

が必要となってくる。施設Cにおいてはこの活性炭吸着設備を有しているが、ダイオキシン類除去を想定したものであることや、一般的に、ダイオキシン類よりも水銀の方が破過しやすいという報告もあることから^{18), 19)}、必ずしも効率的に除去できていない可能性がある。今後、実施設において水銀の活性炭吸着除去特性について調査する必要がある。

また、本測定では、14検体中11検体は定量下限値以下となったため、正確な水銀濃度、および排出量の見積のためには、定量下限値をさらに低くできるような方法を検討する必要がある。

次に、水銀実測濃度に燃焼時間中の排ガス流量と火葬時間を乗じることによって、排出される総水銀量を算定した。この結果を、表C.4に示す。一部の水銀濃度が定量下限値以下であったため、定量下限値を最大に見積もった場合と、0 mg/m³_Nと見なした場合それぞれについて算術平均を算出すると、その範囲は37.8～73.8mg/人となった。

過去に研究代表者らが行った調査では、水銀排出量は51.8mg/人と見積られていることから¹²⁾、ほぼ合致していると考えられる。イギリスでの規制値案は水銀排出量150mg/4人(37.5mg/人)であり²⁰⁾、今回測定した14検体では、A-2、C-2、D-1について、この規制値案を大きく超過していた。また、定量下限値との関係から、明らかに超えていないといえるのは6検体だけであった。

2.2 排ガス中水銀の挙動調査

表C.5に水銀連続分析計による測定結果を、各火葬に関する時刻およびご遺体の年齢・性別とともに示す。御遺体の年齢分布は52歳～99歳であり、男性、女性ともに27検体ずつのデータが得られた。連続計のデータは負の値をすべて0に直し、補正した。

全施設54回の平均濃度は総濃度で3.2μg/m³_Nであった。この値はO₂12%換算されていないが、燃焼時間における連続計における酸素濃度は各施設の平均で18.5%程度であったことから、O₂12%換算濃度値は約3.5倍の値、つまり11.5μg/m³_Nであった。この値は、都市ごみ焼却炉煙突排ガスと比べると同程度かやや高い値であるといえる²¹⁾。

しかし、この値は、D-1、H-25にて出現したきわめて大きな水銀排出濃度2例の影響

表C.4 水銀排出量の算出結果
(JIS法ベース)

項目		水銀排出量	
		最大値	最小値
単位		mg/人	mg/人
A	A-1	53	0
	A-2	177	177
B	B-1	92	0
	B-2	82	0
C	C-1	68	0
	C-2	113	113
D	D-1	239	239
	D-2	44	0
E	E-1	27	0
	E-2	23	0
F	F-1	22	0
	F-2	31	0
G	G-1	35	0
	G-2	26	0
算術平均値		74	38

表 C.5 排ガス中水銀の形態別連続分析測定結果

施設	日	性別	火葬時間 (分)	年齢 (歳)	Hg ⁰ 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)	Hg ²⁺ 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)	総水銀濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)	Hg ⁰ の割合 (%)	O ₂ 濃度 (vol.%)
A-1	11月12日	女性	58	64	0.1	0.1	0.2	50	19.8
A-2	11月12日	女性	57	75	0.5	0.4	0.9	55	19.4
B-1	11月21日	女性	66	91	0.2	0.1	0.3	63	19.6
B-2	11月21日	女性	59	79	0.1	0.3	0.4	28	19.5
C-1	11月25日	女性	48	98	0.3	0.1	0.4	74	19.1
C-2	11月25日	女性	68	85	2.7	0.3	3.0	89	19.1
D-1	11月28日	男性	64	66	30.1	0.3	30.3	99	19.0
D-2	11月28日	女性	45	80	1.3	0.1	1.4	93	19.3
G-1	12月2日	男性	84	60	2.7	0.1	2.8	96	15.8
G-2	12月2日	男性	64	67	0.2	0.1	0.3	65	16.6
H-1	1月31日	女性	100	64	4.6	0.1	4.7	98	—
H-2	2月2日	男性	87	89	0.6	0.3	0.9	67	—
H-3	2月5日	男性	85	69	1.2	1.5	2.7	44	—
H-4	2月6日	女性	91	82	0.6	0.5	1.1	55	—
H-5	2月11日	女性	74	90	0.9	0.3	1.2	75	—
H-6	2月16日	女性	92	73	0.3	0.1	0.4	75	—
H-7	2月20日	男性	105	61	0.6	0.1	0.7	86	—
H-8	2月22日	女性	107	81	0.3	0.1	0.4	75	—
H-9	2月23日	女性	78	84	0.1	0.1	0.2	50	—
H-10	2月24日	女性	81	97	0.2	1.9	2.1	10	—
H-11	2月25日	男性	76	85	0.4	0.3	0.7	57	—
H-12	3月5日	男性	97	77	5.4	0.4	5.8	93	—
H-13	3月7日	男性	71	79	0.8	0.6	1.4	57	—
H-14	3月9日	女性	60	91	0.7	0.6	1.3	54	—
H-15	3月10日	男性	107	82	0.3	2.3	2.6	12	18.0
H-16	3月11日	男性	79	75	0.1	2.7	2.8	4	17.7
H-17	3月13日	女性	88	74	0.1	1.3	1.4	7	17.8
H-18	3月14日	女性	85	91	0.1	1.6	1.7	6	17.9
H-19	3月16日	男性	100	92	0.1	0.4	0.5	20	18.2
H-20	3月17日	女性	73	90	0.1	0.1	0.2	50	18.5
H-21	3月18日	女性	80	88	0.1	0.1	0.2	50	18.7
H-22	3月19日	女性	90	57	0.2	0.1	0.3	67	—
H-23	3月20日	男性	80	80	0.2	0.1	0.3	67	—
H-24	3月21日	男性	83	82	0.8	0.1	0.9	89	—
H-25	3月22日	女性	78	66	81.2	1.5	82.7	98	—
H-26	3月23日	男性	87	87	0.7	0.1	0.8	88	—
H-27	3月24日	男性	85	80	0.1	0.1	0.2	50	—
H-28	3月25日	女性	67	92	1.0	0.2	1.2	83	—
H-29	3月28日	女性	81	80	1.4	0.1	1.5	93	—
H-30	3月29日	男性	105	87	0.8	0.1	0.9	89	—
H-31	3月30日	男性	80	87	0.1	0.1	0.2	50	—
H-32	3月31日	男性	78	86	0.4	0.1	0.5	80	—
H-33	4月1日	女性	77	92	0.1	0.1	0.2	50	—
H-34	4月2日	男性	104	74	0.4	0.1	0.5	80	—
H-35	4月5日	男性	85	84	1.3	0.3	1.6	81	—
H-36	4月6日	男性	98	82	0.9	0.4	1.3	69	—
H-37	4月10日	男性	85	72	0.7	0.8	1.5	47	—
H-38	4月11日	男性	75	85	0.6	0.1	0.7	86	—
H-39	4月12日	女性	66	52	0.1	0.1	0.2	50	—
H-40	4月13日	男性	65	79	0.4	0.1	0.5	80	—
H-41	4月14日	女性	82	82	0.2	0.1	0.3	67	—
H-42	4月15日	男性	71	80	0.1	0.1	0.2	50	—
H-43	4月16日	男性	70	99	1.4	0.1	1.5	93	—
H-44	4月17日	女性	83	77	1.9	0.2	2.1	90	—
算術平均			80	80	2.8	0.4	3.2	64	18.5
最大値			107	99	81	2.7	83	99	19.8
最小値			45	52	0.1	0.1	0.2	4	15.8
標準偏差			15	11	12	0.6	12	26	1.1
中央値			80	82	0.4	0.1	1	67	18.7

