punti di Conformità (POC) MW7 ed EMW1 le concentrazioni di PCE e TCE si sono confermate al di sotto delle CSC. I monitoraggi "post operam" sono stati effettuati a partire da agosto 2013, successivamente alle attività di collaudo.

I risultati analitici eseguiti sino a fine dicembre 2014 hanno confermato il raggiungimento degli obiettivi di bonifica. Medesimi risultati si sono ottenuti per le campagne di giugno e settembre 2015. In seguito al monitoraggio di dicembre 2015, visto il mantenimento degli obiettivi di bonifica per i composti alifatici clorurati, si è proceduto allo spegnimento del pozzo barriera P1 (13 luglio 2016). Il rispetto degli obiettivi di bonifica è stato confermato anche dalle analisi svolte in contradditorio di Arpa nel luglio 2016. Le concentrazioni di manganese sono andate diminuendo nel tempo fino a valori paragonabili a quelli registrati in altri settori del Sito non interessati dalle attività di bonifica; durante un incontro tecnico nel luglio 2017, è stato ratificato che la presenza di metalli nelle acque di falda rappresenta una caratteristica naturale dell'acquifero. In accordo al Progetto Operativo di Bonifica il monitoraggio "post operam" si è concluso con l'ultimo campionamento eseguito nell'aprile 2018. I risultati hanno confermato il rispetto degli obiettivi di bonifica senza che si verificassero effetti di "rebound", a testimonianza del completo trattamento della sorgente di contaminazione.

A completamento di quanto finora riportato, l'andamento della concentrazione di tetracloroetilene (PCE) misurata nel piezometro MW8 nell'arco di tutto il procedimento di caratterizzazione e bonifica si presta alle seguenti considerazioni.

I valori iniziali, prima della prova pilota in campo del 2004, erano nell'ordine delle migliaia di µg/litro. Dopo l'iniezione, vi è stato un significativo decremento, seguito da un progressivo recupero (rebound) nel periodo 2005-2007 fino a valori confrontabili con quelli iniziali. Nel periodo 2008-2011, la tendenza si è invertita e le concentrazioni sono diminuite fino a valori intorno ai 200 µg/l. La successiva iniezione "full scale" ha definitivamente abbassato le concentrazioni al di sotto della CSR, con un lieve innalzamento dal 2015, seguito da stabilizzazione. E' stato pertanto possibile osservare una risposta immediata del piezometro MW8, probabilmente dovuta alla formazione di vie preferenziali, seguita da un aumento e da una successiva nuova diminuzione, probabilmente connessa con l'arrivo di permanganato trasportato dal moto di filtrazione naturale della falda. L'orizzonte temporale della stabilizzazione delle concentrazioni è stato nell'ordine di circa 7 anni a valle della prova pilota e di circa 6 anni a valle dell'iniezione "full scale".

In ultimo si sottolinea come la buona riuscita dell'intervento sia dipesa, tra gli altri fattori, dall'assenza di significativi livelli a granulometria fine caratterizzati da un'elevata quantità di composti alifatici clorurati adsorbiti. In caso contrario l'iniezione (che interessa i materiali più grossolani dell'acquifero e non può far entrare in contatto gli ossidanti con i contaminanti adsorbiti all'interno di livelli a granulometria fine) avrebbe generato una riduzione delle concentrazioni disciolte nel breve periodo, seguita tuttavia da un successivo innalzamento dovuto alla "back-diffusion" dei contaminanti dai livelli a granulometria fine (ITRC, 2015).

Gli Enti di Controllo hanno certificato l'avvenuta bonifica dei terreni e delle acque sotterranee nel dicembre 2018.

BIBLIOGRAFIA

A.A.T.O. (2007), *Studio idrogeologico e idrochimico della Provincia di Varese a supporto delle scelte di gestione delle risorse idropotabili*; Polo Scientifico Tecnologico Lombardo.

Barnaba P. F. (1992), *Lineamenti idrogeologici della zona compresa tra i laghi di Monate, Comabbio e Varese,* Acque sotterranee n. 1/1992, 33-38.

Bumberger J., Radny D., Berndsen A., Goblirsch T., Flachowsky J., Dietrich P. (2012), *Carry-Over Effects of the Membrane Interface Probe,* Ground water – July-August, 578-584.

Christy T. M. (1996), *A driveable permeable membrane sensor for the detection of volatile compounds in soil*, National GroundWater Associations Outdoor Action Conference. Las Vegas, Nevada.

Dietrich P., Leven C. (2006), *Direct push-technologies.* In Groundwater Geophysics: A Tool for Hydrogeology, ed. R. Kirsch, 321–340, Berlin: Springer.

Dijkshoorn P., Mori P., Cappelletti Zaffaroni M. (2014), *High Resolution Site Characterization as key element for proper design and cost estimation of groundwater remediation,* Italian Journal of Groundwater 017 – 027.

GEOPROPE® SYSTEM (2012), *Geoprobe® Membrane Interface Probe (MIP) Standard Operating Procedure,* Geoprobe® Technical Bulletin No. MK3010.

Griffin T. W., Watson K. W. (2002), *A Comparison of Field Techniques for Confirming Dense Nonaqueous Phase liquids,* Groundwater Monitoring & Remediation 22 – 2.

Heron G., Parker K., Galligan J., Holmes T.C. (2009), *Thermal Treatment of Eight CVOC Source Zones to Near Nondetect Concentrations,* Groundwater Monitoring & Remediation 29 – 3.

Hesemann J. R., Hildebrandt M. (2009), Successful Unsaturated Zone Treatment of PCE with Sodium Permanganate, Remediation Journal 19, 37 – 48.

Huling S.G., Pivetz B.E. (2006) *In-Situ Chemical Oxidation,* EPA/600/R-06/072.

Interstate Technology and Regulatory Council (2015) *Integrated DNAPL Site Characterization and Tools Selection https://www.itrcweb.org/DNAPL-ISC_tools-selection/Content/Resources/DNAPLPDF.pdf*

Interstate Technology and Regulatory Council (2001), *Technical and regulatory guidance for in situ chemical oxidation of contaminated soil and groundwater*, Washington D.C.

Mackinnon L. K., Thomson N. R. (2002), *Laboratory-scale in situ chemical oxidation of a perchloroethylene pool using permanganate*, J. Contam. Hydrol., 56, 49-74.

McGuire T. M., McDade J. M., Newell C. D. (2006), *Performance of DNAPL source depletion technologies at 59 chlorinated solvents-impacted sites,* Groundwater Monitoring & Remediation 26 – 1.

Siegrist R. L., Urynowicz M. A., West O. R., Crimi M. L., Lowe, K. S. (2001), *Principles and practices of in situ chemical oxidation using permanganate*, Columbus, OH: Battelle Press.

Tsai T. T., Kao C. M., Yeh T. Y., Lee M. S. (2008), *Chemical Oxidation of Chlorinated Solvents in Contaminated Groundwater: Review,* Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management V. 12, n.2.

U.S.EPA (2005), *Sensor Technology Used During Site Remediation Activities Selected Experiences,* EPA 5 42-R-05-007.

U.S.EPA (2004), *Site Characterization Technologies for DNAPL Investigations,* EPA 542-R-04-017.

Yan Y. E., Schwartz F. W. (2000), *Kinetics and mechanisms for TCE oxidation by permarganate*, Environ. Sci. Technol. 34, 2535-2541.

Trattamento integrato di un sito di grandi dimensioni contaminato da solventi clorurati

Extensive remediation of a chlorinated solvents site using an in situ integrated treatment

Marcello Carboni
REGENESIS, Torino
E-mail: mcarboni@regenesis.com

Paola Goria
REGENESIS, Torino
E-mail: pgoria@regenesis.com

Parole chiave: solventi clorurati, biodegradazione anaerobica potenziata, declorurazione anaerobica riduttiva, adsorbimento in situ, elettrodonatori, rilascio controllato, microemulsione, micellare, composti a rilascio di idrogeno, esteri di polilattato, carbone attivo liquido, carbone attivo colloidale, bonifica in situ, acquifero contaminato, TCE, DCE, VC, tricloroetilene, dicloroetilene, cloruro di vinile, 3D-Microemulsion, HRC, HRC-X, HRC Primer, PlumeStop Liquid Activated Carbon
Key words: chlorinated solvents, enhanced anaerobic biodegradation, dechlorination, ERD, in situ sorption, electron donors, controlled release, microemulsion, micellar, hydrogen release compound, polilactate esters, liquid activated carbon, colloidal activated carbon, in situ remediation, contaminated aquifer, TCE, DCE, VC, trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride, 3D-Microemulsion, HRC, HRC-X, HRC Primer, PlumeStop Liquid Activated Carbon

SOMMARIO

Il presente articolo illustra un intervento di bonifica in situ realizzato presso un sito industriale dismesso di grandi dimensioni (60.000 m^2) ubicato nel Nord Italia, che presentava una contaminazione complessa da solventi clorurati (principalmente TCE e suoi sottoprodotti) in falda correlabile a diverse sorgenti primarie (rimosse) e secondarie individuate mediante diverse fasi di indagine. Nell'ambito del progetto complessivo di bonifica, REGENESIS è stata incaricata dell'intervento di bonifica delle acque di falda, finalizzato alla futura possibile vendita o nuovo sviluppo dell'area.

Il principale fattore di complessità del sito era legato alla sua eterogeneità idrogeologica, in quanto nell'area è presente un acquifero localmente semiconfinato da uno strato superficiale di limo, che nella zona di maggiore contaminazione risulta sostanzialmente assente perché rimosso per la collocazione di impianti e strutture interrate; l'acquifero superficiale inoltre è costituito da una matrice di sabbie limose mediamente permeabile con lenti discontinue a minore permeabilità. In aggiunta a ciò, lungo il confine di valle idrogeologica del sito è presente un fiume, che costituisce un recettore sensibile e, a causa del fenomeno di marea, interferisce a livello locale con la piezometria dell'area comportando periodiche variazioni della direzione di deflusso.

Nella zona sorgente le concentrazioni di TCE risultavano, prima degli interventi, superiori a 100.000 ug/l (facendo presupporre la presenza di DNAPL, che però non è stato mai rilevato direttamente), ed il plume si estendeva fino ai confini di valle idrogeologico, presentando concentrazioni per lo più moderate (decine o centinaia di ug/l) ma con alcuni valori localizzati più elevati (ordine dei mg/l).

In un'ottica di approccio di trattamento integrato, sul sito sono stati eseguiti interventi fisici di scavo e smaltimento nelle aree sorgente (focalizzandosi prevalentemente sui terreni insaturi, fino a lambire la falda superficiale) ed è in corso un contenimento idraulico tramite Pump & Treat. REGENESIS ha effettuato un intervento suddiviso in due fasi, di cui la prima è consistita in un trattamento in situ di biodegradazione anaerobica riduttiva su un'area di quasi 10.000 m^2 e operando con circa 500 postazioni di iniezione diretta, coprendo completamente, ma in modo differenziato, sia la zona sorgente che il plume di contaminazione.

Sulla base delle condizioni idrogeologiche e della distribuzione dei contaminanti sono state definite diverse zone omogenee all'interno dell'area di trattamento. Ogni zona è stata sottoposta ad un trattamento definito in modo specifico per quanto riguarda la profondità di iniezione, la spaziatura, la tipologia di prodotti ed il dosaggio. Sono stati infatti iniettati 4 differenti elettro-donatori, ognuno dei quali presenta differenti caratteristiche fisiche e di rilascio dell'idrogeno, il che, congiuntamente al fatto che possono essere iniettati sotto forma di soluzione mista, li rende ottimali per interventi di trattamento modulari e riduce significativamente le tempistiche ed i costi di cantiere.

Il trattamento ha avuto inizio sul confine del sito lungo il fiume, dove è stata eseguita l'iniezione congiunta di prodotti della famiglia HRC® (Hydrogen Release Compound) che presentano caratteristiche di elevata viscosità e ridotta mobilità, adatti in questo caso ad evitare fenomeni di dilavamento anche in condizioni estreme causate dal flusso del fiume e dal sistema di Pump &Treat attivo in quest'area. Nelle zone interne è stata quindi iniettata una microemulsione micellare denominata 3D-Microemulsion®, differenziando in particolare tra l'area principale del plume e le aree sorgente successivamente al ripristino degli scavi. Tale substrato presenta caratteristiche uniche di distribuzione all'interno dell'acquifero, che hanno consentito in questo caso di utilizzare una spaziatura fino a 6x6 metri, generalmente non utilizzabile per qualsiasi altra tecnologia a rilascio controllato di idrogeno.

I lavori di iniezione (ca. 500 punti direct push spinti fino a ca. 10-12 m da p.c.) hanno richiesto circa 6 mesi. I risultati disponibili alla data del presente documento (a distanza di circa 28 mesi dalla fine dell'applicazione) consentono di confermare che si sono instaurate correttamente le condizioni ideali di trattamento, e che si sia completato il processo di declorurazione anaerobica

in gran parte del sito, con raggiungimento delle CSR definite dal Progetto Operativo di Bonifica (e delle CSC in molte aree), a parte un'area di ridotte dimensioni in corrispondenza di un hot spot di contaminazione dove il processo risulta tuttora in corso, a causa della notevole massa iniziale presente.

Per quanto riguarda il confine di valle del sito, per tale porzione è previsto il raggiungimento in forma stabile e definitiva delle CSC, particolarmente stringenti per alcuni dei contaminanti presenti, al fine di consentire la disattivazione dell'impianto di emungimento e la conclusione degli interventi di bonifica. Pur essendo le concentrazioni in fase di significativa diminuzione grazie agli interventi di anaerobic bioremediation già realizzati, è stato previsto di implementare tale trattamento con l'adsorbimento in situ utilizzando un carbone attivo colloidale denominato PlumeStop® Liquid Activated Carbon™.

I vantaggi dell'utilizzo di tale approccio includono una rapida diminuzione delle concentrazioni dalle acque sotterranee (nell'arco delle prime campagne di monitoraggio), insieme alla capacità di interrompere la migrazione del plume e proteggere i confini di proprietà o recettori ambientali sensibili. Si ipotizza che gli effetti protettivi dell'agente colloidale durino decenni dopo la sua applicazione.

La configurazione Full Scale prevede la realizzazione della barriera adsorbente lungo un fronte di circa 90 metri e su uno spessore di circa 8-10 metri.

È stata preliminarmente eseguita una prova pilota in campo, sulla base dei cui risultati è stato redatto il progetto relativo all'intervento Full Scale, che costituisce una Fase 2 rispetto all'intervento di ERD già realizzato. L'intervento full scale è stato realizzato nel periodo giugno-settembre 2018, ed i risultati ad oggi disponibili (a 3 mesi dal termine delle attività di campo) evidenziano che già circa il 50% delle aree oggetto di trattamento risultano conformi agli obiettivi estremamente stringenti (CSC).

ABASTRACT

This abstract illustrates an in situ remediation activity carried out at a large industrial site (60,000 m^2) located in Northern Italy, which has a complex contamination by chlorinated solvents (mainly TCE and its by-products) in groundwater due to different (removed) primary sources and secondary sources identified through different investigation phases. As part of the overall remediation activity, REGENESIS has been in charge for the groundwater remediation, aimed at the future possible sale or new development of the area.

The main factor of complexity of the site is related to its hydrogeological heterogeneity, as in the area there is an aquifer locally semi-confined by a superficial silty layer, which in the area of greatest contamination is substantially absent because removed for the placement of plants and underground structures; the superficial aquifer moreover consists of a matrix of silty sand, with a medium range permeability, with the presence of discontinuous lenses with lower permeability. In addition to this, along the downgradient boundary of the site there is a river, which constitutes a sensitive receptor and, due to the tidal phenomenon, interferes locally with the piezometry of the area leading to periodic changes in the groundwater flow direction.

In the source area TCE concentrations are higher than 100,000 mg/l (suggesting the presence of DNAPL, which however has never been directly detected), and the plume extends up to the downgradient boundaries of the site, presenting mostly moderate concentrations (tens or hundreds of mg/l) but with some higher localized values (in the order of mg/l).

Operating an integrated treatment approach, physical excavation has been carried out on the site in the source areas (focusing mainly on unsaturated soils, until the water table level) and a hydraulic containment is being carried out through Pump & Treat. REGENESIS performed in situ anaerobic reductive biodegradation activities, treating an area of almost 10,000 m^2 and operating with approx. 500 direct push injection locations, completely covering both the source area and the dissolved plume, using a different configuration.

Based on the hydrogeological conditions and the distribution of the contaminants, different homogeneous zones have been defined within the treatment area. Each zone has received a different treatment, tailoring the depth of injection, the spacing, the type of products and the dosage. In details, 4 different electro-donors were injected, each of which has different physical characteristics and hydrogen release profile, which, together with the fact that they can be co-injected, makes them optimal for modular treatment interventions and reduces significantly the timing and costs of the application activities.

The treatment started at the boundary of the site along the river, where the co-injection of products with high viscosity and reduced mobility was performed, suitable in this case to avoid wash-out phenomena even in extreme conditions caused by the flow of the river and the Pump & Treat system active in this area. In the internal areas a micellar microemulsion was injected, differentiating the dosage between the main area of the plume and the source areas after the backfilling of the excavations. This substrate has unique characteristics of distribution within the aquifer, which allowed in this case to use a spacing of up to 6x6 meters, generally not suitable for any other hydrogen controlled release technology.

The injection activity (approx. 500 direct push injection points until a depth of 10-12 m BGL) took about 6 months. The results available at the date of this document (after about 30 months from the end of the application) allow to confirm that the ideal treatment conditions have been established correctly, and that the anaerobic dichlorination process has been completed in a large part of the site, with the achievement of the risk based site specific targets defined by the Remediation Plan, apart from a small area at the main source where the process is still ongoing and arriving now towards its completion, due to extremely high mass initially present.

As regards the site's boundary, this portion of the site is expected to achieve stably more stringent table limits, in order to allow the Pump & Treat system to be shut down and to achieve site closure. Although concentrations are undergoing significant reduction thanks to the already performed anaerobic bioremediation interventions, it has been planned to support and enhance the biodegradation treatment with in situ adsorption using a colloidal activated carbon.

Through this technology it is possible to make a large dispersion inside the aquifer of a colloidal adsorbent biomaterial (size 1-2 micron), thanks to a unique stabilization process that favors the distribution during the injection. The technology has a dual function: it adsorbs the contaminants, removing them quickly from the dissolved phase, and provides a matrix with a high specific surface that favors colonization and microbial growth. The availability of the contaminants in the dissolved phase is therefore immediately reduced, while at the same time the bio-destruction of the contaminants is accelerated, with no need for further post-application interventions.

The benefits of using this approach include a rapid decrease in groundwater concentrations (already observable during the first monitoring campaigns), along with the ability to stop plume migration and protect the boundaries of sensitive environmental properties or receptors. It is hypothesized that the protective effects of the colloidal agent will last for decades after its application.

The Full Scale configuration has seen the realization of the adsorbent barrier along a front of about 90 meters and about a thickness of about 8-10 meters. The full scale intervention has been carried out in the period June-September 2018, and results available to date (at 3 months from the completion of the activities) show that already approx. 50% of the treated areas show stable compliancy to the very stringent targets.

1. CARATTERISTICHE DEL SITO

Il sito in oggetto è costituito da un'area industriale dismessa di superficie superiore ai 60.000 m² ubicato nel Nord Italia; in quest'area le attività di caratterizzazione, iniziate più di dieci anni fa, hanno permesso di individuare e caratterizzare una contaminazione piuttosto complessa prevalentemente caratterizzata da TCE e dai suoi sottoprodotti, con presenza di altri contaminanti organici in alcune zone specifiche.

Oltre all'estensione della contaminazione, che tra area sorgente e plume interno occupava una superficie di quasi 10.000 m², le principali problematiche nell'area erano rappresentate dalla geologia e dalla distribuzione della contaminazione.

Per quanto concerne la geologia è infatti presente una particolare eterogeneità di materiali più o meno fini che determina la presenza di un acquifero caratterizzato da intercalazioni di sabbie fini e limi sabbiosi, localmente semi-confinato da uno strato di limi ed inferiormente separato in più porzioni da più livelli a bassa permeabilità (limi e argille), anch'essi presenti solo localmente e soprattutto con spessori molto variabili. La porzione di acquifero prevalentemente impattata è quindi risultata compresa tra ca. 4 e 11 m da p.c., pur estendendosi l'acquifero anche più in profondità; eccezione va fatta per la zona in cui è stata individuata una delle principali sorgenti primarie di contaminazione, in cui il livello superiore a bassa permeabilità non è stato individuato (presumibilmente in quanto rimosso per la costruzione degli impianti industriali) e l'acquifero risulta libero. In questa zona quindi lo spessore saturo contaminato è più superficiale ed i contaminanti hanno potuto diffondersi più in profondità; nella medesima zona il livello a bassa permeabilità presente a circa 11 m da p.c. è risultato particolarmente esiguo, il che ha comportato una diffusione, localizzata, dei contaminanti anche nella porzione più profonda dell'acquifero.

La contaminazione risultava prevalentemente caratterizzata dalla presenza di TCE, contaminante primario, e dai suoi sottoprodotti; le concentrazioni individuate in fase di caratterizzazione risultavano superiori a 100 mg/l nella zona sorgente, indicando la probabile presenza di NAPL nell'area, mentre erano confrontabili con le CSC nelle zone a valle localizzate in prossimità di un fiume che scorre subito al di fuori del confine del sito. Nell'ambito di questa distribuzione sono poi state individuate alcune anomalie correlate presumibilmente con sorgenti primarie limitate e non individuate durante le diverse attività di indagine.

2. DEFINIZIONE DELLA STRATEGIA DI INTERVENTO

In considerazione delle caratteristiche dell'area e della contaminazione, sono stati definiti degli obiettivi di bonifica differenti a seconda delle diverse aree ed in particolare della loro distanza dai confini di valle idrogeologica del sito; sulla base di tali obiettivi è stato quindi definito un approccio di intervento integrato che utilizza differenti tecnologie a seconda della matrice, della zona e della fase di lavoro.

In particolare, oltre agli interventi oggetto del presente caso, sono stati eseguiti interventi fisici di scavo e smaltimento nelle aree sorgente (focalizzandosi prevalentemente sui terreni insaturi, fino a lambire la falda superficiale) ed è in corso un contenimento idraulico tramite Pump & Treat che sarà mantenuto attivo fino al raggiungimento degli obiettivi definiti.

Per il trattamento della contaminazione in fase disciolta è stata individuata come tecnologia principale di trattamento l'Enhanced Anaerobic Dechlorination, che, grazie all'utilizzo di specifici prodotti a rilascio controllato di idrogeno, permette di generare

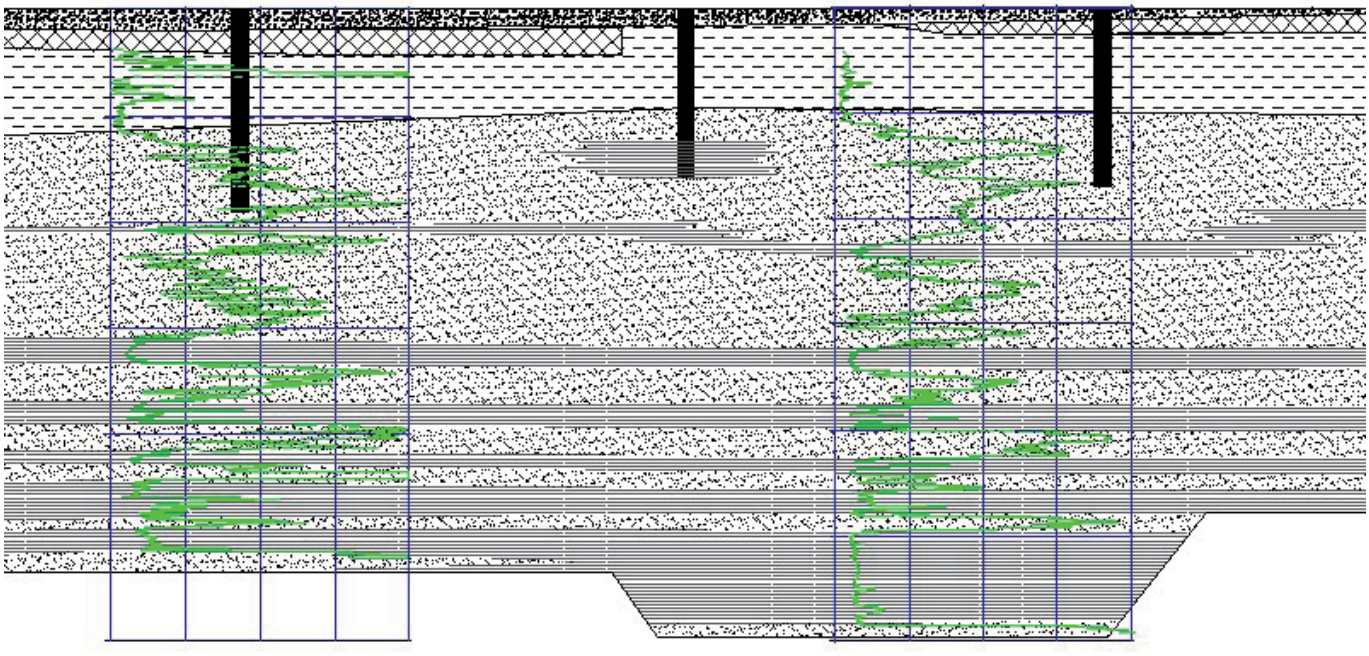


Figura 1. Sezione tipo geologica del sito con indicazione sia dei risultati emersi dalle verifiche stratigrafiche sia quelli desunti da prove CPTU realizzate

e mantenere nel tempo condizioni ottimali di sviluppo dei microrganismi responsabili della biodegradazione dei composti clorurati.

I prodotti da utilizzare sono stati selezionati considerando la contaminazione presente in ogni area, le caratteristiche geologiche e la necessità in alcune zone di operare entro il raggio di influenza dei pozzi della barriera idraulica; nelle aree lontano dal confine del sito è stata infatti utilizzata prevalentemente una microemulsione micellare ingegnerizzata oggetto di brevetto denominata 3D-Microemulsion®, dosata in modo differente a seconda che si lavorasse all'interno dell'area sorgente o nelle zone limitrofe, mentre nella fascia di valle, in prossimità del fiume e corrispondente alla zona di attività dei pozzi, è stata utilizzata una miscela di prodotti a rilascio controllato di idrogeno della famiglia HRC® (mix dei prodotti HRC®, HRC-X® e HRC Primer®) che presentano caratteristiche di elevata viscosità e ridotta mobilità adatta in questo caso ad evitare fenomeni di dilavamento anche in condizioni estreme causate dal flusso del fiume e dal sistema di Pump & Treat attivo.

3. DESCRIZIONE DELLE TECNOLOGIE DI BIODEGRADAZIONE ANAEROBICA

Come già indicato in precedenza, la tecnologia di intervento utilizzata come trattamento in situ nell'ambito dell'approccio integrato selezionato, è costituita dall'EAD (Enhanced Anaerobic Dechlorination) e cioè dalla creazione e mantenimento di condizioni riducenti ottimali per l'attivazione ed il mantenimento dei processi di biodegradazione dei composti clorurati.

Ciò che è stato differenziato nelle diverse aree è la tipologia di prodotti utilizzati ed in particolare sono stati applicati il 3D-Microemulsion® (microemulsione micellare) e un mix della famiglia di prodotti HRC®, viscosi e a rilascio controllato di idrogeno, di cui qui di seguito è riportata una breve descrizione. Tutti i prodotti utilizzati sono oggetto di brevetto da parte di REGENESIS.

Il 3D-Microemulsion® è una microemulsione micellare ingegnerizzata che costituisce un prodotto che fornisce un rilascio graduale e controllato di idrogeno sia nel breve (acido lattico), medio (esteri di polilattato) che nel lungo periodo (acidi grassi), determinando un ambiente ottimale per la degradazione anaerobica dei contaminanti per un periodo fino a 3-5 anni (in condizioni ottimali). Questo prodotto viene iniettato con elevati fattori di diluizione e pertanto il volume di microemulsione risulta significativo; grazie alla formazione di micelle (aggregati di molecole con parte idrofila all'esterno e parte lipofilica all'interno che si formano durante il processo di emulsione) riesce a distribuirsi naturalmente all'interno del mezzo poroso massimizzando quindi la distribuzione del prodotto stesso e permettendo di lavorare con spaziature di iniezione maggiori rispetto alla maggior parte degli altri prodotti, tuttavia, grazie alla sua tendenza di aderire al suolo una volta "rotte" le micelle, non è soggetto a fenomeni di dilavamento anche in acquiferi molto permeabili e con elevate velocità di deflusso.

La famiglia di prodotti HRC® costituisce una linea di prodotti a rilascio controllato di idrogeno che vengono iniettati tal quali e quindi sono maggiormente idonei per basse permeabilità o casi in cui sia necessario fin dal momento dell'iniezione avere una bassissima mobilità. Spesso essi vengono utilizzati come miscela dei tre prodotti disponibili in modo da ottenere un rilascio piuttosto regolare per un periodo di tempo prolungato, in particolare:

- HRC®: Prodotto a base di estere polilattato che, una volta in falda, rilascia lentamente lattato, che viene prontamente metabolizzato dai microrganismi presenti in falda mediante un processo di fermentazione anaerobica, con conseguente produzione di idrogeno in fase acquosa tale da risultare immediatamente disponibile nei processi di dealorespirazione. La sua longevità è di ca. 18-24 mesi in base alle caratteristiche sito specifiche. Esso viene

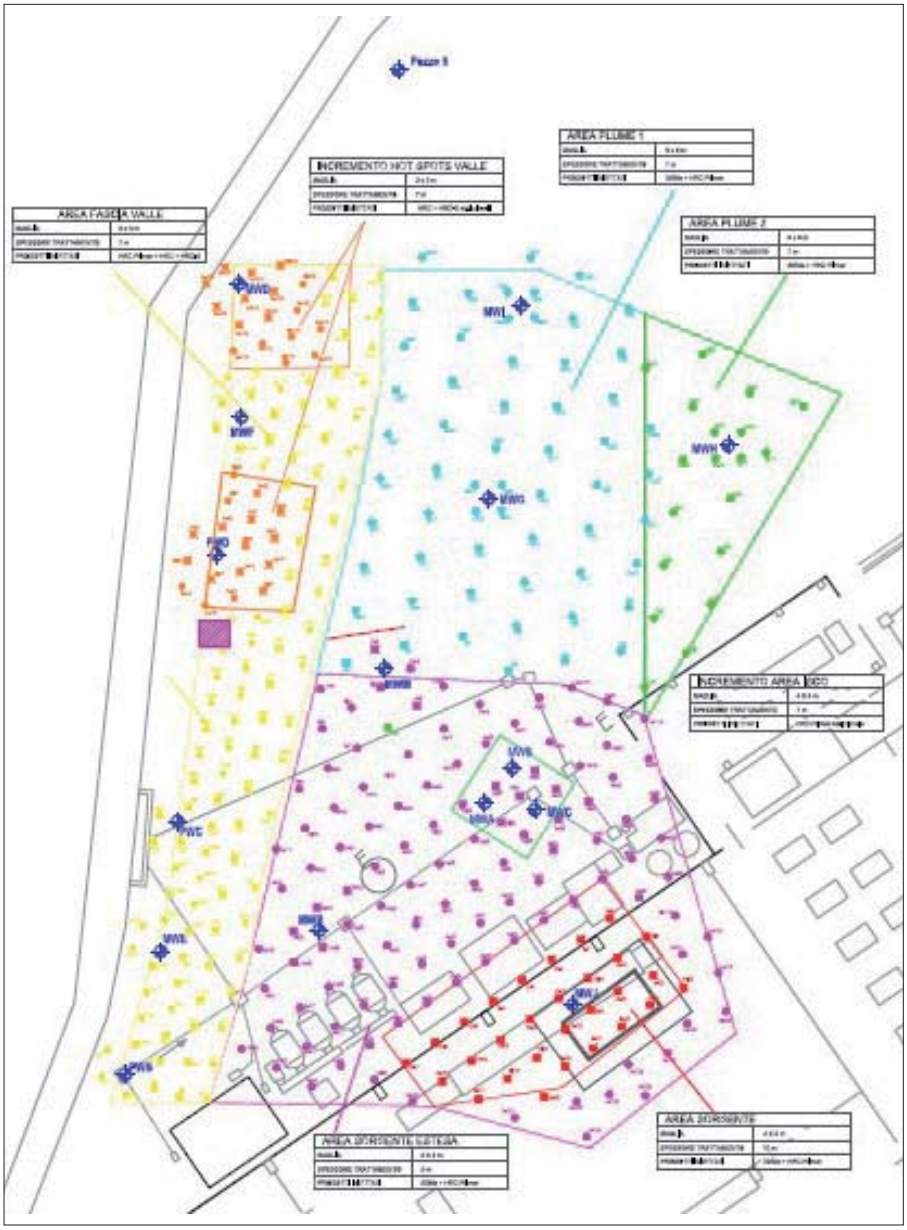


Figura 2. Distribuzione dei punti di iniezione 3D-Microemulsion e mix HRC nelle principali aree di intervento, con indicazione della maglia di iniezione e dei prodotti utilizzati per ogni specifica area

iniettato puro (previo riscaldamento) e pertanto è generalmente più utilizzato in mezzi con permeabilità bassa;

- HRC Primer®: Prodotto a rilascio controllato di idrogeno, meno viscoso rispetto al precedente, che rende l'acido lattico immediatamente disponibile per la fermentazione con un rilascio iniziale elevato con una longevità limitata (pari a ca. 3-6 mesi). Esso viene utilizzato principalmente nei casi in cui sia presente una massa significativa di accettori di elettroni competitori rispetto ai contaminanti (es. elevate concentrazioni di solfati) che pertanto determinerebbero un consumo di prodotto primario (più oneroso) inutilmente; generalmente la sua applicazione è associata a quella del prodotto a base di estere polilattato o della microemulsione micellare.
- HRC-X®: Prodotto a rilascio controllato di idrogeno a base di acidi grassi, più viscoso rispetto ai precedenti, che rende l'acido lattico disponibile in un periodo prolungato di tempo, incrementando quindi la longevità del rilascio rispetto alla formulazione standard, fino a 5-7 anni dal momento delle iniezioni.

4. INTERVENTO REALIZZATO – FASE 1

Come accennato, a seconda delle differenti aree è stata utilizzata una diversa maglia di iniezione e diversi dosaggi dei singoli prodotti ed inoltre è stato definito lo spessore di trattamento specifico sulla base della stratigrafia locale; in totale sono stati realizzati oltre 500 punti di iniezione, tutti eseguiti con tecnica Direct Push, senza quindi alcuna necessità di installazioni fisse.

Le iniezioni (ca. 500 punti direct push spinti fino a ca. 10-12 m da p.c.) sono state realizzate nell'arco di circa sei mesi, durante i quali sono state utilizzate in contemporanea 2 o 3 macchine operatrici ed un sistema di miscelazione centralizzato che ha permesso di ottimizzare tutte le fasi operative. Nelle figure seguenti sono riportate alcune fotografie relative all'impianto di miscelazione e di preparazione dei prodotti.

5. RISULTATI OTTENUTI – FASE 1

Le attività di monitoraggio sono iniziate al termine degli interventi di bonifica e fin dai primi campionamenti hanno evidenziato l'instaurazione delle corrette condizioni riducenti ed un'otti-



Figura 3. Attività di pre-riscaldamento dei prodotti HRC®



Figura 4. Attività di formazione della microemulsione micellare di 3D-Microemulsion® prima dell'iniezione



Figura 5. Iniezioni direct-push sul sito mediante due Geoprobe in lavoro in parallelo

ma degradazione sia dei composti primari (TCE in particolare) che dei sottoprodotti (1,2DCE e VC); pur essendo il processo piuttosto lungo nella sua globalità, già dai primi mesi successivi alle iniezioni si sono osservate ottime riduzioni delle concentrazioni con alcuni punti, sia interni alle aree sorgente che lungo i confini del sito, che hanno raggiunto valori inferiori agli obiettivi prefissati. Ad oggi, con monitoraggio ancora in corso, sono disponibili i dati fino a 28 mesi dall'avvenuta applicazione. Qui di seguito vengono riportati alcuni grafici relativi all'andamento dei principali inquinanti nelle diverse aree di trattamento, da cui si osserva come entro due anni dalle iniezioni i risultati possano essere considerati decisamente soddisfacenti nella maggior parte delle aree oggetto di trattamento, con il raggiungimento della conformità del rischio sanitario ambientale già confermato dagli Enti preposti.

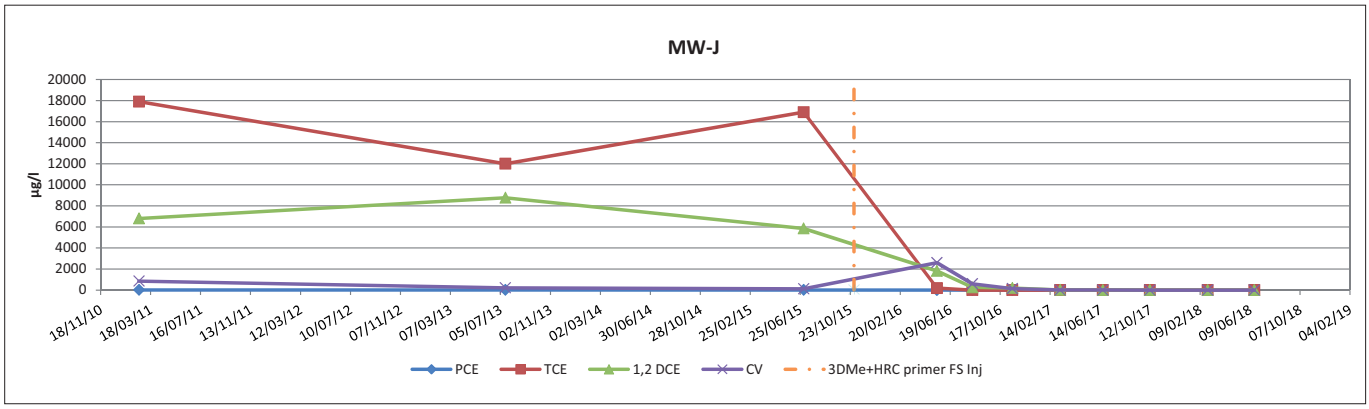


Figura 6. Andamento delle concentrazioni nella zona sorgente (trattamento con 3D-Microemulsion®). Si denota un abbassamento delle concentrazioni, inclusi sottoprodotti, estremamente rapido, nonostante le concentrazioni di partenza siano molto elevate; ciò può essere ricondotto anche alle attività di scavo effettuate in corrispondenza nella porzione insatura, che probabilmente hanno rimosso fisicamente gran parte della sorgente secondaria

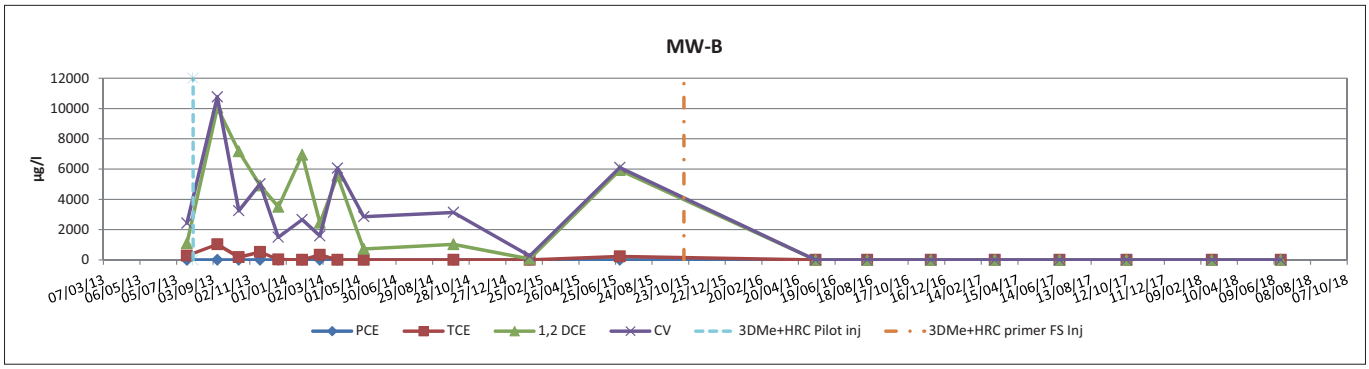


Figura 7. Andamento delle concentrazioni nelle zone immediatamente esterne alla sorgente (trattamento con 3D-Microemulsion®); in tale area era stata condotta una prova pilota con lo stesso prodotto nel 2013

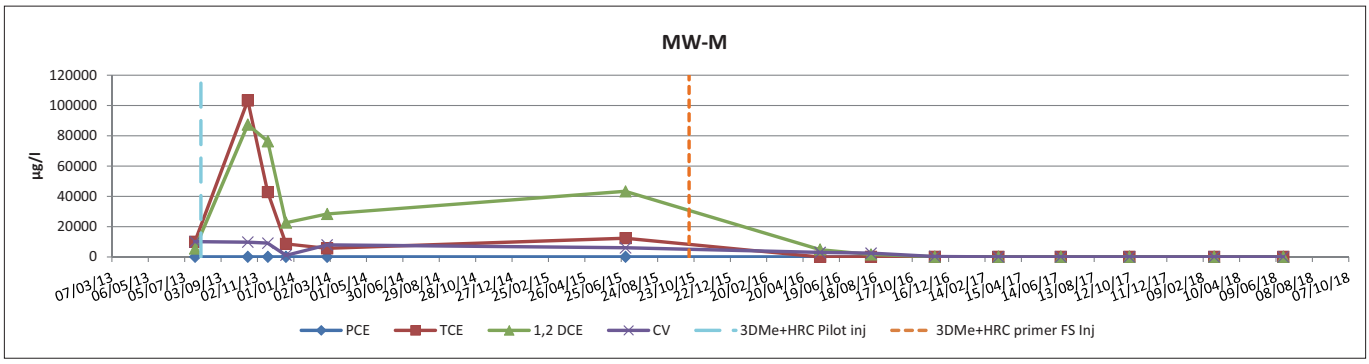


Figura 8. Andamento delle concentrazioni nelle zone immediatamente esterne alla sorgente (trattamento con 3D-Microemulsion®)

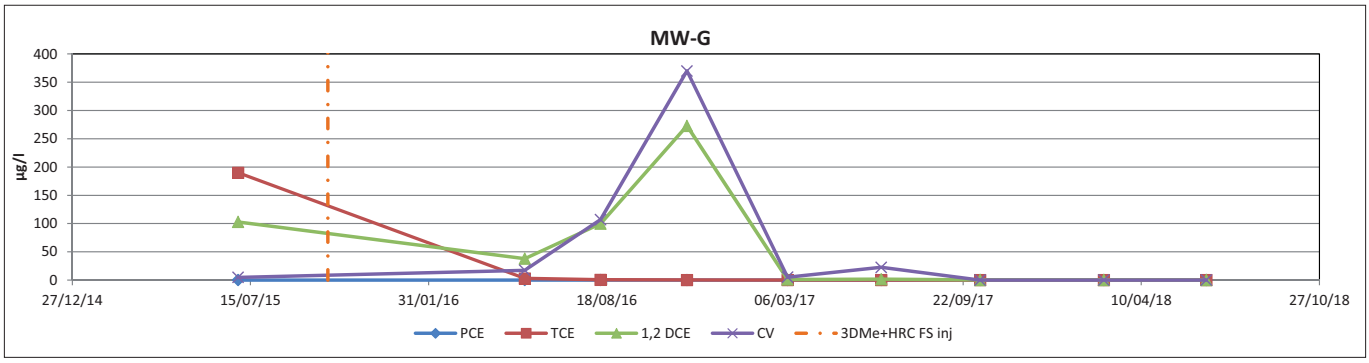


Figura 9. Andamento delle concentrazioni nella zona di plume con concentrazioni di partenza limitate (trattamento con 3D-Microemulsion)

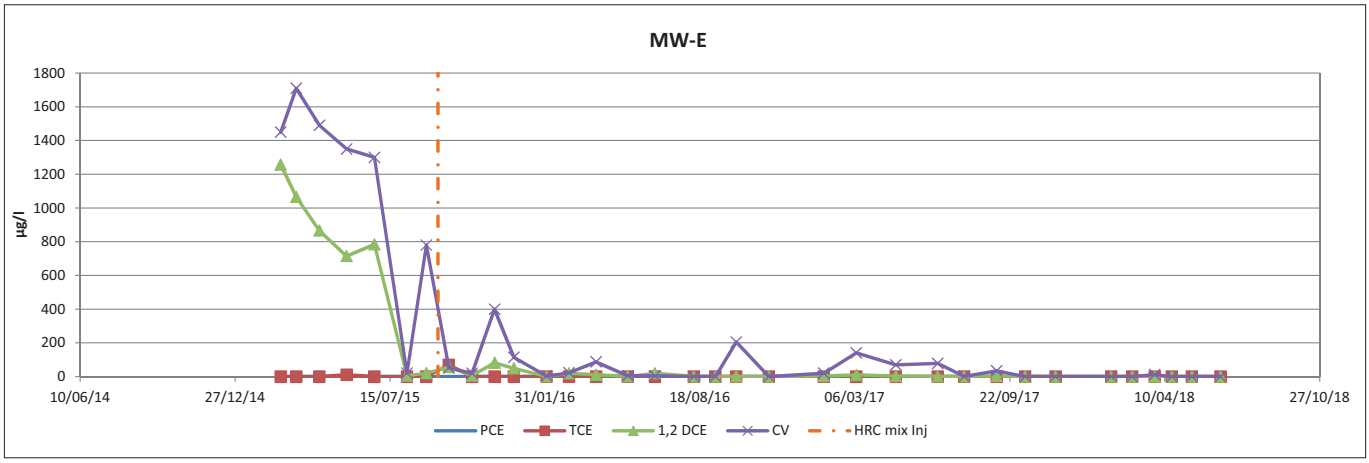


Figura 10. Andamento delle concentrazioni nella fascia di valle (trattamento con prodotti della famiglia HRC®); tale punto di monitoraggio costituisce anche un pozzo di emungimento della barriera di P&T di MISE, e da ciò probabilmente deriva il disturbo osservato nel monitoraggio

A distanza di 28 mesi dalle iniezioni, solo un'area di limitate dimensioni, su cui insiste un solo piezometro di monitoraggio (MW-C), rileva ancora concentrazioni relativamente elevate di sottoprodotti (range dei 10.000 ug/l), pur avendo osservato una riduzione di un ordine di grandezza rispetto alle concentrazioni di partenza (range 80-150.000 ug/l). In tale area la massa complessiva di solventi risulta estremamente elevata e localizzata in un piccolo spazio, e prevalentemente adsorbita ai suoli saturi e probabilmente anche in forma di DNAPL, comportando la necessità di tempistiche lunghe per il completamento del processo di declorurazione.

È in ogni modo possibile ormai osservare un ottimo trend, con una forte ulteriore riduzione delle concentrazioni nel secondo anno post intervento rispetto a quanto rilevato nei primi 12 mesi. Inoltre, le concentrazioni di 12DCE si stanno assestando su valori analoghi a quelli di VC, mentre nelle campagne di monitoraggio precedenti risultavano fortemente superiori: ciò è un indicatore del fatto che il processo di declorurazione sta volgendo al termine, con un progressivo esaurimento prima dei composti a più alto stato di clorurazione.

Su tale sito viene monitorata anche la concentrazione di etilene, che non risulta più una sostanza contaminante, ma che fornisce un'utile indicazione di conferma che il processo di declorurazione si svolga in maniera completa (senza accumulo di VC), e inoltre consente di dare informazioni circa il proseguimento dei processi in corso.

Come quasi sempre accade, essendo questo composto un gas, è sostanzialmente impossibile in un sistema reale riuscire a fare un bilancio di massa, tuttavia la sua presenza dopo il trattamento è certamente indicazione della completa degradazione dei contaminanti in oggetto.

Nel piezometro MW-C le concentrazioni di etilene, aumentate dopo il trattamento, continuano a rimane-

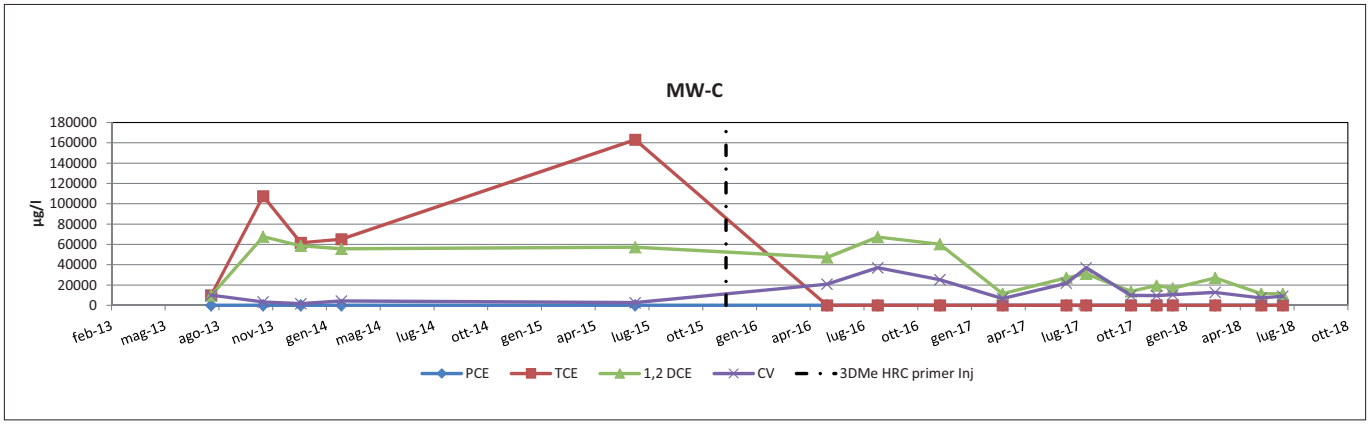


Figura 11. Andamento delle concentrazioni nella zona di sorgente con presenza rilevante di contaminazione iniziale

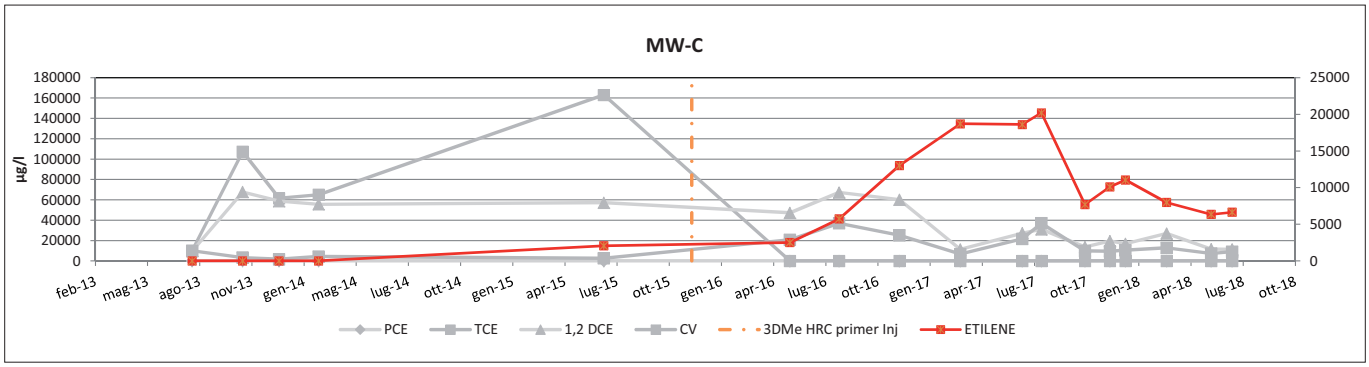


Figura 12. Produzione di etilene nel piezometro MW-C. Si osserva come nel secondo anno post-trattamento la produzione di etilene si sta affievolendo rispetto a quanto riscontrato nei primi mesi post-iniezione; questo a ulteriore conferma che il processo di declorurazione sta ormai volgendo verso il termine

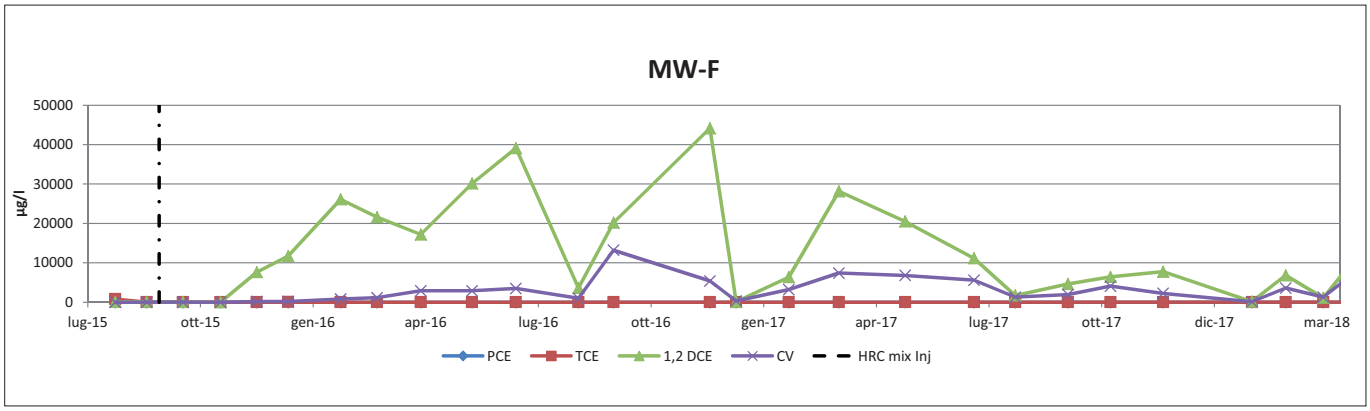


Figura 13. Andamento delle concentrazioni nella fascia di valle (trattamento con prodotti della famiglia HRC®), in una porzione ad elevata contaminazione (dati storici pre-intervento fino a 50.000 ppb); si osserva la notevole produzione di sottoprodotti, in particolar modo 12DCE che tutt'ora rimane su concentrazioni elevate. Tale comportamento è stato correlato con la possibile presenza di una sorgente localizzata nell'area (elevata massa di contaminanti adsorbiti al suolo) che tuttavia non è stata individuata in fase di caratterizzazione

re elevate, a conferma del fatto che il processo di declorurazione sia ancora in corso, nonostante l'applicazione dei substrati elettrodonatori risalga a più di due anni; come evidente dal grafico sotto riportato, la produzione di etilene risulta, seppur sempre significativa, inferiore rispetto ai primi mesi e questo è correlabile con il fatto che la massa di contaminanti si è notevolmente ridotta proprio grazie ai processi di biodegradazione in corso. A titolo indicativo si evidenzia che nei piezometri in cui le concentrazioni dei contaminanti di interesse ormai sono molto basse non si osserva sostanzialmente più produzione di etilene.

Si stima che il rilascio di idrogeno ancora disponibile da parte dell'elettrodonatore iniettato 3D-Microemulsion® potrà consentire di completare il processo anche in tale area pesantemente contaminata. Poter supportare il processo di declorurazione riduttiva mediante substrati organici a rilascio controllato ed estremamente prolungato come quello in oggetto, che presenta un rilascio per un periodo di 3-5 anni, si conferma pertanto un aspetto fondamentale per riuscire a trattare anche aree pesantemente contaminate con un'unica attività di iniezione, senza necessità di dover tornare in sito per ulteriori campagne applicative. Ciò consente un risparmio sostanziale dei costi di intervento.

Un'ulteriore area, anch'essa di dimensioni limitate, in cui il processo di declorurazione risulta tuttora in corso, e che presenta ad oggi concentrazioni residue di 12DCE e VC di qualche migliaio di ppb, è quella del piezometro MW-F, che si trova lungo il confine di proprietà. La riduzione già ottenuta della massa di solventi ha comunque consentito di procedere anche per quest'a-

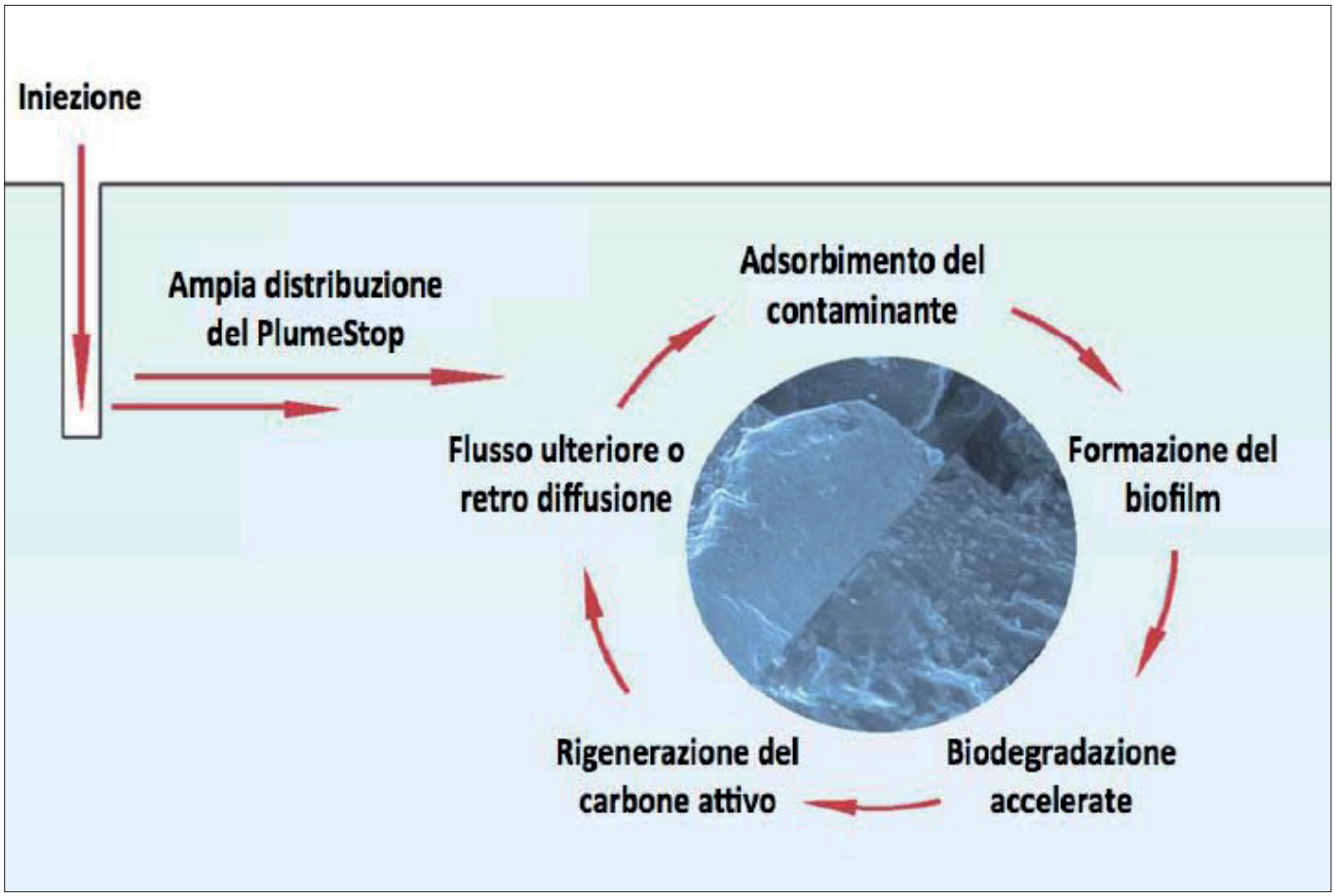


Figura 14. Processo di distribuzione, adsorbimento e biodegradazione del PlumeStop® in falda. Potenziando i processi biodegradativi dei contaminanti adsorbiti, il carbone attivo si rigenera continuamente, potendo pertanto continuare a trattare nel tempo i contaminanti in arrivo da monte idrogeologico, e non subendo di fatto consumo; ciò evita la necessità di attività di ri-applicazione nel tempo

rea con gli interventi di adsorbimento in situ di Fase 2.

6. INTERVENTO IN CORSO – FASE 2

Sul confine di valle della proprietà, come noto, la legislazione vigente prevede il raggiungimento di CSC che per i cloroetileni risultano estremamente stringenti (TCE: 1,5 ug/l; 12DCE 60 ug/l; VC 0,5 ug/l). Già in fase di progettazione era stato ipotizzato che l'intervento ERD di Fase 1 potesse arrivare in una fase di forte rallentamento delle cinetiche o addirittura di stallo, non permettendo di raggiungere in maniera stabile le CSC sul confine (in particolare per il VC). Ciò si verifica in quanto i processi di biodegradazione seguono cinetiche del primo ordine, subendo pertanto un forte rallentamento quando si arriva a concentrazioni basse; inoltre in molti casi si arriva a condizioni critiche di *starvation*, in cui non permane neanche la quantità minima di contaminante utile per mantenere in essere i processi vitali dei microrganismi, che pertanto cominciano a deperire.

Pertanto è stato previsto un intervento di Fase 2, limitato alle sole zone lungo il confine di proprietà che sono rimaste al di sopra delle CSC a seguito dell'intervento di Fase 1, che consiste nel potenziamento dei processi di biodegradazione in corso mediante adsorbimento in situ, tramite l'iniezione a bassa pressione di un carbone attivo colloidale denominato PlumeStop® Liquid Activated Carbon™. Ciò consente di rimuovere in tempi estremamente rapidi (pochi mesi) i contaminanti residui in fase disciolta, spostandoli nella fase adsorbita al carbone attivo, dove vengono poi biodegradati in forma accelerata grazie al locale accentramento sulla matrice del carbone attivo di concentrazioni relativamente elevate.

Attraverso tale tecnologia è possibile effettuare un'ampia dispersione all'interno dell'acquifero di una biomatrice colloidale (di dimensioni 1-2 um) adsorbente nell'acquifero, e ciò grazie ad un processo di stabilizzazione che ne favorisce la distribuzione durante l'iniezione. Il PlumeStop® ha una duplice funzione: adsorbe i contaminanti, rimuovendoli rapidamente dalla fase disciolta, e fornisce una matrice ad elevata superficie specifica che favorisce la colonizzazione e la crescita microbica. La disponibilità dei contaminanti in fase disciolta viene quindi ridotta immediatamente, mentre allo stesso tempo



Figura 15. Configurazione dell'area di iniezione del PlumeStop®. Nella planimetria sono visibili anche le aree di iniezione ERD di Fase 1. Le diverse colorazioni dei punti identificano le diverse sotto-aree

viene accelerata la bio-distruzione dei contaminanti stessi, non necessitando pertanto in genere ulteriori interventi post-applicazione.

Su un plume con un fronte iniziale in corrispondenza del confine di lunghezza circa 130 metri, prima degli interventi di ERD, a seguito degli interventi di Fase 1 si è riusciti ad abbattere le concentrazioni al di sotto delle CSC su una porzione di circa 40 metri lineari, lasciando pertanto alla Fase 2 solo un tratto di circa 90 metri; si evidenzia che in questi 90 m di lunghezza del fronte di trattamento di Fase 2 sono stati inclusi alcuni tratti in cui sostanzialmente si erano raggiunti gli obiettivi di bonifica ma i dati non erano del tutto stabili nel tempo, e ciò è stato definito prevalentemente a scopo cautelativo ed in base a valutazioni di carattere pratico.

Su tale area si è dovuto attendere che gli interventi ERD di Fase 1 operassero una sostanziale riduzione delle concentrazioni prima di poter implementare il trattamento di adsorbimento in situ: alcune porzioni infatti si trovavano a concentrazioni estremamente elevate (vedi ad esempio *Fig*. 9), tali da rendere non applicabile tale trattamento PlumeStop®, che viene solitamente eseguito fino a concentrazioni massime di composti organici totali di qualche migliaio di microgrammi/litro.

È stata quindi eseguita una doppia prova pilota in campo, su due aree in vicinanza del confine a diverso ordine di concentrazioni di partenza (ordine del centinaio e ordine del migliaio di ug/l come sommatoria dei composti clorurati), i cui risultati sono stati utilizzati per il dimensionamento dell'intervento Full Scale.

L'intervento Full Scale, in corso di applicazione al momento della redazione del presente articolo, e di cui si prevede la fine delle attività di iniezioni per settembre 2018, consiste nell'iniezione di PlumeStop® con un totale di circa 150 postazioni di iniezione Direct Push, su un fronte (discontinuo) di lunghezza circa 90 metri lineari e spessore massimo (lungo la direzione di deflusso) di circa 10-12 metri. Gli strati interessati dall'iniezione costituiscono la porzione superficiale dell'acquifero fino ad una profondità di 11 m da p.c., in quanto le porzioni profonde risultano prive di contaminazione.

L'area di intervento è stata divisa in più sotto-aree, ognuna delle quali ha un dosaggio differente di carbone attivo, in funzione delle concentrazioni di partenza, e uno spessore di intervento differenziato in funzione dell'effettiva stratigrafia locale e della profondità degli strati limoso-argillosi che costituiscono il tetto dell'acquifero. Inoltre, in generale le aree che sono state oggetto di prova pilota prevedono un dosaggio inferiore di reagente.

In questo caso specifico non è risultato necessario co-applicare un elettrodonatore insieme al PlumeStop® per supportare i processi di biodegradazione dei composti clorurati adsorbiti sulla sua matrice, in quanto nelle aree di intervento era stato già in Fase 1 applicato un mix di elettrodonatori a rilascio controllato (prodotti della famiglia HRC®) in grado di supportare i processi di declorurazione riduttiva per un periodo fino a 5-7 anni dal momento dell'applicazione.

Sul sito si prevede di proseguire le attività di monitoraggio fino al raggiungimento della piena conformità alle CSR nelle zone interne (sostanzialmente raggiunta ovunque tranne in una limitatissima area) ed alle CSC sul fronte al confine di valle. I pozzi di P&T di MISE attualmente in funzione potranno essere spenti nel momento in cui ciascuno di essi rileverà concentrazioni <CSC, continuando a monitorare eventuali effetti di rebound post-spegnimento.

Si ipotizza, sulla base dell'esperienza acquisita con tale tecnologia, di poter raggiungere la piena conformità sul sito durante il primo semestre 2019, e in seguito a tale evento avviare le procedure di collaudo, che prevedono l'esecuzione di 3 campagne trimestrali dall'intera rete di monitoraggio di sito.

7. CONCLUSIONI

Il caso di studio illustrato mostra come una conoscenza approfondita del sito attraverso molteplici e dettagliate attività di indagine possa portare all'individuazione di interventi di bonifica dimensionati in maniera coerente con l'effettivo stato di contaminazione del sito e con le diverse caratteristiche geologiche ed idrogeologiche che si possono riscontrare anche all'interno della medesima area.

La possibilità di utilizzare elettrodonatori disponibili da parte di Regenesis con caratteristiche fisiche differenti ha consentito di massimizzare l'efficienza dell'intervento, prevedendo l'utilizzo di un substrato a distribuzione molto ampia quale il 3D-Microemulsion® per la maggior parte del sito (minimizzando in tal modo il numero di punti di iniezione e le tempistiche di intervento), e di substrati estremamente viscosi (famiglia dei prodotti HRC®) nelle porzioni di sito con condizioni estreme di gradiente e di flusso (impedendo pertanto un richiamo degli stessi da parte del sistema P&T).

Inoltre, la possibilità di lavorare con substrati con un profilo di rilascio estremamente controllato e prolungato fino a 3-5 anni (o addirittura superiore) ha consentito di gestire l'intervento mediante un'unica applicazione, senza la necessità di dover tornare in sito per rinnovare il supporto esterno di idrogeno; ciò consente di minimizzare i costi di cantiere ed i costi complessivi di intervento, minimizzando inoltre le interferenze con le attività soprasuolo svolte sul sito, dovendo solo eseguire attività di monitoraggio dopo le attività di applicazione eseguite.

Il raggiungimento di concentrazioni estremamente stringenti ai confini di proprietà è stato gestito, una volta raggiunto già un ottimo abbattimento delle concentrazioni presenti, mediante l'implementazione di una barriera di adsorbimento in situ, utilizzando il PlumeStop® Liquid Activated CarbonT™, pienamente compatibile con il mix di elettrodonatori precedentemente iniettato nella fascia sul confine con il fiume. Anche in questo caso le caratteristiche di auto-rigenerazione del carbone attivo consentono di ipotizzare un intervento mediante un'unica iniezione, senza necessità di operare interventi ripetuti nel tempo.

Globalmente e grazie all'utilizzo di un trattamento integrato tra diverse tecnologie in situ, si è reso possibile abbattere in maniera definitiva e senza rebound le concentrazioni dei composti organici clorurati di 5-6 ordini di grandezza (passando dalle centinaia di migliaia di ug/l a concentrazioni in alcune aree < 1 ug/l o addirittura al di sotto della rilevabilità strumentale); si prevede il raggiungimento della conformità su tutto il sito in circa 3 anni dall'inizio delle attività full scale.

BIBLIOGRAFIA

Shah D.O., Tamjeedi A., Falco J.W., Walker R. D. (1972) *Interfacial Instability and Spontaneous Formation of Microemulsions*, Am. Inst. Chem. Eng. J., 18:111-1120.

Lindman B., Kamenka N., Brun B., Nilsson P.G. (1982) *On the Structure and Dynamics of Microemulsions Self-Diffusion Studies*, Ed. Robb, I.D., Microemulsions, Plenum Press, New York, USA.

Bordon R.C., Lieberman M.T., Zawtocki C.E. (2005) *Enhanced Anaerobic Bioremediation Using Emulsified Edible Oil*, Workshop, Eighth International In-Situ and On-Site Bioremediation Symposium, Baltimore, MD, USA.

Modelli di diffusione della contaminazione nel suolo, nelle acque superficiali e sotterranee nell'area del Sito d'Interesse Nazionale Brescia-Caffaro

Soil, surface and groundwater contamination models applied to the superfund site of Brescia-Caffaro - Italy

Massimiliano Paolo Confalonieri
E-mail: m.confalonieri@arpalombardia.it

Enrico Alberico
E-mail: e.alberico@arpalombardia.it

Rocco Bortoletto
E-mail: r.bortoletto@arpalombardia.it

Elia Mandolesi
E-mail: e.mandolesi@arpalombardia.it

Marcello Bernardi
E-mail: m.bernardi@arpalombardia.it

ARPA Lombardia

Parole chiave: Sito di Interesse Nazionale "Brescia-Caffaro"; PCB; Diossine e furani; suolo; acque sotterranee; monitoraggio; idrogeologia; modello numerico di flusso e trasporto
Key words: "Brescia-Caffaro" Site of National Interest (SIN), polychlorinated biphenyls, dioxins and furans, soil, groundwater, monitoring activities, hydrogeology, numerical model of groundwater flow and transport

SOMMARIO

Lo stabilimento Caffaro, in attività dal 1906, sorto a quei tempi ai margini di Brescia, è attualmente in piena area urbana. La produzione, basata sull'elettrolisi del cloruro di sodio con catodo di mercurio, si è evoluta con notevole varietà dai prodotti inorganici (soda caustica, arseniati di piombo) ai prodotti organici clorurati (tra cui pesticidi e PCB). Lo stabilimento Caffaro è attualmente sede di una attività industriale, con produzioni residuali. Gli inquinanti principali sono mercurio, arsenico, cromo esavalente, PCB e diossine. La diffusione della contaminazione all'esterno dello stabilimento (fino a 10 km di distanza, in aree agricole e residenziali) ha interessato il suolo, le acque superficiali, i sedimenti dei canali irrigui e le acque sotterranee: le caratterizzazioni effettuate (dal 2002) hanno dimostrato che la via di diffusione della contaminazione del suolo è rappresentata dai canali irrigui parzialmente alimentati dallo scarico industriale Caffaro ed utilizzati per le attività agricole.

Il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare con il decreto ministeriale 24 febbraio 2003 perimetrava le aree risultate contaminate come Sito di interesse Nazionale "Brescia Caffaro", comprendenti suolo, acque sotterranee e rogge irrigue. Più recenti approfondimenti di indagine effettuati dall'ARPA hanno consentito di valutare l'estensione della contaminazione dei suoli e delle acque sotterranee anche oltre il confine del SIN. Dalla caratterizzazione è emerso che i sedimenti dei canali irrigui sono fortemente contaminati e che le rogge costituiscano ancora vettori della contaminazione. Il fenomeno di contaminazione che interessa le acque sotterranee nell'area del SIN è da diversi anni oggetto di monitoraggio da parte dell'Agenzia. I dati del monitoraggio hanno permesso di individuare una serie di pennacchi di contaminazione in parte attribuibili allo stabilimento Caffaro (tetracloruro di carbonio, PCB, mercurio) in parte ad altri soggetti (cromo esavalente). I dati acquisiti dall'Agenzia hanno consentito lo sviluppo del modello idrogeologico di flusso e di trasporto di tutto il SIN Caffaro.

ABSTRACT

In 1906, the Caffaro industrial site was built to start its activity in the periphery of Brescia but it is nowadays embedded in the urban area. The production, which is based on the electrolysis of sodium chloride with a mercury cathode, has evolved to cover a considerable variety of products, from inorganic (caustic soda, lead arsenate) to chlorinated organic products (including pesticides and PCBs). The main pollutants include mercury, arsenic, hexavalent chromium, PCBs and dioxins. The spread of contamination outside the site has concerned soil, river waters, sediments of irrigation canals and groundwaters. The investigations carried out (since 2002) have shown that irrigation channels partially fed by the Caffaro industrial water discharge and used for agricultural activities represent a pathway of diffusion of soil contamination.

The Ministry for the Environment and Territory defined contaminated areas including soil, groundwater and irrigation canals as "Brescia-Caffaro" Site of National Interest (SIN) with act dated 24 February 2003. More recently, further surveys conducted by the Environmental Protection Agency have shown that contamination of soils and groundwater extends beyond the border of the SIN. These new characterization data suggest that the sediments of the irrigation canals are heavily contaminated and that the irrigation canals are still vectors of contamination. The contamination phenomenon that affects groundwater in the SIN area has been monitored by the Agency for several years. The monitoring data has allowed to identify a series of contamination plumes which

can be partly due to the Caffaro site (carbon tetrachloride, PCB, mercury) and partly to other subjects (hexavalent chromium). The data acquired by the Agency led to the development of the hydrogeological flow and transport model of the entire SIN Brescia-Caffaro.

1. IL QUADRO DI RIFERIMENTO

1.1 Inquadramento geografico

Il Sito d'Interesse Nazionale (SIN) "Brescia-Caffaro" si colloca nell'alta pianura lombarda, all'interno del tessuto urbano della città di Brescia. In Lombardia, Brescia è il secondo comune per numero di abitanti dopo Milano. La città di Brescia in particolare si sviluppa ai margini della catena sudalpina (Prealpi lombarde), in corrispondenza dello sbocco della val Trompia, ed è sovrastata dal colle Cidneo; il resto della città si espande geograficamente e visivamente su tutto il territorio circostante, racchiuso dalla cinta di monti prealpini. L'assetto morfologico del territorio di Brescia trae origine da diversi processi morfogenetici (azione glaciale e fluviale), tra loro sovrapposti. Quest'area rappresenta sia litologicamente che morfologicamente, la transizione dall'alta alla media pianura, caratterizzata da morfologie pianeggianti con deboli pendenze (gradiente topografico 0,2-0,7%). Il principale corso d'acqua della città è il fiume Mella che nasce nella valle Trompia, giunge in città da nord e l'attraversa longitudinalmente. Dal suo alveo sono state realizzate nel tempo una grande quantità di derivazioni, una fitta rete di canali e fossi la cui principale finalità era l'irrigazione delle aree agricole, nonché l'uso produttivo delle acque. Ancora oggi l'area è fittamente attraversata da canali sia scoperti che tombinati, alcuni dei quali non più utilizzati.

1.2 Cenni storici

Nata come "Società Elettrica ed Elettrochimica del Caffaro" (Milano, 1 febbraio 1906), dal 1985 la società Caffaro è inglobata nel Gruppo Snia spa, che dal 2010 ha dichiarato lo stato di insolvenza. Lo stabilimento Caffaro, entrato in attività nel 1906, è attualmente collocato in piena area urbana, 900 metri ad ovest dal centro storico. L'attività produttiva nello stabilimento di Brescia venne promossa dall'impresa milanese "Erba, Curletti e Zironi". L'avvio della produzione avvenne nel 1906, alimentato dalla centrale idroelettrica del torrente Caffaro nel comune di Bagolino (Brescia), attiva già dal 1905.La fabbrica si inserì all'interno dell'allora frazione di Borgo San Giovanni-Fiumicello a ridosso dalla scuola elementare "Dusi", costruita nel 1898 per i bambini del borgo, nelle adiacenze delle cascine dei i campi a sud-ovest, a 300 metri dall'antica chiesa e dal centro del borgo stesso e a poche decine di metri dalla stazione della linea ferroviaria Brescia-Iseo. Inizialmente l'azienda occupava un'area di 40.000 m^2, ampliandosi progressivamente fino agli attuali 110.000 m^2, fin dal secondo dopoguerra. Al centro dello stabilimento si collocava il cuore produttivo della fabbrica, il reparto cloro-soda, cessato nel 1997 insieme ai vari reparti attualmente quasi del tutto dismessi.

La fabbrica nasce essenzialmente per produrre la soda caustica (NaOH), composto chimico indispensabile per l'industria dei saponi, dei tessuti e della carta. Il processo impiegato era quello elettrolitico (metodo Kellner-Solvay) con catodo di mercurio e anodo prima di platino e successivamente di grafite: al sale proveniente dalle miniere di salgemma della Sicilia veniva aggiunta acqua per ottenere la salamoia da cui si ricavava la soda caustica, con la produzione anche di cloro e di idrogeno. Il cloro, gas tossico e di scarso utilizzo, doveva essere recuperato: fu installato un forno di calce a fuoco continuo, nel quale veniva fatto combinare il cloro sviluppato dalla decomposizione del sale con la calce stessa per produrre cloruro di calce. Le materie prime essenziali in quei primi anni erano dunque il sale, l'acqua proveniente dalla falda sottostante, la pietra calcarea e l'energia elettrica prodotta dalla centrale del torrente Caffaro. Va aggiunto il mercurio, teoricamente riutilizzato all'infinito, ma in realtà in parte disperso in ambiente.

A partire dalla fine degli anni Trenta, l'azienda divenne sempre più un'industria di composti organici del cloro. Questa conversione produttiva aveva avuto un'anticipazione importante durante la Prima guerra mondiale, quando Caffaro cominciò a produrre monoclorbenzolo. I prodotti Caffaro a partire dal 1938 furono i policlorobifenili o PCB, di cui l'azienda fu unico produttore italiano. La Monsanto brevettò i PCB negli anni Venti, e concesse l'uso del brevetto alla Caffaro di Brescia nel 1938. Oltre ai PCB entrarono in produzione diversi altri composti organici del cloro: il clorocaucciú, impiegato soprattutto nel campo delle vernici (per il quale si utilizza il tetra-cloruro di carbonio nella produzione), il cloropolietilene (simile al clorocaucciú) e le cloroparaffine.

Un'altra linea molto importante di prodotti fino al 1975 fu quella relativa ai fitofarmaci, anticrittogamici, antiparassitari, disinfettanti e fertilizzanti. Già nel 1912 la Caffaro iniziò la produzione di ossicloruro di rame, anticrittogamico per le viti (Pasta Caffaro). Dal 1920 entrarono in produzione gli insetticidi arsenicali (arseniato di piombo e di calcio) partendo dall'arsenico, che veniva ossidato ad acido arsenico col cloro.

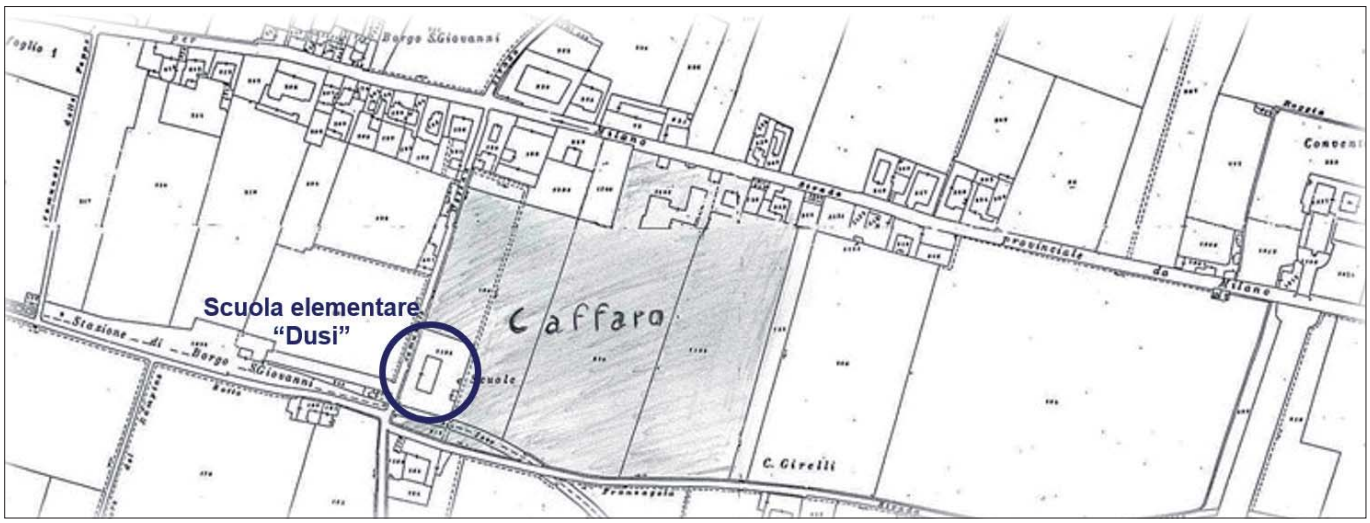


Figura 1. Ubicazione della Caffaro su cartografia storica dei primi del '900

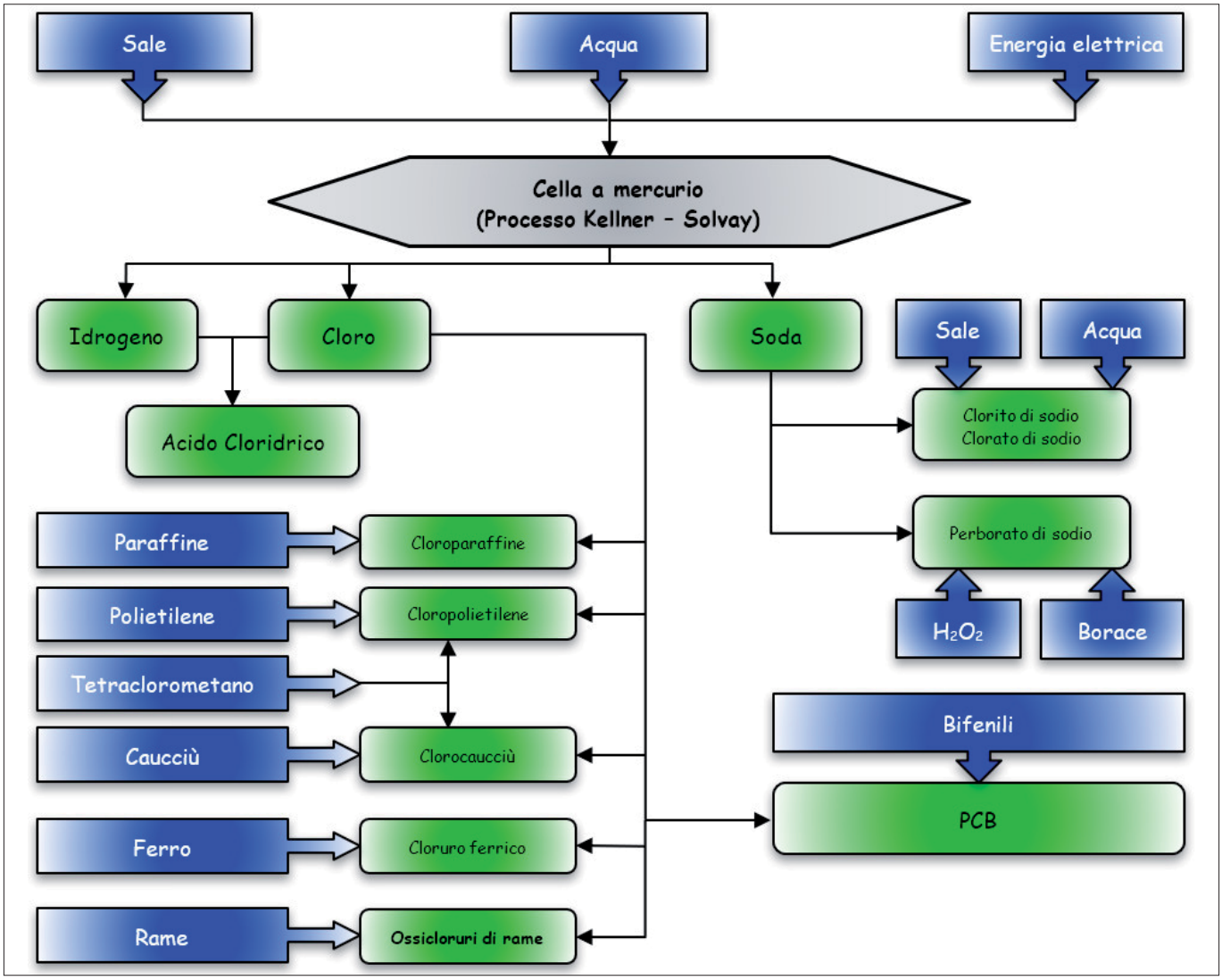


Figura 2. Schema delle produzioni più importanti della Caffaro negli anni Settanta

Negli anni '50 vennero realizzati nuovi insetticidi: il gammaesano, l'esaclorocicloesano (sigla HCH noto anche con il termine di lindano), il pentaclorofenolo, il diclorodifeniletricloroetano (DDT). Negli anni Sessanta si aggiungevano altri antiparassitari a base di dimetilditiocarbammato di zinco (Ziram).

Le attività della Caffaro continuarono ad aumentare fino al 1975, anno in cui i prodotti per l'agricoltura vennero via via trasferiti ad altri impianti esterni. Successivamente, dal 1984 veniva dismessa progressivamente la produzione dei PCB e, a partire dal 1996 cessava l'attività l'impianto di produzione delle cloroparaffine. Ma è con la chiusura definitiva dell'impianto di cloro-soda del 1997 che avvenne la trasformazione della fabbrica: non si partiva più dal cloro ma dall'acido cloridrico. Con questa trasformazione, lo stabilimento di Brescia doveva assumere il ruolo fondamentale di polo produttivo della chimica della linea clorato/clorito e clorurazioni con cloro chimico. Attualmente nel polo chimico di Brescia viene prodotto il clorito di sodio, l'ipoclorito di sodio ed il cloruro di calcio.

1.3 La perimetrazione del SIN "Brescia-Caffaro"

Le attività condotte dallo stabilimento Caffaro dal suo insediamento (1906) alla progressiva chiusura (1990) hanno prodotto una serie di contaminazione delle matrici naturali da parte di metalli pesanti (mercurio, arsenico, piombo), solventi clorurati (tetracloruro di carbonio, triclormetano), policlorobifenili, diossine e furani e fitofarmaci.

A seguito dell'emanazione del d.lgs. 5 febbraio 1997, n. 22 (c.d. "decreto Ronchi"), la Caffaro presentava al Comune, alla Provincia, alla Regione e al Ministero dell'Ambiente la richiesta di attivare di propria iniziativa le procedure per gli interventi di messa in sicurezza d'emergenza, di bonifica e di ripristino ambientale del proprio sito di via Nullo. I risultati delle analisi condotte all'interno dello stabilimento evidenziarono la presenza di contaminanti nel suolo e nel sottosuolo oltre i livelli stabiliti dalla legge per la destinazione d'uso del sito fino alla profondità di soggiacenza della falda, la quale risulta anch'essa contaminata in maniera significativa dalle attività della Caffaro. In particolare, venne riscontrata nei terreni la presenza di metalli (compreso il mercurio), PCB, diossine e altri inquinanti organici. Successivamente alle prime indagini svolte all'interno dello stabilimento, nel 2002 l'ARPA ed il Comune di Brescia effettuarono le prime indagini sui terreni agricoli a sud dello stabilimento, che mostrarono una diffusa e consistente contaminazione di mercurio (fino a 29 mg/kg), PCB (8,3 mg/kg) e Diossine (3.322 ng I-Teq/kg). I risultati di queste indagini portarono il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare all'emanazione del decreto ministeriale 24 febbraio 2003, con il quale fu definita una triplice e distinta perimetrazione del SIN "Brescia-Caffaro dei comparti ambientali interessati (suolo e sottosuolo, acque sotterranee, sistema delle rogge). La perimetrazione del comparto suolo e sottosuolo comprendeva sia la fabbrica che le aree agricole a sud, includendo anche le possibili discariche storiche dello stabilimento a Passirano, Castegnato e Brescia. Oltre alla perimetrazione del comparto suolo



Figura 3. Perimetrazione del SIN "Brescia–Caffaro"

e sottosuolo, sono stati incluse nel SIN le rogge in cui scaricava l'azienda e le acque sotterranee.

2. IL MODELLO CONCETTUALE DI DIFFUSIONE DEI CONTAMINANTI

Sulla base delle conoscenze dei cicli produttivi svolti nello stabilimento Caffaro, i modelli ipotizzati di diffusione dei contaminanti sui suoli agricoli e sulle aree indagate sono rappresentati da emissioni in atmosfera (convogliate, diffuse, incidenti, ecc.) con successiva ricaduta delle polveri sulle aree, smaltimento di rifiuti solidi (discariche, riporti, ritombamenti, ecc.), diffusione degli inquinanti nelle acque sotterranee (ed eventuale loro reimmissione sulle aree agricole tramite pozzi), scarico di acque di processo nelle rogge (prima senza depurazione, poi con depurazione). La ricaduta delle polveri emesse in atmosfera non è compatibile con l'inquinamento riscontrato, in quanto la direzione prevalente dei venti è essenzialmente est-ovest, mentre gli inquinanti riscontrati si sono prevalentemente diffusi a sud del sito. Il percorso di scarico di acque di processo nelle rogge è il principale fattore di diffusione dell'inquinamento con i fenomeni di trasporto solido dei sedimenti pesantemente contaminati. Lo schema sottostante illustra la possibile via di diffusione della contaminazione nelle aree agricole a valle dello stabilimento.

All'interno dello stabilimento venivano utilizzati ingenti quantitativi di acqua nei processi produttivi (più di 10 milioni di m^3/anno), che venivano scaricati nelle rogge e, di conseguenza, nelle aree agricole a valle per l'irrigazione delle stesse.

3. LO STATO DELLE ACQUE SOTTERRANEE

Nell'ambito dell'accordo di programma "per la definizione degli interventi di messa in sicurezza e successiva bonifica nel Sito di Interesse Nazionale di Brescia-Caffaro" del 29 settembre 2009, siglato tra il MATTM e gli enti locali, è stato assegnato all'ARPA della Lombardia il compito di porre in esecuzione il "Monitoraggio della qualità delle acque di falda nel Sito di Interesse Nazionale Brescia Caffaro" e "l'implementazione del modello idrogeologico di flusso e di trasporto dei contaminanti". A partire da aprile 2014 l'Agenzia ha eseguito una serie di campagne di monitoraggio piezometriche e geochimiche a scala di SIN con cadenza indicativa semestrale, che hanno consentito il progressivo affinamento delle conoscenze della struttura del sottosuolo e la raccolta dei dati per la quantificazione degli elementi del bilancio idrogeologico, nonché i principali fenomeni di contaminazione in corso e la loro evoluzione temporale. Nel luglio 2018 l'ARPA, utilizzando molti dei dati raccolti, ha progettato, implementato e pubblicato il modello idrogeologico del SIN "Brescia-Caffaro".

3.1 Inquadramento idrogeologico

Il principale agente morfogenetico della struttura idrogeologica dell'area di interesse è il fiume Mella, che con il suo conoide di deposizione rappresenta il raccordo tra le alluvioni di fondovalle a nord (parte apicale del conoide) e i depositi dell'alta pianura padana.

Sulla base delle caratteristiche di permeabilità vengono identificate tradizionalmente tre principali unità idrostratigrafiche. La più superficiale, definita unità ghiaiosa-sabbiosa (GS), è costituita da ghiaie e sabbie prevalenti, con subordinate frazioni di limi e orizzonti ghiaioso-sabbiosi localmente cementati. Questi sedimenti hanno spessore compreso fra 30 e 50 m tendenzialmente decrescente da nord a sud, con locali inspessimenti dovuti verosimilmente alla presenza di paleo-alvei. Nell'area di studio alla base dell'unità GS si riscontra solo localmente la presenza di uno



Figura 4. Modello concettuale di diffusione dei contaminanti

strato di materiale impermeabile che potrebbe separare idraulicamente tale unità da quelle più profonde. Sottostante a questa unità si trova l'unità a conglomerati (CF) fluvioglaciale, formata da ghiaie e sabbie limose e orizzonti conglomeratici. Questi litotipi vengono tradizionalmente attribuiti ai depositi fluvioglaciali antichi del Mindel e del Riss (Pleistocene inf.). Infine, alla base della successione idrostratigrafica, si colloca l'unità argilloso–sabbiosa (AS), caratterizzata da depositi a tessitura prevalentemente fine, quali limi e argille intervallate da livelli di materiali più grossolani (dalle sabbie fini alle sabbie con ghiaia) con spessori generalmente limitati (circa 8÷10 m). Questi depositi vengono attribuiti in letteratura alle cosiddette argille villafranchiane.

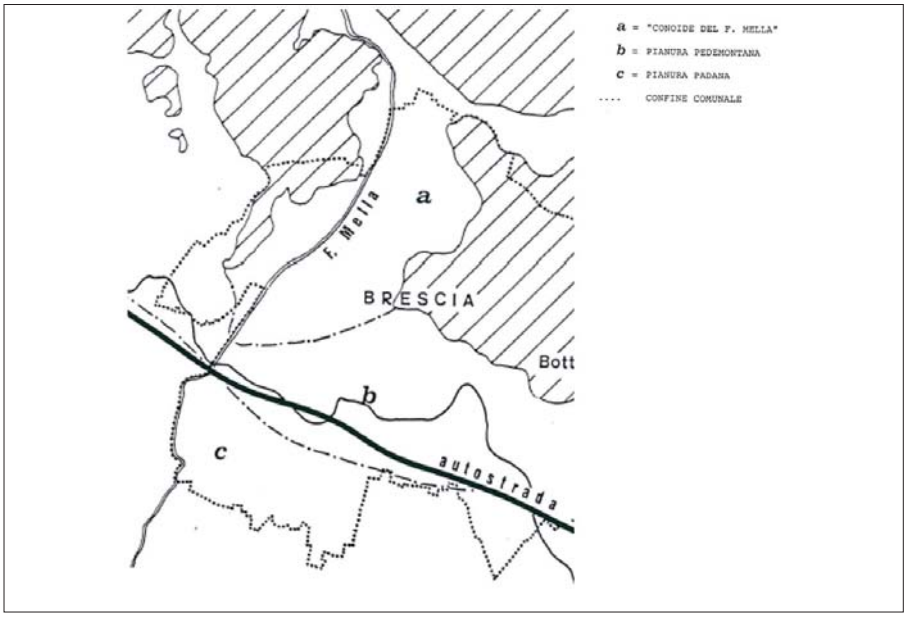


Figura 5. Limiti indicativi delle differenti sub-aree con caratteristiche differenti

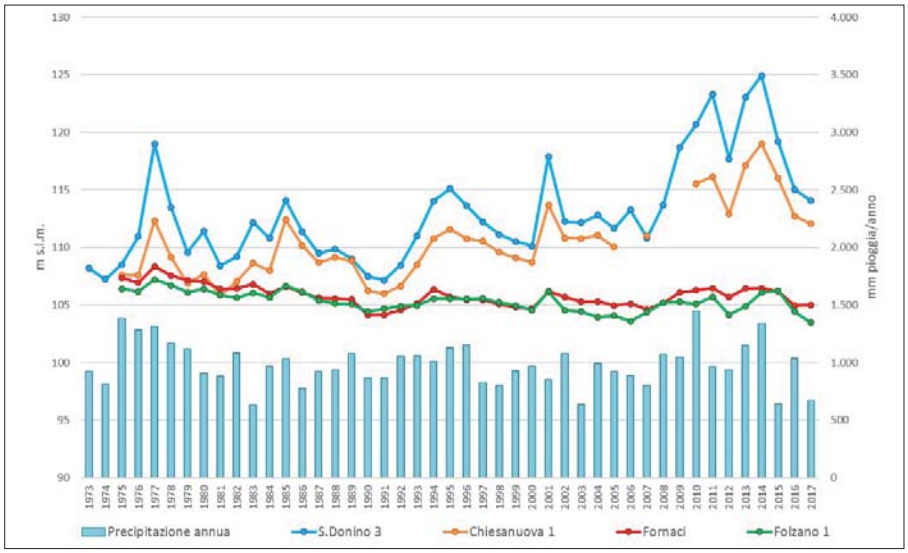


Figura 6. Andamento delle quote piezometriche della falda dal 1973 ad oggi

Sulla base della descrizione effettuata, a seguito del censimento di circa 500 pozzi e piezometri presenti all'interno dell'area, sono state ricostruite 11 sezioni trasversali e 6 longitudinali. Le sezioni realizzate mostrano l'evoluzione delle deposizioni e delle strutture sopra descritte: se nella parte settentrionale dell'area di studio si riscontra la presenza di granulometrie più grossolane con maggiori potenzialità idriche (legate alle maggiori energie di deposizione del fiume), nella parte meridionale si ha la comparsa di depositi fini che provocano un rallentamento del deflusso idrico. Lo schema idrostratigrafico assume caratteristiche particolari nell'area sia per la natura transizionale da ambienti montani a planiziali, sia in virtù della presenza di alcuni elementi strutturali particolari, come la Linea Bovezzo-M. Montecca, sia per le caratteristiche particolari della valle Trompia, in cui la componente glaciale dei fenomeni deposizionali è praticamente nulla. I vari studi geologici relativi all'area in esame individuano 3 differenti sub-aree con caratteristiche strutturali/deposizionali differenti.

3.2 Dati storici

L'Azienda Servizi Municipalizzati di Brescia (ASM ora A2A Ciclo Idrico spa) ha fin dal 1973 raccolto dati relativi al livello ed alla qualità delle acque sotterranee, fornendo una base dati estesa ed affidabile. In particolare le misure di livello piezometrico sono state effettuate con cadenza mensile in corrispondenza di 4 pozzi dislocati in aree differenti del territorio comunale.

L'analisi dei trend dei 4 pozzi evidenzia un andamento simile per il pozzo di monte (San Donino 3) e per il pozzo posto al centro del sito (Chiesanuova 1), con trend positivo che indica un innalzamento generalizzato della quota piezometrica: come si osserva l'oscillazione dalla quota della falda è notevole, da 107 a 125 m s.l.m. Viceversa, i pozzi Fornaci e Folzano 1 hanno un coefficiente angolare negativo e molto simile tra loro, ad indicare un progressivo abbassamento della falda (stimabile in circa 2,5÷3,0 m). L'andamento della quota della falda rappresentato in *Fig.* 6 è da attribuire sia a fattori idrologici naturali, ma soprattutto all'uso antropico della risorsa idrica: sulla base di dati storici è possibile stimare un prelievo annuo di circa 50 Mm^3 (di cui 32 Mm^3 per l'uso industriale) all'interno del SIN Brescia-Caffaro nell'anno 1985, mentre fra il 2014 ed il 2016 i prelievi sono quantificabili in 27÷32 Mm^3 annui, di cui 14÷16 Mm^3 per l'uso industriale.

Per quanto attiene la qualità delle acque sotterranee, fin dalla metà degli anni 1970 ASM, gestore dell'acquedotto cittadino, iniziò le attività di monitoraggio di alcuni pozzi pubblici, rilevando problematiche di contaminazione da metalli pesanti (in particolare cromo esavalente) e solventi organici clorurati. Nel 1982-1983 l'USSL di Brescia (ora ATS) ed ASM conducevano una campagna di verifica della qualità delle acque sotterranee all'interno del Comune di Brescia. Questi studi pionieristici (per il periodo storico in cui sono effettuati) mostrano fin da subito che all'interno dell'attuale SIN solo una parte dei contaminanti caratteristici e della contaminazione rilevata può essere ricondotta allo stabilimento Caffaro.

Per le acque sotterranee i contaminanti principali derivanti dalle attività svolte all'interno dello stabilimento Caffaro sono i seguenti: mercurio, triclorometano, tetracloruro di carbonio, cromo esavalente, fitofarmaci (β-esaclorocicloesano e δ-esaclorocicloesano) e PCB. I monitoraggi effettuati hanno però evidenziato la notevole diffusione di ulteriori contaminanti (cromo VI e tetracloroetilene in particolare) e la presenza di importanti ulteriori sorgenti di contaminazione.

3.3 Gli interventi in corso

A partire dall'attivazione del procedimento amministrativo di bonifica ai sensi dell'ex D.M. 471/1999 per lo stabilimento Caffaro (anno 2001), le uniche attività eseguite sulle acque sotterra-

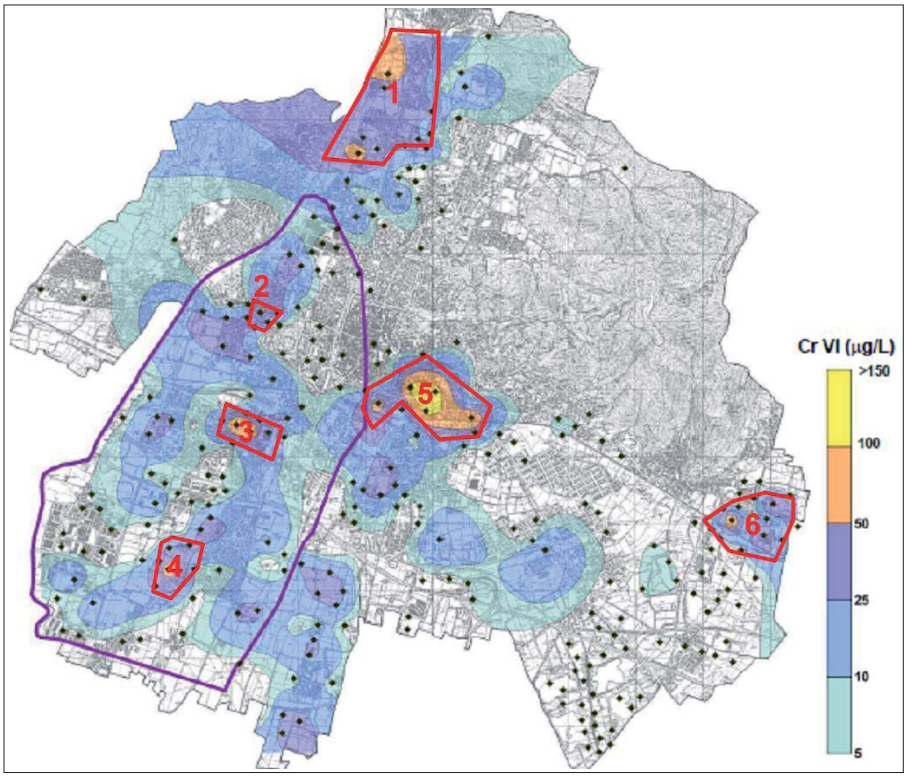


Figura 7. Stato di contaminazione delle acque sotterranee da cromo VI (anno 1982)

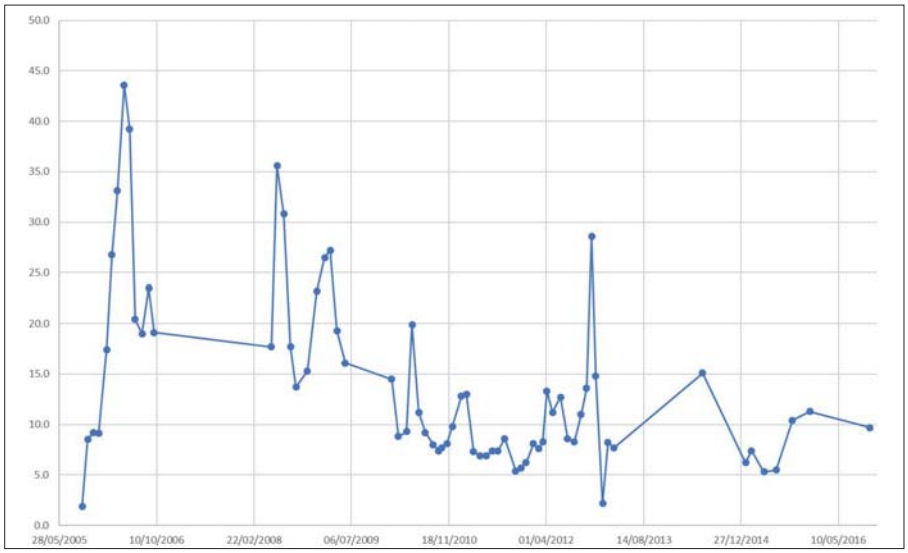


Figura 8. Andamento concentrazioni di mercurio nel Pz10 (dati Caffaro)

nee hanno riguardato l'installazione di piezometri di monitoraggio e la messa in sicurezza delle acque sotterranee mediante il mantenimento in attività dei pozzi industriali presenti. A partire dal 2004 i pozzi sono stati adeguati per consentire una maggior efficienza di estrazione dei contaminanti. La messa in sicurezza è tuttora l'unico intervento in corso per il contenimento della contaminazione nelle acque sotterranee, con il mantenimento in attività degli emungimenti, pari a circa 13÷15 Mm^3.

3.4 Contaminazione da mercurio

La contaminazione da mercurio è solo parzialmente migrata dal suolo verso le acque sotterranee, per la solubilità limitata del composto, che rimane tendenzialmente adsorbito al suolo e tende quindi a muoversi con un notevole fattore di ritardo rispetto alle acque sotterranee. I monitoraggi più recenti mostrano comunque la presenza di un plume di contaminazione in uscita dallo stabilimento Caffaro, che si dirige verso l'insediamento produttivo Oto Melara (ubicato a sud-ovest). In base ai dati disponibili, l'andamento del mercurio è tendenzialmente decrescente con alcuni valori di picco che non paiono correlabili con le oscillazioni piezometriche.

Mediante l'interpretazione delle sezioni stratigrafiche è possibile ipotizzare che il trasporto del contaminante all'esterno del sito possa trovare giustificazione nella presenza nella porzione occidentale dello stabilimento Caffaro di una lente di argilla a profondità variabili comprese fra 19÷25 m da p.c.; i pozzi in emungimento ed i piezometri in monitoraggio del sito Caffaro interessano invece la porzione più profonda dell'acquifero ghiaioso-sabbioso (al di sotto della lente citata) e dell'acquifero conglomeratico; è possibile ipotizzare che la migrazione della contaminazione all'esterno dello stabilimento Caffaro avvenga su tale lente non intercettata da nessun piezometro o pozzo Caffaro. Per quanto i volumi d'acqua complessivamente emunti siano rilevanti ai fini dell'effetto sbarramento, i pozzi risultano per caratteristiche strutturali, profondità e posizione non efficienti per la funzione di sbarramento idraulico: con una mirata localizzazione dei pozzi e un prelievo selettivo dai differenti livelli acquiferi, l'efficienza del sistema potrebbe migliorare in modo significativo, anche in termini di riduzione dei costi.

3.6 Contaminazione da PCB

Anche per quanto riguarda il PCB le caratteristiche chimiche ed il conseguente comportamento geochimico del contaminante hanno limitato la migrazione in un intorno dello stabilimento Caffaro. Il livello della falda influisce in maniera significativa anche sulla dimensione del pennacchio di contaminazione, ad indicare che parte della contaminazione tende comunque a rimanere adsorbita al suolo e che solo in condizioni di massimo piezometrico, anche grazie all'azione solubilizzante dei solventi clorurati presenti, torna in soluzione.

3.7 Contaminazione da Cromo VI

Il Cromo esavalente (o Cromo VI) è da considerarsi l'inquinante principale dell'area in esame, sia per estensione del fenomeno che per intensità del livello di contaminazione. All'interno del SIN sono stati identificati vari pennacchi di contaminazione provenienti da sorgenti solo parzialmente identificate: pennacchio di contaminazione proveniente dalla Val Trompia, Caffaro, Comparto Milano, Oto Melara, Pietra Curva, Baratti, Forzanini.

La valutazione dei dati geochimici storici indica che le sorgenti dei principali fenomeni di contaminazione attualmente rilevate sono state attive almeno negli ultimi 40 anni. I pennacchi di contaminazione hanno avuto quindi tempo di estendersi in maniera notevole all'interno del sistema acquifero (cfr. *Fig.* 10).

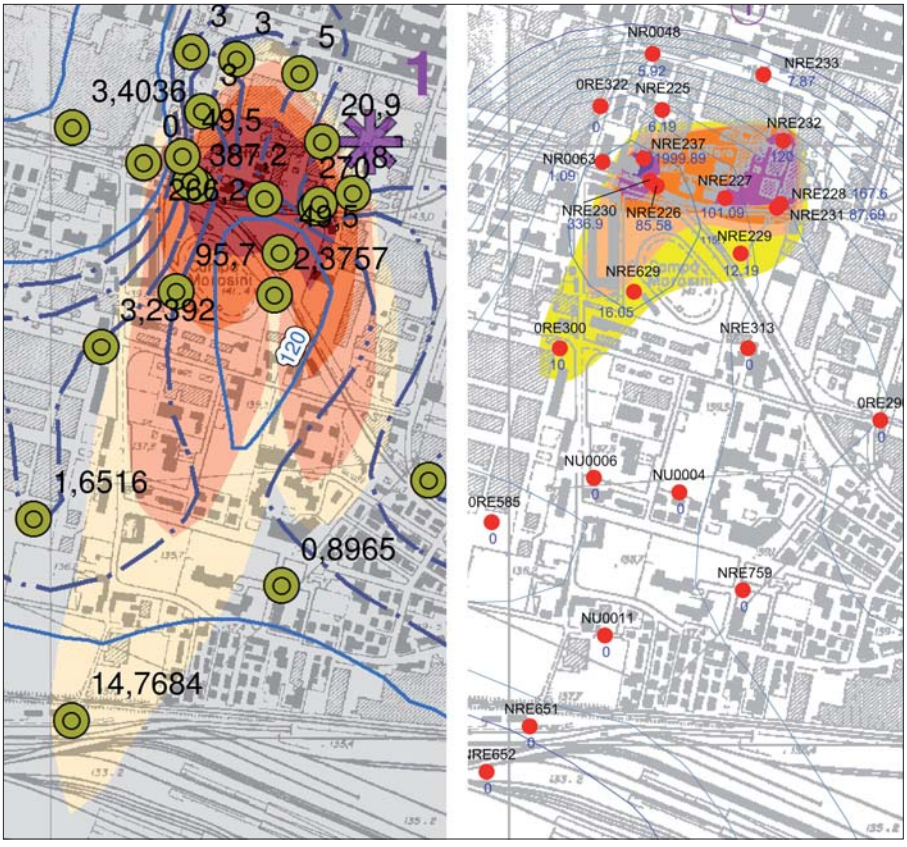


Figura 9. Confronto fra i pennacchi di PCB di gennaio 2015 (sx) ed ottobre 2016 (dx)

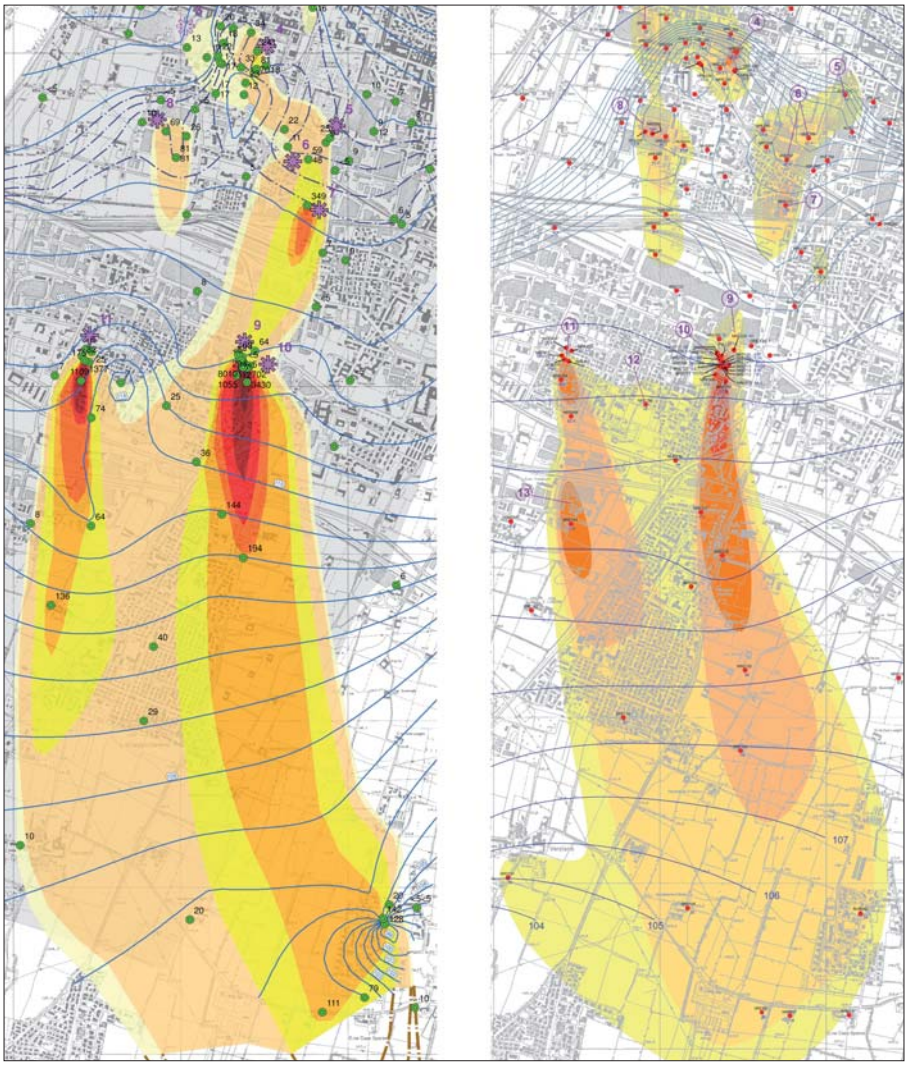


Figura 10. Pennacchi di Cromo VI di gennaio 2015 (sinistra) e ottobre 2016 (destra)

3.8 Contaminazione da solventi clorurati

La presenza di solventi clorurati nelle falde più vulnerabili della pianura lombarda è ormai accertata da numerosi anni e la loro diffusione in alcune zone del territorio bresciano e tale da costituire una "concentrazione di fondo" che spesso non permette il riconoscimento delle differenti sorgenti di contaminazione e la definizione geometrica del pennacchio inquinante. Tra i solventi clorurati più utilizzati e presenti nell'ambiente, oltre al tetracloroetilene (percloroetilene), vi sono il tricloroetilene (trielina), il triclorometano (cloroformio) e il tetracloruro di carbonio. Le proprietà fisico-chimiche dei solventi clorurati favoriscono inoltre la presenza persistente di questi stessi composti nelle porzioni più profonde degli acquiferi vulnerabili. L'identificazione di pennacchi di contaminazione da solventi clorurati risulta complessa per una serie di motivi quali la disomogeneità dei dati disponibili, la diffusa presenza in falda con conseguente coalescenza di pennacchi di origine e geometria incerta, la tendenza delle singole specie inquinanti a trasformarsi nel tempo, secondo determinati cicli di degradazione.

I principali solventi presenti nella falda del SIN Brescia-Caffaro sono il tetracloroetilene, presente in maniera diffusa con concentrazioni medie di 10÷30 µg/L, per tale composto non sono note sorgenti di contaminazione; il tetracloruro di carbonio, derivante da sorgenti secondarie interne a Caffaro, è diffuso con concentrazioni residuali inferiori a 1 fino al confine di Brescia con Flero, mentre si rinviene con concentrazioni più elevate nell'area di Flero: il solvente nel corso degli anni ha avuto tempo di raggiungere l'acquifero Villafranchiano e probabilmente ha contaminato i livelli sabbiosi acquiferi all'interno dei banchi di argilla; tali livelli hanno consentito il lento trasporto del contaminante fino all'area di Flero, dove, per la particolare struttura idrogeologica, si potrebbero essere create le condizioni per un accumulo della sostanza; la principale sorgente di triclorometano è rappresentata dallo stabilimento Caffaro, ma è probabile la presenza di ulteriori sorgenti sul territorio indagato, visto il largo impiego di questo prodotto in numerose tipologie di lavorazioni.

3.9 Modello idrogeologico del SIN

In giugno 2018 l'ARPA ha pubblicato il report conclusivo sullo sviluppo del modello idrogeologico di flusso e di trasporto della contaminazione del SIN Brescia-Caffaro. Il modello basato sul codice Modflow interessa un'area di 50 km^2, per una profondità di 170 m, suddivisa in celle di 50x50x5 m, all'interno della quale sono stati identificati 8 litotipi a conducibilità diversa. Per la realizzazione del modello di flusso sono state utilizzate le piezometrie elaborate dall'Agenzia relative a giugno 2014 (condizioni di massimo piezometrico) e a dicembre 2016 (condizioni di minimo piezometrico); per il modello di trasporto relativo al cromo esavalente sono state simulate le condizioni medie di flusso per un periodo di 50 anni. Gli obiettivi principali delle simulazioni idrogeologiche del SIN Brescia Caffaro sono molteplici: fornire un riferimento concettuale idrogeologico condiviso dell'area del SIN, simulare gli effetti attesi dalle attività e dai progetti di bonifica presso i differenti siti, simulare l'interferenza fra gli interventi di bonifica/messa in sicurezza in corso e gli eventuali ulteriori utilizzi della risorsa idrica; simulare degli eventi di contaminazione passati ed in corso, come potenziale strumento per l'individuazione delle sorgenti di contaminazione presenti sul territorio; fornire uno strumento di previsione dell'andamento della falda in relazione alle precipitazioni ed agli scenari di sfruttamento della risorsa idrica.

Attualmente l'ARPA è impegnata nell'implementazione di un modello ulteriormente esteso, per consentire la simulazione dell'ulteriore trasporto di contaminanti rilevato nel corso dei monitoraggi. Nel frattempo alcuni siti contaminati interessati stanno predisponendo sulla base del modello ARPA ulteriori modelli a scala locale, adatti a simulare le condizioni di dettaglio e con raccolta di dati sito specifici.

4. LE ACQUE DI SCARICO DELLO STABILIMENTO

All'interno del sedime dello storico stabilimento Caffaro è tuttora presente un'attività produttiva svolta dalla società Caffaro Brescia srl, direttamente coinvolta nella gestione del sistema di messa in sicurezza dell'intero complesso industriale. Nel 2001 il Comune di Brescia ha emesso un'ordinanza finalizzata a imporre il mantenimento attivo dei pozzi industriali con una portata annuale di pompaggio di circa 13,5 Mm^3 (dati

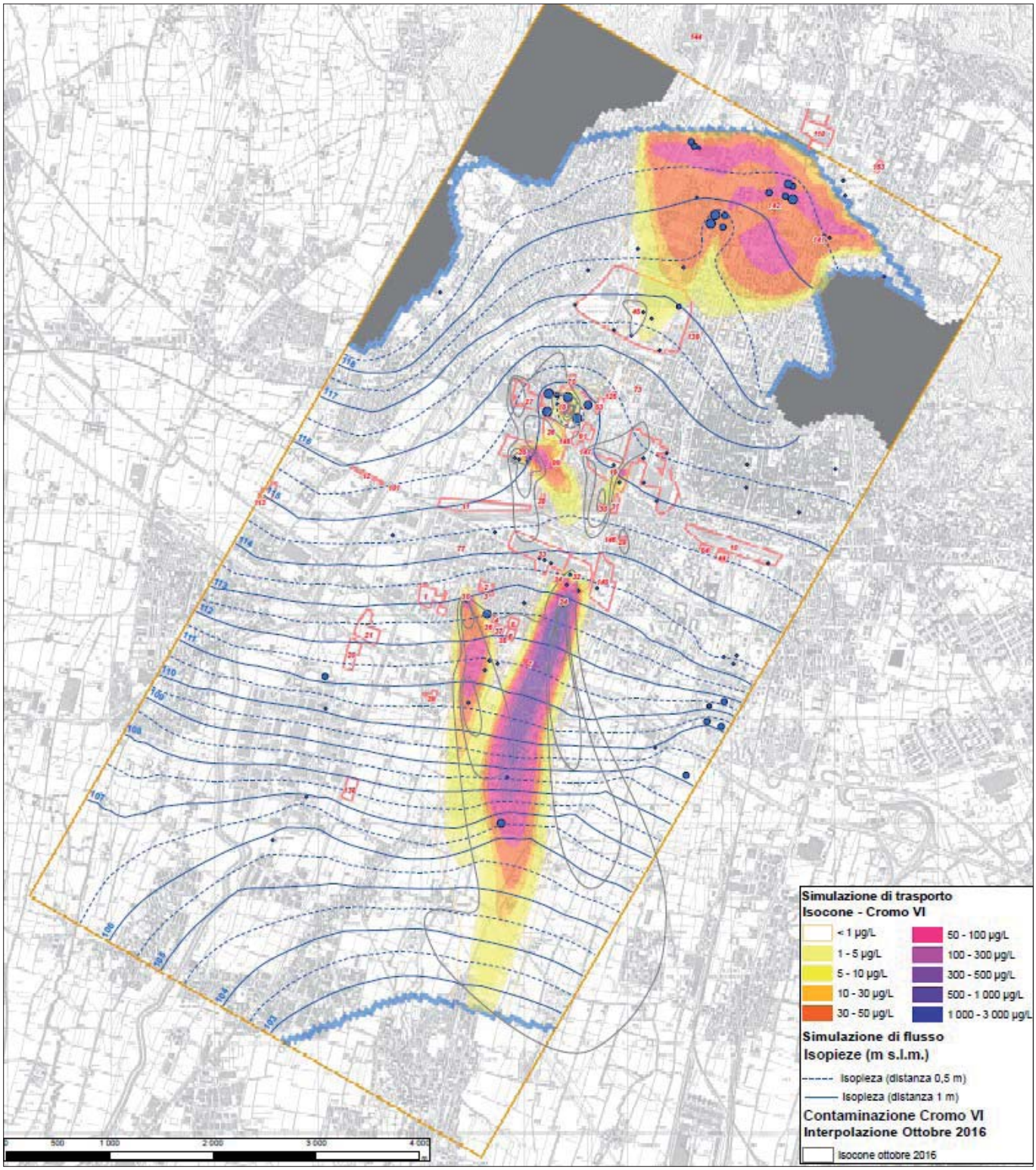


Figura 11. Elaborazione modellistica di trasporto per il cromo VI

2014) per garantire il confinamento della contaminazione accertata nella falda acquifera sottostante e impedire che le acque sotterranee entrino in contatto con gli inquinanti presenti nel sottosuolo del sito. L'acqua prelevata dalla falda per la messa in sicurezza è contestualmente impiegata come acqua industriale o di raffreddamento per l'attività produttiva e viene successivamente scaricata in corpo idrico superficiale. Lo scarico finale è continuo (autorizzato dalla Provincia di Brescia), confluente nel corso d'acqua superficiale "Roggia Fiumicella Ramo Est". La portata scaricata è di 24.000 m^3 al giorno (circa 12,5 Mm^3 nel 2014).

4.1 IMPIANTI DI TRATTAMENTO DELLE ACQUE EMUNTE

Sulle acque prelevate dal pozzo n. 7, che risultano maggiormente contaminate da PCB, è attivo un impianto di filtrazione a carboni attivi, mentre sulle acque prelevate dal pozzo n. 2 è installato un abbattimento specifico per mercurio con resine a scambio ionico. Sugli altri pozzi non sono presenti trattamenti specifici. I risultati dei monitoraggi condotti dall'Agenzia hanno evidenziato che, per quanto attiene l'impianto di trattamento delle acque del pozzo n. 7, l'efficienza è risultata sempre superiore al 95% anche dopo il raddoppio delle portate emunte e del sistema di trattamento delle stesse. Viceversa, per quanto riguarda il pozzo n. 2 ed il relativo trattamento delle acque si osserva un deterioramento significativo nel tempo della capacità di depurazione del mercurio dalle acque prelevate: infatti a fronte di un'efficienza del 100% di filtrazione al

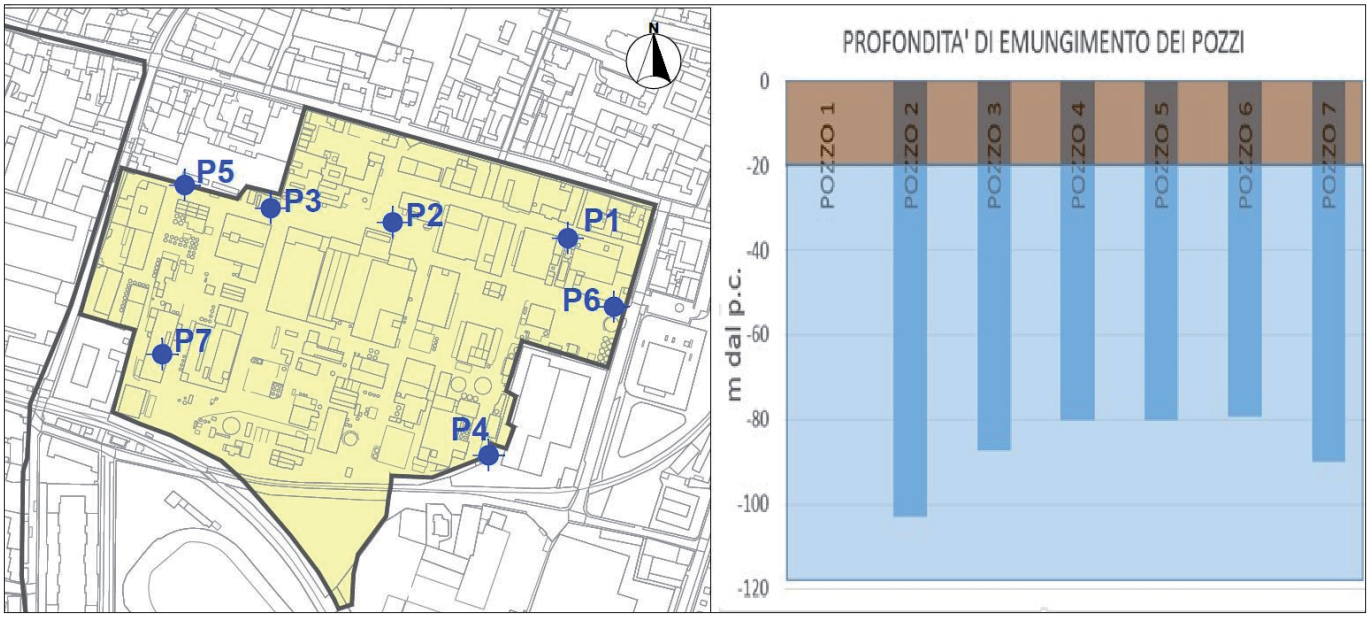


Figura 12. Ubicazione e profondità di emungimento dei pozzi in Caffaro

momento dell'istallazione dell'impianto (anno 2004), negli ultimi monitoraggi condotti nel 2014 e 2015 l'efficienza riscontrata è stata inferiore al 50%.

Il monitoraggio dello scarico finale (denominato S2) ha riguardato un set di parametri variabile al fine di indagare il più possibile quali inquinanti siano ad oggi dispersi nell'ambiente circostante da questa fonte puntuale: i parametri sono principalmente quelli legati al sito produttivo storico e non necessariamente all'attività produttiva attuale. Le analisi condotte mostrano un sostanziale rispetto dei limiti previsti dalla vigente normativa relativa agli scarichi industriali e a quanto stabilito dall'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA). Tuttavia è importante sottolineare che sia l'attuale normativa nazionale che il provvedimento di AIA non hanno fissato un limite nelle acque di scarico per quanto riguarda i PCB totali ed il tetracloruro di carbonio. Pur nel rispetto dei limiti allo scarico si osservano significativi flussi di massa in uscita: per i PCB, si stimano circa 0,2 kg/anno, per il mercurio circa 5 kg/anno, cromo esavalente 280 kg/anno, solventi clorurati circa 200 kg/anno, tetracloruro di carbonio, flusso stimato in uscita circa 30 kg/anno.

5. STUDIO DELLE ROGGE

Lo studio delle rogge è stato effettuato per comprendere gli effetti e l'entità del trasporto dei sedimenti contaminati dalle rogge al suolo, per verificare (con prelievo di acque superficiali) l'attuale mobilità della contaminazione nei canali e per valutare l'entità dell'inquinamento nei corsi idrici secondari e principali in relazione ad altri corsi idrici della zona, non interessati dall'impatto diretto della Caffaro. Il reticolo delle rogge nell'area in studio si presenta molto complesso e fitto: sono stati indagati tratti di rogge che, sulla base dei dati pregressi, sono stati interessati dalla contaminazione. Le indagini hanno previsto il campionamento e l'analisi dei sedimenti interni delle rogge, delle acque superficiali per la verifica del trasporto e del suolo agrario, dei riporti e del sottosuolo originale nelle immediate vicinanze delle rogge stesse. Coerentemente con le indagini già effettuate, i parametri analitici prescelti sono stati PCB, PCDD–PCDF e metalli (antimonio, arsenico, cadmio, mercurio, nichel, piombo, rame e zinco).

5.1 ACQUE SUPERFICIALI

Al fine di avere un quadro completo e attuale dello stato di contaminazione delle rogge sono state campionate le acque superficiali privilegiando, dove possibile, l'effettuazione dei campioni nelle medesime posizioni proposte per i sedimenti e con l'aggiunta di due punti a monte dello stabilimento Caffaro. Il campionamento delle acque superficiali ha avuto lo scopo di verificare l'eventuale presenza di situazioni anomale di contaminazione ancora attuali. Sono stati prelevati complessivamente 19 campioni di acque superficiali, per consentire il confronto con i campioni rappresentativi dello scarico dello stabilimento Caffaro.

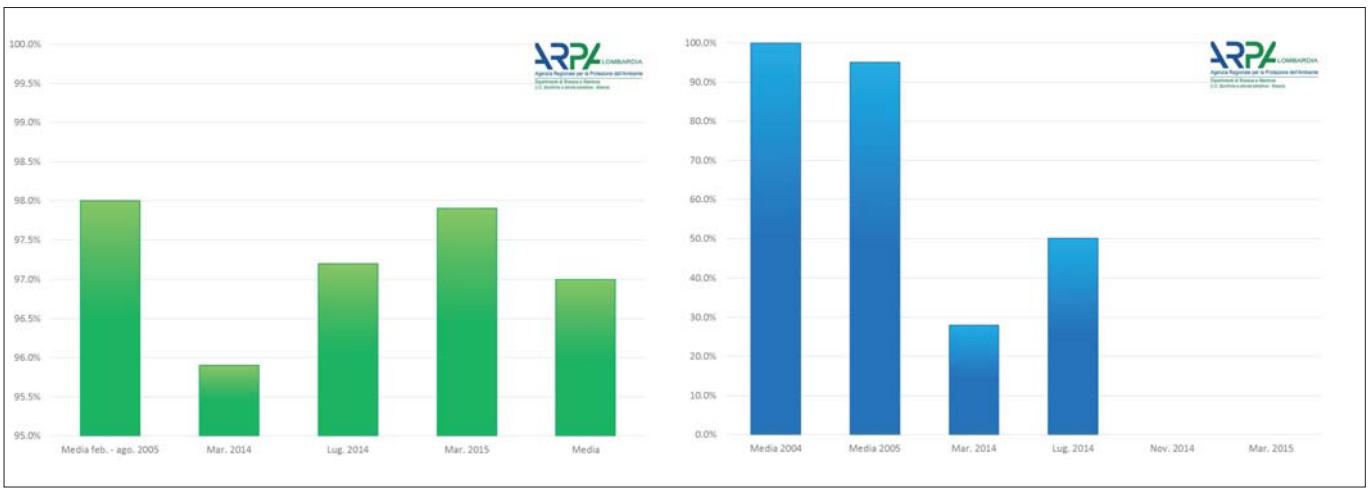


Figura 13. Efficienza di abbattimento del PCB nel pozzo 7 e del Mercurio nel pozzo 2

Campionamento	PCB [µg/l]	Mercurio [mg/l]	Cromo VI [mg/l]	Solventi Clorurati [mg/l]	Tetracloruro di Carbonio [µg/l]
Limiti	-	0,005	0,2	1	-
novembre 2013	0,02	<0,0005	0,023	<0,01	n.d.
marzo 2014	0,01	<0,0005	0,023	0,020	n.d.
luglio 2014	0,022	<0,0005	0,024	0,020	n.d.
novembre 2014	0,013	0,0007	0,023	0,014	2,2
marzo 2015	0,010	<0,0005	0,021	0,014	2,3
maggio 2015	0,034	< 0,0005	0,023	0,020	2,5

Tabella 1. Contenuto dei principali inquinanti dello scarico nella roggia Fiumicella

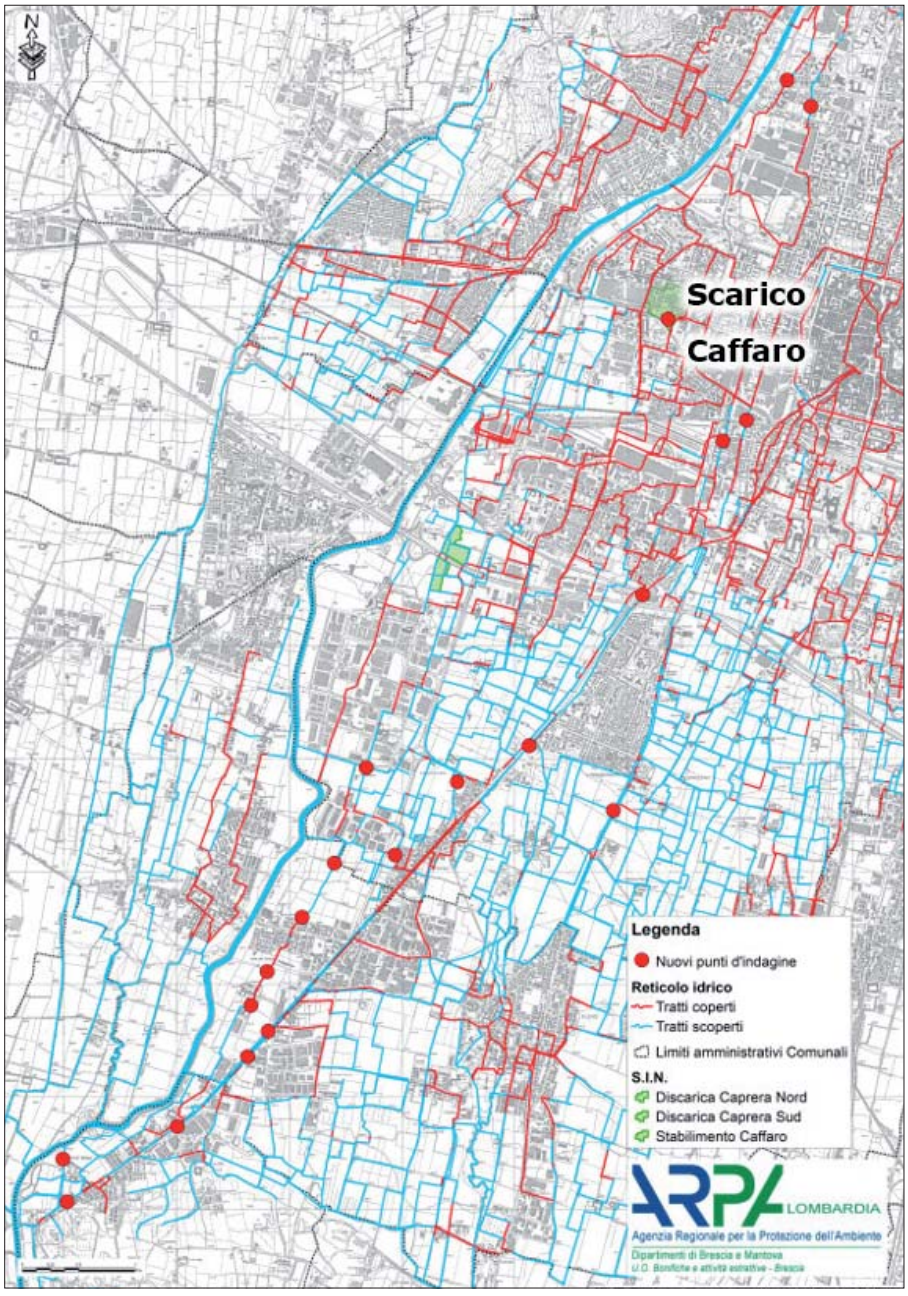


Figura 14. Ubicazione dei punti di campionamento delle acque superficiali delle rogge

5.2 SEDIMENTI

Per il campionamento del sedimento delle rogge è stato utilizzato un campionatore a infissione diretta (direct push) di tipo manuale, prevedendo il campionamento secondo lo schema "a transetto", che ha permesso di ricavare tutte le informazioni necessarie a valutare lo stato di contaminazione sia del sedimento della roggia che delle sponde, per stimare l'eventuale trasporto antropico dall'alveo alle sponde dei canali, nonché il passaggio dei contaminanti dal sedimento al terreno sottostante. Al fine di comprendere l'eventuale trasporto dei contaminanti dalle rogge ai terreni circostanti, è stato effettuato sui due lati dei punti individuati per il campionamento un prelievo del suolo naturale (primi 30 cm) in due fasce, simmetriche rispetto all'asse della roggia, della lunghezza di 5 m ciascuna (ogni campione rappresentativo della fascia di destra e della fascia di sinistra della roggia è stato formato tramite il prelievo di 5 incrementi di terreno).

5.4 RISULTATI ANALITICI E VALUTAZIONI DEI DATI ACQUISITI

L'indagine ha previsto 33 punti di indagine, 503 prelievi, e 319 campioni (19 acque superficiali, 80 terreni agrari limitrofi alle rogge e 220 sedimenti), di cui 237 sottoposti ad analisi chimica. L'analisi delle acque superficiali ha evidenziato che i contaminanti maggiormente presenti sono cromo esavalente e PCB. Per quanto riguarda il cromo esavalente, la sua origine nelle acque superficiali è riconducibile allo scarico da parte di aziende attive oppure all'e-

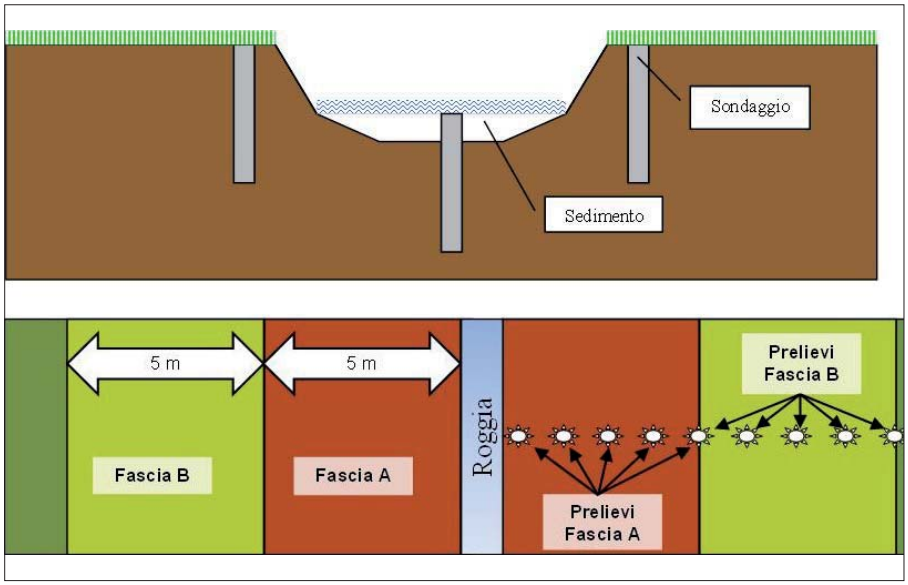


Figura 15. Schema di campionamento dei sedimenti e dei terreni agricoli limitrofi

mungimento di acque di falda contaminate ed al successivo trasferimento del contaminante nelle rogge. Viceversa la presenza di PCB è dovuta al rilascio di tale sostanza da parte dei sedimenti contaminati, come evidenziato dal raffronto tra le concentrazioni di PCB totali rinvenute nelle acque e le corrispondenti concentrazioni rinvenute nei sedimenti. Il grafico conferma che i sedimenti delle rogge costituiscono la sorgente secondaria di contaminazione: i valori rinvenuti nelle acque sono in alcuni casi superiori a quelli registrati nello scarico dello stabilimento Caffaro. La distribuzione dei valori riscontrati mostra un netto incremento dei valori di PCB procedendo da nord verso sud, e un altrettanto netto decremento del cromo esavalente procedendo nella medesima direzione.

Per quanto riguarda i sedimenti e le fasce di terreno limitrofe alle rogge, i risultati dell'indagine svolta evidenziano che PCB totali, PCDD/F e mercurio sono distribuiti in modo diffuso lungo tutto il reticolo minore compreso tra il Vaso Grande ed il Fiume Mella. Gli altri metalli studiati non sembrano avere una distribuzione legata ad uno specifico inquinamento, quanto piuttosto una possibile correlazione ad usi diffusi in agricoltura (come ad esempio l'arsenico e il rame) o alla presenza di fonti legate ad attività metallurgiche. Le maggiori contaminazioni nei sedimenti delle rogge sono di norma nei primi 50 cm di spessore.

6. INQUINAMENTO DEI SUOLI ALL'ESTERNO DELLO STABILIMENTO

Le attività di indagine sui suoli hanno interessato aree sempre più ampie e lontane da Caffaro: è stato possibile accertare la presenza di contaminanti Caffaro (metalli, in particolare arsenico e mercurio e PCB e diossine) fino a circa 15 km dallo stabilimento. Le indagini effettuate hanno mostrato anche che la contaminazione rilevata all'interno del SIN non si esaurisce nei confini definiti con decreto ministeriale di perimetrazione, in quanto il decreto stesso ha tenuto conto solo dei primi studi effettuati, non includendo le successive evidenze di contaminazione. Lo studio dei

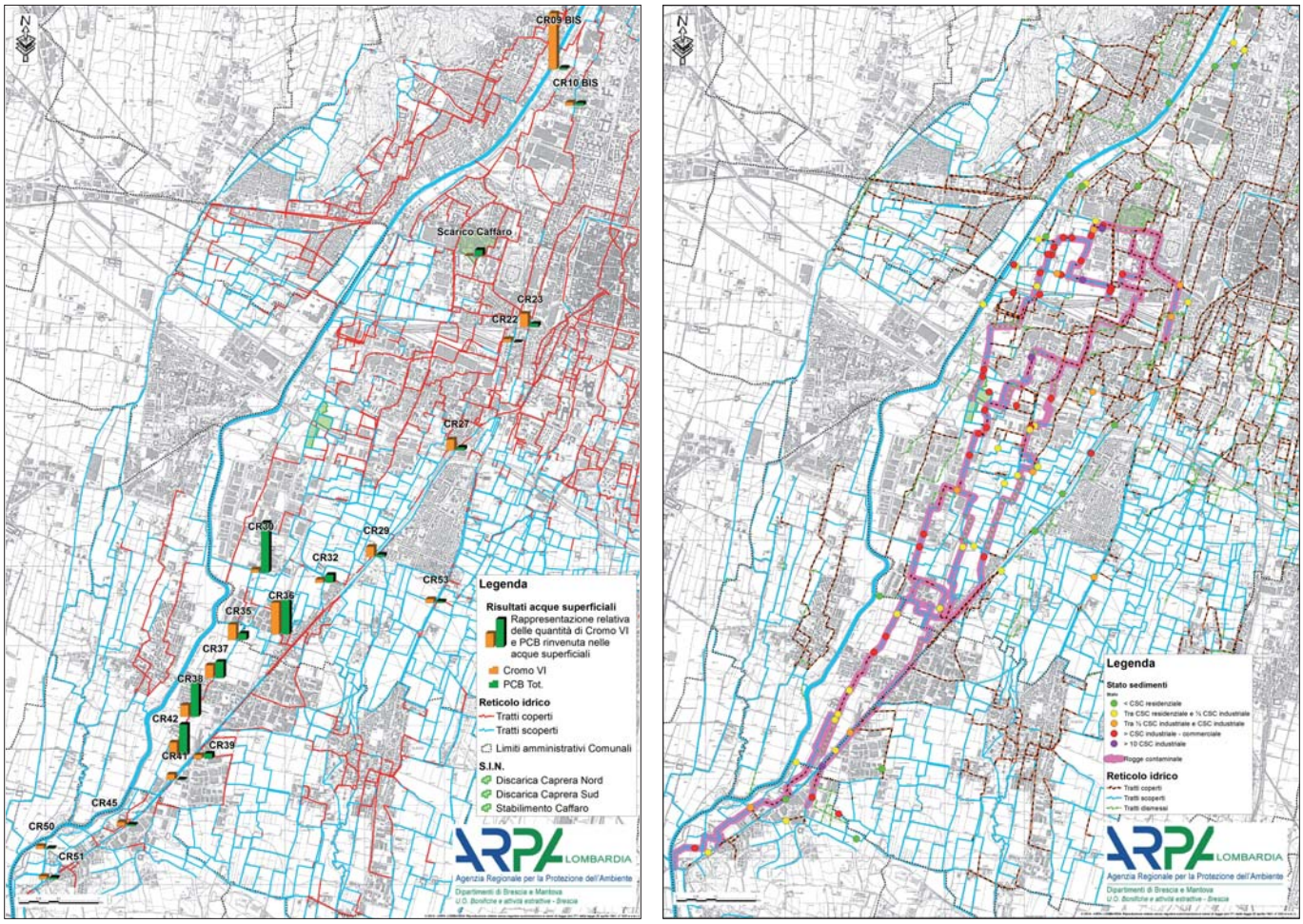


Figura 16. Distribuzione di PCB e Cromo VI nelle acque superficiali e nei sedimenti

	N.°	Valore Medio	Valore Max	Valore Min.	Dev. Std.	25° %ile	50° %ile	75° %ile	90° %ile	95° %ile
Antimonio [mg/kg]	317	1,1	10,9	<1	1,7	<1	<1	2,5	3	3,9
Arsenico [mg/kg]	317	19,2	101,7	4,4	10,1	14,7	16,5	20,9	27,1	31,2
Cadmio [mg/kg]	317	1,6	8,3	<0,5	0,8	1,1	1,5	1,9	2,4	3,2
Mercurio [mg/kg]	317	1,4	12,0	<0,1	2,0	0,3	0,7	1,6	4,0	5,8
Nichel [mg/kg]	317	26,6	430,0	3,0	27,2	18,0	22,0	29,0	37,0	44,0
Piombo [mg/kg]	317	78,1	273,5	0	48,1	44,5	63,4	99,9	141,6	180,2
Rame [mg/kg]	317	87,5	1.335,0	8,0	97,9	43,0	59,0	96,0	164,4	238,8
Zinco [mg/kg]	317	242,5	1.279,0	21,0	204,5	113,0	158,0	304,0	505,0	721,2
PCB tot. [mg/kg]	317	0,400	10,200	0,007	1,036	0,032	0,087	0,292	0,821	1,658
PCDD – PCDF [ng I-TEq/kg]	317	29,1	321,0	1,0	46,7	5,0	12,0	28,0	76,4	137,4

Tabella 2. Principali descrittori statistici dei risultati delle aree agricole

suoli nelle aree agricole ha consentito la determinazione delle concentrazioni dei parametri chimici più significativi come antimonio, arsenico, cadmio, mercurio, nichel, piombo, rame, zinco, PCB totali e PCDD-PCDF. L'enorme mole di dati prodotta ha permesso l'elaborazione statistica attraverso l'analisi dei fingerprint dei contaminanti e di redigere una serie di elaborati grafici rappresentativi della distribuzione dei vari parametri analizzati sul territorio studiato, in relazione alle Concentrazioni Soglia di Contaminazione definite dal D.lgs. 152/2006), da cui è risultato che il 32% sul totale delle maglie presenta valori conformi alle CSC riferite alla colonna A, mentre il 68% presenta almeno una non confor-

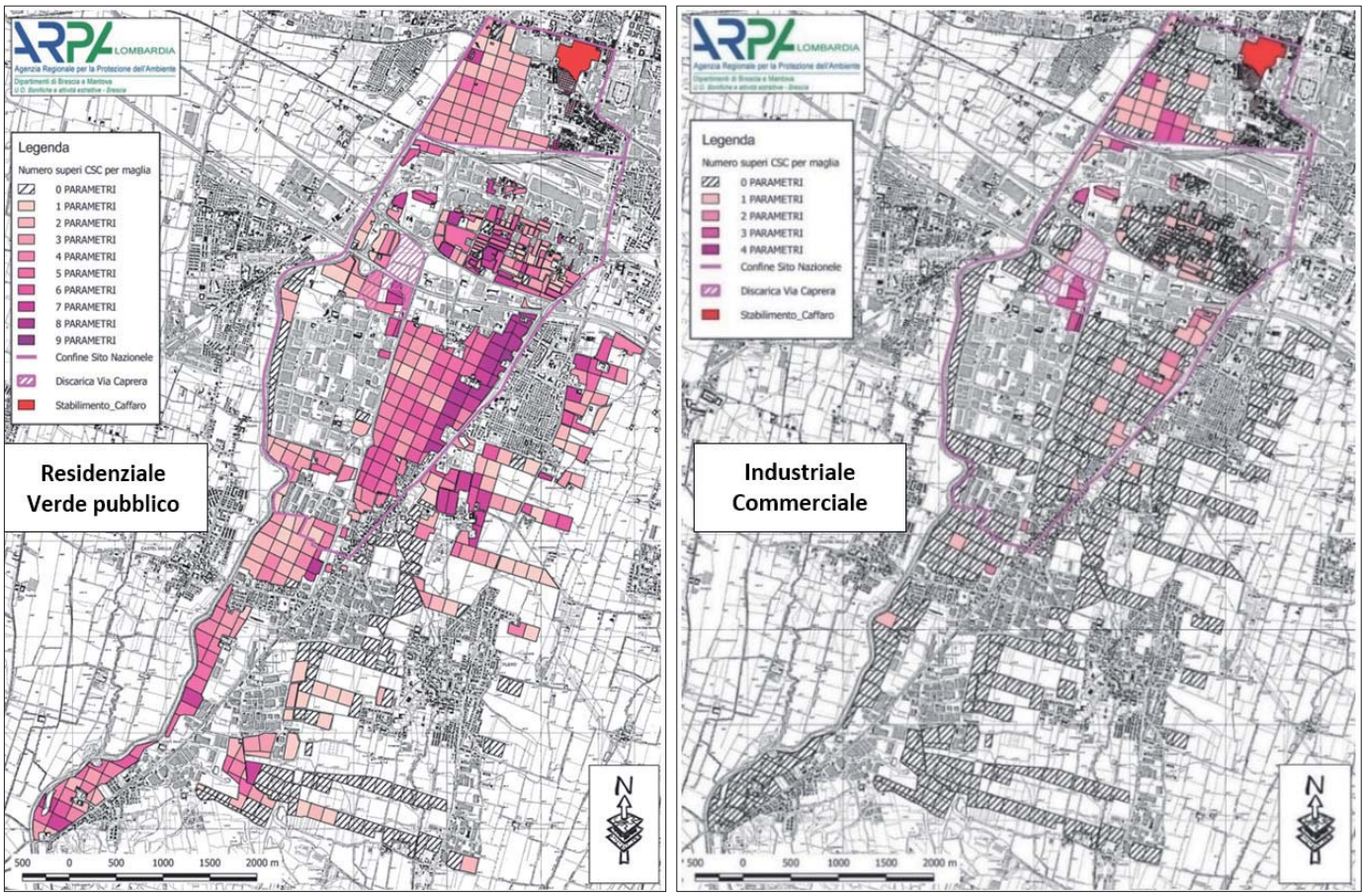


Figura 17. Superi CSC per siti ad uso verde /residenziale e industriale/commerciale

mità alle CSC, di cui il 6% riferito alla colonna B.

Si osserva una generale progressiva riduzione della contaminazione allontanandosi dal sito, anche se permangono valori al di sopra delle CSC residenziali per arsenico, cadmio, mercurio, piombo e rame e prossimi alle rispettive CSC per zinco, PCB e PCDD-PCDF. Antimonio e nichel presentano in generale concentrazioni inferiori alle CSC. cadmio, piombo e zinco presentano valori superiori alle CSC residenziali ma inferiori a quelle industriali per circa il 50 % dei campioni. Il rame è presente nella maggior parte delle nuove aree indagate al di sotto delle CSC per le aree residenziali-verde pubblico o appena sopra le stesse in alcune zone isolate. Piombo, rame e zinco presentano una distribuzione diffusa sul territorio, probabilmente associata all'uso in agricoltura.

Mercurio e arsenico presentano superamenti delle CSC residenziali in più del 50 % dei campioni, con circa il 5% di superamenti delle CSC industriali. Il mercurio è certamente originato dallo stabilimento Caffaro, mentre anche l'arsenico, ancorchè utilizzato nel processo produttivo Caffaro, è stato anche utilizzato massicciamente in agricoltura. I PCB presentano superamenti delle CSC residenziali in più del 50 % dei campioni con circa il 5% di superamenti delle CSC industriali; mentre Diossine e Furani sono presenti in modo abbastanza diffuso con il 70% dei campioni al di sopra delle CSC residenziali e il 13% al di sopra delle CSC industriali.

Lo studio effettuato ha confermato che, come già in precedenza accertato, la perimetrazione del SIN "Brescia Caffaro" non comprende in maniera esaustiva l'area effettivamente coinvolta dall'inquinamento prodotto dallo stabilimento Caffaro: la contaminazione tende in parte a ridursi procedendo da monte verso valle, ed è stato possibile delimitarla ad ovest con l'asse del fiume Mella (rappresentato in blu) e ad est indicativamente con la linea rossa tratteggiata.

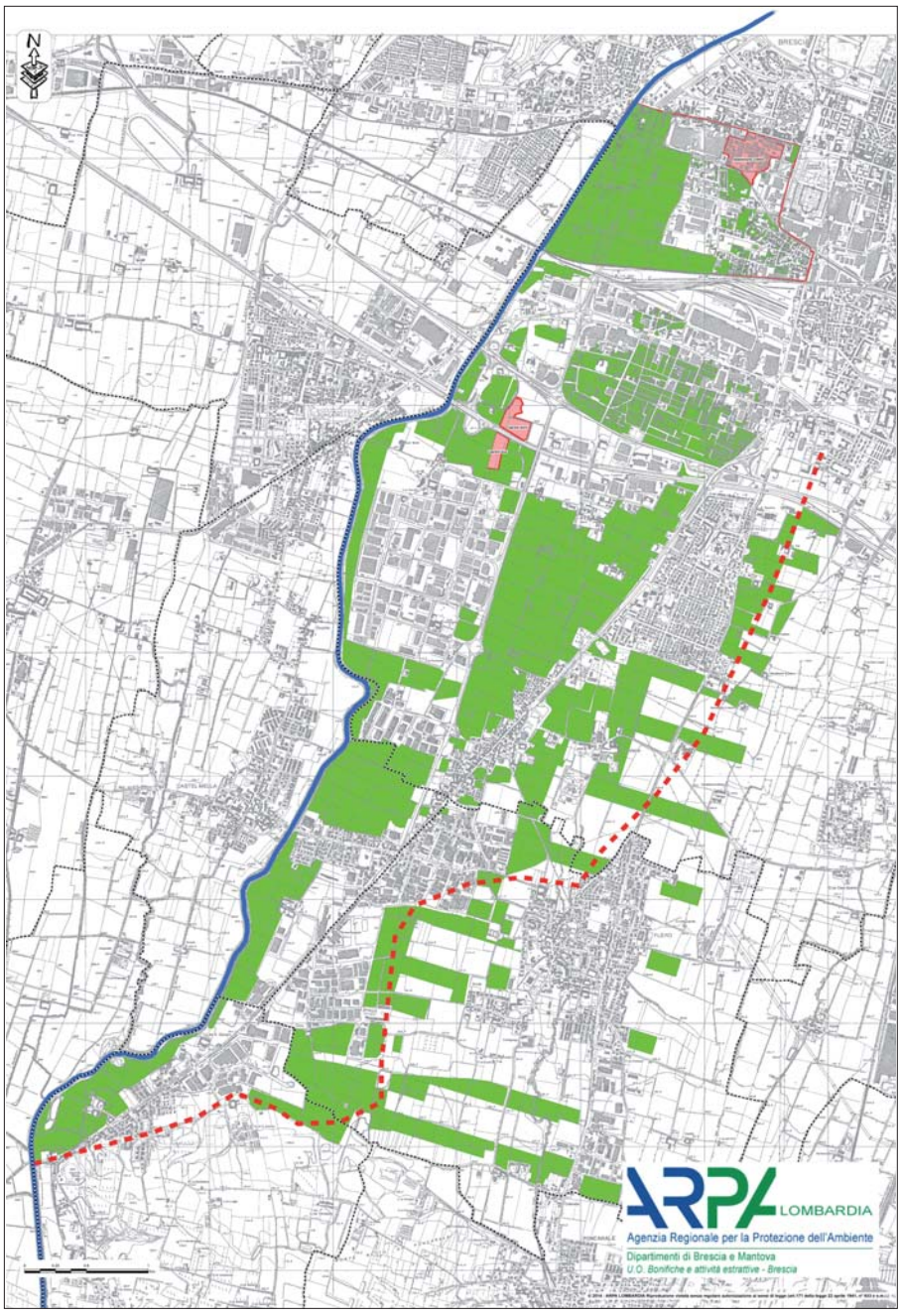


Figura 18. Area di probabile diffusione dei contaminanti della Caffaro

BIBLIOGRAFIA

APAT-ISPRA (2005), *Primo Rapporto Task Force Metodologie Siti Contaminati. Note tecniche e proposte di interpretazione e di aggiornamento del D.M. 471/1999*; APAT, Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Servi-zio Interdipartimentale per le Emergenze Ambientali, Settore Sistemi Integrati Ambientali.

Baudo R., Giesy J., Muntau H. (1990), *Sediment sampling, mapping, and data analysis, in Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*, Lewis Publisher, Inc.

Benoliel M.J. (1994) *Sample storage for inorganic compounds in surface waters - a review*, in Journal of Environmental Analysis Chemistry, n. 57.

Cleverly D., Schaum J., Schweer G., Becker J., Winters D. (2008), *The congener profiles of anthropogenic sources of chlorinated Dibenzo-p-dioxins and chlorinated Dibenzofurans in the United States*, U.S. Environmental Protection Agency.

Denti E., Lauzi S., Sala P. E Scesi L. (1998), *"Studio idrogeologico della Pianura Bresciana compresa tra i fiumi Oglio e Chiese"* in "Studio idrogeologico sulla Pianura Padana – 4".

Francani V. (1999), *"Studio idrogeologico del Comune di Brescia"*.

ISO 5667-4: *Guidance on sampling from lakes, natural and man made*.

Kieth L.H. (1996), *Principles of Environmental Sampling*, ASC Professional Reference, American Chemical Society.

Myers J.C. (1997), *Geostatistical Error Management - Quantifying Uncertainty for Environmental Sampling and Mapping*, International Thomson Publishing Company.

Ruzzenenti M. (2001) *Un secolo di cloro e… PCB. Storia delle industrie Caffaro di Brescia*, Jaca Book.

Scaglia M., Bernardello M., Scolari S., Rinaldi P., Cividati M., Volante M. (2015), *PCB Determination in a Contaminated Site: A Comparative Analytical Approach between High- and Low-Resolution GC/MS*, Current Chromatography, vol. 2.

UNI EN 25667-1 (1996), *Guida alla definizione di programmi di campionamento*.

UNI EN 25667-2 (1996), *Qualità dell'acqua - Campionamento*.

UNI EN ISO 5667-3 (1998), *Qualità dell'acqua – Campionamento Parte 3*.

Wagner G. (1995), *Basic approaches and methods for quality assurance and quality control in sample collection and storage for environmental monitoring*, Sci. Total Environ.

Il ruolo dell'ARPA Lazio nella gestione delle terre e rocce da scavo nei siti oggetto di bonifica: un caso studio

The role of ARPA Lazio in the management of excavated materials in remediation sites: a case study

Mauro D'Angelantonio
E-mail: mauro.dangelantonio@arpalazio.gov.it

Oriana Capobianco
E-mail: oriana.capobianco@arpalazio.gov.it

Fabio Costa
E-mail: fabio.costa@arpalazio.gov.it

Chiara Paola
E-mail: chiara.paola@arpalazio.gov.it

ARPA Lazio, Dipartimento Stato dell'Ambiente, Servizio Suolo e Bonifiche

Parole chiave: terre e rocce da scavo, sito di bonifica, riutilizzo, attività di controllo
Key words: excavated materials, remediation site, reuse, inspection activities

SOMMARIO

A circa un anno dall'entrata in vigore del D.P.R. 120/2017, l'esperienza maturata da ARPA Lazio nonché il confronto e la condivisione con le Autorità competenti e gli Enti di controllo ha evidenziato una serie di incertezze interpretative relative al nuovo regolamento.

Questo lavoro si focalizza sui principali aspetti controversi ad oggi riscontrati da ARPA Lazio nell'ambito delle attività di verifica e controllo svolte ai sensi del D.P.R. 120/2017 per i siti oggetto di bonifica. Allo stesso tempo, è illustrata sinteticamente la linea interpretativa adottata dall'Agenzia, in attesa che tali aspetti vengano eventualmente chiariti dalle Autorità competenti, nonché presentato un caso studio relativo ad un sito oggetto di procedimento bonifica ubicato nel Comune di Roma.

ABSTRACT

Based on the experience gained by ARPA Lazio in the past year as a result of the technical and field activities performed, this work focuses on the main open issue relating to the management and reuse of excavated materials produced at remediation sites, as regulated by the Italian decree 120/2017.

As the Authorities have not clarified the most controversial aspects of the new regulation yet, the technical and operating approach adopted by ARPA Lazio is briefly illustrated as well as a case study on the management of excavated materials at a site subjected to remediation activities is presented.

1. LA NUOVA NORMATIVA IN TEMA DI TERRE E ROCCE DA SCAVO

1.1. Le principali novità del D.P.R. 120/2017

Come noto, il D.P.R. 120/2017, ha riordinato la disciplina inerente la gestione delle terre e rocce da scavo, con l'obiettivo principale di razionalizzare e semplificare le modalità di utilizzo delle stesse.

Tra gli elementi di semplificazione maggiormente rilevanti si evidenzia, in primo luogo, il passaggio dal controllo preventivo basato sul rilascio di autorizzazioni al controllo *ex post* basato sul sistema delle autocertificazioni. Infatti, il riutilizzo come sottoprodotto non è più subordinato a specifica autorizzazione da parte delle Autorità competenti, prevedendo al contempo meccanismi in grado di superare l'eventuale inerzia delle Amministrazioni.

L'introduzione di elementi di semplificazione è volutamente bilanciata da un rafforzamento del sistema di controlli da parte delle ARPA. Infatti, fin dalle prime fasi dei procedimenti, è previsto un confronto tra i soggetti che presentano l'istanza e le Agenzie ambientali, che possono anche concretizzarsi nello svolgimento preventivo dei controlli di legge, garantendo auspicabilmente una gestione più rapida dei procedimenti.

1.2. La gestione delle terre e rocce da scavo nei siti oggetto di procedimento di bonifica

Una delle novità più rilevanti del D.P.R. 120/2017 consiste nell'aver delineato le procedure per la gestione delle terre e rocce da scavo prodotte in siti oggetto di bonifica, dettando le condizioni di riutilizzo e indicando le modalità di prelievo e caratterizzazione.

La questione è affrontata nel D.P.R. sia all' art.12 che agli artt. 25 e 26:

- l'art.12 disciplina il riutilizzo delle terre e rocce da scavo come sottoprodotto;
- gli artt. 25 e 26 disciplinano il riutilizzo delle terre e rocce da scavo all'interno del sito di produzione.

Ai sensi dell'art. 12 del D.P.R. 120/2017, per qualunque tipologia di cantiere (si noti infatti che l'art. 20, co. 3 relativo ai cantieri di piccole dimensioni e l'art. 22 relativo ai cantieri di grandi dimensioni non sottoposti a VIA e/o AIA rimandano all'art. 12), le terre e rocce da scavo prodotte in siti oggetto di bonifica possono essere utilizzate come sottoprodotto (pertanto anche all'esterno del sito), se soddisfano i requisiti di cui all'art. 4 del D.P.R. 120/2017, in particolare se sono conformi alle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) definite per la specifica destinazione d'uso del sito di produzione.

La conformità ambientale dei materiali di scavo alle CSC è accertata sulla base della caratterizzazione ambientale condotta nell'ambito del procedimento di bonifica. In altri termini, se le terre e rocce da scavo da riutilizzare come sottoprodotto sono prodotte in un sito oggetto di bonifica, non si applicano le procedure di campionamento e caratterizzazione definite nell'Allegato 2 e nell'Allegato 4 del D.P.R. 120/2017; bensì, deve essere già stata completata

la caratterizzazione ambientale del sito svolta ai sensi del Titolo V del D.lgs 152/06.

Inoltre, i requisiti di qualità ambientale delle terre e rocce da scavo non sono autocertificati dal proponente come previsto in siti non oggetto di attività di bonifica, ma devono essere validati da ARPA, su richiesta del proponente, sulla base dei risultati delle indagini ambientali condotte.

Si noti che l'art. 12 non dà indicazioni relativamente ai siti con procedimento già concluso e certificato, né la definizione di "sito oggetto di bonifica" riportata all'art. 2, co.1 lett. z) del D.P.R. fornisce chiarimenti in merito. Tale aspetto è attualmente in fase di valutazione da parte del gruppo di lavoro costituito nell'ambito del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) per la definizione di linee guida integrate in materia di terre e rocce da scavo, sia in termini di modulistica da presentare a cura del proponente, sia in termini di possibili scenari riscontrabili e della loro gestione.

In merito alle attività di verifica e controllo stabilite dal D.P.R. 120/2017, l'art. 12 non sembra chiarire le modalità con cui ARPA effettua la validazione dei requisiti ambientali delle terre e rocce da scavo, ovvero se questa debba avvenire attraverso l'esecuzione di nuove indagini ambientali o se debba basarsi esclusivamente sulla caratterizzazione già svolta dal soggetto obbligato, ai sensi del D.lgs 152/06.

A differenza di quanto previsto dall'art. 12, che è specificatamente riferito al riutilizzo come sottoprodotto, gli artt. 25 e 26 del Titolo V del D.P.R. 120/2017, disciplinano l'utilizzo delle terre e rocce da scavo prodotte in siti oggetto di bonifica all'interno del sito stesso, con conseguente esclusione di tali materiali dall'ambito di applicazione della normativa sui rifiuti.

Ciò implica che, oltre a quanto previsto dal Titolo V del D.P.R. 120/2017, valgono le disposizioni di cui al Titolo IV, che disciplina la gestione delle terre e rocce da scavo escluse dall'ambito di applicazione della disciplina sui rifiuti, prevedendo, in particolare, la presentazione di un piano preliminare di riutilizzo nel caso in cui la produzione del materiale di scavo avvenga nell'ambito di opere o attività sottoposte a VIA.

Anche in questo caso, la possibilità di utilizzare le terre e rocce è necessariamente subordinata ad una valutazione dello stato del procedimento di bonifica, ovvero deve essere quantomeno conclusa la fase di caratterizzazione ambientale, svolta con le modalità previste dal D.lgs 152/06, e devono essere disponibili i risultati delle indagini ambientali condotte.

Alla caratterizzazione già condotta nel sito si aggiunge inoltre una caratterizzazione in corso d'opera che il proponente deve svolgere nell'area durante le attività di scavo.

Si noti che, ai sensi dell'art. 25, tali indagini devono essere svolte sempre, non soltanto quando la caratterizzazione già condotta non sia adeguatamente rappresentativa dell'area dove è previsto l'intervento di scavo.

Si evidenzia, d'altra parte, che l'art. 34 del DL 133/2014, oltre ad individuare, al co.7, le opere e gli interventi realizzabili nei siti inquinati, nei quali sono in corso o non sono ancora avviate attività di messa in sicurezza e di bonifica, indica, al co. 8, le modalità per lo svolgimento di indagini "speditive" nelle aree oggetto dell'intervento di scavo, da svolgere qualora tali aree non siano state già caratterizzate, rendendo di fatto tali indagini solo eventuali.

In altre parole, nella fattispecie di cui all'art. 34, co. 7, del DL 133/2014, ("*interventi e opere richiesti dalla normativa sulla sicurezza nei luoghi di lavoro, di manutenzione ordinaria e straordinaria di impianti e infrastrutture, compresi adeguamenti alle prescrizioni autorizzative, nonché opere lineari necessarie per l'esercizio di impianti e forniture di servizi e, più in generale, altre opere lineari di pubblico interesse*"), è sufficiente una indagine "speditiva" dell'area di scavo per poter realizzare i lavori di scavo e realizzare l'opera; l'art. 25 del D.P.R. 120/2017 sembrerebbe applicarsi invece alle altre tipologie di opere/interventi che non possono annoverarsi nelle categorie riportate nel DL 133/2014.

Con molta probabilità, tali aspetti interpretativi saranno chiariti nelle linee guida di Sistema Nazionale, anche dettagliando le casistiche ricadenti nell'ambito di applicazione dell'art. 25 del D.P.R. 120/2017.

In entrambi i casi, comunque, il piano di dettaglio relativo alle indagini nell'area di scavo deve essere preventivamente concordato con l'ARPA, che si pronuncia entro 30 giorni dalla richiesta del proponente, eventualmente stabilendo particolari prescrizioni. Sulla base delle prescrizioni dell'ARPA, il soggetto che deve realizzare l'opera predispone il piano operativo degli interventi e lo invia agli Enti competenti almeno 30 giorni prima dell'inizio dei lavori (art. 25, co. 1, lett. a del D.P.R. 120/2017 e art. 34, co. 8, lett. a del DL 133/2014).

Ai sensi dell'art. 26 del D.P.R. 120/2017, il riutilizzo nel sito è consentito non solo in caso di conformità alla CSC (o ai valori di fondo naturale), ma anche in caso del loro superamento purché sia garantita la conformità alle Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR) calcolate con l'analisi di rischio e approvate in Conferenza di servizi. Nella seconda circostanza, il riutilizzo è soggetto a specifiche limitazioni, in quanto è possibile solo all'interno dell'area oggetto dell'analisi di rischio (ad esclusione delle sub-aree dove è stato accertato il rispetto delle CSC) e nel rispetto del modello concettuale applicato.

Oltre a quanto finora illustrato, si ricorda che in caso di presenza di materiali di riporto, questi devono essere sempre sottoposti al test di cessione secondo le metodiche di cui al DM 5 febbraio 1998, per verificare la conformità alle CSC o ai valori di fondo naturale definiti per le acque sotterranee al fine di escludere il rischio di contaminazione delle acque sotterranee.

Nel caso di riutilizzo delle terre e rocce da scavo come sottoprodotto, i riporti non devono inoltre superare la quantità massima del 20% in peso.

Si evidenzia che, in merito alla disciplina delle matrici materiali di riporti, il MATTM ha fornito chiarimenti interpretativi in diverse occasioni con specifiche circolari (MATTM, 2014, 2017 e 2018), a cui si rimanda per approfondimenti.

3. LE ATTIVITÀ CONDOTTE DA ARPA LAZIO

Per tener conto delle modifiche normative intervenute con il D.P.R. 120/2017, di recente l'Agenzia si è dotata di nuove procedure interne che definiscono le attività di propria competenza ed uniformano le modalità operative che i tecnici di ARPA Lazio devono adottare nell'ambito dei procedimenti che prevedono la gestione delle terre e rocce da scavo.

Le attività dell'ARPA possono inquadrarsi sia nei compiti istituzionali di vigilanza e controllo propri dell'Agenzia, sia nelle verifiche specificatamente previste dal D.P.R. 120/2017, a supporto dell'Autorità competente e/o del proponente.

Tali attività possono essere svolte in via ordinaria oppure in seguito a specifica richiesta dell'Autorità competente,

dell'Autorità giudiziaria o del produttore e in via generale consistono in:

- verifica documentale delle dichiarazioni e valutazione tecnica degli elaborati tramessi dal soggetto proponente;
- esecuzione (eventuale) di uno o più sopralluoghi sui siti di produzione e/o destinazione delle terre e rocce da scavo;
- esecuzione (eventuale) di campionamenti e analisi in contraddittorio al fine di valutare i requisiti di qualità ambientale delle terre e rocce da scavo. Il numero dei campioni, così come la tipologia dei parametri da analizzare, è funzione del tipo di riutilizzo dei materiali nonché delle caratteristiche dell'intervento di scavo;
- stesura di una relazione o nota tecnica contenente la descrizione delle attività svolte e gli esiti dell'accertamento condotto.

Con riferimento all'art. 12 del D.P.R. 120/2017, per tutte le tipologie di cantieri, nei siti oggetto di un procedimento di bonifica già caratterizzati ai sensi dell'art. 242 del D.lgs 152/06, su richiesta del proponente, l'ARPA procede alla validazione dei requisiti di qualità ambientale necessari all'utilizzo delle terre e rocce da scavo come sottoprodotti.

Come detto, l'art. 12 non specifica se la validazione debba avvenire attraverso l'esecuzione di nuove indagini ambientali o se debba basarsi sulla caratterizzazione già svolta dal soggetto obbligato ai sensi del D.lgs 152/06.

In via del tutto generale, nel caso in cui le indagini di caratterizzazione forniscano informazioni esaustive e sufficientemente rappresentative dello stato delle matrici ambientali nell'area di intervento, potrebbe essere ragionevole (e in ogni caso in linea con gli indirizzi normativi), utilizzare i risultati della caratterizzazione ai fini della validazione dei requisiti ambientali di sottoprodotto.

Tuttavia, non sono rare le occasioni in cui la caratterizzazione svolta nell'ambito del procedimento di bonifica non copre adeguatamente l'area di scavo (si pensi ad esempio a cantieri di ridotte dimensioni all'interno di siti produttivi o industriali particolarmente estesi) o altri casi in cui il tempo intercorso tra le attività svolte ai sensi del D.lgs 152/06 e la realizzazione dell'opera sia tale da non garantire la rappresentatività dei dati di caratterizzazione disponibili.

Pertanto, quale linea di indirizzo interna dell'Agenzia, la validazione di cui all'art. 12 è sempre effettuata tramite il preliavo e l'analisi in contraddittorio di campioni di materiale nell'area interessata dallo scavo.

A conclusione delle attività di indagine, entro i termini di legge (60 giorni), l'ARPA comunica al proponente gli esiti degli accertamenti condotti, informando nel merito anche l'Autorità competente, il Comune del sito di produzione e di destino finale e il Comune dell'eventuale sito di deposito intermedio.

Una volta validati i requisiti ambientali per la classifica dei materiali di scavo come sottoprodotto, l'iter amministrativo prevede la trasmissione della documentazione da parte del proponente relativa al Piano di Utilizzo (PdU) o alla Dichiarazione di Utilizzo (DU). In tale contesto, l'ARPA provvede ad una verifica documentale di quanto pervenuto e, qualora rilevi irregolarità o omissioni rilevabili d'ufficio, informa l'interessato e le Autorità competenti (art. 71 del D.P.R. 445/2000). Una volta iniziati i lavori di scavo, l'ARPA è tenuta ad accertare il rispetto degli obblighi assunti dal produttore nel PdU (art. 9, co. 7, D.P.R. 120/2017) o nella DU (art. 21, co. 6, D.P.R. 120/2017).

Tali attività, nonché quelle di verifica e controllo documentale, sono svolte secondo una programmazione annuale, tenendo conto di opportuni criteri di priorità definiti in funzione della tipologia di cantiere (a titolo d'esempio: il volume di scavo, la presenza di aree critiche o particolarmente vulnerabili, la presenza di inquinamento diffuso). Al sussistere di tali criteri, l'Agenzia attiva lo svolgimento di attività di controllo. I controlli prevedono l'espletamento di un sopralluogo nel sito per verificare, tra le altre cose, la regolarità dell'opera da cui originano i materiali da scavo e di quella in cui vengono riutilizzati (ossia le autorizzazioni), la rispondenza con quanto dichiarato, la corretta compilazione della documentazione presente in sito (es. documenti di trasporto) e il rispetto delle tempistiche indicate nella dichiarazione. Sulla base dei riscontri può risultare necessario il prelievo di campioni.

Con riferimento agli art. 25 e 26 del D.P.R. 120/2017, su richiesta del proponente, l'ARPA si pronuncia sul piano di dettaglio da realizzare nell'area di scavo. A tal fine, l'ARPA elabora una relazione tecnica, nella quale sono evidenziate le eventuali criticità tecniche riscontrate, anche stabilendo specifiche prescrizioni in relazione alle caratteristiche del sito e dell'intervento (art. 25, co.1, D.P.R. 120/2017), e la trasmette alle Autorità competenti e al proponente.

In fase di realizzazione del piano di dettaglio, l'Agenzia svolge inoltre attività di campionamento e analisi in contraddittorio nell'area interessata dalle attività di scavo, secondo i criteri e le modalità stabiliti dal Titolo V, Parte IV del D.lgs 152/2006.

Nel caso di interventi o opere soggette a VIA, l'Agenzia svolge una verifica istruttoria di tipo tecnico e amministrativo sul "Piano preliminare di utilizzo in sito delle terre e rocce da scavo escluse dalla disciplina dei rifiuti" elaborato dal proponente in accordo all'art. 24, co. 3 del D.P.R. 120/2017, valutando la correttezza e l'efficacia tecnica delle attività di caratterizzazione proposte. A conclusione delle attività istruttorie, è elaborata una relazione tecnica di sintesi, nella quale sono evidenziate le eventuali criticità riscontrate, nonché le richieste e/o integrazioni che ARPA ritiene indispensabile acquisire, indicando e motivando l'approccio tecnico ritenuto più corretto. La relazione è trasmessa alle Autorità competenti.

4. PRESENTAZIONE DEL CASO STUDIO

4.1 Inquadramento del sito

Il sito in questione è inserito in un contesto territoriale particolarmente vulnerabile dal punto di vista ambientale, oggetto in passato di un inquinamento ambientale da diverse fonti e caratterizzato dalla presenza capillare di numerose attività industriali di diversa tipologia, sia in esercizio sia in disuso.

Il sito fa parte di un complesso di aree più ampie, dedicate a diversi utilizzi, e si colloca all'interno di un'area di recente industrializzazione. Per tale area l'esercizio delle installazioni produttive è soggetto ad Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) ai sensi della Parte Seconda del D.lgs 152/06.

L'intero complesso di aree è stato in passato oggetto di caratterizzazione ambientale ai sensi del D.lgs 152/06. In particolare, il piano della caratterizzazione è stato approvato nel 2008 e le indagini di caratterizzazione sul suolo e sulle acque sotterranee hanno comportato la realizzazione di circa 90 pozzetti esplorativi e 20 sondaggi a carotaggio continuo, di cui parte attrezzati a piezometro, per un totale di 6 campioni di acque sotterranee e più di 300 campioni di terreno.

