

# 大気汚染物質の汚染連鎖 (1)

—重金属汚染物質の米への移行—

朝来野 国彦 古明地 哲人 舟島 正直  
大平 俊男

## 1. 概要

地球上における諸元素の物質循環には、酸素、炭素、窒素、硫黄などのように生物過程が大きく関与するものと、ケイ素、アルミニウム、ウランなどのように生物過程があまり関与しないものがある。しかし、いずれの場合も、物質循環サイクルは次のステップが考えられる。

- 1) 物理的移動 

{	気圏—水圏—地圏, 相互間の移動	{	大気中のもの
	同一圏相内の移動		水系中のもの
- 2) 化学的变化 

{	非生物的なもの
	生物的なもの

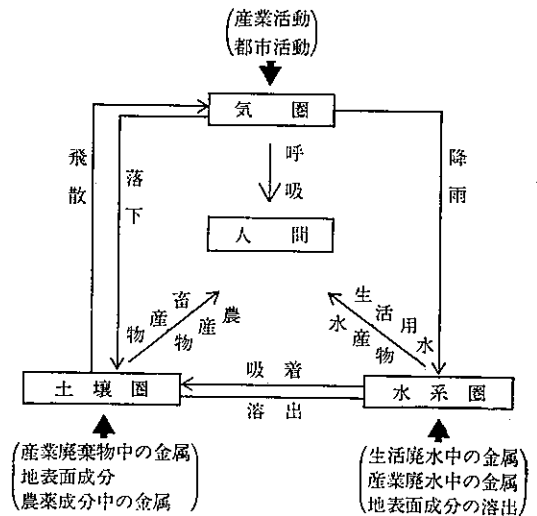
産業活動や都市活動は、これらのサイクルの各ステップに直接・間接に乱れを起すとともに、人工物質を付加し生態系に大きな影響をあたえている。

人為的な物質が、人間環境を阻害する状態に達した場合、環境汚染物質として問題となってくる。環境汚染物質による阻害は、現象別には大気汚染・水質汚染・土壌汚染に分類され、物的にはガス状と粒子状に分けられる。

環境汚染物質の多くは、化合物としてとらえられ、人体に対する影響が検討されている。したがって、環境汚染の監視も化合物について行われており(例えば、SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>)、元素そのものは直接問題とされていない。これらの場合には、物理的移動については、同一圏相内について考えればよい場合が多い。

これに対して、重金属による環境汚染は、元素総量としてとらえられており、化合物としての把握はなされていない。人体に対する影響も有機水銀のような特殊な例を除けば、元素総量との対応で検討されているのが、一般的である。したがって、“物質不滅の法則”がある以上大気・水・土壌のような環境区分別の独立した把握では十分ではない。他の汚染物質にみられるような、自然の浄化機能は本質的に期待しえないものである。

図1 生活環境での金属の循環と人間への取込み



本報は、図1に示すような重金属元素の循環系の中で、大気圏に加えられた人為的な成分の土壌圏・水系圏への移行、さらには農産物・水産物への汚染連鎖について解析を試みたものである。

元素としては人体影響や大気汚染物質として量的に問題となる鉛(Pb)、マンガン(Mn)、カドミウム(Cd)を選び、農産物としては主食の米について検討した。

## 2. 大気中の重金属濃度

人為的な化合物については、その根源を把握することが比較的簡単なことは、PCBやBHCの例でも明らかである。しかし、重金属の場合は、もともと地球上にあり、人々が発掘し、濃縮して生活に活用しているものである。したがって、大気中にも地殻成分から飛散したものが浮遊し、自然の循環系を形成している。

大気中に含まれる重金属を、自然の循環系による成分と人為的なものに分けることは非常に困難である。本報

表1 浮遊微粒子測定結果〔(1)〕(平均値)

(1969~1972年)(単位: µg/m³)

