

自然教育園における降下ばいじん および土壌中の重金属*

坂上 寛一**・菅原 十一***・浜田竜之介**・黒部 隆**

Heavy Metal Contents in Dust Falls and Soils of th National Park for Nature Study

Kan-ichi Sakagami**, Touichi Sugawara***,
Ryunosuke Hamada** and Takashi Kurobe**

1. 序

自然教育園は都心に位置している。20haの面積を有しているとはいえ、都市生態系の枠外に独立しては存在しえない。自然教育園の生態系も都市のかかえる劣悪な無機環境下にある。著者らはこれまで植物の無機環境のうち水分環境をとり上げ、土壌の無機成分(坂上ら 1978)および有機成分(坂上・山崎 1979)との関連を検討してきた。本報告では都市化の影響を直接反映する大気環境に注目し、生物にとり負の環境圧となりうる重金属汚染の面から土壌との関連を考察した。その際、大気と土壌の間を媒介するものとしてばいじんを考え、同一地点のばいじんによる重金属付与量と土壌中の重金属含有率を求め、その相関を検討することにより、都市生態系の一側面としての重金属汚染の機構を明らかにすることを試みた。

2. 調査地点

調査地点を図1に示した。前報(坂上ら 1978)で調査した自然教育園の代表的な植生であるシイ林、ミズキ林、コナラ林、マツ林などの林地の他

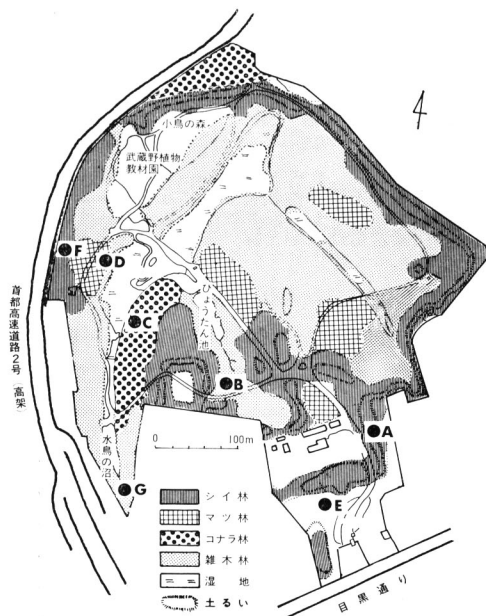


図1 調査地点と主要幹線道路

A シイ林, B ミズキ林, C コナラ林,
D マツ林, E 草地, F 高速道路際Ⅰ,
G 高速道路際Ⅱ

* 本報告の一部は日本土壌肥科学雑誌に投稿した。

** 東京農工大学農学部, Tokyo University of Agriculture and Technology, Faculty of Agriculture

*** 国立科学博物館付属自然教育園, National Park for Nature Study, National Science Museum

に、草地を加え、さらに自然教育園の周縁部に位置し、苛酷な外部環境に最も近接している高速道路際のⅠおよびⅡの7地点である。

3. 実験方法

7地点の表層および下層土壌中の銅、亜鉛、鉛、カドミウムの含有率を測定した。また、同一地点で降下ばいじんを捕集し、ばいじん中の重金属含有率を同様に測定した。

1) 降下ばいじんの捕集法

降下ばいじんの捕集には、林内雨量計を用いて林内雨を捕集した後、林内雨を蒸発乾固することにより林内雨中に懸濁しているばいじんを得た（菅原 1980）。林内雨量計には0.5mm メッシュの網をかぶせて、落葉枝の混入を防いだ。

2) 重金属の測定法

土壌および降下ばいじんの分解には、硝酸一過塩素酸分解（農林水産技術会議事務局 1972）を用いた。銅と亜鉛については、分解液を塩酸に溶解し、ろ過後ろ液を適宜希釈した供試液について、直接燃焼法により原子吸光光度計（日立、170—30型）で測定した。鉛とカドミウムについては、同様な方法で得た供試液について直接燃焼法により原子吸光光度計で測定し、バックグラウンドは重水素ランプによる吸光度で補正するD₂ランプ補正法を用いた。なお、D₂ランプ補正法は溶媒抽出法と良好な相関を示した（坂上ら 1980）。

4. 実験結果

供試土壌の若干の性状を表1に示した。pHは道路に近接した高速道路際ⅠおよびⅡと草地で比較的高い。表層の炭素含量は草地を除いて10%以上と高かった。

表1 調査地点と供試土壌の性状

調査地点	層位	深さ(cm)	土 色	土性	pH(水)	炭素含量(%)	道路からの距離(m)
シ イ 林	A ₁	0—10	7.5Y R2/2	L	4.79	17.07	165
	B ₁	28—45+	7.5Y R3/3	C L	5.13	5.02	
ミ ズ キ 林	A ₁	0—12	7.5Y R2/1	L	4.72	12.39	190
	B ₁	32—45+	7.5Y R3/4	C L	5.66	4.08	
コ ナ ラ 林	A	0—13	7.5Y R2/2	L	4.90	10.44	105
	B ₁	13—30	5Y R3/2	C L	4.63	2.02	
マ ツ 林	A	0—19	7.5Y R2/2	L	4.70	10.14	65
	B	19—41	7.5Y R4/4	C L	5.03	6.79	
草 地	A ₁	0—10	10Y R2/3	C L	6.00	3.99	95
	B ₁	32—45+	10Y R3/4	LiC	6.58	2.77	
高速道路際Ⅰ	A	0— 9	7.5Y R2/1	C L	6.55	14.50	10
	B ₁	9—41	7.5Y R4/3	LiC	7.42	1.39	
高速道路際Ⅱ	A ₁	0—15	7.5Y R2/1	C L	5.96	16.02	15
	B ₁	45—64	10Y R3/2	H C	5.68	4.38	