I risultati della caratterizzazione sono stati presentati dal proprietario del sito agli Enti competenti nel 2010,

evidenziando una potenziale contaminazione nei suoli dovuta alla presenza di alcuni metalli in concertazioni superiori alle CSC di riferimento (Col. B, Tab. 1, All. 5, Parte Quarta, Titolo V del D.lgs 152/06). Per tali aree, indentificate come *hot spot* di contaminazione, è stata prevista una bonifica puntuale.

Oltre agli *hot spot* sopra citati, sono stati rilevati alcuni superamenti delle CSC nei suoli per il parametro Vanadio, attribuiti dal soggetto di parte alle particolari caratteristiche geochimiche dei terreni di natura vulcanica che caratterizzano l'intero contesto ambientale nel quale si inserisce il sito.

I campioni di acque di falda, il cui livello si attesta ad una quota di circa 2.8 – 3.2 m dal piano campagna, hanno invece rilevato superamenti delle CSC per vari parametri, tra cui alcuni composti organo-alogenati.

Le risultanze delle indagini di caratterizzazione sono state approvate in Conferenza di servizi nel 2010, prescrivendo un approfondimento delle indagini per i terreni nelle aree con *hot spot* in via preliminare alla rimozione nonché l'adozione di misure di MISE per le acque sotterranee in alcune aree di competenza. A tal proposito, si evidenzia inoltre che è ad oggi in corso il monitoraggio periodico delle acque sotterranee, che ha mostrato un decremento delle concentrazioni di contaminanti nel tempo, fino a concentrazioni inferiori alla CSC di riferimento, ad eccezione del parametro Manganese.

4.2 Inquadramento dell'opera e dell'area di scavo

Nel 2018, la Società ha comunicato agli Enti preposti la necessità di un intervento edilizio all'interno dell'area produttiva, nell'ambito degli adempimenti relativi all'ampliamento e allo sviluppo delle attività attualmente condotte.

In particolare, è prevista la realizzazione di un nuovo fabbricato di due piani adiacente a alcuni edifici già esistenti, per una estensione areale dell'opera di circa 6000 mq.

La realizzazione dell'opera prevede uno scavo superficiale fino alla quota di imposta delle fondazioni, spinto a profondità non superiori a 1.5 m dal piano campagna. È prevista anche la realizzazione di pali di sottofondazione spinti ad una profondità massima di circa 20 m dal piano campagna. Il progetto dell'opera non prevede piani interrati, con le quote del piano campagna *post operam* coincidenti con le attuali quote del piano campana (circa 230 m s.l.m).

L'area oggetto di intervento è stata interessata dalle indagini ambientali condotte nel 2009 nell'ambito della caratterizzazione ai sensi del D.lgs 152/06. In particolare sono disponibili i dati relativi a 2 sondaggi a carotaggio continuo, spinti fino alla profondità di 8 m, per un totale di 8 campioni. I risultati di tali indagini non hanno evidenziato superamenti delle CSC nei suoli, ad eccezione del parametro Vanadio (CSC = 330 mg/kg) per 2 campioni prelevati a profondità maggiori di 5 m, pertanto verosimilmente nello strato saturo di terreno. Le concentrazioni misurate rientrano nel *range* di valori per il fondo naturale associato alla litologia rappresentativa dei campioni analizzati, proposto da ISPRA nell'ambito di uno studio condotto sul contesto territoriale in cui si inserisce il sito.

Ai fini della realizzazione dell'opera, la Società ha in primo luogo richiesto all'Amministrazione competente l'autorizzazione ad eseguire le modifiche impiantistiche che devono essere autorizzate in AIA, con conseguente modifica della stessa ai sensi dell'art. 29-nonies del D.lgs 152/06, e contestualmente ha presentato all'ARPA e agli altri Enti competenti il piano di dettaglio di cui all'art. 25 del D.P.R. 120/2017, contenente la descrizione delle indagini ambientali da svolgere nell'area di scavo e delle modalità di utilizzo all'interno del sito di produzione del materiale scavato. Inoltre, la Società proponente ha trasmesso i dati di monitoraggio delle acque di tre piezometri che circoscrivono l'area di intervento, per il periodo 2010-2016.

4.3 Proposta di gestione dei materiali di scavo

Il piano di dettaglio, inviato dalla Società prevede che le terre e rocce da scavo prodotte in seguito alla realizzazione dello sbancamento e della preparazione dell'area di sedime dell'edificio (circa 20000 m^3 stimati di materiale di scavo, si tratta pertanto di una cantiere di grandi dimensioni), siano riutilizzate in parte per riempimenti e rimodellamenti fino alla quota di imposta del fabbricato, in sostituzione di materiale di cava, e in parte per il ripristino morfologico delle aree individuate per il deposito intermedio, ubicate in prossimità dell'area di lavoro, seppure esternamente all'area di cantiere.

Per quanto detto, sembra pertanto configurarsi una sovrapposizione delle disposizioni previste dal D.P.R. per il riutilizzo come sottoprodotto delle terre e rocce da scavo prodotte in cantieri di grandi dimensioni sottoposti a VIA e/o AIA con le previsioni di cui al Titolo V del Decreto relative alle terre e rocce da scavo nei siti oggetto di bonifica.

A questo proposito, si evidenzia che la scelta del numero di punti di prelievo e delle relative profondità di campionamento, come per altro esplicitamente puntualizzato nel piano di dettaglio, è stata effettuata dal consulente di parte sulla base delle procedure indicate nell'Allegato 2 del D.P.R 120/2017, sebbene tali procedure siano relative al riutilizzo delle terre e rocce da scavo come sottoprodotto e non al riutilizzo delle stesse ai sensi del Titolo V, artt. 25 e 26.

Il progettista ha inoltre previsto due fasi di caratterizzazione del materiale di scavo, rispettivamente da attuare in fase progettuale e in corso d'opera.

In merito alla caratterizzazione in fase progettuale, il progettista prevede di effettuare 6 punti di indagine con profondità pari a circa 2 m. Da ciascun punto di indagine saranno prelevati 2 campioni di terreno tra 0-1 m e tra 1-2 m di profondità, per un totale di 12 campioni da sottoporre ad analisi.

Il materiale proveniente dagli scavi sarà quindi disposto in cumuli nell'area di deposito intermedio per la successiva caratterizzazione in corso d'opera, che sarà condotta stimando il numero di cumuli da campionare sulla base del numero totale e prevedendo almeno 8 campioni elementari, di cui 4 in profondità e 4 in superficie, al fine di ottenere un campione composito (in linea con le indicazioni del D.P.R. 120/2017, Allegato 9).

In merito al set analitico minimale, sia per la fase progettuale che per le indagini in corso d'opera, il progettista ha fatto riferimento ai parametri ricercati nell'ambito del procedimento di bonifica.

4.3 Attività condotte dagli Enti preposti

In seguito alla presentazione del piano di dettaglio da parte della Società, l'Autorità titolare del procedimento di bonifica ha chiesto agli Enti tecnici interessati, inclusa l'ARPA Lazio, di esprimersi in merito all'elaborato presentato, in particolare in riferimento alla possibile interferenza degli interventi infrastrutturali previsti nel sito con le attività di bonifica/messa in sicurezza necessarie.

L'Agenzia ha in primo luogo provveduto ad una verifica tecnica degli elaborati presentati dalla Società, con particolare riferimento alle modalità di campionamento e caratterizzazione previste, sia per l'area di scavo che per i cumuli, non rilevando particolari criticità, per gli aspetti ambientali, in relazione alla specificità del sito e dell'intervento. In merito agli aspetti più prettamente sanitari, in coordinamento con gli altri Enti tecnici coinvolti, nonché in seguito ad un tavolo tecnico specificatamente dedicato, si è convenuto di chiedere alla Società di valutare i potenziali rischi sanitari associati allo stato di qualità delle matrici ambientali nelle aree oggetto di intervento.

La Società ha pertanto effettuato una ricostruzione del modello concettuale dell'area ed ha condotto uno studio di analisi di rischio in modalità diretta, considerando quali potenziali bersagli della contaminazione i lavoratori coinvolti nella realizzazione delle opere. Come percorsi di esposizione sono stati considerati l'inalazione di vapori di composti organici dalle acque sotterranee sia in ambienti indoor che outdoor nonché i contatti diretti con i terreni saturi portati in superficie in fase di installazione dei pali di sottofondazione. I risultati hanno evidenziato valori di rischio largamente inferiori ai limiti di legge.

Sulla base dei dati forniti dalla Società, nonché dei pareri espressi dagli Enti tecnici, l'Autorità responsabile del procedimento di bonifica ha espresso nulla osta al rilascio delle autorizzazioni, da parte delle Amministrazioni competenti, per l'esecuzione degli interventi infrastrutturali proposti.

Ad oggi, i lavori per la realizzazione dell'opera non sono iniziati.

BIBLIOGRAFIA

Decreto del Presidente della Repubblica 13 giugno 2017, n. 120 – "*Regolamento recante la disciplina semplificata della gestione delle terre e rocce da scavo, ai sensi dell'articolo 8 del decreto-legge 12 settembre 2014, n. 133, convertito, con modificazioni, dalla legge 11 novembre 2014, n. 164*";

Decreto del Presidente della Repubblica 28 dicembre 2000, n. 445 e s.m.i. – "*Testo unico delle disposizioni legislative e regolamentari in materia di documentazione amministrativa*";

Decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela e del territorio e del mare 10 agosto 2012, n. 161 – "*Regolamento recante la disciplina dell'utilizzazione delle terre e rocce da scavo*";

Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 e s.m.i. – "*Norme in materia ambientale*";

Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 5 febbraio 1998 e s.m.i. – "*Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del D.Lgs 5 febbraio 1997, n. 22*";

Legge 24 Marzo 2012, n. 28, conversione con modificazioni del Decreto Legge 25 Gennaio 2012, n. 2 – "*Misure straordinarie e urgenti in materia ambientale*";

Legge 9 Agosto 2013, n. 98, conversione con modificazioni del Decreto Legge 21 Giugno 2013, n. 69 – "*Disposizioni urgenti per il rilancio dell'economia*";

Legge 11 novembre 2014, n. 164, Conversione, con modificazioni, del decreto legge 11 settembre 2014, n. 133 – "*Misure urgenti per l'apertura dei cantieri, la realizzazione delle opere pubbliche, la digitalizzazione del Paese, la semplificazione burocratica, l'emergenza del dissesto idrogeologico e per la ripresa delle cattività produttive*";

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare prot. n. 13338/TRI del 14 maggio 2014 – "*Richiesta chiarimenti in merito all'applicazione della normativa su terre e rocce da scavo*";

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare prot. n. 15786/RIN del 10 novembre 2017 – "*Disciplina delle matrici materiali di riporto – chiarimenti interpretativi*";

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare prot. n. 2066 dell'8 febbraio 2018 – "*Chiarimenti in materia di gestione delle matrici materiali di riporto*".

❑

Arsenico nei terreni: metodo per discriminare gli apporti antropogenici dalle caratteristiche geochimiche del substrato (valori di fondo naturali)

Arsenic in soils: a method to discriminate anthropogenic contributions from the geochemical characteristics of the substrate (natural background values)

Cesare De Siena
Mares S.r.l.
E-mail: cesaredesiena@maresitalia.it

Claudio Carusi
Mares S.r.l.
E-mail: claudiocarusi@maresitalia.it

Parole chiave: Metalli, speciazione chimica, caratterizzazione ambientale, valori di fondo naturali
Key words: Metals, chemical speciation, environmental characterization, natural background values

SOMMARIO

Nel settore delle bonifiche dei siti contaminati, regolate dal Testo Unico Ambientale ("Norme in materia ambientale" D.Lgs. 152/06), è di particolare interesse la definizione dei Valori di Fondo (VF) in presenza di superamenti delle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC), attribuibili a fenomeni naturali o antropici diffusi. In tali circostanze, per le sostanze chimiche d'interesse è possibile definire un valore limite di concentrazione (superiore alla rispettiva CSC) al di sotto di cui non si rendono necessari interventi di bonifica o valutazioni del rischio sanitario e ambientale (art. 240 c.1 lettera b) al Titolo V della Parte Quarta al D.Lgs. 152/06 "Norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati"). Tale valore limite costituisce, per l'appunto, il VF per quella sostanza.

Per le matrici ambientali suolo, sottosuolo e acque sotterranee, i VF possono nascere da processi naturali di tipo geochimico/biologico oppure da sorgenti antropiche diffuse non riconducibili a sorgenti puntuali. Nel primo caso si parlerà di valori di fondo naturali (VFN), mentre nel secondo si utilizzerà il termine di inquinamento diffuso o valori di fondo antropico (VFA).

Le modifiche apportate al Testo Unico Ambientale dal D.Lgs. 4/2008 "Ulteriori disposizioni correttive ed integrative del Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale", stabilisce, all'art. 4 comma 4, che valori superiori alle CSC possono essere ammissibili solo nel caso di fondo naturale più elevato o di modifiche allo stato originario dovute all'inquinamento diffuso, se questi sono accertati e/o validati dalla Autorità pubblica competente.

A seguito di tale disposizione, le Autorità pubbliche competenti, seguendo la norma tecnica di riferimento per la definizione dei VF rappresentata dalla UNI EN ISO 19528 (2005) hanno pubblicato linee guida per la determinazione dei valori di fondo (APAT-ISS, 2006, ISPRA 2009, 2018) di riferimento per le Agenzie regionali ambientali e amministrative nella definizione dei VF relativamente ai territori di propria competenza (Arpa Piemonte, 2012, Arpat, 2009-2017, Arpav 2011, Regione Emilia Romagna, 2013-2017, Regione Lazio, 2015, Regione Veneto, 2013).

Tali protocolli utilizzano una procedura statistica che necessita di un numero di dati ambientali utili piuttosto consistente e una distribuzione sul territorio quanto più vasta ed omogenea possibile.

Nel seguito viene quindi illustrato un diverso approccio, basato principalmente su analisi chimico-mineralogiche, economicamente sostenibile e di più facile applicazione pratica, soprattutto nei siti di ridotte dimensioni. Tale approccio è stato adottato da Mares su un sito con terreni caratterizzati da diffusi superamenti di arsenico.

ABSTRACT

The definition of background values in environmental matrices is regulated by protocols using a statistical procedure that requires a data set homogeneously distributed on field. We propose for small sites a different approach, based mainly on geological knowledge and chemical-mineralogical analysis, economically sustainable and easy to apply. This approach was adopted by Mares to investigate the high arsenic concentrations in soils of a commercial site located in Central Italy (Cerveteri, Rome).

The arsenic geochemical anomaly of the coastal plain alluvial sediments of Cerveteri district is attributed to the erosion-transport-sedimentation processes of the pyroclastite/lava rocks affected by hydrothermal mineralizations.

Chemical sequential fractionation of soil samples shows as the arsenic available for exchanges with the environment is a small percentage with respect to the total arsenic amount. The remaining arsenic fraction (about 90%) is into the crystalline lattice of the primary and accessory mineralogical phases of soil.

This method provides an alternative approach useful to recognize the arsenic Natural Background Values in soils.



Figura 1. Localizzazione area di studio

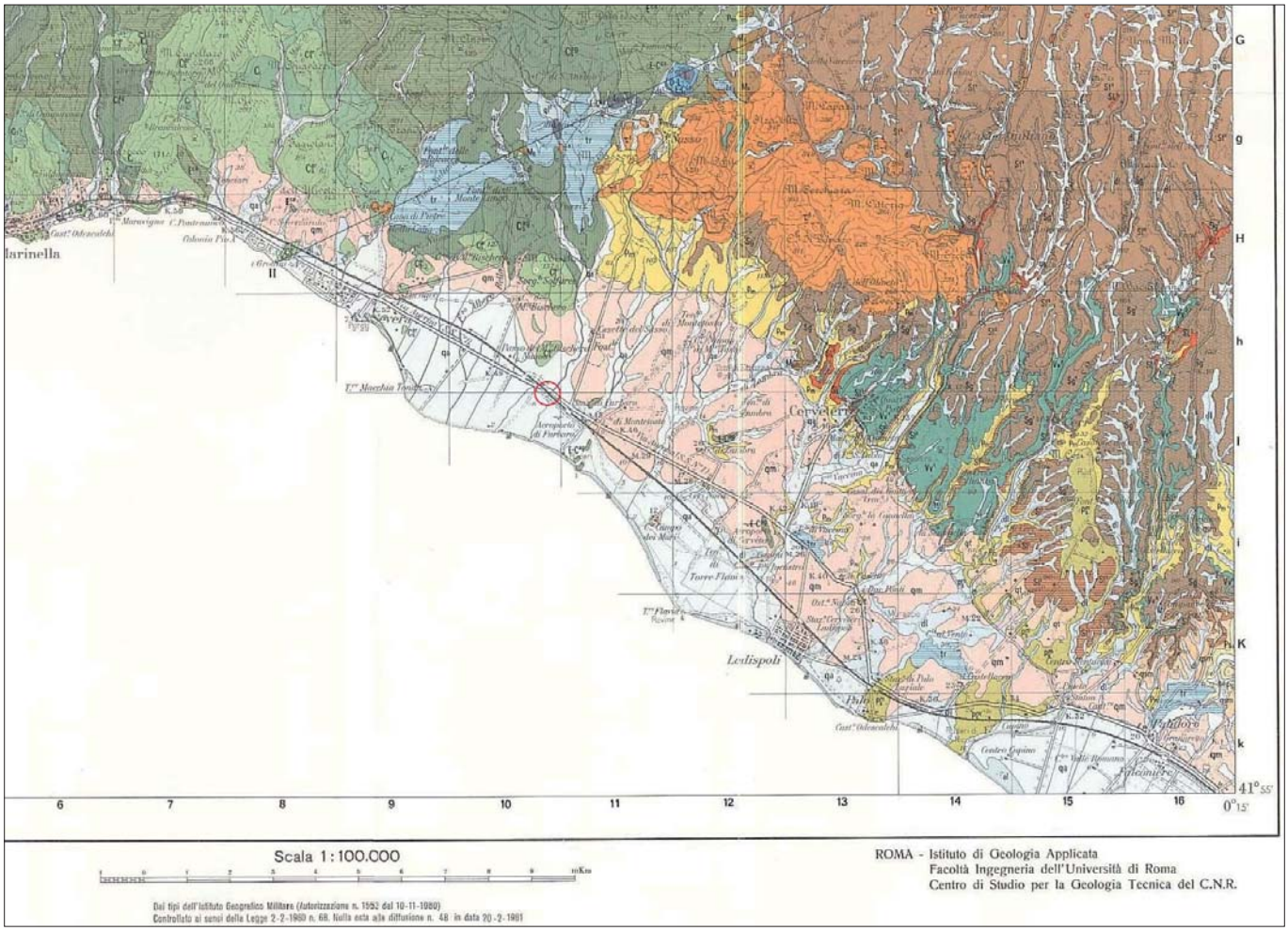


Figura 2 – Stralcio della Carta Lito-stratigrafica della regione tolfetana (Ventriglia, 1988)
Legenda di interesse: cerchio = sito di studio; qa = alluvioni attuali, Olocene; qm = ciottolami, sabbie con ciottoli, calcari sabbiosi, Olocene; Sg = tufi stratificati varicolori di La Storta, Pleistocene; T^5 = cupole di lava a composizione variabile da liparitica a trachitica, Gruppo della Tolfa, Pleistocene; pm = argille turchine, Pliocene; Cs^{ag} = argilloscisti e calcari marnosi, Cretacico sup.; Cs^{ar} = Pietraforte, Cretacico sup. Scala grafica

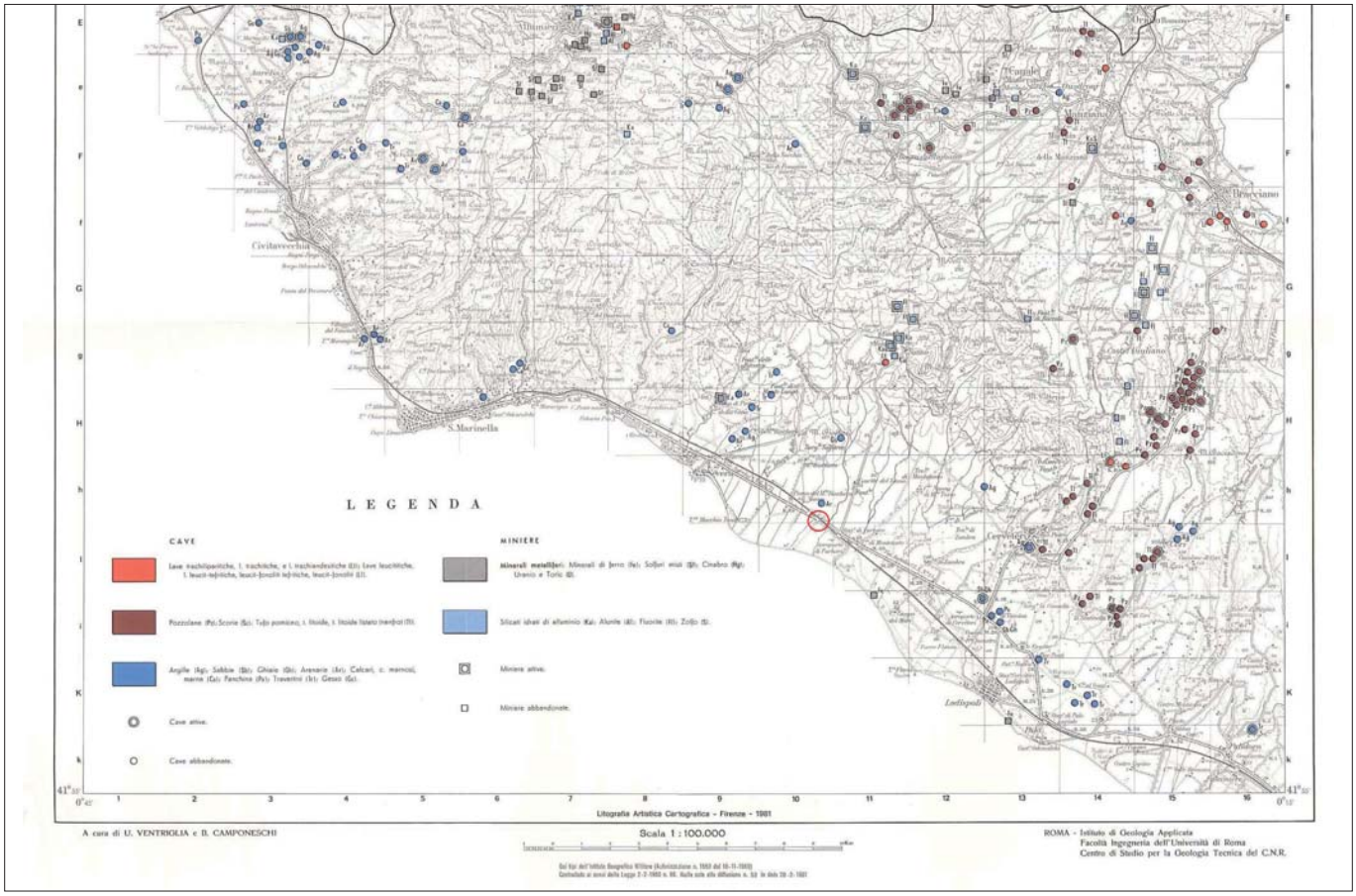


Figura 3. Stralcio della Carta della distribuzione delle cave e miniere della regione tolfetana (Ventriglia e Camponeschi 1988)

1. INQUADRAMENTO AREA DI STUDIO

L'area di studio è un Punto Vendita carburanti (PV) della provincia di Roma, nei pressi dell'abitato di Cerveteri, nel cui sottosuolo sono state determinate concentrazioni in arsenico superiori alle CSC per la specifica destinazione d'uso.

L'area è posta nella fascia costiera compresa tra i rilievi dei Monti Sabatini e il mar Tirreno, a nord del delta del fiume Tevere (*Fig.* 1). Si tratta di una fascia rettilinea di circa 2-3 km di larghezza, debolmente pendente verso ovest, in tempi storici occupata da paludi costiere, bonificata agli inizi del XX secolo per ospitare colture estensive.

Il sottosuolo della fascia costiera è costituito da sedimenti alluvionali, recenti e attuali, provenienti dal disfacimento dei rilievi collinari posti a nord-est, dove affiorano estesi depositi di materiale piroclastico e lave prodotti dall'attività vulcanica del Gruppo della Tolfa – Monti Sabatini del Pleistocene medio (*Fig.* 2).

Nelle colline sovrastanti il sito sono state censite numerose mineralizzazioni con arricchimenti in metalli e solfuri misti (*Fig.* 3). In generale la concentrazione in As in pirite, calcopirite, galena e marcasite è variabile, arrivando talvolta a superare il 10% in peso (Boyle e Jonasson, 1973). L'alterazione chimico-fisica di tali affioramenti concorre ad originare, nei sedimenti deposti a valle, un'anomalia geochimica in arsenico, come evidenziato nelle mappe tematiche messe a disposizione dal Foregs Geochemical Atlas of Europe (*Fig.* 4).

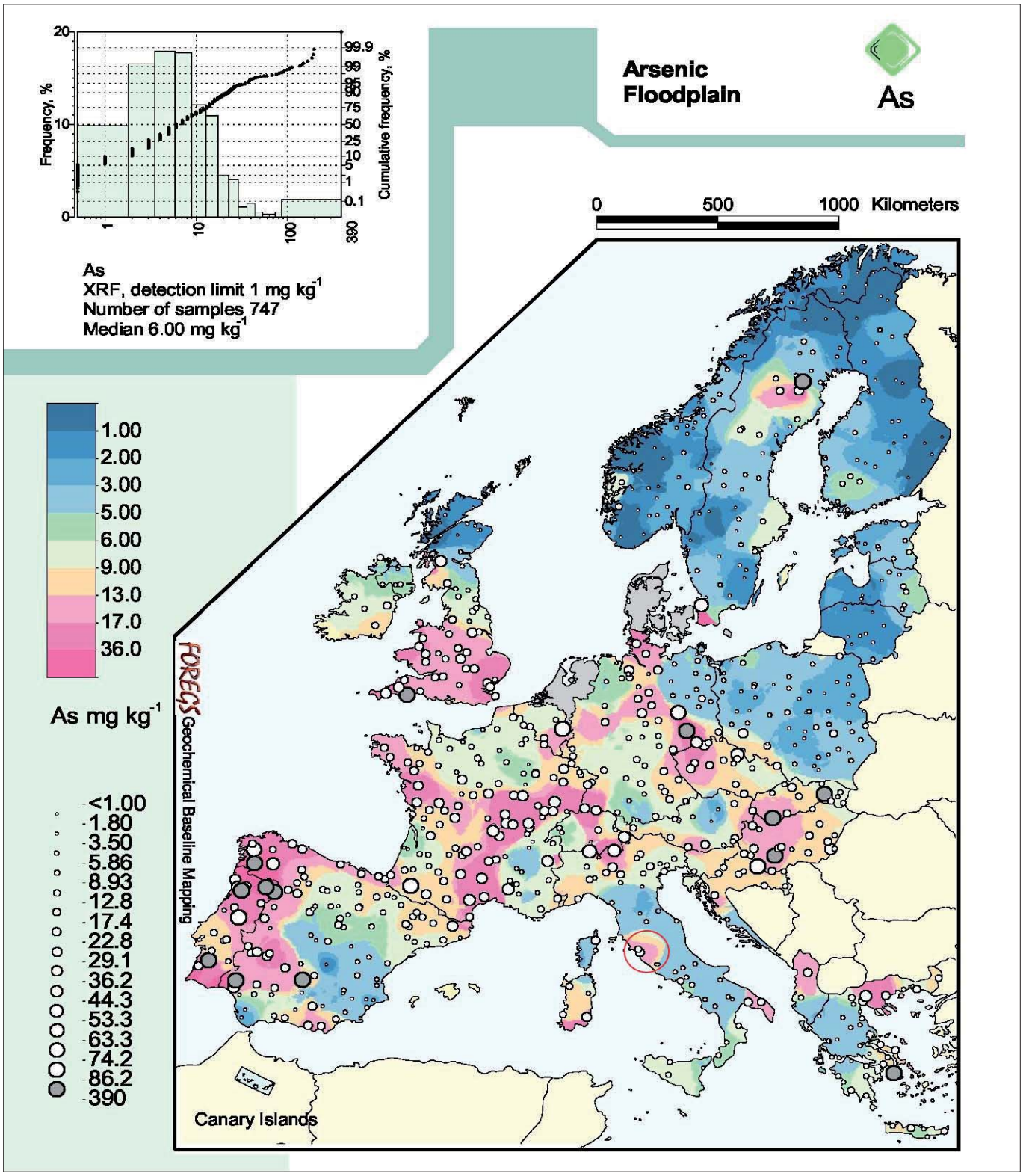


Figura 4. Carta della distribuzione dell'As nei sedimenti delle pianure alluvionali (FOREGS Geochemical Baseline Mapping, 2005)

2. MATERIALI E METODI

Nell'area di studio sono stati realizzati 4 sondaggi geognostici a carotaggio continuo, di cui i primi tre sondaggi ubicati all'interno del PV, il quarto all'esterno del sito, a circa 100 m dal PV all'interno di un appezzamento agrario, per verificare la distribuzione spaziale dell'arsenico. Per ciascuna carota estratta sono stati prelevati 6 campioni di terreno per un totale di 24 campioni, nel tratto di sottosuolo compreso tra il piano campagna e la profondità di 3,0 m, con un intervallo di campionamento di 0,5 m, allo scopo di verificare l'esistenza di un gradiente di concentrazione in As in funzione della profondità.

Sono state eseguite analisi per vagliatura e sedimentazione secondo il metodo ASTM D 421, incaricando un laboratorio geotecnico certificato dal Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti, al fine di stabilire la granulometria e la classe tessiturale dei sedimenti.

Tutti i campioni di terreno prelevati sono stati analizzati per la ricerca di arsenico mediante ICP-MS, incaricando un laboratorio chimico accreditato che ha utilizzato i metodi EPA 3051A e EPA 6020A sul passante a 2 mm. I valori sono espressi sulla sostanza secca e riferiti al campione comprensivo dello scheletro (percentuale in peso della frazione compresa tra 2 cm e 2 mm), secondo quanto previsto dall'Allegato 2 al Titolo V della Parte quarta del D.Lgs. 152/06.

Selezionando i campioni di terreno con i tenori più elevati in As, Mares ha incaricato il Dipartimento di Scienze della Terra dell'Università di Firenze, Laboratorio di mineralogia ambientale e archeometallurgia, di eseguire le seguenti determinazioni:

- analisi mineralogiche tramite strumentazione diffrattometrica a raggi X (XRD) utilizzando un diffrattometro Philips PW 1050/37, con sistema di acquisizione dati X'Pert PRO Philips, operando a 40 kV-20 mA, con anodo al Cu, monocromatore a grafite, intervallo 2Θ 5-70° con limite di rilevabilità del 4%;
- frazionamento sequenziale (Tessier *et al.*, 1979) utilizzando i seguenti reagenti in ordine di applicazione: frazione 1, cloruro di magnesio ($MgCl_2$); frazione 2, acetato di sodio-acido acetico a pH 5 ($C_2H_3NaO_2$-CH_3COOH); frazione 3, idrossilammina cloridrato-acido acetico ($NH_2OH{\cdot}HCl$-CH_3COOH); frazione 4, acqua ossigenata a pH 2 (H_2O_2); frazione 5, acqua regia (HNO_3 + 3HCl);
- determinazione dell'arsenico totale tramite strumentazione per assorbimento atomico con generazione di ioduri (AAS FIAS); quale verifica dei risultati ottenuti è stato utilizzato lo standard internazionale RTS-4 (CANMET, Mining and Mineral Sciences Laboratories, Ottawa, Canada).

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1 Composizione granulometrica e mineralogica dei terreni

In *Tab.* 1 sono riportati i risultati delle analisi granulometriche effettuate sui campioni di terreno prelevati nel corso dell'indagine; la composizione granulometrica medio fine di questi terreni giustifica l'attribuzione a sedimenti naturali deposti in ambiente deltizio-lagunare compatibile con la posizione fisiografica del sito.

La composizione mineralogica dei sedimenti, riportata in *Tab.* 2, è costituita, in ordine di abbondanza, da quarzo, calcite, caolinite, plagioclasio albitico ed ematite. Tale associazione mineralogica è riconducibile alla paragenesi primaria e secondaria delle rocce effusive di natura intermedia e acida che affiorano sui rilievi collinari posti a nord-est del sito.

3.2 Concentrazione dell'arsenico nei terreni

I risultati delle analisi chimiche in *Tab.* 3 mostrano che nel sottosuolo, ad esclusione dell'orizzonte più superficiale, sono presenti concentrazioni medie in As di circa 200 mg/kg, 4 volte superiori rispetto la CSC per suoli e sottosuoli ad uso commerciale/industriale (50 mg/kg) fino a raggiungere tenori massimi di circa 300 mg/kg. La distribuzione spaziale delle concentrazioni mostra un andamento casuale, sia con il variare della profondità che in senso orizzontale. Tali evidenze permettono di stabilire che le eccedenze in As sono diffusamente presenti nell'area investigata.

3.3 Frazionamenti sequenziali dell'arsenico

Per ogni sondaggio è stato selezionato il campione di terreno con la concentrazione più elevata in As (valori evidenziati in colore giallo in *Tab.* 3) il quale è stato sottoposto al frazionamen-

Tabella 1. Risultati analisi granulometriche dei terreni

Campione	Profondità (m da p.c.)	Class. A.G.I.	Class. U.S.D.A.	Composizione granulometrica			
				Ghiaia (%)	Sabbia (%)	Limo (%)	Argilla (%)
SN02T07	0,00 – 1,00	Sabbia con limo argilloso ghiaiosa	Loam	18,97	31,49	30,02	19,52
SN02T08	2,00 – 3,00	Limo con argilla debolmente sabbioso	Silty clay	2,09	5,87	49,22	42,82

Tabella 2. Risultati analisi mineralogiche

Campione	Profondità (m da p.c.)	Quarzo SiO_2	Calcite $CaCO_3$	Caolinite $Al_2Si_2O_5(OH)_4$	Paragonite $NaAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$	Ematite Fe_2O_3	Plagioclasio albitico $Al_2Si_2O_5(OH)_4$
SN01T04	1,50 – 2,00	xxxx	xxx	xx	-	-	x
SN02T06	2,50 – 3,00	xxxx	xxx	xx	-	x	x
SN03T04	1,50 – 2,00	xxxx	xxx	xx	x	x	tr
SN04T05	2,00 – 2,50	xxxx	xxx	xx	-	x	x

xxxx = molto abbondante; xxx = abbondante; xx = comune; x = presente; tr = tracce; - non rilevabile

Tabella 3. Risultati analisi chimiche As nei terreni

Punto di prelievo	Campione	Profondità	Arsenico
		m da p.c.	mg/kg
Limiti di riferimento CSC*			50
SN01	**SN01T01**	0,00 – 0,50	**177,0**
	SN01T02	0,50 – 1,00	**204,3**
	SN01T03	1,00 – 1,50	**203,1**
	SN01T04	1,50 – 2,00	**221,2**
	SN01T05	2,00 – 2,50	**218,5**
	SN01T06	2,50 – 3,00	**214,8**
SN02	**SN02T01**	0,00 – 0,50	13,6
	SN02T02	0,50 – 1,00	**207,5**
	SN02T03	1,00 – 1,50	**196,2**
	SN02T04	1,50 – 2,00	**229,9**
	SN02T05	2,00 – 2,50	**229,7**
	SN02T06	2,50 – 3,00	**296,5**
SN03	**SN03T01**	0,00 – 0,50	30,8
	SN03T02	0,50 – 1,00	**177,5**
	SN03T03	1,00 – 1,50	**181,4**
	SN03T04	1,50 – 2,00	**241,1**
	SN03T05	2,00 – 2,50	**240,7**
	SN03T06	2,50 – 3,00	**199,4**
SN04	**SN04T01**	0,00 – 0,50	**69,0**
	SN04T02	0,50 – 1,00	**195,7**
	SN04T03	1,00 – 1,50	**197,9**
	SN04T04	1,50 – 2,00	**211,0**
	SN04T05	2,00 – 2,50	**277,2**
	SN04T06	2,50 – 3,00	**192,5**

*colonna B (siti ad uso commerciale e industriale) Tabella 1 dell'Allegato 5 Titolo V Parte Quarta del D.Lgs. 152/06. In grassetto i superamenti delle CSC.

to sequenziale secondo la metodologia illustrata in Tessier *et al.* (1979). Il metodo di estrazione sequenziale consiste nell'utilizzo di reagenti chimici che vengono progressivamente applicati al campione partendo da quello con debole potere estraente per concludersi con il reagente più forte ottenendo rispettivamente frazioni con contenuto in metalli ad elevata mobilità nell'ambiente fino a frazioni in cui i metalli vengono considerati praticamente immobili.

I risultati dei frazionamenti sono riportati in *Tab.* 4.

La Frazione n. 1, in *Tab.* 4, viene estratta con un debole estraente quale il cloruro di magnesio; si tratta dell'As legato da interazioni elettrostatiche sulle superfici delle particelle solide del terreno, disponibile agli scambi con i cationi presenti nelle soluzioni interstiziali del suolo. Nelle determinazioni eseguite, la presenza di arsenico scambiabile, è risultata trascurabile in tutti i campioni analizzati, con concentrazione media pari a circa lo 0,3% rispetto alla concentrazione media di arsenico contenuta nel terreno.

La Frazione n. 2, in *Tab.* 4, utilizzando acetato di sodio e acido acetico a pH = 5, permette di estrarre l'arsenico legato ai carbonati da forze covalenti durante il processo di precipitazione dalle soluzioni del suolo. Tale quantità di As nei campioni analizzati è circa il 2% rispetto al contenuto totale del semimetallo, con un valore massimo del 15%.

La Frazione n. 3, in *Tab.* 4, estratta con idrossilammina cloridrato-acido, rappresenta la quantità di As legata agli ossidi e idrossidi di manganese e di ferro secondo meccanismi di adsorbimento, scambio ionico e co-precipitazione. I risultati ottenuti indicano un contenuto piuttosto costante di ioni arsenico nei campioni analizzati con un valore medio del 5%.

La Frazione n. 4, in *Tab.* 4, utilizzando il perossido di idrogeno, permette, ossidando la sostanza organica presente nel campione, di estrarre l'As ad essa legato. Nei campioni analizzati tale frazione è presente in concentrazione trascurabile, con un contenuto inferiore all'1% rispetto al contenuto totale di arsenico.

Infine, la Frazione n. 5, in *Tab.* 4, ottenuta digerendo il campione residuo con una forte miscela acida come l'acqua regia, permette di estrarre l'arsenico contenuto nel reticolo cristallino delle fasi mineralogiche primarie e accessorie del sedimento. Tale frazione contiene in media circa l'88% dell'arsenico contenuto nei campioni analizzati.

Riassumendo nel *Graf.* 1 i risultati dei frazionamenti sequenziali, si evidenza ancor meglio quanto descritto sopra: la percentuale di arsenico che è possibile mobilizzare nelle condizioni chimico-fisiche del suolo, quindi in teoria in forma disponibile per gli scambi con l'ambiente, rappresenta una frazione minoritaria rispetto circa l'As totale

Tabella 4. Risultati frazionamenti sequenziali dell'arsenico nei terreni

Campione	Frazione 1 As scambiabile	Frazione 2 As carbonati	Frazione 3 As ossidi di Fe e Mn	Frazione 4 As materia organica	Frazione 5 As residuale	Somma frazioni	TQ in acqua regia	Recupero
u.m.	mg/kg							%
SN01T04	0,71	5	13	1	254	276	255	92
SN02T06	1,43	11	15	1	336	364	329	90
SN03T04	1,77	41	16	2	207	268	247	92
SN04T05	0,78	5	15	1	323	345	332	96
RST-4*	-	-	-	-	-	-	197	95

*Standard internazionale RST-4 valore certificato = 207 ± 44 mg/kg

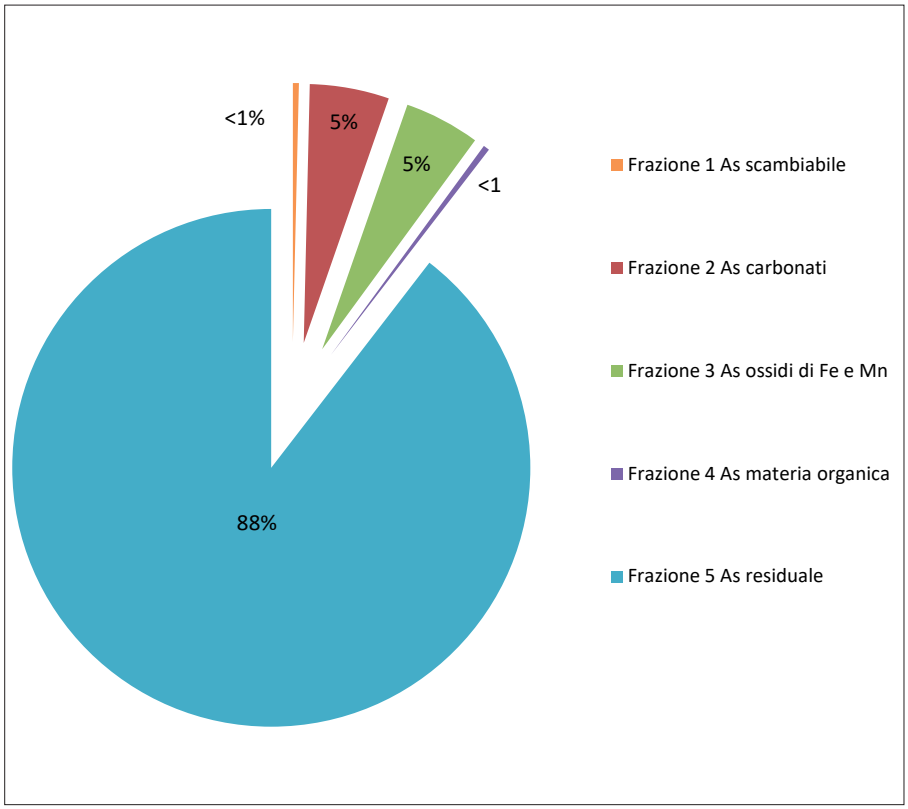


Grafico 1. Risultati dei frazionamenti sequenziali dell'arsenico nei terreni

contenuto nel terreno (circa il 10%). La restante porzione di As che è prevalente rispetto la prima (circa il 90%) risiede all'interno del reticolo cristallino delle fasi mineralogiche primarie e accessorie del sedimento.

4. CONCLUSIONI

A seguito del riscontro, nel suolo e sottosuolo di un sito ad uso commerciale, di diffuse concentrazioni in arsenico superiori alle CSC del D.Lgs. 152/06, si è proceduto a stabilire l'origine di tali eccedenze utilizzando una metodologia basata sulle conoscenze geologiche disponibili sul territorio e su indagini sito-specifiche di tipo mineralogico e geochimico.

Nei terreni alluvionali olocenici della pianura costiera di Cerveteri è presente un'anomalia geochimica in As attribuibile a processi di erosione-trasporto-sedimentazione dei rilievi collinari costituiti da piroclastiti e lave alcalino potassiche del Pleistocene, interessati da mineralizzazioni a solfuri misti connessi con l'attività di tipo idrotermale dell'apparato vulcanico dei Monti della Tolfa-Sabatini.

Le indagini condotte in questo studio hanno dimostrato che le elevate concentrazioni in arsenico sono diffusamente distribuite nei sedimenti del territorio in esame e che circa il 90% di tale semimetallo è contenuto all'interno del reticolo cristallino dei minerali primari e accessori.

Ricorrono dunque le condizioni per l'arsenico affinché possano essere definiti i Valori di Fondo Naturale nei suoli e sottosuoli del territorio in esame. Naturalmente, la validazione di tali valori di fondo spetta all'Autorità pubblica competente, a cui è stata presentata specifica richiesta per il caso in specie, con l'auspicio, più in generale, che la metodologia adottata, di facile attuazione e a basso costo, possa essere introdotta nelle linee guida ufficiali come possibile alternativa rispetto ai metodi statistici tradizionali.

BIBLIOGRAFIA

AA.VV (2005), *Foregs Geochemical Atlas of Europe – part 1 Background information, methodology and maps*. Geological Survey of Finland, http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/

APAT-ISS (2006), *Protocollo operativo per la determinazione dei valori di fondo di metalli e metalloidi nei suoli di siti contaminati.*

ARPA Piemonte (2012), *Definizione dei valori di fondo naturale per i metalli nelle acque sotterranee come previsto dalla Direttiva 2006/118/CE e dal Decreto Legislativo 16 marzo 2009 n.30.*

ARPAT (2009), *Studio per la definizione dei Valori di Fondo per alcuni metalli nell'area del SIN di Massa Carrara.*

ARPAT (2017), *Studio per la determinazione dei valori di fondo naturale nei sedimenti e nelle acque marine costiere della Toscana – rapporto finale aggiornato.*

ARPAV (2011), *Metalli e metalloidi nei suoli del Veneto. Determinazione dei valori di fondo.* Dipartimento Provinciale di Treviso, Servizio Suoli, Regione Veneto.

Associazione Geotecnica Italiana (1977), *Raccomandazioni sulla programmazione ed esecuzione delle indagini geotecniche.*

ASTM D421-85 (2007), *Standard practice for dry preparation of soil samples for particle-size analysis and determination of soil constants*. ASTM International, West Conshohocken, PA.

Boyle, R.W., Jonasson, I.R. (1973), *The geochemistry of As and its use a san indicator element in geochemical prospecting*. J. Geochemical Exporation 2, 251-296.

Decreto Legislativo n. 152 (2006), *Norme in materia ambientale*. Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006 – Supplemento ordinario n. 96.

Decreto Legislativo n. 8 (2008), *Ulteriori disposizioni correttive ed integrative del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale.* Gazzetta Ufficiale n. 24 del 29 gennaio 2008 – Supplemento ordinario n. 24.

ISPRA (2009) *Protocollo per la definizione dei Valori di Fondo per le sostanze inorganiche nelle acque sotterranee.*

ISPRA (2017) *Linee guida per la determinazione di valori di fondo per i suoli e per le acque sotterranee*. Delibera del Consiglio SNPA. Seduta del 14.11.2017. Doc. n. 20/2017. Manuali e Linee Guida 174/2018.

Regione Emilia-Romagna, Servizio Geologico, Sismico e dei Suoli (2013), *Note illustrative alla carta del fondo naturale-antropico della pianura emiliano-romagnola alla scala1:250.000.*

Regione Emilia-Romagna, Servizio Geologico, Sismico e dei Suoli (2017), *Valori di fondo di metalli e metalloidi nei suoli agricoli della pianura emiliano-romagnola.*

Regione Lazio (2015), *Approvazione dei valori di fondo naturale relativamente ai suoli e alle acque sotterranee circostanti la discarica di Malagrotta (Roma).*

Regione Veneto (2013) *Determinazione nei suoli dei valori di fondo naturale per alcuni metalli e metalloidi, nell'area compresa nel Piano di Area della Laguna e dell'Area Veneziana (PALAV).* DGR 814 del 24 giugno 2013.

Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. (1979), *Sequential Extraction Procedure for the speciation of particulate trace metals.* Analytical Chemistry, vol. 51, n. 7.

US EPA (2007), *Method 3051A Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils,* Revisione 1. Washington, DC.

US EPA (2007), *Method 6020A Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry*, Revisione 1, Washington, DC.

Ventriglia U., (1988), *Carta Lito-stratigrafica - Regione Tolfetana.* In: Idrogeologia della Provincia di Roma, Vol. 1, Regione Tolfetana, Università degli Studi "La Sapienza", Roma.

Ventriglia U., Camponeschi B. (1988), *Carta della distribuzione delle cave e delle miniere - Regione Tolfetana.* In: Idrogeologia della Provincia di Roma, Vol. 1, Regione Tolfetana, Università degli Studi "La Sapienza" Roma.

La geologia forense applicata ai reati sull'inquinamento ambientale

Forensic geology applied to environmental crimes

Rosa Maria Di Maggio
Geoscienze Forensi Italia®, Murdoch University, IUGS Initiative on Forensic Geology
E-mail: rosamaria.dimaggio@gmail.com

Pier Matteo Barone
American University of Rome, Geoscienze Forensi Italia®
E-mail: p.barone@aur.edu

Parole chiave: geologia forense, reati ambientali, indagini giudiziarie, fotografia aerea, telerilevamento, geofisica, geochimica
Key words: forensic geology, environmental crimes, judicial investigations, aerial photography, remote sensing, geophysics, geochemistry

SOMMARIO

Negli ultimi anni, sempre più spesso il professionista geologo viene incaricato dai Tribunali penali per lo svolgimento di consulenze e perizie in merito ad illeciti in materia ambientale, convertiti in reati penali nel maggio 2015.

Nei casi di inquinamento ambientale, il geologo forense si occupa di ricercare e localizzare il potenziale sito inquinato, di verificarvi l'effettiva presenza di inquinanti e a caratterizzarli. Inoltre, si occupa di fornire indicazioni sugli eventuali piani di bonifica ambientale, sulla base delle evidenze emerse nel lavoro di indagine. Il lavoro del geologo forense è, quindi, preliminare ad una eventuale azione di bonifica di un sito inquinato, laddove la bonifica sia conseguente ad un illecito a danno dell'ambiente.

Le tecniche di cui si avvale il geologo forense sono finalizzate a studiare ed interpretare l'ambiente ed il territorio nel quale il reato ha avuto luogo. Lo studio e l'analisi del territorio vengono svolte in due fasi complementari: la lettura di cartografia tematica e l'interpretazione del territorio attraverso strumenti quali il telerilevamento; il rilevamento sul luogo, finalizzato alla mappatura e alle necessarie correlazioni delle caratteristiche geologiche, geofisiche, geochimiche, dell'area geografica in esame.

SOMMARIO

In recent years, more and more often the forensic geologist is commissioned by the criminal courts to provide advice and expertise on environmental crimes, converted into criminal offences in May 2015.

In cases of environmental pollution, the forensic geologist is responsible for searching and locating the potential polluted site, verifying the presence of pollutants and characterizing them. In addition, it provides information on any plans for environmental remediation, based on the evidence that emerged during the investigation. Therefore, the work of the forensic geologist is preliminary to a possible remediation action of a polluted site where the remediation is the result of an illegal act against the environment.

The techniques used by the forensic geologist are intended to study and interpret the environment and the territory in which the crime took place. The study and analysis of the territory are carried out in two complementary phases: the reading of thematic cartography and the interpretation of the territory through tools such as remote sensing; the on-site survey, aimed at mapping and correlating the geological, geophysical, geochemical characteristics of the geographic area.

1. INTRODUZIONE

La Geologia forense comprende differenti discipline delle Scienze della Terra e studia numerose tecniche scientifiche applicabili ai casi giudiziari, al fine di fornire supporto alle attività investigative di Polizia Giudiziaria, mediante la ricerca e l'analisi di fonti di prova, nel contesto di numerose tipologie di reato, sia in ambito penale che civile.

Negli ultimi anni, sempre più spesso il professionista geologo viene incaricato dai Tribunali civili e penali per lo svolgimento di consulenze tecniche d'ufficio (CTU) e perizie. Lo sviluppo della professione del geologo in ambito forense può essere collegato a due principali fattori: i magistrati si stanno rendendo conto, sempre di più, quanto la consulenza geologica sia assolutamente necessaria per far luce in molti casi di illeciti civili e penali; le denunce su illeciti in materia ambientale, per i quali il geologo viene maggiormente coinvolto, sono sempre più numerose. Tale aumento è conseguenza del fatto che gli illeciti ambientali siano stati convertiti in reati penali con la legge nr. 68 del 22 maggio 2015. Secondo il rapporto *Ecomafia 2017* di Legambiente, infatti, a soli due anni dall'entrata in vigore delle norme, sono cresciuti gli arresti del 20% (225), le denunce (28.818), i sequestri (7.277) e sono diminuiti gli illeciti del 7% (passati da 27.745 del 2015 a 25.889 nel 2016), mentre sono au mentati i casi legati al ciclo illegale dei rifiuti, agli incendi e all'abusivismo.

Nei casi di sospetto inquinamento ambientale, il geologo forense, in concerto con gli inquirenti, si occupa di ricercare e localizzare il potenziale sito inquinato, di verificare l'effettiva presenza di inquinanti, nel sito oggetto di indagine, e a caratterizzarli, sia nella tipologia che nella quantità. Infine, se esplicitamente richiesto dall'Autorità Giudiziaria, si occupa di fornire indicazioni sugli eventuali piani di bonifica ambientale, sulla base delle evidenze emerse nel lavoro di indagine. Tali attività, quindi, sono soprattutto finalizzate a comprovare se, in merito al procedimento giudiziario in questione, ci siano i presupposti dell'illecito ambientale, per permettere agli organi competenti di affidare i responsabili alla giustizia.

Il lavoro del geologo forense è, quindi, preliminare ad una eventuale azione di bonifica di un sito inquinato, laddove la bonifica sia conseguente ad un illecito a danno dell'ambiente.

2. LE TECNICHE GEOLOGICHE IN FASE DI INDAGINE DI SITI INQUINATI

A prescindere dalla tipologia del reato e dalle modalità di intervento, il geologo forense parte da un approccio fondamentale: studiare, conoscere ed interpretare l'ambiente ed il territorio

geografico, fisico e geologico nel quale il reato o il contenzioso ha avuto luogo.

Il geologo forense, quindi, deve essere in grado di cercare e raccogliere adeguate informazioni dall'ambiente per porle nello specifico contesto criminale e nella sua dinamica, effettiva o presunta.

Lo studio e l'analisi del territorio vengono svolte in due fasi complementari:

- la lettura di cartografia tematica, nonché l'interpretazione del territorio attraverso strumenti quali il telerilevamento (remote sensing);
- il rilevamento sul luogo, al fine di ottenere la mappatura e le necessarie correlazioni di quelle che sono le caratteristiche geologiche, geofisiche, geochimiche, geoarcheologiche e geotecniche dell'area geografica in esame e per svolgere l'eventuale repertamento dei materiali geologici.

Il rilevamento da remoto permette di studiare ed indagare aree di elevata estensioni in tempi relativamente brevi. Per esempio, le fotografie aeree possono fornire importanti informazioni circa l'area da indagare (anomale variazioni nella copertura vegetale su ampie aree o cambiamenti nella morfologia del suolo) e il loro utilizzo nelle fasi preliminari di una ricognizione può rivelarsi efficace, consentendo un notevole risparmio di tempo ed energie.

Il sopralluogo in situ viene svolto per verificare l'effettiva presenza di rifiuti o di materiali inquinanti, la loro quantità e la loro pericolosità, per mezzo di varie tecniche. Gli strumenti della geofisica e della geoarcheologia costituiscono un valido strumento nelle indagini ambientali, in particolare nella ricerca di rifiuti interrati, di aree di discarica o, più in generale, di zone di contaminazione nel sottosuolo (sversamenti, percolati ecc). Si tratta di tecniche non invasive che combinate fra loro ed associate a tecniche di indagine diretta forniscono ottimi risultati nella caratterizzazione dei siti contaminati. Le tecniche geochimiche sono, invece, utilizzate per analizzare la tipologia e la quantità di inquinanti nei terreni e nelle acque (sia superficiali che di falda), anche al fine di pianificare futuri interventi di bonifica.

Tutte le informazioni sopra indicate sono essenzialmente implementabili tramite un sistema informativo territoriale o GIS (Geographic Information System). Esso, infatti, si configura come l'unico strumento in grado di collegare tra loro informazioni provenienti da fonti diverse, che altrimenti non sarebbero in grado di comunicare. Lo sviluppo di un sistema di analisi territoriale si manifesta sotto forme diverse, perché diversi sono i modi di investigare e varie sono le interrelazioni tra i diversi "protagonisti", attivi e passivi, di un illecito. Da ciò deriva che non esiste un modello univoco di analisi del territorio e che gli strumenti di cui bisogna dotarsi per realizzare un'indagine corretta devono necessariamente essere funzionali all'esplorazione e alla conoscenza delle interconnessioni tra reato e territorio.

3. ANALISI FOTOINTERPRETATIVA

La fotointerpretazione è uno strumento che trova numerose applicazioni in ambito forense, dove può fornire utili informazioni e dati per le indagini svolte dagli organi investigativi. La fotointerpretazione infatti, permette non solo di osservare aree molto estese, ma anche di indagare zone dove l'accesso da terra è difficoltoso, sia per problemi connessi direttamente al territorio (per esempio zone impervie) sia per esigenze specifiche richieste dalle attività giudiziarie.

La corretta indagine fotointerpretativa deve rispettare una logica sequenza di operazioni: una volta reperita la documentazione bibliografica relativa all'area di studio (riprese aree, carte topografiche e geotematiche, relazioni tecniche, ecc.) si suddividono i fotogrammi secondo il periodo di ripresa e la quota di volo, si procede quindi all'esame delle singole coppie, mediante stereoscopio, partendo dai voli più antichi e passando via via a quelli più recenti.

L'analisi dei fotogrammi che riproducono in anni diversi la stessa porzione di territorio permetterà di valutare sia la sua evoluzione in un preciso intervallo temporale (evidenziato dalle date di ripresa registrate nel data strip), sia le modificazioni antropiche e naturali che esso ha subito. Questa metodologia di analisi è definita tecnica multitemporale (*Fig*. 1). Tanto più numerosi sono i voli a disposizione, tanto maggiore sarà l'intervallo temporale rappresentato e tanto più accurata e dettagliata sarà l'indagine fotointerpretativa.

Se una data porzione di territorio è stata ripresa da una serie di voli eseguiti anche a quote differenti sarà possibile eseguire osservazioni puntuali e dettagliate della stessa zona esercitando un fattore di zoom. Questo metodo di operare è definito tecnica multiscalare.

Un ulteriore supporto all'indagini sul territorio per la localizzazione di aree inquinate, è rappresentato dall'uso di sensori multispettrali durante un volo aereo, che permettono di acquisire importanti informazioni ai fini forensi. I sensori multispettrali sono strumenti in grado di registrare la radiazione naturale rilasciata o riflessa da un target, o le aree circostanti, attraverso lo spettro elettromagnetico (banda visibile, infrarossi e termiche) e restituiscono un'immagine multibanda, consentendo di ottenere informazioni territoriali e produrre accurate mappe tematiche, attraverso l'analisi della risposta spettrale nelle diverse bande acquisite.

Piuttosto efficace è il calcolo dell'NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). Questa tecnica esalta le potenzialità delle immagini multispettrali per caratterizzare la copertura vegetale del terreno, consentendo anche il riconoscimento dei fenomeni di stress legati alla crescita della vegetazione. In particolare, l'NDVI è un indice rappresentativo dello stato fitosanitario, definito come biomassa presente, e l'attività fotosintetica in corso, sfruttando le diverse risposte della copertura vegetale alle bande spettrali del visibile e del vicino infrarosso. L'NDVI, calcolato come rapporto tra la differenza e la somma delle bande del vicino infrarosso e del rosso [(NIR-R)/(NIR+R)], rappresen-



Figura 1. Le due immagini rappresentano lo stesso territorio e sono state acquisite ad anni di distanza: sono facilmente osservabili le modificazioni di origine antropica subite dal territorio nel corso del tempo

ta lo stato della vegetazione in funzione della sua attività fotosintetica. L'indice utilizza il maggior consumo nel rosso e la maggiore riflettanza nell'infrarosso per determinare la vegetazione fotosinteticamente attiva di altri tipi di copertura del suolo (rocce nude, aree urbane, acqua, inquinanti, ecc.). I valori tipici dell'indice vanno da -1 (assenza totale di vegetazione) a 1 (copertura vegetale totale con strati fogliari multipli). Valori significativi sono generalmente contenuti nell'intervallo -1.0<NDVI<1.0. L'NDVI è un indicatore molto utile in ambito ambientale per individuare zone con sversamenti illeciti (dove la vegetazione smette di esistere) e le cave. Infatti, anche se a volte tali target sono difficilmente identificabili via satellite, tali aree interessate dalle attività estrattive o di sversamento illecito vengono identificate tramite la suddetta elaborazione delle immagini (*Fig*. 2).

3.1. Fotointerpretazione applicata a discariche abusive

La normativa italiana con il Dlgs n.36/2003 prevede tre tipologie di discariche, rifiuti inerti, rifiuti solidi urbani non pericolosi, rifiuti pericolosi, e definisce il piano di gestione e il controllo dei parametri chimici, fisici, idrogeologici e meteo-climatici. I rifiuti che non sono stati opportunamente riciclati o trattati per produrre energia, sono inviati in discarica per rifiuti solidi urbani.

Una discarica, opportunamente realizzata con barriera geologica e impermeabilizzazione artificiale del fondo e delle pareti per isolare i rifiuti dal suolo e sottosuolo, è definita "controllata". In questo caso la progettazione, la realizzazione e la sorveglianza della struttura, e il trattamento e il controllo dei rifiuti, territori dove si sono realizzate numerosissime discariche abusive altamente inquinanti e pericolose, riferite ad attività delinquenziali per il traffico illecito di rifiuti di vario tipo.

Vi è, inoltre, il problema delle discariche non controllate, rappresentate da tutti quei siti di stoccaggio dei rifiuti non abusivi dove la sorveglianza della struttura e il trattamento e il controllo dei rifiuti non sono eseguiti nel rispetto delle normative vigenti.

La ricerca di discariche abusive e/o non controllate è un'attività rilevante, che vede impegnate le forze dell'ordine, con grande dispiego di mezzi e uomini. Gli strumenti tecnici e le metodologie d'indagine di tipo geofisico, oggi disponibili, sono sempre più validi e sofisticati; un contributo a quest'attività può essere fornita anche da una semplice indagine fotointerpretativa, se eseguita da tecnici esperti.

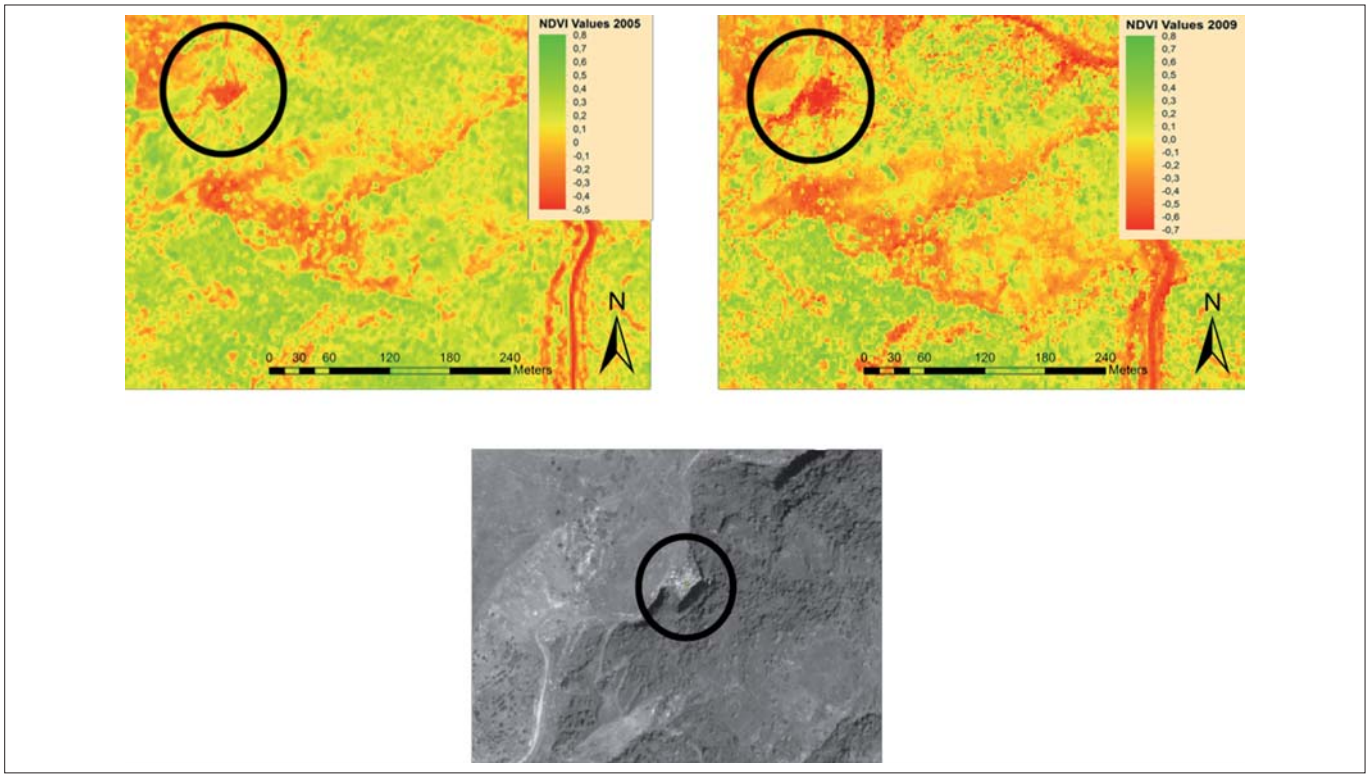


Figura 2. Identificazione di una cava con differente NDVI nel 2005 e nel 2009

Nel campo dell'inquinamento ambientale, le tecniche multispettrali permettono di identificare le alterazioni chimico-fisiche di superfici e specchi d'acqua al fine di individuare e mappare materiali inquinanti dispersi; studiare il comportamento termico delle acque superficiali; mappare le tipologie algali e loro diffusione; valutare la torbidità ed il colore delle acque; indagare lo stato di salute della vegetazione in base a parametri biofisici e indici di vegetazione; localizzare le aree di sversamento dei rifiuti non autorizzate; accertare le destinazioni d'uso dei suoli; identificare, mappare e monitorare la presenza di amianto.

sono eseguiti secondo un preciso disciplinare tecnico e nel rispetto delle normative vigenti.

Attualmente in Italia lo smaltimento dei rifiuti in discarica costituisce il principale metodo di trattamento, anche se come orientamento generale si tende a ridurre la quantità dei rifiuti da inviare in discarica mediante tecniche di riciclo, compostaggio e incenerimento.

Nel territorio nazionale purtroppo il fenomeno dello smaltimento illecito rappresenta una vera e propria piaga sociale. Sono ben noti i numerosi e vasti

L'osservazione e la ricerca di siti abusivi o non controllati di stoccaggio possono essere effettuate a "distanza", senza interagire direttamente con il terreno; questo, per ovvi motivi, è uno dei requisiti più rilevanti che offre questo tipo d'indagine. Il fotointerprete, sufficientemente competente, durante l'osservazione del modello stereoscopico dei fotogrammi, riesce a rilevare le minime anomalie della morfologia del terreno che, a volte, si manifestano anche in presenza di sversamenti illeciti e abusivi di rifiuti di varia natura.

Quando i rifiuti sono accumulati ed abbancati per decine e decine di metri in elevazione rispetto al piano campagna originano delle vere e proprie collinette che si elevano bruscamente dal contesto pianeggiante dell'area. In questi casi, esaminando le foto aeree, è abbastanza semplice caratterizzare e circoscrivere queste anomalie morfologiche.

Viceversa, quando i rifiuti sono distribuiti in scavi a fossa l'anomalia morfologica è testimoniata dalla presenza di depressioni nel terreno che contrastano con il paesaggio circostante; spesso queste depressioni sono sede di laghetti artificiali facilmente identificabili nelle foto aeree.

Inoltre, per quanto riguarda le discariche in fossa non controllate, attraverso software di fotogrammetria digitale, da coppie stereoscopiche di aerofotogrammi è possibile anche effettuare un calcolo delle volumetrie degli invasi al fine di valutare se i rifiuti siano stati sversati all'esterno dell'invaso noto, con inevitabile conseguente inquinamento nei terreni circostanti da parte del percolato e di altre sostanze nocive.

La fotointerpretazione eseguita con la tecnica multitemporale, come descritto in precedenza, permette di registrare l'evoluzione territoriale che ha subito una determinare area e rappresenta, pertanto, una valida metodologia per identificare eventuali smaltimenti di rifiuti abusivi o non controllati, anche all'interno di aree in precedenza utilizzate e sfruttate per attività estrattive, come cave e miniere a cielo aperto.

4. ANALISI GEOFISICHE

Le indagini geofisiche si basano su tecniche di misura proprie della fisica sperimentale e nelle scienze forensi possono essere utilizzate principalmente per la ricerca di oggetti e corpi sepolti nel sottosuolo, di inquinanti dispersi nel terreno, di discariche abusive, di camere nascoste, di rifugi blindati, ecc. Il corretto uso di tali metodi è prerogativa di personale esperto e qualificato. Tuttavia, la conoscenza a livello generale dei principi di funzionamento dei metodi geofisici e, soprattutto, delle potenzialità e dei limiti di tali metodi, dovrebbe essere nozione di tutti coloro che operano nell'ambito investigativo, dalle forze dell'ordine ai magistrati, dagli avvocati ai consulenti tecnici.

La possibilità di rilevare la presenza di un target sepolto di interesse per le indagini forensi dipende dalla natura del target rispetto a quella del materiale circostante, dalle condizioni ambientali in cui si trova il target e dalla sensibilità della tecnica e dello strumento di misura utilizzato. Una tecnica geofisica è in grado di rilevare un bersaglio solo se il contrasto di proprietà fisiche target/materiale produce in superficie una variazione chimico/fisica misurabile.

Nell'ambito forense, il metodo magnetico trova vasta applicazione, soprattutto nella ricerca di oggetti metallici magnetici sepolti come fusti contenenti materiale nocivo ed inquinante, ordigni ed armi, cassette metalliche, ecc. In particolare, essendo il metodo magnetico una tecnica passiva (ovvero misura passivamente una variazione senza emettere attivamente alcun impulso), permette di individuare anomalie associate alla presenza di cavità sia naturali che artificiali nel sottosuolo, qualora le rocce incassanti siano magnetiche.

Anche la tomografia elettrica (ERT) è impiegata molto proficuamente in ambito di reati ambientali. I bersagli possono essere più o meno resistivi al passaggio di corrente elettrica rispetto al materiale circostante, a seconda della loro natura. Ad esempio, le cavità e le strutture in muratura sono cattivi conduttori, mentre gli oggetti metallici sono buoni conduttori. Sono buoni conduttori anche alcuni liquidi inquinanti, come il percolato da discarica, mentre altri come i derivati del petrolio e le trieline sono assimilabili ad isolanti elettrici.

In condizioni ottimali (terreni non conduttivi, acquifero profondo, ecc.), per esempio, il georadar (o GPR-Ground Penetrating Radar), equipaggiato con antenne a medio-alta frequenza, può fornire non solo informazioni sulla presenza di oggetti sepolti ma anche sulla loro forma e posizione. In presenza di fusti metallici sepolti, per esempio, la sezione radar può mostrare una differenza nella forma dell'anomalia, che è sostanzialmente sub-orizzontale nel caso del fusto metallico verticale, mentre la riflessione è iperbolica nel caso del cilindro orizzontale (*Fig.* 3). Il georadar oltre a rilevare la presenza di oggetti metallici, è potenzialmente in grado di visualizzare anche i bersagli non metallici come plastiche, resine, legno, materiali da costruzione, inquinanti non conduttori, fosse, tombe, tracce di scavo e corpi sepolti, a patto che questi siano in grado di generare, rispetto al materiale circostante, un contrasto di proprietà elettromagnetiche sufficientemente elevato. Tutte queste caratteristiche fanno del georadar lo strumento elettivo per le indagini forensi e, soprattutto, per i sopralluoghi investigativi in cui i tempi di verifica sono particolarmente limitati.

Due significativi esempi dell'efficacia di quest'ultima tecnica in ambito di investigazioni e reati ambientali sono riportati di seguito.

I reati ambientali sono purtroppo molto frequenti in Italia. In particolare, la maggior parte di essi sono legati ai reati di mafia. Entrambi i casi hanno sede in Sicilia (Italia), uno in riva al mare e l'altro nell'entroterra dell'isola, dove la polizia italiana stava cercando di trovare siti in cui alcuni criminali hanno creato discariche illegali seppellendo amianto lungo la riva del mare e inquinanti liquidi nell'entroterra.

La polizia disponeva di informazioni per identificare alcuni luoghi sospetti legati a queste attività illegali, ma non aveva raccolto prove sufficienti per convincere il giudice a consentire un esame approfondito del sottosuolo in entrambe le aree. Per questo motivo, la polizia ha chiesto un'indagine georadar per rac-

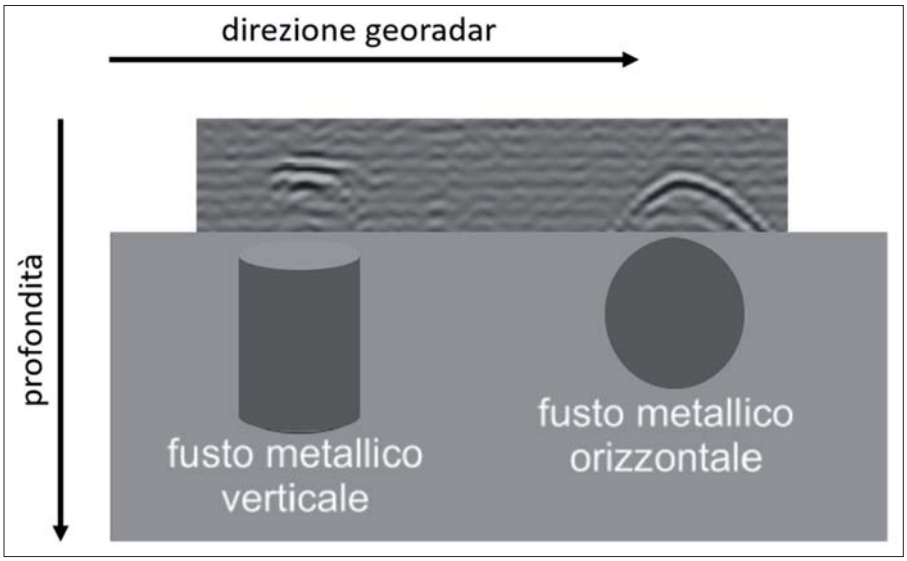


Figura 3. Radargramma con una anomalia sub-orizzontale nel caso del fusto metallico verticale, mentre risulta iperbolica se il fusto è verticale

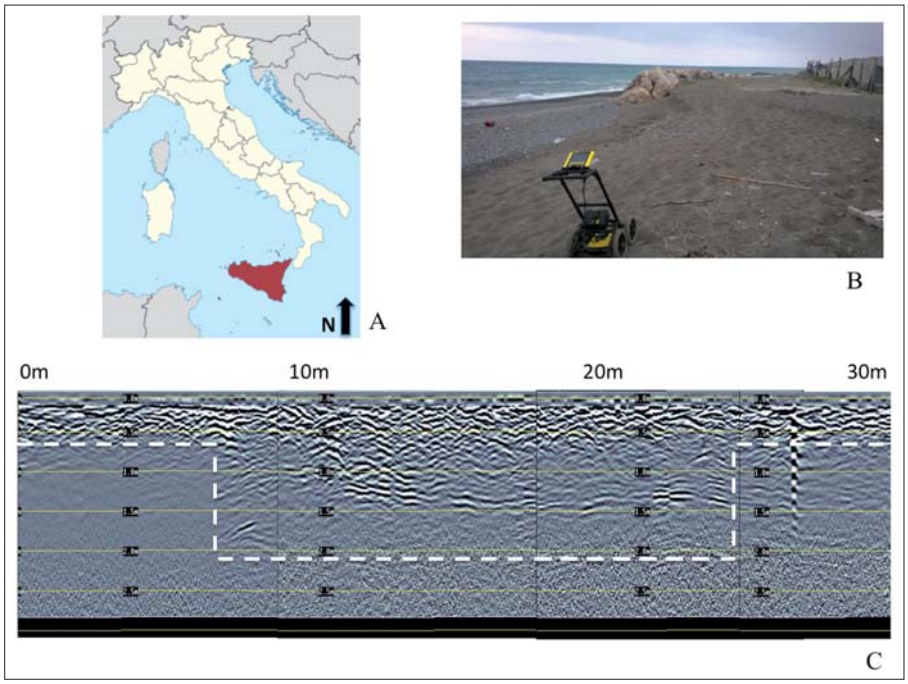


Figura 4. Radargramma acquisito lungo la spiaggia con un chiaro passaggio da una situazione sottosuperficiale omogenea (all'inizio) ad una disomogenea

cogliere informazioni sul sottosuolo in modo non distruttivo e senza l'obbligo di chiedere un permesso di scavo.

Nel corso delle indagini sono stati raccolti una serie di singoli profili e griglie mediante l'utilizzo di un'antenna da 500MHz. Nel primo caso, l'analisi georadar è stata effettuata su una spiaggia molto frequentata. L'area oggetto di indagine ha subito la demolizione di un edificio abusivo eretto sulla spiaggia pubblica. L'ipotesi investigativa avanzata era che i resti di questa demolizione (inclusi materiali molto pericolosi, come l'amianto) fossero sepolti sotto la sabbia. L'inizio del profilo georadar è stato acquisito in un'area in cui la polizia era quasi certa di avere la stratigrafia sabbiosa naturale. Per questo motivo, nel radargramma è risultato chiaro che l'acquisizione fosse passata da un'area omogenea legata alla sabbia naturale ad un'area con evidente scattering incoerente legato a possibili macerie edilizie sepolte nel sottosuolo. Sulla base di questi risultati del georadar, la polizia ha chiesto al giudice il permesso di eseguire campioni chimici. Questi campioni hanno dimostrato la presenza di un alto livello di amianto (*Fig*. 4).

Nel secondo caso, la tecnica del georadar è stata eseguita nell'entroterra siciliano al fine di localizzare un probabile sito di sversamento illegale di inquinanti sotto la superficie del suolo. La polizia, pur conoscendo generalmente la zona, non era a conoscenza dell'esatta posizione e dell'esatta profondità dello sversamento. La modificazione chimica e fisica del terreno naturale, miscelata con i liquidi inquinati, sia nella parte superficiale che in quella profonda del sottosuolo, ha creato il perfetto contrasto dielettrico facilmente rilevabile dall'indagine georadar. L'indagine ha evidenziato come sia la mappa georadar a varie profondità sia il relativo radargramma mostrino chiaramente l'anomalia probabilmente correlata ad uno sversamento illegale ad una profondità di circa 2 metri. Questa analisi georadar ha aiutato le forze dell'ordine a comprendere e pianificare meglio le ulteriori indagini investigative (*Fig*. 5).

Questi risultati in ambito ambientale hanno mostrato il grande potenziale della geofisica, in generale, e del georadar, in particolare, in ambito forense anche in ambiti investigativi non strettamente legati alla scomparsa di persone o all'o-

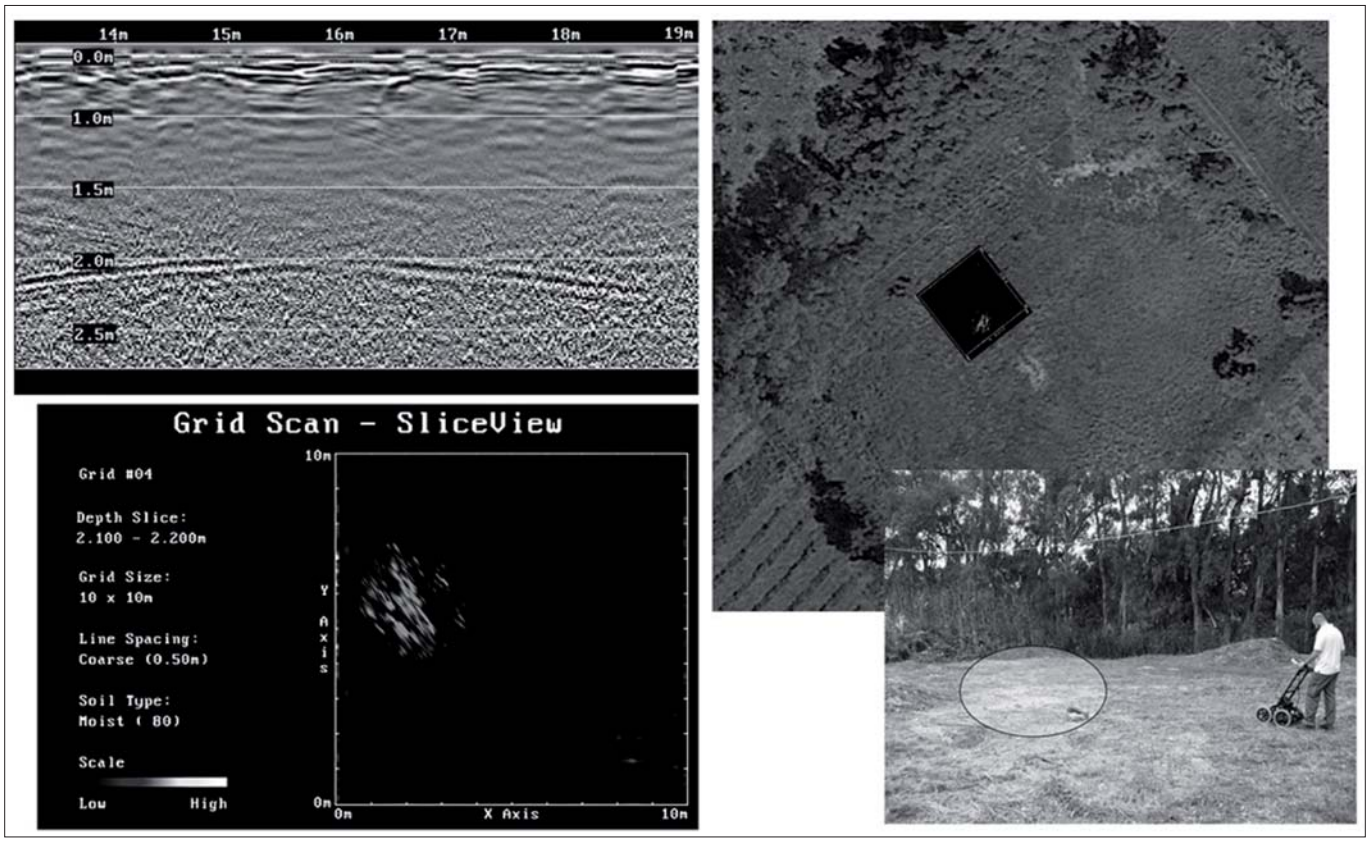


Figura 5. Mappa georadar con in evidenza la profondità, la geometria e la localizzazione dello sversamento

bliterazione di corpi, con gli stessi elevati standard e con gli stessi proficui risultati.

Le indagini geofisiche costituiscono un valido strumento nella ricerca in ambito di reati ambientali, soprattutto se combinati tra loro date le loro caratteristiche precipue, massimizzando la possibilità di risolvere un caso. In particolare, le indagini magnetiche ed elettriche, data la loro maggior profondità di investigazione rispetto al georadar, possono indagare l'interezza di un bacino di discarica o sversamento, stimandone di conseguenza i volumi di rifiuti o terreno misto a rifiuto. Di contro il georadar, valutando la presenza e l'estensione di un possibile sito inquinato in tempo reale, risulta molto versatile e di rapida esecuzione/valutazione.

5. ANALISI GEOCHIMICHE

In riferimento alle analisi geochimiche, è necessario precisare che il geologo forense, in qualità di consulente dell'Autorità Giudiziaria, non ha il compito di svolgere l'attività di caratterizzazione del sito potenzialmente contaminato, ma di definirne le criticità in relazione alla pericolosità per l'ambiente e per la popolazione. La caratterizzazione canonica del sito di indagine, infatti, costerebbe troppo sia in termini economici che in termini di tempo. Il consulente forense deve dare risposte veloci e concrete e fornire utili indizi probanti nel minor tempo possibile, per permettere all'organo inquirente di svolgere velocemente il suo compito nell'amministrazione della giustizia. La prassi, quindi, prevede fasi di studio di un sito potenzialmente inquinato, comprese le analisi delle acque che richiedono lo spurgo della falda, attraverso campionamenti di tipo speditivo e campionamenti canonici.

Il campionamento di tipo speditivo serve per definire quali sono le problematicità del sito e quindi per snellire le eventuali analisi relative al campionamento canonico. Previo accordo con le parti interessate al procedimento penale, si prendono pochi campioni e si analizzano per un numero prescelto di analiti, tra quelli presenti nella normativa di riferimento (D.lgs n. 152 del 2006) per un totale di circa una trentina di analiti. Generalmente si prescelgono analiti quali metalli pesanti, idrocarburi pesanti, PCB, SOV, COV, ecc. Successivamente ai risultati delle analisi speditive, si effettua il campionamento canonico solo per quei punti degni di approfondimento nel rispetto della prassi normativa. La stessa procedura viene svolta per le analisi delle acque che richiedono lo spurgo della falda. Un aspetto fondamentale è capire la tipologia della falda, anche in base alla sua staticità o mobilità. Per tale motivo è sempre bene realizzare pozzi adatti allo scopo. In relazione alla diffusione dei contaminanti i falda, è bene utilizzare dei software dedicati ed eseguire delle simulazioni attraverso delle carte tematiche di diffusione del contaminate.

Per quanto riguarda la mappatura, la normativa stessa prevede di utilizzare un GIS per posizionare e geo-codificare i dati. L'aspetto della geo-codifica è molto importante, soprattutto per eliminare qualsiasi dubbio, in fase dibattimentale, sulla posizione dei campionamenti e dei sondaggi. A tal proposito, è necessario l'utilizzo di strumentazione satellitare portatile (GPS) e di sistemi informativi territoriali (GIS), attraverso i quali posizionare nello spazio ogni punto di prelievo, di scavo o di intervento in coordinate precise e certificate.

CONCLUSIONI

I casi pratici, in cui l'applicazione delle tecniche di geologia forense possono essere di fattivo supporto alle indagini giudiziarie, sono numerosissimi ed interessano differenti tipologie di reati contro l'ambiente, la persona e il patrimonio. Risulta chiaro come il lavoro del geologo forense sia di importanza propedeutica per pianificare le successive azioni di bonifica, laddove i siti di interesse siano coinvolti in illeciti ambientali. È, comunque, necessario precisare che il lavoro del geologo forense è principalmente finalizzato a ricercare elementi probanti ai fini del procedimento giudiziario e per affidare i responsabili alla giustizia.

Dal 1989 il nostro sistema giudiziario ha assunto caratteristiche accusatorie; tuttavia, a causa dell'assenza di perfetta eguaglianza tra accusa e difesa, il processo penale era ancora considerato un sistema misto tra inquisitorio ed accusatorio. Nel 2000, sono state introdotte le indagini difensive per attuare il principio di uguaglianza tra accusa e difesa, che è la base del sistema accusatorio. Il sistema accusatorio è un modello processuale caratterizzato dalla dialettica tra le due contrapposte posizioni dell'accusatore e dell'accusato la cui contesa viene risolta da un organo al di sopra delle parti; l'organo accusatorio è, a sua volta, nettamente distinto da quello giudicante che si contraddistingue per l'elemento della imparzialità. La fisionomia di questo sistema si configura per una serie di elementi tra cui il principio del contraddittorio, sancito nel secondo comma dell'art. 111 della Costituzione, che recita "ogni processo si svolge nel contraddittorio tra le parti, in condizioni di parità, davanti ad un giudice terzo ed imparziale".

Ciò sta a significare che anche tutte le azioni svolte dal geologo forense in sede di consulenza e/o perizia devono essere svolte secondo il principio del contraddittorio e devono rispettare rigidi codici normativi, a garanzia di tutte le parti coinvolte nel procedimento giudiziario. Non bisogna trascurare il fatto che superficialità e/o inadeguata competenza giuridica da parte dei consulenti tecnici si riflettono pericolosamente sulla validità delle fonti di prova, nonché sull'esito del giudizio.

BIBLIOGRAFIA

Barone P.M., Di Maggio R.M., Ferrara C. (2015), *Not necessarily buried bodies: forensic GPR investigations from criminal to civil justice*, Proceedings of the 8th International Workshop on Advanced Ground Penetrating Radar (IWAGPR), IEEE, Florence 2015. DOI: 10.1109/IWAGPR.2015.7292681.

Barone P.M., Di Maggio R.M., Ferrara C. (2016), *Forensic Geoscience during CS Investigations and Courtroom Trials without a Murder*, Journal of Forensic Science & Criminology, 4 (3), Annex Publishers. ISSN: 2348-9804.

Barone P.M., Groen M., (eds.) (2018), *Multidisciplinary Approaches to Forensic Archaelology. Topics discussed during the European Meetings on Forensic Archaeology (EMFA)*, Soil Forensics Series, Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-319-94397-8; ISBN: 978-3-319-94397-8.

Di Maggio R.M., Barone P.M. (2018), *Dealing with different forensic targets: geoscientists at crime scenes*, The Geological Society (GSL) Special Publications.

Di Maggio R.M., Barone P.M. (2018), *Geoforensics in Italy: Education and Research Standards*, The Geological Society (GSL) Special Publications.

Di Maggio R.M., Barone P.M. (eds.) (2017), *Geoscientists at Crime Scenes. A Companion to Forensic Geoscience*, Soil Forensics Series, Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-319-58048-7; ISBN: 978-3-319-58047-0

Di Maggio R.M., Barone, P.M., *et al.* (2013), *Geologia forense. Introduzione alle geoscienze applicate alle indagini giudiziarie,* Dario Flaccovio Editore, Palermo, pp. 320.

*Ecomafia 2017. Le storie e i numeri della criminalità ambientale in Italia***,** Edizioni Ambiente, Giugno 2017, pp. 168, ISBN: 9788866272151.

Graciotti R., Di Maggio R.M., D'Orefice M. (2016), *L'utilizzo delle tecniche di fotointerpretazione aerea per reati contro l'ambiente ed il territorio*, Il Penalista (ISSN 2464-9635), Portali Tematici Giuffrè, A. Giuffrè Editore, Milano, 17 maggio 2016.

Supporto di UNEP all'Agenzia di Protezione Ambientale Serba nella gestione dei siti contaminati

UN Environment (UNEP) supports Serbian Environmental Protection Agency in the management of contaminated sites

Marco Falconi[1], Michele Fratini[2], Gabriele Leoni[2], Dragana Vidojevic[3], Nevena Aleksic[3], Nemanja Jevtic[3], Lana Kukobat[3], Paolo Angelini[4], Harald Egerer[5], Aleksandra Siljic Tomic[5], Filippo Montalbetti[5]

(1) ISPRA, Italian Institute for Environmental Protection and Research, Rome, Italy
Remtech Europe Scientific Coordinator
E-mail: marco.falconi@isprambiente.it

(2) ISPRA, Italian Institute for Environmental Protection and Research, Rome, Italy

(3) SEPA, Serbian Environmental Protection Agency, Beograd, Serbian Republic

(4) IMELS, Italian Ministry of Environment, Land and Sea, Rome, Italy

(5) UN Environment, Vienna, Austria

Parole chiave: Sito contaminato, Piano di Caratterizzazione, Procedura di campionamento, Suolo, Acque sotterranee, Rifiuti pericolosi, Tecnologie di bonifica, Analisi si rischio
Key words: Contaminated site, Characterization plan, Sampling procedure, Soil, Groundwater, Hazardous Waste, Remediation technologies, Risk assessment, PRAMS

SOMMARIO

Il progetto "*Supporting the Western Balkan Region in the Implementation of Multilateral Environmental Agreements through Strengthening of Institutional Framework and Capacity Building*", finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) e implementato da UN Environment Vienna Programme Office mira a sostenere l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente della Serbia nell'attuazione di politiche per la prevenzione, riduzione e monitoraggio dell'inquinamento a partire dalla promozione e dal rafforzamento di parnership regionali. I paesi confinanti hanno maturato infatti diversi livelli di sensibilità nei confronti dei temi ambientali: la correlazione tra la qualità della vita e un ambiente sano, l'importanza degli aspetti ambientali e di sviluppo sostenibile sono tra le tematiche prioritarie tra quelle presenti nell'agenda politica di questi paesi.

Dal 2016, UN Environment sta facilitando la componente di capacity building tra le istituzioni scientifiche italiane e serbe. Questa partnership ha visto la partecipazione di ENEA, INAIL, ISPRA e ISS. In questo contesto, il Ministero dell'Ambiente, del Territorio e del Mare italiano ha deciso di concedere un cofinanziamento al progetto UN Environment / GEF[1] "*Enhanced Cross-Sectoral Land Management through Land Use Pressure Reduction and Planning*".

Questa iniziativa mira a rafforzare le capacità nazionali e ad aumentare le conoscenze tecniche per quanto riguarda il monitoraggio e il risanamento del suolo ed è fondamentale non solo per la gestione dei siti industriali contaminati locali, ma anche per la conformità complessiva all'acquis dell'UE in materia di ambiente e al processo di adesione della Serbia al Unione Europea.

Il progetto riguarda principalmente la gestione dei siti contaminati e in questo contesto, ISPRA in collaborazione con l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente della Serbia, ha predisposto due piani di caratterizzazione per i siti "Zorka - Obojena Metalurgija (Šabac)" e "Viskoza (Loznica)". Entrambi i piani sono stati sviluppati partendo dalla raccolta e analisi dei dati esistenti eseguita da un team congiunto di esperti avendo come riferimento la legislazione della Repubblica Serba. I piani di caratterizzazione sono stati sviluppati sulla base delle buone pratiche e delle esperienze italiane sui siti contaminati di interesse nazionale (SIN) che hanno caratteristiche comparabili in termini di estensione e complessità alle due aree selezionate di Šabac e Loznica. Al fine di garantire la predisposizione di piani di caratterizzazione coerenti e applicabili nel quadro legislativo serbo, è stato necessario uno scambio e un dialogo costanti tra gli esperti dell'ISPRA e della SEPA che ha interessato sia le attività di sopralluogo sia la redazione dei documenti tecnici. Questo approccio consentirà alla SEPA di preparare e sviluppare autonomamente altri piani di caratterizzazione per aree complesse.

ABSTRACT

In the frame of the project "*Supporting the Western Balkan Region in the Implementation of Multilateral Environmental Agreements through Strengthening of Institutional Framework and Capacity Building*", financed by the Italian Ministry of Environment, Land and Sea and implemented by UN Environment, ISPRA is assisting the Serbian Environment Protection Agency (SEPA) with a number of tasks related the management of contaminated sites. Activities include the preparation of two characterization plans for the industrial sites of Zorka (Šabac) and Viskoza (Loznica) and the organization of a joint training for SEPA staff on selected topics such as characterization plans development, soil and groundwater sampling, risk assessment, remediation technologies and comparative risk assessment. Moreover ISPRA will assist in the frame of comparative risk procedure through the EEA software PRAMS to rank potential contaminated sites in Serbia in accordance with a risk based system.

QUADRO LEGISLATIVO AMBIENTALE DELLA REPUBBLICA SERBA

In materia di protezione del suolo, la normativa vigente nella Repubblica Serba pone un'attenzione specifica agli impatti connessi alla contaminazione. Le norme vigenti riguardano, tra l'altro, l'identificazione dei programmi di monitoraggio, i criteri per la valutazione dello stato del suolo e il contenuto delle anagrafi dei siti contaminati. Tra i principali provvedimenti si menzionano:

- La legge sulla protezione ambientale ("Official Gazette of RS" No. 135/2004, 36/2009, 36/2009 -other law, 72/2009 – other law and 43/2011 – Decision of SC and 14/2016)
- La legge sulla protezione del suolo ("Official Gazette of RS", No. 112/2015)

1 Global Environment Facility

- Il Programma nazionale di protezione ambientale ("Official Gazette of RS", No. 12/2010)
- La strategia nazionale per lo sviluppo sostenibile della Repubblica di Serbia ("Official Gazette of RS", No. 57/2008)
- Il regolamento sul programma per il monitoraggio sistematico della qualità del suolo, gli indicatori per la valutazione del degrado del suolo e la metodologia per la preparazione del programma di bonifica; Il regolamento stabilisce i criteri per la valutazione dello stato dell'ambiente, come "fortemente minacciato" e "minacciato", e quelli per l'identificazione delle priorità di ripristino e bonifica
- Il Progetto di legge sul Regolamento per la definizione del contenuto e la gestione dell'anagrafe dei siti contaminati, nonché del contenuto, delle modalità e delle scadenze per la trasmissione dei dati ambientali.

In sintesi, la protezione e la bonifica del suolo sono regolati dai principi generali stabiliti dalla Legge sulla protezione ambientale (con le ultime modifiche adottate nel 2016) e dai principi della legge sul suolo (emanata nel dicembre 2015).

La legge sulla protezione ambientale impone l'obbligo di bonifica/recupero delle aree degradate e il ritorno allo stato ante-contaminazione da parte del soggetto responsabile dell'inquinamento o del suo successore legale. Tale obbligo deve essere condotto in conformità con i progetti di bonifica/recupero, la cui metodologia di sviluppo è determinata dal Ministro per la protezione ambientale.

Il governo adotta un piano di risanamento nei casi in cui:

1. Il livello inquinamento va oltre le capacità di recupero dell'ambiente;
2. Il soggetto responsabile è sconosciuto e l'inquinamento ambientale sta causando effetti transfrontalieri;
3. Il soggetto responsabile è fuori dalla giurisdizione della Repubblica di Serbia, mentre l'inquinamento ambientale causa effetti sul suo territorio;
4. L'inquinamento rappresenta una minaccia per un'area di particolare importanza per la Repubblica di Serbia;
5. Nei casi di emergenza in cui sono necessarie misure urgenti di intervento.

Nel caso di eventi che possono aver provocato il superamento dei valori limite, l'inquinatore è responsabile della predisposizione e dei costi di attuazione del piano di risanamento. Quando l'individuazione del soggetto responsabile sia determinata in una fase successiva, il soggetto che ha sostenuto i costi per la bonifica potrà rivalersi su questo.

Il Ministero responsabile per la protezione dell'ambiente, in collaborazione con altri ministeri competenti, prepara piani di azione e di bonifica. Questi piani devono contenere i seguenti elementi: stato dell'ambiente, misure da effettuare, valutazione dell'impatto sulla salute umana in caso di ambiente a rischio, tempi, modi, dinamiche e mezzi per l'attuazione. Le provincie autonome o altri organismi locali sviluppano e adottano il programma di protezione ambientale sul proprio territorio, ovvero piani d'azione locali, in conformità con il Programma nazionale previsto dalla legge sull'ambiente. Due o più governi locali possono sviluppare un programma congiunto di protezione ambientale ai fini della gestione dei rifiuti e delle acque reflue.

Nella Repubblica di Serbia non esiste ancora una norma che definisca le procedure per l'individuazione della responsabilità per il danno ambientale causato dall'attività di soggetti per i quali è stato avviato il processo di privatizzazione (o più in generale del cambio di proprietà). Nei procedimenti di privatizzazione, viene condotta una Due Diligence Ambientale che consiste in uno studio preliminare con l'obiettivo di verificare potenziali fenomeni di "inquinamento storico" e l'eventuale non conformità della qualità ambientale riscontrata con le leggi ambientali vigenti. È prevista una divisione formale nella attribuzione degli obblighi in cui lo stato si assume la responsabilità dell'inquinamento storico e il compratore si assume la responsabilità di un'armonizzazione futura con le normative, ma non sono stati sviluppati meccanismi giuridici che stabiliscono l'obbligo di bonifica dell'inquinamento storico.

L'inventario dei siti contaminati è parte integrante del sistema di informazioni sulla protezione ambientale gestito dalla Serbian Environmental Protection Agency (SEPA). Tra i sette indicatori per la valutazione dei rischi derivanti dal degrado del suolo, il grado di vulnerabilità del suolo all'inquinamento chimico è determinato sulla base della norma che definisce i valori soglia nelle acque sotterranee e valori soglia e di bonifica nel suolo. In caso di superamento, è necessario condurre ulteriori ricerche per determinare il livello di inquinamento e successivamente procedere allo sviluppo di programmi di bonifica. Quando la concentrazione media di una sostanza pericolosa supera il valore soglia per l'acqua sotterranea in un volume di acqua sotterranea superiore a 100 m^3 o supera i valori di bonifica in un volume di suolo superiore a 25 m^3, devono essere implementati programmi e progetti di bonifica.

Ai fini della valutazione della qualità del suolo, le concentrazioni "obiettivo" o "di intervento" definite per un "suolo standard di un sito generico" sono convertiti in concentrazioni "sito specifiche" sulla base del contenuto di sostanza organica[2] e di argilla[3] misurate nel campione prelevato nel sito oggetto di indagine. I valori convertiti sono quindi essere confrontati con le concentrazioni misurate nel sito.

Per la conversione delle concentrazioni di metalli nei suoli viene utilizzata la seguente formula di correzione:

$$(SW,IW)_b = (SW,IW)_{sb} \cdot \frac{[A + (B \cdot \%\,\text{argilla}) + (C \cdot \%\,sostanza\ organica)]}{[A + (B \cdot 25\%) + (C \cdot 10\%)]}$$

dove:

$(SW,IW)_b$ = Valore obiettivo o valore di intervento per il suolo sito specifico (che deve essere valutato)

$(SW,IW)_{sb}$ = Valore obiettivo o valore di intervento per il suolo sito generico (suolo standard)

% argilla = percentuale di argilla (granulometria <2 μm) per il suolo sito specifico (che deve essere valutato)

% sostanza organica = percentuale misurata di sostanza organica per il suolo sito specifico (che deve essere valutato).

A, B, C = costanti per metalli pesanti

Tabella 1. Costanti per il calcolo delle concentrazioni obiettivo di bonifica nei metalli pesanti

Sostanza	A	B	C
Arsenico	15	0.4	0.4
Bario	30	5	0
Berillio	8	0.9	0
Cadmio	0.4	0.007	0.021
Cromo	50	2	0
Cobalto	2	0.28	0
Rame	15	0.6	0.6
Mercurio	0.2	0.0034	0.0017
Piombo	50	1	1
Nickel	10	1	0
Stagno	4	0.6	0
Vanadio	12	1.2	0
Zinco	50	3	1.5

2 Misurato in base al peso percentuale perso per volatilizzazione, sul peso totale secco del suolo.

3 La percentuale in peso del materiale secco totale comprendente particelle minerali con un diametro inferiore a 2 μm.

METODOLOGIA

Il primo passo della metodologia utilizzata per l'implementazione dei piani di caratterizzazione è consistito nella acquisizione e analisi dei dati esistenti tra i quali i risultati delle indagini svolte in passato nei due siti. Gli esiti delle analisi documentali sono stati verificati mediante sopralluoghi in sito utili anche per acquisire le informazioni mancanti necessarie per affinare il modello concettuale preliminare.

Il passo successivo è consistito nella preparazione di un piano di indagine contenente le informazioni sulle metodologie di prelievo di campioni di suolo, di acque sotterranee, delle acque superficiali e dei sedimenti. I Piani contengono inoltre il programma delle indagini finalizzate all'accertamento della eventuale presenza delle sorgenti primarie di contaminazione quali, ad esempio, rifiuti, materiali contenenti amianto (MCA), serbatoi contenenti sostanze pericolose ecc.. Le specifiche tecniche e le procedure da adottare sono state presentate in un allegato del Piano di caratterizzazione, con mappe di facile comprensione ed utilizzo in campo.

I principali risultati delle ispezioni in sito sono presentati di seguito.

Sito "Viskoza" si trova nella periferia della città di Loznica, vicino a un insediamento di circa 5.000 abitanti a una distanza compresa tra 300 m e 1 km dal fiume Drina. Fino al 2010, anno in cui sono cessate le attività a seguito del fallimento dell'azienda, nello stabilimento venivano prodotti principalmente viscosa e cellophane. All'interno del sito sono presenti numerosi serbatoi, sia interrati che fuori terra, in pessimo stato di conservazione, nei quali sono tuttora immagazzinate ingenti quantità delle sostanze utilizzate nel processo industriale. A causa della mancanza di manutenzione si sono verificati nel tempo frequenti sversamenti di inquinanti dagli impianti e dai serbatoi. L'analisi dei documenti acquisiti non ha permesso di individuare molte delle aree di stoccaggio dei rifiuti e delle materie prime. Nel corso del sopralluogo ci si è avvalsi della collaborazione del personale un tempo dipendente dell'Azienda che ha fornito utili indicazioni sul processo e sulla configurazione dello stabilimento quando ancora era in produzione.

Le sostanze pericolose identificate comprendono:

- Disolfuro di carbonio, CS_2 (circa 60 ton conservati nei serbatoi);
- Black Liquor (circa 600 m^3 conservati in serbatoi cilindrici). Le principali sostanze contenute sono NaOH, Na_2S e lignina. Nell'ottobre 2013, circa 400 m^3 di black liquor sono fuoriusciti da uno dei serbatoi;
- Furfurale ($C_5H_4O_2$). Circa 200 t di furfurale sono tuttora presenti in due serbatoi;
- Rifiuti da olio combustibile. Circa 20 t risultano immagazzinati in due serbatoi provvisti di bacino di contenimento in calcestruzzo.



Figura 1. Serbatoi di Black Liquor nello stabilimento di Viskoza - Loznica [Picture by Marco Falconi]

Nel corso di una precedente indagine, effettuata nel 2014, erano stati prelevati campioni di suolo sottoposti ad analisi presso i laboratori del Public Health Institute di Belgrado, Le analisi avevano evidenziato concentrazioni di metalli pesanti (Pb, Zn, Cu, Ni, Hg e As), pH, solfuri e solfati eccedenti i valori limite.

In occasione del sopralluogo è stata effettuata un'analisi di screening del suolo utilizzando un analizzatore XRF portatile che ha mostrato valori elevati di Ni, Co, Cr, Mo, Ba, Mo, V e Th.

Sito "Zorka - Obojena Metalurgija" si trova all'interno della zona industriale di Zorka "Istok" nella città di Šabac. In prossimità dello stabilimento, a circa un chilometro di distanza, sono presenti



Figura 2. Sali precipitati di PbAg in un bacino di contenimento danneggiato nello stabilimento di Zorka - Obojena Metalurgija a Šabac [Picture by Marco Falconi]

recettori sensibili quali scuole, strutture sanitarie e un'area residenziale con circa 10.000 abitanti. La produzione è terminata a seguito del fallimento, ma sia all'interno che all'esterno degli impianti si trovano ancora significative quantità di materie prime, intermedi, prodotti finiti e residui di produzione. La zona è nella piana alluvionale dell'adiacente fiume Sava, con una falda il cui livello piezometrico si trova a circa un metro di profondità dal piano campagna.

La diffusione della potenziale contaminazione attraverso le acque sotterranee fino al Fiume Sava rappresenta uno dei principali elementi di rischio vista la breve distanza del fiume e l'utilizzo delle risorse ittiche.

Le principali sostanze pericolose identificate nel sito includono:

- jarosite, $KFe^{3+}_3(SO_4)_2(OH)_6$. Sono stimate circa 330.000 tonnellate allocate in un'area interna allo stabilimento adibita a discarica;
- Solfato di zinco ($ZnSO_4$). Circa 4 tonnellate ancora presenti negli impianti della ex fabbrica;
- Residui di pyralene, significanti quantitativi presenti depositati negli impianti;
- Precipitato di Pb/Ag.

Nel 2014, il Public Health Institute di Belgrado ha eseguito alcune analisi di laboratorio su campioni di terreno prelevati all'interno del sito industriale. I risultati evidenziano concentrazioni di Pb, Cd, Zn, Cu e Ni superiori ai valori di screening previsti dalla norma serba. L'analisi di screening del suolo eseguita nel 2016 utilizzando un XRF portatile ha mostrato valori elevati di metalli pesanti come Pb, Cu, Zn, Cd, Mo, As, Sb, Ag, Ba, Se, Th e V.

SUOLO - MODALITÀ DI PRELIEVO DEI CAMPIONI E PROTOCOLLO ANALITICO

I Piani di caratterizzazione prevedono il prelievo di tre aliquote per ogni campione:
è previsto che le aliquote destinate alle attività di validazione e al contraddittorio siano sigillate e adeguatamente conservate in luogo proposto dal responsabile di cantiere, concordato con l'autorità di controllo, in modo da evitarne la manomissione e la degradazione da parte degli agenti fisici ed atmosferici.

Nella formazione del campione da inviare alle analisi occorre tenere presente alcuni accorgimenti:

- identificare e scartare materiali estranei che possono alterare i risultati finali (pezzi di vetro, ciottoli, rami, foglie, ecc.), indicandoli opportunamente nel rapporto di campionamento;
- omogeneizzare il campione per avere una distribuzione uniforme dei contaminanti (tale azione va evitata per le analisi dei composti organici volatili,);
- suddividere il campione in più parti omogenee, adottando la quartatura;
- il contenitore in cui riporre il campione deve essere adeguato alle caratteristiche dell'inquinante e deve essere conservato in luogo idoneo a preservarne inalterate le caratteristiche chimico–fisiche;
- il riempimento del contenitore dovrà essere adeguato alle caratteristiche dell'inquinante, onde evitare fenomeni di alterazione del campione stesso, quali volatilizzazioni o aderenze alle pareti del contenitore stesso; i contenitori devono essere sigillati (possibilmente in campo mediante l'utilizzo di dispositivi che garantiscano la massima sicurezza contro eventuali tentativi di manomissione), etichettati e inoltrati subito al laboratorio di analisi, insieme con le note di prelevamento. Nel caso siano da determinare inquinanti facilmente degradabili o volatili e la consegna dei campioni ai laboratori d'analisi non possa avvenire in tempi brevi, si dovrà procedere alla conservazione dei campioni stessi in ambiente refrigerato (4 °C);
- le operazioni di formazione del campione devono essere effettuate con strumenti decontaminati dopo ogni operazione e con modalità adeguate ad evitare la variazione delle caratteristiche e la contaminazione del materiale.

Per la formazione dei campioni destinati alla determinazione delle sostanze volatili si procederà, immediatamente dopo la deposizione del materiale nella cassetta catalogatrice, alla decorticazione della superficie della porzione prescelta, asportando quindi il campione dal cuore della carota con l'ausilio di un microcarotiere di acciaio inox.

Il campione sarà poi confezionato secondo la seguente procedura: per ciascun campione si preparano in laboratorio sei "vials" di vetro da 22 ml, in ognuna delle quali sono aggiunti 10 ml di modificante di matrice (es. 5 cc di NaCl al 10%). I sei vials sono destinati tre al soggetto obbligato e tre all'ente individuato per le attività di validazione.

Ciascuna vial è pesata, unitamente al tappo ed alla ghiera corrispondenti; tale peso costituirà il peso tara, sarà chiusa temporaneamente con un tappo ed una ghiera provvisori, e posta in una busta recante in etichetta il peso tara.

In sito le vials saranno riempite con il campione di terreno prelevato dal cuore della carota (3-5 g di terreno), come sopra descritto, e quindi immediatamente chiuse con i rispettivi tappo e ghiera definitivi prepesati.

Si dovrà prestare attenzione a scartare in campo i corpi estranei alla matrice suolo e la frazione di scheletro > 2 cm.

Su un'aliquota a parte dello stesso campione dovrà essere determinato il contenuto d'acqua, al fine di poter riferire la concentrazione dell'inquinante alla sostanza secca.

Per analisi di laboratorio su composti non volatili, le carote prelevate e disposte nel recipiente (cassetta catalogatrice) sono le unità che sono utilizzate per la formazione dei campioni. Qualora nell'intervallo delle battute, al momento dell'estrazione del materiale o all'atto della perforazione, si rilevino evidenze di spessore non inferiore a 30 cm che richiedono analisi specifiche quali particolarità litologiche, strati di rifiuti o episodi d'inquinamento, il campione sarà prelevato in tale orizzonte. La formazione del campione deve avvenire su telo impermeabile (es. polietilene), in condizioni adeguate ad evitare la variazione delle caratteristiche e la contaminazione del materiale. Il materiale che entra nella formazione del campione (porzione, una o più carote) deve essere omogeneizzato sul telo e prelevato sulla base delle tecniche di quartatura per ottenere un campione rappresentativo dell'intero strato individuato. Le operazioni di formazione del campione devono essere effettuate con strumenti decontaminati dopo ogni operazione.

I campioni sono conservati in vasetti di vetro da 1 litro opportunamente decontaminati per la rimozione dei composti organici e inorganici, sigillati individualmente e contrassegnati esternamente con un codice identificativo del punto di prelievo, l'intervallo di profondità, data e ora del sondaggio, ora del confezionamento e firma dell'addetto. Dopo la formazione del campione lo stesso va immediatamente trasferito in un contenitore mantenuto a 4 °C e inviato, entro 24 h, al laboratorio. Per garantire la completa essiccazione, il campione deve essere essiccato in stufa ventilata alla temperatura massima di 40 °C.

Il campione deve essere setacciato al fine di ottenere la frazione passante al vaglio dei 2 mm, pulendo adeguata-

mente tutti gli strumenti impiegati nelle varie operazioni.

Saranno prelevati anche campioni indisturbati con prove atte alla determinazione dei principali parametri geotecnici: caratteristiche fisiche generali, curva granulometrica, prove di permeabilità. I campioni dovranno essere conservati in ambiente idoneo in attesa che venga eseguita la prova.

Per quanto riguarda i campioni superficiali (top soil). Il campione sarà raccolto nei primi 0-10 cm di profondità utilizzando una spatola di acciaio inossidabile e guanti monouso. Prima di procedere al prelievo si provvederà a rimuovere dalla superficie della stazione di campionamento lo strato vegetale superficiale, nonché eventuali detriti, ciottoli o ghiaia.

Le seconde e terze aliquote dei campioni di top soil dovranno essere ripartite ciascuna in ulteriori due barattoli da 250 ml. I barattoli destinati ai campioni per l'eventuale analisi di diossine e furani dovranno essere in vetro ambrato o in ogni caso protetti dalla luce. Tutta l'attrezzatura utilizzata per il campionamento dovrà essere pulita e decontaminata.

Per il sito di Sabac è previsto il seguente set analitico:

- Metalli: cadmio, cromo tot, cromo VI, rame, nichel, piombo, zinco, mercurio, arsenico, bario, cobalto, molibdeno, antimonio, berillio, selenio, tellurio, tallio, stagno, vanadio, argento
- Composti inorganici: cianuri, Tiocianato (totale), Bromuri, Fluoruri
- Idrocarburi aromatici (benzene, etilbenzene, toluene, xilene, stirene, fenolo), cresolo, catecolo, resorcinolo (m-diidrossibenzene), idrochinone (p-idrossibenzene), dodecilbenzene, solventi aromatici
- Idrocarburi policiclici aromatici (IPA totali)
- Idrocarburi clorurati: Cloruro di vinile, diclorometano, 1,1-dicloroetano, 1,2-dicloroetano, 1,1 dicloroetilene, 1,2-dicloroetene (cis-trans), dicloropropano, triclorometano, 1,1,1-tricloroetano, 1,1,2-tricloroetano, tricloroetilene, tetraclorometano, tetracloroetilene (PCE), clorobenzene, clorofenoli, cloronaftalene, monocloroanilina, PCB totali
- Pesticidi: DDT / DDD / DDE, Drins, Aldrin, Dieldrin, Endrin, composti HCH, α-HCH, β-HCH, γ-HCH, Atrazina, Carbaryl, Carbofurano, Clordano, Endosulfano, Eptacloro, Eptaclor epossido, Maneb, MCPA (acido 2-metil-4-clorofenossiacetico), Composti organostannici (totale), Azinfos metile
- Altre sostanze: Olio minerale come TPH, cicloesanone, ftalato (totale), piridina, tetraidrofurano, tetraidrotiofene, bromoformio, acrilonitrile, butanolo, butilacetato, etilacetato, dietilenglicole, glicole etilenico, formaldeide, alcol isopropilico, metanolo, metiletilchetone (MEK), diossina

Per il sito di Loznica è previsto il seguente set analitico:

- Metalli: cadmio, cromo tot, cromo VI, rame, nichel, piombo, zinco, mercurio, arsenico, bario, cobalto, molibdeno, antimonio, berillio, selenio, tellurio, tallio, stagno, vanadio, argento
- Idrocarburi aromatici (benzene, etilbenzene, toluene, xilene, stirene, fenolo)
- Idrocarburi policiclici aromatici (IPA totali)
- Idrocarburi clorurati: Cloruro di vinile, diclorometano, 1,2-dicloroetano, 1,1 dicloroetilene, triclorometano, tricloroetilene, tetracloroetilene (PCE), PCB totali, diossine
- Altre sostanze: Olio minerale come TPH, Furfural, Disolfuro di carbonio.

ACQUE SOTTERRANEE MODALITÀ DI PRELIEVO DEI CAMPIONI E PROTOCOLLO ANALITICO

Prima di procedere al campionamento dovranno essere effettuate le seguenti operazioni:

- se possibile, saranno identificati i pozzi/piezometri secondo un ordine di presunta contaminazione e si procederà al campionamento partendo dal meno contaminato;
- sarà verificata l'integrità e la corretta identificazione del pozzo/piezometro;
- sarà misurato il livello statico della falda tramite freatimetro (secondo procedure standardizzate, citando lo standard utilizzato nel giornale di campo);
- sarà misurata la profondità del pozzo;
- sarà rilevata l'eventuale presenza di sostanze non miscibili con l'acqua e i relativi spessori;
- sarà definita la quantità di acqua da prelevare in funzione del numero e della tipologia delle determinazioni analitiche da eseguire;
- sarà verificata la funzionalità e la pulizia di tutte le apparecchiature utilizzate per il campionamento.

Prima del campionamento delle acque sotterranee si procederà allo spurgo dell'acqua presente nel piezometro. Nelle operazioni di spurgo saranno rispettate le seguenti raccomandazioni:

- per lo spurgo è possibile utilizzare bailers, pompe peristaltiche, aria o gas inerte compresso, pompe sommerse;
- nel caso di utilizzo di pompa sommersa, posizionata ad una profondità intermedia tra il livello della falda ed il fondo del pozzo di monitoraggio, la portata di spurgo deve essere inferiore a quella utilizzata per lo sviluppo del pozzo di monitoraggio al fine di evitare, da un lato, il trascinamento di materiale fine con rischio di intorbidimento dell'acqua, dall'altro, l'abbassamento eccessivo del livello di falda con possibile volatilizzazione dei gas disciolti, nonché di taluni composti organici;
- continuare nelle operazioni di spurgo fino al conseguimento di una almeno delle seguenti condizioni:
  - ✓ eliminazione di almeno 3-5 volumi di acqua contenuta nel pozzo (calcolare preventivamente il volume di acqua contenuta nel pozzo di monitoraggio);
  - ✓ venuta d'acqua chiarificata e stabilizzazione dei valori relativi a pH, temperatura, conducibilità elettrica, ossigeno disciolto misurati in continuo durante lo spurgo (±10%);
  - ✓ sia trascorso il tempo di emungimento determinato preventivamente in funzione delle caratteristiche idrauliche dell'acquifero.

Nel caso di pozzi poco produttivi saranno utilizzate portate inferiori allo scopo di evitare il prosciugamento del pozzo e riportate nel giornale di campo le procedure utilizzate per il campionamento.

Nelle procedure di campionamento saranno rispettate le seguenti raccomandazioni:

- nel caso si accerti la presenza di una fase separata, si procederà al suo campionamento;
- il campionamento dell'acqua di falda sarà condotto attraverso l'utilizzo di strumentazione che eviti il trascinamento dell'inquinante in profondità;
- il campionamento statico può essere utilizzato per campionare sostanze a densità diversa dall'acqua: nel caso si intenda determinare sostanze o liquidi a densità minore, sarà eseguito il prelievo all'interfaccia acqua/aria e nelle porzioni superficiali dell'acquifero;
- per sostanze o liquidi a densità maggiore sarà eseguito il prelievo con strumentazione adatta a prelevare solo acqua sotterranea corrispondente allo strato inferiore in contatto con il letto dell'acquifero; si procederà al campionamento statico

quando la presenza di contaminanti o le condizioni del pozzo/piezometro non rendano praticabile il campionamento dinamico;
- il campionamento statico sarà eseguito mediante campionatori manuali (bailer) monouso e corde di manovra pulite e monouso;
- a seconda della presenza di liquidi con densità maggiore o minore dell'acqua saranno utilizzati rispettivamente campionatori di profondità o di superficie;
- in tutte le altre occasioni si farà ricorso a campionatori per il prelievo a profondità definite e dovrà essere registrata la profondità di campionamento;
- nel caso di utilizzo di bailers (campionamento statico) saranno evitati fenomeni di turbolenza e di aerazione sia durante la discesa del campionatore, sia durante il travaso del campione d'acqua nel contenitore specifico;
- nel caso di utilizzo di pompe (campionamento dinamico) il prelievo avverrà con portate ridotte, mai superiori a 1 litro/minuto, al fine di ridurre i fenomeni di modificazione chimico-fisica delle acque sotterranee, quali trascinamento dei colloidi presenti nell'acquifero o reazioni di ossidoriduzione;
- in alternativa ai metodi precedenti, al fine di garantire la maggiore rappresentatività del campione, sarà utilizzata la procedura "Low Flow Purging" (campionamento a bassa portata - EPA/ 540/S-95/504, Aprile 1996).

Nell'identificazione e conservazione dei campioni saranno rispettate le seguenti raccomandazioni:

Sul filtrato in campo su membrana da 0,45 m
- 2 barattoli monouso in PP o PET da100 ml, di cui uno acidificato a pH<2 con acido nitrico
- 1 barattolo di vetro da 100 ml con HCl conc. (5 ml/l)

Sul non filtrato
- 2 litri in vetro acidificato per gli idrocarburi
- 1 litro in vetro scuro per pesticidi
- 2 litri in vetro scuro per IPA e PCB (eventualmente diossine e furani)
- 1 litro in PET o vetro per le analisi relative ai parametri chimico-fisici
- 2 vials da 40 ml.

Il trasporto dei campioni al laboratorio d'analisi avverrà nella giornata, prevedendo di:
- procedere all'etichettatura del campione raccolto nell'idoneo contenitore riportando il pozzo di monitoraggio, data e ora del prelievo;
- stabilizzare il campione per le analisi;
- conservare il campione al buio alla temperatura di 4 °C, durante il trasporto e in attesa dello svolgimento delle analisi.

Il set analitico delle acque sotterranee prevede gli stessi analiti del suolo

CONCLUSIONI

L'analisi dei dati esistenti, integrata dalle osservazioni acquisite nel corso dei sopralluoghi, ha portato alla definizione dei piani di indagine finalizzati alla ricostruzione del modello concettuale dei due siti. Il numero di punti di indagine individuato nei piani di caratterizzazione, è stato stabilito in base dell'estensione del sito e alla ubicazione dei centri di potenziale pericolo. Per il sito di Loznica, il piano prevede l'esecuzione di 66 sondaggi di cui 25 attrezzati a piezometro; per il sito di Šabac, il piano prevede l'esecuzione di 18 sondaggi di cui 6 attrezzati a piezometro. Nelle seguenti figure 3 e 4 sono rappresentate le immagini dei due siti con la localizzazione dei punti.

Gli elaborati prodotti sono stati trasmessi a SEPA e all'UNEP con l'obiettivo di costituire un modello da utilizzare per l'elaborazione dei futuri Piani di caratterizzazione dei siti inquinati nella Repubblica Serba.

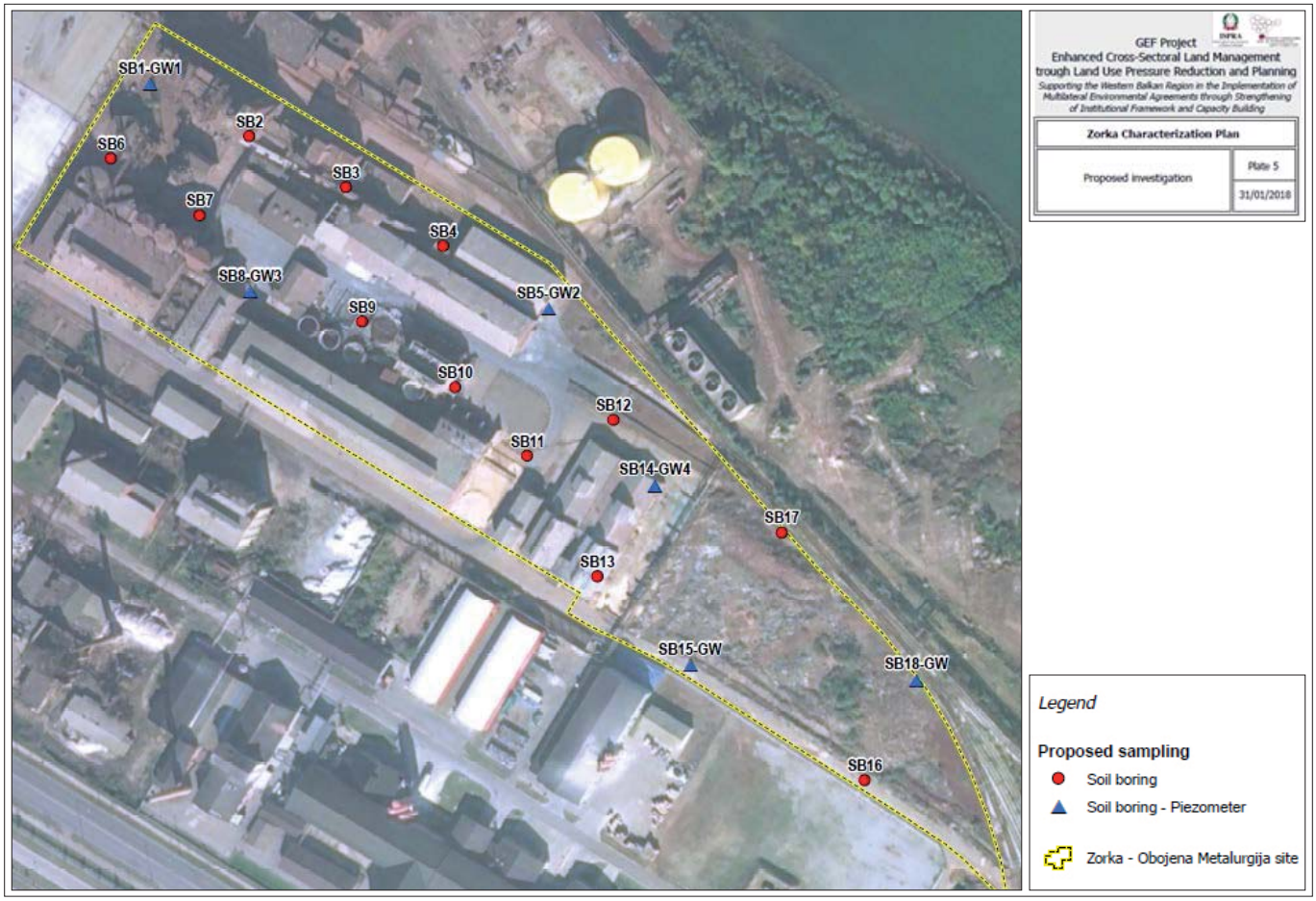


Figura 3. Piano di caratterizzazione di Zorka-Obojena Metalurgija a Šabac

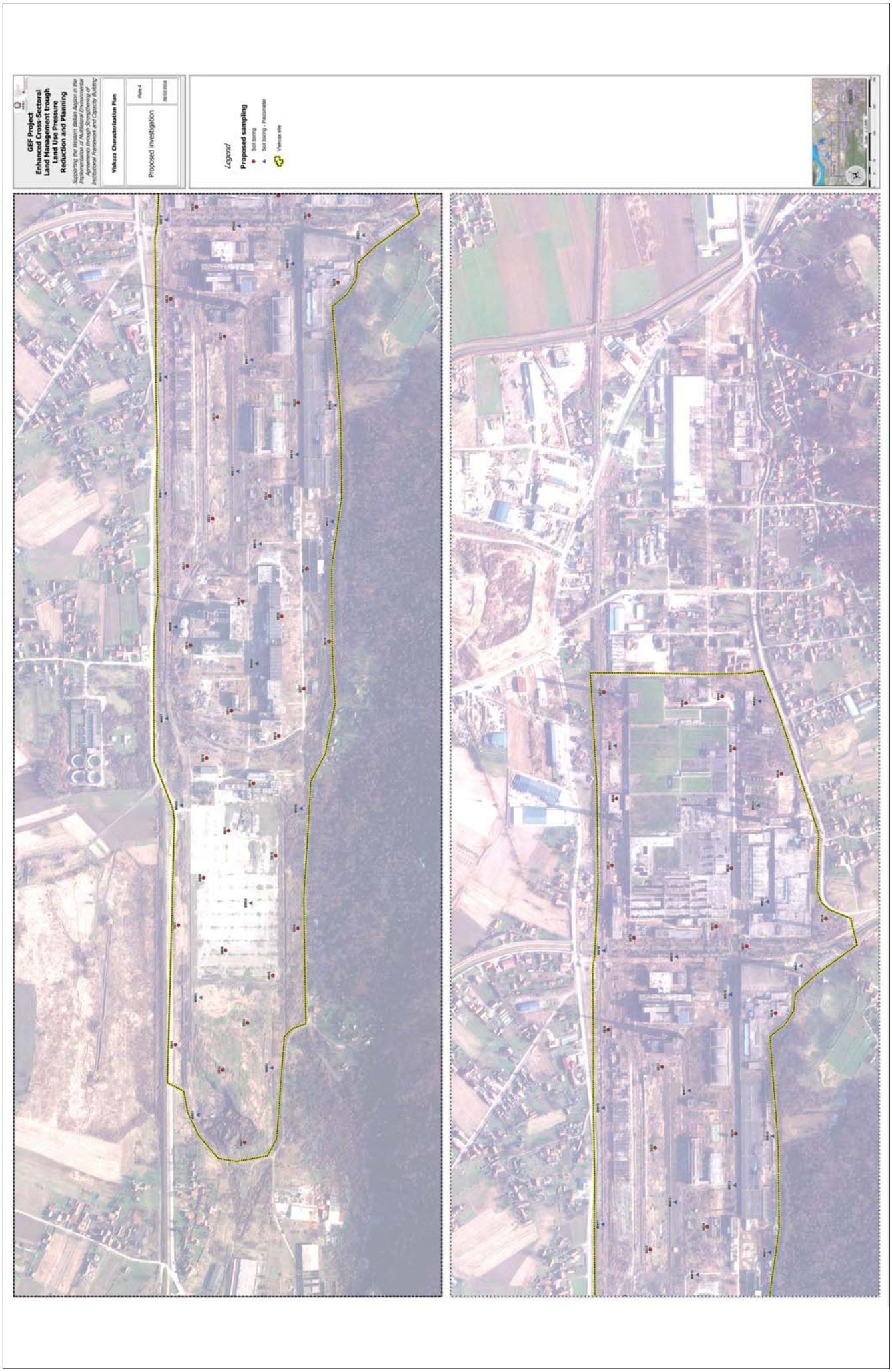


Figura 4. Piano di caratterizzazione di Viskoza a Loznica

Uncertainty analysis assessment of the salinity concentration at abstraction wells

Giovanni Firmani*
Roy Hill Iron Ore
E-mail: giovanni.firmani@royhill.com.au

Alexander Renz
DHI
E-mail: are@dhigroup.com

*Corresponding author

Uncertainty analysis assessment of the salinity concentration at abstraction wells

Parole chiave: Analisi dell'incertezza, salinita', modello del trasporto, modello numerico, advezione
Key words: Uncertainty analysis, salinity, advection, transport model, numerical modelling, dewatering

SOMMARIO

L'espansione delle attività minerarie nella regione del Pilbara nello stato dell'Australia Occidentale ha determinato la necessità di sviluppare aggressive strategie di emungimento delle falde acquifere per rendere accessibili le risorse minerarie al di sotto della tavola d'acqua, soddisfare la domanda idrica per la lavorazione del minerale e la costruzione delle miniere stesse, e la gestione delle eccedenze d'acqua. In tutti questi casi la conoscenza e la previsione della qualità dell'acqua emunta sono di fondamentale importanza per la pianificazione dei costi.

Benché le acque sotterranee nel Pilbara sono generalmente dolci e di buona qualità, in alcune circostanze queste potrebbero essere influenzate localmente da fenomeni di evapo-concentrazione naturali in bacini idrici superficiali terminali, combinati con deflussi di acqua di falda di modesta entità che determinano un aumento della salinità nelle falde acquifere.

Una elevata concentrazione salina in acque di falda è generalmente la più importante limitazione per l'utilizzo di tali risorse per la lavorazione mineraria e la gestione delle eccedenze con la reiniezione in falda. Inoltre le operazioni di svuotamento delle falde in zone minerarie per rendere accessibili le risorse più profonde, costituisce una minaccia alla mobilitazione di elevate concentrazioni saline verso i pozzi in pompaggio, causando notevoli problemi di gestione delle infrastrutture idrauliche, nel riutilizzo della risorsa idrica e nell'ambiente.

Per tutti questi motivi la previsione della qualità dell'acqua nei pozzi in emungimento è una informazione chiave nel settore minerario per scopi di pianificazione e ambientale. Ad esempio, un impianto di trattamento delle acque potrebbe essere richiesto prima di reiniettare i volumi estratti dalla falda negli impianti di lavorazione del minerale o la re-immissione in falda.

Il problema è stato normalmente affrontato con la costruzione di complessi modelli numerici di trasporto. Date le impostazioni regionali e l'estensione delle falde acquifere nelle aree minerarie, le dimensioni di questi modelli sono generalmente nell'ordine di decine di chilometri e costituiti da decine di migliaia di elementi. Inoltre la mancanza di una adeguata conoscenza delle condizioni iniziali di qualità dell'acqua rende il problema ancora più complicato.

In questo caso, i modellisti delle acque sotterranee sono costretti a impiegare metodi statistici per tener conto di tutte le incertezze. Questi metodi, tuttavia, si basano su centinaia di simulazioni e, nella maggioranza dei casi, è impraticabile eseguire tali analisi a causa delle dimensioni e della complessità dei modelli impiegati per le simulazioni e i loro tempi di esecuzione.

In questo lavoro abbiamo elaborato un approccio semplificato per la simulazione predittiva delle concetrazioni saline emunte da un campo pozzi con un modello del trasporto puramente advettivo.

Tale metodo consiste nella simulazione del modello del flusso e il conseguente calcolo dei tempi di arrivo ai pozzi di emungimento per ciascuna posizione nel dominio d'interesse. Considerando che la distribuzione dei tempi di arrivo al pozzo è costante se il campo del flusso è stazionario, un una unica simulazione in "steady-state" del modello del flusso è sufficiente per ottenere l'univoca relazione spaziale tra tempi di arrivo e ciascuna posizione del dominio. Il calcolo della concentrazione in arrivo al pozzo è eseguita sulla base delle concentrazioni iniziali tramite un calcolo integrazione sulla base del campo dei tempi di arrivo/posizione.

Tale metodo è stato applicato, a scopo esemplificativo, ad un modello 2D verticale con un solo pozzo in emungimento dimostrando che i risultati ottenuti combaciano con quelli di un modello del trasporto con dispersione nulla. Anche se questo potrebbe essere una limitazione, tuttavia, per problemi in cui il flusso advettivo è dominante rispetto a quello dispersivo, l'approssimazione adottata risulta valida.

Con il presente lavoro abbiamo anche dimostrato che con un approccio così semplificato, un'analisi completa dell'incertezza può essere eseguita senza problemi, anche utilizzando modelli numerici molto complessi. Il metodo permette di adottare sofisticate analisi dell'incertezza e suggerire future campagne di investigazione con la finalità di ridurre l'incertezza.

Nel presente lavoro abbiamo artificiosamente creato un dominio costituito da una distribuzione di concentrazione salina iniziale ottenuta in maniera causale che abbiamo usato come "dominio reale". Il primo obiettivo era quello di quantificare l'intervallo di confidenza della concentrazione di arrivo al pozzo variando il numero di osservazioni della concentrazione iniziale. Tale applicazione ha dimostrato in maniera matematicamente rigorosa come all'aumentare delle osservazioni, la confidenza sul calcolo migliora. La seconda applicazione invece ha avuto come obiettivo la localizzazione delle zone in cui investigare in futuro in maniera tale da ridurre l'incertezza in maniera più efficace e quindi migliora-

re la confidenza sui risultati predittivi. L'esercizio si è basato sulla risposta alla semplice domanda: "avendo a disposizione una somma di denaro da investire per un punto di osservazione addizionale, quale sarebbe la posizione più conveniente per la sua installazione?" A tale domanda abbiamo risposto in termini geostatistici fornendo una "heat-map" della riduzione dell'incertezza per ogni posizione del dominio.

ABSTRACT

Soil and dryland salinity are environmental problems in Australia which affect groundwater quality, impacting drinking water, agriculture and mining operations. Groundwater abstraction for water supply and mine dewatering can contribute to saline intrusion and salinity propagation with long term impacts to water supply and disposal. Numerical models simulate groundwater abstraction effects to forecast and minimise impacts on environment and water quality. The usually high sensitivity of the model towards the initial distribution of salinity, in combination with a shortage of observations of the same, often limit the confidence of groundwater quality simulations. Feasibility studies of mining green fields are especially impacted. Statistical analysis methods that can mitigate these limitations are available, however the often long simulation run times of traditional advective-dispersive transport models often pose a practical limit. This paper proposes a forecast method for water quality breakthrough curves for well-fields based on groundwater travel times. Compared to conventional forecasting methods using advective-dispersive transport, breakthrough curves can be calculated with a steady-state model, reducing the computation time by up to two orders of magnitudes. The approach neglects dispersion effects and thus removes numerical stability limitations resulting from the Peclet criterion. A sensitivity analyis that utilizes this substantial reduction of numerical effort evaluates the uncertainty of breakthrough curves at the simulated abstraction point. A large number of initial saline distributions are generated using a geostatistics toolbox. The study concludes with a data worth analysis to find optimal locations for additional monitoring sites to reduce the uncertainty of the prediction.

1. INTRODUCTION

The expansion of mining in the Pilbara region of Western Australia has resulted in the need to develop water strategies to make groundwater resources accessible, manage surplus water and deal with demands for construction and ore processing. In any of these instances the knowledge and prediction of the water quality is of paramount importance for planning. Although the groundwater in the Pilbara region of Western Australia is generally fresh [Dogramaci *et al.*, 2013], this might be locally influenced by the presence of natural evapo-concentrated (termi- nal) basins combined with very small groundwater outflows that would determine an increase of salinity in the aquifers [Skrzypek *et al.*, 2013], [Skrzypek *et al.*, 2016].

Water salinity is generally the most important water quality limitation for mining processing plants and surplus management such as Managed Recharge Aquifer [Dillon *et al.*, 2009] strategies. Dewatering operations in the vicinity of saline environments might also trigger the mobilisation of salinity toward the abstraction infrastructure and cause issues in the management of the pumped water. For these reasons the prediction of the water quality at the abstraction wells is a key infor- mation in the mining industry for planning purposes. For instance, a water treatment plant might be required before recirculating the dewatering volumes to the processing plant or discharging it to the environment.

The problem has been normally addressed with the construction of complex advective - dispersive transport numerical models [Luo *et al.*, 2014]. Given the regional settings and the extent of the aquifers in the mining areas, the size of these models are generally in the order of tens of kilometres and made of tens of thousands of elements [Luo *et al.*, 2014]. In addition the lack of knowledge of the initial water quality conditions makes the problem even more complicated. In this case, the groundwater modellers are forced to employ statistical methods to evaluate the uncertainties [Barnett *et al.*, 2012]. These methods however require hundreds of model runs, making it impractical to perform such analyses in the majority of cases due to the size and the complexity of the models employed for the groundwater simulations and their run times.

In this work we present a simplified approach to forecast the water quality of a well field. By simulating an advective water quality transport model, ignoring dispersion, the breakthrough curves can be calculated based on a steady-state model. This is possible by calculating the ground- water travel times based on a reverse transport simulation and comparing the field of expected exit times with the initial salinity distribution.

We also demonstrated that this substantial gain of efficiency allows a thorough uncertainty analysis even of a complex model.

2. METHODOLOGY

The salinity forecast was simulated in this work by mean of the groundwater age simulator available in the groundwater modelling software FEFLOW [Diersch 2014]. (The simulation of groundwater age is possible since FEFLOW version 6.2). The feature computes groundwater travel and retention times based on a transport model with reversed flow direction. The concept of the presented calculation method works as follows:

- A steady-state Groundwater Age simulation computes the groundwater travel times towards the well field.
- The user assigns the initial salt concentration to the model on the basis of the field measure- ments (this step does not interact with the solution process).
- Map the salinity concentrations on same arrival time to create the breakthrough curve via a post processing script. A script reads the initial concentration and the time to reach the well field for each element of the model and averages the concentrations relating to same arrival times. Plotting arrival times against average concentrations creates the breakthrough curve.

The method uses the calculated travel times to transform the simulation time for each location in the model into the arrival time at the well field. The method can be interpreted as a transformation from an Eulerian coordinate system (with spatial coordinates x, y) to a Lagrangian coordinate system (with travel time to abstraction point τ as the only coordinate), where the Groundwater Age field computed by FEFLOW provides the transformation function $\tau = f(x, y)$.

Considering that the distribution of travel times is constant if the flow field is stationary, a single steady-state run is sufficient to obtain a unique relationship between spatial location and expected arrival time at the well field. An example for a mono-dimensional case is provided in Figure 1. The method provides an immense speed-up of transport modelling process.

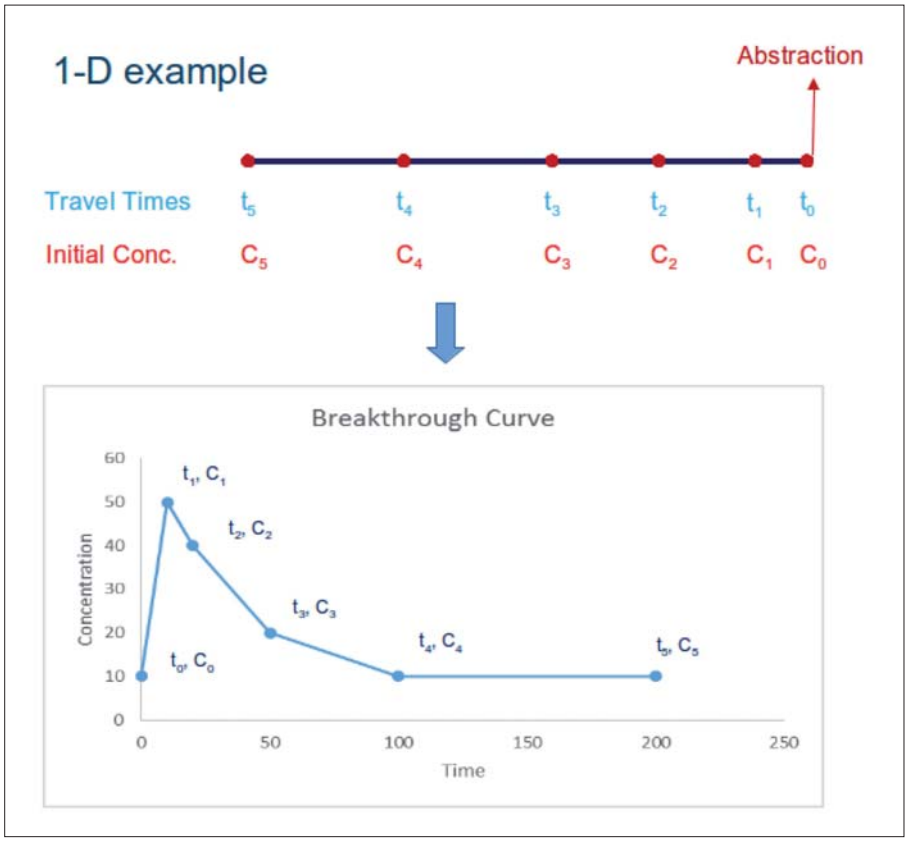


Figure 1. Dimensional application of the Groundwater Age approach

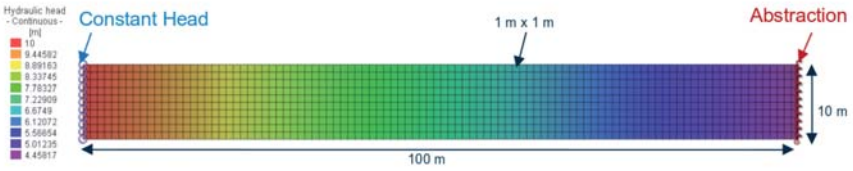


Figure 2. Flow boundary conditions and head distribution

3. MODEL SET-UP

We used a 2D vertical cross sectional to perform a proof-of-concept of the method. The cross section is 100m long and 10m deep. The domain ist discretized by 1x1m squared finite-elements. For the flow component of the model, the cross section has an abstraction on the right and fixed head (inflow) on the left to simulate the ingress of groundwater (Figure 2).

The transport model was set-up with a constant concentration of 100 g/l on the left hand side.

In regards to the initial distribution of our solute we analysed two different scenarios:

- the first scenario assumes a very smooth initial conditions. The initial concentrations vary with a constant gradient with the distance from the abstraction location (Figure 3); and
- the second scenario assumes a very patchy initial concentration of the simulated solute (Figure 4).

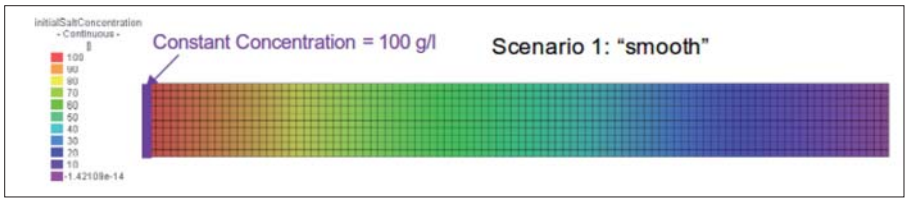


Figure 3. Transport boundary conditions and initial concentrations (smooth scenario)

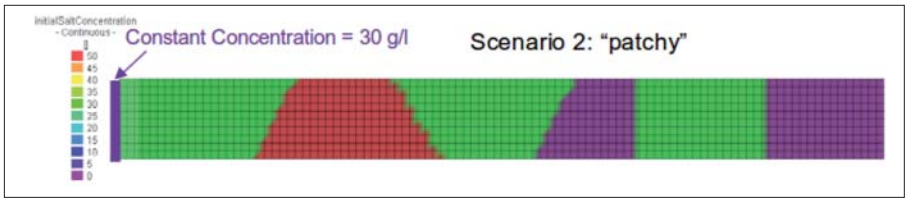


Figure 4. Transport boundary conditions and initial concentrations (patchy scenario)

Two models were simulated for each scenario. One model uses the traditional advective- dispersive approach to calculate the breakthrough curves at the abstraction location (transport model). We assigned a longitudinal dispersivity of 5m for this model. The second model adopts the groundwater age approach described above (age model). In this case only a steady state simulation of the groundwater age model is required. The breakthrough curves are evaluated with a post processing script using the distribution of the initial concentrations.

We aimed to compare the results between the traditional advective-dispersive approach and the proposed groundwater age method.

4. TRANSPORT MODEL RESULTS

The results from scenario 1, with very low gradients in the initial concentration, show a good match between the two methods (Figure 3).

The situation is different for scenario 2 (Figure 6), where the results from of the transport scenario are significantly smoother than the age model. The smoothing effect in the transport model is a consequence of the dispersive transport, which smoothes the sharp contrast between the concentration patches before they reach the abstraction location 7.

To demonstrate that this was the case, we re-run the transport model with lower values of longitudinal dispersivity. The test was stopped at a dispersivity of 0.25m, for which the advective dispersive model became oscillatory (unstable) due to violation of the Peclet criterion [Barnett *et al.*, 2012]. Figure 6 shows how the transport model result approaches the age model results while dispersion effects decrease. This demonstrates that the age model does not account for dispersion. It is important to note that none of the two solutions can be considered the correct one without knowing with certainty the dispersivity as a physical parameter.

The non-consideration of dispersion in the age model could be both an advantage or drawback, depending on the situation. Where dispersion effects are dominating, the age calculation will not correctly account for dilution effects. At the same time, transport models may overestimate dispersion, e.g. by a lack of discretization.

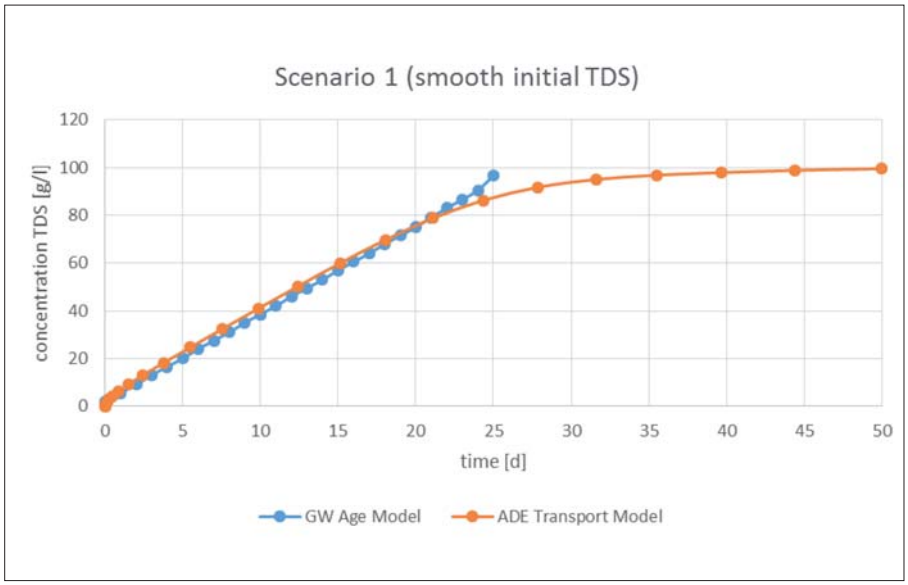


Figure 5. Results scenario 1 (smooth scenario)

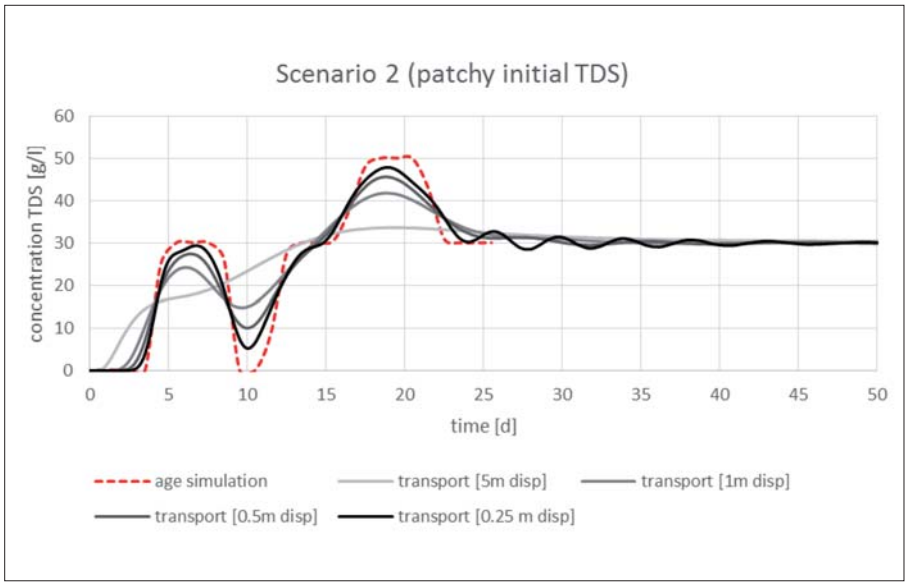


Figure 6. Results scenario 2 (patchy scenario)

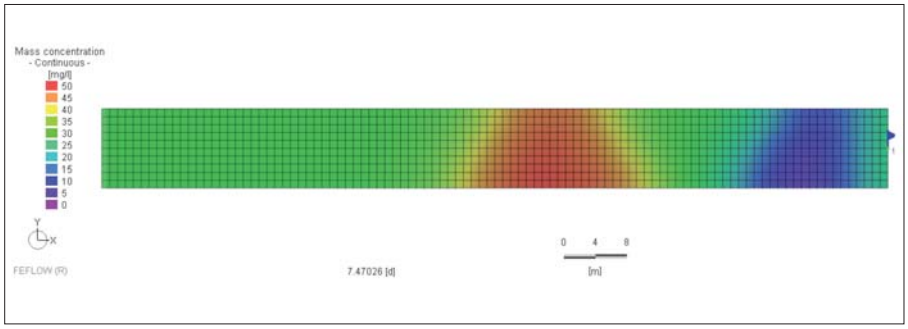


Figure 7. Transport model: solute concentrations after approx. 7.5 days of simulation

5. UNCERTAINTY ANALYSIS

The method described above drastically reduces the required model processing time. This allows for uncertainty and data worth analysis, which would otherwise not be feasible due to the extreme complexity of the groundwater models and their long run times. In the following two sections we will conduct uncertainty and data worth analysis targeting the initial concentration as our uncertain parameter.

We assumed the initial concentration of our solute as a Random Space Function (RSF) [Dagan, 1989], log normally distributed and characterised by an exponential covariance/semivariogram. We generated a synthetic field of concentration (Figure 8) using the software HYDRO_GEN [Bellin and Rubin, 1996] with the following characteristics:

- zero mean: $< Z >=< ln(C) >= 0$
- unit variance: $\sigma_Z^2 = Var[ln(C)] = 1$
- exponential semivariogram: $\gamma(h) = s(1 - e^{\frac{-h}{a}})$
- sill of the semivariogram: $s = \sigma_Z^2$
- range/integral scale: $a = 3m$

A comparison with the assigned semivariogram as per above assumptions and the re-measured one from the generated field is shown in Figure 9. The difference between the two is due to the non ergodic behaviour [Dagan, 1989] of model domain. However, the differences can be considered acceptable for the scope of this work.

The generated synthetic filed was used as the "true" reference which, in a real case scenario, could be sampled with a limited set of measurements. In this work we assumed that we could perform 6 different measurement campaigns with 10, 20, 50, 100, 200 and 500 measures of concentration respectively (Figure 10).

For each of the measurement campaign we calibrated the range and sill of an exponential isotropic semivariogram (Figure 11). This was used to generated 100 random fields using a modified version of the software HYDRO_GEN [Bellin and Rubin, 1996] to condition the field generations to the measures. Indeed, HYDRO_GEN is a powerful software that can generate spatially correlated random fields without any constraint. To account for the measures, we modified the results of the HYDRO_GEN results with the following method:

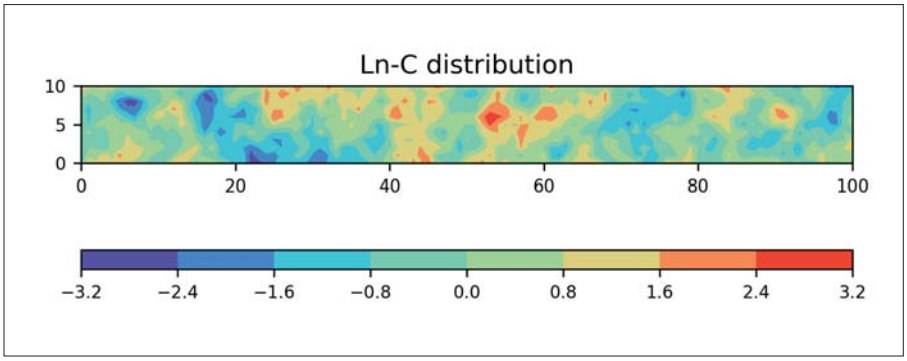


Figure 8. Synthetic filed generation of Z = ln(C)

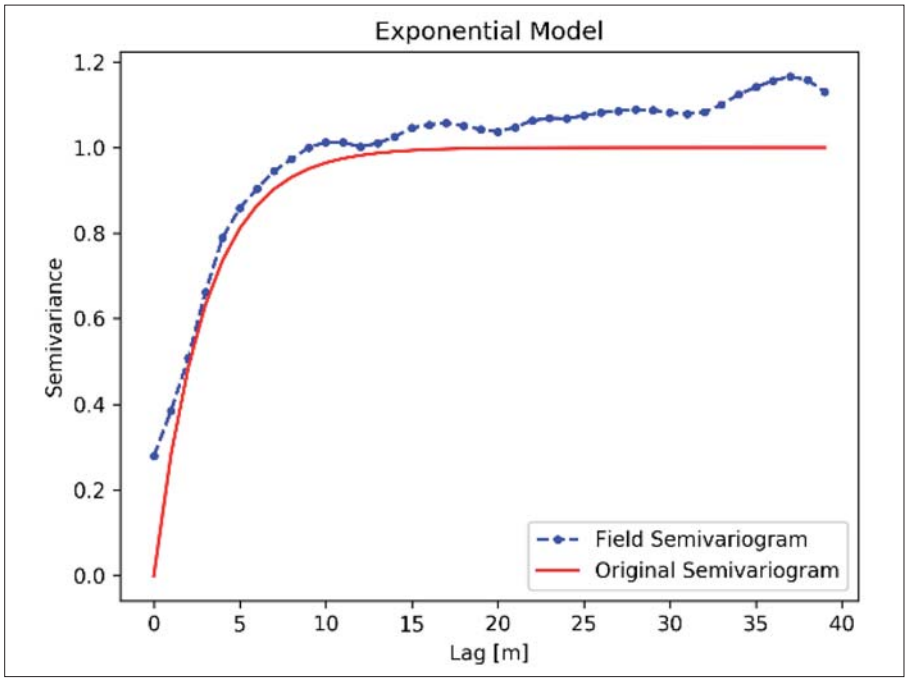


Figure 9. Semivariogram of the synthetic field

- calculation of the differences *Di* between the log-measurements and the randomly generate values with HYDRO_GEN for the same locations;
- interpolations of the *Di* with simple kriging [Olea, 1999] using the semivariogram calibrated with the measurements; and
- use of the interpolated values to correct the randomly generated filed with HYDRO_GEN.

Our goal was to run a Monte Carlo simulation at the end of which we could calculate the expected concentration values and their confidence intervals at the abstraction location for each measurement campaign scenario. Figure 12 shows the results of the Monte Carlo simulations. The results indicate that the amplitude of the confidence interval decreases with the number of measurements (Figure 13). In other words, the uncertainty decreases with an increased number of measurements.

6. DATA WORTH ANALYSIS

In the previous section we learned that improving the understanding of the initial solute concen- tration and thus reducing prediction uncertainty, requires collection of as much data as we can. However, the collection of data and measures is costly and requires the design of a cost effective data collection scheme, i.e. data worth analysis. In this section we explain a very simple method that could be used to effectively reduce the predictive uncertainty. In our example we assumed that for each measurement campaign we could have budget for only one additional measurement. Our goal was to determine the most convenient location where to sample the concentration of the solute of our concern in a way to reduce our predictive uncertainty, i.e. to reduce the average amplitude of the confidence interval.

Our method was based on the idea of investigating every the location of our field and determine for each one, the potential reduction of uncertainty. In particular, the method consisted in the following steps:

1. we discretised the domain in 1x1m cells;
2. we interpolated with ordinary kriging [Olea, 1999] a concentration value at the centre of each cell using the semivariogram calibrated with the observed data;
3. we assumed that the new interpolated value could be the "true" measure of concentration;
4. for each location of the domain, we rerun the uncertainty analysis performed in the previous section (Monte Carlo simulation) by using the new additional measure. This exercise was repeated for each location of the domain;
5. a new average of confidence interval amplitude was calculated and compared with the Monte Carlo simulation run without the additional measure by calculating a difference;
6. each difference (or reduction) of the average confidence interval amplitude was linked with the location of the examined location; and
7. the results were summarised in a 2-D "heat map".

The method presented above was performed for the 10, 20 and 50 measurement campaigns to analyse the sensitivity of the reduction of the average confidence interval amplitude with respect to the addition of a further potential measure.

The same exercise was also repeated using a "true" value from the original synthetic field (replacement of step 3).

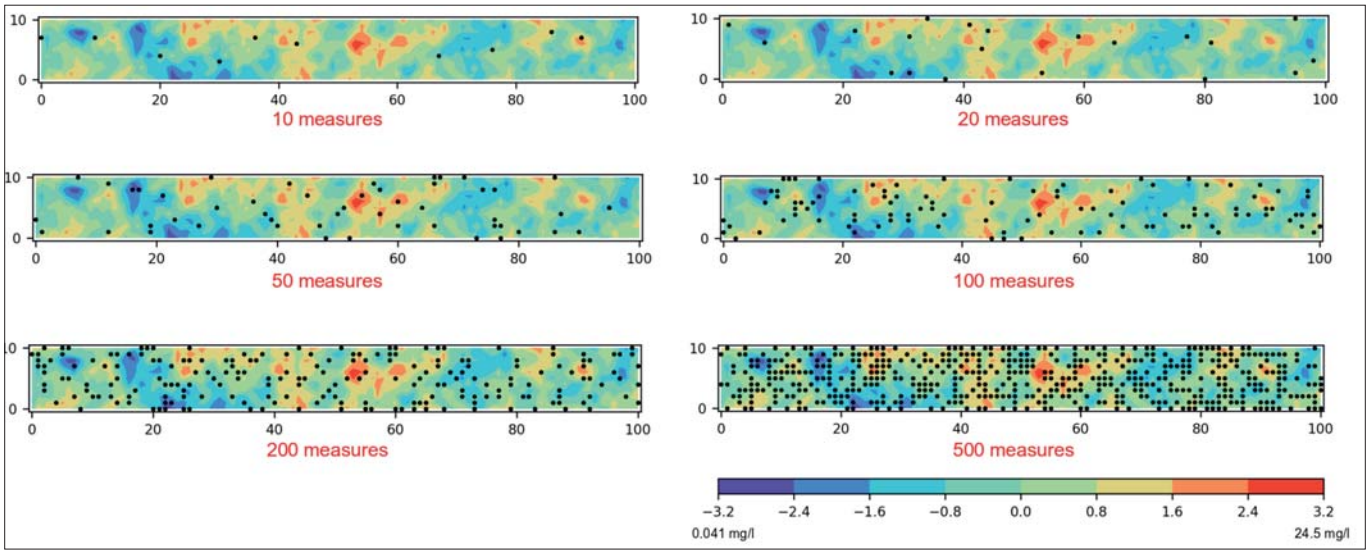


Figure 10. Measurement campaigns. Measures are randomly selected

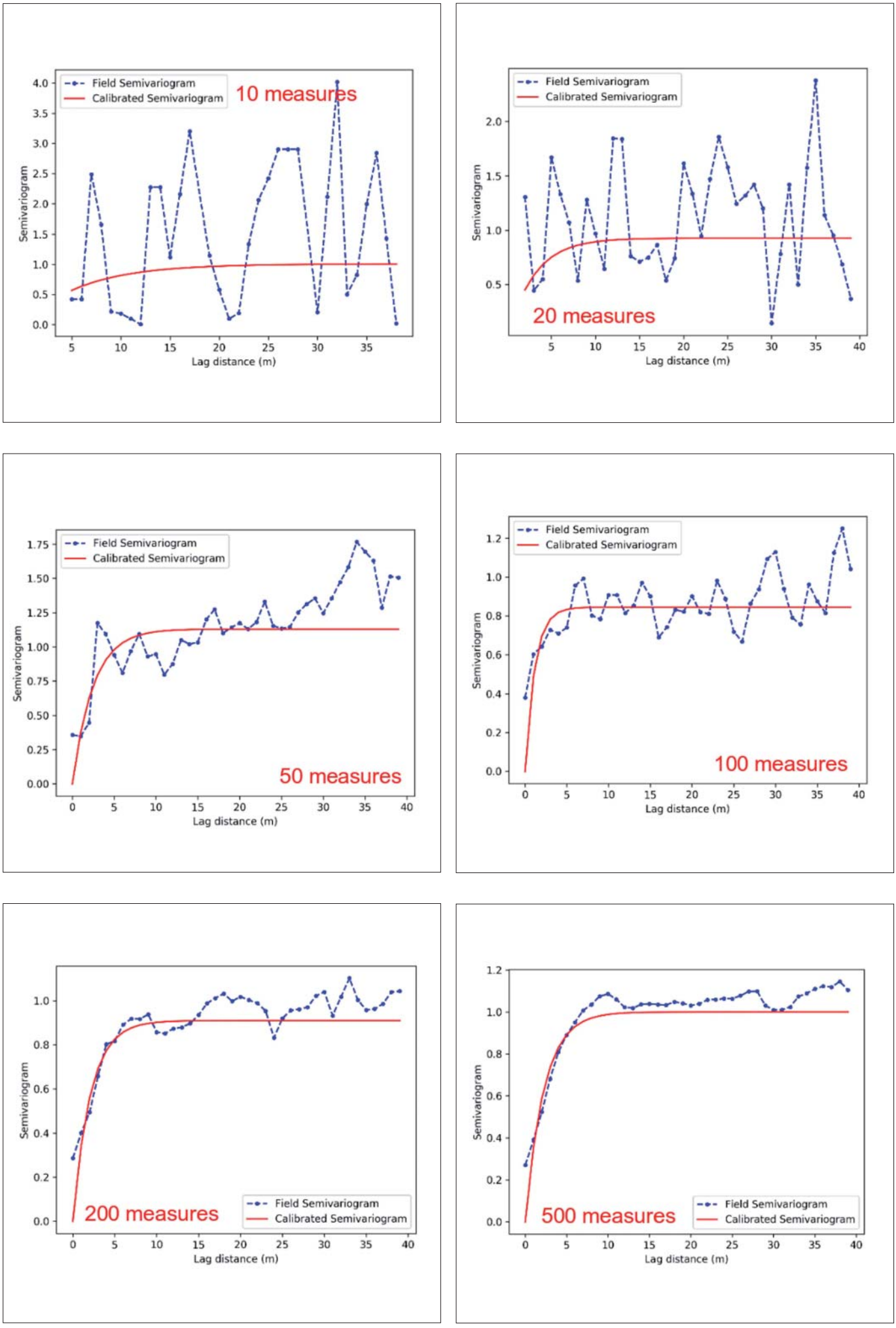


Figure 11. Interpolated semivariograms from measurements

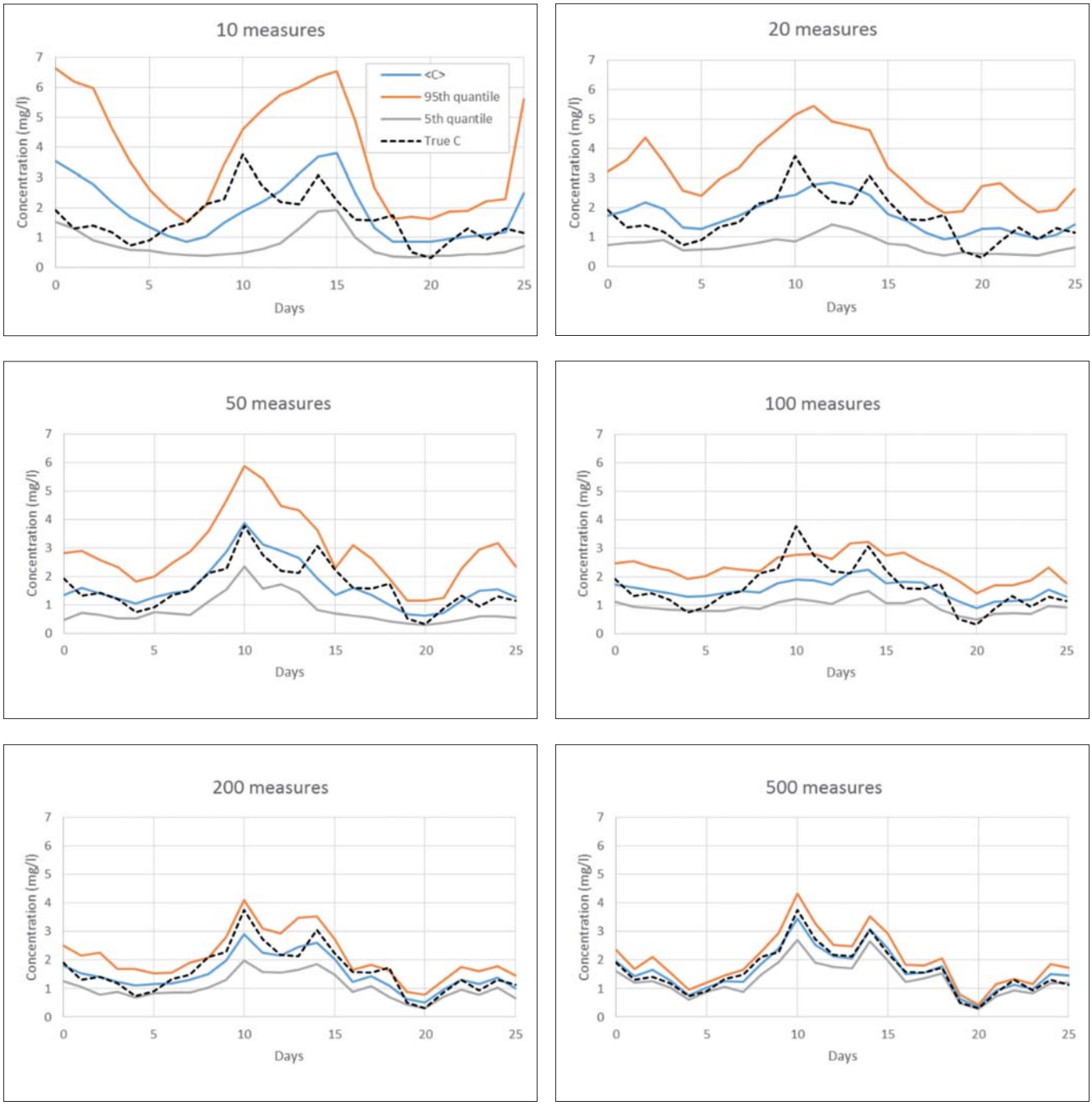


Figure 12. Expected values and confidence intervals of concentration

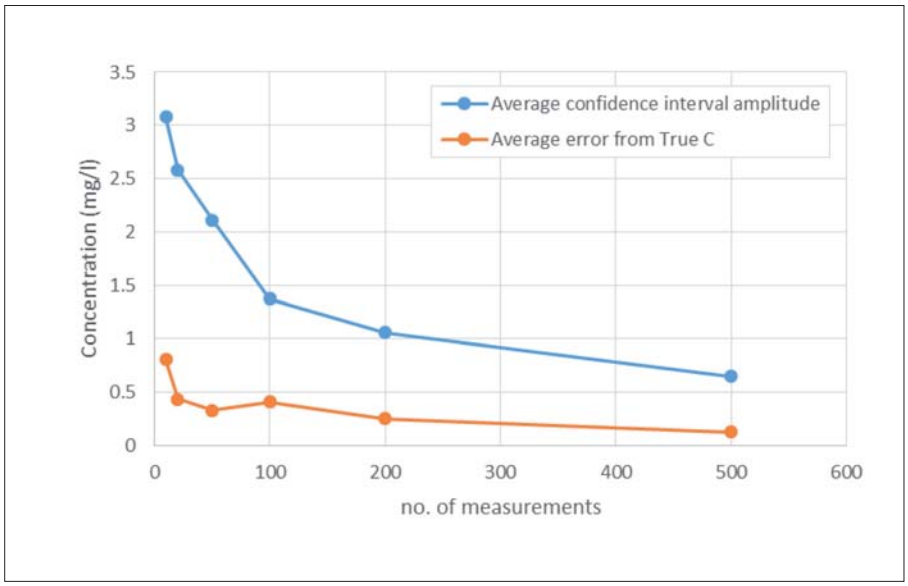


Figure 13. Average confidence interval amplitude and average error from true C vs number of measurements

Figure 14 represents the results for all the simulations, where it clearly appears that sensitivity of the uncertainty reduction decreases with the number of the initial measurements. Indeed, the areas with higher uncertainty reduction shrink with the increase of the initial concentration measures.

It is also interesting to notice that the areas of major influence in the reduction of uncertainty are related with the locations of higher initial concentration values (Figure 8).

The final finding for this case is that the heat maps generated with the interpolated and true measures are very similar. In a real case scenario only an interpolated value could be used to perform such an analysis and this study provides

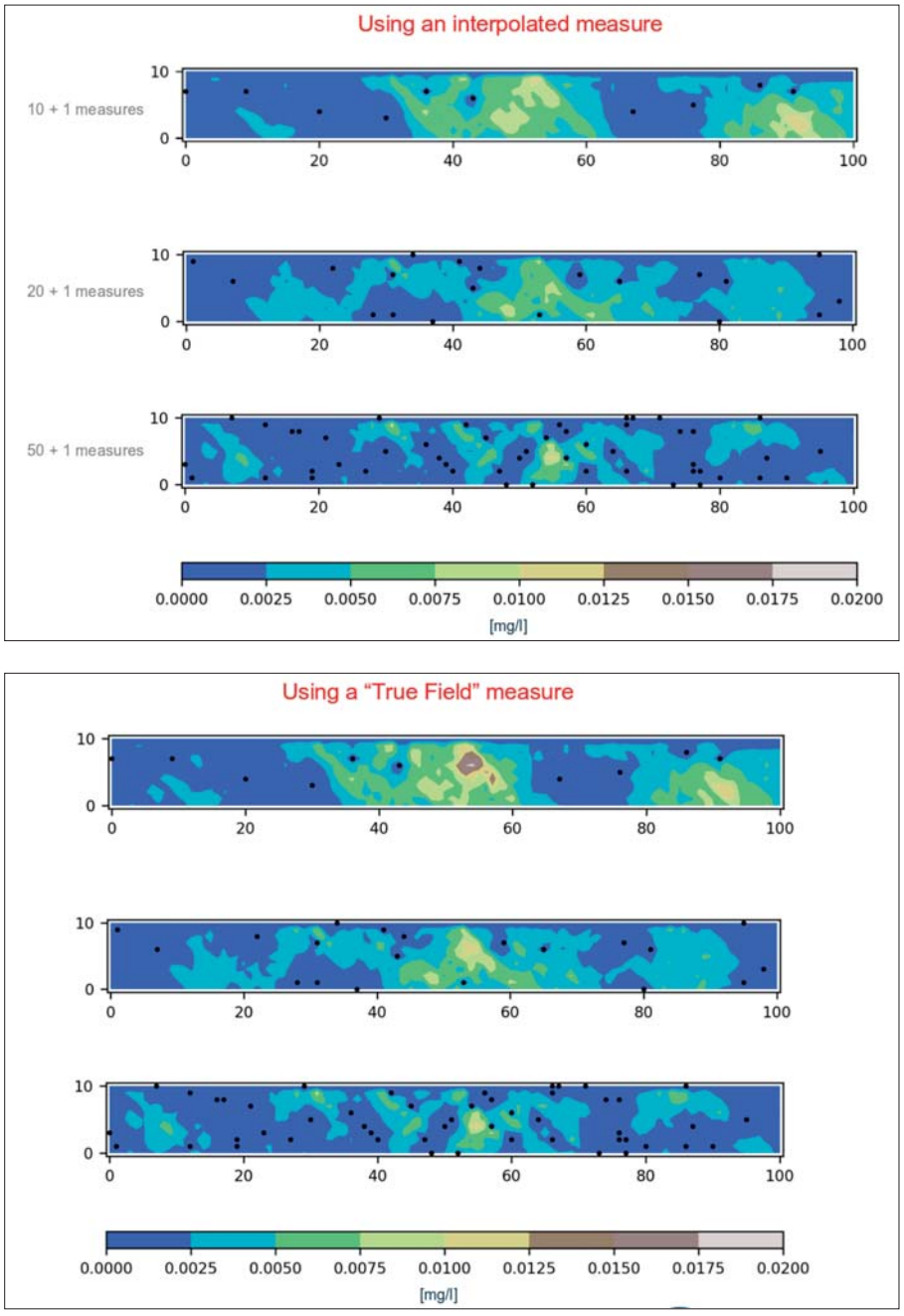


Figure 14. Reduction of the average confidence interval "heat map" by adding additional measure

a good evidence that this method could be most likely successful.

7. CONCLUSIONS

We demonstrated that for fields with low gradients in the initial concentration there are no sig- nificant differences between a traditional advective-dispersive approach and an advective model based on steady-state groundwater travel times. In the other cases the differences can be more evident. The non-consideration of dispersion could be both an advantage or drawback, depending on the situation. Where dispersion effects are dominating, the pure advective calculation will not correctly account for dilution effects. At the same time, traditional transport models may overestimate dispersion, e.g. where the chosen discretization is too coarse.

However, a steady-state groundwater age transport model allows to drastically reduce the process- ing time of the numerical simulations. This allows to realistically perform uncertainty and data worth analysis studies requiring a large amount of model runs.

In our work we demonstrated a few examples of uncertainty analysis that would not be normally possible due to the complexity of the models built for the industry, and their processing times. We presented a methodology for the evaluation of the breakthrough curve confidence interval at an extraction point using a Monte Carlo simulation. The exercise demonstrated that by increasing the number of measures the predictive uncertainty reduces.

We analysed the most convenient location where to place an additional measurement. The methodology proposed resulted in the production of a "heat map" that shows the most sensitive areas where the uncertainty could be most likely reduced by the addition of a new measure. The study also demonstrated that the sensitivity of uncertainty reduction decreases with the number of initial measures.

The uncertainty studies presented in this work involved the simulation of 600,600 steady-state advective transport models. This would have been practically impossible with a normal transient advective-dispersive modelling approach.

REFERENCES

[Barnett *et al.*, 2012] Barnett, B., Townley, L. R., Post, V. Evans, R., E. Hunt, R. J., Peeters, L., Richarson, S., Werner, A., D., Knapton, A. and Boronkay, A. (2012). Australian groundwater modelling guidelines. *Austr. Gov. Nat. Wat. Comm.: Waterlines Report Series*, 82.

[Bellin and Rubin, 1996] Bellin, A. and Rubin, Y. (1996). HYDRO_GEN: A spatially distributed random filed generator for correlated properties. *Stochastic Hydrology and Hydraulics*, 10:253– 278.

[Dagan, 1989] Dagan, G. (1989). Flow and transport in porous formations. *Springer-Verlag, Berlin*, New York.

[Dillon *et al.*, 2009] Dillon, P., Pavelic, P., Declan, P. Beringen, H and Ward, J. (2009). Managed aquifer recharge: an introduction. *Austr. Gov. Nat. Wat. Comm.: Waterlines Report Series*, 13.

[Diersch 2014] Diersch, H.-J. G. (2014). FEFLOW - Finite element modeling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media. *Springer, Heidelberg*, Berlin.

[Dogramaci *et al.*, 2013] Dogramaci, S., Skrzypek, G., Dodson, W. and Grierson, P. F. (2013). Stable isotope and hydrochemical evolution of groundwater in the semi-arid Hamersley Basin of subtropical northwest Australia. *Journal of Hydrology*, 475:281–293.

[Luo *et al.*, 2014] Luo, J., Wang, F., Tomsu, C., Druzynski, A. and Monninkhoff, B.(2014). FEFLOW-model for mine dewatering and mine water management close to groundwater systems of varying salinity , Pilbara , Western Australia. *IMWA Conference Proceedings*.

[Olea, 1999] Olea, R. (1999). Geostatistics for Engineers and Earth Scientists. *Kluwer Academic, Boston*, London.

[Skrzypek *et al.*, 2013] Skrzypek, G., Dogramaci, S., and Grierson, P. F. (2013). Groundwater seepage controls salinity in a hydrologically terminal basin of semi-arid northwest Australia. *Chemical Geology*, 357:164–177.

