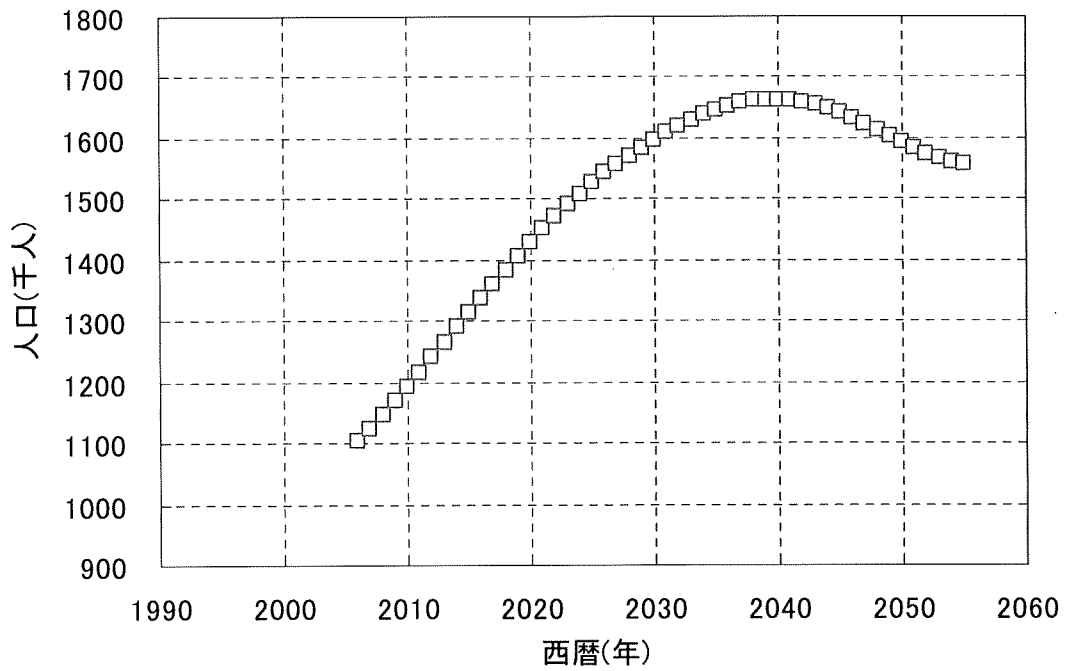
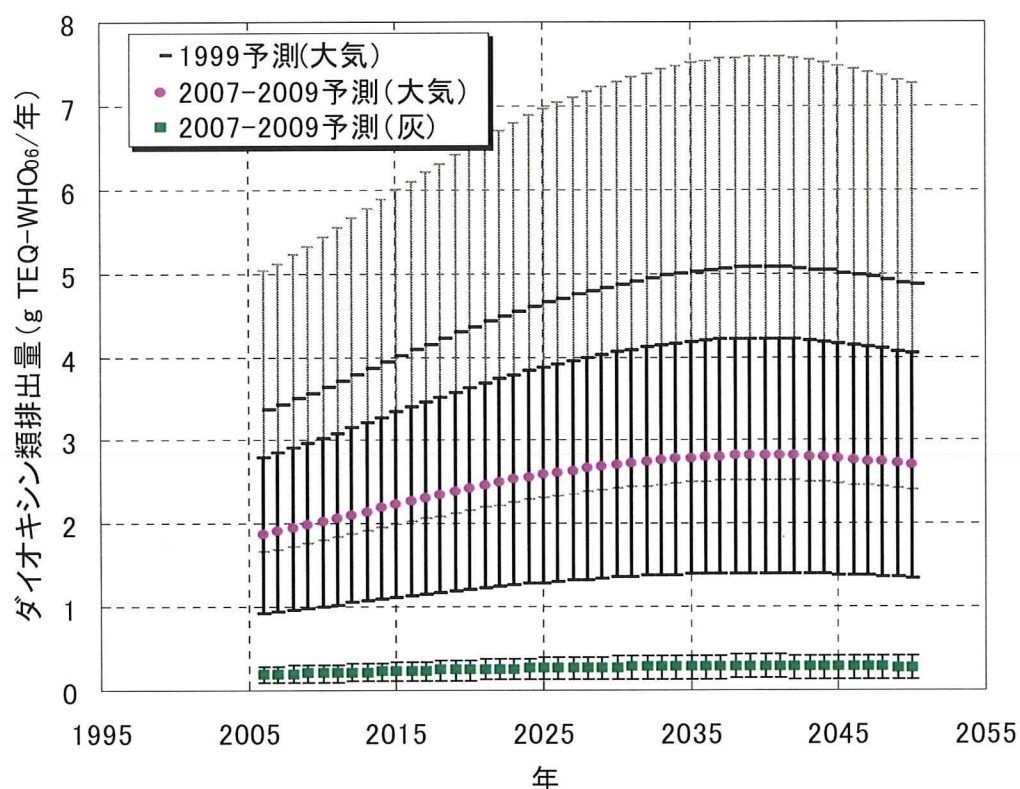


図C.5.3 我が国における将来人口推計



図C.5.4 我が国における将来死亡者数推計



図C.5.5 我が国における火葬場から大気へのダイオキシン類排出インベントリーの将来推計

調査結果を用いた大気への将来排出量（1999予測）と比較する形で示した。図から、大気への排出インベントリーは1999予測では2020年で2.7～6.0 g TEQ-WHO₀₆/年、2040年で3.2～7.0 g TEQ-WHO₀₆/年と試算されたが、今後、死亡者数が増加したとしても、ダイオキシン類削減対策指針による対策がとられてきた現状を維持すれば、大気への排出インベントリーは、2020年で1.4～3.4 g TEQ-WHO₀₆/年、2040年で1.7～4.0 g TEQ-WHO₀₆/年程度までの増加に抑えられると試算された。灰に関しては、大きく変化せず、2020年で0.21～0.28 g TEQ-WHO₀₆/年、2040年で0.24～0.32 g TEQ-WHO₀₆/年程度までの増加であった。

この結果は現在の排出原単位が維持されることを前提とした結果であり、今後、バグフィルターや高度排ガス処理設備が整備され、大気への排出原単位が減少することで、大気への排出インベントリーは更に低く抑えることができると考えられる。また、これに伴って灰への排出原単位も変化する。今後、これらの値は、全国的な統計値とともに定期的に見直していく必要があると考えられる。

D. 結論

本研究で得られた知見を以下に示す。

- ・本研究で選定した比較的新しい3施設における煙突手前における排ガス中のダイオキシン類濃度は、O₂12%換算濃度で4.23～34.1 ng/m³_N、毒性等量で0.021～0.17 ng TEQ-WHO₀₆/m³_Nの範囲であった。

