

平成 25 年度
環境研究総合推進費補助金 研究事業
総合研究報告書

水銀など有害金属の循環利用における
適正管理に関する研究
(3K113001)

平成 26 年 3 月

京都大学 高岡昌輝
愛媛大学 貴田晶子
岐阜大学 守富 寛
東京工業大学 高橋史武
京都大学 浅利美鈴
国立環境研究所 小口正弘

補助事業名	環境研究総合推進費補助金研究事業（平成 23 年度～平成 25 年度）
所管	環境省
国庫補助金	91,602,000 円（複数年度の総計）
研究課題名	水銀など有害金属の循環利用における適正管理に関する研究
研究期間	平成 23 年 4 月 1 日～平成 26 年 3 月 31 日
研究代表者名	高岡昌輝（京都大学）
研究分担者	貴田晶子（愛媛大学） 守富 寛（岐阜大学） 高橋史武（東京工業大学） 浅利美鈴（京都大学） 小口正弘（国立環境研究所）

目 次

環境研究総合推進費補助金 研究事業 研究報告書概要版	1
1. 研究背景および目的	11
2. 研究方法	18
2.1 有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成	18
2.1.1 有害金属の環境排出量としての PRTR 届出排出量の適用可能性検討	18
2.1.2 環境排出を考慮した有害金属のマテリアルフロー・ストックの推計	19
2.1.3 マレーシアにおける水銀排出実態調査	19
2.2 水銀回収量推計の精緻化	20
2.2.1 意図的水銀添加製品系廃棄物の実態、収集・回収システム	20
2.2.2 産業系水銀含有廃棄物の処分・回収に関する基準	22
2.2.3 アジアにおける余剰水銀量の将来推計	23
2.3 金属水銀の安定化技術の開発・評価	25
2.3.1 安定化実験	25
2.3.2 生成物の性質評価	26
2.4 水銀マテリアルフローツールキットの開発	27
2.4.1 Vensim ソフトウェア	27
2.4.2 対象排出源	27
2.4.3 使用項目	27
2.4.4 計算手順	28
2.4.5 鉛、カドミウムのマテリアルフロー	29
2.5 水銀の環境動態モデルの構築	30
2.5.1 水銀の環境リスクの考え方	30
2.5.2 水銀の環境動態モデルの考え方	30
2.5.3 水銀の環境動態モデルの詳細	30
2.5.4 降雨シナリオ	35
2.5.5 モデルパラメータの値	36
2.5.6 環境動態モデルのパラメータの感度解析	36
3. 研究結果と考察	37
3.1 有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成	37
3.1.1 有害金属の環境排出量としての PRTR 届出排出量の適用可能性検討	37
3.1.2 環境排出を考慮した有害金属のマテリアルフロー・ストックの推計	39
3.1.3 マレーシアにおける水銀排出実態調査	44
3.2 水銀回収量推計の精緻化	51
3.2.1 意図的水銀添加製品系廃棄物の実態、収集・回収システム	51
3.2.2 産業系水銀含有廃棄物の処分・回収に関する基準	56

3.2.3	アジアにおける余剰水銀量の将来推計	57
3.3	金属水銀の安定化技術の開発・評価	62
3.3.1	生成物の様態と回収率	62
3.3.2	46号溶出試験での水銀溶出量	63
3.3.3	ヘッドスペースにおける水銀濃度測定	64
3.3.4	XRPDによる測定結果	65
3.3.5	3手法の比較	66
3.4	水銀マテリアルフローツールキットの開発	67
3.4.1	排出移行先の特定化	67
3.4.2	排出移行先への影響	69
3.4.3	ツールキット化	70
3.4.4	鉛、カドミウムのマテリアルフローへの適用	70
3.5	水銀廃棄物処分・保管時におけるリスク評価	71
3.5.1	埋立地での水銀の排出挙動	71
3.5.2	パラメータの感度解析	72
3.5.3	水銀の埋立処分における環境リスク	72
4.	結論	74
5.	参考文献	77
6.	研究発表	82
6.1	査読付き論文	82
6.2	国際会議発表	82
6.3	国内会議発表	84
6.4	著書	84
6.5	解説・講演・その他	84
6.6	公開セミナー等情報発信	86
7.	知的財産権の取得状況	87
8.	研究概要図	88
9.	英文概要	89

環境研究総合推進費補助金 研究事業 総合研究報告書概要

研究課題名：水銀など有害金属の循環利用における適正管理に関する研究

研究番号：3K113001

国庫補助金清算所要額：91,602,000 円（複数年度の総計）

研究期間：平成23年4月1日～平成26年3月31日

研究代表者名：高岡昌輝（京都大学）

研究分担者：貴田晶子（愛媛大学）、守富寛（岐阜大学）、高橋史武（東京工業大学）、
浅利美鈴（京都大学）、小口正弘（国立環境研究所）

研究目的

水銀の人為的な排出を削減し、地球的規模の水銀汚染の防止するため水銀に関する水俣条約が採択され、水銀の国際的な削減プログラムが進行している。また、水銀以外の金属（カドミウム(Cd)、鉛(Pb)）も予防的アプローチとして国際規制物質候補となっている。本研究では循環利用しつつも最終的に余剰となる水銀等の有害金属を管理していくための枠組みを提示することを目指している。本研究での枠組みを図1に示す。水銀等の有害金属の管理手法としては環境排出や廃棄物の実態を調査してインベントリおよびフローモデルを作成することがまず必要である。水銀については今後余剰となるため処分・保管するための回収量推計と安定化技術の開発が求められている。これら推計データの評価をベースとして、マテリアルフローを簡便に計算できるツールキットを整備して有害金属の動態を把握するとともに、水銀安定化物の最終的な処分・保管する時のリスク評価を行うことによって、日本およびアジアにおける水銀等の有害金属の管理手法を政策提言することが本研究の目的である。

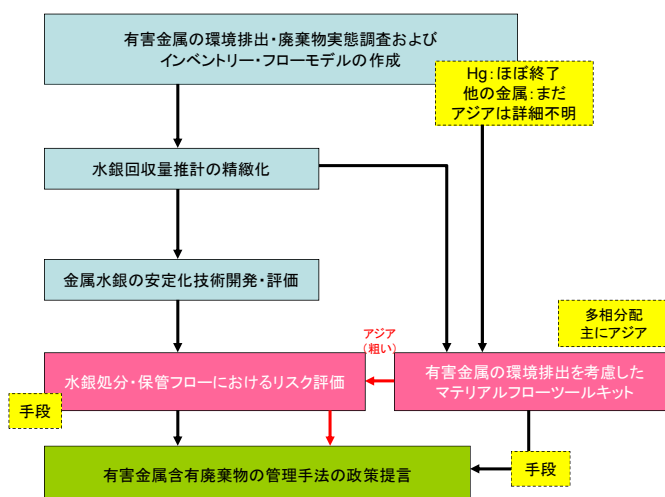


図1 本研究の枠組み

研究方法

図1に示したように、本研究は大きく5つに分かれ、それぞれに研究の狙いおよび方法を示す。

1) 有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成

化学物質排出移動量届出制度（Pollutant Release and Transfer Register:PRTR）の届出排出量の算出方法についてアンケート調査による実態把握を行い、環境排出量としての PRTR データの適用可能性を整理した。Cd、Pb のマテリアルフロー・ストックおよび環境排出量について、既存事例の推計方法から PRTR 届出排出量の環境排出量としての適用可能性を考慮した補正、排出係数に基づいた廃棄物処理施設からの排出量推計、廃棄物・副産物の有効利用に係るフロー追加等を加えて改善を図った推計方法の全体を提示した。この方法を用いて Cd、Pb のマテリアルフロー・ストックと大気排出量の最新データ作成および時系列的な推計を行った。

水銀については、我が国には詳細なインベントリ・マテリアルフローがあるが、アジアの実態は明らかではない。今後の我が国のアジア支援を想定し、マレーシアを取り上げ、文献調査およびヒアリング、都市ごみ焼却施設および石炭火力発電所での排ガス中水銀の実測、燃焼残さおよび原料の水銀量測定を行い、マレーシアの大気への水銀排出インベントリを作成した。

2)水銀回収量推計の精緻化

最終的な余剰水銀量を見積もるためには、意図的水銀添加製品については将来的な動向も踏まえて回収実態を把握する必要がある。産業活動に伴い発生する焼却飛灰等の産業系水銀含有廃棄物については、回収対象量と埋立処分対象量を切り分けることを考えねばならない。意図的水銀添加製品については代表的な製品である蛍光管を中心に水銀フローの経年変化を把握した。また、蛍光管を徹底して回収し、循環利用している台湾を調査し、システム把握を行った。日本におけるデータをベースに 2030 年までのアジアにおける蛍光管需要量の推計を試みた。

産業系水銀含有廃棄物については水銀を添加した都市ごみ焼却飛灰をキレート処理した処理物に対して溶出試験を行い、従来方式による安定化手法では処分できない限界の含有率を求めた。

今後のアジアにおける水銀管理の在り方を議論するための基礎資料とすべくアジアの余剰水銀量の将来推計を行った。既存報告書をベースにいくつかのデータをアップデートするとともに水俣条約で規定された制約条件を加味したシナリオを作成し、中国とそれ以外のアジアに分けて余剰水銀量の評価を行い、2010 年～2050 年のアジア全体での余剰水銀量を見積もった。

3)金属水銀の安定化技術の開発・評価

水銀含有廃棄物から回収した余剰水銀の安定化技術について、これまで遊星ボールミルによる方法を検討してきたが、本研究ではより簡便でコストの安い転動型ボールミルによる合成法と我が国では検討されていない気相合成法について水銀と硫黄のモル比、反応時間といったパラメータを変化させて実験的に検討するとともに、生成された硫化水銀については環境庁告示 46 号溶出試験で水系汚染評価を、ヘッドスペースにおける水銀濃度調査で大気系汚染評価を、合成物の結晶性については粉末 X 線回折分析（XRPD）で評価した。最終的に、先行して行われた遊星ボールミルによる方法と比較検討することで、金属水銀の安定化技術の評価を行った。

4)有害金属の環境排出を考慮したマテリアルフローツールキットの開発

視覚的なシステムダイナミクスソフトウェアの『Vensim PLE』と『Vensim DSS』を用い、有害金属の環境排出量の多い排出源、石炭火力発電や石油精製、鉄鋼製造、非鉄金属製錬、セメント製造、石灰石製造、パルプ・製紙製造などの産業プロセスおよび有害金属を含む製品を対象に、Input に原料や燃料中の含有有害金属量、また各産業プロセス内で使用されている排ガス処理装置などの低減効率を用いて、Output となる排ガス、排水、固体廃棄物への有害金属の移行量を予測するツールキットの開発を行った。計算結果の検証には環境省インベントリデータおよび本研究で行った「有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成」の成果を用いた。

最大の特徴は排出物がリサイクルなどにより産業セクター間を移動する場合であり、セクター別のインベントリに加えて原料（燃料）別の排出寄与が特定化した。

5)水銀廃棄物処分・保管におけるリスク評価

埋立地で余剰水銀（25 トンの硫化水銀を想定）の埋立処分を行う場合での、水銀漏出に伴う水銀環境動態モデルを構築し、気候シナリオ別にシミュレーションを実施した。人体（健康）へのリスクを評価するとともに、環境リスクに影響を特に与えるパラメータを検討した。

結果と考察

1)有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成

アンケート調査の結果から、非鉄金属製錬、蓄電池製造、蛍光灯製造、溶融亜鉛めっきなどの事業所については届出排出量が大气排出量として利用できる性格の値であると考えられた。ただし、届出のない事業所からの排出を上乗せ補正することが必要であることもわかった。Cd と Pb のマテリアルフロー・ストック量と大气排出量について改善を加えた推計方法の全体を提示し、2001～2010 年度における時系列的な推計を行った。カドミウムを例に結果を図 2 に示す。マテリアルフロー量や大气排出量はいずれも非鉄金属製錬や廃棄物（特にニカド電池、鉛蓄電池）に係るものの寄与が大きく、これらの部門の推計を精緻化することの重要性が示された。排出係数を用いた一般廃棄物焼却からの大气排出量を推計し、既存の方法による推計値が未回収電池等の可燃ごみ混入率設定に起因して過大になっている可能性を指摘した。廃棄物・副産物の有効利用に伴う Cd、Pb のマテリアルフローは廃棄物焼却残渣の Cd を除けば大きくはないと考えられた。

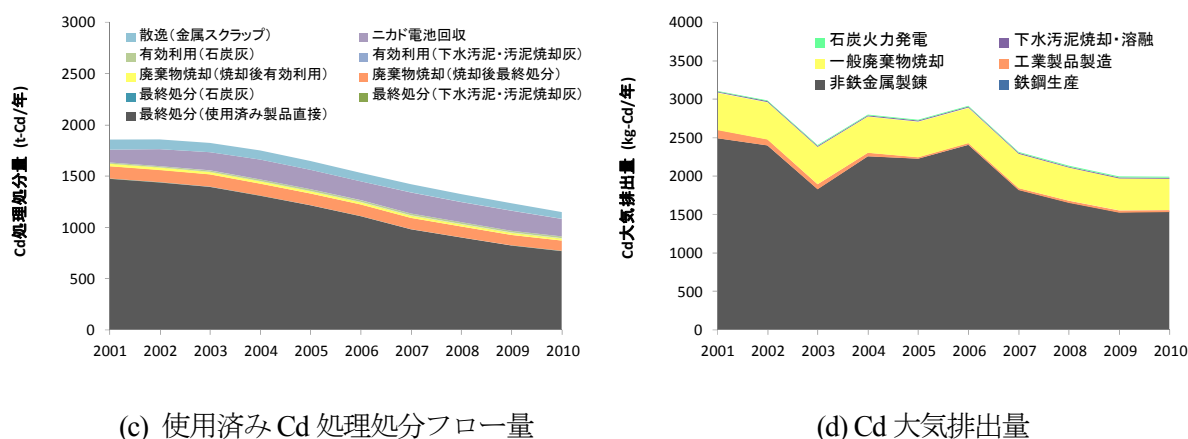


図 2 カドミウムの処理処分フロー量と大气排出量の推計結果

アジアの中進国ともいえるマレーシアを対象に、都市ごみ焼却施設および石炭火力発電所の現地調査およびヒアリング、文献調査をベースにマレーシアの水銀排出インベントリを作成した。現地調査においては、都市ごみ焼却施設の実測結果は変動が大きく、排ガス中水銀濃度の推定値は $1.1\text{--}27.6\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ と見積もられた。また石炭火力発電所は比較的安定しており、排ガス中水銀濃度として $4.6\text{--}12.4\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ と推定された。これら実測データと文献・ヒアリングにより大気への水銀排出量は $1.20\text{--}19.3$ トン/年と推定された。小規模金採掘の寄与が最も高く、次いで、セメント産業、医療廃棄物燃焼、石炭火力の順であった。小規模金採掘は金属水銀の輸出入のデータからもある一定の活動はありうると推定された。インベントリの作成により今後の対応分野を絞ることが可能とな

った。今後は小規模金採掘に関する情報収集、排出量が大きいセメント工場、有害廃棄物、医療系廃棄物燃焼施設での排ガス中水銀濃度の実測を行うことによって、より信頼性の高いインベントリを作成する必要がある。

2) 水銀回収量推計の精緻化

水銀フローの経年変化を確認した結果（図3）、水銀フローは原材料段階での変化が大きく、特に輸出量が増大していた。意図的水銀添加製品としては、蛍光管が主要であることに変わりはないもののバックライトの需要の激減やLEDへの転換等により、全体に減少傾向にあることがわかった。また、台湾においては、販売者（製造メーカーおよび輸入業者）から販売量に応じた回収リサイクル税を基金に集め、それを回収・リサイクルに補助金として充てるというシステムが構築されており、加えて、市民が分別回収に参加しやすいごみ収集システムの実施、教育の徹底などがなされていることがわかった。アジア地域における蛍光管需要推定結果から2030年には260トン以上に達する可能性があった。

産業系水銀含有廃棄物の従来方式の安定化手法では処分できない限界の含有率を求めるため、日本の環告13号法その他、アメリカのTCLP試験、EUのprEN12457-4によってキレート処理物を評価した結果、水溶性の水銀であっても0.1%以下の水銀含有率であれば現在の安定化手法で埋立判定基準を満足できると推定された。キレート処理物の長期安定性の検討からは水銀溶出量の増加傾向が示されたが、処理物の保管環境（酸素）の影響も考えられた。この状況下でも水銀含有率0.05%以下では埋立判定基準を満足した。

アジアでの水銀需給状況および余剰水銀量推移を明らかにするため、既存の文献をベースにしながら、最新データおよび条約に定められた制約条件等を用いて、2010年～2050年のアジアにおける水銀需給およびストックの推移を試算した。その結果を図4に示す。中国以外のアジアでは2048年以降でないと、余剰水銀の発生は認められなかった。一方、中国は2010年当初より余剰水銀が発生した。アジア全体での水銀の輸出入を自由に行えろとすると、余剰水銀量は2017年までは発生せず、水銀が不足する結果となった。2018年以降は余剰水銀が発生し、それらは中国での余剰水銀量の影響を大きく受ける結果となった。また、最終的な余剰水銀の累積量を試算すると、40年間でアジア全体で6000トン程度となった。さらに、日本での保管量1200トンを引くと、4800トンとなる。中国がアジアへの金属水銀供給元となるため、この量が中国での余剰水銀保管累計量となると考えられる。さらに、中国においては一次鉱出を調整すると3300トン程度まで抑えることが可能であっ

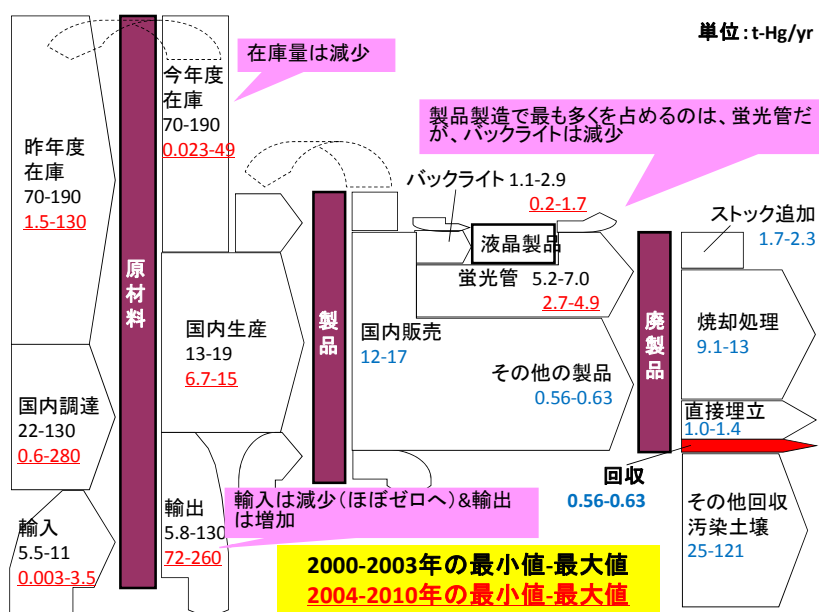


図3 蛍光管に焦点を当てた国内の水銀フロー
(2000年～2010年の間の2期間について)

た。この場合、クロロアルカリの廃止に伴うものを除けば、2030年から余剰水銀が発生すると推定された。

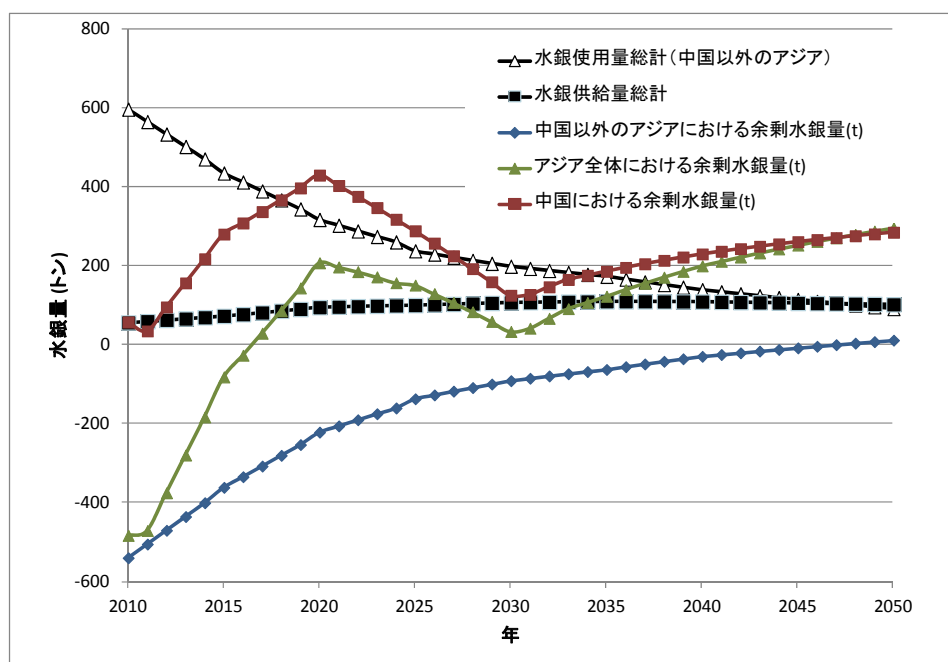


図4 2010年から2050年までのアジアにおける水銀需給および余剰水銀量推移

3) 金属水銀の安定化技術の開発・評価

本研究ではこれまで検討してきた遊星ボールミルによる水銀安定化物の作成に加え、導入コストが安い転動型ボールミル法およびヨーロッパおよびアメリカで稼働実績のある気相合成法について、実験的に検討し、手法を比較した結果を表1に示す。

表1 硫化水銀製造技術の比較

	転動型ボールミル	遊星ボールミル	気相合成
溶出試験(46号法)	○	○	○
揮発試験(ヘッドスペース)	△	○	○
安定化に必要な時間	36時間以上	0.5-1時間	1時間
消費電力	中	低	高
加熱の必要性	無	無	有
作成時の水銀漏えい	無	無	注意
装置導入コスト	安	高	中

転動ボールミル法については加熱が不要なため危険が少なく、また一般的な回転架台などで実施することができる点がメリットであることが確認されたが、水銀安定化物を作成するには長時間の反応が必要であり、多量の水銀を処理するのには向いていないことが示唆された。また、単なる転動型ボールミルのみの処理では気相への水銀揮発量が日本の作業環境評価基準を満足するのみでEUの暫定基準は満足しないことがわかった。気相合成に関しては、結晶性の良い硫化水銀が生成され、比較的短時間で安定化を行うことが確認されたが、加熱を行うため、周囲への漏洩の危険が

に伴い、本研究においても回収率が低かったように、実際に水銀を処理する上では試料を完全に密閉し加熱できる装置が必要であった。

以上を考慮すると、遊星ボールミル法は導入コストはやや高いと想定されるが、環境安全性、生成物の結晶性、反応時間についても気相合成法と同等であり、また、消費電力についてはこれらの方法の中では最も低いことから、最終的には遊星ボールミルによる金属水銀の安定化手法がこの3つの中では最も適していると考えられた。

4) 有害金属の環境排出を考慮したマテリアルフロースツールキットの開発

開発された水銀マテリアルフロースツールキットでの計算結果は環境省から報告されている2010年度の大気排出インベントリデータとかなりよく一致するところまで改善できた。図5および図6に全セクターからの最終移行先および各セクター別の大気排出量推計の計算結果を示す。産業セクター別で比較すると相違があり、集塵装置や湿式脱硫装置などの排ガス処理装置による水銀排出低減効率（水銀捕捉効率）など実測データのバラツキや平均値の取り扱いなどについては引き続き調査が必要であった。しかしながら、これらはInputデータであり、どのプロセスの水銀捕捉効率（Inputデータ）を上げれば大気排出量を削減できるかなどの予測は可能であり、水銀マテリアルフロースツールキットとしての機能はほぼ満足する段階まで開発した。さらなる「使い易さ」と「マニュアル」の作成の観点から見直しが今後必要である。

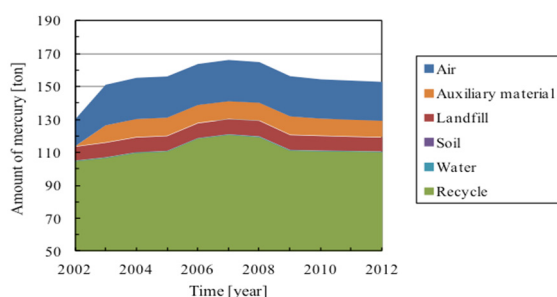


図5 全セクター合計での最終移行先

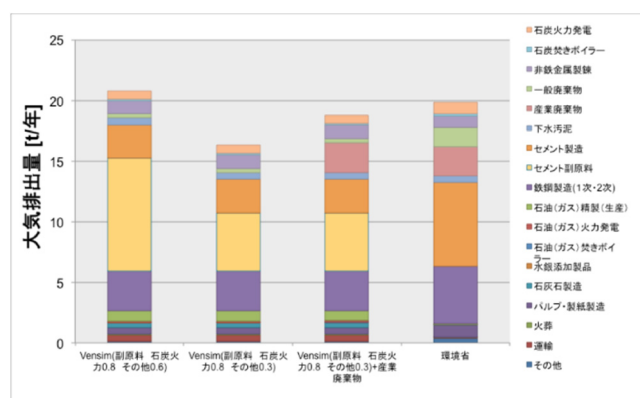


図6 各セクター別の大気排出量推計(2010年)

(5) 水銀廃棄物処分・保管におけるリスク評価

水銀動態モデルシミュレーションにより、幾つかのケースにおいて水銀の環境リスクが無視できなくなること示した。埋立地の水相における深さ別の酸化水銀濃度およびメチル水銀濃度を図7に示す。時間の経過とともに水相中の水銀が増加していくこと、拡散によって埋立水銀層より上の土壌層へも水銀が移動していく傾向が示された。参照ケースでは、埋立処分から1412年後に環境リスクが無視できなくなった。降雨強度や降雨日数が大きくなるほど環境リスクは大きくなるため、熱帯地域の方が最終処分には不利であった。埋立地から排出される水銀の約80%が酸化水銀であるが、水銀種の組成比は環境リスクに大きな影響を与えなかった。環境リスクに特に影響力があるパラメータは湖沼底質でのメチル化速度係数ならびに脱メチル化速度係数、底質-水間でのメチル水銀の分配係数、湖沼長さ、底質厚さ、生物濃縮係数であり、正確かつ信頼性の高い環境リスク評価にはこれらのパラメータ値の精査が求められる。参照ケースでは50年後に埋立地浸出水中の水銀濃度が排水基準値を超えており、埋立処分後の長期的なモニタリングの必要性が示唆された。日本で

水銀を埋立処分する場合、埋立地表面を透水性が低く、長期間の物理的安定性が期待できるベントナイト層を敷設するなどして、雨水浸透を下げるのが現実的かつ有効な手段として提案される。

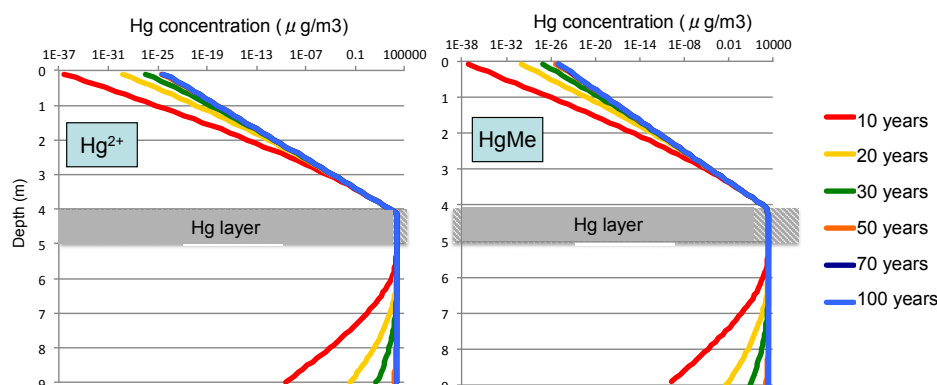


図7 埋立地での深さ別の水銀濃度（10～100年後）
（左：酸化水銀、右：メチル水銀）

環境政策への貢献

1) 有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成

鉛、カドミウムは国際的な化学物質管理戦略（SAICM）では予防的アプローチとして国際規制物質候補として取り上げられている。近年、電子・電気機器廃棄物の不適正な取り扱いにより、主に海外のホットスポットにおける健康影響・環境汚染が懸念されている。すでに、マテリアルフローに関する研究はあるが、環境排出や循環利用に係る有害金属フローが描ききされていない。本研究の調査でカドミウム、鉛の処理処分フローにおいては使用済み製品の最終処分が全体の数十%を占めるなどその寄与が大きいことがわかった。循環利用においては Cd については廃棄物・副産物の有効利用に伴うフローが処理処分全体の数%に相当すると推計され、マテリアルフロー全体において無視できない量であることがわかった。その有効利用先はセメント原料化、建設資材利用、山元還元など様々であり、各有効利用先での環境排出量の把握も必要と考えられた。大気排出量は非鉄金属製錬からの排出量減少によって全体としても減少傾向にあると推計された。以上のマテリアルフロー・排出量の推計は、効果的な有害金属管理対策の基礎資料となりうる。

水銀に関する水俣条約が合意され、2013 年秋に熊本市、水俣市で条約の署名会議が行われた。日本は本条約制定に関して積極的に関与し、条約の発効に向けた協力として途上国の取り組みを後押しするため、我が国は 100 万ドル規模の資金支援を行う用意があることを石原環境大臣が表明している。特に、アジアは世界の水銀排出の 40%以上を占めており、我が国はその詳細を明らかにし、水銀を適正管理する方向へ先導していく必要がある。本研究ではこれまで日本が培ってきた水銀の排出・管理に関する手法を海外展開していくための試みとして、マレーシアにおける大気への水銀排出インベントリの作成を行った。実測に基づく結果により UNEP から標準的に提案されている係数よりも信頼性の高いデータを求めることができています。この成果は直接的に UNEP の Toolkit の改訂に貢献すると考えられる。また、効果的に対応すべき分野を絞ることが可能となった。インベントリ作成について積極的に他国に協力することで効果的に環境への水銀排出を削減するとともに日本の技術の海外展開につながる。国際的な有害金属管理政策の中で、水銀に関しては我が国の分析

機器産業や静脈系産業、コンサルタントとの連携により海外ビジネスの可能性もあると考えられ、環境省が別途実施している「日系静脈産業メジャーの育成・海外展開促進事業」とも関連する。

2)水銀回収量推計の精緻化

我が国では、自国の需要をはるかに超える余剰水銀が発生しているが、水銀条約が締結されると輸出について制限を受け、余剰水銀を国内で安全に長期・永久保管あるいは最終処分する必要がある。その際、今後どれだけに渡って余剰水銀がどの程度発生するかについての推計が必要である。

意図的水銀添加製品の実態把握としては、2000年から2003年と、2004年から2010年にわけて、水銀フローの経年変化を確認した結果、原材料段階での変化が大きく、特に輸出量が増大しており、水銀条約や金属価格高騰／変化の影響を受けていると考えられた。意図的水銀添加製品としては、蛍光管が主要であることに変わりないものの、バックライトの需要の激減や、長寿命化、LEDへの転換等により、全体に減少傾向にあった。日本における蛍光灯の回収率は30%程度と見積もっているが、今後の動向も見極めつつ、循環を含めた管理システムの在り方や規模を検討する必要がある。蛍光管のクローズドループシステムを確立しつつある台湾の実態を調査した結果、台湾では製造メーカー等の回収・リサイクル義務（費用負担）が課せられ、リサイクル基金管理団体（環境省が運用）が必要経費の徴収と配分を、製品群ごとに行っている。日本においても同様のシステムが成立しうかの検討が必要であるが、蛍光灯の回収率が90%と世界一であることから、意図的水銀添加製品系廃棄物の回収・収集システムを考えるための一つのグッドプラクティスとして、参考とすべき知見であるといえる。

産業系水銀含有廃棄物について、我が国のマテリアルフローにおいては非鉄金属製錬からの汚泥は水銀含有率が高いことから現在水銀回収がなされている。同様に産業プロセスから排出される水銀含有廃棄物としては熱処理過程での飛灰等が挙げられるが、これらの多くは含有率が低いことから適正処分（安定化後埋立処分）なされている。水銀含有廃棄物は日本やEUでは溶出試験により規定されており、含有率に関する基準は見当たらない。一方でバーゼル条約やスウェーデンでは0.1%と含有率が規定されている。またアメリカについては260 mg/kgという独自の基準をもっており、別途溶出濃度についても規定を持っている。水銀条約の第十一条の2では、水銀廃棄物の定義とする含有率（Threshold）を今後開催される締約国会議で定めることになった。したがって、回収すべきものと適正処分するものを分ける基準に関する科学的知見が必要である。本研究では都市ごみ焼却飛灰を模擬水銀含有廃棄物として実験的に検討した結果、0.05%（500mg/kg）が含有率の目安になることを示した。この成果は我が国から科学的基礎情報として提供できうる。

アジアにおける水銀フロー・ストック状況を明らかにするため、本研究では、アジアの余剰水銀量の将来推計を行った。中国がアジアへの金属水銀供給元となるため、中国において余剰水銀を輸出しない政策をとると、40年間の累積余剰水銀量は10000トン程度まで達することがわかった。アジア全体での水銀の輸出入を自由に行えんとすると、2017年までは水銀が不足し、2018年以降は余剰水銀が発生し、それらは中国での余剰水銀量の影響を大きく受けた。しかし、中国の一次鉱出を調整することで余剰水銀量を解消することが可能であった。この場合、クロロアルカリの廃止に伴うものを除けば、2030年から余剰水銀が発生すると推定された。

つまり、現時点から計画的に削減していけば、条約で定めた15年の採掘可能延長期間内に中国の一次鉱出は停止可能であること、中国における一次鉱出と余剰水銀の調整がなされない場合は2017年からアジアで余剰水銀が発生することから、我が国での余剰水銀対応を早期に準備する必要がある。将来的な余剰水銀の源は非鉄金属製錬から回収された水銀であることが明白となり、この管理

が重要である。今後の国際的な水銀の使用削減政策の反映によりアジアの水銀がどのように動くかをおおまかに把握することができたことからアジアにおける水銀管理の在り方を議論する基礎的な資料となりうる。

3) 金属水銀の安定化技術の開発・評価

水銀含有廃棄物から回収した余剰水銀の安定化技術について様々な方法が検討されているが、安定化手法により合成物の性状が変化することは容易に想定されることから、各手法を比較検討しておく必要がある。締約国会議で水銀廃棄物分野において BAT/BEP が議論される際には各技術の科学的根拠が必要となる。気相合成法は EU、アメリカ等で民間会社によって検討されているが、詳細な学術的知見は公表されておらず、また、国内では検討されていない。そのため、気相合成法の基礎的検討を行った。また、途上国への対応を考えた場合、より安価な安定化技術が求められることから、転動型ボールミル法を検討した。気相合成法については各反応条件を適切に設定すれば水銀の溶出・揮発量が各基準値 ($0.5\mu\text{g/L}$ 、 $3\mu\text{g/m}^3$) 以下となるような物質を生成できることが分かった。先行して開発された遊星ボールミル法とともに、3 つの方法を比較評価すると、いずれの方法についても日本の環境基準を満足する硫化水銀を生成することが可能であったが、気相への移行においては転動型ボールミル法では EU の暫定基準値を満足できなかった。遊星ボールミル法は導入コストはやや高いと想定されるが、環境安全性、生成物の結晶性、反応時間については気相合成法と同等であり、また消費電力についてはこれらの方法の中では最も低いことから、遊星ボールミルによる金属水銀の安定化手法がこの3つの中では最も適していると考えられた。各の長所・短所を把握したことから、今後の余剰水銀安定化技術の選択の幅が広がるとともに、将来的な技術ガイドラインの基礎的資料となりうる。

4) 有害金属の環境排出を考慮したマテリアルフローツールキットの開発

システムダイナミックソフトウェア Vensim をベースにマテリアルフローモデルを構築することにより、産業セクター別や原料（燃料）別に有害金属のマテリアルフローが分析可能となった。例えばセメント製造のように複数の産業セクターから副原料が流入する場合に、Vensim 上で副原料の流入割合の変更や水銀捕捉効率の異なる低減装置の導入が水銀の大気排出抑制にどの程度有効なのかを予測可能であり、さらに重要なことは、大気への水銀排出を抑制した場合の川・海洋、埋立、土壌への流出あるいはどの程度を貯蔵できるかなどを見積もることができ、有害微量金属の移動評価、排出量予測、パラメータ変更で予防的アプローチを可能とする。最終的には民間企業や自治体の政策担当者でも扱えること、さらには先進国のみならず開発途上国でも国全体の水銀フローから最終保管量を予測できることから、現在、UNEP から提供されている大気排出を見積もるための Tool kit と組み合わせることで有害金属の管理のための一つの手段を提供できると考えられる。UNEP 水銀パートナーシッププログラムで我が国は廃棄物分野のリード国であり、これまで「廃棄物からの水銀排出管理のためのグット・プラクティス集」を準備してきた。上記の台湾の事例やマレーシアでの水銀実態調査に加え、本マテリアルフローツールキットについては、廃棄物分野の良い事例の一つとなりうることから、上記のグット・プラクティス集の改訂にあたっては貢献が可能と考えられる。

5) 水銀廃棄物処分・保管におけるリスク評価

25 トンの硫化水銀が埋立処分されたケースを想定し、水銀の環境動態モデルを構築して埋立処分された水銀の環境リスクを評価した。幾つかのケースでは水銀の環境リスクが長期的 (1000 年単位) には無視できないことを示し、埋立処分から 50 年後に埋立地浸出水の水銀濃度が排水基準を超える

など、埋立処分後の長期的なモニタリングの必要性が示された。処分地選定には環境影響評価が不可欠であるが、その信頼性を高める上で精査が必要なパラメータを本成果として選定しており、環境影響評価の信頼性と効率的の向上に貢献できるものである。また本成果をもとに、埋立処分に伴う環境リスクを現実的かつ効果的に低減化させる方法を提案しており、将来の埋立処分において活用可能な知見を提供できた。

研究成果の実現可能性

鉛、カドミウムの環境排出を考慮したマテリアルフロー、意図的水銀添加製品廃棄物の実態・回収・収集システム調査、産業系水銀含有廃棄物の水銀含有率の基準、水銀含有廃棄物の処分・保管時の環境リスク評価に関する成果については、今後の国の有害金属管理の基礎資料となりうる。マレーシアにおける海外調査についてはマレーシア環境省とも意見交換していることから、今後マレーシアの国家インベントリの基礎資料となりうる。また、アジアにおける余剰水銀量の将来推計についてはUNEPの水銀廃棄物パートナーシップにおいても基礎資料となりうる。マテリアルフローツールキットについてはデータ等の整備が必要であるが、UNEP Tool kit とリンクさせる形で用いられる可能性があり、アジア諸国での利用に実現可能性がある。リスク評価プログラムについては余剰水銀の処分・保管場所選定の一つの手段となりうる。

結論

本研究により以下の知見が得られた。

有害金属のPRTRデータは環境排出量として活用できる性格の値であるが、届出のない事業所からの排出を上乗せ補正することは必要である。カドミウム、鉛の環境排出を考慮したマテリアルフロー・ストック全体の推計方法を提示し、時系列的な推計値を作成した。マテリアルフロー・環境排出量においては、カドミウム、鉛ともに非鉄金属製錬や廃棄物に係る部分の寄与が大きく、これらの部門の精緻化が重要であることなどを示した。マレーシアでの水銀実態調査では石炭火力発電所、都市ごみ焼却施設の実測によりインベントリの精緻化ができた。水銀回収量推計の精緻化では意図的水銀添加製品の実態を把握し、水銀添加製品の徹底回収の実現可能性・重要性が把握された。産業系水銀含有廃棄物については通常安定化処理できない限界の含有率（0.05%以上）を求めた。アジアにおける余剰水銀量の将来推計を把握し、今後のアジアにおける水銀管理の基礎資料を作成した。余剰水銀の安定化技術として気相合成法・転動型ボールミル法の適用性を確認し、他法と比較することで総合的な評価を行い、遊星ボールミル法が適していることを明らかにした。現在のところ日本基準ではあるが、有害微量金属のマテリアルフローを予測するツールキットを開発し、十分な機能を有することを明らかにした。今後、一般ユーザが使用するには取扱説明書や入力データフォーマット（EXCEL ファイル）を整備して、“使いやすさ”を充実させる必要がある。埋立処分された水銀の環境リスク評価においては重要なパラメータを抽出でき、シミュレーション結果の信頼性を向上させる重要な知見を得た。

以上、水銀等有害金属の排出実態やマテリアルフローに関するデータの取得から、そのデータを利用して簡易にマテリアルフローを計算できるツールキットを開発した。また、余剰となる水銀量の推計を行うとともに、余剰水銀を環境負荷の低い安定な硫化水銀へと変換する技術を開発し、その安定化物を埋立処分した場合の環境リスクを評価した。これらの成果から、たとえ余剰水銀が発生したとしても技術的に適正管理可能であることを示した。

第1章 研究背景および目的

水銀は有用な物質であるとともに、重大な健康影響をもたらす物質でもある。近年、水銀の地球規模のリスクに関する様々な科学的知見が集積されて、国際的に水銀使用低減の潮流ができ、国連環境計画(UNEP)が中心となって管理枠組みの構築が提案された。昨年1月、「水銀に関する水俣条約」の制定が合意され、昨年10月には外交会議が我が国熊本市および水俣市で開催された。条約の中には第十一条に水銀廃棄物の処理・処分が挙げられている。これまで様々な製品や生産プロセスにおいて使用されてきた水銀は、条約が発効すると、その使用についてかなりの制限がかけられることとなる。つまり、生産プロセスの変換(例えば、2025年までのクロロアルカリプラントの全廃)が求められるとともに製品に使用されなくなると、余剰水銀が発生する。もはや使用用途がない余剰水銀は有害廃棄物として扱わねばならない。このように、元素である水銀自体を今後管理していく必要がある。また、水銀を含む製品が廃棄物となった場合やプロセスの残渣に含まれる水銀も水銀含有廃棄物として適正な管理が望まれる。

昨年3月21日に環境省は水銀マテリアルフローのアップデート版を公表している¹⁾。図1.1.1に一部簡略化した水銀マテリアルフローを示す。ここに示されているデータはヒアリングや数年間の実績により積み上げて作成されているため、詳細においては数値が完全には一致していないが、信頼性は高いと思われる。

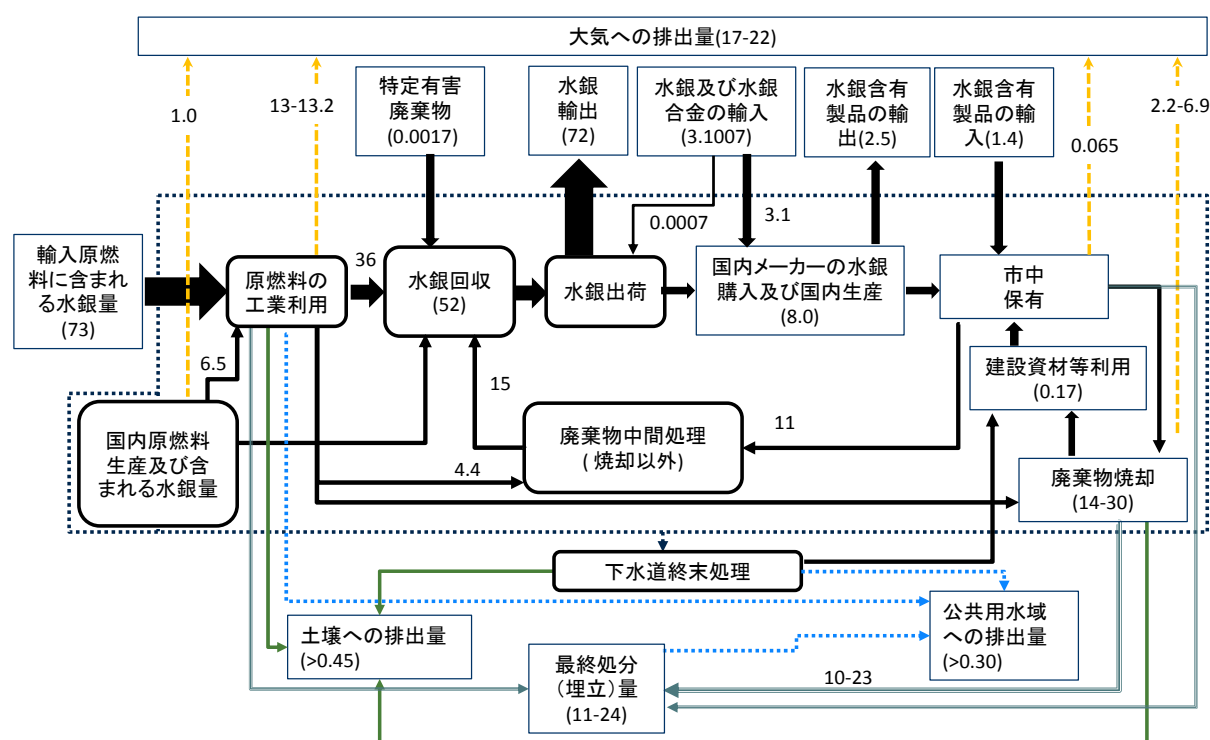


図1.1.1 水銀のマテリアルフロー¹⁾

我が国の水銀マテリアルフローの主な流れとしては、輸入原燃料中に含まれる水銀が73トン、国内で生産される原燃料中に含まれる水銀が6.5トンで、これらが工業利用プロセスに入っていく。主な水銀起源は非鉄金属製錬の鉱石由来の不純物としてである。これらの工業利用プロセスへ流入した水銀のうち、水銀回収工程に送られるのが36トン程度と推定されている。製品系の廃棄物など