[Skrzypek *et al.*, 2016] Skrzypek, G., Dogramaci, S., Rouillard, A. and Grierson, P. F. (2016). Groundwater seepage controls salinity in a hydrologically terminal basin of semi-arid north- west Australia. *Journal of Hydrology*, 542:627–636.

Determinazione e gestione dei valori di fondo alla luce della "flessibilità ragionata"

The "thoughtful flexibility" for the determination and management of background values

Maurizio Guerra
ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Dip.to per il Servizio Geologico d'Italia – Area per la caratterizzazione e la protezione dei suoli e per i siti contaminati
E-mail: maurizio.guerra@vilcor.it

Parole chiave: valori di fondo, qualità matrici ambientali, incertezza, modello concettuale
Key words: background, environmental quality, uncertainty, conceptual model

SOMMARIO

Nel presente lavoro sono evidenziate alcune criticità relativa alla valutazione dello stato delle matrici ambientali (terreni, acque sotterranee) finalizzata ad attivare eventuali procedimenti di bonifica. Il titolo V della parte IV del d.lgs 152/06 prevede che i valori misurati di un sito vengano confrontati in prima istanza con dei valori tabellari (CSC, privi di incertezza) o, in determinate circostanze, con i valori di fondo (VF) che invece sono individuati con metodi statistici, comunque guidati da un modello concettuale del sito.

Nella prassi i VF sono determinati senza esprimere una incertezza, che invece, nella maggior parte dei casi, è rilevante. Si tratta di una incertezza "concettuale" sostanzialmente legata al grado di conoscenza del sito e alla sua complessità. A questa criticità si aggiunge la prassi di focalizzare il confronto fra i singoli valori misurati e i valori di riferimento (CSC, VF) laddove, al fine di tenere conto della naturale eterogeneità delle matrici ambientali, sarebbe opportuno considerare delle concentrazioni rappresentative del sito (determinate su base statistica o geostatistica) da confrontare con i valori di riferimento. Da ultimo, qualsiasi considerazione definitiva circa l'appartenenza o meno di una o più osservazioni ai valori di fondo andrebbe sempre considerata alla luce non solo delle elaborazioni statistiche, ma anche di una "flessibilità ragionata" in funzione caratteristiche sito specifiche.

ABSTRACT

This work focuses on some critical issues that have a significant impact on the assessment of the qualitative status of the environmental matrices in the contaminated sites. This evaluation is necessary to activate any reclamation measures. Title V of part IV of Legislative Decree 152/06 provides that, at the first step, the measured values of a site are compared to table values (CSC), that have no uncertainty or, under certain circumstances, with the background values (VF) that instead are determined by statistical methods, however guided by a conceptual model of the site.

Usually VFs are determined without expressing any uncertainty, which in most cases could be relevant. This is a "conceptual" uncertainty linked to the complexity of the site. Furthermore, the comparison between the single measured values and the reference values (CSC, VF) does not take into account the natural heterogeneity of environmental matrices; instead, it would be appropriate to consider representative concentrations of the site (determined on statistical or geostatistical basis) to be compared with the reference values. Finally, any definitive assessment about the possible inclusion of the site values into the background range should always be considered in the light not only of statistical elaborations, but also of a "thoughtful flexibility" depending on the specific site scenario.

1. INTRODUZIONE

Nell'ambito di una valutazione ambientale, l'obiettivo ultimo è quello di definire se il sito di interesse è "contaminato" o "non contaminato" ovvero di stabilire se una matrice di interesse (es. terre e rocce da scavo) è conforme/non conforme ai limiti di legge.

L'esito della valutazione dipende dalle modalità operative con cui si gestisce:

1. l'incertezza analitica assegnata (non sempre!) ai singoli valori misurati Vm;
2. l'incertezza "concettuale" insita nella determinazione di "soglie" quali i valori di fondo (VF) o la concentrazione soglia di rischio (CSR) derivante dalla analisi di rischio che secondo la normativa vanno a costituire dei riferimenti sito specifici con cui vanno confrontati i valori misurati Vm (*Fig.* 1);
3. il confronto fra i valori misurati e i valori di riferimento, sia che essi siano privi di incertezza (le CSC) sia che essi siano affetti dall'incertezza concettuale (CSR e VF).

In questo documento non si intende affrontare le criticità legate al punto 1 perché: i) è una questione che riguarda principalmente i laboratori chimici e la cui risposta, ormai consolidata (almeno in linea di principio) è approfonditamente presentata nel documento ISPRA 2009 *"L'analisi di conformità con i valori limite di legge: il ruolo dell'incertezza associata a risultati di misura";* ii) da un punto di vista strettamente tecnico scientifico l'impatto che questo punto ha sulla valutazione ambientale di un sito potrebbe essere irrilevante se confrontato a quello derivante dalle criticità dei punti 2 e 3.

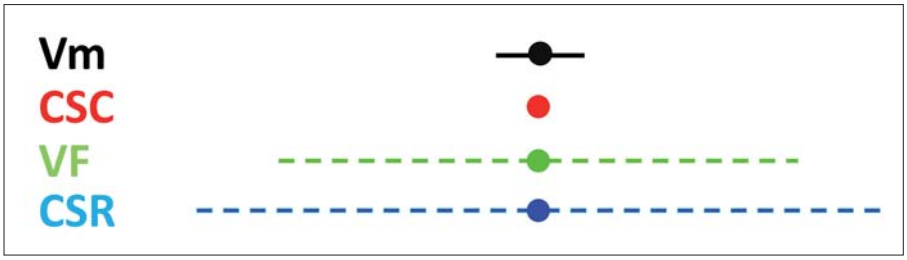


Figura 1. A livello del tutto qualitativo è riassunta la criticità del punto due. Nell'assetto normativo italiano i valori misurati (Vm) con una incertezza associata determinata dal laboratorio (es. 10-20%) sono indifferentemente confrontate con i valori "tabellari" privi di incertezza (CSC) o con valori la cui incertezza non è facilmente determinabile (VF, CSR con l'incertezza in tratteggio) ma che presumibilmente potrebbe essere sensibilmente maggiore rispetto all'incertezza analitica determinata per Vm.

Con riferimento particolare alla determinazione dei valori di fondo, questo documento intende approfondire i seguenti temi:

a) evidenziare il ruolo centrale del modello concettuale, elemento essenziale alla base di ciascun procedimento di definizione dei VF;
b) introdurre dei "descrittori" di fondo che superino il mero concetto di valore (numero) di fondo tali da consentire di operare con maggior coerenza rispetto al modello concettuale;
c) offrire una prospettiva di maggior flessibilità (una *flessibilità ragionata*), per la gestione dei valori di fondo. Questo significa che, a fronte di condizioni particolari, possano essere adottate soluzioni *ad hoc*.

2. IL RUOLO CENTRALE DEL MODELLO CONCETTUALE

La centralità del modello concettuale è un connotato delle *"Linee guida per la determinazione dei valori di fondo per i suoli ed per le acque sotterranee"* (SNPA, 2018). Il modello concettuale costituisce la sintesi "olistica" delle conoscenze inerenti il "funzionamento" del sito, in termini di identificazioni delle sorgenti (naturali e/o antropiche) dei parametri di interesse, delle modalità di migrazione attraverso le matrici ambientali, delle vie di esposizione dei bersagli (umani e ambientali). Il modello concettuale è cioè lo strumento che consente di interpretare i dati (database), di metterli in relazione fra loro e quindi organizzarli al fine di "costruire" i set di dati su cui determinare e gestire i valori di fondo. Questo significa, tra l'altro, che il modello concettuale deve dare un significato fisico all'entità e alla distribuzione dei dati (es. outliers, curve bimodali, trend spaziali). A partire dal modello concettuale la "distillazione" dell'indicatore del fondo sarà effettuata attraverso le rigorose tecniche statistiche (*Fig.* 2).

La relazione fra MC e i dati è dinamica, nel senso che l'analisi dei dati, anche attraverso rappresentazioni grafiche, può rafforzare o confutare il MC, anche imponendo una revisione di quest'ultimo.

Nella prospettiva sopra descritta, è evidente che il MC ha un peso rilevante nella interpretazione dei dati a disposizione (*Fig.* 3) e quindi nella determinazione dei valori di fondo e nella gestione degli stessi (*Box* 1).

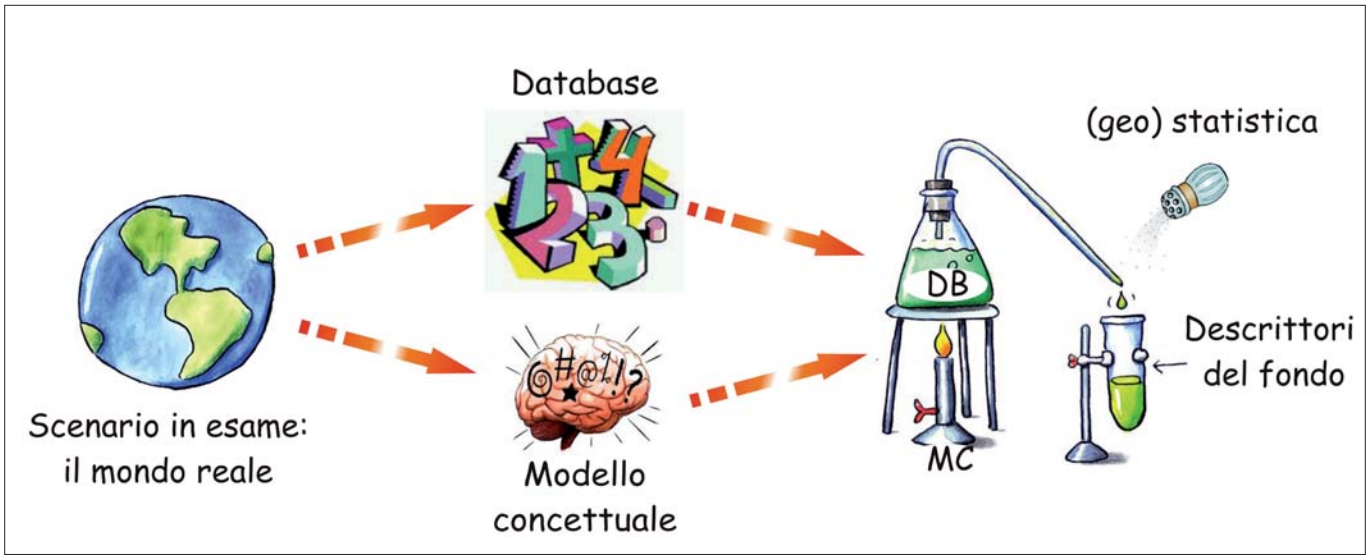


Figura 2. Il MC costituisce la chiave di lettura per analizzare e gestire i dati del DB. A seguito dell'interpretazione dei dati e gestione degli stessi (es. outliers, curve bimodali, trend spaziali) alla luce del MC i descrittori del fondo sono "distillati" utilizzando i metodi statistici o geostatistici



Figura 3. Il MC che riconosce e ricostruisce le condizioni al contorno **è determinante** *per interpretare e gestire i "numeri". Lo stesso reddito (35.000 €) è percepito e gestito in maniera molto diversa nei contesti descritti. Al pari, serie di osservazioni identiche ma in contesti diversi, possono comportare valori di fondo molto diversi (box 1)*

Box 1

Nell'esempio viene mostrato il peso del modello concettuale nella determinazione dei VF.
Nell'area di indagine l'affiorano le due litologie Lit.1 e Lit.2. Non è noto, a priori, se esse esercitino un controllo significativo sul parametro k (es. As, o Hg).
Una campagna ideale di indagini per il fondo consente di ottenere 88 osservazioni egualmente ripartite fra le due litologie.

Parametro k in Lit. 1 (mg/kg)				Parametro k in Lit. 2 (mg/kg)			
63	71	57	66	73	74	105	57
40	65	65	41	73	52	84	94
77	56	77	49	56	83	54	78
56	42	64	51	109	67	43	75
45	60	45	40	75	91	83	70
85	57	80	25	108	66	43	101
58	62	44	46	41	91	51	62
70	68	66	47	67	66	56	72
50	57	73	52	73	88	98	33
25	58	47	58	78	80	66	36
56	76	74	55	61	61	71	78

Il test di Rosner condotto sul campione statistico composto dalle 88 osservazioni (Lit. 1+Lit. 2) non ha evidenziato nessun outlier statistico; esso inoltre mostra una distribuzione normale che consente di considerare le 88 osservazioni appartenenti ad un'unica popolazione. I dati statistici del campione sono riassunti nella tabella sottostante:

Lit. 1+Lit. 2

n. oss.	MIN	MAX	Media	SD	10%p	25%p	50%p	75%p	90%p	95%p	99%p
88	25	109	64,34	17,8	42,7	52	64,5	75	85,9	96,6	108,1

Assumendo il 95%p quale parametro rappresentativo del fondo, si otterrebbe un VF=97 mg/kg.

D'altra parte, sostenendo l'ipotesi concettuale che le due litologie abbiano un peso non trascurabile sulla distribuzione delle concentrazioni si procede ad una elaborazione separata delle osservazioni relative alla Lit. 1 e alla Lit. 2 rispettivamente. Le elaborazioni indicano che entrambi i campioni statistici mostrano una distribuzione normale e il test di Rosner non individua nessun outlier satistico.
Ponendo come ipotesi di nullità che le medie dei due campioni siano uguali (H_0: $m_A=m_B$) i test t di Student e Satterthwaite (con a=5%) rifiutano H_0. In sostanza la media del campione Lit. 1 è statisticamente minore della media del campione statistico Lit. 2. In questo caso, ai fini della determinazione dei valori di fondo, sarebbe anche lecito trattare separatamente le osservazioni afferenti a Lit. 1 e Lit. 2. I dati statistici dei due campioni sono riassunti nella tabella sottostante:

	n. oss.	MIN	MAX	Media	SD	10%ile	25%p	50%p	75%p	90%p	95%p	99%p
Lit. 1	44	25	85	57,25	13,62	41,3	47	57	66	75,4	77	82,85
Lit. 2	44	33	109	71,43	18,78	45,4	60	72,5	83	96,8	104,4	108,6

Assumendo il 95%p quale parametro rappresentativo del fondo, si otterrebbe un VF_A=77 mg/kg e VF_B=104 mg/kg

Utilizzando lo stesso set di osservazioni si è giunti ad una diversa determinazione dei VF. Ulteriori considerazioni potrebbero derivare anche dall'analisi spaziale dei dati verificando se esistono dei trend da correlare con la distribuzione degli affioramenti.
In riferimento alla Lit. 1 (ma considerazioni analoghe valgono per le osservazioni riferibili alla Lit. 2) mostrano che assumendo una incertezza analitica del 10% (*) ed adottando un criterio di confronto puntuale fra i valori riscontrati nel sito e i valori del fondo (calcolati rispettivamente pari a 97 e 77 mg/kg), i valori di sito compresi fra 86 e 107 mg/kg risulterebbero conformi a VF=97mg/kg (o meglio: non sarebbe verificata la non conformità al VF) ma non conformi al VF=77 mg/kg (*Fig.* 1).
L'eventuale gestione degli outliers, la presenza di più litologie, variazioni legate alla profondità, ai processi di pedogenesi, ecc. complicano in maniera esponenziale il quadro, comportando di conseguenza un ulteriore "allargamento" dell'incertezza "concettuale".

(*) Si veda come riferimento *L'analisi di conformità con i valori limite di legge: il ruolo dell'incertezza associata a risultati di misura.* Manuali e linee guida ISPRA n. 52/2009.

3. NUOVI DESCRITTORI DEL FONDO

In molti contesti (siti contaminati, terre e rocce da scavo, qualità delle acque) è richiesto un valore di fondo che sostituisce un valore limite predefinito (es. le CSC o SQA). Come già evidenziato nelle considerazioni sopra esposte (box 1) la determinazione di un valore numerico quale valore di fondo porta con sé una incertezza "concettuale" difficilmente valutabile. Un singolo valore numerico, inoltre, non è in grado di rappresentare in modo adeguato il "fondo" di un parametro in un determinato ambito, laddove con "rappresentazione adeguata" del fondo si vuole intendere la rappresentazione della intera variabilità che quel parametro può assumere nel contesto in esame[1].

Per tali motivi nelle linee guida *"Linee guida per la determinazione dei valori di fondo per i suoli ed per le acque sotterranee"* (SNPA, 2018) al termine "valore di fondo", inteso come valore numerico è stato affiancato il termine più esteso di "descrittore"[2] del fondo, intendendo con questo termine lo strumento che rende gestibile, in termini operativi, il risultato della modellazione della distribuzione (anche nello spazio o nel tempo) dei valori dei parametri di interesse ritenuti rappresentativi del fondo. Pertanto i "descrittori" del fondo utili per conseguire le finalità richiamate nei diversi contesti applicativi includono (*Fig.* 4):

Valori di fondo costituiti da opportuni parametri statistici

In funzione del contesto ambientale, della quantità e della qualità dei dati, detti parametri statistici potranno interessare una copertura del 95% o del 99% del campione statistico o della popolazione parente ad esso assimilata. A titolo esemplificativo, nel caso di un nutrito numero di osservazioni che mostrano una distribuzione normale, in un contesto in cui sia ragionevolmente certa la loro origine naturale, il VF potrà essere calcolato considerando 99 percentile oppure altri parametri quali l'Upper Tolerance Limit (UTL 95%-99%)[3] o l'Upper Prediction Limit (UPL 99%). In altre circostanze potrà essere opportuno riferirsi a parametri più cautelativi, riferiti ad una copertura del 95% del campione statistico o della popolazione parente ad esso assimilata.

Valori di fondo individuati con metodi grafici

La determinazione di questi VF si basa sull'individuazione di flessi o di lacune sulle curve di distribuzione di frequenza cumulata del campione statistico.

Parametrizzazione della distribuzione di frequenza

Qualora il campione statistico mostri una distribuzione di frequenza normale invece di calcolare un valore numerico per i VF, può essere opportuno utilizzare i parametri che descrivono la distribuzione (media e deviazione standard) per effettuare dei confronti, attraverso opportuni test, con le osservazioni derivanti dal sito/matrice di interesse.

Modello geostatistico

L'approccio geostatistico può risultare perseguibile quando il numero di osservazioni e la loro distribuzione nello spazio sono adeguati.

E' evidente che tutti questi "descrittori" approssimano l'entità reale del fondo, ma con diversi livelli conoscitivi. I valori numerici (VF) sono indicativi della tendenza della "coda destra"; con essi si perde tutta l'informazione circa la variabilità complessiva delle osservazioni (eg. le caratteristiche della tendenza centrale o della coda sinistra); quest'ultime informazioni sono recuperate quando il descrittore è costituito dalla curva di distribuzione delle frequenze parametrizzata. Il modello geostatistico, oltre ad esprimere l'intera variabilità del campione statistico, lega la distribuzione dei dati alla dimensione spaziale.

Una volta definito il "descrittore" più opportuno dovranno essere altresì definite le modalità di confronto, se richiesto, con il sito/matrice di interesse.

4. GESTIONE DEI RISULTATI

Le decisioni inerenti la gestione di un procedimento (es. l'avvio di procedure ai sensi del titolo V della parte IV del TUA, l'utilizzo di TRS come sottoprodotto, ecc.) sono basate sull'esito del confronto fra i valori del sito/matrice e i valori di riferimento (CSC, CSR, VF). Nel caso questi ultimi siano VF, ordinariamente i valori delle osservazioni relative alla matrice di interesse (es. sito potenzialmente contaminato, terre e rocce da scavo) considerando anche l'incertezza analitica sono confrontati al valore numerico considerato rappresentativo del fondo (senza considerare l'incertezza concettuale, spesso maggiore dell'incertezza analitica) con il criterio uno a uno (*Percorso* 1 di *Fig.* 5).

Si osserva a tal proposito che nell'ambito siti contaminati (Titolo V, parte IV del D. lgs. 152/06) in un dato sito la /le CSR ottenute dall'AdR inversa (e che al pari del VF sono gravate da una notevole incertezza sia concettuale sia legata ai numerosi parametri richiesti i cui valori in molti casi sono sostituiti da valori di default) sono confrontate non con i singoli valori riscontrati ma con le concentrazioni rappresentative alla sorgente (CRS). Queste CRS sono ottenute di norma su basi statistiche[4] (media aritmetica, media geometrica UCL95% del valore medio).

1 Banalmente una campagna per la determinazione dei valori di fondo richiede all'origine una dichiarazione degli obiettivi. Per esempio in una data area si può determinare il fondo del parametro k per le acque della falda superficiale, oppure determinare il fondo del parametro k la cui distribuzione nei pozzi di monitoraggio e nelle sorgenti è regolata da processi di mixing fra la falda superficiale e ad esempio una falda profonda con caratteristiche termali e/o di elevata mineralizzazione.

2 Nella normativa ambientale è utilizzato specificatamente il termine "valori di fondo", sottintendendo nella prassi un valore numerico eventualmente da sostituire a valori tabellari (es. le CSC). Si evidenzia, d'altra parte, che nelle norme ISO 19258 il valore di fondo è definito *"Caratteristiche statistiche rappresentative del fondo"*. Il confronto fra due campioni statistici si basa sulle loro caratteristiche statistiche (ovvero i parametri statistici quali ad es. la media, la varianza). Analogamente nella modellazione geostatistica il risultato costituisce una "caratteristica statistica rappresentativa del fondo" in funzione dello spazio. Il valore assegnato ad ogni nodo di griglia è dato da un algoritmo di calcolo (es. inverso della distanza, kriging) che rielabora i dati reali limitrofi, configurandosi come un vero e proprio parametro statistico localizzato nello spazio.

3 UTL è il termine che definisce superiormente l'intervallo di tolleranza (Tolerance interval). In questo intervallo di tolleranza ricade, con una certa confidenza, una percentuale specificata della popolazione campionata. All'intervallo di tolleranza, e quindi all' UTL vengono associati i due parametri:

a) livello di confidenza con il quale l'intervallo raggiunge la specifica copertura. Nell'esempio.la confidenza del 95% indica il 95% di possibilità che l'intervallo contenga il "vero" parametro (es. media, p-esimo percentile) della popolazione;
b) la copertura, ovvero la proporzione del campione che l'intervallo presumibilmente contiene (nell'esempio 99%).

4 Allegato 1 al titolo V alla parte IV del d.lgs 152/06

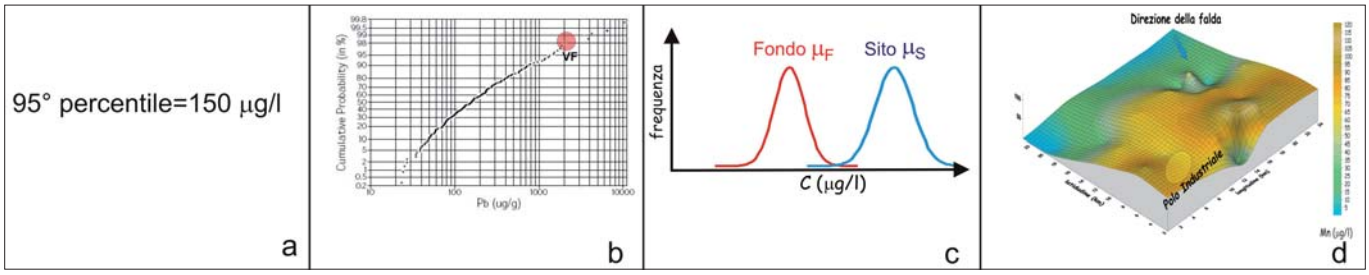


Figura 4. Visualizzazione dei descrittori del fondo: a) "valore di fondo" espresso come concentrazione (mg/kg o mg/l) derivata da un parametro statistico (es. percentile, UTL) del campione di osservazioni ritenute rappresentative del fondo; b) il "valore di fondo" identificato con metodi grafici, es. dalla distribuzione di frequenza cumulata del campione statistico si possono identificare delle discontinuità (flessi, gap) rappresentative delle "soglie" che individuano delle potenziali popolazioni parenti. E'necessario, una volta individuate le popolazioni associate al campione, definirne anche il significato fisico in base al modello concettuale; c) Distribuzione di frequenza della popolazione derivata dal campione di osservazioni ritenute rappresentative del fondo. Rispetto ai casi precedenti questo descrittore contiene molte più informazioni, in quanto descrive la popolazione in tutto il suo range. Questa distribuzione può essere confrontata, attraverso opportuni test statistici, con quella rappresentativa del sito; d) modello geostatistico. Sulla base delle osservazioni ritenute rappresentative del fondo è ricostruita la distribuzione spaziale della variabile in esame

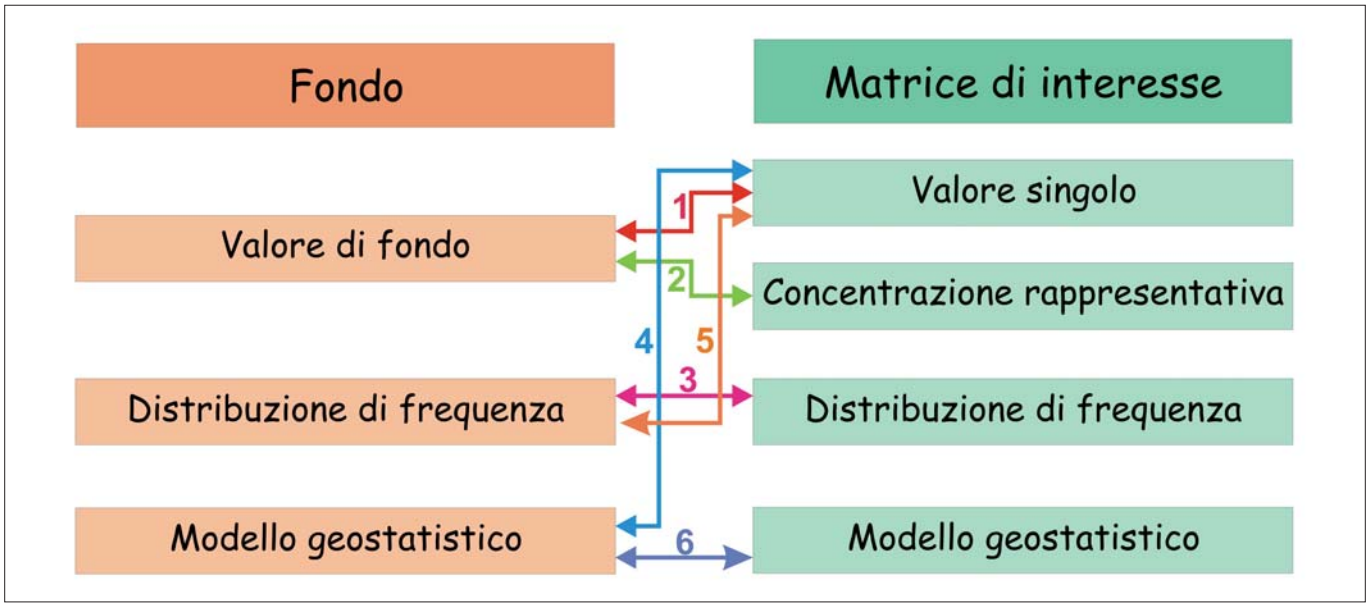


Figura 5. Il confronto fra il fondo e il sito/ matrice di interesse può essere condotto in diverse modalità in funzione della tipologia di indicatore utilizzato. Ad esempio, i VF, ottenuti da una elaborazione statistica (es. 95 percentile) o con metodi grafici possono essere confrontati con i singoli valori riscontrati nel sito/matrice di interesse (percorso 1) oppure con la concentrazione rappresentative del sito/matrice, anche essa derivata da metodi statistici (percorso 2). Confrontando il valore singolo del sito/matrice di interesse con la distribuzione di frequenza del fondo (percorso 5) si può desumere un valore di probabilità che il valore riscontrato appartenga alla popolazione del fondo

La normativa inoltre[5] sembrerebbe ammettere (a dire il vero in maniera piuttosto confusa), che anche il confronto con le CSC possa essere condotto ricorrendo alle CRS (o comunque a valori rappresentativi determinati per via statistica) al fine di tenere conto "della eterogeneità delle matrici suolo, sottosuolo e materiali di riporto". Pertanto nella presentazione dei risultati dovranno essere riportati *"i metodi e i calcoli statistici adottati nell'espressione dei risultati e della deviazione standard"* (sic!)[6] e le carte di rappresentazione della isoconcentrazione, la cui realizzazione richiede un approccio geostatistico.

In virtù di queste considerazioni e richiamando le tipologie di descrittori del fondo introdotte nel paragrafo precedente, il confronto fra fondo e matrice di interesse, può, a seconda dei casi, concretizzarsi secondo lo schema di *Fig.* 5.

In particolare si evidenziano le seguenti possibilità (*Fig. 5*):

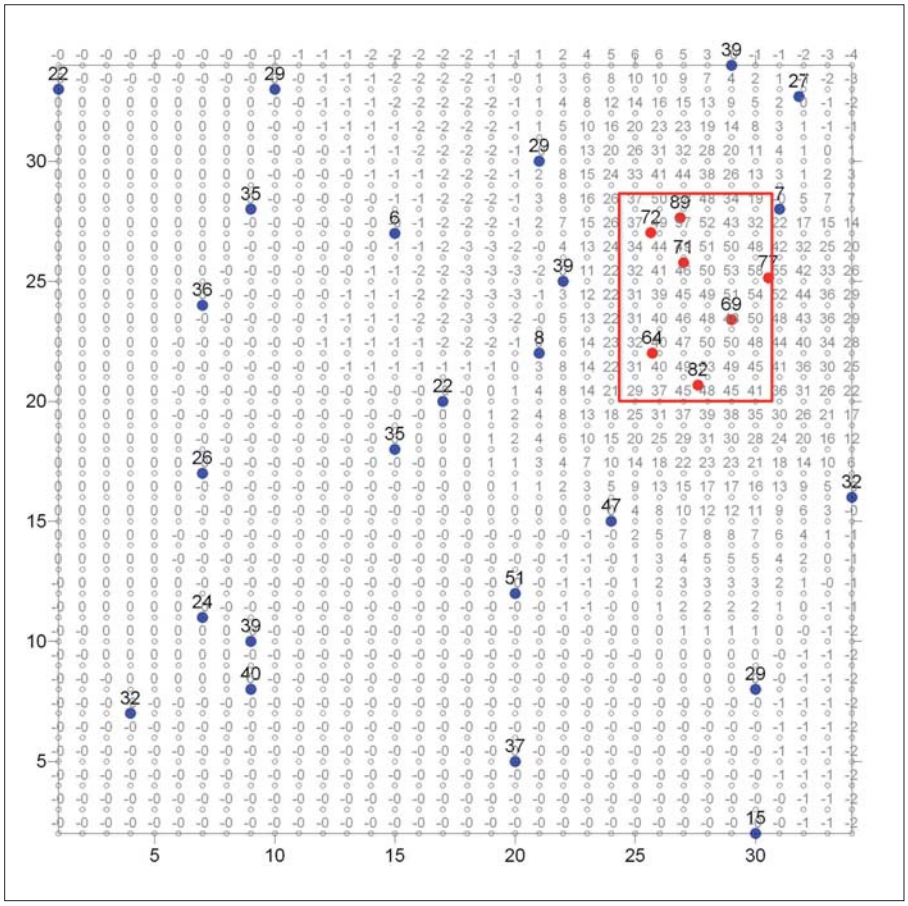
Confronto fra i VF e i singoli valori puntuali del sito/ matrice di interesse (Percorso 1)

I VF individuati sia con criteri statistici (es. 95° percentile, UPL ecc.) sia con metodi grafici, sono direttamente confrontati con i singoli valori di concentrazione misurati della matrice (o del sito) di interesse, anche ottenuti da campioni compositi. Con questo confronto possono essere evidenziati i punti di superamento dei VF che quindi identificano i volumi di matrice (di cui il punto campionato è ritenuto rappresentativo)[7]. Il limite di questo approccio è che i) le concentrazioni riscontrate nei singoli punti della matrice di interesse sono assegnate a volumi la cui estensione è legata principalmente alla geometria del "supporto" di campionamento e non dalla legge spaziale di

5 Nell'ambito dei siti contaminati si osserva che i commi 2 e 3 dell'art. 242 del TUA richiedono di accertare o meno l'avvenuto superamento delle CSC "anche per un solo parametro" senza esplicitare le modalità con cui il "sito" nel suo complesso (ovvero le osservazioni puntuali) vada confrontato coi valori limite (CSC o VF). Viceversa l'allegato 1, alla parte IV titolo V del TUA riguardo al confronto fra le CSR (che sono il valori limite stabiliti dall'AdR) e le CRS esplicita che queste ultime (fatto salvo per le contaminazioni puntuali "hot spot" che verranno trattate in maniera puntuale) siano di norma stabilite su basi statistiche. Congruentemente si ritiene corretto il metodo di considerare delle CSR (derivate su basi statistiche) per il confronto con i VF, anch'essi derivati da criteri statistici. Da questo tipo di confronto saranno escluse le potenziali contaminazioni puntuali (hot spots) che verranno trattate in modo puntuale (Allegato 2 al titolo V alla parte IV del d.lgs 152/06). Riguardo alla natura degli "hot spot" non definiti nella normativa, si ritiene che essi possano essere considerati quei valori che si configurano come outlier statistici.

6 Allegato 2 al titolo V alla parte IV del d.lgs 152/06

7 Ad esempio è prassi molto comune, nei siti contaminati,"estendere" spazialmente il singolo valore misurato secondo la metodologia dei poligoni di Thiessen.



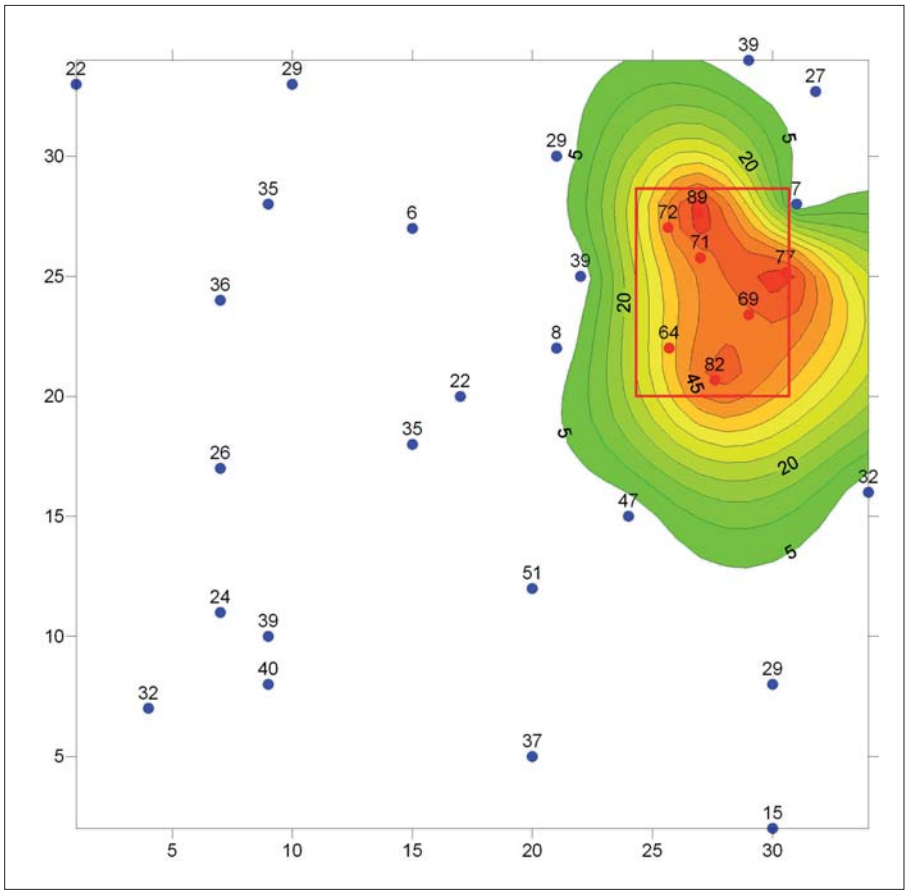


Figura 6. Distribuzione dei valori residui. Si effettuano due operazioni di "gridding" (una per le osservazioni fondo+sito e l'altra per le osservazioni rappresentative del solo fondo). In ogni nodo della griglia generata dalle osservazioni del fondo e del sito si sottrae il valore del nodo corrispondente della griglia generata dalle osservazioni inerenti il solo fondo, ottenendo una griglia che rappresenta la distribuzione dei valori residui di concentrazione (sinistra), a loro volta legati, almeno concettualmente, al contributo estraneo al fondo, ovvero a quello riconducibile ad una contaminazione sito-relata. È evidente che nelle aree più distali al sito i valori residui di concentrazioni saranno prossimi allo "zero" (anche leggermente negativi, come risultato delle fluttuazioni di calcolo sui singoli nodi di griglia) in quanto è minima l'influenza spaziale dell'"effetto sito". A destra è riportata la carta degli iso-valori residui. Valori residui maggiori evidenziano aree maggiormente diverse dal fondo calcolato per le aree stesse.

distribuzione del parametro in esame; ii) non essendo mediate da indicatori statistici, le osservazioni della matrice/sito di interesse possono configurarsi come "falsi positivi" ovvero esse possono essere interpretate erroneamente come superamenti dei VF ma in realtà compatibili con gli stessi. In questo tipo di confronto è necessario tener conto anche dell'incertezza analitica[8].

Confronto fra i VF e le concentrazioni rappresentative del sito/matrice di interesse (Percorso 2)

I VF individuati sia con criteri statistici (es. 95° percentile, UPL ecc.) sia con metodi grafici, sono confrontati con le concentrazioni rappresentative (CRS) del sito di interesse[9]. Le CR sono solitamente individuate da parametri quali media geometrica, media aritmetica, UCL95%. La determinazione delle CR richiede un numero minimo di osservazioni (es. 10) della matrice/sito di interesse. Questo tipo di confronto permette di superare in buona misura le limitazioni evidenziate al punto precedente.

Confronto fra le distribuzioni delle popolazioni rappresentative del fondo e del sito (Percorso 3)

È un metodo comparativo che permette di evidenziare se le caratteristiche della distribuzione delle osservazioni

8 Si veda il testo *L'analisi di conformità con i valori limite di legge: il ruolo dell'incertezza associata a risultati di misura.* Manuali e linee guida ISPRA n. 52/2009.

9 Nell'ambito dei siti contaminati si osserva che i commi 2 e 3 dell'art. 242 del TUA richiedono di accertare o meno l'avvenuto superamento delle CSC "anche per un solo parametro" senza esplicitare le modalità con cui il "sito" nel suo complesso (ovvero le osservazioni puntuali) vada confrontato coi valori limite (CSC o VF). Viceversa l'allegato 1, alla parte IV titolo V del TUA riguardo al confronto fra le CSR (che sono il valori limite stabiliti dall'AdR) e le CRS esplicita che queste ultime (fatto salvo per le contaminazioni puntuali "hot spot" che verranno trattate in maniera puntuale) siano di norma stabilite su basi statistiche. Congruentemente si ritiene corretto il metodo di considerare delle CSR (derivate su basi statistiche) per il confronto con i VF, anch'essi derivati da criteri statistici. Da questo tipo di confronto saranno escluse le potenziali contaminazioni puntuali (hot spots) che verranno trattate in modo puntuale (All. 2 al D.Lgs. 152/06). Riguardo alla natura degli "hot spot" non definiti nella normativa, si ritiene che essi possano essere considerati quei valori che si configurano come outlier statistici.

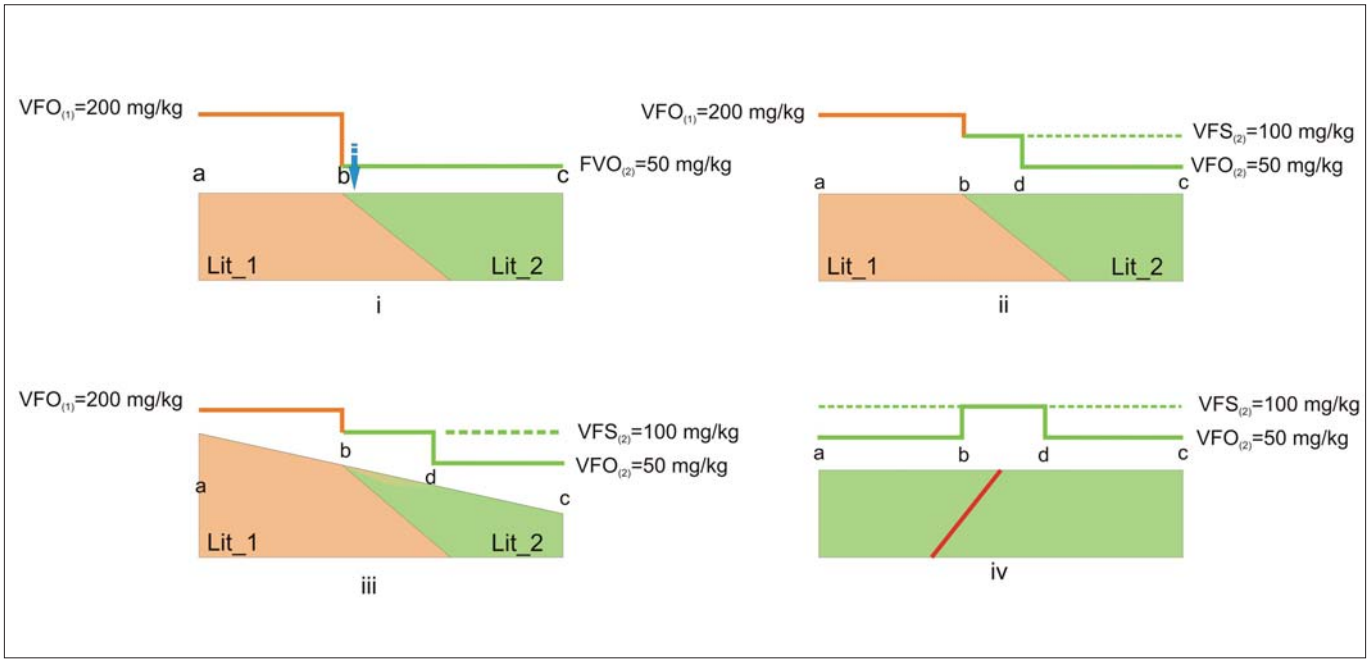


Figura 7. In determinati contesti geologici, può risultare opportuno gestire gli indicatori di fondo con una "flessibilità ragionata". Nello schema i) è descritto un limite fra due litologie Lit. 1 e Lit. 2 aventi dei valori di fondo "ordinari" $VFO_1 >> VFO_2$. In una gestione "rigida", una osservazione afferente alla litologia Lit_2 (freccia blu) prossima al punto b con $C > VFO_2$ risulterebbe non riconducibile al fondo. In realtà limiti di rappresentazione cartografica, legati anche alla scala del supporto su cui vengono proiettati i dati, o i normali fenomeni di trasporto esogeni (es. schema iii), rendono plausibile che lungo il limite litologico ci siano fenomeni di "mixing" fra i litotipi Lit._1 e Lit. 2. In tali situazioni si possono gestire eventuali valori anomali in prossimità del contatto considerando dei VF basati su indicatori statistici meno restrittivi (VFS "valori di fondo superiori", nello schema ii) quali ad esempio il 99 percentile invece di un 95 percentile, ovvero adottando il fondo VF1 della litologia adiacente Lit_1. Analoghe considerazioni in condizioni di arricchimento sito specifico legato a mineralizzazioni note in letteratura o ipotizzabili in base al contesto geologico-strutturale (es. schema iv, rappresentato da un elemento tettonico).

del sito di interesse sono comparabili con quelle delle osservazioni inerenti il fondo. In tal caso non viene determinato un valore numerico del fondo ed il confronto si concretizza attraverso l'applicazione dei test statistici più idonei per il tipo di distribuzione. Una variante è costituita dal confronto fra un singolo valore misurato del sito o della matrice di interesse e la distribuzione di frequenza del campione statistico rappresentativo del fondo (*Percorso* 5). In questo caso il confronto potrebbe restituire la probabilità che il valore misurato appartenga al campione statistico rappresentativo del fondo e quindi gestirlo di conseguenza.

Confronto puntuale fra i valori stimati dal modello geostatistico e i valori misurati nel sito (Percorso 4)

Attraverso la modellazione geostatistica, vengono stimate le concentrazioni del fondo anche all'interno del sito di interesse. Il confronto è fatto fra il valore misurato della matrice/sito di interesse e il valore stimato dal modello per quel punto, calcolato a partire dai dati inerenti il fondo. La differenza fra i due valori è virtualmente rappresentativa del contributo antropico puntuale. Questo tipo di confronto non è consigliato quando la distribuzione del parametro di interesse non mostra una continuità spaziale fra l'area da cui sono prelevate le osservazioni afferenti il fondo e il sito, oppure quando le osservazioni afferenti il fondo sono scarse.

Confronto fra i valori stimati dal modello geostatistico del fondo ed il modello geostatistico di tutte le osservazioni (fondo e matrice/sito di interesse) (Percorso 6)

In questo metodo le osservazioni (sia quelle riferibili al fondo che quelle riferite al sito) sono utilizzate unicamente per ricostruire i modelli geostatistici e non sono utilizzate direttamente nel confronto. La procedura prevede la realizzazione di due modelli geostatistici basati su due griglie identiche (come origine e come dimensioni delle maglie) relative rispettivamente ai dati del solo fondo e a tutti i dati (cioè tutte le osservazioni afferenti al fondo e alla matrice/sito di interesse concorrono per la realizzazione del modello di distribuzione spaziale). Attraverso una "sottrazione di griglia" si ottiene un modello spaziale di concentrazioni residue, ascrivibili a contributi connessi alla matrice/sito di interesse (*Fig.* 6). L'applicazione di questo metodo richiede un'adeguata copertura spaziale delle osservazioni disponibili.

5. CONCLUSIONI: L'APPLICAZIONE DELLA FLESSIBILITÀ RAGIONATA ALLA GESTIONE DEI DESCRITTORI DEL FONDO

È stata richiamata più volte, nel percorso di determinazione dei VF, l'importanza di considerare le condizioni al contorno (es. aspetti geologico – idrogeologici, uso del territorio, elementi puntuali e/o diffusi di pressione antropica), non sempre "numerabili" che nel loro complesso costituiscono il modello concettuale.

Analogamente si ritiene che gli stessi criteri debbano essere utilizzati nella fase di gestione degli indicatori del fondo. In tal senso, situazioni particolari dovrebbero richiedere una *"flessibilità ragionata"* per interpretare al meglio il vero significato dei valori riscontrati in campo.

La *Fig.* 7, a mero titolo esemplificativo evidenzia questo concetto. L'opportunità di adottare dei criteri più flessibili in fase di gestione del VF dovrebbe essere sempre proposta, valutata e condivisa dall'ente di controllo ambientale competente, in considerazione della posizione *super partes* e della conoscenza del territorio.

BIBLIOGRAFIA

ISPRA (2009), *L'analisi di conformità con i valori limite di legge: il ruolo dell'incertezza associata a risultati di misura*. Manuali e linee guida n. 52/2009.

SNPA (2018), *Linee guida per la determinazione dei valori di fondo per i suoli ed per le acque sotterranee*. Manuali e linee guida n. 52/2018.

L'approccio della valutazione del rischio applicato alla richiesta di deroga ex. Art. 10 DM 27/09/2010 dei valori limite per l'accettabilità dei rifiuti di una discarica per rifiuti inerti

Risk-based approach for request of derogation from threshold limits of an authorized inert wastes landfill according art. 10 of the Italian Ministerial Decree 27/09/2010

Alessio Iacobini
Earthwork Professionisti Associati
E-mail: alessio.iacobini@earthwork.it

Daniele Baldi
Earthwork Professionisti Associati
E-mail: daniele.baldi@earthwork.it

Leonardo Nolasco
A.S.A.
E-mail: tecnica@asa-nolasco.it

Parole chiave: analisi di rischio, richiesta di deroga, valori limite, discarica per inerti, modello concettuale, concentrazioni soglia di contaminazione sito specifiche.
Key words: risk based approach, derogation request, threshold limit inert waste landfill, site conceptual model

SOMMARIO

Una discarica autorizzata per il conferimento di rifiuti inerti ha richiesta la deroga alle concentrazioni limite dei rifiuti in ingresso secondo quanto permesso dall'art. 10 del DM 27/09/2010. Tale disposto legislativo permette di valutare mediante l'analisi del rischio la fattibilità della deroga e le nuove concentrazioni limite. La valutazione del rischio è stata effettuata mediante il software Leach8, elaborata dal gruppo di lavoro RECONnet (http://www.reconnet.net/) in ottemperanza all'iter normativo vigente nel 2016. Il presente articolo riporta il quadro normativo, l'impostazione della valutazione ed i suoi risultati. In particolare, le simulazioni effettuati hanno rilevato che le caratteristiche costruttive della discarica unitamente al quadro ambientale in cui è inserita permettono di innalzare le concentrazioni limite di ammissibilità dei rifiuti ben oltre i limiti di deroga previsti dalla normativa.

ABSTRACT

An authorized landfill for inert waste has requested the derogation from the limit concentrations of incoming waste according to art. 10 of the DM 27/09/2010. According the decree is possible to assess the feasibility of the derogation and the new limit concentrations by risk analysis. The risk assessment was carried out using the Leach8 software, developed by the RECONnet working group (http://www.reconnet.net/) in compliance with the regulatory process in force in 2016. This article reports the regulatory framework, the assessment approach and its results. In particular, the simulations carried out have shown that the constructive characteristics of the landfill together with the environmental framework in which it is inserted allow raising the concentration of contaminants limits of waste well beyond the limits of derogation provided for by the regulations.

INTRODUZIONE E INQUADRAMENTO NORMATIVO

Una discarica autorizzata per il conferimento di rifiuti inerti ha richiesta la deroga alle concentrazioni limite dei rifiuti in ingresso secondo quanto permesso dall'art. 10 del DM 27/09/2010 così come modificato dal DM 24/06/2015.

L'art. 10 del Il DM 27/09/2010 e s.m.i. prevede per tutte le tipologie di discarica la richiesta di deroga ai criteri di ammissibilità fissati per ciascuna tipologia (per la discarica per rifiuti inerti tali criteri sono fissati nelle tabelle 2 e 3 dell'art. 5 del medesimo dispositivo di legge) qualora:

- Comma 1:
  - ✓ lettera a): sia effettuata una valutazione di rischio, con particolare riguardo alle emissioni della discarica, che, tenuto conto dei limiti per i parametri specifici previsti dal DM, dimostri che non esistano pericoli per l'ambiente in base alla valutazione dei rischi;
  - ✓ lettera c): i valori limite autorizzati per la specifica discarica non superino, per più del triplo, quelli specificati per la corrispondente categoria di discarica e, limitatamente al valore limite relativo al parametro TOC nelle discariche per rifiuti inerti, il valore limite autorizzato non superi, per più del doppio, quello specificato per la corrispondente categoria di discarica.
- Comma 2
  In presenza di concentrazioni elevate di metalli nel fondo naturale dei terreni circostanti la discarica, l'autorità territorialmente competente può stabilire limiti più elevati coerenti con tali concentrazioni. La deroga non è applicabile ai seguenti parametri:
  - ✓ Lettera a): carbonio organico disciolto (DOC) per le discariche per inerti, i rifiuti pericolosi stabili e non reattivi in discariche per rifiuti non pericolosi e le discariche per rifiuti pericolosi;
  - ✓ Lettera b): BTEX e olio minerale per le discariche per inerti;

- ✓ Lettera c): PCB per le discariche per rifiuti non pericolosi;
- ✓ Lettera d): carbonio organico totale (TOC) e pH nelle discariche per rifiuti non pericolosi che smaltiscono rifiuti pericolosi stabili e non reattivi;
- ✓ Lettera e): carbonio organico totale (TOC) nelle discariche per rifiuti pericolosi.

In forza dello studio dei valori di fondo naturale geochimico (VNF) sito specifico predisposto per la discarica, l'autorizzazione regionale aveva già stabilito le seguenti CSC sito specifiche:

Tabella 1 – CSC sito specifiche contenute nell'autorizzazione regionale della discarica in esame

Parametro	CSC sito specifiche	CSC di legge
	mg/l	mg/l
As	0,0442	0,01
Mn	0,156	0,05
Fluoruri	3	1,5

Sebbene quindi per il sito in oggetto erano stati già appurati "*elevate concentrazioni di metalli nel fondo naturale dei terreni circostanti la discarica*" per i quali il comma 2 del suddetto articolo 10 prevedeva la possibilità di richiedere la deroga ai valori limiti verso concentrazioni anche maggiori di 3 volte i limiti fissati nelle tabelle 2 e 3 dell'articolo 5, in via del tutto cautelativa si è ritenuto di *richiedere la deroga su tutti i parametri di tabella 2 con esclusione del DOC limitandosi a un valore in deroga pari solo al triplo del valore tabellare*.

APPROCCIO E CODICE DI CALCOLO UTILIZZATI

Approccio di calcolo utilizzato

L'Analisi di Rischio elaborata per il Sito è stata spinta sino al secondo livello. Tale scelta si basa sul fatto che le indagini di caratterizzazione ambientale svolte consentono di disporre di una base dati che, unitamente a quella fornita dalla letteratura, permette di applicare un modello di simulazione del trasporto per lo studio della diffusione della contaminazione alle aree esterne alle sorgenti di contaminazione.

L'approccio di calcolo utilizzato è stato scelto in accordo con quanto previsto dalla normativa italiana sull'applicazione dell'Analisi di Rischio alle discariche; in particolare, *l'approccio di calcolo ha seguito quanto stabilito per l'applicazione della procedura nel caso di concessione delle deroghe stabilito nel documento ISPRA (2011) prot. ISPRA n. 36365 del 31/10/2011 intitolato "Nota integrativa della nota ISPRA prot. n. 30237 del 16/09/2010, sull'applicazione della circolare del MATTM n. 0014963 del 30/06/2009"*. La procedura delineata nel documento appena menzionato è schematizzata nella *Fig*. 1 che segue, estratta dallo stesso documento:

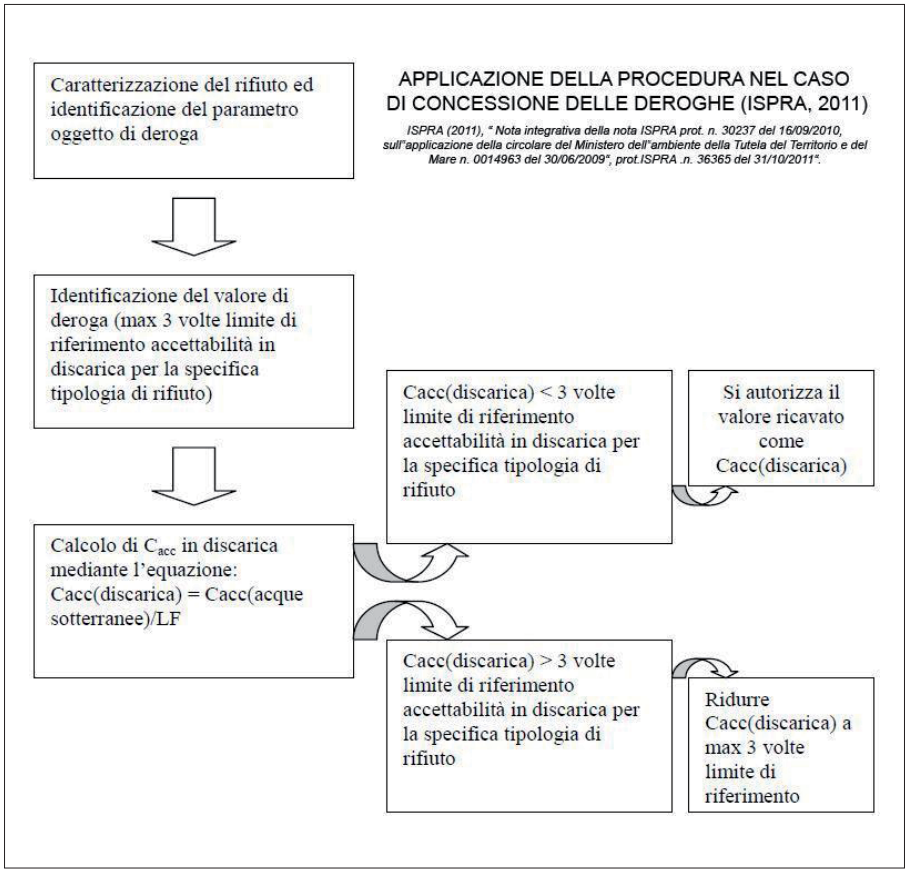


Figura 1. Procedura per la concessione delle deroghe ex. art. 10 DM270910 delineata nel parere ISPRA 2011

Il software Leach8©

Il codice di calcolo utilizzato è stato Leach8, progetto sviluppato dal gruppo di lavoro RECONnet (www.reconnet.net), già autore del codice di calcolo Risk-Net per l'analisi di rischio dei siti contaminati.

Il tool permette di calcolare in modalità "backward" la concentrazione ammissibile in discarica, a partire dalla concentrazione accettabile nelle acque sotterranee e dal fattore di lisciviazione sito specifico calcolato in funzione delle caratteristiche definite dall'utente.

In particolare, lo strumento di calcolo:

- è stato sviluppato facendo riferimento ai "Criteri metodologici per l'analisi assoluta di rischio applicata alle discariche" (APAT, 2005);
- è stato predisposto in modo da tener conto delle indicazioni contenute nei pareri ISPRA del 16 settembre 2010 (prot. ISPRA n. 30237) e 31 ottobre 2011 (prot. ISPRA n. 36365) redatti nel contesto del tavolo tecnico istituito dalla Regione Veneto con DGRV 1766/2010, coordinato dalla Direzione regionale Ambiente, tra Regione, URPV (Unione regionale delle Province del Veneto) ed ARPAV. Al termine di questo tavolo tecnico è stata emanata la deliberazione regionale (DGRV) n. 1360 del 30/07/2013 in cui nell'Allegato A viene indicato quanto segue:
- "i valori limite di concentrazione da prendere in esame per il calcolo del "rischio" per le matrici ambientali sono quelle desumibili dalla normativa vigente in campo ambientale e in particolare in materia di bonifiche di siti inquinati".
- "ai fini dell'applicazione dell'equazioni, per sostanze che non presentano limiti di riferimento normativi, o per le quali non è stato stabilito dagli Enti di Controllo un valore di fondo, si dovrà fare riferimento ai limiti proposti da ISS. Nel caso del parametro TDS si dovrà utilizzare come riferimento il valore di

500 mg/l proposto da US EPA, che considera il parametro TDS come secondary drinking water standard (USEPA, IRIS, Integrated Risk Information System). Nel caso del parametro molibdeno si propone di utilizzare il limite di 50 µg/l previsto dalla normativa tedesca. Nel caso del parametro DOC si propone di utilizzare come riferimento i risultati della sperimentazione attivata con DGRV n. 1838/2007 che ha evidenziato un rapporto tra COD nell'eluato (chemical oxygen demand) e DOC (dissolved organic carbon) pari mediamente a 3 e facendo riferimento al limite previsto per il COD per le acque superficiali destinate a essere utilizzate per la produzione di acqua potabile dopo i trattamenti appropriati (30 mg/l)".

- "la verifica dell'accettabilità al POC della concentrazione (mg/l) del contaminante i-esimo in falda Cacc (acque sotterranee) dovrà essere effettuata utilizzando le formule deterministiche, proposte da ISPRA" - "il POC deve essere posto immediatamente al di sotto della potenziale sorgente di contaminazione (discarica) lungo la verticale, a distanza pari a 0m dalla sorgente". Questo significa che il DAF non viene considerato.
- "nel calcolo del flusso di percolato uscente dalla discarica (LF) dovrà essere utilizzata la corrispondente equazione deterministica dei "Criteri Metodologici" di ISPRA, trascurando la presenza dei teli in HDPE, in quanto l'esperienza suggerisce una limitata efficienza nel tempo di tali presidi".

In merito a questo ultimo aspetto, qualora dal punto di vista tecnico e scientifico si intendesse valutare anche il contributo di impermeabilizzazione della geomembrana, Leach8 fa riferimento alle formule citate nel Parere ISPRA 2011 sopracitato, che riprendono quanto previsto dai "Criteri metodologici per l'analisi assoluta di rischio applicata alle discariche" (APAT, 2005); si ricorda, infine, che la DGRV n. 1360/2013 ha valenza perentoria di applicazione solo all'interno della regione Veneto, ma è stata utilizzata anche al caso di studio sito nella Regione Lazio.

Le equazioni utilizzate dal software Leach8

Per quanto riguarda le equazioni utilizzate dal tool Leach8 si rimanda alla guida utente.

MODELLO CONCETTUALE E PARAMETRIZZAZIONE SITO SPECIFICA

Introduzione sul Modello Concettuale del Sito

La ricostruzione del mondo reale (naturale e antropico), dei suoi elementi e delle interazioni tra di essi, tramite strumenti matematici prende il nome di "modellizzazione".

Nell'ambito della analisi di rischio sanitario (AdR) connesso alla contaminazione di un sito, è necessario individuare il 'Modello Concettuale del Sito' (MCS), costituito dalle tre componenti principali:

1) Le sorgenti di contaminazione
2) Le vie di migrazione
3) I bersagli della contaminazione

Il Modello Concettuale esplicita i legami tra le diverse componenti dell'Analisi di Rischio, permettendo di valutare la presenza delle condizioni di rischio, per la salute umana e per l'ambiente, in conseguenza del fenomeno d'inquinamento rilevato.

Le sorgenti di contaminazione

Come esposto sopra, nel caso specifico nell'elaborazione del modello concettuale si è considerato che la *fonte primaria è una discarica per rifiuti inerti realizzata e autorizzata in base alle vigenti normative (D.Lgs. 36/2003)*.

In particolare, la discarica viene considerata una sorgente primaria di emissioni, liquide e gassose, quali potenziali contaminanti e quindi sorgenti secondarie, che possono avere una probabilità più o meno alta di provocare un rischio nell'uomo e nelle matrici ambientali coinvolte.

Inoltre, nel caso della discarica, il MCS cambia in funzione del tempo durante tutta la vita dell'impianto, dal momento che variano le caratteristiche della discarica, quale termine sorgente. A seguito della chiusura della discarica, con la realizzazione della copertura superficiale, varieranno le caratteristiche generali con ulteriori modifiche delle emissioni, dal punto di vista quantitativo in virtù della presenza della barriera di contenimento superficiale (la copertura superficiale riduce l'infiltrazione delle acque meteoriche diminuendo quindi i volumi di percolato prodotti) e dal punto di vista qualitativo, soprattutto a causa della cessazione dell'attività di conferimento dei rifiuti.

Nel caso in esame, per una maggior cautela, la sorgente discarica è stata considerata *stazionaria con uno spessore dei rifiuti pari a quello finale, ossia previsto in sede di progetto a fine coltivazione.*

In generale, le informazioni necessarie alla caratterizzazione della sorgente discarica possono essere suddivise nei seguenti gruppi principali:

- caratteristiche geometriche della discarica;
- tipologia e caratteristiche dei rifiuti e caratteristiche quali-quantitative delle emissioni;
- caratteristiche costruttive degli impianti e dei sistemi tecnologici.

Caratteristiche geometriche della discarica

I dati geometrici della discarica (superficie, profondità, volume, struttura dei lotti, ecc.) sono stati utilizzati per determinare i quantitativi di emissioni prodotte.

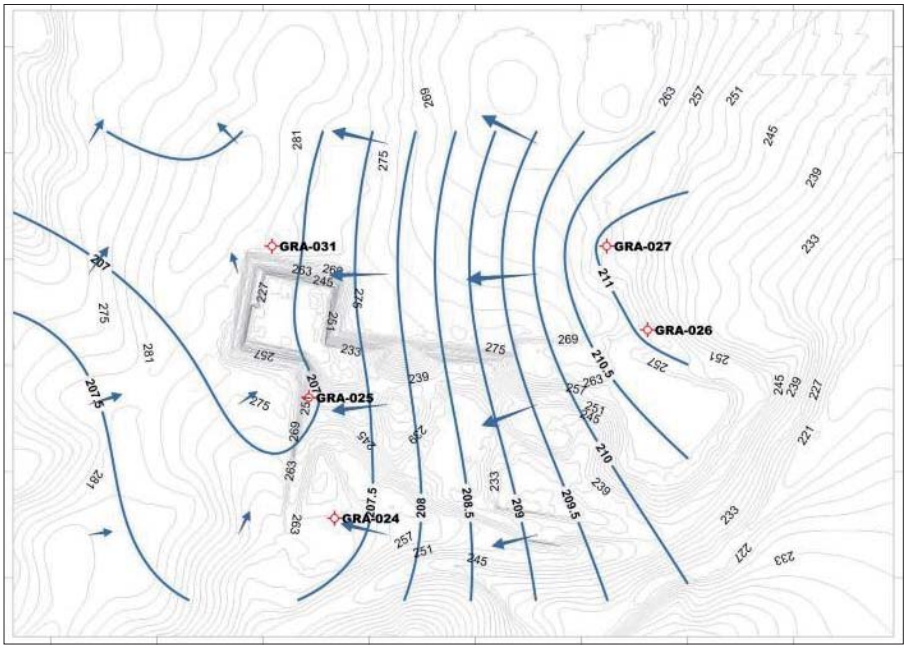


Figura 2. Piezometria di dettaglio dell'area in studio

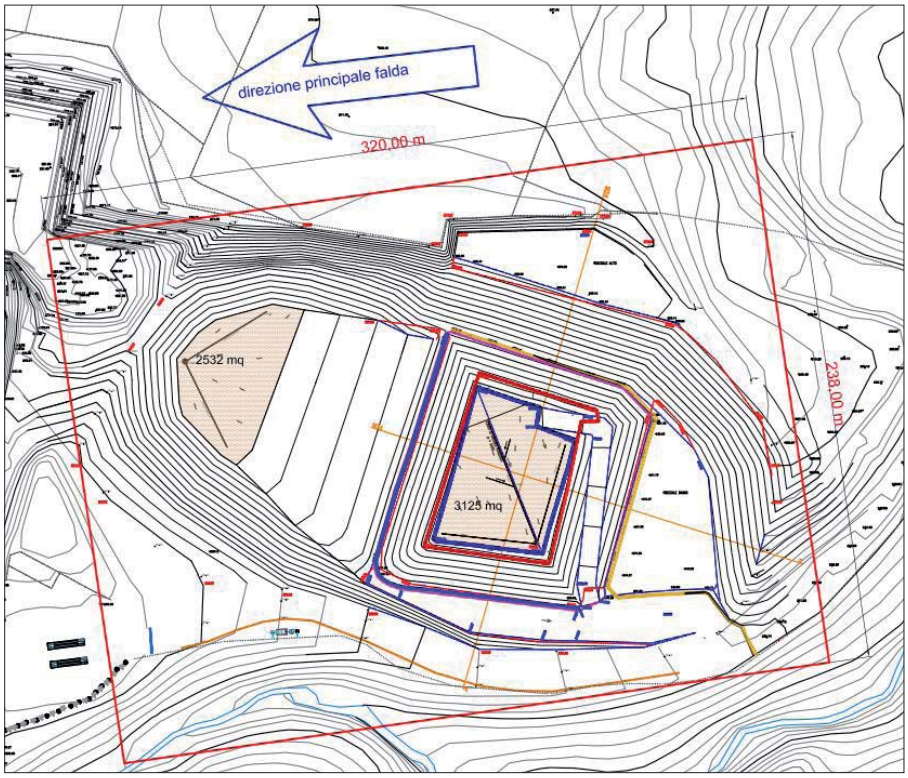


Figura 3. Rappresentazione grafica del sito di discarica con indicati i parametri geometrici utilizzati nelle modellazioni di analisi di rischio

rifiuti (pari a 45m) uno spessore del substrato insaturo pari a 15m; *tale valore è stato sottostimato a favore della conservatività della presente valutazione*, infatti, considerando che come indicato nella Relazione Geologica di sito, la quota della superficie piezometrica è posta a circa 211m s.l.m., rispetto alla quota del fondo della discarica, che è posizionato alla quota di 230m s.l.m., si dedurrebbe uno spessore dell'insaturo pari ad almeno 19m (*Fig*. 4).

Tipologia e caratteristiche dei rifiuti e caratteristiche quali-quantitative delle emissioni

Conoscere la natura e la tipologia dei rifiuti abbancati e/o previsti risulta essenziale per determinare la qualità e

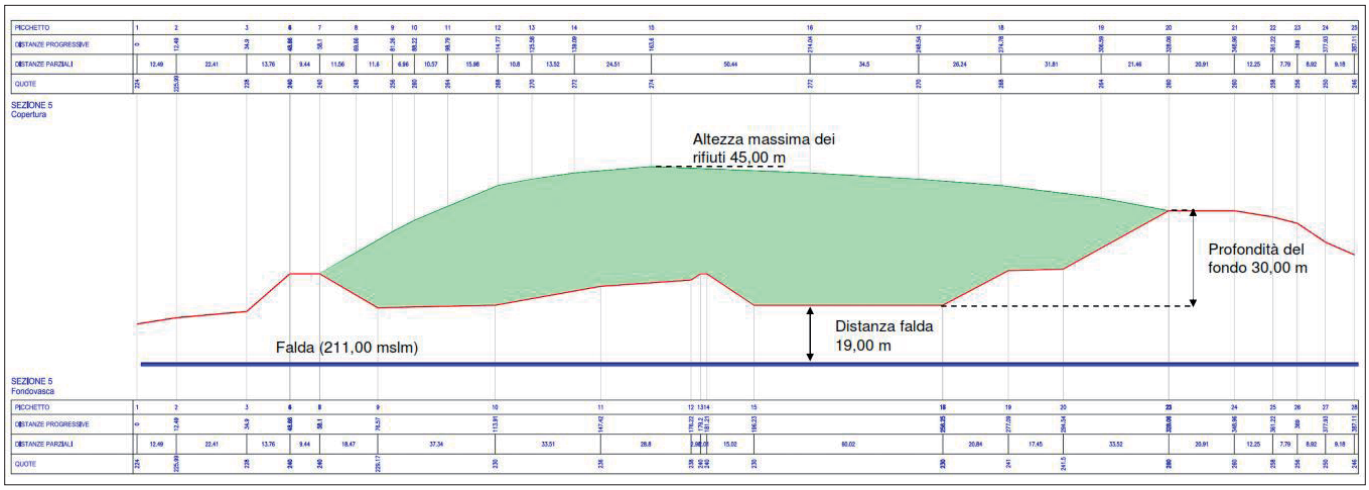


Figura 4. Sezione verticale schematica del sito di discarica con indicati i parametri geometrici utilizzati nelle modellazioni di analisi di rischio

Nel caso in esame la discarica è stata schematizzata come un parallelepipedo rettangolo delle dimensioni di:

- 320 m (*estensione della discarica nella direzione di deflusso di falda*);
- 238 m (*estensione della discarica nella direzione ortogonale al deflusso di falda*).

La direzione di flusso di falda utilizzata è quella definita nel documento che ha definito i VNF per il sito in esame (vedi stralcio nella *Fig*. 2).

La discarica, andando a situarsi in un precedente sito di cava, ne ha ripreso la morfologia del fondo, che risulta articolato in due porzioni delle dimensioni di 3125 e 2532m^2: in considerazione della omogeneità della conformazione geologica del substrato e della tipologia di rifiuti che andrà ad ospitare, è stata inserita la somma della superficie dei due fondi nel parametro "*superficie di fondo della discarica*" del software Leach8, pari a 5657m^2 (*Fig*. 3).

Per quanto riguarda lo *spessore dei rifiuti*, che determina la *profondità del punto di emissione del percolato* rispetto al piano campagna, è stato considerato, per maggior cautela , lo spessore finale dei rifiuti, ossia quello previsto in sede di progetto a fine coltivazione (massimo 45 m). Tale dato deriva per differenza tra il valore della quota del fondo della discarica, posizionato a circa 230m s.l.m. ed il valore della quota massima del bordo superiore dell'intero invaso, pari a 275 m s.l.m. (*Fig*. 4).

Coerentemente con l'aver utilizzato lo spessore finale dei rifiuti, come valore di *soggiacenza della falda* è stato inserito il dato in riferimento al piano di campagna della superficie di chiusura della discarica, pari a 60m, da cui si deduce per differenza con lo spessore finale dei la quantità delle emissioni, nonché delle sostanze contaminanti in esse contenute. A tal fine nell'analisi di rischio si deve considerare ogni singolo flusso di rifiuti in ingresso e, qualora sia possibile, raggruppare più flussi in categorie che presentino simili caratteristiche fisico-chimiche.

La discarica in esame accetta esclusivamente i rifiuti inerti i cui Codici CER sono riportati nella Relazione Tecnica di Progetto; inoltre, considerata la natura inerte dei rifiuti non si prevede la produzione di biogas, pertanto come sorgente secondaria è stato considerato unicamente il percolato.

Come concentrazione caratteristica dei rifiuti inerti è stata considerata quella dell'eluato derivante da test di cessione, prendendo come valori di riferimento quelli limite di cui si richiede la deroga ed indicati nella *Tab*. 2.

Tabella 2. Valori di concentrazione dell'eluato considerate pari ai valori richiesti in deroga

Parametro	Concentrazione = valore limite per cui si richiede la deroga (L/S=10 - l/kg) mg/l
As	0,15
Ba	6
Cd	0,012
Cr totale	0,15
Cu	0,6
Hg	0,003
Mo	0,15
Ni	0,12
Pb	0,15
Sb	0,018
Se	0,03
Zn	1,2
Cloruri	240
Fluoruri	3
Solfati	300
TDS	1200

Inoltre, considerando che l'applicazione di un livello 2 di analisi di rischio richiede l'individuazione di un unico valore di concentrazione rappresentativa in corrispondenza ad ogni sorgente secondaria di contaminazione (APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" rev. 2008), come concentrazione caratteristica del percolato è stata considerata quella dell'eluato indicata nella *Tab.* 2.

La stima della quantità di percolato in uscita dalla discarica è stata realizzata mediante le equazioni implementate nel software Leach8, descritte nel precedente paragrafo.

Caratteristiche costruttive degli impianti e dei sistemi tecnologici

Il sistema di prevenzione e riduzione dell'inquinamento della discarica risponde a quanto prescritto dal Decreto Legislativo 13 gennaio 2003, n. 36 e riportato nella Relazione tecnica di progetto.

Il progetto prevede le seguenti opere e infrastrutture di supporto:

- impermeabilizzazione della vasca di abbancamento;
- sistema di convogliamento e stoccaggio del percolato;
- copertura finale e sistema di drenaggio e controllo delle acque meteoriche.

Di seguito si riportano le caratteristiche utili alla definizione dei parametri utilizzati nella modellazione del rischio.

Impermeabilizzazione della vasca di abbancamento

Considerando le caratteristiche naturali del contesto, per maggiore sicurezza dell'invaso, si è scelto di realizzare il sistema di impermeabilizzazione del fondo e delle sponde, una volta profilate le pareti dell'invaso, mediante i seguenti strati di protezione idraulica:

- Geocomposito bentonitico laminato con una membrana in PE;
- Telo HDPE
- TNT (o terreno arido di protezione nel caso del fondo vasca)

I parametri, riportati di seguito, utilizzati per la modellazione del rischio sono stati tratti dalla Relazione Tecnica di progetto:

- Strato minerale di fondo:
  - ✓ Conducibilità idraulica: 1E-09m/s
  - ✓ Spessore strato minerale: 1m
- Materassino bentonitico
  - ✓ Conducibilità materiale bentonitico: 2E-12m/s
  - ✓ Spessore materassino bentonitico: 5mm
  - ✓ Conducibilità equivalente (argilla + materassino): *calcolato da Leach8*

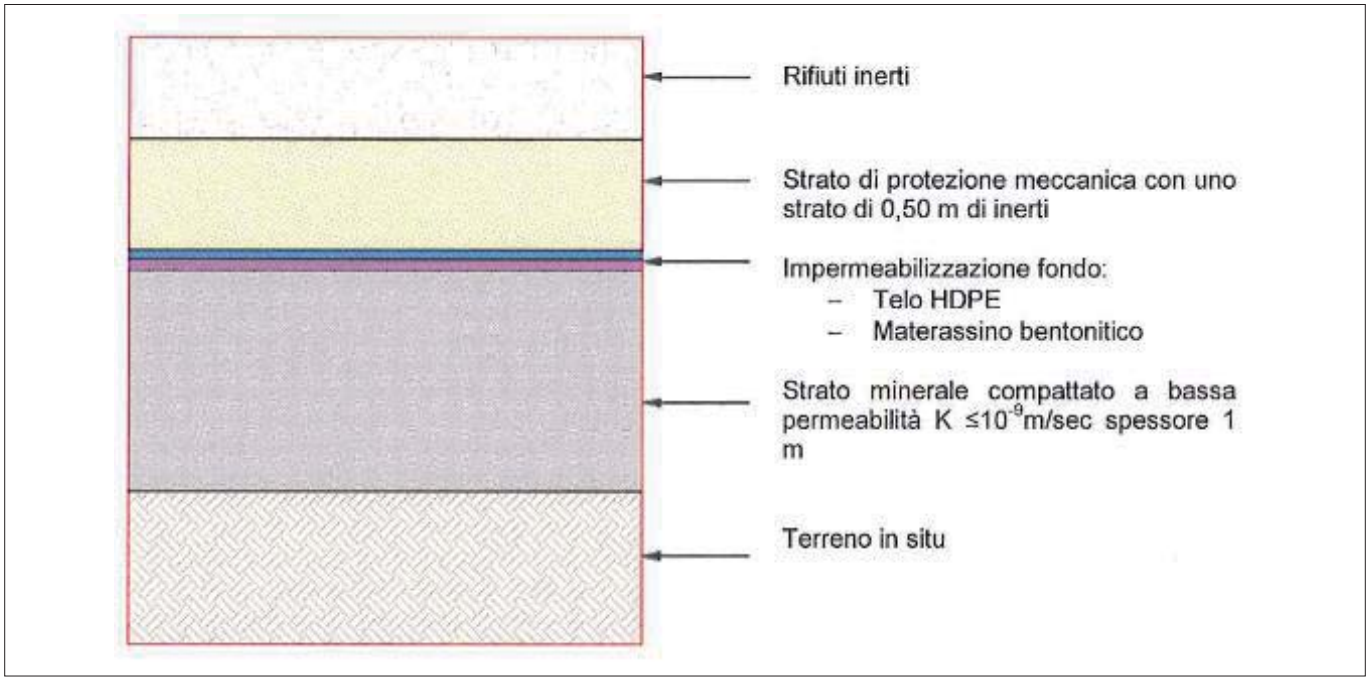


Figura 5. Schema costruttivo fondo e pareti discarica, tratto dalla Relazione Tecnica di Progetto, inclusa nel disposto autorizzativo della discarica

Tabella 4. Valori di concentrazione dell'eluato considerate pari ai valori richiesti in deroga

Parametro	Valore limite (mg/l)	Riferimento normativo	CSC sito specifiche autorizzate per la discarica
Arsenico	0,01	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	0,0442
Bario	0,1	Tab. 1/A All. 2 parte terza - D.Lgs. n. 152/06	
Cadmio	0,005	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	
Cromo totale	0,05	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	
Rame	1	CSC (D.Lgs. 152/06)	
Mercurio	0,001	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	
Molibdeno	0,05	DGRV 1360/2013	
Nichel	0,02	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	
Piombo	0,01	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	
Antimonio	0,005	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	
Selenio	0,01	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	
Zinco	3	CSC (D.Lgs. 152/06)	
Cloruri	250	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	
Fluoruri	1,5	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	3
Solfati	250	Tab.3 - D.Lgs. 30/2009	
DOC	10	Assumendo 1/3 del limite COD (1)	
TDS	500	ISPRA 2011	

- Geomembrana
  - ✓ Difetti della geomembrana: *fonte dati default ISPRA*
  - ✓ Microfori: 5E-06 m²/ettaro
  - ✓ Fori: 1E-04 m²/ettaro
  - ✓ Strappi: 1E-02m²/ettaro
  - ✓ Costante qualità contatto: cattivo contatto, 1,15m²/ettaro

Sistema di convogliamento e stoccaggio del percolato;

All'interno dello strato di impermeabilizzazione del fondo sopra descritto, è stesa la rete di raccolta del percolato, raccordati ai pozzi di raccolta.

Il sistema di azionamento delle pompe è automatico, in modo da mantenere costantemente ed automaticamente il livello massimo di percolato all'interno di ogni pozzo di captazione intorno a 1 m.

I parametri, riportati di seguito, utilizzati per la modellazione del rischio sono:

- Altezza percolato sul fondo della discarica: 1,5m, sovrastimato rispetto al valore di 1m garantito dalle dotazioni impiantistiche di sito.
- Gradiente idraulico medio verticale: 2,5m, calcolato da Leach8

Copertura finale e sistema di drenaggio e controllo delle acque meteoriche.

Una volta raggiunte le quote del progetto approvato, la chiusura prevede la realizzazione di un capping finale.

4.3 Le vie di migrazione

Il modello concettuale deve identificare tutti gli specifici percorsi mediante i quali le emissioni potrebbero potenzialmente essere trasportate.

I percorsi delle sostanze prodotte e quindi fuoriuscite dalla discarica possono essere individuati nei diversi comparti di suolo, aria, acque sotterranee e acque superficiali, con modalità dipendenti dalla natura delle sostanze stesse e dei mezzi attraversati.

Avendo individuato nel percolato (prodotto dai rifiuti della discarica, individuati come sorgente primaria della contaminazione) la sorgente secondaria della contaminazione, si individuano le seguenti vie di migrazione:

- Dilavamento o meglio percolazione nel suolo insaturo al di sotto della discarica;
- Migrazione verso la risorsa idrica sotterranea, ubicata sulla verticale del fondo della discarica (in altri termini è stata considerata una distanza dal punto di conformità (POC) pari a 0m coerentemente con le disposizioni di legge).

In sintesi, le caratterizzazioni geologiche ed idrogeologiche realizzate hanno evidenziato le seguenti caratteristiche:

- il substrato geologico di sito è costituito dai termini tufacei del distretti vulcanico sabatino;
- dal punto di vista idrogeologico, si evidenzia la presenza di una sola falda a carattere confinato con quote assolute comprese tra 206,06m s.l.m. e 214,53m s.l.m. da cui consegue una quota media pari a 211m s.l.m..

I parametri desunti dai due documenti ed utilizzati per la modellazione del rischio sono:

- Direzione di deflusso della falda: da ENE verso WNW (rif. *Figg.* 2 e 3 in cui è riportata la piezometria definita da IRSA nello studio sopra citato);
- Conducibilità Idraulica falda: 1,19E-05m/s (definita a mezzo di prove idrogeologiche sulla rete piezometrica di sito);
- Gradiente idraulico falda: 0,029 (definita a mezzo di prove idrogeologiche sulla rete piezometrica di sito);
- Spessore acquifero: 18m (definita mediante i log stratigrafici e le misure freatimetriche della rete piezometrica di sito).

In base ai parametri sito specifici inseriti, il software Leach8 ha calcolato i seguenti parametri:

- Dispersività verticale: 1,60E+02cm;
- Spessore di miscelazione: 1,8E+01m.

4.4 I bersagli della contaminazione

Il bersaglio della contaminazione considerato nella presente analisi di rischio è la risorsa idrica sotterranea. In particolare, in accordo con la procedura

per l'autorizzazione di deroghe ex art. 10 DM270910 definita nel parere ISPRA 2011, è stata considerata una distanza dal punto di conformità (POC) pari a 0m, ovvero ubicato sulla verticale dal fondo della discarica, non considerando quindi i fenomeni di abbattimento della contaminazione all'interno della falda dal punto di contatto al POC generalmente indicato nel limite di proprietà del sito di discarica.

Si riportano di seguito i valori tabellari utilizzati da Leach8 come valori limite per il calcolo della concentrazione ammissibile nelle acque sotterranee per i parametri per cui si richiede deroga; nella stessa tabella sono inseriti anche le CSC sito specifiche per Arsenico e Fluoruri autorizzate (*Tab*. 4).

Seguendo un approccio cautelativo, nelle simulazioni effettuate non sono state utilizzate le CSC sito specifiche autorizzate.

5. SIMULAZIONI EFFETTUATE

5.1 Introduzione

Di seguito si riportano i risultati delle seguenti simulazioni:

- Simulazione 1: calcolo delle concentrazioni ammissibili in discarica considerando lo stato di fatto della discarica, ovvero considerando la presenza della geomembrana;
- Simulazione 2: calcolo delle concentrazioni ammissibili in discarica considerando la geomembrana assente;
- Simulazione 3: calcolo delle concentrazioni ammissibili in discarica considerando la geomembrana assente e una altezza del percolato sul fondo della discarica pari a 10m.

5.2 Simulazione 1 – stato di fatto

Nella *Tab*. 5 si riportano i risultati raggiunti.

Dalla lettura della *Tab*. 5 si evince che le concentrazioni ammissibili in discarica calcolate sono molto superiori al triplo delle concentrazioni previste dalla tabella 2 del DM270910.

5.3 Simulazione 2 – senza geomembrana

Nella *Tab*. 6 si riportano i risultati raggiunti.

Dalla lettura della *Tab*. 6 si evince che anche *considerando la discarica priva della geomembrana esistente* le concentrazioni ammissibili in discarica calcolate sono molto superiori al triplo delle concentrazioni previste dalla tabella 2 del DM270910.

5.4 Simulazione 3 – senza geomembrana e con altezza percolato sovrastimata

Nella tabella *Tab*. 7 si riportano i risultati raggiunti.

Dalla lettura della *Tab*. 7 si evince che anche considerando la discarica priva della geomembrana esistente e con una altezza di percolato pari a 10 volte quella garantita dalle dotazioni impiantistiche della discarica le concentrazioni ammissibili in discarica calcolate sono comunque superiori al triplo delle concentrazioni previste dalla tabella 2 del DM270910.

CONCLUSIONI

La presente analisi di rischio è stata sviluppata per una discarica autorizzata per il conferimento di rifiuti inerti a supporto della richiesta di deroga ex art. 10 (Deroghe) del D.M. 27/09/2010 così come modificato dal DM 24/06/2015 ai valori limite per l'accettabilità dei rifiuti definiti nella tabella 1 dell'articolo 5 del medesimo DM, con eccezione del parametro DOC non derogabile per discariche per inerti.

Tabella 5. Risultati della simulazione 1

Contaminante	Tab. 2 - DM 27/09/2010	Massima concentrazione teorica derogabile 3 x Tab. 2 - DM 27/09/2010	Cacc discarica (AdR)	Rapporto tra Cacc discarica e Concentrazioni Tab. 2 – DM 27/09/2010	Deroga Richiesta Art. 10 3vv Tab. 2	
	mg/L	mg/L	mg/L	Cacc discarica/Tab. 2. DM 27/09/2010	mg/L	Note
Arsenico	5,00E-02	1,50E-01	1,99E+01	397	**1,50E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Bario	2,00E+00	6,00E+00	1,99E+02	99	**6,00E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Cadmio	4,00E-03	1,20E-02	9,94E+00	2484	**1,20E-02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Cromo totale	5,00E-02	1,50E-01	9,94E+01	1987	**1,50E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Rame	2,00E-01	6,00E-01	1,99E+03	9936	**6,00E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Mercurio	1,00E-03	3,00E-03	1,99E+00	1987	**3,00E-03**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Molibdeno	5,00E-01	1,50E+00	9,94E+01	199	**1,50E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Nichel	4,00E-02	1,20E-01	3,97E+01	994	**1,20E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Piombo	5,00E-02	1,50E-01	1,99E+01	397	**1,50E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Antimonio	6,00E-03	1,80E-02	9,94E+00	1656	**1,80E-02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Selenio	1,00E-02	3,00E-02	1,99E+01	1987	**3,00E-02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Zinco	4,00E-01	1,20E+00	5,96E+03	14903	**1,20E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Cloruri	8,00E+01	2,40E+02	4,97E+05	6210	**2,40E+02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Fluoruri	1,00E+00	3,00E+00	2,98E+03	2981	**3,00E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Solfati	1,00E+02	3,00E+02	4,97E+05	4968	**3,00E+02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
TDS	4,00E+02	1,20E+03	9,94E+05	2484	**1,20E+03**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*

Tabella 6. Risultati della simulazione 2, con geomembrana assente

Contaminante	Tab. 2 - DM 27/09/2010	Massima concentrazione teorica derogabile 3 x Tab. 2 - DM 27/09/2010	Cacc discarica (AdR)	Rapporto tra Cacc discarica e Concentrazioni Tab. 2 – DM 27/09/2010	Deroga Richiesta Art. 10 3vv Tab. 2	
	mg/L	mg/L	mg/L	Cacc discarica/Tab. 2. DM 27/09/2010	mg/L	Note
Arsenico	5,00E-02	1,50E-01	4,87E+00	97	**1,50E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Bario	2,00E+00	6,00E+00	4,87E+01	24	**6,00E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Cadmio	4,00E-03	1,20E-02	2,43E+00	608	**1,20E-02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Cromo totale	5,00E-02	1,50E-01	2,43E+01	487	**1,50E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Rame	2,00E-01	6,00E-01	4,87E+02	2434	**6,00E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Mercurio	1,00E-03	3,00E-03	4,87E-01	487	**3,00E-03**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Molibdeno	5,00E-01	1,50E+00	2,43E+01	49	**1,50E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Nichel	4,00E-02	1,20E-01	9,73E+00	243	**1,20E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Piombo	5,00E-02	1,50E-01	4,87E+00	97	**1,50E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Antimonio	6,00E-03	1,80E-02	2,43E+00	406	**1,80E-02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Selenio	1,00E-02	3,00E-02	4,87E+00	487	**3,00E-02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Zinco	4,00E-01	1,20E+00	1,46E+03	3651	**1,20E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Cloruri	8,00E+01	2,40E+02	1,22E+05	1521	**2,40E+02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Fluoruri	1,00E+00	3,00E+00	7,30E+02	730	**3,00E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Solfati	1,00E+02	3,00E+02	1,22E+05	1217	**3,00E+02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
TDS	4,00E+02	1,20E+03	2,43E+05	608	**1,20E+03**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*

Tabella 7. Risultati della simulazione 3, con geomembrana assente e altezza di percolato maggiorata

Contaminante	Tab. 2 - DM 27/09/2010	Massima concentrazione teorica derogabile 3 x Tab. 2 - DM 27/09/2010	Cacc discarica (AdR)	Rapporto tra Cacc discarica e Concentrazioni Tab. 2 – DM 27/09/2010	Deroga Richiesta Art. 10 3vv Tab. 2	
	mg/L	mg/L	mg/L	Cacc discarica/Tab. 2. DM 27/09/2010	mg/L	Note
Arsenico	5,00E-02	1,50E-01	1,12E+00	22	**1,50E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Bario	2,00E+00	6,00E+00	1,12E+01	6	**6,00E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Cadmio	4,00E-03	1,20E-02	5,58E-01	140	**1,20E-02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Cromo totale	5,00E-02	1,50E-01	5,58E+00	112	**1,50E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Rame	2,00E-01	6,00E-01	1,12E+02	558	**6,00E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Mercurio	1,00E-03	3,00E-03	1,12E-01	112	**3,00E-03**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Molibdeno	5,00E-01	1,50E+00	5,58E+00	11	**1,50E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Nichel	4,00E-02	1,20E-01	2,23E+00	56	**1,20E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Piombo	5,00E-02	1,50E-01	1,12E+00	22	**1,50E-01**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Antimonio	6,00E-03	1,80E-02	5,58E-01	93	**1,80E-02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Selenio	1,00E-02	3,00E-02	1,12E+00	112	**3,00E-02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Zinco	4,00E-01	1,20E+00	3,35E+02	837	**1,20E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Cloruri	8,00E+01	2,40E+02	2,79E+04	349	**2,40E+02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Fluoruri	1,00E+00	3,00E+00	1,67E+02	167	**3,00E+00**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
Solfati	1,00E+02	3,00E+02	2,79E+04	279	**3,00E+02**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*
TDS	4,00E+02	1,20E+03	5,58E+04	140	**1,20E+03**	*3vv Tab. 2 (art. 10)*

Sebbene quindi per il sito in oggetto erano stati già appurati "*elevate di metalli nel fondo naturale dei terreni circostanti la discarica*" relativamente ai quali erano state definite CSC sito specifiche per le quali il comma 2 del suddetto articolo 10 prevedeva la possibilità di richiedere la deroga ai valori limiti verso concentrazioni anche maggiori di 3 volte i limiti fissati nelle tabelle 2 e 3 dell'articolo 5, in via del tutto cautelativa si è ritenuto di *richiedere la deroga su tutti i parametri di tabella 2 con esclusione del DOC, limitandosi a un valore in deroga pari solo al triplo del valore tabellare*.

L'analisi di rischio è stata elaborata secondo la procedura RBCA (Risk-Based Corrective Action) con un approfondimento di livello 2 in accordo con i criteri indicati nell'Allegato 1 alla parte quarta del D.Lgs. 152/2006 e con i criteri metodologici per l'analisi assoluta di rischio applicata alle discariche individuati dall'APAT (rev. 2008).

Le simulazioni sono state effettuate mediante l'utilizzo del codice di calcolo "Leach8" sviluppato dal gruppo di lavoro RECONnet (*www.reconnet.net*), già autore del codice di calcolo Risk-Net per l'analisi di rischio dei siti contaminati, composto dai maggiori esperti in materia provenienti in misura prioritaria dall'ISPRA, dalle ARPA e dagli staff tecnici regionali che si occupano di siti contaminati e rifiuti.

In particolare la scelta di utilizzare Leach8 è stata guidata dalle seguenti considerazioni:

- è stato appositamente sviluppato per la richiesta di deroghe ex art. 10 DM 27/09/2010 e s.m.i. facendo riferimento ai "Criteri metodologici per l'analisi assoluta di rischio applicata alle discariche" (APAT, 2005);
- è stato predisposto in modo da tener conto delle indicazioni contenute nei pareri ISPRA del 16 settembre 2010 (prot. ISPRA n. 30237) e 31 ottobre 2011 (prot. ISPRA n. 36365) redatti nel contesto del tavolo tecnico istituito dalla Regione Veneto con DGRV 1766/2010, coordinato dalla Direzione regionale Ambiente, tra Regione, URPV (Unione regionale delle Province del Veneto) ed ARPAV e della deliberazione regionale (DGRV) n. 1360 del 30/07/2013 scaturita nell'ambito dello stesso tavolo tecnico.

Al fine di garantire il rispetto della qualità delle acque sotterranee (cioè il rispetto delle CSC previste dalla normativa ambientale vigente) in prossimità dei bersagli sopra individuati, è stato imposto il rispetto delle CSC di legge, ovvero *non sono state utlizzate le più favorevoli CSC sito specifiche autorizzate per i parametri Arsenico e Fluoruri*.

Ai fini della valutazione delle concentrazioni ammissibili in discarica e del contributo alla mitigazione del rischio da parte della geomembrana, sono state svolte tre simulazioni:

- Simulazione 1: calcolo delle concentrazioni ammissibili in discarica considerando lo stato di fatto della discarica, ovvero *considerando la presenza della geomembrana*;
- Simulazione 2: calcolo delle concentrazioni ammissibili in discarica *considerando la geomembrana assente*;
- Simulazione 3: calcolo delle concentrazioni ammissibili in discarica *considerando la geomembrana assente e una altezza del percolato sul fondo della discarica pari a 10m.*

Come si può osservare in tutte le simulazioni effettuate è stato verificato che le concentrazioni ammissibili calcolate sono sempre superiori a 3 volte i limiti fissati dalla tabella 2 dell'art. 5 del Dm 270910.

In conclusione il sistema di protezione del fondo previsto in progetto, costituito proprio da un rivestimento composito, risulta essere protettivo per tutti i contaminanti per cui si richiede la deroga e assicura che il rischio per l'incremento del valore di accettabilità per tutti i composti considerati risulti accettabile.

Si sottolinea infine che l'applicazione dell'Analisi di Rischio secondo i criteri metodologici indicati da ISPRA permane lo strumento più avanzato di supporto alle decisioni nella gestione dei siti contaminati e delle discariche autorizzate consentendo di valutare, in via quantitativa, i rischi per la salute umana connessi alla presenza di inquinanti nelle matrici ambientali.

NORMATIVA E BIBLIOGRAFIA DI RIFERIMENTO

Decreto Legislativo n. 152 del 4 aprile 2006 e s.m.i.

Criteri metodologici per l'analisi assoluta di rischio applicata alle discariche - 2005, APAT.

Banca Dati ISPESL-ISS elaborata a supporto del Manuale APAT e aggiornata a ottobre 2008

Parere ISPRA del 16 settembre 2010 (prot. ISPRA n. 30237).

Parere ISPRA del 31 ottobre 2011 (prot. ISPRA n. 36365).

Deliberazione Regionale (DGRV) n. 1360 del 30/07/2013.

Documento IRSA "Indagine per la definizione dei valori di fondo geochimico naturale di elementi potenzialmente tossici/nocivi relativamente alla discarica per inerti ricadente nel Comune di Magliano Romano (RM)" – 2012, IRSA CNR.

Manuale d'uso del software Leach8 ver. 1.0

❑.

Applicazione ad ampia scala della tecnologia EHC® Liquid per il trattamento ISCR e ERD di un acquifero contaminato da Tetraclorometano e Cloroformio

Full-scale application of EHC® Liquid Technology for the ISCR and ERD Treatment of an Aquifer Contaminated with Tetrachloromethane and Chloroform

Alberto Leombruni[(1)]*
Michael Mueller[(1)]
Linda Collina[(2)]
Matteo Avogadri[(3)]
Aldo Trezzi[(3)]
Patrizia Trefiletti[(4)]
Mauro Consonni[(4)]
Caterina Di Carlo[(5)]

(1) PeroxyChem LLC – USA
(2) SGI Ingegneria S.r.l.
(3) Ramboll
(4) TETHYS S.r.l., 5 Solvay Specialty Polymers

* E-mail: alberto.leombruni@peroxychem.com

Parole chiave: acquifero, declorurazione riduttiva, riduzione chimica, emulsione, cloroformio, tetracloruro di carbonio
Key words: Aquifer, Reductive Dechlorination, Chemical Reduction, Emulsion, Chloroform, Carbon Tetrachloride

SOMMARIO

Il reagente EHC® Liquid è un prodotto combinato per riduzione chimica in situ (*ISCR*) e biorisanamento anaerobico potenziato (*ERD*) per il trattamento di acquiferi contaminati da composti organici organo-clorurati e metalli pesanti come cromo esavalente. Una volta in falda, infatti, la tecnologia EHC® Liquid genera rapidamente condizioni riducenti potenziate, favorendo le reazioni di declorurazione sia biotiche che abiotiche. Il prodotto risulta essere composto da una parte organo-ferrosa cisteinata e da un substrato fermentabile carbonioso a base di lecitina, chiamato commercialmente ELS™ Microemulsion; entrambi risultano facili da mescolare, diluire ed iniettare in falda.

Questa tecnologia è stata applicata con successo in un sito altamente industrializzato del nord Italia la cui falda risultava storicamente contaminata da tetracloroetano (>10 ppb), cloroformio (>10 ppb), cromo esavalente e, in misura minore, da PCE e TCE.

Nell'area di intervento ed a valle di essa, erano attivi 10 pozzi in pompaggio, realizzati con l'obiettivo di accelerare la rimozione di diversi contaminanti. La presenza di pompaggi attivi all'interno o nelle immediate vicinanze dell'area interessata dalle iniezioni di EHC® Liquid, avrebbe però potuto comprometterne l'efficacia, per via dell'aumento della velocità di falda e della rimozione dell'emulsione iniettata. Per tale ragione, è stata innanzitutto pianificata una strategia di spegnimento di alcuni pozzi e rimodulazione delle portate di altri, al fine di garantire il mantenimento di un'azione adeguata di questi ultimi pur nella compatibilità con l'intervento progettato. La definizione dell'influenza dell'assetto di pompaggio e del conseguente piano di azione, si è basata su alcuni test idrogeologici effettuati in campo e sulle simulazioni eseguite attraverso un modello matematico di flusso, calibrato e validato, che ha permesso di individuare la configurazione ottimale dei pompaggi in modo da raggiungere entrambi gli scopi sopracitati.

Dopo circa 15 mesi dall'iniezione di EHC® Liquid in falda nella zona sorgente principale, le concentrazioni dei contaminanti risultano aver raggiunto i valori sito-specifici obiettivo di bonifica in tutti i piezometri di monitoraggio presenti nell'area, evidenziando anche l'instaurazione di evidenti e potenziate condizioni riducenti biotiche ed abiotiche.

INQUADRAMENTO DELL'AREA TRATTATA

Sulla base dei risultati dell'Analisi di Rischio, l'area oggetto di intervento è risultata contaminata sia per quanto riguarda la falda acquifera sia per i terreni insaturi, per un totale di circa 2000 m² e 17 metri di spessore fra saturo ed insaturo. In particolare, le acque di falda sono risultate interessate da elevate concentrazioni di cloroformio e tetracloroetano, mentre i terreni insaturi sono risultati impattati solamente da cloroformio.

Nell'ambito del POB, sono state selezionate, in una prima fase d'intervento, le seguenti azioni:

- Barrieramento idraulico di contenimento (Pump&Treat);
- Tecnologia di Soil Vapour Extraction (SVE) per la MiSO e la bonifica dei terreni insaturi contaminati da Cloroformio.

L'andamento nel tempo delle concentrazioni di CT e CF nelle acque sotterranee dell'area ha messo in evidenza una significativa riduzione nei primi anni di funzionamento degli interventi realizzati (P&T e SVE); tuttavia, a settembre 2017, i valori rilevati in soluzione risultavano ancora superiori alle CSR calcolate per il CT (66 µg/L) ed il CL (65 µg/L). Inoltre, erano presenti in soluzione anche limitate evidenze di cataboliti anaerobici di degradazione (es. DCM e CM) unitamente a concentrazioni di TCE e CrVI.

Pertanto, in considerazione dell'andamento asintotico delle concentrazioni contaminanti in soluzione con valori al di sopra delle CSR calcolate, è stato ritenuto opportuno applicare in falda il reagente EHC® Liquid, una tecnologia innovativa di trattamento in situ in grado di favorire l'instaurazione di processi di declorurazione riduttiva sia biotici che abiotici.

La distribuzione delle concentrazioni, nella zona sorgente, di CT e CF in

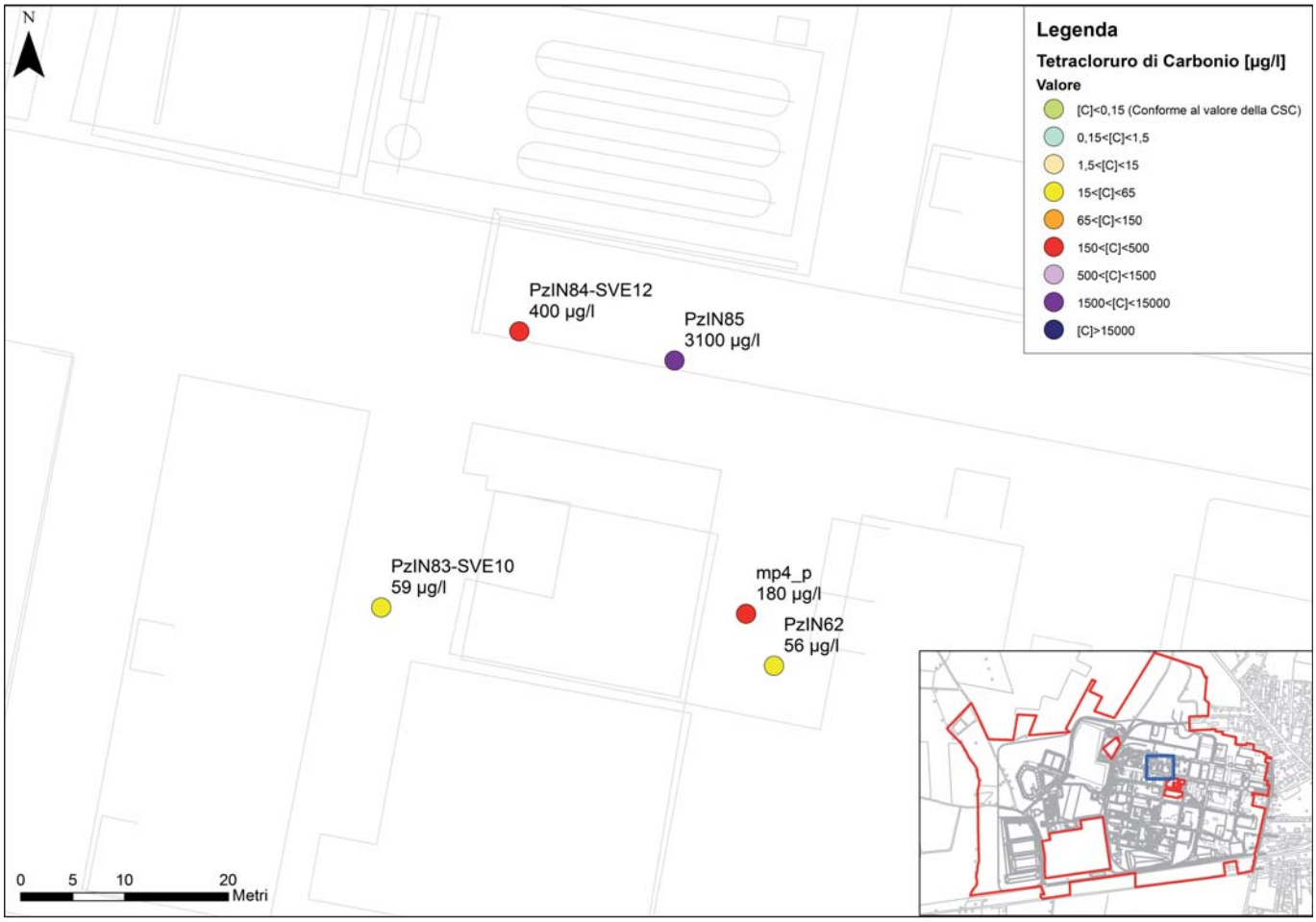


Figura 1. Concentrazioni di CT nella zona sorgente prima del trattamento



Figura 2. Concentrazioni di CF nella zona sorgente prima del trattamento



Figura 3. Barile di ELS Concentrato (sinistra) e fustini con il composto organo-ferroso (destra)

falda prima della attività di trattamento (settembre 2017) è mostrata rispettivamente in *Fig*. 1 e *Fig*. 2.

L'acquifero superficiale contaminato è costituito da una sabbia grossolana la cui permeabilità risulta essere compresa nell'intervallo da $3{,}6x10^{-4}$ a $1x10^{-4}$ m/s; conseguentemente la velocità lineare del flusso di falda risulta essere pari a circa 284 m/anno, considerando un gradiente idraulico pari a circa 0.3% ed una porosità efficace del mezzo saturo di circa 12%. La superficie piezometrica si colloca a circa 8 metri dal piano campagna, mentre la base dell'acquifero, rappresentato da una stratificazione di argilla compatta, a circa 17 m dal p.c.

Inoltre, prima del trattamento, l'acquifero mostrava delle condizioni naturali tendenzialmente aerobiche (Eh ≈ 50 mV, DO ≈ 7 mg/L), un contenuto medio di solfati pari a circa 70 mg/L e dei valori di pH nel range della neutralità (pH ≈ 7.3).

LA SCIENZA ALLA BASE DI EHC® LIQUID

Il reagente EHC Liquid si compone di due parti, miscelabili direttamente in sito con acqua:

- La *microemulsione ELS™* a base di lecitina, che rappresenta un substrato organico per il lento e prolungato rilascio in falda di elettro-donatori. ELS™ concentrato viene spedito in fusti da circa 210 L, riempiti fino a 200 L / 204 kg, e presenta un aspetto ed una viscosità simile al miele (circa 3.700 centipoise (cP), a 20 °C) (*Fig*. 3).
- *Iron Reagent Mix* a base di un composto organo-ferroso cisteinato, che si presenta in forma di polvere secca solubile e viene generalmente confezionato in sacchi da 11.7 kg (*Fig*. 3);

In particolare ELS™ è una microemulsione, a base di un substrato carbonioso ingegnerizzato estratto dalla lecitina di soia, utilizzata per il biorisanamento anaerobico potenziato di acquiferi contaminati da solventi clorurati e/o cromo esavalente. Tale microemulsione risulta essere stata appositamente ingegnerizzata per una facile gestione in sito e per poter esser applicata in falda attraverso sistemi fissi d'iniezione, sistemi di iniezione idraulica o tecnologie di tipo "Direct Push". Una volta in falda, ELS genera rapidamente condizioni riducenti e funge da elettro-donatore, favorendo i processi di declorurazione riduttiva potenziata (*ERD*). L'aggiunta di un substrato organico carbonioso, nella zona satura di un acquifero, risulta, infatti, una tecnica ben conosciuta per favorire le reazioni enzimatiche riduttive convenzionali; questo fenomeno accade dal momento che nel sottosuolo il substrato carbonioso tende a supportare la crescita di batteri autoctoni in falda: in questo modo, nutrendosi del substrato in soluzione, i batteri consumano l'ossigeno disciolto e gli altri elettro-accettori, generando una riduzione del potenziale ossido-riduttivo dell'acquifero. Inoltre, fermentando la microemulsione ELS, i batteri liberano anche una varietà di acidi grassi volatili (*VFAs*), come l'acido lattico, propionico e butirrico, i quali tendono poi a diffondersi dalla zona di fermentazione al pennacchio di contaminazione, fungendo da elettro-donatori per altri batteri, compresi quelli dealogenatori. La molecola stessa della lecitina risulta composta prevalentemente da fosfolipidi, che presentano nella propria struttura sia una parte idrofilica che una idrofobica; conseguentemente la microemulsione ELS tende ad essere maggiormente stabile rispetto ai composti costituiti dalla sola parte idrofobica. Inoltre, i fosfolipidi favoriscono ulteriormente il biorisanamento della falda attraverso il rilascio anche di nutrienti altamente biodisponibili, come carbonio, azoto e fosforo, elementi essenziali alla crescita batterica.

Allo stesso tempo l'aggiunta di un composto organo-ferroso cisteinato alla nano-scala favorisce anche il potenziamento dei processi biologici stessi dal momento che funge da veicolo di scambio elettronico. In particolare, il

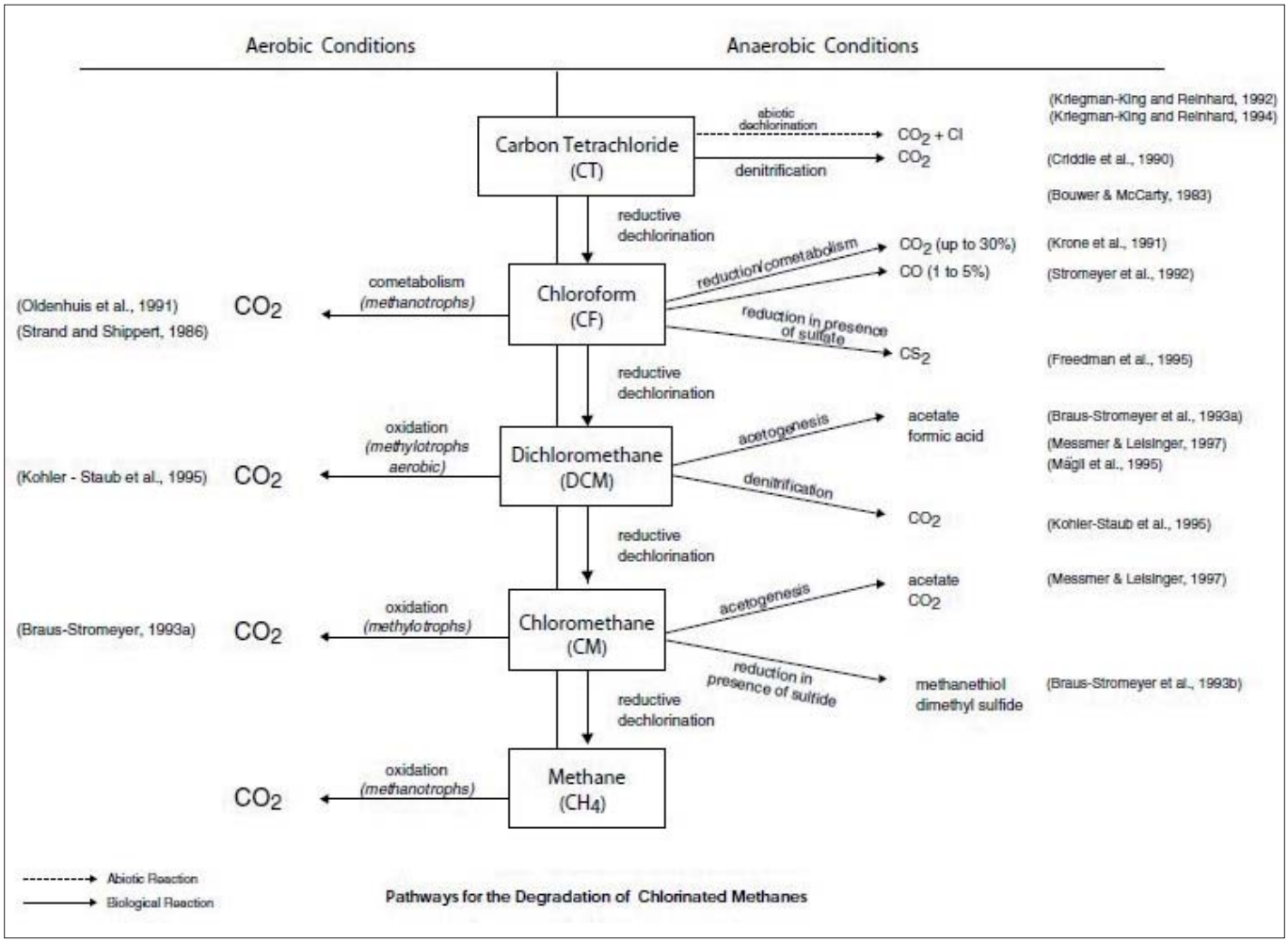


Figura 4. Percorsi di degradazione ERD per i metani clorurati (Force, U. A. 2007)

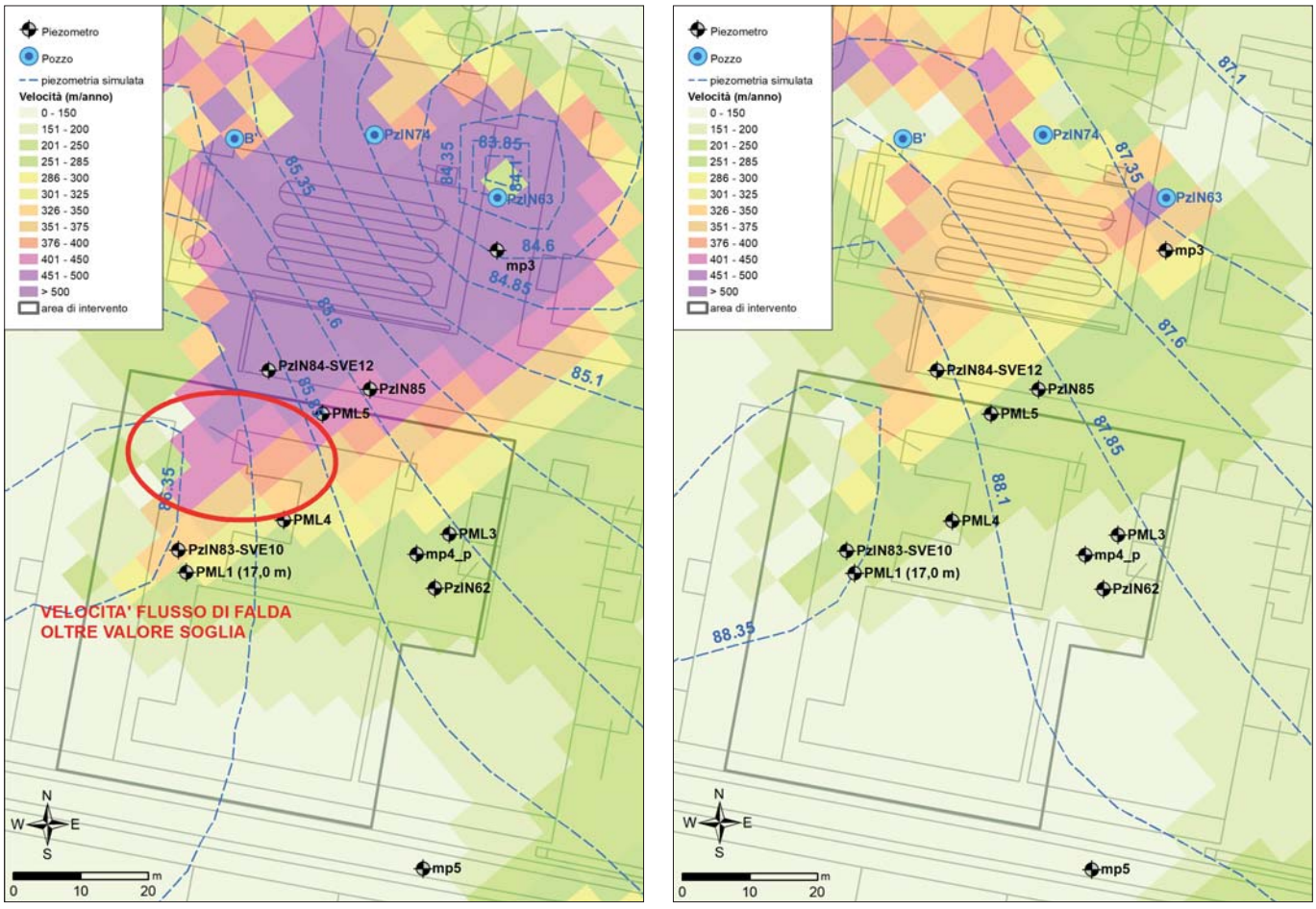


Figura 5. Velocità di flusso della falda (m/anno), calcolate tramite il modello matematico di flusso, con i pozzi attivi nella configurazione originaria (a sinistra) e dopo la rimodulazione delle portate (a destra). La zona sorgente oggetto di trattamento con la tecnologia EHC® Liquid in rosso

composto organo-ferroso genera, in combinazione con i solfuri che derivano dalla riduzione dei solfati, solfuri di ferro come pirite e macknawite; quest'ultimi presentano la proprietà di degradare abioticamente i solventi clorurati attraverso i percorsi di ß-eliminazione. Infine, la cisteina, un aminoacido naturalmente presente nelle proteine umane, presenta la naturale proprietà di potenziare la riduzione del redox dell'acquifero e, quindi, favorire ulteriormente la trasformazione del CrVI in forme stabili e non tossiche come la cromite.

La reazione di biogenolisi/idrogenolisi per la riduzione di CT in falda è mostrata nella seguente *Fig*. 4.

MODELLAZIONE IDROGEOLOGICA PRELIMINARE DEL SITO

Nell'area di intervento e nelle zone a valle, erano presenti 10 piezometri in pompaggio, realizzati con l'obiettivo di accelerare la rimozione di diversi contaminanti e, quindi, di contenerne idraulicamente la migrazione in falda. La presenza di pompaggi attivi all'interno o nelle immediate vicinanze dell'area interessata dalle iniezioni di EHC® Liquid, avrebbe potuto, d'altra parte, comprometterne l'efficacia a causa dell'aumento della velocità di falda e, conseguentemente, della possibile rimozione dell'emulsione iniettata. Per tale ragione, è stata pianificata una strategia di spegnimento dei pozzi ubicati all'interno dell'area di intervento e di rimodulazione delle portate per quelli posti a valle idrogeologica, in modo da garantire il mantenimento di un'azione adeguata di contenimento, pur nella compatibilità con l'intervento di iniezione progettato. La definizione dell'influenza dell'assetto di pompaggio e del conseguente piano di azione si è basata su alcuni test idrogeologici effettuati in campo e sulle simulazioni eseguite attraverso un modello matematico di flusso implementato con il codice di calcolo alle differenze finite MODFLOW 2000 (Harbaugh, 2000), calibrato e validato, che ha permesso di individuare la configurazione ottimale dei pompaggi in modo da pervenire ad entrambi gli scopi sopracitati.

I risultati delle simulazioni modellistiche hanno evidenziato come la nuova configurazione di pompaggio avesse consentito di mantenere valori di velocità di deflusso accettabili e compatibili con gli obiettivi prefissati di residenza idraulica in tutta l'area interessata dall'iniezione (*Fig*. 5). Inoltre, con il nuovo assetto di portate proposto, i pozzi in esercizio, collocati a valle, sarebbero stati comunque in grado di esercitare un effetto di contenimento idraulico e di recupero, e conseguente trattamento delle acque di falda, su un esteso areale, garantendo un efficace presidio dell'area in cui erano previste le iniezioni.

L'utilizzo del modello matematico ha permesso, inoltre, di ottimizzare l'ubicazione dei punti di iniezione in relazione alle direzioni di deflusso locali della falda.

APPLICAZIONE AD AMPIA SCALA

A dicembre 2017, circa 8568 kg di prodotto ELS concentrato sono stati prima emulsionati con acqua al 10% di diluzione unitamente a 1960 kg di un composto organo-ferroso cisteinato e, quindi, iniettati in pressione (≈ 7 bar) in falda attraverso 28 piezometri iniettivi fissi (*Fig*. 6) distribuiti nell'area sorgente di contaminazione. L'obiettivo principale stabilito nel Piano di Bonifica era stato quello di ottenere il rispetto dei

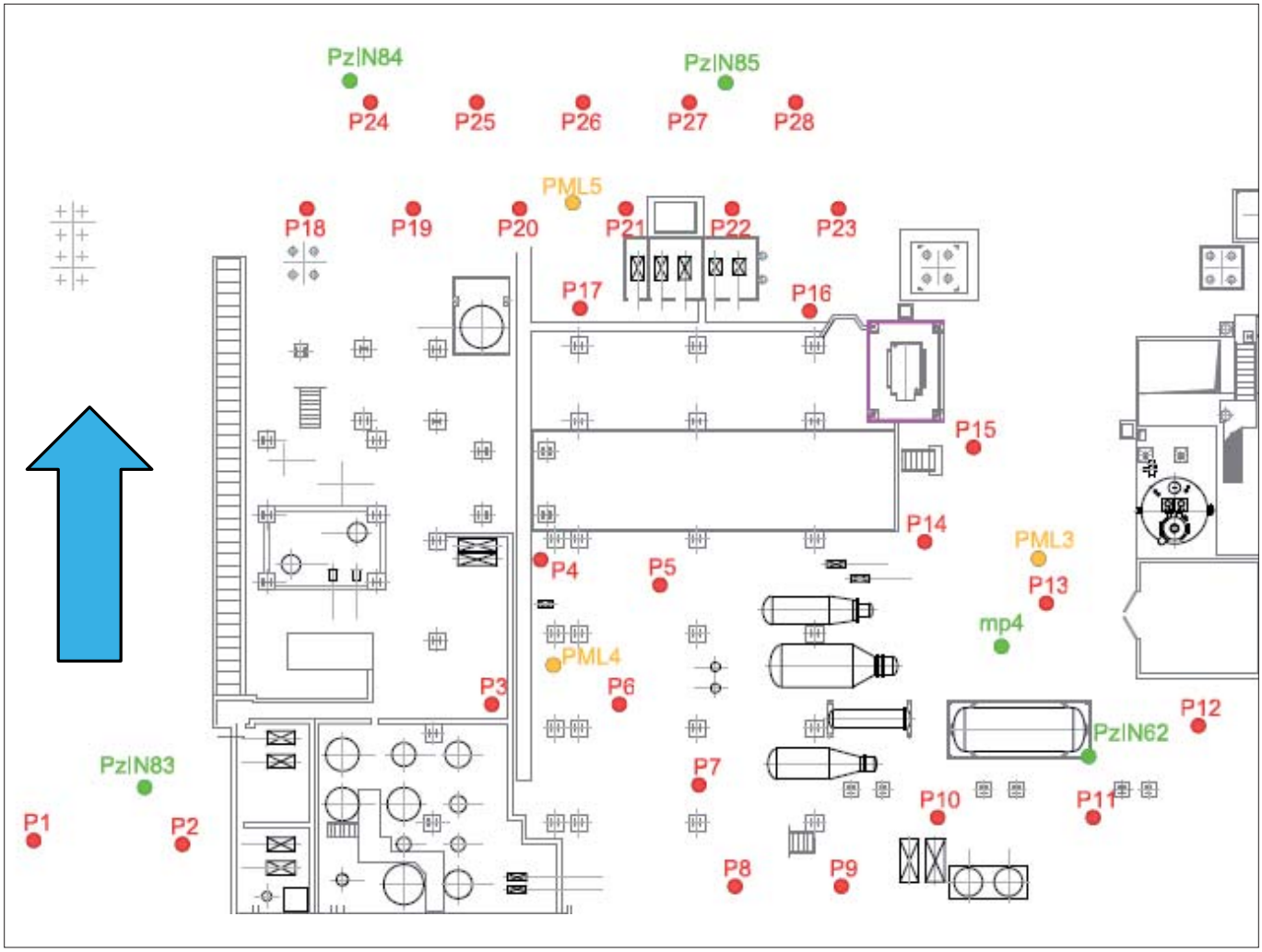


Figura 6. Griglia dei punti iniettivi (in rosso) e punti di monitoraggio (in verde ed arancione) unitamente alla direzione di falda



Figura 7. Vasca di pre-miscelazione (a sinistra) e vasca di miscelazione finale con sistema di ricircolo in linea (a destra)

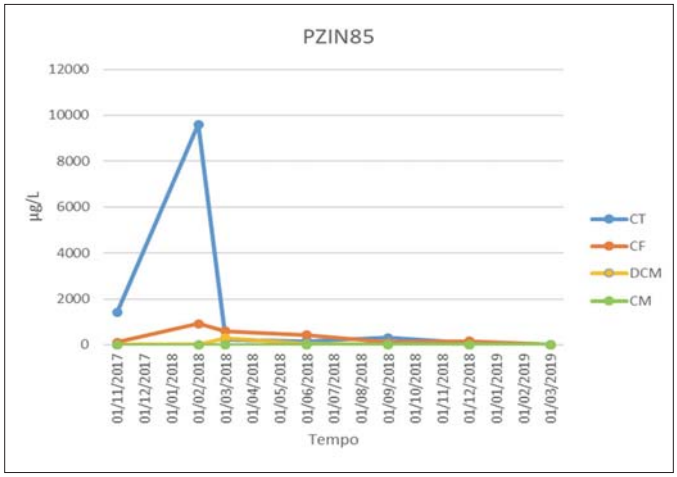
limiti CSR sito-specifici (CT= 66 µg/L, CF= 65 µg/L) nei punti di monitoraggio presenti nell'area di trattamento.

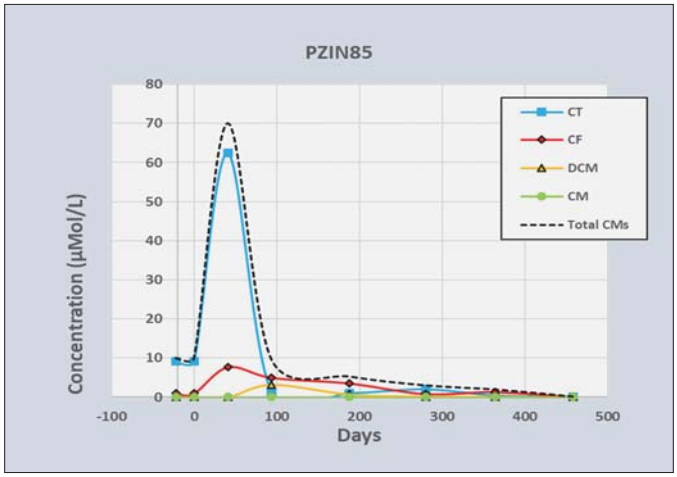
La fase iniettiva è durata circa 15 giorni lavorativi ed ha previsto l'utilizzo di specifica strumentazione (*Fig*. 7). In particolare, il concentrato ELS viene generalmente emulsionato direttamente in campo attraverso l'uso di comuni pompe centrifughe ad alta velocità. Prima della miscelazione, l'apposita vasca di pre-miscelazione viene riempita con il quantitativo di acqua necessaria alla diluizione del concentrato; tale acqua viene spesso pre-condizionata al fine di rimuovere l'ossigeno disciolto presente. Dopo questa prima fase, vengono aggiunti in sequenza, nella vasca di pre-miscelazione, il concentrato ELS e il composto organo-ferroso sotto forma di polvere secca, i quali, dopo una prima mescolatura, vengono trasferiti all'interno di una vasca di miscelazione più grande che presenta la mandata d'iniezione collocata sul fondo a forma conica, al fine di evitare zone di sedimentazione, ed un sistema di ricircolo con pompa centrifuga in linea per l'agitazione continua dei reagenti al suo interno (*Fig*. 7).

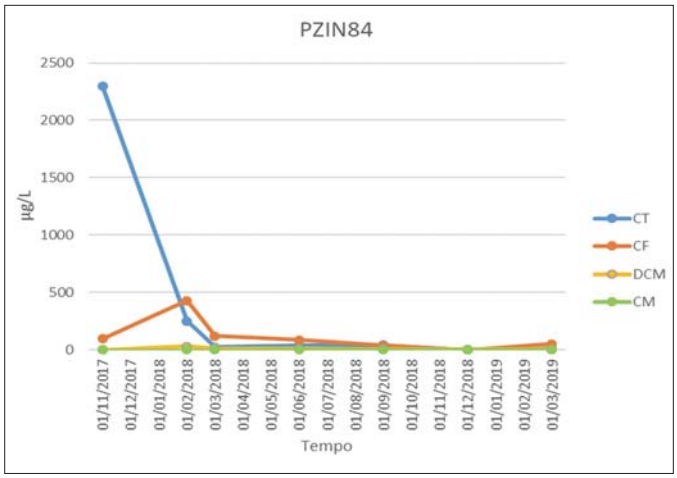
Per il trasferimento del concentrato ELS dai fusti alla vasca di pre-miscelazione, viene generalmente utilizzata una pompa di trasferimento (*Fig*. 8) volumetrica ad alta viscosità, con 5000 – 10000 RPM, in grado di gestire una viscosità massima di 20000 cP. In particolare, la viscosità del concentrato ELS aumenta significativamente nel caso in cui la temperatura del substrato scenda al di sotto dei 10°C. Pertanto, qualora non fosse possibile una conservazione del prodotto all'interno di edifici riscaldati, possono essere utilizzate resistenze esterne per il riscaldamento dei barili al fine di mantenere la temperatura e la viscosità all'interno di un intervallo di valori (≈25÷35°C) tali da rendere facile la gestione e, quindi, la miscelazione del concentrato ELS.



Figura 8. Dettaglio del sistema idraulico utilizzato per il trasferimento del concentrato di ELS dal fusto alle vasche di miscelazione e dalle vasche di miscelazione ai punti iniettivi. Nell'immagine è visibile anche la resistenza esterna applicata al fusto per il mantenimento del concentrato di ELS a una temperatura adeguata







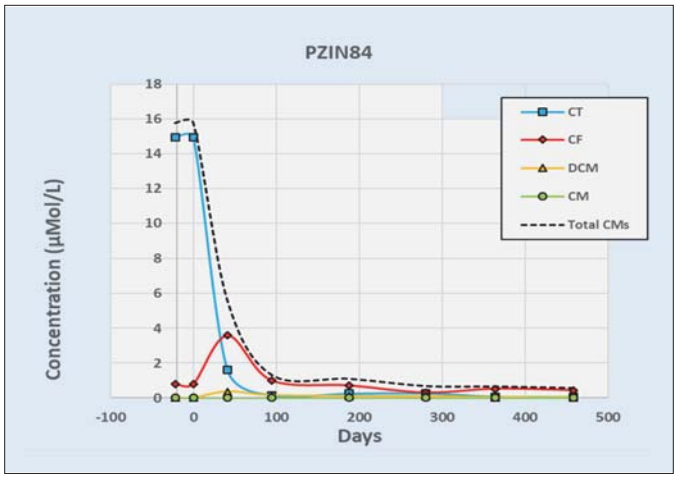


Figura 9. Andamento delle concentrazioni dei metani clorurati in falda in due punti di monitoraggio nell'area di trattamento prima e dopo l'iniezione di EHC® Liquid eseguita a dicembre 2017

RISULTATI

Dopo circa 15 mesi dal termine delle iniezioni del reagente EHC® Liquid in falda, gli obiettivi di bonifica sono stati raggiunti in tutti i piezometri di monitoraggio presenti nell'area di trattamento. Ad esempio, la *Fig*. 9 evidenzia come le concentrazioni di CT e CF in falda siano diminuite fino a risultare al di sotto degli obiettivi di trattamento in due dei principali piezometri di controllo, mostrando, quindi, una riduzione superiore al 90% in meno di 12 mesi di trattamento. In particolare, si può osservare come il piezometro di monitoraggio PzIN85 abbia evidenziato, in una prima fase post-iniettiva, un incremento sostanziale delle concentrazioni di CT in soluzione; questo fenomeno risulta molto comune negli acquiferi fortemente impattati da composti organo-clorurati dal momento che il trattamento con microemulsione favorisce il desorbimento della massa contaminante dalla microporosità dell'acquifero grazie ad un temporaneo e localizzato decremento del pH (da 7.3 a circa 6.3), accelerando, quindi, ulteriormente il processo di risanamento della falda.

Anche i livelli di concentrazione dei cataboliti di degradazione, come DCM e CM, si sono mantenuti al di sotto dei limiti di rilevabilità in quasi tutti i punti di monitoraggio dell'area di trattamento, ad eccezione di alcuni piezometri a valle, confermando, quindi, l'instaurazione di processi di declorurazione riduttiva potenziata completi in tutto l'acquifero oggetto di trattamento. Inoltre, è stato verificato anche il processo degradativo nelle diverse porzioni dell'acquifero trattato, mediante campionamenti a differenti profondità, osservando uno stesso andamento di bonifica.

Infine, è stato osservato anche il completo abbattimento delle concentrazioni di cromo esavalente in soluzione in tutti i punti di monitoraggio collocati nella zona di trattamento anaerobica potenziata (*Fig*. 10).

PARAMETRI DI VALUTAZIONE DELL'EFFICACIA DI EHC® LIQUID

Al fine di determinare se i piezometri si trovavano realmente sotto l'influenza del reagente EHC® Liquid e, quindi, dimostrare l'effettiva distribuzione del reagente in tutte le zone oggetto di bonifica, si è proceduto a campionare i parametri di campo dell'acquifero, inclusi Fe(II) e Mn. È stato, quindi, osservato un significativo incremento delle concentrazioni di Fe (II) e Mn in soluzione in tutti i piezometri di monitoraggio presenti nella zona di trattamento, confermando la corretta distribuzione del reagente in falda e l'instaurazione di condizioni anaerobiche potenziate. In particolare, sono state monitorate concentrazioni massime di Mn e Fe(II) rispettivamente pari a 8.1 e 36 mg/L.

Inoltre, è stata anche osservata una sensibile diminuzione del potenziale ossido-riduttivo (ORP) fino a valori negativi in tutti i punti di monitoraggio della zona di trattamento, così come un decremento delle concentrazioni dei solfati in soluzione, mediamente pari ad un ordine di grandezza rispetto ai valori pre-trattamento compresi fra 50 e 100 mg/L, dimostrando l'instaurazione di condizioni solfato-riducenti. Analogo andamento decrescente è stato monitorato anche per le concentrazioni di ossigeno disciolto.

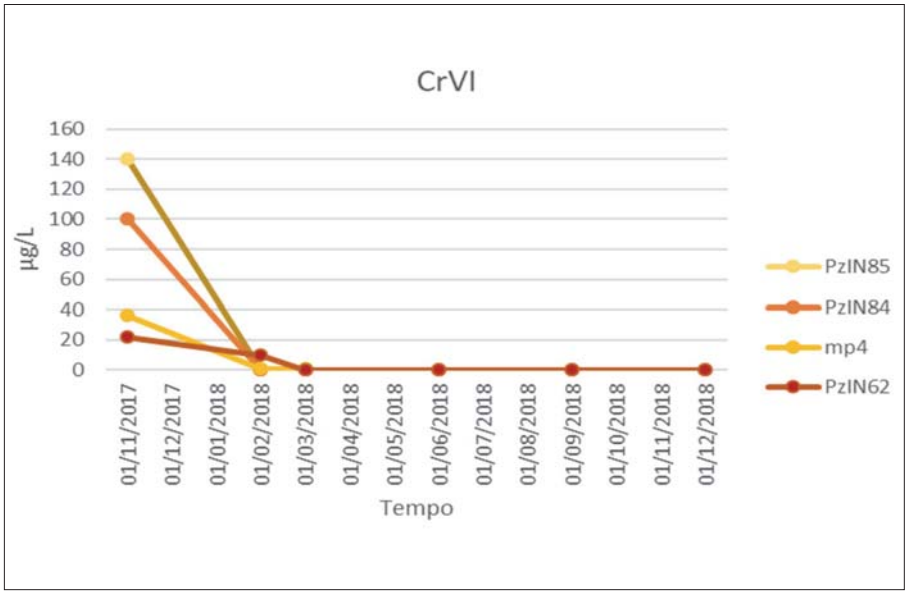


Figura 10. Andamento delle concentrazioni del cromo esavalente in falda nei principali punti di monitoraggio nell'area di trattamento prima e dopo l'iniezione di EHC Liquid eseguita a dicembre 2017

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Nel 2017, è stato eseguito con successo in Italia un risanamento anaerobico potenziato di un acquifero storicamente contaminato da Tetraclorometano e Cloroformio mediante l'utilizzo del reagente EHC® Liquid, un composto ingegnerizzato a lento rilascio di elettro-donatori in falda. Una volta terminata la fase iniettiva nella zona satura, in meno di 15 mesi è stato osservato, in tutti i piezometri di monitoraggio presenti nell'area di trattamento, un rapido decremento delle concentrazioni di CT e CF in soluzione fino al raggiungimento degli obiettivi di bonifica previsti, contemporaneamente, è stato monitorato un temporaneo incremento delle concentrazioni di DCM e CM, fase seguita da una successiva rapida degradazione degli stessi fino a valori al di sotto del limite di rilevabilità in tutti i piezometri. Non sono stati osservati nuovi incrementi delle concentrazioni di CT e CF, dimostrando l'avvenuto processo di declorurazione riduttiva. Inoltre, è stata osservata anche la completa riduzione per il cromo esavalente in tutti i punti di monitoraggio collocati nella zona di trattamento.

BIBLIOGRAFIA

Adamson D.T., Parkin G.F. (1999), *Biotransformation of mixtures of chlorinated aliphatic hydrocarbons by an acetate-grown methanogenic enrichment culture*, Water Res 33: 1482-1494.

Force, U. A. (2007), *Protocol for in situ bioremediation of chlorinated solvents using edible oil*.

Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M.C., and McDonald, M.G. (2000), *MODFLOW-2000, The U.S. Geological Survey modular ground-water model—User guide to modularization concepts and the ground-water flow process*, U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92, 121 p.

Lewis T.A., Cortese M.S., Sebat J.L., Green T.L., Lee C.H., Crawford R.L., *A Pseudomonas stutzeri gene cluster encoding the biosynthesis of the CCl4-dechlorination agent pyridine-2,6-bis (thiocarboxylic acid)*, Environ Microbiol. 2000 Aug;2(4):407-16.

Lee C.H., Lewis T.A., Paszczynski A., Crawford R.L., *Identification of an extracellular agent [correction of catalyst] of carbon tetrachloride dehalogenation from Pseudomonas stutzeri strain KC as pyridine-2, 6-bis(thiocarboxylate)*, Biochem Biophys Res Commun. 1999 Aug 11;261(3):562-6.

Penny C., Vuilleumier S., Bringel F., *Microbial degradation of tetrachloromethane: mechanisms and perspectives for bioremediation*, Departement Micro-organismes, Genomes, Environnement, Université de Strasbourg, UMR 7156 CNRS, Strasbourg, France.

Indagine di fingerprinting composizionale per la caratterizzazione e la datazione di una contaminazione da idrocarburi

Hydrocarbon spill fingerprinting for source and age identification

Massimo Marchesi
IT2E Europe Srl
E-mail: massimo.marchesi@it2europe.com

Dario Scott Rigamonti
Tethys Srl
E-mail: dario.rigamonti@tethys.srl

Patrizia Trefiletti
Tethys Srl
E-mail: patrizia.trefiletti@tethys.srl

Parole chiave: Albo, analisi, bonifica, comunicazione, decisione, filiera, gestione, impatto, intervento, mercato, prontuario, qualificazione, rembook, rischio, supporto
Key words: Register, analysis, remediation, communication, decision, supply chain, management, impact, intervention, market, handbook, qualification, rembook, risk, support

SOMMARIO

In seguito al rinvenimento di prodotto in fase libera in alcuni punti di monitoraggio presso una Stazione di servizio Carburanti situata in nord Italia, è stata svolta un'indagine di fingerprinting composizionale allo scopo di comprenderne origine e epoca dello sversamento. L'area era stata interessata da un procedimento di bonifica conclusosi positivamente nel 2014. Successivamente al passaggio di proprietà, avvenuto nel 2017 e con l'attività commerciale ancora in corso, si riscontra la presenza di prodotto in alcuni piezometri. Allo scopo di identificare il responsabile la proprietà attuale ha promosso la realizzazione di un'indagine di caratterizzazione attraverso fingerprinting composizionale. Mediante analisi GC-MS (Gas Cromatografo accoppiato allo Spettrometro di Massa) è possibile ottenere la distribuzione dei composti per le principali famiglie omologhe così come la ricerca di marker specifici della miscela idrocarburica in grado di:

- caratterizzare la tipologia di prodotto riscontrato (ad esempio benzina piuttosto che diesel);
- identificare il grado di correlazione con i prodotti attualmente in uso;
- valutare in termini qualitativi il grado di alterazione, potenzialmente correlato con l'epoca del rilascio.

Per ulteriore confronto sono state realizzate anche le curve di distillazione e le analisi di zolfo totale e concentrazione dell'additivo metil-t-butil etere (MTBE).

Le analisi composizionali, condotte presso i laboratori IT²Europe, sono state realizzate su aliquote di prodotto estratte in due piezometri del sito (P17 e P16) e su aliquote di benzina e gasolio prelevate direttamente alla pompa.

L'indagine ha messo in evidenza che il prodotto che si riscontra in falda è costituito da gasolio con caratteristiche diverse da quello in uso al momento del campionamento alla pompa. Inoltre, l'approfondimento attraverso le famiglie omologhe (tra cui n-alcani) e altri indicatori, ha permesso di confermare tale aspetto, di differenziare il prodotto nei due piezometri e di desumere che l'evento contaminante possa risalire ad almeno 5 anni addietro, retrodatandolo rispetto all'acquisizione dell'attuale proprietà.

CENNI TEORICI SUL FINGERPRINTING COMPOSIZIONALE TRAMITE GC-MS

La composizione di una miscela inquinante costituita idrocarburi derivanti dal petrolio o dai suoi prodotti derivati, può dare utili informazioni circa l'origine della contaminazione e i processi da essa subita, potendo evidenziare in questo modo, indirettamente e qualitativamente, l'età della contaminazione. Ciò può essere ottenuto sia valutando la presenza e l'abbondanza dei singoli composti che il pattern di distribuzione degli idrocarburi costituenti.

La possibilità di distinguere petroli di diversa origine (*Fig.* 1) è legata alle diverse caratteristiche che la miscela idrocarburica acquisisce negli ambienti di formazione e migrazione. Queste sono funzione del tipo di sostanza organica da cui la miscela trae origine, della temperatura massima raggiunta durante la sua genesi, del tempo di maturazione, e di eventuali processi di biodegradazione subiti.

Sulla base di un analogo principio è d'altra parte possibile discernere contaminazioni dovute a diversi prodotti di raffinazione quali ad esempio benzina, diesel, jet-fuel, (*Fig.* 2). Le caratteristiche composizionali di tali miscele, infatti, dipendono sia dalle caratteristiche genetiche del petrolio usato come materia prima che dalle variazioni esistenti tra i vari processi di raffinazione. Tale variabilità conferisce a ciascun prodotto una sorta di "impronta digitale" in base alla quale è possibile identificare la sorgente di un'eventuale perdita nel sottosuolo (Wang *et al.*, 1999; Trefiletti P. 2002;). Molto utile a tal fine è anche la ricerca degli additivi.

L'analisi accoppiata mediante Gas Cromatografo e Spettrometro di Massa (GC-MS) risulta, in tal senso, uno dei più potenti strumenti del fingerprinting. L'analisi dei pattern di distribuzione degli idrocarburi attraverso cromatogrammmi che prendono in considerazione tutti i picchi di risoluzione (Total Ion Chromatograms o TIC) o singole famiglie di composti omologhi (ad esempio n-alcani, alchilbenzeni, isroarburi policiclici aromatici - IPA, iso-alcani e iso-prenoidi) danno informazioni utili per l'identificazione del prodotto e la determinazione del grado di alterazione.

D'altra parte, una volta entrati nell'ambiente, gli idrocarburi subiscono una serie di processi di alterazione che ne riducono la concentrazione e la massa. Poiché tali processi agiscono in maniera differente, in funzione delle caratteristiche chimico-fisiche dei singoli composti e dei gruppi che costituiscono il petrolio (n-alcani, i-alcani, alcheni, aromatici), è possibile, analizzando il

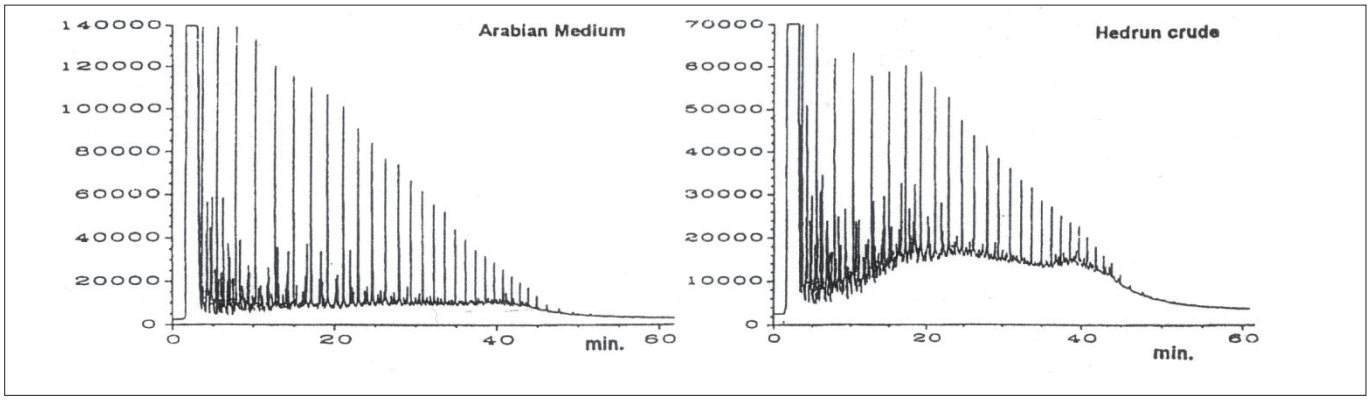


Figura 1. Cromatogrammi GC-FID di due petroli di diversa origine. Per quanto simili essi differiscono l'un l'altro fornendo un'impronta tipica delle due miscele di idrocarburi (da Wang et al.*, 1999)*

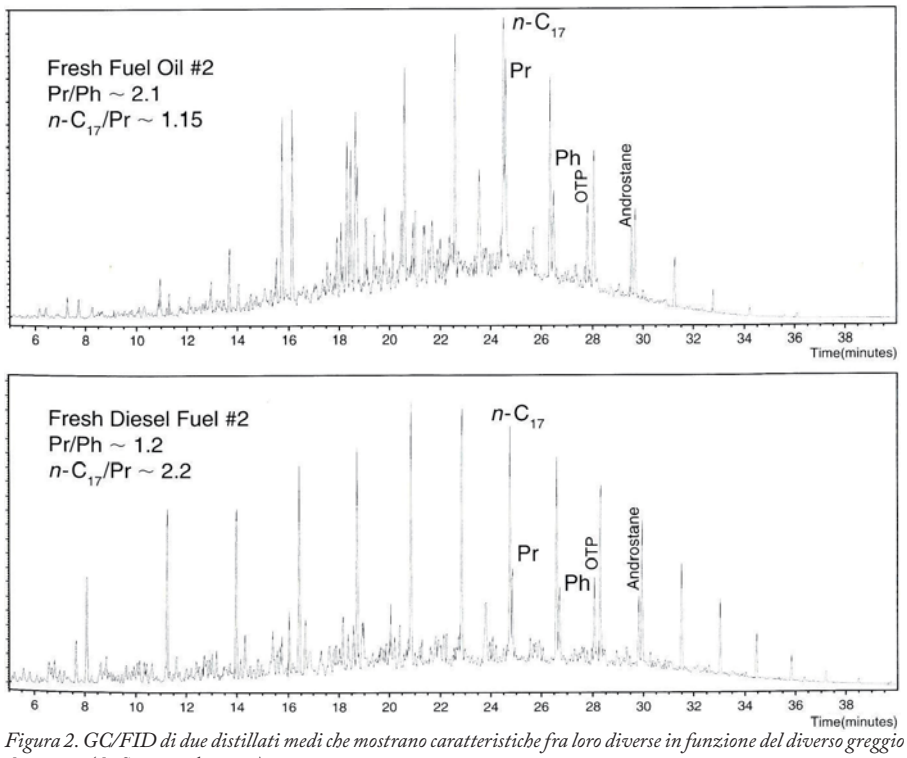


Figura 2. GC/FID di due distillati medi che mostrano caratteristiche fra loro diverse in funzione del diverso greggio di origine (da Stout et al. *2002)*

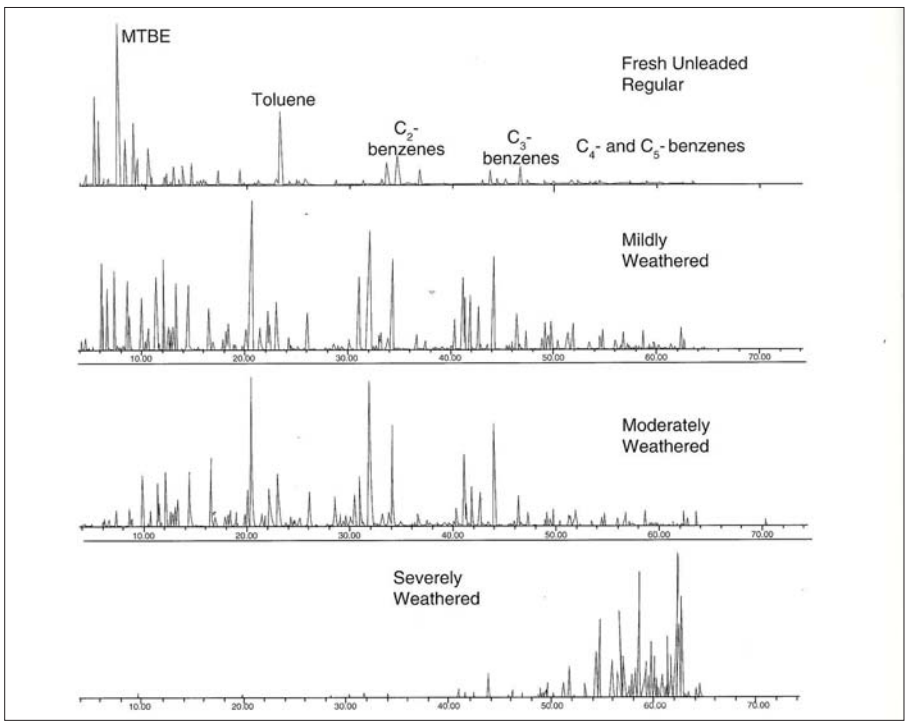


Figura 3. La distribuzione degli idrocarburi visibili nel TIC (Total Ion Chromatogram) evidenzia l'effetto del weathering (per evaporazione) di una benzina che impatta un suolo (da Stout et al.*, 2002)*

loro pattern di distribuzione (presenza e concentrazione relativa rispetto agli altri composti), comprendere i processi che si sono verificati e stimare la loro intensità (*Fig.* 3).

La degradazione ambientale, infatti, comporta generalmente una perdita di n-alcani, di isoprenoidi e di alcuni biomarker in modo sequenziale e selettivo. Aumentando, ad esempio, il livello di biodegradazione si ha la perdita innanzitutto dei composti aromatici volatili (BTEX) e poi degli alchil-benzeni leggeri. Proseguendo si ha normalmente un depauperamento degli alchil-naftaleni rispetto agli altri idrocarburi policiclici aromatici alchilati.

La distribuzione delle famiglie di composti più persistenti (IPA, sterani, terpeni) può in tal senso fornire utili informazioni, perché questi possono conservare traccia dell'impronta originaria dei prodotti e dunque consentire una correlazione fra i campioni prelevati nell'ambiente e una potenziale sorgente.

Nello stesso tempo i rapporti reciproci fra le concentrazioni di alcuni tra i composti resistenti, sono degli utili indici che permettono di valutare, e in alcuni casi quantificare, l'alterazione subita dai prodotti e il tempo di permanenza nell'ambiente. Per le frazioni leggermente alterate si osserva, ad esempio, una significativa perdita degli n-alcani (m/z=85) a basso peso molecolare, mentre i rapporti n-C_{17} /pristano e n-C_{18} / fitano rimangono più o meno inalterati.

Questi rapporti sono considerati degli indicatori di biodegradazione. Infatti, il pristano è molto persistente e rimane dunque come costituente isoprenoideo predominante anche quando, dopo gli n-alcani, gli isoprenoidi a più basso peso molecolare vengono rimossi. In proposito diversi autori, tra cui Christensen e Larsen (1993) hanno utilizzato i rapporti C_{17}/Pristano di diesel non alterati e campioni prelevati in matrici

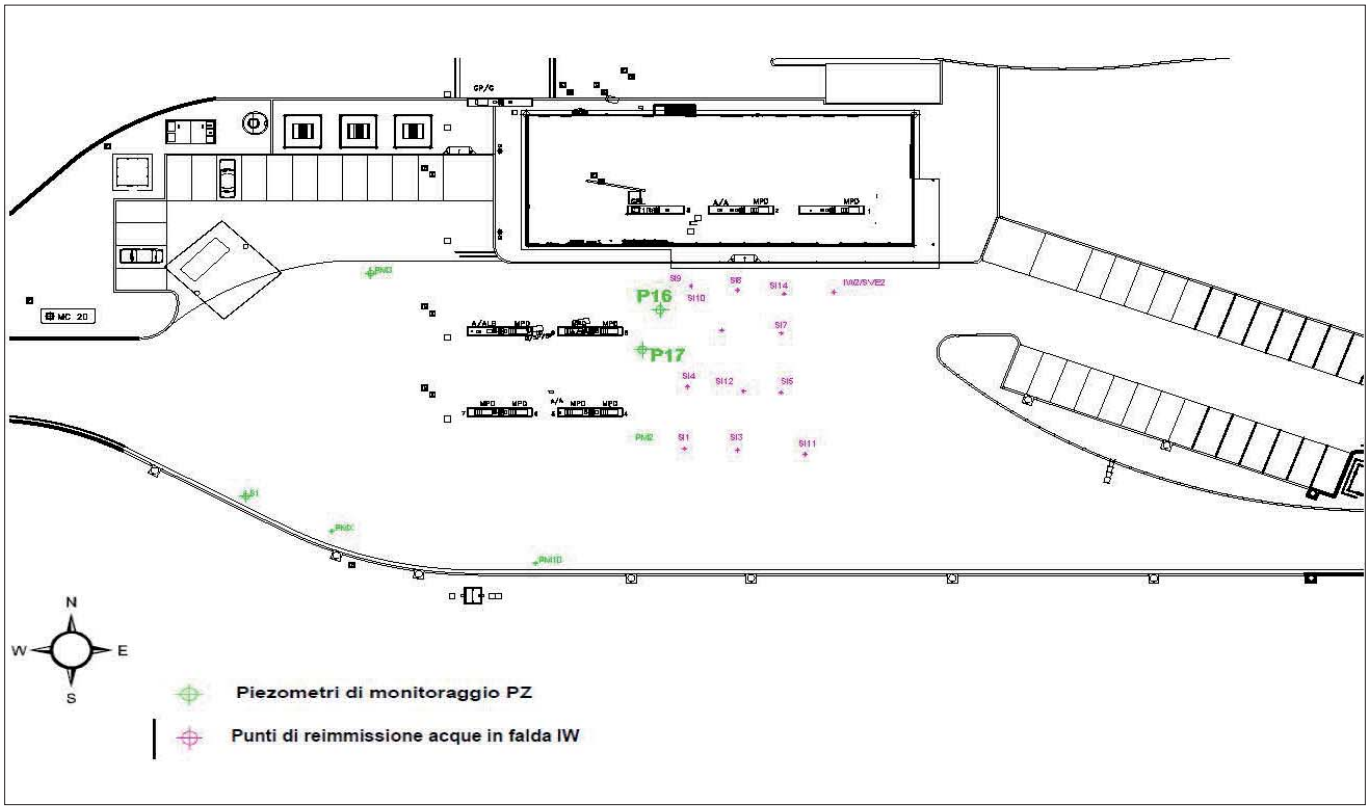


Figura 4. Inquadramento dell'area oggetto di studio (l'area cerchiata comprende i punti P16 e P17 oggetto dell'indagine)

ambientali, per stimare il tempo in cui il combustibile è rimasto nell'ambiente.

INQUADRAMENTO E IDROGEOLOGIA DEL SITO

Il Punto vendita e distribuzione carburante si imposta in un contesto prevalentemente agricolo, confinante con un'area industriale/commerciale e con la carreggiata autostradale, ad una quota di circa +110 m s.l.m. Sul piazzale, oltre alle pensiline ed agli erogatori carburante, sono presenti solamente il locale del gestore e il punto di ristoro non evidenziandosi, dunque, altre potenziali sorgenti di contaminazione.

L'area è stata oggetto fin dal 2004 di attività di caratterizzazione ambientale, successiva messa in sicurezza e bonifica della falda svolta attraverso l'installazione di un impianto "pump&treat" costituito da 2 pozzi di prelievo e pozzi di reimissione, in cui le acque venivano reimmesse in seguito ad ossigenazione. Il sistema di P&T e reimmissione risulta disattivato da alcuni anni al momento dello studio.

Dal punto di vista idrogeologico, il sottosuolo dell'area è costituito da limo argilloso ed argilla. La soggiacenza della falda è stata rilevata mediamente fra 3.5 – 4,5 m da p.c. ed ha le caratteristiche di una falda confinata, di ridotta produttività anche alimentata dalle acque di infiltrazione del riporto soprastante. La direzione di flusso rilevata è da E-SE a O-NO. La *Fig.* 4 successiva mostra l'ubicazione dei punti di monitoraggio esistenti.

Nei piezometri P17 ed P16, dall'inizio del 2017, sono stati rinvenuti spessori di prodotto in fase libera non precedentemente rilevati oltre che elevate concentrazioni di idrocarburi in falda in corrispondenza di P17. Esigenza dell'attuale proprietario dell'area è stata dunque quella di comprendere se tale contaminazione fosse attribuibile ad un evento recente di sua responsabilità o fosse viceversa riferibile alla mobilizza-

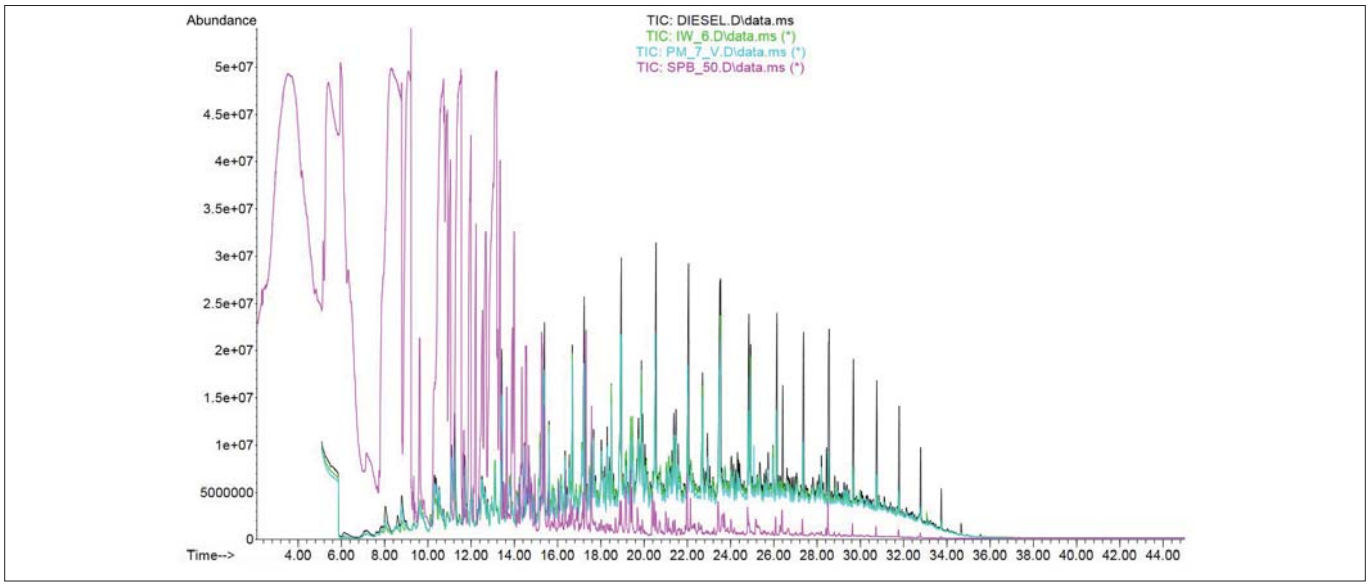


Figura 5. Scansione attraverso GC-MS dei prodotti relativi ai punti P17 (azzurro), P16 (verde), diesel (nero) e benzina (viola), questi ultimi prelevati alla pompa

zione di una contaminazione pregressa risalente nel tempo ad almeno più di 3 anni addietro. Per tale motivo è stata condotta un'indagine di fingerprinting composizionale, di seguito descritta, su campioni di prodotto prelevati in corrispondenza dei due piezometri e dalla pompa di erogazione (un campione di benzina SP ed un campione di Diesel).

RISULTATI DELLE INDAGINI

In prima istanza è stata realizzata un'analisi GC-MS (Metodologia EPA 8270) dei campioni di prodotto libero prelevati nei piezometri P17, P16 e di benzina e gasolio prelevati direttamente alla pompa. Sono stati in tal modo ottenuti i cromatogrammi (*Fig.* 5) di seguito rappresentati come TIC (Total Ion Chromatogram)

Da una prima analisi risulta evidente come i due campioni di surnatante estratti dai piezometri siano sovrapponibili fra di loro e simili al gasolio, sia per quanto riguarda i picchi che per la parte non risolta (detta UCM, Unresolved Complex Mixture), che appare con analoghe caratteristiche negli stessi tempi di ritenzione. Viceversa, la benzina risulta avere un profilo significativamente diverso. Tale fatto viene d'altra parte confermato anche dalle curve di distillazione (*Fig.* 6).

Rispetto a questo primo riscontro, che permette di individuare nel gasolio la tipologia di origine del prodotto in falda, è stato però importante effettuare un approfondimento, attraverso l'analisi delle principali famiglie omologhe, per meglio comprendere gli altri due aspetti di interesse: sovrapponibilità con il gasolio attualmente utilizzato e potenziali processi di alterazione subiti.

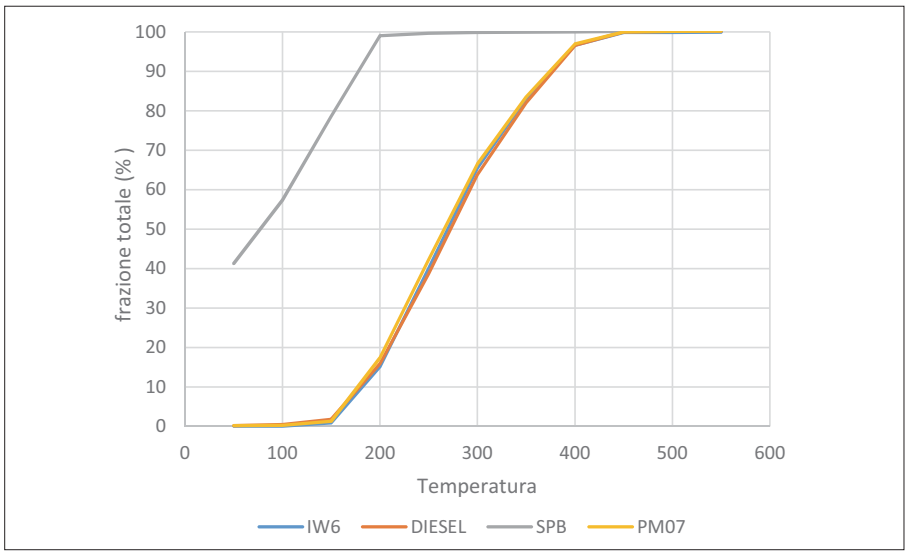


Figura 6. Curve di distillazione (ASTM D2887 – 08) dei campioni prelevati nei due piezometri e alla pompa (diesel e benzina)

Analisi delle famiglie omologhe e dei rapporti indice: confronto fra campioni e processi di alterazione

Gli idrocarburi dominanti all'interno di un gasolio sono rappresentati dagli n-alcani e isoprenoidi (Oudjik, 2012), assieme a quantità minori di aromatici (BTEX, naftaleni, fenantreni), cicloalacani e poliaromatici solforati (es. dibenzotiofeni).

È dunque stato effettuato un approfondimento sulla distribuzione delle principali famiglie omologhe a partire dagli n-alcani. In *Fig.* 7 la loro distribuzione è rappresentata sotto forma di abbondanza relativa del singolo n-alcano rispetto alla totalità degli n-alcani totali presenti nel campione.

Se i TIC (*Fig.* 5) e le curve di distillazione (*Fig.* 6) davano evidenza di una somiglianza dei prodotti rinvenuti nell'acquifero rispetto al gasolio prelevato in pompa, l'approfondimento effettuato sulla base della distribuzione dei n-alcani ne mostra, per i campioni prelevati nei piezometri, un pattern differente. Risulta in proposito peculiare in essi l'abbondanza relativa di n-alcani leggeri (inferiori o uguali a n-C17) rispetto a quelli più pesanti (da n-C18 in avanti), che contraddice quanto ci si aspetterebbe nel caso in cui il prodotto ritrovato nell'acquifero fosse il medesimo presente attualmente (o almeno alla data del campionamento) nel distributore, o anche se fosse il risultato di un'alterazione ambientale (weathering) dello stesso.

In un ambiente sub-superficiale, gli alcani più leggeri (da n-C8 a n-C11) possono ridursi velocemente per via dell'evaporazione anche se, nel sottosuolo soprattutto in condizioni di copertura superficiale, i processi di alterazione più significativi sono normalmente a carico della biodegradazione. Inoltre, in funzio-

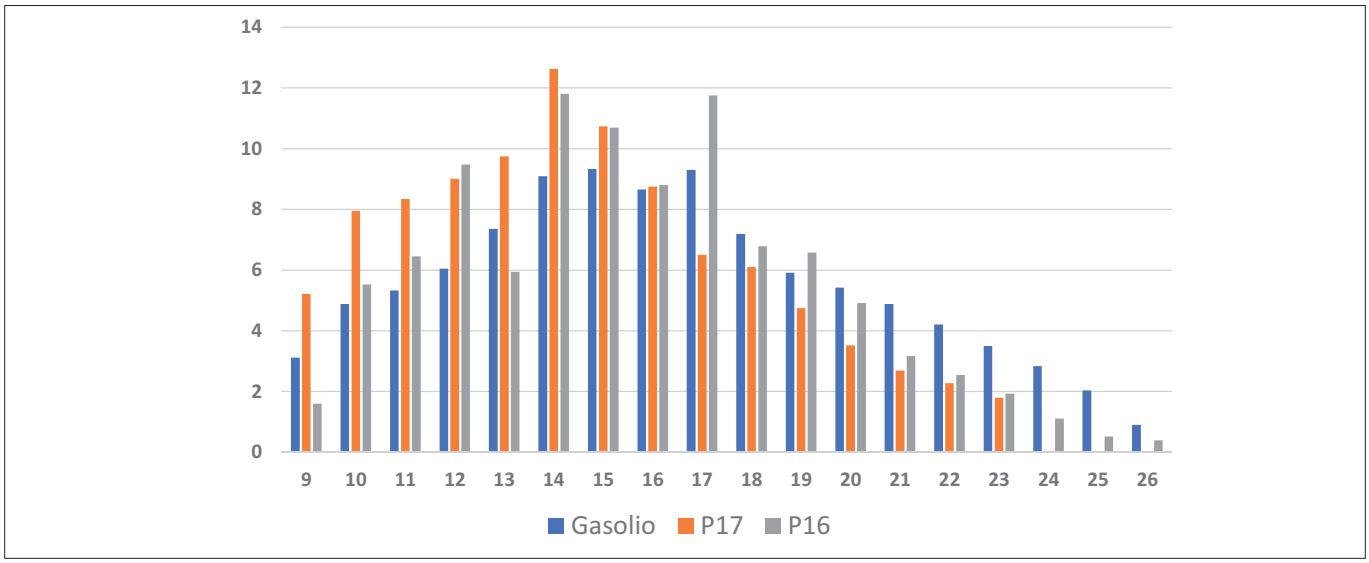


Figura 7. Confronto tra le abbondanze relative (in ordinata) dei n-alcani misurata nei tre campioni di gasolio, P16 e P17

Tabella 1. Rapporti tra composti caratteristici nei tre campioni considerati

	DIESEL	PM07	IW6
nC10 / nC20	0,9	2,3	1,1
nC10, 12, 14 / nC18, 20 e 22	1,2	2,5	1,9
n17 / pristano	1.37	1.01	0.59
n18 / fitano	1.31	0.85	0.61
pristano / fitano	1.51	1.37	1.30

ne degli spessori di prodotto e del contatto con l'acqua, anche i processi di dissoluzione possono avere un ruolo importante, soprattutto per certe categorie di composti come ad esempio i BTEX, molto più solubili rispetto ad altri composti presenti nei gasoli. In generale n-alcani (dai più leggeri ai più pesanti) e aromatici (BTEX) sono tra i primi composti a essere rimossi attraverso la biodegradazione, e/o evaporazione e dissoluzione.

Per quanto riguarda la dissoluzione in falda, gli aromatici sono più suscettibili degli alifatici, a parità di numero di atomi di carbonio (uno dei primi composti ad essere perso è il benzene per via della sua elevata solubilità).

In sostanza risulta evidente che una distribuzione di n-alcani nei due campioni dell'acquifero che privilegia gli n-alcani più leggeri (inferiori a n-C17) rispetto alle catene più lunghe, non trova una solida giustificazione in una condizione di alterazione (o anche in assenza di essa) di un prodotto che in origine potesse avere le caratteristiche del gasolio prelevato alla pompa. Di fatto tale aspetto viene evidenziato considerando anche alcuni rapporti caratteristici, quale ad esempio (nC10, 12, 14)/(nC18, 20 e 22) riassunti nella tabella seguente (*Tab.* 1).

Si osservi, in proposito, che pristano e fitano sono sostanze recalcitranti alla degradazione e il loro rapporto tende dunque a conservarsi, rappresentando in tal modo un indice della sorgente di origine. L'insieme di queste informazioni confermerebbe che i campioni o P17 e P16 sono simili fra loro ma diversi dal gasolio fresco, infatti:

- il rapporto pristano/fitano è simile nei due campioni prelevati nell'acquifero ma diverso dal gasolio;
- i primi due rapporti (n-C10/n-C20 e n-C12,14,16/n-C18,22,24) hanno un comportamento opposto a quanto ci si aspetterebbe se i campioni nell'acquifero derivassero dal gasolio prelevato alla pompa;
- quest'ultima evidenza non emerge dai due rapporti caratteristici per la valutazione della degradazione n-C17/pristano e n-C18 /fitano (i due isoprenoidi per quanto detto sono più recalcitranti dei due n-alcani che, a loro volta, cominciano a depauperarsi quando l'alterazione è abbastanza spinta), laddove in questo caso P17 e P16 a appaiono più degradati del gasolio (P16, in generale, sempre di più P17).

Si deduce quindi che i due campioni di surnatante derivano sì da un gasolio, tuttavia non sono da mettersi in relazione con il gasolio prelevato alla pompa.

E' peraltro logico ipotizzare che il prodotto ritrovato nei due punti vicini P17 e P16 possa essere contestuale.

Andando inoltre a considerare il profilo della distribuzione dei BTEXs (acronimo per indicare Benzene, Toluene, Etilbenzene e Xileni (m, p e o)), si nota che sempre per il campione P16, benzene e toluene sono stati completamente rimossi (*Fig.* 8).

Per quanto riguarda i naftaleni (*Fig.* 9). La presenza di metilnaftaleni C3 e C4 è importante perché questi composti non si ritrovano in prodotti petroliferi leggeri; si osservi inoltre che il naftalene è completamente assente in P16 dando anche in questo caso evidenza di uno stato di alterazione di questo campione.

Per quanto riguarda la distribuzione di ulteriori classi omologhe di composti quali fenantreni e trimetil-benzeni (TMBs) non si osserva, viceversa, una significativa differenza fra i tre campioni (dati non rappresentati). Queste classi di composti vengono prevalentemente rimosse ad uno stadio di alterazione già molto avanzato, che con molta probabilità non è stata raggiunta nei prodotti riscontrati in P16 e P17.

Seppur in modo qualitativo, si può dunque concludere, soprattutto per P16, che il surnatante si trova ad uno stadio

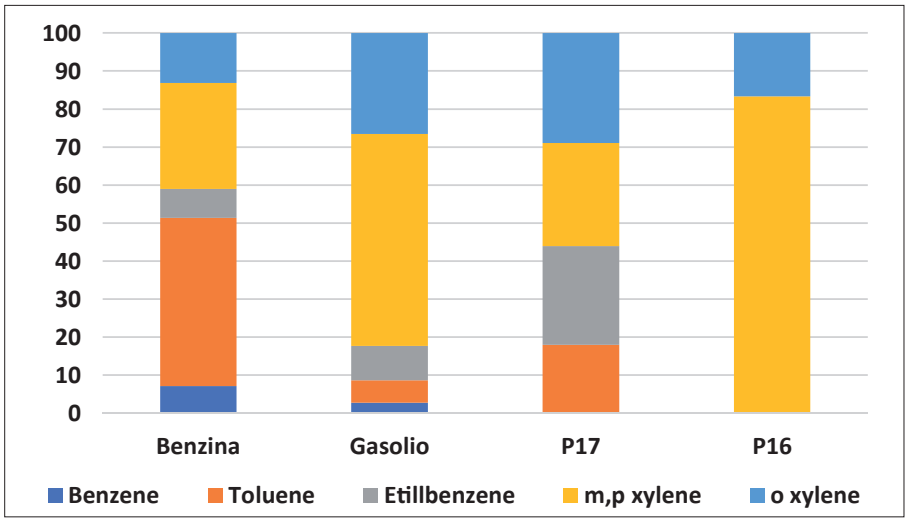


Figura 8. Distribuzione relativa dei BTEX

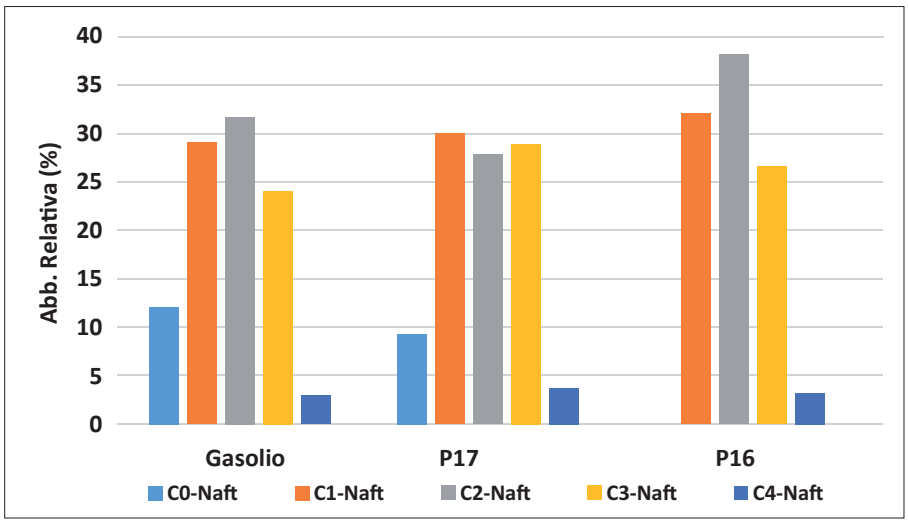


Figura 9. Distribuzione relativa dei naftaleni

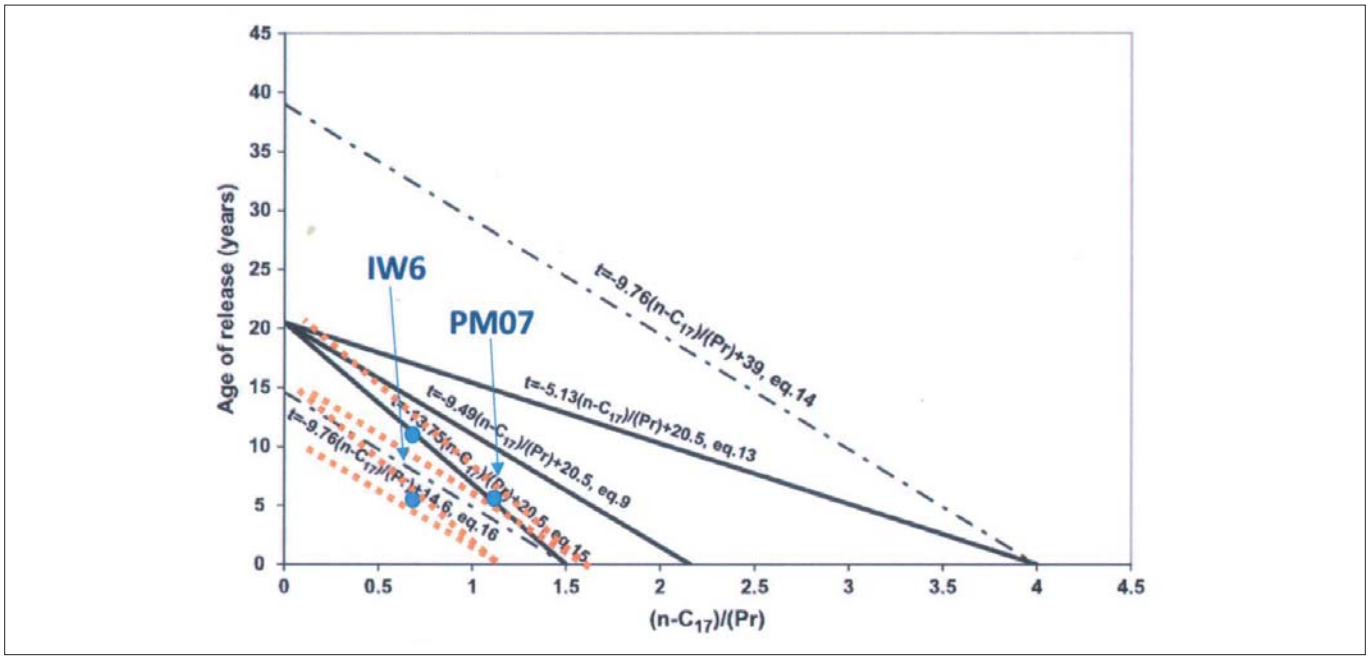


Figura 10. Sovrapposizione dei valori di nC17/Pr alle elaborazioni proposte in Galperin e Kaplan 2008 (modificato rispetto a Galperin e Kaplan, 2008). Utilizzando le stesse equazioni sono state disegnate le rette a partire da un valore del rapporto nC17/Pr=1

di alterazione non eccessivamente spinto. Assumendo che per le caratteristiche del sito in questione ci si possa trovare in condizioni di alterazioni moderate (considerata la presenza di materiale fine nel sottosuolo che riduce la permeabilità e la presenza naturale dell'ossigeno), lo stadio di alterazione evidenziato dai risultati porterebbe ad ipotizzare una origine dello sversamento avvenuta in un intervallo compreso tra 4 ed 8 anni per il P16. Viceversa, per il P17 tali conclusioni non sono così evidenti.