- ・各排ガス処理プロセスにおけるダイオキシン類の挙動に関しては、熱交換器でのダイオキシン類の再合成が確認された。再合成されたダイオキシン類はバグフィルターでの除去がほとんどできなかったことから、触媒装置等を設置することが重要である。また、熱交換器のない設備ではバグフィルターにてダイオキシン類は毒性当量として、58%以上除去された。触媒装置においても90%以上のダイオキシン類が除去されたが、触媒入口のダイオキシン類濃度が低い場合濃度が逆転するケースがあるため注意する必要がある。活性炭吸着設備においては、本来高いダイオキシン類除去率が期待できるが、活性炭の吸着破過状況を把握し、適切に交換することが重要であると考えられた。

- ・残骨灰中のダイオキシン類の濃度範囲は、実測濃度で0.024～0.64 ng/g、毒性等量で0.00000056～0.0068 ng TEQ-WHO₀₆/gであり、これまでの研究やアンケート結果による報告値と整合した。これら値は非常に低いといえ、環境に与える影響は大きくないといえる。

- ・集じん灰中のダイオキシン類の濃度範囲は、実測濃度で3.1～419 ng/g、毒性等量で0.047～6.3 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、熱交換器部分で再合成が生じていることが排ガス測定の結果からも裏付けられた。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だろう。

- ・本研究および2007～2008年の調査結果から、大気へのダイオキシン類の排出原単位は、加重平均を考慮した場合、算術平均値は2,390 ng TEQ-WHO₀₆/体と算出された。この値は、1999調査による排出原単位の約57%程度まで削減された上、諸外国の排出原単位に比較して低い範囲にあり、「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20年度の火葬炉から大気へ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：2.2～4.9 g TEQ-WHO₀₆/年に比較して、1.2～2.8 g TEQ-WHO₀₆/年まで低減されている結果となった。我が国全体の大気へのダイオキシン類排出インベントリーに対する、火葬炉の寄与は、概ね0.54～1.3%程度と試算され、10年前の前提による試算結果に比べ低減された。しかし、欧米諸国と同レベルまでには低減されておらず、火葬数は今後も増加する傾向が予測されることから、排出原単位を下げるということが重要であると考えられた。

・本研究および2007～2008年の調査結果から、火葬灰へのダイオキシン類の排出原単位を加重平均により求めた結果、148～185 ng TEQ-WHO₀₆/体と算出され、平成20年度の火葬灰へのダイオキシン類排出インベントリーは、0.17～0.23 g TEQ-WHO₀₆/年と見積もられた。これらの値は、大気へのダイオキシン類排出原単位、およびインベントリーの10%程度であることが明らかとなった。

・火葬炉から大気へのダイオキシン類排出インベントリーの将来予測は、1999年時点での予測では2020年で2.7～6.0 ng TEQ-WHO₀₆/年、2040年で3.2～7.0 ng TEQ-WHO₀₆/年と試算されていたが、本研究結果からは、今後、死亡者数が増加したとしても、現状を維持すれば、「ダイオキシン類削減対策指針」により、2020年で1.4～3.4 ng TEQ-WHO₀₆/年、2040年で1.7～4.0 ng TEQ-WHO₀₆/年程度までの増加に抑えられると試算された。

E. 研究発表

M. Takaoka, N. Takeda, K. Oshita, S. Eguchi, PCDDs/DFs and PBDDs/DFs Emissions from Crematory, Organohalogen Compounds, Vol.71, pp.848-853, 2009.

F. 知的財産権の出願・登録状況

該当なし（平成22年3月31日現在）

【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20年度衛生行政報告例、第23表 埋葬及び火葬の死体・死胎数並びに改葬数，都道府県－指定都市－中核市（再掲）別

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/>

GL02020101.do?method=extendTclass&refTarget=toukeihyo&listFormat=hierarchy&stat

Code=00450027&tstatCode=000001031469&

tclass1=000001031470&tclass2=&tclass3=&tclass4=&tclass5=（2010.3.11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－人口動態総覧の年次推移<http://www.mhlw.go.jp/toukei/saikin/hw/jinkou/suikai08/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（2009）
- 7) S.Eguchi, N.Takeda, S.Sakai: PCDDs/PCDFs Emissions from a Crematory, *Organohalogen Compounds*, Vol.27, pp.127-132（1996）
- 8) N.Takeda, M.Takaoka, T.Fujiwara, H.Takeyama, S.Eguchi: PCDDs/DFs emissions from crematories in Japan, *Chemosphere*, Vol.40, No.6, pp. 575-586（2000）
- 9) N.Takeda, M.Takaoka, T.Fujiwara, H.Takeyama, S.Eguchi: Measures to prevent emissions of PCDDs/DFs and Co-planner PCBs from crematories in Japan, *Chemosphere*, Vol.43, Nos.4-7, pp.763-771（2001）
- 10) The Working Group of Subcommittee Air/Technology of the Federal Government Federal States Pollution Control Committee, Germany: Determination of Requirements to Limit Emissions of Dioxins and Furans, pp.127-132（1994）
- 11) J.Jager, M.Wilken, and B.Zeschmar-Lahl: Dioxin- und Furan-Emissionen in Berlin: eine Hochrechnung. *Staub. Reinhaltung der Luft* 52:33, pp.99-106, Springer（1992）
- 12) H.J.Bremmer, L.M.Troost, G.Kuipers, J.DeKoning, A.A.Sein, Emissions of dioxins in The Netherlands. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) and Netherlands Organization for Applied Scientific Research (TNO), Report No. 770501018, pp.68-70（1994）
- 13) G.H.Eduljee and P.Dyke: An updated inventory of potential PCDD and PCDF emission sources in the UK, *The Science of the Total Environment*, Vol.177, pp. 303-321（1996）
- 14) D.Mitchell and A.Loader: Investigation of pollutant emissions from crematoria. United Kingdom. Warren Spring Laboratory. Report No. LR908 (PA)（1993）
- 15) Lin-Chi Wang, Wen-Jhy Lee, Wei-Shan Lee, Guo-Ping Chang-Chien, and Perng-Jy Tsai: Characterizing the Emissions of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans from Crematories and Their Impacts to the Surrounding Environment, *Environmental Science and Technology*, Vol.37, No.1, pp.62-67（2003）
- 16) 武田信生（主任研究者）：火葬場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）
- 17) 武田信生（主任研究者）：火葬場から排出され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、平成20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（2009）
- 18) 環境省令第15号：ダイオキシン類対策特別措置法施行規則の一部を改正する省令（2007）