1) 土壌の重金属含有率

表 2 自然教育園土壌中の重金属含有率

(ppm/dry basis)

地 点	層位	Cu	Zn	Pb	Cd
シ イ 林	A ₁	209	369	149	1.73
	B ₁	186	113	15.1	0.13
ミ ズ キ 林	A ₁	189	203	167	1.25
	B ₁	191	128	13.6	tr
コ ナ ラ 林	A	186	287	159	0.78
	B ₁	149	235	34.9	0.44
マ ツ 林	A	190	252	137	0.80
	B	150	206	13.9	tr
草 地	A ₁	172	207	82.8	0.09
	B ₁	174	150	72.5	0.31
高速道路際 I	A	146	1,110	662	1.71
	B ₁	120	187	19.6	tr
高速道路際 II	A ₁	141	531	191	0.92
	B ₁	168	113	22.1	tr

土壌の重金属含有率を表2に示した。いずれの重金属も、全地点の表層でかなり高い含有率を示した。表層の銅含有率では、シイ林が209 ppmを示し最も高く、高速道路際Ⅱが141 ppmで最も低い。しかし、銅含有率は地点間に大きな差異はなく、また表層と下層との間にも大差がない。ミズキ林、草地、高速道路際Ⅱのように下層が表層よりわずかながら高い地点もみられた。亜鉛含有率は、地点間あるいは層位間で大きな差異がみられた。いずれも表層での含有率が高いが、特に高速道路際では、Ⅰで1,110ppm、Ⅱで531ppmと非常に高かった。ついで、シイ林369ppm、コナラ林287ppm、マツ林252ppmと低くなり、ミズキ林と草地が最も低かった。全地点で下層は表層より明らかに低含有率であった。鉛含有率も亜鉛と同様に高速道路際の地点の表層で高く、Ⅰで662ppmを示した。ついで、高速道路際Ⅱ＞ミズキ林＞コナラ林＞シイ林＞マツ林であり、191～137ppmの範囲に分布した。草地は低く、83ppmであった。草地を除いて、下層は表層より格段に低く、13～35ppmであった。カドミウム含有率は、シイ林と高速道路際Ⅰの表層で高く、1.7ppmを示した。ついで、ミズキ林＞高速道路際Ⅱ＞マツ林、コナラ林の順であり、草地は低い。また、下層はコナラ林、草地、シイ林で0.44～0.13ppmを示した以外は trace であった。

2) 降下ばいじん量

表 3 降下ばいじんの月平均捕集量

(mg/cm²/month)

地 点	1969	1970	1979
シ イ 林	3.18	2.63	1.60
ミ ズ キ 林	1.40	1.50	1.10
コ ナ ラ 林	1.30	1.35	1.39
マ ツ 林	—	—	1.52
草 地	0.51	0.63	0.34
高 速 道 路 際 I	2.36	1.31	—

降下ばいじんの捕集量を表3に示した。樹枝葉などに捕そくされているばいじんを林内雨とともに捕集していることになるが、1969年、1970年、1979年の3カ年に得られた結果は、植相により大きな差異がみられた。3カ年とも最もばいじん捕集量が多かったのはシイ林であった。ついで、採取年によりいくらか傾向が異なるが、高速道路路際Ⅰが多く、ミズキ林、コナラ林、マツ林はほぼ近似していた。草地は最も少なく、他地点の半分以下であった。

3) 降下ばいじんの重金属含有率

降下ばいじんの重金属含有率を表4と表5に示した。1969年と1970年に捕集したばいじん中の各重金属含有率は各地点とも多くの場合、かなり近似した値を示したが、1979年の含有率を先の両年と比較すると、銅以外は大きな差異があった。亜鉛、鉛、カドミウムのいずれも1979年では顕著に減少した。

表4 1969年および1970年に採取した降下ばいじん中の重金属含有率

(ppm/dry basis)

地 点	採 取 年	Cu	Zn	Pb	Cd
シ イ 林	'69	291	2,380	523	6.11
	'70	184	2,130	419	4.37
ミ ズ キ 林	'69	216	1,930	427	5.91
	'70	267	1,690	780	5.10
コ ナ ラ 林	'69	191	1,700	739	6.79
	'70	257	2,260	618	6.87
草 地	'69	287	3,690	552	6.26
	'70	270	3,260	744	7.57
高速道路路際Ⅰ	'69	224	1,850	770	7.86
	'70	332	3,450	795	7.93

表5 1979年に採取した降下ばいじん中の重金属含有率

(ppm/dry basis)

地 点	Cu	Zn	Pb	Cd
シ イ 林	148	631	180	2.68
ミ ズ キ 林	251	873	213	3.49
コ ナ ラ 林	199	797	184	2.55
マ ツ 林	248	1,002	195	3.90
草 地	209	1,150	272	5.48

1969年と1970年について各重金属毎にみると、まず銅では、184～332ppmの範囲に分布しており、高速道路路際Ⅰと草地が高い。亜鉛は1,690～3,690ppmの範囲に分布したが、草地と高速道路路際Ⅰが最も高く、ついでシイ林、コナラ林が高く、ミズキ林が最も低い。鉛は419～795ppmに分布したが、やはり高速道路路際Ⅰが最も高く、ついで草地、コナラ林であり、ミズキ林、シイ林が低かった。カドミウムは4.37～7.93ppmに分布しており、高速道路路際Ⅰが最も高く、草地、コナラ林がこれにつぎ、ミズキ林、シイ林が最も低い。