Al fine di un miglior inquadramento di un probabile intervallo temporale, seppur qualitativo, può essere utile considerare alcuni rapporti tra n-alcani e isoprenoidi diagnostici (Tabella 1), in particolare nC17/pristano (Pr) oppure pristano/fitano (Phy). Questi rapporti vengono utilizzati in diversi algoritmi, tra cui il più conosciuto come C&L (da Christensen and Larsen) o impropriamente come indice di Kaplan, che è da sempre usato come uno fra i pochi indicatori disponibili per il calcolo di un arco temporale indicativo dell'epoca di sversamento di un distillato medio (Galperin e Kaplan, 2008).

Il metodo C&L si basa su evidenze empiriche che hanno messo in correlazione sulla base di diversi studi n-C17/Pr misurati e tempi di sversamenti noti; tuttavia questo metodo presenta notevoli limitazioni, fra tutte la poca riproducibilità. Il metodo di C&L è stato dunque modificato nel tempo da diversi Autori, tra cui Galperin e Kaplan (Galperin e Kaplan, 2008). Essi propongono un approccio che tiene conto di un valore inziale di n-C17/Pr che può variare. Applicando questo metodo al presente caso di studio, si può comunque ipotizzare di essere in condizioni conservative, poiché la degradazione all'interno del surnatante procede normalmente più lentamente rispetto ad un suolo contaminato da idrocarburi, e per tale motivo l'indice n-C17/Pr dovrebbe tendere a diminuire molto più lentamente nel tempo.

Se si riportano i valori di n-C17/Pr misurati nel caso di studio nel grafico sottostante (*Fig.* 10) è possibile dedurre che, anche ipotizzando valori di n-C17/Pr iniziali variabili da 1 (scelta conservativa) a 1,5, soprattutto per P16 la datazione restituirebbe valori tra almeno 5 anni e i 15 anni. Per il campione di P17 appare meno facilmente identificabile lo stato di alterazione, forse anche a causa del possibile disturbo operato dalle attività di messa in sicurezza attive sul punto. In ogni caso è plausibile che il prodotto che si ritrova in esso sia almeno in parte contestuale a quello riscontrato in P16.

4. CONCLUSIONI

Le indagini di fingerprinting composizionale condotte sui campioni di prodotto in fase libera riscontrato a partire da inizi 2017, hanno permesso di accertare una origine da perdita di gasolio. Tuttavia, il gasolio che si è analizzato alla pompa al momento del campionamento presenta una composizione diversa e non è quindi in alcun modo relazionabile.

L'analisi GC-MS delle famiglie omologhe e la valutazione di diversi indicatori evidenzia, indicativamente, una residenza del prodotto in P16 di almeno 5 anni, retrodatandolo così rispetto alla data di acquisizione dell'attuale proprietà. Tali conclusioni, pur non essendo così nette per il piezometro vicino P17, possono essere ad esso estese per via della differenza tra il prodotto riscontrato in esso e quello attualmente in uso alla pompa e per la probabile contestualità dell'evento nei due piezometri.

BIBLIOGRAFIA

Alberti L., Alimi H., Ertel T., Trefiletti P., Pietrini I. (2015), *Fingerprinting and groundwater model application to evaluate hydraulic barrier efficiency (Italy)*, Environmental Forensic.

Christensen L.B., Larsen T.H. (1993), *Method for determining the age of diesel oil spill in the soil,* Ground Water Monitoring and Remediation 23(4).

Galperin Y., Kaplan I.R. (2008), *Zero-order kinetics model for the Christensen-Larsen method for fugitive fuel age estimates*, Ground Water Monitoring and Remediation 28 (2).

Kaplan I.R., Galperi Y., Alimi H., Lee R.P., Lu S.T. (1996), *Patterns of chemical changes during environmental alteration of hydrocarbon fuels*, Ground Water Monitoring and Remediation 16 (4).

Kaplan I.R., Lu S., Alimi H.M., Macmurphey J. (2001), *Fingerprinting of High Boiling Hydrocarbon Fuels, Asphalts and Lubrificants*, Environmental Forensics 2, 231-248.

Oudijik G. (2012), *Age Dating of Middle-Distillate Fuels Released to the Subsurface Environment*, Earth Sciences.

Trefiletti P., Alberti L. (2002), *Le tecniche di caratterizzazione idrogeochimica ("Fingerprinting")*, Siti Contaminati n. 5, Ranieri, Milano.

Wang Z.; Fingas M., Page D.S. (1999), *Oil spill identification*, Journal of Chromatography 843, 369-411.

Tecniche di geoscambio nel contesto ambientale del Lazio

Low-enthalpy geothermal systems in Lazio Region

Emanuele Marinucci
Hydroingea Srl
E-mail: emanuele.marinucci@hydroingea.it

Marco Vinci
Geostudio Vinci
E-mail: marcovinci@geostudiovinci.com

Parole chiave: Geoscambio, geotermia a bassa entalpia, Legge Regione Lazio 3/2016, circuito aperto, sistema bilanciato, sfruttamento degli acquiferi, tutela della risorsa idrica sotterranea
Key words: Geo-exchange, low enthalpy geothermal energy, Lazio Region Law 3/2016, open loop, balanced system, exploitation of aquifers, protection of the underground water resource

SOMMARIO

Tra le varie attività antropiche che hanno un impatto sulle matrici ambientali, un ruolo non marginale viene ricoperto dalle tecnologie che prevedono l'utilizzo di sistemi di geoscambio, ossia destinati alle piccole utilizzazioni locali di calore geotermico. La legge regionale del Lazio n. 3 del 2016, rappresenta in tale ambito uno strumento fondamentale di regolamentazione nel complesso cotesto laziale per uno sviluppo sostenibile di una tecnologia ampiamente consolidata in altri ambiti territoriali, poiché va a colmare un vuoto normativo che ha da sempre generato un approccio cautelativo rispetto alle autorizzazioni degli impianti geotermici, da parte delle Autorità Competenti. Introducendo ad esempio i termini "bilanciato" e "non bilanciato", nell'ambito della realizzazione di un sistema di geoscambio a circuito aperto, si fa chiarezza sulle differenti modalità di applicazione della tecnologia stessa in relazione alle distinte criticità sito-specifiche, dando la possibilità al tecnico specializzato di valutare la possibilità di progettare sistemi più efficienti e meno onerosi, nel completo rispetto delle compatibilità ambientali esistenti. Per dare un ordine di grandezza della differenza di costo e di rendimento tra diversi sistemi, l'articolo riporta un caso di studio nel quale vengono confrontati un "classico" sistema di geoscambio a circuito chiuso con uno a circuito aperto, per la climatizzazione della stessa utenza.

ABSTRACT

Among the various anthropic activities that have an impact on environmental matrices, an important role is played by technologies that involve the use of geo-exchange systems destined for small local uses of geothermal heat. The n. 3/2016 regional Lazio law represents in this context a fundamental regulatory tool. This law is important for the sustainable development of a technology that is widely consolidated in other territorial areas. It fills a regulatory gap that has always generated by the Competent Authorities a precautionary approach with respect to the authorizations of the geothermal plants. It introduces for example the terms "balanced" and "unbalanced", in the realization of an open-circuit geothermal system. In the law, different methods of technology applications are distinct, in relation to the site-specific criticalities, giving the possibility for the specialized technician to evaluate the possibility of designing more efficient and less expensive systems, in full compliance with existing environmental compatibility. To quantify the differences in cost and efficiency between two systems, the article reports a case study in which a "classic" closed-circuit geo-exchange system is compared with an open circuit for conditioning the same building.

INTRODUZIONE

Negli ultimi anni, sono state affrontate in maniera sempre più significativa tematiche relative a sistemi alternativi per il risparmio energetico. Tra le diverse applicazioni un ruolo strategico è relegato all'energia geotermica. Per energia geotermica si intende l'energia contenuta sotto forma di calore nell'interno della Terra. Il calore terrestre si propaga costantemente dall'interno verso l'esterno del Pianeta attraverso processi conduttivi, ovvero non associati a trasporto di materia, e convettivi, ovvero tramite un fluido vettore costituito da acqua (in fase liquida e/o di vapore) e gas. L'energia geotermica prelevata dal terreno è da considerarsi a norma di legge ed a tutti gli effetti "energia rinnovabile", poiché è definita tale dal D.L. n° 387 del 29/12/2003 (Art. 2, lettera a) emanato in attuazione della Direttiva Europea 2001/77/CE, che stabilisce "fonte o sorgente energetica rinnovabile" quella di origine geotermica. In Italia allo stato attuale l'utilizzo della geotermia riveste un ruolo secondario ma in netta ascesa. Va comunque ben distinta la geotermia per la produzione energetica da quella dedicata alla "climatizzazione" delle strutture residenziali o industriali, che differisce in termini sostanziali per i suoi criteri di base.

SISTEMI DI GEOSCAMBIO

La geotermia che interessa la produzione energetica, necessita di importanti condizioni di "anomalia geotermica" nel sottosuolo e richiede la realizzazione di impianti che solitamente si costituiscono di pozzi di estrazione profondi, collegati a centrali di trasformazione e produzione energetica dei quali siamo stati tra i primi precursori nella storia (*Fig.* 1) e proprio per questo è proba-



Figura 1. Larderello 1904, il Principe Ginori Conti con la prima macchina che ha prodotto elettricità sfruttando il vapore geotermico

bilmente la più nota. Differentemente quando si parla di geotermia rivolta al recupero dell'energia termica dal sottosuolo per la produzione di riscaldamento e raffrescamento delle abitazioni o delle strutture industriali, ci riferiamo ad un contesto del tutto diverso, dove non si richiede la presenza nel sottosuolo di anomalie geotermiche particolari, in quanto il principio di base del processo è legato allo scambio di energia termica con una sorgente sotterranea non influenzata dalle oscillazioni termiche atmosferiche (*Fig.* 2). In questo caso sarebbe più corretto parlare di geoscambio e non di geotermia. Potremmo quindi chiamare in maniera del tutto arbitraria "geotermia domestica", questo principio di geoscambio. Questa geotermia consente a buona parte degli edifici, di essere riscaldati e raffrescati, attraverso un processo di scambio di energia termica con il sottosuolo. Il sistema di scambio può essere effettuato utilizzando (*Fig.* 3):

1. impianti accoppiati direttamente al terreno (sistemi a circuito chiuso). In questo caso l'energia termica viene scambiata con il sottosuolo mediante sonde geotermiche verticali oppure orizzontali senza trasferimento di massa con il terreno. Le sonde rimarranno del tutto invisibili dopo la perforazione del terreno necessaria per la loro messa in opera. In particolare per le sonde geotermiche verticali è necessario raggiungere profondità che dovranno essere definite in base alle esigenze delle struttura da climatizzare, solitamente entro i primi 100-120 metri dalla superficie;
2. impianti che utilizzano direttamente l'acqua di falda (sistemi a circuito aperto). L'acqua di falda, emunta dal sottosuolo ed utilizzata come sorgente di calore, viene poi re-immessa nello stesso acquifero o rilasciata in superficie dopo l'uso. Questi sistemi necessitano di particolari autorizzazioni ed indagini preliminari ambientali che ne valutino l'impatto sugli acquiferi sotterranei. L'eventuale scarico in superficie, inoltre, necessita di autorizzazioni specifiche.
3. impianti che utilizzano l'energia termica delle acque superficiali (laghi, fiumi, canali, bacini idrici, mare). L'acqua viene utilizzata attraverso un circuito che può essere sia chiuso che aperto. Il principio è sostanzialmente lo stesso rispetto ai precedenti punti 1. e 2. applicato non al terreno, ma direttamente alla matrice acqua, laddove sia possibile.

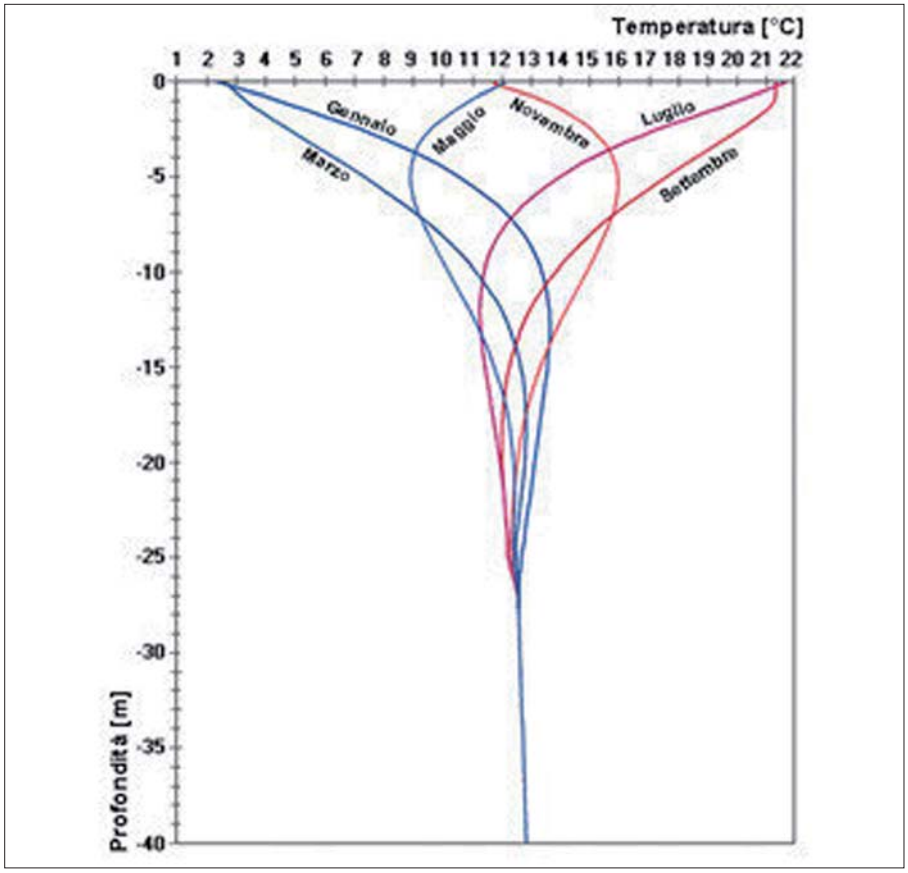


Figura 2. Andamento della temperatura nel sottosuolo in funzione della profondità durante l'anno

PRINCIPI DI FUNZIONAMENTO

In tutti i casi precedentemente descritti lo scambio, attraverso l'acquisizione o la restituzione di energia termica al terreno, viene veicolato da una pompa di calore, che attraverso il suo funzionamento, produce acqua calda sanitaria, riscaldamento e raffrescamento delle strutture servite. La pompa di calore funziona come una macchina termodinamica reversibile, consentendo di trasferire calore da un mezzo a temperatura inferiore ad un altro a temperatura superiore. D'inverno, la pompa assorbe calore ad una temperatura che può essere fino a circa 12–15°C (temperatura costante nel sottosuolo) per riscaldare acqua fino a 35–55°C ed oltre (riscaldamento/acqua sanitaria). D'estate, invertendo il ciclo, assorbe calore dall'edificio e lo trasferisce al terreno, al fine di raffrescare gli ambienti interni. Per far questo è necessario fornire energia elettrica esterna. Il bilancio energetico è comunque a favore del sistema, poiché è in grado di fornire più energia, sotto forma di calore, di quella elettrica utilizzata per il suo funzionamento: il COP (Coefficiente di Prestazione) è mediamente 3-4, ovvero, viene impiegato 1 kW di energia elettri-

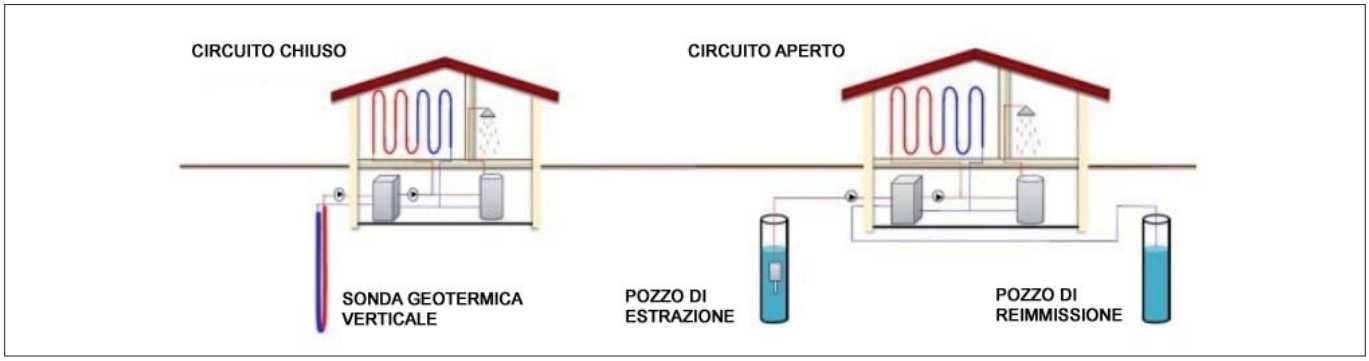


Figura 3. Sistemi di geoscambio a circuito chiuso e a circuito aperto

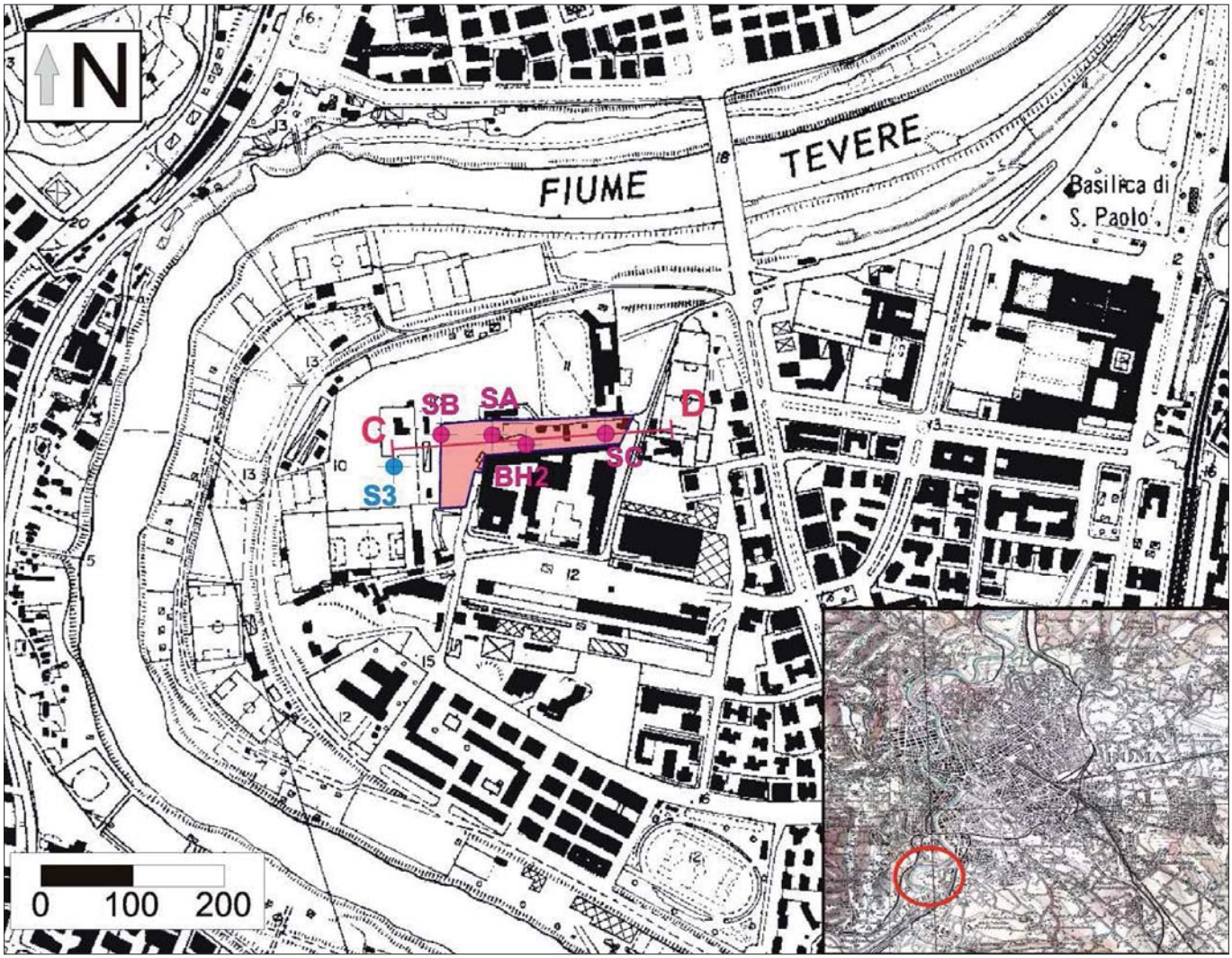


Figura 4. Inquadramento territoriale del sito di studio

ca per produrne 3-4 di energia in forma di calore; questo consente un risparmio fino al 70% sulle spese di riscaldamento rispetto ai sistemi tradizionali. Inoltre, si tratta di energia perfettamente pulita, non avendo la pompa di calore emissioni e quindi produzione di particolato o polvere sottile nell'atmosfera; se poi all'impianto di geoscambio viene abbinato anche un impianto fotovoltaico con modalità di scambio sul posto, che lavori prevalentemente in auto-consumo (condizione ottimale in estate, quando l'esigenza di raffrescare è maggiore di giorno, mentre l'irraggiamento solare è massimo) è possibile produrre la maggior parte dell'energia necessaria per il fabbisogno in maniera autonoma. Utilizzando il sistema anche d'estate il beneficio è duplice, poiché l'energia termica estratta dall'ambiente-edificio per essere re-immessa nel sottosuolo, rigenerando il calore estratto nel ciclo invernale (in determinati casi si parla addirittura di "stoccaggio termico"), permette addirittura di sottodimensionare l'impianto, diminuendo conseguentemente i costi d'investimento iniziali legati all'installazione degli scambiatori.

ESEMPIO DI CONFRONTO NEL CONTESTO TERRITORIALE

Per dare un'idea delle sostanziali differenze nell'applicazione dei sistemi di geocambio nel contesto territoriale, si riporta uno studio effettuato riguardo la valutazione delle potenzialità di un tale sistema applicato confrontando due diverse tecnologie, per la climatizzazione dello stesso plesso residenziale di 5.600 mq con un fabbisogno annuale invernale di 140.000 kWh ed estivo di 150.000 kWh, nel Comune di Roma, al fine di definire quale tipologia d'impianto, tra quelli analizzati, si adatti meglio al contesto geologico ed idrogeologico locale. È quindi stato confrontato un potenziale impianto a circuito aperto con acqua di falda con uno a circuito chiuso con sonde geotermiche verticali. In riferimento al sistema a circuito aperto ad acqua di falda, è stato effettuato un dimensionamento delle componenti dell'impianto e sono state eseguite delle simulazioni numeriche con il software HST3D (USGS), attraverso cui valutare la risposta termica dell'acquifero al variare delle condizioni di funzionamento dell'impianto nel tempo. Con la simulazione è stata verificata la fattibilità rispetto alle scelte progettuali eseguite e ai rendimenti energetici ottenuti dal sistema; è stato quindi valutato l'impatto termico nell'acquifero e nelle litologie confinanti. Per quanto riguarda l'analisi dell'impianto a circuito chiuso, è stata dimensionata la lunghezza totale delle perforazioni e scelta la configurazione del campo con la metodologia ASHRAE. Utilizzando il software EED (Blocon) è stato simulato il comportamento del sistema per valutare la variazione della temperatura media del fluido termovettore a breve e lungo termine. L'area di studio è ubicata nel territorio del Comune di Roma, nella zona di Valco San Paolo, a sud rispetto al centro della città (*Fig.* 4). Dal punto di vista geologico il sito è collocato all'interno della valle alluvionale del fiume Tevere dove affiorano i depositi alluvionali olocenici, sovrapposti ai depositi pleistocenici delle argille Vaticane. Dal punto di vista idrogeologico sono presenti due acquiferi principali idraulicamente separati: l'acquifero superficiale delle sabbie e l'acquifero in pressione delle ghiaie di base che, date le sue ca-

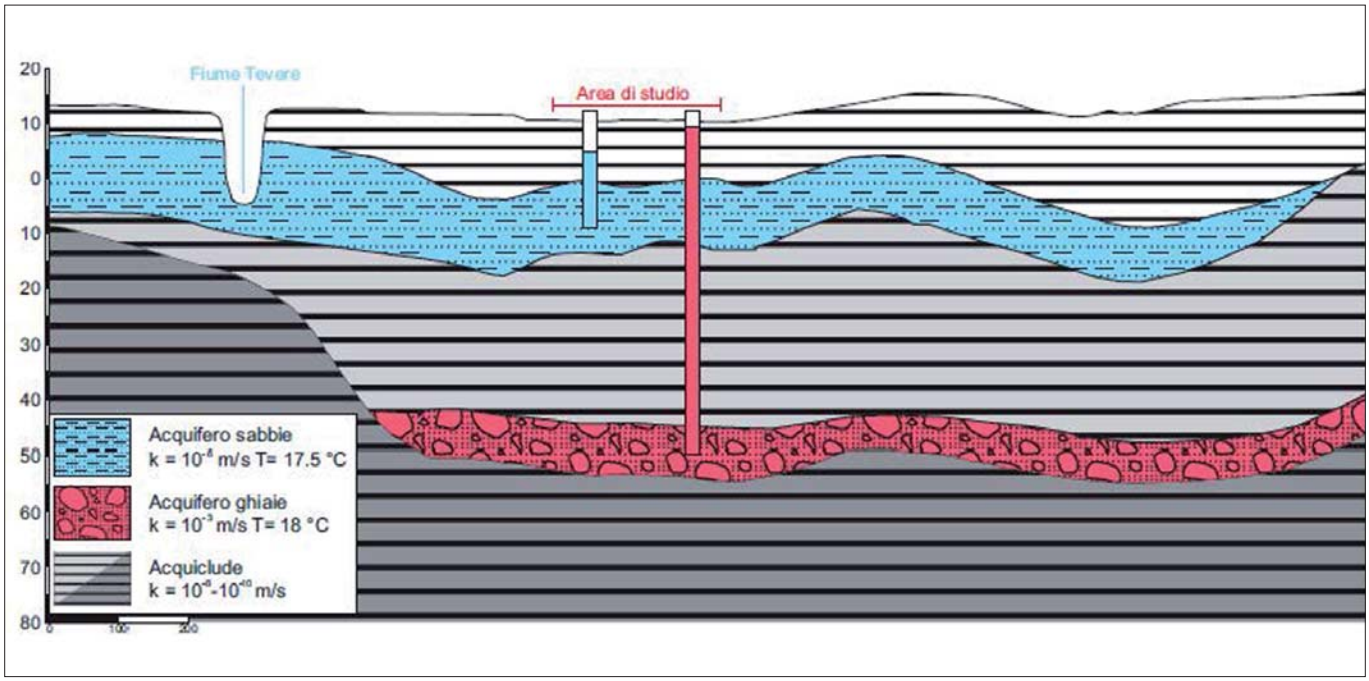


Figura 5. Sezione idrogeologica di Valco San Paolo



Figura 6. Carta piezometrica dell'acquifero delle Ghiaie di base

Tabella 1. Caratteristiche idrodinamiche e termiche dell'acquifero delle Ghiaie in pressione

Conducibilità idraulica	K	$1 \cdot 10^{-3}$ [m/s]
Gradiente idraulico	I	$2{,}5 \cdot 10^{-3}$ [m/m]
Velocità darcyana	V_{darcy}	$1{,}4 \cdot 10^{-6}$ [m/s]
Velocità effettiva	V_{eff}	0,53 [m/giorno]
Spessore	H	9 [m]
Trasmissività	H	$9 \cdot 10^{-3}$ [m²/s]
Temperatura	T	18 [°C]

ratteristiche idrodinamiche e termo fisiche, risulta essere più indicato ai fini del geoscambio (*Fig.* 5). Per modellizzare numericamente il flusso dell'acquifero e il trasporto di calore nel sottosuolo connesso alle caratteristiche dell'impianto con pompa di calore, è stata necessaria un'accurata caratterizzazione delle proprietà idrogeologiche del sito, la direzione del flusso e il gradiente idraulico (*Fig.* 6), e delle proprietà idrodinamiche (trasmissività, conducibilità idraulica, dispersività – *Tab.* 1). Per ricostruire tali informazioni, necessarie anche a determinare le portate estraibili dai pozzi di pompaggio dei sistemi a circuito aperto, si è partiti facendo riferimento a studi idrogeologici di dettaglio (DIMASI, 2010 e DEMIRAY, 2010). Il trasferimento di calore nei sistemi a circuito chiuso riguarda più una zona circoscritta del sottosuolo, pertanto è stata necessaria una caratterizzazione geotermica di dettaglio; con ciò s'intende la stima dei parametri geologici, idrogeologici e termici del sottosuolo che influenzano l'effettivo trasferimento di calore (*Tab.* 2). A tal fine è stata ricostruita una sezione litostratigrafica specifica del sito, sulla base di sondaggi meccanici a carotaggio

Tabella 2. Caratteristiche termiche medie delle litologie rispetto a 100 m di profondità

Conducibilità termica	Capacità termica volumetrica	Diffusività termica
λ	ρ_c	α
[W/mK]	[MJ/m³K]	[m²/s]
1,60	2,75	$5{,}9\ 10^{-7}$

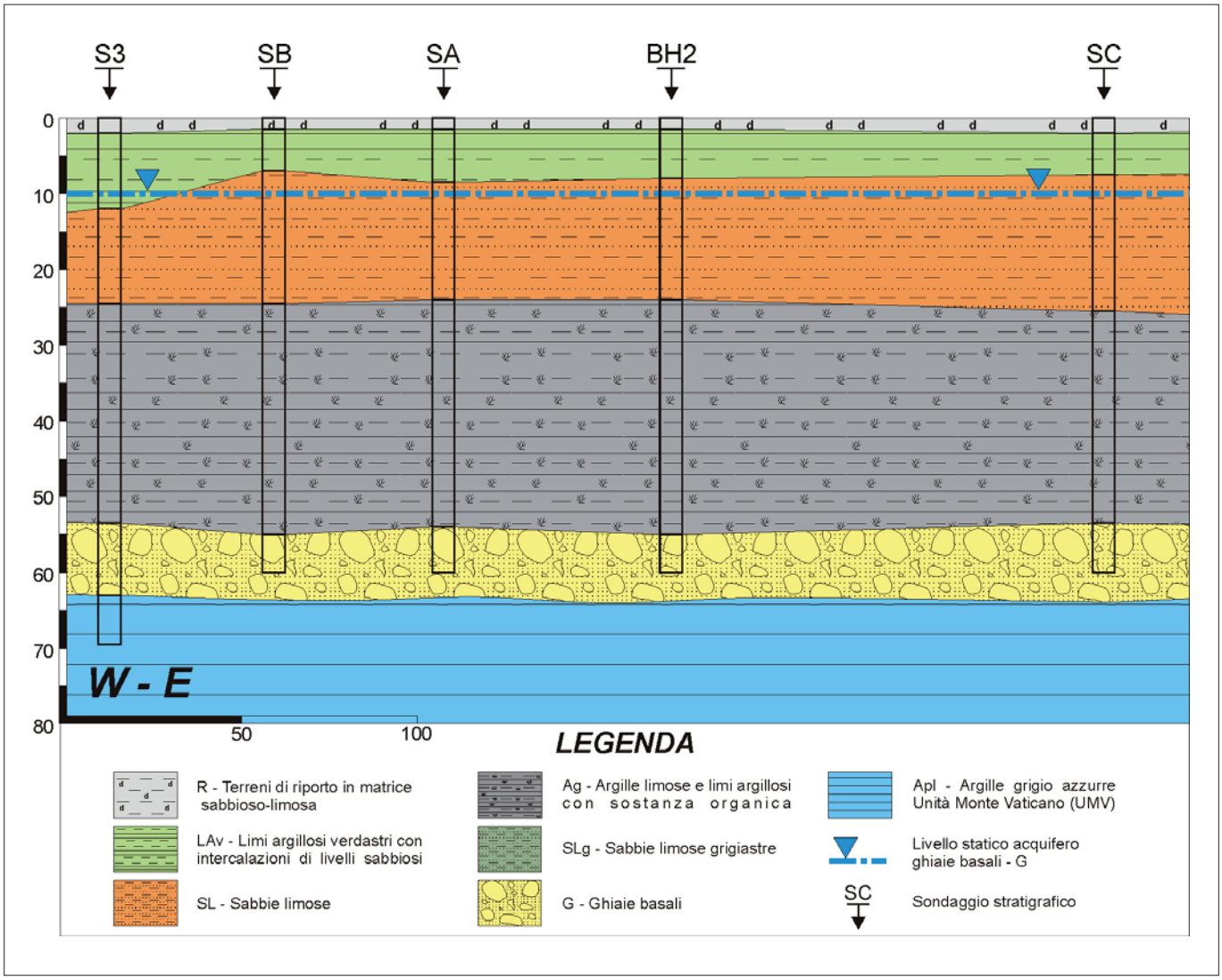


Figura 7. Sezione geologica di dettaglio

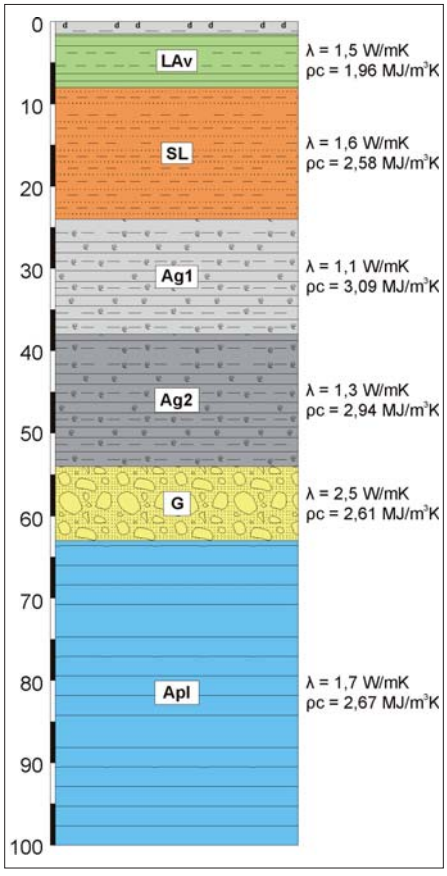


Figura 8. Colonna stratigrafica di progetto

continuo eseguiti per la caratterizzazione geotecnica dell'area di studio (*Fig.* 7). La sezione litostratigrafica è la base di riferimento per la costruzione della colonna stratigrafica di progetto, input essenziale per la modellizzazione e il dimensionamento di entrambi i sistemi (*Fig.* 8). Per quanto riguarda il sistema a circuito chiuso, attraverso l'implementazione dell'algoritmo del metodo ASHRAE, è stato calcolato un campo di 38 sonde costituito da perforazioni di una profondità di 100 metri, imponendo delle temperature in ingresso ed uscita indicative del funzionamento a regime del circuito primario lato terreno (*Fig.* 9 – *Tab.* 3). Per quanto riguarda il sistema a circuito aperto invece, è stato simulato il funzionamento di una coppia di pozzi di estrazione e re-immissione di circa 65 ml di profondità, con portata di 7,0 l/s nel funzionamento estivo (*Tab.* 4), valutando la corretta risposta termica dell'acquifero (*Fig.* 10). La valutazione costi-benefici realizzata nel caso specifico consente di aggiungere degli elementi al processo decisionale in merito alla tipologia d'impianto. Da un punto di vista tecnico, le prestazioni del sistema a circuito aperto sono superiori di circa il 20% rispetto a quelle relative al circuito chiuso, per il fatto sostanziale

Tabella 3. Dati tecnici PdC (impianto GCHP)

	Raffrescamento	Riscaldamento
Potenza termica	188 [kW]	179 [kW]
COP/EER (PdC)	5,16	5,38
Potenza elettrica assorbita	36,4 [kW]	33,3 [kW]
T mandata/ritorno radiante	15 – 20 [°C]	35 - 30 [°C]
T in/out PdC	28 - 33 [°C]	12 - 7 [°C]
Portata lato geotermico	8,05 [l/s]	8,05 [l/s]

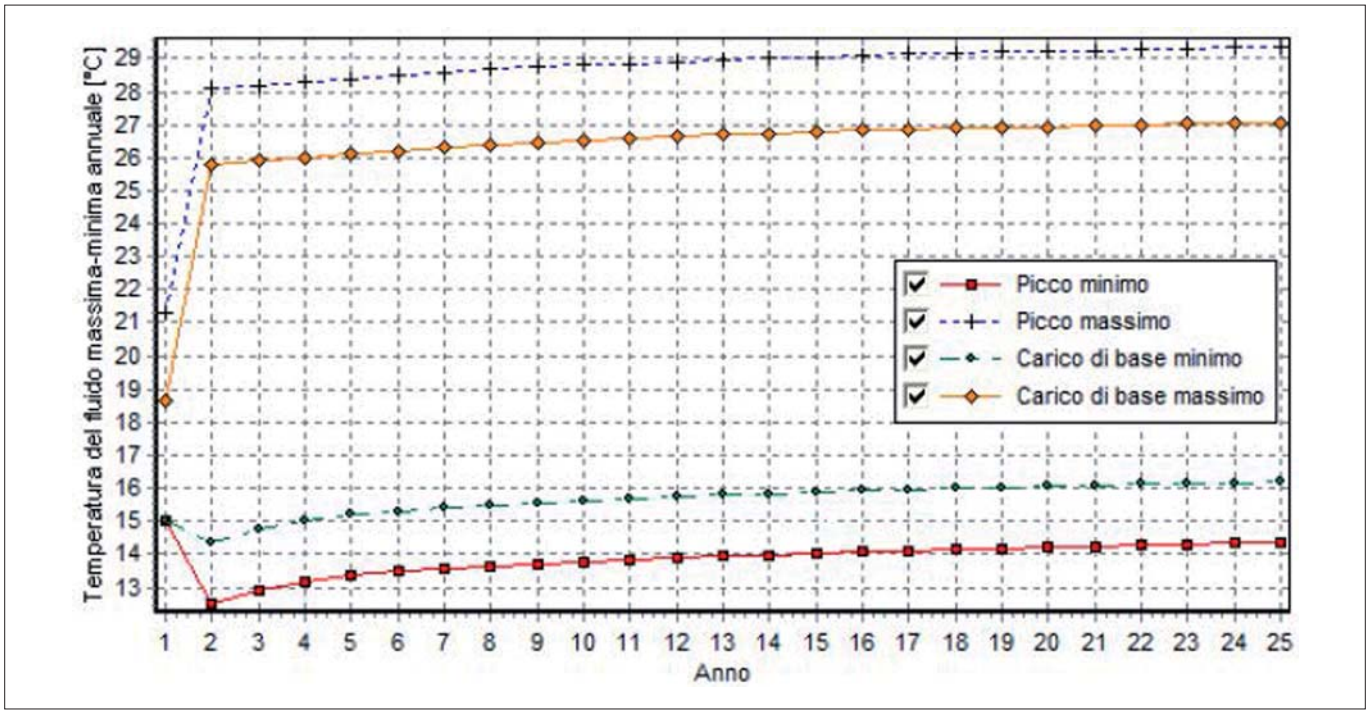


Figura 9. Temperatura media annuale del fluido termovettore per il carico di base e per i picchi di potenza in fase di riscaldamento e raffrescamento

che lo scambio del calore viene effettuato direttamente con l'acqua di falda, eliminando lo scambio (e quindi le perdite energetiche) terreno-malta-tubo-fluido termovettore. Dal punto di vista economico, a fronte di un notevole surplus iniziale di investimento per l'esecuzione del campo sonde o dei pozzi di presa e reimmissione, i rendimenti stagionali elevati degli impianti di geoscambio comportano notevoli risparmi energetici (dunque economici ed ambientali). L'energia elettrica assorbita dai compressori di un sistema a pompa di calore aria-acqua (considerato come "tradizionale") è, nel caso di studio, più del doppio di quella assorbita da sistemi che utilizzano il sottosuolo come sorgente termica. Con tale risparmio, il tempo di ritorno economico è dell'ordine dei 20 anni per il sistema a circuito chiuso e di 7 anni per quello a circuito aperto, rispetto al sistema "tradizionale". In questo contesto, il secondo sistema, oltre ad avere minori costi d'installazione rispetto al primo, per l'elevato costo delle perforazioni, ha anche un'incidenza bassa dei costi d'e-

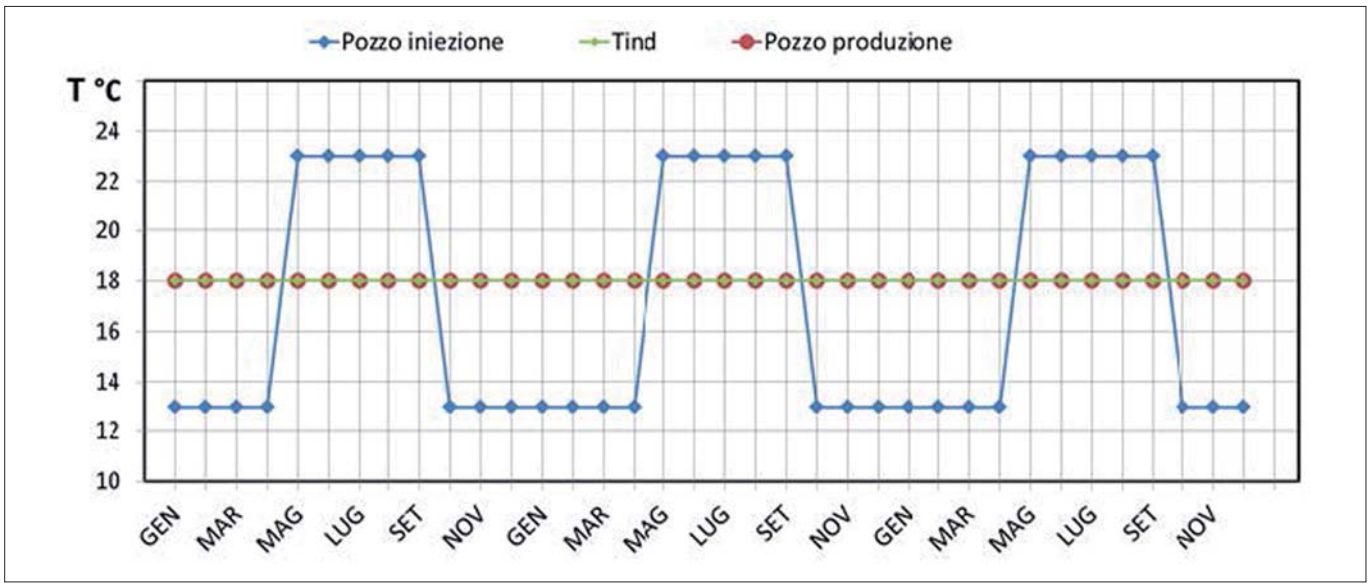


Figura 10. Temperature d'iniezione e produzione dei pozzi in 3 anni di simulazione rispetto alla temperatura indisturbata dell'acquifero; Impianto a circuito aperto

Tabella 4. Dati tecnici PdC (impianto GWHP)

	Raffrescamento	Riscaldamento
Potenza termica	180 [kW]	174 [kW]
COP/EER (PdC)	6,1	6
Potenza elettrica assorbita	29,5 [kW]	29,2 [kW]
T mandata/ritorno radiante	15 – 10 [°C]	30 - 35 [°C]
T in/out PdC	18 - 23 [°C]	18 - 13 [°C]
Portata lato geotermico	7,04 [l/s]	5,73 [l/s]

sercizio legati al pompaggio dell'acqua: tale aspetto è dovuto al fatto che l'acquifero delle Ghiaie di base è in pressione ed ha un livello statico molto alto con conseguenti prevalenze in gioco molto basse. Non è poi da escludere, con i livelli termici dell'acquifero, la possibilità di raffrescare passivamente (free-cooling) la struttura in periodi dell'anno con bassi carichi termici).

RIFERIMENTI ALLA NORMATIVA VIGENTE

Con l'approvazione del Decreto Ministero dello Sviluppo Economico del 15 marzo 2012, pubblicato sulla GU n. 78 del 2 aprile 2012, il Governo ha assegnato a ciascuna Regione degli obiettivi vincolanti di produzione di energia da fonte rinnovabile entro il 2020 (Burden Sharing). Alla Regione Lazio è stato assegnato l'obiettivo di coprire l'11,9 % dei propri consumi energetici mediante fonti rinnovabili. Sulla base di tali direttive la Regione Lazio ha intrapreso un lungo cammino procedurale per la definizione di una legge quadro sul tema, che ha portato alla promulgazione della L.R. 3 del 21 aprile 2016. Con questo strumento normativo si è voluto definire in maniera chiara la distinzione netta tra geotermia di alta entalpia e geotermia a bassa entalpia destinata alle piccole utilizzazioni locali di calore geotermico. La legge per al quale si è in attesa della definizione di un regolamento attuativo, è stata meglio inquadrata grazie alla deliberazione di Giunta Regionale n. 385 del 17 luglio 2018, con la quale si chiariscono anche per mezzo di un quadro sinottico, le procedure autorizzative richieste per la realizzazione degli impianti. Le importanti novità introdotti con la L.R.3/2016 sono la realizzazione di una Carta Idro-Geo-Termica e l'introduzione del Registro degli Impianti Geotermici (R.I.G.). Nel panorama nazionale il Registro degli Impianti Geotermici, non è una assoluta novità in quanto la Regione Lombardia ha già attivato uno strumento di controllo degli impianti realizzati sul suo territorio, del tutto analogo a quanto indicato dalla legge regionale del Lazio. Quanto effettivamente nuovo è l'introduzione di una carta di sintesi che dovrà però essere intesa quale strumento guida per la valutazione della vocazione territoriale alla realizzazione di un determinato tipo di impianto geotermico a bassa entalpia. Pertanto non una carta dalla quale desumere dati per la progettazione degli impianti, dati che dovranno essere definiti attraverso la realizzazione di prove sito-specifiche, ma esclusivamente uno strumento di indirizzo, con il quale valutare se il contesto territoriale sia più adeguato per una tipologia o un'altra di impianto.

LA LEGGE REGIONALE 3/2016

Entrando nel merito del contenuto tecnico introdotto con la legge regionale del Lazio, non si può non sottolineare che questo strumento normativo introduce per la prima volta una chiara procedura per la realizzazione sia di impianti accoppiati al terreno (sistemi a circuito chiuso), che impianti che utilizzano direttamente l'acqua di falda (sistemi a circuito aperto). Da sempre considerato un sistema altamente performante, il circuito aperto che richiede il prelievo di acque sotterranee, non ha mai trovato una precisa connotazione quanto con l'introduzione della legge regionale del Lazio. Il prelievo delle acque sotterranee per scambio geotermico, in taluni casi è considerato in netto contrasto con quanto ampiamente osservato negli ultimi decenni, nei quali si è registrato un progressivo depauperamento degli acquiferi sotterranei. Ne è proprio un caso emblematico il territorio laziale, nello specifico quello della Città metropolitana di Roma Capitale, dove numerosi studi sugli acquiferi vulcanici, hanno portato alla definizione di aree di salvaguardia e tutela delle risorse idriche. Numerose le aree definite "critiche" all'interno delle quali l'eccessivo sfruttamento degli acquiferi sotterranei ha portato alla sospensione delle procedure di rilascio delle concessioni di utilizzo delle acque per fini non domestici. In un così apparentemente complesso panorama, la Regione Lazio, ha normato anche quanto concerne l'utilizzo delle acque sotterranee per lo scambio termico, richiamando quanto indicato dal R.D.1775/33, ma differenziando le metodiche applicative, al fine di garantire la migliore compatibilità con il contesto ambientale. Nel quando sinottico delle procedure autorizzative per le piccole utilizzazioni locali di calore geotermico riportato in allegato alla deliberazione di Giunta Regionale n. 385 del 17 luglio 2018, i sistemi a circuito aperto sono differenziati in circuiti bilanciati e non bilanciati, interessanti falde idriche sotterranee o corpi idrici superficiali. In tutti i casi la procedura autorizzativa accomuna le piccole utilizzazioni locali ai sistemi di emungimento classici (pozzo per acqua), indicando quale referente amministrativo per i procedimenti autorizzativi la Provincia (Città metropolitana di Roma Capitale nel caso del territorio della Ex Provincia di Roma), richiedendo pertanto il conferimento di una concessione demaniale ai sensi dell'art.7 del R.D.1775/33. Altrettanto chiaro è che la derivazione da corpo idrico superficiale per le piccole utilizzazioni locali non prevede una procedura di conferimento di licenza annuale di attingimento, come previsto per altre utilizzazioni non inerenti lo scambio termico come definito all'art.56 del R.D.1775/33.

LE NOVITÀ APPORTATE DALLA NORMA REGIONALE

L'introduzione dei termini bilanciato e non bilanciato, nell'ambito della realizzazione di un sistema a circuito aperto, costituisce l'autentica novità introdotto dalla Regione Lazio nel panorama nazionale. Viene definito un sistema geotermico ad acqua sotterranea a circuito aperto bilanciato, quel sistema costituito da un impianto che utilizza l'acqua di acquiferi sotterranei, estratta da un pozzo di produzione che la reimmettono nello stesso acquifero captato attraverso un pozzo di iniezione, a valle dello scambio termico, con bilancio idrico nullo (*Fig.* 11), mentre un sistema geotermico ad acqua sotterranea a circuito aperto non bilanciato,

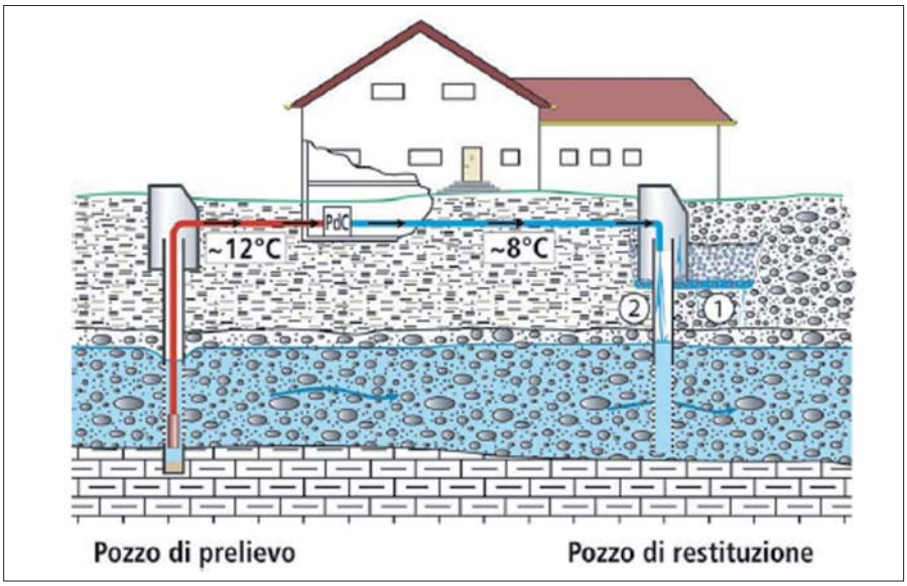


Figura 11. Sitema geotermico bilanciato a circuito aperto



Figura 12. Approntamento del cantiere per la realizzazione del campo sonde

è costituito da un impianto che utilizza l'acqua di acquiferi sotterranei con scarico in superficie o in acquifero diverso da quello di provenienza, oppure nello stesso acquifero ma con disparità tra i volumi emunti e quelli reimmessi. Questa importante innovativa distinzione è motivata dall'esigenza di rendere la tecnologia normata del tutto compatibile con i contesti territoriali. Realizzare ad esempio un sistema del tutto bilanciato, che costituisce la modalità di maggior compatibilità, se osservata nella direzione della tutela della risorsa idrica sotterranea, potrebbe essere del tutto irrealizzabile, quando ad esempio la natura dell'acquifero sotterraneo risultasse incompatibile con un sistema di reimmissione attraverso pozzi di iniezione. In questo caso introducendo l'opportunità di realizzare un sistema non bilanciato si rende possibile l'utilizzo della tecnologia. Un sistema non bilanciato ad esempio comporta una parziale o nulla restituzione nell'acquifero di captazione, permettendo quindi anche un uso dei volumi captati e non restituiti diverso da quello dello scambio termico. Si deve far notare che la normativa descrive in maniera corretta il principio di utilizzo e restituzione delle acque di falda, facendo riferimento all'acquifero di provenienza. Un acquifero è costituito dal complesso idrogeologico o parte di esso dotato di permeabilità sufficiente a consentire l'immagazzinamento, il deflusso e il recapito di acque sotterranee. È delimitato al letto e al tetto da definiti valori di profondità rispetto al piano campagna. Può essere libero se è limitato solo inferiormente da complessi idrogeologici a bassa permeabilità o confinato se limitato superiormente e inferiormente da complessi idrogeologici a bassa permeabilità. Concetto ben diverso da quello di falda; acqua sotterranea trattenuta in uno stato di roccia permeabile (porosa fessurata) di solito racchiusa fra terreni impermeabili. Può essere freatica (o libera) se delimitata inferiormente da complessi idrogeologici a bassa permeabilità e superiormente dalla superficie piezometrica a pressione atmosferica (falda contenuta in un acquifero libero) o in pressione se interposta tra due complessi idrogeologici a bassa permeabilità (falda contenuta in un acquifero confinato). È pertanto chiarito il principio per il quale le reimmissioni delle acque utilizzate per scambio termico si debbano fare all'interno del medesimo acquifero e non nella medesima falda idrica sotterranea. Un passo molto importante che introduce



Figura 13. Posizionamento della macchina perforatrice



Figura 14. Cementazione della sonda geotermica con malta cementizia

una obbligatoria valutazione preventiva per la realizzabilità degli impianti per le piccole utilizzazioni locali di calore geotermico; la corretta valutazione della sua compatibilità ambientale. L'introduzione del Registro degli Impianti Geotermici (R.I.G.), prevede una procedura di inserimento dell'impianto da realizzare, secondo step successivi che partono dalla presentazione dei titoli autorizzativi rilasciati dagli enti territorialmente competenti, come indicato nel quadro sinottico in allegato alla deliberazione di Giunta Regionale n. 385 del 17 luglio 2018, per poi finire con l'inserimento dei dati di progetto che definiscono la configurazione tecnica dell'impianto stesso.

POTENZIALITÀ DI SVILUPPO DELLA TECNOLOGIA

La procedura descritta rende ben chiara l'esigenza di una conoscenza del contesto ambientale sul quale andrà ad insistere l'impianto, conoscenza che dovrà essere frutto di un attento studio delle normative che regolano il territorio, che definisce l'insieme delle vincolistiche ostative e prescrizionali, nonché delle reali potenzialità di estrazione di energia termica, sia essa derivante dal sottosuolo che delle acque contenute negli acquiferi o nei corpi idrici superficiali. Esisteranno pertanto una serie di fattori ambientali che forniranno ai tecnici interessati alla progettazione di un impianto geotermico a bassa entalpia, dati per la definizione della tipologia dell'impianto migliore per il contesto di sito. Se ad esempio analizzato la vincolistica territoriale, l'area su sui si prevede la realizzazione di un impianto, risultasse all'interno di una perimetrazione di criticità per lo sfruttamento degli acquiferi vulcanici (Aree critiche introdotte con lo strumento PS5 dell'Autorità di Bacino del Fiume Tevere), il progettista si troverà a dover scartare l'ipotesi di realizzazione di un sistema a circuito aperto con acqua di falda, in quanto all'interno delle aree perimetrate prima citate sono sospesi i rilasci delle concessioni demaniali per l'utilizzo delle acque sotterranee. Differentemente qualora ci si trovasse a valutare la fattibilità di un impianto a sonde geotermiche verticali in un'area sulla quale è acclarata la presenza di un movimento gravitativo in atto, si dovrà del tutto scartare l'ipotesi di realizzare un sistema geotermico. La promulgazione della legge regionale con le sue diverse novità nel panorama normativo di settore, fornirà un sicuro sviluppo della tecnologia ampiamente consolidata in altri ambiti territoriali, rimandando alla deontologia professionale dei progettisti, l'attenta e scrupolosa analisi delle compatibilità ambientali degli impianti geotermici a bassa entalpia destinati alle piccole utilizzazioni locali di calore geotermico, fornendo anche alle Autorità preposte gli strumenti necessari a superare l'attuale vuoto normativo che rimanda di fatto al D.Lgs. 152/06, attualmente applicato in modo cautelativo. Tornando all'esempio del paragrafo precedente, un impianto di geoscambio che fosse realizzabile con due pozzi di 65 m di profondità, invece che con 38 sonde verticali da 100 m (*Figg*. 12, 13 e 14), sarebbe più appetibile dal punto di vista economico quale investimento, facilitando l'indirizzo di scelte strategiche dal punto di vista imprenditoriale, dando nuova linfa al settore in esame, come dimostrano le statistiche delle altre Regioni italiane, senza scomodare gli altri paesi Europei.

BIBLIOGRAFIA

R. Spalvieri, M. Vinci (2012), *Quadro normativo per la Geotermia a Bassa Entalpia*. Acque Sotterranee. Italian Journal of Groundwater.

P. Teoli, A. Gnoni, F. La Vigna, E. Marinucci, C. Alimonti & R. Mazza (2012), *Caratterizzazione geotermica del settore alluvionale di Valco S.Paolo, Roma*. All'interno della Sessione «Geotermia e geoscambio: evoluzione, applicazioni, tecniche e definizioni». IV Congresso Nazionale Associazione Italiana di Geologia Applicata e Ambientale. Università degli Studi di Perugia, 6-7 febbraio 2012.

S. Marletti, M. Peronace, A. Gnoni, E. Marinucci & C. Alimonti (2012), *Impianto di geoscambio per la climatizzazione di un edificio pubblico in ambito urbano. Confronto tra impianto chiuso a sonde geotermiche verticali e impianto aperto con acqua di falda.* VI Congresso Nazionale Associazione Italiana Gestione Energia Ferrara, 11-12 giugno 2012.

Alimonti C, Gnoni A & Marinucci E. (2010), *Caratterizzazione "geotermica" di un sito al fine della riqualificazione energetica di un laboratorio universitario sito in Latina*. IV Congresso Nazionale Associazione Italiana Gestione Energia. Roma, 26-27 maggio 2010.

Dimasi M. (2010), *Caratterizzazione idrogeologica del settore Ostiense (Roma) finalizzata all'uso della risorsa geotermica a bassa entalpia*. Tesi di Laurea, Università degli Studi Roma Tre, Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali, Corso di Laurea Specialistica in Geologia del Territorio e delle Risorse.

Demiray Z. (2010), *Hydrogeology of Valco San Paolo (Rome-Italy): Groundwater modeling approach with ModFlow-2005.* Department of Geological Engineering, Çukurova University Institute of Natural and Applied Sciences, Turkey.

Jury W., Horton R. (2004), *Soil Physics*, published by John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

Kavanaugh S.P., Rafferty K. (1997), *Ground source heat pumps – Design of geothermal systems for commercial and institutional buildings.* ASHRAE. Application Handbook.C. Graham, The Limiting Heat Transfer Mechanism of Dropwise Condensation, Ph.D. thesis, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Mass., 1969.7.

Kipp, K. L. JR. (1997), *HST3D: A computer code for simulation of heat and solute transport in threedimensional groundwater flow system*. US Department of the Interior, US Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 86-4095.

Eskilson P. (1987), *Thermal Analysis of Heat Extraction Boreholes*. 264 p., PhD-thesis Lund-MPh-87/13, Lund University of Technology.

Driscoll F.G. (1986), *Groundwater and wells* (Second edition): Johnson Division, St. Paul, Minnesota, 1089 p.

I tavoli di confronto permanenti Snpa-RemTech Expo, l'importanza della collaborazione tra istituzioni, imprese e associazioni

The permanent comparison tables Snpa-RemTech Expo, the importance of collaboration between institutions, companies and associations

Silvia Paparella
General Manager RemTech Expo
E-mail: spaparella@remtechexpo.com

Parole chiave: tavoli, confronto, competenze, analisi, condivisione, miglioramento
Key words: round tables, comparison, competences, analysis, sharing, improvement

SOMMARIO

RemTech Expo (18-20 Settembre 2019 www.remtechexpo.com) è il contesto internazionale di riferimento in Europa sui temi delle bonifiche, coste, dissesto, clima, sismica, rigenerazione urbana, industria sostenibile.

Si compone di nove percorsi tematici: bonifiche dei siti contaminati, tutela della costa e porti sostenibili, dissesto idrogeologico e frane, cambiamenti climatici, rischio sismico, sostenibilità delle opere e riutilizzo dei materiali, rigenerazione urbana e il social housing, industria chimica sostenibile.

Sin dalle prime edizioni hanno un posto in prima fila tra i partner, la Commissione Europea, il Joint Research Centre (EU), i Ministeri, i Commissari di Governo, le Regioni e naturalmente l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale Ispra e le Agenzie territoriali Arpa che rappresentano il Sistema Nazionale per la Protezione Ambientale Snpa.

Comprende una comunità qualificata e ampia, composta da realtà governative, enti pubblici, organi di controllo, società private, start up innovative, università, centri di ricerca, associazioni di categoria, professionisti.

Si caratterizza per un'articolata esposizione di prodotti, strumenti e servizi specializzati, eventi faro, sessioni congressuali tecniche, tecnologiche e scientifiche, workshop, seminari, tavoli di confronto, gruppi di lavoro permanenti, inoltre, corsi di formazione, incontri bilaterali, un'intensa attività di networking, scuole, academy, hub internazionali e poli di innovazione.

Tra i Paesi extra Europei, sono coinvolti la Tunisia, il Marocco, l'Algeria, l'Egitto, l'Azerbaijan, l'India, la Cina, il Sudafrica, il Brasile, la Russia.

L'Agenda è ogni anno ricca ed articolata e punta alla condivisione, conoscenza e applicazione delle più innovative tecnologie e alla intercomunicazione tra domanda e offerta. I punti di forza che fanno di RemTech Expo un momento innovativo sono infatti la capacità di coniugare l'esposizione di idee, prodotti, progetti e soluzioni con momenti dedicati all'approfondimento, allo scambio, all'incontro fra domanda e offerta.

Dal 14 gennaio 2016, con la legge n.132 del 28 giugno, è diventato operativo, a livello nazionale, un nuovo approccio strategico per la protezione dell'ambiente, il cui obiettivo è quello di far lavorare in rete tutte le istituzioni coinvolte nel campo ambientale. Si tratta di SNPA, Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente, costituito da Ispra e dalle agenzie ambientali regionali e delle province autonome, la cui funzione primaria è assicurare omogeneità ed efficacia all'azione di controllo pubblico della qualità dell'ambiente, a supporto delle politiche di sostenibilità ambientale e di prevenzione sanitaria a tutela della salute pubblica. A questo sistema a rete la legge attribuisce, fra gli altri, compiti fondamentali quali il monitoraggio dello stato dell'ambiente, il controllo delle fonti e dei fattori d'inquinamento, l'attività di ricerca in campo ambientale, il supporto tecnico-scientifico alle attività degli enti statali, regionali e locali, la raccolta, organizzazione e diffusione dei dati ambientali.

ABSTRACT

In the context of the qualified panel as RemTech Expo (18-20 September, 2019), certainly peculiar, inclusive, specialized and innovative, has found favorable ground and has definitely played a central role the establishment of permanent public-private tables, promoted by the National System for Environmental Protection Snpa and by the international network and event RemTech Expo.

The tables are in fact officially born and met for the first time in September in Ferrara. The working groups, initially four, are now five with a new table presented in December at the international conference on Heritage and Sustainability, organized by the Green Building Council, UNESCO, the Municipality of Ferrara in collaboration with RemTech Expo.

The topics discussed within each of the working groups also represent the proper name of each of the tables:

1. Reclamation and sediments
2. Natural risks and climate
3. Circular economy and waste management
4. Industry and innovation
5. Requalification and regeneration

The tables have a "mixed" soul, in fact they are represented for half of the number by members of the National System Snpa while the remaining part sees the participation of private companies and associations.

The establishment of the tables was facilitated by the launch of two parallel "calls" with the request for voluntary membership, one promoted among the National System and the other in the contest of RemTech Expo.

Each member was asked to bring to the comparison table the indispensable knowledge baggage, containing timely knowledge, long-term experience, broad

vision, and above all the willingness to find and share the possible solutions to the critical issues of the market and the system. relating to the represented segment.

The September meetings of the comparison tables took place following two main moments. The identification of the points and the main objects of the discussion, which figured out during a rich and participated brainstorming, followed a dynamic comparison in the context of a structured path with the aim of identifying useful elements to define a shared strategy.

Downstream of the September meetings, synthesis documents and specific considerations were produced that will represent the starting point for the second meeting scheduled within the first months of the 2019.



I TAVOLI SNPA-REMTECH EXPO

Nell'ambito del qualificato contesto di RemTech Expo, sicuramente peculiare, inclusivo, specializzato, innovativo ha trovato terreno favorevole ed ha avuto certamente un ruolo centrale l'istituzione dei tavoli pubblico-privati permanenti di confronto, promossi dal Sistema Nazionale Snpa e da RemTech Expo.

I tavoli sono infatti ufficialmente nati e riunitisi la prima volta lo scorso Settembre a Ferrara. Ai gruppi di lavoro, inizialmente quattro, si è aggiunto poco dopo un quinto tavolo, presentato a Dicembre in occasione della conferenza internazionale Heritage and Sustainability, organizzata da Green Building Council, Unesco, Comune di Ferrara in collaborazione con RemTech Expo.

Gli argomenti dibattuti all'interno di ciascuno dei gruppi di lavoro rappresentano anche il nome proprio di ciascuno dei tavoli:

1. Bonifiche e sedimenti
2. Rischi naturali e clima
3. Economia circolare e gestione rifiuti
4. Industria e innovazione
5. Riqualificazione e rigenerazione

I tavoli possiedono un'anima "mista", sono infatti rappresentati per metà del numero da esponenti del Sistema Nazionale mentre la restante parte vede la partecipazione delle imprese private e delle associazioni.

La formazione dei tavoli è stata agevolata dall'avvio di due "call" parallele con richiesta di adesione volontaria, una promossa presso il Sistema Nazionale e l'altra da RemTech Expo.

A ciascun aderente è stato richiesto di portare al tavolo di confronto l'imprescindibile bagaglio conoscitivo, contenente il sapere puntuale, l'esperienza pluriennale, la visione ampia, e soprattutto la volontà di trovare e condividere soluzioni possibili alle note criticità del mercato e del sistema afferenti al segmento rappresentato.

Il confronto dei tavoli di Settembre è avvenuto in due momenti principali. All'identificazione dei punti e dei principali oggetti della discussione, avvenuta durante un brainstorming ricco e partecipato, è seguito un dinamico confronto nell'ambito di un percorso strutturato con l'obiettivo di individuare elementi utili a definire una strategia condivisa.

LA COMPOSIZIONE DEI TAVOLI

Allo scopo di favorire la costituzione dei tavoli, sono state aperte due "call" parallele con le quali è stato definitivamente individuato il panel autorevole dei partecipanti, provenienti sia dal settore pubblico e dalle agenzie per l'ambiente sia dal comparto privato delle imprese e dalle associazioni.

Ecco di seguito la composizione finale di ciascuno dei tavoli il cui coordinamento fa capo al Sistema Nazionale Snpa.

1. BONIFICHE E SEDIMENTI

È moderato da Igor Villani, Arpae. Ne fanno parte Claudio Albano di Jacob, Laura Balocchi di Arpa Toscana, Guido Bonfedi di Syndial, Jean Pier Davit di Golder, Fabrizio Gheorghiu di Cfm, Donatella Giacopetti di Unione Petrolifera, Alberto Leombruni di Peroxychem, Lucina Lucchetti di Arta Abruzzo, Gianlorenzo Minarini di Petroltecnica, Piero Mori di ERM, Serafina Oliviero di Arpa Calabria, Fabio Pascarella di Ispra, Laura Schiozzi, di Arpa Fvg.

2. RISCHI NATURALI E CLIMA

È moderato da Raffaele Niccoli, Arpa Calabria. Al tavolo sono presenti, Guido Bernardi di CAE, Andrea Carosi di Life Sec Adapt, Matteo Cesca di Arpa Veneto, Marco Fumanti di Codevintec, Endro Martini di Alta Scuola, Stefano Micheletti di Arpa Fvg, Tiziana Paccagnella di Arpae, Luisa Pastore di Arpa Lombardia, Andrea Pedroncini di DHI, Alessandro Trigila di Ispra, Rinaldo Uccellini di Officine Maccaferri.

3. ECONOMIA CIRCOLARE E GESTIONE RIFIUTI

Vede il coordinamento di Rosanna La Raia, Ispra, e la partecipazione di Giovanni Corbetta di Ecopneus, Alessandro Dodaro di Nucleco, Lorena Franz di Arpav, Silvia Maltagliati di Arpa Toscana, David Giraldi di Ambiente, Marcela Girardi di Siad, Andrea Grillenzoni di Garc, Paola Mainetti di eni, Paola Pellegrini di Ecol Studio, Emma Porro di Arpa Lombardia, Cristina Sgubin di Arpa Fvg, Franco Zinoni di Arpae.

4. INDUSTRIA E INNOVAZIONE

È moderato da Stefania Del Frate, Arpa Fvg. Sono Parte del tavolo, Paolo Ambrosini di Saipem, Gaetano Battistella di Ispra, Eriberto De Munari di Arpae, Luca Di Nardo di Invitalia (Aisa), Vittorio Esposito di Arpa Puglia, Gilber Ligner di Vyridis, Gianluca Loffredo di Archliving, Davis Panont di Arpa VdA, Gerardo Stillo di Versalis, Enrico Zini di Arpa Lombardia, e Federchimica.

5. RIQUALIFICAZIONE E RIGENERAZIONE

Il nuovo tavolo lanciato di recente unitamente a Green Building Council Italia è attualmente in fase di costituzione.



OUTPUT DEI TAVOLI E PROSSIME ATTIVITÀ

A valle dei tavoli di Settembre, sono stati prodotti documenti di sintesi e considerazioni puntuali che rappresenteranno la base di partenza per il secondo incontro previsto entro i primi mesi dell'anno.

Il *Tavolo* 1 focalizza principalmente sulla tempistica dei procedimenti di bonifica ed evidenzia come esistano ricorrenti e persistenti incognite e discontinuità nell'iter istruttorio. Segnala poi la necessità di coordinare i procedimenti di bonifica con procedimenti di competenza amministrativa diversa, principalmente di natura urbanistica. Dal tavolo emerge in maniera chiara come potrebbero essere facilmente attivati elementi di miglioramento mentre occorrerebbe individuare criteri condivisi per la valutazione della sostenibilità delle bonifiche.

Dal *Tavolo* 2 risulta come serva prima di tutto esaminare la possibilità di creare un sistema in grado di rendere i dati uniformi, anche mediante la creazione di un'apposita piattaforma. È necessario per il tavolo potenziare il sistema dell'*early warning* e valutare la creazione di linee guida condivise. Il gruppo di lavoro propone inoltre che vengano individuate tecnologie nuove per poter avviare fasi sperimentali per il monitoraggio continuo e che vengano sviluppati servizi speciali per alcuni specifici settori allo scopo di favorire gli investimenti.

Il gruppo di lavoro del *Tavolo* 3, ha suddiviso il dibattito in aree tematiche diversificate: comunicazione applicata al tema dell'economia circolare, monitoraggio e indicatori di circolarità, plastiche e alimenti. È necessario per il gruppo di lavoro incentivare la riduzione dei rifiuti anche attraverso l'innovazione dei cicli produttivi così come disporre di norme chiare e applicabili in maniera omogenea sul territorio e di controlli efficaci (EoW), migliorare l'applicazione del GPP e dei CAM, promuovere lo sviluppo di impianti di recupero garantendo naturalmente la tracciabilità del rifiuto.



Per il *Tavolo* 4, l'informatizzazione degli autocontrolli AUA e dei monitoraggi effettuati dalle piccole imprese potrebbe portare numerosi vantaggi sia al Snpa sia alle imprese, permettendo al stesse di orientare al meglio gli investimenti. È opportuno, secondo il tavolo, diversificare la modalità di controllo delle visite ispettive già avviate per le aziende certificate rispetto a quelle non certificate e migliorare il sistema dei controlli. Snpa potrebbe inoltre valutare la possibilità di disporre di indicatori ambientali.

I tavoli si riuniranno in seconda sessione entro i primi mesi dell'anno a Roma allo scopo di focalizzare sui principali output emersi nella prima fase e proseguire il fattivo dibattito e l'articolato rapporto di collaborazione tra il Sistema Nazionale Snpa e il sistema rappresentato da RemTech Expo, garantendo al contempo continuità ed un percorso di costruzione condivisa, tra panel pubblico e comparto privato, che pone al centro il miglioramento del sistema, partendo dalle conoscenze e delle esigenze bilaterali.

In previsione di tale occasione, è stata valutata la possibilità di ampliare i gruppi di lavoro mediante l'esame di nuove candidature che potranno partecipare fattivamente ai lavori dei tavoli permanenti.

CONCLUSIONI

Nell'ambito di RemTech Expo e dei percorsi tematici della manifestazione e grazie alle ottime sinergie maturate con il Sistema Nazionale di Protezione Ambientale Snpa, sono nati cinque tavoli di confronto permanenti.

- Bonifiche e sedimenti
- Rischi naturali e clima
- Economia circolare e gestione rifiuti
- Industria e innovazione
- Riqualificazione e rigenerazione

I tavoli sono prima di tutto uno strumento di confronto tra comparto pubblico e privato e di potenziamento di un dialogo qualificato e costruttivo nell'ottica di individuare possibili indirizzi di miglioramento del sistema che ciascun tavolo rappresenta.

SITOGRAFIA

RemTech Expo www.remtechexpo.com
ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale www.isprambiente.gov.it
SNPA – Sistema Nazionale Protezione Ambientale www.snpambiente.it

Il recupero integrale dei rifiuti da terremoto, il caso di Arquata del Tronto

A complete recovery strategy for post earthquake waste: the case of Arquata del Tronto

Massimo Paris
E-mail: mparis@gruppohtr.com

Parole chiave: recupero rifiuti, macerie, terremoto
Key words: waste recovery, debris, earthquake

SOMMARIO

Il Piano di Gestione dei rifiuti prodotti dal sisma 2016 definito dalla Regione Marche per il territorio di Arquata del Tronto ha dato occasione di attuare un ciclo integrato volto a massimizzare l'effettivo recupero dei materiali di rifiuto rimossi dai luoghi colpiti, mediante:

- verifiche e operazioni preliminari, tra cui bonifica amianto, recupero beni personali, gestione materiali di interesse storico-artistico;
- cernita preliminare sul luogo di intervento con invio ad impianti di recupero delle frazioni rimuovibili in condizioni di sicurezza (ingombranti, carta, plastica, metalli, legno, pericolosi);
- carico e trasferimento delle macerie su Sito di Deposito Temporaneo attrezzato, realizzato appositamente per l'appalto;
- cernita accurata per separazione delle frazioni non inerti ed invio a impianti di recupero;
- recupero della frazione inerte con produzione di prodotto misto riciclato certificato mediante impianto autorizzato R5;
- utilizzo del misto riciclato sui cantieri locali della ricostruzione.

L'appalto ha previsto la realizzazione e l'esercizio di una idonea piattaforma su cui effettuare le operazioni di cernita accurata e recupero della frazione inerte, nelle immediate vicinanze dei luoghi colpiti dal sisma nel comune di Arquata del Tronto.

La quantità totale di macerie rimosse nel corso dei lavori è stata pari a 35.722 t, delle quali il 99,92% è stato destinato a impianti di recupero (circa 2%) o recuperato direttamente con la produzione ed il reimpiego locale di misto inerte riciclato (circa 98%).

L'obiettivo è stato raggiunto risolvendo una serie di problematiche riguardo la possibile presenza di amianto, le difficoltà di allestimento del Sito e la carenza di un indirizzo dei cantieri locali all'impiego del materiale riciclato prodotto.

ABSTRACT

The debris produced by the 2016 earthquake in Marche region was managed with a complete recovery strategy, leading to the production of recycled material to be immediately used in the reconstruction works. To reach this aim, the Waste Management Plan defined a procedure with preliminary operations for asbestos removal, recovery of private articles of personal value and preservation of histrical and artistic manufacts, followed by sorting and crushing for the production of fill materials operated in a Temporary Site built within the disaster area. Experience in Arquata del Tront was made on the base of a total of 35.722 t of debris, with a recovery rate of 99,92%.

RECUPERO INTEGRALE

Il recupero integrale del materiale di rifiuto prodotto da un evento calamitoso è un obiettivo auspicabile nell'ambito di una impostazione sostenibile e circolare dell'economia e, se ben gestito, può contribuire all'avvio del processo di riqualificazione dei luoghi colpiti.

Tale obiettivo può essere raggiunto solo pianificando già in fase emergenziale e attuando poi con rigore un ciclo di gestione che risponda alle esigenze di fattibilità, produttività, sostenibilità ambientale, tutela della salute, tutela del patrimonio storico e coinvolgimento del contesto locale.

La società HTR Bonifiche (in ATI con le società Seipa e Galeria Trasporti) ha avuto l'occasione di attuare tale ciclo di gestione nell'ambito dell'appalto assegnato dalla Regione Marche in seguito al sisma dell'estate 2016, operando per la rimozione ed il recupero delle macerie all'interno del comune di Arquata del Tronto fino al Dicembre 2017.

L'esperienza acquisita rappresenta un caso particolarmente riuscito del modello di recupero integrale, che più in generale tende a scontrarsi con le elevatissime produttività richieste per la rimozione delle macerie, con problemi di natura logistica e con la mancanza di una reale pianificazione nell'utilizzo della grande quantità di materiale riciclato prodotto dagli inerti recuperati,

Di seguito saranno esposti i principi generali introdotti per la gestione dei rifiuti derivanti dal sisma del 2016, per poi descriverne l'effettiva attuazione nell'ambito dell'appalto.

NORME SULLA GESTIONE RIFIUTI A SEGUITO DEL SISMA 2016

La normativa speciale emanata a seguito dell'evento del 24 Agosto 2016 ha subito affrontato il tema della gestione del materiale derivante dai crolli e dalle prime necessarie demolizioni.

Alla dichiarazione dello stato di emergenza hanno fatto seguito una serie di Ordinanze della Protezione Civile che hanno man mano definito deroghe normative e procedure specifiche da attuarsi per rendere immediatamente efficienti gli interventi e che sono state poi recepite nel Decreto-legge 17.10.16, n.189 (convertito con modificazioni dalla Legge 15.12.16, n. 229 e poi rimodificato dal decreto-legge 9 febbraio 2017, n. 8). Per la Regione Marche, il primo "Piano Regionale di Gestione delle Macerie" è stato emanato con il Decreto del Soggetto Attuatore n. 25 del 25 gennaio 2017.

Il punto nodale della procedura individuata dalle norme temporanee consiste nella realizzazione e nell'esercizio di un "Sito di Deposito Temporaneo", ovvero un'area attrezzata ubicata all'interno della zona colpita presso la quale far transitare i materiali rimossi per indirizzarli verso la filiera di recupero più opportune, in parte realizzabile direttamente sul Sito.

Senza addentrarsi troppo nelle problematiche sempre presenti nei casi di nuovi interventi legislativi in ambito ambientale, ci soffermiamo di seguito su alcuni punti rilevanti, prendendo a riferimento alcuni passaggi del Decreto Legge, secondo l'ordine dei commi dell'Art. 28.

Classificazione

Comma 4.

In deroga all'art. 184 (…) i materiali derivanti dal crollo parziale o totale degli edifici pubblici e privati causati dagli eventi sismici di cui all'articolo 1 nonché quelli derivanti dalle attività di demolizione e abbattimento degli edifici pericolanti (…) sono classificati rifiuti urbani non pericolosi con codice CER 20.03.99, limitatamente alle fasi di raccolta e trasporto da effettuarsi verso (…) i siti di deposito temporaneo (…) fatte salve le situazioni in cui è possibile segnalare i materiali pericolosi ed effettuare, in condizioni di sicurezza, le raccolte selettive. Ai fini dei conseguenti adempimenti amministrativi, il produttore dei materiali di cui al presente articolo è il Comune di origine dei materiali stessi, in deroga all'art. 183 c.1.f,

La fase di classificazione sul sito è dunque impostata sull'attribuzione del codice CER 20.03.99 all'intera massa dei materiali. Tale scelta risolve ogni problematica di classificazione e caratterizzazione che ostacolerebbe la rimozione tempestiva dei materiali.

Rimane comunque possibile la gestione secondo la normativa ordinaria di frazioni separate ed individuabili, per le quali sia fattibile una parziale raccolta selettiva in campo, quali ad esempio metalli, legno, carta, plastica, RAEE, tessili, ingombranti.

In tutti i casi rimane produttore il Comune, che è quindi chiamato direttamente in causa per il controllo.

Gestione beni artistici e storici

Comma 5

Non costituiscono rifiuto i resti dei beni di interesse architettonico, artistico e storico, nonché quelli dei beni ed effetti di valore anche simbolico appartenenti all'edilizia storica (…). Tali materiali sono selezionati e separati secondo le disposizioni delle competenti Autorità, che ne individuano anche il luogo di destinazione (…)

Per l'effettiva attuazione di tale principio, il MIBACT ha definito una classificazione delle macerie, secondo provenienza, in 3 categorie:

- Di interesse culturale artistico paesaggistico in quanto provenienti da crollo o demolizione di edifici vincolati e/o di interesse artistico e paesaggistico, da gestire direttamente a cura del MIBACT;
- Contenenti elementi architettonici di interesse artistico e paesaggistico, da sottoporre a verifica ed eventuale cernita da parte del MIBACT;
- Di nessun interesse, per le quali si può procedere direttamente con la rimozione e l'invio al Sito di Deposito Temporaneo senza tracciabilità.

Tale classificazione è stata quindi definita per ogni singolo mappale di intervento, ed ha guidato la selezione dei materiali di interesse ed il coinvolgimento del MIBACT.

Trasporto verso siti di deposito temporaneo

6. (…) Le predette attività di trasporto, sono effettuate senza lo svolgimento di analisi preventive. (…) Limitatamente ai materiali (…) insistenti nelle aree urbane su suolo privato, l'attività di raccolta e di trasporto viene effettuata con il consenso del soggetto avente titolo (…). A tal fine, il Comune provvede a notificare, (…) apposita comunicazione, contenente l'indicazione della data nella quale si provvederà alla rimozione dei materiali. Decorsi quindici giorni dalla data di notificazione dell'avviso previsto dal sesto periodo, il Comune autorizza, salvo che l'interessato abbia espresso motivato diniego, la raccolta ed il trasporto dei materiali.

Anche se non è presente su questo comma del Decreto, va ricordato che Il trasporto dei materiali verso i siti di deposito temporaneo non è da considerarsi soggetto agli obblighi documentali relativi al trasporto rifiuti (autorizzazione, Formulari di Identificazione del Rifiuto).

Per risolvere lo stato di effettiva impossibilità ad ottenere nei tempi operativi l'espressa autorizzazione da parte di tutti i proprietari interessati alla rimozione macerie, il Decreto introduce una procedura di silenzio assenso per la quale trascorsi 15 giorni è possibile per il Comune autorizzare l'intervento.

Questo principio si applica ai casi di rimozione macerie, ma non alle demolizioni, che devono seguire un iter più articolato e prolungato nel tempo.

Operatività siti di deposito temporaneo

7. In coerenza con quanto stabilito al comma 1, anche in deroga alla normativa vigente, previa verifica tecnica della sussistenza delle condizioni di salvaguardia ambientale e di tutela della salute pubblica sono individuati (…) appositi siti per il deposito temporaneo (…). Il Presidente della Regione ai sensi dell'articolo 1, comma 5, autorizza, qualora necessario, l'utilizzo di impianti mobili per le operazioni di selezione, separazione, messa in riserva (R13) e recupero (R5) di flussi omogenei di rifiuti per l'eventuale successivo trasporto agli impianti di destinazione finale della frazione non recuperabile.

8. I gestori dei siti di deposito temporaneo di cui al comma 6 ricevono i mezzi di trasporto dei materiali senza lo svolgimento di analisi preventive, procedono allo scarico presso le piazzole attrezzate e assicurano la gestione dei siti provvedendo, con urgenza, all'avvio agli impianti di trattamento dei rifiuti selezionati presenti nelle piazzole medesime. Tali soggetti sono tenuti altresì a fornire il personale di servizio per eseguire, previa autorizzazione del Presidente della Regione ai sensi dell'articolo 1, comma 5, la separazione e cernita dal rifiuto tal quale, delle matrici recuperabili, dei rifiuti pericolosi e dei RAEE, nonché il loro avvio agli impianti autorizzati alle operazioni di recupero e smaltimento.

L'operatività del sito di deposito temporaneo consiste nel ricevere, in un ambito attrezzato e dotato di adeguati presidi di controllo ambientale, i consistenti flussi di materiali provenienti dalle attività di rimozione macerie e nel dare corso alle attività di accurata separazione e cernita di tutte le frazioni merceologiche presenti dalla massa preponderante costituita da inerti.

Presso il sito è poi possibile installare impianti mobili per effettuare le operazioni di recupero sulla matrice inerte privata delle componenti estranee, con la produzione di materiale riciclato certificato da reinserire immediatamente nel contesto dei limitrofi cantieri per la ricostruzione.

L'ubicazione, l'allestimento e le procedure di gestione del sito devono essere comunque verificate tecnicamente da una fase di istruttoria e di autorizzazione da parte degli Enti competenti.

Gestione amianto

11. (…) i materiali nei quali si rinvenga, anche a seguito di ispezione visiva, la presenza di amianto non rientrano nei rifiuti di cui al comma 4. Ad essi è attribuito il codice CER 17.06.05 e sono gestiti secondo le indicazioni di cui al presente comma. Tali materiali non possono essere movimentati, ma perimetrati adeguatamente con nastro segnaletico. L'intervento di bonifica è effettuato da una ditta specializzata. Qualora il rinvenimento avvenga durante la raccolta, il rifiuto residuato dallo scarto dell'amianto, sottoposto ad eventuale separazione e cernita di tutte le matrici recuperabili, dei rifiuti pericolosi e dei RAEE, mantiene la classificazione di rifiuto urbano non pericoloso con codice CER 20.03.99 e è gestito secondo le modalità di cui al presente articolo. Qualora il rinvenimento avvenga successivamente al conferimento presso il sito di deposito temporaneo, il rimanente rifiuto, privato del materiale contenente amianto, e sottoposto ad eventuale separazione e cernita delle*

matrici recuperabili, dei rifiuti pericolosi e dei RAEE, mantiene la classificazione di rifiuto urbano non pericoloso con codice CER 20.03.99 (…). le ditte autorizzate, prima di asportare e smaltire correttamente tutto il materiale, devono presentare all'Organo di Vigilanza competente per territorio idoneo piano di lavoro ai sensi dell'articolo 256 del decreto legislativo 9 aprile 2008, n. 81.

L'attenzione all'amianto è indirizzata agli eventuali manufatti contenenti amianto in matrice compatta presenti negli edifici crollati o da demolire quali lastre di copertura, tubazioni, pluviali, canne fumarie, comignoli.

La norma non definisce una vera e propria attività di censimento e verifica preliminare sulla possibile presenza di amianto, ma contiene solo l'indicazione che per ogni rinvenimento l'area debba essere interdetta e le operazioni di rimozione macerie possano riprendere solo dopo la necessaria bonifica con rimozione, da eseguirsi a cura di ditte autorizzate e secondo le procedure previste dalle norme ordinarie.

3. L'ESPERIENZA DI ARQUATA DEL TRONTO

Entrando nel merito dell'esperienza realizzata ad Arquata del Tronto, la prima problematica per gli Enti locali è stata quella di individuare all'interno del territorio comunale un'area idonea ad ospitare il Sito di Deposito Temporaneo, dato che il contesto rurale offriva possibilità molto limitate in termini di estensione pianeggiante, vincoli ambientali, accessibilità. L'ubicazione più idonea è stata individuata in un'area attigua ad un insediamento industriale presente lungo il corso del fiume Tronto, sulla via Salaria.

L'area si presentava come la prosecuzione del piazzale antistante gli edifici produttivi Unimer, delimitata sul lato opposto dalla vegetazione ripariale del corso d'acqua Tronto.

Dalla superficie complessiva di circa 8.000mq sono stati ricavati 5.000mq per le operazioni di scarico, verifica e cernita macerie, oltre che di deposito temporaneo dei rifiuti da cernita.

La scelta è stata quella di dotare il sito di tutti gli apprestamenti necessari ad ospitare non solo le attività di cernita e di indirizzo delle frazioni separate alle varie filiere esterne di recupero, ma anche quella di vero e proprio recupero R5 del materiale inerte mediante impianto mobile già autorizzato. Dalle prime valutazioni sulla composizione delle macerie era infatti emersa l'evidenza che la componente inerte costituisse più del 95% della massa del materiale e poteva essere adatta alla produzione di materiale riciclato di buona qualità.

Tale scelta, indispensabile per chiudere il cerchio del recupero integrale, nasce dalla convinzione che la disponibilità di tale prodotto a basso costo nelle immediate vicinanze dei luoghi colpiti può rappresentare una importante risorsa per la realizzazione di sottofondi e riempimenti per le prime urgenti opere di ricostruzione.

Le attività di predisposizione del sito sono hanno previsto la realizzazione dei seguenti presidi e aree funzionali, secondo quanto previsto dalla gara di appalto:

- area uffici, area parcheggi, pesa; sistema di videosorveglianza;
- impermeabilizzazione dell'area di conferimento, deposito, cernita, movimentazione e trattamento dei rifiuti, realizzata con la posa su terreno livellato di sabbia di TNT, telo in HDPE da 2mm, geocomposito drenante;
- pavimentazione dell'area di conferimento, deposito, cernita, movimentazione e trattamento dei rifiuti, realizzata con 14 cm di calcestruzzo RCK 45 e rete d.6 10cmX10cm;
- pavimentazione dell'area di parcheggio e stoccaggio del materiale riciclato certificato realizzata con conglomerato bituminoso;
- sistema di collettamento delle acque meteoriche con trattamento delle acque di prima pioggia e vasche di invarianza idraulica con scarico nell'adiacente Fiume Tronto, con sistema a portata limitata e regolabile mediante pompa, dotato di pozzetto fiscale di verifica;
- recinzione di altezza 2 m, impianto di illuminazione;
- gabbionata del tipo a scatola da 1X1m su tutto il confine verso l'adiacente Fiume Tronto
- n.3 piezometri di monte e valle per il monitoraggio delle acque sotterranee;
- sistema di irrigazione su tutta la superficie per l'abbattimento delle polveri.

L'impianto è stato autorizzato con Decreto del Soggetto Attuatore ai sensi dell'art.28 della Legge 229/2016, in seguito ad istruttoria che ha coinvolto tutti gli Enti Competenti.

L'impostazione generale prevede una zona di cernita per la selezione accurata delle varie frazioni da avviare al recupero presso impianti esterni, una zona di lavorazione per l'impianto di recupero R5 e una zona di stoccaggio del prodotto riciclato certificato.

L'impianto è stato dimensionato su una produttività attesa pari a circa 500 tonnellate di materiale al giorno, ampiamente entro le capacità di lavorazione dell'impianto mobile R5 e purtroppo ampiamente al di sotto delle necessità di sgombero macerie dai paesi colpiti.

La fase critica che regola la produttività era quella di cernita accurata del

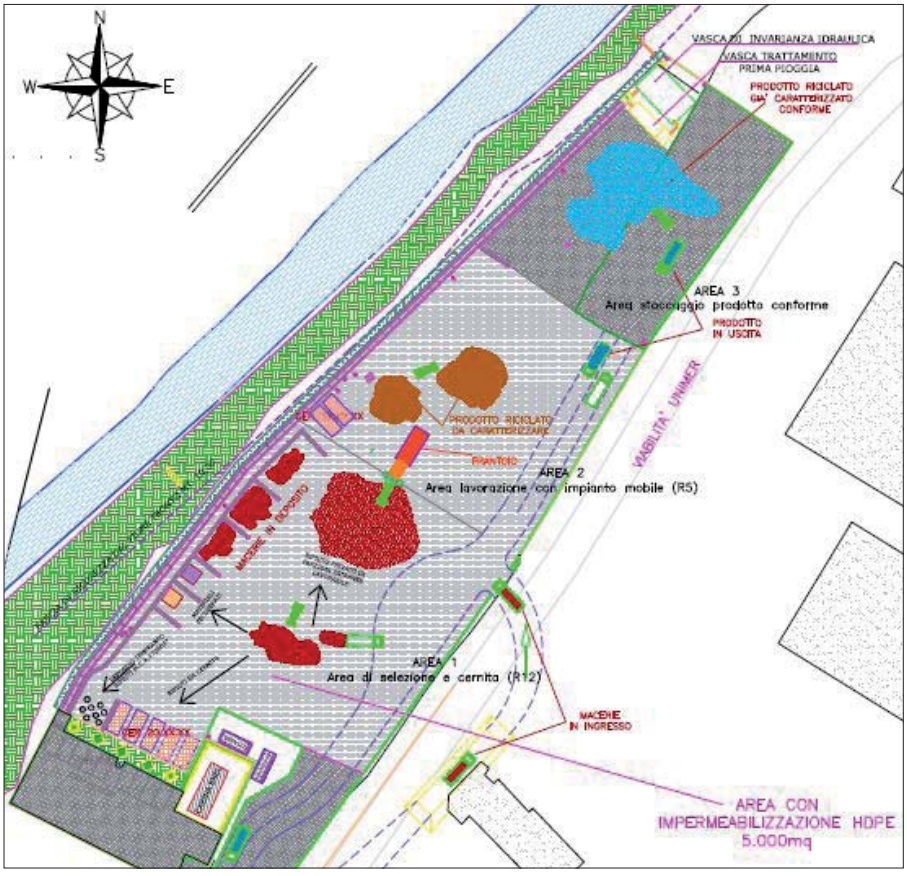


Figura 1. Planimetria schematica dell'impianto

materiale, che deve essere condotta secondo criteri di particolare accuratezza, dovendo fornire adeguate garanzie sulla selezione di beni personali, di pregio, di valore, oltre che sulla eliminazione di tutti i materiali per la successiva fase di recupero per formazione di inerte riciclato.

In tali condizioni, una possibile soluzione è quella di installare una linea di cernita assistita da un nastro trasportatore, lungo il quale sono ricavate postazioni fisse di selezione manuale dalle quali l'operatore può agevolmente indirizzare un determinato materiale in un cassone sottostante o separarlo dal flusso.

Nel caso specifico la ridotta disponibilità di spazi, i tempi molto stretti di realizzazione e di autorizzazione, nonché l'impostazione di coinvolgimento quanto più possibile esteso di manodopera locale, hanno indirizzato verso una soluzione di cernita completamente manuale, da effettuarsi su un sottile strato di materiale steso a terra di volta in volta da un mezzo d'opera in assistenza agli operatori. Tale soluzione ha comportato una definizione più dinamica delle aree di lavoro sul sito, che venivano man mano ottimizzate in funzione del carico in arrivo e delle giacenze di materiali da lavorare e già lavorati.

Procedura di gestione materiali presso il Sito di Deposito Temporaneo

Di seguito viene riassunta la procedura di gestione dei materiali in arrivo presso il sito di Deposito.

Lo scarico dei materiali in ingresso era eseguito in maniera controllata direttamente sulla pavimentazione, identificando la provenienza sia per i materiali classificati privi di interesse che per quelli con esigenze di tracciabilità dello specifico lotto ai sensi delle procedure del MIBACT. Per questi ultimi tali procedure richiedevano lo scarico e il deposito in postazioni dedicate, a disposizione per controlli da parte del personale MIBACT prima dell'invio alle operazioni di cernita e recupero.

Nel corso delle operazioni, si è però compreso che il solo carico e scarico mediante mezzi d'opera di determinati materiali di pregio, quali ad esempio portali con iscrizioni o pietre di costruzione lavorate, poteva rappresentare occasione di danni irreparabili. D'accordo con il MIBACT, si è dunque spostata quanto più possibile la fase di verifica, separazione e deposito direttamente sul luogo di rinvenimento.

Al momento dello scarico, il materiale era sottoposto ad una prima ispezione visiva da personale qualificato per la verifica dell'assenza di Materiali Contenenti Amianto. In caso di sospetto rinvenimento di tali materiali, le procedure prevedevano la perimetrazione immediata del lotto scaricato, per l'esecuzione delle operazioni di bonifica in accordo con il Piano di Lavoro definito con l'Ente preposto.

Successivamente, il materiale veniva sottoposto ad una fase di sgrossatura iniziale e ulteriore verifica mediante un mezzo dotato di pinza, che operava se necessario una prima separazione di quanto non realizzabile manualmente (ad es. metalli o ferri di armatura) e aggregava i materiali in un unico cumulo attesa della lavorazione di cernita manuale.

La cernita manuale, operata da una squadra di 6-8 operatori direttamente su uno strato di macerie posto da un mezzo d'opera sopra la pavimentazione, portava alla separazione delle frazioni di interesse quali:

- RAEE;
- materiali pericolosi;
- carta e cartone;
- legno;
- plastica;
- metalli;
- ingombranti:
- rifiuti urbani misti non recuperabili.

Le frazioni separate, raccolte in contenitori scarrabili o big bags collocati in un'area attrezzata limitrofa a quella di cernita, erano classificate con idoneo codice CER della famiglia 20, identificando l'appaltatore come soggetto Produttore ai sensi di legge.

Successivamente le macerie residuali, di tipo inerte e già sottoposte alla cernita di dettaglio, erano movimentate con una pala meccanica verso un cumulo all'interno dell'area di operatività dell'impianto R5, da cui erano caricate nella tramoggia di alimentazione dell'impianto di frantumazione e produzione del misto riciclato. Gli scarti dell'impianto mobile di frantumazione (ed es. ferro residuo non separato dalla fase di cernita) erano classificati con codici CER della famiglia 19.

Da un'analisi del possibile mercato di collocazione del materiale riciclato prodotto, si è scelto di non installare la componente impiantistica necessaria alla produzione di riciclati con granulometrie selezionate, ma di produrre un'unica tipologia di aggregato riciclato 0-50 mm, idonea a successivo riutilizzo per sottofondi stradali e civili.

Il materiale prodotto dall'impianto era via via raccolto con pala meccanica formando cumuli dinamici per la successiva verifica di qualità e certificazione di prodotto ai sensi di legge per lotti unitari valutati su base geometrica in campo con volume pari a circa 1000 mc; superata



Figura 2. Ripresa satellitare impianto durante l'esercizio

la fase di certificazione il materiale era quindi spostato nell'area adiacente, per lo stoccaggio in attesa dell'utilizzo.

La collocazione del materiale presso i cantieri locali di ricostruzione è avvenuta per piccoli lotti nell'ambito della realizzazione delle SAE (Fonte del Campo, Borgo, Piedilama, Grisciano, Pescara del Tronto, Montegallo, Bagnolo, Macchia, Pretare), delle nuove scuole e delle prime iniziative di ricostruzione.

Di seguito sono riportate foto illustrative delle varie fasi descritte e un Diagramma di Flusso generale relativo alle attività eseguite nel Sito di Deposito Temporaneo.

Composizione del materiale di rifiuto

L'azione del sisma, che ha colpito edifici di differente tipologia, ha prodotto macerie di composizione eterogenea. Nei centri storici o comunque nei nuclei storici delle piccole frazioni, costituiti da edifici di origine antica rimaneggiati nel corso del



Figura 3. Pinzatura preliminare



Figura 4. Carico e stesa



Figura 5. Cernita manuale



Figura 6. Deposito frazioni separate



Figura 7. Macerie inerti pulite



Figura 8. Impianto di recupero R5



Figura 9. Misto riciclato da certificare



Figura 10. Misto riciclato certificato

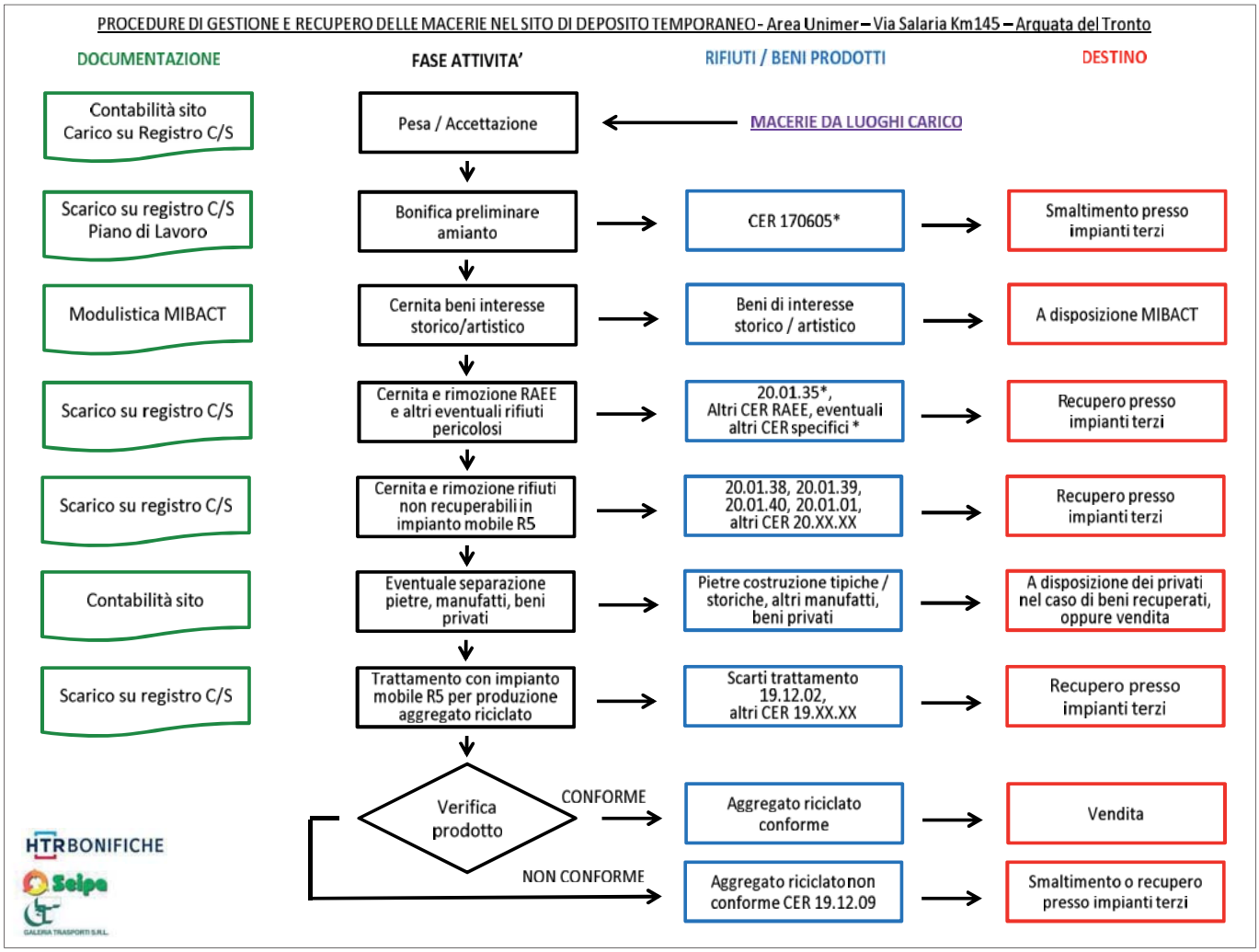


Figura 11. Flussi di materiali nel Sito di Deposito Temporaneo



Figura 12. Composizione macerie su accumulo preliminare in Sito di Deposito



Figura 13. Composizione macerie su accumulo preliminare in Sito di Deposito

tempo, le macerie sono principalmente costituite da lapidei, leganti a bassa resistenza e travi in legno, con presenza marginale di strutture successive in cemento armato e laterizi. Al contrario, le macerie proveniente da edifici più recenti sono costituite da ferro, cemento, intonaci, laterizi.

Essendo le strutture più colpite quelle storiche, nelle macerie è stata riscontrata una netta prevalenza di elementi lapidei e legno con ridotta presenza di ferro e cemento. Oltre ai materiali presenti nella struttura le macerie includono tutto ciò che era presente al momento del terremoto prima del crollo o delle demolizioni e quindi arredi interni, elettrodomestici, strutture impiantistiche, beni personali. Nella cernita e separazione delle macerie occorre pertanto porre particolare attenzione a frazioni merceologiche che in termini di peso si presentano molto inferiori agli inerti o addirittura marginali, ma che devono essere accuratamente selezione e separate.

Di seguito si riportano alcune immagini esemplificative del cumulo di macerie presente presso il Sito di Deposito Temporaneo, in attesa di trattamento.

Gestione di materiali contenenti amianto presso i luoghi di rimozione macerie

Le procedure concordate nell'ambito del Piano di Lavoro per la bonifica amianto prevedevano che per ogni rinvenimento di Materiale Contenente Amianto venisse inoltrata immediata comunicazione ad ASUR Marche e venissero attivate le operazioni di bonifica mediante rimozione entro le 24 ore successive. Nell'immediato, il manufatto era messo in sicurezza mediante incapsulamento e l'area era identificata ed interdetta alle lavorazioni.



Figura 14. Rinvenimento



Figura 15. Messa in sicurezza



Figura 16. Identificazione, interdizione area



Figura 17. Confezionamento e rimozione

Per accrescere il livello di affidabilità e limitare al massimo la possibilità che frammenti di manufatti contenenti amianto (MCA) pervenissero al Sito di Deposito Temporaneo frammisti alla massa di macerie, sono state adottate le seguenti procedure integrative rispetto a quanto previsto dall'appalto:

- esecuzione sistematica di censimento e verifica preliminare sulla presenza di MCA nei lotti assegnati mediante operatori qualificati, prima dell'avvio delle operazioni;
- adattamento dell'operatività di rimozione e demolizione in modo da affrontare con cautela le porzioni di macerie potenzialmente contenenti frammenti di MCA;
- presenza continua in fase di rimozione macerie e demolizione di operatori abilitati alla bonifica amianto per l'identificazione in corso d'opera di possibili MCA e l'immediata attivazione delle procedure di comunicazione e messa in sicurezza;
- verifica supplementare in fase di scarico materiali sul Sito di Deposito Temporaneo, prima dell'accumulo in attesa di lavorazione.

La procedura prevedeva la possibilità di applicare il procedimento di rinvenimento e bonifica anche in fase di cernita sul Sito di Deposito Temporaneo. Grazie alle accortezze supplementari adottate, tale procedura non è mai stata attivata nel corso dell'appalto.

Gestione di materiali di interesse storico-artistico

Le procedure prevedevano la possibilità di gestire il rinvenimento di materiali di interesse storico-artistico sia direttamente sul luogo di rinvenimento e carico, che nella fase successiva di lavorazione sul Sito di Deposito Temporaneo.

Per evitare ogni possibile danno derivante dalla movimentazione verso il Sito di Deposito Temporaneo, si è scelto di gestire questa fase di separazione direttamente sul luogo di rinvenimento e sempre alla presenza dei proprietari interessati.

Selezione dei materiali presso i luoghi di rimozione delle macerie

Si tralasciano le fasi di acquisizione permessi, assensi, autorizzazioni e quelle di rinvenimento e recupero beni privati, che rappresentano elementi fondamentali della procedura ma che non si reputano di interesse nell'ambito della gestione rifiuti.





Figura 18 e 19. Manufatti di interesse selezionati e separati direttamente sul luogo di carico

Una volta esperite le fasi di verifica amianto e verifica interesse storico-artistico, poteva essere avviata l'effettiva fase di rimozione macerie.

Ove possibile per la logistica dei luoghi, è stata sempre privilegiata l'esecuzione di una fase di cernita preliminare, volta alla separazione direttamente sul luogo di carico di tutte le diverse frazioni recuperabili in condizioni di sicurezza, identificate principalmente con:

- RAEE, CER 20.01.35*
- ingombranti, CER 20.03.07;
- legno. CER 20.01.38;
- plastica CER 20.01.39;
- metallo, CER 20.01.40;
- carta e cartone CER 20.01.01

Le frazioni dei rifiuti così separate sono state conferite secondo le procedure di legge ordinarie, ad impianti di recupero autorizzati.

Ove possibile, è stata gestita secondo tale procedura anche la deferrizzazione dei pochi manufatti in cemento armato incontrati nel corso dei lavori, nonostante i ridotti spazi di lavoro e i disagi operativi.

Fase di trasporto e conferimento al sito di deposito temporaneo

La fase di trasporto dal luogo di carico al Sito di Deposito era accompagnata da un documento di tracciabilità, costituito da moduli di Formulario di Identificazione Rifiuti non vidimati ai sensi di legge, ma vistati dal Comune e dalla Direzione Lavori.

Il Trasporto è stato effettuato mediante mezzi autorizzati al trasporto rifiuti.

4 - RISULTATI E CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Nel corso dell'appalto sono state rimosse un totale di 35.722 tonnellate di macerie nel comune di Arquata del Tronto.

Le uniche tipologie di rifiuto che sono state destinate allo smaltimento sono state quelle derivanti dalle operazioni di bonifica amianto (CER 17.06.05*), per un quantitativo di 3,74 t, e quelle residuali derivanti dalle operazioni di cernita sul sito di deposito temporaneo assimilabili a urbani misti (CER 20.03.01), per un quantitativo di 23,77 t.

Il totale dei rifiuti avviati a impianti di recupero o direttamente recuperati sul sito mediante la produzione di riciclato è stato pari al 99,92% del totale rimosso.

L'obiettivo del recupero integrale è stato dunque pienamente raggiunto.

Di seguito si riportano alcune considerazioni finali e lezioni apprese nel corso dei lavori, utili ad inquadrare meglio le diverse problematiche emerse ed affrontate:

Amianto

Le bonifiche effettuate sui luoghi di rinvenimento nel corso dei lavori sono consistite in 14 interventi, per un totale di 3,74 t di rifiuto contenente amianto prodotto, pari allo 0,021% del totale delle macerie rimosse.

Nonostante questi numeri dimostrino come l'impatto dell'amianto sulla composizione delle macerie sia quantitativamente molto limitato, nell'ottica del recupero integrale il rischio della possibile presenza di amianto sul Sito di Deposito Temporaneo o peggio nella composizione dei prodotti riciclati rappresenta una problematica da non sottovalutare.

A tale scopo sono risultate carenti le procedure previste nelle norme emergenziali e nei piani di gestione macerie, che andrebbero integrate con strumenti conoscitivi e di censimento preliminare e da una attività di costante verifica sui luoghi di rimozione in capo a soggetti qualificati.

Non appare opportuno spostare tale fase di verifica sul Sito di Deposito Temporaneo, sia per la difficoltà di individuazione dei manufatti una volta frammentati e miscelati al resto della massa, sia per gli apprestamenti da re-



Figura 20. Separazione ferro sul luogo di intervento

alizzare per evitare la potenziale esposizione ad amianto dei lavoratori e dei bersagli limitrofi.

Composizione generale del rifiuto

Il dettaglio di ripartizione delle varie frazioni è riassunto nel diagramma seguente.

canza di un indirizzo dei cantieri verso l'utilizzo di tale prodotto.

Considerato che le quantità rimosse nel corso dell'appalto costituiscono purtroppo solo una piccola parte dell'attività di rimozione ancora in corso dopo due anni dall'evento, il recupero integrale risulta quindi pesantemente limitato dalla scarsa capacità di utilizzo del

Sarebbe dunque opportuno che per ogni Comune esposto al rischio sismico si definiscano procedure per l'individuazione preliminare delle migliori ubicazioni e lo sviluppo di progetti esecutivi di allestimento concordati con Enti preposti, in modo che possano risultare già disponibili all'atto dell'attivazione dello stato di emergenza.

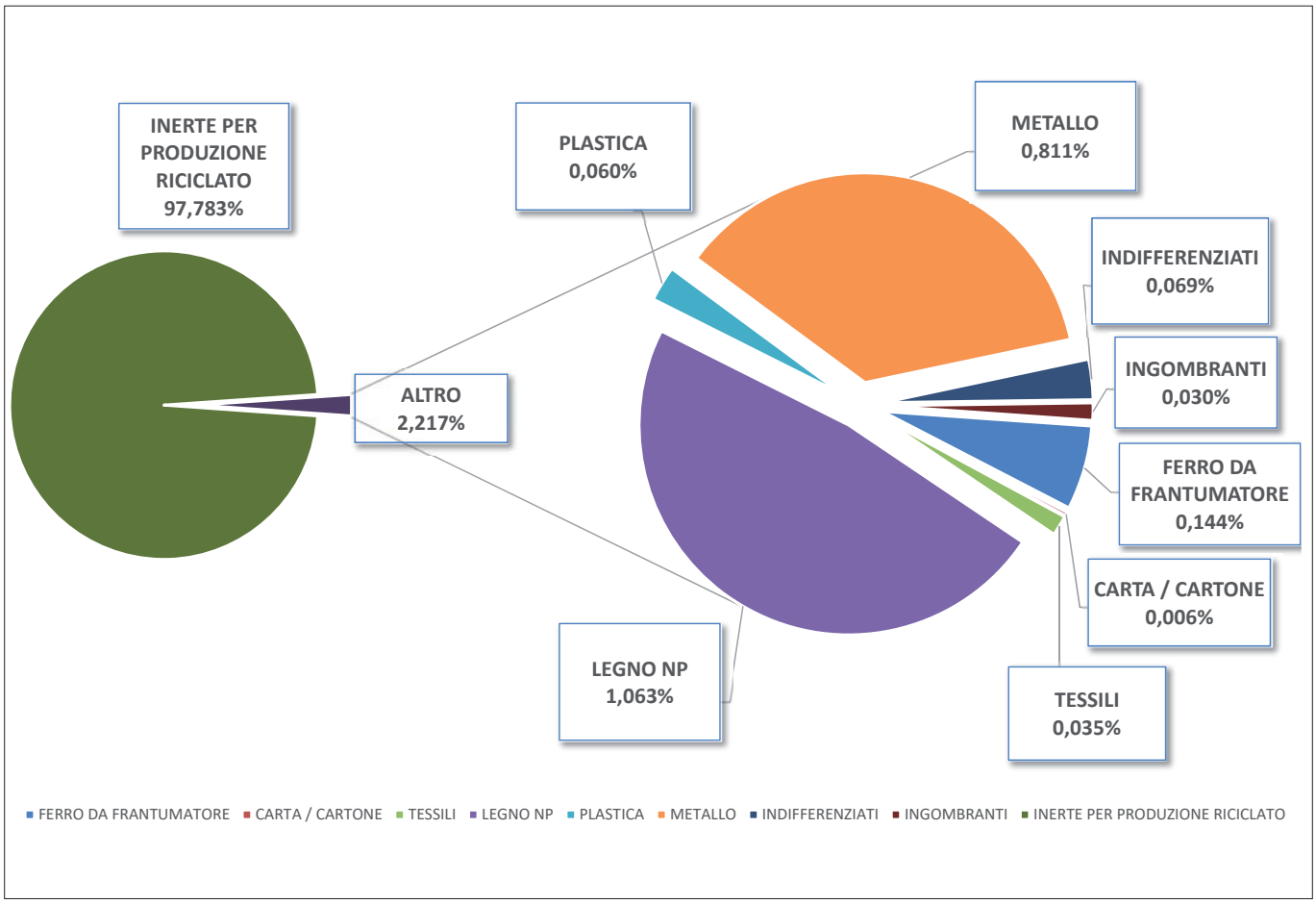


Figura 21. Distribuzione in peso delle frazioni derivanti dalla cernita

Sulla base dei dati raccolti, appare confermato che nonostante una apparente cospicua presenza di frazioni eterogenee, la componente inerte costituisce quasi il 98% del totale in peso. Le uniche frazioni con presenza apprezzabile e pari a circa l'1% sono costituite da ferro.

Effettiva collocazione per l'utilizzo del prodotto misto riciclato

Un rilevante ostacolo alla realizzazione di una strategia di recupero integrale dei rifiuti è costituito dalla effettiva possibilità di riutilizzo nel contesto locale del misto riciclato prodotto dal recupero della frazione inerte

Nel caso specifico, la giacenza di prodotto è stata sempre ai limiti della capienza del Sito e la collocazione presso i cantieri della ricostruzione è stata frammentata e difficoltosa, per la totale mancanza di un indirizzo dei cantieri verso l'utilizzo di tale prodotto.

materiale inerte riciclato, che costituisce la quasi totalità della massa di rifiuto rimosso.

Sarebbe a tale proposito necessario definire concretamente tale utilizzo in fase di progetto dei cantieri per la ricostruzione, valutando ipotesi che consentano il reimpiego immediato di notevoli quantità come ad esempio realizzazione di nuove strade, ripristini ambientali, rimodellamenti, oltre che incentivando l'utilizzo su cantieri edili ordinari.

Sito di Deposito Temporaneo

Nonostante l'estrema urgenza di attivare le procedure di rimozione delle macerie in seguito ad un evento distruttivo, l'esperienza indica che è necessario sviluppare una adeguata fase di progettazione per selezionare la migliore ubicazione del Sito e per realizzare apprestamenti funzionali e duraturi per le fasi di stoccaggio, cernita e recupero.

Nel caso specifico, la carenza di strutture adeguate sul Sito quali ad esempio una copertura delle aree di lavoro per la cernita manuale, ha reso le lavorazioni più usuranti per gli operatori e ha ridotto la produttività in caso di maltempo.

La scelta di operare la cernita in modalità del tutto manuale con l'ausilio della sola stesa sulla pavimentazione e recupero da parte di mezzo d'opera, senza strutture impiantistiche di supporto, è risultata sostenibile per la produttività richiesta; tale scelta ha inoltre incentivato l'impiego di manodopera locale, aspetto molto rilevante per arginare l'abbandono dei luoghi colpiti da parte della popolazione attiva. In caso di spazi disponibili più ampi e produttività richiesta maggiore rimane comunque necessario realizzare strutture di ausilio alla fase di cernita, quali un vaglio sgrossatore iniziale e un nastro su cui operare la selezione manuale in modo controllato ed efficace.

Le Fitotecnologie nel risanamento ambientale di suolo ed acque

The phytotechnologies for water and soil remediation

Parole chiave: fitodepurazione, fitorimedio, fitocontenimento, bonifica, messa in sicurezza
Key words: phytoremediation, water treatment, clean up, risk mitigation

Laura Passatore[1]
E-mail: laura.passatore@iret.cnr.it

Andrea Sconocchia[2,3]
E-mail: a.sconocchia@arpa.umbria.it

P. Sconocchia[2]
E-mail: p.sconocchia@arpa.umbria.it

Massimo Zacchini[1]
E-mail: massimo.zacchini@cnr.it

(1) Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri, IRET- CNR
(2) Arpa Umbria
(3) Comitato Scientifico RemTech

SOMMARIO

Le fitotecnologie sono strumenti di ripristino ambientale che si basano sull'utilizzo di piante erbacee o arboree per il trattamento di contaminanti come metalli pesanti, elementi radioattivi e composti organici nel suolo, nelle acque di falda, nelle acque superficiali ed in scarichi di origine agricola, civile o industriale. Alcune di queste tecnologie sono diventate interessanti alternative ai sistemi di depurazione e bonifica convenzionali, grazie ai costi relativamente bassi e alle numerose esternalità positive connesse a tali interventi (paesaggio, biodiversità, funzionalità ecologica, assorbimento CO_2).

Alla base delle fitotecnologie vi è l'insieme dei processi biologici, chimici e fisici che permettono l'assorbimento, il sequestro, la biodegradazione e la metabolizzazione dei contaminanti, sia ad opera delle piante che dei microrganismi della rizosfera (volume di suolo influenzato dalle radici). Per quanto attiene agli obiettivi degli interventi, questi possono riguardare tanto il contenimento (MISO/MISP), quanto la bonifica. Infatti tale approccio risulta efficace sia per raggiungere obiettivi di prevenzione alla diffusione della contaminazione, mediante interruzione parziale o totale dei percorsi espositivi (ad esempio fasce tampone ripariali, coperture evapo-traspirative, ecc.), sia per completare processi di bonifica con successivo ripristino e restituzione delle aree ad usi nobili quali l'agricolo o il verde pubblico e privato.

L'approccio fitotecnologico comprende una vasta gamma di tecniche che possono essere applicate in diversi contesti; in alcuni casi, può agire contemporaneamente su combinazioni di contaminanti di natura diversa.

Nella presente sezione si presenteranno dapprima le caratteristiche giuridico-gestionali legate all'impiego delle tecnologie "fito", descrivendo poi, nella seconda parte del capitolo, gli aspetti tecnico-scientifici e alcuni casi-studio.

ABSTRACT

Phytotechnologies are restoration techniques for the treatment of contaminants such as heavy metals, radioactive elements and organic compounds, in groundwater, freshwaters and agricultural/civil/industrial wastewaters. These technologies are valuable alternatives to conventional treatment systems, thanks to the low costs and positive externalities linked to their application (landscape, biodiversity, ecological functionality, CO_2 absorption).

The phytotechnologies applied to water and soil treatment are based on a set of biological, physical and chemical processes leading to the absorption and/or the degradation of the contaminants, both by the plants and the associated microorganisms of the rhizosphere (soil volume influenced by the roots). The goal of the "phyto"-interventions can be the containment and/or the recovery of the contaminated site. The phytotechnological approach includes a wide range of techniques that can be applied in different contexts; in some cases, it can also act on co-presence of different types of pollutants.

In this section, the legal and management issues related to the application of phytotechnologies will be discussed and the technical-scientific aspects will be described jointly with the presentation of some case studies.

INQUADRAMENTO GIURIDICO GESTIONALE DEI PROCESSI FITOTECNOLOGICI

Gli interventi di bonifica e ripristino ambientale dei siti contaminati sono regolati dal titolo V della parte quarta del D.lgs. 152/2006; la norma definisce le procedure amministrative e i criteri per lo svolgimento delle operazioni necessarie alla gestione dei siti contaminati. La normativa ambientale, ispirata al principio comunitario "chi inquina paga", segue come criterio di riferimento generale quello della sostenibilità che deve essere declinata, alla luce del contesto in cui si opera, valutando contestualmente gli aspetti ambientali, economici e sociali di ciascuna azione o intervento. Per quanto riguarda il tema delle bonifiche ambientali la ricerca della sostenibilità degli interventi si concretizza scegliendo tecnologie e approcci alla bonifica che siano adatti al raggiungimento degli obiettivi fissati entro i tempi stabiliti, garantendo, durante lo svolgimento delle attività, la sicurezza per l'ambiente e le persone. In generale la scelta della tecnologia da impiegare per una bonifica viene fatta attraverso un'analisi comparativa tra tutte le tecnologie applicabili, valutando la sostenibilità dell'intervento nel suo complesso, con particolare riguardo per gli aspetti ambientali ed economici, prendendo in considerazione anche il destino del terreno contaminato e il consumo generale di energia e risorse.

La U.S. EPA, ovvero l'Agenzia Ambientale Americana, definisce le tecnologie di bonifica come "processi chimici, biologici o fisici applicati a matrici contaminate per cambiare le loro condizioni in modo permanente". Partendo da questo concetto di base è possibile fare ulteriori classificazioni secondo la natura del trattamento (chimico-fisico, termico o biologico).

Tra le bonifiche di tipo biologico, le fitotecnologie sono da diversi anni contemplate per la decontaminazione di siti inquinati insieme a tecnologie di bonifica più tradizionali; ormai correntemente applicate in Paesi come Stati Uniti e Canada, in Italia stanno iniziando a prendere piede nell'ultimo decennio. Queste infatti compaiono con il termine più contestualizzato di "*phytoremediation*", nella matrice di screening ISPRA delle tecnologie di bonifica (http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/suolo-e-territorio/siti-contaminati/Matrice_tecnologie_ISPRA_rev2018.pdf).

Un'attenta riflessione sui processi biologici, fisici e chimici che possono

essere attivati dalle piante nelle varie matrici ambientali fa emergere che le fitotecnologie sono caratterizzate da aspetti molto trasversali, strettamente legati allo scenario applicativo nel quale si opera.

A seconda dei casi è possibile impiegare le piante per interventi *in situ,* operando una piantumazione diretta sui terreni contaminati, ma è altresì possibile confinare i terreni in vasche di trattamento ed operare *ex situ,* sia *off site* che *on site,* realizzando sistemi di trattamento finalizzati alla degradazione, all'estrazione o all'immobilizzare dei contaminanti bersaglio.

In relazione agli obiettivi degli interventi e allo scenario nel quale si opera, l'applicazione delle fitotecnologie non ha, dal punto di vista procedimentale, connotazioni diverse rispetto all'applicazione di altre tecnologie. Un progetto di bonifica per poter essere valutato positivamente dagli Enti preposti deve essere congruo agli obiettivi dell'intervento e alle caratteristiche del sito da bonificare. Come già precedentemente accennato, l'individuazione delle tecnologie da impiegare per una bonifica scaturisce da molteplici valutazioni finalizzate a quantificare la sostenibilità degli interventi; pertanto, quello che è importante per l'approvazione di un progetto "fito" è la compatibilità delle tecniche proposte con gli obiettivi dell'intervento.

Ovviamente, le fitotecnologie, come tutte le tecnologie di bonifica basate su processi biologici, presentano una serie di indeterminazioni tecniche che rendono difficile stabilire aprioristicamente alcuni parametri progettuali, come ad esempio i tempi di intervento e di messa a punto della tecnologia operativa. In molti casi, per ovviare a tutta una serie di indeterminazioni tecniche legate all'applicazione delle fitotecnologie, è necessario far precedere alla redazione definitiva del progetto di bonifica una fase di sperimentazione da eseguire in scala di laboratorio e/o in campo, per definire con un dettaglio maggiore, necessario agli Enti, i parametri di configurazione dell'intervento fitotecnologico proposto.

Integrazione ed interazione con altri approcci di risanamento

Applicare le fitotecnologie alle bonifiche può offrire diversi vantaggi in confronto alle tecnologie tradizionali; ad esempio, a differenza di tutti gli altri approcci, le fitotecnologie sono "*solar driven*", traggono cioè la maggior parte dell'energia necessaria alla loro applicazione direttamente dal sole. Inoltre, nella loro attività assorbono la CO_2 atmosferica utilizzandola per la formazione della biomassa, migliorando così il bilancio delle emissioni di carbonio degli interventi realizzati.

Tuttavia, a fronte di molteplici vantaggi economici e ambientali, l'applicazione delle fitotecnologie alle bonifiche è condizionata da alcuni vincoli operativi e da opportune condizioni di contesto che ne determinano la possibilità di impiego. In alcuni casi le criticità tecniche possono essere superate con un'attenta progettazione; quando questo non risulta possibile sarà opportuno sostituire totalmente o parzialmente l'impiego delle fitotecnologie con un approccio più idoneo. Volendo descrivere brevemente alcuni dei presupposti di base per l'applicabilità delle fitotecnologie, va prima di tutto ricordato che, per garantire la sopravvivenza delle piante, i livelli di contaminazione del suolo o delle acque non devono essere fitotossici. Il limite eventualmente generato da elevati livelli di contaminazione può essere in alcuni casi superato ricorrendo alla biodiversità delle specie vegetali: impiegando piante appositamente selezionate per l'elevata resistenza ai contaminanti bersaglio.

Un altro limite per l'applicazione delle fitotecnologie, come verrà descritto nei paragrafi che seguono, è la profondità della contaminazione; infatti, se si esclude l'attività di controllo idrologico di un sito, il contatto tra radici e inquinante è spesso una prerogativa necessaria per l'applicazione di queste tecnologie. Una possibile soluzione al problema della distribuzione verticale del contaminante nel suolo potrebbe essere l'escavazione del terreno e il suo successivo trattamento in sistemi confinati *on site,* utilizzando ad esempio delle vasche piantumate contenenti il terreno contaminato.

Un ulteriore elemento da valutare è il fattore tempo: in generale utilizzare le piante può significare impiegare il sito per un orizzonte temporale relativamente ampio, che potrebbe non essere compatibile con le attività di riutilizzo previste.

In generale i siti più idonei ad un'applicazione intensiva delle fitotecnologie sono caratterizzati da:

- livelli moderati di contaminazione
- contaminazione localizzata nei livelli superficiali del suolo
- ubicazione in aree marginali con limitato interesse di riconversione
- contaminazione diffusa su aree molto vaste

In casi come quelli descritti l'impiego di altre tecnologie è spesso non sostenibile dal punto di vista economico e ambientale.

Nonostante l'esistenza dei vincoli descritti per attuare un utilizzo proficuo delle fitotecnologie, è spesso possibile integrare l'impiego delle piante con l'applicazione di altri approcci di bonifica. In questi casi, attraverso i sistemi "fito", è possibile aumentare la sostenibilità degli interventi, trovando soluzioni alternative per il raggiungimento degli obiettivi fissati.

Come esempio di integrazione delle soluzioni descritte, si può immaginare la gestione di aree residuali contaminate in grandi complessi industriali. In questi casi è possibile applicare i sistemi "fito" alle porzioni di terreno contaminato che non richiedono un veloce svincolo dal procedimento di bonifica; questo può avvenire applicando le tecnologie "fito" direttamente *in situ* quando possibile, o mediante sistemi confinati *on site*, parallelamente all'applicazione di tecnologie di bonifica convenzionali, sulle aree che necessitano una veloce riconversione. Inoltre, appositi sistemi di fitodepurazione potrebbero permettere il trattamento delle acque contaminate, di eventuali percolati, o di eventuali acque di processo derivanti dall'impiego di altre tecnologie di bonifica. Tramite sistemi di *phytocapping*, ovvero sistemi di copertura del suolo basati sull'impiego delle piante, si possono realizzare delle coperture permanenti alternative o aggiuntive ai sistemi di *capping* tradizionali.

In definitiva le possibilità di interazione delle fitotecnologie con tecnologie convenzionali sono molteplici; questo rende l'opzione "fito" valida e valutabile per un ampio spettro di casistiche.

La sostenibilità e gli aspetti olistici dell'approccio "fito" nel risanamento dei suoli

Recentemente, il concetto di qualità del suolo è andato a modificarsi prevalentemente per la presa di coscienza che lo stesso rappresenta una risorsa non rinnovabile e che la richiesta di detta risorsa è in continua crescita. Inoltre, al suolo, è sempre più frequentemente riconosciuto un ruolo cardine nella salvaguardia delle acque sotterranee dall'inquinamento, nel bilanciamento della CO_2 atmosferica, nella regimazione delle acque di corrivazione superficiale nonché nel mantenimento della biodiversità. Da ciò deriva un interesse

strategico mondiale, tanto nella sostenibilità dell'uso di suolo "vergine", quanto nella definizione di approcci adeguati per la bonifica di suolo già antropizzato e contaminato. Nonostante queste esigenze ad oggi non risulta ancora disponibile una Direttiva Europea comune sul suolo; per quanto attiene al tema del risanamento è tuttavia ragionevole che la scelta delle tecnologie di bonifica dovrà orientarsi verso soluzioni che consentono di restituire un suolo, per quanto possibile, con un'elevata funzionalità e non come ammasso di materia sterile privo di contaminazione.

Purtroppo nelle operazioni di bonifica l'obiettivo prevalente è quello di raggiungere, per i contaminanti presenti, i livelli di concentrazione previsti dalla legge trascurando la qualità del suolo, inteso nella sua accezione più completa. Gli interventi di bonifica basati sull'impiego di fitotecnologie, diversamente, valorizzano l'importanza dei suoli e dei servizi che gli ecosistemi possono offrire curando contestualmente, sia il raggiungimento degli obiettivi di legge, sia la rinaturalizzazione del sito che contiene i suoli oggetto di trattamento.

Oltre a quanto sin qui illustrato, un altro elemento che rende competitivo il ricorso ad interventi fitotecnologici è la possibilità di impiegare e valorizzare la biomassa prodotta, specialmente dove le aree da risanare sono particolarmente estese e produttive. Tale percorso virtuoso nel nostro Paese è fortemente rallentato dalla potenziale iscrizione a rifiuto delle biomasse prodotte su aree contaminate; questa situazione ingenera difficoltà di utilizzo delle biomasse derivanti da interventi "fito" che vengono trattate con sospettosa prudenza.

Resta comunque innegabile come l'approccio fitotecnologico alla gestione dei siti contaminati risulti essere tra i più sostenibili in virtù dell'economicità, dei moderati impatti ambientali ingenerati e del valore aggiunto conferito al sito in termini di funzionalità. Tutti questi aspetti contribuiscono a realizzare un processo conforme ai recenti dettami di economia circolare, progettando l'intervento in modo tale da prevedere, sin dall'inizio, l'utilizzo delle biomasse prodotte.

In questa ottica l'utilizzo della biomassa non va inquadrato in una prospettiva di riutilizzo o riciclo, poiché non si tratta di un prodotto (indesiderato) dell'attività in essere (bonifica) per il quale si cerca, a valle della definizione delle modalità di intervento, un possibile impiego. L'approccio è invece quello di identificare, sin dall'inizio, un processo che, di base, si propone di offrire contestualmente:

- un servizio: la gestione di un sito contaminato o degradato attraverso interventi tecnologici per la bonifica, messa in sicurezza, protezione o rinaturalizzazione;
- un prodotto: la biomassa, la cui produzione, fatto salvo il compito espletato per la fornitura del servizio sopra descritto, è destinata ad un preciso impiego.

In questa visione olistica, il progetto imprenditoriale finalizzato ad ottenere biomassa per scopi produttivi/commerciali si interseca con quello finalizzato alla bonifica o alla messa in sicurezza del sito, dando origine ad un unico progetto non più divisibile.

Chiaramente un approccio integrato così come descritto necessita della valutazione di un quadro più esteso rispetto a quello che verrebbe preso in considerazione per la sola gestione del sito contaminato. La scelta dei meccanismi fitotecnologici da attivare e la tipologia di vegetazione da impiegare dipendono non solo dagli obiettivi del "servizio" da espletare, ma anche dal "prodotto" meglio collocabile nel contesto economico locale. Tale scelta costituisce elemento strategico di progettazione poiché la possibilità di collocare sul territorio (filiera corta) un prodotto, che ha un suo mercato, significa aumentare notevolmente la sostenibilità economica dell'intervento. Se poi si considera che una parte degli interventi richiesti dai progetti di fitorimedio prevedono attività di natura colturale è evidente che anche l'aspetto sociale, in termini di occupazione, ha una sua rilevanza; si tratta infatti di attività espletabili da maestranze locali, non richiedenti una preparazione specialistica.

Con la recente pubblicazione del D.M. 1 marzo 2019 n. 46, che regolamenta gli interventi su aree agricole contaminate, per la prima volta nel settore bonifiche viene esplicitamente richiesto di dare la preferenza ad "interventi di bio-, fitorisanamento con piante poliennali". Una seconda importante innovazione in tema di fitorimedio introdotta dal suddetto Decreto consiste nel riconoscimento del ruolo chiave della "frazione biodisponibile" come unica parte del contenuto in metalli "soggetta ai meccanismi di assorbimento delle colture e di mobilizzazione nelle parti profonde nel suolo e sottosuolo.

A questo punto risulta importante valutare quanto gli interventi di bonifica eseguiti con tecniche fitotecnologiche risultino in linea con gli approcci preferenziali suggeriti dalla normativa per la gestione delle attività di bonifica. Il D.Lgs. 152/06, all'art. 242 comma 8, rimanda all'allegato 3 alla Parte IV del medesimo Decreto per quanto attiene ai criteri per la selezione e l'esecuzione degli interventi di bonifica e ripristino ambientale, di messa in sicurezza operativa o permanente, nonché per l'individuazione delle migliori tecniche di intervento a costi sostenibili (B.A.T.N.E.E.C. - Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs).

I criteri tecnici generali di seguito riportati e contenuti nell'allegato 3 calzano perfettamente con l'approccio fitotecnologico:

…omissis…

b) privilegiare le tecniche di bonifica tendenti a trattare e riutilizzare il suolo nel sito, trattamento in-situ ed on-site del suolo contaminato, con conseguente riduzione dei rischi derivanti dal trasporto e messa a discarica di terreno inquinato;

c) privilegiare le tecniche di bonifica/messa in sicurezza permanente che blocchino le sostanze inquinanti in composti chimici stabili (ed es. fasi cristalline stabili per metalli pesanti).

d) privilegiare le tecniche di bonifica che permettono il trattamento e il riutilizzo nel sito anche dei materiali eterogenei o di risulta utilizzati nel sito come materiali di riempimento;

…omissis…

i) adeguare gli interventi di ripristino ambientale alla destinazione d'uso e alle caratteristiche morfologiche, vegetazionali e paesistiche dell'area.

…omissis…

l) evitare ogni possibile peggioramento dell'ambiente e del paesaggio dovuto dalle opere da realizzare.

Quanto sopra consente di verificare come l'attuale contesto normativo, pur non richiamandolo in modo esplicito, favorisce, là dove applicabile, un approccio di bonifica come il fitorimedio, poiché rispondente a specifici requisiti tecnici generali richiamati dall'Allegato 3.

Si ricorda infine che il D.Lgs. 152/2006, all'art. 242 comma 7, prevede la possibilità di autorizzare a scala pilota l'utilizzo di tecnologie di bonifica innovative, con la finalità di individuare i parametri di progetto necessari per l'applicazione a piena scala; questo passaggio è una condizione assolutamente necessaria nel caso di impiego di fitotecnologie. L'applicazione delle tecniche "fito" richiede infatti la selezione,

la progettazione, la piantumazione, la messa a regime, la manutenzione ed il monitoraggio degli impianti vegetazionali utilizzati; tali attività devono essere precedute da una attenta fase di studio sito-specifica che identificherà per ogni intervento una differente metodica applicativa. Questa importantissima fase di studio deve essere svolta unicamente da professionisti del settore adeguatamente preparati; diversamente, l'insuccesso dell'intervento è altamente probabile. Purtroppo tale circostanza si è già verificata in alcuni contesti ed ha contribuito a ingenerare una mancanza di fiducia, in termini sia d'efficacia sia di rigorosità nei confronti dei progetti e delle successive fasi attuative, attribuendo le cause dell'insuccesso alla tecnica in sé piuttosto che alla preparazione degli operatori. La complessità dei processi propri dell'approccio fitotecnologico deriva dal coinvolgimento di organismi viventi, circostanza che comporta il moltiplicarsi delle variabili in gioco rendendo ogni progetto una realtà complessa e unica che può gestire solo un soggetto adeguatamente preparato.

Come già accennato gli interventi "fito" sono caratterizzati da un alto valore di sostenibilità: la principale fonte energetica dell'attività è quella solare, che inoltre è la stessa che alimenta il processo di produzione di biomasse, sequestro di CO_2 e miglioramento della qualità dell'aria. Va inoltre evidenziato che il ricorso alle fitotecnologie generalmente comporta una minimizzazione della produzione di scarichi idrici e rifiuti e una compensazione degli impatti ambientali derivanti dalle fasi di impianto, manutenzione e restituzione (produzione di gas serra, consumo di energia e acqua). Tra i benefici complementari a quello di mero disinquinamento del suolo va ricordato che l'impianto di vegetazione comporta un incremento della flora microbica e del contenuto di sostanza organica favorendo l'aumento di fertilità; inoltre la copertura vegetale contribuisce a controllare l'erosione, il ruscellamento, l'infiltrazione nelle acque sotterranee, l'emissione di polveri, oltre a ricostituire ambienti naturali e migliorare le caratteristiche paesaggistiche del sito.

La biomassa prodotta e i sistemi di valorizzazione

Come già accennato nel precedente paragrafo, il ricorso alle fitotecnologie per le bonifiche comporta la produzione di biomassa; tale materiale dovrebbe essere valorizzato, consentendo di perseguire gli indirizzi comunitari in materia di economia circolare (combustibili verdi, legname da costruzione, recupero di materie prime) e limitando la sottrazione di terreni utili alla produzione alimentare per la realizzazione di piantagioni "*no food*". Un conseguente aspetto non trascurabile è dato dalle modalità di gestione delle biomasse, che dovrà prevedere un'attenta valutazione dei fenomeni di bioaccumulo per poter garantire un'adeguata tutela degli ecosistemi da rischi di contaminazione. La questione delle biomasse derivanti da impianti di fitotecnologici bonifica deve essere inquadrata nel duplice aspetto: normativo e operativo-tecnologico.

Ai fini dell'inquadramento normativo, un elemento da prendere in considerazione è legato al processo nel quale la biomassa è impiegata in particolare se tale utilizzo avviene all'interno del processo oggetto dell'intervento o in un processo esterno all'attività.

Nel primo caso, in cui la biomassa è interamente gestita all'interno del processo, essa è identificabile come un intermedio di lavorazione e quindi non sarà necessario interrogarsi sulla natura giuridica di tale materiale poiché lo stesso non ha vita all'esterno dei confini del processo (come ad esempio accade per un intermedio di distillazione in un processo chimico). Pensiamo ad esempio al caso in cui la biomassa viene valorizzata per scopi energetici all'interno del processo stesso; in uscita avremo, oltre a una quota-parte di energia (termica o elettrica), le emissioni in atmosfera derivanti dalla combustione delle biomasse e tutti i rifiuti prodotti dall'intero processo. Il rispetto dei limiti previsti per le emissioni in atmosfera, e la corretta caratterizzazione e gestione dei rifiuti prodotti, garantiscono (oltre chiaramente al raggiungimento degli obiettivi di bonifica nei modi e nei tempi previsti) la conformità del processo con la normativa vigente e la compatibilità con l'ambiente e la salute e sicurezza dell'uomo.

Differentemente, la biomassa potrebbe essere destinata ad un impiego all'esterno del processo. La biomassa varcherà pertanto i confini del sito assumendo un'identità giuridica necessaria per poter essere gestita in una pluralità di contesti. Le caratteristiche della biomassa dovranno pertanto conformarsi a quelle previste per una determinata materia prima/prodotto, per un sottoprodotto o per un rifiuto. Per poter accedere ad impianto di produzione energetica, sia esso di trattamento rifiuti o centrale termoelettrica, le biomasse devono dimostrare di possedere quelle caratteristiche specifiche definite per l'accesso alla tipologia di impianto identificata.

Nell'esempio sopra riportato si è fatto riferimento all'impiego della biomassa come combustibile rinnovabile poiché costituiva il modo più semplice per esaminare le due fattispecie (utilizzo interno ed esterno al processo). Va ricordato che esistono altri usi della biomassa prodotta che rendono il processo maggiormente sostenibile. In generale il beneficio ambientale è maggiore quando si minimizzano i trattamenti operati sulla biomassa e si massimizza la durata della vita del prodotto finito. È opportuno sottolineare che non tutti i processi fitotecnologici comportano produzione di biomassa contaminata. Le principali alternative al trattamento termico diretto sono quelle che consentono la produzione dei seguenti beni:

- materiali da costruzione (travi, travetti, telai, pali, tavole, ecc…)
- materia prima per la realizzazione, mediante procedimenti prevalentemente meccanici, di materiali (tessuti, materiali compositi, pannelli, cartoni, imballaggi, ecc…)
- materia prima per la realizzazione, mediante procedimenti chimici, di materiali (bioplastiche)
- materia prima per la realizzazione, mediante procedimenti chimici, di combustibili (bioetanolo).

Eccetto situazioni particolari, nei casi sopra elencati l'impiego della biomassa prodotta avviene all'esterno del sito e del processo che coinvolge la bonifica; di conseguenza, come sopra accennato, risulta necessaria un'identificazione giuridica ed una caratterizzazione merceologica del prodotto prima dell'ingresso nel libero mercato. Allo stato attuale non sono vigenti norme tecniche che definiscano, per ognuno degli impieghi descritti, le caratteristiche che la biomassa impiegata deve possedere al fine di rendere il processo produttivo, il prodotto finito e il conseguente uso, non pericolosi per l'ambiente e per l'uomo.

Tale questione non risulta essere un problema specifico della biomassa derivante da fitorimedio. Al pari di questa, anche la biomassa proveniente da vigneti trattati con verderame, alberature a bordo autostrada o impianti silvicolturali che insistono su suoli con anomalie naturali è potenzialmente ricca in metalli. Tuttavia, solo nel caso di biomasse provenienti da fitorimedio si manifesta l'esigenza di verificare l'eventuale contaminazione del materiale. A questo

proposito è importante evidenziare che molte delle applicazioni fitotecnologiche non comportano immagazzinamento di contaminanti nella biomassa (fitodegradazione in rizosfera) e in alcuni casi non comportano neanche il contatto diretto tra apparato radicale delle piante e suolo contaminato (fitocapping). Di conseguenza in tutti i casi nei quali non sono previsti processi estrattivi o degradativi a carico delle piante impiegate, vi è una conseguente esclusione dai rischi aggiuntivi associati al processo di trattamento della biomassa.

Non è questa la sede per trattare approfonditamente la questione della natura giuridica della biomassa proveniente da impianti di bonifica "fito" sia per la complessità dell'argomento sia perché tali disposizioni normative non sono ancora né complete né consolidate e pertanto restano soggette a frequenti cambiamenti. Si ritiene tuttavia utile proporre una riflessione di carattere generale, utile agli operatori del settore, da contestualizzare nei casi specifici di potenziale impiego.

In linea di principio la biomassa in questione può ricadere in tre differenti fattispecie giuridiche:

- *quella di prodotto*: nel caso in cui si riesca effettivamente (dal punto di vista sia tecnico che amministrativo) a realizzare un'unica attività che abbia la doppia finalità di coltura agroindustriale in grado anche di risanare un terreno contaminato. Questa è chiaramente la soluzione più efficiente, efficace e sostenibile ma potrebbe trovare ostacoli di natura formale pur aderendo pienamente a tutti i principi di economia circolare richiesti dalla norma;
- *quella di sottoprodotto*: nel caso in cui non si abbia la possibilità di strutturare il processo come sopra descritto. In questo caso la biomassa nasce come rifiuto ma in conseguenza della dimostrazione da parte del produttore di tutte le condizioni richieste per i sottoprodotti (ad oggi si tratta delle condizioni di cui all'articolo 184-bis, comma 1, o dei criteri stabiliti in base all'articolo 184-bis, comma 2 del D.Lgs.152/06) gode del regime di un favore che assimila tali rifiuti a prodotti sempre e soltanto nel pieno rispetto delle condizioni di cui sopra, in assenza delle quali il materiale torna ad essere classificato come rifiuto, con tutte le conseguenze sanzionatorie previste per una gestione non autorizzata;
- *quella di rifiuto*: in questo caso il materiale resta identificato come rifiuto ma può essere immediatamente avviato ad un processo di recupero "*end of waste*", opportunamente autorizzato, da eseguire anche direttamente a valle del processo di bonifica. La norma stabilisce che un rifiuto cessa di essere tale, quando è stato sottoposto a un'operazione di recupero nel rispetto di specifiche condizioni. È interessante precisare che l'operazione di recupero può consistere semplicemente nel controllare i rifiuti per verificare se soddisfano già all'origine i criteri previsti dalle specifiche condizioni (ad oggi contenute nell'Art. 184-ter del D.Lgs. 152/06).

Come si evince dall'esame dei tre casi sopra trattati la biomassa prodotta da attività di bonifica eseguita con processi fitotecnologici può essere sempre trasformata in un prodotto commerciale la cui vendita può contribuire a ridurre i costi di bonifica. La redditività è chiaramente decrescente dalla prima alla terza soluzione. In quest'ultima, infatti, la necessità di affiancare alla bonifica un'attività autorizzata di recupero rifiuti (anche se limitata al controllo degli stessi) comporta oneri amministrativi ed economici che non sempre sono compensati dalla vendita del materiale prodotto.

ASPETTI TECNICO-SCIENTIFICI PER L'IMPIEGO DELLE FITOTECNOLOGIE

Uno dei principali punti di forza delle tecnologie proposte è la loro applicabilità in contesti ove l'impiego degli altri sistemi di bonifica non sarebbe sostenibile dal punto di vista economico ed ambientale: nella rimozione di basse concentrazioni di contaminanti su aree estese o, in caso di fitodepurazione, su ingenti volumi di acqua; o anche in presenza di più inquinanti mescolati tra loro. In situazioni come queste, le tecnologie "fito" risultano essere l'unica soluzione disponibile per sanare criticità ambientali che spesso in Italia rimangono senza risposta per decenni.

Tuttavia, come per altre tecnologie, anche l'approccio fitotecnologico è applicabile solo a determinate condizioni come anticipato nel paragrafo precedente; una delle principali limitazioni è rappresentata dalla profondità d'intervento, essendo naturalmente condizionata dall'estensione dell'apparato radicale delle piante utilizzate (generalmente l'efficacia è limitata alla profondità di 2 metri) ma anche, ed in modo rilevante, da fattori ambientali e dalle caratteristiche dei suoli. Per ovviare a tale limitazione è talvolta possibile ricorrere al prelievo del materiale contaminato profondo perché esso venga trattato "*on site*" in vasche nelle quali verranno fatte crescere le specie vegetali più idonee. Anche il tempo può costituire una rilevante limitazione per l'adozione di questo tipo di bonifiche. Nella maggior parte dei casi va preventivata una durata dell'intervento superiore rispetto ad altre tecniche; orientativamente gli obiettivi di bonifica su suolo vengono raggiunti nell'arco di 3-8 anni.

È inoltre doveroso ricordare che l'utilizzo delle fitotecnologie richiede un'attenta progettazione, prevedendo, dove necessario, l'integrazione con altre tecniche. I sistemi vegetali impiegati, in quanto basati su processi biologici, sono difficilmente ingegnerizzabili poiché soggetti a variazioni difficili da prevedere (ad esempio clima, attacchi parassitari, composizione della comunità microbica del suolo). Tale caratteristica rende difficile la previsione dei tempi di intervento e, in taluni casi, potrebbe far sì che l'uso esclusivo delle fitotecnologie non sia sufficiente a fornire adeguate garanzie d'efficacia. Per avere un'idea più precisa sull'efficacia di un trattamento di fitorimedio e sui tempi necessari per il raggiungimento degli obiettivi prefissati non si può prescindere da una sperimentazione in condizioni controllate (es. serra, mesocosmi) utilizzando come substrato di crescita delle piante la matrice contaminata da trattare; a questo step preliminare deve seguire una sperimentazione pilota *in situ* per definire con più precisione le specifiche dell'intervento.

Nelle sezioni che seguono verranno brevemente descritte alcune tra le possibili applicazioni delle tecnologie in oggetto per il trattamento rispettivamente di acque e suoli; si presenteranno anche, a titolo di esempio, casi studio seguiti dagli Autori.

Le fitotecnologie applicate ad acque e reflui

Quando si parla di fitotecnologie applicate ad acque superficiali, sub-superficiali, di pioggia e reflui si usa generalmente il termine "fitodepurazione". Diverse sono le potenzialità delle essenze vegetali che vengono sfruttate in questi casi. Le piante possono essere utili come "pompe ad energia solare" grazie alla loro capacità di evapotraspirazione, particolarmente spiccata nelle specie adattate

agli ambienti umidi (igrofile); grazie al vapore acqueo che viene rilasciato dagli stomi presenti nelle foglie, si crea, all'interno della pianta, una pressione traspirativa che trasporta l'acqua dalle radici in atmosfera. Una seconda proprietà importante ai fini del trattamento delle acque è legata all'intensa attività che si svolge a livello radicale, ove proliferano comunità batteriche capaci di trasformare l'azoto e il fosforo (nutrienti che generano eutrofizzazione) nelle loro varie forme, gassose o meno biodisponibili, o degradare i contaminanti organici in composti meno tossici. Infine i sistemi di filtrazione basati sulle piante sfruttano anche la capacità di assorbimento diretto di fosforo e azoto da parte della pianta che viene così sottratto alla matrice acqua. Infine alcune specie sono capaci di accumulare notevoli quantità di contaminati inorganici (metalli e metalloidi) all'interno dei propri tessuti, contribuendo alla riduzione della contaminazione del mezzo in cui sono immerse.

Si presentano di seguito alcuni sistemi capaci di sfruttare le potenzialità delle piante sopra descritte non solo per far fronte all'inquinamento delle acque ma anche per gestirne i flussi sulla superficie del suolo, verso il sottosuolo e verso l'atmosfera.

Impianti di fitodepurazione. Gli impianti di questo tipo più diffusi, da tempo utilizzati nei paesi del Centro, Nord Europa e oggi comuni anche in Italia, sono i **sistemi a flusso sommerso** (in inglese "reed beds" o "constructed wetlands"), vasche o bacini impermeabilizzati riempiti con ghiaia e piantumati con specie acquatiche (*Typha* e *Phragmites* sono i generi di piante più usati) al cui interno scorre l'acqua (*Fig.* 1). Gli **impianti a flusso superficiale** assomigliano più a laghetti naturali, sono bacini impermeabilizzati in cui si alternano specchi d'acqua liberi, zone vegetate, e talvolta anche isole galleggianti (*floating wetlands*) che utilizzano supporti flottanti di torba e fibra di cocco su cui vengono coltivate cannucce di palude e giunchi (specie appartenenti ai generi *Carex*, *Cyperus*, *Schoenoplectus* e *Juncus*). Tali soluzioni sono tecniche ormai consolidate per il trattamento secondario (a valle di grigliatura e/o fossa Imhoff) di reflui domestici provenienti da abitazioni singole o da piccoli comuni. Nel caso invece di centri abitati con più di diecimila abitanti, gli impianti di fitodepurazione sono maggiormente usati come trattamento terziario (affinamento), a valle di un depuratore tradizionale, o per recepire esclusivamente le acque meteoriche provenienti dal manto stradale o da scolmatori di piena. Sono in forte espansione negli ultimi dieci anni applicazioni di questo tipo per reflui agro-industriali, zootecnici o da attività produttive come i caseifici, cantine, frantoi e allevamenti ittici in acquacoltura.

Fasce tampone. Sistemi vegetati (*buffer strips*, in inglese) composti da piante erbacee, arbustive o arboree disposte lungo i canali di scolo agricoli; vengono usati per intercettare le acque e i sedimenti contenenti fosforo, azoto, diserbanti e prodotti fitosanitari provenienti dai campi coltivati adiacenti (*Fig.* 1). Passando attraverso il sistema radicale alcuni inquinanti vengono assorbiti dalla pianta, altri degradati o trasformati dai batteri; le acque provenienti dal dilavamento dei campi raggiungono quindi il canale di scolo dopo esser state depurate. Sistemi di questo tipo, diffusi sul territorio agricolo, possono portare a sostanziali miglioramenti dei livelli di qualità dei corpi idrici recettori; oltre a generare benefici per la biodiversità e a rendere più armonico il paesaggio agrario.

SUDS (*Sustainable Urban Drainage Systems*). Questo acronimo derivato dalla lingua inglese raccoglie una serie di soluzioni diffuse soprattutto nei paesi del Centro e Nord Europa, finalizzate alla gestione delle acque meteoriche in ambito urbano. La maggior parte di tali sistemi utilizza le piante per aumentare la permeabilità del suolo, limitare l'erosione e il trasporto di sedimenti, o come una vera e propria "pompa" per trasferire più velocemente l'acqua in atmosfera. In questo modo nuove aree verdi vengono inserite all'interno del tessuto urbano rendendolo, oltre che più resiliente agli eventi piovosi estremi, anche più vivibile e più fruibile da chi vi abita. Esempi di tali soluzioni sono i **giardini della pioggia** (*rain gardens*) che si presentano come aiuole ricche di piante, inserite in una depressione del terreno, al lato di strade, parcheggi o nei cortili dei palazzi, **tetti** e **pareti verdi,** corridoi e **canalette inerbite** (*Fig.* 1). Queste ultime sono strutture lineari coperte di prato o piantumate con alberi e arbusti ad alto potenziale di evapotraspirazione (come i pioppi e i salici) che recepiscono le acque piovane, ne restituiscono una parte in atmosfera e convogliano in fogna il restante volume dopo averlo parzialmente depurato. Aspetto da non sottovalutare è la funzione di laminazione dei flussi idrici provenienti da piogge intense per evitare il sovraccarico del sistema fognario.

Sistemi di fitodisidratazione. Tali sistemi vegetati sfruttano la capacità traspirativa delle piante per ottenere la progressiva disidratazione di substrati contaminati (fanghi, sedimenti). L'intensa attività della rizosfera (radici e

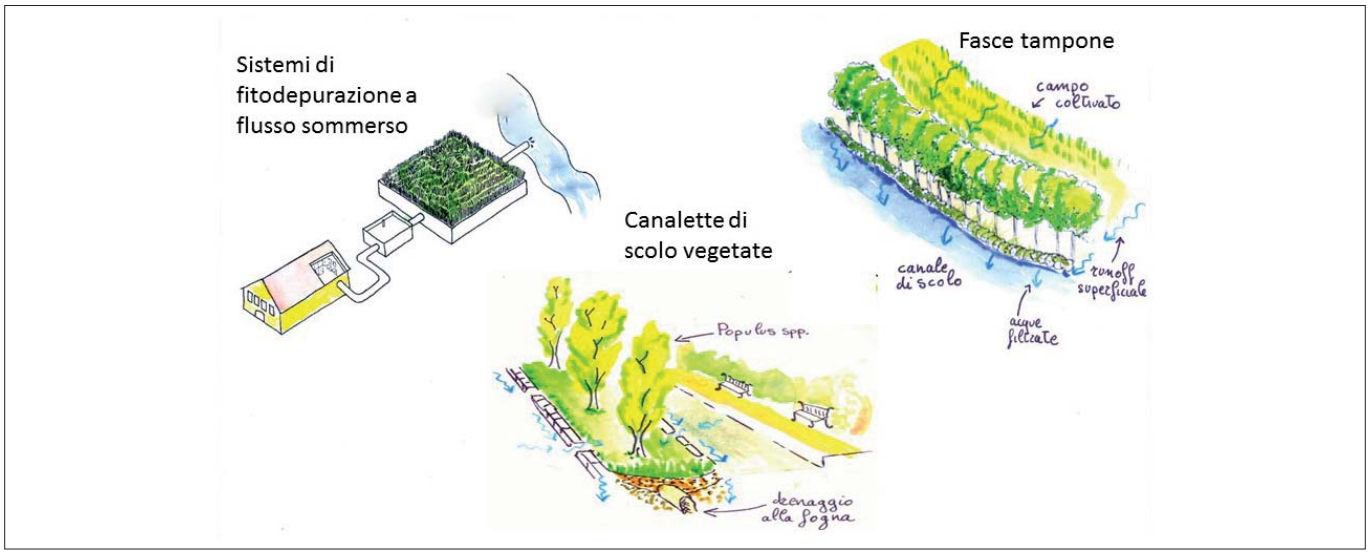


Figura 1. Esempi di sistemi di trattamento idrico basati sulle fitotecnologie. Illustrazioni di Giacomo Piovan e Laura Passatore

comunità microbiche del suolo circostante) porta inoltre alla degradazione degli eventuali contaminanti organici presenti nelle matrici trattate, con conseguente riduzione della loro tossicità.

Sistemi di trattamento in idroponica. L'acqua da trattare viene fatta defluire ripetutamente in un sistema di serbatoi al cui interno crescono specie vegetali adatte a tale coltura (ad esempio specie appartenenti ai generi *Populus, Salix, Amarantus* o la canapa industriale). È importante che le piante abbiano sistemi radicali estesi e fitti perché possano venire in contatto con il massimo volume di soluzione circolante; le radici possono essere immerse liberamente in acqua o inserite in un materiale inerte come ghiaia o agriperlite. In tali condizioni le piante possono agire molto rapidamente sul contaminante, ad esempio assorbendo i metalli o i nutrienti in eccesso (l'assorbimento in idroponica è nettamente più rapido che su suolo).

Esempio applicativo n. 1
Mesocosmi sperimentali per il trattamento delle acque
Localizzazione: Area della Ricerca CNR Roma 1, Montelibretti (Roma)
Contaminanti: metalli pesanti e organici
Obiettivi: testare la funzionalità del sistema di mesocosmi con diverse specie di piante e in presenza di differenti concentrazioni e tipologie di contaminazione. Il sistema è stato anche usato per lo studio della risposta fisiologica delle piante in presenza del contaminante e dell'efficienza fitodepurativa di varie specie (eucalipto, salice, pioppo, canna comune).
Ente finanziatore: Istituto di Biologia Agro-ambientale e Forestale (IBAF)-CNR, attualmente denominato Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri IRET-CNR
Ente attuatore: Istituto di Biologia Agro-ambientale e Forestale (IBAF)-CNR, attualmente denominato Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri IRET-CNR
Descrizione: sistema modulare per la fitodepurazione di acque reflue. L'impianto comprende 18 serbatoi in plastica da 1 m^3 disposti su due linee parallele; essi sono riempiti con materiale inerte che funziona da supporto per le piante che vengono fatte crescere in idroponica al loro interno. L'acqua viene fatta scorrere in modo ciclico dall'alto verso il basso all'interno di ogni contenitore (capienza: 500 litri) tramite l'azione di una pompa che dirige il flusso da un contenitore più piccolo esterno (capienza: 50 litri) alla sommità del serbatoio principale; il sistema può funzionare in parallelo o in sequenza a seconda delle esigenze depurative. Il ciclo di svuotamento/riempimento dura circa 150 minuti e tramite un rubinetto si può controllare il tempo di residenza in ogni serbatoio.

Esempio applicativo n. 2
Isole flottanti per la fitodepurazione delle acque
Localizzazione: Comune di Rishra, Stato del Bengala Occidentale, India
Contaminanti: alte concentrazioni di sostanza organica disciolta e nutrienti; presenza di rifiuti solidi nelle acque
Obiettivi: migliorare la qualità delle acque riducendo il carico organico e di nutrienti; migliorare l'aspetto paesaggistico delle aree urbane prospicenti ai corpi idrici.
Ente finanziatore: Municipalità di Rishra.
Ente attuatore: Biostarts Ventures; referente e fondatore: Pradeep Kumar (prabio@gmail.com)
Descrizione: si tratta di strutture modulari registrate come "Bio-Phyto Solar Aeration System" ©. Ogni unità (150 m2) è composta da quattro strutture galleggianti costruite con materiali naturali (fibre di iuta e di cocco) che fungono da substrato per le piante (*Chrysopogon zizanioides*); al centro di tali strutture è posizionato un pannello solare connesso ad una piccola batteria che alimenta un sistema di aerazione sommerso e delle luci led. Il sistema di aerazione garantisce l'ossigenazione dell'apparato radicale sommerso e quindi la proliferazione di batteri nella rizosfera, capaci di degradare la materia organica e trasformare i nutrienti. I led creano un gioco di luci e riflessi notturno. Unità multiple sono state installate nei corpi d'acqua urbani

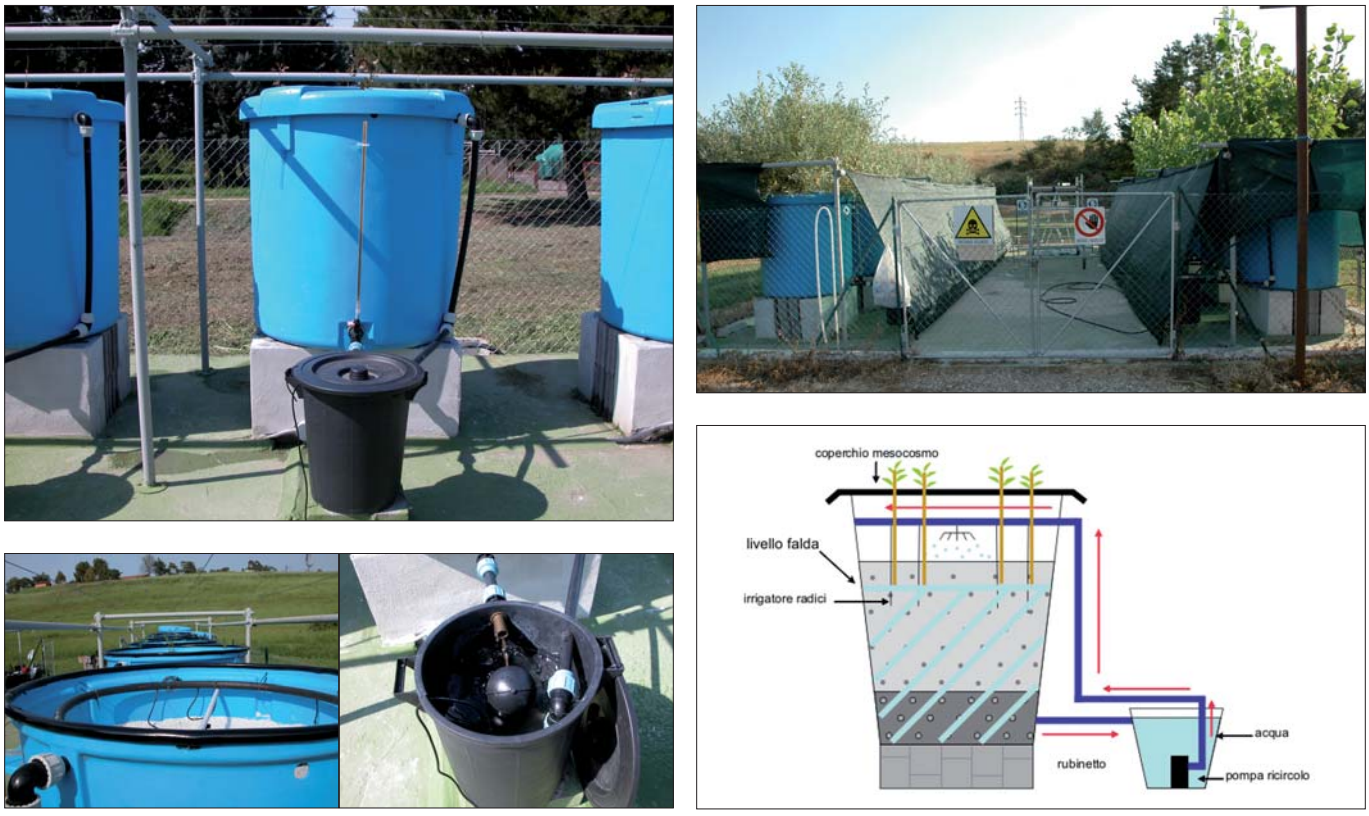


Figura 2. Da sinistra in senso orario: visione frontale di un'unita modulare (mesocosmo), sistema di mesocosmi, particolari della parte superiore del serbatoio principale e di quello di controllo, struttura di una unità modulare



Figura 3. Da sinistra in senso orario; sistema di isole flottanti: visione diurna e notturna, schema strutturale di ogni unità modulare, pannello solare. Per gentile concessione di Biostarts Ventures

(laghetti e canali) della città di Rishra e possono essere adattati e applicati a molteplici situazioni di contaminazione.

Le fitotecnologie applicate ai suoli

Le fitotecnologie per il trattamento dei suoli sono basate principalmente sulle attività che avvengono a livello radicale. A seconda della tipologia del contaminante e degli obiettivi dell'intervento (bonifica/messa in sicurezza), vengono sfruttati processi biologici diversi: i metalli pesanti possono essere assorbiti dalle radici e concentrati nella parte aerea della pianta (fitoestrazione) o anche bloccati a livello radicale e resi meno mobili (fitostabilizzazione). I contaminanti organici, invece, vengono limitatamente assorbiti dalle piante e rimangono nella rizosfera dove vengono degradati dalle comunità microbiche del suolo rese più attive dalla presenza della pianta (rizodegradazione).

Nel caso in cui l'obiettivo di bonifica sia quello di concentrare i metalli nella parte aerea della pianta bisogna tener conto del destino della biomassa contaminata: essa deve essere periodicamente raccolta e adeguatamente gestita (cfr. paragrafo precedente). Considerando in ultima ipotesi la possibilità di smaltimento come rifiuto speciale, fin dalla fase di progettazione va valutata la possibilità di un suo eventuale utilizzo come materia prima o come biomassa per energia (chiaramente in caso di recupero dell'energia tramite combustione o gassificazione il processo deve avvenire in condizioni specifiche e con filtri adeguati). Nel caso in cui l'obiettivo di bonifica sia diverso dalla fitoestrazione, generalmente la biomassa che si ottiene non è contaminata e può essere utilizzata con meno vincoli, fatto salvo quanto descritto nel paragrafo precedente.

Si descrivono di seguito le applicazioni più comuni delle fitotecnologie nel trattamento di suoli contaminati.

Phytocapping. Sistema per la messa in sicurezza di depositi di rifiuti (discariche chiuse o non controllate) o aree contaminate. Viene disposto uno strato di terreno sull'area da mettere in sicurezza e su di esso piantumate specie erbacee e arbustive; la vegetazione intercetta le precipitazioni e ne restituisce una parte all'atmosfera tramite evapotraspirazione. In questo modo viene ridotta l'infiltrazione delle acque all'interno del volume contaminato. Il percolato che si viene a formare può essere convogliato e ridistribuito sull'area vegetata.

Impianti in *Short Rotation Coppice* (SRC). È un sistema basato sulla coltivazione di piante arboree a crescita rapida (pioppi, salici), piantate a breve distanza una dall'altra, con l'obiettivo di prelevare la biomassa ciclicamente ogni 3-5 anni. Ad ogni ciclo gli alberi vengono tagliati alla base, la biomassa usata per fornire energia o materia prima; dalla parte basale della pianta in breve tempo si rigenerano nuovi individui. Questo impianto ha il vantaggio di garantire la copertura da parte delle radici di tutto il volume di suolo sottostante; l'esteso e fitto apparato radicale funziona come un "sistema ad iniezione diffuso" che rilascia in ogni microsito di suolo essudati radicali che accelerano la degradazione dei composti organici da parte delle comunità batteriche e fungine del suolo. Le radici regolano anche la presenza di ossigeno nella matrice contaminata o assorbono i contaminanti inorganici bloccandoli all'interno dei tessuti e limitandone quindi la lisciviazione in falda. Gli obiettivi di tali impianti possono essere quindi diversi, e variano a seconda del contaminante trattato e degli obiettivi dell'intervento: degradazione dei contaminanti oganici,

limitazione della loro diffusione o assorbimento e concentrazione dei metalli nella biomassa epigea (rami e tronco).

Colture erbacee. Specie erbacee con sistemi radicali fitti, estesi e profondi come canapa, mais o festuca vengono utilizzate in situazioni di contaminazione superficiale da composti organici per promuovere la loro biodegradazione, o in presenza di metalli pesanti per attenuare il rischio di diffusione di tali contaminanti negli orizzonti di suolo più profondi. È da tenere in conto che le specie usate sono spesso piante annuali che hanno un ciclo vitale di qualche mese e vanno quindi affiancate ad altre colture nell'arco dell'anno. È possibile anche accoppiare la coltura di erbacee ad impianti di alberi a crescita rapida (SRC), garantendo una copertura uniforme dell'area contaminata e prevenendo la diffusione dei contaminanti per via aerea dovuta all'azione erosiva del vento o la loro lisciviazione per scorrimento superficiale.

Esempio applicativo n 3
Impianto in Short Rotation Coppice
Localizzazione: Valle del Fiume Sacco, Lazio
Contaminanti: Esaclorocicloesano (HCH)
Obiettivi: bonifica dell'area, impedendo usi impropri delle terre contaminate (pascolo/coltura) e creando fonti di reddito alternative per le comunità locali
Ente finanziatore: Ufficio commissariale per l'emergenza nel territorio del bacino del fiume Sacco
Ente attuatore: Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri (IRET, prima denominato IBAF-CNR).

Descrizione: Si è scelto di intervenire nell'area testando la tecnica del rizorimedio. In un'area sperimentale di 4000 m² sono stati piantati pioppi secondo il regime di Short Rotation Coppice. È stato selezionato in serra un particolare genotipo di pioppo (clone Monviso), che ha dimostrato di tollerare bene i contaminanti organici clorurati e di favorire la degradazione di tali molecole a livello radicale (riduzione dell'isomero dell'HCH più persistente, β-HCH, del 57% dopo due anni dall'impianto). L'impianto ha permesso inoltre di produrre velocemente biomassa non contaminata e potenzialmente adatta alla valorizzazione energetica. Questo risultato ha un rilievo economico non indifferente se si considera che la realizzazione di una piantagione su un terreno contaminato da HCH potrebbe portare ad una pro-

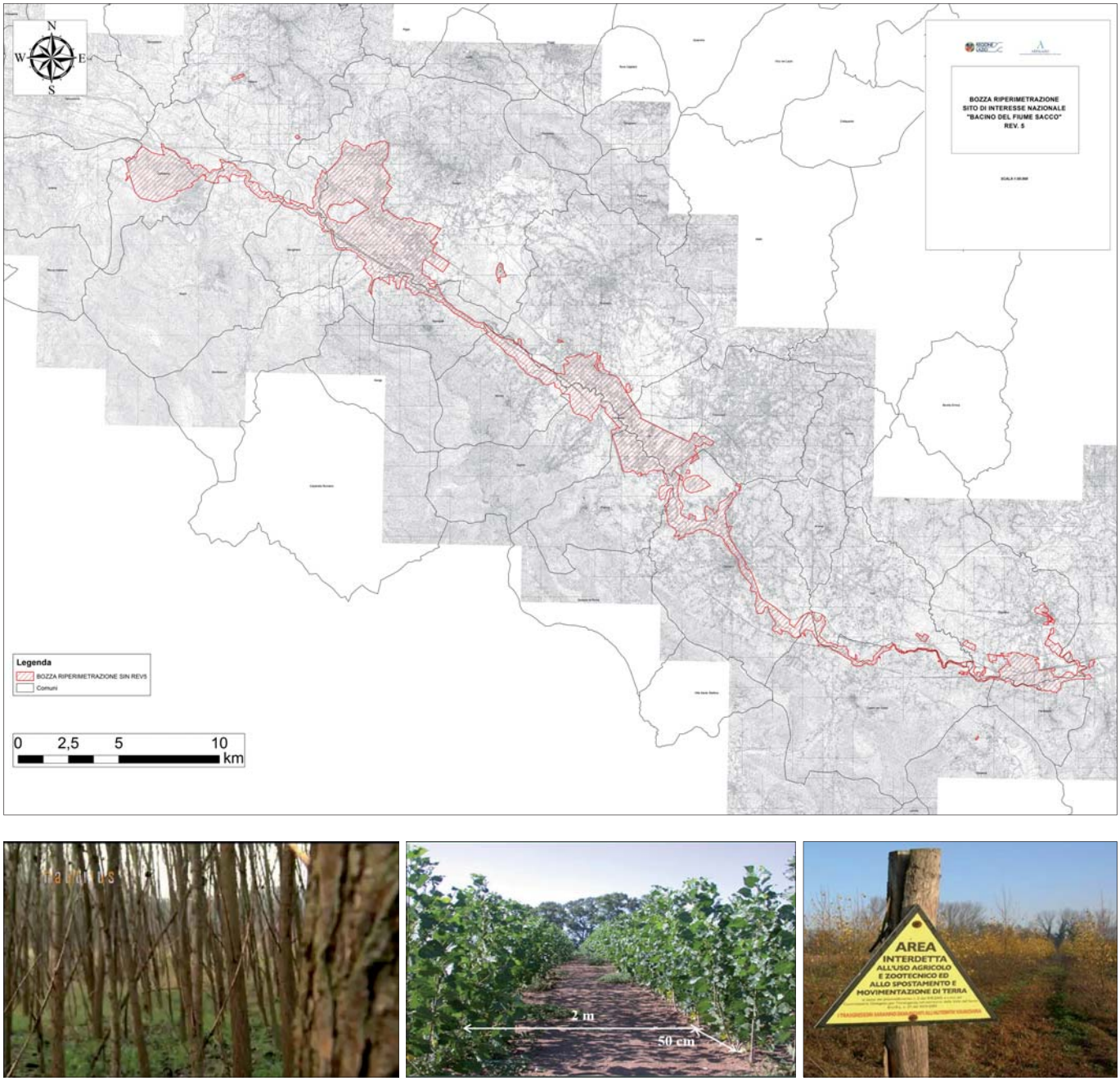


Figura 4. Da sinistra in senso orario: perimetrazione del SIN Valle del Sacco, immagini dell'impianto pilota

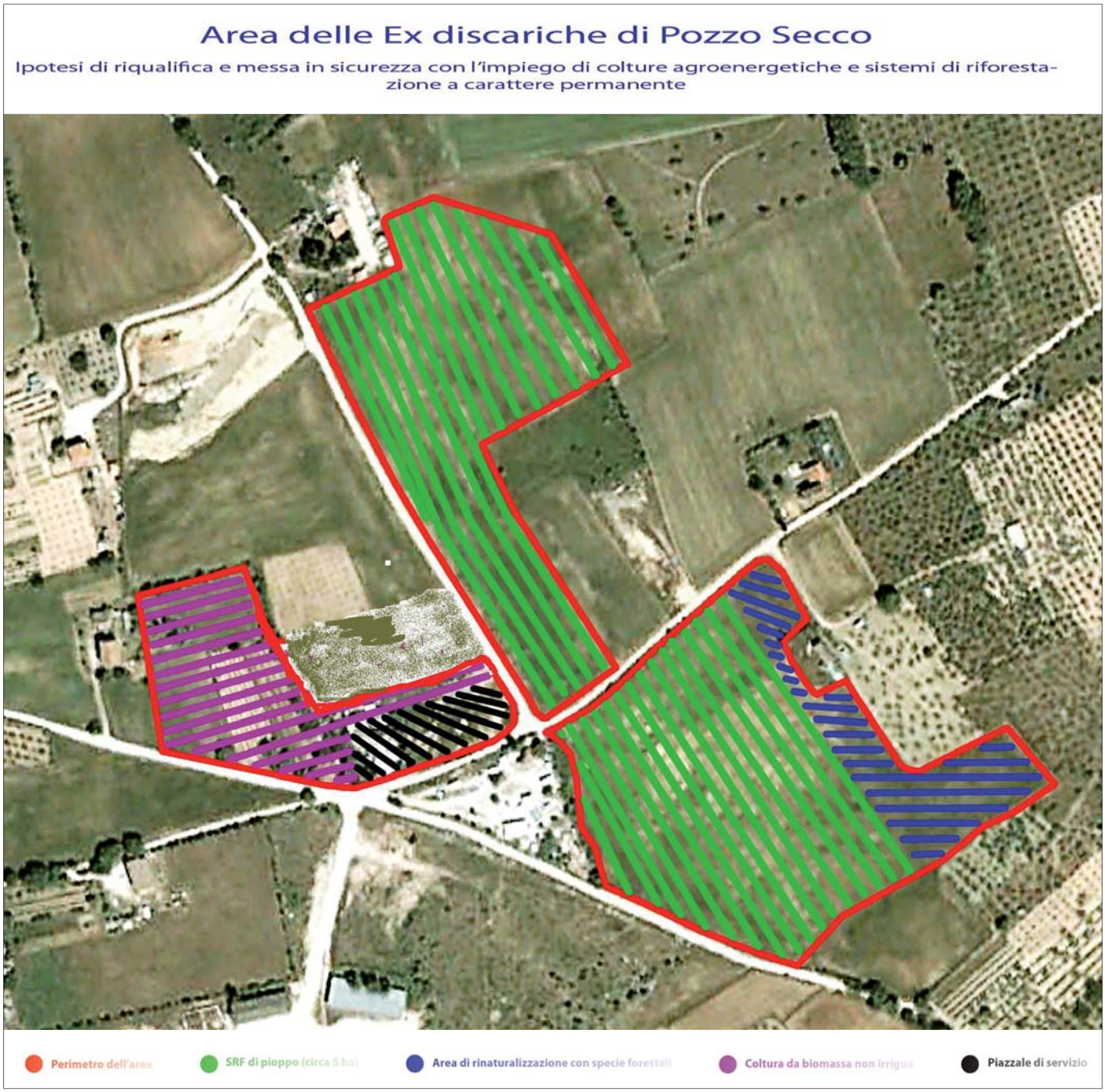


Figura 5. Aerofotogrammetria dell'area di Pozzo Secco con definizione delle aree di intervento

duzione quantitativamente pari a quella realizzata su un terreno non contaminato. Inoltre la presenza di una coltura *"no food"* garantisce il mantenimento delle caratteristiche di fertilità del terreno e un miglioramento paesaggistico della zona interessata senza generare un rischio per l'introduzione del contaminante nella catena alimentare.

