

GESTIONE DEI FANGHI DI DEPURAZIONE IN AGRICOLTURA: INDAGINE E RISULTATI DI UN CASO DI STUDIO NELLA PROVINCIA DI UDINE

1. Lo stato di fatto

Il rapporto sui rifiuti dell'ISPRA, elaborato sulla base di dati riferiti al 2007 per i rifiuti urbani e al 2006 per quelli speciali, evidenzia come nella regione Friuli Venezia Giulia la modalità di recupero dei fanghi di depurazione mediante utilizzo su suolo agricolo o compostaggio non sia regolamentata. Da indagini svolte risulta che il principale recapito per tali matrici sia proprio l'agricoltura e che opzioni quali il conferimento in discarica e l'incenerimento rivestano un ruolo di secondaria importanza. Come è noto, infatti, si sta assistendo a limitazioni sempre più stringenti inerenti il conferimento in discarica di rifiuti biodegradabili e nonostante l'inceneritore di Trieste sia stato autorizzato nel 2004, in via sperimentale e provvisoria, a trattare rifiuti classificati con codice CER 190805 (fanghi prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane), allo stato attuale è ancora in corso uno studio tecnico – economico al fine di gestire in maniera idonea tale tipologia di rifiuti.

La Commissione Europea sta valutando se predisporre una revisione della vigente Direttiva europea 86/278 e, in caso affermativo, la portata di tale azione. Ad esempio la direttiva 86/278/CEE stabilisce dei valori limite di concentrazione per sette metalli pesanti: dal momento del suo recepimento alcuni Stati membri hanno emanato e implementato valori limite più stringenti e definito ulteriori requisiti per altri contaminanti. Per poter effettuare una valutazione la Commissione Europea ha varato uno studio finalizzato alla raccolta delle informazioni preesistenti inerenti gli impatti ambientali, economici, sociali e sanitari legati alle pratiche di gestione dei fanghi di depurazione al suolo. Tale studio si pone come obiettivo anche la valutazione dei rischi e delle opportunità previste nei prossimi anni, identificando le possibili opzioni che la politica Europea potrà adottare ed effettuando una valutazione costi – benefici.

Per quanto riguarda la Regione Friuli Venezia Giulia non sono stati raccolti molti dati relativi al controllo sull'idoneità dei fanghi di depurazione applicati al terreno, per vedere a grande scala se le concentrazioni dei metalli pesanti si avvicinano ai limiti di legge (allegato I B del D. Lgs. n. 99/1992). Per poter discutere degli aspetti riguardanti la tossicità dei fanghi di depurazione è necessaria pertanto un'indagine conoscitiva sulle tipologie di impianti di depurazione con riferimento a tutti i parametri che al momento sono stati considerati da studi precedenti tenendo conto della realtà territoriale.

2. Indagine conoscitiva su un caso reale del Friuli Venezia Giulia: motivazioni e risultati

2.1 Premessa

L'Università degli Studi di Udine e la Società Acquedotto Poiana S.p.A. hanno realizzato un progetto triennale congiunto per testare un nuovo sistema di recupero dei fanghi di depurazione: lo studio ha avuto come obiettivo l'organizzazione e la valutazione della possibilità di compostaggio dei fanghi di depurazione prodotti da impianti di trattamento delle acque reflue urbane e domestiche. Nell'ambito di tale progetto sono state sviluppate in modo omogeneo e completo le molteplici tematiche connesse con l'utilizzo dei fanghi di depurazione, dalla produzione al recapito finale. Prendendo spunto da un caso reale della provincia di Udine, la Società Acquedotto Poiana S.p.a., è stata effettuata un'indagine approfondita sulla qualità dei

fanghi di depurazione seguendo i dettami dell'ultimo documento ufficiale dell'Unione europea in materia di fanghi di depurazione, il "Working document on sludge (3rd draft, 2000).

Tale bozza si contraddistingue per il carattere innovativo rispetto alla normativa italiana vigente risalente al 1992 e per la spiccata sensibilità nei confronti di tematiche quali l'inquinamento ambientale e l'adozione di pratiche agronomiche sostenibili.

2.2 Il progetto

Nella fase iniziale del progetto si è proceduto all'analisi delle tipologie impiantistiche e alla scelta di una decina di impianti rappresentativi di trattamento delle acque reflue della Società Acquedotto Poiana individuati sulla base della potenzialità, della tipologia di acqua di scarico trattata, dei trattamenti effettuati e in base alla possibile presenza di intrusioni da attività agro – industriali.

Dopo un'accurata analisi della normativa vigente sia a livello italiano che europeo in materia di gestione e qualità di fanghi di depurazione si è proceduto con la caratterizzazione chimico – fisica della matrice al fine di accertare la rispondenza ai parametri dell'attuale normativa e a valori più stringenti quali quelli suggeriti dalla bozza europea.

2.3 Risultati ottenuti

2.3.1 Caratterizzazione dei fanghi di depurazione

I fanghi di depurazione sono stati selezionati e analizzati seguendo i dettami dell'ultimo documento ufficiale dell'Unione Europea in materia di fanghi di depurazione, il "Working document on sludge" (3rd draft, 2000).

Nelle tabelle che seguono sono stati presentati e confrontati i valori ottenuti per singolo impianto sia in base alle indicazioni della normativa italiana vigente sia in base ai nuovi orientamenti dell'Unione europea. Trattandosi di un numero esiguo di campioni si è scelto di discutere i dati considerando per ogni parametro il valore medio, la mediana e la deviazione standard in modo da poter confrontare i risultati con dati di letteratura esistenti. In tal modo si è ottenuta e argomentata una caratterizzazione media, tipica dei fanghi di depurazione della Acquedotto Poiana S.p.A..

Tabella 2.1 Principali caratteristiche agronomiche dei fanghi di depurazione analizzati.

Impianti del caso di studio	s.s.	pH	C %s.s.	N %s.s.	P %s.s.
Campione 1	92,3	6,80	23,84	3,80	1,58
Campione 2	89,6	6,74	35,76	5,88	2,50
Campione 3	89,8	6,64	38,04	6,38	2,35
Campione 4	88,6	6,72	39,72	6,89	3,02
Campione 5	88,8	6,14	31,59	3,94	3,47
Campione 6	92,2	7,08	29,26	2,92	1,13
Campione 7	90,2	7,65	37,27	6,32	1,86
Campione 8	90,5	6,67	35,09	5,56	1,60
Campione 9	91,2	6,78	30,45	4,14	1,26
Campione 10	90,1	6,48	34,11	5,06	1,58
<i>Dettami del D.Lgs.99/92</i>		<i>6.0<pH<7.5</i>	<i>>20</i>	<i>>1,5</i>	<i>>0,4</i>
Indicazioni del Working document on sludge (2000)		-	-	-	-

Nell'ambito di questi dieci campioni rappresentativi del territorio di pertinenza della Società si è poi tentata una valutazione confrontando la tipologia di acqua di scarico trattata e i trattamenti che contraddistinguono la linea fanghi. Di seguito sono state citate le principali evidenze emerse da tale indagine.

2.3.2 Composizione e valore agronomico

Lo screening (tabella 2.1 e 2.2) ha evidenziato la rispondenza di quasi tutti i campioni di fango di depurazione analizzato ai parametri agronomici previsti dalla normativa italiana, fatta eccezione per il pH del campione 7, anche se il superamento della soglia prevista risulta contenuto.

I contenuti di C e N organico (tabella 2.3) garantiscono un utilizzo appropriato dei fanghi di depurazione da impianti di trattamento delle acque reflue urbane di potenzialità contenuta (< 100.000 a.e.). analizzati in agricoltura, esercitando un effetto positivo sia sull'incremento del tenore di sostanza organica del suolo sia sulle proprietà fisiche del suolo. La media e la mediana della concentrazione sia di C organico (34,6% e 33,5%) che di N organico (5,31% e 5,09%) risultano molto vicine tra loro. Il contenuto significativo di azoto comporta un rapporto medio C/N di circa 6, valore che sta ad indicare che l'applicazione di questi fanghi di depurazione potrebbe non comportare uno squilibrio nutrizionale per le colture quanto alla concimazione azotata.

Tabella 2.2 Contenuto in elementi nutritivi secondari e microelementi

Impianti del caso di studio	Elementi nutritivi secondari [mg/kg s.s.]			Micronutrienti [mg/kg s.s.]			
	Ca	Mg	S	B	Co	Fe	Mo
Campione 1	34462	8862	3667	67,49	1,253	20279	1,75
Campione 2	29972	11052	5218	0,00	< l.r.	8440	4,40
Campione 3	48062	11554	8292	11,69	< l.r.	8678	6,32
Campione 4	27405	8222	8302	0,00	< l.r.	5331	5,21
Campione 5	53035	10732	7905	1,49	0,115	12856	9,37
Campione 6	64264	18222	11053	0,00	1,874	18054	6,22
Campione 7	36937	8893	12058	0,48	< l.r.	9973	2,78
Campione 8	39388	11209	9409	0,00	0,614	12789	1,54
Campione 9	41102	14581	7687	16,79	1,583	18192	2,51
Campione 10	42445	12492	10632	7,23	0,878	12539	3,30
<i>Dettami del D.Lgs.99/92</i>	-	-	-	-	-	-	-
Indicazioni del Working document on sludge (2000)	-	-	-	-	-	-	-

Il rischio di competizione tra microorganismi per la frazione disponibile di N si ha soprattutto dopo l'applicazione di ammendanti organici contraddistinti da un rapporto C/N di circa 30. Analizzando in particolare la differenza tra il fango prodotto dal trattamento di acque reflue domestiche e urbane si è notato che il fango proveniente dal trattamento delle acque reflue domestiche (30.45 %) presenta un contenuto di C organico significativamente più basso ($P=0.047$) di quello prodotto dal trattamento di acque reflue urbane (37.27%).

Per quanto riguarda il contenuto di N non sono emerse differenze statisticamente significative, anche se i tenori misurati risultano interessanti per l'applicazione al suolo di tali fanghi (4.14% per il fango da acque reflue domestiche e 6.32% per fango da acque reflue urbane). La legislazione italiana permette di applicare al suolo un massimo di 15 t/ha di fango in termini di sostanza secca nel triennio, che corrisponde ad un input approssimativo globale di 5 t di C organico e allo stesso tempo ad un equilibrato apporto dei principali elementi nutritivi (per esempio 750 kg N, 300 kg P e 50 kg K). Ipotizzando di applicare i quantitativi massimi permessi di fanghi di depurazione verrebbero forniti circa 250 kg di N per ettaro, che corrispondono alla dose media di fertilizzante azotato fornito alle coltivazioni della pianura friulana. L'applicazione di fanghi di

depurazione potrebbe anche incrementare gli input di C organico per una quota pari a 3 t di sostanza organica per ettaro. Pertanto un apporto continuo nel rispetto del limite di 15 t/ha s.s. potrebbe determinare un lento ma progressivo incremento del contenuto di sostanza organica del suolo (UKWIR, 1999) con dei risvolti positivi sulle proprietà fisiche, chimiche e biologiche del suolo. Per quanto riguarda il contenuto di fosforo e potassio dei fanghi di depurazione i valori rientrano nel range di concentrazione che contraddistingue la composizione media dei fanghi di depurazione degli Stati Membri dell'Unione Europea (Loizidou et al., 2006). Sebbene il quantitativo medio di P sia notevolmente elevato rispetto ai valori riportati in bibliografia per i fanghi di depurazione (valore medio di 17.3 g kg⁻¹), il contenuto medio di K è risultato invece relativamente scarso (3.45 g kg⁻¹), ma c'è da considerare il fatto che quasi tutto è disponibile per le piante (Pascual et al., 1997).

