

環境研究総合推進費補助金
循環型社会形成推進研究事業
総合研究報告書

アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の
排出量推計と金属・フロン類の回収システムの効果測定
(3K143010)

平成 26 年度～平成 28 年度

Evaluation of WEEE/ELV Generation and
Collection Systems of Metals/Fluorocarbons in Asian Countries

平成 29 年 5 月

国立研究開発法人国立環境研究所 寺園 淳

アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の
排出量推計と金属・フロン類の回収システムの効果測定
(3K143010)

I. 成果の概要	・・・・・・・・・・	i
1. はじめに (研究背景等)	・・・・・・・・・・	i
2. 研究目的	・・・・・・・・・・	ii
3. 研究方法	・・・・・・・・・・	ii
4. 結果及び考察	・・・・・・・・・・	iii
5. 本研究により得られた主な成果	・・・・・・・・・・	viii
6. 研究成果の主な発表状況	・・・・・・・・・・	ix
7. 研究者略歴	・・・・・・・・・・	x
II. 成果の詳細		
要旨	・・・・・・・・・・	1
1. はじめに	・・・・・・・・・・	1
2. 研究目的	・・・・・・・・・・	2
3. 研究方法	・・・・・・・・・・	2
4. 結果及び考察	・・・・・・・・・・	22
5. 本研究により得られた成果	・・・・・・・・・・	76
6. 国際共同研究等の状況	・・・・・・・・・・	77
7. 研究成果の発表状況	・・・・・・・・・・	77
8. 引用文献	・・・・・・・・・・	81
研究概要図	・・・・・・・・・・	84
英文概要	・・・・・・・・・・	85

補助事業名 環境研究総合推進費補助金循環型社会形成推進研究事業（平成 26 年度～平成 28 年度）

所管 環境省

研究課題名 アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計と金属・フロン類の回収システムの効果測定

課題番号 3K143010

研究代表者名 寺園 淳（国立研究開発法人 国立環境研究所）

国庫補助金 69,791,000 円（うち平成 28 年度：17,100,000 円）

研究期間 平成 26 年 4 月 1 日～平成 29 年 3 月 31 日

本研究のキーワード アジア、電気電子機器、自動車、金属、フロン

研究分担者 小口正弘（国立研究開発法人 国立環境研究所）
 吉田 綾（国立研究開発法人 国立環境研究所）
 中島謙一（国立研究開発法人 国立環境研究所）
 花岡達也（国立研究開発法人 国立環境研究所）
 村上進亮（東京大学）
 三戸篤史（公益財団法人 地球環境戦略研究機関、平成 28 年 3 月 31 日まで）
 森田宜典（公益財団法人 地球環境戦略研究機関、平成 28 年 4 月 1 日から）
 葛原俊介（仙台高等専門学校）

研究概要

1. はじめに（研究背景等）

アジア諸国においては、経済成長による電気電子機器・自動車の保有とともに排出量が年々増加している。世界のパソコンの排出量は 2016 年頃から途上国が先進国を上回り、その後指数関数的に増加するという報告があるものの、成長著しいアジア各国での主要な機器別の将来推計は十分なされていない。日本では家電、パソコンや小型家電のリサイクル制度が整備されてきたが、日本国内に対して潜在的な排出ポテンシャルが大きいにもかかわらず、管理制度が伴っていない国々での排出量を把握せずにいることは、資源の散逸やフロン類の拡散の観点からより大きな問題を見逃してしまうことにつながる。

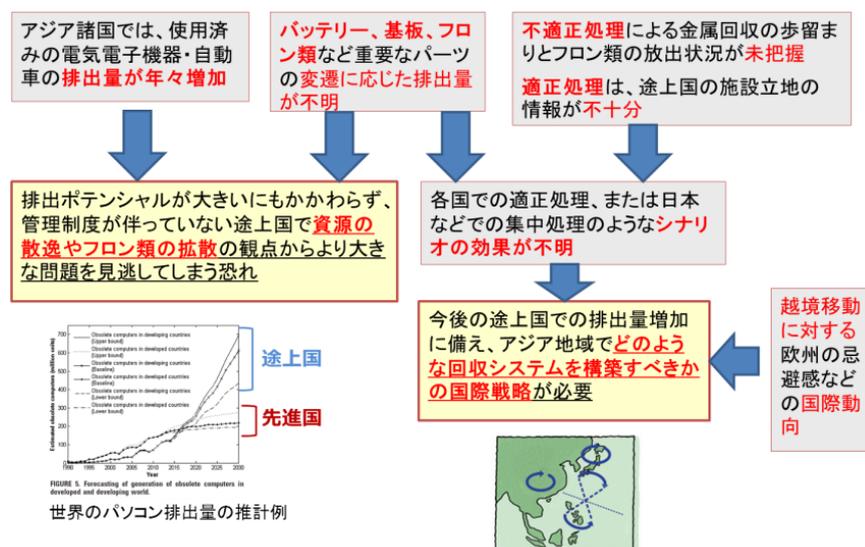


図 1 研究の背景

2. 研究目的

アジア諸国で今後も増加が予想される使用済み電気電子機器・自動車の排出量を特定の材料・部品に着目して推計し、資源性・有害性の管理と地球温暖化防止の観点から、アジア地域で今後取り組むべき耐久消費財の所在を明らかにすることが本研究の目的である。また、適正な処理施設の立地と日本などへの越境移動と組み合わせた、複数の回収システム整備のシナリオを検討してその効果と課題を示すことで、バーゼル条約における環境上適正な管理（ESM）や地球温暖化防止に向けた二国間クレジット（JCM）制度などの議論にも寄与することを目指す。