- 19) 福永勲：欧州における都市ごみ処理技術の動向、廃棄物学会誌、Vol.9、No.7、pp.487-495 (1998)
- 20) 宇治貞宏、廣嶺忠生、上島賢郎、船引隆宣：触媒によるダイオキシン類の分解特性について、第19回全国都市清掃研究発表会講演論文集、pp.208-210 (1998)
- 21) 古角雅行、青木敏春：選択的還元脱硝触媒を用いたダイオキシン低減技術の開発、第4回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.827-830 (1993)
- 22) S. Komai, A. Satsuma, K. Tokura and T. Hattori: Oxidative Coupling of Phenol: A Possible Key Step of Dioxin Formation on deNO_x Catalyst, *21st International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs*, pp.407-410 (2001)
- 23) 廃棄物学会編：廃棄物ハンドブック、オーム社、p.370 (1997)
- 24) 環境省環境管理局総務課ダイオキシン対策室：ダイオキシン類挙動モデルハンドブック、pp.66-68 (2004)
- 25) 藤森崇：都市ごみ焼却飛灰中の微量金属による芳香族有機塩素化合物の生成促進機構の解明、京都大学博士論文、pp.25-27 (2010)
- 26) S. Sakai, M. Hiraoka, N. Takeda and K. Shiozaki: Behavior of coplanar PCBs and PCNs in oxidative conditions of municipal waste incineration, *Chemosphere*, Vol. 32, No.1, pp.79-88 (1996)
- 27) V. Pekárek, R. Grabic, S. Marklund, M. Punochá and J. Ullrich: Effects of oxygen on formation of PCB and PCDD/F on extracted fly ash in the presence of carbon and cupric salt, *Chemosphere*, Vol.43, Nos. 4-7, pp.777-782 (2001)
- 28) 厚生労働省健康局生活衛生課：火葬場から排出される有害化学物質に関するアンケート調査結果 (2010)
- 29) 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)
- 30) U.S.EPA: Database of Sources of Environmental Releases of Dioxin-like Compounds in the United States (EPA/600/C-01/012, March) (2001)
- 31) National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development: U.S. Environmental Protection Agency An Inventory of Sources and Environmental Releases of Dioxin-Like Compounds in the United States for the Years 1987, 1995, and 2000, pp.1-37~1-42 (2006)
- 32) North Rhine Westphalia State Environment Agency on behalf of the European Commission, Directorate General for Environment (DG ENV), Ulrich Quass, Michael Fermann, Günter Bröker: The European Dioxin Emission Inventory Stage II, Vol.1, p.41 (2000)
- 33) 酒井伸一、鵜飼隆広、浦野真弥、高月紘、中村一夫、木下小百合：都市ごみ焼却におけるPCDDs/DFsのマテリアルフロー、廃棄物学会誌論文集、Vol.9、No.4、pp.123-132 (1998)
- 34) 国立社会保障・人口問題研究所：日本の将来推計人口(平成18年12月推計)(2006)