1979年の含有率をみると、銅では148～251ppmに分布し、ミズキ林、マツ林が高く、ついで、草地、コナラ林であり、シイ林が最も低かった。亜鉛では、631～1,150ppmに分布し、草地＞マツ林＞ミズキ林＞コナラ林＞シイ林の順であった。鉛では180～272ppmに分布し、草地＞ミズキ林＞マツ林＞コナラ林＞シイ林の

順であった。カドミウムでは、2.55～5.48ppmに分布し、草地＞マツ林＞ミズキ林＞シイ林＞コナラ林であった。

4) 降下ばいじんによる重金属の土壌への付与量

降下ばいじんの捕集量と重金属含有率とから、降下ばいじんによって土壌にもたらされる重金属量を計算して求め、表6と表7に示した。1969年と1970年の付与量(表6)についてみると、銅では、1.18～7.40 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$ に分布したが、シイ林と高速道路路際Ⅰが多く、ついで、ミズキ林、コナラ林であり、草地は少なかった。亜鉛は15.2～66.1 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$ に分布しており、シイ林が特に多く、ついで高速道路路際Ⅰであった。ミズキ林、コナラ林と草地はシイ林の半分以下であった。鉛は2.27～14.5 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$ に分布したが、高速道路路際Ⅰとシイ林が多く、草地が少なかった。カドミウムは0.03～0.16 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$ に分布し、やはり、シイ林と高速道路路際Ⅰが多く、草地が少なかった。ミズキ林とコナラ林はその中間であった。

1979年の付与量(表7)は、それぞれ銅が0.84～4.54 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$ 、亜鉛が4.76～18.3 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$ 、鉛が1.09～3.56 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$ 、カドミウムが0.02～0.05 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$ に分布した。いずれの重金属付与量もマツ林が最も多く、草地が最も少ない。シイ林、ミズキ林、コナラ林はその中間で、互いによく近似した値を示した。また、1979年の付与量は10年前の付与量に比べ、いずれの重金属も減少した。

表6 1969年および1970年における降下ばいじんによる重金属付与量

($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$)

地 点	年 次	Cu	Zn	Pb	Cd
シ イ 林	'69	7.40	60.5	13.3	0.16
	'70	5.61	66.1	13.1	0.14
ミ ズ キ 林	'69	2.41	21.6	4.77	0.07
	'70	4.81	30.5	14.1	0.09
コ ナ ラ 林	'69	1.99	17.7	7.69	0.07
	'70	4.16	36.5	9.99	0.11
草 地	'69	1.18	15.2	2.27	0.03
	'70	2.05	24.7	5.64	0.06
高速道路路際Ⅰ	'69	4.22	34.9	14.5	0.15
	'70	5.22	54.3	12.5	0.13

表7 1979年における降下ばいじんによる重金属付与量

($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{year}$)

地 点	Cu	Zn	Pb	Cd
シ イ 林	2.84	12.1	3.44	0.05
ミ ズ キ 林	3.30	14.6	2.80	0.05
コ ナ ラ 林	3.33	13.3	3.07	0.05
マ ツ 林	4.54	18.3	3.56	0.04
草 地	0.84	4.76	1.09	0.02

5. 考 察

都市の中心部の土壌中には、銅、亜鉛、鉛、カドミウムなどの重金属類が高い含有率で検出されている。

例えば、東京都全域における5 kmメッシュ交点(計62地点)の土壌中の重金属含有率(東京都公害局 1975, 1977, 1978)を土壌中の平均含有率(BOWEN 1966)や日本の表層土壌中の自然含有量(飯村 1979)と比較すれば明瞭である(表8)。東京都の多くの土壌は重金属含有率が高い。また、メッシュ交点の調査結果は概して都心(区部)が市・郡部より重金属含有率が高く、なかでも銅と亜鉛は都心から離れるにつれて、表層土壌中の含有率が低下する傾向を示した。都心部で一層重金属汚染が進んでいることをうかがわせた。自然教育園も都心部に位置しており、この例外ではなかったことが、明らかとなった。

表8 重金属の土壌中自然含有量と東京都における土壌中含量

(ppm/dry basis)

元 素 名	東京都土壌中含量*1	土壌中平均含有率*2	本邦表層土壌中自然含有量*3
銅 (Cu)	32— 286	20	35
亜鉛 (Zn)	79—1,170	50	83
鉛 (Pb)	11—1,200	10	37
カドミウム (Cd)	ND—15.4	0.06	0.45

*1 東京都公害局(1975, 1977, 1978)による

*2 BOWEN(1966)による

*3 飯村(1979)による

これら多量の重金属の主要な発生源としては、各種工場、事業所などの固定発生源と自動車、航空機などの移動発生源がある。多くは物の燃焼過程から発生するばいじんが大気を汚染し、ひいては土壌を汚染していると考えられる。多くの人間が生活を営む都市においては、いずれの発生源の存在密度も高い。都市では重金属を含む物品が大量に製造されるだけでなく、都市生活のためにその物品の使用・廃棄が集中してなされるからである。固定発生源から排出される重金属による環境汚染は古くからみられ、現在も多くの問題をかかえているが、都市型の重金属汚染の特徴は、前述のように、都市全域が重金属により汚染されつつあるような現象である。これには、自動車など移動発生源から排出されるばいじんが少なからぬ影響をおよぼしている。1975年度に排出されたばいじん量は、固定発生源から7.5千トン/年、移動発生源から2.4千トン/年であり、移動発生源の汚染寄与率は24.2%を占めた(東京都 1978)。1968年の自動車交通量を100とすると1977年の交通量指数は都心部で86、郡市部で101と都心部では交通量が減少し、郡市部でいくらか増加している。東京都内の道路総延長が1977年4月現在で10年前に比べて7.8%の伸びにとどまっているのに対し、自動車の保有台数は1977年末現在で10年前の1.8倍に増加し、全国の自動車保有台数の8.6%を占めている(警視庁交通部 1978)。このように、都市では自動車から排出される汚染物質による環境汚染は無視できない段階であり、汚染状況も線から面へと広がっている。

