



APAT

Agenzia per la protezione
dell'ambiente e per i servizi tecnici

Effetti dell'impiego di frazione organica stabilizzata in attività di ripristino ambientale

Informazioni legali

L'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

APAT - Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici
Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma
www.apat.it

Dipartimento stato dell'ambiente e Metrologia ambientale
Servizio Rifiuti

© APAT, Rapporti 65/2006

ISBN 88-448-0180-9

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

APAT

Grafica di copertina: F. Iozzoli; L. Campana

Illustrazione di copertina: L. Campana; P. Orlandi

Coordinamento tipografico e distribuzione

Olimpia Girolamo

APAT - Servizio di Supporto alla Direzione Generale
Settore Editoria, Divulgazione e Grafica

Impaginazione e stampa

I.G.E.R. srl - Viale C.T. Odescalchi, 67/A - 00147 Roma

Stampato su carta TCF

Finito di stampare maggio 2006

L'impostazione e la stesura finale sono a cura di **Rosanna LARAIA**, Responsabile del Servizio Rifiuti del Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale dell'APAT diretto da Antonio DE MAIO

La Redazione è stata a cura del Gruppo di lavoro composto da:

Paolo MANTOVI, Sergio PICCININI, Lorella ROSSI (Fondazione CRPA Studi Ricerche)
Andrea M. LANZ (APAT)

Si ringraziano AGAC SpA, in particolare Marco Bergonzoni e Valter Guberti, per la collaborazione, AIMAG SpA, in particolare Giorgio Rustichelli, per la fornitura della FOS e, per i gentili contributi prestati, il comune di Carpineti nella persona di Tonino Braglia, Enrico Muzzi dell'Università di Bologna, Rosalba Risaliti e Marco Ginanni dell'Università di Pisa, Letizia Fumagalli, Giuseppe Ruggi e Federica Borciani.

INDICE

Premessa	7
1 Il contesto normativo ed i numeri del sistema	9
1.1 Premessa	9
1.1.1 Normativa Comunitaria	9
1.1.2 Normativa italiana	10
1.2 Normativa in materia di realizzazione ed esercizio degli impianti di compostaggio	11
1.2.1 Il sistema autorizzativo	11
1.2.2 La procedura semplificata	11
1.2.3 Le norme tecniche per il recupero e la messa in riserva dei rifiuti non pericolosi ..	12
1.2.4 La normativa in materia di emissioni maleodoranti	14
1.3 Normativa in materia di utilizzo del compost	15
1.4 I documenti di lavoro della DG Ambiente della Commissione Europea in materia di trattamento biologico dei rifiuti organici ed in materia di utilizzazione agronomica dei fanghi di depurazione	22
1.5 Bozza di decreto ministeriale sul trattamento dei rifiuti organici biodegradabili e sulle modalità di utilizzo del compost e del biostabilizzato aerobico ed anaerobico ..	30
1.6 Il recupero di materia in Italia	32
1.6.1 Il compostaggio di matrici selezionate	32
1.6.2 Il trattamento meccanico biologico	35
2. L'impiego della frazione organica stabilizzata (FOS) per usi paesistici	37
2.1 Introduzione	37
2.2 Indagine di letteratura sull'impiego di frazioni organiche stabilizzate per usi paesistici e di ripristino ambientale	38
3. Localizzazione e descrizione dell'area sperimentale	49
3.1 Individuazione del sito sperimentale	49
3.2 Inquadramento geografico	50
3.3 Inquadramento climatico	50
3.4 Inquadramento geologico	51
3.5 Inquadramento idrogeologico	52
3.6 Inquadramento pedologico	53
3.7 Evoluzione del polo estrattivo Secchia-Dorgola	53
3.8 Attività estrattiva attuale e futura	54
4 Organizzazione e monitoraggio del sito sperimentale	55
4.1 Preparazione delle parcelle sperimentali	55
4.2 Installazione e cura dispositivi di monitoraggio	61
4.3. Attività di monitoraggio	62
4.4. Identificazione dispositivi e registrazione attività	63

5. Caratterizzazione dei substrati	65
5.1. Caratteristiche generali delle argille	65
5.2. Caratterizzazione chimico-fisica di matrici e miscele	66
5.3. Caratterizzazione idrologica delle parcelle	74
5.4. Caratterizzazione pedologica delle parcelle	75
6. Risultati del monitoraggio	83
6.1. Parametri meteorologici	83
6.2. Potenziale del terreno, curve di ritenzione e conducibilità idraulica	84
6.3. Chimismo delle acque del terreno	90
6.4. Chimismo delle acque di deflusso superficiale	96
6.5. Chimismo del terreno	101
6.6. Caratteristiche della copertura vegetale	111
7. Discussione dei risultati e considerazioni conclusive	115
Riferimenti bibliografici	119

PREMESSA

Il Rapporto è finalizzato alla valutazione degli effetti ambientali che possono derivare dall'utilizzo di miscele di frazioni organiche stabilizzate (FOS) e materiale argilloso di cava in attività di ripristino ambientale.

La frazione organica stabilizzata proveniente dagli impianti di trattamento meccanico-biologico rappresenta, senza dubbio, una quota significativa dei rifiuti urbani complessivamente gestiti. Tuttavia, mentre sono disponibili, ormai, numerosi risultati sperimentali relativi all'impiego agricolo del compost, sono pressoché assenti i riscontri, in particolare nel nostro Paese, relativi agli effetti di apporti massivi e tantum di frazioni organiche selezionate, in miscela con inerti, in impieghi paesistici e di ripristino ambientale. Sono, inoltre, particolarmente carenti i dati sperimentali relativi alla dinamica dei nutrienti e, in particolare, su eventuali trasporti di composti azotati e fosfatici verso le acque di falda o superficiali.

In tale contesto il presente Rapporto si pone l'obiettivo di valutare gli effetti dell'apporto di frazioni organiche stabilizzate, volto a migliorare le caratteristiche del materiale inerte per costituire il substrato di crescita di essenze erbacee e arboree, con particolare riferimento ai seguenti aspetti:

- la dinamica dell'azoto somministrato con i materiali organici e la quantificazione degli eventuali rilasci di nitrati o di altre forme azotate, sia per percolazione sia per ruscellamento;
- la dinamica dei composti fosfatici;
- gli effetti derivanti dall'apporto di metalli pesanti con le frazioni organiche stabilizzate e l'eventuale trasporto in profondità di questi ultimi.

Il Rapporto, oltre ad effettuare una dettagliata analisi della normativa di settore, valuta l'impiego della frazione organica stabilizzata per usi paesistici e riporta i risultati della sperimentazione, condotta dall'APAT, in un a cava di argilla localizzata sull'Appennino Reggiano. In particolare, viene descritto il sito dove è stata condotta la sperimentazione e la preparazione e installazione dei dispositivi utilizzati per il monitoraggio.

Il Rapporto contiene, inoltre una caratterizzazione sia fisica che chimica delle varie tipologie dei materiali, in fase di preparazione dei substrati utilizzati per le operazioni di ripristino.

Ing. Antonio De Maio

*Direttore del Dipartimento Stato dell'Ambiente
e Metrologia Ambientale*

1. IL CONTESTO NORMATIVO ED I NUMERI DEL SISTEMA

1.1 Premessa

1.1.1 Normativa Comunitaria

Il trattamento delle frazioni organiche biodegradabili per la produzione di ammendanti è un'operazione espressamente prevista dalla direttiva 156/1991/CEE, che inserisce il “*riciclo/recupero delle sostanze organiche non utilizzate come solventi (comprese le operazioni di compostaggio e altre trasformazioni biologiche)*” tra le operazioni che i singoli Stati membri sono chiamati ad incentivare. Allo stato attuale, tuttavia, non è stata ancora emanata alcuna direttiva specifica per quanto attiene la produzione e l'impiego del compost e la normativa in materia risulta, pertanto, affidata ai singoli Stati membri.

Diversi Paesi hanno evidenziato i problemi determinati dall'assenza di una disposizione comunitaria, soprattutto per quanto concerne il compost di qualità, che può essere considerato prodotto e quindi incluso tra i fertilizzanti ammessi alla commercializzazione. In tal caso, in virtù del principio del mutuo riconoscimento dei prodotti legittimamente fabbricati o commercializzati all'interno dell'Unione Europea, un Paese che preveda limiti meno restrittivi di un altro Paese può esportare verso quest'ultimo un compost che non rispetti i limiti di commercializzazione se prodotto in loco. Al fine di armonizzare le normative nazionali è stata già predisposta dalla Direzione Ambiente della Commissione Europea una bozza di direttiva sul trattamento biologico dei rifiuti biodegradabili in merito alla quale, tuttavia, non si registrano progressi da diversi anni (febbraio 2001).

A livello comunitario specifici strumenti normativi sono, pertanto, in vigore solo per quanto concerne il marchio di qualità ecologica (Ecolabel), il cui sistema di assegnazione è individuato dal Regolamento 2000/1980/CE e per quanto riguarda i metodi di produzione biologica dei prodotti agricoli, ai sensi del Regolamento 1991/2092/CEE come modificato dal Regolamento 1997/1488/CE.

Il Regolamento 2000/1980/CE, in particolare, stabilisce che il marchio di qualità può essere assegnato a prodotti che contribuiscono in maniera significativa a risolvere problemi ambientali di primaria importanza (articolo 3) e prevede che i criteri per la sua assegnazione siano individuati per gruppi di prodotti (articolo 4). Ai sensi delle procedure per la definizione dei criteri relativi a ciascun gruppo di prodotti, previste dall'articolo 6 del suddetto regolamento, sono state elaborate ed adottate, per gli ammendanti del suolo ed i substrati di coltivazione, una serie di misure individuate dalla Decisione della Commissione 2001/688/CE. Con questa decisione vengono, rispettivamente, definiti come ammendanti del suolo e substrati di coltivazione i *materiali da aggiungere al suolo in situ principalmente per conservarne o migliorarne le caratteristiche fisiche e che possono migliorarne le caratteristiche o l'attività chimiche e/o biologiche* ed i *materiali diversi dai suoli in situ, dove vengono coltivati vegetali* (articolo 1). Tale decisione individua, inoltre, all'allegato 1 i criteri a cui deve conformarsi un prodotto, ricadente nel gruppo di prodotti definiti all'articolo 1, per ottenere il marchio di qualità ecologica.

L'etichetta ecologica europea certifica che il prodotto a cui è applicata garantisce un ridotto impatto ambientale e consente al consumatore di verificare immediatamente se il prodotto è conforme o meno ai requisiti prestabiliti. Va comunque ribadito che l'adesione al sistema Ecolabel è del tutto volontaria e che i prodotti privi di etichetta ecologica non sono soggetti ad alcuna penalizzazione nell'ambito del mercato comunitario.

1.1.2 Normativa italiana

La trasformazione in compost delle frazioni organiche dei rifiuti e il loro successivo impiego, in relazione alle caratteristiche dei rifiuti avviati al trattamento, come ammendante o per impieghi paesistici, per il ripristino ambientale delle aree degradate o per altre forme di utilizzo, rappresentano, per l'Italia, un elemento nodale nella strategia di gestione integrata dei rifiuti, costituendo la forma più adeguata per il recupero di materia. La produzione di compost, in particolare di compost di qualità derivante da matrici selezionate alla raccolta, ha l'importante valenza di rendere disponibili ammendanti utilizzabili per il ripristino e/o il mantenimento di un adeguato tenore di sostanza organica dei suoli ai fini della conservazione della fertilità e la limitazione dei fenomeni di erosione e desertificazione, assai accentuati in alcune aree del Paese.

Attualmente sono individuate, dalla normativa italiana, due tipologie di compost:

- compost di qualità elevata, ottenuto esclusivamente da matrici organiche selezionate alla raccolta ed incluso nella categoria degli ammendanti commerciali in base alla Legge 748/84, con la denominazione di "ammendante compostato verde" o di "ammendante compostato misto" (vi è anche il cosiddetto "ammendante torboso composto" derivante dalla miscela di torba e ammendante compostato verde e/o misto) che si configurano come prodotto e sono pertanto utilizzabili senza altri vincoli che non siano quelli di una buona pratica agricola
- compost di qualità inferiore, destinabile all'attività agricola, ma vincolato al rispetto di diversi standard qualitativi, di quantità massime utilizzabili e all'analisi preliminare dei terreni destinati all'utilizzo.

Per quanto riguarda la seconda tipologia di compost, ovvero quel compost ottenuto da operazioni di selezione meccanica all'impianto, o comunque a partire da matrici con caratteristiche tali da non consentire la produzione di un compost con i requisiti di ammendante commerciale i riferimenti normativi sono attualmente rappresentati dal decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22 e successive modificazioni e dalla Deliberazione della Commissione Interministeriale, 27 luglio 1984 recante "Disposizioni per la prima applicazione dell'art. 4 del D.P.R. 10 settembre 1982, n. 915, concernente lo smaltimento dei rifiuti".

Il D.lgs. 22/97, in particolare, definisce, all'art. 6, comma 1, lett. q) il compost da rifiuti, come "prodotto ottenuto dal compostaggio della frazione organica dei rifiuti urbani nel rispetto di apposite norme tecniche finalizzate a definire contenuti e usi compatibili con la tutela ambientale e sanitaria, e in particolare a definirne i gradi di qualità".

Questo compost può essere ancora utilizzato sui suoli, ma essendo un rifiuto, il suo uso è soggetto ad una serie di limitazioni (limiti della quantità utilizzabile, caratterizzazione analitica dei siti recettori ecc.). Per quanto riguarda i requisiti di qualità del compost da rifiuti e le condizioni di utilizzazione in agricoltura, ad oggi, il riferimento normativo è ancora rappresentato dalla Deliberazione 27 Luglio 1984, che richiede un aggiornamento e una armonizzazione rispetto alle normative entrate in vigore negli ultimi anni in materie analoghe. A tal proposito, va rilevato che il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio ha già predisposto una bozza di decreto in materia di trattamento biologico dei rifiuti, che prevede la disciplina della produzione e dell'utilizzo di diverse tipologie di compost (definiti, più nello specifico, compost e biostabilizzato).

1.2 Normativa in materia di realizzazione ed esercizio degli impianti di compostaggio

1.2.1 Il sistema autorizzativo

La realizzazione e l'esercizio degli impianti di compostaggio sono soggetti al rilascio di autorizzazione preventiva da parte della Regione, ai sensi degli articoli 27 e 28 del D.Lgs. 22/97. Più in particolare, l'articolo 27, comma 1 del D.lgs. 22/97 prevede che *“i soggetti che intendono realizzare nuovi impianti di smaltimento o di recupero di rifiuti, anche pericolosi, devono presentare apposita domanda alla Regione competente per territorio allegando il progetto definitivo dell'impianto e la documentazione tecnica prevista per la realizzazione del progetto stesso, dalle disposizioni in materia di urbanistica, di tutela ambientale, di salute e sicurezza sul lavoro e di igiene pubblica”*. Tali disposizioni, secondo quanto stabilito al comma 8 del citato articolo 27, si applicano anche per la realizzazione di varianti sostanziali in corso di esercizio, che comportano modifiche a seguito delle quali gli impianti non sono più conformi all'autorizzazione rilasciata.

L'autorizzazione all'esercizio delle operazioni di smaltimento e recupero è disciplinata dalle disposizioni dell'articolo 28 che stabilisce, al comma 1, che *“l'esercizio delle operazioni di smaltimento e recupero dei rifiuti è autorizzato dalla Regione competente per territorio entro novanta giorni dalla presentazione della relativa istanza da parte dell'interessato”*.

1.2.2 La procedura semplificata

In attuazione dell'art. 11, paragrafo 1 della direttiva 91/156/CEE e dell'art. 3, paragrafo 2 della direttiva 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi, il Capo V del D.Lgs. 22/97 disciplina le procedure semplificate per le attività di smaltimento dei rifiuti non pericolosi presso il luogo di produzione e le operazioni di recupero dei rifiuti in deroga alle autorizzazioni, ed individua le Province quali autorità competenti per la verifica ed il controllo dei requisiti previsti per l'applicazione di tali procedure.

L'articolo 33, in particolare, prevede procedure amministrative semplificate per l'esercizio, da parte delle imprese, delle operazioni di recupero e di messa in riserva, a condizione che siano rispettate le norme tecniche e le prescrizioni adottate ai sensi dell'articolo 31, commi 1, 2 e 3. Le imprese possono intraprendere dette attività decorsi novanta giorni dalla presentazione della comunicazione di inizio attività alla provincia competente per territorio.

La Provincia, decorsi novanta giorni dalla presentazione della domanda, iscrive l'impresa in un apposito registro. Per la tenuta di tale registro e per l'effettuazione dei controlli periodici, l'interessato è tenuto a versare alla Provincia un diritto di iscrizione annuale, determinato in base alle modalità previste dal D.M. 21 luglio 1998, n. 350. Il gestore dell'impianto è, inoltre, tenuto ai seguenti obblighi:

- ai sensi dell'art. 15, la copia di propria pertinenza del formulario di identificazione dei rifiuti, deve essere datata e controfirmata, anche ai fini dello scarico delle responsabilità a carico del produttore;
- tenuta del registro di carico e scarico dei rifiuti, ai sensi dell'art. 12, con le modalità previste dal D.M. 1° aprile 1998, n. 148 e dalla Circolare ministeriale 4 agosto 1998, n. 812. Al registro deve essere allegata la copia del formulario;
- entro il 30 aprile di ogni anno, il gestore dell'impianto di recupero è tenuto alla presentazione del MUD (modello unico di dichiarazione) presso la CCIAA del capoluogo di Regione dove ha sede l'unità operativa, secondo quanto previsto dal DPCM 31 marzo 1999.

1.2.3 Le norme tecniche per il recupero e la messa in riserva dei rifiuti non pericolosi

Il decreto ministeriale 5 febbraio 1998 individua i rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure di recupero semplificate, ai sensi degli artt. 31 e 33 del D.lgs. 22/97 e successive modificazioni.

Il decreto prevede, fra i principi generali di cui all'art. 1, che *“le attività, i procedimenti e i metodi di recupero di ogni singola tipologia di rifiuto, devono rispettare le norme vigenti in materia di tutela della salute dell'uomo e dell'ambiente”* e stabilisce che le procedure semplificate *si applicano esclusivamente alle operazioni di recupero specificate e ai rifiuti individuati dai rispettivi codici CER e descritti negli allegati.*

Nelle prescrizioni generali sono previste norme specifiche per la messa in riserva dei rifiuti individuati negli allegati che, secondo quanto previsto all'art. 6, deve essere condotta in modo che i rifiuti siano stoccati separatamente dalle materie prime eventualmente presenti nell'impianto e, qualora avvenga in cumuli, questi devono essere posti su basamenti pavimentati o, se richiesto dalle caratteristiche del rifiuto, su basamenti impermeabili tali da evitare che i rifiuti vengano a contatto col suolo sottostante. La quantità di rifiuti messi in riserva, per un periodo non superiore ad un anno, non deve eccedere le quantità di rifiuti recuperabili nello stesso periodo; i rifiuti infiammabili o putrescibili, messi in riserva in impianti che effettuano esclusivamente le operazioni identificate dal codice R13, sono sottoposti alle procedure semplificate a condizione che il deposito non superi la quantità di 600 m³ e non si protragga per un periodo superiore ad un anno.

Al capitolo 16 dell'allegato 1, suballegato 1 sono individuati i rifiuti non pericolosi che possono essere sottoposti alle operazioni di compostaggio in procedura semplificata, nel rispetto delle condizioni stabilite dal decreto e, in particolare:

- frazione organica dei rifiuti urbani raccolta separatamente;
- rifiuti vegetali di coltivazioni agricole;
- segatura, trucioli, frammenti di legno, di sughero;
- rifiuti vegetali derivanti da attività agro-industriali;
- rifiuti tessili di origine vegetale;
- rifiuti tessili di origine animale;
- deiezioni animali da sole o in miscela con materiale di lettiera o frazioni della stessa ottenute attraverso processi di separazione;
- scarti di legno non impregnato;
- carta e cartone nelle forme usualmente commercializzate;
- fibra e fanghi di carta;
- contenuto dei prestomaci;
- rifiuti ligneo cellulose derivanti dalla manutenzione del verde ornamentale; fanghi di depurazione, fanghi di depurazione delle industrie alimentari;
- ceneri di combustione di sanse esauste e di scarti vegetali.

Il processo di compostaggio avviene attraverso una trasformazione biologica aerobica delle matrici che evolve per mezzo di uno stadio termofilo e porta alla stabilizzazione ed umificazione della sostanza organica. Il processo, che deve avere una durata non inferiore a 90 giorni, prevede, tra l'altro, che la fase di stoccaggio delle matrici e la fase di bio-stabilizzazione accelerata avvengano in ambiente confinato, ottenibile anche con coperture o paratie mobili, per il contenimento delle polveri e degli odori il cui controllo deve essere garantito mediante idonee misure e sistemi di abbattimento. Tali disposizioni non sono, tuttavia, obbligatorie per gli impianti che trattano unicamente i rifiuti prove-

nienti dalla coltivazione e raccolta di prodotti agricoli, dalle attività forestali e di lavorazione del legno vergine, dalla fabbricazione di manufatti in legno non impregnato, imballaggi e legno non impregnato (cassette, pallets) e dalla manutenzione del verde ornamentale, che devono, comunque, assicurare il contenimento delle polveri durante l'eventuale fase di triturazione. Il compost ottenuto deve avere le caratteristiche indicate negli allegati alla legge 19 ottobre 1984, n. 748.

In Tabella 1.1 è riportato l'elenco dei rifiuti destinabili alla produzione di compost di qualità in procedura semplificata con i corrispondenti codici dell'elenco europeo dei rifiuti.

Tabella 1.1: Rifiuti compostabili per la produzione di compost di qualità.

Tipologia	Codice Elenco Rifiuti
a) Frazione organica dei rifiuti solidi urbani raccolta separatamente	[200108] [200302]
b) Rifiuti vegetali di coltivazioni agricole	[020103]
c) Segatura, trucioli, frammenti di legno, di sughero	[030105] [030101] [030105] [030301]
d) Rifiuti vegetali derivanti da attività agro-industriali	[020304] [020501] [020701] [020702] [020704]
e) Rifiuti tessili di origine vegetale: cascami e scarti di cotone, cascami e scarti di lino, cascami e scarti di iuta, cascami e scarti di canapa	[040221]
f) Rifiuti tessili di origine animale cascami e scarti di lana, cascami e scarti di seta	[040221]
g) Deiezioni animali da sole o in miscela con materiale di lettiera o frazioni della stessa ottenute attraverso processi di separazione	[020106]
h) Scarti di legno non impregnato	[150103] [200138] [030101] [030199]
i) Carta e cartone nelle forme usualmente commercializzate	[200101] [150101]
j) Fibra e fanghi di carta	[030309][030310][030311]
k) Contenuto dei prestomaci	[020102]
l) Rifiuti ligneo cellullosici derivanti dalla manutenzione del verde ornamentale	[200101]
m) Fanghi di depurazione, fanghi di depurazione delle industrie alimentari	[190812] [190814] [190805] [020201] [020204] [020301] [020305] [020403] [020502] [020603] [020705] [030302] [040107] [190605] [190606]
n) Ceneri di combustione di sanse esauste e di scarti vegetali con le caratteristiche di cui al punto 18.11	[100101][100115] [100103] [100117] [100102] [100103] [100117]

Per quanto riguarda, nello specifico, gli impianti di trattamento-meccanico biologico, va, inoltre, rilevato che, ai sensi del D.Lgs 18 febbraio 2005, n. 59 di attuazione integrale della direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento sono state predisposte, e sono attualmente in fase di emanazione, apposite linee guida finalizzate all'individuazione e all'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili per la costruzione e la gestione di tali impianti.

In merito alla normativa di settore possono essere, infine, citate alcune norme regionali quali, ad esempio:

- deliberazione della Giunta Regionale del Veneto del 10 marzo 2000, n. 766, relativa alle “*Norme tecniche per la realizzazione e la conduzione degli impianti di recupero e di trattamento delle frazio-*

ni organiche dei rifiuti urbani ed altre matrici organiche mediante compostaggio, biostabilizzazione e digestione anaerobica”,

- linee guida della Regione Lombardia relative alla costruzione ed all’esercizio degli impianti di compostaggio (DGR del 16 aprile 2003, n. DGR del 17 luglio 1999, n. 44263)
- “*Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio e di stabilizzazione*” della regione Basilicata (Bollettino Ufficiale della Regione Basilicata 8 maggio 2002, n. 32)
- “*Criteri e linee guida per l’utilizzo della frazione organica stabilizzata*” della Campania (Comitato tecnico ex ordinanza commissariale n. 58/2002)
- “*Approvazione del contratto di programma per l’utilizzazione del compost*” della regione Emilia Romagna (DGR 1 marzo 2000, n. 647)
- “*Piano di gestione dei rifiuti e di bonifica delle aree inquinate*” della Puglia (Segreto del Commissario delegato all’emergenza ambientale 30 settembre 2002, n. 296)
- “*Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio*” della Sicilia (Gazzetta Ufficiale Regione Siciliana, n. 27 parte I del 14/06/2002).

1.2.4 La normativa in materia di emissioni maleodoranti

Il rilascio di emissioni maleodoranti costituisce, senz’altro, uno dei punti più critici per una stazione di compostaggio e rappresenta uno degli elementi di maggior rilevanza nelle fasi di realizzazione e gestione della stessa.

La normativa italiana, pur stabilendo alcuni principi fondamentali finalizzati alla prevenzione delle molestie olfattive (localizzazione di determinate tipologie di impianti, indicazioni inerenti all’utilizzo delle migliori tecniche disponibili), non prevede limiti alle emissioni di sostanze osmogene, né metodi e parametri di misurazione.

Per quanto riguarda la localizzazione degli impianti, alcuni criteri per la limitazione, fra le altre cose, dell’impatto degli odori sulla popolazione, sono previsti dal RD 27 luglio 1934, n.1265, al Capo III, articoli 216 e 217, e successivi decreti attuativi tra cui, in particolar modo, il DM 5 settembre 1994 recante “*Elenco delle industrie insalubri di cui all’articolo 216 del Testo Unico delle leggi sanitarie*”.

In materia di qualità dell’aria, la normativa di riferimento è rappresentata, principalmente, dal DPR 24 maggio 1988, n. 203 che disciplina:

- a) *tutti gli impianti che possono dar luogo ad emissione nell’atmosfera;*
- b) *le caratteristiche merceologiche dei combustibili ed il loro impiego;*
- c) *i valori limite ed i valori guida per gli inquinanti dell’aria nell’ambiente esterno ed i relativi metodi di campionamento, analisi e valutazione;*
- d) *i limiti delle emissioni inquinanti ed i relativi metodi di campionamento, analisi e valutazione.”*

Il DPR 203/88 prevede l’ottenimento di una autorizzazione da parte degli impianti responsabili di emissioni in atmosfera e attribuisce alle Regioni la competenza di formulare, tra le altre cose, i piani di rilevamento, prevenzione, conservazione e risanamento del proprio territorio e di fissare i valori limite di qualità dell’aria e delle emissioni di impianti (sulla base della migliore tecnologia disponibile) tenendo conto, ove disponibili, dei valori limite, e dei valori e linee guida fissati dallo Stato. Successivi decreti di attuazione, tra i quali si cita in particolar modo il DM 12 luglio 1990 hanno fissato, per alcune tipologie di impianti, linee guida per il contenimento delle emissioni, per la deter-

minazione dei valori limite, e per i metodi di campionamento, analisi e valutazione delle emissioni di alcune sostanze. Essi, tuttavia, non hanno affrontato lo specifico problema delle emissioni degli odori.

Anche il D.Lgs 18 febbraio 2005, n.59 di attuazione integrale della direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento pone quale condizione per l'ottenimento dell'autorizzazione da parte delle installazioni che rientrano nel campo di applicazione della norma il ricorso alle migliori tecnologie disponibili finalizzate alla prevenzione dell'inquinamento.

Alcuni riferimenti relativi alle emissioni sono individuabili tra le finalità del D.Lgs 22/97, riportate all'articolo 2, in cui è previsto che i rifiuti vengano *recuperati o smaltiti senza pericolo per la salute dell'uomo e senza usare procedimenti o metodi che potrebbero recare pregiudizio all'ambiente e, in particolare:*

a) *senza determinare rischi per l'acqua, l'aria, il suolo e per la fauna e la flora;*

b) *senza causare inconvenienti da rumori o odori;*

c) *senza danneggiare il paesaggio e i siti di particolare interesse, tutelati in base alla normativa vigente.*

1.3 Normativa in materia di utilizzo del compost

I riferimenti normativi in merito ai requisiti di qualità del compost sono attualmente rappresentati, come già precedentemente accennato, dalla decisione 2001/688/CE e dal Regolamento 1488/1997/CE, a livello comunitario, e dalla Legge 748/1984 e dalla Deliberazione della Commissione Interministeriale 27 luglio 1984, a livello nazionale.

Più in particolare, la decisione 2001/688/CE del 28 agosto 2001 stabilisce i criteri per l'assegnazione di un marchio comunitario di qualità ecologica agli ammendanti del suolo ed ai substrati di coltivazione mentre il Regolamento 1488/1997/CE individua il metodo di produzione biologica dei prodotti agricoli; la Legge 748/1984 e la Deliberazione 27 luglio 1984, dal canto loro, fissano, rispettivamente, i requisiti per la commercializzazione, come prodotto, dell'ammendante compostato verde, dell'ammendante compostato misto e dell'ammendante torboso composto ed i criteri per l'utilizzo "controllato" del compost di minor qualità. Come da attendersi, i limiti previsti per l'ottenimento del marchio di qualità ecologica e per l'utilizzo in agricoltura biologica risultano inferiori per tutti gli inquinanti, con la sola eccezione del Nichel per l'Ecolabel, rispetto ai limiti fissati dalla normativa italiana per il compost commercializzabile come ammendante. I requisiti per il marchio Ecolabel e per l'uso in agricoltura biologica, risultano anche più severi, con riferimento alla concentrazione di metalli pesanti, di quelli previsti dalla Decisione 278/86/CEE relativa all'utilizzazione agronomica dei fanghi di depurazione, recepita nell'ordinamento nazionale dal D.Lgs 99/92. Un confronto tra i limiti previsti dalle diverse normative, per quanto attiene il compost di qualità, è riportato in Tabella 1.2.

Tabella 1.2: confronto tra i limiti previsti dalla normativa europea e nazionale.

Parametri	Unità di misura	Ecolabel ¹	Compost per agricoltura biologica ²	Ammendante compostato misto ³
Cd tot	mg/kg ss	≤ 1	≤ 0,7	≤ 1,5
Cr totale	mg/kg ss	≤ 100	≤ 70	
Cr VI	mg/kg ss	-	≤ limite rilevabilità	≤ 0,5
Hg tot	mg/kg ss	≤ 1	≤ 0,4	≤ 1,5
Ni tot	mg/kg ss	≤ 50	≤ 25	≤ 100 ⁴
Pb tot	mg/kg ss	≤ 100	≤ 45	≤ 140
Cu tot	mg/kg ss	≤ 100	≤ 70	≤ 230 ⁴
Zn tot	mg/kg ss	≤ 300	≤ 200	≤ 500
As	mg/kg ss	≤ 10	-	-

Note:
 ss= sostanza secca
 1. Decisione della Commissione 2001/688/CE del 28 agosto 2001, Criteri per l'assegnazione Ecolabel a ammendanti
 2. Regolamento CE 1488 del 29 luglio 1997, metodo di produzione biologico dei prodotti agricoli
 3. DM 27 marzo 1998, Modificazione Allegato 1C della legge 19 Ottobre 1984, recante nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti
 4. DM 27 marzo 2000, Disposizioni tecniche per l'aggiornamento degli allegati alla L. n. 748 del 1984, in materia di fertilizzanti.

Per quanto riguarda i contaminanti fisici la Decisione 2001/688/CE prevede un contenuto di vetri, metalli e plastiche nel prodotto finale (dimensione delle maglie > 2 mm) inferiore allo 0,5%, espresso sulla sostanza secca, mentre più articolata è la classificazione fornita dalla Legge 748/1984. Quest'ultima, infatti, prevede contenuti massimi di materiali indesiderati variabili in funzione delle dimensioni e della natura dei materiali stessi. Nel caso della plastica, ad esempio, è prevista una percentuale massima dello 0,05% in peso sulla sostanza secca, per quanto concerne la frazione compresa tra 3,33 mm e 10 mm, una percentuale pari allo 0,45% per la frazione inferiore o uguale a 3,33 mm, e la totale assenza della frazione di dimensioni superiori ai 10 mm. I limiti previsti per gli altri materiali inerti sono, invece: 0,1% in peso sulla sostanza secca per i materiali di dimensioni comprese tra i 3,33 mm ed i 10 mm e 0,9% per i materiali aventi dimensioni inferiori o uguali ai 3,33 mm. Anche per gli inerti diversi dalle plastiche non è ammessa la presenza, nel prodotto, di materiali di dimensioni superiori ai 10 mm.

Per quanto concerne il carico di nutrienti, la Decisione 2001/688/CE, fissa i seguenti limiti: concentrazione di azoto totale nel prodotto non superiore al 20% espresso sulla sostanza secca, contenuto di azoto inorganico inferiore al 20% dell'azoto totale oppure contenuto di azoto organico ≥ 80%. Il carico massimo di nutrienti al suolo, se viene utilizzato il tasso di applicazione raccomandato nelle informazioni sulle modalità di impiego allegato al prodotto, non deve superare i 17 g/m² per l'azoto totale, i 10 g/m² per l'ortofosfato (P₂O₅) ed i 20 g/m² per l'ossido di potassio (K₂O). Tali disposizioni non si applicano ai prodotti identificabili con un rapporto C/N superiore a 30/1.

La Legge 748/1984 individua invece titoli minimi, in elementi e/o sostanze utili, differenti a seconda della tipologia di ammendante. Il contenuto in carbonio organico deve essere, infatti, almeno pari al 30% in peso sul secco per quanto riguarda l'ammendante compostato verde e l'ammendante torboso composto e superiore al 25% per l'ammendante compostato misto mentre il contenuto di acidi umici e fulvici sul secco deve essere almeno del 2,5% nel caso dell'ammendante compostato verde e del 7% nel caso del compostato misto e del torboso composto. Il contenuto di azoto organico sul sec-

co deve essere, per qualunque tipologia di compost, superiore all'80% dell'azoto totale mentre il rapporto massimo C/N deve essere pari a 50 per l'ammendante compostato verde e per l'ammendante torboso composto e pari a 25 per il compostato misto.

Con riferimento ai parametri microbiologici, la Decisione 2001/688/CE fissa in 1.000 MPN/g il limite per la *E. coli* e prescrive, per le Salmonella, l'assenza in 50 g di campione.

La Legge 748/1984, dal canto suo, individua i seguenti parametri:

- Salmonelle assenti in 25 g di campione tal quale dopo rivivificazione;
- Enterobacteriaceae totali massimo $1,0 \times 10^2$ unità formanti colonie per grammo;
- Streptococchi fecali massimo $1,0 \times 10^3$ MPN/g;
- Nematodi assenti in 50 g sul tal quale;
- Trematodi assenti in 50 g sul tal quale;
- Cestodi assenti in 50 g sul tal quale.

Limiti decisamente meno restrittivi, in termini di contenuto di metalli, sono, invece, fissati dalla Deliberazione della Commissione Interministeriale 27 luglio 1984 (Tabella 1.3) che, a differenza delle norme sopra riportate, relative al compost di qualità, disciplina, come già precedentemente accennato, l'utilizzo controllato di un materiale da considerarsi, a tutti gli effetti, rifiuto. Tale compost, da ritenersi piuttosto come una frazione organica stabilizzata (FOS), può essere utilizzato su suoli agricoli aventi determinate caratteristiche, in quantità dipendenti dal contenuto di metalli del compost stesso ma, comunque, mai superiori a 300 quintali per ettaro nell'arco di un triennio (Tabella 1.4).

Tabella 1.3: limiti di accettabilità per il compost ai fini della tutela ambientale (Delib. 27/07/1984)

Parametro	Unità di misura	Valori limite
Cd	mg/kg ss	≤10
Cr III	mg/kg ss	≤500
Cr VI	mg/kg ss	≤10
Hg	mg/kg ss	≤10
Ni	mg/kg ss	≤200
Pb	mg/kg ss	≤500
Cu	mg/kg ss	≤2.500
Zn	mg/kg ss	≤600
As	mg/kg ss	≤10
Salmonelle	N/50 g	Assenti
Semi infestanti	N/50 g	Assenti
pH	Unità di pH	6÷8,5

Tabella 1.4: concentrazione limite di metalli nei terreni e valori massimi somministrabili annualmente con il compost (Delib. 27 luglio 1984).

Parametro	Concentrazioni massime nel terreno (mg per kg di terreno secco)	Quantitativi massimi applicabili (g per ettaro per anno)
Cd	3	15
Cr III	50	2.000
Cr VI	3	15
Hg	2	15
Ni	50	1.000
Pb	100	500
Cu	100	3.000
Zn	30	10.000
As	10	10

Le caratteristiche agronomiche del compost sono riportate in tabella 1.5.

Tabella 1.5: caratteristiche agronomiche del compost (Delib. 27 luglio 1984)

Parametro	Unità di misura	Limiti di accettabilità
Materiali inerti	% s.s.	≤3
Vetri (vaglio)	mm	≤3
Vetri (quantità)	% s.s.	≤3
Materie plastiche	% s.s.	≤1
Materiali ferrosi	% s.s.	≤0,5
Umidità	% s.s.	≤45
Sostanza organica	% s.s.	≥40
Sostanza unificata	% s.s.	≥20
Rapporto C/N	-	≤30
N tot.	% s.s.	≥1
P2O5	% s.s.	≥0,5
K2O	% s.s.	≥0,4
Granulometria	mm	0,5÷25

L'utilizzo del compost è vietato, in base alla Deliberazione 27 luglio 1984, su terreni in cui siano in atto colture frutticole dopo l'inizio della fioritura e comunque nei tre mesi precedenti la raccolta del prodotto, nelle colture foraggere naturali (prati e pascoli), nei boschi, nonché su terreni con pH inferiore a 6. Esso può essere, invece, utilizzato, fino a due mesi prima della semina o dell'impianto, nelle colture orticole ed erbacee e nelle colture foraggere artificiali (prati permanenti, erbai, pascoli artificiali), previa lavorazione del terreno ed interrimento. L'utilizzo è, anche, consentito nelle colture arboree a destinazione industriale e nelle colture forestali produttive, previa lavorazione del ter-

reno ed interrimento, nonché nella fase di impianto di parchi, campi da gioco, giardini e simili ma solo precedentemente alla fase di preparazione del terreno prima della semina. Una deroga al limite di 300 quintali per ettaro nel triennio è, infine, prevista nell'utilizzazione floricolturale e nella relativa preparazione di letti caldi. Per impieghi diversi da quelli sopra riportati valgono i principi generali fissati dal D.Lgs 22/97.

Va evidenziato che l'orientamento sempre più accentuato degli operatori agricoli verso produzioni di qualità, esigenti anche in termini di caratteristiche dei mezzi tecnici impiegati, fa supporre che vi siano scarse prospettive di impiego, nel settore agricolo, per il biostabilizzato proveniente dai trattamenti dei rifiuti residui a valle della raccolta differenziata.

Per tale materiale un impiego di elezione può essere rappresentato, piuttosto, dalla destinazione ad attività paesistico ambientali, esigenti in termini quantitativi, per le quali viene richiesta la disponibilità di sostanza organica stabilizzata al fine di migliorare le caratteristiche dei materiali inerti impiegati. Tra queste:

- la sistemazione di aree di rispetto di autostrade e ferrovie (scarpate, argini, terrapieni);
- la costituzione di aree verdi di grandi dimensioni: costituzione di parchi pubblici, campi da golf, campi da calcio;
- il recupero ambientale di cave esaurite;
- il ripristino ambientale di aree inquinate, conformemente a quanto previsto da DLgs 22/97 (art. 22) che menziona esplicitamente l'opportunità di privilegiare l'impiego di materiali provenienti da attività di recupero di rifiuti urbani.
- la sistemazione post chiusura di discariche esaurite.

Per quanto riguarda le attività di ripristino ambientale si ricorda che i criteri, le procedure e le modalità per la messa in sicurezza, la bonifica ed il ripristino dei siti inquinati sono individuati dal DM 25 ottobre 1999, n. 471. Più in dettaglio, il decreto ministeriale stabilisce:

- i limiti di accettabilità della contaminazione dei suoli, delle acque superficiali e delle acque sotterranee in relazione alla specifica destinazione d'uso dei siti;
- le procedure di riferimento per il prelievo e l'analisi dei campioni;
- i criteri generali per la messa in sicurezza, la bonifica ed il ripristino ambientale dei siti inquinati, nonché per la redazione dei relativi progetti;
- i criteri per le operazioni di bonifica di suoli e falde acquifere che facciano ricorso a batteri, a ceppi batterici mutanti, a stimolanti di batteri naturalmente presenti nel suolo;
- il censimento dei siti potenzialmente inquinati, l'anagrafe dei siti da bonificare e gli interventi di bonifica e ripristino ambientale effettuati da parte della pubblica amministrazione;
- i criteri per l'individuazione dei siti inquinati di interesse nazionale.

Con riferimento ai valori limite di concentrazione nel suolo e nel sottosuolo il decreto effettua una distinzione a seconda che il sito sia destinato a verde pubblico, privato e residenziale oppure ad uso industriale e commerciale. Alcuni dei valori limite riferiti ai metalli previsti dalla Tabella 1 dell'allegato 1 al DM 471/99 sono riportati in Tabella 1.6.

Tabella 1.6: valori limite dei metalli nel suolo e nel sottosuolo dei siti da bonificare (DM 471/99)

Parametro	Sito ad uso verde pubblico, privato e residenziale (mg kg ⁻¹ espressi come s.s.)	Siti ad uso industriale e commerciale (mg kg ⁻¹ espressi come s.s.)
Cd	2	15
Cr VI	2	15
Cr tot	150	800
Hg	1	5
Ni	120	500
Pb	100	1.000
Cu	120	600
Zn	150	1.500
As	10	30

Il DM riporta, in realtà, una serie molto più estesa di parametri da prendere in considerazione nella bonifica dei siti contaminati; tra questi si citano: diversi composti aromatici e policiclici aromatici, composti alifatici clorurati cancerogeni e non cancerogeni, nitrobenzeni, fenoli, ammine aromatiche, fitofarmaci, diossine, idrocarburi, amianto, ecc.

I valori di concentrazione limite accettabili per i diversi composti sono riferiti a “suolo, sottosuolo e materiali di riporto del sito e sono influenzati dalla contaminazione del sito; i suddetti valori si applicano per tutta la profondità che si ritiene necessario campionare ed analizzare per definire l'estensione dell'inquinamento e per progettare interventi di bonifica che garantiscano l'eliminazione dell'inquinamento delle matrici ambientali”.

Inoltre, “qualora si sospetti una contaminazione anche del sopravaglio devono essere effettuate analisi di tale frazione granulometrica sottoponendola ad un test di cessione che utilizzi come eluente acqua deionizzata satura di CO₂”.

Per le sostanze non comprese nella tabella 1, allegato 1, del DM 471/99 devono essere adottati i valori di concentrazione limite accettabili riferiti alla sostanza più affine tossicologicamente.

Va, comunque, rilevato che, nella totalità dei siti in esame, non è richiesta l'esecuzione delle analisi chimiche sulla lista completa delle sostanze indicate in Tabella. Per ogni sito, infatti, sulla base delle attività pregresse, della caratterizzazione specifica, e di ogni altra fonte di informazione “l'autorità competente seleziona, tra le sostanze indicate in tabella, «sostanze indicatrici» che permettano di definire in maniera esaustiva l'estensione, il tipo di inquinamento e il rischio posto per la salute pubblica e l'ambiente. Nelle fasi di campionamento di dettaglio la lista delle sostanze da analizzare potrà essere modificata ed estesa. In ogni caso le analisi dovranno comprendere le sostanze possibilmente presenti che presentano maggiore tossicità, persistenza e mobilità ambientale”.

Si ricorda, infine, che la direttiva 1999/31/CE del 26 aprile 1999, relativa alle discariche di rifiuti, introduce specifici obiettivi di riduzione dello smaltimento di rifiuti organici biodegradabili in discarica, indicando, all'articolo 5, il riciclaggio, il trattamento biologico (compostaggio, digestione anaerobica) ed il recupero di materia ed energia tra le misure da mettere in atto, al fine di conseguire tale riduzione.

Allo stesso articolo 5 viene, inoltre, disposto che non oltre due anni dal recepimento della direttiva gli Stati membri elaborino “una strategia nazionale al fine di procedere alla riduzione dei rifiuti bio-

degradabili da collocare a discarica” e notifichino tale strategia alla Commissione Europea.

I target di riduzione fissati sono:

- a) non oltre cinque anni dopo la data prevista nell’articolo 18, paragrafo 1, i rifiuti urbani biodegradabili da collocare a discarica devono essere ridotti al 75% del totale (in peso) dei rifiuti urbani biodegradabili prodotti nel 1995 o nell’ultimo anno prima del 1995 per il quale siano disponibili dati EUROSTAT normalizzati;*
- b) non oltre otto anni dopo la data prevista nell’articolo 18, paragrafo 1, i rifiuti urbani biodegradabili da collocare a discarica devono essere ridotti al 50% del totale (in peso) dei rifiuti urbani biodegradabili prodotti nel 1995 o nell’ultimo anno prima del 1995 per il quale siano disponibili dati EUROSTAT normalizzati;*
- c) non oltre quindici anni dopo la data prevista nell’articolo 18, paragrafo 1, i rifiuti urbani biodegradabili da collocare a discarica devono essere ridotti al 35% del totale (in peso) dei rifiuti urbani biodegradabili prodotti nel 1995 o nell’ultimo anno prima del 1995 per il quale siano disponibili dati EUROSTAT normalizzati.*

Gli obiettivi di cui sopra, dovranno essere riesaminati dal Consiglio due anni prima della data di cui alla precedente lettera c) *“in base ad una relazione della Commissione sull’esperienza pratica acquisita dagli Stati membri nel conseguimento degli obiettivi di cui alle lettere a) e b), corredata, se del caso, di una proposta intesa a confermare o a modificare tale obiettivo, al fine di assicurare un livello elevato di tutela ambientale.*

Gli Stati membri che nel 1995 o nell’ultimo anno prima del 1995 per il quale siano disponibili dati EUROSTAT normalizzati collocano a discarica più dell’80% dei rifiuti urbani raccolti possono rinviare la realizzazione degli obiettivi indicati nelle lettere a), b) o c) per un periodo non superiore a quattro anni. Gli Stati membri che intendono far valere la presente disposizione informano in anticipo la Commissione della loro decisione. La Commissione informa gli Stati membri ed il Parlamento europeo di tale decisione.