Esempio applicativo n. 4
Phytocapping
Localizzazione: Pozzo Secco, Foligno (PG)
Contaminanti: ex-discarica di rifiuti solidi urbani e speciali
Obiettivi: isolare i rifiuti dall'ambiente esterno, impedire l'impiego agroalimentare delle aree di discarica, evitare i fenomeni erosivi e la percolazione delle acque meteoriche, creare una riconnessione ambientale della discarica con le aree limitrofe e offrire una prospettiva economica all'utilizzo dei terreni
Ente finanziatore: Comune di Foligno
Ente attuatore: Dipartimento per l'Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali, DIBAF, Università degli studi della Tuscia, Arpa Umbria
Descrizione: l'intervento è avvenuto in un'area agricola nelle colline di Foligno in cui sono ubicati vecchi corpi di discarica di rifiuti solidi urbani della superficie complessiva di circa 6 ettari. La fitotecnologia implementata è quella del *phytocapping*, ovvero l'impiego di terreno e vegetazione per isolare un corpo rifiuti dall'ambiente esterno e dalle acque meteoriche. Con questa tecnica il complesso pianta-suolo agisce nell'intercettazione delle acque meteoriche e rallenta il movimento verticale dell'acqua che viene consumata dai processi evapotraspirativi delle piante e evaporativi del terreno. Inoltre l'impiego delle piante impedisce l'utilizzo agricolo dell'area di discarica, proteggendo il suolo dall'erosione e operando un'azione di sequestro di CO_2. Il progetto, finalizzato a raggiungere contemporaneamente più obiettivi, ha previsto diversi interventi, tra cui la realizzazione di una fascia di rinaturalizzazione per creare una riconnessione biologica dell'area di discarica con l'ambiente circostante e la creazione di aree produttive coltivate in Short Rotation Forestry (SRF). Tali impianti da biomassa, ad alta densità e a ciclo breve, sono finalizzati a creare un'alternativa produttiva alle produzioni cerealicole, compatibile con le caratteristiche del sito.

Determinazione dei Valori di Fondo Naturale di metalli/metalloidi nei suoli e nelle acque di falda della Successione Umbro-Marchigiana – Progetto per uno Studio Antropico e Analisi del Rischio Ecologico della Bassa Vallesina

Determination of Background levels of heavy metals in soils and groundwater of the Umbro-Marchean succession - Project for a anthropogenic study and Ecological Risk Assessment of lower Esino Valley

Gianluca Pirani
ISPRA
E-mail: gianluca.pirani@isprambiente.it

Parole chiave: Geoscambio, geotermia a bassa entalpia, Legge Regione Lazio 3/2016, circuito aperto, sistema bilanciato, sfruttamento degli acquiferi, tutela della risorsa idrica sotterranea
Key words: heavy metals, background values, soil screening values, groundwater protection, anthropogenic, Ecological Risk Assessments

ABSTRACT

This contribution concerns an ecological study aimed at identifying the natural and anthropogenic presence of the main metals / metalloids in the environment, together with an assessment of the risk related to their presence in environmental receptors. All these aspects, also in relation to the limit values set by the national and community regulations in force, have been contextualised in an ecological study of the Low Esino Valley (Marche, Italy). The data, acquired through the various survey steps, lay the foundations for an environmental characterization of the study area, to define both the operational priority criteria aimed at environmental rehabilitation, and the precautionary limit values for sensitive environmental targets, this last defined at a site-specific scale.

SOMMARIO

Il presente contributo, oggetto della propria tesi di dottorato attualmente in fase di completamento, riguarda uno studio ecologico finalizzato alla individuazione della presenza naturale e antropica dei principali metalli/metalloidi in ambiente, una valutazione del rischio connesso alla loro presenza nei ricettori ambientali, il tutto contestualizzato in un'area di studio prescelta. Gli obiettivi della ricerca sono i seguenti:

- *definizione del Valore di Fondo Naturale (VDFN)*, inteso come la concentrazione di uno o più elementi appartenenti al ciclo geochimico e non influenzato da attività umane, determinato in un'area con peculiarità geologiche simili a quella investigata;
- *apporto in ambiente originato da attività antropiche tramite sorgenti diffuse*;
- *studio ecologico della Bassa Vallesina*, atto a definire la valutazione della potenziale presenza di questi composti connessa alle attività industriali ivi presenti;
- *elaborazione dell'Analisi di Rischio Ecologica (ERA)*, definita come "*processo sistematico per organizzare ed analizzare dati, informazioni, assunzioni ed incertezze, il tutto finalizzato alla stima ed alla valutazione della probabilità che si manifestino effetti avversi sull'ecosistema analizzato*" (Suter, 1993), in questo caso quello presente nell'area di studio individuata.

VDFN: INQUADRAMENTO NORMATIVO E AMBITO APPLICATIVO

La necessità di determinare i valori di fondo al fine di quantificare l'influenza antropica in *habitat*, aree urbane e siti contaminati dei composti inquinanti, divenne una delle questioni ambientali principali durante gli ultimi trent'anni, in concomitanza della nascita della moderna geochimica ambientale. Alla fine degli anni 80' e per tutto il decennio successivo l'EPA, l'Agenzia Ambientale Americana, pubblicò una serie di linee guida e di documenti che descrivevano varie procedure condotte per distinguere la potenziale contaminazione dei siti, sia legata a fenomeni naturali sia correlata alla presenza di sostanze chimiche *off-site,* (Cfr. Bibliografia). Parallelamente in Europa il WEGS (Servizi Geologici dell'Europa Occidentale) nel 1992 pubblicò il documento *"Geology and the Environment in Western Europe"*, il quale evidenziava il contributo all'ambiente delle indagini geologiche, sia a scala nazionale che europea. Sempre in Europa nello stesso periodo, il gruppo di lavoro conosciuto come *IGCP Project 259* pubblicò un *database* geochimico globale per la gestione ambientale e delle risorse.

Ad oggi l'obiettivo principale dei VDFN è quello di individuare un valore rappresentativo da utilizzare convenzionalmente nelle procedure di bonifica dei siti contaminati. Sovente i risultati analitici della caratterizzazione ambientale nei siti da risanare, mostrano elevate concentrazioni di alcuni composti, prevalentemente metalli/metal-

loidi, presenti nei terreni e nella falda freatica. In linea generale in Italia queste anomalie riguardano Arsenico, Piombo, Rame e Zinco nei suoli, mentre per le acque Alluminio, Ferro, Manganese e Sali Inorganici. I dati analitici acquisiti durante le indagini di caratterizzazione, spesso superano sistematicamente i valori limite tabellari delle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC), previste da normativa vigente (Decreto Legislativo 152/06 e ss.mm.ii). Sia la legge in vigore che il precedente decreto sulle bonifiche (DM 471/99), contemplano l'utilizzo dei valori di fondo naturale in sostituzione delle CSC per i composti che le superino, purché sia dimostrata scientificamente la loro origine. Pertanto, nei procedimenti di bonifica, in sede istituzionale spesso viene deliberato di procedere con uno studio per la determinazione dei VDFN di determinati elementi per suoli ed acque. In tale ambito la metodologia più utilizzata, in conformità a quanto previsto dalle principali linee guida e proposta da vari autori, è la combinata di tipo geologico-statistica (A. Gałuszka *et al.*). Per il fondo antropico poco o nulla si è realizzato in Italia ai fini dell'assegnazione di valori funzionali alla bonifica dei siti. Alcune Regioni italiane (Emila Romagna, Lombardia, Veneto, Toscana) hanno proceduto alla realizzazione di mappature antropiche per i metalli e composti inorganici su scala regionale, la maggior parte delle quali nell'ottica della tutela e salvaguardia ambientale dei suoli ad uso agricolo e delle acque sotterranee.

VDFN METALLI: DATI DI LETTERATURA E CASI STUDIO

Va innanzitutto segnalato che i dati relativi alle analisi statistiche preliminari di seguito riportate, essendo parte integrante di un *work in progress*, seppur risultino indicativi del "comportamento" degli analiti studiati, non rappresentano ancora a tutti gli effetti VDFN definitivi. L'indagine geochimica condotta ha riguardato unicamente le formazioni alluvionali presenti nel dominio umbro-marchigiano, escludendo le alterazioni mineralogiche non presenti nel territorio (bauxiti e cappellaccio sedimentario). Per i principali metalli, di seguito si riporta una valutazione circa la loro presenza naturale nelle matrici ambientali, eseguita con l'ausilio dei dati di letteratura e di casi studio.

- *Alluminio*: nel suolo è diffusamente presente nei minerali argillosi, la cui deposizione nel dominio umbro-marchigiano è dovuta principalmente dal trasporto di materiali a granulometria fine in sospensione nelle acque e successiva litificazione in ambiente marino. Può avere subito la diagenesi anche in bacini di dimensioni ridotte, mediante fenomeni di precipitazione chimica e/o a fenomeni di transizioni marine-continentali (Gessoso Solfifera, Argille a Colombacci). Per quanto riguarda le acque, a causa della sua bassa solubilità, difficilmente presenta concentrazioni elevate superiori al mg/L, se non in caso di pH fortemente acido.
- *Arsenico*: pur essendo prevalentemente di genesi vulcanica, la presenza in ambiente sedimentario può essere dovuta a fenomeni idrotermali o al sovra sfruttamento di acquiferi profondi, in presenza di dolomie o travertini, dove può essere contenuto nella frazione carbonatica. I dati di letteratura indicano valori tipici di arsenico nelle acque generalmente inferiori ai 100 mg/l.
- *Cadmio*: nelle rocce sedimentarie si trova spesso associato a minerali di zinco e piombo, ed è maggiormente concentrato nei depositi argillosi e scistosi formatisi in ambienti riducenti. Usualmente nelle acque se ne trova meno di 1 mg/L.
- *Cromo totale*: presenta una spiccata affinità ad essere assimilato nel reticolo dei minerali argillosi congiuntamente con l'alluminio, ma anche in marne clastico evaporitiche, laddove può presentare elevati valori di concentrazione, anche al di sopra dei limiti di legge. Per le acque i valori medi si attestano intorno ai 10 mg/L.
- *Ferro*: analogamente all'alluminio è presente nelle rocce madri ad elevate concentrazioni, soprattutto nelle litologie fini e quelle arenacee. I suoi valori nelle acque dipendono essenzialmente dal pH e dall'azione di alcuni tipi di batteri. Come avremo modo di vedere in seguito, elevate concentrazione dell'elemento sono in abbondantemente diffuse nelle acque di falda del nostro Paese.
- *Manganese*: le concentrazioni nei suoli sedimentari sono dell'ordine delle centinaia di mg/kg, leggermente maggiori nei depositi carbonatici rispetto alle formazioni argillose ed arenacee, ed ancora più elevate negli *hardgrounds* e nei filoni ferro manganesiferi, che ne rappresentano le principali fonti di sfruttamento minerario. Nelle acque la forbice del *range* di valori è piuttosto ampia (1-600 mg/l), e può aumentare in presenza significativa di sostanza organica e composti azotati.
- *Mercurio*: nelle formazioni sedimentarie ha in prevalenza origine da manifestazioni idrotermali e, in taluni casi meno frequenti, può essere rinvenuto in tracce in calcari e arenarie; nella falda acquifera generalmente presenta valori <1 mg/L.
- *Nichel*: essendo un elemento calcofilo si associa con lo zolfo e nei litotipi più fini può essere presente con concentrazioni dell'ordine delle unità e decine di mg/kg; valori ancora più elevati si rilevano nelle arenarie e in corrispondenza di formazioni idrotermali. Usualmente i livelli in acqua sono dell'ordine dei10-20 mg/L.
- *Piombo*: in ambiente sedimentario è presente nei sedimenti argillosi e in misura minore nei calcari; la sua distribuzione dipende dalla presenza nei sedimenti di minerali primari come feldspati, miche e solfuri, e da minerali argillosi e materia organica. Le rocce sedimentarie con la più alta concentrazione di questo metallo sono le argilliti nere, mentre valori significativi in acqua possono essere rinvenuti in corrispondenza della presenza di formazioni idrotermali. Il contenuto in acqua dell'elemento è di norma compreso tra 1 e 10 µg/L, ma in corrispondenza delle succitate litologie si possono rilevare concentrazioni maggiormente elevate.
- *Rame*: valgono le considerazioni precedentemente espresse per il nichel, con il quale risulta praticamente affine. A differenza dei suoli il contenuto di rame in acqua è molto basso, valori <10 mg/L.
- *Selenio*: In genere è presente in elevata concentrazione nelle marne e nelle *facies* carbonatiche formatesi in condizioni riducenti. Di solito il selenio nelle acque si trova in concentrazioni di pochi µg/L, ma in alcune formazioni mioceniche intra-appenniniche si possono riscontrare localmente valori maggiori.
- *Stagno*: è generalmente presente in terreni di origine sedimentaria come argille e calcari, il suo valore di concentrazione aumenta nelle formazioni torbose. Lo stagno elementare, come la maggior parte dei suoli composti, sono insolubili in acqua dove solitamente i valori rilevati sono inferiori al 1 µg/L.

- *Tallio*: è quasi sempre associato a sali di potassio, in argille e fanghi, mentre in traccia è presente nei solfuri minerali del rame, del piombo e dello zinco e subordinatamente nei calcari marnosi e nei noduli di manganese. In genere i livelli nell'acqua sono molto bassi, < 1µg/L.
- *Vanadio*: in ambiente sedimentario, si rinviene per alterazione geochimica dei solfuri, in argilliti e sabbie bituminose, ma anche in ambiente idrotermale come sottoprodotto nei solfuri per ossidazione. La concentrazione nelle acque varia in dipendenza dalle aree geografiche e conseguentemente dalle formazioni geologiche presenti, con un *range* variabile da circa 0,2 µg/L a più di 100 µg/L
- *Zinco*: la sua diffusione è controllata dall'abbondanza in natura dei minerali argillosi, dei silicati ferromagnesiaci e dalla magnetite. Alti livelli sono presenti in minerali oolitici di Ferro, in noduli ferromagnesiaci e anche nelle mineralizzazioni a solfuri, in associazione con Ferro, Piombo in tipiche di aree minerarie e in bacini di sedimentazione caratterizzate da scarsi valori di ossigeno in condizioni di totale e/o parziale anossia. Il contenuto in acqua è molto basso, valori <10 mg/L.

Per i suoli, salvo anomalie geochimiche particolari o in presenza e/o vicinanza di formazioni evaporitiche e argillose, i valori di concentrazione risultano quasi sempre al di sotto delle CSC, anche di quelle previste per le aree a destinazione d'uso verde residenziale. Per gli acquiferi il panorama è assai differente a causa delle saltuarie eccedenze dei valori di CSC, sia a carico dei metalli, *in primis* Ferro e Manganese e in sottordine Alluminio, Arsenico, Nichel, Piombo e Zinco, sia di Sali Inorganici, Solfati, Cloruri e Composti Azotati. In particolare gli elementi che più spesso superano i valori di CSC, sono il Ferro (200mg/l) e il Manganese (50 mg/l). La presenza dei due analiti in falda ad elevate concentrazioni naturali, è ampiamente diffusa e documentata in numerosi studi e indagini condotti in Italia.

Per ciò che riguarda la Regione Marche, nelle acque potabili di alcuni comuni della provincia di Pesaro, sono stati rilevati livelli di manganese intorno a 10 mg/l, dovuti alla natura idrogeologica del terreno, (Riganti, 2003). Va poi rilevato che le indagini ambientali svolte nel Sito di Interesse Nazionale di Falconara Marittima (SIN) e nell'ex SIN del Basso Bacino del Chienti, hanno evidenziato concentrazioni elevate e superamenti delle CSC in falda per i due elementi, anche in aree esterne a quelle contaminate e a monte idrogeologico delle stesse. Per tale ragione in sede istituzionale, il Ministero dell'Ambiente, titolare del procedimento di bonifica, ha richiesto agli Enti pubblici di procedere con la determinazione dei VDFN dei due analiti per entrambi i siti.

La presenza di elevati tenori di metalli rinvenuti nelle acque sotterranee e nelle sorgenti delle formazioni della successione Umbro-Marchigiana, sulla base dei dati di letteratura e delle ricerche effettuate, possono essere ascrivibili alle seguenti cause:

- elevato contenuto di sostanza organica, potenziale sede di mineralizzazioni a solfuri e accumulo di metalli;
- presenza di elementi metallici nei minerali argillosi di origine autigena, formatosi all'interno del bacino di sedimentazione per effetto della diagenesi o per precipitazione da fluidi idrotermali;
- transito o adiacenza delle acque sotterranee nelle *facies* evaporitiche messiniane e delle anidridi di Burano soggiacenti il Calcare Massiccio;
- acque sorgive alimentate dagli acquiferi delle formazioni calcaree mesozoiche, in aree intensamente tettonizzate o in zone limitrofe a sovrascorrimenti.

Figura 1. Valori medi dei metalli pesanti nelle rocce, (u.m.) mg/Kg, Idrogeochimica di G. Chiesa, 2002

Analita	Rocce Ignee	Argille	Arenarie	Calcari	Analita	Rocce Ignee	Argille	Arenarie	Calcari
Silicio	285000	359000	33900	33900	**Litio**	32,2	15	45,2	5,16
Alluminio	79500	32100	80100	8970	**Cobalto**	23	0,328	8,06	0,123
Ferro	42200	18600	38800	8190	**Gallio**	18,5	5,87	22,8	2,69
Calcio	36200	22400	22500	272000	**Piombo**	15,6	13,5	80	16,5
Sodio	28100	3870	4850	393	**Torio**	11,4	3,94	13,1	2,01
Potassio	25700	13200	24900	2390	**Boro**	7,5	90	194	16
Magnesio	17600	8100	16400	45300	**Cesio**	4,3	2,15	6,2	0,77
Fosforo	1100	539	733	281	**Berillio**	3,65	0,258	2,13	0,175
Manganese	937	392	575	842	**Uranio**	2,75	1,01	4,49	2,2
Fluoro	715	220	560	112	**Stagno**	2,49	0,115	4,12	0,166
Bario	595	193	250	30,1	**Bromo**	2,37	1	4,3	6,6
Zolfo	410	945	1850	4550	**Arsenico**	1,75	1	9	1,75
Stronzio	368	28,2	290	617	**Wolframio**	1,42	1,56	1,92	0,561
Carbonio	320	13800	15300	113500	**Germanio**	1,39	0,881	1,32	0,363
Cloro	305	15	170	305	**Molibdeno**	1,25	0,5	4,25	0,75
Cromo	198	120	423	7,1	**Iodio**	0,45	3,75	4,4	1,59
Rubidio	166	197	243	46	**Mercurio**	0,328	0,0574	0,272	0,0456
Vanadio	149	20,3	101	12,6	**Cadmio**	0,192	0,0199	0,183	0,00476
Rame	97,4	15,4	44,7	4,4	**Argento**	0,151	0,122	0,271	0,189
Nichel	93,8	2,6	29,4	12,8	**Selenio**	0,05	0,525	0,6	0,315
Zinco	80	16,3	130	15,6	**Oro**	0,00357	0,00457	0,00345	0,00179
Azoto	46		600						

ELABORAZIONE STATISTICA: DATI MATRICE SUOLO-SOTTOSUOLO

I dati utilizzati per la costituzione dei *data set* funzionale alla successiva elaborazione statistica, sono afferenti alle indagini di caratterizzazione di aree ubicate all'interno del SIN del Basso Bacino del Chienti. Va rilevato preliminarmente, che i dati impiegati sono pertinenti a campioni nei quali non si sono verificati superamenti delle CSC per alcun parametro investigato. Tale scelta, oltre che dettata dalla mole e disponibilità dei dati ambientali, è motivata anche dal fatto che la Val di Chienti presenta delle peculiarità geologiche analoghe a quelle dell'area preposta all'elaborazione dell'ERA. Riguardo ai criteri adottati per la selezione dei campioni di suolo da sottoporre alla elaborazione statistica, il primo è stato quello di non utilizzare campioni prelevati all'interno dell'acquifero, in quanto gli analiti metallici potrebbero essere stati soggetti a trasporto e successiva migrazione. Inoltre sono stati scartati dall'elaborazione statistica i campioni prelevati entro il primo metro di perforazione, a causa dell'elevato impatto di attività agricole e antropiche. Altri deterrenti hanno riguardato la presenza, anche parziale, di terreno di riporto, l'eterogeneità della matrice e la presenza di materiale vegetale con effetti di ricaduta al suolo, motivo per cui i metalli spesso tendono a concentrarsi nella porzione di *top soil*. In totale sono stati processati n°183 campioni di suolo, dei quali n°43 ghiaie a matrice limoso sabbiosa e/o limoso sabbiosa, n°61 sabbie a matrice limosa e/o argillosa, n°39 limi argilloso-sabbiosi e n°40 argille limose. La tabella di *Fig.* 2 riporta in sintesi i descrittori statistici *standard* per i principali metalli.

In sintesi l'elaborazione statistica dei campioni di suolo, a oggi in fase di completamento e da confrontare con i dati di aree con unita geologiche simili, ha fornito i seguenti risultati:

- Le concentrazioni di metalli/metalloidi processati, presentano valori simili ai *range* e ai valori medi di ampiezza tipici delle rocce madri, superando raramente le CSC dei suoli a destinazione d'uso agricola e senza eccedenza alcuna per le aree industriali.
- I descrittori statistici indicano una distribuzione di valori uniformi, per la maggior parte condensati nello stesso *range* di grandezza, con una forbice sottile tra il 75° percentile e il 25° percentile. I valori massimi, in corrispondenza dei quali avviene un decremento delle concentrazioni per alcuni elementi in favore dell'aumento in altri, presentano lo stesso ordine di grandezza della media e della mediana.
- Per le litologie più fini si rivela una sostanziale omogeneità dei rapporti di concentrazione dei diversi analiti, con particolare riferimento a quelli presenti in valori significativi nei materiali fini (Al, Fe, Cr tot, Ni, Cu, Zn), ma anche gli elementi in traccia (As, Pb) risultano comunque essere mediamente ben correlati.
- I dati relativi ai metalli sopra citati, che si rammenta sono propedeuti-

Figura 2. Elaborazione dei VDFN per i suoli, descrittori statistici per i principali metalli (u.m. in mg/kg)

Litologia	Analita/descrittori statistici	Alluminio	Arsenico	Ferro	Cromo totale	Nichel	Piombo	Rame	Zinco
Ghiaie	25 Percentile	2642	1,00	4416	11,25	13,66	16,76	12,50	27,00
	Minimo	1211	1,00	2217	6,50	9,56	11,00	3,81	20,00
	Media	4786	1,73	6213	36,04	39,17	19,19	16,78	47,00
	Mediana	4251	1,00	6260	16,50	18,50	22,52	15,00	34,00
	Massimo	9490	16,73	9465	159,92	279,00	24,04	37,51	204,00
	75 Percentile	6707	1,00	8154	28,48	24,23	23,28	18,70	50,13
Sabbie	26 Percentile	7089	1,00	13110	19,10	24,25	12,78	12,01	29,61
	Minimo	2330	1,00	2160	5,70	10,10	12,00	3,70	8,50
	Media	11091	1,79	16326	54,85	83,16	16,14	22,39	63,94
	Mediana	10176	1,00	15490	35,66	38,60	14,84	19,60	50,50
	Massimo	26550	11,20	28974	215,00	504,00	24,00	122,82	430,50
	76 Percentile	13181	1,00	18966	66,49	58,35	18,57	27,63	65,78
Limi-Sabbiosi	27 Percentile	15800	1,00	26829	56,88	47,55	13,00	16,45	47,05
	Minimo	8020	1,00	16888	13,20	24,30	11,00	7,20	16,43
	Media	21175	2,52	32451	121,69	151,16	14,48	31,32	82,86
	Mediana	21780	1,00	30220	88,55	71,70	13,43	25,20	71,10
	Massimo	31960	15,80	65000	301,27	521,00	21,00	90,90	250,00
	77 Percentile	26911	2,20	36998	189,50	205,69	15,45	46,96	89,25
Limi-Argillosi	28 Percentile	23555	2,79	22717	37,18	43,83	13,28	28,53	68,80
	Minimo	11562	0,50	11500	3,31	6,88	11,00	5,89	12,10
	Media	33443	3,36	30600	65,45	54,96	29,85	34,03	84,11
	Mediana	30270	3,10	28172	88,30	60,80	16,10	32,25	90,20
	Massimo	67468	7,48	63367	96,10	80,50	96,00	75,40	144,00
	78 Percentile	40089	3,70	35475	92,83	70,15	44,66	37,03	98,70
D.Lgs. 152/06	CSC (A)		20		150	120	100	120	150
	CSC (B)		50		800	500	1000	600	1500

ci ad interventi di bonifica e non al fondo, seppur statisticamente talvolta presentino distribuzioni non simmetriche, possono comunque essere ritenuti rappresentativi del fondo naturale. In tale contesto occorrerebbe un approfondimento delle indagini, al fine di validare le assunzioni alla base dei *range* identificati. A tale proposito si segnala che sono in fase di elaborazione alcuni dati relativi a sondaggi e campionamenti di acque superficiali sotterranee, svolti nella Bassa Vallesina nelle medesime facies (Sintema di Matelica) e in aree appenniniche limitrofe più interne.

ELABORAZIONE STATISTICA DATI ACQUE SOTTERRANEE

Se per il suolo-sottosuolo i dati analitici risultano praticamente intonsi, in virtù delle mancate interazioni con agenti e/o fenomeni esterni che ne possano alterare il chimismo, le acque sotterranee rappresentano a tutti gli effetti un sistema dinamico. Per tale ragione la procedura di approccio per la costituzione dei *data set* funzionali alla determinazione del VDFN per le acque sotterranee, risulta usualmente più complessa ed elaborata. La lista analitica, tarata sulle criticità ambientali del Basso Bacino del Chienti, include solo alcuni ioni, (Solfati, Cloruri e Carbonato di Calcio) di quelli solitamente utilizzati per la classificazione delle acque (Diagramma di Piper, Diagramma di Schoeller, ecc.). Il confronto analitico con i dati di letteratura dei succitati parametri in analoghe *facies* del dominio umbro-marchigiano, seppur ristretto unicamente ad essi collocherebbe taluni campioni nella tipologia delle acque bicarbonato-calciche, altri in categorie intermedie miste prive di dominanza geochimica.

Come si evince dal diagramma ternario di *Fig*. 3, alcuni prelievi rivelano una prevalenza netta del contenuto degli ioni $CaCO_3$ mentre altri sono invece caratterizzati da marcati valori dei cloruri.

Per questi ultimi si rilevano parallelamente alti valori di conducibilità elettrica, anche dell'ordine dei 2000-3500 µs/cm, prossimi a quelli delle acque salmastre, uniti a bassi tenori di Ossigeno Disciolto.

Lo *step* successivo è stato quindi quello di porre in relazione i parametri ricercati con la formazione geologica in posto, laddove disponibili le stratigrafie. Le *facies* geologiche individuate nel SIN del Chienti attraverso la Carta geologica Scala 1:50.000, sito http://www.isprambiente.gov.it/Media/carg/, sono le seguenti:

- *Sintema del Musone* - Depositi alluvionali terrazzati MUSbn (Olocene), caratterizzati in prevalenza da limi sabbiosi e/o argillosi e ghiaie.
- *Sintema di Matelica* - Depositi alluvionali terrazzati MTIbn (Pleistocene Superiore), contraddistinti da una matrice sabbioso-limosa predominante, con sporadica presenza di livelli di sostanza organica nei sedimenti.

In questi contesti geologici apparentemente simili, sia i metalli spesso oggetto di superamento delle CSC come Ferro e Manganese, sia altri parametri assumono valori differenti. Le concentrazioni del Ferro nella prima delle 2 formazioni, sono comprese per la maggior parte tra 100 e 200 mg/L e subordinatamente minori di 100 mg/L. Per il Manganese i valori risultano per la maggior parte inferiori ai 2mg/L, con un massimo di 25,2 mg/L, congiuntamente ad elevati valori di Conducibilità elettrica, media ~ 1400 µs/cm e massimo 3400 µs/cm e Ossigeno Disciolto con valore medio di 4,14 mg/L.

Per ciò che concerne invece la seconda unità litostratigrafica, Ferro e Manganese mostrano sovente un aumento dei valori, che talora culminano in eccedenze delle CSC, simultaneamente all'aumento di Cloruri, Solfati e Conducibilità elettrica sempre superiori ai 2700 µs/cm. In linea generale l'aumento di Manganese, associato a basse concentrazioni di Ossigeno Disciolto e Potenziale *Redox* prossimo allo zero, talvolta negativo, spesso si rileva nei piezometri superficiali caratterizzati da modeste profondità e scarsa circolazione idrica. Per l'aumento concomitante del ferro e degli altri metalli, sembra invece che giochino un ruolo determinante le litologie intercettate dalla falda acquifera. Vista l'assenza di contaminazione antropica nei campioni analizzati, i valori di metalli superiori alle CSC in falda potrebbero essere sicuramente riconducibili a cause naturali. In ogni caso questi aspetti, così come per i suoli e vista anche l'estrema stagionalità del dato idrochimico, necessitano dei dovuti approfondimenti attraverso l'acquisizione di ulteriori dati, coadiuvati da uno studio idrogeologico di dettaglio.

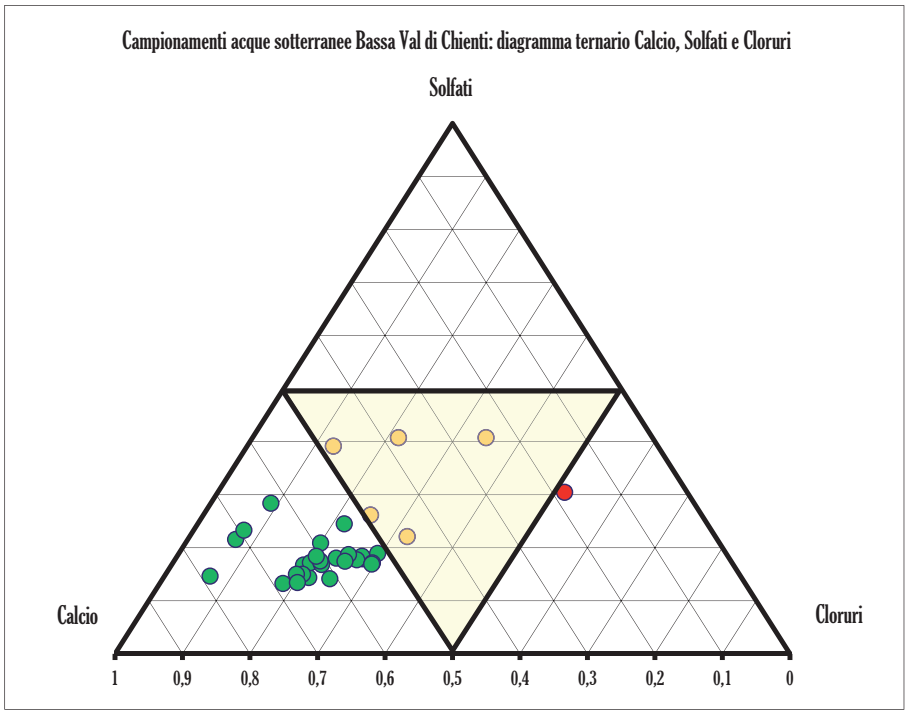


Figura 3. Elaborazione dei VDFN per le acque sotterranee, diagramma ternario ioni principali

SORGENTI ANTROPICHE DEI METALLI: CASI STUDIO

Le principali fonti di apporto antropico per i composti in oggetto sono le seguenti:

- *Antropogenica antica conseguente all'attività estrattiva*, lo sfruttamento dei giacimenti e dei depositi estrattivi, più l'accumulo non protetto di sterile e inerti prodotti dall'attività mineraria.
- *Antropogenica recente dovuta all'Industria chimica e farmaceutica*, dove i metalli sono estratti con processi chimici e termici dai minerali, proprio in virtù delle loro proprietà chimiche e dei loro composti.
- *Diffusione antropica aerea*, gli elementi sono immessi in atmosfera da processi industriali, rifusione e/o trasformazione dei minerali conte-

nenti questi elementi, arrostimento delle scorie, combustione di petrolio grezzo, gasolio, benzina, oli, carbone e lignite, o dalla pulizia delle caldaie.
- *Stoccaggio di rifiuti chimici e tossico-nocivi*, alcuni siti industriali hanno incrementato l'inquinamento da metalli pesanti dei terreni e delle acque attraverso una non corretta gestione dei rifiuti derivanti dalla propria attività produttiva.
- *Origine Antropica agricola*, erbicidi, fungicidi, insetticidi, rodenticidi, veleni e antiparassitari zootecnici contenenti metalli pesanti utilizzati in passato, che per la loro tossicità sono oggi soggetti a forti limitazioni o banditi dall'utilizzo.
- *Origine Antropica in ambiente urbano*, diffusione aerea generata da traffico veicolare, da combustioni e dagli impianti di riscaldamento.

Per ciò che concerne le acque sotterranee, gli apporti antropici si riferiscono ad apporti indiretti, ossia provenienti da percolazione e lisciviazione in falda attraverso i terreni sovrastanti l'acquifero. Gli esiti delle ricerche bibliografiche riguardo l'origine antropica dei metalli, sono state razionalizzate con l'indicatore ambientale "Progress in management of Contaminated Sites" dell'Agenzia Ambientale Europea (EEA). Quest'ultimo pone ognuno degli elementi oggetto della ricerca, in relazione con la loro potenziale presenza in ambiente dovuta ai settori produttivi che ne fanno utilizzo; per i dettagli si rimanda al *format* esemplificativo di *Fig*. 4 elaborato per l'arsenico.

Figura 4. Indicatore ambientale EEA relativo all'utilizzo e origine antropica dell'arsenico

ID		ARSENICO: origine da attività antropiche potenzialmente inquinanti
1	Rifiuti urbani	Presenza in virtù degli elevati impieghi in passato in agricoltura, sia nei processi industriali che nel particolato atmosferico.
2	Rifiuti industriali	
3	Attività industriali e commerciali	
	3.1 Produzione energia	Presente sotto forma di prodotto di combustione.
	3.2 Industria del petrolio	Presente naturalmente negli idrocarburi.
	3.3 Chimica	Utilizzato in passato per il trattamento di sifilide, malattie alla pelle e per azione antianemica, anabolizzante e ricostituente, odontoiatria. Agricoltura (Erbicidi, fungicidi, insetticidi, rodenticidi, veleni e antiparassitari zootecnici), utilizzato in passato come promotore di crescita per suini e avicoli.
	3.4 Siderurgia	In piccole quantità, ha la proprietà di conferire durezza e resistenza termica alle leghe, (produzione di acciaio, ottone e piombo).
	3.5 Elettronica	Celle fotovoltaiche, circuiti integrati, componenti per microonde, diodi, laser, lettori DVD, radar automobilistici, pannelli fotovoltaici e nei LED.
	3.6 Lavorazione di vetro, ceramica, pietra, suolo	Utilizzo di grandi quantità nell'industria vetraria per eliminare il colore verde causato alla presenza di impurità determinate dai composti del ferro.
	3.7 Tessile e pellame	Un suo minerale l'orpimento trova impiego in conceria.
	3.8 Legno e carta	Utilizzato in passato come conservante del legno per strutture portanti e rivestimenti esterni di edifici in legno, dove c'era il pericolo di marcescenza o di attacchi di insetti.
	3.9 Industria alimentare e di trasformazione di prodotti organici	Nei mangimi, come promotore di crescita per suini e avicoli.
	3.10 Altro (settore della produzione)	
	3.11 Punti vendita carburante	Presente naturalmente negli idrocarburi.
	3.12 Officine e riparazioni auto	Come componente per, diodi, lettori DVD, radar automobilistici.
	3.13 Lavanderie a secco	
	3.15 Altro (settore dei servizi)	
4	Attività minerarie ed estrattive	Presente diffusamente in forma naturale.
5	Estrazione idrocarburi	Presente naturalmente negli idrocarburi.
6	Stazioni e/o linee elettriche	Presente sotto forma di prodotto di combustione.
7	Siti militari	Preparazione dei gas tossici militari (lewisite e l'adamsite), altri composti impiegati come gas tossici in combattimento durante la prima guerra mondiale; insieme al piombo, è utilizzato per la fabbricazione di leghe adatte per i pallini da caccia
8	Stoccaggio idrocarburi	Presente naturalmente negli idrocarburi.
9	Stoccaggio altre sostanze chimiche pericolose	
10	Altre tipologie di stoccaggio	
11	Sversamento Idrocarburi	Presenti naturalmente negli idrocarburi.
12	Sversamento altre sostanze chimiche pericolose	Sversamento fanghi acidi connessi ad attività minerarie.
13	Siti nucleari	Estrazione selettiva di rifiuti nucleari.
14	Altro	Diffusamente utilizzato in agricoltura in passato.

Figura 5. Principali descrittori statistici (u.m. in mg/kg), in basso i valori limite (CLA) imposti dal D.M. 471/99, fonte "Analisi del contenuto in rame e altri metalli nei suoli agricoli lombardi", AA.VV. ERSAF - Università di Pavia, Quaderni della ricerca n. 6 febbraio 2007

Orizzonte superficiale	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Mn
Conteggio	1456	1456	1456	1456	1456	1456
Media	34,7	45,9	50	89,9	0,55	555
Errore standard	1,1	1,68	4,74	2,95	0,03	8,82
Mediana	24,4	28,9	31,6	77,4	0,2	514
Moda	19,4	20,4	22,8	104,8	0	424
Deviazione standard	41,9	64	180,7	112,6	1,24	336
Varianza campionaria	1755,3	4095,6	32660,2	12680,6	1,55	113226
Curtosi	95,14	176,96	710,4	268,58	550,96	26,78
Asimmetria	8,02	10,91	25,06	14,31	19,2	3,01
Intervallo	671,6	1221,6	5639,8	2721,2	37,69	4937
Minimo	0,4	0,4	0,2	6,8	0	2
Massimo	672	1222	5640	2728	37,69	4939
Livello di confidenza (95,0%)	2,15	3,29	9,29	5,79	0,06	17,3
Orizzonte profondo	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**	**Cd**	**Mn**
Conteggio	981	981	981	981	981	981
Media	19,3	48,2	17	57,2	0,55	506
Errore standard	0,4	1,62	0,51	2,10	0,03	12,65
Mediana	17,4	33,8	15,1	51,2	0,2	418
Moda	18,0	19,8	0,2	32,2	0	248
Deviazione standard	11,4	51	16,1	64,4	0,84	396
Varianza campionaria	130,3	2589,0	257,6	4146,6	0,71	156983
Curtosi	4,60	41,63	83,8	311,65	13,80	12,50
Asimmetria	1,65	4,94	6,31	15,64	3,2	2,81
Intervallo	90,8	684,0	284,8	1473,4	7,00	3441
Minimo	2,4	2,0	0,2	3,6	0	14
Massimo	93	686	285	1477	7,00	3455
CLA DM 471/99 col A (destinazione d'uso verde residenziale)	**120**	**120**	**100**	**150**	**2**	**non normato**
CLA DM 471/99 col B (destinazione d'uso industriale)	**600**	**500**	**1000**	**1500**	**15**	**non normato**

Figura 6. Parametri relativi alle acque sotterranee in uscita dalla miniera di Campiano (u.m. in mg/l), fonte "Determinazione delle concentrazioni elementari nelle acque del sistema Merse-Campiano", AA.VV. ARPA Toscana Dipartimento di Grosseto 2007

DLgs 152/2006 TIT.5 Allegato 5 Tab.2					Punto di prelievo			
					Uscita Galleria	Uscita Galleria	Pozzo Le Vene	Pozzo Le Vene
					Data prelievo			
					07/05/2007	25/09/2007	05/06/2007	25/09/2007
Acque sotterranee	Elemento	Num Atom	Sigla	U.M.	RIB	RIB	P284	P284
200	Allumino	13	Al	mg/l	75200	45160	33	26
5	Antimonio	51	Sb	mg/l	10	6	<0,5	1,3
10	Argento	47	Ag	mg/l	<0,1	<0,1	0,3	<0,1
10	Arsenico	33	As	mg/l	220	290	5,3	1,5
4	Berillio	4	Be	mg/l	1,5	3	<0,1	<0,1
5	Cadmio	48	Cd	mg/l	26	14	0,6	<0,1
50	Cobalto	27	Co	mg/l	215	120	<0,5	0,5
50	Cromo Tot	24	Cr	mg/l	44	22	<1	1,5
5	CromoVI	24	Cr 6+	mg/l	<0,5	<0,5	<0,5	1,4
200	Ferro	26	Fe	mg/l	507900	384200	570	40
50	Manganese	25	Mn	mg/l	17000	14670	6	2,2
1	Mercurio	80	Hg	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
20	Nichel	28	Ni	mg/l	180	152	5,5	9,1
10	Piombo	82	Pb	mg/l	300	200	1,4	1,4
1000	Rame	29	Cu	mg/l	1200	573	2,2	4,5
10	Selenio	34	Se	mg/l	1,5	2,1	<0,5	1'1
2	Taliio	81	Tl	mg/l	22	1,7	0,11	12
3000	Zinco	30	Zn	mg/l	18550	15570	80	61



Figura 7. Ubicazione dell'area di studio preposta allo studio ecologico a scala provinciale

A compendio di quanto esposto, le *Figg*. 5 e 6 mostrano valori di concentrazioni acquisiti da dati di letteratura e indagini svolte in differenti scenari ambientali.

Se lo studio dei VDFN dei metalli nelle formazioni sedimentarie, rivela che solo alcuni di loro di norma presentano eccedenze dei valori di CSC, in presenza di sorgenti antropiche e in virtù dei loro molteplici utilizzi, talvolta essi sono presenti in ambiente ad elevate concentrazioni. Come si evince dalle precedenti tabelle, l'entità dei valori di contaminazione da metalli/metalloidi, in entrambe le matrici ambientali, possono superare anche di vari ordini di grandezza le CSC. Ciò riguarda indistintamente aree ubicate in corrispondenza di distretti industriali, nei quali l'apporto di metalli deriva principalmente da emissioni e combustioni da attività produttive, siti di stoccaggio rifiuti, che aree suscettibili d'intenso sfruttamento minerario e agricolo.

BASSA VALLESINA: ATTIVITÀ A POTENZIALE IMPATTO AMBIENTALE

I risultati della ricerca riguardo origine ed entità della contaminazione delle matrici ambientali, in relazione alle attività produttive, sono risultate propedeutiche e funzionali alla programmazione di uno studio ecologico della Bassa Vallesina, (Cfr. *Fig*. 7).

La scelta è stata motivata dalle affinità geologiche con il Chienti, dalla massiccia presenza di attività produttive, anche storiche, dall'ampia rete infrastrutturale e non ultima dall'agricoltura intensiva ivi praticata. Il Basso Bacino dell'Esino, esteso per circa 210 Km^2, è delimitato a nord e sud dallo spartiacque dell'Esino, ad est dalla Gola della Rossa ubicata nel Comune di Serra San Quirico e ad ovest dalla foce del fiume presso la località denominata Rocca Priora, sita nel Comune di Falconara Marittima.

In termini di rilevanza ambientale, va segnalato che all'interno di questo territorio ricade il *Sito di Interesse Nazionale (SIN)* di "Falconara Marittima", che venne istituito con la legge 179 del 31/07/2002 pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale N. 189 del 13/08/2002 e la cui perimetrazione è stata in seguito definita con Decreto MATTM del 26/02/2003 - Perimetrazione del sito di interesse nazionale di Falconara Marittima, pubblicato in Gazzetta Ufficiale N. 83 del 27/05/2003, (Cfr. *Fig*. 8).

Queste aree compromesse da inquinamento ambientale, insieme ad altri siti regionali in procedimento di bonifica, ricadono nella porzione di territorio dichiarata come AERCA ("area ad elevato rischio di crisi ambientale"), istituita dalla Deliberazione Amministrativa del Consiglio Regionale delle Marche n. 305 del 01/03/2000. L'AERCA, oltre alle zone comprese nel SIN di Falconara, include i poli industriali più importanti della Bassa Vallesina, Chiaravalle, Camerata Picena, Jesi, Agugliano, Monsano e Monte San Vito. Il SIN di Falconara Marittima esteso circa 1200 ha, è situato nella pianura alluvionale in prossimità della foce del fiume Esino, comprende la Raffineria Api di Falconara, inclusa l'area marina prospiciente ad essa, e l'ex stabilimento Montecatini che produceva fertilizzanti chimici, i due siti principali in termini di rilevanza. Altre aree di potenziale impatto ambientale sono i siti dismessi, alcuni di essi anche di interesse storico-culturale, più altri oggetto di incidenti industriali considerevoli. Di seguito si elencano le principali attività produttive della Bassa Vallesina, alcune un tempo fulcro dell'economia locale e ora non più in produzione, con molte di esse ubicate all'interno dell'AERCA, alcune in adiacenza al SIN di Falconara, altre dislocate lungo la ex SS76.

La manifattura tabacchi di Chiaravalle, che nel 1860 entra a far parte delle Manifatture Tabacchi e nel 1927 nell'allora costituita Amministrazione Monopoli di Stato. L'azienda ha vissuto il periodo di massimo splendore durante il secolo scorso. Nel 1959 dava lavoro a circa 1100

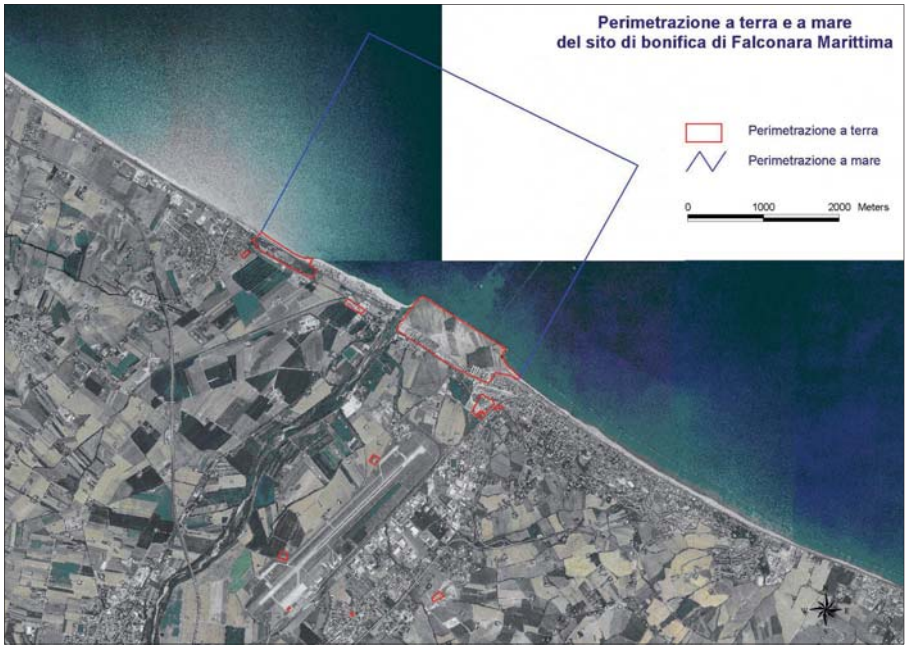


Figura 8: planimetria del SIN di Falconara Marittima; fonte http://www.arpa.marche.it

dipendenti, mentre oggi, dopo anni di flessione della produzione e varie vicende giudiziarie, si profila il fallimento (fonte http://www.centropagina.it).

La cava Gola della Rossa, in adiacenza all'abitato di Serra San Quirico attiva sin dal lontano 1897, vi si estrae calcare massiccio puro al 98%. La presenza di impianti in loco, unitamente all'attività secolare, sono elementi di potenziale impatto ambientale.

Ex RCD, poi SIMA, posta nella zona industriale di Monsano. Negli anni '70 si occupava di trattamenti galvanici; dall'impianto si è verificato uno sversamento di Cromo VI, protrattosi per circa 30 anni che oltre la falda acquifera ha interessato circa 15.520 m3 di suolo (fonte http://www.regione.marche.it).

La ex Caserma Saracini, posta in fregio a monte idrogeologico della Raffineria Api e ora in stato di totale degrado. In tre sondaggi adiacenti alla caserma sono stati rilevati superamenti dei valori di CSC per IPA, Idrocarburi e alcuni metalli. Fonti: https://www.cronache-ancona.it/2017/06/20 e http://www.comitati-cittadini.org/2017/08).

Alcune fonti giornalistiche (https://terrenostremarche.wordpress.com/2016/09/12/260/ e http://www.anconatoday.it) riportano la notizia di sversamenti di digestato, un ammendante organico a contenuti rilevanti di azoto, fosforo e potassio presso le *centrali biogas di Castelbellino e Agugliano*.

Nel *distretto industriale jesino*, le attività produttive (molini, frantoi e fabbriche di laterizi) iniziarono già alla fine del '700. Nell'800 oltre alle attività connesse all'agricoltura, nacque il settore produttivo tessile jesino, che alla fine del secolo contava 19 filande per la seta e la Società dei Cascami di seta (cascamificio); l'attività proseguì per tutto il 900 sino all'inizio degli anni '70. Altri siti rilevanti di quel periodo erano le Vecchie Cartiere e la Fabbrica degli Zuccheri, trasformatasi poi nell'industria chimica delle Saffa, adibita alla produzione dei fiammiferi. Al termine della seconda guerra mondiale il manifatturiero jesino mutò radicalmente in metalmeccanico, costruzione di macchine agricole, olearie ed enologiche, movimento terra, (F.lli Pieralisi, SIMA, Guerri, Gherardi).

L'ex zuccherificio SADAM (Società Anonima Distilleria Marchigiana) di Jesi iniziò la produzione nel 1941 e cessò la sua attività nel gennaio 2008.

Tra gli altri siti di potenziale impatto ambientale vanno annoverati i 3 principali *poli energetici* delle Marche: Centrale Turbogas del Consorzio Jesi Energia, la Centrale Turbogas IGCC di API Energia S.p.A., ora riconvertita a impianto a metano, e la Centrale ENEL di Camerata Picena. A questi si aggiungono le quattro centrali di biogas di Camerata Picena, Castelbellino, Agugliano e Chiaravalle.

Tra le principali infrastrutture presenti nell'area in esame si menzionano: *Aeroporto "Raffaello Sanzio"* (circa 2,16 kmq), un sistema costituito da 3 attività interconnesse e dipendenti: funzioni esercitate nello scalo dall'Ente gestore (L'Aerdorica S.p.A.), attività dei fornitori di servizi allo scalo e dei vettori del trasporto aereo.

Strada Statale SS76, superstrada a doppia carreggiata, realizzata negli anni 70 con due corsie per senso di marcia separate da spartitraffico, parallela all'Esino dal Km 35,6 di Serra San Quirico, sino al Km 74 in località Rocca Priora, dove interseca la SS16.

Strada provinciale SP76 (ex SS76) l'antesignana dell'attuale SS76 che costituiva l'asse viario principale dall'entroterra a mare sin dall'epoca romana. Con suoi i circa 40 km di lunghezza che attraversano i principali centri abitati della Vallesina, essa rappresenta ancora un importante arteria del traffico locale. Lungo le varie "Via Roma" si sono sviluppate e sono tuttora presenti cospicue aziende afferenti ai vari distretti produttivi industriali, unitamente alla presenza di numerosi punti vendita carburante.

Autostrada A14, taglia longitudinalmente la Bassa Vallesina per circa 8 km in corrispondenza della foce dell'Esino, da Marina di Montemarciano a Castelferretti.

Interporto delle Marche (circa 0,5 kmq), raccordato alla linea ferroviaria Orte-Falconara è connesso all'adiacente SS76 con uno svincolo dedicato, consentendo l'ingresso diretto agli automezzi. All'interno dell'infrastruttura operano alcune delle principali aziende del settore trasporti e distribuzione che ne utilizzano piazzali, capannoni e uffici, più un piazzale *terminal-container* e un magazzino.

Strada Statale SS16, che si snoda da Marina di Montemarciano sino in corrispondenza del perimetro sud della raffineria Api, lungo il tratto denominato Falconara - Pontelungo verso Ancona, ricevendo la SS76 per circa 6,5 km, mentre la ex SS16, ora dismessa, prosegue lungo la Via Flaminia in direzione del centro abitato di Falconara.

Linea ferroviaria Orte – Falconara, che nel primo tratto presenta un binario singolo (Serra San Quirico Km 243+967- Stazione di Montecarotto-Castelbellino Km 258+430), mentre per il rimanente tratto sino al Km 285+429 di Falconara Marittima, dove interseca la linea Bologna - Ancona al Km 195+299, è a doppio binario.

Linea ferroviaria Ancona Bologna, costituita da doppio binario, si estende parallelamente alla linea di costa dal km 190+562 di Marina di Montemarciano, al Km 195+299 della Stazione di Falconara Marittima. Vale la pena segnalare che la linea attraversa i principali siti del SIN di Falconara Marittima, Api Raffineria e la ex Montedison, dove la tratta ferroviaria che attraversa lo stabilimento è stata inclusa nella perimetrazione del SIN ed è anche oggetto di caratterizzazione (link: http://www.bonifiche.minambiente.it/).

Per ciò che riguarda il trattamento rifiuti *in primis* va menzionata la discarica Sogenus di Moie, attiva sin dal 1989 e in procedimento di AIA (Autorizzazione Integrata Ambientale), che si occupa di raccolto e trasporto di rifiuti urbani differenziati, indifferenziati, rifiuti solidi urbani, di rifiuti speciali non pericolosi e di alcune categorie di pericolosi, servendo ben 12 comuni. Include al suo interno vasche di smaltimento rifiuti, un impianto di recupero del biogas, uno di trattamento dei rifiuti speciali e un impianto di compostaggio. I principali scarichi presenti lungo l'Esino e oggetto di monitoraggio da parte degli Enti locali sono i seguenti: Depuratore di Jesi, Depuratore della ditta SEA, Scarichi dell'E.T.I. (Ente Tabacchi Italiani), Depuratore della Ditta Bufarini S.r.l., Discarica di Falconara, Depuratore "Vallechiara" di Falconara, Scarichi API Raffineria, Azienda Agraria 2000 e Azienda Agraria Rocca Priora. I risultati dei monitoraggi dei corpi idrici in prossimità di alcuni di questi punti, eseguiti in conformità del D.Lgs. 152/99, hanno evidenziato elevati contenuti di sostanza organica e presenza di batteri.

BASSA VALLESINA: QUADRO AMBIENTALE

Se nei siti oggetto di bonifica lo scenario ambientale è noto in virtù delle indagini effettuate e le criticità imputabili alle loro produzioni attuali e pregresse, in aree esterne ad esse e in quelle più interne verso monte, la situazione non è così ben definita. Riguardo la potenziale contaminazione da metalli della matrice suolo e sottosuolo, sussistono infatti pochissime informazioni.

Per quanto riguarda invece le conoscenze sullo stato d'inquinamento delle

Figura 9. Esiti monitoraggi ARPAM acque sotterranee ai sensi del D.Lgs. 152/99: 2 buono, 3 sufficiente e 4 scadente

Classificazione chimica acque sotterranee Bacino dell'Esino Anno 2009

Comune	Località	CE	Cl	Mn	Fe	NO3	SO4	NH4	Classif. Chimica
		(µS/cm)	(mg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	
Serra S. Quirico	**Fontecorona**	415,5	16,2	0	3	12,05	9,3	0	2
Serra S. Quirico	**Via Serralta**	600,5	22,9	0	44	23,8	106,65	0	2
Mergo	**S. Elena**	928	52,15	0	24,05	14,65	68,7	0	2
Castelplanio	**Macine**	788	35	0	5,75	39,45	54,25	0	3
Castelbellino	**Pianello**	803	50,8	3	122,15	17,3	68,8	0	2
Jesi	**Via Spina**	977	38,1	0	8,2	76,4	67,85	0	4
Jesi	**Via Piandelmedico**	945	66,3	0	3,7	38,05	74	0	3
Jesi	**Roncaglia**	949,5	53,5	0	4,2	62	84,8	0	4
Monsano	**Via S. Ubaldo**	1164	56,15	1	20,15	55,9	96,7	0	4
Chiaravalle	**via S. Bernardo**	1338	114,7	0	7,6	151,7	97,3	0	4
Agugliano	**Molino**	1025	67,95	0	7,3	17,5	104,8	0	4
Falconara	**Aereoporto**	752	60,1	0	200,1	19,85	68,4	0	4
Falconara	**Rocca Priora**	682,5	47,4	0	8,05	14,95	58,5	0	2

Fonte: "Relazione sul monitoraggio delle acque sotterranee della Regione Marche anno 2009"

acque superficiali e di quelle sotterranee lungo le piane alluvionali dell'Esino, esistono vari dati relativi ai monitoraggi idrochimici, oggi eseguiti dall'ARPAM e un tempo dalle Unità Sanitarie Locali regionali. Uno degli aspetti in buona parte appurato dai monitoraggi delle acque superficiali eseguiti lungo il bacino del fiume, ne evidenziano una marcata compromissione in termini di qualità. Per ciò che concerne i parametri batteriologici si rileva un crescente deterioramento della qualità delle acque da monte verso mare, in parallelo a marcati aumenti di ferro, alluminio, conducibilità elettrica, cloruri, azoto nitrico e COD. I dati attinenti alle acque sotterranee (fonte http://www.regione.marche.it) hanno fatto registrare la presenza di metalli in concentrazioni significative (Cromo VI, Piombo, Rame, Arsenico, Mercurio, Alluminio, Ferro, Manganese, Nichel e Zinco) derivanti dall'attività produttiva dei distretti industriali e dall'agricoltura (principi attivi delle classi degli antiparassitari ed erbicidi). Altri *marker* di contaminazione presenti negli acquiferi della Bassa Vallesina, sono i composti idrocarburici (C>12, C<12, IPA, BTX'S), i loro additivi (ETBE MTBE), e alcuni Organo Alogenati, in prevalenza Tricloroetilene e Tetracloroetilene. La loro presenza in ambiente, oltre che di origine antropico-industriale è riconducibile a contaminazione puntuale prodotta da singoli individui che nei pozzi non più idropotabili, conferiscono composti organici, materie plastiche, inerti e prodotti chimici altamente inquinanti come i solventi (fonte "Ambiente Fisico delle Marche", Regione Marche, - AA.VV. 1991, Selca s.r.l.). Una altra emergenza ambientale è legata alla presenza di elevati valori di nitrati, talora superiori al valore limite di 50 mg/L, arealmente estesa nella pianura dell'Esino e in altri alvei fluviali (Crescenti *et al.*, 1978; Coltorti *et al.*, 1987, Garzonio & Nanni, 1989, Nanni, *et al.*, 1991), a cui si aggiunge l'inquinamento batteriologico rinvenuto lungo l'Esino tra Jesi, Monsano e Chiaravalle.

Va rilevato che la presenza di metalli ad elevate concentrazioni in ambiente, come testimoniato da vari lavori, è spesso associata a composti di origine antropica e tale fenomeno potrebbe essersi verificato anche nella Bassa Vallesina. Basti pensare che i processi produttivi di molte aziende dell'area, (settore meccanico ed elettronico, industria galvanica, tessile e pellami, industria chimico-farmaceutica, ecc.), comportano inevitabilmente l'interazione con elementi metallici, che possono essere rilasciati in ambiente mediante abrasione e/o derivare da processi chimici. Inoltre per ciò che concerne gli idrocarburi gli elementi di interesse sono presenti in forma naturale (As, Cd, Fe, Hg, Ni, Pb, V), altri sono utilizzati a vario titolo nell'industria petrolifera (Ba, Li e Mn). Discorso analogo per gli ammendanti e concimi in generale, visto che in associazione ai composti azotati e ad altre sostanze organiche, sono presenti metalli in qualità di macroelementi principali, secondari e di microelementi.

Altri due aspetti antropici di rilievo sono connessi alla deframmentazione dell'*habitat* naturale, indotto dalle cave di inerti dislocate lungo l'Esino di norma intestate all'interno dell'area golenale, più il degrado di alcune aree situate nei distretti industriali. Nel primo caso l'estrazione dei materiali un tempo condotta sotto il livello di falda, ha prodotto numerosi laghi, alcuni estesi più di un ettaro, unitamente all'abbandono incontrollato di inerti e macchinari nelle ex aree cantiere limitrofe ad essi. Per il secondo aspetto, i sopralluoghi hanno evidenziato che in alcuni piazzali e aree un tempo agricole presenti all'interno dei distretti industriali, oltre ad immobili e capannoni incompiuti, giacciono in stato di abbandono inerti, materiali ferrosi, plastica, macchinari e manufatti di vario tipo.

Un altro elemento perturbante in termini ambientali ma che può apparire secondario, è rappresentato dalle opere di regimazione idraulica finalizzate a scopi energetici e non ultima, una situazione idrologica compromessa dagli emungimenti. Infatti, diverse aziende ubicate lungo le piane alluvionali, per fini produttivi sottraggono costantemente ingenti quantitativi di acqua ai bacini, cui si sommano anche i prelievi per fini agricoli, che a differenza di quelli industriali non restituiscono immediatamente l'acqua ai ricettori superficiali, incidendo fortemente sui bilanci idrici. La potenziale contaminazione derivante dalle emissioni atmosferiche di metalli in ambiente da *fall-out* atmosferico, così come indicato nel piano dell'AERCA derivano da processi di produzione industriale e in misura minore da traffico veicolare e dal riscaldamento domestico; in questo ambito non è stato possibile reperire dati ambientali, né tantomeno quantificare l'apporto in ambiente da metalli.

BASSA VALLESINA: CENSIMENTO DELLE ATTIVITA ANTROPICHE

Ai fini della realizzazione dello studio ecologico dell'area, le attività pro-

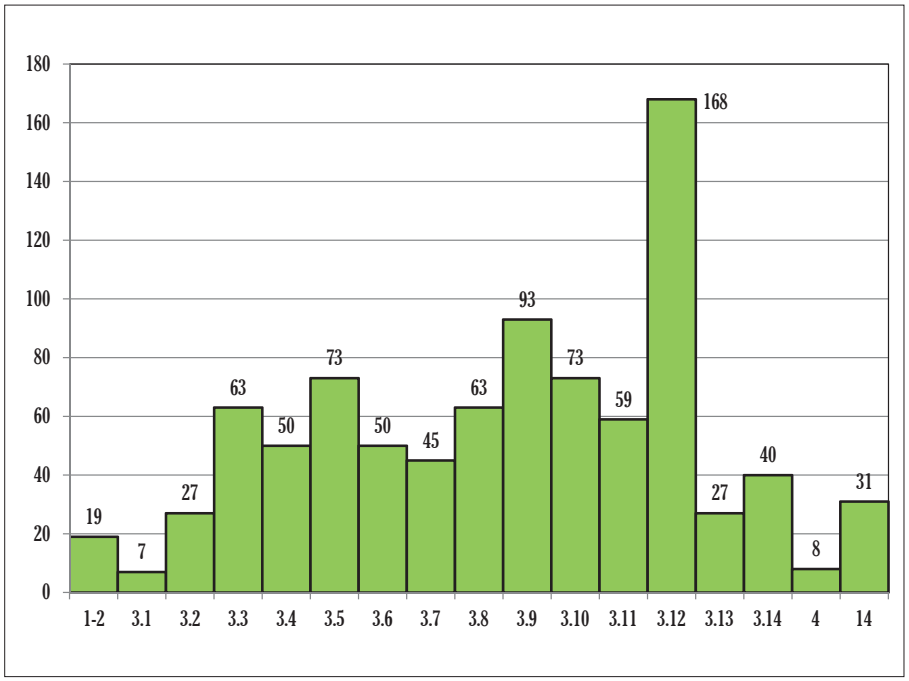


Figura 10. Classificazioni fonti antropiche presenti nell'area di studio tramite l'indicatore proposto dall'EEA

duttive proposte dall'indicatore EEA sono state contestualizzate e adattate ad essa con un censimento, condotto con l'ausilio di sopralluoghi in campo e ricerche bibliografiche. Riguardo la rilevazione effettuata va premesso che:

- non è esaustiva di tutte le attività presenti nell'area di studio, in quanto alcune aziende potrebbero avere cessato, modificato o portate altrove le proprie attività;
- sono state omesse aziende, punti vendita e negozi esenti da processi produttivi che utilizzano prodotti imballati e finiti, in quanto ritenuti non pericolosi per l'ambiente;
- include le attività che comportano lo stoccaggio di prodotti potenzialmente nocivi per l'ambiente (idrocarburi, prodotti chimici, sostanze organiche, plastiche, ecc.).
- sono stati escluse le seguenti attività: estrazione idrocarburi e siti nucleari, non presenti nell'area, settore dei servizi, stazioni e linee elettriche estesamente diffuse ma di complicata attribuzione in termini di impatto ambientale puntuale.

Il censimento ha consentito di individuare circa 900 attività produttive, inclusi i siti ricadenti all'interno nel perimetro del SIN di Falconara, quelli regionali e le fabbriche dismesse. I risultati sono sintetizzati nel grafico di *Fig*. 10.

In merito alle singole attività dell'indicatore, in relazione al loro numero, distribuzione, tipologia e localizzazione nel territorio, si evidenzia quanto segue:

1-2 *Trattamento rifiuti urbani e industriali*: oltre al principale sito di stoccaggio rifiuti rappresentato dalla Sogenus, gli altri poli di raccolta, variamente distribuiti nel territorio, sono gestiti dalla Multiservizi S.p.A., società pubblica, e da alcuni privati in prevalenza nei territori di Jesi e Falconara Marittima.

3.1 *Produzione energia*: come precedentemente citato oltre ai 3 poli energetici principali, il censimento ha consentito di individuare 4 centrali a biogas.

3.2 *Industria del petrolio*: la maggior parte delle aziende (tipologia Gas compressi e liquefatti - produzione e ingrosso) sono ubicate nella zona industriale di Falconara- Castelferretti in posizione limitrofa alla Raffineria, le altre in prevalenza a Jesi.

3.3 *Chimica*: il settore chimico in senso stretto nella Bassa Vallesina è rappresentato da circa 50 aziende. La tipologia produttiva predominante è lo stampaggio e lavorazione di materie plastiche e gomma, per lo più localizzate nell'entroterra (Cupramontana, Jesi, Castelplanio, Maiolati Spontini, Monte Roberto).

3.4 *Siderurgia e Metalmeccanica*: così come precedentemente evidenziato, a partire dall'immediato dopoguerra il settore metalmeccanico jesino divenne l'asse portante dell'economia locale. Ancora oggi tale attività rappresenta circa la metà delle 50 aziende attive nel settore, ubicate per lo più a Jesi e Monsano.

3.5 *Elettronica, impiantistica e termoidraulica*: le 73 aziende censite sono variamente localizzate sul territorio, in maniera proporzionale alle dimensioni degli indotti industriali.

3.6 *Lavorazione di vetro, ceramica, pietra, suolo*: valgono le considerazioni espresse al precedente punto 3.5.

3.7 *Tessile e pellame*: seppur in recessione il settore tessile della Vallesina consta ancora di 45 aziende, per lo più Abbigliamento - produzione e ingrosso, variamente distribuite nel territorio.

3.8 *Legno e carta*: valgono le considerazioni espresse al precedente punto 3.5.

3.9 *Industria agroalimentare*: rappresenta uno dei settori produttivi più considerevoli essendo rappresentato da oltre 90 aziende (produzione di vino, olio, ortofrutticoltura, allevamento di animali, lavorazione di carne, salumi, formaggi, cibi tipici, ecc.).

3.10 *Altro (settore produzione)*: include altre 57 aziende connesse all'agricoltura, (Consorzi agricoli, produzione e stoccaggio di prodotti zootecnici e vivaistica), la Manifattura tabacchi di Chiaravalle, più alcuni colorifici e fabbriche di cucine e cappe.

3.11 *Punti vendita carburante*: valgono le considerazioni espresse al punto 3.5.

3.12 *Officine e riparazioni auto*: per le 169 attività individuate valgono le considerazioni espresse al punto 3.5. Occorre sottolineare come un consistente numero di aziende (circa 30) sono ancora oggi connesse al settore agricolo occupandosi di produzione, commercio e riparazione di trattori e macchine agricole.

3.13 *Lavanderie a secco*: a differenza dei paesi europei dove sono diffuse le *laundromat self service*, nell'area in esame, come del resto in tutta Italia, esistono poche lavanderie (circa 30) delle quali solo 2 industriali ed entrambe ubicate a Jesi.

3.14 *Tipografie e stamperie*: le tipografie e le aziende che si occupano di arti grafiche, in contiguità territoriale con le cartiere di Fabriano, sono situate per lo più nell'abitato di Jesi, con piccoli nuclei isolati sparsi a Camerata Picena, Moie di Maiolati, Chiaravalle e Falconara.

4. *Cave e attività estrattive*: oltre alle cave principali della Gola della Rossa e la cava Mancini di Castelbellino, sono stati inseriti nel censimento altri siti adibiti ad attività estrattiva, alcuni dei quali operativi

e altri in stato di recente abbandono, dove talvolta giacciono inerti e attrezzature in disuso.

14. *Altro (siti dismessi)*: in questa voce sono stati inseriti i siti contaminati, in prevalenza impattati da idrocarburi, che gravano per lo più nei pressi della Raffineria Api e facenti parte in passato dell'indotto petrolifero. In aggiunta a questi sono stati integrati anche aree produttive dismesse, con particolare rilevanza ai vecchi siti industriali jesini, dei quali non si hanno a disposizione dati ambientali.

RISULTATI DELL'APPLICAZIONE DELL'ERA

Prima di commentare gli esiti dell'elaborazione dell'ERA nell'area preposta allo studio ecologico, si ritiene necessario fornire alcune informazioni relative alle sue applicazioni, le normative di riferimento e il contesto di utilizzo. L'ERA si prefigge l'obiettivo di determinare lo stato di contaminazione di matrici ambientali in termini di quantificazione dei rischi attuali e/o potenziali prendendo in considerazione il bioaccumulo di sostanze prioritarie in organismi vegetali e animali. La procedura operativa approvata come "linee guida" dall'US–EPA nel 1998, prevede la suddivisione dell'analisi in tre fasi: Formulazione del Problema, Fase di Analisi e Caratterizzazione del Rischio. Analogamente all'Analisi di Rischio Sanitario per le bonifiche dei siti contaminati, l'ERA può essere utilizzata come strumento atto a definire compiutamente gli obiettivi di bonifica dei "bersagli sensibili", poiché essa è in grado di fornire dati scientificamente attendibili che possono essere considerati a tutti gli effetti valori di soglia. Attualmente l'ERA è utilizzata da alcune decine di anni in USA, Canada, Olanda e altre nazioni nord europee, ma non ha ancora conosciuto una effettiva uniformità reciproca e le modalità di applicazione sono tutt'ora in fase di evoluzione. Per quanto riguarda l'Italia, pur in assenza di uno specifico recepimento della Direttiva Comunitaria, il D.M. 471/99, pur non fornendo indicazioni riguardo le modalità di conduzione, già imponeva delle valutazioni non solo mirate alla salute umana, ma anche all'ambiente. In ambiente terrestre, l'impiego dell'ERA è stato successivamente normato, seppur genericamente attraverso la procedura di analisi di rischio del D.lgs. 152/06 (Allegato I alla parte IV) ed è stata applicata limitatamente alla bonifica di alcune aree soggiacenti ai SIN. Ad oggi l'unico testo di riferimento in Italia è il Documento ANPA (ora ISPRA) *"Analisi di Rischio ecologico per il risanamento dei siti contaminati"*, Manuali e Linee Guida 11/2002.

Nella Bassa Vallesina l'elaborazione dell'ERA è stata condotta in 2 differenti scenari ambientali: valori massimi dei metalli inerenti ai VDFN della Bassa Val di Chienti e matrici ambientali contaminate nella Bassa Vallesina. Questi dati sono stati comparati con livelli di esposizione (ESL) dei ricettori ambientali (ROI), contenuti nella banca dati tossicologica software ECORISK_R3.3.MDB del Los Alamos Laboratory. Per i ROI rappresentativi nell'area di studio, previa scelta delle specie vegetali e animali affini a quelle presenti nel data

Figura 11. Elaborazione dell'ERA e valori limite ecotossicologici nella Bassa Vallesina in presenza di matrici ambientali contaminate; suolo e sedimenti u.m. in mg/kg, acque sotterranee in mg/l

ERA. MATRICI AMBIENTALI CONTAMINATE: confronto tra LOW ESL, valori eccedenti le CSC

Area/località	Comune	ID Punto di prelievo	Analita	Matrice	ROI	NO ESL	LOW ESL	CSC*	Valore
Caserma Saracini	Falconara M.	S2	Benzo(a)antracene	Sedimenti	Organismi di comunità acquatiche	0,1	1	0,5	5
Caserma Saracini	Falconara M.	S2	Benzo(a)antracene	Suolo	Rondine comune	2,2	22	0,5	5
Caserma Saracini	Falconara M.	S2	Benzo(a)antracene	Suolo	Tordo Bottaccio	0,8	1	0,5	5
Caserma Saracini	Falconara M.mma.	S2	Benzo(a)antracene	Suolo	Pettirosso	1	10	0,5	5
Caserma Saracini	Falconara M.	S2	Benzo(a)pirene	Sedimenti	Organismi di comunità acquatiche	0,15	1,4	0,1	2,93
Caserma Saracini	Falconara M.	S2/1	Benzo(b)fluorantene	Sedimenti	Organismi di comunità acquatiche	0,19	1,9	0,5	5,07
Caserma Saracini	Falconara M.	S2	Benzo(g, h, i)perilene	Sedimenti	Organismi di comunità acquatiche	0,17	1,7	0,1	5,03
Caserma Saracini	Falconara M.	S2/2	Benzo(b)fluorantene	Sedimenti	Organismi di comunità acquatiche	0,19	1,9	0,5	3,49
Caserma Saracini	Falconara M.	S2	Indenopirene	Sedimenti	Organismi di comunità acquatiche	0,2	2	0,1	3,38
Caserma Saracini	Falconara M.	S2	Pirene	Suolo/sedimenti	Organismi di comunità acquatiche	0,19	1,5	5	7,47
Borgo Loreto	Castelplanio	AN-07262	Tetracloroetilene	Acque sotterranee	Organismi di comunità acquatiche-sedimenti	0,02	2	1,1	2,7
S. Ubaldo	Monsano	AN-12059	Cromo totale	Acque sotterranee	Organismi di comunità acquatiche-sedimenti	43	110	50	2172
S. Ubaldo	Monsano	AN-12059	Cromo totale	Acque sotterranee	Organismi di comunità acquatiche	11	16	50	2172
S. Ubaldo	Monsano	AN-12059	Tetracloroetilene	Acque sotterranee	Organismi di comunità acquatiche-sedimenti	0,02	2	1,1	16,7
S. Ubaldo	Monsano	AN-12059	CromoVI	Acque sotterranee	Organismi di comunità acquatiche	11	16	5	2121

ACQUE SOTTERRANEE CONTAMINAZIONE DA NITRATI: confronto tra LD 50 e dati monitoraggio

Area/località	Comune	ID Punto di prelievo	Analita	Matrice	ROI	LD50	Valore limite**	Valore
Via San Bernardo	Chiaravalle	AN-12067	Nitrati	Acque sotterranee	Organismi acquatici e pesci	80	50	164
Via Ronco	Montemarciano	AN-12068	Nitrati	Acque sotterranee	Organismi acquatici e pesci	80	50	129
Via Gaggiola	Montemarciano	AN-12074	Nitrati	Acque sotterranee	Organismi acquatici e pesci	80	50	211
Piandelmedico	Jesi	AN-12075	Nitrati	Acque sotterranee	Organismi acquatici e pesci	80	50	55
Via Spina	Jesi	AN-12083	Nitrati	Acque sotterranee	Organismi acquatici e pesci	80	50	75

Fonti dati ambientali: https://www.cronacheancona.it/2017/06/20/acqua-inquinata-da-idrocarburi-nei-terreni-attorno-allex-caserma-saracini/38083/, "Relazione sullo stato della qualità dei corpi idrici sotterranei per il triennio 2013-2015", ARPA Marche. LEGENDA: NO ESL valori in cui i composti non hanno effetto sui ricettori, LOW ESL livello in cui il ricettore comincia a rilevare gli effetti avversi, LD dose letale per oltre il 50% della popolazione di cavie

** CSC riferita ai siti ad uso Verde pubblico, privato e residenziale (Allegato V, tabella 1 colonna A)*

*** Valore limite in riferimento alle direttive «acque sotterranee» (2006/118/CE), «acque potabili» (98/83/CE) e il D. Lgs. 152/99*

base, la conduzione dell'ERA ha fatto riscontrare quanto segue:

- Nel primo caso il confronto tra dati, tutti dello stesso ordine di grandezza, ha evidenziato un potenziale rischio di minimi effetti avversi in ambiente, per i seguenti ROI: organismi acquatici, piccoli volatili e roditori, ad opera di As, Cr totale, Hg, Ni, Pb, Cu, Se e V. Per le acque superficiali e sotterranee della Bassa Vallesina, si rileva un potenziale rischio di esposizione minimo da metalli, con potenziali effetti avversi di Ba, B, Cu, Pb e Zn, unicamente per organismi di comunità acquatiche.
- I risultati del confronto in presenza di contaminazione da Ferro e Manganese, ha evidenziato assenza di rischio per i ROI ed effetti avversi minimi per altri metalli. La comparazione tra dati tossicologici e contaminanti antropici dell'area di studio (Organoalogenati, Idrocarburi, Nitrati e Cr VI), rivela invece potenziali effetti avversi non solo per le comunità acquatiche, ma anche per piccoli uccelli e pesci. In alcuni casi i valori sono prossimi a quelli di LC 50, dose letale per oltre il 50% della popolazione di cavie (Cfr. *Fig*. 11).

CONCLUSIONI E FUTURI SVILUPPI

In conclusione i dati ambientali relativi alla Bassa Vallesina, oltre che per i metalli rivelano criticità connesse a contaminanti di altro tipo, quali nitrati, idrocarburi, solventi alogenati. Resta da comprendere se tali fenomeni siano di natura puntuale, oppure riconducibili ad una contaminazione più ampia e diffusa nel territorio. L'applicazione dell'ERA converge verso la necessità di effettuare un approfondimento della conoscenza ambientale dell'area esaminata, mirata alla taratura dei VDFN e alla conoscenza dello stato ambientale dei cosiddetti "bersagli sensibili" (fossi, aree agricole ripariali, aree golenali dell'Esino, sedimenti), dei quali si hanno scarse informazioni.

Oltre ai metalli oggetto della ricerca sarebbe utile la determinazione di Idrocarburi, Solventi e Sostanze Organiche, in quanto *marker* di contaminazione tipici dell'area e per il fatto che la loro presenza in ambiente è spesso associata e/o originata da questi composti. Il *focus* finale di tutto il lavoro si concentrerebbe verso una valutazione dell'inquinamento da metalli, basata sul confronto tra le elaborazioni statistiche effettuate per il fondo, i risultati dell'ERA e di indagini mirate che stimino il loro apporto antropico in ambiente, anche in associazione ad altri inquinanti. Un confronto dei valori scaturiti dai 3 livelli di indagine, consentirebbe inoltre di stabilire criteri di priorità operativi preposti al risanamento ambientale, qualora esso fosse necessario, basati sulle seguenti classi di rischio:

- *Aree a rischio basso o nullo*, caratterizzate da scarsa antropizzazione nelle quali i dati acquisiti sono similari ai VDFN e inferiori ai valori di ESL dell'ERA, dove sussisterebbe un pericolo nullo o quasi per l'ambiente e l'unica potenziale criticità deriverebbe da una contaminazione passiva proveniente da zone esterne e/o da incidenti ambientali.
- *Aree a medio rischio di inquinamento*, laddove i dati acquisiti sono superiori ai VDFN e prossimi e/o superiori ai valori di ESL dell'ERA in cui sussiste un potenziale pericolo per i ricettori ambientali. Da un punto di vista prettamente operativo, queste zone andrebbero tenute sotto controllo attraverso una serie di monitoraggi periodici.
- *Aree a potenziale rischio di inquinamento grave*, nelle quali i valori delle matrici ambientali investigate, ai fini dell'apporto antropico degli elementi derivante da attività umane, superano in maniera rilevante quelli determinati con i VDFN e gli ESL dell'ERA e che pertanto potrebbero necessitare con urgenza di interventi di risanamento ambientale.

L'obiettivo successivo alla ricerca effettuata, una volta approfondito il quadro ambientale della Bassa Vallesina, potrebbe essere quello di aprire nuovi scenari mirati alla definizione di valori limite cautelativi per i bersagli sensibili ivi presenti, modulati sui VDFN e sui livelli di esposizione dell'ERA, ambedue definiti a scala sito-specifica.

BIBLIOGRAFIA ESSENZIALE

AA.VV. (1991), *"mbiente Fisico delle Marche*, Regione Marche S.E.L.C.A. editore.

U.S. EPA – AA.VV. (1995), *Determination of Background Concentrations of Inorganics in Soils and Sediments at Hazardous Waste Sites*.

T. Nanni (1996), *Il bacino idrografico del fiume Musone: geologia, geomorfologia e idrogeologia.* Carta alla scala 1:50.000 allegata al volume, S.E.L.C.A. editore.

R. Chetoni (2000), *Acque minerali e termali – Idrogeologia e opere di captazione gestione della risorsa idrica,* Edizioni Geo-Graph.

G. Chiesa (2002) *"Idrogeochimica"*, Edizioni Geo-Graph.

F. Quercia (2002), *Analisi di Rischio ecologico per il risanamento dei siti contaminati*, APAT Manuali e Linee Guida 11/2002.

G. P. Beretta, M. Bonuomo, R. Pellegrini (2003), *Linee guida per la determinazione dei valori del fondo naturale nell'ambito della bonifica dei siti contaminati*.

B. De Vivo, A. Uma, F. Siegel (2004), *"Geochimica ambientale – metalli potenzialmente tossici"*, Liguori editore

ARPA Emilia Romagna AA.VV. (2005), *La ricerca di microinquinanti organici e metalli nel territorio di Reggio Emilia,* ARPA Rivista N. 4 Luglio - Agosto 2005.

APAT-ISS – AA.VV. (2006), *Protocollo operativo per la determinazione dei valori di fondo di metalli /metalloidi nei suoli dei siti di interesse nazionale*.

ARPA Friuli Venezia Giulia – AA.VV. (2007), *Sito inquinato di Interesse Nazionale Laguna di Grado e Marano: determinazione dei valori di fondo nei suoli agricoli prospicienti il Sito di Interesse Nazionale.*

AA.VV. (2009), *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, ISPRA.

Dipartimento provinciale ARPAT di Massa Carrara, di Livorno, Servizio sub-provinciale ARPAT di Piombino – AA.VV. (2009), *Definizione dei Valori di Fondo per alcuni parametri nelle Acque Sotterranee nei Siti di Interesse Nazionale di Massa Carrara, Livorno e Piombino*.

A. Vecchio, G. Pirani (2009), "*Determinazione dei Valori di Fondo Naturale dei terreni per metalli e metalloidi nel Sito di Interesse Nazionale della Valle Del Sacco"*, ISPRA.

E. Bartolucci, M. Bussettini, N. Calace, L. D'Aprile, M. Fratini, M. Guerra, L. Marangio, G. Pirani, A. Vecchio (2009), Protocollo per la definizione dei Valori di Fondo per le Sostanze Inorganiche nelle Acque Sotterranee, ISPRA.

AA.VV. (2010), *Biomonitoraggio della popolazione italiana per l'esposizione ai metalli: valori di riferimento 1990-2009*, ISS - Rapporti ISTISAN 10/22.

Mineralogical Society of Poland - A. Gałuszka, Z. M. Migaszewski (2012), *Geochemical background an environmental prospective*.

Regione Emila Romagna - AA.VV. (2013), *Carta del fondo naturale-antropico della Pianura Emiliano Romagnola*.

ISPRA (2017), *Linee guida recanti la procedura da seguire per il calcolo dei valori di fondo per i corpi idrici sotterranei*, http://www.isprambiente.gov.it/files2017/pubblicazioni/manuali-linee-guida/MLG_155_17.pdf.

SITOGRAFIA ESSENZIALE

http://www.bonifiche.minambiente.it/;
http://www.regione.marche.it;
http://www.arpa.marche.it;
www.isprambiente.gov.it; http://www.comune.jesi.an.it/opencms/multimedia/jesiit/documents/1507889846243_Relazione_Conoscitiva-Esino_Fin.pdf);
https://marche.paginegialle.it;
https://www.medicinenon.it/metalli-pesanti-e-tossici.

Monitoraggio chimico, isotopico e delle comunità microbiche delle acque sotterranee: strategie per una migliore comprensione dei processi naturali e antropici

Monitoring groundwater chemistry, isotopic composition and microbial communities: strategies for a better understanding of natural and anthropic processes in groundwater bodies

Elisabetta Preziosi
E-mail: preziosi@irsa.cnr.it

Eleonora Frollini
E-mail: frollini@irsa.cnr.it

Stefano Amalfitano
E-mail: amafitano@irsa.cnr.it

Stefano Ghergo
E-mail: ghergo@irsa.cnr.it

Marco Melita
E-mail: melita@irsa.cnr.it

Daniele Parrone
E-mail: parrone@irsa.cnr.it

Annamaria Zoppini
E-mail: zoppini@irsa.cnr.it

IRSA-CNR

Parole chiave: acque sotterranee, inquinamento, discarica, arsenico, isotopi ambientali, ecologia microbica
Key words: groundwater, pollution, landfill, arsenic, environmental isotopes, microbial ecology

ABSTRACT

In industrial areas, the alteration of groundwater quality is generally attributed to human activities, while the role of natural geogenic background levels is largely disregarded. Owing to the migration of leachate and various contaminants, the municipal landfills are one of the main threats for aquifers. The current regulatory framework is limited to indicating generic concentration thresholds for contaminants, after which it is assumed that the protection systems have failed, without relying on the comparison with the site's conceptual hydrogeological model. Through a series of studies conducted in different sites in Latium, we attempted to define an integrated methodological approach suitable to distinguish the anthropogenic impacts from the natural geochemical background, through a synoptic analysis of the hydrogeochemical characteristics, isotopic and microbiological groundwater.

This paper describes one of the case studies, where key inorganic contaminants (i.e., As, Fe, and Mn) exceeded the local threshold values in most of the sampling points, while hazardous organic contaminants were generally very low. Tritium values and d13C were helpful to single out the possibly impacted groundwater within the study area, where a moderate impact was apparent and the inorganic levels seemed altered. The groundwater microbial community was characterized by flow cytometry, BIOLOG MicroPlates assay, and faecal indicators providing further supportive information on the landfill-induced alterations. Finally, a multivariate statistical approach facilitated the integrated elaboration of the different inorganic, organic, isotope and microbiological parameters.

The high levels of inorganic compounds were attributed to the natural water-rock interaction with the thick lacustrine sequence rich in geogenic organic matter and residual volcanic products in anoxic conditions. The presence of faecal contamination and the heterogenic microbiological properties showed that aquifer alterations involved the microbial community structure and the functional profiles related to organic carbon utilization. In conclusion, this integrated multiparametric approach was suitable to distinguish geogenic and anthropogenic impacts, thus suggesting appropriate strategies for groundwater management in landfills.

SOMMARIO

Nelle aree dove la pressione antropica è rilevante, la presenza nelle acque sotterranee di composti inorganici con concentrazioni elevate è spesso preventivamente attribuita ad alterazioni riconducibili all'attività antropica, ignorando completamente il fondo geochimico naturale di origine geogenica. In particolare, in siti utilizzati per la gestione dei rifiuti (discariche, impianti di trattamento meccanico-biologico, impianti di termovalorizzazione), una corretta valutazione dell'impatto delle attività antropiche sulle acque sotterranee dovrebbe includere la caratterizzazione dettagliata del sito e l'elaborazione di un modello concettuale idrogeologico adeguato.

Come noto, l'inquinamento delle falde acquifere è tra i principali impatti potenziali dovuti ai rifiuti solidi urbani (RSU) interrati nelle discariche. Le sostanze inquinanti che si trovano comunemente nel percolato e che possono migrare nelle acque sotterranee includono materia organica, specie inorganiche come cloruro e solfato, elementi minori specialmente metalli pesanti e composti organici xenobiotici. Per quanto riguarda i metalli pesanti, livelli elevati nelle acque sotterranee possono effettivamente indicare l'arrivo di percolato in falda. Tuttavia, essi potrebbero anche essere di origine naturale, quindi le attività di monitoraggio dovrebbero affrontare la questione "si tratta di un'origine naturale o questi valori segnalano un malfunzionamento nei sistemi di protezione delle acque sotterranee"?

I valori di riferimento appropriati per le acque sotterranee dovrebbero essere stabiliti, alla scala di sito, prima dell'avvio delle attività, per valutare correttamente gli "eventuali significativi effetti negativi sull'ambiente riscontrati a seguito delle procedure di sorveglianza e controllo", come stabilito nel Decreto Legislativo 36/2003, attuazione della Direttiva 1991/31/CE sulle discariche di rifiuti. Tuttavia, la rete di monitoraggio delle acque sotterranee, per quanto accurata, potrebbe non rappresentare

correttamente il sistema idrogeologico in esame. Inoltre le condizioni del fondo geochimico naturale delle acque sotterranee spesso non vengono considerate quando si definiscono i livelli di guardia (Preziosi *et al.*, 2019a; Stefania *et al.*, 2018), che genericamente si rifanno ai valori "concentrazione soglia di contaminazione" definiti all'Allegato V, Tabella 2 del D.Lgs. 152/2006. L'identificazione del fondo geochimico naturale alla scala di sito spesso non può essere svolta con le procedure solitamente applicate alla scala di corpo idrico (ad es. calcolo del 95° percentile di un dataset sufficientemente numeroso da rappresentare correttamente la spazialità del fenomeno, Ghergo *et al.*, 2017) ed occorre identificare strategie alternative. I valori geochimici identificati all'esterno (e possibilmente a monte) dell'impianto devono essere relativi alla stessa ambientazione idrogeochimica (stesso livello acquifero e condizioni redox) e queste condizioni spesso non sono verificate. Si pone quindi il problema della identificazione di un dataset sufficientemente numeroso, non impattato (o in misura trascurabile) e con condizioni idrogeochimiche confrontabili con quelle dell'impianto in questione.

In mancanza della possibilità di confrontare i dati del monitoraggio qualitativo con i relativi valori di fondo geochimico, l'obiettivo è di mettere a punto un approccio metodologico innovativo che permetta di identificare i processi in atto tramite indicatori geochimici, biologici e isotopici, invertendo quindi il punto di vista proposto dalla attuale normativa ambientale: dall'osservazione di variabili di rilevanza tossicologica per l'uomo o per l'ecosistema, ci si sposta verso il monitoraggio di grandezze che possano segnalare l'attivarsi di un processo biogeochimico che potrebbe causare effetti avversi sull'ambiente o sulla qualità della risorsa idrica.

Attraverso una serie di studi condotti in diversi siti nel Lazio, di cui viene qui presentato il caso di Roccasecca (FR), cerchiamo di definire una metodologia che permetta di distinguere gli impatti antropici dal fondo geochimico naturale attraverso un'analisi sinottica di caratteristiche idrogeochimiche, isotopiche e microbiologiche delle acque sotterranee. L'obiettivo di questo contributo è di mostrare come l'integrazione di approcci diversi possa consentire una maggiore profondità di interpretazione dei dati e un migliore supporto dei risultati generali.

CASO DI STUDIO

Il sito in esame è una discarica di rifiuti solidi urbani non pericolosi, situato nel Comune di Roccasecca (Frosinone) nel Lazio (*Fig.* 1b). L'impianto, che occupa un'area di circa 35 ettari, è stato avviato nel 2002 ed è debitamente dotato di impermeabilizzazione e di un sistema di raccolta del percolato. Attraverso una rete di estrazione, i gas prodotti dalla decomposizione anaerobica dei rifiuti (prevalentemente metano) vengono convogliati in rete ed utilizzati per la produzione di energia.

La discarica è ubicata in riva sinistra del fiume Liri, poco a valle della diga di San Giovanni Incarico. I bacini di raccolta dei rifiuti sono stati scavati nei depositi del Pleistocene medio riferibili al Sintema di Colfelice (depositi di un terrazzo fluviale di III ordine con ghiaia e sabbia) che si trova sopra una sequenza lacustre del Pleistocene medio (Sintema del Lago Lirino), costituita da argilla, limo e livelli sabbiosi ricchi di torba e materia organica. Il Sintema del Lago Lirino include anche prodotti vulcanici del Distretto della Media Valle Latina (Centamore e Dramis, 2009).

Uno studio precedente a larga scala (IRSA-CNR, 2016) aveva già identificato due acquiferi sovrapposti (*Fig.* 1a) con profondità compresa tra 5 e 15 m (falda superiore) e 5 e 45 m (falda inferiore). Successivamente, sono state condotte quattro campagne di campionamento delle acque sotterranee nella rete di monitoraggio dell'impianto (*Fig.* 1c) in Ottobre 2016, Febbraio 2017, Maggio 2017 e Settembre 2017, i cui risultati, per i dettagli dei quali si rimanda a Preziosi *et al.* (2019a), vengono discussi in questo contributo.

MATERIALI E METODI

Questo studio analizza dati di chimica inorganica, chimica ambientale, chimica isotopica e microbiologia, ottenuti applicando sia metodiche standard che tecniche innovative, in particolare nel campo della ecologia microbica (Preziosi *et al.*, 2019a).

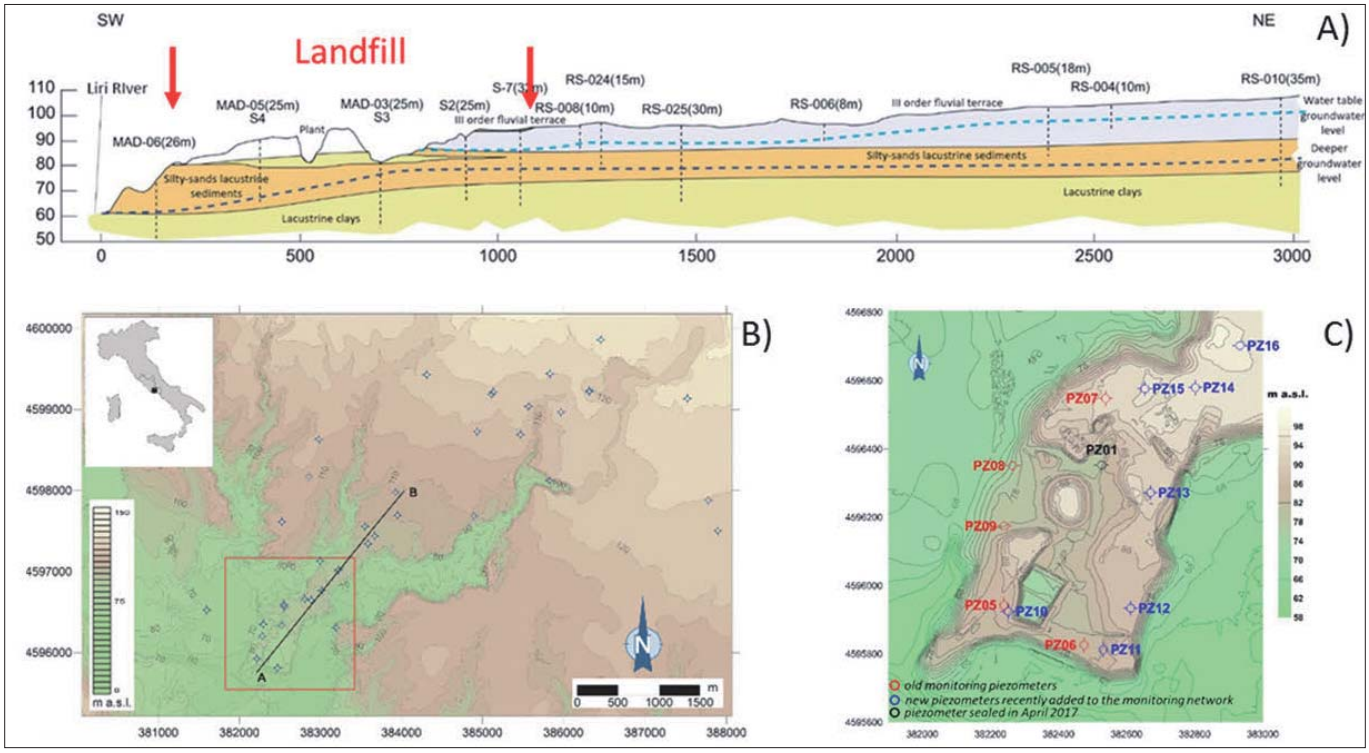


Figura 1. Schema concettuale del sito di Cerreto (Roccasecca, Frosinone). a) sezione idrogeologica schematica (traccia sulla figura 1b); b) ubicazione dell'area di studio (nel riquadro rosso); c) rete di monitoraggio dell'impianto: blu = nuova rete; rosso = vecchia rete; nero = piezometro sigillato. (Da Preziosi et al.*, 2019, modificato)*

Tabella 1. Aliquote campionate. DOC = Carbonio Organico Disciolto, COV = Composti Organici Volatili, IPA = Idrocarburi Policiclici Aromatici; PCB = Policlorobifenili; AWCD = analisi attività metabolica

Analisi per	N. aliquote	Volume (mL)	Avvinato	Filtrato	Fissato
Anioni e ione ammonio	1	250	√	0,4 µm policarbonato	
Metalli e elementi in traccia	1	100	√	0,4 µm policarbonato	HNO_3
DOC	1	20	√	0,7 µm microfibra di vetro	HCl
COV	2	20	√	-	-
IPA e PCB	1	2500	√	-	-
Trizio	1	500	√	-	-
^{18}O, ^{2}H, ^{13}C	1	250	√	-	-
Coliformi totali ed E.Coli	1	100	-	-	-
Conta batterica	2	2	-	-	1 aliquota fissata con formaldeide
Attività microbica	1	50	-	-	-

METODI DI CAMPIONAMENTO

Le modalità adottate per il campionamento delle acque sotterranee hanno seguito il protocollo descritto in Preziosi *et al*. (2017) e vengono brevemente riportate nel seguito.

I piezometri da campionare sono stati spurgati fino a stabilizzazione dei parametri chimico-fisici (pH, temperatura, conducibilità elettrica, ossigeno disciolto e potenziale redox) monitorati con sonda multiparametrica in cella di flusso. Il campionamento è stato effettuato in linea sotto corrente di azoto per minimizzare il disturbo dovuto all'interazione con l'ossigeno dell'atmosfera. Per ogni punto di campionamento sono state prelevate diverse aliquote finalizzate all'analisi delle componenti inorganiche, dei rapporti isotopici dei carbonati disciolti e trizio, del carbonio organico disciolto (DOC), idrocarburi policiclici aromatici, (IPA), policlorobifenili (PCB), composti organici volatici (COV) e della comunità microbica (*Tab*. 1).

Per il controllo della qualità della procedura di campionamento sono stati prelevati alcuni campioni di "bianco di campo" utilizzando l'acqua MilliQ (acqua ad elevato grado di purezza) e la stessa attrezzatura usata per il campionamento standard, inclusa la pompa. Per il bianco sono state prelevate le aliquote destinate all'analisi di anioni, cationi, elementi in traccia, del DOC e dei COV.

METODI ANALITICI

Parametri inorganici

In campo, subito dopo il campionamento, vengono effettuate le prime determinazioni analitiche per via spettrofotometrica. In particolare, su aliquote filtrate (0,4 µm) si effettua la misura dell'azoto ammoniacale (NH_4^+). In seguito al trasporto in laboratorio ed entro le 24 ore dal campionamento, sempre sulle aliquote filtrate si effettua l'analisi degli anioni principali, tramite cromatografia ionica (fluoruri, cloruri, nitriti, bromuri, nitrati, fosfati, solfati) e alcalimetria (bicarbonati). Le determinazioni dei cationi principali e dei metalli in traccia vengono invece eseguite successivamente (entro un mese dal campionamento), sulle aliquote filtrate (0,4 µm) e stabilizzate in campagna con HNO_3, tramite tecniche di spettroscopia di emissione atomica (ICP-OES) e spettrometria di massa al plasma (ICP-MS).

Isotopi

Gli isotopi stabili dell'acqua sono stati determinati mediante Wavelength-Scanned Cavity Ring Down Spectroscopy (WS-CRDS) e i risultati espressi rispetto allo standard V-SMOW2 (Craig, 1961). La composizione isotopica dei carbonati disciolti ($\delta^{13}C$) è stata ottenuta mediante attacco acido del campione sottovuoto e successiva purificazione della CO_2 prodotta mediante trappole criogeniche in una linea di vuoto (McCrea J., 1950). Il rapporto isotopico di $\delta^{13}C$ della CO_2 estratta è misurato tramite spettrometria di massa IRMS. Il tenore in Trizio (^3H) è stato determinato tramite conteggio delle emissioni δ^- con scintillatore liquido (LSC) dopo un processo di arricchimento elettrolitico prima della misura.

Chimica organica

I campioni prelevati per l'analisi del carbonio organico disciolto sono stati filtrati (0,7 µm) e acidificati in campo a pH < 2 (*Tab*. 1). In queste condizioni i carbonati e i bicarbonati trasformati in CO_2 vengono allontanati dalla soluzione mediante gorgogliamento con aria purificata. Il campione viene quindi iniettato all'interno dell'analizzatore di carbonio totale (Shimadzu TOC-5000A) che utilizza la tecnica dell'ossidazione catalitica. La CO_2 gassosa viene determinata all'uscita del tubo di combustione mediante un rilevatore all'infrarosso (IR).

Gli IPA sono stati determinati mediante estrazione in fase solida su cartuccia adsorbente (SPE) e cromatografia liquida (HPLC) con rivelatore a fluorescenza. I PCB sono stati misurati mediante gascromatografia con rivelatore a cattura di elettroni (GC-ECD). I COV sono stati determinati mediante la tecnica dello spazio di testa dinamico (Purge and Trap) accoppiata alla Gas Cromatografia/Spettrometria di massa.

Parametri microbiologici

I coliformi totali e *Escherichia* coli (*E.coli*) sono stati stimati secondo procedure standard per la qualità microbiologica delle acque (Colilert ® 18 Quanti Tray®, IDEXX Laboratories Inc.) (APHA, AWWA, WEF, 2009). I pozzetti positivi su substrati ONPG (giallo) e MUG (fluorescente) sono stato contati e riferiti al Quanti-Tray/2000 Most Probable Number (MPN) per quantificare rispettivamente la presenza di coliformi totali ed *E.coli*.

Il citometro a flusso A50-micro (Apogee Flow System, Hertfordshire, England), dotato di un laser allo stato solido da 488 nm, è stato usato per caratterizzare la comunità microbica acquatica in accordo con i protocolli più diffusi nella letteratura scientifica (Amalfitano *et al*., 2014). I campioni sono stati fissati in formalina (conc. finale 2%) e marcati con SYBR Green I (1:10000, conc. finale; Molecular Probes). I segnali di scatter (forward e side scatter) e di fluorescenza verde sono stati utilizzati per l'identificazione e quantificazione di microrganismi in singola cellula e del particolato in sospensione. In base al segnale di fluorescenza è stato possibile identificare due sottogruppi cellulari caratterizzati da alto e basso contenuto di acidi nucleici rispettivamente cellule HNA e LNA.

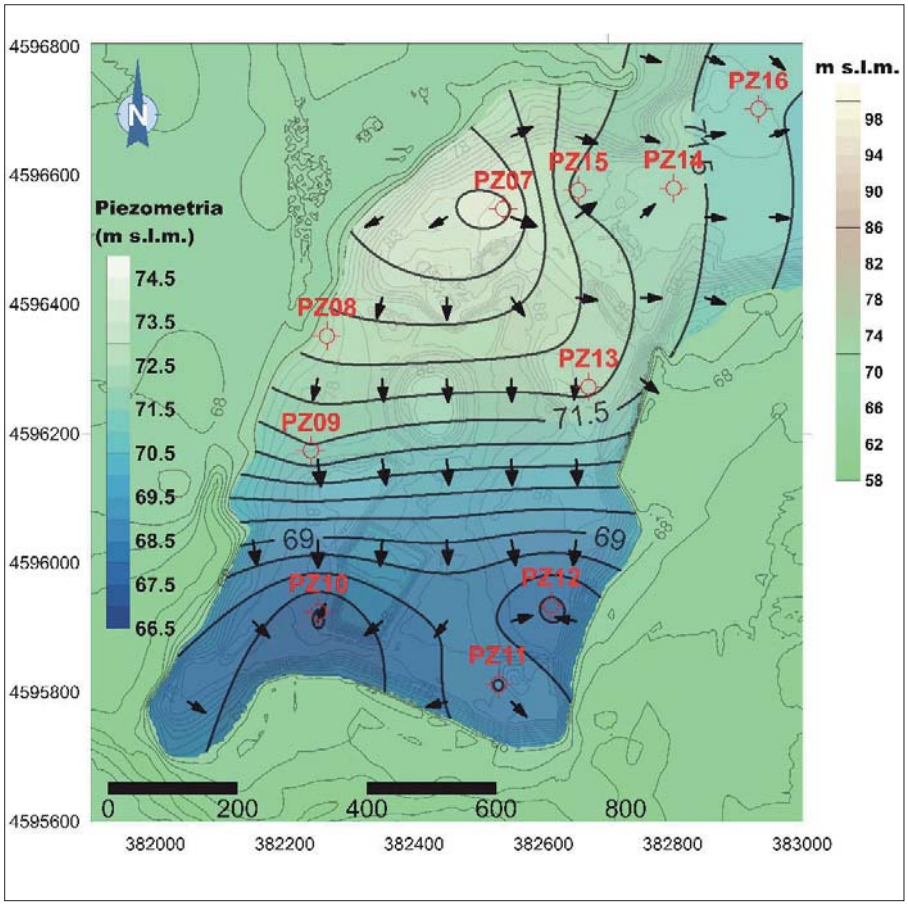


Figura 2. Interpolazione dell'andamento piezometrico della falda misurata durante la campagna di settembre 2017

La diversità funzionale delle comunità microbiche residenti è stata valutata tramite l'applicazione del test Biolog EcoPlate™. Il test consiste nell'aggiungere il campione da analizzare a micropiastre con 96 pozzetti contenenti 31 diversi substrati organiche, in tre repliche, appartenenti a diverse classi di composti (carboidrati, amino acidi, acidi carbossilici, amine e polimeri) ed un controllo (acqua). La piastra è monitorata nel tempo (ogni 24 ore per 1 settimana), tramite uno spettrofotometro alla lunghezza d'onda di 590 nm (Perkin Elmer Victor™ X3 Multilabel Plate Reader). Lo sviluppo di colore nel tempo indica l'avvenuta degradazione dei substrati e la diversa intensità del colore riflette il diverso grado di attività. La modificazione dei valori di assorbanza nel tempo è utilizzata per calcolare l'AWCD (Average Well Colour Development) che permette di esprimere l'attività media di degradazione nei confronti dei 31 substrati del test. Differenze nell'utilizzazione dei substrati mettono in evidenza le diverse capacità metaboliche delle comunità microbiche naturali, quindi la diversità funzionale che spesso sottintende differenze strutturali.

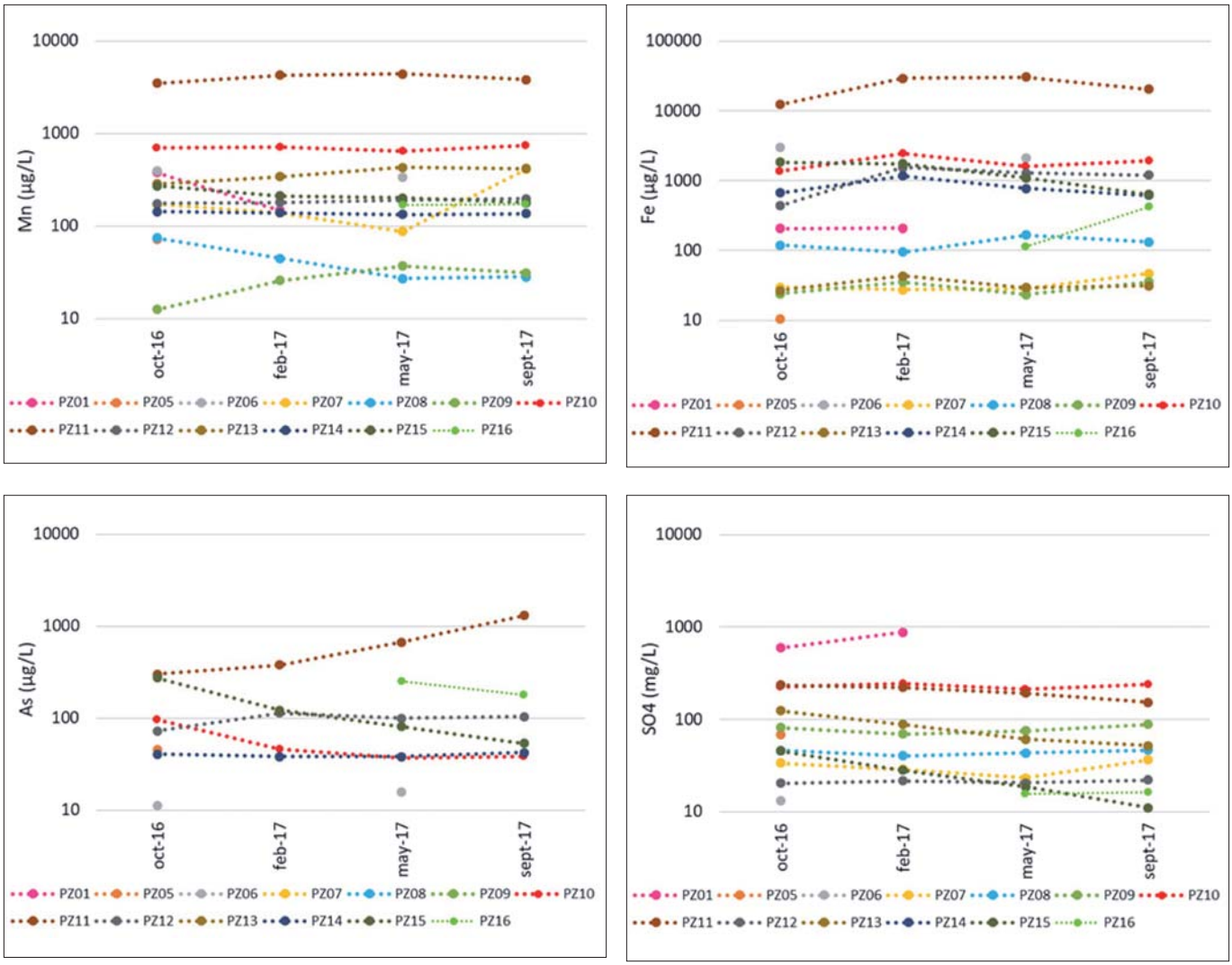


Figura 3. Andamento della concentrazione di Mn, Fe, As e SO4 nei punti della rete

RISULTATI E DISCUSSIONE

Vengono qui descritti in sintesi i risultati delle attività di monitoraggio svolte. Si rimanda a Preziosi *et al.* (2019a) per il dettaglio dei risultati delle attività di indagine nelle singole campagne.

Il livello piezometrico della falda diminuisce da N a S ma presenta un alto del potenziale idraulico nella zona centrale dell'impianto (*Fig.* 2). Per questo motivo i punti di monitoraggio esterni al sito (PZ16 e PZ15) non possono essere considerati dei veri e propri "a monte" e non si può escludere che siano influenzati dell'impianto.

Nel PZ01 è stata osservata una considerevole fluttuazione del livello delle acque sotterranee durante le forti piogge, che ha portato alla chiusura di questo punto ad aprile 2017, poiché rappresentava un punto di vulnerabilità per la qualità delle acque sotterranee.

Nella maggior parte dei punti di monitoraggio sono state osservate condizioni redox riducenti e concentrazioni di ossigeno disciolto molto basse (generalmente inferiore a 3 mg/L). Solo nei PZ07, PZ08 e PZ09 sono stati registrati valori di potenziale di ossido-riduzione (ORP) leggermente positivi e più alte concentrazioni di ossigeno disciolto. Le caratteristiche costruttive e le condizioni di ossidoriduzione osservate in questi piezometri hanno permesso di ipotizzare una miscelazione tra la falda superiore e quella più profonda a causa della non adeguata costruzione dei piezometri stessi. Anche il livello di falda misurato nel PZ07 rifletterebbe l'intercomunicazione con l'acquifero superiore, che defluirebbe nella falda più profonda attraverso il pre-filtro del piezometro.

Nei punti di monitoraggio con valori di ORP negativi, durante le campagne di monitoraggio 2016-2017, sono stati superati i valori soglia per arsenico, ferro e manganese con concentrazioni fino a 1300 µg/L, 3100 µg/L e 4400 µg/L rispettivamente. I valori più alti per i metalli sono stati sempre rilevati nel PZ11 (*Fig.* 3). Nei punti di monitoraggio con valori di ORP positivi (PZ07, PZ08 e PZ09) non sono stati osservati superamenti per quanto riguarda Fe e As mentre il Mn supera la soglia al PZ07.

Inoltre sono stati osservati superamenti per il solfato nel PZ01 (600 e 880 mg/L rispettivamente nell'ottobre 2016 e nel febbraio 2017). Valori elevati di solfato (superiore a 200 mg/L) sono stati osservati anche nei PZ10 e PZ11, mentre negli altri punti di monitoraggio questo parametro era inferiore di un ordine di grandezza (*Fig.* 3). Il DOC ha mostrato valori compresi tra 0.3 e 2.6 mg/L, escluso il PZ01 dove superava gli 8 mg/L. Il PZ11 ha mostrato valori relativamente elevati, compresi tra 2 e 2.6 mg/L.

Le concentrazioni di IPA e PCB sono risultate sempre inferiori al limite di rilevazione in tutti i punti di monitoraggio, mentre tracce di COV sono state osservate in tutti i campioni. L'unica eccedenza riguardava il benzene, rilevato in concentrazione fino a 1,5 µg/L al PZ11.

L'uso di tecniche isotopiche per tracciare la contaminazione da percolato di discarica si basa sul fatto che i percolati presentano una composizione isotopica significativamente diversa rispetto quella delle risorse idriche naturali (Castaneda *et al.*, 2012; Nigro *et al.*, 2017; Porowska, 2015), per effetto di processi di frazionamento isotopico durante la metanogenesi mediata da microorganismi che avviene in discarica. Nel caso in studio gli isotopi stabili (^{18}O, ^{2}H) si posizionano in prossimità della linea meteorica italiana (MWL Italia) descritta da Longinelli e Selmo (2003) (*Fig.* 4a) e non si eviden-

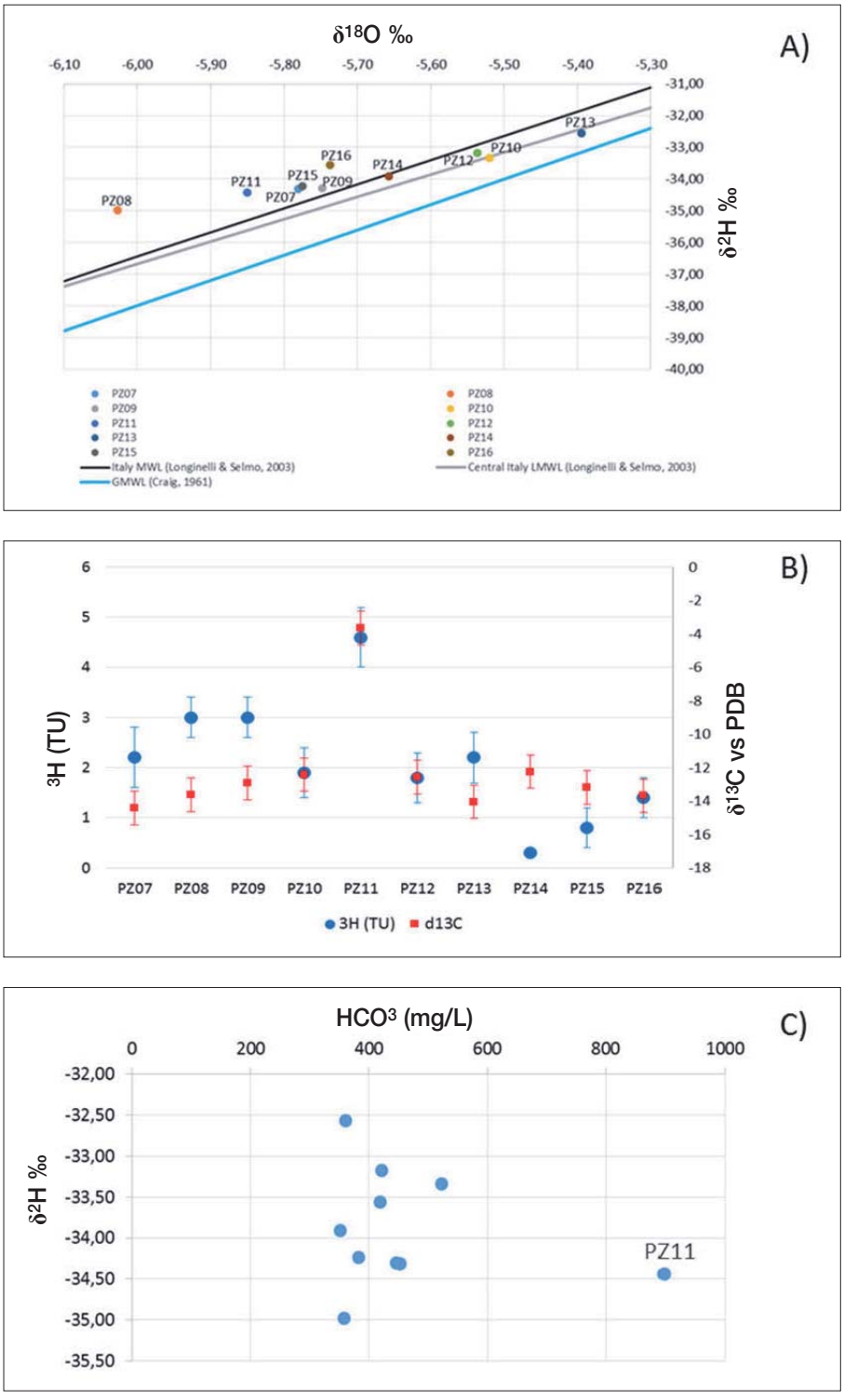


Figura 4. a) Diagramma $\delta^2H - \delta^{18}O$. In nero è indicata la retta meteorica valida per l'Italia (Italy MWL) (Longinelli & Selmo, 2003), in grigio la retta meteorica per l'Italia centrale (Central Italy LMWL) (Longinelli & Selmo, 2003) e in azzurro la retta meteorica globale (GMWL) (Craig H., 1961). b) Valori del trizio (TU) e del $\delta^{13}C$ misurati nei campioni raccolti a maggio 2017. c) Relazione δ^2H – bicarbonati

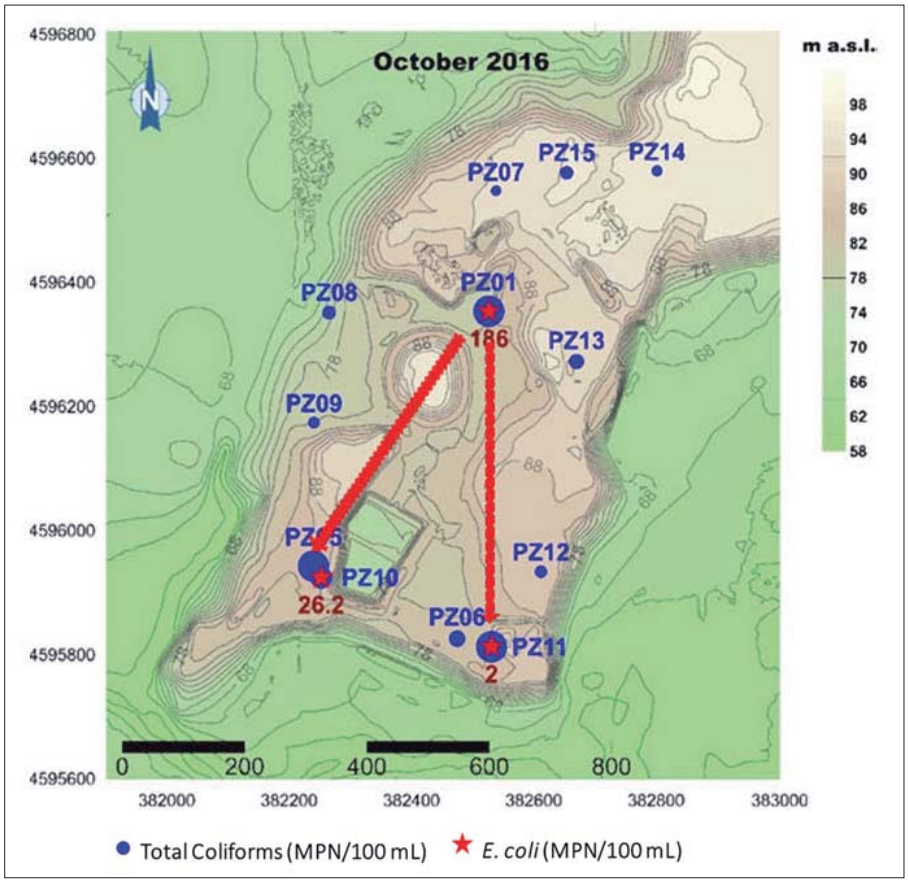


Figura 5. Coliformi totali e E.coli *misurati nella campagna di Ottobre 2016. Le frecce indicano l'ipotetica connessione rapida tra PZ01 e i piezometri di valle PZ10-PZ11*

ziano particolari scostamenti dalla composizione isotopica delle piogge. Il trizio viene utilizzato come tracciante poiché la sua concentrazione nel percolato è particolarmente elevata (da centinaia a migliaia di TU) a causa del conferimento in discarica di rifiuti contenenti vernici luminescenti, display e altri oggetti a cristalli liquidi, sorgenti e apparecchiature luminose tipo GTLSs/GTLDs (Gaseous Tritium Lights Sources/Devices) (Murphy *et al.*, 2016). Il trizio misurato nel sito in studio (*Fig.* 4b) è al di sotto di 3 unità di trizio (TU) in ogni punto di monitoraggio indicando un lungo tempo di residenza (Tazioli *et al.*, 2005). Solo al PZ11 il valore leggermente più elevato (4,6 TU), sebbene ancora nel *range* tipico delle acque sotterranee italiane, indica una origine parzialmente diversa per l'idrogeno, arricchito nell'isotopo più pesante. Il $\delta^{13}C_{DIC}$ è compreso tra -14,42 ‰ e -12,25 ‰ in tutti i punti campionati, tranne nel PZ11 dove è stato osservato un valore di -3,64 ‰ (*Fig.* 4b). Questo valore meno negativo ha suggerito che una fonte di carbonio isotopicamente più pesante contribuisce al DIC in questo settore dell'area indagata. In generale, il DIC delle acque sotterranee deriva da una miscela di C rilasciata dalla decomposizione di materia organica, dissoluzione di carbonati sedimentari di origine marina e lacustre, biodegradazione di materiale organico alloctono e CO_2 atmosferica. Ognuna di queste fonti ha una gamma caratteristica di rapporti isotopici del $\delta^{13}C_{DIC}$ (Porowska, 2015). Il $\delta^{13}C_{DIC}$ nel percolato assume generalmente valori positivi e può raggiungere valori fino a + 38 ‰ (Grossman, 1997), a causa dell'arricchimento nell'isotopo più pesante durante la metanogenesi, quindi nelle acque sotterranee contaminate dal percolato si prevede un valore di $\delta^{13}C_{DIC}$ meno negativo. Come il trizio, anche questo indicatore potrebbe essere associato ad un input di percolato, ancorché molto limitato, al PZ11. Anche il deuterio può costituire un tracciante utile a determinare eventuale contaminazione delle acque sotterranee da percolato, poiché i processi di decomposizione anaerobica e maturazione delle sostanze organiche nelle discariche producono un aumento di alcalinità del percolato, accompagnato da un significativo aumen-

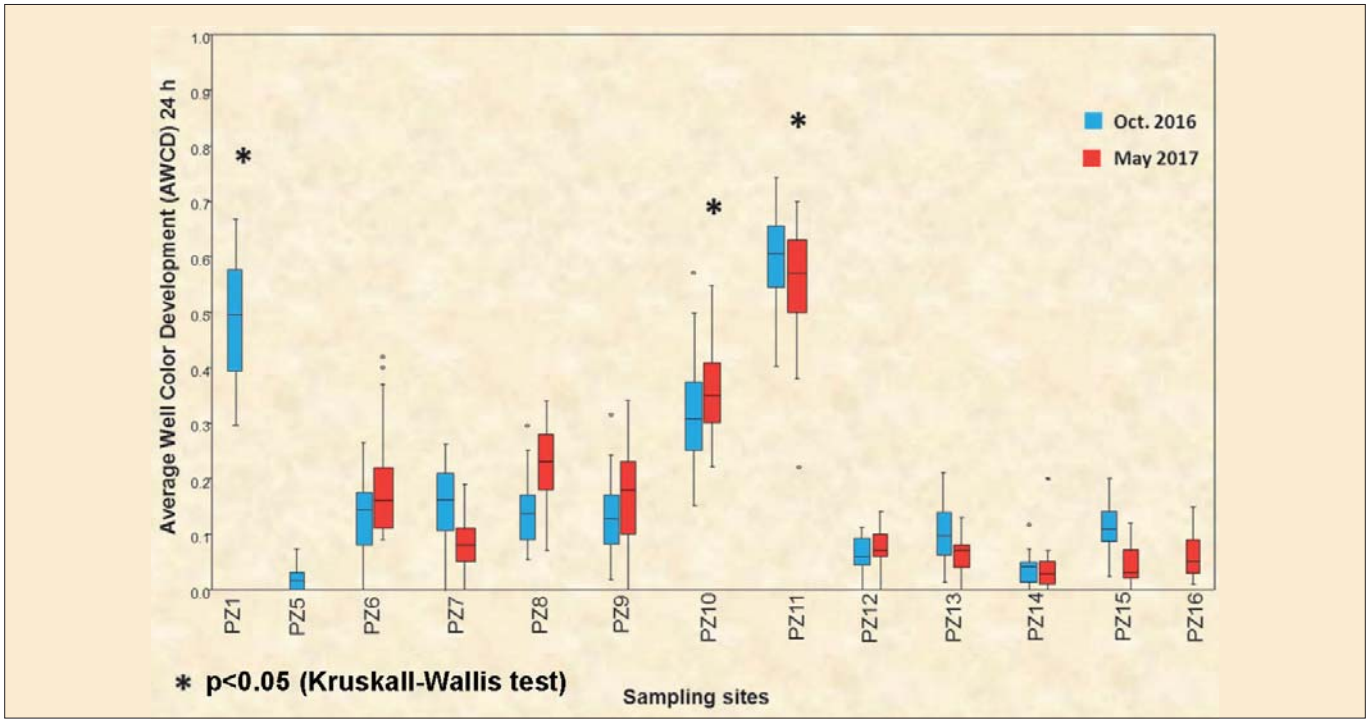


Figura 6 — Valori medi di attività microbica (AWCD) misurati dopo 24 ore di incubazione (test Biolog EcoPlate™) utilizzando i campioni di acqua prelevati in Ottobre 2016 e Maggio 2017. L'asterisco indica le differenze statisticamente significative tra i campioni (p<0.05, test Kruskall-Wallis)

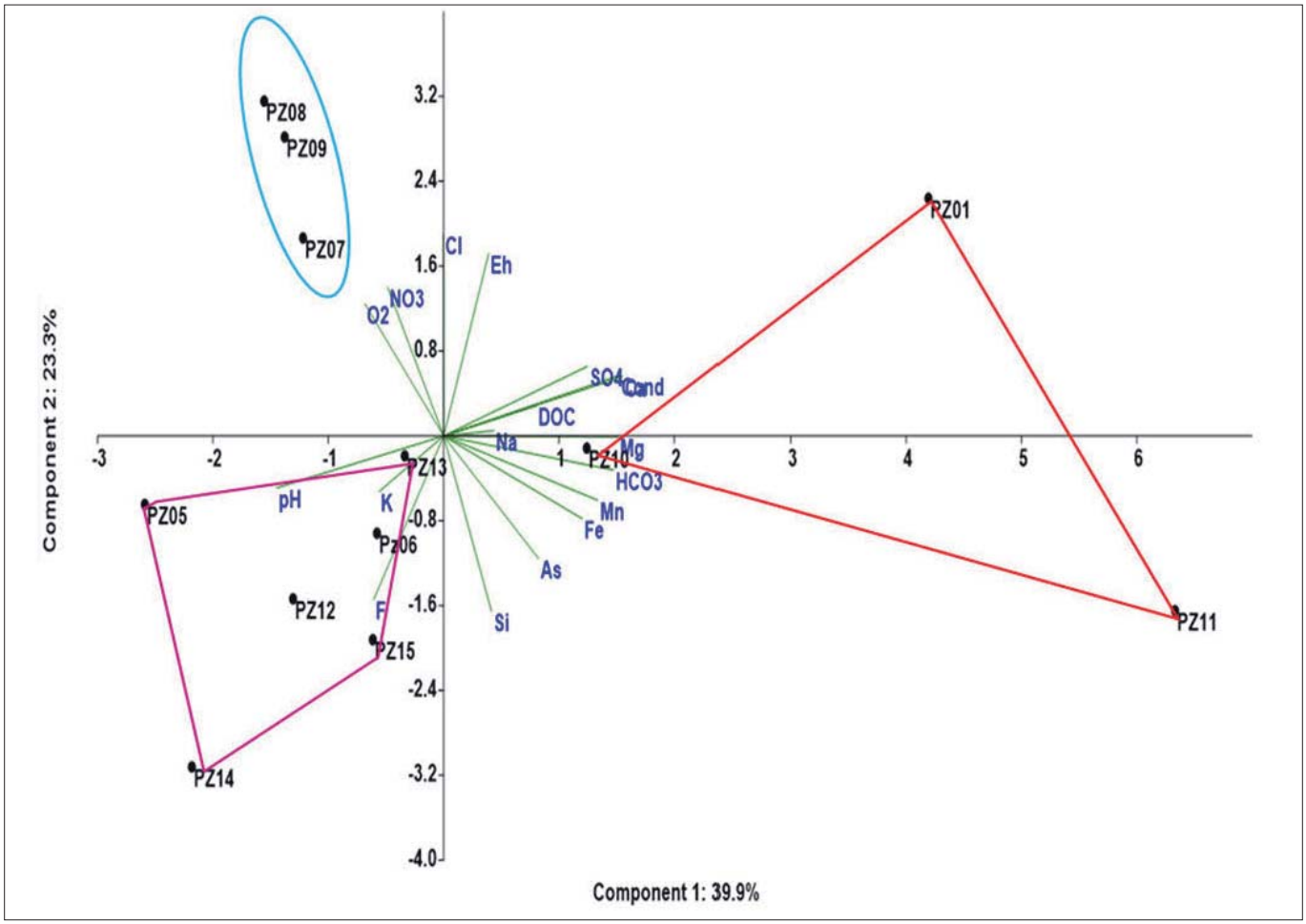


Figura 7. Diagramma della PCA sui composti inorganici ei principali parametri chimico-fisici

to del deuterio, dovuto al frazionamento isotopico durante la produzione di metano (Hackley *et al.*, 1996). Nel caso in esame invece si osserva come al PZ11 il valore decisamente più alto di bicarbonati misurato in quel punto non sia associato ad un arricchimento di deuterio compatibile con una origine di questi dal percolato (*Fig.* 4c).

La caratterizzazione della comunità microbica ha fornito ulteriori informazioni di supporto, evidenziando anche gli effetti fondamentali delle alterazioni della qualità delle acque sotterranee.

La presenza di coliformi totali nelle acque dei pozzi segnala la connessione dell'ambiente sotterraneo con quello superficiale, ma non è per sé segno di inquinamento. I coliformi totali sono presenti nel suolo superficiale e possono facilmente essere veicolati in falda. La presenza di *E.coli* è invece considerata un indice di contaminazione di origine fecale. I livelli dei coliformi totali sono risultati molto variabili nelle quattro campagne di campionamento da 2 MPN / 100 mL a >1000 MPN / 100 mL e non hanno evidenziato particolari pattern spazio-temporali. L'analisi dell'indicatore fecale *E.coli* ha mostrato un diverso grado di contaminazione nei punti esaminati. In particolare, nell'ottobre 2016, oltre alla presenza di coliformi totali in tutti i punti della rete con valori compresi tra 14 e > 1000 MPN/100 mL (*Fig.* 5), è stata rilevata un'elevata presenza di *E.coli* nei PZ01 (186 MPN/100 mL), PZ10 (26 MPN/100 mL) e PZ11 (2 MPN/100 mL). Questa contaminazione non è stata registrata nei campionamenti successivi alla chiusura del PZ01.

L'abbondanza microbica totale (*total cell count*, TCC) si sta rivelando un indicatore interessante poiché i valori riscontrati sembrano essere caratteristici delle diverse tipologie di acque e influenzati da eventi di contaminazione (Amalfitano *et al.*, 2014). Nei casi esaminati mediante citometria a flusso, i valori rilevati erano compresi tra 10^4 e 10^6 cellule/mL in tutti i campioni, tranne nel PZ01 ($1{,}7 \times 10^7$ cellule/mL in Ottobre 2016). La più alta presenza di cellule con basso contenuto di acidi nucleici (LNA) è stata trovata in PZ01, PZ10, PZ11 e PZ13, con percentuali che raggiungevano più del 70% delle cellule totali. Nei piezometri PZ01, PZ10 e PZ11 sono stati osservati valori del potenziale metabolico (determinati come AWCD a 24 ore) significativamente più alti che negli altri punti della rete (*Fig.* 6), suggerendo che nell'area indagata coesistano gruppi microbici diversi dal punto di vista tassonomico e funzionale.

L'analisi in componenti principali della concentrazione dei composti inorganici e parametri di campo (*Fig.* 7) mostra una distinzione tra tre gruppi di punti con facies idro-chimiche distinte: PZ07, PZ08, PZ09 dove alle caratteristiche meno riducenti è associata la presenza di nitrati; PZ01, PZ10 e PZ11 accomunati in particolare da solfati, alcalinità e conducibilità elettrica elevati, e i restanti punti con la facies riducente propria dell'acquifero in esame. È stata anche osservata una correlazione positiva significativa tra $AWCD_{24h}$ e LNA% (non mostrata in *Fig.* 7) e la componente 1, che ha suggerito una possibile relazione tra l'assetto delle comunità microbiche e i processi di dissoluzione accelerata degli ossi-idrossidi al PZ11 (Preziosi *et al.*, 2019a).

In sintesi, gli elevati livelli di arsenico, ferro e manganese osservati nell'area di studio sono verosimilmente correlati all'ambiente naturale riducente che si sviluppa nei sedimenti lacustri del Pleistocene medio, ricchi di materia organica geogenica (in particolare torba), dove la fonte primaria di arsenico dovrebbe essere ricercata nell'interazione con i prodotti vulcanici del distretto della Valle Latina Centrale. Viceversa, le condizioni peculiari osservate nel PZ11, dove la con-

centrazione di As, Fe e Mn è molto più alta di quanto osservato negli altri punti di monitoraggio e il benzene eccede lo standard di riferimento, hanno portato, in prima battuta, ad ipotizzare un possibile processo di contaminazione dovuto al percolato derivante dalla discarica, che potrebbe influenzare la falda nei dintorni del punto in esame. Tuttavia, la composizione isotopica, in particolare il rapporto tra il δ^2H e l'alcalinità al PZ11, non è compatibile con l'ipotesi di contaminazione da percolato poiché in questo caso ci si aspetterebbe al PZ11 un valore di δ^2H meno negativo rispetto altri punti.

L'evidente fluttuazione della falda freatica osservata nel PZ01 a seguito di piogge abbondanti, l'alta concentrazione di solfato osservata nei PZ01, PZ10 e PZ11, e la presenza di *E.coli* negli stessi piezometri, hanno suggerito un'ipotesi differente. Secondo questo modello, l'acqua piovana si infiltrava dal PZ01 durante le forti piogge (come testimoniato ad esempio dagli elevati valori di DOC e di TCC, più prossimi a quelli delle acque superficiali che delle acque sotterranee) e rapidamente migrava verso il PZ10 e il PZ11 (*Fig.* 5). In questo secondo scenario anche la presenza di benzene potrebbe essere attribuita alla citata infiltrazione. Dopo la sigillatura del piezometro tale processo si sarebbe interrotto, come testimoniato dalla scomparsa di *E.coli*. Anche i risultati delle analisi del trizio sono compatibili con quest'ultima ipotesi poiché indicano per le acque sotterranee campionate al PZ11 un tempo di percorrenza più breve rispetto agli altri punti della rete. Analogamente il $\delta^{13}C_{DIC}$ segnala la presenza nel PZ11 di sostanza organica più recente che potrebbe derivare da un trasporto di materiale organico proveniente dalla superficie, infiltratosi dal PZ01 con le acque di pioggia.

Una terza ipotesi attualmente in fase di studio (Preziosi *et al.*, 2019b) vede la presenza dei COV al PZ11 dovuta alla migrazione di gas della discarica nei dintorni del PZ11. In questo scenario i valori più bassi di pH ivi osservati sarebbero dovuti alla interazione con la CO_2 del gas di discarica. Il pH più acido a sua volta provocherebbe una maggiore dissoluzione dei sedimenti carbonatici che costituiscono la matrice sabbiosa del livello acquifero. Tuttavia il metano del gas di discarica ha valori di δ13C e δD fortemente negativi (rispettivamente da circa -42 a -61 ‰ e da circa -255 a -340 ‰, Coleman *et al.*, 1993, in Hackley *et al.*, 1996) e tali range sono in contrasto con i valori meno negativi osservati al PZ11.

Indipendentemente dalla loro origine, i composti organici xenobiotici (COV e metano) potrebbero aver localmente accentuato le condizioni riducenti mediate dall'attività batterica e, di conseguenza, il rilascio di arsenico, ferro e manganese dagli ossi-idrossidi contenuti nei sedimenti lacustri, portando agli alti valori osservati in PZ11.

CONCLUSIONI

Nel complesso, un approccio multiparametrico e multidisciplinare integrato si è dimostrato idoneo a distinguere il fondo geogenico dagli impatti antropogenici, suggerendo così strategie di protezione e gestione delle acque sotterranee nelle discariche e nelle aree industriali connesse ai rifiuti. L'analisi congiunta delle caratteristiche chimiche e biologiche integra con successo l'informazione sullo stato di qualità delle acque sotterranee indicando come l'alterazione chimica abbia un impatto anche sui cicli biogeochimici mediati dalle comunità microbiche residenti, con ripercussioni negative per il fragile equilibrio di questo ecosistema.

RINGRAZIAMENTI

Questo studio è stato sostenuto finanziariamente dalla Regione Lazio (Area Ciclo Integrato Rifiuti), (Det. G9473 del 30/7/2015) e da MAD s.r.l. (contratto 1471/2018).

BIBLIOGRAFIA

Amalfitano, S., Del Bon, A, Zoppini, A.M., Ghergo, S., Fazi, S., Parrone, D., Casella, P., Stano, F., Preziosi, E. (2014), *Groundwater geochemistry and microbial community structure in the aquifer transition from volcanic to alluvial areas*. Water Res., 65 (2014) 384-394. Doi http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.004.

APHA AWWA WEF (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation), 2009. In: *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. XXI Ed. Washington, DC, US.

Castañeda, S.S., Succang, R.J., Almoneda, R.V., Mendoza, N.D.S., David, C.P.C. (2012), *Environmental isotopes and major ions for tracing leachate contamination from a municipal landfill in Metro Manila, Philippines*. J. Environ. Radioact. 100, 30-37.

Centamore, E., Dramis, F. (2009), Carta Geologica d'Italia alla scala 1:50.000, Foglio 402 Ceccano. ISPRA, Servizio Geologico d'Italia. (Geological Map of Italy, scale 1:50,000, Sheet 402 Ceccano, Italian Geological Survey).

Hackley, K.C., Liu, C.L., Coleman, D.D., (1996), *Environmental isotope characteristics of landfill leachates and gases*. Ground Water, 34 (5), 827-836.

Grossman, E.L. (1997), *Stable carbon isotopes as indicators of microbial activity in aquifers*. In: Hurst, C.J., Knudson, G.R., McInerney, M.J., Stetzenbach, L.D. (Eds.), *Springer Manual of Environmental Microbiology*. ASM Press, Washington, DC, pp. 728-742.

IRSA-CNR (2016), *Indagine per la definizione dei valori di fondo geochimico naturale degli elementi previsti dal D.Lgs. 152/06 (tab. 2, all. 5 alla parte iv), relativamente al sito della discarica di rifiuti non pericolosi in località cerreto nel comune di Roccasecca (FR)*. Rapporto finale di progetto. Convenzione tra Regione Lazio – IRSA. CNR, prot. IRSA 3447 del 9/9/2016.

Longinelli, A., Selmo, E. (2003), *Isotopic composition of precipitation in Italy: a first overall map*. J. Hydrol., 270, 75-88.

Murphy, N., Kelleher, K., Motherway, K., Currivan, L. (2016), *The use of Tritium as an environmental tracer of leachate from a landfill site in Ireland*. Radiation Environ. Medicine, 5 (2), 44-49.

Nigro, A., Sappa, G., Barbieri, M. (2017), *Application of boron and tritium isotopes for tracing landfill*. J. Geochem. Explor., 172, 101-108.

Porowska, D. (2015), *Determination of the origin of dissolved inorganic carbon in groundwater around a reclaimed landfill in Orwock using stable carbon isotopes*. Waste Management. 39, 216-225 .

Preziosi E., Frollini E., Parrone D., Ademollo N., Patrolecco L,. Sciarra A., Ciotoli G., Ghergo S. (2019a), *Investigating the origin of organic carbon in groundwater at a landfill facility*. Geophysical Research Abstracts, Vol. 21, EGU2019-13830, EGU General Assembly 2019

Preziosi E., Frollini E., Zoppini A., Ghergo S., Melita M., Parrone D., Rossi D., Amalfitano S. (2019b), *Disentangling natural and anthropogenic impacts on groundwater by hydrogeochemical, isotopic and microbiological data: hints from a municipal solid waste landfill*. Waste Management 84 (2019) 245–255. Doi: 10.1016/j.wasman.2018.12.005

Preziosi, E., Ghergo, S., Frollini, E., Parrone, D. (2017), *Buone pratiche per il campionamento delle acque sotterranee: proposta di un protocollo*. Notiziario dei metodi analitici IRSA-CNR, vol. 1, Maggio 2017, pp. 23-36. http://www.irsa.cnr.it/images/docs/Notiz/notiz2017_1.pdf (ultimo accesso 26-06-2018)

Stefania, G.A., Zanotti, C., Bonomi, T., Fumagalli, L., Rotiroti, M. (2018), *Determination of trigger levels for groundwater quality in landfills located in historically human-impacted areas.* Waste Manage.t, doi: 10.1016/j.wasman.2018.01.043.

Tazioli, A., Boschi, G., Carlini, A. (2005), *Monitoraggio dell'inquinamento da discariche: metodi isotopici per individuare la presenza di contaminazione delle acque sotterranee. (Monitoring of pollution from landfills: isotope methods to individuate groundwater contamination)*. Giornale di Geologia Applicata 2, 130-136. Doi: 10.1474/GGA.2005-02.0-19.0045.

Il contributo della modellistica numerica nella gestione dei siti contaminati: una proposta di linee guida operative

The contribution of numerical modeling in the management of contaminated soil: a proposal for operational guidelines

Parole chiave: acquiferi porosi, modellistica idrogeologica, linee guida
Key words: porous aquifers, hydrogeological modelling, guidelines

Emanuele Romano
IRSA-CNR – Area della Ricerca – Roma 1.
Docente di Modellistica Idrogeologica, corso di laurea in Geologia Applicata all'Ingegneria, al Territorio e ai Rischi
Email: romano@irsa.cnr.it

Daniele Baldi
Sigea
E-mail: bsi@sigeaweb.it

Federico Araneo*
E-mail: federico.araneo@isprambiente.it

Chiara Fiori*
E-mail: chiara.fiori@isprambiente.it

Maurizio Guerra*
E-mail: maurizio.guerra@isprambiente.it

*Istituto Superiore per la Protezione e la ricerca ambientale - Area per la caratterizzazione e la protezione dei suoli e per i siti contaminati

ABSTRACT (IT)

Nel corso degli ultimi decenni l'utilizzo dei modelli matematici di flusso e trasporto delle acque sotterranee ha avuto un notevole sviluppo, sia in ambito pubblico che privato, come strumento di gestione delle risorse idriche sotterranee e di pianificazione di interventi volti al risanamento dello stato qualiquantitativo degli acquiferi. In molti paesi europei ed extra-europei sono state sviluppate e messe a disposizione degli amministratori e dei tecnici pubblici, oltre che dei professionisti, "linee-guida" per lo sviluppo di tali modelli, intese sia come strumenti di "best-practice" che come strumenti di valutazione. Ad oggi le esperienze in Italia sono limitate principalmente alla definizione dei contenuti minimi necessari per poter valutare i modelli idrogeologici sviluppati a supporto della progettazione o della verifica degli interventi di bonifica o messa in sicurezza delle acque sotterranee nei siti contaminati. In tale contesto questo documento intende identificare gli elementi imprescindibili (es. analisi della rappresentatività dei dati disponibili, affidabilità del processo di calibrazione) propedeutici ad una proposta per la realizzazione di un riferimento operativo, sistematico e completo, per l'elaborazione e la valutazione dei modelli e quindi utile al proponente e all'ente di controllo, necessario anche nell'ottica di convergere verso un sistema di valutazione coerente sull'intero sistema nazionale.

ABSTRACT (EN)

Over the last decades, the use of mathematical groundwater transport and flow models has had considerable development, both in the public and private sectors, as a tool for managing groundwater resources and planning actions aimed at improving the qualiquantitative state of aquifers. Several European and non-European countries have been developed and made available to administrators, technicians, as well as to practitioners, "guidelines" for the development of these models, intended both as "best-practice" tools and as evaluation tools. Such experiences in Italy are limited mainly to the definition of the minimum content necessary for the assessment of the hydrogeological models, developed to support the design and the verification of groundwater's remediation in contaminated sites.

This document intends to identify the main elements (eg analysis of the representativity of the available data, reliability of the calibration process) necessary for the realization of an operative reference for the elaboration and the evaluation of hydrogeological models and therefore useful to the stakeholder (proposers and control authorities), also necessary in order to converge towards a coherent evaluation system on the whole national system.

INTRODUZIONE

A livello nazionale, nell'ambito dei procedimenti di bonifica dei siti contaminati, disciplinati dalla parte Quarta – Titolo V del decreto legislativo 152 del 2006, l'implementazione di modelli matematici di flusso e di trasporto dei contaminanti è uno strumento che ha acquisito con il tempo sempre maggiore importanza, soprattutto ai fini della definizione e progettazione degli interventi di messa in sicurezza e bonifica delle acque di falda. Modelli matematici sono utilizzati anche a scala di bacino o sottobacino per la caratterizzazione e la gestione delle risorse idriche sotterranee.

In tale contesto risulta di primaria importanza che le amministrazioni pubbliche e gli organi di controllo, in qualità di revisori o committenti dei modelli stessi, si dotino di un riferimento metodologico che guidi da un lato lo sviluppo, dall'altro la valutazione dei modelli numerici.

Il documento ISPRA "Presentazione dei dati nell'elaborazione di modelli matematici di flusso", allegato ai pareri tecnici inerenti la valutazione dei modelli idrogeologici, ben lungi dal costituire una linea guida, aveva l'obiettivo di individuare i contenuti minimi necessari per poter valutare i modelli idrogeologici sviluppati a supporto della progettazione o della verifica degli interventi di bonifica/messa in sicurezza delle acque sotterranee nei siti contaminati. Un documento completo, redatto con lo scopo di fornire uno strumento operativo e di verifica di modelli numerici di flusso di acque sotterranee è stato sviluppato da IRSA-CNR per ARPA Umbria (IRSA-CNR, 2006); a nostra conoscenza, tale documento non è tuttavia mai stato utilizzato in ambito regionale. Alla luce dell'utilizzo sempre più diffuso dello strumento di modellazione numerica nel campo idrogeologico, si è palesata l'opportunità di predisporre un riferimento operativo, sistematico e completo, utile al proponente e all'ente di controllo, anche nell'ottica di convergere verso un sistema di valutazione coerente a scala nazionale della validità di detti strumenti nel campo della caratterizzazione e bonifica dei siti contaminati.

A livello internazionale sono state sviluppate da diversi Enti "linee-guida" per lo sviluppo di modelli numerici di flusso e di trasporto in acquiferi porosi. Alcuni di essi si pongono l'obiettivo di fornire elementi di "best-practice",

cioè di indicare la sequenza logica di operazioni necessarie affinché i risultati finali della modellazione siano matematicamente corretti e fisicamente rappresentativi e possano quindi essere considerati affidabili rispetto agli obiettivi specifici dichiarati (Boonstra and de Ridder, 1981; Hill *et al.* 2000; Murray–Darling Basin Commission, 2001; Willing, 2007; Rassam *et al.* 2012; Trevor *et al.*, 2016). Altri si pongono l'obiettivo di fornire elementi di valutazione dei modelli stessi a partire da analisi di best-practice (Reilly e Harbaugh, 2004; Merrick *et al.*, 2002; Middlemis, 2004; Barnett *et al.* 2012; Wels *et al.*, 2012). Secondo Reilly e Harbaugh (2004) la difficoltà principale che gli organi di controllo e, più in generale, gli utenti finali, si trovano ad affrontare nell'utilizzo o nella valutazione di prodotti di tipo modellistico, è l'analisi oggettiva dei punti di forza e di debolezza dei modelli stessi senza la necessità di riprodurre l'intera analisi.

Indipendentemente dall'obiettivo finale e dall'indirizzo generale, tutte le linee-guida citate individuano alcuni elementi imprescindibili, in mancanza dei quali la validità del prodotto finale e dunque la sua utilizzabilità operativa sono messi in dubbio.

A titolo di esempio riportiamo in *Fig.* 1 il diagramma di flusso proposto dalla Murray–Darling Basin Commission (2001) per l'implementazione di modelli numerici di flusso, ma applicabile senza significative modifiche anche ai modelli di trasporto. Occorre inoltre sottolineare che diagrammi di flusso analoghi proposti in letteratura (i.e., Anderson e Woessner, 1992; Spitz e Moreno, 1996; Barnett *et al.*, 2012; Alaska Department of Environmental Conservation, 2017) presentano sostanzialmente la stessa struttura.

L'elemento cardine del diagramma di flusso proposto è il feedback dal passo di "calibrazione" al passo di "concettualizzazione". In altre parole, "*One of the most useful things about a numerical model is that it provides a tool to test and improve the conceptual model of a field site*" (Zheng e Bennet, 1995). Per alcuni ricercatori, addirittura, l'utilizzo di modelli numerici per testare e migliorare un modello concettuale è non solo "una delle cose più utili" (come suggerito da Zheng e Bennet), ma l'unica cosa utile (e fondamentale). Secondo Bredehoeft e Konikow (1992) "*Models provide a tool for critical analysis. They are a means to organize our thinking, test ideas for their reasonableness, and indicate which are the sensitive parameters. They point the way for further investigation. They help formulate critical experiments with which to test hypotheses*". Ma non possono essere utilizzati in termini predittivi, semplicemente perché i modelli "*can not be validated*". (Bredehoeft and Konikow, 1992; Konikow and Bredehoeft, 1992).

Sebbene tale affermazione sia stata fortemente criticata da de Marsily *et al.* (1992), è tuttavia indubbio che affinché un "rimpallo di informazioni" tra modello concettuale e modello numerico sia operativamente efficace (Bredehoeft, 2005) è necessaria l'acquisizione di dati osservati relativi a:

1) parametri idrogeologici (conducibilità idraulica, coefficiente di immagazzinamento, porosità efficace, dispersività longitudinale e trasversale, ecc.);
2) forzanti del sistema (condizioni al contorno, condizioni iniziali, termini di sorgente, ecc.);
3) variabili descrittive dello stato del sistema (altezze piezometriche, portate in ingresso/uscita dal sistema, concentrazioni, ecc). (Bear, 1979; De Marsily, 1986; Anderson and Woessner, 1992).

In sostanza gli elementi fondamentali su cui si deve impostare un modello numerico affidabile sono costituiti dalla:

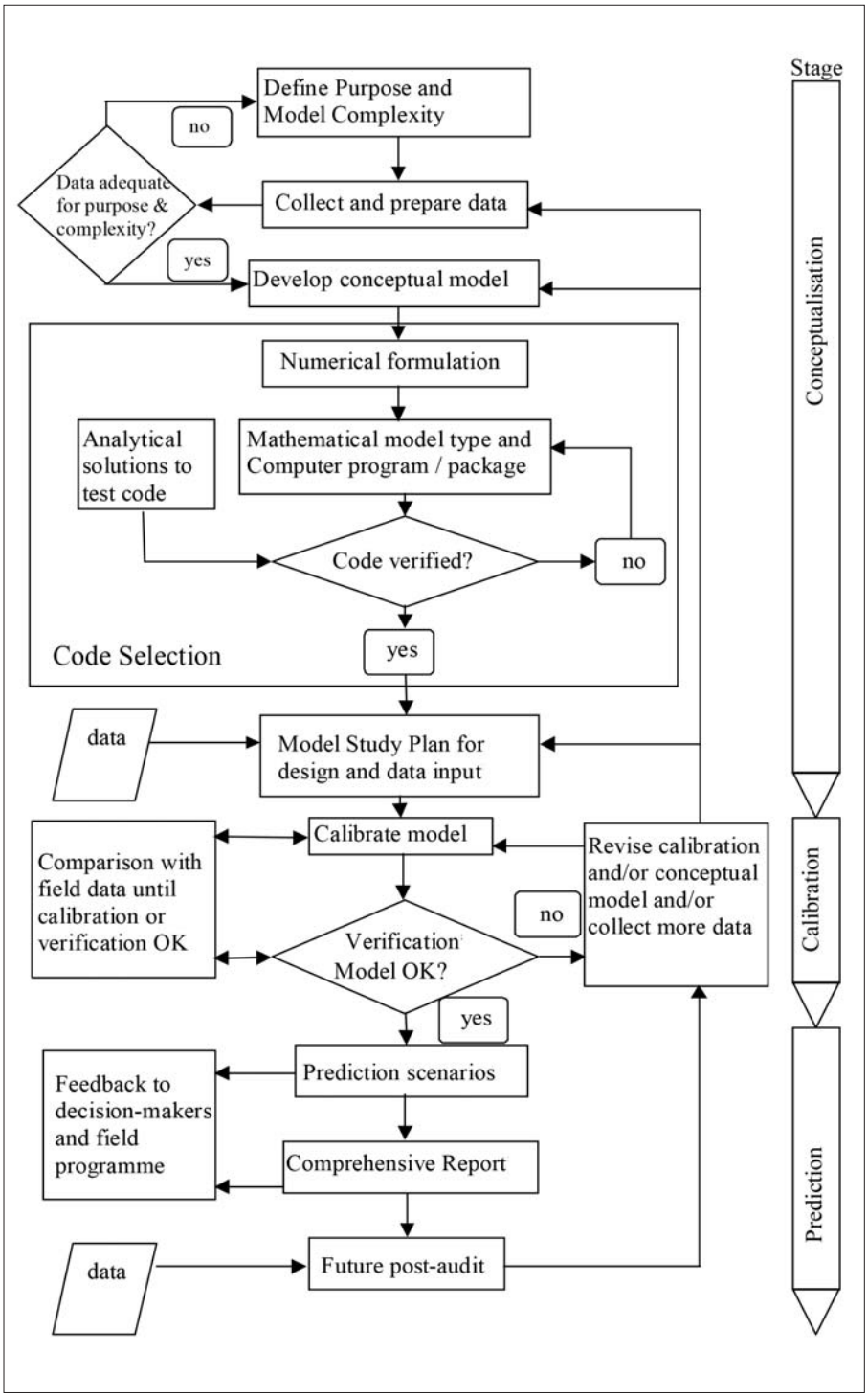


Figura 1. Diagramma per l'implementazione di modelli di flusso di acque sotterranee (da Murray–Darling Basin Commission, 2001)

1. *Rappresentatività dei dati osservati*: i dati disponibili sono sufficienti per descrivere compiutamente il processo che si vuole simulare?
2. *Affidabilità del processo di calibrazione*: i dati disponibili consentono, mediante il processo di calibrazione, di ridurre l'incertezza sui parametri idrodinamici e/o parametri relativi al trasporto dell'acquifero in esame?

Le due domande precedenti sono strettamente legate e in qualche modo si richiamano a vicenda nel feedback continuo che dovrebbe instaurarsi tra "concettualizzazione" e "calibrazione" (*Fig*. 1).

"problema inverso", i.e. Poeter e Hill, 1997; Carrera *et al.* 2005; Moore and Doherty, 2006; Hendricks-Franssen *et al*. 2009; Comunian e Giudici, 2018). Più in generale, "*it may be endemic to mechanistic modelling of complex environmental systems that there are many different model structures and many different parameter sets within a chosen model structure that may be behavioural or acceptable in reproducing the observed behaviour of that system*" (Beven, 2001).

Occorre sottolineare il fatto che valutare la bontà di un modello non significa verificare se il modello sia in grado di riprodurre in maniera soddisfacente

tezza dei dati stessi ai fini dello sviluppo del modello. Ciò significa far riferimento ad uno schema operativo nel quale si faccia precedere all'analisi dei dati osservati disponibili, un'analisi a priori volta a identificare quali siano i dati necessari affinché il processo che si intende modellare sia adeguatamente descritto, secondo lo schema di *Fig*. 2.

La rispondenza in termini di coerenza di scala spaziale e temporale tra dati necessari e dati disponibili consente di verificare l'adeguatezza di questi ultimi ai fini dello sviluppo del modello. Un esempio pratico (benché sintetico) relativo alla verifica della rispondenza tra

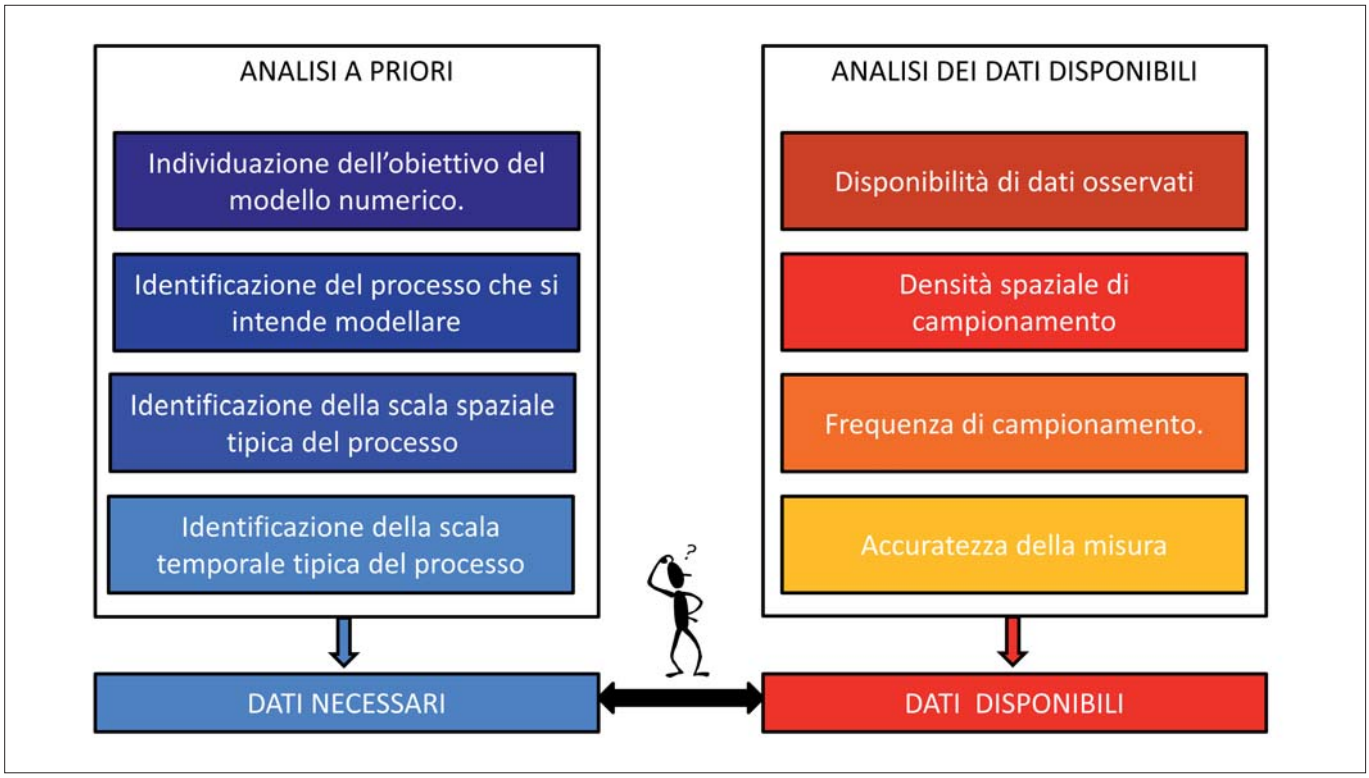


Figura 2. Diagramma di flusso per la valutazione della rappresentatività dei dati osservati disponibili

La prima pone sostanzialmente un problema di scala spaziale e temporale. Essa può essere riformulata in questo modo: esiste congruenza tra le scale spaziale e temporale caratteristiche del processo in esame e le scale spaziale e temporale dei dati osservati disponibili?

La seconda pone l'attenzione sul processo di calibrazione. Secondo Barnett *et al*. (2012) "*Calibration is a process, following model design and construction, by which parameters are adjusted until model predictions fit historical measurements or observations, so that the model can be accepted as a good representation of the physical system of interest*".

Il problema fondamentale insito nel processo di calibrazione è che in generale esistono diversi insiemi di parametri che riproducono le variabili osservate con uguale accuratezza (non unicità del

i valori delle variabili descrittive dello stato del sistema osservati, dal momento che spesso meno dati sono disponibili e più facile sarà riprodurli (tutto sommato, per un punto passano infinite rette…): il fatto che un modello riproduca correttamente il dato osservato non implica di per sé che esso sia affidabile, dove per affidabilità intendiamo la capacità di rappresentare in maniera adeguata i processi di interesse.

Nel seguito sono forniti alcuni elementi operativi che siano di ausilio per inquadrare le problematiche sopra esposte.

RAPPRESENTATIVITÀ DEI DATI OSSERVATI DISPONIBILI

Nel contesto in esame, scopo fondamentale dell'analisi dei dati osservati disponibili è la valutazione dell'adegua-

dati necessari e dati disponibili è riportato qui di seguito.

Caso di studio

Si vuole realizzare una barriera idraulica in un sito industriale contaminato. Mediante un modello numerico di flusso si vuole valutare l'efficacia della barriera idraulica. L'analisi dell'obiettivo e dei dati necessari che riportiamo nel seguito, senza essere esaustiva, è tuttavia rappresentativa di molte situazioni reali. I dati disponibili descritti a seguire sono di fantasia.

- Obiettivo → Valutazione dell'efficacia di una barriera idraulica nella captazione di inquinanti in un sito contaminato.
- Processo che si intende modellare → Variazione del campo di moto indotto dalla messa in funzione di pozzi

- Variabili di output → Altezze piezometriche
- Variabili di input → Flussi (o altezze piezometriche) al contorno, posizione e portata dei pozzi che costituiscono la barriera idraulica
- Parametri fenomenologici → Conducibilità idraulica (nel piano e in *z*), coefficiente di immagazzinamento.
- Scala spaziale → da metrica a ettometrica
- Scala temporale → da oraria a giornaliera

Il sito ha le seguenti caratteristiche:

- dimensioni approssimative: 3 km^2
- presenza di un acquifero freatico ospitato da formazioni sedimentarie di origine fluviale
- sito ubicato all'interno di una vasta area industriale
- suolo parzialmente cementificato
- presenza di due pozzi ubicati al centro del sito a circa 100 m uno dall'altro
- informazioni di tipo topografico, geologico e idrogeologico disponibili:
  1) DEM del sito di interesse;
  2) carta geologica regionale;
  3) stratigrafie di due pozzi ubicati nell'area in esame;
  4) carta idrogeologica regionale.

In *Tab*. 1 è mostrato un esempio di analisi di rispondenza tra dati necessari e dati disponibili.

Nell'esempio riportato il confronto tra dati necessari, individuati in fase di analisi degli obiettivi del modello, e dati disponibili evidenzia alcune lacune che non permettono lo sviluppo di un modello numerico affidabile:

Tabella 1 - Esempio di analisi di rispondenza tra dati necessari e dati disponibili per lo sviluppo di un modello numerico di flusso in acquiferi porosi

Obiettivo	Valutazione dell'efficacia di una barriera idraulica nella captazione di inquinanti in un sito contaminato.				
Processo	Variazione del campo di moto indotto dalla messa in funzionamento di pozzi				
Scala spaziale	Da metrica a ettometrica				
Scala temporale	Da oraria a giornaliera				
	Dati necessari	**Dati disponibili**			**Osservazioni**
		Tipo	**Densità spaziale**	**Frequenza di campionamento**	
Variabili di output	Altezze piezometriche	Misura dell'altezza piezometrica in due pozzi ubicati nell'area in esame. La misura è stata effettuata 2 ore dopo lo spegnimento dei pozzi stessi	Dati ubicati al centro dell'area di interesse	Misura effettuata ogni 3 mesi	La frequenza temporale dei dati disponibili (3 mesi) permette di valutare le variazioni di h indotte da cambiamenti stagionali delle variabili di input, ma non da variazioni giornaliere
Variabili di input	Flussi (o altezze piezometriche) al contorno	Gradiente idraulico medio dedotto dalla mappa piezometrica a scala regionale	Scala regionale	Condizioni supposte stazionarie	La scala spaziale del dato disponibile sulle condizioni al contorno (scala regionale) è molto maggiore del dato necessario (scala di sito)
	Ricarica per infiltrazione verticale	Stima in base a dati di temperatura e pluviometria	Scala regionale	Stima media a scala mensile	Sia la scala spaziale che quella temporale dei dati disponibili sono diverse da quelle dei dati necessari. Tuttavia rispetto agli obiettivi prospettati, la variazione di infiltrazione efficace nello spazio e nel tempo potrebbe non avere incidenza
	Posizione e portata dei pozzi esistenti	Posizione e portata dei pozzi esistenti		Dati di portata emunta a scala giornaliera	Il fatto che in contemporanea non siano stati misurati anche i livelli piezometrici rende poco significativo il dato sulla portata dei pozzi esistenti
	Posizione e portata di progetto dei pozzi della barriera idraulica	Posizione e portata di progetto dei pozzi della barriera idraulica			
Parametri idrodinamici	Conducibilità idraulica Coefficiente di immagazzinamento	2 prove di portata effettuate nei pozzi esistenti			La posizione dei dati di *k* e *n* disponibili non consente di stimare la variabilità spaziale dei parametri idrodinamici alla scala del sito

1) la densità spaziale dei dati disponibili relativi ai parametri idrodinamici non consente di stimare la variabilità spaziale degli stessi alla scala di sito. In altre parole non si sa se ad una distanza di poche centinaia di metri dalla zona centrale del sito, dove sono ubicati i pozzi esistenti (quindi ancora all'interno del sito stesso), la conducibilità idraulica e/o il coefficiente di immagazzinamento siano confrontabili o meno con quelli stimati mediante le prove di portata. Assumere che la conducibilità idraulica su tutto il sito sia quella ricavata dalle prove di portata potrebbe introdurre una approssimazione significativa.
2) Le informazioni sulle condizioni al contorno sono disponibili solo a scala regionale. Il sito di interesse è ubicato all'interno di una vasta area industriale. È possibile, quindi, che la piezometria al contorno (o i flussi al contorno) sia perturbata dalla presenza nella zona di altri pozzi di emungimento e che quindi l'informazione a scala regionale non sia rappresentativa rispetto alla realtà locale.

Chiaramente l'analisi proposta non è esaustiva, vuole essere solo uno spunto per esemplificare il tipo di problematiche cui facciamo riferimento nella valutazione della rappresentatività dei dati osservati disponibili.

AFFIDABILITÀ DEL PROCESSO DI CALIBRAZIONE

Scopo della fase di calibrazione di un modello numerico è la determinazione dei valori dei parametri, dei termini di sorgente e delle condizioni al contorno tali da consentire di simulare i valori di piezometria, flussi e/o concentrazione osservati (in questa fase chiamati anche "target").

Occorre rilevare che non è sufficiente identificare un valore dei parametri tale per cui la piezometria simulata (o le concentrazioni simulate) si avvicini alla piezometria osservata per poter considerare realistico il modello stesso. Infatti la calibrazione effettuata potrebbe non essere unica per i seguenti motivi:

1. Possono esistere diversi parametri soggetti ad incertezza rispetto ai quali effettuare una calibrazione e, dunque, possono esistere diversi insiemi di valori dei parametri che permettono di simulare correttamente la piezometria (concentrazioni) di riferimento.
2. Anche nel caso in cui vi sia un solo parametro soggetto ad incertezza possono esistere diverse distribuzioni di tale parametro che determinano il medesimo campo di moto (non unicità della soluzione del problema inverso).

Diamo un esempio relativo alla situazione descritta al punto 1. Consideriamo un acquifero freatico, omogeneo e isotropo, il cui flusso è governato dalla seguente equazione:

$$S_y \frac{\partial h}{\partial t} = T\left(\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2}\right) + R \qquad (1)$$

dove è il coefficiente di immagazzinamento specifico [-], T la trasmissività [$L^2\ t^{-1}$] e R un termine di sorgente rappresentante la ricarica all'acquifero [$L\ t^{-1}$]

In condizioni stazionarie, le altezze freatiche soddisfano l'equazione

$$\left(\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2}\right) \approx \frac{R}{T} \qquad (2)$$

In questo caso, valori osservati di h supportano la stima del rapporto R/T, ma non di R e T in maniera indipendente. Ciò implica che esistono infinite coppie di valori (R,T) che soddisfano l'equazione (2) e quindi consentono di simulare correttamente i dati di piezometria osservati; in altre parole, si può ottenere la medesima distribuzione degli h calcolati aumentando (o diminuendo) la trasmissività e la ricarica del medesimo fattore. Ne risulta che il problema è indeterminato a meno di conoscere con certezza R o T.

Non è semplice dare regole applicative che permettano di valutare se i dati disponibili siano sufficienti per ottenere una buona calibrazione. In linea del tutto generale si può tuttavia indicare una regola di base: per identificare (calibrare) N parametri è necessario disporre di dati relativi ad altrettante condizioni di flusso/trasporto differenti. A nostro avviso, tale regola dovrebbe essere applicata in modo stringente, sia in fase di sviluppo che in fase di valutazione di un modello.

Così, nel caso dell'esempio precedente (equazione di flusso in condizioni stazionarie) occorrono almeno due insiemi di dati, relativi a due condizioni stazionarie differenti, affinché il problema di identificabilità sia positivamente risolto. In caso contrario, si rischia di ridurre la modellistica numerica ad un guscio vuoto, buono per andare a riempire la casella delle cose "da fare" per ottenere giudizi positivi da organi di valutazione e controllo, ma senza un'effettiva utilità.

LA PROPOSTA: LINEE GUIDA PER LO SVILUPPO DI UN MODELLO NUMERICO DI FLUSSO DI ACQUE SOTTERRANEE

Nell'ambito delle bonifiche, dalla affidabilità del modello numerico possono dipendere le scelte progettuali e gestionali significative dal punto di vista ambientale ed economico. Di qui l'esigenza di sviluppare un percorso condiviso dal proponente e dall'ente di controllo applicabile su scala nazionale anche al fine di assicurare quella omogeneità della valutazione dei progetti e delle performances degli interventi di bonifica/messa in sicurezza delle acque sotterranee. Detto percorso, che troverà una forma definitiva nella stesura di Linee Guida a livello nazionale, deve includere lo sviluppo dei seguenti elementi:

1. Definizione degli obiettivi del modello. Questa fase prevede l'individuazione del fenomeno che si intende modellare, delle variabili di input, delle variabili di output e dei parametri necessari per lo sviluppo del modello di flusso.
2. Analisi dei dati disponibili. Obiettivo di questa fase è la raccolta e l'organizzazione dei dati sperimentali disponibili e la valutazione della loro adeguatezza rispetto agli obiettivi del modello individuati nel punto 1.
3. Elaborazione del modello concettuale di riferimento. Le caratteristiche geometriche dell'acquifero, i dati relativi alle variabili di input/output e ai parametri fenomenologici vengono unificati in un unico schema interpretativo che descrive le caratteristiche del flusso idrico sotterraneo alla scala scelta.
4. Calibrazione del modello. Nel corso di questa fase si cercano, mediante opportune metodologie, i valori ottimali dei parametri e/o delle variabili di input tali che la condizione di flusso modellata sia il più vicina possibile alla condizione di flusso osservata.
5. Validazione del modello. La fase di validazione del modello consiste nell'utilizzare il modello calibrato per simulare una situazione di flusso differente da quella utilizzata in fase di calibrazione. Se la validazione non dà risultati soddisfacenti può essere necessaria una revisione sia della fase di calibrazione, sia della fase di elaborazione del modello concettuale.

6. Utilizzo del modello come strumento previsionale. In molti casi la "previsione" delle variazioni del campo di moto e della quantità di acqua immagazzinata o rilasciata indotte da variazioni degli input costituisce il fine ultimo della modellazione.
7. Individuazione dei criteri di reporting. Le modalità di presentazione dei risultati devono consentire di individuare gli input e tracciare tutto il processo decisionale (es. inclusione nel report finale dei files necessari alla replica delle simulazioni e ad una eventuale implementazione successiva del modello).

La valutazione della completezza delle fasi del processo di modellazione potrà essere coadiuvata anche predisponendo delle schede di sintesi che individuino i punti chiave.

Sarà quindi valutata l'opportunità/possibilità di condividere questo percorso nell'ambito del SNPA anche al fine di affrontare criticità specifiche derivanti dall'esperienza maturata dalle singole agenzie.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Alaska Department of Environmental Conservation (2017), *Fate and Transport Modeling Guidance*.

Anderson M.P. and W.W. Woessner (1992). *Applied Groundwater Modeling*, Academic Press, Inc., S. Diego

Barnett *et al.* (2012), *Australian groundwater modelling guidelines*, Waterlines report n. 82, National Water Commission, Canberra.

Bear J. (1979), *Hydraulics of groundwater*, McGraw-Hill, New York.

Beven K. and J. Freer (2001), *Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling of complex environmental systems using the GLUE methodology*. Journal of Hydrology, 249(1-4), 11-29. doi: 10.1016/S0022-1694(01)00421-8.

Boonstra J. and de Ridder N.A. (1981), *Numerical modelling of ground water basins – A user oriented manual*. IILRI, P.O. Box. 6700A Wageningen, The Netherlands, Publication No. 29, p. 226.

Bredehoeft J. (2005), *The conceptualization model problem—surprise*. Hydrogeol J 13, 37–46. doi: 10.1007/s10040-004-0430-5.

Bredehoeft J.D. and L.F. Konikow (1992), *Reply to comment*. Advances in Water Resources 15, 371-372. doi: 10.1016/0309-1708(92)90004-L.

Carrera J., A. Alcolea, A. Medina, J. Hidalgo, L.J. Slooten (2005), *Inverse problem in hydrogeology*. Hydrogeol J. 13, 206–222. doi: 10.1007/s10040-004-0404-7.

Comunian A. and M. Giudici (2018), *Hybrid Inversion Method to Estimate Hydraulic Transmissivity by Combining Multiple-Point Statistics and a Direct Inversion Method*. Mathematical Geosciences 50(2), 147–167.

De Marsily G. (1986), *Quantitative Hydrogeology*, McGraw-Hill.

De Marsily G., P. Combe, P. Goblet (1992), *Comment on "Ground-water models can not be validated" by L.F. Konikow and J.D. Bredehoeft*. Advances in Water Resources 15, 367-369. doi: 10.1016/0309-1708(92)90003-K.

Hendricks-Franssen H.J., A. Alcolea, M. Riva, M. Bakr, N. van der Wiel, F. Stauffer, A. Guadagnini (2009), *A comparison of seven methods for the inverse modelling of groundwater flow. application to the characterisation of well catchments*. Adv Water Resour; 32(6):851–72. 2009. doi: 10.1016/j.advwatres.2009.02.011.

Hill M.C., F.A. D'Agnese, C.C. Faunt (2000), *Guidelines for model calibration and application to flow simulation in the Death Valley regional groundwater system. Calibration and Reliability in Groundwater Modelling* (Proceedings of the ModelCARE 99 Conference held at Zurich, Switzerland, September 1999). IAHS Publ. no. 265.

IRSA-CNR (2006), Linee Guida per lo sviluppo di modelli numerici di flusso in ambito idrogeologico. In "Convenzione per la formazione, ricerca e supporto metodologico nel monitoraggio quantitativo delle acque sotterranee mediante implementazione di modellistica idrogeologica tra ARPA Umbria e IRSA-CNR".