Tabella 2.3 Visione sintetica dei principali elementi nutritivi dei fanghi di depurazione del caso di studio.

Elemento	Unità di misura	Mediana	Media	Deviazione standard
C	mg g ⁻¹	346	335.1	47.8
N	mg g ⁻¹	53.1	50.9	13.27
C/N	-	6.30	6.84	1.322
P	mg g ⁻¹	17.3	20.3	7.74
K	mg kg ⁻¹	3282	3448	1616
Ca	mg kg ⁻¹	40245	41707	11061
Mg	mg kg ⁻¹	11130	11581	2999
S	mg kg ⁻¹	8297	8422	2575
B	mg kg ⁻¹	0.989	10.52	20.88
Co	mg kg ⁻¹	1.066	1.05	0.648
Fe	mg kg ⁻¹	12664	12713	4858
Mo	mg kg ⁻¹	3.85	4.34	2.47

L'analisi a due vie della varianza ha prodotto una differenza significativa per K causata dal tipo di trattamento di depurazione dell'acqua reflua (P=0.036) con un valore medio di 4.2 e 1.9 g K kg⁻¹ rispettivamente per la stabilizzazione aerobica e il trattamento di disidratazione, non significativa invece per il tipo di acqua di scarico. Questi risultati sono stati confermati anche dal test non parametrico di Kruskal – Wallis. Il contenuto di Ca è risultato relativamente basso se confrontato con i valori medi riportati in letteratura per fanghi con caratteristiche simili. Ciò non rappresenta un possibile danno o rischio di carenza o squilibrio tra nutrienti per colture fertilizzate con tali fanghi di depurazione dato che i suoli che contraddistinguono l'area di studio della pianura friulana sono per lo più di tipo calcareo e per tale ragione traggono beneficio dall'applicazione di ammendanti caratterizzati da un elevato contenuto di Mg e da un basso rapporto Ca/Mg (in media 3.6). Lo S totale risulta ben rappresentato con un valore medio di 8.4 g kg⁻¹ e può pertanto contribuire nell'applicazione di nutrienti globalmente bilanciata. I fanghi di depurazione presentano anche altri micronutrienti di considerevole importanza quali, ad esempio, Fe, B, Mo che possono rappresentare un buon contributo per la fertilità minerale del suolo, in particolare quando applicati assieme alla sostanza organica.

2.3.3 Caratterizzazione ambientale: contenuto in metalli pesanti

Per quanto riguarda il contenuto di metalli pesanti i campioni analizzati rispondono sia ai dettami del D.Lgs.99/92 che alle indicazioni del Working document on sludge (tabella 2.4): occorre ricordare come la normativa italiana abbia recepito la Direttiva 86/273 CEE nella sua accezione più restrittiva e infatti, fatta eccezione per Cd e Cr, i valori limite previsti coincidono. Risulta interessante osservare come i fanghi di depurazione rispondano anche alle soglie di concentrazione suggerite per il medio (2015) e lungo termine (2025). L'indagine ha evidenziato due casi particolari: il campione n. 5 presenta un contenuto notevole di Ni, mentre il campione n. 3, pur rispettando la soglia prevista per legge, si distingue con un valore di concentrazione molto superiore ai valori riscontrati. Le motivazioni di tali outlier non sono note: sarebbe opportuno verificare ulteriormente tali concentrazioni tramite ulteriori campionamenti e determinazioni.

Considerando per ogni singolo parametro media e mediana dei valori di concentrazione si evince come i dati siano molto vicini tra loro (tabella 2.5). Le concentrazioni dei metalli pesanti risultano all'interno del range riportato per la composizione media dei fanghi di depurazione dei Paesi Membri dell'Unione Europea (Leschber, 2006) in quasi tutti i campioni. Dal momento che l'applicazione al suolo di fanghi di depurazione presenta come intento la fertilizzazione del terreno, si può tentare di valutare l'impatto potenziale di tale pratica, inteso come input di metalli pesanti al suolo, in relazione al contenuto di P dei fanghi. Tale valutazione ha senso se i fanghi di depurazione vengono applicati al suolo come fonte primaria di P.

Tabella 2.4 Stato di contaminazione dei metalli pesanti nei fanghi di depurazione analizzati.

Impianti del caso di studio	Metalli pesanti [mg/kg s.s.]						
	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Hg</i>
Campione 1	1,30	68,54	310,2	58,28	55,14	785,2	1,11
Campione 2	1,36	39,58	456,6	31,21	70,69	1260,8	0,58
Campione 3	1,10	57,16	727,2	34,09	57,84	510,5	1,73
Campione 4	0,33	45,10	455,2	21,55	18,70	286,3	1,32
Campione 5	1,31	100,00	649,1	155,00	69,97	1378,1	0,88
Campione 6	2,08	160,50	539,7	61,75	114,53	1736,6	5,59
Campione 7	0,94	53,58	590,8	38,26	64,02	660,8	0,66
Campione 8	1,75	64,32	538,3	44,30	76,41	1460,8	2,43
Campione 9	1,46	104,98	528,2	54,04	64,95	866,0	1,11
Campione 10	1,50	73,75	405,9	41,10	71,48	1326,3	0,65
<i>Dettami del D.Lgs.99/92</i>	<i>20</i>	<i>-</i>	<i>1000</i>	<i>300</i>	<i>750</i>	<i>2500</i>	<i>10</i>
Indicazioni del Working document on sludge (2000)	10	1000	1000	300	750	2500	10
Valori limite previsti a medio termine (2015)	5	800	800	200	500	2000	5
Valori limite previsti a lungo termine (2025)	2	600	600	100	200	1500	2

Tabella 2.5 Stato di contaminazione dei metalli pesanti nei fanghi di depurazione analizzati.

Metallo pesante	Valori limite di concentrazione (mg/kg s.s.)	Numero di campioni che eccedono la norma	Mediana	Media	D.S.
Cd	10	0	1.34	1.31	0.47
Cr	1.000	0	66.43	76.75	36.34
Cu	1.000	0	533.2	520.1	120.5
Ni	300	0	53,96	42,7	37,65
Pb	750	0	67.46	66.37	23.47
Zn	2.500	0	1063	1027	470.6
Hg	10	0	1.11	1.61	1.51

La tabella 2.6 mostra i valori di concentrazione dei campioni analizzati espressi come mg kg^{-1} P; confrontando tali valori con le soglie suggerite dal Working document on sludge emerge una buona rispondenza, ma considerando limiti più stringenti, quali quelli della legislazione danese (Jensen e Jepsen, 2005), si nota come le concentrazioni di Ni e Pb in relazione al contenuto di P eccedano le soglie previste. A tale proposito possiamo comunque considerare basso il tipico contenuto di fosforo di tali fanghi di depurazioni così da non poter essere annoverati tra i fornitori principali di fosforo, quali possono essere, ad esempio, gli effluenti di allevamento. Inoltre, se si esprimono le concentrazioni di metalli pesanti in funzione del contenuto di N, i valori ottenuti diminuiscono di circa 3 volte. Tale approccio nell'interpretazione dei dati potrebbe risultare più realistico visto che esistono Programmi d'azione specifici atti a definire dosi massime di applicazione di fertilizzanti, concimi e ammendanti nel rispetto del bilancio dell'azoto. In secondo luogo l'apporto di fanghi di depurazione al suolo viene generalmente calcolato sulla base dei fabbisogni azotati delle colture.

Tabella 2.6 Concentrazione di Cd, Hg, Ni e Pb riferite al contenuto di P.

Impianti del caso di studio	Cd	Hg	Ni	Pb
Valori suggeriti dal Working document on sludge (2000)	250	250	7.500	18.750
<i>Valori suggeriti dalla legislazione Danese (Jensen e Jepsen, 2005)</i>	<i>100</i>	<i>200</i>	<i>2500</i>	<i>120</i>
1	82	70	3680	3482
2	54	23	1249	2829
3	47	74	1449	2459
4	11	44	713	619
5	38	25	20681	2019
6	184	496	5480	10164
7	50	35	2056	3441
8	109	152	2769	4777
9	115	88	4282	5146
10	95	41	2603	4527
Mediana	79	105	4496	3946
Media	68	57	2686	3461

2.3.4 Caratterizzazione ambientale: presenza di contaminanti organici e diossine

Si tratta di una caratterizzazione innovativa per la Regione Friuli Venezia Giulia e, in particolare, per la Provincia di Udine. Fatta eccezione per un unico caso in cui il valore rilevato di LAS eccede la soglia

suggerita, si nota una generale buona rispondenza dei campioni alle indicazioni suggerite dal Working document on sludge (tabella 2.7).

Tabella 2.7 Contenuto di contaminanti organici e di diossine nei fanghi di depurazione del caso di studio.