L’applicazione delle disposizioni di cui al comma precedente non possono in alcun caso comportare la realizzazione dell’obiettivo di cui alla lettera c) ad una data di quattro anni successiva alla data di cui alla lettera c).”

La direttiva 1999/31/CE è stata recepita nell’ordinamento nazionale italiano dal D.Lgs 36/2003, che, in coerenza con la direttiva stessa, introduce specifici obiettivi di riduzione dello smaltimento di rifiuti organici biodegradabili in discarica. Esso, all’articolo 5, comma 1, dispone, infatti, che ogni Regione, entro un anno dalla data di entrata in vigore del decreto stesso, elabori ed approvi *“un apposito programma ad integrazione del piano regionale di gestione dei rifiuti di cui all’articolo 22 del Decreto Legislativo n. 22 del 1997, allo scopo di raggiungere, a livello di Ambito Territoriale Ottimale, oppure, ove questo non sia stato istituito, a livello provinciale, i seguenti obiettivi:*

- a) entro cinque anni dalla data di entrata in vigore del decreto i rifiuti urbani biodegradabili devono essere inferiori a 173 kg/anno per abitante;*
- b) entro otto anni dalla data di entrata in vigore del presente decreto i rifiuti urbani biodegradabili devono essere inferiori a 115 kg/anno per abitante;*
- c) entro quindici anni dalla data di entrata in vigore del presente decreto i rifiuti urbani biodegradabili devono essere inferiori a 81 kg/anno per abitante”.*

Il successivo comma 2 stabilisce, altresì, che il suddetto programma preveda il trattamento dei rifiuti ed, in particolare, il riciclaggio, il trattamento aerobico o anaerobico, il recupero di materiali o energia. Gli obiettivi di riduzione e la necessità di prevedere adeguati sistemi di trattamento dovrebbero, in definitiva, incentivare il ricorso al recupero di materia e convogliare quantitativi sempre maggiori di sostanza organica biodegradabile verso i processi di compostaggio e biostabilizzazione. Allo stato attuale il programma di riduzione dello smaltimento in discarica dei rifiuti biodegradabili è stato predisposto dalle regioni Abruzzo, Basilicata, Calabria, Liguria, Lombardia, Marche, Piemonte, Puglia, Sardegna, Sicilia Toscana, Veneto, Valle d'Aosta e dalle le province autonome di Trento e Bolzano, mentre Friuli Venezia Giulia, Emilia Romagna, Umbria, Campania, Lazio, Molise non hanno, ancora, ottemperato a tale obbligo.

1.4 I documenti di lavoro della DG Ambiente della Commissione Europea in materia di trattamento biologico dei rifiuti organici ed in materia di utilizzazione agronomica dei fanghi di depurazione

La Direzione Ambiente della Commissione Europea ha messo in atto, ormai da alcuni anni, un lavoro preparatorio alla revisione della normativa comunitaria ed alla predisposizione di nuova normativa in materia di utilizzazione dei fanghi e di trattamento biologico, aerobico ed anaerobico, dei rifiuti biodegradabili. In particolare è stato avviato un processo di revisione della Direttiva 86/278/CEE che si rende, ormai necessario, in considerazione delle nuove acquisizioni tecnico-scientifiche sugli effetti a lungo termine dell'impiego in agricoltura dei fanghi e sulla base dei risultati derivanti dall'applicazione della Direttiva nei diversi Stati membri. Un ulteriore obiettivo è inoltre quello di consentire un ampliamento dei possibili settori di utilizzo dei fanghi di depurazione, garantendo, nel contempo la salvaguardia dell'ambiente e della salute.

Le principali modifiche delineate dal *Working Document on sludge 3rd draft* del 27 aprile 2000 riguardano:

- l'ampliamento dei settori di utilizzo dei fanghi di depurazione per consentirne l'impiego anche nella silvicoltura, nelle attività di recupero ambientale delle aree degradate e nelle aree verdi;
- una definizione più puntuale di fango trattato, attualmente troppo generica e di difficile interpretazione (si ricorda che sulla base della disciplina vigente soltanto i fanghi trattati possono essere destinati all'utilizzo agricolo);
- la modifica dei valori limite per i parametri attualmente previsti per i fanghi e per i terreni e l'introduzione di limiti per ulteriori parametri;
- specificazioni in merito alle informazioni che devono essere fornite dal produttore di fanghi ed alle registrazioni da effettuarsi a cura dell'utilizzatore;
- la richiesta agli Stati Membri di provvedere alla messa a punto di un codice di buona pratica nell'utilizzo in agricoltura dei fanghi di depurazione;
- la richiesta di provvedere alla messa a punto di piani volti alla progressiva riduzione degli inquinanti contenuti nei fanghi, mediante la riduzione del loro contenuto nei prodotti che possono essere convogliati nel sistema fognario (ad esempio, detersivi, cosmetici, alimenti per animali, ecc.), nonché nei componenti delle tubazioni di adduzione. Tali piani dovranno indicare gli obiettivi specifici a medio e lungo termine per la riduzione delle sostanze pericolose presenti nei fanghi di depurazione.

Più in dettaglio, i fanghi vengono definiti come "miscela di acqua e solidi separati da diverse tipolo-

gie di acque mediante diversi processi naturali o artificiali”, e con essi si intendono i fanghi derivanti dalla depurazione delle acque reflue urbane, i fanghi da fosse settiche e i fanghi derivanti dal trattamento di acque reflue industriali provenienti da specifici settori produttivi, elencati puntualmente in allegato con il relativo codice.

L’ampliamento dei settori di utilizzo dei fanghi dal solo campo agricolo, ad altri rappresentati dalla silvicoltura, dalle aree verdi e dalle attività di recupero ambientale è determinato dall’esigenza di mantenere e incrementare, ove possibile, il tasso riciclo della sostanza e dei nutrienti contenuti nei fanghi di depurazione.

Un aspetto di rilievo del documento di lavoro riguarda, come precedentemente menzionato, i processi di trattamento dei fanghi preliminari all’uso agricolo. La Direttiva 86/278/CEE, come anche la normativa nazionale di recepimento (Decreto legislativo 27 gennaio 1992, n.99), ai fini di evitare la diffusione di patogeni a seguito dell’utilizzo agricolo dei fanghi, pongono quale condizione per l’utilizzazione che i fanghi siano stati sottoposti preventivamente a trattamento, con ciò intendendo il *“trattamento biologico, chimico o termico, il deposito a lungo termine ovvero altro opportuno procedimento in modo da ridurre in maniera rilevante il loro potere fermentescibile”*.

Il terzo documento della Commissione precisa con maggior dettaglio che cosa si intenda per “fango trattato”. Esso individua, infatti, in uno specifico allegato, due tipologie di trattamenti, i trattamenti cosiddetti “avanzati”, che portano alla igienizzazione del fango e i trattamenti “convenzionali” ed elenca una serie di trattamenti che rientrano nell’una o nell’altra delle due categorie, nonché le relative condizioni (durata del processo, temperatura, pH etc). I trattamenti avanzati devono assicurare che nel fango a fine processo le salmonelle risultino assenti e si consegua una riduzione di almeno 6 unità logaritmiche per *Escherichia coli* (a meno di $5 \cdot 10^2$ UFC (Unità formanti colonie/g)). E’ inoltre previsto un procedimento di validazione iniziale dell’efficienza del processo di trattamento applicato, da effettuarsi utilizzando un organismo test (*Salmonella Senftenberg W775*); il processo di trattamento sottoposto a verifica deve dimostrare il conseguimento di una riduzione di 6 unità logaritmiche dell’organismo test.

Tra i trattamenti convenzionali figurano i processi più diffusi in Italia per la stabilizzazione dei fanghi, ad esempio, la digestione anaerobica mesofila. Il compostaggio, inteso come trattamento aerobico in fase solida dei fanghi, non è compreso in modo esplicito in quanto oggetto di specifica proposta di disciplina.

Le forme di utilizzazione dei fanghi (su colture foraggere, pascolo, seminativi, colture orticole e frutticole i cui prodotti sono a contatto col terreno, colture orticole e frutticole i cui prodotti sono destinati al consumo crudo, alberi da frutto e colture forestali da legno, parchi e aree verdi, attività di ripristino ambientale) sono subordinate alla applicazione preventiva, a seconda dei casi, di trattamenti convenzionali o avanzati.

Il documento di lavoro prefigura una sostanziale riduzione dei limiti di concentrazione degli inquinanti nei fanghi e nei terreni recettori per tenere conto di tutti i potenziali effetti, compresi quelli sui microrganismi del suolo e sulla biodiversità. Per quanto riguarda i valori limite per i fanghi ammessi all’uso agricolo e per i terreni destinati a ricevere i fanghi, nelle tabelle 2 e 3 vengono posti a confronto i limiti vigenti con quelli previsti dal documento di lavoro della Commissione.

A proposito dei valori limite relativi ai fanghi destinati ad uso agricolo si segnala che il documento prevede anche la possibilità che essi vengano espressi con riferimento al fosforo e quindi come mg/kg P. In tal caso i limiti relativi sono i seguenti Cd: 250 mg/kg P, Cr 25.000 mg/kg P, Cu 25.000 mg/kg P, Hg 250 mg/kg P, Ni 7.500 mg/kg P, Pb 18.750 mg/kg P, Zn 62.500 mg/kg P.

Come evidenziato dalla tabella 1.7, rispetto alla Direttiva 86/278/CEE si propongono riduzioni so-

stanziali nelle concentrazioni massime consentite di metalli nei fanghi, mentre la normativa nazionale in materia (D.lgs 99/'92) risulta in linea con la nuova proposta, ad eccezione che per il parametro "cadmio".

Il documento prospetta l'introduzione di limiti per alcuni inquinati organici nei fanghi, che, ad oggi sono regolati soltanto in alcuni Stati Membri: ad esempio Francia, Austria, Germania e Svezia prevedono limiti per i PCB, Austria e Germania per diossine e furani, Francia, Danimarca, Svezia per idrocarburi policiclici aromatici.

Tabella 1.7: Valori limite per i metalli pesanti e gli inquinati organici previsti dalla normativa europea e nazionale per i fanghi di depurazione ammessi all'uso agricolo a confronto con i limiti previsti dal documento di lavoro 3 sui fanghi del 27 aprile 2000.

Parametri	Unità di misura	DIRETTIVA 86/278/CEE	D.lgs 99/92	Nuova proposta, modifica Dir. 86/278/CEE
Cd tot	mg/kg ss	20-40	20	10
Cr totale	mg/kg ss	-	-	1.000
Hg tot	mg/kg ss	16-25	10	10
Ni tot	mg/kg ss	300-400	300	300
Pb tot	mg/kg ss	750-1.200	750	750
Cu tot	mg/kg ss	1.000-1.750	1.000	1000
Zn tot	mg/kg ss	2.500-4.000	2.500	2.500
Composti organici alogenati (somma)	mg/kg ss			500
LAS	mg/kg ss	-	-	2.600
DEHP	mg/kg ss	-	-	100
NPE	mg/kg ss	-	-	50
IPA	mg/kg ss	-	-	-6
PCB	mg/kg ss	-	-	0,8
PCDD/F	ng TE/kg ss	-	-	100
<p>Note: ss= sostanza secca LAS= lineari alchilbenzen-solfonati; DEHP(2-etilexil)ftalato; NPE Comprende le sostanze nonilfenoliche e nonilfenol etossilati con 1 o 2 gruppi etossilici; IPA=Somma dei seguenti idrocarburi policiclici aromatici: acenaftene, fenantrene, fluorene, flourantrene, pirene, benzo(b+j+k)fluorantrene, benzo(a)pirene, benzo(ghi)perilene, indeno(1, 2, 3-c, d)pirene; PCB=Somma dei composti bifenili policlorurati numeri 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180; PCDD/F Dibenzodiossine policlorurate/ dibenzofurani.</p>				

Tabella 1.8: Valori limite per i metalli pesanti e gli inquinati organici per i terreni destinati a ricevere fanghi di depurazione.

Parametri	Unità di misura	DIRETTIVA 6/278/CEE	D.lgs 99/92	Nuova proposta, modifica Dir. 86/278/CEE*		
				5 ≤pH<6	6 ≤pH<7	pH>7
pH	Unità			5 ≤pH<6	6 ≤pH<7	pH>7
Cd tot	mg/kg ss	1-3	1,5	0,5p	1	1,5
Cr totale	mg/kg ss	-	-**	30	60	100
Hg tot	mg/kg ss	1-1,5	1	0,1	0,5	1
Ni tot	mg/kg ss	30-75	75	15	50	70
Pb tot	mg/kg ss	50-300	100	70	70	100
Cu tot	mg/kg ss	50-140	100	20	50	100
Zn tot	mg/kg ss	150-300	300	60	150	200

Note:
 *Quando il valore della concentrazione di un elemento in una specifica area risulta più elevata dei valori limite fissati nella tabella le autorità competenti possono ancora consentire l'uso dei fanghi in quell'area sulla base di una valutazione caso per caso, considerando gli aspetti seguenti:
 • asportazione di metalli pesanti da parte delle piante,
 • ingestione dei metalli pesanti da parte degli animali,
 • contaminazione delle acque sotterranee,
 • effetti a lungo termine sulla biodiversità, in particolare sul biota del terreno.
 Le aree con una più elevata concentrazione di metalli pesanti devono essere controllate e la possibilità dell'utilizzo dei fanghi deve essere periodicamente verificata dall'autorità competente.
 ** E' prevista l'esecuzione del test di Bartlett e James per identificare la capacità del suolo di ossidare il Cr da Cr III a Cr VI. I terreni che, sottoposti a tale test, producono quantità uguali o superiori a 1 µM di CrVI non possono ricevere fanghi contenenti Cr.

Con riferimento ai limiti dei metalli nei suoli, il documento di lavoro sull'utilizzo dei fanghi di depurazione prevede che questi ultimi siano differenziati in relazione al pH. I limiti attualmente in vigore in Italia (D. lgs 99/92) per i suoli destinati a ricevere fanghi risultano sostanzialmente in linea con quelli indicati dal documento per i suoli a pH elevato (pH>7) ad eccezione dei parametri Zn e Cr. Per quanto riguarda i quantitativi massimi di inquinanti addizionabili ai suoli con la somministrazione dei fanghi (Tabella 1.9), il confronto tra i parametri proposti dal Documento di lavoro e le norme nazionali e europee vigenti evidenzia una sostanziale riduzione della massa di inquinanti somministrabile, sia rispetto a quanto previsto dalla Direttiva 86/278/CEE, sia, sebbene in misura minore, rispetto al D.lgs 99/92.

Tabella 1.9: Apporti massimi annuali di metalli, sulla base di una media di 10 anni, previsti dalla normativa.

Parametri	Unità di misura	DIRETTIVA 86/278/CEE	D.lgs 99/92*	Nuova proposta, modifica Dir. 86/278/CEE
Cd tot	g/ha anno	150	100	30
Cr totale	g/ha anno	-	-	3.000
Hg tot	g/ha anno	100	50	30
Ni tot	g/ha anno	3.000	1.500	900
Pb tot	g/ha anno	15.000	3.750	2.250
Cu tot	g/ha anno	12.000	5.000	3.000
Zn tot	g/ha anno	30.000	12.500	7.500

Note:
* I valori sono calcolati considerando un apporto medio annuo di 5 t s.s./ha anno (pH compreso tra 6 e 7,5 e CSC > 15 meq/100g) e le concentrazioni limite indicate per i fanghi dalla tabella di cui all'allegato 1B del D.lgs 99/92. Gli apporti sono dimezzati per terreni aventi pH < 6 e CSC < 15 meq/100 g, e possono essere aumentati del 50% per terreni con pH > 7,5

Per quanto riguarda il Documento di lavoro della DG Ambiente della Commissione Europea sulla gestione dei rifiuti biodegradabili, giunto alla seconda stesura (12 febbraio 2001), esso costituisce la base per una discussione sul tema della gestione dei rifiuti biodegradabili. Questi ultimi costituiscono una quota rilevante del totale dei rifiuti prodotti: soltanto considerando i rifiuti urbani, si stima, infatti, che la quota di rifiuti biodegradabili rappresenti il 50% dei 200 milioni di tonnellate generati in ambito europeo.

Il recupero delle frazioni biodegradabili dei rifiuti al fine di ridurre i quantitativi avviati a smaltimento riveste un ruolo primario per attuare quanto previsto dalla strategia europea in materia di rifiuti. Peraltro, la direttiva 31/1999/CE in materia di discariche introduce specifici obiettivi di riduzione dei rifiuti organici da avviare a discarica, pur non individuando le modalità per il raggiungimento di tali obiettivi.

Gli obiettivi di un'iniziativa europea per perseguire un miglioramento nella gestione dei rifiuti biodegradabili sono:

- favorire il trattamento biologico di tale tipologia di rifiuti per ridurre qualsiasi impatto negativo sull'ambiente;
- proteggere il suolo assicurando che l'impiego dei rifiuti biodegradabili comporti benefici all'agricoltura o un miglioramento ecologico¹, senza effetti negativi sulla salute umana, animale e delle piante;
- garantire il corretto funzionamento del mercato interno.

Il documento affronta in modo approfondito la tematica della gestione dei rifiuti biodegradabili nel suo complesso, dalla prevenzione nella produzione dei rifiuti, alla attuazione della raccolta differenziata dei rifiuti organici, ai trattamenti biologici, aerobici e anaerobici e quindi alla produzione e all'impiego del compost e del biostabilizzato, alla gestione delle frazioni organiche derivanti da separazione meccanica e/o del rifiuto residuo.

Vengono chiaramente indicate le priorità da seguire nella gestione di rifiuti biodegradabili: in primo luogo la prevenzione, ovvero riduzione della produzione di rifiuti biodegradabili e della loro perico-

¹ Viene definito miglioramento ecologico la conservazione degli habitat e della loro biodiversità, lo sviluppo e il recupero di habitat esistenti per garantire un maggior grado di sostenibilità e biodiversità

losità, e successivamente, nell'ordine, il riuso, il riciclaggio di rifiuti organici per produrre i materiali originari (ad esempio carta e cartone), il compostaggio e la digestione anaerobica di frazioni organiche selezionate alla fonte, con utilizzazione del compost e del digestato a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia, il trattamento meccanico-biologico di rifiuti non derivanti da raccolta differenziata o di rifiuti residui e, soltanto come ultima opzione, l'utilizzo di rifiuti organici per la produzione di energia.

Il documento ribadisce pertanto il ruolo chiave della raccolta differenziata e indica precisi obblighi: laddove non abbiano già provveduto ad attivarla, gli Stati Membri sono tenuti a organizzarla in modo da prevenire la contaminazione delle frazioni organiche biodegradabili con altre tipologie di rifiuti, materiali o sostanze. Vengono elencate le principali tipologie di rifiuti organici che devono essere avviati a raccolta differenziata (sempre che non vengano avviati a compostaggio domestico o a compostaggio in ambito di comunità locale): rifiuti domestici di cucina, rifiuti di cucina da attività di ristorazione collettiva, rifiuti mercatali, rifiuti organici da attività commerciali e industriali, scarti della manutenzione del verde pubblico e privato.

Vengono anche fornite indicazioni in merito alle priorità da seguire nell'organizzare i circuiti di raccolta differenziata che devono riguardare in un primo tempo i centri di oltre 100.000 abitanti (entro 3 anni), in un secondo tempo quelli di oltre 2.000 abitanti (entro 5 anni).

Si riconosce il ruolo rilevante svolto delle iniziative di compostaggio domestico (in quanto atte a prevenire alla fonte la produzione di rifiuti), nonché delle iniziative di compostaggio e digestione anaerobica dei rifiuti nei luoghi ove questi vengono prodotti; tali iniziative devono essere favorite ogni qualvolta sia configurabile una adeguata destinazione, ad esempio terreni coltivati, del compost e/del digestato prodotti. In particolare deve essere favorito il compostaggio, su scala locale, di rifiuti verdi.

Il documento prende in considerazione sia i trattamenti aerobici, sia quelli anaerobici. Viene definito "compost" esclusivamente il prodotto ottenuto da rifiuti organici separati alla fonte, che risulta stabile, igienizzato, privo di cattivi odori e che rispetta i requisiti di qualità indicati in specifico allegato. Sono previste due diverse classi di compost (Tabella 1.10), che hanno entrambe lo status di prodotto, ovvero possono essere impiegate seguendo i criteri della buona pratica agricola o modalità specificate, al di fuori, però, della disciplina dei rifiuti.

Il compostaggio viene definito come decomposizione biologica in condizioni termofile, in presenza di ossigeno e in condizioni controllate, attraverso l'azione di microrganismi.

Anche il materiale risultante dalla digestione anaerobica di rifiuti organici raccolti separatamente, se rispondente ai requisiti indicati per valori limite di metalli pesanti e ai requisiti igienici (di prodotto e di processo) può configurarsi come prodotto liberamente commercializzabile e utilizzabile.

Per quanto riguarda i requisiti igienici è prevista la validazione dell'efficienza del processo mediante organismo test, da attuarsi entro 12 mesi dalla messa in funzione dell'impianto; il processo di validazione deve essere ripetuto ogni qualvolta intervengano modifiche sostanziali nel processo. Per l'effettuazione del test si utilizza *Salmonella senftenberg 2*.

Vengono, anche, indicati requisiti igienici (soggetti a revisione) per il prodotto finale, compost/bio-stabilizzato anaerobico: Salmonelle (assente in 50 g) e clostridium perfringens assente in 1 g.

Inoltre, i semi di infestanti in 1 litro di prodotto devono risultare assenti.

Sempre con l'obiettivo di garantire l'igienizzazione vengono indicate alcune condizioni di processo (Tabella 1.11); per il compostaggio devono essere adottati accorgimenti che garantiscano condizio-

²Si precisa che tale indicazione è soggetta a revisione

ni termofile, di umidità e struttura ottimali, per un periodo adeguatamente prolungato, nonché una sufficiente disponibilità di nutrienti.

Nel caso della digestione anaerobica devono essere mantenute condizioni termofile (>55°C) per almeno 24 ore e deve essere assicurato un tempo di ritenzione idraulica minimo nel reattore di 20 giorni. Per temperature inferiori o minore HRT si richiedono, in alternativa (al fine di soddisfare i requisiti che consentono che il digestato circoli come prodotto):

- un pre-trattamento del rifiuto a 70 °C per un'ora;
- un post-trattamento del rifiuto a 70 °C per un'ora;
- che il materiale derivante dal trattamento anaerobico sia successivamente sottoposto a compostaggio.

Le suddette condizioni per l'igienizzazione valgono anche nel caso di trattamento meccanico-biologico.

Un aspetto di rilievo è quello relativo ai campioni non conformi per tutti i parametri di cui alla tabella 5; ne viene stabilito il numero massimo consentito in relazione al numero di campionamenti da effettuare nel corso dell'anno e il massimo superamento permesso.

Per quanto riguarda le modalità di utilizzo, il compost e il digestato, ovvero il materiale derivante dal trattamento anaerobico, sono assimilati:

- 1) il compost e il digestato di classe 1 possono essere impiegati senza alcun vincolo, conformemente alla buona pratica agricola;
- 2) il compost e il digestato di classe 2, sempre da considerarsi come prodotti, devono essere impiegati in quantitativi non superiori a 30 t di sostanza secca per ettaro nel triennio.

Tabella 1.10: Valori limite previsti dal Documento di lavoro 2 sulla gestione dei rifiuti organici biodegradabili della DG ambiente della Commissione a confronto con i valori previsti per il compost commercializzabile come fertilizzante (L.748/84).

Parametro	Compost/digestato(*)		Rifiuto stabilizzato (*)	Legge 748/84 DM 27 marzo 1998
	Classe 1	Classe 2		
Cd (mg/kg s.s.)	0,7	1,5	5	1,5
Cr (mg/kg s.s.)	100	150	600	-
Cr VI (mg/kg s.s.)	-	-	-	0,5
Cu (mg/kg s.s.)	100	150	600	230(***)
Hg (mg/kg s.s.)	0.5	1	5	1,5
Ni (mg/kg s.s.)	50	75	150	100(***)
Pb (mg/kg s.s.)	100	150	500	140
Zn (mg/kg s.s.)	200	400	1.500	500
PCBs (mg/kg s.s) (**)	-	-	0,4	-
PAHs (mg/kg s.s) (**)	-	-	3	-
Materiali indesiderati	< 0,5% s.s. (vetri, plastica metalli)	< 0,5% s.s. (vetri, plastica metalli)	< 3% s.s. (vetri, plastica metalli)	3,33 < plastica < 10 mm 0,05% s.s plastica ≤ 3,33 mm: 0,45% s.s. plastica > 10 mm assente
Inerti > 5 mm	< 5% s.s. (pietrisco e terra)	< 5% s.s. (pietrisco e terra)		3,33 < altri inerti < 10 mm 0,1% s.s altri inerti ≤ 3,33 mm: 0,9% s.s. altri inerti > 10 mm assenti
(*): riferito a un contenuto di sostanza organica del 30%. (**): il limite per questi inquinanti sarà stabilito in accordo con quanto verrà previsto dalla modifica della Direttiva sui fanghi di depurazione 86/278/CEE. (***) : DM 27 marzo 2000, Disposizioni tecniche per l'aggiornamento degli allegati alla L. n. 748 del 1984, in materia di fertilizzanti.				

Tabella 1.11: Condizioni per l'igienizzazione durante il processo di compostaggio

Tipo di processo	Temperatura	Periodo di trattamento	Numero di rivoltamenti
Compostaggio in cumulo	≥55°C	2 settimane	5
Compostaggio in cumulo	≥65°C	1 settimana	2
Compostaggio in reattore	≥60°C	1 settimana	N/A

Il documento copre anche il tema del trattamento meccanico biologico, che viene definito come trattamento di rifiuto urbano residuo, di rifiuti urbani misti, o di ogni altro rifiuto organico non utilizzabile per produzione di compost o digestato. Il risultato del trattamento è il rifiuto biologico stabilizzato.

Qualora il rifiuto biologico stabilizzato risponda ai requisiti di cui alla tabella 1.10, gli Stati Membri ne possono consentire l'impiego come componente di suoli ricostruiti, per l'applicazione a terreni non destinati alla produzione di colture alimentari o foraggere (ad esempio per attività paesistiche e di recupero ambientale quali la copertura finale di discariche, il ripristino di miniere dismesse e cave, la costruzione di barriere antirumore, la sistemazione di scarpate stradali, l'allestimento di campi da golf, piste da sci etc). In tutti i casi di utilizzo su suolo o in aree frequentate dal pubblico devono essere rispettati i requisiti igienici stabiliti per il compost e il digestato. Per quanto concerne le modalità d'impiego, è consentita l'applicazione massima di 200 t/ha, da non ripetere per almeno 10 anni. Considerato che si tratta di utilizzazione di rifiuti (e non, come nel caso di compost e digestato, di prodotti) essa deve avvenire sotto il controllo delle competenti autorità e prevedendo, almeno, quanto richiesto per l'utilizzo dei fanghi di depurazione dalla Direttiva 86/278/CEE (artt.5 e 10):
analisi preliminare dei terreni e rispetto dei valori limite nei suoli;
tenuta di registri.

Il documento di lavoro della Commissione prevede, inoltre, tra l'altro un allegato che elenca i rifiuti che possono essere sottoposti al trattamento biologico, corredati del relativo codice e affronta aspetti relativi alla disciplina delle autorizzazioni agli impianti, alle responsabilità del produttore di compost e digestato; ai requisiti di etichettatura e distribuzione, ai requisiti generali degli impianti di trattamento biologico. Tra questi indica criteri generali relativi alla localizzazione, alla gestione delle acque reflue e degli eventuali percolati, al controllo delle molestie, alla sicurezza e al controllo degli odori. A proposito di quest'ultimo aspetto si richiede di mettere in atto specifiche misure per il controllo degli odori da impianti di trattamento biologico siti vicino a insediamenti abitativi, con una produzione di rifiuto trattato superiore a 250 t/anno (500 t/anno nel caso di rifiuti legno-cellulosici). L'efficienza dei sistemi di trattamento deve essere verificata, preferibilmente mediante olfattometria dinamica (proposta di metodica messa a punto dal gruppo di lavoro 2 del CEN TC 264).

1.5 Bozza di decreto ministeriale sul trattamento dei rifiuti organici biodegradabili e sulle modalità di utilizzo del compost e del biostabilizzato aerobico ed anaerobico

La bozza di decreto ministeriale, in linea con gli orientamenti comunitari, individua una serie di disposizioni in merito ai requisiti tecnici degli impianti di trattamento biologico, alle condizioni per l'igiene (che ricalcano quelle previste dal Documento di lavoro della DG Ambiente della Commissione Europea), alle caratteristiche dei rifiuti ammessi alla produzione di compost e biostabilizzato, alle modalità di utilizzo dei materiali prodotti dal trattamento ed alla frequenza e metodiche di campionamento ed analisi.

La bozza di decreto introduce, inoltre, una definizione chiara di compost e di biostabilizzato aerobico ed anaerobico stabilendo, per ciascuna tipologia di materiale, specifiche modalità di utilizzo. Più in dettaglio, viene definito come compost il prodotto ottenuto dal compostaggio dei rifiuti organici biodegradabili provenienti da raccolta separata, avente caratteristiche conformi a quelle previste per ammendante compostato verde e ammendante compostato misto di cui all'allegato 1C della legge 19 ottobre 1984, n. 748 e successive modificazioni. Il biostabilizzato aerobico ed anaerobico sono, in-

vece, i materiali derivanti, rispettivamente, dalla digestione aerobica ed anaerobica di rifiuti organici biodegradabili ed aventi le caratteristiche riportate in tabella 1.12

Tabella 1.12: Valori di concentrazione limite del biostabilizzato aerobico ed anaerobico

Parametro	Unità di misura	Biostabilizzato aerobico ed anaerobico	
		Classe 1	Classe 2
Cadmio	mg/kg s.s.	≤ 3	≤ 5
Cromo totale	mg/kg s.s.	≤ 300	≤ 600
Mercurio	mg/kg s.s.	≤ 3	≤ 4
Nichel	mg/kg s.s.	≤ 100	≤ 150
Piombo	mg/kg s.s.	≤ 280	≤ 500
Rame	mg/kg s.s.	≤ 300	≤ 600
Zinco	mg/kg s.s.	≤ 1000	≤ 1500
Impurità (somma)	% s.s.	Il tenore di impurità di diametro > 2 mm non deve superare l'1%. Le impurità di diametro >20 mm devono essere assenti	Il tenore di impurità di diametro > 2 mm non deve superare il 3%. Le impurità di diametro >20 mm devono essere assenti ¹
<i>Salmonella</i>	in 50 g di campione	Assente	Assente
<i>E.coli</i>	MPN/g	≤ 1000	≤ 1000
Sostanza secca	% del tal quale ²	≥ 50	≥ 50
pH	Unità	Compreso tra 5,5 e 9	Compreso tra 5,5 e 9
¹ i limiti non si applicano per le attività gestionali delle discariche ² i limiti non si applicano al biostabilizzato anaerobico destinato alla produzione di compost			

Sia per il biostabilizzato aerobico che per quello anaerobico saranno, inoltre, fissati specifici valori limite di stabilità biologica.

Per quanto concerne le modalità di utilizzo, il compost, come previsto dalla Legge 748/1984 e successive modificazioni, è considerato a tutti gli effetti un prodotto ed è, pertanto, ammesso a libero impiego e commercializzazione, mentre limitazioni d'uso sono previste per il biostabilizzato. Più in particolare, il biostabilizzato aerobico ed anaerobico di classe 1 può essere utilizzato in:

- attività agricole in dosi non superiori a 30 t s.s. /ha nel triennio
- attività paesistiche e di recupero ambientale in quantità non superiori a 500 t s.s./ha ed in un'unica soluzione.
- attività di bonifica dei siti inquinati di cui al DM 471/99

Il biostabilizzato anaerobico di classe 1 può essere, inoltre, utilizzato per la produzione di compost. Per le attività agricole, paesistiche e di recupero ambientale l'autorità territorialmente competente può autorizzare l'impiego di quantitativi superiori, anche massivi ed in condizioni controllate in caso di utilizzo in attività di recupero ambientale, previa presentazione di una relazione tecnica che dimostri che l'utilizzo non determina un'alterazione dello stato di qualità delle matrici ambientali interessate.

Il biostabilizzato aerobico ed anaerobico di classe 2 può essere, invece, utilizzato in:

-
- attività paesistiche e di recupero ambientale (300 t s.s./ha in un'unica soluzione elevabili a 500 t s.s./ha nel caso di interventi di ripristino ambientale di discariche esaurite)
 - attività di bonifica dei siti inquinati di cui al DM 471/99
 - per attività gestionali delle discariche

Per le attività paesistiche e di recupero ambientale può essere autorizzato, anche in questo caso, l'uso di quantitativi superiori, eventualmente anche massivi, in caso di utilizzo in attività di recupero ambientale.

1.6 Il recupero di materia in Italia

I dati relativi al compostaggio e al trattamento meccanico-biologico dei rifiuti, di seguito brevemente esposti, si riferiscono all'anno 2004 e derivano dalle elaborazioni riportate nel Rapporto Rifiuti 2005

1.6.1 Il compostaggio di matrici selezionate

Le quantità di rifiuti complessivamente trattati negli impianti di compostaggio nell'anno 2004 sono pari a 2,67 milioni di tonnellate, con un incremento rispetto al 2000 del 40,5%. Il tasso di crescita negativo registrato negli anni 2002-2003 (-3,5%) è passato nel biennio 2003/2004 al -2%, facendo registrare una lieve ripresa del settore.

Il numero degli impianti presenti sul territorio nazionale nel 2004 risulta pari a 251 (254 nel 2003) di cui attivi 205 (203 nel 2003), se si escludono gli impianti di piccola taglia che trattano una quantità di rifiuti inferiore alle 1000 t/a, il numero scende a 145. Il numero complessivo degli impianti è diminuito rispetto al 2003, in quanto sono stati eliminati dal censimento gli impianti che risultavano chiusi o inattivi da più di due anni.

La distribuzione degli impianti sul territorio nazionale, come negli scorsi anni, risulta disomogenea essendo presenti al Nord il 69,3% degli impianti, al centro il 17,5% ed al Sud il 13,1%, a conferma del migliore sviluppo della raccolta differenziata delle frazioni organiche nel Nord del Paese.

Le quantità di rifiuti trattate negli impianti di compostaggio, su scala regionale, sono riportate nella tabella 1.13

Tabella 1.13: Compostaggio di rifiuti selezionati per regione, anno 2004

Regione	Potenzialità autorizzata (t/a)	Rifiuto Trattato (t/a)	Fraz. org. Selez. (t/a)	Tipologie del rifiuto trattato		
				Verde (t/a) 20 0201	Fanghi t/a)	Altro (t/a)
Valle D'Aosta	50	27	0	27	0	0
Piemonte	545314	354.237	113.842	149.954	70.286	20.155
Lombardia	882.190	613.345	274.121	268.857	54.466	15.901
Trentino Alto Adige	46.465	24.586	10.786	9.224	388	4.188
Veneto	729.770	660.199	357.255	164.735	111.652	26.557
Friuli Venezia Giulia	12.000	8.361	477	7.880	0	5
Liguria	29.000	14.163	2.537	10.690	76	860
Emilia Romagna	607.045	326.679	69.670	161.289	22.342	73.377
Totale NORD	2.907.833	2.001.596	828.688	772.656	259.209	141.043
Toscana	594.600	210.102	131.592	42.832	5.044	30.633
Umbria	154.000	53.436	15.106	15.234	11.226	11.869
Marche	117.950	33.214	14.534	9.165	8.932	583
Lazio	311.400	64.635	5.463	36.624	17.350	5.198
Totale CENTRO	1.177.950	361.387	166.696	103.855	42.552	48.284
Abruzzo	179.000	71.097	21.892	5.713	24.012	19.480
Molise	12.400	250	10	0	110	130
Campania	271.850	117.908	16.097	4.694	70.974	26.143
Puglia	418.550	35.001	5.761	922	8.560	19.757
Basilicata	36.000	884	722	162	0	0
Calabria	80.000	34.281	8.576	8.816	12.268	4.621
Sicilia	245.500	41.704	1.486	7.324	25.712	7.182
Sardegna	5.500	4.500	1.959	1.920	622	0
Totale SUD	1.248.800	305.625	56.503	29.551	142.257	77.313
Italia	5.278.584	2.668.608	1.051.886	906.063	444.019	266.639

Fonte: APAT

La Figura 1.1 riporta, invece, l'evoluzione delle quantità dei rifiuti complessivamente trattate negli impianti, mettendo in evidenza l'aliquota costituita esclusivamente dalla frazione dei rifiuti urbani.

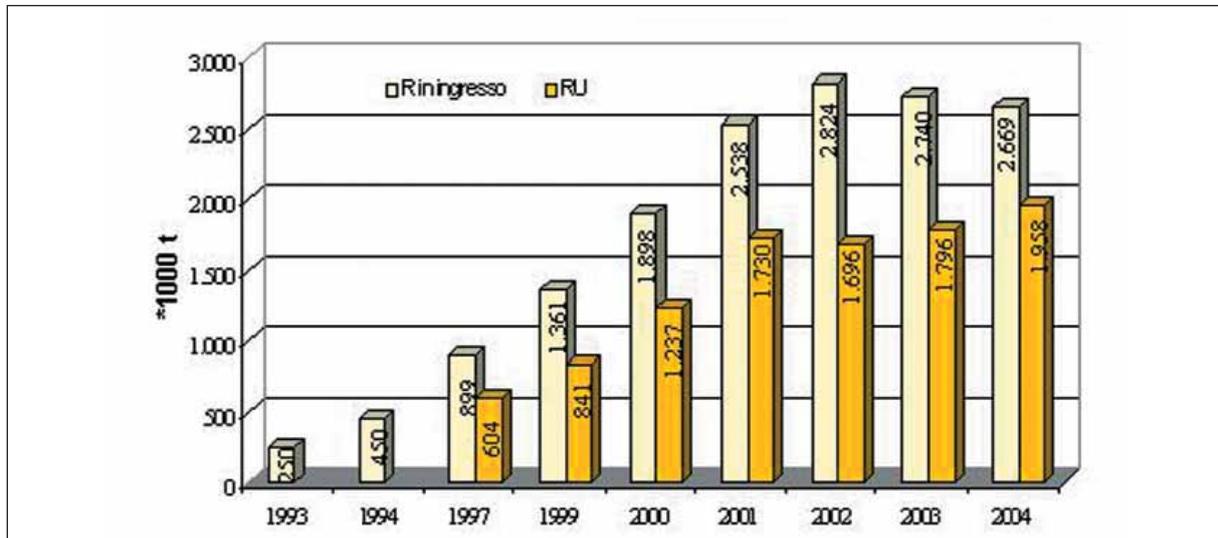


Figura 1.1: Evoluzione dei quantitativi trattati in impianti di compostaggio per matrici selezionate
Fonte: APAT

Nella figura 1.2 si evince l'importanza della frazione organica raccolta in ambito urbano costituita dai rifiuti urbani biodegradabili da cucine e mense e dai rifiuti biodegradabili provenienti da giardini e parchi. Tale aliquota ha subito un incremento nel biennio 2003-2004, pari al 9%, e costituisce il 73% circa dei rifiuti complessivamente trattati negli impianti di compostaggio. La restante parte è costituita dal 17% di fanghi e dal 10% di altri rifiuti provenienti principalmente dal settore dell'agro-industria.

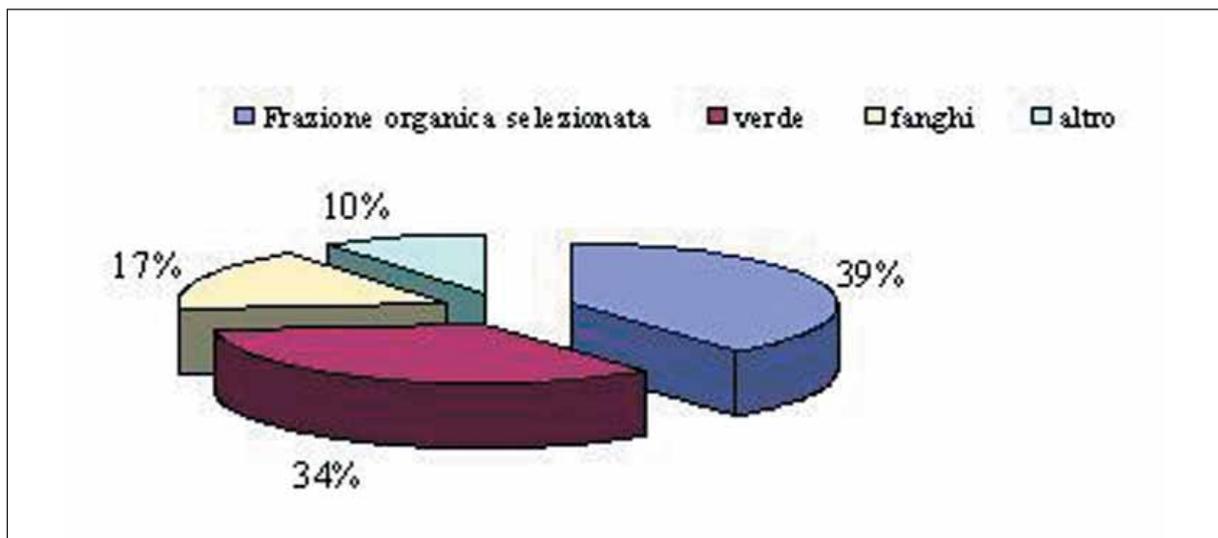


Figura 1.2: Tipologie di rifiuti trattati in impianti di compostaggio, anno 2004
Fonte: APAT

1.6.2 Il trattamento meccanico biologico

Il trattamento meccanico biologico contribuisce, in modo significativo, al sistema di gestione del rifiuto residuo da raccolta differenziata.

Il rifiuti indifferenziati, vengono avviati a sistemi di trattamento meccanico-biologico per la produzione della Frazione Organica Stabilizzata da impiegare in usi diversi, non agricoli, quali l'impiego per attività paesaggistiche e di ripristino ambientale, o la copertura giornaliera delle discariche.

Dopo uno sviluppo significativo del settore registrato nel biennio 2002-2003, nell'anno 2004 il sistema sembra aver raggiunto una fase di stabilità. I rifiuti trattati in impianti di selezione e biostabilizzazione, sono stati, infatti, pari a circa 7,4 milioni di tonnellate, quantità pressoché invariata rispetto all'anno 2003. Anche la potenzialità degli impianti è passata da 11,7 milioni di tonnellate ad 11,8 milioni di tonnellate, evidenziando quindi la possibilità di un ulteriore sviluppo del settore. La tabella 1.14 riporta il riepilogo regionale dei quantitativi trattati negli impianti di trattamento meccanico biologico attivi nell'anno 2004.

Tabella 1.14: Trattamento meccanico biologico di rifiuti indifferenziati per regione, anno 2004

Regione	Potenzialità autorizzata (t/a)	Rifiuto in ingresso all'impianto (t/a)
Piemonte	762.220	370.686
Lombardia	944.540	677.638
Trentino Alto Adige	22.000	3.263
Veneto	869.300	620.509
Friuli Venezia Giulia	243.000	183.292
Liguria	35.600	97.049
Emilia	1.088.000	581.366
Totale NORD	3.964.660	2.533.802
Toscana	1.307.200	931.663
Umbria	341.885	306.901
Marche	209.120	166.212
Lazio	1.709.250	394.695
Totale CENTRO	3.567.455	1.799.470
Abruzzo	178.000	149.845
Molise	58.400	57.796
Campania	3.025.034	2.258.727
Basilicata	13.000	5.795
Puglia	268.155	148.795
Calabria	514.000	266.562
Sicilia	60.000	47.021
Sardegna	216.000	159.424
Totale SUD	4.332.589	3.093.965
Italia	11.864.704	7.427.237

Fonte: APAT

I dati relativi ai quantitativi di rifiuti in ingresso agli impianti di selezione/biostabilizzazione e/o produzione di CDR, dall'anno 1999 all'anno 2004, sono riportati nella figura 1.3.

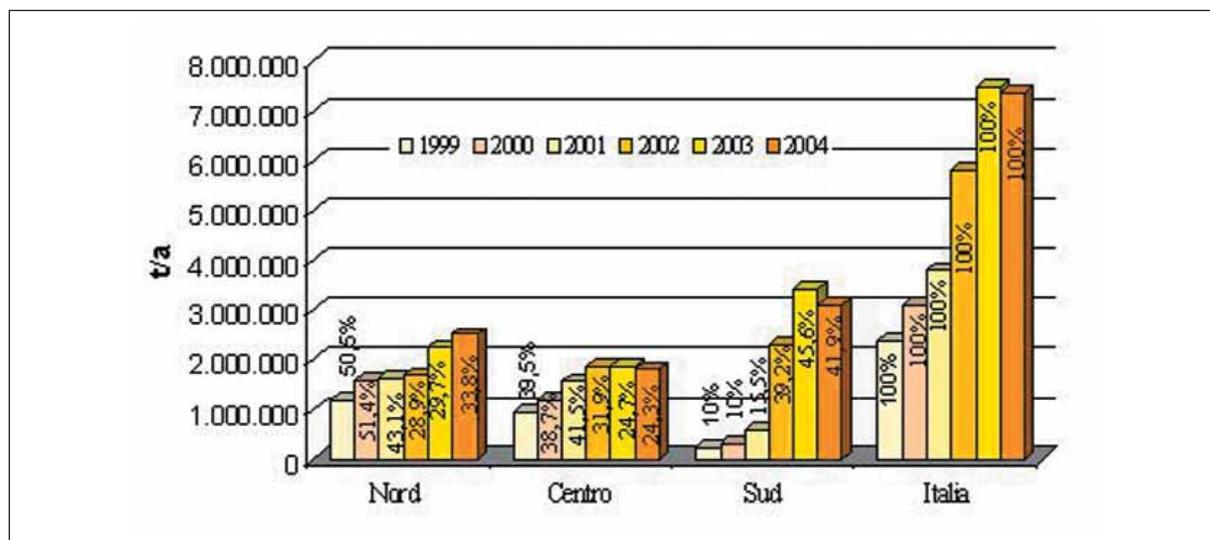


Figura 1.3: Rifiuti indifferenziati in ingresso agli impianti di trattamento meccanico-biologico, anni 1999-2004
Fonte: APAT

2. L'IMPIEGO DELLA FRAZIONE ORGANICA STABILIZZATA (FOS) PER USI PAESISTICI

2.1 Introduzione

Lo scopo principale della sperimentazione è stato quello di valutare gli effetti ambientali derivanti all'utilizzo di miscele di frazione organica stabilizzata (FOS) e materiale argilloso di cava in attività di ripristino ambientale e di valutare le principali problematiche connesse all'apporto di importanti quantità di nutrienti e metalli pesanti contenuti nella FOS utilizzata nella composizione delle suddette miscele.