を大きく受けている。この値は過去に研究代表者らが行った調査¹²⁾における最大値(25.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)と比べて同程度、あるいは約3倍以上であった。これらの濃度の O_2 12%換算値は、それぞれ、137 $\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 、257 $\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であり、国内の都市ごみ焼却炉で、各自治体が独自に設定する自主目標値や現実的な要求値としての30~50 $\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ を超えていた¹⁶⁾。

この2例における高濃度水銀排出の時間トレンドに、3番目に高い濃度を示したH-12の経時変化、および過去に研究代表者らが行った調査で同様の傾向を示した水銀:0価水銀(Hg^0)濃度の時間トレンド¹²⁾を、**図C.3**に示す。

これら4つのトレンドデータは、火葬開始後約10~20分に0価水銀(Hg^0)の大きなピークが現れることが特徴であった。なおこの場合、2価水銀(Hg^{2+})は低く保たれていた。これらの水銀の由来は歯科アマルガム中の水銀によるものと推測されている^{13)、22)}。このような特徴的な変化を示したものは、19検体/54検体であった。歯科アマルガムを有する火葬対象者は、将来的な死亡者増加とともに2020年頃にピークを迎える予測があり¹²⁾、今後、このような高濃度の水銀排出が増加することが想定されるため、留意する必要がある。

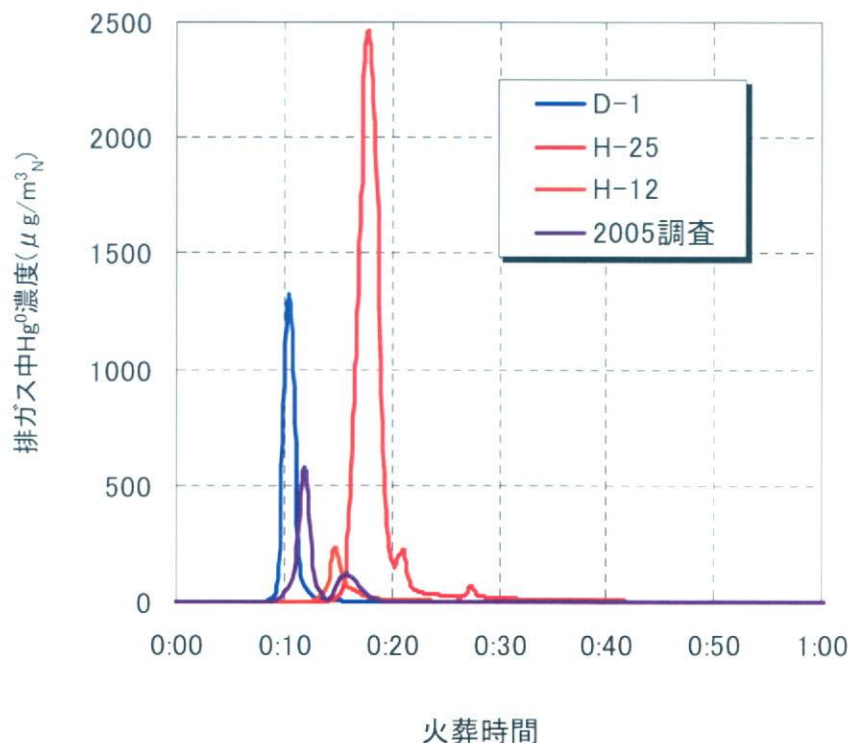


図 C.3 排ガス中水銀の形態別連続分析測定結果 (一部)

火葬排ガス中水銀の形態として、総水銀に占める0価水銀の割合を求めた結果を表C.5に示す。それぞれの日における総水銀に占める0価水銀の平均割合は4～99%でばらつき、算術平均で64%であったことから、平均的に水銀の形態は0価の水銀が主であることがわかった。歯科アマルガム由来と考えられる大きなピークが認められる場合は、表C.5におけるD-1、H-25のデータから0価水銀の占める割合が圧倒的に大きいことが明らかである。排ガス中の水銀は一般に0価水銀であるとバグフィルター等で除去しにくい¹⁷⁾。とされていることから、このようなケースに対し、活性炭吸着設備等の対策が必要であると考えられる。

2.3 残骨灰、集じん灰中の重金属およびフッ素、ホウ素

(1) 水銀

表C.6に水銀の溶出量、含有量試験の結果を示した。特に、A～C集じん灰の溶出量において、0.0085～0.053mg/Lであり、土壤環境基準を上回っていた。以上の傾向は、2007調査結果¹¹⁾と同様の傾向であり、特に、集じん灰中水銀の溶出量が基準を大きく超える傾向にあり、注意が必要であることが確認された。

表C.6 残骨灰、集じん灰中水銀の含有量、溶出量試験結果

	含有量(mg/kg)		溶出量(mg/L)	
	残骨灰	集じん灰	残骨灰	集じん灰
A	<0.05	1.3	<0.0005	0.0085
B	<0.05	0.57	<0.0005	0.014
C	<0.05	9.7	<0.0005	0.053
E	<0.05	—	<0.0005	—
F	<0.05	<0.05	<0.0005	<0.0005
G	<0.05	—	<0.0005	—