自動車交通による重金属汚染の研究は少なくない。LAGERWERFF and SPECHT(1970)が道路わきの土壌や植物のカドミウム、ニッケル、鉛、亜鉛による汚染を調べ、これら重金属はタイヤやモーターオイルの燃焼によることを指摘して以来、本邦でも、嶋田ら(1973)が道路わきの土壌と植物に鉛、亜鉛、カドミウム汚染を、MINAMI and ARAKI(1975)が道路わきの耕地に鉛、銅、亜鉛汚染を認めた。浅見・牛島(1978)は都市の道路わき粉じん中のカドミウム、鉛、亜鉛、銅、クロム、ニッケル含有率が大都市ほど高く、汚染が著しいことを明らかにした。

自然教育園には図1のように幹線道路である目黒通りと首都高速道路2号が隣接している。当然、自動車交通による重金属汚染は免れ得ない。表2で高い含有率を示した土壌中の重金属は、それぞれ、銅が自動車のパイプ、エンジン、車台などに、亜鉛はタイヤやモーターオイル(特にディーゼルオイル)に、カドミウ

ムは亜鉛の不純物として、また、鉛はガソリンに含まれているというように、自動車の道路交通により発生すると考えてよいものである。嶋田ら（1973）は道路からの距離が異なる地点での重金属含有率を調査し、道路に近接した地点の土壌と植物中の鉛、亜鉛、カドミウム含有率が高く、道路を中心に汚染が広がっている状況を報告している。重金属の給源である道路に近接するほど重金属汚染が厳しいことは十分に考えられる。しかし、自然教育園の土壌中重金属含有率は亜鉛、鉛で、道路に近接している高速道路際ⅠとⅡが高いが、つぎに道路に近い地点である草地は亜鉛、鉛、カドミウムのいずれも最も低く、より道路から遠く離れているシイ林がいずれの重金属も高含有率を示すなど、必ずしも道路からの遠近と土壌中重金属含有率は相関を示していない。東京都公害研究所の調査による道路周辺における土壌中の金属含有量の一部を表9に示

表9 自然教育園における道路周辺の土壌中金属含有量* (ppm/drybasis)

目黒通りからの距離(m)	Cu	Zn	Pb	Cd
100	116	134	117	1.7
50	104	360	140	2.4
10	108	295	160	1.8

* 東京都公害研究所（1979）による

したが、ここでも、亜鉛やカドミウムでは明らかに道路に近い10m地点より50m地点が高含有率を示し、単純に道路に近接するほど重金属含有率が高くなるとはいえない。嶋田ら（1973）の調査結果にも亜鉛などで、同じような逆転現象が認められている。このような現象が起る原因は、主として調査地域の地上構造物の不均一さにあろう。樹木や建物などしゃへい物の有無、その高低など地上物の有様が道路から飛来する重金属の捕そく量を左右し、ひいては土壌中重金属含有率の程度に影響することは十分に考えられる。

確かに、植相により降下ばいじんの捕集量が異なった（表3）。自然教育園にみられる代表的な植相のなかで、シイ林が常に最多であること、草地が他の樹林地の半分以下であること、ミズキ林、コナラ林、などより高速道路際Ⅰが多いこともあることなど、特徴的なことが認められた。シイ林、ミズキ林、コナラ林、マツ林はいずれも樹令100年以上で、いずれの植被率も90%以上と非常に高い。しかし、常緑樹と落葉樹、広葉樹と針葉樹の違いなどもあり、樹葉量や枝の展開具合など樹冠の態様は植相により差異がある。多方向から、いろいろな角度で飛来する降下ばいじんを捕そくする量が植相により異なることは十分に考えられる。シイ（スダジイ）が常緑広葉樹であるとともに、樹令およそ450年という大木であることが、シイ林で捕集ばいじん量が特に多い原因であろう。マツ林は1979年のみの調査であるが、比較的多量の捕集がみられたことは、常緑針葉樹であることと比較的の道路に近いことによるものと思われる。高速道路際Ⅰの植相もシイ林であるが、樹令20数年とまだ若く、植被率も約80%とあまり高くない。本多（1974）は樹葉のばいじん捕そく効果を調べ、しゃへい率50%程度の繁茂度では約1割の捕そく率であり、75%の繁茂度で捕そく率4割、95%の繁茂度で捕そく率8割となったように、植物体の繁茂度によりばいじんの捕そく率に多大の差があることを示した。植被率が他地点より劣る高速道路際Ⅰでは、ばいじんの捕そく率があまり高くないと考えられる。また、草地のように高いしゃへい物がない場合にはばいじんの捕そく率が非常に低いため、ばいじん捕集量が特に少ない。