L'aggiunta di FOS è stata effettuata ai fini di migliorare le caratteristiche agronomiche del materiale di cava e renderlo utilizzabile per la costituzione di substrati di crescita per essenze erbacee ed arbustive-arboree in ripristini ambientali. Per questo si è anche proceduto a valutare l'efficacia della metodologia di ripristino ambientale rispetto allo sviluppo vegetale ottenibile.

Il sito sperimentale è stato localizzato nell'ambito di un'area rappresentativa di una condizione di degrado ambientale assai diffusa sul territorio collinare-montano tra le province di Reggio Emilia e Modena, dove sono disseminate numerose ed ampie cave di argilla utilizzata nel vicino polo industriale ceramico facente capo alla città di Sassuolo. Peraltro la diffusione delle cave di argilla non è esclusiva di questo territorio.

L'attività di scavo, che in queste zone ha avuto inizio negli anni '50, ha determinato notevoli cambiamenti nella morfologia del territorio: sono state rimodellate e a volte quasi annullate intere montagne e la vegetazione nelle aree interessate dall'escavazione è stata asportata senza provvedere ad un adeguato ripristino. Tutto questo ha talvolta influenzato la stabilità dei versanti di queste aree.

Il recupero ambientale o "restauro verde" di queste aree risulta però di difficile attuazione. Ciò è dovuto alle sfavorevoli caratteristiche chimico-fisiche e biologiche dei substrati messi a nudo, caratterizzati da elevati valori di pH, salinità e contenuto percentuale di limo e bassi valori di sostanza organica, condizioni che contribuiscono alla loro destrutturazione.

La mancata conservazione dei substrati pedogenizzati che originariamente ricoprivano queste aree, e sui quali si poteva sviluppare la flora autoctona, impone la necessità di reperire altrove terreni adatti alla crescita vegetale oppure di migliorare le caratteristiche agronomiche dei substrati venuti a giorno con gli scavi, attraverso l'incorporazione di materiali ammendanti, tra i quali si annovera la frazione organica stabilizzata derivata dal compostaggio dei rifiuti urbani.

L'utilizzo della frazione organica stabilizzata in attività agricole e di tipo "paesistico" è riportato abbastanza diffusamente nella letteratura internazionale. Tale impiego si sta, infatti, diffondendo in diversi Paesi dell'area mediterranea, specialmente nella Spagna meridionale, dove parte dei suoli subisce processi di degradazione di dimensioni crescenti soprattutto a causa di fenomeni erosivi dovuti alle naturali condizioni edafiche e climatiche di zone tipicamente aride, oppure va incontro a perdite di sostanza organica a causa di interventi antropici. L'erosione influenza notevolmente la produttività dei suoli, rimuovendo ed allontanando la frazione più ricca di sostanza organica e nutrienti e comportando, conseguentemente, una progressiva perdita di fertilità degli stessi. Il processo di impoverimento graduale della fertilità dei suoli rappresenta uno degli effetti più vistosi di un fenomeno più generale e complesso che, soprattutto nel bacino del Mediterraneo, sta assumendo dimensioni sempre più preoccupanti: la desertificazione.

A testimonianza della complessità del fenomeno e della relativa indipendenza dalla collocazione geografica, si riporta la definizione di desertificazione scaturita dalla Conferenza delle Nazioni Uni-

te tenutasi a Nairobi nel 1977: “riduzione o distruzione del potenziale biologico del terreno che può condurre a condizioni desertiche”. Da allora si sono susseguite molteplici iniziative finalizzate alla comprensione delle cause principali del fenomeno, allo studio dei processi in atto ed alla individuazione dei mezzi per mitigare gli effetti di questo problema.

L'Italia, alla luce dei fattori considerati, rientra a tutti gli effetti tra i Paesi colpiti da questa preoccupante forma di degrado del territorio, essendo citati, molti comprensori meridionali, tra le aree direttamente colpite dalla siccità, ed iniziando a subire, le regioni del settentrione, i primi effetti negativi delle piogge acide e del dissesto idrogeologico.

I dati disponibili evidenziano che circa il 77% del territorio italiano è soggetto a rischio di erosione a causa della notevole energia di rilievo e della erodibilità dei suoli. La tendenza all'erosione dei suoli viene accentuata dall'attività antropica, che si esplica, in particolar modo, nella lavorazione dei terreni e nelle operazioni di scavo e di riporto. Queste due ultime attività, nello specifico, comportano rispettivamente il troncamento del profilo del suolo e l'accumulo di masse consistenti di materiale incoerente a porosità disorganizzata e, pertanto, facilmente erodibile.

Tra le differenti caratteristiche che favoriscono i processi di degradazione si citano, inoltre, la bassa permeabilità dei suoli, l'inadeguata coesione, l'eccessivo compattamento, la formazione di croste e, non da ultima, la scarsità di sostanza organica. In alcune regioni dell'Europa meridionale sono stati dimostrati decrementi significativi e generalizzati della sostanza organica e dei nutrienti nei suoli ed un incremento della salinità in conseguenza della degradazione.

La degradazione dei suoli ha inizio con il deterioramento della copertura vegetale e per questa ragione è di fondamentale importanza assicurare il mantenimento delle condizioni necessarie per l'accrescimento delle piante. Il modo più opportuno per favorire lo sviluppo di una adeguata copertura vegetale, capace di agire in opposizione alla degradazione dei suoli, è quello di fornire ai terreni sostanza organica e nutrienti. Ciò può essere ottenuto in maniera relativamente economica ammendando tali substrati con matrici organiche, tra cui la frazione organica stabilizzata derivante dal compostaggio dei rifiuti urbani. Questa frazione può essere, infatti, impiegata per fornire nutrienti e microrganismi ai suoli e favorire, pertanto, la riattivazione di una copertura vegetale adeguata. Il reimpiego di sostanza organica consente, inoltre, di pervenire ad una riduzione volumetrica dei rifiuti, con ricadute ambientali di notevole rilievo.

Tuttavia, ai fini dell'utilizzo massivo della frazione organica devono necessariamente essere prese in considerazione una serie di problematiche ambientali che consistono fondamentalmente in:

- contaminazione di suolo e acque dovuta alla presenza di composti tossici organici ed inorganici;
- dilavamento di importanti quantità di azoto e fosforo;
- salinizzazione dei suoli.

Le esperienze di seguito sinteticamente descritte affrontano una o più delle problematiche sopra riportate e forniscono, pertanto, informazioni utili ai fini di una valutazione sull'efficacia dell'impiego della FOS per usi paesistici e di ripristino ambientale.

2.2 Indagine di letteratura sull'impiego di frazioni organiche stabilizzate per usi paesistici e di ripristino ambientale

Studi sperimentali sul recupero di una ex cava di materiale argilloso, sita nella provincia di Reggio Emilia, lungo la vallata del fiume Secchia, alla confluenza con il torrente Dorgola (300 m s.l.m.), sono sta-

ti condotti da **Bagnaresi et al. (1991)**. Nel corso della sperimentazione sono stati utilizzati anche materiali organici quali letame bovino e liquame suino al fine di incrementare la dotazione in sostanza organica del substrato geologico costituito da argille marnose della formazione di Antognola. Sono stati condotti interventi ad elevata ed a bassa artificializzazione su terreno di riporto ed un intervento a bassa artificializzazione su terreno di scarpata.

Negli interventi ad alta artificializzazione sono state condotte prove sperimentali su terreni pianeggianti lavorati a diverse profondità (<15, 20 e >30 cm), trattati con diverse tipologie di concimi (chimico, letame bovino, liquame suino) e con diverse dosi di concimazione (equivalenti a 20, 40 e 60 t/ha di letame). In totale sono state seguite 90 parcelle, ciascuna dell'ampiezza di 22 m².

L'intervento a bassa artificializzazione su terreno di riporto è stato condotto su terreni in piano ed in pendio. Sia nel piano che nel pendio (inclinato a 15°) sono state predisposte 36 parcelle (ognuna di 20 m²) suddivise in tre gruppi corrispondenti a tre lavorazioni (a 5, 15 e 25 cm di profondità) e, all'interno di ogni gruppo, si sono confrontate 5 diverse tesi con semina primaverile di specie erbacee (spse), spse + trapianto di specie arbustive (*Spartium junceum*, *Inula viscosa* e *Rosa canina*), solo trapianto di specie arbustive, spse + semina a buchetta di specie arbustive e controllo (vegetazione spontanea). Nell'intervento a bassa artificializzazione su terreno di scarpata è stato ricavato un campo sperimentale con 18 parcelle (ognuna di 15 m²) su roccia non alterata e pendenza di 30°, per il confronto di 6 diverse tecniche di semina e trapianto di specie erbacee ed arbustive.

Dai risultati riferiti ai primi due anni dell'intervento a elevata artificializzazione è emerso che la biomassa prodotta e l'altezza della vegetazione sono state influenzate positivamente soprattutto dalle lavorazioni di media profondità (20 cm) e dall'utilizzo di concimi chimici e liquami; è stata evidenziata e una netta diminuzione nella produzione di biomassa alle dosi più alte di concimazione (60 t/ha letame), che hanno invece favorito lo sviluppo in altezza delle specie erbacee dominanti (*Lolium perenne* e *Festuca arundinacea*).

Per gli interventi a bassa artificializzazione su terreno di riporto in piano e pendio, i risultati migliori sono stati forniti dalla lavorazione profonda; tra le tecniche di impianto la semina e la semina associata al trapianto si sono differenziate rispetto al solo trapianto ed al controllo. In genere le specie arbustive hanno fornito una risposta superiore verso la lavorazione profonda del suolo e negativa verso la consociazione con specie erbacee pur avendo ottenuto, per le consociazioni, i migliori risultati di copertura totale.

Per l'intervento su scarpata naturale va sottolineata, in primo luogo, l'estrema difficoltà di insediamento rilevata per le specie vegetali su substrati pressoché inalterati; in questo contesto, le diverse tecniche di impianto tradizionali sperimentate non hanno manifestato particolari differenze e solo l'applicazione di un collante ha consentito un buon impianto della vegetazione. Ancora per gli arbusti la percentuale di sopravvivenza e le altezze delle piante sono risultate limitate dalla consociazione con essenze erbacee seminate.

Da questo lavoro sono derivate alcune indicazioni operative utili per i lavori di ripristino ambientale in situazioni ecologiche paragonabili a quelle sperimentali.

Giusquiani et al. (1992) hanno condotto uno studio su colonna di suolo per verificare la mobilità della sostanza organica e di metalli pesanti in due tipologie di suolo ammendate con **FOS** maturata per 25 giorni (pH 7,7; N tot. 1,8% su s.s.; C tot. 25,1% su s.s.; C/N 13,9), alla dose di **90 t/ha**. A questo fine, terreni raccolti dall'orizzonte superficiale di un suolo Fluventic Xerochrept e di un suolo Typic Xerochrept vicino a Perugia, sono stati riposti in colonne cromatografiche in PVC di differenti lunghezze, fino a 50 cm. Per ogni suolo sono state replicate in triplo una serie di colonne trattate con

FOS ed una serie non trattata, mantenute in laboratorio a temperatura controllata di 22° C con irrigazioni ripetute ogni 15-20 giorni.

Sono stati messi in evidenza livelli maggiori dei metalli Cu, Zn, Ni e Cr eluati dalle colonne fino a 50 cm riempite con suolo trattato con FOS. Gli incrementi sono risultati maggiori per il suolo più sabbioso (Typic) rispetto a quello più argilloso (Fluventic).

Poichè non sono state rilevate differenze di pH tra compost e suoli, e pertanto tra suoli trattati oppure no, che potevano influenzare la mobilità dei metalli pesanti, i risultati ottenuti devono essere imputati all'aggiunta di metalli e sostanza organica solubile apportati con la FOS. In particolare, essendo risultata assai ridotta la quantità di sostanza organica solubile che ha raggiunto i 50 cm di profondità (trattenuta invece per il 70-80% nei primi 10 cm), le differenze nella percolazione di metalli devono essere ascritte al solo contenuto solubile di metalli.

Garcia et al. (1992) hanno studiato variazioni chimiche indotte dall'apporto di frazione organica da RU (C org. 24,2 % su s.s.; N tot. 1,3 % su s.s.; C/N 18,6) a fini paesistici su un suolo degradato localizzato nella regione della Murcia (nel sud-est della Spagna). Tale suolo, poco evoluto, scarsamente dotato di sostanza organica, molto compattato in superficie, privo di copertura vegetale e quindi predisposto all'erosione, è classificato come Xeric Torriorient.

In questa sperimentazione 4 parcelle, delle dimensioni di 5 m per 15 m, con pendenza uniforme del 2%, sono state trattate con frazione organica da RU in modo tale da incrementare la sostanza organica dello strato lavorato (spessore 30 cm) di ogni parcella, rispettivamente, dello 0,5%, dell'1%, dell'1,5% e del 2% rispetto ad una parcella di controllo non trattata. A tal fine i dosaggi di **frazione organica**, distribuita sul suolo lavorato una sola volta a inizio sperimentazione, variavano **da 65 a 260 t/ha**.

Tre anni dopo il trattamento sono stati prelevati campioni di suolo da ogni parcella, per valutare gli effetti dei trattamenti su parametri chimici del suolo e della sostanza organica. L'abbassamento del pH dei suoli, particolarmente pronunciato (fino ad una unità) per i trattamenti con più di 130 t/ha di frazione organica, ed il conseguente incremento della conducibilità elettrica fino a 20 volte il valore originario per questi suoli, potrebbero aver favorito la solubilizzazione dei metalli pesanti. Per i suoli delle parcelle trattate sono state rilevate concentrazioni di azoto totale e fosforo assimilabile significativamente superiori a quelle del controllo. Anche il carbonio organico è risultato maggiore per tutte le parcelle trattate rispetto al controllo; tuttavia, tenendo in considerazione che la sostanza organica apportata con la frazione organica da RU dovrebbe essere, per larga parte, rapidamente persa per rapida mineralizzazione (esperimenti di incubazione realizzati con questo tipo di substrato indicano un tasso di mineralizzazione del 40%), il carbonio organico rilevato a tre anni dai trattamenti dovrebbe essere di nuova formazione. Questa sostanza organica "nuova" sarebbe stata originata dai residui vegetali derivati da una buona crescita di erbe, sviluppatesi spontaneamente ed in maniera maggiore per i trattamenti con quantità più elevate di frazione organica apportata.

Anche **Albaladejo et al. (1994)** hanno studiato gli effetti derivanti dagli apporti di diverse dosi di frazione organica da RU (pH 6,5; C org. 23% su s.s., N tot. 1,27% su s.s.; C/N 18,1) sulle proprietà chimiche di un suolo degradato della tipologia Xeric Torriorthent, localizzato nel bacino del fiume Fortuna (nel sud-est della Spagna). In questo caso le parcelle sperimentali erano poste su versanti inclinati (pendenza del 10%).

Con campionamenti dei suoli, a tre anni dall'applicazione della frazione organica, sono stati verificati gli effetti dei trattamenti sulle concentrazioni di carbonio, azoto, fosforo e potassio, che sono ri-

sultate più elevate per le parcelle trattate. In particolare, per carbonio e azoto si sono verificati incrementi proporzionali ai dosaggi di frazione organica mentre non sono stati osservati, in generale, consistenti incrementi delle concentrazioni totali di metalli pesanti nei suoli, se si esclude l'incremento del 40% per il Cd nella parcella trattata con la dose più elevata di frazione organica. Incrementi generalmente significativi hanno invece riguardato le quote assimilabili dei diversi metalli pesanti tra i quali particolare attenzione merita lo Zn in virtù delle sue elevate concentrazioni nella frazione organica (650 mg/kg).

I trattamenti con frazione organica hanno portato, nel complesso, ad un accrescimento della produttività vegetale dei suoli degradati senza determinare una contaminazione da metalli pesanti degli stessi. Applicazioni ripetute della frazione organica, che potrebbero teoricamente costituire pericolo per gli importanti apporti di sali e metalli pesanti, vengono, invece, sconsigliate. Esse sono, peraltro, ritenute non necessarie in virtù dei buoni effetti di lungo periodo garantiti dalle le singole applicazioni di frazione organica alle dosi medio-basse della sperimentazione.

Lax et al. (1994) hanno studiato i possibili effetti derivanti dall'applicazione di materiale fresco organico selezionato da rifiuti urbani, maturato per soli 15-20 giorni (C org. 19,8%, N tot. 1,07% su s.s.; C/N 18,5), su suoli salinizzati.

Nei suoli trattati con il materiale organico sono stati verificati incrementi del carbonio organico totale, della stabilità strutturale, della capacità di infiltrazione e della biomassa vegetale sviluppatasi. L'effetto positivo del carbonio organico sulla stabilità strutturale del suolo è risultato antagonistico a quello del sodio scambiabile. Il marcato incremento del tasso di infiltrazione causato dall'aggiunta del materiale organico potrebbe risultare importante per il recupero dei suoli salini, accrescendo la capacità dilavante delle acque di precipitazione o irrigazione.

Felton (1995) ha studiato le variazioni della conducibilità idraulica satura, della densità apparente e della ritenzione idrica del suolo conseguenti all'applicazione di FOS su suoli di miniera da recuperare con pendenza dal 2 al 4%. A questo scopo sono state confrontate tre tesi, ripetute in triplo e randomizzate su parcelle di 3 X 30 m. Utilizzando come criterio di base l'apporto di azoto, il cui valore raccomandato è stato posto pari a 224 kgN/ha (200 lb/acro), e basandosi sull'assunzione che il 50% dell'azoto organico possa divenire disponibile durante il primo anno, sono state utilizzate, nelle tre tesi sperimentali, **0, 14** (100% dell'azoto raccomandato) e **28 t/ha** (200% dell'azoto raccomandato) **di FOS** (incorporata nello strato lavorato di 13 cm).

I trattamenti con FOS hanno accresciuto significativamente la conducibilità idraulica e nel contempo ridotto la densità apparente del suolo, spostando la curva di ritenzione idrica verso caratteristiche più vicine a quelle di suoli sciolti. La presenza di FOS ha favorito la crescita delle piante, inclusa quella radicale, e l'azione di gelo-disgelo durante l'inverno, che senz'altro influenzano le proprietà fisiche del suolo. L'applicazione in eccesso alle 14 t/ha (pari al doppio, 28 t/ha) non ha significativamente modificato, in senso negativo, gli effetti sulle proprietà fisiche indagate.

Muzzi et al. (1996, 1997) hanno verificato l'efficacia di differenti tecniche di rivegetazione di substrati argillosi sterili a pH alcalino, localizzati in una ex cava sita nel primo Appennino bolognese, a circa 150 m s.l.m. nella valle del torrente Rio Polo, affluente destro del torrente Lavino.

Un disegno sperimentale a blocchi randomizzati, con tre ripetizioni, è stato predisposto su scarpata inclinata a 40-45°; sono state confrontate, nel complesso, 6 tesi (ognuna in parcelle di 6 X 4,2 m) con diverse combinazioni di idrosemina, nero verde e rete di juta su terreni lavorati in superficie op-

pure no; in ogni trattamento si è provveduto a distribuire eguali quantitativi di sostanze fertilizzanti ed ammendanti ed a seminare lo stesso miscuglio di specie vegetali. In una delle tre ripetizioni è stato realizzato un sistema di raccolta delle acque di scorrimento superficiale al fine di misurare sia il deflusso che il trasporto solido.

I dati del primo triennio relativi alla copertura vegetale ed alla composizione floristica hanno evidenziato l'efficacia del nero verde, con e senza lavorazione superficiale, nel favorire lo sviluppo di una buona copertura vegetale, sebbene essa sia risultata meno differenziata rispetto a quella dei trattamenti con rete di juta; quest'ultima, tuttavia, è risultata meno efficace nell'affermazione della copertura verde e nella durata. L'idrosemina da sola ha manifestato risultati negativi, non riuscendo a differenziarsi nettamente dal controllo.

Nella composizione floristica, significativamente influenzata dai trattamenti, hanno generalmente prevalso *Lolium* spp., *Festuca arundinacea* ed *Hedysarum coronarium*, mentre altre specie sono state trovate sporadicamente assieme a specie indigene selvatiche (come *Chenopodium album*, *Inula viscosa* e *Sonchus oleraceus*) la cui copertura è dipesa dal trattamento e si è generalmente estesa nel corso degli anni.

I dati derivati dal sistema di misura di run-off ed erosione non hanno permesso, causa mancanza di alcuni valori di precipitazione, di correlare l'intensità degli eventi meteorici con l'importanza di quelli di deflusso mentre hanno consentito di verificare l'effetto positivo delle misure anti-erosione e del progressivo sviluppo della copertura vegetale. Per ogni trattamento è stata rilevata una buona correlazione tra grandezza del deflusso e dell'erosione.

Gli stessi autori hanno predisposto una prova di rivegetazione in piano sulla stessa tipologia di substrato, confrontando l'efficacia della concimazione organica con letame essiccato (5 t/ha), delle concimazioni azotate (1 t/ha di Biosol al 5% di N) e fosfatiche (0,5 t/ha di perfosfato al 21% di P_2O_5) e del riporto di terreno vegetale (10 cm) nell'affermazione e nello sviluppo di una copertura vegetale. Per questo è stato sviluppato un disegno sperimentale a blocchi randomizzati, con tre ripetizioni, per un totale di 48 parcelle di 10 m², lavorate a 20 cm di profondità con erpice a denti e seminate con lo stesso miscuglio.

Per i primi due anni di questa prova è stato verificato che gli effetti principali del disegno fattoriale sono tutti altamente significativi rispetto alla copertura vegetale. A tre anni dalla semina l'azione dei trattamenti è risultata additiva, con l'unica eccezione dell'interazione terreno-letame, e tra i trattamenti grande importanza sembrano assumere le distribuzioni di terreno (42%) e di letame (23%) mentre le concimazioni minerali mostrano una importanza accessoria e comunque molto più contenuta.

In una sperimentazione agronomica **Businelli et al. (1996)** hanno studiato l'accumulo e la distribuzione dei metalli pesanti nel profilo di un suolo calcareo classificato come Fluventic Xerochrept, localizzato nei pressi di Perugia, trattato con FOS per sei anni continuativi, in periodo primaverile prima della semina del mais. La **FOS**, maturata per 25 giorni e con caratteristiche medie sui 6 anni di pH 7,6, C org. 27,4, N tot. 1,9% su s.s., C/N 14,4, è stata distribuita alla dose di **30 t/ha · anno** (180 t/ha in totale) ed alla dose tripla di **90 t/ha · anno** (540 t/ha in totale). Solo per gli strati di suolo più superficiali (0-20 e 20-40 cm) sono stati verificati incrementi, proporzionali alla dose di FOS apportata, per le concentrazioni di Cu, Pb e Zn. Viceversa per gli stessi strati non sono state verificate differenze tra le tesi trattate e non trattate con FOS per le concentrazioni dei metalli Cd, Cr e Ni, il cui tenore nella FOS era molto basso. Per tutti i metalli analizzati nessuna differenza significativa è stata riscontrata, tra tesi trattate e non trattate con FOS, per gli strati di suolo al di sotto dei 40 cm.

L'aggiunta di FOS non ha causato fenomeni visibili di fitotossicità sulle piante di mais accrescendone invece la resa in granella.

Gli autori del lavoro hanno concluso che, alle dosi sperimentate di FOS, la scarsa mobilità dei metalli verificata per questi specifici suoli a pH elevato evita il passaggio dei contaminanti metallici alle acque di falda e non inibisce le attività enzimatiche del terreno.

Ancora in una sperimentazione agronomica **Sanchez et al. (1997)** si sono concentrati sullo studio del tasso di mineralizzazione dell'azoto apportato, con FOS compostata per 120 giorni (pH 6,4; C org. 29,9% su s.s., N tot. 1,65% su s.s. ; C/N 18,1), su suoli a tessitura grossolana del bacino del fiume Jarama, in Spagna.

A questo scopo sono stati condotti uno studio di laboratorio della durata di 250 giorni ed uno di campo della durata di 14 mesi; nel primo sono stati valutati gli effetti dei trattamenti suolo e suolo+compost in contenitori di plastica incubati a 28°C e con umidità pari al 70% della capacità di campo mentre, nel secondo, sono state studiate le differenze tra i trattamenti con FOS applicata 3 mesi prima della semina del mais (febbraio 1995), FOS applicata alla semina del mais (aprile 1995) e controllo senza FOS, conducendo campionamenti dello strato coltivato con cadenza mensile. Per entrambi gli studi è stata mantenuta la dose di **30 t/ha di FOS**.

I risultati del test di laboratorio hanno permesso di distinguere una prima fase, della durata di 45 giorni circa, durante la quale la flora microbica si è adattata e la mineralizzazione dell'azoto è stata estremamente limitata, una seconda fase, da 45 a 120 giorni circa, durante la quale la nitrificazione è stata importante ed una terza fase in cui la mineralizzazione-nitrificazione è stata nettamente più intensa, ad indicare completo adattamento della microflora alle specifiche condizioni.

I risultati della sperimentazione di campo hanno permesso di rilevare differenze significative tra tutti e tre i trattamenti, con la costante di una prima fase, che segue all'applicazione della FOS, durante la quale la mineralizzazione dell'azoto è estremamente lenta.

I trattamenti con FOS hanno chiaramente dimostrato un effetto positivo sul contenuto di azoto disponibile per le piante. L'apporto di FOS nel periodo invernale (febbraio) ha, inoltre, determinato un disponibilità di azoto 1,9 e 1,4 volte superiore rispetto a quella derivante dai trattamenti condotti, rispettivamente, senza FOS e con FOS apportata alla semina. Alla luce di questi risultati gli autori hanno promosso l'applicazione della FOS nel mese di febbraio, che permette di ottenere il maggior contenuto di azoto disponibile coincidente con il periodo di massima richiesta da parte della coltivazione.

Gli stessi autori hanno cercato di dare una interpretazione matematica ai risultati ottenuti, applicando equazioni proposte da altri autori e verificando l'efficacia del modello esponenziale proposto da Stanford e Smith (1972) per la predizione delle rate di mineralizzazione dell'azoto in campo.

Ingelmo et al. (1998) hanno verificato la possibilità di recuperare, in termini di vegetazione, un'area di discarica localizzata nei pressi di Valencia (Spagna), sostituendo l'usuale strato finale di copertura costituito da terreno vegetale fertile dello spessore di 20-40 cm, con uno strato più sottile di terreno inerte (5-10 cm), ricoperto con uno strato superficiale sottile (1 cm) di materiali organici di scarto, non incorporati al suolo sottostante con lavorazioni. Nella prova sperimentale, per ottenere questo strato, sono state utilizzate, in quattro parcelle, **90 t/ha di fango disidratato** ed in altre quattro parcelle **45 t/ha di FOS** (sost. org. 57,1%, N tot. 2,05%). Le parcelle sono state, quindi, poste a confronto tra loro e con due parcelle in cui non era prevista la presenza dello strato organico. Tutte le parcelle sperimentali, rettangolari, della stessa dimensione di 450 m², disposte longitudinalmente l'una a fianco all'altra, sono state seminate alla stessa densità con essenze già verificate come adatte in condizioni analoghe.

Ad un anno dalle operazioni di ripristino il campionamento dei suoli fino a 10 cm di profondità ha consentito di verificare concentrazioni più elevate di azoto organico, azoto minerale e metalli pesanti nelle parcelle trattate con materiali organici rispetto al controllo.

Nelle parcelle ammendate, ed in modo particolare in quelle trattate con FOS, sono risultate incrementate le percentuali di sopravvivenza delle piante introdotte, così come gli indici di copertura vegetale e l'altezza dei vegetali, che hanno raggiunto i valori normalmente ottenuti nei recuperi vegetazionali con strato di terreno vegetale fertile.

Mamo et al. (1998) hanno valutato gli effetti dei trattamenti con differenti tipologie di FOS sulla resa di mais coltivato su due suoli del Minnesota (USA) classificati come Udorthentic Haploboroll e Udic Argiboroll.

In entrambe i siti è stata utilizzata una tipologia di **FOS (A) alle dosi di 0, 50, 100, e 200 t s.s./ha** ed alternativamente per sito altre due tipologie (B e C) alla dose di 100 t s.s./ha. Per ogni tesi sono stati distinti gli effetti di apporti annui di 0 oppure 250 kg/ha di azoto da fertilizzante minerale. Per ciascun sito sono stati ripetuti, per quattro volte, 12 trattamenti in un disegno sperimentale a blocchi completamente randomizzato.

La FOS A (pH 7,1; C tot. 23%; N tot. 0,7%) presentava un rapporto C/N pari a 33, più che doppio rispetto a quello delle FOS B (pH 7,7; C tot. 11%; N tot. 0,8%) e C (pH 7,5; C tot. 22%; N tot. 1,6%). Queste ultime due frazioni, anche visivamente, apparivano più mature.

Alla stessa dose di FOS il rapporto C/N del materiale apportato ha influenzato le rese di mais, risultate più elevate per i trattamenti caratterizzati dai più bassi rapporti C/N. Durante il primo anno di coltivazione si sono verificati effetti inibitori della FOS sulla crescita del mais, in seguito all'azione combinata dell'immobilizzazione dell'azoto, per i compost ad elevato rapporto C/N, e gli effetti tossici dovuti alla salinità.

Il primo anno dopo l'applicazione di un uguale quantitativo di FOS (100 t s.s./ha), circa l'8% dell'azoto delle frazioni organiche stabilizzate a basso rapporto C/N è risultato disponibile, mentre nulla è risultata la disponibilità nel caso della FOS ad elevato rapporto C/N. Due e tre anni dopo l'applicazione, l'azoto disponibile è variato dal 3 al 10% per anno per tutte le tipologie di FOS.

Le perdite di nitrati per lisciviazione sono risultate più elevate per le tesi con le FOS a rapporto C/N più basso e concimazione chimica.

I risultati di questo studio hanno, pertanto, dimostrato come nel dosare l'azoto da FOS occorra, innanzi tutto, tenere in considerazione il rapporto C/N.

Sempre **Mamo et al. (1999)** hanno verificato gli effetti dell'utilizzo di FOS e di fertilizzanti minerali azotati sulle produzioni vegetali del mais e sul dilavamento dei nitrati in uno studio di tre anni condotto su un suolo del Minnesota (USA) classificato come Udorthentic Haploboroll.

In questo studio i trattamenti con **FOS** hanno previsto l'uso di due differenti tipologie di materiale, una con rapporto C/N più elevato (da 22 a 27, con C org. dal 18 al 24% e N tot. 0,9-1%) rispetto all'altra (da 15 a 22, con C org. dal 17 al 20% e N tot. 0,9-1,1%); le frazioni organiche sono state applicate in un'unica dose (**270 t/ha**) all'inizio della sperimentazione oppure in tre dosi annuali (ognuna pari a **90 t/ha · anno**). Per la tesi di controllo senza FOS e per ognuna delle 4 tesi trattate sono stati distinti gli effetti di apporti annuali nulli di urea, di apporti pari a 125 kg/ha e di dosi di 250 kg/ha. La FOS è stata, sempre, interrata ad una profondità di 20 cm ed ogni anno si è proceduto alla coltivazione di mais. Il dilavamento dei nitrati è stato monitorato con coppe porose campionatrici collocate ad 1,2 m di profondità nel suolo.

Anche senza l'aggiunta di azoto da fertilizzanti minerali la FOS ha permesso di migliorare le rese produttive del mais ma la singola dose di FOS ha consentito la crescita ottimale della coltivazione solo per il primo anno. In generale l'aggiunta di 125 kg/ha di azoto minerale nelle tesi con compost ha permesso di raggiungere le massime rese per ottenere le quali, senza il compost, si è resa necessaria la somministrazione della dose superiore di concime minerale (250 kg/ha).

Per l'intero periodo di durata della sperimentazione (tre anni) le perdite sotterranee di nitrati dovute all'apporto di FOS in unica dose sono risultate 1,8 volte superiori rispetto a quelle verificate per le tesi con applicazione annuale di FOS. Facendo riferimento alle stesse dosi di FOS, perdite di azoto nitrico significativamente maggiori sono state registrate per le tesi trattate con il compost a minor rapporto C/N, che conteneva più azoto organico ed inorganico. Sia le aggiunte di compost che quelle di azoto minerale hanno significativamente contribuito ad incrementare la quota dilavata di azoto nitrico. La fertilizzazione minerale non ha influenzato né la mineralizzazione né il dilavamento dell'azoto proveniente dalla FOS, come studi pregressi avevano, invece, dimostrato. Il tasso di mineralizzazione annuo dell'azoto organico della FOS è variato dallo 0 al 12% e dal 3 al 6%, rispettivamente, per l'applicazione annuale e per quella una tantum.

Gli autori hanno potuto concludere che la risposta produttiva del mais e le perdite di azoto nitrico per dilavamento sono dipese dalle proprietà biochimiche delle tipologie di FOS utilizzate nonché dalla tempistica di distribuzione dei materiali e che le rese della coltivazione sono state ottimizzate, minimizzando le perdite di azoto nitrico per percolazione, nel trattamento con somministrazione annuale di compost e apporto di 125 kg/ha di N minerale.

Breslin (1999) in uno studio della durata di 52 mesi ha seguito il destino di alcuni metalli pesanti in un suolo moderatamente sciolto ed acido del Long Island (NY, USA), trattato con dosi di **FOS** (compostata per 42 giorni) pari a **21, 41 e 62 t/ha**, incorporata nello strato superficiale di 5 cm.

Nei suoli trattati, è stato verificato un incremento del contenuto dei metalli pesanti Cu, Zn, Cd e Pb proporzionale alle dosi di FOS apportate. I metalli Cu, Zn e Pb aggiunti al suolo con le differenti dosi di FOS sono rimasti confinati nello strato di terreno entro cui la FOS era stata incorporata. Per gli stessi metalli non si sono osservati, nel corso della prova, aumenti o diminuzioni delle concentrazioni nello strato da 5 a 10 cm. Al contrario, sia per lo strato 0-5 cm che per quello 5-10 cm, si sono verificati continui decrementi del contenuto di Cd, in tutte le tesi, ad indicare che questo metallo, apportato anche in forma solubile con i fertilizzanti minerali fosfatici, non è risultato intensamente precipitato o complessato nei primi cm di suolo. I dilavamenti meno intensi del Cd, verificati per le tesi trattate con FOS rispetto al controllo, sono stati imputati all'aumento della sostanza organica e del pH nei suoli trattati, che contrasterebbero il dilavamento dei metalli. I risultati di questo lavoro sono in accordo con quelli ottenuti da studi di laboratorio che hanno dimostrato che la frazione dilavabile o biodisponibile di molti metalli in questi compost è relativamente ridotta e che le procedure per la determinazione analitica di questa frazione possono essere sfruttate con successo per la predizione del potenziale impatto dei metalli pesanti apportati ai suoli.

Zier et al. (1999) hanno analizzato, con pirolisi - gas cromatografia/spettrometria di massa, sostanze umiche estratte da campioni di materiali organici di scarto (fanghi di depurazione, fanghi di lignite e compost) e suoli di una ex cava di lignite tedesca trattati con gli stessi materiali, per verificare se l'applicazione dei materiali organici porta alla formazione ed all'accumulo di sostanze umiche capaci di influenzare favorevolmente proprietà fisiche e chimiche dei suoli.

I risultati hanno dimostrato che il compost contiene ancora considerevoli quantità di sostanza orga-

nica non ancora completamente degradata mentre nei fanghi di lignite la sostanza organica è più degradata e l'azoto potenzialmente disponibile per favorire la rinaturazione della cava si trova in quantità bassa. I fanghi di depurazione contengono invece buone quantità di sostanza organica ed elevate quantità di azoto. Alla luce di questi risultati gli autori hanno suggerito l'utilizzo di compost e fanghi di depurazione per favorire il recupero dei suoli degradati delle aree di cava di lignite attraverso l'innesco di importanti processi di umificazione dovuti al loro contenuto di sostanza organica non degradata.

Illera et al. (1999) hanno studiato gli effetti dell'applicazione superficiale di FOS sulle proprietà fisiche e chimiche di suoli semiaridi carbonatici degradati (Lithic Xerorthents), con copertura vegetazionale erbacea spontanea, localizzati nei pressi di Madrid.

Dopo un anno dalla applicazione superficiale di FOS (pH 6,7; C org. 33,2%, N tot. 1,86%, C/N 18,4) alla dose di **80 t s.s./ha**, nel corso del quale le precipitazioni totali hanno raggiunto i 750 mm contro i normali 450, è stato verificato un accrescimento del contenuto di sostanza organica e della ritenzione idrica ed un leggero decremento della massa volumica reale e apparente nelle parcelle trattate con FOS per entrambi gli strati di suolo campionati (0-15 cm e 15-30 cm).

Un accrescimento di oltre il 50% di Cd e Zn totali e di oltre il 150% del Cu totale è stato verificato per lo strato superficiale 0-15 cm. Anche le concentrazioni totali di Ni e Pb sono aumentate ma senza raggiungere livelli di significatività statistica mentre il contenuto di Cr è praticamente rimasto invariato. La concentrazione dei metalli nello strato 15-30 cm è rimasta molto più bassa rispetto allo strato superficiale, con la sola eccezione dello Zn. Ciò ha suggerito una possibile mobilizzazione di questo metallo sotto forma di complessi metallo-organici solubili.

Per questa prova di breve periodo, in cui non si sono manifestati effetti negativi sul contenuto di metalli nel suolo, gli autori auspicano la prosecuzione delle verifiche per il controllo del grado di mineralizzazione della sostanza organica ed il comportamento dei metalli pesanti apportati al suolo con la FOS, tenendo in considerazione dell'importante immobilizzazione nei confronti dei metalli che ci si deve aspettare in questi suoli carbonatici.

Cuevas et al. (2000) hanno approfondito gli studi a cui si è appena fatto cenno, indagando gli effetti dell'utilizzo della FOS sulla vegetazione. La FOS è stata utilizzata, oltre che alla dose di **80 t s.s./ha**, anche alle dosi di **40 t s.s./ha** e **120 t s.s./ha**.

La copertura vegetale originaria di questi suoli era scarsa (<40% di densità fogliare) e principalmente dovuta a piante erbacee come *Graminaceae*, *Plantago albicans*, *Helianthemum aspererun*, *Teucrium pseudochamaepitys*, *Thymus zygis*, *Centaurea melitensis*, ecc.

I trattamenti con FOS alle dosi crescenti hanno portato ad un decremento nella ricchezza di specie e ad una contemporanea crescita della biomassa prodotta. Già un anno dopo l'applicazione superficiale di FOS poteva essere notata una riduzione delle specie perenni ed un aumento nel numero di quelle annuali. La copertura percentuale mostrava i valori più elevati per la dose intermedia di FOS mentre con 120 t s.s./ha non sono stati verificati incrementi significativi rispetto al trattamento con 40 t s.s./ha.

Gli autori hanno concluso che per i suoli degradati oggetto dell'indagine è da ritenersi adeguata una distribuzione superficiale di FOS a dosi comprese tra 40 ed 80 t s.s./ha per accrescere in maniera sufficiente le proprietà chimiche del suolo e la produttività delle piante minimizzando la riduzione della diversità vegetale.

Molina et al. (2000) hanno studiato l'evoluzione delle policlorodibenzodiossine (PCDD) e dei policlorodibenzofurani (PCDF) nei suoli di una cava, sita nei pressi di Girona (Spagna), trattati con **fanghi di depurazione** alle dosi di **0,7 e 14 t/ha**. In cinque parcelle, delle dimensioni di 6 X 20 m, oltre alle dosi sono state distinte l'applicazione diretta dei fanghi sui suoli ed il mixaggio di suolo e fanghi precedente all'applicazione in cava. I suoli sono stati campionati all'inizio dell'esperimento (1992) e dopo quattro anni e sono stati analizzati con il metodo HRGC-HRMS precedentemente validato. L'aggiunta dei fanghi ha marcatamente accresciuto la fertilità dei suoli trattati, con importante rivegetazione già dal primo anno di studio ma la concentrazione dei PCDD/F è risultata maggiore nei suoli trattati con fanghi rispetto al controllo, nonostante la variabilità dei risultati dovuta alla disomogeneità intrinseca di ogni parcella sperimentale. I risultati hanno anche dimostrato la persistenza di questi composti organici nei suoli.

Prove sperimentali per verificare la possibilità dell'utilizzo *una tantum* della frazione organica stabilizzata in attività di rivegetazione e recupero ambientale sono state realizzate, tra il 2002 ed il 2004, dalla Regione Piemonte, in collaborazione con l'IPLA, presso una discarica di rifiuti non pericolosi localizzata in provincia di Cuneo.

La sperimentazione ha previsto la realizzazione di 11 parcelle sperimentali, 8 delle quali contenenti FOS e suolo in diverse proporzioni e modalità di impiego (miscelazione e stratificazione) e 3 con funzione di testimoni, contenenti suolo puro e suolo addizionato di un compost derivante dal trattamento di fanghi e frazione verde.

I risultati ottenuti, mediante il monitoraggio di vegetazione, suolo e acque di percolazione, hanno evidenziato come la FOS, similmente al compost testimone, alle dosi inferiori testate (200 e 750 tonnellate di sostanza secca per ettaro), eserciti una funzione ammendante (aumento del contenuto di sostanza organica ed in macroelementi fertilizzanti, aumento della capacità di scambio cationico) senza che si manifestino effetti collaterali dannosi particolarmente significativi (rilascio di elementi eutrofizzanti e metalli pesanti nelle acque di percolazione). In particolar modo nelle fasi iniziali l'effetto ammendante è stato, anche, evidenziato dall'aumento dello sviluppo del cotico erboso.

Alle dosi più elevate (1.500 e 1.000 tonnellate di sostanza secca per ettaro) si sono, invece, rilevati importanti effetti negativi, quali l'impedimento al drenaggio ed il rilascio di azoto nelle acque in concentrazioni superiori ai limiti indicati dalla tabella 4, dell'allegato 5 al D.Lgs 152/99, nonché notevoli difficoltà nello sviluppo del cotico erboso soprattutto nelle prime fasi dopo la semina.

In generale, gli autori sono pervenuti alle seguenti conclusioni:

- l'utilizzo *una tantum* di FOS a concentrazioni da 200 t/ha s.s. a 750 t/ha s.s. per applicazioni entro uno spessore di circa 1 metro risulta sostenibile da un punto di vista ambientale, con una preferenza per le concentrazioni prossime alla prima;
- è preferibile concentrare la FOS negli orizzonti di suolo in cui la vegetazione può avvalersene, tenendo conto delle dosi massime oltre le quali si verificano fenomeni di fitotossicità o di selettività delle specie presenti.

3. LOCALIZZAZIONE E DESCRIZIONE DELL'AREA SPERIMENTALE

3.1 Individuazione del sito sperimentale

Per l'individuazione di un'area a giacitura inclinata da destinare a campo sperimentale, per lo studio degli effetti dell'impiego di frazioni organiche stabilizzate (FOS) in usi paesistici, sono stati preliminarmente presi in esame 4 siti alternativi ubicati in altrettante cave di argilla site nell'Appennino reggiano e modenese e, nello specifico:

- 1) Cava "Poiatica" – Comune di Carpineti (RE)
- 2) Cava "Stadola" – Comune di Castellarano (RE)
- 3) Cava "Querceto" – Comune di Castellarano (RE)
- 4) Cava "Riola sud" – Comune di Fiorano Modenese (MO).

La localizzazione geografica delle quattro cave di argilla è riportata in figura 3.1.



Figura 3.1: Localizzazione geografica delle cave di argilla (è evidenziata la cava prescelta per la sperimentazione)

L'esame comparativo ha portato ad individuare come più idonea per la conduzione delle prove sperimentali l'area della cava Poiatica, in quanto:

- l'attività produttiva ancora presente favoriva accesso al sito, percorribilità, movimentazione di terre di scavo autoctone, disponibilità di mezzi per la miscelazione del materiale di cava con la FOS e la loro posa sull'area di sperimentazione;
- le attività di recupero ambientale già presenti consentivano di ottimizzare l'esperienza di ripristino effettuata sul sito sperimentale e la verifica dei risultati ottenuti.

3.2 Inquadramento geografico

La cava denominata “Poiatica-Monte Quercia” è ubicata nel bacino del fiume Secchia (affluente di destra del fiume Po), sulla sinistra idrografica, nella parte meridionale del Comune di Carpineti (RE), cioè nella fascia di media montagna dell’Appennino Reggiano. Più precisamente l’ubicazione è in località Monte Quercia di Sotto, a S-SW di Valestra in Comune di Carpineti.

La località fa parte di un vasto polo estrattivo (Secchia-Dorgola) per materiali utilizzati dall’industria ceramica, polo che comprende altre numerose cave anche adiacenti a quella presa in esame.

L’impianto è situato in una zona collinare compresa tra le quote di 320 e 465 m s.l.m.. Il centro abitato più vicino è la frazione di Colombaia, a pochi chilometri ad ovest del sito. I nuclei di Poiatica, Cà Palmone e Monte Quercia di Sotto sono ormai da molti anni disabitati.