Impianti del caso di studio	Composti organici [mg/kg s.s.]						Diossine e furani [ng TE/kg s.s.]
	EOX	$\sum LA_S$	DEHP	$\sum NPE$	$\sum PAH$	$\sum PCB$	PCDD/PCDF
Campione 1	8,57	152,4	10,60	0,50	0,61	<0,0035	26
Campione 2	9,03	48,8	6,20	1,57	1,15	<0,0035	49
Campione 3	10,10	239,1	6,31	0,80	1,03	<0,0035	40
Campione 4	9,79	64,5	13,04	1,01	0,55	<0,0035	41
Campione 5	12,90	17,8	6,50	2,97	1,42	<0,0035	42
Campione 6	8,44	4860	34,34	0,58	2,1	<0,0035	41
Campione 7	4,55	131,3	2,44	1,56	0,82	<0,0035	45
Campione 8	5,49	134,2	6,08	1,20	0,71	<0,0035	54
Campione 9	6,04	99,2	12,43	1,31	0,61	<0,0035	28
Campione 10	8,60	24,7	2,91	0,52	0,57	<0,0035	26
<i>Dettami del D.Lgs.99/92</i>	-	-	-	-	-	-	-
Indicazioni del Working document on sludge (2000)	500	2600	100	50	6	0,8	100

2.3.4.1 AOX (EOX)

Analizzando in dettaglio i singoli contaminanti organici l'Unione Europea propone l'analisi dei composti organoalogenati adsorbibili (AOX), un parametro che ingloba una serie di composti (PCB, diossine, ...) e che permette una valutazione della contaminazione da composti organoalogenati derivati da solventi, lubrificanti, elasticizzanti, disinfettanti, prodotti protettivi per il legno e pesticidi. Tuttavia, in tale studio, si è deciso di quantificare lo stato di contaminazione da composti organoalogenati quantificando i composti organoalogenati estraibili (EOX) dal momento che tali composti sono meno soggetti a interferenze se determinati su matrici solide quali, ad esempio, suoli e fanghi di depurazione. L'AOX viene invece preferito per determinare la presenza di composti organoalogenati in campioni liquidi come le acque di scarico (Gomez-Rico et al., 2007). L'analisi degli EOX è stata effettuata utilizzando due diversi solventi, esano ed acetato di etile. La tabella 2.8 evidenzia la maggiore resa estrattiva ottenibile con l'acetato di etile. Esistono diverse procedure applicabili nell'estrazione degli EOX: nell'analisi sono state utilizzate le metodiche NEN 5735 e NEN 6402, opportunamente rielaborate e adattate al caso. A livello internazionale non vi sono standard riguardo le procedure estrattive e, nel caso del fango di depurazione, non è possibile classificare i composti organoalogenati come AOX (metodo valido per le acque) come suggerirebbero invece gli standard europei. Il procedimento effettivamente applicato nell'analisi dei dieci campioni deriva da due diverse metodiche: NEN 6402 utilizzata per le acque potabili e superficiali e la NEN 5735 utilizzata per suoli e materiali terrosi. Dal confronto tra i due estraenti (tabella 3.8) nella determinazione degli EOX risulta che l'acetato di etile presenta un potenziale estrattivo dalle due alle sei volte maggiore di quello dell'esano. Ciò è ascrivibile al fatto che l'acetato di etile presenta sia un carattere idrofilico che idrofobico e ciò lo rende particolarmente adatto all'estrazione di sostanze sia polari che apolari. E' proprio questa caratteristica del solvente che ne rende possibile l'utilizzo; in mancanza di idrofobicità, infatti, non sarebbe possibile la separazione dall'acqua. L'acetato di etile lega a sé la componente idrofobica e allo stesso tempo svolge

un'ulteriore estrazione di sostanze polari. L'esano, al contrario, presenta scarsa capacità estrattiva, dovuta alla mancanza di componenti polari o protiche, che consentirebbero di attrarre gli organo alogenati polari (Reemtsma e Jekel, 1995). L'esano risulta tuttavia un buon estraente per i composti di tipo apolare. Le concentrazioni di cloro in campioni estratti in acetato di etile risultano essere sensibilmente maggiori rispetto a quelle dei campioni estratti in esano. Le analisi effettuate dimostrano che i dieci fanghi oggetto di studio presentano caratteristiche compatibili, per quanto riguarda il parametro EOX, con un'eventuale riutilizzo agricolo. Il limite di legge previsto in riferimento alla concentrazione di organo alogenati nei fanghi di supero risulta pari a di 500 mg/kg e nessuno dei campioni analizzati si avvicina a tale limite. La tossicità dovuta alla presenza di organo alogenati, infatti, non è ancora stata studiata e regolamentata. I risultati ottenuti attestano che le concentrazioni di EOX nei fanghi provenienti da impianti urbani sono basse.

Tabella 2.8 EOX determinato mediante estrazione con due diversi solventi dei fanghi di depurazione del caso di studio.

Impianti del caso di studio	Estrazione con esano [mg kg⁻¹ s.s.]	Estrazione con acetato di etile [mg kg⁻¹ s.s.]
Campione 1	4,33	8.57
Campione 2	7,68	9.03
Campione 3	2,97	10.1
Campione 4	3,02	9.79
Campione 5	6,95	12.9
Campione 6	2,37	8.44
Campione 7	1,09	4.55
Campione 8	3,56	5.49
Campione 9	2,78	6.04
Campione 10	3,91	8.6
Indicazioni del Working document on sludge	500	500

In seguito ad un campionamento effettuato nel 2001 di fanghi di depurazione della Svezia Samsøe and Petersen (2003) hanno studiato i contaminanti organici presenti e hanno rilevato che il valore di concentrazione medio ammontava a 6.1 mg kg⁻¹ s.s.. La concentrazione di contaminanti organici nei fanghi di depurazione dell'acquedotto Poiana S.p.A. è compresa nel range che va da 4.55 a 12.90 mg Cl⁻ kg⁻¹ dm e non sono stati rilevati degli outlier (figura 2.1).

2.3.4.2 PCB, PCDD/F, LAS e IPA

Per quanto riguarda i PCB il range di concentrazione in fanghi rappresentativi dell'Austria va da 0.027 a 0.055 mg kg⁻¹ (Bursch et al., 2001), mentre in Inghilterra si hanno valori compresi tra 0.044 to 0.18 mg kg⁻¹, con un valore medio di 0.071 mg kg⁻¹ (Stevens et al., 2003). I campioni oggetto di tale studio presentano tutti una concentrazione più bassa del limite di rilevabilità (<0.0035 mg kg⁻¹). Ciò è dovuto probabilmente al divieto della loro produzione e consumo, evento che ha portato ad una drastica e progressive riduzione della contaminazione ambientale di PCB.

Il range di concentrazione di PCDD/F varia da 26 ng TEq kg⁻¹ dm a 54 ng TEq kg⁻¹: si tratta di valori leggermente più bassi e comunque in linea con quanto determinato da Eljarrat et al. (1999), che ha confrontato il contenuto di diossine di campioni di fango di depurazione provenienti dalla Catalonia (Spagna) con fanghi raccolti in precedenza tra il 1979 e il 1987. I campioni più recenti presentavano un valore medio di 55 ng kg⁻¹ e una mediana di 42 ng kg⁻¹, mentre i livelli di diossine dei campioni raccolti e conservati si

aggravavano intorno a 620 pg g^{-1} con una mediana di 110 ng kg^{-1} . I risultati ottenuti in tale studio rientrano nel range delle analisi di monitoraggio della Germania ($0.2 - 128 \text{ ng TE kg}^{-1}$ s.s.), anche se nell'ultimo, i valori medi sono compresi tra 7 e 19 e risultano pertanto più bassi dal 50 al 80% di quelli determinati per i fanghi di depurazione della Società Acquedotto Poiana S.p.A..

Tabella 2.9 Valori di concentrazione dei contaminanti organici nei fanghi di depurazione del caso di studio.

Composti organici	Unità	Limite di concentrazione (s.s.) – Working document on sludge (2000)	Mediana	Media	D.S.
AOX (EOX)	mg kg^{-1}	500	8.59	8.35	2.458
LAS	mg kg^{-1}	2.600	115.24	577.2	1506
DEHP	mg kg^{-1}	100	6.41	10.09	9.26
NPE	mg kg^{-1}	50	1.10	1.20	0.74
PAH	mg kg^{-1}	6	0.77	0.96	0.49
PCB	mg kg^{-1}	0.8	<0.0035	<0.0035	<0.0035
PCDD/F	ng TEq kg^{-1}	100	41.00	39.20	9.65

Per quanto riguarda il contenuto di LAS tutti i campioni, fatta eccezione per uno, risultano ampiamente sotto il valore limite proposto dal Working document on sludge. Il campione n. 3 risulta supera infatti abbondantemente la soglia dei 2.600 mg kg^{-1} s.s.; anche l'analisi gerarchica di tipo cluster separa tale campione da tutti gli altri e ciò conferma in un certo senso il consistente contributo del tipo di acqua di scarico (proveniente da un autolavaggio) al consistente livello di contaminazione del campione n. 3. In ogni caso sia il valore medio che la mediana dei valori di concentrazione dei LAS nei fanghi risultano in ogni caso al di sotto del limite previsto dal Working document on sludge e confrontabili con dati rilevati in Inghilterra per fanghi di depurazione sottoposti a trattamento aerobico (Jones and Northcott, 2000). Così come rilevato per gli altri contaminanti organici anche i livelli di IPA sono risultati relativamente bassi in confronto ai range riportati per altri Stati europei (Leschber, 2006) e tutti i valori, compreso l'outlier che corrisponde ancora una volta al fango di depurazione dell'impianto n. 3 (figura 2.1), risultano ampiamente sotto i valori previsti dalla direttiva.

2.3.5 Risultati dell'analisi statistica

L'analisi delle componenti principali (PCA) è stata utilizzata come metodo per ridurre il carattere dimensionale dell'insieme di dati costituito da molteplici variabili (Mardia et al., 1979). Questa procedura risulta molto interessante anche per identificare le relazioni esistenti tra le variabili. Con tale analisi si è voluto dimostrare che la buona qualità dei fanghi di depurazione non è collegata con il tipo di trattamento della linea fanghi o con il tipo di acqua di scarico in modo che il programma di recupero possa venire implementato per tutti i tipi di fango prodotti nell'area. La PCA relativa all'intero set di dati non presenta un raggruppamento significativo dei fanghi di depurazione in base al tipologia di impianto né all'origine dell'acqua di scarico né in base al tipo di trattamento della linea fanghi. Le variabili risultano infatti distribuite in modo omogeneo. Pertanto è stata effettuata l'analisi delle componenti principali relativa a due sottoinsiemi

di variabili, contaminanti inorganici e organici. La PCA del sottoinsieme dei contaminanti inorganici separa l'impianto n. 3 e il n. 6 dalla nuvola dei rimanenti (figura 2.2a). La prima delle due componenti principali (PC) rende conto di circa il 75% della variabilità dell'insieme di dati: 56% per il primo (Dim 1 asse) e 19.6% per il secondo (Dim 2 asse) (figura 2.2b). Le proprietà chimiche e i campioni di fango sono stati proiettati separatamente nel piano fattoriale Dim 1 x Dim 2 al fine di comprendere la loro distribuzione secondo gli assi fattoriali. Pertanto nel piano fattoriale che spiega il 75% della variabilità, la PCA permette di differenziare due associazioni che rappresentano entrambe un assemblaggio di elementi chimici che caratterizza le sorgenti di emissione. L'associazione A sta nel piano positivo di entrambe le dimensioni 1 e 2, ma risulta fortemente legato alla dimensione 2 ed è formato da Cu e Ni, elementi indicatori principali del traffico veicolare (Hjortenkrans et al., 2006; Hulskotte, 2007) e provengono pertanto dal dilavamento urbano. L'associazione B, che sta nel piano positivo Dim 1 e sopra o sotto la Dim 2 e al contrario, è fortemente associata alla Dim 1 e costituita da Cr, Zn, Pb, Cd e Hg. Dalla figura 2.3 si evince come Pb e Cd e Zn e Cd siano correlati linearmente.

