

Caratterizzazione geochemica dei suoli dell'area romana

Soil geochemistry in the urban area of Rome

R. SALZANO*, M. ANGELONE**,
F. SPROVIERI**

RIASSUNTO - Fra i potenziali contaminanti i “metalli pesanti” (come Pb, Zn, Cd e Cu) rappresentano una delle problematiche più importanti per la salute umana, soprattutto per la popolazione delle aree urbane. Questi elementi sono presenti in natura come costituenti delle rocce ma sono rilasciati nell’ambiente in quantità massicce dalle attività antropiche. La contaminazione dei suoli è il diretto effetto dei processi di interazione con l’atmosfera e del conseguente assorbimento delle sostanze in essa dispersi dalle attività antropiche. Nella città di Roma i “metalli pesanti”, che sono i costituenti principali delle parti meccaniche e dei combustibili impiegati dagli autoveicoli, rappresentano dei buoni traccianti delle emissioni legate al traffico e consentono di valutare i meccanismi di dispersione del particolato autoveicolare. I suoli romani sono tuttavia caratterizzati da elevate concentrazioni naturali di alcuni elementi in traccia, in parte ereditati direttamente dalle rocce madri. I livelli di Pb, ad esempio, sono particolarmente elevati visto che in tutta l’area urbana è presente in concentrazioni medie maggiori di 300 mg/kg. Questi valori, nonostante l’introduzione della benzina verde, permangono elevati a distanza di circa 15 anni evidenziando la scarsa mobilità di questo elemento. Altresì, l’introduzione delle marmitte catalitiche, che da un lato ha prodotto la riduzione della emissione di alcuni inquinanti, dall’altro ha provocato l’emissione di particolato molto fine contenente altri metalli come i platinoidi (Pt, Pd e Rh), utilizzati come catalizzatori nelle marmitte.

PAROLE CHIAVE: ambiente urbano, metalli pesanti, suolo, geochemica ambientale, emissioni antropiche

ABSTRACT - The “heavy metals” (i.e. Pb, Zn, Cd, Cu, etc.) are, among all the potential pollutants, one of the most important problems for human health and in particular for the population of urban areas. These elements are occurrent naturally as rock constituents, but are strongly emitted in the environment by anthropic activities. The geochemical contamination of soils is the direct effect of the interaction between soils and atmosphere, as the firsts adsorb the substances introduced by anthropic activities. “Heavy metals”, which are primarily constituents of vehicular parts and fuels, are, in the city of Rome, good traffic tracers, that can describe the dispersion of the vehicular particulate. As consequence of their soil parent material, the soils of Rome are characterized by a high background content of trace elements. Lead levels are, for example, particularly high, thus they are in the average above 300mg/kg in between the entire urban area. After the introduction of unleaded gasoline, 15 years ago, these values are still elevated and they evidence the low mobility of these metals. Although the introduction of catalytic converters have reduced the emissions of several pollutants, the emission of a small-size particulate, containing other metals has been detected. Those elements are the so called “Platinum Group Elements” (Pt, Pd and Rh) and they are present in the catalytic converters.

KEYWORDS: urban environment, heavy metals, soil, environmental geochemistry, anthropic emissions

* CNR - Istituto sull’Inquinamento Atmosferico, Via Salaria km 29.300 - 00016 Monterotondo Stazione Roma

** ENEA - ACS - CHIM - C.R. Casaccia, Via Anguillarese, 301 - 00123 Roma

1 - INTRODUZIONE

Lo stato di salute dell'uomo è legato direttamente all'ambiente in cui esso vive. In questi ultimi anni si sta focalizzando l'attenzione dell'opinione pubblica sui rischi cui sono soggette le persone che abitano e lavorano nei grossi agglomerati metropolitani. Queste città sono dei veri e propri bacini, che si sviluppano su aree relativamente ristrette rispetto al numero di persone che vi risiedono, in cui l'attività antropica è massima e le fonti di immissione nell'aria di sostanze nocive alla salute sono molteplici.

La contaminazione dell'ambiente da parte dei "metalli pesanti" rappresenta una delle problematiche più pressanti per la salute dell'uomo. L'identificazione della famiglia dei "metalli pesanti" rappresenta, già in partenza, un problema di tipo semantico in quanto non vi è unanimità nello specificare il raggruppamento di elementi chimici inclusi all'interno della suddetta famiglia. Gli elementi possono essere classificati come "metalli pesanti" seguendo diversi criteri (DUFFUS, 2002): in base

Tab. 1 - Le emissioni in atmosfera di alcuni elementi in tracce, modificato da SALOMON & FORSTNER (1984).

- *Emissions of selected trace metals in atmosphere, modified from SALOMON & FORSTNER (1984).*

	Emissioni (10^8 g/anno)		Antropiche
	Naturali	Antropiche	Naturali
Ag	0.6	50	83
As	28	780	28
Cd	2.9	55	19
Co	70	50	0.7
Cr	580	940	1.6
Cu	190	2600	14
Hg	0.4	110	275
Mn	6100	3200	0.5
Mo	11	510	46
Ni	280	980	3.5
Pb	40	4000	100
Sb	9.8	380	39
Se	4.1	140	34
Sn	52	430	8.3
V	650	2100	3.2
Zn	360	8400	23

alla densità; in base al numero atomico; in base al peso atomico; in base ad altre proprietà chimiche (reattività agli acidi, peso molecolare, etc.); ed in base alla tossicità. All'interno di questa famiglia sono comunemente inclusi metalli come Pb, Cd, Cu, Zn, ma è possibile trovare sotto questa dicitura anche altri elementi che non hanno caratteristiche propriamente metalliche. Questi elementi sono presenti in natura come costituenti delle rocce, ma sono introdotti in quantità massicce dalle attività antropiche (tab. 1). Questi metalli sono contenuti nel particolato aerodisperso nell'atmosfera urbana e possono interagire con l'organismo umano. La somministrazione di queste sostanze può avvenire per via orale o per via respiratoria. La reazione difensiva del corpo umano consiste nel fissare questi elementi nelle ossa, riuscendo così ad escluderli temporaneamente dal metabolismo. Se l'assorbimento dei metalli supera determinati livelli i sistemi di difesa sono saturati e le sostanze possono raggiungere, nei tessuti "bersaglio", concentrazioni sufficienti a determinare l'instaurarsi di un danno metabolico specifico. La presenza di sostanze tossiche (Pb, Cd, Zn, Cu, Mn e Fe) nell'ambiente urbano ed in particolare nelle particelle associate al traffico è ben documentato (MOTTO *et alii*, 1970; NRIAGU, 1978; FERGUSSON, 1990; MONACI & BARGAGLI, 1997), addirittura, è stato dimostrato com'esista una relazione tra ospedalizzazioni, mortalità ed esposizione a tale particolato (MICHELOZZI *et alii*, 1998).

La Pedosfera è la parte del nostro pianeta su cui agisce più costantemente e più direttamente l'attività dell'uomo. Essa non va vista come un'entità a sé stante, bensì strettamente connessa all'Idrosfera ed all'Atmosfera: tutte e tre costituiscono un unico sistema dinamico (al cui interno avvengono scambi di materiale) in grado di reagire a sollecitazioni o disturbi provenienti dall'esterno. Ad ogni alterazione di una delle componenti naturali si svilupperà un meccanismo di azioni-reazioni che porterà ad un nuovo equilibrio e che non è detto essere ottimale per l'essere umano. Nello specifico, ogni componente del sistema può agire come soggetto passivo, nel qual caso è la stessa parte a subire l'azione di disturbo (inquinamento), o come soggetto attivo, inteso come elemento capace di interferire nel disturbo ambientale aumentando o diminuendo l'effetto complessivo. Da questo punto di vista il suolo risulta essere un importante "filtro ambientale", che è capace di fissare alcuni elementi rendendoli praticamente innocui per l'ambiente.



Per grandi quantità d'inquinante l'azione filtrante può essere assai limitata, in quanto oltre un certo limite, la massa non viene più trattenuta dal terreno e può, poi, andare ad inquinare falde acquifere od entrare nella catena alimentare degli animali, tra cui l'uomo.

In conseguenza di tutto ciò la presenza di inquinanti nel suolo riflette, con le debite proporzioni, la composizione dell'atmosfera urbana. Lo studio del suolo con metodi geochemici consente dunque di valutare i rischi cui sono e sono stati soggetti i cittadini e di pianificare degli interventi a scopo preventivo.