※「土壤汚染対策法施行規則」環境省令第29号(平成14年)による
水銀の含有量基準：15mg/kg、溶出量基準：0.0005mg/L

(2) 六価クロム

表C.7に、六価クロムの溶出量、含有量試験の結果を示した。特に、全ての残骨灰、集じん灰の溶出量において、土壤汚染対策法により規定されている溶出量基準(0.05mg/L)の10～1,900倍の濃度が検出された。以上の傾向は、2007調査結果¹¹⁾と同様の結果であった。六価クロムの観点からは、残骨灰、集じん灰について取扱に注意が必要であることが確認された。

六価クロムの由来について、江口は、棺桶を乗せるステンレス製(SUS310S)架台であると推測している¹⁹⁾。また炉内における耐火物が六価クロムの由来になっていること

表 C.7 残骨灰、集じん灰中六価クロムの含有量、溶出量試験結果

	含有量(mg/kg)		溶出量(mg/L)	
	残骨灰	集じん灰	残骨灰	集じん灰
A	26	66	3	2.7
B	580	880	60	96
C	70	210	7.2	19
E	140	—	7.1	—
F	5.7	230	0.58	16
G	670	—	5.9	—

※「土壤汚染対策法施行規則」環境省令第29号(平成14年)による
六価クロムの含有量基準：250mg/kg、溶出量基準：0.05mg/L

も否定できない。したがって、この観点からは、火葬炉内部のクロムフリー化などの材質による対策が必要ということになる。しかし、江口によると、ステンレス架台を用いない火葬炉において、残骨灰、集じん灰の六価クロム溶出量を評価した結果、灰の溶出量は7.0、および3.4mg/Lで、溶出基準値の50倍以上超過していたという報告がある¹⁹⁾。これは火葬炉のクロムフリー化等、材質による対策ですら、根本的な解決とはならない可能性を示唆している。

したがって、クロムを火葬炉材質から徹底的に排除したケースにおける、灰中の六価クロムの含有量や溶出量についても調査していかなければならないが、この場合において、含有量基準、溶出量基準を超過してしまうことも想定されるため、今後、バグフィルター等による集じんをしっかりと行い火葬炉外への排出を抑制し、別途灰の処理を検討することも視野にいれた調査も必要であると考えられる。

(3) フッ素

表C.8に、フッ素の溶出量、含有量試験の結果を示した。特に、集じん灰の溶出量において、A～C集じん灰は2.6～7.4mg/Lであり溶出量基準を超過していた。以上の傾向

表 C.8 残骨灰、集じん灰中フッ素の含有量、溶出量試験結果

	含有量(mg/kg)		溶出量(mg/L)	
	残骨灰	集じん灰	残骨灰	集じん灰
A	230	650	<0.1	2.6
B	450	790	0.11	7.4
C	990	2000	0.11	5.5
E	510	—	<0.1	—
F	280	780	<0.1	<0.1
G	530	—	<0.1	—

※「土壤汚染対策法施行規則」環境省令第29号(平成14年)による
フッ素の含有量基準：4,000mg/kg、溶出量基準：0.8mg/L

は、2007 調査結果¹¹⁾と同様の結果であり、フッ素の観点からは、特に集じん灰について取扱に注意が必要であることが確認された。

(4) ホウ素

表 C.9 に、ホウ素の溶出量、含有量試験の結果を示した。特に、溶出量に関して、全ての灰で0.01～5.1mg/Lの範囲にあったが、残骨灰、集じん灰、あるいは施設の違いで特に着目すべき傾向は見られなかった。B 残骨灰、B 集じん灰、F 集じん灰について、溶出量基準をオーバーしたため、残骨灰、集じん灰にかかわらず超過する可能性があることが示唆された。

表 C.9 残骨灰、集じん灰中ホウ素の含有量、溶出量試験結果

	含有量(mg/kg)		溶出量(mg/L)	
	残骨灰	集じん灰	残骨灰	集じん灰
A	100	82	0.55	0.13
B	290	63	5.1	3.2
C	19	43	0.36	0.44
E	30	—	0.010	—
F	<10	71	0.21	2.1
G	28	—	0.020	—

※「土壤汚染対策法施行規則」 環境省令第 29 号 (平成 14 年) による
ホウ素の含有量基準：4,000mg/kg、溶出量基準：1.0mg/L

(5) カドミウム

表 C.10 にカドミウムの溶出量、含有量試験の結果を示した。特に溶出量に関して、B 集じん灰、C 集じん灰において基準を超過した。カドミウムおよびその化合物は低沸点である性質を有することからも、集じん灰に濃縮されることが容易に推測でき、この観点からは集じん灰に留意する必要性が示唆された。

表 C.10 残骨灰、集じん灰中カドミウムの含有量、溶出量試験結果

	含有量(mg/kg)		溶出量(mg/L)	
	残骨灰	集じん灰	残骨灰	集じん灰
A	<5	54	<0.001	<0.001
B	<5	160	0.002	0.21
C	<5	59	<0.001	0.012
E	<5	—	<0.001	—
F	<5	<5	<0.001	<0.001
G	<5	—	<0.001	—

※「土壤汚染対策法施行規則」 環境省令第 29 号 (平成 14 年) による
カドミウムの含有量基準：150mg/kg、溶出量基準：0.01mg/L

3. アマルガム充填物の採取、ヒアリング、および治療時のデータ収集

現在、歯科において、アマルガム充填は行われておらず、また過去に充填されたものについても、近年コンポジットレジン充填に転換しつつある。このため、要抜去であり、かつアマルガムの充填された歯は極めて少なかった。このため本年度は9検体のデータを集積したのみである。表C.11に歯科アマルガム充填物の採取、ヒアリング、およびデータ収集結果を示した。表より、対象者の年齢は37～61歳であり、性別は男性7人、女性2名であった。歯種は奥歯が中心であり、咬合面のアマルガムが中心に採取された結果となった。充填時期は患者のヒアリングによるため、2名が不明であったが、約10～30年前に充填されたものであった。重量は56～231mg(算術平均116mg)であった。