の回収による水銀は15トン程度、両者を合わせて回収水銀量は52トンと見込まれている。現在の国内需要は8トン程度であるので、44トン強程度が余剰水銀となる。これ以外にも最終処分に流れている水銀量が11～24トンあることが推定されている。したがって、水銀および水銀含有廃棄物の管理を考えた場合、現時点ではこれら55～68トンが今後の管理対象と見込まれる量となる。

日本では回収・再生・リサイクルされている水銀量52トンに対し、最終処分されている量は20トン程度と見積もられることから、まだまだ蛍光灯などのリサイクル率に上昇余地はあるといえ、EUと比べると全体として見たときの日本の水銀回収・再生システムは健全であるといえよう²⁾。ただ、これは水銀が有価で取引されているから回っているシステムであるといえ、今後水銀が廃棄物としてのみの取引になった場合にも健全なシステムが働くようにしていかなければならない。一方、水銀保管・最終処分の点では、EUやアメリカはそれぞれ独自の方法で水銀を保管する方向を見出している。日本は地震や台風などの自然災害の多発地域であることを考慮すると、アメリカのような金属水銀での保管はリスクが高く、EUのような適した廃岩塩鉱はない。したがって、新たな日本式の管理の在り方を模索していく必要がある。条約に批准するにあたり、水銀の安定化方法や最終保管法に関する技術的要件、水銀回収システム、保管用地の立地や関係法令の整備などの社会・制度的要件、保管・処分費用や関係主体間の費用分担などの経済的要件など多くの検討事項があり、現在の水銀を取り巻く状況および関係主体の意見などを踏まえながら、よりよい管理システムを考えていかなければならない。さらには「水俣条約」はわが国の名前がついた条約であり、日本が他国を先導していく必要がある。特に条約による法的な規制とともに、自主的な削減努力の促進のためUNEPでは各分野においてパートナーシップ制度を設けている。我が国は廃棄物分野のリード国であり、適正管理に関する技術、制度的な情報を収集し、各国、特に水銀排出の最大地域であるアジアへ提供していく必要がある。

一方で、国際的な化学物質管理戦略(SAICM)では水銀以外の金属(カドミウム、鉛)も予防的アプローチとして国際規制物質候補となっている。重金属に関する国際動向としてはUNEPでは、2001年からのUNEP水銀プログラムに加え、2005年からは、鉛およびカドミウムも対象に加えている(UNEP重金属プログラム)。これを受け、わが国においても環境省が2006年度に有害金属対策策定基礎調査専門検討会を設置し、国際的観点からの有害金属対策戦略を策定するための基礎的検討が開始されている³⁾。この検討の中では基礎的データとして沖縄県の辺戸岬における大気中粒子状物質中の有害金属類(鉛、カドミウム、クロム等)が測定されている。2006年には化学物質安全性政府間フォーラム(IFCS)で「水銀、鉛およびカドミウムに関するブダペスト声明」が採択され、UNEP管理理事会に対し、水銀および適切な場合には鉛とカドミウムについて、法的拘束力のある手段やパートナーシップを含む様々な選択肢を検討し、人の健康と環境への影響に対処することに優先事項として取り組むよう要請している。また、国連欧州経済委員会(UNECE)では水銀、鉛およびカドミウムの排出量の定期的報告や製品に含有される水銀、鉛およびカドミウムの削減・代替の検討を求める重金属議定書を2003年に発効している。欧州連合(EU)では2006年に電気電子機器への水銀、鉛、カドミウム、六価クロム、ポリ臭素化ビフェニル、ポリ臭素化ジフェニルエーテルの使用を原則禁止する「特定有害物質使用制限指令」(RoHS指令)が発効されている。現在、わが国においては製品中への重金属類の使用に関し産業界では自主的に対応してきているが、今のところ製品への重金属類の使用を規制する法律は制定されていないが、特定の工場や事業場から排出される鉛・カドミウムについては、大気汚染防止法により規制がかけられておりカドミウムは $1.0\text{mg}/\text{Nm}^3$ 、鉛は $10\sim 30\text{mg}/\text{Nm}^3$ (焼結炉では $30\text{mg}/\text{Nm}^3$ 、焙焼炉では $10\text{mg}/\text{Nm}^3$ 等)以下とされている⁴⁾。

以上の研究背景から、水銀を含めた有害金属による健康影響および環境汚染を最小化するための適正な管理が求められている。

そこで本研究では水銀を含めた有害金属(鉛、カドミウム)を循環利用しつつも適正管理していくための枠組みを提示することを目指している。特に、最終的に余剰となる水銀については安定的に処分・管理していくための具体的方策を提示することを目指している。本研究の枠組みを図 1.1.2 に示す。水銀等の有害金属の管理手法としては排出実態を調査してインベントリおよびフローモデルを作成することがまず必要である。水銀については環境省によりインベントリ・マテリアルフローは作成されているが、他の金属については十分ではない。また、アジアがこれら金属排出

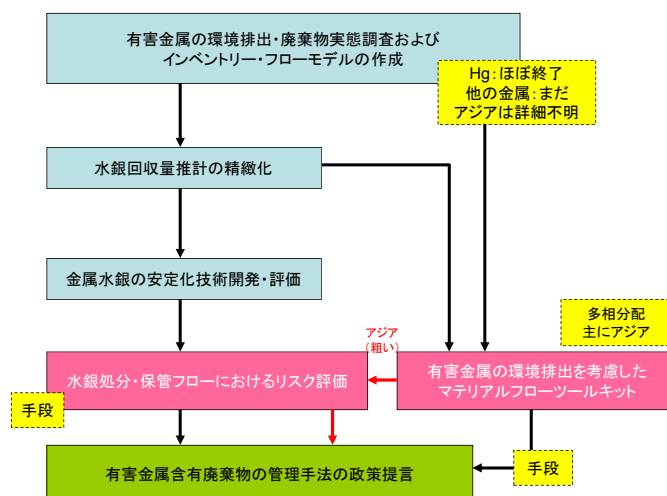


図 1.1.2 本研究の枠組み

の大きな源と考えられているが、その詳細は不明である。我が国においてはより一層の需要の減少と不純物として流入により、水銀については今後余剰となるため水銀を処分・保管するための回収量推計と安定化技術が求められている。以上の課題についてはデータを収集し、要素技術の開発を行うことが目的である。最終的に、これらデータおよび要素技術をベースとして、マテリアルフローを簡便に計算できるツールキットを整備して有害金属の動態を把握し、最終的な処分・保管する時のリスク評価を行うことによって、日本およびアジアにおける有害金属の管理手法を政策提言することが本研究全体の目的である。以下、各研究パートに分けてそれぞれの具体的な研究背景および目的を記す。

1) 有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成

1-1) 環境排出を考慮した有害金属のマテリアルフロー・ストックの推計

水銀をはじめとする有害金属の適正管理に向けた基礎情報として、そのマテリアルフロー・ストックと環境排出量の把握は重要である。水銀については国際的管理に向けたこれまでの検討の中でマテリアルフローや排出インベントリのデータ整備が行われてきており、今後も「水銀に関する水俣条約」に基づいて継続的なデータ整備が行われるものと思われる。一方、カドミウム(Cd)と鉛(Pb)も上記したように国際規制物質候補となっている。Cd、Pbについては直ちに国際的な規制が始まるわけではないが、将来の適正管理に向けて将来を見据えてマテリアルフローや環境排出量に係る基礎的情報の整備を進めていくことが必要と考えられる。

Cd や Pb の環境排出を含めたマテリアルフロー・ストックの代表的な推計事例として、(独)産業技術総合研究所による研究⁵⁹⁾が挙げられる。この推計は、環境中のCdやPbのリスク評価の一部として行われたものであり、国内のマテリアルフロー・ストックと環境排出を幅広くカバーした網羅性の高いものである。しかしながら最新状況の把握と精緻化に向けて下記の点などについてさらなる検討を加えることで、推計モデルと推計値の改善を図ることができると考えられる。

- ① PRTR 届出排出量を環境排出量として適用することの妥当性検討と必要に応じた補正
- ② 近年のCdやPb使用製品の販売量減少等を反映した最新データの作成と時系列データの整備

③ 廃棄物処理施設からの環境排出量データの検証(実測値等に基づく排出係数を用いた推計など)

④ 廃棄物・副産物の有効利用に係る有害金属フローの推計の追加とその寄与の大きさ把握

本研究ではこれらの点について検討を行うため、PRTR 届出排出量算出方法等の実態調査とそれに基づく環境排出量としての届出データの適用可能性検討、マテリアルフローおよび環境排出量推計のための基礎情報収集整備と推計方法の修正や部門追加を行い、Cd、Pb の環境排出を含めたマテリアルフロー・ストックモデルの作成と最新かつ時系列データの推計を行った。

1-2) マレーシアにおける水銀排出実態調査

水銀に関する水俣条約では第八条において各国は大気への水銀排出インベントリを作成することを義務づけられている⁷⁾。また、条約においては国際的な情報交換、研究、開発支援が求められている。したがって、日本はこれまでに培ってきた水銀の排出・管理に関する手法を今後アジアに展開していくべき立場にある。水銀の排出インベントリについてはこれまでに UNEP はオーストラリアやメキシコ、フィリピンなど 15 カ国を作成している⁸⁾。また、デンマーク環境保護庁によって、北欧諸国やアメリカ、カナダ、ロシアの排出インベントリがまとめられている⁹⁾。

本研究では UNEP が排出インベントリを作成している国以外で日本とは気候・風土が全く異なり、かつ排出量が多いアジア地域の情報が求められていることから、マレーシアを対象国としてまず大気への排出インベントリを作成することを試みた。マレーシアは政治的に比較的安定しているとともにある程度、鉱業・工業があり、UNEP が当初、条約交渉の過程で排出削減目標と具体的な行動計画を示す必要があるとしていた 10 トン/年の排出枠にかかっている可能性がある。そこで本研究では、文献調査およびマレーシア環境省へのヒアリング、都市ごみ系焼却施設および石炭火力発電所での排ガス中水銀の実測、燃焼残さおよび石炭やセメントなどの原料の水銀量測定を行い、マレーシアの水銀の排出インベントリを作成することを目的とした。

2) 水銀回収量推計の精緻化

2-1) 意図的水銀添加製品系廃棄物の実態、収集・回収システム

製品回収やその適切な管理は、水銀管理における消費者との接点として、また水銀廃棄物に伴う水銀汚染を効率的に制御する観点からも、重要な課題である。日本における家庭からの水銀製品の回収・排出フローについては、近年の回収業者の多様化や、将来の液晶テレビ中バックライト対応など、変化が著しいと考えられる。また、過去に購入・使用されたものが、現在でも保有・退蔵（使われていないが捨てられずに保有）されている可能性も考えられる。

これまでの日本国内における水銀利用先の推移を図 1.1.3 に、それをベースに作成した累積使用量を図 1.1.4 に示す。これにより、1960 年代をピークに水銀が多量に使用され、近年減少していることが明確にわかる。累積量を見ると、クロロアルカリ工業や触媒、無機薬品、農薬利用が多く、これらは現在使用も退蔵も少ない（もしくは把握が難しい）と考えられる¹⁰⁾が、電気機器・測定機や測定機器、アマルガム、電池材料等についても、累積で十万トンから百数十万トンの水銀が使用されてきたことがわかる。これらの使用や保管・退蔵実態についての予備調査においては、家庭や病院・歯科医院において、体温計や血圧計、電池等の製品として、相当量の退蔵がある可能性があった¹⁰⁾。また、これらに対して、適正な回収を行わなければ、不適切な投棄に結びつく可能性がある¹¹⁾。

そこで、今後の水銀管理の在り方を考えるためにも、意図的水銀添加製品系廃棄物に着目したフロー解析のアップデートを行った。また、水銀を今後確実に回収していくため、その基礎的知見として排出量推計を精緻化するためには、過去の水銀含有製品が保有・退蔵されている可能性のある病院や歯科医へのアンケート調査が必要と考えられる。そこで、全国の病院・診療所や歯科医へのアンケート調査を実施した。さらに、製品由来水銀の回収促進のためのモデルが必要であり、蛍光管を徹底して回収し、循環利用している台湾を調査し、システム把握を行った。また最後に、将来的にも製品利用が続くと考えられる蛍光管について、アジアにおける将来需要推計を行った。

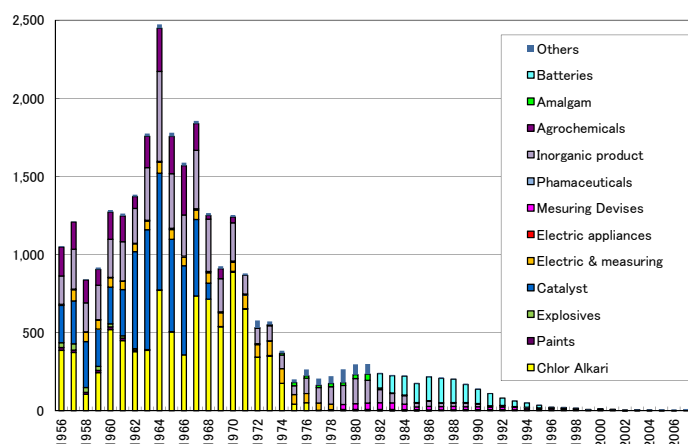


図 1.1.3 日本における水銀需要の用途推移
(トン・Hg/年)

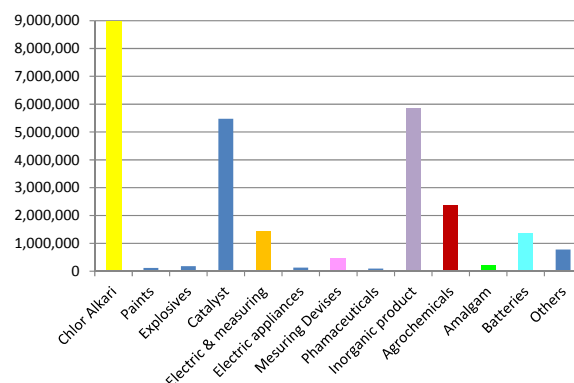


図 1.1.4 日本における累積使用量(トン・Hg)

2-2) 産業系水銀含有廃棄物の処分・回収に関する基準

産業系水銀含有廃棄物を水銀回収プロセスに送るか、適正処分（安定化処理後埋立処分）するかは、将来的な水銀回収量に影響を及ぼす。本研究では回収量に大きく関わる産業系水銀含有廃棄物中の水銀含有率についての検討を行った。

現在日本は水銀含有廃棄物については、溶出試験にて規定しており、含有率に関する基準はない。EU においてもいくつかの溶出試験により規定されており、含有率に関する基準は見当たらない。一方でバーゼル条約やスウェーデンでは 0.1%と含有率で規定されている²⁾。またアメリカについては 260ppm という独自の基準をもっており、また溶出濃度についても規定を持っている¹²⁾。水銀条約の最終文案では、水銀廃棄物の定義とする含有率を決めることとなったこと¹³⁾ から、今後締約国会議で定められるはずである。ここでは、日本の水銀含有廃棄物処分における溶出基準と、水銀含有率との関係を調査するため模擬水銀廃棄物を用いた実験を行い、水銀含有率の基準をどこに置くのが妥当かを検討することを目的とした。

2-3) アジアにおける余剰水銀量の将来推計

日本においてはこれまで述べてきたように国内における水銀需要量は小さく、非鉄金属製錬などからの回収量が需要を超えており、余剰水銀が生み出される状況にある¹⁾。世界全体でみるとヨーロッパやアメリカにおいても余剰水銀が発生する状況にあるが、水銀の排出が最も多量で、水銀のフローの把握が要望されているアジアでの水銀需給状況は明らかではない。このような背景から

2008年にバンコクで開催された水銀保管プロジェクトに関する会合に、Concorde (Peter Maxson) によって調査された「2010年～2050年におけるアジアの余剰水銀評価」という報告書が提出されている¹⁴⁾。興味深い報告書であるが、2013年に条約が採択を受け、いくつかの制約条件などが変化していることから、本研究では、上記報告書をベースにいくつかのデータをアップデートし、アジアにおける余剰水銀量の評価を行い、今後のアジアにおける水銀管理の在り方を議論するための一つの基礎資料とすることとした。

3) 金属水銀の安定化技術の開発・評価

金属水銀は使用されなくなった時点で廃棄物となり、安定化処理が求められる。一般的な水銀含有廃棄物とは異なり、独自の安定化技術が求められる。すでに、硫化・セレン化・アマルガム化・不溶性基質を用いた安定化などの方法が検討されている¹⁵⁾。本研究では水銀を安定な硫化水銀とする「硫化」に着目した。すでに研究者らのグループでは遊星ボールミルによる硫化は検討済みであったため¹⁶⁾、転動型ボールミル法および気相での反応(気相合成法)による硫化に着目した。転動型ボールミル法については、遊星ボールミル法と原理はほぼ同じであるが、よりも簡易であることから検討対象とした。気相合成法を用いた硫化による水銀安定化はドイツのリサイクル業者であるDELA¹⁷⁾やアメリカの水銀リサイクル業者であるBethlehem Apparatus¹⁸⁾が用いている手法である。しかし、この手法について反応条件を変化させた場合における生成物の性質の変化などに関する知見は少ない。そこで本研究では、転動型ボールミル法および気相合成法を用いた金属水銀の硫化反応を様々な条件で行い、生成物の性質や環境面での安定性など¹⁹⁾を中心にその有効性を検討した。最終的に、金属水銀の安定化技術として、遊星ボールミル法・転動型ボールミル法・気相合成法の3つの方法の比較を行い、我が国で安定化を行う場合に最も適した技術を提示することとした。

4) 水銀マテリアルフローツールキットの開発

日本からの水銀大気排出インベントリは早くから環境省を中心に取り組みられ、現在は水銀排出源の見直しと排出量の精緻化が進められている¹⁾。またUNEPでは開発途上国および先進国別にUNEP Toolkit²⁰⁾を提供し、大気、水域、土壌への水銀排出量の推算からどの排出源の寄与が大きいかを予測できるソフトウェアを提供している。世界的には大気への水銀排出量が最も大きな排出源は石炭火力とされ、OECD/IEA Coal Clean Centreは石炭火力発電プロセス内の排ガス処理装置の水銀除去効果を推定できるソフトウェア iPOG を提供している。産業施設からの水銀排出量の実測には多大な予算と時間を要することから、水銀排出寄与の大きな排出源の特定化および有効な対策技術の指針決定に、これらのソフトウェアは有効である。その一方で、UNEPが対象としている水銀、鉛、カドミウムのような有害金属はいくら排ガス処理対策を講じても消失するわけではなく、大気への排出量が減少した分は自然系の水域か土壌に、あるいは何らかの製品として貯蔵(ストック)されるか輸出されることになる。排出されずに市場に出回っている、あるいは産業系を移動している「水銀の行方」を明らかにしなければ、隠れた排出源を生むことになる。そのため有害金属の行方を明らかにすることは重要であり、これまでもインベントリ調査と併せてマテリアルフローについても調査検討されてきた²¹⁾。しかしながら、調査研究では個々の排出源に対する出入りからマテリアルフローが検討され、全体での物質収支が一致していない。そのため全体を俯瞰し、全体の物質収支が成立するマテリアルフローツールキットの開発が求められてきた。さらに、水銀除去技術の導入と水銀の排出量の削減効果を明らかにするには、排出源となる事業所あるいは産業セクター間の水

銀移動量を予測する必要がある、使いやすいツールキットとしてのマテリアルフローモデルの構築が必要となる^{21,22)}。

本研究では排出源、発生量などのデータが比較的揃っている水銀を対象としてマテリアルフローモデルを構築し、その後に鉛等に展開することを目指した。また、ここで開発を進めているマテリアルフロー分析モデルは、民間企業や自治体の政策担当者でも扱えること、さらには先進国のみならず開発途上国でも国全体の水銀フローから最終保管量を予測できることを開発目標とした。

5) 水銀廃棄物処分・保管時におけるリスク評価

回収された余剰水銀や水銀含有廃棄物を具体的にどのように環境上適正に保管ないし処分するかは今後の課題であり、例えば、スウェーデン EPA は余剰水銀の地中保管を処分方法として検討している²³⁾。1000 年以上の環境安全な地中処分を目標に、放射性廃棄物の高深度埋設保管が水銀の地中処分でも参考モデルとなると指摘している。ただし、余剰水銀の地中処分に許容される社会的コストを考慮した場合、より安価かつ環境安全な手法・技術が求められることは十分に想定される。

そこで本研究では、地中保管施設を想定している放射性廃棄物の処分方法と異なり、現状に使用されている埋立地で余剰水銀の埋立処分を行うことを想定し、リスクを計算した。このような地中処分を実施した場合、水銀漏出に伴う生態系および人体（健康）へのリスクはどの程度か評価することが本研究の目的である。水銀が環境中へ放出され、様々な場で物理的・化学的・生物学的反応を経て人体曝露へ至るケースを想定し、そのリスクを評価するとともに、より精度の高いリスク評価のために精査すべきモデルパラメータについて検討を行った。これらの成果を踏まえ、効率的かつ現実的な水銀の埋立処分方法を本稿にて提案した。

第2章 研究方法

2.1 有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成

2.1.1 有害金属の環境排出量としてのPRTR届出排出量の適用可能性検討

有害金属の環境排出量に関して、我が国では化学物質排出移動量届出制度（Pollutant Release and Transfer Register、以下PRTR制度）によって継続的に取りまとめられる情報も存在する。有害金属の環境排出量データの継続的な整備を効率的に行っていくためには、このような既存施策によるデータの活用を視野に入れることも重要である。前述の推計事例^{5,6)}でも一部の排出源を除いてPRTRデータを環境排出量として適用している。

ただし、PRTR制度における各事業所からの届出排出量はその算出方法によって環境排出量としての適用可能性が異なること、年間取扱量や従業員数などの届出要件の存在によって届出排出量は環境排出量として過小になっている可能性があることなどから、PRTRデータの活用にあたってはデータの特徴を個別に把握した上で活用可能性を議論しておく必要がある。

そこで本節では、Cd、Pb、HgのPRTR届出排出量について、その算出方法による届出データの特徴を整理した上で、いくつかの業種を対象としたアンケート調査によって届出排出量算出方法等の実態を把握し、PRTRデータの環境排出量としての適用可能性を考察した。Hgについては過去の研究²⁴⁾においてPRTRデータが環境排出量として著しく過小であることは報告されているが、その要因を考察するという意味においてアンケート調査の対象に加えた。

1) 算出方法によるPRTR届出排出量の特徴

届出排出量の算出方法は化管法施行規則（第2条）において5つの方法が定められている。事業者においては、排出ポイントの数や種類、特徴、排出濃度レベル、排出量や濃度の変動などを考慮して、より確からしく透明性が高い算出結果が得られると考えられる方法またはその組み合わせをその中から選択、使用することとなっている。ここではそれぞれの算出方法についてその原理をふまえて、環境排出量としての適用可能性の観点から算出された届出排出量の性格を整理した。

2) PRTR届出排出量算出方法等の実態アンケート調査

Cd（物質番号75（政令改正前60）「カドミウム及びその化合物」）、Pb（物質番号304「鉛」および305「鉛化合物」、政令改正前は230「鉛及びその化合物」）、（物質番号237（政令改正前175）「水銀及びその化合物」）の届出排出量（大気）の届出について下記のとおりアンケート調査を実施した。その結果に基づいて、環境排出量としてのPRTR届出排出量の適用可能性を考察した。

PRTR届出排出量の多い業種を中心に、原料等の不純物に由来する排出または原料としての有害金属の使用が想定される工程を持つ業種を調査対象業種として選定した（表2.1.1）。各業種について、関連団体の会員リストや各団体へのヒアリング、PRTR届出情報等をもとに主要事業所をリストアップして調査対象事業所とした。業種ごとの調査対象物質と調査票の発送回収状況は表2.1.1に示した。

アンケートでは、PRTR制度の届出に係る対象有害金属の取扱量の把握方法、届出排出量の算出方法、過去における算出方法の変更有無、（届出をしていない事業所については）届出をしていない理由と排出量の把握状況、主要製品の生産量実績などについて質問した。調査票は郵送で発送（希望する事業所には電子ファイルでも送付）し、回答は郵送、FAX、電子メールのいずれかで回収した。調査は2013年3月～2014年2月の間に複数回にわけて実施した。

表 2.1.1 PRTR 届出排出量算出方法等の実態アンケート調査の対象

調査対象業種 (PRTR における業種)	関連団体	調査対象物質			調査対象事業所数(*1)	回答事業所数(*1)	回答率
		Cd	Pb	Hg			
非鉄金属製錬 (非鉄金属製造業)	日本鉱業協会	○	○	○	28 (14) (*2)	20 (9)	71%
溶融亜鉛めっき (金属製品製造業)	(一社) 日本溶融亜鉛鍍金協会	○	○		111 (53)	31 (21)	28%
蓄電池製造 (電気機械器具製造業)	(一社) 電池工業会	○	○		14 (3)	10 (10)	71%
蛍光灯製造 (電気機械器具製造業)	(一社) 日本照明工業会 (旧 (一社) 日本電球工業会)			○	17 (14)	15 (3)	88%
化学工業	—	○	○		45 (45)	29 (29)	64%
輸送用機械器具製造業	—		○		28 (28)	19 (19)	68%

*1 括弧内は少なくとも調査対象金属のいずれかについて排出量の届出がある事業所の数。

*2 一部、日本鉱業協会会員以外の企業の事業所（主に二次製錬）を含む。

2.1.2 環境排出を考慮した有害金属のマテリアルフロー・ストック推計

Cd および Pb の環境排出を含めたマテリアルフローデータの推計は、既存推計⁵⁶⁾の推計モデルをベースとしながら背景・目的の章で挙げた課題点に関して修正を加えた。なお、推計モデルの改善のために本研究で推計方法の修正や追加を実施した主な点は下記のとおりである。

- ・前述の実態調査結果をふまえ、活動量あたり届出排出量を適用して届出のない主要事業所の排出を含めた値を拡大推計した（非鉄金属製錬、蓄電池製造、溶融亜鉛めっきを対象に実施）。
- ・使用年数・台数収支モデル²⁵⁾を用い、使用済み製品（特にブラウン管や鉛蓄電池など）のストックや使用済み発生量の推計を精緻化し、近年の生産や需要減少をふまえた最新データを推計した。
- ・一般廃棄物焼却からの大気排出量の推計を実測に基づく排出係数を用いた方法に修正した。
- ・廃棄物・副産物の有効利用に伴うフロー量を追加推計し、これに伴って最終処分量も修正した。

2.1.3 マレーシアにおける水銀排出実態調査

マレーシアの水銀排出インベントリ作成は、現地調査と文献調査、ヒアリングから成る。

現地調査では、都市ごみ焼却施設および石炭火力発電所それぞれ 1 施設においてポータブルの水銀連続分析計（日本インスツルメンツ株式会社：WLE-8+EMP-2）にて燃焼排ガス中の水銀濃度測定を行った。入手した固形残さのサンプル中水銀については、帰国後、大学内の加熱気化全自動水銀測定装置（日本インスツルメンツ株式会社：MA-2000）により分析した。分析結果より、燃焼物の都市ごみおよび石炭に含まれていた水銀量を推定し、Toolkit の設定値および日本の調査データと比較して考察した。この値の妥当性を確認するため、別の都市ごみ系焼却施設にて同様の排ガス測定を行った。また、過年度の調査からセメント施設が一つの大きな排出源であることが推測されたため、マレーシア産の石灰石について地質学者の協力を得て、入手し、MA-2000 により石灰石中の水銀濃度を分析し、セメントからの排出推定値と比較評価した。

これらのデータとともにマレーシア環境省による調査報告書²⁶⁾ および各種統計から得られた活動量データおよびヒアリング情報から、主として 2010 年の各排出源からの排出ポテンシャルおよび大気への排出量（排出インベントリ）の推計を行った。推計方法は次のとおりである。排出源は統

計値があった燃焼部門 6 項目（石炭、石油、天然ガス、一般廃棄物、医療廃棄物、石油精製）、製造部門 8 項目（非鉄金属（鉛）、金採掘、小規模金採掘、セメント、鉄鋼、パルプ、石灰石、バイオマス発電）、その他 1 項目（火葬）、意図的排出（水銀含有廃棄物 7 品目）を調査対象とした。各項目についてその活動量を調べ、活動量に排出係数を掛けることにより、排出ポテンシャルを求めた。排出係数は上記の実測データに基づく計算値や UNEP の Toolkit²⁰⁾ に示されているもので推計した。また、大気への分配率については UNEP Toolkit から、総括排出係数については実測データもしくはヒアリング情報からの値を用いて、最終的に大気への水銀排出量を求めた。

2.2 水銀回収量推計の精緻化

2.2.1 意図的水銀添加製品系廃棄物の実態、収集・回収システム

2.2.1.1 日本における水銀フローの把握

1) 対象範囲

本研究では、2000～2003 年（年単位）の水銀フローに関する既存研究^{27,28)}に対して、2010 年の状況までアップデートを行った。システム境界は日本とし、製品に使用される水銀を主たる対象とし、日本への輸入のための国外生産および日本から国外への輸出のための国内生産も対象範囲に含めた。なお、製造プロセス等からの廃棄物や石炭火力発電のように不純物として水銀を含む製品、自然由来発生源、埋立地や自然環境中等のストックは対象としていない。製品のライフサイクルは 4 段階、つまり、原材料、製品（生産～販売）、製品段階（使用～廃棄）、廃製品段階に分け、各段階の流入および滞留に関わる係数を定めて主に製品ごとに推定を行った。過去の研究からの改善点として、①原料段階で、「再生水銀（出荷）量」を設定し、流入をバランスさせ、②HID ランプも対象製品に追加した。なお、廃製品段階については、大きな変化はないと考えられることから、更新していない。

2) 係数の設定

(1) 原材料段階

回収量、国内需要量および在庫量については、鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計²⁹⁾に、輸出入量については貿易統計³⁰⁾に基づき、以下の修正を加えた。

- ・ 後述の製品段階（生産～販売）において、製品内訳ごとに国内生産量が把握できた製品分類については国内需要量内訳をその値に補正した。ただし蛍光管に使用する水銀については、鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報²⁹⁾に含まれていないとされる³¹⁾ため、電気機器等とも別分類と考え加算した。
- ・ 回収量について、書面によるヒアリング調査を行ったリサイクル業者の報告量⁷⁾を下回る年はその報告量を加算した。
- ・ 統計上の分類を設定したインベントリへ統廃合し、上記のような補正を加えた後、最後に需要供給バランスを在庫量で調整した。

(2) 製品段階（生産～販売）

各製品の流入および滞留については、基本的に公表された統計値に基づいたが、蛍光管については、以下のように推定・修正を加えて個数を算出し、それに水銀推定含有量を乗じた。表 2.2.1 に推定に用いた値を示す。ここで、BL は蛍光管バックライト、TV は液晶テレビ、PC は液晶パソコン（デスクトップ・ノートブック型）、モニターはパソコン用液晶ディスプレイモニターであり、以下、これらの略称を用いる。

表 2.2.1 製品段階（生産～販売）の係数推定に用いた値

製品	x:輸入品直接販売率	在庫量の仮定方法	Hg 含有量(mg/個)
BL を除く蛍光管			
直管形 40W	50%		
直管形 20W	50%		
環形	50%	-	10 ^{※1}
その他	50%		
BL	0%		
BL 製品 (TV)	70%		150 ^{※2}
BL 製品 (PC)	50%	-	50 ^{※2}
BL 製品 (モニター)	90%	BL 製品(PC)の在庫/生産比に同値	60 ^{※2}

X 消費者が直接輸入元から購入する可能性を判断し、また収支に矛盾ないよう設定

※1 1 本あたりの水銀封入量³²⁾ ※2 筆者らが廃製品を解体した結果等より推定(本数×10mg³²⁾)

- ・ 機械統計³³⁾は、一定規模以上の国内企業を対象として、製品動態の推定を行っているが、貿易統計³⁰⁾における輸入製品の中には、機械統計対象外の企業に出荷され、販売されるものもあると考えられる。そこで、その割合を x %として、ある t 年における各係数を次式の通り推定した。また、機械統計において生産量のみが明らかなもの、もしくは関係業界へのヒアリングにより生産量データが得られたものについては、在庫量を仮定し、同様の推定を行った。

SST = st_{t-1}	SST : 年初在庫	p_t : 機械統計における生産量
DP = $p_t - (1-x/100) \cdot i_t$	DP : 国内生産	s_t : 機械統計における販売量
FP = i_t	FP : 国外生産	st_t : 機械統計における在庫量
DS = $s_t - e_t + (x/100) \cdot i_t$	DS : 国内販売	e_t : 貿易統計における輸出货量
FS = e_t	FS : 国外販売	i_t : 貿易統計における輸入量
EST = st_t	EST : 年末在庫	

- ・ BL については、製品に内蔵された形で流通しており、BL の主要な用途と考えられる TV、PC、モニターの 3 品目について、それらに伴う BL のフローも推定対象とした。また、その他の BL 使用製品は、BL 国内販売総量とこれら 3 品目の国内生産量との差とした。

(3) 製品段階（使用～廃棄）

国内販売量と購入量が等しいと考え、その購入は買い替えであると仮定すると、毎年国内販売量と等しい量が排出されることになる。

2.2.1.2 病院等における保有・退蔵調査

表 2.2.2 に示す通り、病院・診療所、歯科医院の電話番号が掲載されているデータベースより、無作為に抽出し、FAX アンケートの依頼を電話で行った。回答を検討してみるとの電話回答が得られたところに対して FAX 番号を教えてもらい、調査票を送信した。国内にある病院・診療所は約 10 万件、歯科医院は 6 万 8 千件ある。データベースには、病院・診療所が 1 万 8 千件にとどまるが、歯科医院は 6 万 7 千件とほぼカバーしている。病院・診療所を 200 件、歯科医院 200 件を送付数の目標とした。400 件以上をリストアップし電話にて依頼をしたが、拒否するところもあり、送付数は病院・診療所が 177 件、歯科医院が 157 件となった。ただし、病院については目標の数を送付し、

診療所や歯科医院については、全府県について少なくとも目標の半数以上に送付数を確保した。回答数は病院・診療所が 74 件、歯科医院が 71 件であり、回答率は送付数の 30～50%であった。

調査内容としては、病院・診療所に対しては水銀式体温計、血圧計、マーキュロクロム液、歯科医院に対してはアマルガムを対象に、使用（過去も含む）・保管・退蔵実態、今後の処理に関する質問を行った。

表 2.2.2 調査対象を選定するために利用したデータベースと依頼・回答数等の関係

	全 数	DB 件数	依頼数	目標送付数	送付数	回答数	回答率
病院	8,794	4,949	105	57	63	22	34.9%
診療所	99,083	13,016	295	143	114	52	45.6%
病院+診療所	107,877	17,965	400	200	177	74	41.8%
歯科医院	67,779	67,337	413	201	157	71	45.2%
出典	H21 地域医療基礎統計	ワムネット					

※回答率は、送付数に対する回答数の割合である。

2.2.1.3 台湾における蛍光管回収システム調査

日本において、現在流通している主要な水銀含有製品は蛍光管であるが、回収・リサイクル率は 3～4 割程度にとどまっている。それに対し、台湾は約 8 割以上の回収率とのことであり、その回収・リサイクルシステムについて、次の通り、ヒアリング調査および視察を行った。

- ・ 訪問日：2012 年 3 月、2013 年 12 月
- ・ 訪問先
 - ① 蛍光管製造プラント（ブランド名：東亜光電、会社名：中国電器）陳氏、葉氏、韓氏（顧問）
 - ② SRTI（Sus Recycling Technology Inc）蘇氏（理事長）ら
 - ③ 蛍光管リサイクル会社（中台資源科技有限会社）葉氏、王氏
 - ④ 台北科学技術大学 張添晉氏（院長）

2.2.1.4 アジアにおける将来の蛍光管需要推計

水銀の製品利用については、実態把握や将来需要予測が難しい。ここでは、水銀の需要や大気排出が増加してきたアジア地域を対象に、将来的にも利用が続くと考えられる蛍光管について、その需要を推計した。推計にあたっては、次のような仮定・手順を踏んだ。

- ・ 日本において、統計データが得られる 1990 年から、需要が増加基調にある 2007 年までの蛍光管の国内需要実績データをベースとして用いる（2008 年度以降は、経済状況の変化や LED 普及などによりモデル化できるほどのデータがない）。
- ・ 目的変数を 1 人あたり需要、説明変数を 1 人あたり GDP にした。照明環境水準の向上を経済発展で説明することで単純化した。
- ・ アジア各国（23 カ国）の 2030 年までの人口³⁴⁾および GDP 予測値³⁵⁾を用い、指数回帰分析により、将来の需要を予測した。

アジア各国を経済水準が高く、かつ成熟経済に入ってしまった日本のデータで外挿することは簡単ではないが、一つの試みとして算出した。

2.2.2 産業系水銀含有廃棄物の処分・回収に関する基準

水銀を含む廃棄物の一つとして都市ごみ焼却飛灰を考え、模擬水銀廃棄物として都市ごみ焼却飛灰（ストーカー式焼却炉：A 工場のバグフィルタから採取）に水銀試薬を添加したものをを用いた。水銀試薬は金属水銀、塩化第一水銀、酸化第二水銀、塩化第二水銀の4種類を使用した。含有率が0.05%~5%になるように水銀試薬を添加した飛灰を液体キレート剤（高分子重金属捕集剤：アッシュエース L-5000M：日立造船（株））によって処理した。液体キレート剤を用いる薬剤添加処理は一般的な重金属溶出対策として行われているものである。液体キレート剤の添加量は金属水銀、塩化第一水銀、酸化第二水銀を添加した飛灰については重量比で5%、塩化第二水銀を添加した飛灰については12.5%とした。これは予備試験より、水溶性の塩化第二水銀の不溶化には相対的に多くの量の液体キレート剤が必要であるとの結果が得られたためである。

処理物の環告13号法による溶出試験を行い、埋立判定基準を満足するかどうかを評価した。一部のサンプルについてはアメリカの TCLP 溶出試験、EU の prEN12457-4 溶出試験を実施した。また、キレート処理後90日間の溶出量の変化も調査した。基本的に1条件につき2サンプル作成し、各サンプル2回ずつ測定して得た4つの値の平均値を結果としているが、90日間の溶出量の変化の調査では1条件につき1サンプルとし、2回測定の平均値を結果とした。検液は還元気化水銀測定装置(RA-2：日本インスツルメンツ株式会社製)で分析を行い、水銀濃度を定量した。

2.2.3 アジアにおける余剰水銀量の将来推計

2.2.3.1 地域

基本的な推計方法は、Maxson によって行われた手法にならうこととした¹⁴⁾。まず、アジアの範囲としては、東アジア・東南アジアがブルネイ、カンボジア、中国、北朝鮮、インドネシア、日本、ラオス、マレーシア、モンゴル、ミャンマー、パプアニューギニア、フィリピン、韓国、シンガポール、タイ、ベトナムである。南アジアはアフガニスタン、バングラデッシュ、ブータン、インド、モルジブ、ネパール、パキスタン、スリランカである。さらに、この報告書の中では、中国とそれ以外のアジアという分け方がなされている。これは中国のみがアジアでは水銀の一次鉱出を行っており、水銀使用量も最大であることによる。次の仮定において、水銀の使用量、回収量を試算した。

1) 中国

- ・水銀の供給源は、製品リサイクルからの回収水銀、塩化ビニルモノマーの廃触媒からの回収水銀（回収率47%）、非鉄金属製錬業からの回収水銀である。クロロアルカリプラントからの回収物について供給から除外した（後述する）。
- ・水銀の一次鉱出については、条約第三条4より、15年間の採掘許可があるため、2030年まで採掘するものと仮定した。したがって、一次鉱出量はUSGSの水銀データベース³⁶⁾から過去5年間の生産量と2030年を0として、線形的に減少すると仮定して、線形予測式をたて、各年度の生産量に割り当てた。
- ・中国国内のみを考えた場合、余剰水銀を生み出すようになった場合、保管に回る。
- ・2010年のデータについては文献等からアップデート可能なものについては最新データを用いた³⁷⁻⁴⁰⁾。

2) 他のアジア

- ・各国間での水銀の輸出入はありうるとした。
- ・中国からの以外の金属水銀の輸入の有無はシナリオにより考慮した。
- ・アジア以外への水銀の輸出はないとした。
- ・地域が余剰水銀を生み出すようになったとき、保管に回る。
- ・ASGMについては、MercuryWatchによりアップデートした⁴⁰⁾。

2.2.3.2 各製品および製造工程での水銀使用量および水銀回収量の設定

本設定は、Maxson の設定¹⁴⁾と条約により新たな制約条件となったことを考慮した⁴¹⁾。なお、Maxson の設定は、UNEP における水銀含有製品のパートナーシップにおけるビジネスプランおよび UNEP の水銀に関する供給、貿易、需要情報のサマリーにおける水銀削減シナリオに基づくものである¹⁴⁾。

1)製造工程

水銀化合物を使用する製造工程として、人力小規模金採掘（ASGM）、VCM、クロロアルカリについて考えた。各条件については下記のとおりである。

(1) ASGM

2020 年までに 2010 年ベースの 50%に削減、その後、毎年 5%減と想定した。

(2) VCM

条約附属書 B の一つのオプションとして、2010 年から 2020 年までに半減。その後 2030 年で全廃するとした。廃水銀触媒からの回収率は 47%と設定した。

(3) クロロアルカリ

条約附属書 B に従い、2025 年までには全廃とした。インド以外は 2015 年、2020 年、2025 年の 3 回に分けて廃止とした。インドは先行しているとの情報から¹⁴⁾、2015 年、2020 年で全廃とした。また、条約第三条 5(b)よりクロロアルカリより回収される水銀は保管（需要を満たすことはない）に回るものとし、他の用途へ使えないものとした。

2)製品への水銀使用量の設定

(1) 電池

2005 年ベースから 2015 年までで 75%削減を目標とした。2010 年の数値があるので、2010 年~2015 年まではその目標値までを線形で補間した。条約にも記載されているため、2020 年までに 2015 年レベルから半減させた。その間、線形補間した。以降、2020 年レベルから毎年 5%減とした

(2) 歯科アマルガム

2005 年ベースから 2015 年までで 15%削減を目標とした。条約にも記載されているため、2020 年までに 2015 年レベルから半減させた。その間、線形補間した。以降、2020 年レベルから毎年 5%減とした

(3)計測機器等

2005 年ベースから 2015 年までで 60%削減を目標とした。条約にも記載されているため、2020 年までに 2015 年レベルから半減させた。その間、線形補間した。以降、2020 年レベルから毎年 5%減とした