Konikow L.F. and J.D. Bredehoeft (1992), *Ground-water models can not be validated.* Advances in Water Resources 15, 75-83. doi: 10.1016/0309-1708(92)90033-X.

Merrick N.P., H. Middlemis, J.B. Ross (2002), *Groundwater Modelling Guidelines for Australia – recommended Procedures for Modelling Reviews*. International Groundwater Conference. Balancing the Groundwater Budget. Northern Territory. Australia.

Middlemis H. (2004), *Benchmarking best practice for groundwater flow modelling*. Kent Town, South Australia, Australia.

Moore C. and J. Doherty (2005), *The cost of uniqueness in groundwater model calibration*. Advances in Water Resources 29(4). 605-623. doi: 10.1016/j.advwatres.2005.07.003.

Murray-Darling Basin Commission (MDBC) (2001), *Groundwater flow modelling guideline*, report prepared by Aquaterra.

Poeter E.P. and M.C. Hill (1997), *Inverse models: a necessary next step in ground-water modeling*', Ground Water 35(2), 250–260. doi: 10.1111/j.17456584.1997.tb00082.x

Rassam D.W., I. Jolly, T. Pickett T (eWater Cooperative Research Center) (2012), *Guidelines for modelling groundwater-surface water interaction in eWater source: towards best practice model applications*. ISBN: 978-1-921543-59-3.

Reilly T.E. and A.W. Harbaugh (2004), *Guidelines for evaluating ground-water flow models*, US Geological Survey, Scientific Investigations Report 2004–5038.

Sinclair Knight Merz (2013), *Australian groundwater modelling guidelines: companion to the guidelines*, National Water Commission, Canberra.

Trevor J., T.Godwin, D. McManus, M. Nordberg, H. Shannon, S. Springhorn (2016), *Modeling Best Management Practice*. California Department of Water Resources.

Wels C., D. Mackie, J. Scibek (2012), *Guidelines for Groundwater Modelling to Assess Impacts of Proposed Natural Resource Development Activities*. Report no. 194001. Ministry of Environment - Water Protection & Sustainability Branch.

Willing P. (2007), *A Nontechnical Guide to Groundwater Modeling*. Natural Resources Defense Council. 36 pp.

Zheng C. G. Bennett (1995), *Applied contaminant transport modeling*. Wiley, New York.

❑

Utilizzo integrato di surfattanti biodegradabili e reagenti ISCO per il trattamento di terreni e acquiferi contaminati da idrocarburi

Integrated use of biodegradable surfactants and ISCO reagents for soil and grounwater remediation contaminated by hydrocarbons

Claudio Sandrone
Andrea Campi
Fabiano Maccari

BAW S.r.l.

Parole chiave: Bonifica *in situ*, Approccio integrato, Sinergia, Ivey-sol®, Surfactant Enhanced Remediation (SER®), Provect-OX®, Ossidazione chimica *in situ* (ISCO), Applicazione Push-Pull
Key words: In situ remediation, Integrated approach, Synergy, Ivey-sol®, Surfactant Enhanced Remediation (SER®), Provect-OX®, In-Situ Chemical Oxidation (ISCO), Push-Pull application

SOMMARIO

In molti casi i processi di bonifica *in situ* di siti contaminati da idrocarburi risultano complessi e articolati. Diversi aspetti, quali la tipologia e le caratteristiche della contaminazione, l'eterogeneità dei suoli e le caratteristiche della matrice satura costituiscono fattori che aumentano la complessità del modello concettuale, determinando condizioni nelle quali non risulta possibile eseguire interventi di risanamento risolutivi con l'utilizzo di un'unica tecnologia di bonifica.

La caratteristica principale dei siti contaminati da idrocarburi è la possibile presenza dell'inquinante stesso sottoforma di diverse fasi; le differenti frazioni di cui è composta una miscela idrocarburica vengono infatti in minima parte disciolte nell'acqua di falda, in parte volatilizzano, in parte sono adsorbite sulla matrice solida del terreno e in parte formano una fase liquida separata (fase Non-Aqueous-Phase Liquid, o fase NAPL). Gli equilibri che regolano la distribuzione del contaminante nel sottosuolo sono legati a molti fattori chimico-fisici, ma un ruolo fondamentale è svolto dal tempo che intercorre tra lo sversamento degli inquinanti e le operazioni di risanamento, con un aumento della frazione adsorbita sulla matrice solida all'aumentare del tempo. In generale, si stima che il 90-95% della massa dei contaminanti sia adsorbita sulla matrice solida.

Le differenti caratteristiche delle fasi in cui il contaminante si trova nel sottosuolo rendono complessa l'individuazione e l'applicazione di un'unica tecnica di bonifica che si dimostri ugualmente efficace nelle diverse matrici ambientali e che porti al raggiungimento degli obiettivi di bonifica prefissati.

Si può pertanto comprendere come l'utilizzo sinergico di due o più tecnologie di bonifica permetta di ottimizzare gli interventi nel loro complesso, con una progettazione ed un dimensionamento specifici per le diverse fasi del contaminante su cui è necessario intervenire (i.e. fase libera, fase adsorbita e fase disciolta). Negli ultimi anni poi, tecniche di bonifica emergenti si sono affermate come valide alternative ai metodi più tradizionali perché si sono dimostrate efficaci e risolutive a fronte di costi d'investimento e operativi generalmente inferiori.

In effetti, le tecniche classiche non sono prive di difetti. I sistemi di Pump & Treat (P&T), ad esempio, benché richiedano costi di impianto non particolarmente elevati, sono caratterizzati da costi operativi che possono essere anche ingenti e talvolta non giustificati dalla quantità di contaminante rimossa, non sempre significativa. Inoltre essi risultano spesso inefficaci, perché intervengono solamente sulla frazione idrocarburica disciolta in acqua, mentre la sorgente contaminante rimane sostanzialmente inalterata nella matrice solida, continuando ad agire come sorgente di contaminazione. Ciò ha determinato, in molti casi, l'estensione dei tempi di intervento (con conseguente aggravio di costi) e, nei casi peggiori, il mancato raggiungimento degli obiettivi di bonifica.

È pertanto opportuno in fase di progettazione tenere in giusta considerazione la disponibilità dei contaminanti di interesse ai trattamenti fisici, chimici e biologici ed adottare quindi le strategie di bonifica più efficaci per il contesto specifico.

Di recente l'impiego di due differenti tecniche di bonifica per il risanamento di un sito pesantemente contaminato da idrocarburi si è rivelato come un caso esemplare di approccio integrato di risanamento ambientale.

ABSTRACT

In situ reclamation processes of areas contaminated by hydrocarbons are often complex and problematic; many aspects, related to contamination and subsoil's characteristics, represent the factors increasing the complexity of the conceptual model and therefore the reclamation applying a single technique is usually not resolutive.

The main characteristic of hydrocarbon-contaminated sites is the possible presence of the pollutant itself in the form of different phases: dissolved in groundwater, adsorbed on soil, volatilized or present as a separated liquid phase (NAPL phase). These many possibilities explain why a single technology may not be able to be effective on all the forms of the contamination, and an integrated approach is generally advised.

Recently, emerging reclamation technologies have established themselves as valid alternatives to traditional methods, proving to be effective and decisive and allowing the targeting of all the forms of the hydrocarbon contamination. The synergistic application of two remediation techniques as biodegradable surfactants and ISCO reagents proved itself conclusive in treating soil and groundwater in a former fuel depot contaminated by hydrocarbons in Northern Italy.

DESCRIZIONE INTERVENTO

Il sito, un deposito di carburanti di circa 300 m^2, è risultato caratterizzato da un'importante contaminazione da idrocarburi pesanti (con fase libera rilevata di alcuni decimetri), a seguito di un'ingente perdita di gasolio (superiore ai 10 mc) da uno dei serbatoi interrati presenti; sono risultate contaminate anche porzioni dei terreni insaturi, fino a ca. 9 m da p.c., quota alla quale si attesta il livello piezometrico dell'acquifero superficiale.

Le tecniche tradizionali di rimozione del surnatante presente (P&T e skimmer attivi) hanno permesso di raggiungere, dopo un paio d'anni, spessori di prodotto libero inferiori ai 5 cm, senza tuttavia ottenere una completa rimozione dello stesso; è stato pertanto necessario progettare un intervento di bonifica che permettesse la rimozione del contaminante ancora presente in falda in fase libera e riducesse in maniera sostanziale la contaminazione presente nei terreni insaturi, fino a ca. 9 m da p.c., senza doverli scavare (la profondità della contaminazione non rendeva infatti applicabile un intervento di rimozione dei terreni mediante scavo e smaltimento, dati i costi eccessivi legati anche alle opere provvisionali di sostegno degli scavi che si sarebbero dovute attuare a causa della presenza di fabbricati in adiacenza all'area di intervento).

Il risanamento ambientale del sito in questione è avvenuto con l'impiego in successione di due tecnologie non convenzionali: un intervento di Surfactant Enhanced Remediation (o SER®), utilizzando i surfattanti Ivey-sol®, seguito da un trattamento di In-Situ Chemical Oxidation (ISCO), utilizzando il prodotto commerciale Provect-OX® per trattare la contaminazione residuale (adsorbita al suolo e disciolta in acqua). Qui di seguito vengono illustrati i principi base delle due tecnologie di bonifica adottate.

La *Surfactant Enhanced Remediation* ha l'obiettivo di favorire il desorbimento del contaminante dalla fase solida, trasferendolo in fase liquida. La parola "Surfactant" è l'unione di tre parole distinte, *Surface-Active-Agent*, e indica un particolare composto chimico in grado di abbassare la tensione superficiale di un liquido o la tensione interfacciale tra due liquidi.

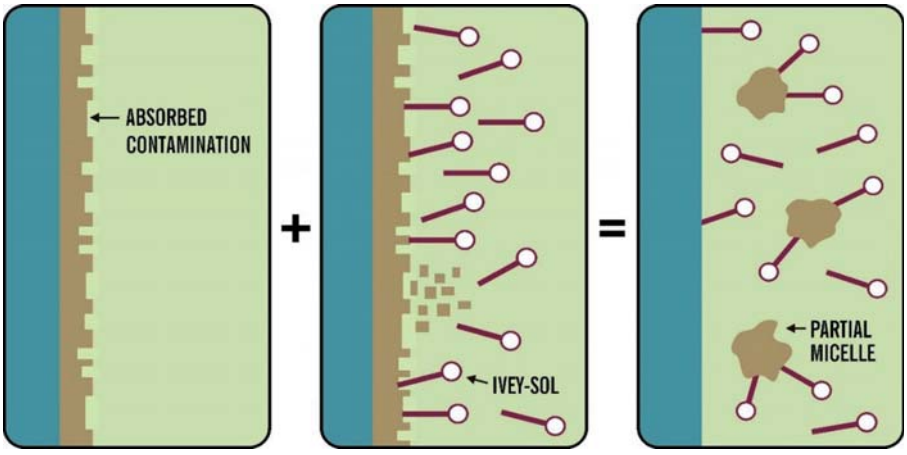


Figura 1. Meccanismo di funzionamento dei surfattanti Ivey-sol®

I surfattanti sono formati da molecole anfifiliche, con coda idrofoba e testa idrofila e sono quindi in grado di dissolversi sia in solventi polari (come l'acqua) sia apolari (come gli idrocarburi). Questi composti sono a tutti gli effetti dei tensioattivi, con proprietà specifiche per l'immissione in ambiente naturale ed il trattamento dei siti contaminati. La loro particolare struttura chimica consente loro, una volta entrati in contatto con la matrice contaminata, di legarsi all'inquinante con le code idrofobe e trasferirlo nella soluzione acquosa tramite cui sono stati immessi nel sottosuolo. La loro applicazione permette il desorbimento del contaminante dalla matrice solida e la solubilizzazione della fase separata NAPL, rendendolo così disponibile in fase acquosa, più facilmente estraibile e trattabile.

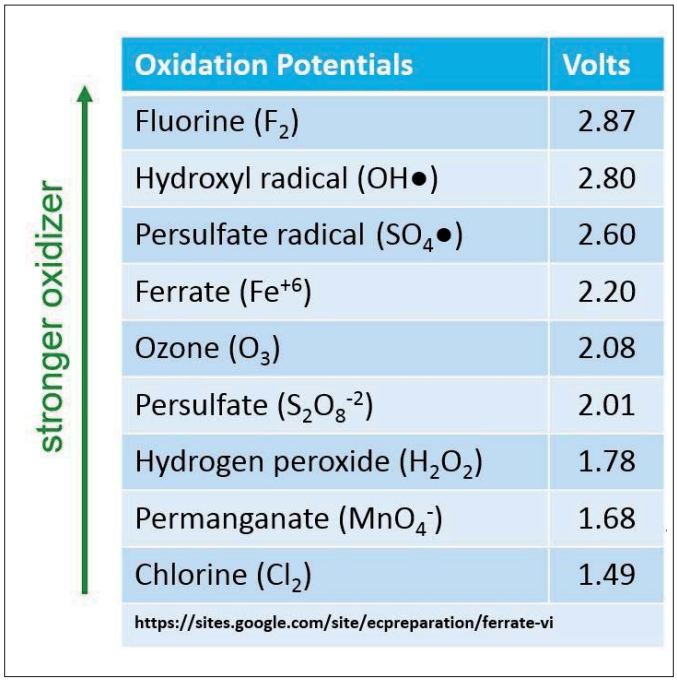
Nel caso in esame sono stati usati i surfattanti Ivey-sol® prodotti da *Ivey International, Inc.,* perchè presentano alcuni vantaggi dal punto di vista delle applicazioni ambientali. Si tratta infatti di surfattanti non-ionici, che lavorano quindi esclusivamente attraverso fenomeni fisici, in assenza di cariche elettriche. Questa condizione consente di evitare un loro rapido movimento nell'acquifero, mantenendo l'intervento circoscritto all'area di interesse. Per di più, essi sono in grado di lavorare efficacemente a concentrazioni inferiori alla concentrazione micellare critica (o CMC), ossia riescono a portare in soluzione acquosa il contaminante senza però formare delle micelle complete, lasciandolo pertanto disponibile per essere successivamente trattato (mediante interventi fisici, chimici o biologici); questo garantisce anche l'utilizzo del surfattante a concentrazioni ridotte, con conseguenti vantaggi ambientali ed economici. In ultimo, essi sono altamente biodegradabili: test di laboratorio hanno dimostrato una biodegradabilità superiore al 90% in 28 giorni.

I trattamenti di In Situ Chemical Oxidation (ISCO) prevedono invece l'iniezione nel terreno di prodotti ossidanti, che innescano energiche reazioni di ossido-riduzione in grado di decomporre i contaminanti in composti innocui come anidride carbonica e acqua. Durante le reazioni redox il contaminante presente si ossida e cede elettroni al reagente, che viene ridotto.

La tecnica di ISCO risulta generalmente più efficace sulla fase disciolta della contaminazione, ma la sua applicazione può presentare, a livello generale, alcune problematiche. Per prima cosa è necessario verificare, attraverso opportuni test preliminari di laboratorio, che l'ossidazione dei composti contaminanti risulti completa e che non si producano sottoprodotti di reazione anche più dannosi del contaminante di partenza. In secondo luogo, è ben conosciuto il problema del rebound di concentrazione osservato in seguito ad interventi di ISCO: il fenomeno del rebound è dovuto al fatto che parte della contaminazione presente nei pori più piccoli del terreno non viene raggiunta dal reagente durante le iniezioni e può determinare una nuova crescita delle concentrazioni inquinanti dopo la prima applicazione, con la necessità di ripetizione dell'intervento. Da ultimo non si può trascurare il fatto che l'ISCO ostacoli, nella maggior parte dei casi, i fenomeni di biodegrada-



Figura 2. Aspetto del Provect-OX®



Oxidation Potentials	Volts
Fluorine (F_2)	2.87
Hydroxyl radical (OH●)	2.80
Persulfate radical (SO_4●)	2.60
Ferrate (Fe^{+6})	2.20
Ozone (O_3)	2.08
Persulfate ($S_2O_8^{-2}$)	2.01
Hydrogen peroxide (H_2O_2)	1.78
Permanganate (MnO_4^-)	1.68
Chlorine (Cl_2)	1.49

https://sites.google.com/site/ecpreparation/ferrate-vi

Figura 3. Potenziali redox dei principali ossidanti

zione naturale, per le significative variazioni indotte al potenziale redox e al pH rispetto alle condizioni naturali.

Nel caso in esame è stato utilizzato un reagente denominato Provect-OX® (*Fig*. 2), commercializzato da *Provectus Environmental Products, Inc*. Si tratta di un reagente ISCO con la peculiarità di favorire lo svilupparsi di processi di biodegradazione al termine della fase di ossidazione chimica e non comportare variazioni significative di pH durante l'applicazione. Esso è costituito da persolfato di sodio attivato con ossido ferrico che, senza sviluppare né calore né gas, una volta miscelato con acqua, porta alla formazione di agenti ossidanti dall'elevato potenziale di ossidazione (*Fig*. 3), tra cui il radicale solfato e lo ione ferrato (da Fe+4 a Fe+6); dato il loro potenziale essi sono in grado di trattare una grande varietà di composti organici quali solventi clorurati, idrocarburi e pesticidi. Al termine della fase di ossidazione chimica gli ioni solfato e ferro (III) favoriscono poi la degradazione biologica agendo come accettori di elettroni (questo meccanismo non avviene nel caso di utilizzo di ossidanti tradizionali), riducendo così il rischio di rebound. Infine, le reazioni del ferro e dello zolfo terminano con la formazione di pirite (FeS2), minerale dal comportamento simile al ferro zerovalente, anch'esso utile nel trattamento dei contaminanti presenti in falda.

In definitiva quindi, per la bonifica del sito in questione, una volta rimossa la maggior parte della fase libera surnatante in falda con le tecniche tradizionali (P&T e skimmer attivi), si è scelto di ricorrere ad un approccio meno convenzionale, operando, in due fasi successive, con surfattanti non ionici e ossidazione chimica in situ.

Dapprima la tecnica SER è stata impiegata per rimuovere completamente la fase libera surnatante e ridurre in modo significativo le elevate concentrazioni di idrocarburi presenti nel terreno, soprattutto in frangia capillare, rendendo il contaminante disponibile in fase acquosa e favorendo pertanto il suo recupero mediante pompaggio. A seguire, l'intervento di ossidazione chimica ha permesso di completare il risanamento della porzione insatura del terreno e di intervenire con efficacia sulla contaminazione disciolta in falda. L'attenuazione biologica seguente ha permesso il completo risanamento del sito, limitando efficacemente il fenomeno di rebound degli inquinanti in falda.

Entrando più nel dettaglio esecutivo, la tecnologia SER è stata applicata con

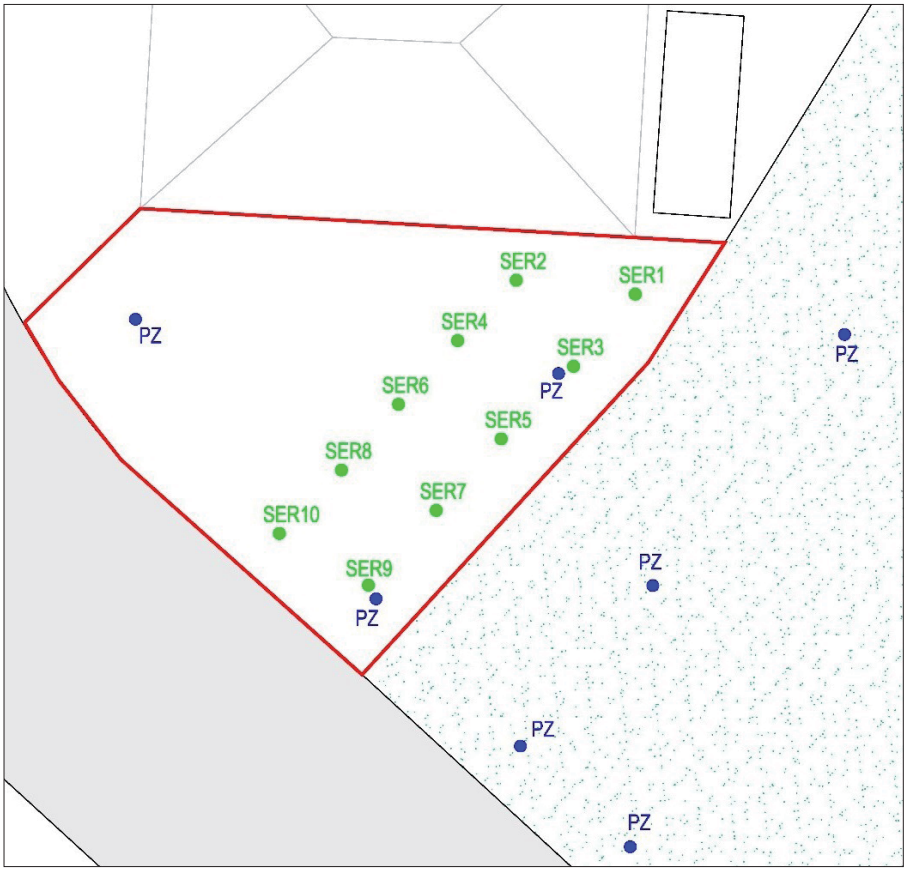


Figura 4. Piezometri di iniezione Ivey-sol®

un approccio denominato 'Push&Pull', che prevede l'utilizzo di pozzi con una doppia funzione: immissione (Push) a gravità del reagente opportunamente diluito in soluzione acquosa ed estrazione (Pull) con pompe sommerse per la rimozione degli idrocarburi trasferiti in fase acquosa e del surfattante immesso. Il tipo di contaminazione (idrocarburi pesanti) ha determinato la scelta della formulazione del surfattante più idonea tra quelle disponibili sul mercato, mentre le concentrazioni degli inquinanti e gli spessori della fase libera hanno definito il numero di cicli 'Push&Pull' eseguiti nei pozzi di immissione-estrazione.

Si è quindi scelto di intervenire utilizzando il prodotto Ivey-sol® 106, specifico per la contaminazione riscontrata, da immettere attraverso dieci piezometri di iniezione-estrazione (*Fig*. 4) appositamente realizzati con diametro 4", fenestrati sia nella porzione insatura da trattare che in quella satura dell'acquifero, separando i due intervalli con un setto impermeabile.

Il numero di cicli prescelto, anche considerando il successivo intervento con Provect-OX®, è stato pari a sei. Essi sono stati eseguiti a distanza di 7-14 giorni l'uno dall'altro, mentre il tempo di residenza del prodotto tra la fase di Push e quella di Pull è stato di 24 ore. Il completamento delle operazioni ha quindi richiesto circa due mesi.

Nella fase di Push, il surfattante è stato immesso a gravità nei piezometri di iniezione sotto forma di miscela acquosa, preparata in campo con un rapporto prodotto – acqua pari a 1:50 (2%). Durante i sei cicli Push&Pull previsti, sono stati immessi complessivamente circa 1500 L di reagente concentrato in circa 75.000 L di miscela. Per riuscire ad intervenire efficacemente sia sul terreno saturo che in quello insaturo e per favorire un buon contatto tra surfattante e contaminante, sono stati utilizzati dei packer per l'immissione nei livelli più superficiali (i piezometri sono stati opportunamente allestiti per tale tipologia di trattamento, con la costituzione di un setto impermeabile tra i vari tratti fenestrati).

Nel corso della fase di Pull, è stato rimosso un quantitativo d'acqua pari a circa 2 – 3 volte il volume di miscela immessa, al fine di garantire la completa estrazione del reagente e della contaminazione resa disponibile in soluzione. La verifica dell'assenza di surfattante nelle acque emunte viene eseguita mediante specifici test di campo, che consentono di ottimizzare la fase di emungimento, riducendo i volumi emunti al minimo indispensabile.

Durante i cicli di Push&Pull, sono state eseguite varie determinazioni analitiche e visive sulla qualità delle acque emunte e di quelle presenti all'interno dei pozzi. Si è rilevato, ad esempio, come le acque emunte fossero caratterizzate da una concentrazione media di idrocarburi totali pari a ca. 20 mg/L, valore mai rilevato durante le fasi precedenti di intervento, a dimostrazione di un significativo aumento della capacità di recupero del contaminante a seguito dell'applicazione del surfattante. Inoltre, il surfattante ha favorito l'azione di lavaggio del terreno insaturo, trascinando verso la falda anche la contaminazione adsorbita nel terreno insaturo e di frangia capillare.

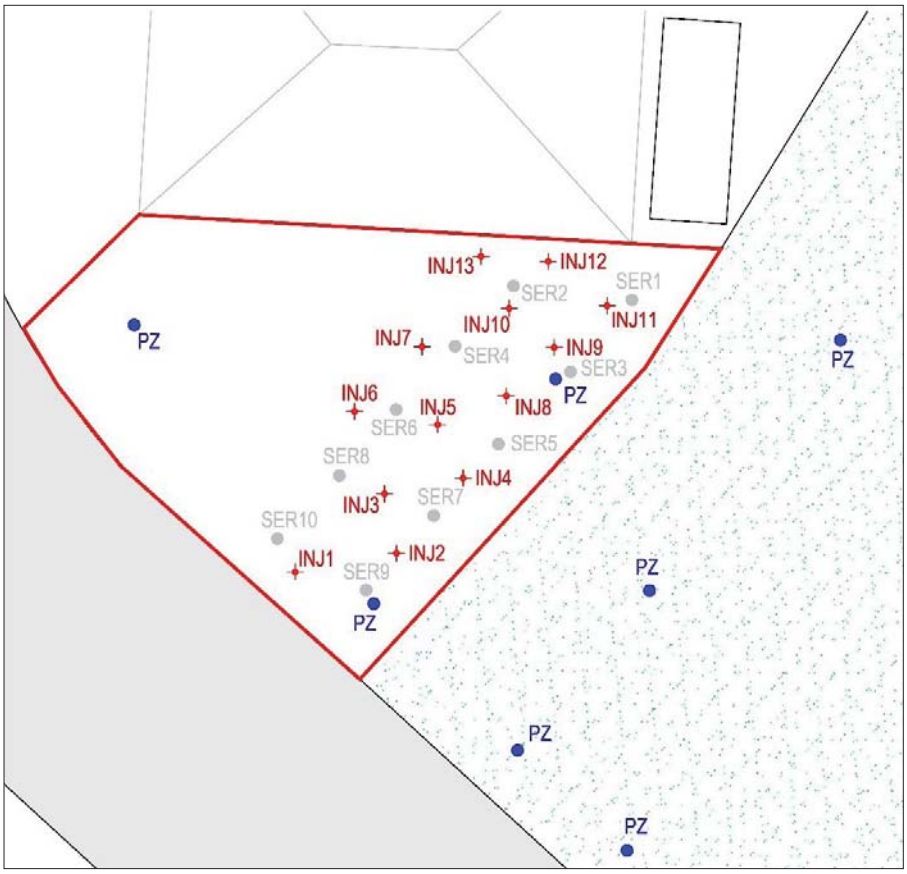


Figura 5. Punti di iniezione Provect-OX®, in rosso

Successivamente a questa prima fase di trattamento, avendo rimosso la maggior parte della contaminazione presente in fase libera e adsorbita, si è proceduto con il trattamento ISCO.

L'intervento di iniezione del Provect-OX® ha previsto il trattamento del terreno profondo, sia nella zona insatura che in quella satura. La stima della quantità di reagente necessaria (che viene generalmente condotta mediante l'esecuzione di specifici test di laboratorio) in questo caso è stata effettuata sulla base della massa di terreno da trattare e delle massime concentrazioni rilevate nei terreni e in falda; nel caso specifico sono stati utilizzati circa 2.500 kg di reagente.

Il Provect-OX® viene fornito in forma granulare, in sacchi, premiscelato con il proprio attivatore, deve pertanto essere disciolto in acqua per poter essere immesso nella matrice da trattare. Per il sito in esame, il reagente è stato miscelato con acqua potabile per ottenere uno slurry con concentrazione in peso del 15%, costantemente mantenuto in agitazione; sono stati preparati in tutto ca. 16.000 L di miscela (slurry).

Tale slurrry è stato immesso nel terreno con tecnica direct-push, che prevede l'utilizzo di macchine Geoprobe per l'infissione della batteria di aste fino alla profondità massima di trattamento (nel caso specifico -11 m da p.c.) e quindi l'immissione della miscela reagente per mezzo di pompa a pistone. La maglia di iniezione è stata costituita da tredici punti (*Fig*. 5) e le iniezioni sono state eseguite in risalita con passo pari a 0,3 m.

L'impiego della tecnologia ISCO a seguito dell'uso dei surfattanti ha permesso al Provect- OX® di reagire con massima efficienza sulla contaminazione residua avendo di fatto reso il contaminante più disponibile e più facilmente "raggiungibile" dal reagente. E'

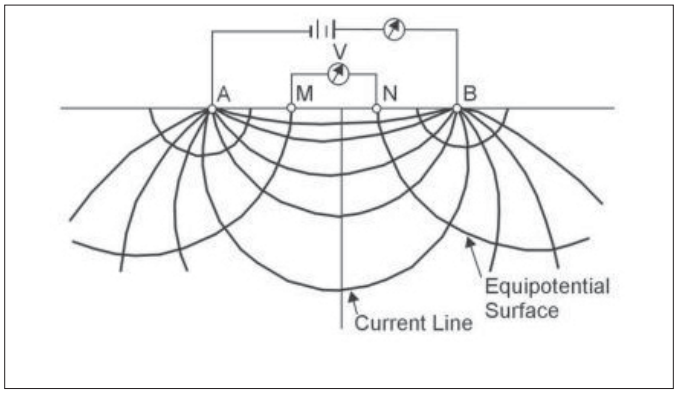


Figura 6. Principio funzionamento indagine geoelettrica



Figura 7. Stendimento degli elettrodi di superficie

opportuno infatti ricordare che nel caso di trattamenti ISCO il contatto tra reagente e contaminante è fondamentale perché quest'ultimo venga ossidato e quindi rimosso. Così come è altrettanto importante che la fase libera eventualmente presente in falda venga rimossa preventivamente al trattamento ISCO per evitare un eccessivo consumo di reagente e, nella maggior parte dei casi, il fallimento del trattamento.

Al termine delle iniezioni del reagente ossidante, un buon approccio per verificare la distribuzione del Provect-OX® si è dimostrato essere l'impiego di tecniche di indagine geofisica, in affiancamento alle campagne di monitoraggio tradizionali. Tra le diverse tecniche geofisiche disponibili, la geolettrica (*Fig.* 6) è parsa quella più adeguata, dato l'elevato contenuto di ossidi di ferro (altamente conduttivi) presenti nella formulazione del reagente utilizzato.

La geoelettrica consente di misurare variazioni di resistività del materiale attraversato da una corrente elettrica e di creare mappe bidimensionali o tridimensionali che descrivano le proprietà del sottosuolo.

Nel caso in esame, la distribuzione degli ossidi di Fe del reagente nel sottosuolo causa una sensibile riduzione della sua resistività apparente (ossia media del terreno attraversato) e ciò permette di verificare con buona accuratezza la propagazione del reagente nel volume di interesse (nel caso in esame, la particolare conformazione del sito, che si sviluppa su due livelli, ha permesso una migliore distribuzione degli elettrodi (*Fig.* 7) e la costituzione di una rete di tipo tridimensionale).

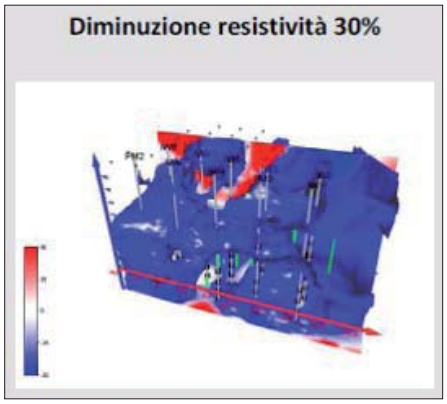


Figura 8. Ricostruzione 3D della variazione di resistività apparente del suolo (differenza di resistività tra prima e dopo l'applicazione del Provect-OX®)

Le risultanze della campagna di indagine geofisica (*Fig.* 8) hanno permesso di verificare una buona distribuzione del reagente, piuttosto uniforme in tutto il sito.

Al termine della fase di ISCO è stata possibile una prima valutazione dell'efficacia dell'intervento. Innanzitutto si è riscontrata la completa rimozione della fase libera della contaminazione ed il raggiungimento di concentrazioni di idrocarburi totali nelle acque di falda inferiori ai limiti normativi di riferimento (CSC). Si è poi osservata la piena conformità dei terreni insaturi alle CSR, con un abbattimento medio dell'ordine del 95% delle concentrazioni di idrocarburi pesanti rilevate.

CONCLUSIONI

Pur avendo di fatto raggiunto gli obiettivi di bonifica, si continueranno a monitorare per 24 mesi i processi di biodegradazione che, una volta conclusa la fase ISCO, continueranno ad operare un'efficace rimozione della contaminazione residua (questo effetto è particolarmente desiderato, perché permette di ottenere un risanamento completo dell'area contaminata). Ad oggi non sono stati rilevati fenomeni di rebound.

Si ritiene pertanto che l'applicazione precedentemente descritta sia un buon esempio di utilizzo integrato fra due tecnologie di bonifica, non convenzionali, differenti: l'impiego del surfattante ha consentito una mobilizzazione della contaminazione adsorbita, rendendola maggiormente disponibile sia per la fase di emungimento che di trattamento chimico di ossidazione successivo. L'azione del reagente ossidante ha consentito poi una significativa riduzione delle concentrazioni residuali degli inquinanti, sia nel terreno che in falda, innescando da ultimo, grazie alla sua specifica formulazione, i fenomeni di attenuazione biologica utili per ottenere il completo risanamento del sito.

BIBLIOGRAFIA

Rodriguez S, L. Vasquez, D. Costa D, A. Romero and A. Santos (2014), *Oxidation of Orange G by Persulfate activated by Fe(II), Fe(III) and zero valent iron (ZVI)*. Chemosphere 101:86-92.

Scalzi, M. and A. Karachalios (2013), *Chemical Oxidation and Biological Attenuation Process for the Treatment of Contaminated Media*. US PTO 9,126,245.

Tsitonaki, A., B.Petri, M. Crimi, H.Mosbaek, R. Siegrist and P. Berg (2010), *In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater using Persulfate: A Review*. Critical Rev. Environ. Sci and Technol. 40: 55-91.

Nanoremediation di acquiferi contaminati

Nanoremediation of contaminated aquifers

Rajandrea Sethi
Email: rajandrea.sethi@polito.it

Tiziana Tosco
Email: tiziana.tosco@polito.it

Carlo Bianco
Email: carlo.bianco@polito.it

DIATI – Politecnico di Torino

Parole chiave: bonifica di acquiferi contaminati, nanoremediation, nanomateriali, ferro zerovalente, ossidi di ferro
Key words: remediation of contaminated aquifers, nanoremediation, nanomaterials, zerovalent iron, iron oxides

SOMMARIO

L'utilizzo di nanoparticelle di ferro è considerato uno degli approcci più innovativi e promettenti nel campo della bonifica di acquiferi contaminati. Se l'applicazione di ferro zerovalente per la degradazione di composti organici clorurati è ampiamente nota, meno conosciuta è invece l'efficacia di nanoparticelle di ossidi di ferro per la stimolazione dell'attività batterica e per l'immobilizzazione di metalli pesanti quali arsenico, bario, cadmio, cromo, rame, piombo, mercurio, ecc. Il successo di tale approccio è connesso alla capacità di controllare e prevedere il trasporto delle nanoparticelle nel sottosuolo (ossia in mezzi porosi saturi). Le sospensioni di nanoparticelle devono essere, infatti, stabilizzate opportunamente e poi iniettate con modalità idonee a garantire elevati raggi di influenza.

Nell'ambito dei progetti europei FP7 AQUAREHAB, FP7 NANOREM ed H2020 REGROUND sono state studiate nel dettaglio le differenti fasi che concorrono al successo di un intervento di bonifica con particelle ferrose. Nello specifico sono state studiate le tecniche ottimali per la preparazione di sospensioni stabili, e quindi più facilmente iniettabili, delle nanoparticelle. Per il ferro zerovalente, caratterizzato da una spiccata tendenza all'aggregazione, sono state studiate le tecniche di stabilizzazione basate sull'utilizzo di polimeri biodegradabili, testate e simulate le proprietà di trasporto in mezzi porosi saturi sviluppando software ad hoc (MNMs www.polito.it/groundwater), indagate le tecniche più idonee per l'iniezione delle sospensioni in campo. Per quanto riguarda invece gli ossidi di ferro, sufficientemente stabili se dispersi in acqua, è stata invece valutata l'influenza della concentrazione di sali sulla mobilità nel sottosuolo. Questo ha consentito, tra l'altro, di definire criteri di progettazione della sospensione (es. concentrazione di particelle e sali) al fine di ottenere un maggiore controllo del raggio di influenza. Sono infine presentate alcune applicazioni in campo a scala pilota, relative all'iniezione di sospensioni di particelle di ferro zerovalente micrometrico.

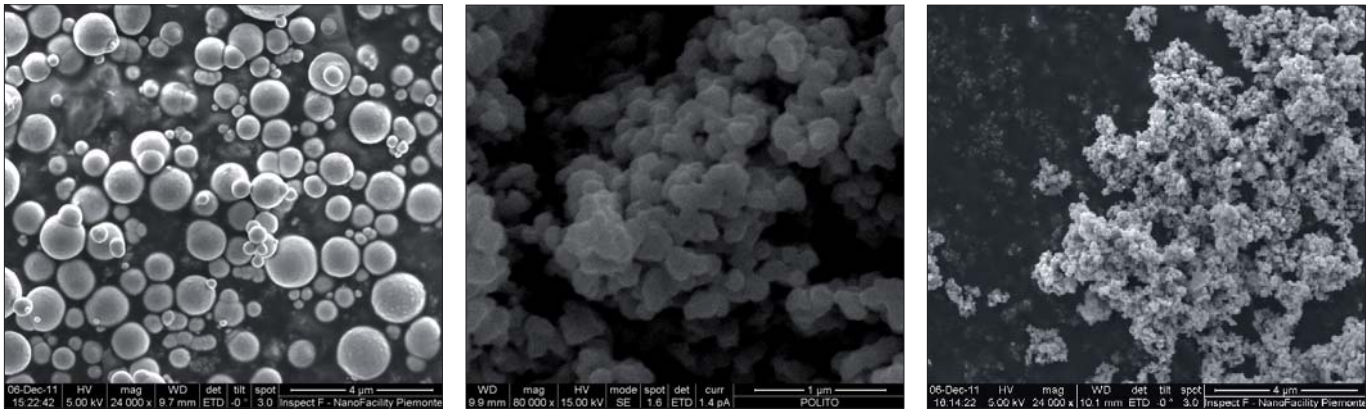
1. Introduzione

Negli ultimi anni è notevolmente aumentato l'interesse per le possibili applicazioni in campo ambientale dei nanomateriali. In particolare, nel settore delle bonifiche di siti contaminati è stato studiato l'uso di particelle ferrose (ferro zerovalente ed ossidi di ferro) di dimensione nanometrica o micrometrica, che, iniettate in falda in sospensioni acquose, consentono una rapida rimozione di contaminanti organici e inorganici (*Fig.* 1). Durante l'iniezione in falda le particelle vengono distribuite in modo più o meno omogeneo nel mezzo poroso nell'intorno del punto di iniezione, per poi depositarsi o adsorbirsi sulla matrice solida, formando così una zona reattiva per il trattamento di elevate concentrazioni di contaminanti nei pressi della sorgente, o in alternativa per il trattamento del plume di contaminante.

I meccanismi di rimozione dei contaminanti a contatto con particelle ferrose includono la degradazione chimica per via riduttiva di contaminanti organici, in molti casi solventi clorurati (tipica di micro e nanoparticelle di ferro zerovalente, rispettivamente MZVI e NZVI) (Tosco *et al.*, 2014b; Yan *et al.*, 2013), la rimozione per adsorbimento di contaminanti sia organici sia inorganici (svolta efficacemente impiegando ossidi di ferro nanometrici, nOx) e la stimolazione della biodegradazione di contaminanti organici (ottenuta iniettando nOx) (Bosch *et al.*, 2010; Tosco *et al.*, 2012).

Le particelle di ferro zerovalente, MZVI e NZVI, sono efficaci nella degradazione di un vasto numero di contaminanti, in particolare idrocarburi alogenati e composti recalcitranti (Lowry e Johnson, 2004). Le cinetiche di degradazione sono di ordini di grandezza superiori se paragonate a quelle del ferro zerovalente granulare, utilizzato come materiale di riempimento delle barriere permeabili reattive (Di Molfetta e Sethi, 2006). Tale proprietà è dovuta all'elevata superficie specifica di MZVI e NZVI (Lien e Zhang, 2001). Negli ultimi anni si è rivolta particolare attenzione al MZVI come alternativa al NZVI, studiandone reattività e trasporto in mezzi porosi sia in laboratorio sia in campo (Dalla Vecchia *et al.*, 2009b; Velimirovic *et al.*, 2012; Velimirovic *et al.*, 2014; Xue e Sethi, 2012). Rispetto al NZVI, il MZVI è più facilmente utilizzabile e maggiormente sicuro: al contrario del NZVI, la polvere di MZVI è chimicamente stabile in aria, presenta un costo inferiore ed un minore potenziale di tossicità per gli ecosistemi.

Le nanoparticelle di ossidi di ferro trovano invece impiego per l'adsorbimento di metalli pesanti e per il miglioramento della biodegradazione. Esse presentano una biodisponibilità ordini di grandezza superiore rispetto agli ossidi naturalmente presenti nei terreni (Hansel *et al.*, 2004). In acquiferi contaminati la riduzione del ferro è spesso associata all'ossidazione di un contaminante, poiché molti batteri ferro-riduttivi sono in grado di metabolizzare un ampio spettro di substrati organici, inclusi contaminanti spesso recalcitranti ad altri tipi di trattamento. Questa osservazione ha portato allo studio delle nanoparticelle di ossidi di ferro per la loro applicazione nella bonifica di acquiferi contaminati, portando a risultati significativi nell'ambito di numerosi progetti di ricerca, tra cui i progetti FP7 AQUAREHAB (Grant Agreement n. 226565) e NANOREM (Grant Agreement n.309517). L'uso di ossidi di ferro per l'adsorbimento di metalli pesanti costituisce invece uno sviluppo più recente, che è attualmente oggetto di ricerche nell'ambito del progetto H2020 Reground (Grant Agreement n. 641768).



(a) **(b)** **(c)**

Figura 1. Immagine SEM di (a) MZVI (BASF MS800, Germania), (b) NZVI (Nanofer 25S, Nano Iron, Repubblica Ceca) e nano-ferridrite (Helmholtz Center Munich, Germania)

L'elevata reattività delle nanoparticelle ferrose, tuttavia, non è sufficiente da sola a garantirne l'efficace applicazione in campo. In particolare costituiscono aspetti critici la stabilità colloidale delle sospensioni in acqua e la mobilità nel sottosuolo durante l'iniezione e nelle fasi immediatamente successive. MZVI disperso in acqua è soggetto a rapida sedimentazione a causa delle elevate dimensioni e speso specifico (Dalla Vecchia *et al.*, 2009b; Velimirovic *et al.*, 2012). NZVI mostra invece una spiccata tendenza ad aggregare se disperso in acqua, a causa delle forti interazioni magnetiche particella-particella (Dalla Vecchia *et al.*, 2009a). Le nanoparticelle di ossidi di ferro, infine, mostrano una stabilità colloidale fortemente dipendente dalla concentrazione di sali disciolti in acqua, e la loro mobilità può essere notevolmente limitata anche a bassi valori di forza ionica (Tosco *et al.*, 2012).

La rapida sedimentazione dell'MZVI ne limita pertanto sia l'iniettabilità (le particelle tendono a sedimentare prima ancora di raggiungere l'acquifero) sia la mobilità nel mezzo poroso. Anche la forte aggregazione dell'NZVI ne limita notevolmente il trasporto nel mezzo poroso, come dimostrato da numerosi studi, sia a scala di laboratorio (Liu *et al.*, 2005) sia in campo (Quinn *et al.*, 2005). Un approccio efficace nel limitare sia l'aggregazione sia la deposizione dell'NZVI consiste nella modifica delle sue proprietà superficiali mediante l'adsorbimento di polimeri organici (Dalla Vecchia *et al.*, 2009b). La stabilità colloidale di MZVI e NZVI può essere inoltre migliorata modificando la viscosità del fluido disperdente; in tal senso si sono dimostrati particolarmente efficaci alcuni polimeri di origine naturale, quali guar gum e xanthan gum (Dalla Vecchia *et al.*, 2009b; Truex *et al.*, 2011; Xue e Sethi, 2012): se disciolti in acqua a concentrazioni dell'ordine di alcuni g/l mostrano spiccate proprietà reologiche non-Newtoniane di tipo shear thinning, che garantiscono elevata viscosità in condizioni statiche (ostacolando la sedimentazione durante la preparazione e lo stoccaggio) e bassa in condizioni dinamiche (consentendo quindi di limitare le sovrapressioni durante l'iniezione). Nel presente studio è stata utilizzata la guar gum, un polisaccaride naturale impiegato come addensante in molte applicazioni industriali (farmaceutica, alimentare, cosmetica) e caratterizzato da un'elevata biodegradabilità in presenza di specifici enzimi e microorganismi. La caratterizzazione reologica delle sospensioni di MZVI e la loro stabilità colloidale è discussa in dettaglio in Gastone *et al.* (2014).

In letteratura sono disponibili molti studi riguardanti l'identificazione dei meccanismi di trasporto di NZVI in mezzi porosi (interazioni fisico-chimiche con la matrice solida, filtrazione e straining degli aggregati, sedimentazione, ecc.) e molti approcci modellistici (O'Carroll *et al.*, 2013; Yan *et al.*, 2013); per quanto riguarda l'MZVI, invece, gli studi sono meno numerosi (Dalla Vecchia *et al.*, 2009b; Tosco e Sethi, 2010; Tosco *et al.*, 2014a; Velimirovic *et al.*, 2014) e le proprietà reologiche (shear thinning) del fluido disperdente ricoprono un ruolo fondamentale. La comprensione dei meccanismi di trasporto delle particelle nel sottosuolo durante la fase di iniezione e lo sviluppo di modelli numerici per la loro simulazione sono fondamentali per una corretta progettazione dell'intervento di bonifica. In particolare è necessario poter stimare in modo affidabile la distanza di percorso attesa e la distribuzione finale delle particelle, e di conseguenza il raggio di influenza dell'iniezione, nonché l'eventuale mobilità post-iniezione delle particelle in condizioni di flusso indisturbato.

In questo lavoro vengono presentati i risultati di alcuni studi volti a migliorare la stabilità colloidale di sospensioni di particelle ferrose al fine di migliorarne l'iniettabilità in campo. Vengono inoltre presentati studi di laboratorio e approcci modellistici volti a stimare il raggio di influenza delle iniezioni in campo.

TRASPORTO DI MZVI E NZVI: PROVE DI LABORATORIO E MODELLAZIONE

Tipicamente le sospensioni di MZVI e NZVI vengono iniettate nel sottosuolo tramite pozzi o con sistemi direct push, generando in entrambi i casi dei campi di flusso prevalentemente radiali, in cui la velocità decresce all'aumentare della distanza dal punto di iniezione. Pertanto un primo dimensionamento di un'iniezione in campo richiede la simulazione dell'iniezione della sospensione di particelle in geometria radiale.

Lo sviluppo di tale modello necessita di una conoscenza dettagliata dell'influenza della velocità di flusso sulle cinetiche di interazione particella-mezzo poroso (processi di deposizione e rilascio), sul clogging, e sulle proprietà reologiche del fluido. Tuttavia, test di iniezione in laboratorio in geometria radiale, che garantirebbero condizioni sufficientemente controllate per la raccolta di dati affidabili, necessari per lo sviluppo di un tale modello, non sono facilmente realizzabili e risulterebbero molto onerose. Per questo motivo, nel presente lavoro si è studiata la dipendenza dei meccanismi di trasporto dell'MZVI dalla velocità di flusso realizzando una serie di prove in colonna effettuate a diversa portata, così che ciascuna colonna fosse rappresentativa di

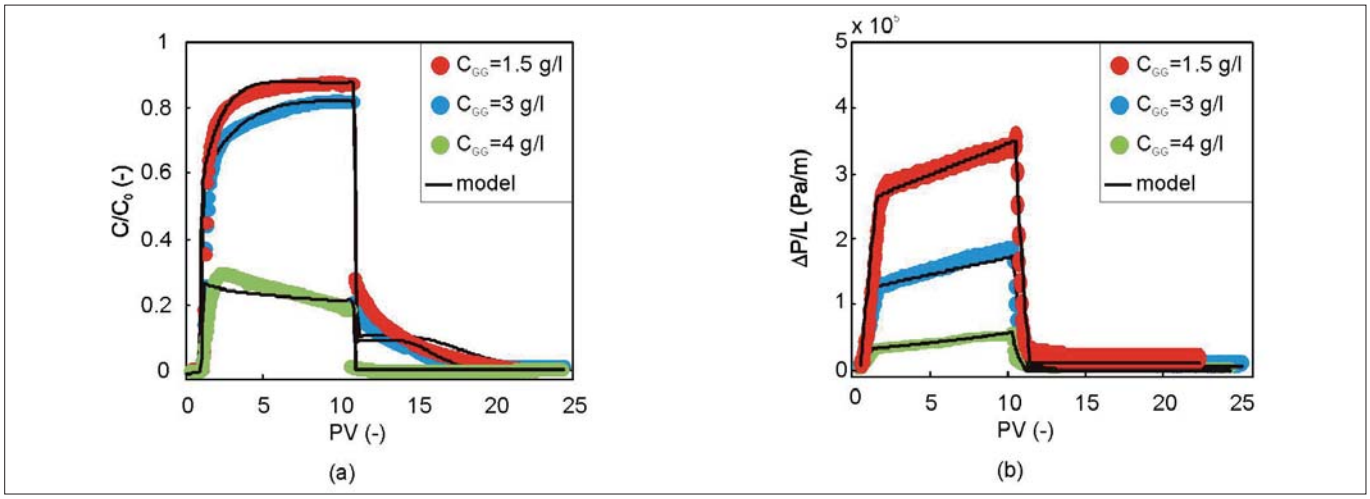


Figura 2. Prove in colonna: curve di breakthrough (a) e gradiente di pressione ai capi della colonna (b) in funzione del numeri di pore volume iniettati per tre prove di trasporto di MZVI (20 g/l) disperso in guar gum (1.5, 3 e 4 g/l). (da Tosco et al.*, 2015)*

una diversa distanza dal punto (pozzo) di iniezione. Si è inoltre esplorata la dipendenza della stabilità colloidale delle sospensioni e il loro trasporto al variare della concentrazione di polimero. I dati sperimentali sono stati inizialmente interpretati mediante il software E-MNM1D (Tosco e Sethi, 2010) utilizzando l'interfaccia grafica MNMs, che ha fornito i dati necessari allo sviluppo del modello radiale.

Prove di trasporto in colonna

Le microparticelle di ferro (HQ, BASF, d_{50} = 1.2 µm) sono state disperse in una soluzione di guar gum (RANTEC HV7000, Ranchester, U.S.) e iniettate in colonne lunghe 0.42 m, riempite di sabbia silicea (Dorsilit 8, Dorfner, Germania), ad una concentrazione di MZVI di 20 g/l. Le prove sono state svolte a tre diverse velocità di flusso ($2.8 \cdot 10^{-4}$ m/s, $1.2 \cdot 10^{-3}$ m/s, $5.3 \cdot 10^{-3}$ m/s) e concentrazioni di guar gum (1.5 g/l, 3 g/l, 4 g/l), esplorando tutte le possibili combinazioni, per un totale di 9 prove. Il protocollo completo delle prove è riportato in Tosco *et al.* (2014a).

I risultati delle prove in colonna indicano che all'aumentare della concentrazione di guar gum la sospensione colloidale di MZVI è più stabile ed è trasportata più efficacemente attraverso la colonna (*Fig.* 2a). La velocità di iniezione ha un'influenza analoga sulla trasportabilità del MZVI. Per contro, a maggiori concentrazioni di guar gum corrispondono maggiori pressioni di iniezione (*Fig.* 2b).

I risultati sperimentali sono stati fittati utilizzando una formulazione estesa di E-MNM1D (Tosco e Sethi, 2010; Tosco *et al.*, 2014a), che accoppia il trasporto di MZVI, il clogging del mezzo poroso, e le caratteristiche non newtoniane del flusso. Si rimanda ai lavori citati per la descrizione dell'approccio modellistico. In *Fig.* 2 sono riportate le curve di concentrazione in uscita dalla colonna (a) e le pressioni (b) simulate dal modello. Il fitting dei dati sperimentali con MNMs ha fornito buoni risultati, confermando la correttezza delle equazioni di modello. Dai risultati del fitting dei dati sperimentali sono state derivate le correlazioni che legano i processi di adesione e rilascio alla velocità di flusso ed alla viscosità del fluido disperdente, implementate quindi nel modello per la simulazione dell'iniezione in geometria radiale.

Simulazioni di trasporto in geometria radiale

Il trasporto di MZVI è stato simulato a larga scala utilizzando una geometria radialsimmetrica, che simula un'iniezione in campo mediante pozzo finestrato. Le simulazioni sono state condotte ipotizzando di iniettare a una portata di 1 m^3/h per 5 ore (volume totale 5 m^3) in un acquifero omogeneo e isotropo di porosità media 0.37 e conducibilità idraulica di $1.4 \cdot 10^{-3}$ m/s. I risultati delle simulazioni (*Fig.* 3) mostrano che la concentrazione di guar gum ha una grande influenza sul trasporto delle particelle e sulla loro distribuzione spaziale finale: sospensioni poco stabili producono distribuzioni spaziali eterogenee e minori raggi di influenza, essendo la maggior parte di MZVI trattenuta in prossimità del punto di iniezione; sospensioni più stabili sono trasportate più facilmente, producono una distribuzione più omogenea nello spazio e raggi di influenza maggiori.

Il raggio di influenza di un'iniezione, ROI (Radius of Influence), può essere

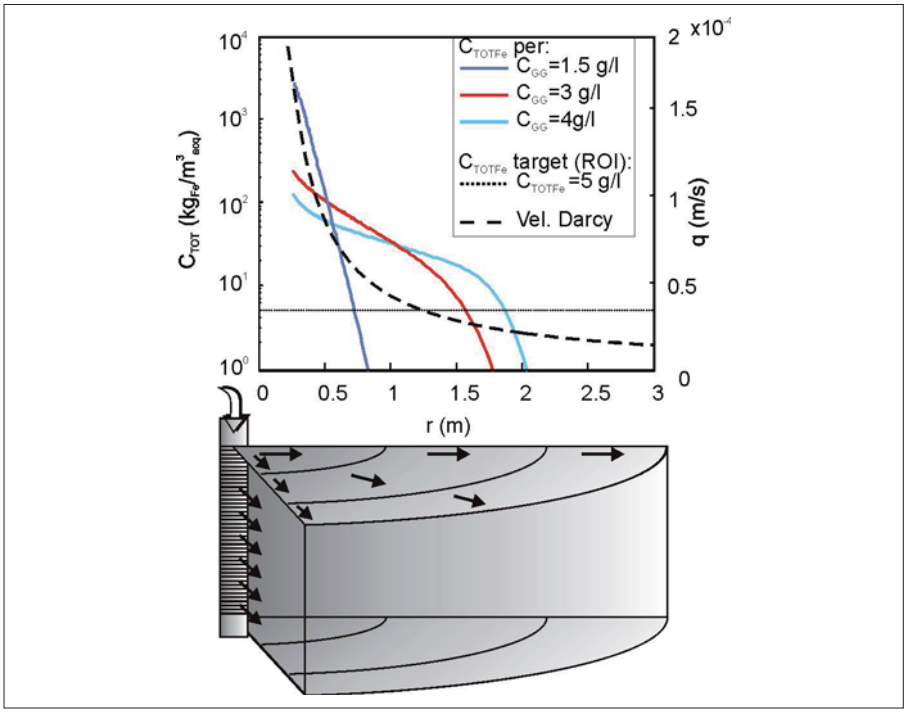


Figura 3. Simulazioni di iniezione di 5 m^3 di MZVI (20 g/l) disperso in guar gum (1.5, 3 e 4 g/l) alla portata di 1 m3/h: concentrazione di ferro totale (disperso + depositato) al termine della simulazione (da Tosco et al.*, 2015)*

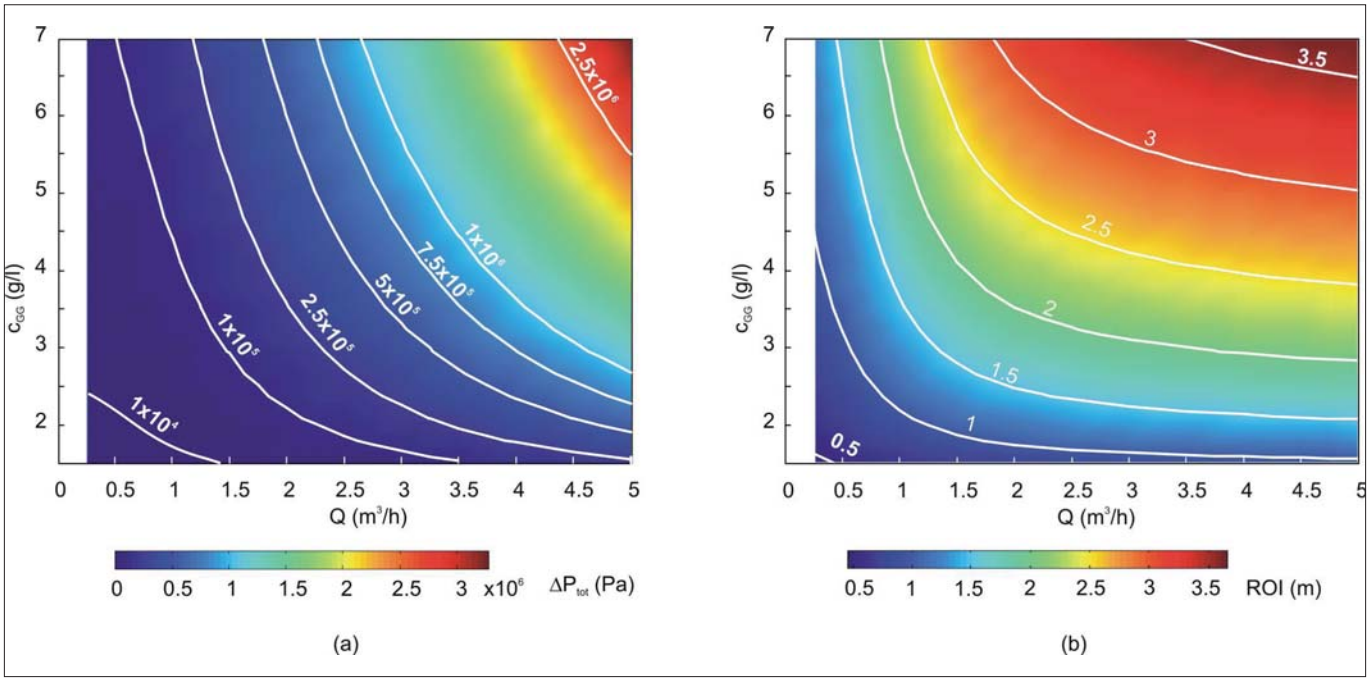


Figura 4. Stima del raggio di influenza di un'iniezione di MZVI in diverse condizioni operative (da Tosco et al., *2014a)*

definito come la massima distanza radiale alla quale la concentrazione di ferro totale (comprensiva quindi sia della frazione sospesa sia i quella depositata sul mezzo) eguaglia una concentrazione obiettivo fissata, che è stata determinata sulla base di test di degradazione come la concentrazione minima che garantisce la degradazione dei contaminanti. Utilizzando l'approccio descritto in (Tosco *et al.*, 2014a), una volta determinati i coefficienti del modello di trasporto dalle prove di laboratorio, è possibile utilizzare il modello di iniezione radiale per stimare il raggio di influenza e le pressioni di iniezione attese in diverse condizioni operative, ad esempio al variare della portata iniettata e della concentrazione di polimero utilizzato per le particelle. Grafici del tipo in *Fig.* 4 forniscono un primo supporto nella progettazione di un'iniezione pilota in campo.

TRASPORTO DI NANOPARTICELLE DI OSSIDI DI FERRO IN MEZZI POROSI: PROVE DI LABORATORIO

Sono state condotte una serie di prove in colonna iniettando nanoparticelle di ossidi di ferro (ferridrite) a diverse concentrazioni di sale (NaCl, range 0-10 mM) al fine di determinare come la forza ionica della soluzione influenzi la mobilità di queste particelle e la loro interazione con il mezzo poroso. Il protocollo sperimentale e i risultati sono discussi in dettaglio in (Tosco *et al.*, 2012).

Le prove (*Fig.* 5) hanno previsto una prima fase di iniezione delle particelle a forza ionica costante, seguita da fasi di "lavaggio" della colonna effettuate diminuendo per step la concentrazione di sale. La mobilità delle particelle è maggiore a concentrazioni di sale minori, come evidenziato dalle prove sperimentali. All'aumentare della concentrazione di NaCl aumenta l'attrazione tra le particelle e il mezzo poroso e le concentrazioni in uscita dalla colonna sono minori. La deposizione delle particelle sul mezzo poroso non è però un processo irreversibile: dopo la fase di iniezione, diminuendo la forza ionica è possibile osservare un rilascio di particelle. Il rilascio è tanto maggiore quanto minore è la concentrazione di sale nella soluzione iniettata in colonna.

I risultati sperimentali suggeriscono che, per un'iniezione di campo delle nanoparticelle di ferridrite, è possibile sfruttare la dipendenza della deposizione sul mezzo poroso dalla concentrazione di sale. Pertanto sulla base dei dati sperimentali è stata proposta una correlazione per la stima preliminare della distanza massima raggiungibile in campo dalle particelle ($L_{0.01}$), a diverse velocità di flusso q concentrazioni di NaCl nella soluzione iniettata (Tosco *et al.*, 2012).

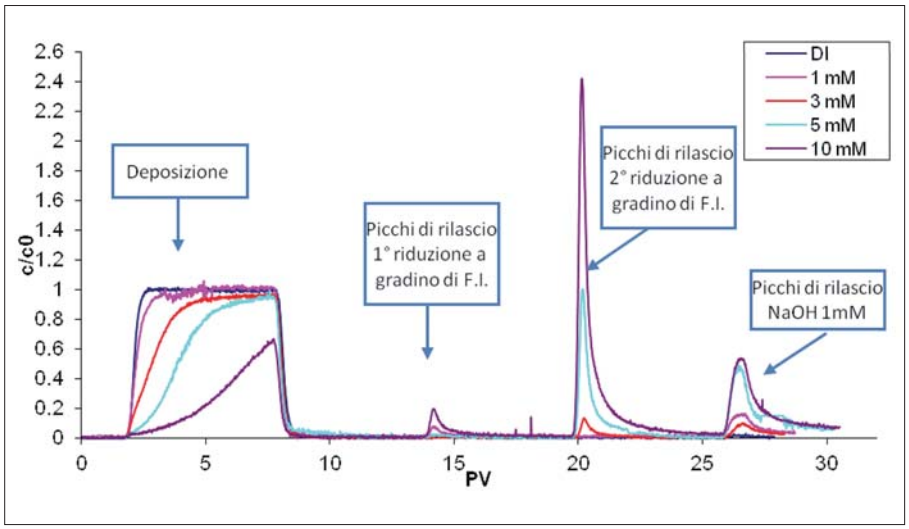


Figura 5. Curve di breakthrough sperimentali per le prove di iniezione in colonna di sospensioni di ferridrite a diverse concentrazioni di NaCl

INIEZIONI PILOTA DI MICROPARTICELLE DI FERRO ZEROVALENTE

Un aspetto fondamentale dell'applicazione a scala reale di nanoparticelle ferrose è legato alla tecnologia di iniezione. Le sospensioni possono essere iniettate in acquifero ad elevate pressioni, portando così alla formazione di percorsi di flusso preferenziali ed in molti casi alla fratturazione del mezzo poroso, oppure a pressioni contenute (iniezione per permeazione), che garantiscono una distribuzione più omogenea dello slurry intorno al punto

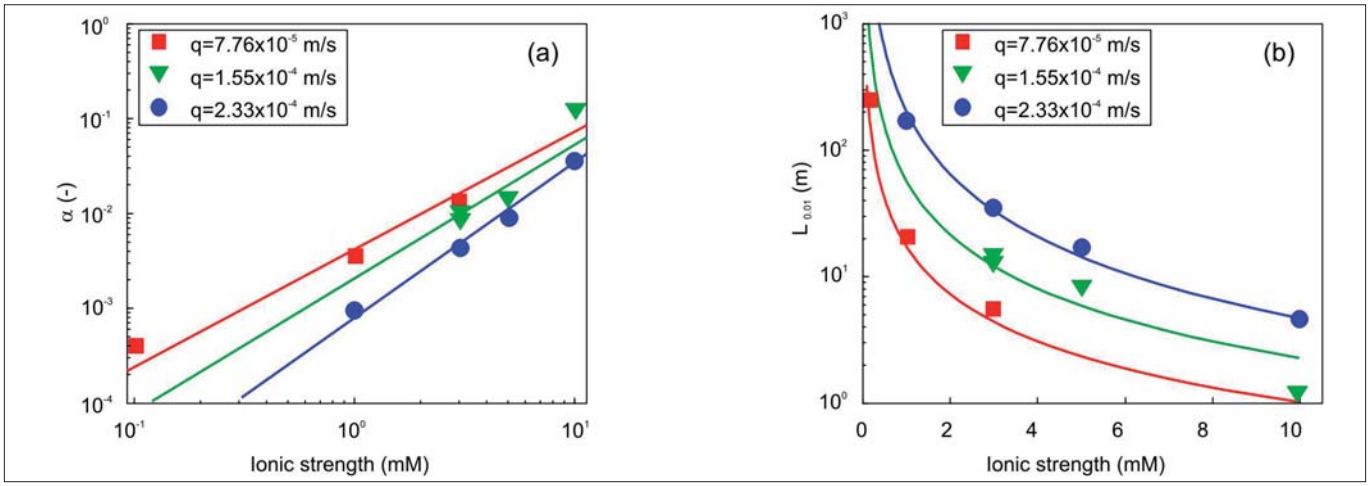


Figura 6. Distanza massima raggiungibile dalle particelle ($L_{0.01}$) a diverse velocità di flusso q, al variare della forza ionica della sospensione (da Tosco et al.*, 2012)*

di iniezione. Nel caso di iniezione per fratturazione, la distribuzione finale delle particelle nel sottosuolo è estremamente eterogenea; la previsione del raggio di influenza e della distribuzione finale non è basata su simulazioni di trasporto, ma è approssimata mediante l'applicazione di correlazioni empiriche, dal momento che non è possibile predire mediante modelli matematici numero, posizione ed estensione delle fratture (Abdel-Salam e Chrysikopoulos, 1995). Al contrario, nel caso di iniezione per permeazione è possibile simulare il trasporto delle particelle mediante modelli numerici che implementano le equazioni di advezione-dispersione-deposizione (Kocur *et al.*, 2013; Tosco e Sethi, 2010). In linea teorica è da preferirsi l'iniezione per permeazione, adatta ad assicurare una distribuzione sufficientemente omogenea delle particelle nel sottosuolo. Tuttavia molti fattori limitanti (ridotta permeabilità del sito, particelle di dimensione elevata rispetto alla granulometria dell'acquifero, necessità di iniettare in tempi ristretti, ecc) rendono spesso necessaria la scelta di un'iniezione ad elevata pressione, che eccede la tensione critica dell'acquifero, generando vie preferenziali di flusso. Nell'ambito del progetto FP7 Aquarehab sono state condotte un'iniezione pilota di MZVI ad elevate pressioni (Caso 1), ed una a basse pressioni (Caso 2) in due siti contaminati in Belgio, di cui si presentano brevemente i risultati con particolare riferimento alle diverse tecniche di iniezione adottate.

Caso 1: iniezione di MZVI mediante sistema direct push

Nel Caso 1 (Velimirovic *et al.*, 2014) è stata trattata una contaminazione di solventi clorurati (TCE e 1,1,1-TCA) ad una profondità di 4-11 m bgs, in un acquifero mediamente permeabile (conducibilità idraulica dell'ordine di $1 \cdot 10^{-4}$ m/s) con bassa velocità di flusso (circa 10 m/anno). L'iniezione è stata condotta mediante direct push (*Fig.* 7) alla profondità 8.5-10.5 m b.g.l., iniettando 100 kg di MZVI dispersi in 1.5 m^3 di guar gum a 6 g/l. L'iniezione è stata suddivisa in 5 batch da 300 l l'uno, iniettati con una spaziatura verticale di 0.5 m, con un approccio bottom-up. Il monitoraggio delle pressioni di iniezione ha dimostrato l'avvenuta fratturazione del mezzo poroso, evidenziata dal picco di pressione all'inizio dell'iniezione e dalla successiva decrescita, con conseguente distribuzione non omogenea delle particelle ferrose, per un raggio di influenza pari a circa 2.5 m. Il monitoraggio post iniezione ha comunque evidenziato una efficace degradazione dei contaminanti presenti in situ.

Caso 2: iniezione di MZVI mediante pozzo in pressione

Nel Caso 2 (Luna *et al.*, 2015) è stata trattata una contaminazione da CAH in un acquifero a permeabilità medio-bassa ($1.8 \cdot 10^{-5}$ m/s) iniettando 50 kg di MZVI (HQ, BASF) dispersi in 5 m^3 di soluzione di guar gum a 2 g/l, utilizzando una portata di 1.5 m^3/h. Per l'iniezione è stato progettato e realizzato un pozzo in grado di sostenere pressioni moderate (circa 1 bar) e finestrato in corrispondenza del livello maggiormente contaminato (4.5-7 m b.g.l.) (*Fig.* 7). Il pozzo è stato testato prima dell'iniezione di MZVI con due test di iniezione a gradini di portata, uno con acqua ed uno con guar gum, per la caratterizzazione idraulica del pozzo stesso e l'individuazione della pressione critica del sistema acquifero. Il monitoraggio delle



Figura 7. Setup per l'iniezione pilota del Caso 1 (destra) e Caso 2 (sinistra)

pressioni durante l'iniezione evidenzia un picco molto moderato che suggerisce la creazione di percorsi preferenziali, anche se meno evidenti del Caso 1.

La distribuzione di ferro dopo l'iniezione è stata determinata mediante estrazione di carote di terreno intorno al pozzo di iniezione: la concentrazione di ferro nei campioni è stata determinata mediante una tecnica speditiva basata sulla misura della suscettività magnetica direttamente in campo. I risultati hanno evidenziato un regime di flusso al limite tra permeazione e flusso preferenziale, con un buon raggio di influenza (superiore a 1 m) in tutte le direzioni. La distanza massima dal pozzo a cui sono state individuate particelle è risultata pari a 1.7 m. Il monitoraggio post iniezione ha evidenziato anche in questo caso una diminuzione della concentrazione di contaminante, in parte associata alla degradazione abiotica dovuta all'MZVI, ed in parte attribuibile ad una degradazione biologica promossa dalla degradazione della guar gum.

CONCLUSIONI

Il presente lavoro tratta l'utilizzo di sospensioni colloidali di micro e nanoparticelle ferrose per la bonifica di acquiferi contaminati e fornisce uno strumento modellistico per la simulazione della loro iniezione a scala pilota. L'analisi di due casi studio permette inoltre di trarre considerazioni di tipo generale sulle tecniche di iniezione in acquifero. Il modello di trasporto radiale qui sviluppato rappresenta un utile strumento per la stima del raggio di influenza di un punto di iniezione nel caso di delivery mediante iniezione per permeazione. Occorre tuttavia sottolineare che il modello, benché sviluppato a partire da equazioni semi-empiriche derivate da prove di trasporto a scala di laboratorio, non è stato ancora validato con dati sperimentali a scala di campo. Esso rappresenta tuttavia un importante punto di partenza per lo sviluppo di un modelli di trasporto tridimensionale, a larga scala, da utilizzarsi come strumento quantitativo di progettazione di interventi di bonifica a scala reale.

BIBLIOGRAFIA

Abdel-Salam, A. e C.V. Chrysikopoulos (1995), *Modeling of colloid and colloid-facilitated contaminant transport in a two-dimensional fracture with spatially variable aperture.* In: *Transport in Porous Media* vol *20*(3): 197-221.

Bosch, J., K. Heister, T. Hofmann e R.U. Meckenstock (2010), *Nanosized Iron Oxide Colloids Strongly Enhance Microbial Iron Reduction.* In: *Applied and Environmental Microbiology* vol *76*(1): 184-189.

Dalla Vecchia, E., M. Coisson, C. Appino, F. Vinai e R. Sethi (2009a), *Magnetic Characterization and Interaction Modeling of Zerovalent Iron Nanoparticles for the Remediation of Contaminated Aquifers.* In: *Journal of Nanoscience and Nanotechnology* vol *9*(5): 3210-3218.

Dalla Vecchia, E., M. Luna e R. Sethi (2009b), *Transport in Porous Media of Highly Concentrated Iron Micro- and Nanoparticles in the Presence of Xanthan Gum.* In: *Environmental Science & Technology* vol *43*(23): 8942-8947.

Di Molfetta, A. e R. Sethi (2006), *Clamshell excavation of a permeable reactive barrier.* In: *Environmental Geology* vol *50*(3): 361-369.

Gastone, F., T. Tosco e R. Sethi (2014), *Green stabilization of microscale iron particles using guar gum: bulk rheology, sedimentation rate and enzymatic degradation.* In: *Journal of Colloid and Interface Science* vol *421*: 33-43.

Hansel, C.M., S.G. Benner, P. Nico e S. Fendorf (2004), *Structural constraints of ferric (hydr)oxides on dissimilatory iron reduction and the fate of Fe(II).* In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* vol *68*(15): 3217-3229.

Kocur, C.M., D.M. O'Carroll e B.E. Sleep (2013), *Impact of nZVI stability on mobility in porous media.* In: *Journal of Contaminant Hydrology* vol *145*: 17-25.

Lien, H.L. e W.X. Zhang (2001), *Nanoscale iron particles for complete reduction of chlorinated ethenes.* In: *Colloids and Surfaces a-Physicochemical and Engineering Aspects* vol *191*(1-2): 97-105.

Liu, Y.Q., H. Choi, D. Dionysiou e G.V. Lowry (2005), *Trichloroethene hydrodechlorination in water by highly disordered monometallic nanoiron.* In: *Chemistry of Materials* vol *17*(21): 5315-5322.

Lowry, G.V. e K.M. Johnson (2004), *Congener specific dechlorination of dissolved PCBs by nanoscale zero-valent iron at ambient pressure and temperature.* In: *Abstracts of Papers of the American Chemical Society* vol *228*: U607-U607.

Luna, M., F. Gastone, T. Tosco, R. Sethi, M. Velimirovic, J. Gemoets, R. Muyshond, H. Sapion, N. Klaas e L. Bastiaens (2015), *Pressure-controlled injection of guar gum stabilized microscale zerovalent iron for groundwater remediation.* In: *Journal of Contaminant Hydrology* vol *DOI:10.1016/j.jconhyd.2015.04.007*.

O'Carroll, D., B. Sleep, M. Krol, H. Boparai e C. Kocur (2013), *Nanoscale zero valent iron and bimetallic particles for contaminated site remediation.* In: *Advances in Water Resources* vol *51*: 104-122.

Quinn, J., C. Geiger, C. Clausen, K. Brooks, C. Coon, S. O'Hara, T. Krug, D. Major, W.S. Yoon, A. Gavaskar, *et al.* (2005), *Field demonstration of DNAPL dehalogenation using emulsified zero-valent iron.* In: *Environmental Science & Technology* vol *39*(5): 1309-1318.

Tosco, T. e R. Sethi (2010), *Transport of non-newtonian suspensions of highly concentrated micro- and nanoscale iron particles in porous media: A modeling approach.* In: *Environmental Science and Technology* vol *44*(23): 9062-9068.

Tosco, T., J. Bosch, R.U. Meckenstock e R. Sethi (2012), *Transport of ferrihydrite nanoparticles in saturated porous media: Role of ionic strength and flow rate.* In: *Environmental Science and Technology* vol *46*(7): 4008-4015.

Tosco, T., F. Gastone e R. Sethi (2014a), *Guar gum solutions for improved delivery of iron particles in porous media (Part 2): Iron transport tests and modeling in radial geometry.* In: *Journal of Contaminant Hydrology* vol *166*(0): 34-51.

Tosco, T., M. Petrangeli Papini, C. Cruz Viggi e R. Sethi (2014b), *Nanoscale zerovalent iron particles for groundwater remediation: A review.* In: *Journal of Cleaner Production* vol *77*: 10-21.

Tosco, T., F. Gastone, M. Luna e R. Sethi (2015), *Micro e nanoparticelle di ferro per la bonifica di acquiferi contaminati: dal laboratorio all'applicazione in campo.* In: *Ingegneria dell'Ambiente* vol *2*(2): 59-67.

Truex, M.J., V.R. Vermeul, D.P. Mendoza, B.G. Fritz, R.D. Mackley, M. Oostrom, T.W. Wietsma e T.W. Macbeth (2011), *Injection of zero-valent iron into an unconfined aquifer using shear-thinning fluids.* In: *Ground Water Monitoring and Remediation* vol *31*(1): 50-58.

Velimirovic, M., H. Chen, Q. Simons e L. Bastiaens (2012), *Reactivity recovery of guar gum coupled mZVI by means of enzymatic breakdown and rinsing.* In: *Journal of Contaminant Hydrology* vol *142-143*: 1-10.

Velimirovic, M., T. Tosco, M. Uyttebroek, M. Luna, F. Gastone, C. De Boer, N. Klaas, H. Sapion, H. Eisenmann, P.-O. Larsson, *et al.* (2014), *Field assessment of guar gum stabilized microscale zerovalent iron particles for in-situ remediation of 1,1,1-trichloroethane.* In: *Journal of Contaminant Hydrology* vol *164*(0): 88-99.

Xue, D. e R. Sethi (2012), *Viscoelastic gels of guar and xanthan gum mixtures provide long-term stabilization of iron micro- and nanoparticles.* In: *Journal of Nanoparticle Research* vol *14*(11): Art. No.: 1239.

Yan, W., H.-L. Lien, B.E. Koel e W.-x. Zhang (2013), *Iron nanoparticles for environmental clean-up: recent developments and future outlook.* In: *Environmental Science: Processes & Impacts* vol *15*(1): 63-77.

❑

Applicazione su scala pilota e reale di tecnologie di bonifica biologiche, chimiche e fisiche in un SIN: vantaggi di un approccio integrato

Pilot and full scale application of biological, chemical and physical remediation technologies on brownfield: advantages of an integrated approach

Edoardo Robortella Stacul
Responsabile U.O. Ambiente – Servizi di Ingegneria - Project Manager Realizzazione Bonifiche – Progetto Bagnoli - Business Unit Competitività, Infrastrutture e Territori – INVITALIA
E-mail: estacul@invitalia.it

Daniele Benotti
Responsabile U.O. Realizzazione – Servizi di Ingegneria - Project Manager Realizzazione Infrastrutture – Progetto Bagnoli - Business Unit Competitività, Infrastrutture e Territori - INVITALIA
E-mail: dbenotti@invitalia.it

Lorenzo Morra
Area Ambiente – Servizi di Ingegneria Business Unit Competitività, Infrastrutture e Territori – INVITALIA
E-mail: lmorra@invitalia.it

Davide Gresia
Area Ambiente – Servizi di Ingegneria Business Unit Competitività, Infrastrutture e Territori – INVITALIA
E-mail: dgresia@invitalia.it

Parole chiave: bonifica, SIN, tecnologie chimico-fisiche, phytoremediation
Key words: brownfield, remediation, soil washing, thermal desorbtion, in situ chemical oxidation, phytoremediation

SOMMARIO

I siti industriali dismessi comportano una serie di problematiche di carattere ambientale che, fin dalla fase di programmazione e progettazione, devono essere affrontate e gestite in maniera efficiente e coordinata - soprattutto quando il soggetto attuatore di tali interventi è un soggetto pubblico - nonché integrata con gli interventi di riqualificazione e rigenerazione dell'area.

Nel caso di siti industriali di grandi dimensioni operanti per lunghi periodi, i livelli, la tipologia e la distribuzione della contaminazione nelle varie matrici è particolarmente complessa e necessita di un approccio multidisciplinare e per fasi al fine di conseguirne il risanamento.

Nel presente studio viene analizzato un sito di bonifica di rilevante interessse nazionale sul quale le antecedenti attività legate alla produzione e lavorazione dell'acciaio hanno pesantemente impattato su terreni, acque di falda e sedimenti.

Vengono pertanto analizzate le differenti tipologie di trattamento di bonifica applicabili, in particolare le tecnologie biologiche (phytoremediation) e chimico-fisiche (soil/sediment washing, desorbimento termico e ossidazione chimica in situ - ISCO), e svolta un'analisi comparativa per testarne l'efficienza.

ABSTRACT

Dismissed industrial sites involve a number of environmental problems to be faced and managed, especially when the owner is a public body and since the starting phase of planning, in a efficient and coordinated way as well as integrated with the requailification activities on the area.

In case of industrial megasites operating for a long time, levels, typologies and distribution of contamination across soil, sediment and groundwaters is extremely complex and it deserves a multidisciplinary and step-by-step approach in order to get the final restoration.

In the present study an Italian brownfield of national concern will be considered, given that its former steelwork activities have deeply involved the whole environmental component.

Consequently, the different typologies of relevant and applicable remediation treatments will be discussed, in the specific the biological ones (phytoremediation) and the physical-chemical ones (soil/sediment washing, thermic desorbment and in situ chemical oxidantion - ISCO). A benchmarking will be carried out as well, in order to define the real performance.

1. INQUADRAMENTO E STORIA DEL SITO

La piana di Bagnoli-Fuorigrotta, dove quasi un secolo fa si insediò la fabbrica siderurgica ILVA, è una grande piana triangolare che si incunea tra la collina di Posillipo e l'area densamente urbanizzata degli omonimi quartieri.

Nel 1905 sfruttando le opportunità derivanti dalla legge per la rinascita di Napoli, viene fondata a Genova la società ILVA (il nome le deriva dall'antica denominazione che i liguri attribuirono all'isola d'Elba) per la costruzione dello stabilimento di Bagnoli.

Nel 1910 si inaugura lo stabilimento Ilva di Bagnoli dotato di due batterie di forni a coke, tre altiforni da 250 tonn/g, cinque forni Martin-Siemens da 50 tonn, un reparto di laminazione e due laminatoi.

Le attività industriali sull'area proseguono fino al 1991 quando con la fermata del treno di laminazione per coils, terminano definitivamente tutte le attività produttive dell'Ilva Bagnoli.

2. STATO ATTUALE DEI LUOGHI E DEGLI INTERVENTI

I recenti lavori di realizzazione eseguiti da INVITALIA relativi al Piano di Caratterizzazione Integrativa delle aree ex ILVA ed ex ITALSIDER si sono conclusi nel 2017 con validazione positiva da parte del SNPA.

Risulta che nell'area oggetto di indagine sono stati determinati superamenti dei valori di riferimento (limiti di colonna A, valori di fondo naturale stabiliti per il SIN di Bagnoli-Coroglio e limiti di colonna B) per quasi tutti gli analiti ricercati.

Le indagini hanno evidenziato che le aree maggiormente coinvolte dai superamenti sono risultate il parco urbano e la colmata. I superamenti maggiormente diffusi sul sito hanno interessato in maniera prevalente PCB, IPA, Idrocarburi pesanti, ed in misura minore metalli quali zinco, piombo e mercurio.

3. COMPLETAMENTO DEGLI INTERVENTI DI BONIFICA

Gli esiti della nuova caratterizzazione hanno evidenziato la necessità di intervenire sostanzialmente su tutta l'area ex ILVA ed ex ITALSIDER, anche in quelle oggetto di precedenti interventi

non completati, a causa della presenza di superamenti delle CSR individuate dall'analisi di rischio sanitario-ambientale di alcuni parametri tra cui metalli pesanti, idrocarburi, IPA e PCB.

E' stato pertanto effettuato un primo screening di tecnologie di bonifica potenzialmente applicabili al sito, considerando una serie di informazioni e dati sito secifici, da cui si è proceduto a focalizzare l'attenzione su due macrofamiglie (phytoremediation e chimico-fisiche) come di seguito riportato (*Fig.* 1).

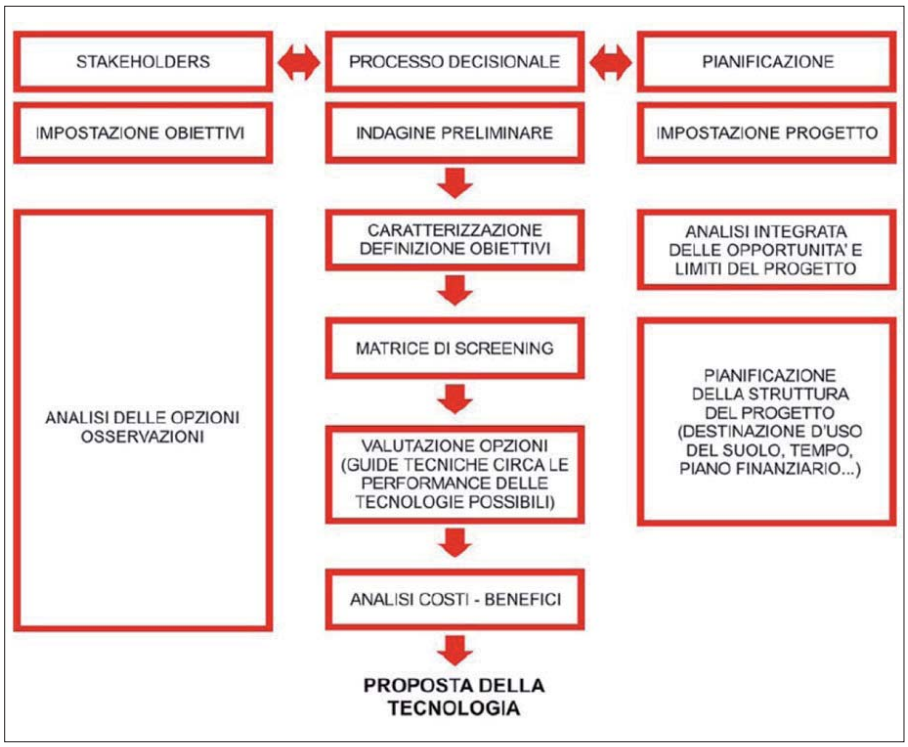


Figura 1. Flowchart per l'individuazione delle BAT

Alla luce delle considerazioni e delle valutazioni sono state indivduate successivamente alcune sottoaree specifiche (ad es. per l'applicazione della tecnologia "ossidazione chimica in situ" è stata presa in considerazione la zona della ex cokeria), in cui procedere alla sperimentazione full scale preliminare alla progettazione definitiva degli interventi.

4. SPERIMENTAZIONE ATTRAVERSO TEST DI PHYTOREMEDIATION

4.1 Esiti sperimentazione in mesocosmo

Il mesocosmo è il luogo confinato dove la sperimentazione permette di controllare alcune variabili (contaminanti del suolo, specie vegetale, quantità di acqua di irrigazione ed altro) e lasciare che altre siano vincolate ai cicli naturali (fotoperiodo, temperatura, umidità, ventosità, aerosol marino) per comprendere quanto è efficace il sistema di bonifica.

Sono state selezionate sulla base dei risultati dello studio della vegetazione in situ e dai dati bibliografici, 12 specie appartenenti a 5 famiglie (*Tab.* 1).

Le specie sono tutte perenni con l'eccezione di *H. annuus* che è una specie annuale e *V. sinantum* che è biennale.

La sperimentazione con i mesocosmi è stata effettuata in due luoghi diversi: il primo internamente al SIN e l'altro presso la serra fredda con copertura in polietilene del Dipartimento di Scienze e Tecnologie.

Le 12 specie selezionate sono state sottoposte a sperimentazione in purezza (una singola specie per mesocosmo) o in combinazione (una specie erbacea insieme a specie arborea oppure più specie erbacee per singolo mesocosmo).

Sono stati osservati a campione i suoli dei mesocosmi per verificare la presenza e la colonizzazione del fungo basidiomicete *Pleurotus ostreatus*.

4.2 Sperimentazione su celle pilota

La bonifica di suoli insaturi mediante la tecnologia della bioremediation, dopo la fase sperimentale di mesocosmo, prevede la fase di sperimentazione su una o più zone che rappresentano una porzione delle aree da bonificare. In questa fase la tecnologia introdotta (gli organismi biologici e le operazioni collegate) interagisce con le condizioni ambientali climatiche e con le condizioni chimico-fisiche del suolo delle aree da bonificare in modo tale da monitorare e testare l'efficacia della bonifica.

Sono state individuate n. 8 aree pilota di superficie variabile come riportato in *Fig.* 2.

Tabella 1. Specie selezionate per la sperimentazione in mesocosmo

Famiglia	Specie	Forma biologica	Spontanea nel SIN	Da fonti di letteratura
Fabaceae	*Lotus corniculatus L.*	H rep	*	
	Bituminaria bituminosa (L.) Stirt.	H scap	*	
	Medicago sativa L.	H scap		*
Poaceae	*Festuca arundinacea Schreb.*	H caesp	*	
	Dactylis glomerata L.	H scap	*	
	Piptatherum miliaceum L.	H caesp	*	
	Arundo donax L.	G	*	
Scrophulariaceae	*Verbascum sinantum L.*	H bien	*	
Asteraceae	*Dittrichia viscosa (L.) Greuter*	H scap	*	
	Helianthus annuus	T scap		*
Salicaceae	*Salix purpurea L.*	P		*
	Populus alba L.	P	*	



Figura 2. Ubicazione delle celle

Tabella 2. Composizione del consorzio fungino/batterico

Gruppo	Specie	Quantità per kg di mix
Endomicorrize	*Glomus clarum*	≈2000 spore/kg
	Glomus etunicatum	
	Glomus intraradices	
	Entrophospora columbiana	
Ectomicorrize	*Pisolithus tinctorius*	110 milioni di spore/kg
Batteri benefici della rizosfera	*Bacillus licheniformis*	172 milioni UFC/kg
	Bacillus megaterium	
	Bacillus polymyxa	
	Bacillus subtilis	
	Bacillus thuringiensis	
	Paenibacillus azotofixans	

La prima operazione effettuata sulle aree pilota è stato il rivoltamento del suolo fino ad una profondità di circa 80-100 cm.

Questa operazione ha molteplici scopi:

1) l'ossigenazione degli strati profondi con riattivazione di microflora edafica autoctona con capacità degradativa;
2) discissione degli strati compattati e miglioramento della permeabilità all'acqua e all'ossigeno;
3) rimozione di grossi massi e materiali di risulta interrati (lastre di cemento e tondini di ferro).

Dai risultati delle analisi del suolo effettuate sulle aree pilota, la disponibilità di azoto e fosforo risultava bassa. Sono, quindi, stati effettuati 3 interventi di concimazione dilazionati nel tempo per assicurare una buona dotazione di macronutrienti per le piante e per la microflora edafica.

Le aree pilota, dopo le attività di rivoltamento del terreno e di concimazione, sono state irrigate con volumi di acqua adeguati per assicurare un buon livello di idratazione del terreno. La finalità di questa operazione è volta a favorire lo scioglimento dei sali dei concimi, a favorire i processi biologici e la riattivazione della microflora tellurica.

4.2.1 Bioaugmentation

4.2.1.1 Introduzione del fungo Pleurotus ostreatus *(Jacq.) P. Kumm. nel sistema suolo*

La contaminazione diffusa da parte di inquinanti organici persistenti (POP, persistent organics pollutants), in particolare IPA e PCB nei suoli del SIN rende particolarmente problematica la bonifica. La degradazione di questi xenobiotici avviene da parte di enzimi prodotti principalmente da funghi ligninolitici (Siracusa *et al.* 2017; Keum *et al.* 2004; Kubátová *et al.* 2001). Questi enzimi vengono secreti nell'ambiente dai funghi ligninolitici per degradare la lignina, substrato su cui si sviluppano questi funghi.

4.2.1.2 Inoculo con consorzio di funghi micorrizici e batteri PGPR (Plant Growth Promoting Rhizobacteria)

Per aumentare la capacità degradativa ma anche di tolleranza agli stress dovuti alla contaminazione, viene integrato nel sistema biorimediativo un consorzio di microrganismi e di batteri benefici della rizosfera.

Oltre ai funghi ligninolitici, nel suolo sono stati inoculati anche funghi micorrizici e batteri della rizosfera che promuovono la crescita delle piante.

La composizione del consorzio di funghi micorrizici e batteri benefici della rizosfera è indicata nella *Tab.* 2.

4.2.1.3 Impianto di irrigazione

Per impedire che si verifichi una limitazione precipitazioni meteoriche, data la distribuzione non omogenea che caratterizza il clima locale, è stato allestito un impianto di irrigazione a microaspersione che serve ciascuna area pilota, ad esclusione della n. 6 che è risultata eccessivamente distante dal punto di approvvigionamento idrico.

È stato allestito quindi un sistema di irrigazione sotto chioma con aspersori dinamici con gittata di 4 m disposti a distanze ricorrenti e portata di 4 l/h. La distanza tra le file è di 2 m. Il numero di file di linee con aspersori dipende dalla dimensione del plot.

4.2.2 Selezione delle specie e delle varietà vegetali

4.2.2.1 Erbacee

La copertura del terreno dei plot sperimentali è costituita da specie appartenenti alla famiglia delle Fabaceae e delle Poaceae testate anche nei mesocosmi.

Le specie impiegate appartenenti alla famiglia delle Fabaceae sono: *Lotus corniculatus L., Medicago sativa L.* e *Bituminaria bituminosa (L.) C.H. Stirt*. Le Fabaceae selezionate sono state utilizzate per allestire tre aree pilota in monocoltura ossia una singola specie per ciascuna area.

Le specie impiegate della famiglia delle Poaceae sono: *Piptatherum miliaceum L., Dactylis glomerata L., Festuca arundinacea Schreb*. Queste specie vengono utilizzate in consociazione in quattro aree pilota. Nella consociazione è stata introdotta anche la specie *Cynodon dactylon (L.) Pers.* che possiede una serie di caratteristiche ecologiche favorevoli per lo sviluppo nelle condizioni di pieno campo durante i mesi estivi tra cui la tolleranza alle alte temperature.

4.2.2.2 Specie a portamento arboreo

Nella fase di sperimentazione saranno impiegate due specie arboree: il salice bianco (*Salix alba L.*) e il pioppo bianco (*Populus alba L.*). Nota la capacità di tolleranza e accumulo di metalli pesanti delle specie appartenenti ai generi Salix e Populus, il grande contributo nell'impiego di queste due specie per il fitorimedio è legato alla capacità di sviluppare una rizosfera ampia e profonda che costituisce un habitat eccellente per la proliferazione di microrganismi direttamente coinvolti nella degradazione di contaminanti organici e PCB.

5. SPERIMENTAZIONE ATTRAVERSO TEST CHIMICO-FISICI

Alla luce dello stato di contaminazione del sito e delle caratteristiche delle aree, sono state individuate le seguenti tecnologie di bonifica che si ritiene di dover preliminarmente testare al fine di valutarne la reale efficacia, nell'ottica del raggiungimento degli obiettivi di risanamento previsti dalla norma:

TEST OFF-SITE

- Trattamento Termico di Desorbimento (HTTD);
- Soil/Sediment Washing (SW);
-

TEST ON-SITE

- Ossidazione chimica (ISCO);
- Bio-fitorisanamento.

Sono state individuate all'interno dell'area del SIN n. 5 aree di prelievo dei terreni da sottoporre a sperimentazione, in funzione della presenza prevalente di: metalli, idrocarburi, metalli e idrocarburi, PCB e sabbie dell'arenile emerso.

Gli analiti da ricercare sui campioni di terreno e acque da svolgere sono i seguenti:

Terreni in ingresso, in lavorazione, in uscita (terreni+fango fine)

- Analiti riportati alla Tab.1 All.5 alla parte IV del D.lgs. 152/2006 con speciazione degli idrocarburi pesanti secondo il metodo MADEP.
- Test di cessione secondo il DM 05 febbraio 1998 – analiti riportati all'allegato 3.

Acque di processo

- Analiti riportati alla Tab.2 All.5 alla parte IV del D.lgs. 152/2006 e con speciazione degli idrocarburi secondo il metodo MADEP.
- Analiti riportati alla Tab.3 All.5 alla parte III del D.lgs. 152/2006.

Tabella 3. Investimento di piante per ciascuna area pilota

Area	Superficie (mq)	N. piante arboree
1	566	175
2	691	213
3	420	130
4	240	74
5	741	229
6	335	103
7	330	102
8	330	102

5.1 Test di Soil/sediment washing

5.1.1. Principi generali e obiettivi

Il processo di soil/sediment washing (SW) comporta principalmente la separazione granulometrica della frazione grossolana da quella più fine di limo e argille. In quest'ultima frazione si concentrano maggiormente i contaminanti, per cui in uscita dal processo di SW si dovrebbe ottenere un litotipo (sabbia/terreno) decontaminato e un fango fine ricco di inquinanti. Per questo motivo, al fine di quantificare la frazione fine, è fondamentale procedere, prima dell'esecuzione del test, all'analisi granulometrica da effettuarsi su campioni di terreno prelevati nelle aree di bonifca. Per maggiore significatività è richiesto un numero minimo di 3 analisi granulometriche, eventualmente da incrementare in caso di significativa eterogeneità del materiale.

L'impianto pilota deve essere in grado di riprodurre su piccola scala i processi di SW e deve consentire di valutare in maniera rapida ed economica quali siano le soluzioni operative più adatte rispetto alle caratteristiche del materiale da trattare nel sito specifico.

I principali obiettivi del test sono:

- Verificare trattabilità terreno/sedimento con tecnologia SW;
- Ottimizzare il processo di trattamento;
- Selezionare la migliore miscela estraente
- Definire le caratteristiche dell'impianto mobile/fisso;
- Raggiungere gli obiettivi di bonifica prefissati ottimizzando tempi e costi.

5.1.2 Procedura per il test di laboratorio

La trattabilità dei terreni verrà verificata utilizzando, oltre ad acqua a temperatura ambiente e/o riscaldata, additivi capaci di aumentare la solubilità dei contaminanti presenti nei terreni. Le famiglie di additivi che dovranno essere testati sono le seguenti:

- Tensioattivi (surfactanti);
- Chelanti;
- Soluzioni acide e/o alcaline;
- Composti ossidanti/riducenti.

Nel caso non si registri una buona efficacia del solo trattamento con acqua, dovranno comunque essere testate le famiglie di additivi sopra indicate. Per ogni famiglia di agenti estraenti sopra descritti, dovranno essere effettuare cinque estrazioni e relative analisi, così

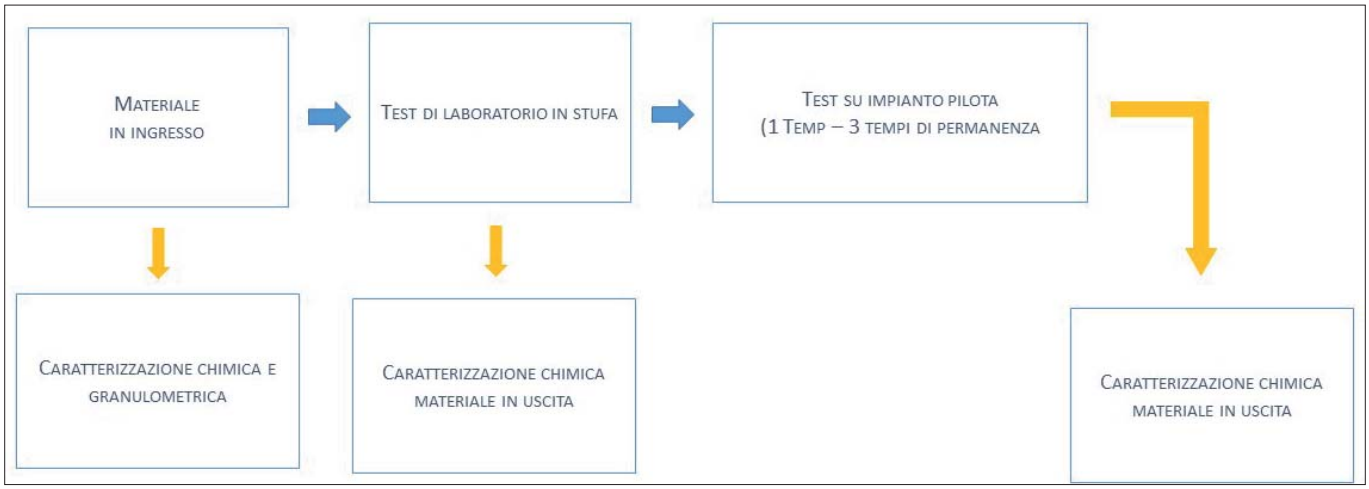


Figura 3. Procedura di esecuzione del test di desorbimento termico

da avere riscontro immediato dell'applicabilità della tecnologia e dell'efficacia della soluzione estraente.

5.1.3 Procedura per il test su scala pilota

Il test su scala pilota verrà realizzato mediante impianto di soil washing autorizzato. In questa fase verrà testata sulla volumetria prelevata (circa 150 tonn per ogni area di prelievo) almeno la miscela/miscele che è stata studiata nella fase di laboratorio e che ha dato il maggior esito positivo. L'unità di trattamento dell'impianto dovrà essere dotata al minimo delle seguenti unità di trattamento:

- Pretrattamento;
- Lavaggio ed estrazione dei contaminanti;
- Separazione delle fasi (liquido estraente/terreno);
- Trattamento dell'agente estraente.

Dovrà inoltre essere caratterizzata chimicamente l'acqua utilizzata nei lavaggi off-site e valutata anche rispetto alle caratteristiche peculiari dell'acqua presente nel sito di bonifica (prima o dopo il trattamento in corso), secondo i dati acquisiti in fase di prelievo delle acque sotterranee. Inoltre dovrà essere caratterizzata l'eventuale aliquota di terreno da inviare al HTTD, nel caso si intenda procedere anche a questa tipologia di trattamento.

5.2 Test di Desorbimento Termico

5.2.1 Principi generali e obiettivi

Il desorbimento termico è una tecnologia ex-situ che utilizza il calore per separare fisicamente dal terreno i composti adsorbiti. I desorbitori sono quindi progettati per riscaldare il terreno a temperature sufficienti da provocare il desorbimento e la volatilizzazione dei costituenti dal suolo. Sebbene non siano progettati per decomporre i costituenti organici, i desorbitori possono, in funzione dei materiali organici specifici presenti e delle temperature di desorbimento, provocare la decomposizione, completa o parziale, di alcuni componenti.

Questa tecnologia ha un'efficacia dimostrata nella riduzione della concentrazione dei composti del Carbonio ed è applicabile a tutti quei costituenti che risultano essere volatili a temperature fino ai 650 °C. La maggior parte dei desorbitori opera generalmente in un intervallo di temperature compreso fra i 150 °C e i 550 °C. Data la presenza di alcuni contaminanti (PCB, idrocarburi C>12) nella matrice solida, si ritiene che si debba effettuare un trattamento termico ad alta temperatura.

Cosi come per il SW, anche per il HTTD l'analisi granulometrica è essenziale ai fini di verificare la "polverosità" o meno della matrice essiccata, in modo da evitare che una rilevante quota parte del terreno vada a finire nei sistemi di abbattimento polveri che generalmente può sopperire ad un 10-15% della massa.

5.2.2 Obiettivi

L'obbiettivo delle prove da effettuare è quello di testare un intervallo di temperature e di tempi al fine di individuare una o più combinazioni che siano in grado di garantire il raggiungimento degli obiettivi di risanamento (valori limite di fondo o previsti dalla norma, ~~cfr. p. –2~~).

5.2.3 Procedura per il test di laboratorio

L'attività può essere schematizzata in linea generale come riportato di seguito:

- Allestimento dell'apparato di laboratorio;
- Analisi chimica su materiali prima e dopo essiccamento (Tab. 1 Allegato V parte IV D.lgs.152/2006);
- Analisi chimica del contenuto di carbonio e quantificazione delle sostanze volatili;
- Vagliatura materiale (ϕ 50 mm) per prove in fornetto di laboratorio;
- Analisi chimica (Tab. 1 Allegato V parte IV D.lgs.152/2006) su materiale vagliato > ϕ 50 mm;
- Analisi granulometrica e quartatura su materiale vagliato < ϕ 50 mm;
- Analisi chimica (Tab. 1 Allegato V parte IV D.lgs.152/2006) su materiale quartato;
- Prova dinamica in fornetto di laboratorio a temperatura costante;
- Analisi chimica (Tab. 1 Allegato V parte IV D.lgs.152/2006 e Allegato 3 DM 05/02/1998) in uscita dal fornetto.

5.2.5 Procedura per il test in scala pilota

La procedura dovrà seguire le seguenti fasi:

- Allestimento dell'impianto pilota;
- Analisi granulometrica, vagliatura (ϕ 50 mm) e quartatura su materiale vagliato < ϕ 50 mm;
- Analisi chimica del contenuto di C e quantificazione delle sostanze volatili;
- Analisi chimica (Tab. 1 Allegato V parte IV D.lgs.152/2006) su materiale vagliato > ϕ 50 mm;
- Analisi chimica (Tab.1 Allegato V parte IV D.lgs.152/2006) su materiale vagliato < ϕ 50 mm in entrata al forno rotante;
- Prova in impianto a forno rotante;
- Analisi chimica (Tab. 1 Allegato V parte IV D.lgs.152/2006 e Allegato 3 DM 05/02/1998) in uscita dal forno rotante;
- Analisi chimiche (Allegato 3 DM 05/02/1998) su polveri prelevate dal forno;
- Relazione tecnica su bilanci energetici del trattamento di desorbimento.

All'interno dell'intervallo ottimale di temperatura–tempo ottenuto con le prove di laboratorio verranno effettuate nuovi test sul forno rotante pilota allestito, al fine di convalidare tale tecnologia su un forno, eventualmente in scala ridotta ma identica a quella applicabile a scala industriale.

5.3 Test di Ossidazione chimica in situ (ISCO)

5.3.1 Principi generali

L'ossidazione chimica in situ (In Situ Chemical Oxidation, ISCO), è una tecnica consolidata ed ampiamente documentata in letteratura con numerosi case history e linee guida redatte da Enti di Controllo per lo studio e la tutela ambientale, nazionali ed internazionali.

Gli agenti ossidanti più comunemente utilizzati sono il perossido di idrogeno (H_2O_2) con l'aggiunta di ioni di Fe^{2+} (Reagente di Fenton), il persolfato di Sodio ($Na_2S_2O_8$), il permanganato di Potassio o Sodio e l'Ozono, oltre a numerosi altri composti specifici brevettati da aziende specializzate nella bonifica dei siti contaminati). Si riporta di seguito una tabella riassuntiva delle principali tipologie di reagenti utilizzati.

Per la progettazione a pieno campo della bonifica mediante tecnologia ISCO, seguendo le indicazioni riportate nel Protocollo per l'applicazione dell'ossidazione chimica in-situ (ISPRA, 2005), risulta indispensabile eseguire preliminarmente delle prove di fattibilità in laboratorio.

Tabella 4. Principali tipologie di reagenti utilizzati

Reagente	Composti trattabili
Soluzioni acide	Metalli, Materiali organici di base
Soluzioni alcaline	Metalli, Fenoli
Chelanti/complessati	Metalli
Solventi	Metalli, Sostanze organiche
Cosolventi	Sostanze organiche
Tensioattivi	Sostanze organiche idrofobiche

L'esecuzione della ISCO presuppone l'esecuzione di test di fattibilità che consentano di:

- simulare accuratamente le condizioni di campo;
- testare un numero elevato di condizioni operative;
- valutare le tipologie più appropriate e il minimo quantitativo di reagent;
- selezionare i sottoprodotti, da includere nel piano di monitoraggio;
- valutare gli eventuali effetti secondari.

Tali obiettivi vanno raggiunti mediante prove di fattibilità a scala di laboratorio (batch e/o colonna).

I risultati di questi test in laboratorio saranno di supporto al test pilota sul terreno.

5.3.2 Attività preliminari e propedeutiche alle successive fasi di test

L'attività può essere schematizzata in linea generale con una fase iniziale di indagini di campo attraverso la realizzazione di sondaggi/bennate e piezometri – per il prelievo di campioni di terreno ed acque sotterranee – e alla predisposizione dell'area oggetto del test di campo.

5.3.3 Procedura per il test di laboratorio

Lo scopo dei test è di quantificare l'efficacia del trattamento con un determinato reagente su un certo tipo di contaminante o un'associazione di contaminanti, sia nel caso si trovino adsorbiti al terreno o in fase disciolta. I test di laboratorio servono anche servire a determinare la domanda di ossidanti da parte della matrice terreno e la probabilità di mobilizzazione di metalli in terreni che ne contengano alte concentrazioni.

Il test di laboratorio dovrà essere eseguito su almeno tre tipologie di ossidante scelto tra quelli riportati in *Tab.* 4. Per ogni ossidante, la prova dovrà essere condotta allestendo nove reattori di tipo batch (tre repliche per tre livelli di concentrazione diversi).

Dovranno essere inoltre allestiti due reattori batch di controllo generale (bianco di controllo con acqua demineralizzata e bianco di controllo con acqua di falda), dove verranno inseriti i quantitativi necessari di terreno e di reagenti.

In laboratorio verranno eseguiti dei test di tossicità del sistema terreno-acque, dapprima sul terreno tal quale e sulle acque non trattate (test ecotossicità pre- trattamento) e successivamente sul terreno e sulle acque trattate (post-trattamento).

Alla conclusione dei test di laboratorio viene redatto un rapporto intermedio con indicazione dei risultati ottenuti, completo dei rapporti di prova del laboratorio analisi e del piano operativo da attuarsi durante l'esecuzione del test di campo.

5.3.4 Procedura per il test in scala pilota

Ultimata la valutazione in laboratorio sui possibili agenti ossidanti utilizzabili verrà predisposto un test su scala pilota all'interno delle aree ove sono stati realizzati i sondaggi/bennate nella fase preliminare e installati i piezometri di controllo.

Preliminarmente dovrà essere eseguita una modellazione delle acque sotterranee nel campo prova, da verificare successivamente sulla base dei dati sperimentali da acquisire (misure piezometriche, prove di permeabilità) nei piezometri realizzati.

Il test di campo verrà sviluppato come segue:

- Conterminazione del campo di prova e presidio idraulico di valle;
- Revisione/conferma della modellazione preliminare sulla base dei dati di caratterizzazione acquisiti;
- Realizzazione fori di iniezione e dei punti di monitoraggio e installazione delle relative attrezzature;
- Esecuzione del test;
- Monitoraggio di livelli di falda e di concentrazione di contaminanti, oltre che delle sostanze di processo (reagenti e prodotti);
- Gestione dei rifiuti liquidi e solidi prodotti;
- Valutazione conclusiva dell'efficacia del sistema.

I test pilota in situ devono fornire le informazioni necessarie per implementare un sistema di trattamento completo, consentendo di determinare la distanza tra i punti di iniezione, il tasso di iniezione e permettere di confrontare l'efficacia dei diversi tipi di reagenti. Inoltre una volta definiti questi parametri dovrà essere fornita la stima dei costi dell'applicazione del sistema di trattamento scelto.

I parametri che dovranno essere definiti con questo tipo di test sono: la concentrazione del reagente, il tasso di iniezione, la temperatura dell'aria e dell'acqua, la pressione di iniezione, la geometria del sistema di iniezione/estrazione/monitoraggio (compresa la definizione del raggio di influenza) ed i volumi totali da iniettare.

Di seguito vengono fornite alcune indicazioni relative alla progettazione da seguire per la definizione dei test pilota:

- l'iniezione dei reagenti per il test pilota potrà avvenire utilizzando i piezometri eseguiti, possibilmente con tecniche direct–push. Si può realizzare all'interno di una zona un solo modulo o più moduli di trattamento. È importante che la spaziatura tra i punti di iniezione sia calcolata correttamente in modo da creare una sovrapposizione delle zone di influenza. La quantità di reagenti da iniettare deve essere calcolata in base alla massa di contaminante e al consumo di reagenti da parte della matrice terreno;
- nel caso di iniezione di gas, i test pilota devono consentire di individuare la zona di influenza di ciascun punto di iniezione, tramite la misura della pressione indotta, di misurare eventuali incrementi di ossigeno disciolto, di utilizzare traccianti costituiti da gas inerti (Elio), di verificare le deformazioni della superficie di falda e le dispersione della concentrazione del gas iniettato;
- nel caso di iniezione di liquidi, i test pilota devono controllare le modalità di migrazione della soluzione nelle acque sotterranee per verificare che la dispersione subisca una variazione in funzione della portata di iniezione. I parametri da verificare sono le variazioni di pressione di iniezione, la concentrazione dell'ossigeno disciolto, le deformazioni della superficie di falda e la concentrazione del fluido iniettato.

5.3.5 Monitoraggio della sperimentazione in campo

Il Piano di monitoraggio dovrà prevedere sia il monitoraggio del processo di iniezione durante la sua fase di esecuzione sia il monitoraggio delle prestazioni del sistema in termini di efficacia nella rimozione dei contaminanti.

Di seguito vengono riportati i parametri da analizzare nelle fasi di monitoraggio delle prestazioni del sistema di trattamento:

- contaminanti;
- ossidanti e riducenti;
- ioni maggiori (compresi i nitrati) e alcalinità;
- temperatura, pH, conducibilità elettrolitica, ossigeno disciolto e ORP dell'acqua;
- test di ecotossicità.

6. I VANTAGGI DI UN APPROCCIO INTEGRATO

In relazione alla complessità del sito in termini di tipologia e estensione della contaminazione è stato necessario, fin dalla fase programmatica, impostare la progettazione degli interventi di risanamento e bonifica in maniera funzionale e integrata con i successivi interventi pianificati di rigenerazione e valorizzazione dell'area.

Tale impostazione – e la conseguente necessità di attivare i test su scala industriale a supporto e conferma degli indirizzi progettuali - deriva da una serie di opportunità e obblighi tra cui:

- ottimizzare le risorse pubbliche disponibili e procedere a scelte progettuali che, nel rispetto delle normative di settore, portino al miglior approccio in termini di costi/benefici;
- scegliere tecnologie di risanamento e bonifica già orientate al successivo sviluppo dell'area, quali ad esempio l'utilizzo di tecnologie di tipo biologico che, oltre a bonifcare i terreni, ne ricostituiscono la componente agronomica necessaria per l'attuazione del parco urbano;
- applicare tecnologie di bonfica ecosostenibili e tra di loro integrate, al fine di incrementarne l'efficienza e efficacia;
- consentire la possibilità di eseguire gli interventi di infrastrutturazione primarie e più in generale di rigenerazione in qualsiasi momento del processo di bonifica, innestandosi su interventi di risanamento in corso e lavorando, anche in parallelo, per macroaree/lotti;
- contenere i tempi di attuzione degli interventi e di utilizzo certo dei fondi e delle risorse.

7. BIBLIOGRAFIA

Decreto del Ministero dell'Ambiente e T.T.M. del 8 agosto 2014 "Ridefinizione del perimetro del Sito d'Interesse Nazionale di Napoli Bagnoli Coroglio" - GU Serie Generale n.195 del 23/08/2014.

Decreto Legge n. 133 del 12 settembre 2014, convertito in Legge, con modificazioni, dall'art. 1 della legge 11 novembre 2014, n. 164 e ss.mm.ii. "Bonifica ambientale e rigenerazione urbana dell'area di rilevante interesse nazionale Bagnoli – Coroglio".

Kubátová A., Erbanová P., Eichlerová I., Homolka L., Nerud F., Sasek V. (2001), *PCB congener selective biodegradation by the white rot fungus Pleurotus ostreatus in contaminated soil.* Chemosphere, Apr; 43(2), pagg 207-15.

Keum YS., Li QX. (2004), *Fungal laccase-catalyzed degradation of hydroxy polychlorinated biphenyls*, Chemosphere, Jul; 56 (1), pagg. 23-30.

Siracusa, G., (2017), *PCB in the environment: Bio-based processes for soil decontamination and management of waste from the industrial production of Pleurotus ostreatus.* New Biotechnology, http://dx.doi.org/10.1016/j.nbt.2017.08.011

Guarino C., Zuzolo D., Marziano M., Baiamonte G. Morra L., Benotti D., Gresia D., Robortella Stacul E., Cicchella D., Sciarrillo R. (2018), *Identification of native-metal tolerant plant species in situ: Environmental implications and functional traits,* Science of The Total Environment, Feb; 650 (2), pagg. 3156-3167.

AA.VV. *Protocollo per l'applicazione dell'ossidazione chimica in-situ* (2005) http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/siti-contaminati/tecnologie-di-bonifica

❑

Del gestire nell'ambito di un progetto di "bonifica" le terre da scavo con valori di fondo naturali eccedenti le CSC e le CSR in assenza di dati validati e di carte tematiche ufficiali – Un caso reale

About managing the excavated rocks and soils in the context of a "remediation" project with background content values exceeding the Alertness threshold values (CSC) and Risk threshold values (CSR) in the absence of validated data and official thematic maps - A real case

Corrado Tumaini
Oida Suisse Sagl
E-mail: info@oidassuisse.com;
corrado.tumaini@gmail.com

Francesca Refaldi
Oida Suisse Sagl
E-mail: f.refaldi@gmail.com

Parole chiave: terre e rocce da scavo (TRS), rifiuti, sottoprodotti, bonifica, valori di fondo naturale, DPR 120/17
Key words: Excavated rocks and soils (TRSs); wastes, by-products, remediation, background contents, P.D. 120/17

SOMMARIO

La gestione dei rifiuti delle bonifiche e delle terre e rocce da scavo è uno dei temi più "sotto pressione" nello scenario normativo italiano, dove le terre e rocce da scavo costituiscono un archetipo della complessità che permea le specifiche discipline.

Con la sua entrata in vigore nell'agosto 2017, il Regolamento allegato al DPR n.120 del 13 giugno 2017 interviene per semplificare le procedure di gestione delle terre e rocce da scavo anche in siti in bonifica.

In tema di gestione di siti in riconversione urbanistica e di bonifiche, in Italia è uso diffuso eseguire Piani di analisi estesi per la caratterizzazione ambientale ma avulsi dalla storia pregressa del sito. Ciò è causa del concretizzarsi di situazioni paradossali di impasse amministrativi ed operativi e l'attivazione di interventi di "bonifica" non proporzionali dell'effettivo rischio ambientale e sanitario, quando la "contaminazione" delle matrici ambientali è determinata non dalle attività antropiche ma dall'accertamento analitico di valori di fondo naturale (VFN), non validati dall'Autorità pubblica, eccedenti i valori soglia di attenzione (CSC) di riferimento. La stessa condizione critica si manifesta per il riutilizzo delle terre e rocce da scavo come sottoprodotti.

Ancora per gran parte del territorio nazionale Italiano non sono disponibili Carte dei Valori di Fondo Naturali ed Antropici o Linee guida locali per la produzione della documentazione della 'compatibilità geologica' dei valori rilevati nel sito rispetto alle condizioni geologiche presenti nel contesto territoriale di appartenenza. Le Amministrazioni pubbliche e le strutture di controllo territoriali sono di fatto private di strumenti ufficiali in merito, situazione che genera ampie "zone di resistenza" nell'accettare valori di riferimento ambientali, sì noti a tutti gli addetti ai lavori, ma non "validabili".

Si presenta un caso limite, ma non infrequente, di un sito in riconversione d'uso dove saranno prodotti circa centomila metri cubi di terre e rocce da scavo, divenuto "contaminato" a causa delle caratteristiche geochimiche naturali dei terreni e dei riporti, in assenza di dati dei valori di fondo naturale accertati o validati dalla PA e di come è stato compilato il progetto di "bonifica" applicando ogni volta possibile il regolamento allegato al DPR 120/17 per il riutilizzo delle TRS, sottoponendolo all'applicazione pratica nei mesi immediatamente seguenti l'entrata in vigore.

ABSTRACT

The management of waste from environmental remediation and of excavated rocks and soils (TRS) is one of the hottest topics of the Italian regulatory scenario, as it is an archetypal example of the complexity that characterize the specific disciplines.

The Regulation annexed to Presidential Decree No. 120/2017 simplifies the procedures for managing excavated rocks and soils, even in remediation sites. The objective of the DPR 120/2017 is to incorporate the formal requests of the European Commission (summarized in the Eu-Pilot procedure n. 5554/13/ENVI against the Italian Ministerial Decree No. 161/2012). The DPR aims to simplify the management of the TRS and to avoid an infringement procedure without further whetting the European Commission.

Having regard to the site management of sites in urban reconversion and remediation, in Italy it is usual to carry out extensive analysis plans of environmental characterization detached from the previous history of the site. This way may cause paradoxical situations of administrative and operational impasse, carrying out non-proportional remediation actions for the actual environmental and health risk.

It is essential to determine analytical assessment of natural background values (VFN) exceeding the reference attention threshold values (CSC) validated by the

public authority, when the "contamination" of environmental matrices is not determined by anthropic activities.

The same critical condition occurs in case of reuse of excavated rocks and soils as by-products.

At the moment, most of the Italian regions are not equipped with Natural and Anthropic Fund Values Maps or local guidelines. Furthermore, it is not available any documentation of 'geological compatibility' of values relating to the geological in-site conditions.

Public Administrations and territorial control structures are deprived of official instruments on this matter; such situation brings to wide "zones of resistance" in accepting environmental reference values, well-known for all the insiders, but not usable in a scientific context.

The article illustrates a "limit case" but not so uncommon: a site in reconversion of use, where approximately one hundred thousand cubic meters of excavated rocks and soils will be produced. The site has been declared "contaminated" due to a number of circumstances:

- the natural geochemical characteristics of the land and the landfills;
- the absence of natural background values validated by the Public Administration;
- the drafting of "remediation" project, applying, whenever possible, the regulation annexed to Presidential Decree 120/17 for the reuse of the TRS, (submitting it to the practical application immediately after the entry into force).

Site's distinctive contaminants, all of natural origin, in the soils are: Arsenic, Cobalt, Lead, Thallium, Beryllium, Cadmium, Copper and Vanadium. Chlorinated solvents pollute groundwater on a "large area" from contamination sources and outside.

The Health and Environmental Risk Analysis Assessment (AdR), Level 2, was developed on the environmental matrices of the Surface Soil, Deep Soil, and Groundwater.

Source "groundwater" (chlorinated organ compounds): the exposure path considered is the inhalation of vapours on side, indoor and outdoor. Result: no future risk from groundwater's source.

"Soil" matrix - results: unacceptable risk for the exposure path "dermal contact and ingestion " in the Surface Soil from Arsenic, Cobalt, Lead and Thallium; unacceptable risk for the "leaching and groundwater transport" route from Arsenic to groundwater; no risk from Beryllium, Cadmium, Copper and Vanadium: their CSR values (Risk Threshold Values) are higher than those of the CRS (Representative Concentration of the Source).

General guidelines and normative references adopted for the planning:

the proposals of "remediation" are based on three fundamental ethical principles:

- the principle of "the use of common sense",
- the principle of "precaution", applied in "active" mode, with interventions that must be proportional to the chosen level of protection and based on an economic cost/benefit analysis;
- the principle of "reducing the production of waste" (and reducing the consumption of natural resources), using every possible and convenient opportunity for recovery/re-use of any materials.

The approved Project for Remediation and Permanent Security pursues the objective of adopting interventions to interrupt the exposure and to harmonize remediation actions with the next construction of residential properties.

***

Nelle intenzioni dei suoi estensori, lo scopo dell'intervento normativo che ha prodotto il regolamento allegato al DPR 13 giugno 2017 n.120 è di semplificare l'intera disciplina vigente in materia di terre e rocce da scavo, riducendola a un unico testo, integrato, autosufficiente e internamente coerente.

Ponendo mano alle criticità, incongruenze e interpretazioni dubbie dei numerosi interventi normativi aventi come tema le terre e rocce da scavo, emessi in quasi un ventennio, dalla "legge Lunardi" (L. 443/2001) sino al decreto ministeriale 161/2012, nella sua vera sostanza, l'obiettivo del DPR 120/2017 è di recepire le richieste formali presentate dalla Commissione Europea nell'ambito della procedura Eu-Pilot n. 5554/13/ENVI, avviata nei confronti dell'Italia con riferimento al d.m. 161/2012, recante il *"Regolamento sulla disciplina dell'utilizzazione delle terre e rocce da scavo"*, per evitare che il progetto pilota possa evolversi in una procedura di infrazione nei confronti dello Stato italiano.

Nelle intenzioni degli estensori del testo di decreto, per realizzare l'obiettivo della semplificazione ma senza stuzzicare ulteriormente la Commissione Europea, il provvedimento inserisce anche elementi di novità per le condizioni in presenza delle quali è consentito l'utilizzo all'interno delle terre e rocce scavate e le procedure uniche per gli scavi e la caratterizzazione dei terreni generati dalle opere da realizzare nei siti oggetto di bonifica.

Tra l'altro, il regolamento disciplina:

a) il riutilizzo nello stesso sito di terre e rocce da scavo, che come tali sono escluse sia dalla disciplina dei rifiuti sia da quella dei sottoprodotti ai sensi dell'articolo 185, comma 1, lettera *c*), del D.Lgs. 152/06, che recepisce l'articolo 2, paragrafo 1, lettera *c*), della Direttiva 2008/98/CE relativa ai rifiuti;
b) la gestione delle terre e rocce da scavo prodotte nei siti oggetto di bonifica e di quelle caratterizzate da valori di fondo naturali (VFN) eccedenti i valori soglia di attenzione (Concentrazioni Soglia di Contaminazione, CSC) di cui alla Tabella 1 Allegato 5 al titolo V Parte quarta del D.lgs. 152/06 e smi ed estende l'applicazione delle procedure previste dall'articolo 34, commi 8, 9 e 10, del decreto legge n. 133 del 2014 (Misure urgenti per la realizzazione di opere lineari realizzate nel corso di attività di messa in sicurezza e di bonifica: gestione delle TRS e riutilizzo in situ) a tutti i siti nei quali sia attivato un procedimento di bonifica, purché tali siti siano stati caratterizzati ai sensi dell'articolo 242 del D.Lgs. 152/06, per consentire agli operatori di realizzare opere anche in siti nei quali sono stati avviati procedimenti di bonifica avendo come riferimento un unico riferimento normativo.

Di seguito si presentano i risultati dell'applicazione del DPR 120/2017, quando possibile, a un caso reale di progetto per la "bonifica" di un sito ex industriale in riconversione ad uso residenziale, sottoposto a procedimento ex art. 242 sviluppato a partire dal 2014 e concluso nell'estate 2018, all'interno del quale, per la realizzazione delle opere di urbanizzazione e residenziali, sono previsti scavi per circa centomila metri cubi di terre e rocce con valori di fondo naturale per alcuni "metalli pesanti" eccedenti quelli delle rispettive CSC ben note nella letteratura scientifica, ma ubicato in un territorio non ancora dotato di Carte del Valori di Fondo Naturale (VFN) o di Linee guida locali per la realizzazione di studi specifici.

Nell'ambito delle complesse interazioni nell'impianto normativo italiano per la gestione dei "rifiuti" dei "materiali

da scavo" e delle "bonifiche", il caso, per le sue peculiarità, ha permesso di "stressare" il DPR 120/2017, sottoponendolo all'applicazione pratica nei mesi immediatamente seguenti l'entrata in vigore, ancora privo del corollario di interpretazioni e di pareri giurisprudenziali.

ELEMENTI FONDAMENTALI DI CARATTERIZZAZIONE DEL SITO

Ubicazione: Lazio.

Tipologia del sito: area ex industriale, dismessa da circa 30 anni, in riconversione d'uso

Settore industriale: metalmeccanica.

Destinazione urbanistica attuale: mista, residenziale (prevalente) e commerciale.

Geologia: complesso vulcanico poggiante su substrato sedimentario di transizione marino/continentale.

Sequenza litologica:

1) due livelli di riporti, il primo, superficiale (R1), spesso mediamente 1 m e costituito da una miscela di lapilli pozzolane ghiaia e sabbia, il secondo (R2), di spessore fino a 8 m, steso a riempimento di impluvi laterali delle incisioni principali del reticolo idrografico ("fossi"), realizzato con il tout venant delle cave di pozzolana locali (paleosuoli, cineriti, piroclastiti alterate); in entrambi sono assenti materiali di origine antropica.
2) sequenza di piroclastiti da coerenti a incoerenti con intercalati livelli di ricaduta, paleosuoli e sabbie vulcanoclastiche, di spessore complessivo tra 20 e 30 m circa, distesi sul substrato sedimentario sabbioso-limoso di ambiente litorale.

Idrogeologia: complessa, caratterizzata da almeno due falde idriche ("superficiale" nei terreni vulcanici; "profonda" nel primo livello sedimentario) separate localmente da un probabile aquitardo, sottoposte a forti emungimenti per uso industriale attraverso un campo pozzi esteso su scala di area vasta e captante tutti gli acquiferi senza separazione dei settori filtranti.

Piano della caratterizzazione ex art. 242 D.lgs. 152/06: standard ma con l'adozione di un elenco esteso dei parametri da analizzare, ulteriormente ampliato su richiesta della Conferenza di servizi.

Criticità ambientali note: inquinamento presunto multicentrico delle acque sotterranee a scala di area vasta per composti organo clorurati, in corso di definizione.

Valori di concentrazione dalle risultanze delle analisi chimiche dei terreni e dei riporti: eccedenti le CSC – colonna A e inferiori a quelle di colonna B della Tabella 1 Allegato 5 titolo V Parte quarta del D.lgs. 152/2006 e smi.

"*Contaminanti" caratteristici*: Arsenico, Berillio, Cadmio, Cobalto, Piombo, Rame, Tallio, Vanadio presenti come elementi naturali; idrocarburi pesanti (C12-C40) e IPA come hot spot non significativi.
Superamenti delle CSC – Tabella 2 Allegato 5 titolo V Parte quarta del D.lgs. 152/2006 e smi (acque sotterranee) da composti organo clorurati primari e dai metaboliti da degradazione associati.
Nessuna sorgente di contaminazione del suolo da attività industriali pregresse o imputabili al periodo di dismissione, rilevate con le indagini per la caratterizzazione.
Nessuna sorgente di inquinamento delle acque sotterranee sito specifiche, come sopra.
Applicazione dell'Analisi di Rischio sanitario e ambientale (AdR), Livello 2 per la definizione del livello di rischio accettabile per le matrici ambientali Suolo Superficiale, Suolo profondo, Acque sotterranee.
Sorgente "falda" da composti organo clorurati: il percorso di esposizione considerato è l'inalazione di vapori on side indoor ed outdoor, verificato solo in modalità diretta per l'eventuale rischio sanitario per i futuri residenti del sito.

Risultati dell'AdR: valori di Concentrazione Soglia di Rischio (CSR) nella matrice "suolo": inferiori alle CSC di riferimento di colonna A Tabella 1 per Arsenico, Cobalto, Piombo e Tallio; per Berillio, Cadmio, Rame e Vanadio i valori di CSR sono superiori a quelli delle CRS (Concentrazione Rappresentativa della Sorgente).
Rischio non accettabile per il percorso di esposizione "contatto dermico e ingestione" nel Suolo Superficiale da Arsenico, Cobalto, Piombo e Tallio; rischio non accettabile per il percorso "lisciviazione e trasporto in falda" per l'Arsenico nelle acque sotterranee; nessun rischio dalla sorgente "falda" per i futuri residenti.
Obiettivi di bonifica nelle matrici Suolo Superficiale e Suolo Profondo: valori delle CSR = CSC per Arsenico, Piombo, Cobalto e Tallio nella matrice "suolo", come da linee guida ISPRA.

LINEE GENERALI E RIFERIMENTI NORMATIVI ADOTTATI PER LA PROGETTAZIONE

In assenza di sorgenti di contaminazione antropica sito specifiche e nelle more di una pubblicazione di documenti di riferimento ufficiali per i Valori di Fondo Naturale tutt'altro che certa e comunque con ipotetici tempi di pubblicazione incompatibili con l'esigenza della proprietà del sito di poter avviare i lavori di riqualificazione urbanistica, le proposte di intervento per la "bonifica" sono incardinate su tre principi etici fondamentali:

- il principio dell'"esercizio del buon senso", per stimolare la partecipazione di tutti i soggetti coinvolti nelle scelte procedurali ed operative, conferendo maggiore attenzione e spazio alle valutazioni basate su esperienze dirette;
- il principio di "precauzione", applicato in modalità "attiva": le misure da adottare devono essere proporzionali rispetto al livello prescelto di protezione, non discriminatorie nella loro applicazione, basate un'analisi economica costi/benefici e soggette a revisione, alla luce dei nuovi dati scientifici, in grado di attribuire la responsabilità per la produzione delle prove scientifiche necessarie per una più completa valutazione del rischio effettivo;
- il principio della "riduzione della produzione di rifiuti" (e di riduzione del consumo di risorse naturali), ricorrendo in ogni occasione, possibile e conveniente, al recupero/riutilizzo dei materiali anche oggetto di bonifica.

Il Progetto Operativo di Bonifica e di Messa in Sicurezza Permanente persegue quindi l'obiettivo di adottare interventi per interrompere i percorsi di esposizione e per armonizzare gli interventi di bonifica con quelli per la realizzazione delle opere interferenti.

SUOLO SUPERFICIALE

Il primo metro di spessore del suolo risultato "contaminato" per i metalli pesanti è costituito dalla associazione riporto superficiale (R1) pressoché incoerente e terreni sabbioso-limosi vulcanici e rimaneggiati moderatamente coesivi al letto.

È prevista la bonifica da attuarsi con il trattamento ex situ on side dei materiali in impianto mobile autorizzato ex art. 208 comma 15 del D.Lgs. 152/06 e smi (vagliatura) e loro trasformazione

in sottoprodotti derivati da attività di recupero ex dm 5.2.98 modificato dal D.M. 186/06, previo test di cessione per la loro classificazione come "rifiuti non pericolosi recuperabili". Il sottovaglio sarà conferito all'esterno del sito in impianto idoneo di smaltimento o recupero; il sopravaglio sarà reimpiegato all'interno del sito per i riempimenti e rimodellamenti.

In estrema sintesi: la bonifica è basata sul percorso di trasformazione: suolo contaminato → rifiuto non pericoloso recuperabile → sottoprodotto, favorito dalle caratteristiche geotecniche del materiale da trattare idonee al trattamento meccanico.

Per completare il taglio del percorso per contatto dermico e ingestione, sulle aree di rimozione del suolo con [C]>CSC o [C]>CSR e interferenti con opere di urbanizzazione non pavimentate (parco pubblico), sarà disteso uno spessore di materiale inerte acquistato all'esterno e preventivamente analizzato per accertare la condizione [C]<CSC di colonna A della Tabella 1 per tutti i Contaminanti caratteristici e i principali composti organici, con caratteristiche agronomiche idonee alla piantumazione e all'inerbimento.

SUOLO PROFONDO

Si tratta di uno spessore indagato di quasi 30 m di terreni insaturi di origine vulcanica, vulcanoclastica e di ricaduta, molto eterogenei sia nelle granulometrie sia negli spessori, per i quali non è ipotizzabile applicare tecniche di bonifica *sensu stricto* ed è inevitabile il ricorso a interventi messa in sicurezza permanente (MiSP) dei terreni "contaminati" non escavati per il taglio del percorso di "lisciviazione e trasporto in falda" e per il parametro "Arsenico".

La MiSP sarà imperniata sulla realizzazione delle pavimentazioni dei locali interrati e sulla posa, a quota -1,00 m dal piano di calpestio, di un barrieramento fisico orizzontale nei settori delle opere interferenti con le aree-sorgenti di contaminazione residuali (scenario di rischio post edificazione); la normativa di riferimento sarà il titolo V Parte quarta del D.Lgs. 152/06 e smi (Bonifica di siti contaminati) e relativo Allegato 1 (Criteri generali per l'applicazione dell'analisi di rischio sito specifica) ai fini del ricalcolo del rischio residuale nello scenario futuro post-edificazione e Allegato 3 per la progettazione del barrieramento fisico in geocomposito bentonitico, sagomato in base ai risultati dell'AdR, sulle aree non pavimentate (parco pubblico) e comprese le sedi della rete viaria e i parcheggi.

Per la gestione delle TRS appartenenti al livello "Suolo Profondo" sono inoltre distinti due ambiti differenti di intervento in funzione delle tipologie di opere da realizzare per la riqualificazione urbanistica.

TERRE E ROCCE DA SCAVO PRODOTTE PER GLI SCAVI DI POSA DI OPERE LINEARI

Lungo i segmenti dei tracciati intersecanti le aree sorgente di contaminazione, è previsto lo scavo e il conferimento tout court a idoneo impianto esterno di recupero (R10), con riferimento all'art. 242 D.Lgs. 152/06 e collegato Allegato 3 al titolo V Parte quarta e, per la gestione dei materiali come "rifiuti", il titolo I Parta quarta del D.Lgs. 152/06 (Gestione dei rifiuti) e dei D.M. 5 febbraio 1998 e D.M. 186/2006 per il recupero in R10.

Lungo i segmenti non intersecanti le aree sorgenti di contaminazione, cioè con [C]<CSC o [C]<CSR sarà realizzato lo "scavo e rinterro", escludendo le terre da scavo dal regime dei rifiuti, ai sensi dell'art. 185, in applicazione dell'art. 26 – Titolo V del DPR 120/17 e con riferimento al comma 7 dell'art. 242 del D.Lgs. 152/06.

TERRE E ROCCE DA SCAVO PRODOTTE PER LA REALIZZAZIONE DEI PIANI INTERRATI E DELLE FONDAZIONI DEGLI EDIFICI

I volumi dei quali è prevista la rimozione rappresentano l'85% circa dei volumi di scavo complessivi e sono eccedenti, non trovando collocazione all'interno del sito per il riutilizzo. Sono quindi presentate due soluzioni, tra loro alternative o complementari, per il conferimento all'esterno del sito:

Scavo e riutilizzo come sottoprodotti ex DPR 120/17 in cantiere esterno; come riferimenti normativi, nel dettaglio:

- per le attività di scavo: art. 25;
- per il riutilizzo fuori sito:
- art. 22 Cantieri di grandi dimensioni non sottoposti a VIA e AIA, il quale rinvia a:
- art. 4 sui criteri per qualificare le terre e rocce da scavo come sottoprodotti ed a:
- art. 20 per i requisiti ambientali, nelle modalità di:
- art. 12 Terre da scavo prodotte in un sito oggetto di bonifica, ai fini della dichiarazione di:
- art. 21. di utilizzo delle TRS.

Nella sostanza, verificata la conformità ai requisiti ambientali delle TRS, i volumi di scavo per le fondazioni e locali interrati degli edifici potrebbero essere gestiti come sottoprodotti e conferiti in cantieri esterni su aree a destinazione industriale e/o commerciale con Piani di Utilizzo (definizione da art. 2 lettera f). L'uso del condizionale è d'obbligo perché, sul piano formale, una modifica del testo originale del decreto ministeriale 161/12 ripreso nel DPR 120/17 si pone come possibile ostacolo.

SCAVO E CONFERIMENTO A RECUPERO R10

Test di cessione, prodromici alla progettazione, su campioni medi prelevati in banco hanno dimostrato la conformità delle TRS sito specifiche alla definizione di "rifiuti non pericolosi" idonei per il conferimento su aree morfologicamente degradate e in "recupero ambientale" autorizzate ex art. 5 D.M. 5.2.98 modificato dal D.M. 186/06.

Giova ricordare che la definizione di "recupero ambientale" data dall'art. 5 del d.m. 5 febbraio 1998 rappresenta una precisazione della definizione generale data dal D.Lgs. 152/2006 per l'operazione di recupero contraddistinta dal punto R10 dell'elenco di cui all'Allegato C alla Parte quarta del medesimo decreto: consiste nello "spandimento sul suolo a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia" di rifiuti, tal quali o sottoposti a specifico trattamento, condizionato dal possesso dei requisiti generali di compatibilità di cui all'art. 5. Inoltre si fa riferimento alla lettera d bis) dell'art. 5, introdotta dall'art. 1, comma 1, lett. b) del D.M. 186/2006: "in ogni caso, il contenuto dei contaminanti sia conforme a quanto previsto dalla legislazione vigente in materia di messa in sicurezza, bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati, in funzione della specifica destinazione d'uso del sito".

Nella forma, la soluzione è ammissibile; di contro, nella sostanza la sua adozione collide con i criteri di proporzionalità e ragionevolezza.

CONSIDERAZIONI

È da osservare come, già in fase di caratterizzazione ambientale, emergano criticità interpretative della normativa che si rifletteranno sull'intero procedimento tecnico e amministrativo ex art. 242 del D.Lgs. 152/06 e sulla futura gestione delle terre e rocce da scavo, sia per l'esclusione dal regime dei rifiuti (art. 185) sia come sottoprodotti (DPR 120/17).

Infatti:

1) in prima battuta, il procedimento tecnico ed amministrativo da art. 242 del D.Lgs.152/06 ha preso avvio sulla base dei risultati delle indagini ambientali preliminari, imperniate su un Piano analisi generico ed esteso, non sito specifico, dai quali comunque già si confermava l'"anomalia" geochimica rispetto alle CSC, con il risultato di applicare al sito la definizione di "potenzialmente contaminato" e di avviare lo sviluppo completo delle indagini per la caratterizzazione delle matrici ambientali "coinvolte". Il confronto critico dei risultati dell'indagine preliminare con i valori di fondo naturale, completata da una esaustiva indagine "storica" del sito, avrebbe permesso al soggetto interessato di presentare autocertificazione attestante la condizione di "sito non contaminato" e procedere senz'altro agli interventi di riqualificazione, dei quali quelli per le opere di urbanizzazione sono di pubblico interesse;
2) l'elaborazione dell'analisi di rischio ha richiesto "semplificazioni" improntate sul caso ragionevolmente peggiore per superare l'impasse formale-normativo, al limite della condivisione sul piano tecnico. Per esempio: le aree sorgenti di contaminazione sono state delimitate dalla poligonazione del sito (Poligoni di Voronoi/Thiessen) inserendo i valori del data set analitico, malgrado l'evidenza della assenza di sorgenti di contaminazione da attività antropiche e della assoluta "casualità" della distribuzione spaziale e sulla verticale dei valori per i metalli più caratteristici, entro spettri di distribuzione di concentrazione talvolta molto ampi per lo stesso parametro.

A titolo sperimentale sono stati prelevati campioni di terreni in punti distanti un paio di metri l'uno dall'altro e rappresentativi della medesima unità litostratigrafica: i risultati in alcuni erano correlabili, in altri si è assisto al rispetto del valore soglia in un campione e nel superamento "oltre ogni ragionevole dubbio" nell'altro.

Anche le aree sorgenti di contaminazione, adottando le linee guida APAT/ISPRA per la loro delimitazione spaziale, ha richiesto valutazioni "parametro per parametro" sull'opportunità di distinguere sorgenti "mono-poligonali" o "associazioni di poligoni" non necessariamente tra loro adiacenti come da procedura standard, in particolare a fronte delle distribuzioni "a macchia di leopardo" estese sull'intera superficie del sito.

Applicando il criterio del "caso ragionevolmente peggiore", il risultato finale è stato di assegnare al sito la definizione di "contaminato" ex artt. 242 e 240, condizione solo nella forma ma non nella sostanza, e di avviare la progettazione per la "bonifica".

D'altra parte, nel panorama italiano è ancora molto diffusa la pratica di proporre Piani di analisi estesi ma avulsi dalla storia pregressa del sito, determinando situazioni paradossali di impasse del procedimento e l'attivazione di interventi non proporzionali dell'effettivo rischio ambientale e sanitario; tutto ciò in aperto contrasto con lo stesso principio comunitario di precauzione il quale impone che le misure di cautela da adottare debbano essere proporzionali rispetto livello di protezione che s'intende raggiungere.

L'adozione senza valutazione critica di una proposta di Piano analisi non sito specifico risulterebbe irricevibile in altre realtà nazionali, dove le normative impongono alle Autorità di collaborare e di trovare un accordo con i diretti interessati sulle valutazioni e i provvedimenti necessari, pur rispettando le esigenze della salvaguardia della salute e dell'ambiente. In queste realtà le normative prescrivono anche chiaramente che il campione di suolo deve essere analizzato soltanto in rapporto alle sostanze che si suppongono presenti nel sito in base all'"indagine storica" e, anche, di un capitolato d'oneri concernente l'oggetto la portata e i metodi dell'"indagine tecnica" che deve essere sottoposto per parere all'autorità (esempio: OSiti 1998 del Cantone Stato del Ticino).

Ma prima di ogni altra condizione formale, ammesso di condividere in via meramente speculativa l'eccesso dell'esercizio della prudenza, nel caso in esame la valutazione sulle condizioni effettive di qualità ambientale dei terreni e dei riporti è segnata dall'irremovibile diniego posto dell'Autorità di correlare i risultati analitici sito specifici con le caratteristiche geochimiche delle unità geologiche ubiquitarie a scala regionale, benché queste ultime costituiscano "cosa nota" ampiamente studiata a livello scientifico. Ciò sulla base dell'obiezione che "Purtroppo dette ipotetiche caratteristiche non sono né normate a livello nazionale né locale, e pertanto non possono essere accettate dall'Ente di Controllo preposto alla validazione dei dati".

Eppure, il principio che consente di stabilire limiti normativi superiori ai valori tabellari, in caso di accertati fenomeni naturali o antropici diffusi, è ormai consolidato nella disciplina comunitaria europea ambientale e trova diverse applicazioni nella normativa nazionale di recepimento, anche italiana: il D.Lgs. 152/06 richiama più volte il concetto che, in determinate condizioni geologiche naturali, talune sostanze possono presentare concentrazioni superiori ai valori soglia normativi, ossia alle Concentrazioni soglia di contaminazione. Nel contempo però, la normativa italiana stabilisce che "Valori superiori (alle CSC) possono essere ammissibili solo in caso di fondo naturale più elevato o di modifiche allo stato originario dovute all'inquinamento diffuso, ove accertati o validati dalla Autorità pubblica competente" (Allegato 1 alla Parte IV D.lgs. 152/06). Nell'interpretazione "rigida", la normativa assegna l'esclusiva competenza alla Autorità pubblica, con il supporto degli organi istituzionali tecnico-scientifici, per stabilire i valori soglia di riferimento da fondo naturale nell'ambito dei procedimenti di bonifica dei siti contaminati, senza però normare come tali valori debbano essere accertati o validati, due condizioni procedurali tra loro palesemente diverse.

Ovviamente, l'osservazione mossa dall'ente istituzionale è formalmente corretta, ma ciò non impedisce ai terreni della cintura tosco-laziale e campana di insistere nella conservazione dei propri "tradizionali valori di fondo", ancorché non conformi alle soglie di attenzione imposte dalla normativa. L'indifferenza dei caratteri geochimici dei terreni laziali alle preoccupazioni del legislatore ambientale non rappresentano peraltro un caso isolato a scala nazionale: si pensi, a mero titolo di esempio, ai caratteri geochimici dei materiali del plateaux porfirico del Trentino, della cintura delle "pietre verdi" alpine, ai depositi alluvionali quaternari della Pianura padana per risalire fino ai litotipi ignei e metamorfici delle Alpi Meridionali a cavallo del confine tra il Varesotto e il Cantone Ticino, solo per citarne alcuni; la differenza con il caso in esame risiede nel fatto che in altre realtà territoriali si è posta mano alla questione, evitando così di trasformare aree "non contaminate" dagli usi industriali pregressi in "siti contaminati da bonificare" per cause naturali, con il conseguente corollario di oneri e dispendio di energie e opportunità, favorendo nel contempo il consumo di suolo pregiato per l'edificazione e la produzione di rifiuti, in aperto contrasto con le direttive comunitarie e,

ancora prima, con l'esercizio del buon senso.

A livello di gestione delle TRS prodotte per la realizzazione delle opere di riqualificazione urbanistica del caso in esame, l'assenza di riferimento ai Valori di Fondo Naturale validati si riverbererà anche a livello di progetto di "bonifica", sull'applicazione sia dell'art. 185 (scavo e rinterro) sia del DPR 120/17 (riutilizzo in cantiere esterno).

L'articolo 185, comma 1, lett. c) del D.Lgs. 152/06 stabilisce che non rientrano nel campo di applicazione della Parte IV dello stesso il suolo e altro materiale allo stato naturale escavato nel corso di attività di costruzione, ove sia certo che esso verrà riutilizzato a fini di costruzione allo stato naturale, nello stesso sito in cui è stato escavato ed a condizione che non sia contaminato. L'accertamento della sussistenza di tale condizione per il riutilizzo in sito del terreno già scavato è dunque imprescindibile.

Per l'orientamento generale adottato dal dicastero ambientale italiano, la "non contaminazione" è un elemento che prescinde dall'aspetto dimensionale del sito, richiede la verifica della sussistenza dei requisiti richiamati nell'articolo e non può essere di carattere esclusivamente documentale. Questa interpretazione è ripresa anche nel DPR 120/17, come si vedrà più avanti, perché si ritiene che il rispetto delle condizioni sostanziali per la gestione in sicurezza ambientale e sanitaria delle terre e rocce da scavo non possa formare oggetto di per sé di semplificazione.

Di conseguenza, è reso esplicito che i risultati analitici per la caratterizzazione ambientale ai sensi dell'art. 242 (gestione dei siti contaminati e bonifiche), seppure completata, non sono "riutilizzabili" per la caratterizzazione ambientale delle TRS prodotte all'interno del sito contaminato ai fini della loro esclusione dal campo dei rifiuti: devono essere effettuate specifiche analisi di verifica ai sensi delle procedure di caratterizzazione di cui all'Allegato 4 del DPR 120/17 (art. 25).

Ergo: sotto il profilo giuridico la caratterizzazione ex art 242 non è mai definitiva, anzi dovrebbe essere noto a tutti gli operatori che la bonifica è sempre *rebus sic stantibus*, cioè soggetta a nuovi accertamenti sopravvenuti. La caratterizzazione ambientale delle TRS ex DPR 120/17 sopperisce alla caratterizzazione a maglia larga dei procedimenti di bonifica: da questo punto di vista i due ordinamenti si integrano per una tutela ambientale e sanitaria effettiva.

Sotto il profilo di cautela, l'approccio è condivisibile, se si tratta di affrontare reali sorgenti di contaminazione antropica interferenti con le opere, quindi masse fisicamente delimitabili e originate per cause pertinenti la storia del sito. Nel caso in esame è invece alta l'alea che per singoli lotti di scavo emergano superamenti delle CSC o delle CSR su settori identificati come "non contaminati" nel procedimento ex art. 242, ciò in relazione alla "casualità" (apparente) nella distribuzione dei valori di concentrazione di fondo naturale. E viceversa…

È evidente il ruolo fondamentale che assume la determinazione dei Valori di Fondo Naturale, in fase di indagine ambientale preliminare prima dell'avvio di un procedimento ex art. 242, come di caratterizzazione ambientale delle TRS per l'accertamento della conformità ai criteri per qualificarle come sottoprodotti, al fine di evitare paradossi tipo: indagine ambientale preliminare con autocertificazione poi sconfessata da un successivo Piano di indagine per il riutilizzo delle TRS o a conclusione positiva del procedimento da art. 242 dopo l'esecuzione del Piano della caratterizzazione.

Anche per la gestione delle TRS dalla edificazione degli edifici si ripropone la medesima criticità in fase di caratterizzazione ambientale ex DPR 120/17: l'art. 25 specifica che deve essere analizzato un numero significativo di campioni di suolo insaturo prelevati da stazioni di misura rappresentative dell'estensione dell'opera e del quadro ambientale conoscitivo per le attività di scavo da realizzare nei siti oggetto di bonifica già caratterizzati ex art. 242.

Il passaggio attraverso la caratterizzazione delle TRS è quindi imprescindibile, nelle modalità indicate dagli Allegati 2 e 4 del decreto. D'altra parte, gli estensori del regolamento hanno in più occasioni replicato sull'argomento alle osservazioni delle Commissioni parlamentari dei dicasteri e della consultazione pubblica in fase di revisione del testo, insistendo sulla ineludibilità del rispetto dei principi imposti dall'autorizzazione legislativa che impongono di non abbassare i livelli di tutela ambientale e di rispettare la disciplina europea.

Dagli estensori del regolamento, la disciplina delle condizioni di "non contaminazione" è quindi stata valuta non ulteriormente semplificabile: ai risultati della caratterizzazione ambientale ex art 242 è assegnato un limitato carattere documentale, di indirizzo generale, mentre la caratterizzazione ambientale mirata alle attività di scavo rappresenta, nello spirito del regolamento, il livello di tutela dell'ambiente e della salute oltre il quale non è possibile scendere senza il rischio di pregiudizi per interessi e valori fondamentali, con il rischio di ridurre tali livelli di tutela delle risorse naturali e di prevenzione dei rischi sanitari, nonché di esporre l'ordinamento italiano ad una potenziale procedura di infrazione europea, travalicando la portata del principio di proporzionalità nella semplificazione degli adempimenti amministrativi in materia ambientale.

Applicata al caso, la caratterizzazione dei terreni e dei riporti per soddisfare alle condizioni ambientali ex DPR 120/17 comporta l'assunzione dello stesso rischio di non conformità già evidenziata per l'applicazione dell'art. 185 ma può ulteriormente essere aggravato qualora la non conformità delle TRS sia accertata a seguito di controlli su strada verso il luogo di destinazione per le conseguenze anche penali che ne deriverebbero (gestione illecita di rifiuti) …

D'altronde, il regolamento insiste sulla separazione tra la caratterizzazione ambientale da art. 242 e quella da DPR 120/17, per mantenere distinta l'attività di bonifica *sensu stricto* da quella di scavo all'interno del sito contaminato, indurrebbe nel caso in esame a tentare una ricaratterizzazione delle future TRS dei terreni ricompresi nei poligoni risultati non conformi alle CSC, in relazione alla disomogeneità (apparente) dei valori di fondo naturali. Risoluzione *border line* che, almeno nella sua applicazione tecnica e a prescindere dall'etica, non esclude la possibilità di un ribaltamento dei risultati della caratterizzazione ex art. 242 (vedi quanto già evidenziato in merito all'applicazione dell'AdR). Un ircocervo ambientale.

Le linee generali del progetto di "bonifica" del sito sono state delineate in epoca precedente il DPR 120/17, con la materia disciplinata, in ultimo, dal D.M. 161/12: i requisiti di qualità ambientale delle TRS prodotte nei siti oggetto di bonifica da validare dall'Agenzia ambientale erano riferiti al solo sito di destinazione; le terre caratterizzate da valori di concentrazione compresi tra le colonne A e B della già citata Tabella 1 potevano essere riutilizzate in un cantiere in un sito a destinazione commerciale/industriale. Una soluzione lineare dal punto di vista della sostanza ma che, si presume, sul piano formale collide con il livello di tutela dell'ambiente e della salute oltre il quale gli estensori del

regolamento allegato al DPR 120/17 non ritengono possibile scendere senza il rischio di provocare una procedura di infrazione europea.

Ne consegue che l'art. 12 comma 1 specifica che i requisiti ambientali di cui all'art. 4 sono da riferirsi anche al sito di produzione: applicato al caso in esame, l'interpretazione corrente, già rimbalzata in evidenza nei siti web delle Agenzie ambientali, preclude la collocazione delle TRS con valori di concentrazione compresi tra le colone A e B in sito esterno ad uso industriale/commerciale, limitando il riutilizzo ai lotti di scavo solo se conformi alla colonna A e assegnando automaticamente il carattere di "rifiuto" alle TRS dei lotti "non conformi" all'uso.

Si riconferma come la gestione delle TRS e dei rifiuti derivanti da costruzione/demolizione continui ad essere uno dei temi più "sotto pressione" nello scenario normativo italiano, dove le terre e rocce da scavo costituiscono una sorta di archetipo della complessità per eccellenza che permea la gestione dei rifiuti in Italia e come le bonifiche siano ancora officina di timori e risoluzioni normative di semplificazione mai compiute interamente: dopo venti anni di sperimentazione dottrinale e interventi giurisprudenziali, la gestione dei siti "contaminati" resta un procedimento tecnico-amministrativo complesso, costoso, lungo, dai risultati incerti, facile da aprire… difficile da chiudere.

Almeno fino a quando non si riuscirà a separare i due comparti oggi interferenti:

- **Bonifiche**, che rimandano a concetti come Rimedio, Opportunità, Risorsa, Lavoro; Futuro;
- **Rifiuti**, che sottendono ad Abbandono, Allontanamento, Consumo, Inutilità.

Risulta infine evidente come in casi limite, ma non infrequenti, come quello qui proposto, la gestione delle TRS come sottoprodotti risulti tutt'altro che lineare e priva di rischi: il supporto di Valori di Fondo Naturale ufficiali appare l'unica soluzione percorribile per superare il guado nell'ottica della riduzione dei rifiuti, della conservazione e riutilizzo delle risorse naturali, se si pone l'obiettivo di riuscire a coniugare sostenibilità ambientale, efficienza nell'uso della risorse e opportunità economiche in linea con il nuovo Piano di azione ambientale dell'Unione europea.

Sennonché solo alcune amministrazioni regionali si sono dotate di strumenti specifici quali le Carte dei Valori di Fondo Naturale e di Linee guida per gli studi finalizzati alla determinazione degli stessi, in genere sulla spinta della necessità di affrontare casi di gestione dei materiali da scavo per grandi opere più che di bonifica di siti contaminati, ma nel panorama nazionale restano aperti larghi vuoti i quali alimentano nelle Amministrazioni e nelle Agenzie ambientali l'applicazione "rigida" del principio di precauzione, secondo la quale "in assenza di certezze scientifiche (normate) è meglio non agire".

Si può a questo punto obiettare che il DPR 120/17 contempla espressamente il caso delle TRS caratterizzate da superamenti delle CSC dei valori di fondo naturale (art. 11) e la questione quindi sarebbe "risolta"; ma se nella prima parte dell'articolo è fatta salva la possibilità che le concentrazioni riscontrate per i parametri della *short list* dell'Allegato 4 vengano assunte pari al valore di fondo naturale esistente richiedendo al proponente del Piano di utilizzo di presentare all'Agenzia ambientale uno specifico piano di indagine, nella seconda assegna all'Agenzia ambientale il compito di definire i valori di fondo naturale applicabili, sulla base delle risultanze del piano di indagine, nonché di altri dati disponibili per l'area oggetto di indagine.

L'assunzione dei VFN costituisce a tutti gli effetti il nuovo riferimento di legge all'interno dell'ambito territoriale in cui sia stato definito: nella sostanza assumono carattere di Limiti di Accettabilità. Dal punto di vista formale, la competenza attribuita alle Agenzie ambientali di definire i VFN potrebbe perciò essere interpretata come l'arbitraria assunzione di un potere normativo, cioè quello di indicare limiti di riferimento anche derogatori rispetto a quelli delle colonne A e B, Tabella 1, mentre ogni modifica ai valori soglia dovrebbe avvenire con decreto ministeriale. Di fatto questo replicherebbe quanto era stato inserito nella bozza di regolamento in merito al medesimo potere conferito all'Istituto Superiore della Sanita conferito dall'art. 2 comma 1, lettera b, e che, a seguito delle osservazioni delle Commissioni parlamentari, è stato stralciato dal testo definitivo.

A corollario del "dubbio formale" si evidenzia anche la possibilità di un conflitto di competenze: vero è che il DPR 120/17 fa riferimento alla caratterizzazione "ambientale" delle TRS (settore, appunto, di competenza delle ARPA/APPA) ma anche si ispira alle condizioni sostanziali per la gestione in sicurezza sanitaria, comparto di competenza delle Agenzie sanitarie. L'assunzione di VFN eccedenti le CSC è equiparabile alla definizione dei valori di CSR obiettivi di bonifica, e non dovrebbe prescindere da una valutazione sanitaria.

D'altra parte, il singolo proponente non è tenuto alla determinazione del "fondo naturale", ma alla produzione della documentazione della 'compatibilità geologica' dei valori rilevati nel sito rispetto alle condizioni geologiche presenti nel contesto territoriale di appartenenza, anche a motivo del fatto che, in questo caso, l'esito degli studi non comporterebbe la definizione di un nuovo valore normativo a tutti gli effetti di legge, ma sarebbe esclusivamente finalizzato a documentare l'esistenza di una situazione geologica del territorio all'interno del quale ricade il sito in grado di giustificare la presenza di valori superiori alle CSC. Interpretazione che è stata già adottata da Agenzie ambientali nel compilare di Linee guida specifiche ante DPR 120/17 (vedi: ARPA Liguria).

Osservato dalla prospettiva del "bicchiere mezzo pieno", il DPR 120/17 è esplicito sulla competenza assegnata delle Agenzie ambientali senza possibilità di deviazioni interpretative, contrariamente all'individuazione della "Autorità pubblica, con il supporto degli organi istituzionali tecnico-scientifici" alla quale fa riferimento il D.Lgs. 152/06, quanto mai generica e suscettibile di molteplici interpretazioni, una delle quali contempla l'attribuzione all'Ente amministrativo procedente (Regione, Comune) nei casi non di interesse nazionale.

Di carattere sostanziale ed operativo, la discrezionalità nella definizione dei VFN attribuita all'Agenzia ambientale territorialmente competente può essere causa di disparità di trattamento per situazioni analoghe ma emergenti su territori amministrativi differenti: la Geologia non si uniforma ai confini amministrativi.

È lecito ipotizzare che sono prevedibili assunzioni dei valori di riferimento più o meno ristrettivi, caso per caso, sempre opinabili, per territori amministrativi differenti, se a livello di coordinamento nazionale delle Agenzie non si addiviene a linee di azione condivise.

Il regolamento vigente non è corredato da un Allegato tecnico che stabilisca le linee guida per realizzare il piano di indagine, da concordare con l'Agenzia ambientale. Il procedimento per giungere alla determinazione dei VFN può risultare articolato e complesso, e implicare indagini e analisi di

elevato impegno tecnico scientifico ed economico, se basato sulle Linee guida ISPRA pubblicate negli ultimi venti anni, oggettivamente non realizzabili da soggetti privati per interventi di piccole e medie entità.

Si osservi che, affinché i risultati dell'indagine siano effettivamente rappresentativi per valutare lo stato di fatto dei valori di fondo naturale sito specifici, deve essere garantita una corretta impostazione di base: il Valore di fondo naturale è la derivazione, tramite elaborazione statistica, dei valori caratteristici del contenuto naturale pedogeochimico di una sostanza nel terreno. A titolo esemplificativo: il trattamento statistico dei dati deve fondarsi sulla raccolta, organizzazione e selezione dei dati relativi a tutti gli elementi geologici, litologici, strutturali, geochimici e mineralogici relativi al territorio sul quale insiste il sito; particolare dettaglio è richiesto sul tipo e caratteristiche dei minerali che contengono i parametri causa del superamento delle CSC, poiché sono fondamentali per determinare l'origine "naturale" dei contaminanti, contribuendo a discriminare gli apporti "naturali" da quelli "antropici" (uno per tutti: il Piombo rinvenibile a lato di importanti arterie stradali), questi ultimi, si osservi, non contemplati dal regolamento.

Ulteriori parametri dai quali non dovrebbe prescindere l'indagine sono quelli rappresentativi dei processi di alterazione e pedologici. Ricondotta al caso in esame, definito da una complessa e disomogenea componente litostratigrafica, si osservi l'importanza di questi parametri in relazione ai rapporti tra alcuni metalli (*in primis*, l'Arsenico) e la percentuale di sostanza organica nei terreni (suoli attuali e paleosuoli)

Se prevarrà l'interpretazione di assumere come obiettivo dell'indagine la produzione della 'compatibilità geologica', il livello di complessità degli studi e delle analisi necessarie è ragionevolmente ridimensionabile rispetto a quanto definito dalle Linee guida ISPRA, purché l'impostazione sia condivisa dall'Agenzia ambientale territorialmente competente.

Poiché il DPR 120/17 in merito ai VFN si rivolge a tutte le categorie di cantieri (piccoli, grandi, sottoposti o meno a VIA-AIA) è invece evidente come è alto il rischio che non sia rispettato il criterio della proporzionalità, invocando quello di precauzione nella forma "rigida", a danno dei piccoli e medi cantieri, che costituiscono attualmente la categoria più "dinamica" nel settore delle costruzioni: le terre e rocce da scavo afflitte dai VFN eccedenti le CSC confluiranno ancora verso il mercato dei rifiuti, in contrasto con lo spirito della norma, o "smaltite/"riutilizzate" in modalità non lecite da parte dei produttori meno sensibili agli interessi generali e ambientali e più a quelli individuali, eludendo i controlli.

Ponendo esclusivamente in capo ai dirigenti e ai tecnici delle Agenzie ambientali la posizione "scomoda" di decisori, cioè di assumere responsabilità diretta della deroga dei valori di riferimento, sulla base dell'esperienza maturata in trent'anni di attività di consulenza ambientale, e con giudizio scevro da fatalismi, è da preventivare l'emersione di "zone di resistenza" alla collaborazione per Piani di utilizzo basati sui VFN, così come è avvenuto in passato, per esempio nella prima fase di introduzione dello strumento dell'analisi di rischio, allora facoltativa, per la definizione degli obiettivi di bonifica prevista dal D.M. 471/99 in alternativa ai Limiti di accettabilità.

L'univocità e l'omogeneità dei criteri da applicare per lo studio diviene strumento essenziale anche per la semplificazione e l'accelerazione dei procedimenti, oltre che di certezza, che sono indicati come gli obiettivi del regolamento.

Nel caso qui presentato, dai risultati della SWOT Analysis e in relazione ai tempi preventivati per la realizzazione in lotti delle opere nell'ordine di alcuni anni, l'orientamento prevalso per l'elaborazione del progetto di "bonifica" contempla comunque la proposta di riutilizzo delle TRS come sottoprodotti presso cantieri esterni su siti a destinazione industriale/commerciale e lo "scavo e rinterro" ex art. 185 dove possibile, nelle more di eventuali modifiche e dei pronunciamenti giurisprudenziali, lasciando aperta la possibilità di chiedere la determinazione dei Valori di Fondo Naturale come da Regolamento; nel contempo è promosso lo scavo e il conferimento delle terre e rocce da scavo non conformi alle CSC e CSR a sito in recupero ambientale R10 come "rifiuti non pericolosi"; un'operazione attuabile ma che sarà causa della maggiorazione dei costi preventivati per gli scavi edili.

❑

Il software di analisi di rischio Risk-net 3 Pro

Risk-net 3 Pro. A New Tool for the Risk Assessment of contaminated sites

Iason Verginelli
Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica, Università degli studi di Roma "Tor Vergata"
E-mail: verginelli@ing.uniroma2.it

Parole chiave: siti contaminati, analisi di rischio, software
Key words: site contamination, risk analysis, software.

SOMMARIO

In questo lavoro viene descritta la nuova versione del software Risk-net 3 Pro che implementa la procedura di Analisi di Rischio sanitario-ambientale applicata ai siti contaminati definita nelle linee guida ISPRA (2008) in accordo con quanto previsto dalla normativa italiana (D.Lgs. 152/06 e D.Lgs. 04/08). Il software permette di calcolare sia il rischio, associato alle concentrazioni rilevate in sorgente, che gli obiettivi di bonifica (CSR, concentrazioni soglia di rischio) definendo i limiti di accettabilità del rischio e dell'indice di pericolo. Il software è caratterizzato da una semplice interfaccia grafica che permette la definizione semplice e ragionata dei diversi parametri di input. Alcuni controlli permettono di gestire la presenza di errori di tipo concettuale e numerico. I risultati vengono forniti sia in termini di rischio che di obiettivi di bonifica. Vengono inoltre visualizzati gli output intermedi permettendo all'utente, in fase di verifica, di valutare in maniera più critica i risultati ottenuti.

ABSTRACT

The Risk-net software was designed to perform the calculations required for the Risk-Based Corrective Action (RBCA) planning process, as defined in the Italian national guidelines for risk assessment that are based on the ASTM Standard Guide for Risk-Based Corrective Action. Risk-net 3.0 Pro allows to apply the risk assessment procedure both in forward and backward mode, thus evaluating the risk or the clean-up levels for a contaminated site. The software uses a simple and user-friendly graphical interface through which the user can define the different input parameters. To accelerate the compiling process, according to the conceptual model of the site defined by the user, only the data used in the calculation are required. The results are returned in terms of risk (for human health and groundwater resource protection) and clean-up levels. Intermediate outputs are also displayed allowing the user to evaluate more critically the obtained results.

INTRODUZIONE

L'Analisi di Rischio sanitario-ambientale viene attualmente utilizzata come strumento di supporto per la gestione dei siti contaminati, mediante una stima quantitativa del rischio per la salute umana e per l'ambiente connesso alla presenza di inquinanti nelle diverse matrici ambientali. La procedura di riferimento più largamente adottata per l'applicazione dell'analisi del rischio ai siti contaminati, è quella definita nello standard ASTM-E2081-00 che applica l'approccio RBCA (Risk-Based Corrective Actions) ai siti interessati dal rilascio di contaminanti. A livello nazionale, i criteri metodologici dell'ISPRA (2008) costituiscono il documento di riferimento per l'applicazione dell'Analisi di Rischio, implementando la procedura RBCA in accordo con quanto previsto dalla normativa vigente. In questo lavoro viene descritta la nuova versione del software di Analisi di Rischio Risk-net 3 Pro che implementa tali procedure.

DESCRIZIONE DEL SOFTWARE RISK-NET

Risk-net è un software sviluppato nell'ambito della rete Reconnet (Rete Nazionale sulla Gestione e la Bonifica dei Siti Contaminati) che permette di applicare la procedura di Analisi di Rischio sanitario-ambientale ai siti contaminati, in accordo con quanto previsto dalle linee guida ISPRA (2008) e dalla normativa italiana (D.Lgs. 152/06 e D.Lgs. 04/08).

Il software permette di calcolare sia il rischio in modalità diretta ("Forward"), associato alle concentrazioni rilevate in sorgente, che gli obiettivi di bonifica (CSR, concentrazioni soglia di rischio) in maniera indiretta ("Backward") definendo i limiti di accettabilità del rischio e dell'indice di pericolo.

Per ogni percorso di esposizione attivato dall'utente vengono calcolate, attraverso i modelli analitici di trasporto descritti nelle linee guida ISPRA (2008), le concentrazioni attese in condizioni stazionarie al punto di esposizione. Tali modelli tengono conto della ripartizione dei contaminanti nelle diverse fasi del suolo e dell'attenuazione subita durante la migrazione dalla sorgente al punto di esposizione. Successivamente, sulla base dei parametri di esposizione definiti dall'utente, viene calcolata la dose giornaliera dei diversi ricettori. Tali dosi, combinate con i corrispondenti parametri tossicologici e con le concentrazioni al punto di esposizione, sono utilizzate nel calcolo del rischio e degli obiettivi di bonifica (CSR). Successivamente, per ciascun contaminante vengono cumulati gli effetti legati alla presenza di più vie di esposizione attive e vengono calcolati gli obiettivi di bonifica e i rischi individuali (legati alla singola sostanza) e cumulativi (derivanti dalla presenza di più sostanze).

Il programma utilizza una semplice interfaccia grafica attraverso la quale l'utente può seguire i diversi step per la compilazione dei dati di input e la visualizzazione degli output (*Fig.* 1).

L'architettura del software può essere schematizzata nei seguenti punti:

- Modello concettuale: individuazione delle vie di migrazione e di esposizione attive nel sito.
- Recettori: definizione dei recettori presenti all'interno (on-site) ed in prossimità del sito (off-site);
- Contaminanti indicatori: selezione dei contaminanti di interesse per ciascuna matrice contaminata.
- Concentrazione in sorgente: inserimento della concentrazione rappresentativa;
- Caratteristiche sito: inserimento delle proprietà specifiche e geometriche del sito e della sorgente;
- Fattori di trasporto: calcolo dell'attenuazione del contaminante durante il trasporto dalla sorgente al punto di esposizione;
- Fattori di esposizione: calcolo dell'esposizione, noti i parametri di esposizione definiti dall'utente;
- Rischio e CSR: Calcolo del Rischio e degli obiettivi di bonifica (Concentrazioni Soglia di Rischio, CSR) noti esposizione e proprietà tossicologiche.

PRINCIPALI NOVITÀ DELLA VERSIONE 3 PRO

Le principali novità della versione 3 del software (3.0 e 3.1) rispetto alla versione 2.1 sono le seguenti:

- Multipiattaforma: la versione 3 è stata sviluppata in Javascript e HTML. Pertanto, rispetto alle versioni precedenti può essere utilizzato sia su piattaforme Windows che su piattaforme MacOS. Inoltre, a differenza delle versioni precedenti non necessità di Microsoft Excel.
- Banca dati: Risk-net 3 Pro implementa l'ultima versione della banca dati ISS-INAIL (2018) tenendo conto delle indicazioni riportate nel documento di supporto.
- Utilizzo di dati soil-gas, camere di flusso e misure in aria: in questa versione del software è possibile utilizzare i dati di soil-gas, camere di flusso e misure in aria outdoor e indoor. Tali valori possono essere utilizzati sia per il calcolo del rischio che, se attivato, per rimodulare le concentrazioni soglia di rischio in funzione dei fattori di attenuazione empirici calcolati a partire dai dati inseriti nelle diverse matrici.
- Utilizzo dei risultati di test di cessione: nella versione 3 è possibile utilizzare i dati ottenuti da test di cessione

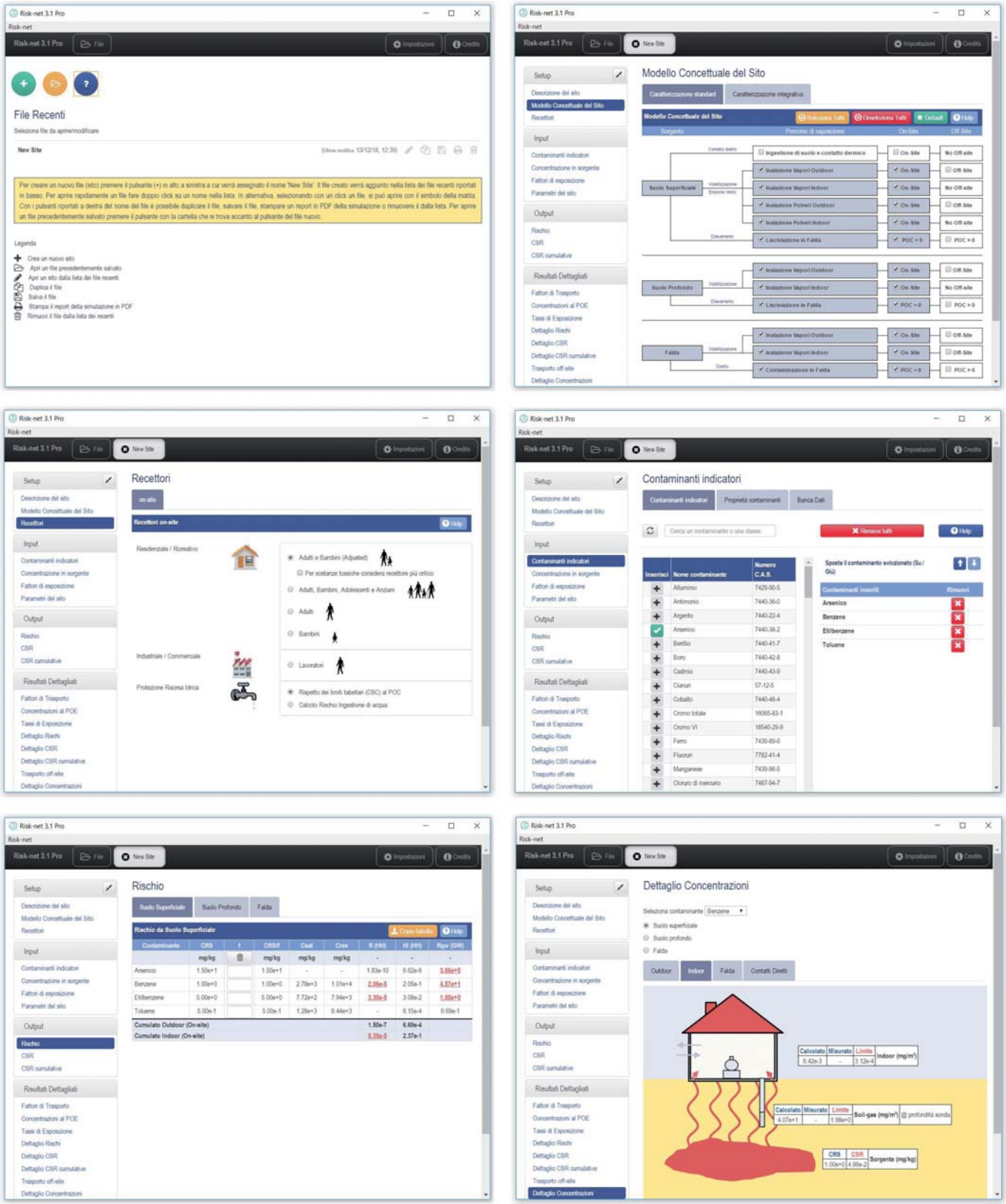


Figura 1. Alcune schermate del software Risk-net 3 Pro (Reconnet, 2018a)

per valutare il percorso di lisciviazione da suolo superficiale e profondo.

- Concentrazioni e Dosi di Riferimento: rispetto alle versioni precedenti con questa versione, l'utente può decidere se calcolare, per i percorsi di inalazione, i rischi e gli obiettivi di bonifica utilizzando le dosi di riferimento (RfD per gli effetti tossici e SF per gli effetti cancerogeni) o le concentrazioni di riferimento (RfC per gli effetti tossici e IUR per gli effetti cancerogeni).
- Bioaccessibilità. in questa versione del software per il percorso di ingestione di suolo, il software permette di tener conto nel calcolo del rischio e degli obiettivi di bonifica della frazione di contaminante effettivamente bioaccessibile all'organismo.
- Modello di biodegradazione per la lisciviazione in falda: in questa versione del software è stato implementato un modello che permette di valutare l'attenuazione subita dal contaminante legata a fenomeni di biodegradazione durante il percorso di lisciviazione.
- Modello di biodegradazione per la volatilizzazione da suolo e falda: nella versione 3 è stato implementato un modello che permette di valutare l'attenuazione subita dal contaminante legata a fenomeni di biodegradazione durante il percorso di volatilizzazione outdoor e indoor.
- Dimensione delle sorgenti: in questa versione del software nella stessa simulazione è possibile definire dimensioni diverse per ciascuna matrice selezionata nel modello concettuale.
- Telo in HDPE: per il percorso di lisciviazione è stato implementato un modello che permette di simulare la presenza di uno strato a bassa permeabilità o di un telo in HDPE.
- Fattori di attenuazione empirici nel soil-gas: nella versione 3.1 è possibile le inserire dei fattori empirici per il soil-gas per il calcolo del rischio in modalità diretta e per il calcolo dei valori soglia nel soil-gas in accordo con quanto previsto nelle nuove linee guida SNPA (2018) sul soil-gas.
- Recettori adolescenti e anziani: rispetto alle versioni precedenti, Risknet 3.1 Pro permette di considerare per l'ambito residenziale oltre ad adulti e bambini anche adolescenti ed anziani in accordo con quanto previsto nelle nuove linee guida SNPA (2018) sul soil-gas.
- Esportazione del database: nella versione 3.1 del software è stato aggiunto un modulo che permette l'esportazione in CSV della banca dati, in modo da rendere più agevole l'utilizzo di banche dati esterne personalizzate dall'utente.
- Report in PDF: in questa versione del software è possibile creare in maniera rapida e semplice un report in PDF che riassume i principali input ed output della simulazione.
- Versione in inglese: rispetto alle versioni precedenti il software è disponibile sia in lingua italiana che inglese.

