



Finanziato
dall'Unione europea
NextGenerationEU



REGIONE
ABRUZZO



LINEE GUIDA PER LA BONIFICA DEI SITI ORFANI DI DISCARICHE

*Procedure, Analisi di Rischio e progetti per la produzione di
Energia Rinnovabile*

Prefazione

La linea guida è il risultato del lavoro complesso e articolato del Gruppo di lavoro a cui hanno proficuamente collaborato Esperti PNRR ed Esperti afferenti al Dipartimento per il Servizio Geologico d'Italia dell'ISPRA, al Centro di ricerca Foreste e Legno di Roma e Casale Monferrato del Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (CREA), del Dipartimento Ambiente e Salute dell'Istituto Superiore di Sanità e agli Uffici della Regione Abruzzo. La Linea guida è destinata all'uso su siti contaminati orfani di discariche storiche.

I siti orfani di discariche hanno dimensioni limitate, in esse sono stati smaltiti prevalentemente rifiuti urbani, che hanno determinato una ridotta contaminazione del suolo e delle acque. Le discariche storiche disegnano la quasi totalità delle aree del Piano Territoriale e del Piano Nazionale di ripresa e Resilienza o PNRR della Regione Abruzzo. Tuttavia, tra i siti contaminati censiti nella regione una percentuale significativa presenta simili caratteristiche, ma con un impatto che si limita alle acque sotterranee e che risultano prive di finanziamenti. Finanziamenti che potrebbero essere reperiti a seguito della loro bonifica con tecniche verdi, con costi contenuti e sostenibili, e del loro utilizzo come aree da destinare alle Fonti di energia rinnovabile.

La sua stesura deriva inoltre dall'indispensabile necessità di allineamento con la novata del quadro normativo di riferimento e con le numerose misure di semplificazione e di innovazione tecnologica degli ultimi anni. Il Piano Territoriale della Regione Abruzzo opera in stretta sinergia con le ulteriori attività strategiche e programmatorie regionali in un quadro di complementarità agli investimenti previsti dal Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza presentato alla Commissione europea e dal Programma nazionale di bonifica dei siti contaminati.

Il progetto di bonifica è scelto attraverso un processo iterativo, che ne consente il perfezionamento e l'implementazione in tutte le fasi, prima durante e dopo gli interventi, dalla procedura di valutazione del rischio per le discariche basata sul principio di "fit for use", ovvero rendere compatibile lo stato di contaminazione del sito con la massima fruibilità (a livello sanitario ed ambientale) dell'area in base al livello specifico di valutazione, alla selezione delle tecnologie di bonifica e recupero applicabili alle condizioni specifiche del sito e strategiche per l'area. Il processo iterativo è reso comprensibile e visuale con un "model canvas", che si presenta sotto forma di schema grafico ad anelli. Il grafico partendo dalla check-list dei dati caratteristici del sito, delle tecnologie di bonifica e recupero, fornisce l'obiettivo più idoneo per l'area definito dalla soluzione più alta percentualmente.

Ciò consente di definire una adeguata suddivisione in zone vocate alla produzione di energia rinnovabile, bioenergie o forestale, dando impulso alle tecnologie energetiche più pulite e più convenienti.

La linea guida in quelle aree non congeniali al fotovoltaico permette di operare la scelta di sviluppo di tecniche di fitorimediazione, che può essere spinta fino ad una totale conversione per la produzione di aree forestali, che persegue il principio del «non arrecare danno significativo» e fornisce un significativo contributo all'obiettivo climatico.

l'Assessore

Nicola Campitelli



Finanziato
dall'Unione europea
NextGenerationEU



LINEE GUIDA PER LA BONIFICA DI SITI ORFANI DI DISCARICHE *Procedure, Analisi di Rischio e progetti per la produzione di Energia Rinnovabile*



Nello specifico, i contributi della presente linea guida sono stati elaborati dai seguenti componenti del Gruppo di lavoro:

Coordinatore Dr.ssa Geol. Lucina Luchetti (già resp. Ufficio Siti contaminati, materiali da scavo e discariche Arta Abruzzo)

Autori

Dr.ssa Geol. Lucina Luchetti Esperta Geologo PNRR Regione Abruzzo

Ing. Antonella Vecchio, Dr. Federico Silvestri e Dr. Geol. Gianluca Pirani, ISPRA- Dipartimento per il Servizio Geologico d'Italia

Dr. Giuseppe Pignatti, Dr.ssa Sara Bergante, CREA - Centro di ricerca Foreste e Legno

Dr.ssa Federica Scaini, ISS- Istituto Superiore di Sanità

Dr.ssa Silvia De Melis e Dr. ssa Geol. Francesca Liberi, Regione Abruzzo

Con i contributi della Dr.ssa Maria Gabriella Andrisani ISPRA- Dipartimento per il Servizio Geologico d'Italia e del Dr. Pier Mario Chiarabaglio, CREA- Centro di ricerca Foreste e Legno

Ringraziamenti

Si ringraziano i Dirigenti Ing. Salvatore Corroppolo e Ing. Dario Ciamponi così come i funzionari Dr. Gabriele Costantini e Dr. Diego Di Marcoberardino, Regione Abruzzo, per il loro supporto.

SOMMARIO

1	Premessa	
2	Contesto normativo dei siti orfani	7
3	Inquadramento territoriale e caratteristiche geologiche dei siti orfani	14
4	Siti orfani caratterizzati dalla presenza di Discariche	17
5	Criteri di selezione della strategia di bonifica	22
5.1.1	Introduzione	22
5.2	Diagrammi ad anelli per la selezione del recupero e delle tecniche di bonifica	24
5.2.1	Utilizzo del modulo canvas FEEA-FER	25
5.2.2	Scelta delle tecniche di bonifica/Misp	27
6	Principali componenti e requisiti del sistema discarica	31
6.1	Introduzione	31
6.2	La discarica ai sensi del D.Lgs 36/2003 e s.m.i.	35
6.3	Requisiti delle discariche controllate	36
6.3.1	Posizione	36
6.3.2	Progettazione	37
6.3.3	Piani di gestione in fase operativa e post-operativa	37
6.3.4	Chiusura ripristino ambientale e assistenza post-chiusura	37
7	Monitoraggio delle caratteristiche e delle emissioni della discarica	40
7.1	Controllo suolo e sottosuolo impattato dal corpo della discarica	40
7.2	Controllo delle acque sotterranee	44
7.3	Controllo delle emissioni dal corpo della discarica e migrazioni laterali del biogas	60
7.4	Controllo delle acque di ruscellamento e di scarico	82
7.5	Controllo e caratteristiche dei rifiuti	82
8	Analisi di rischio discariche "siti orfani"	85
8.1	Introduzione	85
8.2	Valutazione dell'impatto del corpo rifiuti sulle matrici circostanti	86
8.3	Valutazione dell'impatto del percolato verso la falda	86
8.4	Valutazione dei rilasci di inquinanti da percolato proveniente da discariche di rifiuti urbani	89
8.5	Valutazione della lisciviazione in falda e modellistica di trasporto degli inquinanti	93
8.6	Valutazione delle emissioni da biogas	99
8.7	Modellistica per la stima delle concentrazioni attese in aria a partire dai dati di biogas	102
8.8	Valutazione dell'efficienza del sistema di copertura ai fini del controllo delle emissioni di gas da discarica	104
8.9	Valutazione dell'emissione di polveri	105
8.10	Modello concettuale e scenari di valutazione del rischio	108
8.11	Revisione dei parametri di esposizione per gli scenari residenziale e ricreativo	111
9	Fitotecnologie - interventi sulla base di criteri di sostenibilità ambientali	114
9.1	Panoramica di fitotecnologie per la gestione del rischio	114
9.1.1	Fitobarriere	115
9.1.2	Fitocapping	117
9.1.3	Indicazioni progettuali	118
9.1.4	Il modello Deep rooting	118
9.2	Fitotecnologie, supporto alla definizione delle scelte progettuali	141
9.2.1	Sito di intervento, suolo e clima	141
9.2.2	Preparazione del sito di intervento	142
9.2.3	Lavorazioni, ammendanti, concimi	143
9.2.4	Metodi di piantagione	144
9.2.5	Cure e manutenzione	144
9.2.6	Valutazione della crescita e dell'efficacia dell'intervento	145
10	Impianti di bioenergie e di fitorimediazione ad alta estrazione dei contaminanti	147
10.1	Sistemi colturali per la produzione di biomassa	147
10.1.1	Indicazioni progettuali degli impianti vSRC - SRC	150
10.1.2	Monitoraggio degli impianti SRC e vSRC	151
10.2	Gestione dei rifiuti prodotti	152
10.2.1	Natura giuridica della biomassa	156
10.3	Valutazione dei costi degli interventi	157

10.4 Altre soluzioni delle fitotecnologie per la produzione di servizi ambientali.....	160
11 ALLEGATI	161
Allegato 4: elenco siti orfani	161
Allegato 5 A: Check- list dei parametri e delle categorie	161
Allegato 5 B: tabella per la selezione del recupero e delle tecnologie di bonifica/misp	161
Allegato 5 .1: MODULO CANVAS EDITABILE - Diagrammi ad anelli per il recupero e la bonifica-misp.....	161
Allegato 7.2 A: scheda anagrafica dei punti acqua presenti nel sito.	161
Allegato 7.2 B: schede personalizzata per i punti d’acqua presenti nel sito.....	161
Allegato 7.2 C: verifiche di efficienza idraulica dei piezometri – test di pompaggio	161
Allegato 7.2 D: verifiche di efficienza idraulica dei piezometri – slug test.....	161
Allegato 7.2 E: prove Lefranc a carico variabile	161
Allegato 7.2 F: prove Lefranc a carico costante.....	161
Allegato 7.2 G: scheda di campionamento acque piezometri	161
Allegato 7.2 H: risultati campagna di monitoraggio idrochimico.....	161
Allegato 7.2 I: rilievi chimico-fisici per singolo piezometro	161
Allegato 7.2 J: prova a gradini.....	161
Allegato 7.2 K: test idraulico di lunga durata.....	161
Allegato 7.2 L: gestione barriera idraulica in marcia	161
Allegato 9.1: elenco delle specie erbacee, arboree e arbustive maggiormente utilizzate nelle fitotecnologie.....	161
Allegato 9. 2: scheda capacità fitorimediazione specie vegetali	161
Allegato 9. 3: scheda metodiche analitiche matrice vegetale e gas dell’albero	161
Allegato 9. 4: scheda raccolta dati albero.....	162
12 RIFERIMENTI NORMATIVI E TECNICI	162
13 ELENCO DELLE TABELLE.....	167
14 ELENCO DELLE FIGURE	168

1 PREMESSA

Nel presente documento sono contenute le indicazioni generali per la definizione e la verifica da parte degli Enti di Controllo dei siti orfani che rientrano tra gli interventi di bonifica e messa in sicurezza permanente del Piano Territoriale della Regione Abruzzo. Piano Territoriale che opera in stretta sinergia con le ulteriori attività strategiche e programmatiche regionali in un quadro di complementarità agli investimenti previsti dal Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza presentato alla Commissione europea ai sensi dell'articolo 18 e seguenti del regolamento (UE) 2021/241 (di seguito PNRR) e del Programma nazionale di cui al decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare n.269 del 29 dicembre 2020, "Programma nazionale di finanziamento degli interventi di bonifica e ripristino ambientale dei siti orfani".

Già a fine dicembre 2020, con il Decreto Ministeriale n.269/20, era stato avviato un progetto di riqualificazione e bonifica dei siti orfani. A fine novembre 2021, il Decreto n. 222 ha introdotto a questo scopo anche i fondi del PNRR. Il Programma Nazionale del D.M. 269/2020 ha assegnato alla Regione Abruzzo le risorse economiche per gli interventi da attuare.

La misura M2C4 - Investimento 3.4 "Bonifica del "suolo dei siti orfani" del PNRR con una dotazione di 500 milioni di euro mira a ripristinare i terreni dei siti orfani, riducendo l'impatto ambientale e promuovendo l'economia circolare. La misura prevede l'utilizzo delle migliori tecnologie innovative di indagine disponibili per identificare le reali necessità di bonifica e consentire lo sviluppo di tali aree, anche nell'edilizia abitativa. Al fine di ridurre il consumo di suolo e migliorare il risanamento urbano, il Piano di Azione da approvare entro il 31 dicembre 2022, e la riqualificazione di almeno il 70% della superficie del "suolo dei siti Orfani" da attuare entro il 31 marzo, 2026 (target EU M2C4-25).

Per favorire le attività di semplificazione e la velocizzazione delle procedure amministrative, come disposto dalla Delibera del Dipartimento della Presidenza della Regione Abruzzo n. 101 del 02/09/2022, compresi il recupero dell'arretrato e la riduzione dei tempi necessari, è stato predisposto il presente documento che sviluppa nuove tecniche di progettazione, valutazione del rischio e monitoraggio per il recupero di suolo, coerenti con il target per la rivitalizzazione della superficie di suolo dei siti orfani, riducendo l'impatto ambientale e sanitario, promuovendo al contempo il possibile riutilizzo di tali aree, sede di discariche storiche, per la ripresa *green*, digitale e sostenibile, per la produzione di fonti di energie rinnovabili (FER) o per il risanamento urbano.

La linea guida applica tecnologie di bonifica/MISP verdi quali il fitorimedio con fitocapping e fitobarriere, integrate in tutto o in parte con altri sistemi di confinamento (es. sistemi *Pump & Treat* e coperture biossidative). Tutte le tecnologie, infatti, hanno dei limiti che possono essere superati, combinando o applicando due o più tecnologie di trattamento, includendo rimedi verdi alternativi o supplementari a sistemi più consolidati come, ad esempio, fitobarriere (Deep Rooting) e *Pump & Treat*.

La Linea guida definisce il processo iterativo del progetto per il perfezionamento e l'implementazione dello stesso, prima durante e dopo gli interventi, tramite la procedura di analisi di rischio e la selezione delle tecnologie applicabili alle condizioni sito-specifiche. A tal fine, tramite un "model canvas", che si presenta sotto forma di schema grafico ad anelli, rende comprensibile e visuale il processo iterativo. Lo strumento di indirizzo consente di selezionare, partendo dalla check-list dei dati caratteristici del sito, le tecnologie di bonifica/Misp e di recupero percentualmente più idonee per l'area. La linea guida, inoltre, include schede informative sulle tecniche di bonifica/Misp, sul monitoraggio e sui costi necessari per la realizzazione degli impianti verdi.

Tale obiettivo è in linea con i progetti PNRR che promuovono il riutilizzo di aree contaminate, discariche e cave anche per la generazione di energia rinnovabile. Potenziali vantaggi possono derivare dall'ubicazione di impianti (FER) su siti contaminati e discariche di rifiuti solidi urbani (RSU), che sicuramente necessitano di costi di bonifica significativi ma presentano una bassa domanda di sviluppo commerciale o immobiliare, in modo da produrre comunque una riqualificazione urbana con la creazione di servizi.

Molte discariche storiche di rifiuti solidi urbani sono particolarmente idonee per lo sviluppo combinato di solare e forestale perché sono spesso situate vicino a infrastrutture critiche, comprese le linee di trasmissione elettrica e le strade, o ad aree pianeggianti con elevata domanda di energia (centri urbani). Viceversa, in aree con caratteristiche non congeniali al fotovoltaico per esposizione, dimensione o contaminazione, la scelta dello sviluppo di tecniche di fitorimediazione può essere spinta fino ad una totale conversione per la produzione di aree forestali. Ciò consente una adeguata suddivisione in zone vocate alla produzione di energia rinnovabile, bioenergie o forestale, dando impulso alle tecnologie energetiche più pulite e più convenienti e riducendo l'impatto ambientale dei sistemi energetici (ad esempio, riducendo le emissioni di gas serra) e garantendo il perseguimento del principio del «non arrecare danno significativo» (cd. «Do Not Significant Harm» - DNSH) e del contributo all'obiettivo climatico (cosiddetto tagging).

2 CONTESTO NORMATIVO DEI SITI ORFANI

Con il **D.M. n. 269 del 29 dicembre 2020** sono stati disciplinati i criteri e le modalità di trasferimento delle risorse per l'attuazione degli interventi di bonifica e ripristino ambientale dei siti orfani ai soggetti beneficiari (Regioni e Province Autonome) per complessivi € 105.589.294,00 dei quali € 2.534.143,06 assegnati alla Regione Abruzzo.

Con lo stesso decreto (art.2) sono stati definiti i criteri utili all'individuazione dei siti che rispondono alla definizione di "**sito orfano**" che si riportano di seguito:

a) il sito potenzialmente contaminato in cui non è stato avviato o si è concluso il procedimento di cui all'articolo 244 del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, ovvero di cui all'articolo 8 del decreto ministeriale 25 ottobre 1999, n. 471, per il quale il responsabile dell'inquinamento non è individuabile o non provvede agli adempimenti previsti dal titolo V, parte quarta, del medesimo decreto legislativo, ovvero agli adempimenti previsti dal decreto ministeriale 1 marzo 2019, n. 46, e non provvede il proprietario del sito né altro soggetto interessato;

b) il sito rispetto al quale i soggetti di cui agli articoli 242 e 245 del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, dopo avere attivato le procedure previste dal titolo V, parte quarta, del medesimo decreto legislativo, non concludono le attività e gli interventi.

Sono esclusi dall'ambito di applicazione del D.M. 269/2020 i seguenti casi:

a. procedure e interventi di cui all'articolo 242 del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, in corso di esecuzione o per i quali sono già individuate e destinate altre fonti di finanziamento;

b. attività di rimozione dei rifiuti, salvo il caso in cui i rifiuti costituiscono fonti di contaminazione delle matrici ambientali circostanti;

c. interventi relativi alle strutture edilizie e impiantistiche, ad eccezione degli interventi necessari per consentire la bonifica delle matrici ambientali;

d. interventi di bonifica disciplinati da leggi speciali, se non nei limiti di quanto espressamente richiamato dalle medesime o di quanto dalle stesse non disciplinato;

e. interventi di bonifica e ripristino ambientale delle aree caratterizzate da inquinamento diffuso.

Nei casi sopra elencati l'onere degli interventi sostituiti di bonifica, messa in sicurezza e ripristino ambientale è in carico alla Pubblica Amministrazione ai sensi dell'art. 250 del D.lgs. 152/2006 e s.m.i.

Ulteriori risorse finanziarie sono state stanziare a favore delle Regioni e Province Autonome per la bonifica dei siti orfani individuati con i criteri sopra riportati, a seguito degli investimenti del Piano di Ripresa e Resilienza (PNRR) per complessivi € 500.000.000 dei quali € 12.000.000 assegnati alla Regione Abruzzo.

✚ con il decreto ministeriale n. 269 del 29 dicembre 2020 e il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (misura M2C4, investimento 3.4) sono state destinate a Regioni e Province autonome risorse per interventi su siti orfani.

✚ il decreto del Ministro dell'Economia e delle Finanze 6 agosto 2021 assegna (Tabella A) al Ministero della Transizione Ecologica 500.000.000,00 euro per la bonifica dei siti orfani, nell'ambito della misura M2C4- Tutela del territorio e della risorsa idrica– Investimento 3.4 “Bonifica del suolo dei siti orfani” – del PNRR e individua (Tabella B) i relativi obiettivi e traguardi.

✚ la circolare del 31 dicembre 2021, n. 33 del Ministero dell'Economia e delle Finanze recante “Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR) – Nota di chiarimento sulla Circolare del 14 ottobre 2021, n. 21 – Trasmissione delle Istruzioni Tecniche per la selezione dei progetti PNRR – Addizionalità, finanziamento complementare e obbligo di assenza del c.d. doppio finanziamento”.

✚ con il Decreto MATTM n. 15 del 22 febbraio 2022 sono definiti i “Criteri di ammissibilità degli interventi nei siti orfani da realizzare con le risorse del PNRR (misura M2C4, investimento 3.4) per l'adozione del Piano d'azione e la check-list di verifica”.

✚ con il Decreto Mite (MASE) n. 301 del 4 agosto 2022 (GU Serie Generale n.239 del 12-10-2022) viene pubblicato il Piano d'azione per la riqualificazione dei siti orfani in attuazione della misura Missione 2, Componente 4, Investimento 3.4, del PNRR.

I siti orfani oggetto di attività PNRR nella Regione Abruzzo, il cui elenco è stato approvato con D.M. n. 301 del 04.08.2022, sono in gran parte rappresentati da discariche storiche comunali. Discariche realizzate con ordinanze contingibili e urgenti ai sensi dell'ex art.12 del D.P.R. 915/82 e della deliberazione Comitato Interministeriale del 27 luglio 1984 o autorizzate ai sensi dell'ex artt. 13, 27 e 28 del D.lgs. 22/97.

Poiché i conferimenti dei rifiuti nelle discariche risultavano interrotti da tempo all'entrata in vigore del D.lgs. 36/03, come modificato dal D.L. 121/20, le aree sono state sottoposte alla norma della parte Quarta, Titolo V, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 (TUA), che rappresenta la normativa di riferimento in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati.

L'avvio delle procedure previste dal Titolo V del TUA è derivato dagli esiti delle indagini preliminari di caratterizzazione e/o dell'Analisi di Rischio Sanitario-Ambientale (AdR), che hanno individuato superamenti delle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC), di cui alle colonne A e B della tabella 1 e della tabella 2 dell'allegato 5 alla parte quarta, o delle Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR) a carico del suolo, sottosuolo e materiali di riporto e/o delle acque sotterranee. Ciò ha comportato la necessità di attivare l'iter per le procedure previste dall'art. 242, a partire dal comma 1, che dispone:

“Al verificarsi di un evento che sia potenzialmente in grado di contaminare il sito, il responsabile dell'inquinamento mette in opera entro ventiquattro ore le misure necessarie di prevenzione e ne dà immediata comunicazione ai sensi e con le modalità di cui all'articolo 304, comma 2. La medesima procedura si applica all'atto di individuazione di contaminazioni storiche che possano ancora comportare rischi di aggravamento della situazione di contaminazione”.

Più nello specifico, il recupero dei “siti orfani” nell'ambito dei finanziamenti PNRR è previsto dalla componente M2C4 per la Tutela del territorio e della risorsa idrica, specificamente dalla terza Missione, destinata a salvaguardare la qualità dell'aria e la biodiversità del territorio.

L'elenco dei siti rappresenta una *milestone* intermedia di monitoraggio nazionale (M2C4-00-ITA-17) per l'adozione del Piano d'Azione (M2C4-00-ITA-18) e la rivitalizzazione dei siti orfani.

L'entrata in vigore dell'art. 17 del D.L. 152/2021 prevedeva, inoltre, che *“Entro sessanta giorni dalla data di entrata in vigore del presente decreto, il Ministro della transizione ecologica, d'intesa con la Conferenza unificata di cui all'articolo 8 del decreto legislativo 28 agosto 1997, n. 281, adottasse un apposito “Piano d'azione”, di cui si riporta un estratto.*

Tipologia	N. sequenziale	Timeline (Trimestre/Anno)	Descrizione	Meccanismo di verifica	Raggiungimento traguardo	Note
Milestone	M2C4-00-ITA-17	T4-2021	Identificazione dei siti orfani definiti dal Decreto Ministeriale n. 269/2020	Pubblicazione sul sito istituzionale del MITE al link https://bonifichesiticontaminati.mite.gov.it/wp-content/uploads/2021/11/m_ante.MATTM_RIA-REGISTRO-DECRETIR.0000222.22-11-2021.pdf	Raggiunto: Decreto prot.222 del 22 novembre 2021	
Milestone	M2C4-24	T4 2022	Quadro giuridico per la bonifica dei siti orfani	Documento esplicativo che motiva debitamente come il traguardo, inclusi tutti gli elementi costitutivi, è stato soddisfatto in modo soddisfacente. Tale documento deve includere in allegato le seguenti prove documentali: a) Copia del piano d'azione adottato e link al sito web a cui è possibile accedere. b) Relazione esplicativa che mostri come le azioni previste nel piano d'azione contribuiscano al raggiungimento degli obiettivi della riforma. c) Copia della pubblicazione nella Gazzetta Ufficiale della normativa primaria e della normativa secondaria critica per il raggiungimento degli obiettivi descritti nello milestone e nel CID e riferimento ai relativi provvedimenti indicanti l'entrata in vigore, corredata da documento debitamente motivante come la pietra miliare, compresi tutti gli elementi costitutivi, è stata soddisfatta in modo soddisfacente	Entro il 2022	
Target	M2C4-00-ITA-18	T2-2024	Numero di progetti di sicurezza/risanamento approvati dalle autorità locali per la rivitalizzazione dei siti orfani	-Pubblicazione sul sito istituzionale del MITE dell'elenco dei progetti approvati dalle autorità.	Entro il 30 giugno 2024	
Target	M2C4-25	T1-2026	Rivitalizzazione dei siti orfani	Documento esplicativo che motiva debitamente come il traguardo (compresi tutti gli elementi costitutivi) è stato soddisfatto in modo soddisfacente. Tale documento deve includere in allegato le seguenti prove documentali: a) certificato di completamento rilasciato in conformità alla legislazione nazionale per ciascuno dei siti orfani rivitalizzati; b) Relazione di un ingegnere indipendente vidimata dal ministero competente che giustifichi la percentuale raggiunta.	Entro il 31 marzo 2026	

Connessione con Riforme e quadro finanziario

Non risulta esserci alcuna connessione con le Riforme PNRR.

Importo PNRR: 500.000.000,00

Nuovi progetti: 500.000.000,00

Adempimenti intermedi, tempistica per la pubblicazione di eventuali avvisi e bandi

Con Decreto Direttoriale prot.222 del 22 novembre 2021 pubblicato sul Sito istituzionale del Ministero della transizione ecologia al link https://bonifichesiticontaminati.mite.gov.it/wp-content/uploads/2021/11/m_ante.MATTM_RIA-REGISTRO-DECRETIR.0000222.22-11-2021.pdf è stato approvato l'elenco dei siti orfani da riqualificare ai fini dell'attuazione dell'investimento 3.4 (Bonifica di siti orfani) e pertanto è stata raggiunta la prevista milestone M2C4-00-ITA-17.

Si sta procedendo con le attività relative all'attuazione della seconda milestone europea M2C4-24 "Quadro giuridico per la bonifica dei siti orfani"/Piano d'azione che individuerà gli interventi specifici ammessi a finanziamento a valere dei 500 MLN stanziati dal PNRR, i criteri di riparto e le assegnazioni delle risorse per ciascun intervento ritenuto finanziabile.
Il successivo traguardo (piano di azione) è fissato al 31.12.2022 (M2C4-24)

La Regione Abruzzo ha provveduto all'individuazione dei siti orfani secondo criteri definiti nel percorso di concertazione con l'ex Ministero della Transizione Ecologica oggi Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE) e coerentemente con le previsioni e pianificazioni già adottate in materia di bonifiche in ambito regionale.

Le modifiche apportate al D.lgs. 152/06 con la L. 108/21 (in SO n. 26, relativo alla G.U. 30/07/2021, n.181) di conversione con modificazioni del D.L. 31 maggio 2021, n. 77 (in G.U. 31/05/2021, n. 129, c.d. decreto Semplificazioni) ed in particolare l'art. 37, hanno rappresentato l'indirizzo su cui sono state sviluppate le proposte e criteri del presente documento.

Di seguito sono riportate le principali novità introdotte dal decreto Semplificazioni:

- **all' art. 242 del D.lgs. 152/2006** (Procedure operative ed amministrative) con il *comma 7*, il D.L. 77/21 rende possibile l'adozione di tecnologie innovative, di dimostrata efficienza ed efficacia, a costi sopportabili, e disponibili a seguito dello sviluppo tecnico-scientifico del settore. Il decreto Semplificazioni introduce; inoltre, con il *comma 7-bis*, aspetti determinanti ai fini della progettazione e gestione dei siti contaminati che sono di seguito elencati:
 - il materiale di riporto è inserito tra le matrici per le quali è possibile individuare gli obiettivi per la bonifica (CSR) al pari del suolo e sottosuolo;
 - è possibile procedere alla certificazione di avvenuta bonifica (art. 248), qualora le CSR siano raggiunte anticipatamente, limitatamente a suolo/sottosuolo e materiale di riporto:
 - anche a stralcio in relazione alle singole aree catastalmente individuate;
 - anche in presenza di contaminazioni nella falda, a patto di dimostrare e garantire nel tempo, e fino alla loro completa rimozione, che le contaminazioni ancora presenti nelle acque sotterranee non comportino un rischio per i fruitori dell'area, né una modifica del modello concettuale tale da generare un peggioramento della qualità ambientale per le altre matrici secondo le specifiche destinazioni d'uso.

Infine, con il nuovo *comma 13-ter*, inserito dal D.L. 77/21, è previsto che: *“Qualora la procedura interessi un sito in cui, per fenomeni di origine naturale o antropica, le concentrazioni rilevate superino le CSC di cui alle colonne A e B della tabella 1 dell'allegato 5 al titolo V della parte quarta, il proponente può presentare all'ARPA territorialmente competente un piano di indagine per definire i valori di fondo da assumere. Tale piano, condiviso con l'ARPA territorialmente competente, è realizzato dal proponente con oneri a proprio carico, in contraddittorio con la medesima ARPA, entro sessanta giorni dalla data di presentazione dello stesso. Il piano di indagine può fare riferimento anche ai dati pubblicati e validati dall'ARPA territorialmente competente relativi all'area oggetto di indagine. Sulla base delle risultanze del piano di indagine, nonché di altri dati disponibili per l'area oggetto di indagine, l'ARPA territorialmente competente definisce i valori di fondo. È fatta comunque salva la facoltà dell'ARPA territorialmente competente di esprimersi sulla compatibilità delle CSC rilevate nel sito con le condizioni geologiche, idrogeologiche e antropiche del contesto territoriale in cui esso è inserito. In tale caso le CSC riscontrate nel sito sono ricondotte ai valori di fondo)”*.

IN EVIDENZA

In applicazione del comma 7bis dell'art. 242, qualora le CSR del suolo/sottosuolo-materiali di riporto siano raggiunte anticipatamente rispetto a quelle previste per la falda, il progetto di bonifica/messa in sicurezza permanente per la falda dovrà essere corredato da un piano di monitoraggio che dimostri e garantisca nel tempo che le contaminazioni ancora presenti nelle acque sotterranee, fino alla loro completa rimozione, non comportino un rischio per i fruitori dell'area, né una modifica del modello concettuale tale da generare un peggioramento della qualità ambientale per le altre matrici secondo le specifiche destinazioni d'uso.

Ai fini del target del PNRR l'eventuale monitoraggio che dovesse essere necessario dopo il 31 marzo 2026 non rientra nelle attività finanziate dal PNRR.

- **all'art. 242 ter c.1 e c.1bis)** nei siti contaminati, inclusi i Siti di Interesse Nazionale, *possono essere realizzati i progetti del Piano nazionale di Ripresa e Resilienza, (omissis...), le opere per la realizzazione di impianti per la produzione energetica da fonti rinnovabili e di sistemi di accumulo, esclusi gli impianti termoelettrici, omissis ..., opere con le medesime connesse, infrastrutture indispensabili alla costruzione e all'esercizio degli stessi impianti, nonché le tipologie di opere e interventi individuati con il decreto del Presidente del Consiglio dei ministri di cui all'articolo 7-bis, a condizione che detti interventi e opere siano realizzati secondo modalità e tecniche che non pregiudichino né interferiscano con l'esecuzione e il completamento della bonifica, né determinino rischi per la salute dei lavoratori e degli altri fruitori dell'area nel rispetto del decreto legislativo 9 aprile 2008, n. 81. Le disposizioni del presente articolo si applicano anche per la realizzazione di opere che non prevedono scavi ma comportano occupazione permanente di suolo, a condizione che il sito oggetto di bonifica sia già caratterizzato ai sensi dell'articolo 242.*

- **l'art. 242 ter c.3.** recita *“Per gli interventi e le opere individuate al comma 1 e al comma 1-bis, nonché per quelle di cui all'articolo 25 del decreto del Presidente della Repubblica 13 giugno 2017, n. 120, il Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare con proprio decreto per le aree ricomprese nei siti di interesse nazionale, e le regioni per le restanti aree, provvedono all'individuazione delle categorie di interventi che non necessitano della preventiva valutazione da parte dell'Autorità competente ai sensi del Titolo V, Parte quarta, del presente decreto, e, qualora necessaria, definiscono i criteri e le procedure per la predetta valutazione nonché le modalità di controllo.*

IN EVIDENZA

Dal combinato disposto dei commi 5 e 7bis dell'articolo 242, la Conferenza dei Servizi, con l'approvazione del documento dell'analisi del rischio delle matrici suolo/sottosuolo e materiali antropici, dichiara concluso positivamente il procedimento per le già menzionate matrici, ed è possibile procedere all'emissione del provvedimento amministrativo che attesti l'avvenuto completamento delle attività, anche a stralcio, in relazione alle singole aree catastalmente individuate.

Per la certificazione di avvenuta bonifica ai sensi dell'art. 248, qualora la Provincia non provveda al suo rilascio entro 30 giorni dal ricevimento della relazione tecnica predisposta dall'ARTA, **provvede la Regione ai sensi del comma 7bis dell'articolo 242, nei successivi 60 giorni**, previa diffida alla Provincia a adempiere nel termine di 30 giorni.

A tal proposito un'importante indicazione introdotta dal decreto del **Piano d'Azione** per i siti orfani PNRR è rappresentata dalle modalità con cui può essere determinata l'avvenuta Bonifica/Misp e la riqualificazione del sito, ed il conseguente **raggiungimento del target EU M2C4-25**, ai sensi **dell'art.5 del D.M. 301/2021** che recita:

Art.5. Ciascun intervento contribuisce al raggiungimento del target EU M2C4-25 in ragione della superficie di suolo riqualificata e determinata secondo una delle seguenti modalità:

- a) provvedimento dell'Autorità competente ai sensi del titolo V, parte quarta, del decreto legislativo n. 152 del 2006, che accerti che il sito non è contaminato ai sensi dell'articolo 240, comma 1, lettera f), del medesimo decreto legislativo. **In tal caso, il sito orfano contribuisce al target EU M2C4-25 per l'intera sua superficie;**
- b) certificazione rilasciata dall'Autorità competente ai sensi dell'articolo 248, comma 2, del decreto legislativo n. 152 del 2006. **In tal caso, il sito orfano contribuisce al target EU M2C4-25 per l'intera sua superficie;**
- c) relazione dell'Agenzia regionale per la protezione dell'ambiente o di un tecnico abilitato, nominato dal soggetto attuatore o dal soggetto attuatore esterno, che asseveri gli interventi eseguiti e la percentuale di suolo riqualificata, in conformità al progetto approvato, anche tenendo conto delle attività di verifica prescritte dall'Autorità competente in sede di approvazione del progetto ai sensi dell'articolo 242, comma 7, ultimo capoverso, del decreto legislativo n. 152 del 2006. **In tal caso, il sito orfano contribuisce al target EU M2C4-25 per la sola superficie oggetto di asseverazione;**
- d) relazione finale da parte dell'Agenzia regionale per la protezione dell'ambiente, territorialmente competente, ai sensi dell'articolo 242-bis, comma 4, del decreto legislativo n. 152 del 2006. **In tal caso, il sito orfano contribuisce al target EU M2C4-25 per l'intera sua superficie;**
- e) certificazione a stralcio rilasciata dall'Autorità competente ai sensi dell'articolo 248, comma 2, del decreto legislativo n. 152 del 2006. **In tal caso, il sito orfano contribuisce al target EU M2C4-25 per la superficie corrispondente allo stralcio progettuale.**

IN EVIDENZA

Il raggiungimento del target EU M2C4-25 può essere determinato con le modalità previste dal TUA e con:

✚ Relazione dell’Agenzia regionale per la protezione dell’ambiente (da intendere come SNPA), che *asseveri gli interventi eseguiti e la percentuale di suolo riqualificata* in conformità al progetto approvato, anche tenendo conto delle attività di verifica prescritte dall’Autorità competente in sede di approvazione del progetto ai sensi dell’art. 242, comma 7, ultimo capoverso, del decreto legislativo n. 152 del 2006 (art. 5 comma c del Decreto n.301 del 4/08/2022).

✚ Relazione di un tecnico abilitato, nominato dal soggetto attuatore o dal soggetto attuatore esterno (Comune), che *asseveri gli interventi eseguiti e la percentuale di suolo riqualificata*, in conformità al progetto approvato, anche tenendo conto delle attività di verifica prescritte dall’Autorità competente in sede di approvazione del progetto ai sensi dell’art. 242, comma 7, ultimo capoverso, del decreto legislativo n. 152 del 2006 (art. 5 comma c del Decreto n.301 del 4/08/2022).

Inoltre, la recente giurisprudenza formatasi con la Sentenza n. 349 del Consiglio di Stato del 24 gennaio 2022 (<http://www.studiolegalezuco.it/wp-content/uploads/2022/03/cons.-di-stato-sez.-4-sent.-n.-439-2022.pdf>)

ha fornito un chiarimento sulla definizione della destinazione d’uso del sito indicando che: *“La Tabella 1 dell’allegato 5 al Titolo V della parte Quarta del d.lgs. n. 152 del 2006 individua le concentrazioni soglia di contaminazione nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla “specifica destinazione d’uso dei siti da bonificare”; le destinazioni d’uso sono – come detto – quella “a verde pubblico e privato e residenziale” nonché quella “ad uso commerciale e industriale. E’ evidente che il legislatore non si è riferito, in tal modo, alla sola specifica destinazione impressa dalle norme urbanistiche (P.R.G. o altri strumenti di pianificazione), bensì ha inteso avere riguardo all’effettivo utilizzo dei terreni ai fini dell’individuazione dei valori soglia di contaminazione; **il criterio dell’utilizzo reale e dello stato effettivo dei terreni vale, a maggior ragione, quando non vi sia una specifica destinazione impressa dalle disposizioni urbanistiche ovvero quando tale destinazione sia stata modificata nel corso del tempo.**”.*

IN EVIDENZA

Pertanto, anche nelle aree in cui sono state realizzate delle discariche potrebbe essere possibile, ai fini dell’individuazione dei valori soglia di contaminazione, per la matrice terreni (tab.1, All. 5 al Titolo V della parte IV del D.Lgs. 152/06), applicare il criterio dell’utilizzo reale e dello stato effettivo dei terreni, condizionato all’esplicitazione dello stesso da parte dei Comuni interessati. In questa condizione sarà possibile utilizzare per la bonifica come colonna di riferimento, comunque, la “B” per un *“uso commerciale e industriale”*. Resta comunque sempre l’obbligo di raggiungere tutti gli obiettivi di bonifica su tutte le matrici interessate dalla contaminazione.

IN EVIDENZA

Infine escono dalle procedure di bonifica quei siti potenzialmente contaminati nei quali, a seguito delle indagini preliminari, sia esclusa la contaminazione (c. 5 art. 242) o sia stato certificato il raggiungimento delle CSR per suolo e sottosuolo e materiali di riporto (art. 248), rispettando le prescrizioni definite per la falda (assenza di rischio e monitoraggio che individui una progressiva diminuzione nel tempo della contaminazione) nonché secondo le procedure previste per i siti orfani PNRR (art. 5 del Decreto n.301 del 4/08/2022).

L’applicazione dell’articolo 242ter del Dlgs 152/06 alle aree contaminate, comprese le discariche storiche classificabili come “siti orfani”, si armonizza con l’art. 31 (Semplificazione per gli impianti di accumulo e fotovoltaici ...) del D.L. 77/21, il quale individua nelle “discariche o lotti di discarica chiusi e ripristinati” le potenziali aree idonee per la localizzazione degli impianti per la produzione energetica da fonti rinnovabili.

Inoltre, con gli ulteriori approfondimenti e valutazioni dell’art. 20 “Disciplina per l’individuazione di superfici e aree idonee per l’installazione di impianti a fonti rinnovabili” del decreto legislativo 8 novembre 2021, n. 1991 (di seguito anche decreto legislativo n. 199/2021) sono specificate le ulteriori tipologie di aree idonee per la localizzazione degli impianti. Con "area idonea" si intende un’area con un elevato potenziale atto a ospitare

l'installazione di impianti di produzione elettrica da fonte rinnovabile, anche all'eventuale ricorrere di determinate condizioni tecnico-localizzative.

Gli impianti FER idonei alle aree di discariche storiche, in considerazione delle loro caratteristiche e ubicazione, sono quelli fotovoltaici e di bioenergie. Questi rappresentano una possibile soluzione che può contribuire a far raggiungere all'Italia gli obiettivi europei fissati al 2030 e al 2050 dal decreto legislativo n. 199/2021 di recepimento della direttiva RED II. E conformemente al Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima (di seguito anche: PNIEC), con la finalità di individuare un insieme di misure e strumenti coordinati, già orientati all'aggiornamento degli obiettivi nazionali da stabilire ai sensi del Regolamento (UE) n. 2021/1119, con il quale si prevede, per l'Unione europea, un obiettivo vincolante di riduzione delle emissioni di gas a effetto serra di almeno il 55 per cento rispetto ai livelli del 1990 entro il 2030.

3 INQUADRAMENTO TERRITORIALE E CARATTERISTICHE GEOLOGICHE DEI SITI ORFANI

Il territorio della regione Abruzzo presenta un'area di 9.215.68 km². Il territorio è stato interessato da un'evoluzione tettonica neogenico-quadernaria caratterizzata dalla migrazione, dai settori occidentali verso quelli orientali, del sistema orogenico catena-avanfossa-avampaese, avente strutture orientate NW-SE a vergenza orientale, responsabile del sollevamento delle successioni sedimentarie meso-cenozoiche e della formazione dell'Appennino abruzzese. A partire dal Miocene superiore, si attiva una fascia di deformazione distensiva posta al retro della catena che, contestualmente e parallelamente alla deformazione compressiva, migra da ovest verso est interessando via via settori più esterni della catena. La deformazione distensiva è responsabile della formazione delle strutture a horst e graben che si impostano sull'orogene appenninico, portando alla formazione dei bacini intramontani. Attualmente la deformazione compressiva è attiva nella fascia adriatica mediante strutture sepolte, mentre la deformazione distensiva è attiva in corrispondenza della catena appenninica abruzzese. L'ossatura della catena appenninica abruzzese è costituita da successioni carbonatiche pre-orogeniche di età mesozoica e in parte cenozoica depositatesi in gran parte in un contesto tettonico di margine passivo, il quale muta nel corso del Cenozoico con l'instaurarsi del regime tettonico compressivo, durante il quale le successioni di avanfossa sin-orogeniche si deposero al fronte della catena a partire dal Tortoniano nel settore di catena in oggetto. In conseguenza della migrazione del sistema orogenico catena-avanfossa-avampaese, l'età dei depositi di avanfossa ringiovanisce procedendo verso est fino ad arrivare al bacino plio-pleistocenico peri-adriatico.

Su questi si impostano le successioni sedimentarie plio-pleistoceniche continentali e marine fortemente controllate dall'attività tettonica.

I terreni presenti nel settore orientale della Regione, non lontano dalla linea di costa, appartengono, in generale, ai termini di età Pliocenica e Pleistocenica e sono costituiti da una sequenza deposizionale silico-clastica potente fino a 3.000 metri, cui segue una successione di depositi grossolani in facies di spiaggia sommersa, di spiaggia, di conoide e/o di laguna costiera a colmamento del settore centrale dell'Avanfossa Periadriatica, (Crescenti, 1971; Casnedi et alii, 1981; Ghisetti & Vezzani, 1983). I sedimenti della sequenza deposizionale si sono depositi, dunque, in un'area a forte subsidenza, il cui depocentro si colloca nell'area di Pescara e il cui asse risulta orientato in direzione NW-SE, separato verso Sud dal bacino molisano attraverso un alto strutturale localizzato nell'allineamento Villalfonsina-Casoli e verso nord dal bacino padano attraverso un alto strutturale localizzato in prossimità del Monte Conero.

In sostanza nella fossa periadriatica si sedimentarono materiali terrigeni a grana finissima che generarono la Formazione definita in letteratura "Argille grigio-azzurre" attribuite al Plio-Pleistocene. In continuità stratigrafica con le Argille siltose grigio azzurre si depositarono materiali sabbioso-arenacei conglomeratici, di ambiente di sedimentazione da marino a continentale, a testimonianza del progressivo ritiro del mare tra la fine del Pliocene e l'inizio del Quaternario. A partire dall'inizio del Quaternario e cioè, dal momento del definitivo ritiro del mare dall'area, il modellamento superficiale è causato da agenti completamente diversi: acque superficiali (corsi d'acqua), agenti meteorici chimico-fisici e la gravità. L'attività di tali agenti è causa della formazione dei depositi alluvionali antichi terrazzati, dei depositi alluvionali recenti, dei depositi eluvio-colluviali e di quelli di piana costiera. In particolare, possiamo individuare una zona costiera che si caratterizza per lo sviluppo relativamente poco esteso della fascia terrazzata marina e per i pochi esempi di falesia, sempre distante dalla attuale linea di costa. Con una zona sub-pianeggiante costituita essenzialmente da depositi di laguna interna, interdigitati con depositi di ambiente fluviale. La comunicazione fra i due ambienti sedimentari era di tipo discontinuo e legato alle variazioni eustatiche sia

per effetto delle maree che per fenomeni di sollevamento differenziale. Le acque fluviali nei periodi di piena formavano depositi limo-argillosi che si interstratificavano ai terreni marini.

La successione litostratigrafica dei depositi alluvionali è caratterizzata da sabbie limi e ghiaie a stratificazione incrociata. I suddetti passano verso NE dapprima a depositi sabbiosi della spiaggia attuale, per poi transitare in mare aperto a depositi di sabbia fine ben cernita di spiaggia sommersa (g8) d'età Versiliana. Tale unità a geometria progradazionale, è costituita da un complesso sabbioso ghiaioso e lenti di torbe con passaggio graduale al complesso pelitico di prodelta-piattaforma interna ad argille e silt argillosi.

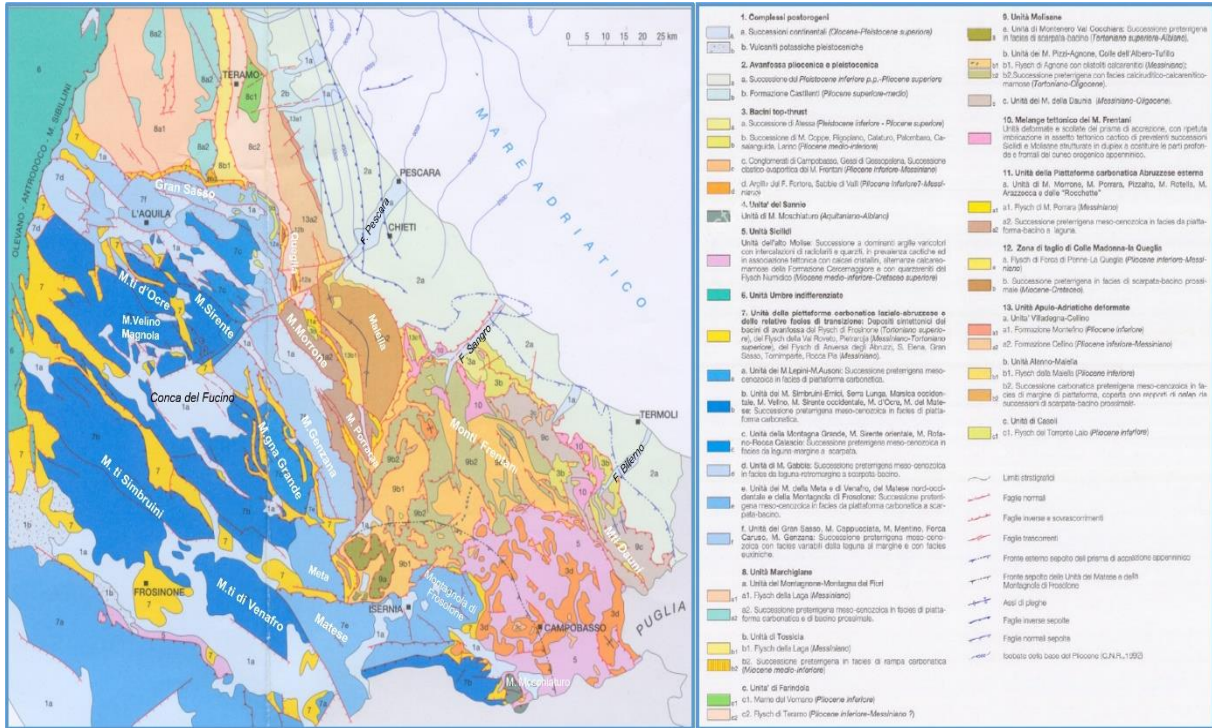


Figura 1 Carta geologica dell'Abruzzo

In questo quadro si inserisce l'assetto idrogeologico dell'Appennino centrale che è strettamente legato agli elementi geologici e tettonici che caratterizzano l'area. Le dorsali carbonatiche, che occupano tutta la porzione centro-meridionale, sono contraddistinte dalla serie di bacino nel settore umbro-marchigiano e dai depositi di piattaforma carbonatica nel settore laziale-abruzzese, sono sede degli acquiferi più rilevanti, sia dal punto di vista qualitativo che dal punto di vista quantitativo. Queste aree (bacini regionali marchigiani meridionali, bacini regionali abruzzesi, bacini interregionali del fiume Tronto e del fiume Sangro, parte delle cui portate proviene dalla struttura carbonatica del Distretto dell'Appennino Meridionale) sono caratterizzati dalle dorsali carbonatiche e dalle valli fluviali dei 17 corsi d'acqua superficiali significativi descritti nel PTA.

Tabella 1 Corsi d'acqua superficiali significativi

Corso d'acqua significativo	Codice corso d'acqua	Bacino imbrifero	Recapito del corso d'acqua	Superficie bacino (Km ²)	Autorità di bacino
Fiume Tronto	I028TR	Bacino Tronto	Mare	194 ^(*)	Autorità di Bacino del Tronto ⁵
Fiume Tordino	R1303TD	Bacino Tordino	Mare	449	Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Vomano	R1304VM	Bacino Vomano	Mare	791 ^(*)	Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Fino	R1306FI	Bacino Fino-Tavo-Saline	F. Saline	619	Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Tavo	R1306TA		F. Saline		Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Saline	R1306SA		Mare		Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Sagittario	R1307SA	Bacino Aterno	F. Aterno	613	Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Aterno	R1307AT		F. Pescara	1939 ^(**)	Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Pescara	R1307PE	Bacino Pescara	Mare	1215 ^(***)	Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Foro	R1309FR	Bacino Foro	Mare	234	Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Aventino	I023VN	Bacino Sangro	F. Sangro	437	Autorità di Bacino del Sangro ³
Fiume Sangro	I023SN		Mare	1606 ^{(***)(****)}	Autorità di Bacino del Sangro ³
Fiume Sinello	R1314SI	Bacino Sinello	Mare	315	Autorità dei Bacini Regionali Abruzzesi ¹
Fiume Trigno	I027TG	Bacino Trigno	Mare	402 ^(***)	Autorità di Bacino del Trigno – Biferno e Minori, Saccione e Fortore ⁴
Fiume Turano	N010TU	Bacino Tevere	F. Tevere	242 ^(**)	Autorità di Bacino del Tevere ²
Fiume Imele	N010IM		F. Tevere	346 ^(**)	Autorità di Bacino del Tevere ²
Fiume Liri	N005LR	Bacino Liri	F. Garigliano	310 ^(**)	Autorità di Bacino del Liri-Garigliano-Volturno ²

La caratterizzazione idrogeologica del territorio riportata nella “Carta idrogeologica”, realizzato in scala 1:100.000 e restituito in scala 1:250.000, Tavola 1-4.del PTA è riportata in Figura 2.

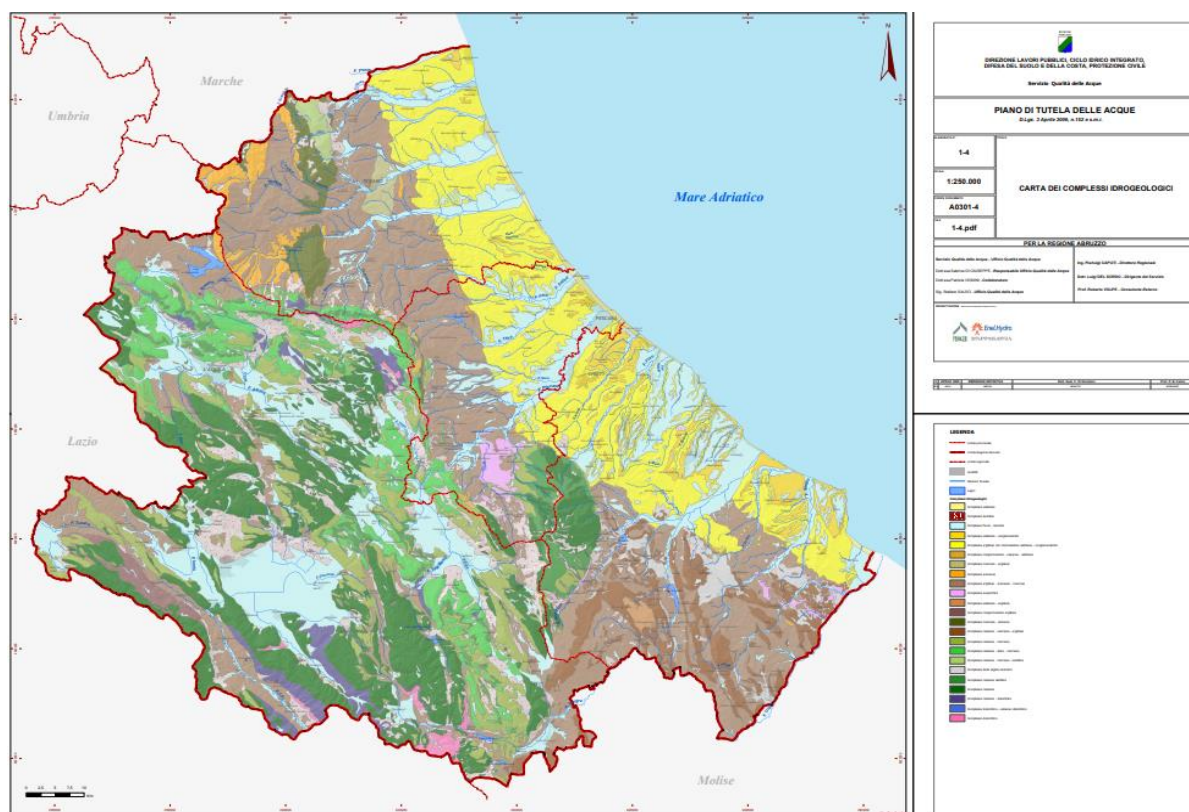


Figura 2 Carta dei complessi idrogeologici

4 SITI ORFANI CARATTERIZZATI DALLA PRESENZA DI DISCARICHE

I Siti orfani del Piano Nazionale delle Bonifiche del PNRR sono ubicati nei Comuni di Pescara, Martinsicuro (TE), Cupello (CH), Carpineto Sinello (CH), Catignano (PE), Gissi (CH), Roccamorice (PE), Rivisondoli (AQ) e Chieti, allegato 4. A, ed ubicati nella cartografia dei Corpi idrici significativi di Figura 3 e nella cartografia delle pendenze di Figura 4.

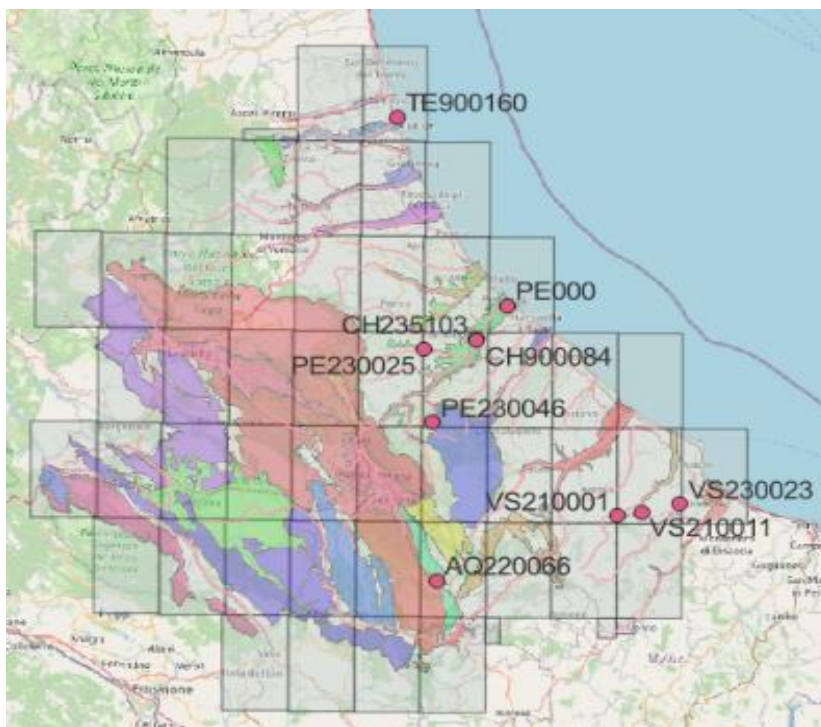


Figura 3 Ubicazione dei Siti Orfani del Piano Territoriale dell'Abruzzo (PNRR e PNB) carta dei complessi idrogeologici, Elaborazione in QGis cartografia del Geoportale della regione Abruzzo

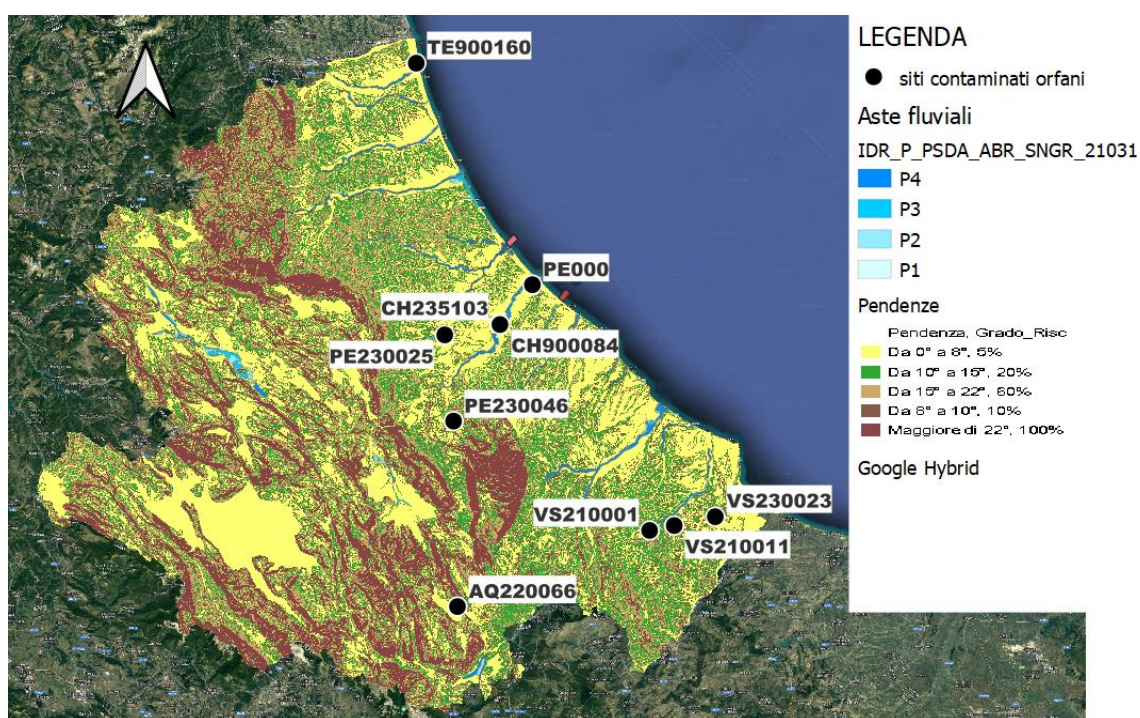


Figura 4 Ubicazione dei Siti Orfani del PT Abruzzo nella cartografia della esposizione e del PSDA, elaborazione in QGis, acquisita dal Geoportale della Regione Abruzzo

La superficie territoriale dei siti Orfani varia tra i 1000 e 40.000 mq, con la maggior parte di essi situati in valli pianeggianti o sub-pianeggianti o caratterizzati da blandi rilievi collinari. In un caso la discarica si trova in un ambiente prettamente montuoso seppure in un'area a debole pendenza. La posizione del sito rappresenta uno degli elementi utili per la valutazione del possibile recupero ai fini energetici (fotovoltaico), idealmente per tale uso l'area dovrebbe essere pianeggiante o posizionata leggermente verso sud (cfr. par. 5.2.3 3 modulo 5.1). Non dovrebbe avere colline troppo alte e verso sud, ovest ed est e non devono essere presenti montagne o alberi troppo vicini o alti. Tutto ciò per consentire il massimo irraggiamento solare.

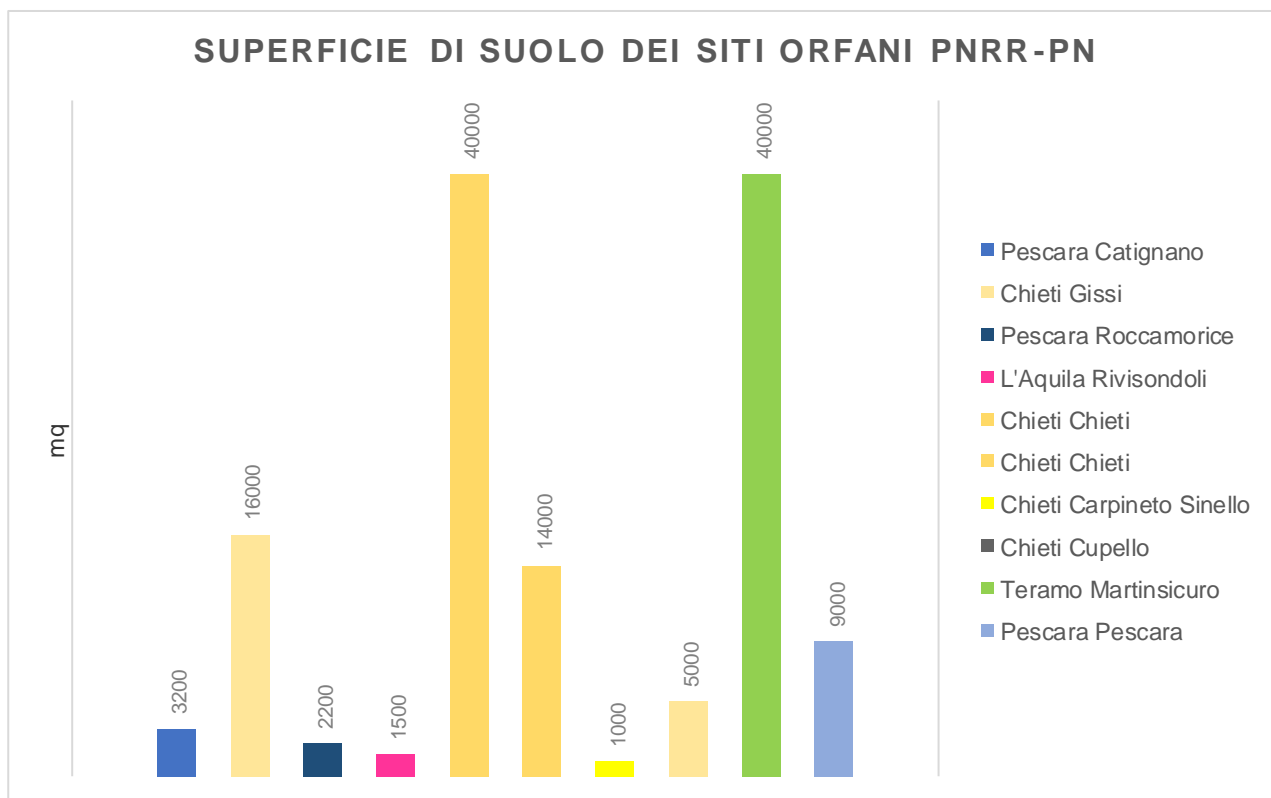


Figura 5 Dimensioni areale dei siti Orfani interessati dai finanziamenti PNRR e PN

La superficie utile ai fini energetici dei siti contaminati è uno dei parametri da valutare per la selezione delle aree idonee, il modulo minimo che consente la realizzazione di impianti per la produzione di 100kW (cfr. par. 5.2.3 3 modulo 5.1) è pari a 1500 mq, impianti tra 1-10 MW necessitano di aree con dimensioni tra 30.000 e 200.000 mq.

Le indagini condotte sulle matrici ambientali mostrano frequentemente la presenza di sorgenti secondarie nel comparto acque sotterranee e aria, mentre la contaminazione a carico del suolo/sottosuolo è spesso riconducibile ad hot-spot. Ciò è dovuto alla natura stessa dei composti riscontrati (es. Ferro), che per il terreno non rappresentano un rischio per l'ambiente. Inoltre, la presenza di superamenti delle CSC di Tab. 2 dell'All.5 della Parte quarta Titolo V D.lgs. 152/06 nelle acque sotterranee ha determinato l'inserimento di queste aree nelle procedure di bonifica. Da ciò, diventa necessario identificare con precisione le caratteristiche del sito e valutarne l'impatto dei rifiuti sul suolo e sulla falda (rif. Par. 8). Le concentrazioni rappresentative del suolo presentano nel 50% dei casi dei siti del Piano Territoriale superamenti per una sola categoria rappresentata spesso dai contaminanti inorganici (metalli): As, Cd, Pb, Ni, Cu e Cr con un valore di contaminazione quasi sempre inferiore a 10 volte i valori obiettivo della bonifica o CSR. I contaminanti organici volatili (COV) quali i clorurati o Idrocarburi Leggeri con C inferiore o uguale a 12 e pesanti con C maggiori di 12 risultano rari e con basse concentrazioni.

I vincoli per il recupero dei siti contaminati sono ambientale, paesaggistico-territoriale e dei beni culturali, oltre che idraulico o boschivo. La presenza di aree poste ad una distanza dall'impianto giuridicamente rilevante (cfr. art- 14.9 del d.m. 10 settembre 2010.)

a fini energetici sono rappresentati dal rischio idrogeologico e dagli squilibri fisico-ambientali presenti sul territorio individuati nelle Norme tecniche di attuazione del vigente Piano Stralcio Difesa Alluvioni (PSDA), strumento per l'individuazione delle aree nell'ambito fluviale compatibile con la sicurezza idraulica, l'uso della risorsa idrica, l'uso del suolo (ai fini insediativi, agricoli, industriali) e la salvaguardia delle componenti naturali ed ambientali. La distribuzione della pericolosità idraulica è zonizzata in funzione del limite di inondazione per i tempi di ritorno di 50, 100 e 200 anni in 4 classi (fig. 4); le classi di pericolosità "molto elevata" e "elevata" sono definite tenendo conto anche dei valori assunti anche dalle altezze idriche risultanti nei profili di piena e dalle velocità di corrente.

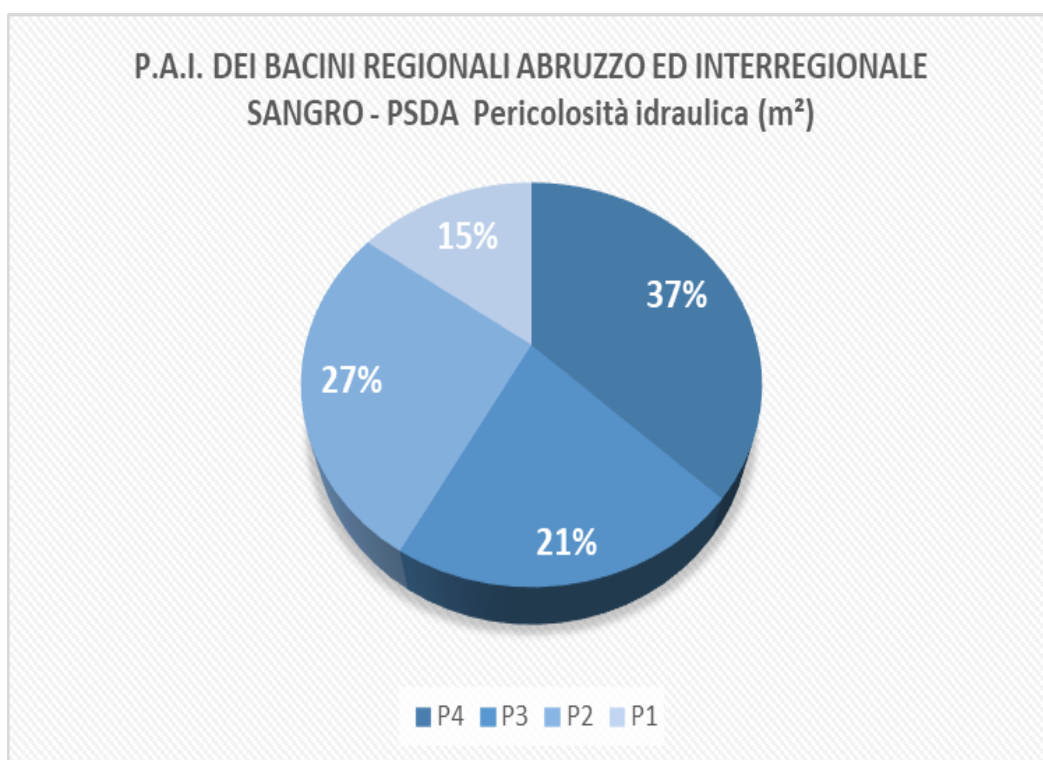


Figura 6 Superficie della pericolosità idraulica nella regione Abruzzo (Geoportale Autorità di Bacino dell'Appennino Centrale. ABDAC)

La definizione del danno potenziale nel PSDA si è basata sulla lettura dell'uso del suolo, desunto dalla cartografia tecnica regionale, e dei vincoli stabiliti sul territorio.

La vulnerabilità di tutti gli elementi è stata assunta in via cautelativa pari a 1 (perdita totale). La classificazione del danno è in funzione del grado di urbanizzazione, correlato alla zonizzazione degli strumenti urbanistici comunali, e di concentrazione dei beni esposti ad elevato valore sociale ed economico.

La carta del rischio idraulico, derivata dall'intersezione delle due cartografie precedenti, classifica 4 livelli – molto elevato, elevato, medio e moderato – in funzione delle classi di pericolosità e di quelle del danno potenziale.

Per quanto riguarda la valutazione della pericolosità, le 4 classi di pericolosità individuate nel PSDA vigente, sono state aggiornate secondo quanto previsto dagli "Indirizzi operativi per l'attuazione della Direttiva 2007/60/CE relativa alla valutazione e alla gestione dei rischi da alluvioni con riferimento alla predisposizione delle mappe della pericolosità e del rischio di alluvioni" del Ministero dell'Ambiente, del Territorio e del Mare, che prevedono la parametrizzazione a 3 classi secondo i tempi di ritorno indicati nel D.Lgs. 49/2010 attraverso i seguenti tre scenari:

P3 (alluvioni FREQUENTI – elevata probabilità di accadimento) per $20 \leq TR \leq 50$ anni;

P2 (alluvioni POCO FREQUENTI – media probabilità di accadimento) per $100 \leq TR \leq 200$ anni;
P1 (alluvioni RARE DI ESTREMA INTENSITA' – bassa probabilità di accadimento) per $200 < TR \leq 500$ anni.
L' Art. 96 del regio decreto 25 luglio 1904, n. 523 stabilisce che

“Sono lavori ed atti vietati in modo assoluto sulle acque pubbliche, loro alvei, sponde e difese i seguenti:

b) Le piantagioni che s'inoltrino dentro gli alvei dei fiumi, torrenti, rivi e canali, a costringerne la Sezione normale e necessaria al libero deflusso delle acque; c) Lo sradicamento o l'abbruciamento dei ceppi degli alberi che sostengono le ripe dei fiumi e dei torrenti per una **distanza orizzontale non minore di nove metri dalla linea a cui arrivano le acque ordinarie**. Per i rivi, canali e scolatori pubblici la stessa proibizione è **limitata ai piantamenti aderenti alle sponde**. d) La piantagione sulle alluvioni delle sponde dei fiumi e torrenti e loro isole a distanza dalla opposta sponda minore di quella nelle rispettive località stabilita, o determinata dal prefetto, sentite le Amministrazioni dei comuni interessati e l'Ufficio del Genio civile; e) Le piantagioni di qualunque sorta di alberi ed arbusti sul piano e sulle scarpe degli argini, loro banche e sottobanche, lungo i fiumi, torrenti e canali navigabili; f) Le piantagioni di alberi e siepi, le fabbriche, gli scavi e lo smovimento del terreno a distanza dal piede degli argini e loro accessori come sopra, minore di quella stabilita dalle discipline vigenti nelle diverse località, ed in mancanza di tali discipline a distanza minore di metri quattro per le piantagioni e movimento del terreno e di metri dieci per le fabbriche e per gli scavi; g) Qualunque opera o fatto che possa alterare lo stato, la forma, le dimensioni, la resistenza e la convenienza all'uso, a cui sono destinati gli argini e loro accessori come sopra, e manufatti attinenti; h) Le variazioni ed alterazioni ai ripari di difesa delle sponde dei fiumi, torrenti, rivi, canali e scolatori pubblici, tanto arginati come non arginati, e ad ogni altra sorta di manufatti attinenti; omissis l) Qualunque opera nell'alveo o contro le sponde dei fiumi o canali navigabili, o sulle vie alzaie, che possa nuocere alla libertà ed alla sicurezza della navigazione ed all'esercizio dei ponti natanti e ponti di barche; m) I lavori od atti non autorizzati con cui si venissero a ritardare od impedire le operazioni del trasporto dei legnami a galla ai legittimi concessionari..... omissis.”

L'aggiornamento dell'Anagrafe dei siti contaminati di cui alla D.G.R. n. 59/2022 della Regione Abruzzo - Allegato 1 (elenco dei siti contaminati) individua, tra i 162 siti in procedura di bonifica, circa 55 siti di discariche storiche. Solo il 6% di questi ha interventi PNRR e PN, il 30% non è rientrato nel finanziamento PNRR e PN dal momento che non presentano una contaminazione a carico del suolo ma solo delle acque sotterranee.