3. 研究方法

アジア諸国で今後も増加が予想される使用済み電気電子機器・自動車の排出量を特定の材料・部品に着目して推計し、資源性・有害性の管理と地球温暖化防止の観点から、アジア地域で今後取り組むべき耐久消費財の所在を明らかにする。また、適正な処理施設の整備と日本などへの越境移動と組み合わせた複数の回収・処理システムのシナリオを検討して、その効果と課題を示す。

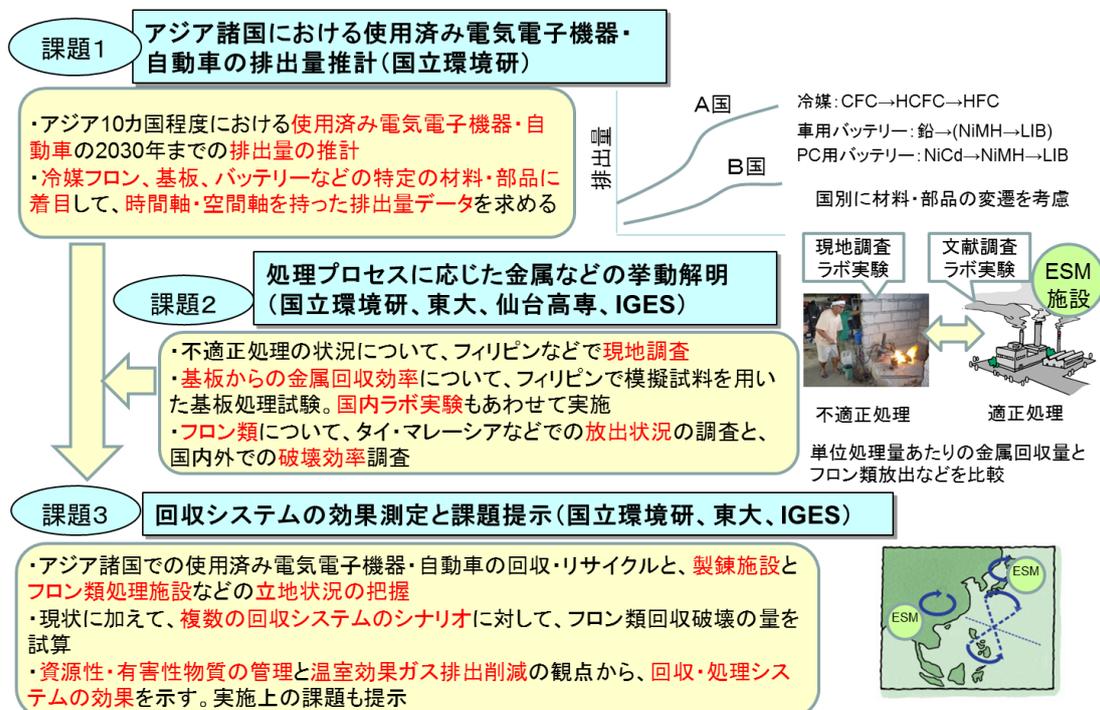


図 3.1 研究方法の概要

(1) アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計

日本を含むアジア 10 カ国程度における使用済み電気電子機器・自動車の 2030 年までの排出量を推計した。すなわち、エアコン、冷蔵庫、洗濯機、携帯電話、乗用車について、冷媒フロン、バッテリー、基板などの特定の材料・部品に着目して、時間軸・空間軸を持った排出量データを求めた。そのため、各国での販売台数と保有台数のデータを調査して、ポピュレーションバランスモデルを用いて使用済み製品の排出台数を推計した。将来の保有台数については、1 人あたり GDP などの変数を用いて重回帰モデルを作成して設定した。

また、エアコンと冷蔵庫についてはアジア諸国における冷媒の代替シナリオを調査して、使用済みのエアコンと冷蔵庫に含まれるフロン類についても推計を行った。

さらに、特定の材料・部品に着目したパラメータの収集として、リチウムイオン電池の金属組成を分析した。

(2) 処理プロセスに応じた金属などの挙動解明

アジア各地における使用済み電気電子機器などの適正処理と不適正処理の状況を想定し、処理プロセスの違いによって生じる金属回収量と有害物質挙動に関する情報を把握する。インフォーマルリサイクルによる金属回収の実態を把握するために、パソコンの部品である各種基板を模擬試料として、フィリピンで2015年2月と2016年2月の2回、基板処理試験を実施した。2015年は3種、2016年は2種の基板スクラップを模擬試料とした。基板処理試験に関して、インプットとしての処理前の基板スクラップ、アウトプットとしてのシアン処理残渣、金属塊（2016年の試験のみ）、回収物、スラグのAu含有量を分析した。処理前の基板スクラップのAu含有量に対して、回収物のAu含有量の割合を求めることで、Au回収率を評価した。有害物質であるPbの分配挙動について前項のAuと同様に求めた。不適正リサイクルによって環境と健康に与える影響について、基板処理試験などで確認された課題を抽出し、考察した。

また、基板処理に関する国内模擬実験として、シアン処理による金回収効率の影響調査および有害物質挙動把握も行った。フロン類についても、タイでフロン破壊試験に協力して破壊効率に関する情報を収集した。

(3) 回収システムの効果測定と課題提示

アジア諸国において適正処理施設整備と越境移動を組み合わせた複数の回収・処理システムのシナリオを検討する。パーゼル条約やJCMでの議論も踏まえ、回収システム整備の効果と課題を示す。

そのためにまず、アジア諸国での製錬施設とフロン類処理施設などの処理施設の立地状況調査を行った。次に、回収・処理システムのシナリオ検討のための現在の越境移動量を分析した。最後に、回収・処理システムのシナリオを検討し、各シナリオの効果測定の結果を示すとともに課題を提示した。