また、降下ばいじん量を1969年および1970年の両年と1979年を比べると、コナラ林ではほぼ横ばいであるが、シイ林、ミズキ林、草地で減少した。特にシイ林での減少が著しい。これには、近年の自動車交通量の減少が影響していると考えられる。表10には目黒通りの自動車交通量を示したが、1970年に比較し、1978年の交通量は約80%に減少している。このような近年の交通量の減少傾向は都心部の共通した現象である（警視庁交通部 1971, 1979）。

表10 自動車交通量の変化（三輪以上）*

（台）

調 査 年	1970	1978
目 黒 通 り (1)	41,640	34,349
" (2)	45,748	35,107
平 均 値	43,694	34,728
比 率 (%)	100	79.5

午前7時から午後7時までの12時間の観測

* 警視庁交通部（1971, 1979）による

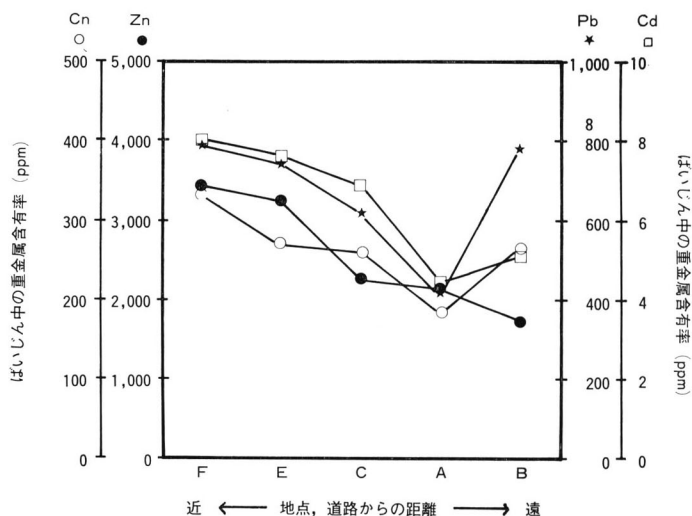


図 2 1970年に採取した降下ばいじん中の重金属含有率と道路からの遠近との関係

A シイ林, B ミズキ林, C コナラ林, E 草地, F 高速道路路側 I

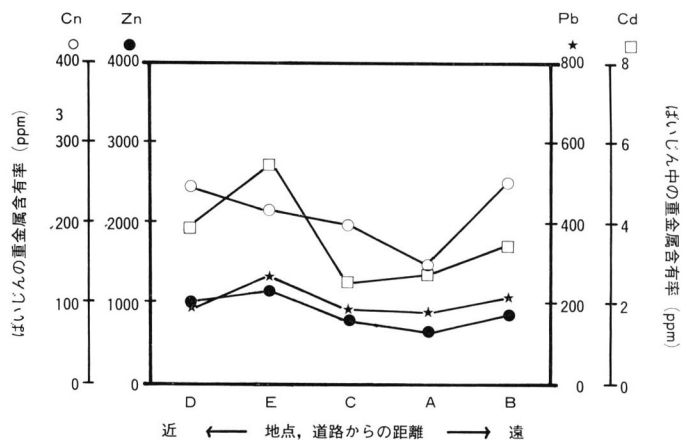


図 3 1979年に採取した降下ばいじん中の重金属含有率と道路からの遠近との関係

A シイ林, B ミズキ林, C コナラ林, D マツ林, E 草地

各地点の降下ばいじん中の重金属含有率を比較すると、銅、亜鉛、鉛、カドミウムのいずれの重金属についても、地点間に同一の傾向がみられた。すなわち、道路に近接する地点ほどばいじん中の重金属含有率が高いといえる。1969年ではこの傾向は弱いですが、1970年と1979年ではこの傾向が明瞭にみとめられた（図2，図3）。いずれの重金属についても同様であるが、1970年では、高速道路際Ⅰ＞草地＞コナラ林＞シイ林の順であり、1979年では、草地＞マツ林＞コナラ林＞シイ林の順であった。ただし、ミズキ林は道路から最も遠く離れた地点であるが、シイ林より銅、鉛、カドミウムの含有率が高いこと、1979年の草地とマツ林の順序が道路からの距離からすれば逆転していることなど、若干の例外もあるが、概ね道路に近接する地点ほどばいじん中の重金属含有率が高い傾向があるといつてよからう。これらの例外の理由は明らかでないが、ミズキ林はコナラ林やマツ林より4～5 m高位にあること（坂上ら 1978）、高速道路は高架であるため、重