2 - LA MOBILITÀ DEI "METALLI PESANTI"

Il particolato presente nell'atmosfera urbana può ricadere al suolo attraverso diversi fenomeni (fig. 1). La ricaduta può avvenire per via secca (ricaduta balistica o gravitativa e per intercettamento od attrito con la superficie del suolo o della vegetazione) o per via umida, grazie all'interazione con le precipitazioni. La mobilitazione superficiale è possibile grazie al ruscellamento delle acque superficiali o per saltazione meccanica delle particelle. L'infiltrazione sotterranea delle acque piovane ed il loro drenaggio nel sottosuolo controlla la percolazione e la mobilità delle sostanze contaminanti all'interno dello spessore pedologico.

In natura tutte le reazioni geochemiche sono il

risultato di processi che avvengono all'interfaccia tra la superficie di un minerale ed una soluzione. L'acqua piovana si infila nei suoli e nei sedimenti e viene a contatto con i minerali che bordano i pori. La superficie minerale può essere vista come un grande difetto cristallografico, dove gli ioni che costituiscono il minerale sono esposti alla soluzione che li circonda (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992; KRAUSKOPF, 1995; DRIVER, 1997). Quando un minerale interagisce con una soluzione acquosa, gli ioni disciolti, i complessi o le molecole si accumulano sulla superficie del materiale solido. Questo fenomeno, chiamato assorbimento, viene distinto in tre processi principali:

"precipitazione superficiale": si forma una struttura di composizione diversa da quella del minerale che la ospita (equivalente al processo petrologico della sovracrescita epitassiale)

"coprecipitazione": le specie solute vengono incorporate nella struttura del minerale o per diffusione o per dissoluzione e riprecipitazione del minerale stesso

"adsorbimento": si accumulano le specie acquose sulla superficie minerale senza la formazione di un'organizzazione molecolare tridimensionale tipica di un minerale.

L'adsorbimento, in particolare, si sviluppa attraverso un insieme di reazioni, tra una soluzione ed un minerale, il cui risultato è la rimozione delle specie solute dalla soluzione originaria e la loro deposizione sulla superficie del minerale. La capacità di uno ione in soluzione di sostituirsi ad uno posto sulla struttura cristallina di un minerale è una complessa relazione che dipende dalla posizione nel reticolo cristallino e dai meccanismi di scambio stessi.

In generale gli ioni presenti in una soluzione si legano ad un minerale secondo una *"sequenza di selettività"* che segue i principi descritti da KRAUSKOPF (1995).

Nel suolo la mobilità dei metalli è influenzata da molteplici fattori che dipendono principalmente dal tipo di sviluppo del suolo e del suo profilo. Le caratteristiche che definiscono la capacità del suolo di fissare le sostanze contaminanti possono essere così raggruppate (tab. 2).

Bisogna sottolineare però, che le singole voci non sono indipendenti tra loro, anzi, sono i tasselli di un quadro estremamente complesso.

L'intensità della contaminazione, oltre che a dipendere dalla capacità di assorbimento del suolo, è determinata anche dai fattori di esposizione del

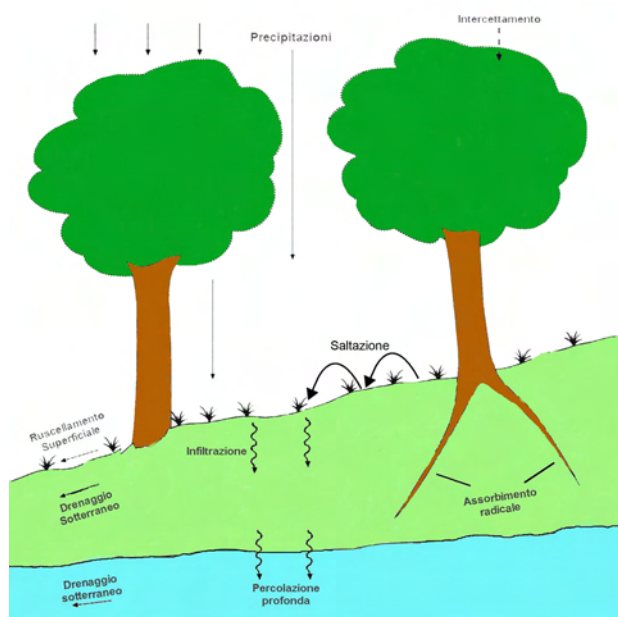


Fig. 1 - I processi di ricaduta delle polveri aerodisperse al suolo.
- Fall out processes of airborne dust.

Tab. 2 - Schema sintetico di tutte le variabili che definiscono la mobilità dei metalli nel suolo.

- Summary of all the factors that affect metals mobility in soils.

1. Caratteristiche chimiche

- pH
- Eh
- Contenuto e caratteristiche qualitative della sostanza organica (OM)
- Contenuto di nutrienti
- Contenuto e natura della frazione argillosa
- Contenuto di ossidi ed idrossidi di Fe e Mn
- Contenuto di solfati, fosfati, carbonati
- Capacità di scambio cationico (CEC)

2. Caratteristiche fisiche

- Tessitura
- Struttura
- Profondità degli apparati radicali

3. Caratteristiche ambientali

- Condizioni climatiche
- Esistenza e profondità di una falda freatica
- Assetto topografico
- Uso del suolo

suolo verso le sorgenti di emissioni.

Relativamente alle sorgenti puntuali, la contaminazione è legata alla distanza dal centro di emissione ed all'intensità delle emissioni. L'impatto del traffico veicolare sui suoli è anch'esso regolato dalla distanza dall'asse stradale. Vi è un generale consenso nell'attribuire alla relazione tra il contenuto di Pb nei suoli e la distanza, un andamento di tipo esponenziale. La distanza oltre la quale la concentrazione di piombo è pari al fondo ambientale varia tra 100 e 200m. L'entità della contaminazione è associata alla densità di traffico (MOTTO *et alii*, 1970; RODRIGUEZ-FLORES & RODRIGUEZ-CASTILLON, 1982; YASSOGLOU *et alii*, 1987; HO & TAI, 1988; KELLY *et alii*, 1996; GARCIA & MILLAN, 1998;) circolante in prossimità del sito ed alle condizioni di circolazione dei veicoli (TUCCIMEI *et alii*, 2001; SALZANO, 2005).

In tutte le tipologie di contaminazione il ruolo importante è giocato dalla direzione dei venti dominanti. Dato che la deposizione delle polveri aerodisperse avviene per via aerea, la direzione verso cui il particolato emesso è spinto, è chiara-

Tab. 3 - Confronto del contenuto medio di alcuni metalli in diverse rocce e nei suoli di alcune città italiane.

- Comparison between mean content of select metals in different rocks and soils from Italian cities.

		Cr	Cu	Pb	Zn	Cd		
		mg/ kg						
Crosta terrestre		35	25	20	71	0,100	(10)	
Rocce	Basalto	170	87	17	105	0,200	(3)	
	Granito	10	20	6	50	0,130		
	Calcare	11	4	9	20	0,003		
	Arenaria	35	2	7	16	-	(5)	
	Marna	90	45	20	95	0,300		
	Vulcaniti dell'area	29	53	179	144	n.d.		
Suoli	Mondo (media)		84	26	29	60	0,620	(2)
	Italia (media)		100	51	21	89	0,500	(4)
	Roma	media	n.d.	n.d.	331 ± 252	n.d.	0,300 ± 0,290	(1)
		Villa Pamphili	n.d.	n.d.	429 ± 265	n.d.	n.d.	(6)
		EUR	n.d.	66 ± 23	146 ± 76	110 ± 68	0,410 ± 0,140	(7)
	Napoli		11 ± 9	74 ± 56	262 ± 337	251 ± 253	n.d.	(9)
	Palermo		34 ± 19	63 ± 54	202 ± 111	138 ± 71	0,680 ± 0,350	(8)

(1) Angelone *et alii* (1995)

(2) Ure & Barrow (1982)

(3) Drever (1997)

(4) Angelone & Bini (1992)

(5) medie calcolate da tab.3

(6) Tuccimei *et alii* (2001)

(7) Salzano (2005)

(8) Imperato *et alii* (2003)

(9) Manta *et alii* (2002)

(10) Taylor & McLennan (1985)



mente influenzata dalla direzione dei venti. Questo discorso vale ovviamente a scala regionale, ma acquista un valore maggiore al dettaglio della microscala.