L’area si trova al margine esterno di un ambito regolamentato dal Piano Territoriale Paesistico Regionale tra le “zone ed elementi di interesse paesaggistico ambientale”; l’ambito di tutela specifico è quello delle “Zone di particolare interesse paesaggistico-ambientale” (Articolo 19).

Tuttavia, secondo il suddetto Piano tale ambito non presenta vincoli, se non per quanto riguarda la aree boscate che rientrano nel “Sistema forestale e boschivo” (Art. 10) e per quanto riguarda “Particolari prescrizioni relative alle attività estrattive” (Art. 35).

Dall’esame degli allegati al PIAE della Provincia di Reggio Emilia l’area di cava risulta interessata dal vincolo idrogeologico e ricade entro una zona definita “di particolare interesse”, senza ulteriori specificazioni.

Nell’area occupata dalla discarica controllata di Poiatica e dalla cava “Poiatica-Monte Quercia”, escluse le aie di lavorazione ed i fronti di cava, prevalgono i pendii a media inclinazione costituiti da depositi di spurghi e campi ormai incolti, vegetati con radi cespugli e seminativi arborati. Il bosco a latifoglie è presente in un’area abbastanza grande a nord di Cà Palmone ed in una più piccola ad est, verso il torrente Dorgola.

Le aree calanchive sono limitate ad una piccola fascia sulle pendici orientali di Poiatica, e destinate a sparire per l’opera di sistemazione conseguente all’ampliamento del bacino di conferimento rifiuti della discarica di Poiatica.

3.3 Inquadramento climatico

L’area in esame è caratterizzata da un clima di tipo “padano di transizione”, con inverni rigidi ed estati calde. I fenomeni di precipitazione meteorologica si intensificano soprattutto nei periodi primaverile ed autunnale. L’ubicazione geografica ne caratterizza il clima con forti escursioni termiche dovute principalmente all’altitudine. È presente, inoltre, il fenomeno dell’inversione termica soprattutto negli ambiti di fondovalle, in cui le temperature minime notturne invernali sono anche di 4-5 °C inferiori rispetto alle zone di versante circostanti. La temperatura media annua è tra i 12 e i 13 °C.

Dal luglio del 1996 è in attività una stazione meteorologica all’interno del perimetro della discarica, grazie alla quale sono disponibili dati riferibili al piccolo bacino idrografico cui l’area in esame appartiene. Dal momento che le osservazioni disponibili non raggiungono il decennio, non possono però essere utilizzate per effettuare valutazioni statistiche sull’entità dei regimi di temperature e precipitazioni caratteristici dell’area.

3.4 Inquadramento geologico

L'area del comprensorio Secchia-Dorgola è caratterizzata da affioramenti appartenenti alla parte inferiore della successione epiligure, di età compresa tra l'Eocene medio e l'Oligocene inferiore, in discordanza angolare sulle sottostanti Liguridi, qui rappresentate esclusivamente dalla Formazione di Monte Venere e da quella di Monghidoro. Queste ultime formazioni, in giacitura rovesciata, affiorano estesamente sul versante in destra del fiume Secchia, opposto a quello in cui è ubicata la cava, mentre sul versante in sinistra compaiono esclusivamente in una ristretta area tra Quercioli e Poiatica sul fondovalle del fiume Secchia, a sud dell'area di cava.

La successione affiorante nei dintorni dell'area di cava è rappresentata, dal basso verso l'alto, dalle seguenti formazioni:

- Formazione di Monte Venere (Cretaceo superiore – Paleocene);
- Formazione di Monghidoro;
- Breccie argillose di Baiso o *Mélange* di Costa de' Buoi (Eocene Medio - Superiore);
- Marne di Monte Piano (Eocene Superiore) con intercalate lenti di Arenarie di Loiano e breccie argillose di Baiso;
- Formazione di Ranzano (Oligocene inferiore);
- Formazione di Antognola (Oligocene sup. – Miocene inf.);
- Gruppo di Bismantova (Miocene inf. – medio);

Lo scavo attuale interessa esclusivamente le Marne di Monte Piano ed è ubicato in prossimità dei contatti con la formazione di Ranzano.

Vengono di seguito fornite descrizioni delle caratteristiche principali delle formazioni più importanti, soffermandosi in particolare sulle Marne di Monte Piano.

La *Formazione di Monte Venere (Flysch)* è costituita da torbiditi calcareo-marnose in strati da spessi a molto spessi (fino a oltre 20 m), costituite da una porzione basale carbonatica, arenaceo-calcareo, fine e media, passanti a calcari marnosi e marne scheggiose, a luoghi sormontate da argille siltose nerastre ed emipelagiche. In alternanza si trovano singoli strati o pacchi di torbiditi arenaceo-pelitici in strati da sottili a molto spessi e di frequente mal cementate.

I *mélanges* in generale si presentano come breccie argillose per lo più poligeniche, con una matrice clastica, anch'essa di origine poligenica, e nelle quali la separazione tra clasti e matrice può essere fatta esclusivamente in base a parametri dimensionali arbitrari. Possono ritrovarsi alla base od essere intercalati a varie altezze stratigrafiche nella successione epiligure; prevalentemente però si ritrovano alla base o all'interno della Formazione di Monte Piano o di Antognola.

Possono contenere clasti di grossa taglia, ed il materiale che li costituisce deriva prevalentemente dalle formazioni argillose dei complessi di base (Argille Varicolori, Argille a Palombini, Arenarie di Scabiazza).

Il *Mélange di Costa di Buoi* è una breccia poligenica ed eterometrica a matrice argillosa nerastra, localmente rossastra, contenente clasti da pochi mm a 25 cm e rari blocchi di calcari, arenarie micacee, calcari marnosi, marne e marne scheggiose grige, arenarie biancastre, siltiti manganesifere, microconglomerati, brecciole e lembi monoformazionali decametrici di Argille Varicolori, di Flysch ad Elmintoidi e di marne grigio verdi di età eocenica media riferibili a lembi di marne di Monte Piano. Ha potenza variabile da 40 a 200 m circa, e si trova in contatto discordante sulla Formazione di Montevenere.

Il *Mélange* affiora in una stretta fascia a sud di Cà Poiatica ed è interessato da fenomeni di instabilità che evolvono in piccole colate e smottamenti.

Le *Marne di Monte Piano* sono una unità prevalentemente pelitica, costituita da argilliti e argilliti siltose rossastre, rosate e grigio-verdine, talora a stratificazione mal definita, ma in genere evidenziata dalle variazioni di colore. Sono presenti strati sottili di torbiditi pelitiche a base siltoso-sabbiosa grigio chiari o verdastri; verso il tetto si rinvencono anche arenarie calcaree con patine manganesifere; localmente si osservano livelli caotici di “slumping” o da “mud flow”. La potenza varia da pochi metri a oltre 150 m; si trovano in contatto discordante sulle Formazioni Liguri ed in probabile concordanza sul *Mélange di Costa di Buoi*. Sono povere o prive di carbonati, a causa della completa assenza di associazioni a Foraminiferi planctonici e a nannoplancton calcareo, il che suggerisce una deposizione al di sotto del livello di compensazione dei carbonati (CCD).

La formazione si può considerare litologicamente complessa, con matrice di fondo costituita da argilliti sovraconsolidate e fessurate, che in condizioni di completo seppellimento possono essere assimilate a “rock shales” secondo la terminologia di Morgenstern & Eigenbard (1974).

Nell’area comprendente la cava la Formazione di Monte Piano affiora in una vasta zona che si estende dal Fiume Secchia fino alla località Lovaro; si trova in contatto tettonico con la Formazione di Ranzano ad est e, tramite una faglia ad andamento WNW-ESE, con il *Mélange di Costa dei Buoi* a sud. Nell’area della cava questa formazione, pur costituita di unità litologiche differenti, presenta un assetto interno disorganizzato e privo di coerenza ed è caratterizzato dalla mancanza di chiari riferimenti stratigrafici e di superfici primarie di stratificazione lateralmente continue; l’intera unità affiorante nella cava è interpretabile come un accumulo di frane sottomarine sinsedimentarie a carico di sedimenti emipelagici di scarpata inconsolidati o solo parzialmente consolidati.

Sul fronte di cava la formazione appare costituita prevalentemente da due masse principali: l’una formata da argille rosso cupo e l’altra da peliti variegata di colore più chiaro; sono altresì presenti differenti corpi da lenticolari a fortemente irregolari formati di argille marnose grigie e da breccie argillose poligeniche correlabili con la formazione delle Breccie argillose di Baiso.

La formazione di *Ranzano in facies pelitica* è costituita da torbiditi prevalentemente pelitiche di colore grigio o grigio scuro, in strati sottili, talora marcati da livelli sabbiosi, con rari strati medio-sottili e banchi di arenarie grigio-verdastre; sono presenti livelli caotici da “slumping” dello spessore di alcuni metri. Appoggia in discordanza sulle Marne di Monte Piano e sul *Mélange di Costa dei Buoi*. L’età della formazione è riferibile interamente all’Oligocene inferiore.

Essa affiora in una vastissima area ad est e a nord di Monte Quercia di sotto, oltre che in una piccola zona in corrispondenza di Cà Palmone. La geologia dell’area è rappresentata nella carta geologica dell’Appennino Emiliano-Romagnolo, sezione 218150 Cavola in scala 1:10.000.

3.5 Inquadramento idrogeologico

Il bacino idrografico cui appartiene la cava di Poiatica è delimitato a NW e NE da una dorsale a semiarco, corrispondente alla linea Cà Poiatica – Cà Palmone – Monte Quercia, e a sud dal Fiume Secchia. Tale bacino risulta quindi di piccole dimensioni, ma è interessato da una fitta rete di fossi naturali e artificiali che raccolgono le acque superficiali. La natura dei litotipi affioranti e la loro permeabilità quasi nulla fa sì che le acque meteoriche giungano agli impluvi essenzialmente per via superficiale, limitando così la circolazione idrica ad una piccola porzione del terreno, e impedendo la formazione di acquiferi sotterranei. Infatti la permeabilità primaria, per porosità, dei terreni affioranti è nulla data la prevalenza di litotipi argillosi, e scarsa è anche la permeabilità secondaria, dovuta a fessurazione delle argille o alla loro alterazione. Per quanto riguarda il Flysch di Monte Venere, gli

strati calcarei che lo costituiscono potrebbero rappresentare punti di raccolta delle acque, ma la presenza di strati di argille e argille marnose, limita l'infiltrazione. Vista la natura dei terreni affioranti nell'area, non sono presenti livelli acquiferi sotterranei entro i primi 15-20 m, come hanno mostrato anche i sondaggi effettuati. Solo in corrispondenza dei cumuli di frana e alla transizione tra la roccia in posto e la parte superiore alterata si osservano aumenti di permeabilità, che nei periodi più piovosi sono causa di fenomeni di plasticizzazione delle argille.

3.6 Inquadramento pedologico

Dalla Carta dei Suoli dell'Emilia-Romagna (edizione 1994) si può inquadrare l'area da un punto di vista pedologico. Si tratta di suoli appartenenti all'unità classificata 6Cc: suoli moderatamente ripidi o ripidi, profondi o molto profondi, a tessiture media, a buona disponibilità di ossigeno, calcarei, moderatamente alcalini.

I suoli localmente sono, di volta in volta, rocciosi, pietrosi e superficiali, moderatamente profondi, non calcarei e moderatamente o debolmente acidi negli orizzonti superficiali, debolmente acidi o neutri negli orizzonti profondi.

Essi si sono formati in depositi di versante, subordinatamente in materiali franosi, ed in materiali derivati da rocce stratificate pelitico-arenacee, marne, localmente peliti ed argilliti. L'uso attuale è in prevalenza di tipo agricolo, subordinatamente forestale con seminativi, prati poliennali, cedui di latifoglie mesofile.

Ogni area di questa unità è caratterizzata, al proprio interno, dai suoli di alcune sotto-unità; in questo caso si tratta della sotto-unità "Virola": suoli moderatamente ripidi, con pendenza che varia tipicamente da 10 a 30%; profondi o molto profondi su depositi di versante; a buona disponibilità di ossigeno. L'uso attuale è in prevalenza a seminativo e prati poliennali.

3.7 Evoluzione del polo estrattivo Secchia-Dorgola

L'escavazione nel territorio Secchia-Dorgola ha avuto inizio negli anni '50, quando empiricamente venne sperimentato che le argille della Formazione di Ranzano di facies pelitica davano risultati migliori per l'impiego ceramico delle argille pliocenico – calabriane o della valle del Tiepido fino a quel momento largamente usate. La convenienza dell'estrazione dei materiali argillosi in quest'area è favorita dalla consistente presenza di un altro tipo di argilla, appartenente alla Formazione di Monte Piano, che consente la produzione di grès rosso.

L'introduzione della monocottura rapida e la disponibilità di materie prime estere qualitativamente migliori o concorrenziali dal punto di vista del costo, ha rallentato l'attività estrattiva nell'area dopo gli anni '70, ma comunque non l'ha interrotta.

L'installazione della discarica controllata di Poatica, all'interno di una cava ormai esaurita, permetterà di attuare un ripristino dell'area, provvedendo ad un ritombamento dei fronti di scavo e ad un recupero vegetazionale.

3.8 Attività estrattiva attuale e futura

La cava “Poiatica – Monte Quercia” consta attualmente di vari comparti e fronti di scavo: uno posto ad est, sul versante occidentale del rilievo di case Monte Quercia, interessa esclusivamente i litotipi pelitici della Formazione di Ranzano (argille grigie per cottoforte); altri due fronti di scavo interessano invece i litotipi pelitici delle Marne di Monte Piano (argille rosse).

Stime inevitabilmente approssimative indicano una potenzialità effettiva complessiva del sito di circa 300-400.000 m³ che potrebbe garantire circa una decina di anni di attività della cava. I litotipi della cava hanno tuttavia uno sviluppo areale che va ben oltre alla ristretta area di cava Poiatica - Monte Quercia essendo presenti in tutto il comprensorio Secchia-Dorgola; la loro potenzialità effettiva risulta dunque molto più elevata.

Una possibilità di sfruttamento e di ampliamento per i prossimi anni del sito in oggetto potrebbe prevedere l'estensione verso monte e verso NW del fronte di scavo e l'abbassamento complessivo (fino all'attuale quota dei piazzali di cava esistenti: 425 m.s.l.m.) della zona di crinale. Questa ipotesi di sfruttamento andrebbe comunque a coinvolgere la parte boscata del versante fino agli affioramenti della Formazione di Ranzano e comporterebbe l'asportazione e lo stoccaggio di notevoli quantità di breccie argillose. In tale scenario un primo approssimativo calcolo delle potenzialità generali fornisce circa 1.900.000 m³ di materiale asportabile.

4. ORGANIZZAZIONE E MONITORAGGIO DEL SITO SPERIMENTALE

Presso il sito sperimentale sono state messe a confronto quattro tesi corrispondenti ai seguenti substrati di ripristino:

- A) terreno vegetale (“cappello” di cava: è il terreno agrario che copriva una delle ultime porzioni di cava aperte);
- B) materiale di cava miscelato con FOS alla dose di 100 t s.s./ha;
- C) materiale di cava miscelato con FOS alla dose di 300 t s.s./ha;
- D) materiale di cava miscelato con FOS alla dose di 500 t s.s./ha.

Ogni tesi corrisponde ad una sola parcella sperimentale. La struttura delle quattro parcelle sperimentali è di seguito descritta in dettaglio.

4.1 Preparazione delle parcelle sperimentali

Per la preparazione delle miscele tra materiale di cava e FOS, costituenti il substrato di ripristino di tre delle quattro parcelle sperimentali, si è fatto uso di FOS proveniente da un impianto di compostaggio sito in Carpi (MO) e di materiale argilloso estratto dall’area di cava “Poiatica”, (**Figure 4.1-4.2**). Si tratta di una unità abbastanza omogenea di peliti rosso-grigie che costituisce la parte preponderante delle Marne di Monte Piano nell’area di cava e più in generale in tutto il comprensorio Secchia-Dorgola.



Figura 4.1: Area di estrazione delle argille usate per il ripristino



Figura 4.2: Argilla Utilizzata per la costituzione dei substrati di ripristino

La miscelazione di questo materiale con la FOS è stata effettuata in aia di cava posando strati di FOS, opportunamente pesata per ottenere i dosaggi stabiliti, alternati a strati di argilla, aggiunta a raggiungere lo stesso volume di circa 100 m³ per ognuno dei tre cumuli costituiti, uno per miscela (**Figura 4.3**). Le miscele sono state rese omogenee rivoltando i cumuli con pala.

In seguito le tre miscele ed il terreno vegetale sono state trasportate e posate con camion e sistemate con ruspa sull’area predisposta ad ospitare le quattro parcelle sperimentali. Ogni substrato è stato separato da quelli adiacenti da uno strato di solo materiale di cava, profondo quanto i terreni riporta-

ti e largo circa 1 m. I substrati sono stati sagomati con la stessa leggera giacitura inclinata del terreno su cui sono stati poggiati ed attorno alle parcelle sono stati creati canali di scolo per evitare l'afflusso sul sito di acque provenienti da aree poste a quota superiore.

La dimensione di ognuna delle parcelle, corridoi esclusi, è risultata di 12 m (lunghezza) * 8 m (larghezza) = 96 m². L'altezza degli strati ricostruiti è risultata di 115 cm circa.

Lo strato superficiale dei terreni riportati è stato preparato per la semina con zappatrice meccanica da giardinaggio.

Prima della semina è stata effettuata una distribuzione di perfosfato minerale (19% P₂O₅), dosando omogeneamente su tutte e quattro le parcelle 200 Kg/ha di anidride fosforica, ad integrare le dotazioni dei quattro suoli, per favorire la lignificazione dei tessuti vegetali giovani prima dell'arrivo della stagione fredda. La scelta della tipologia di concime è dovuta alla sua reazione acida ed al relativamente elevato contenuto di calcio, che dovrebbero rispettivamente favorire una leggera diminuzione degli elevati valori di pH e di salinità (per la sostituzione degli ioni sodio con quelli calcio) di questi suoli.

Alla semina si è provveduto alla distribuzione omogenea di 50 g/m² di un miscuglio di sementi da prato così costituito:

50% *Festuca arundinacea*

15% *Lolium perenne*

10% *Cynodon dactylon*

10% *Trifolium repens*

10% *Lotus corniculatus*

5% *Medicago lupulina*



Figura 4.3: Miscelazione di argilla e FOS per la costituzione dei substrati di ripristino

Scheda 4.1: Dispositivi di monitoraggio

Tensiometri elettronici

Il tensiometro è uno strumento che consente di misurare il potenziale totale H (cm) del terreno, e quindi calcolare il potenziale matriciale Ψ (cm) ad una determinata profondità z (cm).

La misura del potenziale matriciale si ottiene infatti aggiungendo alla misura del potenziale totale (di segno negativo) la profondità del tensiometro (di segno positivo), in base alla relazione:

$$H = \Psi - z$$

Il principio di misura di un tensiometro si basa sul raggiungimento dell'equilibrio tra le pressioni dell'acqua contenuta all'interno dello strumento e di quella contenuta nel suolo, che agiscono rispettivamente sulle pareti interna ed esterna della coppa porosa introdotta nel terreno. Questa coppa porosa, permeabile all'acqua ma impermeabile all'aria, permette all'acqua contenuta nello strumento di passare al terreno generando una depressione all'interno dello strumento che eguaglia quella della forza di suzione del suolo. La grandezza della depressione è rilevata da un manometro ed è il risultato della misurazione. Nel caso particolare di un terreno saturo, non verificandosi alcun passaggio di acqua dalla coppa porosa al terreno, il potenziale totale misurato risulta pari alla differenza di quota tra il manometro ed il tensiometro essendo il potenziale matriciale nullo. Relativamente alla precisione della misura, alcuni errori possono essere dovuti alla presenza di aria all'interno del circuito che può determi-

nare, a causa della sua maggiore compressibilità, dapprima un ritardo nel raggiungimento dell'equilibrio e, quindi, l'interruzione della connessione idraulica al sensore di pressione; per ridurre tale rischio per il riempimento degli strumenti viene di norma utilizzata acqua degasata ma nonostante ciò può verificarsi lo spostamento di aria dal terreno nel tensiometro, quando la depressione che si genera nel tensiometro supera la pressione d'ingresso dell'aria nella coppa porosa e l'aria sposta l'acqua dai pori più grossi della coppa e penetra dal terreno nel tensiometro. Le coppe porose in ceramica hanno comunemente una pressione d'ingresso dell'aria di circa 1 bar (1020 cm).

In ogni caso il limite di misura di un tensiometro comune è prossimo al valore di -867 cm d'acqua, valore oltre il quale l'acqua, anche se degasata, inizia a vaporizzare; i limiti di operatività di un tensiometro sono quindi ridotti in fun-

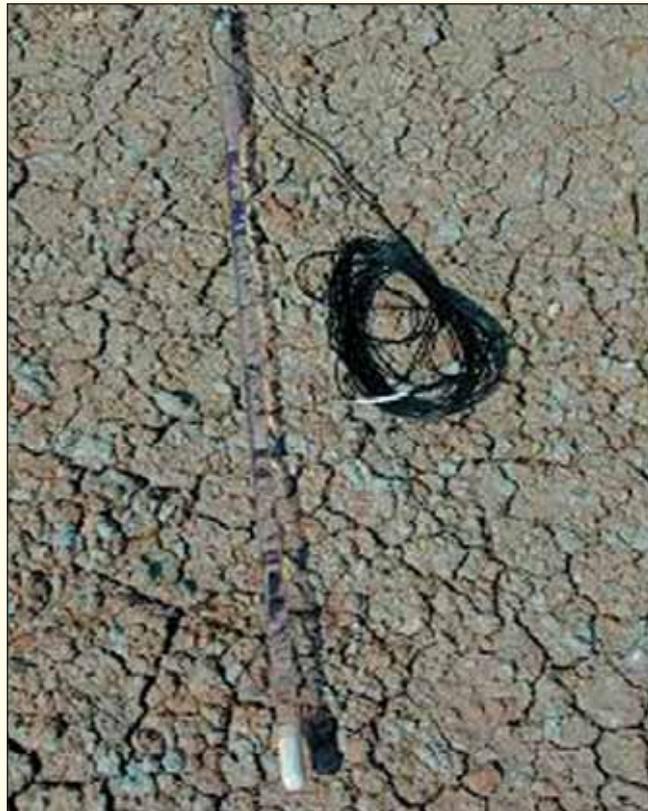


Figura 4.4: Tipo di tensiometro installato presso il sito sperimentale



Figura 4.5: Acquisitore dati automatico per tensiometri

Figura 4.4) la rilevazione della misura avviene mediante un sensore costituito da un trasduttore di pressione elettronico, stabile alla temperatura e resistente alla bagnatura ed ai sali. Essi sono dotati di una vite alla sommità del tubo che permette un periodico spurgo dell'aria. Tale tipo di tensiometri consente l'utilizzo di un acquisitore dati automatico (Skye® – Data HOG 2, Figura 4.5), offrendo la possibilità di registrare più dati nel corso della giornata e risultando il metodo ideale per seguire il fronte umido.

Lisimetri a suzione

I lisimetri a suzione o lisimetri a coppa porosa del tipo a vuoto-pressione permettono di campionare le acque di ritenzione del suolo creando una pressione negativa all'interno del dispositivo di campionamento, maggiore della forza di suzione del suolo che trattiene l'acqua negli spazi capillari (tensione del suolo). In tal modo viene stabilito un gradiente idraulico che permette all'acqua di fluire attraverso la coppa porosa ceramica e quindi di accumularsi all'interno del corpo del lisimetro. Da qui l'acqua può essere estratta con semplici procedimenti.

Tali strumenti consentono, diversamente dai lisimetri passivi, di ottenere campioni anche a contenuti idrici inferiori alla capacità di campo. In questo caso

zione della seguente relazione:

$$\Psi + \Delta z < 867 \text{ cm}$$

in cui:

Ψ (cm) è la tensione misurata nella coppa porosa

Δz (cm) è l'elevazione della connessione idraulica tra la coppa porosa e il sensore di pressione meno la profondità della coppa porosa.

L'intervallo di misura del potenziale matriciale mediante un tensiometro risulta così limitato al campo dell'acqua gravifica e a parte di quella capillare.

Nei tensiometri utilizzati nel presente lavoro (Skye® - SKTS 600 Series,

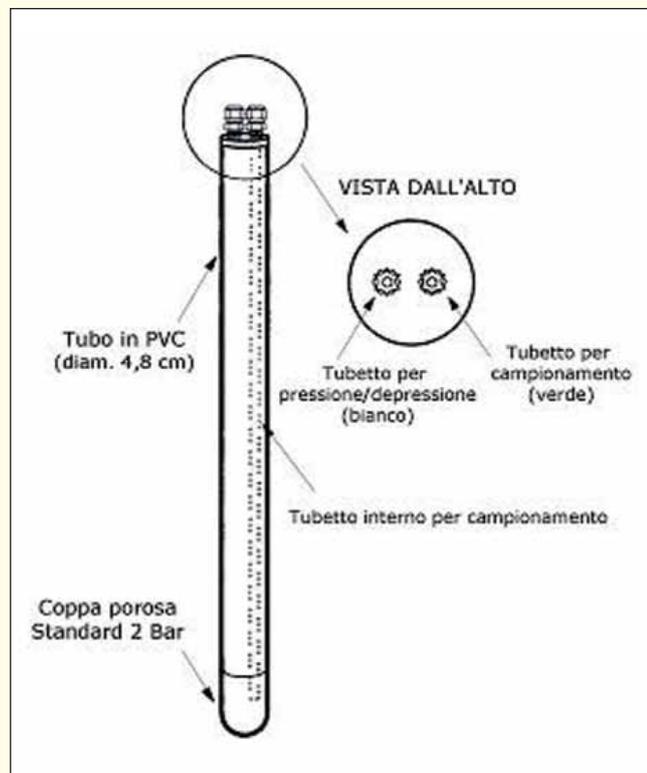


Figura 4.6: Tipo di lisimetro installato presso il sito sperimentale



Figura 4.7: Tubetti per il campionamento dei lisimetri raggruppati a bordo parcella

vrà ritornare al di sotto di 600-800 *mb* prima che acqua possa ancora essere accumulata all'interno del lisimetro.

La velocità con la quale si raccoglie la soluzione dipende dallo stato idrico del terreno, dalla sua conducibilità idraulica, dall'entità della ricarica e dal valore di suzione creato.

I lisimetri a suzione del tipo a vuoto-pressione utilizzati in questa sperimentazione (Soilmoisture® - 1920F1), sono essenzialmente costituiti da un tubo in PVC e da una coppa porosa ceramica e sono collegati in superficie mediante due tubetti, uno per operare la depressione, ed alternativamente la pressione, l'altro per il campionamento; quest'ultimo raggiunge il fondo della coppa porosa (**Figure 4.6 e 4.8**).

I lisimetri del tipo a vuoto-pressione presentano il vantaggio di eludere, a differenza dei normali lisimetri a tubo cavo a vuoto, la formazione di eventuali vie preferenziali verticali di percolazione delle acque lungo le pareti del tubo in PVC, che nei lisimetri a vuoto raggiunge la superficie.

Dispositivi per la cattura del run-off

Per la raccolta e la misura del run-off si è fatto ricorso ad un sistema messo a punto presso il Centro Interdipartimentale di Ricerche Agro-Ambientali "E. Avanzi" dell'Università di Pisa e già sperimentato con buoni risultati. Esso si basa essenzialmente sull'utilizzo di apposite vasche collettrici.

Ciascuna vasca consente di raccogliere il deflusso superficiale di una porzione di terreno di 1,4 m²,

sono la tessitura del terreno e le tensioni capillari a controllare sia la quantità di fluido che può essere rimossa sia il raggio d'influenza dello strumento. In pratica, tuttavia, al di sopra di 600 *mb* per terreni grossolani e 800 *mb* per terreni fini le velocità dell'acqua nel terreno sono nulle e non è possibile effettuare campionamenti. Quando lo stato di tensione dell'acqua nel suolo eccede i 2000 *mb* il lisimetro non sarà nemmeno capace di mantenere lo stato di depressione. La tensione del suolo do-

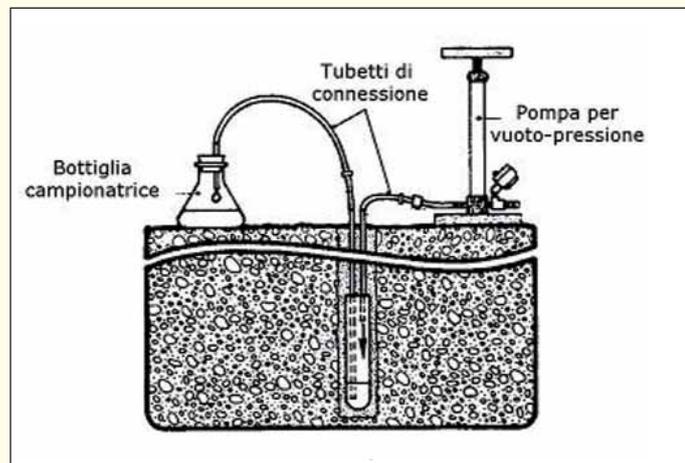


Figura 4.8: Schema di campionamento di lisimetro a vuoto-pressione



Figura 4.9: Dispositivo per la cattura delle acque di run-off

E' necessario precisare che i quantitativi di run-off prodotto e di terreno eroso, riferendosi al flusso d'acqua generato ed ai sedimenti trasportati per il breve tratto della lunghezza delle aree di raccolta descritte, non possono essere considerati come definitivamente persi dal campo in quanto, in condizioni reali, potrebbe verificarsi una loro, più o meno consistente, infiltrazione nel terreno e/o rideposizione a causa della maggior lunghezza del tratto da percorrere.

L'analisi di questi dati assume dunque soprattutto una valenza comparativa (confronto fra i substrati di ripristino posti nelle medesime condizioni), pur fornendo utili indicazioni anche sull'entità che tali fenomeni possono assumere in termini assoluti.

che risulta idraulicamente isolata dal resto della parcella sperimentale grazie all'utilizzo di un telaio meccanico costituito da lamiere interrate alla profondità di circa 5 cm nel suolo. All'estremità di tale porzione di terreno isolata è montato una vasca collettoria di forma triangolare in grado di convogliare l'acqua ruscellata in un contenitore di materiale inerte (*Figure 4.9-4.10*).

Il movimento del run-off verso i dispositivi di cattura, e quindi il loro funzionamento, è assicurato dalla pendenza delle parcelle interessate alle ricerche.



Figura 4.10: dispositivo di raccolta delle acque di run-off

4.2 Installazione e cura dispositivi di monitoraggio

Presso il sito sperimentale i tensiometri sono stati installati in numero totale di 16, su una linea perpendicolare alla massima pendenza, a metà della lunghezza di ogni parcella, in modo da poter determinare le condizioni medie di bagnatura di ogni parcella. All'interno di ogni parcella 4 strumenti sono stati posizionati alla distanza di un metro l'uno dall'altro alle profondità di 25 cm, 55 cm, 85 cm e 115 cm; quest'ultima quota rappresenta il livello di contatto tra i substrati riportati ed il substrato originario sottostante.

Dopo aver perforato, con trivella manuale, fori delle profondità definite e di larghezza circa doppia rispetto al diametro degli strumenti, gli stessi fori sono stati riempiti, per uno spessore di poco superiore all'altezza della coppa porosa dei tensiometri, di una malta fluida composta del terreno estratto ed acqua distillata. Entro tale malta sono state spinte le teste con coppa porosa dei tensiometri. I fori sono poi stati colmati con lo stesso terreno estratto polverizzato.

Le teste dei tensiometri, che sporgono dal terreno, sono collegate da cavi, raccolti e protetti entro un tubo di plastica, a due centraline di registrazione racchiuse in contenitore impermeabile e poste a cavallo tra le prime due e le ultime due parcelle.

Preliminarmente all'installazione i tensiometri erano stati calibrati seguendo la procedura descritta sul loro manuale, verificando i valori di pressione registrati in seguito alla posa degli strumenti in acqua ed al loro successivo mantenimento all'aria. Per tutti i tensiometri la calibrazione ha avuto esito positivo.

Per questi strumenti interventi di manutenzione sono consistiti nel periodico ripristino dell'acqua degasata che essi contengono. Nel periodo compreso tra il mese di novembre ed il mese di marzo l'acqua degasata è stata sostituita con una soluzione di alcol etilico al 19% per evitare la rottura degli strumenti che potrebbe conseguire al congelamento del liquido contenuto. Le viti in plastica, che permettono l'introduzione del liquido negli strumenti, sono state sostituite ogniqualvolta sono risultate logorate.

I lisimetri sono stati installati in numero totale di 32, su due linee perpendicolari alla massima pendenza (16+16), ad 1/4 ed a 3/4 della lunghezza di ogni parcella, in modo da poter campionare le acque di percolazione nella parte "a monte" ed in quella "a valle" di ogni parcella. All'interno di ogni parcella per ognuna delle due linee 4 strumenti sono stati posizionati alla distanza di un metro l'uno dall'altro alle stesse profondità dei tensiometri (25, 55, 85 e 115 cm).

La procedura di collocazione dei lisimetri nel substrato è la stessa seguita per i tensiometri. Per i lisimetri la cui coppa porosa è stata posizionata alla profondità di 25 cm si è proceduto alla perforazione di un foro di collocazione inclinato, per evitare che, data la lunghezza degli strumenti pari a 40 cm, i lisimetri sporgessero in parte dal terreno.

Le estremità dei tubetti che collegano alla superficie i lisimetri sono state raggruppate in punti lontani dalle posizioni degli strumenti, a bordo parcella, per ostacolare al minimo qualsiasi tipo di pratica agricola meccanizzata vicino agli strumenti e soprattutto escludere il calpestio della porzione di terreno sopra le coppe porose consentendo di campionare senza entrare sopra le aree monitorate.

Per la raccolta del run-off le parcelle isolate lateralmente e le vasche collettrici sono state poste una per parcella, in prossimità del bordo inferiore di ognuna delle 4 parcelle sperimentali.

Le vasche sono state installate dopo la semina del prato misto e non sono state più rimosse dal terreno fino a fine sperimentazione, permettendo di monitorare, in maniera pressoché continua, l'andamento del run-off durante l'intero periodo di monitoraggio. Le porzioni di terreno delimitate, che convogliano acque di run-off alla vasca collettrice, sono state gestite dal punto di vista agronomico

in maniera del tutto analoga alle parti restanti degli appezzamenti, così da rendere le condizioni dei substrati (porosità, scabrezza superficiale, copertura, ecc.) del tutto confrontabili con quelle che si realizzano al di fuori delle aree campione.

4.3 Attività di monitoraggio

Per la misura dei parametri meteorologici si è fatto riferimento alle registrazioni della stazione meteo automatica di proprietà AGAC installata all'ingresso della discarica, nelle immediate vicinanze del sito sperimentale (circa 100 m).

A cadenza oraria sono stati registrati i valori di temperatura e umidità ambientali, precipitazioni, velocità del vento e radiazione solare. E' stato in tal modo garantito il controllo dettagliato e costante delle condizioni meteorologiche presso il sito di monitoraggio.

I valori tensiometrici sono stati rilevati a cadenza di 12 ore (alle ore 0.00 ed alle ore 12.00 di ogni giorno sono stati registrati i valori medi di 6 letture effettuate ogni 2 ore nelle precedenti 12), garantendo il controllo continuo delle condizioni di bagnatura dei terreni in relazione agli eventi che le influenzano. Lo scarico e l'archiviazione dei dati per ogni centralina sono stati effettuati mensilmente. Al fine di mettere in relazione il potenziale ed il contenuto idrico ponderale del terreno, per la costruzione delle curve di ritenzione idraulica in campo caratteristiche di ogni substrato, sono stati effettuati campionamenti diretti del terreno a profondità corrispondenti a quelle dei tensiometri e ripetuti nei diversi periodi dell'anno al variare del regime idrico del terreno, per la determinazione della sostanza secca in laboratorio.

Tale metodologia, sebbene onerosa e distruttiva, rappresenta il metodo standard per la determinazione del contenuto idrico del terreno.

La determinazione è avvenuta su campioni di terreno di circa 100 g che, una volta prelevati, sono stati sigillati per evitare variazioni del contenuto idrico prima dell'analisi. I campioni sono stati pesati ed essiccati in forno a 105 °C a raggiungere peso costante e la perdita di acqua è stata determinata per pesata una volta raffreddato il campione in un essiccatore.

Per ognuno dei lisimetri installati presso il sito sperimentale il campionamento delle acque di ritenzione del suolo è stato eseguito con cadenza circa quindicinale, per poter controllare e confrontare la dinamica delle specie chimiche di interesse nella zona "a monte" ed in quella "a valle" di ogni parcella.

A tutti i lisimetri è stata applicata una depressione di 700 mbar e, a distanza di 3-5 giorni, si è proceduto alla vera e propria operazione di campionamento delle acque accumulate negli strumenti. Connettendo la pompa a ciascun lisometro e spingendo aria si sono fatte fluire in bottiglia campionatrice le acque eventualmente accumulate.

Sulle acque campionate con i lisimetri sono state sempre determinate le concentrazioni di azoto nitrico, ammoniacale e di fosfati; periodicamente si è proceduto anche alla determinazione delle concentrazioni dei metalli pesanti e di sostanza organica (COD, BOD₅).

Il prelievo delle acque di run-off dai contenitori inerti è stato effettuato al termine di ciascun evento piovoso capace di generare deflusso superficiale, semprechè la quantità di acqua raccolta presentasse una consistenza significativa ai fini delle misurazioni e delle determinazioni analitiche da effettuare (*Figura 4.11*).

Dai contenitori, previa miscelazione del volume totale di run-off raccolto e misura dello stesso, sono stati prelevati campioni destinati alle analisi di laboratorio. Per ogni evento di deflusso si è inol-

tre proceduto al campionamento delle acque meteoriche che lo hanno generato.

Sulle acque meteoriche tal quali campionate in sito e su quelle di run-off campionate con i dispositivi di raccolta dei deflussi sono sempre state determinate le concentrazioni di azoto nitrico, ammoniacale e di fosforo nei fosfati. Anche sulle acque di deflusso la determinazione della sostanza organica come COD, e soprattutto come BOD₅, ha evidenziato problemi di interferenze dovute al contenuto salino delle argille; ciò nonostante la ricerca del COD non è stata interrotta ed a questa sono state affiancate, per la caratterizzazione dell'eventuale inquinamento organico e del trasporto di particolato (risultato importante), la determinazione dei solidi totali e volatili, dei solidi sospesi totali e volatili (filtrati a 0,8 millimicron) e dei solidi sedimentabili. Per i metalli pesanti le determinazioni sono state stagionali.

Per ognuna delle 4 tesi a confronto sono stati eseguiti campionamenti multipli dei terreni per la parte "a monte" e per quella "a valle" di ogni parcella, per le profondità 0-25 cm, 25-55 cm, 55-85 cm e 85-115 cm, in alcuni momenti importanti del periodo di monitoraggio.

Sui campioni di terreno sono state condotte analisi per la determinazione di nitrati e fosforo assimilabile.

Il prato misto è stato gestito secondo una normale prassi adottata per questo tipo di coperture vegetali, con 2 tagli per anno. Al momento dei tagli si sono effettuati rilievi di produzione e campionamenti della biomassa sviluppatasi. Sui campioni prelevati sono stati determinati il contenuto di sostanza secca, azoto totale, fosforo e metalli pesanti per la stima delle asportazioni colturali di questi elementi.

4.4 Identificazione dispositivi e registrazione attività

L'identificazione dei dispositivi di monitoraggio installati (tensiometri, lisimetri e vaschette per raccolta deflussi superficiali) è avvenuta mediante una sigla che comprende la lettera della parcella alla quale appartengono e, per tensiometri (T) e lisimetri (L), la profondità di installazione espressa in cm (25, 55, 85 o 115). Nel caso dei lisimetri vengono distinti con le lettere M o V rispettivamente gli strumenti installati sulle due linee di "monte" e "valle" all'interno di una stessa parcella sperimentale.

L'organizzazione del sito sperimentale di monitoraggio con le denominazioni di parcelle e dispositivi di monitoraggio è schematizzata nella **Figura 4.12**.

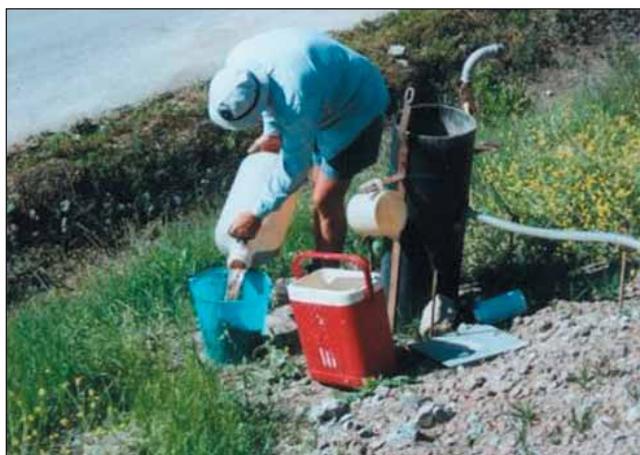


Figura 4.11: Campionamento delle acque di deflusso superficiali

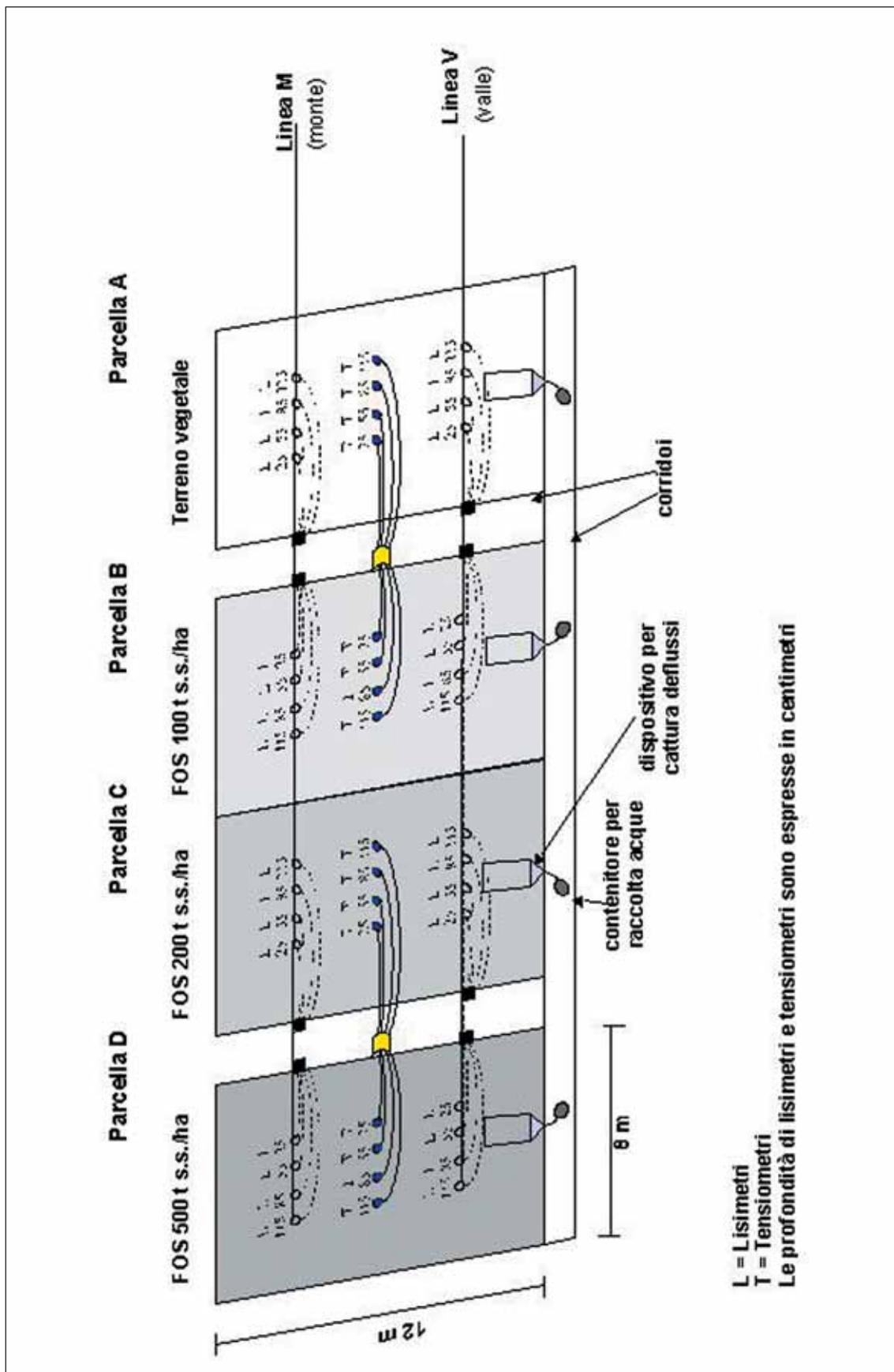


Figura 4.12: Organizzazione del sito sperimentale di monitoraggio e denominazioni

5. CARATTERIZZAZIONE DEI SUBSTRATI

5.1 Caratteristiche generali delle argille

Studi finalizzati alla caratterizzazione delle materie prime utilizzabili nel settore ceramico hanno evidenziato che le argille pelitiche rosso-grigie cui è stata miscelata la FOS per la costituzione di tre dei quattro substrati di ripristino possono presentare tenori di carbonati assai variabili. Mentre le peliti di colore rosso possiedono un contenuto in carbonati pressochè nullo (al massimo intorno all' 1-2%), all'interno dell'unità compaiono subordinate zone irregolari o singoli orizzonti caratterizzati da peliti grigie, grigio-verdi o nerastre che a luoghi possono presentare elevati tenori in carbonati.

Ai fini dell'utilizzo ceramico l'argilla che compone la formazione delle Marne di Monte Piano è stata caratterizzata per gli aspetti mineralogico e petrografico in uno studio del Centro Ceramico di Bologna di cui si riportano alcuni risultati (Centro Ceramico Bologna - Dipartimento di Scienze della Terra Università di Modena, 1998).