付 録

資料1 ダイオキシン類の毒性等価係数

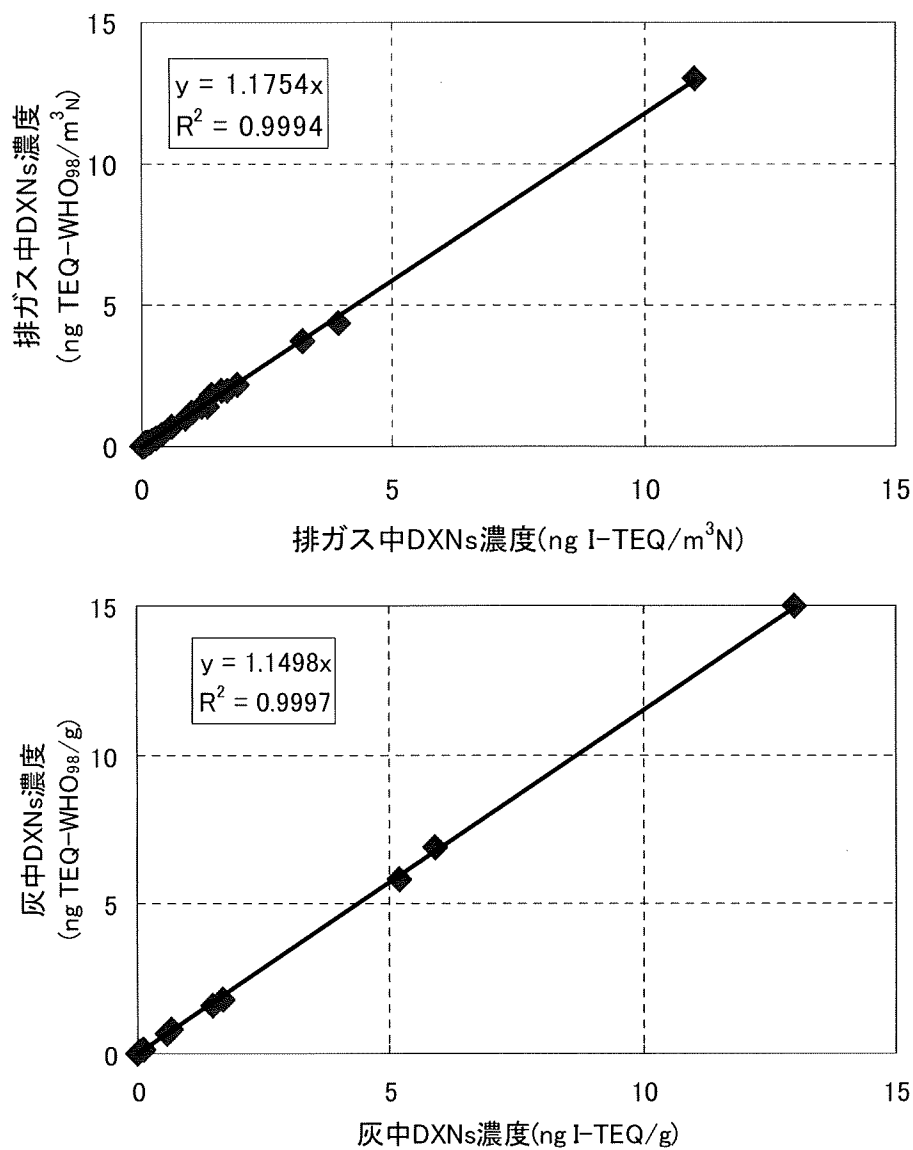
資料2 各種の毒性等価係数を用いた毒性等量値の相関

資料1 ダイオキシン類の毒性等価係数

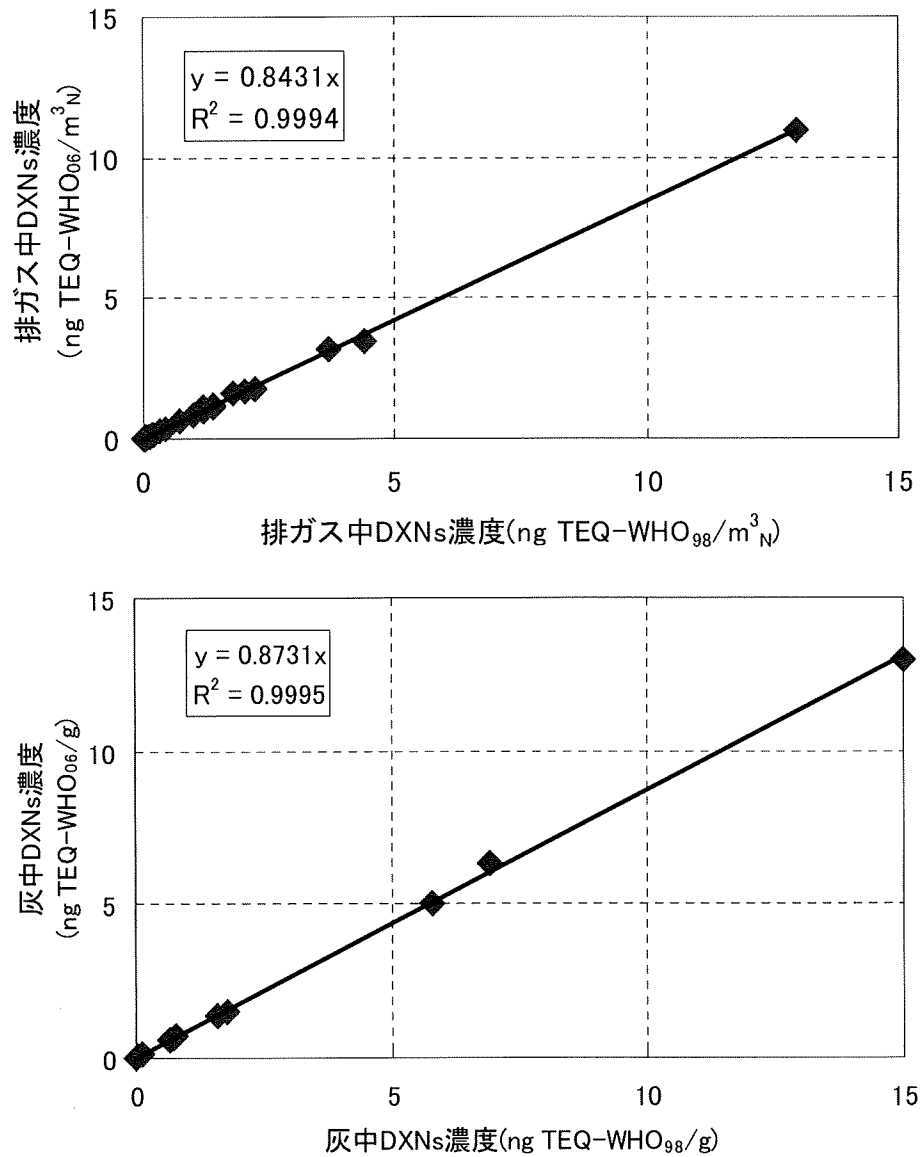
付表1 ダイオキシン類の毒性等価係数

	I-TEF	1998WHO	2006WHO
2,3,7,8-TeCDD	1	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	0.5	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	0.01	0.01
OCDD	0.001	0.0001	0.0003
2,3,7,8-TeCDF	0.1	0.1	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.05	0.05	0.03
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5	0.5	0.3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01	0.01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01	0.01
OCDF	0.001	0.0001	0.0003
344'5-T4CB(#81)		0.0001	0.0003
33'44'-T4CB(#77)		0.0001	0.0001
33'44'5-P5CB(#126)		0.1	0.1
33'44'55'-H6CB(#169)		0.01	0.03
2'344'5-P5CB(#123)		0.0001	0.00003
23'44'5-P5CB(#118)		0.0001	0.00003
233'44'-P5CB(#105)		0.0001	0.00003
2344'5-P5CB(#114)		0.0005	0.00003
23'44'55'-H6CB(#167)		0.00001	0.00003
233'44'5-H6CB(#156)		0.0005	0.00003
233'44'5'-H6CB(#157)		0.0005	0.00003
233'44'55'-H7CB(#189)		0.0001	0.00003
22'344'55'-H7CB(#170)		0	0
22'33'44'5-H7CB(#180)		0	0

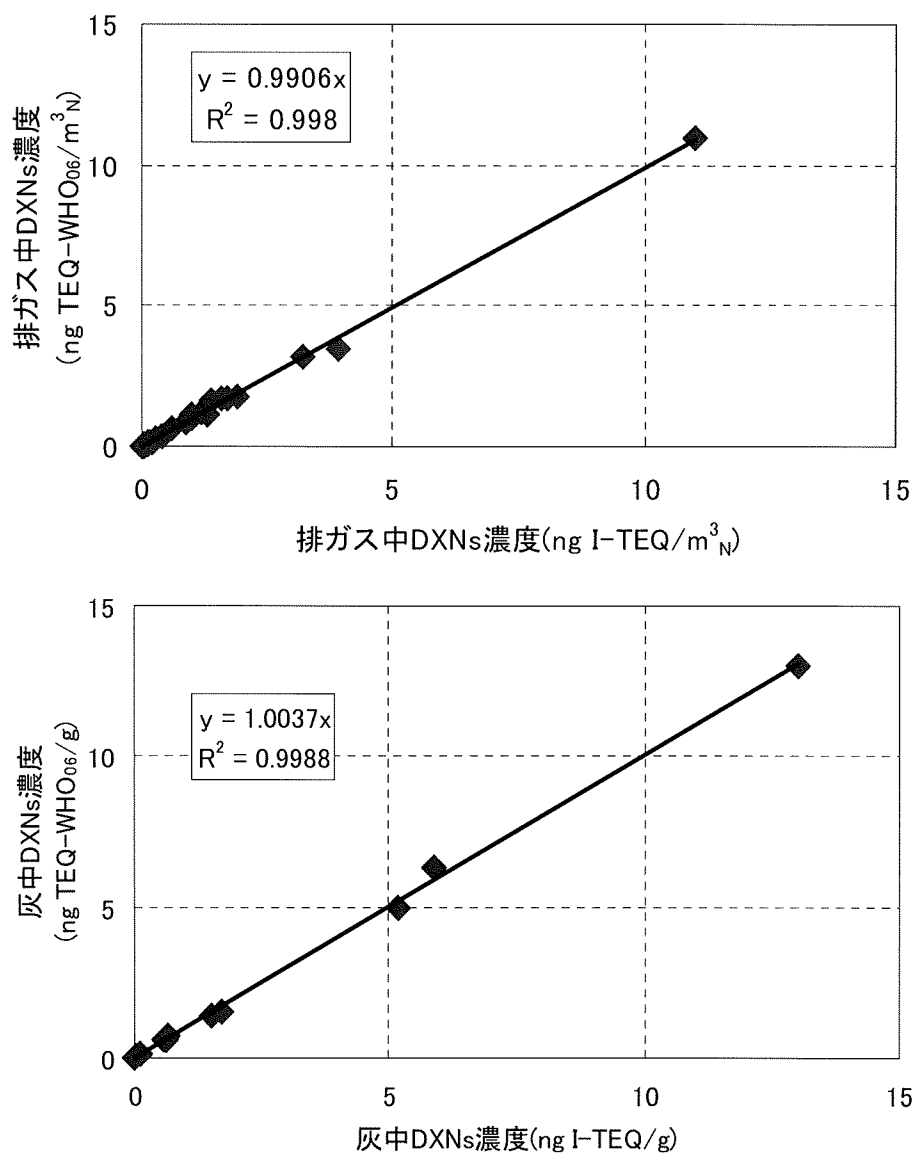
資料2 各種の毒性等価係数を用いた毒性等量値の相関



付図1 火葬炉における排ガス、および灰中ダイオキシン類の毒性等量 I-TEQとTEQ-WHO₉₈との相関 (上：排ガス、下：灰)