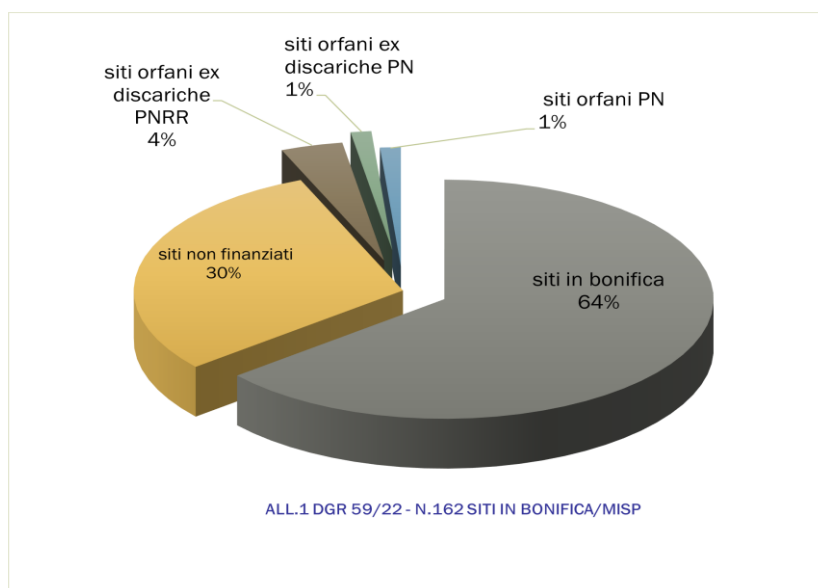


Figura 7 Distribuzione delle tipologie di siti contaminati censiti nell'Anagrafe della Regione Abruzzo, approvata con DGR n. 59/2022, il 36% è rappresentato da discariche storiche.

Tuttavia, i siti di discarica dismessi nella regione censiti e potenzialmente recuperabili a fini energetici sono 412 di cui rispettivamente: 131 in provincia di Chieti, n. 59 in quella di Teramo, n. 72 in quella di Pescara e n. 150 in quella di L'Aquila, la metà dei quali sono risultati con superamenti delle CSC.

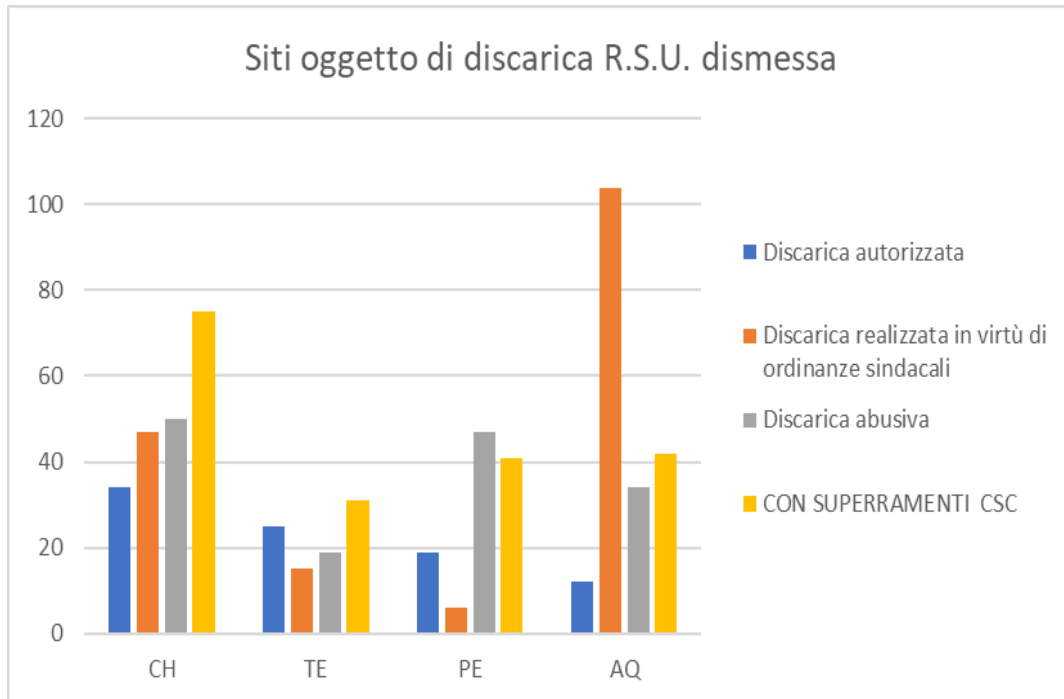


Figura 8 Distribuzione delle discariche dismesse nella Regione Abruzzo

5 CRITERI DI SELEZIONE DELLA STRATEGIA DI BONIFICA

5.1.1 Introduzione

Il recupero ambientale dei Siti Orfani di discariche storiche con caratteristiche che li rendono adatti per lo sviluppo di fonti energetiche rinnovabili (FER) e per la ripresa *green*, digitale e sostenibile, è uno dei *goal* previsti dalla normativa comunitaria e dalla presente Linea guida.

Questo documento si focalizza sui sistemi di messa in sicurezza e delle tecnologie di bonifica tramite fitobarriere e fitotecnologie e di monitoraggio con sistemi automatici (Cap. 9).

Tuttavia, viste le peculiarità dei sistemi di Bonifica/Misp tramite fitotecnologie vengono illustrate anche metodologie più tradizionali per le acque sotterranee (rif. Par. 7.1) e per i suoli (rif. Par. 7.2) prevedendone un utilizzo in abbinamento o sostituzione degli altri sistemi proposti.

Inoltre, passa in rassegna i sistemi per la progettazione di FER di nostro interesse rappresentate da bioenergie (rif. Par. 10) e dall'energia solare.

Tuttavia, l'intera area della discarica o solo una parte potrebbe non essere una candidata ideale per la realizzazione di FER, è quindi necessario prevedere anche una diversa riqualificazione quale quella derivante dall'applicazione di fitotecnologie per il recupero FEEA:

- Forestale (F) che utilizza prevalentemente specie arboree;
- Ecologico (E) con utilizzo di specie erbacee ed arbustive per la costituzione di prati;
- ai fini dell'Educazione Ambientale (EA) con aree opportunamente attrezzate.

La combinazione dei singoli sistemi di recupero in modo mirato rende possibile restituire l'area ad un uso multifunzionale.

Il multisistema di Bonifica-Misp basato sul recupero **FEEA-FER** può essere di ampia applicazione; ma richiede un approfondimento nella valutazione degli elementi di idoneità di ciascuna discarica rispetto ad altre per la realizzazione dei suddetti sistemi **FEEA-FER** e le azioni di Misp e bonifica che ne derivano.

Questo approccio alla progettazione degli interventi necessita di un gruppo multidisciplinare con appropriata competenza in ciascun campo (geologia, ingegneria, biotecnologie, chimica). In queste attività è fondamentale il coinvolgimento dello staff degli enti di controllo: Agenzia per l'Ambiente, ISPRA, ISS e Regioni.

La presenza di Progetti flessibili con opzioni contrattuali alternative e la possibilità di effettuare una pianificazione adattabile alle esigenze nel corso delle attività, tra cui anche quelle di analisi e validazione che costituiscono uno dei colli di bottiglia dei procedimenti amministrativi, risponde alle indicazioni normative (art. 12 e 15 della L. 132/16, D.Lgs 152/06 e decreto n.301/22" Piano d'Azione del PNRR").

Tali semplificazioni consentono la certezza dei tempi della realizzazione degli interventi e di validazione e controllo delle attività al fine dell'emissione della relazione/certificazione di raggiungimento della bonifica/Misp e recupero del sito.

La determinazione della fattibilità dell'ubicazione del fotovoltaico o delle bioingegnerie in una discarica può essere condotta attraverso un modello metodologico che porta allo sviluppo del processo decisionale.

Questo processo prevede lo sviluppo di un modello concettuale del sito e un "progetto concettuale" degli impianti di bonifica, Misp, FEEA- FER.

Progetto FEEA - FER bioenergie "short rotation coppice" (SRC)

MODELLO CONCETTUALE

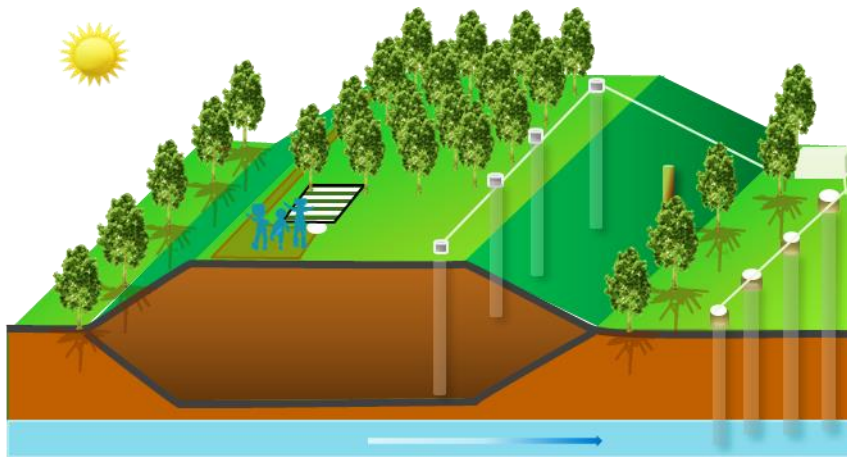


Figura 9 Modello concettuale FEA-FER prevede l'applicazione di fitotecnologie abbinata a dispositivi ingegneristici 1) per un recupero Forestale-Ecologico (FE) con produzione di Fonti di Energia Rinnovabile FER-SRC tramite "short rotation coppice" e per la creazione di piccole aree opportunamente attrezzate per l'educazione ambientale (EA) 2) per un recupero Forestale (F) o Ecologico (E), per l'educazione ambientale (EA), e per la produzione di energia da Fotovoltaico (FER-Fotovoltaico).

Il modello concettuale del sito sarà approfondito nel capitolo 8 dedicato alla Valutazione di rischio a supporto della strategia di bonifica/Misp e di recupero del sito.

Il progetto concettuale viene utilizzato per sviluppare stime dei costi, dei benefici e delle caratteristiche prestazionali degli impianti in base a requisiti operativi e considerazioni normative.

Le valutazioni di fattibilità di livello decisionale potrebbero essere eseguite da enti pubblici, proprietari e/o gestori delle aree di discarica-siti orfani, con il fine di individuare il progetto di bonifica/MISP con i requisiti necessari alla realizzazione delle FEEA-FER.

A seguito della valutazione di fattibilità di grado decisionale, i progetti FEEA-FER qualificati possono essere sottoposti a uno studio di fattibilità più approfondito sulla base delle valutazioni tecniche che consentono di ottenere il finanziamento degli stessi. Una panoramica dei principali fattori che influenzano la fattibilità del progetto è fornita nelle tabelle dell'allegato 5 con i parametri rilevanti per ogni tipologia di progetto bonifica/Misp e di recupero.

Quando si analizza la fattibilità dell'ubicazione di un progetto su una discarica, è importante pensare alla discarica in termini di requisiti funzionali, ovvero caratterizzare la discarica in termini non solo dei suoi componenti fisici e di monitoraggio, ma anche delle funzioni che tali sistemi sono destinati a ospitare e servire. I parametri sito specifici, che determinano la scelta tra le possibili categorie di recupero e delle tecniche di bonifica/Misp, possono essere selezionati dall'utente nel *modulo FEEA-FER* editabile (All.5.1).

In tal modo è possibile selezionare e verificare le tecniche di bonifica/Misp idonee ed il recupero a queste congeniali. Sono esclusi dalla selezione: impatti ambientali, costi e aspetti sociali, poiché costituiscono elementi di sostenibilità imprescindibili per la realizzazione dell'intervento.

Questo include in genere la modellazione dettagliata delle prestazioni delle caratteristiche di gestione/produzione previste dall'impianto per tutta la vita del sistema, nonché un programma finanziario che dettaglia i costi, i ricavi/risparmi e le metriche economiche nel corso della vita del sistema. In genere i principali fattori che vengono esaminati nelle due fasi di approfondimento sono essenzialmente gli stessi, sebbene il livello di dettaglio delle informazioni raccolte e il rigore delle analisi condotte sono molto più elevati per lo *studio di fattibilità avanzato* necessario alla redazione del progetto definitivo.

Poiché la contaminazione prodotta da una discarica è legata alla sua potenziale capacità di rilasciare nelle matrici circostanti (suolo, acque sotterranee e aria) i suoi effluenti principalmente rappresentati da percolato e biogas, i progetti di bonifica delle discariche storiche sono necessariamente integrati con la progettazione di barriere per la falda e per il biogas. Tuttavia, i siti orfani-discariche storiche sono in genere caratterizzati dall'assenza di impermeabilizzazione di fondo e delle pareti (naturale, artificiale o mista), e quindi sono aree in cui la produzione di biogas e percolato è frequentemente nella fase di esaurimento se non in alcuni casi nella coda di produzione.

5.2 Diagrammi ad anelli per la selezione del recupero e delle tecniche di bonifica

Questa sezione vuol fornire uno strumento di semplice utilizzo, tramite un "model canvas", che si presenta sotto forma di schema grafico ad anelli, che rende comprensibile e visuale il processo iterativo. Lo strumento di indirizzo consente di selezionare, partendo dalla check-list dei dati caratteristici del sito, le tecnologie di bonifica/Misp e di recupero percentualmente più idonee per l'area. La linea guida, inoltre, include schede informative sulle tecniche di bonifica/Misp, sul monitoraggio e sui costi necessari per la realizzazione degli impianti verdi.

Il modello ad anelli è editabile (Excel), per rendere espliciti i vantaggi e gli svantaggi che ogni tecnica di Bonifica e/o MISP e di recupero alternativa comporterebbe se realizzata attraverso la selezione degli elementi valutati tramite le indicazioni dettagliate della presente Linea guida.

La rappresentazione grafica ad anelli delle classi d'intervento e di recupero prescelte determina la compatibilità o incompatibilità con le caratteristiche ambientali del sito.

In particolare, ogni anello del diagramma, dal centro ai bordi, rappresenta una categoria suddivisa in sottocategorie. La decisione viene presa tramite una rappresentazione cromatica qualitativa, che comprende tre livelli di valutazione espressi da diverse tonalità (verde, giallo e rosso) corrispondenti ai seguenti livelli qualitativi: verde soluzione più appropriata, giallo soluzione "fattibile con riserva da valutare per singolo caso" e rosso soluzione da evitare.

La rappresentazione cromatica delle categorie consente l'immediata e logica individuazione degli elementi critici di impatto, consentendo il confronto tra diverse soluzioni attraverso un processo iterativo.

5.2.1 Utilizzo del modulo canvas FEEA-FER

La prima valutazione che deve essere fatta è quella del recupero, che indirizzerà le soluzioni progettuali di bonifica e/o Misp. Il modulo editabile permette la selezione dei parametri aprendo il menù a tendina, che si attiva cliccando su uno degli elementi sito specifici presenti nella colonna "Selezione" (Fig.10), da cui viene generato automaticamente il diagramma ad anelli (Fig. 11).

1	Parametri per la selezione del recupero del sito	Selezione
2	Vincoli	assente
3	Età discarica	presente assente
4	Tipologia dei rifiuti	discarica per rifiuti pericolosi
5	Superficie utile	> 10.000 mq
6	Pendenza	su versante poco acclive
7	Esposizione	sud
8	Distanza da strade e linee di distribuzione	<300 m
9	Vita utile	>30 anni

Figura 10 Tabella editabile per il recupero del sito in cui è possibile selezionare dal menu a discesa le alternative disponibili del parametro.

I parametri inseriti sono i Vincoli, l'età della discarica, le tipologie di rifiuti smaltiti, la superficie utile ai fini del recupero la pendenza e l'esposizione dell'area, nonché la sua distanza da strade e linee di distribuzione, verificando se possibile sia presente una media tensione ed infine, la vita utile dell'intervento.

La matrice, da cui si ottiene il diagramma per il recupero di figura 11, è completata dalla check list dalle quattro categorie: 1) Fonti di energie rinnovabili con fotovoltaico o FER-fotovoltaico 2) Fonti di energie rinnovabile con impianti di bioenergie o FER-bioenergie, 3) Forestale ed Ecologico o FE, 4) Educazione Ambientale o EA, nonché dal livello di idoneità ad essi attribuito (tabella 2).

Tabella 2 Matrice per la selezione della categoria più idonea al recupero del sito

Diagramma ad anelli per la selezione del recupero					
Parametri		CATEGORIE			
		FER-fotovoltaico	FER-bienergie	FE	EA
Vincoli (fotovoltaico)	presente	Red	Green	Green	Yellow
	assente	Green	Green	Green	Green
Età discarica	iniziale	Red	Red	Red	Red
	intermedia	Red	Red	Yellow	Red
	chiusura	Yellow	Yellow	Yellow	Red
	post-chiusura	Green	Green	Green	Green
Tipologia dei rifiuti	Discarica per rifiuti inerti	Green	Green	Green	Green
	Discarica per rifiuti non pericolosi	Green	Green	Green	Green
	Discarica per rifiuti pericolosi	Yellow	Green	Green	Red
Superficie utile	<1500 mq *	Yellow	Red	Green	Green
	tra 1500 e 10000mq	Green	Yellow	Green	Green
	>10.000 mq	Green	Green	Green	Green
Pendenza	pianeggiante	Green	Green	Green	Green
	su versante poco acclive	Yellow	Green	Green	Green
	su versante acclive	Red	Red	Green	Red
Esposizione	sud	Green	Green	Green	Green
	non a sud	Red	Green	Green	Green
Distanza da strade e linee di distribuzione	<300 m	Green	Green	Green	Green
	>300 m	Red	Green	Green	Yellow
Vita utile	<30 anni	Green	Yellow	Green	Green
	>30 anni	Yellow	Yellow	Green	Green
*che corrisponde a 100kW per il fotovoltaico					
LEGENDA					
		Green	Yellow	Red	
		più adatta	compatibile	da evitare	

Il recupero del sito orfano è pertanto rappresentabile nello schema grafico ad anelli, che contiene le seguenti *categorie*:

- 1° anello Forestale ed Ecologico, che utilizzano prevalentemente specie arboree e erbacee, o FE (Cfr. par. 9),
- 2° anello Educazione Ambientale o EA,
- 3° anello Fonti di energie rinnovabile con impianti di bioenergie o FER-bioenergie (Cfr. par. 10),
- 4° anello Fonti di energie rinnovabili con fotovoltaico o FER-fotovoltaico.

Diagramma ad anelli per la selezione del recupero del sito

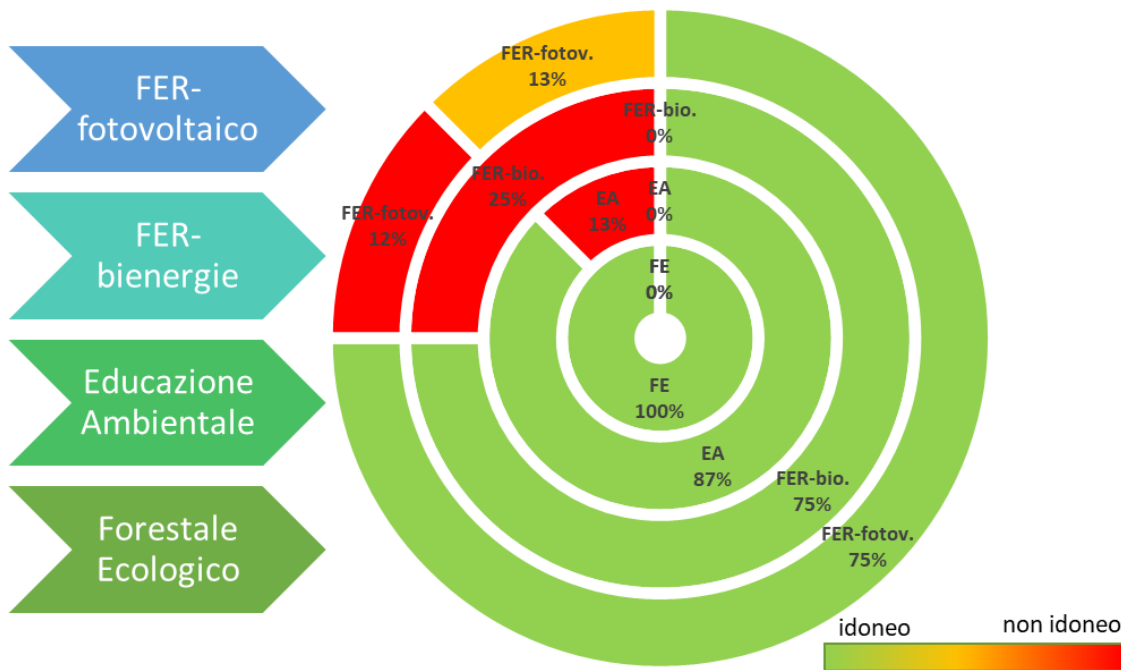


Figura 11 Diagramma per la selezione della categoria di recupero del sito Orfano più appropriata; le categorie con la più alta percentuale di verde rappresentano quelle più idonee.

Le categorie più adatte per il recupero sul sito Orfano sono rappresentate da quelle con la più alta percentuale di verde, mentre le categorie con più alta percentuale di rosso sono da evitare.

5.2.2 Scelta delle tecniche di bonifica/Misp

Analogo approccio si applica per la scelta delle tecniche di bonifica/Misp utilizzate per suolo e sottosuolo del sito orfano, distinte in due diagrammi corrispondenti alla zona insatura (rifiuti e suolo) e saturata del suolo e sottosuolo.

Nel modulo editabile (Allegato 5.1) ogni parametro viene attivato cliccando su uno degli elementi sito specifici presenti nella colonna "Selezione" (Fig. 12), da cui, in forma automatica, si origina l'aggiornamento del diagramma ad anelli (Figg. 11 e13)

Parametri per la selezione della tecnologia

- Profondità rifiuti da p.c
- Categoria principale dei contaminanti
- Altre categorie di contaminanti rilevanti (1)
- Altre categorie di contaminanti rilevanti (2)
- Altre categorie di contaminanti rilevanti (3)
- Numero di categorie di contaminanti che superano la CSR
- Valore contaminazione nel suolo e/o nella falda
- Profondità della contaminazione nel suolo e/o nella falda da p.c.

Selezione

- <1m
- Inorganici
- Clorurati
- Idrocarburi C<12 e C>12
- Fitofarmaci
- tra 2 e 4
- C compresa tra 10 e 30 volte CSR

- <1m
- compreso tra 1 e 3m
- compreso tra 3 e 5m
- >5m

Figura 12 Tabella modificabile per la selezione della tecnologia, che consente agli utenti di scegliere tra le opzioni dei parametri disponibili; inoltre è possibile inserire fino a quattro contaminanti rilevanti.

La matrice da cui si ottiene il diagramma per il recupero prende in esame i parametri di tabella 3 e le classi

riportate negli Allegati 5B e 5C.

I parametri sito specifici (Tab.3) sono quelli deducibili dal piano di caratterizzazione, quali la profondità dei rifiuti da p.c., le categorie dei contaminanti, il numero di categorie di contaminanti che superano la CSR, il valore della contaminazione nel suolo e/o nella falda ed infine la profondità della contaminazione nel suolo e/o nella falda da p.c..

Gli ultimi parametri: impatti ambientali, costi e aspetti sociali, non sono modificabili in quanto, a differenza dei primi, sono legati solo alla sostenibilità degli interventi.

Tabella 3 Check-List per la selezione della tecnologia, * per il fitocapping la profondità è comprensiva dello strato di copertura prima della messa a dimora delle piante

Parametri	
Profondità rifiuti da p.c.*	<1m
	compreso tra 1 e 3m
	compreso tra 3 e 5m
	> 5m
Categorie dei contaminanti	Metalli
	Inorganici
	Idrocarburi C<12 e C>12
	aromatici (BTEXS)
	IPA
	Alogenati
	Clorurati
	Clorobenzeni
	Nitrobenzeni
	Fenoli non clorurati
	Fenoli clorurati
	Fitofarmaci
Diossine e furani	
Numero di categorie di contaminanti che superano la CSR	1
	tra 2 e 4
	tra 5 e 10
	>10
Valore contaminazione nel suolo e/o nella falda	C< 10 volte CSR
	C compresa tra 10 e 30 volte CSR
	C>30 volte CSR
Profondità della contaminazione nel suolo e/o nella falda da p.c.*	<1m
	compreso tra 1 e 3m
	compreso tra 3 e 5m
	> 5m
Impatti ambientali	materie prime impiegate
	rifiuti prodotti
	consumo di acqua
	emissioni di gas serra
	emissioni in atmosfera
Costi	produzione di acque di scarico
	costi di realizzazione

	costi di gestione/monitoraggio
	costi indiretti legati alle limitazioni d'uso o al non uso del sito
	costi legati alle esternalità negative per le aree confinanti (es. deterioramento del paesaggio, riduzione del valore determinato dall'intervento)
Aspetti sociali	emissioni di polveri
	diffusione di odori
	impatto acustico
	disagio alla viabilità

Il diagramma della zona insatura di Fig. 13 è così descritto:

1° anello tecnica dello Scavo e smaltimento (Cfr. par. 7.2),

2° anello tecnica del Fitocapping A/Fitorimedio (Vegetazione a contatto con rifiuti/contaminante) (Cfr. par. 9, 9.2.3),

3° anello tecnica del Fitocapping B (Vegetazione non a contatto con rifiuti/contaminante) (Cfr. par. 9, 9.2.3),

4° anello il capping, come previsto dal D.Lgs 36/03 e smi. (Cfr. par. 6, 6.1.4; par. 9, 9.2.3),

Il diagramma della zona saturata di Fig. 14 è così rappresentato:

1° anello è riportata la tecnica del Pump & Treat (Cfr. par. 7.1),

2° anello è riportata la tecnica delle Fitobarriere (Cfr. par. 9),

3° anello sono riportata l'applicazione combinata delle due precedenti tecniche Pump & Treat e Fitobarriere.

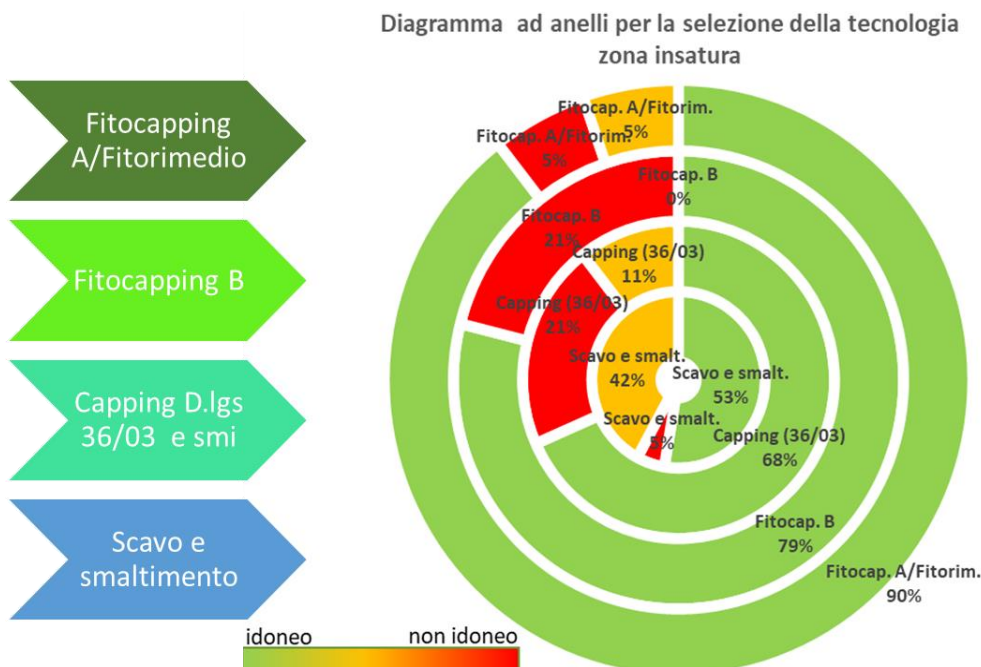


Figura 13 Diagramma ad anelli per la selezione della tecnologia di bonifica per la zona insatura del suolo e sottosuolo del sito.

Diagramma ad anelli per la selezione della tecnologia
zona satura

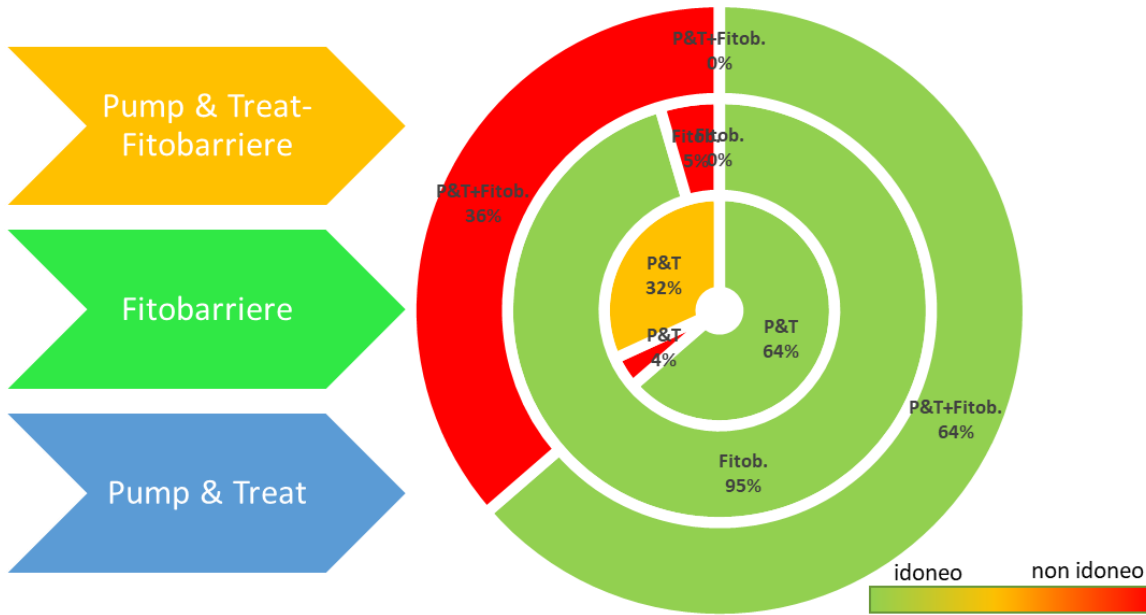


Figura 14 Diagramma ad anelli per la selezione della tecnologia di bonifica per la zona satura del suolo e sottosuolo del sito.

6 PRINCIPALI COMPONENTI E REQUISITI DEL SISTEMA DISCARICA

6.1 Introduzione

La formazione e la composizione del percolato e del biogas è il risultato della degradazione dei rifiuti attraverso tre tipi di meccanismi:

- Idrolisi e degradazione biologica;
- Lisciviazione di materia;
- Solubilizzazione di sali.

La composizione dei rifiuti e le reazioni biologiche e chimico-fisiche che s'innescano nel corpo discarica fanno sì che le caratteristiche qualitative e quantitative dei suoi effluenti varino fortemente nel tempo.

Le reazioni che avvengono nel corpo discarica sono di tipo aerobico ed anaerobico.

Nella fase di degradazione aerobica i carboidrati sono convertiti a CO₂ ed acqua, in particolare la cellulosa viene degradata a glucosio e a sua volta a CO₂ ed acqua, i grassi sono idrolizzati ad acidi grassi e glicerolo e le proteine vengono degradate ad amminoacidi e successivamente a CO₂, acqua, nitrati e solfati. Durante questa fase non vi è sostanziale produzione di percolato in quanto la sua durata, essendo funzione diretta della disponibilità di ossigeno, è breve. Lo sviluppo di CO₂, unitamente al consumo di O₂, comporta un aumento della pressione parziale della CO₂ stessa, che ha come conseguenza l'abbassamento del pH della fase acquosa.

Il processo anaerobico è costituito da due fasi:

- fase acida (a sua volta suddivisa in fase acetogenica e fase acidogenica);
- fase metanigena.

Nella fase anaerobica si ha produzione di metano, diminuzione di idrogeno e anidride carbonica e aumento del pH. L'aumento del pH porta ad una diminuzione della solubilità dei metalli e del calcio. L'ammoniaca viene lisciviata poiché non viene convertita in ambiente anaerobico. La sua presenza nel percolato, quindi, segnala la fase anaerobica del processo di degradazione.

Nella fase anaerobica metanigena si ha una lenta crescita dei batteri metanigeni, poiché sono sensibili a determinati fattori ambientali come la temperatura, il pH e il potenziale redox. I batteri metanigeni possono essere divisi in idrogenofili, i quali trasformano l'idrogeno e l'anidride carbonica in metano, e in acetofili, i quali convertono l'acido acetico in metano e biossido di carbonio; gli acetofili sono responsabili della produzione del 70% di metano.

Il **percolato** nelle due fasi anaerobiche presenta diversi valori di pH di BOD₅ e del rapporto tra i due parametri BOD₅/COD, di seguito sono riportati i valori tipici nelle fasi di biodegradazione utili per definire la condizione della discarica ed individuare la soluzione progettuale appropriata.

Tabella 4 Parametri delle fasi di biodegradazione anaerobica del percolato

Fase biodegradazione anaerobica		valori di BOD5	apporti BOD5/COD	pH	NH3
fase acida	acidogenica	>10.000 mg/l	>0,7	5-6	500-1000 mg/l
	acetogenica	<10.000 mg/l	0,5-0,3	>5-6	500-1000 mg/l
fase metanigena		20 - 500 mg/l	<0,2	7,5-9	500-1000 mg/l

Parametri (mg/l)	FASE ACIDA		FASE METANIGENA	
	intervallo	media	intervallo	media
pH	4,5-7	6	7,5-9	8
COD	6000-60000	22000	500-4500	3000
BOD ₅	4000-40000	13000	20-550	180
TOC	1500-25000	7000	200-5000	1300
NH ₄ ⁺ -N	30-3000	750	30-3000	750
NO ₂ ⁻ -N	0-25	0,5	0-25	0,5
NO ₃ ⁻ -N	0,1-50	3	0,1-50	0,1
SO ₄ ⁻	70-1750	500	10-420	80
Cl ⁻	100-5000	2100	100-5000	2.100
Na ⁺	50-4000	1350	50-4000	1350
K ⁺	10-2500	1100	10-2500	1100
Mg ²⁺	50-1150	470	40-350	180
Ca ²⁺	10-2500	1200	20-600	60
P tot	0,1-30	6	0,1-30	6
Cr	0,03-1,6	0,3	0,03-1,6	0,3
Fe	20-2100	780	3-280	15
Ni	0,02-2,05	0,2	0,02-2,05	0,2
Cu	0,004-1,4	0,08	0,004-1,4	0,08
Zn	0,1-120	5	0,03-4	0,6
As	0,005-1,6	0,16	0,005-1,6	0,16
Cd	0,0005-0,14	0,006	0,0005-0,14	0,006

Figura 15 Andamento delle caratteristiche del percolato nelle discariche con rifiuti organici

Il biogas mostra una distribuzione asintotica nella fase di avvio che si realizza dopo circa 4 /8 anni dallo avvio dei conferimenti dei rifiuti si osserva la fase di picco per poi progressivamente diminuire fino entrare dopo circa 20 anni nella fase di esaurimento. Il tempo di durata della produzione è strettamente legato al contenuto organico dei rifiuti se nelle discariche storiche questo era molto alto per lo smaltimento indifferenziato degli stessi nelle discariche realizzate dopo l'entrata del decreto la distribuzione si realizza in un tempo decisamente più contenuto. La coda di produzione si realizza dopo circa 40 anni nelle discariche storiche o celle monodediccate appartenenti alle sottocategorie delle Discariche bioreattori con recupero biogas.

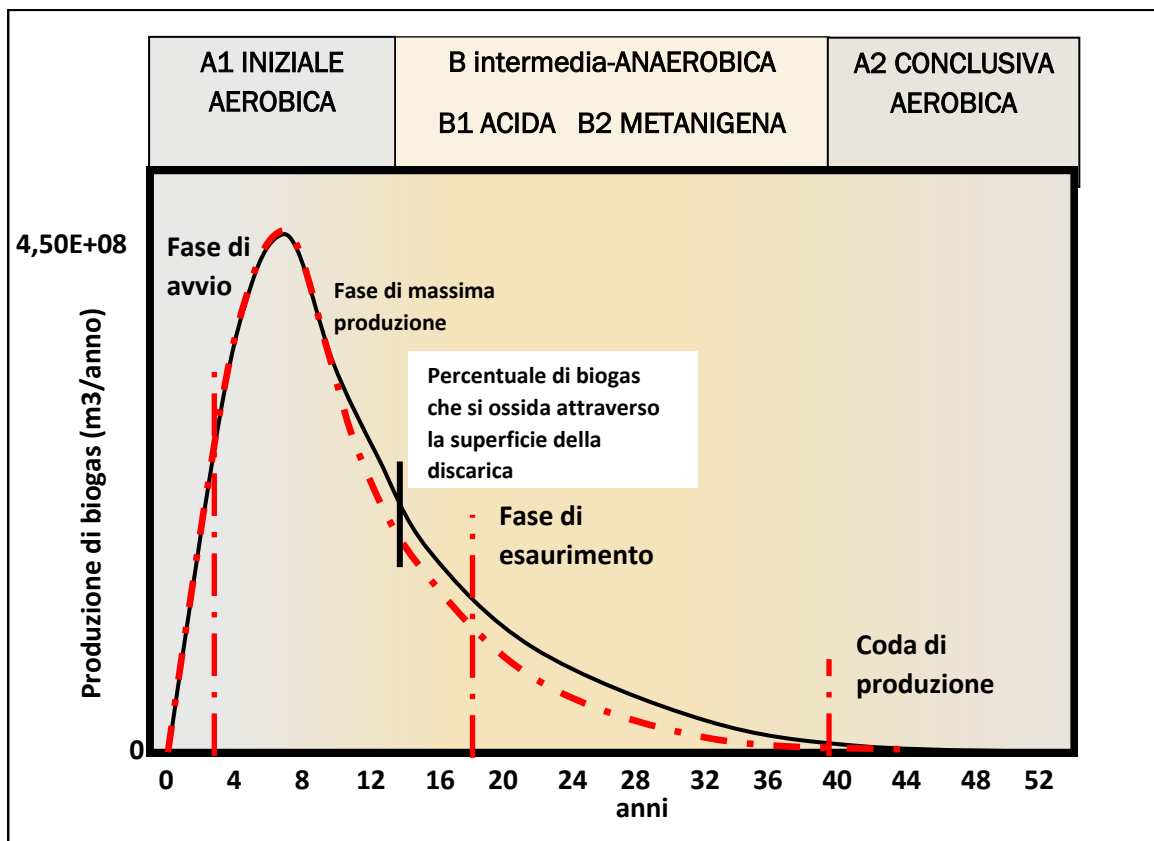


Figura 16 Andamento della produzione di biogas nelle discariche con rifiuti organici

I dispositivi di una discarica sia essa non più attiva che in esercizio hanno la medesima funzione di:

- ✚ garanzia di nessun contatto diretto con i rifiuti,
- ✚ prevenzione delle infiltrazioni d'acqua,
- ✚ contributo all'efficacia dei sistemi di gestione del biogas e delle acque piovane,
- ✚ garanzia del contenimento del percolato e diffusione di biogas.

Inoltre, negli impianti realizzati in pendio sono necessari i requisiti volti al contenimento delle migrazioni laterali del biogas e alla garanzia della stabilità del corpo della discarica. Per ulteriori approfondimenti si rimanda al paragrafo 8.6.

Questa attenzione alla funzione dei dispositivi contribuirà a garantire che l'analisi di fattibilità ponga le domande giuste ed esplori le tecnologie e le alternative FEEA-FER più appropriate per adattarle nelle applicazioni in discarica.

Nei prossimi paragrafi sarà fornita una panoramica delle discariche e, in particolare delle discariche di rifiuti non pericolosi, dei requisiti di chiusura e post-chiusura che dovrebbero essere presi in considerazione quando si posizionano tecnologie FEA-FER. Inoltre, nell'ottica di una possibile futura applicazione alle discariche in esercizio, viene effettuata una rassegna dei componenti comuni degli impianti previsti dalla progettazione ai sensi del D.Lgs 36 e smi.

La gestione e il monitoraggio dei dispositivi previsti nelle discariche controllate sono confrontati con gli interventi con fitotecnologie e fitobarriere per la Bonifica/Misp delle discariche storiche ai sensi della parte quarta, titolo V del Dlgs 152/06 e smi al fine di verificare quali possono essere gli aspetti mutuabili.

Gli impianti di Discarica autorizzati alla gestione dei rifiuti nella regione Abruzzo sono 61 di cui 28 nella provincia dell'Aquila, 12 in quella di Chieti, 10 in quella di Pescara e 11 in quella di Teramo (Tabella 5).

Tabella 5 Impianti di discarica dell'Abruzzo

TIPOLOGIA DISCARICHE PER PROVINCIA			
DATO	Discariche non pericolosi	Discariche di inerti	TOTALE
AQ	21 (di cui 5 operative)	7 (di cui 3 operative)	28
CH	11 (di cui 4 attive)	1	12
PE	8	2	10
TE	10 (di cui 2 operative)	1	11
TOT	50 (di cui 11 operative)	11	61

Nelle discariche in post-gestione la produzione di percolato (EER 190073), nel periodo 2017-2021, presenta un andamento con volumi in rapido decremento già dopo il primo anno nell'intervallo di verifica, e solo nel 10% è attivo il recupero del biogas (figura 15).

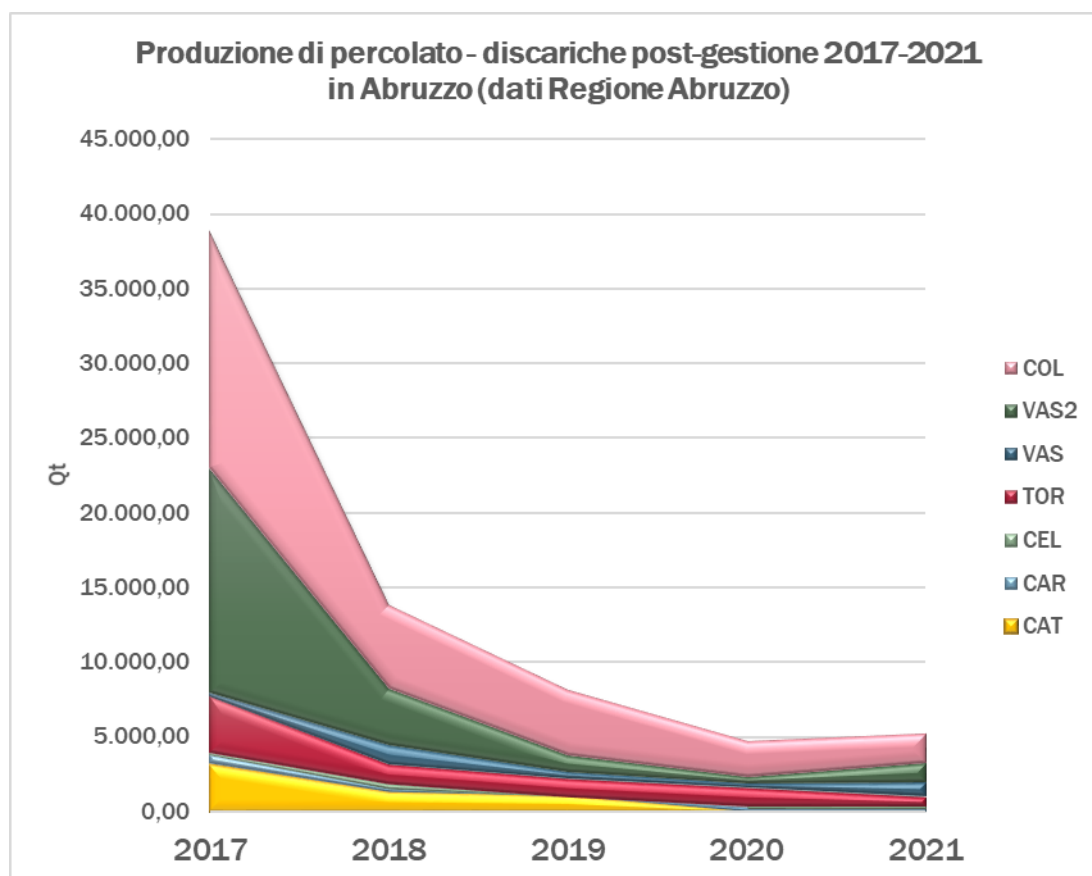


Figura 17 La produzione di percolato nel periodo di osservazione 2017-2021 negli impianti in post-gestione della regione Abruzzo.

Dalle osservazioni sopra riportate si deduce che lo stato di contaminazione delle matrici è strettamente correlato all'età della discarica. In particolar modo l'effetto della attenuazione naturale sarà prevalente nelle discariche prive di sistemi di protezione ambientale. Le concentrazioni riscontrate nelle matrici sono frequentemente inferiori al 10 volte i valori di Concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) che determinano il rischio per l'ambiente e la salute umana; da questa considerazione nasce la scelta di sviluppare la progettazione delle fitotecnologie e delle tecniche tradizionali quali scavo e smaltimento /Pump & Treat.

6.2 La discarica ai sensi del D.Lgs 36/2003 e s.m.i.

La discarica è definita dal D.Lgs 36/2003 e s.m.i. come una: “area adibita a smaltimento dei rifiuti mediante operazioni di deposito sul suolo o nel suolo, compresa la zona avanzata interna al luogo di produzione dei rifiuti adibita allo smaltimento dei medesimi da parte del produttore degli stessi, nonché qualsiasi area ove i rifiuti sono sottoposti a deposito temporaneo per più di un anno”. Rientrano nella definizione di discarica anche le aree prive di presidi ambientali, e oggetto di abbandono di rifiuti, seppur abusiva, in quanto non autorizzata da una specifica disposizione dell'Autorità competente.

I requisiti, le specifiche caratteristiche localizzative, costruttive e modalità gestionali possono essere molto diversi a seconda della data in cui la discarica è stata progettata ed ha iniziato ad accettare i rifiuti. Con il D.Lgs 36/03 è stato introdotto il concetto di trattamento del rifiuto da collocare in discarica. Dove per trattamento si intendono tutti i processi fisici, termici, chimici o biologici, incluse le operazioni di cernita, che modificano le caratteristiche dei rifiuti, allo scopo di ridurre il volume o la natura pericolosa, di facilitarne il trasporto, di agevolare il recupero o di favorirne lo smaltimento in condizioni di sicurezza, e tali che i rifiuti abbiano il minimo impatto sull'ambiente.

Innanzitutto, gli impianti delle discariche storiche autorizzate ai sensi ai sensi dell'art.12 del D.P.R. 915/82 e della deliberazione del Comitato Interministeriale del 27 luglio 1984 o dell'ex artt. 13, 27 e 28 del D.lgs. 22/97, sono prevalentemente riconducibili alla seconda delle tre categorie di discarica previste dall'art. 4 del D.lgs. 36/03, di seguito elencate:

1. **Discarica per rifiuti inerti**
2. **Discarica per rifiuti non pericolosi**
3. **Discarica per rifiuti pericolosi**

Nella tabella 6 sono descritte le Sottocategorie di discariche per rifiuti non pericolosi previsti dal D.Lgs 36/03 e smi le ulteriori distinzioni applicabili ed i criteri di ammissibilità in discarica.

Tabella 6 Sottocategorie di discariche per rifiuti non pericolosi previsti dal D.Lgs 36/03 e smi

SOTTO-CATEGORIA	ULTERIORI DISTINZIONI	CRITERI DI AMMISSIBILITÀ	CORRISPONDENZA DEC. 2003/33/CE
Discariche per rifiuti inorganici a basso contenuto organico o biodegradabile		Individuati dall'autorità territorialmente competente in sede di rilascio della	B1a
Discariche per rifiuti in gran parte organici	Discariche bioreattori con recupero biogas	autorizzazione, stabiliti, caso per caso, tenendo conto delle	B2
	Discariche per rifiuti organici pretrattati	caratteristiche dei rifiuti, della valutazione di rischio con riguardo alle emissioni della	
Discariche per rifiuti misti non pericolosi con elevato contenuto sia di rifiuti organici o biodegradabili che di rifiuti inorganici, con recupero biogas		discarica e dell' idoneità del sito e prevedendo deroghe per specifici parametri (es. DOC, TOC, TDS)	B3
Monodiscariche per rifiuti non pericolosi derivanti da operazioni di messa in sicurezza d'emergenza e da operazioni di bonifica dei siti inquinati		parametri previsti dalla tabella 1, colonna B, allegato 5 al titolo V, parte IV, D.lgs. n.152/2006	dipende

6.3 Requisiti delle discariche controllate

Il D.Lgs 36/03 stabilisce che le discariche per rifiuti non pericolosi che possono accettare i rifiuti organici devono includere requisiti per definire alcuni elementi fondamentali relativi a:

- Posizione
- Progettazione
- Piani di gestione in fase operativa e post-operativa
- Piano di controllo con particolare riferimento al
 - monitoraggio delle acque sotterranee, del biogas e le misure correttive
- Chiusura ripristino ambientale e assistenza post-chiusura

che di seguito sono descritti, analogamente è fondamentale verificare quali di questi elementi è necessario per attuare la riqualificazione ai fini del PNRR FEEA-FER.

6.3.1 Posizione

Il D.Lgs 36/03 stabilisce i vincoli di posizione come individuati al punto 2.1 dell'Allegato 1, che includono la vicinanza aree protette, aree aeroporti, aree instabili, aree con strutture faglie attive, in aree dove sono in atto processi geomorfologici superficiali quali l'erosione accelerata, le frane, l'instabilità dei pendii, le migrazioni degli alvei fluviali che potrebbero compromettere l'integrità

della discarica; in aree esondabili, instabili e alluvionabili come individuate negli strumenti di pianificazione territoriali, aree sismiche ed altri.

Finalità: La posizione ai fini della **riqualificazione PNRR FEEA-FER** delle discariche storiche è rilevante e deve tenere in considerazione i vincoli indicati dal decreto.

6.3.2 Progettazione




Questa include i requisiti tecnici che consentono di garantire l'isolamento del corpo dei rifiuti dalle matrici ambientali, quali:

- *sistema barriera di fondo e delle sponde della discarica;*
- *sistema di copertura superficiale della discarica*
- *sistema di regimazione e convogliamento delle acque superficiali;*
- *impianto di raccolta e gestione del percolato;*
- *impianto di captazione e gestione del gas e dei vapori di discarica (solo per discariche nelle quali sono smaltiti rifiuti che possono generare emissioni gassose).*

Finalità: La Progettazione nei siti sottoposti a Bonifica ed ai fini della riqualificazione PNRR FEEA-FER deve tenere in considerazione la necessità di garantire l'isolamento del corpo dei rifiuti dalle matrici ambientali.

6.3.3 Piani di gestione in fase operativa e post-operativa

I Piani garantiscono il controllo dell'efficienza e dell'integrità dei presidi ambientali quali:

-  sistemi di barriera,
-  sistemi di raccolta del percolato,
-  sistemi di captazione gas, etc.

in tutte le fasi di vita della discarica, tramite il monitoraggio delle acque sotterranee, del biogas e le misure correttive.

Nell'impianto deve essere previsto:

- a) l'installazione e il collaudo di piezometri a monte ed a valle della discarica,
- b) la perforazione di pozzi per l'estrazione del biogas
- c) la presenza di dispositivi nel terreno circostante (Sonde soil gas e/o piezometri fenestrati nell'insaturo) per valutare la migrazione laterale del biogas;
- d) le misure sul corpo dei rifiuti per valutare l'emissione diffusa di biogas,
- e) l'esecuzione di misure correttive per le emissioni identificate.

6.3.4 Chiusura ripristino ambientale e assistenza post-chiusura

La discarica, o una parte della stessa, è considerata definitivamente chiusa solo dopo che l'ente territoriale competente al rilascio dell'autorizzazione, di cui all'articolo 10 del D.lgs. 36/03, ha eseguito un'ispezione finale sul sito, ha valutato tutte le relazioni presentate dal gestore ai sensi dell'articolo 10, comma 1, lettera l), e comunicato a quest'ultimo l'approvazione della chiusura.

Anche dopo la chiusura definitiva della discarica, il gestore è responsabile della manutenzione, della sorveglianza e del controllo nella fase di gestione post-operativa per tutto il tempo durante il quale la discarica può comportare rischi per l'ambiente.

Il proprietario e/o il gestore devono certificare che la chiusura è stata completata in conformità con il piano di chiusura approvato.

La chiusura di una discarica o di una parte di essa può avvenire anche in tempi cadenzati (art. 12 D.lgs. 36/03) secondo le condizioni e nei termini stabiliti dall'autorizzazione; o nei casi in cui il gestore richiede ed ottiene apposita autorizzazione della Autorità competente. Le procedure per la chiusura attuate nei siti orfani discariche storiche si riconducono alla risoluzione dei problemi tecnici che vengono in genere affrontati anche durante la chiusura di una discarica controllata e che includono:

1. Grado e tipologia dei materiali del pacchetto di chiusura e di ripristino e delle sollecitazioni imposte ai componenti del rivestimento del suolo (valutazioni della stabilità delle scarpate e dei cedimenti);
2. Durata a lungo termine del sistema di copertura;
3. Decomposizione dei rifiuti a lungo termine e gestione del percolato e dei gas di discarica;
4. Monitoraggio e gestione delle acque sotterranee e di corrivazione superficiale.

Particolare attenzione deve essere riservata ai rischi per la sicurezza (incendio ed esplosione), soprattutto in presenza di spazi confinati o semi-confinati dove il biogas potrebbe accumularsi.

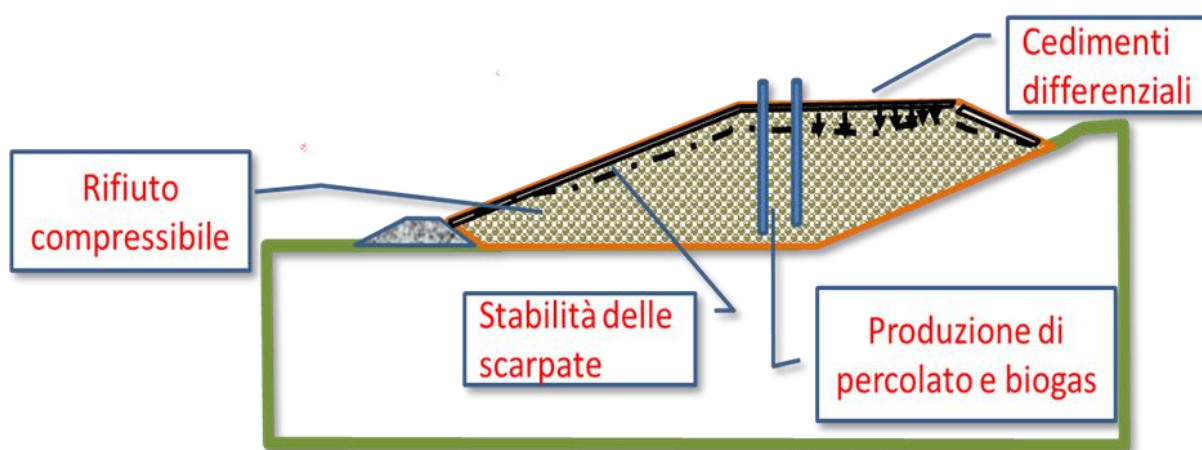


Figura 18 Problemi tecnici che vengono in genere affrontati anche durante la chiusura di una discarica

La fase della chiusura delle discariche controllate prevede l'installazione di una copertura finale ed un monitoraggio ed un controllo a lungo termine degli effluenti. I proprietari o gestori di un impianto attivo, sono tenuti a installare una copertura finale come parte del processo di chiusura. L'allegato 2.4.3. (capping definitivo) del decreto n. 36/03 specifica i parametri di progettazione. Per le discariche controllate particolari soluzioni progettuali, opportunamente motivate, nella realizzazione della copertura finale delle scarpate laterali, sono comunque previste a condizione che siano autorizzate dall'autorità competente e che garantiscano una protezione e una funzione equivalenti.

Il decreto 36/03 nel caso della destinazione d'uso specifica la modalità e le tempistiche di realizzazione dello Strato superficiale di copertura, così come dell'eventuale copertura provvisoria, che dovranno essere specificate nel progetto e opportunamente autorizzate dall'Autorità competente. Dalle indicazioni della norma in vigore si evidenzia quindi la possibilità di applicare anche nelle discariche controllate dei pacchetti di chiusura alternativi.

Il capping definitivo si presenta come una copertura multistrato (sistema multilayer), con uno spessore complessivo di circa 2,5 m, costituita dall'alto verso il basso, dai seguenti strati descritti in tabella 7 (cfr. tabella 29, par 9.4.2.2).

Tabella 7 Schema costruttivo del capping definitivo (D.Lgs 36/03 modificato dal D.L. 121/20)

Sistema multilayer del capping definitivo nelle discariche controllate		
	D.lgs. 36/03	D.L. 121/20
Area pianeggiante	<p>1 Strato superficiale di copertura (spessore $s \geq 1$ m)</p> <p>2 Strato drenante acque meteoriche/irrigazione (spessore $s \geq 0,5$ m) $k \leq 1 \times 10^{-5}$ m/s</p> <p>3 Strato minerale compattato (argilla) spessore $s \geq 0,5$ m) conducibilità idraulica $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s, anche accoppiato a geosintetici i tempi di attraversamento da rispettare, nell'ipotesi di un carico idraulico di 0,3 m, non devono essere inferiori ai 25 anni</p> <p>4 Strato drenante (spessore $s \geq 0,5$ m) per il biogas</p> <p>5 Strato di regolarizzazione</p>	<p>1 Strato superficiale di copertura con coperture biossidative, biofiltri, Fitocapping (spessore da definire)</p>
Sponde con pendenze > di 30°	<p>1 Strato superficiale di copertura (spessore da definire)</p> <p>2 Strato drenante (<0,5 m) caratteristiche prestazionali equivalenti</p>	<p>1 Strato superficiale Fitocapping (spessore da definire)</p> <p>2 Strato drenante (<0,5 m) caratteristiche prestazionali equivalenti</p>

La scelta della tipologia della copertura nelle discariche storiche sarà indirizzata dalla destinazione finale e quindi dal ripristino dell'area (cfr. tabella 29, par. 9.2.4.2). In generale dipende da esigenze d'acqua per la degradazione, legate a qualità dei rifiuti (tal quali, triturati, pretrattati biologicamente o termicamente) e al contenuto di carbonio biodegradabile e dalle caratteristiche meccaniche dell'ammasso (assestamenti e stabilità).

7 MONITORAGGIO DELLE CARATTERISTICHE E DELLE EMISSIONI DELLA DISCARICA

7.1 Controllo suolo e sottosuolo impattato dal corpo della discarica

Le attività oggetto degli interventi di bonifica/Misp sono funzionali al conseguimento del target EU M2C4-25 “Riqualificare almeno il 70 % della superficie del suolo dei siti orfani”. Pertanto, al fine di una corretta validazione degli interventi da attuare è necessario che l’intera superficie del sito sia suddivisa in *maglie per la validazione*, nelle quali saranno articolate le attività nei seguenti step:

- FASE 0: raccolta e sistematizzazione dei dati esistenti
- FASE 1: indagini preliminari
- FASE 2: realizzazione di trincee e / o sondaggi, valutazione cedimenti differenziali e stabilità delle scarpate post-intervento.

L’analisi approfondita del documento “Risultati della caratterizzazione e analisi di rischio” nelle discariche storiche mostra che le attività d’indagine sui terreni è spesso resa difficile dalla presenza dei rifiuti. La scelta delle azioni di bonifica, che hanno come scopo quello di rimuovere le fonti e/o le sostanze inquinanti e diminuire le concentrazioni presenti nelle matrici ambientali o *concentrazioni rappresentative della sorgente* (CRS) fino a raggiungere valori uguali o inferiori alle *concentrazioni soglia di Riferimento* (CSR) o è ancora più corretto parlare di *valori obiettivo* in grado di garantire l’assenza di rischi per l’ambiente e la salute, che potrà essere supportata ed integrata in fase di progettazione con le indagini necessarie volte alla acquisizione dei parametri di progetto.

Tuttavia, i composti che spesso determinano il superamento delle concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) delle acque sotterranee nelle discariche di RSU sono principalmente i metalli pesanti (Fe, Mn, As, Cu, Cd, Cr totale, Cr VI, Hg, Ni, Pb, Mg, Zn) oltre a *Azoto ammoniacale, nitriti, solfati e tracce di Composti organoalogenati (compreso cloruro di vinile), da cui deriva la necessità di attivare le procedure previste dal Titolo V del D.Lgs. 152/06 e s.m.i.. Le numerose indagini condotte nei siti di ex discarica di RSU nella Regione hanno dimostrato che la distribuzione dei contaminanti nel terreno è discontinua, e le sorgenti individuate sono spesso riconducibili a sacche di percolato localizzate nel corpo dei rifiuti. L’individuazione degli *hotspot* nel terreno consente di attuare misure mirate ad indirizzare e pianificare i lavori di bonifica, in previsione della fruizione futura dell’area. Inoltre, quando la contaminazione delle acque è dovuta ai soli parametri ferro e manganese, poiché per tali composti nel terreno non è previsto un valore soglia di contaminazione, è possibile attuare interventi di Misp secondo le procedure di cui ai paragrafi 7.2 e 9.

FASE 0: raccolta e sistematizzazione dei dati esistenti

Finalità: identificazione dei parametri geologici e idrogeologici che caratterizzano il sito, individuazione della distribuzione della contaminazione nei comparti ambientali suolo superficiale (SS), con profondità minore o uguale ad 1 metro da p.c., e/o suolo profondo (SP) con profondità maggiore ad 1 metro da p.c., al fine della definizione delle caratteristiche geomorfologiche e della situazione ambientale del sito.

Strumenti:

Inquadramento geografico: ubicazione nel territorio, confini geografici, cenni di morfologia.

Inquadramento geologico e geomorfologico e geotecnico: archivio storico, cartografie, stratigrafie, sezioni geologiche, notizie su indagini geognostiche e geofisiche pregresse.

Inquadramento dei Vincoli: descrizione e cartografie dei vincoli presenti nel sito.

Identificazione del sito e stato dell’arte (previo sopralluogo) da integrare con i seguenti dati: descrizione dei confini con riferimenti alla natura delle attività circostanti, descrizione e suddivisione in maglie della superficie (con indicazione delle eventuali parti soggette a vincoli, coperte, scoperte, asfaltate e/o cementate, aree a verde).

Tipologia del sito: industria dismessa, discarica illegale, in attività, verde, residenziale, servizi, ecc;

Storia del sito (laddove disponibile): cicli produttivi attuali e passati, materie prime, dati sulla contaminazione, eventuali incidenti avvenuti.

Inquadramento ambientale: tipologia della contaminazione delle matrici ambientali, descrizione qualitativa e quantitativa dei rifiuti, aree di stoccaggio materiali, presenza di fusti e altri materiali interrati, ecc.

Ricerca dati storici e bibliografici (archivio storico), planimetrie storiche, fatti di cronaca (qualora avvenuti); da non sottovalutare l'intervista alla popolazione locale e/o addetti ai lavori, i quali potrebbero fornire informazioni utili riguardo ciò che è avvenuto in passato nel sito.

RESTITUZIONE DATI: Progetto corredato da:

- planimetrie con l'ubicazione dell'area in scala (1:25.000-1: 10.000-1: 5.000) con l'ubicazione dei punti d'indagine e delle aree soggette a vincoli;
- prospetti stratigrafici delle indagini dirette sovrapposti ai limiti individuati con le indagini indirette con distinzione dello spessore del saturo e dell'insaturo;
- ricostruzione della morfologia delle verifiche di stabilità, dei cedimenti differenziali e direzioni di flusso della falda (individuazione del monte e valle idrogeologico rispetto al sito, ... etc.) e valutazione dello spessore massimo di suolo saturo;
- ricostruzione dei volumi di suolo contaminato nell'insaturo e nel saturo;
- distribuzione degli inquinanti nelle matrici ambientali indagate (estensione verticale e areale) riportata su planimetria a scala opportuna;
- definizione del modello concettuale definitivo del sito con l'individuazione della/e sorgente/i di contaminazione secondaria, vie di migrazioni dei contaminati e vie di esposizione attraverso le quali i bersagli possono essere raggiunti (P.O.E. e P.O.C.);
- risultati dell'analisi di rischio con sintesi della rappresentazione grafica e tabellare della/e sorgenti, delle vie di esposizione e bersagli della potenziale contaminazione;
- certificati/rapporti di analisi del suolo e/ materiali di riporto/ test di cessione dei rifiuti o di altre matrici, se di nuova realizzazione;
- planimetrie con l'ubicazione dell'area suddivisa in maglie.

FASE 1: indagini preliminari

Finalità: interventi integrativi della caratterizzazione geologica del sito, eseguiti quando necessari, tramite prospezioni geofisiche unite ad una verifica dello stato della rete di monitoraggio acque del sito e dell'intorno del sito.

Interventi

Nella FASE 1 le indagini di caratterizzazione dovranno essere supportate ed eventualmente integrate in fase di progettazione con gli approfondimenti volti alla acquisizione di parametri di progetto mancanti.

Le indagini di caratterizzazione devono aver definito i seguenti elementi:

- A. Superficie della discarica (m²);
- B. Spessore medio dei rifiuti della discarica (m);
- C. Superficie di ogni poligono con superamenti *valori obiettivo* o CSR (m²);
- D. Spessore dei rifiuti nel poligono della sorgente (m);
- E. Spessore di terreno contaminato per ogni poligono con superamenti *valori obiettivo* CSR (m²);
- F. Risultati del Test di cessione sui rifiuti e caratterizzazione del rifiuto tal quale nel poligono della sorgente;
- G. Contaminati e concentrazione nel suolo superficiale;
- H. Contaminati e concentrazione nel suolo profondo;
- I. Profondità da p.c. del contaminante nel suolo superficiale;

- J. Profondità da p.c. del contaminante nel suolo profondo;
- K. Stabilità del sito dello stato di fatto (verifiche di stabilità delle scarpate e dei cedimenti differenziali).

Caratterizzazione geofisica del suolo e dei rifiuti

Le prove geofisiche vengono svolte, quando necessarie, allo scopo di individuare la presenza di discontinuità stratigrafiche, la localizzazione del substrato, l'estensione areale e profonda degli acquiferi, per la definizione dello spessore di terreno contaminato insaturo che dovrà essere sottoposto a bonifica/Misp, oltre all'individuazione dello spessore dei rifiuti e dell'eventuale presenza di fusti e corpi metallici sepolti abusivamente. Fatto salvo che le scelte concernenti la tecnologia più appropriata dovranno essere effettuate dal soggetto attuatore della bonifica. A tal fine, si suggerisce di adottare:

- a) la sismica a rifrazione, per le indagini indirette di natura geologica;
- b) la tomografia geoelettrica unita alla magnetometria per la definizione dei corpi di discarica.

RESTITUZIONE DATI: i dati relativi al censimento delle indagini eseguite dovranno confluire in una tabella anagrafica recante informazioni riguardo tutti i sondaggi presenti nel sito, aggiornata sulla base dei risultati ottenuti dalle verifiche in campo, corredati dalle singole schede personalizzate per ogni sondaggio. Relazione tecnica illustrativa dei lavori svolti.

FASE 2: realizzazione di trincee e /o sondaggi

Finalità: La rimozione degli hotspot riconducibili ad isolati rinvenimenti di percolato nei rifiuti. consente di attuare interventi bonifica, in previsione della fruizione futura dell'area.

INTERVENTI: Le aree contaminate identificate dai poligoni di Thiessen dovranno essere suddivise in maglie della dimensione di 20X20m e profondità tale da ricomprendere l'intervallo di terreno contaminato. Nelle maglie oggetto d'intervento (terreno + rifiuto) si potrà applicare una strategia di bonifica dinamica, attraverso fasi di verifica progressiva e, se necessario di ulteriore approfondimento, avviando le stesse da trincee poste in corrispondenza dei punti con superamenti dei valori obiettivo o CSR per poi integrarle fino ad indagarne i quattro nodi non le seguenti specifiche:

- Tramite il mezzo più idoneo dovrà essere prelevato n°1 campione di terreno a fondo scavo formato da almeno 5 incrementi, prelevati ai lati ed al centro della trincea di dimensioni medie 5,0 x 2,5 m.
- La fase di campionamento può essere indirizzata tramite l'utilizzo di strumentazione portatile per l'analisi dei COV e dei metalli.
- Qualora nel corso dello scavo si osservassero aree più estese di probabile contaminazione anche in queste si dovrà procedere con la fase di rimozione e campionamento.
- Il terreno ed eventuali rifiuti non conformi scavati saranno depositati temporaneamente in sito (piazzola resa impermeabile con l'apposizione di teli e coperture in superficie) in attesa dell'invio a smaltimento o recupero, lo scavo che interessa il terreno verrà ripristinato con materiale certificato e quindi rintombato con i rifiuti.
- Le pareti delle trincee dovranno, se necessario, essere dotate di strutture di sostegno.
- I terreni non contaminati potranno essere gestiti in conformità al D.P.R. 120/17 e alle Linee guida SNPA n. 22/19.

Le trincee potranno essere eseguite con escavatori gommati o cingolati. Sarà possibile selezionare i mezzi più idonei, commisurando le profondità che possono raggiungere (variabili da circa 5,5 m a 6,5 m).

Nei casi in cui la profondità del contaminante nel terreno non consente una rimozione con la tecnica dello scavo e smaltimento si potrà effettuare la valutazione del rischio (vedi paragrafo 8) e valutare soluzioni alternative di contenimento dello stesso tramite sistemi di barrieramento fisico accoppiato a fitotecnologie del fondo e delle pareti (vedi paragrafi 7.2 e 9).

RESTITUZIONE DATI: i dati relativi ai mezzi impiegati ed alle indagini eseguite dovranno confluire in una tabella anagrafica recante informazioni riguardo tutte le trincee eseguite, i campioni raccolti e relativi esiti analitici ottenuti dalle verifiche in campo che di laboratorio. Nella stessa sarà presente un campo che richiama le singole schede personalizzate per ogni trincea presente nel sito. Relazione tecnica illustrativa dei lavori svolti e di tutte le fasi delle attività documentate tramite report fotografico e **video report**.

La Relazione tecnica dovrà inoltre essere corredata da uno studio delle sollecitazioni imposte ai componenti del rivestimento del suolo (cedimenti) e della stabilità delle scarpate, e da planimetrie e sezioni con l'ubicazione dei punti della rete topografica in scala (1: 5.000 o 1: 1.000) e di dettaglio, ricostruzione della morfologia della copertura finale e delle verifiche di stabilità, dei cedimenti differenziali.

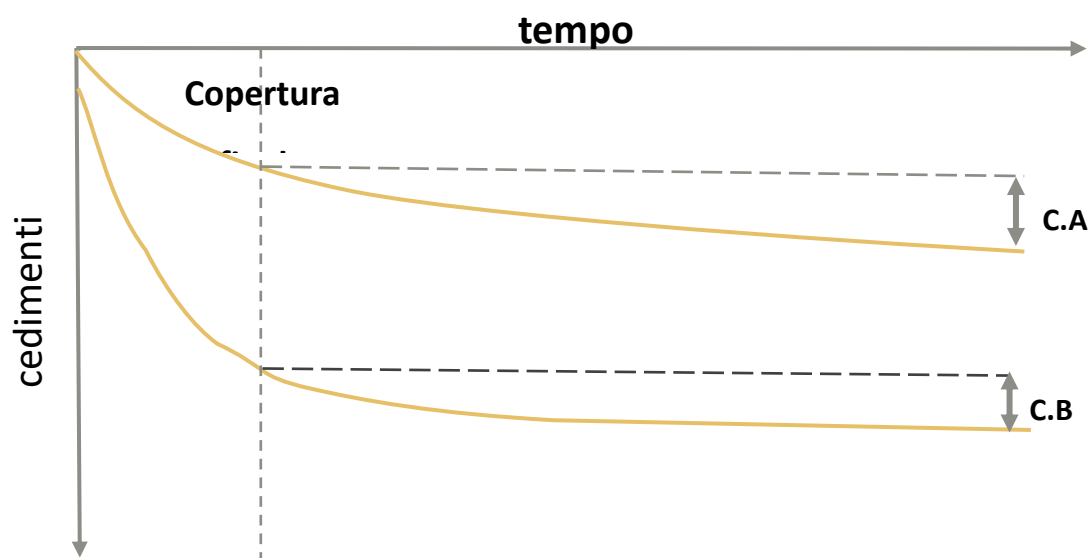


Figura 19 Andamento dei cedimenti in funzione del diverso sovraccarico.