(4) 蛍光灯

2005 年ベースから 2015 年までで 15%削減を目標とした。2010 年の数値があるので、2010 年~2015 年まではその目標値までを線形で補間した。条約にも記載されているため、2020 年までに 2015 年レベルから半減させた。その間、線形補間した。以降、2020 年レベルから毎年 5%減とした。

(5)電気機器等

2005 年ベースから 2015 年までで 55%削減を目標とした。条約にも記載されているため、2020 年までに 2015 年レベルから半減させた。その間、線形補間した。以降、2020 年レベルから毎年 5%減とした。

(6) その他

2005 年ベースから 2020 年までで 25%削減を目標とした。以降、2020 年レベルから毎年 5%減とした。

3)水銀回収量の設定

回収量においては、Maxson の報告書でも日本とそれ以外の地域で違う設定がなされている。今回の試算では、日本のデータについては独自のデータを利用した¹⁾。回収プロセスの大きなものとしては、非鉄金属製錬からの回収があるが、基本的には亜鉛製錬からの回収量を試

算した後、他の鉛、銅、金などの製錬は合わせて亜鉛製錬の一律 25%相当という設定をしている。なお、日本については亜鉛とその他の金属を分けずに回収量のデータがあること、および、過去の研究代表者らの調査で非鉄金属製錬の活動量は日本においては変化がないと推測されたことから、一定の回収量（36 トン）とした⁴²⁾。

中国においては、亜鉛製錬からの大気への水銀排出量の報告値が 40 トン/年程度で施設での排ガス中水銀の除去率が 90%程度との報告があることから⁴³⁾、実際の亜鉛製錬に流入する水銀は 400 トン程度と見込まれたが、Maxson の試算では大規模で回収されるであろう水銀のみを対象とし、2010 年で 129 トンとの設定を行っていたが、実際はそれ以上であると考えられた。したがって、2010 年では 200 トンと仮定し、その後、10 年間のうちにプラントの水銀回収率が 10%ずつ上昇して水銀が回収されていくと仮定した。また、亜鉛の生産量は世界的な増加から、年率 2%ずつ上昇するものとして⁴⁴⁾、連動して水銀も増加すると仮定した。

日本、中国以外のその他アジアについては、Maxson が設定していた 2010 年～2050 年の値を基本的に使用することにした。なお、Maxson の報告書には 5 年ごとの値しか掲載されていないことから、線形補間して、各年の値を求めた。プラントの水銀回収率の設定は中国の場合と同様とした。

製品からの回収については、日本においては環境省推計からの独自の値を用いた¹⁾。また、他国については、製品からの回収率は Maxson の設定にならい、2010 年時点では 5%で、2020 年までには 10%、2040 までには 25%と設定し、その間は線形補間した。

以上より、各年の水銀供給量、使用量、回収量を算出して、余剰水銀量がどの程度発生するかを試算した。

2.3 金属水銀の安定化技術の開発・評価

2.3.1 安定化実験

転動型ボールミル・気相合成の 2 つの方法で金属水銀の硫化を行い、それぞれの生成物を回収した。なお使用した試薬は、金属水銀・特級 99.5%(購入先：和光純薬工業)と粉末硫黄・98%(購入先：ナカライテスク)である。なお、先行研究事例として研究代表者らが行った遊星ボールミルとの結果と比較するため、ここでは簡単に遊星ボールミルによる方法も記述する。

表 2.3.1 転動型ボールミルの反応条件

水銀投入量(g)	60.00
硫黄投入量(g)	10.08
水銀と硫黄のモル比	Hg:S=1:1.05
ボール径(mm)	19.04
ボール材質	ステンレススチール
ボールの個数(個)	29
回転速度(rpm)	220
反応時間(時間)	2～12、30～36

2.3.1.1 転動型ボールミル

転動型ボールミルは遊星ボールミルと同様、密閉容器に試料とボールを入れ、混合攪拌することで試料を粉砕・反応させる装置である。容器に与えるのは自転運動だけなので、遊星ボールミルと比べて衝突のエネルギーは小さいが、装置の構造は単純である。本研究では金属水銀と粉末硫黄を同一容器に入れ、小型ボールミル回転架台(AV-2：アサヒ理化製作所製)に載せて自転運動を与え、内部を混合攪拌し反応させた。反応条件を表 2.3.1 に示す。

2.3.1.2 気相合成

気相合成は複数の試料を気体状態にして混合し、反応させる方法である。気相合成法を用いた硫化による水銀安定化はドイツのリサ

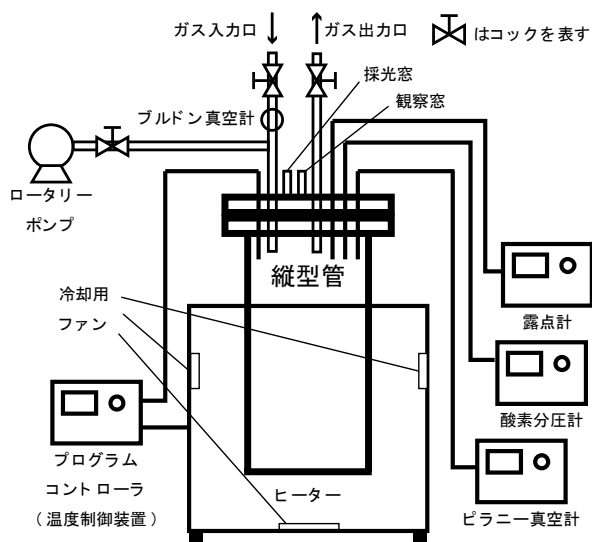


図 2.3.1 電気炉および周辺装置の概観

イクル業者である DELA¹⁷⁾ やアメリカの水銀リサイクル業者である Bethlehem Apparatus¹⁸⁾ が用いているが、この手法について反応条件を変化させた場合における生成物の性質の変化などに関する知見は少ない。本研究では金属水銀と粉末硫黄を別々の容器に入れ、ステンレス製の管(真空チャンバー)に封入した。その後真空引きを行い、管を加熱して水銀と硫黄の気化・混合を行った。装置の概観を図 2.3.1 に、反応条件を表 2.3.2 に示す。

表 2.3.2 気相合成法の反応条件

水銀と硫黄のモル比(Hg:S)	1:1.05、1:1.25、1:1.5
反応時間(時間)	0.5、1
到達温度(°C)	500、600
酸素分圧(ppmO ₂)	100
圧力(Pa)	1.5×10^3
露点(°C)	-10.00~-7.50

2.3.1.3 遊星型ボールミル

遊星型ボールミルは密閉容器に試料と粉碎用のボールを入れ、容器に自転運動と公転運動を同時に与えることで試料とボールの衝突を引き起こし、短時間で試料を粉碎・反応させる装置である。本研究では金属水銀と粉末硫黄を同一容器に入れ、遊星ボールミル(purverisette-6: FRITSCH 社製)で混合攪拌を行うことで反応させた。なおボールの個数は、消費エネルギーの測定結果から、ボールのエネルギーが最も大きくなる個数を選択した¹⁶⁾。

2.3.2 生成物の性質評価

生成物からの水銀の溶出性・揮発性および生成物の結晶性を確認するために、それぞれ 46 号溶出試験・ヘッドスペースにおける水銀濃度の測定・粉末 X 線回折分析を行った。

2.3.2.1 環境庁告示 46 号溶出試験⁴⁵⁾

生成物からの水銀の溶出性を評価するため、平成 3 年の環境庁告示 46 号で定められた方法による溶出試験(以下、46 号溶出試験)を行った。この告示は土壤の汚染に係る各物質の環境基準やその測定方法を定めるものであり、総水銀の環境基準は $0.5\mu\text{g/L}$ と定められている。46 号溶出試験により作成した検液は還元気化水銀測定装置(RA-2: 日本インスツルメンツ株式会社製)で分析を行い、水銀濃度を定量した。

2.3.2.2 ヘッドスペースにおける水銀濃度の測定

生成物から大気中への水銀の揮発性を評価するため、生成物上部の気体(ヘッドスペース)における水銀濃度の測定を行った。水銀揮発量の基準としては、EU で受入基準として水銀蒸気圧 $3\mu\text{g/m}^3$ 以下が提案されている。測定では図 2.3.2 に示すように、生成物 10g をガラス瓶の底面に一様に敷き詰め、コック付きテフロンチューブを通したゴム栓で蓋をした装置を使用した。この装置を一定温度・湿度 60% にて安定させておいた恒温恒湿槽に入れ、装置のチューブを形態別水銀連続分析計(MS-1A/DM-6B: 日本インスツルメンツ株式会社製)に繋げて 3 時間連続分析を行った。この分析計はガス中の水銀を Hg^0 と Hg^{2+} の形態別に測定することができ、それぞれについて 3 時間測定した平均値を測定値とした。

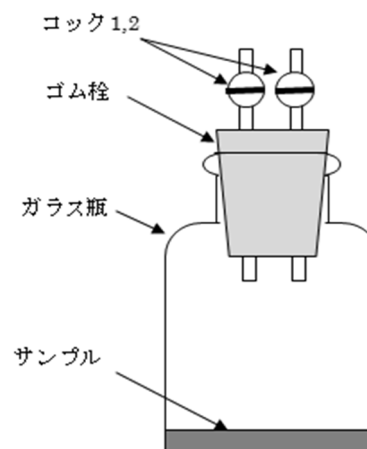


図 2.3.2 ヘッドスペース試験装置

表 2.3.3 XRPD の測定条件

X線	Cu-K α_1 /40kV/20mA	受光スリット	0.3mm
ゴニオメータ	広角ゴニオメータ	走査モード	連続
試料ホルダ	ニッケル	スキャンスピード	2deg/sec
発光スリット	1deg	スキャンステップ	0.02deg
散乱スリット	1deg	走査範囲	20-60deg

2.3.2.3 粉末 X 線回折分析(XRPD)

生成物を同定し結晶性を評価するため、粉末 X 線回折(X-Ray Powder Diffraction ; XRPD)による分析を行った。装置は粉末 X 線回折装置(RINT-UltimaPC：株式会社リガク製)を使用し、表 2.3.3 に示すような測定条件で生成物質の組成および結晶化の度合いを計測した。

2.4 水銀マテリアルフローツールキットの開発

2.4.1 Vensim ソフトウェア

Vensim は System Dynamics (SD)ツールのひとつであり⁴⁶⁾、産業セクターで用いられる燃料や原料中水銀量、各種製造プロセスから自然界に排出される大気、水、土壌への排出量、さらに製品あるいは廃棄物としての循環量などを「単純な矢印」で結びつけることにより視覚的にモデリングでき、どんな水銀除去装置をどの産業セクターの製造プロセスに組み込んだ場合に水銀削減効果が高いのかを予測できる。本研究ではシステムダイナミックスソフトウェアの『Vensim PLE』(無料)と『Vensim DSS』(有料)を用いた。Vensim ソフトウェアの特徴を表 2.4.1 に示す。

表 2.4.1 Vensim の特長

1. プログラミングが不要
2. EXCEL 関数が使用可能
3. 年度変化(将来予測)が可能
4. 簡易フローチャートの作成とループ計算が可能
5. 無料のシステムダイナミックソフトウェア

2.4.2 対象排出源

ここでは環境省の水銀大気排出インベントリ¹⁾が対象とした排出産業セクターをモデル化を行った。各産業セクター(石炭火力発電および石炭産業用ボイラ、石油火力、石油精製、製鉄、非鉄、製紙、セメント、石灰石、廃棄物、汚泥廃棄物、産業廃棄物)のうち例示として石炭セクターとセメントセクターについての Vensim マテリアルフローを図 2.4.1 および図 2.4.2 に示す。

2.4.3 使用項目

各原料は 2002-2010 年までの年度別生産量・消費量⁴⁷⁾、それらを産業別の活動量として、水銀含有率、水銀含有量、廃棄物と製品製造の水銀含有量および水銀の輸出入量、土壌排出割合、河川・海洋排出割合、副原料化、埋立、再利用、焼却割合を入力あるいは関数としてを使用している。また産業セクターの各製造プロセスで用いる低減装置の種類と低減率、また各プロセスでの使用装置データを別途与えた。

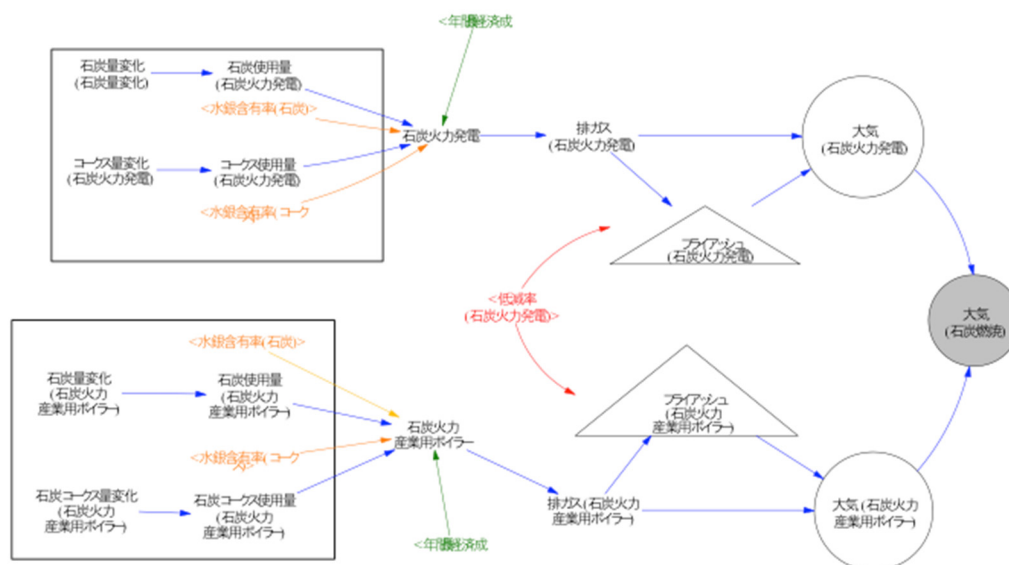


図 2.4.1 石炭火力発電および石炭産業用ボイラ

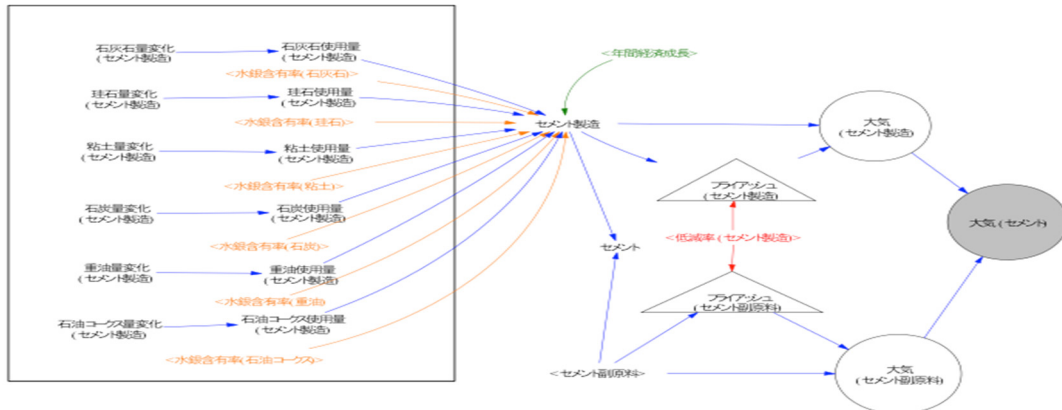


図 2.4.2 セメント製造

2.4.4 計算手順

マテリアルフローモデルを作る手順は、大きくは 3 つのステップがある。最初のステップは対象となる 各産業セクターの製造プロセスの水銀フローを描く(図 2.4.1、2.4.2)。2 番目のステップは全体としての水銀の移動先へのフローを描く。図 2.4.3 に例を示す。図中の“Industrial sector database”、“活動量(Activity)”、“大気(Air)”等の中に最初のステップの各セクターで使用される燃料・原料中の水銀量、生産量、大気排出量等が組み込まれ積算される。ここまでは「お絵描き」である。

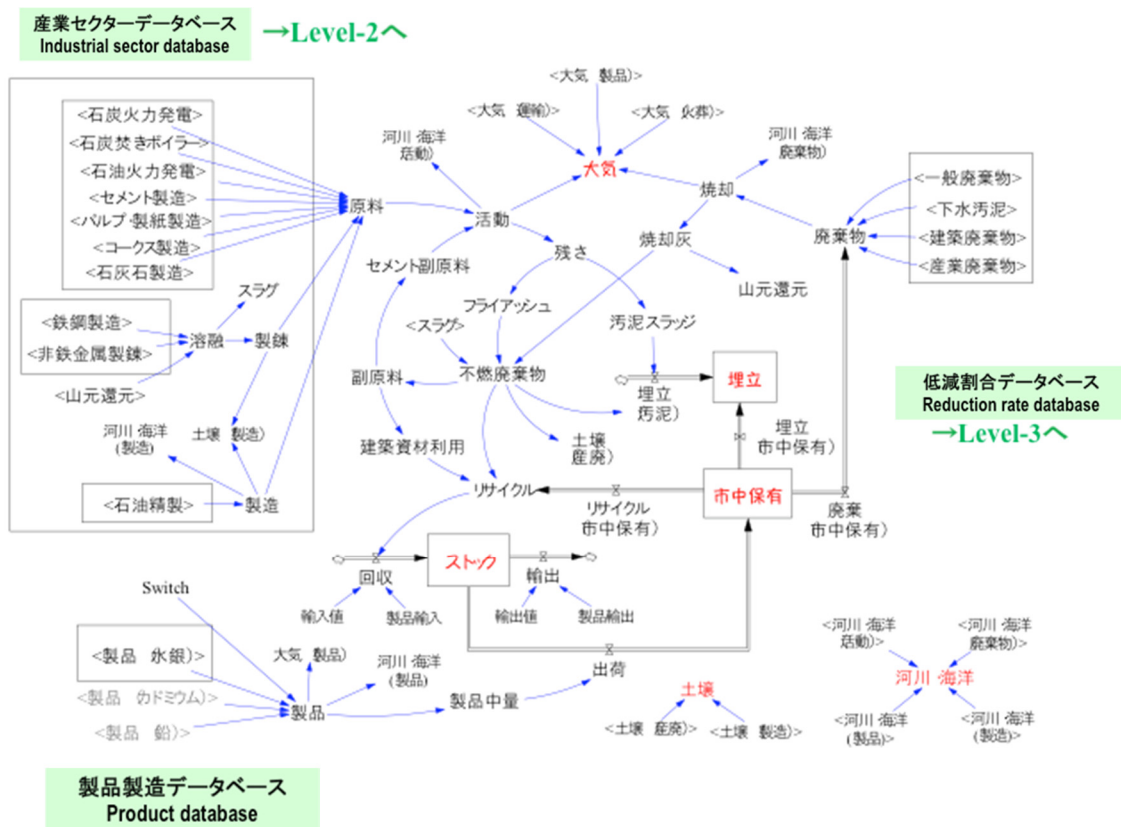


図 2.4.3 水銀マテリアルフローの全体図 (Level-1)

3 番目のステップ(Level-3)は、各セクターの水銀物質収支に関わる生産量・消費量、水銀濃度、排出係数等の各種統計データを参照して、入力データベースを作成する。このデータベースに EXCEL を用いてリンクする場合には Vensim DSS（有料版）を購入する必要がある。後から車などの移動発生源を加える場合には2 番目のステップの“大気（Air）”に直接追加すればよい。第1 ステップの各セクター別フローは第2 階層(Level-2)に、それらを集約したフローが第1 階層(Level-1)に、入力データベースは第3 階層(Level-3)にあると考えればよい。第2 階層には各セクター別フローとは別に、各種水銀除去技術に関するフローも入っている。図 2.4.3 中の“低減割合データベース(Reduction rate database)”は各セクターの各種水銀除去技術フロー（Level-2）と第3 階層の入力データベース（Level-3）ともリンクしている。蛍光灯、水銀ランプ、電気スイッチ、圧力計、温度計、歯科用アマルガム等の“製品製造データベース(Product database)”も各々の製品の廃棄量に関する第2 階層のフローおよび第3 階層のデータベースとリンクしている。また、マテリアルフローモデルでは図 2.4.4 に示すような石炭火力発電セクターからの水銀含有飛灰がセメント製造セクターに移動する場合のフローが重要であり、図 2.4.3 では飛灰を“副原料（Auxiliary material）”として扱っている。セメントに移動するリサイクル廃棄物も同様である。

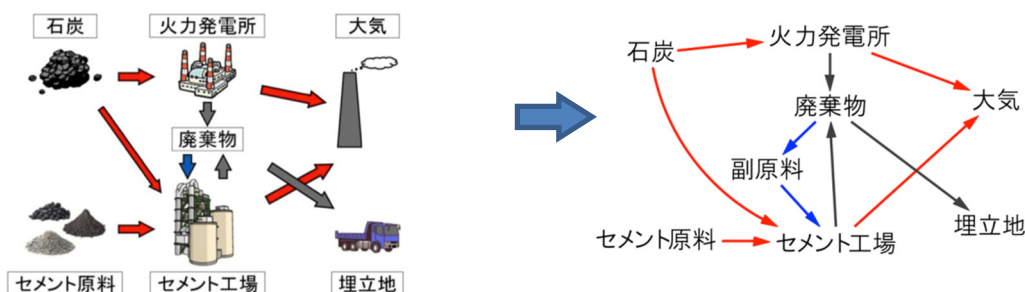


図 2.4.4 石炭飛灰がセメント製造施設に移動する場合の水銀移動を Vensim で表現

2.4.5 鉛、カドミウムのマテリアルフロー

Pb と Cd のマテリアルフローを、当初、水銀のマテリアルフローをベースに構築する予定でいたが、非鉄金属製錬の移動工程、地金の輸出入に加え、Pb ではバルブ、はんだ、塩化ビニル、バッテリー（蓄電池）、硬鉛鋳物、ブラウン管、鉛管板、Cd ではニカド電池、両者に関わる顔料、亜鉛メッキ、黄銅棒など製品側へのフローと廃棄時のフローなど、Vensim で作成した水銀マテリアルフローにさらに「製品製造フロー」(Level-2)と「製品製造データベース」(Level-3)を充実させる必要があることがわかった。そこで、「2.1 有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成」と連携して、Excel ベースのマテリアルフローを Vensim に移行させるよう試みた。例えば、図 2.4.5 は Pb を含むバッテリーのマテリアルフローであり、図 2.4.6 はバッテリー車載の自動車のマテリアルフローである。これらを「製品製造フロー」(Level-2)に組み入れた後、全体のマテリアルフロー（Level-1）で環境への排出量を計算することに

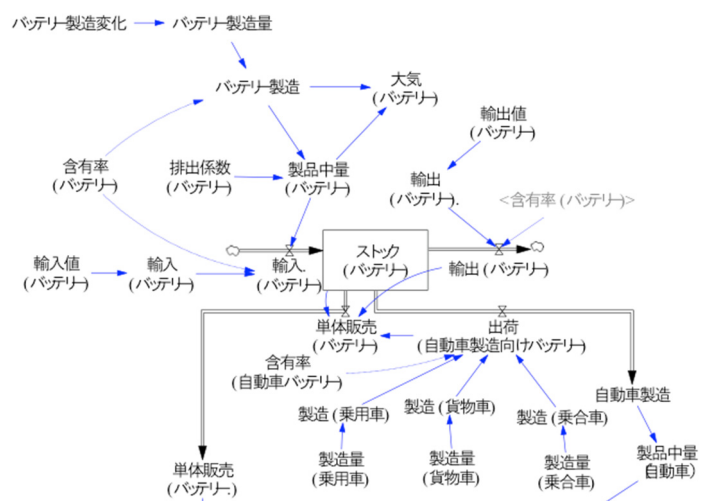


図 2.4.5 バッテリーが含有する鉛のマテリアルフロー

いても 0.5 で一定とした。液相率および気相率は時間、深さによって変化し、液相率の変化幅は 0.01～0.45 とした。(よって、気相率は 0.05～0.49 の間で変化する。)

埋立地は縦横 50 m×50 m、深さ 9 m の直方体とし、深さ 4～5 m の間に硫化水銀 (HgS) が埋立処分されている。よって、水銀層 (厚さ 1 m) の上部および下部に 4 m の土壌層があるサンドイッチ構造である。HgS の充填密度を 1.0 Mg/m³ とした場合、埋立地への充填量は 25 Mg (25 トン) となる。

雨水は埋立地表面から内部へ浸透するが、浸透しきれなかった雨水の流出 (run off) は考慮しない。雨水は表面に留まり続け、埋立地表面の液相率の変化に応じて浸透するとした。

2.5.3.3 埋立地内部の移動および形態変化

1) 水銀層からの水銀の溶出

硫化水銀 (HgS) として埋立処分された水銀は、雨水と接触することでその一部が液相中に溶解する。溶解した水銀は酸化水銀 (Hg²⁺) として液相中を移動し、形態変化を経ながら気相や固相へ分配される。埋立水銀層の表面近傍における酸化水銀濃度は硫化水銀の溶解度と等しいとし、液相中の酸化水銀濃度と埋立水銀層表面での酸化水銀濃度 (= 硫化水銀の溶解度) との差に比例して水銀の溶解速度が決定されるとした。

2) 埋立地内での水分の移動

埋立地表面から浸透した水分は、埋立地内を不飽和浸透流れによって移動し、埋立地底部の集水管へ到達する。この水分移動は鉛直方向への不飽和浸透流れとし、保存則より浸透流速 (U) と液相率は以下の式で表される。

$$\frac{\partial \varepsilon_l}{\partial t} + \frac{\partial U}{\partial z} = 0$$

ここで ε は液相率 (-)、U は浸透流速 (m/d)、t は時間 (d)、z は鉛直距離 (z) である。不飽和浸透係数 (K) は *Van Genuchten* 式で表すこととしたため、浸透流速は以下の式で記述される。

$$U = -K \left[\frac{dH}{dz} - 1 \right] \quad K = K_{sat} \cdot S^{\frac{1}{2}} \left\{ 1 - (1 - S^{\frac{1}{m}})^m \right\}^2 \quad H = -\frac{1}{\alpha} (S^{\frac{1}{m}} - 1)^{\frac{1}{n}} \quad S = \frac{\varepsilon_l - \varepsilon_{l,min}}{\varepsilon_{l,max} - \varepsilon_{l,min}}$$

ここで K は不飽和浸透係数 (-)、H は全水頭 (m)、S は有効飽和度 (-) である。 ε_l 、 $\varepsilon_{l,min}$ 、 $\varepsilon_{l,max}$ はそれぞれ液相率 (-)、最小液相率 (-)、最大液相率 (-) である。 α 、 m 、 n は *Van Genuchten* パラメータであり、 $m=1-1/n$ の関係にある。*Van Genuchten* パラメータの α 、 n はそれぞれ 0.23、1.48 の値を用いた。

3) 埋立地内での水銀の移動

埋立水銀層から溶出した酸化水銀 (Hg²⁺) は、液相、固相および気相に分配されながら移動していく。水銀は固相へ吸着するとともに、固相から液相への再溶出も生じる。固相表面においては吸着平衡状態とし、吸着量と平衡濃度 (= 固相表面での水銀濃度) には *Langmuir* 型の等温吸着式が成り立つとした。吸着および再溶出は固相表面での水銀濃度と液相中の水銀濃度の差に比例してその速度が決定される。金属水銀 (Hg⁰) のみ気相へ移行し、気相中を拡散によって移動する。液相中の水銀は拡散、移流、固相への分配 (吸着・再溶解)、気相への分配 (金属水銀の気化) によって移動する。

4) 埋立地内での水銀の形態変化

埋立地内の液相および固相において、生物学的反応によって酸化水銀 (Hg²⁺) はメチル水銀 (HgMe) に (=メチル化)、メチル水銀は酸化水銀に変化する (=脱メチル化)。また、酸

化水銀の一部は生物学的還元反応によって金属水銀 (Hg^0) に変化する。これらの形態変化はすべて一次反応とした。

5) 埋立地内での水銀濃度変化

以上より、埋立地の液相、固相、気相での水銀濃度変化は次の偏微分方程式で表される。

< 液相 >

$$\frac{\partial(\varepsilon_L C_{\text{Hg}2})}{\partial t} = D_{\text{Hg}2} \frac{\partial^2(\varepsilon_L C_{\text{Hg}2})}{\partial z^2} - \frac{\partial(UC_{\text{Hg}2})}{\partial z} - \varepsilon_L k_M C_{\text{Hg}2} + \varepsilon_L k_{\text{DeM}} C_{\text{HgMe}} - \varepsilon_L k_{\text{red}} C_{\text{Hg}2} - \varepsilon_L k_{\text{transfer}} \cdot S(C_{S,\text{Hg}2} - C_{\text{Hg}2})$$

$$\frac{\partial(\varepsilon_L C_{\text{HgMe}})}{\partial t} = D_{\text{HgMe}} \frac{\partial^2(\varepsilon_L C_{\text{HgMe}})}{\partial z^2} - \frac{\partial(UC_{\text{HgMe}})}{\partial z} + \varepsilon_L k_M C_{\text{Hg}2} - \varepsilon_L k_{\text{DeM}} C_{\text{HgMe}} - \varepsilon_L k_{\text{transfer}} \cdot S(C_{S,\text{HgMe}} - C_{\text{HgMe}})$$

ここで、 $C_{\text{Hg}2}$ 、 C_{HgMe} は酸化水銀およびメチル水銀の濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$)、 ε_L は液相率 (-)、 $D_{\text{Hg}2}$ 、 D_{HgMe} は酸化水銀およびメチル水銀の拡散係数 (m^2/d)、 U は浸透流速 (m/d)、 k_M はメチル化速度係数 ($1/\text{d}$)、 k_{DeM} は脱メチル化速度係数 ($1/\text{d}$)、 k_{red} は還元速度係数 ($1/\text{d}$)、 k_{transfer} は物質移動係数 ($1/\text{m}^2/\text{d}$)、 S は液相に接している固相表面積 (m^2/kg)、 $C_{S,\text{Hg}2}$ 、 $C_{S,\text{HgMe}}$ は固相表面近傍での酸化水銀およびメチル水銀濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$) である。

< 固相 >

$$\varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} \frac{d(\varepsilon_S q_{\text{Hg}2})}{dt} = \varepsilon_L k_{\text{transfer}} \cdot S(C_{S,\text{Hg}2} - C_{\text{Hg}2}) - \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} k_M q_{\text{Hg}2} + \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} k_{\text{DeM}} q_{\text{Hg}2} - \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} k_{\text{red}} q_{\text{Hg}2}$$

$$\varepsilon_L \rho_{\text{Soil}} \frac{d(\varepsilon_L q_{\text{HgMe}})}{dt} = \varepsilon_L k_{\text{transfer}} \cdot S(C_{S,\text{HgMe}} - C_{\text{HgMe}}) - \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} k_M q_{\text{HgMe}} + \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} k_{\text{DeM}} q_{\text{HgMe}}$$

$$q_{\text{Hg}2} = q_{\text{max}} \frac{KC_{S,\text{Hg}2}}{1 + K(C_{S,\text{Hg}2} + C_{S,\text{HgMe}})}$$

$$q_{\text{HgMe}} = q_{\text{max}} \frac{KC_{S,\text{HgMe}}}{1 + K(C_{S,\text{Hg}2} + C_{S,\text{HgMe}})}$$

ここで、 ε_S は固相率 (-)、 ρ_{Soil} は土壌密度 (kg/m^3)、 $q_{\text{Hg}2}$ 、 q_{HgMe} は土壌への水銀吸着量 ($\mu\text{g-Hg}/\text{kg}$)、 q_{max} は最大水銀吸着量 ($\mu\text{g-Hg}/\text{kg}$)、 K は吸着平衡定数 ($\text{m}^3/\mu\text{g-Hg}$) である。

< 気相 >

$$\frac{\partial(\varepsilon_G C_{\text{Hg}0})}{\partial t} = D_{\text{Hg}2} \frac{\partial^2(\varepsilon_G C_{\text{Hg}0})}{\partial z^2} + \varepsilon_L k_{\text{red}} C_{\text{Hg}2} + \varepsilon_S \rho_{\text{soil}} k_{\text{red}} q_{\text{Hg}2}$$

ここで、 $C_{\text{Hg}0}$ は気相中の金属水銀濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$)、 $D_{\text{Hg}0}$ は金属水銀の拡散係数 (m^2/d) である。

2.5.3.4 地下水での移動および形態変化

1) 埋立地からの水銀流入と地下水での移動

埋立地から液相経由で (= 集水管を通して) 排出された水銀 (酸化水銀 (Hg^{2+}) とメチル水銀 (HgMe)) の 50% が地下水に流入すると想定した。地下水の流入断面積は 1.0 m^2 とし、流速は $1.0 \times 10^{-6} \text{ m/s}$ 、湖沼までの流下距離を 1.0 km とした。地下水での水銀の移動は、固相への吸着ならびに固相からの再溶出、液相中での地下水流れによる移流である。固相率、液相率はそれぞれ 0.5 である。埋立地と同様に、固相での水銀吸着量と平衡濃度 (= 固相表面での水銀濃度) には *Langmuir* 型の等温吸着式が成り立ち、吸着および再溶出は固相表面での水銀濃度と液相中の水銀濃度の差に比例してその速度が決定されるとした。また、地下水流れは飽和浸透流れとした。

2)地下水での水銀の形態変化

埋立地内と同様に、地下水での液相および固相において、酸化水銀 (Hg^{2+}) のメチル化、メチル水銀 (HgMe) の脱メチル化 (=メチル化) が起きるとした。酸化水銀の金属水銀 (Hg^0) への還元反応については考慮しない。これらの形態変化はすべて一次反応とした。

3)地下水での水銀濃度変化

以上より、地下水の液相、固相での水銀濃度変化は次の偏微分方程式で表される。

<液相>

$$\begin{aligned}\varepsilon_L \frac{\partial C_{\text{Hg}2}}{\partial t} &= -U \frac{\partial C_{\text{Hg}2}}{\partial z} - \varepsilon_L k_M C_{\text{Hg}2} + \varepsilon_L k_{\text{Dem}} C_{\text{HgMe}} - \varepsilon_L k_{\text{transfer}} S(C_{S,\text{Hg}2} - C_{\text{Hg}2}) \\ \varepsilon_L \frac{\partial C_{\text{HgMe}}}{\partial t} &= -U \frac{\partial C_{\text{HgMe}}}{\partial z} + \varepsilon_L k_M C_{\text{Hg}2} - \varepsilon_L k_{\text{Dem}} C_{\text{HgMe}} - \varepsilon_L k_{\text{transfer}} S(C_{S,\text{HgMe}} - C_{\text{HgMe}})\end{aligned}$$

ここで、 $C_{\text{Hg}2}$ 、 C_{HgMe} は酸化水銀およびメチル水銀の濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$)、 ε_L は液相率 (-)、 U は地下水流速 (m/d)、 k_M はメチル化速度係数 ($1/\text{d}$)、 k_{Dem} は脱メチル化速度係数 ($1/\text{d}$)、 k_{transfer} は物質移動係数 ($1/\text{m}^2/\text{d}$)、 S は液相に接している固相表面積 (m^2/kg)、 $C_{S,\text{Hg}2}$ 、 $C_{S,\text{HgMe}}$ は固相表面近傍での酸化水銀およびメチル水銀濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$) である。

<固相>

$$\begin{aligned}\varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} \frac{dq_{\text{Hg}2}}{dt} &= \varepsilon_L k_{\text{transfer}} S(C_{S,\text{Hg}2} - C_{\text{Hg}2}) - \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} k_M q_{\text{Hg}2} + \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} k_{\text{Dem}} q_{\text{HgMe}} \\ \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} \frac{dq_{\text{HgMe}}}{dt} &= \varepsilon_L k_{\text{transfer}} S(C_{S,\text{HgMe}} - C_{\text{HgMe}}) + \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} k_M q_{\text{Hg}2} - \varepsilon_S \rho_{\text{Soil}} k_{\text{Dem}} q_{\text{HgMe}} \\ q_{\text{Hg}2} &= q_{\text{max}} \frac{KC_{S,\text{Hg}2}}{1 + K(C_{S,\text{Hg}2} + C_{S,\text{HgMe}})} \\ q_{\text{HgMe}} &= q_{\text{max}} \frac{KC_{S,\text{HgMe}}}{1 + K(C_{S,\text{Hg}2} + C_{S,\text{HgMe}})}\end{aligned}$$

ここで、 ε_S は固相率 (-)、 ρ_{Soil} は土壌密度 (kg/m^3)、 $q_{\text{Hg}2}$ 、 q_{HgMe} は土壌への水銀吸着量 ($\mu\text{g-Hg}/\text{kg}$)、 q_{max} は最大水銀吸着量 ($\mu\text{g-Hg}/\text{kg}$)、 K は吸着平衡定数 ($\text{m}^3/\mu\text{g-Hg}$) である。

2.5.3.5 表流水での移動および形態変化

1)埋立地からの水銀流入と表流水での移動

埋立地から液相経由で (=集水管を通して) 排出された水銀 (酸化水銀 (Hg^{2+}) とメチル水銀 (HgMe)) の 50% が表流水に流入すると想定した。表流水の流量は $1.0 \times 10^{-2} \text{ m}^3/\text{s}$ であり、湖沼までの平均流下距離を 2.0 km とした。また、大気から地表へ乾性沈着した酸化水銀も表流水へ流入するとした。表流水での水銀の移動では、固相への吸着は考慮しないため、表流水による移流のみである。

2)表流水での水銀の形態変化

埋立地内や地下水と同様に表流水での液相においても、酸化水銀 (Hg^{2+}) のメチル化、メチル水銀 (HgMe) の脱メチル化 (=メチル化) が起きるとした。酸化水銀の金属水銀 (Hg^0) への還元反応については考慮しない。これらの形態変化はすべて一次反応とした。

3)表流水での水銀濃度変化

以上より、表流水の液相、固相での水銀濃度変化は次の常微分方程式で表される。

$$\frac{dC_{Hg2}}{dt} = -k_M C_{Hg2} + k_{Dem} C_{HgMe}$$

$$\frac{dC_{HgMe}}{dt} = k_M C_{Hg2} - k_{Dem} C_{HgMe}$$

ここで、 C_{Hg2} 、 C_{HgMe} は酸化水銀およびメチル水銀の濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$)、 k_M はメチル化速度係数 (1/d)、 k_{Dem} は脱メチル化速度係数 (1/d) である。

2.5.3.6 大気での移動および形態変化

埋立地表面および集水管から排出された金属水銀 (Hg^0) は大気へと放出される。大気中は拡散によって移動し、オゾン酸化によって金属水銀が酸化水銀 (Hg^{2+}) へ形態変化するものとする。酸化水銀はただちに浮遊粒子に吸着し、地表へ乾性沈着するとした。地表へ沈着した酸化水銀は雨水によって表流水中へ移動する。本モデルでは、排出源 (埋立地) から 10 km を拡散移動するまでにオゾン酸化され、乾性沈着して表流水へ流入する水銀量を計算した。

金属水銀のオゾン酸化は金属水銀とオゾンの 1 次反応とし、これより大気中の水銀濃度は次の常微分方程式で表される。

$$\frac{\partial C_{Hg0}}{\partial t} = D_{Hg0} \frac{\partial^2 C_{Hg0}}{\partial z^2} - k_{oxi} C_{Hg0} C_{O3}$$

ここで、 C_{Hg0} は金属水銀濃度 (mol/m^3)、 C_{O3} はオゾン濃度 (mol/m^3) D_{Hg0} は拡散係数 (m^2/s)、 k_{oxi} は酸化速度係数 ($\text{m}^3/\text{mol}/\text{s}$) である。

2.5.3.7 湖沼での移動および形態変化

1) 湖沼の環境条件

湖沼面積は 62500 m^2 ($250 \text{ m} \times 250 \text{ m}$)、深さを 10 m、底質厚さを 10 cm とする。地下水と表流水が湖沼へと流入し、湖沼水の一部は再び湖沼から流れ出る。このとき、地下水の流入断面積は 1.0 m^2 とし、湖沼の平均滞留時間は 3.95 年とした。

2) 湖沼での水銀の移動

地下水および表流水から湖沼へ流入した水銀は、ただちに水相および固相 (= 底質) へと分配される。また、水相から固相への沈降および固相からの再溶出は常に生じており、これは絶えず水相／固相間の水銀分配係数が一定となるように移動するとした。水相の水銀の一部は表流水の流出によって湖沼から排出される (= 水理学的希釈)。また水相中のメチル水銀は生物濃縮によって魚介類へ濃縮されていく。なお、湖沼中での水銀マスバランスにおいて、魚介類へ濃縮された水銀量を考慮していない。しかし、魚介類中の水銀量は水相および固相の水銀量と比較して極めて小さいため、環境リスク評価に与える誤差は無視できることを注記しておく。

3) 湖沼での水銀の形態変化

埋立地や地下水と同様に、湖沼での液相および固相において、酸化水銀 (Hg^{2+}) のメチル化、メチル水銀 (HgMe) の脱メチル化 (= メチル化) が起きるとした。酸化水銀の金属水銀 (Hg^0) への還元反応については考慮しない。これらの形態変化はすべて一次反応とした。

4) 湖沼での水銀濃度変化

以上より、湖沼の液相、固相での水銀濃度変化は次の常微分方程式で表される。

< 液相 >

$$\frac{dC_{Hg2}}{dt} = \frac{J_{GW,Hg2} + J_{SW,Hg2}}{V_W} - k_M C_{Hg2} + k_{Dem} C_{HgMe} - \frac{J_{S,Hg2}}{V_W} - \frac{V_W}{\tau} C_{Hg2}$$

$$\frac{dC_{HgMe}}{dt} = \frac{J_{GW,HgMe} + J_{SW,HgMe}}{V_W} + k_M C_{Hg2} - k_{Dem} C_{HgMe} - \frac{J_{S,HgMe}}{V_W} - \frac{V_W}{\tau} C_{HgMe}$$

ここで、 C_{Hg2} 、 C_{HgMe} は酸化水銀およびメチル水銀の濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$)、 $J_{GW,Hg2}$ 、 $J_{GW,HgMe}$ は地下水からの酸化水銀およびメチル水銀の流入量 ($\mu\text{g-Hg}/\text{yr}$)、 $J_{SW,Hg2}$ 、 $J_{SW,HgMe}$ は表流水からの酸化水銀およびメチル水銀流入量 ($\mu\text{g-Hg}/\text{yr}$)、 V_W は湖沼水の体積 (m^3)、 k_M はメチル化速度係数 (1/d)、 k_{Dem} は脱メチル化速度係数 (1/d)、 $J_{S,Hg2}$ 、 $J_{S,HgMe}$ は底質への酸化水銀およびメチル水銀の沈降量 (また底質からの再溶出量) ($\mu\text{g-Hg}/\text{yr}$)、 τ は湖沼水の滞留時間 (yr) である。

< 固相 >

$$\begin{aligned} \frac{dq_{Hg2}}{dt} &= \frac{J_{S,Hg2}}{V_S \rho_{Soil}} - k_M q_{Hg2} + k_{Dem} q_{HgMe} & K_{dis,Hg2} &= \frac{\rho_{Soil} q_{Hg2}}{C_{Hg2}} = const \\ \frac{dq_{HgMe}}{dt} &= \frac{J_{S,HgMe}}{V_S \rho_{Soil}} + k_M q_{Hg2} - k_{Dem} q_{HgMe} & K_{dis,HgMe} &= \frac{\rho_{Soil} q_{HgMe}}{C_{HgMe}} = const \end{aligned}$$

ここで、 q_{Hg2} 、 q_{HgMe} は酸化水銀およびメチル水銀の土壌吸着量 (累積) ($\mu\text{g-Hg}/\text{kg}$)、 $J_{S,Hg2}$ 、 $J_{S,HgMe}$ は地下水から土壌へ吸着する酸化水銀量およびメチル水銀量 ($\mu\text{g-Hg}/\text{kg}$)、 k_M はメチル化速度係数 (1/d)、 k_{Dem} は脱メチル化速度係数 (1/d)、 ρ_{Soil} は土壌密度 (kg/m^3)、 $K_{dis,Hg2}$ 、 $K_{dis,HgMe}$ は酸化水銀、メチル水銀の湖沼—底質間での分配係数 (-) である。