付図2 火葬炉における排ガス、および灰中ダイオキシン類の毒性等量 TEQ-WHO₉₈ と TEQ-WHO₀₆ との相関 (上: 排ガス、下: 灰)



付図3 火葬炉における排ガス、および灰中ダイオキシン類の毒性等量 I-TEQとTEQ-WHO₀₆との相関(上:排ガス、下:灰)

分担研究報告書 2

火葬場から排出される 水銀をはじめとする重金属等の実態調査

研究代表者 武田信生（立命館大学）

分担研究者 高岡昌輝（京都大学）

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（健康安全・危機管理対策総合研究事業）
分担研究報告書

火葬場から排出される水銀をはじめとする重金属等の実態調査

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 高岡昌輝 京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 准教授
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

本研究では、数施設の火葬炉を対象として、特に水銀とクロムに着目し、排ガスとして排出濃度や、各排ガス処理プロセスでの除去効果を、また、灰として、主にその全含有量や、土壤汚染対策法に基づいた含有量、溶出量について調査を行い、実態を明らかにするとともに、その排出抑制対策について検討した。

まず、火葬排ガス中の水銀は、触媒装置、および活性炭吸着設備にて70%以上の除去率が見込めたが、バグフィルターでの水銀除去は不安定であった。したがって、排ガス中水銀の除去には、バグフィルターの後段に、触媒装置、あるいは活性炭吸着設備を設置することが望ましいと考えられた。そこで、パイロット式活性炭吸着実験装置による水銀除去実験により、5種類の活性炭を検討した結果、全体における除去率の平均は90.2%であり、種類としては、石炭系活性炭が望ましいことが明らかとなった。

水銀の大気への排出原単位は、非常に低い施設もあったが、活性炭吸着設備を有しつつも、40mg/体と比較的高い施設もあった。これを低減していくには、さらなる水銀の高度除去が必要であり、歯科アマルガム由来の高濃度ピークに対し、水銀吸着用の活性炭で対応すること、バグフィルター集じん灰中の水銀の脱着に対し、定期的なバグフィルターの清掃により対応することが必要と考えられた。

火葬排ガス中のクロムに関しては、バグフィルターでばいじんとともに高度除去され、少なくとも75%以上の除去率が見込めることがわかった。また熱交換器部分で、排ガス中のクロムが増加する現象が認められ、熱交換器部分に堆積したばいじん、および熱交換器材質のステンレスが剥離して濃度が上昇し、集じん灰へのクロム供給源となっている可能性が示唆された。したがってダイオキシン類と同様、クロムの観点から熱交換器の導入には注意する必要がある。

六価クロムの大気への排出原単位は、バグフィルターを有する炉では0.15～20mg/体、集じん機を有しない炉では、46～230mg/体と見積もられ、バグフィルターにより78%以上が除去されていることが明らかとなった。また他の燃焼発生源とクロムの排出係数を比較した結果、集じん器の無い場合、都市ごみ、下水汚泥焼却炉よりも、排出原単位は高くなる傾向にあり、火葬には特有のクロム源が存在することが示唆された。

灰中の六価クロムに関しては、特に溶出量で、1検体を除く全てのサンプルで基準の1.4～1,800倍の濃度が検出された。19号含有量と溶出量の対応から、ほとんどのサンプルで含有量として定量された六価クロムの大部分が溶出量試験で溶出していることが明らかとなった。

火葬炉におけるクロムのマスバランスを検討するとともに、ステンレスを混合した模擬火葬灰の加熱実験を実施した結果、炉内のステンレス架台をクロム源とした場合、マスバランスが整合し、温度が800℃程度の火葬で、灰中の六価クロムは、溶出基準を超過することが確認された。したがって、灰中の六価クロムの由来としては、ステンレス架台等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くなる可能性もあり、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が必要であると考えられた。

A. 研究目的

1. 研究の背景

様々な発生源から環境大気中に排出された水銀は、各媒体で様々な変質を受け、やがて有機水銀として生物濃縮される。WHOは2003年に1週間あたりの許容摂取量を見直し、日本においても食品安全添加物委員会が2005年に従来の基準 $3.4\mu\text{g}$ から $2.0\mu\text{g}$ への見直しを行っている。このような動きとともに環境媒体中に存在する水銀を削減しようとする動きが国連環境計画などによりはじまっている。

水銀は様々な発生源から排出されていることが知られているが、火葬炉からの水銀排出実態に関するデータは極めて少ない。世界的にはイギリスにおいて研究が進んでおり、イギリスの火葬場では2020年までに1999年の水銀排出量の1.67倍になり、2035年にピークを迎えると見積もられ、2020年にはイギリス全体の大気への水銀排出量の11～35%の寄与をもつとして規制的な対策を打ち出している²⁾。また、スウェーデンにおいても人為的発生源のうち1995年時点で火葬炉からの排出が最も寄与が高いと見積もられ³⁾、世界的には重要な水銀の人為排出源として認知されており、日本における火葬炉からの水銀排出量を測定し、将来動向を推定することは極めて重要なことといえる。

日本は、御遺体の99.8%が火葬されており、火葬数は110万人を超え、世界一の火葬大国となっている⁴⁾。過去に、日本では吉田らが火葬炉からの水銀排出を問題視し、その放出量を推定している⁵⁾。彼らは火葬場周辺の大気中水銀濃度を測定し、それらが一般大気中の水銀濃度と同等であることを報告した。また、水銀を含有するアマルガム処置歯数から、調査した火葬場では 26g/day の排出があることを推算した。その後、2005年に研究代表者らは火葬炉1施設において排ガス中水銀に関する調査(以下、2005調査)を行った⁶⁾。その結果、燃焼時間中の平均水銀濃度はバグフィルター出口で Hg^0 及び Hg^{2+} は共に同程度で、総水銀濃度は $4.3\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。特に燃焼開始およそ10分後に Hg^0 の高濃度ピークが観測されるケースがあり、その値は $1.5\sim 573.9\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ で、歯科用アマルガム由来であることが推測された。最終的に、火葬1体あたりの平均水銀排出量(バグフィルター出口)は 51.8mg/体 であった。

さらに2007～2008年において、研究代表者らは、平成19年度、および平成20年度厚生労働科学特別研究事業において、延べ12施設の火葬炉から排出される水銀の調査(以下、2007調査、および2008調査)⁷⁾、⁸⁾を行った。その結果、JIS法における排ガス中水銀測定ではその大部分が定量下限値以下となった。また、2005年調査と同様に、一部の検体では歯科アマルガム由来による Hg^0 の大きなピークが確認され、排出への寄与が大きいことが確認された。