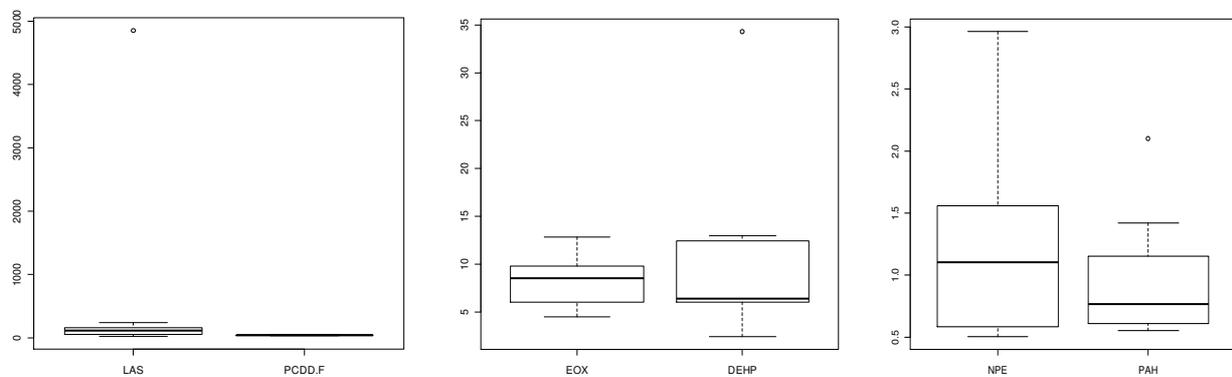


Figura 2.1: Diagrammi a scatola e baffi rappresentanti i contaminanti organici determinati nei fanghi di depurazione.

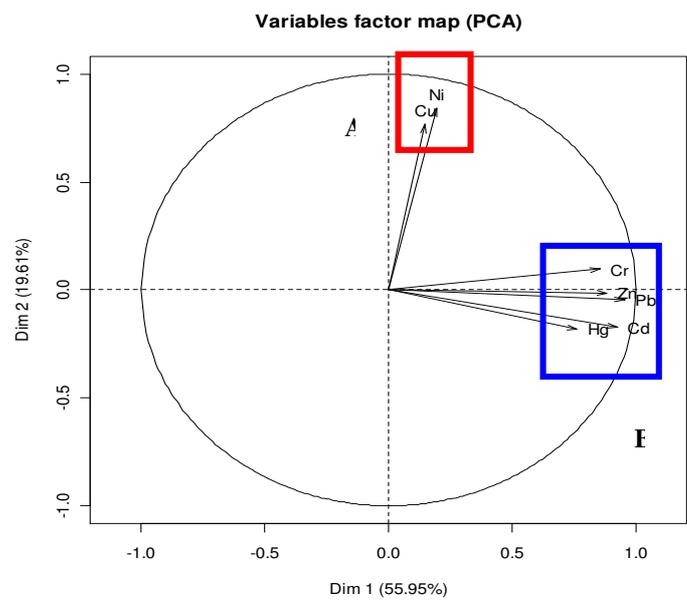
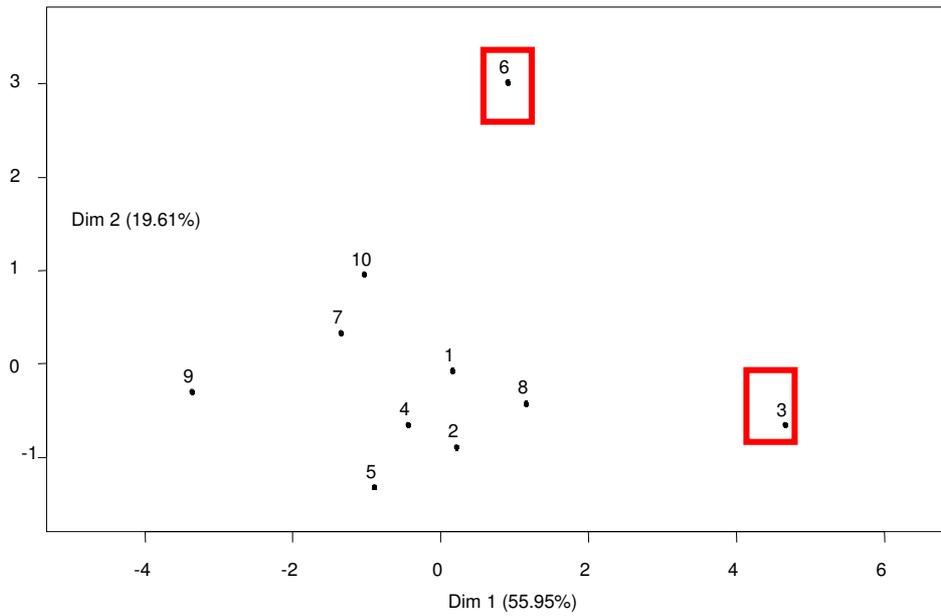


Figura 2.2: PCA di contaminanti inorganici di fanghi di depurazione. a) mappa a fattori individuali; b) mappa a fattori variabili.

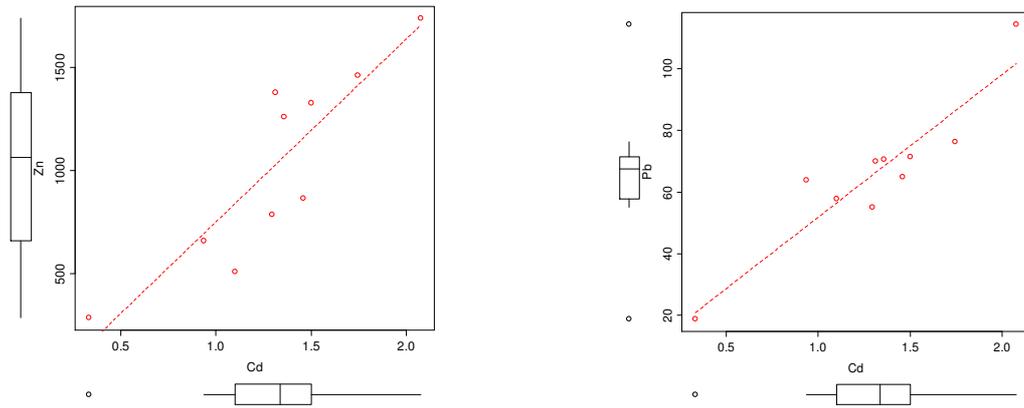


Figura 2.3: Correlazioni tra Pb e Cd (a) e tra Zn e Cd (b).

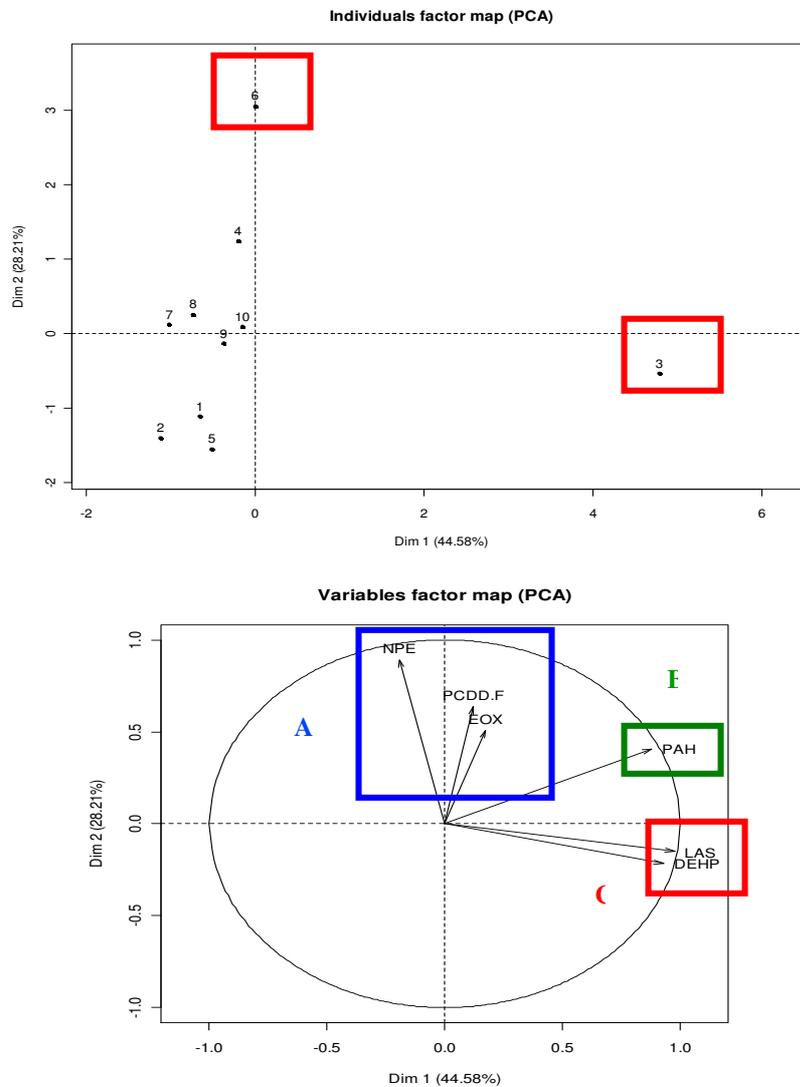


Figura 2.4: PCA di contaminanti organici di fanghi di depurazione. a) mappa a fattori individuali; b) mappa a fattori variabili.

La PCA del sottoinsieme dei contaminanti organici separa l'impianto n. 3 dal n. 6 e dagli altri (figura 2.4). La prima delle due componenti principali rende conto del 44.6% della variabilità mentre la seconda componente

spiega il 28.1%, con una variabilità cumulativa del 75%, simile a quella spiegata dalla prima componente nell'analisi dei contaminanti inorganici. Per gli inquinanti organici il piano fattoriale (figura 2.4b) permette di differenziare tre associazioni: l'associazione A, che sta nel piano positivo della Dim 2 e risulta strettamente collegata ad essa, risulta formata da NPE, PCDD/Fs e EOX. Tutti questi contaminanti derivano dalle acque di scarico domestiche e da acque di dilavamento urbane provenienti da svariate attività umane, generalmente piccole aziende con pochi dipendenti quali, ad esempio, attività di finissaggio di metalli e di pulizia. L'associazione B comprende solo gli IPA, che sono indicatori di contaminazione urbana causata dagli scarichi degli autoveicoli e dal riscaldamento domestico; tale associazione si colloca sul piano positivo sia della Dim 1 che 2. La terza associazione (C) si situa sul piano positivo della Dim 1 e su quello negativo della Dim 2 e risulta formata da LAS e DEHP.