2.5.3.8 水銀の生物濃縮と水銀曝露量

湖沼の水相のメチル水銀は食物連鎖を経て魚介類へ生物濃縮されるとする。魚介類中のメチル水銀濃度は生物濃縮係数 (BMF) により次のように表される。

$$D_{HgMe} = BMF \cdot \frac{C_{HgMe}}{1000}$$

ここで、 D_{HgMe} は魚介類のメチル水銀濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{kg}$)、BMF は生物濃縮係数 (-)、 C_{HgMe} は湖沼水中のメチル水銀濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$) である。

人体への水銀曝露は、魚介類の摂取のみを考える。日本人一人あたりの魚介類摂取量 (0.096 kg/d) に魚介類中のメチル水銀濃度を乗じ、水銀曝露量とした。

$$I_{HgMe} = \frac{7X \cdot D_{HgMe}}{BW}$$

ここで、 I_{HgMe} は体重 1 kg、一週間あたりの水銀摂取量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{week}$) X は一日あたり魚介類摂取量 (kg/d)、 D_{HgMe} は魚介類中のメチル水銀濃度 ($\mu\text{g-Hg}/\text{kg}$)、 BW は平均体重 (kg) である。

2.5.4 降雨シナリオ

埋立地からの水銀排出は水相 (=埋立地浸出水) および気相 (埋立地表面および集水管から大気中への放出) 経路となるため、特に降雨条件は着目すべき環境条件である。日本、熱帯地域 (タイを想定)、乾燥地域 (エジプトを想定) の平均降雨強度および平均降雨日数を降雨条件とする 3 つシナリオにおいて、水銀の環境リスクを評価した。降雨条件は表 2.5.1 のとおりである。

表 2.5.1 日本、熱帯地域、乾燥地域での降雨条件

	日本	熱帯地域	乾燥地域
平均降雨強度 (mm/d)	4.19	4.53	0.53
平均降雨日数 (d/yr)	111	156	24

2.5.5 モデルパラメータの値

水銀の環境動態モデルにおいて採用したパラメータ値は表 2.5.2 のとおりである。パラメータ値が複数報告されているものについては、それらの幾何平均値を本モデルでは用いた。

表 2.5.2 モデルパラメータ値

パラメータ		単位	値	参考文献
ϵ_S	固相率	[-]	0.5	設定値
ϵ_L	液相率	[-]	0.01-0.45	設定値
ϵ_G	気相率	[-]	0.05-0.49	設定値
$C_{\text{sat_Hg2}}$	溶解度（硫化水銀）	[$\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$]	10776	48
$C_{\text{sat_HgMe}}$	溶解度（メチル水銀）	[$\mu\text{g-Hg}/\text{m}^3$]	1.0×10^7	49
$k_{\text{transfer}} \cdot S$	物質移動係数×表面積	[1/d]	0.955	50
k_M	メチル化速度係数	[1/d]	6.56×10^{-3}	51-53
k_{Dem}	脱メチル化速度係数	[1/d]	3.26×10^{-3}	51-53
k_{red}	還元速度係数	[1/d]	1.00×10^{-6}	54
k_{oxi}	オゾン酸化速度係数	[$\text{m}^3/\text{mol}/\text{s}$]	3.26×10^{-26}	55
C_{O3}	オゾン濃度	[mol/m^3]	6.25×10^{-4}	56
$K_{\text{dis_Hg2}}$	水/底質間の分配係数（無機水銀）	[-]	125075	57-60
BMF	生物濃縮係数	[-]	50691	61-68
X	日本人の平均魚介類摂取量	[g/d]	96	69
K_{Sat}	飽和透水係数	[m/d]	0.1	70
n	Van Genuchten	[-]	1.48	71
m	Van Genuchten	[-]	0.324	71
α	Van Genuchten	[1/m]	0.23	71
D_{Hg2}	拡散係数（無機水銀）	[m^2/d]	7.32×10^{-5}	72
D_{HgMe}	拡散係数（メチル水銀）	[m^2/d]	7.32×10^{-5}	-
D_{Hg0}	拡散係数（金属水銀）	[m^2/d]	0.377	73
q_{Max}	最大水銀吸着量	[$\mu\text{g}/\text{kg}$]	207000	74
K	水銀吸着平衡定数	[$\text{m}_3/\mu\text{g}$]	3.68×10^{-8}	74
ρ_{Soil}	土壌密度	[kg/m^3]	1000	設定値
τ	湖沼の平均滞留時間	[yr]	3.95	74-78
$K_{\text{dis_HgMe}}$	水/底質間の分配係数（無機水銀）	[yr]	5908	57-60
BW	日本人の平均体重	[kg]	65	79

2.5.6 環境動態モデルのパラメータの感度解析

水銀の環境動態モデルで用いられているパラメータにおいて、環境リスク（＝水銀曝露量）に大きな影響を与えるものを感度解析によって調査した。降雨条件のパラメータは約 0.3～1.4 倍に、それ以外のパラメータ値は 0.1～10 倍に変化させ、リスク顕在化時間 (Negligible risk time) の変化を調べた。パラメータの影響の大きさについては、以下に定義されるインパクトファクターの値でもって評価した。なお、インパクトファクターの値が大きいほど、リスク評価に与える影響が大きいことを示す。

$$IF = \frac{Time_{\text{ref}} - Time_{\text{changed}}}{Time_{\text{changed}}} \cdot \frac{1}{|\log X|}$$

ここで、IF はインパクトファクター (-)、 $Time_{\text{ref}}$ 、 $Time_{\text{changed}}$ は参照ケースおよびパラメータ値を変化させたときのリスク顕在化時間 (yr)、X はパラメータの変化倍率 (-) である。

第3章 研究結果と考察

3.1 有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成

3.1.1 有害金属の環境排出量としての PRTR 届出排出量の適用可能性検討

3.1.1.1 算出方法による PRTR 届出排出量の特徴

表 3.1.1 に PRTR 届出排出量の 5 つの算出方法の概要⁸⁰⁾および算出方法の原理をふまえて環境排出量としての届出排出量の特徴を整理した。なお、やや古い調査であり有害金属に限った調査ではないが、2001 年度の届出事業所に対するアンケート調査⁸¹⁾では実際に様々な算出方法が用いられていた。

表 3.1.1 算出方法による届出排出量の特徴

算出方法	概要	届出排出量の特徴
① 物質収支による方法	対象物質の年間取扱量から製品としての搬出量、実測や排出係数等から算出した他の排出量、移動量を差し引いて排出量を算出する方法。	・不純物由来の排出を含むかは取扱量把握方法に依存。 ・値の精度は他の排出量の算出精度に影響。
② 実測による方法	事業所の主要な排出口における排出物（排ガス、排水等）の対象物質濃度を実測し、排出物量（排ガス量、排水量等）とかけ合わせて排出量を算出する方法。	・原理的には不純物由来の排出を含む。 ・値の精度は実測値の代表性、定量下限値未満実測値の取扱方法に影響。
③ 排出係数による方法	対象物質の年間取扱量にモデル実験などで別途算定した取扱量と排出量の比（排出係数）をかけ合わせて排出量を算出する方法。	・不純物由来の排出を含むかは取扱量把握方法に依存。 ・排出抑制対策の効果反映には係数見直しが必要。
④ 物性値を用いた計算による方法	飽和蒸気圧や水への溶解度等により対象物質の排出物（排ガス、排水等）中の濃度を推測し、排出物量（排ガス等、排水量等）とかけ合わせて排出量を算出する方法。	・不純物由来の排出を含むかは取扱量把握方法に依存する。
⑤ その他 の方法	上記以外に排出量を的確に算出できると認められる方法（例えば、経験値を用いる方法など）。	—

例えば、②の実測による方法を採用した場合、原理的には不純物由来の排出も含む値が得られるので、データの性格としては環境排出量に相当する。ただし、届出排出量の精度は実測値の代表性に左右される。一方、①の物質収支による方法や③の排出係数による方法では取扱量をもとに届出排出量を算出することから、基本的には原料等の不純物に由来する排出は考慮されない。ただし、取扱量の把握方法や排出係数の作成方法（例えば実測に基づく排出係数を用いる場合など）によっては算出される届出排出量に不純物由来の排出も含まれる可能性もある。

また、②の実測による方法について、算出マニュアル⁸⁰⁾に従えば、実測値が検出下限未満の場合はゼロ、検出下限以上定量下限未満の場合は定量下限値の 1/2 とみなして届出排出量を算出することになっている。このため、排出濃度レベルによっては届出排出量が過大または過小に算出される可能性がある。特に排ガスや排水の量が多い事業所がこれに該当した場合には、この影響は大きいため注意が必要である。

3.1.1.2 有害金属の PRTR 届出排出量算出方法等の実態調査

1) PRTR 届出大気排出量算出方法の実態

図 3.1.1 に PRTR 届出大気排出量算出方法の実態調査結果を示す。以下、業種ごとに考察を加える。

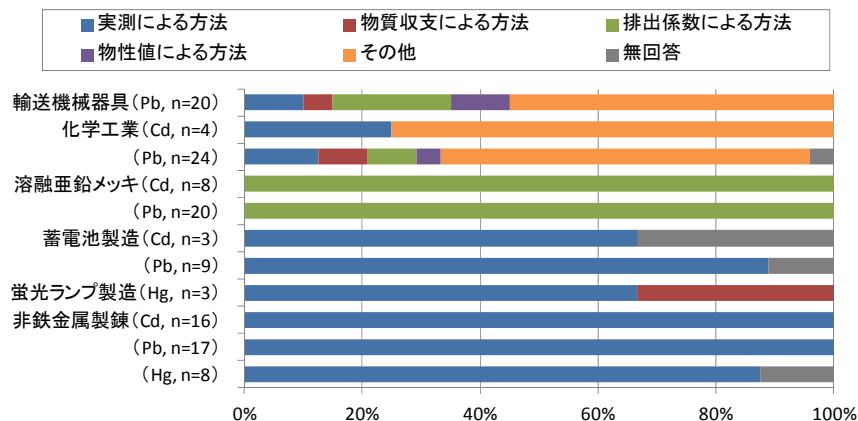


図 3.1.1 PRTR 届出排出量算出方法の調査結果（大気排出量、届出のある事業所）

① 非鉄金属製錬、蓄電池製造、蛍光灯製造

非鉄金属製錬（Cd、Pb、Hg）、蓄電池製造（Cd、Pb）の全ての回答事業所、蛍光灯製造（Hg）の 3 つの回答事業所のうち 2 事業所において、実測による方法を用いており、算出方法の上では届出排出量に原料としての使用だけではなく原料等の不純物に由来する排出量も含まれていると考えられた。また、物質収支による方法を用いていた蛍光灯製造の 1 事業所も、Hg 排出は原料としての使用に由来すると考えられることから、届出排出量は大気排出量として利用できる値になっていると考えられた。以上より、非鉄金属製錬、蓄電池製造、蛍光灯製造の事業所からの届出大気排出量は、算出方法の上では実際の大気排出量として利用できると考えられた。

ただし、定量下限値未満の実測値の取扱は様々であり（図 3.1.2）、特に排出濃度の低い工程に係る届出排出量は環境排出量として過大または過小となっている可能性が高いと考えられた。非鉄金属製錬の Cd、Pb、蓄電池製造の Pb は個々の届出排出量も大きく、この理由による過小または過大推計の可能性は低いと考えられるが、非鉄金属製錬の Hg、蓄電池製造の Cd、蛍光灯製造の Hg は届出排出量が小さいまたはゼロの事業所も多く、環境排出量として過大または過小である可能性も高い。代表的な工程や排出濃度レベルなどについてさらなる実態把握が求められる。

また、一部の調査において実測頻度を尋ねたところ、例えば非鉄金属製錬の事業所では全ての回答事業所で 1 年に複数回（半数以上が年 6 回以上）の実測を行っており、届出排出量の算出においては排出濃度の変動が一定程度平均化されていると考えられた。また、実測頻度を考慮すれば、排出低減対策や原料の不純物含有率変化などの影響も届出排出量に反映されているものと考えられた。

② 溶融亜鉛めっき

溶融亜鉛めっき（Cd、Pb）の全ての回答事業所が排出係数による方法を用いていた。具体的な算出方法は（一社）日本溶融亜鉛鍍金協会のマニュアル（以下、協会マニュアル）によるものであり、集じん灰量に基づいて、集じん設備でのばいじん捕集率（0.9）とばいじん大気排出率（0.1）、集じん灰の Cd、Pb 含有率から届出排出量を算出していた。集じん灰には原料の不純物由来の Cd、Pb も含まれるはずであるから、溶融亜鉛めっきの事業所における Cd、Pb の届出排出量は不純物由来の排出も含んでおり、大気排出量として利用できる値になっていると考えられた。

ただし、集じん灰の Cd、Pb 含有率の値は事業所によって様々であった（回答事業所については Cd は 0.0004%～0.023%、Pb は 0.006%～3.33%の範囲で異なっていた）。これは、異なる値を掲載した異なる版の協会マニュアルが存在すること、成分分析結果から独自の含有率を

設定している事業所もあることが原因であった。事業所ごとの工程に応じて適切な値が設定されていれば問題はないが、集じん灰の実態との整合について今後把握を行うことも必要である。

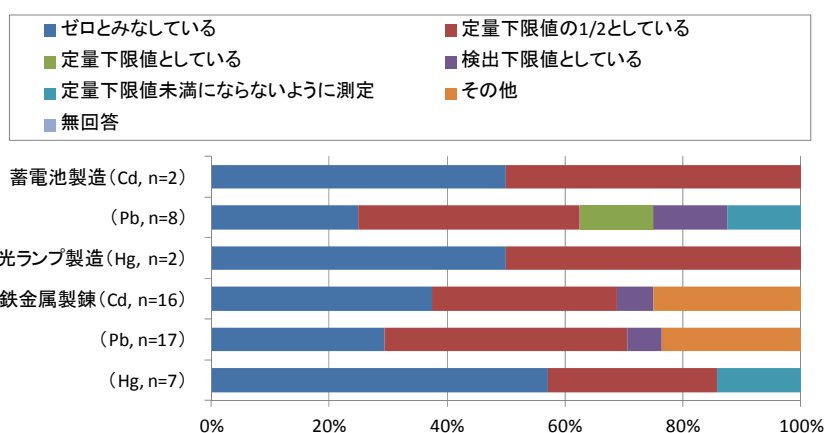


図 3.1.2 PRTR 届出排出量の算出における定量下限値未満の実測値の取扱
(大気排出量、実測による方法を用いている事業所)

③ 化学工業、輸送機械器具製造業

化学工業（Cd、Pb）、輸送機械器具製造業（Pb）の回答事業所の多く（55%～75%）は大気への排出がないため届出排出量をゼロとしていた。この結果は実際の大気排出量がゼロであることを必ずしも担保するものではなく、主要工程を確認するとともに、使用原料等に含まれる有害金属の排出可能性を詳細に検討する必要がある。また、その他の回答事業所は事業所によって異なる方法を採用していた。以上より、これらの業種における届出排出量の環境排出量としての適用可能性の判断は、現時点では困難である。

2) 排出量の届出をしていない事業所の実態

排出量の届出をしていない事業所が届出をしていない理由は、多くが年間取扱量の要件（Cd、Pb は 0.5 トン以上、Hg は 1 トン以上）または原料の含有率要件（Cd、Pb は 0.1 質量%以上、Hg は 1 質量%以上）に該当しないためであった。ただし、このことは必ずしも取扱量がゼロであることを意味しない。排出量を届け出ている同業種の事業所もあること、アンケート調査において届出のない事業所でも自主的に排出量把握を行っている例があったことから、届出のない事業所においても現実には有害金属の大気排出が存在する蓋然性は高い。

したがって、PRTR 届出大気排出量を大気排出量として利用する上では、業種ごとに主要事業所をリストアップした上で、届出がない主要事業所からの排出分を上乗せ補正することが必須である。例えば届出のある事業所のみでの届出排出量と活動量（例えば製品の生産量）データから活動量あたりの届出排出量（排出係数に相当）を算出し、業種全体の活動量を用いて業種全体の排出量を拡大推計するなどの方法が考えられる。紙面の都合上詳細は省くが、活動量あたりの届出排出量の作成方法は平成 23 年度報告書⁸²⁾を参照されたい。

3.1.2 環境排出を考慮した有害金属のマテリアルフロー・ストックの推計

表 3.1.2 および表 3.1.3 に改善を図った部門ごとのマテリアルフロー・ストック量と大気排出量の推計式を示す。既存事例に対して推計方法の修正や使用データの変更を行った部分も表中に示した。推計の基礎データはできる限り継続的な入手が可能なものとして表に示した情報源（文献 5、6、29、30、33、83-112）のデータを用いる方法を提示した。

2001～2010 年度について推計した部門別の Cd および Pb の地金流通、製品使用・流通、使用済み排出、処理処分フローの推移を図 3.1.3 および図 3.1.4 に示す。マイナスのフロー量は

表 3.1.2 カドミウムのマテリアルフロー・ストックと大気排出量の推計方法（推計式）

部門	項目	Cdマテリアルフロー・ストック量 推計方法(計算式)	データ出典(文献番号)	※	Cd大気排出量 推計方法(計算式)	データ出典(文献番号)	※
製錬	鉄鋼業	—	—	—	=PRTR届出排出量(鉄鋼業)	—	—
	非鉄金属製錬	=Cd地金生産量	83	—	=合計(非鉄金属製錬)	—	改
	銅製錬(粗銅)	—	—	—	=粗銅生産量×生産量あたり届出排出量	29(生産量), 本研究で作成(生産量あたり届出排出量)	改
	鉛製錬(粗鉛)	—	—	—	=粗鉛生産量×生産量あたり届出排出量	29(生産量), 本研究で作成(生産量あたり届出排出量)	改
	鉛製錬(再生鉛)	—	—	—	=再生鉛生産量×生産量あたり届出排出量	92(生産量), 本研究で作成(生産量あたり届出排出量)	改
	亜鉛製錬(電気亜鉛)	—	—	—	=電気亜鉛生産量×生産量あたり届出排出量	29(生産量), 本研究で作成(生産量あたり届出排出量)	改
	亜鉛製錬(蒸留亜鉛)	—	—	—	=蒸留亜鉛生産量×生産量あたり届出排出量	29(生産量), 本研究で作成(生産量あたり届出排出量)	改
事業所内埋立	非鉄金属製錬	=PRTR届出事業所内埋立Cd量(金属鉱業・非鉄金属製造業)	—	改	—	—	—
地金輸出入・在庫増分	Cd地金輸入	=Cd地金輸入量	83	—	—	—	—
	Cd地金輸出	=Cd地金輸出量	83	—	—	—	—
	Cd地金在庫増分	=Cd地金期末在庫－Cd地金期初在庫	83	—	—	—	—
	ニカド電池製造	=Cd国内需要量(ニカド電池製造)	83	—	=PRTR届出排出量(電気機械器具製造業)	—	—
工業製品製造	顔料製造	=Cd国内需要量(顔料製造)	83	—	=PRTR届出排出量(化学工業)	—	—
	合金製造	=Cd国内需要量(合金製造)	83	—	—	—	—
	めっき製品製造	=Cd国内需要量(めっき製品製造)	83	—	=溶融亜鉛めっき生産量×生産量あたり届出排出	93(生産量), 本研究で作成(生産量あたり届出排出)	改
	その他工業製品製造	=Cd国内需要量(その他工業製品製造)	83	—	—	—	—
	工業製品輸出入	ニカド電池輸入 ニカド電池輸出	=電池輸入重量×ニカド電池Cd含有率 =電池輸出重量×ニカド電池Cd含有率	30(輸入重量), 83(Cd含有率) 30(輸出重量), 83(Cd含有率)	変 変	— —	— —
社会蓄積 (ストック)	ニカド電池	=Σ(電池国内出荷重量×ニカド電池Cd含有率×使用年数分布(残存率))	83(Cd含有率), 33, 84(出荷重量, 推計), 6(使用年数)	改	—	—	—
	顔料	=Σ(使用Cd量(顔料製造)×使用年数分布(残存率))	6(使用年数)	—	—	—	—
	合金	=Σ(使用Cd量(合金製造)×使用年数分布(残存率))	6(使用年数)	—	—	—	—
	めっき	=Σ(使用Cd量(めっき製品製造)×使用年数分布(残存率))	6(使用年数)	—	—	—	—
	その他工業製品	=Σ(使用Cd量(その他工業製品製造)×使用年数分布(残存率))	6(使用年数)	—	—	—	—
	使用済み製品排出	ニカド電池	=Σ(電池国内出荷重量×ニカド電池Cd含有率×使用年数分布(使用済み率))	8(Cd含有率), 10-11(出荷重量, 推計), 2(使用年数)	改	—	—
使用済み製品回収 スクラップ中 への拡散	顔料用途	=Σ(Cd国内需要量(顔料製造)×使用年数分布(使用済み率))	6(使用年数)	—	—	—	—
	合金用途	=Σ(Cd国内需要量(合金製造)×使用年数分布(使用済み率))	6(使用年数)	—	—	—	—
	めっき用途	=Σ(Cd国内需要量(めっき製品製造)×使用年数分布(使用済み率))	6(使用年数)	—	—	—	—
	その他工業製品	=Σ(Cd国内需要量(その他工業製品製造)×使用年数分布(使用済み率))	6(使用年数)	—	—	—	—
	ニカド電池回収	=ニカド電池回収重量×ニカド電池Cd含有率	85(電池回収重量), 83(Cd含有率)	変	—	—	—
焼却・燃焼	合金用途	=合金用途排出Cd量(金属スクラップに全量混入)	6	—	—	—	—
	めっき用途	=めっき用途排出Cd量(金属スクラップに全量混入)	6	—	—	—	—
	一般廃棄物焼却	=焼却処理量×焼却ごみCd含有量	86(焼却処理量), 87(Cd含有量)	改	=焼却処理量×排出係数	86(焼却処理量), 87(排出係数)	改
	産業廃棄物焼却	=焼却処理量×焼却ごみCd含有量	(未推計)	—	=焼却処理量×排出係数	(未推計)	改
	下水汚泥焼却・溶融	=下水汚泥焼却量×下水汚泥Cd含有量	88(焼却量), 6(Cd含有量)	追	=下水汚泥焼却Cd量×Cd放出率	6(Cd放出率)	—
副産物・廃棄物 有効利用	石炭火力発電	=石炭使用量×石炭Cd含有量	89(使用量), 90(Cd含有量)	追	=PRTR届出外推計排出量(低含有率物質)	—	—
	一般廃棄物焼却残渣	=焼却残渣有効利用量/焼却残渣発生量×焼却処理量×焼却ごみCd含有率	86(処分量, 発生量, 処理量), 87(Cd含有量)	追	—	—	—
	産業廃棄物焼却残渣	=焼却残渣有効利用量×焼却残渣Cd含有量	(未推計)	—	—	—	—
	下水汚泥	=Σ(用途別下水汚泥有効利用量×(1－焼却灰搬出割合)×下水汚泥Cd含有率	91(処分量), 6(Cd含有量)	追	—	—	—
	下水汚泥焼却灰	=Σ(用途別下水汚泥有効利用量×焼却灰搬出割合×下水汚泥Cd含有率	91(処分量), 6(Cd含有量)	追	—	—	—
	製鋼スラグ・非鉄スラグ	=スラグ有効利用量×スラグCd含有量	(未推計)	追	—	—	—
	石炭灰	=石炭火力発電Cd量×石炭灰有効利用量/石炭灰発生量	89(処分量, 発生量)	追	—	—	—
最終処分	使用済み製品	=使用済み製品最終処分合計	—	—	—	—	—
	ニカド電池	=ニカド電池排出Cd量－ニカド電池回収Cd量×直接最終処分率	6(最終処分率)	—	—	—	—
	顔料	=顔料用途排出Cd量×直接最終処分率	6(最終処分率)	—	—	—	—
	合金	=0(金属スクラップに全量混入)	6	—	—	—	—
	めっき	=0(金属スクラップに全量混入)	6	—	—	—	—
	その他工業製品	=その他工業製品排出Cd量×直接最終処分率	6(最終処分率)	—	—	—	—
	一般廃棄物焼却残渣	=焼却残渣処分量/焼却残渣発生量×焼却処理量×焼却ごみCd含有量	86(処分量, 発生量, 処理量), 87(Cd含有量)	改	—	—	—
	産業廃棄物焼却残渣	=焼却残渣最終処分量×焼却残渣Cd含有量	(未推計)	—	—	—	—
	下水汚泥	=下水汚泥最終処分量×下水汚泥Cd含有量－下水汚泥焼却灰最終処分Cd量	91(処分量), 6(Cd含有量)	変	—	—	—
	下水汚泥焼却灰	=下水汚泥焼却・溶融Cd量－下水汚泥焼却灰有効利用Cd量	—	変	—	—	—
	石炭灰	=石炭火力発電Cd量×石炭灰最終処分量/石炭灰発生量	89(処分量, 発生量)	追	—	—	—

※ 既存のCdマテリアルフローおよび大気排出量の推計方法からの修正点を示す（改：推計方法を修正・改善，変：係数や活動量等のデータを変更，追：部門を追加）

表 3.1.3 鉛のマテリアルフロー・ストックと大気排出量の推計方法（推計式）

部門	項目	鉛マテリアルフロー・ストック 推計方法(計算式)	データ出典(文献等)	鉛大気排出 推計方法(計算式)	データ出典(文献等)
製鉄	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
製造業内設立 増減輸出入・在庫増分	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
工業製品(1)製造	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
工業製品(1)輸出入	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
工業製品(2)製造	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
工業製品(2)輸出入	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
工業製品国内出荷	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
社会資本(ストック)	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
使用済み製品等排出	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
使用済み製品等回収	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
廃棄物 焼却・焼埋	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
産業廃棄物等利用	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
最終処分	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
使用済み製品等輸出入	鉄鋼生産	-	-	-	-
	非鉄金属製錬	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-
	鉄製鋼(圧延)	-	-	-	-

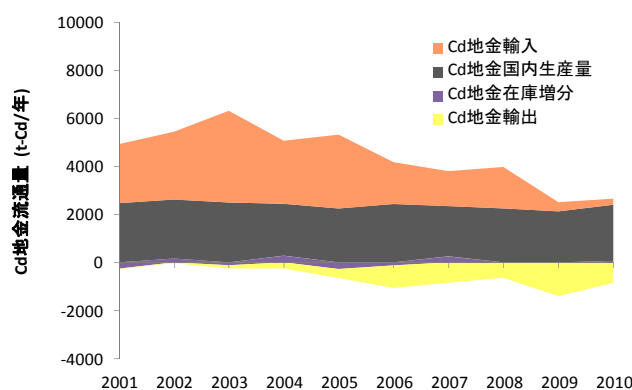
※ 既存の鉛マテリアルフローおよび大気排出量の推計方法からの修正点を示す（改：推計方法を修正・改善、変：係数や活動量等のデータを変更、部：部門を追加）

輸出や在庫入りで国内流通の系外へ出ていることを示す（すなわち、プラス部分からマイナス部分を差し引いた量が国内流通量となる）。なお、産業廃棄物焼却、製錬スラグ有効利用・処分に係るマテリアルフローおよび大気排出量は十分な基礎データが得られなかったためこの結果に含まれていない。

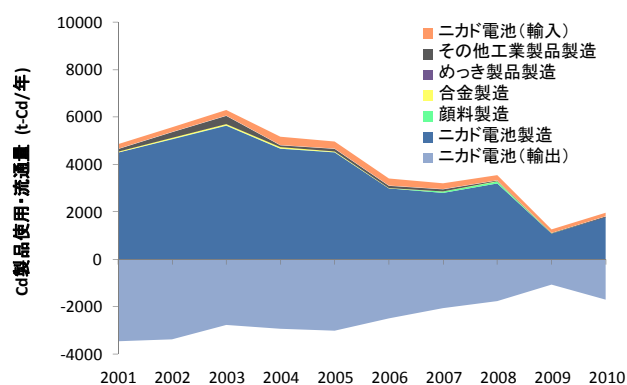
マテリアルフロー量や大気排出量は Cd、Pb いずれも非鉄金属製錬や廃棄物（使用済み製品）に係るものの寄与が大きく、これらの部門の推計を精緻化することの重要性が見て取れる。使用済み製品については特にニカド電池、鉛蓄電池の寄与が顕著である。ただし、セメント製造や鉄鋼業などについてはマテリアルフローや大気排出量が不明であり、情報を蓄積してその寄与の大きさを把握する必要がある。また、今回の結果から、廃棄物・副産物の有効利用に伴うマテリアルフローは廃棄物焼却残渣の Cd を除けば大きくはないと考えられた。

3.1.2.1 カドミウムのマテリアルフロー・ストックと大気排出量

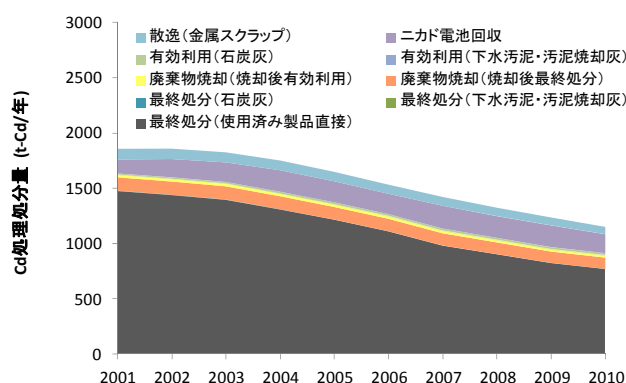
Cd のマテリアルフロー量はいずれも年々減少している。これは Cd 使用製品の需要減少に伴うものである。しかしながら、Cd は亜鉛製錬等の副産物として産出するため国内生産量はほぼ横ばいであり、国内の Cd 需要減少はほぼ地金輸入の減少となっている。Cd 地金輸入は既にゼロに近くなっており、国内 Cd 需要減少が続けば副産物である Cd が余剰として生じる可能性がある。その場合には Cd 地金が副産物（製品）として回収されなくなる可能性もあるが、処理処分が必要な廃棄物等への Cd フローが増加すると考えられるため、状況の変化とフローの推移を注視していく必要がある。



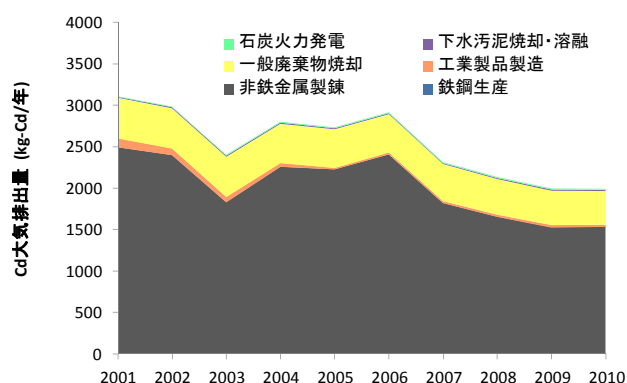
(a) Cd 地金流通フロー量



(b) Cd 製品使用・流通フロー量



(c) 使用済み Cd 処理処分フロー量



(d) Cd 大気排出量

図 3.1.3 カドミウムのマテリアルフロー量と大気排出量の推計結果

Cdの大気排出量も年々減少している傾向がみられる。そのほとんどは非鉄金属製錬からの排出量減少によるものである。Cd地金生産量は横ばいであること、主要事業所は排出量を毎年届出していることから、この減少は排出率の低減による可能性が高い。

廃棄物焼却からのCd大気排出量は約400～500kg-Cd/年と推計された。既存の推計方法⁶⁾に従えば約1100～2000kg-Cd/年と推計され、本研究で用いた排出係数の値に幅があること(今回は文献値の幅の中間値を用いた)、本研究の推計では産業廃棄物焼却からの排出が含まれていないことを考慮しても両者の乖離はやや大きい。既存推計では、各用途のCd使用済み量に可燃ごみ混入割合を設定して求めたCd焼却混入量をもとに排出量を算出している。この場合、Cd使用済み量の大部分をニカド電池が占めることから、大気排出量はニカド電池の可燃ごみ混入割合の設定に大きく左右される。その割合は不燃ごみの可燃ごみへの混入率の値(12%)と設定されているが、不燃ごみとニカド電池では可燃ごみ混入状況は大きく異なる可能性があるし、ニカド電池は自治体でも分別されて再資源化へ回るケースもある¹³⁾ことから、可燃ごみへの混入割合はもっと低いと予想される。この点、実測に基づく排出係数を用いた本推計はより確からしいと考えられる。ただし、使用済みニカド電池のフローを精緻化した上で推計値を再度比較検証し、より確かな推計値を得ることも必要である。

一方、排出係数による推計は1時点の排出係数のみではCd流通量やストック量の減少による焼却ごみのCd含有量低下と大気排出量減少の影響を反映することができない。このため、本推計結果をもとに焼却Cd量や焼却プロセス内分配率、排ガス除去率等のパラメータに分解した推計方法を構築することが、時系列的な推計の実施に向けた今後の課題である。

3.1.2.2 鉛のマテリアルフロー・ストックと大気排出量

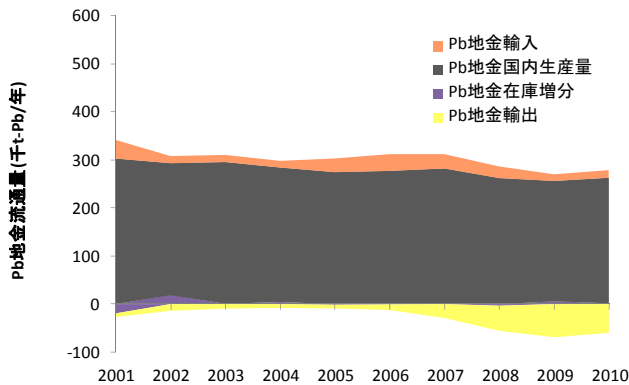
Cdのケースと異なり、Pbのマテリアルフロー量は全体として大きな変化はないが、近年は地金輸出が若干増えている。Pb製品の使用・流通フロー量においては鉛蓄電池がほとんどを占めていること、ブラウン管ガラスの需要減少によりブラウン管ガラス製造における無機薬品使用が2006年頃からなくなっていることが特徴的である。

使用済みPb処理処分フロー量における使用済み製品等回収は、その9割前後を鉛蓄電池が占めている。ただし鉛蓄電池の回収量は近年減少しているのに対し、地上波アナログ停波の影響でブラウン管テレビの回収量が増加しており、総量としてはやや減少傾向にある。また、これに応じて使用済み製品の輸出に伴うPbフローが増えている。これは金属回収目的での使用済み鉛蓄電池の韓国への輸出が増えていることに起因している。最終処分量については横ばいにあるが、使用済み製品のうち鉛蓄電池およびブラウン管テレビ・モニタ以外は既存推計に従って排出量の一定割合が最終処分されるとしていること、「特定有害廃棄物等の輸出入等の規制に関する法律」(バーゼル法)に規定される手続きを経ない使用済み鉛蓄電池等の輸出があった場合には、それも最終処分量に含まれていることに注意が必要である。本推計結果において使用済み製品の最終処分フローは寄与が大きいことから、それらの使用済み製品の最新の回収・再資源化実態を把握、反映することが必要である。

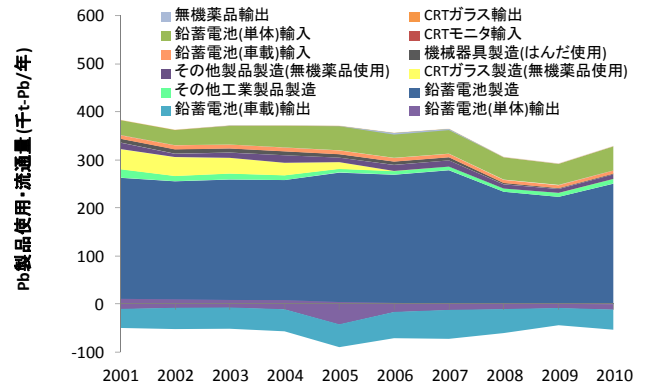
Pbの大気排出量は全体的に減少傾向がみられる。減少は主に非鉄金属製錬、ブラウン管ガラス製造、無機薬品製造からの排出量減少によるものである。後者2つはPb取扱量(使用量)によるものと考えられるが、非鉄金属製錬からの排出量減少はCdと同様に排出率の低減によるものである可能性が高い。この減少要因についてはさらに詳細な実態把握が望まれる。

廃棄物焼却からのPb大気排出量は3t-Pb/年と推計された。これに対し、既存の推計方法⁵⁾では10t-Pb/年と推計され、Cdのケースと同様に両者の差が大きい。この要因として、本研究の推計には産業廃棄物焼却からの排出が含まれていないこと(特にPbは産業用途製品の使用済みも多い)、既存の推計方法では使用済みPb製品(小形シール鉛電池など)の可燃ごみへの混入率の値が実態よりも高い可能性があることなどを考えることができる。本研究では実測値に基づく排出係数を用いて推計しているため、実測値の変動や幅はあるものの排出量としてはより確からしいと考えられる。ただし、より信頼性の高い排出量データを得るため

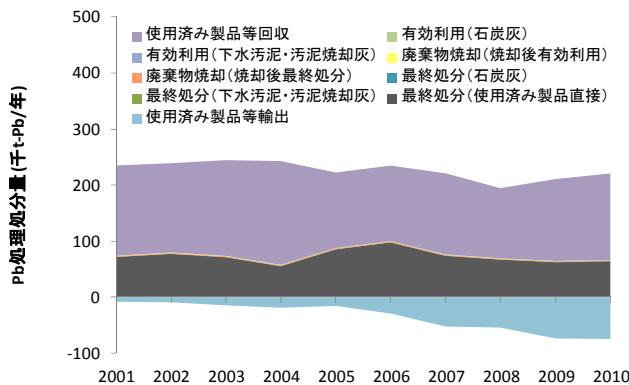
に、使用済み製品の処理フロー実態を定量的に把握し、推計結果を再度比較検証することが必要と考えられる。



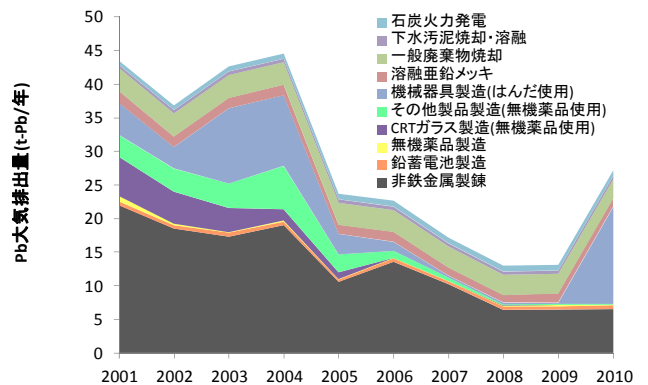
(a) Pb 地金流通フロー量



(b) Pb 製品使用・流通フロー量



(c) 使用済み Pb 処理処分フロー量



(d) Pb 大気排出量

図 3.1.4 鉛のマテリアルフロー量と大気排出量の推計結果

3.1.3 マレーシアにおける水銀排出実態調査

3.1.3.1 現地調査結果および考察

現地調査を行った都市ごみ焼却施設および石炭火力発電所の排ガス中水銀濃度の経時変化を図 3.1.5、図 3.1.6 に、各統計量を表 3.1.4 に示す。

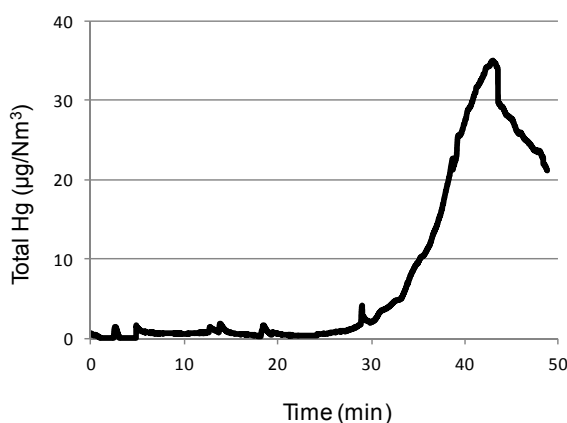


図 3.1.5 都市ごみ焼却施設排ガス中水銀濃度の経時変化

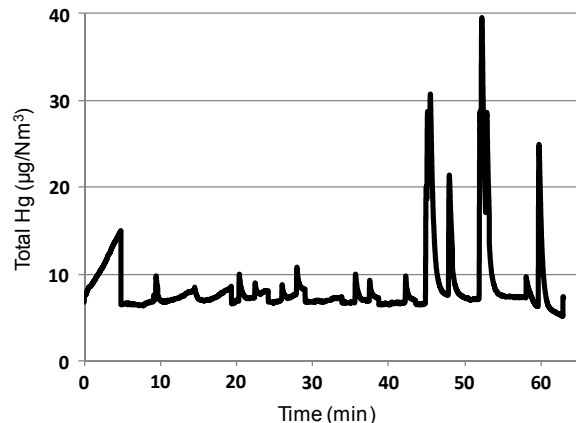


図 3.1.6 石炭火力発電所排ガス中水銀濃度の経時変化

都市ごみ焼却施設の測定結果について、平均値は中央値の 8.7 倍程度となっており、この平均値は施設の排ガス中水銀濃度としての代表性はないと考えられた。したがって、この実測結果から排ガス中水銀濃度を仮定するにあたっては全体の平均値は用いず、低濃度時の仮定値として $8\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 以下の時の平均値、高濃度時の仮定値として $20\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 以上の時の平均値を使うこととした。これより、この施設における排ガス中水銀濃度の推定値は $1.1\text{--}27.6\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ となる。主灰および飛灰の水銀含有量分析結果はそれぞれ $0.274\text{mg}/\text{kg}$ 、 $0.316\text{mg}/\text{kg}$ であった。

表 3.1.4 都市ごみ焼却施設および石炭火力発電所排ガス中水銀濃度の統計量

	平均値 ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	最大値 ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	最小値 ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	中央値 ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	変動係数 (-)
都市ごみ焼却施設	7.8	35.1	0	0.9	1.4
石炭火力発電所	8.5	39.5	5.2	7.3	0.5

主灰および飛灰の発生量は施設からの情報より、焼却量 1 トン当たり主灰が 80kg、飛灰が 10kg 程度と推定される。焼却量 1 トンにつき発生する排ガス量はマレーシア環境省の手法にならって約 $6,500\text{Nm}^3$ と仮定する²⁶⁾。したがって、焼却された都市ごみ中の水銀が排ガス、主灰、飛灰のいずれかに分配されると考えると、以上のデータより都市ごみ中の水銀量は $0.032\text{--}0.204\text{g}/\text{トン}$ と試算された。

UNEP Toolkit で設定されている一般廃棄物中の水銀量は $1\text{--}10\text{g-Hg}/\text{トン}$ であり²⁰⁾、日本国内の調査で推定された一般廃棄物中の水銀濃度は $0.034\text{--}0.0784\text{g-Hg}/\text{トン}$ である。したがって、今回の実測結果から推定された対象施設で焼却されている一般廃棄物の水銀濃度は、Toolkit の設定値の 50 分の 1 から 30 分の 1 程度であり、日本の調査データに近い水銀濃度であった¹⁾。今後、同じ施設での再測定や他の施設での測定によって信頼性を高めることが必要となるが、マレーシアの一般廃棄物の水銀濃度は Toolkit の設定値よりも小さい可能性があることが示唆された。

この値の妥当性を確認するため、別の都市ごみ系焼却施設にて同様の測定を行った結果を図 3.1.7 に示す。上記の施設に比べやや高いが、平均 $35.1\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ (中央値: $30.8\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 、標準偏差 $11.8\mu\text{g}/\text{Nm}^3$) であった。この値は、ヨーロッパ等で採用されている基準値 ($50\mu\text{g}/\text{Nm}^3$) よりは低かった。残念ながら、入口の廃棄物、飛灰、焼却灰等の採取が許可されなかったため、収支を出すことはできなかったが、極端に高くはないことが確認された。