ところで、排ガス以外で、火葬場にて発生する残骨灰等は、現在のところ廃棄物処理法などの対象外である。それゆえに、これらに含まれる有害物質等の知見が乏しく、実態はほぼ把握されていない。このことから、研究代表者らは、上記の2007年調査、2008年調査において、10箇所火葬炉から得られた残骨灰(収骨後に残った灰の一部)、集じん灰(集じん機で捕集された灰)中の水銀、六価クロム、フッ素、ホウ素、カドミウムの安全性について、土壤汚染対策法に基づいた溶出試験、含有量試験により評価した。その結果、残骨灰、集じん灰中の六価クロム溶出量が基準値の10~1,800倍の濃度で検出され⁷⁾新聞でも報道されるなど⁸⁾、対策の必要性が示唆された。

以上のように、研究代表者らは、火葬炉排ガス中の水銀や、灰中の重金属の実態について、2007年調査、2008年調査を中心に調査してきたが、これまでの研究は、特に排ガスについては、煙突出口における実測が主であり、集じん機や、高度排ガス処理設備での水銀等の除去効果は明らかとなっておらず、効果的な対策を検討するには、これら排ガス処理プロセスによる除去効果の現状を明らかにしておく必要がある。また、問題となっている灰中の六価クロムについても、灰のみならず、火葬炉からの大気への排出量や、その由来等を明らかにし、効果的な対策を検討する必要がある。

2. 研究の目的

以上のような背景の下で、本研究では、これまでの調査に加え、さらに数施設の火葬炉を対象として、特に水銀とクロムに着目し、排ガスとして排出濃度や、各排ガス処理プロセスでの除去効果を、また、灰として、主にその全含有量や、土壤汚染対策法に基づいた含有量、溶出量について調査を行い、実態を明らかにするとともに、その排出抑制対策について検討することを目的とした。

具体的には、まず、対象施設として比較的新しい3箇所の火葬場を選定し、排ガスについては排ガスサンプリングを行い、その水銀、全クロム濃度を調べ、得られた結果とこれまでの調査結果を用いて、排出実態、およびその排出原単位を明らかにした。また、これらの施設の排ガス処理における、熱交換器、集じん機、触媒装置、活性炭吸着設備等の前後での水銀、全クロムを測定し、各処理プロセスでの除去効果を明らかにした。さらに、別途1施設においては、パイロット式活性炭吸着実験装置を用いて、水銀の活性炭による除去効果を検討した。

最後に、3施設の火葬炉から得られた残骨灰、集じん灰を対象に、そのキャラクター化を行うとともに、水銀、六価クロムについて、土壤汚染対策法に基づいた溶出試験、含有量試験により安全性を評価した。特に六価クロムに関しては、灰のみならず、大気への排出量、排出原単位を明らかにするとともに、その由来調査として、火葬炉でのマスクバ

ランス、模擬火葬灰による灰加熱実験も実施し、現状の把握と、クロムの由来について調査することで、効果的な対策を検討した。

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4施設であり、その火葬場の一覧を表B.1に示した。以下施設名については、施設A～C、および施設A'で記述する。

施設A～Cでは、排ガス、および灰中の水銀、クロム濃度、およびその挙動について調査し、施設A'では、パイロット式の活性炭吸着実験装置を用い、排ガス中水銀の除去実験を実施した。施設Aと施設A'は同一の火葬場に設置された別の方式の火葬炉施設である。

まず、施設A～Cでは、3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は、排気系列が1炉1系列であり、施設B、Cは2炉1系列であった。排ガス冷却方式は、施設Bのみ熱交換器が導入されていたが、その他は空気混合方式であった。集じん機は、全てに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A'は、主燃焼室1室に対し、再燃焼室1室を有し、排気方式は排風機による強制排気方式、排気系列が1炉1系列であったが、集じん機が設置されていない施設であった。

表 B.1 対象とした火葬炉

火葬炉	施設A	施設A'	施設B	施設C
再燃焼炉	有	有	有	有
主燃焼室:再燃焼室	1:1	1:1	1:1	1:1
集じん機	バグフィルター	なし	バグフィルター	バグフィルター
集じん機後段の高度排ガス処理	触媒装置	なし	触媒装置	活性炭吸着設備
排ガス冷却方式	空気混合	空気混合	熱交換器+空気混合	空気混合
排気方式(炉:系列)	強制(1:1)	強制(1:1)	強制(2:1)	強制(2:1)
燃料	天然ガス	灯油	都市ガス 13A	都市ガス 13A

2 測定項目および測定方法

2.1 排ガス中水銀の排出濃度、および挙動調査

施設A～Cの3施設を対象に、形態別水銀湿式連続分析計を用いて、それぞれHg⁰濃度およびHg²⁺濃度を連続測定した。サンプリング箇所を、3施設の火葬場のフロー、および実験期間、検体数とともに図B.2.1に示した。

施設Aでは、バグフィルター前、バグフィルター後において2009年9月8日～9月17日の期間、計4検体分の測定を実施し、バグフィルターによる水銀の挙動を調査した。その後、2009年9月18日～10月1日の期間において、バグフィルター後のみ、計16検体分の排ガス中水銀濃度を連続分析した。