L'esposizione di un suolo alle emissioni dipende, infatti, da molti fattori, quali: la topografia nell'intorno della strada; la presenza d'ostacoli naturali (alberi, cespugli etc.); e la presenza d'ostacoli artificiali (opere murarie, edifici etc.).

Questi fattori influenzano direttamente la circolazione dei venti e la dispersione del particolato. L'effetto indiretto è quello di controllare anche il contenuto in metalli nei suoli.

3 - I "METALLI PESANTI" NELLE ROCCE DELL'AREA ROMANA

Nel Lazio si assiste ad una notevole variabilità litologica e sovente le rocce vulcaniche costituiscono il substrato più diffuso. L'area romana è caratterizzata dall'affioramento di litologie di origine sedimentaria, vulcanica e da alluvioni, che sono il prodotto dell'erosione di tali materiali. E' anche

noto come i prodotti vulcanici presentino tenori geochemici elevati (tab. 3) ma allo stesso tempo "naturali" relativamente ai *metalli pesanti*. La ragione di questa evidenza risiede nel fatto che tali elementi sono coinvolti nei processi di frazionamento magmatico e che le rocce basiche tendono ad essere arricchire di tali metalli. Il carattere basico dei magmi che alimentano i distretti eruttivi presenti nell'area romana, e di conseguenza il quadro geodinamico della regione, giustifica i valori anomali dei *metalli pesanti* delle rocce presenti nell'area romana. Le rocce vulcaniche sono caratterizzate da tenori specifici del distretto eruttivo di appartenenza (tab. 4) e di riflesso i suoli risentono del tenore "naturale" derivante dalla roccia "madre" su cui si è impostato il suolo. La mancanza di dati bibliografici specifici e la notevole variabilità composizionale delle rocce vulcaniche affioranti rende il quadro assai complesso ed articolato. Il confronto dei valori dei suoli superficiali con i tenori "naturali" delle rocce affioranti evidenzia il problema dell'inquinamento dei suoli e la necessità di approfondire le conoscenze relative alla problematica. Per quanto riguarda il

Tab. 4 - Il contenuto in alcuni "metalli pesanti" nei prodotti eruttivi dei distretti vulcanici dei Colli Albani e dei Monti Sabatini.

- Contents of selected heavy metals in volcanics emitted by Alban hills and Sabatini volcanic district.

			Fe	Mn	Ba	As	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd	
Edificio vulcanico		Prodotto	%		mg / kg							
Colli Albani	Tuscolano-Artemisio	Succ. Tuscolo	6.17 ± 0.32	0.113 ± 0.007	1837 ± 678	10 ± 4	<20	124 ± 17	98 ± 33	62 ± 5	n.d.	(1)
		Succ. Mad. degli Angeli	5.93 ± 0.49	0.112 ± 0.009	1662 ± 57	14 ± 2	72 ± 42	82 ± 25	90 ± 13	59 ± 9	n.d.	(1)
	Vukano Laziale	Ign. "Pozzolanelle"	5.51 ± 0.49	0.123 ± 0.019	3314 ± 709	17 ± 8	41 ± 21	87 ± 14	86 ± 35	380 ± 110	n.d.	(2)
		Breccia Villa Senni	5.26 ± 0.32	0.128 ± 0.020	2588 ± 669	23 ± 5	26 ± 11	75 ± 23	187 ± 77	422 ± 53	n.d.	(2)
		Ign. "Tufo Lionato"	7.75 ± 1.27	0.150 ± 0.010	3215 ± 1603	36 ± 23	10 ± 2	56 ± 32	226 ± 40	467 ± 13	n.d.	(2)
		Succ. Centogocce	6.64 ± 0.43	0.127 ± 0.010	2178 ± 558	22 ± 14	24 ± 4	94 ± 14	132 ± 45	72 ± 12	n.d.	(1)
		Ign. "Pozzolane Nere"	5.84	0.170	2373	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	(3)
		"Conglomerato giallo"	7.21	0.093	1612	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	(3)
		Ign. "Pozzolane Rosse"	7.39	0.155	2060	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	(3)
Ign. "Tufo pisolitico"	4.79	0.077	2373	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	(3)		

			Fe	Mn	Ba	As	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd	
Centro eruttivo		Fase eruttiva	%		mg / kg							
Monti Sabatini	Sacrofano - Morlupo	I°	2.86	0.132	301	n.d.	2	17	n.d.	94	n.d.	(4)
	Sacrofano - Bracciano	III°	5.11 ± 0.89	0.111 ± 0.015	1766 ± 467	n.d.	66 ± 66	67 ± 33	n.d.	71 ± 5	n.d.	(4)
	Sacrofano - Bracciano - centri minori	IV°	5.36 ± 1.12	0.110 ± 0.012	1406 ± 366	n.d.	65 ± 53	71 ± 11	n.d.	85 ± 41	n.d.	(4)
	Settore N - Baccano - Martign. - Stracciacap.	V°	1.82 0.34	0.096 ± 0.010	1059 ± 464	n.d.	9 ± 2	12 ± 3	n.d.	72 ± 2	n.d.	(4)

(1) Analisi eseguite mediante ICP-AES e ICP-MS su campioni di lava, tratte da Giordano et alii (2006)

(2) Analisi eseguite mediante XRF e ICP-AES su campioni di roccia, tratte da Trigila et alii (1995)

(3) Analisi eseguite per via umida su campioni di roccia, tratte da Fornaseri et alii (1963)

(4) Analisi eseguite mediante XRF e XRF-INAA su campioni di roccia, tratte da Conticelli et alii (1997)

Pb, ad esempio, i valori medi del suolo è circa il doppio del tenore “naturale” ed è superiore alla media di città come Napoli e Palermo.

4 - LE FONTI DI CONTAMINAZIONE DA “METALLI PESANTI” NELL’AREA ROMANA

In un sistema urbano l’inquinamento dell’aria può essere di due tipi: uno globale, che coinvolge tutta l’area cittadina (derivante ad esempio dal traffico o dagli impianti di riscaldamento); ed uno più localizzato, che colpisce le zone più vicine alla sorgente inquinante (ad es. impianti industriali o di incenerimento dei rifiuti). Nella fattispecie l’inquinamento localizzato può essere imputato a centri di emissione puntuali e la dispersione è limitata all’intorno del sito industriale. L’inquinamento globale può essere visto come la somma di numerosi centri puntuali ed essere descritto come emissione lineare od areale, dove queste entità geometriche sono costituite dalle arterie stradali o da interi quartieri. In una metropoli come Roma, che conta una popolazione di circa 3000000 di abitanti e che non ha una grossa vocazione industriale, la qualità dell’aria urbana risente delle emissioni inquinanti prodotte dal traffico, dai sistemi di riscaldamento e da tutte quelle attività che necessitano il consumo diretto di qualsiasi tipo di combustibile.

Nell’area romana risultano inventariate nel registro EPER (EEA, 2006), aggiornato al 2004, tre centri di emissione di tipo industriale: una raffineria petrolifera, una centrale elettrica ed una discarica di rifiuti. Tutti questi siti sono localizzati nella periferia sud-occidentale della città e si contrappongono alle attività estrattive che sono situate nella porzione nord-orientale dell’*interland* cittadino.

Tab. 5 - Le emissioni veicolari di alcuni metalli (tratto da HAMILTON & HARRISON, 1991).

- *vehicular emissions of selected metals (modified from HAMILTON & HARRISON, 1991).*

	Emissioni
	g
	(km*veicolo)
Pb	0.010000
Zn	0.003000
Cu	0.000045
Cd	0.000001

Per quanto concerne le emissioni associate agli impianti di riscaldamento (Comune di Roma, 2006), circa l’80 % dei sistemi è alimentato da gas metano e non prevede l’emissioni di quantitativi sensibili di polveri. Poco più del 20 % degli impianti utilizza ancora combustibili come gasolio (17 %) e carbone (3 %).

Una fonte alternativa e secondaria di metalli è costituita inoltre dalla alterazione e disgregazioni di tutti i materiali impiegati nell’edilizia urbana e nella realizzazione delle infrastrutture cittadine.