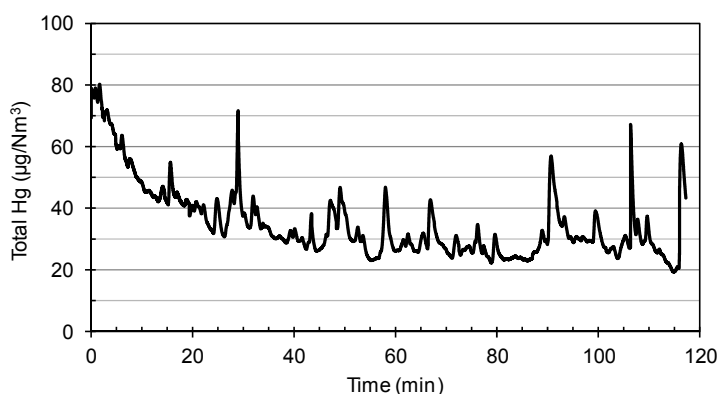


図 3.1.7 都市ごみ系焼却施設排ガス中水銀濃度の経時変化

一方、石炭火力発電所の測定結果は比較的安定していたため、排ガス中水銀濃度として(平均値)±(標準偏差)を用いると $4.6\text{--}12.4\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ となる。施設より提供された情報によると、排ガス発生量は $2,500,000\text{Nm}^3/\text{時}$ 、石炭の消費量は 280 トン/時であった。この結果より原料石炭 1 トン燃焼した場合の排ガス低減効率も含めた総括排出係数を求めると、 $41\text{--}111\text{mg-Hg}/\text{ton-coal}$ となった。実際に本施設で燃焼されている 3 種類の石炭および主灰の水銀含有量分析結果は、Coal-A : $0.651\text{mg}/\text{kg}$ 、Coal-B : $0.641\text{mg}/\text{kg}$ 、Coal-C : $0.372\text{mg}/\text{kg}$ 、主灰 : $0.313\text{mg}/\text{kg}$ であった。石炭中の水銀濃度は UNEP Toolkit で報告されている値よりやや高い値であった²⁰⁾。このことは排ガス低減効率を考慮しないで全て大気へ排出されると考えると $372\text{--}651\text{mg-Hg}$

/ton-coal といえるため、本施設の排ガス低減効率は 41-111 mg-Hg/ton-coal と 372-651 mg-Hg/ton-coal から、70.2-93.8%と推測された。以上より、都市ごみ焼却施設および石炭火力発電所については UNEP Toolkit が提供しているデフォルト値よりも範囲を限定できた。

次に、UNEP Toolkit のデフォルト値などを用いた過年度の粗推計では、小規模金採掘と鉛製錬と並んで、セメント産業からの排出が大きな値を示したことから、セメント産業に注目した。通常、セメント協会によるとセメント 1 トンを製造するのに、1100kg の石灰石と 200kg の粘土、他の混合物が 100~200kg と言われている¹¹⁴⁾。あるマレーシアのセメント工場でヒアリングを行うと、原料の割合は石灰石：79%、粘土：16%、鉄鉱石：1%、砂：4%との回答であり、ほぼ日本と同様であった。つまり、セメントの排出の最も大きな寄与はまずは石灰石中の水銀であることから石灰石中の水銀測定を行った。マレーシアの石灰石の調査結果を表 3.1.5 に示す。

表より、石灰石中の水銀濃度は 0.092~3.05mg/kg であることがわかる。平均は 1.60mg/kg であった。この値および上記の使用割合を考慮して、セメント 1 トンあたりの石灰石からのみの水銀排出量を推測すると、0.101~3.36g/ton –cement となる。

表 3.1.5 石灰石中の水銀濃度

UNEP Toolkit で報告されている値では、0.02~0.2 g/ton –cement であることから²⁰⁾、本調査結果から得た値はかなり高い値（10 倍~16 倍程度）であった。分析機器による誤差等については、分析機器メーカーとのクロスチェックにより大きな差がないことは確認した。したがって、この理由としては、セメント会社で実際に使用されているものは残念ながらセメント会社からの協力を得られず、入手できていないことによる。つまり、マレーシアの大学の地質学者の協力を得て収集したものとセメント会社で使用しているものが異なることが大きな差を生みだしたと考えられた。ただし、本サンプルの多くはマレーシアから採取されたものであることから実際にこの濃度レベルの石灰石が使われている可能性もある。後の排出ポテンシャルおよび排出量においては、UNEP の排出係数を使用し、本結果は参考値として扱うこととした。

Sample name	Number of sample	Average concentration [ppm]	Standard deviation [ppm]	Variation coefficient [%]
Lime1	11	1.79	0.214	11.9
Lime2	8	1.59	0.245	15.4
Lime3	3	1.55	0.360	23.3
Lime4	2	1.95		
Lime5	2	1.87		
Lime6	2	1.49		
Lime7	1	1.35		
Lime8	1	1.17		
Lime9	1	1.55		
Lime10	1	1.43		
Lime11	1	1.41		
Lime12	1	2.04		
Lime13	1	1.51		
Lime14	1	2.77		
Lime15	1	3.05		
Lime16	1	1.60		
Lime17	1	0.922		
Lime18	1	0.360		
Lime19	2	0.092		

3.1.3.2 排出ポテンシャルおよび大気への排出量推計

上記の現状調査および文献調査・ヒアリング等により、マレーシアにおける水銀排出ポテンシャルおよび大気への排出量を推計した。表3.1.6に示す。なお、小規模金採掘（ASGM）の実態により大きく排出係数が異なり、今後、条約が発効すれば禁止の方向に進むと考えられることから、ASGMを入れた場合と、入れない場合の排出量をまとめて記載した。以下、各排出源について推計方法・根拠を記載する。

1) 石炭燃焼

米国エネルギー省情報局(EIA) の2009年度データに示されている総消費量を活動量として用いるとともに¹¹⁵⁾、排出係数（input factor）、総括排出係数（overall emission factor）は本調査での実測値を用いた。そのため大気への排出割合はこの表では算出していない。排出量は

0.27-0.73トン/年となり、小規模金採掘、セメント、医療廃棄物燃焼について4番目の排出源と推測された。また、排出ポテンシャルは最大4.33トンあることから、これは小規模金採掘、歯科アマルガムについて3番目の排出源であった。

2) 石油燃焼・天然ガス燃焼

活動量はイギリスの石油会社であるBPのデータ¹¹⁶⁾を用いた。BPのデータには、マレーシアの石油の総消費量およびアジア太平洋地域の製品グループ別の供給割合が示されているため、この供給割合で石油製品が消費されていると考えて製品グループ別の消費量を計算した。UNEP Toolkitでは製品グループ別に排出係数が設定されているため、対応する排出係数を用いて排出ポテンシャルを試算した。排出ポテンシャルは、UNEP Toolkitの排出係数を用いると石油燃焼が0.052～0.517トン/年、天然ガス燃焼が0.001～0.014トン/年となった。

表3.1.6 マレーシアにおける水銀排出ポテンシャルおよび大気への排出量推計結果

Category	Source	Activity rate (10 ³ ton/yr)	Potential emission(ton/yr)		Distribution to the air (%):from literature	Emission (ton/yr)		Remarks
			Input factor (g-Hg/ton)			overall emission factor (g- Hg/ton)		
Combustion	Coal combustion	6,657	0.058-0.65	0.386-4.33		0.04-0.11	0.27-0.73	source: Energy Information Administration[2009]
	Oil combustion	light distillates 7,742 middle distillates 9,133 fuel oil 2,935 others 5,490	0.001-0.01 0.001-0.01 0.01-0.1 0.001-0.01	0.052-0.517	100		0.052-0.517	BP statistical review of world energy (2011)
	Natural gas combustion	33842*10 ⁶ Nm ³ /yr	0.00003-0.0004 mg/Nm ³	0.001-0.014	100		0.001-0.014	
	Oil refinery	38,000	0.094-0.104	3.57-3.95		0.0047-0.0052	0.18-0.20	Personal communication
	Incineration of municipal/general waste	48	0.032-0.204	0.0015-0.0098		0.0072-0.18	0.00034-0.0086	Activity rate is based on the capacity of MSWI and operation date.
	Incineration of medical waste	47.41	8-40	0.379-1.90	50%		0.190-0.948	source: Malaysia DOE Env. Rep.[2010]
Manufacture	Non-ferrous metal (lead), secondary	40.4	0.716	0.0289	10%		0.00289	source: United States Geological Survey[2009]
	Gold mining (no amalgamation)	0.0042	2-50	0.0084-0.21		20	0.084	Source:Malaysia DOE Hg Rep. [2006]
	Artisanal small-scale gold mining (ASGM)	0.00005-0.007	1×10 ³ -3×10 ⁶	0.00005-21	60%		0.00003-12.6	source: UNEP[2011]
	Cement	18,500	0.02-0.2	0.37-3.7	60-80%		0.222-2.96	source: United States Geological Survey[2008]
	Ferrous metal	5,354	0.02-0.1	0.107-0.535	95%		0.102-0.508	source: United States Geological Survey[2009]
	Pulp and paper	1,533	0.01-0.07	0.015-0.107	50-80%		0.0075-0.086	Source:Malaysia DOE Hg Rep. [2006]
	Lime	800	0.02-0.2	0.016-0.16	60-80%		0.0096-0.128	source: United States Geological Survey[2009]
	Biomass power station	1,000	0.01-0.07	0.01-0.07	100%		0.01-0.07	Source:Malaysia DOE Hg Rep. [2006]
Others	Crematoria	34481-body	1.0-4.0g/body	0.034-0.138	100%		0.034-0.138	source: UNEP[2011]
Intentional use	Thermometers	40000-120000 items	1-2.5 g/item	0.04-0.3	10%		0.004-0.03	Source:Malaysia DOE Hg Rep. [2006]
	Electrical switches and relays			0.48-1.44	10%		0.048-0.144	
	Light sources			0.2-0.8	5%		0.01-0.04	
	Dental fillings			1.2-4.9	2%		0.024-0.096	
	Batteries with mercury			0.1-0.3	-		-	
	Manometers and gauges			0.02-0.15	10%		0.002-0.015	
	Miscellaneous uses			0.2-1.0	10%		0.02-0.1	
Total				7.39-45.3			1.20-19.3	
Total without ASGM				7.38-24.3			1.20-6.74	

3)石油精製

マレーシアは産油国であり、2009 年レベルでの原油採掘量は 3,800 万トンであった¹¹⁷⁾。まず、採掘過程で水銀を含んだガスが産出されることから、処理の必要がある。この点は労働衛生上も問題となっており、2011 年には **Guidelines on Mercury Management in Oil and Gas Industry**¹¹⁸⁾が政府より発行されている。しかしながら、原油中あるいは天然ガスの原ガス中の水銀濃度は公開されていないため、健康影響を研究している研究者へのヒアリングにより、排出係数および総括排出係数を設定した¹¹⁹⁾。その結果 3.57-3.95 トン/年の排出ポテンシャルがあり、大気への排出量は 0.18-0.20 トン/年と推定された。基本的に石油精製品中の水銀濃度は管理されているため、ほとんどの水銀は処理プロセスで発生する残渣に移行する。また、マレーシア環境省による調査報告書では²⁶⁾、水銀吸収剤は約 2.9%の水銀を含んでいることが報告されている。石油会社へのヒアリングでは、基本的にこれらの廃棄物は有害廃棄物処理施設の **Kualiti Alam** で処理・処分されているということであった。また輸出も許可されており、今後、廃棄物としての動きは別途注目を要する。

4)一般廃棄物燃焼

マレーシアでは 2002 年ごろまで、都市ごみはごく一部のリサイクルを除けばすべて埋立処分されていた¹²⁰⁾。現在も都市ごみの処理方法の主流は埋立であり大きな状況の変化はみられないが、埋立による衛生上、安全上の問題に対する関心の高まりから違法なオープンダンピングを取り締まり、許可された場所で汚染防止のためのモニタリングを行いながら埋立処分地を操業するようになってきている。さらに、人口の急増に伴う都市ごみ発生量の増加によって土地の制約も差し迫った問題となっており、**Kuala Lumpur** に焼却施設を建設して焼却処分を進めていくことが期待されている¹²⁰⁾。マレーシアの住宅・地方政府省によると 2006 年のマレー半島の都市ごみ発生量は約 2.5 万トン/日と推定されている。現在は少ないながらも観光地である島には一般廃棄物焼却施設が導入され、また廃棄物固形燃料焼却施設も建設されている。これらの容量と稼働日数とから、48,000 トンという活動量を設定した。排出係数および総括排出係数は本調査により求めたものを利用している。現在では極めて焼却量が少ないため大きな排出量とはなっていない。

また、指定廃棄物（日本での有害廃棄物）の焼却は半島では **Kualiti Alam** にある施設で大多数処理されていることから、この施設での調査が必要である。

5)医療廃棄物燃焼

マレーシア環境局の報告によると2010年の医療廃棄物発生量は47,406トンである¹²¹⁾。マレーシアでは一般廃棄物については焼却されず埋立処分が行われることが多いが、医療廃棄物については衛生上の観点から焼却処分を行うことが環境局により推奨されている。そこで、実際に医療廃棄物の全量が焼却されているとの情報は確認できなかったものの、全量が焼却されると仮定して排出ポテンシャルを算出した。排出ポテンシャルは、**UNEP Toolkit**の排出係数を用いると0.379~1.90トン/年となった。また、マレーシア環境局の報告書では少なくとも50%が大気へ放出されると仮定されているため²⁶⁾、最終的に排出量は0.190-0.948トン/年と推測された。小規模金採掘、セメントに次いで3番目に大きな排出源であった。このことから、医療廃棄物燃焼はUNEPの排出係数に大きな幅があることも不確定要素であることから実測が望まれる。

6)非鉄金属製錬

マレーシアにおける主要非鉄金属の生産量を調査したところ、鉛、スズの製錬量が多いことがわかった。スズについては排出係数の例が報告されていないため、排出ポテンシャルは算出できなかった。鉛についてはアメリカ地質調査所 (USGS) のデータでは二次製錬という記述があったため¹¹⁷⁾、これまで**UNEP Toolkit**の一次製錬の排出係数を用いてきたが、**UNEP Toolkit**では二次製錬の排出係数がないため、日本における鉛二次製錬の排出係数 (0.716g/ton)

を用いて¹²²⁾、排出ポテンシャルを算出した。その結果、0.0289トン/年となり、昨年度までの推計値から大きく減少し、排出量全体への寄与は小さいものと推定された。

7)水銀アマルガメーションを用いない金製錬

金を含む鉱石(しばしば硫化鉱に含まれている)には微量の水銀が含まれており、他の天然の原料に比べるとその水銀含有量が多いことがあると報告されている。2004年のマレーシアにおける金の総生産量は4.2トンであった²⁶⁾。金の生産の99%以上はPahangで行われている。金の製錬の90%以上はシアン化プロセスを用いて行われており、金はシアン化ナトリウムとともに取り出される。マレーシア環境局の報告書においても製錬されている鉱石の水銀量について具体的な情報は得られていない。UNEP Toolkitの大気への排出の排出係数(総括排出係数)は金生産1トン当たり20kg-Hgを用いて²⁰⁾、大気への排出量は0.084トン/年と推定された。

8)ASGM

UNEPが公開している資料¹²³⁾の中で、マレーシアにおけるASGM従事者は約25,000人と推定されており、ASGMによる金の生産量は年間7トン程度と報告されている。一方で、マレーシア環境局の報告書では、2004年では4.2トンの金生産のうち、0.05~0.2トンがASGMにより生産されたと推定している²⁶⁾。したがって、活動量は0.05~7トンと想定し、ASGMのUNEP Toolkitの排出係数、大気への分配率を用いて排出ポテンシャル、排出量を試算したところ、排出量は0.00003~12.6トン/年となった。ASGMの実態により大きく排出係数が異なるため、極めて大きな開きを持っている。最大値を使うとマレーシアでは最大の排出源となる。なお、MercuryWatchの情報によると3.5トンと報告されている⁴⁰⁾。

9)セメント製造

USGSデータに示されている生産量¹¹⁷⁾、またUNEP Toolkitの排出係数(0.02~0.2g/ton-cement)²⁰⁾、大気への分配率²⁰⁾を用いて計算すると排出ポテンシャルは0.37~3.7トン/年、排出量は0.222~2.96となった。UNEP Toolkitでは廃棄物を混焼している場合、0.08~0.8g/ton-cementとなるが、現時点では確認できないため0.02~0.2g/ton-cementを使用した。ASGMを除くと最大の排出源であった。上記の現状調査において分析した石灰石およびその他粘土、石炭、鉄鉱石などの値を総合すると、0.203~3.50 g/ton-cementという排出係数になる。この値が本当であるならば、最大排出量は51.8トン/年となることから、今後の調査が必要である。

10)鉄鋼

活動量はWorld Steel Associationのデータに示されている粗鋼生産量を用いた¹²⁴⁾。UNEP Toolkitの排出係数は銑鉄生産量についての設定となっている。製鉄プロセスでは鉄鉱石から焼結・高炉を経て銑鉄が生産され、さらに転炉を経て粗鋼が生産されるが、この転炉においても水銀が排出されること、また銑鉄から粗鋼を得る精錬では炭素が取り除かれて質量が減少することから、UNEP Toolkitの排出係数0.05g-Hg/tonを転炉工程まで含めて粗鋼生産量1トン当たりの数値で表わすとする、より大きな数値となる。マレーシア環境局の報告書では、世界各地の鉄鉱石の水銀濃度の報告値のばらつきを考慮して、0.02~0.1 g-Hg/tonと排出係数を設定している²⁶⁾。この値を用いると、排出ポテンシャルは0.107-0.535トン/年と推定された。大気への分配率を95%として計算すると排出量は0.102-0.508トン/年となり、石油・天然ガス燃焼に次ぐ6番目に大きな排出源として推定された。

11) パルプ・製紙

マレーシアにはおよそ20のパルプ・製紙業者があり、2004年のパルプおよび紙の生産能力は1,533,400トンであった。2004年のマレーシアにおける紙の消費量は1,837,041トンであり、605,324トンの紙が輸入された²⁶⁾。マレーシアにおけるパルプ・製紙産業からの水銀排出

に関する具体的なデータは得られなかった。UNEP Toolkit によると、排出係数は燃やされる黒液 1 トンあたり 20g-Hg との報告があるが、紙の生産量当たりの排出係数は示されていない。代わりに、原料の水銀濃度に基づいて、排出ポテンシャルを推定する。UNEP Toolkit によると、木材および植生の水銀濃度はドライベースで 0.01~0.07mg/kg 程度であると報告されている²⁶⁾。パルプおよび紙の生産量が 1,533,400 トンであるから、原料の水銀濃度（排出係数）を 0.01~0.07mg-Hg/kg と仮定すると、排出ポテンシャルは 0.015~0.107 トン/年程度であると見積もられる。

水銀の一部は製品中に移行し、一部は製造プロセスの残さ焼却で放出されるが、これら全体が残さに移行し焼却によって 50~80%が放出されると仮定すると、パルプ製紙産業からの水銀排出量は 0.0075~0.086~54 トン/年と推定された。

12) 石灰石製造

活動量は USGS のデータを用いた¹¹⁷⁾。排出係数については、UNEP Toolkit では石灰石製造における具体的な排出係数は設定されておらず、全体の水銀排出量に対する比率が非常に小さいと考えられるとが述べられているのみである。セメントと同様の排出係数および大気への分配率を用いて、排出ポテンシャル、排出量を算出した。いずれも小さな値であるが、セメント同様石灰石中水銀濃度によっては水銀排出量は高くなること、セメントと同じ原産を使用しているかどうかはわからないことから、今後の調査が必要である。

13) バイオマス火力発電および熱利用

マレーシアの National Energy Balance の資料には発電に用いられるバイオマス量のデータは記載されていない。パルプ・製紙産業でのバイオマス利用については上述どおりである。おおまかな推計であるが、年間のバイオマス焼却量は 100 万トン未満であるとみられることから、活動量は 100 万トンとした²⁶⁾。パルプ・製紙産業でのバイオマス利用と同じ排出係数を使い、バイオマスの燃焼によって 100%の水銀が大気に放出されると仮定すると、バイオマス燃焼による大気への水銀排出量は年間 0.01-0.07 トン/年と推定された。

14) 火葬

マレーシアにおける年間火葬件数は不明であるが、マレーシアの宗教別人口比¹²⁵⁾を見るとイスラム教徒が最大の 61.3%を占めており、イスラム教は火葬を禁忌としているため、死者の過半数については火葬されていない。火葬を行っているのは仏教徒の華人に多いと考えられるため、ここでは華人の死者数を火葬件数と仮定する。なお、マレーシアの人口に占める華人の割合は 22.6%である。2010 年の華人の死者数はマレーシア統計局のデータ¹²⁶⁾を用いた。UNEP Toolkit の排出係数を用いると 0.034~0.138 トン/年となり、火葬炉の排ガス処理装置が一般的には貧弱であることから、そのまま全量が排出されと考え、同じ値が排出量と推定された。意図的な使用において歯科アマルガムの使用量がかなり大きいため、この排出量は日本の値よりも大きいがかげ離れた値ではないと推測された。

15) 意図的使用

意図的使用としては、温度計、リレースイッチ、蛍光灯等ランプ類、歯科アマルガム、電池、計測器、その他が挙げられる。これらは、マレーシア環境局の調査報告書から引用し²⁶⁾、記載した。多くの場合、マレーシアでは生産がなされておらず、これらの大気への排出は廃棄物としての処分時における大気への移行量から算出されている。したがって、廃棄物となつてからの行方によっては焼却などの中間処理を経る可能性もあり、その場合は大気への移行量は変化してくる。ただし、これらの全ての意図的使用を合わせても大気への排出量は 0.108~0.425 トン/年と大きなインパクトはない。逆に、排出ポテンシャルとしては 2.24~8.89 トン/年であるので、廃棄物としての動きについて今後調査が必要である。

以上により、マレーシアの水銀排出ポテンシャルは ASGM を含めたケースで 7.39-45.3 トン/年、含めないケースで、7.38～24.3 トン/年となった。また、大気への排出量は ASGM を含めたケースで、1.20～19.3 トン/年、含めないケースで 1.20～6.74 トン/年となった。ASGM の有無は大きな焦点である。マレーシア環境局の報告書では 2004 年、2005 年の金属水銀の輸入量がスペインから 6.5 トン、9.6 トンであったとの記載がある²⁶⁾。上記にも示したように、意図的に使用する製品の生産はマレーシアではほとんど行われていない。また、表 3.1.6 の排出ポテンシャルをみてもわかるとおり、歯科アマルガムを除くとせいぜい 4 トン程度である。マレーシア環境局の報告書では歯科アマルガムも国内生産は非常に少ないと報告されている²⁶⁾。したがって、ASGM へはいくらか水銀が流れていると考える方が妥当性があると言えよう。MercuryWatch によると 2010 年の ASGM の量は 3.5 トンと報告されている⁴⁰⁾。

大気への排出については、日本が 20 トン程度であることと比べれば、やや低いと言えるが¹⁾、人口あたりに直すと同程度以上と言える。ASGM を除けば、セメント、医療系廃棄物（産業廃棄物）からの寄与が大きい点は日本の現状と似ている。条約においては、セメント、廃棄物燃焼、石炭火力、石炭ボイラ、非鉄金属製錬が規制対象であるため、マレーシアにおいてこれらの内、セメント、廃棄物燃焼、石炭火力についての対応が今後必要となる。特に、セメントについては石灰石の濃度について疑義があり、今後の調査が必要である。

3.2 水銀回収量推計の精緻化

3.2.1 意図的水銀添加製品系廃棄物の実態、収集・回収システム

3.2.1.1 日本における水銀フローとその経年変化

フロー解析の結果の概要を図 3.2.1 に示す。なお、製品以降は蛍光管に注目し、廃製品以降は、今回対象外としていることに注意を要する。これによると、原材料段階での経年変化が非常に大きいことがわかる。そこで、輸出入の推移（図 3.2.2）を見ると、2003 年以降、輸出が輸入を大きく上回ることがわかる。また、1989 年以降では、輸出量が輸入量を大きく上回っており、回収水銀や在庫等も輸出に回っていると考えられた。輸出先は、年によって異なるが、イラン、インド、東南アジア等、いわゆる発展途上国へ多く輸出されており、国際的な水銀管理という視点からは、注意を要するフローとなっていることが確認された。

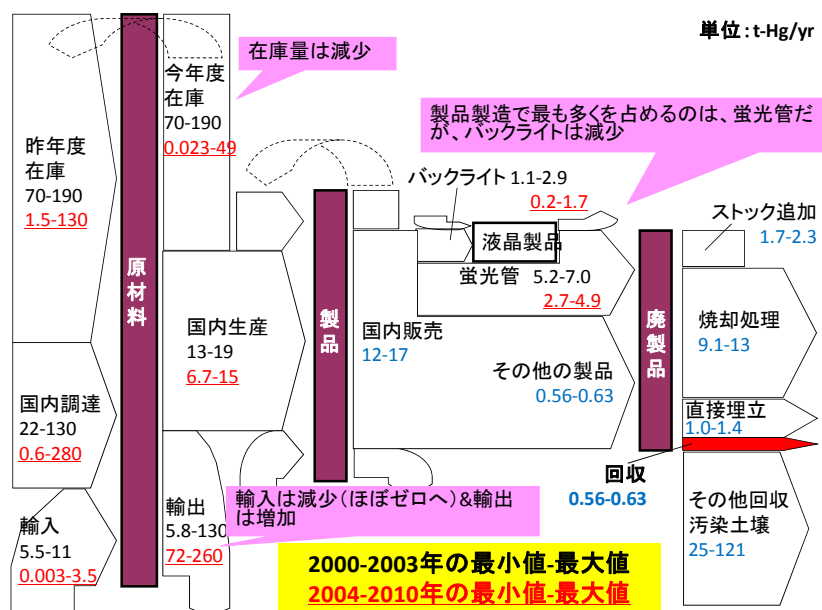


図 3.2.1 蛍光管に焦点を当てた国内の水銀フロー
(2000 年～2010 年の間の 2 期間について)

製品については、蛍光管が主たる製品であることにはかわりはないが、以前増加傾向にあったバックライトが減少に転じていることがわかった（図 3.2.3）。また、その他の蛍光管も、全体に減少傾向にあり、蛍光管の性能向上（長寿命化）に加え、LED への転換が一因と考えられた。今後、この傾向は続くと考えられ、水銀管理の方針を考える上で重要な点になるだろう。

3.2.1.2 病院・診療所および歯科医院における保有・退蔵実態

1) 保有・退蔵実態

水銀式体温計、水銀式血圧計、マーキュロクロムの使用状況および使用時期に関する回答結果を次に示す。

- ・ 水銀式体温計：水銀式体温計については、診療所でわずかに使われている（9.6%）が、病院で使われているところはなかった。使用をやめた時期は、1980 年以前から比較的最近までばらついている。しかし、保有しているところは少なくなく、病院で 18.2%、診療所で 26.9%に達している。平均保有数量は病院で約 50 個、診療所で約 10 個となっている。
- ・ 水銀式血圧計：水銀式血圧計については、いまだに使用しているところは多く、病院で 68.2%、診療所で 78.8%に達している。使用時期も 1995 年以前にやめたところはない。保有しているところはさらに多く、病院、診療所とも約 86%に達する。平均保有数量は、病院で約 10 個、診療所で 4 個弱となっている。
- ・ マーキュロクロム液：マーキュロクロム液は、病院でわずかに使用されている（5%）が、診療所で使われているところはなかった。他方、使用していないが保有しているところがある。保有しているところはかなり少ないため、保有数量の回答も少なく、250mL が 2 件あったほか、0 という回答が 3 件であった。これはほとんどないということと考えられる。
- ・ アマルガム：アマルガムについては、使用しているところが 7%であった。使用していた時期はばらつきが大きい。保有しているところは 34.8%に達しているが、保有数量は 200g 未満がもっとも多い。

以上の結果より、国内全体での保有（退蔵）数量を拡大推計した。具体的には、各製品について、次のように計算した。

合計保有台数／量＝平均保有率×平均保有台数（保有病院等における）×全病院等数

すると、結果は表 3.2.1 に示す通り、体温計が約 37 万個、血圧計が約 40 万個、マーキュロクロムが約 200L 程度、アマルガムが約 5 トンと推計された。これに対して、水銀量に換算するために、体温計 750mg-Hg／個¹²⁷⁾、血圧計 50g-Hg／個¹²⁷⁾、マーキュロクロム 4.2g-Hg／L を乗じ、アマルガムは水銀量を指していると仮定すると、体温計 278kg-Hg、血圧計 19,750kg-Hg、マーキュロクロム 1kg-Hg、アマルガム 5,453kg-Hg となり、合計 25 トン-Hg となった。なお、過去の調査¹⁰⁾において、家庭における水銀含有製品の保有量を調べた調査では、3 製品（蛍光管、体温計、温度計）に由来して、世帯当たり約 1g の水銀が存在し、そのうちの 3 割程度は退蔵（不使用）であることがわかっている。これに全国世帯数をかけると 46 トンとなり、

(kg-Hg/yr)

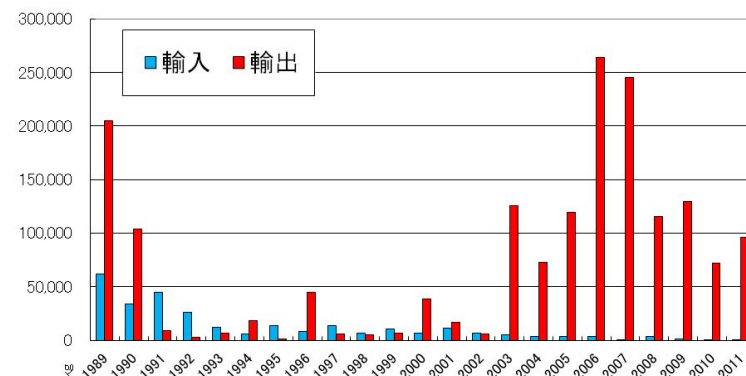


図 3.2.2 水銀の輸出入量の推移

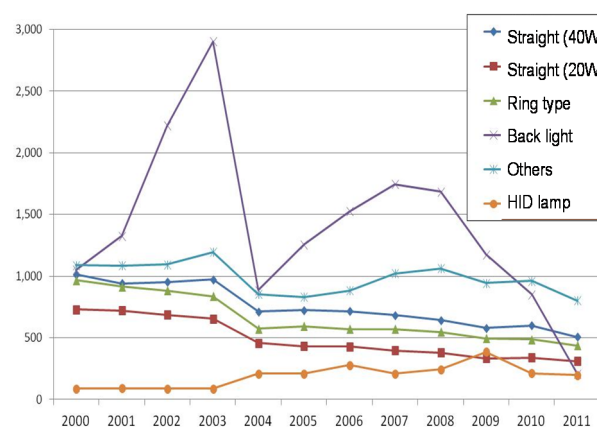


図 3.2.3 蛍光管類の国内販売量の推移

国内の水銀需用量（約 10 トン）の 5 倍近い値となる。これらより、水銀については、退蔵されたものの回収も重要であることが改めてわかる。

2) 処分方法や回収促進策

水銀含有製品の処分の方針や、回収を推進するために国や自治体に望む支援を尋ねた結果を次に示す。

- ・ 保有している製品の今後の処理方針については、血压計は「今後も使用する」とした割合がかなり高く、病院では約 4 割、診療所では約 7 割となった。他の製品については、「ある時期に、適正な方法で廃棄する」という回答も多かったが、「決めていない」とする回答が診療所や歯科医院では上回った。
- ・ 回収時の支援ニーズとしては、「適切な回収システムを案内してくれる」「医院まで引き取りにきてくれる」が比較的多い結果となった。歯科医院のアマルガム以外では「全額を負担してくれる」も多かった。

これらを総合して考えると、相当量の水銀が、体温計や血压計、アマルガム等の製品として、病院や診療所、歯科医院にて使用・保管（退蔵）されていることがわかった。血压計については、今後も使用が続くと考えられるが、それ以外については、使用は確実に減少／廃止傾向にある。しかし、その後の処理方法については、「決めていない」とするところが多く、これらを適切な回収・処理に導くことが重要と考えられた。そのためのニーズとして、行政等による費用負担等への声も大きいものの、「適切な処理方法に関する情報がほしい」「取りに来てほしい」といった回答も多く、病院等から退蔵品も含めた製品を徹底して回収するためには、適切かつ具体的な回収・処理に関する情報（回収の意義、各地域において水銀製品を適切に回収・リサイクルできる業者や連絡先等のリスト等）や回収訪問サービス等を提供することが重要と考えられた。

表 3.2.1 保有（退蔵）数量の推定結果

		保有率	保有数量		国内施設数	国内退蔵量	
体温計	病院	18.2%	50.5	個/施設	8,794	80,745	個
	診療所	26.9%	10.9	個/施設	99,083	290,580	個
	病院+診療所					371,325	個
血压計	病院	86.4%	10.4	個/施設	8,794	79,324	個
	診療所	86.5%	3.7	個/施設	99,083	315,697	個
	病院+診療所					395,021	個
マーキュロクロム液	病院	9.1%	250.0	mL/施設	8,794	200	L
	診療所	5.8%	-	mL/施設	99,083	-	
	病院+診療所					200	L
アマルガム	歯科医院	34.8%	230.9	g/施設	67,779	5,453	kg

3.2.1.3 台湾における蛍光管の回収システム

1) 台湾におけるリサイクル基金制度

台湾においては、廃棄物清掃法のもと、容器包装や電池、自動車、タイヤ、電気電子機器、蛍光管等、14カテゴリーの34品目（表3.2.2）については、製造メーカー等の回収・リサイクル義務（費用負担）が課せられ、リサイクル基金管理団体（環境省が運用）が必要

経費の徴収と配分を、製品群ごとに行っている¹²⁸⁾。蛍光管もその対象となっており、メーカー等は、販売量や種類に応じた回収・リサイクル費用を支払っている。

表3.2.2 リサイクル基金制度で対象としている廃製品

分類	項目	分類	項目
容器	1 1.鉄製容器	製品	7 15.一般電池
	2 2.アルミ製容器		8 16.自動車 17.バイク
	3 3.ガラス製容器		9 18.タイヤ
	4 4.紙製容器、5.紙製食器		10 19.鉛蓄電池
	5 プラスチック製容器 6.PET、7.PVC、8.PE、9.PP、 10.発泡 PS、11.非発泡 PS、 12.その他、13.生分解性プラ		11 20.潤滑剤
	6 14.農薬容器		12 電気／IT 機器 21.ノート PC、22.躯体、23.マザーボード、24.モニター、 25.ハードディスク、26.プリンター、27.電源、28.キーボード
		13 家電製品 29.テレビ、30.洗濯機、31.冷蔵庫、32.エアコン、33.ファン	
		14 34.電球(蛍光管)	

2) 台湾における蛍光管リサイクルシステムとその実態

台湾におけるリサイクル基金制度に則った蛍光管回収・リサイクルシステムの概要（蛍光管およびお金の流れ）について、公開情報¹²⁸⁾やヒアリング調査により得られた情報をもとに、図3.2.4に整理する。

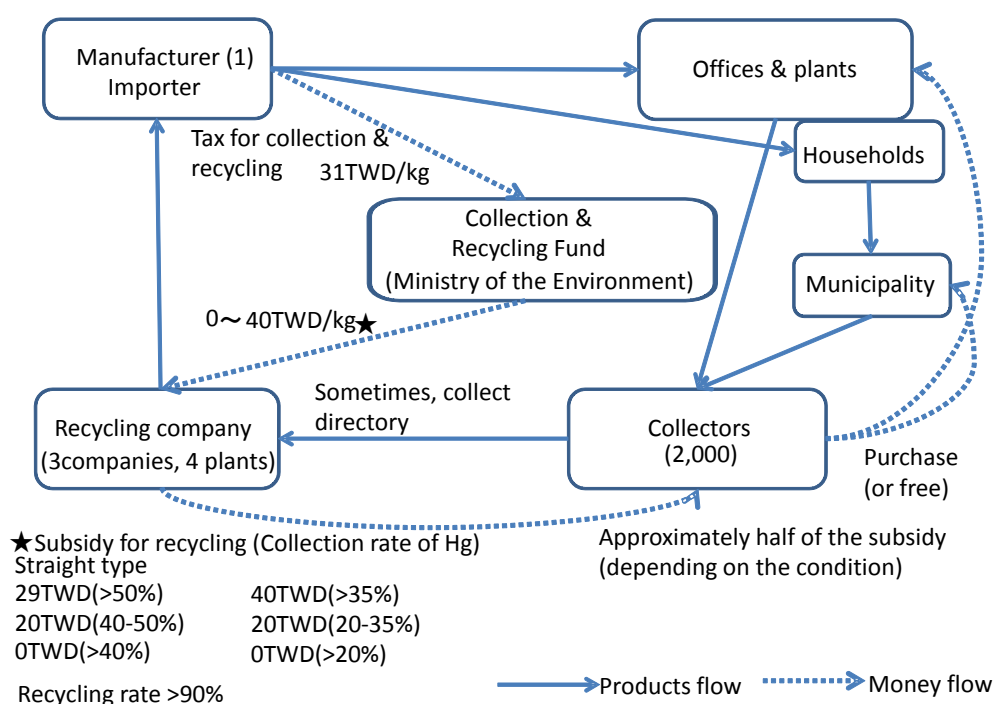


図3.2.4 台湾における廃蛍光管の回収・リサイクルシステム

・販売および回収リサイクル税

まず、蛍光管は、製造業者や輸入業者（左上）から小売店等を通じて、会社や家庭へと販売される。その販売量に応じて、製造業者および輸入業者は、回収リサイクル税を、前

述のリサイクル基金（資源回収管理基金）に納める。この税率は2012年、31元/kg-蛍光管となっているが、これは不定期に見直されることになる。この税率は、40Wの直管で約5.5元であり、台湾国内唯一の蛍光管製造メーカーである東亜光電（会社名：中国電器）におけるヒアリングによると、生産コストの約1/3となっているとのことであった。なお、蛍光管の利用場所は、工場：家庭＝7：3程度で、家庭ではスパイラルタイプの利用が多く、環形は少ないとのことであり、日本と利用スタイルは異なると考えられた。

・使用後の流れと費用分配

使用後は、自治体への回収ルートか、直接回収業者（右下）が回収するルートにいき、そこからリサイクル業者（左下）に持ち込まれる。回収業者は約2,000、リサイクルプラントは4ヶ所（3業者；2プラントは、今回ヒアリング調査および視察を行った中台資源科技有限会社）あるとのことである。

それらのリサイクル業者において回収された資源（蛍光粉や水銀、ガラス等）は、ほぼ無料で製造メーカーに渡されており、メーカーにおいて使用する水銀は、100%そこから供給しているとのことである。

回収・リサイクルの費用は、資源回収管理基金からリサイクル業者に、補助金として、リサイクル可能な蛍光管重量・種類に応じて支払われる。その費用は、図3.2.4に示す通り、蛍光管のタイプ（直管／非直管）および水銀回収率（レベル）に応じて、0～40元/kg-蛍光管に設定されており、基金管理団体（台湾政府環境省）からリサイクル業者へ厳しい検査が入っているとのことである。

その補助金の概ね半分程度は、回収業者（時に自治体）に支払われており、それが回収率を上げるインセンティブとなっていると考えられる。その契約条件は、それぞれ異なるとのことだが、割れた物や異物には支払わないとのことであり、良い状態で多く集めるほど多くのお金が得られる仕組みとなっていることがわかった。

なお、基金の約7割が補助金として回収・リサイクルに使われ、残りの約3割が基金運用や教育・広報に使われているだろうとの話であった（関係者へのヒアリング調査による）。

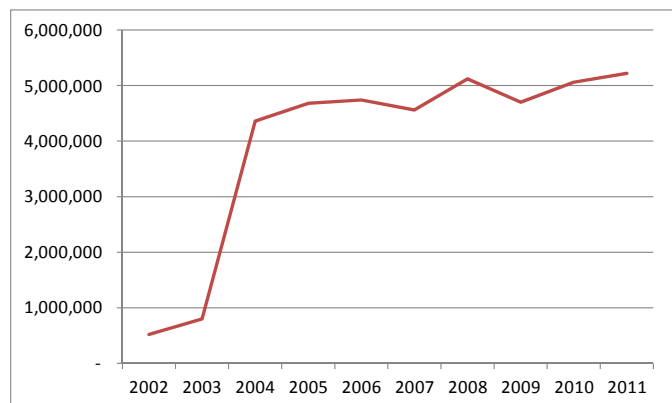


図 3.2.5 台湾における蛍光管回収量の推移
（トン-蛍光管／年）

・回収量および回収率

このシステムにおける蛍光管の回収量を図3.2.5に示す。近年は500万トン／年で安定しており、2011年の回収量522万トンは、回収率88%に相当するとのことであった。なお、台湾では、回収率を次のように計算している。

回収率＝回収量÷（国内生産量＋輸入量）

※どれも当該年

また、水銀回収率については、次の式で計算されている。※水銀含有量原単位：5.52mg／100gとする。

水銀回収率＝当該年の蛍光管からの水銀回収量（kg）×水銀濃度（％）
÷ {当該年の蛍光管処理量（kg）×水銀含有量原単位※×10⁻⁵}

3) 自治体による回収システム

高い回収率を実現する要因には、自治体による廃棄物回収方法もある。特に回収システムについて視察を行ったところ、台湾における家庭ごみ収集システムが非常に特徴的であることがわかった。図3.2.6に示す通り、台湾の自治体による家庭ごみ収集は、決まった時間と場所に回収車両がやってきて数分停車し、その間に市民がごみを持ち込み排出するというもので、日本等のように、決められた場所に所定の時間までに出して置いておくというものではない。また、可燃ごみと、資源ごみ回収車（資源ごみ回収車は1〜2台程度）が同時に来るため、市民の人は、様々なものを同時に持ってきて、対面で分別しながら排出することになる。この資源の一つが蛍光管ということになる。このような回収システムの利点を活かしつつ、リサイクル基金からの回収・リサイクル料金支払いに対する自治体の回収モチベーションの向上、目標値達成意識、市民啓発・教育の徹底などにより、高い回収率が達成できていると考えられた。



図 3.2.6 台北市におけるごみ収集

3.2.1.4 アジアにおける将来の蛍光管需要推計

アジア各国における蛍光管の需要推定結果を図 3.2.7 に示す。また、2008～2012 年度の落ち込みは日本の実績データによるものだが、この変化をモデルに組み込むことができなかったため、2013 年以降とのギャップが生じている点に注意が必要である。

これによると、2030 年には需要は約 380 億個となり、仮に日本の現在の製品技術レベルと等しい 6.8mg/個の水銀含有量とすると、約 260 トンの水銀需要となることがわかる。UNEP 報告書（2008 年）によると、2005 年の世界における蛍光管への水銀需要は約 150 トンとなっているが、そのの倍近い値となる。欧米や日本等の先進国においては LED が進むと考えられるが、アジア諸国を中心に相当量の蛍光管需要が将来的に続く可能性があると考えられ、これらの循環や適正処理システムの検討、水銀フリー化（LED 化）等が必要と考えられた。

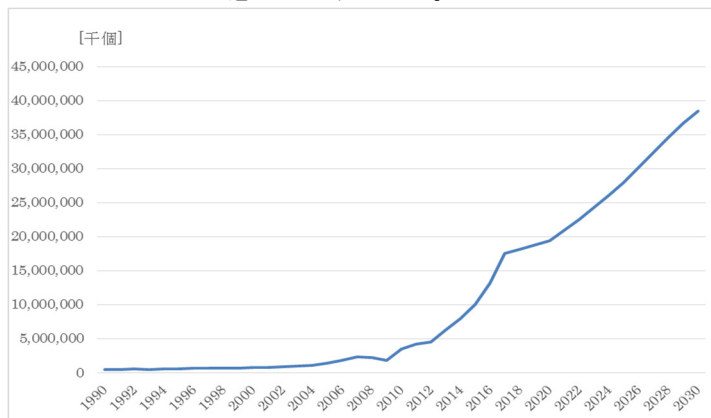


図 3.2.7 アジアにおける蛍光管の需要推定結果

3.2.2 産業系水銀含有廃棄物の処分・回収に関する基準

添加水銀種ごとの環告13号溶出濃度と水銀含有率の関係を表3.2.3に示す。含有率1%以上では、水銀種によっては埋立判定基準を超えるものがあつた。水銀含有率を0.1%まで下げると、すべての形態で0.0005mg/L未満となった。したがって、環告13号試験からは水溶性の水銀であっても0.1%以下の含有率であれば、キレート剤を適正に添加することによって埋立判定基準を満たせると考えられる。