Dal punto di vista petrografico l'argilla può essere definita illitico-cloritico-caolinitico-smectitica. La composizione mineralogica di un campione medio rappresentativo della tipologia complessiva della formazione delle Marne di Monte Piano, desunta da analisi mineralogica quantitativa con metodo Rietveld-RIR, è riportata in **Tabella 5.1**.

L'analisi chimica quantitativa, per fluorescenza, degli elementi maggiori e di alcuni minori come S, Cl, F, Cu e Cr ha messo in evidenza costanza di composizione delle argille di Monte Piano campionate all'interno di diverse unità. La composizione chimica del campione medio rappresentativo è riportata in **Tabella 5.2**. Tra gli elementi minori la maggior variabilità è data dallo zolfo il cui contenuto può variare localmente fino ad oltre 2000 ppm nei materiali più eterogenei per la presenza di piriti; inoltre sono presenti ossidi di Fe, magnetite prevalente. La sostanza organica (% di N, C ed H) è stata definita con analizzatore elementare a combustione Perkin Elmer su materiali trattati in precedenza per acidificazione, seguita da accurato lavaggio ed essiccazione per eliminare il carbonio inorganico dei carbonati.

Tabella 5.1: Composizione mineralogica quantitativa di campione medio rappresentativo della formazione argillosa di Monte Piano (metodo Rietveld-RIR)

Fase	Composizione percentuale*
Quarzo	26,0 (1)
Calcite	0,5 (2)
Dolomite	-
Plagioclasio	11,0 (1)
K-feldspato	3,0 (5)
Caolinite	10,1 (1)
Arg. 14 Å **	12,0 (1)
Illite e/o mica	29,0 (1)
Amorfo ***	9,0 (1)
* deviazione standard fra parentesi ** colorite e/o montmorillonite *** comprendente genericamente fasi colloidali e/o ossidi o idrossidi amorfi di ferro	

Tabella 5.2: Composizione chimica quantitativa in percentuale (* o ppm; per CaCO₃ valore stechiometrico) di campione medio rappresentativo della formazione argillosa Marne di Monte Piano

SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	FeO
58,70	0,80	18,31	7,37	0,12	0,84	3,21	1,63	3,37	0,11	1,59
P.F.	CO ₂	Cl*	Cr*	Cu*	S*	F*	N	C	H	CaCO ₃
5,54	<1	<50	122	59	376	66	0,06	0,21	0,85	1,9

Il potere di scambio (CEC) determinato applicando il metodo del blu di metilene, espresso in milliequivalenti/100 g di sostanza secca, è risultato pari a 26.

I valori dei Limiti di Attenberg sono risultati:

- Limite di plasticità (Lp): 39,3
- Limite di liquidità (Ll): 69,4
- Indice plastico (Ip): 30,1

L'igroscopicità è pari a 1,89 % esp e la superficie specifica 248 m²/g.

La granulometria, determinata per setacciatura e per sedimentazione con la pipetta di Andreasen, secondo la classificazione di Udden-Wentworth, varia localmente in relazione a diversa selezionatura degli apporti sedimentari con sabbia (2-0,064 mm) tra 1 e 5 %, silt (0,064-0,004 mm) tra 33 e 44% ed argilla (<0,004 mm) tra 55 e 62%.

5.2 Caratterizzazione chimico-fisica di matrici e miscele

Per la caratterizzazione sia fisica che chimica dei materiali, in fase di preparazione dei substrati sono state campionate aliquote rappresentative di FOS, materiale di cava e terreno vegetale. Sono stati anche prelevati un campione per ognuna delle miscele tra materiale di cava e FOS, dosate a 100, 300 e 500 t s.s./ha di FOS.

A fine periodo di monitoraggio (settembre 2002) i 4 substrati di ripristino sono stati di nuovo campionati per la ripetizione di tutte le analisi chimiche.

Su tutti e tre i campioni dei materiali originari sono stati analizzati il pH, la conducibilità, il peso secco all'aria (SA) e i solidi totali (ST), solidi volatili (SV), l'azoto totale Kjeldahl (NTK), l'azoto ammoniacale (N-NH₄⁺), il carbonio organico totale (TOC), il fosforo totale (P tot.), il potassio totale (K tot.) ed i metalli pesanti arsenico (As), cadmio (Cd), cromo totale (Cr), cromo esavalente (CrVI), rame (Cu), nichel (Ni), piombo (Pb) e zinco (Zn). Sul materiale di cava e sul terreno vegetale si sono anche analizzati parametri di particolare importanza nel determinare le proprietà fisiche dei suoli, come la tessitura, il calcare totale, la capacità di scambio cationico (C.S.C.), le basi di scambio (Ca, Mg, Na, K), l'indice di assorbimento del sodio (Sodium Adsorption Ratio, S.A.R.), la percentuale di sodio scambiabile rispetto alla C.S.C. (Exchange Sodium Percentage, E.S.P.) e parametri agronomici importanti per la crescita vegetale come il fosforo ed il potassio nelle forme assimilabili (P ass. e K ass.).

Sulla FOS sono stati, inoltre, analizzati il carbonio organico estraibile (TEC) e gli acidi umici e fulvici (HA+FA), dai quali si sono ricavati la frazione di carbonio organico estraibile non umificata (NH), il grado di umificazione (DH), il tasso di umificazione (HR) e l'indice di umificazione (HI). Sulle miscele materiale di cava-FOS ad inizio sperimentazione sono stati determinati i parametri già analizzati su tutti e tre i materiali originari ad eccezione del calcare totale, delle basi di scambio e

dei metalli pesanti. La scelta di effettuare le analisi dei metalli pesanti sulle singole matrici, materiale di cava e FOS, piuttosto che sulle mescole ottenute a inizio sperimentazione, è dovuta alla maggiore precisione conseguibile in fase di utilizzo dei dati rilevati.

A fine sperimentazione sia sul terreno vegetale che sulle tre miscele sono state ripetute tutte le analisi chimiche già effettuate sui materiali originari a inizio sperimentazione.

Tutti i risultati delle determinazioni fisico-chimiche sono riportati nelle **Tablelle 5.3** (materiale di cava), **5.4** (FOS), **5.5** (terreno vegetale), **5.6-5.8** (mescole B, C e D).

Le caratteristiche tessiturali del materiale originario di cava e del terreno vegetale sono risultate piuttosto simili. Per entrambi, infatti, la classe tessiturale di appartenenza è quella moderatamente fine franco limoso argillosa, con contenuti di argilla di poco inferiori al 30%, limo oltre il 60% e sabbia dal 5% (materiale di cava) al 10% (terreno vegetale).

Il materiale di cava ed il terreno vegetale manifestano altre caratteristiche comuni quali: reazione basica (terreno peralcalino il primo, alcalino il secondo), bassa dotazione di sostanza organica, dotazioni normali di N, P e K totali (da cui rapporti C/N bassi), valori normali della CSC e concentrazioni non dissimili dei metalli pesanti (eccezion fatta per cromo e nichel, le cui concentrazioni appaiono significativamente più elevate nel terreno vegetale, nel quale superano i valori massimi fissati per i suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale dal Regolamento bonifica e ripristino ambientale siti inquinati - Decreto ministeriale 471/99). A differenziare i due materiali sono invece principalmente il contenuto di calcare totale (poco dotato il materiale di cava, ben dotato il terreno vegetale), la conducibilità (fortemente salino il materiale di cava, debolmente salino il terreno vegetale) ed il tipo di basi di scambio che contribuiscono alla CSC, con valore molto elevato per Na nel materiale di cava e per Ca nel terreno vegetale; quest'ultima caratteristica conferisce rischio sodico elevato per il materiale di cava e basso per il terreno vegetale.

La FOS utilizzata per la composizione delle mescole con il materiale di cava presentava valori normali del pH e del carbonio organico, buona dotazione di azoto, medie dotazioni di P e K e concentrazioni normali di tutti i metalli pesanti eccezion fatta per il Pb, la cui concentrazione è risultata elevata. Gli indici relativi alle caratteristiche di umificazione del materiale denotano presenza di sostanza organica che non ha raggiunto un elevato grado di umificazione.

Il confronto tra i valori dei parametri determinati sui 4 substrati di ripristino a inizio e fine sperimentazione evidenzia, in particolare, da ottobre 2001 a ottobre 2002: la buona costanza dei valori di azoto totale, l'aumento generalizzato delle concentrazioni di azoto ammoniacale, la decrescita dei valori di carbonio organico e del rapporto C/N nelle mescole con FOS, probabilmente dovuta a mineralizzazione di sostanza organica ma più pronunciata per le parcelle con le dosi inferiori di FOS.

Tabella 5.3: Parametri fisico-chimici determinati sul materiale di cava utilizzato per le miscele

Parametri	Unità di misura ^(a)	Materiale di cava	Giudizio agronomico-pedologico
argilla	%	28,50	Classe tessiturale moderatamente fine franco limoso-argillosa
limo	%	66,00	
sabbia	%	5,50	
pH	-	9,60	Terreno peralcalino
Conducibilità	mS/cm	2,14	Terreno fortemente salino
Secco all'aria	g/kg tq	898,52	
SV	g/kg tq	31,46	
NTK	mg/kg	1286	Dotazione normale
N-NH ₄ ⁺	mg/kg	39,76	
TOC	%	0,58	Dotazione bassa di S.O.
C/N	-	4,51	Eccesso di azoto, rapida mineralizzaz. e scarsa produzione di humus stabile
P tot.	mg/k	508	Dotazione normale
P ass.	mg/kg	1	Dotazione molto bassa
K tot.	mg/kg	5200	Dotazione normale
K ass.	mg/kg	300	Dotazione molto elevata
Calcare totale	%	3	Terreno poco dotato
CSC	meq/100 g	16,37	Valore normale
Ca scambiabile	meq/100 g	8,82	Valore % su CSC normale
Mg scambiabile	meq/100 g	1,75	Valore % su CSC elevato
K scambiabile	meq/100 g	0,634	Valore % su CSC normale
Na scambiabile	meq/100 g	4,61	Valore % su CSC molto elevato
Indice SAR	-	2,01	Rischio sodico elevato
Indice ESP	-	28,16	
As	mg/kg	9,15	Concentrazione normale
Cd	mg/kg	0,19	Concentrazione bassa
Cr	mg/kg	107	Concentrazione elevata
Cr VI	mg/kg	<0,20	Concentrazione bassa
Cu	mg/kg	67	Concentrazione normale
Ni	mg/kg	77	Concentrazione elevata
Pb	mg/kg	21	Concentrazione normale
Zn	mg/kg	133	Concentrazione elevata

(a): dove non specificato la determinazione è riferita al peso secco all'aria

Tabella 5.4: Parametri fisico-chimici determinati sulla FOS utilizzata per le miscele

Parametri	Unità di misura	FOS	Giudizio qualitativo
pH	-	7,89	Valore normale
Conducibilità	mS/cm	3,44	Valore medio-elevato
ST	% tq	72,46	
SV	% ST	46,01	
NTK	% ST	1,57	Dotazione buona
N-NH₄⁺	% NTK	10,16	Valore normale
N-NO₃⁻	mg/kg tq	44,8	
TOC	% ST	24,01	Dotazione normale
C/N	-	15,27	Valore normale
P tot.	% ST	0,39	Dotazione medio-bassa
K tot.	% ST	1,23	Dotazione media
As	mg/kg ST	2,75	Concentrazione normale
Cd	mg/kg ST	2,69	Concentrazione normale
Cr	mg/kg ST	92	Concentrazione normale
Cr VI	mg/kg ST	0,30	Concentrazione normale
Cu	mg/kg ST	368	Concentrazione normale
Ni	mg/kg ST	65	Concentrazione normale
Pb	mg/kg ST	750	Concentrazione elevata
Zn	mg/kg ST	646	Concentrazione normale
TEC	% ST	14,18	Indici relativi a un materiale in cui la sostanza organica non presenta un elevato grado di umificazione
HA+FA	% ST	6,85	
NH	% ST	7,33	
DH	%	48	
HR	%	29	
HI	-	1,07	

Tabella 5.5: Parametri chimici determinati sul terreno vegetale a inizio e fine periodo di monitoraggio

Parametri	Unità di misura ^(a)	Ottobre 2001	Ottobre 2002	Giudizio agronomico-pedologico
argilla	%	27,50	-	Classe tessiturale moderatamente fine franco limoso-argillosa
limo	%	62,50	-	
sabbia	%	10,00	-	
pH	-	8,57	8,62	Terreno alcalino
Conducibilità	mS/cm	0,50	0,35	Terreno debolmente salino
Secco all'aria	g/kg tq	907,90	869,74	
SV	g/kg tq	31,24	23,08	
NTK	mg/kg	1014	941	Dotazione normale
N-NH ₄ ⁺	mg/kg	6,32	55,44	
TOC	%	0,73	0,69	Dotazione bassa di S.O.
C/N	-	7,20	7,33	Eccesso di azoto, rapida mineralizzaz. e scarsa produzione di humus stabile
P tot.	mg/kg	363	526	Dotazione normale
P ass.	mg/kg	1	0	Dotazione molto bassa
K tot.	mg/kg	3723	3965	Dotazione normale
K ass.	mg/kg	135	221	Dotazione normale
Calcare totale	%	15	16	Terreno ben dotato
CSC	meq/100 g	18,03	18,07	Valore normale
Ca scambiabile	meq/100 g	15,04	13,58	Valore % su CSC elevato
Mg scambiabile	meq/100 g	2,83	3,95	Valore % su CSC elevato
K scambiabile	meq/100 g	0,385	0,292	Valore % su CSC basso
Na scambiabile	meq/100 g	0,46	0,28	Valore % su CSC normale
Indice SAR	-	0,15	0,09	Rischio sodico basso
Indice ESP	-	2,55	1,55	
As	mg/kg	7,62	5,19	Concentrazione normale
Cd	mg/kg	0,17	< 0,02	Concentrazione bassa
Cr	mg/kg	129	166	Concentrazione elevata
Cr VI	mg/kg	< 0,20	0,30	Concentrazione normale
Cu	mg/kg	48,0	34,4	Concentrazione normale
Ni	mg/kg	129,0	136,3	Concentrazione molto elevata
Pb	mg/kg	20,0	9,73	Concentrazione normale
Zn	mg/kg	111	89,3	Concentrazione elevata

(a): dove non specificato la determinazione è riferita al peso secco all'aria

Tabella 5.6: Parametri chimici determinati sulla miscela B materiale di cava-FOS a inizio e fine periodo di monitoraggio

Parametri	Unità di misura ^(a)	Ottobre 2001	Ottobre 2002	Giudizio agronomico-pedologico
pH	-	9,27	9,52	Terreno peralcalino
Conducibilità	mS/cm	1,58	2,24	Terreno salino
Secco all'aria	g/kg tq	918,89	929,96	
SV	g/kg tq	33,12	28,54	
NTK	mg/kg	888	867	Dotazione bassa
N-NH₄⁺	mg/kg	21,10	56,69	
TOC	%	0,86	0,54	Dotazione bassa di S.O.
C/N	-	9,68	6,23	Eccesso di azoto, rapida mineralizzaz. e scarsa produzione di humus stabile
P tot.	mg/kg	414	440	Dotazione normale
P ass.	mg/kg	3	4	Dotazione molto bassa
K tot.	mg/kg	4710	6439	Dotazione normale
K ass.	mg/kg	347	430	Dotazione molto elevata
Calcare totale	%		3	Terreno poco dotato
CSC	meq/100 g	16,28	18,92	Valore normale
Ca scambiabile	meq/100 g		5,91	Valore % su CSC basso
Mg scambiabile	meq/100 g		2,76	Valore % su CSC elevato
K scambiabile	meq/100 g		1,294	Valore % su CSC elevato
Na scambiabile	meq/100 g		9,82	Valore % su CSC molto elevato
Indice SAR	-		4,72	Rischio sodico molto elevato
Indice ESP	-		51,9	
As	mg/kg	9,11 ^(b)	4,47	Concentrazione normale
Cd	mg/kg	0,20 ^(b)	< 0,02	Concentrazione bassa
Cr	mg/kg	107 ^(b)	103	Concentrazione elevata
Cr VI	mg/kg	< 0,20 ^(b)	0,20	Concentrazione normale
Cu	mg/kg	68,7 ^(b)	58,7	Concentrazione normale
Ni	mg/kg	76,9 ^(b)	69,2	Concentrazione elevata
Pb	mg/kg	25,1 ^(b)	20,7	Concentrazione normale
Zn	mg/kg	136 ^(b)	129	Concentrazione elevata

(a): dove non specificato la determinazione è riferita al peso secco all'aria
(b): valori calcolati conoscendo le concentrazioni in materiale di cava e FOS

Tabella 5.7: Parametri chimici determinati sulla miscela C materiale di cava-FOS a inizio e fine periodo di monitoraggio

Parametri	Unità di misura ^(a)	Ottobre 2001	Ottobre 2002	Giudizio agronomico-pedologico
pH	-	9,02	9,23	Terreno peralcalino
Conducibilità	mS/cm	2,21	3,02	Terreno fortemente salino
Secco all'aria	g/kg tq	914,06	929,14	
SV	g/kg tq	40,01	35,32	
NTK	mg/kg	981	989	Dotazione medio-bassa
N-NH₄⁺	mg/kg	11,68	51,05	
TOC	%	1,15	0,88	Dotazione bassa di S.O.
C/N	-	11,72	8,90	Eccesso di azoto, rapida mineralizzaz. e scarsa dotazione di humus stabile
P tot.	mg/kg	422	519	Dotazione normale
P ass.	mg/kg	9	10	Dotazione bassa
K tot.	mg/kg	6261	5747	Dotazione normale
K ass.	mg/kg	403	453	Dotazione molto elevata
Calcare totale	%		3	Terreno poco dotato
CSC	meq/100 g	17,52	21,05	Valore elevato
Ca scambiabile	meq/100 g		7,33	Valore % su CSC basso
Mg scambiabile	meq/100 g		3,04	Valore % su CSC elevato
K scambiabile	meq/100 g		0,929	Valore % su CSC normale
Na scambiabile	meq/100 g		9,71	Valore % su CSC molto elevato
Indice SAR	-		4,26	Rischio sodico molto elevato
Indice ESP	-		46,1	
As	mg/kg	9,04 ^(b)	3,12	Concentrazione normale
Cd	mg/kg	0,23 ^(b)	< 0,02	Concentrazione bassa
Cr	mg/kg	107 ^(b)	96	Concentrazione elevata
Cr VI	mg/kg	< 0,20 ^(b)	0,40	Concentrazione normale
Cu	mg/kg	72,0 ^(b)	106	Concentrazione elevata
Ni	mg/kg	76,8 ^(b)	67,0	Concentrazione elevata
Pb	mg/kg	33,1 ^(b)	32,6	Concentrazione normale
Zn	mg/kg	141 ^(b)	139	Concentrazione elevata

(a): dove non specificato la determinazione è riferita al peso secco all'aria
(b): valori calcolati conoscendo le concentrazioni in materiale di cava e FOS

Tabella 5.8: Parametri chimici determinati sulla miscela D materiale di cava-FOS D a inizio e fine periodo di monitoraggio

Parametri	Unità di misura ^(a)	Ottobre 2001	Ottobre 2002	Giudizio agronomico-pedologico
PH	-	8,83	9,2	Terreno peralcalino
Conducibilità	mS/cm	2,66	3,07	Terreno fortemente salino
Secco all'aria	g/kg tq	907,73	904,14	
SV	g/kg tq	45,57	40,52	
NTK	mg/kg	1285	1316	Dotazione normale
N-NH₄⁺	mg/kg	9,37	66,08	
TOC	%	1,33	1,14	Dotazione normale di S.O.
C/N	-	10,35	8,66	Eccesso di azoto, rapida mineralizzaz. e scarsa dotazione di humus stabile
P tot.	mg/kg	393	514	Dotazione normale
P ass.	mg/kg	13	13	Dotazione normale
K tot.	mg/kg	6254	5720	Dotazione normale
K ass.	mg/kg	469	537	Dotazione molto elevata
Calcare totale	%		4	Terreno poco dotato
CSC	meq/100 g	17,64	20,20	Valore elevato
Ca scambiabile	meq/100 g		7,26	Valore % su CSC basso
Mg scambiabile	meq/100 g		3,08	Valore % su CSC elevato
K scambiabile	meq/100 g		1,188	Valore % su CSC elevato
Na scambiabile	meq/100 g		9,13	Valore % su CSC molto elevato
Indice SAR	-		4,02	Rischio sodico molto elevato
Indice ESP	-		45,2	
As	mg/kg	8,98 ^(b)	4,73	Concentrazione normale
Cd	mg/kg	0,26 ^(b)	< 0,02	Concentrazione bassa
Cr	mg/kg	107 ^(b)	93	Concentrazione elevata
Cr VI	mg/kg	< 0,20 ^(b)	0,10	Concentrazione normale
Cu	mg/kg	75,2 ^(b)	63,8	Concentrazione normale
Ni	mg/kg	76,7 ^(b)	65,9	Concentrazione elevata
Pb	mg/kg	40,9 ^(b)	37,6	Concentrazione normale
Zn	mg/kg	147 ^(b)	143	Concentrazione elevata

(a): dove non specificato la determinazione è riferita al peso secco all'aria

(b): valori calcolati conoscendo le concentrazioni in materiale di cava e FOS

5.3 Caratterizzazione idrologica delle parcelle

Nel corso del mese di settembre 2002, quando i substrati di ripristino avevano raggiunto un buon grado di assestamento, sugli stessi sono state eseguite prove di conducibilità idraulica satura. L'elevato contenuto argilloso ha indotto ad attendere un periodo siccitoso per l'esecuzione delle prove, al fine di evitare l'impermeabilizzazione delle pareti dei fori nei suoli dovuta al lisciamiento e alla compattazione del materiale in fase di trivellazione.

Per l'esecuzione delle prove è stato utilizzato un permeametro a carico costante in foro, di modello Amoozometer (*Figura 5.1*). Lo strumento consente di effettuare



Figura 5.1 Prova di conducibilità idraulica con permeametro Amoozometer

misure di conducibilità idraulica ad una determinata profondità dal piano campagna mediante la predisposizione di un foro di piccolo diametro.

La misura che si ottiene è una combinazione della conducibilità idraulica satura verticale ed orizzontale relativa alla superficie bagnata del foro.

L'apparecchio sfrutta il principio dei vasi comunicanti per mantenere un carico costante prescelto che viene stabilito, rispetto al fondo del foro, predisponendo nello strumento una opportuna altezza di colonna d'acqua al di sopra del livello d'ingresso dell'aria nello stesso.

L'esecuzione in campagna della prova richiede il rilievo del tasso d'infiltrazione nel tempo fino al raggiungimento di un regime stazionario, rappresentato da circa 4-5 misure identiche successive in relazione ad un congruo intervallo di tempo.

Il valore della portata che s'infiltra al termine della prova consente la determinazione della conducibilità idraulica attraverso una delle equazioni messe a punto da diversi Autori, una volta che siano noti il carico idraulico ed il raggio del foro, il cui rapporto reciproco deve essere superiore ad un fattore 5 ($h/r > 5$).

In corrispondenza delle 4 parcelle sperimentali sono state eseguite 9 prove d'infiltrazione a carico costante, delle quali 3 non sono state considerate per la stima dei risultati a causa di problemi strumentali verificatisi nel corso delle prove stesse.

Le prove sono state eseguite all'interno dello spessore omogeneo costituito dai substrati di ripristino, a profondità pari a circa 40 cm con carichi idraulici variati tra 20 e 40 cm circa.

Il diametro dei fori è stato costantemente di 5 cm.

Le prove interpretate sono così distribuite in relazione alle parcelle esaminate:

- 2 prove nella parcella A;
- 1 prova nella parcella B;
- 1 prova nella parcella C;
- 2 prove nella parcella D.

Il tasso d'infiltrazione si è progressivamente stabilizzato ad un valore costante in un intervallo di tempo variabile, nelle diverse prove, tra circa 60 e 120 minuti.

Tale intervallo dipende, in genere, dalle caratteristiche di permeabilità del terreno poiché tanto meno permeabile è il terreno tanto maggiore è il tempo necessario per raggiungere un regime stazionario. I risultati ottenuti dalla interpretazione dei dati con il metodo di Glover e con quello di Laplace sono riportati nella **Tabella 5.9**.

Nella tabella si può osservare come i valori di conducibilità idraulica a saturazione variano, per i terreni esaminati, da un massimo di circa $9 \cdot 10^{-7}$ m/s nella parcella A (terreno vegetale) ad un minimo di circa $1 \cdot 10^{-8}$ m/s nella parcella B.

Tabella 5.9: Valori di conducibilità satura determinati per le 4 parcelle

		Glover		Laplace		Valore Medio	
Parcella	prova	ks	ks	ks	ks	ks	ks
		cm/min	m/s	cm/min	m/s	cm/min	m/s
A	A1	$5,4 \cdot 10^{-3}$	$9,0 \cdot 10^{-7}$	$5,7 \cdot 10^{-3}$	$9,4 \cdot 10^{-7}$	$3,9 \cdot 10^{-3}$	$6,4 \cdot 10^{-7}$
	A2	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$3,5 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$3,8 \cdot 10^{-7}$		
B	B1	$6,9 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$7,5 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$
C	C1	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$2,9 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$3,4 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-8}$
D	D1	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$6,9 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$6,3 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$
	D2	$5,6 \cdot 10^{-4}$	$9,3 \cdot 10^{-8}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$		

Considerando l'insieme dei valori ottenuti per ogni parcella, i valori di conducibilità idraulica medi caratteristici di ogni parcella esaminata risultano, nell'ordine di permeabilità decrescente:

- parcella A - circa $6,5 \cdot 10^{-7}$ m/s
- parcella D - circa $1 \cdot 10^{-7}$ m/s
- parcella C - circa $3 \cdot 10^{-8}$ m/s
- parcella B - circa $1 \cdot 10^{-8}$ m/s

I valori ottenuti nel corso delle prove appaiono conformi sia alle caratteristiche peculiari dei terreni testati, in termini di entità di frazione argillo-limosa presente nelle parcelle rispetto alla frazione di FOS, sia alla durata richiesta dalla prova.

Il contenuto di materiale fine di cava e la durata della prova sono massimi nella parcella B, la quale presenta la minor conducibilità idraulica, e minimi nella parcella A che, costituita da terreno vegetale, presenta invece il massimo valore di conducibilità.

5.4 Caratterizzazione pedologica delle parcelle

Al termine del periodo di monitoraggio (1 ottobre 2002) i substrati di ripristino sono stati caratterizzati con profili pedologici, trivellate e determinazione delle densità apparenti.

Le prove si sono svolte mediante l'apertura per mezzo di pala a mano di un profilo pedologico profondo 50 cm (minipit) per ognuna delle quattro parcelle sperimentali (**Figura 5.2**). Ogni profilo è stato caratterizzato con una descrizione sintetica del suolo nel succedersi degli orizzonti da 0 a 50 cm di profondità.

In corrispondenza di ciascun profilo è stata svolta una prova di densità apparente del substrato, ef-

fettuata a profondità di circa 30 cm allo scopo di evitare l'eventuale disturbo derivante dal calpestamento e dalle lavorazioni superficiali.

Per ogni parcella, attorno al profilo sono state eseguite altre due trivellate di controllo a 100-110 cm di profondità, per valutare la variabilità spaziale del materiale riportato nel campo sperimentale.

Per determinare il contenuto e la distribuzione di carbonati totali nei materiali è stato usato un test speditivo (reazione all'acido cloridrico alla concentrazione del 10%, osservando l'effervescenza che si sviluppa). I risultati del test sono interpretabili secondo i seguenti valori:

Effervescenza assente = $\text{CaCO}_3 < 0.5\%$

Effervescenza debole = $\text{CaCO}_3 0.5-2\%$

Effervescenza forte = $\text{CaCO}_3 5-10\%$

Effervescenza molto forte = $\text{CaCO}_3 > 10\%$

Questo test non dà indicazioni per quantità di CaCO_3 maggiori del 10 %.

La superficie delle parcelle, ad esclusione della parcella A che presentava una buona copertura erbacea, dimostra una forte tendenza all'incrostamento (fessure di diametro a 2 cm). La pietrosità superficiale è scarsa (circa 5 %), con ciottoli costituiti da pezzi di argilla consolidata di diametro inferiore a 2 cm.

Le descrizioni dei profili hanno confermato una sostanziale omogeneità spaziale di tutto lo spessore del substrato, che non varia significativamente nemmeno in funzione delle diverse quantità di FOS miscelate alla matrice argillosa. La differente compattezza degli orizzonti è da mettere in relazione al contenuto d'acqua del suolo, molto elevato nello strato superficiale e rapidamente decrescente con l'aumento della profondità.



Figura 5.3: Determinazione della densità apparente con metodo per escavazione



Figura 5.2: Profilo pedologico (minipit) aperto per la caratterizzazione dei suoli a fine periodo di monitoraggio

non calcareo

calcare molto scarso

calcareo

molto calcareo

Per la determinazione della densità (massa volumica) apparente dei suoli i metodi più comunemente usati sono il carotaggio mediante l'uso di fustelle di volume noto, l'escavazione e la zolla. La presenza di frammenti di blocchi di argille dure ha reso inutilizzabile il carotatore, e reso più significativo l'uso del metodo per escavazione (volumometro a sabbia).

Secondo questo metodo, la massa volumica apparente si determina scavando una certa quantità di terreno, facendolo essiccare in stufa a 105°C e quindi pesandolo.

Il volume del terreno escavato viene misurato riempiendo lo scavo con una quantità

misurata di sabbia calibrata di cui sia nota la densità (**Figura 5.3**).

Ottenuti i valori di volume della buca V_s e di peso del campione escavato secco P_{ss} , si ottiene la massa volumica apparente del suolo in esame D_a espressa in g/cm^3 :

$$D_a = P_{ss}/V_s$$

I valori medi di densità apparente per ogni parcella esaminata sono risultati i seguenti:

variante	D_a (g/cm^3)
D (500 t s.s./ha di FOS)	1,41
C (300 t s.s./ha di FOS)	1,51
B (100 t s.s./ha di FOS)	1,52
A (terreno vegetale)	1,40

I valori medi di densità apparente, derivati per ogni parcella da 2 prove (**Tabella 5.10**), mostrano una differenza fra i campi sperimentali, presumibilmente da imputare alle diverse quantità di FOS aggiunta.

Tabella 5.10: Valori di densità apparente determinati sui campioni di suolo delle quattro parcelle (g/cm^3)

Parcella	prova	Densità apparente
A	A1	1,482
	A2	1,320
Media A		1,401
B	B1	1,583
	B2	1,467
Media B		1,525
C	C1	1,554
	C2	1,462
Media C		1,508
D	D1	1,431
	D2	1,381
Media D		1,406

Di seguito sono riportate, sotto forma di schede, le descrizioni sintetiche relative alle prove svolte in ogni singola parcella sperimentale.

Scheda 5.1: descrizione delle prove condotte nelle parcelle sperimentali

Parcella A (terreno vegetale)

Profilo pedologico

I 0 - 17 cm: strato superficiale di colore olivastro, umido, contenuto di ghiaia fine circa 5 %, struttura poliedrica subangolare fine e media , radici comuni (10-20 /dm²) fini, porosità comune, effervescenza molto forte;

II 17 – 50 cm: strato poco strutturato di colore olivastro, umido, scheletro assente, radici assenti, poco poroso, effervescenza molto forte;

III 50 – 85 cm: (trivellata) strato di colore olivastro, effervescenza forte;

IV maggiore di 85 cm: argille di origine marnose di colore grigio, effervescenza molto forte.

Il suolo presenta un drenaggio buono.

Trivella 2

I 0 – 20 cm: strato superficiale di colore olivastro, effervescenza molto forte;

II 20 – 95 cm: strato umido di colore olivastro, effervescenza molto forte;

III maggiore di 95 cm: argille di origine marnose di colore grigio, effervescenza molto forte:

Trivella 3

I 0 – 20 cm: terreno umido di colore scuro olivastro, scheletro assente; effervescenza molto forte;

II 20 – 80 cm: terreno morfologicamente molto simile allo strato superficiale, effervescenza molto forte;

III 80 – 100 cm: terreno molto umido, mentre le altre caratteristiche risultano molto simili agli strati superficiali, effervescenza molto forte;

IV maggiore di 100 cm: argille di colore grigio, compatte, effervescenza molto forte.

Tutto lo strato di riporto è molto omogeneo entro i 100 cm di profondità.

Parcella B (100 t s.s/ha di FOS)

Profilo pedologico

- I 0 - 15 cm: strato superficiale, miscela d'argilla e FOS, da molto umido a bagnato, struttura assente, radici molto scarse e molto fini, effervescenza forte;
- II 15 - 50 cm: miscela argilla-FOS, di colore arrossato e grigiastro, umido, struttura assente, radici assenti, porosità assente, effervescenza forte;
- III 50 - 100 cm: (trivellata), miscela argilla-FOS, molto umida, effervescenza debole;
- IV 100 - 110 cm: argille grigie, compatte e dure.

Trivella 2

- I 0 - 10 cm: strato superficiale, da molto umido a bagnato, effervescenza forte;
- II 10 - 75 cm: miscela argilla-FOS, di colore arrossato, umido, più duro dello strato precedente, effervescenza da forte a molto forte.
- III 75 - 105 cm: miscela argilla-FOS, di colore arrossato, poco umido, duro, effervescenza da forte a molto forte.

Trivella 3

- I 0 - 15 cm: strato superficiale da umido a molto bagnato, effervescenza da debole a forte;
- II 15 - 60 cm: miscela argilla-FOS, di colore arrossato e grigio, poco umida e dura, effervescenza forte;
- III 60 - 100 cm: miscela argilla-FOS, poco umida e dura, effervescenza molto forte.

Il substrato nella parcella risulta abbastanza omogeneo.

Parcella C (300 t s.s./ha di FOS)

Profilo pedologico

- I 0 - 15 cm: materiale argilloso mescolato con FOS, bagnato, di colore arrossato, struttura assente, radici da assenti a poche, molto fini, effervescenza forte;
- II 15 - 50 cm: miscela argilla-FOS di colore arrossato con blocchi di marne di colore grigio, struttura assente, radici assenti, porosità assente, effervescenza forte;
- III 50 - 100 cm: (con trivella) argille marnose di colore grigio, molto compatte e dure, effervescenza molto forte.

Trivella 2

- I 0 - 10 cm: materiale molto umido, effervescenza forte;
- II 10 - 60 cm: miscela argilla-FOS di colore arrossato, poco umido, effervescenza forte;
- III 60 - 105 cm: miscela argilla-FOS di colore grigio, poco umide, compatto e duro, effervescenza da forte a molto forte;
- IV > 105 cm: strato argilloso di colore grigio, molto duro, poco umido, effervescenza molto forte.

Trivella 3

- I 0 - 20 cm: strato molto umido di colore arrossato, effervescenza forte;
- II 20 - 95 cm: miscela argilla-FOS, umido di colore arrossato; effervescenza forte;
- III 95 - 115 cm: argille di origine marnosa di colore grigio, poco umido, effervescenza molto forte.

Buona omogeneità dei materiali di riporto.

Parcella D (500 t s.s./ha di FOS)

Profilo pedologico

- I 0 - 18 cm: strato costituito da materiale argilloso, da molto umido a bagnato, di colore arrossato, struttura assente, radici da assenti a poche, molto fini (diametro minore di 0,5 mm), effervescenza debole;
- II 18 - 35 cm: strato di argillite e argille marnose, molto compatte, duro di colore arrossato e grigio, struttura assente, porosità assente, radici molto poche fini, effervescenza forte;
- III 35 - 55 cm: miscela argilla-FOS di colore grigio, compatto, pastoso, struttura assente, radici assenti, porosità assente, effervescenza molto forte;
- IV 55 - 100 cm: (profondità raggiunta con trivella) miscela argilla-FOS, compatta, di colore grigio, effervescenza molto forte.

Trivella 2

- I 0 - 15 cm: miscela argilla-FOS bagnata, colore arrossato e grigio, effervescenza forte;
- II 15 - 60 cm: miscela argilla-FOS moderatamente umida di colore arrossato, compatto e duro, effervescenza forte;
- III 60 - 100 cm: miscela argilla-FOS poco umida di colore arrossato e grigio, duro e compatto, effervescenza forte.

Trivella 3

- I 0 - 20 cm: miscela argilla-FOS di colore arrossato e grigio da molto umido a bagnato, effervescenza forte;
- II 20 - 70 cm: miscela argilla-FOS, moderatamente umido, colore arrossato, duro e compatto, effervescenza forte;
- III 70 - 90 cm: miscela argilla-FOS, più dura di quella superiore, moderatamente umida, effervescenza da forte a molto forte;
- IV 90 - 105 cm: argille grigie molto dure e molto compatte, effervescenza molto forte.
- I materiali di copertura risultano omogenei.

6. RISULTATI DEL MONITORAGGIO

6.1 Parametri meteorologici

Il riepilogo dei dati meteorologici per gli undici mesi del monitoraggio è presentato in **Tabella 6.1**. Gli andamenti delle precipitazioni e della temperatura ambiente e quelli della radiazione solare e della umidità relativa nel corso del periodo di monitoraggio sono illustrati nelle **Figure 6.1 e 6.2**

La temperatura ambientale è variata dal valore minimo assoluto di $-15,1$ °C registrato il 17/12/2002 al valore massimo assoluto di $34,9$ °C del 23/06/2002. La temperatura media degli 11 mesi è risultata pari a $10,7$ °C.

Il valore totale di precipitazioni per il periodo di monitoraggio è risultato di $834,6$ mm mentre il numero totale di giorni piovosi è risultato pari a 100. Le quantità maggiori di precipitazioni sono state registrate nei mesi estivi di agosto 2002 ($190,0$ mm – 14 giorni piovosi), luglio 2002 ($155,8$ mm – 10 giorni piovosi) e settembre 2002 ($130,6$ mm – 13 giorni piovosi) e nel mese di aprile 2002 ($105,4$ mm – 13 giorni piovosi), mentre le quantità inferiori di precipitazioni si sono registrate nei mesi di marzo 2002 ($6,4$ mm), gennaio 2002 ($15,2$ mm), giugno 2002 ($17,8$ mm) e dicembre 2001 ($19,0$ mm). L'umidità relativa media per l'intero periodo è stata dell'83%, con valori medi pari al 90% circa nei mesi invernali.

La velocità del vento media, calcolata a partire dal 22/11/2001 per mancanza dei dati fino a questa data, è stata di $1,0$ m/s. Il valore massimo orario di $8,2$ m/s è stato registrato nel mese di giugno.

Il valore cumulato di radiazione solare globale, calcolato a partire dal 22/11/2001 per mancanza dei dati fino a questa data, è risultato di 1681 kW/m², con i valori massimi mensili di giugno e luglio pari a circa 250 kW/m² e quello minimo di 58 kW/m² del mese di dicembre.

Tabella 6.1: Riepilogo dei dati meteorologici per gli undici mesi del monitoraggio

Parametri	Temperatura ambiente			Precipitazioni	Giorni piovosi	Umidità relativa			Velocità del vento			Radiazione solare globale
	Min.	Max.	Media			Min.	Max.	Media	Min.	Max.	Media	
Unità di misura	°C			mm	N°	%			m/s			kw/m ²
Valore	Min.	Max.	Media	cumulato		Min.	Max.	Media	Min.	Max.	Media	cumulato
Novembre 2001	-7,2	16,1	5,0	77,0	12	23	100	90	_(a)	_(a)	_(a)	_(a)
Dicembre 2001	-15,1	20,2	-1,6	19,0	4	21	100	90	0,1	6,5	0,8	57,7
Gennaio 2002	-12,3	14,5	-1,0	15,2	3	24	100	90	0,0	3,1	0,6	78,2
Febbraio 2002	-4,5	16,7	4,7	60,6	8	14	100	87	0,0	6,6	1,1	88,8
Marzo 2002	-5,5	25,8	8,1	6,4	1	14	100	72	0,1	5,7	1,3	165,3
Aprile 2002	0,1	23,3	9,8	105,4	13	25	100	82	0,1	5,3	1,2	157,4
Maggio 2002	1,3	27,1	15,3	56,8	13	29	100	81	0,0	5,7	1,3	231,3
Giugno 2002	9,0	34,9	21,1	17,8	9	27	100	74	0,2	8,2	1,4	252,5
Luglio 2002	10,3	31,9	21,2	155,8	10	21	100	74	0,3	5,3	1,4	253,1
Agosto 2002	9,7	30,4	19,6	190,0	14	24	100	83	0,1	3,9	1,1	222,5
Settembre 2002	1,7	26,2	15,2	130,6	13	37	100	89	0,1	3,6	0,9	151,9
Totali				834,6	100							1680,6
Medie			10,7	75,9	9,1			83			1,0	152,8

(a): dati non calcolati fino al 22/11/2001

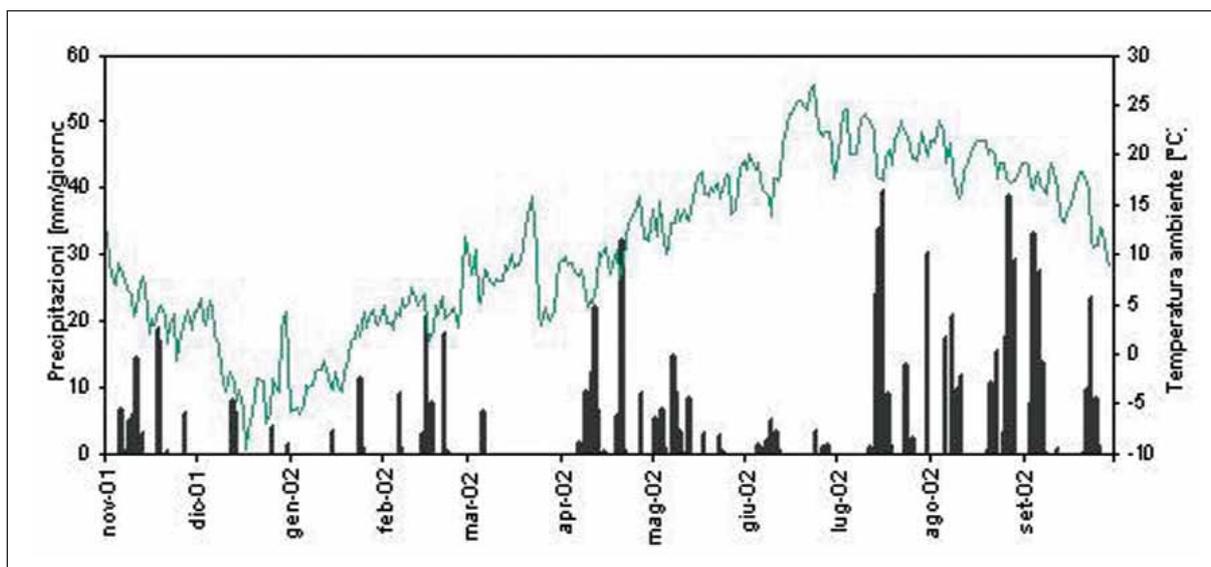


Figura 6.1: Andamento delle precipitazioni e della temperatura ambiente nel corso dell'intero periodo di monitoraggio

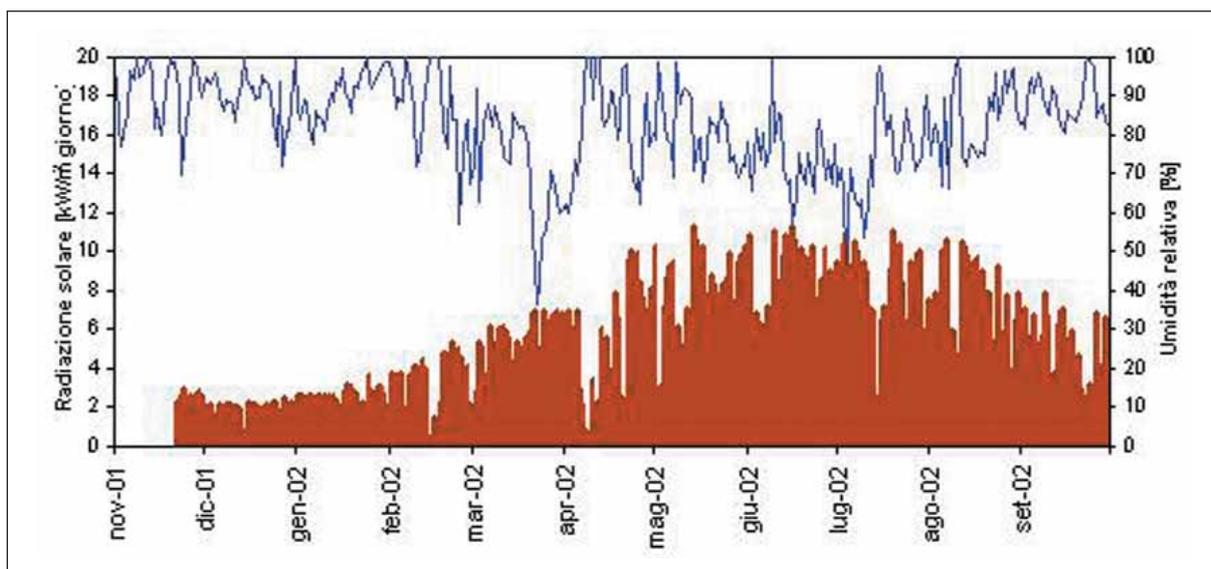


Figura 6.2: Andamento della radiazione solare e della umidità relativa nel corso dell'intero periodo di monitoraggio

Nota: Per radiazione solare dati mancanti fino al 22/11/2001

6.2 Potenziale del terreno, curve di ritenzione e conducibilità idraulica

Nelle **Figure 6.3-6.6** sono riportati gli andamenti dei potenziali matriciali alle diverse profondità per ognuna delle quattro parcelle. I potenziali vengono descritti, in funzione del tempo (ascissa) e della profondità del suolo (ordinata), da isocone ottenute mediante interpolazione dei dati rilevati. Le rappresentazioni considerano lo strato monitorato di 115 cm di profondità. Tali figure possono essere messe in diretta relazione con le due precedenti che descrivono gli andamenti delle variabili meteorologiche, per la coincidenza della grandezza in ascissa (tempo).