Il maggiore problema della città è costituito tuttavia dal traffico veicolare. Basti pensare che sul sistema stradale cittadino circolano, infatti, più di 2000000 di veicoli al giorno. I *metalli pesanti* sono emessi dalle automobili sia associati alla combustione dei carburanti e degli oli, che in seguito all’abrasione ed all’usura delle parti meccaniche e dei pneumatici dei veicoli (tab. 5). Da sottolineare come l’avvento di tecnologie “pulite” nel settore dei trasporti ha delle ripercussioni sull’introduzione dei metalli nell’ambiente urbano. Le emissioni di Pb, ad esempio, sono state praticamente azzerate.

5 - CASI STUDIO

5.1 - IL PIOMBO ED IL CADMIO NELLA CITTÀ DI ROMA (tratto da ANGELONE *et alii*, 1995)

L’area urbana di Roma si estende per circa 1280 km² di territorio all’interno del quale sono presenti circa 32 km² di aree verdi. L’area urbana considerata nel suo insieme può considerarsi come un’unica sorgente di inquinamento dove le emissioni legate al traffico veicolare rappresentano il contributo principale. L’apporto del traffico è stato già evidenziato da uno studio sulla distribuzione del Pb e del Cd nei suoli di Roma (ANGELONE *et alii*, 1995) su campioni di suolo superficiale prelevati in 17 aree all’interno del Grande Raccordo Anulare, tenendo conto dell’intensità del traffico, della morfologia, ecc. Queste zone di campionamento sono state raggruppate a loro volta in otto aree in base alla distanza crescente dal centro, identificato in piazza Venezia.

I dati della tabella 6 indicano l’esistenza di una relazione fra contenuto di Pb nei suoli urbani e la distanza dal centro. Tuttavia, in un tessuto urbano complesso come quello di Roma, la densità e struttura degli assi viari è tale da non consentire la definizione di un *trend* ben definito. Di conseguenza



Tab. 6 - Concentrazione del Pb nei suoli di Roma in funzione della distanza dal centro.
 - *Pb concentration versus city-centre distance, in soils of Rome.*

Aree urbane	Distanza dal centro (km)	Pb (mg/kg)
Villa Celimontana e aree verdi nel centro storico	1.0	132-543
Piazza Cavour	1.5	281
Villa Borghese, Villa Chigi	2.0	391
Università La Sapienza	2.5	308
Villa Torlonia, Villa Paganini, Via Nomentana	3.5	308
Villa Ada, Villa Glori, Villa Pamphili	4.0	157-256
Parco della Vittoria, Olimpico, Villa Carpegna, Via Aurelia, Parco del Pineto	4.5	157-732
Via Cristoforo Colombo, Villa Lazzaroni, Via Appia-Appia Antica, Villa Gordiani, Via Tuscolana, Portuense, Corviale	6 - 10	50-481

Tab. 7 - Livelli di Pb e Cd nei suoli di Roma e in due specie vegetali.
 - *Pb and Cd levels in soils of Rome and in two vegetal species.*

	Suolo Urbano (mg/kg)	<i>Malva sylvestris</i> (mg/kg)	<i>Bellis perennis</i> (mg/kg)
	Media (Intervallo)	Media (Intervallo)	Media (Intervallo)
Pb	331 ± 252 (37-1357)	5,6 ± 6,5 (0,70-42,90)	7,9 ± 5,4 (1,50-26,0)
Cd	0,30 ± 0,29 (0,03-1,85)	0,13 ± 0,07 (0,02-0,44)	0,63 ± 0,45 (0,10-2,00)

l'omogeneizzazione dei dati fra aree a diversa intensità di traffico è indice del mescolamento e della ridistribuzione delle polveri a causa principalmente dei venti dominanti su scala locale e, in maniera minore, al calpestio e all'azione meccanica dei veicoli. L'entità del rimescolamento dipende a sua volta dalla presenza di ostacoli naturali o barriere artificiali. E' infatti riconosciuto l'effetto barriera esercitato dagli edifici sulla circolazione delle

masse d'aria su scala locale. Inoltre, a causa delle limitazioni alla viabilità, l'intensità della circolazione è di solito maggiore in periferia piuttosto che nel centro storico.

Nelle tabelle 6 e 7 sono state riportate le concentrazioni medie del Pb e del Cd nei suoli di Roma. I dati si riferiscono ad un uno studio effettuato nel 1992 su 122 campioni di suolo superficiale (profondità di campionamento 0-5 cm) rappre-

sentativi dell'intera area urbana. In quel periodo era ancora ammesso (anche se declinante per ottemperare alle prescrizioni di legge) l'uso di carburanti contenenti Pb come additivo antidetonante.

Contemporaneamente si assisteva all'immissione nel parco circolante delle prime autovetture dotate di dispositivo catalitico. Per completezza di informazione nella tabella 7 sono riportati anche i livelli medi di Pb e Cd misurati in due specie vegetali spontanee (*Malva sylvestris* e *Bellis perennis*) ubiquitarie nell'area urbana e campionate in corrispondenza degli stessi punti di prelievo del suolo.

I risultati della ricerca hanno evidenziato un elevato livello di inquinamento da Pb nei suoli urbani di Roma. Infatti le concentrazioni medie superano di circa tre volte i limiti di legge accettabili per siti destinati ad uso verde pubblico, privato, residenziale, posto a 100 mg/kg (D. Lgs. 22/97), mentre sono di circa 16 volte superiori ai livelli considerati tipici per i suoli naturali italiani (ANGELONE & BINI, 1992). L'esistenza di un elevato inquinamento da Pb nei suoli superficiali è anche testimoniato dall'analisi della curva di distribuzione di frequenza dalla quale emerge che più del 50% dei campioni hanno una concentrazione compresa nell'intervallo 100-300 mg/kg.

Il cadmio non mostra invece eccessivi livelli di concentrazione nei suoli urbani variando da 0.03 a 1.85 mg/kg con una concentrazione media di 0.30 ± 0.29 mg/kg che è al di sotto di quella ritenuta tipica per i suoli naturali italiani (0.5 mg/kg). Contrariamente a quanto accade nei suoli naturali, in quelli urbani il Cd è di solito presente in forme che non sono facilmente coinvolte nelle dinamiche del suolo ma in forme labili (prevalentemente particelle metalliche) trasportate dalle acque di *runoff*.

Una evidenza della relazione esistente fra i contenuti di Pb e di Cd nei suoli di Roma e le emissio-

ni del traffico veicolare è testimoniata dalla diminuzione dei livelli di concentrazione con l'allontanarsi dalla sorgente: nel nostro caso l'asse stradale (fig. 2). Come esempio è stato riportato in figura 2 l'andamento della concentrazione di Pb e Cd nei suoli di Villa Pamphili, il più esteso parco di Roma. I dati sono stati normalizzati rispetto al contenuto di sostanza organica.

Per quanto riguarda i livelli di Pb e Cd nelle due specie di piante analizzate si può affermare che nonostante il Pb sia presente nei suoli di Roma in elevate concentrazioni, risulta poco mobile e, di conseguenza, il trasferimento alle piante è piuttosto limitato. Una relativa maggiore mobilità si nota per il Cd; tuttavia i modestissimi livelli di concentrazione permettono di escludere il verificarsi di eventuali fenomeni di tossicità.

5.2 - IL CASO DI VILLA DORIA PAMPHILJ (tratto da TUCCIMEI *et alii*, 2001)

Villa Doria Pamphili è una delle ville storiche della città e dista appena 4 km dal centro storico di Roma. Con i suoi 9 km di perimetro rappresenta una delle aree verdi urbane più grandi della città.

Il parco è attraversato da nord a sud da un'arteria stradale, via Leone XIII ("*Olimpica*"), percorsa da più di 75 mila auto al giorno, che è stata realizzata negli anni '60.