表 C.11 歯科アマルガム充填物の採取、ヒアリング、およびデータ収集結果

番号	年齢	性別	歯種	箇所	充填時期	重量
1	58	男	右下7	咬合面	約20年前	56
2	57	男	右下8	咬合面	不明	231
3	50	男	右下7	咬合面	不明	156
4	39	女	左上8	咬合面	約10年前	173
5	46	女	右下8	咬合面	約20年前	64
6	61	男	左上8	咬合面	約30年前	88
7	61	男	右上8	咬合面	約30年前	91
8	37	男	左下5	近心隣接面	約20年前	57
9	37	男	左下6	咬合面	約20年前	126

ここで、ヒアリングにおけるおおよその充填時期と、採取したアマルガムの重量との関係を図C.4に示した。この図において、充填時期により、アマルガム重量が減少する傾向がわずかに見られた。図から予測されるアマルガム充填物の初期重量は、回帰直線の切片にあたり、160mgと予測される。アマルガム充填物中の水銀の割合は、初期の段階では約50%であると考えられることから²³⁾、アマルガム処置歯1本あたりの水銀の量は、約80mgと試算される。これはMillsの用いた値0.6g¹³⁾の約13%程度にあたり、日本においてはアマルガム処置歯1本あたりの水銀の量はイギリスよりも少ない可能性がある。また回帰直線の傾きは、1年あたりに減少するアマルガムの重量を示しており、1日あたりに換算すると、8.5 μ g/dayと試算された。充填されたアマルガムのうち水銀のみが減少すると仮定した場合と、アマルガム(水銀50%含有)の状態で減少していく場合を想定すれば、1日当たりの水銀の減少量は、4.3～8.5 μ gHg/dayと試算される。

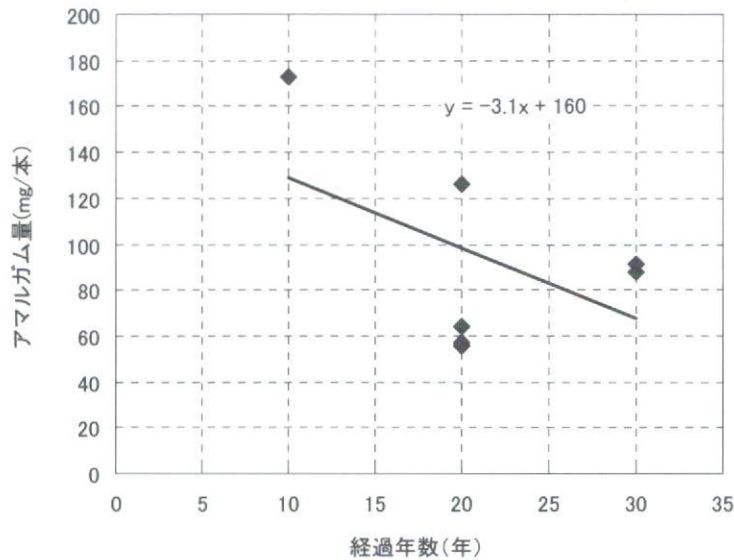


図 C.4 歯科アマルガム充填物の充填経過年数と、アマルガム重量との関係

Shakeらは、1日あたりの水銀の減少量は、 $2.0\mu\text{gHg/day}$ としており²⁴⁾、同オーダーの値が得られた。すなわち火葬炉から排出される水銀排出量の推計値について、排ガス実測値に基づいた推計値と、アマルガムの歯科統計・工業統計やアマルガム修復率、喪失歯等の統計からの推計値に大きな隔たりがある要因としては、初期のアマルガム充填量がイギリスよりも少ない可能性と、口腔内でアマルガムが減少していく双方の可能性が考えられた。

本年度、得られたのは9検体のみのものであり、今後データの蓄積を行って、上記の結果を見直すことが重要である。また採取したアマルガム中の水銀についても次年度分析を実施する予定である。

4. 歯科用アマルガムに由来する蒸気水銀の体内動態評価モデルの構築

構築したPBPKモデルを、実測データに照らして検証を行った。検証には、Sandborgh-Englundら²⁵⁾が9人の被験者に対して15分間蒸気水銀を曝露させ、その後30日間におたり血中、尿中の水銀濃度を調べたデータを用いた。実験の概要を表C.12に示す。

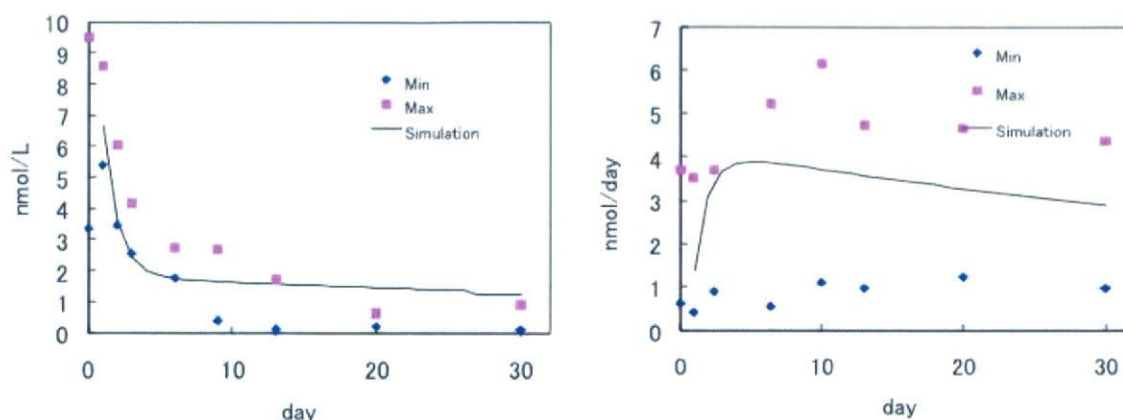
本研究で構築したPBPKモデルによる計算結果を図C.5に示す。ここで吸入摂取量はSandborgh-Englundらの実測値におけるMedian値：115mgとした。図中の実線は計算結果、点は実測データのうち最大値および最小値を表している。

血中濃度(図C.5左)については実測値の時間推移をよく再現しており、実測の最大値、最小値の間に収まっている。尿中排泄量(図C.5右)については、1日の水分摂取量などにより変化するため個人差が大きく、Sandborgh-Englundら²⁵⁾の実測値もばらつきが大きいものの、計算結果は実測の最大値と最小値の幅に収まっており、妥当なものであると考えられる。