7.2 Controllo delle acque sotterranee

7.2.1. Introduzione

7.2.1.1. Obiettivi del lavoro

Il *pump & treat* si configura come un intervento di messa in sicurezza/bonifica di un sito caratterizzato dalla presenza di acque sotterranee contaminate, in cui l'effetto di depressione del livello piezometrico indotto da elettropompe sommerse è in grado di catturare il *plume* di contaminazione, con susseguente trattamento delle acque emunte attraverso sistemi di trattamento prima del loro recapito finale. In tale contesto operativo risulta essenziale il controllo della conterminazione idraulica e idrochimica degli inquinanti, al fine di evitare il rilascio in ambiente di sostanze nocive. Ragion per cui l'obiettivo delle presenti specifiche è quello di definire gli elementi minimi da acquisire, i metodi di elaborazione e le modalità di rappresentazione d'informazioni necessarie per valutare l'efficacia della tecnologia. La corretta progettazione dei sistemi, in virtù del notevole sforzo gestionale per la loro manutenzione e per i monitoraggi ambientali, richiede numerosi interventi e una significativa quantità di dati. In queste linee guida, si propone di valutare la funzionalità del *pump & treat* sulla base di un'analisi integrata degli esiti dei monitoraggi effettuati, legati ad aspetti impiantistici, idrogeologici e idrochimici, corredati da *format* di restituzione dati e da schede esemplificative (Cfr. Allegati 7.2 A÷L). Le attività in oggetto saranno così articolate:

- FASE 0: raccolta e sistematizzazione dei dati esistenti;
- FASE 1: indagini preliminari;
- FASE 2: realizzazione dei piezometri di monitoraggio;
- FASE 3: campagna di monitoraggio idrochimico e chimico-fisico delle acque sotterranee;
- FASE 4: perforazione e completamento dei pozzi di emungimento;
- FASE 5: aggiornamento del modello concettuale e definizione della configurazione dei sistemi
- FASE 6: start-up, monitoraggio chimico e controllo delle apparecchiature

7.2.1.2. Fattibilità e limiti della tecnologia adottata

La tecnologia in esame è di norma fattibile in presenza di facies alluvionali in cui le caratteristiche di permeabilità degli acquiferi sono determinate dalla granulometria dei terreni che li ospitano, laddove è possibile espletare emungimenti d'acqua in grado di catturare i flussi idrici inquinanti. Nei siti di bonifica in cui si sussistono condizioni ottimali per l'applicazione del *pump & treat*, a seconda della natura della contaminazione e dell'assetto idrogeologico locale, si può prevedere la posa in opera di un singolo punto di emungimento o la messa in esercizio di una batteria di pozzi (barriera idraulica). A fronte di una generale semplicità costruttiva, brevi tempi d'installazione e buona efficienza, esistono potenziali fattori deterrenti. Tra questi vanno annoverati i seguenti: ingenti quantitativi di acque da trattare, presenza di liquidi immiscibili, sistemi che devono lavorare in continuo, ampio spettro di contaminanti da abbattere e limiti normativi restrittivi per la gestione delle acque emunte. Inoltre, nei siti soggiacenti a formazioni calcaree, diffusamente presenti nella regione, la permeabilità per fratturazione-fessurazione e la trasmissività variabile danno origine ad una circolazione idrica sotterranea complessa e discontinua. Viste le peculiarità di queste facies, anche l'impatto limitato alle attività di perforazione di pozzi/piezometri, comporta seri rischi di alterare la circolazione idrica sotterranea e financo compromettere l'utilizzo di risorse idriche a scala locale.

Sulla scorta dei dati sito specifici che condurranno alla scelta della tecnologia di bonifica più idonea (Cfr. Paragrafo 5.1.2, tabella 3, allegato 5.1), nell'eventualità d'impiego del barrieramento idraulico andranno comunque individuati gli elementi funzionali al modello concettuale del sito, più una stima dei costi-benefici ambientali tenendo in debita considerazione le risorse economiche disponibili. Non ultimo sarà cura del progettista individuare un impianto di trattamento delle acque emunte, adeguato alle portate di

emungimento e al range di contaminanti individuati. Vale la pena sottolineare che per i siti dove si utilizzeranno tecnologie di bonifica combinate, la loro verifica d'efficienza che si traduce nel monitoraggio delle matrici ambientali e nel controllo dei sistemi in esercizio, andrà espletata in modalità simultanea. Si precisa che le presenti specifiche tecniche non rivestono carattere vincolante, bensì sono modulate sulla buona pratica di esecuzione lavori e sulle esperienze acquisite da ISPRA in analoghi contesti operativi. Per agevolare la lettura si segnala preliminarmente che per piezometri si intendono i punti di captazione delle acque sotterranee adibiti al solo monitoraggio, mentre i pozzi sono i punti d'acqua all'interno dei quali sono da installare o sono già presenti strumentazioni ed apparecchiature (pompe sommerse, trasduttori, ecc.).

7.2.2. FASE 0: raccolta e sistematizzazione dei dati esistenti

Finalità: identificazione dei parametri geologici e idrogeologici che regolano il flusso della falda locale, l'individuazione di potenziali fonti di contaminazione delle falde e situazione ambientale del sito.

Strumenti

Inquadramento geografico: ubicazione nel territorio, confini geografici, cenni di morfologia.

Inquadramento geologico: archivio storico, cartografie, stratigrafie, sezioni geologiche, notizie su indagini geonostiche e geofisiche pregresse.

Inquadramento idrogeologico: archivio storico, studi sull'idrogeologia dell'area, carte tematiche, dati riguardanti la presenza di pozzi di captazione e/o sorgenti pozzi esistenti all'interno e all'esterno del sito da caratterizzare, rapporti di monitoraggio idrochimico e chimico-fisico della falda.

Identificazione del sito e stato dell'arte (previo sopralluogo) da integrare con i seguenti dati: descrizione dei confini con riferimenti alla natura delle attività circostanti, descrizione della superficie (con indicazione delle eventuali parti coperte, scoperte, asfaltate e/o cementate, aree a verde),

Tipologia del sito: industria dismessa, discarica illegale, in attività, verde, residenziale, servizi, ecc;

Storia del sito (laddove disponibile): cicli produttivi attuali e passati, materie prime, dati sulla contaminazione, eventuali incidenti avvenuti.

Inquadramento ambientale: tipologia della contaminazione delle matrici ambientali, descrizione qualitativa e quantitativa dei rifiuti, aree di stoccaggio materiali, presenza di fusti e altri materiali interrati, ecc.

Ricerca dati storici e bibliografici (archivio storico), planimetrie storiche, fatti di cronaca (qualora avvenuti); da non sottovalutare l'intervista alla popolazione locale e/o addetti ai lavori, i quali potrebbero fornire informazioni utili riguardo ciò che è avvenuto in passato nel sito

Restituzione dati: relazione preliminare corredata da planimetrie e documentazione fotografica.

7.2.3. FASE 1: Indagini preliminari

Finalità: interventi propedeutici alla caratterizzazione idrogeologica del sito tramite prospezioni geofisiche unite ad una verifica dello stato della rete di monitoraggio acque del sito e del suo intorno.

Interventi

7.2.3.1. Caratterizzazione geofisica

Le prove geofisiche dovranno essere svolte allo scopo di individuare la presenza di discontinuità stratigrafiche, la localizzazione del substrato, l'estensione areale e profonda degli acquiferi e per la definizione spaziale del *plume* di contaminazione di discariche e terreni circostanti, oltre all'individuazione nel sottosuolo dell'eventuale presenza di fusti e corpi metallici sepolti abusivamente. Fatto salvo che le scelte concernenti la tecnologia più appropriata dovranno essere effettuate dal soggetto attuatore della bonifica, sulla base delle esperienze maturate nella disciplina delle bonifiche dei siti contaminati. Per le indagini indirette di natura geologica si suggerisce di adottare la sismica a rifrazione, per le indagini

concernenti la definizione dei corpi di discarica si consiglia la tomografia geoelettrica unita alla magnetometria.

7.2.3.2. Verifica dell'efficienza e dello stato della rete di monitoraggio acque del sito

Per valutare l'efficacia della rete di monitoraggio delle acque di falda qualora preesistente, è necessario innanzitutto verificare che alcuni requisiti di base risultino, se non uguali, almeno conformi a quelli progettuali. Queste indagini consisteranno nel censimento e raccolta dati dei punti d'acqua già presenti nel sito, rilievi freaticometrici e verifica del loro stato, ai fini della loro rappresentatività idraulica e idrochimica.

7.2.3.3. Verifica dello stato delle opere

Un primo controllo di idoneità al funzionamento di pozzi e piezometri consiste nella verifica del loro stato e della loro accessibilità allo scopo di controllare se si siano verificati danneggiamenti, rottura dei filtri, insabbiamento, sporcizia della camera interna, rottura e/o assenza del tappo di chiusura, tutti elementi che potenzialmente potrebbero indurre fenomeni di contaminazione in falda. Inoltre, se terebrate da diverso tempo queste opere di "vecchia generazione" potrebbero anche risultare danneggiate, oppure non ispezionabili. In ogni caso se si presenteranno i disservizi sopra citati, dovrà essere effettuato il ripristino e/o eventuale sostituzione dei manufatti e provvedere alla pulizia della camera interna.

7.2.3.4. Requisiti preliminari di funzionalità delle opere

Preliminarmente all'esecuzione dei test idraulici di cui ci occuperemo in seguito, si prevede una prima verifica riguardo la funzionalità di pozzi e piezometri. In questa prima fase, il cui obiettivo è quello di acquisire dati circa lo stato dell'arte della rete di monitoraggio preesistente, dovranno essere svolte le seguenti attività:

1. rilievo fluidi da espletarsi tramite sonda freaticometrica e dual-phase qualora fosse presente prodotto surnatante in galleggiamento;
2. battitura del punto di rilievo fluidi, tramite un segno realizzato sul boccapozzo e/o flangia, al fine di eseguire i rilievi successivi sempre nello stesso punto, il quale diventerà il riferimento per i monitoraggi successivi (Cfr. Figura 20);
3. rilievo dello stick-up, ossia la distanza da piano campagna al punto dove viene eseguita la misura (che può assumere valori negativi o positivi), allo scopo di acquisire con accuratezza la quota assoluta della falda acquifera s.l.m.;
4. rilievo della quota fondo pozzo;
5. descrizioni delle caratteristiche e struttura dei manufatti;
6. eventuale supporto tramite documentazione fotografica.

Tali informazioni, in aggiunta a quelle dello stato dell'opera, consentiranno la verifica dei seguenti requisiti:

- altezza della colonna d'acqua, valore ricavabile dopo i rilievi eseguiti nei punti 1 e 4, dipendente dalle caratteristiche dell'acquifero ma che in ogni caso dovrà essere almeno superiore ai 2 m;
- % di insabbiamento, quando essa risulta maggiore del 25% rispetto alle specifiche di progetto si rendono necessari interventi di manutenzione, se compresa tra il 10% e 25 % viene consigliato di eseguirne il ripristino tramite *air-lift* (Cfr. paragrafo 7.2.3.6), magari anche corredato da video ispezioni, per le opere maggiormente ammalorate e/o idraulicamente inefficienti.

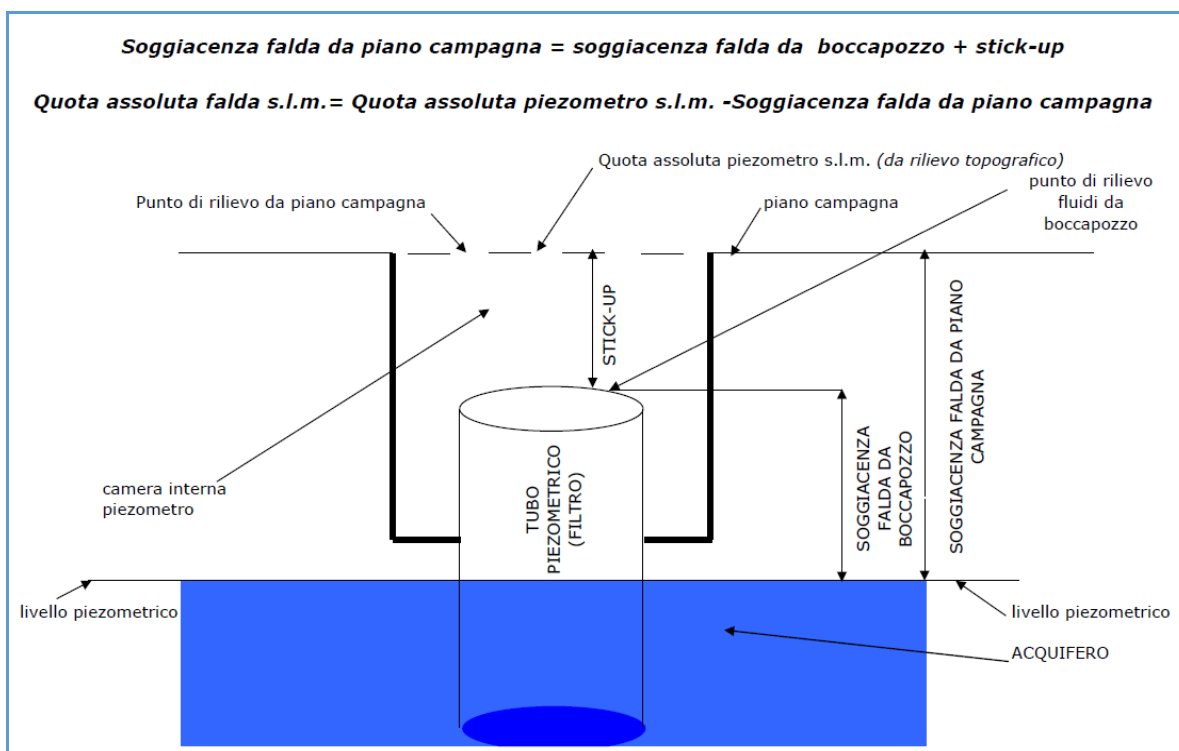


Figura 20 schema relativo ai punti di rilievo piezometrici.

Verifiche dell'efficienza idraulica dei punti d'acqua

Per ciò che riguarda la verifica del corretto funzionamento dei pozzi, qualora già presenti nel sito di bonifica, si prevede la realizzazione di test idraulici a portate compatibili con quelle della loro messa in esercizio al fine di verificare l'omogeneità delle curve portate-abbassamenti (Q-s); per i dettagli esecutivi delle prove sopracitate si rimanda al successivo paragrafo 7.2.6.5. Per quanto attiene i piezometri di monitoraggio, allo scopo di evidenziarne una corretta interazione con la porzione di acquifero circostante, si propone la realizzazione di prove speditive di campo per determinare la loro conducibilità idraulica. Tra queste, in virtù dei costi limitati e della loro velocità di esecuzione, si suggerisce l'esecuzione prove di pompaggio a portate limitate o di *slug test*, le quali presentano entrambe un impatto bassissimo sui costi e sui tempi di esecuzione.

Il primo dei due test è consiste in un pompaggio a basso flusso. Per l'entità degli emungimenti, connessa alla valutazione dal progettista in funzione delle caratteristiche idrogeologiche dell'area, sulla base di analoghe esperienze nei siti di bonifica e nei SIN dovrebbero risultare sufficienti portate intorno ai 10 litri/minuto. La rappresentatività idrochimica del piezometro al campionamento, anche dipendente ai requisiti di funzionalità descritti in precedenza, risulta vincolata alle seguenti condizioni operative:

- il test viene ritenuto concluso al raggiungimento di un livello dinamico costante o in caso di svuotamento del piezometro;
- in caso di eventuale svuotamento l'opera non sarà ritenuta funzionale, sia in termini di efficienza idraulica né tantomeno idonea al monitoraggio idrochimico;
- in acquiferi produttivi durante la risalita il ripristino del livello piezometrico iniziale dovrà avvenire in tempi relativamente brevi, entro 15-30 minuti dal termine del test.

Gli *slug test* rispetto alla prova precedente presenta l'innegabile vantaggio di non strappare e smaltire acque di falda potenzialmente contaminate, consentendo inoltre, seppur in un'area circoscritta all'intorno del piezometro, di determinarne i valori di conducibilità idraulica orizzontale dell'acquifero. Il test può essere condotto in due modalità:

- test in risalita o con carico crescente viene indotta una brusca diminuzione del livello piezometrico tramite la rimozione veloce di un determinato volume d'acqua, introducendo un solido di forma cilindrica o utilizzando un bailer monouso, durante la quale si registrano i valori di risalita dei livelli sino al ristabilimento del livello iniziale della piezometrica;
- test a carico decrescente, con le medesime modalità operative descritte in precedenza viene misurato il declino di livello sino al ripristino dei valori iniziali.

7.2.3.5. Intervento di ripristino mediante *air lift*

Tra le varie tecnologie disponibili per il ripristino delle opere di captazione idraulica si propone l'*air lift*, uno degli interventi più fruibile e comune, che viene poi indicato anche per la fase di spurgo immediatamente dopo l'installazione (Cfr. paragrafi 7.2.4.5 e 7.2.6.4). In caso di intasamento fisico del filtro tale tecnologia risulta molto efficace per la raccolta dei sedimenti in sospensione e per asportare dal fondo foro i detriti di sabbia e di limo, con buoni risultati per il tratto fenestrato, altamente efficaci per il dreno, uniti ad una elevata resa per filtri in HDPE. La fase di pulizia eseguita con questa tecnologia usualmente comporta l'utilizzo di un sistema a doppio tubo, di un compressore per l'erogazione d'aria compressa e di una vasca di sedimentazione adibita alla raccolta del particolato e dei prodotti residuali (vedere Figura 21). In sintesi, l'intervento consiste nell'immissione d'aria all'interno della colonna filtri, allo scopo di recuperare il materiale di risulta derivante dalla pulizia del dreno e di quello accumulato nella tratta fenestrata del tubo. L'aria in pressione forma delle bolle che risalgono nel tubo di scarico generando una corrente ascensionale dal fondo che trascina acqua e detriti. Le fasi consequenziali di questa operazione sono le seguenti:

- rilievo fluidi e della profondità dell'opera (Cfr. Paragrafo 7.2.3.4);
- posa in opera del tubo di risalita dell'acqua, in materiale atossico, collegato esternamente alla vasca di sedimentazione
- inserimento del tubo di mandata dell'aria compressa all'interno della tubazione dell'acqua, ad una profondità di circa 50 cm dall'estremità inferiore di quest'ultima;
- erogazione di aria compressa ad una portata sufficiente a consentire la fuoriuscita e la conseguente raccolta in vasca di acqua, di sedimento e aria;
- al fine di aumentare l'efficacia del trattamento, si dovrà prevedere una serie di spegnimenti e riavvii del compressore a tempi ravvicinati e di movimenti ascensionali lungo la colonna filtri; a mano a mano che si procederà con l'intervento di pulizia, che con questo dispositivo di raccolta dei materiali in vasca si può monitorare in tempo reale, la coppia di tubi sarà calata sempre più in profondità sino al raggiungimento della quota di fondo pozzo;
- l'intervento dovrà essere protratto sino ad avvenuta chiarificazione di acque prive di sedimento;
- alla fine del trattamento verranno nuovamente eseguite le operazioni di rilievo fluidi e della profondità dell'opera, ai fini della verifica dell'efficacia dell'intervento;
- i materiali di risulta e le acque emunte derivanti dal trattamento dovranno essere caratterizzati e smaltiti ai sensi della normativa vigente.

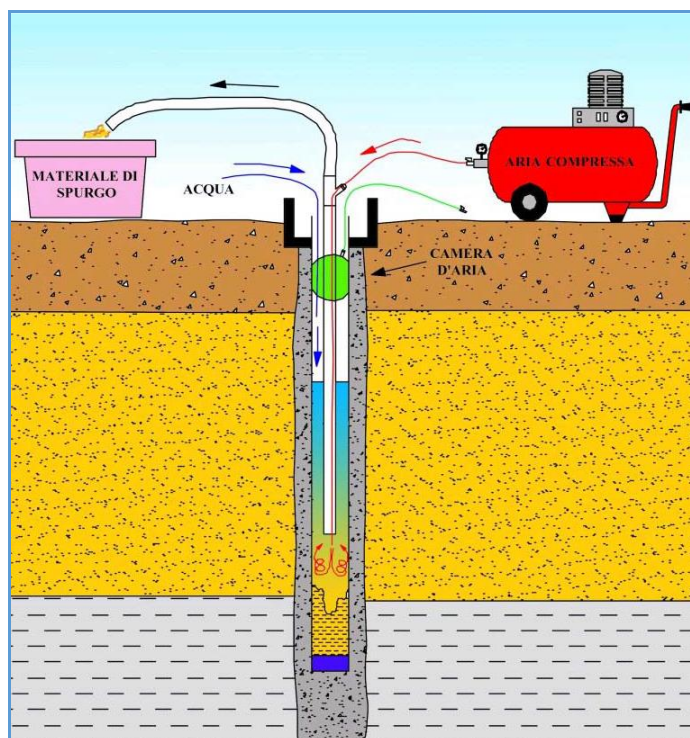


Figura 21 Schema di funzionamento dell'air lift.

Per questo primo ciclo di indagini tale metodica di ripristino appare la più idonea, ma nelle fasi successive di messa in esercizio dei pozzi potrebbero verificarsi intasamenti dei filtri determinati dall'elevato inquinamento delle acque sotterranee, con incrostazioni inorganiche e batteriche; quindi, il solo *air lift* potrebbe non essere sufficiente come azione di recupero. In tali situazioni esso può essere abbinato ad altre tecnologie di ripristino (Jetting-Tool, pistonaggio, spazzolatura, trattamenti chimici e/o con gas).

Restituzione dati: i dati relativi al censimento della rete di monitoraggio acque dovranno confluire in una tabella anagrafica recante informazioni riguardo tutti i punti acqua presenti nel sito (format di cui all'Allegato 7.2 A), aggiornata sulla base dei risultati ottenuti dalle verifiche in campo. Singole schede personalizzate per ogni punto d'acqua presente nel sito (format di cui all'Allegato 7.2 B). Per le verifiche di efficienza idraulica dei piezometri si rimanda ai format dell'Allegato 7.2 C per gli emungimenti a basso flusso e 7.2 D per gli *slug test*. Relazione tecnica illustrativa dei lavori svolti.

7.2.4. FASE 2: realizzazione dei piezometri di monitoraggio

Finalità: installazione di piezometri di monitoraggio finalizzata al completamento della rete di monitoraggio acque, caratterizzazione e stato della matrice suolo-sottosuolo, determinazione dei parametri funzionali all'Analisi di rischio sanitaria (AdR) e individuazione preliminare dei dati idrogeologici di base.

Interventi

7.2.4.1. Specifiche tecniche e descrizione delle opere

Le opere da realizzare consistono nella perforazione e nell'allestimento di piezometri finalizzati al monitoraggio e alle analisi della qualità delle acque di falda, che consentiranno altresì la ricostruzione litostratigrafica, di verificare puntualmente presenza e profondità di eventuali livelli di separazione idraulica e non ultimo, la presenza di contaminazione nelle matrici ambientali. Il loro numero dovrà essere stabilito, di concerto con gli Enti di controllo locali, sulla base degli esiti delle indagini preliminari e dei dati di letteratura disponibili. In ogni caso ai fini di un totale controllo dell'andamento del *plume* di contaminazione, in relazione ai potenziali rischi di contaminazione passiva a danno dei bersagli sensibili esterni, detti punti d'acqua andranno posizionati a monte e a valle idrogeologica, nonché all'interno del sito da bonificare. Si propone che i piezometri debbano avere le seguenti caratteristiche: diametro 4", diametro

perforazione 178 mm, profondità sino al substrato e/o livello impermeabile, terebrati a carotaggio continuo a secco mediante l'utilizzo di un carotiere semplice da 130 mm e rivestimento a seguire da 178 mm sino alla profondità di perforazione; in caso di intercettazione di livelli limoso-argillosi significativi, dovranno essere immorsati per 0,5 metri. Il perforo così realizzato verrà attrezzato con un tubolare in HDPE cieco sino ad una quota di circa - 1 m da p.c. e con HDPE fenestrato sino a fondo foro, a cui seguirà mezzo metro di fondello per la decantazione del particolato fine. Al di sopra del HDPE fenestrato, verrà realizzato un tampone di bentonite e sabbia fine, allo scopo di impedire alla miscela cementizia da iniettarsi successivamente di percolare verticalmente sino ad intasare il dreno. Dopo la realizzazione del tampone seguirà la cementazione totale del perforo fino a p.c., con inglobamento nella miscela cementizia di apposito chiusino metallico. Per i dettagli tecnici circa lo sviluppo dell'opera di rimanda alla successiva figura 22.

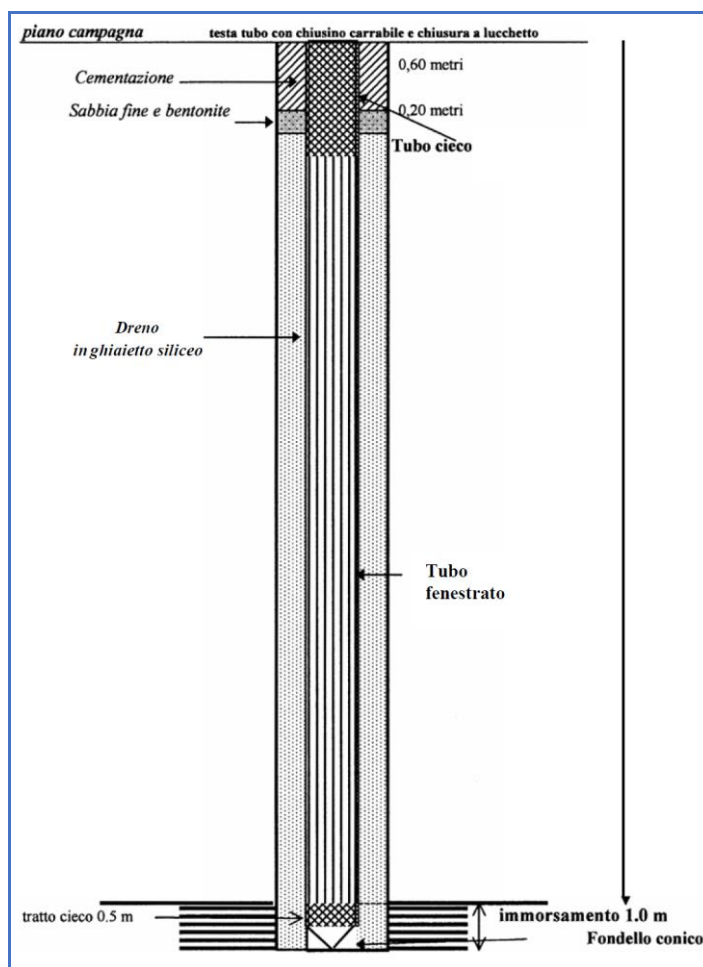


Figura 22 Schema costruttivo del piezometro tipo (non in scala).

7.2.4.2. Caratterizzazione della matrice suolo

Durante i sondaggi geognostici si ritiene opportuno prelevare i campioni in corrispondenza del top-soil, entro il primo metro di perforazione, ad ogni significativa variazione litologica e in ogni livello che presenta evidenze organolettiche di contaminazione. Sarà necessario procedere al campionamento dei terreni, sia per la caratterizzazione ambientale sia per la determinazione di parametri funzionali all'elaborazione dell'Analisi di Rischio o alla validazione. Il recupero delle carote dal suolo dovrà avvenire con manovre al massimo di 1 m sino al raggiungimento della falda freatica. Per ciò che riguarda il set analitico, in mancanza di dati relativi alla contaminazione delle matrici ambientali del sito, dovrà comprendere i principali analiti previsti dal testo unico ambientale per la disciplina delle bonifiche. Il prelievo del materiale per la

costituzione di ogni campione avverrà dalla cassetta catalogatrice mediante paletta in acciaio inox, con cui verrà depositato in telo in polietilene o materiale simile, per essere così sottoposto alle operazioni di quartatura. L'operazione di campionamento in presenza di contaminazione dovrà essere eseguita in modo da evitare fenomeni di *cross contamination* e tra un prelievo ed il successivo occorrerà decontaminare gli attrezzi e gli utensili che operano in profondità nel perforo; tale operazione dovrà essere effettuata ad una distanza sufficiente dalla zona di campionamento al fine di evitare la diffusione dell'inquinamento. Per le stesse ragioni, al termine di ogni operazione di campionamento, si dovrà procedere al lavaggio della paletta in acciaio con idoneo prodotto ed alla sostituzione del telo. In caso di pioggia sarà necessario garantire che il campione non entri in contatto con le acque meteoriche.

Dovranno essere prelevati n°3 campioni per ogni aliquota, uno per la Committente, uno per gli Enti di controllo, più un terzo controcampione di controllo, in caso di discrepanza dei risultati analitici. Le tre aliquote per ogni campione dovranno essere immediatamente inserite all'interno di un contenitore in vetro con tappo a vite e del volume di 1000 ml. A seguito del prelievo e sino allo svolgimento delle analisi, il campione dovrà essere conservato alla temperatura di 4 °C. Sarà inoltre necessario evitare perdite di olio o altre sostanze dai macchinari utilizzati; in caso di perdite verificare che non producano contaminazione dei campioni prelevati.

Le carote di terreno ottenute durante la perforazione andranno raccolte in apposite cassette catalogatrici (in legname o plastica), munite di scomparti divisori e coperchio apribile a cerniera. I compartimenti separatori suddivideranno i recuperi delle singole manovre, recando le quote rispetto al p.c. e all'interno di essi saranno inseriti blocchetti di legno e/o targhette identificative, atte a individuare gli spezzoni di carota prelevati per le analisi di laboratorio con le quote di inizio e fine del prelievo. I campioni di terreno raccolti e conservati nelle cassette catalogatrici dovranno essere conservati in luoghi al riparo dagli agenti atmosferici, contrassegnate dai dati funzionali alla loro identificazione, per poi essere trasportate in un'area dedicata. Le singole cassette dovranno essere fotografate con pellicola a colori entro la fine della giornata del loro riempimento, con la completa leggibilità di tutte le indicazioni esistenti ed una visione chiara delle carote contenute; copia delle fotografie dovrà essere allegata alla documentazione di lavoro.

7.2.4.3. Perforazione

Il sondaggio da attrezzare a piezometro dovrà essere realizzato mediante un sistema a rotazione con carotaggio continuo a secco procedendo con le minime velocità di rotazione compatibili con le perforazioni, allo scopo di non surriscaldare il campione e di non far disperdere composti volatili qualora presenti nel terreno. Non sarà ammesso l'utilizzo di fango bentonitico, di additivi a base di polisaccaridi od altri polimeri. L'avanzamento del sondaggio dovrà avvenire con battute non superiori ad 1 metro. La stabilità del perforo dovrà essere assicurata da un rivestimento provvisorio intestato dal piano campagna sino a fondo foro.

Il sondaggio si svilupperà a partire dal piano campagna sino ad incontrare uno strato impermeabile dello spessore di almeno un 0,5 m (vedere Fig.22), dopodiché sulla base delle informazioni in possesso e dei risultati ottenuti dalle indagini preliminari, si dovrà valutare se procedere o interrompere la perforazione. Il perforo reso finito dovrà presentare un diametro minimo di 178mm. Al termine della perforazione, se è stata rilevata la presenza di contaminazione, in apposita area e mediante idropulitrice dovrà essere effettuata la decontaminazione delle attrezzature di perforazione per evitare fenomeni di contaminazione indotta.

Durante l'esecuzione dei sondaggi si ritiene necessario eseguire prove di permeabilità di tipo *Lefranc* finalizzate a verificare le caratteristiche di permeabilità dei terreni attraversati, sollevando il rivestimento per circa 0.5m del tratto da investigare e da effettuarsi ad ogni variazione litologica significativa rilevata. I suddetti test, che presentano tempi veloci di esecuzione e bassi costi, possono essere eseguiti nella modalità a carico costante, immettendo acqua nel perforo rilevandone la portata di equilibrio o in opzione

a carico variabile, sempre inserendo acqua dentro il rivestimento e calcolandone gli abbassamenti in funzione del tempo.

7.2.4.4. Allestimento del piezometro

Il sondaggio verrà allestito a piezometro mediante la posa in opera di un tubo in HDPE, dal diametro minimo di 4", costituito da tratte fenestrate modulate sulla profondità e spessore dell'acquifero e da tratte cieche, dotate di filetto maschio ad entrambe le estremità. Il tubo in HDPE del diametro di 4" sarà fessurato da una quota superficiale a partire da (~-1.00 m da p.c.) sino a fondo foro; le fessure in linea di massima avranno una luce di 0,5-0,6 mm. La tratta di tubo superficiale dovrà essere cieca, così come il fondello inferiore preposto per la decantazione del particellato fine, il quale dovrà essere dotato di un tappo conico di chiusura. La giunzione delle barre dovrà essere del tipo vite-manicotto.

Il dreno, costituito da ghiaietto siliceo calibrato, avente elementi lapidei a forma arrotondata, diametro 2-4 mm, si svilupperà a partire da fondo foro sino alla quota superficiale di circa -0,8 m dal p.c. Al di sopra del dreno, a partire quindi da -0,8 m da p.c. sino a -0,6m da p.c., dovrà essere realizzato un tampone di isolamento dello spessore di 0,2m, costituito da sabbia vagliata avente granulometria massima di 2 mm, opportunamente compattata. La tratta cieca di rivestimento al di sopra del tampone di sabbia, compresa fra -0,60 m ed il piano campagna, verrà sigillata al terreno mediante getto di calcestruzzo dosato a 250 kg/mc di cemento. Il calcestruzzo dovrà presentare consistenza fluida e verrà accuratamente compattato durante la sua messa in opera, in modo tale da assicurare una perfetta tenuta idraulica della sigillatura nei confronti di eventuale percolazione di acque superficiali. L'estremità superiore del piezometro, posta ad una quota prossima al p.c., dovrà essere protetta con la messa in opera di un pozzetto carrabile, con chiusino in ghisa, mentre la testa del piezometro dovrà essere munita di chiusura a lucchetto.

7.2.4.5. Spurgo e battuta topografica

Al termine del suo allestimento, il piezometro dovrà essere spurgato al fine di eliminare eventuali intasamenti del dreno, sedimenti e/o particolato nella tubazione. Le operazioni di spurgo potranno essere effettuate con i seguenti sistemi: emungimento con pompa sommersa, *air-lift*, lavaggio a getto. In ogni caso lo spurgo dovrà essere protratto per il periodo necessario per l'assestamento del ghiaietto di dreno e per l'ottenimento di acqua chiarificate, esenti da materiali fini terrigeni in sospensione. Per le ragioni precedentemente esposte, in relazione a potenziali errori di parallasse, si dovrà provvedere all'esecuzione di un rilievo plano-altimetrico che rechi l'esatta ubicazione "*as-built*" dei punti d'acqua con relativa quota di boccapozzo e del corrispondente valore rapportato al piano campagna. Dovranno essere riportati i seguenti dati con precisione di 1 mm: Coordinate Nord e EST Gauss-Boaga e Quota assoluta (m s.l.m.).

7.2.4.6. Installazione dei piezometri negli acquiferi multistrato

In presenza di acquiferi multistrato, ove sono presenti più strati di separazione idraulica, si potrebbe prevedere la posa in opera di *clusters* che consistono nella disposizione ravvicinata di una serie di piezometri fenestrati a profondità differenti. Durante questa fase è di vitale importanza acquisire i parametri idrogeologici di base, allo scopo di definire l'entità dei livelli di separazione ed eventuali rapporti di comunicazione e/o isolamento tra falde acquifere. Il rischio è quello di attivare vie preferenziali di flusso di acque inquinate che possono innescare fenomeni di *cross-contamination*. Per la definizione di questi dati si possono prendere in considerazione le due opzioni progettuali di seguito riportate. Una volta eseguito un primo test idraulico (*Lefranc* o *slug test*) e immersato il rivestimento esterno nel primo strato impermeabile, si procede poi con una manovra di pulizia e aspirazione delle acque di risulta della perforazione, per poi inserire un secondo rivestimento telescopico interno al primo, proseguendo il

carotaggio all'interno di esso sino al raggiungimento del secondo livello impermeabile; seguono manovre di pulizia e immorsamento del secondo rivestimento. Per poi procedere con le medesime operazioni calando nel foro il rivestimento, proseguire il carotaggio al suo interno e via di seguito con le altre operazioni per i successivi livelli impermeabili, sino al raggiungimento del substrato. Un'altra procedura operativa per definire i parametri idrogeologici in presenza di falde multistrato, applicabile anche durante le perforazioni e per realizzare i test idraulici, può essere rappresentata dall'utilizzo di *packer* idraulici, membrane o altri dispositivi di isolamento. L'uso di queste apparecchiature è funzionale ad isolare temporaneamente due zone, una al di sopra e una al di sotto dei dispositivi, consentendo anche di eseguire campionamenti nei vari acquiferi intercettati. In tale ambito lavorativo ISPRA si riserva di approfondire compiutamente gli aspetti tecnici sopra descritti, il che non esclude a priori la definizione di ulteriori e/o di valide alternative tecniche qualora proposte dai progettisti.

Restituzione dati: Logs di perforazione dei sondaggi geognostici con le seguenti informazioni

- data esecuzione lavori, metodo e diametro di perforazione, tipologia del carotiere;
- denominazione della ditta esecutrice lavori e del capo cantiere;
- descrizione stratigrafica comprendente per ogni strato: composizione dello strato secondo la classificazione AGI, diametro massimo degli elementi lapidei;
- colore e consistenza, eventuali tracce di umidità;
- proprietà organolettiche;
- livello della falda da boccapozzo e da p.c.;
- indicazione del *range* di profondità dei punti di prelievo dei campioni;
- schema di completamento del piezometro;
- fotografie delle cassette catalogatrici.

Integrare i dati dei nuovi piezometri alla scheda anagrafica e scheda singola (Cfr. 7.2 A e 7.2 B). Cartografia recante l'ubicazione dei piezometri, in formato cartaceo ed elettronico georeferenziato. I dati acquisiti dalle prove *Lefranc* dovranno essere forniti in un formato compatibile con excel (Cfr. format Allegato 7.2 E, 7.2 F). Relazione tecnica illustrativa.

7.2.5. FASE 3: campagna di monitoraggio idrochimico e chimico-fisico delle acque sotterranee

Finalità: conoscenza esaustiva dello stato di qualità delle acque sotterranee del sito mediante indagini di campo, ricostruzione dell'assetto geologico/idrogeologico degli acquiferi di interesse e della direzione di flusso delle acque sotterranee, individuazione dei punti/aree potenzialmente contaminati, acquisizione dei parametri necessari all'implementazione dell'AdR (gradiente idraulico, conducibilità, velocità di flusso), formulazione del Modello concettuale del sito (MCS) individuando le sorgenti di contaminazione conclamate ($C > CSC$), le vie di migrazione attive degli inquinanti in falda e i bersagli coinvolti. Individuazione delle eventuali Misure di messa in sicurezza di urgenza/operativa finalizzate alla installazione dei sistemi di recupero.

Interventi

7.2.5.1. Rilievo fluidi

Consiste nella misura del livello piezometrico o livello della falda acquifera in tutti i piezometri facenti parte della rete di monitoraggio acque del sito, sia quelli di "vecchia generazione" risultati idonei al campionamento sia quelli di nuova realizzazione. I rilievi in oggetto dovranno essere eseguiti con le modalità precedentemente descritte al punto elenco 1 del paragrafo 7.2.3.3.

7.2.5.2. Formulazione del Modello concettuale del sito (MCS)

I dati storici sull'attività del sito, i dati idrogeologici preliminari dei test in situ, gli esiti delle prospezioni geofisiche e l'andamento del campo di moto di falda ricavato dal rilievo fluidi, consentono in via preliminare di avanzare ipotesi fondate sulle potenziali sorgenti di contaminazione. L'MCS descrive l'assetto

idrogeologico fornendo dati organici circa il numero e il tipo di acquiferi soggiacenti, la profondità, lo spessore, la portata, la direzione di deflusso di ciascuna falda sui possibili percorsi di migrazione degli inquinanti in falda e su eventuali recettori della contaminazione delle acque sotterranee.

7.2.5.3. Piano di investigazione iniziale: monitoraggio idrochimico

Allo scopo di conoscere lo stato chimico delle acque sotterranee del sito, preliminarmente al prelievo del campione su cui si conducono le indagini, dovrà essere effettuato lo spurgo del piezometro. Lo spurgo consisterà nella rimozione di un adeguato volume di acqua, generalmente tra 3 e 5 volte di quello contenuto in condizioni statiche all'interno di esso e dell'eventuale materiale solido qualora presente. I dati relativi al volume d'acqua da estrarre sono ricavabili dalla corretta compilazione della scheda di censimento, di cui all'Allegato 7.2 A. Sarà necessario predisporre dei bulk per il recupero e successivo smaltimento delle acque di risulta, qualora non fosse presente un impianto di trattamento acque.

Il campionamento delle acque sotterranee dovrà avvenire in modalità dinamica, tramite pompe a basso flusso di portata, in corrispondenza del tratto fenestrato e al momento del ripristino del livello di falda statico rilevato prima dello spurgo, oppure come proposto da alcuni protocolli a distanza di 24 h da quest'ultimo. Per ciò che concerne la scelta dei sistemi di emungimento possono essere utilizzate pompe sommerse da 2" munite di una valvola per la regolazione del flusso o e pompe autoadescanti, anch'esse munite di una valvola di registrazione in linea di mandata, le quali però presentano il limite di una bassa prevalenza. Le pompe peristaltiche sono più costose ma presentano l'inevitabile vantaggio che le acque emunte non vengono mai a contatto con le componenti meccaniche, rimanendo a contatto solo con il tubo di aspirazione. La logistica del sito da bonificare e conseguentemente la fruibilità dell'energia elettrica giocano un ruolo importante e, per tale ragione, si può prevedere l'utilizzo di un motogeneratore per alimentare questi sistemi. Un'ulteriore opzione potrebbe essere quella di utilizzare pompe di tipo *Whale* autoinnescanti alimentate a 12 V, che in assenza di *utilities* elettriche possono essere collegate all'accendisigari o alla batteria di un automezzo tramite morsetti.

In presenza di acquiferi poco produttivi può essere utilizzato il campionamento statico senza emungimenti, ad esempio con *bailer* monouso, in ogni caso sempre previo spurgo e dopo il ripristino, per quanto possibile, delle condizioni statiche. Ogni aliquota di campione dovrà essere costituita da un certo numero di bottiglie di vetro da un litro ciascuna, dipendenti dall'estensione del *set* analitico, più un 1 flacone *vial* per la determinazione dei composti organici volatili. In caso di presenza di surnatante o percolato nel piezometro, bisognerà provvedere al loro campionamento selettivo e relativa caratterizzazione. Tra uno spurgo e l'altro e da un campionamento al successivo, si dovrà procedere alla decontaminazione della pompa ed alla sostituzione delle raccorderie. Per questa campagna acque preliminare volta alla caratterizzazione idrochimica delle acque sotterranee, in assenza di dati ambientali e/o indagini preliminari, per le analisi di laboratorio si propone il *set* analitico basilare di seguito riportato

- pH, conducibilità;
- Sali organici e inorganici: Ammoniaca, Nitrati, Nitriti, TKN (Azoto totale Kjeldahl), Cloruri, Solfati, Fluoruri, Cianuri;
- Metalli (Alluminio, Antimonio, Argento, Arsenico, Berillio, Cadmio, Cobalto, Cromo totale, Cromo VI, Ferro, Mercurio, Nichel, Piombo, Rame, Selenio, Manganese, Tallio, Zinco);
- Idrocarburi totali;
- Idrocarburi aromatici (Benzene, Etilbenzene, Stirene, Toluene, para-Xilene);
- Alifatici clorurati cancerogeni e non cancerogeni;
- Alifatici alogenati cancerogeni.

Sulla base delle conoscenze del sito in caso di accertato inquinamento indotto da altri contaminanti (fitofarmaci, diossine, PCB, Fenoli, amianto, ecc.), sarà cura del progettista di concerto con gli Enti di controllo estendere la lista ad ulteriori analiti. Per i monitoraggi successivi, atti a verificare che l'azione di intercettazione della contaminazione da parte dei pozzi in esercizio sia efficiente, sempre di concerto con

gli Enti di controllo, il set analitico potrà essere successivamente rimodulato in funzione dei risultati acquisiti e dei principali *marker* di contaminazione rilevati nel sito.

7.2.5.4. Piano di investigazione iniziale: rilievo dei parametri chimico-fisici

Allo scopo di ottenere ulteriori dati conoscitivi del chimismo e dello stato delle acque di falda in profondità, nonché eventuali ingressioni del cuneo salino, si dovrà eseguire il rilievo dei parametri chimico-fisici (temperatura, redox, conducibilità elettrica, pH, Ossigeno disciolto), tramite una sonda multiparametrica equipaggiata con centralina. Quest'ultima dovrà essere calata all'interno del piezometro per eseguire letture ad ogni metro di profondità a partire dalla quota del livello di falda, sino ad una quota massima di 0.5 m da fondo pozzo. La lettura dei valori dovrà essere effettuata nel momento della stabilizzazione dei parametri. Tra un piezometro ed il successivo si dovrà eseguire la decontaminazione dello strumento.

Restituzione dati: integrare i dati del rilievo fluidi e del volume della colonna d'acqua allo scopo di aggiornare la scheda anagrafica e scheda singola dei punti d'acqua presenti nel sito (Cfr. 7.2 A e 7.2 B). Scheda di campionamento acque dei singoli piezometri (Allegato 7.2 G). Risultati analitici della campagna di monitoraggio idrochimico (Allegato, 7.2 H). Risultati del monitoraggio chimico-fisico per singolo piezometro e tabella riassuntiva di tutti i punti d'acqua (Cfr. format Allegato 7.2 I). Carta isopiezometrica recante le direzioni di flusso del capo di moto della falda e/o delle falde acquifere. Log multiparametrici e sezioni, deducibili dai rilievi chimico fisici. Relazione tecnica illustrativa.

7.2.6. FASE 4: perforazione e completamento dei pozzi di emungimento

Finalità: posa in opera dei pozzi d'acqua preposti allo strippaggio delle acque contaminate e determinazione delle caratteristiche idrogeologiche delle acque sotterranee attraverso prove di pompaggio.

Interventi

7.2.6.1. Sondaggio geognostico esplorativo

Prima della perforazione si ritiene necessario eseguire un carotaggio continuo, in modo da permettere la ricostruzione litografica dell'area prossimale, di verificare puntualmente presenza e profondità di eventuali livelli di separazione idraulica e non ultimo, la presenza di contaminazione nella matrice suolo-sottosuolo. Le perforazioni e i relativi campionamenti dovranno essere eseguiti con le medesime modalità operative indicate nel precedente paragrafo 7.2.4.1. Una volta definito il punto di perforazione, prima dell'esecuzione l'Appaltatore, congiuntamente con la Committente, verificherà che gli spazi effettivamente disponibili non interferiscano con opere e/o manufatti presenti all'intorno.

7.2.6.2. Perforazione

Si procederà alla perforazione a distruzione di nucleo nel medesimo punto d'interesse dove è stato condotto il sondaggio preliminare, sino a 0,5 - 1m all'interno del substrato o qualora presenti livelli impermeabili significativi individuati dal medesimo. Per ciò che concerne il diametro delle opere, poiché dovranno ospitare strumentazione, si suggerisce un diametro non inferiore a 400 mm.

7.2.6.3. Completamento

Per ciò che riguarda la scelta del materiale della tratta filtri, si dovrà tenere in debita considerazione che debba resistere alle forze che derivano dal proprio peso e da quello di attrezzature collocate al suo interno, alla compressione radiale causata dai terreni e da eventuali fenomeni di corrosione determinati da fattori chimici e biologici connessi alla contaminazione delle acque sotterranee, poiché esiste la probabilità che venga intercettato percolato e/o surnatante. Per tale ragione si ritiene necessario utilizzare filtri in HDPE, più resistenti del PVC e del polietilene, di adeguati spessori e capacità di filtrazione da valutare sulla base dello scenario di contaminazione individuato. In acque sotterranee gravemente compromesse da inquinamento, per via della loro migliore resistenza, si potrebbero utilizzare filtri in acciaio, i quali dovranno essere dotati di idonea protezione catodica dalle correnti galvaniche, il cui costo è comunque elevato rispetto a quello dei succitati materiali plastici.

La colonna filtri in linea generale dovrà essere così posizionata: tratto cieco superficiale sino ad una profondità dipendente dalla soggiacenza di falda, di norma da -0,5 m da p.c. per 1-2 m circa, una tratta fessurata da estendere lungo il tratto di acquifero individuato e in fondo un tratto cieco finale con lunghezza di circa 2 m, parzialmente immerso nel substrato e/o strato impermeabile. Il materiale drenante, che andrà posato sino ad oltrepassare il termine superiore della tratta fenestrata, dovrà essere costituito da ghiaietto siliceo arrotondato, ben lavato e non frantumato, con diametro compreso tra 1 e 3 mm, e con un coefficiente di uniformità pari a circa 2,5. Il completamento, da eseguirsi dopo lo sviluppo, dovrà altresì prevedere uno strato di sabbia fine non lavata, seguito da un tappo di bentonite pari e cementazione superficiale sino piano campagna, allo scopo evitare l'eventuale veicolazione di contaminazione in profondità.

7.2.6.4. Sviluppo

Dopo il completamento a posa in opera del dreno completata e prima della sigillatura superficiale, si dovrà provvedere al lavaggio del pozzo e alle cosiddette "manovre di pulizia". Si potrà quindi eseguire lo sviluppo del pozzo mediante tecniche di recupero che in sintesi prevedono i seguenti *step*:

- misura della profondità effettiva di fondo pozzo per la verifica della presenza di materiale fine nel pozzo e sua rimozione mediante "cucchiaia", *air-lift*, pistonaggio, ecc.;
- manovre di pulizia in corrispondenza dell'inizio della tratta fenestrata e relativo sviluppo mediante movimento alternato sali-scendi con una corsa di 3-4 metri circa e velocità pari a 0,5 - 1 m/s;
- rimozione del materiale fine richiamato nel pozzo, con le metodiche sopra proposte;
- ripetizione delle operazioni di sviluppo e pulitura di fondo pozzo come ai punti 2 e 3 posizionando ogni volta il pistone 3-4 metri sotto al tratto precedente, fino al raggiungimento del tratto cieco di fondo pozzo.
- spurgo mediante emungimento con elettropompa sino all'ottenimento di acqua chiarificata, si suggerisce un valore di torbidità < 10 NTU;
- pulizia del tratto cieco di fondo e se necessario, in conseguenza degli assestamenti indotti dallo sviluppo, provvedere all'eventuale aggiunta di ghiaietto sino alla quota di progetto prevista.

Al termine della realizzazione di ciascun pozzo, dovranno essere adottate idonee misure di messa in sicurezza allo scopo di evitare la caduta accidentale di oggetti all'interno dello stesso. Dovrà essere attenzionata la tematica relativa alla gestione delle acque e i materiali di risulta derivati dalle perforazioni, i quali, se stoccati, dovranno essere caratterizzati ai fini di un corretto smaltimento ai sensi della normativa vigente. Prima della terebrazione del pozzo successivo si dovrà provvedere ad un trattamento di decontaminazione delle attrezzature di perforazione (aste, tubazioni di rivestimento, ecc.) con le modalità precedentemente indicate.

7.2.6.5. Test idraulici

Per valutare le caratteristiche idrogeologiche dell'acquifero e l'effetto delle condizioni al contorno, nonché Ai fini del corretto dimensionamento dei sistemi di recupero con i quali verrà attrezzato il pozzo, si rende necessario eseguire i seguenti test idraulici:

- Prova di portata a gradini a valori di portata crescenti, misurando nel tempo le depressioni piezometriche in condizioni pseudo-stazionarie. Per gli acquiferi in falda confinata di norma sono sufficienti tre gradini di portata, mentre per gli acquiferi in falda libera dovranno essere almeno quattro. Il test solitamente è eseguito realizzando *step* a portata costante della durata da 1 a 3 ore, in cui di solito al primo gradino di essi si assegna una portata pari a quella minima fornita della pompa per poi aumentare, sino a superare il valore della portata critica (Qc) oltre la quale si innescano fenomeni di moto turbolento. Nel test si determineranno i seguenti parametri: trasmissività dell'acquifero, coefficiente di conducibilità idraulica, coefficiente di immagazzinamento, portata specifica relativa e raggio di influenza del pozzo.

- Test di lunga durata ad una portata ottimale di esercizio (Q_e), ricavabile dal test a gradini ed inferiore a quella critica Q_c ; i dati di letteratura che suggeriscono valori da 2/3 sino all'80-90% di quest'ultima. Ad ogni modo per queste prove dovranno essere tenute in considerazione le caratteristiche idrogeologiche dell'acquifero, deducibili dai dati storici e dai test idraulici preliminari, poiché in presenza di acquiferi poco produttivi si potrebbero verificare abbassamenti consistenti del livello freaticometrico o addirittura lo svuotamento del pozzo. Considerato che uno degli obiettivi principali di queste verifiche è quello di determinare forma e dimensioni del cono d'influenza, dovrà essere individuata una rete di monitoraggio piezometrica ove, congiuntamente al pozzo, andranno misurati i livelli di falda indotti dal pompaggio prolungato nel tempo.

7.2.6.6. Battuta topografica

Per le ragioni esposte precedentemente in relazione a potenziali rischi di fornire letture errate, si dovrà provvedere all'esecuzione di un rilievo plano-altimetrico che rechi l'esatta ubicazione "as-built" dei pozzi con relativa quota di bocca pozzo e del corrispondente piano campagna. Dovranno essere riportati i seguenti dati con precisione di 1 mm: Coordinate Nord e EST Gauss-Boaga e Quota assoluta (m s.l.m.)

Restituzione dati: Logs di perforazione dei sondaggi geognostici con le seguenti informazioni

- data esecuzione lavori, metodo e diametro di perforazione, tipologia del carotiere;
- denominazione della ditta esecutrice lavori e del capo cantiere;
- descrizione stratigrafica comprendente per ogni strato: composizione dello strato secondo la classificazione AGI, diametro massimo degli elementi lapidei;
- colore e consistenza, eventuali tracce di umidità;
- proprietà organolettiche;
- livello della falda da testa pozzo;
- indicazione del *range* di profondità dei punti di prelievo dei campioni;
- schema di completamento del pozzo;
- fotografie delle cassette catalogatrici.

Integrare i dati dei nuovi pozzi alla scheda anagrafica e scheda singola (Cfr. 7.2 A e 7.2 B). Cartografia recante l'ubicazione dei pozzi, in formato cartaceo ed elettronico georeferenziato. I dati acquisiti dalle prove di pompaggio a gradini e a lunga durata, meglio se acquisiti tramite data-logger, dovranno essere forniti in un formato compatibile con *excel* (Cfr. format Allegati 7.2 J e 7.2 K). Relazione tecnica illustrativa.

7.2.7. FASE 5: aggiornamento del modello concettuale e definizione della configurazione dei sistemi

Finalità: approfondimento del Modello Concettuale del Sito (MCS) che consenta di schematizzare un'analisi dei potenziali scenari di rischio determinati da fonti d'inquinamento attive presenti nella risorsa idrica sotterranea, tanto più aderente alla realtà, nonché di individuare vie di trasporto e probabili bersagli dei contaminanti. Determinazione preliminare del numero di pozzi necessari al contenimento idraulico del *plume* di contaminazione, valutazione delle loro distanze ottimali per lo sbarramento idraulico, calcolo delle portate di emungimento, stima della reale efficienza idraulica una volta che essi sono in marcia (perdite di carico concentrate).

Interventi

Sulla base dei risultati delle attività effettuate l'MCS preliminare dovrà essere aggiornato con particolare riferimento all'assetto geologico e idrogeologico e allo stato di contaminazione delle acque di falda, da cui sia possibile individuare/valutare i diversi *plume* di contaminazione, la sua evoluzione nello spazio temporale ed anche la distribuzione dei contaminanti in profondità. Il modello rivisitato introdurrà poi le caratteristiche geometriche del sito in esame e delle relative condizioni al contorno, tenendo conto anche di eventuali pozzi in pompaggio all'esterno del sito, dei parametri che ne caratterizzano il flusso ed il trasporto, il tutto a supporto della progettazione e gestione dell'intervento più ottimale di *pump and treat*. Il suo processo di costruzione dovrà comunque avvenire per stadi (scelta, calibrazione, validazione e

presentazione dei risultati). Qualora la fase di validazione non ottenga risultati soddisfacenti, si dovrà prevedere la riformulazione dell'MCS e/o la rimodulazione dei suoi parametri di input, anche sulla base di prove specifiche (ad esempio ulteriori prove di portata per la determinazione della conducibilità idraulica o terebrazione di nuovi piezometri di monitoraggio). Tutti questi elementi dovranno risultare propedeutici alla configurazione iniziale del sistema di bonifica in toto, compresi tutti gli elementi costituenti (pozzi di emungimento, piezometri di controllo, sistemi di trattamento acque e collettori di scarico, ecc.).

Restituzione dati: esistono numerosi software idonei alla modellazione delle acque sotterranee e relativa restituzione dati, tutti ugualmente validi, per la cui scelta si lascia libero arbitrio al progettista. In ogni caso l'MCS dovrà essere descritto anche attraverso tabelle, grafici, carte freaticometriche statiche e dinamiche, mappe (comprese adeguate sezioni geologiche) da cui sia possibile individuare/valutare i diversi *plume* di contaminazione e l'evoluzione della contaminazione sia nello spazio, che tenga conto anche della distribuzione dei contaminanti con la profondità e nel tempo. Relazione tecnica illustrativa.

7.2.8. FASE 6: start-up, monitoraggio chimico e controllo delle apparecchiature

Finalità: avviamento del sistema di *pump & treat*, stima della convergenza fra i dati di progetto e quelli misurati in campo ai fini della verifica dell'efficacia dell'intervento.

Interventi

7.2.8.1. Premessa

La rete di monitoraggio chimico dovrà prevedere punti di campionamento posti:

- a monte dello sbarramento, per verificare la qualità delle acque in ingresso al sito;
- all'interno del plume di contaminazione, per valutarne l'evoluzione delle concentrazioni;
- nell'interasse dei pozzi di emungimento, per intercettare l'eventuale diffusione di inquinanti a causa di un errato posizionamento e/o di un'insufficiente portata di emungimento dei pozzi;
- a valle del barrieramento, per valutarne l'efficacia;
- sul collettore principale, in ingresso al sistema di trattamento acque.

In caso di installazione di un impianto di trattamento acque dedicato, per valutarne l'efficacia e la conformità dello scarico ai limiti imposti dalla normativa vigente, dovrà essere effettuata anche l'analisi di campioni prelevati allo scarico dello stesso.

Per ciò che riguarda i sistemi di recupero il loro funzionamento dovrà essere garantito nel tempo mediante la predisposizione e attuazione di un programma di gestione e manutenzione ordinaria. Quest'ultimo dovrà prevederne le procedure di intervento da attivare nel caso di verifica dei guasti e dei malfunzionamenti. Poiché le presenti procedure sono atte a verificare la fattibilità della tecnologia di sbarramento idraulico, al momento si ritiene funzionale installare sistemi di pompaggio provvisori e noleggiare impianti mobili di trattamento acque. Si puntualizza che ISPRA non è favorevole all'emungimento a portate elevate nei punti prossimali e/o limitrofi ai siti da bonificare, a causa del potenziale rischio di veicolare contaminazione all'esterno, nonché di indurre il fenomeno di ingressione del cuneo salino nei siti prossimi al mare.

Per le modalità di rilievo fluidi, prelievo dei campioni di acque sotterranee e monitoraggio chimico-fisico, si rimanda a quanto riportato nei paragrafi precedenti.

7.2.8.2. Attività di cantiere

Saranno così consequenzialmente articolate:

Monitoraggio 0: l'obiettivo di questa fase preliminare è quello di realizzare una prima indagine conoscitiva volta alla conoscenza del chimismo delle acque prima dell'avviamento dei pozzi e di effettuare la calibrazione e l'allineamento delle portate di esercizio. Sono previste le seguenti attività:

- rilievo dei fluidi di tutti i pozzi e piezometri della rete di monitoraggio acque;
- analisi chimico-fisiche delle acque dei piezometri di monitoraggio;
- monitoraggio idrochimico delle acque di tutti i piezometri di monitoraggio;
- regolazione delle portate di progetto dei pozzi;

- verifica della tenuta delle linee di mandata delle acque emunte.

Start-up: per verificare gli effetti di abbattimento della falda verrà posto in pompaggio il pozzo di emungimento o la batteria di pozzi a seconda di quanto individuato dal MCS. Gli abbassamenti dovranno essere monitorati nei piezometri posizionati in senso longitudinale e trasversale rispetto alla batteria di pozzi, meglio se attrezzati con sensori e/o *data logger* che consentono le letture in continuo. Durante il primo giorno di avviamento si ritiene necessaria la presenza continua di un operatore, al fine di monitorare le portate di esercizio e controllare le linee di scarico delle acque emunte.

Monitoraggi acque sotterranee e funzionalità dei sistemi: per la verifica dell'efficienza idraulica di questi ultimi, che si può prevedere per la durata di un mese, si propongono le attività gestionali di seguito riportate.

- verificare a cadenza giornaliera delle portate d'esercizio, provvedendone al ripristino immediato nel caso di variazioni;
- eseguire a cadenza giornaliera il controllo delle linee di mandata dei pozzi;
- rilievo dei fluidi, tre volte alla settimana e in corrispondenza delle analisi chimico-fisiche e dei campionamenti;
- analisi parametri chimico-fisici dei piezometri, (dopo un giorno dall'avviamento dei sistemi e successivamente a cadenza settimanale);
- monitoraggio idrochimico, (dopo un giorno dall'avviamento dei sistemi e successivamente a cadenza settimanale);
- interventi correttivi relativamente alla gestione delle portate di esercizio, basate sul MCS e dalle risultanze analitiche.

7.2.8.3. Ulteriori aspetti gestionali

In caso di esito positivo dell'efficienza del sistema di barrieramento idraulico, di norma si assiste ad una sua variazione degli assetti nel corso del tempo, in funzione dei diversi scenari di contaminazione rilevati nel corso dei monitoraggi. In conseguenza di ciò, l'emungimento prolungato può indurre ad un calo di rendimento fisiologico dei pozzi e spesso anche dei relativi sistemi di pompaggio, che di norma si manifesta nelle riduzioni delle portate di esercizio registrate tra un monitoraggio e il successivo. Anche in caso di emungimenti a basso flusso, il pompaggio prolungato di acqua così come accennato in precedenza, può indurre all'interno delle opere in specie nei pozzi, fenomeni di corrosione galvanica, idraulica, chimica e biologica. Ciò si traduce nella presenza di acque aggressive che tendono ad attaccare e solubilizzare alcuni minerali contenuti nell'acquifero, oppure al contrario far precipitare composti metallici, il che abitualmente conduce alla formazione di incrostazioni che minano la funzionalità di tutto il manufatto.

Per giunta le caratteristiche geologiche e idrogeologiche delle aree sottostanti i siti, unite alla presenza di materiale fine nelle *facies* alluvionali ospitanti l'acquifero, potrebbero consentire l'accumulo di particolato all'interno delle opere riducendone la profondità. Tutti questi elementi usualmente pregiudicano l'efficienza idraulica di pozzi e piezometri in corrispondenza del tratto filtrante della tubazione. Altro fattore negativo rilevante sempre preannunciato dalla flessione dei quantitativi di acqua strippata, potrebbe essere ascrivibile al deterioramento e/o malfunzionamento dei sistemi contenuti all'interno dei pozzi, indotto da fenomeni di corrosione di acque eccessivamente ricche di metalli e sali.

Sulla base di quanto emergerà dai report periodici relativi agli aspetti gestionali, con cadenza strettamente dipendente dal loro funzionamento, in ogni caso si renderà necessario programmare una serie di attività di verifica dello stato dei pozzi e delle relative apparecchiature. Per i pozzi attrezzati a recupero in caso di malfunzionamento si ripropone la realizzazione del test a gradini, a portate uguali e/o compatibili con la loro messa in esercizio (Cfr. paragrafo 7.2.6.5). In aggiunta a ciò, per le motivazioni più volte addotte, urgono anche verifiche periodiche circa l'efficienza idraulica dei piezometri e del loro stato dell'arte, qualora operativi da diversi tempo, da effettuarsi a cadenza trimestrale, affinché i monitoraggi idrochimici risultino il più possibile rappresentativi dello stato ambientale delle acque sotterranee del sito.

Restituzione dati: scheda di campionamento acque dei singoli piezometri, rilievo fluidi (manuale e automatico), risultati analitici della campagna di monitoraggio idrochimico e metodiche analitiche, risultati del monitoraggio chimico-fisico per singolo piezometro, rilievo portate dei pozzi (manuale e automatico), controllo visivo del contaltri, del quadro elettrico, dei serbatoi e delle linee di scarico, controllo dell'impianto di trattamento acque (Cfr. format comprensivo di cui all'Allegato 7.2 L). Carta isopiezometrica recante le direzioni di flusso del campo di moto della falda e/o delle falde acquifere. Log multiparametrici e sezioni della colonna d'acqua, deducibili dai rilievi idrochimici e chimico fisici. Carte tematiche della contaminazione. Rappresentazioni grafiche andamento monte-valle idrogeologico nei piezometri per i principali contaminanti. Redazione di un report mensile delle attività svolte.

7.3 Controllo delle emissioni dal corpo della discarica e migrazioni laterali del biogas

Introduzione

La produzione di biogas e le emissioni in atmosfera rappresentano una delle cause più importanti di peggioramento della qualità ambientale legate alla gestione delle discariche. La composizione del biogas, prodotta dai rifiuti organici domestici, è essenziale rappresentata da metano (45-60 %), anidride carbonica (40-60 %), azoto (2-5 %), ossigeno (0-20 %) e altri composti chimici (come i COV non metanici) (SEPA, 2004; U.S.EPA, 2005; Agenzia per l'ambiente del Regno Unito, 2010).

Il riferimento normativo nella Parte Quarta Titolo V "Bonifica dei siti contaminati" del D.lgs. 152/06 e ss.mm.ii, e prevede la misura delle concentrazioni dei gas interstiziali per la verifica del rischio prodotto per le caratteristiche fisiche o chimiche, è individuato:

- A. nell'art. 240 comma t, tra le condizioni d'emergenza, per la presenza di concentrazioni dei vapori in spazi confinati prossime ai livelli di esplosività o idonee a causare effetti nocivi acuti alla salute, che comportino l'attivazione di interventi di emergenza (MISE);
- B. negli Allegati 2 e 4, che suggeriscono di utilizzare i dati di soil gas per ottimizzare l'ubicazione dei punti d'indagine nella predisposizione del Piano di caratterizzazione;
- C. nell'Allegato 1, nella procedura di Analisi assoluta di Rischio di secondo livello, nella valutazione del percorso di volatilizzazione ed esposizione inalazione vapori.

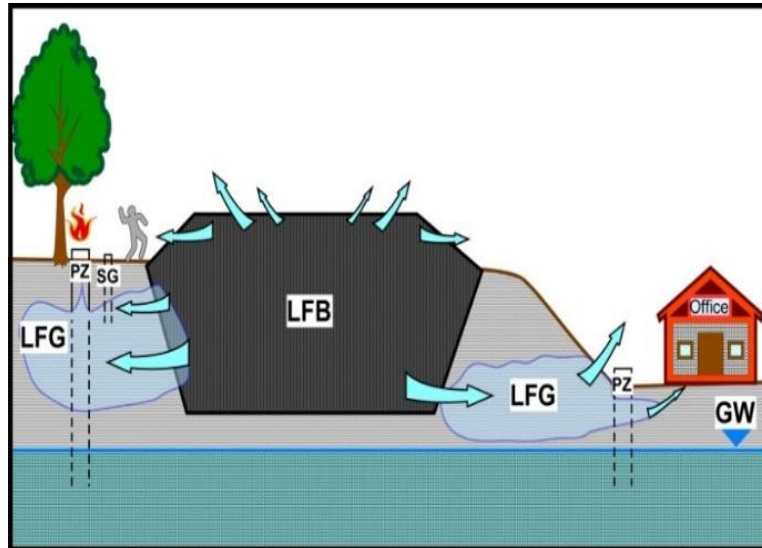


Figura 23 Modello delle emissioni diffuse e migrazioni laterali del biogas

FINALITÀ: La mitigazione dei rischi legati all'emissione e alla migrazione di biogas e soil gas, sia per l'uomo che per l'ambiente, come esplosioni, pericoli di asfissia, fastidio all'aperto o aumento dell'effetto dei gas a effetto serra e del suo probabile contributo al cambiamento climatico globale (decisione 2005/166) nonché metano e anidride carbonica fungono da gas carrier per i composti organici volatili che in tal modo possono produrre anche un rischio sanitario-ambientale.

Il biogas è prodotto dalla decomposizione anaerobica dei rifiuti organici sepolti nella discarica. Il gas entra nelle matrici ambientali dalla superficie della discarica (emissioni superficiali), dai lati del rivestimento della discarica (migrazione laterale) e dalla non completa distruzione del metano nella torcia o nell'impianto di recupero energetico del sistema di raccolta del gas. I principali fattori che guidano le emissioni di biogas sono lo spessore della copertura, l'umidità e la porosità dei rifiuti e dei terreni (condizioni geologiche/Idrogeologiche dell'area) e la pressione barometrica (P).

Strumenti

Il Decreto n. 36/03 e smi individua i Piani di gestione in fase operativa, di ripristino e di post-operativa quali strumenti per il controllo dell'efficienza e dell'integrità dei presidi ambientali: sistemi di barriera, di raccolta del percolato, e *di captazione gas*, etc. ed il recupero in tutte le fasi di vita della discarica.

Ogni singolo Piano, per la matrice d'interesse, deve essere attuato sulla base di livelli di guardia relativamente alle emissioni diffuse dal corpo dei rifiuti alle migrazioni laterali nel suolo del gas di discarica.

Inoltre, deve contenere un Piano d'intervento da realizzare ed attivare in caso di superamento dei livelli di guardia. Il gas inoltre deve essere caratterizzato quantitativamente.

Nel Dlgs 36/2003 i riferimenti per il controllo del biogas sono individuati dall'Allegato 2 punto 5.4 mentre la frequenza ed i composti da verificare sono indicati nella tab.2, All2. del Dlgs 36/03.

Tabella 8 Composti principali definiti dalla tabella tab.2, All. 2 del Dlgs 36/03

Composti principali	Concentrazione %	Frequenza	
		Gestione operativa	Gestione post-operativa
CH ₄	45-60	mensile	semestrale
CO ₂	50-30	mensile	semestrale
O ₂	0-20	mensile	semestrale
H ₂	0-20	mensile	semestrale
N ₂	0-80	mensile	semestrale
H ₂ S, NH ₃ , CO	tracce	mensile	semestrale

La direttiva comunitaria 96/61/CE, ed il Decreto attuativo 372/99, impongono alle discariche rientranti nelle categorie riportate in allegato 1, di rispettare i valori limiti d'emissione fissati, in accordo all'autorità competente, in base alle migliori tecnologie adottate. Il quadro della valutazione delle emissioni gassose e della qualità dell'aria è riassunto nella tabella seguente.

Tabella 9 Interazione tra D.Lgs 36/03 e Parte quarta titolo D.Lgs 152/06

<i>Emissioni gassose e qualità dell'aria</i>	
D.Lgs. n.36/2003 (D.Lgs. 121/20)	D.Lgs. 152/06
punto 5.4 Allegato 2	art.240, punto t
I Piani di gestione in fase operativa, di ripristino e di fase post-operativa e le misure correttive.	Allegati 2 e 4
	Allegato 1

I parametri di monitoraggio sul gas di discarica devono comprendere almeno riportati Il Piano di Sorveglianza e Controllo per la verifica delle emissioni del biogas. L'unica Normativa tecnica Europea sull'argomento è quella emessa dall'Agenzia per l'Ambiente Inglese EA (Environment Agency) "Guidance for Monitoring Landfill Gas Surface Emissions". Tale procedura, emanata nel marzo 2003, aggiornata nel settembre 2004 e nuovamente aggiornata nella edizione 2010 con la sigla LFTGN07-V2-2010. Il D.Lgs 36/03, non definisce procedure tecniche specifiche per indagare l'emissione superficiale e, soprattutto, la migrazione laterale del biogas dalla discarica né i livelli di guardia. Tuttavia, sono spesso adottate le Linee guida predisposte dalle Agenzie per la tutela dell'ambiente che fanno riferimento a documenti nazionali ed internazionali come quella sviluppata dall'Agenzia inglese per l'ambiente (LFTGN 07). Questa può essere utilmente integrata con le Linee guida n.15-17 del 2018 di SNPA. In particolare, la linea guida n. 15 illustra le modalità di esecuzione del piano di campionamento le modalità costruttive delle sonde soil gas, i dispositivi e le tecniche di campionamento. Nell'Appendice B alla LG n.15/18 sono descritte le modalità di installazione e campionamento sulle camere di flusso, nonché le tipologie di maggior diffusione. Queste rappresentano i documenti più aggiornati sulle modalità di controllo e misura dei gas, le stesse sono state recepite ed integrate anche da norme regionali quali la DGR n. 80/2020 della Regione Abruzzo.

Infine, valide indicazioni sono contenute anche nel documento elaborato da INAIL ed ARTA Abruzzo nell'ambito del GDL discariche di RECONnet, «Determinazione e gestione dei livelli di guardia per il monitoraggio delle discariche (2016, Rev. http://www.reconnet.net/Docs/Bonifiche_discariche_REV%200.pdf).

Interventi

Le attività in oggetto saranno articolate nei seguenti step:

- FASE 0: raccolta e sistematizzazione dei dati esistenti
- FASE 1: indagini preliminari sul sistema di captazione e convogliamento del biogas
- FASE 2: monitoraggio delle emissioni diffuse con camera di accumulo
- FASE 3: monitoraggio delle migrazioni laterali con camere di flusso e sonde soil gas
- FASE 4: monitoraggio delle emissioni in aria
- FASE 5: aggiornamento del modello concettuale e definizione della configurazione della copertura o barriera biogas (**biofiltri o coperture bioossidative**)
- FASE 6: start-up della barriera biogas, monitoraggio chimico e controllo dei sistemi

Fase 0 raccolta e sistematizzazione dei dati esistenti

Prima di avviare il monitoraggio delle emissioni di biogas e COV è necessario acquisire i dati di produzione del biogas della discarica.

FASE 1: indagini preliminari sul sistema di captazione e convogliamento del biogas

Procedere con un preliminare monitoraggio del biogas nei pozzi di estrazione, qualora presenti, tramite l'utilizzo di strumentazione portatile. In presenza di concentrazioni superiori al valore del livello di guardia è necessario far eseguire la misura della portata del biogas e valutare la composizione e la percentuale di metano presente. L'effettivo riutilizzo energetico è subordinato ad una produzione minima del biogas realmente estraibile caratterizzata da una portata non inferiore a 100 Nm³/h e da una durata del flusso ai valori minimi non inferiore a 5 anni. Il D.Lgs 121/20, che modifica il Dlgs 36/03, definisce che "In presenza di una produzione di metano inferiore a 0,001 Nm³/m²/h, sarà possibile *far ricorso alla ossidazione biologica in situ*, mediante l'utilizzo di *biofiltri* o *l'allestimento di coperture bioossidative* adeguatamente progettate e dimensionate e che "Il sistema di estrazione e trattamento del biogas deve essere mantenuto in esercizio per tutto il tempo in cui nella discarica è presente la formazione del gas e comunque per il periodo necessario, come indicato all'articolo 13, comma 2". Le tipologie di recupero e trattamento sono rappresentate in Figura 24. In Figura 25 è mostrato come è cambiata nel tempo la produzione di metano e come può essere utilizzato ai sensi del DM 121/20.