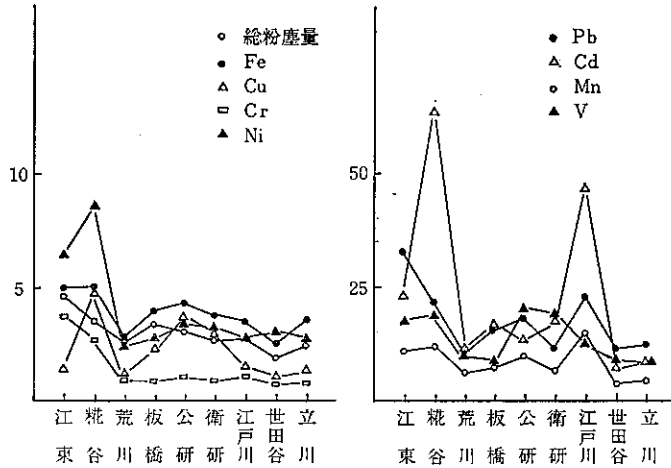
測定点	総粉塵量				鉛 (Pb)				鉄 (Fe)				マンガン (Mn)				銅 (Cu)			
	44	45	46	47	44	45	46	47	44	45	46	47	44	45	46	47	44	45	46	47
江東区役所蔵東支所 (江東区)	444	362.6	342.4	270.5	3.15	2.56	1.249	1.327	15.6	9.68	10.88	5.45	0.434	0.580	0.410	0.313	0.255	0.187	0.133	0.105
麩谷保健所 (大田区)	321	347.8	223.7	203.0	2.10	1.57	0.712	0.881	11.2	14.1	11.071	5.479	0.464	0.415	0.336	0.326	0.328	0.446	0.288	0.366
荒川区役所 (荒川区)	205	237.1	165.5	151.3	1.49	1.25	0.677	0.408	5.51	6.15	5.207	3.052	0.347	0.237	0.227	0.160	0.176	0.184	0.185	0.108
板橋区役所 (板橋区)	255	275.5	208.9	199.9	1.77	1.37	0.855	0.673	6.99	5.26	6.597	4.404	0.355	0.235	0.317	0.216	0.300	0.355	0.285	0.179
公営研究所 (千代田区)	254	255.7	213.6	196.8	1.72	1.45	1.004	0.753	7.01	7.36	8.586	4.676	0.329	0.292	0.409	0.265	0.215	0.234	0.270	0.267
衛生研究所 (新宿区)	228	162.1	167.1	168.7	1.39	0.89	0.638	0.922	4.87	3.61	5.064	4.239	0.240	0.195	0.197	0.183	0.230	0.201	0.266	0.233
江戸川区役所 (江戸川区)	277	—	—	166.5	2.06	—	—	0.527	9.07	—	—	4.002	0.573	—	—	0.367	0.201	—	—	0.127
農試江戸川分場 (江戸川区)	—	239.7	183.0	—	—	1.11	0.539	—	—	3.87	5.434	—	—	0.202	0.217	—	0.167	0.109	—	—
世田谷区役所 (世田谷区)	207	—	124.0	116.1	1.22	—	0.367	0.392	5.21	—	3.412	2.595	0.186	—	0.139	0.105	0.133	—	0.160	0.085
田無保健所 (田無市)	222	—	—	—	1.32	—	—	—	5.26	—	—	—	0.194	—	—	—	0.148	—	—	—
農業試験所 (立川市)	—	167.5	140.7	158.7	—	0.42	0.342	0.420	—	3.13	3.81	3.606	—	0.0953	0.129	0.124	—	0.9892	0.080	0.095
アイソトープ研究所(世田谷区)	—	201.8	—	—	—	0.96	—	—	—	4.56	—	—	—	0.154	—	—	—	0.370	—	—
小笠原支庁舎 (小笠原村)	—	—	52.9	58.9	—	—	0.011	0.040	—	—	0.8625	1.090	—	—	0.015	0.027	—	—	0.078	0.075

表1 浮遊微粒子測定結果(2)