以上の結果から、良好なPBPKモデルが構築できたといえる。

表C.12 Sandborgh-Englundらによる蒸気水銀吸入試験の概要²⁵⁾

Subject	Body weight(kg)	Age	Gender	Inhaled Hg(mg)
A	67	53	F	105
B	67	19	F	98.4
C	57	19	F	84.6
D	47	20	F	115
E	108	27	M	133
F	58	38	F	129
G	87	37	M	160
H	63	21	F	115
I	57	20	F	86.3
Median	63	21		115
25-75 percentile	57-67	20-37		98.4-129



図C.5 PBPKモデルの検証結果

左：血中濃度の時間的変化 右：一日当たりの尿中排泄量の時間的変化

D. 結論

本研究では、火葬場から排出される有害物質の濃度、排出量、排出形態について、その実態を明らかにし、排出抑制策を検討することを目的とし、平成20年度は、対象施設として、平成19年度までの4施設に加え、さらに7箇所の火葬炉を選定し、排ガス中のダイオキシン類や水銀などについて測定を行い、火葬場のデータを収集した。また、残骨灰および集じん灰中についてもダイオキシン類の濃度や、水銀を含む重金属などの溶出量、含有量に関する調査を行った。また火葬炉から排出される水銀の排出量をできるだけ正確に見積もるため、その排出起源に関する調査も実施した。

得られた知見を以下に示す。

- ・ 火葬炉における排ガス中ダイオキシン類の濃度は、酸素12%換算濃度で5.3～540ng/m³_N、毒性等量で0.00018～11 ng TEQ-WHO₀₆/m³_Nの範囲であり、毒性等量の算術平均では1.2 ng TEQ-WHO₀₆/m³_Nであった。
- ・ 集じん灰中ダイオキシン類濃度は、実測濃度で1.09～313 ng/g、毒性等量で0.014～5.0 ng TEQ-WHO₀₆/gであった。集じん灰中のダイオキシン類濃度が高い火葬炉は、熱交換器を用いた冷却方式を有するものに限られたことから、熱交換器部分で再合成が生じている可能性が示唆された。残骨灰中ダイオキシン類濃度については問題ないレベルであった。
- ・ 本研究および2007年の調査結果から、ダイオキシン類の排出原単位の算術平均値は1,600 ng TEQ-WHO₀₆/人であった。この値は1999調査結果に比較して約2/5となったことから、「ダイオキシン類削減対策指針」による効果がうかがえた。
- ・ 7施設、14件の火葬における水銀濃度実態調査では、JIS法により測定した排ガス中水銀濃度は、O₂12%換算で、<0.010 mg/m³_N～0.135 mg/m³_Nであり、廃棄物焼却炉の自主目標値の値を大きく超えるケースもあった。これら排ガス中水銀はバグフィルターでは除去しにくいことが推測され、活性炭吸着等の対策を検討する必要性が示唆された。また、14検体中11検体の実測値は定量下限値以下となったため、正確な水銀濃度、および排出量の見積のためには、定量下限値をさらに低くできるような方法を検討する必要がある。
- ・ 7施設14検体の火葬について、JIS法による測定結果を基にした水銀の排出量平均値は、37.8～73.8mg/人の範囲にあり。過去の調査とほぼ同様の範囲であった。イギリスの水銀排出量規制値37.5mg/人を明らかに超えていないと言えるのは14検体中6検体のみであった。

- 水銀挙動の調査結果は、過去の調査事例と同様の傾向であり、いくつかの火葬で、歯科アマルガム由来と考えられる Hg^0 の高濃度ピークが見られ、排出濃度としても廃棄物焼却炉の自主目標値の値を大きく超えていた。
- 排ガス中水銀の Hg^0 と Hg^{2+} の占める割合は Hg^0 の方が大きく、歯科アマルガム由来の高濃度排出が見られる場合では、 Hg^0 がそのほとんどを占めた。 Hg^0 はバグフィルター等で除去しにくいと考えられること、歯科アマルガムを有する火葬対象者は、今後死亡者増加とともに2020年頃にピークを迎える予測があるため、活性炭吸着などの排出抑制対策の必要性が改めて示唆された。
- 水銀、フッ素、カドミウムについて、特に集じん灰の溶出量が基準値を超えるケースが多く見られ、取扱いに注意が必要であることがわかった。
- 灰中の六価クロムに関しては、全てのサンプルの溶出量が、基準の10～1,800倍の濃度であった。灰中の六価クロムの由来としては、ステンレス架台や、炉内耐火物中のクロムが酸化されることによるものと予想されたが、炉内材のクロムフリー化対策によっても、依然として溶出量が高い可能性もあり、今後、バグフィルター等による集じんをしっかりと行き火葬炉外への排出を抑制し、別途灰の処理を検討することも視野にいたした調査が必要であると考えられた。
- アマルガム充填物の採取、ヒアリング、および治療時のデータ収集を行い、本年度は9検体のアマルガム採取、ヒアリングデータが得られた。アマルガム充填物の重量は56～231mg(算術平均116mg)であったが、経過年数とともに重量は減少する傾向がわずかに見られた。
- アマルガム充填物の時間経過に伴う減少傾向から、イギリスよりも日本の方がアマルガム処置歯あたりの水銀量は少ない可能性と、経過年数とともに口腔内アマルガム中の水銀が減少している可能性が示唆された。次年度は更に収集を続けるとともに、採取したアマルガム中の水銀を分析する予定である。
- ラットを用いた水銀投与実験結果を基に、蒸気水銀についてのヒトのPBPKモデルを構築した。構築したPBPKモデルを実際に人に蒸気水銀を曝露したデータを用いて検証を行った結果、実測データをよく表現しており、モデルの妥当性が確認された。次年度は、このPBPKモデルを用いて、歯科用アマルガム由来の水銀あるいは大気中から吸入する水銀について体内動態の評価および、健康リスク評価を行う予定である。

E. 健康危険情報

なし

F. 研究発表

武田信生、高岡昌輝、大下和徹：火葬炉から排出される有害物質の実態調査とその抑制対策、環境工学研究論文集、Vol.45, pp.259-270 (2008)

G. 知的財産権の出願・登録状況

該当なし(平成21年3月現在)