4. 結果及び考察

(1) アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計

アジア各国における使用済み製品の推計の例として、エアコンと携帯電話の結果を図2および図3に示す。なお、図の凡例に(欠)が付されている国についてはポピュレーションバランスモデルによるモデル計算が収束せず、結果が得られなかった。

推計結果を見ると、使用済み製品の排出台数はいずれの品目も中国が圧倒的である。リファレンスとしての日本の推計結果と比較すると、使用済み製品の排出台数は数倍から十数倍となっている。例えば2030年のエアコンで比較すると、日本の排出台数は790万台なのに対して、中国では9.2倍の7,200万台となっている。また、インド、インドネシアにおける使用済み製品の排出台数が中国に次いで大きく、中国の5分の1から10分の1程度となっている。日本は、エアコンについては中国の次に排出台数が多いが、この推計結果は1人あたりの保有台数（世帯あたりの保有台数）が他国に比べて多いことによる。

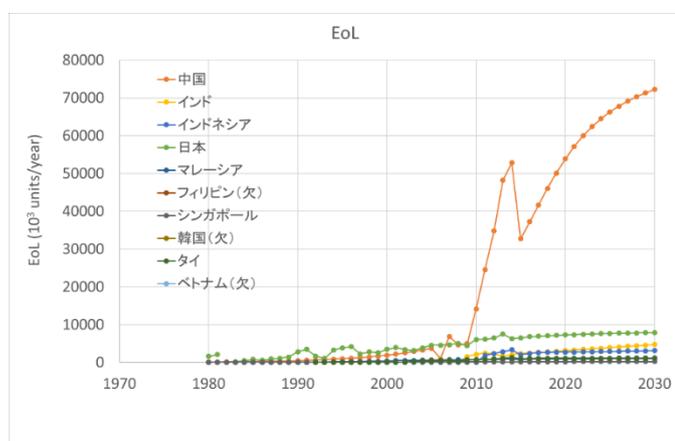


図2 アジア各国における使用済みエアコンの排出台数推計結果

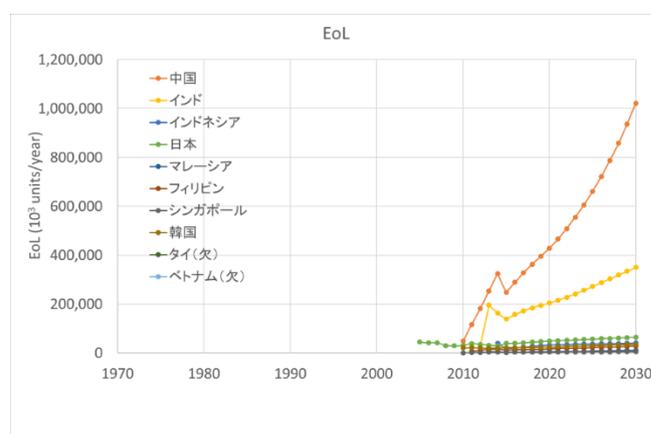


図3 アジア各国における使用済み携帯電話の排出台数推計結果

図 4 に、本研究で実態情報をふまえて作成したアジア各国におけるエアコンの使用冷媒種の変遷を示す。エアコンについては過去には冷媒として HCFC-22 が使用されていたが、ヒアリング等によれば現在はいくつかの国を除けば HFC 冷媒への転換がほぼ完了しているとのことであり、作成したデータでもその情報を反映している。エアコンの冷媒は HCFC-22 から R410A（HFC 混合冷媒）または HFC-32 へ転換が進んでおり、文献やヒアリング情報によれば国およびメーカーの冷媒転換方針によって国ごとに R410A と HFC-32 への転換状況が異なる形になっている。将来については予測困難な状況も多いが、空調メーカーや各国の関係者へのヒアリングに基づいて R410A と HFC-32 の比率を図の通り設定した。