測定点	カドミウム (Cd)				ニッケル (Ni)				バナジウム (V)				クロム (Cr)			
	44	45	46	47	44	45	46	47	44	45	46	47	44	45	46	47
江東区役所城東支所 (江東区)	0.049	0.0395	0.041	0.024	0.139	0.285	0.068	0.101	0.296	-	0.106	0.034	0.144	-	0.100	0.107
麩谷保健所 (大田区)	0.053	0.0521	0.037	0.063	0.115	0.315	0.128	0.135	0.111	-	0.086	0.037	0.136	-	0.084	0.077
荒川区役所 (荒川区)	0.035	0.0181	0.016	0.011	0.077	0.126	0.054	0.042	0.116	-	0.072	0.021	0.083	-	0.030	0.029
板橋区役所 (板橋区)	0.028	0.0239	0.017	0.017	0.128	0.263	0.068	0.046	0.094	-	0.066	0.019	0.064	-	0.035	0.030
公営研究所 (千代田区)	0.023	0.0157	0.023	0.014	0.123	0.119	0.078	0.055	0.135	-	0.092	0.041	0.120	-	0.047	0.031
衛生研究所 (新宿区)	0.026	0.0250	0.015	0.018	0.080	0.0553	0.047	0.051	0.084	-	0.055	0.038	0.032	-	0.037	0.024
江戸川区役所 (江戸川区)	0.035	-	-	0.046	0.087	-	-	0.045	0.132	-	-	0.025	0.099	-	-	0.035
農試江戸川分場 (江戸川区)	-	0.0182	0.031	-	-	0.0290	0.038	-	-	-	0.054	-	-	-	0.029	-
世田谷区役所 (世田谷区)	0.146	-	0.009	0.007	0.0672	-	0.021	0.048	0.0860	-	0.043	0.016	0.0457	-	0.017	0.024
田無保健所 (田無市)	0.013	-	-	-	0.041	-	-	-	0.061	-	-	-	0.052	-	-	-
農業試験場 (立川市)	-	0.00980	0.007	0.008	-	0.0798	0.030	0.046	-	-	0.035	0.016	-	-	0.020	0.025
アイソトープ研究所(世田谷区)	-	0.0130	-	-	-	0.112	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
小笠原支庁舎 (小笠原村)	-	-	0.0008	0.001	-	-	0.004	0.016	-	-	0.002	0.002	-	-	0.011	0.029

注 12日毎に24時間連続して捕集、分析は原子吸光法による。

図2 対照地区（小笠原）との比率



では、人為的な発生源の少ない小笠原（父島）を対照地域として、東京都内9地点の濃度との比較から、人為的な汚染を検討した。

表1は、昭和44年4月～昭和48年3月に、都内9地点で12日毎に観測した大気中の重金属濃度と、小笠原（父島）の濃度を示したものである。小笠原は、東京から南方約1,000kmの地点にあり、約1,000人の人々が生活している。島内には小型の火力発電施設もあるが、試料採取地点と離れていることから直接影響を受けることは少なくほぼ自然の循環系が維持されていると考えられる。

東京都内の観測地点は、工場地帯（桃谷・城東）、準工場地帯（板橋・江戸川・荒川）、都心部（公害研）、住宅地帯（世田谷・衛研）、郊外（立川）に分類される。

図2に昭和47年度の大気中重金属濃度について、小笠原との比率を示した。

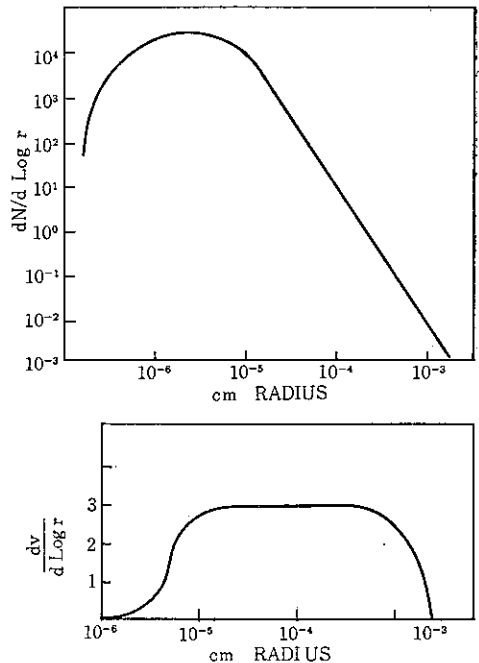
小笠原の大気中濃度を、自然循環サイクルとすれば、東京ではそのサイクルがかなり乱されていることが表1からわかる。しかし、その程度は元素によってかなり異なっており、Pb、Ni、Mn、Cd等が自然循環系のステップの中、気圏においてかなり乱れているといえる。