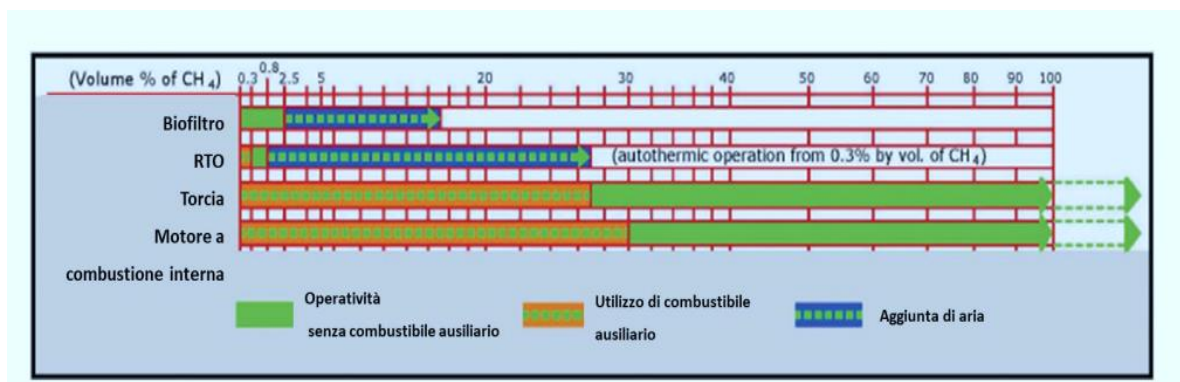
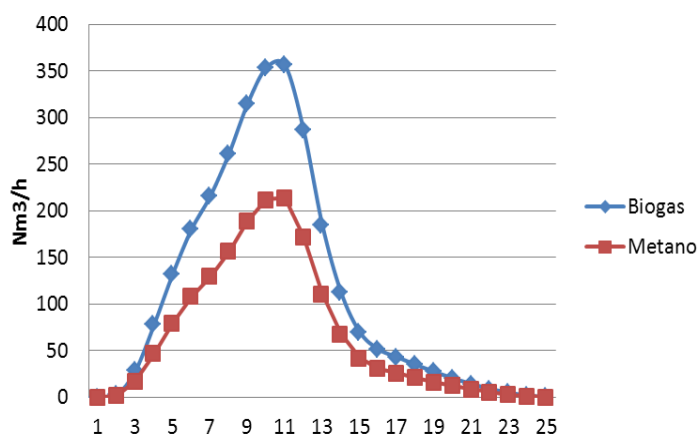


Figura 24 Tipologie di recupero e trattamento e range del metano



	<i>Biogas</i> (Nm³/h)	
≥100		<i>Produzione energetica</i>
	<i>Torcia</i>	
<0,001	<i>Metano</i> (Nm³/m²/h)	<i>Biofiltri</i> <i>Coperture biossidative</i>

Figura 25 produzione di metano e utilizzo ai sensi del D.M. 121/20

Le condizioni meteo: Le attività di monitoraggio delle emissioni del biogas devono essere eseguite dopo almeno 36 ore di tempo secco; altrimenti nel caso di un evento meteorico significativo ($i > 13$ mm/d) si deve attendere almeno 48 ore; e fino a 4-5 giorni dopo il verificarsi di piogge molto intense. Per punti ubicati all'interno di aree coperte è possibile campionare anche dopo eventi piovosi. Nel caso di aree verdi irrigate, è necessario interrompere l'uso di acqua almeno 5 giorni prima del campionamento.

Il vento inibisce il flusso emissivo dei vapori, pertanto è meglio non svolgere il monitoraggio con presenza di vento forte (indicativamente > 3 m/sec) se non è rappresentativo delle condizioni generali del sito. Il campionamento con camere di flusso, deve considerare che in giorni ventosi, all'esterno della porzione di suolo isolato dalla camera, l'emissione aumenta poiché il vento riduce la resistenza diffusionale. Il vento, insieme alla radiazione solare, determina la turbolenza atmosferica che agisce sul rimescolamento e condiziona il flusso emissivo di vapori.

FASE 2: monitoraggio delle emissioni diffuse

Finalità: escludere la presenza di emissioni diffuse dal corpo dei rifiuti e validare l'efficienza del sistema del pacchetto di chiusura della discarica o individuare i punti di emissione significativi superiori ai livelli di guardia che devono far avviare azioni di mitigazione (miglioramento del sistema di copertura perforazione di pozzi per l'estrazione del biogas)

Strumenti:

Il monitoraggio delle emissioni diffuse può essere condotto in **due Step** adottando i seguenti livelli di guardia:

1° Step Monitoraggio di Scouting (walkover survey)

La misura di scouting va effettuata su un numero di punti minimo, se individua valori di CH₄ maggiori di:

- 100 ppmv (65,603 mg/m³) immediatamente al di sopra della superficie delle principali zone della copertura;
- 1000 ppmv (656,03 mg/m³) nei punti critici quali ad esempio, fessurazioni della superficie, pozzi del percolato, teste di pozzo del biogas, etc.... si dovrà verificare se tali condizioni siano da attribuire ad

un problema puntuale (presenza di falle nella copertura, presenza di pozzo di biogas o percolato, rottura di tubazioni) sul quale occorrerà intervenire e che dovrà essere monitorato separatamente.

Quando il monitoraggio di scouting individua sulla copertura valori superiori a 100 ppmv di criticità che dovranno portare a richiedere un monitoraggio completo del sito.

Le misure possono essere eseguite con le metodologie e la strumentazione portatile di seguito illustrata.

Le metodologie per la realizzazione della campagna di misura dei gas tramite strumentazione portatile hanno come riferimento le seguenti normative:

- Metodo EMTIC M-21 “Determination of Volatile Organic Compound Leaks” – US EPA (1993).
- Protocollo EPA-453/R-095-017 “Protocol for Equipment Leak Emission Estimates” (1995);
- MDHS 96 “Volatile Organic Compounds in air”(2000)
- UNI EN 15446 “Emissioni da fughe e diffuse relative ai settori industriali - Misurazione delle emissioni da fughe di composti gassosi provenienti da perdite da attrezzature e tubazioni” (2008);
- Protocollo ISPRA Nr 0018712 (2011).

Di seguito sono descritte le caratteristiche della strumentazione portatile.

Detector a ionizzazione di Fiamma FID, è uno strumento portatile utilizzato prevalentemente per la rilevazione di emissioni fuggitive di Metano e per la determinazione del Carbonio Organico Totale (TOC). Opera con una velocità di rilevamento inferiore a 2 sec ed in un intervallo di concentrazione compreso tra 0 e 10.000ppm (1% in vol). Lo strumento presenta una pompa interna con velocità di flusso di 250 mL/min. L’analizzatore FID rileva le sostanze organiche che possono essere ionizzate mediante una micro-fiamma alimentata da idrogeno e aria. Quando un composto organico passa nel detector la ionizzazione aumenta notevolmente e quindi aumenta l’intensità della corrente elettrica prodotta dal rivelatore. Tale intensità sarà proporzionale alla concentrazione delle sostanze organiche presenti nel gas analizzato, che viene distrutto in fase di misurazione. Lo strumento rileva il metano e trasforma tutti gli altri composti in anidride carbonica non rilevabile dallo strumento.

Fotoionizzatore portatile con tecnologia PID, è uno strumento non-distruttivo per la rilevazione dei composti organici volatili (COV). La misura viene effettuata nel momento in cui il gas fluisce nella camera del detector che lo ionizza attraverso una radiazione ultravioletta proveniente da una lampada con una specifica energia; gli ioni, attirati ad un elettrodo, producono una corrente proporzionale alla concentrazione del gas.

La possibilità del PID di individuare o meno un gas dipende dall’energia della lampada e dall’energia richiesta per rimuovere un elettrone dal gas (Potenziale di Ionizzazione). Poiché potranno essere rilevati solo i composti che hanno un Potenziale di Ionizzazione (PI) inferiore all’energia della lampada del PID, nello strumento dovrà essere installata una lampada con PI maggiore rispetto a quello dei composti da ricercare. Il PI che risulta adeguato alla ricerca dei principali composti è quello della lampada 10.6 eV, che di norma è la lampada standard. Per la ricerca di particolari composti il detector può essere anche allestito con lampade con diverso potenziale di ionizzazione (8.4eV, 10.2eV e 11.7eV). Lo strumento è in genere calibrato in fabbrica rispetto ad un gas di riferimento (isobutilene), pertanto le letture dei gas devono essere adeguate utilizzando un fattore di correzione definito Fattore di Risposta (FR). Il Fattore di Risposta viene calcolato dividendo la concentrazione del gas (C) per la concentrazione rilevata dallo strumento riferita all’Isobutilene (C_{PID}).

$$FR = \frac{C}{C_{PID}}$$

Per esempio, se 100ppm di un gas producono una misura del PID pari a 50ppm, allora FR per il gas è pari a 2 (100/50). Quindi per ottenere la concentrazione del gas partendo dalla concentrazione misurata con PID dovremo moltiplicare quest'ultima per il relativo FR (fornito in genere dalla ditta costruttrice). Il campo di misura del PID è compreso tra 1 ppb e 20.000 ppm. Le misure possono essere effettuate con intervalli >1 sec, e registrate in continuo. Il fotoionizzatore è dotato di una pompa di aspirazione interna con flusso di campionamento di 220-250 mL/min.

Analizzatore portatile per gas GA, è uno strumento non-distruttivo per la rilevazione di CO₂, CH₄ e CO, con sensore infrarosso (IR) e di O₂, H₂S e NH₃, con sensori elettrochimici, consente inoltre di rilevare Temperatura (°C) e Pressione (mbar).

Il campo di misura del GA varia in funzione dei composti ed in particolare per:

- CO₂ e CH₄, è compreso tra 0 e 100% vol, con un limite di quantificazione pari a 1%,
- O₂ è tra 0 e 25% vol, con una precisione della risoluzione pari a 0,02%;
- CO è tra 0 e 10.000 ppm, con una precisione della risoluzione pari a 30 ppm;
- H₂S è tra 0 e 300 ppm, con una precisione della risoluzione pari a 1 ppm;
- NH₃ è tra 0 e 1000 ppm, con una precisione della risoluzione pari a 1 ppm,

Il GA è dotato di pompa aspirante interna, ad elevata prevalenza, con portata di 500 mL/min. I campi di risoluzione della strumentazione portatile sopradescritta (FID, PID, GA) sono confrontati in **Errore. L'origine**

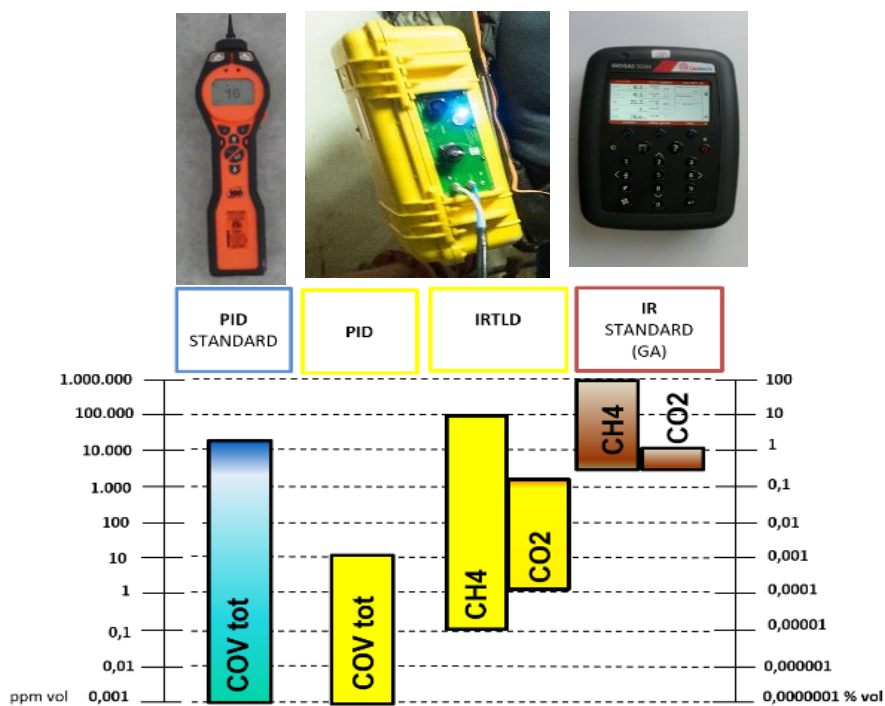


Figura 26 Strumentazione portatile e range di misura

riferimento non è stata trovata..

2° Step Monitoraggio completo del sito

La valutazione del flusso dei composti sull'intera area della discarica potrà essere effettuata:

1. **individuando un numero di punti N di misura definiti sulla base di una maglia con passo di circa 10 m (N= 30/50 punti)**
2. mutuando i criteri stabiliti dalla Linea guida dell'Agenzia per la protezione dell'Ambiente Inglese - Wales EA, che definisce il numero dei punti con le seguenti formule:

- per siti di superficie **Z > 5.000 m²**

Il numero di punti di controllo n è dato da **$N = 6 + 0,15 * \sqrt{Z}$**

- per siti con superfici **Z < 5.000 m²**

Il numero di punti di controllo n è dato da **$N = (Z/5000 * 16)$**

In generale il numero minimo dei punti di controllo per siti con dimensioni <1000m² è comunque posto pari a 6.

Sia l'UK EA, che l'USEPA, e le Linee guida delle discariche Regione Abruzzo prescrivono come livello di guardia (LG) del flusso specifico (per unità di superficie) di biogas dalla superficie della discarica i seguenti valori:

- *LG capping permanente* - CH₄: **0,001mg/m²/s** per lotti chiusi
- *LG capping temporaneo* - CH₄: **0,1mg/m²/s** per lotti ancora in coltivazione

Il superamento di detti valori di flusso darà origine ad interventi per la riduzione delle emissioni diffuse di biogas dalla superficie della discarica.

Emissioni diffuse CH ₄					
LDL camera di accumulo	Monitoraggio Scouting		Controllo completo		Biofiltro /copertura biossidativa
	diffuso	puntuale	capping permanente	capping temporaneo	
mg/m ² /s	ppm		mg/m ² /s		
9,28E-05	1000 (0,1%)	100 (0,01%)	0,001	0,10	0,199

Figura 27 Valori limite per il flusso di metano per Biofiltro e copertura ossidativa, capping temporaneo e permanente e monitoraggio di Scouting ottenuti da misure dirette e valore significativo della camera di accumulo.

Le misure sono condotte con la tecnica della camera di accumulo (sistema statico non stazionario) che permette di verificare, in tempo reale, l'andamento del flusso e delle concentrazioni di CH₄, CO₂, H₂S e COV. La strumentazione si compone di:

- Camera di flusso statica stazionaria (camera di accumulo)
- Dispositivo corredato da detectors (Flussimetro)
- Palmare/GPS
- Software per calcolo del flusso.

La Camera di Flusso è uno strumento di misura utilizzato per determinare i vapori emessi da diversi tipi di sorgenti. È progettata per isolare un volume di aria al di sopra della superficie del terreno senza perturbare il flusso naturale di vapori proveniente dal sottosuolo. L'emissione di vapori a p.c. è quantificata come flusso di inquinanti (J) emesso da una superficie nell'interfaccia con l'atmosfera. La tecnica delle camere di flusso è stata sviluppata per misurare l'emissione biogenica di gas (flusso di CO₂) in ambito agrario, ha poi avuto impieghi anche per le misure dei flussi di gas serra (Kising and Socolow, 1994) in aree geotermiche, vulcaniche (Tonami and Miele, 1991; Chiodini et al., 1996; 1998) e delle emissioni diffuse di biogas nelle discariche (UK Environmental Agency, 2010 «V2 Guidance on monitoring landfill gas surface emissions»). L'applicazione della camera di flusso in siti contaminati risale ai primi anni '80 ad opera dell'United States Environmental Protection Agency (USEPA) al.,1996; 1998. La camera d'accumulo non è attraversata da alcun gas inerte, il gas spillato dalla camera viene ricircolato, senza alcun trattamento, ai fini della sua analisi in campo in linea (da cui la definizione di *Statica*). Inoltre, nell'ipotesi di un flusso emissivo costante dal suolo, la concentrazione degli analiti presenti nella miscela di gas all'interno della camera nel tempo non rimane costante in ciascun punto della camera, ma aumenta (da cui flusso non stazionario). Per una valutazione approfondita del funzionamento delle camere di flusso si rimanda alla Appendice B, Linee guida SNPA n. 15/17 2018, tuttavia per lo specifico utilizzo nelle discariche si riporta una rassegna delle procedure e valori da applicare. La camera di accumulo più idonea per le attività di monitoraggio nelle discariche è quella che presenta un volume ridotto compreso tra 3 litri e 12 litri. Il volume minore richiede un minor tempo di misura e pertanto è particolarmente adatta e preferibile in rilevamenti su superfici molto estese come quelle delle discariche in cui è necessario effettuare una fitta griglia di stazioni di misure. In entrambe le camere è presente una ventola interna di miscelazione dei gas.

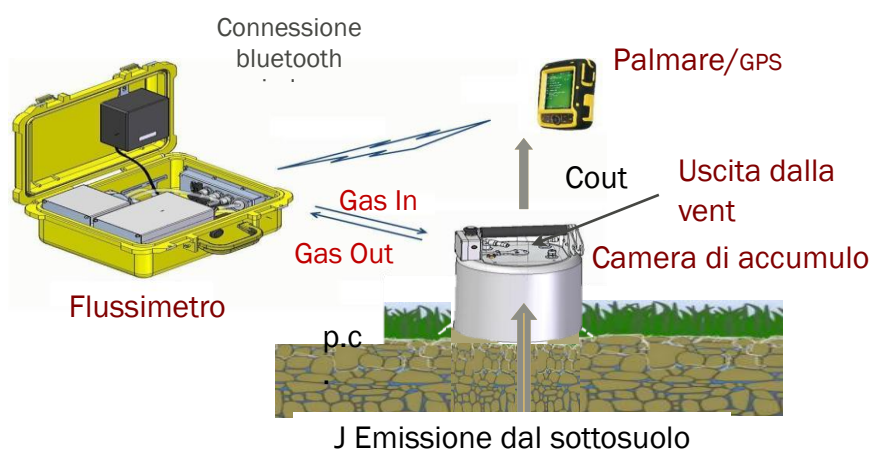


Figura 28 componenti del Flussimetro

La camera è costruita in materiali inerti di norma acciaio, rivestita in teflon quando è necessario effettuare le misure dei COV e del mercurio, viene collegata attraverso tubazioni ai detector allestiti all'interno del **Flussimetro**, di seguito descritti:

- **PID:** Photo Ionization Detector, con lampada da 10,6 eV per la misura dei VOC, sensibile ad un ampio spettro di sostanze organiche (ed alcune inorganiche quali NH₃, H₂S, arsine..); la lettura viene data come isobutene equivalente, (Accuratezza < 3% della lettura) Il Pid può essere allestito con la lampada da 11,7 eV che ha durata di circa 6 mesi, mentre quella da 10,6 eV ha durata variabile (massimo 200 ore lavoro e comunque non più di 2 anni).
- **IR:** Non-Dispersive Infrared absorption (NDIR) per la misura di CO₂, (Accuratezza < 3% della lettura),

- IR- TLDA: Spettrometria IR con Tunable laserdiode spectrometer combinato con cella multipasso per la misura di CH₄, (Accuratezza < 3% della lettura)
- Cella elettrochimica per la misura di H₂S, (Accuratezza < 3% della lettura) per standardizzare i dati di concentrazione e confrontare quindi gli esiti delle diverse campagne.

I detector analizzano in tempo reale i gas presenti nella miscela del biogas, che vengono continuamente reimmessi all'interno della camera, le metodologie di analisi ed i limiti inferiori e massimi sono di seguito riepilogati in Tabella 10

Tabella 11 Limiti inferiori (LDL) e massimi (Fs) dei detector

Specie Gassosa	Metodologia	LDL	Fs
		[mol/m ² *d]	
COV	PID	2,50E-05	5,00E-01
CO₂	Spettrometria IR	2,00E-03	300
CH₄	Spettrometria IR con Tunable Laser Diode con cella multipasso	5,00E-04	1000
H₂S	Cella elettrochimica	5,00E-04	1000

Il Flussimetro comunica i dati al palmare, sul quale è installato il software per la lettura in tempo reale dei flussi e delle concentrazioni dei composti presenti nella miscela gassosa entro la camera (Figura 29). Le misure non necessitano di fasi di spurgo, tra una misura e la successiva, si lascia fluire nella camera aria ambiente sollevandola da terra. Le camere di accumulo sono di agevole utilizzo perché è sufficiente posizionarle sul punto d'interesse ed attendere che il contaminante si accumuli al di sotto di essa facendo crescere la sua concentrazione per un tempo di 3-5 minuti, fino a riscontrare un incremento lineare delle concentrazioni dei composti. I dati della concentrazione dei composti sono rappresentati in funzione del tempo, e le curve di flusso sono rappresentate in tempo reale per essere valutate e validate dall'operatore. I dati vengono salvati nella memoria del palmare e nella scheda Micro-SD, e sono disponibili per ulteriori analisi.

Il software di analisi dei dati installato sul palmare consente anche la visualizzazione e la registrazione delle coordinate GPS dei punti di misura. Tuttavia, in campo è sempre preferibile disporre di una base topografica di dettaglio e di un verbale di campo per annotare i dati più significativi che sono rappresentati da: valore della C di inizio misura, la C massima, il valore del coefficiente angolare (α) che rappresenta la variazione della concentrazione nel tempo ed il valore di R² che fornisce la valutazione della significatività della misura quando è maggiore di 0,8.

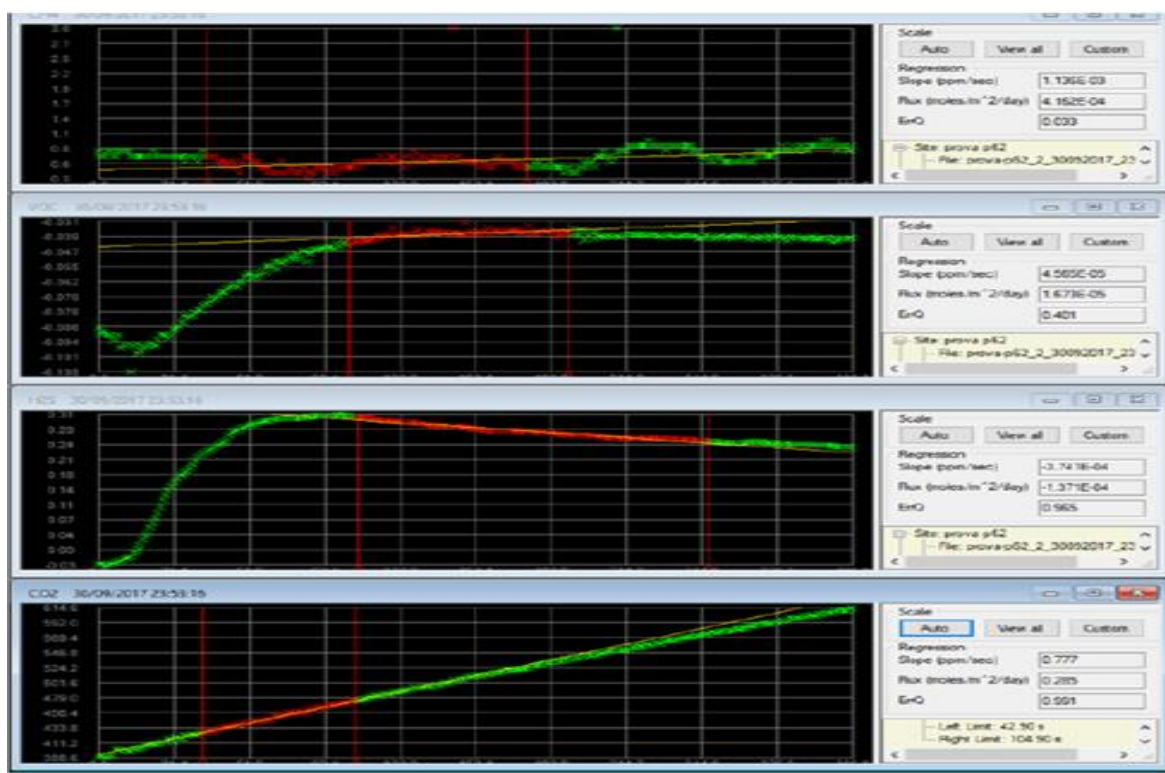


Figura 29 Curve di concentrazione nel tempo dei composti da cui è possibile stimare il flusso emissivo, nota la geometria della camera.

Qualora si riscontrasse la presenza di COV nei dispositivi di controllo presenti nel sito (piezometri significativi o sonde soil gas) è necessario procedere al loro campionamento dotandosi di una camera aperta e dinamica. Tale verifica va eseguita anche quando risulta attivo il percorso di inalazione di vapori dal suolo e/o dalle acque di falda, in applicazione della procedura di ADR ed in accordo con la Banca Dati ISS-INAIL. Il funzionamento della camera prevede l'immissione di un gas vettore (carrier), che svolge la funzione di spurgo della camera dopo l'installazione e, in fase di campionamento, di omogeneizzazione della concentrazione degli inquinanti (da cui Dinamica). Per avere perfetta omogeneità di concentrazione dei vapori emessi dal sottosuolo ed ottenere un campionamento significativo è necessario creare una turbolenza sufficiente. All'interno della camera non si ha accumulo di COV ma una concentrazione bassa e costante che non perturba il flusso emissivo (da cui stazionaria). Le misure di concentrazione vengono effettuate dopo lo spurgo, raggiunte le condizioni stazionarie.

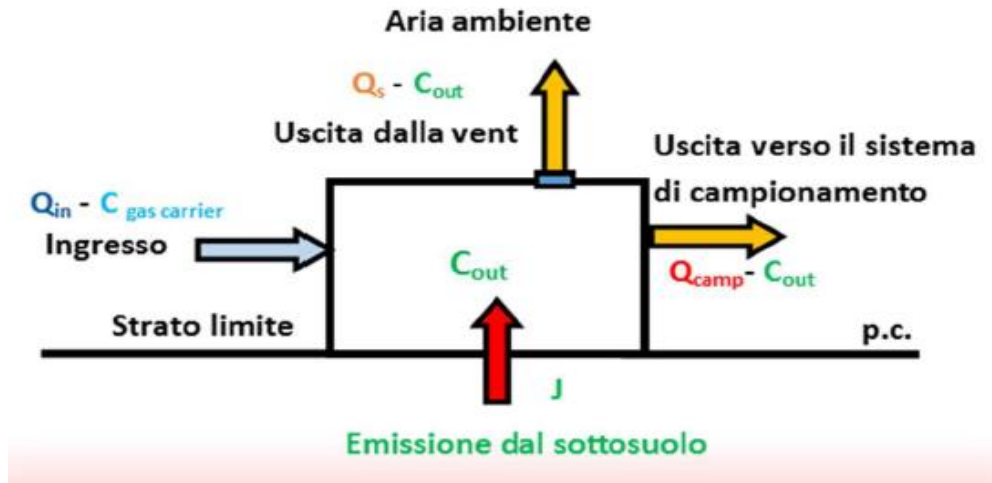


Figura 30 schema di funzionamento della camera dinamica

La camera dinamica (Fig.30) necessita di una perfetta sigillatura per isolarla dall'aria esterna, che si realizza attraverso l'infissione delle pareti nel terreno per alcuni centimetri e disponendo sabbia e/o bentonite perimetrale (da umidificare durante il campionamento). Successivamente alla sigillatura ed all'allestimento della linea del gas carrier si attua lo spurgo per eliminare tutta l'aria intrappolata nella camera in fase di installazione. Si effettua mediante flussaggio di gas carrier (Q_{in}) per un tempo pari a 3 - 5 volte il tempo di residenza idraulico (HRT), per camere di volume pari a 50l, Q_{in} di 5 l/minuto l'HRT è \cong 10 minuti. Il gas carrier è compresso all'interno di una bombola a pressioni che mediamente sono di 200 bar, mentre il suo utilizzo avviene a pressioni notevolmente inferiori. Per questo motivo risulta indispensabile installare, fra la bombola e la strumentazione utilizzata, un manometro bistadio capace di ridurre la pressione del gas compresso ad una pressione finale costante e idonea alle apparecchiature in uso, durante lo svuotamento del gas in uscita dalla bombola. Avengono due diversi salti di pressione, nel primo corpo si passa dalla pressione della bombola alla pressione intermedia di 20/30 bar, mentre nel secondo si abbassa ulteriormente la pressione fino ai valori necessari all'utilizzo.

Durante la fase di spurgo e campionamento è opportuno verificare la tenuta della camera rispetto all'aria ambiente, valutando che sia in leggera sovrappressione: la differenza di pressione (ΔP), tra l'interno della camera (P_{in}) e l'ambiente esterno (P_{atm}), deve essere dell'ordine di 0,5/0,2 Pa.

Si ritiene utile registrare, con idonea strumentazione, durante lo spurgo, con frequenza pari ad almeno il tempo di residenza idraulico, e durante il campionamento, all'inizio, a metà e alla fine dello stesso (meglio ogni 20'-30'), i dati relativi a: portata del gas vettore, T, U dentro la CF, ΔP , andamento dei parametri O₂, CO₂ e COV per evidenziare eventuali anomalie. Per quanto riguarda i parametri ambientali, avvalendosi anche di centraline meteo presenti nel sito o ad esso prossime, è opportuno registrare data ed intensità dell'ultimo evento meteorico, T, U, P assoluta, velocità e direzione del vento, con frequenza oraria. La strumentazione di cui si dovrà disporre è la seguente:

- a) Manometro differenziale ad elevata sensibilità per differenza di Pressione ΔP sia dentro la camera che ambiente;
- b) Termometro ed igrometro per misure sia dentro la camera che ambiente;
- c) Igrometro per la misura dell'umidità del terreno;
- d) Sensore per la misura della velocità del vento in mancanza di centralina meteo;

- e) Gas analyzer per O₂ e CH₄;
- f) PID ad alta sensibilità per COV;

Tuttavia, va evidenziato che i detector con cui è allestito il flussimetro presentano una maggiore sensibilità rispetto alla strumentazione standard utilizzata per i parametri CO₂ e CH₄ (Fig. 30) nonché per la valutazione della variabilità di P, T e d U; pertanto, quelli sopra descritti trovano maggior impiego per le attività di verifica speditiva.

Campionamento dei gas

Il piano di campionamento può essere predisposto secondo le indicazioni delle Linee Guida n.15-17/2018 redatte da SNPA che prevede alcuni step fondamentali quali:

1. spurgo e verifica della tenuta del sistema;
2. screening delle concentrazioni di COV_{tot}, CH₄ e CO₂;
3. elenco dei contaminanti indice (natura chimico-fisica degli inquinanti);
4. scelta del supporto, tempi, portate e volumi di campionamento (metodiche di campionamento ed analisi).

Nelle discariche storiche è possibile prediligere campionatori quali canister e fiale desorbimento termico per una maggiore sensibilità e tempi di gestione del supporto più lunghi. Nella tabella 10 sono riportati tempi e sensibilità dei principali campionatori per i gas proposti nella Linea guida per i siti di interesse Regionale della Regione Abruzzo.

Tabella 12 tempi e sensibilità dei principali campionatori

Analita/Classe analita	Supporto di campionamento	Sensibilità	Specifiche supporto di campionamento	Portate	Tempi (minuti)
COV/idrocarburi	Fiale a DS	media	Carbone Attivo	0,2 l/min	60'-240'
COV, C<12, naftalene	Tubi a DT	elevata	Tubi multisorbent (TENAX TA 35/60, Carbograph 1TD 40/60, Carboxen 1003 40/60)/adsorbente specifico	0,1 l/min	60'-240'
	Canister, Vacuum Bottle	elevata	dotati di augello (restrictor)	0,019 l/min	60'-240'
	Sorbent pen™	elevata	Sorbent pen™ con fase attiva dedicata dotati di augello (restrictor) + Bottle-Vac™	0,03 l/min	30'
IPA	Fiale a DS	elevata	Resina XAD-2	0,2 l/min	60'-240'
Pb Tetraetile	Fiale a DS	elevata	Resina XAD-2	0,2 l/min	60'-240'
Hg	Fiale ad attacco acido	elevata	Hopcalite	0,2 l/min	60'-240'

Ai fini del contraddittorio indicativamente si dovrà procedere al prelievo fino al 20% dei campioni e comunque non meno di 2 campioni per campagna (oltre il bianco di campo e custodia); il supporto di campionamento selezionato deve essere preferibilmente il medesimo sia per l'ente di controllo che per la Parte al fine di garantire la confrontabilità dei dati analitici risultanti.

Potenzialmente devono essere previste 4 campagne (rappresentative della stagionalità di un anno) per l'esclusione del percorso di volatilizzazione, e devono essere previste da 4 a 6 campagne (corrispondenti ad una stagione annuale o biennale) per la valutazione dell'accettabilità del rischio relativo ai risultati del monitoraggio.

In generale il numero delle campagne dipende da:

1. grado di cautela della valutazione;
2. incertezza legata alla rappresentatività del dato;
3. incertezza dei risultati ottenuti nel primo anno di monitoraggio, in termini di rischio, tenendo conto del range del 10%.

Nel caso di un monitoraggio di screening in fase di investigazione iniziale può ritenersi invece sufficiente un solo rilievo.

Nel caso di contraddittorio con due linee di campionamento parallele, non è necessario raddoppiare i tempi di campionamento; invece, è necessario lavorare nel range operativo della camera, verificando che il rapporto tra la portata del gas carrier (Q_{in}) e quella di campionamento (q_{camp}) sia nel range $0,01 \div 1$.

Per la conservazione del campione seguire le seguenti istruzioni operative:

- chiudere le fiale DS con gli appositi tappi, avvolgerli in alluminio e conservarli singolarmente in contenitori di vetro (su cui allocare le etichette) a 4°C in frigo dedicati e fare analisi il prima possibile;
- chiudere fermamente i DT con gli appositi tappi dotati di guarnizione di PTFE, mediante doppie chiavi inglesi, e conservarli singolarmente in contenitori di vetro (su cui allocare le etichette) a 4°C in frigo dedicati e fare analisi, prima possibile;
- chiudere i Canister avvitando l'apposito ugello; fare analisi entro 30 giorni;
- chiudere le Sorbent pen™ con gli appositi tappi, e conservarli singolarmente in contenitori di vetro (su cui allocare le etichette) a 4°C in frigo dedicati e fare analisi entro 3 settimane.

Il laboratorio di parte, oltre a fornire i supporti dovrà inviare o consegnare agli enti di controllo in fase di campionamento:

- Report strumentale (dati espressi in ppb mol) che attesti la corretta pulizia e VOCs TARGET <LOQ di Canister, Tubi e Sorbent pen;
- Rapporti di prova delle analisi di verifica del lotto di ogni tipologia di fiala utilizzata.

Dovranno essere previsti bianchi di campo e custodia, per ogni tipologia di fiala, aperte e subito dopo richiuse in campo, trasportate, conservate seguendo la stessa catena di custodia e analizzate come i campioni. Vengono svolti in numero di 1/giorno fino a 5 giorni.

Le concentrazioni determinate nelle sonde soil gas dovranno essere confrontate con le Csoglia soil gas [mg/m³] che rappresentano il valore di riferimento nei gas interstiziali definito nel caso outdoor e indoor per tre scenari di esposizione (residenziale, ricreativo, commerciale/industriale) ai fini della verifica dell'esclusione del percorso di volatilizzazione definite nella *Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio* (LG 17/2018). In presenza di dati superiori alle Csoglia sarà elaborata la procedura di AdR utilizzando il SW Rome plus di SNPA(<http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/suolo-e-territorio/siti-contaminati/monitoraggio-delle-matrici-aeriformi/il-software-rome-plus>) o altri validati da SNPA.

Le concentrazioni determinate entro la camera di flusso potranno essere valutate tramite l'utilizzo del SW Rome plus.

FASE 3: monitoraggio delle migrazioni laterali e realizzazione delle sonde soil gas

Finalità Verificare l'assenza del percorso attivo della migrazione di biogas e soil gas dalle aree contaminate verso i bersagli interni o esterni al sito e le condizioni ambientali.

Interventi

Le procedure per la verifica delle migrazioni laterali ed analisi di aeriformi indoor/outdoor possono essere articolate in due fasi:

- 1° fase di Screening
- 2° fase di Controllo Completo

L'avvio della verifica della tenuta del sistema di confinamento può essere attuato a partire dalla rete dei piezometri esistenti o nelle sonde tramite strumentazione portatile (GA - PID) e con misure sul piano campagna con camera di accumulo.

1ª Fase: fase di screening

La 1° fase di Screening si deve verificare la presenza di Biogas (CH₄, CO₂, O₂, H₂ e composti in tracce) e se gli stessi rientrano nei livelli di guardia necessari a garantire la sicurezza quali il:

- A. Limite Inferiore di Esplosività (LEL CH₄) del metano pari, in condizioni di pressione 1 atm e temperatura 20°C, a 4,4% vol generalmente arrotondato al 5%. LEL CH₄= 5%
- B. Livello di Guardia (LG CH₄) del metano, pari al 20% del LEL, ovvero 10.000 ppmv pari all'1%. LG CH₄ = 1 %
- C. Livello di Guardia (LG CO₂) di anidride carbonica, pari all'1,5%. LG CO₂ = 1,5%
- D. Livello Inferiore di Guardia (LIG O₂) dell'ossigeno, pari al 18%. Il criterio per la determinazione è sempre dettato da esigenze di sicurezza: dato che effetti acuti cominciano ad evidenziarsi già quando la percentuale di O₂ in aria scende al di sotto del 18%¹.
- E. Limite di Guardia (LG COV tot) pari al 1%. LG COV tot= 1 %

¹ EIGA European Industrial Gases Association, "Hazard of inert gases and oxygen depletion", Brussels, 2009

Tabella 13 Livelli di guardia e livelli inferiori di guardia

DETECTOR	LIVELLO DI GUARDIA (LG)	LIMITE INFERIORE DI GUARDIA (LIG)
CH4	10.000 ppmv pari all'1%.	
H2	10.000 ppmv pari all'1%.	
CO2	15.000 ppmv pari a 1,5%	
COV	10.000 ppmv pari all'1%.	
O2		18%

E' opportuno definire anche dei Livelli di Allerta (LA) in edifici e servizi presenti nell'arco di 250 m di distanza dalla discarica pari a 100 ppm (0,2% del LEL) per il CH4 e 4.000 ppm (0,4%) per la CO2.

Qualora si riscontrassero valori superiori a LG, LIG o LEL dovrà essere predisposto un piano d'intervento da realizzare ed attivare contestualmente alla attivazione di un controllo completo ed alla comunicazione dei risultati agli Enti preposti alle attività di controllo ambientale e di sicurezza. Le misure per la verifica dei Livelli di guardia (Fig. 31) possono essere eseguite come specificato nei paragrafi successivi.

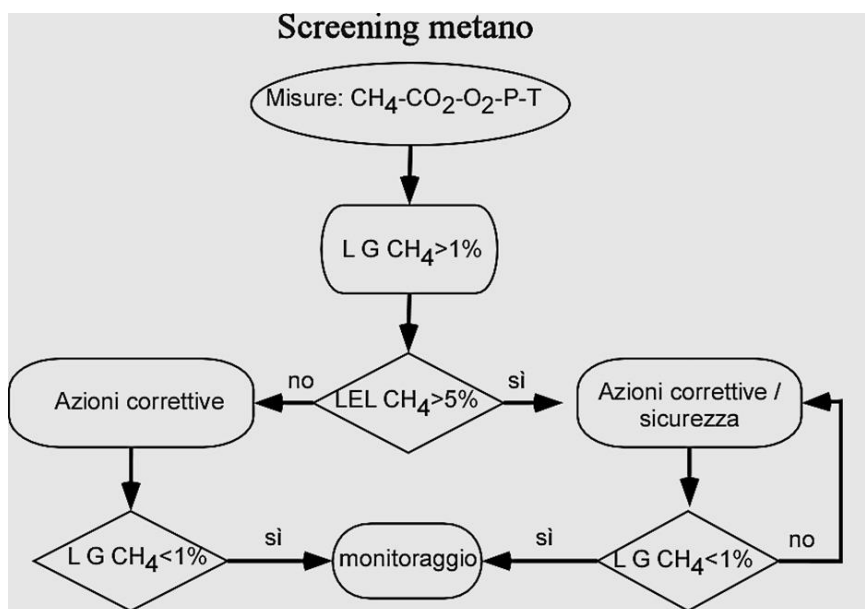


Figura 31 procedura dello screening del metano

Per la CO2 si pone un problema di sicurezza in relazione alla sua densità superiore a quella dell'aria, che lo rende potenzialmente asfissiante.

L'utilità dei piezometri esistenti, in presenza di idonea chiusura a tenuta, è confermata anche dall'esperienza maturata dall'ARTA nelle attività di caratterizzazione dei soil gas e biogas. I piezometri

consentono di effettuare, con semplici e poco costosi accorgimenti, la misura della concentrazione dei gas prodotti dai contaminati volatili presenti in falda e dei soil gas nel terreno.

La profondità d'inizio del tratto filtrante del tubo piezometrico consentirà di discriminare tra una misura di soil gas nel terreno superficiale e nel terreno profondo. Inoltre, nel caso in cui la soggiacenza superi il tratto fenestrato, il contributo dei vapori deriverà esclusivamente dalla falda. La chiusura del piezometro, affinché sia adeguata allo spurgo e al prelievo dei gas, dovrà essere dotata dei seguenti congegni:

- sistema composto da un manicotto in polietilene (filettato femmina -F), raccordato, tramite un numero opportuno di riduzioni e un niples (filettato maschio), ad una saracinesca/valvola (filettata FF) e beccuccio (diametro 6mm) (Fig. 32 a);
- chiusura dotata di valvole, beccuccio e/o attacco "rapido" (diametro 6mm Fig. 32 b, c).

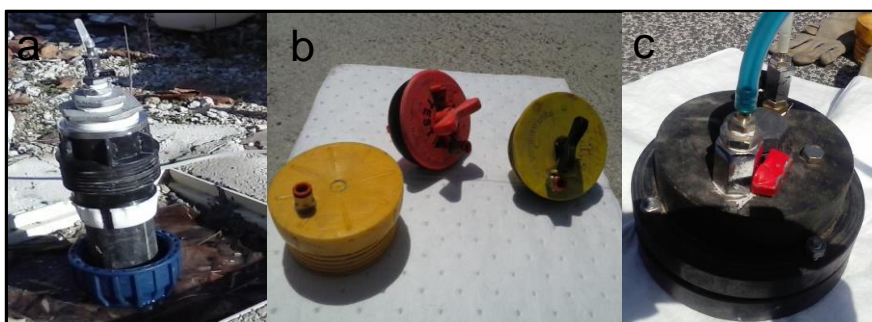


Figura 32 Piezometri adattati a sonde per il prelievo dei soil gas tramite: sistema di chiusura con manicotto e saracinesca (a)chiusura con tappo e valvola (b) esempi di tappi a tenuta con "attacco rapido" (c).

Inoltre, per le verifiche nel suolo superficiale è possibile effettuare misure e campionamenti speditivi anche tramite dispositivi temporanei. I dispositivi per eseguire un campionamento temporaneo si compongono di un'asta di perforazione a percussione con massa battente, che consente la realizzazione dei fori nel terreno, e di una sonda di aspirazione.

- La sonda perforatrice è un'asta di acciaio di 86 cm lunghezza, con diametro di 1cm, che presenta una punta avente lunghezza di circa 3 cm e diametro 1,5 cm, sormontata da una massa battente.
- La sonda campionatrice è composta da un'asta cava di acciaio aperta nella parte inferiore con diametro di circa 6mm e lunghezza di 77 cm.

Prima di procedere all'inserimento dell'asta nel foro, è opportuno porre in opera sul fondo del foro un sottile strato di ghiaietto (spessore 2,5-5 cm), per evitare il contatto diretto della sonda con il terreno e la conseguente potenziale ostruzione della sonda. Una volta inserita l'asta, l'estremità superiore del foro dovrà essere chiusa tramite una guarnizione a tenuta.

2ª Fase Controllo completo

Nella 2ª fase del **Controllo Completo** dovrà essere predisposto un piano d'intervento da realizzare ed attivare contestualmente alla comunicazione dei risultati agli Enti preposti alle attività di controllo ambientale e di sicurezza.

Il piano si potrà articolare in campagne di monitoraggio con frequenza da stabilire a seguito di un primo monitoraggio della durata di 7 o 8 giorni condotto utilizzando i piezometri e camera di flusso.

Il primo controllo, descritto nei passaggi essenziali nella figura 32, deve essere condotto nella rete piezometrica e nelle sonde soil gas con strumentazione portatile, quali Gas Analyzer – PID, ed in presenza di concentrazioni superiori ai livelli di guardia di uno dei parametri previsti dal controllo (CH₄-CO₂-O₂ – COV) si dovrà procedere come segue.

1. Effettuare la misura della soggiacenza della falda ed effettuare il monitoraggio di avvio del controllo, in presenza di superamenti dei LG nei dispositivi effettuare la segnalazione e procedere ad allestire i piezometri e le sonde per la fase di spurgo dell'aria.
2. Attendere 3 giorni, quindi procedere alla misura della soggiacenza e alla fase di spurgo di 3/5 del volume dell'aria presente nei piezometri / sonde per vedere se è riducibile ad un limitato accumulo di biogas, quindi chiudere e sigillare i dispositivi.
3. Dopo 4 giorni, effettuare un nuova fase con spurgo utilizzando, se necessario, un rilevatore di allarme per le sostanze con valori critici. quindi chiudere e sigillare i dispositivi.
4. Il giorno seguente devono essere avviate le seguenti misure di prevenzione in presenza di livelli significativi dei gas:
 - a. In presenza di livelli significativi di metano convogliare il gas alla sottostazione, alla torcia o al biofiltro;
 - b. In presenza di livelli significativi di COV limitare l'accesso all'area, ed eseguire il rilevamento e l'analisi dei gas, sia nelle sonde che tramite camere di flusso.

Dispositivi	Attività	Tempistica (giorni)	
Tutta la rete piezometrica /sonde sg	Misura soggiacenza - Rilevazione CH ₄ -CO ₂ -O ₂ – COV con strumentazione Gas Analyzer - PID- segnalazione dispositivi con superamenti LG	t ₀	0
Piezometri /sonde sg con CH ₄ >1%	Misura soggiacenza - Rilevazione CH ₄ -CO ₂ -O ₂ – COV con strumentazione Gas Analyzer - PID- Attivazione spurgo di 3/5 volumi dei piezometri e delle sonde soil gas.	t ₁	3
Tutta la rete piezometrica/sonde sg	Misura soggiacenza - Rilevazione CH ₄ -CO ₂ -O ₂ – COV con strumentazione Gas Analyzer – PID. Se perdurano i superamenti di LG attivare controlli con CF	t ₂	7
Sonde sg e Flux chamber	Misure, campionamenti ed analisi del gas nei punti con criticità, Mipre per CH₄ e COV	t ₃	8

Figura 33 Schema piano di controllo completo delle migrazioni laterali con monitoraggio e campionamento dei gas

Al termine del monitoraggio se le criticità persistono si dovrà predisporre ed attuare un piano d'intervento conforme alle Linee guida SNPA n.15-17/18.

Il piano di campionamento per la realizzazione di campionamenti dei COV deve contenere:

- le informazioni litostratigrafiche dell'area;
- il protocollo di posa delle camere;
- i criteri di ubicazione dei punti;
- la frequenza di campionamento ed il set analitico da ricercare;
- la strumentazione utilizzata e la relativa documentazione;
- i metodi di campionamento (portata, durata, supporti);
- i dettagli analitici ed i limiti di rilevabilità;
- il calcolo dei tempi di spurgo;
- i criteri di conservazione e trasporto dei campioni;
- il cronoprogramma dei lavori.

Inoltre, prevedere un numero ed ubicazione di punti di monitoraggio, decisi sulla base del modello concettuale (informazioni su attività impattanti, localizzazione delle sorgenti, vie preferenziali di fuga, variazioni litostratigrafiche) ed in funzione dell'obiettivo dell'indagine (posizione di recettori, anche quelli sensibili off-site).

Il numero di punti deve essere minimo 3 per la cui individuazione può essere applicato il principio di prossimità geometrica alla sorgente, quindi ponendo la sorgente al centro di una maglia quadrata di lato 2,5/5m (Fig. 34 , tempo t0) selezionare il punto di controllo. Per le aree outdoor di grandi dimensioni prevedere almeno n.1 punto di campionamento ogni 2500 m² con camera dinamica. Con le camere di accumulo almeno n.4 (o multipli di 4) punti di misura fino a 30/50. Per le aree indoor il numero viene definito in base alle dimensioni dell'edificio (n.2 per dimensioni > 250 m² fino a 12 punti per dimensioni > m2) per maggior dettagli si rimanda alla LG n.15/18 di SNPA.

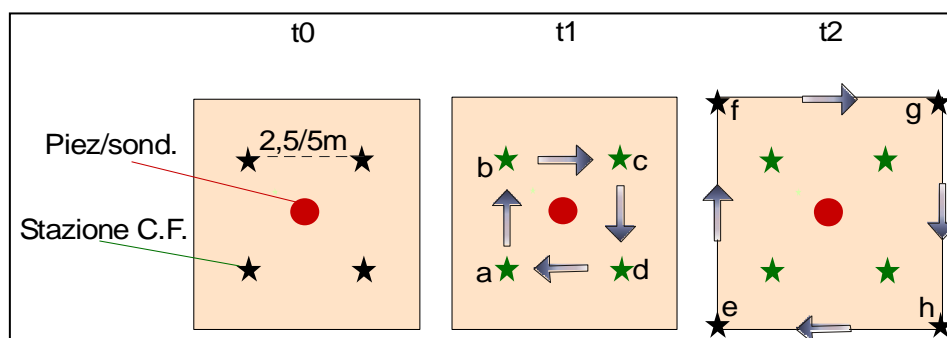


Figura 34 Disposizione delle sonde/camere rispetto alle sorgenti secondo il principio di prossimità geometrica alla sorgente.

Realizzazione sonde soil gas

A seguito della progettazione del piano di campionamento dei soil gas potranno realizzarsi sonde nel terreno superficiale e profondo e/o effettuare misure dirette sul suolo tramite camera aperta e/o chiusa in modalità dinamica e/o statica. L'uso delle camere di flusso o di accumulo in associazione con sonde per il soil gas e piezometri consente di stimare l'attenuazione tra suolo contaminato insaturo superficiale e profondo, falda e aria. La camera di flusso o di accumulo consente di catturare il gas emesso dal terreno;

pertanto, è particolarmente utile nei casi in cui non è possibile realizzare i dispositivi nel terreno a causa della presenza di falda e frangia capillare inferiore al metro. Nella ricostruzione geologica del sito deve essere valutata la presenza di corpi naturali o antropici che possono produrre difformità nella permeabilità del mezzo e determinare la realizzazione di vie di migrazione preferenziali dei soil gas e circuitazione di aria ambiente in fase di campionamento. La presenza di terreni eterogenei può portare infatti ad una scarsa definizione o ad una erronea interpretazione della distribuzione dei contaminanti presenti nel sito. Poiché la permeabilità della zona vadosa influenza il flusso dei gas interstiziali, aree a bassa permeabilità orizzontale possono essere interpretate erroneamente come zone con ridotta contaminazione e viceversa. È pertanto indispensabile effettuare un'accurata mappatura dei riporti, la cui presenza si riscontra frequentemente (es a causa della rimozione dei serbatoi interrati); di sorgenti nel terreno o di rifiuti interrati, ma anche di dreni in prossimità di muri o edifici. I valori di permeabilità del terreno al gas possono essere determinati generalmente con prove pilota, o stimata indirettamente in quanto la diffusività del gas nel terreno è di circa 3 ordini di grandezza superiore a quello dei liquidi, questa proprietà consente di effettuare misure di soil gas anche in litologie con bassa permeabilità idraulica (limi-argille). Il trasporto dei gas è influenzato dalla pressione. Pertanto, è importante definire in modo preciso lo spessore:

- della zona vadosa (insatura);
- dello strato di terreno compreso entro i due limiti stagionali di massima e minima escursione della falda;
- della frangia capillare.

Lo spessore della frangia capillare è importante in quanto le misure, che devono essere eseguite subito sopra tale livello, ci consentono di valutare, tramite software dedicati, il rischio sanitario derivante dalla falda.

Tabella 14 Spessore della frangia capillare in relazione alla tessitura del sito.

TESSITURA	SPESSORE
	FRANGIA CAPILLARE (m)
SAND	0,1
LOAMY SAND	0,188
SANDY LOAM	0,25
SANDY CLAY LOAM	0,29
LOAM	0,375
SILT LOAM	0,682
CLAY LOAM	0,469
SILTY CLAY LOAM	1,339
SILTY CLAY	1,92
SILT	1,63
SANDY CLAY	0,3
CLAY	0,815

Nel campionamento attivo la sonda è costituita da un tubo inserito nel terreno insaturo, fessurato nel tratto inferiore per consentire l'aspirazione ed il trasporto dei gas fino alla superficie. In funzione dello scopo del monitoraggio possono essere predisposte:

- sonde temporanee, tramite infissione e successiva rimozione;
- sonde permanenti (ricampionabili), tramite sistemi a rotazione a secco o a percussione.

Si sconsigliano i metodi di perforazione con rotazione a fluido, ad aria o sonici, perché perturbano eccessivamente il mezzo poroso e compromettono gli esiti del monitoraggio. Se per motivi di sicurezza sono necessari scavi a risucchio il materiale movimentato deve essere compattato e la fenestrazione delle sonde deve interessare profondità superiori alla quota dello scavo.

La realizzazione del foro di installazione delle sonde deve raggiungere la profondità fino a 5-10 cm sotto la base della zona di campionamento; si procede quindi con posa alla base di ghiaietto (10-30 cm). Installazione della sonda di prelievo (\varnothing tra 1/8" e massimo 3/4") fessurata per 20-30 cm; la posa di ghiaietto fino a circa 30 cm al di sopra della zona fessurata; Fino a p.c. miscela cementizia 30 cm di bentonite non idrata zona fenestrata di 30 cm 30 cm sopra zona fenestrata di dreno.

Quindi con l'eventuale posa di una membrana di separazione in PTFE e poi di 30 cm bentonite non idrata; Si effettua l'iniezione di bentonite idrata/miscela cementizia fino a p.c. e sigillatura della testa dei pozzetti; ed infine la chiusura del tubo di prelievo con tappi a pressione/a sfera e contrassegno dei pozzetti.

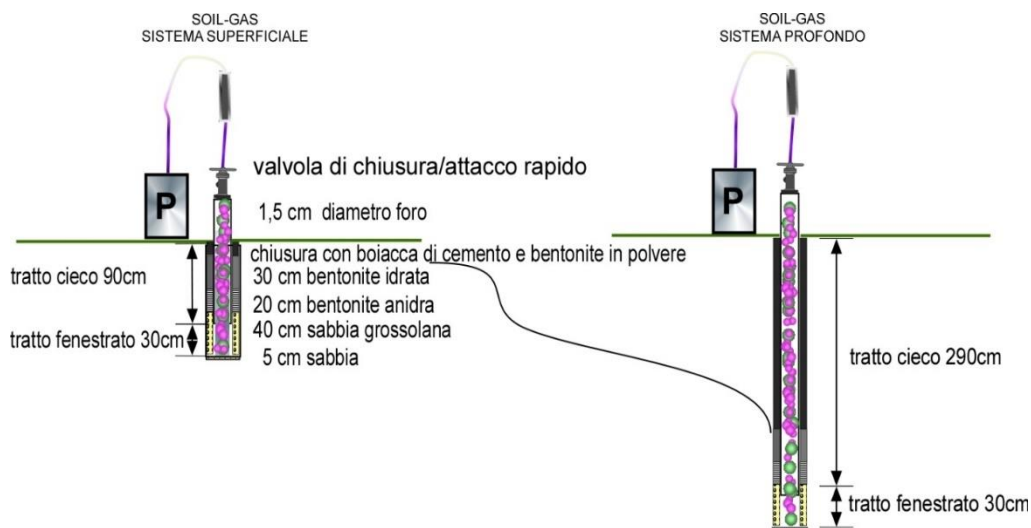


Figura 35 Caratteristiche costruttive delle sonde soil gas nel terreno superficiale (≤ 1 m) e nel terreno profondo (>1 m).

La profondità viene scelta in relazione alle caratteristiche litologiche ed idrologiche dell'area, alla profondità della contaminazione e in modo da minimizzare gli effetti dovuti alle variazioni delle condizioni meteo ed il richiamo di aria ambiente. È necessario collocare la zona filtrante a non meno di 1-1,5 m da p.c. e comunque almeno 1 m sopra il massimo livello freaticometrico. Nel caso di siti con falda prossima alla quota delle sonde, occorre valutare la fattibilità del monitoraggio attivo (U deve essere $< 70\%$) e registrare la soggiacenza. Se la sorgente secondaria è superficiale (1 m da p.c.) valutare se effettuare il rilievo di soil gas con particolari accorgimenti all'interno della sorgente stessa o preferire altre tecniche di monitoraggio. Nei casi di disomogeneità del terreno, si raccomanda di svolgere campionamenti a diverse profondità del non saturo ad esempio a 2,5 m e 1.m da p.c., realizzando sonde multilivello per ricostruire profili verticali e dare evidenza ai fenomeni di biodegradazione. Si raccomanda di utilizzare sonde con punta di metallo e Tubo di tygon. In generale occorre utilizzare materiali inerti ed impermeabili ai gas (es. PTFE, teflon, acciaio inossidabile, rilsan, rame, ...), non sono adatti polietilene, silicone, neoprene o gomma o PVC (soprattutto in

presenza di clorurati). Per i collegamenti con materiale morbido si consiglia il tygon. Dopo ogni utilizzo tutti i componenti vanno decontaminati, in alternativa usare tubi monouso.

Le operazioni di installazione della sonda alterano le condizioni del sottosuolo. Il campionamento dei gas deve avvenire indicativamente:

- 12 ore dopo l'installazione della sonda con tecniche direct push;
- 48 ore per quelle installate con metodi di perforazione (a rotazione o percussione);
- almeno 7 giorni in caso di trincee/prescavi.

Lo spurgo serve per rimuovere l'aria stagnante o l'aria ambiente presenti dal sistema di campionamento assicurando così la rappresentatività dei campioni raccolti. Deve essere eseguito correttamente perché condiziona la significatività del successivo campione: se si aspirano grandi volumi esiste il rischio di esaurimento dei vapori nell'intorno del punto di prelievo. Comporta l'aspirazione di 1-3 volte il volume morto del sistema (occorre considerare anche i volumi aspirati dalla strumentazione di campo per la misura dei parametri caratteristici O₂, CO₂, COV). La portata di spurgo deve essere preferibilmente pari a quella di campionamento (al massimo il doppio); in condizioni di ridotta permeabilità limitare i volumi aspirati, utilizzando direttamente la strumentazione per la misura dei biogas. L'allestimento della linea di campionamento è una delle fasi più delicate del campionamento i supporti selezionati devono essere collegate al sistema di aspirazione che deve garantire una portata Q costante (da controllare con apposito flussimetro). La Q, compresa tra 0,02 l/min e 2 l/min, è funzione degli analiti da ricercare, del tipo di supporto e dei metodi di campionamento (verificare la compatibilità sulle schede tecniche). Per appurare l'assenza di turbamento delle condizioni di equilibrio dei vapori in sito, con conseguente strappaggio dei contaminanti, la Q deve essere tale da esercitare una differenza di P rispetto al valore atmosferico < 25 kPa (meglio < 2,5 kPa). È opportuno ricoprire i supporti con pellicola di alluminio per evitarne l'esposizione diretta ai raggi solari (alcuni supporti, come le XAD2, sono infatti fotosensibili). I tempi di campionamento devono essere ridotti per ottenere un'indicazione puntuale del punto di prelievo, ma comunque rappresentativi di una condizione media del suolo (indicativamente 1÷ 6 ore di campionamento). In siti "sconosciuti" è utile procedere preliminarmente ad una campagna di screening del sito, con l'uso di fiale a DS, per guidare la scelta dei supporti più idonei e/o parametri di campionamento (volume e flusso). 49 Indicativamente le fiale a DT si usano in caso di masse adsorbite < 1000 ng/campione per la maggior parte dei VOC e < 3000 ng/campione per le frazioni idrocarburiche; garantiscono una maggiore sensibilità analitica rispetto alle fiale a DS idonee negli altri casi.

Nel caso di monitoraggi con più supporti, al fine di limitare le difficoltà logistiche di campo, ridurre i rischi di tenuta delle linee e il n. di verifiche sulle portate di prelievo, si suggerisce di: • prevedere al più 2 linee in parallelo (eventualmente la terza per il contraddittorio); • gestire il monitoraggio su 2 turni garantendo il ripristino delle condizioni iniziali di equilibrio prima di iniziare il secondo campionamento (verificare con un PID ad elevata sensibilità); • garantire la presenza di un flussimetro di controllo su ogni linea.

Al termine dei campionamenti è indispensabile chiudere le fiale con gli appositi tappi o dadi (ricordarsi la relativa chiave), deporle in barattoli di vetro adeguatamente silanizzati (decontaminati), apponendo etichetta sopra al contenitore (evitare l'uso di pennarelli indelebili con solventi), conservare a 4°C in frigo dedicati. Le analisi devono essere eseguite il prima possibile. Nel caso si utilizzino canister i dispositivi dovranno essere riposti in contenitori singoli e lasciati a temperatura ambiente non riporre in frigo a basse temperature poiché potrebbero causare la condensa del vapore e la perdita dei composti.

7.4 Controllo delle acque di ruscellamento e di scarico

Il Dlgs 36/03 s.m.i. recita: "Il percolato ed eventuali acque di ruscellamento diretto sul corpo dei rifiuti devono essere captati, raccolti e smaltiti per tutto il tempo di vita della discarica (gestione e post-gestione) secondo quanto stabilito nell'autorizzazione, e comunque per un tempo non inferiore a 30 anni dalla data di chiusura definitiva dell'impianto."

Pertanto, la valutazione della tendenza delle concentrazioni e dei volumi di percolato estratto è uno degli elementi utili per valutare la maturità ed il carico organico della discarica.

Devono inoltre essere prese in esame le eventuali strutture presenti nella discarica quali vasche per la raccolta del percolato che dovranno essere adeguate alla normativa vigente. In particolare, il percolato prodotto nella discarica deve essere raccolto in contenitori/serbatoi, posti su superficie pavimentata e dotata di bacino/vasca di contenimento, con volumetria pari a quella del serbatoio di maggiore capacità, aumentato del 10%, e di sistemi di svuotamento adeguati. Il dimensionamento del sistema (vasca-serbatoio), potrà essere valutato a seguito del ripristino del pozzo e della realizzazione di un periodo di estrazione del percolato pari ad almeno tre mesi.

Il deposito del percolato prodotto dalla discarica presso il proprio sito, e destinato ad impianti di recupero di terzi, può essere effettuato per un massimo di sei (6) mesi dalla data di produzione dello stesso, salva diversa richiesta motivata del soggetto proponente.

Il controllo delle acque e gestione del percolato (punto 2.3 dell'ALII.1 Dlgs 36/03 e s.m.i.) prevede che il percolato ed eventuali acque di ruscellamento diretto sul corpo dei rifiuti devono essere captati, raccolti e smaltiti per tutto il tempo di vita della discarica (gestione e post-gestione) secondo quanto stabilito nell'autorizzazione, e comunque per un tempo non inferiore a 30 anni dalla data di chiusura definitiva dell'impianto.

Il monitoraggio per 30 anni dalla data di chiusura è relativo all'intervallo temporale in cui i rifiuti presentano potenziali produzione di percolato e biogas.

Il percolato prodotto dalla discarica e le acque raccolte devono essere preferibilmente trattati in loco in impianti tecnicamente idonei. Qualora particolari condizioni tecniche impediscano o non rendano ottimale tale soluzione, il percolato può essere conferito ad idonei impianti di trattamento autorizzati ai sensi della vigente disciplina sui rifiuti o, in alternativa, dopo idoneo trattamento, recapitato in fognatura nel rispetto dei limiti allo scarico.

7.5 Controllo e caratteristiche dei rifiuti

I rifiuti collocati nelle discariche storiche comunali sono rappresentati da rifiuti domestici indifferenziati e da rifiuti speciali provenienti da attività industriale e di costruzione e demolizione quali: rifiuti organici, carta e cartone, vetro, metalli, plastica, legno, tessili, imballaggi, ma anche rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche, di pile e accumulatori e rifiuti ingombranti, ivi compresi materassi e mobili, oltre a laterizi, murature, frammenti di conglomerati cementizi anche armati, rivestimenti e prodotti ceramici, sabbie esauste.

I criteri di ammissibilità dei rifiuti stabiliti prevedono i parametri e valori di cui all'allegato 4.4 del D.Lgs 121/20 di aggiornamento del D.Lgs 36/03.

Tabella 15 Sintesi dei criteri di ammissibilità in discarica stabiliti dall'allegato 4 del Dlgs 121/20

Inquinante	discariche R. inerti	discariche R. non pericolosi		discariche R. pericolosi	Note
		R. pericolosi	R. non pericolosi stabili non reattivi		
mg/L sull'eluato (L/S = 10 mg/l)					
arsenico	0,05	0,2	0,2	2,5	
bario	2	10	10	30	
cadmio	0,004	0,1	0,1	0,5	
cromo totale	0,05	1	1	7	
rame	0,2	5	5	10	
mercurio	0,001	0,02	0,02	0,2	
molibdeno	0,05	1	1	3	
nicel	0,04	1	1	4	
piombo	0,05	1	1	5	
antimonio	0,006	0,07	0,07	0,5	
selenio	0,01	0,05	0,05	0,7	
Zinco	0,4	5	5	20	
cloruri	80	2.500	1.500	2.500	
fluoruri	1	15	15	50	
solforati	100	5.000	2.000	5.000	
indice fenolo	0,1				
DOC*	50	100)	80	100	*al proprio pH o, se non rispettato, ad un 7,5 ≤ pH ≤ 8
TDS**	400	10.000	6.000	10.000	**in alternativa ai valori per solforati e cloruri
mg/kg sul tal quale					
TOC	30.000		50.000	60.000	
BTEX	6				
Olio minerale (C10-C40)	500				
pH			6		
sostanza secca***		250.000		250.000	***limite inferiore
PCB	1	10		50	
PCDD/F TEQ (WHO, 2005)	0,0001	0,002		0,01	
PBDE (tetra, penta, esa, epta)	da stabilire [proposti: 10 - 200(tetra, penta, esa) o 1.000(epta)]			da stabilire (prop.**** 2.500-25.000)	**** solo con riferimento ad alcuni rifiuti pericolosi solidificati o parzialmente stabilizzati
PFOS	da stabilire (proposti: 10-50)			da stabilire (prop.**** 50-500)	
pesticidi POPs §	50			5.000****	

§ DDT, clordano, esaclorocicloesani (α,β,γ), dieldrin, endrin, eptacloro, esaclorobenzene, clordecone, aldrin, pentaclorobenzene, mirex, toxafene, esabromobifenile

Tabella 16 - Rifiuti inerti per i quali è consentito lo smaltimento in discarica per rifiuti inerti senza preventiva caratterizzazione (“lista positiva”)

CODICE	DESCRIZIONE	RESTRIZIONI
10 12 08	Scarti di ceramica, mattoni, mattonelle e materiali da costruzione	(sottoposti a trattamento termico)
10 11 03	Scarti di materiali in fibra a base di vetro **	Solo se privi di leganti organici
15 01 07	Imballaggi in vetro	
17 01 01	Cemento	Solamente i rifiuti selezionati da costruzione e demolizione (*)
17 01 02	Mattoni	
17 01 03	Mattonelle e ceramiche	
17 01 07	Miscugli di cemento, mattoni, mattonelle e ceramiche	
17 02 02	Vetro	
17 05 04	Terra e rocce***	Esclusi i primi 30 cm di suolo, la torba e purché non provenienti da siti contaminati
19 12 05	Vetro	
20 01 02	Vetro	Solamente vetro raccolto separatamente
20 02 02	Terre e rocce	Solo rifiuti di giardini e parchi; eccetto terra vegetale e torba

(*) Rifiuti contenenti una percentuale minoritaria di metalli, plastica, terra, sostanze organiche, legno, gomma, ecc., ed i rifiuti di cui al codice 17.09.04 (rifiuti misti dell'attività di costruzione e demolizione, diversi da quelli di cui alle voci 17 09 01*, 17 09 02* e 17 09 03*). L'origine dei rifiuti deve essere nota.

- Esclusi i rifiuti prodotti dalla costruzione e dalla demolizione provenienti da costruzioni contaminate da sostanze pericolose inorganiche o organiche, ad esempio a causa dei processi produttivi adottati nell'edificio, dell'inquinamento del suolo, dello stoccaggio e dell'impiego di pesticidi o di altre sostanze pericolose, eccetera, a meno che non sia possibile escludere che la costruzione demolita fosse contaminata in misura significativa.

- Esclusi i rifiuti prodotti dalla costruzione e dalla demolizione provenienti da costruzioni trattate, coperte o dipinte con materiali contenenti sostanze pericolose in quantità notevole.

(**) Inclusi gli scarti di produzione del cristallo

(***) Inclusi i rifiuti di cui al codice 01.04.13 (rifiuti prodotti dalla lavorazione della pietra, diversi da quelli di cui alla voce 01 04 07*)

La valutazione del codice CER di riferimento e il test di cessione ci permette di comprendere lo stato di mineralizzazione dei rifiuti e del loro potenziale fattore di contaminazione.

8 ANALISI DI RISCHIO DISCARICHE “SITI ORFANI”

8.1 Introduzione

L’analisi di rischio in Italia, come accade nel resto d’Europa e nel mondo (JRC, 2007, USEPA, 2002), è lo strumento principale di valutazione della contaminazione.

La prassi corrente di applicazione dell’AdR è quella di “calcolare” la CSR (AdR in modalità inversa) mediante un complesso sistema di modellizzazione e di calcolo che include una lunghissima lista di parametri/condizioni da inserire in input. La variazione di un solo parametro/condizione determina la variazione (anche minima) della CSR e questo produce da un lato la necessità di una revisione capillare della procedura da parte dell’Ente di Controllo, dall’altro il vincolo della CSR a tutti i parametri e ipotesi sito-specifiche. È facile quindi comprendere come gli elementi di conflittualità siano numerosi, essendo numerose e vincolanti le variabili in gioco.

Occorre tuttavia evidenziare che, leggendo l’articolato normativo, il Titolo V del D.Lgs 152/06 dà alle CSR la finalità primaria di definizione dello stato di contaminazione del sito, ovvero la definizione dei “*livelli di accettabilità per il sito*” e anche la definizione di bonifica sopra riportata indica il raggiungimento delle CSR (intese come obiettivi di bonifica) come opzione alternativa rispetto ad “*eliminare le fonti di inquinamento e le sostanze inquinanti*”. Va sottolineato che nell’articolato non si fa mai cenno al “calcolo” delle CSR né all’applicazione dell’AdR in modalità inversa.

È l’Allegato 1, che definisce i criteri per l’AdR sito-specifica, a fare riferimento all’applicazione dell’AdR in modalità inversa solo per il calcolo delle CSR intese come obiettivi di bonifica².

Né la norma, né l’Allegato 1 danno indicazioni specifiche su come definire i “livelli di accettabilità” per il sito ai fini della definizione dello “stato di contaminazione” dell’area e neppure come effettuare l’AdR nel caso in cui non si agisca sulla sorgente di contaminazione (bonifica), ma si adottino strategie di riduzione/gestione del rischio (messa in sicurezza operativa, messa in sicurezza permanente, limitazioni d’uso, ecc.).

Nel caso delle discariche, inoltre, essendo presenti sorgenti primarie di contaminazione³ che rilasciano contaminanti nelle matrici ambientali circostanti, la modalità inversa non è tecnicamente applicabile⁴.

Nel presente documento, per rendere quindi l’approccio di utilizzo dell’analisi di rischio maggiormente coerente con quanto utilizzato efficacemente in altri Paesi UE da diversi anni, si propone quanto segue:

- Utilizzare l’analisi di rischio sito-specifica in modalità diretta per verificare lo stato di contaminazione del sito in base al rischio ad esso associato (rispondenza ai criteri di accettabilità del rischio).

² Infatti, l’Allegato 1 al Titolo V della parte quarta del D.Lgs 152/2006 definisce, tra l’altro, “gli elementi necessari per la redazione dell’analisi di rischio sanitario ambientale sito-specifica (nel seguito analisi di rischio), da utilizzarsi per la definizione degli obiettivi di bonifica” e “i criteri minimi da applicare nella procedura di analisi di rischio inversa che verrà utilizzata per il calcolo delle CSR, cioè per definire in modo rigoroso e cautelativo per l’ambiente gli obiettivi di bonifica aderenti alla realtà del sito, che rispettino i criteri di accettabilità del rischio cancerogeno e dell’indice di rischio assunti nei punti di conformità prescelti” (Allegato 1, Premessa).