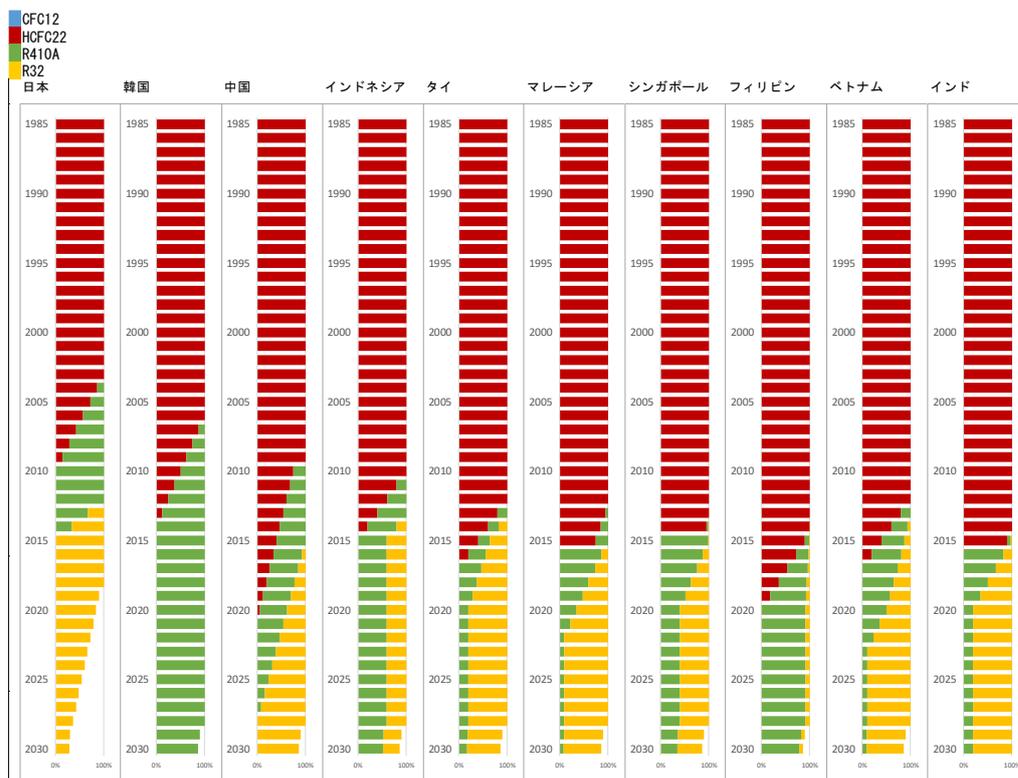


図 4 本研究で作成したアジア各国におけるルームエアコンの使用冷媒種の変遷

推計結果によれば、使用済みとなる冷媒量は中国が圧倒的に多く、リファレンスとしての日本と比較すると 5 倍から 10 倍程度の量、推計できた 7 か国の合計量の 9 割程度を占めていた。オゾン層破壊能を持つ HCFC-22 も 2030 年頃まで排出が続く推計結果となっており、HCFC-22 の量が減少しても R410A や HFC-32 の排出が増えていることから、冷媒排出量の総量は 2030 まで増加傾向にある。中国に次いで使用済み冷媒量が多いのはリファレンスとして含めた日本である。ただし、日本においては人口減少予測の影響を受けて、将来の使用済み冷媒量は減少傾向と推計された。その他の国については、インドは中国と同様に増加傾向であるのに対し、その他の東南アジア諸国については微増と推計された。

次に、GWP 換算で示した推計結果を図 5 に示す。2015 年以降、推計できた 7 か国の合計で約 1 億～1.4 億 t (CO₂ 換算) で推移している。この量は、IEA が報告するアジア諸国からの 2010 年の人為起源 CO₂ 排出量の約 0.8～1.2% に、UNFCCC が報告する Annex I 諸国の 2010 年の人為起源 CO₂ 排出量の約 0.7～1.0% に相当する。国ごとの内訳については冷媒量や ODP 換算量と同様で、中国の寄与が圧倒的である。ただし、その推移については、2023 年頃まで増加、その後は微減と推計された。一方、インドやインドネシアでは傾向が異なっており、2020 年以降ほぼ横ばいと推計された。エアコンについては一定の GWP を持つ HFC 冷媒の使用が継続されているために、HCFC-22 の排出が減少しても R410A や HFC-32 の排出によって温室効果ガスとしての冷媒の排出は 2030 年まで、またそれ以降も続くと推計される。この結果から、温暖化防止の観点からは使用済みエアコンからの冷媒回収は将来にわたって重要であることが示唆される。

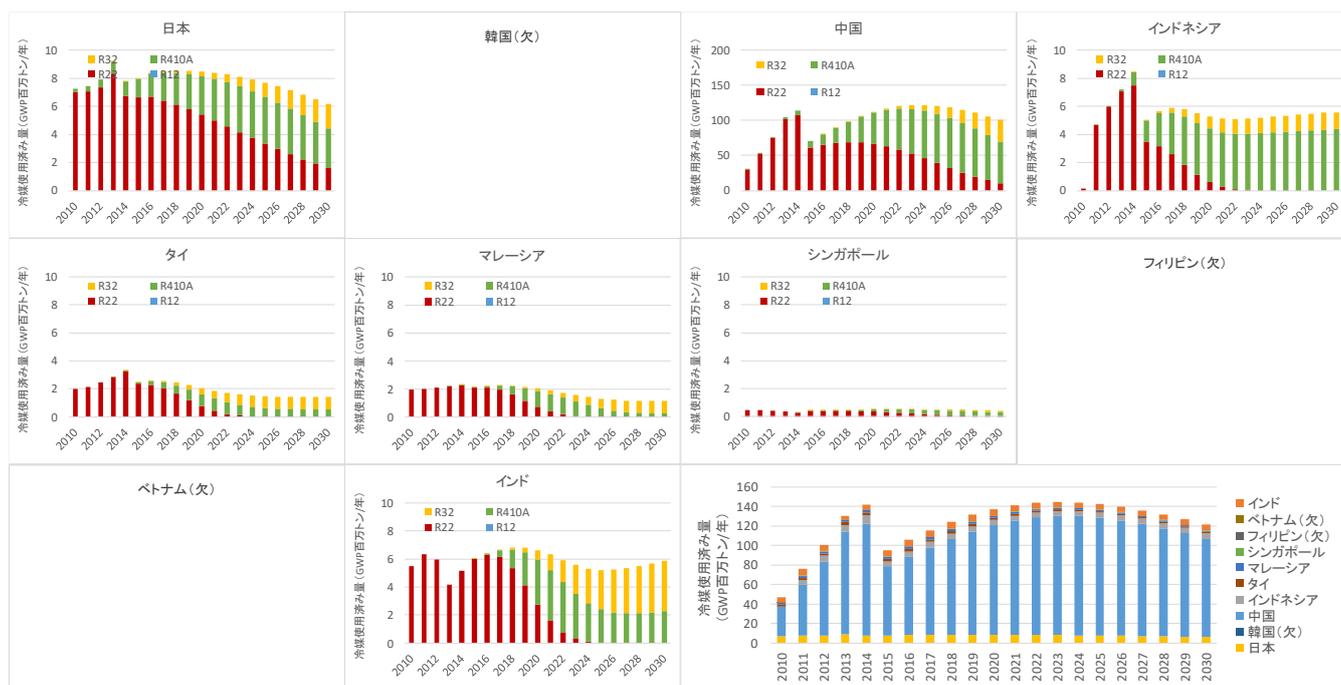


図5 アジア各国における使用済みエアコンに含まれる冷媒量（GWP換算量）の推計結果

(2) 処理プロセスに応じた金属などの挙動説明

2016年2月に行った基板処理試験におけるAu回収処理のフローを図6に示す。2015年2月の1回目の試験ではICチップの選別が行われずに図の右側のフローのみであり、シアン溶液を用いたAu抽出の後、Pbを加えて加熱・溶融することによりAuの回収物とスラグを得た。2016年2月の2回目の試験では、選別されたICチップに対して燃焼して可燃分を除去した後に粉碎して金属塊の異物を除き、同様にPbを加えて加熱・溶融してAuの回収物とスラグを得た。