また、水溶性の高い酸化第二水銀、塩化第二水銀を選択し、0.1%付近での水銀溶出挙動を確認するため、添加量は 0.05%、0.1%、1%と設定し、アメリカの溶出試験である TCLP 法によりキレート処理飛灰を評価した。その結果を表 3.2.4 に示す。TCLP 法は一般廃棄物との混合埋立により生成する有機酸と産業廃棄物との接触という過酷な条件を前提とする試験方法であり、pH の差以上に高濃度の溶出を示す金属類がみられるとの報告もある¹²⁹⁾。本結果では塩化第二水銀について、いずれの添加量でも環告 13 号試験の溶出値を上回っていた。アメリカでの基準については、水銀含有率 0.026%以上のものは熱処理等の操作により 0.2mg/L 以下という基準を満足しなければならないが、本実験のキレートによる安定化では水銀含有率 1%でも基準を満足していた。0.026%以下の熱処理残さ以外の廃棄物の基準である 0.025mg/L も、水銀含有率 0.1%以下では満足していた。

EU の溶出試験である prEN12457 の 4 つの試験方法のうち液固比 10 の方法である prEN12457-4 も行った。添加水銀種は塩化第一水銀、酸化第二水銀、塩化第二水銀を選択し、水銀含有率はそれぞれ 0.05%および 0.1%に設定してキレート処理飛灰の溶出試験を実施したところ、すべての条件で溶出濃度は 0.0005mg/L より小さく、検出されなかった。すなわち固体換算濃度にすると<0.005mg/kg となり、安定型処分場基準の 0.01mg/kg を満たしている。水溶性の高い水銀種であっても含有率 0.1%以下であれば、キレート処理によって EU の基準においても埋立処分基準を満たすことが確認された。

キレート処理の効果について長期影響を調査した実験結果を図 3.2.8 に示す。処理から 90 日が経過した試料の水銀溶出量は処理当日よりも大きくなっており、水銀の再溶出の可能性があることがわかった。塩化第二水銀では 90 日後までに含有率 0.1%の処理飛灰の溶出量が埋立判定基準を超え、90 日後の溶出量は埋立判定基準 5μg/L の 2 倍程度であった。一方、窒素雰囲気下および空気雰囲気下で保管した処理物について 35 日後に溶出試験を行うと、窒素雰囲気下で保管した場合の方が溶出量が小さいという結果が得られ、文献で指摘されている酸素の影響による再溶出の可能性が考えられた¹³⁰⁾。キレート処理の長期安定性を考慮すると、水銀含有率 0.05%というのが安全側の目安になるのではないかと考えられる。

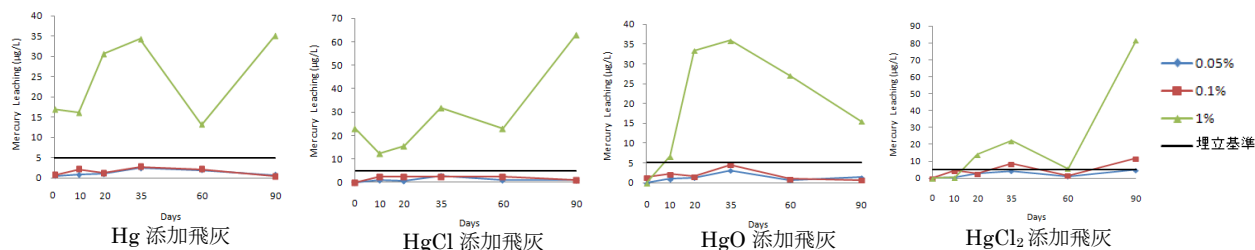


図 3.2.8 水銀添加飛灰の 13 号溶出量経日変化

3.2.3 アジアにおける余剰水銀量の将来推計

3.2.3.1 中国における水銀フローの推移

表 3.2.3 添加水銀種ごとの環告 13 号溶出濃度と水銀含有率の関係 単位:mg/L

添加水銀種	水銀含有率				
	0.05%	0.1%	1%	3%	5%
金属水銀	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
HgCl	N.D	N.D	N.D	3.2	11
HgO	N.D	N.D	0.14	1.5	2.9
HgCl ₂	N.D	N.D	0.019	1.52	3.7

N.D: Not Detected (<0.0005mg/L)

表 3.2.4 HgO および HgCl₂ 添加飛灰における TCLP 試験溶出濃度と水銀含有率の関係 単位:mg/L

添加水銀種	水銀含有率		
	0.05%	0.1%	1%
HgO	N.D	N.D	0.029
HgCl ₂	0.0016	0.005	0.052

N.D: Not Detected (<0.0005mg/L)

2010 年～2050 年までの計算結果を図 3.2.9 に示す。また、表 3.2.5 は 2010 年から 5 年ごとの水銀需給状況と余剰水銀量推移を示す。この計算の仮定は中国が他国と輸出入をしていないとの仮定のもとでの計算である。中国においては、2010 年時点では水銀使用量と水銀供給量の総計がほぼ一致しており、余剰となる水銀量は 57 トン程度と見積もられた。実際に、中国の 2010 年の水銀輸出入は極めて小さい⁴⁰⁾。

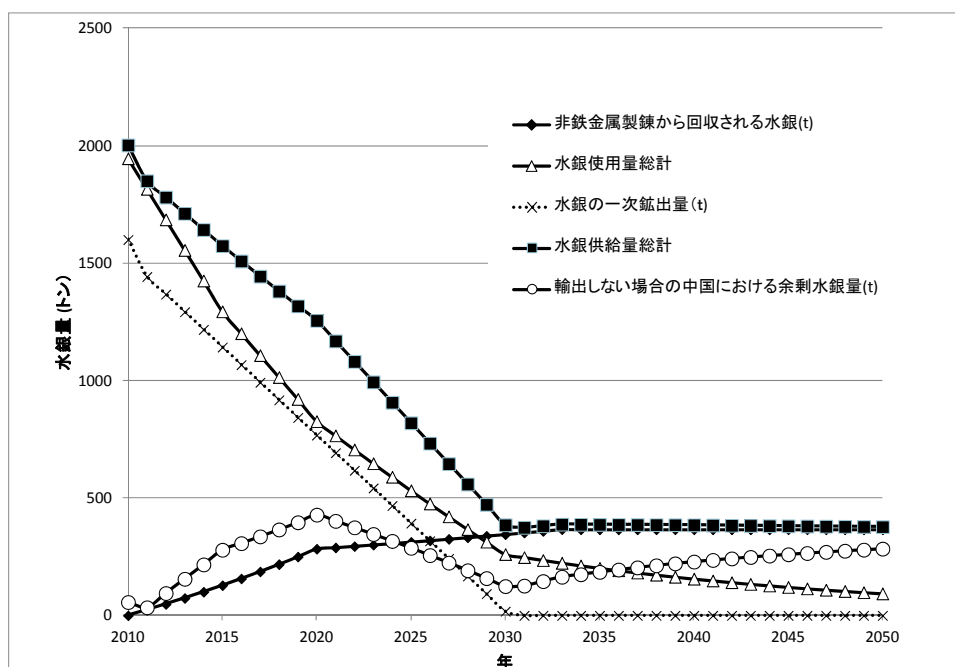


図 3.2.9 2010 年～2050 年までの中国における水銀需給状況と余剰水銀量推移

表 3.2.5 中国における水銀需給状況と余剰水銀量推移

	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
非鉄金属製錬から回収される水銀									
大規模亜鉛製錬に流入する水銀	200	221	244	269	297	315	315	315	315
水銀回収施設割合	0%	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
流入水銀の施設での回収量(流入の93%が回収)	0	103	227	250	276	293	293	293	293
他の製錬からの水銀(+25%)(t)	0	26	57	63	69	73	73	73	73
非鉄金属製錬から回収される水銀(t)	0	128	283	313	345	366	366	366	366
中国における水銀使用量									
電池	140	63	31	24	19	14	11	9	7
歯科アマルガム	51	47	23	18	14	11	8	6	5
計測機器等	227	124	62	48	37	29	22	17	13
ランプ類	198	56	28	22	17	13	10	8	6
電気機器類	29	18	9	7	5	4	3	2	2
その他	73	67	60	46	36	28	22	17	13
製品合計	718	374	214	165	128	99	77	59	46
VCM	780	585	390	195	0	0	0	0	0
ASGM	445	333	222	172	133	103	80	62	48
クロロアルカリ	3	2	1	0	0	0	0	0	0
総計	1946	1294	827	532	261	202	156	121	94
中国における水銀供給量									
廃水銀含有製品リサイクル率(%)	5%	7.5%	10%	13.8%	17.5%	21.3%	25%	25%	25%
回収量 (ton of Hg)	36	28	21	23	22	21	19	15	11
VCM からの回収量(t)	367	275	183	92	0	0	0	0	0
クロロアルカリプラントの廃止による廃棄量(t)	0	54	54	54	0	0	0	0	0
非鉄金属製錬から回収される水銀(t)	0	128	283	313	345	366	366	366	366
水銀の一次鉱出量(t)	1600	1142	767	393	18	0	0	0	0
総計	2003	1574	1256	820	386	387	385	381	378
中国における余剰水銀量(t)									
中国における余剰水銀量(t)	57	279	429	288	125	185	229	260	284
中国における余剰水銀保管累計量(t)	57	892	2781	4563	5519	6316	7379	8620	9995

水銀の一次鉱出の削減に比べ、水銀の使用量の削減が2020年まで大きくなることおよび非鉄金属製錬での水銀回収量（供給源となる）が増加していくことから、余剰水銀量が2020年までは年々上昇し、400トン/年を超えると見積もられた。その後、水銀使用量の削減割合が減少し、一次鉱出の削減率と逆転することから、各年における余剰水銀量は

2030年まで減少する。VCMの2030年までの全廃によ

り、その後は非鉄金属製錬からの水銀回収量がほぼ供給量となり、水銀使用量の低減傾向は緩やかになることから、余剰水銀量は再上昇するものと推測された。

Maxsonの試算結果を図3.2.10に示す¹⁴⁾。条約による制約条件や諸条件などが異なっていることからその挙動も異なっている。まず、Maxsonの報告では2010年では余剰水銀は発生せず、水銀は不足していることになっている。この違いの大きな理由は、一次鉱出のデータを最新のUSGSのデータ（1050トン→1600トン）³⁶⁾を用いたことと、Maxsonの報告ではVCMに使用される水銀が2015年まで1200トン/年で維持されることに由来とすると思われる。VCMの2010年での最新値は780トン/年であり³⁹⁾、大きく異なっている。また、この報告では一次鉱出を2030年以降も年間300トン/年認めており、そのため後半の余剰水銀量が大きく異なっている。

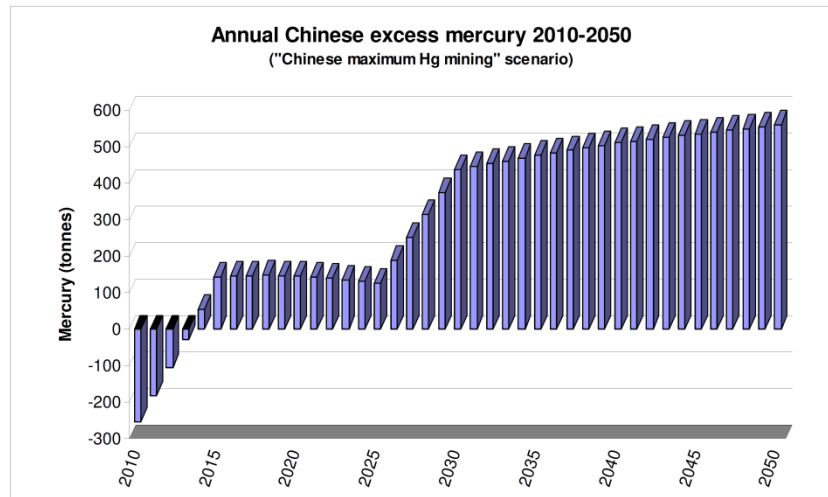


図 3.2.10 Maxson による中国における余剰水銀量推移

3.2.3.2 中国以外のアジアにおける水銀フロー推移

2010年～2050年までの計算結果を図3.2.11に示す。また、表3.2.6は2010年から5年ごとの水銀需給状況と余剰水銀量推移を示す。中国以外のアジアにおけるフローを計算した後、中国の余剰水銀が供給されて利用されるケースについても併記した。アジアの輸出入の統計は調査したが、例えば、他章で扱っているマレーシアを取り上げれば、マレーシア国内で水銀を使用した製造プロセスや水銀添加製品の製造工場が無いにもかかわらず、2012年で519.3トンもの水銀が大量に輸入されていると統計上記載されているなど⁴⁰⁾、不可解な点が多く、アジア全体での検証は困難であった。まず、中国以外のアジアにおいては一次鉱出がなく、供給源が限られていることから供給量の総計は50～100トン程度であった。これに対し、2010年時点での使用量は600トン/年程度あり、それが漸減していくことから、余剰水銀が生まれるのは2048年からであった。つまり、中国以外のアジアでは水銀輸入をせねば水銀需給は成り立たないことを示している。したがって、中国における余剰水銀量を考慮し、中国も含めたアジア全体での余剰水銀の推移を試算すると、2010年～2017年までは余剰水銀量はマイナスになっており、これはアジア以外の地域からも輸入せねば成り立たない状況を示していた。2017年以降は2020年までは余剰水銀量は増加したが、その後、2030年まで減少し、2030年では33トン/年程度の余剰水銀量であった。その後は徐々に増加し、2050年には300トン/年程度となった。

この推移からはアジア地域での水銀の需給は中国の余剰水銀量をどの程度利用するかに依存する。日本の寄与については表において日本を除いた場合などの数値を試算しているが、中国の余剰水銀量に比べ大きなインパクトを示していない。つまり、少なくとも中国の余剰水銀量を使用するにしても2017年まではアジア全体で不足しており、条約で認められている

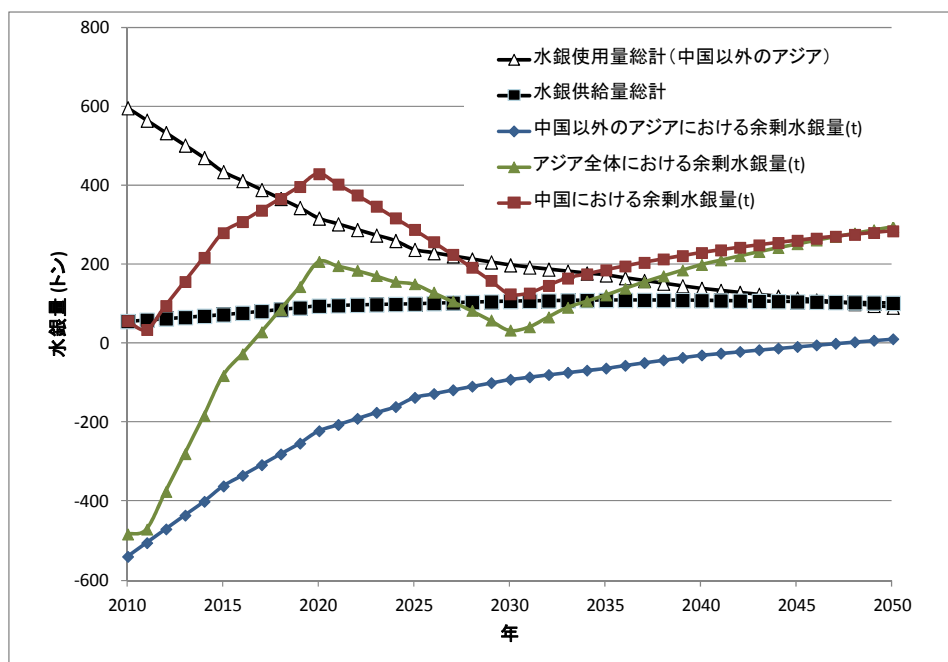


図 3.2.11 2010 年～2050 年までの中国以外のアジア
における水銀需給状況と余剰水銀量推移

表 3.2.6 中国以外のアジアにおける水銀需給状況と余剰水銀量推移

	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
非鉄金属製錬から回収される水銀									
日本の非鉄金属製錬から回収される水銀	36	36	36	36	36	36	36	36	36
大規模亜鉛製錬へ流入する水銀(日本、中国以外のアジア)	24	29	33	38	42	42	42	42	42
水銀回収施設割合	0%	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
流入水銀の施設での回収量(流入の93%が回収)	0	13	31	35	39	39	39	39	39
他の製錬からの水銀(+25%)(t)	0	3	8	9	10	10	10	10	10
日本、中国以外のアジアで非鉄金属製錬から回収される水銀(t)	0	17	39	44	49	49	49	49	49
中国以外のアジアで非鉄金属製錬から回収される水銀(t)	36	53	75	80	85	85	85	85	85
中国以外のアジアにおける水銀使用量									
電池	63	25	13	0	0	0	0	0	0
歯科アマルガム	51	47	44	40	37	34	31	28	25
計測機器等	49	28	11	0	0	0	0	0	0
ランプ類	41	36	32	28	24	21	17	13	9
電気機器類	33	20	19	18	16	16	14	13	11
その他	55	50	45	40	35	35	25	20	15
VCM	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ASGM	287	215	143	111	86	66	51	40	31
クロロアルカリ(中国以外の東アジア、東南アジア)	3	2	1	0	0	0	0	0	0
クロロアルカリ(インド)	6	3	0	0	0	0	0	0	0
クロロアルカリ(インド以外の南アジア)	8	8	8	0	0	0	0	0	0
水銀使用量総計(中国以外のアジア)	596	434	316	237	198	172	138	114	91
水銀使用量総計(日本、中国以外のアジア)	591	430	313	235	196	171	137	112	89
水銀使用量総計(日本、中国以外のアジア及びASGM除外)	304	215	170	124	110	104	85	72	58
中国以外のアジアにおける水銀供給量									
日本における廃水銀含有製品からの回収量 (ton-Hg)	5	4	3	2	2	2	2	2	2
廃水銀含有製品リサイクル率(%)	5%	7.5%	10%	13.75%	17.50%	21.25%	25.00%	25%	25%
日本以外のアジアにおける廃製品からの水銀回収量	15	15	16	17	20	23	22	19	15
VCM からの回収量(t)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
クロロアルカリ(中国以外の東アジア、東南アジア)の廃止による廃棄量(t)	0	44	44	44	0	0	0	0	0
クロロアルカリ(インド)の廃止による廃棄量(t)	0	125	125	0	0	0	0	0	0
クロロアルカリ(インド以外の南アジア)の廃止による廃棄量(t)	0	0	0	66	0	0	0	0	0
中国以外のアジアで非鉄金属製錬から回収される水銀(t)	36	53	75	80	85	85	85	85	85
水銀の一次鉱出(t)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
水銀供給量総計	56	72	94	100	106	109	108	105	102
中国以外のアジアにおける日本を除いた水銀供給量総計	15	32	55	61	69	72	71	68	64
中国以外のアジアにおける余剰水銀量(t)	-540	-362	-222	-137	-92	-63	-30	-9	11
中国以外のアジアにおける日本を除いた余剰水銀量(t)	-576	-398	-258	-173	-128	-99	-66	-45	-25
中国以外のアジアにおける日本とASGMを除いた余剰水銀量(t)	-289	-183	-115	-62	-42	-33	-15	-5	6
中国における余剰水銀量(t)	57	279	429	288	125	185	229	260	284
アジア全体における余剰水銀量(t)	-483	-82	207	150	33	122	199	251	295
クロロアルカリ廃棄余剰水銀量(t)	0	169	169	110	0	0	0	0	0
中国以外のアジアにおける余剰水銀保管量(t)	0	169	338	448	448	448	448	448	469
アジア全体の余剰水銀保管量(t)	0	223	909	1931	2340	2767	3615	4771	6162

必要不可欠な製品への水銀使用のための輸出は可能と思われる。また、2017 年以降は中国の一次鉱出の水銀量を調整することで 2029 年までは余剰水銀量を理論的には解消可能である。2030 年以降は一次鉱出自体廃止される設定としているが、これ以降は純粋に余剰水銀量が発生する。水銀使用量として中国以外のアジアにおいて ASGM の使用量をカウントしない

（ASGM に水銀を供給しない）としても余剰水銀の発生時期は変わらなかった。以上の点について、逆の見方をすると、中国における一次鉱出と余剰水銀の調整がなされない場合は 2017 年からアジアで余剰水銀が発生することから、我が国からの輸出（供給）は控えるべきであり、余剰水銀対応を早期に準備する必要がある。

Maxson の中国以外のアジアのみの余剰水銀量の試算結果を図 3.2.12 に示す。Maxson の報告では 2030 年あたりから余剰水銀が発生することになっている。今回の結果と大きく異なる所は、ASGM での使用量が最新のデータに更新されたこと、日本の非鉄金属製錬からの回収量を倍以上に設定していることと、クロロアルカリの廃止に伴う余剰水銀を他製品に利用できるとしている所である。この点は条約において使用できないこととなっていることから大きく異なり、余剰水銀の出現時期が異なった。

また、日本および中国以外のアジアにおける非鉄金属製錬から回収される水銀は 50 トン/年である。日本の現時点の回収量は 36 トン/年であり、過去の実績としては 70 トン/年程度であった。水銀量ではなく、廃棄物量により回収施設の容量は定められると思われるが、日本の回収産業である程度吸収できる量ではないかと考えられる。

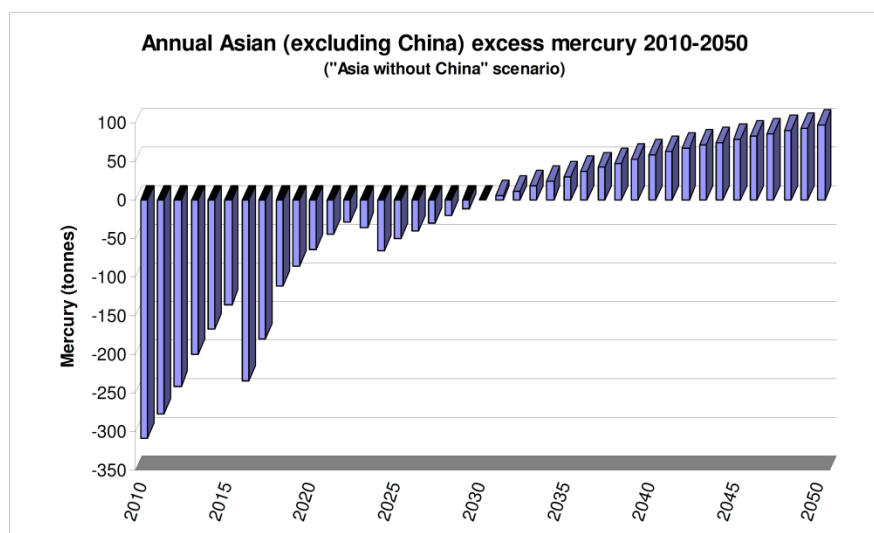


図 3.2.12 Maxson による中国以外のアジアにおける余剰水銀量推移

3.2.3.3 余剰水銀保管累計量

まず、日本の場合、上記の計算で 2017 年まではアジア全体で水銀が不足することを考慮して、仮に 2018 年より輸出を禁止し、非鉄金属製錬分が余剰水銀量となると仮定すると、2050 年までで 1200 トン程度が保管対象量（永久処分量）となる。中国および中国以外のアジアの試算結果から余剰水銀保管累計量を図 3.2.13 に示す。中国における余剰水銀保管累計量は、中国が自国から水銀を輸出をしない場合、2050 年には 10000 トン近くになる。しかし、これは一次鉱出もしつつ、余剰水銀も排出するケースであり、本シナリオにおいては最大に近い見積りであると考えられる。中国以外のアジアにおいては、クロロアルカリの廃止により発生する廃棄金属水銀のみが当初保管対象となり、2048 年以降極めて少量余剰水銀が発生し、合わせて 470 トン程度である。

中国の余剰水銀量をアジアで利用した場合、アジア全体で 6000 トン程度となる。さらに、日本での保管量 1200 トンを引くと、4800 トンとなり、これが現実的な中国での余剰水銀保管累計量となると考えられる。さらに、一次鉱出を調整すると 3300 トン程度まで抑えることが可能である。クロロアルカリの廃止に伴うものを除けば、2030 年から余剰水銀が発生することになると見込まれる。

これらの数値はシナリオや個別廃棄物のデータの推計により大きく変化する。例えば、3.2.1.4 でアジアの蛍光管需要の将来推計が行われているが、それでは 2030 年でのアジアにおける蛍光管への使用量が 230 トンとなっている。回収率の推移や LED の採用など推計を変化させる要因も多々含まれることから、今後様々なケースでの将来推計が必要となろう。

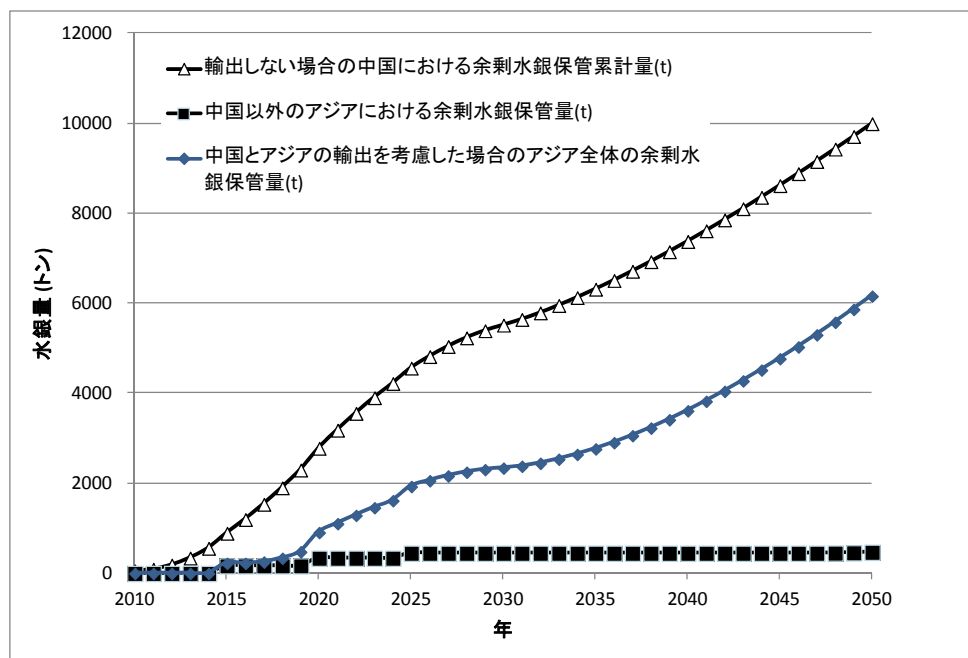


図 3.2.13 2010 年～2050 年までの中国、中国以外のアジアにおける余剰水銀保管量推移

3.3 金属水銀の安定化技術の開発・評価

3.3.1 生成物の様態と回収率

転動型ボールミル法においては、2 時間以上混合攪拌させた際の生成物はほぼ黒色粉末となっており、遊星ボールミル法のように中間体は見られなかった。試薬(水銀と硫黄)の投入量および生成物の回収量から回収率を計算した結果を、表 3.3.1 に示す。容器の構造上サンプルを最後まで回収しにくい、回収率の平均値は 90%以上となっており、生成物はほぼ回収できていたと考えられる。

表 3.3.1 転動型ボールミルにおける水銀回収率

時間(hour)	番号	投入Hg(g)	投入S(g)	反応後回収量(g)	回収率(%)	回収率平均(%)
2	No.1	59.96	9.62	64.89	93.3	95.4
	No.2	59.99	9.63	67.84	97.4	
4	No.1	59.97	9.61	66.61	95.7	95.3
	No.2	59.95	9.63	65.99	94.8	
6	No.1	59.99	9.62	67.53	97.0	97.5
	No.2	59.96	9.62	68.18	98.0	
9	No.1	59.94	9.6	67.95	97.7	98.3
	No.2	59.97	9.61	68.81	98.9	
12	No.1	59.98	9.6	67.74	97.4	97.9
	No.2	59.99	9.62	68.48	98.4	

気相合成により生成した物質の外観(一例)を図 3.3.1 に示す。容器の周囲に生成した物質は赤みがかった黒色で、一部は樹枝状の結晶となっていた。また、縦型管の上部にも黒い塊が

薄く付着しており、これらはスプーンを使ってこそぎ落とさないと回収できなかった。水銀と硫黄の投入量および生成物の回収量から回収率を計算した結果を表 3.3.2 に示す。一部の試料では回収率 60%程度と低い値になった。これは、スプーンによるこそぎ落としだけでは、管に付着した生成物を回収しきれなかったためであると考えられる。

先行研究である遊星ボールミル法においては、反応途中でのペースト状の中間体が確認され、中間体のままで存在すると、溶出試験結果は良くないことがわかっている¹⁰⁾。ただし、このペースト体はさらに反応時間が長くなるにつれて徐々に硬化し、同時に黑色硫化水銀の生成が観察され、溶出試験結果も向上することがわかっている。また「投入した試料(水銀と硫黄)の質量」に対する「攪拌後に粉体として回収した生成物(ペーストを除く生成物)の質量」の割合を R(%)とすると、反応時間が長くなるに伴い R の値が大きくなり、ボール径が大きい程反応の進行が速く、適切なボール径を選ぶと、ほぼ 100%の回収率が得られている。

この結果より、気相合成においては不明分があり、回収率が低いことから、やはり温度をかけない手法による方が水銀安定化に従事する作業者への曝露の観点からは望ましいと言える。転動型、遊星型については基本的な操作自身は大きく異なるわけではないことから、回収率および生成物のハンドリングの観点からは気相合成法より望ましい手法といえる。

3.3.2 46 号溶出試験での水銀溶出量

転動型ボールミル法による生成物からの 46 号溶出試験による水銀溶出量を図 3.3.2 に示す。水銀溶出量は反応時間が長くなるのに伴い減少する傾向にあり、12 時間反応させた場合には環境基準(0.5 $\mu\text{g/L}$)を下回ることが分かった。

気相合成法における 46 号溶出試験結果を図 3.3.3 に示す。測定は各試料 3 回ずつ行い、図にはそれらの平均値を示している。グラフより、反応時間 1 時間の試料は反応時間 30 分の試料に比べて溶出量が 10 分の 1 程度にまで低下していることが分かった。また反応時間 30 分の場合では、硫黄の量が多い場合や到達温度が高い場合に



図 3.3.1 生成物の外観

表 3.3.2 生成物の回収率

反応時間(時間)			0.5		1	
到達温度(℃)			500	600	500	600
モ ル 比	Hg: S=1.05	回収量(g)	36.09	32.62	42.84	36.93
		回収率(%)	77	70	92	79
	Hg: S=1.25	回収量(g)	33.21	29.12	31.92	31.23
		回収率(%)	69	61	67	65
	Hg: S=1.5	回収量(g)	40.96	29.65	34.12	32.91
		回収率(%)	83	60	69	66

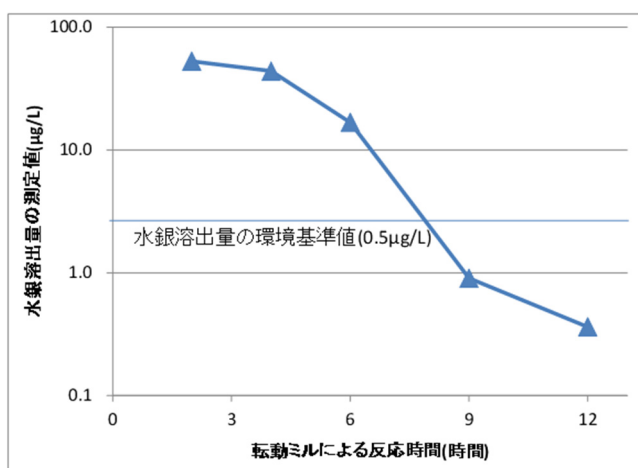


図 3.3.2 転動型ボールミルによる生成物からの 46 号溶出試験による水銀溶出量

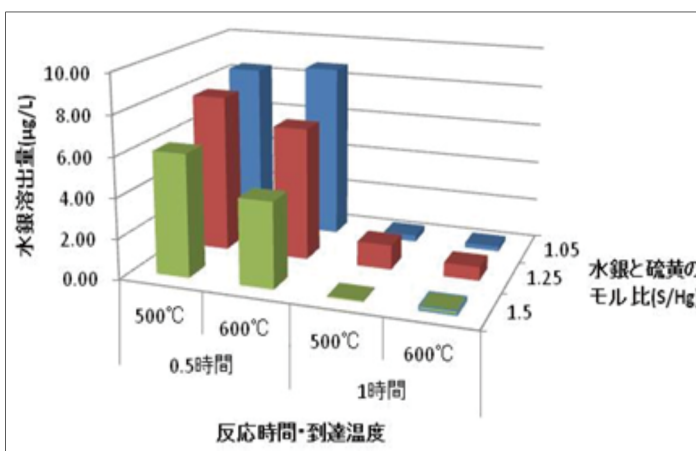


図 3.3.3 気相合成法による生成物からの 46 号溶出試験による水銀溶出量

溶出量が低下する傾向が見られた。水銀溶出量の環境基準 $0.5\mu\text{g/L}$ と比べると、基準を満たすような試料を生成するには、1 時間程度反応を行う必要があることが分かった。

遊星ボールミルにおける 46 号溶出試験結果を図 3.3.4 に示す¹⁰⁾。なお、溶出試験にはペースト状の中間体も含めた容器内の全ての生成物を使用した。先にも述べたが中間体（ボール径 4.76mm のサンプル）が水銀溶出量に悪影響を及ぼしており、またボール径が大きい程に溶出量の低下が早いことが分かる。水銀溶出量の環境基準値 $0.5\mu\text{g/L}$ を満たすまでに必要な時間は、ボール径 19.04mm では 30 分、ボール径 9.52mm では 40 分であった。またボール径 19.04mm では水銀溶出量が低かったが、これはボール径が大きい程 1 個のボールが与える衝撃エネルギーが大きく、中間体の破壊・粉砕が促進されやすいためと考えられる。

以上より、気相合成法と遊星ボールミル法においては 1 時間程度で 46 号溶出試験を満足する水銀安定化物を作ることができるといえる。

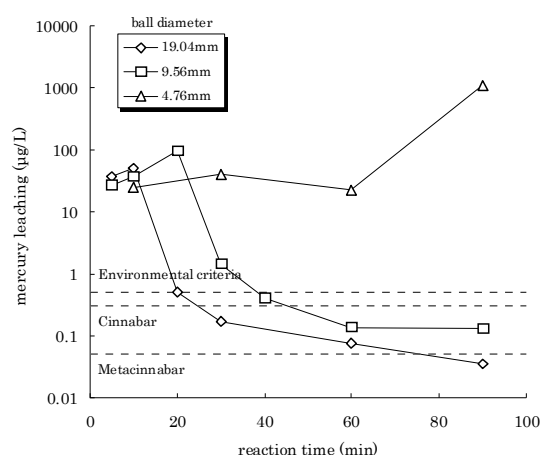


図 3.3.4 遊星ボールミルによる生成物からの 46 号溶出試験による水銀溶出量¹⁰⁾

3.3.3 ヘッドスペースにおける水銀濃度測定

転動型ボールミルでの反応時間 6~36 時間の生成物に関してのヘッドスペースでの測定を行った。水銀濃度は反応時間と共に減少する傾向が見られたが、12 時間反応させた場合の生成物でも $135.2\mu\text{g/m}^3$ と作業環境評価基準($25\mu\text{g/m}^3$)を大幅に上回った。36 時間反応を行った場合に $21.3\mu\text{g/m}^3$ となり $25\mu\text{g/m}^3$ を下回ることが分かった。ただし、EU で提案されている受け入れ基準($3\mu\text{g/m}^3$)は超過した。

気相合成法による各生成物のヘッドスペースにおける水銀濃度の測定結果を図 3.3.5 に示す。測定は Hg^0 と Hg^{2+} で形態別に行ったが、 Hg^{2+} の測定値は Hg^0 に比べて小さい値であったので、図にはそれらを合算した総水銀濃度を表示している。グラフより、総水銀濃度は硫黄の量が多い場合に低くなる傾向を示すことが分かった。また、EU で提案されている水銀蒸気圧の受入基準 ($3\mu\text{g/m}^3$) と比べると、反応時間 1 時間かつ硫黄の水銀に対するモル比が 1.25 以上という条件で、4 試料中 3 試料が基準を達成していた。

遊星ボールミル法においては、ボール径 19.04mm 、反応時間 60 分、水銀 120g の場合について、水銀と硫黄のモル比を複数($\text{S}/\text{Hg}=1.0, 1.05, 1.1$ の 3 パターン)設定して反応を行い、生成物のヘッドスペースにおける水銀濃度を測定した結果を図 3.3.6 に示す¹⁰⁾。モル比 1.0 では温度の上昇と共に水銀濃

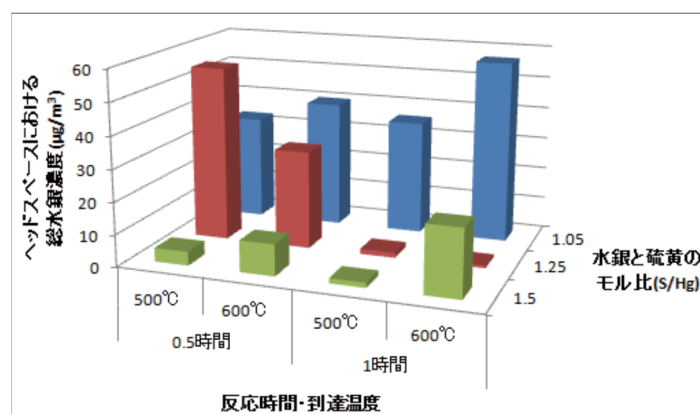


図 3.3.5 気相合成法による生成物からの放出されるヘッドスペース中総水銀濃度

度が有意に増加しており、40℃では作業環境評価基準である $25\mu\text{g}/\text{m}^3$ を上回る結果となったが、モル比を 1.05 や 1.1 に増やした場合は、水銀濃度は標準試薬と同等のレベルまで低下しており、EU で提案されている受け入れ基準($3\mu\text{g}/\text{m}^3$)も達成できている。これは余剰硫黄によって生成物からの水銀揮発が抑制されているためであると考えられ、水銀の揮発性の観点からは硫黄をわずかに余剰とする方が望ましいことが分かった。

以上より、気相合成法と遊星ボールミル法においては、条件設定により EU で提案されている水銀蒸気圧受入基準を満足することがわかった。転動型ボールミル法では 36 時間で作業環境評価基準をようやく下回る結果であり、気相への水銀移行を重視するのであれば、さらなる処理（仕上げのための熱処理、固化）が必要となると考えられた。

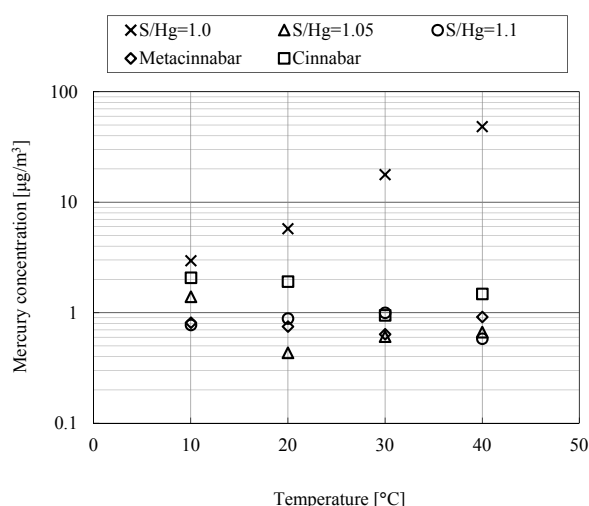


図 3.3.6 遊星ボールミルによる生成物からの放出されるヘッドスペース中総水銀濃度 ¹⁰⁾

3.3.4 XRPD による測定結果

転動型ボールミルによる生成物の測定結果(回折図形)を図 3.3.7 に示す。図は見やすくするため回折角 22~34 の部分を抜粋しており、さらに反応時間 4 時間の試料(4h)の回折図形では全体のピーク強度に対し+100cps、6h では+200cps というように、反応時間が長くなるに従って 100cps ずつずらして表示している。図中の $2\theta=23.082$ の線は単体の硫黄(S)に特有の回折角を表しており、黒色硫化水銀 (metacinnabar) と赤色硫化水銀 (cinnabar) の線についても同様である。metacinnabar と cinnabar はどちらも硫化水銀(HgS)の結晶であるが、回折角が一部異なっているので、その回折角におけるピーク強度を調べることで判別が可能である。測定結果より、単体の硫黄のピークは反応時間 6 時間以降ではほぼ存在しないこと、また反応時間が長くなるに伴って metacinnabar や cinnabar 特有の回折角におけるピークが強くなり、さらに metacinnabar に対する cinnabar の比率が大きくなる傾向があることが分かった。このことから、水銀と硫黄の反応は約 6 時間で完了し、また生成した硫化水銀は徐々に metacinnabar から cinnabar へと変化していくと考えられる。

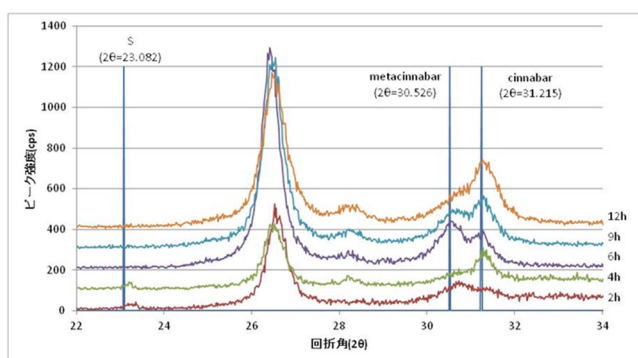


図 3.3.7 転動型ボールミルによる生成物の XRPD 測定結果

気相合成法による生成物の XRPD による測定結果の一部を図 3.3.8 に示す。図は見やすくするため回折角 22~34 の部分を抜粋している。また、この図では反応時間によって比較しやすいように図形を並べてある。図より、硫黄のピークは見られないので、試料中に単体の硫黄は含まれていなかったと考えられる。また生成した硫化水銀は主に cinnabar の形態を取って

いたと考えられ、さらに反応時間が長くなるに伴って metacinnabar に対する cinnabar の比率が若干増加する傾向も見られた。

遊星ボールミル法のボール径 19.04mm の場合における生成物の時間変化に伴う XRPD 回折パターンの変化を図 3.3.9 に示す¹⁰⁾。図中には硫化水銀の結晶である cinnabar と metacinnabar の標準試薬の回折パターンも示している。回折パターンの比較から、反応の初期段階(反応時間 5～10 分)で生成するペースト状の中間体はピーク強度が弱く、回折各 $2\theta=32\sim35^\circ$ におけるブロードなピークが観察され、非晶質の相が形成されていることが確認できる。その後、反応時間が経過するのに伴って回折パターンが連続的に変化していく様子が見られ、反応時間 15 分から 20 分にかけて metacinnabar とほぼ同様の回折パターンになることが分かる。その後、反応時間と共に cinnabar に特有な $2\theta=31.22$ におけるピークの強度が強くなり、metacinnabar から cinnabar へと連続的に変化していく様子が分かる。

以上のことから、ボールミル型の手法では水銀と硫黄を混合攪拌することで、まず始めに両者が一様に混合した固溶体が形成され、この固溶体が固化・粉砕されることで結晶化が進み、安定な黒色硫化水銀が生成するようになった。また、黒色硫化水銀が生成してからは、反応時間の経過と共に黒色硫化水銀の結晶構造が徐々に変化し、赤色硫化水銀への変化が進むことが分かった。それに比べて、気相合成法では、はじめから赤色硫化水銀が主として生成することがわかり、安定化手法による違いが表れた。