【参考文献】

- 1) 厚生労働省：統計一覧、保健・衛生行政業務報告(衛生行政報告例)、平成19年度衛生行政報告例、表 埋葬及び火葬の死体・死胎数並びに改葬数、都道府県一指定都市一中核市(再掲)別 <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001035603> (2009.2.5 情報取得)
- 2) 厚生労働省大臣官房統計情報部：平成20年人口動態統計の年間推計、第1表一人口動態総覧の年次推移 <http://www.mhlw.go.jp/toukei/saikin/hw/jinkou/suikei08/index.html> (2009.2.4 情報取得)
- 3) 武田信生(主任研究者)：火葬場から排出されるダイオキシン類の実態調査、平成9年度厚生科学研究費補助金(厚生科学特別研究事業)報告書(1998)
- 4) 武田信生(主任研究者)：火葬場からのダイオキシン類の排出抑制対策の検討、平成10年度厚生科学研究費補助金(厚生科学特別研究事業)報告書(1999)
- 5) 火葬場から排出されるダイオキシン削減対策検討会：火葬場から排出されるダイオキシン類削減対策指針(2000)
- 6) 環境省：ダイオキシン類の排出量の目録(排出インベントリー)、p.2、p.8 (2006)
- 7) Department for Environment Food and Rural Affairs, UK: Mercury emissions from crematoria, Second consultation (2004) <http://www.defra.gov.uk/ENVIRONMENT/ppc/old-consultations/crematoria-two/consultation.pdf> (2009.2.5 情報取得)
- 8) Lesley Sloss：国内外における微量成分の排出状況, Trace Element Workshop 2000, pp.47-59 (2000)
- 9) 読売新聞、東京夕刊 22面 (2006.12.8)
- 10) 江口正司：火葬炉の燃焼制御と環境負荷低減に関する研究、京都大学博士論文、pp.117-125 (2007)

- 11) 武田信生 (主任研究者) : 火葬炉から排出される有害物質の実態調査とその抑制対策、平成19年度厚生労働科学研究費補助金(厚生労働科学特別研究事業)総括・分担研究報告書(2008)
- 12) 堂本真吾、江口正司、高岡昌輝、松本忠生、大下和徹、武田信生 : 火葬炉における水銀の排出挙動調査、大気環境学会誌、Vol.41, No.6, pp.309-319 (2006)
- 13) Allan Mills: Mercury and Crematorium Chimneys, *Nature*, Vol.346, p.16 (1990)
- 14) Farris, F.F., Dedrick, R.L., Allen, P.V., and Smith, J.C.: Physiological Model for the Pharmacokinetics of Methyl Mercury in the Growing Rat. *Toxicology and Applied Pharmacology*, Vol.119, No.1, pp.74-90 (1993)
- 15) ごみ処理に係るダイオキシン削減対策検討会: ごみ処理に係るダイオキシン類発生防止削減対策指針ダイオキシン類削減プログラムー(1997)
- 16) 高岡昌輝 : 飛灰堆積層による都市ごみ焼却排ガス中の水銀除去機構の解明、京都大学博士論文、p.19, (2001)
- 17) 高岡昌輝 : 廃棄物燃焼過程における水銀の挙動と制御、廃棄物学会誌、Vol.16, No.4, pp.213-222 (2005)
- 18) 古林通孝、篠原力男、浜野修史、長井健一、澤地實、村上真也 : 活性炭塔による有害物質の除去実験、第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.681-683 (1999)
- 19) 古林通孝、浜野修史、長井健一 : ダイオキシン類吸着活性炭の繰り返し再生、第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.777-779 (2000)
- 20) The Cremation Society of Great Britain: Process Guidance Note 5/2 (04) - Secretary of State's Guidance for Crematoria 2004, p.14 (2004) <http://www.srgw.demon.co.uk/CremSoc/LegalEtc/Guidance/PG5-2-04.pdf> (2009.2.5情報取得)
- 21) Masaki Takaoka, Nobuo Takeda, Takeshi Fujiwara, Masato Kurata, Tetsuo Kimura: Control of Mercury Emission from a Municipal Solid Waste Incinerator in Japan, *Journal of Air & Waste Management Association*, Vol.52, August 2002, pp.931-940 (2002)
- 22) William Hogland: Usefulness of Selenium for the Reduction of Mercury Emissions from Crematoria, *Journal of Environmental Quality*, Vol.23, pp.1364-1366 (1994)
- 23) 岡本明、子田晃一、岩久正明、細田裕康 : 各種市販アマルガムの金属組織学的研究、歯科材料・器械、Vol.2, No.5, pp.548-563 (1983)
- 24) I.Shake: Mass Balance and Systemic Uptake of Mercury Released from Dental Amalgam Fillings, *Water, Air and Soil Pollution*, Vol.80, pp.59-67 (1995)
- 25) Sandborgh-Englund, G., Elinder, C-G., Johanson, G., Lind, B., Skare, I., and a, J.E.: The Absorption, Blood Levels, and Excretion of Mercury after a Single Dose of Mercury Vapor in Humans, *Toxicology and Applied Pharmacology*, Vol.150, pp.146-153 (1998)

厚生労働科学研究費補助金

厚生労働科学特別研究事業

火葬炉における有害化学物質の
排出実態調査および抑制対策に関する研究

II. 分担研究報告

平成21（2009）年 3月

分担研究報告書 1

火葬場から排出される
ダイオキシン類等の実態調査

研究代表者 武田信生（立命館大学）

分担研究者 大下和徹（京都大学）

厚生労働科学研究費補助金（厚生労働科学特別研究事業）

分担研究報告書

火葬場から排出されるダイオキシン類等の実態調査

研究代表者 武田信生 立命館大学エコテクノロジー研究センター センター長

分担研究者 大下和徹 京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 助教

研究要旨

わが国全体のダイオキシン類排出量は減少傾向にあるが、10年前に求めた排出原単位を用いている火葬炉からの排出インベントリーは、死亡人口の増加にもなって増加傾向を示している。「火葬炉から排出されるダイオキシン類削減対策指針」の効果を検証し、最新の排出量を見積るためには、再度実態調査を実施し排出原単位の見直しが必要である。

そこで本研究では、平成19年度に実施した4箇所の火葬炉における調査に加え、さらなる実態調査を行うことによって、現状のわが国の火葬場からのダイオキシン類排出量を見直し、「ダイオキシン類削減対策指針」の効果を検証することを目的とし、新たに7施設での調査を行った。