In sintesi i risultati ottenuti dall'analisi delle componenti principali confermano la sostanziale omogeneità dei fanghi di depurazione sia rispetto ai metalli pesanti (figura 2.2) che ai contaminanti organici (figura 2.4). I fanghi dagli impianti n. 3 e n. 6 sono gli unici a differenziarsi dagli altri; è probabile che ciò sia dovuto al fatto che l'impianto n. 3 si caratterizza per l'origine dell'acqua di scarico trattata, che raccoglie anche le acque reflue provenienti da una stazione di servizio con autolavaggio. La natura stessa di contaminanti quali LAS e IPA indica che tali sorgenti di emissione sono responsabili dell'elevato livello di contaminazione. Occorre notare come i due campioni che ricevono acque di scarico pretrattate provenienti da siti industriali (n. 5 e n. 7) non si differenzino da quelli derivanti dal trattamento di acque esclusivamente domestiche o urbane. Al contrario le ragioni del consistente livello di contaminazione ad opera di contaminanti organici e inorganici non è del tutto chiaro nel caso del campione 6, che si differenzia solo per il fatto di avere un diverso trattamento secondario, ovvero si avvale di un filtro percolatore anziché della tecnologia a fanghi attivi.

2.3.6 Conclusioni sulla caratterizzazione di fanghi di depurazione

Lo screening di analisi dei fanghi di depurazione dei campioni della Società Acquedotto Poiana ha evidenziato una rispondenza di tali campioni ai valori limite previsti dal "Working document on sludge" sia per i parametri di tipo agronomico sia per gli indicatori di inquinamento (metalli pesanti e microinquinanti organici) e ha quindi confermato una buona idoneità di tale matrice per l'applicazione al suolo e per il compostaggio, sia in un'ottica di medio (2015) che di lungo periodo (2025).

In termini più generali lo studio ha confermato che fanghi di depurazione prodotti da impianti di piccola scala, che trattano per lo più acque di scarico domestiche o urbane provenienti da un'area contraddistinta da un'economia per lo più rurale, risultano idonei all'utilizzo in agricoltura e possono rappresentare una risorsa preziosa quanto a N e micronutrienti, sempre nel rispetto dei quantitativi previsti per legge. Il livello di contaminazione di fanghi di depurazione prodotti da piccoli impianti di trattamento acque reflue o da acque di scarico pretrattate di origine industriale risulta basso e non rappresenta pertanto una possibile limitazione per il loro utilizzo diretto al suolo o per la produzione di compost. Il rispetto dei valori limite definiti dal "Working document on sludge" assicura una migliore percezione da parte dell'opinione pubblica della pratica di spandimento al suolo di fanghi di depurazione e potrebbe garantire lo sviluppo di strategie di gestione localmente accettate (Krogmann et al., 2001). Oltre ad incrementare la sicurezza per la salute e ad eliminare problemi e vincoli connessi con l'applicazione diretta di fanghi di depurazione, il compostaggio potrebbe rappresentare una conveniente strategia alternativa per stimolare l'abbattimento della concentrazione di contaminanti organici quali, ad esempio i LAS, inquinanti facilmente degradabili tramite processi aerobici.

2.4 Caratterizzazione dei suoli interessati da apporti continui e ripetuti

Visti gli apporti al suolo consistenti e continui di fanghi di depurazione si è ritenuto interessante studiare le caratteristiche dei terreni interessati dallo spandimento rispetto a dei controlli e tentare la valutazione dello stato raggiunto di contaminazione da metalli pesanti, nonostante siano previste periodiche caratterizzazioni delle matrici e il rispetto dei valori limite.

2.4.2 Caratterizzazione chimico – fisica dei campioni di terreno

Per quanto riguarda la tessitura i terreni analizzati rientrano nella seguenti classi tessiturali (tabella 2.4): franco (A, AC, S, C, CC, P, e PC); franco limoso (M e MC); franco limoso argilloso (SC).

Tutti i campioni esaminati hanno un pH tendenzialmente neutro-subalcalino (tabella 2.5). Il contenuto in calcare totale è molto variabile (tabella 4.5), anche tra campione trattato con fango e relativo controllo. In base a questo parametro i terreni possono essere classificati come: terreni non calcarei ($< 25 \text{ g kg}^{-1}$: A, SC, C, P e PC) terreni lievemente calcarei ($25 \div 90 \text{ g kg}^{-1}$: S e CC); terreni mediamente calcarei ($91 \div 180 \text{ g kg}^{-1}$: AC, M e MC).

Tabella 2.4: Tessitura dei terreni analizzati

Campione	Uso del suolo	Sabbia [%]	Limo [%]	Argilla [%]
A	medica	31	43	26
AC	medica	47	35	18
S	mais	35	40	25
SC	prato	20	45	35
C	colza	43	37	20
CC	mais	41	35	24
P	mais	26	49	25
PC	frumento	30	47	23
M	frumento	28	59	13
MC	mais	19	54	27

Tabella 2.5: pH e contenuto in calcare totale dei terreni analizzati

Campione	Uso del suolo	pH	CaCO ₃ [g kg ⁻¹]	CSC [meq 100 g ⁻¹]
A	medica	7,77	18	24,3
AC	medica	7,69	124	ND*
S	mais	7,76	61	31,9
SC	prato	7,82	20	ND
C	colza	7,58	20	34,9
CC	mais	7,63	85	ND
P	mais	7,28	15	31,0
PC	frumento	7,41	10	ND
M	frumento	7,47	94	ND
MC	mais	7,58	105	ND

*ND: non determinato

La tabella 2.6 riporta le concentrazioni di metalli totali rilevate nei suoli. Da confronto con i valori massimi di concentrazione di metalli pesanti nei suoli agricoli destinati all'utilizzazione dei fanghi di depurazione, riportati nel D.lgs. 99/1992 (allegato I A), si osserva una generale inferiorità a tali limiti, segnalando però gli sforamenti del campione A rispetto al valore consentito per il Cd ($1,5 \text{ mg kg}^{-1}$) e dei campioni A e SC nei confronti del limite imposto per il Ni (75 mg kg^{-1}).

Soffermandosi sul confronto tra il campione che ha ricevuto fanghi e rispettivo controllo, si riscontra per molti metalli un valore di concentrazione più elevato nel suolo che ha ricevuto fanghi. Tale differenza nella maggior parte dei casi ammonta solo ad alcuni mg kg⁻¹ e rientra nel normale intervallo di variabilità spaziale di questi parametri, ad eccezione dei seguenti campioni, per i quali la differenza di concentrazione è risultata maggiore al 40% rispetto al suolo di controllo:

- suolo C: differenze sensibili di concentrazione tra trattato e controllo rilevate per il Pb (48,8 mg kg⁻¹ contro 29,1 mg kg⁻¹) e per lo Zn (166,6 mg kg⁻¹ contro 72,6 mg kg⁻¹);
- suolo M: differenza sensibile di concentrazione tra trattato e controllo rilevata per lo Zn (144,9 mg kg⁻¹ contro 80,6 mg kg⁻¹).

Per quanto riguarda i valori di Zn e Pb nel confronto tra il suolo M e MC la concentrazione di entrambi i metalli è maggiore nel terreno che ha ricevuto fanghi (M), con una differenza pari a circa il 21% (Pb) e il 44% (Zn) delle rispettive concentrazioni determinate per il campione trattato. La coppia S-SC presenta un trend opposto rispetto alle altre quattro coppie di campioni, manifestando per molti metalli un valore maggiore di concentrazione nel controllo rispetto al trattato.

Tabella 2.6: Concentrazione dei metalli totali nei terreni analizzati espressi in mg kg⁻¹ s.s.

Campione	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
A	39,0 ± 2,4	2,29 ± 0,05	97,6 ± 15,0	47,1 ± 0,1	32640 ± 569	2328 ± 17	101,5 ± 1,8	53,9 ± 0,7	109,5 ± 2,7
AC	36,7 ± 2,2	1,49 ± 0,09	66,1 ± 7,4	39,1 ± 1,2	20820 ± 384	1597 ± 73	67,5 ± 1,3	48,4 ± 0,7	83,0 ± 1,5
S	32,5 ± 1,5	1,33 ± 0,09	62,1 ± 5,1	30,0 ± 2,1	23492 ± 634	1690 ± 208	71,0 ± 3,1	31,7 ± 1,7	65,9 ± 0,1
SC	34,0 ± 3,0	1,32 ± 0,03	99,3 ± 2,4	35,8 ± 0,4	30413 ± 576	960 ± 129	97,6 ± 2,4	28,0 ± 1,3	89,2 ± 2,3
C	36,0 ± 1,4	1,21 ± 0,10	71,3 ± 6,0	51,2 ± 3,0	24486 ± 925	946 ± 47	65,2 ± 1,9	48,8 ± 2,4	166,6 ± 10,3
CC	35,3 ± 1,9	0,96 ± 0,07	54,0 ± 7,2	39,2 ± 1,8	23009 ± 1099	923 ± 61	62,3 ± 3,6	29,1 ± 1,9	72,6 ± 4,4
P	34,6 ± 3,3	0,92 ± 0,03	46,2 ± 0,5	32,6 ± 0,5	24408 ± 103	924 ± 26	51,3 ± 0,3	37,8 ± 0,6	75,3 ± 1,3
PC	34,5 ± 4,5	0,99 ± 0,03	37,9 ± 3,5	26,8 ± 0,5	22983 ± 413	910 ± 45	45,3 ± 1,64	35,7 ± 0,9	68,1 ± 2,6
M	37,5 ± 2,3	1,29 ± 0,03	49,8 ± 4,8	44,1 ± 0,1	24270 ± 547	1130 ± 15	66,0 ± 2,3	38,0 ± 0,9	144,9 ± 2,1
MC	35,5 ± 0,1	1,26 ± 0,10	44,4 ± 4,3	30,1 ± 1,2	26351 ± 599	1250 ± 5	63,0 ± 2,5	30,1 ± 0,4	80,6 ± 3,9

Dall'analisi dei risultati relativi alla determinazione del contenuto in C organico (tabella 2.7) emerge che tale contenuto rientra nei valori normali per i terreni agrari e varia da un minimo di 8,2 g kg⁻¹ del campione CC a un massimo di 20,3 g kg⁻¹ riscontrato nel terreno AC. I valori di concentrazione nei campioni che hanno ricevuto fanghi di depurazione sono generalmente maggiori rispetto a quelli determinati nei campioni di controllo, ad eccezione della coppia A-AC, per la quale il controllo presenta un valore di C organico leggermente superiore. Il contenuto di N totale varia da un minimo di 0,9 g kg⁻¹ dei campioni CC e PC a un massimo di 2,3 g kg⁻¹ riscontrato nel terreno AC e come per il C organico rientra nei valori normali per i suoli agricoli. Il contenuto di C organico e N totale sono stati utilizzati nel calcolo del rapporto C/N, impiegato per quantificare il grado di umificazione della sostanza organica nel terreno. I terreni con un rapporto C/N

compreso tra 8 e 12 si caratterizzano per un sostanziale equilibrio tra mineralizzazione e umificazione; per valori superiori a 12 prevalgono i processi di umificazione della sostanza organica, mentre in terreni con un rapporto inferiore a 8 la sostanza organica viene rapidamente mineralizzata. Per tutti i terreni analizzati il rapporto C/N rientra nell'intervallo 8-12 (tabella 2.7), si tratta quindi di suoli dotati di sostanza organica ben umificata, in grado di garantire un rilascio di nutrienti costante nel tempo.