以上の基板処理試験におけるAuの分配挙動の結果から、処理前の基板スクラップのAu含有量に対して回収物のAu含有量の割合を求めることで、Au回収率の評価を行った。アウトプットのAu含有量の合計値がインプットのAu含有量と一致しないために、インプットベースの分配率とアウトプットベースの分配率は若干異なる。また、参考値として2012年1月にターミナルスクラップに対して同様の処理試験を行った結果も併せて、アウトプットベースの分配率を図7に示す。

図より、2015年2月の試験ではハードディスク基板とビデオカード基板のそれぞれで3.5%、3.8%、メモリ基板で31.4%の低い回収率が得られた。2016年2月の試験ではメモリ基板とハードディスク基板でそれぞれ77.2%（IC由来：22.7%、基板由来：54.5%）、68.2%（IC由来：57.5%、基板由来：10.7%）であった。ちなみに、2012年1月のターミナルスクラップはAuが表面に多くメッキされていることから78.8%と高めの回収率が得られていた。

以上より本研究で実施した基板処理試験の結果からは、インフォーマルのリサイクルプロセスによるAu回収率について、ICチップ内のAu回収が十分行われない場合は3~34%程度と低く、ICチップ内のAu回収を行った場合でも70~77%程度であった。これは95%以上といわれる先進国の貴金属回収プロセスと比較すると低い回収率であり、インフォーマルのリサイクルでは資源回収効率の面からも課題があるといえる。このため、インフォーマル業者に対しては環境汚染対策とともに、資源回収効率を上げるための技術的知見の提供なども必要とみられる。

同様に、プロセス全体のPbの収支について、投入したPb棒とスラグのみによってインプットに対するアウトプットのPb量の割合を考えると、メモリ基板で $(488+136)/(1,500+248)=35.7\%$ 、ハードディスク基板で $(466+53)/(1,500+175)=31.0\%$ であった。すなわち、基板処理プロセスで投入したPb棒に対してPbの31~36%程度がスラグに残っているだけで、残りの64~69%もの大半のPbは処理の過程で大気や周辺土壤に拡散しているとみられる。