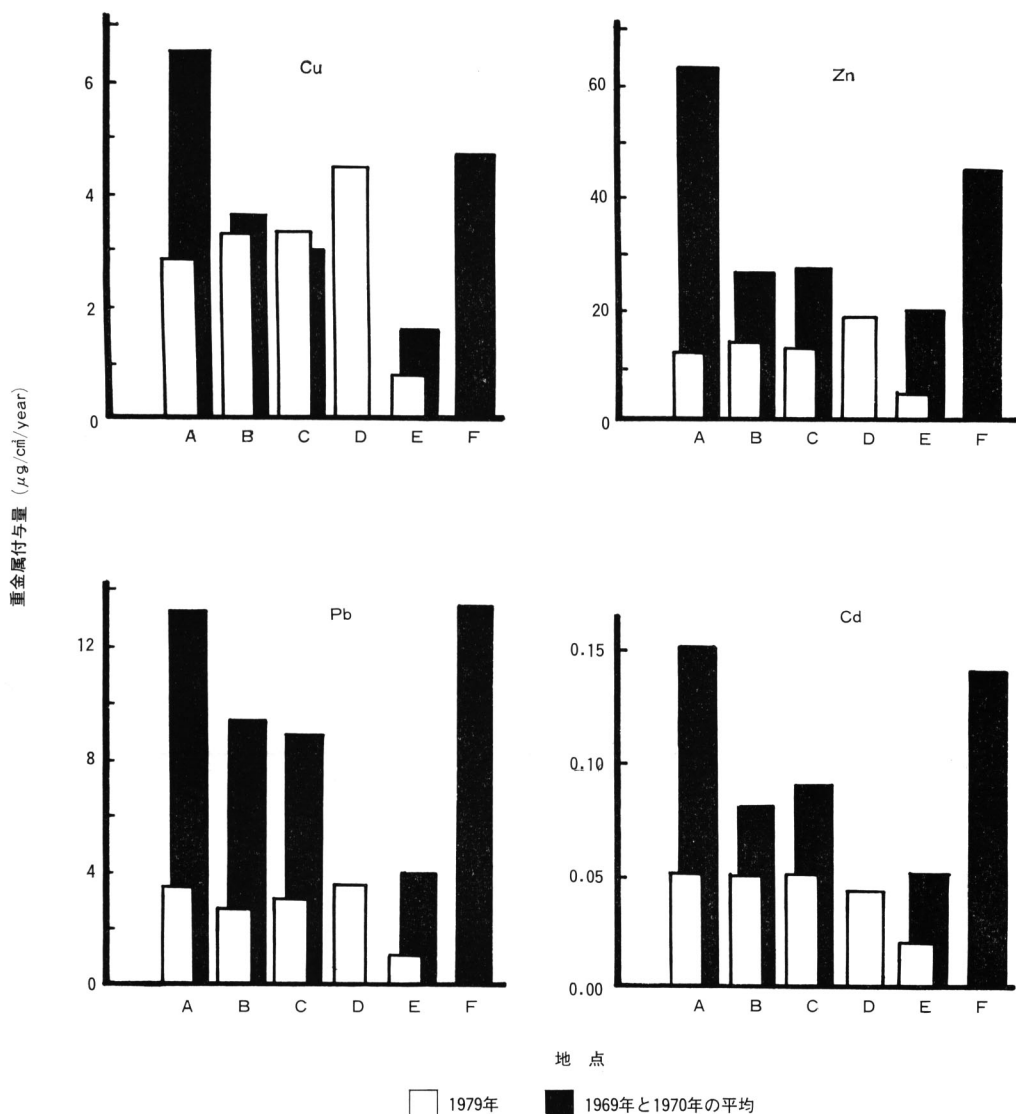


図4 年次別の降下ばいじんによる重金属の付与量

A シイ林, B ミズキ林, C コナラ林, D マツ林, E 草地, F 高速道路際Ⅰ

金属類がより遠方まで飛散する可能性があることなども理由の1つとして考えられる。このように、ばいじん中に銅、亜鉛、鉛、カドミウムなどの重金属類が高含有率で存在し、しかも道路に近接するほどばいじん中の重金属含有率が高くなることは、ばいじんが主として自動車の道路交通により発生したものであることの証左であろう。

1979年のばいじん中の亜鉛、鉛、カドミウム含有率が1969年や1970年の半分以上に大きく低下している。この含有率の低下には前述したように都心での交通量の減少と、1975年2月から全ガソリンの約80%を占めるレギュラーガソリンが無鉛化されたことが影響していると思われる。

ばいじんによる重金属付与量について1969年と1970年の平均値と1979年の値を比べてみる(図4)といくつかの点が指摘できる。1969年と1970年の平均値では、銅、亜鉛、鉛、カドミウムのいずれも、シイ林と高速道路路際Ⅰが多かった。シイ林では降下ばいじんの捕集量が多いこと、また、高速道路路際Ⅰではばいじん中の重金属含有率が高いことがその原因と考えられる。ついで、ミズキ林とコナラ林の付与量が多いが、よく近似した値を示した。草地はいずれの重金属付与量も最も少ない。草地の降下ばいじん中重金属含有率はかなり高いが、ばいじん捕集量が他地点より格段に少ないことが大きく影響した結果であろう。1979年の付与量は、高速道路路際Ⅰのデータが得られていないが、多くは1969年と1970年の平均付与量より減少した。ただし、銅は必ずしも減少しておらず、コナラ林のように微増した例もみられた。このような傾向は前述したように、ばいじん中重金属含有率が10年前に比べ亜鉛、鉛、カドミウムでは半減ないしは、より著しく低下しているのに対し、銅ではわずかに低下したにとどまっていることが原因であろう。各重金属付与量とも、シイ林、ミズキ林、コナラ林、マツ林の間では大きな差異はみられなかったが、草地は10年前と同様に林地の半分以上と少なかった。ばいじん捕集量の多少が影響した結果であろう。