火葬炉における排ガス中ダイオキシン類は、酸素12%換算濃度、毒性等量の算術平均で1.2 ng TEQ-WHO₀₆/m³_Nであった。比較的新しい火葬炉では、新設炉における指針値1.0 ng TEQ-WHO₀₆/m³_Nを下回っていたが、「ダイオキシン類削減対策指針」前に設置された火葬炉では、比較的高く、既設炉における指針値5.0 ng TEQ-WHO₀₆/m³_Nを2倍以上上回るケースも見られた。これらの結果と、測定した施設の排ガス処理設備との関連から、確実なダイオキシン類排出抑制のためには、バグフィルターあるいは電気集じん機の設置により集じん効率を確保することの重要性が確認された。

残骨灰中ダイオキシン類は、毒性等量で0～0.042 ng TEQ-WHO₀₆/gであり、環境に与える影響は大きくないといえたが、集じん灰は、毒性等量で0.014～5.0 ng TEQ-WHO₀₆/gであり、ダイオキシン類濃度が高い集じん灰も見られた。集じん灰中ダイオキシン類濃度が高い火葬炉は、熱交換器を用いた冷却方式を有するものに限られたことから、熱交換器部分で再合成が生じている可能性が示唆された。したがって、排ガスの冷却方式には注意が必要であり、低温での集じんを徹底し、再合成を抑制しつつ、濃度の高い集じん灰に関しては別途処理を検討する必要がある。

本研究および2007年の調査結果から、ダイオキシン類の排出原単位の算術平均値は1,600 ng TEQ-WHO₀₆/人と算出され、10年前の調査結果に比較して、約2/5となり、諸外国の原単位と比較しても十分低い範囲にあることが示唆され、「ダイオキシン類削減対策指針」による効果がうかがえた。

平成19年度の火葬炉からのダイオキシン類排出インベントリーを試算した結果、現在の報告値：2.6～5.7 g TEQ-WHO₀₆/年に比較して、0.13～1.9 g TEQ-WHO₀₆/年まで低減されている結果となった。また将来予測では、死亡者数が増加したとしても、2020年で0.19～2.3 ng TEQ-WHO₀₆/年、2040年で0.22～2.7 ng TEQ-WHO₀₆/年程度までの増加に抑えられると試算された。

A. 研究目的

1. 研究の背景

わが国の火葬率は、平成19年度で約99.9%であり¹⁾、かつ死亡人口が年々増加していることから²⁾、火葬数は増大傾向にある。火葬場から排出される排ガスや集じん灰、残骨灰等は、宗教上の観点から大気汚染防止法や廃棄物処理法などの対象外であるが、安全・安心な火葬を続けていくためには、火葬炉から排出される有害物質に関する実態調査およびその排出抑制対策が必要となる。

従来、国内外を問わず、火葬場から排出される排ガス、集じん灰や残骨灰等の実態についてはほとんど調査されてこなかったが、約10年前にダイオキシン類が大きな社会問題となった際、平成9・10年度厚生科学研究事業において、主任研究者らは、火葬場から排出される塩素化ダイオキシン類の実態調査を行った^{3), 4)}。これらの調査では、全国の火葬場から施設規模、建設および改造年代、炉構造、排ガス処理方式、使用燃料などを考慮して27施設を選定し、ダイオキシン類の排出濃度を測定し実態を明らかにした。その結果、火葬炉排ガス中ダイオキシン類の酸素12%換算濃度の毒性等量は0.074～29.2 ng TEQ-WHO₉₈/m³_Nの範囲で、その算術平均値は2.9 ng TEQ-WHO₉₈/m³_Nであることを示し、また、排出原単位として、一人の火葬あたり排出されるダイオキシン類の量(算術平均値4,800 ng TEQ-WHO₉₈/人)を明らかにし、これらの調査結果および統計値から火葬炉からのダイオキシン類排出量を算定した⁴⁾。

これらにより、平成12年には火葬炉からの「火葬場から排出されるダイオキシン類削減対策指針」(以下、削減対策指針。)⁵⁾が定められたうえ、排出原単位は、日本におけるダイオキシン類の排出インベントリーの算出に用いられている⁶⁾。

「ダイオキシン類対策特別措置法」の効果によって、一般廃棄物焼却施設からの排出量を主として、わが国全体のダイオキシン類排出量は急減したが、10年前に求めた排出原単位を用いている火葬炉からの排出量だけはむしろ増加傾向を示している⁶⁾。しかし、現実には、削減対策指針後、火葬炉からのダイオキシン類排出量は、燃焼管理、排ガス処理の高度化により、減少しているものと推測される。削減対策指針の効果を検証し、最新の排出量を見積るためには、再度実態調査を実施し排出原単位の見直しが必要である。

2. 国内外の火葬炉におけるダイオキシン類調査

わが国における火葬炉におけるダイオキシン類に関するデータは、主任研究者らが平成9年以前に独自に測定したデータ⁷⁾、および平成9・10年度に実施した厚生科学研究において測定したデータ^{3), 4), 8), 9)}があるのみであり、排出実態調査はそれ以外全くと

いってよいほど行われていない。平成12年度以降においては削減対策指針が設定されたため、それぞれの自治体などでは測定例があると推測されるが、公表されている報告例はほとんどない。

海外においては、1990年前半頃から欧州を中心に、火葬炉から排出されるダイオキシン類に関する調査が進められてきている。ドイツ政府の大気汚染防止技術小委員会のワーキンググループではドイツ国内の13の火葬炉において、ダイオキシン類の排出濃度が $0.1 \sim 14.4 \text{ ng I-TEQ/m}^3_{\text{N}}$ の範囲にあることが報告されている¹⁰⁾。この他にJ.Jagerらが、ベルリンの火葬炉のダイオキシン類の平均排出濃度として $8.0 \text{ ng I-TEQ/m}^3_{\text{N}}$ を報告している¹¹⁾。オランダでは、H.J.Bremmerらが、2種類の形式の異なる火葬炉で、ダイオキシン類の排出濃度が1.6、および $3.3 \text{ ng I-TEQ/m}^3_{\text{N}}$ であったと報告している¹²⁾。また、イギリスでは、G.H.Eduljeeらが¹³⁾、火葬炉からの平均的な排ガス濃度として $46 \text{ ng I-TEQ/m}^3_{\text{N}}$ (D. Mitchellらの報告値¹⁴⁾)を挙げている。さらに、日本以外のアジア圏では、Lin-Chi Wangらは、台湾において、2ヶ所の火葬炉において排ガス中のダイオキシン類濃度を調査し、 $2.36 \text{ ng I-TEQ/m}^3_{\text{N}}$ 、および $0.322 \text{ ng I-TEQ/m}^3_{\text{N}}$ であったとの報告がある¹⁵⁾。