Tabella 1. Confronto di alcune opzioni di calcolo attivabili nelle diverse versioni del software

Opzioni di calcolo (Documento di riferimento)	Risk-net 2.1	Risk-net 3.0	Risk-net 3.1
Matrici suolo superficiale, suolo profondo e falda (Linee guida ISPRA, 2008)	V	V	V
Modelli di trasporto da standard ASTM (Linee guida ISPRA, 2008)	V	V	V
Recettori adulti e bambini - Esposizione mediata (Linee guida ISPRA, 2008)	V	V	V
Criteri di cumulo delle vie di esposizione outdoor/indoor (Linee guida ISPRA, 2008)	V	V	V
Precaricati dati e criteri di stima indiretta linee guida (Linee guida ISPRA 2008)	V	V	V
Calcolo rischi outdoor off-site (Linee guida ISPRA, 2008)	V	V	V
Calcolo rischio risorsa idrica (Linee guida ISPRA, 2008)	V	V	V
Calcolo rischi e CSR cumulati per più sostanze (Linee guida ISPRA, 2008)	V	V	V
Metodo della frazione critica per gli Idrocarburi (Appendice V, ISPRA 2009)	V	V	V
Gestione CSR<CSC (Linee guida MATTM, 2014)	X	V	V
Gestione CSR>Csat (Linee guida MATTM, 2014)	V	V	V
Banca dati ISS-INAIL (Marzo 2018)	X	V	V
Calcolo del rischio di inalazione con RfC e IUR (Banca dati ISS-INAIL 2018)	X	V	V
Fattore ADAF per i bambini (Banca dati ISS-INAIL 2018)	V	V	V
Gestione composti volatili (Banca dati ISS-INAIL 2018)	X	V	V
Utilizzo dati soil gas (Linee guida SNPA 2018)	V	V	V
Utilizzo camere di flusso (Linee guida SNPA 2018)	X	V	V
Fattori di attenuazione empirici soil gas (Linee guida SNPA 2018)	X	X	V
Recettori Bambini, Adolescenti, Adulti e Anziani (Linee guida SNPA 2018)	X	X	V
Visualizzazione output intermedi (FT, Cpoe, EM…)	V	V	V
Utilizzo su versioni recenti di Windows	V	V	V
Evidenziati parametri modificati rispetto al default	V	V	V
Utilizzo su Mac	X	V	V
Possibilità di utilizzo senza pacchetto di Microsoft Office	X	V	V

In *Tab.* 1 sono messe a confronto alcune opzioni di calcolo attivabili nella versione 2 e 3.

Dall'analisi di tale tabella si può osservare come la versione 3.1 permetta di tener conto di tutti gli aggiornamen-

ti tecnico-normativi emessi negli ultimi anni a livello nazionale.

VALIDAZIONE DEL SOFTWARE

Prima di procedere alla release ufficiale, il software Risk-net 3 Pro è stato distribuito in versione di valutazione (beta version) e sottoposto ad una prima validazione da parte di alcuni membri della rete Reconnet applicando alcune specifiche metodologie al fine di verificare la correttezza del modello, l'individuazione di eventuali errori di implementazione e la verifica della funzionalità del sistema (Reconnet, 2018b). In particolare, sono state effettuate le seguenti verifiche:

- Verifica del modello e delle equazioni governanti: valutare l'adeguatezza del modello e delle equazioni governanti a rappresentare il sistema che deve essere simulato.
- Individuazione di errori di implementazione: tale attività è stata finalizzata all'individuazione di eventuali difetti originati nell'implementazione delle diverse equazioni selezionate.
- Controllo con altre soluzioni: valutare la correttezza funzionale del sistema mediante un confronto degli output di Risk-net con altri software comunemente utilizzati a livello nazionale.
- Controllo dell'usabilità: valutazione sulla facilità d'uso del prodotto da parte dell'utente finale.

Per quanto riguarda la verifica della correttezza funzionale del sistema è stato effettuato un confronto degli output di Risk-net 3 con quelli di software già esistenti e comunemente utilizzati a livello nazionale.

In particolare, per lo studio sono stati selezionati quei software la cui ultima versione è successiva all'entrata in vigore del D.Lgs 152/06, ed in particolare:

- RISC (Risk-Integrated Software for Cleanups) ver. 5.0, Spence Engineering (2011, USA).
- RBCA (Risk Based Corrective Action) Tool Kit for Chemical Releases ver. 2.5, Groundwater Service, Inc. Houston (2009, USA)
- Giuditta (Gestione Informatizzata Di Tollerabilità Ambientale) ver. 3.2, Provincia di Milano e URS Dames & Moore (2008, Italia)
- Rachel (Risk Analysis Calculation Handbook for Environmental and Living-beings) ver. 1.1.5, Politecnico di Torino e Dream S.r.l. (2012, Italia)
- Risk-net ver. 2, Università degli Studi di Roma Tor Vergata (2015, Italia).

Il confronto ha visto l'applicazione dei suddetti modelli su 9 distinti casi studio, estrapolati da casi reali (Reconnet, 2018b).

Per permettere il confronto si è proceduto rendendo omogenei tutti i parametri di input e i criteri di calcolo.

I diversi confronti effettuati hanno permesso di constatare che

- Per le vie di esposizione contatto dermico e ingestione di suolo tutti i software analizzati forniscono output perfettamente coincidenti.
- Per tutte le altre modalità di esposizione esaminate, il software Risk-net 3 restituisce risultati pressoché coincidenti a quelli ottenuti con RBCA Tool Kit, Rachel e Risk-net 2.
- Per la volatilizzazione in/outdoor da suolo e falda, il software Risk-net 3 può invece fornire risultati diversi rispetto a quelli ottenuti utilizzando RISC5 e Giuditta. Tali differenze sono legate ai diversi modelli implementati nei software.
- Per il rischio per la risorsa idrica RISC5 e Giuditta forniscono dei risultati in alcuni casi significativamente diversi rispetto a quelli ottenuti con il software Risk-net 3. In particolare, i confronti effettuati hanno evidenziato delle differenze negli output del RISC5 e di Giuditta rispetto all'RBCA ToolKit in alcuni casi anche molto significative. Per quanto riguarda RISC5 tali differenze sono sostanzialmente imputabili all'utilizzo di un diverso modello di trasporto per la lisciviazione in falda (Unsaturated Zone Model) e per il trasporto in falda (AT123D Model). Per Giuditta tali differenze presumibilmente sono riconducibili al fatto che in Giuditta per il percorso di lisciviazione si tiene conto, a differenza degli altri software, dell'esaurimento della sorgente.

In conclusione, a parità di dati di input e utilizzando la banca dati ISS-INAIL (2015) le versioni 2.1 e 3 forniscono gli stessi risultati. Si sottolinea tuttavia che la versione 2.1 non permette di tener conto delle nuove indicazioni della banca dati ISS-INAIL (2018) sul calcolo dei rischi di inalazione utilizzando le concentrazioni di riferimento (RfC e IUR) e pertanto per adeguarsi alle nuove indicazioni di ISS-INAIL non è sufficiente sostituire nella versione 2.1 la banca dati ma è necessario effettuare la simulazione con la versione 3.

Per maggiori informazioni si rimanda al documento di validazione disponibile sul sito della rete Reconnet (Reconnet, 2018b).

DOWNLOAD

Il software Risk-net 3 Pro e il relativo manuale d'uso sono scaricabili gratuitamente dal sito della rete Reconnet, unitamente al documento di validazione prodotto dalla rete, nel quale viene riportato un esame più dettagliato del processo di validazione del software.

ACKNWOLEDGMENTS

Autori del software

- Iason Verginelli, Università degli studi di Roma "Tor Vergata"
- Alessandro Girelli, I.A. Industria Ambiente S.r.l.

Programmazione del software

- Iason Verginelli, Università degli studi di Roma "Tor Vergata"
- Alessandro Girelli, I.A. Industria Ambiente S.r.l.
- Carlo Cassinari, Techmakers srl

Ottimizzazione e validazione del software

- Renato Baciocchi, Università degli studi di Roma "Tor Vergata"
- Simona Berardi, Istituto Nazionale Assicurazione contro gli Infortuni sul Lavoro (INAIL)
- Andrea Forni, Ordine degli Ingegneri della Provincia di Bologna
- Iason Verginelli, Università degli studi di Roma "Tor Vergata"
- Igor Villani, ARPAE Emilia Romagna

BIBLIOGRAFIA

ASTM (2000), *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*, Designation: E-2081-00.

D.Lgs 04/08 (2008), *Ulteriori disposizioni correttive ed integrative del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale*, Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 24 del 29 Gennaio 2008, Supplemento Ordinario n.24.

D.Lgs 152/06 (2006), *Norme in materia ambientale*, Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale N.88 del 14 Aprile 2006, Supplemento Ordinario n.96.

ISPRA (2008), *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, Revisione 2.

ISS-INAIL (2018), *Banca Dati ISS-INAIL per Analisi di Rischio Sanitario Ambientale*, Aggiornamento Marzo 2018.

MATTM (2014), *Linee guida sull'analisi di rischio ai sensi del D.Lgs 152/06 e ss.mm.ii.*, prot. n. 29706/TRI del 18/11/2014.

Reconnet (2018a), *Il software di analisi di rischio "Risk-net 3.0 Pro"*, Disponibile su www.reconnet.net

Reconnet (2018b), *Validazione del software "Risk-net 3.0 Pro"*, Disponibile su www.reconnet.net

SNPA (2018), *Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati*, Linee Guida SNPA 17/2018.

Bilanci e prospettive del complicato rapporto tra aspetti tecnico-scientifici e giuridico-amministrativi negli articolati procedimenti di bonifica siti contaminati

Igor Villani
ARPAE Emilia Romagna
E-mail: ivillani@arpae.it

Bilanci e prospettive del complicato rapporto tra aspetti tecnico-scientifici e giuridico-amministrativi negli articolati procedimenti di bonifica siti contaminati

Parole chiave: Bonifica Siti Contaminati, Analisi di Rischio, aspetti giuridici
Key words: Contaminated sites remediation, Risk Assessment, legal topics

SOMMARIO

In materia di bonifica siti contaminati, tecnologia e sviluppo scientifico devono necessariamente procedere di pari passo con gli aspetti giudico-amministrativi che li governano nel sistema istituzionale. E' pertanto necessario saper tradurre i due rispettivi linguaggi in maniera che si parlino e convergano nella stessa direzione. Diversamente, il rischio di prendere decisioni non utili alla causa comune del risanamento ambientale è molto alto, portando all'inutile spreco delle già poche risorse a disposizione.

ABSTRACT

In the field of the remediation of contaminated sites, the research and development (R&D) should necessarily follow the same pace of the juridical-administrative aspects. Thus, it is crucial to know how to translate the two respective languages so that they speak and converge in the same direction. Otherwise, the risk of making decisions not useful for the environmental remediation is very high, leading to a waste of the few resources available

***

Come ben sa chi è avvezzo ai meccanismi dell'Amministrazione Pubblica, perché possa avvenire qualcosa sul territorio, deve necessariamente essere in qualche modo codificata e riconosciuta amministrativamente. I gradi di codifica possono essere molto variabili, muovendosi tra operazioni soggette ad un regime di maggiore autonomia decisionale da parte del cittadino ad operazioni strettamente legate ad un preciso assenso da parte degli organi competenti, e tutto quello che avviene fuori da questo "campo di esistenza" rappresenta ciò che si definisce abusivo. Questo concetto sinteticamente espresso, sul quale i giuristi di professione troveranno certamente sfumature di imprecisione, acquisisce un particolare peso quando i processi che si vanno a codificare e disciplinare sono di carattere tecnico, questo perché necessitano di una componente aggiuntiva, vale a dire la complicata trasduzione dei concetti da tecnico-scientifici in giuridico-amministrativi e viceversa. Credo sia inutile sottolineare la delicatezza di tale aspetto, dal momento che anche in presenza di elevate capacità giuridiche e tecniche, se si sbaglia la traduzione si arriva comunque a risultati mediocri se non peggiori. Il punto sta nel far collimare il mondo scientifico, in cui il combinarsi di minime sfumature possono far cambiare una risposta da totalmente si a totalmente no (quindi le sfumature bisognerebbe saperle tutte, o quasi), con quello legale in cui bisogna in qualche modo convogliare sempre su un una soluzione univoca. Se la domanda del giudice è semplicemente "il ferro galleggia?", facendo già finta di soprassedere alla mancanza di precisazione su quale liquido si prenda in considerazione per il galleggiamento supponendo che sia acqua (perché ad esempio nel mercurio il ferro galleggia), la risposta è certamente "no". Così il nostro giudice indaga per frode tutti gli armatori dal momento che tutte le grandi navi sono fatte di ferro. La domanda è legittima, la risposta è corretta, ma forse c'è qualcosa che non va, c'è qualche informazione da aggiungere che cambia totalmente la risposta da dare, e, senza assolutamente avere l'intenzione di avanzare su questo fronte, attualmente in materia ambientale si vedono davvero tantissimi casi di "armatori fraintesi" perché, chi porta avanti le argomentazioni, non conosce sufficientemente i dettagli della materia per porgere le domande in maniera corretta e per gestire le risposte in maniera esaustiva. Purtroppo, o per fortuna, la scienza non si può improvvisare, non ci sono alternative.

Chiudendo immediatamente la questione sulla scienza (non ho interessi elettorali di alcun genere), la materia ambientale, nella sua accezione moderna di inquinamento, tra i diversi ambiti tecnici rappresenta probabilmente quello in cui la criticità di traduzione tra le due citate differenti "lingue" acquista il massimo della pericolosità, a causa principalmente del fatto che si tratta di un ambito estremamente giovane, i cui principi scientifici e la cui legislazione sono ancora in forte e rapida evoluzione, con l'aggravante di rappresentare una materia che va ad interessare contemporaneamente una vasto numero di cittadini. Possiamo collocare la nascita del moderno sistema tecnico-giuridico dell'inquinamento intorno agli anni ottanta, da cui deduciamo una trentina d'anni di anzianità che non hanno nulla da confrontare ad esempio con la "sorella" Sanità, la cui disciplina legislativa ha già caratteristiche di storicità ed i cui interessi scientifici risalgono sostanzialmente agli albori della storia dell'uomo.

Questa estrema gioventù della materia inquinamento porta quindi a dar vita a procedimenti dettati da una legislazione poco rodata, che si trova e gestire argomenti scientifici poco maturi, non di rado a carattere addirittura sperimentale, andando a costituire una miscela critica nella quale diventa fondamentale e cruciale avere le idee chiare e sapere cosa si sta facendo.

Entrando più nello specifico dei siti contaminati, su questo problema della corretta trasduzione da giuridico a tecnico, prendiamo come esempio quello che potrebbe essere il *misunderstanding* più emblematico, contenuto proprio nelle definizioni di "sito" e "sito contaminato", origine di tutta la disciplina. Nel testo unico ambientale, *D.Lgs* 152/06, all'art. 240, la definizione combinata disposta di "sito" + "sito contaminato" viene così espressa: "l'area o porzione di territorio, geograficamente definita e determinata, intesa nelle diverse matrici ambientali (suolo, materiali da riporto, sottosuolo ed acque sotterranee) e comprensiva delle eventuali strutture edilizie e impiantistiche presenti + nel quale i valori delle concentrazioni soglia di rischio (CSR), determinati con l'applicazione della procedura di analisi di rischio (Allegato 1) sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione, risultano superati". In questa definizione, e ad ormai dodici anni dalla stesura di una legge così tecnica qualche osservazione possiamo permettercela, il legislatore era probabilmente molto concentrato sull'aspetto applicativo della nuovissima filosofia *risk-based* che andava ad introdurre nello scenario legislativo nazionale in materia di siti contaminati, cercando di tenere ben saldo il filo del tecnicissimo aquilone dell'analisi di rischio, i cui venti estremamente scientifici rischiavano di strapparlo dalle mani del giurista facendolo volare via senza controllo. Questa iperpreoccupazione nel cercare di non sbagliare su un punto così cruciale e preciso, ha probabilmente fatto un po' perdere l'ottica sul contesto generale delle definizioni di legge, lasciando alla fine scoperti alcuni aspetti proprio di carattere amministrativo. Si può iniziare ad articolare il problema con un quesito che rappresenta la sua principale diretta conseguenza, con cui si ha talmente spesso a che fare nelle bonifiche ambientali che la mancanza di una risposta esaustiva, dovuta in realtà a questo errore di definizione, si fa ormai quasi finta che non esista: "Che reale legame c'è tra i confini di proprietà ed i limiti perimetrali dei siti contaminati?". Infatti, in Italia la prassi operativa porta notoriamente a porre i confini del sito contaminato in corrispondenza di margini catastali di proprietà dei soggetti coinvolti nel procedimento di bonifica, ma la realtà è che questa frequentissima disposizione, se anche ci si impegna a rastrellare la norma in tutti i suoi meandri ormai ultrastratificati da correzioni ad hoc succedutesi negli anni, non trova sostanzialmente alcun reale riferimento (se qualcuno trova qualcosa mi faccia sapere). Allora perché una pratica così importante a livello territoriale, ambientale e patrimoniale, viene così frequentemente utilizzata (e di fatto imposta) pur non avendo una effettiva base normativa? Semplice, perché la prassi l'ha resa la soluzione meglio praticabile ad un problema congenito nella disposizione di legge. E allora perché se il problema è così rilevante non si è provveduto a modificarlo? Perché l'origine del problema non è giuridica ma è annidata e nascosta nella comprensione della parte tecnica che la norma va a disciplinare, parte tecnica scientificamente avanzata e complessa, la cui (appunto) errata trasduzione in concetti giuridici ha generato un'incongruenza.

Direi che sia proprio ora di entrare nel merito della cosa e di provare insieme a capire dove si trova questa sfuggevole svista. L'analisi di rischio prende tutta la sua origine dalla metodologia *Risk-Based Corrective Action* (RBCA), ratificata negli standard ASTM International, che hanno dettato le basi ed i principi fondamentali su cui poi la filosofia *risk-based* ha forgiato la gestione dei siti contaminati sostanzialmente in tutto il mondo. Proviamo a sbirciare quale sia la definizione di sito contenuta nella disciplina madre dell'analisi di rischio:

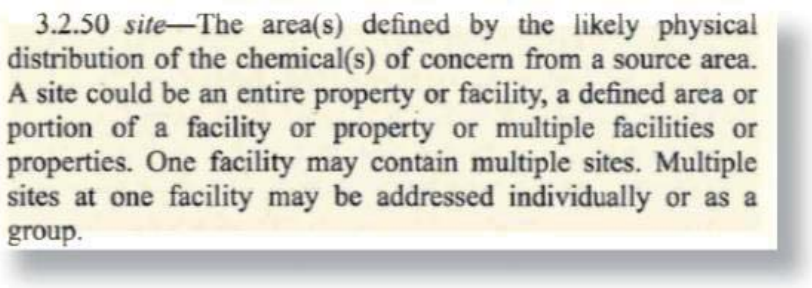

3.2.50 *site*—The area(s) defined by the likely physical distribution of the chemical(s) of concern from a source area. A site could be an entire property or facility, a defined area or portion of a facility or property or multiple facilities or properties. One facility may contain multiple sites. Multiple sites at one facility may be addressed individually or as a group.

Figura 1. Definizione standard ASTM E 2081-00

Definizione che si completa in "contaminato" a seguito della valutazione di rischio non conforme.

Ora affianchiamo la già citata definizione di sito contenuta nel nostro testo unico ambientale:

"L'area o porzione di territorio, geograficamente definita e determinata, intesa nelle diverse matrici ambientali (suolo, materiali da riporto, sottosuolo ed acque sotterranee) e comprensiva delle eventuali strutture edilizie e impiantistiche presenti".

Le due definizioni sono evidentemente differenti e, prendendomene licenza e responsabilità, quella originaria ha effettivamente molto più senso della nostra. Non si vuole però fare i disfattisti o portare inutili critiche, è anzi un atteggiamento che consiglio vivamente di evitare se si vuole realmente portare a termine una bonifica, analizziamo piuttosto la questione e cerchiamo magari qualche soluzione.

Limitandoci per ora alla definizione di sito, sulla quale gravitano tutti gli aspetti relativi alla sua estensione, punti di conformità e assetti patrimoniali. Nel testo ASTM viene immediatamente chiarito che per sito si intende tutta quella zona di territorio in cui per qualsiasi motivo e con qualsiasi modalità si sia diffuso un composto chimico di qualche genere, e questa condizione non è (e non può essere) legata a precisi confini, tanto meno quelli virtuali patrimoniali, anzi, data l'importanza di questo aspetto, la definizione ASTM specifica che l'estensione del sito può coinvolgere una o più proprietà o viceversa si possono avere più siti nella stessa proprietà. Si tratta di una definizione assolutamente centrata, perché quella di "sito" in generale è una dimensione prettamente amministrativa in quanto è volta ad identificare i soggetti giuridici, e le relative proprietà o interessi, coinvolti nel procedimento amministrativo previsto dalla legge, ed alle cui regole sono sottoposti e vincolati. La conformità o meno ai criteri di rischio, che vanno a svilupparsi con la successiva implementazione dell'analisi di rischio, sono un'altra questione, prettamente tecnica, che allude alla condizione di conformità del sito, non alla sua definizione. Ricapitolando per maggiore chiarezza, ai sensi della normativa bonifiche, un si-

to è quell'area di territorio impattata in qualche misura da una contaminazione, i cui rispettivi soggetti giuridici coinvolti, con i loro interessi civilistici, sono soggetti alle limitazioni e direttive previste dalla stessa normativa siti contaminati. E' quindi automatico, e direi anche intuitivo, che le caratteristiche e l'assetto patrimoniale insistenti su un sito impattato, non possono in nessun modo influire o determinare i margini del sito stesso, tracciati da leggi fisico-chimiche secondo le quali la contaminazione si è estesa. Pensando secondo layer come gli applicativi di gestione territoriale, la contaminazione è su un layer regolato da principi tecnici, le proprietà sono su un altro layer regolato da principi giuridico-amministrativi, layer sovrapposti e assolutamente separati tra loro con ognuno le sue leggi. Quando una contaminazione evolve si traduce in ogni layer secondo il rispettivo linguaggio. Quindi, ad esempio, se un plume parte da un'area di proprietà del responsabile della contaminazione e si estende oltre i confini di proprietà andando interessare proprietari limitrofi, il sito, sul layer giuridico sarà chiaramente comprensivo di tutti i lotti coinvolti, traducendosi (e qui interviene la trasduzione) in una parte di sito in cui il responsabile agisce come diretto interessato e in un'altra parte di sito (varcato il confine di proprietà del responsabile) in cui il responsabile agisce in danno (civile non ambientale) a soggetti terzi, ma il plume è lo stesso, il sito è lo stesso, la bonifica è la stessa. Si capirà che in questo contesto, limitare un sito al limite di proprietà del soggetto responsabile della contaminazione, non ha sostanzialmente alcuna derivazione legale.

Venendo ora alla definizione generale di sito della nostra legge, purtroppo, ad esaminarla con attenzione, non dice in realtà quasi nulla. Le uniche informazioni che rende sono pleonastiche, cioè che nel sito si ricomprendono le matrici ambientali compresi gli impianti o gli edifici, ma queste non sono informazioni che definiscono qualcosa sul territorio, e tantomeno non danno la connotazione amministrativa fondamentale per identificare cosa e chi viene sottoposto alla disciplina della Parte Quarta, Titolo V, *D.Lgs* 152/06. Il sito è un sito, poi questo può essere conforme o meno, ma è necessario definire un sito con i suoi criteri (giuridici), e la conformità ambientale con altri suoi criteri (tecnici). Questo nella nostra disciplina è sfuggito, e le ripercussioni sono note a tutti, contenute ad esempio nelle fatidiche domande che citavamo in precedenza, dove finisce il sito? Dove si posiziona il POC? Conseguenze di questo gap si hanno a cascata sulla successiva definizione di "sito contaminato", che dovrebbe rappresentare il giusto equilibrio tra la parte amministrativa e quella tecnica, in cui però, essendo la parte giuridica non esaustiva, rimane solo quella tecnica, creando una definizione incongruente.

Entrando un po' nello specifico della materia, invito chi abbia dimestichezza con l'analisi di rischio a leggere molto attentamente la definizione di "sito contaminato" del D.Lgs 152/06, e a pensare in termini puramente tecnici.

Tale definizione descrive quello che dovrebbe essere uno status amministrativo attraverso però caratteristiche esclusivamente tecniche, mescolando pericolosamente i concetti e compiendo il famoso errore di trasduzione, dando una descrizione di sito contaminato intesa come una indeterminata porzione di territorio in cui le concentrazioni di alcuni analiti si trovano oltre le concentrazioni soglia di rischio (le CSR generate dall'analisi di rischio). Succede quindi che quella che dovrebbe essere una caratteristica di conformità tecnica del sito, diventa un criterio descrittivo giuridico dello status procedurale, cosa non possibile. Infatti, se ci pensiamo bene, e qui evoco tutta la concentrazione degli analisti di rischio, l'unica parte del modello concettuale in cui è possibile che ci siano delle concentrazioni superiori alle CSR è la sorgente, ergo, nel *D.Lgs* 152/06, si attribuisce la definizione (tecnica) di "sorgente secondaria" a quella (giuridica) di "sito contaminato", innescando a catena le conseguenti incontrollate incongruenze su perimetrazione del sito, ubicazione punti di conformità, soglie obiettivo per la falda, ecc.

Oltre alle citate incongruenze, tornando sull'oggetto originario della discussione, credo che si sia in ogni caso d'accordo sul fatto che, definire il perimetro di un sito contaminato ricalcando i margini di proprietà di un procedente, rappresenti una pratica sostanzialmente arbitraria senza reale fondamento nè giuridico nè tecnico.

Quindi come si fa? Ci si deve appellare al proverbiale combinato disposto, nel senso che l'articolato della definizione di sito, impreciso nella sua definizione specifica, è comunque insito nella norma stessa, a cominciare dal fatto che, come detto, limitare il sito ad una proprietà è un'indicazione assolutamente non scritta da nessuna parte della norma ambientale, ed anche dalla pragmatissima deduzione secondo la quale, se rilevo sotto l'abitazione di un privato un plume di contaminazione proveniente dalla proprietà adiacente, è imprescindibile che il lotto del privato interessato faccia parte del sito a tutti gli effetti.

Andando a conclusione di questa certamente troppo articolata argomentazione, comunque assolutamente non esaustiva ad esprimere le relative problematiche all'ordine del giorno (ma a problemi complessi corrispondono soluzioni complesse, anche su questo non si transige), l'aspettativa futura di tutti questi scenari la demandiamo certamente alla maturazione della giovane disciplina ambientale e, nello specifico, dei siti contaminati, durante la cui crescita sarà fondamentale contribuire tutti insieme nella stessa direzione al meglio che possiamo, visto che l'obiettivo di risanamento e preservazione del pianeta è assolutamente nell'interesse di tutti.

BIBLIOGRAFIA

ASTM International E 2081 – 00, Standard Guide for Risk-Based Corrective Action.

❑



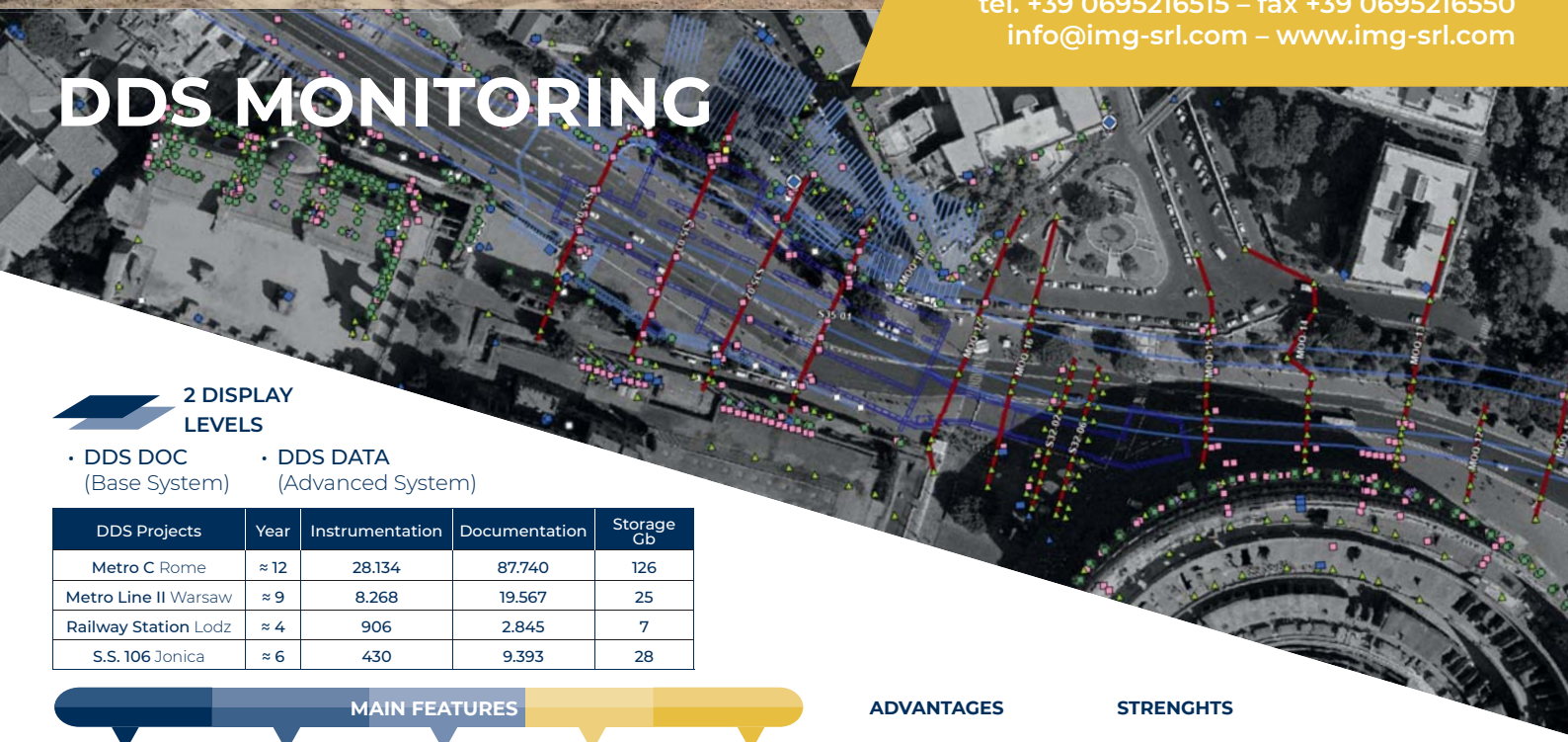
INNOVATION AND RELIABILITY FOR **ENGINEERING** AND **ENVIRONMENT**

Img is a technical services company for engineering and environment specialized in planning, management and automation of large structural and enviromental monitoring systems and provides technical advice in geology and geophysical survey.

The DDS (Data Dissemination System) is a Web-Gis platform completely developed by IMG as a synthesis of the consolidated company experience on monitoring data control and processing.

Img S.r.l. – Via Cori, s.n.c. – 00177 Roma
tel. +39 0695216515 – fax +39 0695216550
info@img-srl.com – www.img-srl.com

DDS MONITORING



2 DISPLAY LEVELS

- DDS DOC (Base System)
- DDS DATA (Advanced System)

DDS Projects	Year	Instrumentation	Documentation	Storage Gb
Metro C Rome	≈ 12	28.134	87.740	126
Metro Line II Warsaw	≈ 9	8.268	19.567	25
Railway Station Lodz	≈ 4	906	2.845	7
S.S. 106 Jonica	≈ 6	430	9.393	28

MAIN FEATURES

MAP
Selectable instrumentation and monitored objects are displayed on a multilevel interactive map. By them users can access relevant data and associated documents.

CHARTS
Single or multi-instrument charts from datasets obtained by customizable and storable search criteria.

SEARCH
Quick search of installed instruments and monitored structures by attributes (name, code, instrument type...). Instruments can be also selected by a spatial search on the map.

EVENTS
Instruments alert/alarm status management system to highlight any possible critical situations, sending SMS/email if needed.

MOREOVER
A wide range of dedicated tools, like contour map, displacement vectors, moving average, and more.

ADVANTAGES

- easy access to information
- no special training is needed
- no software installation required
- accessible from the most common web browsers
- quick sharing of the monitoring reports
- data, reports, and charts available anytime and anywhere

STRENGHTS

About management System:

- User friendly
- Customization
- Scalability
- Stability and security
- Reliability
- Flexibility and extensibility
- Notification (warnings)

About data

- Collection
- Validation
- Processing
- Visualization
- Downloading
- Storage

Amianto

TUTTA LA STRUMENTAZIONE PER INDAGINI, ANALISI E CAMPIONAMENTI IN CAMPO

ECOSEARCH

ENVIRONMENTAL MONITORING AND SAMPLING





www.ecosearch.it

- Diver, sonde di interfaccia, multiparametriche per acque aperte e di falda
- Software di modellistica e sistemi per il monitoraggio in continuo
- Skimmer, Geosorb e sistemi per il monitoraggio e campionamento automatico del percolato
- Sistemi per il campionamento dei gas interstiziali e Sub-Slab, fissi e spot
- Pompe per il campionamento e spurgo, pneumatiche, 12V, peristaltiche...
- Sistemi di campionamento passivi e “no purge”
- Bailer monouso, biodegradabili, decontaminabili, a singola e doppia valvola, a singola o doppia zavorra e per Idrocarburi...
  Misure dai 13 ai 90 mm Ø
- Campionatori di suoli, sedimenti, liquidi e liquami
- Boroscopio colloidale, per misure di velocità e direzione della falda
- Resistività e monitoraggio raggi gamma in pozzo

COMPLETANO L’OFFERTA STRUMENTAZIONI PER METEOROLOGIA, FISIOLOGIA VEGETALE ED ANIMALE, ANALISI FISICHE, STUDIO E CAMPIONAMENTO DEI SUOLI IN CAMPO E LABORATORIO

Campionamento Ambientale

Agrometria
COMUNICARE CON LE PIANTE ED IL SUOLO

AQUASEARCH

Ecosearch Srl - Loc. Corlo, 11/A - 06014 Montone (PG) | Tel +39 075 9307013 / 075 9306485

Risanamento ambientale della miniera di amianto di Balangero e Corio (Legge n. 426/1998)

Land reclamation of the Balangero and Corio asbestos mine (Legge n. 426/1998)

Massimo Bergamini
Direttore R.S.A. Srl
E-mail: bergamini@rsa-srl.it

Elisa Lazzari
Tecnico R.S.A. Srl
E-mail: lazzari@rsa-srl.it

Parole chiave: amianto, miniera, bonifica
Key words: asbestos, mine, reclamation

ABSTRACT

The asbestos mine of Balangero and Corio is "a reclamation intervention site of national interest" as defined by the law n° 426/98 art. 1. The surface area to be reclaimed is a mountain region of about 400 ha situated 30 km far from the north-west of Turin. The area covered by the factories have a surface of about 40.000 sqmetres. Inside the asbestos open pit there is a cultivation basin with a volume of about 2 million cubic metres. The exploitation of asbestos serpentine sediment, consisting most of chrysotile, begun in 1920 and become, by 1970, one of the main international manufacture with a production average between 130.000 to 160.000 ton/year, sending to exportation more than 60% of material. The mining industry, carried out with steps cultivation system, has caused a significant transformation of the rock area involved placed on the borderline between Balangero and Corio. This activity has caused the heaping of more than30 – 35 million cubic metres of mining tailings, that has re-profiled and completely filled up the valley, as well as the production of 70.000 cubic metres of mud containing asbestos stocked in sedimentation basins all along main streams. Balangero Asbestos Mining Company become insolvent and stopped the activity just before it was issued the Law n° 257/1992, containing regulations about prohibition of asbestos excavation, trade and use. Remediation in progress is carried on with particular care to the environmental setting in order to develop opportunities to recover the site by an economical requalification of territories involved. Hydro-geological and environmental setting is done by naturalistic engineering techniques in support of environmental restore of the involved territories.

***

La ex miniera di amianto di Balangero e Corio è un Sito di Bonifica di Interesse Nazionale ubicato 30 km a nord-ovest di Torino; all'interno di esso è stata effettuata l'estrazione di amianto di serpentino a partire dagli anni '20 fino al 1990, anno del fallimento della Società Amiantifera di Balangero S.p.A. (*Fig.* 1).

Il territorio occupato dal sito minerario comprende un'area montuosa di superficie pari a circa 400 ettari e un complesso industriale esteso su circa 40

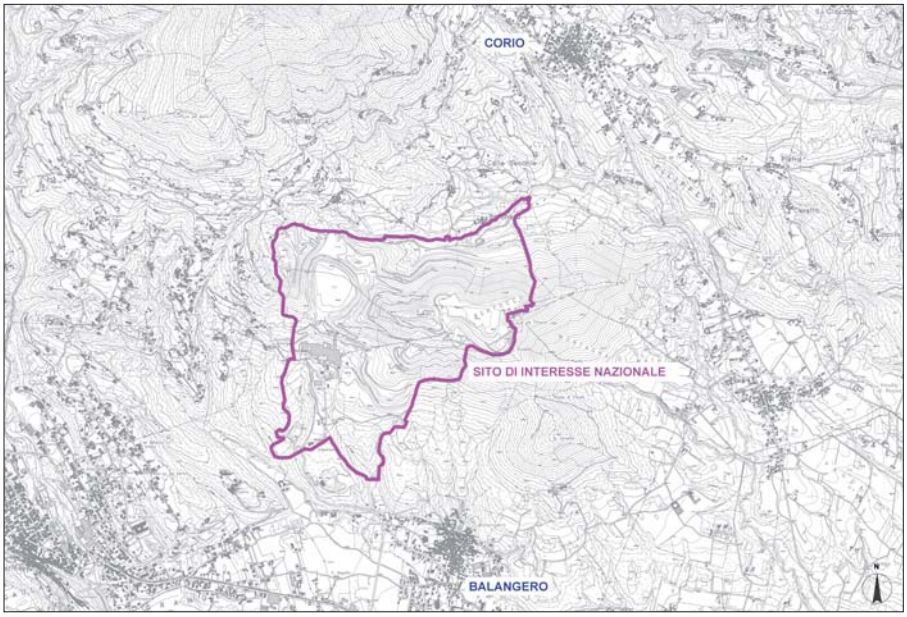


Figura 1. Ubicazione del sito con individuazione del perimetro



Figura 2. Veduta degli stabilimenti di produzione (anni '70)

mila metri quadrati. La storia industriale del sito si è sviluppata a cavallo dei due conflitti mondiali per divenire, negli anni '70, una delle più moderne realtà industriali del settore, con una produzione media annua compresa tra 130 mila e 160 mila tonnellate di amianto, venduto per oltre il 60% sul mercato estero. L'attività estrattiva, dapprima condotta con la tecnica del "*gloryhole*" e in seguito con la coltivazione a gradoni, ha prodotto una profonda trasformazione del territorio interessato dallo scavo in roccia dello spartiacque tra Balangero e Corio.

L'attività industriale nel corso del XX secolo ha determinato una forte modificazione antropica del territorio, con la creazione di un bacino di coltivazione mineraria oggi occupato da un lago e la messa a dimora nelle aree limitrofe di 30 – 35 milioni di metri cubi di materiale sterile, composto per la maggior parte da pietrisco asbestifero, proveniente dal processo industriale di arricchimento del minerale, e in misura minore da sterile di cava, cioè roccia con basso tenore di amianto e terreni di copertura. Per effetto delle modalità di messa a discarica, gli accumuli di sterile hanno assunto una conformazione terrazzata, con versanti impostati secondo l'angolo di riposo del materiale detritico sciolto che li costituisce (*Fig*. 2).

All'interno della ex miniera sono anche presenti alcuni bacini di sedimentazione contenenti fanghi residui di lavorazione, ubicati lungo i corsi d'acqua principali, per una volumetria complessiva di circa 70 mila metri cubi di materiale.

La cessazione dell'attività estrattiva per fallimento ha preceduto di poco la Legge 27 marzo 1992 n. 257, contenente le norme relative alla cessazione dell'estrazione, della commercializzazione e dell'utilizzo dell'amianto.Il sito di Balangero e Corio è stato individuato quale intervento di bonifica di interesse nazionale dalla Legge 426/1998.

La società R.S.A. S.r.l., a totale capitale pubblico, sotto il controllo *in house* della Regione Piemonte, è stata espressamente costituita allo scopo di condurre le attività per il risanamento e lo sviluppo ambientale del sito minerario, impiegando, in una prima fase di attività, alcuni tra i lavoratori della fallita società mineraria (*Fig*. 3).

La prima fase di attività, sviluppata a partire dalla nascita della società fino ai primi anni 2000, è stata finalizzata alla messa in sicurezza del sito minerario con



Figura 3. Veduta degli stabilimenti di produzione e del bacino di cava(anni '80)

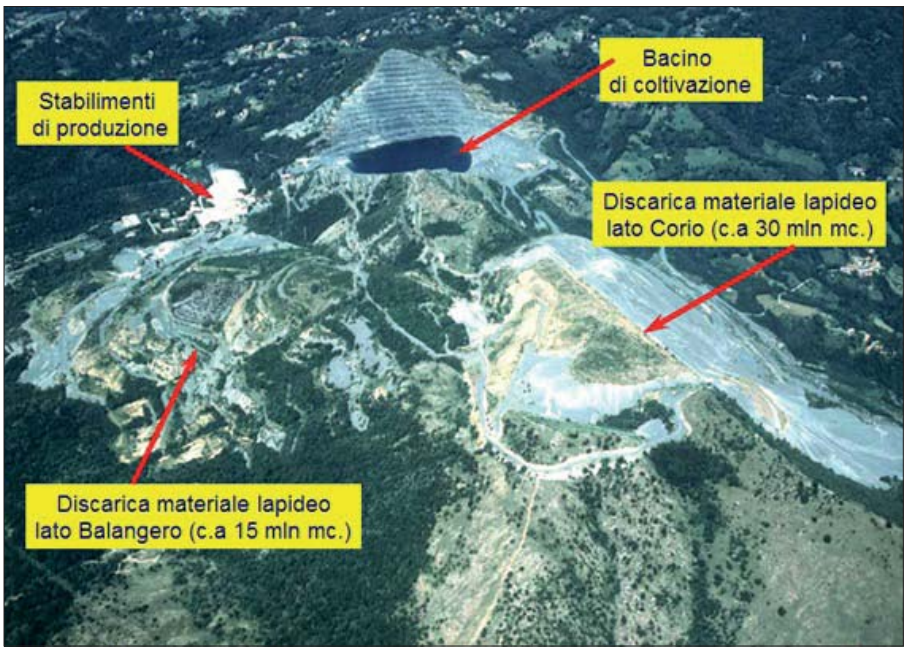


Figura 4. Veduta area d'insieme del sito dopo la cessazione dell'attività estrattiva (1992)

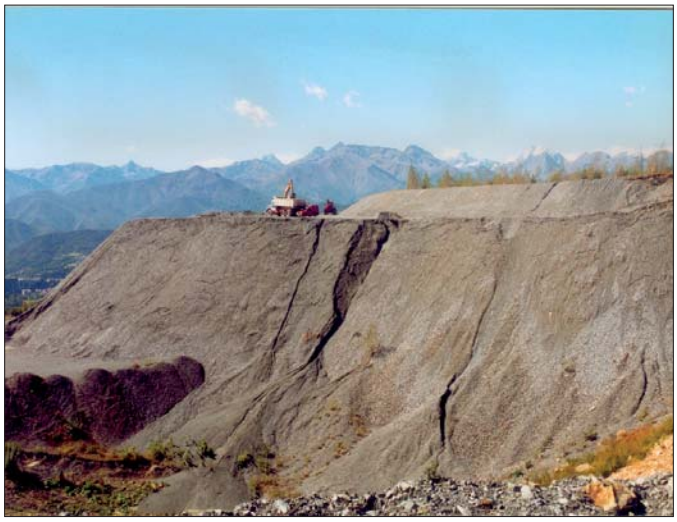






Figura 5 (a,b,c). Discarica lato Balangero: modificazioni del territorio a seguito della messa in sicurezza delle superfici

particolare riferimento al rischio idrogeologico dei versanti, dei corsi d'acqua e delle discariche lapidee in movimento gravitativo. Sull'intera area e sugli stabilimenti sono stati realizzati interventi di contenimento delle situazioni di emergenza e, più in generale, si è strutturato un presidio di monitoraggio e controllo delle condizioni di rischio.

A seguito dell'Accordo di Programma del 2007, negli anni successivi è stata avviata una seconda fase di attività, volta a integrare i lavori di bonifica e ripristino ambientale ai fini della riqualificazione per lo sviluppo del territorio interessato.

Il Comitato di Attuazione dell'Accordo di Programma (2007) ha definito un impegno di spesa necessario per il completamento dei lavori di bonifica paria c.a. 51 mln Euro di cui sono stati impiegati c.a. 26 mln Euro per lavori eseguiti a tutto il 2018.

I primi interventi di bonifica si sono concentrati sulle discariche di sterile poste sui versanti rivolti ai centri abitati di Balangero e Corio; in considerazione delle grandi quantità di materiale lapideo contenente amianto di scarto, è stato adottato l'approccio progettuale della messa in sicurezza in situ, con l'utilizzo di tecniche di ingegneria naturalistica su larga scala.

Mediante interventi di ingegneria naturalistica, è stato possibile conciliare le esigenze per la messa in sicurezza dei materiali con le grandi estensioni superficiali da trattare, consentendo negli anni di pervenire a una stabilizzazione e rivegetazione delle aree interessate. La stabilizzazione delle superfici e l'implementazione della copertura vegetale sulle discariche di pietrisco asbestifero rivestono un'importanza fondamentale per la riduzione dell'aerodispersione delle fibre di amianto in atmosfera.

Per l'esecuzione degli interventi, le aree a cielo aperto del sito sono state suddivise in lotti funzionali, distinti in base alla tipologia di rischi e ai tempi di intervento (*Fig*. 5 a, b, c).

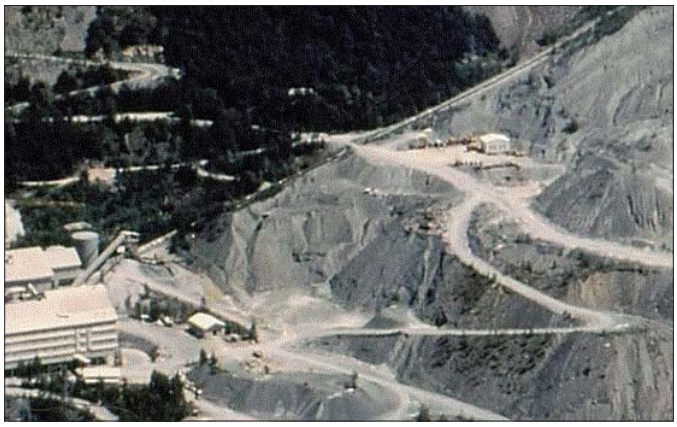




Figura 6 (a,b). Discarica lato Balangero, zona Est: modificazioni del territorio a seguito della messa in sicurezza delle superfici

Sul versante di discarica rivolti al centro abitato di Balangero gli importanti interventi di risanamento ambientale eseguiti sono stati finalizzati principalmente alla regimazione idraulica delle acque meteoriche di scorrimento e alla stabilizzazione degli accumuli di materiale sterile residuo di lavorazione. Le immagini seguenti evidenziano le attività eseguite su alcune porzioni della discarica lato Balangero e illustrano le modificazioni indotte sul territorio dagli interventi di messa in sicurezza permanente.

In particolare, per la stabilizzazione degli ammassi di sterile messo a discarica le attività condotte hanno previsto l'esecuzione di movimentazioni di materiale, finalizzate alla riduzione delle pendenze delle superfici, che localmente raggiungevano valori anche superiori a 35°, e la realizzazione di interventi localizzati di stabilizzazione mediante palizzate semplici e palificate vive; le aree di discarica sono state riprofilate adottando una conformazione a gradoni funzionale alla riduzione delle pendenze, intercalata da piste di servizio per la manutenzione delle superfici.

Sulle aree riprofilate sono state realizzate opere di regimazione delle acque superficiali e sono state eseguite la distribuzione di materiale organico (compost e terreno agrario) e la successiva idrosemina, con l'impianto dei specie arboree e arbustive pioniere.

Il versante di discarica sul lato nord, rivolto verso il centro abitato di Corio, presenta una peculiarità specifica in quanto i detriti dell'attività mineraria



Figura 7 (a,b). Discarica lato Corio, zona sommitale: modificazioni del territorio a seguito della messa in sicurezza delle superfici



Figura 8 (a,b). Opere in legname e cemento e pietrame per la regimazione delle acque di versante

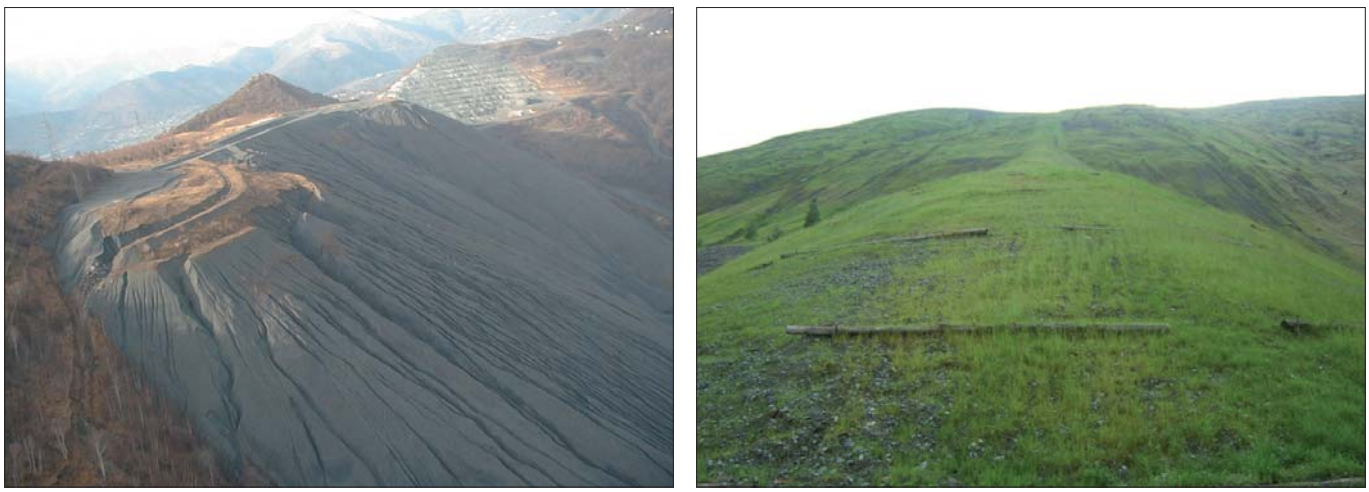


Figura 9 (a,b). Discarica lato Corio, versante di discarica: modificazioni del territorio a seguito della messa in sicurezza delle superfici

risultano accumulati in maggiore quantità, con un unico ammasso, che si sviluppa per un'estensione lineare di circa 1 km, con un dislivello medio di 500 m, e pendenze intorno a 35°, che localmente raggiungono valori di 40-45°.

In considerazione della specificità dell'intervento e del rischio di instabilità complessiva dell'ammasso, la progettazione delle opere di messa in sicurezza è stata preceduta da specifici studi di risk-management per l'analisi del percorso e della deposizione di materiale della discarica lapidea, in seguito a un evento franoso per colamento, e da sperimentazioni relative alle migliori tecniche di rivegetazione da adottare sul versante, in analogia con quanto già eseguito durante gli interventi attuati sul versante rivolto al Comune di Balangero (*Fig*. 6 a, b).

Gli interventi condotti hanno previsto la messa in sicurezza della porzione sommitale dell'accumulo, mediante la riprofilatura dello stesso con la formazione di gradoni, aventi lo scopo di consentire una corretta regimazione delle acque di versante e di creare superfici idonee per la rivegetazione boschiva. Al piede del versante, sul lato est, è stato realizzato un rilevato di contenimento per la prevenzione di fenomeni franosi (*Fig*. 7 a, b).

In corrispondenza delle superfici a pendenza più elevata o delle forme calanchive presenti lungo il versante sono state eseguite diverse tipologie di opere trasversali in legname e geocompositi, finalizzate alla stabilizzazione dell'ammasso e alla regimazione idraulica (*Fig*. 8 a, b).

A seguito delle ricerche condotte in collaborazione con il centro Scansetti del dipartimento di Biologia Vegetale dell'Università degli Studi di Torino sono stati valutati gli effetti della copertura vegetale sull'areodispersione in atmosfera di minerali fibrosi: le ricerche hanno evidenziato che la presenza vegetale, anche se estremamente ridotta e limitata a un 10% della copertura, abbatta in misura statisticamente significativa il numero di fibre aerodisperse in atmosfera, con una riduzione media delle concentrazioni tra il 50% e il 65% (*Fig*. 9 a, b).

Nell'area degli ex stabilimenti di produzione sono tutt'ora in corso le attività di progettazione ed esecuzionedella bonifica degli edifici, che prevedono sia la demolizione delle strutture, per la maggior parte sono costituite da coperture e tamponamenti in cemento-amianto, che la rimozione degli impianti esistenti (*Fig*. 10 a, b).



Figura 10 (a,b). Bonifica di un ex edificio industriale mediante rimozione di copertura e tamponamenti in cemento-amianto



Figura 11 (a,b). Interno degli ex stabilimenti industriali



Figura12. Realizzazione di un volume confinato per il conferimento dei rifiuti derivanti dall'attività di bonifica

Siti minerari di estrazione di feldspato contaminati da amianto: un rischio per la salute poco conosciuto

Feldspar mining sites, contaminated by asbestos: a no well know health risk

Fulvio Cavariani
Già Direttore Centro di Riferimento Regionale Amianto – Regione Lazio; Igienista del Lavoro – Ricercatore Indipendente
E-mail: fulcava@alice.it

Orietta Sala
Già Arpae Emilia-Romagna – Sezione di Reggio Emilia – Centro Regionale Amianto; Igienista Ambientale e del Lavoro
E-mail: salaorietta@gmail.com

Parole chiave: feldspati, tremolite, siti minerari, NOA
Key words: feldspars, tremolite, ore, NOA

SOMMARIO

La tremolite di amianto è un minerale appartenente alla famiglia degli anfiboli; è molto diffusa in natura specialmente come contaminante di altri minerali, come il talco e la vermiculite, e , spesso si ritrova nei siti di estrazione di un altro amianto, il crisotilo.

La tremolite fibrosa causa le stesse patologie degli altri asbesti, compresi i tumori polmonari ed il mesotelioma. Benché diffusa abbondantemente in tutta la crosta terrestre, raramente si manifesta in depositi rilevanti e non ha mai avuto un largo impiego commerciale.

La identificazione della presenza significativa di fibre di amianto, caratterizzate come tremolite anfibolica, in polveri minerali proveniente dalla macinazione di rocce feldspatiche estratte da un sito minerario della Sardegna (Italia), solleva diversi problemi per prevenire il rischio cancerogeno dovuto alla presenza di tali fibre, poiché, questo minerale è assai diffuso in tutto il mondo ed ogni anno se ne producono ed utilizzano rilevanti quantità in numerose attività industriali (oltre 21 milioni di tonnellate di feldspati estratti e commercializzati in molti paesi, oltre che in Italia).

Dal punto di vista petrografico, risulta possibile e plausibile la compresenza di tremolite di amianto fibrosa nella giacitura del feldspato, ma sinora non risultava descritta, né segnalata la possibilità di tale rischio per la salute dei lavoratori durante l'estrazione e l'utilizzo di questi minerali.

Viene quindi sottolineata la necessità di una maggiore diffusione delle conoscenze, anche specialistiche, come quelle mineralogiche, che in questo contesto, sono indispensabili per evitare indebite esposizioni ad amianto e per attuare le necessarie verifiche e i controlli ambientali.

ABSTRACT

Fibrous tremolite is a mineral species belonging to the amphibole group. It is present almost everywhere in the world as a natural contaminant of other minerals, like talc and vermiculite. It can be also found as a natural contaminant of the chrysotile form of asbestos.

Tremolite asbestos exposures result in respiratory health consequences similar to the other forms of asbestos exposure, including lung cancer and mesothelioma.

Although abundantly distributed on the earth's surface, tremolite is only rarely present in significant deposits and it has had little commercial use.

Significant presence of amphibole asbestos fibers, characterized as tremolite, was identified in mineral powders coming from the milling of feldspar rocks extracted from a Sardinian mining site (Italy). This evidence raises several problems, in particular the prevention of carcinogenic risks for the workers.

Feldspar is widespread all over the world and every year it is produced in large quantities and it is used for several productive processes in many manufacturing industries (over 21 million tons of feldspar mined and marketed every year).

Until now the presence of tremolite asbestos in feldspar has not been described, nor has the possibility of such a health hazard for workers involved in mining, milling and handling of rocks from feldspar ores been appreciated.

Therefore the need for a wider dissemination of knowledge of these problems among professionals, in particular mineralogists and industrial hygienists, must be emphasized.

In fact both disciplines are necessary to plan appropriate environmental controls and adequate protections in order to achieve safe working conditions.

INTRODUZIONE

I rischi per la salute dovuti all'esposizione alle fibre di amianto delle più diffuse tipologie commerciali (amosite, crocidolite, crisotilo) durante l'estrazione, le lavorazioni e l'uso dei prodotti che le contengono, sono ormai ben conosciute (IARC 2012), ma benché la tremolite asbestiforme sia stata caratterizzata sin dai primi del '900, i suoi effetti sulla salute sono stati definiti solo in seguito. (Davis J.M. *et al.* 1985) (American Thoracic Society 1990).

La tremolite d'amianto è una forma asbestiforme che appartiene al gruppo degli amianti di anfibolo ed è chimicamente un silicato ossidrilato di magnesio e calcio ($Ca_2Mg_5Si_8O_{22}(OH)_2$); la composizione chimica mostra ampia variabilità, correlata a variazioni del contenuto in magnesio, ferro, calcio e sodio.

La forma non-asbestiforme (CAS N°. 14567-73-8), detta anche "massiva", è la tipologia predominante nella crosta terrestre, mentre la tremolite asbestiforme (CAS N°. 77536-68-6) è diffusa in tutto il mondo, ma spesso solo come contaminazione di diversi altri materiali naturali. (Langer A.M. *et al.* 1991.

La possibile presenza di fibre di amianto di tremolite in miniere e cave attive è documentata in particolare per le miniere di talco, ma non solo (Cavariani, 2016; Cavariani *et al.*, 2018).

La sua morfologia è molto complessa e spesso si presenta in natura anche come un insieme di particelle non fibrose, mentre la forma fibrosa, assai comune, si ritrova sovente in natura manifestandosi come contaminante naturale nei siti di estrazione di talco e vermiculite (Case BW 1991), ma anche di un altro amianto, il crisotilo, cosa che rende una specifica valutazione dei suoi effetti sulla salute più complicata.(McDonald

JC e McDonald AD 1997) (Addison J, e McConnel EE 2008) (ATSR 2001).

Anche se abbondantemente distribuita sulla superficie terrestre, la tremolite di amianto, solo raramente si ritrova in depositi rilevanti e non ha mai rappresentato un uso commerciale significativo, anche se fino al 1996, risultavano essere attive in Rajasthan, India, alcune miniere di tremolite, che veniva utilizzata nella produzione di cemento. (Amandus H.E. *et al.* 1987).

I dati epidemiologici disponibili relativi agli effetti della tremolite di amianto, quale causa di danni alla salute, che si sono dimostrati come assolutamente analoghi a quelli causati dalle altre tipologie di amianto ed in particolare degli anfiboli, provengono principalmente da studi effettuati su lavoratori esposti professionalmente, come conseguenza della contaminazione da tremolite di amianto di siti estrattivi di altri minerali non fibrosi, come vermiculite e talco. (McDonald J.C. *et al.* 2004) (IRSST 2012), oppure svolti sulla popolazione residente in alcune aree della Turchia, dove l'esposizione deriva da affioramenti naturali di rocce che la contengono in forma fibrosa (Baris YI 1988).

Le conclusioni comunque raggiunte nella valutazione della IARC (IARC 2012) sugli asbesti ed i rischi carcinogenici per gli esposti, include la tremolite fibrosa tra questi, ovunque venga evidenziata.

Non risulta invece descritto e segnalato il rischio di inalazione di fibre di tremolite durante le attività minerarie e produttive connesse con l'utilizzo di rocce costituite da feldspati.

Con il nome di feldspato si identifica un assai diffuso gruppo di altri minerali (gli alluminosilicatici) che rappresentano i costituenti di oltre il 50% della crosta terrestre.

Il feldspato è un minerale che si cristallizza dal magma, sia nelle rocce intrusive, che in quelle effusive e può inoltre essere presente in molti tipi di rocce metamorfiche e sedimentarie.

L'estrazione delle rocce contenenti feldspati avviene solitamente in cave a cielo aperto e per successiva frantumazione delle rocce che li contengono; ulteriori processi di macinazione e di purificazione mineralogica, permettono di ottenere una polvere a varia granulometria, anche molto fine (sino a pochi micron) che comunemente costituisce il prodotto commercializzato. Questo materiale trova un vasto impiego in diverse e diffuse attività produttive, come la produzione di vetro e abrasivi, di colle e malte, di pitture e adesivi, nella produzione di tegole, mattoni, canne fumarie e nella ceramica (stoviglie, idrosanitari, piastrelle e ceramiche artistiche), dove il feldspato è impiegato nell'impasto, quale componente fondente per la sua proprietà di diminuire la temperatura di cottura.

L'Italia è stata fino a pochi anni fa (Dondi M 1995) il maggior produttore mondiale di feldspato, mentre attualmente (US Geological Survey 2015) occupa il secondo posto della graduatoria (con 4.7 milioni di tonnellate/anno, di cui una parte è importata da altri paesi produttori) dopo la Turchia (con 5.0 milioni di tonnellate/anno) e seguita dalla Cecoslovacchia (2.1 milioni di tonnellate/anno), dall'India (1.2 milioni di tonnellate/anno) e dalla Tailandia (1.1 milioni di tonnellate/anno).

L'estrazione ed il commercio di questi minerali risultano comunque presenti e rilevanti in molti paesi di tutto il mondo, visto che la quantità totale della produzione di questi minerali risulta stimabile in oltre 21 milioni di tonnellate ogni anno.

UN'ESPERIENZA DI UTILIZZO NELL'INDUSTRIA CERAMICA DI FELDSPATI CONTAMINATI DA FIBRE DI AMIANTO (ORANI-SARDEGNA)

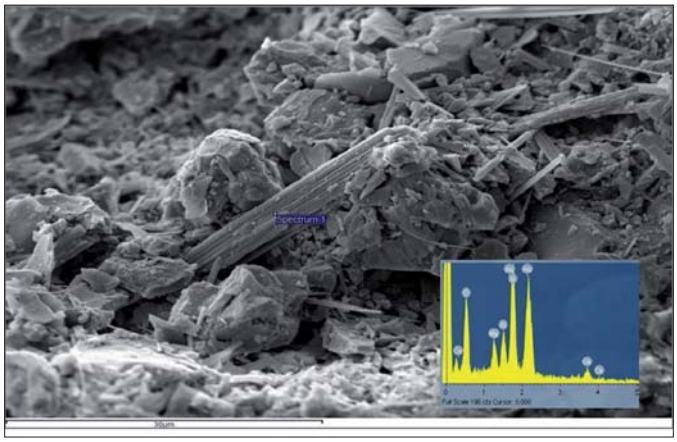
Nel 2015 è stata riscontrata, dagli Organi di Vigilanza nei luoghi di lavoro, la presenza di materiale fibroso, successivamente identificato come *fibre di tremolite d'amianto*, nelle polveri di un cumulo di rocce feldspatiche proveniente da un giacimento sardo in un deposito di materie prime destinate ad un gruppo di aziende laziali che lo utilizzano per la produzione di manufatti igienico sanitari in ceramica. Successivamente analoga contaminazione dei feldspati utilizzati nell'industria ceramica, è stata



Figura 1. Cumuli di feldspati all'esterno dello stabilimento ceramico



Figura 2. Cumuli di feldspati all'interno dello stabilimento ceramico



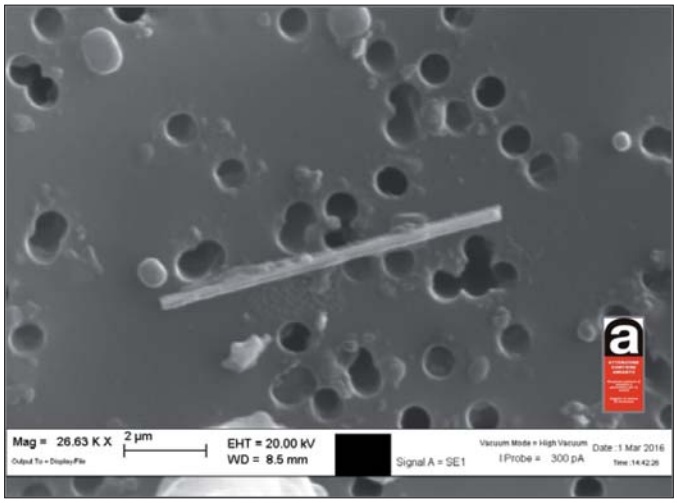


Figure 3 – 4. Immagini analisi in Microscopia Elettronica a Scansione (SEM). (By CRA Lazio e CRA Emilia Romagna, Italy)

riscontrata dagli Organi di Vigilanza in Emilia Romagna (*Figg*. 1-2).

L'identificazione della presenza non trascurabile (stimabile intorno all'1 % in peso) di fibre di tremolite di amianto è stata effettuata e confermata utilizzando più tecniche analitiche:

- Analisi delle singole fibre in *Microscopia Ottica in Luce Polarizzata-metodo della Dispersione Cromatica (MOLP-DC)* per la caratterizzazione mineralogica;
- *Microscopia Elettronica a Scansione (SEM) con microanalisi* elementare delle fibre che ha portato alla identificazione morfologica e chimica delle fibre di Tremolite d'amianto (*Figg*. 3-4);

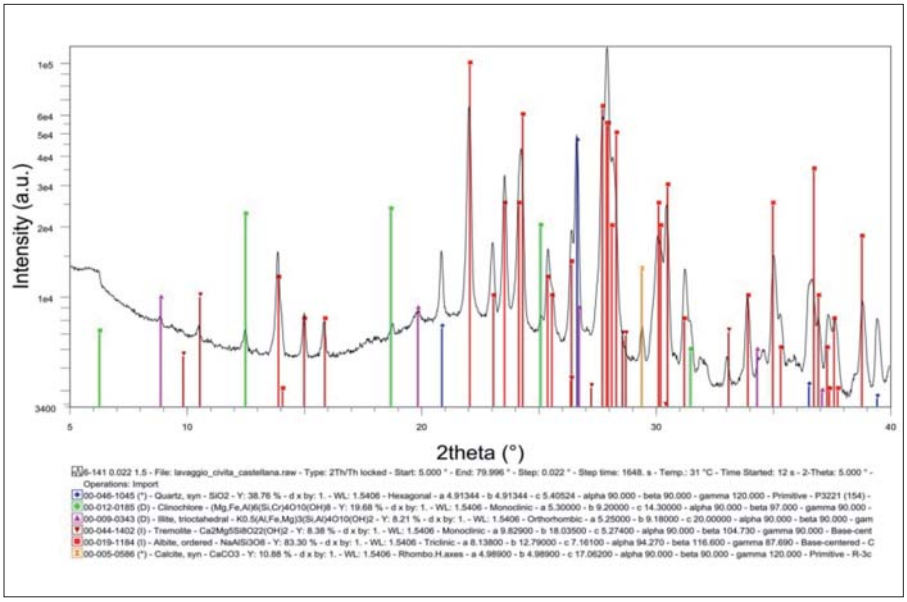
Ulteriori accertamenti hanno confermata l'identificazione e la quantificazione della tremolite d'amianto con analisi eseguite anche con altre tecniche analitiche (*Figg*. 5-6-7):

- *Diffrattometria a Raggi X (DRX)* per la conferma del profilo mineralogico e la stima quantitativa (metodo Rietveld);
- *Microscopia Elettronica a Trasmissione (TEM)* per la definitiva conferma morfologica, chimica e di diffrazione elettronica sulle singole fibre.

Gli stessi materiali provenienti dalla cava di Orani, sono stati oggetto di un specifico studio condotto da UniMORE con analisi in *Spettroscopia Infrarosso (FTIR) spettro micro-Raman*, oltre alle sopracitate tecniche MOLP, DRX, SEM, TEM (Gualtieri A.F. *et al.* - 2018). (*Figg*. 8-9-10)

Nell' impianto annesso alla cava di estrazione, le rocce contenenti feldspato vengono trattate con processi di macinazione e miscelazione con altri materiali (quarzo, principalmente) per ottenere un preparato pulverulento, confezionato in sacchi o trasportato insilato, destinato ad ottenere le miscele che intervengono nella composizione degli impasti e degli smalti vetrificanti per la produzione ceramica, dove il feldspato entra nella barbottina utilizzata per la formatura e la verniciatura dei pezzi, in percentuali comprese tra il 20 ed il 50% in peso.

Secondo una indagine del 2013, a cura di Confindustria Ceramica, solo in Italia, il settore produttivo della ceramica (produzione di piastrelle, manufatti igienico-sanitari, stoviglie e materiali refrattari) è composto da 236 aziende



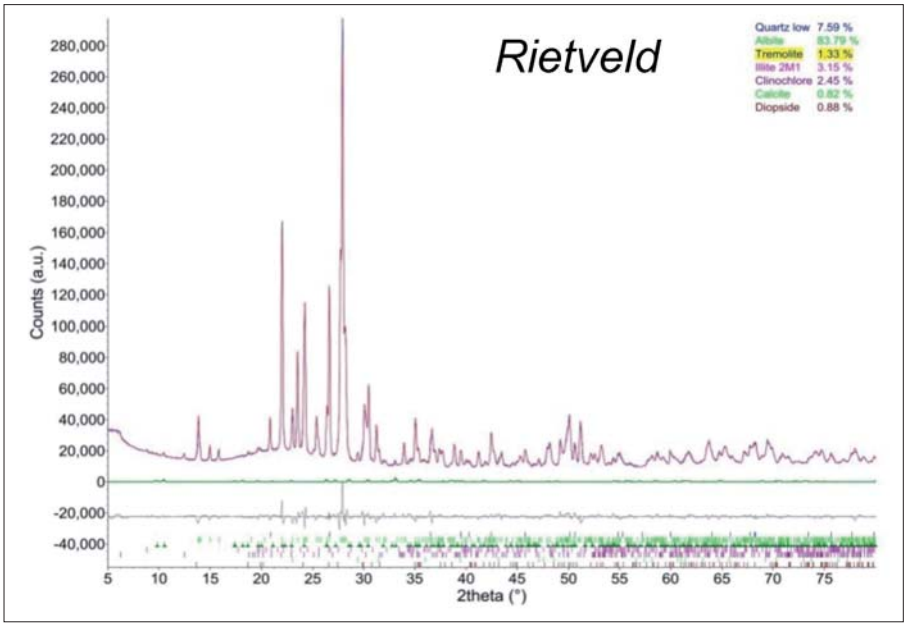


Figure 5-6. Spettri di Diffrazione RX (By Prof. P.Ballirano, Univ. Rome "La Sapienza", Italy)

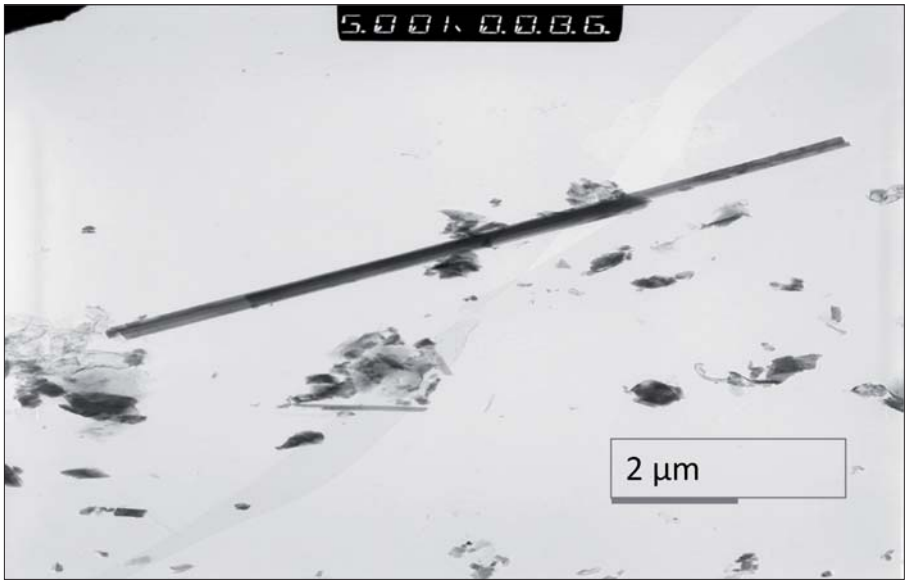
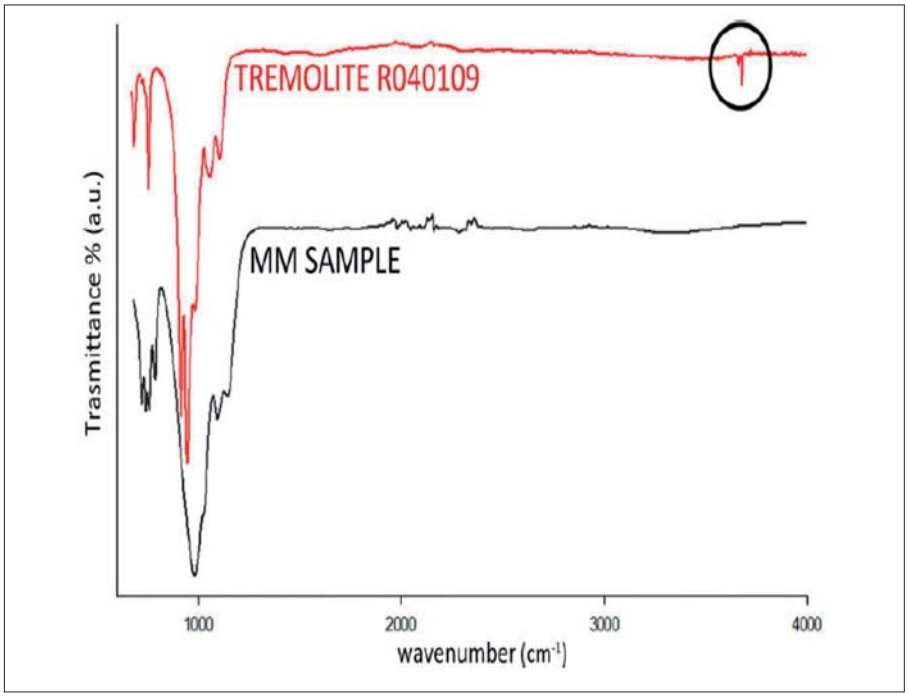


Figura 7. Analisi in Microscopia Elettronica a Trasmissione (TEM)
(By Prof. E.Belluso, Univ. Turin, Italy)



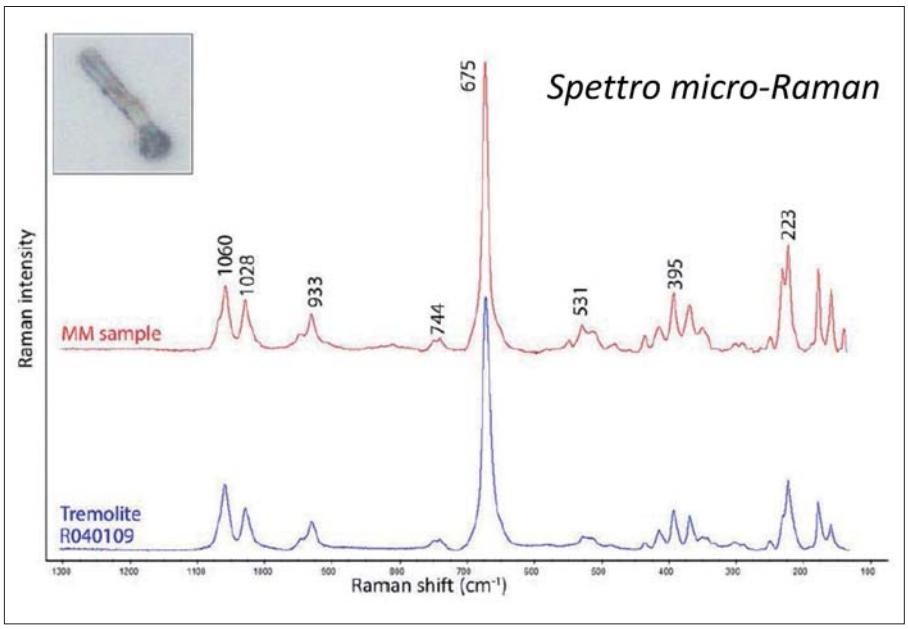


Figure 8-9. Tracciati Spettroscopia FT-IR
(By Prof. AF Gualtieri, Univ. MO-RE, Italy - Journal of Hazardous Materials 2018)

ed impiega oltre 27.000 addetti, collocati principalmente in due principali distretti industriali: a Civita Castellana (VT) nel Lazio e a Sassuolo (MO) – Scandiano (RE) in Emilia Romagna.

Una campagna di campionamento di fibre in aria, realizzata in prossimità degli impianti di macinazione, miscelazione ed insacchettamento in funzione nel deposito nelle aziende laziali, ha evidenziato la presenza di una importante contaminazione di fibre di tremolite di amianto nell'ambiente dove operavano gli addetti: concentrazioni rilevate di fibre aerodisperse intorno alle 100 fibre/litro, (ovvero pari al valore limite indicato nel D.Lgs 81/2008 per i lavoratori da considerare come esposti al rischio e dotati di dispositivi di protezione individuale durante il lavoro).

Questi riscontri hanno così messo in evidenza la presenza di un rischio per la salute non conosciuto e non ancora descritto, per gli addetti all'estrazione del minerale, per chi opera nella preparazione di questi materiali per l'industria e per chi, nelle industrie manufatturiere, lavora a contatto con il materiale in polvere, come avviene, in particolare, durante le prime fasi della produzione ceramica.

Nelle fasi successive, dopo la formazione dei manufatti, le temperature di cottura dei materiali ceramici, usualmente superiore ai 1000°C, provocano la vetrificazione delle fibre di amianto presenti nell'impasto e nel rivestimento a smalto, modificando/eliminando quindi il problema della possibile aerodispersione ed inalazione di fibre da parte degli addetti.

Da approfondimenti effettuati, la compresenza di amianto nella stessa giacitura petrografica dei feldspati, in particolare in Sardegna, è un fatto noto da lungo tempo (Lovisato D.,1912) ed alcuni ricercatori di mineralogia hanno perfino magnificato tale presenza come una accresciuta qualità del materiale da impiegare nella produzione ceramica, poiché *"...l'aggiunta di un componente fibroso dovrebbe avere la funzione di aumentare la resistenza meccanica, sia nei prodotti cotti che nei semi-lavorati."* (Dondi M. *et al.*, 1995).

Si sottolinea, a tale proposito, che nel 1995 era già pienamente in vigore la Legge 257/1992 che vieta, oltre all'estrazione di amianto, sia il commercio che l'utilizzo diretto di amianto in qualsiasi processo produttivo

Non irrilevante risulterebbe la presenza, nello stesso sedime minerario di Orani, di un sito attivo per l'estrazione

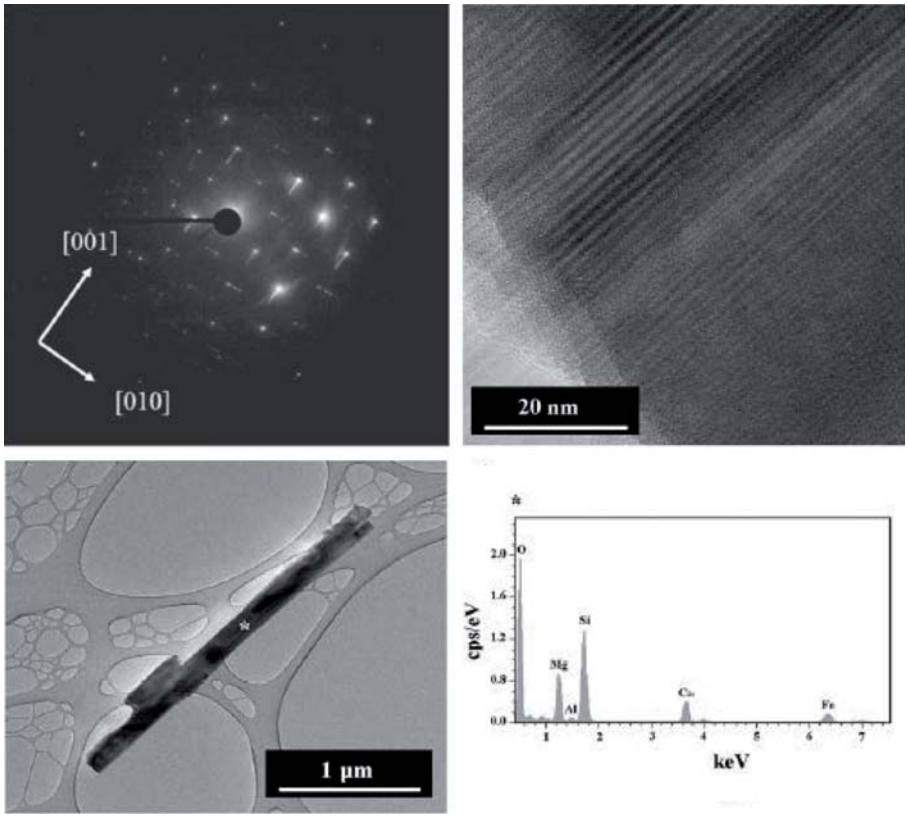


Figura 10. Analisi in Microscopia Elettronica a Trasmissione (TEM)
(By Prof. AF Gualtieri, Univ. MO-RE, Italy - Journal of Hazardous Materials 2018)

di talco ad uso industriale che, visto i riscontri per i feldspati, potrebbe presentare la stessa contaminazione da fibre di tremolite d'amianto, ma non risultano attualmente né accertamenti specifici né una sospensione cautelativa.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

È evidente la preoccupante separazione e l'assoluta mancanza di comunicazione tra il mondo scientifico e quello della prevenzione dei rischi per la salute dei lavoratori e per l'ambiente.

Quanto è emerso sinora solleva quindi diverse questioni, a cominciare da quella relativa a quanto sia comune e diffusa la presenza di tremolite fibrosa di amianto come contaminante nei giacimenti di rocce feldspatiche, che rappresentano, per quantità estratte nel mondo e ampiezza di impiego in numerosi settori produttivi, una problematica di dimensioni rilevanti che merita l'attenzione degli operatori della prevenzione e non solo.

Infatti per comprendere e caratterizzare la dimensione e la presenza del problema della possibile esposizione a fibre di amianto, si rendono necessarie in questo contesto, accanto a competenze e valutazioni di igiene del lavoro, conoscenze specialistiche di tipo mineralogico e petrografico che, solo se disponibili nei siti di estrazione, possono consentire l'attivazione di efficaci controlli preventivi utili ad evitare indebite esposizioni e danni per la salute dei lavoratori che operano con questi materiali in tutta la filiera produttiva. La competenza geologica nell'ambito delle attività estrattive, in casi come quelli sopradescritti, dopo la preliminare caratterizzazione del sito oggetto di estrazione, risulta indispensabile durante tutte le fasi di scavo, ovvero indispensabile nel controllo/sorveglianza delle molteplici fasi minerali presenti sul fronte di avanzamento.

Il controllo continuo consentirebbe, ad esempio, una preventiva esclusione dall'attività di scavo delle zone con presenza di contaminazioni indesiderate, vedi fibre di amianto, evitando così indebite esposizioni a sostanze pericolose/cancerogene.

BIBLIOGRAFIA

Addison J., McConnel E.E. (2008), *A review of carcinogenity studies of asbestos and non-asbestos tremolite and other amphiboles*. Regul Toxicol Pharmacol 52 (suppl 1): S87-S199.

Amandus H.E., Wheeler R., Jankovic J., Tucker J. (1987), *The morbity and mortality of vermiculite miners and millers exposed to tremolite-actinolite. Part I: exposure estimates*. Am J Ind Med 11: 1-14.

American Thoracic Society (1990), *Health effect of tremolite*, American review of respiratory disease, 112 (6): 1453-1458.

ATSDR, *Chemical-specific health consultation: tremolite asbestos and other related types of asbestos*, september 2001.

Baris Y.I., Bilir N., Artvinli M., Sahin A.A., Kalyoncu F, Sebastien P. (1988), *An epidemiological study in an Anatolian village environmentally exposed to tremolite asbestos*. Br.J Ind Med, 1988; 45: 838-840.

Case B.W. (1991), *Health effects of tremolite. Now and in the future*. Ann N Y Acad Sci. 1991 Dec 31;643:491-504.

Cavariani F. (2016), *Asbestos contamination in feldspar extraction sites: a failure of prevention*, Annali Istituto Superiore di Sanità Vol 52, No 1:6-8.

Cavariani F., Belluso E., Sala O. (2018), *Possibile presenza di amianti e minerali asbesti formi in miniere e cave attive. "Amianto un fantasma del passato o una storia infinita?"*, a cura di Minoia C. e Comba P., pp. 351-361.

Davis J.M., Addison J., Bolton R.E., Donaldson K., Jones A.D., Miller B.G. (1985), *Inhalation studies on the effects of tremolite and brucite dust in rats*, Carcinogenesis. 1985 May; 6(5):667-74.

Decreto Legislativo 9 aprile 2008, n. 81, *Testo Unico di salute e sicurezza nei luoghi di lavoro* (Gazzetta Ufficiale n. 101 del 30 aprile 2008 - Suppl. Ordinario n. 108).

Dondi M. (1995), *Il mercato dei feldspati in Italia: situazioni e prospettive*. Risorse Minerali GEAM, 239-246.

Dondi M. *et al.* (1995), *Caratterizzazione composizionale e tecnologia degli skarns a tremolite-talco-carbonati di M.Tamara (Sulcis –Sardegna merid.) ai fini di un impiego nell'industria ceramica*, Risorse Minerali GEAM, 121-128.

Gualtieri A.F., Bursi Gandolfi N., Pollastri S., Rinaldi R., Sala O., Martinelli G., Bacci T., Paoli F., Viani A., Vigliaturo R. (2018), *Assessment of the potential hazard represented by natural raw materials containing mineral fibres – The case of the feldspar from Orani, Sardinia (Italy)*. Journal of Hazardous Materials – 350, 76-87.

IARC (2012), *Asbestos (chrysotile, amosite, crocido lite, tremolite, actinolite and anthophyllite)*, IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 100 C: 219-309.

IRSST (2012), *Synthesis of knowledge on tremolite in talc*. Report 75, October 2012.

Langer A.M., Nolan R.P., Addison J. (1991), *On talc, tremolite, and tergiversation*. Br J Ind Med. 1991 May; 48(5): 359-360.

Legge n. 257/1992, *Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto*. (Gazzetta Ufficiale del 13 aprile 1992 - Suppl. Ordinario n. 87.

Lovisato D. (1912), *Anfiboli di monte Plebi presso Terranova Pausania (Sardegna)*, Rendiconti della R. Accademia dei Lincei, Vol.XXI,

McDonald J.C., McDonald A.D. (1997), *Crysotile, tremolite and carcinogenity.* Ann Occup Hyg. 41: 699-705.

McDonald J.C., Harris J., Amstrong B. (2004), *Mortality in a cohort of vermiculite miners exposed to fibrous amphibole* in Libby, Montana. Occup Environ Med, 61: 363-366.

U.S. Geological Survey, *Mineral Commodity Summaries*, January 2015.

Rimozione di RCA abbandonati sul suolo e nel sottosuolo, bonifica dei siti: proposte di procedure, considerazioni critiche

The environmental remediation of asbestos waste dumped on the soil and in the subsoil: some procedural schemes concerning specific cases and critical considerations

Lella Checchi
Arpae Emilia-Romagna – Sezione di Modena – Servizio Territoriale
E-mail: lchecchi@arpae.it

Orietta Sala
Già Arpae Emilia-Romagna – Sezione di Reggio Emilia – Centro Regionale Amianto; Igienista Ambientale e del Lavoro
E-mail: salaorietta@gmail.com

Parole chiave: rifiuti abbandonati, materiali inerti, suoli contaminati, "amianto friabile", "amianto compatto", bonifiche ambientali
Key words: abandoned wastes, inert materials, contaminated soils, "friable asbestos", "compact asbestos", environmental remediation

SOMMARIO

L'abbandono di Rifiuti Contenenti Amianto (RCA) può comportare un rischio per la salute pubblica ed elevati costi per la loro raccolta, avvio a smaltimento ed il ripristino delle aree interessate.

Anche se i singoli casi di abbandoni necessitano di una valutazione specifica in funzione della differente friabilità dei RCA, dei quantitativi abbandonati, del grado di coinvolgimento del suolo e del contesto ambientale, è fondamentale pervenire alla emanazione di "Linee Guida" da parte di Ministero, Regioni, Comuni, Aziende USL ed Arpa per uniformare l'adozione dei provvedimenti tecnici e amministrativi necessari per la risoluzione delle problematiche connesse al potenziale rischio di diffusione di fibre di amianto.

Si sottopongono a discussione alcuni schemi procedurali di intervento riferiti a specifici casi di RCA compatti e friabili abbandonati sul suolo, di RCA compatti e friabili rinvenuti nel sottosuolo e le problematiche che rendono complessa la gestione degli RCA e degli eventi ricorrenti.

Le considerazioni procedurali possono essere utili anche nell'ambito dell'applicazione delle Linee Guida Generali da adottare per la corretta gestione delle attività di bonifica amianto nei Siti di Interesse Nazionale (SIN).

ABSTRACT

The unauthorized disposal of asbestos waste can prompt risk of exposure for the population and may determine high costs for the proper authorized removal, disposal, and recovery of the contaminated areas.

Each case requires a specific evaluation according to the different nature (e.g. friability) of the asbestos waste, the amount of dumped waste, the depth of contamination of the soil layer and the environmental scenario.

Ministries, Regions, Provinces, Municipalities, Public Administration for Health and Safety and Environmental Protection Agencies (AUSL and ARPA) should take responsibility for the definition of administrative and technical procedures in response to asbestos-related risks.

In the present work, we would like to discuss some open issue like:

- procedural schemes and flow-charts concerning specific cases: asbestos waste friable and compact material dumped on the soil, asbestos waste friable and compact material found in the subsoil;
- issues that bias the handling of the asbestos wastes and selected case studies.

INTRODUZIONE

Il processo di fuoriuscita dall'amianto, a partire dalla sua messa al bando con la Legge 257/92, è in fase di lenta attuazione, tuttavia non senza ostacoli; in particolare, l'estrema carenza di impianti di smaltimento (discariche) dei Rifiuti Contenenti Amianto (RCA) sul territorio nazionale impone il loro avvio a impianti di smaltimento esteri, con aggravi economici non trascurabili. Non è un caso che in occasione di incentivi economici (detrazioni fiscali, sostituzione coperture con installazioni di impianti foto-voltaici,….) introdotti da Stato, Regioni, singoli Comuni, si sia registrato un apprezzabile incremento di rimozioni soprattutto di coperture in cemento-amianto.

L'INAIL, nel 2013 ha pubblicato il resoconto della Mappatura effettuata a livello nazionale delle discariche che in Italia ricevono RCA. Lo studio INAIL, a giugno 2013, segnala sul territorio nazionale: 19 discariche in esercizio, distribuite in 11 Regioni, e 9 Regioni totalmente prive di discariche in esercizio. Dalla lettura dei dati inerenti le volumetrie residue è emerso che a quella data quasi metà delle discariche era in fase di esaurimento. Contestualmente mancano impianti industriali autorizzati al trattamento e inertizzazione dei RCA, seppure esistano numerosi brevetti (INAIL, 2013 – INAIL, 2014) (AA. VV., Geologia dell'Ambiente – 2017).

Gli elevati costi di rimozione e smaltimento e le procedure esclusive per le ditte specializzate iscritte alle Categorie 10A e/o 10B dell'albo Gestori Ambientali, sono gli elementi che, sempre più spesso, favoriscono fenomeni di abbandono di RCA, più o meno diffusi sul territorio, in particolare da piccole ristrutturazioni o dismissioni. Il fenomeno "abbandoni" ha sollecitato diversi Comuni ad adottare procedure semplificate di raccolta dei cosiddetti "piccoli pezzi" o "Micro-raccolta". (Ministero della Salute, 2012) (Checchi L. *et al.*, 2013) (Regione Toscana 2018, Regione Emilia-Romagna 2019).

L'abbandono al suolo e/o nel sottosuolo di RCA rappresenta un severo rischio per la salute pubblica a causa della frantumazione dei manufatti e della possibile dispersione in aria di fibre di amianto, oltre a gravare sulla finanza pubblica per gli elevati costi di raccolta,



Figura 1. Abbandono di lastre e serbatoi in C/A integri



Figura 2. Mattonelle in Vinil-Amianto

di avvio a smaltimento e di ripristino delle aree interessate.

Al momento non risultano procedure amministrative e tecniche di intervento codificate cui fare riferimento, sono noti documenti, proposte, resoconti di gruppi tecnici, ma mancano indicazioni cogenti da parte degli Enti incaricati quali Ministeri, Regioni, Comuni, Aziende Usl ed ARPA. (Ministero Salute, Draft 15/07/2005) (INAIL proposta di Linee Guida SIN 2010)

Nella quotidianità ogni caso necessita di una valutazione specifica in funzione della differente friabilità dei RCA rinvenuti, dei quantitativi abbandonati, del grado di coinvolgimento del suolo e del contesto ambientale: aree urbane, agricole e industriali.

A partire dalle considerazioni sopra riportate e dall'esperienza lavorativa diretta si sottopongono a discussione alcuni schemi procedurali riferiti a specifici casi e le problematiche che rendono complessa la gestione degli abbandoni di RCA, in particolare per:

- RCA friabili e compatti abbandonati sul suolo;
- RCA friabili e compatti rinvenuti nel sottosuolo;

I differenti possibili scenari sono riassunti in schemi a blocchi e per ciascuno si espongono indicazioni operative. Gli approcci suggeriti tengono conto della necessità di utilizzare modalità di intervento rapide e risolutive, senza appesantire inutilmente i già complessi procedimenti amministrativi e mai sottovalutando, oltre alle problematiche ambientali, quelle sanitarie connesse con l'abbandono di RCA.

ABBANDONO SUL SUOLO DI RCA IN MATRICE COMPATTA

L'abbandono di manufatti in disuso costituiti da Cemento-Amianto (C/A) in matrice compatta (es. lastre di copertura piane o ondulate, canne fumarie, tubi, serbatoi, mattonelle in vinil-amianto, …) è sicuramente l'evento più frequente (*Figg.* 1-2).

Gli abbandoni si verificano generalmente a bordo strada, in prossimità dei contenitori per la raccolta dei rifiuti urbani, in zone verdi o aree dismesse. Gli RCA abbandonati possono essere integri o frantumati (caso 1A), a volte anche frammisti a macerie edili (caso 1B). Le cronache quotidiane riportano notizie di questi ritrovamenti, immagini e segnalazioni sia degli Organi di Vigilanza che di privati cittadini.

Gli interventi da mettere in atto vanno valutati caso per caso, in relazione al contesto ed alla specificità del RCA, come:

a) lo stato di conservazione, es. serbatoio integro o lastre integre appoggiate sul suolo: caso $1A_1$ o la presenza, insieme al manufatto, di frammenti variamente spezzettati: caso $1A_2$
b) la presenza di rifiuti inerti frammisti a RCA: caso 1B

La verifica finale della corretta rimozione dei RCA e di una eventuale contaminazione residua del sito oggetto dell'abbandono, risulterà quindi più o meno problematica.

Ad esempio, la verifica dell'avvenuta corretta bonifica di un sito dopo la rimozione di un serbatoio (o di poche lastre integre), senza presenza all'origine di frammenti (*Figg.* 3-4), si ritiene possa avvenire con una accurata ispezione visiva del suolo senza la necessità di eseguire ulteriori approfondimenti analitici (caso $1A_1$).

Nel caso di presenza di frammenti di RCA, (*Figg.* 5-6), anche dopo la rimo-





Figure 3-4. Abbandono sul suolo di lastre in C/A integre



Figure 5-6: Abbandono sul suolo di lastre (sn) e di serbatoio (ds) in C/A frantumati sul suolo

zione del rifiuto sarà invece necessario effettuare un campionamento del suolo per verificarne, con una analisi di PRESENZA/ASSENZA amianto, l'avvenuta completa rimozione (caso $1A_2$).

CASO 1A: ABBANDONO SUL SUOLO DI RCA COMPATTI

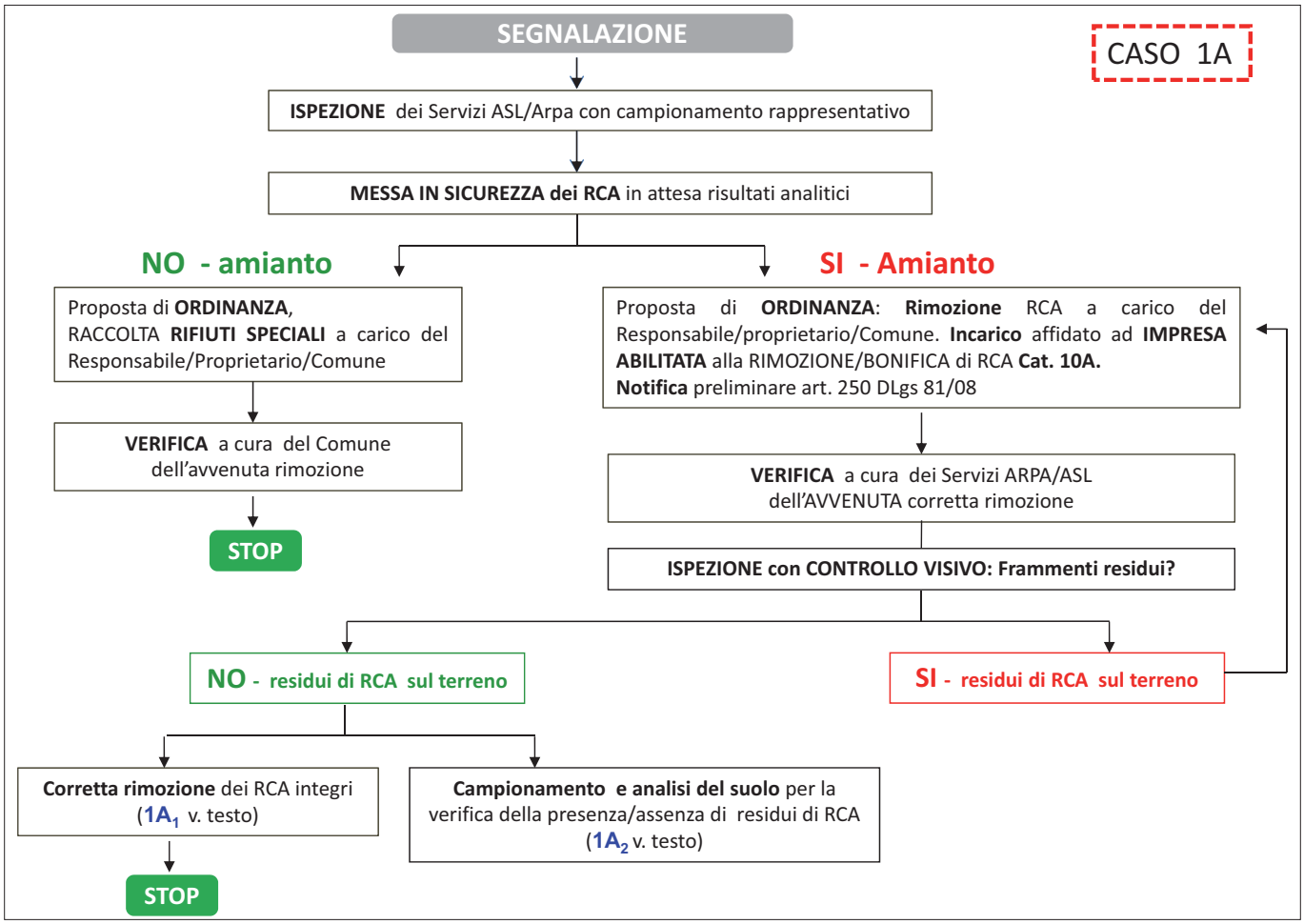
I RCA compatti provengono da manufatti in cui la matrice cementizia e/o resinoide mantiene "legate" le fibre, impedendone la dispersione in atmosfera a meno di azioni meccaniche energiche che ne provochino la frammentazione.

Nello *Schema* 1 si mettono in evidenza i passaggi operativi per la rimozione di RCA in matrice compatta abbandonati sul suolo.

Nel caso di abbandoni di RCA, al fine di risolvere in modo pratico ed efficace la problematica della eventuale presenza di microframmenti o fibre a terra, in sostituzione alla esecuzione di campioni ed analisi per verificare l'efficacia della bonifica, fino a qualche anno fa, era consuetudine richiedere una scarifica di pochi centimetri di suolo superficiale che veniva confezionato e smaltito come rifiuto contenente amianto.

Dall'entrata in vigore del Decreto 27 settembre 2010, modificato dal Decreto 24 giugno 2015, che "definisce i criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica", *non è più possibile* conferire insieme ai RCA il terreno vegetale; pertanto, attualmente, le operazioni di raccolta e separazione devono essere molto accurate e per la verifica, sempre più spesso, è necessario eseguire campioni ed analisi del terreno.

A fronte pertanto della riduzione del volume dei RCA ne consegue, tuttavia, un aggravio sia di campionamenti sia di analisi.



*Schema 1. Abbandono sul suolo di RCA compatti - CER 170605**

CASO 1B: ABBANDONO SUL SUOLO DI MACERIE/ INERTI FRAMMISTE A RCA COMPATTI

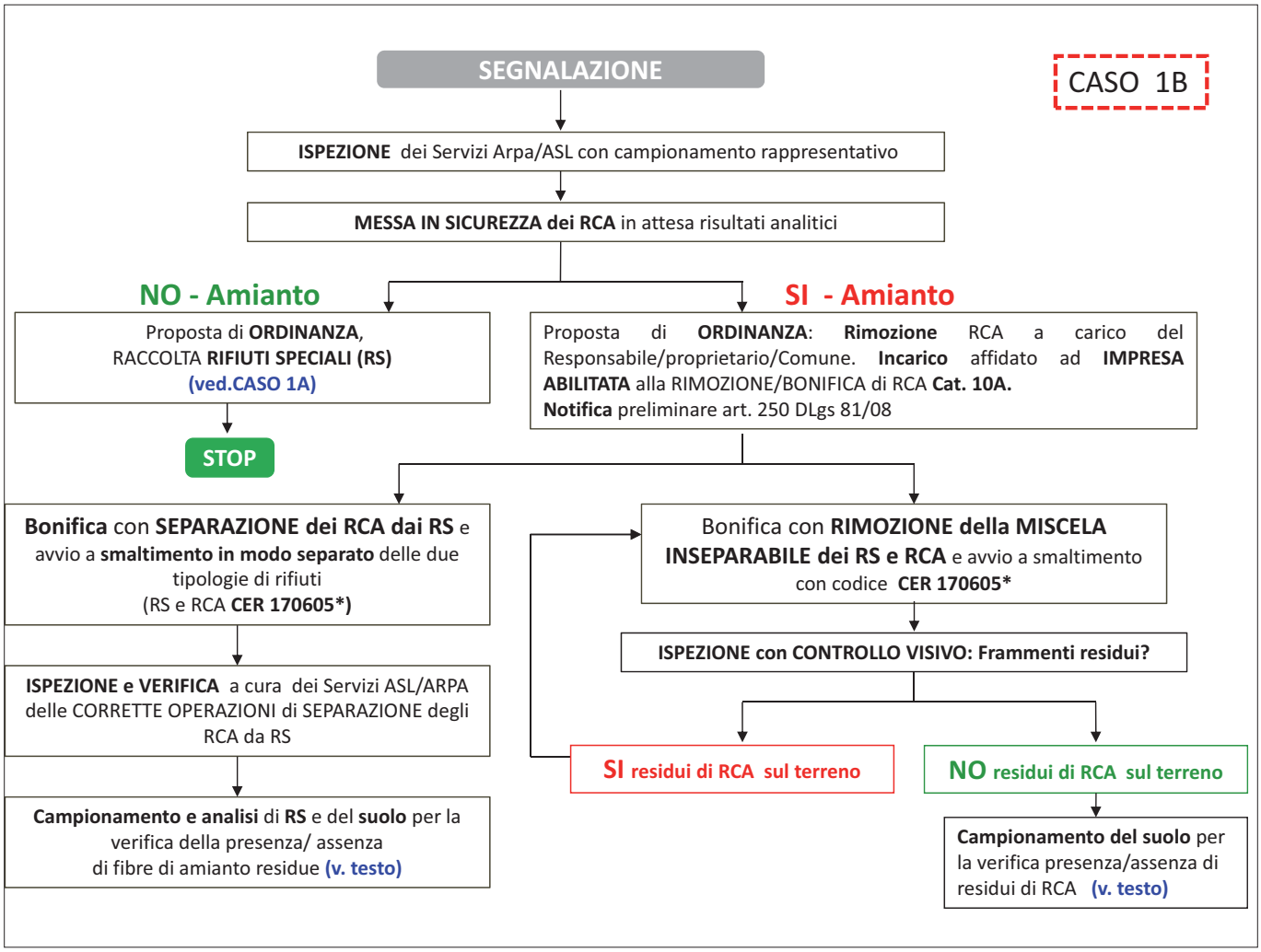
Questo può essere considerato il caso classico di demolizioni senza la preliminare verifica della presenza di MCA nell'edificio o peggio, la vietata miscelazione di RCA con inerti e del loro abbandono sul suolo; originando così, micro-discariche abusive.

Quando i RCA presenti assieme agli inerti sono poco frantumati e facilmente separabili dal complesso dei rifiuti abbandonati, è sempre preferibile perseguire l'obiettivo della separazione dei RCA dai rifiuti inerti al fine di limitare la quantità di rifiuti pericolosi e il contenimento dei volumi da conferire in discarica. (*Figg.* 7-8)

Quando invece i RCA sono molto frammentati e inseparabili dagli inerti è necessario procedere alla loro complessiva raccolta e smaltimento come rifiuti pericolosi. (*Figg.* 9-10)

La possibilità di separazione dei RCA dal resto degli inerti darà origine a diverse tipologie di rifiuti con classificazione e collocazione finale differenti. (*Schema* 2)

In questo secondo caso la sola ispezione visiva del suolo o del sito di abbandono da parte degli Organi di Vigi-



*Schema 2. Abbandono sul suolo di RCA compatti. Frammisti a macerie / inerti – CER 170605**



Figure 7-8. Abbandono sul suolo di rifiuti inerti frammisti a lastre in C/A (separabili)





Figure 9-10. Abbandono sul suolo di rifiuti inerti frammisti a lastre in C/A (inseparabili)

lanza per accertare la corretta rimozione potrebbe considerarsi sufficiente solo se i RCA non sono frantumati. Generalmente è cautelativo procedere con una verifica analitica di presenza/assenza di amianto nel suolo. Tuttavia rimangono alcuni problemi aperti e nello specifico, rimangono svantaggi da considerare con prudenza:

a) verificata la fattibilità della separazione dei RCA compatti dalle macerie, va stabilito il destino dei residui finali di macerie/inerti, ovvero il loro avvio allo smaltimento come rifiuti inerti; in quanto anche in caso di analisi negative, l'avvio a recupero potrebbe risultare comunque rischioso.
b) l'avvio a smaltimento della miscela di RCA e RS con codice CER 170605*, pur essendo la procedura più celere e cautelativa, comporta costi di smaltimento molto elevati.



Figura 11. Cartoni di amianto in strutture edilizie

CASO 2: ABBANDONO SUL SUOLO DI RCA FRIABILI

È una situazione riscontrabile frequentemente nei siti industriali dismessi dove l'amianto era generalmente presente come coibente di strutture, tubazioni e/o impianti. (*Figg.* 11-12-13: Residui di materiali isolanti in strutture e impianti industriali).

La dispersione al suolo può essere stata causata dal semplice abbandono degli impianti, da vandalizzazioni operate al fine di asportare abusivamentre parti degli stessi impianti oppure di residui di rimozioni incomplete di MCA friabili del tipo rivestimenti di



Figura 12. Rivestimenti multistrato di tubi, con malte cementizie contenenti amianto



Figura 13. Corde di amianto attorno a tubazioni



Figura 14. Residui di materiali isolanti provenienti da parti di impianto



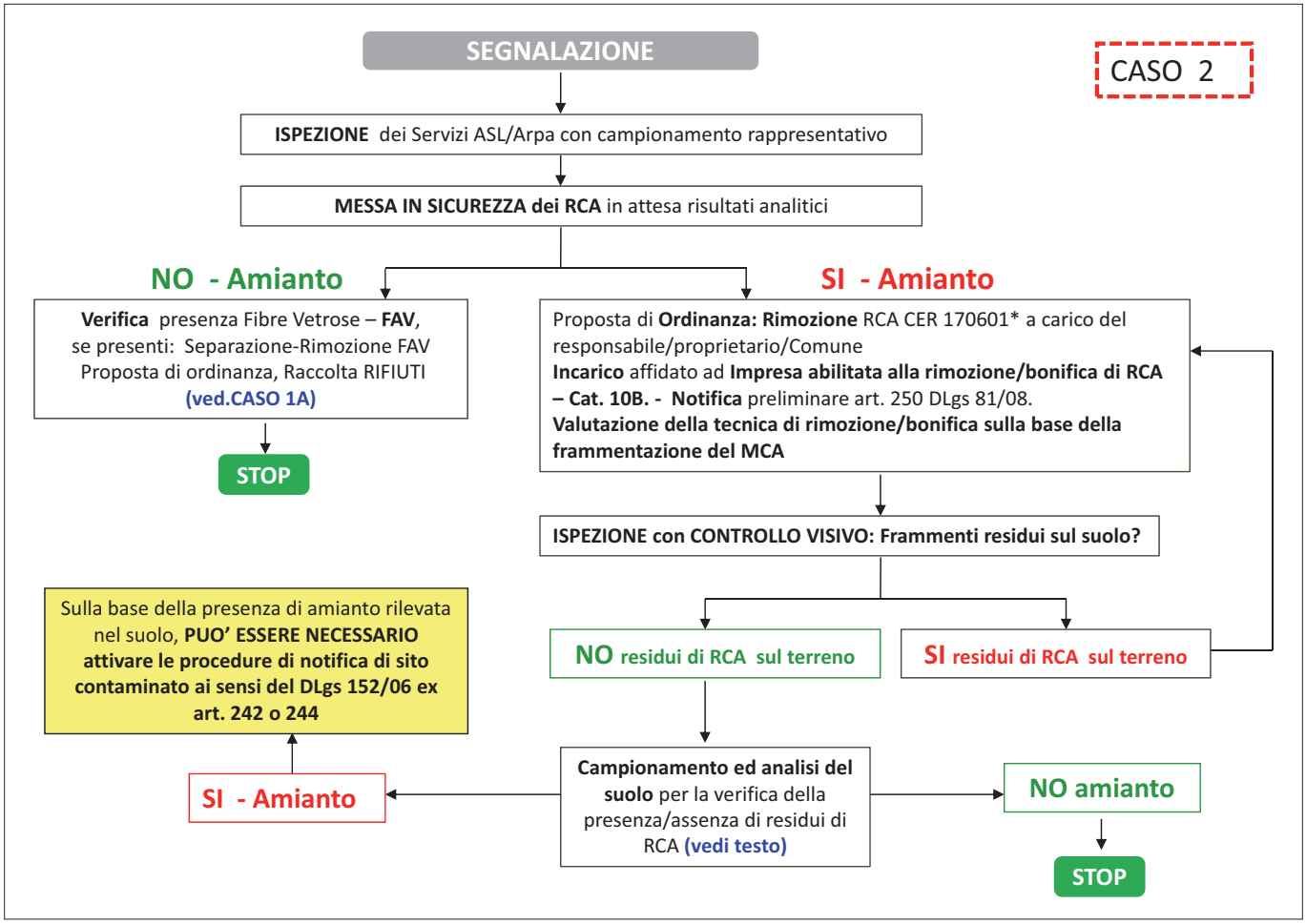
Figura 15. Residui di RCA friabili sparsi sul suolo

tubi, pannelli isolanti, corde o fettucce. (*Figg*. 14 -15)

Nello *Schema* 3 l'illustrazione delle procedure.

HP7), necessitano di approfondimenti analitici e di precauzioni nella raccolta e avvio a smaltimento. (Conferenza Stato-Regioni: Linea Guida FAV 2016)

zione della loro tipologia, pezzatura e quantità in gioco. Si suggerisce di dettagliare il metodo di raccolta nella *Notifica Preliminare* ex art. 250 del D.Lgs



*Schema 3. Abbandono sul suolo di RCA friabili – CER 170601**

Nella prima fase di accertamento analitico del materiale friabile rinvenuto, oltre alla verifica della presenza/assenza di amianto, sui rifiuti abbandonati al suolo, è necessario verificare preliminarmente l'eventuale presenza di Fibre Artificiali Vetrose (FAV). Le FAV, in considerazione della loro possibile classificazione come cancerogeno (Rifiuti

Nella fase conclusiva dell'attività di rimozione, eseguita dalla Ditta abilitata alla cat. 10B, la positiva ispezione visiva finale ed il risultato analitico negativo per amianto sul suolo, determinano la conclusione dell'intervento. Anche in questo caso è fondamentale la scelta di un corretto, scrupoloso e minuzioso metodo di raccolta dei RCA in fun-

81/08 e condividerlo con gli Enti preposti alla tutela della Sanità Pubblica e Ambientale.

Qualora, nonostante una raccolta scrupolosa, non si sia riusciti ad attuare una completa ed esaustiva rimozione dei RCA friabili, tale da non rilevare fibre di amianto sul suolo, sarà necessario inviare notifica di *sito potenzialmente conta-*





Figure 16-17. Scavi per interventi urbanistici in zone residenziali

minato e proporre un piano di indagini. Dopo di ché seguiranno tutte le procedure previste dalla parte quarta - titolo V - del D.Lgs 152/06.

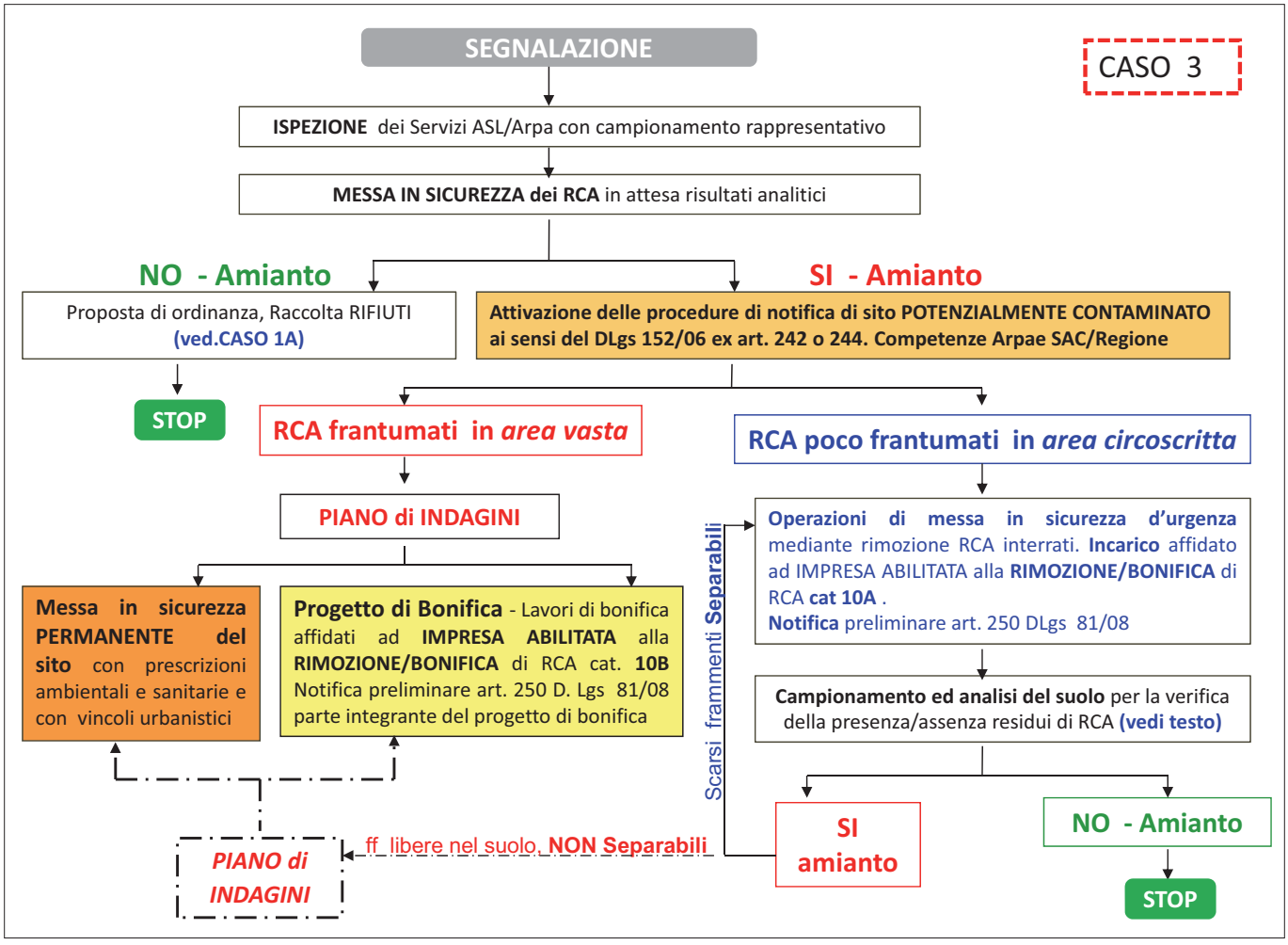
CASO 3: RITROVAMENTO NEL SUOLO DI RCA COMPATTI INTERRATI

In occasione di scavi per l'esecuzione di interventi urbanistici, per manutenzioni o realizzazione ex-novo di opere interrate (es. linee telefoniche, condotte idriche e/o metano) o di ritrovamenti/segnalazioni di discariche abusive, è possibile rinvenire rifiuti interrati nel passato, più o meno pericolosi e tra gli altri anche RCA delle stesse tipologie descritte nei casi precedenti (*Figg.* 16-17-18).

Quando si verificano questi ritrovamenti è sempre importante interrompere tempestivamente le attività di scavo, effettuare campionamenti per verificare la presenza/assenza di amianto nei rifiuti e in caso positivo inviare notifica di sito potenzialmente contaminato ai sensi del D.Lgs 152/06. (*Schema* 4)



Figura 18. Rinvenimenti di lastre interrate anche a profondità discrete



*Schema 4. Ritrovamento nel suolo di RCA compatti interrati – CER 170605**





Figure 19-20. Raccolta dei RCA in big-bag

Quando gli RCA sono interrati in area circoscritta e non sono molto frantumati, è possibile, operando in *procedura di messa in sicurezza d'urgenza*, risolvere la situazione con una rimozione completa dei RCA, seguita da accurata ispezione visiva e campionamento del suolo circostante (*Figg*. 19-20). Qualora invece i rifiuti siano frantumati in un'area ampia è necessario predisporre un *"piano di indagini"* per accertare le dimensioni dell'area interessata dai rifiuti.

Sulla base delle risultanze del piano di indagini occorrerà valutare la possibilità di procedere alla bonifica del sito mediante la rimozione degli RCA, oppure se sarà invece necessario operare una *"messa in sicurezza permanente del sito"* vincolandone l'uso con prescrizioni sanitarie ed ambientali negli strumenti urbanistici.



Figura 21. Scavo in area precedentemente occupata da zuccherificio



Figura 22. Cumuli di materiali misti rinvenuti durante lo scavo



Figura 23. Evidenti residui materiali isolanti di amianto friabile frammisto al terreno

CASO 4: RITROVAMENTO NEL SUOLO DI RCA FRIABILI INTERRATI

Questa situazione è riscontrabile soprattutto in circostanze legate a riconversioni/trasformazioni urbanistiche con scavi in siti precedentemente ad uso produttivo:

- attività produttive dismesse e/o riconvertite a seguito della Legge 257/92;
- attività produttive dismesse tipo zuccherifici, acciaierie, impianti chimici, ma anche di aziende nel cui ciclo produttivo venivano impiegati manufatti contenenti amianto friabile. In questo caso i RCA sono prevalentemente costituiti, come per il precedente, da coppelle, rivestimenti, pannelli, cartoni, corde, tessuti di amianto friabile (a volte anche in presenza contemporanea con RCA compatti: tubi, serbatoi, lastre,…) (*Figg*. 21-22-23).

In queste situazioni, preliminarmente alla esecuzione dei sopralluoghi è, indispensabile acquisire informazioni sul sito, per poter evidenziare tutte le potenziali situazioni di presenza residuale di amianto e di manufatti contenenti amianto.

Successivamente si può procedere con il Piano di caratterizzazione del suolo per individuare l'estensione e la profondità dell'area interessata alla presenza di RCA friabili mediante saggi e/o trincee con mezzi meccanici. (*Figg*. 24-25-26)

In particolare quando si tratta di sito industriale dismesso le disposizioni del D.Lgs 152/06 devono essere integrate con le specifiche indicazioni del DM 14 maggio 1996 Allegato I: "Normative e metodologie tecniche per la valutazione del rischio, il controllo e la bonifica di siti industriali dismessi".

In questi casi la contaminazione da RCA friabili e/o compatti è sempre localizzata e in condizione di assenza di movimentazione e in relazione all'umidità del terreno, i relativi residui di materiali contenenti amianto e le "fibre interrate", raramente migrano e difficilmente si diffondono nell'aria.

Durante la predisposizione del Piano di Indagine, è indispensabile considerare che le probabilità di intercettare i RCA, se non esistono informazioni precise, risultano limitate, ne consegue che, nello stabilire le dimensioni delle maglie della griglia di campionamento, occorre consapevolezza dell'eventualità "amianto", di conseguenza dopo il primo rinvenimento, occorrerà procedere



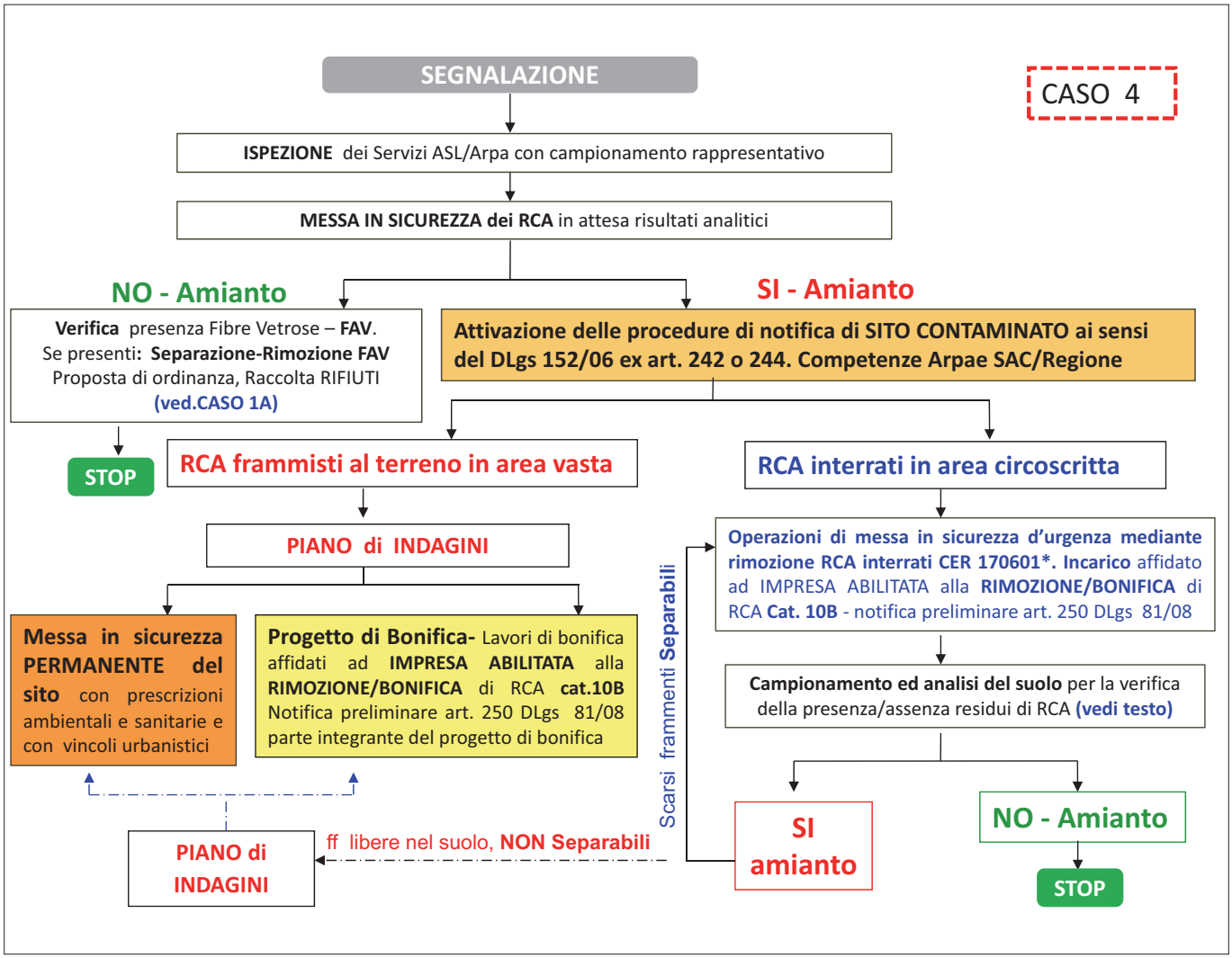
Figura 24. Trincee di scavo



Figura 25. Raccolta materiali rinvenuti



Figura 26. Controllo materiali rinvenuti



*Schema 5. Ritrovamento nel suolo di RCA friabili interrati – CER 170601**

con cautela intensificando il numero di sondaggi con riduzione della dimensione delle maglie della griglia.

Inevitabilmente si dovrà procedere per fasi successive: una prima della localizzazione delle aree da bonificare, una seconda di programmazione e scelta dell'intervento più appropriato per estensione e tipologia di RCA friabili rinvenuti. (*Schema* 5)

Sulla base delle risultanze del PIANO di INDAGINI, in modo particolare per i casi di RCA friabili interrati, sarà necessario valutare la possibilità di procedere alla bonifica del sito mediante la rimozione degli RCA friabili, oppure se sarà invece opportuno/necessario operare una *"messa in sicurezza permanente del sito"* vincolandone l'uso con prescrizioni sanitarie ed ambientali negli strumenti urbanistici. Nei casi in cui sia previsto un riutilizzo del sito che renda necessaria una escavazione del suolo ad esempio per fondazioni o altro sarà necessario optare per la bonifica del suolo. Qualora sia possibile destinare il sito ad usi che consentano la *"messa in sicurezza permanente del sito"* vincolandone l'uso con prescrizioni sanitarie ed ambientali negli strumenti urbanistici, gli RCA friabili potranno non essere rimossi dall'area.

CONSIDERAZIONI FINALI

A. L'abbandono di RCA e/o la presenza di RCA frammisti ad altre tipologie di rifiuti determina, in considerazione della complessità delle situazioni, un approccio degli Enti coinvolti sempre multidisciplinare. Le diverse competenze (ambientali, sanitarie, urbanistiche e amministrative) necessariamente si devono confrontare, integrare e intersecare per raggiungere gli obiettivi complessivi di tutela della salute pubblica, della salute dei lavoratori e dell'ambiente in generale.
Gli strumenti che le diverse Norme hanno previsto per supportare gli Enti nella gestione dell'amianto quali: il Piano di Lavoro o Notifica Preliminare D.Lgs 81/08, le Ordinanze, le Diffide, le procedure relative all'abbandono dei rifiuti e quelle per la gestione dei siti contaminati non devono essere intesi come strumenti settoriali, ma devono integrarsi fra loro al fine di garantire la salute pubblica e la salvaguardare l'ambiente. Nei casi di abbandoni di rifiuti o siti contaminati da amianto, il Piano di Lavoro o Notifica Preliminare D.Lgs 81/08, dovrà essere esaustivo, dettagliato e diventare parte integrante della documentazione inerente i procedimenti dei siti contaminati.

B. Il D.M. 14.05.1996 All. 1 e le Indicazioni contenute nelle Linee Guida INAIL in merito alla corretta gestione delle attività di bonifica nei SIN contaminati da amianto forniscono indicazioni specifiche per siti con caratteristiche peculiari, la casistica reale è purtroppo più vasta e diversificata.
Da qui la necessità di:

- organizzare e sviluppare i possibili scenari di contaminazioni da RCA (friabili e compatti);
- fornire, sempre nel rispetto della normativa vigente, indicazioni di bonifica ragionate e ragionevoli;
- omogeneizzare e generalizzare i comportamenti dei soggetti interessati (Comuni, Regioni, Organi di Vigilanza Sanitari e Ambientali, Aziende di Bonifica amianto, …).

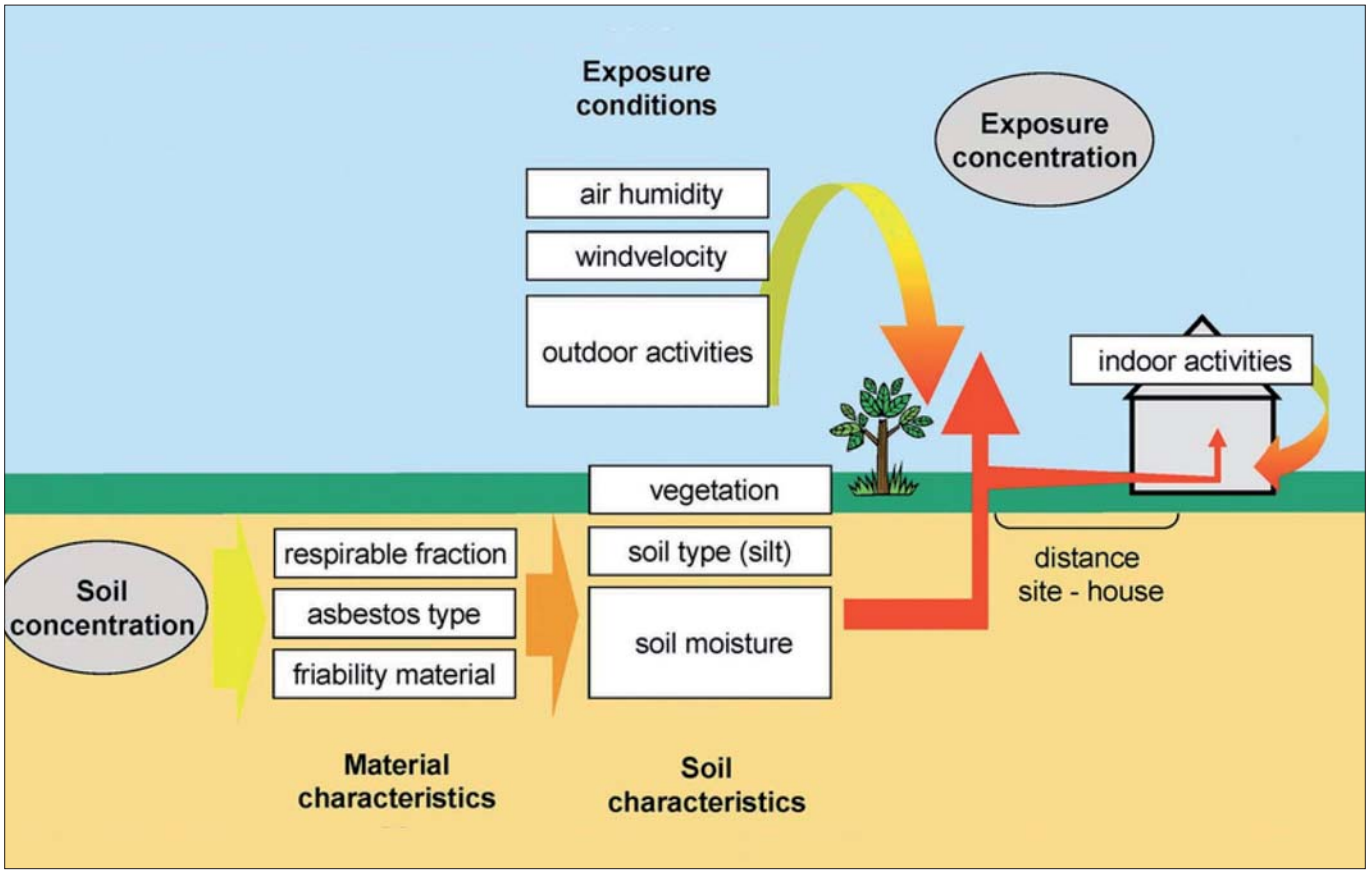
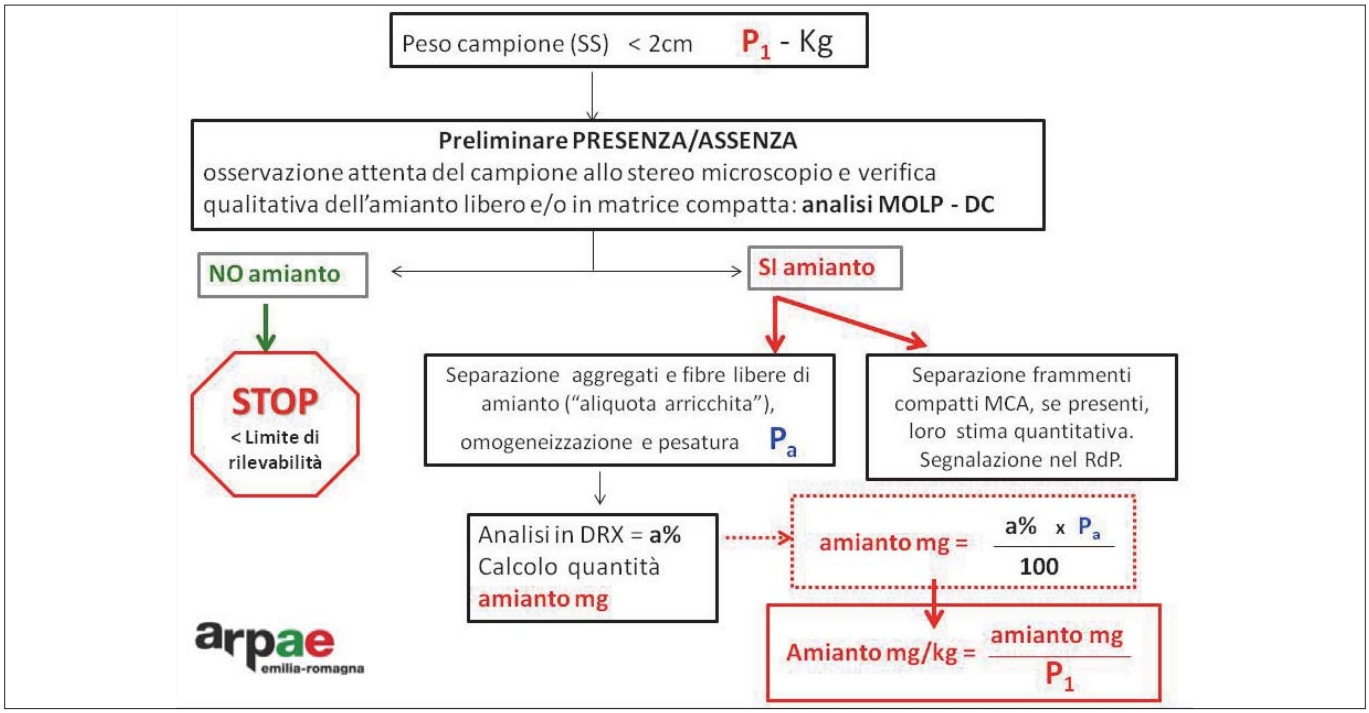


Figura 27. Fattori che giocano un ruolo nell'emissione delle fibre di amianto (by Frank A.Swartjes 2008)

C. Le già articolate problematiche connesse all'abbandono di RCA ed al ripristino e bonifica dei siti, infine, sono ulteriormente complicate dal punto di vista tecnico-analitico in quanto la concentrazione di 1000 mg/Kg-ss fissata quale Concentrazione Soglia di Contaminazione (CSC) nel suolo e nel sottosuolo, al di sotto della quale i siti potrebbero essere restituiti, con vincoli, a specifici utilizzi, di fatto discende più da limiti tecnici di rilevabilità strumentale che non da considerazioni e precauzioni ambientali, né di protezione sanitaria.
Il valore indicato in 1000 mg kg (=1000 ppm in peso) e determinato con tecniche DRX e FT-IR come indicato nelle norme, risulta quanto meno incongruente in quanto le tecniche indicate notoriamente presentano limiti di rilevabilità di un ordine di grandezza superiore, ovvero 1% (=10000 ppm).
L'assenza di un metodo analitico ufficiale per l'analisi dell'amianto nei terreni non aiuta alla gestione degli interventi necessari: è sempre più indispensabile l'emanazione di un metodo ufficiale che faccia riferimento a tecniche analitiche più performanti rispetto a quelle indicate dalle norme, tecniche che consentano la quantificazione di 1/10 della CSC, ovvero un metodo che consenta la identificazione e quantificazione anche di concentrazioni molto modeste , (Sala O. *et al.*, ISS 2013 - vedi Appendice)

D. Qualora nell'attività di controllo vengano determinate nei suoli concentrazioni residue di amianto totale comprese fra >100 e <1000 mg/kg, è necessario valutare se queste situazioni, pur rispettando i requisiti ambientali di CSC del DLgs 152/06 per i siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale nonché commerciale e industriale, necessitano di particolari precauzioni sanitarie. Alcuni autori riportano prove e simulazioni circa la stima della dispersione atmosferica di fibre di amianto derivante da diverse contaminazioni residue dei suoli; gli stessi raccomandano concentrazioni di molto inferiori a 1000 mg/kg. (Addison J -1988). (Swartjes F.A. – Tromp P.C. – 2008).
Il dibattito avviato, le relative bozze del testo di modifica degli allegati al DLgs 152/06 dovrebbero, per il parametro amianto, rivedere e aggiornare le considerazioni ambientali con le valutazioni di tipo sanitario.(*Fig.* 27)
Un terreno, un sito (a meno di messa in sicurezza permanente con segnalazione e documentazione del tipo di contaminazione) non resta immutabile, il calpestio, gli eventi atmosferici, le attività connesse alla destinazione d'uso, rimuovono e possono mettere allo scoperto, gli strati sottostanti, in questo modo concentrazioni, anche minime di amianto, (ppm) una volta in aria possono rappresentare in termini di fibre respirabili un rischio non trascurabile per la popolazione e per gli eventuali addetti ad interventi di manutenzione ambientale ordinaria o in occasione di trasformazioni urbanistiche.
Recentemente, giugno 2019, è stato pubblicato, con Decreto "1° marzo 2019, n. 46", il tanto atteso Regolamento, previsto dall'art. 241 del D.Lgs 152/2006, che fissa le CSC per il parametro amianto nei suoli delle aree destinate alla produzione agricola e all'allevamento in 100 mg/kg ss. Purtroppo, nelle note al valore di questa CSC, non è stato sanato l'errato riferimento alle tecniche analitiche DRX oppure I.R.-trasformata di Fourier il cui limite di rilevabilità, come sopra indicato, è di due ordini di grandezza superiore alla CSC fissata.
Nello stesso Decreto n. 46/2019 viene invece *giustamente* richiesto di utilizzare una metodologia analitica ufficialmente riconosciuta per tutto il territorio nazionale che consenta di rilevare valori di concentrazione inferiori.



Schema Metodo Analitico per suoli/terreni

APPENDICE

Metodo interno Arpae Emilia-Romagna per l'analisi dei suoli (estratto da poster: *"Metodi analitici per la determinazione dell'amianto in terreni di siti contaminati e terre e rocce da scavo: una proposta pratica"*. Istituto Superiore di Sanità, Roma, Workshop 13 dicembre 2013 (vedi sopra lo Schema Metodo Analitico per suoli/terreni).

BIBLIOGRAFIA ESSENZIALE

Addison J., *Release of Dispersed Fibres From Soils*, Institute of Occupational medicine, Edinburgh, 1988.

AA.VV., *Rischio amianto in Italia: da minerale pregiato a minaccia per la salute e per l'ambiente*. Geologia dell'Ambiente Supp. al n.4/2017.

Checchi L., Sala O. (2013), *Rimozione di Rifiuti Contenenti Amianto sul suolo e nel sottosuolo, bonifica dei siti: proposte di procedure, considerazioni critiche*. Istituto Superiore di Sanità, Roma Workshop 13 dicembre 2013, sessione posters.

Checchi L., Lugli F., Guidetti A., Ricchi A. (2013), *Procedura adottata in provincia di Modena per il conferimento al servizio pubblico mediante ritiro a domicilio di rifiuti contenenti amianto in matrice compatta derivanti da piccole demolizioni effettuate da privati cittadini*. Istituto Superiore di Sanità, Roma, Workshop 13 dicembre 2013 (sessione posters).

Conferenza Stato-Regioni, seduta del 10 novembre 2016, *Le fibre artificiali vetrose* (FAV) - *Linee guida per l'applicazione della normativa inerente ai rischi di esposizioni e le misure di prevenzione per la tutela della salute* – Aggiornamento 2016.

Decreto Ministeriale 14 maggio 1996. *Normative e metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lettera f), della legge 27 marzo 1992, n. 257, recante: "Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto"*. (Gazzetta Ufficiale. Serie Generale , n. 251 del 25 ottobre 1996)

Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n.152. *Norme in materia ambientale*. (Gazzetta Ufficiale Serie generale n.88 del 14.04.2006. Supplemento Ordinario n. 96).

Decreto Ministeriale 27 settembre 2010. *Definizione dei criteri di ammissibilita' dei rifiuti in discarica, in sostituzione di quelli contenuti nel decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio* 3 agosto 2005. (GU Serie Generale n. 281 del 01.12.2010).

Decreto Ministeriale 24 giugno 2015. *Modifica del decreto 27 settembre 2010, relativo alla definizione dei criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica*. (GU Serie Generale n.211 del 11.09.2015).

Decreto Presidente della Repubblica, n. 120 del 13 giugno 2017. *Regolamento recante la disciplina semplificata della gestione delle terre e rocce da scavo, ai sensi dell'articolo 8 del decreto-legge 12 settembre 2014, n. 133, convertito, con modificazioni, dalla legge 11 novembre 2014, n. 164*. (Gazzetta Ufficiale – Serie generale n.183 del 7 agosto 2017).

Decreto Ministeriale 1 marzo 2019, n. 46, *Regolamento relativo agli interventi di bonifica, di ripristino ambientale e di messa in sicurezza, d'emergenza, operativa e permanente, delle aree destinate alla produzione agricola e all'allevamento, ai sensi dell'articolo 241 del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152*. (Gazzetta Ufficiale – Serie Generale n. 132 del 7 giugno 2019)

INAIL, *Relazione in merito alla corretta gestione delle attività di bonifica nei SIN contaminati da amianto, Linee Guida SIN amianto* - 2010.

INAIL, *Mappatura delle discariche che accettano in Italia i Rifiuti Contenenti Amianto e le loro capacità di smaltimento passate, presenti e future* – 2013.

INAIL, *Classificazione e Gestione dei Rifiuti Contenenti Amianto Istruzioni operative Inail ai fini della tutela della Salute e sicurezza dei lavoratori e degli ambienti di vita* – 2014.

Legge n. 257/1992. *Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto.* (Gazzetta Ufficiale del 13 aprile 1992 - Suppl. Ordinario n.87.

Ministero Salute, Draft 15/07/2005, *Parere tecnico del Gruppo di Studio per la ricerca delle fibre asbestiformi nelle acque e nei suoli dei siti inquinati da attività antropiche – 2005*.

Ministero della Salute, *Gruppo di studio per la verifica dello stato di attuazione, della rispondenza delle norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto e per l'implementazione di azioni atte al loro completamento* – Relazione Finale – 2012.

Regione Emilia-Romagna, *Delibera della Giunta Regionale n. 1071/2019*.

Regione Toscana, *Linee Guida sull'Amianto - 2018*.

Sala O., Checchi L., Fava A., Bacci T., Paoli F. (2013), *Metodi analitici per la determinazione dell'amianto in terreni di siti contaminati e terre e rocce da scavo: una proposta pratica*. Istituto Superiore di Sanità, Roma, Workshop 13 dicembre 2013 (sessione posters).

Sala O., Checchi L. (2015), *La determinazione quantitativa del parametro amianto nei suoli, nei siti contaminati, nelle terre e rocce da scavo e nei rifiuti non pericolosi da avviare a recupero*, Italian Journal of Occupational and Environmental Hygiene 2015 Vol. 6 (1).

Swartjes F.A., Tromp P.C. (2008), *A Tired Approach for the Assessment of the Human Health Risks of asbestos in Soil*, Soil&Sediment Contamination, 17:137-149, 2008.

Le procedure di bonifica da amianto nei siti industriali dismessi

Asbestos remediation procedures in abandoned industrial sites

Sergio Clarelli
Ingegnere, Presidente di ASSOAMIANTO
E-mail: presidente@assoamianto.it

Parole chiave: amianto, cemento amianto, sito industriale, sito dismesso, terreno, contaminazione da amianto, bonifica, rimozione
Key words: asbestos, asbestos cement, industrial site, abandoned site, soil, asbestos contamination, reclamation, remediation, removal

SOMMARIO

La legge italiana distingue nettamente i luoghi dove sono presenti materiali contenenti amianto dai siti dove l'amianto veniva lavorato per la produzione di innumerevoli prodotti. Infatti, le norme e le metodologie tecniche che regolamentano gli interventi di bonifica nelle strutture edilizie ad uso civile, commerciale o industriale aperte al pubblico o comunque di utilizzazione collettiva, in cui sono in opera manufatti e/o materiali contenenti amianto dai quali può derivare una esposizione a fibre aero disperse, non sono sufficienti per la bonifica dei siti industriali dismessi, nei quali veniva utilizzato l'amianto nel processo produttivo, perché essi sono caratterizzati da rilevante e diversificata contaminazione da amianto. Più precisamente, le norme e le metodologie tecniche per la valutazione del rischio, il controllo e la bonifica dei siti industriali dismessi si applicano:

- alle aree industriali in cui la contaminazione proviene dalla lavorazione dell'amianto o di prodotti che lo contengono (quindi siti industriali dismessi);
- alle situazioni in cui l'eventuale inquinamento da amianto è determinato dalla presenza di locali adibiti a stoccaggio di materie prime o manufatti, o dalla presenza di depositi di rifiuti.

Pertanto, nel presente lavoro sono sia descritti gli interventi di bonifica aventi carattere di generalità sia illustrate nel dettaglio le procedure specifiche nelle quali viene articolata la bonifica dei siti industriali dismessi. Ampio spazio è dedicato anche alle norme afferenti al corretto smaltimento dell'amianto.

ABSTRACT

Italian law clearly distinguishes the places where there are asbestos-containing materials from the sites where asbestos was used for the production of innumerable products.

In fact, the rules and the technical methods that regulate the reclamation interventions in the building structures for civil, commercial or industrial use open to the public or in any case of collective use, in which artefacts and / or materials containing asbestos are in operation from which it can derive a exposure to dispersed air fibers, are not sufficient for the reclamation of abandoned industrial sites, where asbestos was used in the production process, because they are characterized by significant and diversified asbestos contamination.

More precisely, the standards and technical methods for risk assessment, control and remediation of abandoned industrial sites apply:

- to industrial areas where the contamination comes from the processing of asbestos or products containing it (ie abandoned industrial sites);
- to situations in which any asbestos pollution is determined by the presence of premises used to store raw materials or manufactured goods, or by the presence of waste deposits.
- Therefore, in the present work both general remediation actions and detailed procedures are described in which the reclamation of abandoned industrial sites is articulated. Ample space is also dedicated to the rules concerning the correct disposal of asbestos.

1. PREMESSA

Generalmente, ai fini della bonifica dei siti contaminati da amianto, occorre riferirsi a numerose norme.

Infatti, per ciò che concerne le modalità di bonifica è necessario riferirsi al Decreto del Ministero della Sanità 6 settembre 1994 "*Normative e metodologie tecniche di applicazione dell'art. 6, comma 3, dell'art. 12, comma 2, della legge 27 marzo 1992, n. 257, relativa alla cessazione dell'impiego dell'amianto*", ancorché occorra di volta in volta adattare tali tecniche al caso specifico.

Inoltre, dovranno essere tenute nella debita considerazione tutte le norme del Testo Unico Sicurezza (Decreto Legislativo 9 aprile 2008, n. 81 "*Attuazione dell'articolo 1 della legge 3 agosto 2007, n. 123, in materia di tutela della salute e della sicurezza nei luoghi di lavoro*" - Decreto Legislativo 3 agosto 2009, n. 106 "*Disposizioni integrative e correttive del decreto legislativo 9 aprile 2008, n. 81, in materia di tutela della salute e della sicurezza nei luoghi di lavoro*"), il quale dedica all'amianto il Titolo IX, Capo III "*Protezione dai rischi connessi all'esposizione all'amianto*".

Premesso poi, che, ai sensi del Codice dell'ambiente (Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 "*Norme in materia ambientale*" e s.m.i.), s'intendono:

- per *sito* l'area o porzione di territorio, geograficamente definita e determinata, intesa nelle diverse matrici ambientali (suolo, sottosuolo ed acque sotterranee) e comprensiva delle eventuali strutture edilizie e impiantistiche presenti;
- per *sito potenzialmente contaminato* un sito nel quale uno o più valori di concentrazione delle sostanze inquinanti rilevati nelle matrici ambientali risultino superiori ai valori

La complessità degli impianti esistenti, l'elevato livello di contaminazione da amianto degli stessi, il degrado delle strutture rende l'operazione di bonifica degli stabilimenti industriali un'attività estremamente complessa, che si prevede di affrontare per lotti successivi. In particolare è stata già portata a termine la bonifica del corpo di fabbrica denominato Corpo H, all'interno del quale è stato autorizzato un deposito preliminare per rifiuti pericolosi (D15, D.Lgs 152/06 e s.m.i.) (*Fig*. 11).

Per il conferimento dei rifiuti derivanti dall'attività di bonifica è prevista la realizzazione di un volume confinato di c.a. 67.000 m^3 individuato sul terrazzamento in roccia a nord del lago di cava (*Fig*. 12).



Figura 13. Esecuzione di campionamento ambientale presso il SIN di Balangero e Corio

L'esecuzione delle attività di bonifica e/o messa in sicurezza permanente è sottoposta a uno specifico piano di monitoraggio ambientale per la valutazione delle fibre di amianto aerodisperse, eseguito a cura di R.S.A. S.r.l. e concordato con gli enti territoriali competenti: tale piano prevede, in sintesi, l'esecuzione di campionamenti ambientali quotidiani presso i centri abitati limitrofi al sito e presso le aree di cantiere, al fine di porre in essere le necessarie procedure di salvaguardia ambientale in presenza di situazioni di rischio. Per assicurare la tempestività dei risultati delle analisi, è stato allestito da R.S.A. S.r.l. un laboratorio di analisi in sito per le analisi dei campioni in microscopia ottica a contrasto di fase (MOCF) e in microscopia elettronica a scansione (SEM), qualificato presso il Ministero della Salute per le analisi sull'amianto.

A tutela della salute dei lavoratori impegnati nella attività di bonifica e della popolazione residente nelle vicinanze del sito, viene eseguito dal 2004 il monitoraggio giornaliero della qualità dell'aria, che prevede l'esecuzione in media di 1.000 campionamenti all'anno, con analisi in microscopia ottica (MOCF) ed elettronica (SEM) (*Fig*. 13).

Con riferimento alla protezione dei lavoratori, all'interno del sito sono state condotte una serie di sperimentazioni, relative alla messa in opera di sistemi per l'abbattimento delle polveri aerodisperse in condizioni di lavoro non confinate, alla verifica della tenuta dei dispositivi di protezione delle vie respiratorie, alla scelta di idonei dispositivi di protezione individuale per la prevenzione dello stress da calore e alla depurazione delle acque contaminate da amianto.

Le caratteristiche peculiari dell'area e le esperienze acquisite in relazione ai lavori di sistemazione del sito rendono la miniera di amianto di Balangero e Corio un luogo unico nel panorama nazionale dei siti sottoposti a bonifica, naturalmente vocato ad essere utilizzato per testare tecnologie di bonifica per l'amianto e attuare sperimentazioni in materia di demolizioni industriali e di sicurezza dei lavoratori per la prevenzione del rischio amianto (*Fig*. 14).



Figura 14. Il lago esistente all'interno dell'ex bacino di cava

di concentrazione soglia di contaminazione (CSC);
- per *sito contaminato* un sito nel quale i valori delle concentrazioni soglia di rischio (CSR) risultano superati;
- per *bonifica* l'insieme degli interventi atti ad eliminare le fonti di inquinamento e le sostanze inquinanti o a ridurre le concentrazioni delle stesse presenti nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque sotterranee ad un livello uguale o inferiore ai valori delle concentrazioni soglia di rischio (CSR), per quanto riguarda le concentrazioni di soglia di contaminazione di amianto nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque, occorre fare riferimento alla Parte Quarta "*Norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati*", Titolo V "*Bonifica di siti contaminati*", Allegato 5 "*Concentrazione soglia di contaminazione di amianto nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque sotterranee in relazione alla specifica destinazione d'uso dei siti*" dello stesso Codice.

Inoltre, la bonifica dei siti industriali dismessi, vale a dire degli opifici nei quali l'amianto veniva utilizzato per la produzione di innumerevoli prodotti, deve essere attuata anche a norma del Decreto Ministero Sanità 14 maggio 1996 "*Normative e metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lett. f, della L257/92, recante: Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto*".

È necessario altresì considerare, per la mappatura e gli interventi di bonifica urgenti, il Decreto 18 marzo 2003, n. 101 del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio recante il *"Regolamento per la realizzazione di una mappatura delle zone del territorio nazionale interessate dalla presenza di amianto, ai sensi dell'articolo 20 della legge 23 marzo 2001, n. 9"*. Tale Decreto, entrato in vigore il 24 maggio 2003, attua appunto l'articolo 20 (*Censimento dell'amianto e interventi di bonifica*) della Legge 23 marzo 2001, n. 93, recante "*Disposizioni in campo ambientale*".

Inoltre, occorrerà tenere nella debita considerazione tutte le norme inerenti al corretto smaltimento dei rifiuti contenenti amianto nonché al regolare conferimento in apposita discarica autorizzata.

2. LE MODALITÀ DI BONIFICA DEI MATERIALI CONTENENTI AMIANTO

La bonifica dall'amianto, in base al Decreto ministeriale 6 settembre 1994, può eseguirsi con uno dei seguenti tre interventi:

- *Rimozione:* elimina ogni potenziale fonte di esposizione ed ogni necessità di attuare specifiche cautele per le attività che si svolgono nell'edificio. Comporta un rischio estremamente elevato per i lavoratori addetti e produce notevoli quantitativi di rifiuti pericolosi che devono essere correttamente smaltiti. In genere richiede l'applicazione di un nuovo materiale, in sostituzione dell'amianto rimosso.
- *Incapsulamento:* trattamento dell'amianto con prodotti penetranti o ricoprenti che (a seconda del tipo di prodotto usato) tendono ad inglobare le fibre di amianto, a ripristinare l'aderenza al supporto, a costituire una pellicola di protezione sulla superficie esposta. Non richiede la successiva applicazione di un prodotto sostitutivo e non produce rifiuti. Il rischio per i lavoratori addetti è generalmente minore rispetto alla rimozione. È il trattamento di elezione per i materiali poco friabili di tipo cementizio. Permanendo l'amianto nell'edificio occorre mantenere un programma di controllo e manutenzione.
- *Confinamento:* installazione di una barriera a tenuta che separi l'amianto dalle aree occupate dell'edificio. Se non viene associato ad un trattamento incapsulante, il rilascio di fibre continua all'interno del confinamento. Rispetto all'incapsulamento, presenta il vantaggio di realizzare una barriera resistente agli urti. Occorre sempre un programma di controllo e manutenzione, in quanto l'amianto rimane nell'edificio; inoltre la barriera installata per il confinamento deve essere mantenuta in buone condizioni.

3. IL PIANO DI LAVORO PER LA DEMOLIZIONE O RIMOZIONE DELL'AMIANTO

Ai sensi dell'articolo 256 del Testo Unico Sicurezza, i lavori di demolizione o di rimozione dell'amianto possono essere effettuati solo da imprese rispondenti ai requisiti di cui all'articolo 212 del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152.

Come noto, per le imprese di bonifica da amianto è stata resa obbligatoria l'iscrizione all'Albo Gestori Ambientali (ex rifiuti), nella categoria 10 "Bonifica dei beni contenenti amianto". Infatti, dal 15 giugno 2004, in Italia nessuna impresa può eseguire questo tipo di lavori se non è iscritta in questa categoria dell'Albo.

Prima dell'inizio dei lavori di demolizione o di rimozione dell'amianto ovvero di materiali contenenti amianto da edifici, da strutture, da apparecchi e da impianti, nonché dai mezzi di trasporto, il datore di lavoro deve predisporre un piano di lavoro.

Questo piano deve prevedere le misure necessarie per garantire la sicurezza e la salute dei lavoratori sul luogo di lavoro e la protezione dell'ambiente esterno. Il piano, in particolare, deve prevedere:
- la rimozione dell'amianto o dei materiali contenenti amianto prima dell'applicazione delle tecniche di demolizione, a meno che tale rimozione non possa costituire per i lavoratori un rischio maggiore di quello rappresentato dal fatto che l'amianto o i materiali contenenti amianto siano lasciati sul posto;
- la fornitura ai lavoratori dei dispositivi di protezione individuale;
- la verifica dell'assenza di rischi dovuti all'esposizione all'amianto sul luogo di lavoro, al termine dei lavori di demolizione o di rimozione dell'amianto;
- adeguate misure per la protezione e la decontaminazione del personale incaricato dei lavori; adeguate misure per la protezione dei terzi e per la raccolta e lo smaltimento dei materiali;
- l'adozione, nel caso in cui sia previsto il superamento del valore limite di 0,1 fibre/cm^3 delle seguenti misure:
  - ✓ fornire ai lavoratori un adeguato dispositivo di protezione delle vie respiratorie e altri dispositivi di protezione individuali, esigendone l'uso durante questi lavori;
  - ✓ provvedere all'affissione di cartelli per segnalare che si prevede il superamento del valore limite di esposizione;
  - ✓ adottare le misure necessarie per impedire la dispersione della polvere al di fuori dei locali o dei luoghi di lavoro;
  - ✓ consultare i lavoratori o i loro rappresentanti sulle misure da adottare prima di procedere a queste attività;
- la natura dei lavori, data di inizio e la loro durata presumibile;
- il luogo dove i lavori saranno effettuati;
- le tecniche lavorative adottate per la rimozione dell'amianto;

- le caratteristiche delle attrezzature o dei dispositivi che si intendono utilizzare.

Copia del piano di lavoro deve essere inviata all'organo di vigilanza, almeno trenta giorni prima dell'inizio dei lavori. Inoltre, se entro questo periodo di trenta giorni l'organo di vigilanza non formula motivata richiesta di integrazione o modifica del piano di lavoro e non rilascia prescrizione operativa, il datore di lavoro può eseguire i lavori.

L'obbligo del preavviso di trenta giorni prima dell'inizio dei lavori non si applica nei casi di urgenza. In tale ultima ipotesi, oltre alla data di inizio, deve essere fornita dal datore di lavoro indicazione anche dell'orario di inizio delle attività. La trasmissione del piano di lavoro sostituisce gli adempimenti inerenti alla presentazione della notifica. Inoltre, il datore di lavoro deve provvedere affinché i lavoratori o i loro rappresentanti abbiano accesso alla documentazione.

4. LA BONIFICA DELLE COPERTURE IN CEMENTO-AMIANTO

Le lastre in cemento-amianto, impiegate per la copertura degli edifici, sono costituite da materiale compatto che, quando è nuovo o in buono stato di conservazione, non tende a liberare fibre d'amianto spontaneamente.

Con il tempo però, questi manufatti, essendo esposti all'azione degli agenti atmosferici, subiscono un progressivo degrado per l'azione in particolare delle piogge acide, degli sbalzi termici, dell'erosione eolica e di microrganismi vegetali.

Di conseguenza, dopo anni dall'installazione, si possono determinare alterazioni corrosive superficiali con affioramento delle fibre e fenomeni di liberazione.

Ai fini della valutazione dello stato di degrado delle coperture in cemento-amianto, occorre riferirsi ad alcuni indicatori utili in relazione al potenziale rilascio di fibre.

Essi sono:

- la friabilità del materiale;
- lo stato della superficie ed in particolare l'evidenza di affioramenti di fibre;
- la presenza di sfaldamenti, crepe o rotture;
- la presenza di materiale friabile o polverulento in corrispondenza di scoli d'acqua, grondaie, ecc.;
- la presenza di materiale polverulento conglobato in piccole stalattiti in corrispondenza dei punti di gocciolamento.

La bonifica delle coperture in cemento-amianto, essendo eseguita all'aperto, deve essere condotta limitando il più possibile la dispersione di fibre.

I lavoratori addetti alle attività di rimozione, smaltimento e bonifica dell'amianto, come pure i coordinatori che dirigono sul posto le suddette attività dovranno essere abilitati ai sensi dell'art. 10 della Legge n. 257/92 e dell'art. 10 del D.P.R. 8 agosto 1994, i quali prevedono la predisposizione di specifici corsi di formazione professionale con rilascio di titoli di abilitazione.

Come visto, ai sensi del Decreto del Ministero della Sanità, 6 settembre 1994, per la bonifica delle suddette coperture è possibile applicare uno dei seguenti metodi:

- *Rimozione:* che elimina i manufatti contenenti amianto;
- *Incapsulamento:* che consiste nel trattamento delle lastre con prodotti impregnanti, che penetrano nel materiale legando le fibre di amianto tra loro e con la matrice cementizia, e prodotti ricoprenti, che formano una spessa membrana sulla superficie del manufatto;
- *Confinamento:* consistente nell'eseguire una *sopracopertura* al di sopra di quella in cemento-amianto, la quale viene lasciata in sede quando la struttura portante sia idonea a sopportare un carico permanente aggiuntivo.

La *rimozione* deve essere condotta salvaguardando l'integrità del materiale in tutte le fasi dell'intervento. Essa inoltre comporta la necessità di installare una nuova copertura in sostituzione del materiale rimosso. Prima di effettuare la rimozione, le lastre devono essere trattate con un prodotto incapsulante *di tipo D) ausiliario*, ai sensi dell'Allegato 2 "*Rivestimenti incapsulanti per la bonifica di manufatti in cemento-amianto*", del Decreto del Ministro della Sanità del 20 agosto 1999 "*Ampliamento delle normative e delle metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lettera f), della legge 27 marzo 1992, n. 257, recante norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto*" (aggiornato con D.M. 25/07/2001 *"Ampliamento delle normative e delle metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lettera f), della legge 27 marzo 1992, n. 257, recante norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto*").

Inoltre, conviene scegliere l'intervento di *incapsulamento* nel caso in cui l'estradosso delle lastre presenta un discreto stato di conservazione; inoltre questo tipo di intervento è compatibile con la presenza di un'attività sottostante alla copertura, come ad esempio in un capannone industriale.

L'incapsulamento richiede necessariamente un trattamento preliminare della superficie del manufatto, al fine di pulirla e di garantire l'adesione del rivestimento incapsulante.

Il trattamento deve essere effettuato con attrezzature idonee che evitino la liberazione di fibre di amianto nell'ambiente e consentano il recupero ed il trattamento delle acque di lavaggio.

L'intervento di incapsulamento è disciplinato sia dal Decreto del Ministero della Sanità 6 settembre 1994 sia dall'Allegato 2 del Decreto del Ministro della Sanità 20 agosto 1999.

Il sistema della *sopracopertura,* poi, consiste in un intervento di confinamento realizzato installando una nuova copertura al di sopra di quella in cemento amianto, che viene lasciata in sede quando la struttura portante sia idonea a sopportare un carico permanente aggiuntivo.

Nel caso che si scelga il sistema della sopracopertura è opportuno e auspicabile l'impiego di materiali che presentino idonee caratteristiche di leggerezza, infrangibilità, insonorizzazione, elevata durata nel tempo e dilatazione termica compatibile con la sottostante copertura in cemento amianto.

Prima di effettuare la sopracopertura, occorre incapsulare le sottostanti lastre in cemento amianto con un rivestimento incapsulante *di tipo C), non a vista,* ai sensi dell'Allegato 2 del D.M. 20/08/1999.

5. LE PROCEDURE DI BONIFICA DEI MATERIALI FRIABILI CONTENENTI AMIANTO

A norma del Decreto ministeriale 6 settembre 1994, nel caso in cui l'ambiente in cui avviene la rimozione non sia già confinato, occorre provvedere alla realizzazione di un confinamento artificiale con idonei divisori.

Quando occorre rimuovere l'amianto in quota è necessario predisporre ponteggi mobili su ruote all'interno del cantiere già confinato.

Durante lo svolgimento del lavoro dovranno essere prese tutte le precau-

zioni per proteggere le zone adiacenti all'area di lavoro non interessate dalla contaminazione da polvere o detriti contenenti amianto.

Inoltre, nell'ipotesi in cui, durante le operazioni di bonifica, le rimanenti aree dell'edificio rimangano occupate per lo svolgimento delle normali attività, è necessario prevedere una zona filtro, non accessibile ad estranei, tra il cantiere e le aree occupate.

La zona di accesso al cantiere deve essere regolamentata al fine di impedire l'ingresso agli estranei.

A seconda della situazione dovranno prevedersi:

- adeguata segnaletica di sicurezza;
- recinzione con nastri segnaletici;
- divisori politenati.

Nel piano di lavoro devono essere individuate le possibili vie attraverso le quali si può verificare una dispersione di fibre all'esterno dell'area di lavoro, soprattutto quelle che possono determinare un inquinamento interno all'edificio.

Prima di iniziare gli interventi di bonifica, la zona dovrà essere sgombrata da tutti gli arredi e le attrezzature che possono essere spostati.

Se i mobili e/o le attrezzature sono coperti da detriti o polvere, devono essere puliti a umido, o aspirati con idoneo aspiratore, prima dello spostamento dalla zona di lavoro.

Nel caso di rimozione di arredi o oggetti a diretto contatto con il rivestimento friabile di amianto è possibile procedere alla loro rimozione soltanto dopo aver confinato staticamente e dinamicamente il cantiere.

Tutti i mobili e le attrezzature che non possono essere spostati devono essere completamente ricoperti con fogli di plastica di spessore adeguato ed accuratamente sigillati sul posto.

Tutte le armature per l'illuminazione presente devono essere tolte, pulite e sigillate in fogli di plastica e depositate in zona di sicurezza incontaminata.

Devono essere asportati tutti gli equipaggiamenti di ventilazione e riscaldamento e altri elementi smontabili, puliti e tolti dalla zona di lavoro.

Tutti gli oggetti inamovibili devono essere sigillati, in modo da evitare che vengano danneggiati e/o contaminati durante il lavoro. Devono essere rimossi tutti i filtri dei sistemi di riscaldamento, ventilazione e condizionamento, se presenti. I filtri sostituiti vanno posti in sacchi sigillati di plastica per essere smaltiti come rifiuti contenenti amianto. I filtri permanenti vanno puliti a umido e reinstallati.

Va valutata la necessità, qualora vi possa essere il rischio di dispersione di fibre in altre aree dell'edificio, di escludere localmente o del tutto il sistema di ventilazione e sigillare tutte le bocchette di mandata e ripresa dell'aria.

Come detto, l'area di lavoro deve essere interamente confinata.

Il confinamento è sia statico sia dinamico.

Il confinamento statico consiste nel confinamento artificiale realizzato con idonei divisori (generalmente con teli di polietilene su intelaiature lignee o metalliche) e serve per proteggere le zone adiacenti all'area di lavoro non interessate dalla contaminazione da polvere o detriti contenenti amianto, qualora l'ambiente in cui avviene l'asportazione non sia naturalmente confinato.

Il confinamento dinamico è invece rappresentato dal sistema di estrazione dell'aria che mette in depressione il cantiere di bonifica dei materiali friabili contenenti amianto rispetto all'esterno. Tale sistema deve garantire un gradiente di pressione tale che, attraverso i percorsi di accesso al cantiere e le inevitabili imperfezioni delle barriere di confinamento, si verifichi un flusso d'aria dall'esterno verso l'interno del cantiere in modo da evitare qualsiasi fuoriuscita di fibre. Nello stesso tempo questo sistema garantisce il rinnovamento dell'aria e riduce la concentrazione delle fibre di amianto aero disperse all'interno dell'area di lavoro. Occorre poi prevedere l'unità o area di decontaminazione dei materiali e del personale.

L'unità o area di decontaminazione dei materiali (UDM) è il sistema per il passaggio dei materiali di amianto, di risulta delle attività di rimozione, composta da almeno tre locali: area di lavaggio dei sacchi, locale insaccamento, locale deposito sacchi prima dell'allontanamento dall'area di lavoro.

L'unità o area di decontaminazione del personale (UDP) è il sistema per la decontaminazione del personale, composto da 4 zone distinte, come qui sotto descritte: Locale di equipaggiamento (spogliatoio sporco), locale doccia, chiusa d'aria, locale incontaminato (spogliatoio pulito).

Inoltre, dopo l'allestimento del cantiere e l'installazione dell'unità di decontaminazione, i sistemi di confinamento devono essere collaudati, da parte di Funzionari all'Azienda Sanitaria Locale (ASL, AST o ASST) competente per territorio, mediante due prove di tenuta:

- *Prova della tenuta con fumogeni.*
- *Collaudo della depressione.*

Infine, per quanto riguarda le tecniche di rimozione, i materiali contenenti amianto devono essere rimossi ad umido. Il rivestimento deve essere bagnato fino in profondità, sia per prevenire una eccessiva aerodispersione di fibre nell'area di lavoro sia per rendere l'asportazione dal supporto più agevole.

L'amianto rimosso deve essere insaccato ancora umido.

Al lavoro dovranno essere destinati almeno due operai:

- uno addetto alla rimozione dell'amianto
- l'altro addetto a raccogliere l'amianto caduto e ad insaccarlo quindi a sigillare i sacchi pieni.

La prima rimozione grossolana, viene effettuata generalmente con raschietti a mano, la seconda, che ha lo scopo di asportare tutti i residui visibili di amianto, con spazzole ad umido. La rimozione termina con l'applicazione, sulle superfici decoibentate, di un prodotto sigillante per fissare le eventuali fibre rimaste.

L'imballaggio e l'allontanamento dei rifiuti devono evitare una contaminazione di amianto all'esterno dell'area di lavoro.

Data la natura sciolta del rifiuto, i contenitori e gli imballaggi devono essere tali da evitare il pericolo di rilascio di fibre, per rotture accidentali o chiusura inadeguata, in tutte le fasi di smaltimento dal cantiere alla discarica.

Tutti i materiali devono essere avviati al trasporto in doppio contenitore.

Il primo contenitore deve essere un sacco di materiale impermeabile (polietilene), di spessore adeguato.

I sacchi vanno riempiti per non più di due terzi in modo che il peso del sacco pieno non ecceda i 30 kg, peso che consente di poter essere agevolmente trasportato senza trascinamenti.

Subito dopo il riempimento e l'eliminazione dell'aria in eccesso con un aspiratore a filtri assoluti, i sacchi devono essere chiusi ermeticamente preferibilmente con termosaldatura oppure mediante legature di sicura efficacia quali le fascette stringicavo con bloccaggio automatico in plastica.

L'uso del secondo contenitore è importante, in quanto il primo sacco, nel quale l'amianto viene introdotto appena rimosso nel cantiere, è inevitabilmente contaminato. Il secondo contenitore non deve mai essere portato all'interno dell'area di lavoro, ma solo nei locali puliti dell'unità di decontaminazione dei materiali. I materiali taglienti devono essere imballati a parte.

Come secondo contenitore possono essere utilizzati sacchi o fusti rigidi. Tutti i contenitori devono essere etichettati, con l'indicazione del contenuto, secondo quanto previsto dal DPR 215/88.

I rifiuti devono essere depositati in un'area all'interno dell'edificio, chiusa ed inaccessibile agli estranei finché non saranno prelevati da parte di una ditta autorizzata al trasporto.

Possono essere utilizzati in alternativa anche container scarrabili, purché chiusi anche nella parte superiore e posti in un'area controllata. La durata del deposito in questa area, dovrebbe, di regola, essere limitata ai tempi tecnici strettamente necessari per organizzare il trasporto o a realizzare quantità di rifiuti sufficiente a costituire il carico da trasferire.

Al termine della rimozione l'area di lavoro deve essere pulita ad umido o con aspiratori. Tutti i residui visibili di amianto eventualmente ancora presenti sul pavimento, sulle superfici, sui ponteggi e sulle attrezzature utilizzate vanno raccolti ed insaccati. L'area di lavoro deve essere nebulizzata con acqua o con soluzioni diluite di incapsulante in modo da abbattere le fibre aero disperse.

Tutti i fogli di plastica, i nastri, il materiale di pulizia, gli indumenti ed altro materiale a perdere utilizzato nella zona di lavoro dovranno essere imballati in sacchi di plastica sigillabili e destinati alla discarica.

Concluse le operazioni di pulizia, a cura dei Funzionari dell'Azienda Sanitaria Locale (ASL, AST o ASST) competente per territorio, dovrà essere effettuata un'ispezione visiva dell'intera zona di lavoro per assicurarsi che l'area sia pulita a vista, sgombra cioè da residui visibili di fibre o polvere in generale. Se sono visibili ancora dei residui, le superfici interessate devono essere nuovamente pulite ad umido. Giornalmente dovrà essere fatta la pulizia, con aspirazione a secco o con metodo ad umido, di qualsiasi zona al di fuori dell'area di lavoro o di passaggio che sia stata contaminata da polvere o da altri residui conseguenti al lavoro fatto.

Inoltre, l'impresa di bonifica dovrà verificare mediante un monitoraggio delle fibre aero disperse la corretta e soddisfacente applicazione delle procedure di lavoro, affinché i lavoratori non vengano esposti ad una concentrazione di fibre pericolosa per la salute e non si verifichino dispersioni di fibre all'esterno delle aree confinate di lavoro.

Il monitoraggio ambientale deve essere inteso essenzialmente come uno strumento di controllo dell'efficacia del confinamento dell'area di lavoro tale da consentire di prendere tempestivamente gli opportuni provvedimenti, in caso di diffusione delle fibre all'esterno.

Infine, al termine dei lavori di bonifica da amianto friabile, dovranno essere eseguite le operazioni di certificazione di restituibilità degli ambienti bonificati. Tali operazioni dovranno essere eseguite da Funzionari all'Azienda Sanitaria Locale (ASL, AST o ASST) competente per territorio, al fine di assicurare che le aree interessate possano essere rioccupate con sicurezza.

6. LA CONCENTRAZIONE SOGLIA DI CONTAMINAZIONE DA AMIANTO NEL SUOLO E NEL SOTTOSUOLO

Per ciò che concerne le norme del Codice dell'ambiente riguardanti specificamente la bonifica dei siti contaminati da amianto, come detto, occorre fare riferimento alla Parte Quarta, Titolo V, Allegato 5 ed in particolare al rigo della Tabella 1 "*Concentrazione soglia di contaminazione nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare*", riferita all'amianto.

Infatti, premesso che per concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) s'intendono i livelli di contaminazione delle matrici ambientali che costituiscono valori al di sopra dei quali è necessaria la caratterizzazione del sito e l'analisi di rischio sito specifica, tale concentrazione soglia di contaminazione nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare", con riguardo all'amianto è pari a 1.000,00 (mg/kg espressi come ss) sia per i siti ad uso verde pubblico privato e residenziale sia per i siti ad uso commerciale e industriale (mg/kg espressi come ss).

Essa corrisponde al limite di rilevabilità della tecnica analitica (diffrattometria a raggi X o I.R. Trasformata di Fourier).

Inoltre per quanto riguarda la concentrazione soglia di contaminazione nelle acque sotterranee, occorre fare riferimento alla Tabella 2 del medesimo allegato nella quale è precisato unicamente la sostanza, vale a dire amianto (fibre A > 10 mm), ma non il valore limite (µ/l) in quanto "*Non sono disponibili dati di letteratura tranne il valore di 7 milioni fibre/l comunicato da ISS, ma giudicato da ANPA e dallo stesso ISS troppo elevato. Per la definizione del limite si propone un confronto con ARPA e Regioni.*"

7. LA BONIFICA DEI TERRENI CONTAMINATI DA AMIANTO

Generalmente, le analisi sui campioni di terreno, desumibili da Rapporti di Prova, relativi a terreno, con codice CER 17 05 03 *(Terra e rocce contenerti sostanze pericolose),* evidenziano la presenza di amianto in percentuali variabili, classificando i relativi rifiuti *come rifiuti pericolosi*.

La legge italiana non disciplina nel dettaglio la bonifica dei terreni ordinari contaminati da amianto per cui occorre riferirsi a norme di buona tecnica finalizzate alla protezione ambientale e delle persone.

La ditta preposta alle operazioni di bonifica dei terreni contaminati da amianto deve essere iscritta all'Albo nazionale gestori ambientali nella categoria 9 "Bonifici di siti" e nella categoria 10 "Bonifica dei beni contenenti amianto", sottocategoria B. Inoltre, il personale operativo e il personale gestionale devono essere in possesso delle abilitazioni rispettivamente di operatore addetto e di coordinatore addetto alle attività di rimozione, di smaltimento e di bonifica, ai sensi dell'art. 10, legge n. 257/1992, e dell'art. 10, D.P.R. 8 agosto 1994.