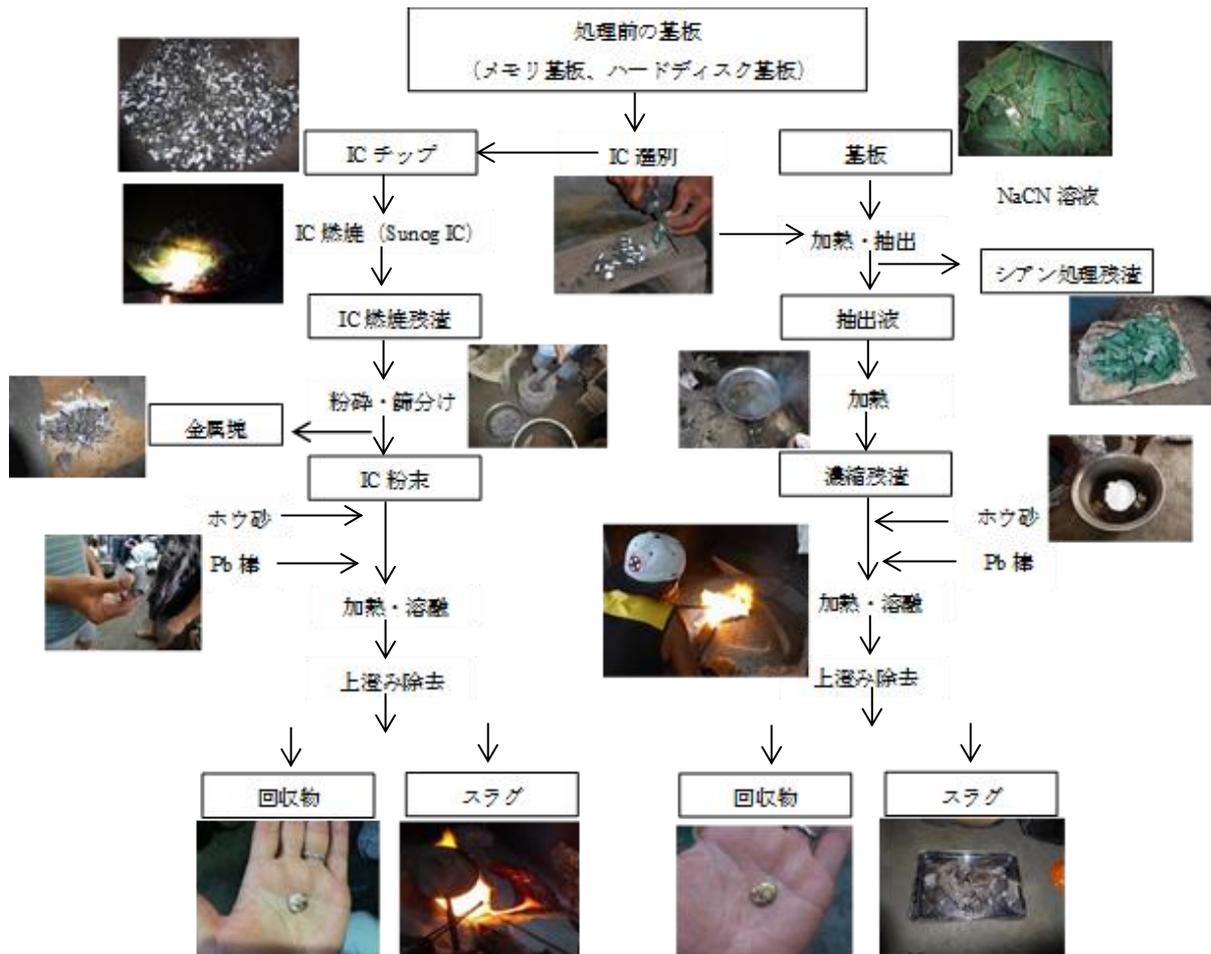


図 6 フィリピンにおける基板スクラップからの Au 回収処理フロー (2016 年 2 月)

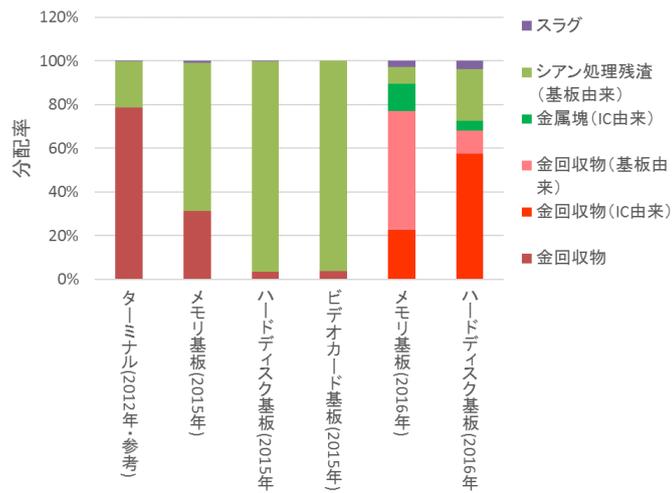


図 7 基板処理試験における Au の分配率 (アウトプットベース)

また、タイで行われたフロン破壊試験に協力して、破壊効率を得ることができた。2016 年度の試験では破壊効率 99.99%を達成できたことが報告された。これにより、タイを含むアジア諸国においては、今回のような破壊試験を行った処理施設で処理された場合は、99.99%またはそれ以上の破壊効率を見込むシナリオを立てることが可能となった。

(3) 回収システムの効果測定と課題提示

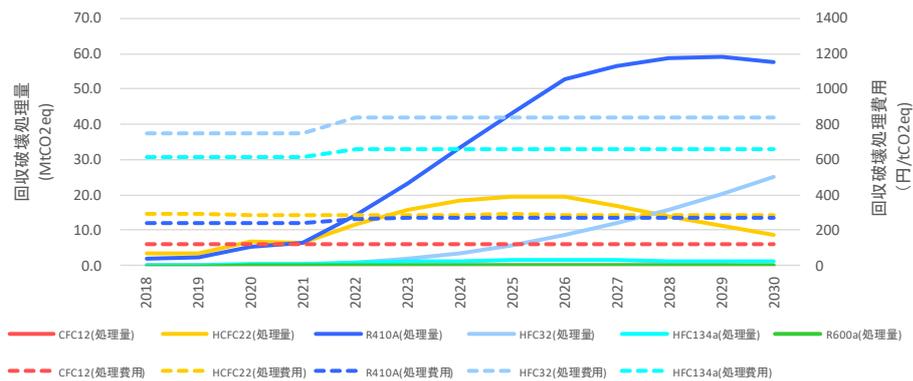
各種文献から、アジア諸国の e-waste などの処理・リサイクル施設に関する情報を調査したが、情報は極めて限られていた。中国における銅の二次製錬を含むマテリアルフローを調査したが、電気電子機器などから発生する基板スクラップの受入れが可能な二次製錬施設については、さらに情報収集が必要であった。シンガポールやマレーシアなどでは、電子部品スクラップを受け入れ可能な湿式の製錬施設があったが、比較的小規模であった。家庭用エアコンを含む E-waste のリサイクル制度はアジア各国でも導入が進みつつあるが、フロン類については回収義務がないか、多くの国では処理能力や実処理量が推計排出量に比べて小さかった。

また越境移動量の分析について、貿易統計、ならびに環境省のバーゼル法と廃棄物処理法に基づく輸出入量の報告値を分析した。電子部品スクラップに関して、日本は輸出に対して輸入が大きく、貿易統計では「7112（貴金属含有スクラップ）」の輸入が顕著であり、2015年には14万tを超えていた。その一部がバーゼル法における「電子部品スクラップ」としての手続きを経ているものの大半は非バーゼル物として輸入されていると考えられる。一方、世界の輸出入量をみると、UN Comtrade からは日本・韓国・EUの貴金属含有スクラップの輸入が大きかった。東南アジア諸国では電子部品スクラップは「7112（貴金属含有スクラップ）」でなく、「8548.90（電池以外の電気機器関連スクラップ）」として輸入している国も多いようであった。また、バーゼル条約における国別報告で「電子部品スクラップ」の輸入量などを届けているのはEUを含めてわずかであった。本研究ではバーゼル条約における国別報告のデータベース化を試みたが、回答様式が多様であるため正確な分析が困難になっており、改善が望ましい。