3. 研究の目的

以上のような背景の下で、平成19年度厚生労働科学特別研究事業において、武田らは、削減対策指針前、および後に設置された施設を2施設ずつ、計4施設の火葬炉を選定し、これらを対象にダイオキシン類、および臭素化ダイオキシン類の排出実態調査を行った。その結果、火葬炉における排ガス中ダイオキシン類の濃度は、 O_2 12%換算濃度で $9.0 \sim 75 \text{ ng/m}^3_{\text{N}}$ 、毒性等量で $0.00012 \sim 1.2 \text{ ng TEQ-WHO}_{98}/\text{m}^3_{\text{N}}$ の範囲であり、算術平均では $0.42 \text{ ng TEQ-WHO}_{98}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であることがわかった。また、臭素化ダイオキシン類は、塩素化ダイオキシン類に比較してその寄与は十分低いことが確認された。これらの調査結果から、ダイオキシン類の排出原単位の算術平均値は $1,000 \text{ ng TEQ-WHO}_{98}/\text{人}$ であり、10年前の調査結果に比較して、約1/5となっており削減対策指針による削減効果がうかがえた¹⁶⁾。

本研究は、平成19年度の4施設での調査結果に加え、さらなる実態調査を行うことによって、現状のわが国の火葬場からのダイオキシン類排出量を見直し、削減対策指針の効果を検証することを目的とした。具体的には、対象施設として代表的な7箇所の火葬炉（平成19年度調査とは別の施設）を選定し、排ガスについては排ガスサンプリングを行い、そのダイオキシン類濃度を調べ、得られた統計値を用いて、最新の排出原単位、排出インベントリーを明らかにし、削減対策指針以前のデータ、あるいは諸

外国での報告値との比較を行って、削減対策指針の検証に加え、火葬大国・日本の世界における位置づけを検討した。また同時にガスサンプル以外の残骨灰および集じん灰についても実態調査を行った。

B. 研究方法

1. 対象施設

本年度の調査対象とした火葬場は7施設であり、その火葬場の一覧を表B.1.1に示した。以下施設名については、施設A～Gで記述する。7施設の全てが、主燃焼室1室に対し、再燃焼室1室を有しており、排気方式も排風機による強制排気方式であるが、施設A～Cは、排気系列が2炉1系列であり、施設Dは3炉1系列、施設E～Gは1炉1系列であった。集じん機は、施設A～Cにはバグフィルターが設置され、それぞれの後段に触媒装置、あるいは活性炭吸着設備が設置されていた。施設Dでは電気集じん機、施設Fではスクリーンが設置されており。施設E、および施設Gはともに集じん機が設置されていなかった。

施設を選定するにあたっては、全国の火葬炉数や形式についての統計データを基に決定したが、現在公表されており、本研究にて入手できた全国の火葬炉の統計データは、平成11年度当時、厚生省が削減対策指針の作成時に、火葬実績のある1,558施設について行ったもの⁹⁾であった。他の報告においても¹⁰⁾、この統計データを最新として引用しているため、その後、全国的な火葬炉の統計調査はなされていないと推測されるが、これは10年前のデータであり、削減対策指針を受けて新設、改造、廃止が進められてきた火葬炉の現状を反映しているとは言い難い。そこで、施設を選定は、削減対策指針を反映していると考えられる集じん機やその後段の高度排ガス処理を有する新しい施設と、反映していないと想定される古い施設とを選定することを前提とし、その規模（1施設あたりの炉数）や主燃焼室に対する再燃焼室の比については、平成11年度の厚生省調査⁹⁾からできるだけ、平均的な位置づけにあるものを選定することにより行った。

厚生省が平成11年度行った火葬場の調査統計データ⁹⁾により、本研究で選定した施設の位置づけについて以下に具体的に説明する。着目した項目は、炉数、建設年度、主燃焼室に対する再燃焼室の比、集じん機の種類¹¹⁾の4つである。図B.1.1に平成11年度による調査結果を円グラフとして示し、今回選定した火葬炉（施設A～G）が対応するカテゴリーに数を記した。

1施設あたりの炉数は、3～15基の間に位置し、中規模～大規模の施設を中心に選定した。炉の建設年度に関しては、昭和60年以前の比較的古い施設を2施設と、平成3

表B.1.1 対象とした火葬炉と測定対象

火葬炉	施設A		施設B		施設C		施設D		施設E		施設F		施設G	
	有	有	有	有	有	有	有	有	有	有	有	有	有	有
再燃焼炉	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1
主燃焼室：再燃焼室	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1
集じん機	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1
集じん機後段の排ガス処理	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1
排ガス冷却方式	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1
排ガス方式（炉：系列）	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1
燃料	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1
実験番号	A-1	A-2	B-1	B-2	C-1	C-2	D-1	D-2	E-1	E-2	F-1	F-2	G-1	G-2
火葬日	2008/11/12	2008/11/12	2008/11/21	2008/11/21	2008/11/25	2008/11/25	2008/11/28	2008/11/28	2008/11/11	2008/11/12	2008/11/13	2008/11/13	2008/12/2	2008/12/2
火葬開始時間	10:25	13:59	11:00	14:15	13:23	15:13	11:25	14:40	12:49	12:29	12:37	14:23	12:00	14:21
火葬終了時間	11:23	14:56	12:06	15:14	14:11	16:21	12:29	15:25	13:49	13:32	13:36	15:27	13:25	15:25
火葬時間	0:58	0:57	1:06	0:59	0:48	1:08	1:04	0:45	1:00	1:03	0:59	1:04	1:25	1:04
火葬遺体数	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
年齢	64歳	75歳	91歳	79歳	98歳	85歳	66歳	80歳	75歳	88歳	93歳	91歳	60歳	67歳
性別	女性	女性	女性	女性	女性	女性	男性	女性	女性	男性	男性	女性	男性	男性