東京で生活する人々は、小笠原で暮らす人々の約10倍のMn、約20倍のPb、約60倍のCdを含んだ空気を呼吸していることになる。

次に、呼吸による取込みに強い影響をもつ粒径分布を測定した。粒径分布の測定は、ハイボリュームエアサンプラーに、次のような分離特性をもつカスケード型の分粒装置を付けて行った。試料は第一段で18 $\mu$ 以上、第

二段で、8.0 $\mu$ ～18 $\mu$ 、第三段で3.7 $\mu$ ～8.0 $\mu$ 、第四段1.6 $\mu$ ～3.7 $\mu$ 、1.6 $\mu$ 以下はろ紙上に集められる。分析は塩酸抽出のもの、原子吸光分光法により行った。

図3 エアロゾルの平衡状態における粒径分布 (Junge分布)



大気中に浮遊する粒子状物質は、凝集や分散をくり返して、図3に示すような粒径パターンに収束することがJunge<sup>1)</sup>によって報告されている。この分布をJunge分布と呼んでいるが、平衡状態に達するには長い時間を必

要とする。したがって、ここで問題となる人為的な負荷成分は、当然異なった粒径分布が予想される。

公害研と都心部から約40km離れた青梅において捕集した粉塵の元素別粒径分布について測定したが、Feのように、土壌成分に含まれている元素は比較的粒径は大きく、青梅では約50%が $3\mu$ 以上に存在し、約20%が $10\mu$ をこえている。これに対してPbの粒径は小さく、 $1.6\mu$ 以下が40~60%を占めている。このように燃焼に伴って排出される粒子は、小さい粒子が多く、呼吸による取込みについても影響が大きいが考えられる。

### 3. 大気中濃度と排出量の関係

大気中に排出された重金属は、拡散による希釈、自由落下、wash out, rain out等によって生活空間から除去される。

比較的排出量のはっきりしているPbについて、排出量と大気中に浮遊している濃度との関係について検討してみよう。Pbの排出源は、固定発生源がほとんどないことから、大部分が自動車排気ガスと考えられる。

昭和47年には、5,914トンのPbが1年間に自動車から排出されている。これに対して、地理的にはほぼ中央部である衛生研究所(新宿区)で観測した大気中の年平均値は $0.922\mu\text{g}/\text{m}^3$ となっている。

表2 Pbの排出量と大気中濃度の経年変化

年度	排出量	大気中濃度	
		*	排出量
44年	15,134トン	$1.80\mu\text{g}/\text{m}^3$	$1.19 \times 10^{-4}$
45年	7,263	1.29	1.78
46年	6,543	0.70	1.07
47年	5,914	0.70	1.18

\* 東京都内11地点の年平均。

表2、図4に都内9地点における大気中濃度の年平均値がガソリンから排出されるPbの総量との関係を経年の示した。

排出量と大気中濃度の関係は、拡散やフォールアウトによる除去率で決まる。

汚染連鎖の上からは、降下物として地表面に堆積する成分が問題となる。

昭和47年1月~3月に、都内新宿区で溝口<sup>2)</sup>が測定

図4 自動車ガソリンからの鉛排出量と大気中濃度の関係(東京都)