I suoli della villa sono stati indagati prendendo in considerazione due diversi tipi di campionamento: uno lungo due transeetti ortogonali all'asse stradale (TR2 e TR3); uno lungo due sezioni verticali del profilo del suolo (L1 e L2). La scelta della posizione dei due transeetti è stata effettuata in modo tale da averne uno relativo ad un tratto di strada a scorrimento veloce (TR2) ed uno prossimo ad un tratto ad andatura lenta (TR3). Nel primo caso sia le auto che si dirigono verso sud che quello che

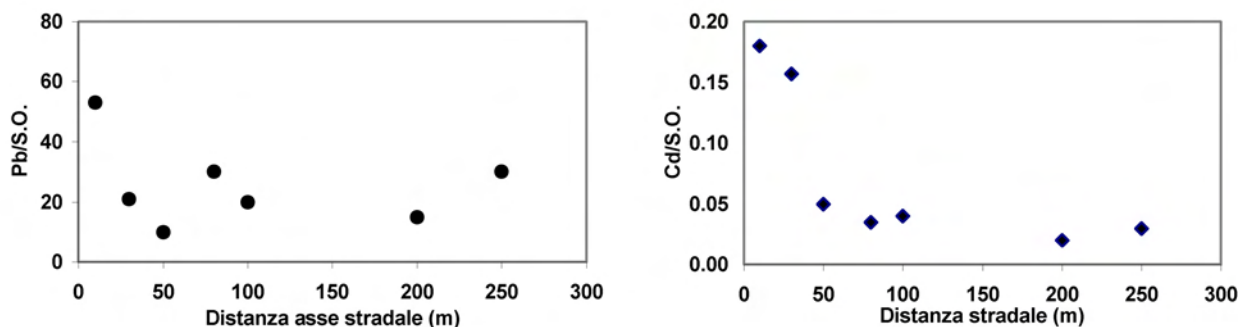


Fig. 2 - Variazione della concentrazione di Pb e Cd a Villa Pamphili con la distanza dall'asse stradale.
- Pb and Cd content variations with road distance.



vanno verso nord si trovano generalmente in piena fase di accelerazione. Il secondo tratto, invece, è prossimo ad un parcheggio ed ad un semaforo, a causa del quale spesso si forma, nella carreggiata più vicina, una coda di automobili.

Tutti i campioni sono stati investigati attraverso lo studio della presenza del Pb, in quanto tracciante geochemico delle emissioni da traffico. I profili verticali di suolo hanno permesso di valutare la capacità di assorbimento dei *metalli pesanti* e di valutare il tenore di fondo naturale, rappresentato dalla roccia inalterata. I valori oscillano tra contenuti compresi tra 140 e 550 mg/kg. In fig. 3 si può osservare la distribuzione verticale del Pb nei profili ed è possibile definire il tenore di fondo naturale in circa 140 - 150 mg/kg. Circa l'80 % del metallo è tuttavia presente nei primi 10 - 20 cm, grazie all'azione di assorbimento svolta dalla sostanza organica.

I transetti hanno invece consentito di valutare la distribuzione spaziale in funzione della distanza dall'arteria stradale (fig. 4). Il contenuto di piombo, suoli superficiali è compreso tra 140 e 1400 mg/kg.

Dalla figura si può osservare come il contenuto in piombo diminuisca in funzione della distanza dalla strada, nei primi 60 m a meno di anomalie legate ai fattori ambientali descritti in precedenza. Solo il transetto TR2 presenta valori molto elevati nei campioni più distali, 80 e 100 m. Tale differenza è giustificata dall'esposizione del tratto distale di questo transetto ai venti ed alla sua posizione rilevata rispetto alla strada. La principale tra TR2 e TR3 consiste nel maggior contenuto di Pb del primo rispetto al secondo.

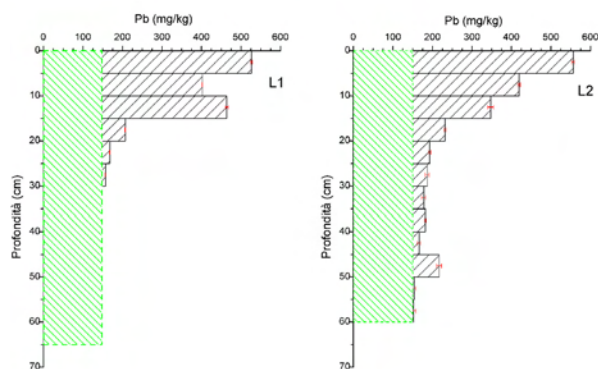


Fig. 3 - Andamento del contenuto di Pb in funzione della profondità. In verde il tenore di fondo naturale.
- Lead content trend in soil profiles. The background level is evidenced in green.

Questa osservazione si spiega con le evidenze sperimentali di Habibi (1973): nel tratto di strada su cui insiste TR2, le automobili sono in piena fase di accelerazione ed è massima l'emissione di Pb nell'aria; TR3 è vicino ad un parcheggio ed ad un tratto di strada dove le auto sono in fase di decelerazione prima di un incrocio e dove spesso si formano incolonnamenti. Qui l'emissione è ridotta ed il piombo espulso con i gas di scarico è inferiore rispetto a dove è situato TR2.

5.3 - IL CASO DELL'EUR (tratto da SALZANO, 2005)

L'EUR rappresenta l'accesso meridionale alla città e per tale motivo risulta essere una delle zone più inquinate dell'area metropolitana (Comune di Roma, 2003). Il parco presente all'interno del quartiere è un'area verde che si estende per 4 km² e che circonda il bacino idrico artificiale (*"Lago dell'EUR"*), costruito in occasione dei Giochi Olimpici del 1960. In concomitanza di questo evento i suoli affioranti vennero completamente rimaneggiati per realizzare l'attuale assetto stradale. Circa 100000 automobili attraversano giornalmente l'arteria stradale principale (*"Via Cristoforo Colombo"*).

I suoli superficiali prelevati sono stati analizzati per quanto riguarda il contenuto dei principali *metalli pesanti* (Al, Fe, Mn, Ba, Zn, Cu, Pb e Cd) al fine di valutarne il tenore di fondo naturale locale e di definirne la distribuzione spaziale in funzione della distanza dal reticolo stradale.

I valori osservati mostrano ad eccezione tenori più alti di quelle riscontrati in letteratura (tab. 2). Tale evidenza è il risultato della contaminazione

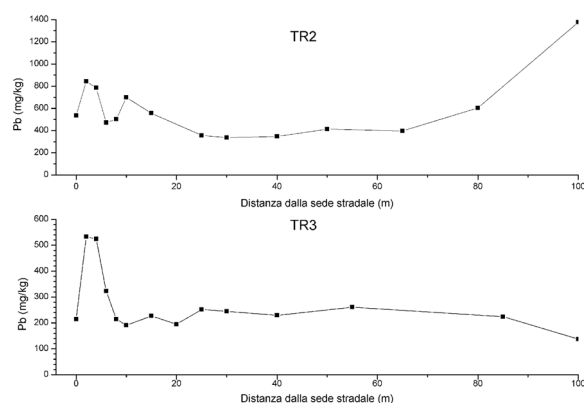


Fig. 4 Il contenuto di Pb in funzione della distanza dalla sede stradale.
- The relationship between topsoil lead content and roadside distance.

antropica in ambiente urbano derivante da tutte le fonti di emissione presenti nella città. Ciò implica che ai fini del monitoraggio della contaminazione dei suoli, sia necessario oltre che definire il livello di fondo naturale anche il tenore di fondo “urbano”. La stima di questo valore è fondamentale per la discriminazione della contaminazione derivante da sorgenti locali da quella regionale, che agisce su tutta o su una porzione dell’area metropolitana.

La distribuzione spaziale dei contenuti in Fe e Mn non evidenziano particolari fenomeni di contaminazione (fig. 5), e suggeriscono una provenienza

“naturale” per questi metalli. Ba, Ca, Cu e Zn si distinguono per valori anomali, a volte molto elevati. Tuttavia l’estensione di queste aree contaminate è molto ridotta e localizzata nell’intorno di siti dove l’impatto dell’attività antropica è elevato. Questi dati possono essere interpretati come l’effetto del rilascio dei metalli da parte di manufatti antropici (tubature, fontanili, panchine, aiuole etc...) o dell’intervento d’opere di manutenzione del parco (cementificazioni, sostituzione tubature, rimaneggiamento del suolo o cura del giardino mediante additivi chimici). Il Cd mostra un’ano-