Tabella 2.7: Carbonio organico, azoto totale e rapporto C/N nei terreni analizzati

Campione	Uso del suolo	C organico[g kg ⁻¹]	N totale[g kg ⁻¹]	C/N
A	medica	18,1 ± 3,0	1,9 ± 0,2	9,5
AC	medica	20,3 ± 2,1	2,3 ± 0,7	8,8
S	mais	10,9 ± 2,5	1,2 ± 0,2	9,1
SC	prato	8,9 ± 0,4	1,0 ± 0,1	8,9
C	colza	14,6 ± 2,1	1,3 ± 0,1	11,2
CC	mais	8,2 ± 1,1	0,9 ± 0,2	9,1
P	mais	15,5 ± 0,8	1,6 ± 0,1	9,7
PC	frumento	9,8 ± 2,8	0,9 ± 0,2	10,9
M	frumento	13,5 ± 1,6	1,3 ± 0,4	10,4
MC	mais	8,5 ± 1,1	1,0 ± 0,2	8,5

Dal confronto statistico, attraverso il Paired t-test dei valori medi calcolati per i terreni che hanno ricevuto fanghi e dei valori medi dei controlli, emerge che rispetto ai tre parametri la differenza tra campioni trattati e rispettivi controlli non è statisticamente significativa per l'N totale e il rapporto C/N, mentre lo è per il contenuto in C organico ($P < 0,05$).

2.4.3 Caratterizzazione biologica

Dall'analisi dei dati ottenuti (figura 2.5) si osserva che il contenuto in carbonio della biomassa microbica varia in un intervallo compreso tra 105 $\mu\text{g g}^{-1}$, valore minimo registrato nel campione CC, e 561 $\mu\text{g g}^{-1}$, determinato per il terreno AC. Dal confronto tra campione che ha ricevuto fanghi e rispettivo controllo emerge in genere un maggior contenuto di biomassa microbica nel campione trattato, ad eccezione della coppia A-AC, per la quale il controllo presenta un valore di B_c superiore. La differenza in contenuto di carbonio microbico osservata tra le diverse coppie di campioni è variabile tra il valore minimo della coppia S-SC pari a 57 $\mu\text{g g}^{-1}$ e il valore massimo dei campioni M-MC, pari a 238 $\mu\text{g g}^{-1}$.

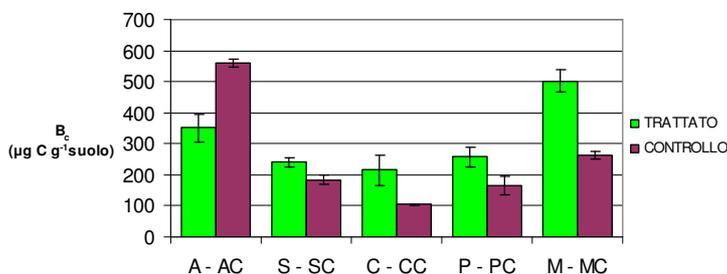


Figura 2.5: Carbonio della biomassa microbica dopo 9 giorni di incubazione dei terreni analizzati

Il carbonio organico totale e quello della biomassa microbica costituiscono dei fattori chiave nella valutazione della qualità del suolo e vengono correlati assieme attraverso il calcolo del quoziente microbico (B_c/C_{org}), espresso in termini di percentuale di biomassa microbica rispetto al contenuto in carbonio organico totale e

considerato un buon indicatore della disponibilità di substrato per la microflora o, al contrario, della frazione di sostanza organica recalcitrante nel suolo. La quantità di biomassa microbica del suolo rispecchia normalmente il contenuto di sostanza organica nel suolo, con un rapporto $B_c/Corg$ generalmente compreso tra l'1 e il 3% (Anderson e Domsch, 1989). Dal calcolo dei quozienti microbici (tabella 2.8) si ottengono, per la maggior parte dei campioni, valori prossimi al 2%, indicativi di un'incidenza media della popolazione microbica sul totale del carbonio organico del suolo. Si sottolinea il valore basso (1,3%) del dato riferito al campione CC (parcella coltivata a mais), sintomatico di una situazione di alterazione dell'equilibrio della comunità microbica nei confronti della sostanza organica presente nel suolo.

Tabella 2.8: Quoziente microbico calcolato per i terreni analizzati

Campione	Uso del suolo	$B_c/Corg$ [%]
A	medica	1,9
AC	medica	2,8
S	mais	2,2
SC	prato	2,1
C	colza	1,5
CC	mais	1,3
P	mais	1,7
PC	frumento	1,7
M	frumento	3,7
MC	mais	3,1

I campioni AC, M e MC, invece, presentano un quoziente microbico elevato, prossimo al 3%, che nel campione M (parcella sperimentale coltivata a frumento) raggiunge il 3,7%. Il Paired t-test stabilisce che la differenza tra campioni che hanno ricevuto fanghi e relativi controlli non è statisticamente rilevante sia per quanto riguarda il contenuto in carbonio della biomassa microbica sia per il rapporto $B_c/Corg$.

L'attività microbica è stata determinata attraverso la misura della quantità di CO_2 prodotto nell'ossidazione della sostanza organica, durante un periodo di incubazione di 9 giorni (figura 2.6).

Il Paired t-test non ha evidenziato differenze statisticamente significative nella produzione giornaliera di CO_2 tra i campioni che hanno ricevuto fanghi e i campioni di controllo.

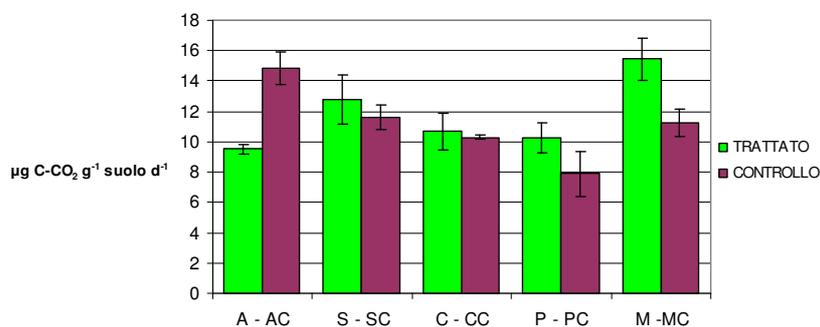


Figura 2.6: CO_2 prodotto giornalmente dalla biomassa microbica

Partendo dal dato ottenuto per la respirazione del suolo è stato calcolato il quoziente di mineralizzazione (Moscatelli *et al.*, 2005):

$$qM (\%) = (\mu\text{g C-CO}_2 \text{ cumulato} / \mu\text{g Corg}) \cdot 100$$

indicante la frazione del carbonio organico totale mineralizzato a CO₂ nel periodo d'incubazione, fornendo quindi informazioni sulla capacità del suolo di accumulare o disperdere C organico.

Valori più elevati di respirazione si traducono in valori più alti dell'indice qM e possono essere associati a una notevole produttività del sistema (Fernandes *et al.*, 2005), a un'elevata disponibilità alla mineralizzazione del C organico oppure all'instaurarsi di condizioni sfavorevoli per la comunità microbica, che in condizioni di stress consuma più energia per il mantenimento, dissipando una maggiore frazione di carbonio organico (Odum, 1985).

Tabella 2.9: Quoziente di mineralizzazione

Campione	Uso del suolo	qM [%]
A	medica	0,47
AC	medica	0,66
S	mais	1,06
SC	prato	1,17
C	colza	0,66
CC	mais	1,13
P	mais	0,59
PC	frumento	0,73
M	frumento	1,03
MC	mais	1,19

Dal confronto dei campioni a coppie rispetto ai quozienti di mineralizzazione (tabella 2.9) emerge che la velocità di mineralizzazione media nei campioni che hanno ricevuto fanghi è sempre inferiore del valore ottenuto per il rispettivo controllo. Il Paired t-test realizzato sui valori medi del quoziente di mineralizzazione calcolati per i terreni che hanno ricevuto fanghi e dei valori medi dei controlli conferma che tale differenza è statisticamente significativa ($P < 0,05$). L'attività di mineralizzazione maggiore si riscontra nei terreni S, SC, CC, M e MC, con valori di qM superiori all'1%.

2.4.4 Effetto della distribuzione dei fanghi sulle caratteristiche chimico – fisiche dei suoli

L'apporto di fanghi di depurazione potrebbe modificare sensibilmente il pH del terreno, soprattutto in suoli con un limitato potere tampone, in funzione della natura acida o alcalina del materiale distribuito al terreno (Navas *et al.*, 1998 Wong *et al.*, 1998). Tutti i campioni analizzati presentavano un comportamento neutro-subalcalino e non si sono osservate differenze significative tra campioni trattati con fango e i rispettivi controlli. Questa caratteristica potrebbe essere attribuita alla buona capacità tamponante dei suoli in esame, dovuta alla presenza di carbonati.

Per quanto riguarda il contenuto in C organico si è osservata una differenza significativa tra terreni che hanno ricevuto fanghi e i rispettivi controlli, con valori di concentrazione generalmente superiori nei campioni di suolo trattati con fanghi, ad eccezione della coppia A-AC, per la quale può aver influito il fatto di non ricevere più fanghi dal 2003 oppure una diversa gestione agronomica dei due suoli.

L'aumento di C organico in seguito all'apporto dei fanghi è stato osservato in molti studi ed è associato all'elevato contenuto in sostanza organica dei fanghi (in media 50% SS) (Sequi, 1989). I dati riferiti al contenuto di N totale e al rapporto C/N per i suoli soggetti a spandimenti non differiscono significativamente dai controlli e rientrano nei valori ritenuti normali per i suoli agricoli, facendo supporre che l'apporto di fanghi non abbia generato uno squilibrio tra i processi di mineralizzazione e umificazione a carico della sostanza organica del suolo.

Le concentrazioni totali di metalli pesanti rilevate nei suoli sono risultate generalmente inferiori ai limiti di legge, sebbene per molti metalli i valori maggiori siano stati riscontrati nei suoli che hanno ricevuto fanghi.

I fanghi, essendo il prodotto dei processi di depurazione delle acque, possono contenere concentrazioni anche elevate di metalli pesanti e l'utilizzo in agricoltura può rappresentare una fonte di immissione nell'ambiente. Tuttavia l'effettivo accumulo di metalli da parte dei suoli è da relazionare soprattutto alla concentrazione nei fanghi apportati e alle dosi di utilizzo. Le caratteristiche chimico-fisiche intrinseche dei suoli sono in grado di influenzarne la mobilità e l'eventuale assimilabilità da parte delle componenti microbiche e vegetali (Genevini, 1996).