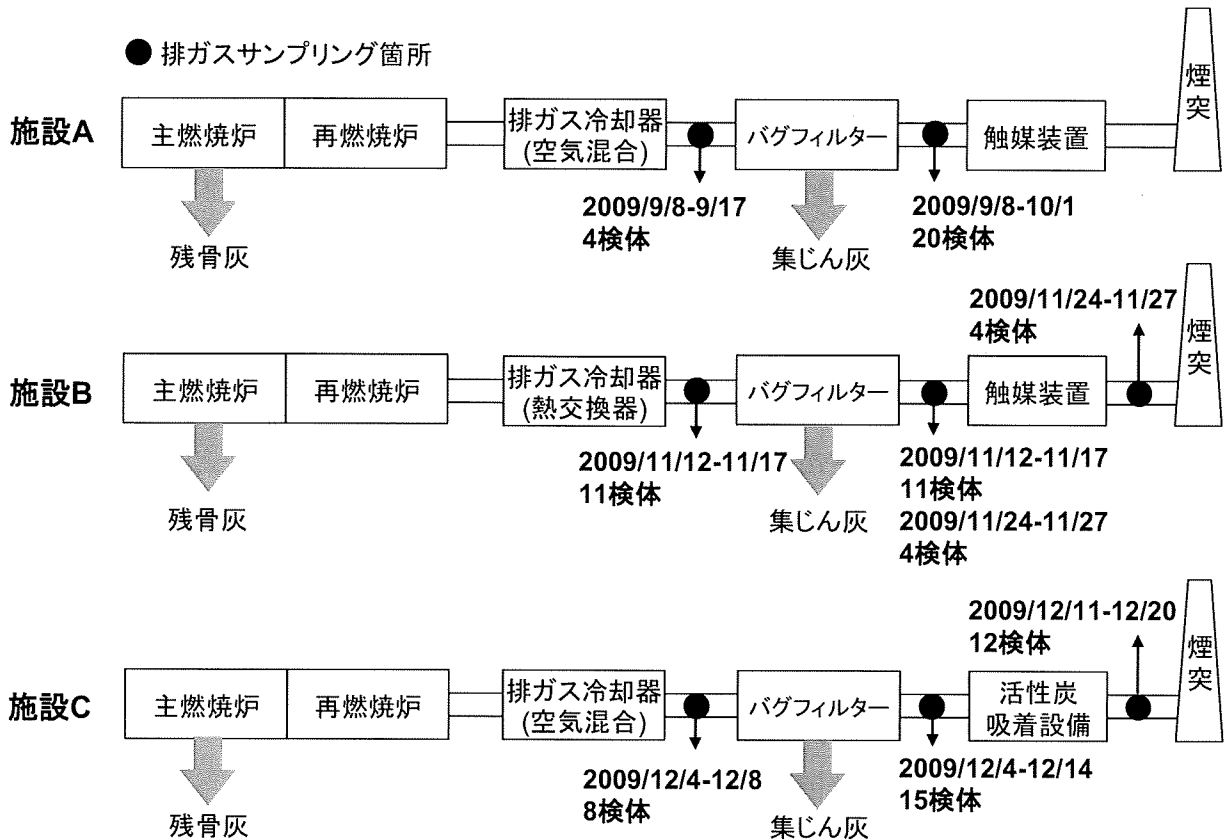


図 B.2.1 各火葬場のフローとサンプリング箇所、検体数、および期間

施設Bでは、バグフィルター前、バグフィルター後、触媒装置後の3箇所で排ガス水銀濃度を連続分析した。まず、2009年11月12日～11月17日では、バグフィルター前後において、計11検体分の測定を実施し、バグフィルターによる水銀の挙動を調査した。その後、2009年11月24日～11月27日に、触媒装置の前後において、計4検体分の測定を実施し、触媒装置による水銀の挙動を調査した。

施設Cでは、バグフィルター前、バグフィルター後、活性炭吸着設備後の3箇所で排ガス水銀濃度を連続分析した。まず、2009年12月4日～12月8日の期間に、バグフィルター前後において、計8検体分の測定を実施し、その後、2009年12月11日～12月14日に、活性炭吸着設備の前後に置いて、計5検体分の測定を実施した。2009年12月9日～2009年12月11日には、バグフィルター後のみで、2検体の測定を実施した。さらに、2009年12月14日～12月20日の期間に活性炭吸着設備後のみで、7検体について、施設Cからの水銀排出濃度を測定した。

具体的な実施は、各サンプリングポイントにおける測定孔にサンプリングチューブを挿入し実施した。測定口がない場合は工事を行って増設した。施設B、Cでは、排気系列が2炉1系列となっているが、この場合、2炉以上は同時に稼働させず、1炉のみの稼働とし

た。排気塔出口前から水銀連続分析計までのサンプリングラインは、施設により10m以内に設置できる場合は、そのラインを加熱導管により180°Cに加熱したが、施設の都合上、サンプリングライン10m以上とせざるを得ない場合は、装置に近い部分の10mについて加熱導管を用いて180°Cに加熱した。

連続測定は、湿式の形態別水銀連続測定装置(日本インスツルメンツ社製のMS-1A+DM-6B)を用いた。形態別水銀湿式連続測定装置の写真および前処理フローを図B.2.2および図B.2.3に示す。この装置は、北米で広く用いられている Ontario Hydro Method をベースとして開発されたものであり、フローに示されているように、排ガスはKCl溶液に水銀が溶解するかどうかにより、金属状(0価): Hg^0 と2価の水銀: Hg^{2+} に分けられるもので、最終的な検出方法は原子吸光法で検出下限は $0.1\mu g/m^3_N$ である^{10), 11)}。

なお、測定結果を解析するにあたっては、再燃焼炉の着火と同時に連続分析計の測定を開始し、主燃焼炉の着火から主燃焼炉の消火までを測定時間とした。また、施設間の比較を実施するため、測定値を O_2 12%換算したが、酸素濃度は各施設に付属した O_2 濃度計の値を用いるか、付属していない場合は、連続測定開始日に、後述する排ガス中クロムの調査を実施しており、その際に同時に測定した O_2 濃度を用いた。

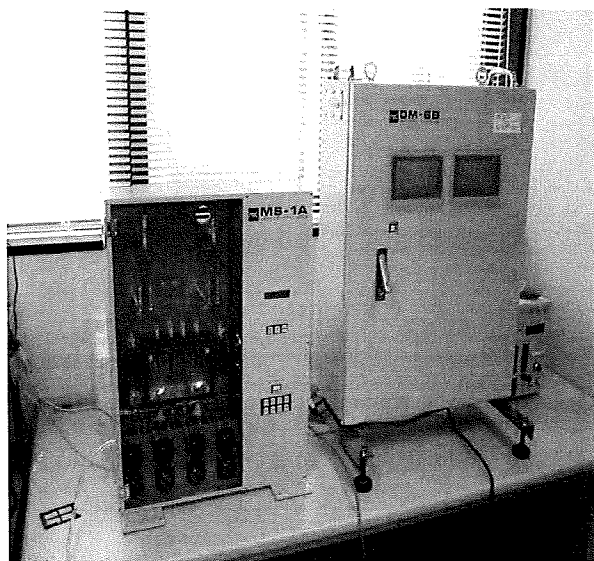


図 B.2.2 形態別水銀湿式連続分析計

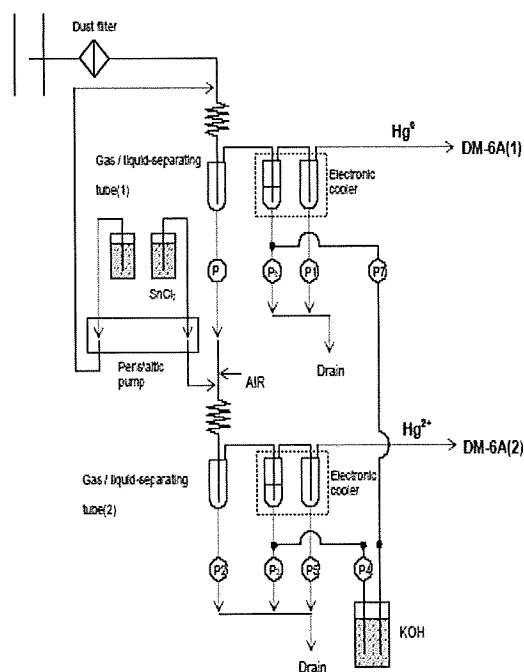
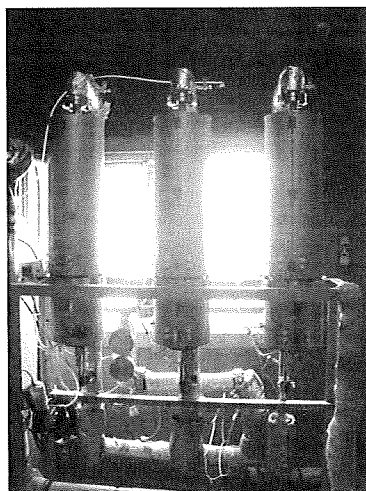