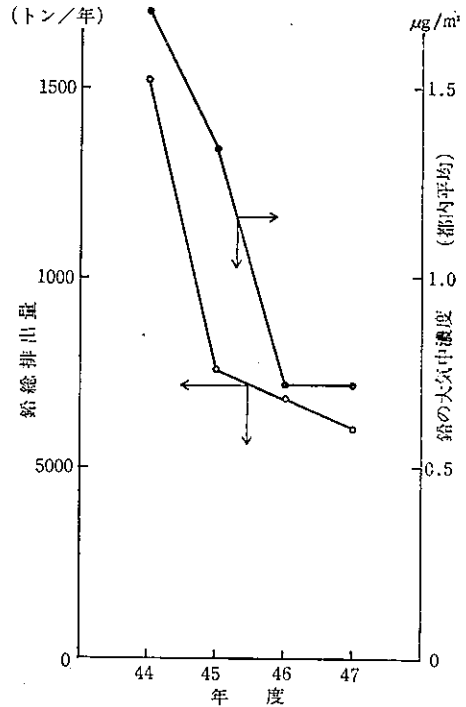


表3 昭和47年の東京都における大気中濃度と降下量の関係

元素	降下量 <sup>2)</sup> ( $\text{kg}/\text{km}^2/\text{年}$ )	大気中濃度 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	降下量/ 大気中濃度( $\text{km}/\text{年}$ )
Pb	109.2	0.922	118
Mn	98.4	0.183	540
Fe	3,384	4.239	800
Cd*	1.1	0.002	550

\* 1973年8~9月、青梅市における東京都公害局の調査による。

表4 昭和47年、Pbの排出量と大気中濃度の関係

排出量	降下量	大気中濃度	空間容量
5,914トン	138トン	$0.922\mu\text{g}/\text{m}^3$	$6,220 \times 10^{15}\text{m}^3$

\* 島部を除く東京都の面積 $1,732.03\text{km}^2$

した降下煤塵中の重金属と、同期間に同一地点でわかれが測定した大気中に浮遊している重金属濃度の関係を表3に示した。降下量と大気中濃度の比から、1年間に地表面に降下する重金属は元素によって異なるが、Pb、 $118\text{km}$ 、Mn  $540\text{km}$ 、Fe  $800\text{km}$ 、Cd  $550\text{km}$ の大気層

に含まれた量に対応する。

次に排出量と降下量、浮遊濃度の関係を Pb について示したのが表5である。昭和47年に東京の大気中に排出された Pb は、ガソリンに含有している成分以外は無視できるとすれば、5,914 トンである。降下量は、溝口ら<sup>2)</sup>の報告では、多摩地域でもほとんど差がないことから、島部を除いた地域全般を有効降下面積と考えると、1732.03km<sup>2</sup>に年間138トンの Pb が降下することになり、排出量の2.3%に当たる。

#### 4. 降下重金属による土壤汚染と米への移行

重金属は地殻の構成成分である。したがって、自然の循環系によるものか、人為的な成分によるものか厳密に判定することは困難である。一応の目安としては、地球

表5 地殻における元素の存在数(クラーク数)

元 素	重量比 (ppm)	元 素	重量比 (ppm)
As 砒素	2	Mn マンガン	1,000
Cd カドミウム	0.15	Ni ニッケル	35
Cr クロム	100	Pb 鉛	15
Cu 銅	55	Sn スズ	2
Hg 水銀	0.08	Zn 亜鉛	40

全体(地殻)の重金属濃度の平均値が理論的に計算されている。これは表5に示したいわゆるクラーク数と呼ばれているが、これに比較して、極端に大きな値を重金属濃度が示した場合には、人為的な成分による汚染と疑ってよい。しかし、特殊な場合を除いて、クラーク数をバックグラウンドとして論ずるような濃度レベルの汚染は少ない。したがって、土壤中の天然含有量(バックグラ

表6 対照地域の土壤中重金属含有量(風乾重量)

場 所	Cd(ppm)	Pb(ppm)	Mn(ppm)
三頭山	0.7	14.0	380
川苔山頂	0.6	13.0	860
陣馬山頂	0.6	17.0	3000
高尾山頂	0.6	24.0	1800

深さ 0~30cm.