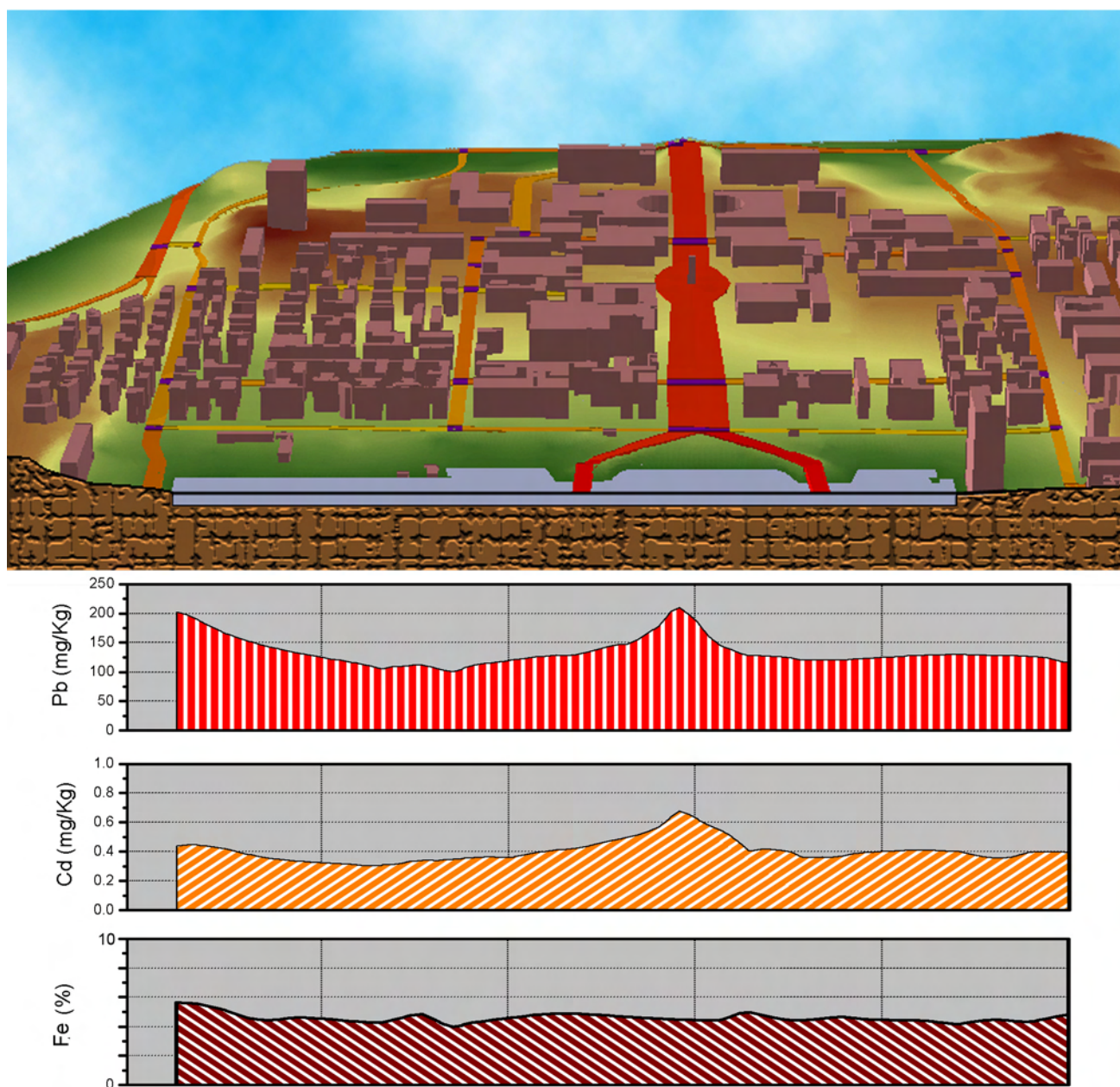


Fig. 5 - Profilo di distribuzione di alcuni metalli analizzati nei suoli superficiali dell’area dell’EUR.
- Distribution section of selected metals in EUR topsoils.

malia moderata ma diffusa su tutta l'area (fig. 5). Sono bene definite tuttavia delle aree in prossimità delle strade dove i valori sono relativamente elevati. Questi siti coincidono con quelli indicati dalla carta del Pb (fig. 5). Ne consegue che l'eccesso di questo metallo ha una provenienza chiaramente legata alle emissioni autoveicolari, mentre il Cd ha una contaminazione diffusa su tutta l'area. Solo la distribuzione del Pb può essere impiegata come strumento di monitoraggio delle emissioni autoveicolari (fig. 6). Anche in questo caso la carta suggerisce che le particelle contenenti Pb siano emesse maggiormente dove la pressione dei gas nel sistema di scappamento delle auto è intensa (GANJE & PAGE, 1972; HABIBI *et alii*, 1973; DEROANNE-BAUVIN *et alii*, 1987; TUCCIMEI *et alii*, 2001; SALZANO, 2005). Ciò significa che l'inquinamento da traffico è massimo dove le auto si trovano in condizioni di ripartenza, d'accelerazione e non dove sono incolonnate e/o ferme. In questa condizione i gas di scarico ristagnano nella marmitta, facendo in modo che le particelle accrescano di dimensione ma non siano allontanate. Dalla carta del Pb, si evince come la contaminazione sia maggiore negli incroci principali e sui tratti di strada dove le auto sono in fase d'accelerazione. Notevole è la differenza tra il tratto della Via C.Colombo che esce da Roma ed il tratto omologo verso Roma. A parità di densità di traffico, la carreggiata ovest è maggiormente inquinata, in quanto le auto devono affrontare una salita impegnativa dove tal-

volta possono rimanere incolonnate. Il tratto est è inquinato solamente all'incrocio, poiché le auto, una volta lanciate, si trovano in discesa e possono sfruttare l'inerzia.

5.4 - IL PLATINO ED I PLATINOIDI NEI SUOLI DI ROMA (a cura di M. ANGELONE & F. SPAZIANI)

Nell'ultimo decennio, allo scopo di ridurre le emissioni inquinanti da parte degli autoveicoli sono state immesse sul mercato autovetture dotate di dispositivo catalitico. Questa innovazione tecnologica ha permesso di operare una riduzione dell'emissione in atmosfera di tre fra i principali inquinanti prodotti dai motori a scoppio: il monossido di carbonio (CO), gli ossidi di azoto (NO) e gli idrocarburi incombusti (HC). Tuttavia l'abrasione e l'inesorabile deterioramento del catalizzatore (la temperatura operativa è compresa tra 400 e 600 °C), causano il rilascio di particolato con dimensioni prevalenti < 10 µm, mentre le rimanenti sono comprese tra 10 e 100 µm. Queste emissioni sono costituite in parte da particelle metalliche contenenti i platinoidi elementi utilizzati in quanto per le loro proprietà chimiche agevolano le reazioni di trasformazione all'interno del catalizzatore. L'interesse per lo studio dei platinoidi nell'ambiente urbano deriva dal fatto che sono dei *metalli pesanti* tossici e costituiscono il componente principale delle polveri di dimensioni minori di 10 m. Queste dimensioni li rendono facilmente trasportabili attraverso l'atmosfera e, tramite la respirazione, entrano nell'organismo umano. Si comprende quindi l'importanza dello studio geochemico dei platinoidi allo scopo di acquisire informazioni sulla mobilità (speciazione) e per definire i livelli del fondo naturale ambientale.

Lo studio del Pt nell'area urbana di Roma è iniziato nel 2001 analizzando 122 campioni già utilizzati per uno studio preliminare del 1991 relativo alla geochemica di Pb e Cd nei suoli. Su questi campioni è stato anche fatto un tentativo per misurare il livello di concentrazione di Pd e Rh. Tuttavia, a causa dei livelli di concentrazione estremamente bassi, sempre inferiori ai limiti di rivelabilità della strumentazione analitica impiegata, non è stato possibile acquisire nuovi dati su questi elementi. Allo scopo di definire con maggiore precisione il valore del fondo geochemico naturale del Pt, è stato intrapreso anche lo studio sui suoli *naturali* del Lazio ed è stato effettuato un nuovo campionamento sui suoli urbani di Roma (nelle stesse aree

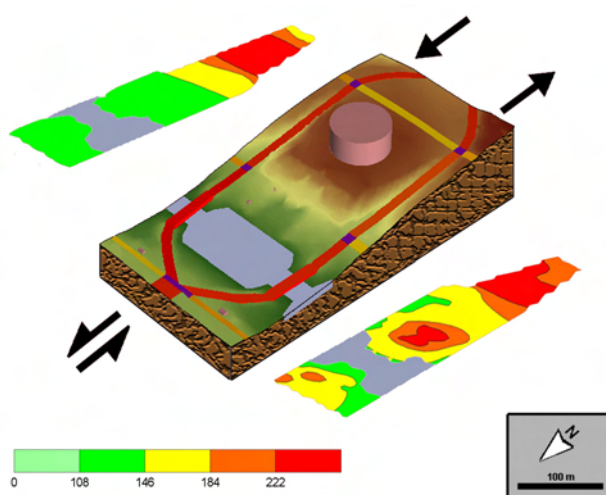


Fig. 6 - Distribuzione spaziale del contenuto in Pb nei suoli superficiali dell'EUR in relazione alla circolazione dei veicoli (freccie nere) ed alla topografia.