³ Si fa riferimento alla definizione riportata dal Manuale APAT “Criteri Metodologici”

⁴ Si precisa che i rifiuti hanno caratteristiche di tipo “geotecnico” e “chimico” diverse da un terreno. La non assimilabilità tecnica al terreno determina l’impossibilità di utilizzare “*metodologie quale ad esempio ASTM PS 104, di comprovata validità sia dal punto di vista delle basi scientifiche che supportano gli algoritmi di calcolo, che della riproducibilità dei risultati*” (cfr Allegato 1 al Titolo V della parte quarta del D.Lgs 152/2006). Infatti sono da considerare in particolare i criteri di definizione dei parametri sito-specifici (caratteristiche dei terreni) e i valori dei parametri chimico-fisici riferiti all’interazione dei contaminanti con la matrice suolo (es. Koc, Kd; ecc.) necessari all’applicazione dell’AdR in modalità inversa in conformità a tali metodologie.

- Per definire gli interventi da adottare (rischio non accettabile) utilizzare l'analisi di rischio in modalità diretta al fine di individuare le migliori strategie di gestione del rischio (ricondere il rischio a livelli di accettabilità⁵), includendo le limitazioni all'uso dell'area e/o gli interventi di messa in sicurezza e/o bonifica.
- Utilizzare l'analisi di rischio in modalità inversa esclusivamente come supporto per la definizione degli "obiettivi di bonifica" in abbinamento alla selezione delle tecnologie di bonifica applicabili per il sito.
- Rendere presupposto principale della procedura di analisi di rischio sito-specifica il principio di "fit for use", ovvero rendere compatibile lo stato di contaminazione del sito con la massima fruibilità (a livello sanitario ed ambientale) dell'area in base al livello specifico di valutazione.
- Identificare condizioni ambientali, anche mediante un approccio *risk-based*, che possano definire un limite all'applicabilità della sola valutazione del rischio di tipo sanitario e determinare interventi immediati e urgenti sul sito.

Nel prosieguo si parlerà quindi di Valutazione di Rischio sito-specifica (VdR modalità diretta) per distinguerla dall'Analisi di Rischio (AdR modalità inversa) correntemente applicata in ambito bonifiche.

Nel caso specifico delle discariche vengono date indicazioni su come effettuare la valutazione dell'impatto dei rifiuti sulle matrici circostanti, su come costruire il modello concettuale e gli scenari da valutare, su come utilizzare modellistiche innovative sviluppate sia in ambito rifiuti sia in ambito bonifiche e infine su come orientare in maniera "risk-based" le soluzioni progettuali.

8.2 Valutazione dell'impatto del corpo rifiuti sulle matrici circostanti

L'impatto ambientale derivante dalla mobilitazione di sostanze rilasciate o prodotte dai rifiuti attraverso le emissioni liquide e gassose può essere mitigato attraverso una adeguata progettazione delle barriere tecniche e degli eventuali sistemi di raccolta ed estrazione. Tuttavia, l'efficienza a lungo termine di tali sistemi nel limitare le emissioni risulta estremamente incerta e strettamente dipendente dalle condizioni specifiche del sito in esame quali, ad esempio, il regime climatico, il tipo di copertura vegetale, le caratteristiche del percolato e del biogas prodotto (aggressività chimica) e l'entità degli sforzi agenti. Oltretutto, la progettazione ed il corretto funzionamento dei sistemi di contenimento così come la valutazione di adeguate strategie di riduzione del metano (*biocovers*) senza l'utilizzo di specifici sistemi di captazione, richiedono previsioni affidabili delle emissioni nel tempo per analizzare la fattibilità del progetto e garantire il pieno rispetto delle prescrizioni ambientali. A tal fine, i modelli di simulazione possono rappresentare uno strumento utile di supporto alla fase di valutazione preliminare delle migliori configurazioni dei sistemi di contenimento, sulla base delle prestazioni ambientali ottenibili nelle specifiche condizioni del sito. L'utilizzo di modelli di simulazione combinato con campagne di monitoraggio presso reali impianti discariche e/o con studi sperimentali volti a riprodurre su piccola o vasta scala le condizioni in discarica consente di migliorare la capacità previsionale dei livelli di emissioni in uno specifico sito discarica. Infatti, i dati ottenuti da tali indagini possono consentire di identificare i principali parametri e processi che governano la produzione di percolato e gas in discarica e, quindi, possono fornire informazioni utili per il miglioramento o la taratura del modello stesso.

8.3 Valutazione dell'impatto del percolato verso la falda

Una delle principali fonti di emissione da parte di rifiuti è la produzione di percolato. Sia nel caso di discariche di rifiuti urbani sia nel caso di discariche di rifiuti speciali è importante stimare la produzione di

⁵ Vedi Allegato 1 al Titolo V della parte quarta del D.Lgs 152/2006 che ha tra gli obiettivi quelli di "definire in modo rigoroso e cautelativo per l'ambiente gli obiettivi di bonifica aderenti alla realtà del sito, che rispettino i criteri di accettabilità del rischio cancerogeno e dell'indice di rischio assunti nei punti di conformità prescelti"

percolato che può impattare le acque di falda soprattutto nella fase di definizione e progettazione degli interventi. Infatti, non è sempre possibile/consigliabile prevedere delle perforazioni nel corpo rifiuti per verificare in maniera diretta i livelli di percolato presenti sia nello scenario corrente (in assenza di interventi) sia nello scenario post-intervento.

I fattori da cui dipende l'accumulo di percolato sono i seguenti:

- Presenza di una impermeabilizzazione del fondo e caratteristiche fisiche di tale sistema
- Caratteristiche dei rifiuti presenti (stato di abbancamento, storicità, merceologia, stratificazione, caratteristiche fisiche, grado di compattazione, ecc.)
- Presenza di un sistema di copertura e caratteristiche fisiche di tale sistema
- Presenza di linee di drenaggio delle acque meteoriche
- Geometria del sistema (volumi interessati riempimenti, presenza di versanti, pendenze, ecc.)

Il percolato è anche influenzato dai processi fisici, chimici e biologici che si verificano nelle discariche, come la generazione e la migrazione di gas e fluidi, biologici e chimici (São Mateus et al., 2012) che modificano le caratteristiche dei rifiuti nel tempo. Ad esempio, la capacità di campo, la porosità e la conducibilità idraulica dei rifiuti diminuiscono a causa della pressione di copertura applicata, che aumenta con il progressivo degrado della materia organica dei rifiuti (Di Bella et al., 2012). Di conseguenza, gli strati di rifiuti più vecchi diventano meno permeabili, determinando un diverso schema di flusso e distribuzione dell'acqua nel corpo della discarica (Demirekler et al., 1999). Inoltre, la progressiva compressione dei rifiuti posti in loco a causa della sollecitazione di pressione applicata può portare a un rilascio di acqua, dovuto alla fuoriuscita di acqua dai pori, e quindi contribuire alla formazione di percolato. Generalmente per una stima indicativa dei volumi di percolato si può far riferimento ad alcuni modelli di bilancio idrico che tengono conto della maggior parte dei fattori sopra indicati.

Il modello più utilizzato è l'Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) di USEPA (USEPA, 2020) che può essere un utile riferimento anche se ci sono diversi studi recenti in letteratura che ne evidenziano la potenziale sottostima dei volumi di percolato soprattutto nel caso di discariche di rifiuti urbani.

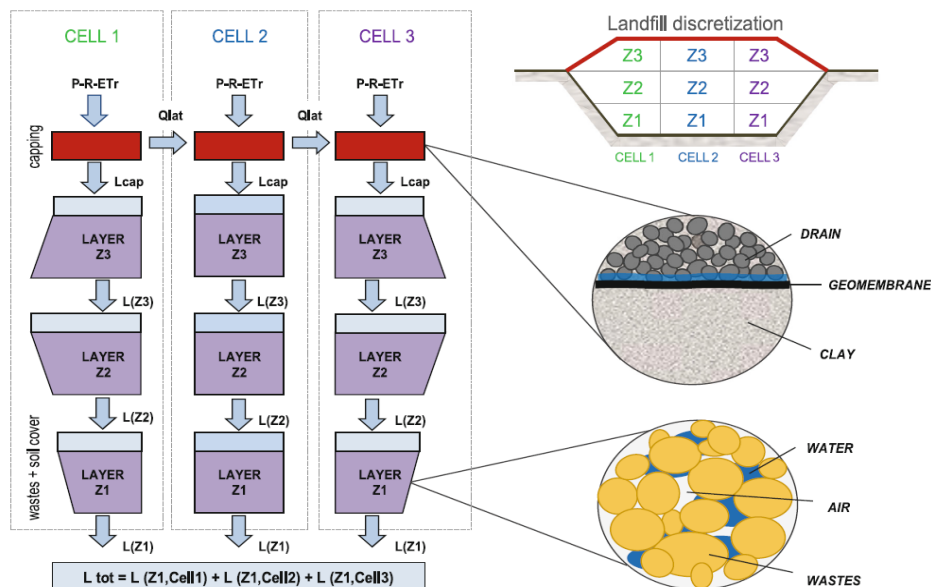


Figura 36 Rappresentazione schematica di un esempio di bilancio idrico effettuato dal modello LWB (da Pantini et al., 2013)

Esistono, però, anche modelli semplificati sviluppati a livello nazionale che, analogamente ad HELP, effettuano una stima quantitativa dei volumi di percolato ma che si adattano meglio al contesto delle discariche italiane. Un riferimento è certamente il modello Landfill Water Balance (LWB) (Pantini et al.,

2014) sviluppato dall'Università di Tor Vergata di Roma che è sfociato nell'applicativo LAST (Leachate Assessment Screening Tool) (Grugnaletti et al., 2016). Il modello LWB, utilizzando un approccio di bilancio idrico, tiene conto delle diverse percentuali di acqua in ingresso, perdite idriche e consumo di acqua. Sono inclusi anche l'invecchiamento, la compressione e la biodegradazione che consentono di valutare la progressiva variazione delle proprietà idrauliche e fisiche dei rifiuti depositati. Nella tabella seguente è indicato schematicamente il funzionamento del modello. Nella tabella 17 c'è un confronto fra i parametri/fattori considerati dal modello americano, quelli indicati in altri modelli disponibili in letteratura e infine quelli utilizzati dal modello italiano.

Tabella 17 Caratteristiche dei diversi modelli idrologici applicati alle discariche

Features	HELP	São Mateus et al. (2012)	Lobo and Tejero (2007)	De Velásquez et al. (2003a)	LWB
Operative stage (progressive waste disposal)	Y	NS	Y	Y	Y
Aftercare period	Y	Y	Y	Y	Y
Landfill discretization	Y	Y	Y	Y	Y
Vertical flow	Y	Y	Y	Y	Y
Horizontal flow	Y	N	Y	N	Y
Multilayer capping system	Y	NS	Y	NS	Y
Different waste type	Y	Y	Y	Y	Y
Waste initial moisture	Y	Y	Y	Y	Y
Potential evapotranspiration	Y	Y	Y	Y	Y
Actual evapotranspiration	Y	Y	Y	Y	Y
Surface runoff	Y	Y	Y	Y	Y
Retained/released water by cover soil	Y	Y	N	Y	Y
Water storage capacity	Y	Y	Y	Y	Y
Waste compression	N	Y	Y	Y	Y
Released water	N	Y	Y	Y	Y
Biodegradation	N	Y	Y	N	Y
Biogas production	N	Y	Y	N	Y
Wastes reduction due to biodegradation	N	Y	N	N	Y
Biotic consumption	N	Y	N	N	Y
Vapor losses	N	Y	N	N	Y
Temporal changes of waste properties	N	Y	Y	Y	Y

In particolare, il confronto dei risultati del LWB con quelli forniti dal modello HELP (che trascura i fenomeni di invecchiamento e di biodegradazione) su discariche nazionali (vedi tabella seguente), ha mostrato che la compressione dei rifiuti può influenzare in larga misura la previsione del percolato e trascurare questi processi potrebbe portare a una sottostima fino a un ordine di grandezza. Anche la biodegradazione della materia organica dei rifiuti può risultare rilevante per la valutazione dei volumi di percolato, influenzando la capacità di stoccaggio idrico dei rifiuti e portando a una produzione di percolato 2-3 volte superiore a quella ottenuta trascurando questi fenomeni.

Tabella 18 Confronto tra i risultati ottenuti dai modelli LWB e HELP con i volumi di percolato reali misurati in una discarica RSU (Pantini et al, 2014)

Years	Wastes initial height (m)	Area (m ²)	Disposed waste (ton)	Rainfall (mm)	Annual leachate volume (m ³)		
					LWB	HELP	Measured
2009	11,3	15694	128131	776	23,296	6,104	23,413
2010	7,4	21000	122755	758	30,109	6,576	30,527
2011	5,3	23500	109763	717	30,031	8,27	30,292
2012	3,6	25000	82635	644	19,477	2,005	12,214
TOTAL	27,6	25,000	443283	2895	102914	22955	96447

Ovviamente una volta stimati i volumi di percolato V presente nel corpo rifiuti e la superficie di base della discarica (A) è possibile stimare approssimativamente lo spessore interessato dalla presenza di percolato, tramite la seguente equazione:

$$h = V/A$$

Tale parametro è poi fondamentale per la valutazione della lisciviazione verso la falda.

8.4 Valutazione dei rilasci di inquinanti da percolato proveniente da discariche di rifiuti urbani

Al fine di verificare l'impatto del percolato sulle acque sotterranee è anche importante stimare i valori di concentrazione dei principali inquinanti presenti nell'eluato. A tal proposito, oltre alla quantificazione della concentrazione iniziale di inquinanti nel percolato, occorrerebbe verificare l'andamento nel tempo della concentrazione rilasciata man mano che viene rilasciata verso la falda.

Nel caso di *discariche storiche* di rifiuti urbani indifferenziati può essere utile quanto disponibile in alcuni studi sulla frazione indifferenziata proveniente dagli impianti di trattamento meccanico/biologico. Infatti, i processi di stabilizzazione meccanica/biologica dei rifiuti indifferenziati possono rappresentare una buona approssimazione dei processi naturali che accadono (in tempi decisamente più lunghi) nel caso di rifiuti storicamente conferiti nei siti oggetto del procedimento di bonifica.

Non vi sono in letteratura molti studi basati sul set di dati completi sulla composizione del percolato correlata alla fase biologica basati su misurazioni in discariche reali. Recentemente Rodriguez et al. (2009) hanno presentato dati sul campo sulle caratteristiche del percolato raccolti da 400 discariche classificate in tre diverse classi acidogeniche, intermedie e metanogeniche, fornendo informazioni complete sulle proprietà dei rifiuti, sulla produzione di biogas e sulle caratteristiche delle discariche. I fattori maggiormente discriminanti tra le tre macrocategorie sono il COD, seguito da conducibilità, solidi totali disciolti (TDS) e solfuri che possono essere direttamente correlati con l'evoluzione dei processi biologici, come riportato nella tabella 19.

Tabella 19 Valori medi dei parametri misurati nei percolati raccolti da tre classi di discariche (400 discariche complessive) definite come acidogeniche, intermedie e metanogeniche (Rodriguez et al., 2009)

Landfill phase	Unit	Acidogenic	Intermediate	Methanogenic
pH		5,97	7,49	7,1
BOD5	mg/L	24825	1995	312
COD	mg/L	61265	5955	732
TDS	mg/L	579	322	96
VFA	mg/L	12027	2195	316
NH4+-N	mg/L	1483	937	170
Conducivity	mS/cm	22509	26920	3914

SO4-	mg/L	1135	169	135
Ca2+	mg/L	3265	367	230
Mn2+	mg/L	76	3,87	2,82
Fe	mg/L	819	72	32
Cu	mg/L	0,13	0,26	1,98
Pb	mg/L	0,29	0,22	0,17
Zn	mg/L	32	2,28	5,68

Relativamente ai metalli pesanti, in letteratura è stato dimostrato che per rifiuti in cui è presente una buona quantità di sostanza organica la mobilizzazione degli stessi è legata in maniera importante alla presenza di sostanza organica mobile (Dissolved Organic Carbon) (Ashworth and Alloway, 2007; Ashworth and Alloway, 2004; Van Der Sloot, 2004).

In particolare, uno studio condotto a livello nazionale sulla frazione indifferenziata proveniente dagli impianti di trattamento meccanico/biologico (Pantini et al., 2015) ha individuato sia attraverso test batch sia mediante test in colonna che esisterebbe una correlazione lineare tra la massa di metalli rilasciata nell'eluato e il DOC. Sono stati pertanto determinati a partire da 48 campioni reali di eluati (sia da test in colonna sia da test batch) provenienti da diverse tipologie di rifiuti indifferenziati i coefficienti di distribuzione $K_{d_{DOC/Me}}$ [adim.] di diversi metalli rispetto alla sostanza organica mobile. Il grado di correlazione (ad eccezione del Piombo) è molto elevato.

Tabella 20 Coefficienti di correlazione lineare tra le concentrazioni di metalli e di DOC nell'eluato di 48 campioni reali di frazione indifferenziata di rifiuti proveniente da impianti di trattamento meccanico/biologico (Pantini et al., 2015)

Metal	DOC Distribution coefficient $K_{d_{DOC,Me}}$	R ² (linear regression)
Co	8,36E-06	0,82
Cr	3,51E-05	0,97
Cu	2,84E-04	0,84
Mg	2,89E-02	0,93
Ni	1,47E-04	0,94
Pb	6,30E-05	0,47
V	1,08E-05	0,84
Zn	7,98E-04	0,94

Anche per molti composti organici presenti nei rifiuti e che presentano caratteristiche di idrofobicità, ci sono diversi studi in letteratura che evidenziano un elevato grado di correlazione tra la mobilità in acqua (colloidi) e il DOC.

Tabella 21 Coefficienti di distribuzione di contaminanti organici rispetto al DOC derivati da ISPRA a partire da Chin et al. (1990)

Organic contaminant	DOC Distribution coefficient Log $K_{DOC,O}$ [L/Kg]	Organic contaminant	DOC Distribution coefficient Log $K_{DOC,O}$ [L/Kg]
Benzo(a)antracene	7,19E+00	1,2,4,5-Tetraclorobenzene	5,74E+00
Benzo(a)pirene	7,66E+00	1,2,4-Triclorobenzene	5,02E+00
Benzo(b)fluorantene	7,18E+00	1,2-Diclorobenzene	4,41E+00
Benzo(k)fluorantene	7,62E+00	1,4-Diclorobenzene	4,40E+00
Benzo(g,h,i)perilene	8,36E+00	Esaclorobenzene	6,87E+00
Crisene	7,25E+00	Alaclor	4,18E+00
Dibenzo(a,e)pirene	9,67E+00	Aldrin	7,50E+00
Dibenzo(a,i)pirene	9,81E+00	Atrazina	3,31E+00
Dibenzo(a,l)pirene	9,81E+00	Clordano	7,06E+00
Dibenzo(a,h)pirene	9,81E+00	DDD	6,98E+00
Dibenzo(a,h)antracene	8,42E+00	DDE	7,51E+00
Indenopirene	8,40E+00	DDT	7,52E+00
Pirene	6,07E+00	Dieldrin	6,30E+00
Acenaftene	4,89E+00	Endrin	6,09E+00
Acenaftilene	4,78E+00	α -esaclorocicloesano	4,68E+00
Antracene	5,55E+00	β -esaclorocicloesano	4,66E+00
Fenantrene	5,29E+00	γ -esaclorocicloesano (Lindano)	4,58E+00
Fluorantene	6,43E+00	Diossine	8,38E+00
Fluorene	5,19E+00	PCB totali	8,46E+00
Naftalene	4,07E+00	Alifatici C13-C18	8,93E+00
Perilene	8,43E+00	Alifatici C19-C36	1,17E+01
Esclorobutadiene	5,73E+00	Aromatici C13-C22	6,82E+00

Vista l'importanza della sostanza organica mobile per il rilascio nell'eluato di contaminanti organici ed inorganici, sono stati anche analizzati i meccanismi di rilascio della sostanza organica in funzione del quantitativo di eluato presente (L/S ratio). In particolare, nel caso di rifiuti indifferenziati, per L/S maggiori di 0,5 L/Kg (L/S*) è stato dimostrato che si registrano condizioni di non equilibrio che possono essere approssimate con un modello di trasferimento di massa. In questo ultimo caso, le concentrazioni di DOC rilasciate nell'eluato non sono costanti, ma si incrementano nel tempo. Tale proprietà deve essere tenuta quindi in considerazione soprattutto per il rilascio in caso di siti storici e/o nella fase di verifica post-intervento.

In generale il valore L/S* oltre il quale le concentrazioni di DOC si incrementano nel tempo, è dato dalla seguente equazione:

$$L/S^* = \frac{n_{pv} * \theta_T}{\rho}$$

dove: n_{pv} è il numero di volumi di pori rilasciati (convenzionalmente posto uguale a 0,5), θ_T è la porosità totale (ovvero il massimo volume occupato dall'eluato in condizioni di saturazione) e ρ [Kg/m³] è la densità del rifiuto.

Analogamente il tempo t^* oltre il quale si instaurano le condizioni di non equilibrio (trasferimento di massa) si ottiene dalla seguente equazione:

$$t^* = L/S^* * \frac{h * \rho}{v * \theta_{eff}} = n_{pv} * \frac{h * \theta_T}{v * \theta_{eff}}$$

dove: h [m] è lo spessore di percolato, q_{eff} è la porosità efficace (ovvero il volume dei vuoti interconnessi in grado di consentire il flusso), v [m/anno] è la velocità di flusso (che può essere approssimata con l'infiltrazione efficace dalla copertura nel caso di assenza di confinamento al fondo altrimenti si può stimare pari alla conducibilità idraulica del sistema di fondo)

I valori indicativi di densità degli RSU ρ variano da circa 800 a 1200 kg/m³ a seconda delle fasi del rifiuto in discarica (rifiuto compattato e rifiuto dopo 10 anni di esercizio).

I valori di porosità totale q_T degli RSU suggeriti dai modelli variano tra il 60% e il 70%, mentre la porosità efficace q_{eff} è indicata da letteratura tra il 45% e il 60%.

La frazione totale mobilizzabile nella fase liquida di sostanze inorganiche M_{Me} [mg/Kg] nel percolato sulla base del rilascio di sostanza organica mobile (DOC) può quindi essere schematizzato come segue:

$$M_{Me} = \left(\frac{L}{S^*} * \frac{TOC}{K_{d,OC}} \right) * K_{DOC,Me} \quad \text{per } t \leq t^*$$

$$M_{Me} = \left(\frac{L}{S^*} * \frac{TOC}{K_{d,OC}} + 2 \frac{TOC}{h} \sqrt{\frac{D * (t - t^*)}{\pi}} \right) * K_{DOC,Me} \quad \text{per } t > t^*$$

dove: TOC [mg/Kg] il carbonio organico totale, $K_{d,OC}$ [L/Kg] è il rapporto tra le concentrazioni di carbonio organico totale e di carbonio organico disciolto DOC (espresso in mg/L) e D è il coefficiente di diffusione della sostanza organica disciolta nel rifiuto (convenzionalmente posto pari a 10⁻¹⁰ m²/s).

La concentrazione massima prevedibile nell'eluato C_{Me} [mg/L] è pari a:

$$C_{Me} = M_{Me} * \rho * \theta_T$$

Ipotizzando un analogo comportamento anche per le sostanze organiche (mobilità legata alla sostanza organica presente), è possibile stimare la concentrazione massima prevedibile nell'eluato C_o [mg/L] mediante le seguenti equazioni:

$$C_o = \left(\frac{L}{S^*} * \frac{TOC}{K_{d,OC}} \right) * K_{DOC,o} \quad \text{per } t \leq t^*$$

$$C_o = \left(\frac{L}{S^*} * \frac{TOC}{K_{d,OC}} + 2 \frac{TOC}{h} \sqrt{\frac{D * (t - t^*)}{\pi}} \right) * K_{DOC,o} \quad \text{per } t > t^*$$

Il parametro t^* molto importante per capire i rilasci a lungo termine delle sostanze inquinanti nell'eluato.

Per fare un esempio, nel caso di presenza di barriera di fondo con una conducibilità idraulica di 1E-9 m/s ed ipotizzando 1 m di spessore interessato dal percolato e che la porosità efficace sia il 50% di quella totale, il tempo limite al di sopra del quale le concentrazioni nel percolato cominciano ad incrementarsi nel tempo è pari a:

$$t^* = 0,5 * \frac{1m}{10^{-9}m/s * 0,5} = 10^9 s \cong 30anni$$

L'approccio semplificato proposto consente di stimare indicativamente i tenori di metalli ed organici nel percolato di discarica a breve e a lungo termine sulla base della distribuzione della sostanza organica. Tuttavia, vale la pena sottolineare che per le previsioni a lungo termine tale approccio potrebbe portare a stime non accurate, poiché trascura diversi processi geochimici e biologici, che possono verificarsi in discarica e che possono influenzare il rilascio di DOC, la forma di sostanza organica solubile e la sua capacità di legare i metalli (Van der Sloot, 1996) e i composti organici. Pertanto, l'accuratezza delle previsioni modellistiche andrebbe comunque verificata sul campo mediante monitoraggio, soprattutto nello scenario post-intervento.

8.5 Valutazione della lisciviazione in falda e modellistica di trasporto degli inquinanti

Una volta noto lo spessore dello strato interessato dal percolato e le concentrazioni a breve e a lungo termine di contaminanti nell'eluato è possibile effettuare la previsione delle concentrazioni attese in falda.

A livello europeo per la valutazione del potenziale impatto di sostanze chimiche nelle acque di falda esistono diversi modelli, tra i quali quelli censiti nella piattaforma FOCUS e specifici per i pesticidi e il modello EUSES (RIVM, 2004) per la valutazione del rischio da sostanze chimiche.

I modelli disponibili per la valutazione dell'impatto sulle acque sotterranee dei pesticidi (MACRO, PEARL, PRZM e PELMO) sono di tipo numerico e tengono conto di una serie di condizioni specifiche relative all'utilizzo di pesticidi in agricoltura (es. irrigazione, ruscellamento ed evapotraspirazione, crescita delle piante, assorbimento/desorbimento su suoli agricoli, emissione dei vapori, ecc.) difficilmente esportabili alla tipologia di contaminazione in questione. Infatti, questi modelli non solo non consentono di simulare una sorgente di emissione costituita da rifiuti innestati o interrati in un suolo, ma non tengono conto che spesso i suoli non idonei per l'attività agricola (es. terreni argillosi), possono presentare invece, caratteristiche ambientali che li rendono preferibili per la realizzazione anche di discariche controllate.

Il modello EUSES è certamente semplice e versatile rispetto ai modelli utilizzati per i pesticidi ed è in grado di simulare il rilascio sul suolo della contaminazione, ma non contempla i meccanismi di trasporto/attenuazione nella colonna di suolo insaturo tra la sorgente e la falda, né la diluizione e il trasporto nelle acque sotterranee. Ciò rende la valutazione eccessivamente cautelativa e poco realistica per gli scenari ipotizzati.

Pertanto, si propongono modelli più adatti allo scopo (valutazione del rischio per discariche di rifiuti), al fine di coniugare le potenzialità dei modelli numerici utilizzati nella valutazione dei pesticidi con la versatilità e la semplicità d'uso del modello EUSES.

I modelli proposti per la simulazione del trasporto della contaminazione sono quelli proposti da Ünlü et al. (1992) e Galya (1987), implementati per la valutazione degli effetti sulla qualità delle acque di falda di rifiuti disposti su suolo. Tali modelli sono stati presi a riferimento da alcuni strumenti software (RISC 5) applicati a livello internazionale nel contesto delle bonifiche dei siti contaminanti. I modelli selezionati si basano sulla simulazione in "transitorio" di emissioni limitate nel tempo, sull'impostazione di caratteristiche differenti tra la sorgente (rifiuti) e il suolo sottostante e sull'ipotesi di una falda limitata inferiormente (in analogia con i modelli della piattaforma FOCUS), ma sono di tipo analitico (in analogia al modello EUSES).

Negli scenari di utilizzo ipotizzati il dilavamento degli inquinanti è operato dall'infiltrazione delle precipitazioni. Per effetto dell'attività piovana i contaminanti vengono dilavati e trasportati nelle acque di falda. Il tenore dei contaminanti mobilizzabile in soluzione negli aggregati riciclati si riduce nel tempo, finché la sorgente non si "esaurisce".

I modelli prevedono i seguenti step di simulazione:

1. Rilascio dei contaminanti dalla sorgente.

- Se in base a quanto riportato nel modello semplificato di rilascio dall'eluato è possibile ipotizzare che la concentrazione nell'eluato sia costante nel tempo (il tempo limite di instaurazione delle condizioni di "non equilibrio" t^* è superiore al tempo di esaurimento della sorgente t_{es}), allora viene simulato un rilascio a concentrazione costante fino all'esaurimento della sorgente. Ciò accade in generale in caso di presenza di un sistema di contenimento al fondo.
- Se in base a quanto riportato nel modello semplificato di rilascio, la concentrazione nell'eluato non è costante nel tempo (il tempo limite di instaurazione delle condizioni di "non equilibrio" t^* è superiore al tempo di esaurimento della sorgente t_{es}) sarà impostata una funzione di rilascio nel tempo.

Il tempo di esaurimento può essere cautelativamente impostato pari alla "massima durabilità" dell'opera di ingegneria legata all'intervento di bonifica/messa in sicurezza oppure calcolato matematicamente in base alle caratteristiche chimico/fisiche delle sostanze.

2. Trasporto della contaminazione nei terreni insaturi sottostanti. Viene considerato un flusso verticale, unidimensionale, a gradiente unitario nella zona insatura con un contenuto d'acqua costante.

- Nel caso di assenza di impermeabilizzazione al fondo il flusso verticale è controllato dal tasso di infiltrazione e funzione della permeabilità del suolo insaturo sottostante. Il trasporto avviene per avvezione (il contaminante si muove insieme al flusso idrico derivante dall'infiltrazione delle precipitazioni) e dispersione (derivante dalla tortuosità dei percorsi operati dal liquido connessa al fatto che lo stesso si muove in un mezzo poroso, non omogeneo e non isotropo). Viene considerato, inoltre, l'effetto filtro del suolo che prima cattura e poi rilascia (adsorbimento lineare) gli inquinanti disciolti in acqua, determinando una riduzione della velocità rispetto a quella dell'acqua di infiltrazione (ritardo). Non viene invece considerato nessun tipo di meccanismo chimico/biologico nel suolo (decadimento/degradazione) che riduca l'apporto dei contaminanti in falda rispetto all'emissione dai rifiuti.
- Nel caso di presenza di impermeabilizzazione al fondo il flusso verticale è controllato dall'altezza idrica (corrispondente all'altezza dello strato saturo di percolato) e dalle caratteristiche dell'impermeabilizzazione di fondo. Il trasporto anche in questo caso avviene per avvezione tenendo conto che anche per la geomembrana il trasporto avviene attraverso i "difetti" (microfori, fori e strappi) e anche laddove la stessa risulta integra viene individuata una conducibilità idraulica equivalente per applicare comunque la legge di Darcy. Non viene invece considerato nessun tipo di meccanismo chimico/biologico nel suolo (decadimento/degradazione) che riduca l'apporto dei contaminanti in falda rispetto all'emissione dai rifiuti.

3. Trasporto della contaminazione nelle acque sotterranee. Nella zona satura viene assunta un'emissione da una sorgente rettangolare planare sul livello di falda, con trasporto convettivo-dispersivo tridimensionale. All'esterno della sorgente il trasporto convettivo diventa monodimensionale (nella direzione prevalente del flusso di falda), mentre la dispersione rimane tridimensionale. In via cautelativa non viene considerato il ritardo dovuto all'adsorbimento con il materiale acquifero.

Nella figura 37 viene schematicamente rappresentati i meccanismi di trasporto dei contaminanti considerati nelle simulazioni del modello di analisi di rischio.

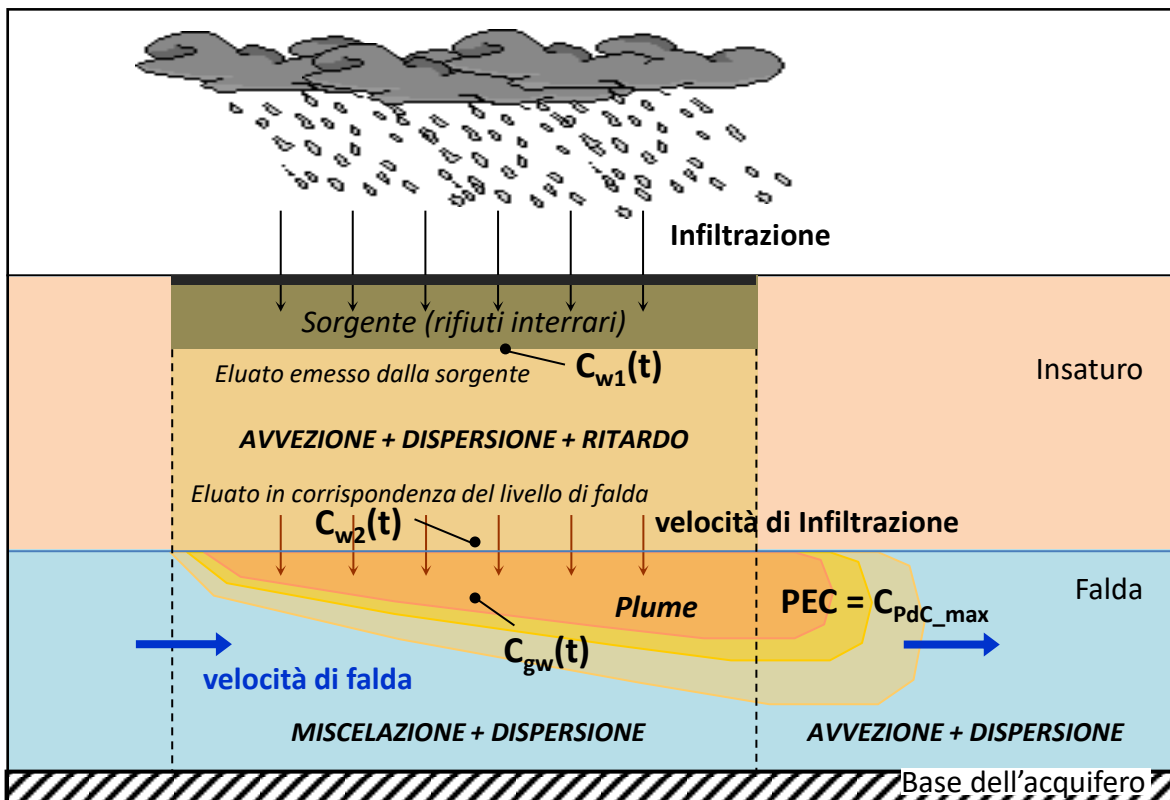
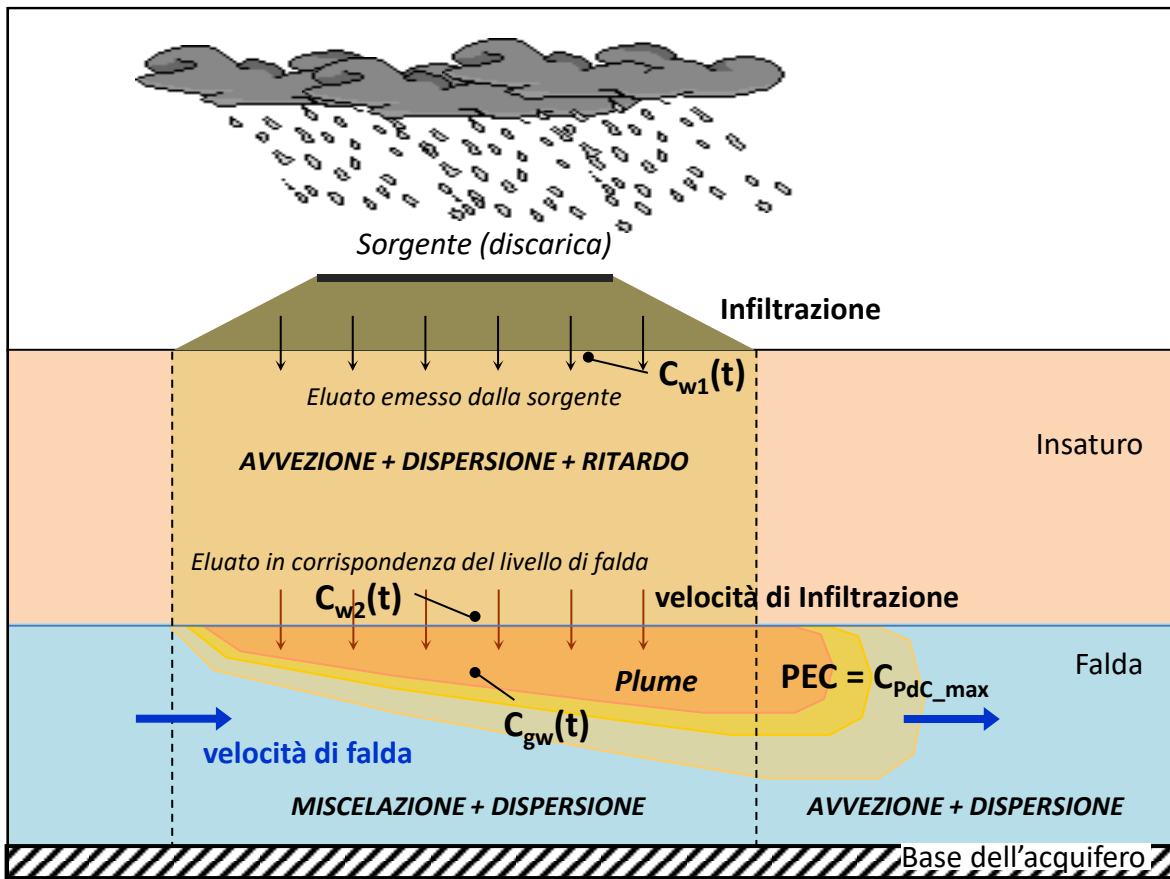


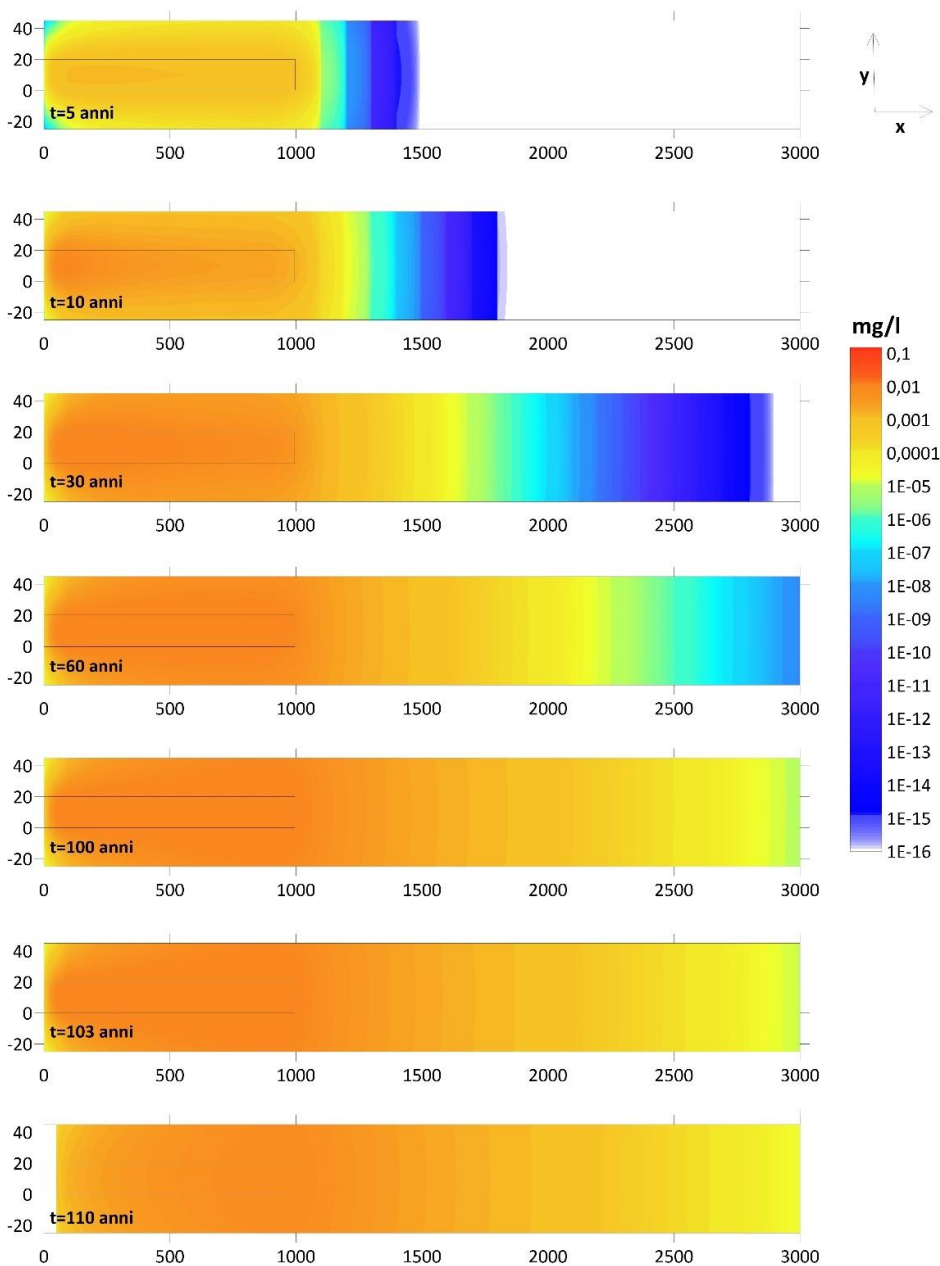
Figura 37 Rappresentazione schematica dei meccanismi di trasporto considerati nel modello di lisciviazione in falda

Il modello di rilascio dalla zona dei rifiuti definisce le condizioni al contorno per la zona insatura che, a sua volta, definisce le condizioni al contorno per il modello della zona satura.

L'implementazione di questa modellistica è stata adattata da ISPRA per rispondere alle esigenze di un approccio che sia il più "generale" possibile, al fine di rendere la valutazione applicabile alle diverse casistiche dei siti. Infatti, in letteratura e negli strumenti software disponibili, l'applicazione di questa tipologia di modelli di lisciviazione in "transitorio" prevede la valutazione della concentrazione attesa in falda in un punto specifico e ad un determinato istante successivo all'emissione.

Nell'implementazione proposta viene invece valutato il valore di "picco" della concentrazione attesa in falda e in che punto lo stesso avviene considerando le condizioni sito-specifiche.

Nella figura 38 si riporta un esempio di applicazione reale in cui sono indicati gli andamenti delle isoconcentrazioni di un inquinante inorganico nel piano x/y (sezione longitudinale del piano di falda) e nel piano x/z (sezione trasversale del piano di falda).



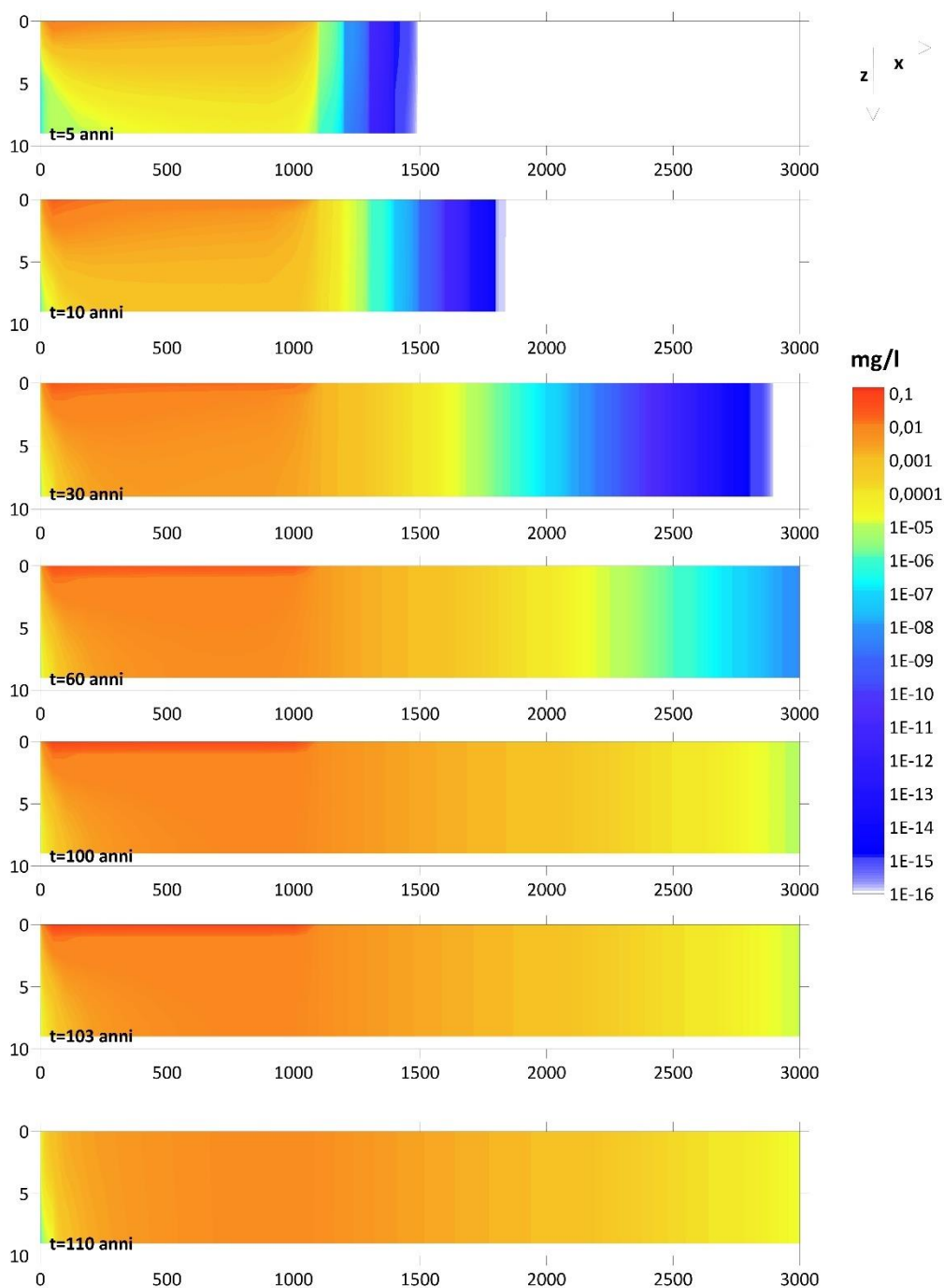


Figura 38 Esempi di simulazioni effettuati con il modello di lisciviazione per un inquinante inorganico

La parametrizzazione del modello concettuale consiste nell'assegnare i valori caratteristici ai parametri necessari all'implementazione della modellistica per la stima delle concentrazioni attese in falda, sulla base degli scenari ipotizzati e coerenti con il sito.

Occorre evidenziare in primo luogo che gli scenari definiti nei vari cluster agro-climatici di riferimento per i modelli censiti in FOCUS per i pesticidi, così come i parametri di riferimento sinora utilizzati in ambito bonifiche (APAT, 2008), si riferiscono a suoli agricoli (classificati secondo USDA). Poiché le valutazioni degli effetti dei siti oggetto di bonifica interessano una gamma di terreni molto più ampia e con caratteristiche a volte molto differenti da quelle dei terreni agricoli, i modelli implementati da ISPRA sono stati definiti sulla base di classificazioni granulometriche dei terreni di natura geotecnica (USCS) e non agronomica (USDA Soil Taxonomy System).

Per la definizione dei parametri tessiturali e idrogeologici si è quindi fatto riferimento alla composizione media di ciascuna classe granulometrica rappresentativa della stessa e tramite una “funzione di pedotrasferimento” (Pedo-transfer Function) sono state determinate le caratteristiche di riferimento. La funzione utilizzata (Weynant et al., 2009) è una di quelle indicate dal Joint Research Center per la definizione delle caratteristiche geologiche/idrauliche utilizzate nel European Soil Database del JRC (Toth et al., 2015). Per quel che riguarda i valori caratteristici della conducibilità idraulica si è fatto riferimento ai documenti USGS (USGS - Water Supply Papers) e USDA (SCS-USDA, 1991) che indicano i valori caratteristici in funzione della classificazione più ampia di USCS. *Nella tabella seguente sono riassunti i valori delle proprietà fisiche ed idrauliche caratteristiche dei terreni secondo la classificazione USCS.*

Tabella 22 Proprietà fisiche e idrauliche di riferimento per le classi granulometriche USCS determinate da ISPRA

Classi tessitura USCS		PTF ESB-JRC (Weynant et al., 2009)							SC-USDA, 1991
		Generali				Capacità di campo			
		q _r	n	q _τ	r _b [g·cm ³]	S	q _w	q _{air}	
Ghiaie ben pulite e ben gradate	GW	0,03	1,35	0,38	1,6	39,1%	0,17	0,21	2,00E-03
Ghiaie poco graduate	GP	0,03	1,35	0,38	1,6	39,1%	0,17	0,21	5,00E-03
Ghiaie limose	GM	0,05	1,30	0,41	1,4	44,5%	0,21	0,20	5,00E-05
Ghiaie argillose	GC	0,10	1,20	0,43	1,4	63,7%	0,31	0,12	1,00E-05
Sabbie ben pulite e ben gradate	SW	0,03	1,35	0,38	1,6	39,1%	0,17	0,21	2,00E-04
Sabbie poco graduate	SP	0,03	1,35	0,38	1,6	39,1%	0,17	0,21	5,00E-04
Sabbie limose	SM	0,08	1,24	0,40	1,5	54,2%	0,26	0,15	3,00E-05
Sabbie argillose	SC	0,15	1,16	0,44	1,4	66,1%	0,34	0,10	2,00E-06
Limi organici e argille limose	OL	0,16	1,20	0,43	1,4	71,2%	0,35	0,08	1,00E-07
Limi inorganici, limi argillosi	ML	0,10	1,20	0,43	1,4	66,2%	0,32	0,11	5,00E-07
Argille inorganiche a bassa plasticità	CL	0,40	1,05	0,52	1,3	88,0%	0,51	0,01	1,00E-09
Argille organiche di media alta plasticità	OH	0,46	1,05	0,54	1,2	89,7%	0,53	0,01	1,00E-10
Limi inorganici	MH	0,20	1,13	0,47	1,3	75,8%	0,40	0,06	1,00E-06
Argille inorganiche ad alta plasticità	CH	0,40	1,05	0,54	1,2	88,0%	0,52	0,02	1,00E-10

Nel caso di presenza di impermeabilizzazione di fondo, si ipotizza che sia la geomembrana a governare il flusso di contaminanti. Inoltre, si considera che la componente prevalente del trasporto della contaminazione avvenga per avvezione attraverso i “difetti” della geomembrana; l’altra componente meno rilevante prevede la definizione di una conducibilità idraulica equivalente. Il flusso di massa in uscita dalla barriera di fondo Q_{out} [mg/s] è dato quindi dalla seguente equazione:

$$Q_{out}(t) = C_{eluato}(t) * A * \left(K_{eq,g} * \frac{h(t) + s_g}{s_g} + K_c * \eta * \frac{h(t)}{s_g} \right)$$

dove: C_{eluato} [mg/m³] è la concentrazione nell’eluato, A [m²] è la superficie di base della discarica, h [m] è lo spessore del percolato, K_{eq,g} [m/s] è la conducibilità equivalente della geomembrana, s_g [m] è lo spessore della geomembrana, K_c [m/s] è la conducibilità dello strato sottostante la geomembrana (argilla nel caso di impermeabilizzazioni realizzati secondo le normative delle discariche), η è la percentuale dei difetti rispetto alla superficie totale della discarica A [m²].

Si riportano di seguito alcuni parametri delle diverse tipologie di geomembrana utili per la valutazione modellistica.

Tabella 23 Trasmissione del vapore acqueo e conducibilità idraulica equivalente per diversi tipi di polimeri e spessori di geomembrane (Giroud e Bonaparte, 1989)

Polymer	GM thickness [mm]	Water vapour transmission [g/(m ² d)]	Equivalent hydraulic conductivity $K_{eq,g}$ [m/s]
Butyl rubber	0,85	0,02	1,4E-15
	1,85	0,097	1,5E-14
Chlorinated Polyethylene (CPE)	0,53	0,643	2,8E-14
	0,94	0,305	2,3E-14
Ethylene-Propylene Diene Monomer (EPDM)	0,51	0,27	1,1E-14
	1,7	0,172	2,4E-14
Neoprene	0,51	0,304	1,3E-14
	0,91	0,473	3,5E-14
Nitrile rubber	0,76	5,51	3,4E-13
Polybutylene	0,69	0,088	4,7E-15
Polyester Elastomer	0,2	10,5	1,7E-15
Low-Density Polyethylene (LDPE)	0,76	0,057	3,5E-15
High-Density Polyethylene (HDPE)	0,8	0,0017	1,1E-15
	2,44	0,006	1,2E-15
Polyvinyl Chloride (PVC)	0,28	4,42	1,0E-13
	0,51	2,97	1,2E-13
	0,79	1,85	1,2E-13

Tabella 24 Valori di default utilizzati per i difetti nella geomembrana nel software LansSim

Numero difetti [num/m ²]	
Microfori	0,075
Fori	0,075
Strappi	0,001
Area difetto [m ²]	
Microfori	1,00E-06
Fori	1,00E-04
Strappi	1,00E-02

Il risultato dell'elaborazione modellistica è la massima concentrazione attesa in falda a valle idrogeologica del sito contaminato a partire dai dati di concentrazione nell'eluato presente nei rifiuti.

8.6 Valutazione delle emissioni da biogas

La produzione di gas di discarica all'interno dei rifiuti collocati è il risultato del processo di degradazione anaerobica della frazione organica dei rifiuti che coinvolge complesse reazioni biochimiche condotte da varie specie batteriche.

Dopo una prima degradazione aerobica, che si protrae per un breve periodo di tempo (meno di un mese), fino al completo esaurimento dell'ossigeno contenuto nei rifiuti depositati, le condizioni ambientali all'interno del corpo di discarica diventano favorevoli al processo anaerobico. Una fase di ritardo iniziale, che può durare da diversi mesi fino a un anno (Gregory et al., 2003; Oonk, 2010; US EPA, 2010), è

comunemente osservata nelle tradizionali discariche di RSU prima che tutti i processi biologici siano avviati e il biogas è stato generato stabilmente. Teoricamente, il processo di generazione di gas può essere distinto in cinque fasi (Augestein e Pacey, 1991; Christensen e Kjedsen, 1989):

- *I fase (fermentazione aerobica)*: si verifica subito dopo l'allocazione dei rifiuti in discarica, per via del suo contenuto d'aria; dura da poche ore a pochi giorni, in funzione della porosità iniziale dei rifiuti e delle modalità di compattazione adottate;
- *II fase (idrolisi)*: durante la fase di idrolisi la maggior parte dei composti organici viene decomposta in monomeri e dimeri solubili, cioè monosaccaridi, amminoacidi e acidi grassi, attraverso enzimi extracellulari prodotti da opportuni ceppi di batteri idrolitici.
- *III fase (fermentazione acida, anaerobica)*: l'attività dei batteri fermentatori e acetogenici comporta la trasformazione delle sostanze biodegradabili in acidi volatili (acidi grassi a basso peso molecolare), anidride carbonica e idrogeno, con conseguente abbassamento del pH; le elevate concentrazioni di acidi grassi comportano alti valori di COD; tale fase dura alcuni mesi;
- *IV fase (fermentazione metanigena)*: gli acidi volatili vengono metabolizzati dai batteri metanigeni, in questa fase ancora poco sviluppati, con produzione di metano; ciò comporta la progressiva riduzione del COD e l'aumento del pH a 7,5-8,2; il progressivo sviluppo della popolazione metanigena comporta l'aumento della quantità di metano prodotto, fino a un valore stabile pari al 50-65% del biogas prodotto, la cui rimanente parte è costituita prevalentemente da CO²; tale fase dura parecchi anni (da 8 a 40 anni);
- *V fase (fase di esaurimento)*: la progressiva stabilizzazione del rifiuto comporta che risultano a poco a poco disponibili composti organici meno biodegradabili; la riduzione dell'attività batterica, e quindi del biogas prodotto, determina la diffusione di aria all'interno dei rifiuti, con la comparsa di ossigeno e azoto negli strati più superficiali di questi; tale fase dura da 10 a 80 anni.

Ciascuno di essi è quindi responsabile della degradazione di un diverso tipo di composti, dell'attività di uno specifico gruppo di batteri e della formazione di diversi intermedi (Shah et al., 2014). Queste fasi possono coesistere contemporaneamente all'interno di una discarica, in quanto i rifiuti vengono smaltiti in tempi diversi e sono composti da substrati organici a diversa biodegradabilità. Da un punto di vista qualitativo, la composizione del biogas è principalmente influenzata da diversi fattori fisico-chimici e cambia nel tempo seguendo lo schema tipico mostrato nella figura seguente.

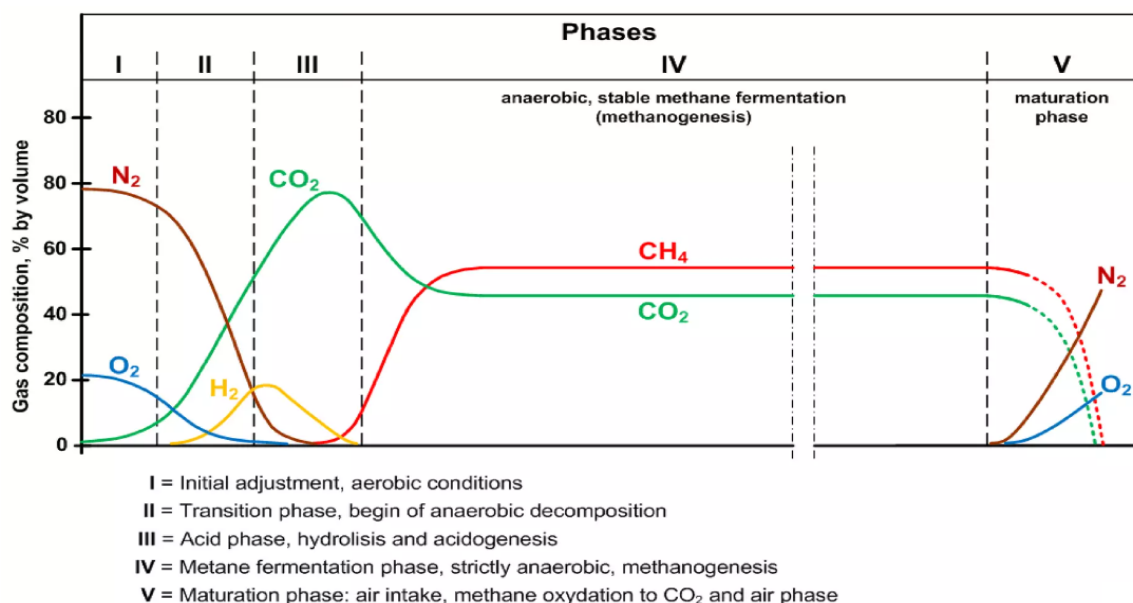


Figura 39 Andamento indicativo delle emissioni di biogas in funzione delle fasi della discarica (www.slideshare.net/HOFSTGAS)

Tipicamente, durante la fase metanogenica di una discarica di RSU, il biogas è composto principalmente da metano (45-60 %v/v), anidride carbonica (40-60 %v/v) e composti traccianti (<1 %v/v) (US EPA 2005), come idrogeno solforato, idrogeno, monossido di carbonio, azoto, ammoniaca, vapore acqueo, ma anche microinquinanti organici volatili (COV). Tuttavia, la velocità e il volume di biogas prodotto, così come la composizione del biogas (es.% di metano nel biogas) e la durata di ciascuna fase anaerobica, dipendono da diversi fattori, che variano dalle caratteristiche intrinseche dei rifiuti depositati (contenuto organico, solubilità e degradabilità della materia organica, dimensione delle particelle) alle condizioni ambientali (pH, temperatura, contenuto idrico, disponibilità di nutrienti, composti tossici) e al funzionamento della discarica (permeabilità del sistema di copertura intermedio/finale, co-smaltimento di diverse tipologie di rifiuti, ecc.).

È ben documentato che nell'intervallo di pH 6,4-7,5, aumenta l'emissione di metano quando l'acqua non è fattore limitante. Un valore elevato di pH comporta il passaggio a una maggiore concentrazione di ammoniaca, che è identificata come uno degli agenti più tossici per i batteri metanogeni. Al contrario, bassi valori di pH sono indicativi dell'accumulo di acidi grassi volatili (VFA) all'interno del sistema. I VFA rappresentano i principali prodotti intermedi durante la fase acidogenica iniziale del processo anaerobico che vengono successivamente convertiti in metano e anidride carbonica. Tuttavia, l'aumento della concentrazione di VFA ad alto livello può comportare un'inibizione del processo di metanizzazione, come osservato da diversi autori.

È inoltre ampiamente riconosciuto che un aumento della temperatura dei rifiuti ha un effetto positivo sulla crescita e sull'attività microbica (Chen et al., 2008; Heyer et al., 2013), portando così a un processo di generazione di gas più veloce. Ciò implica che i tassi di emissioni di gas possono aumentare con l'aumentare dell'altezza/profondità della discarica, poiché il trasferimento di calore si riduce e la temperatura media all'interno del corpo dei rifiuti aumenta (Heyer et al., 2013). Inoltre, la quantità e la composizione del gas prodotto è fortemente influenzata dal contenuto di acqua nelle discariche. L'umidità è vantaggiosa per la produzione di gas poiché migliora il trasporto di soluti di nutrienti, la solubilizzazione della materia organica e la mobilitazione dei microrganismi all'interno dei microambienti, oltre a diluire la concentrazione di inibitori (Donovan et al., 2010; Mora-Naranjo et al., 2004). Alcuni studi (Pitchel, 2014 e Khalid et al., 2011) hanno riportato che la produzione massima di metano si è verificata con un contenuto di umidità del 60%-80% (peso umido). Tuttavia, quando il contenuto di acqua diventa limitante per il processo anaerobico la produzione di metano dipende fortemente dal tipo di rifiuto in quanto non tutto il carbonio biodegradabile può essere mineralizzato. Pertanto, in climi molto secchi o quando sono installati sistemi di copertura con uno strato a bassa permeabilità (geomembrane), la possibilità di migliorare il processo biologico può essere drasticamente ridotta a causa della limitazione dell'acqua disponibile.

Infine, la dimensione delle particelle dei materiali influenza la cinetica del processo; è ampiamente accettato che la riduzione delle dimensioni delle particelle si traduca in un tasso di generazione di metano più elevato a causa dell'elevato rapporto tra area superficiale e massa (Esposito et al., 2012; Lesteur et al., 2010).

Il metano e gli altri componenti principali del biogas diventano "gas carrier" per una serie di microinquinanti organici (COV) che possono determinare dei potenziali rischi per la salute e per l'ambiente. A tal fine è necessario caratterizzare sia la composizione del gas che il flusso emissivo.

Di seguito si riportano valori indicativi di alcuni microinquinanti organici rilevanti ai fini della valutazione del rischio nei gas di discarica.

Tabella 25 Principali inquinanti in tracce nel biogas di discarica (Sevimoglu e Tansel, 2013)

Compound	Concentration in LFG [mg/m ³]
Hydrogen sulfide	320 ±100
Siloxanes	9,5 ±0,4
Hydrochlorofluorocarbons (HCFC)	2,8 ±0,2
Volatile halogenated hydrocarbons	31,3 ±0,6
Benzene, toluene, xylene (BTX)	463,5 ±10

Occorre evidenziare, infine, che tra i composti di maggiore interesse ai fini della valutazione del rischio per i gas di discarica ISS individua i composti clorurati e tra quelli prioritari il Cloruro di Vinile (Bellino et al., 2001).

In via indicativa, poiché in superficie il fenomeno che governa l'emissione è l'avvezione (per gradiente di pressione) e poiché le costanti di diffusione della maggior parte dei microinquinanti organici volatili (composti clorurati, alogenati, BTEX e idrocarburi leggeri) di interesse per la valutazione del rischio rientrano nello stesso ordine di grandezza (tra 10⁻² e 10⁻³ cm²/sec), nota la percentuale dei singoli composti nel biogas, una volta determinato il flusso totale di COV, F_{COV} [mg/m²-s], è possibile quantificare l'emissione dei singoli composti di interesse F_o , attraverso la seguente equazione semplificata:

$$F_o = F_{COV} * \%O(COV)$$

dove %O(COV) è il rapporto tra la concentrazione CO [mg/m³] del singolo composto di interesse e la sommatoria delle concentrazioni di tutti i microinquinanti organici S_{COV} [mg/m³].

A partire dalla valutazione delle emissioni dalla discarica è possibile poi stimare le concentrazioni attese in aria e infine il rischio ad esso associato.

8.7 Modellistica per la stima delle concentrazioni attese in aria a partire dai dati di biogas

Il movimento dei gas dal sottosuolo e/o nei rifiuti verso la superficie è guidato da due fenomeni: l'avvezione (per gradiente di pressione) e la diffusione (per gradiente di concentrazione).

Il Manuale "Criteri Metodologici" prevede l'utilizzo di equazioni di tipo "diffusivo" (per gradiente di concentrazione) che non tengono conto dell'importante apporto di contaminazione all'aria outdoor per effetto delle variazioni di pressione tra suolo e atmosfera (avvezione), riconosciuto a livello scientifico da numerosi lavori. Tale limitazione, nel caso delle discariche, viene superata dalla misura diretta dell'emissione dei microinquinanti organici mediante camere di accumulo (tenendo conto anche dell'approccio semplificato proposto dal presente documento (cfr. par.7.3).

Per la valutazione delle concentrazioni attese in aria outdoor al di sopra della sorgente si utilizza la seguente equazione:

$$C_{aria,outdoor} = \frac{J * L_{wind}}{v_{wind} * \delta_{air}}$$

dove: J [mg/m²-s] è il flusso di massa di contaminante misurato con la camera di flusso, L_{wind} [m] è la lunghezza della sorgente rispetto alla direzione del vento, v_{wind} [m/s] è la velocità del vento e δ_{air} [m] è l'altezza dello strato di miscelazione.

In particolare, la geometria della zona di “miscelazione” tra il flusso di contaminante proveniente dalla sorgente e l’aria outdoor viene predeterminata con ipotesi semplificate (box model) che non tengono conto dei meccanismi reali di miscelazione, sovrastimando notevolmente i valori attesi in aria.

L’altezza della zona di miscelazione dell’aria, δ_{air} , è lo spessore di aria, valutato dal piano campagna, nel quale avviene la miscelazione dei contaminanti emessi dal suolo con l’aria ambiente. Questo parametro è generalmente impostato al valore standard di 2 m equivalente all’altezza massima della “zona di respirazione” di un individuo adulto. Tale assunzione limita la miscelazione tra il flusso emissivo di volatili dal suolo e la massa di aria sovrastante ad un volume molto limitato, generando risultati che possono risultare poco realistici e rappresentativi dell’esposizione dei recettori.

Pertanto, ISPRA ha effettuato ricerche bibliografiche per verificare se in letteratura esistessero approcci semplificati applicabili alla stima di tale parametro su base sito-specifica.

Esistono diversi modelli di dispersione in atmosfera, questi considerano emissioni:

- puntuali (ad es. camini)
- areali (ad es. bacini/lagunaggi)
- lineari (ad es. strade)

In alcuni modelli è possibile valutare la dispersione di inquinanti riferita al volume d’aria immediatamente sovrastante la fonte emissiva, che prende il nome di “plume rise”, ovvero di risalita del pennacchio dalla sorgente di emissione in atmosfera.

Servendosi di uno studio condotto da Carson, J.E. & Moses, H. (1969) sono state confrontate e valutate, utilizzando più di 700 osservazioni reali, quindici equazioni per la determinazione del “plume rise” che, a determinate condizioni, può corrispondere all’altezza della zona di miscelazione.

L’altezza di risalita del plume di inquinanti è data da due componenti:

- *effetto buoyancy* dovuto alla differenza di temperatura che provoca un galleggiamento dell’aria calda su quella fredda; tale effetto non è applicabile al caso delle emissioni da suolo contaminato in quanto non ci sono variazioni significative di temperatura;
- *effetto momentum* dovuto alla dispersione meccanica, che diventa importante se l’estensione della sorgente emissiva è elevata (sorgente non puntuale); tale effetto è invece applicabile ai casi di emissione da sorgenti areali quali un suolo contaminato.

La turbolenza atmosferica controlla sia la velocità di miscelazione del pennacchio con l’aria esterna sia il movimento del pennacchio, prima e dopo la miscelazione, che può ridurre la galleggiabilità e la quantità di moto dell’effluente quasi a zero. La velocità del vento, la rugosità del terreno e la stabilità sono i fattori primari che determinano l’intensità e lo spettro della turbolenza.

Se la velocità di emissione è piccola rispetto alla velocità del vento, ci sarà un downwash, o deflessione. Se la velocità di emissione è molto grande, la velocità di miscelazione con l’aria ambiente aumenterà, con conseguente perdita di galleggiamento e una riduzione dell’aumento del plume. Pertanto, l’aumento del plume raggiungerà un massimo per un valore intermedio di velocità di emissione. I parametri meteorologici che influenzano l’aumento del pennacchio sono la velocità e la stabilità orizzontale del vento. La stabilità non entra nella maggior parte delle equazioni come variabile, ma diverse formule possono essere indicate per varie classi di stabilità.

Sono state utilizzate un totale di 711 osservazioni di risalita del pennacchio e, in base alle caratteristiche dell’emissione (10 diverse sorgenti) ed ai parametri atmosferici, è stato calcolato lo scostamento (errore standard modificato) tra le previsioni delle diverse equazioni e le misure reali.

Al termine della valutazione l'equazione ritenuta migliore per il calcolo dello spessore della zona di miscelazione in aria, e di conseguenza del rischio inalatorio, è quella di Carson-Moses 1967:

$$\delta_{air} = 4,12 \frac{V_s * L_{wind}}{v_{wind}}$$

dove V_s è la velocità di emissione al suolo [m/s]

8.8 Valutazione dell'efficienza del sistema di copertura ai fini del controllo delle emissioni di gas da discarica

Nel caso di presenza di sistemi di impermeabilizzazione superficiale dei rifiuti, la modellistica prevista dal Manuale "Criteri Metodologici" per la volatilizzazione outdoor da sottosuolo non consente di tener conto delle limitazioni alle emissioni derivanti dal sistema di copertura.

ISPRA ha sviluppato un modello di emissione di vapori outdoor che ipotizza che negli orizzonti più superficiali (≤ 1 m da p.c.) di suolo il moto dei gas avvenga con un trasporto avveztivo+diffusivo, con prevalenza del fenomeno dell'avvezione. Negli orizzonti più profondi (>1 m da p.c), invece il trasporto avviene prevalentemente per diffusione.

In particolare, la velocità di emissione dei vapori è in generale data dalla seguente equazione:

$$u(z) = -\frac{k}{\mu} \cdot \frac{\partial P(z)}{\partial z}$$

dove k [m^2] è la permeabilità del suolo al flusso di vapore (dipendente dalla granulometria degli strati superficiali), μ [$kg/(m \cdot s)$] è la viscosità del vapore e $\partial P(z)/\partial z$ [Pa/m] è il gradiente di pressione.

Si introducono L_p [m] e L_d [m], rispettivamente la "lunghezza caratteristica di avvezione" e la "lunghezza caratteristica di diffusione", ovvero gli spessori in cui prevalgono rispettivamente il trasporto per avvezione e il trasporto per diffusione.

Nel caso di assenza di sistemi di copertura, indicando con ΔP_0 [Pa/m] il gradiente di pressione suolo/aria outdoor (costante) ed ipotizzando che la velocità di trasporto avveztivo sia costante, la velocità di emissione di vapori è la seguente:

$$u_g = -\frac{k}{\mu} \cdot \frac{\Delta P_0}{L_p}$$

Nel caso di presenza di sistemi di copertura, la velocità costante all'interno del sistema può essere approssimata come segue (Yao et al 2011):

$$u_g = \frac{2 \cdot \pi \cdot k \cdot \Delta P_0 \cdot L_{disc}}{A_{disc} \cdot \mu \cdot \ln\left(\frac{4 \cdot d}{w_{disc}}\right)}$$

Dove L_{disc} [m] è la lunghezza totale delle discontinuità/difetti nella geomembrana, $w_{disc} = s_g$ [m] è lo spessore della geomembrana e d [m] è lo spessore dell'intero sistema di copertura.

La lunghezza totale delle discontinuità è pari a:

$$L_{disc} = \frac{A_{disc}}{w_{disc}}$$

$$A_{disc} = n_{disc} \cdot A_{disc}$$

I valori di n_{disc} e A_{disc} sono già stati riportati nella tabella.

Eseguendo il rapporto tra le due espressioni della velocità (con e senza sistema di copertura) si ottiene una stima della riduzione del flusso operata dal sistema di copertura.

8.9 Valutazione dell'emissione di polveri

L'esperienza maturata nell'ambito dell'analisi di rischio ha dimostrato che difficilmente il percorso "inalazione di polveri" presenta criticità, anche in presenza di concentrazioni molto elevate nei terreni (ordini di grandezza superiori alle CSC) di sostanze cancerogene per inalazione di polveri (es. Arsenico, Piombo, Diossine e Furani, ecc.).

Nel Manuale "Criteri Metodologici" del 2008 per il parametro P_e (portata di particolato per unità di superficie) viene indicato un valore di default di $6,9 \text{ E-14 g/cm}^2\text{s}$. Non vengono tuttavia fornite indicazioni sulla sua eventuale modifica per tener conto delle condizioni sito-specifiche, quali ad esempio la ventosità che, nel caso in esame, risulta essere importante.

Alla luce di ciò ISPRA ha deciso di approfondire la valutazione del percorso "inalazione di polveri" anche attraverso l'analisi di Linee Guida più recenti disponibili a livello internazionale anche al fine di consentire, ove necessario, la valutazione dell'emissione di polveri inalabili da suolo su base sito-specifica. In particolare, si è valutata l'esistenza di indicazioni in letteratura per la stima della portata di particolato al fine di definire di valori sito-specifici aggiornati rispetto a quanto indicato dai "Criteri Metodologici".