ド)は実測によって把握することが必要である。表6には、東京近郊の山岳地域の土壤中に含まれる重金属を測定したものである<sup>3)</sup>。この結果から、Pbは13.0~36.0ppm

Cd 0.5~0.9ppm, Mn 380~2800ppmの範囲にあることがわかる。この濃度は、重松<sup>4)</sup>や、渋谷、小山<sup>5)</sup>等の報告とはほぼ一致した値を示している。一般に森林土壤中のCdは水田に比較して高濃度を示す傾向があり、これはCdの溶解性の差によるものと考えられる。

大気中に排出された重金属は、降下物として土壤に堆積する。降下物の土壤における挙動は、金属の化学的組成、土壤の化学的・物理的組成によって異なるが、小

表7 安中丘陵地土壤中の重金属含有量の深度別比較<sup>6)</sup>(ppm)

深 さ (cm)	カドミウム	亜鉛	鉛
0~2	31	1680	510
4~6	44	1590	280
9~11	32	1310	250
19~21	6.9	540	59
29~31	1.4	140	26
39~41	0.4	80	15
59~61	0.3	62	10

林<sup>6)</sup>がCdについて行った測定結果では表7に示すように0~20cmに分布していることがわかる。土壤の比重は、通常の堆積状態では1として一般に計算されている。降下した重金属と、土壤中の降下成分による含有量が平衡状態に達したと仮定すると、降下物による土壤中重金属の含有率は、昭和47年都内平均値を基にして算出すると表8に示すように、Pb 0.55ppm, Fe 16.8ppm, Mn 0.49ppm, Cd 0.05ppmとなる。

表8 降下煤塵中の重金属による土壤汚染(昭和47年都内平均)

要素	浮遊濃度 (μg/m <sup>3</sup> )	降下速度 (km/年)	降下量 (mg/m <sup>2</sup> /年)	土壤重量 (kg/m <sup>2</sup> ) <sup>ρ=1, d=20cm</sup>	土壤含有率 (ppm)
Pb	0.922	118	109.2	200	0.55
Fe	4.239	800	338.4	200	16.8
Mn	0.183	540	98.4	200	0.49
Cd	0.018	550	9.9	200	0.05

注 比重=1, 深さ20cmまで均一に分布。

これを一般式で表わすと大気中の浮遊濃度を ACd, APb, AMn(μg/m<sup>3</sup>)とすれば、土壤中の濃度 SCd, SPb,

SMn (ppm) におのおの

$$SCd = 2.76 \times ACd \quad (1)$$

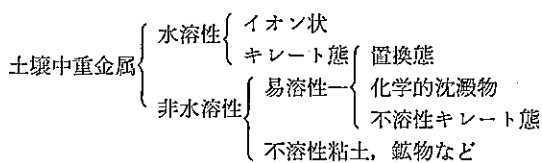
$$SPb = 0.595 \times APb \quad (2)$$

$$SMn = 2.68 \times AMn \quad (3)$$

で表わすことができる。

土壌に含まれた重金属の米への移行は、Cd を中心にしていくつかの報告がある<sup>6),7),8)</sup>。米の重金属吸収量は、根圏培地(0~20cm)の重金属濃度とともに増加するが、両者の相関は一般に高くない。この原因は、土壌中重金属の存在形態の相違によるものと考えられている。

重金属は次のような種々の形態で土壌中に存在する。



植物に吸収されるのは水溶性部分で、不溶性成分はほとんど吸収されない。しかし、易溶性成分は、土壌環境の変化にともなって、水溶性化または不溶性化する。また、植物根の作用も易溶性成分の変化を支配する。

本報では、主食である米に着目して汚染連鎖を解析しているので、土壌中重金属の易溶性成分の湛水による水

表 9 水管理と玄米中 Cd 濃度<sup>9)</sup>

水 管 理	品 種	玄米中 cd 含量
造成田排水不良区 * " " 良区	フジミノリ	0.04 ppm
		0.28
湛 水 区 * 無湛水区(分けつ期以降)	北陸86号(中性)	0.04
		0.38
全期間湛水区 ** 幼形期以降落水	トドロキワセ	0.60
		3.47

\* 北陸農試圃場, 非汚染, 北陸農業試験場。

\*\* 富山農試土壌を用いたポット試験, Cd 10ppm添加。数値は乾物当り。

溶性化が問題となる。飯村<sup>9)</sup>らの研究では、表9に示すように水稻の生育期に落水した地域では、玄米中の Cd 濃度が高くなっている。これは、土壌が酸化状態(風乾土)では、大部分が交換性陽イオンとして存在し、易溶状態にあることを示している。しかし、還元状態(湛水田)では、硫化物として難容状態となり、米への吸収が