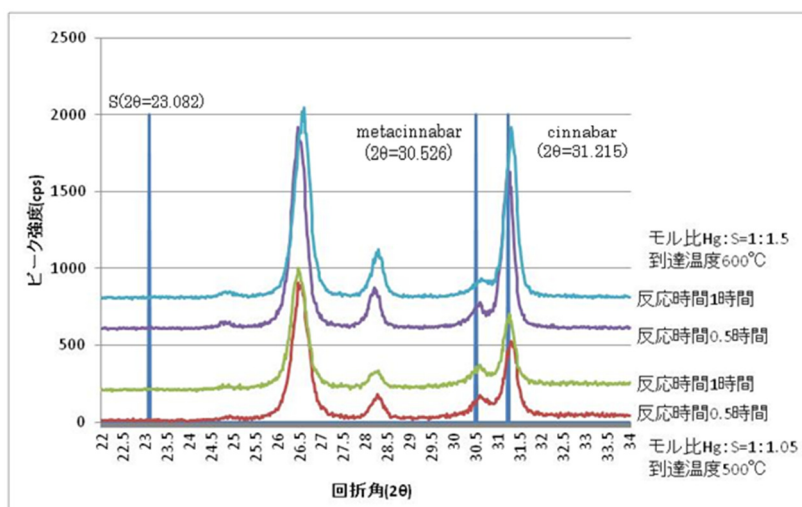


図 3.3.8 気相合成法による生成物の XRPD 測定結果

3.3.5 3 手法の比較

実験結果から 3 つの手法を比較した結果を表 3.3.3 に示す。性能面では、それぞれの最適条件において、どの方法においても時間をかけると水銀溶出量の環境基準値を満足可能であった。水銀揮発量に関しては、転動型ボールミル法では EU の暫定基準は満足できず、作業環境評価基準を満たすには 36 時間以上必要であった。この点において、気相合成法や遊星ボールミル法の方が優れているといえる。これらの安定化の度合いは XRPD などの X 線手法によって裏付けられた。安定化に必要な時間は転動ボールミルでは 36 時間以上、遊星ボールミルおよび気相合成では 1 時間以内であった。それぞれの最適条件における各手法の消費電力量を推定すると、転動型ボールミル法が 0.18kWh、

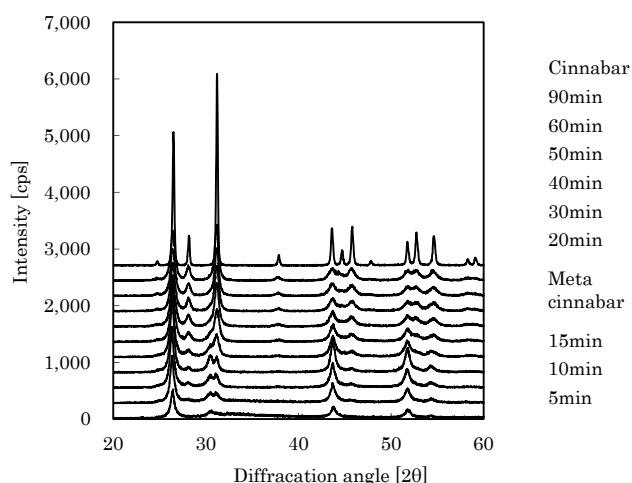


図 3.3.9 遊星ボールミルによる生成物の XRPD 測定結果¹⁰⁾

気相合成法が 3kWh、遊星ボールミル法が 0.088kWh となり、本実験においては消費電力量の観点では遊星ボールミルが優位であった。また、気相合成法は加熱の必要性があり、回収率において不明な部分があることから、水銀安定化物を作成時には水銀漏えいに注意が必要であった。最終的には遊星ボールミルによる金属水銀の安定化手法がこの3つの中では優れていると考えられた。ただし、遊星ボールミルは導入コストが現時点では高いと考えられることが難点である。

表 3.3.3 硫化水銀製造技術の比較

	転動型ボールミル	遊星ボールミル	気相合成
溶出試験(46号法)	○	○	○
揮発試験(ヘッドスペース)	△	○	○
安定化に必要な時間	36時間以上	0.5-1時間	1時間
消費電力	中	低	高
加熱の必要性	無	無	有
作成時の水銀漏えい	無	無	注意
装置導入コスト	安	高	中

3.4 水銀マテリアルフロースツールキットの開発

3.4.1 排出移行先の特定化

本研究は、従来の水銀排出インベントリが主に排出係数や実測値を元に大気排出量を与えているのに対し、①大気、川・海洋、埋立、土壌および貯蔵（ストック）を含むリサイクルなど排出移行先とその量の特定化、②産業セクターの製造プロセスが有する処理装置（ここでは主に排ガス処理装置）の水銀捕捉性能が排出移行先に与える影響評価、③使いやすいツールキットの作成を目的としている。これまでに産業セクターからの水銀の大気排出量の計算が可能であることは検証しており、さらには各セクター別に排出移行先がわかるように、Vensim の中の主な関数に「セクターラベル」を冠して計算できるように改造した。各産業セクターからの水銀移行先を各年度の活動量から推算した結果の例を図 3.4.1～3.4.8 に示す。

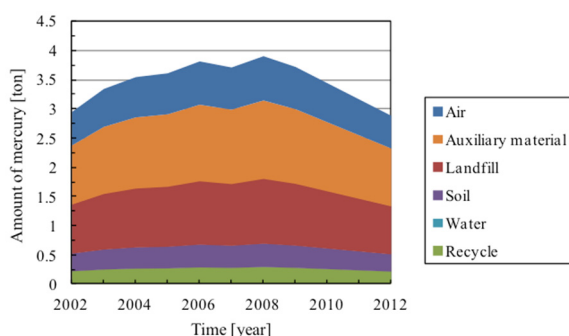


図 3.4.1 石炭火力発電

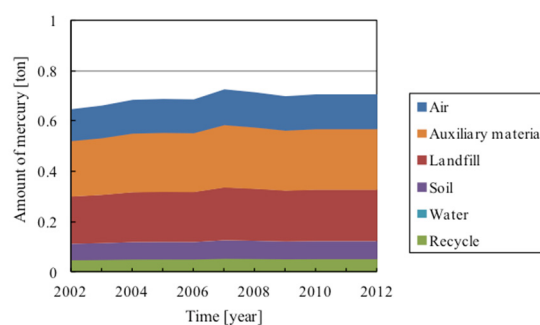


図 3.4.2 石炭燃焼ボイラ

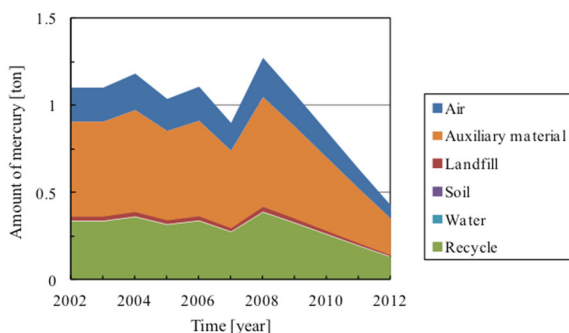


図 3.4.3 石油火力発電

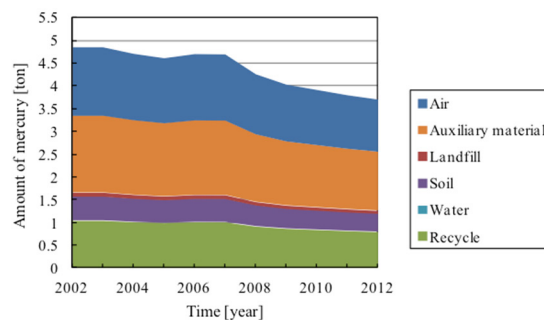


図 3.4.4 セメント

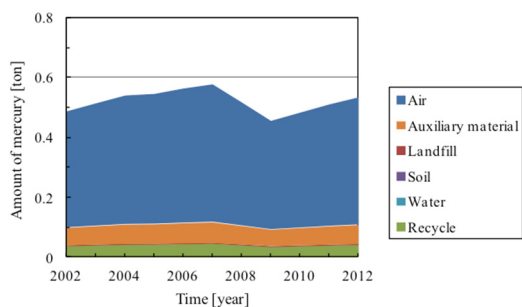


図 3.4.5 石灰石

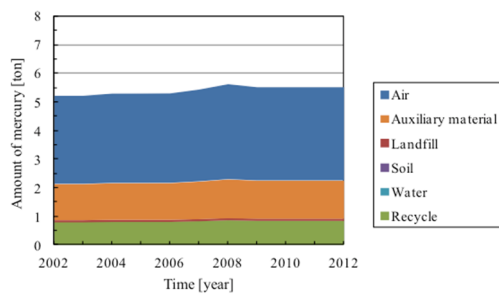


図 3.4.6 製鉄

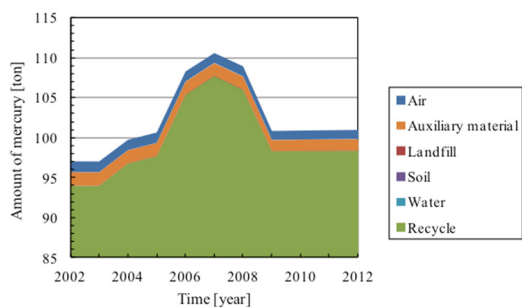


図 3.4.7 非鉄金属製錬

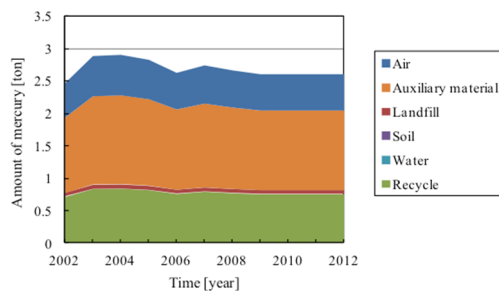


図 3.4.8 製紙・パルプ

図 3.4.4 のセメント製造施設は特殊であり、石灰石原料の他に多種のセクターから飛灰や残渣が副原料として流入するため、主原料（石灰石）依存の大気排出と副原料依存の大気排出を区別している。図中の副原料からの一部は大気排出量となる。図 3.4.9 および図 3.4.10 に全セクターからの最終移行先および各セクター別の大気排出量推計の計算結果を示す。

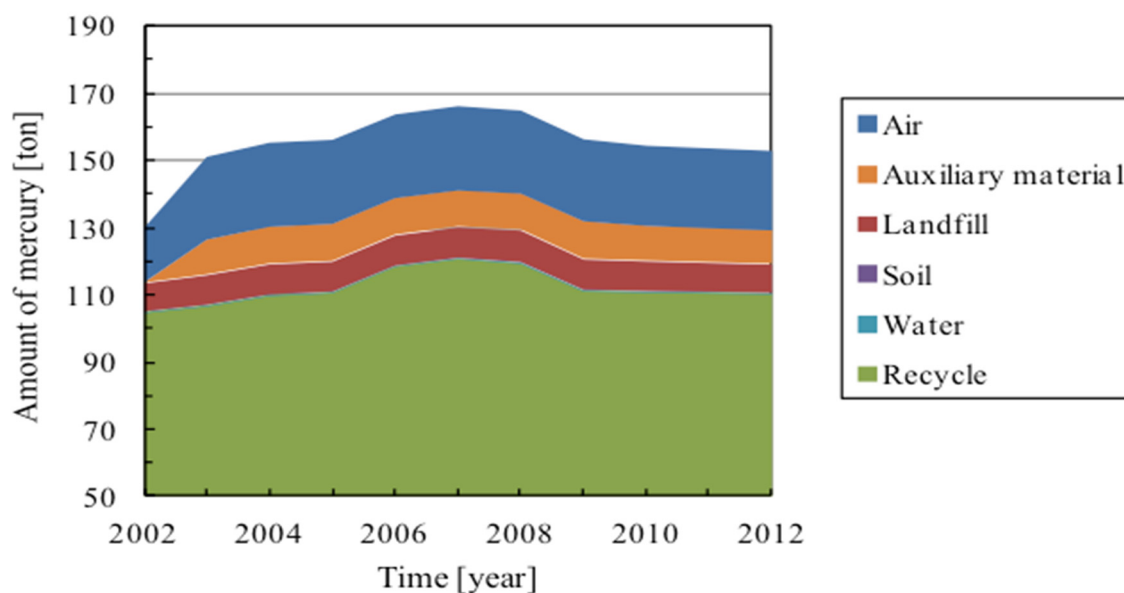


図 3.4.9 全セクター合計での最終移行先

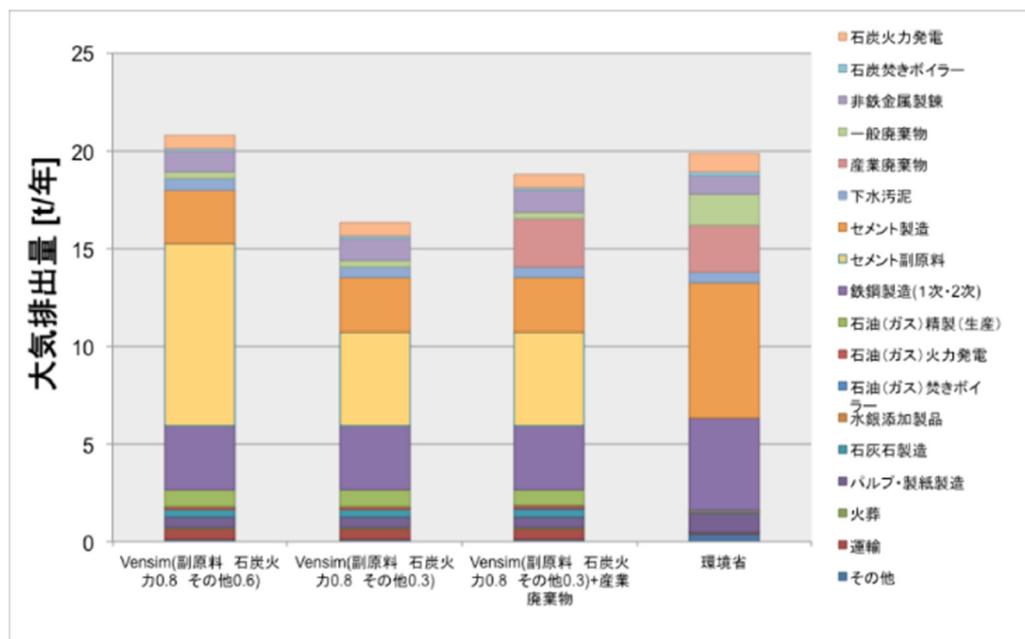


図 3.4.10 各セクター別の大気排出量推計（2010 年）

図 3.4.10 には前述したセメント副原料からの大気排出量を加味した計算結果を示す。例えば石炭火力発電セクターからの副原料（飛灰）の 80%およびその他セクターから流入した副原料（産廃汚泥、可燃性廃棄物、飛灰など）の 60%がセメント副原料とした場合には、主原料石灰石から約 2.8 トンに対して 9.3 トンと大きな割合となる。そこで副原料全体の 30%がセメントに流入するとすると 4.8 トンとなり、合わせて 7.6 トン、環境省インベントリ（2010 年）の 6.9 トンに近くなった。また、Vensim のマテリアルフローでは基本的に排ガス処理装置などによる水銀捕捉割合を「低減割合データベース」で与えて水銀排出量を決定しているため、排ガス処理装置による水銀捕捉割合のデータが提供されていない場合には計算精度が悪いため計算からは除いていた。特に産業廃棄物セクターのデータは不足しており、ここでは単純に環境省インベントリからの 2.4 トンを加味した結果も合わせて示した。

3.4.2 排出移行先への影響

今回対象としたセクター全体からの排出先は図 3.4.9 に示すように、リサイクルが大きな割合を示す。それに対し、土壌や河川・海洋に排出される水銀量は極めて少なく、副原料で流通あるいは埋立に移動することがわかる。

大気への排出で大きな割合をセメント製造が占める要因は、低減装置である電気集塵機（ESP）の水銀捕捉割合が低いことおよび他産業セクターから排出される飛灰等の副原料が流入することと推察できる。大気排出抑制を検討するため、低減装置を電気集塵機（ESP）からバグフィルタ（FF）に変更して再計算すると、図 3.4.11 に示すように、約 3 ton の減少が見られ、

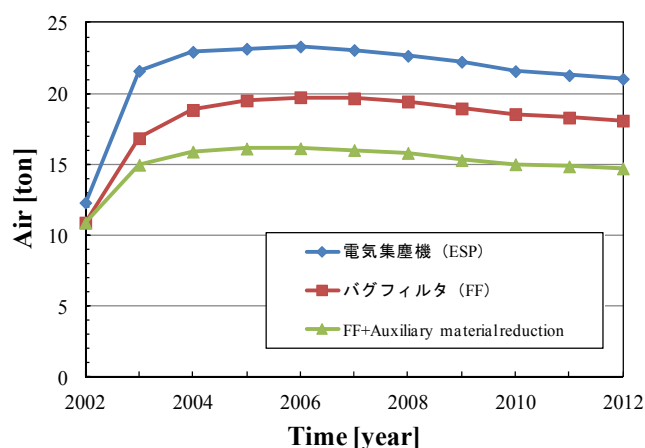


図 3.4.11 パラメータ変更による大気への水銀排出量

副原料化割合を 60%から 40%に変更することにより、約 4 ton の減少が見られる。このように Vensim 上で、低減装置の変更と副原料化割合の変更が大気排出抑制に有効であることなどが予測できることを明らかにした。

河川・海洋へ排出された水銀量の約 80 %を下水汚泥からの排出が占めていることが計算から推定された。環境省の報告値と Vensim モデルの差の原因は下水汚泥の河川・海洋への排出係数にあり、下水道終末処理のフロー追加、整理を検討する必要がある。

埋立へ排出された水銀量の約 80 %は産業廃棄物であるスラグからの排出が占めていると推定されるが、非鉄金属製錬からのスラグ排出量、副原料化、リサイクル、埋立割合については再度精査する必要がある。また、Vensim 上の市中保有からの排出量についても、データ入力に追いついていないデータがあるので、データベースの充実が今後の課題である。

土壌へ排出された水銀量の約 75 %が石炭火力発電からの排出であるが、排出源の排出係数の見直し、特に下水汚泥については下水道終末処理のフロー追加、整理を検討する必要がある。

3.4.3 ツールキット化

Vensim PLE は無料のソフトウェアであり便利ではあるが、上記のデータベースを組み込む場合に、一般にはデータベースが Excel ファイルで提供される場合が多く、Excel ファイルとリンクさせるためにここでは有料の Vensim DSS を使用した。Vensim PLE では供給量などの統計値や低減割合など「低減割合データベース」部分に直接 INPUT データを入力する方法をとっていたが、Vensim DSS では Excel データを流し込むことができるので、作業が簡便となる。また、利用者が入力データを置き換える場合など Vensim 本体に入らずとも計算が可能となるので、最終的には Vensim DSS で提供すべきであること推奨される。Vensim PLE のマテリアルフローモデルで使用されている定数部分は Switch 定数を切り替えることによって、既存のデータと Excel データを切り替えて使用することも確認した。

3.4.4 鉛、カドミウムのマテリアルフローへの適用

Pb と Cd のマテリアルフローを水銀のマテリアルフローをベースに構築する予定でいたが、Pb と Cd の需要（輸出入）と製品製造に関わる「製品製造フロー」(Level-2)と「製品製造データベース」(Level-3)の構築が先決であり、Vensim によって全体マテリアルフローを組むまだには至っていない。全体のマテリアルフローについては、3.1 の「有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成」を参照していただきたい。

Pb のマテリアルフローの一部として図 2.4.5 および図 2.4.6 の Pb を含むバッテリーのマテリアルフローおよびバッテリー搭載の自動車のマテリアルフローを結合して計算させ、この部分の適正を検討した。鉛の大気排出量、市中保有（自動車）、輸出バッテリー単体、輸出バッテリー搭載、中古車輸出に関する計算結果を図 3.4.12 に示す。

多数の項目（関数）を扱うことになるので、ここでは Vensim 上のプログラム文法チェックおよび「有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成」で与えられた Excel データベースを参照できるように、Vensim DSS によるリンク方法について検討した。改善には予想外にかなりの時間を要したが、Vensim 上で本計算で用いた Excel データとのリンクおよび実行計算が可能であることは確認できた。今後は各製品群のマテリアルフローの追加と Excel ベースのマテリアルフローとの照合を行う必要がある。

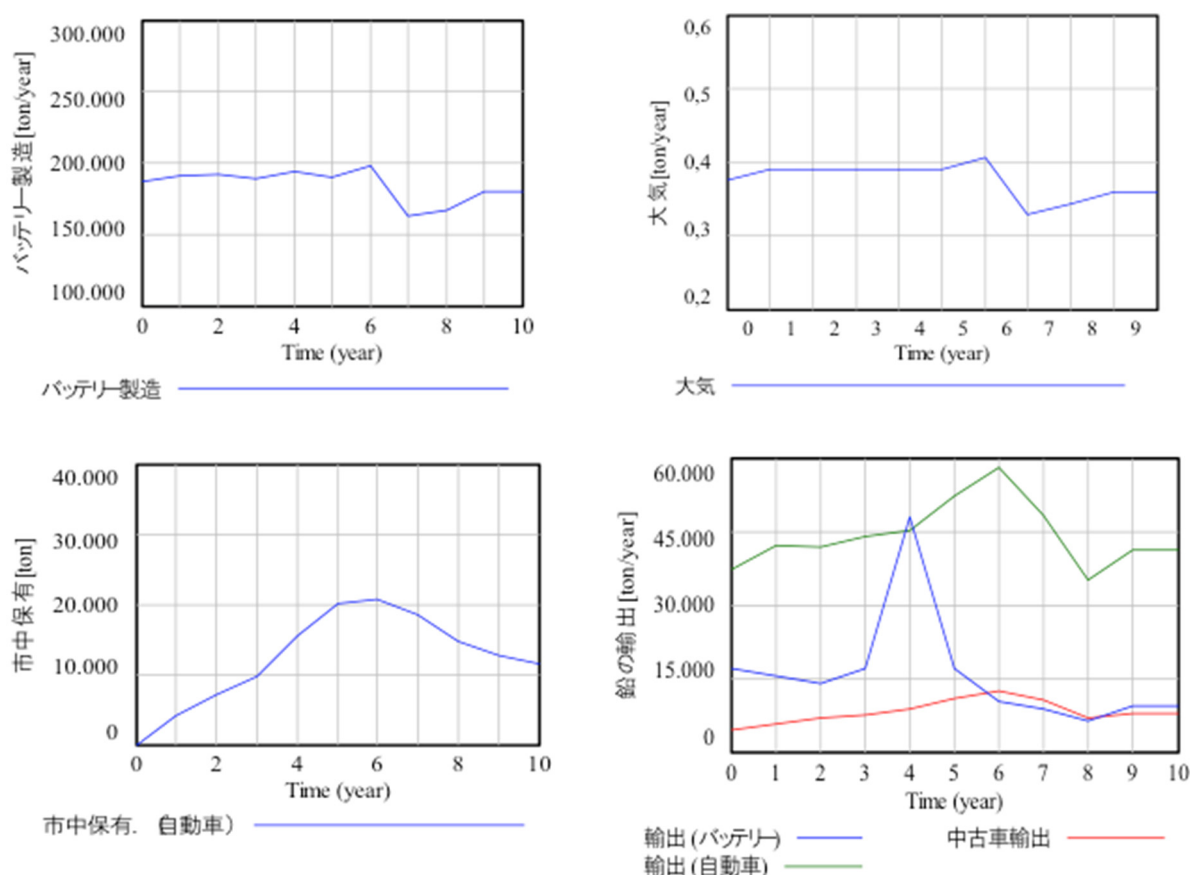


図 3.4.12 バッテリーに関連する鉛のマテリアルフローに基づく結果の一部

3.5 水銀廃棄物処分・保管におけるリスク評価

3.5.1 埋立地での水銀の排出挙動

埋立地の水相における深さ別の酸化水銀濃度およびメチル水銀濃度を図 3.5.1 に示す。時間の経過とともに水相中の水銀が増加していくこと、拡散によって埋立水銀層より上の土壌層へも水銀が移動していく傾向が示された。土壌に吸着される水銀量についても同様の傾向を示し、時間の経過とともに各深さにおいて増加していった。

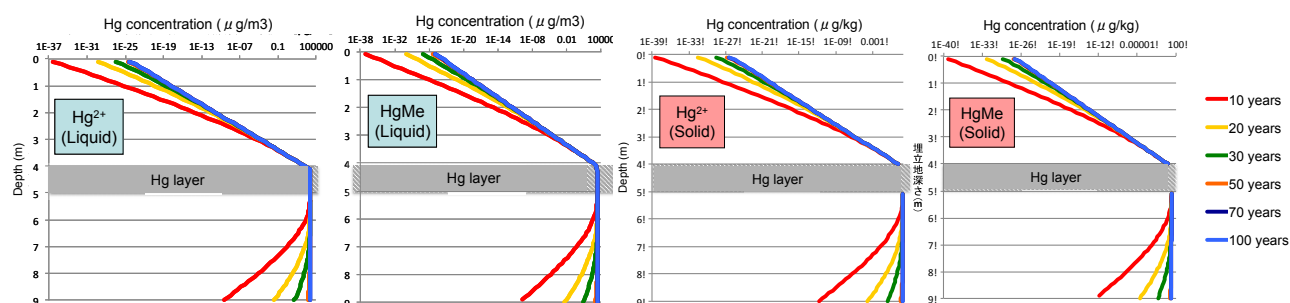


図 3.5.1 埋立地での深さ別の水銀濃度（左端：酸化水銀（水相）、中央左：メチル水銀（水相）、中央右：酸化水銀（固相）、右端：メチル水銀（固相））

図 3.5.2 に深さ 9 m 地点での水相中の酸化水銀およびメチル水銀濃度の経時変化を示す。埋立後 40 年程度までは水銀濃度に大きな変化は見られないが、それ以降に水銀濃度は増加して

いった。約 51 年後には無機水銀濃度が $5027 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、全水銀の排出基準 ($5000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) を超えるため、浸出水からの水銀除去処理が必要となる。埋立処分から 50 年間浸出水のモニタリングを持続的に実施することは困難であり、長期間経過後に初めて顕在化する水銀排出について注意を要する。

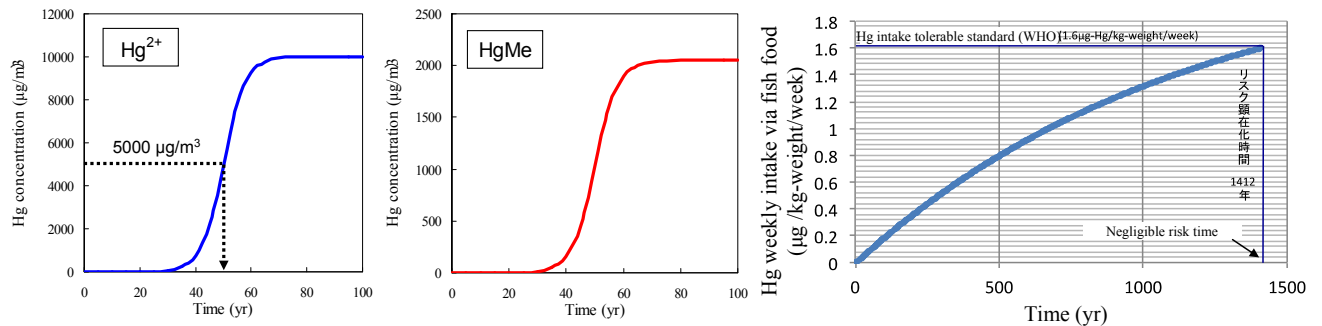


図 3.5.2 深さ 9 m 地点での水相中の水銀濃度の経時変化（左：酸化水銀、中央：メチル水銀）と水銀摂取量の経時変化（右）

図 3.5.3 に埋立地からの累積水銀排出量の経時変化を気候条件別に示す。時間経過とともに累積水銀排出量は指数的に増加し、100 年後に年間排出量は一定に落ち着く。気候条件は乾燥しているほど排出量が低く、多雨になるほど多くなった。日本の気候条件の場合、100 年経過時に埋立地から排出された累積水銀量は約 $1 \text{ g}/\text{m}^2$ となり、排出された水銀の約 80% は Hg^{2+} であった。

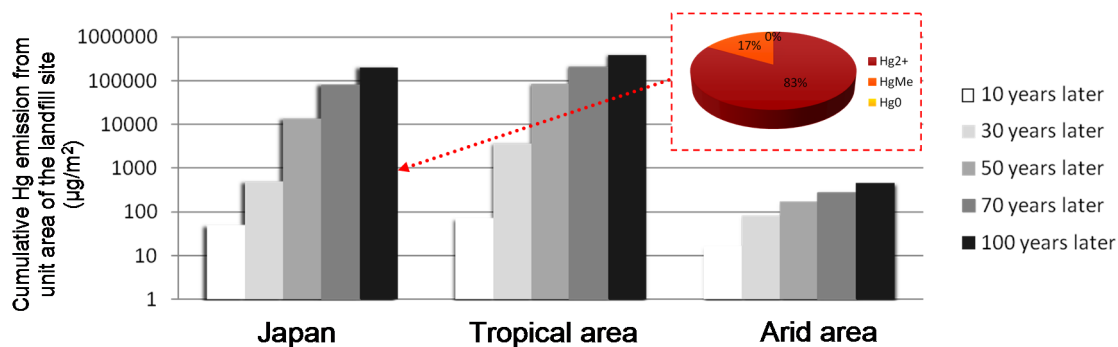


図 3.5.3 埋立地からの累積水銀排出量（気候条件別）

3.5.2 パラメータの感度解析

パラメータ値を変化させたときのインパクトファクターを図 3.5.4 に示す。降雨条件、湖沼底質でのメチル化速度係数ならびに脱メチル化速度係数、底質－水間でのメチル水銀の分配係数、湖沼長さ、底質厚さ、生物濃縮係数が特にリスク評価に大きな影響を与えるパラメータであった。

水銀の最終処分地選定の際、環境リスク評価では特にこれらのパラメータ値について正確な値を用いることで、より精度の高い環境リスク評価が可能となる。

3.5.3 水銀の埋立処分における環境リスク

降雨条件を日本のものとし、表 2.5.2 のパラメータ値を用いた場合でのリスク顕在化時間 (Negligible risk time) は 1412 年であった。降雨条件やパラメータ値によってこの値は大きく

変化するが、いくつかのケースにおいては水銀の埋立処分における環境リスクが社会的に許容できない可能性が示唆される。

図 3.5.4 に示すとおり降雨条件は他のパラメータと比較して影響度が最も大きく、乾燥地域での降雨条件となると、水銀の環境リスクが永続的に無視できる（＝リスク顕在化時間が無限大）結果となった。これは湖沼に流入する水銀量と湖沼から流出する水銀量が等しくなるためである。日本で水銀を埋立処分する場合、埋立地表面を透水性が低く、長期間の物理的安定性が期待できるベントナイト層を敷設するなどして、雨水浸透を下げるのが現実的かつ有効な手段として提案される。

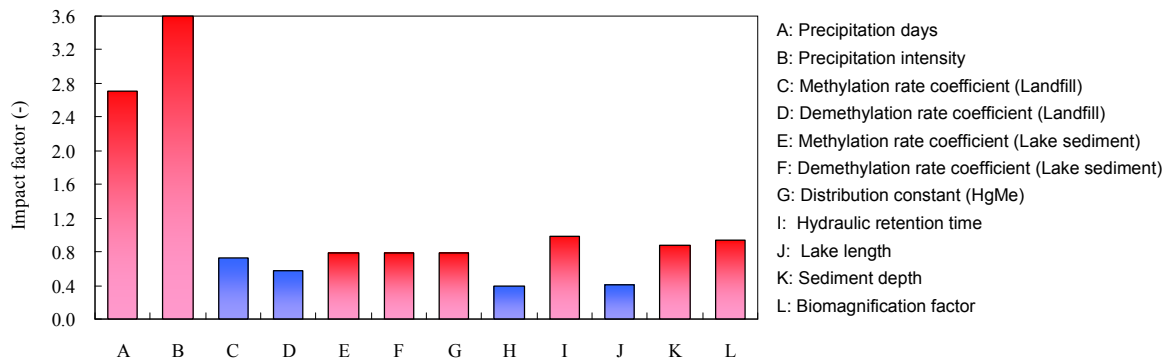


図 3.5.4 パラメータの感度解析結果（インパクトファクター値）

4. 結論

本研究により得られた知見を以下に列記する。

1) 有害金属の環境排出・廃棄物実態調査およびインベントリ・フローモデルの作成

1-1) 環境排出を考慮した有害金属のマテリアルフロー・ストックの推計

事業所を対象としたアンケート調査によって有害金属の PRTR 届出排出量（大気）の算出方法の実態を把握し、環境排出量としての PRTR データの適用可能性を考察した。その結果、非鉄金属製錬、蓄電池製造、蛍光灯製造、溶融亜鉛めっきなどの事業所については、届出排出量が大气排出量として利用できる性格の値であると考えられた。ただし、届出のない事業所からの排出を上乗せ補正することが必須であることも示された。Cd と Pb のマテリアルフロー・ストック量と大気排出量について、推計方法の改善を加えた推計モデルの全体を示し、2001～2010 年度における時系列的な推計を行った。マテリアルフロー量や大気排出量はいずれも非鉄金属製錬や廃棄物（特にニカド電池、鉛蓄電池）に関するものの寄与が大きく、これらの部門の推計を精緻化することの重要性が示された。排出係数を用いた一般廃棄物焼却からの大気排出量を推計し、既存の方法による推計値が未回収電池等の可燃ごみ混入率設定に起因して過大になっている可能性を指摘した。廃棄物・副産物の有効利用に伴う Cd、Pb のマテリアルフローは廃棄物焼却残渣の Cd を除けば大きくはないと考えられた。

1-2) マレーシアにおける水銀排出実態調査

アジアの中進国ともいえるマレーシアを対象に、都市ごみ焼却施設および石炭火力発電所の現地調査および文献調査、ヒアリングをベースにマレーシアの水銀排出インベントリを作成した。水銀の大気への排出量は 1.20～19.3 トン/年と推定され、小規模金採掘の寄与が最も高く、次いで、セメント産業、医療廃棄物燃焼、石炭火力の順であった。小規模金採掘は金属水銀の輸出入のデータからもある一定の活動はありうると推定された。インベントリの作成により今後の対応分野を絞ることが可能となった。今後は小規模金採掘に関する情報収集、排出量が多いセメント工場、有害廃棄物、医療系廃棄物燃焼施設での排ガス中水銀濃度の実測を行うことによって、より信頼性の高いインベントリを作成する必要がある。

2) 水銀回収量推計の精緻化

2-1) 意図的水銀添加製品系廃棄物の実態、収集・回収システム

今後の製品由来水銀の回収・リサイクルシステムの在り方を検討するため、水銀含有製品に着目し、国内における水銀フローを把握した。その結果、日本における主要な水銀含有製品は蛍光灯であることに変わりはないが、原料段階のフロー、輸出入等は数年で大きく変化していることがわかった。水俣条約等による国際的な動向の中で、今後も、大きな変化の可能性があると考えられる。

また、水銀含有製品の保有・退蔵量が多いと考えられる病院や診療所、歯科医院へのアンケート調査を行った。回答の得られた病院・診療所約 70 ヶ所および歯科医院約 70 ヶ所の結果を外挿すると、体温計や血圧計、アマルガム等の製品として使用・保管（退蔵）されている水銀量は、25 トン程度になることがわかった。血圧計については、今後も使用が続くと考えられるが、それ以外については、使用は確実に減少／廃止傾向にある。しかし、その後の処理方法については、「決めていない」とするところが多く、これらを適切な回収・処理に導くことが重要と考えられた。そのためのニーズとして、行政等による費用負担等への声も大きいものの、「適切な処理方法に関する情報がほしい」「取りに来てほしい」といった回答も多く、病院等から退蔵品も含めた製品を徹底して回収するためには、適切かつ具体的な回収・処理に関する情報（回収の意義、各地域において水銀製品を適切に回収・リサイクルできる業者や連絡先等のリスト等）や回収訪問サービス等を提供することが重要と考えられた。

さらに、蛍光灯の高い回収率を達成している台湾の実態を把握するため、ヒアリングおよび視察調査を行った。その結果、台湾においては、販売店（製造メーカーおよび輸入業者）

から販売量に応じた回収リサイクル税を基金に集め、それを回収・リサイクルに補助金として充てるというシステムが構築され、特に補助金のうちの半分程度がリサイクル業者を通じて回収業者等に支払われていること、また、自治体における回収方法が特徴的で、市民が排出時に容易に分別できること、それらにより回収率が 9 割近くにまでなっていると考えられた。

最後に、アジア地域における蛍光管への水銀需要を推定した結果、2030 年には年間 260 トン以上の水銀需要に達する可能性があると考えられ、これらの循環や適正処理システムの検討が必要と考えられた。

これらを踏まえて、今後、適切な製品回収やそれが（長期）保管に与える影響について検討すると同時に、回収を促すための仕組み（病院等への適切な情報提供やキャンペーン等）や、回収・リサイクルにかかる費用負担も含めた、システムの検討が必要と考えられた。

2-2) 産業系水銀含有廃棄物の処分・回収に関する基準

水銀を都市ごみ焼却飛灰に添加することにより模擬水銀廃棄物を想定し、一般的な安定化手法であるキレート処理を行って溶出試験により評価した。日本の環告 13 号法その他、アメリカの TCLP 試験、EU の prEN12457-4 によってキレート処理物を評価した結果、水溶性の水銀であっても 0.1% 以下の水銀含有率であれば概ね現在の安定化手法で埋立判定基準を満足できると推定された。これより、バーゼル条約やスウェーデンが独自に定めている水銀含有率の基準 0.1% には一定の合理性があると考えられる。しかし、溶解度の大きい塩化第二水銀へのキレートの添加量は相対的に大きく、他の金属の存在やその形態などにも水銀溶出量は影響される可能性がある。キレート処理の長期安定性の検討からは、水銀溶出量が増加していく傾向が示されたが、実験の保管環境における酸素の影響も考えられたため、さらなる検討が必要である。これらの事象を勘案すると、水銀含有率 0.05% というのが安全側の目安になるのではないかと考えられる。今後はさらに液体キレート剤の安定化の機構などに関する科学的知見を蓄積し、水銀含有率の基準について検討する必要がある。

2-3) アジアにおける余剰水銀量の将来推計

水銀の排出が最も多量で、水銀のフロー・ストックの状況の把握が要望されているアジアを対象に、既存の文献をベースにしながら、最新データおよび条約に定められた制約条件等を用いて、2010 年~2050 年のアジアにおける水銀需給および余剰水銀量の推移を試算した。その結果、アジア全体での水銀の輸出入を自由に行えんとすると、余剰水銀量の推移は 2017 年までは発生せず、水銀が不足する結果となった。2018 年以降は余剰水銀が発生し、それらは中国での余剰水銀量の影響を大きく受ける結果となった。また、最終的な余剰水銀の累積量は 40 年間でアジア全体で 6000 トン程度となる。さらに、日本での保管量 1200 トンを引くと、4800 トンとなった。中国がアジアへの金属水銀供給元となるため、この量が中国での余剰水銀保管累計量となると考えられる。さらに、中国においては一次鉱出を調整すると 3300 トン程度まで抑えることが可能であった。この場合、クロロアルカリの廃止に伴うものを除けば、2030 年から余剰水銀が発生すると推定された。

余剰水銀発生量の推移はシナリオに依存する。例えば、製品への水銀使用の削減が急激に進めば、余剰水銀の発生は早くなると考えられる。また条約の発効前にクロロアルカリの廃止を行った場合は、その水銀の再利用は規制されない。したがって、様々なシナリオにより余剰水銀の動向は変化するが、製品や製造工程からの回収水銀が使用された後は非鉄金属製錬からの回収水銀が主な供給源になり、この水銀を保管・処分していくという図式は変化しないと思われる。

3) 金属水銀の安定化技術の開発・評価

本研究ではこれまで検討してきた遊星ボールミルによる水銀安定化物の作成に加え、導入コストが安い転動型ボールミル法およびヨーロッパおよびアメリカで稼働実績のある気相合

成法について、実験的に検討した。その結果、転動型ボールミル法については加熱が不要なため危険が少なく、また一般的な回転架台などで実施することができる点がメリットであることが再確認されたが、水銀安定化物を作成するには長い時間の反応が必要であり、多量の水銀を処理するのには向いていないことが示唆された。また、単なる転動型ボールミル法のみの処理では気相への水銀揮発量が日本の作業環境評価基準を満足するのみで EU の暫定基準は満足しえないことがわかった。今後、仕上げ処理や固化体作成による揮発量の低下などを加えることによる改善が必要と考えられる。気相合成に関しては、結晶性の良い硫化水銀が生成され、比較的短時間で安定化を行うことが確認された。しかしながら、加熱を行うため、周囲への漏洩の危険が伴い、本研究においても回収率が低かったように、実際に水銀を処理する上では試料を完全に密閉し加熱できる装置が必要である。

以上を考えると、遊星ボールミル法は導入コストはやや高いと想定されるが、環境安全性、生成物の結晶性、反応時間についても気相合成法と同等であり、また、消費電力についてはこれらの方法の中では最も低いことから、最終的には遊星ボールミル法による金属水銀の安定化手法がこの3つの中では最も適していると考えられた。

4) 水銀マテリアルフローツールキットの開発

システムダイナミックスのソフトウェアである Vensim を用い、マテリアルフローツールキットとしての機能および性能を検討した。その結果、Vensim マテリアルフローモデルにより有害微量金属の移動評価、排出量予測が可能であり、Vensim によるパラメータ変更で予防的アプローチが可能であることが示された。大気排出を抑制するとリサイクル量が増加し、他の排出先である河川・海洋や土壌などに影響を与えるため、大気以外に放出される市中保有からの排出量や下水汚泥などの排出先などを精査する必要があることがマテリアルフロー解析よりわかった。

以上から、現在のところデータベースの不足分はあるが、有害微量金属のマテリアルフローを予測する十分な機能を有するツールキットの開発の骨格はできたと判断している。今後はツールキットとしての「使いやすさ」と「取扱説明書」および多言語化に向けての整備を行う必要がある。

5) 水銀廃棄物処分・保管におけるリスク評価

埋立地に水銀を処分する場合での環境リスクを評価した。環境動態モデルを用いてシミュレーションすることにより、以下の結論が得られた。余剰水銀の埋立処分において、幾つかのケースでは長期的な（100 年以上）環境リスクが無視できない可能性が示唆された。50 年後に浸出水中の水銀濃度が排出基準値を超えるなど、浸出水の長期的なモニタリングの必要性が示唆された。環境リスクに影響力があるパラメータを見出した。これらのパラメータ値の精査が、より正確な環境リスク評価に求められる。降雨条件は環境リスクへの影響が大きく、埋立地への雨水浸透を低下させることが現実的かつ有効な手段として提案される。

以上、水銀等有害金属の排出実態やマテリアルフローに関するデータの取得から、そのデータを利用して簡易にマテリアルフローを計算できるツールキットを開発した。また、国内における水銀回収量の精緻化および国外での余剰となる水銀量の推計を行うとともに、余剰水銀を環境負荷の低い安定な硫化水銀へと変換する技術を開発し、その安定化物を埋立処分した場合の環境リスクを評価した。これらの成果から、たとえ余剰水銀が発生したとしても技術的に適正管理可能であることを示した。本研究で示した枠組みで、順次、調査・検討をしていくことで、水銀等有害金属の循環利用における適正管理は可能と思われる。ただし、本研究データや想定した各種シナリオでは網羅しきれていないところがあり、以前不確実性は残っていると認識している。したがって、より精度の高いデータの取得や多方面からのアプローチなどによる努力が必要である。