È stato pertanto rivalutato l'approccio previsto dalla linea guida USEPA "Soil Screening Guidance" del 1996 (USEPA, 1996), che utilizza il modello di erosione da parte del vento di tipo "unlimited reservoir" come proposto da Cowherd et al., 1985.

Infatti, in una recente linea guida del New Mexico Environment Department sull'Analisi di Rischio sanitario-ambientale di Febbraio 2019 (NMED, 2019), viene riproposto il modello di erosione del vento di USEPA (1996) con nuovi parametri di input comuni sia all'uso industriale che a quello residenziale. Utilizzando i valori dei parametri relativi al Livello 1 di AdR previsti dal documento del New Mexico, si ottiene un valore di default della portata di particolato per unità di superficie $P_e = 1,23 \text{ E-12 g/cm}^2\text{s}$ che risulta essere quasi due ordini di grandezza superiore al valore proposto dai "Criteri Metodologici".

Il modello di risollevarmento polveri "unlimited reservoir" consente il calcolo del tasso di emissione medio annuo di polveri sottili PM10 (ovvero di dimensione uguale o inferiore a 10 micron) per unità di superficie secondo l'equazione:

$$P_e = \frac{0,036 * (1 - V) * \left(\frac{[u]}{u_t}\right) * F(x)}{3600}$$

dove P_e [$\text{g/m}^2\text{s}$] è la portata di particolato per unità di superficie, u_t [m/s] è la velocità soglia di attrito al suolo riportata all'altezza di rilevazione della velocità media del vento, V è la frazione di superficie coperta o vegetata (0 – superficie nuda; 1 – completamente coperta), $[u]$ [m/s] è la velocità media del vento, $F(x)$ è la distribuzione di probabilità dei valori di velocità del vento che sono superiori alla velocità di soglia di attrito.

L'ipotesi alla base del modello prevede che vi sia una quantità non limitata di materiale erodibile sulla superficie emissiva e pertanto è riferito a superfici spoglie (con scarsa vegetazione o altro tipo di copertura) e caratterizzate da materiali facilmente erodibili (es. sabbie fini) con limitata presenza (<10%) di materiali più grossolani (ciottoli) in grado di limitare il processo di erosione.

Secondo tale modello la soglia di velocità di attrito del vento al suolo in grado di innescare il meccanismo di erosione è relativamente bassa e il fenomeno è pressoché costante nel tempo (flusso emissivo pressoché continuo).

Le emissioni di polveri sottili sono correlate alla velocità di soglia di attrito, ovvero alla velocità del vento alla superficie del terreno al di sopra della quale le particelle vengono sospese in aria.

La velocità di attrito al suolo viene calcolata sulla base della classificazione granulometrica degli orizzonti più superficiali del terreno, ed in particolare definendo la “moda” della distribuzione granulometrica (Aggregate Size Distribution Mode – ASDM), ovvero la classe granulometrica che rappresenta in percentuale il valore maggiore.

$$u^* = 65,5365 * 10^{-2} * (ASDM)^{0,417673}$$

dove u^* [m/s] è la velocità di attrito al suolo, ASDM [mm] è il diametro rappresentativo della classe più frequente (moda) nella distribuzione granulometrica.

Il valore di velocità di attrito ottenuto deve essere riportato all'altezza di rilevazione della velocità media del vento come segue:

$$u_z = \frac{u^*}{0,4} * \ln\left(\frac{z}{z_0}\right)$$

dove: u^* [m/s] è la velocità di attrito al suolo, z [m] è l'altezza di riferimento per i dati anemometrici, z_0 [m] è l'altezza delle asperità che dipende dalla conformazione superficiale dell'area di interesse (es. presenza di ostacoli, avvallamenti, edifici, vegetazione, ecc) (cm). Se la superficie interessata dal fenomeno di emissione di polveri contiene elementi non erodibili (es. ghiaie o ciottoli superiori ad 1 cm di diametro), l'effetto limitante di questi elementi deve essere preso in considerazione correggendo la velocità di soglia di attrito. Sulla base di valutazioni sperimentali è stata determinata una curva che correla il rapporto tra la velocità di soglia di attrito corretta e quella non corretta rispetto al parametro L_c , ovvero il rapporto tra la superficie complessiva degli elementi non erodibili rispetto alla superficie totale non coperta. La curva considera percentuali di elementi non erodibili fino ad un massimo del 10% della superficie nuda interessata, in quanto per valori superiori cadrebbe l'ipotesi di validità del modello.

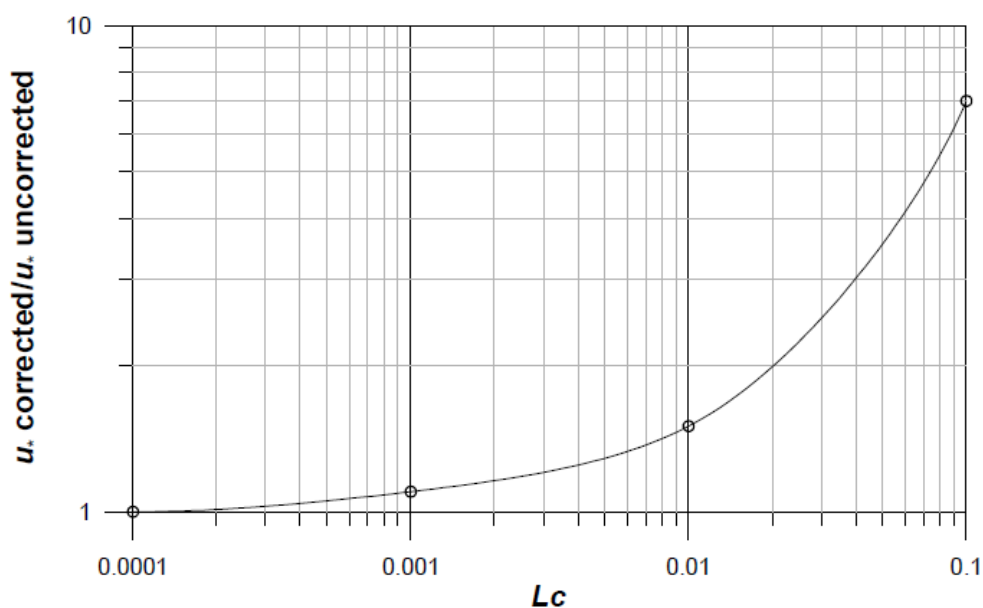


Figura 40 Andamento del parametro L_c con la velocità soglia di attrito corretta e non corretta.

Altro parametro necessario al calcolo del tasso di emissione medio annuo di polveri sottili è la distribuzione $F(x)$, ovvero la distribuzione di probabilità dei valori di velocità del vento che sono superiori alla velocità di soglia di attrito. Il parametro x viene stimato come segue:

$$x = 0,886 * \frac{u_t}{[u]}$$

dove: u_t [m/s] è la velocità soglia di attrito al suolo riportata all'altezza di rilevazione della velocità media del vento e $[u]$ [m/s] è la velocità media del vento.

Sulla base di quanto riportato in Cowherd et al., 1985 e in RAC 2006:

$$F(x) = \begin{cases} 1,91207 - 0,0278085x + 0,48113x^2 - 1,9871x^3 + 0,335341x^4 & x \leq 2 \\ 0,18 * (8x^3 + 12x) * \exp - (x^2) & x > 2 \end{cases}$$

Il processo decisionale proposto prevede in via prioritaria l'utilizzo dei valori di default (secondo due scenari predefiniti), prevedendo la possibilità di una stima sito-specifica solo qualora, a giudizio dell'ente di controllo, tali valori siano giudicati scarsamente aderenti alla realtà specifica. In particolare, la stima sito-specifica è richiesta obbligatoriamente qualora si ravvisino in sito condizioni che possano portare ad una situazione di sottostima del fenomeno di emissione di polveri utilizzando i valori di default.

Lo scenario default 1 è quello di "elevata cautela" per il quale sono stati utilizzati valori di input dei parametri molto cautelativi. Lo scenario default 2 è invece stato definito di "ragionevole cautela" per cui i valori di input sono stati selezionati in maniera più realistica ma sempre tenendo conto del principio di cautela.

I valori di default sono indicati nella tabella seguente. È inoltre riportato un confronto tra i default selezionati e quelli proposti dal New Mexico.

Parametri di input		Scenario 1 Elevata Cautela		Scenario 2 Ragionevole Cautela		New Mexico
		Res/ Verde	Comm/ Ind	Res/ Verde	Comm/ Ind	
V	Frazione di superficie coperta o vegetata	0,00	0,10	0,10	0,50	0,50
ASDM [mm]	Aggregate Size Distribution Mode	0,25	0,25	0,50	0,50	-
u^* [m/s]	Velocità soglia di frizione al suolo	0,3561	0,3561	0,4756	0,4756	-
Lc	Rapporto elementi non erodibili (es. ciottoli) e superficie scoperta dell'area	0-0,1%	0-0,1%	1%-5%	1%-5%	-
CF	Fattore di correzione della velocità soglia	1	1	2,99	2,99	-
u^*_c [m/s]	Velocità soglia di frizione al suolo corretta	0,3561	0,3561	1,4219	1,4219	-
H [m]	Quota rilevazione del vento	2,00	2,00	2,00	2,00	-
z_0 [m]	Altezza delle asperità	0,50	0,50	0,50	0,50	-
u_t [m/s]	Soglia velocità frizione ad altezza anemometro	1,234	1,234	4,928	4,928	1,132
F(x)	Distribuzione di probabilità velocità media del vento superiore alla velocità soglia	1,90	1,90	0,396	0,396	0,055

8.10 Modello concettuale e scenari di valutazione del rischio

L'Allegato 1 al titolo V della parte quarta del D.Lgs 152/2006, in particolare, nella premessa indica che *“L'analisi di rischio si può applicare prima, durante e dopo le operazioni di bonifica/messa in sicurezza”*. Pertanto, è previsto esplicitamente che possano essere valutati diversi “scenari” di applicazione della VdR che tengano conto sia delle condizioni del sito al momento dell'elaborazione (scenario attuale) sia successive alle operazioni di bonifica/messa in sicurezza (scenario post-intervento).

Inoltre, sempre nell'Allegato 1 (Concetti e principi base) è indicato che *“L'individuazione e l'analisi dei potenziali percorsi di esposizione e dei bersagli e la definizione degli obiettivi di bonifica, in coerenza con gli orientamenti strategici più recenti, devono tenere presente la destinazione d'uso del sito prevista dagli strumenti di programmazione territoriale.”* Pertanto, si fa esplicito riferimento anche alla valutazione di scenari legati alla destinazione urbanistica del sito.

Nel caso della bonifica delle discariche, tuttavia, occorre precisare che vista la natura della fonte di contaminazione (rifiuti) occorrerà comunque prevedere limitazioni alla destinazione d'uso dell'area.

Nella definizione degli scenari da valutare nella VdR si terrà conto delle indicazioni fornite dall'Allegato 2 al Decreto Direttoriale DG RIA n.269/2021 ed in particolare saranno valutati:

1. Scenario attuale del sito (*baseline risk assessment*).

La VdR considera il corrente assetto del sito in termini di impatto delle fonti di contaminazione (rifiuti), di contaminazione delle matrici ambientali, di elementi naturali (caratteristiche di terreno e acquifero, condizioni meteorologiche, ecc.) e/o costruiti (sistemi di isolamento totali o parziali dei rifiuti, edifici, pavimentazioni, sottoservizi, ecc.) presenti. Sulla base delle indagini eseguite e dell'assetto del sito sono ricavati i valori rappresentativi dei parametri sito-specifici.

La finalità della VdR è quella di comprendere quali sono i “driver” che determinano le non accettabilità dei rischi al fine di orientare le strategie di bonifica/messa in sicurezza e gestione del rischio.

Le CSR definite nell'AdR approvata per lo scenario attuale rappresentano i valori obiettivo per i soli interventi di bonifica che prevedano la riduzione delle concentrazioni nelle matrici ambientali terreni e/o acque di falda e che non apportino modifiche all'assetto del sito e quindi al MCD.

2. Scenario futuro del sito a seguito degli interventi di bonifica e di recupero del sito (*progetti di bonifica/messa in sicurezza abbinati alla modifica dell'assetto del sito per il suo recupero*).

La VdR è effettuata considerando le modifiche all'assetto attuale del sito (interventi di rimozione dei rifiuti, realizzazione di sistemi di isolamento, assetto impiantistico, edifici, pavimentazioni, sottoservizi, ecc.) e delle modalità di fruizione delle aree in base ai progetti di bonifica/messa in sicurezza, progetti edilizi, impiantistici o di riqualificazione autorizzati. Sulla base delle indagini eseguite e dell'assetto del sito in funzione dei progetti autorizzati sono ricavati i valori rappresentativi dei parametri sito-specifici. Il vincolo del MCD nello scenario futuro è costituito dall'assetto del sito secondo i progetti autorizzati e tali vincoli andranno definiti dal progettista e trascritti nel certificato di destinazione urbanistica.

Gli step della Valutazione del Rischio e il collegamento con i valori obiettivo (CSR) definiti nell'ambito del Titolo V sono indicati nella figura 41.

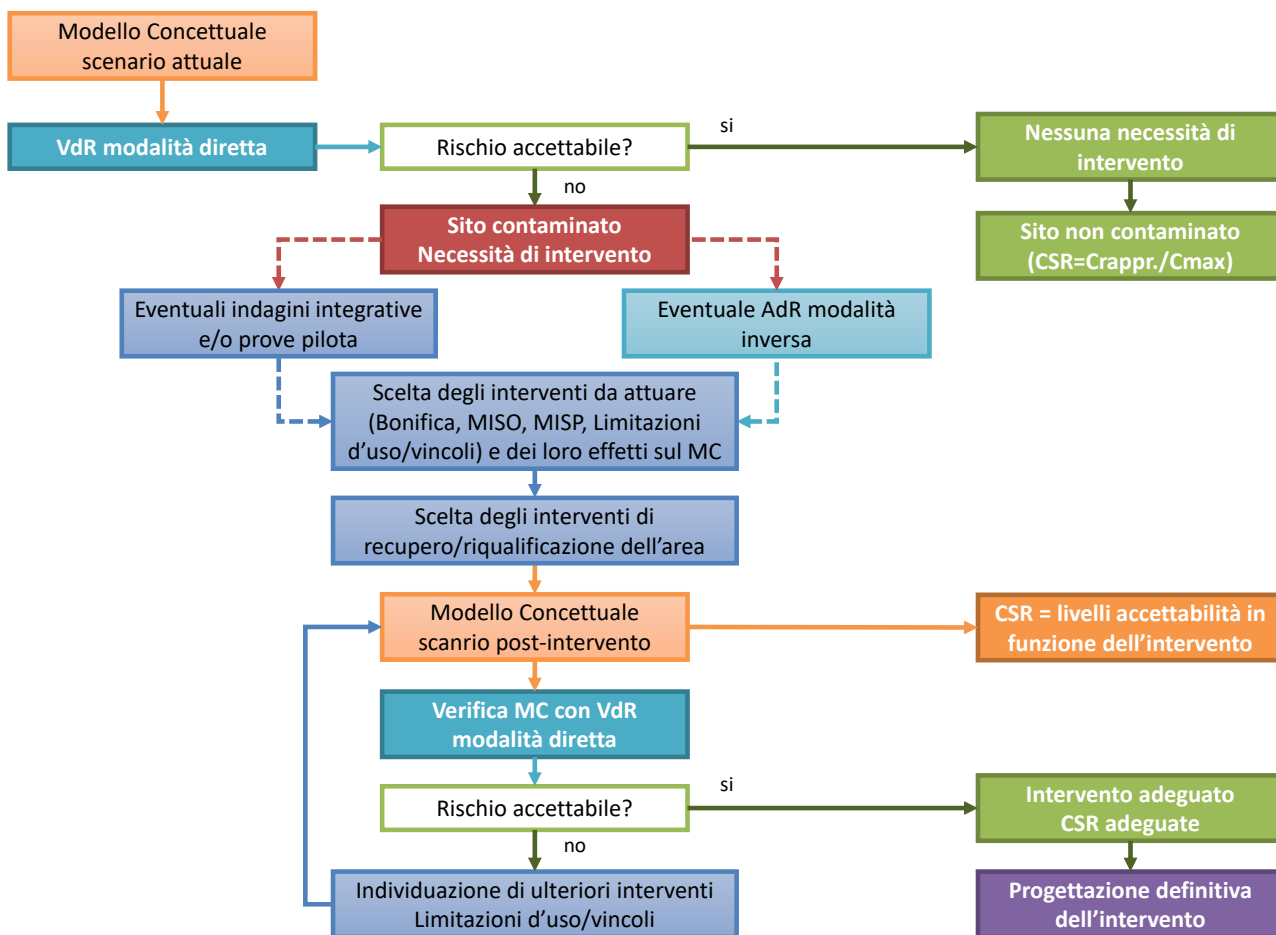


Figura 41 Step della Valutazione del Rischio proposti nel presente documento

La valutazione dello scenario attuale prevede l'attivazione dei seguenti percorsi:

- Nel caso di assenza di sistemi di copertura e/o presenza di sistemi di copertura non integri:
 - Ingestione e Contatto Dermico con i terreni/rifiuti
 - Ingestione di polveri on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili)
 - Inalazione di polveri on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili)
 - Inalazione outdoor di vapori on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili) dai terreni/rifiuti
 - Lisciviazione e trasporto in falda (anche in presenza di barriera di fondo che rappresenta una limitazione ma non una interruzione di percorso) qualora la falda risulti contaminata da composti volatili
 - Inalazione outdoor di vapori on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili) da falda
- Nel caso di presenza di sistemi di copertura
 - Inalazione outdoor di vapori on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili) dai terreni/rifiuti, considerando che i sistemi di contenimento rappresentano una limitazione ma non una interruzione di percorso
 - Lisciviazione e trasporto in falda, considerando che i sistemi di contenimento rappresentano una limitazione ma non una interruzione di percorso qualora la falda risulti contaminata da composti volatili

- Inalazione outdoor di vapori on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili) da falda, considerando che i sistemi di contenimento rappresentano una limitazione ma non una interruzione di percorso,

qualora si ritenga che il sistema di copertura non limiti completamente il risollevarsi delle polveri

- Ingestione di polveri on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili)
- Inalazione di polveri on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili)

La valutazione dello scenario futuro post-intervento prevede l'attivazione dei seguenti percorsi:

- Qualora si preveda un sistema di impermeabilizzazione superficiale (con posizionamento di una geomembrana):
 - Inalazione outdoor di vapori on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili) dai terreni/rifiuti, considerando che i sistemi di contenimento rappresentano una limitazione ma non una interruzione di percorso
 - Lisciviazione e trasporto in falda, considerando che i sistemi di contenimento rappresentano una limitazione ma non una interruzione di percorso
 qualora la falda risulti contaminata da composti volatili
 - Inalazione outdoor di vapori on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili) da falda, considerando che i sistemi di contenimento rappresentano una limitazione ma non una interruzione di percorso
- Qualora si preveda un sistema di copertura superficiale (senza il posizionamento di una geomembrana):
 - Ingestione di polveri on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili)
 - Inalazione di polveri on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili)
 - Inalazione outdoor di vapori on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili) dai terreni/rifiuti
 - Lisciviazione e trasporto in falda (anche in presenza di barriera di fondo che rappresenta una limitazione ma non una interruzione di percorso)
 qualora la falda risulti contaminata da composti volatili
 - Inalazione outdoor di vapori on-site e off-site (in caso di presenza di recettori sensibili) da falda

Per quel che concerne le acque sotterranee, in conformità a quanto previsto dal Titolo V, occorrerà imporre la condizione di rispetto delle CSC nei punti di conformità posti al limite del sito.

I recettori umani da considerare nella Valutazione del Rischio sono i seguenti:

- Lavoratori
- Adulti e bambini on-site, qualora il progetto di riqualificazione preveda un utilizzo assimilabile a ricreativo
- Adulti e bambini off-site, nel caso di prossimità del sito a zone residenziali.

Occorre infine sottolineare che, non essendo prevista la valutazione di un eventuale trasporto della contaminazione dalle sorgenti ai vegetali che possono essere utilizzati sia nell'ambito della bonifica/messa in sicurezza sia nell'ambito della riqualificazione dell'area (ingegneria naturalistica), occorrerà imporre delle limitazioni dell'esposizione (es. divieto di raccolta delle specie vegetali) soprattutto per i recettori più sensibili (bambini).

8.11 Revisione dei parametri di esposizione per gli scenari residenziale e ricreativo

Per i percorsi diretti, sono stati rivalutati i parametri di esposizione in base alla revisione del 2017 del documento "Exposure Factor Handbook" di USEPA (2017). Il documento introduce alcune novità importanti rispetto alle versioni precedenti prese a riferimento dal Manuale "Criteri Metodologici" (APAT, 2008) ed in particolare raccomanda l'uso degli estremi (es. 90-95mo percentile) dei parametri per la derivazione di "valori di screening" sito-generici (Livello 1), mentre per l'AdR-VdR sito-specifica indica di prendere a riferimento le "tendenze centrali" (es. media-mediana). Inoltre, sempre per l'AdR-VdR sito-specifica in contesti di tipo residenziale, raccomanda una valutazione di maggior dettaglio delle tipologie di recettori coinvolti, suggerendo l'utilizzo di più specifiche classi di età rispetto al generico "adulto" e "bambino" utilizzati come riferimento per la derivazione dei valori di screening (Livello 1).

Per quel che concerne in particolare l'ingestione di suolo il documento indica che una componente importante dell'esposizione (soprattutto nel caso dei bambini) avviene per contatto delle mani con le polveri contaminate che si depositano su oggetti di uso quotidiano prevalentemente in ambienti indoor (gli ambienti dove si trascorre generalmente la maggior parte del tempo). Il tasso di ingestione di "default" definito nel documento USEPA (2017) per l'AdR di Livello 1 sito-generico (coincidente con il default del Manuale APAT del 2008) si riferisce quindi ai valori estremi (95mo percentile) dei dati disponibili dei tassi di ingestione di suolo e polveri e pertanto risulta molto cautelativo soprattutto nei casi in cui non vi siano edifici in prossimità delle sorgenti di contaminazione (minore rilevanza dell'ingestione di polveri).

Altra considerazione importante riguarda lo studio (Wilson et al., 2013), considerato per la definizione dei tassi ingestione raccomandati del documento USEPA (2017). Tale studio basa le proprie valutazioni sulle attività svolte dalle diverse tipologie di recettori oltre che sul tempo (ore/giorno) che gli stessi utilizzano nei vari ambienti (indoor/outdoor) e/o nelle varie attività.

Le indicazioni sopra riportate determinano, nel caso in esame, due importanti revisioni dei parametri relativi all'ingestione di suolo:

- l'utilizzo delle tendenze centrali dei valori dei tassi di ingestione;
- un maggior dettaglio nella definizione delle classi di età;
- la valutazione dell'influenza dei tempi di fruizione degli ambienti indoor e outdoor.

Sono stati quindi considerati i valori indicati da USEPA (2017) per i tassi di ingestione di suolo e polveri relativi alle classi di età definiti nello studio Wilson et al., 2013 per lo scenario residenziale/ricreativo. I contributi dell'ingestione di suolo (outdoor) e di polveri (indoor + outdoor) possono essere sono circa il 50% dell'esposizione totale.

Per adattare gli studi americani al contesto nazionale sono stati confrontati i tempi di permanenza in ambiente outdoor considerati da Wilson et al., 2013 per la derivazione dei tassi di ingestione di suolo con le frequenze orarie di esposizione indoor e outdoor utilizzate nelle Linea Guida SNPA 17/2018 (SNPA, 2018 c) e derivanti da uno studio ISTAT sulle abitudini di vita di 18.250 famiglie italiane (ISTAT, 2012). Infine, sono stati rivalutati di conseguenza i tassi di ingestione.

Tabella 26 Proposta di revisione dei parametri di esposizione per ingestione di suolo e polveri

Parametro	U.M.	Scenario Residenziale/Ricreativo USEPA 2017			
		Classe 1-6 anni	Classe 6-12 anni	Adulto	Anziano = Adulto
Tasso ingestione suolo e polveri	mg/giorno	40	30	10	10
Tasso di ingestione suolo (outdoor)	mg/giorno	20	10	5	5
Tasso di ingestione polveri (outdoor)	mg/giorno	20	10	5	5
Tasso di ingestione polveri (indoor)	mg/giorno	40	30	20	20
Ore outdoor	ore/giorno	1,2	2,2	1,4	1,4
Ore indoor	ore/giorno	22,8	21,8	22,6	22,6
		Scenario Residenziale (proposta)			
		Classe 0-6 anni	Classe 7-16 anni	Adulto	Anziano
Frequenza esposizione outdoor (1)	ore/giorno	0,7	0,5	0,9	1,9
Frequenza esposizione indoor (2)	ore/giorno	19,8	19,6	18,0	22,4
Tasso ingestione suolo e polveri (3)	mg/giorno	23,4	6,8	6,4	13,6
Tasso di ingestione suolo (outdoor) (2)	mg/giorno	11,7	3,4	3,2	6,8
Tasso di ingestione polveri (outdoor) (2)	mg/giorno	11,7	3,4	3,2	6,8
Tasso di ingestione polveri (indoor) (2)	mg/giorno	34,7	27	15,9	19,8
		Scenario Ricreativo (proposta)			
		Classe 0-6 anni	Classe 7-16 anni	Adulto	Anziano
Frequenza esposizione outdoor (1)	ore/giorno	0,7	0,5	0,9	1,9
Frequenza esposizione indoor (1)	ore/giorno	0,4	0,6	1,4	1,4
Tasso ingestione suolo e polveri (3)	mg/giorno	20	12,2	5,8	4,2
Tasso di ingestione polveri (outdoor) (2)	mg/giorno	10	6,1	2,9	2,1
Tasso di ingestione polveri (outdoor) (2)	mg/giorno	10	6,1	2,9	2,1
Tasso di ingestione polveri (indoor) (2)	mg/giorno	0,7	0,8	1,6	1,6

(1) SNPA, 2018 c e ISTAT, 2012

(2) Rivalutato in base alle ore/giorno outdoor

(3) Calcolato a partire da tasso di ingestione di suolo (outdoor)

Per quel che concerne il contatto dermico sono stati rivisti i parametri: superficie totale della pelle, superficie della pelle esposta e fattore di aderenza dermica in base alle tendenze centrali revisionate nel 2017 da USEPA (USEPA 2017).

I valori della superficie totale della pelle (tendenza centrale) utilizzati per lo scenario residenziale e ricreativo sono riferiti alle classi di età definite nella Linea Guida SNPA 17/2010. Per ciascuna classe di età è stato selezionato il valore più elevato relativo alle classi incluse nell'intervallo. I valori di superficie di pelle esposta (ovvero quella che generalmente rimane scoperta e potenzialmente a contatto con il suolo contaminato) sono stati cautelativamente stimati per lo scenario residenziale e ricreativo ipotizzando che il recettore indossi abiti leggeri (indumenti con maniche corte e pantaloncini corti).

Relativamente al fattore di aderenza dermica, sono stati utilizzati per lo scenario residenziale e ricreativo i valori delle tendenze centrali (media aritmetica e/o media geometrica) definite sulla base di attività "critiche".

Tabella 27 Proposta di revisione dei parametri di esposizione per contatto dermico

Parametro	U.M.	Scenario Residenziale/Ricreativo USEPA 2011			
		0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	>65 anni=
Superficie totale della pelle	cm ²	7600	15900	21500	20800
Superficie di pelle esposta (testa, mani, avambraccio, gambe)	%	30,5	18,3	19,9	19,9
		Scenario Residenziale USEPA 2011			
		0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	>65 anni=
Fattore di aderenza dermica	mg/(cm ² *giorno)	0,128	0,128	0,116	0,116
Attività di riferimento per aderenza dermica	-	Attività scolastiche	Attività scolastiche	Giardinaggio Sistemazione prato	Giardinaggio Sistemazione prato
		Scenario Ricreativo USEPA 2011			
		0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	>65 anni=
Fattore di aderenza dermica	mg/(cm ² *giorno)	0,164	0,164	0,375	0,116
Attività di riferimento per aderenza dermica	-	Sport all'aperto	Sport all'aperto	Sport all'aperto	Giardinaggio Sistemazione prato

Per quel che concerne i lavoratori, si rimanda a quanto riportato nel Manuale "Criteri Metodologici".

9 FITOTECNOLOGIE - INTERVENTI SULLA BASE DI CRITERI DI SOSTENIBILITÀ AMBIENTALI

9.1 Panoramica di fitotecnologie per la gestione del rischio

Le fitotecnologie utilizzano le piante (erbacee, arbusti e alberi) per la bonifica e/o il contenimento di contaminanti nel suolo, nell'acqua di falda o superficiale, nel gas nel suolo o nel sedimento. 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 (nei loro diversi tessuti: fusto, radici, foglie), che dei microrganismi della rizosfera, intesa come porzione di suolo interessata da fenomeni biochimici legati all'attività delle radici. Queste tecnologie rappresentano un'alternativa vantaggiosa a quelle tradizionali per i costi più contenuti, per il valore positivo rappresentato in generale dalla copertura vegetale in un territorio, per l'applicabilità in caso di bassi livelli di inquinamento su superfici estese, per l'applicabilità in zone con differenti tipi di inquinanti. Possono essere impiegate anche in combinazione con le classiche tecniche di bonifica chimico-fisiche per trattare (e/o proteggere) suoli, fanghi, sedimenti, acque di falda e superficiali, soil gas e biogas, acque reflue o acque piovane. La scelta del tipo di tecnologia per l'intervento dipende da diversi fattori, tra i quali il meccanismo di azione da parte della componente vegetale, il contaminante e le caratteristiche del sito contaminato, in funzione degli obiettivi di bonifica. Gli aspetti che contribuiscono al raggiungimento degli obiettivi sono legati alla conoscenza del sito (caratteristiche del suolo, idrologia, condizioni climatiche), alle esigenze operative e di manutenzione, alle necessità economiche, alle aspettative del pubblico ed agli aspetti normativi connessi alla protezione dell'ambiente. Le conoscenze di base per l'impiego delle fitotecnologie derivano da quelle agronomiche, fisiovegetali, forestali e di coltivazione vegetale applicate all'ambiente.

Possiamo distinguere differenti tipologie di meccanismi attraverso i quali operano le fitotecnologie, tra cui:

- 1) Fitodegradazione: assorbimento e degradazione del contaminante nei tessuti e attraverso il metabolismo vegetale. Questa tecnologia può essere utile per alcuni composti organici (solventi clorurati) ed è particolarmente funzionale in ambienti umidi con elevati tassi di assorbimento.
- 2) Fitoestrazione: estrazione dalla matrice del contaminante, che passa nei tessuti vegetali; in questo caso le molecole inquinanti non vengono degradate ma solamente accumulate all'interno dei tessuti vegetali (radici, fusto, foglie, frutti). Questi processi si verificano in particolare su metalli pesanti. Alcuni studi sono in atto per verificare la possibilità di estrazione dei metalli accumulati dai tessuti.
- 3) Fitovolatilizzazione: Il contaminante viene assorbito e traslocato verso i tessuti traspiranti (foglie). Nel trasporto il contaminante può essere in parte metabolizzato, oppure no. Questo tipo di processo si può verificare con mercurio, selenio ed argento nonché con i solventi clorurati.
- 4) Rizodegradazione: decomposizione del contaminante attraverso l'attività biologica degli organismi della rizosfera (batteri e funghi). Le comunità di microrganismi vengono sostenute e rese più numerose dalla presenza delle radici. Questo genere di attività si sviluppa sempre in presenza di piante ma può essere più o meno importante e più o meno funzionante in base alla qualità della matrice su cui si interviene e in base alla scelta corretta delle specie vegetali da applicare. La rizodegradazione funziona particolarmente bene in presenza di composti organici.

- 5) Fitostabilizzazione: il contaminante non viene assorbito (o viene debolmente assorbito a livello radicale) né degradato dal vegetale ma attraverso i processi della rizosfera viene immobilizzato e reso insolubile nella zona radicale.

Alcune informazioni rilevanti per la scelta della tecnologia riguardano gli aspetti agronomici e botanici del sito: caratteristiche del terreno, vicinanza a corpi idrici, estensione verticale ed orizzontale della contaminazione per valutare la capacità da parte delle piante di intercettare la massa contaminata, concentrazione e composizione dei contaminanti, profondità della falda acquifera accessibile dalle piante e caratteristiche di essa.

Inoltre, poiché il corretto funzionamento di una fitotecnologia deriva dalla crescita ottimale delle specie vegetali impiegate, è fondamentale valutare attentamente le caratteristiche climatiche dell'area di interesse, per poter scegliere le specie naturalmente più adatte; importanti fattori che possono condizionare la "sostenibilità ambientale" dell'intervento sono legati alle caratteristiche del sito dal punto di vista di: (a) suolo, (b) clima, (c) vegetazione. Ad esempio, le condizioni di suolo (nutrienti, salinità, umidità ecc.), il clima (es. gelate, precipitazioni intense ecc.) e la presenza di infestanti (che potrebbero richiedere trattamenti di controllo specifici) influiscono in maniera determinante sulla crescita delle piante utilizzate come fitotecnologia e sul numero e tipologia di interventi di supporto necessari al corretto funzionamento e durata nel tempo della tecnologia.

Infine, non sono da sottovalutare eventuali aspetti organizzativi e sociali legati alle aree di interesse: organizzazione e dotazione di mezzi delle aziende, in grado di 'gestire' l'impianto, potenzialità di utilizzo dei sottoprodotti, potenzialità di sfruttamento della bonifica a scopi ricreativi e/o per le FER.

La scelta di una tecnologia adeguata, basata sulla considerazione dei fattori sopra indicati permette di ridurre le spese di applicazione della tecnologia, necessarie all'avvio, alla gestione e al mantenimento nel tempo della bonifica, massimizzare le auspicabili ricadute positive, quali l'effetto di bonifica e/o di contenimento, la produzione di sottoprodotti (ad esempio legno per energia), l'assorbimento di anidride carbonica e l'eventuale sfruttamento a scopo ricreativo e per le FER.

Le fitotecnologie d'interesse per la loro applicazione nelle discariche sono rappresentate dalle fitobarriere e dal fitocapping.

9.1.1 Fitobarriere

La fitobarriera, in inglese "*vegetation strips, bio-curtains, bio-filters o rhizofilters*" è una tecnologia che utilizza le specie vegetali arbustive o arboree per impedire il movimento di contaminanti lisciviati o in sospensione nelle acque sotterranee riconducibili ad una falda superficiale o sub-superficiale (con soggiacenza inferiore a circa 5m da p.c.). La tecnologia nasce principalmente per trattare contaminanti di origine agricola o zootecnica come nutrienti azotati e fosforici, pesticidi e vari prodotti sanitari, idroveicolati nel drenaggio verso corpi idrici superficiali. Si è visto che una barriera filtrante di 16,4 m di lunghezza formata da *Panicum virgatum* riduce la concentrazione di fosforo delle acque di ruscellamento di oltre il 70% e il COD di oltre il 40% (Sanderson et al., 2001).

L'effetto barriera è svolto sia dalla parte aerea che dalla parte radicale. La parte aerea interviene riducendo la velocità delle acque superficiali quando impattano gli organi aerei di specie vegetali, favorendo una precipitazione di particelle solide in sospensione. Le radici, invece, favoriscono, su un flusso d'acqua sub superficiale, la riduzione del carico di lisciviati che eventualmente sono presenti nel suolo. Questi vengono aggregati, flocculati e adsorbiti e in alcuni casi traslocati alle parti aeree dei vegetali.

Le fitobarriere hanno svariati utilizzi, in primo luogo quello di intercettare e filtrare le acque di prima pioggia da piazzali e strade, ma anche altri utilizzi, come ad esempio quello di filtrare l'aria atmosferica e bloccare per assorbimento chimico e fisico gli inquinanti, come il particolato atmosferico. Le barriere arboree hanno inoltre la prerogativa di assorbire la CO2 migliorando il clima soprattutto in aree urbane dove le emissioni sono più consistenti.

Studi condotti in siti di interesse nazionale (Filippini et al 2022, Luchetti & Pignatti 2022) di fitobarriere spontanee di *Populus nigra* mostrano che tale specie è in grado di assorbire composti volatili, in concentrazioni fino a g/kg e mg/l, tra cui i clorurati VOCc: tetracloroetilene (PCE), tricloroetilene (TCE), oltre a cloruro di vinile (VC), idrocarburi aromatici (BTEX) e naftalene (IPA), presenti nel sottosuolo a profondità di oltre 5m da p.c., tramite l'apparato radicale profondo e superficiale.

Tabella 28 Composti presenti nelle matrici suolo (soil), acque sotterranee (gw) e vegetali (tree) nel SIN di Bussi sul Tirino.

☉ = determined

COCs	Acronym	Waste Sources	Soil	GW	TREE
Chlorinated Ethenes					
<i>Tetrachloroethylene</i>	PCE	Solvent waste	☉	☉	☉
<i>Trichloroethylene</i>	TCE	Solvent waste, degradation product of PCE	☉	☉	☉
<i>1,2-dichloroethylene</i>	DCE	Solvent waste, degradation product of PCE and TCE	☉	☉	☉
<i>1,1-dichloroethylene</i>	1,1-DCE	Solvent waste, degradation product of 1,1,1-TCA	☉	☉	☉
<i>Vinyl chloride</i>	VC	Degradation product of PCE and 1,1,1-TCA	☉	☉	☉
Chlorinated Methanes					
<i>Tetrachloromethane</i>	CT	Solvent waste		☉	☉
<i>Trichloromethane</i>	CF	Solvent waste, degradation product of CT	☉	☉	☉
<i>Dichloromethane</i>	DCM	Solvent waste, degradation product of CT			☉
<i>Chloromethane</i>	CM	Degradation product of CT			☉
Chlorinated Ethanes					
<i>Hexachloroethane</i>	HCA	Solvent waste	☉	☉	☉
<i>1,1,1,2-tetrachloroethane</i>	1,1,1,2-TeCA		☉	☉	☉
<i>1,1,2,2-tetrachloroethane</i>	1,1,2,2-TeCA		☉	☉	☉
<i>1,1,2-trichloroethane</i>	1,1,2-TCA		☉	☉	☉
<i>1,1,1-trichloroethane</i>	1,1,1-TCA	Solvent waste			☉
<i>1,2-dichloroethane</i>	1,2-DCA	Solvent waste, degradation product of 1,1,2-TCA			☉
<i>Chloroethane</i>	CA	Degradation product of 1,1,1-TCA and 1,1,2-TCA			☉

bibliographic source: EPA 542-R-00-008, July 2000 (revised)

Inoltre, alcune specie arboree hanno maggiore capacità di trattenere inquinanti presenti nell'aria e anche patogeni, e sono quelli con foglie cerosi, rugose o tomentose. I rivestimenti cerosi delle foglie possono anche assorbire i composti lipofili volatili, a cui appartengono gli idrocarburi policiclici aromatici.

Le foglie del *Cupressus sempervirens*, del *Platanus spp.*, del *Taxus baccata* e di *Thuja occidentalis* sono in grado di filtrare l'SO2 dall'aria, mentre quelle di *Acer campestre*, *Chamaecyperis pisifera*, *Quercus robur* e *Sambucus racemosa* possono rimuovere il fluoro.

Tra le fitobarriere sono, infine da includere le fitobarriere acustiche, le fitobarriere frangivento, le fito-recinzioni di sicurezza di aree pubbliche o residenze private con arbusti densi e all'occorrenza spinosi.

In questo documento si parlerà in dettaglio della costruzione di fitobarriere con apparati radicali profondi, per la messa in sicurezza e bonifica di falda e suolo o rifiuti nelle discariche.

9.1.2 Fitocapping

Le discariche ad oggi restano le modalità principali di smaltimento dei rifiuti al mondo, sia nei paesi più sviluppati che in quelli meno. A fine vita di una discarica la stessa viene coperta per ridurre i fenomeni di percolazione e di emissione dei biogas, solitamente con mezzi meccanici, ma si è visto che questi ultimi si stanno rivelando sempre più inefficaci. Ultimamente ci si sta orientando verso l'utilizzo di tecnologie naturali per la copertura di una discarica, che fanno uso di piante, (fitocapping) molto efficaci nel ridurre l'ingresso di acqua all'interno del corpo discarica (Lamb Dane T et al., 2014).

Per la stabilizzazione del suolo/sedimento in superficie si utilizzano piante con apparato radicale fascicolato, comune in diverse graminacee e in specie adatte a zone umide, con apparati radicali che raggiungono profondità di 30-50 cm.

Il fitocapping riduce i fenomeni di percolazione attraverso tre meccanismi:

- intercettazione delle precipitazioni da parte delle chiome arboree,
- accumulo dell'umidità negli strati di suolo,
- evapotraspirazione dell'acqua accumulata.

Tra gli altri vantaggi del fitocapping ci sono l'aumento di stabilità della copertura, la riduzione dell'erosione dei materiali di copertura, riduzione della dispersione di polveri attraverso il vento, l'aumento della diversità biologica, il sequestro della CO₂ atmosferica e l'innescio di fenomeni di biodegradazione microbica del metano, il controllo della percolazione dell'acqua (funzione di riduzione della migrazione) attraverso l'intercettazione della pioggia ad opera della chioma delle piante, l'immagazzinamento dell'umidità nel suolo e l'evapotraspirazione.

La formazione di uno strato organico sul suolo superficiale determinato dalla lettiera di foglie permette di ridurre i fenomeni di scorrimento superficiale e di erosione del suolo.

VANTAGGI

Il fitocapping ha i suoi vantaggi anche dal punto di vista paesaggistico, per il buon impatto visivo della vegetazione e può avere anche un risvolto economico quando la vegetazione che viene fatta crescere è poi utilizzata a scopi energetici, come legname e la parte verde come foraggio.

Il *fitocapping* può essere realizzato con specie vegetali endemiche per creare un corridoio ecologico e habitat di specie o può essere realizzato con cultivar destinate ad altri scopi, principalmente produttivi.

Dal punto di vista dei servizi eco sistemici, il fitocapping ha il suo risvolto positivo per la possibilità di formare aree destinate a verde, parchi e centri per la biodiversità vegetale.

Si applica per mettere in sicurezza i siti dove sono presenti discariche storiche non controllate, dove non risulta sostenibile la rimozione del materiale contaminato o la messa in sicurezza permanente attraverso metodi tradizionali.

Oltre al controllo/stabilizzazione del sedimento, per la bonifica dai contaminanti le piante possono agire attraverso i meccanismi di rizodegradazione, fitodegradazione e/o fitovolatilizzazione per ridurre le concentrazioni dei contaminanti.

I contaminanti possono essere fitosequestrati dagli apparati radicali della vegetazione, con effetto di ridurre la migrazione degli stessi. Alcune specie svolgono un'azione di iperaccumulatori, ovvero hanno la capacità di fitoestrazione ed accumulazione delle sostanze contaminanti, attitudine che va valutata in relazione al rischio (per la salute umana ed ecologico) associato al sito.

Per il controllo dell'infiltrazione si utilizzano terreno e piante che massimizzano la capacità di ritenzione idrica del suolo, l'evaporazione dal suolo e il processo di evapotraspirazione delle piante (Allegato 9.1).

La componente vegetale è costituita da comunità di piante o alberi in grado di sfruttare l'acqua immagazzinata, così come di creare uno strato di chiome in grado di intercettare efficacemente le precipitazioni.

9.1.3 Indicazioni progettuali

La scelta del tipo di fitobarriera da impiantare dipende da vari fattori: clima, pedologia, morfologia, idrologia e, non da ultimo, obiettivo dell'utilizzo delle specie vegetali. Da considerare che il suolo su cui verranno impiantate è solitamente stressato dalle lavorazioni industriali che hanno in precedenza insistito prima della catalogazione come "sito orfano", e quindi dovranno, in generale, essere utilizzate barriere vegetali competitive con le erbe spontanee comuni e con tasso di crescita veloce e tale da sopprimerne lo sviluppo. La soppressione delle erbe spontanee attraverso la competizione con le fitobarriere riduce l'utilizzo di pesticidi.

Se saranno allestite in aree prossime a fossi o ruscelli le fitobarriere avranno la funzione di ridurre i fenomeni di erosione e di rallentare il flusso dell'acqua prima che questo raggiunga le acque superficiali.

Da studi condotti in Montana, le fitobarriere hanno ridotto la concentrazione dei sedimenti nelle acque di ruscellamento del 68%. Questo ha comportato anche la riduzione per immobilizzazione o traslocazione nelle parti aeree di contaminanti organici e metalli pesanti.

L'installazione di una fitobarriera richiede degli accorgimenti e la stessa può essere difficoltosa a causa di fenomeni di erosione del suolo, che possono essere limitati con apposite procedure di controllo della stessa.

Le specie arboree possono essere piantate con dimensioni diverse, a seconda delle esigenze del progetto.

Il vantaggio di piantare piante di maggiori dimensioni va ponderato con i costi del materiale ed i maggiori costi di impianto (trasporto, lavorazione terreni, mantenimento prima della messa a dimora ecc.). Materiale a radice nuda è più economico di quello allevato in contenitore, ma ha minore successo nell'attecchimento.

Il fitocapping ha come primo obiettivo la copertura rapida del soprassuolo per via delle chiome di specie arboree. A questo scopo possono essere quindi scelte specie arboree a rapida crescita con capacità pioniere, come pioppi e salici, in grado di creare rapidamente una copertura con le chiome.

Tra questi inoltre è possibile scegliere genotipi caratterizzati ad esempio da chiome ampie (ampio angolo di inserzione dei rami), foglie larghe in grado di intercettare molta acqua piovana (ad es. *Populus deltoides*), ramosità elevata (salici).

In base alle esigenze è inoltre possibile definire il sesto di impianto e le spaziature in modo da ottimizzare le funzioni di fitocapping associate alle funzioni secondarie: anche in questo caso, infatti, la tecnologia può essere associata alla produzione di prodotti secondari quali legno ed in questo caso è opportuno definire un sesto di impianto che permetta una raccolta alternata dei filari in modo da non lasciare mai completamente scoperto il soprassuolo.

9.1.4 Il modello Deep rooting

Le fitobarriere necessarie per il contenimento di plume di contaminazione di una falda con soggiacenza fino a 4/5m da p. c. possono essere realizzate seguendo il modello Deep rooting. Questo modello è stato sviluppato partendo dall'analisi degli studi condotti da Cermák et al. 2015 (pannello di Fig. 42). Gli autori hanno definito la distribuzione del flusso della linfa negli strati xilematici (alburno), che nell'esemplare esaminato sono pari a circa il 20% dell'intero tronco, in relazione alla profondità di approvvigionamento delle acque da parte dell'apparato radicale. Negli strati xilematici esterni osservano un picco ed il prevalente apporto idrico, che rappresenta circa l'80% del totale, da parte delle radici superficiali, cioè la

parte radicale laterale. Negli strati xilematici più interni, gli autori individuano un rifornimento prevalente dalle radici profonde, cioè attraverso le radici a fittone, che contribuiscono per circa il 20% all'apporto totale della linfa. Nel settore intermedio dello xilema osservano il contributo idrico da entrambi ma con un picco dalle radici profonde. Inoltre, attribuiscono alle radici superficiali l'alimentazione preferenziale della parte sommitale della chioma dell'albero mentre alle radici profonde quella della parte inferiore.

9.1.4.1 IL MODELLO SPERIMENTALE DEEP ROOTING

Da cui ipotizzando che il modello funzioni anche per i pioppi in presenza di una falda profonda contaminata ci dobbiamo aspettare un apporto principale del flusso della linfa, da relazionare all'assorbimento delle radici profonde, nella parte interna del tronco. Negli studi è inoltre opportuno valutare il potenziale idrico (Ψ) e il contenuto d'acqua del suolo (θ), la soggiacenza della falda e le condizioni meteo. Partendo da tale modello ne è stato descritto uno nuovo per la specie *Populus* (Luchetti L. & Pignatti G., 2022), che prevede la presenza di una sorgente di contaminazione profonda e la valutazione dei contaminanti e dell'umidità nelle diverse condizioni stagionali, sul piano azimutale e lungo il raggio del tronco. Il tronco è stato prelevato nelle quattro direzioni: NE, SE, SW e NW, tuttavia, le analisi chimiche hanno mostrato i risultati più costanti a NE e SW (Fig. 42 pannello b). Il campione (tronchetto) è stato frazionato in tre parti (Fig. 42 pannello c), partendo dall'esterno verso l'interno, per individuare l'apporto rispettivamente delle radici superficiali, all'apporto combinato delle radici laterali e a fittone e quello delle radici profonde.

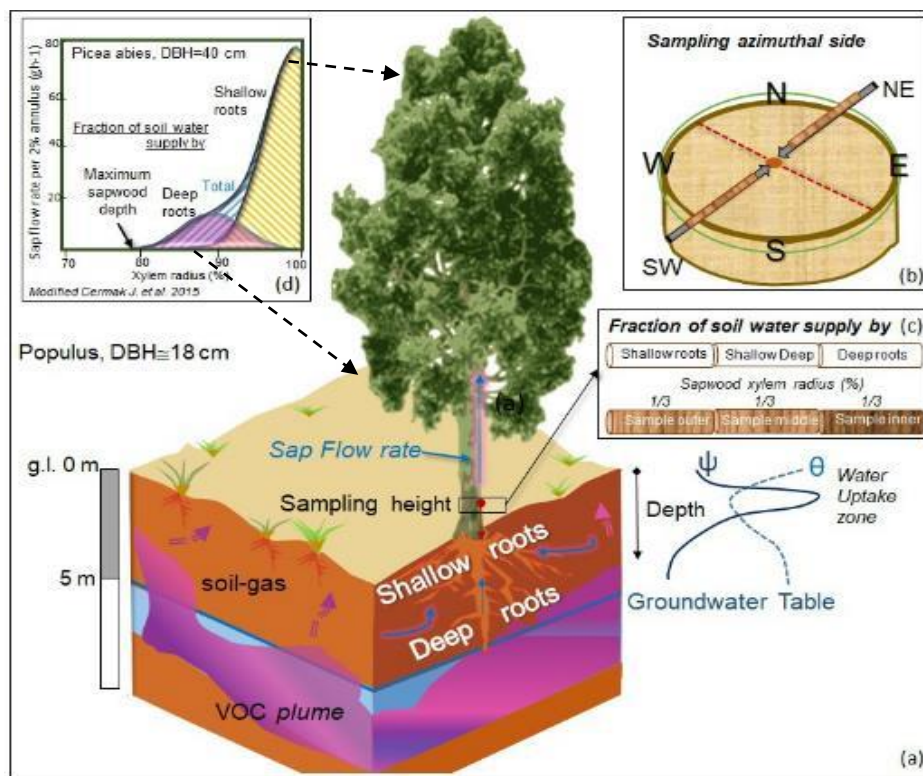


Figura 42 Schema di campionamento per la definizione della correlazione della profondità della contaminazione con l'apporto derivante dall'architettura idraulica delle radici superficiali e/o profonde (Luchetti & Pignatti, 2022).

I risultati confermano la elevata capacità dei pioppi di assorbire i composti volatili presenti nel sottosuolo in profondità (Fig.43) e di come una siano in grado di contenere il plume della falda contaminata (Fig. 44).

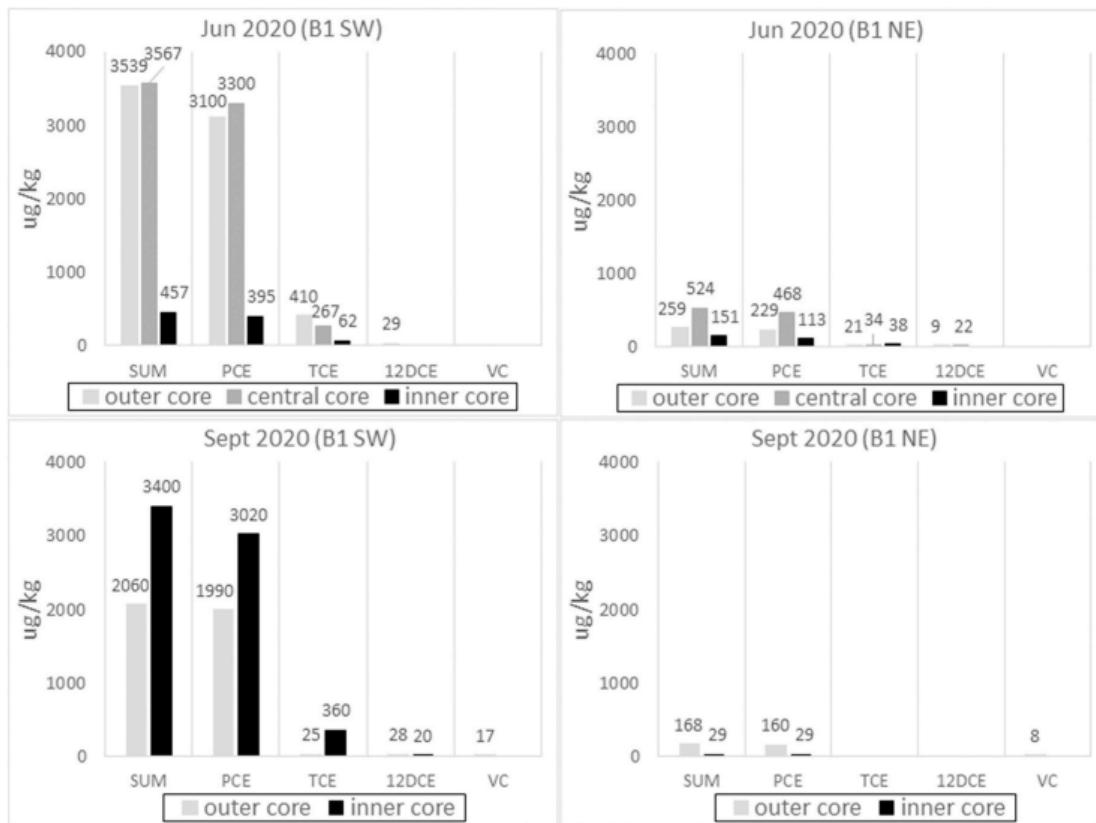


Figura 43 Distribuzione della concentrazione dei composti clorurati, PCE, TCE, VC e 1.2 DCE nelle tre frazioni dei tronchetti estratto a SW e NE in un pioppo nero posto sulla perimetrazione della discarica abusiva in loc. Tre monti nel SIN di Bussi sul Tirino, con soggiacenza circa - 9m da p.c. della falda contaminata (Filippini et al. 2022).

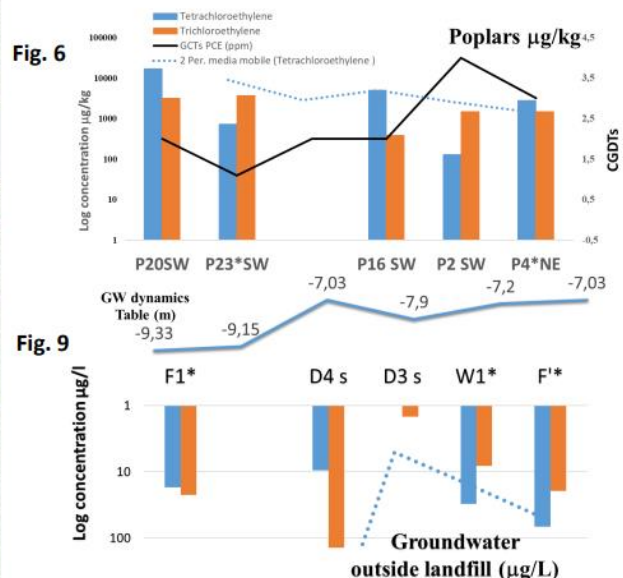
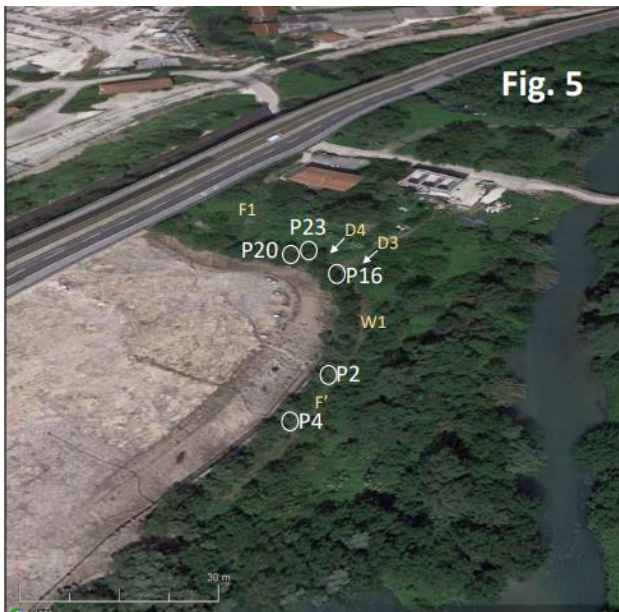


Figura 44 Distribuzione dell'inquinamento nel fusto di pioppi neri nati sul perimetro della discarica abusiva in loc. Tre monti nel SIN di Bussi sul Tirino, in direzione radiale dei settori NE e SW, confrontata con quella a diverse profondità nel suolo e nelle acque sotterranee. I risultati dimostrano l'attivazione diretta delle radici profonde e la capacità di bonifica dei pioppi. Nel piezometro D3, che si trova in prossimità dell'albero P16, si osservano basse concentrazioni dei COV nella falda a differenza di D4 e D4bis, che sono privi di barriere arboree (Luchetti & Piagnatti, 2022).

Sulla base di ciò, per la realizzazione di fitobarriere con apparati radicali profondi è necessario impiegare specie arboree in grado di radicare, una volta poste direttamente nel terreno ed alla profondità necessaria (ad es., specie della famiglia delle salicacee, come i pioppi).

9.1.4.2 SPECIFICHE TECNICHE DI REALIZZAZIONE DELL'IMPIANTO DEEP ROOTING

Prima di impiantare una fitobarriera o un impianto di fitocapping bisognerà considerare la check-list dei dati caratteristici del sito, le tecnologie di bonifica/Misp e di recupero percentualmente più idonee per l'area come indicato nei paragrafi precedenti. Tra questi ricordiamo la pendenza del terreno, il gradiente idraulico e la direzione di deflusso della falda sono importanti nel definire la velocità di scorrimento dell'acqua attraverso la fitobarriera. Pendenze più ripide e gradienti maggiori richiedono fitobarriere più ampie in modo che la fitobarriera possa favorire la sedimentazione e la cattura dei contaminanti. All'aumentare dello spessore della barriera, aumenterà anche la percentuale di sedimento fine trattenuto e dei contaminanti intercettati. Inoltre, lo spessore dei rifiuti e la profondità della contaminazione nei terreni/rifiuti sono fondamentali per la progettazione dell'intervento.

9.1.4.2.1 Impianto Deep Rooting (DR) per fitobarriere

Le opere da realizzare consistono nello scavo e perforazione di un sistema Deep Rooting finalizzato alla messa a dimora delle piante ed al conseguente contenimento e monitoraggio della contaminazione in falda. Le stesse potranno consentire anche la ricostruzione litostratigrafica e l'analisi del terreno, la puntuale verifica della presenza e profondità di eventuali livelli di aquitard e non ultimo, la presenza di ulteriori sorgenti di contaminazione. Per lo sviluppo di un impianto Deep Rooting (DR) per fitobarriere si possono utilizzare giovani esemplari (età compresa tra 3-5 anni) di pioppo.

Ai fini della valutazione dell'andamento del *plume* di contaminazione, in relazione ai potenziali rischi di contaminazione passiva a danno dei bersagli sensibili esterni, gli alberi andranno posizionati a valle idrogeologica, e alcuni esemplari anche a monte come "Bianco" di riferimento.

La fitobarriera potrà essere estesa all'intero perimetro del sito da bonificare, comprendendo eventualmente anche la vasca con i rifiuti o i settori della discarica in cui è stata individuata la contaminazione del suolo. In questo ultimo caso in presenza di rifiuti il sistema dovrà essere realizzato a partire dallo strato regolarizzazione prevedendo che superiormente al preforo sia presente una tubazione con altezza pari al pacchetto di chiusura, per la descrizione dettagliata si rimanda al successivo paragrafo del Fitocapping A.

Per migliorare l'efficacia dell'azione decontaminante delle piante le stesse dovrebbero essere messe a dimora secondo il seguente schema del sistema Deep Rooting o DR (Figg. 45 e 46):

- A. scavo di circa 1mx1m rivestito con geomembrana in HDPE sino ad una quota di circa -1.5 m da p.c.;
- B. preforo con diametro di perforazione di circa 0.4/0.5 m, e profondità tale da intercettare la falda, che verrà attrezzato con un tubo con HDPE fenestrato sino a fondo foro. Il preforo, terebrato con sistema a carotaggio continuo mediante l'utilizzo di un carotiere semplice e rivestimento a seguire sino alla profondità di perforazione;
- C. installazione di tubi in PVC fenestrati con diametro di circa 0.5 cm, nel sistema (DR) per favorire una maggiore presenza di ossigeno e garantire il corretto tenore idrico e di nutrienti anche negli strati di suolo più compatti e profondi.

All'interno dello scavo e del tubo andranno allocati gli alberi su terreno appositamente ammendato; è anche possibile utilizzare funghi micorrizici arbuscolari es. *Erysimum c.* per migliorarne le caratteristiche.

Gli alberi saranno approfonditi nel suolo per circa 2.5-3.5 m e solo per circa 0.5 m esposti in superficie; cosicché dalle gemme aeree si produrrà la chioma e da quelle sotterranee l'apparato radicale. Attraverso le barriere fisiche del sistema DR sarà favorita la crescita dell'apparato radicale in profondità piuttosto che lateralmente. Gli esemplari verranno piantati sopra il livello della falda, per ricevere in fase di

atteccimento il sufficiente apporto di ossigeno, successivamente l'approfondimento degli apparati radicali permetterà agli stessi di raggiungere in tempi più rapidi la falda.

I vantaggi del DR derivano dalla possibilità di sviluppare apparati radicali a maggiore profondità, piuttosto che a partire dalla superficie verso il basso (Fig. 45). Alla tecnica del DR potranno essere affiancati impianti, messi a dimora a profondità minori di 1 m da p.c., quindi senza rivestimenti di contenimento al fine di favorire lo sviluppo degli apparati radicali anche negli strati più superficiali del suolo.

Le suddette specifiche tecniche possono essere modificate previo parere positivo dell'Ufficio Bonifiche della Regione Abruzzo.

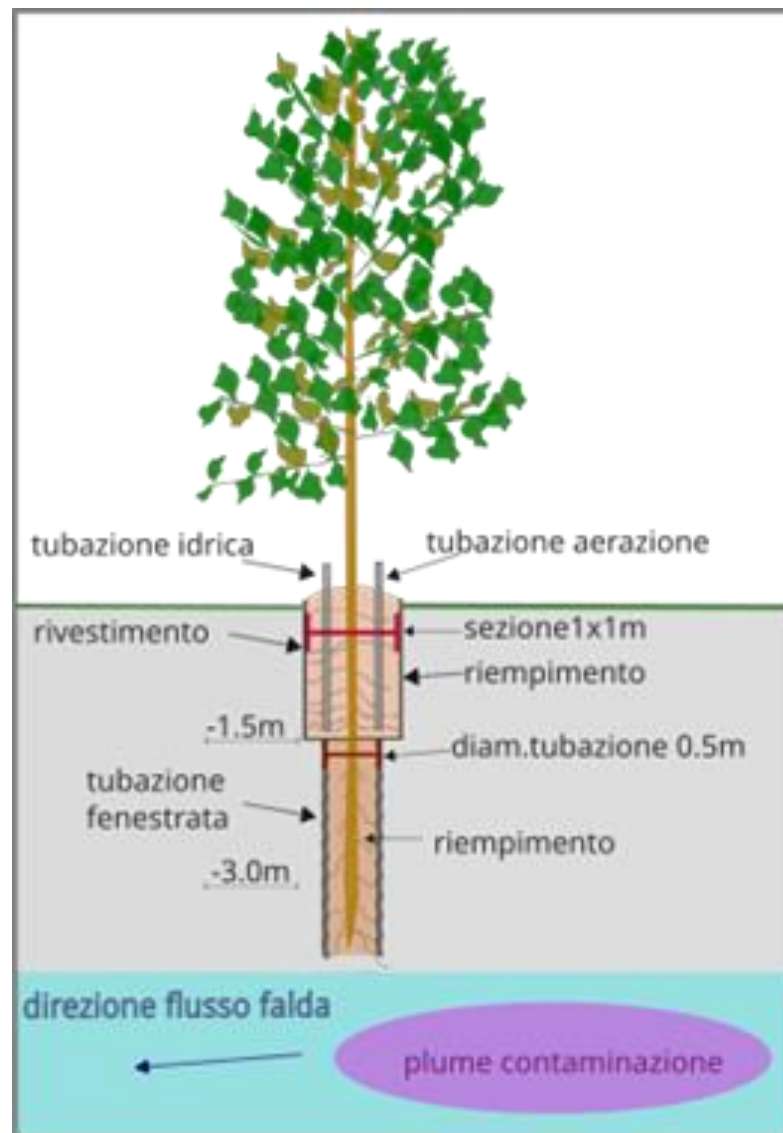


Figura 45 Caratteristiche di messa a dimora delle piante secondo il sistema Deep Rooting (DR), 1) terreno ammendato per l'atteccimento del pioppo 2) scavo con rivestimento in HDPE, 3) perforo con rivestimento fenestrato sino alla profondità di perforazione; 4) tubi in PVC per garantire il corretto tenore idrico e di nutrienti anche negli strati di suolo più compatti e profondi.



Figura 46 Modello di coltivazione Deep rooting con giovani esemplari di pioppo nero per fitobarriere immediatamente attive (CREA- Roma).

9.1.4.2.2 Impianto Deep Rooting (DR) per fitocapping

Ai fini della valutazione dell'andamento della bonifica, in relazione ai potenziali rischi di contaminazione passiva a danno dei bersagli sensibili esterni, gli alberi andranno posizionati entro il corpo di discarica e in corrispondenza delle sorgenti di contaminazione. Alcuni esemplari dovranno essere posti a monte come "Bianco" di riferimento. Per una maggior efficacia dell'azione decontaminante, il fitocapping potrà essere esteso all'intero sito da bonificare.

Per lo sviluppo di un impianto Deep rooting per fitocapping le opere da realizzare consistono nello scavo e perforazione di un sistema DR finalizzato alla messa a dimora delle piante, e può essere ricondotto alle seguenti tipologie: Fitocapping A e Fitocapping B. Le caratteristiche del sistema multilayer del capping sono inoltre confrontate con quelle previste nelle discariche controllate, realizzate ai sensi del Dlgs 36/03 e s.m.i. (Tabella 29).

Il materiale maggiormente utilizzato nella realizzazione del capping del sistema del pacchetto di chiusura delle discariche controllate prevede i seguenti 5 strati (Fig. 47):

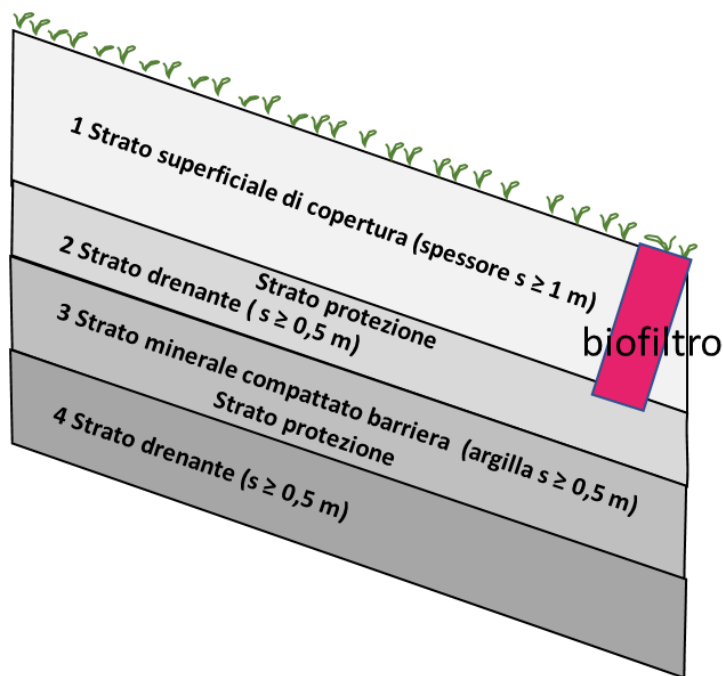


Figura 47 Caratteristiche costruttive del capping definitivo D.lgs36/03

1. Strato superficiale, spessore ≥ 1 m: Il Terreno vegetale protetto superiormente da biotessile antierosione Geojuta, permette la crescita della vegetazione, minimizza l'erosione eolica, massimizza l'evapotraspirazione, protegge gli strati sottostanti dall'escursione termica, contribuisce alla stabilità delle scarpate ed alla riqualificazione. Altri materiali possono essere impiegati come: Geosintetici o stuoie, ciottoli. Lo strato di ciottoli non consente la crescita della vegetazione e permette l'ingresso di notevoli quantitativi di acqua.

2. Strato drenante (acque meteoriche/irrigazione), spessore $\geq 0,5$ m: sabbia, ghiaia o georete combinate con geotessile filtrante o geocompositi drenanti.

- a. Permeabilità non inferiore a 10-2 cm/s ed una pendenza minima del 2 %
- b. Le pendenze devono garantire un agevole allontanamento delle acque meteoriche anche dopo il completo assestamento del corpo rifiuti.

Sopra allo strato drenante può essere posto uno strato protettivo che può essere realizzato con tout venant (misto di cava calcare) per conferire una elevata capacità portante (indicato per minimizzare i cedimenti).

Nei casi in cui si vuole influenzare positivamente il bilancio idrologico, consentire l'ossidazione del metano e l'attenuazione delle componenti odorogene si può utilizzare in associazione al tout venant o da solo, uno strato di compost o torba.

Lo strato protettivo può sostituire per una quota parte il terreno e avere la funzione di copertura biossidativa o biofiltro.

3. Strato minerale compattato: argille compattate, geomembrane e barriere composite (geocompositi bentonitici)

Argilla compattata: spessore di 0,3-0,6 m, con una permeabilità inferiore a 10⁻⁶ cm/s. Molto utilizzato, ma presenta numerosi svantaggi: Compattazione difficoltosa, Pericolo di essiccazione e/o gelo con conseguente fessurazione, Rotture a causa di cedimenti differenziali e difficilmente riparabile una volta danneggiato.

Geomembrane: fogli di larghezza variabile tra 1.5 m e 10 m di spessore tra i 2 e i 12 mm. Buona resistenza a variazioni di temperatura e umidità, assecondano in parte i cedimenti dei rifiuti e sono facilmente riparabili. Potenziali problematiche dovute a forature, invecchiamento della membrana e slittamento del pacchetto geomembrana-materiale di copertura.

4. Strato drenante (biogas): La granulometria normalmente utilizzata è compresa nell'intervallo 16-32 mm con una percentuale di fine (passante al vaglio 200 ASTM) <5% per consentire di inserire tubazioni forate.

5. Strato di regolarizzazione.

Tabella 29 Schema costruttivo del capping definitivo e fitocapping nelle discariche

Capping definitivo D.Lgs 36/03 smi	Fitocapping A (Vegetazione <u>a contatto</u> con rifiuti/terreno contaminato)	Fitocapping B (Vegetazione <u>non a contatto</u> con rifiuti/terreno contaminato o assenza di terreno contaminato)
1 Strato superficiale di copertura (spessore $s \geq 1$ m) e/o con coperture biossidative o biofiltri	1 Strato superficiale di copertura (spessore $s \geq 0,5$ m) e/o con coperture biossidative o biofiltri : a) copertura arborea le piante vanno collocate in apposite buche (fitorimediazione); b) strato erbaceo (forestale o fotovoltaico).	1 Strato superficiale di copertura (spessore $s \geq 1$ m) e/o con coperture biossidative o biofiltri : a) copertura arborea-erbacea (bioenergie, forestale o EA); b) strato erbaceo (fotovoltaico, forestale o EA).
2 Strato drenante acque meteoriche/irrigazione (spessore $s \geq 0,5$ m) $k \leq 1 \times 10^{-5}$ m/s protetto superiormente da geotessile o Geocomposito	2 Strato drenante (spessore $s \geq 0,3$ m) $k \leq 1 \times 10^{-5}$ m/s protetto superiormente da geotessile o Geocomposito	2 Strato drenante (spessore $s \geq 0,3/0,5$ m) $k \leq 1 \times 10^{-5}$ m/s protetto superiormente da geotessile o Geocomposito
3 Strato minerale compattato (argilla spessore $s \geq 0,5$ m o Geosintetici) conducibilità idraulica $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s	3 Strato minerale compattato (argilla spessore $s \geq 0,3$ m o Geosintetici) conducibilità idraulica $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s	3 Strato minerale compattato (argilla spessore $s \geq 0,3/0,5$ m o Geosintetici **) conducibilità idraulica $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s; *nei casi in cui la vegetazione sia utilizzata come bioenergie ** non applicabile per le bioenergie
4 Strato drenante (spessore $s \geq 0,5$ m) per il biogas può essere realizzato in modo da convogliare il flusso verso il biofiltro/copertura biossidativa	4 Strato drenante (spessore $s \geq 0,3$ m) per il biogas può essere realizzato in modo da convogliare il flusso verso il biofiltro/copertura biossidativa	4 Strato drenante (spessore $s \geq 0,3/0,5$ m) per il biogas può essere realizzato in modo da convogliare il flusso verso un'area con funzione di biofiltro/copertura biossidativa
5 Strato di regolarizzazione	5 Strato di regolarizzazione	5 Strato di regolarizzazione

Le caratteristiche del pacchetto di chiusura del fitocapping (Tab. 29) sono strettamente correlate alla rivitalizzazione della superficie di suolo dei siti orfani ed alle specie vegetali che dovranno ospitare, in particolare il sistema ingegneria verde prevede un:

- Fitocapping A
 - applicabile ai fini del fitorisanamento di terreno o rifiuti e per un recupero forestale, e prevede settori in cui sono messe a dimora specie arboree e arbustive
 - applicabile per l'installazione di impianti fotovoltaici, nei settori con strato erbaceo.
- Fitocapping B applicabile per una pluralità di recuperi, prevede una copertura arborea-erbacea per:
 - la produzione di cultivar destinati principalmente a scopi produttivi ed energetici (bioenergie)
 - aree ad uso forestale per la realizzazione di centri e parchi per la biodiversità vegetale e più in generale centri per l'Educazione Ambientale
 - l'installazione di impianti fotovoltaici, nei settori con strato erbaceo.