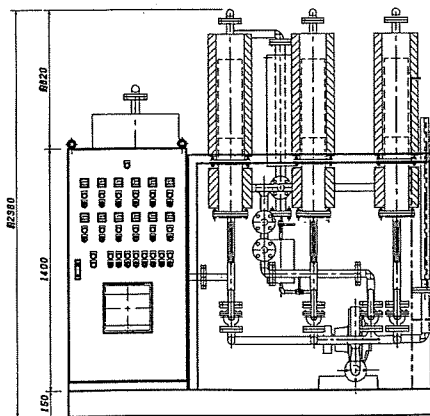
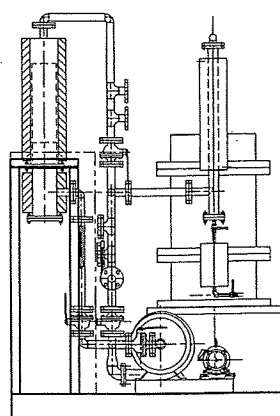
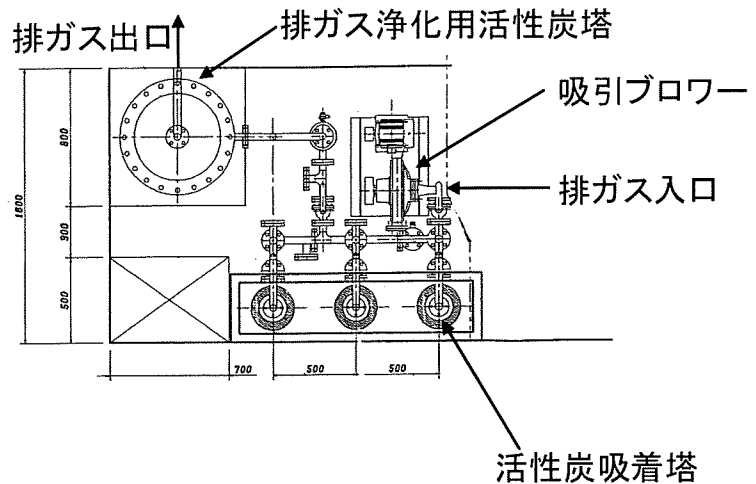
図 B.2.3 形態別水銀湿式連続分析計の前処理部フロー

2.2 パイロット式活性炭吸着塔による水銀除去実験

集じん機や、高度排ガス処理設備を有しない、比較的古い施設：A'にて排ガスラインを分岐し、パイロット式の活性炭吸着塔を設置した(図B.2.4)。本吸着塔にて、吸着塔前後の排ガス中水銀を、2台の湿式形態別水銀連続測定装置を用いて測定し、活性炭吸着塔による水銀除去効果を調査した。実験期間は46日間連続で実施し、その間、計33体の火葬が行われた。活性炭吸着塔は3系列(No.1～3)に分かれており、各系列に異なる4種類の活性炭を充填し、ある一定期間ごとに系列を変えて活性炭種類による水銀除去効果を測定した。充填活性炭には、薬品処理炭(MA-G)、石炭系活性炭(PG-1Z)、ヤシガラ活性炭(PG-1A)、バイオ炭(下水汚泥より作成)を用いた。活性炭吸着塔はヒーターで保温を行い、吸着反応塔壁面温度を薬品処理炭では55℃、石炭系活性炭では180℃あるいは250℃、ヤシガラ活性炭では180℃、バイオ炭では250℃に保った。実験中の実際の活性炭層温度については火葬炉の主燃焼炉に着火した後15-20分後の値を記録した。表B.2.1に、実験条件として、各火葬に対する活性炭種類、保温温度、活性炭層の温度を示した。



正面写真



図B.2.4 パイロット式活性炭吸着実験装置

表 B.2.1 実験条件と活性炭層の温度

日時	No.1	No.2	No.3	使用系列	活性炭
3月5日	47.3	79.8	97.0	No.1(55°C)	薬品処理炭
3月7日	45.0	78.3	93.7		
3月9日	78.4	77.7	96.3		
3月10日	79.5	78.5	96.2	No.3(250°C)	バイオ炭
3月11日	78.1	76.9	95.7	No.1(180°C)	石炭系
3月13日	78.4	77.3	96.3		
3月14日	81.2	80.5	99.4		
3月16日	80.1	79.9	98.5	No.2 (180°C)	ヤシガラ炭
3月17日	78.8	76.1	96.5		
3月18日	79.9	77.0	97.5		
3月19日	79.2	78.4	73.5	No.1(180°C)	石炭系
3月20日	79.4	80.5	97.9		
3月21日	79.2	80.5	98.4		
3月22日	80.2	79.8	98.4		
3月23日	80.5	76.5	95.0		
3月24日	113.0	78.0	97.0		
3月25日	113.9	84.4	103.0		
3月28日	111.7	77.2	97.7	No.1(250°C)	石炭系
3月29日	111.3	77.2	95.8		
3月30日	115.5	82.5	100.3		
3月31日	114.5	79.3	98.8		
4月1日	113.2	79.4	99.2		
4月2日	113.0	80.1	99.0		
4月5日	113.3	78.7	97.6		
4月6日	114.5	81.8	99.8	No.2(180°C)	ヤシガラ炭
4月10日	118.8	81.3	101.3		
4月11日	114.9	78.2	99.0		
4月12日	113.7	78.4	98.7	No.3(250°C)	バイオ炭
4月13日	114.9	78.1	100.6		
4月14日	116.8	80.8	101.0		
4月15日	114.6	78.9	100.0		
4月16日	114.8	80.8	101.1		
4月17日	112.5	82.3	100.1		

2.3 排ガス中クロムの排出濃度、および挙動調査

3箇所 の火葬場を対象に、1箇所 の火葬場につき施設Aでは1体、施設B、Cでは各2体、計5体の火葬に対し、排ガス中クロムのサンプリングを行った。排ガスサンプリングの対象となった火葬について表B.2.2に詳細を示した。施設B、Cにおける各2回のサンプリングは、同一日に実施した。排ガス中クロムのサンプリング箇所を3施設の火葬場のフロー図とともに、図B.2.5に示した。

表 B.2.2 排ガス中クロムの調査対象

火葬炉	施設A		施設B		施設C	
	A-1		B-1	B-2	C-1	C-2
実験番号	A-1		B-1	B-2	C-1	C-2
火葬日	2009/9/8		2009/11/12	2009/11/12	2009/12/4	2009/12/4
火葬開始時間	14:24		11:22	14:20	11:15	15:24
火葬終了時間	15:26		12:07	15:05	12:40	16:25
火葬時間	1:02		0:45	0:45	1:25	1:01
火葬遺体数	1		1	1	1	1
年齢	97歳		86歳	58歳	52歳	69歳
性別	女性		女性	女性	男性	男性