近年の降下ばいじん量の減少傾向は東京都27カ所の調査でも明らかであり、ピーク時の1961年度が27.8ト

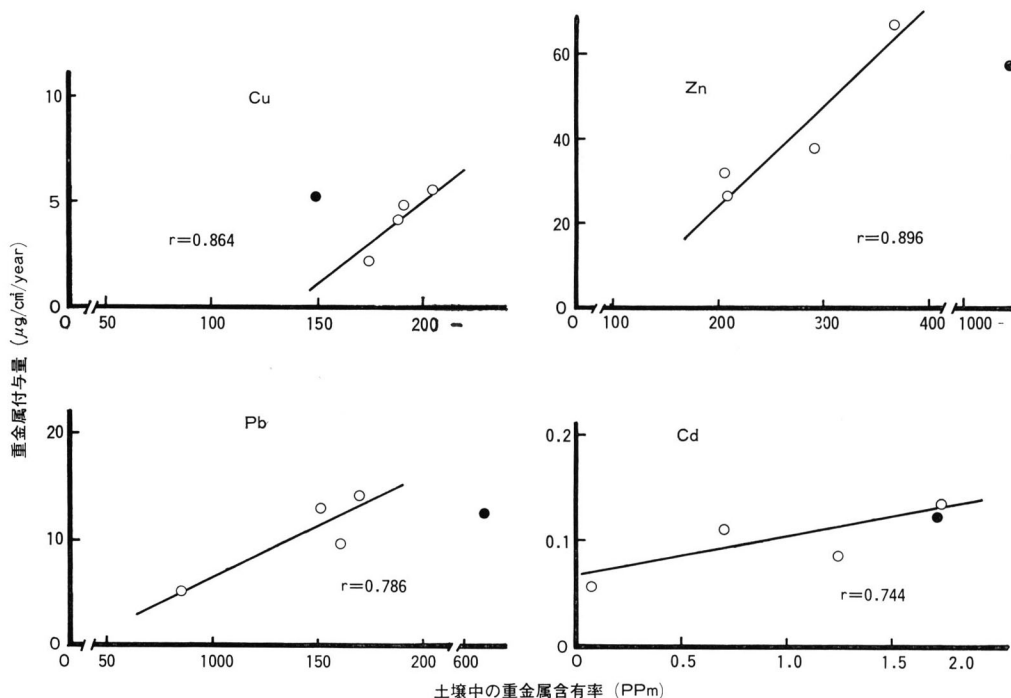


図5 降下ばいじんによる重金属付与量と土壌中の重金属含有率の関係

ン/km²/月であったのに対し、1976年度は8.5トン/km²/月と $\frac{1}{3}$ 以下に減少した（野牛ら 1968, 東京都 1978）。石炭から重油への燃料転換、さらに重油の良質化、集じん装置の普及など固定発生源でのばいじん発生量の減少が特に著しい。都心での交通量の減少も影響している。また、浮遊粉じん（10 μ 以下の粒子状物質）中の重金属成分は、1971年度に比較し、1975年度では銅、鉛、カドミウムなどの重金属含有率が全て低下した（東京都 1978）。都心部では、ここに得られたように、ばいじんにとまなう環境汚染の程度が、近年ようやく減少傾向にあるといえるのかもしれない。ただし、依然として都市の外周部より都心部で粉じん中重金属含有率が高い（東京都 1978）。

1970年の1年間に降下ばいじんにより土壌へ付与された重金属量と1976年に採取した土壌中の重金属含有率との対応関係を図5に示した。図中の黒丸は高速道路際Ⅰを示すが、カドミウム以外は他地点とかなり異った動きをした。他の4地点では、銅、亜鉛、鉛、カドミウムのいずれにおいても、かなり良好な対応関係がみられた。すなわち、ばいじんによる重金属付与量が多い地点ほど土壌中の重金属含有率が高い傾向がある。高速道路際Ⅰを除くと点数が4地点と少ないが、相関係数を求めると、銅が0.864、亜鉛が0.896、鉛が0.786、カドミウム（高速道路際Ⅰを含む5地点）が0.744であった。ほぼ良好な対応関係があるといえよう。高速道路際Ⅰでは他地点と同様な対応がカドミウムを除いては認められなかったが、その原因としてはつぎのことが考えられる。道路際のため、ばいじんは多量に飛来するが、この地点の植相であるシイの樹令は20数年と若く、樹冠が他地点より貧弱であるため、樹枝葉に捕そくされないで直接土壌に降下するばいじんの割合が、他地点より多いと思われる。したがって、高速道路際Ⅰでは必ずしもばいじんによる重金属付与量と土壌中重金属含有率との間に良好な対応関係がみられず、鉛や亜鉛のように、付与量に比べて極端に高い土壌中含有率を示すことになったと考えられる。逆に、銅では高速道路際Ⅰが他地点より低い含有率を示したが、その原因は明らかでない。ただし、全地点の表層と下層の銅含有率がほぼ同水準を示したことを考えあわせると、銅の下層への移動がかなり容易な条件にあるといえるのかもしれない。

このように、降下ばいじんを仲立ちにして考えると、自然教育園の土壌中の重金属含有率の高低をよく説明できた。このことは、自然教育園の土壌に含まれる重金属の主要な給源として、自動車の道路交通により発生するばいじんを考えてよいということであろう。自然教育園に限らず都心部の土壌は自動車交通により少なからぬ重金属汚染を受けていると思われる。近年その汚染の程度が低下してきたようであるが、石油不足の折、一部の自動車メーカーやユーザーに燃費が安く、しかも排気ガス規制が緩やかなディーゼル自動車志向がみられることから、今後の重金属汚染の推移を継続調査する必要があるだろう。また、土壌中にみられた高含有率の重金属類が、自然教育園の生態系にいかなる影響をおよぼしているのだろうか。今後の検討課題である。