アジア途上国では日本を含む先進国による技術援助の実証事業を除き、当該国による自発的なフロン類の回収破壊処理はされていない。そこで、ルームエアコンおよび冷蔵庫からの冷媒の廃棄量推計に対して、(i)自国内で適正処理する、または(ii)越境移動させて適正処理する、という2つの方向性について比較検討するために、シナリオ1) 当該国内で回収破壊処理は無対策、シナリオ2) 既存の処理施設を利用した回収破壊処理対策、シナリオ3) 最大限を回収破壊処理し、かつ当該国内の既設処理施設容量が足りない場合は処理施設を新設、シナリオ4) 最大限を回収破壊処理し、かつ当該国内の既設処理施設が足りない場合は廃棄冷媒が充填されたポンペを日本へ船舶輸送して破壊処理、という4つのシナリオを比較検討した。その結果、最大限を回収すると、当該国にて破壊処理設備容量が足りなくなり、その場合は、破壊処理施設を新設するよりも、日本へ船舶輸送して破壊処理の方が費用対効果は優位であることがわかった(図8)。特に、アジア途上国におけるフロン類の回収・破壊処理は概ね1000円/tCO₂eq以下であり、経済危機以前のEU排出権取引価格やCDMプロジェクトの価格、および経済危機後のEU排出権取引価格が、15-30EURO/tCO₂、10-20EURO/tCO₂、5EURO/tCO₂程度で推移してきたことを考えると、他の温暖化抑制策と比較して、費用対効果は優位性であることがわかった。



シナリオ 3



シナリオ 4

図 8 中国におけるシナリオ別の回収破壊処理量と回収破壊処理費用の推計

回収・処理システムのシナリオは大きく分類して、各国での処理・リサイクルを実施するものと越境移動を伴うものである。各国での処理・リサイクルを進めるための課題は受入れ可能な施設とシステムの整備である。フロン類の処理施設整備においては、実際に回収破壊処理対策を導入する際の当該国における廃棄フロンの取扱いに関する国内制度の障壁という課題と、日本からアジア途上国への技術的・資金的な支援に関する国際制度上の障壁という課題が指摘できる。越境移動を伴うシナリオの課題は、日本での受入れの場合はパーゼル法の手続きの簡素がある。

また、排出シナリオ推計の不確実性と費用対効果分析の不確実性もあり、シナリオの評価には注意を要する。

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

使用済み製品の排出量推計を行うにあたって、ポピュレーションバランスモデルが信頼性の高い結果を得られると考えられるが、アジア諸国で将来を含めて保有台数を外生的に与える必要があった。そこで、1人あたり保有台数を推計するための重回帰モデルを作成することで、アジア各国ごとに経済レベルに応じた将来の保有台数を設定し、2030年までの排出量を推計することが可能になった。また、ポピュレーションバランスモデルでは販売年別の排出台数が推計可能であることから、エアコンや冷蔵庫の使用冷媒種の変遷が考慮可能になり、使用済み製品の冷媒フロンも種類別に推計可能となった。

推計した使用済み電気電子機器の排出台数がアジアで多いのは圧倒的に中国であり、日本の数倍から十数倍であることを定量的に示した。例えば2030年のエアコンで比較すると、日本の排出台数は790万台なのに対して、中国では9.2倍の7,200万台となっている。

各国におけるエアコンと冷蔵庫の使用冷媒種の変遷を考慮して推計した結果、オゾン層保護および温暖化防止の観点でみてエアコンのインパクトが冷蔵庫よりはるかに大きいことがわかった。また、オゾン層破壊はほぼ解決に向かうが、温暖化防止が将来にわたる課題である。

インフォーマルリサイクルによる資源回収の実態を把握するためにフィリピンで基板処理試験を2回実施し、AuとPbの分配挙動を調査した。Au回収率は低い場合で3~31%程度、高い場合でも68~77%程度であり、95%以上回収可能なフォーマルの製錬施設とは回収効率に大きな差があることがわかった。プロセスに投入したPbの64~69%程度は大気や周辺土壤に拡散しているとみられた。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

中央環境審議会（廃棄物処理制度専門委員会、輸出入規制専門委員会）において、越境移動の課題について委員に説明した。

<行政が活用することが見込まれる成果>

アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計結果は、環境省またはパーゼル条約アジア太平洋地域におけるE-wasteプロジェクトなどで活用されることが期待される。また、JICAのマレーシアにお

ける E-waste 管理制度構築支援プロジェクトなどを通じて、マレーシアのような個別の国における管理制度構築支援にも活用される可能性がある。

アジア途上国のインフォーマルリサイクルによる金属資源の低回収効率と環境影響に関する知見は、バーゼル法見直しと日本のスクラップ輸入を通じた海外貢献に活用できる可能性がある。

バーゼル条約に基づく国別報告を利用した越境移動量のデータベース化と分析結果は、環境省とバーゼル条約事務局を通じて、現状の越境移動のさらなる解析と報告様式の改善に貢献することが期待される。

アジア諸国における使用済みエアコンと冷蔵庫の冷媒フロン賦存量推定結果は、環境省の途上国廃フロン処理制度構築に貢献することが見込まれる。また、フロン類の処理システムに係るシナリオ検討結果は、環境省および当該国政府におけるフロン対策の検討に貢献できる可能性がある。

6. 研究成果の主な発表状況

(1) 主な誌上発表

<査読付論文>

- 1) Oguchi M., Fuse M. (2015) Regional and longitudinal estimation of product lifespan distribution: A case study for automobiles and a simplified estimation method, *Environmental Science and Technology*, 49, 1738-1743.
- 2) Terazono A., Oguchi M., Iino S., Mogi S. (2015) Battery Collection in Municipal Waste Management in Japan: Challenges for Hazardous Substance Control and Safety, *Waste Management*, 39, 246-257
- 3) Yoshida A., Terazono A., Ballesteros F.C., Nguyen D.Q., Sukandar, Kojima M., Sakata S. (2016) E-waste recycling processes in Indonesia, the Philippines, and Vietnam: A case study of cathode ray tube TVs and monitors. *Resources, Conservation & Recycling*, 106, 48-58
- 4) Terazono A., Oguchi M., Yoshida A., Medina R.P., Ballesteros Jr.F.C. (2017) Material Recovery and Environmental Impact by Informal E-Waste Recycling Site in the Philippines. *Sustainability Through Innovation in Product Life Cycle Design*, 197-213
- 5) Kuzuhara S., Akimoto Y., Shibata K., Oguchi M., Terazono A. (2017) Evaluation by year of the valuable/hazardous material content of lithium-ion secondary battery cells and other components of notebook computer battery packs. *J Mater Cycles Waste Manag.* doi:10.1007/s10163-017-0600-x (in press)