Il Fitocapping A si potrà realizzare nei casi in cui si opera una messa in sicurezza permanente o bonifica della intera superficie, o di una parte (lotto), della discarica tramite fitorimediazione. Il sistema prevede la messa a dimora della vegetazione a contatto con i rifiuti o con il terreno contaminato, di norma, prima della realizzazione del pacchetto di chiusura. Gli esemplari sono piantati dopo aver regolarizzato la superficie della discarica seguendo le indicazioni delle modalità costruttive del DR (cfr. par 9.1.4.2.1-9.1.4.2.2). Tuttavia, qualora si disponga di strumentazione idonea alla perforazione del pacchetto di chiusura la messa a dimora delle piante può avvenire anche successivamente alla sua messa in opera.

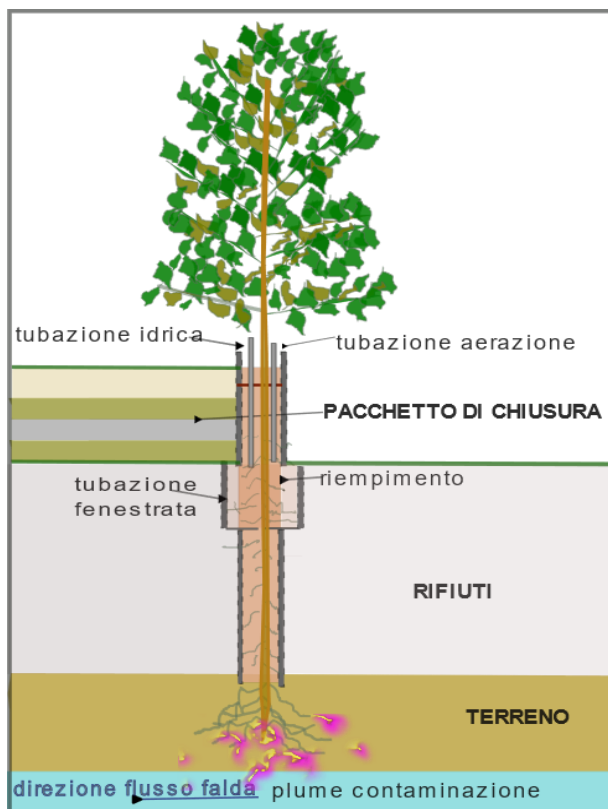


Figura 48 Schema costruttivo tipo Fitocapping A per fitorisanamento di terreno/rifiuti

Il Fitocapping B si potrà realizzare nei casi in cui si attua una messa in sicurezza permanente della discarica o nelle situazioni in cui si riscontra l'assenza di terreno contaminato.

La vegetazione, in questo caso, è isolata dalle potenziali sorgenti di contaminazione nei rifiuti/terreno contaminato, e viene messa a dimora nello strato superficiale, il pacchetto di chiusura può essere realizzato secondo le indicazioni costruttive stabilite nella tabella 29.

I 5 strati del pacchetto di chiusura presentano spessori diversi nelle diverse tipologie di capping, ad es. lo strato di terreno superficiale nel Fitocapping A può venire fortemente ridotto, in quanto subordinato allo spessore dei rifiuti e/o del terreno contaminato se attuato per il fitorisanamento. Per analoghi fini anche gli altri strati possono subire una modifica, che dovrà essere adeguatamente supportata da valutazioni tecniche ed autorizzata dall'Ufficio competente della Regione.

In base alle esigenze è inoltre possibile definire il sesto di impianto e le spaziature in modo da ottimizzare le funzioni di fitocapping associate alle funzioni secondarie: anche in questo caso, infatti, la tecnologia può essere associata alla produzione di prodotti secondari quali legno ed in questo caso è opportuno definire un sesto di impianto che permetta una raccolta alternata dei filari in modo da non lasciare mai completamente scoperto il soprasuolo come descritto nei successivi paragrafi.

In fase di sviluppo dei sistemi di fitorimedio è necessario il controllo della vegetazione infestante e la gestione della fertilità soprattutto durante il primo anno. I requisiti di manutenzione sono simili a quelli richiesti per una sana gestione dei pascoli. Il controllo delle erbe infestanti è necessario fino a quando la piantumazione della fitobarriera/fitocapping non è sufficientemente densa da competere con le erbe infestanti. Talora, se necessario, si può utilizzare un erbicida per il controllo delle infestanti. I parametri chimico fisici del suolo e la sua fertilità dovranno essere monitorati al fine di creare le condizioni per una crescita ottimale.

9.1.4.2.3 Ampiezza e Densità dell'impianto DR

La larghezza e la densità dell'impianto corrispondono a filari con spaziature di 2,5-3,0 metri tra i filari e 1,25 metri tra le piante della prima filare e 2,5 metri tra le piante della seconda filare. Le distanze tra le piante possono essere portate a 0,5m per uno schema denso. Il modulo DR viene realizzato in funzione degli elementi sopra richiamati (grado di concentrazione dei contaminanti, velocità del flusso e gradiente idraulico della falda e pendenza del sito). Qualora la fitobarriera sia perimetrale ad un'area destinata ad un impianto fotovoltaico, al fine di limitare il possibile ombreggiamento prodotto dagli alberi, sarà necessario utilizzare in prossimità della discarica piante erbacee (filare A) con radici profonde (come es. erba medica, *Medicago sativa*, o il *Chrysopogon zizanioides* *Roberty*, comunemente noto come vetiver), con spaziature di 2.5 metri tra le piante e tra i filari e 2.5 m combinate con filari di moduli DR (filari B).

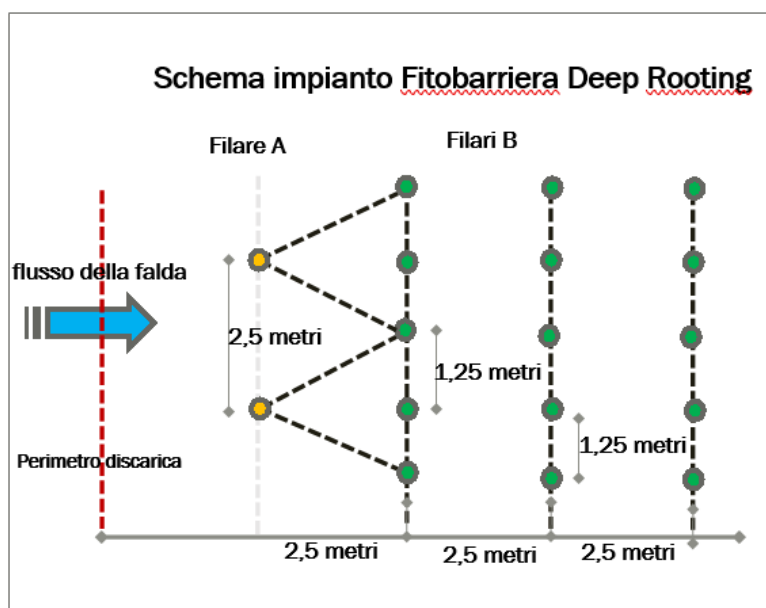


Figura 49 Schema esemplificativo di impianto di Fitobarriera con file di alberi di pioppo con coltivazione standard, in giallo (filare A), e pioppi messi a dimora secondo la tecnica del Deep Rooting, in verde (filare B). Qualora la fitobarriera sia perimetrale ad un'area destinata al fotovoltaico sarà necessario utilizzare nella fila A piante erbacee con radici profonde (come es. erba medica, Medicago sativa, o il Chrysopogon zizanioides Roberty, comunemente noto come vetiver).

Va considerato anche il tipo di lavorazione a cui è stato sottoposto il terreno e il regime pluviometrico, come intensità e durata delle precipitazioni. La velocità di infiltrazione del terreno permette la cattura di un numero maggiore di contaminanti. Prima di impiantare una fitobarriera, va verificata la capacità di assorbimento del terreno, che deve essere uniforme al fine di ridurre i fenomeni di canalizzazione delle acque.

Al di là dei benefici sullo stato di contaminazione e salute del suolo, le fitobarriere hanno anche la funzione di rifugio per i parassiti delle colture. Roditori, insetti, agenti patogeni ed erbacce che danneggiano le colture vicine e possono colonizzare le strisce filtranti. Pertanto, dovranno essere effettuati controlli.

9.1.4.2.4 Il monitoraggio della fitobarriera idraulica tramite sensori e sistema di acquisizione IoT

La barriera vegetale una volta sviluppata può essere monitorata mediante sensori quali:

- SF-L flusso della linfa (Sap Flow);
- Sensori circonferenza del tronco - Dendrometro;
- Sensori umidità del suolo.

Questi sensori (forniti es. ECOMATIK), alimentati da un pannello solare, trasferiscono la misura ad un Datalogger (es. CR300 Campbell Scientific ed ECOMATIK). Il sistema di acquisizione dati può consentire l'interconnessione degli oggetti intelligenti IoT (Internet of Things) rappresentati dagli alberi e dalle matrici monitorate. Questi sono gestiti utilizzando la tecnologia LoRa, che consente il monitoraggio e la comunicazione in tempo reale, nonché la possibilità di scaricare i dati dal server centrale.

9.1.4.2.4.1 Il Sistema DTP Sf-L di Misura del Flusso della Linfa

Sono disponibili diverse metodologie di misura del flusso della linfa, come la velocità dell'impulso di calore, la dissipazione termica (Thermal dissipation probe-TDP) proposta da Granier e la deformazione del campo termico.

In dettaglio, i sensori di flusso linfatico sono strumenti per misurare in continuo (ogni 10/30 minuti) la quantità di acqua assorbita attraverso il fusto, che è assunta pari all'acqua di traspirazione delle foglie.

Il principio di base del metodo TDP è stato sviluppato da André Granier nel 1985 ed è stato ampiamente adottato dalla comunità di ricerca scientifica dal 1996 perché le sonde sono facili da installare e da costruire, richiedono un basso apporto energetico e sono relativamente poco costose.

Il sistema base si compone di due aghi che vengono inseriti nel tronco dell'albero, uno sopra l'altro, mentre solo l'ago superiore viene riscaldato con potenza costante. La differenza di temperatura (ΔT) risultante tra i due aghi è correlata alla quantità di acqua che scorre intorno agli aghi e può essere convertita con una formula empirica in flusso d'acqua (F) che scorre nell'area della sezione trasversale:

Flusso della linfa (F) calcolato in ml/hr

$$F = SA \cdot V \cdot 3600$$

SA= area della sezione trasversale del tronco nel punto di installazione dei sensori S0-S2-S3 (cm²)

Velocità della linfa (Granier) $V = 0.714 \cdot k^{1.231}$

dove $k = (\Delta T_0 - \Delta T) / \Delta T$,

dove ΔT è la differenza di temperatura tra le due sonde (quella riscaldata S0 rispetto a quella di riferimento S1),

ΔT_0 è la differenza di temperatura massima (cioè, la condizione corrispondente al flusso zero).

La sonda misura la dissipazione del calore dell'alburno, che aumenta con il flusso della linfa e il conseguente raffreddamento della fonte di calore. La conduttanza termica apparente dell'alburno aumenta con la velocità della linfa e quando la velocità del flusso di linfa è zero o minimo la differenza di temperatura (ΔT) tra i due sensori è massima. Quando il flusso aumenta, questa differenza di temperatura diminuisce.

1. Se V flusso linfa è nulla la ΔT è max
2. Tanto più V flusso linfa è alta tanto più la ΔT è minima

Il TDP del sistema misura SF-L (figura 46) utilizza quattro sensori, e misura direttamente la velocità della linfa che può essere convertita in portata volumetrica acquisita una misurazione accurata dell'area dell'alburno (tronco). Il TDP SF-L è un metodo semplice ed economico, ideale per misurazioni della traspirazione dell'intera pianta su alberi di diametro superiore a 15 cm.

Il metodo TDP SF-L presenta un miglioramento poiché consente la correzione del calcolo del flusso di linfa mediante misurazioni separate dei gradienti di temperatura di fondo verticali naturali all'interno dell'alburno. Infatti, senza correzione, i gradienti di temperatura naturali all'interno dell'alburno possono occasionalmente portare a errori fino al 50% nelle stime del flusso di linfa (cfr. Do. F. & Rocheteau A. 2002). Utilizzando i sensori TDP SF-L, è possibile sottrarre i gradienti di temperatura di fondo, variabili nel tempo, dalla differenza di temperatura tra i due aghi del sensore di flusso della linfa. Le misurazioni del flusso di linfa che ne derivano sono significativamente più accurate e il punto di riferimento del flusso di linfa zero (ΔT_{max}) rimane stabile per lunghi periodi.

ΔT_{r1} corrisponde al sensore S2, ΔT_{a1} al sensore S0, ΔT_{r2} al sensore S3;

da cui $\Delta T_{corr} = \Delta T - (\Delta T_{r1} + \Delta T_{r2}) / 2$

quindi la Velocità della linfa (Granier) $V = 0.714 \cdot k^{1.231}$

da cui $V_{corretta} = 0,714 \left(\frac{\Delta T_{MAX} - \Delta T_C}{\Delta T_C} \right)^{1.231}$

ΔT_C (corretto) rappresenta la distribuzione della temperatura corretta dalla variazione ai lati del tronco.

ΔT_{max} è il valore massimo del ΔTC , calcolato ogni 24 ore: considerando tutti i valori 12h prima e dopo la mezzanotte. Conoscendo l'area della sezione del tronco (SA) è possibile calcolare il flusso dalla seguente equazione

$$F = SA \cdot V \cdot 3600 \text{ (ml/h)}$$

Un'opzione molto utile per la determinazione esatta del punto di flusso zero è costituita da informazioni continue aggiuntive sullo stato di saturazione dell'acqua del tronco dell'albero fornite dai dendrometri elettronici. Queste informazioni aggiuntive consentono una nuova definizione delle condizioni di flusso zero: flusso di linfa pari a 0, quando cioè l'umidità relativa nella chioma è del 100% e il tronco dell'albero è saturo d'acqua (indicato dalla curva dendrometro). La precisa determinazione del punto zero basata sul dendrometro rende superfluo l'azzeramento solitamente eseguito ogni notte (figura 50).

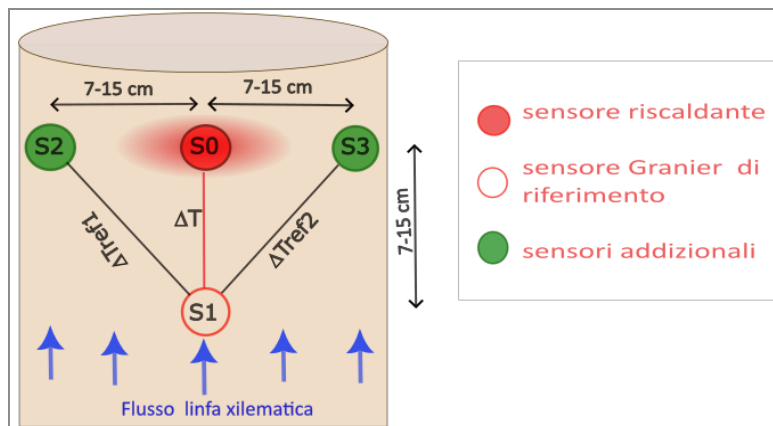


Figura 50 Schema dei sensori di misura della linfa con metodo TDP SF-L

IL sistema SF-L consente il rilevamento del flusso diurna e notturna di linfa ciò rappresenta un dato essenziale per valutare l'efficienza e l'efficacia della fitobarriera e combinarla con i classici sistemi di Pump & Treat (figura 51).

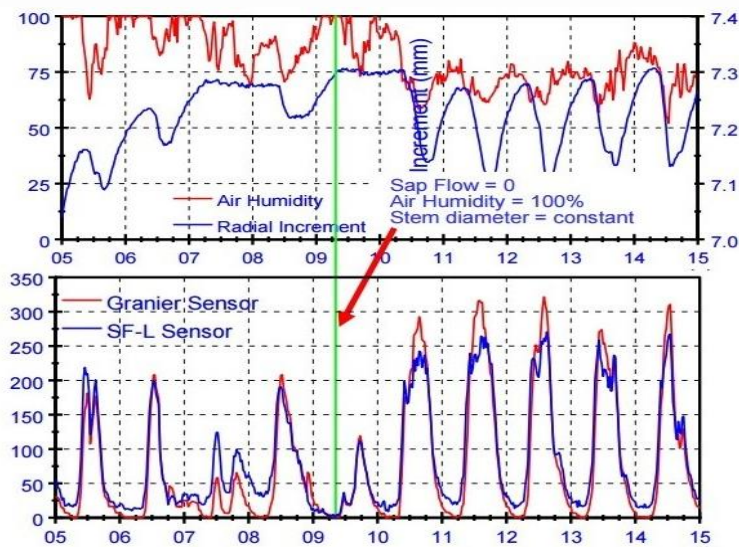


Figura 51 Distribuzione del flusso della linfa con il sensore SF-L e il sensore Granier e le correlazioni con la variazione dell'umidità dell'aria e l'incremento radiale del tronco misurato con dendrometro.

Un aspetto importante per il buon funzionamento del sistema è la fase di allestimento dei sensori TDP nel tronco, poiché i sensori sono costituiti da elementi delicati: aghi del diametro 1,5 mm, lunghezza 33, (43, 63 mm) intorno ai quali sono avvolti fili molto sottili dell'elemento riscaldante e dalle termocoppie interne. I sensori sono collegati da fili che convergono in un cavo lungo 5 m, estendibile a 20 m con i quali si collegano alla batteria ed alla centralina.

L'allestimento prevede l'utilizzo del materiale fornito in dotazione ai sensori oltre ad un trapano a batterie con punte da 8 e 2 mm, ed i seguenti step:

1. individuare i 4 punti in cui realizzare i fori per l'inserimento dei sensori S0, S1, S2 e S3); avendo cura di verificare che la lunghezza dei fili di collegamento dei sensori sia sufficiente affinché non si pieghino. Partendo da N posizionare tutti i punti equidistanti (7-14cm) da S0 quindi S2 e S3, che andranno posti ai lati del primo e sullo stesso piano, ed infine S1 in basso lungo la perpendicolare al punto centrale (S0), come rappresentato in figura 46.
2. Procedere con la rimozione della corteccia utilizzando il trapano con la punta da 8 mm;
3. Effettuare i fori, in direzione radiale ed a 90° dal tronco, con la punta da 2 mm fino alla profondità di 2,3 cm.

In caso di legno duro può essere necessario entrare ed uscire con cautela con il trapano 2-3 volte in modo da aprire completamente il foro, avendo cura di rimuovere completamente la polvere. Quando si praticano i fori, si consiglia di utilizzare una velocità di perforazione bassa per evitare il riscaldamento del legno.

4. Utilizzare degli aghi, in dotazione, per inserire i tubi di alluminio nel foro, che svolgono anche una funzione protettiva dei sensori.
5. Inserire delicatamente i sensori nei tubini, aiutandosi con del silicone, evitando di piegarli, per non danneggiare il sensore.
6. Completato l'inserimento dei sensori nell'albero collegare la batteria al Datalogger (figura 52).

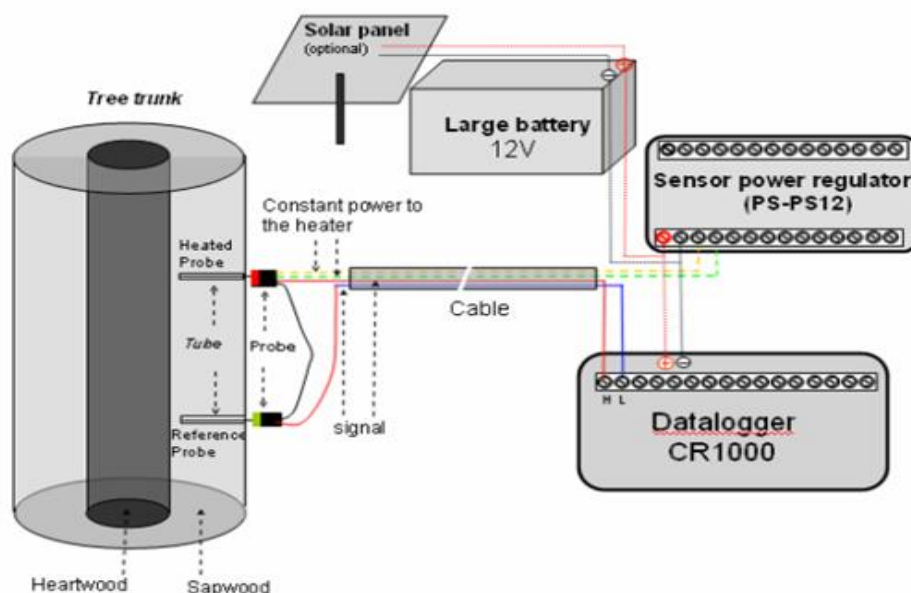


Figura 52 Schema del sistema per il flusso della linfa e di trasferimento dei dati alla centralina alimentato da una batteria collegata ad un pannello solare.

9.1.4.3 CRITERI PER LA STIMA DELL'EFFICIENZA DELLA FITOBARRIERA

La stima del grado di efficienza della barriera, può essere eseguito tramite:

- A. il monitoraggio del flusso di linfa, tramite sensori (sap flow, dendrometri) permette di quantificare l'assorbimento di acqua delle fitobarriere (Fig. 53);
- B. le analisi degli alberi, di cui al paragrafo "Caratteristiche chimico fisiche degli alberi" (9.1.4.5.1), e delle acque sotterranee (cfr. par. 7.2);
- C. le analisi dei dati ottenuti tramite piccoli veicoli aerei senza pilota (sUAV) o droni equipaggiati con sensori di temperatura;

applicando i seguenti criteri:

- a) Sul 20% degli esemplari, con diametro del tronco non inferiore a 15 cm, della fitobarriera, con frequenza annuale, selezionando la stagione più rappresentativa tra la primaverile e l'autunnale.
- b) Sul 100% dei piezometri spia a valle della fitobarriera ed eventuali indicati come significativi, con analisi delle acque sotterranee, con frequenza trimestrale nel primo anno. Al verificarsi, nel secondo anno, di una tendenza in diminuzione della contaminazione è possibile passare ad un monitoraggio semestrale. Nel momento in cui si verifica l'assenza di superamenti delle CSC dei parametri è necessario eseguire un monitoraggio annuale.
- c) Sul 100% degli esemplari, tramite piccoli veicoli aerei senza pilota (sUAV) o droni equipaggiati con sensori di temperatura, con frequenza semestrale correlando i risultati della prima campagna con quelli ottenuto dalle analisi chimiche

È opportuno far coincidere, quando possibile, i periodi delle diverse tipologie di monitoraggio.

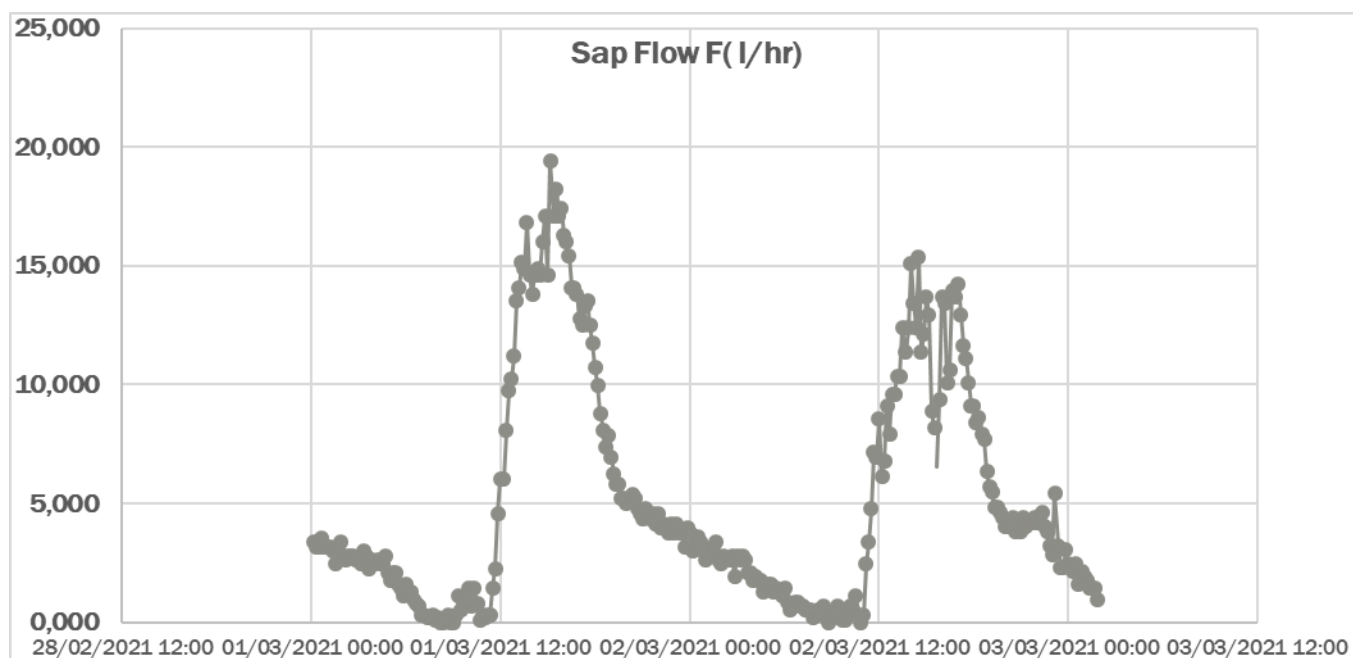


Figura 53 Distribuzione giornaliera della linfa misurata nel mese di marzo con un sensore SF-L in un pioppo nero (diametro circa 20 cm) nel SIN di Bussi sul Tirino (elaborazione Luchetti L., ARTA Abruzzo).

9.1.4.4 SELEZIONE DELLE SPECIE VEGETALI

L'inventario della vegetazione esistente sul sito (erbacea, legnosa, lianosa, arbustiva, arborea, ecc.), con l'indicazione del contatto eventuale tra l'apparato radicale e i contaminanti può risultare utile nella scelta delle specie per l'intervento e per la scelta del tipo di fitotecnologia. La prima domanda chiave per l'impiego di una fitotecnologia è se esiste una specie in grado di sopravvivere nell'ambiente del sito contaminato. Allo scopo è utile procedere attraverso passi successivi che prevedono:

- a. ricerca delle specie già presenti sul sito in database contenenti le specie impiegate nelle fitotecnologie;
- b. individuazione nei database di specie potenzialmente adatte per il sito (ma non attualmente presenti);
- c. individuazione di specie ibride o affini, riconducibili a quelle individuate nei punti a. e b.;
- d. individuazione di specie non riscontrate nei database, ma vegetanti in condizioni simili a quelle del sito di intervento.

In relazione alla scelta della specie (Allegato 9.1), valutazioni di carattere ecologico sul potenziale impatto sulle comunità naturali derivante dall'introduzione di specie non native devono essere prese in considerazione nella progettazione. Inoltre, fattori determinanti per la riuscita del progetto rispetto alle caratteristiche della specie riguardano la velocità di crescita, la forma di crescita (annuale-perenne, sempreverde-decidua), portamento (erbaceo, arbustivo, arboreo), caratteristiche dell'apparato radicale, utilizzo dell'acqua, resistenza a malattie/patogeni. Diverse risorse su internet sono disponibili a questo proposito. In particolare, vanno evidenziati i database che riportano le specie per fitotecnologia impiegata, quelli di specie per contaminante e la bibliografia scientifica sulle fitotecnologie sono descritti nel prospetto dell'Allegato 9.2. I dati sull'evapotraspirazione delle piante sono più difficili da reperire e dipendono dalle condizioni di misura degli studi presi in esame.

I moduli DR possono essere implementati con ulteriori specie vegetali, la scelta si deve orientare verso una cultivar competitiva e che abbia un apparato radicale robusto, fibroso e profondo. Alla cultivar delle fitobarriere può essere aggiunta un'erbacea che, per competizione, riduca lo sviluppo di erbe infestanti; a tale scopo si può utilizzare la poacea *Festuca rubra*. L'efficacia di una fitobarriera dipende dall'installazione di una cultivar a crescita veloce subito dopo la semina e prima dell'arrivo di precipitazioni ingenti. Un punto critico è la preparazione di un appropriato semenzaio, considerato che la fitobarriera dovrà avere una lunga durata. Andranno testati il pH e la fertilità del suolo e aggiunto l'ammendante necessario per la cultivar da impiantare. Se la barriera viene realizzata su terreni ad elevata erosione, si deve considerare di circondare i lati della barriera e la parte terminale con sistemi vegetali che proteggano dall'erosione. In merito alla modalità di semina, spesso è sufficiente una seminatrice montata su trattore o manuale. In alternativa una idrosemina con un mix di semi, acqua e pacciame si rivela molto efficace, soprattutto nel proteggere il suolo dall'erosione nelle prime fasi. Le fitobarriere vanno installate perpendicolarmente rispetto al flusso dell'acqua, in modo da poter agire in maniera efficace come filtro. La fitobarriera è correttamente applicata con l'utilizzo combinato di specie multiple con portamento da erbaceo ad arbustivo ed arboreo in modo da formare una barriera ad ogni livello, sia sul soprassuolo (strati di vegetazione differenziati) che nel sottosuolo (zone radicali differenziate). Le formazioni lineari, se utilizzate anche per la produzione di biomassa (con ceduzioni ripetute) devono infine contenere filari multipli di piante con età differenziate, in modo da procedere alla raccolta a fasi alterne permettendo di lasciare sempre uno o più filari a protezione dei bersagli posti a valle del sito, che possono essere rappresentati da un corso d'acqua, da una strada o da

un abitato in genere. Queste formazioni, poste ai bordi di campi coltivati, possono rientrare inoltre nella tipologia di sistemi di agroforestry.



Figura 54 Chioggia (VE). Fasce tampone



Figura 55 Chioggia (VE). Fasce tampone con specie arboree (pioppo e salice) ed arbustive (biancospino, rosa canina ed altre) sui bordi dei campi a protezione dei canali contro la lisciviazione dei composti azotati in eccesso.

9.1.4.5 MONITORAGGIO DELLA SOPRAVVIVENZA E CRESCITA DELLE SPECIE VEGETALI

Per quanto riguarda la sopravvivenza e la crescita delle piante utilizzate negli impianti è necessario svolgere un monitoraggio costante ed intensificato durante i primi anni di impianto.

Durante le prime fasi sarà necessario verificare il buon attecchimento delle piante ed il buono stato fitosanitario; le giovani piante potrebbero dover essere dotate di *shelter*, in caso di presenza di selvatici quali lepri, caprioli o cinghiali. Il monitoraggio dovrà poi proseguire con sopralluoghi annuali o almeno

biennali per verificare lo stato di salute, la crescita ed eventualmente i tempi di taglio. Un monitoraggio costante è inoltre necessario in caso di possibili variazioni di qualità e quantità dell'inquinante.

Per quanto riguarda il monitoraggio sull'inquinante nei pressi e a valle della barriera è possibile utilizzare tecniche dirette e indirette, che permettono di indirizzare e integrare quelli di uso comune previste dalle Linee Guida SNPA n.15-16 del 2018, dall'Allegato 2 della Parte Quarta titolo V "Bonifica dei siti contaminati" del D.lgs. 152/06 e ss.mm.ii, e dal D.M. 46/19.

Anche per le piantagioni di fitocapping sarà necessario eseguire monitoraggi costanti e più attenti durante i primi mesi dall'impianto (ed eventualmente dopo ogni ceduazione). Le piante potranno dover essere dotate di *shelter* e dovrà essere verificato l'attecchimento, le condizioni fitosanitarie ed eventualmente lo stato idrico, almeno nei primi mesi. Il monitoraggio potrà poi proseguire con cadenza annuale o biennale. Per la valutazione della crescita delle piante è possibile eseguire misure di altezza oppure diametro a petto d'uomo. Nella stagione vegetativa deve essere valutato, con cadenza almeno annuale lo stato fitosanitario. Tutte le misure e le osservazioni possono essere effettuate su un campione di piante.

Le aree oggetto d'intervento devono essere recintate, dotate di sistemi di sorveglianza e controllo per il monitoraggio in continuo e la trasmissione dei dati alla Regione Abruzzo ed all'Amministrazione attuatore degli interventi (Comune).

Le tecniche consistono in campionamento ed analisi da effettuare sia tramite misure indirette, acquisite in continuo, sia tramite prelievi diretti dei seguenti parametri.

Parametri acquisiti con tecniche indirette:

- caratteristiche chimico fisiche degli alberi
- parametri meteo ambientali
- soggiacenza della falda
- caratteristiche chimico fisiche nelle acque sotterranee
- flusso di CO₂, CH₄, COV e caratteristiche chimico fisiche del soil gas
- misura del flusso della linfa
- misure dendrometriche

Parametri acquisiti con tecniche dirette:

- caratteristiche chimico fisiche degli alberi
- caratteristiche chimico fisiche nelle acque sotterranee
- caratteristiche chimico fisiche del terreno
- caratteristiche chimico fisiche del soil gas
- caratteristiche chimico fisiche degli alberi

9.1.4.5.1 Caratteristiche chimico fisiche, campionamento ed analisi delle piante

Finalità. Le caratteristiche chimico-fisiche delle piante sono valutate tramite l'analisi dei tessuti e del gas della pianta per la ricerca dei contaminanti, sottoprodotti e/o sostanze organiche presenti nelle matrici suolo, acque sotterranee e soil gas. La presenza di composti marker in tutte le matrici conferma l'interazione con il contaminato e il suo trasporto nel sistema della pianta, piuttosto che dell'evidenza primaria della bonifica, permettendone il monitoraggio.

Tale approccio green dei controlli è di ampia applicazione, consente lo screening di un volume maggiore di sottosuolo rispetto a sondaggi, trincee e la possibilità di indagare anche aree scarsamente agibili per i mezzi pesanti.

Strumenti

Le procedure per il campionamento e l'analisi dei tessuti della pianta, in relazione ai contaminanti, sottoprodotti e/o sostanze organiche dipendono dal tessuto analizzato. In generale il prelievo di campioni di legno e radici è effettuato con un succhiello forestale. È possibile il prelievo di linfa grezza e delle sostanze gassose traspirate.

Le fasi di campionamento individuate nelle Linee guida Phytoscreening della Regione Abruzzo (DGR235_2019) prevedono la valutazione delle concentrazioni dei COV negli alberi attraverso due modalità di campionamento:

- **diretto**, stima diretta della contaminazione nella matrice vegetale tramite l'analisi del tronco,
- **in vivo**, misura degli aeriformi nel tronco per stimare in modo indiretto la sua contaminazione.

Le due tecniche applicate in combinazione rendono ancora più rapidi i tempi entro cui è possibile individuare la contaminazione del sottosuolo e modulare le successive attività.

I passaggi delle attività di base del campionamento, già testati con successo dall'Agenzia per la tutela dell'Ambiente dell'Abruzzo e dell'Emilia-Romagna (Filippini et al. 2022) possono essere riepilogati in 3 STEP:

Fase 1 Acquisizione dei dati preliminari

Fase 2 Campionamento diretto

Fase 3 Campionamento *in vivo*

Che di seguito sono schedulati.

FASE1: Acquisizione dei dati preliminari

Aria ambiente: CH₄, O₂, CO₂, P e T

Specie, Coordinate geografiche, lunghezza del tronco;

Diametro ed altezza del tronco nel punto di campionamento.

FASE2 Campionamento diretto (matrice vegetale e volatile):

Rimozione corteccia;

Posizionamento del succhiello all'altezza definita (1m);

Estrazione della microcarota dal tronco di 5 mm di diametro e 9 cm di lunghezza, ed in due direzioni azimutali (NE e SW) attorno all'albero,

- divisione in tre parti (valutazione trend concentrazione) rapido inserimento di ogni porzione in vials/VASE-HSPE o dell'intera carota frammentata (valore medio della concentrazione) in un solo vial;
- Inserimento nel foro di un tubo a desorbimento termico (SPA) dotato di Vacuum Bottle o di tubazione connessa ad un Canister e campionamento del gas.

Trasporto in frigobox a 4°C per le analisi di Laboratorio dei tubi e Vial/VASE;

Trasporto in frigobox a T ambiente per le analisi di Laboratorio dei Canister;

Conservazione a -20°C con metanolo ed analisi non prima di 24/48 h ed entro 14 g;

Conservazione a 4°C «tal quale» o in acqua demineralizzata ed analisi entro 48 ore;

Conservazione a 4°C di Tubi SPA- HSPE ed analisi entro 14 giorni.

FASE 3 Campionamento in vivo (matrice volatile):

Avvolgimento del nastro in teflon nella parte iniziale della fiala colorimetrica;

Inserimento nel foro per circa 2 cm;

Collegamento della fiala colorimetrica, selezionata in base al composto marker, alla drager o ad una pompa a basso flusso (0,2L/min) e lettura della concentrazione secondo il tempo/volume di campionamento;

- Lettura dei VOC tot con PID posto a valle della fiala o direttamente nel foro.

Questa procedura rappresenta la base per lo svolgimento dei monitoraggi che potranno essere integrate con campionamenti delle acque sotterranee e del suolo come descritto nei precedenti paragrafi.

Strumentazione e materiale per il campionamento

Campionamento *in vivo* (matrice volatile nel foro di estrazione della microcarota) **finalizzato ad analisi di campo:**

- campionatore incrementale (succhiello di Pressler)
- centralina meteo
- drager manuali o pompa personale elettrica attiva
- Analizzatori portatili per gas PID, GA
- rotella metrica
- tubi e nastri in teflon
- frigobox e refrigeranti
- Fiale colorimetriche (UNI EN 1231-1999) attive dei composti d'interesse
- pasta antibiotica.

Campionamento *in vivo* (gas nel foro di estrazione della microcarota) **finalizzato a analisi di laboratorio:**

- campionatore incrementale (succhiello di Pressler)
- centralina meteo
- rotella metrica
- frigobox e refrigeranti
- Sorbent pen™ vuota + Bottle-Vac™
- pasta antibiotica

Campionamento diretto (microcarota di tronco) finalizzato ad analisi di laboratorio:

- campionatore incrementale (succhiello di Pressler)
- centralina meteo
- rotella metrica
- frigobox e refrigeranti
- vials a vite in vetro trasparente e ambrato con tappo forato e setto silicone/PTFE da 40 o 60 mL, in funzione dei parametri da investigare
 - una per calcolo umidità
 - una per metalli
 - una per COV clorurati (con metanolo)
 - una per idr. C<12 (tal quale o acqua ultra-pura)
 - una VASE con HSP per COV
- Sorbent pen™ (HSP) con fase attiva dedicata + Bottle-Vac™
- Sorbent pen™ vuota o Tubazione inerte + Canister

- fiala carbone attivo (per strumento DMA 80-evo)
- pasta antibiotica.

Lo xilema è perforato con un succhiello di Pressler, uno strumento economico e facile da usare, che crea un foro di 0,5 cm di diametro nel tronco. La lunghezza di campionamento è di circa 10 cm, nelle specie che presentano un diametro maggiore questo intervallo corrisponde allo xilema, in genere in pioppi di circa 5 anni questa lunghezza corrisponde al raggio del fusto.

Procedura di campionamento standard. Il cilindro viene estratto dal tronco avendo cura di eliminarne la corteccia; quindi, dopo essere stato suddiviso in piccole porzioni è inserito in una vial. Il campione così preparato permette di ottenere una concentrazione media del tronco. Questo metodo è utile anche per ottimizzare l'estrazione chimica e migliorare la risoluzione analitica.

Procedura di campionamento per approfondimenti. Per valutare l'andamento lungo la direzione radiale dello xilema il tassello viene suddiviso in tre frazioni con ugual lunghezza (campione esterno), medio (campione medio) e interno (campione interno), a partire dalla corteccia verso il nucleo dell'albero, ciascuna conservata in una singola vial per le analisi chimiche. L'analisi in laboratorio dei tessuti del tronco rappresenta il **primo Step (diretto)** del protocollo phytoscreening, questo prevede che il campione sia immediatamente inviato al laboratorio per le determinazioni analitiche.

Le analisi della matrice vegetale sono di due tipologie:

1. utilizzo di solventi per la conservazione (metanolo) per la ricerca di COV;
2. tal quale per la determinazione di umidità, peso e Idrc. C<12,

queste analisi sono state integrate con ulteriori tecniche di estrazione che utilizzano dei nuovi dispositivi denominati Headspace Sorbent Pen™ (HSP, di Entech), con estrazione assistita tramite desorbimento termico (Vacuum Assisted Sorbent Extraction -VASE, di Entech) ed analisi in gascromatografiche /spettrografia di massa (GC-MS).

Il primo metodo analitico è stato sviluppato da Luchetti et al. (2014) e tiene conto delle caratteristiche peculiari di queste matrici vegetali e dei composti di interesse. Infatti, partendo da metodi ufficiali editi dalla United States Environmental Protection Agency (EPA 5035A 2002, EPA 5021A 2003, EPA 5030C 2003, EPA 3550C 2007), i laboratori dell'Agencia hanno messo a punto un metodo analitico interno. In particolare, prevede che i campioni assegnati all'analisi vengano inseriti nei contenitori immediatamente dopo il campionamento. In particolare, il metodo di campionamento ed analisi prevede che il campione sia ridotto in piccoli pezzi ed immediatamente inserito in vial di vetro color ambra da 40 mL con tappo in teflon e 10 mL di metanolo. Oltre a questa tecnica è possibile utilizzarne un'altra che prevede l'utilizzo di flaconcini di vetro da 40 mL con tappo in Teflon senza metanolo (tal quale) o 10 ml di acqua ultra-pura, quest'ultimo tassello è utilizzato per determinare l'umidità e altri composti più volatili (Cloruro di vinile...). I campioni vengono conservati in frigorifero a 4 ° C per 24-48 ore; in caso contrario, i campioni vengono conservati a -18 ° C per un massimo di 14 giorni. In laboratorio i campioni vengono immersi per 15 minuti in bagno ad ultrasuoni allo scopo di ottenere un miglior contatto legno/conservante e per le successive determinazioni gascromatografiche/spettrografia di massa (EPA 8260C 2006), della porzione di estratto diluita con 40 ml di acqua ultra-pura, utilizzando le tecniche Purge and Trap. Le determinazioni chimiche sono riferite a campioni di alburno (ricco di linfa) e sono espresse come µg/kg. Inoltre, si deve effettuare la determinazione dell'umidità del legno a 105 ° C ciò è necessario per formulare la concentrazione dei composti a peso secco, ottimizzando i dati chimici.

Il secondo Step (in vivo) viene eseguito con il campionamento del gas nei fori del tronco (gas del tronco), e con misure *in situ* utilizzando strumenti portatili quali: tubi colorimetrici per rivelatori di gas (CGDT), PID (rivelatore di fotoionizzazione portatile - Tiger Ion Science), strumentazione particolarmente utile in campo.

Inoltre, in recenti lavori (*Lucina Luchetti, Giuseppe Pignatti, 2022 e Filippini et al., 2022*) sono stati utilizzati nuovi dispositivi utili alla speciazione dei composti volatili: le Sorbent pen attive SPA (Entech), che hanno consentito di quantificare anche la matrice volatile tramite analisi di laboratorio e metodi standard.

Tra i dispositivi di campo le fiale colorimetriche (CGDT) consentono un rapido profilo semiquantitativo direttamente proporzionale alle concentrazioni dei contaminanti cVOC presenti nelle matrici sotterranee (acqua, terreno e soil gas). I CGDT sono tubi di vetro contenenti materiali ossidanti, che decompongono i composti chimici che entrano nei tubi. Ogni sostanza, che interagisce con il reagente chimico presente nella fiala, la scolorisce con un cambiamento di colore proporzionale alla scala graduata stampata sulla superficie della fiala. Originariamente, i CGDT (EN 1231: 1996) progettati specificamente per il monitoraggio delle sostanze pericolose sul posto di lavoro nell'atmosfera interna sono campionati con una pompa manuale. Diversi composti chimici possono essere rilevati con i CGDT, ai fini dello studio i CGDT selezionati sono quelli relativi all'identificazione dei cVOC. Il campionamento del gas dei CGDT può essere eseguito anche utilizzando una drager o una pompa a vuoto a una portata di 200 mL/min collegata direttamente tramite un tubo in teflon al tubo di rilevamento del gas. I composti chimici sono selezionati in base alla contaminazione suolo-sottosuolo, acque sotterranee e soil gas. Il campionamento del gas del tronco viene eseguito sul lato azimutale del tronco che presenta la concentrazione di linfa più bassa (SW nel pioppo). *NB: Il periodo di massima attività vegetativa dell'albero (stagione primaverile) produce un forte aumento del flusso della linfa e il suo possibile ingresso nella fiala, con conseguente impedimento della lettura, fino alla sua fuoriuscita dal tronco. In queste condizioni è possibile eseguire esclusivamente il campionamento della matrice vegetale.*

Ogni CGDT, selezionata con il più basso range di misura, viene inserita nel foro. Il tempo di campionamento dipende dai limiti di rilevamento del CGDT e anche dal volume campionato, come indicato nelle istruzioni del produttore.

Per ogni campagna di misura è necessario rilevare parametri ambientali quali temperatura ambiente, pressione atmosferica e tempo di variazione della colorazione.

Infatti, la concentrazione finale viene dedotta utilizzando la seguente formula:

$$C = C_f \times F_c,$$

dove C_f è la concentrazione nominale e F_c è il fattore di correzione, che dipende dal tempo di decolorazione, dalla temperatura ambiente e dalla pressione.

Ad esempio, l'intervallo di misurazione massimo fornito per PCE (tetracloroetilene) è compreso tra 3 e 9 ppmv, in base al volume del campione di 50 mL raccolto in 15 secondi e dopo 45 secondi di tempo di decolorazione.

Se non si ottiene una decolorazione del tubo si prosegue la misura con un volume del campione standard PCE CGDT di 100 mL e l'intervallo di interesse della concentrazione correlato è 0,2-3 ppmv, rilevato in 30 secondi con un tempo di decolorazione di 1,5 minuti.

In questo modo, la portata della pompa del vuoto viene impostata a 200 mL/min e il gas di linea viene raccolto seguendo fasi temporali crescenti, con un volume progressivamente multiplo di 50ml, che andrà a determinare concentrazioni progressivamente minori.

Tabella 30 Tipologie di detector tube con indicazione dei range delle concentrazioni rilevabili.

C Range ppm	130L 1.1DCE CVM-TCE-PCE	131L CVM- TCE-PCE	132LL TCE- PCE-1.2DCE	133LL PCE 1.2 DCE	137LL TCM PCE	138L DCM
min	0,4	0,1	0,1	0,1	0,3	4
max	40,6	6,6	8,8	9	4,5	10

A seconda della specificità del produttore, il parametro Fc può essere ulteriormente corretto dal valore della pressione con la seguente formula: $C_f \times 1013 \text{ (hPA)} / \text{Pressione atmosferica misurata (hPA)}$. Ad ogni modo, è necessario seguire le specifiche di ciascun produttore.

Un ulteriore elemento è il coefficiente di conversione per confrontare i dati del sottosuolo (es.: dati del suolo e delle acque sotterranee) con l'indagine di phytoscreening, utilizzando la formula:

- $\text{mg/m}^3 \text{ o } \mu\text{g} / \text{L} = \text{CF} \times \text{M} / 24.04$

dove M è il peso molecolare specifico a 20 ° C e 760 mmHg.

Dopo l'uso, le fiale scoloriscono in breve tempo, la sigillatura con nastri in teflon ne consente il mantenimento temporaneo. La scheda le metodiche analitiche e per il verbale di campionamento sono riportate negli allegati 9.3 e 9.4.

9.1.4.5.2 Campionamenti idonei per basse concentrazioni

La presenza di basse concentrazioni richiede l'utilizzo di campionamenti ad alta sensibilità; questi possono essere condotti con Sorbent pen TM (SP), tubi di acciaio utili per l'analisi dei campioni di gas prelevato dal foro di estrazione della carota dal tronco e del tessuto vegetale.

Presentano due diverse configurazioni per l'analisi di laboratorio del Desorbimento Termico Diretto: Headspace Sorbent Pen (HSP) per l'analisi nello spazio di testa e Active Sorbent Pen TM (ASP). La configurazione HSP consente di analizzare campioni di tronco, ottenuti con metodo di campionamento diretto, attraverso campioni preparativi con il metodo VASE (EPA 5021 A 2014). La SP viene analizzata mediante estrazione e pre-concentrazione con desorbimento termico, seguito, per entrambi i supporti, da analisi gascromatografiche e spettrometriche di massa (GCMS) (UNI CEN/TS 13649:2015 e EPA 5021 A 2014 / EPA 8260 D 2018). I tubi assorbenti sono disponibili in una vasta gamma per l'analisi di diversi composti, Tenax[®] e Carboxen 1000 (HSp-TCBXN colore verde) e Tenax[®], (HSP –TBC colore azzurro), vengono inseriti attraverso il tappo nella vial, contenente il campione di legno (ridotto in piccoli frammenti), senza solvente. I composti vengono estratti con riscaldamento-agitazione in condizioni di vuoto per un tempo di circa 1 ora, dopo il raffreddamento sono inseriti nel desorbitore termico montato nel GCMS.

Tra gli adsorbenti attivi (ASP) utilizzati per il campionamento del gas nel tronco quelli di maggior utilizzo sono i Tenax[®] e Carboxen 1000 (ASP-HS-TCBXN). Il tubo, presenta un diametro di 0,5 cm e lunghezza di 10,8 cm, è montato su una bottiglia in vetro temperato ambrato da 1L dotata di valvola restrittore. Quest'ultima funge da sistema di aspirazione tarato alla portata di 0,03 L /min (microvalvola e Bottle- Vac TM). L'ASP

viene inserito direttamente nel foro del tronco e dopo il collegamento con la bottiglia, si avvia il campionamento per un tempo compreso tra 25 'e 33'.

I Canister, così come le fiale a desorbimento termico, prevedono una tecnica di campionamento ponderata nel tempo utile per rilevare cVOC altamente volatili. Inoltre, quando sono presenti composti con concentrazioni elevate è possibile utilizzarlo prevedendo un intervallo di tempo di campionamento compreso tra 5 e 33 minuti. Questo consente la possibilità di campionare i bassi volumi dei gas nel tronco senza produrre un richiamo di aria ambiente entro il campionatore.

La concentrazione del contaminante (C) si ottiene partendo dalla massa analitica rilevata M applicando la formula (1):

$$C(\mu\text{g}/\text{l} = \text{mg}/\text{m}^3) = \frac{M(\mu\text{g})}{V(\text{l})} = \frac{M(\mu\text{g})}{\Delta t(\text{min}) \cdot Q(\text{l}/\text{min})}$$

dove V è il volume del campione raccolto ottenuto al momento del campionamento (Δt) con la portata (Q) a 0,03L/min con i Canister è possibile variare la portate di campionamento regolando il restrittore in laboratorio.

La Bottle-Vac™ o Canister viene pulita per il riutilizzo mediante evacuazione, riempimento con azoto e dopo la pulizia viene lasciato sottovuoto. Queste, dovranno essere fornite dal proponente unitamente ai certificati di analisi dei supporti prima dei campionamenti.

Gli ASP vengono ricondizionati per un successivo riutilizzo, non possono essere definiti come consumabili poiché durano diversi anni ed è possibile verificarne le prestazioni estraendo uno standard analitico allo stesso modo dell'estrazione del campione.

Dopo l'estrazione del composto, l'ASP viene chiuso, i composti sono stabili al loro interno fino a tre settimane dopo l'estrazione prima della loro analisi con TD-GC-MS (UNI CEN / TS 13649: 2015).

I campioni vengono conservati in frigorifero a 4 ° C per un massimo di 14 giorni.

Lo schema riassuntivo delle metodiche analitiche e le prescrizioni per il trasporto e la conservazione dei campioni di tronco e del gas sono riportate in Allegati 9.3 e 9.4.

Le due tecniche attuate in combinazione rendono ancora più rapidi i tempi con cui individuare la contaminazione del sottosuolo e modulare le successive attività.

9.2 Fitotecnologie, supporto alla definizione delle scelte progettuali

9.2.1 Sito di intervento, suolo e clima

La descrizione del sito di intervento attraverso cartografie idonee includenti le infrastrutture presenti e circostanti l'area (es., costruzioni, corpi idrici, viabilità e accessi) è importante in fase progettuale per definire il tipo di fitotecnologia più adatta, anche in relazione alle esigenze della stessa. Altre informazioni utili includono l'utilizzo storico del sito, l'ubicazione, l'estensione e la concentrazione dei contaminanti, così come le caratteristiche del terreno, dell'acqua di superficie e di falda, e le emissioni gassose. Le informazioni sulla distribuzione del contaminante sono necessarie per la corretta progettazione del sistema di fitotecnologia, poiché se la concentrazione fosse troppo elevata l'impiego della fitotecnologia potrebbe non essere adatto. Porzioni ad elevata concentrazione di contaminante in superficie (*hotspots*) possono essere rimosse prima della realizzazione dell'intervento. Il flusso delle acque di scorrimento superficiale

condiziona l'ubicazione della piantagione e la disposizione delle piante (sesto d'impianto). In certi casi, la vegetazione spontanea presente può indicare dove è presente la contaminazione, assieme al prelievo di campioni di materiale vegetale ed alla successiva analisi sulla presenza di contaminanti.

Le condizioni dei suoli possono condizionare largamente l'efficacia della fitotecnologia. Siti contaminati di origine industriale possono essere ricoperti da uno strato di terreno di bassa o nulla fertilità, oppure risultare compattati tanto da rappresentare un limite per la penetrazione delle radici. In questi casi occorre sopperire con lavorazioni e ammendanti idonei per supportare la crescita delle piante. Prove di laboratorio o in ambiente controllato possono aiutare a valutare caratteristiche del terreno che limitano la crescita delle piante (es. salinità, presenza di sostanze fitotossiche ecc.) utilizzate come fitotecnologia.

Le informazioni più complete possibili sulle condizioni climatiche del sito possono essere ottenute da stazioni meteorologiche vicine. Queste informazioni sono necessarie per la progettazione dell'intervento (es. sesto d'impianto), la selezione della specie (es., limiti di tolleranza a estremi di temperatura e precipitazione) e cure d'impianto (es., irrigazione ecc.). In generale, il periodo preferibile per la realizzazione dell'intervento è la primavera, in base alla quale regolare gli altri interventi necessari per la realizzazione dell'opera. Considerando la riduzione dell'attività delle piante durante i mesi invernali, la performance del sistema di fitotecnologia può essere ridotta in relazione all'andamento climatico.

9.2.2 Preparazione del sito di intervento

Gli interventi realizzati con fitotecnologie richiedono simili attrezzature e lavori preparatori, rispetto alle lavorazioni del terreno, ripulitura e scavo, gestione delle acque piovane, accessibilità, recinzioni e altri interventi per la sicurezza, ecc. Anche se le fitotecnologie costano meno di interventi di tipo convenzionale, richiedono comunque sistemi di irrigazione, attrezzature di monitoraggio, ecc. La progettazione dell'intervento deve prevedere anche come cambiano le esigenze (ad es. di irrigazione) nel corso degli anni, al crescere dell'impianto e non solamente nella fase iniziale.

L'irrigazione è necessaria per una vigorosa partenza del sistema di fitotecnologia e nella fase iniziale occorre sincerarsi della presenza di sufficienti volumi e pressioni idriche.

L'acqua utilizzata per l'irrigazione può essere:

- pulita,
- trattata
- contaminata, estratta dal sistema di Pump & Treat,

in certi casi, può essere idoneo usare quella contaminata per consentire alle piante di adattarsi alle concentrazioni presenti nell'acqua di falda. A tal fine si possono utilizzare i pozzi dell'impianto di barrieramento idraulico che attingono l'acqua contaminata. Tale opzione deve essere attentamente valutata in fase di progettazione, la soluzione potrà essere adottata se il fitoimpianto è posto a monte idrogeologico del P&T e se le modalità d'irrigazione non prevedano la volatilizzazione in aria degli eventuali composti volatili pericolosi presenti in falda.

Generalmente si utilizzano sistemi di irrigazione per aspersione, benché potrebbero essere limitati dalle dimensioni della piantagione e dalla presenza di COV: devono essere ben distribuiti sulla superficie in maniera da assicurare un'omogenea irrigazione della superficie.

- **Sistemi di irrigazione a goccia** richiedono una distribuzione più accurata e intensiva, e rimangono per lo più permanentemente sul sito, in superficie o interrati: con questi ultimi si può realizzare anche un'irrigazione multilivello (verticale), consentendo agli apparati radicali di raggiungere profondità via via superiori in maniera graduale e utilizzare le acque contaminate da COV.

Come regola generale, le piante devono ricevere un totale di 25-50 mm di acqua/settimana, inclusiva di precipitazione e acqua di irrigazione.

Una volta pienamente affermata la vegetazione, è possibile interrompere l'irrigazione.

Un problema dell'eccessiva irrigazione è rappresentato dalla mobilitazione della contaminazione attraverso acque superficiali e di falda.

Occorre in questi casi stimare la quantità di acqua necessaria per garantire la crescita senza favorire la percolazione nel terreno fino al raggiungimento della falda. Al riguardo si usano sistemi di monitoraggio dell'umidità del suolo. Inoltre, come sopraddetto devono essere presenti sistemi di P&T a valle idrogeologico del sito.

Per il controllo idraulico si utilizzano la baulatura del terreno, gradonamenti e/o barriere impermeabili o semipermeabili che possono controllare o impedire l'infiltrazione totale. Comuni materiali utilizzati per il barrieramento includono argilla, teli di polietilene o polipropilene (in questi casi le piante vanno collocate in apposite buche in prossimità di tagli a x del telo).

Appositi bacini possono accumulare nei suoli del sito l'acqua, mentre per minimizzare il deflusso delle acque superficiali si utilizzano materiali a maggiore permeabilità, come sabbia, ghiaia per limitare lo scorrimento delle acque.

- **Accesso**

Per definizione i sistemi di fitorisanamento crescono e cambiano nel tempo. Per questo occorre spesso considerare gli aspetti legati all'accesso, ad esempio per gli interventi di monitoraggio negli anni successivi all'impianto relativamente ai controlli necessari sulla crescita delle piante. Le recinzioni impediscono accessi indesiderati al sito di intervento, ma sono anche funzionali ad altri scopi (es., trasporto di rami fini e foglie altrove). Recinzioni elettrificate possono impedire l'accesso ad animali di taglia grande e possibili danni alla piantagione da parte di essi. Per la fauna più piccola sono utilizzate reti. Anche le piante (alberi) possono richiedere protezione individuale da animali che causano danni al tronco. La stabilità degli alberi è garantita da idonei pali tutori.

9.2.3 Lavorazioni, ammendanti, concimi

Tutti i sistemi di fitotecnologia richiedono una qualche forma di lavorazione del terreno. Si tratta di interventi analoghi a quelli impiegati in agricoltura, inclusivi di aratura, concimazione, affinatura del terreno, preliminari alla messa a dimora delle piante. Essi vengono collegati ai lavori di modellazione del profilo del terreno, creazione di sistemi di controllo del drenaggio o di rimozione di ostacoli, in base alle informazioni raccolte nella fase di indagine preliminare.

Per limitare la mobilitazione di inquinanti, per alcune specie è possibile tentare l'impianto 'su sodo', limitandosi all'apertura della sola buca (possibilmente con diametro ampio) per l'introduzione della pianta e all'applicazione di terreno di qualità /ammendante nella buca. In particolare, specie quali pioppo e salice sono comunemente piantati senza radici, sotto forma di astone (2-6 m di lunghezza) o talea (22 cm di lunghezza) e questo può permettere una minor lavorazione del terreno.

Tuttavia, su terreni particolarmente compatti, per favorire la radicazione e lo sviluppo potrebbe essere necessario un intervento di discissura (rippatura).

Le infestanti possono rappresentare un problema durante i primi anni di impianto. Potrebbero essere controllate solamente nei pressi della pianta, prima attraverso l'apertura di una buca più ampia, ed in seguito attraverso l'utilizzo di pacciamatura (dischi di fibra, cippato di legno).

Concimazioni ed ammendanti sono da valutare attentamente caso per caso, sia per i costi, sia per l'interazione con gli eventuali inquinanti, sia per la loro reale efficacia. (*problema dei suoli compatti*) (*problema delle infestanti*) (*concimazioni ed ammendanti*)

9.2.4 Metodi di piantagione

È bene approvvigionarsi del materiale di piantagione con largo anticipo rispetto ai tempi previsti per la messa a dimora. La piantagione è realizzata tipicamente in inverno o nella prima primavera. In generale, popolamenti misti hanno maggiore possibilità di riuscita rispetto alle monoculture, per i diversi vantaggi che offrono (effetto di sostituzione di specie meno adatte, presenza di comunità microbiche a maggiore diversità, effetti sinergici legati ai cicli di nutrienti, aspetto più “naturale”, più biodiversità e potenzialità di restauro dell’habitat). Occorre pianificare la successione delle specie se lo scopo è il restauro dell’ecosistema, includendo, ad esempio, specie più rapide nella crescita a carattere pioniere con quelle più lente della fase finale (10-15% del totale).

Per i sistemi di *capping* è necessario considerare le variazioni di crescita stagionali delle specie (sviluppo prevalente in primavera ed autunno, piuttosto che in estate), integrando, se necessario, entrambi i tipi di specie. Altre considerazioni riguardano la presenza di specie native (per piantagioni di lunga durata), sebbene in certi casi varietà non-native ben adattate localmente (es., graminacee foraggere, leguminose) possano essere la scelta migliore. Come materiale di riproduzione si utilizzano semi, piante a radice nuda e piante in contenitore. L’utilizzo del seme è preferibile per specie adatte a questo tipo di propagazione, generalmente effettuata in primavera. Si può coprire la semina con materiale adatto a proteggere il seme dalla predazione, per favorire un ambiente umido di germinazione e proteggere dall’eccessiva insolazione le giovani piante emergenti. Come pacciamatura si utilizzano segatura inumidita, fibre naturali o materiali sintetici. Le piante in contenitore sono più costose (piantagione, preparazione del terreno, trasporto), ma garantiscono in genere un attecchimento più veloce e una copertura più rapida anche grazie alla maggiore competizione rispetto ad altre specie infestanti.

Le specie arboree impiegate sono allevate in contenitori o, limitatamente ad alcune specie con facile moltiplicazione vegetativa, possono essere utilizzate come talee (polloni, astoni) in grado di radicare poste direttamente nel terreno (ad es., specie della famiglia delle salicacee, come pioppi e salici), a partire dalla messa a dimora nel periodo pre-primaverile (piante in riposo vegetativo). Il vantaggio di utilizzare talee, laddove possibile, deriva dalla facilità di conservazione, trasporto e impiego (minore necessità di scavo per materiale di ridotte dimensioni, maggiore profondità raggiunta). Le specie arboree possono essere piantate con dimensioni diverse, a seconda delle esigenze del progetto. Il vantaggio di piantare piante di maggiori dimensioni va ponderato con i costi del materiale ed i maggiori costi di impianto (trasporto, lavorazione terreni, mantenimento prima della messa a dimora ecc.). Materiale a radice nuda è più economico di quello allevato in contenitore, ma ha minore successo nell’attecchimento.

9.2.5 Cure e manutenzione

Le fitotecnologie, come altri interventi di bonifica, richiedono operazioni di manutenzione. L’obiettivo principale è il mantenimento di una buona e vigorosa crescita delle piante, mantenendo condizioni ottimali di crescita, riducendo predazione e parassiti, effettuando le cure stagionali che preparano le piante per la stagione successiva. In generale, è più importante assicurare lo sviluppo di un migliore apparato radicale piuttosto che una chioma sana, anche se spesso questi due aspetti sono fra loro collegati. È inoltre necessario il monitoraggio dell’efficacia dell’intervento di bonifica.

Per mantenere le piante in buone condizioni di crescita si utilizzano metodi standard agronomici rispetto alla concimazione, irrigazione, gestione dei parassiti, e controllo delle infestanti. Le fallanze andranno sostituite con nuove piante per mantenere la funzionalità del sistema. Accanto a idonee condizioni di fertilità, è necessario assicurare l’approvvigionamento idrico. Una regola di larga massima è quella di assicurare alle piante 25-50 mm di acqua ogni settimana.

Le infestanti dovrebbero essere controllate per ridurre la competizione con le piante utilizzate nella fitotecnologia. Anche se il controllo può essere utile per tutta la durata del progetto, è nei primi anni che è fondamentale, almeno finché le chiome degli alberi non impediscono la crescita delle specie competitive. Il controllo delle infestanti può essere ottenuto con mezzi meccanici (morganatura, fresatura) o attraverso l'impiego di erbicidi, purché compatibili con il sito e con le stesse specie usate per il fitorimedio. Un controllo deve essere fatto anche sui potenziali parassiti, così come sui danni prodotti da mammiferi di taglia più grande. Il monitoraggio rispetto alle malattie deve essere parte delle attività standard del progetto, al fine di intervenire con idonei mezzi a protezione della coltura destinata al fitorimedio (nel caso, consultare specialista patologo e/o entomologo agronomo/forestale). In certi casi, possono essere i contaminanti stessi a causare stress alla pianta impiegata nella fitotecnologia, il che può essere considerato positivamente: può capitare di dover ricostituire più volte la piantagione, ma l'effetto è quello desiderato.

Il controllo della crescita di piante erbacee (sfalcio) e arboree (potature) può garantire una crescita più vigorosa e il controllo delle infestanti. L'attrezzatura impiegata dipende dal tipo di vegetazione interessata (erbacea, arbustiva, arborea) e dal sesto d'impianto. Sono da evitare le potature in autunno, quando nuovi ricacci potrebbero essere danneggiati dalle gelate. In genere il periodo preferibile per le potature è nel tardo inverno prima dell'avvio della stagione vegetativa primaverile. Il materiale vegetale ottenuto da queste operazioni potrebbe essere raccolto e trattato come rifiuto pericoloso fino all'esecuzione di idonei test per l'analisi dell'accumulo di contaminante. Anche se quest'ultimo è contenuto in piccole quantità, potrebbe essere necessaria l'attenzione nella movimentazione dello stesso secondo le normative. In molti casi, tuttavia, il materiale vegetale tagliato può essere lasciato sul posto. I test vanno condotti prima delle operazioni di potatura, anche sulla lettiera (foglie autunnali e rametti), provvedendo, se del caso, all'isolamento dell'area (recinzioni, reti di protezione, contenimento delle acque, anche rispetto a precipitazioni abbondanti). Se il contaminante presente nei tessuti vegetali supera i limiti ammessi, il materiale tagliato o la lettiera vanno trattati come rifiuto pericoloso secondo le normative esistenti. Viceversa, se la biomassa non risulta contaminata, può essere utilizzata e coprire, almeno in parte, i costi dell'intervento come fonte di energia, recupero di sostanze inorganiche (es. metalli preziosi) o alimentazione animale. Ovviamente dovranno essere assicurate tutte le analisi necessarie in relazione all'utilizzo finale.

9.2.6 Valutazione della crescita e dell'efficacia dell'intervento

In generale, è più semplice il monitoraggio dello sviluppo della parte aerea della pianta rispetto a quello radicale, per crescita, sviluppo e salute. I pioppi ibridi crescono 2-3 m il primo anno, anche se la crescita in altezza può dipendere da molti fattori. La crescita continua fin quando le risorse sono disponibili e la pianta mantiene più o meno la biomassa esistente più che creandone di nuova. Per molti sistemi di fitotecnologia la chiusura delle chiome di parte del soprassuolo arboreo si ottiene in 4-5 anni circa, anche se molti fattori possono condizionare questo aspetto. Le piante erbacee, invece, mantengono dimensioni più costanti negli anni, ad eccezione di quelle che tendono ad espandersi sulla superficie.

Per il monitoraggio della crescita degli alberi, si utilizzano spesso le misure dell'altezza, della circonferenza a petto d'uomo o del diametro, e il LAI (*leaf area index*). Per piante erbacee si usa l'altezza e la copertura (o LAI). Vengono monitorate spesso anche l'abbondanza, ricchezza e diversità della comunità per determinare la possibile successione del sistema. Per la misura di altezza, circonferenza e diametro si utilizza la strumentazione forestale.

Il monitoraggio dei fattori ecologici legati alla diversità specifica è generalmente condotto attraverso il censimento ed il conteggio delle specie presenti per quantificare le caratteristiche della comunità nel suo

insieme. Può essere utilizzato uno schema di raccolta dei dati utilizzando una griglia e campionamento casuale o un metodo di transetti lineari che attraversano la piantagione. Da queste analisi si possono ottenere informazioni utili sulle specie infestanti (indesiderate nel sistema quando competono con le specie piantate e con l'efficacia della fitotecnologia) o sulla successione (per la decisione dei possibili utilizzi dell'area). In certi casi, l'analisi di queste caratteristiche di comunità può servire a stabilire un confronto con aree limitrofe non contaminate e determinare il livello del recupero del sito.

Il vigore delle piante e la loro salute vengono utilizzati spesso per stabilire lo stato della piantagione. Condizioni di stress sono prodotte da appassimenti, crescita stentata o malformazioni, clorosi, necrosi, disseccamenti ecc. Spesso questi sintomi possono essere direttamente riconducibili ai nutrienti che devono essere integrati con le concimazioni. Tuttavia, questi possono essere anche sintomi di un effetto dei contaminanti: questi, in genere, hanno una diffusione graduale, iniziando nell'apparato radicale e diffondendosi attraverso lo xilema del tronco nei rami fino alle parti più esterne e più alte della chioma, mentre i sintomi non legati ai contaminanti hanno piuttosto una diffusione simultanea in tessuti simili. Se la pianta non è in grado, attraverso fitodegradazione o fitosequestro del contaminante, di contrastare le condizioni di stress, questo può diventare sistemico.

L'aspetto sano di una chioma è in genere un buon indicatore di condizioni favorevoli per l'apparato radicale. Nell'impiego di fitotecnologie è importante assicurare la penetrazione dell'apparato radicale nel substrato contaminato e rendere efficace la bonifica. Per stabilire questo aspetto si possono usare metodi intrusivi o non-intrusivi o una combinazione di entrambi. Altamente impattante per la pianta è lo scavo in profondità via via maggiore vicino ad un albero per misurare la profondità raggiunta dall'apparato radicale. In generale 70-80% delle radici si trova nel primo mezzo metro di terreno, con radici singole che penetrano in profondità o lateralmente. In alternativa, vengono utilizzati sistemi di perforazione del terreno che consentono la successiva analisi dei campioni per la ricerca di parti radicali alle diverse profondità. In molti casi, l'interesse di conoscere la profondità dell'apparato radicale è marginale, mentre è più utile conoscere l'interazione con il contaminante, campionando parti dei tessuti della pianta. Il campionamento di tessuti alla ricerca del contaminante è importante per confermare il suo trasporto nella pianta e la sua persistenza. Alcuni composti organici sono rapidamente degradabili nella pianta e nell'apparato radicale, così da essere difficilmente reperibili nelle parti aeree. Molte sostanze inorganiche possono entrare nella pianta ed essere evidenza dell'interazione tra apparato radicale e zona contaminata. Tuttavia, molte sostanze inorganiche (Cu, Mn, Zn) sono anche nutrienti essenziali delle piante e quindi sono comunque presenti nei tessuti di una pianta, riuscendo a confondere la loro asportazione da una zona contaminata, piuttosto che da strati di suolo non contaminato. *Inoltre, elemento distintivo del fitosequestro è che l'apparato radicale agisce anche come barriera protettiva della pianta, impedendo a sostanze inorganiche di essere trasportate nei tessuti di altre parti: per questo è opportuno campionare tessuti da tutte le parti della pianta (radici, fusto e foglie).*

Come evidenza primaria, gli effetti di un sistema di fitotecnologia dovrebbero essere valutati su suoli e acque. Le caratteristiche di crescita (vigore) della componente vegetale offrono ulteriori indicazioni sull'efficacia e sull'interazione con la contaminazione. Ciò può servire ad ottimizzare il sistema e a chiarire se la fitotecnologia è direttamente responsabile della bonifica o se si tratta semplicemente di un'attenuazione naturale. Il monitoraggio delle condizioni di umidità del suolo alle diverse profondità è impiegato per la maggior parte delle fitotecnologie, sia per conoscere l'effetto della copertura vegetale, che per valutare l'esigenza idrica delle piante e quindi la necessità di irrigazione. La stima della riduzione dell'infiltrazione avviene attraverso la misura dell'umidità del terreno, consentendo il monitoraggio degli effetti della fitotecnologia sull'idrologia del sito.

Analisi delle comunità microbiche del suolo

Una caratterizzazione aggiuntiva e utile a verificare la desiderata bonifica è rappresentata dall'analisi delle comunità microbiche del suolo in grado di degradare particolari composti (es. alcani, toluene, naftalene ecc.).

10 IMPIANTI DI BIOENERGIE E DI FITORIMEDIO AD ALTA ESTRAZIONE DEI CONTAMINANTI

10.1 Sistemi colturali per la produzione di biomassa

Dai primi anni '90 l'Italia si è interessata ai sistemi colturali per la produzione di biomassa per scopi energetici. Le prime ricerche, condotte con i finanziamenti di un progetto ENEL, hanno fin da subito individuato due modelli colturali derivati dalle esperienze di altri Paesi ed applicabili anche nel nostro.

I due modelli sono stati importati e via via sviluppati nel tempo, adattati alle realtà rurali del nostro Paese ed applicati con l'utilizzo di specie a rapida crescita, alcune delle quali oggetto di intensa selezione.

I due modelli individuati sono:

- 1) **modello fitto (o biennale)**, spesso indicato in inglese come 'very short rotation coppice' (**vSRC**) oppure 'very high density model' (vHDM).
- 2) **modello rado (o quinquennale)**, spesso indicato in inglese come 'short rotation coppice' (**SRC**) oppure 'high density model' (HDM).