6. 要 約

自然教育園土壌に含まれる重金属の給源として降下ばいじんを考え、その主要な発生源は自動車の道路交通であることを明らかにした。

- 1) 自然教育園において、植相を異にし、道路からの距離も異なる7地点の土壌の重金属含有率を測定した。表層土壌の重金属含有率はいずれも高く、銅が141~209ppm、亜鉛が203~1,110ppm、鉛が83~662ppm、カドミウムが0.09~1.73ppmを示した。含有率の高低と道路からの遠近とは相関がなかった。
- 2) 7地点中6地点で降下ばいじんを捕集したが、得られたばいじん量は0.34~3.18mg/cm²/月の範囲であり、植相により異なった。樹葉の繁茂度の高いシイ林が最多で、草地は最少であった。
- 3) ばいじん中には、銅148~332ppm、亜鉛631~3,690ppm、鉛180~795ppm、カドミウム2.55~7.93ppm

が含まれていたが、いずれも道路に近接する地点ほど高い傾向が明瞭であった。

- 4) 1979年のばいじん中の亜鉛、鉛、カドミウム含有率は10年前に比べ低下しており、都心部の自動車交通量の減少と排気ガス規制の強化の効果と考えられた。
- 5) ばいじんによる重金属付与量は、ばいじん中の重金属含有率だけでなく、ばいじん捕集量の多少が大きく影響し、シイ林と高速道路際で多く、草地で少なかった。この傾向は土壌の重金属含有率の地点間の傾向と良い対応を示した。

以上の点から、自然教育園土壌中に多く含まれている重金属は、主として自動車の道路交通により発生したばいじんによって付与されたものと考えられた。

謝 辞

本研究は自然教育園の生態系調査の一環である。本研究を実施するにあたり、国立科学博物館館長、同付属自然教育園の園長ならびに関係者各位にお世話になった。東京農工大学本間慎教授、茨城大学浅見輝男助教授には分析法について御助言をいただいた。また、東京農工大学大学院生宮田千春嬢、同梶田初美氏には実験に助力いただいた。ここに記して感謝の意を表する。

文 献

- 浅見輝男・牛島礼子(1978) 規模の異なる都市の道路わき粉じんの重金属含有率, 茨城大学農学部学術報告, 第26号, 117—125
- BOWEN, H. J. M. (1966) Trace elements in biochemistry. P. 39—40 Academic Press
- 本多侔(1974) 都市の公害防止に関する樹木と空間効果と基礎的研究 Ⅲ 樹葉の煤塵捕捉効果, 千葉大学園芸学部学術報告, 第22号, 81—88
- 飯村康二(1979) 土壌における重金属元素の動き——主として土壌化学的見地から——, 土壌汚染の機構と解析(渋谷政夫編著), P. 162 産業図書
- 警視庁交通部(1971) 交通量統計表
- 警視庁交通部(1978) 交通年鑑(昭和52年), P. 1
- 警視庁交通部(1979) 交通量統計表
- LAGERWERFF, J. V. and A. W. SPECHT (1970) Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc. *Environ. Sci. Technol.* 4, 583—586
- MINAMI, K. and K. ARAKI (1975) Distribution of trace element in arable soil affected by automobile exhausts. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 21, 185—188
- 野牛弘・小林正武・両角清・瀬戸孝博・山崎爽治・泉川碩雄・佐藤泰仁(1968) : 東京都における降下煤塵量について, 大気汚染研究, 3, 11—12
- 農林水産技術会議事務局(1972) 土壌および作物体中の重金属の分析法(1), 土肥誌, 43 264—270
- 坂上寛一・宮田千春・梶田初美・菅原十一・浜田竜之介(1980) 降下ばいじんによる重金属の土壌への付与, 土肥誌, 投稿中
- 坂上寛一・山崎美津子(1979) 自然教育園土壌の腐植の形態と水分環境, 自然教育園報告, 第9号, 51—61
- 坂上寛一・山崎美津子・平山良治・浜田竜之介(1978) 自然教育園の代表的植生の土壌と水分環境, 自

然教育園報告，第8号，20—38

嶋田典司・住吉雅己・豊田正司・佐藤幸夫・小島道也（1973） 道路周辺の土壌及び植物の鉛，亜鉛，カドミウムによる汚染，千葉大学園芸学部学術報告，第21号，65—73

菅原十一（1980） 自然教育園における降下ばいじんについて，自然教育園報告，第10号 投稿中

東京都（1974） 都民を公害から防衛する計画，P.72

東京都（1978） 東京地域公害防止計画，P.33，38—39，45

東京都公害研究所（1979） 数字でみる公害——公害資料集——1978年版，P.196

東京都公害局（1975） 土壌汚染対照地調査結果Ⅰ

東京都公害局（1977） 土壌汚染対照地調査結果Ⅱ

東京都公害局（1978） 土壌汚染対照地調査結果Ⅲ

Summary

Heavy metal contents in soils of the National Park for Nature Study were determined, considering with the automobile traffic on nearby roads. Surface horizons of soil taken from 7 points contained 141—209 ppm Cu, 203—1,110 ppm Zn, 83—662 ppm Pb, 0.09—1.73 ppm Cd. The amount of dust falls of 7 points ranged 0.34—3.18 mg/cm²/month, depending on the type of forest cover. Larger amount was observed with the higher density of the crown of trees. Dust falls contained 148—332 ppm Cu, 631—3,690 ppm Zn, 180—795 ppm Pb, 2.55—7.93 ppm Cd. The higher values were observed in the points closer to the roads. Contents of heavy metals in the dust falls in 1979 showed the decrease compared with the contents of them taken 10 years ago. A closer relation was observed between the amounts of heavy metals in soil and those in dust falls.

Based on the above mentioned facts, the heavy metals contained in soils of the National Park for Nature Study was considered to be derived from the dust falls caused mainly by automobile traffics.