Per quanto riguarda la bonifica dei terreni contaminati da amianto, almeno nei casi particolari, a parere dello scrivente, diventa necessario concordare con l'Azienda sanitaria competente per territorio (ASL, AST o ASST) l'intervento di bonifica più appropriato, nel primario rispetto della protezione delle persone e dell'ambiente.

L'intervento in genere consiste nella rimozione di uno strato di terreno, di spessore variabile, contaminato con fibre di amianto (più frequentemente con elementi di manufatti in cemento amianto) e nel suo successivo smaltimento.

Per tutta la durata dell'intervento, la zona dovrà essere interdetta alle persone non autorizzate. A seconda delle circostanze il cantiere potrà essere o meno confinato (mediante confinamento statico e dinamico). La zona di cantiere dovrà essere delimitata con nastro biancorosso nonché sgomberata e dovranno poi essere poste le segnaletiche a norma per evitare che persone non autorizzate possano entrare all'interno della zona di cantiere. Preventivamente, si procederà alla nebulizzazione e incapsulamento del terreno con liquido tensioattivo.

Mediante ossatura metallica e/o lignea e teli di politene saranno eventualmente realizzati tunnel, accuratamente

sigillati (in bonifiche nelle quali è previsto il confinamento statico e dinamico).

Sempre mediante ossatura metallica e/o lignea e teli di politene, potrà essere realizzata anche un'unità mobile di cantiere (UMC), accuratamente sigillata ogni qual volta è posizionata. Con tale unità mobile di cantiere, l'intero terreno oggetto d'intervento potrà essere bonificato attraverso bonifiche successive.

L'impianto elettrico di cantiere dovrà essere derivato da apposito quadro elettrico, provvisto di tutte le protezioni.

La procedura che si adotterà per rimuovere lo strato di terreno contaminato può o meno prevedere l'utilizzo di mini escavatore con cingoli in gomma, del peso di 15/18 quintali, con carro variabile. Se è prevista un'unità mobile di cantiere essa potrà essere successivamente spostata nelle varie posizioni, fino alla bonifica completa del terreno contaminato, mediante carrello munito di braccio telescopico (manitou).

La rimozione del terreno contenente amianto dovrà essere fatta ad umido. Si utilizzerà una soluzione incapsulante spruzzata a bassa pressione, mediante pompa airless.

Il terreno contaminato così rimosso dovrà essere insaccato immediatamente e sigillato. Una volta rimosso lo strato superficiale del terreno, il piano di campagna residuo sarà successivamente bagnato con sostanze incapsulanti.

Tutto il terreno rimosso sarà insaccato; la chiusura del sacco (generalmente big bag di 1,00 mc) sarà eseguita con doppio legaccio previa aspirazione dell'aria contenuta. Il secondo insaccamento avverrà fuori dalla zona di lavoro, previo lavaggio ad umido del 1° sacco nell'unità di decontaminazione dei rifiuti o materiali (UDR o UDM), se prevista.

Durante i lavori di rimozione verranno eseguite pulizie della zona di lavoro, per limitare al minimo il rischio della dispersione di fibre. Tutti i fogli di plastica, nastri, materiale di pulizia, indumenti, ecc. alla fine del lavoro saranno anch'essi decontaminati a secco ed a umido e imballati in doppio sacco e destinati allo smaltimento come rifiuto contaminato.

L'area di lavoro sarà nebulizzata costantemente con la soluzione fissante; dall'ispezione visiva deve risultare l'assenza di elementi contenenti amianto.

Le superfici bonificate dopo il controllo visivo da parte dell'Organo di Vigilanza saranno trattate con una soluzione incapsulante per bloccare eventuali microfibre aero disperse.

Al termine di ogni fase di bonifica tutto il materiale di pulizia, sarà imballato in doppio sacco e destinato allo smaltimento come rifiuto contaminato.

Tutte le superfici dell'area di lavoro, comprese le attrezzature saranno pulite con l'aspiratore assoluto e successivamente ad umido. L'area di lavoro sarà pulita ad umido e se, dopo l'ispezione dell'Organo di Vigilanza, non ci sarà presenza di polvere, si potrà procedere all'incapsulamento di tutta l'area di cantiere con una soluzione incapsulante per eseguire i monitoraggi in S.E.M. per la restituzione del cantiere, se prevista. Nel caso in cui le analisi superino il limite di legge previsto si procederà ad eseguire ulteriori controlli della pulizia e trattamenti con soluzioni fissanti ed ulteriori analisi. Nel caso di analisi nel limite di legge previsto dopo la certificazione dell'Azienda Sanitaria Locale (ASL, AST o ASST) competente per territorio si procederà all'incapsulamento finale ed allo smontaggio del cantiere; sempre con gli estrattori in funzione, si procederà alla rimozione dei fogli di polietilene che saranno insaccati e smaltiti come rifiuto speciale pericoloso.

8. LA BONIFICA DA AMIANTO DEI SITI INDUSTRIALI DISMESSI

Ai fini della bonifica da amianto, la legislazione vigente distingue nettamente i luoghi dove sono presenti manufatti che lo contengono da quelli dove l'amianto veniva lavorato per la produzione di innumerevoli prodotti. Infatti, per le strutture edilizie ad uso civile, commerciale o industriale aperte al pubblico o comunque di utilizzazione collettiva in cui sono in opera manufatti e/o materiali contenenti amianto dai quali può derivare una esposizione a fibre aero disperse, gli interventi di bonifica sono definiti e regolamentati dal Decreto del Ministero della Sanità 6 settembre 1994. Per i siti industriali dismessi, Per i siti industriali dismessi, nei quali veniva utilizzato l'amianto nel processo produttivo, caratterizzati quindi da rilevante e diversificata contaminazione da amianto, invece, come detto, occorre fare riferimento anche al Decreto del Ministero della Sanità 14 maggio 1996.

Passiamo ora ad esaminare e ad illustrare le modalità da seguire per la bonifica di questi siti industriali, altamente contaminati per la specificità delle lavorazioni ivi presenti. Innanzi tutto, è bene precisare che le norme e le metodologie tecniche per la valutazione del rischio, il controllo e la bonifica dei siti industriali dismessi si applicano:

- alle aree industriali in cui la contaminazione proviene dalla lavorazione dell'amianto o di prodotti che lo contengono (quindi siti industriali dismessi);
- alle situazioni in cui l'eventuale inquinamento da amianto è determinato dalla presenza di locali adibiti a stoccaggio di materie prime o manufatti, o dalla presenza di depositi di rifiuti.

Passando ora all'aspetto operativo, si illustrano qui di seguito le modalità di bonifica di questi siti industriali, individuando fasi conoscitive, di bonifica e di controlli e monitoraggi.

8.1 Le fasi conoscitive

Prima fase conoscitiva: sopralluogo ricognitivo

È necessario *in primis* effettuare un sopralluogo ricognitivo avente lo scopo di evidenziare le situazioni di presenza residuale di amianto e di manufatti contenenti amianto.

In particolare, la ricognizione dovrà dare indicazioni circa:

- i quantitativi (in metri cubi e in tonnellate) di eventuali residui di manufatti, i quali non essendo più commerciabili dovranno essere considerati come rifiuti da smaltire;
- i quantitativi (in metri cubi e in tonnellate) di eventuali sfridi delle lavorazioni, valutando la tipologia (rottami, polveri) dello sfrido
- i quantitativi (in chilogrammi) di eventuali residui di polveri contenenti amianto presenti in eventuali impianti di abbattimento.
-

Seconda fase conoscitiva: carotaggio terreni

Occorre poi effettuare i sondaggi dei terreni circostanti con carotaggi alla ricerca di eventuali materiali interrati.

In particolare, i sondaggi dovranno essere condotti secondo le seguenti modalità:

- evitare il più possibile il sollevamento di polveri nel corso della perforazione;
- la profondità sarà quella ritenuta necessaria in relazione alla particolare situazione del sito da investigare e quindi la lunghezza degli stessi dovrà essere stabilita caso per caso;
- si dovranno concludere con il prelievo di carote, ad esempio di 10 cm. di diametro, le quali dovranno essere sigillate e opportunamente conservate per il prelievo dei campioni da analizzare.

Terza fase conoscitiva: analisi dei materiali

Dovranno essere analizzati i materiali prelevati durante il sopralluogo ricognitivo e il carotaggio dei terreni. I metodi di analisi dei materiali raccolti durante le suddette due attività ricognitive, sono quelli indicati negli allegati tecnici al D.M. 6/09/94.

8.2 Le fasi di bonifica

I risultati delle suddette fasi conoscitive dovranno essere utilizzati per definire gli interventi di bonifica i quali dovranno essere articolati i quattro, in funzione della specifica situazione.

Prima fase di bonifica: riguarda la rimozione delle coperture in cemento-amianto eventualmente presenti, secondo quanto previsto dal D.M. 6/09/94.

Seconda fase di bonifica: interventi di bonifica degli edifici

È necessario innanzi tutto rimuovere le eventuali polveri depositate ed i materiali contenenti amianto rinvenuti nel corso del sopralluogo, precedentemente descritto.

Inoltre, i materiali che sono stati "inventariati" nel corso del sopralluogo ricognitivo (residui di manufatti, sfridi delle lavorazioni, residui di polveri) dovranno essere raccolti e poi classificati per il corretto smaltimento in discarica. Fatta eccezione per le eventuali coperture in cemento-amianto, la bonifica consiste in sostanza nella preventiva aspirazione delle polveri depositate con appositi aspiratori muniti di filtri assoluti e su di un lavaggio con idropulitrice od altra idonea strumentazione.

Questo lavaggio dovrà essere effettuato in modo accurato allo scopo di rimuovere completamente le polveri depositate. Al termine dell'operazione di lavaggio, occorre sospendere i lavori per sette giorni; successivamente si possono riprendere i lavori un accurato lavaggio dei pavimenti con acqua.

Le acque di lavaggio devono essere filtrate in appositi pozzetti, dal momento che contengono fibre d'amianto e poi essere convogliate ad una vasca di raccolta e decantazione, prima dell'invio alla rete fognaria. Al termine dei lavori di bonifica del sito, si procederà alla bonifica della vasca, di tutti i pozzetti e delle canalizzazioni con conseguente conferimento in discarica del materiale di risulta.

Al termine delle operazioni di lavaggio l'Organo di vigilanza (ASL, AST o ASST) competente per territorio, è tenuto ad effettuare un controllo prima di procedere ad un ulteriore trattamento di tutte le superfici con idonei materiali incapsulanti.

Inoltre, l'equipaggiamento degli operatori preposti alle operazioni di bonifica dovrà comprendere: tute complete di cappuccio, guanti e calzari a perdere nonché respiratori con filtro P3 a ventilazione assistita. Gli operatori altresì dovranno uscire dalla zona di lavoro attraverso apposita area di decontaminazione composta da quattro locali, e precisamente, lungo il percorso di uscita: locale di equipaggiamento, locale doccia, chiusa d'aria e locale incontaminato (spogliatoio).

In caso poi siano presenti materiali contenenti amianto utilizzati per la costruzione degli edifici o materiali coibentati a spruzzo si dovranno attivare procedure più rigorose da valutare caso per caso nell'ambito del piano di lavoro.

Per ciò che concerne le modalità di lavoro, gli operatori dovranno:

- delimitare l'area di cantiere con nastro bicolore ed apporre la prescritta cartellonistica di legge;
- pulire i pavimenti e pareti con idonei strumenti atti a rimuovere amianto minimizzandone la dispersione ambientale;
- raccogliere eventuali melme dei pozzetti per lo smaltimento finale e provvederne al successivo insaccamento (da effettuare dopo la terza fase di bonifica).

Terza fase di bonifica: bonifica delle reti fognarie e delle fosse di decantazione.

La bonifica delle reti fognarie e delle fosse di decantazione dovrà essere effettuata secondo le seguenti modalità:

- in caso di presenza di melme (ad esempio dopo la bonifica degli edifici con idropulitura) si dovrà procedere ad una rimozione senza la realizzazione di coperture e sistemi in depressione;
- in caso di materiali in forma pulverulenta dovrà essere realizzato il sistema di copertura in depressione così come previsto per la quarta fase: bonifica dei terreni.

Quarta fase di bonifica: bonifica dei terreni.

Qualora il sito industriale dovesse essere riutilizzato con necessità di escavazione del suolo stesso, per fondazioni o altro, si dovrà procedere alla bonifica del suolo, alla luce dei sondaggi eseguiti.

Ai fini della bonifica del suolo, occorre installare due sale tecniche spostabili realizzate con strutture in carpenteria metallica e rivestite con fogli di polietilene di adeguato spessore. Le sale devono essere mantenute in depressione attraverso gruppi di aspirazione a filtrazione assoluta.

La prima sala deve avere le dimensioni di metri 20 per 10 e deve essere adibita alla decontaminazione ed al condizionamento dei cassoni di trasporto prima di essere allontanati.

Inoltre, le dimensioni della seconda sala devono essere stabilite in funzione delle dimensioni dei cassoni di trasporto al fine di consentirne una corretta gestione.

Gli operatori preposti alla bonifica dei terreni devono indossare indumenti a perdere (tute col cappuccio, guanti e calzari).

Devono evidentemente essere dotati di maschere a filtro assoluto P3, per la protezione delle vie respiratorie. Anche in questo caso gli operatori dovranno uscire dalla zona di lavoro attraverso un'area di decontaminazione, come sopra descritta.

In caso di riutilizzo del sito senza prevedere l'escavazione futura ed in assenza di particolari situazioni di rischio derivanti dall'assetto idrogeologico del territorio, si potrà non procedere alla rimozione degli eventuali rifiuti interrati d'amianto risultanti dal carotaggio eseguito.

In tal caso dovrà comunque essere data comunicazione all'Azienda Sanitaria Locale (ASL, AST o ASST) competente per territorio la quale vincolerà il riutilizzo del sito stesso per utilizzazioni diverse da quella che invece prevede di lasciare ove sono i rifiuti d'amianto interrati.

Controlli e monitoraggi

Durante ciascuna delle quattro fasi di bonifica, è necessario effettuare le seguenti attività:

- Controllo periodico dell'esposizione degli operatori preposti alle operazioni di bonifica alla polvere di amianto nell'aria così come previsto nel Testo Unico Sicurezza;
- Monitoraggio ambientale delle fibre aero disperse nelle aree circostanti il cantiere di bonifica, durante le operazioni di bonifica, secondo quanto prescritto dal D.M. 6/09/94;
- Certificazione della restituibilità del sito industriale bonificato, come previsto dal D.M. 6/09/94, tenendo eventualmente conto della particolarità della situazione.

Quest'ultima va eseguita a cura dei funzionari dell'Azienda Sanitaria Locale (ASL, AST o ASST) competente per territorio e a spese del Committente.

La certificazione deve essere articolata secondo le seguenti procedure:

- *Ispezione visiva* al fine di accertare l'assenza di residui di M.C.A. nell'area bonificata, la quale deve essere quanto più accurata possibile e deve comprendere non solo i luoghi e le superfici a vista, ma anche ogni altro luogo parzialmente o completamente nascosto, anche se di piccole dimensioni. Tale attività ispettiva deve essere eseguita non appena le superfici all'interno dell'area bonificata siano asciutte e sia stata ultimata la rimozione dei teli, ma non delle barriere, dell'unità di decontaminazione e della sigillatura di porte, finestre e impianto di ventilazione.
- *Campionamento dell'aria* al fine di accertare l'assenza di fibre di amianto, che deve essere di tipo aggressivo, il quale comporta sia il disturbo delle superfici accessibili sia nel mantenere negli ambienti interessati l'aria in movimento, creando anche una omogeneizzazione della concentrazione, mediante ventilatori di potenza ridotta. Le operazioni di disturbo debbono iniziare contemporaneamente alla partenza degli apparecchi di campionamento. Generalmente, il numero di campionamenti dipende dall'estensione della superficie e dalla dislocazione dei locali

Generalmente, dati i bassi livelli di concentrazione di fibre di amianto riscontrati durante tali attività di certificazione, le protezioni richieste per il personale addetto possono essere ragionevolmente ridotte.

I sigillanti devono essere usati solo dopo l'ispezione visiva e prima del campionamento aggressivo finale. I locali potranno essere riconsegnati se la concentrazione di fibre di amianto aero disperse, accertata mediante la tecnica delle Microscopia elettronica in scansione (SEM) non è superiore alle 2 ff/l.

9. LO SMALTIMENTO DELL'AMIANTO E IL CONFERIMENTO IN DISCARICA AUTORIZZATA

I rifiuti di amianto o contenenti amianto sono definiti dal 1° comma, lettera c, dell'articolo 2 della Legge 27 marzo 1992, n. 257, *Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto*, come i: "*Materiali di scarto delle attività estrattive di amianto, i detriti e le scorie delle lavorazioni che utilizzano amianto, anche provenienti dalle operazioni di decoibentazione nonché qualsiasi oggetto contenente amianto che abbia perso la sua destinazione d'uso e che possa disperdere fibre di amianto nell'ambiente in concentrazioni superiori a quelle ammesse dall'articolo 3*".

Il Decreto Legislativo n. 36 del 13 gennaio 2003, "*Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti*" definisce trattamento: "*i processi fisici, termici, chimici o biologici, incluse le operazioni di cernita, che modificano le caratteristiche dei rifiuti, allo scopo di ridurne il volume o la natura pericolosa, di facilitarne il trasporto, di agevolare il recupero o di favorirne lo smaltimento in condizioni di sicurezza*", classifica le discariche nelle seguenti categorie:

- *discarica per rifiuti inerti;*
- *discarica per rifiuti non pericolosi;*
- *discarica per rifiuti pericolosi.*

Sono definiti *rifiuti inerti*: "i rifiuti solidi che non subiscono alcuna trasformazione fisica, chimica o biologica significativa; i rifiuti inerti non si dissolvono, non bruciano né sono soggetti ad altre reazioni fisiche o chimiche, non sono biodegradabili e, in caso di contatto con altre materie, non comportano effetti nocivi tali da provocare inquinamento ambientale o danno alla salute umana. La tendenza a dar luogo a percolati e la percentuale inquinante globale dei rifiuti, nonché l'ecotossicità dei percolati devono essere trascurabili e, in particolare, non danneggiare la qualità delle acque, superficiali e sotterranee."

Inoltre, i *rifiuti non pericolosi* sono: "i rifiuti che per provenienza o per le loro caratteristiche non rientrano tra i rifiuti contemplati dalla lettera c)" (vale a dire i rifiuti pericolosi) e i *rifiuti pericolosi*: "i rifiuti di cui all'articolo 7, comma 4, del Decreto Legislativo n. 22 del 1997, e successive modificazioni."

Il Decreto Ministeriale 27 settembre 2010, recante la "*Definizione dei criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica, in sostituzione di quelli contenuti nel decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio 3 agosto 2005*", modificato dal Decreto 24 giugno 2015, stabilisce che i rifiuti di amianto o contenenti amianto possono essere conferiti nelle seguenti tipologie di discarica:

- *discarica per rifiuti pericolosi*, dedicata o dotata di cella dedicata;
- *discarica per rifiuti non pericolosi*, dedicata o dotata di cella monodedicata per i rifiuti individuati dal codice dell'elenco europeo dei rifiuti 17 06 05 (materiali da costruzione contenenti amianto); per le altre tipologie di rifiuti contenenti amianto, purché sottoposti a processi di trattamento ai sensi di quanto previsto dal decreto ministeriale n. 248 del 29 luglio 2004, recante "*Regolamento relativo alla determinazione e disciplina delle attività di recupero dei prodotti e beni di amianto e contenenti amianto*" e con specifici valori, verificati con periodicità stabilita dall'autorità competente presso l'impianto di trattamento.

Il Decreto Ministeriale 27 settembre 2010 elenca i rifiuti inerti per i quali è consentito lo smaltimento nell'apposita discarica (per rifiuti inerti) senza preventiva caratterizzazione. Però, quando si sospetti una contaminazione (da un esame visivo oppure perché se ne conosce l'origine), anche questi rifiuti devono essere sottoposti ad analisi o semplicemente respinti da parte del gestore della discarica stessa.

Se i rifiuti inerti contengono amianto in quantità tale da aumentare il rischio ambientale e da giustificare il loro smaltimento in una discarica appartenente ad una categorie diversa (per rifiuti non pericolosi o per rifiuti pericolosi), essi non possono essere ammessi in una discarica per rifiuti inerti.

Come stabilito dal Decreto Ministeriale 27 settembre 2010, nelle discariche per rifiuti non pericolosi possono essere smaltiti i materiali edili contenenti amianto legato in matrici cementizie o resinoidi (codice CER 17 06 05), senza essere sottoposti a prove.

Le discariche che ricevono tali materiali devono rispettare i requisiti previsti dal decreto. In questo caso le prescrizioni inerenti alla barriera geologica e alla copertura superficiale finale, stabilite dal decreto legislativo 13 gennaio 2003, n. 36, possono essere ridotte dall'autorità territorialmente competente.

In base al Decreto Ministeriale 27/09/2010, per i rifiuti contenenti amianto, si devono prendere in considerazione i seguenti parametri:

- il contenuto di amianto come percentuale in peso;
- la densità apparente;
- la densità relativa;
- l'indice di rilascio.

Fatto salvo il divieto del conferimento in discarica per rifiuti non pericolosi di specifici rifiuti che contengono inquinanti organici persistenti in concentrazioni superiori ai limiti di cui all'allegato IV del Regolamento (CE) n.850/2004, il contenuto di amianto in peso deve essere determinato analiticamente utilizzando una delle metodiche analitiche quantitative previste dal Decreto del Ministro della Sanità 6 settembre 1994, vale a dire la Diffrattometria a raggi X (DRX) con metodo del filtro

d'argento per la determinazione dell'amianto in campioni in cui è presente in concentrazioni superiori o uguali a 1% e la Microscopia elettronica in scansione (SEM) per la determinazione dell'amianto in campioni in cui è presente in concentrazioni inferiori a 1%.

Inoltre, la percentuale in peso di amianto presente, calcolata sul rifiuto dopo il trattamento, sarà ridotta dall'effetto diluizione della matrice inglobante rispetto al valore del rifiuto iniziale. La densità apparente è data dal rapporto tra il peso del materiale e lo spazio apparente da esso occupato e si esprime in g/cm^3. Essa deve essere determinata secondo le normali procedure di laboratorio standardizzate, con utilizzazione di specifica strumentazione (bilancia idrostatica, picnometro). La densità assoluta deve essere determinata come media ponderale delle densità assolute dei singoli componenti utilizzati nelle operazioni di trattamento dei rifiuti contenti amianto e presenti nel materiale finale. La densità relativa è calcolata come rapporto tra la densità apparente e la densità assoluta. L'indice di rilascio (I.R.) è dato dal rapporto tra la frazione ponderale di amianto e la densità relativa (essendo la frazione ponderale di amianto la percentuale in peso di amianto diviso 100). L'indice di rilascio deve essere misurato sul rifiuto trattato, dopo che esso ha acquisito le caratteristiche di compattezza e solidità. La prova deve essere eseguita su campioni, privi di qualsiasi contenitore o involucro, del peso complessivo non inferiore a 1 kg. La valutazione dell'indice di rilascio deve essere eseguita secondo le modalità indicate nel piano di sorveglianza e controllo di cui al D. Lgs. n. 26/2003.

Per quanto riguarda, l'analisi del particolato aero disperso contenente amianto, devono essere adottate le tecniche analitiche di Microscopia Ottica in Contrasto di Fase (MOCF); per la valutazione dei risultati delle analisi si deve far riferimento ai criteri di monitoraggio indicati nel D.M. 6 settembre 1994 del Ministro della sanità.

Ai fini dell'ammissibilità nelle discariche per rifiuti non pericolosi dei rifiuti contenenti amianto diversi dai rifiuti individuati dal codice CER 17 06 05, sottoposti ai processi di trattamento di cui al Decreto Ministeriale n. 248 del 29 luglio 2004, dovranno essere effettuate le seguenti verifiche presso l'impianto di trattamento, con periodicità stabilita dall'Autorità competente:

- il contenuto di amianto (% in peso) dovrà essere inferiore o uguale a 30;
- la densità apparente (g/cm3) dovrà essere maggiore di 2;
- la densità relativa (%) dovrà essere maggiore di > 50;
- l'indice di rilascio dovrà essere minore di 0,6.

Riguardo all'indice di rilascio, il Decreto 29 luglio 2004 n. 248 precisa che la sua determinazione si applica solo ai rifiuti contenenti amianto definiti dai codici CER 19 03 06 (materiali ottenuti da trattamenti di rifiuti contenenti amianto stabilizzati con indice di rilascio inferiore a 0.6, che sono avviati alla discarica per rifiuti non pericolosi) e 19 03 04 (materiali ottenuti da trattamenti di rifiuti contenenti amianto stabilizzati con indice di rilascio maggiore/uguale a 0.6 discarica per rifiuti pericolosi). Per determinare l'indice di rilascio ai fini dell'individuazione della destinazione dei rifiuti contenenti amianto, il Decreto in questione precisa altresì che occorre conoscere la percentuale di amianto in peso presente nel campione e il valore della sua densità assoluta.

Inoltre, il Decreto Legislativo 13 gennaio 2003, n. 36 definisce trattamento: "*i processi fisici, termici, chimici o biologici, incluse le operazioni di cernita, che modificano le caratteristiche dei rifiuti, allo scopo di ridurne il volume o la natura pericolosa, di facilitarne il trasporto, di agevolare il recupero o di favorirne lo smaltimento in condizioni di sicurezza*".

Successivamente, il Decreto Ministeriale 29 luglio 2004, n. 248, recante il "*Regolamento relativo alla determinazione e disciplina delle attività di recupero dei prodotti e beni di amianto e contenenti amianto*", ha stabilito che i processi di trattamento necessari per l'accettabilità dei rifiuti nella discarica per rifiuti non pericolosi sono:

- Stabilizzazione - solidificazione in matrici stabili e non reattive;
- Incapsulamento;
- Trattamento con modificazione della struttura cristallina.

Il Decreto n. 248/2004 stabilisce altresì che il materiale ottenuto a seguito del trattamento dei rifiuti di amianto o contenenti amianto con modificazione *parziale* della struttura cristallochimica possono essere destinati soltanto alla discarica. Questo Decreto precisa altresì che il confezionamento in contenitori rigidi o flessibili, previsti per l'imballaggio dei rifiuti contenenti amianto, non può essere evidentemente equiparato ad uno dei tre tipi di trattamento finalizzati al contenimento del potenziale inquinante, a seguito dei quali è possibile accettare i rifiuti contenenti amianto diversi dai materiali da costruzione contenenti amianto nelle discariche per rifiuti non pericolosi.

Questo vale anche per i trattamenti usualmente impiegati nel corso delle operazioni di bonifica per la tutela degli operatori e la salvaguardia dell'ambiente. Il Decreto n. 248/2004, di fatto, sistematizza l'elenco dei rifiuti di amianto e ne indica la discarica di destinazione corrispondente.

Il Decreto ministeriale 29 luglio 2004, n. 248 infine prende in considerazione anche i processi di trattamento finalizzati alla *totale* trasformazione cristallochimica dell'amianto, rendendo così possibile il suo riutilizzo.

BIBLIOGRAFIA

Clarelli S. (2019), *La bonifica dei siti contaminati da amianto,* Il Consulente Immobiliare, Il Sole 24 Ore, n.1059

Clarelli S. (2018) *Osservatorio Amianto. Quando i siti produttivi devono essere bonificati*, Ambiente & Sicurezza, New Business Media, n. 10

Clarelli S. (2018), *Amianto. Coordinamento della sicurezza nei lavori di bonifica da amianto*, Il Consulente Immobiliare, Il Sole 24 Ore, n. 1054

Clarelli S. (2018), *Osservatorio amianto: Csp e cse: per l'amianto meglio la qualificazione*, Ambiente & Sicurezza, New Business Media, n. 6

Clarelli S. (2017), *Osservatorio amianto: Una strada alternativa alla via per la discarica,* Ambiente & Sicurezza, New Business Media, n. 11

Clarelli S. (2016) *Amianto. Adempimenti, Procedure e Normative di Riferimento,* Ambiente & Sicurezza, New Business Media, n. 16

Clarelli S. (2013), *Inserto Amianto: le criticità più ricorrenti nella gestione del rischio*, Ambiente & Sicurezza, Il Sole 24 Ore, n. 7

Clarelli S. (2011), *Amianto: bonificare i siti con lo smaltimento di rifiuti,* Ambiente & Sicurezza, Il Sole 24 Ore, n. 21

Clarelli S. (2010), *Amianto - Guida operativa alla gestione del rischio: documentazione e criteri per la scelta degli operatori,* Ambiente & Sicurezza, Il Sole 24 Ore, Supplemento n. 1, n. 10

Clarelli S. (2004), *Bonifica e smaltimento dell'amianto: stato dell'arte e novità legislative,* Ambiente & Sicurezza, Il Sole 24 Ore, n. 8

Clarelli S. (2011), *Quaderno "Gestione Rischio Amianto"*, Il Consulente Immobiliare, Il Sole 24 Ore, allegato al numero 897

Clarelli S. (2008), *Gestione rischio amianto: le norme riscritte dal T.U. sicurezza*, Il Consulente Immobiliare, Il Sole 24 Ore, n. 824

Clarelli S. (2004), *Bonifica amianto, scatta l'obbligo di iscrizione all'Albo*, Il Consulente Immobiliare, Il Sole 24 Ore, n. 724

Clarelli S. (2002), *Il problema amianto: istruzioni per la bonifica*, Il Consulente Immobiliare, Il Sole 24 Ore, n. 672

Le misure di sicurezza adottate a tutela dei lavoratori e della popolazione residente nel corso della bonifica del Sito di Interesse Nazionale di Bagnoli

The security measures adopted to protect workers and the resident population during the reclamation of the Superfund site "Naples Bagnoli - Coroglio"

Federica Paglietti
Sergio Malinconico
Beatrice Conestabile della Staffa
Paolo De Simone
Crescenzo Massaro
Inail Dipartimento Innovazioni Tecnologiche e sicurezza degli impianti, prodotti e insediamenti antropici - E-mail: dit@inail.it

Gaetano Cecchetti
Studio Cecchetti

Stefano Dubini
Tecnologie Industriali Ambientali

Parole chiave: sicurezza, amianto, lavoratori, siti contaminati, rifiuti pericolosi
Key words: safety, asbestos, workers, contaminated sites, hazardous waste

ABSTRACT

The Superfund site "Naples Bagnoli – Coroglio", identified through the Law 388/2000 (financial law of 2001), is located in the western part of the city of Naples. It has been initially designed through M.D. 31/8/2001 (subsequently modified by the M.D. 08/08/2014). The site shows a total area of about 250 hectares and different industrial facilities, including the Eternit asbestos cement production plants.

The article contains a historical excursus of both administrative and operational iter, in the framework of the main remediation activities carried out in the Eternit area of the Superfund. In particular, the characterization and the history of the site have been reported, with reference to the areas, the changes of companies and the subsequent activities of site assessment and remediation.

Specifically, the remediation has been carried out through separate and successive steps, as follows:

1) Evaluation of the structures and the subsoil through various analysis and cores;
2) Removal of above-ground facilities (building and industrial buildings), sewage networks and sub-services;
3) Reclamation of some areas contaminated by Asbestos Containing Waste (ACW) and processing waste;
4) Remediation of the remaining lots of contaminated land.

The present work focuses on the remediation techniques used and the prevention/safety measures envisaged for both workers and environment. The National Institute for Assurance against Accidents at Work (INAIL) was involved especially in the last remediation phase.

INAIL issued three technical-scientific reports with the aim of improving the safety aspects related to workers and environment. In fact, the Institute plays an important consulting role on behalf of all the public administrations - among which, relating to Bagnoli Superfund, the Extraordinary Commissioner of Government, Environmental Minister and Local Authorities. It also takes part in technical meetings, carrying out on-site surveys and drawing up appropriate reference documents at national scale.

INQUADRAMENTO E STORIA DEL SITO

Il Sito da bonificare di Interesse Nazionale (SIN) di Napoli Bagnoli - Coroglio collocato nella zona occidentale della città di Napoli, è stato identificato con la L.388/00 (legge finanziaria del 2001), perimetrato inizialmente con D.M. 31/8/2001 e oggetto di riperimetrazione con il D.M. 8/8/2014.

Il sito presenta un'estensione totale di circa 250 ha ed al suo interno sono comprese diverse aree produttive tra le quali quelle dello stabilimento per la produzione di manufatti in cemento amianto della Eternit. L'area industriale Eternit, avente estensione di circa 16 ha, è situata immediatamente ad Est dell'area industriale ex ILVA e confina con essa per una lunghezza di circa 1.000 m sul proprio lato Ovest, mentre è circondata sugli altri lati dall'area urbana di Fuorigrotta e di Bagnoli.

Lo stabilimento ha iniziato la sua produzione nel 1939, interrotta a seguito della demolizione operata nel 1943 da parte delle truppe tedesche in ritirata, e ripresa nell'immediato dopoguerra.

L'attività produttiva è cessata definitivamente nel 1985 a seguito di una profonda crisi economica del settore, iniziata già a partire dagli anni '70, conseguente ai primi studi sulla pericolosità delle fibre di amianto. Negli impianti venivano prodotte diverse tipologie di materiali contenenti amianto (MCA), principalmente tubazioni e lastre di copertura.

A seguito della chiusura definitiva e dell'emanazione della L.257/92, che ha sancito il bando dell'amianto, l'area è stata oggetto di ripetuti interventi di caratterizzazione e bonifica, oltre a diversi passaggi societari. Di seguito si riporta una breve cronistoria del sito:

- Nel 1988 l'intera area viene ceduta dalla Società Eternit alla Società Mededil (Gruppo IRI), che provvede, l'anno successivo, ad una prima bonifica dell'area.
- Nel 1997 la Società Mededil affida alla Società Bagnoli S.p.A. (Gruppo IRI) la bonifica dell'area, secondo le previsioni del Piano CIPE 94;
- Nel Dicembre 2000 vengono completati i lavori di bonifica delle strutture e degli impianti dell'area Eternit. Al contempo nell'area in oggetto vengono avviate le attività di caratterizzazione del sottosuolo;
- Nel 2002, in applicazione della L. n.388/2000, termina l'affidamento alla Società Bagnoli S.p.A. (Gruppo IRI) e subentra la Società Bagnoli Futura S.p.A. che acquisisce contestualmente la proprietà dell'area;
- La Società Bagnoli Futura S.p.A., sulla base delle risultanze delle indagini di caratterizzazione, redige il "Piano di completamento della bonifica e del recupero ambientale dell'a-

rea industriale di Bagnoli" approvato dai Ministeri dell'Ambiente, della Salute e delle Attività Produttive il 31 luglio 2003. Il Piano prevedeva:

- la demolizione delle strutture e degli impianti ancora presenti nell'area Eternit;
- la realizzazione della caratterizzazione di dettaglio e la bonifica dei terreni, finalizzata nelle intenzioni della Società all'ottenimento di un cambio di destinazione d'uso dell'area a "residenziale – verde pubblico";
- nel 2015 viene nominato per un triennio un Commissario straordinario di Governo quale responsabile delle procedure di bonifica del sito;
- con DPCM del 15 ottobre 2015 la proprietà delle aree viene trasferita dalla Bagnoli Futura S.p.A. all'Agenzia nazionale per l'attrazione degli investimenti (Invitalia S.p.A.), individuando la stessa Agenzia quale Soggetto attuatore degli interventi di risanamento ambientale e rigenerazione urbana dell'intero SIN e quindi anche delle aree Eternit.

In questa ultima fase, ossia nella valutazione del progetto definitivo di bonifica dei terreni dell'area Eternit, il MATTM ha ritenuto di coinvolgere direttamente gli Enti scientifici Nazionali, tra cui l'Inail, quali Organi consultivi nel procedimento istruttorio dei lavori di bonifica definitivi, attraverso la richiesta di riunioni tecniche, sopralluoghi congiunti con Ministero e Organi di Vigilanza Locali, nonché l'espressione di pareri tecnico scientifici sulla progettazione definitiva e sue revisioni.

LE ATTIVITÀ DI BONIFICA IN AREA ETERNIT

Le operazioni di bonifica hanno richiesto la preliminare 'individuazione delle diverse tipologie di Materiali Contenenti Amianto (MCA), delle relative quantità e del loro stato di conservazione.

La fase conoscitiva ha portato alla programmazione di specifici interventi di

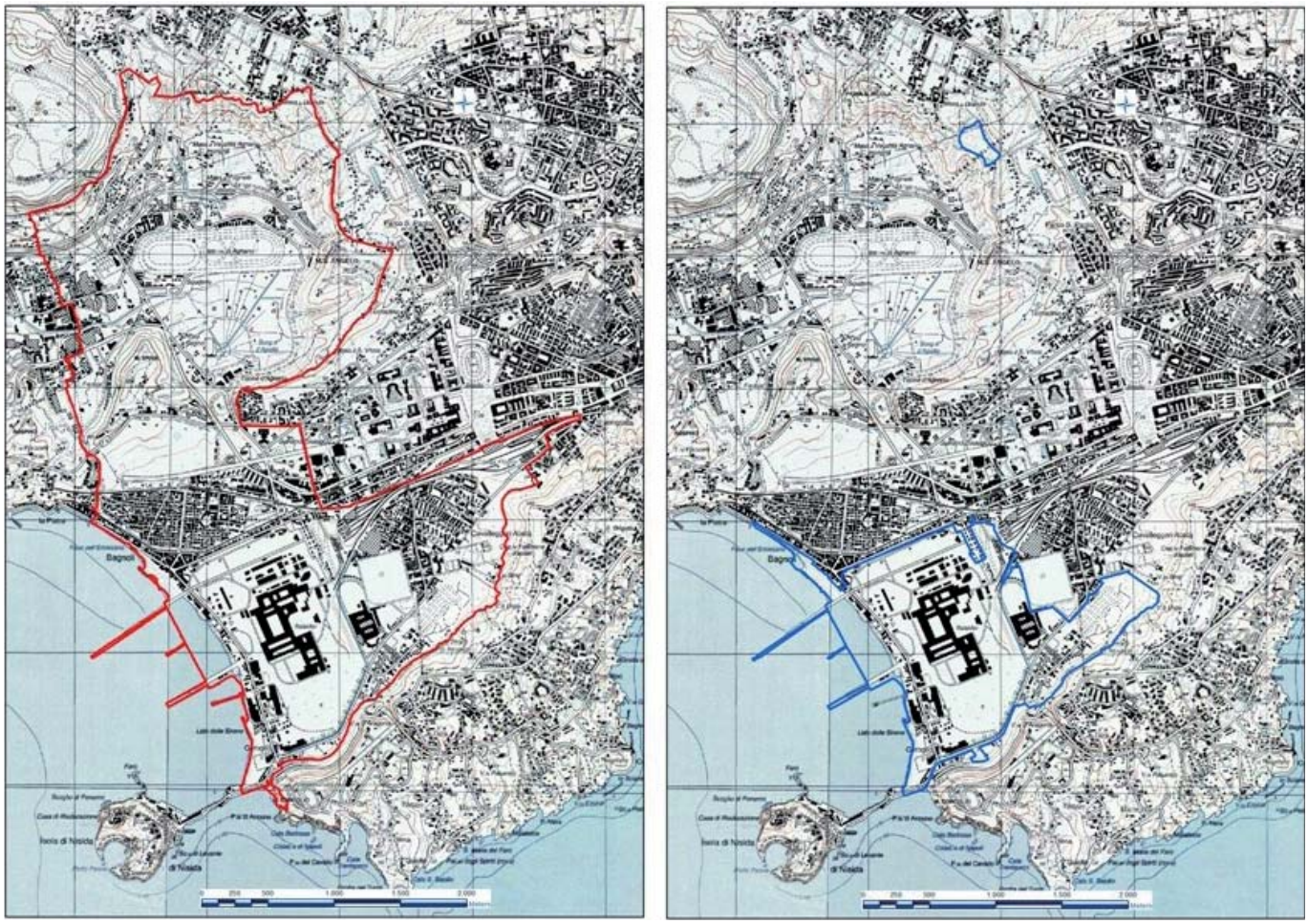


Figura 1. Perimetrazione del SIN – a sinistra il perimetro individuato con il D.M. 31/08/2001; a destra la riperimetrazione individuata con D.M. del 08/08/2014

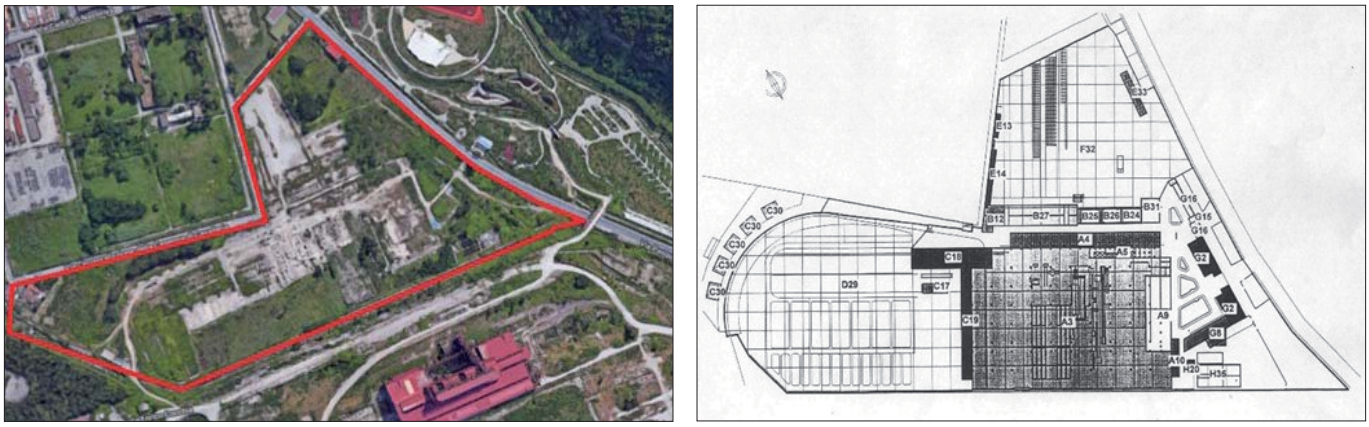


Figura 2. Perimetrazione della porzione Eternit ed ubicazione degli stabilimenti

bonifica da effettuarsi per fasi di avanzamento separate, come di seguito riportate:

1) Caratterizzazione delle strutture e del sottosuolo;
2) Rimozione delle strutture fuori terra (edifici edili e industriali), delle reti fognarie e dei sotto-servizi;
3) Bonifica di alcuni lotti di terreno inquinato da Rifiuti Contenenti Amianto (RCA) e sfridi di lavorazione;
4) Bonifica dei restanti lotti di terreni inquinati.

I lavori di bonifica previsti nelle fasi 1), 2) e 3) sono già stati espletati, mentre la fase 4) è ancora in corso di valutazione e approvazione.

Caratterizzazione delle strutture e del sottosuolo

In riferimento alle strutture edili si è proceduto al censimento delle medesime per l'individuazione dello stato di contaminazione delle stesse e dei MCA ivi presenti ai fini, della relativa caratterizzazione.

In riferimento ai terreni, si è proceduto all'effettuazione di un numero di carotaggi congruo con l'estensione dell'area.

I carotaggi sono stati effettuati con la tecnica della perforazione continua mediante l'uso di fluido di circolazione, e sono stati spinti fino al raggiungimento della falda o al massimo un metro al di sotto di essa. I carotaggi sono stati eseguiti seguendo una maglia statistica regolare costituita da elementi di dimensioni 100 x 100 m, distribuita sull'intera area con esclusione delle zone occupate dai capannoni e dalle palazzine Uffici ed ex dipendenti. Tale campagna è stata realizzata nel periodo Marzo - Aprile 1998. Successivamente è stata effettuata una indagine dal Dipartimento di Ingegneria dei Materiali e della Produzione dell'Università degli Studi di Napoli "Federico II", mirata alla verifica della presenza di amianto nello strato superficiale (circa 20 cm) del piazzale deposito prodotti, prospiciente le palazzine ex dipendenti.

Nel periodo che va dal Maggio al Giugno 2000 è stata eseguita una terza fase di caratterizzazione mediante carotaggi con maglie più strette aventi dimensioni 50 x 50 m e 25 x 25 m.

Nel mese di Luglio del 2006 infine, la campagna di caratterizzazione è stata ultimata dalla società De Vizia transfer S.p.A., con indagini di dettaglio su una maglia di 8 x 8 m e 16 x 16 m.

Alla luce dei risultati ottenuti dalle analisi effettuate sulle carote prelevate e da quanto emerso durante la rimozione per la bonifica delle fognature insistenti sotto il p.c. delle aree non edificate, è stata evidenziata la presenza di MCA in modo diffuso ma disuniforme fino, in alcuni casi, a 3 m di profondità. Questi rinvenimenti possono essere ricondotti ad attività di interramento degli sfridi di lavorazione e dei rifiuti prodotti all'interno dell'ex area produttiva. L'inquinamento, infatti, è rappresentato da scarti di lavorazione di materiali tipo-eternit e da lenti di crocidolite pura.

Nello specifico dall'esame delle carote prelevate e dei frammenti dispersi al loro interno sono state riscontrate due principali condizioni di distribuzione dei frammenti di MCA nel terreno:

1. frammenti di tubazioni e/o manufatti distribuiti in orizzonti ben definiti;
2. frammenti di tubazioni e/o manufatti dispersi casualmente all'interno del terreno.

Poiché la gran parte delle analisi delle carote prelevate sono state analizzate nel 2003/2004 (risultano quindi obsolete in considerazione dell'avanzamento delle tecniche analitiche) e non risultano contro analizzate da Organi di vigilanza pubblici il Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio e del Mare (MATTM) nel mese di Luglio del 2018, ha richiesto nell'ambito di specifiche riunioni tecniche l'effettuazione di una nuova caratterizzazione del sottosuolo per il parametro amianto.



Figura 3. Foto durante la fase di smontaggio e demolizione delle coperture

Bonifica e demolizione degli impianti fuori terra

La bonifica degli stabilimenti è iniziata con una preliminare pulizia del sito dalla vegetazione esistente, per poi procedere con la rimozione dell'amianto dagli impianti e dalle strutture e loro successiva demolizione. Si riportano di seguito le fasi delle operazioni svolte:

1) Raccolta dei materiali compatti in cemento amianto sparsi all'interno degli stabilimenti industriali;
2) Pulizia delle superfici contaminate da amianto tramite aspirazione a filtri assoluti con utilizzo di unità mobile appositamente allestita;
3) Pulizia delle pareti e delle tramogge da spruzzi di materia prima contenente amianto;
4) Smontaggio delle lastre e dei tegoli di copertura in cemento amianto;
5) Demolizione delle strutture edili ed industriali bonificate;
6) Lavaggio ed incapsulamento di tutti i materiali da avviare a recupero;
7) Imballaggio, gestione e trasporto in impianti autorizzati dei RCA prodotti.

Le operazioni sono state svolte con predisposizione di aree confinate staticamente e dinamicamente per evitare la dispersione di fibre negli ambienti circostanti l'area di lavoro e con costanti monitoraggi personali ed ambientali.

La bonifica ha comportato lo smaltimento di ingenti quantità di materiale contenente amianto tra cui circa 150 t di arbusti e sterpaglie, circa 7000 t di MCA compatti e sfridi di lavorazione, circa 600 t di altre tipologie di rifiuti non contenenti amianto, circa 400 t di rifiuti contenenti amianto friabili, e circa 450 t di terreni contaminati da amianto.

Tale materiale è stato smaltito in maniera diversificata in considerazione della tipologia, in particolare:

- il materiale cementizio compatto è stato avviato presso due impianti di deposito preliminare ubicati nella Regione Lazio;
- il materiale friabile è stato smaltito in Francia presso un centro di trattamento di inertizzazione che utilizza un procedimento di vetrificazione dei RCA (c.d. processo "Inertam").

La bonifica degli impianti fuori terra dell'area Eternit si considera conclusa

alla data del 13 dicembre 2000, con il rilascio da parte della ASL competente per territorio del certificato di restituibilità di tutte le porzioni fuori terra agli usi consentiti dalla legge.

Procedure di bonifica dei terreni inquinati da MCA

L'area del sito Eternit, per motivi organizzativi, tecnici e logistici, è stata suddivisa dalla Società Bagnolifutura S.p.A., in n.18 sub lotti di superficie variabile tra 6.000 e 18.000 m^2 circa. Questi sub lotti sono stati a loro volta suddivisi in n.40 sub aree. Ciascuna sub area è stata ulteriormente frazionata in celle, per meglio gestire in sicurezza i lavori di scavo, la movimentazione dei materiali e la viabilità dei mezzi utilizzati in cantiere e per il trasporto off-site dei rifiuti.

Su ciascuna delle sub aree, l'attività di bonifica ha interessato i terreni inquinati sia da composti organici che da amianto. Questi ultimi sono stati sottoposti ad attività di bonifica in più fasi, una relativa al punto 3) del capitolo precedente "Bonifica di alcuni lotti di terreno inquinato da Rifiuti Contenenti Amianto (RCA) e sfridi di lavorazione" svoltasi a partire dal 2003 fino al 2015, nel corso della quale gli Enti Scientifici Nazionali, tra cui l'Inail, non sono stati direttamente coinvolti. In questa fase l'attività ha previsto lo scavo, selezione e cernita, anche manuale da parte degli operatori di MCA interrati, con il fine di procedere alla rimozione integrale di tutto l'amianto disperso nel suolo e sottosuolo ed al recupero della frazione esente da inquinamento; a tal fine è stato assicurato un continuo controllo analitico sui materiali movimentati, in modo da caratterizzare con precisione quelli inquinati da amianto e quelli non inquinati, consentendo la possibilità di riutilizzo solo di questi ultimi.

Nel corso dei lavori è stata messa a punto, a tal proposito, una specifica procedura operativa di cernita e vagliatura dei materiali, caratterizzata da una significativa difficoltà di individuazione e separazione dei frammenti di MCA dal terreno.

In particolare la Bagnoli Futura S.p.A. ha provveduto alle attività di scavo distinguendo i terreni rimossi in due tipologie distinte, tipo A e tipo B.

- tipo A) Caratterizzato dalla *presenza* al suo interno di materiali contenenti amianto in matrice compatta individuabili a vista in fase di scavo; assenza di fibre libere dalle analisi di caratterizzazione.
- tipo B) Caratterizzato dalla *assenza* al suo interno di materiali contenenti amianto in matrice compatta individuabili a vista in fase di scavo; assenza di fibre libere dalle analisi di caratterizzazione.

Ciascuna tipologia di materiale è stata raccolta in area definita e distinta, per essere sottoposta ad attività di separazione dimensionale mediante l'utilizzo di sistemi vaglianti.

Tramite vagliatura sono state ottenute le seguenti frazioni granulometriche:

- da 0 a 10 mm;
- da 10 a 30 mm;
- da 30 a 150 mm;
- oltre 150 mm.

La presenza di frammenti di MCA compatto si è riscontrata, nella maggior parte dei casi, nelle granulometrie > 30 mm.

In sintesi il ciclo di lavorazione effettuato può essere riassunto nelle seguenti fasi:

1) Scavo celle ed invio a cernita e classificazione del materiale prodotto;
2) Carico su camion delle diverse frazioni con escavatore cingolato;
3) Scarico del materiale in zona adiacente alla cella in bonifica con affissione di cartello di segnalazione riportante la tipologia del materiale, la provenienza ed il tipo di inquinante;
4) Classificazione del materiale di partenza:
   - ✓ tipo A solo amianto;
   - ✓ tipo B solo amianto;
   - ✓ tipo A con amianto ed IPA;
   - ✓ tipo B con amianto ed IPA;
   - ✓ materiali inquinati da soli IPA.
5) Ripresa con pala gommata (benna da 2 m^3) del materiale dal cumulo formato e scarico in tramoggia del vaglio;
6) Cernita manuale a terra del cumulo formato dal sopravaglio di granulometria > 150 mm;
7) Carico ed invio ai cicli di riutilizzo del materiale del sopravaglio esente da MCA;
8) Cernita manuale sul nastro del materiale di granulometria 20/30 ÷ 150 mm;
9) Controllo visivo del cumulo formato a terra di granulometria 10 ÷ 20/30 mm; movimentazione verso il riutilizzo del materiale di granulometria 0 ÷ 10 mm, 10 ÷ 20/30 mm, previa certificazione di assenza di fibre libere da parte del laboratorio;
10) Movimentazione verso il riutilizzo del materiale di granulometria 20/30 ÷ 150 mm;
11) Incapsulamento dei MCA prodotti dalla cernita con insaccaggio nei big bags per lo smaltimento.

Le lavorazioni di cernita e vagliatura sono state svolte in aree limitrofe a quelle di scavo per limitare il percorso dei mezzi e la movimentazione del materiale da trattare.

Il materiale escavato è risultato essere composto per circa il 90% da un mix di terreno e MCA (e/o impasti di produzione) provenienti da precedenti demolizioni di manufatti interrati, platee e pavimentazioni industriali; per il restante 10 % è risultato composto da un mix di terreno e rottami di ferro, legno, etc..

I cicli di lavorazione adottati per la cernita dei materiali, sono risultati idonei, dopo le prove condotte, sia per la produttività necessaria, viste le rilevanti quantità da trattare, sia per gli aspetti di sicurezza del personale e degli ambienti di lavoro.

I criteri alla base delle suddette scelte sono stati:

- minimizzazione delle movimentazioni con mezzi meccanici per evitare la frammentazione dei materiali e la dispersione nell'ambiente di polveri;
- ciclo di vagliatura breve per ridurre le cadute di materiale dalle tramogge ai nastri ed evitare, quindi, la frammentazione dei materiali e la dispersione nell'ambiente di polveri;
- separazione a monte della vagliatura, delle parti grossolane per evitare la frammentazione dei materiali e la dispersione nell'ambiente di polveri;
- utilizzo di attrezzature per il contenimento e l'abbattimento delle polveri prodotte;
- utilizzo di reti con maglie di opportuna misura in funzione delle dimensioni del MCA compatto presente nel mix di materiale eterogeneo da vagliare;
- controllo visivo in fase di produzione dei cumuli a terra di tutte le frazioni granulometriche prima della classificazione del rifiuto e insaccamento nei big bags.

Nel corso dei lavori sono stati effettuati quotidianamente i monitoraggi ambientali e personali per l'accertamento della presenza di fibre di amianto aerodisperse.

Situazioni impreviste riscontrate nel corso delle attività di bonifica dei terreni hanno inoltre costituito ulteriore elemento di difficoltà, e nello specifico:

- Il MCA è stato talvolta rinvenuto adeso ad altri materiali, quali ad esempio residui di calcestruzzo, o frammisto a terreni di natura piroclastica, tipici dell'area Flegrea. Ciò ha comportato l'invio a smalti-

mento di rifiuto non omogeneo con contenuto di MCA in percentuale molto variabile.
- Frequentemente è stato ritrovato MCA in aree che, secondo la caratterizzazione iniziale e quella di dettaglio, non avrebbero dovuto essere inquinate.
- I ritrovamenti di MCA sono avvenuti anche a profondità di –3,00 m sotto il piano campagna e hanno riguardato, tra l'altro, strutture interrate (reti fognarie, cavidotti, platee, solettoni, etc.) distribuite su aree molto estese.
- Nel corso degli anni, la stima delle quantità di MCA rilevate in campo da smaltire ha subito un incremento significativo.

Le metodologie di rimozione sono state sperimentate in accordo con la ASL competente per territorio ed approvate dopo le opportune integrazioni. La certificazione di avvenuta bonifica da MCA, rilasciata dalla ASL competente per territorio è avvenuta in corso d'opera a completamento di tutte le lavorazioni necessarie.

Stato di avanzamento dei lavori

L'attività di bonifica svolta con le procedure fin qui descritte, effettuate fino al 2011, hanno riguardato circa un terzo dei terreni totali da bonificare ed ha prodotto i seguenti quantitativi di RCA:
- ~ 25.000 t di RCA in matrice compatta;
- ~ 9.000 t di RCA in matrice friabile;

Tali quantitativi sono di gran lunga superiori a quelli ipotizzati in fase di caratterizzazione ed addirittura prossimi a quelli previsti dal progetto approvato nel 2003 per l'intera area (28.000 t in matrice compatta e 7.200 t in matrice friabile).

Si è dunque resa necessaria nel 2012 una perizia di variante per una stima aggiornata dei quantitativi di RCA da rimuovere che ha ipotizzato volumi ancora maggiori. In particolare poiché gli Organi di controllo hanno richiesto verifiche dell'assenza di RCA nei terreni a diretto contatto con le solette di cemento dei piazzali e delle strade interne, e la verifica analitica di ulteriori strati di terreno a fondo scavo, a garanzia della completa asportazione dei RCA, il volume del terreno da verificare è risultato significativamente più rilevante.

Come detto in precedenza i sub-lotti sono stati suddivise in sub-aree, contraddistinti con le lettere dalla "A" alla "T" come da *Fig*. 4.

Tabella 1. Sub lotti bonificati da MCA e IPA

Sub lotto	Superficie [m²]	n° celle o porzione	Sub area
A	7135	108	A1
			A2
			A3
			A4
B	5848	85	B1
			B2
I	12815	42	I1
			I2
			I3
N	7687	26	N1
			N2
S	5440	78	S1
			S2
T	4522	18	T1
			T2
Totale	**43447**	**357**	**15**

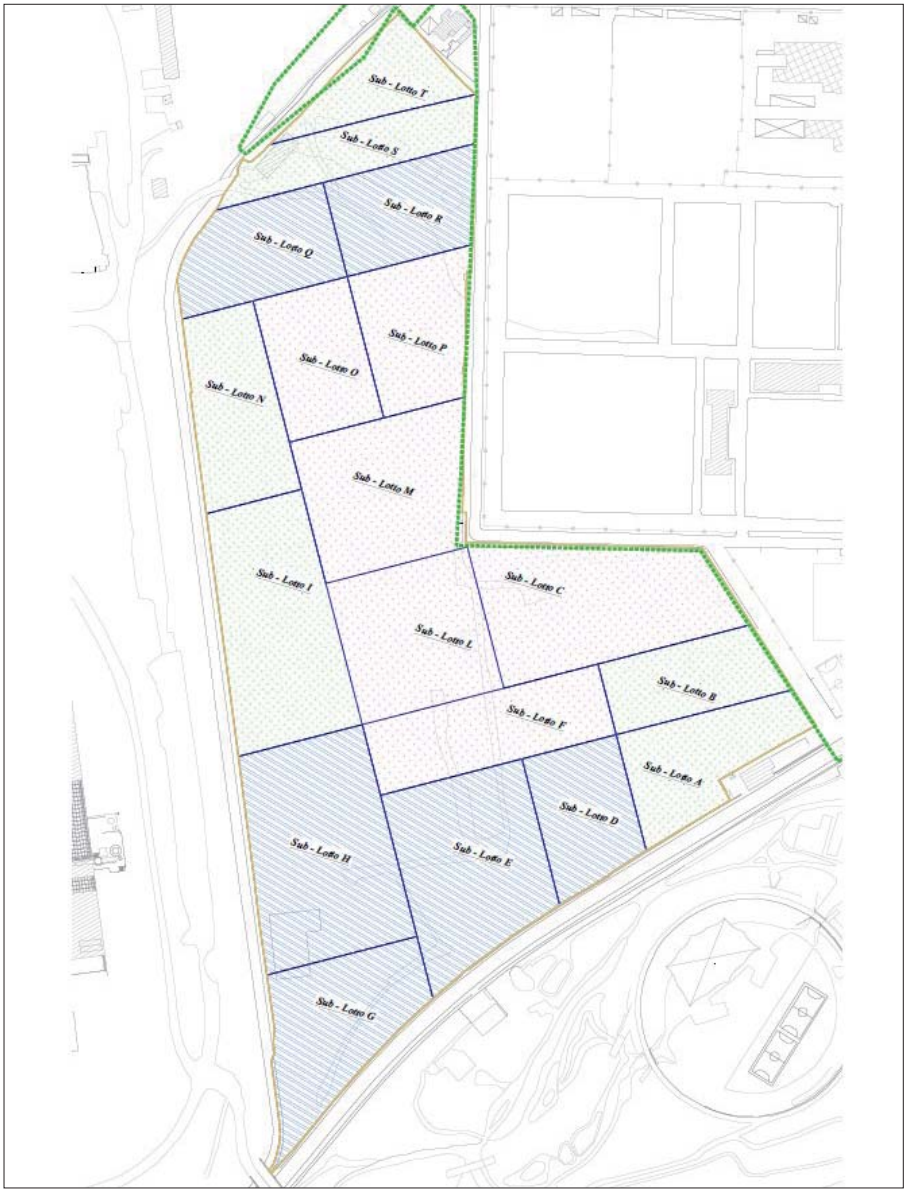


Figura 4. Divisione in sub lotti area Eternit

3. CONTRIBUTO INAIL

Nel 2018 è stato presentato da Invitalia S.p.A., che ha rilevato l'area da Bagnoli Futura S.p.A., il progetto definitivo di bonifica denominato "lavori di completamento delle attività di bonifica dell'area Eternit nel SIN di Bagnoli-Coroglio". Detto progetto è stato trasmesso dal Commissario Straordinario per la bonifica del sito oltre che al MATTM anche agli Enti Scientifici Nazionali, tra cui l'Inail, in analogia all'i-

ter procedurale assunto per tutti i SIN che prevede il coinvolgimento diretto di tali Istituti ai fini dell'ottimizzazione degli interventi. L'Inail - Dipartimento Innovazioni Tecnologiche e sicurezza degli impianti, prodotti e insediamenti antropici ha esaminato la complessa documentazione pervenuta elaborando una prima corposa consulenza tecnico-scientifica (Rev0) e predisponendo ulteriori pareri tecnici sulle relative revisioni aggiornate (Rev1 e Rev2). Ciò ai fini del miglioramento degli aspetti di sicurezza inerenti i lavoratori e gli ambienti di vita limitrofi in considerazione della particolare ubicazione dell'area di intervento direttamente confinante con una zona urbanizzata densamente popolata.

In riferimento alla documentazione analizzata sono state fornite alcune rilevanti prescrizioni per l'esecuzione in sicurezza delle attività, tra cui le principali sono:

1. Nei lotti di bonifica in cui il Piano di Caratterizzazione ha evidenziato la presenza di amianto o Materiali Contenenti Amianto (MCA) interrati, si ritiene opportuno operare con confinamenti statici e dinamici. Gli stessi non dovranno avere dimensioni superiori a 10.000 mc, al fine di consentire, alla presenza dell'AUSL competente per territorio, la corretta effettuazione della "Prova fumi".
   Dovranno altresì essere allestite apposite UDP e UDM in ingresso ad ogni singola area confinata.
   Ciò in conformità con quanto previsto dalle normative vigenti, ed in analogia alle procedure già attuate in tutti gli altri SIN e a quanto disposto dalle Linee Guida Inail per la bonifica dei SIN contaminati da amianto adottate dal MATTM.
2. Per tutti i restanti lotti di bonifica, risultati esenti da tale contaminazione a valle della caratterizzazione, si ritiene opportuno operare senza tali confinamenti; gli stessi potranno essere predisposti allorquando, durante le fasi di scavo, emergessero situazioni di criticità non ancora evidenziate.
3. Tutte le acque utilizzate in cantiere in caso di un loro riutilizzo (sia derivanti dall'UDP, dall'UDM, dal lavaggio mezzi, etc.), dovranno essere oggetto di depurazione con l'impiego di sistemi filtranti in grado di trattenere particelle di dimensioni uguali o superiori a 3 micron. Inoltre le acque dovranno essere oggetto di controlli mensili nei primi tre mesi, la cui frequenza potrà essere rivalutata a seguito delle risultanze analitiche. Detti controlli andranno comunque eseguiti durante tutte le fasi lavorative con cadenza bisettimanale. Dovrà essere prevista, a seguito di installazione e consultazione di apposita strumentazione di controllo dell'efficienza (ad es. manometro), una periodica sostituzione dei filtri. Le analisi andranno condotte al SEM, preferibilmente a 4000 ingrandimenti. Il valore di concentrazione di amianto nelle acque di risulta non dovrà eccedere le 100.000 ff/l, in analogia con quanto prescritto per gli altri SIN. I filtri, qualora non più efficienti, dovranno essere sostituiti e smaltiti con codice CER 15.02.02*.
4. Tutti i mezzi, i materiali e le attrezzature necessari per eseguire le lavorazioni devono essere introdotte nell'area di lavoro attraverso l'UDM. Le stesse potranno uscire solo dopo decontaminazione all'interno di detta area.
5. È fatto divieto assoluto di transito all'interno dell'area di cantiere, a qualsiasi veicolo non direttamente impiegato nelle lavorazioni (veicoli privati). All'interno del sito non potrà essere prevista alcuna area parcheggio per la sosta dei veicoli privati.
6. Per gli addetti alle operazioni di Messa in sicurezza/bonifica che opereranno all'interno dell'area confinata statica/dinamica andrà generalmente previsto l'utilizzo di semimaschera con filtro P3 o, in caso vengano rilevate concentrazioni in significativo aumento o riscontrati orizzonti con amianto friabile, l'utilizzo di dispositivi di categoria superiore (maschera pieno facciale, elettro-respiratore, etc.). Si evidenzia che l'utilizzo di dispositivi elettro-assistiti garantisce un maggior comfort, tenuto conto dello stress fisico a cui saranno sottoposti gli operatori.
7. In riferimento ai presidi necessari, si chiede che la posa delle infrastrutture di cantiere avvenga su terreni esenti da contaminazione da amianto. In caso contrario dovrà essere previsto preventivamente l'incapsulamento di aree già pavimentate o la posa su un geotessuto.
8. Al termine della bonifica dei singoli lotti, si dovrà procedere alla verifica di assenza di amianto nel suolo (TLV = 1000 mg/kg, D.Lgs 152/06 e s.m.i.) da parte delle Autorità di controllo locali, da effettuarsi tramite campionamenti ed analisi al fondo e sulle pareti dello scavo. In caso di esito positivo si dovrà procedere alla certificazione di restituibilità delle aree come previsto dal D.M. 6/9/94. Questa potrà essere emessa qualora non venga riscontrata nelle aree indoor (confinamento statico/dinamico) una concentrazione superiore a 2 ff/l in aria. I campionamenti di aria ambiente andranno eseguiti con pompe ad alto flusso, 8-10 l/min, almeno 3000 litri campionati, su uno o più filtri in policarbonato o in esteri misti di cellulosa da 25 o 47 ed analisi al SEM.
9. Gli operatori potranno mangiare, bere, fumare esclusivamente nel locale mensa da realizzare nei sub lotti già bonificati e certificati; ciò in via eccezionale, tenuto conto delle peculiarità di questo SIN.
10. A fine turno lavorativo, le calzature di sicurezza (scarpe alte antinfortunistiche o stivali in gomma) dopo approfondito lavaggio, dovranno essere sempre riposte negli appositi armadietti personali da prevedere nello spogliatoio sporco dell'UDP (non in quello pulito) per evitare di portare la contaminazione al di fuori dell'area a rischio.
11. Dovranno essere previsti idonei turni lavorativi ridotti in considerazione delle condizioni meteoclimatiche. Si ritiene opportuno suggerire che vengano realizzati, soprattutto nei mesi più caldi, turni generalmente di 4 ore ciascuno e pause che tengano conto delle specifiche lavorazioni. Qualora le condizioni meteoclimatiche lo richiedano, si consiglia di operare in turni tardo pomeridiani e notturni, in analogia a quanto già espletato in altri SIN.
12. Deve essere previsto l'impiego di teli in geo-tessuto nelle baie da predisporre al di sopra della pavimentazione in asfalto presente, prima dell'accumulo del terreno di scavo; si chiede inoltre di stabilire una specifica procedura di gestione dei terreni e di caratterizzazione dei suddetti. Quanto proposto appare lacunoso ed in antitesi con quanto espletato in altri SIN e/o SIR. Si consiglia a tal fine di trarre spunti anche dell'esperienza maturata per la bonifica del Fiume Sarno. Si ritiene comunque che lo stoccaggio di 1.000 m3 alla volta sia eccessivo e che infici una corretta ed attendibile caratterizzazione; al fine dell'ottimizzazione

della medesima si ritiene opportuno uno stoccaggio di massimo 500 m3 per baia con prelievo di un'aliquota ad ogni scarico di materiale nella baia di accumulo, per formare un unico campione; ciò anziché procedere a prelievi superficiali e profondi al termine della formazione dell'intero accumulo.

13. La movimentazione dei terreni, anche se non contaminati, dalle baie alle aree di stoccaggio definitivo, dovranno avvenire ad umido ed in autocarri coperti.
14. I RCA, sia compatti che friabili insaccati durante le operazioni di bonifica, dovranno essere abbancati in un'area di deposito temporaneo confinata staticamente e dinamicamente, segnalata con specifica cartellonistica indicante i corrispondenti codici E.E.R., prima del loro invio ad impianto di smaltimento definitivo off site.
15. I RCA, sia compatti che friabili insaccati in big-bags, previo opportuno confezionamento, dovranno essere depositati, in area di stoccaggio temporaneo confinata staticamente e dinamicamente. Si chiede l'apposizione del codice C.E.R. su ogni big-bag o imballo/confezione di rifiuti. Tali rifiuti dovranno essere abbancati, all'interno dell'area confinata statica e dinamica, per categorie omogenee e distinte per codice C.E.R.. Ciò in analogia a quanto già espletato presso tutti gli altri SIN contaminati da amianto. Si ricorda a tale proposito che la norma prescrive che "l'area prevista come deposito temporaneo di rifiuti dovrà essere adeguatamente segnalata con idonea cartellonistica ben visibile per dimensione e collocazione, inaccessibile alle persone non autorizzate e protetta in modo opportuno onde evitare la contaminazione dell'ambiente circostante".
16. Si suggerisce al produttore di utilizzare il codice E.E.R. 06.13.04* "Rifiuti dalla lavorazione dell'amianto" (e non 17 06 01* "Materiali isolanti contenenti amianto", in quanto tali rifiuti non sono mai stati utilizzati come isolanti), per classificare:
    - ✓ Il materiale friabile interrato;
    - ✓ I materiali interrati in matrice compatta utilizzati in passato come materiale edile (es. tubazioni in cemento amianto integre), che contengano al loro interno residui di amianto non legati in matrice cementizia, derivanti dai processi produttivi dello stabilimento. Si ritiene opportuno che essi vengano imballati insieme al contenuto di friabile.
17. I mezzi in uscita dall'area Eternit dovranno essere decontaminati mediante l'impiego di idoneo impianto di lavaggio a bassa pressione, al fine di non disperdere fibre in aria. Si dovrà altresì prevedere una accurata aspirazione dell'abitacolo mediante aspiratore a filtri assoluti HEPA.
18. A fini cautelativi si ritiene opportuno che gli operatori alla guida degli automezzi indossino i DPI per amianto (tuta, sovrascarpe in "tessuto non tessuto" e facciale filtrante monouso P3 (FFP3)) nel locale spogliatoio in accesso all'area Eternit. Solo quando saranno idoneamente equipaggiati potranno transitare all'interno del sito. L'operatore non dovrà, se non strettamente necessario per l'espletamento delle funzioni, uscire dall'automezzo, al fine di evitare il più possibile la contaminazione della cabina.
19. Relativamente al Piano di monitoraggio ambientale, si specifica che in caso vengano registrate situazioni di eccessivo carico di polverosità sui filtri, è necessario riportare l'evento sul quaderno di cantiere, adottando contemporaneamente misure per la riduzione dell'eccessiva polverosità. Solo successivamente potrà essere valutata e concordata con gli Enti di Controllo competenti per territorio e gli Enti Scientifici Nazionali la modifica dei parametri di campionamento. In tal caso si consiglia l'utilizzo di filtri da 47 mm, anziché da 25 mm e l'utilizzo di più filtri per pari volumi di campionamento. Si dovrà comunque tener conto dei parametri volumetrici indicati nelle Linee Guida Inail.
20. Tutti i controlli analitici (ante operam, in corso d'opera, post operam) dovranno essere validati per almeno il 10% dei campioni da parte degli Organi di vigilanza competenti per territorio.

CONCLUSIONI

Nel presente articolo è stato riportato un excursus storico dell'iter procedurale amministrativo ed operativo delle principali attività di bonifica svolte nell'area Eternit del Sito di Interesse Nazionale di Bagnoli – Coroglio.

È stato pertanto descritto l'inquadramento e la storia del sito, nonché illustrate le attività di bonifica svolte in una prima fase riguardante le strutture e gli impianti sopra suolo, ed in una seconda fase concernente la caratterizzazione, vagliatura, rimozione e smaltimento di terreni inquinati presenti in alcuni lotti. Da ultimo sono state discusse le attività di bonifica dei terreni inquinati previste nel prossimo futuro per i restanti lotti ancora in fase di autorizzazione.

Il lavoro ha dato risalto alle tecniche di bonifica impiegate ed alle misure di prevenzione e sicurezza previste per i lavoratori e gli ambienti di vita in particolare nella terza fase che ha visto un coinvolgimento diretto dell'Inail. L'Istituto infatti, svolge un importante ruolo di consulenza tecnico scientifica per conto di tutte le P.A. tra cui, per il SIN di Bagnoli, Commissario straordinario di Governo, MATTM, Regione, Comune, ASL, ARPA, etc. partecipando a tavoli tecnici, effettuando sopralluoghi on-site e elaborando opportuni documenti di riferimento.

BIBLIOGRAFIA

Decreto del Ministero dell'Ambiente e T.T.M. del 8 agosto 2014. *Ridefinizione del perimetro del Sito d'Interesse Nazionale di Napoli Bagnoli-Coroglio*. (GU Serie Generale n.195 del 23/08/2014).

Decreto Legge n. 133 del 12 settembre 2014, convertito in Legge, con modificazioni, dall'art. 1 della legge 11 novembre 2014, n. 164 e ss.mm.ii. *Bonifica ambientale e rigenerazione urbana dell'area di rilevante interesse nazionale Bagnoli-Coroglio*.

Progetto definitivo "Lavori di completamento delle attività di bonifica dell'ex area Eternit nel SIN di Bagnoli-Coroglio",- Rev 0, Marzo 2018 - Invitalia S.p.A..

Progetto definitivo "Lavori di completamento delle attività di bonifica dell'ex area Eternit nel SIN di Bagnoli-Coroglio", - Rev.1, Maggio 2018, Invitalia S.p.A..

Progetto definitivo "Lavori di completamento delle attività di bonifica dell'ex area Eternit nel SIN di Bagnoli-Coroglio", - Rev.2, Luglio 2018 Invitalia S.p.A.

Siti contaminati da amianto: normativa, mappatura e tecniche di bonifica da adottare a tutela dei lavoratori addetti e degli ambienti di vita

Asbestos contaminated sites: legislation, mapping and remediation procedures for protection of workers and environment

Federica Paglietti
Beatrice Conestabile della Staffa
Sergio Malinconico
Sergio Bellagamba
Daniele Taddei
Ivano Lonigro
Inail Dipartimento Innovazioni Tecnologiche e sicurezza degli impianti, prodotti e insediamenti antropici - E-mail: dit@inail.it

Parole chiave: sicurezza lavoratori, procedure bonifica, amianto, siti di interesse nazionale, mappatura
Key words: workers safety, asbestos remediation, superfund sites, mapping

ABSTRACT

The complexity of remediation procedures in extensive areas with high contamination such as Superfund sites is described. Data relating to the Italian situation are exposed, highlighting precautionary measures taken in asbestos' contaminated sites. To this end, the paper reports the state of the art on regulations, mapping and remediation procedures used for these sites, highlighting the main difficulties identified and the actions used to overcome them. Among them, the increasingly frequent use of remediation procedures in unconventional or emergency conditions or of regulatory vacuum, elaborated by national scientific Bodies, including Inail, with the aim to develop appropriate specific-site procedures.

1. INTRODUZIONE

Sull'intero territorio nazionale sono stati individuati ad oggi 41 Siti da bonificare di interesse nazionale (Sin) ai sensi del d.m. 468/2001 e s.m.i., ed oltre 12.000 siti di competenza regionale per i quali è in corso il procedimento amministrativo per la relativa caratterizzazione, e successiva messa in sicurezza o bonifica. Si considerano siti contaminati le aree del territorio nazionale nelle quali è stata accertata una alterazione delle caratteristiche qualitative delle matrici ambientali, tale da risultare non accettabile per la salute umana e/o per l'ambiente.

La bonifica dei siti contaminati, riveste un ruolo strategico nella pianificazione territoriale, sia a scala nazionale che locale, in quanto consente di recuperare aree compromesse con conseguente riqualificazione del territorio. Essa interessa quindi non solo tematiche ambientali ma anche aspetti economici e normativi che condizionano notevolmente la so-

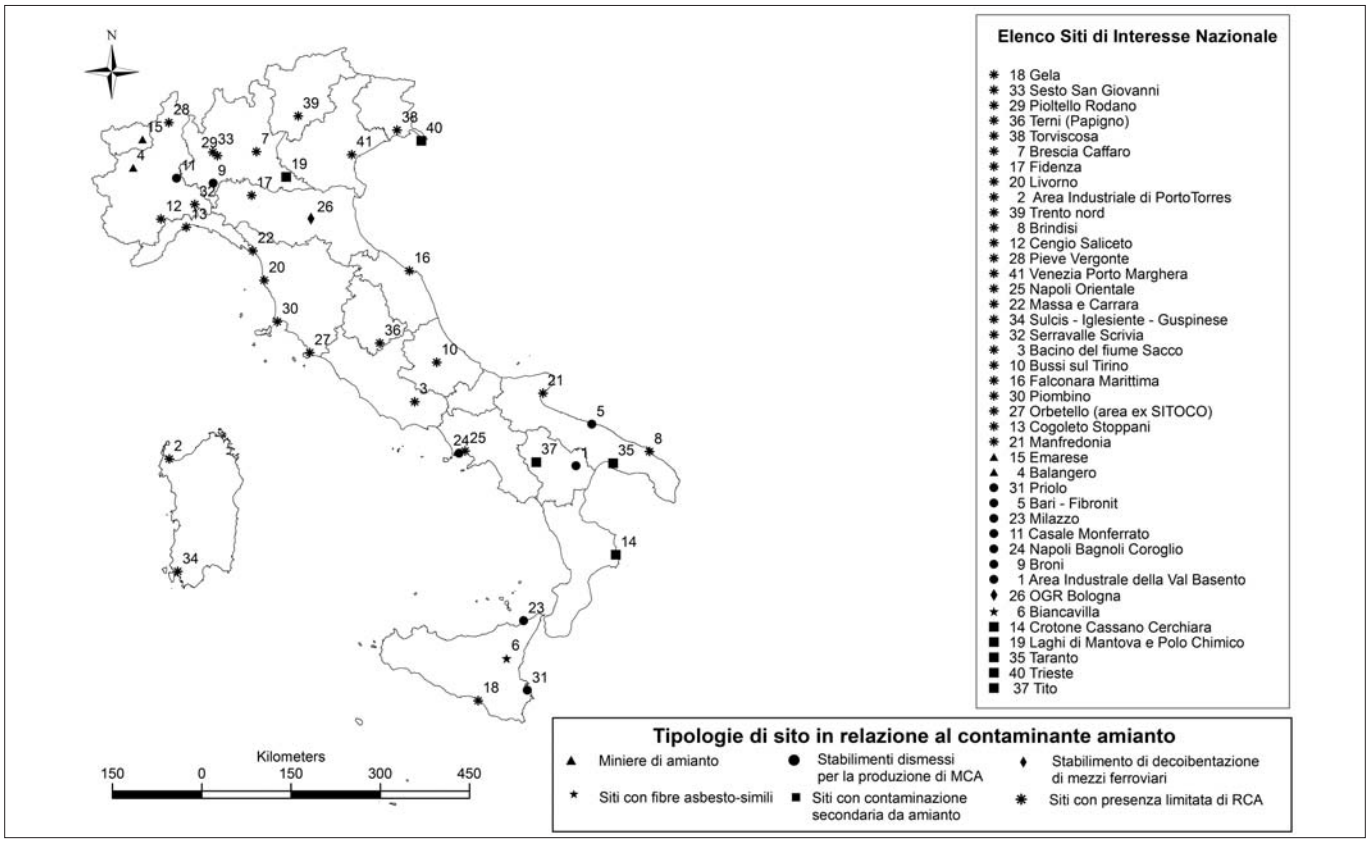


Figura 1. Siti da bonificare di Interesse Nazionale (fonte Inail, 2019)

stenibilità degli interventi di bonifica e conseguentemente la loro attuazione.

Le difficoltà di portare a compimento la bonifica di tali aree altamente contaminate, che ricoprono circa il 3% dell'intero territorio nazionale, sono determinate principalmente da procedure amministrative articolate, dal numero degli attori coinvolti, dalle complessità tecnico/operative, dai costi rilevanti per le Pubbliche Amministrazioni e per i Soggetti privati interessati.

Ai fini dell'accelerazione dei progetti di messa in sicurezza, bonifica e risanamento del territorio è necessario dunque pervenire alla definizione di nuovi criteri e regole di pianificazione valide nel medio-lungo periodo. Si ritiene infatti che solo attraverso la conoscenza delle vulnerabilità antropiche e ambientali esistenti ed attraverso la prevenzione dei rischi, si possano pianificare ed attuare politiche ambientali statali e regionali mirate ad interventi efficaci a costi sostenibili.

Tra queste, negli ultimi anni sono state messe in atto dal governo centrale italiano alcune azioni volte a definire lo stato dell'arte sui rischi espositivi da amianto ed a pianificare azioni concrete di prevenzione. Detto tema risulta infatti estremamente sentito da parte dei cittadini e, di conseguenza, anche a livello istituzionale.

Quello che manca per l'attuazione delle suddette azioni è una copertura finanziaria adeguata.

Il Ministero dell'ambiente e tutela del territorio e del mare (Mattm), in un quadro generale di evidente insufficienza delle risorse destinate a tale ambito, ha comunque individuato prime misure di finanziamento scaglionate nel tempo, per la realizzazione di alcuni interventi di bonifica, quali il finanziamento per la realizzazione della Mappatura nazionale amianto, il finanziamento per la bonifica delle scuole con materiali contenenti amianto, etc.

L'Italia di fatto risulta, nel panorama internazionale, tra i Paesi più attivi nella prevenzione contro i rischi espositivi a tale sostanza pericolosa: 65 sono infatti i Paesi in tutto il mondo che hanno messo al bando tale sostanza cancerogena (IBAS, 22/06/2018), ma pochi hanno una legislazione specifica sulle modalità operative di bonifica, mappatura e gestione dei rifiuti contenenti amianto, come l'Italia.

2. INQUADRAMENTO NORMATIVO

L'Europa non ha ancora disciplinato con normative specifiche a livello comunitario il settore della bonifica e gestione amministrativa dei siti contaminati; pertanto i Paesi membri sono intervenuti con legislazione propria accorpando, nella maggior parte dei casi, tale settore alle disposizioni normative sulla tutela delle matrici ambientali o come in Italia sulla gestione dei rifiuti.

In Italia, la prima disposizione normativa che ha previsto appositi strumenti amministrativi e di finanziamento per il risanamento ambientale e quindi per la bonifica dei siti contaminati è la legge 349/1986 (disciplina delle aree ad elevato rischio di crisi ambientale).

La tematica, è stata poi affrontata in maniera organica, con il d.m. 471/1999, in attuazione dell'art. 17 del d.lgs 22/1997 (c.d. decreto Ronchi).

Oggi il testo normativo a cui far riferimento per la tutela delle matrici aria, acqua e suolo, è il d.lgs 152/2006 e ss.mm.ii. "Norme in materia ambientale" (c.d. testo unico ambientale - circa 36 provvedimenti di aggiornamento). Alla Parte Quarta, Titolo V, "Bonifica di siti contaminati", disciplina gli interventi di bonifica e ripristino ambientale dei siti contaminati e definisce le procedure, i criteri e le modalità per lo svolgimento delle operazioni necessarie per l'eliminazione delle sorgenti di inquinamento o, qualora questo non fosse possibile, fornisce indicazioni per la riduzione delle concentrazioni di sostanze inquinanti, in armonia con i principi e le norme comunitarie, con particolare riferimento al principio "chi inquina paga" (responsabilità del danno ambientale).

In particolare, l'art. 240 del d.lgs 152/2006, definisce la bonifica come l'insieme degli interventi atti ad eliminare le fonti di inquinamento/sostanze inquinanti o a ridurre le concentrazioni delle stesse presenti nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque sotterranee.

I siti inquinati sono quindi quelle aree nelle quali, in seguito ad attività umane pregresse o in corso, è stata accertata sulla base della normativa vigente, un'alterazione delle caratteristiche qualitative delle matrici ambientali (suolo, sottosuolo e acque sotterranee) da parte di uno o più agenti inquinanti, tale da rappresentare un rischio per la salute umana.

Sul territorio nazionale in base alla loro estensione, al livello di contaminazione[1] e al rischio per la salute umana sono state individuate diverse tipologie di siti inquinati. Tra questi, in primis, i Sin, definiti all'art. 252 del d.lgs 152/2006, individuati con atti normativi dal Mattm d'intesa con le Regioni interessate. Essi sono costituiti da vaste aree con un elevato grado di inquinamento, che necessitano di interventi di caratterizzazione, messa in sicurezza d'emergenza, bonifica e ripristino ambientale.

Comprendono aree industriali attive, dismesse in corso di riconversione, aree dismesse interessate da pregressa attività estrattiva ed aree che sono state oggetto in passato di incidenti con rilascio di inquinanti chimici o di smaltimento incontrollato di rifiuti, anche pericolosi. A tali aree vanno poi sommati i siti di competenza regionale.

Quanto riportato al titolo V, parte quarta del d.lgs 152/2006, dovendo considerare una molteplicità di situazioni diversificate, mantiene un carattere di indirizzo generale e risulta non sufficientemente dettagliato per gestire in sicurezza i siti contaminati da amianto. Pertanto, sia nelle fasi progettuali che in quelle esecutive degli interventi, risulta indispensabile riferirsi oltre al citato decreto anche alla normativa di settore specifica sull'amianto, emanata dal Ministero della Salute.

Le prime leggi in Italia inerenti tale sostanza cancerogena risalgono agli anni '80. Nello specifico, il decreto del Ministero dell'Industria del 16.10.86 (oggi abrogato) dettava norme in materia di controllo ambientale nelle attività estrattive dell'amianto, recependo in parte la Direttiva Europea 83/477 (Protezione dei lavoratori contro i rischi connessi con un'esposizione all'amianto durante il lavoro). Ma il recepimento completo e definitivo di tale Direttiva avviene solo nel 1991 con il d.lgs 277 che, al Capo III, formula le norme sulla protezione dei lavoratori contro i rischi connessi all'esposizione ad amianto durante il lavoro.

Le prime disposizioni che invece regolamentano l'uso dell'amianto nel nostro Paese risalgono al 1986, con l'ordinanza del Ministero della Sanità 26/6/1986 che, in recepimento della Direttiva Europea 83/478, limita l'immissione nel mercato e l'uso della crocidolite.

L'Italia ha poi stabilito con la legge 257/1992 il divieto di estrazione – importazione -esportazione - commercializzazione - produzione di amianto - di prodotti di amianto - di prodotti contenenti amianto. Tale legge non impone però l'obbligo di dismissione di tale sostanza o dei materiali che la contengono,

1 Nel presente testo i termini "inquinato" e "contaminato" vengono utilizzati come sinonimi in considerazione dell'uso corrente (in deroga a quanto previsto dallo stesso d.lgs 152/06).

pertanto ancor oggi risultano numerosi i siti contaminati da bonificare.

A seguito dell'emanazione della legge 257/1992, sono stati emessi numerosi provvedimenti applicativi volti, tra l'altro, a definire le modalità di censimento dei siti con presenza di amianto, di valutazione del rischio specifico, di gestione dei manufatti contenenti amianto, di attuazione degli interventi di bonifica, nonché di gestione e smaltimento dei Rifiuti contenenti amianto (Rca).

Con il d.m. 6/9/1994 sono state definite le metodologie tecniche per la valutazione del rischio, il controllo, la manutenzione e la bonifica di Materiali contenenti amianto (Mca) presenti nelle strutture edilizie. Sebbene il campo di applicazione indicato su tale norma risulti limitato solo ad edifici ad uso civile, i dettami tecnici ivi contenuti vengono richiamati in altri decreti attuativi della legge 257/1992, tra cui il d.m. 14/5/1996, che si applica ad edifici industriali in cui la contaminazione proviene dalla lavorazione dell'amianto o di prodotti che lo contengono (quindi siti industriali dismessi o quelli nei quali è stata effettuata riconversione produttiva), e quello sulla bonifica dei mezzi rotabili; sono in ogni caso numerosi gli ambiti, anche non espressamente contemplati da atti normativi, in cui si fa largo uso delle indicazioni tecniche contenute nel d.m. 6/9/1994.

Sono state emanate ulteriori norme tecniche di settore, tra cui il d.p.r. 8/8/1994, il d.m. 26/10/1995, il d.m. 20/8/1999, il d.m. 248/2004 e il d.lgs 81/2008.

La normativa pregressa e vigente ha cercato di prendere in esame la complessa tematica dell'amianto nella sua interezza, affrontando alcune problematiche considerate particolarmente impattanti sulla salute pubblica, connesse per lo più alla presenza nell'ambiente di prodotti contenenti amianto di origine antropica. Sono stati pertanto indicati i principali criteri gestionali per procedere in sicurezza alle attività di bonifica dei siti inquinati da tale sostanza cancerogena e gestione dei rifiuti pericolosi prodotti.

La normativa italiana in tema di amianto si colloca tra le più avanzate a scala europea ed internazionale, ma l'enorme quantità di leggi e decreti (circa 600 tra nazionali e regionali) che regolamentano il settore, inerenti la tutela dei lavoratori (d.lgs 81/2008 e s.m.i.), la tutela sanitaria (legge 257/1992 e relativi Decreti applicativi), e la tutela dell'ambiente (d.lgs 152/2006 e s.m.i.), necessiterebbero di essere armonizzate per risolvere alcune contraddizioni, lacune e vizi interpretativi.

3. MAPPATURA SITI CONTAMINATI DA AMIANTO

Una puntuale attività di tutela contro i rischi espositivi da amianto può essere attuata solo dopo una completa mappatura dei siti in cui l'amianto o i Mca sono presenti. A tal fine sono stati emanati la legge 93/2001 ed il successivo decreto applicativo (d.m. 101/2003), nei quali è stata prevista la realizzazione di una Mappatura completa della presenza di amianto sul territorio nazionale ed un primo stanziamento di finanziamenti da parte del Mattm, per gli interventi di bonifica urgente. Al fine di fornire criteri di riferimento comuni per la realizzazione di tale Mappatura e gestire i dati in maniera uniforma a scala nazionale, l'Inail Dit, su mandato del Mattm, ha predisposto specifiche Linee Guida per la corretta acquisizione delle informazioni. Le suddette sono state successivamente prescritte dal Ministero alle Regioni consentendo, ad oggi, di pervenire all'individuazione di numerosi siti contaminati da amianto sul territorio nazionale e ad una omogenea catalogazione e gestione dei relativi dati mediante specifico Sistema informativo territoriale (Sit) e relativo Data-base appositamente dedicato (realizzazione e gestione Inail Dit fino al 2013, successivamente a cura diretta del Mattm). Nello specifico la mappatura prevista dal d.m. 101/2003, tuttora in fase di progressivo aggiornamento, ha portato all'individuazione di oltre 86.000 siti interessati dalla presenza di amianto (dati aggiornati al 21/11/2017) di cui 7.000 risultano già bonificati ed altri 1.700 parzialmente bonificati (incapsulamento, confinamento, etc.), quindi messi in sicurezza ma con Mca ancora in posto. È bene evidenziare che la citata mappatura ha incluso, oltre ai siti contaminati a causa dell'attività antropica che ha portato all'installazione di Mca in strutture, impianti, etc.., anche i siti nei quali la presenza dell'amianto è di origine naturale. Per siti contaminati da amianto di origine naturale si intende aree in cui l'amianto affiora o sub-affiora da alcune tipologie di rocce, comunemente chiamate Pietre Verdi, caratterizzate da contenuti variabili di minerali d'amianto, principalmente crisotilo e tremolite. Si tratta di "sorgenti naturali" che, in conseguenza dell'azione degli agenti atmosferici o di attività antropiche quali scavo/movimentazione/lavorazione, possono produrre, anch'essi, una dispersione di fibre nell'aria comportando rischi per la salute umana. I numerosi siti con presenza di amianto individuati attraverso la Mappatura prevista dal d.m. 101/2003, siano essi di origine antropica che naturale, sono riconducibili ad un'ampia casistica di situazioni, diversificate sia per tipologia di contaminazione presente, che per distribuzione e collocazione geografica (diverse regioni, ubicazione in centri abitati, periferie o zone isolate), che per strategie di monitoraggio o interventi di bonifica necessari. Per essi si è proceduto ad individuare una priorità di rischio e si è in attesa di adeguanti finanziamenti per la relativa bonifica.

Otre ai siti con presenza di amianto, mappati ai sensi del d.m. 101/2003, che presentano un grado di rischio contenuto, bisogna citare anche i 41 Sin. Tra questi, 17 sono quelli in cui è stata riscontrata una contaminazione delle matrici ambientali aria, acqua e suolo da amianto. In particolare 11 risultano principalmente contaminati da amianto (contaminazione diffusa in tutto il perimetro, Tabella 1) e 6 sono quelli in cui vi e una contaminazione secondaria (contaminazione presente in una porzione del perimetro). Nei restanti 24 Sin si è comunque rilevata una presenza limitata di Rca all'interno dell'area perimetrata. Per i Sin sono state individuate adeguate risorse finanziarie, di anno in anno aggiornate in base alle esigenze di bonifica, messe a disposizione dello Stato e gestite proceduralmente dal Mattm. Sono stati dunque avviati idonei interventi di caratterizzazione e bonifica nella maggior parte di essi.

Nello specifico, due dei citati Sin sono siti minerari dismessi in cui in passato si estraeva l'amianto: la "Cava di Monte S. Vittore" nel Comune di Balangero (TO) e le "Cave di Pietra" nel Comune di Emarese (AO). Il sito di Balangero ha rappresentato la più grande miniera di amianto d'Europa, ove veniva estratta la maggior parte del prodotto grezzo utilizzato in Italia ed in Europa per la produzione di diverse tipologie di manufatti contenenti amianto tra cui i più diffusi sono sicuramente quelli in cemento amianto.

Nel sito minerario di Emarese in Valle d'Aosta, costituito da una miniera principale con annessa discarica dei materiali estratti e da una serie di miniere minori decentrate, veniva estratto l'amianto in quantitativi limitati, ed in particolare il crisotilo a fibra lunga. Quest'ultimo, qualitativamente superiore a quello di Balangero e di altre miniere a scala internazionale, era molto ricercato in particolare dall'industria

Tabella 1. Sin principalmente contaminati da amianto (fonte Inail, 2019)	
Fonte di contaminazione	11 SIN principalmente contaminati da amianto
Miniera	"Cava Monte S. Vittore" - Balangero (Piemonte)
	"Cava di Pietra" - Emarese (Valle d'Aosta)
Cava	"Cava monte Calvario" - Biancavilla (Sicilia)
Stabilimento dismesso dalla produzione del cemento amianto	Eternit, Fibronit - Casal Monferrato (Piemonte)
	Fibronit - Broni (Lombardia)
	Fibronit - Bari (Puglia)
	Eternit Bagnoli - Napoli (Campania)
	Eternit Siciliana - Priolo (Sicilia)
	Sacelit, S.Filippo del Mela - Milazzo (Sicilia)
	Materit - Val Basento/Ferrandina (Basilicata)
Stabilimento di decoibentazione di mezzi ferroviari	Officine Grandi Riparazioni - Bologna (Emilia Romagna)

tessile. Esso veniva venduto per lo più sfuso per essere impiegato come riempitivo o nella fabbricazione di prodotti in amianto tessuto, quali materiali filati, intrecciati e pressati.

I Sin annoverano anche sette siti industriali dismessi in cui venivano prodotti i manufatti contenti amianto che afferivano alla Società Eternit S.p.A (stabilimenti di Casale Monferrato (AL), Priolo (SR) e Napoli-Bagnoli), alla Società Cementifera Fibronit S.p.A (Broni (PV), Bari e Materit di Ferrandina (MT)) e da ultimo alla Società Sacelit S.p.A a S. Filippo del Mela (ME). Ivi venivano realizzate principalmente lastre di copertura, pannelli coibentanti, tubazioni, camini, canne fumarie, e tanti altri manufatti in cemento amianto.

Solo nel 2018 è stato inserito tra i Sin anche lo stabilimento Officine Grandi Riparazioni (OGR) di Bologna, in cui in passato si svolgeva l'attività di decoibentazione delle carrozze ferroviarie e degli elettrotreni con presenza di Mca.

Caso unico nel suo genere è invece rappresentato dal Sin di Biancavilla Etnea (CT), in cui è stato individuato un nuovo minerale di origine naturale, la Fluoro-edenite, il quale ha aspetto mineralogico asbestiforme. Esso, pur non rientrando tra i minerali riconosciuti per legge come amianto, possiede elevata cancerogenicità con caratteristiche tossicologiche analoghe a quelle del minerale di amianto crocidolite, considerato il più pericoloso tra quelli normati (crisotilo, crocidolite, amosite, antofillite, tremolite, actinolite). Detto minerale presente nel suolo e nei prodotti locali di cava, ampiamente utilizzati in edilizia, ha portato ad una contaminazione diffusa nell'intero territorio comunale, con oltre 25.000 potenziali esposti. Il Mattm, sentiti gli Enti scientifici nazionali, sulla base delle risultanze analitiche emerse, ha deciso nel 2002 di perimetrare detto Comune come area contaminata da fibra asbesto-simile ed autorizzare interventi di bonifica con procedure di sicurezza analoghe a quelle già adottate per i Sin contaminati da amianto.

4. ISTRUZIONI OPERATIVE INAIL PER SITUAZIONI DI BONIFICA NON CODIFICATE IN SITI CONTAMINATI DA AMIANTO

Come precedentemente citato esistono diverse situazioni riscontrabili in un sito contaminato da amianto (presenza di amianto di origine naturale o antropica, amianto in matrice compatta o friabile, amianto solo di tipo serpentinitico o anche anfibolico, amianto in ambiente indoor od outdoor, amianto in area urbanizzata o meno, etc.). Ciò risulta anche determinato da situazioni emergenziali, quali quelle causate da eventi straordinari, naturali o da azione antropica (eventi meteorologici estremi, terremoti, post incendio, etc.), in cui si ha la necessità di mitigare in tempi congrui le anomalie prodotte dall'evento sul territorio. Tali situazioni vengono gestite attraverso l'adozione dei criteri operativi dettati da una non esaustiva normativa tecnica che, nel tempo, ha richiesto una sua integrazione da parte degli Enti scientifici nazionali, tra cui in primis l'Inail. Ciò su mandato del Mattm che gestisce l'iter procedurale amministrativo di bonifica dei Sin. Sono state dunque definite nuove procedure e modalità operative di bonifica "non codificate" da adottare nel corso degli interventi, a tutela dei lavoratori impegnati e degli ambienti di vita limitrofi le aree di intervento. L'Inail Dit, dunque, da anni è in prima linea nella definizione di specifiche procedure ed indicazioni tecnico-operative per la gestione in sicurezza di situazioni complesse, caratterizzate dalla contemporanea presenza di molteplici fattori di rischio, quali:

- presenza di diverse tipologie di inquinanti, oltre l'amianto, sia in ambiente outdoor che indoor;
- contemporanea contaminazione delle matrici ambientali aria, acqua e suolo;
- articolata gestione dei rifiuti già presenti nell'area e di quelli prodotti dalle attività di messa in sicurezza/bonifica;
- interessamento di aree urbane densamente popolate;
- complessità delle procedure amministrative che interessano più amministrazioni pubbliche e private.

Le indicazioni formulate sono state redatte inizialmente per essere adottate durante i lavori di bonifica da amianto nei Sin ma sono state ulteriormente integrate con disposizioni tecniche tali da poter essere impiegate anche nei siti di competenza regionale e/o nei siti mappati ai sensi del d.m. 101/2003.

Numerosi casi pratici sono stati trattati dall'Inail Dit con la produzione di specifiche istruzioni operative tra cui, a titolo di esempio, le seguenti situazioni di seguito descritte sinteticamente:

1. movimentazione e scavo di terreni contaminati da amianto;
2. attività di scavo in gallerie con possibile presenza di amianto;
3. rimozione in sicurezza di condotte interrate con all'interno consistenti depositi di fibre di amianto, in stabilimenti per la produzione di cemento amianto;
4. gestione in sicurezza dei rifiuti contenenti o contaminati da amianto.
5. rimozione in sicurezza di condotte interrate in cemento amianto utilizzate per l'approvvigionamento idrico urbano.

L'adozione sistematica di queste ulteriori misure di sicurezza, a complemento di quelle indicate normativamente, ha permesso di garantire un più elevato grado di tutela della salute per gli operatori addetti alle attività di bonifica amianto. Di seguito si riportano i principali criteri generali adottati per le situazioni lavorative sopra menzionate.

4.1 Movimentazione e scavo di terreni contaminati da amianto

Situazioni di bonifica complesse sono quelle inerenti gli stabilimenti di produzione del cemento amianto, ormai dismessi. Ivi si riscontra comunemente la presenza di amianto puro o Rca interrati. Qualora le risultanze del Piano di Caratterizzazione di una specifica area out-door dimostri una contaminazione da amianto o Mca interrati in concentrazione superiore ai limiti normativi indicati dal d.lgs 152/2006, è opportuno a fini cautelativi operare con confinamenti statici e dinamici in Lotti di bonifica di estensione limitata. Gli stessi non dovranno avere dimensioni superiori a 10.000 m^3, al fine di consentire, alla presenza dell'Ausl competente per territorio, la corretta effettuazione della "Prova fumi" prevista dal d.m. 6/9/1994. Per tutti i restanti Lotti di bonifica, presenti negli ex-stabilimenti di produzione del cemento amianto, in cui la caratterizzazione non abbia evidenziato la contaminazione da amianto, si ritiene opportuno operare senza tali confinamenti che potranno essere predisposti solo allorquando, durante le fasi di scavo, emergano situazioni di criticità non ancora evidenziate. Ciò in conformità con quanto previsto dalle normative vigenti, ed a quanto disposto dalle Linee Guida per la bonifica dei Sin contaminati da amianto adottate dal Mattm.

L'attività di bonifica deve essere portata avanti fino alla completa rimozione di tutti i Rca integri o in frammenti presenti nel terreno, delle tubazioni dell'ex stabilimento ancora in posto e di eventuali lenti di amianto friabile e di ulteriori 15 cm di terreno al di sotto della quota del campione più profondo che presenta contaminazione da Rca (e non alla quota dell'ultimo rifiuto riscontrato). Ciò in analogia a quanto previsto nel Parere del Ministero della Salute per la ricerca delle fibre asbestiformi nelle acque e nei suoli dei siti inquinati da attività antropiche.

Ulteriori indicazioni sono state formulate per la movimentazione e scavo in sicurezza di siti con presenza di amianto o fibre-asbesto-simili di origine naturale. Per essi è stato disposto che prima dell'esecuzione di qualsiasi attività che comporti movimentazione di suolo e sottosuolo con possibile presenza di amianto (carotaggi, trincee, scavi, etc.) sarà necessario procedere ad una preventiva imbibizione del terreno con acqua. Dovrà essere inoltre garantita la bagnatura del terreno durante tutte le fasi di scavo e movimentazione, provvedendo alla nebulizzazione continua dell'area oggetto degli interventi comprese le superfici portate a giorno a seguito del procedere dei lavori, anche mediante l'eventuale utilizzo di cannone nebulizzatore (in considerazione del volume degli interventi) al fine dell'abbattimento delle polveri. Potrà essere altresì valutato il contemporaneo impiego di specifici sistemi di irrorazione in testa ai bracci dei mezzi d'opera.

Durante le fasi di movimentazione/escavazione di suolo e sottosuolo, il materiale di risulta ancora umido, potrà essere provvisoriamente stoccato all'interno dell'area di cantiere al di sopra di teli in polietilene di spessore minimo di 0,15 mm. Sullo stesso dovrà essere steso a fine giornata lavorativa uno o più teli in polietilene liscio/i e di idoneo spessore al fine di evitare il sollevamento di polveri potenzialmente pericolose ad opera degli agenti atmosferici. I teli impiegati in tali operazioni, potranno essere decontaminati trattandoli con approfondito lavaggio a bassa pressione (no idropulitrice) prima di un eventuale loro riutilizzo fuori sito, oppure essere direttamente avviati a smaltimento nel più breve tempo possibile. Il materiale di scavo dovrà essere rimpiegato nel più breve tempo possibile all'interno dello stesso cantiere nel quale è stato escavato in accordo con le previsioni progettuali. Prima della movimentazione/rimozione del terreno di risulta per invio a destino finale, qualora si fosse asciugato, sarà necessario procedere ad una nuova bagnatura dello stesso tale da garantire la sua umidificazione durante tutte le fasi successive ivi comprese quelle di carico e scarico nelle aree di deposito preliminare o definitivo.

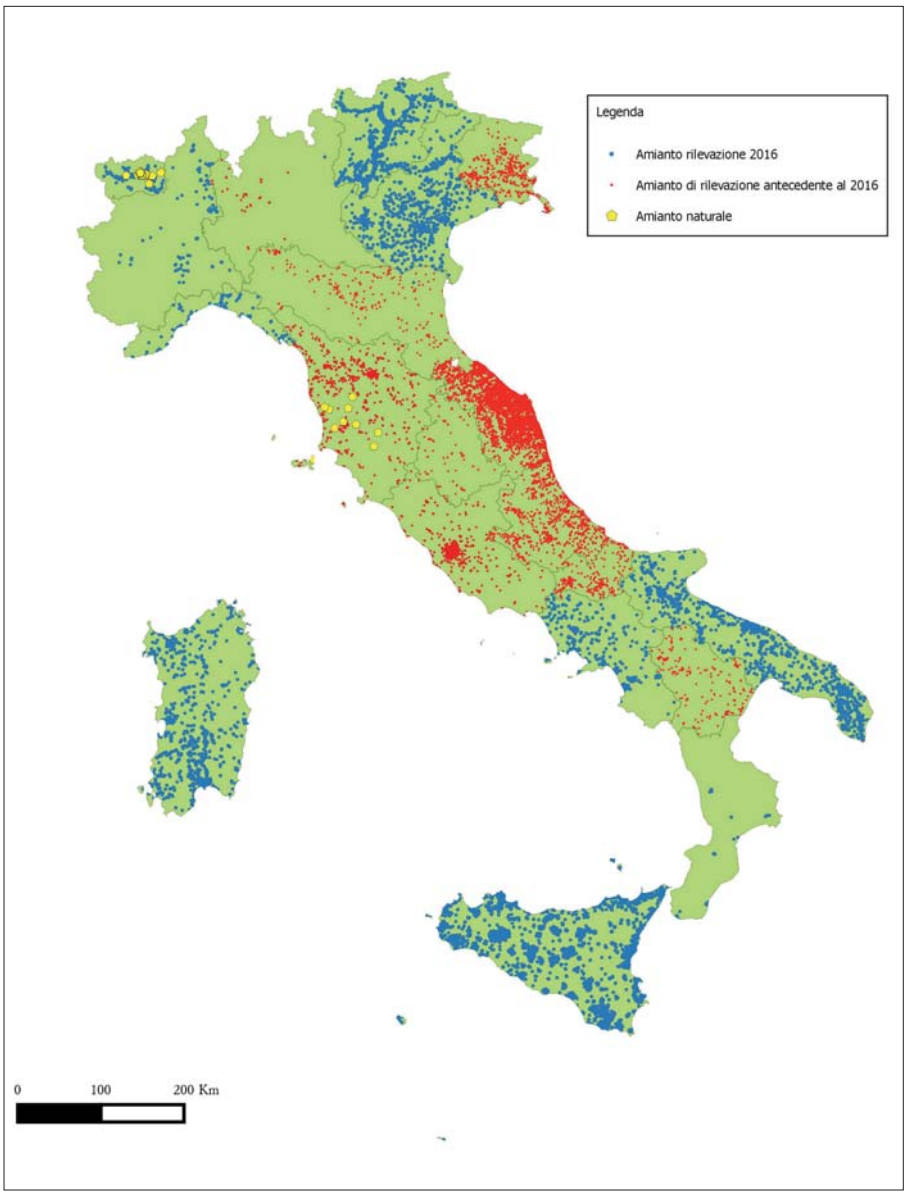


Figura 2. Siti contaminati da amianto ai sensi del d.m.101/2003 (Fonte Mattm, 2017)

4.2 Attività di scavo in gallerie con possibile presenza di amianto

Durante tutte le operazioni di scavo in gallerie con possibile presenza di amianto è assolutamente vietato l'uso di esplosivi per l'avanzamento del fronte di scavo; in caso di utilizzo di martello a percussione questo deve essere dotato di specifico impianto di nebulizzazione. Deve essere garantita una bagnatura approfondita dei fronti di avanzamento durante le operazioni di scavo (anche mediante l'impiego di additivi incapsulanti) ed una regolamentazione del sistema di ventilazione. In particolare specifiche misure di abbattimento devono essere adottate all'interno della galleria, con un flusso d'aria di estrazione che deve essere mantenuta sempre superiore al flusso d'aria in entrata al fine di garantire una pressione negativa costante per tutta la galleria. Anche all'uscita della galleria dovrà essere prevista l'installazione di un sistema di riduzione della polvere di amianto nell'aria estratta, mediante l'adozione di sistemi di filtrazione ad acqua e tramite specifiche batterie di filtri assoluti agli estrattori. Inoltre si dovrà sempre eseguire la nebulizzazione del materiale scavato, prima e durante le fasi di carico e scarico, e la ricopertura dei camion con teloni impermeabili.

4.3 Rimozione in sicurezza di condotte interrate con all'interno consistenti depositi di fibre di amianto, in stabilimenti per la produzione di cemento amianto

Nei sette Sin caratterizzati dalla presenza di ex-stabilimenti di produzione del cemento amianto si rileva frequentemente la presenza di condotte e pozzetti con consistenti depositi di fibre di amianto all'interno, spesso allo stato non aggregato e stabile. A tutela dei lavoratori e degli ambienti di vita circostanti, le lavorazioni di bonifica dovranno essere necessariamente ivi eseguite in confinamento statico e dinamico. Qualora le condotte ed i pozzetti da rimuovere si presentino integri e senza alcun deposito sul fondo, le lavorazioni potranno essere eseguite in confinamento statico.

Le operazioni di bonifica dovranno prevedere la stesa di teli, lateralmente allo scavo, di dimensioni idonee alla gestione in sicurezza dei materiali rimossi (appoggio di eventuali tubi o strumenti, etc.). Il terreno impiegato per il riempimento delle trincee derivanti dallo sbancamento delle linee fognarie deve provenire obbligatoriamente dall'esterno del sito e risultare certificato come esente da qualsivoglia contaminante.

4.4 Gestione in sicurezza dei rifiuti contenenti o contaminati da amianto

La normativa in materia di amianto e di rifiuti di amianto è particolarmente ampia e articolata, in quanto accanto a normative di base si ritrovano norme attuative e di dettaglio che dettano disposizioni tecnico-pratiche alle quali attenersi nella gestione di questa particolare tipologia di rifiuto. Ci sono tuttavia delle tipologie di rifiuto la cui gestione non risulta codificata, come ad esempio quella dei terreni contaminati da Rca prodotti da eventi metereologici estremi (alluvioni, trombe d'aria, etc.) o post incendio. Ulteriori procedure non sufficientemente codificate dalla normativa riguardano la restituzione di merci e beni non contenenti amianto (cibi, materiali edili, etc.) ma contaminati da tale agente cancerogeno, destinati ad operazioni di recupero. I rifiuti non contenenti amianto prodotti nel corso di attività di bonifica amianto dovranno essere decontaminati all'interno di una specifica Unità di decontaminazione materiali (Udp) (costituita da 4 zone) ove operare per fasi. Al fine di effettuare una prima pulizia superficiale, tutti i rifiuti da bonificare provenienti dall'area di lavoro, dovranno essere immersi in una vasca contenente acqua. Seguirà un secondo lavaggio a bassa pressione, con spazzolamento e disincrostazione del rifiuto. Una volta completate le preliminari operazioni di lavaggio, i rifiuti lavati e bonificati andranno abbancati in una ulteriore zona del confinamento in attesa che l'Organo di controllo proceda alla verifica della corretta esecuzione delle operazioni di decontaminazione. A seguito dei controlli effettuati e di positivi riscontri analitici si potrà procedere alla restituzione dei rifiuti procedendo al loro spostamento nell'area di deposito temporaneo ove si procederà in via cautelativa ad operazioni di incapsulamento.

4.5 Rimozione in sicurezza di condotte interrate in cemento amianto utilizzate per l'approvvigionamento idrico urbano

Le tubazioni in cemento amianto non costituiscono di per sé una sorgente primaria di pericolo per la salute pubblica qualora interrate, integre ed ancora in posto; ciò in quanto il principale rischio sanitario correlato all'amianto è di tipo inalatorio. Le suddette possono tuttavia generare situazioni di rischio se oggetto di interventi di rimozione o manutenzione che portano all'esposizione parziale o totale all'aria ambiente del manufatto con possibile aerodispersione di fibre. Si possono dunque creare condizioni di rischio per i lavoratori addetti a tali operazioni e per gli ambienti di vita limitrofi alle aree d'intervento, qualora non vengano adottate specifiche misure di prevenzione e sicurezza, tra cui quelle di seguito indicate.

Preliminarmente alla messa a giorno delle suddette tubazioni, dovranno essere effettuate operazioni di scarifica superficiale e una volta rimosso il manto di asfalto, si potrà procedere all'individuazione della posizione e profondità di posa della tubazione utilizzando un'apposita sonda. Il successivo scavo dovrà raggiungere una profondità di 15 cm al di sopra della generatrice superiore del tubo, anche mediante approfondimenti laterali del medesimo. Durante questa fase si ritiene opportuna la bagnatura del terreno con acqua, da irrorare anche mediante nebulizzatori/atomizzatori, senza provocare ristagno o ruscellamento, al fine di limitare l'emissione di polveri durante lo scavo.

Le porzioni di tubazioni interessate da separazione/rottura/taglio dovranno essere completamente messe a giorno mediante attrezzi manuali (badili, vanghe, cazzuole, etc.), prestando attenzione a non raschiare la superficie esterna della tubazione in cemento amianto.

Per quanto riguarda la quantità di terreno, dovranno essere rimossi esclusivamente i 15 cm circa di terreno immediatamente circostanti le porzioni di separazione/rottura/taglio (e non quelle lungo l'intera tratta portata a giorno), qualora ancora presenti, e non in forma fangosa o liquida a causa di eventuali dispersioni idriche, in quanto potenzialmente contaminata da fibre d'amianto. In seguito, con la tubazione interamente a giorno ed in parte sospesa, è auspicabile interporre tra la stessa ed il terreno sottostante un telo in polietilene ad alta densità con spessore di almeno 0,15 mm, o un telo equivalente di "geotessile tessuto non tessuto". Esso andrà allocato almeno al di sotto di ogni area di separazione/rottura/taglio e la sua estensione potrà essere valutata in considerazione delle condizioni operative specifiche. In caso di presenza di acqua nello scavo, andranno valutate specifiche modalità operative per garantirne l'efficacia (es. telo sospeso sotto alla tubazione, etc.) e se possibile consentire il suo naturale drenaggio o scarico in fognatura mediante pompaggio ed idoneo

convogliamento (si ritiene inopportuno lo svuotamento con la benna). Dovrà essere vietata la dispersione della medesima su pavimentazioni impermeabili (es. asfaltate, in cemento, etc.) che, in un secondo momento, asciugandosi potrebbero dare luogo a dispersioni di fibre in atmosfera. Qualora ciò non fosse possibile si dovrà procedere alla sua preventiva raccolta e avvio a smaltimento.

Prima d'iniziare le azioni di separazione/taglio, dovrà essere introdotta nello scavo, o lasciata a bordo del medesimo, lontano dal ciglio e in posizione di sicurezza, tutta l'attrezzatura necessaria per eseguire l'intervento al fine ridurre gli accessi allo scavo durante le operazioni, condizione che potrebbe esportare la potenziale contaminazione nelle restanti aree di cantiere.

Si dovrà quindi procedere alla pulizia completa della superficie esterna della tubazione, in particolare della/e zona/e interessata/e dall'operazione/i di separazione/taglio, procedendo contestualmente a una nebulizzazione continua durante il taglio con acqua, o con prodotto incapsulante biodegradabile, della superficie esterna esposta. In caso di ramo terminale della rete, di giunzioni o innesti in pozzetto, l'incapsulamento andrà previsto, ove possibile, anche sulla superficie interna della condotta da rimuovere. Successivamente si dovrà verificare se è già individuabile un punto di giunzione da utilizzare ove tecnicamente possibile, per separare il tratto da rimuovere da quello successivo, possibilmente senza tagli o rotture. Come soluzione residuale, laddove non sia tecnicamente possibile intervenire sulle giunzioni senza tagli e rotture, l'operatore potrà utilizzare la tecnica del glovebag o eseguire i tagli sulla tubazione.

Il pezzo di tubazione liberato dovrà essere imbragato e sollevato per essere sottoposto ad ulteriore nebulizzazione con aspersione di incapsulante biodegradabile, con particolare riguardo alla superficie esterna, ai punti di rottura, ai fronti di taglio di tubi o spezzoni, e ove possibile, con nebulizzazione dell'interno della tubazione.

Le tubazioni rimosse potranno essere adagiate a terra, su idonei teli, per procedere al loro confezionamento in imballaggi sigillati e opportunamente contrassegnati con etichette riportanti il produttore del rifiuto, la presenza di amianto e l'identificativo R (rifiuti pericolosi).

Infine, dovrà essere considerata come terreno contaminato la limitata quantità di terreno rimosso, da imballare e smaltire separatamente come rifiuto pericoloso.

5. MISURE DI SICUREZZA PER I LAVORATORI E PER GLI AMBIENTI DI VITA

Al fine di garantire la minima dispersione di fibre di amianto nell'aerodisperso è necessario adottare misure di prevenzione e protezione nelle aree di intervento, di cui di seguito si riportano i principali criteri attuativi da adottare.

5.1 Area di cantiere

L'intera area oggetto degli interventi dovrà essere opportunamente delimitata su tutti i lati del perimetro con idonea recinzione, per impedire l'accesso ai non addetti ai lavori (potranno accedere soltanto gli operai addetti alle lavorazioni e gli Enti preposti al controllo). Dovrà inoltre essere affissa cartellonistica (anti-intrusione, divieto di accesso ai non addetti ai lavori, obbligo di adozione dei Dispositivi di protezione individuale (Dpi) e pericolo di inalazione di fibre pericolose), idonea per dimensione e collocazione.

In ingresso all'area di lavoro si consiglia l'installazione di idonea Unità di Decontaminazione Personale (Udp), costituita almeno da 4 locali ai sensi del d.m. 6/9/1994. Ai fini della sicurezza, nei Sin si consiglia l'impiego di una Udp costituita da 5 locali, a circuito chiuso e unidirezionale. In ingresso, i lavoratori indossano nello spogliatoio incontaminato, la maschera a protezione delle vie aeree, la tuta monouso, i guanti e le ciabatte lavabili. Attraversano poi la chiusa d'aria 1 e dall'esterno entrano nello spogliatoio contaminato, dove indossano le scarpe antinfortunistiche da lavoro (le ciabatte saranno riposte negli armadietti personali). A fine turno lavorativo, nello spogliatoio contaminato, i lavoratori dopo aver pulito e riposto le scarpe da lavoro negli armadietti personali, re-indossano le ciabatte e proseguono verso il locale doccia per effettuare le corrette procedure di decontaminazione previste dal d.m. 6/9/1994. Dopo una accurata decontaminazione i lavoratori possono entrare nello spogliatoio incontaminato ed indossare gli abiti civili.

Nel caso che le attività vengano svolte in ambiente outdoor, è opportuno prevedere un punto esterno all'Udp per il lavaggio delle calzature, prima dell'ingresso dell'operatore nel "locale contaminato", al fine di ridurre la contaminazione di tale locale.

Dovranno essere stabilite le procedure da adottare per la pulizia della Udp a fine giornata lavorativa. Il personale addetto a tale pulizia dovrà essere debitamente equipaggiato di idonei Dpi e formato sulle corrette procedure di utilizzo delle Udp.

È fatto divieto assoluto di installazione di servizi igienici all'interno dell'area di lavoro nei Sin e siti di competenza regionale, all'infuori di quello previsto nello spogliatoio pulito dell'Udp. L'utilizzo di tali apprestamenti, infatti, implica inevitabilmente la rottura della tuta monouso, comportando il mancato rispetto delle misure previste dal d.lgs 81/2008.

Si ricorda che nel caso si operi in ambienti confinati staticamente e dinamicamente andrà anche prevista l'installazione di una specifica Udm per la decontaminazione delle attrezzature e materiali, nonché per la fuoriuscita in sicurezza dall'area confinata dei Rca.

Ulteriori misure di prevenzione generale prevedono che all'interno dell'area di cantiere tutti gli automezzi autorizzati possano circolare solo a velocità ridotta lungo le vie di transito, con impianto di areazione spento. Per fronteggiare inoltre possibili rilasci accidentali di fibre dovranno essere prontamente disponibili una pompa airless, del liquido incapsulante ed un aspiratore a filtri assoluti Hepa di adeguate dimensioni. Infine nelle immediate vicinanze dell'uscita dall'area di cantiere, ove prevista, dovrà anche essere installata specifica piattaforma lavaggio mezzi, dotata di una unità di trattamento delle relative acque reflue (allo stadio finale dovrà trattenere fibre fino a 3 micron).

Nel caso di interventi su Mca/Rca in ambienti di vita, quali ad esempio quelli per la rimozione di tubazioni idriche interrate, in cui non è generalmente previsto l'utilizzo di una Udp, sarà necessario prevedere comunque una zona di vestizione/svestizione in ingresso al cantiere ove indossare i Dpi e lasciarli esausti in opportuno contenitore chiuso al termine del turno lavorativo. In assenza di Udp, per la corretta svestizione dei Dpi, in sequenza dovranno essere lavati i calzari in gomma o scarpe alte antinfortunistiche, rimossi i guanti e la tuta, tolti i calzari o le scarpe precedentemente citate e, da ultimo, levata la maschera a protezione delle vie aeree. In caso trattasi di maschere pieno facciali o semimaschere con filtro P3, prima della loro rimozione, si dovrà provvedere ad una accurata loro decontaminazione esterna con acqua e successivamente interna, e ad una eventuale sostituzione dei filtri. I filtri esausti in analogia ai Facciali filtranti a perdere (Ffp3), dovranno essere smaltiti al termine di ogni singolo utilizzo come rifiuti contaminati da sostanze pericolose, da collocare in busta chiusa prima del loro smaltimento. Le

maschere pieno facciali o semimaschere pulite dovranno essere conservate in busta chiusa negli armadietti personali dell'area puliti dell'Udp.

5.2 Dispositivi di Protezione Individuale e collettivi

Tutti coloro che accedono alle area di cantiere con presenza di amianto devono essere dotati di idonei Dpi. In particolare si consiglia l'utilizzo di guanti, tute in tessuto non tessuto di 3° categoria, tipo 4-5 o similari a perdere con cappuccio da indossare sotto il casco e cuciture rivestite da nastro adesivo, calzari in gomma o scarpe alte antinfortunistiche idrorepellenti (da pulire molto bene con acqua a fine turno). I pantaloni della tuta devono essere inseriti fuori dai calzari in gomma o scarpe alte antinfortunistiche e sigillati con nastro isolante. Analoga sigillatura andrà prevista tra i guanti ed i polsini della tuta. Non dovrà essere consentito in ambiente outdoor l'uso di calzari monouso, neanche per chi accede saltuariamente, poiché facilmente lacerabili visto il substrato su cui si opera. Ciò non solo inficia la protezione dei lavoratori dall'esposizione a fibre pericolose, ma diviene fonte di possibile esportazione offsite della contaminazione, oltre che potenziale causa di scivolamenti e cadute.

Per ciò che concerne la protezione delle vie aeree, si consiglia l'utilizzo di semimaschera con filtro P3, di maschera pieno facciale con filtro P3 o l'utilizzo di dispositivi di categoria superiore, per gli addetti alle operazioni di messa in sicurezza o bonifica (operatori impegnati nelle attività a diretto contatto con il materiale contaminato). Per il personale (trasportatori, organi di controllo, addetti alla manutenzione delle aree a verde, etc.) la cui attività lavorativa non prevede un contatto diretto con il materiale contaminato, si ritiene invece opportuno l'utilizzo del facciale filtrante (Ffp3) o di maschera semifacciale/pieno facciale con filtro P3. In tutti i casi, nella scelta del giusto dispositivo a protezione delle vie aeree, saranno determinanti le risultanze analitiche dei monitoraggi d'aria personali ed ambientali.

Si ricorda che per tutti i Dpi di terza categoria, destinati a salvaguardare da rischi di morte o di lesioni gravi e di carattere permanente, ai sensi dell'art. 77 del d.lgs 81/2008, oltre all'attività d'informazione e formazione, è obbligatorio prevedere per gli utilizzatori un adeguato addestramento.

I Dpi dovranno essere indossati obbligatoriamente durante tutto il periodo di permanenza all'interno dell'area di lavoro e quindi durante tutte le fasi lavorative, avendo cura di mantenerli in condizioni di piena efficienza, o in caso contrario, di sostituirli prontamente. Questo anche in caso di sopralluoghi visivi o durante lo svolgimento delle attività preliminari.

Andranno sempre verificate le caratteristiche di idoneità e adeguatezza dei Dpi, specifici per amianto e non, da fornire agli operatori, non solo in termini di tipologia ma anche di vestibilità. I Dpi da adottare, non solo dovranno essere conformi alle regole di normazione tecnica per gli aspetti legati alla prevenzione e protezione dai rischi per i quali sono utilizzati, ma si dovranno anche perfettamente adattare alle esigenze ergonomiche, di morfologia e di salute dell'addetto che li deve utilizzare. Ciascun datore di lavoro dovrà quindi porre massima attenzione nella scelta della tipologia, delle misure/taglie e delle quantità dei Dpi da fornire successivamente in cantiere a ciascun lavoratore (evitare acquisto di una unica taglia di tuta per tutti gli operatori, con il rischio di essere sovrabbondante e di intralcio per alcuni o troppo piccola e a rischio rottura lungo le cuciture, per altri).

A seguito della loro dismissione i Dpi monouso impiegati durante le lavorazioni andranno smaltiti come rifiuti contaminati da sostanze pericolose. I Dpi rindossabili invece, dovranno essere opportunamente puliti e riposti a fine turno lavorativo, ove disponibili, in armadietti personali ubicati nell'Udp. Al termine di tutte le lavorazioni, dovranno necessariamente essere attentamente decontaminati prima del loro riutilizzo in diversi ambienti di vita.

Si richiama l'attenzione sul corretto impiego dei DPI specifici per amianto evitando il reimpiego di maschere monouso evitando che il cappuccio della tuta non copra gli occhi durante le fasi operative. Si ricorda inoltre, che barba, baffi e basette lunghe devono necessariamente essere evitate perché non consentono una perfetta aderenza tra Dpi delle vie respiratorie e viso.

Prioritari, all'impiego dei Dpi, sono i dispositivi di protezione collettiva. Nei siti contaminati da amianto, con particolare riguardo all'ambiente outdoor, fondamentale oltre alla segnaletica di sicurezza, è la previsione di sistemi di abbattimento delle polveri, soprattutto durante l'attività lavorativa di messa in sicurezza/bonifica. Si consiglia pertanto l'impiego di cannoni nebulizzatori/atomizzatori nell'area in lavorazione, oltre la bagnatura di tutta la viabilità interna ai cantieri (nebulizzazione a bassa pressione, spazzatrice a filtri assoluti, bagnatura con autobotte).

5.3 Monitoraggi personali ed ambientali

Per la sicurezza delle operazioni di bonifica in un sito contaminato da amianto è essenziale la predisposizione del piano di monitoraggio ambientale e personale delle fibre aerodisperse. La sua applicazione rappresenta lo strumento fondamentale per la valutazione e la gestione delle problematiche ambientali e sanitarie, al fine di intervenire prontamente in caso di innalzamento delle concentrazioni di fibre nell'aria, con le dovute modifiche alle procedure e/o tecniche di lavoro.

Si consiglia di sottoporre tale piano, in considerazione delle caratteristiche del territorio e delle matrici da investigare, agli Organi di Controllo competenti per territorio antecedentemente all'inizio delle attività, e dovrà contenere precise indicazioni sulla frequenza di campionamento, sui punti/aree da monitorare, sul numero di campioni, sui tempi di restituzione dei risultati analitici, etc.. I campionamenti personali dovranno essere eseguiti con pompe di prelievo a basso flusso, 2-3 l/min, almeno 480 litri campionati, filtri in esteri misti di cellulosa da 25 o 47 mm, analisi al microscopio ottico a contrasto di fase (Mocf). I risultati dovranno essere disponibili entro le 24 ore successive al campionamento. In via cautelativa si ritiene opportuno adottare i limiti delle soglie di preallarme ed allarme di 20 e 50 ff/l. Qualora le analisi dei filtri dimostrino il superamento delle soglie di preallarme ed allarme andranno adottate le misure previste a progetto. Inoltre, nel caso di preallarme sarà necessario avvertire entro le 24 ore l'Asl e l'Arpa, mentre nel caso di allarme sarà necessario avvertire detti Enti immediatamente. Qualora, inoltre, le analisi dei filtri dimostrino il superamento del valore limite di esposizione per amianto (100 ff/l) stabilito dall'art. 254 del d.lgs 81/08 andranno adottate le misure previste nel citato decreto.

Durante l'intervento di bonifica in confinamento statico e dinamico dovrà essere garantito un monitoraggio ambientale delle fibre aerodisperse. Le modalità di campionamento ed analisi di aerodisperso sono: campionamenti ambientali con pompe ad alto flusso, 8-10 l/min, 3000 litri campionati, filtri in policarbonato da 25 o 47 mm, analisi

in Mocf. I risultati dovranno essere disponibili entro la giornata lavorativa, in tempo utile alla definizione ed adozione di eventuali misure cautelative. I limiti delle soglie di preallarme ed allarme sono rispettivamente di 20 e 50 ff/l.

In ambiente outdoor, internamente alle aree di cantiere, le modalità di campionamento ed analisi di aerodisperso sono: campionamenti ambientali con pompe ad alto flusso, 8-10 l/min, 3000 litri campionati, filtri in esteri misti di cellulosa da 25 o 47 mm, analisi alla Mocf. I risultati dovranno essere disponibili entro le 24 ore successive al campionamento. Il valore limite da considerare è quello di 20 f/l ai sensi del d.m. 6/9/94. Qualora le analisi dei filtri dimostrino il superamento di 20 ff/l, andranno adottate le misure cautelative indicate dal d.m. 6/9/94 per il caso di allarme e avvertite immediatamente Asl e Arpa competenti per territorio.

Esternamente alle aree di cantiere ma internamente al Sin, i campionamenti ambientali dovranno essere eseguiti con pompe ad alto flusso, 8-10 l/min, 3000 litri campionati, filtri in policarbonato da 25 o 47 mm, analisi al Sem. Il valore limite da considerare ai sensi del d.m. 6/9/1994 è di 2 ff/l.

Esternamente al Sin, qualora previsto, le modalità di campionamento ed analisi sono le stesse, ma il valore limite da considerare, non essendovi una normativa specifica di settore e trattandosi di ambienti out-door assimilabili ad ambienti di vita, è pari a 1 ff /l in analogia a quanto indicato per l'amianto dall'OMS in ambiente cittadino (Air Quality Guidelines, 2000).

6. CONCLUSIONI

Il lavoro sopra esposto riporta un'analisi attuale del quadro normativo-procedurale in tema di bonifica dei siti contaminati da amianto in Italia.

Ad oltre 20 anni dall'inizio del processo di messa al bando e di dismissione dell'amianto, sono ancora numerosi i siti da bonificare ai fini del risanamento del territorio intero nazionale.

Ne consegue un grande impatto sociale ed economico oltre che sanitario, tuttora in atto.

Si auspica dunque una accelerazione delle attività di messa in sicurezza e/o bonifica dei siti contaminati, a partire dalle situazioni a maggior rischio sia a scala nazionale, che regionale o locale.

Per il raggiungimento di tale ambizioso obiettivo, volto alla soluzione di complessi problematiche di compatibilità tra attività produttive, infrastrutture e risanamento del territorio in contesti ambientali e sociali delicati, risultano fondamentali il costante confronto e la collaborazione tra le varie Autorità amministrative competenti in materia e gli Enti scientifici nazionali.

In questo contesto, l'Inail - Dit si adopera in attività di ricerca in materia di salute e sicurezza del lavoro, nell'ottica di garantire competitività, qualità, sicurezza ed efficienza nonché rapidità nella trasferibilità alle imprese dei principi di prevenzione e protezione. Ciò soprattutto per la corretta esecuzione di attività di caratterizzazione, messa in sicurezza, bonifica e ripristino ambientale di siti contaminati da amianto di interesse nazionale e non in cui si registrano situazioni di rischio non convenzionali.

L'obiettivo, in considerazione della rilevante complessità delle situazioni riscontrate in campo, spesso emergenziali, è quello di rappresentare un punto di riferimento tecnico-scientifico in materia per le Amministrazioni nazionali ed estere, sia pubbliche che private.

BIBLIOGRAFIA

Bellagamba S., Paglietti F., Malinconico S., Conestabile della Staffa B., De Simone P., Lonigro I., "Remediation Activities in an Italian Superfund: Case Study of an Industrial Plant in Broni", Proceedings of the 4th World Congress on New Technologies (NewTech'18), Madrid, August 19-21, 2018.Paper No. ICEPR 166 DOI: 10.11159/icepr18.166

Bellagamba S., Paglietti F., Malinconico S., Conestabile della Staffa B., De Simone P., "La rimozione in sicurezza di tubazioni interrate in cemento-amianto: istruzioni operative Inail", Sardinia 2017: 16th International waste management and landfill Symposium, Sardegna, 2-6 Ottobre 2017.

Bellagamba S., Paglietti F., Conestabile della Staffa B., Malinconico S., De Simone P., "Linee Guida INAIL per la mappatura dei siti contaminati da amianto in Italia". Atti del Convegno nazionale INAIL "Il contributo della ricerca in tema di amianto a oltre vent'anni dal bando: proposte e soluzioni", Roma, 3-4 Maggio 2016, pag.75-83. ISBN: 978-88-7484-574-3

Conestabile della Staffa B., Paglietti F., Malinconico S., Bellagamba S., De Simone P., "Principali criticità operative nelle fasi di messa in sicurezza e bonifica dei Siti di Interesse Nazionale contaminati da amianto". Atti del Workshop "Siti contaminati: Esperienze negli interventi di risanamento", SiCon 2016, Brescia, 11 Febbraio 2016, pag. 357 - 369. ISBN: 88-7850-017-8.

Conestabile della Staffa B., Paglietti F., De Simone P., "Messa in sicurezza e bonifica del sito minerario di Balangero e Corio". Atti del Workshop "Siti contaminati: Esperienze negli interventi di risanamento", SiCon 2015, Taormina, 6 Febbraio 2015, pag. 371 - 378. ISBN:88-7850-015-1.

IBAS - International Ban Asbestos Secretariat: www.ibasecretariat.org

INAIL – DIT (2019), *Istruzioni operative INAIL per la rimozione in sicurezza di tubazioni idriche interrate in cemento amianto ai fini della tutela dei lavoratori e degli ambienti di vita* (in stampa).

INAIL – DIT (2017), *Procedure tecnico-operative per la realizzazione in sicurezza di interventi ed opere urbanistico-edilizie nell'area del sito da bonificare di interesse nazionale di Biancavilla*.

ISPESL (2010), *Linee guida generali da adottare durante le attività di bonifica da amianto nei siti da bonificare di interesse nazionale*.

ISPRA - Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale: isprambiente.gov.it

Mariani M., Bemporad E., Berardi S., Marino A., Paglietti F., "Strumenti per l'analisi e la bonifica dei siti contaminati", Prevenzione Oggi, Vol. 4, n.3 Luglio-Settembre 2008, pag. 63-76.

MATTM - Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare: www.minambiente.it

Malinconico S., Paglietti F., Conestabile della Staffa B., Bellagamba S., De Simone P., "Tecniche di bonifica e monitoraggio in aree contaminate da amianto di origine naturale ed antropica". Atti del Convegno nazionale INAIL "Il contributo della ricerca in tema di amianto a oltre vent'anni dal bando: proposte e soluzioni", Roma, 3-4 Maggio 2016, pag. 91-97. ISBN: 978-88-7484-574-3.

Paglietti F., Conestabile della Staffa B., Malinconico S., Bellagamba S., De Simone P., Glorioso G., Mancari P., "Procedure tecnico-operative di sicurezza per lavori di scavo e movimentazione terre nel Sito da bonificare di Interesse Nazionale di Biancavilla Etnea", Geologia dell'Ambiente - Periodico trimestrale della SIGEA – Società Italiana di Geologia Ambientale, Supplemento al n. 4/2017, pp. 63 -72. ISSN 1591-5352.

Paglietti F., Conestabile della Staffa B., "Metodi e tecniche di bonifica e smaltimento", Atti della II Conferenza governativa sull'amianto e le patologie asbesto-correlate, pg.127-131, Ministero della Salute, edito Agosto 2013.

Paglietti F., Malinconico S., Di Molfetta V., "Linee Guida Generali da adottare per la corretta gestione delle attività di bonifica da amianto nei Siti da bonificare di Interesse Nazionale", prot. ISPESL n. A000600032 del 3 Novembre 2010, disponibili sul sito WEB INAIL.

Paglietti F., Di Molfetta V., Malinconico S., De Simone P., Gennari F., Giangrasso M., "Siti altamente contaminati da amianto: gli interventi per mappatura e bonifica", il Sole 24 Ore, Ambiente e Sicurezza, n. 10 del 26 Maggio 2009, pag. 52-65.

Paglietti F., "La bonifica da amianto – sinergie tra Regioni e Ispesl", Costo Zero, n.2, Marzo 2005.

Metodi analitici per la determinazione dell'amianto in terreni di siti contaminati e terre e rocce da scavo: una proposta pratica

Analytical methods to determine asbestos in contaminated soil and in rock excavation: a practical proposal

Orietta Sala
Già Arpae Emilia-Romagna – Sezione di Reggio Emilia – Centro Regionale Amianto; Igienista Ambientale e del Lavoro
E-mail: salaorietta@gmail.com

Lella Checchi
Arpae Emilia-Romagna - Servizio Territoriale Modena – Tecnico della Prevenzione
E-mail: lchecchi@arpae.it

Fulvio Cavariani
Già Direttore Centro di Riferimento Regionale Amianto – Regione Lazio; Igienista del Lavoro – Ricercatore Indipendente
E-mail: fulcava@alice.it

Parole chiave: determinazione quantitativa fibre di amianto, concentrazione soglia di contaminazione (CSC), metodi analitici, microscopia ottica ed elettronica, diffrattometria RX, spettrofotometria FT-IR
Key words: asbestos fibers quantification, threshold of contamination, analytical methods, optical and electronic microscopy, XR diffractometry, FTIR spectrophotometry

SOMMARIO

Le norme nazionali sull'analisi dei terreni, sia nell'ambito dei siti contaminati (D.Lgs 152/06 e s.m.i.) che per le Terre e Rocce da scavo (D.P.R. 120/17), prevedono indicazioni di merito per i prelievi e per le procedure analitiche; le stesse norme fissano le Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) per l'utilizzo o meno dei siti e dei materiali scavati. L'amianto è tra i contaminanti stabiliti e ne è stata fissata una CSC pari a 1.000 mg/kg-ss "…*determinata con tecnica DRX o FTIR*".

L'amianto, però, presenta caratteristiche peculiari: è una fibra, è un silicato, è un silicato cristallino, pertanto, se si esclude la Microscopia Elettronica a Trasmissione (TEM), non esiste un'unica tecnica analitica in grado di determinare contemporaneamente tutte e tre le peculiarità delle fibre di amianto.

Si sottopongono a discussione alcune considerazioni tecniche e una *proposta di metodo analitico.*

ABSTRACT

The Italian legislation that concerns the overall analysis of soils, both for the contaminated sites (D.Lgs 152/06 and s.m.i.) and for the excavated soil and rocks (D.P.R. 120/17) provides indications for the sampling mode and for the analytical procedures. The same legislation also delivers the Threshold Contamination Concentrations (CSC) to allow the utilization of the sites and the excavated material.

Asbestos is also in the list of regulated contaminants and its threshold level (CSC) has been set to 1.000 mg/kg-ss "... as determined by XRD or FTIR techniques". However, asbestos has distinctive characteristics: it is a crystalline silicate phase which occurs in the form of fibres and there is no analytical technique other than Transmission Electron Microscopy (TEM) that can measure simultaneously all such characteristics.

We hereby submit some technical considerations on these methods open for discussion and suggest an improved analytical method.

PREMESSA

Ricercare, identificare, quantificare l'amianto in una qualsiasi matrice (materiali, aria, acqua, suoli, rifiuti) significa caratterizzare un parametro "sui generis", poiché l'amianto è una fibra, è un silicato, è un silicato cristallino. (Fig. 1)

Ad esclusione dell'analisi in TEM, peraltro costosa, di discreta complessità tecnica e necessariamente non routinaria, *non esiste* un'unica tecnica in grado di evidenziare, identificare univocamente e quantificare contemporaneamente le fibre di amianto (Cavariani, Marconi, Sala, 2010) (Cavariani, ISS 2016).

Ricercare, identificare, quantificare l'amianto e valutarne i risultati necessita di capacità professionali per le quali è indispensabile la conoscenza delle singole tecniche analitiche, ma anche delle diverse norme che regolamentano specifici contesti: come esposizioni lavorative, valutazione di rischio professionale e/o di popolazione, classificazione rifiuti, valutazione di contaminazioni ambientali, individuazione di materiali contenenti amianto e/o rifiuti contenenti amianto, ecc.

Ai sensi del DM 14/5/1996, solo i laboratori qualificati presso il Ministero della Salute possono eseguire analisi e redigere Rapporti di Prova sull'amianto (l'elenco suddiviso per singola regione è riportato al sito: http://www.salute.gov.it/portale/temi/p2_6.jsp?lingua=italiano&id=1790&area=Sicurezza%20chimica&menu=amianto).

INTRODUZIONE

La normativa tecnica italiana in materia di analisi di fibre di amianto (DM 6/9/1994) riporta le principali tecniche

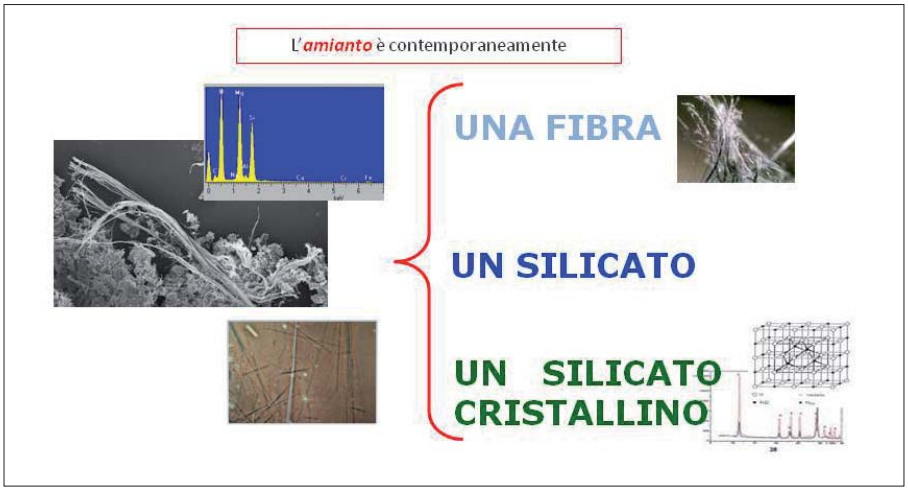


Figura 1. Caratteristiche delle fibre di amianto

analitiche che ne permettono la determinazione:

- Microscopia Ottica Luce Polarizzata – Dispersione Cromatica (MOLP-DC) per il riconoscimento qualitativo delle fibre di Amianto (All.3).
- Diffrazione di Raggi X (DRX) quantitativa per concentrazioni maggiori del 1% nei materiali (All.1A).
- Microscopia Elettronica a Scansione (SEM) semi-quantitativa per concentrazioni inferiori al 1% (All.1B).

Le diverse tecniche sopracitate evidenziano le caratteristiche intrinseche dell'amianto:

a) morfologiche e mineralogiche: MOLP-DC;
b) mineralogiche: DRX e MOLP- DC;
c) morfologiche e chimiche: SEM.

Ogni tecnica presenta "capacità diagnostiche" specifiche e presenta difficoltà per limiti di rilevabilità, interferenze, statistiche di conteggio.

Nel caso di manufatti, di prodotti, ovvero materiali in cui le fibre di amianto sono state *"intenzionalmente aggiunte"* a scopo tecnologico, le concentrazioni di amianto sono discrete e ormai facilmente riscontrabili in letteratura, sia normativa che tecnica (DM 6/9/94; banca dati Arpae: https://www.arpae.it/prodotti_amianto.asp?idlivello=1112; sito web della ASL Viterbo – CRRA: http://www.prevenzioneonline.net/).

Nel caso invece di contaminazioni più o meno accidentali o di contaminazioni residue post-bonifica, le quantità in gioco sono molto più modeste con conseguente esigenza di verificare la conformità di suoli/ terreni a Limiti prefissati dalle norme ambientali (Checchi, Sala, 2015).

Per la matrice suoli/terreni la casistica fa riferimento alla applicazione del D.Lgs 152/06 e del DPR 120/17, ai casi di RCA (rifiuti contenenti amianto) rinvenuti sul suolo o nel sottosuolo, alle successive bonifiche e alla gestione delle terre e rocce da scavo.

In tutti i casi va verificato il rispetto della CSC indicata pari a 1.000 mg kg-ss di amianto nel suolo sia per i siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale che per quelli ad uso commerciale e industriale.

Il valore 1.000 mg/kg (= 1.000 ppm in peso = 0,1%) determinato con tecniche DRX e FT-IR come indicato nelle norme:

1) non è possibile in quanto le tecniche indicate notoriamente presentano limiti di rilevabilità di un ordine di grandezza superiore, ovvero 1% (= 10.000 ppm = 10.000mg/kg);
2) non è praticabile a meno di utilizzare altre tecniche maggiormente performanti e combinate;
3) non può certamente essere considerato un limite sanitario di protezione per la salute umana, ma più realisticamente un limite tecnico.

Recentemente, giugno 2019, è stato pubblicato, con Decreto "1° marzo 2019, n. 46", il tanto atteso Regolamento, previsto dall'art. 241 del D.Lgs 152/2006, che fissa le CSC per il parametro amianto nei suoli delle aree destinate alla produzione agricola e all'allevamento in 100 mg/kg ss. Purtroppo, nelle note al valore di questa CSC, non è stato sanato l'errato riferimento alle tecniche analitiche DRX oppure I.R.-trasformata di Fourier il cui limite di rilevabilità, come sopra indicato, è di due ordini di grandezza superiore alla CSC fissata.

Nello stesso Decreto n. 46/2019 viene invece giustamente richiesto di utilizzare una metodologia analitica ufficialmente riconosciuta per tutto il territorio nazionale che consenta di rilevare valori di concentrazione inferiori.

Alla luce di queste preliminari riflessioni, è evidente la necessità, sempre meno dilazionabile, di un metodo analitico ufficiale che consenta, in questo ambito, un riferimento unico a livello nazionale e, quindi, la confrontabilità dei risultati.

PROCEDURE E METODI DI ANALISI

In tema di analisi dei suoli/terreni esistono diversi riferimenti internazionali e, qui di seguito, si riportano i più indicativi:

1. **American Society for Testing and Materials** (ASTM-USA): ASTM D7521-13 e, più recentemente, il metodo ASTM D7521-16.

Il metodo di prova ASTM può essere utilizzato per la valutazione, ad esempio, di siti contaminati da rifiuti da costruzioni, da prodotti contenenti amianto, miniere e depositi di minerali naturali di amianto (ovvero nei casi di Naturally Occurring Asbestos - NOA).

Il metodo di prova ASTM, in sintesi, prevede una procedura per:

- identificare l'amianto nel terreno;
- fornire una stima della concentrazione di amianto nel terreno campionato (essiccato) attraverso un sistema di setacciatura ad umido a maglie progressive con successiva analisi MOLP-DC;
- fornire, facoltativamente, una concentrazione di amianto, espressa come numero di fibre di amianto per grammo di campione;
- eventuale analisi in TEM della frazione più fine (facoltativo).

2. **Health and Safety Laboratory** (HSL - UK)

Il laboratorio HSL è uno dei principali soggetti fornitori di ricerca, formazione e consulenza in materia di salute e sicurezza nei luoghi di lavoro e fa parte del sistema di prevenzione governativo inglese (HSE). HSL gestisce diversi circuiti di controllo qualità (aperti a laboratori del Regno Unito e di Paesi terzi) e, fra questi, il circuito AISS (Asbestos In Soils Scheme), ovvero il circuito specifico per

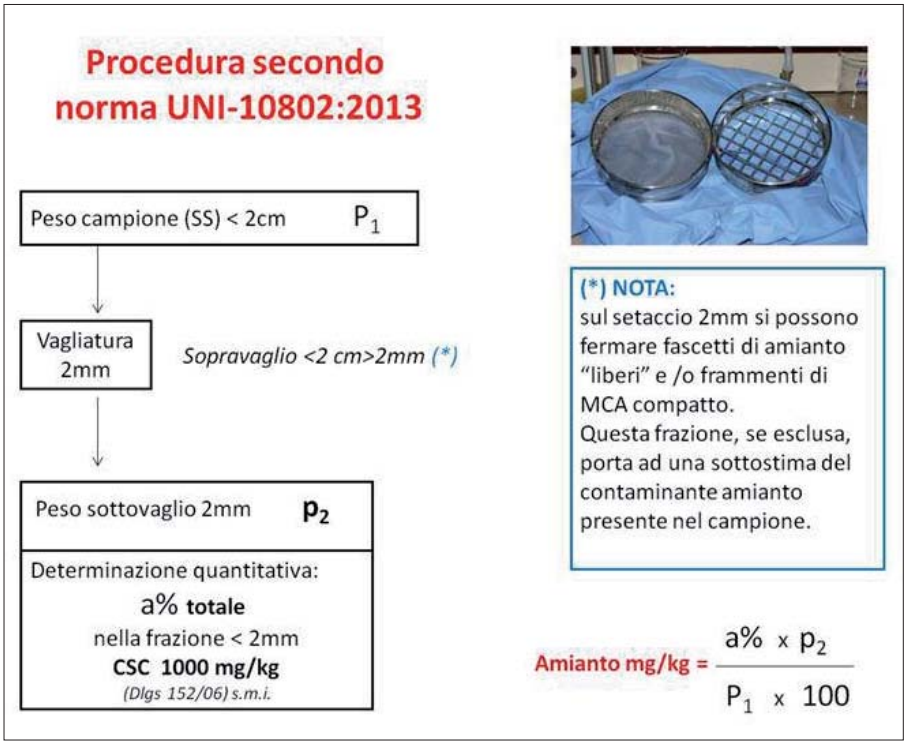


Figura 2. Schema procedurale analisi terreni secondo UNI 10802:2013

valutare la competenza dei laboratori che effettuano analisi qualitative e quantitative dell'amianto nei terreni contaminati.

L'HSL non raccomanda metodi specifici per l'analisi dell'amianto nel suolo, tuttavia, l'identificazione dell'amianto dovrebbe essere basata sul metodo MOLP-DC descritto nell'appendice 2 di "*Asbestos: The analysts' guide for sampling, analysis and clearance procedures*".

3. **Environment Agency** (EA-UK)

L'Agenzia per l'Ambiente (EA) britannico, è un ente pubblico non ministeriale, istituito nel 1995 e promosso dal Ministero dell'Ambiente inglese (DEFRA).

L'Agenzia ha proposto un metodo per la determinazione dell'amianto nei suoli: *The determination of asbestos in soil and associated materials (June 2015) (v.10°* - draft for consultation).



Figura 3. Evidenza di deposito sulle maglie setaccio 2 mm. di agglomerati e di fibre

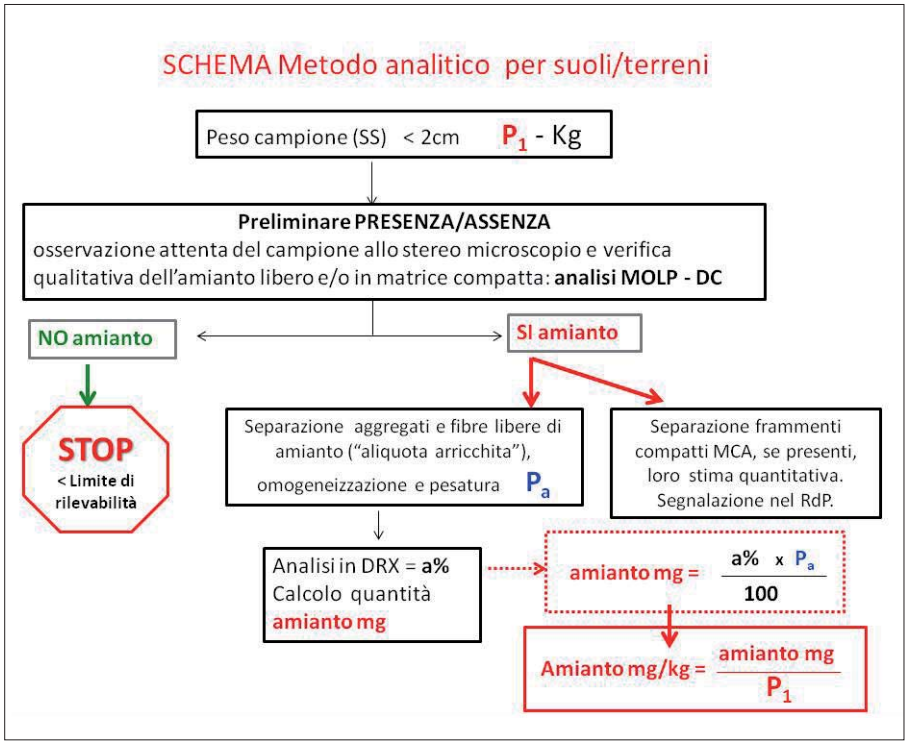


Figura 4. Schema di procedura analitica

In Italia, come già detto in introduzione, non esiste un metodo ufficiale per la quantificazione delle fibre di amianto nei suoli pur prevedendone la CSC di 1.000 mg/kg-ss.

Il riferimento tecnico per la normativa di settore più utilizzato, è la norma UNI 10802:2013, che, nel caso di presenza di amianto (in materiali e/o rifiuti), risulta inadeguata, poiché l'analisi quantitativa, con le procedure indicate, porta ad una sottostima della possibile presenza di fibre di amianto, infatti possono risultare esclusi, fascetti di fibre "libere" (esempio da Materiali Contenenti Amianto, o MCA, friabili) adagiate sulle maglie dei setacci; e/o piccoli frammenti e/o agglomerati di dimensioni intermedie ai setacci. (*Figg.* 2 e 3).

Per l'amianto, a differenza degli altri parametri chimici, pertanto, l'analisi per la determinazione quantitativa, dovrebbe essere eseguita senza setacciatura a 2 mm, ma sull'intera frazione sotto ai 2 cm.

Il DPR 120/17, ha introdotto poche, ma significative modifiche alle procedure analitiche:

a) di rilievo il riconoscimento delle peculiarità dell'amianto con l'eliminazione del parametro stesso dall'elenco per il test dell'eluato (art.4, comma 4: *Criteri per qualificare le terre e rocce da scavo come sottoprodotti*).
b) in riferimento alle procedure analitiche, l'Allegato 4 riporta: … *Qualora si abbia evidenza di una contaminazione antropica anche del sopravaglio, le determinazioni analitiche sono condotte sull'intero campione, compresa la frazione granulometrica superiore ai 2 cm, e la concentrazione è riferita allo stesso.*

In assenza di metodi ufficiali, singoli laboratori pubblici che analizzano suoli/terreni hanno sviluppato metodi interni (esempio: ARPAe Emilia-Romagna, ARPA Lombardia, ARPA Toscana).

PROPOSTA DI UN METODO PER L'ANALISI DEI SUOLI

Il Laboratorio di Riferimento Regionale Amianto di ARPA Emilia Romagna, ora Arpae, ha maturato un'esperienza pluridecennale nell'analisi dei suoli/terreni, ha collaborato con diversi tavoli tecnici di studio quali IRSA CNR (1996) e gruppi di lavoro della Commissione Nazionale Amianto (2004) ed ha sviluppato un proprio metodo interno per la determinazione delle fibre di amianto nei terreni. (PEDRONI C. *et al.* – 1994; SALA O. *et al.* 2005; SALA O. 2008; SALA O. *et al.* 2013)



Figura 5. Osservazione del campione allo stereomicroscopio



Figura 6a. Separazione ed identificazione fibre osservate

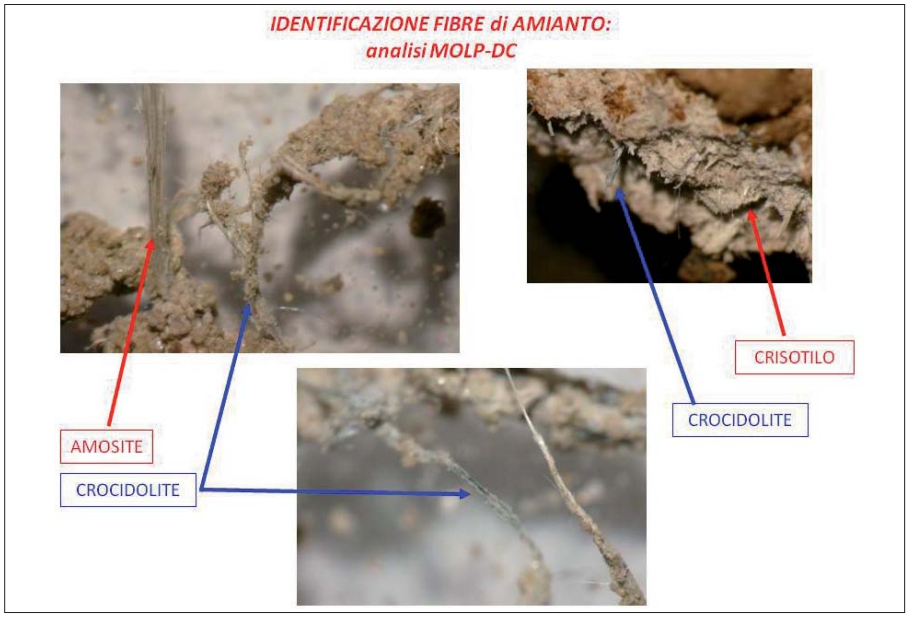


Figura 6b. Identificazione fibre di amianto

Dall'esperienza acquisita, presso il Laboratorio Regionale di Riferimento dell'ARPAe Emilia-Romagna viene di seguito proposta una procedura analitica (*Fig.*4) quale contributo ad una stesura condivisa di un metodo ufficiale da emanarsi a cura degli organi tecnici ministeriali.

Descrizione metodo

Il campione di terreno, di quantità compresa fra 0,5–1 kg, viene essiccato in stufa a 105°C per 24 ore; seguendo quanto prevede l'UNI 10802:2013, il campione secco viene setacciato con setaccio a maglie di 2 cm, se non già eseguita al momento del prelievo. La frazione inferiore a 2 cm viene pesata ed il peso è espresso in Kg ($\mathbf{P_1}$).

L'intero campione di terreno essiccato e pesato, di granulometria inferiore a 2 cm (P_1), viene depositato in un contenitore a superficie piana, in strato sottile, ed esaminato attentamente allo stereomicroscopio, per la ricerca e l'identificazione qualitativa delle fibre di amianto, mediante la tecnica MOLP-DC (secondo quanto previsto dal D.M. 06/09/1994, All. 3).

Se, dopo attenta osservazione tramite stereomicroscopio, non vengono riscontrate fibre di amianto "libere" e/o inglobate in terreno, il processo analitico viene interrotto classificando il campione come negativo ed il risultato nel Rapporto di Prova viene indicato come *"Inferiore al Limite di Rilevabilità"*.

In caso di positività, il campione viene passato su setaccio con luce da 2 mm. La successiva analisi quantitativa procede sulla frazione fine (inferiore a 2 mm). La frazione fine è depositata in un contenitore a superficie piana in strato sottile ed esaminata attentamente allo stereomicroscopio, al fine di individuare, separare e raccogliere *("spigolatura")* tutti gli agglomerati di fibre di amianto "libere" e/o inglobate nelle particelle di terreno, compresi quelli eventualmente adagiati sulle maglie del setaccio. (*Figg.* 5, 6a e 6b). In questo modo viene creata "*un'aliquota arricchita*" del campione di origine da sottoporre ad analisi successive.

Eventuali frammenti residui di MCA compatto contenente amianto (ad esempio, frammenti di lastre di dimensione compresa fra 2 cm e 2 mm) rimasti sul setaccio, vengono separati, pesati e segnalati nel Rapporto di Prova.

L'*"aliquota arricchita"* di fibre e terreno viene pesata esprimendo il peso in mg (P_a), e trasferita, previa omogeneizzazione, in apposita cuvetta per la determinazione con tecnica DRX della



Figura 7. Omogeneizzazione dell'"aliquota arricchita"

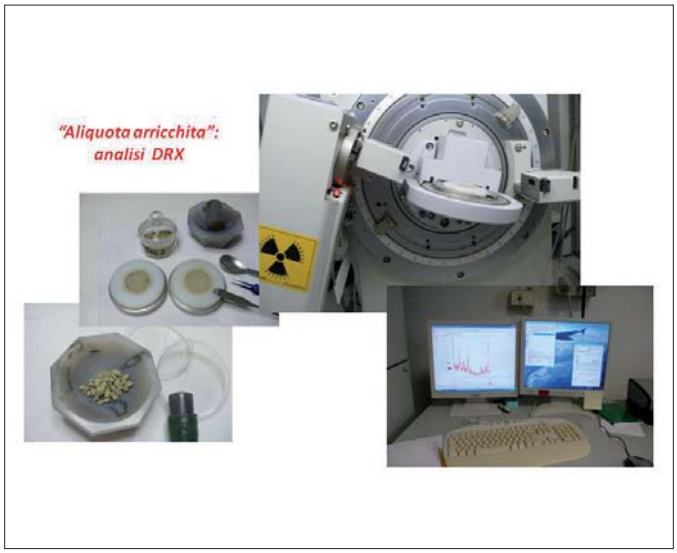


Figura 8. Analisi in DRX dell'"aliquota arricchita"

quantità percentuale di amianto (a%) presente in mg (*Figg*. 7 e 8):

Il risultato finale viene determinato secondo i calcoli (*Fig*. 9):

$$\text{amianto mg} = \frac{a\% \times P_a}{100}$$

$$\text{Amianto mg/kg} = \frac{\text{amianto mg}}{P_1}$$

Figura 9. Calcolo concentrazione amianto

Nel caso in cui la quantità di amianto non sia quantificabile con tecnica DRX, ovvero risulti inferiore all'1%, o con risultato finale prossimo a 1.000 mg/kg, si procede alla preparazione per la lettura in SEM, come indicato nel D.M. 06/09/1994, All. 1B.

L'analisi quantitativa in SEM va considerata un'eventualità, ovvero un'opportunità di perfezionamento del risultato rispetto una preselezione dell'"*aliquota arricchita*".

Osservazione all'analisi SEM quantitativa

Non si ritiene consigliabile utilizzare la tecnica SEM quantitativa direttamente sul campione conferito al laboratorio, soprattutto in caso di contaminazioni da fibre di amianto di modesta entità, poiché l'esigenza di omogeneizzazione dell'intero campione e l'esiguità della quantità di materiale sottoposta ad analisi/osservazione in SEM (circa 0,1 mg del campione primitivo), nonché per la conseguente statistica di conteggio, per i calcoli di trasformazione dal numero di fibre in volume, e, poi, in peso, per ognuna delle tipologie di amianto osservate, rendono gravosa un'analisi che altrimenti può essere eseguita in maniera più speditiva.

Inoltre il DM 6.9.94, all'Allegato 1B, punto 5.7B - *Osservazioni*, riporta:

- al capoverso "*sensibilità del metodo*", è ben argomentato che la stessa può essere assunta pari a 120 ppm;
- al capoverso "*significatività delle misure di concentrazione*", è espressamente riportato che per la metodica indicata i risultati compresi tra 100 e 1.000 ppm sono da considerarsi *solo qualitativi*.

VANTAGGI DEL METODO PROPOSTO

Il metodo descritto si presenta vantaggioso nella complessiva valutazione costi/benefici per un laboratorio che esegue con continuità analisi di suoli/terreni in quanto:

a) consente l'osservazione dell'intero campione;
b) l'"*aliquota arricchita*", derivante dall'attenta osservazione e separazione di fasci e/o di agglomerati di fibre, risulta discreta ed efficace per la quantificazione in DRX (mg);
c) prescinde dalla concentrazione in amianto del campione rispetto alla CSC di 1.000 mg/kg-ss, infatti:
   - ✓ per campioni in cui non sono visibili fibre allo stereo-microscopio, la sola osservazione, può considerarsi sufficientemente esaustiva, ovvero la concentrazione è stimabile come contenuta, valutabile come inferiore al Limite di Rilevabilità e, conseguentemente, conforme alla CSC fissata;
   - ✓ per campioni ad elevate concentrazioni (molto maggiori di 10.000 mg/kg) la quantità di campione proveniente dall'"*aliquota arricchita*", si può ritenere accettabile per la caratterizzazione



Figura 10. Singolo fascetto di fibre di amianto

quantitativa con analisi DRX e conseguentemente, è dimostrata la non conformità alla CSC;

- ✓ paradossalmente si possono apprezzare quantità molto, molto esigue: dall'attenta selezione eventuali singoli e isolati fascetti, se puliti, possono essere individuati, selezionati e direttamente pesati: l'analisi quindi, anche in questo caso, può essere ragionevolmente considerata terminata in tempi accettabili. (*Fig*. 10)

CRITICITÀ DEL METODO PROPOSTO

Il metodo descritto, nonostante diversi vantaggi, presenta tuttavia alcune criticità:

a. risulta impegnativo sia per l'attenzione dedicata all'osservazione dell'intero campione allo stereomicroscopio, che per la necessità di separazione manuale di fasci "liberi" e frammenti ("spigolatura") per ottenere l'"*aliquota arricchita*",
b. l'operatore che lo esegue, deve aver acquisito una buona esperienza con questa tipologia di matrice;
c. ogni laboratorio, deve definire il proprio Limite di Rilevabilità dell'analisi MOLP-DC, per stabilire la presenza/assenza di fibre di amianto;
d. il laboratorio che esegue l'analisi, deve avere una adeguata e soddisfacente esperienza nella interpretazione dei diffrattogrammi in funzione delle diverse risposte di terreni geologicamente differenti fra di loro.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

La proposta di tale procedura, oltre ad offrire la possibilità di osservare tutto il campione conferito, armonizza contemporaneamente:

1) le esigenze operative di correttezza nella determinazione quantitativa del contenuto in amianto nella matrice suolo/terreno da confrontare con la CSC, anche con l'impiego di più tecniche analitiche (microscopiche e non);
2) le esigenze di effettuazione della analisi con costi e tempi accettabili.

Le esperienze consolidate, hanno messo in evidenza, in controlli riferiti a caratterizzazioni preliminari di suoli e a controlli post-bonifica di siti contaminati, una netta prevalenza di campioni negativi per fibre di amianto, ovvero con concentrazioni inferiori a 100 mg/kg; solo in un numero limitato di casi si sono trovate concentrazioni molto superiori a 1.000 mg/kg (spesso dovuto o a rinvenimenti accidentali o a cattive procedure di bonifica). Nella casistica conosciuta, è risultata sporadica la necessità di dover ricorrere a determinazioni quantitative con analisi in SEM.

Il metodo proposto si può, pertanto, considerare affidabile allo scopo prefissato e i risultati ottenuti (facendo anche riferimento a quanto ottenuto partecipando al circuito HSL-AISS), ne confermano positivamente l'attendibilità.

Una precisazione doverosa, sia per i casi di contaminazioni antropiche in terreni/suoli con presenza naturale di amianto**,** che per ritrovamenti di NOA in opera in siti geologicamente differenti: in queste situazioni è necessaria una trattazione analitica specifica, separata ed approfondita, poiché la valutazione potrebbe risultare più complessa dovendo tener conto della specificità di questi minerali (contemporanea presenza dei minerali di amianto in forma fibrosa e non, es. crisotilo-antigorite-lizardite), oltre alla normativa di settore.

APPENDICE: PRINCIPALI RIFERIMENTI NORMATIVI

Decreto Ministeriale 6 settembre 1994. *Normative e metodologie tecniche di applicazione dell'art. 6, comma 3, e dell'art. 12, comma 2, della legge 27 marzo 1992, n. 257, relativa alla cessazione dell'impiego dell'amianto*. (Gazzetta Ufficiale Serie Generale n.288 del 10-12-1994 - Suppl. Ordinario n. 156).

Decreto Ministeriale 14 maggio 1996. *Normative e metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lettera f), della legge 27 marzo 1992, n. 257, recante: "Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto"*. (Gazzetta Ufficiale. Serie Generale , n. 251 del 25 ottobre 1996).

Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n.152. *Norme in materia ambientale.* (Gazzetta Ufficiale Serie generale n.88 del 14.0402006. Supplemento Ordinario n. 96).

Decreto Presidente della Repubblica, n. 120 del 13 giugno 2017. *Regolamento recante la disciplina semplificata della gestione delle terre e rocce da scavo, ai sensi dell'articolo 8 del decreto-legge 12 settembre 2014, n. 133, convertito, con modificazioni, dalla legge 11 novembre 2014, n. 164*. (Gazzetta Ufficiale – Serie generale n. 183 del 7 agosto 2017).

Decreto Ministeriale 1 marzo 2019, n. 46, *Regolamento relativo agli interventi di bonifica, di ripristino ambientale e di messa in sicurezza, d'emergenza, operativa e permanente, delle aree destinate alla produzione agricola e all'allevamento, ai sensi dell'articolo 241 del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152*. (Gazzetta Ufficiale – Serie Generale n. 132 del 7 giugno 2019)

BIBLIOGRAFIA ESSENZIALE

ASTM D7521-13 e recentemente ASTM D7521-16 https://www.astm.org/Standards/D7521.htm

Environment Agency (EA- UK), *The determination of asbestos in soil and associated materials (June 2015) v.10°* - draft for consultation: https://www.gov.uk/government/organisations/environment-agency

Cavariani F., Marconi A., Sala O. (2010), *Amianto: analisi di laboratorio, tecniche analitiche e valori limite. Italian Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 2010, Vol.1 (1).

Cavariani F. (2016), *Asbestos contamination in feldspar extraction sites: a failure of prevention*, Annali Istituto Superiore di Sanità, Vol 52, No 1:6-8.

Checchi L., Sala O. (2013), *Rimozione di Rifiuti Contenenti Amianto sul suolo e nel sottosuolo, bonifica dei siti: proposte di procedure, considerazioni critiche*. Istituto Superiore di Sanità, Roma Workshop 13 dicembre 2013, sessione posters.

Commissione Nazionale Amianto, (2005), *Gruppo di Studio del Ministero della Salute per la ricerca delle fibre asbestiformi nelle acque e nei suoli dei siti inquinati da attività antropiche*. Parere tecnico in merito al campionamento di suoli con possibile presenza di amianto ed altre fibre asbestiformi. Draft 15.07.2005 (Documento di lavoro).

Health and Safety Laboratory (HSL - UK). https://www.hsl.gov.uk/.

Health and Safety Laboratory (HSL-UK). Circuito AISS: https://www.hsl.gov.uk/proficiency-testing-schemes/aiss

IRSA-CNR (1996), Quaderno n. 64, Appendice III, marzo 1996: Metodi analitici per rifiuti determinazione di amianto "polveri e fibre libere".

Pedroni C., Renna E., Sala O., Vandelli F. (1994), *La classificazione dei rifiuti di amianto: proposta di metodica per determinare il tenore di "polvere e fibre libere"*. Atti del 13° Congresso A.I.D.I.I., 1994.

Sala O., Renna E., Pecchini G., Bacci T., Biancolini V., Paoli F. (2005), *Metodo analisi terreni-rifiuti. ARPA Reggio Emilia*, Atti della Conferenza Internazionale Asbestos Monitoring And Analytical Methods". AMAM. Venezia, 2005. (sessione poster).

Sala O. (2008), *Il campionamento e l'analisi delle fibre di amianto: vecchi e nuovi riferimenti normativi*. Seminario Nazionale Assoamianto. REMTECH, Ferrara, 2008.

Sala O., Checchi L., Fava A., Bacci T., Paoli F. (2013), Istituto Superiore di Sanità, Roma, Workshop 13 dicembre 2013 (sessione posters).

Sala O., Checchi L. (2015), *La determinazione quantitativa del parametro amianto nei suoli, nei siti contaminati, nelle terre e rocce da scavo e nei rifiuti non pericolosi da avviare a recupero*. Italian Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 2015, Vol.6 (1).

UNI 10802:2013. http://store.uni.com/catalogo/index.php/uni-10802-2013.html?josso_back_to=http://store.uni.com/josso-security-check.php&josso_cmd=login_optional&josso_partnerapp_host=store.uni.com

La **SIGEA** si occupa dello studio e della diffusione della geologia ambientale, materia che può essere definita come "applicazione delle informazioni geologiche alla soluzione dei problemi ambientali".
È un'associazione culturale senza fini di lucro, riconosciuta dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare come "associazione di protezione ambientale a carattere nazionale" con decreto 24 maggio 2007 (G.U. n. 127 del 4/6/2007). Ha sottoscritto un protocollo d'intesa con l'Arma dei Carabinieri, il 20/12/2017, per la collaborazione a svolgere attività di monitoraggio al fine di segnalare criticità in materia di dissesto idrogeologico e di impatto ambientale.
Agisce per la promozione del ruolo delle Scienze della Terra nella protezione della salute e nella sicurezza dell'uomo, nella salvaguardia della qualità dell'ambiente naturale e antropizzato e nell'utilizzazione più responsabile del territorio e delle sue risorse. È aperta a tutte le persone e gli Enti (persone giuridiche) che hanno interesse alla migliore conoscenza e tutela dell'ambiente.

La SIGEA

- **Favorisce** il progresso, la valorizzazione e la diffusione della geologia ambientale con l'organizzazione di eventi in ambito nazionale e locale mediante corsi, convegni, escursioni di studio, interventi sui mezzi di comunicazione.
- **Promuove** il coordinamento e la collaborazione interdisciplinare nelle attività conoscitive e applicative rivolte alla conoscenza e tutela ambientale; per questo scopo ha costituito le **Aree tematiche** "Patrimonio geologico", "Dissesto idrogeologico", "Geoarcheologia", "Educazione ambientale", "Caratterizzazione e bonifica dei siti inquinati", "Protezione civile", "Aree protette".
- **Opera** sull'intero territorio nazionale nei settori dell'educazione e divulgazione scientifica, della formazione professionale, della ricerca applicata, della protezione civile, occupandosi di varie tematiche ambientali, quali previsione, prevenzione e riduzione dei rischi geologici, bonifica siti contaminati, studi d'impatto ambientale, tutela delle risorse geologiche e del patrimonio geologico, geologia urbana, pianificazione territoriale, pianificazione del paesaggio, geoarcheologia, e in altri settori. Opera in ambito locale con i gruppi e le Sezioni regionali.
- **Informa** attraverso il periodico trimestrale "Geologia dell'Ambiente", che approfondisce e diffonde argomenti di carattere tecnico-scientifico su tematiche geoambientali di rilevanza nazionale e internazionale. La rivista è distribuita ai soci e a Enti pubblici e privati. L'informazione e la comunicazione avviene anche attraverso il sito web, la newsletter e la pagina facebook.
- **Interviene** sui mezzi di comunicazione attraverso propri comunicati stampa affrontando problemi attuali che coinvolgono le componenti ambientali.
- **Collabora con gli Ordini professionali, con il mondo universitario e con altre Associazioni** sulle tematiche riguardanti l'educazione, l'informazione e la formazione. In particolare coopera con CATAP (Coordinamento delle associazioni tecnico-scientifiche per l'ambiente e il paesaggio) cui SIGEA aderisce, Associazione Idrotecnica Italiana, Federazione Italiana Dottori in Agraria e Forestali, Italia Nostra, Legambiente, WWF, ProGEO (International Association for Geological Heritage), Alta Scuola, Società Geografica Italiana, Società Geologica Italiana, Accademia Kronos, ecc.
- **Collabora anche a livello internazionale**, in particolare con ProGEO, con la quale ha organizzato nel maggio del 1996 a Roma il 2° Symposium internazionale sui geositi e nel settembre 2012 a Bari il 7° Symposium sullo stesso argomento. Inoltre è attiva per svolgere studi, ricerche, censimenti e valorizzazione del patrimonio geologico.

I soci SIGEA

- Ricevono la rivista trimestrale "Geologia dell'Ambiente" in formato cartaceo o digitale e altre eventuali pubblicazioni dell'Associazione.
- Ricevono mediante newsletter informazioni sulle attività della SIGEA e di altre Associazioni.
- Ricevono gratuitamente, a seconda della disponibilità e in formato .pdf, numeri arretrati della rivista e gli atti di convegni organizzati dalla SIGEA. L'elenco dei numeri della rivista e dei suoi supplementi con i relativi articoli si trovano nel sito web.
- Partecipano ai convegni, ai corsi e altre iniziative a pagamento organizzati dall'Associazione, con lo sconto applicato ai soci.
- Disponibilità per candidature, in rappresentanza di Sigea, in Comitati e Commissioni di studio presso Enti pubblici nazionali e locali.
- Disporre di condizioni vantaggiose per l'acquisto dei volumi della "Collana SIGEA di Geologia Ambientale" (sconto del 30% sul prezzo di copertina) dell'Editore Dario Flaccovio di Palermo.

Volumi pubblicati: 1. *Difesa del territorio e ingegneria naturalistica*; 2. *Ambiente urbano. Introduzione all'ecologia urbana*; 3. *Le cave. Recupero e pianificazione ambientale*; 4. *Geotermia. Nuove frontiere delle energie rinnovabili*; 5. *Geologia e geotecnica stradale. I materiali e la loro caratterizzazione*; 6. *Contratti di fiume. Pianificazione strategica e partecipata dei bacini idrografici*; 7. *Le unità di paesaggio. Analisi geomorfologica per la pianificazione territoriale e urbanistica*; 8. *Difesa delle coste e ingegneria naturalistica. Manuale di ripristino degli habitat lagunari, dunari, litoranei e marini*; 9. *Il paesaggio nella pianificazione territoriale. Ricerche, esperienze e linee guida per il controllo delle trasformazioni*; 10. *Il dissesto idrogeologico. Previsione, prevenzione e mitigazione del rischio; 11. Calamità naturali e coperture assicurative*.