- Il modello colturale modello fitto (vSRC) è stato importato dai paesi scandinavi che da tempo lo applicano con salice (*S. viminalis* e ibridi) e betulla per la produzione di legno per energia.

Nel nostro Paese il modello fitto prevede che sia applicato con:

- a) **densità di impianto: 5000-1000 piante per ettaro**
- b) **specie comunemente utilizzate nel centro-sud: pioppo e salice (cloni)**
- c) **ceduazione: biennale;**
- d) **produzione: cippato.**

Densità

La densità dell'impianto comunemente di 8000 piante per ettaro, corrispondenti a filari densi con spaziature di 2,5-3 metri tra i filari e 0,40-0,50 m tra le piante.

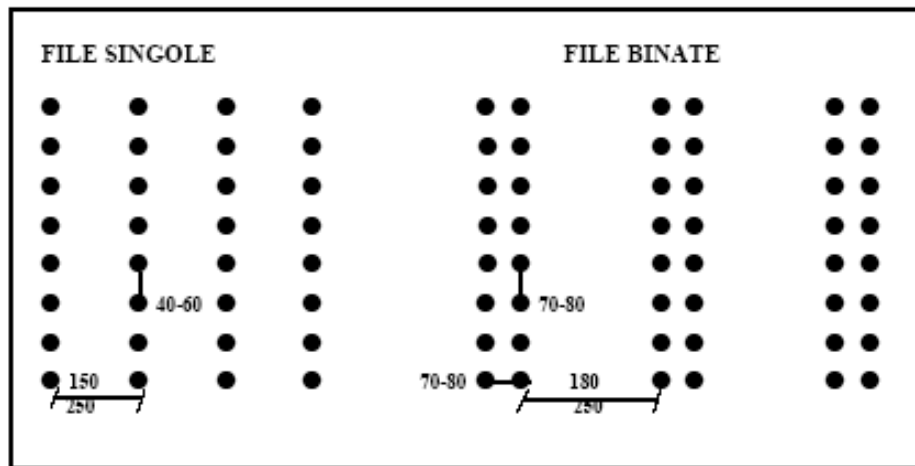
Specie utilizzate nel centro-sud

Oltre a pioppo e salice (cloni), sono messi a dimora più raramente robinia, olmo, paulownia, oppure eucalipto e acacia saligna.

Ceduazione

Alla ceduazione segue un ricaccio delle ceppaie ed il ciclo può essere ripetuto fino a 5-6 volte mediamente, dopo di che le produzioni calano per progressiva mortalità delle ceppaie.

Inizialmente questo modello era stato testato anche con file binate (accoppiate due a due a spaziatura ridotta). Negli ultimi anni è stato progressivamente accantonato a favore del modello rado di seguito descritto.



Schema delle due modalità di impianto a confronto nei primi anni di test. La modalità a file binate è stata abbandonata per difficoltà di gestione delle infestanti e della raccolta.



Figura 56 Casale Monferrato (AL). File singole (a sinistra) e binate (a destra) nel modello fitto con ceduzione biennale. Pioppo

Il modello rado (o quinquennale), spesso indicato in inglese come ‘short rotation coppice’ (**SRC**) oppure ‘high density model’ (HDM). Questo modello colturale è stato importato dagli Stati Uniti che lo utilizzano per la produzione di pasta per carta.

- Il modello **SRC** prevede:

- a) **densità di impianto:** 5000-1000 piante per ettaro
- b) **specie comunemente utilizzate nel centro-sud:** pioppo e salice (cloni)
- c) **ceduazione:** una alla fine del 5° anno;
- d) **produzione:** cippato(,,).

Densità

L'impianto arboreo con sesto in quadro o rettangolare e spazature di 3 x 3 m, 3 x 2 m (Fig. 53 è diversa la spaziatura).

Specie comunemente utilizzate nel centro-sud:

Questo modello è più simile ad una pioppicoltura tradizionale e viene applicato comunemente con cloni di pioppo, ma anche con salice, platano, robinia, paulownia e con eucalipto al centro-sud.

Negli anni è stato preferito per la possibilità di utilizzare le attrezzature forestali per il suo abbattimento (processori forestali o motoseghe).

Dopo la ceduazione le ceppaie possono ricacciare ma la qualità del materiale diventa scarsa al secondo turno ed utilizzabile solo per cippato.

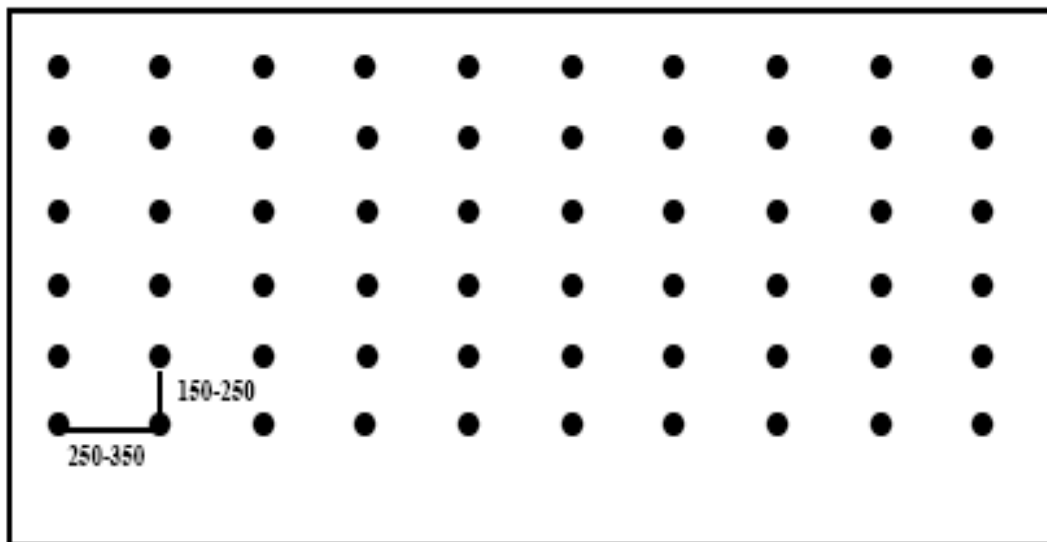


Figura 57 Schema di impianto per il modello rado con ceduazione quinquennale.



Figura 58 Casale Monferrato. Impianto con modello rado, pioppo clone 'Imola' al terzo anno di crescita

10.1.1 Indicazioni progettuali degli impianti vSRC - SRC

Nell'applicazione di questi due modelli, la scelta di una specie a rapida crescita, con caratteristiche pioniere, è fondamentale. Tra le specie citate il pioppo e il salice assicurano alcuni vantaggi, tra cui:

- **la possibilità di scegliere tra molteplici genotipi, in base alle condizioni ambientali e alle necessità di fitorisanamento**
- **una conoscenza di base delle abilità di crescita su terreni contaminati e di estrazione/stabilizzazione di alcuni inquinanti**
- **l'elevata produzione di materiale legnoso in breve tempo e la capacità di ricaccio.**
- **La facilità di impianto con astoni nudi o talee (senza radice), i costi ridotti del materiale e l'attecchimento elevato.**

Altre specie possono tuttavia risultare vantaggiose in alcuni contesti, come elevate pendenze, eccessiva scarsità di acqua, temperature elevate.

Se gli impianti sono finalizzati alla produzione di legno per energia, la progettazione deve tener conto dell'accessibilità agli appezzamenti da parte di macchine di grandi dimensioni (processori forestali, cippatori, carri, e della possibilità di trasporto e conferimento del materiale ricavato (presenza di viabilità, piazzali).

La scelta della densità di impianto deve essere fatta considerando il servizio di fitorimediazione che si desidera attuare, la tipologia di materiale che si intende ottenere, i costi d'impianto da sostenere, le possibilità di cura delle piante, ceduzione e raccolta.

Nel 2013, nell'ambito di una collaborazione tra Comune di Torino, Università di Torino, e CREA-Foreste e Legno, sono state effettuate prove di impianto con talee di cloni di pioppo e salice e semenzali di provenienze di robinia con modello fitto (10.000 piante per ettaro) su terreni contaminati prevalentemente da metalli pesanti (Ni, Pb, Zn). La scelta di una densità d'impianto elevata era legata alla necessità di ottenere velocemente una copertura vegetale con capacità fitoestraente. In questa prova sono stati ottenuti attecchimenti buoni, nonostante le condizioni di scarsità d'acqua, crescita discreta, in particolare

con i cloni di pioppo selezionati per produzione di biomassa e con robinia, che, in condizioni ambientali difficili, ha dato risultati migliori rispetto al salice, ed equiparabili al pioppo. L'assorbimento di metalli pesanti è stato evidenziato in tutti i genotipi con particolare rilievo in pioppo e salice; tra gli inquinanti i maggiori assorbimenti si sono verificati per lo zinco (fino a 747 mg kg⁻¹ in foglie di salice); comportamenti differenti di assorbimento sono stati evidenziati per i differenti metalli. *Le quantità assolute assorbite sono state correlate alla produzione di biomassa epigea, sottolineando il fatto che è un importante avere un buon assorbitore ma deve, prima di tutto, essere una specie adatta e con buona crescita nell'area geografica di intervento. Non si sono verificati fenomeni di fitotossicità.* Infine, durante la giornata dimostrativa prevista dal progetto è stato annotato un certo apprezzamento da parte della comunità locale per una tecnologia che prevedesse l'impianto di un'area verde in zona urbana.

In una esperienza precedente, risalente al 2007, una SRC con modello rado è stata applicata per il trattamento di acque reflue con caratteristiche non adatte al semplice conferimento in scarico urbano. *In questa esperienza, che ha previsto la costruzione di vasche interrato con telo geotessile a barriera protettiva, alcuni genotipi di pioppo sono stati coltivati ed irrigati con acque reflue della lavorazione delle olive preventivamente trattate (per lo più diluite con acqua normale); l'esperienza che ha raggiunto il livello consortile ed è stata brevettata ha permesso il trattamento a livello consortile delle acque reflue dei frantoi nella zona di Terni.* Le acque utilizzate per l'irrigazione hanno permesso una buona crescita delle piante e produzione di cippato per energia. *Inoltre, è stata rilevata una intensa attività microbica a livello radicale che ha permesso una riduzione dell'accumulo di sostanze inquinanti nel terreno. L'esperienza è stata positiva ed ha aperto l'opportunità di applicazione anche per reflui caseari e vitivinicoli.*

10.1.2 Monitoraggio degli impianti SRC e vSRC

Il monitoraggio degli impianti SRC e vSRC viene solitamente così fatto.

Fase 1:

durante il primo anno deve essere eseguito il seguente numero di sopralluoghi;

- in primavera, per la valutazione dell'attecchimento, n.2-3
- in autunno/inverno per la valutazione della sopravvivenza e crescita, n. 2-3.

Durante la stagione vegetativa è possibile fare un sopralluogo per la verifica delle condizioni fitosanitarie dell'impianto (osservazione sullo sviluppo di eventuali malattie fungine tipiche della specie, o di attacchi di insetti).

La misurazione annuale dei diametri a petto d'uomo permette di stimare la crescita e la produzione di materiale legnoso; esistono inoltre metodi statistici ed equazioni disponibili per la stima della biomassa epigea (peso totale soprassuolo di fusto + rami) partendo dalla conoscenza di un semplice campione di diametri a petto d'uomo facilmente misurabili.

Una crescita costante e buona è indicatrice di buone condizioni di salute e può fornire una stima dell'assorbimento di inquinanti in atto, se preventivamente si conosce il comportamento del genotipo applicato.

In impianti su terreni inquinati è inoltre consigliato eseguire un monitoraggio intensificato:

- **delle condizioni fitosanitarie:** problemi causati dalla presenza di inquinanti in elevata quantità sono generalmente bene visibili per colorazione e forma anomala delle foglie, crescita rallentata e disforme, oppure per danni visibili sulla corteccia.

Per quanto riguarda l'attività di fitorimediazione dell'impianto, nelle esperienze condotte dal CREA-FL è possibile prelevare periodicamente campioni di tessuto (radici, fusto, foglie) per analizzare la presenza degli inquinanti le cui metodiche sono descritte precedentemente (Allegato 9.3).

10.2 Gestione dei rifiuti prodotti

Finalità: La produzione di cippato e la possibilità di ritrarre assortimenti legnosi con qualità anche superiore al semplice cippato per energia (segati per pallet, pasta per carta, tronchetti per riscaldamento domestico). Il cippato può essere ottenuto da impianti di fitocapping A e fitocapping B è quindi importate poter valutare le concentrazioni del legno prodotto.

Gli impianti per la produzione di biomassa utilizzati per attività di fitorimediazione possono produrre scarti legnosi e annualmente lettiera. Gli alberi possono inoltre essere tagliati periodicamente (ceduati) per la produzione di legno. Per considerare questi elementi come 'rifiuto' oppure come 'risorsa' bisogna fare alcune considerazioni. In dipendenza dalla tipologia di inquinante e dalle capacità fitoestrattive della specie utilizzata, l'inquinante può essere:

- 1) stabilizzato a livello radicale (non è presente quindi nel legno, né nelle foglie), può essere assorbito a livello radicale (ma non traslocato in fusto e foglie);
- 2) traslocato ed accumulato nel tronco, nei rami o a livello fogliare;
- 3) degradato (in molecole meno o non più pericolose);
- 4) volatilizzato.

Nel primo caso i tessuti vegetali quali il legno di rami e fusto e le foglie non contengono l'inquinante, e possono essere utilizzati quindi come materiale da industria (cippato o altro), l'inquinante viene estratto nel terreno ma rimane a livello radicale; quindi, non si verificano accumuli nel fusto eventualmente raccolto, né nelle foglie. Anche nei casi in cui l'inquinante viene degradato e/o volatilizzato se non si verificano accumuli nel legno, questo può essere utilizzato e la lettiera rappresenta una risorsa di carbonio ed altri nutrienti in grado di migliorare direttamente il terreno e fornire nutrienti a supporto dell'attività microbica. Tuttavia, se l'inquinante si accumula nel tronco, questo può rappresentare un problema per l'utilizzo del legno oppure, se nelle foglie, quando l'inquinante è rappresentato da metalli, questo non viene allontanato ma continua a circolare con ritmo stagionale tra pianta e terreno. Diversamente, studi condotti da ARTA Abruzzo su composti organici clorurati con analisi eseguite su tronco, a diverse altezze, rami e foglie mostrano una progressiva diminuzione nel tronco ed assenza nelle foglie; quindi, i COV vengono allontanati e non continuano a circolare tra pianta e terreno.

Conoscere il comportamento dei differenti genotipi, anche in base al tipo di inquinante è alla base di una corretta scelta della tecnologia da applicare. Se, ad esempio, non vi fosse possibilità di estrarre l'inquinante in modo sufficiente per risanare il terreno, potrebbe essere opportuno al contrario scegliere un genotipo che non trasloca sicuramente l'inquinante a livello degli organi epigei, in grado di dare una produzione utilizzabile e sicura (es: legno per energia) da un'area che non potrebbe essere utilizzata altrimenti. Se invece l'intenzione è di allontanare quanto più inquinante possibile dal terreno, si sceglierà un genotipo in grado di accumulare quell'inquinante a livello di fusto e rami (e non di foglie e radici).

La conoscenza di questi comportamenti è oggi purtroppo agli albori, ma sono comunque disponibili i primi dati. Per alcuni composti, quali ad esempio i metalli 'più pregiati' si stanno oggi valutando soluzioni di recupero post-combustione.

Tuttavia, va osservato che, se i modelli sopra descritti si realizzano senza il contatto diretto tra apparato radicale delle piante e suolo contaminato (fitocapping) in alcun caso potranno essere attivi meccanismi di trasferimento del contaminante e la biomassa prodotta non sarà sicuramente da ascrivere a un rifiuto e se commercializzata deve rispettare le specifiche di prodotto per l'uso previsto.

La qualità dei biocombustibili solidi, quali pellet e cippato di legno, viene stabilita da norme tecniche internazionali. L'attuale complesso normativo per questi prodotti energetici fa capo alla UNI EN ISO

17225:2014 che comprende un pacchetto di 7 normative emanate nel corso del 2014. L'insieme delle norme, recepite dall'UNI attraverso il Comitato Termotecnico Italiano, sostituisce il vecchio pacchetto di norme UNI EN 14961 del 2011. Riferendosi al pellet ed al **cippato di legno**, biocombustibili di maggiore interesse per l'alimentazione degli impianti termici industriali, in tabella a seguire è riportata la Tabella 1 della UNI EN ISO 17225:2014 nella quale vengono descritte le principali proprietà fisiche e chimiche considerate dagli standard e la loro importanza ai fini di una buona gestione tecnica ed economica dell'impianto e del processo produttivo. La tabella propone anche indicazioni sui metodi di misura di ciascun parametro evidenziando il livello di complessità e le tempistiche richieste per l'esecuzione delle analisi, per i metalli definisce la seguente modalità di calcolo:

metalli pesanti (Heavy metals): mg/kg su sostanza secca

I metalli sono elementi in genere presenti solo in tracce o a basse dosi. La loro presenza rivela delle problematiche legate a prodotti trattati chimicamente o a biomasse derivante da colture sviluppate su siti inquinati. A fine processo di combustione i metalli pesanti si depositano nelle ceneri pesanti o nelle ceneri leggere a seconda della volatilità dell'elemento chimico. La misura di questi elementi chimici richiede un laboratorio particolarmente attrezzato e personale esperto. I tempi di esecuzione delle analisi sono medio-alti.

Tabella 31 Norme per la definizione dei valori di riferimento dei Biocombustibili solidi

ISO 17225-6:2014(E)

Table 1 — Specification of pellets produced from herbaceous biomass, fruit biomass, aquatic biomass and blends and mixtures

	Property class, Analysis method	units	A	B
Normative	Origin and source ^a , ISO 17225-1, Table 1		2 Herbaceous biomass 3 Fruit biomass 4 Aquatic biomass 5 Blends and mixtures	2 Herbaceous biomass 3 Fruit biomass 4 Aquatic biomass 5 Blends and mixtures
	Diameter, D^b and Length L^c , ISO 17829 According to Figure 1	mm	D06 to D25, $D \pm 1$; 3,15 < $L \leq 40$ (from D06 to D10) 3,15 < $L \leq 50$ (from D12 to D25)	D06 to D25, $D \pm 1$; 3,15 < $L \leq 40$ (from D06 to D10) 3,15 < $L \leq 50$ (from D12 to D25)
	Moisture, M , ISO 18134-1, ISO 18134-2	w-% as received, wet basis	$M12 \leq 12$	$M15 \leq 15$
	Ash, A , ISO 18122	w-% dry	$A6.0 \leq 6$	$A10 \leq 10$
	Mechanical durability, DU , ISO 17831-1	w-% as received	$DU97.5 \geq 97,5$	$DU96.0 \geq 96,0$
	Fines, F^d , ISO 18846	w-% as received	$F2.0 \leq 2,0$	$F3.0 \leq 3,0$
	Additives ^e	w-% as received	≤ 5 Type and amount to be stated	≤ 5 Type and amount to be stated
	Net calorific value, Q , ISO 18125	MJ/kg or kWh/kg as received	$Q14.5 \geq 14,5$ or $Q4.0 \geq 4,0$	$Q14.5 \geq 14,5$ or $Q4.0 \geq 4,0$
	Bulk density, BD , ISO 17828	kg/m ³ as received	$BD600 \geq 600$	$BD600 \geq 600$
	Nitrogen, N , ISO 16948	w-% dry	$N1.5 \leq 1,5$	$N2.0 \leq 2,0$
	Sulfur, S , ISO 16994	w-% dry	$S0.20 \leq 0,20$	$S0.30 \leq 0,30$
	Chlorine, Cl , ISO 16994	w-% dry	$Cl0.10 \leq 0,10$	$Cl0.30 \leq 0,30$
	Arsenic, As , ISO 16968	mg/kg dry	≤ 1	≤ 1
	Cadmium, Cd , ISO 16968	mg/kg dry	$\leq 0,5$	$\leq 0,5$
	Chromium, Cr , ISO 16968	mg/kg dry	≤ 50	≤ 50
	Copper, Cu , ISO 16968	mg/kg dry	≤ 20	≤ 20
	Lead, Pb , ISO 16968	mg/kg dry	≤ 10	≤ 10
	Mercury, Hg , ISO 16968	mg/kg dry	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$
	Nickel, Ni , ISO 16968	mg/kg dry	≤ 10	≤ 10
	Zinc, Zn , ISO 16968	mg/kg dry	≤ 100	≤ 100
Informative	Ash melting behaviour ^f , CEN/TS 15370-1 [2]	°C	Should be stated	Should be stated

^a To be stated the 4-digit classification (Table 1 ISO 17225-1). Blends and mixtures can include also woody biomass. If composition of blend is known, the w-% can be used to specify blends. Example 1: 80 w-% 2.1.1.2 Straw, 20 w-% 2.1.2.2 Grasses, straw plant. In the case of mixture, the main component should be stated first. Example 2: 2.1.1.2 Straw, 2.1.2.2 Grasses, straw plant.

^b Selected size (e.g. D06, D08, D10, D12 or D25) of pellets to be stated

^c Amount of pellets longer than 40 mm can be 1 w-% (from D06 to D10). Maximum length shall be ≤ 45 mm for pellets from D06 to D10. Pellets are longer than 3,15 mm, if they stay on a round hole-sieve of 3,15 mm.

^d At factory gate in bulk transport (at the time of loading) and in small (up to 20 kg) and large sacks (at time of packing or when delivering to end-user).

^e Type of additives to aid production, delivery or combustion (e.g. pressing aids, slagging inhibitors or any other additives like starch,

I metalli pesanti, con l'eccezione del Fe e dell'Al, si trovano normalmente come elementi in traccia nell'ambiente, in concentrazioni molto basse (0.1%) dell'ordine delle parti per milione (ppm) e in alcuni casi parti per miliardo (ppb). I metalli pesanti più significativi a livello eco tossico sono: As, Hg, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, Zn e Se (Salomon e Förstner, 1984). Partendo dalle indicazioni del documento "Raccomandazione CTI elaborata dal SC 9 "Fonti rinnovabili di energia" del 2003" sono stati individuati i **valori tipici per le latifoglie** nell'Allegato C (Informativo-allegati). Valori tipici di alcuni biocombustibili e del **pioppo** sono stati confrontati con i **valori di concentrazione per la biomassa**, di cui alla Tab1 della UNI EN ISO 17225-2-2014, e con i valori di un esemplare di pioppo nero individuato come bianco.

Figura 59 Valori tipici della biomassa legnosa di salice e pioppo

Tabella 21 - Valori informativi per biomassa legnosa vergine, cedui a turno di rotazione breve

Parametro	Unità di misura	Salice (Salix) (1.1.1.3)		Pioppo (1.1.1.3)	
		Valore tipico	Variazione tipica	Valore tipico	Variazione tipica
Ceneri	% w/w db	2	1.1 - 4	2	1.5 - 2.5
Potere calorifico superiore $q_{p,gr,daf}$	MJ/kg daf	20.3	20.0 - 20.6	20.2	20.0 - 20.4
Potere calorifico inferiore $q_{p,net,daf}$	MJ/kg daf	18.8	18.4 - 19.2	18.8	18.6 - 19.1
Carbonio, C	% w/w daf	49	47 - 51	49	47 - 51
Idrogeno, H	% w/w daf	6.2	5.8 - 6.7	6.3	5.8 - 6.7
Ossigeno, O	% w/w daf	44	40 - 46	44	40 - 46
Azoto, N	% w/w daf	0.5	0.2 - 0.8	0.4	0.2 - 0.6
Zolfo, S	% w/w daf	0.05	0.02 - 0.1	0.03	0.02 - 0.1
Cloro, Cl	% w/w daf	0.03	<0.01 - 0.05	<0.01	<0.01 - 0.05
Fluoro, F	% w/w daf	0.01			
Al	mg/kg d	-	3 - 1000		
Ca	mg/kg d	5000	2000 - 9000	5000	4000 - 6000
Fe	mg/kg d	100	30 - 600		
K	mg/kg d	3000	1700 - 4600	3000	2000 - 4000
Mg	mg/kg d	500	200 - 800	500	200 - 800
Na	mg/kg d		10 - 450		
P	mg/kg d	800	500 - 1300	1000	800 - 1100
Si	mg/kg d	-	2 - 7200		
Ti	mg/kg d	10	< 10 - 50		
As	mg/kg d	< 0.1	< 0.1	<0.1	< 0.1 - 0.2
Cd	mg/kg d	2	0.2 - 5	0.5	0.2 - 1
Cr	mg/kg d	1	0.3 - 5	1	0.3 - 2
Cu	mg/kg d	3	2 - 4	3	2 - 4
Hg	mg/kg d	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03
Ni	mg/kg d	0.5	0.2 - 2	0.5	0.2 - 1
Pb	mg/kg d	0.1	0.1 - 0.2	0.1	0.1 - 0.3
V	mg/kg d				
Zn	mg/kg d	70	40 - 100	50	30 - 100

Tabella 32 sintesi dei valori tipici della biomassa di latifoglie

SIGLA CAMPIONE	COCs µg/kg SS	As	Cd	Hg	Pb	Cu	Zn	Fe	Se	Ti
RDP XX	PIOPPO "V. BIANCO"	9	7	8,9	23,3	378	1765	3319 5	7	8,9
Limiti per la Biomassa legnosa - latifoglie	VALORE TIPICO LATIFOGIE	100	100	20	2000	2000	10000	2500 0	n.d	n.d
	PELLETS UNI EN ISO 17225-2-2014 TAB 1									
	USO COMMERCIALE/RE SIDENZIALE	1000	500	100	10000	10000	100000	n.d.	n.d	n.d
	USO INDUSTRIALE	2000	1000	100	20000	20000	200000	n.d.	n.d	n.d

Tabella 33 Valori tipici della biomassa di latifoglie e metodiche di analisi del Pellets

Latifoglie			UNI EN ISO 17225-2- 2014 TAB 1	UNI EN ISO 17225-2- 2014 TAB 2	
Elemento mg/kg	valore tipico	variazione tipica	PELLETS uso commerciale e residenziale	PELLETS uso Industriale	metodica analisi
Arsenico	<0,1	<0,1-1	≤1	≤2	EPA 3050 B 1996 + EPA 6010 D 2018
Cadmio	0,1	<0,05-0,5	≤0,5	≤1	EPA 3050 B 1996 + EPA 6010 D 2019
Mercurio	0,02	<0,02-0,05	≤0,1	≤0,1	EPA 3050 B 1996 + EPA 6010 D 2021
Piombo	2	<0,5-10	≤10	≤20	EPA 3050 B 1996 + EPA 6010 D 2022
Rame	2	0,5-10	≤10	≤20	EPA 3050 B 1996 + EPA 6010 D 2023
Zinco	10	5-100	≤100	≤200	EPA 3050 B 1996 + EPA 6010 D 2026
Selenio	N.D	N.D	N.D	N.D	EPA 3050 B 1996 + EPA 6010 D 2024
Tallio	N.D	N.D	N.D	N.D	EPA 3050 B 1996 + EPA 6010 D 2025
Ferro	25	10-100	N.D	N.D	EPA 3050 B 1996 + EPA 6010 D 2020

Pertanto, tali valori possono raffigurare, confrontando i dati rinvenuti nelle diverse tipologie di piante in diversi periodi stagionali nei punti indagati, un campione rappresentativo del contenuto medio di metalli pesanti.

Questo dato tiene conto della variazione delle condizioni fisico-chimiche interne al suolo (umidità, temperatura, reazione ecc.) ed esterne (climatiche) che influenzano la mobilità lungo il profilo e

l'assorbimento degli stessi da parte dei vegetali poiché l'accumulo degli elementi può modificarsi con lo stato vegetativo della pianta.

Le specie vegetali che presentano elevate concentrazioni di contaminanti sono definite da Baker e Brooks (1989) come "iperaccumulatrici" quando nei propri tessuti vengono rilevate concentrazioni di Cd, Cu, Co, Cr, Ni e Pb > 1.000 mg kg⁻¹, oppure concentrazioni di Mn o Zn > 10.000 mg kg⁻¹.

La pianta iperaccumula quando assorbe l'elemento e lo trasloca nella parte aerea sino a raggiungere valori > 1 nel rapporto tra le concentrazioni dei germogli e delle radici.

Tuttavia, il concetto di iperaccumulo è stato esteso anche alla pianta che cresce nel suo habitat naturale ed in cui quelle concentrazioni di metalli sono state registrate nella sostanza secca di qualsiasi tessuto fuori terra.

Pianta iperaccumulatrice se $\frac{C_{TESSUTO\ AEREO}}{C_{RADICI}} > 1$

Tabella 34 Valori dei contaminanti che caratterizzano piante iperaccumulatrici

Elemento mg/kg	Valore Basso	Valore Normale	Valore Alto	Valore Iperaccumulo	
Fe	60	600	2500	10000	35000
Mn	20	400	2000	10000	50000
Zn	20	400	2000	10000	50000
Cd	1	3	10	100	3000
Pb	0,1	5	100	1000	40000
Ni	10	10	50	1000	10000
Co	2	5	50	1000	7700
Cr	2	5	100	1000	12500
Cu	5	25	100	1000	35000
Se	0,1	1	10	1000	11400

10.2.1 Natura giuridica della biomassa

La caratterizzazione dei rifiuti è legata alla loro origine, secondo quanto disciplinato dal c.1, art.184 Dlgs 152/06 e smi, alla vegetazione presente in un sito contaminato viene attribuita la qualifica di rifiuto sulla base del potenziale o effettivo contatto diretto dell'apparato radicale con i contaminanti e della concentrazione dei composti presenti nella matrice vegetale. Tuttavia, le matrici ambientali suolo, acque sotterranee si definiscono potenzialmente contaminate solo quando sono superate le concentrazioni soglia di contaminazione di cui alle Tabelle 1 e 2 dell'Allegato 5, alla parte quarta titolo V del D.Lgs 152/06 e smi, mentre per i gas nel suolo ci si riferisce ai valori soglia del soil gas della L.G. SNPA n. 17/18.

Analogamente l'effettiva contaminazione della matrice vegetale dovrebbe essere determinata prendendo in esame origine e concentrazione dei composti e sulla base di valori soglia.

La vegetazione presente nel sito può essere riferita a quattro possibili origini:

- 1. Vegetazione-Alberi spontanei con radici a contatto con i contaminanti:** EER 16 03 05*rifiuti organici, contenenti sostanze pericolose o la voce a specchio non pericolosa 16 03 06
- 2. Vegetazione-Alberi utilizzati in impianti con radici a contatto con i contaminanti:** EER 191302 "rifiuti solidi prodotti dalle operazioni di bonifica dei terreni, diversi da quelli di cui alla voce 19 13 01o la voce a specchio per rifiuti pericolosi EER 19 13 01*.

3. Vegetazione-Alberi utilizzati in impianti di fitotecnologie con radici confinate nel terreno dello strato di copertura, non a contatto con i contaminanti.

4. Vegetazione-Alberi spontanei con radici non a contatto con i contaminanti.

Possiamo ritenere che solo quando la vegetazione si origina in un suolo contaminato, sulla base di questo assunto, alla stessa si può attribuire la qualifica di rifiuto non pericoloso/pericoloso in funzione delle concentrazioni e della natura dei contaminanti presenti.

Da cui, in un'area contaminata in cui è necessario effettuare il taglio di piante native o utilizzate nell'ambito delle fitoestrazione il produttore è obbligato a gestire (smaltire/recuperare) il materiale potenzialmente contaminato derivante da questa operazione come rifiuto.

Tuttavia, qualora la vegetazione sia da ricondurre ad un'origine naturale, cioè in un suolo non contaminato, di cui ai punti 3-4, la stessa esce dal campo dei rifiuti di cui alla parte quarta del Dlgs 152/06.

IN EVIDENZA

La valutazione del valore di fondo dei contaminati nelle piante, analogamente a quanto previsto per i terreni dal Dlgs 152/06 e smi, sarà possibile effettuarla predisponendo un piano d'indagine da concordare con l'Ufficio competente della Regione.

I valori di fondo naturale determinati potranno essere assunti come valori soglia di concentrazione.

Come opzione è possibile utilizzare un approccio di tipo tabellare confrontando i dati con i valori tipici delle piante di cui alle tab. 32 e 33 e di figura 59.

Inoltre, nei casi indicati ai punti 1-2 la vegetazione afferente alle due famiglie di rifiuti sopra indicate non potranno essere individuati come sottoprodotti poiché non rispettano tutte le condizioni previste dall'art. 184bis che recita:

è un sottoprodotto e non un rifiuto ai sensi dell'articolo 183, comma 1, lettera a), qualsiasi sostanza od oggetto che soddisfa tutte le seguenti condizioni:

- a) la sostanza o l'oggetto è originato da un processo di produzione, di cui costituisce parte integrante, e il cui scopo primario non è la produzione di tale sostanza od oggetto;
- b) è certo che la sostanza o l'oggetto sarà utilizzato, nel corso dello stesso o di un successivo processo di produzione o di utilizzazione, da parte del produttore o di terzi;
- c) la sostanza o l'oggetto può essere utilizzato direttamente senza alcun ulteriore trattamento diverso dalla normale pratica industriale;

d) l'ulteriore utilizzo è legale, ossia la sostanza o l'oggetto soddisfa, per l'utilizzo specifico, tutti i requisiti pertinenti riguardanti i prodotti e la protezione della salute e dell'ambiente e non porterà a impatti complessivi negativi sull'ambiente o la salute umana.

10.3 Valutazione dei costi degli interventi

I costi di intervento riportati sono indicativi e naturalmente soggetti alle variazioni di mercato. Per alcuni interventi (ad esempio: preparazione del suolo), alcuni passaggi potrebbero essere eliminati, ridotti o adattati alla particolare situazione.

Scenario 1: impianto di filari di pioppo e salice con elevata densità

Per i costi si considera un modello fitto con 10.000 piante ad ettaro e ceduzione biennale.

Tabella 35 : modello fitto con ceduzione biennale. Costi (€/ha) degli input colturali per i primi due anni di coltivazione. A partire dal terzo anno (o primo anno dopo la ceduzione) si considerino solo i costi in azzurro.

Input	Costo medio €/ha	indicazioni
Preparazione terreno	270 (1° anno)	Su terreni contaminati o con presenza di inerti potrebbe essere opportuno non eseguire lavorazioni profonde, limitandosi a preparare solo le strisce di terreno interessato dai filari
Concimazione di fondo	350 (1° anno)	Il costo considera un ternario in pieno campo. In questo caso si potrebbe utilizzare un ammendante (composto, biochar) sono sulla fila. NB il costo dei concimi è aumentato molto negli ultimi anni
Materiale di impianto	3000 (1° anno)	Si considera un costo medio per talea (pioppo, salice) di 0.30€. a questo costo vanno aggiunti i costi (variabili) di trasporto/consegna
Impianto	250 (1° anno)	Costi di impianto medi. L'impianto può essere eseguito manualmente o con l'uso di trapiantatrici (adattate dai sistemi orticoli)
Controllo infestanti	400 (1° anno) + (200) 2° anno	Il controllo delle infestanti può essere meccanico (trinciatura/discatura), manuale (zappatura) o chimico (diserbo). I costi sono molto variabili. Il primo anno e l'anno successivo alla ceduzione richiedono più interventi
Irrigazione	200 (1° anno) + 200 (2° anno)	Costo per irrigazione per aspersione con pompe. Voce molto variabile e dipendente dal metodo usato.
Fertilizzazione	150 (1° anno) + 150 (2° anno)	Fertilizzazione azotata localizzata, di supporto. Non indispensabile, da valutare attentamente
Controllo parassiti	200 (1° anno) + 200 (2° anno)	Considerato solo in controllo degli insetti defogliatori (Crisomela, Ifantria)
Raccolta + cippatura	450 (2° anno)	Raccolta meccanica in tre fasi: taglio + asporto + cippatura
TOTALE (primi due anni)	6020,00	

I costi riportati in tabella sono soggetti a variazioni di mercato, a variazioni locali ed anche alla tipologia di input colturale applicata. Come già in parte riportato tra le note in tabella, ad esempio, per quanto riguarda la preparazione del terreno, questa può essere effettuata in maniera più approfondita, con rippatura (in caso di terreni compatti), aratura ed erpicatura oppure è possibile intervenire con una

lavorazione leggera solo a livello del filare; quest'ultima possibilità potrebbe essere utile in caso di terreni con inquinanti ed inerti. Anche per l'irrigazione esistono metodi differenti sia per l'approvvigionamento dell'acqua necessaria sia per la sua distribuzione. Tra le varie, l'irrigazione a goccia rappresenta un metodo costoso per gli impianti ma a maggior risparmio e utilizzo ottimale dell'acqua. Infine, anche i costi di raccolta potrebbero variare molto in base alle tecnologie richieste e applicabili all'appezzamento (pendenze, accessibilità, tipo di terreno).

Scenario 2: impianto quinquennale con astoni di pioppo (e/o salice)

Per i costi si considera un modello rado con 1100 piante per ettaro e ceduzione quinquennale.

Tabella 36 : modello rado con ceduzione quinquennale. Costi (€/ha) degli input colturali per i primi cinque anni di coltivazione. Se la coltivazione prosegue dopo la prima raccolta, è possibile considerare come costi aggiuntivi le voci segnate in tabella in azzurro

Input	Costo medio €/ha	indicazioni
Preparazione terreno	270 (1° anno)	Su terreni contaminati o con presenza di inerti potrebbe essere opportuno non eseguire lavorazioni profonde, limitandosi a preparare solo le strisce di terreno interessato dai filari
Concimazione di fondo	350 (1° anno)	Il costo considera un ternario in pieno campo. In questo caso si potrebbe utilizzare un ammendante (composto, biochar) sono sulla fila. NB il costo dei concimi è aumentato molto negli ultimi anni
Materiale di impianto	1650	Si considera un costo medio per astone (pioppo, salice) di 1.50 €, a questo costo vanno aggiunti i costi (variabili) di trasporto/consegna
Impianto	350 (1° anno)	Apertura buche meccanizzata, impianto e chiusura buche manuali
Controllo infestanti	400 (1° anno) + 200 (2° anno) + 200 (3° anno)	Il controllo delle infestanti può essere meccanico (trinciatura/discatura), manuale (zappatura) o chimico (diserbo). I costi sono molto variabili. A partire dal terzo anno, per chiusura delle chiome è possibile ridurre o sospendere gli interventi.
Irrigazione	200 (1° anno) + 200 (2° anno) + 200 (3° anno) + 200 (4° anno)	Costo per irrigazione per aspersione con pompe. Voce molto variabile e dipendente dal metodo usato.
Fertilizzazione	150 (1° anno) + 150 (2° anno)	Fertilizzazione azotata localizzata, di supporto. Non indispensabile, da valutare attentamente
Controllo parassiti	200 (1° anno) + 200 (anno successivo)	Considerato solo in controllo degli insetti defogliatori (Crisomela, Ifantria)
Raccolta + cippatura	1900 (5° anno)	Raccolta meccanica in due fasi con processore forestale (tablio +

		cippatura)
TOTALE (primi cinque anni)	6820,00	

10.4 Altre soluzioni delle fitotecnologie per la produzione di servizi ambientali

Le piantagioni con specie arboree possono assicurare molteplici servizi ambientali, accanto alla produzione di legno. L'assorbimento di anidride carbonica è il più noto fattore, che concorre alla riduzione degli effetti dei cambiamenti climatici.

Ciò è vero in particolare se il legno prodotto non viene utilizzato per combustione ma piuttosto per la produzione di manufatti duraturi (come, ad esempio, pannelli per mobili). L'assorbimento di anidride carbonica è variabile da specie a specie, in base all'età e alla densità d'impianto e viene normalmente conteggiato solo per la porzione epigea della pianta, mentre raramente si considerano gli assorbimenti radicali e l'effetto di maggior assorbimento nel suolo dovuto alla riduzione delle lavorazioni (rispetto, ad esempio, a colture annuali). Specie a rapida crescita (come il pioppo) possono avere assorbimenti elevati ma raggiungono rapidamente un plateau correlato alla maturità; specie a crescita più lenta registrano assorbimenti minori ma per tempi più lunghi.

Un ulteriore importante servizio ambientale potenzialmente assicurato da fasce arborate ed impianti su superfici estese, specialmente se con specie multiple (impianti misti) è rappresentato dall'aumento di biodiversità e dalla creazione di corridoi ecologici. Infine, non è da sottovalutare l'aspetto paesaggistico di tali impianti che se opportunamente gestiti possono rappresentare anche validi spazi ricreativi di interesse turistico, assumendo così un'importanza come sistemi multifunzionali in cui si integrano attività di produzione agricola, fruizione pubblica e benefici in termini ambientali.

11 ALLEGATI

Allegato 4: elenco siti orfani

Allegato 5 A: Check- list dei parametri e delle categorie

Allegato 5 B: tabella per la selezione del recupero e delle tecnologie di bonifica/misp

Allegato 5 .1: MODULO CANVAS EDITABILE - Diagrammi ad anelli per il recupero e la bonifica-misp

Allegato 7.2 A: scheda anagrafica dei punti acqua presenti nel sito.

Allegato 7.2 B: schede personalizzata per i punti d'acqua presenti nel sito

Allegato 7.2 C: verifiche di efficienza idraulica dei piezometri – test di pompaggio

Allegato 7.2 D: verifiche di efficienza idraulica dei piezometri – slug test

Allegato 7.2 E: prove Lefranc a carico variabile

Allegato 7.2 F: prove Lefranc a carico costante

Allegato 7.2 G: scheda di campionamento acque piezometri

Allegato 7.2 H: risultati campagna di monitoraggio idrochimico

Allegato 7.2 I: rilievi chimico-fisici per singolo piezometro

Allegato 7.2 J: prova a gradini

Allegato 7.2 K: test idraulico di lunga durata

Allegato 7.2 L: gestione barriera idraulica in marcia

Allegato 9.1: elenco delle specie erbacee, arboree e arbustive maggiormente utilizzate nelle fitotecnologie

Allegato 9. 2: scheda capacità fitorimediale specie vegetali

Allegato 9. 3: scheda metodiche analitiche matrice vegetale e gas dell'albero

12 RIFERIMENTI NORMATIVI E TECNICI

- D. Lgs. 3 aprile 2006, n. 152: "Norme in materia ambientale"
- D. Lgs. 16 gennaio 2008, n. 4: "Ulteriori disposizioni correttive ed integrative del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale"
- D.M. 12 febbraio 2015, n. 31: "Regolamento recante criteri semplificati per la caratterizzazione, messa in sicurezza e bonifica dei punti vendita carburanti, ai sensi dell'articolo 252, comma 4, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152".
- APAT, Manuali e linee guida n° 43/2006 "Manuale per le indagini ambientali nei siti contaminati http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/Manuali_e_linee_guida/Documento/manuali_2006_43.html.
- APAT, "Parametri di input per elaborazione dell'Analisi di Rischio sito – specifica ai sensi del D. Lgs. 152/2006", Prot. n° 9642 del 21/03/2007
http://www.apat.gov.it/site/_files/Suolo_Territorio/TEC_parametri.pdf.
- APAT, "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", giugno 2008
http://www.apat.gov.it/site/_files/Documentopervalidazioneparametrisitospecifici.pdf.
- "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati" (Revisione 2 – Marzo 2008), redatto dal Gruppo di lavoro "Analisi di rischio APAT-ARPA-ISS-ISPEL"
- "Linee Guida per l'analisi di rischio" elaborate dal Gruppo di Lavoro ISPRA-INAIL-ISS-ARPA-APPA e pubblicate sul sito del Ministero dell'Ambiente (prot. n. 002297006/TRI del 18/11/2014), come integrate dalla nota "Linee Guida sull'analisi di rischio ai sensi del D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii. – Testo condiviso trasmesso con nota prot. MATTM n. 29706/TRI del 18.11.2014 – Errata Corrige", prot. 2277/STA (MATTM, febbraio 2015)
- D.L. 69/2013 Art. 41 comma 1
- «Determinazione e gestione dei livelli di guardia per il monitoraggio delle discariche (2016, Rev. 0)
- UNI EN 124
- D. Nielsen, 1990 "Groundwater and Vadose Zone Monitoring".
- G. Beretta, 1992 "Idrogeologia per il disinquinamento delle acque sotterranee".
- Politecnico di Torino - Conferenze di Geotecnica di Torino, 2001. "Caratterizzazione di acquiferi contaminati", A. Di Molfetta, R. Sethi.
- G. Chiesa, 2002, "Idrogeochimica".
- G. Chiesa, 2003, "Problemi di corrosione ed incrostazione nei pozzi per l'acqua"
- Provincia di Milano, 2003, "Linee guida per il monitoraggio delle barriere idrauliche".
- A. Gargini, 2006, "Le prove di emungimento: teoria, pratica e fattibilità concreta".
- G. Cerbin, 2008, "Il manuale delle acque sotterranee".

- Corso di formazione ambientale Siti Contaminati: Caratterizzazione, Bonifica e Analisi di Rischio - III Modulo: La Bonifica, a cura di ISPRA, 2009. "Problematiche connesse alla gestione delle barriere idrauliche, censimento e gestione della rete piezometrica, interventi di manutenzione di pozzi e piezometri, recupero Idrocarburi in falda", G. Pirani.
- ISPRA, 2010. "Protocollo di valutazione dei risultati del monitoraggio di una barriera idraulica – Sito di Interesse Nazionale di Crotone", E. Bartolucci, M. Fratini, M. Guerra, F. Pascarella, G. Pirani.
- Corso sulle bonifiche dei siti inquinati, a cura della SIGEA, 2012. "Gestione delle barriere idrauliche: il caso studio del SIN della Bassa Val di Chienti", G. Pirani.
- APAT, ISS, ISPESL, ARPA, APPA. (2008) Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti Contaminati. Revisione 2. Maggio 2008.
- Ashworth DJ, Alloway BJ (2004). Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environ. Pollut.* 127, 137-144.
- Ashworth DJ, Alloway BJ (2007). Complexation of copper by sewage sludge-derived dissolved organic matter: effects on soil sorption behaviour and plant uptake. *Water Air Soil Pollut.* 182, 187-196.
- Augenstein D and Pacey J (1991). Landfill methane models, in Hickman, H.L., Jr., ed.. Proceedings from the technical sessions of SWANA's 29th Annual International Solid Waste Exposition: Silver Spring, Md., Solid Waste Association of North America, p. 1-25.
- Bellino M, Forte T, Musmeci L (2001). Sintesi degli studi significativi inerenti la neoformazione di cloruro di vinile monomero in impianti di discarica di rifiuti urbani. *Ann. Ist. Super. Sanità*, vol. 37, n. 2 (2001), pp. 301-307.
- Baker, A.J.M.; Reeves R.D. and Mcgrath S.P. In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants: a feasibility study. In: R.L. Hinchee and R.F. Olfenbuttel eds. *In situ bioreclamation*. Boston, Butterworth - Heinemann, 1991, p. 600-605.
- Carson JE e Moses H (1969) The Validity of Several Plume Rise Formulas. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 862-866.
- Chen Y, Cheng JJ, Creamer KS (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technol.* 99, 4044-4064.
- Christensen TH & Kjeldsen P (1989). Basic biochemical processes in landfills. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, ed.
- Cowherd C, Muleski GE, Englehart PJ, Gillette DA (1985) Rapid assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination sites. EPA/600/8-85/002.
- Demirekler E, Rowe RK, Unlu K (1999). Modeling leachate production from municipal solid waste landfills. In *Sardinia 99, Proceedings of the Seventh International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Di Bella G, Di Trapani D, Mannina G, Viviani G (2012) Modeling of perched leachate zone formation in municipal solid waste landfills. *Waste Manag* 32(3):456–462.
- Donovan SM, Bateson T, Gronow JR, Voulvoulis N (2010). Modelling the behaviour of mechanical biological treatment outputs in landfills using the GasSim model. *Sci. Total Environ.* 408, 1979-1984.
- Environment Agency Guidance on monitoring landfill gas surface emissions LFTGN07 v2 (2010) <https://www.gov.uk/government/publications/monitoring-landfill-gas-surface-emissions-lftgn-07>
- Esposito G, Frunzo L, Liotta F, Panico A, Pirozzi F (2012). Bio-methane potential tests to measure the biogas production from the digestion and co-digestion of complex organic substrates. *The Open Environmental Engineering Journal* 5, 1-8.

- Galya DP (1987). A Horizontal Plane Source Model for Ground-Water Transport. *Ground Water*, vol. 25, n. 6, November-December 1987.
- Giroud JP, Bonaparte R (1989). Leakage through liners constructed with geomembranes-Part 1. Geomembrane liners. *Geotext. Geomembranes* 8, 27-67.
- Gregory RG, Gillett AG, Bradley D (2003). Methane emissions from landfill sites in the UK. LQM Report
- Heyer KU, Hupe K, Stegmann R (2013). Methane emissions from MBT landfills. *Waste Manage.* 33, 1853-1860.
- ISTAT (2012) *Usa del tempo. Qualità della vita quotidiana benessere e uso del tempo anni 2008-2009.*
- JRC (2007). Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805-EN, 306 pp.
- Khalid A, Arshad M, Anjum M, Mahmood T, Dawson L (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Manage.* 31, 1737-1744
- Lamb Dane T., Venkatraman K., Bolan N., Ashwath N., Choppala G., Naidu R. Phytocapping: An Alternative Technology for the Sustainable Management of Landfill Sites.(2014) *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44:6. 561-637
- Linee Guida LiFE RE Mida (2018) - Guidelines for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of the biofiltration systems.
- Tyndall, J., and T. Bowman (2016) *Iowa Nutrient Reduction Strategy Best Management Practice. Cost Overview Series*
- Lesteur M, Bellon-Maurel V, Gonzalez C, Latrille E, Roger JM, Junqua G, Steyer JP (2010). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: a review. *Process Biochem.* 45, 431-440.
- Luchetti L, Diligenti A, (2013). Phytoscreening Individuazione e monitoraggio della contaminazione del sottosuolo attraverso il campionamento dei tronchi di albero. Workshop nazionale: Bonifica, recupero ambientale e sviluppo del territorio: "Esperienze a confronto sul fitorimediazione". Atti Workshop t Terni -28-29 novembre2013 Abstract
- Luchetti L, Diligenti A (2014). Phytoscreening Individuazione e monitoraggio della contaminazione del sottosuolo attraverso il campionamento dei tronchi di albero. Workshop nazionale: Bonifica, recupero ambientale e sviluppo del territorio
- Luchetti L, Diligenti A, Crescenzi E., M. Abbate (2015). Il campionamento e l'analisi dei tronchi di albero per stimare la distribuzione dei composti organici volatili nel sottosuolo (phytoscreening) Atti Convegno "Tecniche innovative di caratterizzazione e valori di fondo", RemTech, Ferrara 23-25 Settembre 2015
- Lucina Giuseppe Pignatti (2022) Phytoscreening and phytoremediation of VOCs-contaminated sites using spontaneous and cultivated poplars. Workshop nazionale SISEF,Orvieto (TR), Abstract -Poster
- Maria Filippini, Carlotta Leoncini, Lucina, Renata Emiliani, Emanuela Fabrizi, Alessandro Gargini (2022). Detecting vinyl chloride by phytoscreening in the shallow critical zone at site with potential human exposure – *Journal of Environmental Management - Elsevier*, n. 319/22 115776
- MACRO JRC website: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/macro>

- Mora-Naranjo N, Meima JA, Haarstrick A, Hempel DC (2004). Modelling and experimental investigation of environmental influences on the acetate and methane formation in solid waste. *Waste Manage.* 24, 763-773.
- NSW (Department of Environment, Climate Change and Water) (2010) Handbook for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of a passive landfill gas drainage and biofiltration system. website:
<https://www.epa.nsw.gov.au/~media/EPA/Corporate%20Site/resources/warrlocal/100141-biofiltration.ashx>
- NMED (New Mexico Environmental Department) (2019) Risk Assessment Guidance for Site Investigations and Remediation. Volume I Soil Screening Guidance for Human Health Risk Assessments.
- Onk H (2010). Literature review: methane from landfills. Methods to quantify generation, oxidation and emission. Final Report April 2010.
- Pantini S, Verginelli I, Lombardi F (2014). A new screening model for leachate production assessment at landfill sites. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 1503-1516.
- Pantini S, Verginelli I, Lombardi F (2015). Analysis and modelling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests. *Waste Management* 38, 22-32.
- PEARL JRC website: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/pearl>
- PELMO JRC website: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/pelmo>
- Pitchel J (2014). *Waste Management Practices: Municipal, Hazardous and Industrial, Second Edition.* CRC Press, Taylor & Francis Group. 6000 Broken Sound Parkway, NW.
- PRZM_GW JRC website: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/przmgw>
- Raskin, I., Smith, R.D., Salt, D.E., 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Curr. Opin. Biotechnol.* 8, 221–226.
- RIVM (2004). European Union System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0). Prepared for the European Chemicals Bureau by the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands (RIVM Report no. 601900005).
- Rodriguez RL, Hoang VY, Jupsin H, Vasel JL (2009). A typology of leachates based on data from hundreds of sanitary landfills. In: Twelfth International Waste Management Symposium, Cagliari, Italy.
- Salhotra A.M., Mineart P., Sharp-Hansen S., Allison T.L. (1993) Multimed: the multimedia exposure assessment model for evaluating the land disposal of wastes-model theory. United States.
- São Mateus MDSC, Machado SL, Barbosa MC (2012). An attempt to perform water balance in a Brazilian municipal solid waste landfill. *Waste Manag* 32(3):471–481.
- Sanderson M.A., Jones R.M., McFarland M.J., Stroup J., Reed R.L., Muir J.P. (2001) Nutrient movement and removal in a switchgrass biomass-filter strip system treated with dairy manure. *J. Environ. Qual.* 30: 210–216.
- SCS-USDA (1991). Measurement and Estimation of Permeability of Soils for Animal Waste Storage Facility Design. Technical Note. Engineering Series No: 717.
- Sevimoglu O, Tansel B (2013). Composition and source identification of deposits forming in landfill gas (LFG) engines and effect of activated carbon treatment on deposit composition. *Journal of Environmental Management* 128, 300-305.
- Shah FA, Mahmood Q, Shah MM, Pervez A, Asad SA (2014). Microbial ecology of anaerobic digester: the key role players of anaerobiosis. *The scientific World Journal* 2014, 1-21.

- SNPA (2018a) Progettazione del monitoraggio di vapori nei siti contaminati. Appendice A campionamento di gas interstiziali (soil gas survey) in modalità attiva. Appendice B misure di flusso (flux chambers) in modalità attiva. Appendice C sistemi di monitoraggio passivo del soil gas. Delibera del consiglio SNPA. Seduta del 03.10.2018. Doc. n. 41/18.
- SNPA (2018b) Metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati. Delibera del consiglio SNPA. Seduta del 03.10.2018. Doc. n. 41/18.
- SNPA (2018c) Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati. Delibera del consiglio SNPA. Seduta del 03.10.2018. Doc. n. 41/18.
- Tóth B, Weynants M, NemesA, Makó A, Bilas G, Tóth G (2015). New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European Journal of Soil Science*, January 2015, 66, 226–238.
- Ünlü K, Kemblowski MW, Parker JC, Stevens D, Chong PK, Kamil I (1992). A screening model for effects of land-disposed wastes on groundwater quality. *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. Volume 11, Issue 1-2, pp. pages. 27-49, October 1992.
- USEPA (1996) Soil Screening Guidance: Technical Background Document. EPA/540/R-95/128, NTIS No. PB89-159396.
- USEPA (2002). Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. OSWER 9355.4-24. December 2002.
- USEPA (2010). Greenhouse gas Emissions estimation methodologies from selected source categories: solid waste disposal, wastewater treatment, ethanol fermentation. Draft 2010.
- USEPA (2011) Exposure Factors Handbook. DC; EPA/600/R-09/052F.
- USEPA (2015) Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air. OSWER Publication 9200.2-154.
- USEPA (2017) Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook Soil and Dust Ingestion. Washinton D.C.
- USEPA (2020). Hydrologic Evaluation of Landfill Performance: HELP 4.0 User Manual. EPA/600/B-20/219. January 2020.
- USGS (2002). Probability Distributions of Hydraulic Conductivity for the Hydrogeologic Units of the Death Valley Regional Ground-Water Flow System, Nevada and California. Water-Resources Investigations Report 02-4212.
- Van der Sloot HA (1996). Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification. *Waste Manage.* 16, 65-81.
- Van der Sloot HA, Comans RNJ, Meeussen JCL, Dijkstra JJ (2004). Leaching for soil, sludge and treated biowaste. Final Report Horizontal 23.
- Wenzel, W.W.; Lombi, E. and Adriano, D.C. Biogeochemical processes in the rhizosphere: role in phytoremediation of metal-polluted soils. In: Prasad, M.N.V. and Hagemeyer, J. eds. *Heavy metal stress in plants - From molecules to ecosystems*. Berlin, Heidelberg, New York, Springer-Verlag, 1999, p. 271-303.
- Weynants M, Vereecken H, Javaux M (2009). Revisiting vereecken pedotransfer functions: introducing a closed-form hydraulic model. *Vadose Zone Journal*, 8, 86–95
- Wilson R, Jones-Otazo H, Petrovic S, Mitchell I, Bonvalot Y, Williams D, Richardson GM (2013) Revisiting soil and dust ingestion rates based on hand-to-mouth transfer. *Human Ecol Risk Assess* 19:158–188.

Siti internet

- http://geologilazio.it/public/file/2011/05_maggio/3B_Progettazione_pozzi4.pdf
- http://geologilazio.it/public/file/2011/05_maggio/3B_Progettazione_pozzi5.pdf

- http://geologilazio.it/public/file/2011/05_maggio/3B_Progettazione_pozzi8.pdf
- <http://www.geostru.com/geoapp/documentazione/Curvacaratteristicapozzo.pdf>
- <http://www.globalsecurity.org/military/library/policy/army/fm/5-484/Ch7.htm>
- <http://www.hansbrand.it/product.asp?id=294>
- <http://www.anipapozzi.com/sites/default/files/Sintesi%20norma%20progettazione%20pozzi.pdf>
- (<http://www.studiolegalezuco.it/wp-content/uploads/2022/03/cons.-di-stato-sez.-4-sent.-n.-439-2022.pdf>)
- <https://pubs.usgs.gov/of/2002/ofr02197/spreadsheets.html>
- http://www.reconnet.net/Docs/Bonifiche_discariche_REV%200.pdf
- <https://webgis.abdac.it/portal/home/>

Relazioni tecniche da Report Mensili e Verbali di Conferenze dei Servizi

- Api Raffineria di Falconara Marittima (AN), 2002. *“Campagna Air Lift, effettuata nei mesi di aprile e maggio 2002, su alcuni piezometri di Raffineria – Relazione Tecnica”*, Pianimpianti – Him.
- Api Raffineria di Falconara Marittima (AN), 2003. *“Piezometri campionabili – Relazione Tecnica”*, Remedia.
- ISPRA (ex-APAT) 2007. SIN del Bacino del Fiume Sacco Gestione Commissariale - *“Protocollo di monitoraggio e verifica dell’efficienza e dello stato dei piezometri ricadenti all’interno dell’area industriale di Colleferro”* (IS/EME 408/2007), G. Pirani, A. Vecchio.
- Api Raffineria di Falconara Marittima (AN), 2009, *“Esecuzione pulizia pozzi mediante a Air Lift”*, Foster & Wheeler.
- Api Raffineria di Falconara Marittima (AN), 2009. *“Verifica campionabilità piezometri 2009”*, Simam S.p.a.

13 ELENCO DELLE TABELLE

Tabella 1 Corsi d'acqua Superficiali Significativi	16
Tabella 2 Matrice Per La Selezione Della Categoria Più Idonea Al Recupero Del Sito	26
Tabella 3 Per La Selezione Della Tecnologia, * Per Il Fitocapping La Profondità È Comprensiva Dello Strato Di Copertura Prima Della Messa A Dimora Delle Piante	28
Tabella 4 Parametri Delle Fasi Di Biodegradazione Anaerobica Del Percolato	32
Tabella 5 Impianti Di Discarica Dell'abruzzo	34
Tabella 6 Sottocategorie Di Discariche Per Rifiuti Non Pericolosi Previsti Dal D.Lgs 36/03 E Smi	36
Tabella 7 Schema Costruttivo Del Capping Definitivo (D.Lgs 36/03 Modificato Dal D.L. 121/20)	39
Tabella 8 Composti Principali Definiti Dalla Tabella Tab.2, All. 2 Del Dlgs 36/03	62
Tabella 9 Interazione Tra D.Lgs 36/03 E Parte Quarta Titolo D.Lgs 152/06	62
I Detector Analizzano In Tempo Reale I Gas Presenti Nella Miscela Del Biogas, Che Vengono Continuamente Reimmessi All'interno Della Camera, Le Metodologie Di Analisi Ed I Limiti Inferiori E Massimi Sono Di Seguito Riepilogati In Tabella 10	69
Tabella 11 Limiti Inferiori (Ldl) E Massimi (Fs) Dei Detector	69
Tabella 12 Tempi E Sensibilità Dei Principali Campionatori	72
Tabella 13 Livelli Di Guardia E Livelli Inferiori Di Guardia	75
Tabella 14 Spessore Della Frangia Capillare In Relazione Alla Tessitura Del Sito.	79

Tabella 15 Sintesi Dei Criteri Di Ammissibilità In Discarica Stabiliti Dall'allegato 4 Del Dlgs 121/20.....	83
Tabella 16 - Rifiuti Inerti Per I Quali È Consentito Lo Smaltimento In Discarica Per Rifiuti Inerti Senza Preventiva Caratterizzazione ("Lista Positiva")	84
Tabella 17caratteristiche Dei Diversi Modelli Idrologici Applicati Alle Discariche.....	88
Tabella 18confronto Tra I Risultati Ottenuti Dai Modelli Lwb E Help Con I Volumi Di Percolato Reali Misurati In Una Discarica Rsu (Pantini Et Al, 2014)	89
Tabella 19 Valori Medi Dei Parametri Misurati Nei Percolati Raccolti Da Tre Classi Di Discariche (400 Discariche Complessive) Definite Come Acidogeniche, Intermedie E Metanogeniche (Rodriguez Et Al., 2009)	89
Tabella 20 Coefficienti Di Correlazione Lineare Tra Le Concentrazioni Di Metalli E Di Doc Nell'eluato Di 48 Campioni Reali Di Frazione Indifferenziata Di Rifiuti Proveniente Da Impianti Di Trattamento Meccanico/Biologico (Pantini Et Al., 2015).....	90
Tabella 21 Coefficienti Di Distribuzione Di Contaminanti Organici Rispetto Al Doc Derivati Da Ispra A Partire Da Chin Et Al. (1990).....	91
Tabella 22 Proprietà Fisiche E Idrauliche Di Riferimento Per Le Classi Granulometriche Uscs Determinate Da Ispra	98
Tabella 23 Trasmissione Del Vapore Acqueo E Conducibilità Idraulica Equivalente Per Diversi Tipi Di Polimeri E Spessori Di Geomembrane (Giroud E Bonaparte, 1989).....	99
Tabella 24 Valori Di Default Utilizzati Per I Difetti Nella Geomembrana Nel Software Lanssim	99
Tabella 25 Principali Inquinanti In Tracce Nel Biogas Di Discarica (Sevimoglu E Tansel, 2013).....	102
Tabella 26 Proposta Di Revisione Dei Parametri Di Esposizione Per Ingestione Di Suolo E Polveri.....	112
Tabella 27 Proposta Di Revisione Dei Parametri Di Esposizione Per Contatto Dermico.....	113
Tabella 28 Composti Presenti Nelle Matrici Suolo (Soil), Acque Sotterranee (Gw) E Vegetali (Tree) Nel Sin Di Bussi Sul Tirino.	116
Tabella 29 Schema Costruttivo Del Capping Definitivo E Fitocapping Nelle Discariche.....	125
Tabella 30 Tipologie Di Detector Tube Con Indicazione Dei Range Delle Concentrazioni Rilevabili.	140
Tabella 31 Norme Per La Definizione Dei Valori Di Riferimento Dei Biocombustibili Solidi	153
Tabella 32 Sintesi Dei Valori Tipici Della Biomassa Di Latifoglie	155
Tabella 33 Valori Tipici Della Biomassa Di Latifoglie E Metodiche Di Analisi Del Pellets	155
Tabella 34 Valori Dei Contaminanti Che Caratterizzano Piante Iperaccumulatrici.....	156
Tabella 35 : Modello Fitto Con Ceduzione Biennale. Costi (€/Ha) Degli Input Colturali Per I Primi Due Anni Di Coltivazione. A Partire Dal Terzo Anno (O Primo Anno Dopo La Ceduzione) Si Considerino Solo I Costi In Azzurro.	158
Tabella 36 : Modello Rado Con Ceduzione Quinquennale. Costi (€/Ha) Degli Input Colturali Per I Primi Cinque Anni Di Coltivazione. Se La Coltivazione Prosegue Dopo La Prima Raccolta, È Possibile Considerare Come Costi Aggiuntivi Le Voci Segnate In Tabella In Azzurro	159

14 ELENCO DELLE FIGURE

Figura 1 carta geologica dell'abruzzo.....	15
Figura 2 carta dei complessi idrogeologici.....	16
Figura 3 ubicazione dei siti orfani del piano territoriale dell'abruzzo (pnrr e pnb) carta dei complessi idrogeologici, elaborazione in qgis cartografia del geoportale della regione abruzzo	17
Figura 4 ubicazione dei siti orfani del pt abruzzo nella cartografia della esposizione e del psda, elaborazione in qgis, acquisita dal geoportale della regione abruzzo	17
Figura 5 dimensioni areale dei siti orfani interessati dai finanziamenti pnrr e pn	18
Figura 6 superficie della pericolosità idraulica nella regione abruzzo (geoportale autorità di bacino dell'appennino centrale. Abdac).....	19
Figura 7distribuzione delle tipologie di siti contaminati censiti nell'anagrafe della regione abruzzo, approvata con dgr n. 59/ 2022, il 36% è rappresentato da discariche storiche.....	20
Figura 8 distribuzione delle discariche dismesse nella regione abruzzo	21

Figura 9 modello concettuale fea-fer prevede l'applicazione di fitotecnologie abbinate a dispositivi ingegneristici 1) per un recupero forestale-ecologico (fe) con produzione di fonti di energia rinnovabile fer-src tramite "short rotation coppice" e per la creazione di piccole aree opportunamente attrezzate per l'educazione ambientale (ea) 2) per un recupero forestale (f) o ecologico (e), per l'educazione ambientale (ea), e per la produzione di energia da fotovoltaico (fer-fotovoltaico).	23
Figura 10 tabella editabile per il recupero del sito in cui è possibile selezionare dal menu a discesa le alternative disponibili del parametro.	25
Figura 11 diagramma per la selezione della categoria di recupero del sito orfano più appropriata; le categorie con la più alta percentuale di verde rappresentano quelle più idonee.	27
Figura 12 tabella modificabile per la selezione della tecnologia, che consente agli utenti di scegliere tra le opzioni dei parametri disponibili; inoltre è possibile inserire fino a quattro contaminanti rilevanti.	27
Figura 14 diagramma ad anelli per la selezione della tecnologia di bonifica per la zona insatura del suolo e sottosuolo del sito.	29
Figura 15 diagramma ad anelli per la selezione della tecnologia di bonifica per la zona satura del suolo e sottosuolo del sito.	30
Figura 16 andamento delle caratteristiche del percolato nelle discariche con rifiuti organici.	32
Figura 17 andamento della produzione di biogas nelle discariche con rifiuti organici.	33
Figura 18 la produzione di percolato nel periodo di osservazione 2017-2021 negli impianti in post-gestione della regione abruzzo.	34
Figura 19 problemi tecnici che vengono in genere affrontati anche durante la chiusura di una discarica	38
Figura 20 andamento dei cedimenti in funzione del diverso sovraccarico.	43
Figura 21 schema relativo ai punti di rilievo piezometrici.	47
Figura 22 schema di funzionamento dell'air lift.	49
Figura 23 schema costruttivo del piezometro tipo (non in scala).	50
Figura 24 modello delle emissioni diffuse e migrazioni laterali del biogas.	61
Figura 25 tipologie di recupero e trattamento e range del metano	63
Figura 26 produzione di metano e utilizzo ai sensi del d.m. 121/20	64
Figura 27 strumentazione portatile e range di misura	66
Figura 28 valori limite per il flusso di metano per biofiltro e copertura ossidativa, capping temporaneo e permanente e monitoraggio di scouting ottenuti da misure dirette e valore significativo della camera di accumulo.	67
Figura 29 componenti del flussimetro	68
Figura 30 curve di concentrazione nel tempo dei composti da cui è possibile stimare il flusso emissivo, nota la geometria della camera.	70
Figura 31 schema di funzionamento della camera dinamica	71
Figura 32 procedura dello screening del metano	75
Figura 33 piezometri adattati a sonde per il prelievo dei soil gas tramite: sistema di chiusura con manicotto e saracinesca (a) chiusura con tappo e valvola (b) esempi di tappi a tenuta con "attacco rapido" (c).	76
Figura 34 schema piano di controllo completo delle migrazioni laterali con monitoraggio e campionamento dei gas	77
Figura 35 disposizione delle sonde/camere rispetto alle sorgenti secondo il principio di prossimità geometrica alla sorgente.	78
Figura 36 caratteristiche costruttive delle sonde soil gas nel terreno superficiale ($\leq 1\text{m}$) e nel terreno profondo ($> 1\text{m}$).	80
Figura 37 rappresentazione schematica di un esempio di bilancio idrico effettuato dal modello lwb (da pantini et al., 2013)	87
Figura 38 rappresentazione schematica dei meccanismi di trasporto considerati nel modello di lisciviazione in falda.	95
Figura 39 esempi di simulazioni effettuati con il modello di lisciviazione per un inquinante inorganico	97
Figura 40 andamento indicativo delle emissioni di biogas in funzione delle fasi della discarica (www.slideshare.net/hofstgas).	100
Figura 41 andamento del parametro lc con la velocità soglia di attrito corretta e non corretta.	106
Figura 42 step della valutazione del rischio proposti nel presente documento	109
Figura 43 schema di campionamento per la definizione della correlazione della profondità della contaminazione con l'apporto derivante dall'architettura idraulica delle radici superficiali e/o profonde (luchetti & pignatti, 2022).	119

Figura 44 distribuzione della concentrazione dei composti clorurati, pce, tce, vc e 1.2 dce nelle tre frazioni dei tronchetti estratto a sw e ne in un pioppo nero posto sulla perimetrazione della discarica abusiva in loc. Tre monti nel sin di bussi sul tirino, con soggiacenza circa – 9m da p.c. Della falda contaminata (filippini et al. 2022).	120
Figura 45 distribuzione dell'inquinamento nel fusto di pioppi neri nati sul perimetro della discarica abusiva in loc. Tre monti nel sin di bussi sul tirino, in direzione radiale dei settori ne e sw, confrontata con quella a diverse profondità nel suolo e nelle acque sotterranee. I risultati dimostrano l'attivazione diretta delle radici profonde e la capacità di bonifica dei pioppi. Nel piezometro d3, che si trova in prossimità dell'albero p16, si osservano basse concentrazioni dei cov nella falda a differenza di d4 e d4bis, che sono privi di barriere arboree (luchetti & piagnatti, 2022).	120
Figura 46 caratteristiche di messa a dimora delle piante secondo il sistema deep rooting (dr), 1) terreno ammendato per l'attecchimento del pioppo 2) scavo con rivestimento in hdpe, 3) perforo con rivestimento fenestrato sino alla profondità di perforazione; 4) tubi in pvc per garantire il corretto tenore idrico e di nutrienti anche negli strati di suolo più compatti e profondi.	122
Figura 47 modello di coltivazione deep rooting con giovani esemplari di pioppo nero per fitobarriere immediatamente attive	123
Figura 48 caratteristiche costruttive del capping definitivo d.lgs36/03	124
<i>Figura 49 schema costruttivo tipo fitocapping a per fitorisanamento di terreno/rifiuti</i>	<i>126</i>
Figura 50 schema esemplificativo di impianto di fitobarriera con file di alberi di pioppo con coltivazione standard, in giallo (filare a), e pioppi messi a dimora secondo la tecnica del deep rooting, in verde (filare b). Qualora la fitobarriera sia perimetrale ad un'area destinata al fotovoltaico sarà necessario utilizzare nella fila a piante erbacee con radici profonde (come es. Erba medica, medicago sativa, o il chrysopogon zizanioides roberty, comunemente noto come vetiver).	128
Figura 51 schema dei sensori di misura della linfa con metodo tdp sf-l.....	130
Figura 52 distribuzione del flusso della linfa con il sensore sf-l e il sensore granier e le correlazioni con la variazione dell'umidità dell'aria e l'incremento radiale del tronco misurato con dendrometro.....	130
Figura 53 schema del sistema per il flusso della linfa e di trasferimento dei dati alla centralina alimentato da una batteria collegata ad un pannello solare.	131
<i>Figura 54 distribuzione giornaliera della linfa misurata nel mese di marzo con un sensore sf-l in un pioppo nero (diametro circa 20 cm) nel sin di bussi sul tirino (elaborazione luchetti l, arta abruzzo).</i>	<i>132</i>
Figura 55 chioggia (ve). Fasce tampone.....	134
Figura 56 chioggia (ve). Fasce tampone con specie arboree (pioppo e salice) ed arbustive (biancospino, rosa canina ed altre) sui bordi dei campi a protezione dei canali contro la lisciviazione dei composti azotati in eccesso.....	134
Figura 57 casale monferrato (al). File singole (a sinistra) e binate (a destra) nel modello fitto con ceduzione biennale. Pioppo	148
Figura 58 schema di impianto per il modello rado con ceduzione quinquennale.....	149
Figura 59 casale monferrato. Impianto con modello rado, pioppo clone 'imola' al terzo anno di crescita	150
Figura 60 valori tipici della biomassa legnosa di salice e pioppo.....	154