Alcune ricerche hanno dimostrato che in siti sperimentali del Regno Unito la persistenza di metalli (Cd, Ni, Zn, Cu e Pb) immessi attraverso l'apporto di fanghi di depurazione è osservabile anche a distanza di cinque anni dagli apporti (FAO, 1992) e che gli effetti derivanti dall'esposizione a concentrazioni tossiche di metalli sulla popolazione microbica sono risultati evidenti anche trascorsi 20 anni dall'ultima distribuzione del fango (Brookes e McGrath, 1984).

Inoltre, altri studi hanno dimostrato che i limiti massimi di concentrazione imposti dalla direttiva 86/278/CEE per diversi metalli sono inadeguati e necessitano un processo di revisione, in quanto per alcuni microrganismi, anche di notevole importanza agronomica come il genere *Rhizobium*, condizioni di tossicità si possono instaurare già a concentrazioni molto inferiori al limite di legge (Giller *et al.*, 1998).

2.4.5 Effetto della distribuzione dei fanghi sulle caratteristiche biologiche dei suoli

La determinazione della biomassa microbica rappresenta un buon indicatore di qualità del suolo, essendo i microrganismi direttamente coinvolti nel ciclo dei nutrienti.

Confrontando i campioni di suolo che hanno ricevuto fanghi con i rispettivi controlli si osserva generalmente un maggiore contenuto di biomassa microbica nel campione trattato con fanghi, ad eccezione della coppia A-AC, per la quale, come per il C organico, il controllo presenta un valore significativamente superiore di B_c . La maggiore differenza nel contenuto di C microbico tra le diverse coppie di campioni è stata osservata nel confronto tra il campione di suolo prelevato nella parcella sperimentale in cui sono state applicate dosi molto elevate di fanghi (M) e il relativo controllo (MC), a conferma dell'effetto positivo svolto dai fanghi non contaminati nei confronti della biomassa microbica.

Diversi studi hanno dimostrato l'effetto positivo sulla comunità microbica generato dallo spandimento dei fanghi di depurazione e l'esistenza di una relazione di proporzionalità tra il contenuto in biomassa del suolo e la dose di fango applicata (Fernandes *et al.*, 2005a). Infatti grazie alla peculiarità delle loro caratteristiche chimico-fisiche, i fanghi rappresentano un ottimo substrato prontamente disponibile per la crescita di molti microrganismi (Langenkamp e Marmo, 1999).

In altri studi è stata invece osservata un'azione inibitoria sull'attività microbica legata all'apporto di fanghi con un alto tenore in metalli pesanti e altri contaminanti tossici per i microrganismi (Brookes e McGrath, 1984; Chander e Brookes, 1991; Khan e Scullion, 2000). Come già discusso nel punto precedente i terreni analizzati in questo lavoro si caratterizzano per un contenuto relativamente basso di metalli pesanti. Inoltre diversamente da Chander e Brookes (1991) e Khan e Scullion (2000), che hanno condotto uno studio su terreni sperimentali arricchiti con fanghi contaminati artificialmente mediante l'aggiunta di sali di metalli pesanti, nel presente lavoro questa prima fase di caratterizzazione biologica è stata effettuata su terreni che hanno ricevuto direttamente fanghi di risulta dai processi di depurazione dei reflui, senza ulteriore modifica delle loro caratteristiche chimiche. Si può quindi affermare che i risultati ottenuti per il calcolo di B_c sono in linea con le evidenze emerse in studi condotti su terreni arricchiti con fanghi non contaminati.

Chander e Brookes (1991) hanno proposto l'utilizzo del quoziente microbico (B_0/C_{org}) come indice nella valutazione dell'instaurarsi di condizioni sfavorevoli alla crescita microbica. Nel confronto del quoziente microbico dei suoli che hanno ricevuto fanghi e dei rispettivi controlli non sono emerse differenze significative, facendo supporre che lo spandimento di fanghi non abbia modificato l'incidenza della popolazione microbica sul totale del C organico del suolo.

Nella misura della respirazione microbica del suolo non sono emerse differenze significative tra i campioni che hanno ricevuto fanghi e i controlli. Il calcolo del quoziente di mineralizzazione (q_M), considerato un buon indicatore dell'efficienza microbica nel processo di mineralizzazione, ha messo in evidenza velocità di mineralizzazione sempre inferiori nei campioni che hanno ricevuto fanghi, suggerendo l'ipotesi che l'apporto di fanghi conferisca al suolo una maggior capacità di accumulo della frazione di C organico. Anche Wong *et al.* (1998) hanno osservato diminuzioni del quoziente di mineralizzazione proporzionali alla quantità di fanghi ricevuta dai terreni e attribuibili al fatto che la capacità di degradazione microbica non è spesso sufficiente a sostenere i notevoli incrementi di sostanza organica che l'apporto di fanghi potrebbe generare nel suolo.

2.4.6 Valutazione stato di contaminazione dei suoli interessati da apporti continui e ripetuti in base ad indicazioni Working document on sludge

Tale rielaborazione rappresenta una novità rispetto a quanto è stato finora imposto dai dettami del D.Lgs. 99/92 in materia di fanghi di depurazione; viene infatti proposta una valutazione dello stato di contaminazione del suolo tramite la valutazione della quantità di metalli pesanti apportati annualmente per ettaro.

Si tratta di ulteriore approfondimento rispetto all'analisi della concentrazione dei metalli pesanti nel suolo prevista per legge (tabella 2.10): la parcella è stata interessata per 8 anni da applicazioni continue e ripetute di fanghi di depurazione e dall'osservazione dei dati ottenuti emerge una sostanziale rispondenza ai parametri di legge previsti sia dalla normativa italiana sia dal "Working document on sludge".

Tabella 2.10: Valori di concentrazione dei metalli pesanti (espressi come mg/kg s.s.) in una parcella tipo.

Parcella tipo 1	Analisi 2008	D.Lgs. 99/92	Working document on sludge
Zn	121	300	200
Cd	0,6	1,5	1,5
Cr	0,01	1*	100
Hg	<0,1	1	1
Ni	41	75	70
Pb	37	100	100
Cu	35	100	100

*il D.Lgs. 99/92 stabilisce che suoli sottoposti al test di Bartlett e James che producano quantità uguali o superiori a 1 μM di CrVI non possono ricevere fanghi contenenti cromo.

Risulta più interessante osservare la variazione nella concentrazione di alcuni metalli pesanti in una stessa parcella dal 2001 al 2008 (tabella 2. 11): come previsto si osserva un trend crescente che nel caso del Cd e del Ni supera il valore limite di concentrazione previsto. Occorre precisare che le analisi sono state effettuate da due diversi laboratori e che i margini di errore in fase di determinazione sono stati posti impostati sul 25%.

Tabella 2.11 Confronto tra analisi effettuate prima e dopo applicazioni ripetute di fanghi di depurazione.

Parcella tipo 2	Analisi 2001	Analisi 2008	D.Lgs. 99/92	Working document on sludge
Zn	50	109,5	300	200
Cd	1,0	2,29	1,5	1,5
Ni	29	101,5	75	70
Pb	33	53,9	100	100
Cu	20	47,1	100	100

Come si è anticipato il “Working document on sludge” fornisce un’ulteriore possibilità di indagine dello stato di contaminazione del suolo considerando la quantità di metalli pesanti apportabile annualmente per ettaro. E’ stata calcolata la quantità di metalli pesanti apportati alla singola parcella considerando la composizione media del fango e i singoli conferimenti. I quantitativi apportati rientrano abbondantemente nei limiti previsti dal Working document on sludge, sia per l’anno 2000 che per le previsioni a breve (2015) e lungo periodo (2025) (figura 2.7 e 2.8). Tali previsioni possono essere effettuate considerando che gli impianti di depurazione risultano contraddistinti da un determinato e definito livello di inquinamento. Dai dati rielaborati e rappresentati emerge attualmente una buona rispondenza dei suoli ai valori suggeriti dal Working document on sludge.

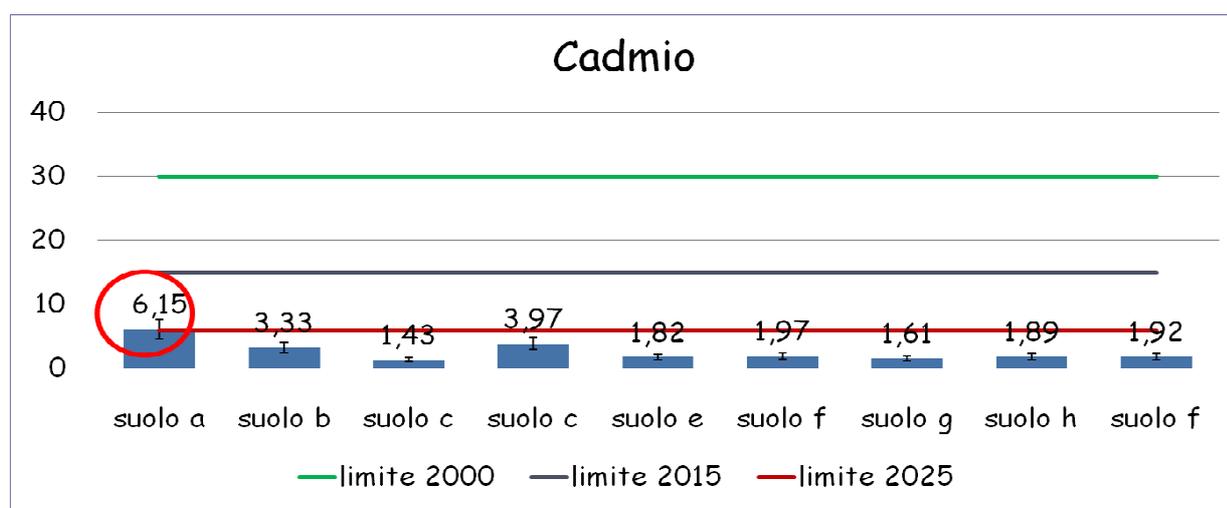


Figura 2.7: valutazione dei quantitativi di Cd apportati annualmente alle singole parcelle e confronto con i valori limite previsti dal “Working document on sludge”.