少ないと考えられる。

水田中の重金属は、落水によって根圏培地が酸化状態となり水溶状態になった場合には流失するが、大部分は硫化物として固定している。水稻の生育初期の、土壌成分の吸収が活発な時期に落水し、土壌を還元状態にすると土壌中の重金属は交換性陽イオンに置換して易溶性となり、米へ吸収される。この傾向は、Cd 以外の重金属にいつでも同様に考えることができる。したがって、異状湧水等により、水稻生育初期に落水した場合には、米の重金属濃度が高くなるのが報告<sup>9)</sup>されている。

以上のような理由から、大気中に排出された重金属の土壌を経由した米への取込みを考える場合には、通常の栽培法(特に水管理)における土壌含有量と玄米中の濃度の比率から算出するのが妥当であろう。

表10に土壌と玄米の重金属含有率について測定した結果を示した。Pb, Cd については原子吸光法を用いて、益井<sup>10)</sup>が行ったもので、Mn については著者が放射化学分析法によって測定したものである。

この結果から明らかのように、Cd が最も米に取込まれやすく、Pb はほとんど米へ移行しないことがわかる。これは、表12に示したポット<sup>10)</sup>試験の結果から明らかのように、根の部分に吸収されることがわかる。水に対する溶解度の大きい塩化鉛(Pb Cl<sub>2</sub>)でも、硫酸鉛(Pb SO<sub>4</sub>)と同じ結果が得られていることことから、根にとどまり玄米へ移転しないのは稲の代謝に基因するものと考えられるが、その機構は農学の分野でも明らかになっていない。

降下煤塵中の重金属による土壌汚染は、表8に示したように、昭和47年の東京都の観測結果ではCd: 0.05ppm, Pb: 0.05ppm, Fe: 16.8ppm, Mn: 0.49ppmとなり、一般式では(1), (2), (3)式で示したようになる。この成分の米への取込みは、表10で求められた交換係数と上に示した値から求められる。

玄米中の重金属のうち、大気からの降下物による成分を RCdf, RPbf, RMnf とすれば、昭和47年度の東京都の大気中に含まれていた成分からは、

$$RCdf = 0.05 \times 0.229$$

$$= 0.011 \text{ (ppm)}$$

$$RPbf = 0.55 \times 0.0029$$

$$= 0.0016 \text{ (ppm)}$$

$$RMnf = 0.49 \times 0.108$$

$$= 0.053 \text{ (ppm)}$$

表10 土壌と玄米中の重金属濃度

項目 地点	Cd <sup>10)</sup>			Pb <sup>10)</sup>			Mn		
	(A) 土壌	(B) 玄米	B/A	(A) 土壌	(B) 玄米	B/A	(A) 土壌	(B) 玄米	B/A
足立区 A	0.5	0.38	0.76	6.3	0.00		326	41	0.13
足立区 B	0.4	0.09	0.23	4.2	0.00		328	21	0.06
府中市 A	1.0	0.09	0.09	15.0	0.00		397	15	0.04
府中市 B	0.7	0.24	0.34	8.2	0.00		258	22	0.09
町田市	0.5	0.13	0.26	2.4	0.00		175	39	0.22
秋川市	0.6	0.02	0.03	4.3	0.00		280	36	0.13
青梅市	0.5	0.03	0.06	4.3	0.00		—	—	
国立市	5.7	0.36	0.06	27.4	0.08	0.003	—	—	
平均	1.16	0.17	0.229	9.01	0.08	0.003	293.7	29.0	0.108
標準偏差	1.61	0.13	0.227	7.85			68.4	10.0	0.064

Cd, Pb は原子吸光法, Mn は放射化学分析法による。土壌, 米とも風化重量。

表11 鉛に対するポット試験<sup>10)</sup> (ppm)

区名	ワラ	玄米	根(乾物中)	跡地土壌(乾土中)
Pb 100 ppm	4.2	0.0	210	56
" 200 "	5.8	0.1	388	156
" 400 "	43.6	0.1	903	251
" 800 "	54.4	0.2	1856	550
" 1200 "	108.8	0.4	3692	709
" (PbCl <sub>2</sub> ) 100 "	6.1	0.1	258	56
" ( " ) 200 "	8.1	0.1	433	113
" ( " ) 400 "	31.0	0.1	925	203