5.参考文献

- 1) 環境省報道発表資料「水銀に関するマテリアルフロー及び大気排出インベントリーについて（お知らせ）平成 25 年 3 月 21 日 <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=16475>
- 2) 高岡昌輝、福田尚倫、吉元直子、水銀および水銀含有廃棄物の管理に関する現状、廃棄物資源循環学会誌、22(5), 375-383 (2011)
- 3) 環境省：有害金属対策基礎調査検討会、<http://www.env.go.jp/chemi/tmms/yugai-com.html> (2013.1.13 閲覧)
- 4) 環境省 水・大気環境局大気環境課：大気汚染防止法の概要、<http://www.env.go.jp/air/osen/law/> (2013.1.13 閲覧)
- 5) 中西準子、小林憲弘、内藤航：詳細リスク評価書シリーズ鉛、丸善 (2006)
- 6) 中西準子、小野恭子、蒲生昌志、宮本健一：詳細リスク評価書シリーズカドミウム、丸善 (2008)
- 7) 牧谷邦宏：水銀に関する水俣条約の概要と今後の対応、平成 25 年度廃棄物資源循環学会第 3 回講演会「水銀に関する水俣条約への対応を考える」での講演資料、pp.1-19, 日本大学理工学部駿河台校舎 1 号館, 1 月 17 日 (2014)
- 8) UNEP : Mercury Release Inventories <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/Informationmaterials/ReleaseInventories/tabid/79332/Default.aspx>(accessed on 30th Jan. 2013)
- 9) Danish Environmental Protection Agency : Arctic Mercury Releases Inventory (2005)
- 10) 高岡昌輝、貴田晶子、小口正弘、水谷聡、高橋史武、浅利美鈴、三浦博：平成 20～22 年度廃棄物処理等科学研究費補助金研究成果報告書「循環型社会における回収水銀の長期安全管理に関する研究」 (2011)
- 11) 東京都：水銀の適正処理に向けた新たな取組 (2012 年 3 月確認) (<http://www.metro.tokyo.jp/INET/OSHIRASE/2011/02/2012f100.htm>)
- 12) US EPA : Preliminary Analysis of Alternative for the Long Term Management of Excess Mercury、EPA/600/R-03/048 (2002)
- 13) 環境省：報道発表資料、水銀条約の制定に向けた政府間交渉委員会第 5 回会合の結果について（お知らせ） (2013) <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=16232>(閲覧日 2013 年 2 月 8 日)
- 14) Concorde : ASSESSMENT OF EXCESS MERCURY IN ASIA, 2010-2050 (2009)
- 15) BiPRO : Requirements for facilities and acceptance criteria for the disposal of metallic mercury Final report、16 April 2010 (2013 年 3 月 20 日閲覧)
- 16) 高岡昌輝、貴田晶子、小口正弘、水谷聡、高橋史武、浅利美鈴、三浦博：平成 22 年度循環型社会形成推進科学研究費補助金研究報告書、循環型社会における回収水銀の長期安全管理に関する研究 (K22062) (2011)
- 17) DELA gmbh : Mercury Stabilization –Stabilization of mercury for final disposal by formation of mercury sulfide (2013 年 1 月 30 日閲覧) <http://www.mercurynetwork.org.uk/wp-content/uploads/2009/11/Orthiel.pdf>
- 18) Bethlehem Apparatus Web ページ : Mercury Retirement/stabilization (2013 年 1 月 30 日閲覧) <http://www.bethlehemapparatus.com/mercury-retirement.html>
- 19) BiPRO : Requirements for facilities and acceptance criteria for the disposal of metallic mercury 07.0307/2009/530302 Final report (2010) (2013 年 1 月 30 日閲覧)
- 20) UNEP : Toolkit for Identification and Quantification of Mercury Releases (2011)
- 21) 貴田晶子、高橋史武、日本と諸外国の水銀の大気排出インベントリー、地球環境 Vol.13、No.2、Page167-180 (2008)
- 22) 守富寛、石炭燃焼プロセスにおける水銀の挙動と抑制技術、地球環境 Vol.13、No.2、Page193-201 (2008)
- 23) Swedish Environmental Protection Agency: A Safe Mercury Repository A translation of the

- Official Report SOU 2001:58 (2001)
- 24) 貴田晶子、酒井伸一：水銀の排出インベントリーと環境排出、廃棄物学会誌、16(4)、191-203 (2005)
 - 25) 田崎智宏、小口正弘、亀谷隆志、浦野紘平：使用済耐久消費財の発生台数予測、廃棄物学会論文誌、12(2)、49-58 (2001)
 - 26) Malaysia Ministry of Natural Resources and Environment, Department of Environment: Substance Flow Analysis of Mercury in Malaysia (2006)
 - 27) 浅利美鈴、福井和樹、酒井伸一、高月紘：水銀の物質フローと蛍光灯リサイクルのあり方、廃棄物学会誌、Vol.16, No.4, pp.223-235 (2005)
 - 28) Misuzu Asari, Kazuki Fukui, Sin-ichi Sakai, Life-cycle flow of mercury and recycling scenario of fluorescent lamps in Japan, Science of the Total Environment, 393 (2008) 1-10
 - 29) 経済産業省経済産業政策局調査統計部：鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報（平成13年以前は資源統計年報）
 - 30) 財務省税関：貿易統計
 - 31) リサイクリング業者（書面によるヒアリング調査）
 - 32) 大島照雄：使用済み蛍光灯リサイクルの現状と課題、環境資源工学会シンポジウム「リサイクル設計と分離精製技術」第8回「ポスト家電リサイクルの現状と分離精製技術」資料集別刷（2004）
 - 33) 経済産業省経済産業政策局調査統計部：機械統計年報
 - 34) World Population Prospects: The 2012 Revision United Nations
 - 35) （一財）アジア太平洋研究所
 - 36) USGS : Mercury in 2012(2013)
 - 37) Global Mercury Cell Production Data, UNEP
<http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/PrioritiesforAction/ChloralkaliSector/Reports/tabid/4495/language/en-US/Default.aspx> (2013/4/29 閲覧)
 - 38) World Chlorine Council Report to UNEP on Chlor-Alkali Partnership,
<http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/PrioritiesforAction/ChloralkaliSector/Reports/tabid/4495/language/en-US/Default.aspx>(2013/4/29 閲覧)
 - 39) CCICED In Special Policy Study on Mercury Management in China, CCICED 2011 Annual General Meeting, Beijing, China, 2011;
http://www.cciced.net/enciced/event/AGM_1/2011agm/proceedings/201205/P020120524364301295038.pdf: Beijing, China, 2011; p 463."
 - 40) Global data base: www.mercurywatch.org
 - 41) Minamata Convention on Mercury: <http://www.mercuryconvention.org/>
 - 42) 吉元直子、高岡昌輝、大下和徹、水野忠雄：非鉄金属製錬からの水銀回収量の将来予測に関する研究、第22回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, pp.521-522 (2011)
 - 43) Wu Q., Wang S., Zhang L., Song J., Yang H., Meng Y., 2012. Update of mercury emissions from China's primary zinc, lead and copper smelters, 2000–2010, Atmos. Chem. Phys., 12, 11153-11163.
 - 44) JOGMEC：鉱物資源マテリアルフロー、亜鉛, pp.20-28, 2012
 - 45) 環境省 Web ページ:平成3年環境庁告示46号 土壌の汚染に係る環境基準について (2013年2月1日閲覧)
 - 46) Vensim 6.0.0.1: <http://www.muratopia.org/JFRC/sd/Japanese.html>
 - 47) 日本の統計、総務省統計局：<http://www.stat.go.jp/data/index.htm>
 - 48) 化学便覧（基礎編）、日本化学会編、丸善出版、II-154 (2004)
 - 49) National Research Council: Toxicological effects of methylmercury, National Academy Press, Washington DC, 32 (2000)
 - 50) 高橋史武、高取佑、島岡隆行：回収水銀の保管容器用保護材に求められる拡散係数の水銀摂取モデルによる評価、環境工学研究論文集, Vol.46, 345-354 (2009)
 - 51) Drott, A., Lambertsson, L., Bjorn, E., Skjellberg, U.: Do potential methylation rates reflect accumulated methyl mercury in contaminated sediments?, Environmental Science & Technology,

- 42(1), 153-158 (2008)
- 52) Heyes, A., Mason, R. P., Kim, E. H., Sunderland, E.: Mercury methylation in estuaries: Insights from using measuring rates using stable mercury isotopes, *Marine Chemistry*, 102(1-2), 134-147 (2006)
- 53) Gray, J. E., Hines, M. E., Higuera, P. L., Adatto, I., Lasorsa, B. K.: Mercury speciation and microbial transformations in mine wastes, stream sediments, and surface waters at the Almaden Mining District, Spain, *Environmental Science & Technology*, 38(16), 4285-4292 (2004)
- 54) Scholtz, M.T., Van Heyst, B.J., Schroeder, W.H.: Modeling of mercury emissions from background soils, *The Science of the Total Environment*, 304(1-3), 185-207 (2003)
- 55) Hall, B.: The gas phase oxidation of elemental mercury by ozone, *Water, Air, and Soil Pollution*, 80, 301-315 (1995)
- 56) 気象庁: 大気・海洋環境観測報告 (2009 年観測成果), 11, 114-129 (2011)
- 57) Halbach, S.: The octanol/water distribution of mercury compounds, *Archives of Toxicology*, 57(2), 139-141 (1985)
- 58) Lyon, B. F., Maxwell, C. J.: Calculation of soil-water and benthic sediment partition coefficients for mercury, *Chemosphere*, 35(4), 791-808 (1997)
- 59) Hammerschmidt, C. R., Fitzgerald, W. F., Balcom, P. H., Visscher, P. T.: Organic matter and sulfide inhibit methylmercury production in sediments of New York/New Jersey Harbor, *Marine Chemistry*, 109(1-2), 165-182 (2008)
- 60) Mason, R. P., Sullivan, K. A.: Mercury and methylmercury transport through an urban watershed, *Water Research*, 32(2), 321-330 (1998)
- 61) US EPA: Ambient water quality criteria for mercury-1984, Washington, DC, PB-85-227452 (1985)
- 62) Hintelmann, H., Ebinghaus, R., Wilken, R. D.: Accumulation of mercury (II) and methylmercury by microbial biofilms, *Water Research*, 27(2), 237-242 (1993)
- 63) Romijn, C. A. F. M., Luttik, R., Canton, J. H.: Presentation of a General Algorithm to Include Effect Assessment on Secondary Poisoning in the Derivation of Environmental Quality Criteria. 2. Terrestrial Food Chains, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 27(2), 107-127 (1994)
- 64) Back, R. C., Watras, C. J.: Mercury in zooplankton of northern Wisconsin lakes: taxonomic and site-specific trends, *Water, Air, and Soil Pollution*, 80(1/4), 931-938 (1995)
- 65) Redmayne, A. C., Kim J. P., Closs G. P., Hunter K. A.: Methyl mercury bioaccumulation in long-finned eels, *Anguilla dieffenbachii*, from three rivers in Otago, *The Science of the Total Environment*, 262, 37-47 (2000)
- 66) Coelho, J.P., Rosa, M., Pereira, E., Duarte, A., Pardal, M.A.: Pattern and annual rates of *Scrobicularia plana* mercury bioaccumulation in a human induced mercury gradient (Ria de Aveiro, Portugal), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69(3-4), 629-635 (2006)
- 67) Baeyens, W., Leermakers, M., Brion, N., de Gieter, M., Elskens, M., Goeyens, L., Papina, T., Saprykin, A., Noyen, J.: Bioconcentration and Biomagnification of Mercury and Methylmercury in North Sea and Scheldt Estuary Fish, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45(4), 498-508 (2003)
- 68) Ikingura, J. R., Akagi, H.: Methylmercury production and distribution in aquatic systems, *The Science of the Total Environment*, 234(1), 109-118 (1999)
- 69) 環境省中央環境審議会水環境部会ダイオキシン類環境基準専門委員会: ダイオキシン類対策特別措置法に基づく水質の汚濁のうち水底の底質の汚染に係る環境基準の設定等について (答申), 別添資料, 26 (2001) http://www.env.go.jp/council/toshin/t093-h1403/02062_6b_4.pdf
- 70) 土木学会: 水理公式集, 丸善出版, 339 (1999)
- 71) 地盤工学会: 不飽和地盤の挙動と評価, 丸善出版, 37 (2004)
- 72) Buffle, J., Zhang, Z., Starchev, K.: Metal flux and dynamic speciation at (bio) interfaces, Part I : Critical evaluation and compilation of physico-chemical parameters for complexes with simple ligands and fulvic/ humic substances, *Environmental Science & Technology*, 41 (22), 7609-7620 (2007)

- 73) US EPA: Soil Screening Guidance: Technical Background Document, EPA Document Number: EPA/540/R-95/128, Chapter 5, 138 (1996)
- 74) 永礼英明, 藤井滋穂, 宗宮功: 琵琶湖における窒素の水中内存在量と循環過程, 水環境学会誌, 26(10), 663-669 (2003)
- 75) 相崎守弘, 村岡浩爾, 平田健正, 福島武彦, 岩田敏, 海老瀬潜一, 大坪国順, 大槻晃: 中禅寺湖における栄養塩収支, 国立公害研究所研究報告, 69, 99-112 (1984)
- 76) 国土交通省関東地方整備霞ヶ浦河川事務所: 霞ヶ浦, 44 (2005)
- 77) 吉田毅, 荒関治: 十和田湖における鉱山廃水, 下水道処理による水質の将来予測, 青森県環境保健センター研究報告, Vol.13, pp.32-46 (2003)
- 78) 財団法人国際湖沼環境委員会(ILEC): 世界湖沼データベース (2002)
<http://www.ilec.or.jp/database/database.html>
- 79) 厚生労働省: 国民健康・栄養調査 (平成 15 年), 150 (2005)
- 80) 経済産業省・環境省: PRTR 排出量等算出マニュアル (第 4.1 版), 平成 23 年 3 月 (2011)
- 81) 環境省・経済産業省: PRTR 排出量等の算出手法について, 中央環境審議会環境保健部会化学物質環境対策小委員会・産業構造審議会化学・バイオ部会化学物質政策基本問題小委員会化学物質管理制度検討ワーキンググループ合同会合 (第 3 回) 資料 11 (2007)
- 82) 高岡昌輝, 貴田晶子, 守富寛, 高橋史武, 浅利美鈴, 小口正弘: 水銀など有害金属の循環利用における適正管理に関する研究, 平成 23 年度環境研究総合推進費補助金研究事業研究報告書 (2012)
- 83) (独) 石油天然ガス・金属鉱物資源機構: 鉱物資源マテリアルフロー (各年版)
- 84) 小口正弘, 田崎智宏, 浦野紘平: 使用済み小形電池に含まれる金属類の回収・再資源化対策のための資源消費と水質汚染潜在負荷の評価, 環境科学会誌, 17(6), 419-429 (2004)
- 85) (一社) JBRC 公表値 (http://www.jbrc.net/hp/contents/whats_jbrc/index7.html と文献 6) より)
- 86) 環境省: 一般廃棄物処理実態調査結果,
http://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/index.html
- 87) (株) 環境計画研究所: 平成 23 年度環境省請負業務平成 23 年度 PRTR 届出外排出量推計等検討業務報告書 (第 2 分冊廃棄物処理施設に係る検討等) (2012)
- 88) (公社) 日本下水道協会: 下水道統計 (各年版)
- 89) (一財) 石炭エネルギーセンター: 石炭灰全国実態調査報告書 (平成 22 年度実績) (2012)
- 90) (財) 電力中央研究所: 石炭火力発電所の微量物質排出実態調査, 調査報告 W02002 (2002)
- 91) 国土交通省: 下水道汚泥の利用状況, <http://www.mlit.go.jp/common/000220824.xls>
- 92) 経済産業省資源エネルギー庁: 非鉄金属等需給動態統計調査
- 93) (一社) 溶融亜鉛鍍金協会: 溶融亜鉛めっき生産量の推移
- 94) 電気硝子工業会: 電気硝子品目別統計, http://www.denki-glass.jp/data/data01_h24.html
- 95) (一社) 家電製品協会: 家電リサイクル実績, http://www.aeha.or.jp/recycling_report/03.html
- 96) (一社) パソコン 3R 推進協会ウェブサイト, <http://www.pc3r.jp/>
- 97) 小口正弘: 電気電子製品の使用年数分布の解析と製品フロー推計に関する研究, 横浜国立大学博士論文 (2007)
- 98) Masahiro Oguchi, Shinsuke Murakami, Hirofumi Sakanakura, Akiko Kida, Takashi Kameya: A preliminary categorization of end-of-life electrical and electronic equipment as secondary metal resources, Waste Management, 31, 2150-2160 (2011)
- 99) 日本自動車輸入組合: 統計情報, <http://www.jaia-jp.org/j/stat/>
- 100) (一社) 電子情報技術産業協会: 民生用電子機器国内出荷データ集・情報端末関連機器の世界・日本市場規模および需要予測
- 101) Masahiro Oguchi, Takashi Kameya, Suguru Yagi, Kohei Urano: Product flow analysis of various consumer durables in Japan, Resources, Conservation and Recycling, 52, 463-480 (2008)
- 102) (社) 日本自動車工業会: 世界自動車統計年報 (各年版)

- 103) (財) 自動車検査登録情報協会：わが国の自動車保有動向（各年版）
- 104) (一社) 全国軽自動車協会連合会：軽四輪車新車販売台数の年度別・車種別推移,
<http://www.zenkeijikyo.or.jp/statistics/nendosuii.html>
- 105) (一社) 日本自動車工業会：日本の自動車産業（二輪車）,
http://www.jama.or.jp/industry/two_wheeled/index.html
- 106) (一社) 全国軽自動車協会連合会：軽三・四輪車および全自動車保有台数の年別車種別推移, <http://www.zenkeijikyo.or.jp/statistics/hoyuudaisu.htm>
- 107) 小口正弘, 田崎智宏, 玉井信明, 谷川昇：電気・電子製品 23 品目の使用年数分布と使用済み台数の推計, 廃棄物学会論文誌, 17(1), 50-60 (2006)
- 108) 内閣府：消費動向調査
- 109) (一社) 産業環境管理協会：リサイクルデータブック 2013
- 110) 経済産業省：資源有効利用促進法に基づく自主回収及び再資源化の各事業者等による実施状況の公表について
- 111) 尾崎正明：下水汚泥の効率的有効利用に関する研究, 京都大学博士論文
- 112) 環境省：廃棄物等の輸出入の状況（バーゼル法の施行状況について）,
<http://www.env.go.jp/recycle/yugai/index4.html>
- 113) 寺園淳ら：有害危険な製品・部材の安全で効率的な回収・リサイクルシステムの構築, 平成 23 年度環境研究総合推進費補助金研究事業研究報告書 (2012)
- 114) 一般社団法人セメント協会：セメントができるまで（製造工程）
<http://www.jcassoc.or.jp/cement/1jpn/jd3.html>
- 115) Energy Information Administration ;converted value,
<http://www.eia.gov/countries/country-data.cfm?fips=MY> (2009)
- 116) BP : BP Statistical Review of World Energy (2011)
- 117) USGS: 2009 Minerals Yearbook, Malaysia (2011)
- 118) Department of Occupational Safety and Health, Ministry of Human Resources, Malaysia, Guidelines on Mercury Management in Oil and Gas Industry (2011)
- 119) Salmaan H Inayat-Hussain personal communication (2012)
- 120) Agamuthu P., Masaru Tanaka: Municipal Solid Waste Management in Asia and the Pacific Islands, pp.129-141 (2010)
- 121) Department of Environment, Malaysia : Guidelines On The Handling And Management Of Clinical Waste In Malaysia (2009)
- 122) 貴田晶子, 平井康宏, 酒井伸一, 守富寛, 高岡昌輝, 安田憲二「循環廃棄過程を含めた水銀の排出インベントリーと排出削減に関する研究」(平成 17～19 年度)
- 123) UNEP : Conclusion Workshop Artisanal Small-Scale Gold Mining Strategic Planning Project(2011)
- 124) World Steel Association: Steel Statistical Yearbook 2011
- 125) Department of Statistics, Malaysia: : Population Distribution And Basic Demographic Characteristics(2011)
- 126) Department of Statistics, Malaysia : Vital Statistics, Malaysia(2012)
- 127) 日本医療機器産業連合会資料「第一回水銀の回収・保管／処分に関する研究会」(平成 22 年 10 月)
- 128) 台湾リサイクル基金管理団体 (Recycling Fund Management Board) (2012 年 3 月確認)
(<http://recycle.epa.gov.tw>)
- 129) 水谷聡：廃棄物の循環・廃棄過程における環境影響予測手法に関する研究—粉体状廃棄物の溶出試験を中心として, 京都大学大学院工学研究科博士論文, pp.26-27 (2002)
- 130) 肴倉宏史, 田中信寿, 松藤敏彦：キレート処理した一般廃棄物焼却飛灰からの Pb の再溶出挙動に関する研究, 廃棄物学会論文誌, Vol.16, No.3, pp.214-222 (2005)

6. 研究発表

6.1 査読付き論文

1. Naomichi Fukuda, Masaki Takaoka, Shingo Doumoto, Kazuyuki Oshita, Shinsuke Morisawa, Tadao Mizuno: Mercury emission and behavior in primary ferrous metal production, *Atmospheric Environment*, Vol.45(22), 3685-3691 (2011)
2. Keisuke Nansai, Masahiro Oguchi, Noriyuki Suzuki, Akiko Kida, Taro Nataami, Chikako Tanaka, Makoto Haga: High-Resolution Inventory of Japanese Anthropogenic Mercury Emissions, *Environmental Science and Technology*, 46, 4933-4940 (2012)
3. Masaki Takaoka, Shingo Domoto, Kazuyuki Oshita, Nobuo Takeda, Shinsuke Morisawa: Mercury emission from sewage sludge incineration in Japan, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 14, 113-119 (2012)
4. Fumitake Takahashi, Takayuki Shimaoka, Akiko Kida, Atmospheric mercury emissions from waste combustions measured by continuous monitoring devices, *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol.62, No.5, 1-10 (2012)
5. 大下和徹, 高岡昌輝, 江口正司, 塩田憲司: 火葬炉からの酸性ガス, 水銀および微小粒子の排出挙動, EICA, Vol.17, Nos.2-3. pp.116-125(2012)
6. 大下和徹, 高岡昌輝, 江口正司, 塩田憲司: 火葬炉からの酸性ガス, 水銀および微小粒子の排出挙動 (第2報), EICA, Vol.18, Nos.2-3. pp.32-41(2013)
7. Naomichi Fukuda, Masaki Takaoka, Kazuyuki Oshita, Tadao Mizuno: Optimization of the conditions to stabilize metal mercury by formation of mercury sulfide using planetary ball mill, *Journal of Hazardous Materials*, Vol.276, 433-441 (2014)
8. Masaki Takaoka, Kenji Shiota, Genya Imai, Kazuyuki Oshita: Emission of particulate matter 2.5 (PM_{2.5}) and elements from municipal solid waste incinerators, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, submitted.

6.2 国際会議発表

1. Fumitake TAKAHASHI, Akiko KIDA, Takayuki SHIMAOKA: Uncertainty analysis of gaseous mercury concentration measurement using batch-type monitoring method for waste combustions, *Proceedings of Korea-Japan Special Symposium: 15th Korea-Japan Joint International Session, Korea Society of Waste Management*, 90-92, Kangwon, 2011.05
2. Masaki TAKAOKA: Recovery, collection and management of mercury containing waste in Japan – Fluorescent lamp-, UNEP-DITE-IETC, WEEE/E-waste Management Workshop on Take-Back System, Osaka, Japan, 2011.7
3. Fumitake TAKAHASHI, Tasuku TAKATORI, Takayuki SHIMAOKA: Necessary mercury diffusion coefficient of a protective layer for long-term underground repository of unused mercury, *Proceedings of the 10th International Conference on Mercury as Global Pollutant "Mercury2011"*, 302, Halifax, 2011.07
4. Misuzu ASARI : Current situation and potential for recycling of Mercury containing products in Japan, *The 10th International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Halifax, 2011.07
5. Masaki TAKAOKA, Naomichi FUKUDA, Kazuyuki OSHITA, Tadao MIZUNO, Kenji SHIOTA: Formation of mercury sulfide by planetary ball milling for long term safe management of mercury, *The 10th International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Halifax, 2011.07
6. Hiroshi Moritomi: Material Flow Model of Mercury, *MEC9 (Mercury Emissions from Coal 9th International Experts Workshop)*, Pukovskaya Hotel, St Petersburg, Russia, 2012.05.
7. Hiroshu Moritomi: Material Flow of Mercury, *BIT's 1st Annual International Symposium of Clean Coal Technology 2012 (CCT-2012)* Taiyuan, China, Sept 24-25, 2012.09
8. Hiroshi Moritomi: Material Flow Model of Mercury, *the 10th Yokohama Trace Elements Workshop (The 9th China-Korea Workshop on Clean Energy Technology)*, Xiangming Hotel, Huangshan, China, 2012.07
9. Kenji Shiota, Genya Imai., Kazuyuki Oshita, Masaki Takaoka: Characterization of Pb, Cr and

- Cd in dust emitted from municipal solid waste incineration plants, *Proceeding of 15th International Conference on XAFS*, Beijing, China 2012.07
10. Masaki Takaoka: Toxic metal in waste, *The 19th Kyoto University International Symposium: Health Concerns in the Wake of the Tohoku Triple Disaster*, Kyoto, Japan, 2012.07
 11. Masaki Takaoka, Kenji Shiota, Genya Imai, Kazuyuki Oshita: Emission of particulate matter 2.5 (PM_{2.5}) from municipal solid waste incinerators, *7th i-CIPEC*, Seoul, Korea, 2012 .9
 12. Sakiho Kohiyama, Fumitake Takahashi: Environmental risk assessment of mercury disposal in landfill site based on environmental mercury fate simulation, *Proceedings of 2012 KOREA-JAPAN-CHINA Joint Symposium on Energy Conversion Technolog*, Poster-7, Jeju, Korea, 2012.12
 13. Masaki Takaoka: Emission and Control of Mercury, *Malaysia-Japan Civil and Environmental Engineering Symposium 2013*, Shah Alam, Malaysia, 2013.3
 14. Misuzu Asari: Life-Cycle Flow of Mercury-Containing Products in Japan from 2000 to 2010, *ICMGP 2013* (2013)
 15. Hiroshi Moritomi, Yoshihiro Ohkawa: Development of Toolkit for Mercury Material Flows, *APCSEET2013*, Narita Airport (Toyoko Inn Narita Kuko), PII-28 (A167), 2013. 07
 16. Hiroshi Moritomi, Yoshihiro Ohkawa: Development of Toolkit for Mercury Material Flow, *ICMGP Edinburgh 2013 International Conference on Mercury as a Global Pollutany*, Edinburgh, 2013.07 (2013)
 17. Daisuke Hamaguchi, Masaki Takaoka, Kazuyuki Oshita, Tadao Mizuno, Takashi Fujimori: Comparison of Vapor Phase Synthesis and the Tumbling Mill Method for Stabilization of Surplus Mercury, *The 11th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (ICMGP)*, Edinburgh, Scotland, 2013.07 (2013)
 18. Hiroshi Moritomi, Yoshihiro Ohkawa: Development of Toolkit for Mercury Material Flow, *EPAM2013 The 4th Forum on Studies of the Environmental and Public Health Issues in the Asian Mega*, Oral session IV-3, Juroku Plaza, Gifu, 2013.10
 19. Fumitake TAKAHASHI, Hiroki KITAMURA, Akiko KIDA: Impact of waste co-combustion on mercury emission from cement production in Japan, *Proceedings of Korea-Japan Special Symposium: 17th Korea-Japan Joint International Session, Korea Society of Waste Management*, 157-159, Danyang (2013)
 20. Sakiho KOHIYAMA, Fumitake TAKAHASHI: Impact of bio-and geo-chemical parameters on environmental risk mobilized mercury from disposal site, *Proceedings of Korea-Japan Special Symposium: 17th Korea-Japan Joint International Session, Korea Society of Waste Management*, 160-162, Danyang (2013)
 21. Fumitake TAKAHASHI, Akiko KIDA: Potential uncertainty of conventional mercury monitoring method for combustion flue gas: Japanese Industrial Standard method case (JIS K0222), *Proceedings of the 11th International Conference on Mercury as Global Pollutant "Mercury2013"*, P1-1630, Edinburgh (2013)
 22. Sakiho KOHIYAMA, Fumitake TAKAHASHI: Parameter sensitivity analysis of environmental fate simulation of mercury emitted from disposed mercury in a landfill site, *Proceedings of the 11th International Conference on Mercury as Global Pollutant "Mercury2013"*, M55, Edinburgh (2013)
 23. Sakiho Kohiyama, Fumitake Takahashi: Significant Parameters of Environmental Mercury Behaviors on Mercury Intake Risk: A Case Study of Mercury Underground Disposal, *Proceedings of 2013 JAPAN-CHINA-KOREA Joint Symposium on Energy Conversion Technology*, 53-54, Yamanashi (2013)
 24. Daisuke Hamaguchi, Masaki Takaoka, Kazuyuki Oshita, Tadao Mizuno, Takashi Fujimori: Comparison of Vapor Phase Synthesis and the Tumbling Mill Method for Stabilization of Surplus Mercury "The Risk Based Asian Oriented Integrated Watershed Management - 3rd Comprehensive Symposium, Kyoto, Japan, Oct. 2013.
 25. Masaki Takaoka: Mercury and mercury containing waste management in Japan, *The 8th International Conference on Waste Management and Technology*, Shanghai, China, 23-25 October,

6.3 国内学会発表

1. Masaki Takaoka, Present status of mercury issues related to solid waste sector in Japan International Symposium Mercury Management in Solid Waste Sector, 廃棄物資源循環学会国際シンポジウム「廃棄物処理における水銀管理」, 東洋大学, 2011.11
2. 吉元直子, 高岡昌輝, 大下和徹, 水野忠雄: 非鉄金属製錬からの水銀回収量の将来予測に関する研究, 第 22 回廃棄物資源循環学会研究発表会, (2011)
3. 浅利美鈴, 山下真貴子, 酒井伸一: 家庭系有害廃棄物(製品)の保有実態把握のための家庭訪問調査, 第 22 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集 (2011)
4. 福田尚倫, 高岡昌輝, 大下和徹, 森澤眞輔, 水野忠雄: 長期保管を想定した金属水銀の安定化手法の検討, 第 22 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集 (2011)
5. 吉元直子, 高岡昌輝, 大下和徹: マレーシアにおける水銀実態調査, 環境衛生工学研究, Vol.26, No.3, pp.112-115(2012)
6. 高岡昌輝: 水銀の長期保管・処分, 廃棄物資源循環学会 物質フロー研究部会企画「水銀の物質フローと政策の動き」2012
7. 高岡昌輝, 福田尚倫, 大下和徹, 塩田憲司: 転動ミルによる余剰水銀の硫化技術の開発, 第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集(2012)
8. 小桧山早帆, 高橋史武, 埋立地での水銀保管における環境リスク評価, 廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, Vol.23, 547-548 (2012)
9. 小口正弘, 守富寛, 大川祥弘, 笹原圭, 早乙女拓海: 有害金属の PRTR 届出排出量算出方法の実態とマテリアルフロー・環境排出量の推計, 第 24 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, 41-42 (2013)
10. 守富寛, 大川祥弘: 水銀のマテリアルフローツールキットの開発, 第 78 回化学工学会年会研究発表講演要旨集(CD-ROM), B307(2013)
11. 守富寛, 大川祥弘: 水銀マテリアルフローモデルの構築, 水銀マテリアルフローモデルの構築, 第 24 回廃棄物資源循環学会研究発表会, A3-6 (2013)
12. 大川祥弘, 守富寛, 小口正弘: 有害微量金属のマテリアルフローツールキットの開発, 第 79 回化学工学会年会研究発表講演要旨集(CD-ROM), SD3P60(2013)
13. 小桧山早帆, 高橋史武: 埋立地での水銀保管に関する環境リスク評価モデルのパラメータ評価, 第 24 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, Vol.24, 663-664 (2013)
14. 高岡昌輝, 吉元直子, 藤森崇, 大下和徹, Sharifah Aishah Syed Abd Kdir, 坂井伸光: マレーシアにおける水銀排出インベントリ及びポテンシャルに関する調査, 第 24 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, Vol.24, 433-434 (2013)
15. 濱口大輔, 高岡昌輝, 大下和徹, 藤森崇: 気相合成法を用いた硫化による金属水銀の安定化, 第 24 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, Vol.24, 661-662(2013)
16. 辻本悠真, 塩田憲司, 大下和徹, 高岡昌輝: 都市ごみガス化熔融施設から排出される PM2.5 等微小粒子の挙動, 第 24 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, Vol.24, 435-436 (2013)

6.4 著書

1. Masaki Takaoka; Mercury, in: Nobuo Takeda et al.(Eds.), Solid Waste Management, Kyoto University Press, Kyoto, 249-258 (2014)

6.5 解説・講演・その他

1. 浅利美鈴: 有害廃棄物と 3R 政策, 蛍光管リサイクル協会総会記念公開講演会, せいきょ

- う会館，2011 年 4 月
2. 高岡昌輝：水銀の使用・排出の過去と現状および今後の動向，化学物質と環境 (108), 5-7 (2011)
 3. 貴田晶子：水銀の大気排出量，廃棄物資源循環学会誌，22(5), 363-374 (2011)
 4. 高岡昌輝，福田尚倫，吉元直子：水銀および水銀含有廃棄物の管理に関する現状，廃棄物資源循環学会誌，22(5), 375-383 (2011)
 5. 高岡昌輝：水銀および水銀含有廃棄物の長期安全管理，京土会会報 No.49，79-80 (2011)
 6. 高岡昌輝：概要説明，水銀含有製品および廃棄物を対象とした最新の研究セミナー，2012 年 1 月
 7. 浅利美鈴：水銀回収量推計の精緻化（家庭有害廃棄物），水銀含有製品および廃棄物を対象とした最新の研究セミナー，2012 年 1 月
 8. 小口正弘：余剰回収水銀の長期保管形態の熱力学的探索，水銀含有製品および廃棄物を対象とした最新の研究セミナー，2012 年 1 月
 9. 高橋史武：水銀回収・保管フローにおけるリスク評価，水銀含有製品および廃棄物を対象とした最新の研究セミナー，2012 年 1 月
 10. 貴田晶子：我が国における水銀の排出・使用状況，環境省主催水銀条約に関する公開セミナー ～条約制定に向けた国際交渉の状況と関連動向～，2012 年 1 月
 11. 高岡昌輝：環境上適正な水銀廃棄物の管理について，環境省主催水銀条約に関する公開セミナー ～条約制定に向けた国際交渉の状況と関連動向～，2012 年 1 月
 12. 浅利美鈴，3R 政策と有害廃棄物，全大阪消費者団体連絡会主催「蛍光灯学習会」，大阪府社会福祉会館，2012 年 2 月
 13. 高岡昌輝：水銀問題の過去，現在，将来，エコ・テクノロジー研究コンソーシアム（立命館エコテク研究会），2012 年 2 月
 14. 貴田晶子：水銀条約に関する国内外の動向，ペトロテック，35 (12)，869-876 (2012)
 15. 高岡昌輝：海外における水銀対策の状況について（EU の取り組み），生活と環境，58(2)，44- 49(2013)
 16. 小口正弘：有害金属の PRTR データと環境排出量，廃棄物資源循環学会誌，24(2)，135-143 (2013)
 17. 高岡昌輝：概要説明，水銀および水銀廃棄物の適正管理に関するセミナー，2013 年 2 月
 18. 貴田晶子：水銀はどこから排出されるのか，水銀および水銀廃棄物の適正管理に関するセミナー，2013 年 2 月
 19. 守富寛：水銀はどこへ行くの？，水銀および水銀廃棄物の適正管理に関するセミナー，2013 年 2 月
 20. 高橋史武：水銀を処理・処分するときのリスクーその考え方と不確実性ー，水銀および水銀廃棄物の適正管理に関するセミナー，2013 年 2 月
 21. 高岡昌輝：水銀および水銀廃棄物の長期安全管理に向けて，石炭・炭素資源利用技術第 148 委員会 第 138 回研究会，2013 年 5 月
 22. 高岡昌輝：これからの資源循環システムの構築について（廃棄物資源の観点から），大阪科学技術センター地球環境技術推進懇談会 20 周年記念，2013 年 10 月
 23. 浅利美鈴：世界の水銀研究の今 ～水銀国際会議 2013 に参加して～，生活と環境 11 月号 (2013)
 24. 貴田晶子：水銀の大気汚染と処理対策に関する現状と課題，環境技術，42 (10)，598-605 (2013)
 25. 高岡昌輝：水銀に係る廃棄物と処理対策の現状と課題，環境技術，42 (10)，606-612 (2013)
 26. 高岡昌輝：余剰水銀の処理処分方法と今後の課題，廃棄物資源循環学会平成 25 年度第 3 回講演会「水銀に関する水俣条約への対応を考える」，2014 年 1 月
 27. 浅利美鈴：水銀含有製品処理の現状と今後の課題，廃棄物資源循環学会平成 25 年度第 3 回講演会「水銀に関する水俣条約への対応を考える」，2014 年 1 月

28. 守富寛：大気排出削減と今後の対応，廃棄物資源循環学会平成 25 年度第 3 回講演会「水銀に関する水俣条約への対応を考える」，2014 年 1 月

6.6 公開セミナー等情報発信

1. 「水銀含有製品および廃棄物を対象とした最新の研究セミナー」を平成 24 年 1 月 27 日に主催した。
2. 「水銀および水銀廃棄物の適正管理に関するセミナー」を平成 25 年 2 月 23 日に熊本県水俣市水俣病情報センターにて開催した。セミナーの様子は熊本日日新聞（平成 25 年 2 月 24 日付朝刊）にて取り上げられた。
3. NHK クローズアップ現代「動きだした水銀規制 ～水俣の教訓をどう生かす～」（平成 25 年 11 月 7 日放送）で本研究費に関連する研究「金属水銀の安定化技術」が取り上げられた。
4. 廃棄物資源循環学会と共催で、講演会「水銀に関する水俣条約への対応を考える」を平成 26 年 1 月 17 日に日本大学理工学部駿河台校舎 1 号館 2 階 121 会議室にて開催した。

7. 知的財産権の取得状況

なし

水銀など有害金属の循環利用における 適正管理に関する研究

Hg: 必要不可欠な用途のみに利用は限定
金属水銀の流通は厳しく制限
(EU及びUSA金属水銀輸出禁止)
UNEP: 2013年水銀条約予定

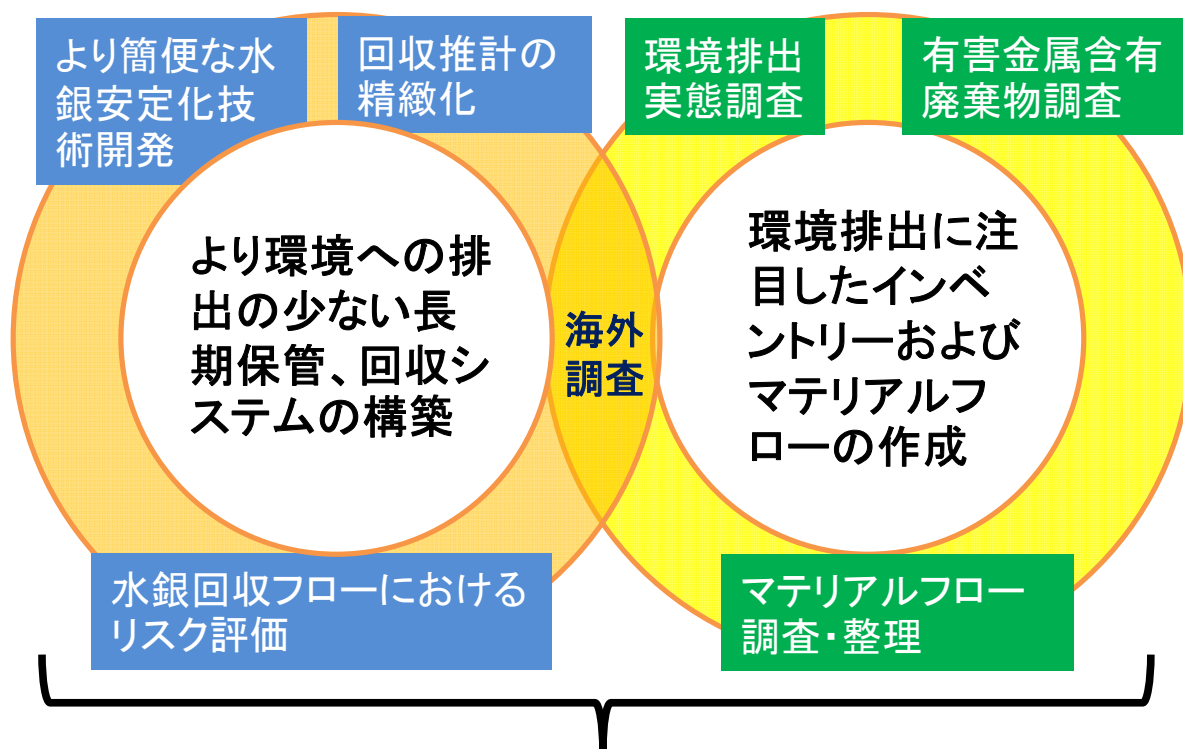
余剰水銀の長期保管必要性

EU: 廃岩塩鉱での硫化水銀保管、
USA: 地上施設で金属水銀保管、
日本は？アジアは？

Cd, 国際的な化学物質管理戦略(SAICM)で検討,
Pb: E-waste問題

次の国際規制物質候補

環境排出・フローの把握等広く、
有害金属に関する基礎情報の
収集が必要



日本型の有害金属管理モデルの構築を目指して → アジア圏へ

- ・水銀の回収・安定化技術に関するGood Practiceの共有・実践
- ・アジア圏用一時貯留、永久保管を含めた回収システム・シナリオ分析
- ・Cd、Pbの環境排出を含めたマテリアルフローツールキット開発

9. 英文概要

研究課題名=Appropriate Management of the Cyclical Use of Hazardous Metals such as Mercury

研究代表者名及び所属=Masaki Takaoka (Kyoto University)

分担研究者名及び所属=Akiko Kida(Ehime University), Hiroshi Moritomi (Gifu University), Fumitake Takahashi(Tokyo Institute of Technology), Misuzu Asari (Kyoto University), Masahiro Oguchi (National Institute for Environmental Studies)

要旨= International programs focused on the reduction of mercury use are ongoing. Lead and cadmium are also candidate substances for international regulation based on a preventative approach.

The purpose of this study was to collect basic scientific information on appropriate management of the cyclical use of hazardous metals such as mercury and establish an appropriate management method. We investigated the following research themes: estimation of recovered mercury and increased recovery of mercury from products/wastes with intentionally added mercury; development of easy-to-use toolkit for mercury and lead material flow using system dynamics; development and evaluation of mercury stabilization technology with sulfur for long-term storage and disposal; risk evaluation of mercury exposure in a specific landfill site for mercury sulfide using computer simulations; and field surveys to estimate mercury use, emission and excess mercury in Asia region.

To consider approaches to recovery from products/wastes with intentionally added mercury, domestic mercury flow on fluorescent lamps was updated. Also, we conducted a questionnaire survey of hospitals, clinics and dentists to recover thermometer, blood pressure gauges, amalgam and so on. There are about 25 tonnes of mercury in use or in dead storage. A material flow model as easy-to-use toolkit to estimate the emission of mercury to the environment including air, water, soil and so on has been verified using Japanese data on mercury. We checked the applicability of vapor synthesis method and tumbling ball milling method as mercury stabilization technology with sulfur. These methods were compared to a previously developed method “planetary ball milling method” from viewpoints of environmental safety, reaction time, energy consumption and so on. The environmental risks of the landfill disposal of mercury sulfide have been evaluated. The possibility that environmental risks cannot be ignored for several cases was suggested. Parameters impacting environmental risk were identified. Reducing rainwater penetration in landfills was suggested as a practical, effective measure. As one of field surveys in Asia region, mercury emission inventory in Malaysia was established by collecting measurement data at municipal solid waste incinerators and a coal fired plant and literature data. Also, we evaluated the amount of excess mercury generated in Asia region from 2010 to 2050 using statistical data and reasonable scenarios.

Regarding lead and cadmium, we also constructed an emission inventory, evaluated the use of pollutant release and transfer registry (PRTR) data, and extracted and arranged a flow, which needs to be amended to develop a better material flow for lead and cadmium. In both lead and cadmium, the contribution of sectors on non ferrous metal industry and waste treatment to the emission to the environment and the material flow was large, which suggests it is important to investigate these sectors in detail.

キーワード= Mercury, Recovery, Appropriate management, Lead, Cadmium