L'infiltrazione di acqua attraverso i suoli, evidente per la parcella A, si è manifestata nelle parcelle B, C e con intensità molto minore e solo per lo strato più superficiale.

Nella parcella A si è avuta infiltrazione di acqua attraverso l'intero strato di 115 cm a partire dal mese di febbraio 2002, mentre nei mesi precedenti l'inumidimento aveva interessato solamente la prima metà dello strato. Per questa parcella una breve asciugatura parziale della parte superficiale (almeno fino a 25 cm) si manifesta nel periodo siccitoso compreso tra i mesi di marzo e aprile 2002. A partire dal mese di maggio e fino a luglio i valori di potenziale sono scesi ai valori minimi in tutto lo spessore dello strato monitorato, finché le piogge dalla metà di luglio e ad agosto non hanno bagna-

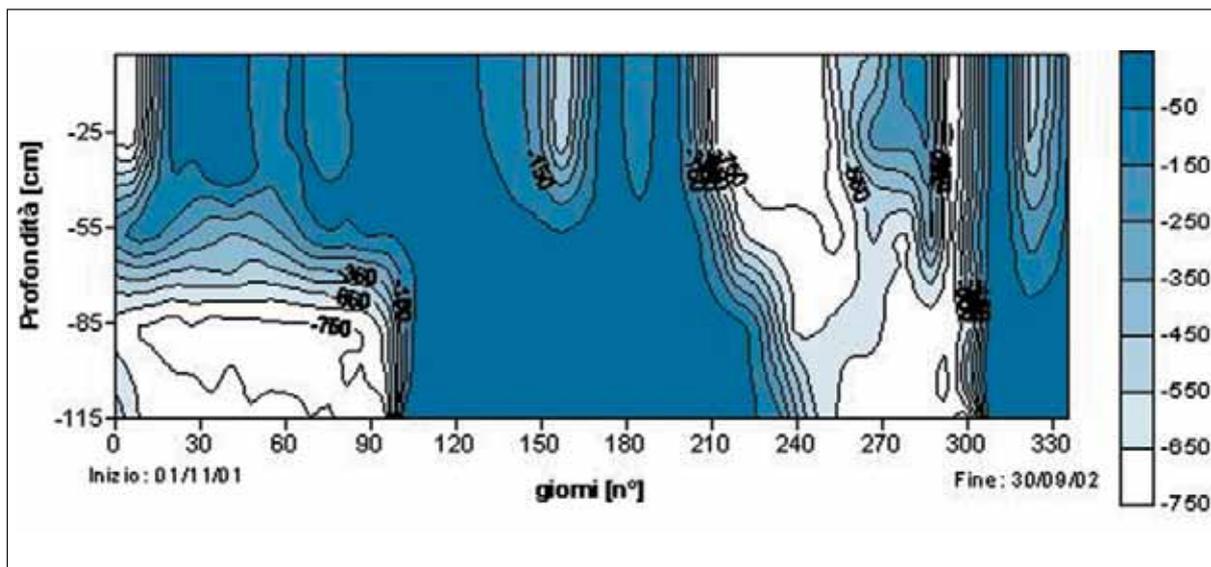


Figura 6.3: Andamento del potenziale matriciale del suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori espressi in hPa, Parcella A)

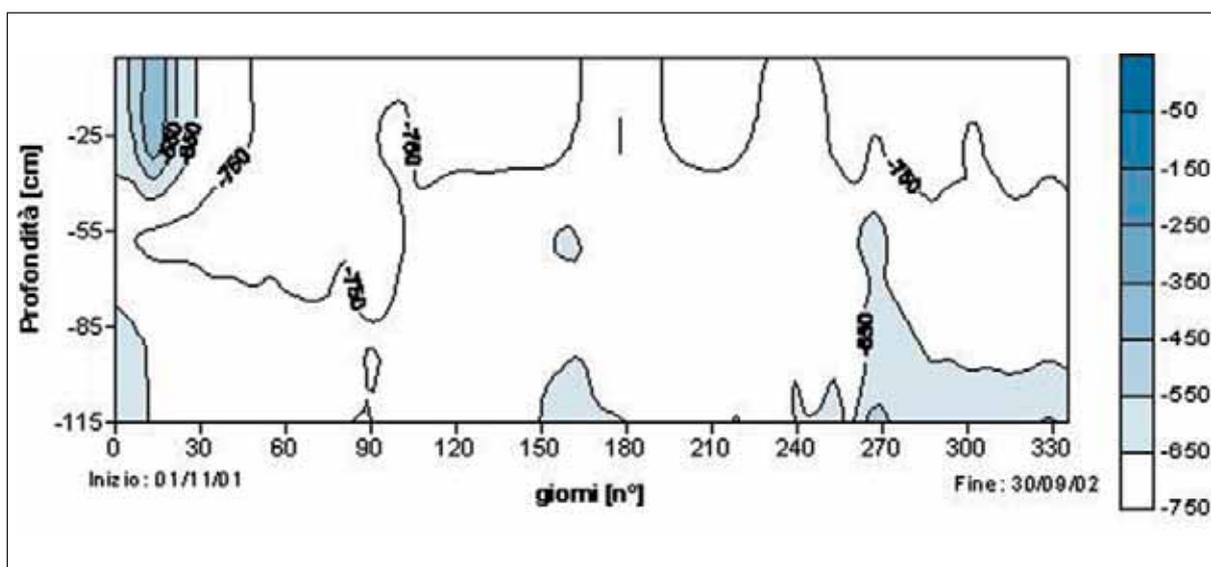


Figura 6.4: Andamento del potenziale matriciale del suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori espressi in hPa, Parcella B) – Andamento del potenziale matriciale del suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori espressi in hPa, Parcella A)

to nuovamente l'intero strato.

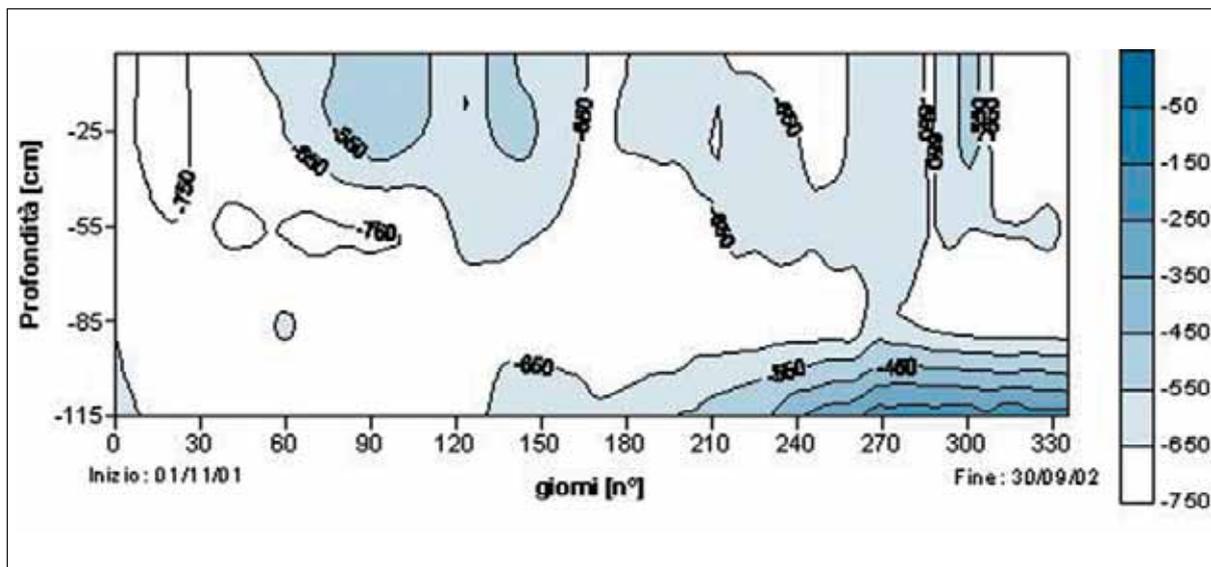


Figura 6.5: Andamento del potenziale matriciale del suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori espressi in hPa, Parcella C) – Andamento del potenziale matriciale del suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori espressi in hPa, Parcella A)

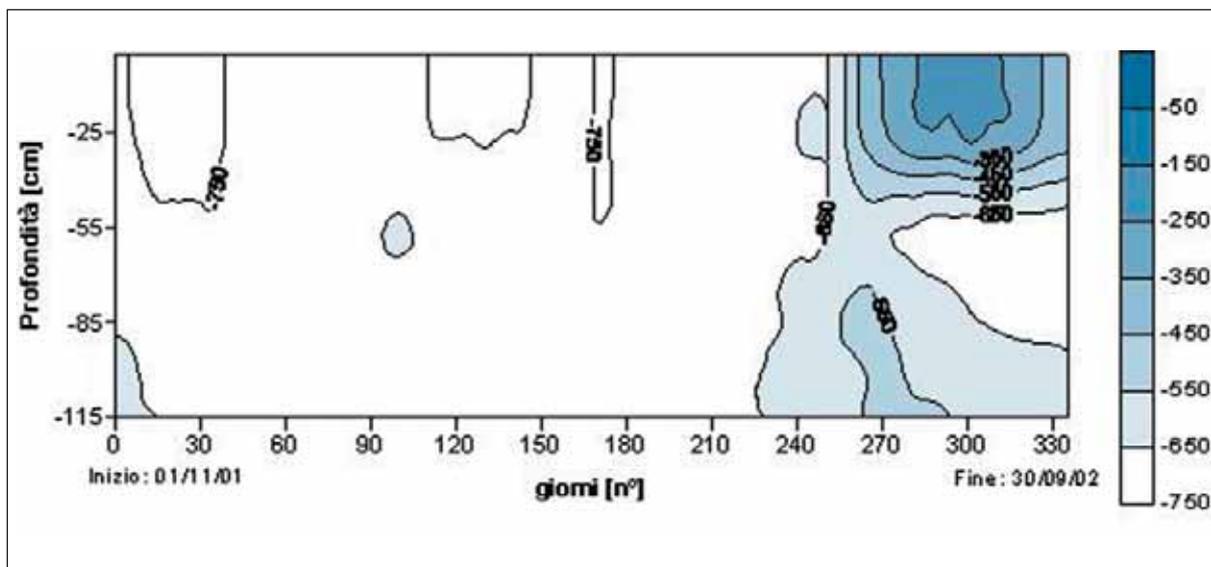


Figura 6.6: Andamento del potenziale matriciale del suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori espressi in hPa, Parcella D)

Tra le tre parcelle con materiale di cava + FOS l'inumidimento più pronunciato per lo strato 0-25 cm ha interessato la parcella D nel corso dei mesi piovosi di luglio e agosto 2002.

La risalita dei valori di potenziale registrata dagli strumenti più profondi (115 cm) nelle parcelle con le miscele materiale di cava-FOS, particolarmente evidente nella parcella C nei giorni da 150-200 (aprile-maggio 2002) a fine periodo di monitoraggio, è da imputarsi a risalita capillare di acqua dal substrato su cui sono state posate le mescole.

La ricostruzione delle curve di ritenzione caratteristiche di ogni substrato è stata effettuata utilizzando

do i dati di potenziale matriciale e di contenuto idrico periodicamente rilevati alle profondità di 25, 55, 85 e 115 cm per ogni singola parcella nel periodo di monitoraggio.

Stanti le caratteristiche di sostanziale omogeneità rispetto al fenomeno dell'inumidimento per le parcelle B, C e D, sono state elaborate due curve di ritenzione, considerando nel loro complesso i dati relativi alla parcella costituita da terreno vegetale (A) ed i dati relativi all'insieme delle parcelle costituite dalle mescole (B, C, D).

Per la ricostruzione delle curve di ritenzione è stato adottato l'approccio basato su relazioni matematiche, che consente di selezionare la funzione che meglio interpreta i dati rilevati e di determinarne i relativi parametri.

In particolare sono stati utilizzati due metodi di interpolazione, quello definito da van Genuchten (1980) e quello messo a punto da Brooks e Corey (1964).

Le curve di ritenzione ottenute per la parcella A e per B, C e D assieme sono rappresentate nelle **Figure 6.7 e 6.8** insieme ai dati rilevati ed interpolati.

Si osserva come tra i due metodi utilizzati, quello di van Genuchten appaia interpolare meglio i dati rilevati sia a contenuti idrici elevati sia a contenuti idrici minori. Questo fatto viene dimostrato anche dai relativi coefficienti di regressione R^2 riportati in **Tabella 6.2** insieme ai parametri dei modelli ottenuti per le singole curve.

L'andamento di entrambe le curve comunque indica, nella diversa inclinazione, un differente comportamento delle due tipologie di terreno considerate, con fenomeni di drenaggio/inumidimento più rapidi per la parcella A e meno favoriti invece nelle parcelle B, C e D.

La minor inclinazione della curva BCD traduce infatti la maggior compattezza del terreno.

Una volta note le curve di ritenzione, sono state ottenute le corrispondenti curve di conducibilità idraulica. Le curve di conducibilità idraulica sono rappresentate in termini di conducibilità effettiva nelle **Figure 6.9 e 6.10**. Anche in questo caso si osserva come il modello di Brooks e Corey non sia efficace ad elevati contenuti idrici, dove la curva viene troncata, e presenti valori di conducibilità superiori a quelli indicati dal modello di van Genuchten.

In entrambi i casi, comunque, ma in particolare nel modello di van Genuchten, l'andamento evidenzia quanto già osservato per le curve di ritenzione, sottolineando il diverso comportamento delle parcelle.

La parcella A infatti, caratterizzata da un miglior drenaggio, presenta un valore di conducibilità idraulica a saturazione superiore, tuttavia la conducibilità decresce velocemente al diminuire del contenuto idrico a causa dello svuotamento dei pori.

Le parcelle B, C e D, per contro, presentano valori di conducibilità idraulica a saturazione inferiori, tuttavia la presenza di pori di piccole dimensioni non soggetti a drenaggio fa sì che il valore della conducibilità decresca meno velocemente al diminuire del contenuto idrico.

Le curve di ritenzione e di conducibilità ottenute, sebbene ricostruite con un numero limitato di valori in ragione del non esteso periodo di monitoraggio, appaiono comunque congruenti con le tipologie dei terreni presenti nelle parcelle sperimentali.

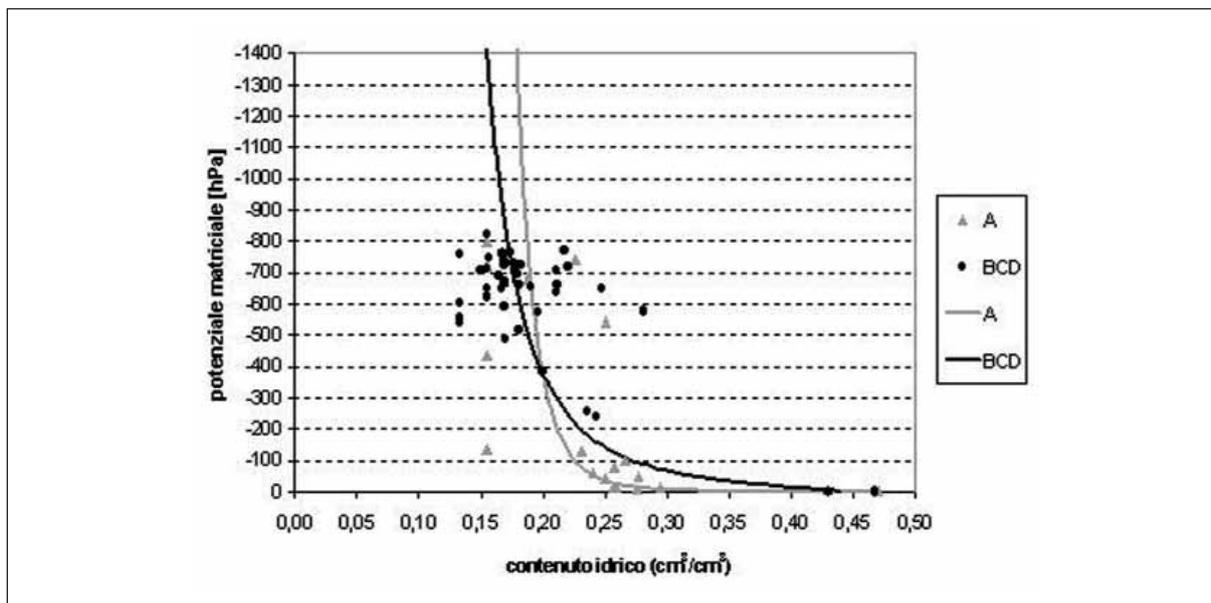


Figura 6.7: Curve di ritenzione ottenute con il modello di van Genuchten

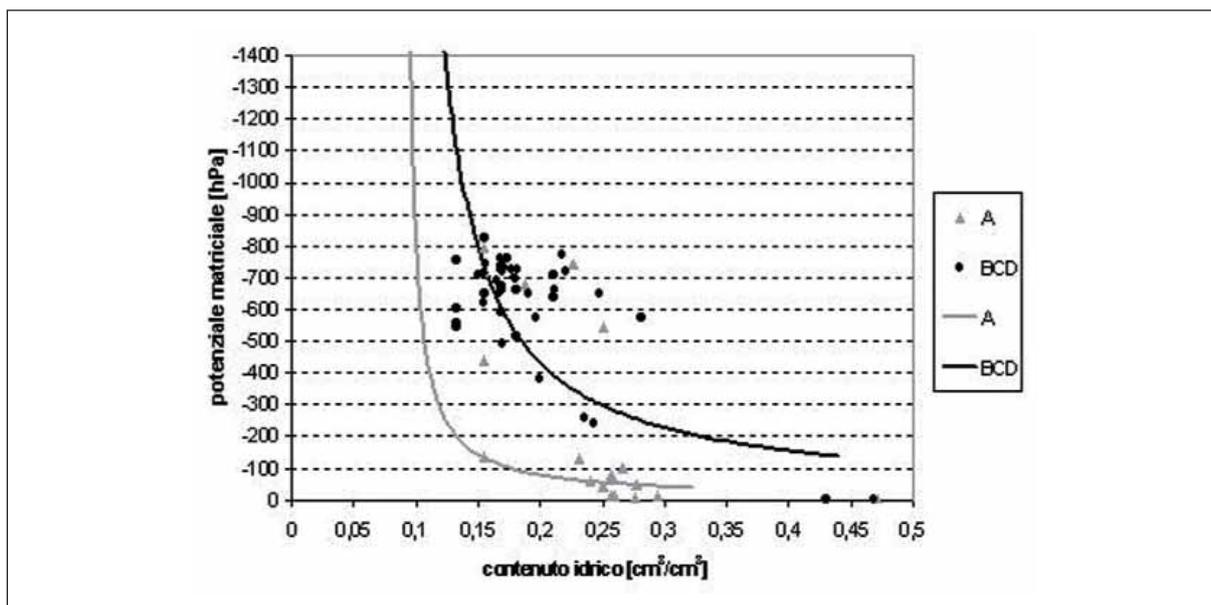


Figura 6.8: Curve di ritenzione ottenute con il modello di Brooks e Corey

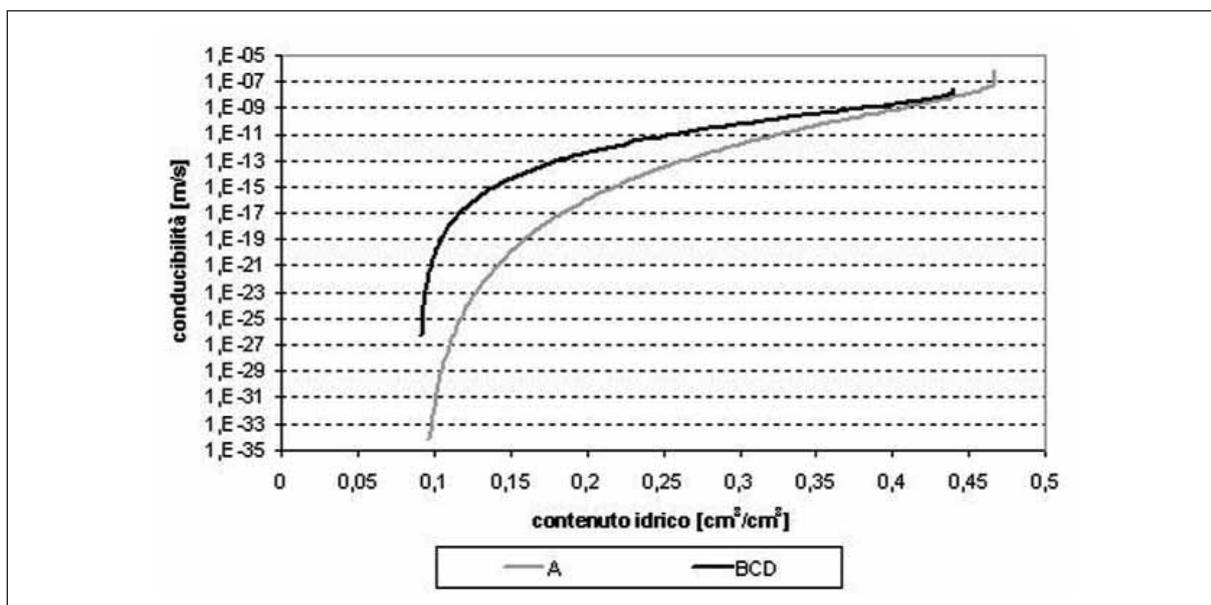


Figura 6.9: Curve di conducibilità ottenute con il modello di van Genuchten

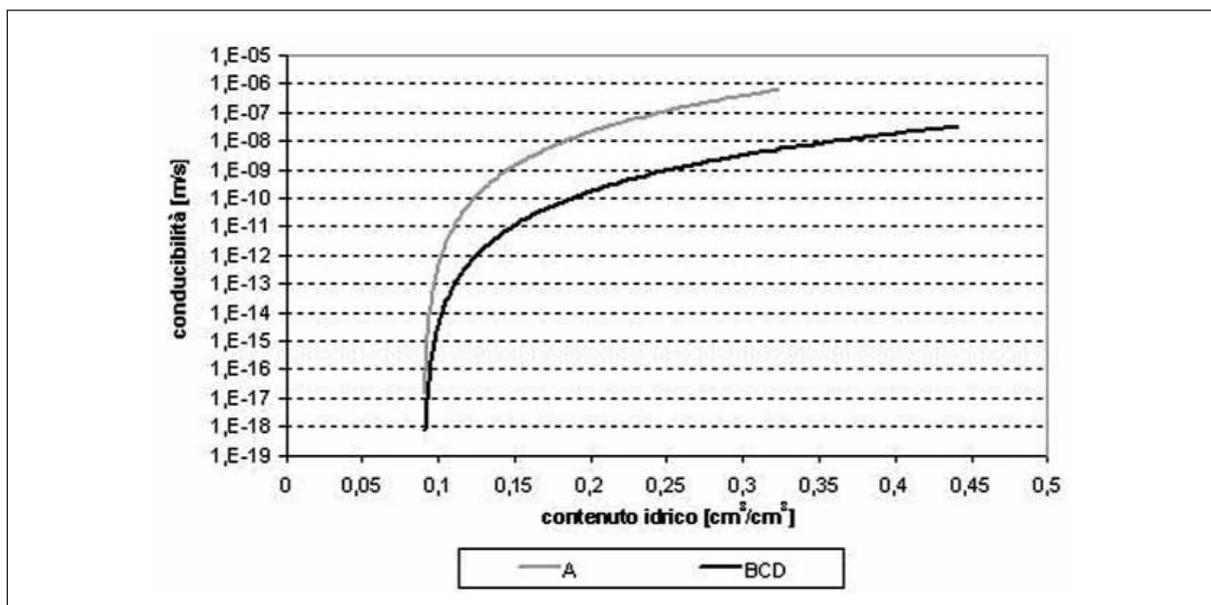


Figura 6.10: Curve di conducibilità ottenute con il modello di Brooks e Corey monitoraggio (valori espressi in hPa, Parcella A)

Tabella 6.2: Parametri delle curve di ritenzione

Modelli	Parametri	Parcella A	Parcelle B,C e D
Van Genuchten	R^2	0,79	0,83
	θ_r	0,09	0,09
	θ_s	0,46	0,44
	α	5,750	0,047
	n	1,16	1,40
Brooks e Corey	R^2	0,42	0,79
	θ_r	0,09	0,09
	θ_s	0,32	0,44
	ψ_b	37	135
	λ	0,005	0,005

6.3 Chimismo delle acque del terreno

Complessivamente sono state effettuate 22 prove di campionamento delle acque di ritenzione dei terreni mediante tutti i lisimetri, ottenendo un numero di campioni limitato (essenzialmente provenienti dalla parcella con terreno vegetale), causa le condizioni di limitata permeabilità che non hanno permesso una importante penetrazione delle acque dei terreni ricostituiti miscelando materiale di cava e FOS.

I volumi e le concentrazioni medie di azoto nitrico e ammoniacale e di fosforo dei fosfati nelle acque di ritenzione ricavate da ognuno dei lisimetri sono riportati in **Tabella 6.3**.

I volumi dei campioni di acque di ritenzione prelevati con i lisimetri hanno raggiunto i valori massimi di 350-400 ml per la parcella A nel mese di aprile 2002. Per la stessa parcella i valori medi dei volumi campionati per ognuno degli otto lisimetri installati, ricavati considerando tutti i campionamenti, compresi quelli che non hanno restituito acque (cui è stato attribuito valore uguale a zero millilitri), sono risultati variare da circa 30 a 80 ml, apparentemente senza seguire un ordinamento legato alla profondità di captazione degli strumenti.

Tra i lisimetri delle parcelle B, C e D hanno restituito campioni di acque di ritenzione Bm 85, Bm 115, Cm 115 e Dm 115 causa la risalita capillare di acqua dal substrato su cui sono state posate le mescole e soltanto Bv 25 e Cv 25 per penetrazione di acqua entro i primi centimetri di suolo.

Tabella 6.3: Caratterizzazione media dei campioni ricavati da ognuno dei lisimetri (m: monte, v: valle)

Parametri	Unità di misura	Am 25	Am 55	Am 85	Am 115	Av 25	Av 55	Av 85	Av 115
Volume ^(a)	ml	63	51	56	75	80	33	67	38
N-NO ₃	mg/l	5,57	4,97	5,06	3,60	2,01	12,6	15,8	3,01
N-NH ₄	mg/l	0,43	0,22	0,59	1,24	0,48	0,08	0,11	0,92
P-PO ₄	mg/l	0,15	0,11	0,10	0,13	0,14	0,03	0,03	0,03
Parametri	Unità di misura	Bm25	Bm55	Bm85	Bm115	Bv25	Bv55	Bv85	Bv115
Volume ^(a)	ml	0	0	22	42	5	0	0	0
N-NO ₃	mg/l	-	-	#	0,31	0,98	-	-	-
N-NH ₄	mg/l	-	-	1,53	0,51	0,07	-	-	-
P-PO ₄	mg/l	-	-	0,12	0,15	0,05	-	-	-
Parametri	Unità di misura	Cm25	Cm55	Cm85	Cm115	Cv25	Cv55	Cv85	Cv115
Volume ^(a)	ml	0	0	0	2	5	0	0	0
N-NO ₃	mg/l	-	-	-	0,10	0,91	-	-	-
N-NH ₄	mg/l	-	-	-	2,93	0,98	-	-	-
P-PO ₄	mg/l	-	-	-	1,13	0,00	-	-	-
Parametri	Unità di misura	Dm25	Dm55	Dm85	Dm115	Dv25	Dv55	Dv85	Dv115
Volume ^(a)	ml	0	0	0	26	0	0	0	0
N-NO ₃	mg/l	-	-	-	1,26	-	-	-	-
N-NH ₄	mg/l	-	-	-	3,42	-	-	-	-
P-PO ₄	mg/l	-	-	-	0,02	-	-	-	-

(a): i valori medi dei volumi sono stati calcolati tenendo in considerazione tutti i campionamenti effettuati, compresi quelli che non hanno restituito acque, cui è stato attribuito valore uguale a zero millilitri.
#: valori non determinabili per interferenze elevate

Le concentrazioni medie di azoto nitrico e ammoniacale e di fosforo dei fosfati nelle acque di ritenzione ricavate da ognuno dei lisimetri sono risultate generalmente basse e per il parametro più rilevante, l'azoto nitrico, nettamente inferiori a quelle normalmente riscontrabili nelle acque dei terreni agrari coltivati. Da notare che le concentrazioni medie di questo parametro nelle acque delle mescole con FOS, minori o circa uguali a 1 mg/l, sono risultate inferiori a quelle determinate per le acque del terreno vegetale.

Le *Figure da 6.11 a 6.16* illustrano, con isocone ottenute mediante interpolazione dei dati rilevati, gli andamenti delle concentrazioni di azoto nitrico, ammoniacale e di fosforo dei fosfati nelle acque di ritenzione campionate nella linea di monte ed in quella di valle della parcella A, in funzione del tempo (ascissa) e della profondità del suolo (ordinata).

Le concentrazioni dell'azoto nitrico nelle acque di ritenzione della parcella A, che nel corso dell'inverno avevano fatto registrare i valori massimi attorno ai 40 mg/l, sono progressivamente diminuite

in maniera netta, a raggiungere valori inferiori a 0,1 mg/l a fine periodo di monitoraggio.

Le concentrazioni dell'azoto ammoniacale nelle acque di ritenzione della stessa parcella si sono generalmente mantenute su valori inferiori a 1 mg/l, manifestando picchi di concentrazione di alcuni mg/l nel corso del periodo estivo (comunque inferiori al limite di emissione definito nella Tab. All.5 D.lgs 152/99 per lo scarico in acque superficiali, pari a 15 mg/l di ammoniaca).

Le concentrazioni del fosforo dei fosfati nelle acque di ritenzione della parcella A si sono generalmente mantenute su valori vicini al limite di rilevabilità di 0,02 mg/l, manifestando pochi picchi di concentrazione vicini ad 1 mg/l nel corso del periodo estivo.

Da queste elaborazioni sono stati esclusi gli elevati valori di concentrazione determinati sul campione Av 55 del 06/06/2002, considerati dovuti ad inquinamento del campione prelevato, contaminato da uova e deiezioni di insetti accumulate nei tubetti di collegamento del lisimetro.

I risultati delle determinazioni periodiche dei metalli pesanti e della sostanza organica nelle acque di ritenzione sono riportati nelle **Tablelle 6.4 e 6.5**.

I valori dei metalli pesanti sono risultati nettamente inferiori ai valori limite di emissione definiti nel D.lgs 152/99 per lo scarico in acque superficiali (Tab. 3 All. 5, pari a 0,5 mg/l per As, 0,02 per Cd, 2 per Cr, 0,1 per Cu, 2 per Ni, 0,2 per Pb e 0,5 per Zn).

La determinazione della sostanza organica ha evidenziato problemi di interferenze dovute al contenuto salino delle argille. La determinazione del BOD₅ non ha potuto essere ripetuta dopo la primavera stanti i ridotti volumi di acqua campionati da maggio in poi.

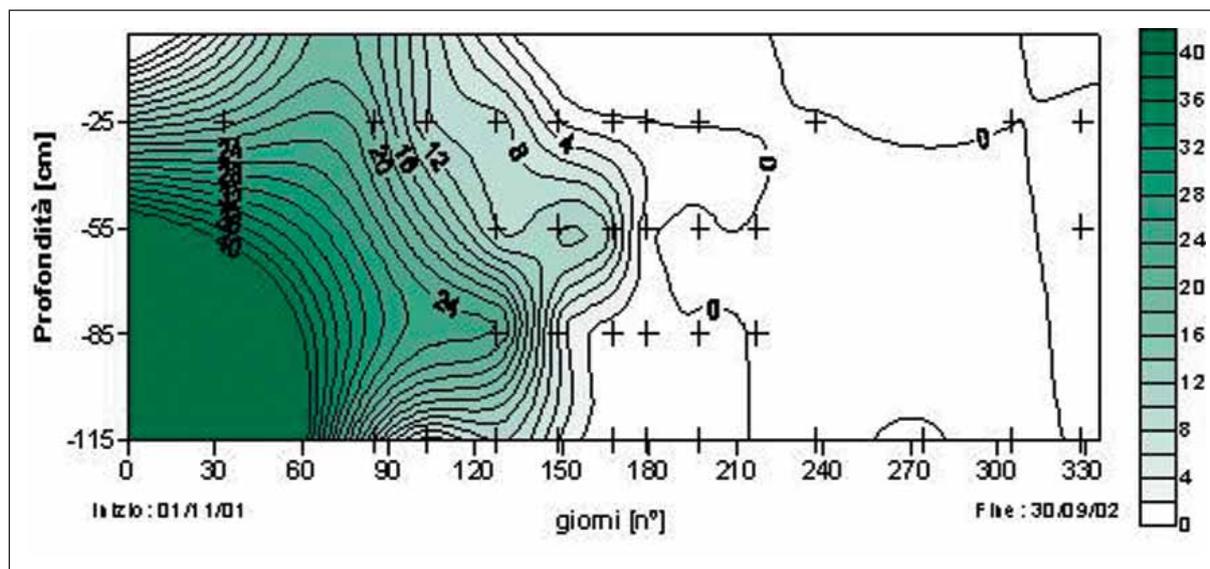


Figura 6.11: Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) nelle acque di ritenzione nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (Parcella A – linea monte)

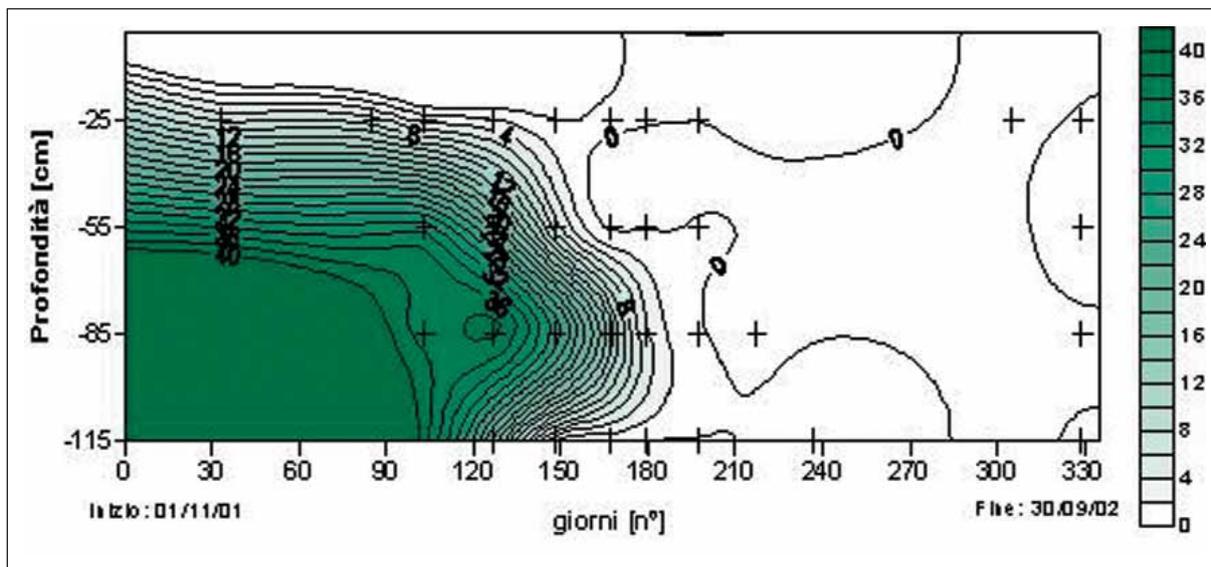


Figura 6.12: Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) nelle acque di ritenzione nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (Parcella A – linea valle)

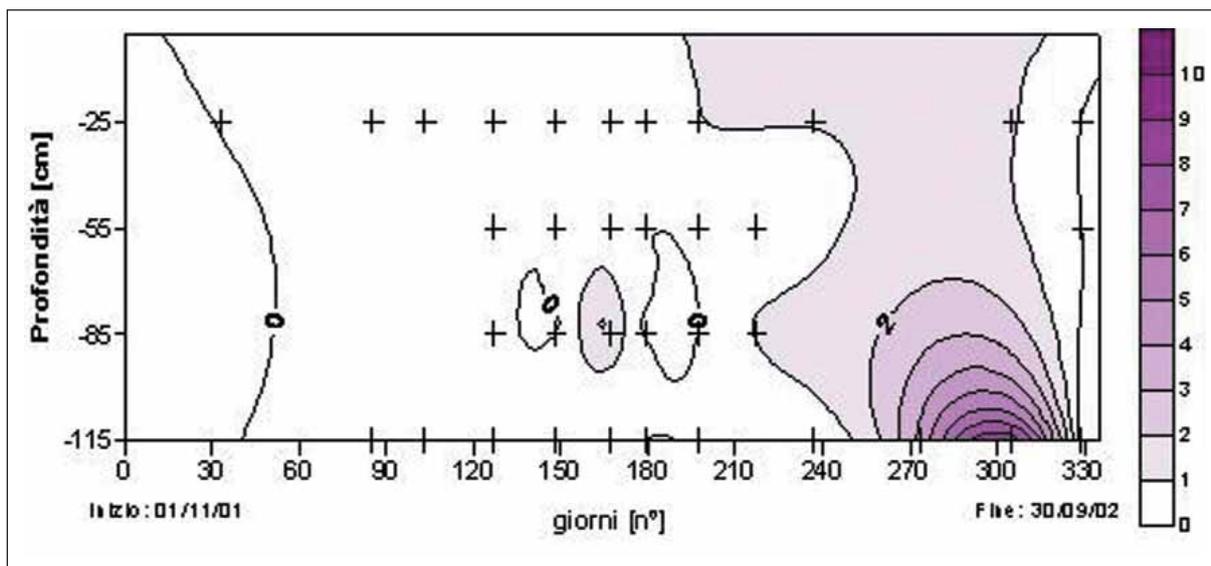


Figura 6.13: Andamento delle concentrazioni di azoto ammoniacale (mg/l) nelle acque di ritenzione nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (Parcella A – linea monte)

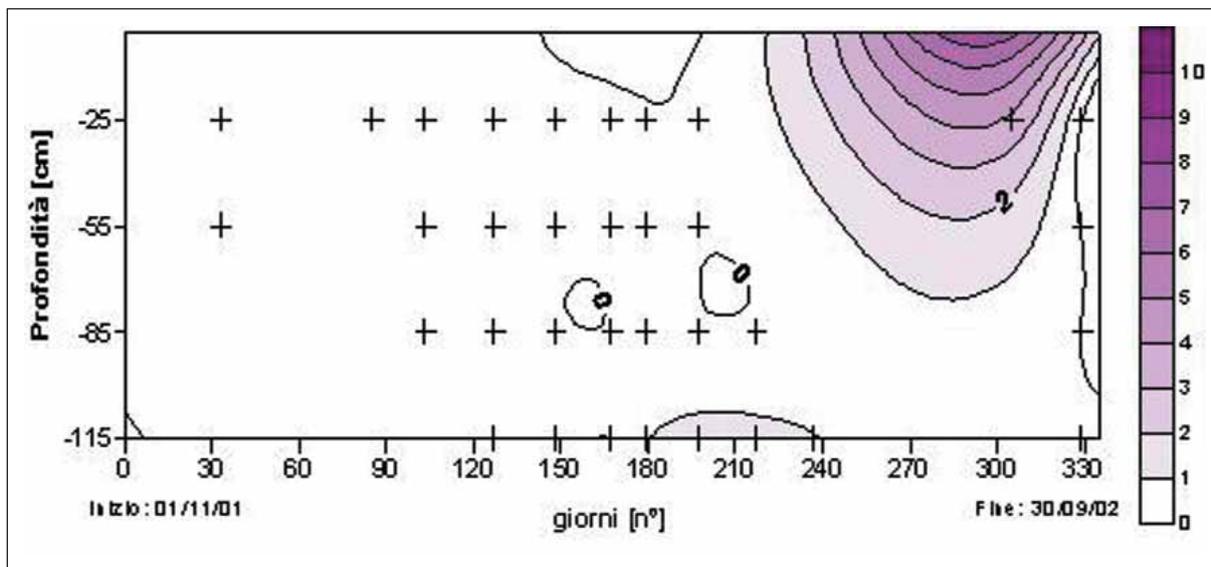


Figura 6.14: Andamento delle concentrazioni di azoto ammoniacale (mg/l) nelle acque di ritenzione nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (Parcella A – linea valle)

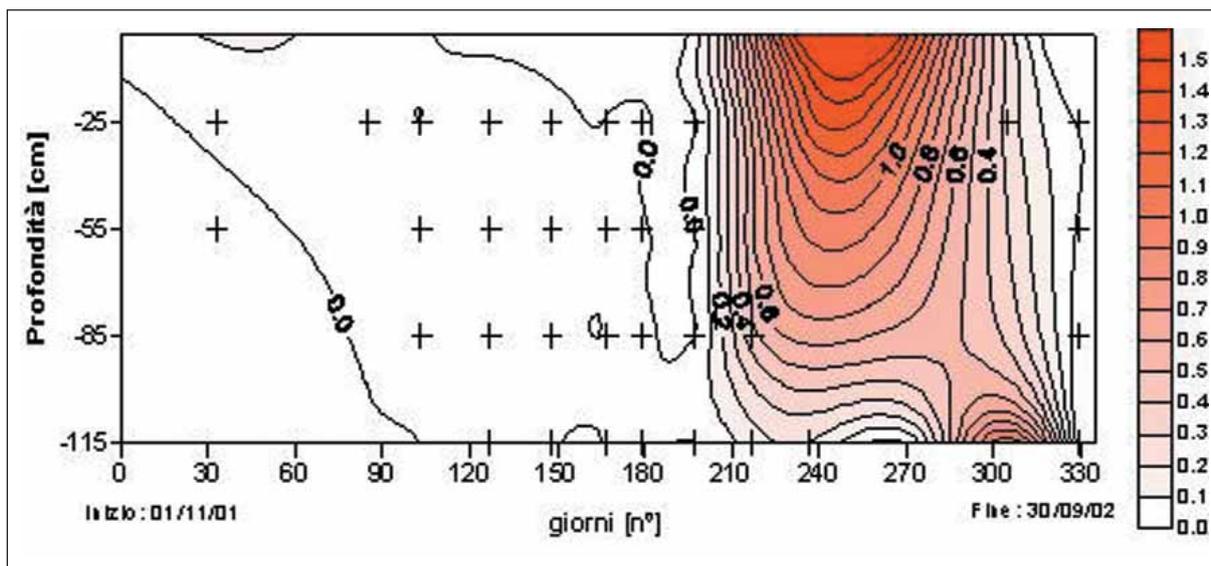


Figura 6.15: Andamento delle concentrazioni di fosforo nei fosfati (mg/l) nelle acque di ritenzione nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (Parcella A – linea monte)

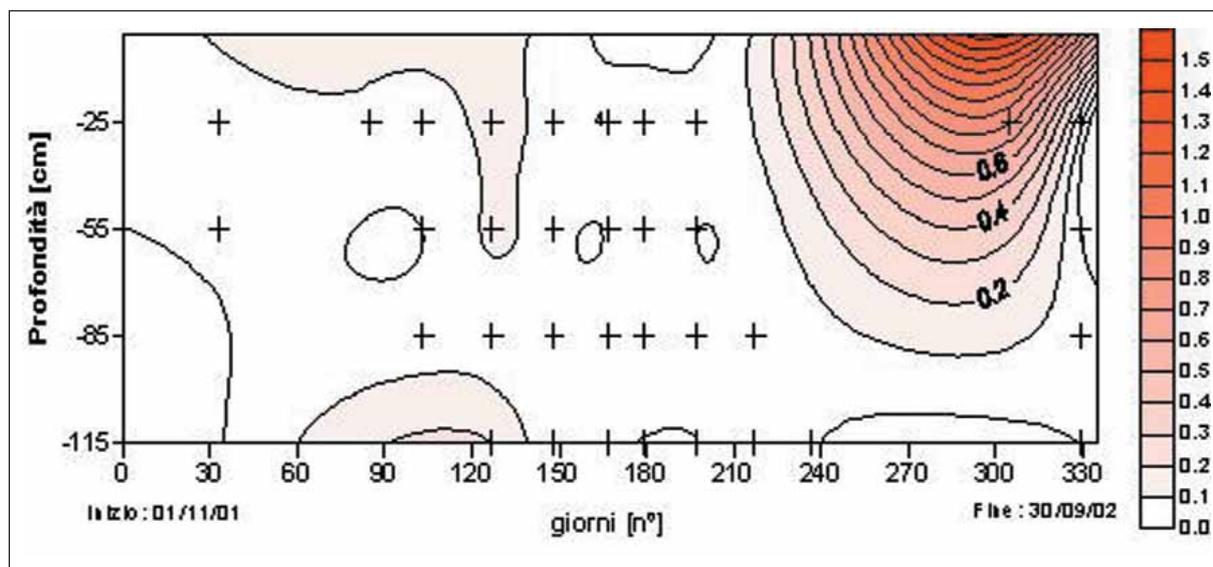


Figura 6.16: Andamento delle concentrazioni di fosforo nei fosfati (mg/l) nelle acque di ritenzione nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (Parcella A – linea valle)

Tabella 6.4: Concentrazione dei metalli pesanti in campioni ricavati dai lisimetri

Lisim.	Data campionamento	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Am 25	29/03/02	< 0,001	0,0008	0,0028	0,0225	0,0039	0,0114	0,1934
Am 55		0,011	0,0006	0,0011	0,0100	0,0025	0,0017	0,0176
Am 85		0,013	0,0008	0,0005	0,0183	0,0033	0,0024	0,0338
Am 115		0,010	0,0006	0,0005	0,0113	0,0024	0,0021	0,0335
Av 25		0,004	0,0001	0,0023	0,0082	0,0014	< 0,001	0,0124
Av 55		0,003	0,0002	0,0026	0,0123	0,0029	0,001	0,0261
Av 85		0,010	0,0003	0,0010	0,0066	0,0021	< 0,001	0,0372
Av 115		0,012	0,0011	0,0026	0,0669	0,0234	0,0051	0,0460
Am 25	02/09/02	0,009	< 0,001	0,003	0,014	< 0,004	< 0,009	0,147
Av 25		0,007	< 0,001	< 0,003	0,005	< 0,004	< 0,009	0,401
Valori di fondo ^(a)								
	< 0,001	0,0002	0,0014	0,0077	0,0018	< 0,001	0,0095	

(a): sono i valori determinati su un campione estratto da un lisimetro posato in un contenitore contenente acqua bidistillata; tali valori sono da imputare al rilascio da parte della coppa porosa del lisimetro.