根は全部を回収できなかったので株元4~5cmの根による。跡地土壌はPH4.5, N-醋酸可溶。

となる。

また、一般式として

$$RCdf = 2.76 \times ACd \times 0.229$$

$$= 0.635ACd$$

$$RPbf = 0.595 \times APb \times 0.0029$$

$$= 0.00179APb$$

$$RMnf = 2.68 \times AMn \times 0.108$$

$$= 0.289AMn$$

が得られる。

東京都では、玄米中の Cd 濃度が0.4ppmを越えた場合には汚染米として処理しているが、降下塵中の Cd に基因した濃度は、昭和47年度の場合0.011ppmであることが得られた。

### 5. むすび

産業活動や都市活動によって大気中に負荷された重金属の汚染連鎖について検討した結果、以下のことが明らかになった。



1. 東京の大気中には、対照地域（小笠原）の10～70倍の重金属が含まれている。
2. 重金属の粒径分布は、燃焼によって排出するPb, Mnほど小さく、 $1.6\mu$ 以下が60%を含めている。
3. 大気中の濃度と排出量の経年的な変化は良く一致している。
4. 東京都内で排出されたPbについて検討すると、東京都の地表面には約3%が降下するに過ぎない。
5. 東京都の土壤汚染のうち、大気汚染に基因するのはPb: 0.55ppm, Mn: 0.49ppm, Cd: 0.05ppm, Fe: 16.8ppm (昭和47年1年間) 土壤含有量の1/10～1/1000である。
6. 玄米に含まれる重金属のうち、土壌を経由した大気汚染からの寄与はCd: 0.011ppm, Pb: 0.0016ppm, Mn: 0.053ppmとなる。(昭和47年度東京都)
7. 大気中にACd, APb, AMn ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) のCd, Pb, Mnが浮遊している場合、玄米へ移行する濃度は次の一般式で示される。

RCdf, RPbf, RMnfを各々米中のCd, Pb, Mnの濃度とすれば、

$$\text{RCdf} = 0.635 \text{ ACd (ppm)}$$

$$\text{RPbf} = 0.00179 \text{ APb (ppm)}$$

$$\text{RMnf} = 0.289 \text{ AMn (ppm)}$$

汚染連鎖の定量的な関係は、各汚染圏相互間の係数の分散が大きく、高い精度で結論を得ることは困難である。自然の循環系は多くの因子で決定されるので、もともと分散の大きいものであり、得られる答もその分散より当然精度は悪くなる。しかし、環境汚染物質の物質取

支（言いかえれば汚染連鎖）を定量的に解析することは、たとえorder-estimate（桁数決定）であっても十分意味のあるものと考えている。今後は水系も含め、他の汚染物質についても検討していきたい。

#### 考 考 文 献

- 1) Junge, C. E., "Air Chemistry and Radioactivity" Chapt. 2, Academic Press (1963)
- 2) 溝口 勲, 佐藤泰仁, ほか「東京都における降下煤塵中の重金属の分布」東京都衛生研究所年報23, p299 (1971)
- 3) 東京都公害局「日ノ出村におけるカドミウム汚染環境調査」(1973)
- 4) 重松逸造, ほか「イタイイタイ病の原因に関する研究」日本公衆衛生協会 (1968)
- 5) 小山正忠, 渋谷政夫, 日本土肥学会大阪大会 (1968)
- 6) 小村 純, 「イタイイタイ病の原因の追究II」科学 Vol. 39, No. 7, p369 (1969)
- 7) 江田静男, ほか「いわき市における重金属汚染調査」公害と対策 Vol. 7, No. 4, p317
- 8) 重松逸造, ほか「カドミウム等微量重金属による環境汚染に関する研究」日本公衆衛生協会 (1969)
- 9) 飯村康二, 「土壌中のカドミウムの形態と水稻による吸収」近代農業における土壌肥料の研究(1973)
- 10) 益井正芳, ほか「土壌汚染防止対策調査報告書」(1972)