- Pb spatial distribution in EUR topsoils relatively to vehicles circulation (black arrows) and to the EUR topography.

del 1991) per evidenziare l'esistenza o meno di differenze nella composizione delle deposizioni. Inoltre, per definire le modalità con cui i platinoi di si ripartiscono tra le principali matrici ambientali urbane, sono stati studiati anche campioni di "polvere stradale" prelevati lungo le principali arterie, nelle aree di parcheggio e all'interno di alcune gallerie e sottopassaggi stradali, alcuni di recente costruzione. I risultati ottenuti sono sintetizzati nelle figura 7 e nelle tabelle 8 e 9.

Per il Pb si nota un evidente decremento del contenuto nei suoli, conseguenza della sostituzione del vecchio parco circolante con autovetture equipaggiate con i nuovi dispositivi catalitici a benzina "verde" dove il piombo è stato sostituito dal metil-terziar-butil etere e dal benzene come antidetonante. Tuttavia, a distanza di 10 anni, i livelli di concentrazione del Pb a Roma permangono piuttosto elevati e confermano che i processi di "autodepurazione" del suolo sono piuttosto lenti anche a causa della modesta mobilità dell'elemento e a condizione che non vengano alterate le condizioni redox del suolo.

Per quanto riguarda il Pt la concentrazione media nei suoli di Roma nel 1991 era di 3.8 ± 1.0 ng/g, del tutto simile a quella calcolata per i suoli naturali italiani e del Lazio (intervallo $< 1-5$, valore medio 3.1 ± 2.1 ng/g), mentre dieci anni dopo è aumentata di quasi quattro volte: 11.5 ± 4.7 ng/g. Questi dati pur indicativi di livelli ancora modesti, ottenuti fra l'altro con tecniche analitiche sofisticate, possono ritenersi notevolmente significativi dell'effettiva influenza esercitata nell'area urbana dalle emissioni delle vetture catalizzate.

Alle particolari modalità di circolazione va

imputato il notevole arricchimento osservato per i platinoi nelle polveri stradali e in particolare nelle polveri dei tunnel con arricchimenti superiori fino a due ordini di grandezza rispetto al fondo geochimico naturale. Se si considera quindi il valo-

Tab. 8 Concentrazione di Pt in alcune matrici ambientali urbane di Roma.

- Pt concentrations in different environmental matrices sampled in Rome.

	Pt (ng/g)
Suoli "naturali" del Lazio	3.1 ± 2.1
Suoli urbani 1992	3.7 ± 2.8
Suoli urbani 2001	11.2 ± 4.1
Polveri parcheggio 2003	44.3 ± 6.4
Suolo parcheggio 2003	50.1 ± 7.6

Tab. 9 Concentrazione di Pt, Pd e Rh nelle polveri stradali di alcuni tunnel a Roma.

- Pt, Pd, Rh concentrations in road-dust sampled in tunnels.

	Pt (ng/g)	Rh (ng/g)	Pd (ng/g)
Collina Fleming	244 ± 17	37 ± 2	701 ± 196
Principe Amedeo	305 ± 6	68 ± 13	466 ± 140
Castel S. Angelo	126 ± 4	26 ± 1	269 ± 2
Muro Torto	702 ± 52	142 ± 15	817 ± 34

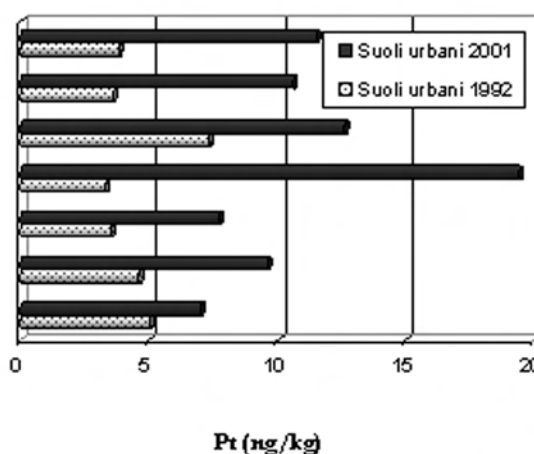
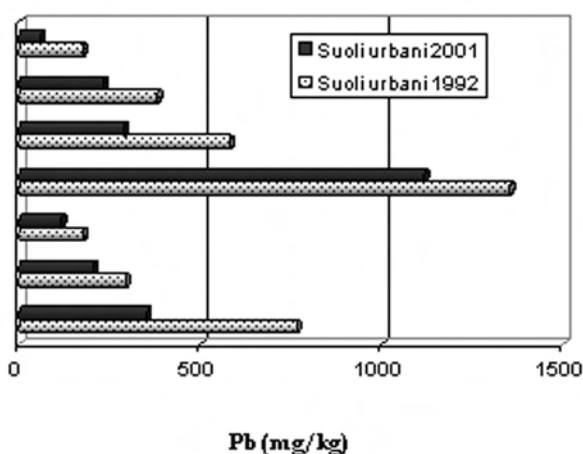



Fig. 7 - Variazione della concentrazione del Pb e del Pt nei suoli di Roma dal 1991 al 2001.
- Pb and Pt concentrations in soils of Rome since 1991 to 2001.





re del fondo naturale del Pt nei suoli del Lazio, nelle polveri stradali di Roma si ha un fattore di arricchimento pari a 15, mentre nella polvere dei tunnel stradali supera il fattore 100. In tabella 9 sono riportati i valori medi di Pt, Pd e Rh nelle polveri di alcune tra le principali gallerie stradali di Roma. L'elemento più abbondante in queste matrici ambientali è il palladio, seguito dal platino e dal rodio. Questa gerarchia riflette la tendenza recente dei costruttori di sostituire nel 'washcoat' delle marmitte catalitiche il Pt con il Pd poiché quest'ultimo assicura una più alta efficienza termodinamica e una maggiore economicità.

Le concentrazioni medie più elevate di platinoi di caratterizzano le polveri stradali dei tunnel a maggior flusso veicolare e sono state misurate nei campioni del primo sottopasso del Muro Torto. I livelli più bassi invece provengono da campioni del sottopasso di Castel Sant'Angelo, un'opera di recente inaugurazione (2000) e della galleria Fleming dove i campioni sono stati raccolti dopo un periodo di chiusura per lavori di ristrutturazione e manutenzione. Data la peculiarità dell'ambiente urbano è sempre opportuno considerare i dati come indicativi di campioni non sempre omogenei in relazione al verificarsi di eventi o operazioni spesso casuali o difficilmente controllabili quali, ad esempio, le precipitazioni atmosferiche, operazioni di pulizia, interventi tecnici di manutenzione ecc. D'altra parte, come dimostrato anche dalla letteratura specializzata, i rapidi e improvvisi cicli di sospensione e deposizione delle polveri in ambito urbano provocano spesso fenomeni di accumulo e/o diluizione in tempi molto rapidi. I dati qui presentati evidenziano pertanto un accumulo che per i platinoi si può ritenere consistente se si considera il ristretto arco di tempo preso in considerazione. Ad analoghe conclusioni si giunge analizzando i dati relativi a campioni di polvere

prelevate in un parcheggio all'aperto di recente istituzione ultimato per il Giubileo del 2000.

6 - CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Lo studio della contaminazione geochemica dei suoli in un'area urbana come quella di Roma può avere diverse finalità: può fornire informazioni circa l'impatto delle attività antropiche sull'ambiente urbano; e può consentire di stimare in modo indiretto l'esposizione dei cittadini alle sostanze inquinanti. Lo studio geochemico dei suoli ha pertanto degli effetti non trascurabili sulla salute del cittadino, in quanto permette di attuare delle misure di prevenzione a lungo termine e di pianificare azioni di contenimento e monitoraggio della qualità dell'ambiente urbano.