Tabella 6.5: Concentrazione del COD e BOD5 espressi in mgO2/l in campioni ricavati dai lisimetri ^(a)

Data campionamento	Parametro	Am 25	Am 55	Am 85	Am 115	Av 25	Av 55	Av 85	Av 115
08/03/02	COD	104	48	45	58	32	47	42	172
	BOD ₅	23	18	18	13	15	19	11	13
26/09/02	COD	185	218		158	122	95	136	151

(a): l'analisi risente dell'interferenza dovuta al contenuto salino del suolo

6.4 Chimismo delle acque di deflusso superficiale

Nel corso dell'anno di monitoraggio sono state misurate e campionate n° 18 volte le acque di deflusso superficiale provenienti da ognuna delle 4 parcelle sperimentali, riscontrando volumi maggiori per le parcelle con materiale di cava rispetto alla parcella con terreno vegetale ma progressivamente inferiori all'aumentare del dosaggio di FOS nelle parcelle. Tre delle 18 volte non è stato possibile provvedere alla misura dei volumi defluiti dalle parcelle B, C e D, perché eccedenti i 45 l (misura dei bidoni per il loro contenimento).

Relativamente al periodo invernale, quando almeno la parte più superficiale dei substrati poteva considerarsi umida e priva di crepacciature, sono state ricavate le funzioni di correlazione tra quantità di precipitazione e volumi di deflusso superficiale misurati. I risultati, rispettivamente per ognuna delle quattro parcelle sperimentali, sono illustrati nelle **Figure 6.17-6.20** nelle quali è possibile osservare la buona rispondenza tra le due serie di misure. La **Figura 6.21** dove sono messe a confronto le 4 curve ricavate, testimonia della progressiva riduzione del deflusso superficiale ottenibile, almeno in condizioni di stabilità del suolo, incrementando il dosaggio di FOS in miscela al materiale di cava più impermeabile. Ciò nonostante, i risultati del deflusso e quindi di permeabilità del substrato manifestati dal suolo vegetale restano piuttosto dissimili da quelli delle mescole con materiale di cava + FOS, a conferma di quanto ricavato con le elaborazioni sulla conducibilità idraulica dei substrati.

Per ogni parcella la caratterizzazione media degli eventi di deflusso è riportata in **Tabella 6.6**. I risultati delle determinazioni periodiche dei metalli pesanti sono in **Tabella 6.7**.

Per quantificare il trasporto solido sono state determinate le concentrazioni di solidi totali e di solidi sospesi totali (filtrati a 0,8 millimicron), che sono risultate superiori per le parcelle con FOS rispetto a quella con terreno vegetale, ma non significativamente diverse se si considerano le tre parcelle con le mescole. I valori dei solidi sedimentabili sono sempre stati ricavati per le acque di deflusso della parcella A mentre nella maggior parte dei casi, per le parcelle B, C e D, nel corso della determinazione il surnatante è rimasto torbido e non si è potuto definire il risultato analitico.

In queste acque le concentrazioni di azoto sono risultate basse e non significativamente diverse per le quattro parcelle, con valori medi pari a 1,6 mg/l di azoto nitrico e 0,61 mg/l di azoto ammoniacale, ben inferiori ai valori limite di emissione definiti nel D.lgs 152/99 per lo scarico in acque superficiali (Tab. 3 All. 5, pari a 20 mg/l per l'azoto nitrico e 15 mg/l per l'ammoniaca).

Discorso a parte meritano le concentrazioni rilevate per i fosfati, risultate significativamente superiori per le tre miscele con FOS (valore medio 3,38 mg/l P-PO₄) rispetto al terreno vegetale (0,08 mg/l P-PO₄). E' da notare però che tra le miscele il valore medio inferiore è risultato per la parcella D (2,47 mg/l P-PO₄) e quindi tali concentrazioni non sarebbero da attribuire all'aggiunta di FOS quanto piuttosto ad un effetto del materiale di cava.

Come sulle acque di ritenzione anche sulle acque di deflusso la determinazione della sostanza organica come COD, e soprattutto come BOD₅, ha evidenziato problemi di interferenze dovute al contenuto salino delle argille; ciò nonostante la ricerca del COD non è stata interrotta ed a questa sono state affiancate, per la caratterizzazione dell'eventuale inquinamento organico, la determinazione dei solidi volatili e dei solidi sospesi volatili (filtrati a 0,8 millimicron). Come per le forme totali è evidente la differenza tra le concentrazioni della parcella A e quelle delle parcelle B, C e D mentre i risultati di queste ultime tre parcelle non sembrano differire significativamente. I solidi volatili, in ogni caso, rappresentano mediamente percentuali esigue rispetto ai totali (18% per parc. A, 6% per B, C e D); quelli sospesi volatili percentuali simili alle precedenti rispetto ai sospesi totali (22% per parc. A, 6% per B, 5% per C e D). Ciò a significare, complessivamente, la bassa incidenza della parte organica rispetto al contenuto totale di solidi di queste acque.

Le concentrazioni di metalli, determinate periodicamente, si sono generalmente mantenute ben al di sotto dei valori limite di emissione definiti nel D.lgs 152/99 per lo scarico in acque superficiali (Tab. 3 All. 5, pari a 0,5 mg/l per As, 0,02 per Cd, 2 per Cr, 0,1 per Cu, 2 per Ni, 0,2 per Pb e 0,5 per Zn). Solo per rame e zinco sono stati verificati saltuari lievi superamenti dei limiti per le parcelle A (Zn), C (Zn) e D (Cu, Zn).

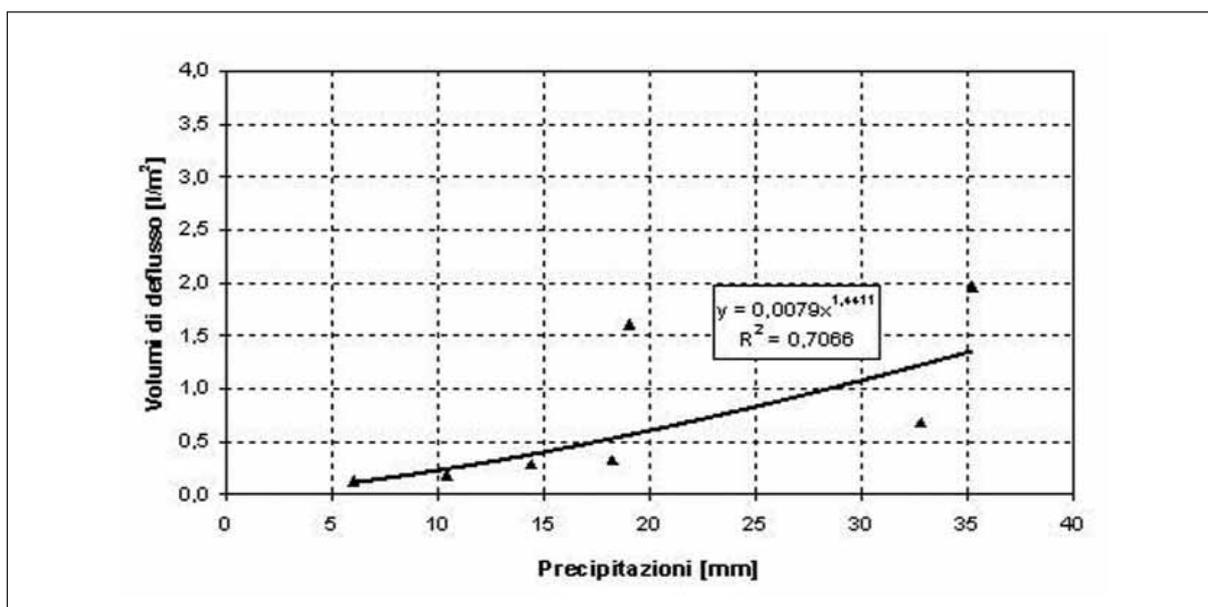


Figura 6.17: Relazione tra precipitazioni e volumi delle acque di deflusso raccolte nel corso del periodo invernale dalla parcella A

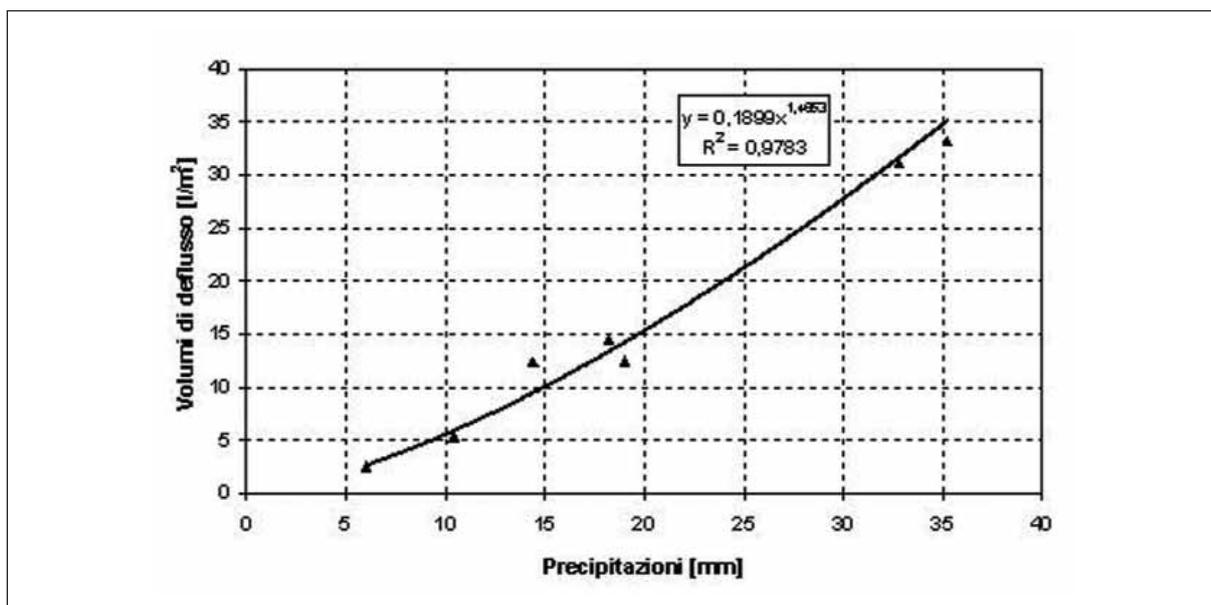


Figura 6.18: Relazione tra precipitazioni e volumi delle acque di deflusso raccolte nel corso del periodo invernale dalla parcella B

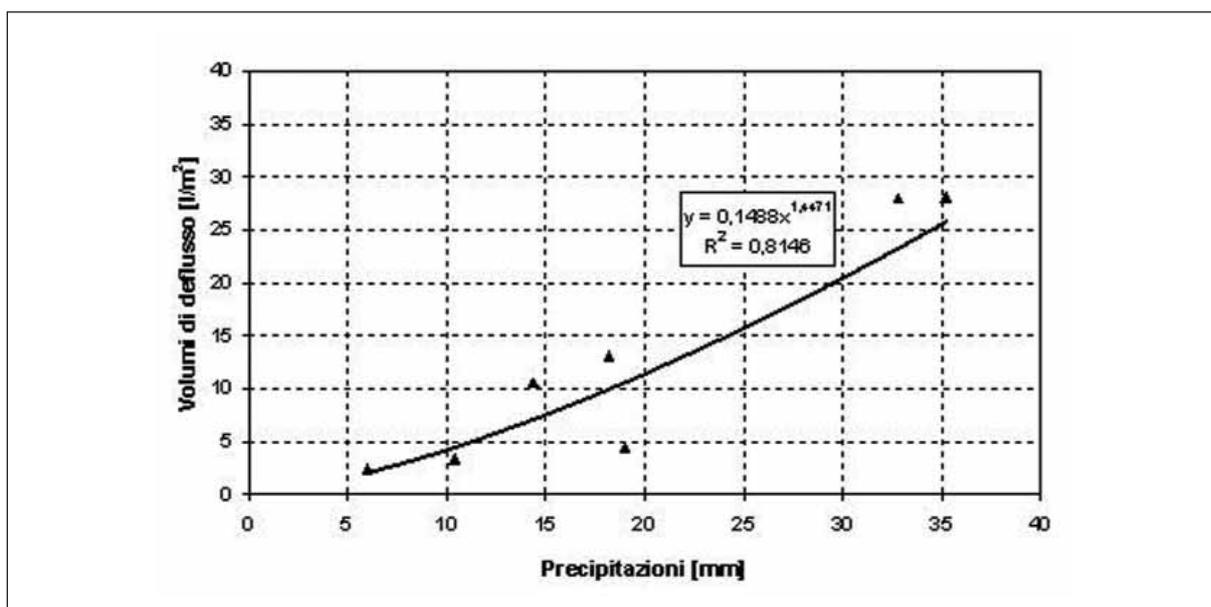


Figura 6.19: Relazione tra precipitazioni e volumi delle acque di deflusso raccolte nel corso del periodo invernale dalla parcella C

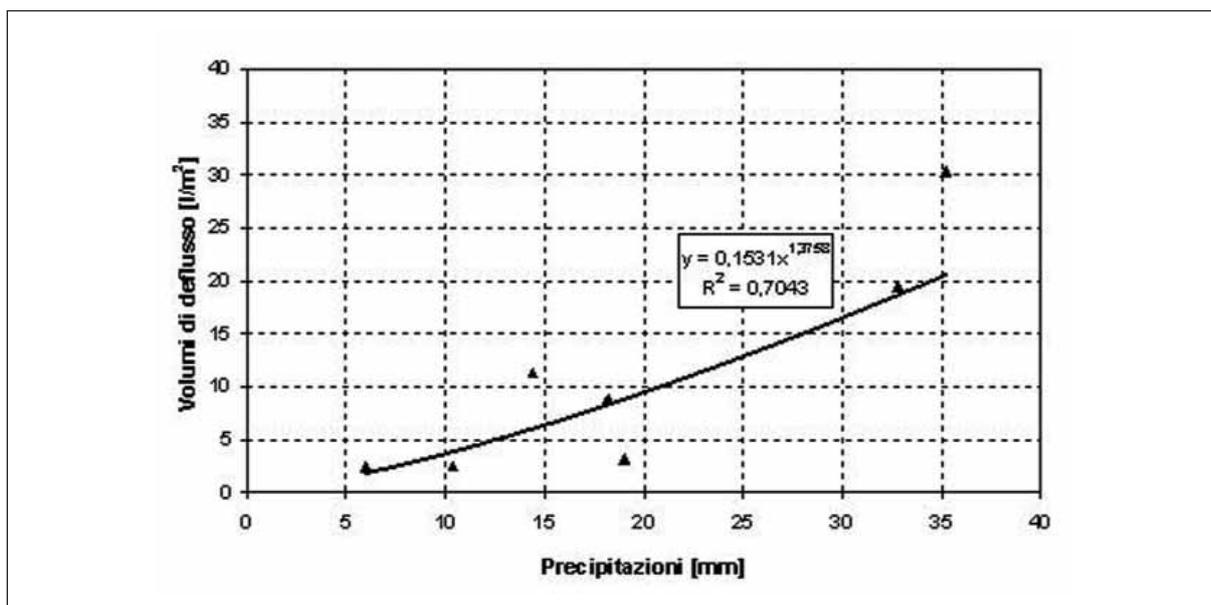


Figura 6.20: Relazione tra precipitazione e volumi delle acque di deflusso raccolte nel corso del periodo invernale della parcella D

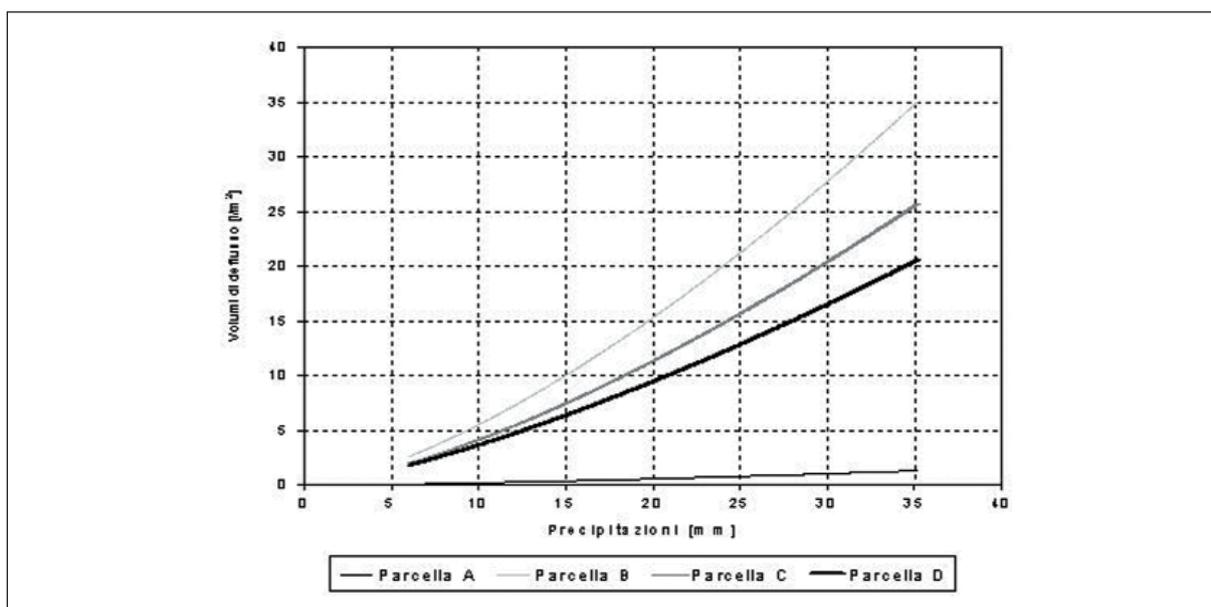


Figura 6.21: Confronto tra linee di regressione descrittive la relazione tra precipitazioni e volumi delle acque di deflusso raccolte nel corso del periodo invernale dalle quattro parcelle

Tabella 6.6: Caratterizzazione per parcella degli eventi di deflusso campionati

Parametri	Unità di misura	Valore	ParcellaA	ParcellaB	ParcellaC	ParcellaD
Volume	l	Media ^(a)	2,6	20,7	22,4	18,3
		Minimo	0,15	3,5	3,3	3,4
		Massimo	12,7	> 45	> 45	> 45
ST	g/l	Media	1,15	21,77	21,37	20,66
		Minimo	0,22	1,86	2,16	1,95
		Massimo	3,31	94,60	105,15	95,03
SV	g/l	Media	0,21	1,29	1,17	1,22
		Minimo	0,01	0,27	0,32	0,36
		Massimo	0,51	3,02	3,40	3,54
SST	g/l	Media	0,68	15,23	16,50	16,41
		Minimo	0,04	0,97	0,39	0,41
		Massimo	2,84	92,98	104,4	94,15
SSV	g/l	Media	0,15	0,93	0,89	0,85
		Minimo	0,01	0,21	0,05	0,06
		Massimo	0,49	2,84	3,34	3,40
Solidi Sediment.	ml/l	Media ^(b)	1,2	-	-	-
		Minimo ^(b)	0,1	-	-	-
		Massimo ^(b)	8	-	-	-
N-NO ₃	mg/l	Media	1,218	2,153	1,438	1,639
		Minimo	0,301	0,231	0,000	0,035
		Massimo	3,843	18,23	7,752	10,348
N-NH ₄	mg/l	Media	0,756	0,337	0,815	0,535
		Minimo	0,073	0,071	0,242	0,152
		Massimo	1,767	0,825	6,284	1,186
P-PO ₄	mg/l	Media	0,08	3,80	3,87	2,47
		Minimo	0,01	0,24	0,36	0,43
		Massimo	0,35	8,35	7,04	5,04
COD	mg/l	Media	27	125	99	102
		Minimo	5	3	7	15
		Massimo	68	283	181	186
<p>(a): per parcelle A, B, C sono stati esclusi dal calcolo 3 eventi non misurabili, > 45 l (b): valori non calcolati per parcelle B, C e D perché nella maggior parte dei casi il surnatante è rimasto torbido</p>						

Tabella 6.7: Concentrazione dei metalli pesanti in eventi di deflusso superficiale

Data recupero deflusso	Parcella	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(mg/l)						
20/11/01	A	<0,007	<0,001	0,005	0,012	0,009	0,011	1,037
	B	<0,007	<0,001	0,005	0,032	0,013	0,012	0,005
	C	<0,007	<0,001	0,010	0,067	0,035	0,073	0,021
	D	<0,007	<0,001	0,005	0,119	0,051	0,026	0,047
26/04/02	A	<0,001	0,0003	0,002	0,016	0,002	<0,001	0,775
	B	0,008	0,0002	0,002	0,026	0,003	<0,001	0,011
	C	0,011	0,0002	0,001	0,062	0,010	<0,001	0,018
	D	0,008	0,0003	0,003	0,134	0,011	0,001	0,421
19/08/02	A	<0,007	<0,001	<0,003	0,016	<0,004	<0,009	0,172
	B	<0,007	<0,001	0,003	0,035	<0,004	<0,009	0,228
	C	0,007	<0,001	<0,003	0,068	0,010	<0,009	1,039
	D	0,008	<0,001	<0,003	0,076	0,015	<0,009	0,528

6.5 Chimismo del terreno

Per seguire nel dettaglio l'evoluzione delle concentrazioni dei nutrienti nei suoli, per ognuna delle 4 tesi a confronto sono stati eseguiti campionamenti multipli dei terreni per la parte "a monte" e per quella "a valle" di ogni parcella, in 4 momenti importanti del periodo di monitoraggio.

Sui campioni di terreno sono state condotte analisi per la determinazione di azoto nitrico e fosforo assimilabile.

Le **Figure da 6.22 a 6.37** illustrano, con isocone ottenute mediante interpolazione dei dati rilevati, gli andamenti delle concentrazioni di azoto nitrico e di fosforo assimilabile Olsen nei terreni campionati nella linea di monte ed in quella di valle di ognuna delle quattro parcelle, in funzione del tempo (ascissa) e della profondità del suolo (ordinata).

I risultati mettono in evidenza valori molto bassi per le concentrazioni dell'azoto nitrico nella parcella A (fino a massimo 5-6 mg N-NO₃/kg), con tendenza alla diminuzione a raggiungere valori inferiori ad 1 mg N-NO₃/kg nel corso del periodo di monitoraggio. Nei substrati con FOS è invece evidente l'avvio di una spiccata nitrificazione nel corso del periodo estivo, con valori che si innalzano repentinamente nel corso dei mesi da giugno a settembre da 0-4 mg N-NO₃/kg a massimi di circa 40 mg N-NO₃/kg, valori comunque normali per un terreno agrario.

Le concentrazioni del fosforo assimilabile mostrano un andamento simile all'interno di tutte e quattro le parcelle, con un generale incremento dei valori in superficie al secondo campionamento di febbraio ed una successiva progressiva decrescita a raggiungere, a fine periodo di monitoraggio, valori simili a quelli riscontrati l'anno precedente.

Le **Tablelle 6.8 e 6.9** riportano le quantità di azoto nitrico e di fosforo assimilabile riferite alla date di campionamento, calcolate per l'intero spessore delle parcelle ed espresse in kg/ha. Tali calcoli sono stati effettuati tenendo in considerazione le densità apparenti determinate per ogni substrato.

Nella parcella A le quantità totali di azoto nitrico presenti nel substrato non vanno oltre i 56 kg/ha di

inizio periodo di monitoraggio ed il bilancio tra inizio e fine periodo di monitoraggio segna una diminuzione di circa 46 kg/ha. Nelle parcelle B, C e D è evidente la spiccata crescita delle quantità di azoto nitrico da giugno a settembre; all'ultimo campionamento le quantità totali di azoto nitrico per le tre parcelle con FOS risultano molto simili e variabili tra i 340 ed i 350 kg/ha. Per queste parcelle il bilancio tra inizio e fine periodo di monitoraggio segna valori di incremento variabili tra 293 kg/ha (parcella C) e 335 kg/ha (parcella D); per la parcella B l'incremento si colloca tra questi valori. Le quantità totali di fosforo assimilabile Olsen presenti nei substrati ai momenti di campionamento sono variati tra il valore minimo di 16,1 kg/ha della parcella A il 03/10 /01 al valore massimo di 447 kg/ha della parcella D il 05/02/02. A tutti e quattro i momenti di campionamento le quantità totali determinate sono risultate crescenti nell'ordine da parcella A a B a C a D. Il bilancio finale tra inizio e fine periodo di monitoraggio si colloca complessivamente attorno allo zero e segna una leggera crescita dei valori per A e C (+6-7 kg/ha), un leggero decremento per B (-7 kg/ha) ed un decremento più marcato per D (-35 kg/ha).

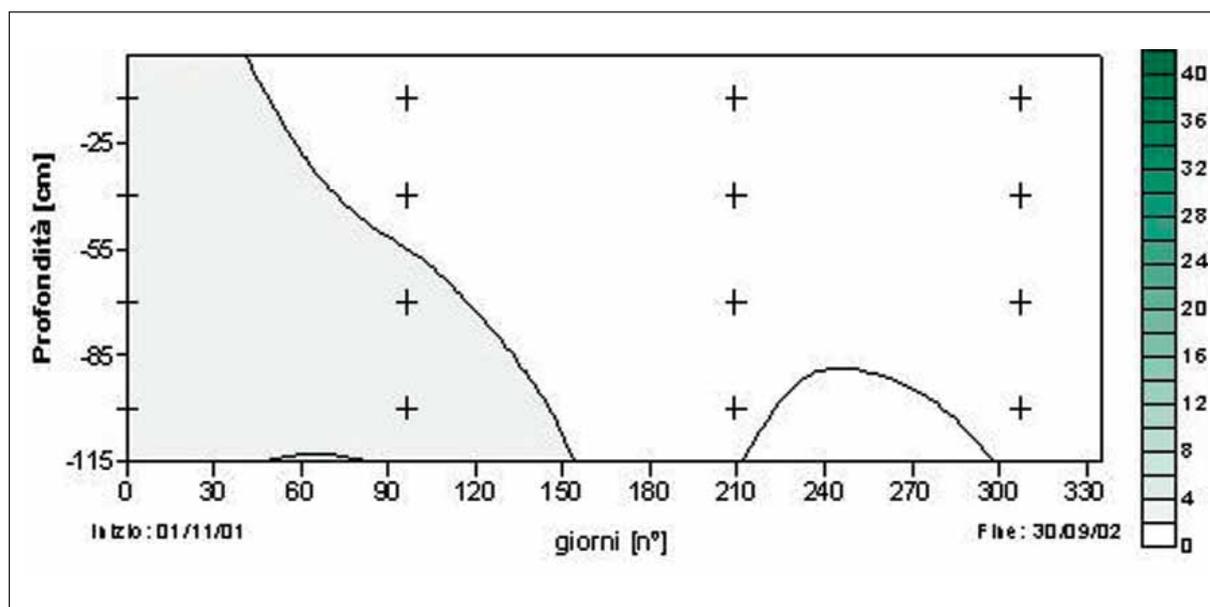


Figura 6.22: Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella A – linea monte)

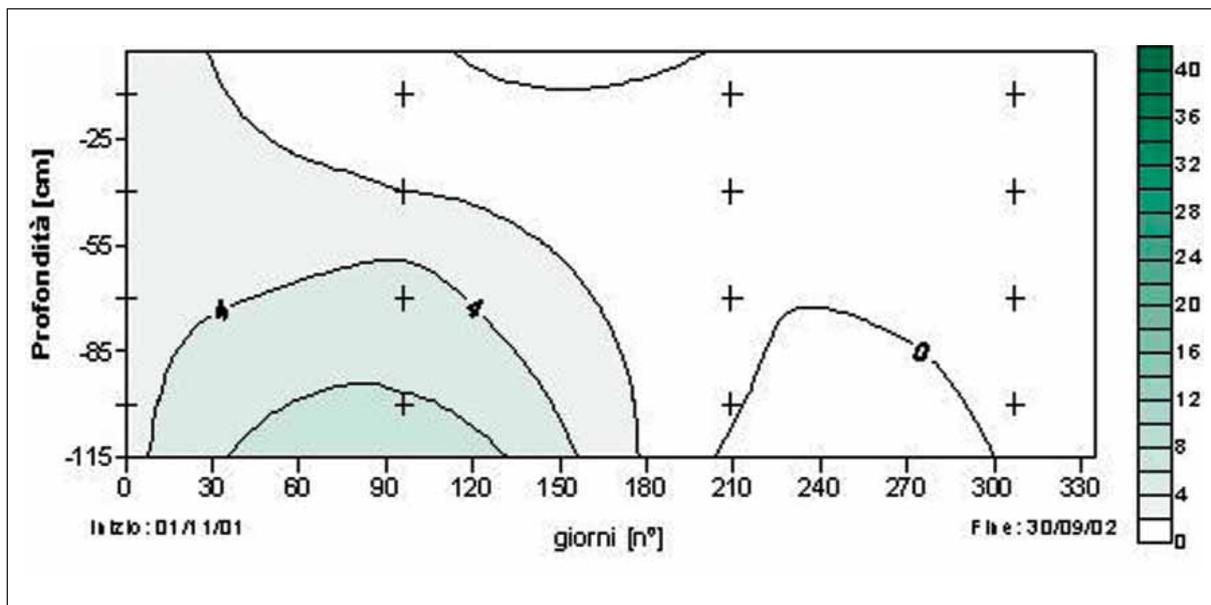


Figura 6.23: Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella A – linea valle)

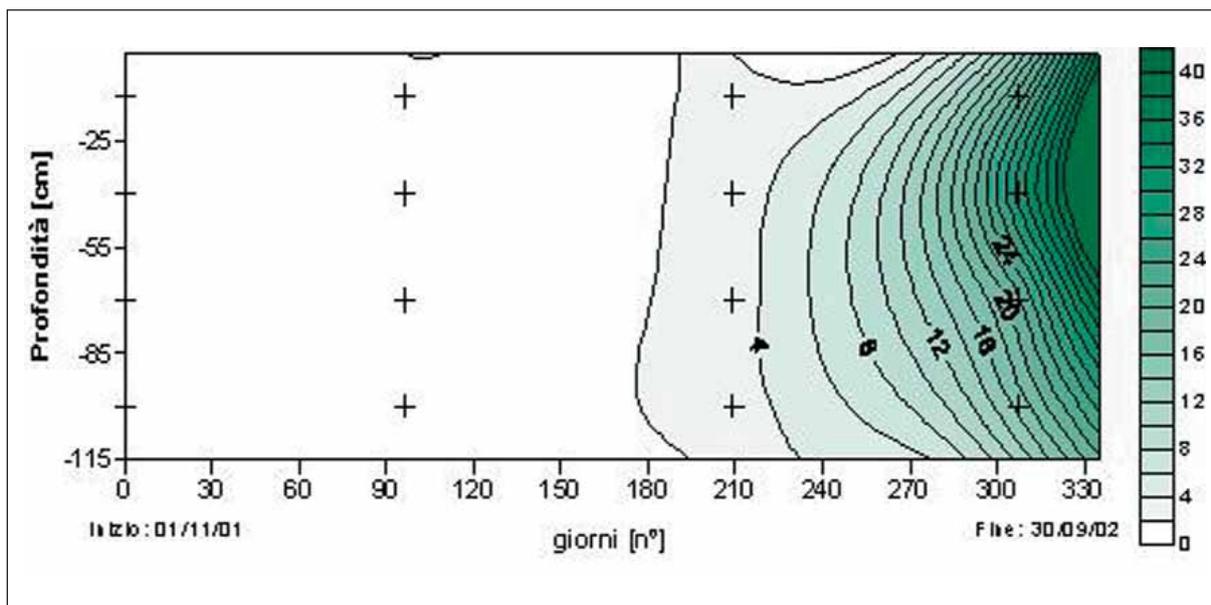


Figura 6.24: Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella B – linea monte)

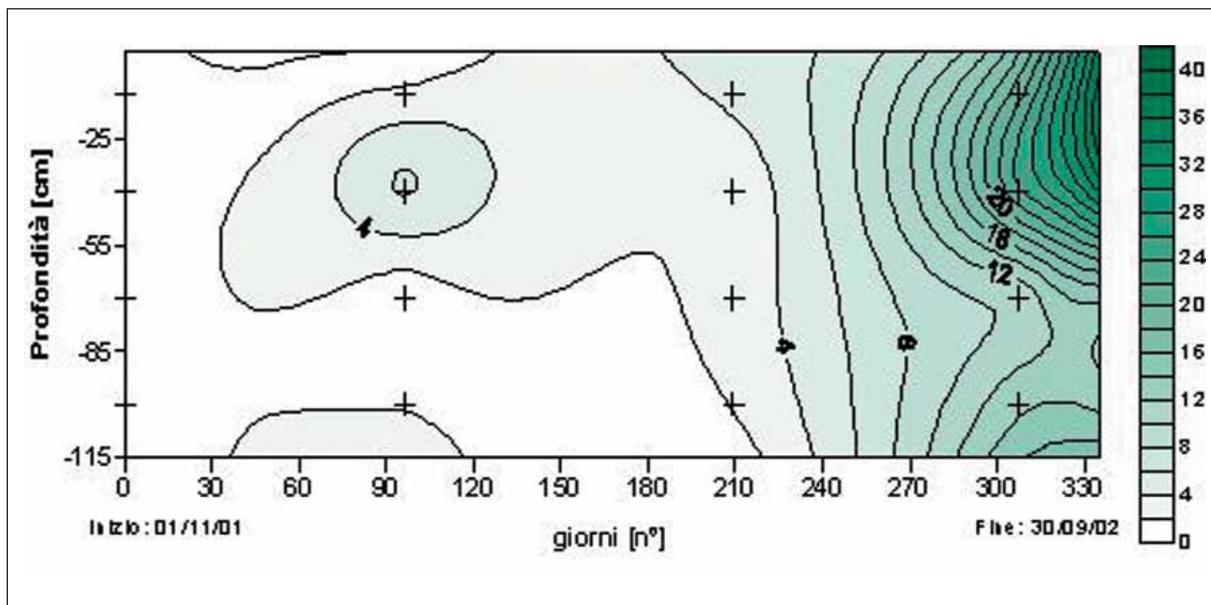


Figura 6.25: Andamento delle concentrazione di azoto nitrico nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella B - linea valle)

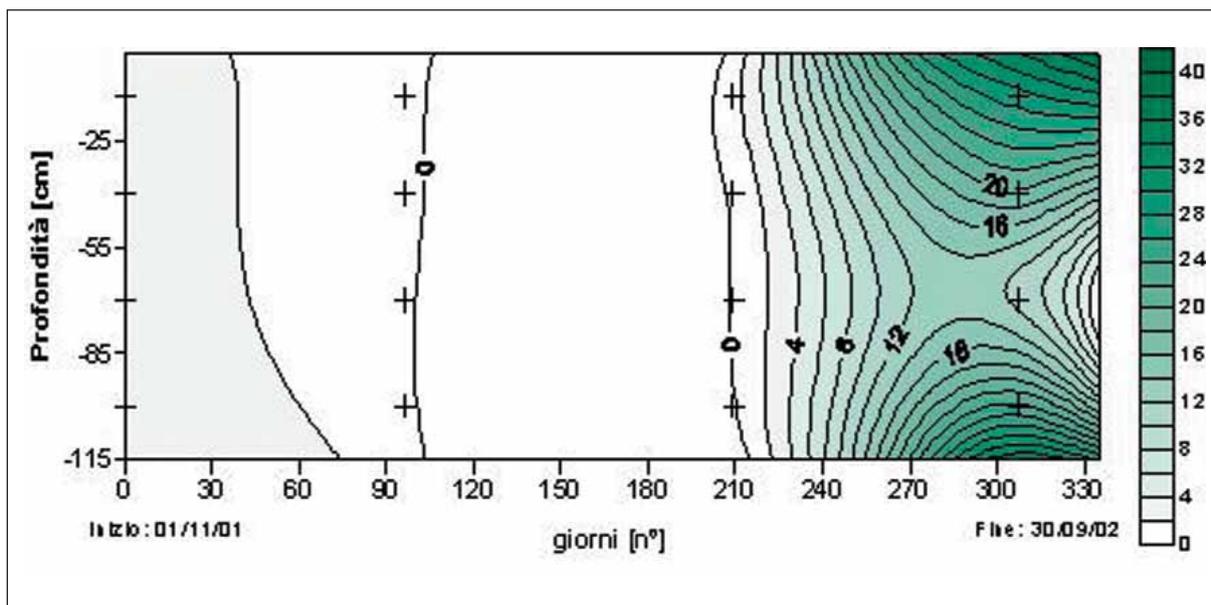


Figura 6.26: Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella C - linea monte)

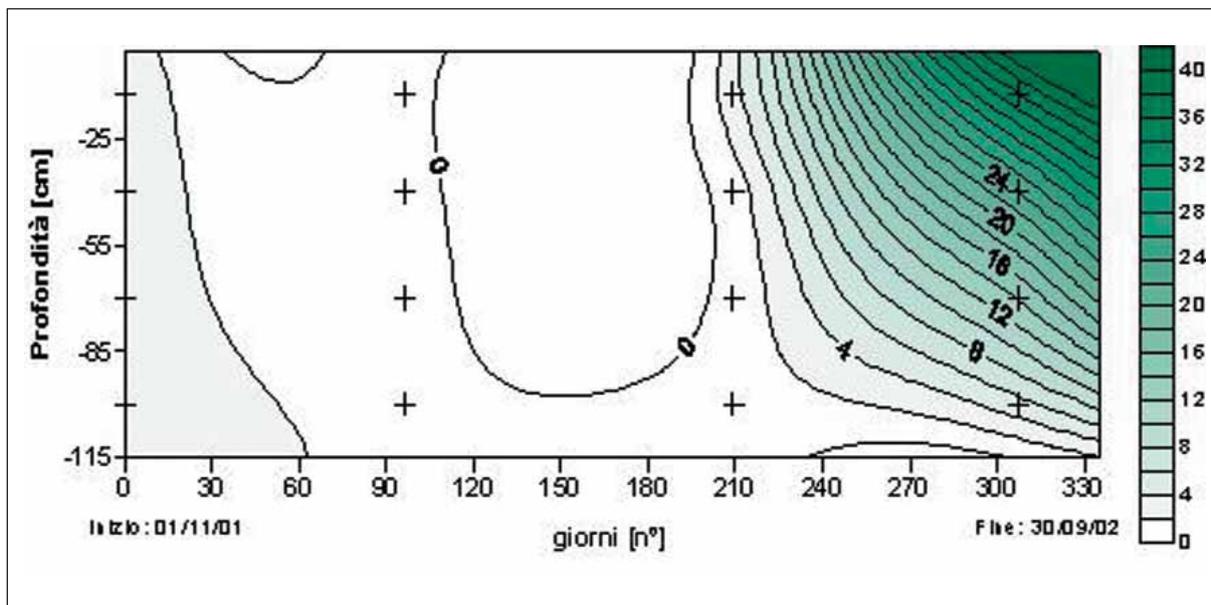


Figura 6.27: Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella C – linea valle)

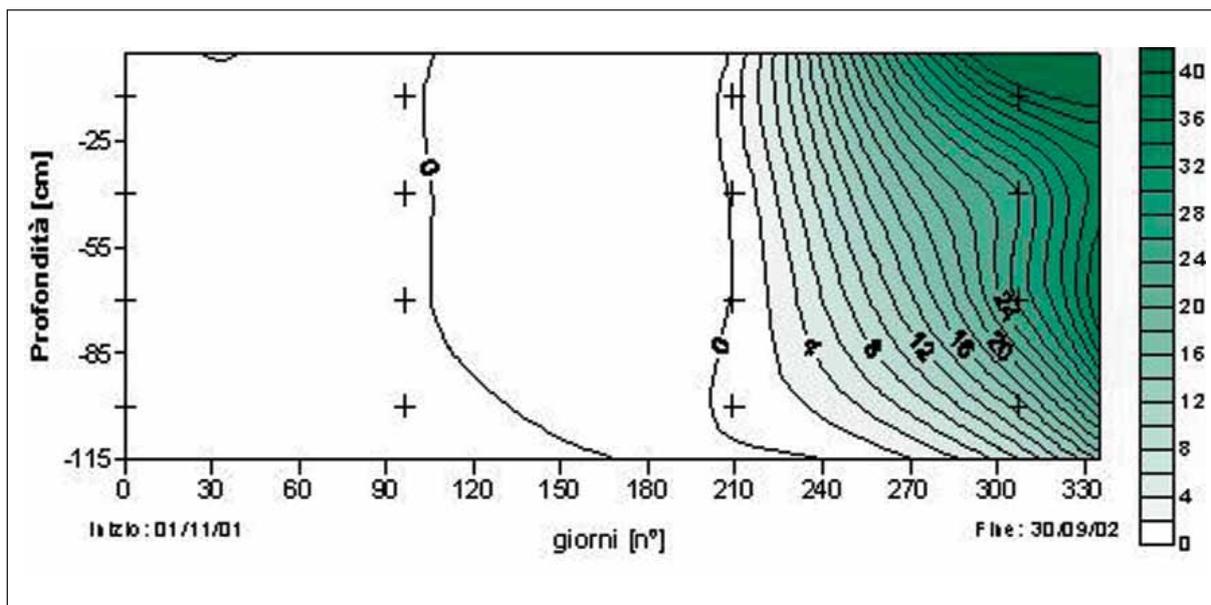


Figura 6.28: Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella D – linea monte)

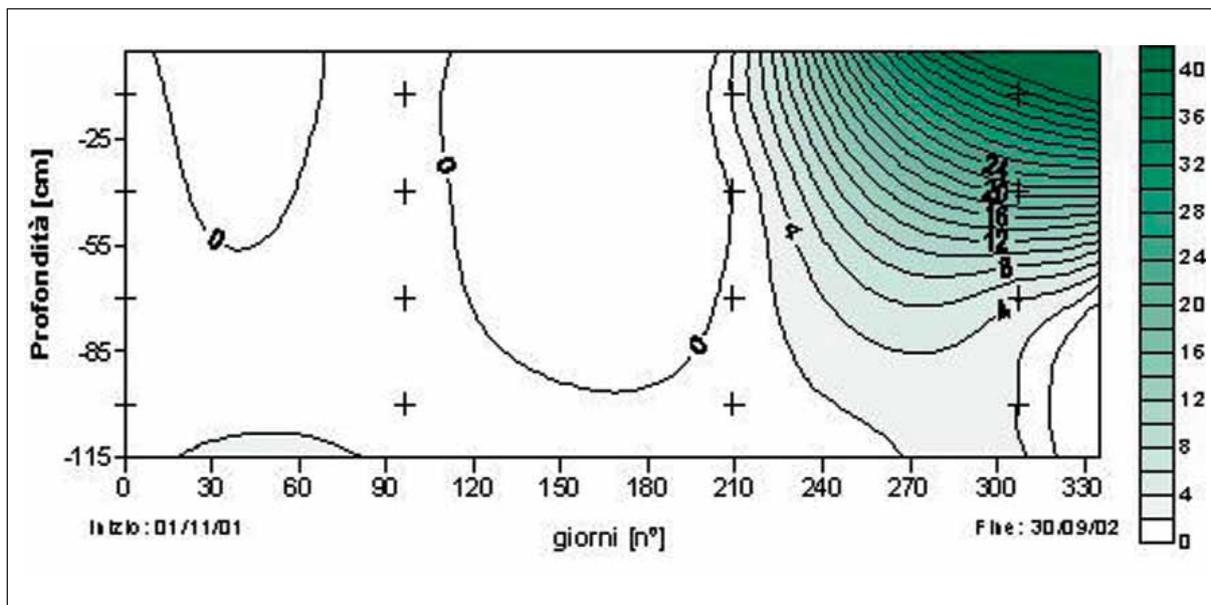


Figura 6.29: Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella D – linea valle)

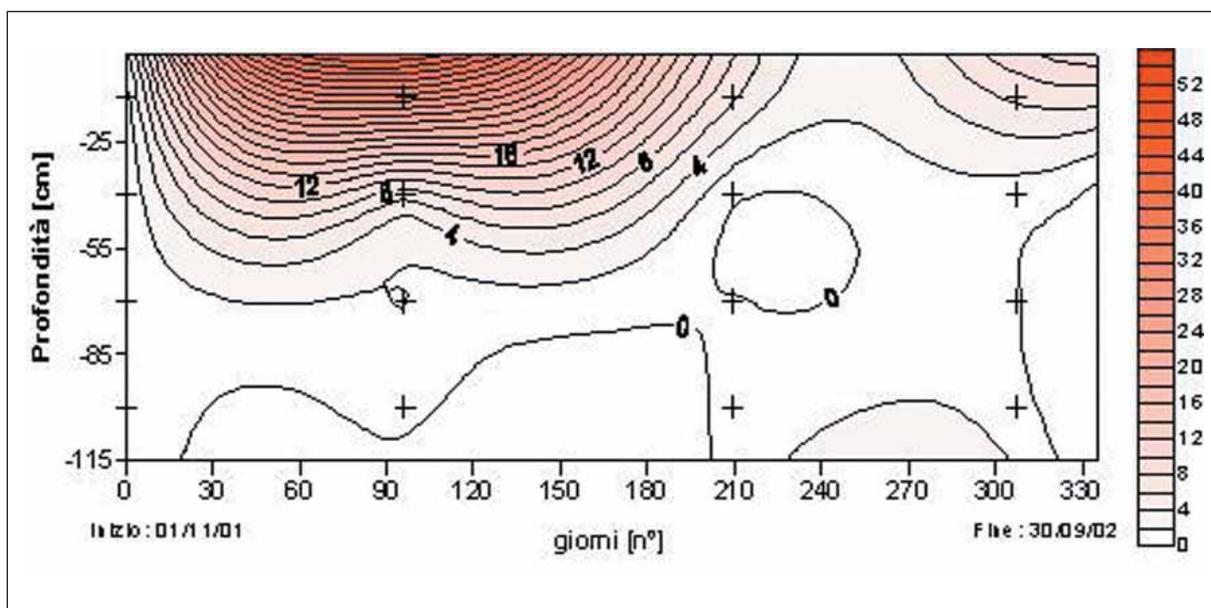


Figura 6.30: Andamento delle concentrazioni di fosforo assimilabile Olsen nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella A – linea monte)