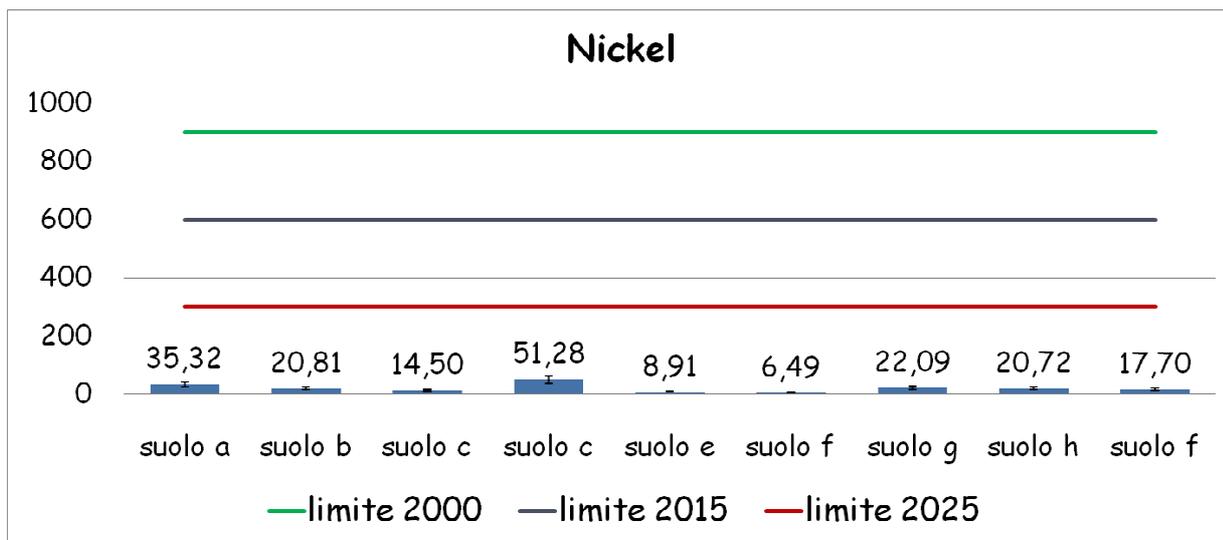


Figura 2.8: valutazione dei quantitativi di Ni apportati annualmente alle singole parcelle e confronto con i valori limite previsti dal “Working document on sludge”.

2.4.7 Conclusioni sulla caratterizzazione dei suoli interessati da apporti continui di fanghi di depurazione

Il lavoro sperimentale realizzato ha fornito dei dati sulla base dei quali è stato possibile valutare come lo spandimento di fanghi di depurazione su terreni agricoli possa aver influito su alcune caratteristiche chimiche e biochimiche dei suoli. Dal confronto tra suoli che hanno ricevuto fanghi e rispettivi controlli è stato osservato:

- un contenuto di C organico generalmente maggiore nei campioni di suolo trattati con fanghi di depurazione;
- valori di concentrazione di metalli totali in genere conformi ai limiti massimi imposti dal D.lgs. 99/1992 e tendenzialmente maggiori nei suoli che hanno ricevuto fanghi, con differenze più rilevanti per lo Zn e il Pb;
- un contenuto di biomassa microbica generalmente maggiore nei campioni di suolo trattati con fanghi.

Sulla base di queste evidenze si può supporre che nei terreni analizzati lo spandimento di fanghi di depurazione abbia contribuito, incrementando il contenuto di sostanza organica, a un miglioramento della fertilità dei terreni e a favorire lo sviluppo della biomassa microbica.

Per quanto riguarda la valutazione dell'effettivo stato di contaminazione dei terreni da metalli pesanti apportati in maniera continua mediante l'applicazione al suolo di fanghi di depurazione è evidente come siano necessarie ulteriori indagini sperimentali basate su rilievi analitici precisi e sistematici del sistema suolo: oltre all'utilizzo di norme standardizzate, sia nella fase di campionamento che in quella di determinazione, serve un'identificazione univoca e precisa della parcella interessata dall'applicazione. A partire da tali evidenze sarà possibile garantire maggior sicurezza alla pratica dello spandimento dei fanghi di depurazione in agricoltura e definire quantitativi e recapiti finali in modo da limitare fenomeni di inquinamento da metalli pesanti. Occorre però considerare che i valori limite suggeriti dal Working document

on sludge risalgono ormai ad una decina di anni e che nel frattempo le pratiche di applicazione dei fanghi di depurazione in agricoltura sono state effettuate senza sostanziali modifiche o controlli.

2.5 Conclusioni

L'analisi dei fanghi di depurazione dei campioni della Società Acquedotto Poiana ha evidenziato una discreta rispondenza ai valori limite previsti dal "Working document on sludge" sia per i parametri di tipo agronomico sia per gli indicatori di inquinamento (metalli pesanti e microinquinanti organici) e ha quindi confermato una buona idoneità di tale matrice per l'applicazione al suolo e per il compostaggio, sia in un'ottica di medio (2015) che di lungo periodo (2025).

L'indagine ha preso in considerazione anche il sistema suolo: sono state valutate sia la tipologia sia l'entità degli effetti di apporti continui e ripetuti di fanghi di depurazione. Sulla base di dati storici si è invece proposta una determinazione dell'attuale stato di contaminazione di alcune parcelle di suolo. Lo studio non ha evidenziato particolari criticità e si è rilevata una sostanziale rispondenza dei suoli considerati ai limiti di concentrazione previsti dal "Working document on sludge" per i metalli pesanti.

L'indagine effettuata si contraddistingue per il carattere innovativo a livello regionale e si propone di applicare un protocollo condiviso migliorativo dell'utilizzo dei fanghi di depurazione in agricoltura. Lo studio ha permesso di evidenziare le principali criticità connesse con il trattamento di fanghi di depurazione provenienti dalla depurazione di acque reflue domestiche e urbane. In considerazione dei risultati raggiunti la soluzione più auspicabile ed economica sembra concretizzarsi nell'applicazione al suolo di tale matrice. In tale ottica e ai fini della salvaguardia ambientale dovrebbero essere potenziate e migliorate le operazioni di verifica e controllo sull'idoneità del fango di depurazione e sul reale stato di contaminazione del suolo.

3. Proposta di studio

Tale indagine sulla qualità dei fanghi di depurazione si vuole porre come base conoscitiva di partenza per scelte di carattere gestionale e piani d'azione di valenza regionale. Si prevede di effettuare un'indagine cognitiva finalizzata al monitoraggio dello stato attuale dell'attività di depurazione nella Regione Friuli Venezia Giulia, e in particolare nella Provincia di Udine. Risulta necessario valutare la bontà della qualità dei fanghi di depurazione perché non siano presenti sostanze tossico nocive (pericolose in generale ai sensi del D.Lgs. 152/2006 e succ. modifiche ai sensi del D.Lgs.4/2008) o che comunque rispettino i valori limite di concentrazione previsti. Sulla base delle considerazioni che si potranno evincere dall'osservazione ed elaborazione dei dati raccolti si potranno stabilire i parametri di base da monitorare.

Attualmente in Provincia di Udine si hanno delle indicazioni conoscitive solo sulla base delle indagini effettuate per l'Acquedotto Poiana S.p.a., effettuate sulla base dei dettami del Working document on sludge per quanto riguarda i composti organici e il cromo. Pertanto, fatti salvi i problemi legati alla tossicità dei composti derivanti dai processi produttivi, considerando le indicazioni del Working document on sludge per quanto concerne i composti organici e ferme restando le disposizioni di legge per le quali le sostanze tossico nocive ricadono in quelle pericolose, e quindi nella disciplina dei rifiuti, l'utilizzazione dei fanghi di depurazione deve tener conto di uno screening analitico di base che tenga conto delle indicazioni del D.Lgs. 99/92 con delle aggiunte tratte dal Working document on sludge.

Nella tabella che segue vengono presentati i parametri da monitorare (tutti i riferimenti del D.lgs. 99/92, integrati dalle specifiche introdotte dal Working document on sludge e che appaiono evidenziate in tabella) e la specifica dei laboratori che si occuperanno delle analisi.

TABELLA DI RIFERIMENTO PER IL PROTOCOLLO GENERALE DI INDAGINE SUI FANGHI DI DEPURAZIONE

PARAMETRI DA ANALIZZARE:	Laboratori coinvolti nell'analisi
Sostanza Secca	DICFA / Gaia – Friul Lab
pH	
Grado Umificazione	DICFA / Gaia – Friul Lab
P	DICFA / Gaia – Friul Lab
K	DICFA / Gaia – Friul Lab
N	DICFA / Gaia – Friul Lab
C	DICFA / Gaia – Friul Lab
Salmonelle	DICFA / Gaia – Friul Lab
<u>METALLI PESANTI</u>	DICFA / Gaia – Friul Lab
Cd	DICFA / Gaia – Friul Lab
Cr	DICFA / Gaia – Friul Lab
Cu	DICFA / Gaia – Friul Lab
Hg	DICFA / Gaia – Friul Lab
Ni	DICFA / Gaia – Friul Lab
Pb	DICFA / Gaia – Friul Lab
Zn	DICFA / Gaia – Friul Lab
<u>COMPOSTI ORGANICI</u>	
AOX = TOX = somma dei composti organici alogenati	DICFA
LAS = linear alchil benzen sulfonati	DICFA / Gaia
DEHP = Di (2 – etilesil) ftalato	DICFA / Gaia
NPE = nonilfenoli e nonilfenoli mono e di-etossilati	DICFA / Gaia
IPA = idrocarburi policiclici aromatici	DICFA / Gaia
PCB = bifenili policlorinati	DICFA / Gaia
PCDD/F = dibenzodiossine e dibenzofurani policlorinati	ARPA Fvg

Per quanto riguarda lo screening da effettuare occorre considerare i seguenti aspetti:

1. occorre decidere se effettuarla per impianti con potenzialità superiore a 5.000 a.e. [(?) un criterio di scelta potrebbe essere rappresentato dalla distribuzione di frequenza degli impianti)];
2. è necessario stabilire se aggiungere dei parametri (all'interno di quelli del Working document on sludge.... cromo, composti organici....) rispetto alle disposizioni del D.Lgs. 99/1992 qualora il monitoraggio effettuato in un arco temporale di 2-3 anni evidenzi che i valori di concentrazione ottenuti superino per il 50 – 70% il valore limite di concentrazione previsto dal Working document on sludge.

Si suggerisce di analizzare le tipologie di fanghi di depurazione più significativi provenienti dagli impianti di trattamento delle acque reflue della Provincia di Udine.

Per quanto riguarda l'applicazione dei fanghi di depurazione al suolo si suggerisce di valutare l'effettiva concentrazione al suolo di metalli pesanti apportata nell'ultimo decennio in termini di grammi di metalli pesanti apportati per ha e per anno e di confrontare i dati ottenuti con il limite massimo di fango di depurazione apportabile al suolo nel triennio (15 ton nel triennio secondo le indicazioni del D.Lgs. 99/1992): in tal modo sarà possibile constatare lo stato dei suoli rispetto a quanto previsto dal Working document on sludge nel medio e lungo periodo ed individuare idonee strategie di utilizzo dei fanghi di depurazione con previsioni a medio e lungo termine.

Elemento	Valore limite di concentrazione (g/ha/y)				
	Direttiva 86/278/CEE	D.Lgs. 99/1992	Working document on sludge		
			<i>Odierno</i>	<i>Medio termine (2015)</i>	<i>Lungo termine (2025)</i>
Cd	150		30	15	6
Cr	-		3.000	2.400	1.800
Cu	12.000		3.000	2.400	1.800
Hg	100		30	15	6
Ni	3.000		900	600	300
Pb	15.000		2.250	1.500	600
Zn	30.000		7.500	6.000	4.500