La base di partenza consiste in uno studio accurato della geochemica dell'area romana, incentrata sia sulle rocce affioranti che sui suoli, e nella definizione dei tenori di fondo ambientale della regione per quanto concerne i metalli. Da non trascurare anche la stima del tenore di fondo "urbano" di questi elementi metallici, in quanto essi sono presenti ed introdotti nell'ecosistema cittadino anche grazie ai manufatti antropici costituenti l'area metropolitana (edifici, infrastrutture e quanto altro costituisce la città). Questo approfondimento di conoscenza della realtà geochemica del territorio può essere il preludio alla stima della biodisponibilità di questi metalli, e successivamente anche di altre sostanze inquinanti, verso l'organismo umano. Questa analisi può essere inoltre anche lo spunto per la definizione di limiti di legge che tutelino la salute del cittadino, ma che tengano conto anche della realtà territoriale a cui devono essere applicati. Il caso di Roma, finora descritto, e la notevole presenza di metalli già a partire dai materiali vulcanici affioranti ne è un ottimo esempio.

BIBLIOGRAFIA

- ANGELONE M., ARMIENTO G., CROVATO C., D'ANNIBALE L., FARNETI T. & CREMISINI C. (2004) - *Influenza del traffico veicolare sui livelli di concentrazione di platinoi nei suoli dell'area urbana di Roma e confronto con i dati di alcune città italiane*. Convegno ECOSISTEMA Roma, 14-16 Aprile 2004, Accademia Nazionale dei Lincei.
- ANGELONE M. & BINI C. (1992) - *Trace element concentrations in soils and plants of western Europe*. In: D.C. ADRIANO (Eds.):

«*Biogeochemistry of Trace Metals*». CRC PRESS, Boca Raton, FL.

- ANGELONE M., PINTO V., NARDI E. & CREMISINI C. (2006) - *Palladium in Environmental Matrices: A Review*. In «*Palladium Emissions in the Environment Analytical Methods, Environmental Assessment and Health Effects*» F. Zereini & Alt F. (Eds.) XXVIII, 455-485., Springer Verlag 2006
- ANGELONE M., SPAZIANI F., CREMISINI C. & SALLUZZO A. (2006) - *Determination of PGE and REE in urban matrices and fingerprinting of traffic emission contamination*. Atti «VIII° Highway and

- Urban Environment Symposium», Nicosia, Cyprus 12-14 June 2006.
- ANGELONE M., TEOFILI C. & DOWGIALLO G. (1995) - Lead and cadmium distribution in urban soil and plants in the city of Rome: a preliminary study. Atti: «III^o International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE)», Paris, 15-18 May 1995.
- CINTI D., ANGELONE M., MASI U. & CREMISINI C. (2002). Platinum levels in natural and urban soils from Rome and Latium (Italy): significance for pollution by automobile catalytic converter. Sci. Total Environ., **293**: 47-57.
- COMUNE DI ROMA (2006) - Relazione situazione ambientale. Dip. XII - L.L.P.P. e Manutenzione Urbana, V^o Unità Organizzativa - Servizi impianti termici. http://www.comune.roma.it/was/repository/ContentManagement/node/P1230534754/DIP_XII_E_ACEA_IMPIANTI_TER.PDF.
- CONTICELLI S., FRANCALANCI L., MANETTI P., CIONI R. & SBRANA A. (1997) - Petrology and geochemistry of the ultrapotassic rocks from the Sabatini Volcanic District, central Italy: the role of evolutionary processes in the genesis of variably enriched alkaline magmas. J. Volcanol. Geotherm. Res., **75**: 107-136.
- DEROANNE-BAUVIN J., DELCARTE E. & IMPENS R. (1987) - Monitoring of lead deposition near highways: A ten years study. Sci. Total Environ., **59** (1): 257-266.
- DUFFUS J.H. (2002) - "Heavy metals" - A meaningless term?. Pure Appl. Chem., **74** (5): 793-807.
- DREVER J.I. (1997) - The Geochemistry of natural waters; surface and groundwater environments (3rd Ed.). Prentice Hall, Upper Saddle River.
- EEA (2006) - The European Pollutants Emission Register (EPER). <http://eper.cec.eu.int/eper/>.
- FERGUSON D. (1990) - The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press Inc., New York.
- FORNASERI M., SCHERILLO A. & VENTRIGLIA U. (1963) - La regione vulcanica dei Colli Albani: Vulcano Laziale. C.N.R. e Bardi Editore, Roma.
- GANJE T.J. & PAGE A.L. (1972) - Lead concentrations of plants, soil and air near highways. California Agriculture **26**: 7-9.
- GARCIA R. & MILLAN E. (2001) - Assessment of Cd, Pb and Zn contamination in roadside soils and grasses from Gizupkoa (Spain). Appl. Geochem. **11** (1): 589-594.
- GIORDANO G., DE BENEDETTI A.A., DIANA A., DIANO G., GAUDIOSO F., MARASCO F., MICELI M., MOLLO S., CAS R.A.F. & FUNICIELLO R. (2006) - The Colli Albani mafic caldera (Roma, Italy): Stratigraphy, structure and petrology. J. Volcanol. Geotherm. Res., **155**: 49-80.
- HABIBI K. (1973) - Characterization of particulate matter in vehicle exhaust. Environ. Sci. Technol. **7** (3): 223-234.
- HAMILTON R.S. & HARRISON R.M. (1991) - Highway pollution. Elsevier, Amsterdam.
- HO Y.B. & TAI K.M. (1988) - Elevated levels of lead and other metals in roadside soil and grass and their use to monitor aerial metal deposition in Hong Kong. Environ. Pollut. **49** (1): 37-51.
- IMPERATO M., ADAMO P., NAIMO D., ARIENZO M., STANZIONE D. & VIOLANTE P. (2003) - Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). Environ. Pollut. **124** (2): 247-256.
- KABATA-PENDIAS A. & PENDIAS H. (1992) - Trace Elements in Soils and Plants. (2nd Ed.). CRC Press, Boca Raton, FL: pp. 365.
- KELLY J., THORNTON I. & SIMPSON P.R. (1996) - Urban geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils. Appl. Geochem. **11** (1): 363-370.
- KRAUSKOPF K.B. (1995) - Introduction to Geochemistry (3rd Ed.). McGraw-Hill, New York: 136-161.
- MANTA D.S., ANGELONE M., BELLANCA A., NERI R. & SPROVIERI M. (2002) - Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. Sci. Total Environ., **300**: 229-243.
- MICHELOZZI P., FORASTIERE F., FUSCO D., PERUCCI C.A., OSTRO B., ANCONA C. & PALLOTTI G. (1998) - Air pollution and daily mortality in Rome, Italy. Occup. Environ. Med. **55**: 605-610.
- MONACI F. & BARGAGLI R. (1997) - Barium and other trace metals as indicators of vehicle emissions. Water Air Soil Pollut. **100** (1): 89-98.
- MOTTO H.L., DAINES R.H., CHILKO D.M. & MOTTO C.K. (1970) - Lead in soils and plants: Its relationship to traffic volume and proximity to highways. Environ. Sci. Technol. **4** (3): 231-237.
- NRIAGU J.O. (1978) - The Biogeochemistry of lead in the environment - A. Elsevier, Amsterdam.
- RODRIGUEZ-FLORES M. & RODRIGUEZ-CASTELLON E. (1982) - Lead and cadmium levels in soil and plants near highways and their correlation with traffic density. Environ. Pollut. **4** (1): 281-290.
- SALOMONS W. & FORSTNER U. (1984) - Metals in the Hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin.
- SALZANO R. (2005) - Analisi spaziale e temporale dell'inquinamento da metalli pesanti in ambiente urbano: il caso di Roma. Confronto tra diverse tecniche di monitoraggio. Tesi di Dottorato di Ricerca. Dip. Scienze Geologiche, Università degli Studi Roma TRE.
- TAYLOR S.R. & MCLENNAN S.M. (1985) - The Continental Crust: its Composition and Evolution. Blackwells, Oxford, England: pp. 312.
- TRIGILA R. (1995) - The Volcano of the Alban Hills. Tipografia SGS, Roma.
- TUCCIMEI P., DELITALA M.C., TADDEUCCI A., SALZANO R. & SOLIGO M. (2001) - Lead contamination in soils and sediments from Villa Pamphili (Rome, Italy). Atti: «10th Water-Rock Interaction International». Villasimius (CA), June 10th -15th, 2001.
- URE A. M. & BERROW M. L. (1982) - The chemical constituents of soils. In: «Environmental chemistry» H. J. M. BOWEN (Eds.). R. Soc. Chem., Burlington House, London: 94-202.
- YASSOGLOU N., KOSMAS C., ASIMAKOPOULOS J. & KALLIANOU C. (1987) - Heavy metal contamination of roadside soils in the Greater Athens Area. Environ. Pollut. **47** (1): 293-304.