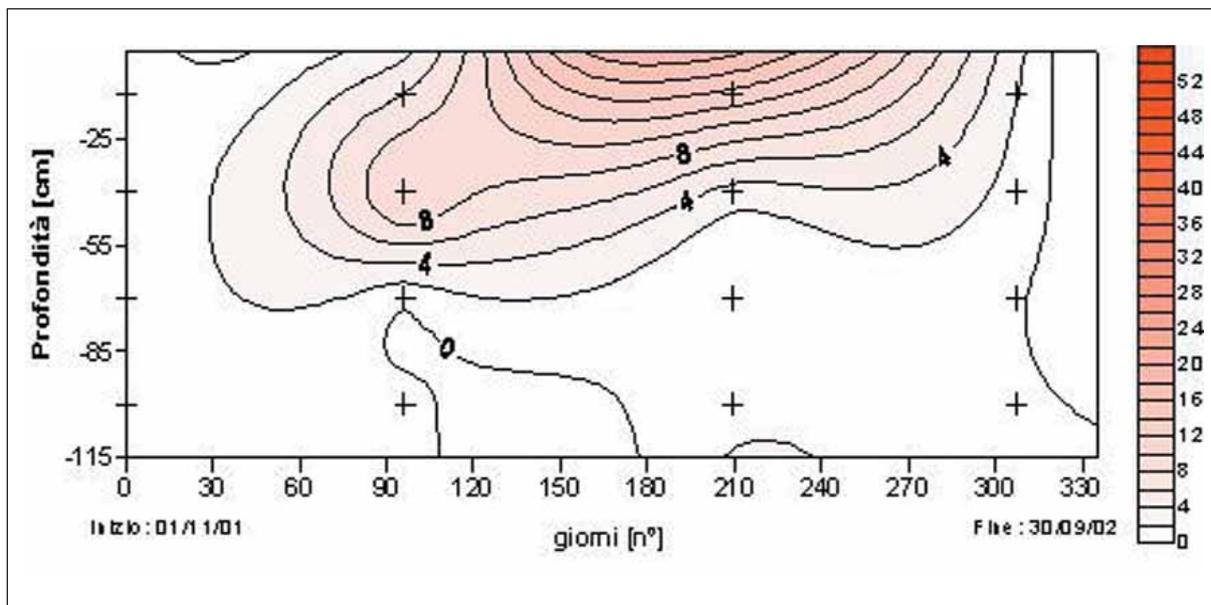


Figura 6.31: Andamento delle concentrazioni di fosforo assimilabile Olsen nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella A – linea valle)

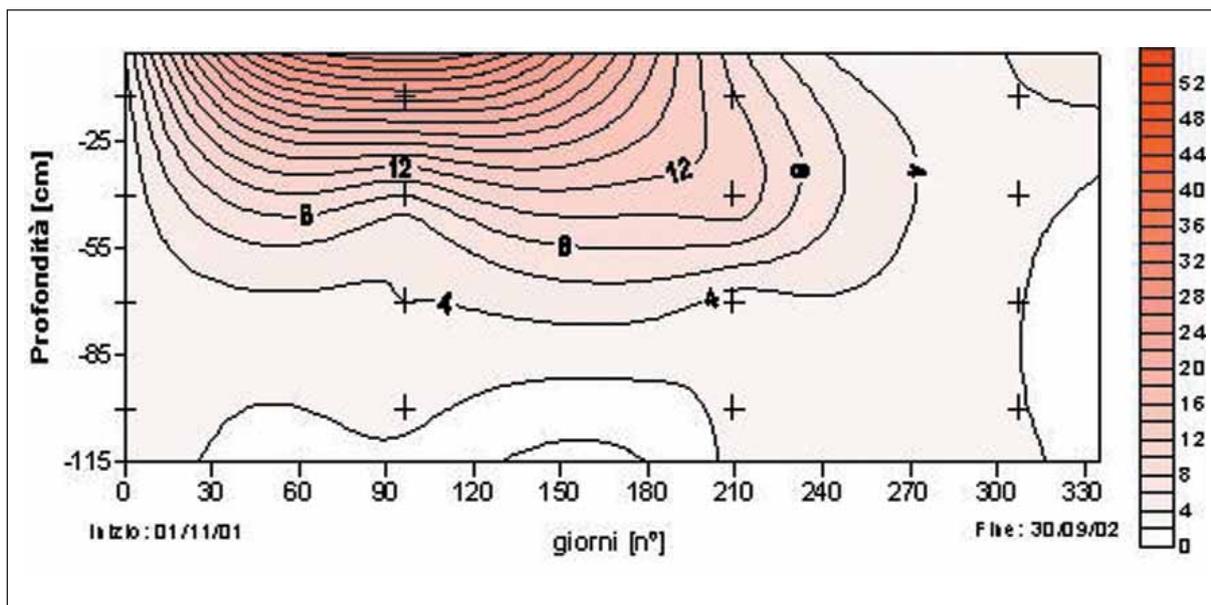


Figura 6.32: Andamento delle concentrazioni di fosforo assimilabile Olsen nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella B – linea monte)

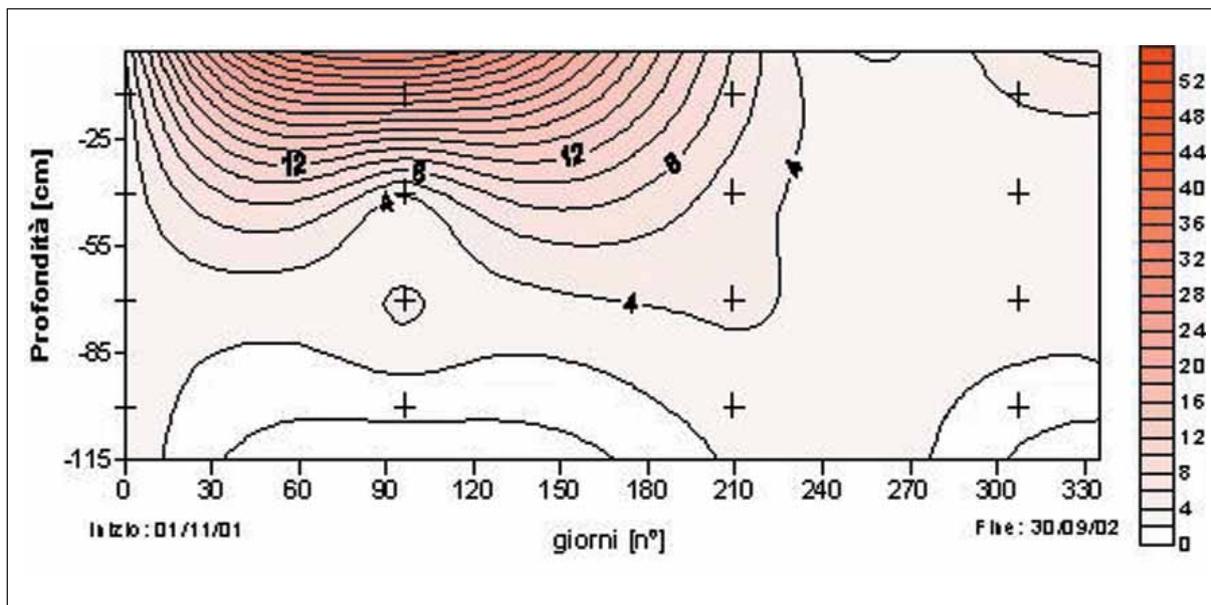


Figura 6.33: Andamento delle concentrazioni di fosforo assimilabile Olsen nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella B – linea valle)

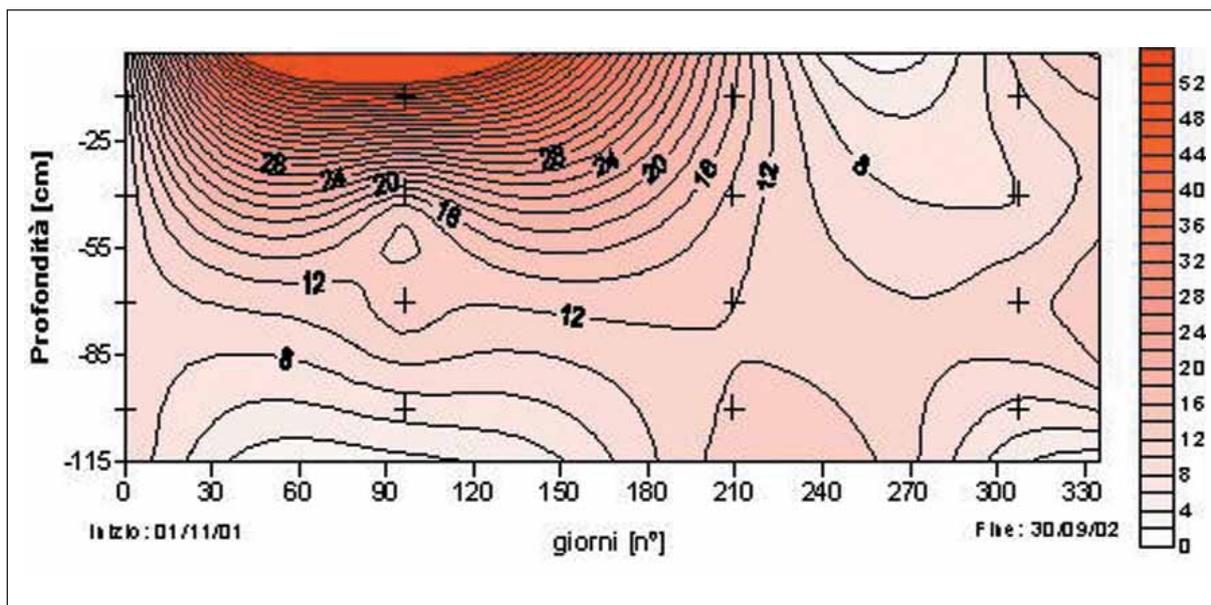


Figura 6.34: Andamento delle concentrazioni di fosforo assimilabile Olsen nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella C – linea monte)

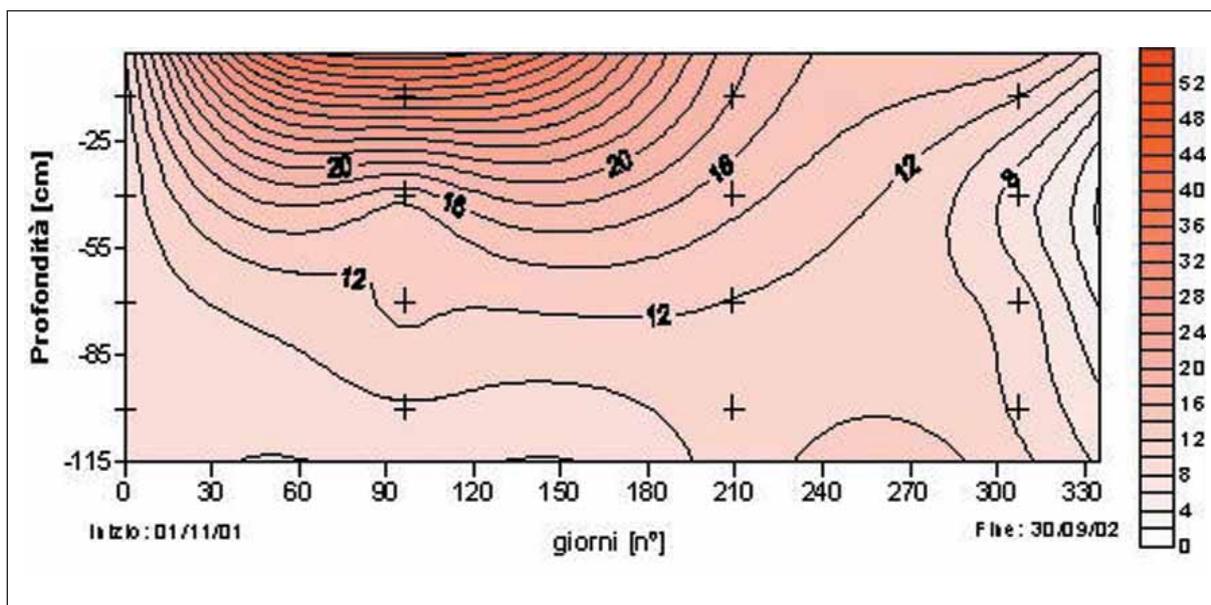


Figura 6.35: Andamento delle concentrazioni di fosforo assimilabile Olsen nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella C – linea valle)

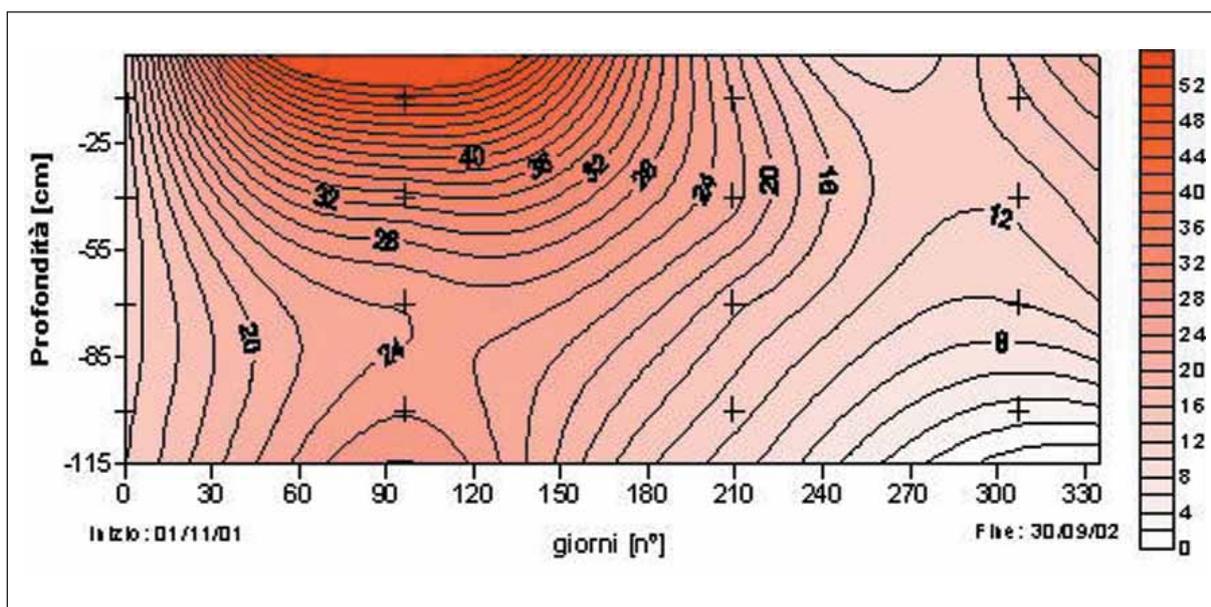


Figura 6.36: Andamento delle concentrazioni di fosforo assimilabile Olsen nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella D – linea monte)

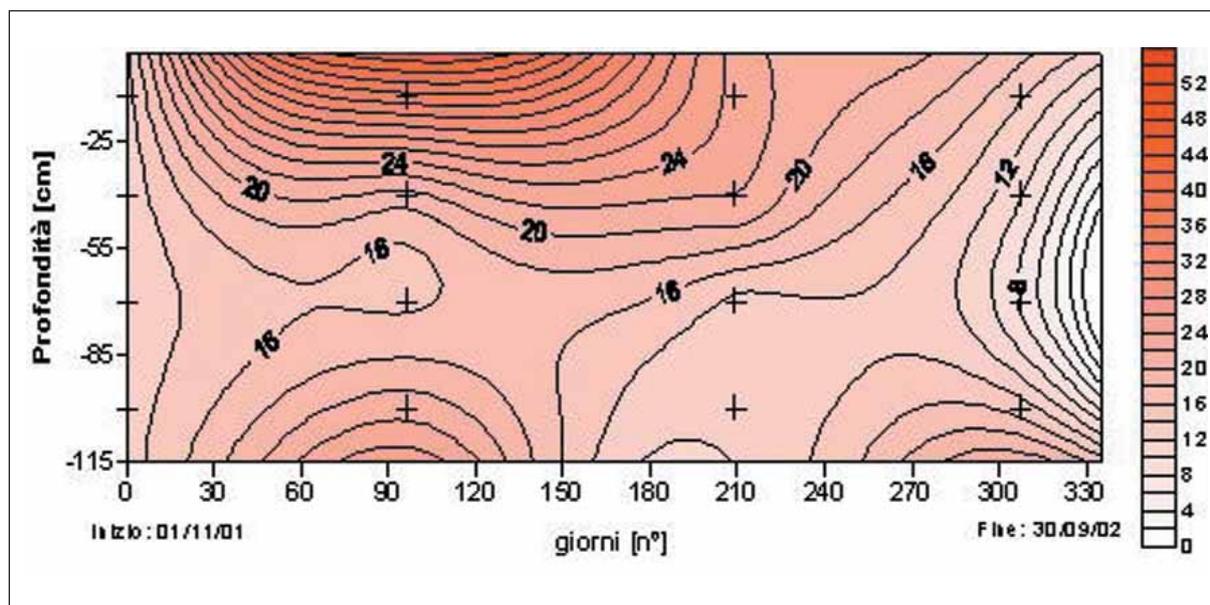


Figura 6.37: Andamento delle concentrazioni di fosforo assimilabile Olsen nel suolo nel corso dell'intero periodo di monitoraggio (valori in mg/kg, Parcella D – linea valle)

Tabella 6.8: Quantità di azoto nitrico calcolate per l'intero spessore delle parcelle (115 cm) alle date di campionamento dei terreni (valori in kg N-NO₃/ha)

Date	Parcella A	Parcella B	Parcella C	Parcella D
03/10/01	56,1	28,4	56,5	8,3
05/02/02	44,8	36,2	4,1	5,0
29/05/02	4,0	51,2	17,5	11,0
04/09/02	10,5	349,9	349,5	343,1
Differenza fine - inizio	-45,6	+321,4	+293,0	+334,9

Tabella 6.9: Quantità di fosforo assimilabile calcolate per l'intero spessore delle parcelle (115 cm) alle date di campionamento dei terreni (valori in kg P Olsen/ha)

Date	Parcella A	Parcella B	Parcella C	Parcella D
03/10/01	16,1	52,4	156,3	210,8
05/02/02	105,9	150,7	325,5	447,0
29/05/02	45,0	94,8	231,2	285,0
04/09/02	22,2	45,6	163,2	175,7
Differenza fine-inizio	+6,1	6,8	+6,9	-35,1

6.6 Caratteristiche della copertura vegetale

Nel corso del primo anno il manto vegetale ha raggiunto un buon grado di sviluppo solo sulla parcella con terreno vegetale (*Figura 6.38*). Sulla parcelle B, C e D la scarsa permeabilità dei substrati, il loro compattamento e l'elevata velocità di scorrimento delle acque di deflusso superficiali non hanno permesso un buon insediamento vegetale (*Figura 6.39*).



Figura 6.38: Vegetazione sviluppata sulla parcella A (giugno 2002)

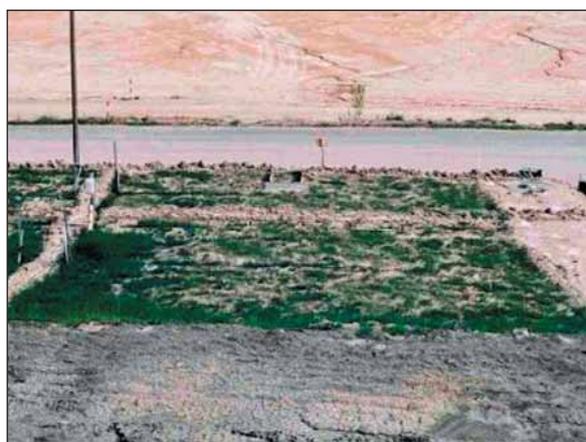


Figura 6.39: Vegetazione sviluppata sulla parcella D (giugno 2002)

Sulla parcella A il prato misto è stato tagliato due volte nel corso dell'anno. Al momento dei tagli sono stati effettuati rilievi di produzione e campionamenti della biomassa sviluppata. Sui campioni prelevati sono stati determinati il contenuto di sostanza secca, azoto totale, fosforo e metalli pesanti per la stima delle asportazioni colturali di questi elementi (*Tabella 6.10*).

Tabella 6.10: Caratterizzazione dei 2 tagli vegetali effettuati per la parcella A

Parametri	Unità di misura	Primo taglio 22/05/02	Secondo taglio 30/09/02
Produzione foraggio verde	t/ha	4,89	9,81
Sostanza secca	%	21,98	20,93
N totale	% s.s.	1,8	3,24
P totale	% s.s.	0,17	0,32
As	mg/kg s.s.	non rilevabile	non rilevabile
Cd	mg/kg s.s.	non rilevabile	non rilevabile
Cr	mg/kg s.s.	4,90	non rilevabile
Cu	mg/kg s.s.	6,17	8,56
Ni	mg/kg s.s.	14,67	7,02
Pb	mg/kg s.s.	2,50	non rilevabile
Zn	mg/kg s.s.	21,29	32,70

La vegetazione sviluppatasi sulla parcella A ha visto il progressivo prevalere delle essenze leguminose (*Trifolium repens*, *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*), con in testa il trifoglio, sulle graminacee.

La scarsa vegetazione sviluppatasi nel corso del primo anno sulle parcelle B, C e D ha invece visto il prevalere delle graminacee (*Lolium perenne*, *Festuca arundinacea*, *Cynodon dactylon*), con progressiva sparizione di loietto e festuca a favore della graminigna.

Terminato il periodo di monitoraggio si è proceduto alla risemina delle tre parcelle sperimentali B, C e D, cercando di contrastare quei fattori che erano stati individuati come corresponsabili della ridotta emergenza delle erbe a seguito della semina dell'anno 2001.

Il nuovo intervento è stato effettuato incorporando nello strato lavorato, con zappatrice meccanica da giardinaggio (profondità di lavorazione 10 cm circa), una miscela di compost verde + sovrvallo di compost verde, materiali fibrosi, con il solo scopo di migliorare la struttura dello strato di terreno più superficiale (**Figura 6.40**).

I materiali sono stati prelevati da un impianto di compostaggio di Reggio Emilia. Le caratteristiche del compost verde, del sovrvallo e della loro miscela distribuita sono riportate in **Tabella 6.11**.

Tale miscela omogenea è stata apportata in quantità pari a 40 t s.s./ha (pari al 10% della media dei due dosaggi maggiori di FOS) per tutte e tre le parcelle. La scelta dello stesso dosaggio per tutte e tre le parcelle consentirà ancora di evidenziare eventuali differenze che potranno attribuirsi ai diversi tenori di FOS miscelata al materiale di cava.

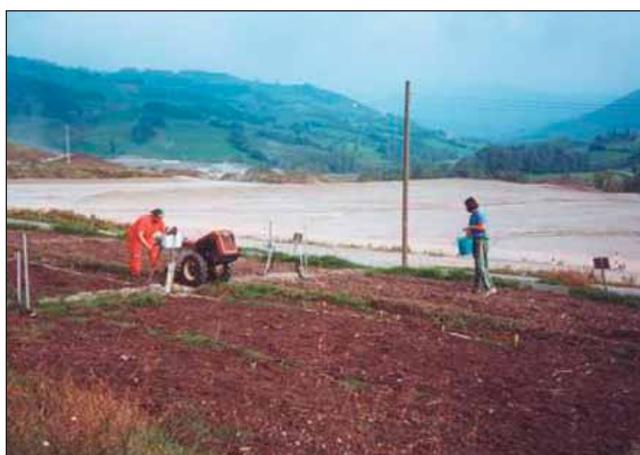


Figura 6.40: Zappatura superficiale con motocoltivatore e intervento di risemina (ottobre 2002)

Tabella 6.11: Parametri determinati sui materiali apportati alla risemina

Parametri	Unità di misura	Compost verde	Sovvallo compost verde	Miscela compost + sovrvallo (distribuita)
pH	-	-	-	8,39
Conducibilità	mS/cm	-	-	1,2
ST	g/kg tq	540,85	549,47	540,89
SV	g/kg tq	361,87	440,54	351,23
NTK	% ST	1,47	1,61	1,55
N-NH4+	% NTK	-	-	4,00
TOC	% ST	24,66	37,56	27,65
C/N	-	16,82	23,32	17,80
P tot.	% ST	-	-	0,10
K tot.	% ST	-	-	3,01
Indice di germinazione	%	-	-	81

Successivamente alla zappatura si è provveduto alla distribuzione omogenea di 80 g/m² di un miscuglio di sementi da prato così costituito:

27% *Festuca arundinacea* (var. *Miro e Eldorado*)

11% *Festuca ovina* (var. *Quatro*)

17% *Lolium perenne* (var. *Delaware e Advent*)

11% *Cynodon dactylon*

17% *Trifolium repens*

17% *Lotus corniculatus*

La semente è stata distribuita a spaglio manualmente, suddivisa tra graminacee (le prime quattro specie) e leguminose (le ultime due specie) per il diverso peso specifico dei semi che ne influenza la distribuzione al lancio; il seme è stato interrato con rastrello ed il terreno non è stato rullato per evitare eccessivo compattamento.

Sulle parcelle sono state ricavate tre piccole canalette perpendicolari alla direzione di massima pendenza, posizionate a metà tra le linee dei lisimetri e quella dei tensiometri ed in corrispondenza del margine inferiore delle parcelle, allo scopo di limitare la velocità di scorrimento delle acque superficiali e di favorirne l'infiltrazione.

Il nuovo intervento di semina ha già dato risultati nettamente migliori rispetto a quello dell'anno precedente e sembra poter garantire lo sviluppo di una buona copertura vegetale anche sulle tre parcelle con le miscele di materiale di cava e FOS (**Figure 6.41-6.42**).

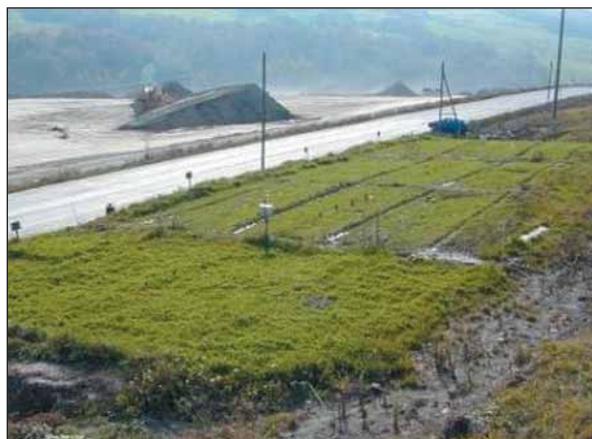


Figura 6.41: Veduta delle parcelle dopo l'intervento di risemina (ottobre 2002)



Figura 6.42: Copertura vegetale della parcella D dopo l'intervento di risemina (dicembre 2002)

7. DISCUSSIONE DEI RISULTATI E CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Le caratteristiche agronomiche delle miscele tra materiale di cava e FOS sono progressivamente migliorate all'aumentare della dose di FOS utilizzata, con evidenti crescite delle dotazioni di sostanza organica e nutrienti, da valori bassi a normali per un terreno agrario.

L'aggiunta di FOS ha contribuito, tra le proprietà fisiche, all'incremento della conducibilità idraulica ed al decremento della densità apparente dei substrati. Le importanti dotazioni di limo, accoppiate a elevate dotazioni di sodio hanno reso, comunque, poco strutturati e porosi tutti e tre i substrati con materiale di cava e FOS, le cui superfici hanno dimostrato una forte tendenza all'incrostamento.

Per quanto concerne il contenuto di metalli pesanti l'aggiunta di FOS ha concorso ad aumentare, in maniera apprezzabile, solamente le concentrazioni di piombo e zinco mentre ha addirittura contribuito a diminuire, rispetto alle concentrazioni nel materiale di cava, quelle di cromo e nichel.

Nel corso delle stagioni di monitoraggio invernale e primaverile piuttosto fredde e siccitose, seguite da una estate dapprima calda e asciutta poi molto piovosa e più fresca del normale, le condizioni meteorologiche hanno consentito progressive fasi di bagnatura e asciugatura dell'intero strato di suolo ricostituito con il terreno vegetale mentre per le parcelle con materiale di cava + FOS l'infiltrazione di acqua ha interessato periodicamente lo strato più superficiale.

Nelle acque di percolazione dei quattro substrati le concentrazioni dei nutrienti e dei metalli pesanti sottoposti a monitoraggio sono risultate non rilevanti. Lo stesso per le acque di deflusso superficiale, le quali, estendendo alla superficie complessiva di un ettaro i risultati ottenuti nelle aree delimitate con il sistema originale di misura (e quindi considerando pari a zero la reinfiltrazione di queste acque nel corso del loro movimento superficiale), hanno generato asportazioni complessive massime sulle parcelle con FOS di 12-15 kg/ha di azoto minerale per gli undici mesi del monitoraggio. Tali valori appaiono assimilabili agli apporti dello stesso elemento minerale dovuti alle precipitazioni (mediamente circa 15 kg/ha per 1000 mm di precipitazione: elaborazione su dati ARPA). Per il fosforo dei fosfati le perdite relative al run-off calcolate per le parcelle con FOS sarebbero variate tra 11 e 18 kg/ha per gli undici mesi del monitoraggio e sarebbero quasi esclusivamente da imputare al dilavamento del materiale di cava piuttosto che all'aggiunta di frazione organica stabilizzata. Anche la sostanza organica contenuta in queste acque, misurata come SV e SSV, non è risultata significativamente influenzata dalle differenti dosi di FOS utilizzate.

Nel corso dell'intero periodo di monitoraggio anche le perdite di metalli pesanti, dovute ai deflussi superficiali delle acque, sono risultate assai contenute e generalmente variabili attorno ad un punto percentuale (1%) rispetto alle quantità apportate con la FOS. Per rame e nichel le quantità perdute con le acque di deflusso superficiale sono risultate crescenti al crescere della dose di FOS utilizzata ma proporzionalmente sempre più contenute, rispetto alla quantità di metallo apportato con FOS, al crescere della dose di FOS.

A confronto con questi ultimi risultati vanno letti i valori delle asportazioni vegetali misurate nella parcella A e relative ai due tagli effettuati, che risultano pari a 86 kg/ha di azoto e 8,5 kg/ha di fosforo. Le asportazioni dei metalli pesanti dovute alla crescita vegetale sono risultate dell'ordine dei pochi grammi, con valori massimi per Cu (24 g/ha), Ni (30 g/ha) e Zn (90 g/ha).

Prioritariamente rimarrebbero da verificare l'evoluzione delle concentrazioni di nitrati all'interno dei suoli ricostituiti con FOS, accresciutesi in maniera repentina nel periodo finale di monitoraggio, nonché le conseguenze dell'intervento correttivo effettuato a conclusione del periodo di monitoraggio, nel corso del quale sovrapposto di compost verde è stato aggiunto nello strato superficiale delle parcelle B, C e D con il solo fine di migliorarne la struttura. In primo luogo andrebbe controllata la

permanenza della copertura verde garantita da questa pratica di ripristino, seguendo le caratteristiche di sviluppo delle essenze vegetali nel corso del tempo.

Stanti i risultati ottenuti, l'elaborazione dei dati sperimentali con modelli matematici atti a simulare il flusso idrico ed il trasporto di soluti attraverso il suolo sarebbe possibile per la sola parcella A (terreno vegetale), dove questi processi si sono realmente verificati e sono stati seguiti nel corso del monitoraggio.

Relativamente ai processi avvenuti nella parcella A l'interesse è comunque ridotto in quanto tale parcella, si ricorda, funge solo da tesi di confronto rispetto alle tre parcelle sperimentali dove i suoli sono stati ricostruiti miscelando materiale di cava e FOS. Per questo motivo non si è ritenuto opportuno attivare elaborazioni modellistiche basate sui dati raccolti in questa parcella, elaborazioni che non sarebbero risultate utili ad integrare le conoscenze già acquisite per le parcelle B, C e D.

I risultati ottenuti dal lavoro sperimentale condotto permettono di trarre alcune importanti conclusioni di carattere generale di seguito illustrate.

Si può, in primo luogo, rilevare come l'utilizzo di miscele di materiale di cava e frazione organica stabilizzata non evidenzia effetti ambientali negativi, anche ai dosaggi più elevati di FOS (500 t/ha di sostanza secca), determinando, invece, un miglioramento delle caratteristiche agronomiche del suolo ricostruito. Tale miglioramento risulta proporzionale alla dose di frazione organica stabilizzata utilizzata.

Anche il grado di copertura vegetale mostra un incremento all'aumentare della dose di FOS, pur essendo richiesti interventi correttivi finalizzati a migliorare la permeabilità dei substrati ed a ridurre il compattamento. A parità di dosaggio delle miscele correttive utilizzate si osserva, comunque, un effetto positivo sullo sviluppo vegetale legato all'aumento delle dosi di FOS.

Va, inoltre, rilevato che la FOS attualmente prodotta negli impianti italiani presenta un contenuto medio di metalli pesanti inferiore non solo ai limiti della Deliberazione della Commissione Interministeriale del 27 luglio 1984, ma anche a quelli previsti per il biostabilizzato di classe 2 individuato dalla Bozza di Decreto del Ministero dell'ambiente e della Tutela del Territorio relativo all'“Adozione delle norme tecniche, delle modalità e delle condizioni d'uso dei rifiuti organici biodegradabili destinati al trattamento biologico” (fatta eccezione in alcuni casi per il piombo).

In base a tali considerazioni, l'adozione di un limite di FOS di 500 t/ha di sostanza secca (quantitativo massimo sperimentato), in attività di ripristino di ambienti non protetti, ma dotati di naturali buone garanzie di salvaguardia del sito, come le ex cave di argilla non sembrerebbe, quindi, comportare, in linea generale, problemi da un punto di vista ambientale. L'utilizzo in tali dosi dovrebbe, però, essere sempre vincolato allo svolgimento di una adeguata indagine preliminare, in grado di attestare la completa tutela delle matrici ambientali interessate ed un effettivo apporto benefico al terreno, nonché essere preceduto da una relazione tecnica comprendente, tra le altre cose, un'analisi della dinamica dei composti minerali dell'azoto e di tutti i parametri in grado di influire sul rischio per la risorsa idrica. I limiti di dosaggio dovrebbero, inoltre, sempre tener conto dello spessore dello strato di terreno ricostruito (nella presente sperimentazione mediamente pari ad 1 m) e la dose di frazione organica da aggiungere dovrebbe essere ridotta in modo proporzionale alla diminuzione dello spessore del terreno stesso. L'utilizzo di FOS deve, infine, sempre garantire il rispetto, nel suolo ricostituito, dei limiti di inquinanti previsti dalla normativa vigente per la specifica destinazione d'uso (agricolo, verde pubblico, privato, residenziale, commerciale ed industriale).

Per similitudine di ambito di impiego, anche nel caso di chiusura finale di discariche esaurite (ad eccezione di quelle per inerti), l'utilizzo di dosaggi di FOS intorno a 500 t/ha di sostanza secca con gli stessi vincoli già illustrati per il ripristino delle cave d'argilla, non dovrebbe comportare problemi da un punto di vista ambientale.

In ogni caso, stante l'esperienza derivata da questa sperimentazione, per favorire lo sviluppo delle specie vegetali insediate sulle mescole di materiale di cava + FOS, si ritiene opportuna una adeguata miscelazione, almeno entro i primi 5-10 cm di suolo ricostituito, di materiale fibroso e carbonioso non ricco di nutrienti e metalli. A tal proposito possono essere, ad esempio, utilizzati il compost verde (compost da soli scarti vegetali, leggi ammendante compostato verde) o, addirittura, il sovrillo derivante dalla vagliatura dello stesso. Per questi materiali può essere ritenuto adeguato un dosaggio complessivo di circa 40 t/ha di sostanza secca.

A supporto di quanto finora affermato in merito alle modalità d'uso della frazione organica stabilizzata, si evidenzia come le indicazioni fornite siano assolutamente coerenti con i risultati sperimentali di lavori scientifici prodotti da diversi autori, secondo cui sono da ritenersi adeguate dosi tra 40 e 80 t/ha di sostanza secca, per applicazioni superficiali di FOS [Cuevas G. et al., 2000; Illera V. et al., 1999; Ingelmo F. et al., 1998] e dosi di 260 t/ha per applicazioni entro uno spessore di 30 cm [Albaladejo J., 1994; Garcia C., 1992].

Anche i risultati di una sperimentazione condotta, negli anni 2002-2004 dalla Regione Piemonte, in collaborazione con l'IPLA, sembrerebbero evidenziare la sostenibilità ambientale di un utilizzo *una tantum* della frazione organica stabilizzata, in concentrazioni comprese tra le 200 e le 750 t/ha di sostanza secca (entro uno spessore di circa 1 metro) in attività di rivegetazione e recupero ambientale dei suoli.

In base ai risultati della stessa sperimentazione l'utilizzo di dosi più elevate, dell'ordine delle 1.500-2.000 t/ha di sostanza secca, determinerebbe, invece, importanti effetti negativi, quali l'impedimento al drenaggio, il rilascio di azoto in concentrazioni superiori a quelle previste dalla tabella 4, dell'allegato 5 al D.Lgs 152/99 e notevoli difficoltà nello sviluppo della copertura vegetale, soprattutto nelle prime fasi dopo la semina.

Per l'impiego di FOS in ambienti non protetti e non dotati di barriere naturali di protezione è invece opportuno adottare limiti più restrittivi, in quanto scarse sono al momento le conoscenze in merito alle interazioni chimico-fisiche e biologiche tra FOS e materiale inerte miscelato diverso dall'argilla, soprattutto in relazione all'evoluzione dell'azoto e dei nitrati.

Riferimenti bibliografici

- Albaladejo J., Castillo V., Diaz E. (2000). *Soil loss and runoff on semiarid land as amended with urban solid refuse*. Land Degradation & Development, 11: 363-373.
- Albaladejo J., Stocking M., Diaz E., Castillo V. (1994). *Land rehabilitation by urban refuse amendments in a semi-arid environment: effect on soil chemical properties*. Soil technology, n. 7 (3), p. 249-260.
- Andres P. (1999). *Ecological risks of the use of sewage sludge as fertilizer in soil restoration: effects on the soil microarthropod populations*. Land degradation & development, n. 10 (1), p. 67-77.
- APAT/ONR (2005). *Rapporto Rifiuti 2005*.
- Bagnaresi U., Muzzi E., Ferrari C., Rossi G. (1991). Ricerche sulla sistemazione a verde di una cava di argilla (Appennino Reggiano). Comune di Carpineti (RE), Regione Emilia-Romagna (opuscolo di 85 pagine).
- Bennett M.R., Doyle P., Glasser N.F., Larwood J.G. (1997). *An assessment of the "conservation void" as a management technique for geological conservation in disused quarries*. Journal of Environmental management, n. 50 (3), p. 223-233.
- Beretta G. P., Fumagalli L., Mantovi P. (2000). *Strumentazione di campi-prova per il monitoraggio del mezzo non saturo ai fini dello studio di inquinanti diffusi*. IGEA, Ingegneria e Geologia degli Acquiferi, 14: 59-70.
- Breslin V.T. (1999). *Retention of metals in agricultural soils after amending with MSW and MSW-biosolids compost*. Water, air, and soil pollution, n. 109 (1/4), p. 163-178.
- Brooks R.H., Corey A.T. (1964). *Hydraulic properties of porous media*. Colorado State Univ. Hydrol. Paper n.3, Fort Collins, CO.
- Businelli M., Gigliotti G., Giusquiani P. L. (1996). *Trace element fate in soil profile and corn plant after massive applications of urban waste compost: a six-year study*. Agrochimica, n. XL (4), p. 145-152.
- Centro Ceramico Bologna - Dipartimento di Scienze della Terra Università di Modena (1998). *Ricerca su materie prime per piastrelle ceramiche nelle aree circostanti il distretto di Sassuolo. Relazione Finale*
- Cuevas G., Blazquez R., Martinez F., Walter I. (2000). *Composted MSW effects on soil properties and native vegetation in a degraded semiarid shrubland*. Compost science & utilization, n. 8 (4), p. 303-309.
- Felton G.K. (1995). *Temporal variation of soil hydraulic properties on municipal solid waste amended mine soils*. Transaction of the ASAE, n. 38 (3), p. 775-782.
- Garcia C., Hernandez T., Costa F. (1992). *Variation in some chemical parameters and organic matter in soils regenerated by the addition of municipal solid waste*. Environmental Management, n. 16 (6), p. 763-768.
- Gawn P.E. (1981). *Restoration schemes: an industrial viewpoint* Land reclamation. Ecology of quarries: the importance of natural vegetation: proceedings of a workshop held at Monks Wood Experimental Station, 23-24 February 1981 - edited by B.N.K. Davis, n. , p. 72-74.
- Gigliotti G., Businelli D., Giusquiani P. L. (1996). *Trace metals uptake and distribution in corn plants grown on a 6-year urban waste compost amended soil*. Agriculture, Ecosystems and Environment, n. 58, p. 199-206.
- Giusquiani P. L., Gigliotti G., Businelli D. (1992). *Mobility of heavy metals in urban waste-amended soils*. Journal of Environmental Quality, n. 21, p. 330-335.
- Humphries R.N. (1981). *The establishment of vegetation on quarry materials: physical and chemical constraints*. Ecology of quarries: the importance of natural vegetation: proceedings of a workshop held at Monks Wood Experimental Station, 23-24 February 1981 - edited by B.N.K. Davis, n. , p. 55-61.
- Illera V., Walter I., Cuevas G., Cala V. (1999). *Biosolid and municipal solid waste effects on physical and*

-
- chemical properties of a degraded soil*. *Agrochimica*, n. XLIII (3-4), p. 178-186.
- Ingelmo F., Canet R., Ibanez M.A., Pomares F., Garcia J. (1998). *Use of MSW compost, dried sewage sludge and other wastes as partial substitutes for peat and soil*. *Bioresource Technologies*, n. 63 (2), p. 123-129.
- Joost R.E., Olsen F.J., Jones J.H. (1987). *Revegetation and minesoil development of coal refuse amended with sewage sludge and limestone*. *Journal of Environmental Quality*, n. 16 (1), p. 65-68
- Lax A., Diaz E., Castillo V., Albaladejo J. (1994). *Reclamation of physical and chemical properties of a salinized soil by organic amendment*. *Arid soil research and rehabilitation*, n. 8 (1), p. 9-17.
- Mamo M., Rosen C. J., Halbach T. R. (1999). *Nitrogen availability and leaching from soil amended with municipal solid waste compost*. *Journal of Environmental Quality*, n. 28, p. 1074-1082.
- Mamo M., Rosen C.J., Halbach T.R., Moncrief J.F. (1998). *Corn yield and nitrogen uptake in sandy soils amended with municipal solid waste compost*. *Journal of production agriculture*, n. 11 (4), p. 469-475.
- Molina L., Diaz-Ferrero J., Coll M., Marti R., Broto-Puig F., Comellas L., Rodriguez-Larena M.C. (2000). *Study of evolution of PCDD/F in sewage sludge-amended soils for land restoration purposes*. *Chemosphere*, n. 40 (9/11), p. 1173-1178.
- Muzzi E., Roffi F. (1996). *La rivegetazione dei substrati argillosi: il caso della cava Colombara*. *Atti del convegno "Pianta e ambiente, verde urbano, aree degradate, bosco"* - Cesena, 25 ottobre 1996, p. 88-93.
- Muzzi E., Roffi F., Sirotti M., Bagnaresi U. (1997). *Revegetation techniques on clay soil slopes in northern Italy*. *Land degradation & development*, n. 8 (2), p. 127-137.
- Nortliff S. (1998). *The use of composted municipal solid waste in land restoration*. *Proceedings of XVI World Congress in Soil Science*, 20-26/08/1998, Montpellier France, n. , p.
- Pietz R.I., Carlson C.R. Jr., Peterson J.R., Zenz D.R., Lue-Hing C. (1989). *Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material. II. Effects on revegetation*. *Journal of Environmental Quality*, n. 18 (2), p. 169-173.
- Ramsay W.J.H. (1986). *Bulk soil handling for quarry restoration*. *Soil use and management*, n. 2 (1), p. 30-39.
- Regione Piemonte – Assessorato Ambiente. *Prove sperimentali per l'utilizzo "una tantum" della frazione organica stabilizzata in attività di recupero ambientale"*.
- Sabrah R.E.A., Abdel Magid H.M., Abdel-Aal S.I., Rabie R.K. (1995). *Optimizing physical properties of a study soil for higher productivity using town refuse compost in Saudi Arabia*. *Journal of arid environments*, n. 29 (2), p. 253-262.
- Sanchez L., Diez J.A., Polo A., Roman R. (1997). *Effect of timing of application of municipal solid waste compost on N availability for crops in central Spain*. *Biology and fertility of soils*, n. 25 (2), p. 136-141.
- Silvestri N., Risaliti R., Ginanni M., Pampana S. (2001). *La valutazione del deflusso di superficie in sistemi colturali di pianura: alcune esperienze svolte in provincia di Pisa*. *Irrigazione e Drenaggio*, 2: 36-42.
- Sort X., Alcaniz J.M. (1996). *Contribution of sewage sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries*. *Land degradation & development*, n. 7 (1), p. 69-76.
- Sort X., Alcaniz J.M. (1999). *Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation*. *Land degradation & development*, n. 10 (1), p. 3-12.
- van Genuchten M. TH. (1980). *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils*. *Soil Science Society of America Journal*, n. 44.
- Zier N., Schiene R., Koch H., Fischer K. (1999). *Agricultural reclamation of disturbed soils in a lignite mining area using municipal and coal wastes: the humus situation at the beginning of reclamation*. *Plant and soil*, n. 213 (1/2), p. 241-250.