<査読付論文に準ずる成果発表> (対象:「社会・政策研究分野」)

特に記載すべき事項はない。

(2) 主な口頭発表 (学会等)

- 1) Terazono A. (2014) E-waste Management in Japan and other Asia: Toward the Appropriate Management of Hazardous and Resource Potential. IUMRS-ICA 2014, Fukuoka
- 2) Oguchi M., Terazono A., Tasaki T., Kobayashi G., Takagi S. (2014) Modeling in-use stocks and lifespan distribution of consumer durables to forecast generation of end-of-life products in various countries, Abstracts of the Joint 11th International Society For Industrial Ecology (ISIE) Socio-Economic Metabolism Section Conference and the 4th ISIE Asia-Pacific Conference, Melbourne
- 3) Oguchi M. (2015) Methodologies for estimating actual lifetime distribution of products. *Product Lifetimes And The Environment (PLATE) Conference 2015, Proceedings*, 261-265
- 4) Terazono A., Oguchi M., Hanaoka T., Santo A. (2015) Modeling in-use stocks of consumer durables to forecast generation of end-of-life products and fluorocarbons potential in Asian countries. 8th Biennial Conference of the International Society for Industry Ecology (ISIE Conference 2015), Book of Abstracts, 208
- 5) 寺園淳, 小口正弘, 葛原俊介, 秋元裕太 (2015) 使用済みリチウムイオン電池の有害特性に関する検討. 第26回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 175-176
- 6) Terazono A., Oguchi M., Yoshida A., Medina R.P., Ballesteros Jr.F.C. (2015) Material recovery and environmental impact by informal e-waste recycling site in the Philippines. *EcoDesign 2015 (9th International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing)*, USB Proceedings, 529-536
- 7) 佐藤直樹, 葛原俊介, 小口正弘, 寺園淳 (2016) 廃基板類の加熱処理時における臭素系有機化合物の発生挙動. 第21回高専シンポジウム, 同講演要旨集 (第21回高専シンポジウム ポスター発表賞受賞)

- 8) Terazono A., Oguchi M., Kuzuhara S., Medina R.P. (2016) Survey of material recovery by informal e-waste recycling in the Philippines. Electronics Goes Green 2016+, Conference Documentation Package
- 9) Oguchi M., Terazono A., Fuse M. (2016) Future generation of WEEE in developing countries – An estimation model and case studies in Asia. Electronics Goes Green 2016+, Proceedings
- 10) Terazono A., Oguchi M., Kuzuhara S., Medina R.P., Ballesteros Jr.F.C. (2016) Informal e-waste recycling and its metal recovery in the Philippines. EcoBalance 2016, Abstracts, 132
- 11) Yoshida A., Terazono A. (2016) Material flow of copper and lead in China: An impact of WEEE recycling in China. EcoBalance 2016, Abstracts, 132

7. 研究者略歴

研究代表者：寺園 淳

京都大学大学院工学研究科修了，博士（工学），現在、国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター 副センター長

研究分担者

1) 小口 正弘

横浜国立大学大学院工学研究科修了，博士（工学），現在、国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター 研究員

2) 吉田 綾

東京大学大学院工学系研究科修了，博士（工学），現在、国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター 主任研究員

3) 中島謙一

筑波大学大学院工学研究科修了，博士（工学），東北大学大学院助手を経て、現在、国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター 主任研究員

4) 花岡達也

東京大学大学院工学系研究科修了，博士（工学），現在、国立環境研究所 社会環境研究センター 主任研究員

5) 村上進亮

東京大学大学院工学系研究科修了，博士（工学），Colorado School of Mines, Dept. of Mineral Economics, Master of Science (Mineral Economics), 国立環境研究所 研究員を経て、現在、東京大学大学院工学系研究科准教授

6) 三戸篤史

名古屋大学大学院工学研究科修了，工学修士，公益財団法人 地球環境戦略研究機関 客員研究員（DOWA エコシステム㈱より出向、平成 28 年 3 月 31 日まで）

7) 森田宜典

横浜国立大学大学院環境情報学府修了，工学修士，公益財団法人 地球環境戦略研究機関 客員研究員（DOWA エコシステム㈱より出向、平成 29 年 4 月 1 日から）

8) 葛原俊介

東北大学大学院環境科学研究科修了，博士（学術），現在、仙台高等専門学校専攻科 准教授

3K143010 アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計と金属・フロン類の回収システムの効果測定

[要旨]

アジア諸国で今後も増加が予想される使用済み電気電子機器・自動車の排出量を特定の材料・部品に着目して推計し、資源性・有害性の管理と地球温暖化防止の観点から、アジア地域で今後取り組むべき耐久消費財の所在を明らかにすることが本研究の目的である。

まず、2030年までのアジア諸国における使用済み電気電子機器および自動車の排出量について、ポピュレーションバランスモデルを用いて推計した。その結果、使用済み製品の排出台数はいずれの品目も中国が圧倒的で、日本の排出台数の数倍から十数倍（例えば2030年のエアコンでは日本の9.2倍）となっていた。使用済みエアコンに含まれる冷媒フロンも各国での使用の変遷を調査して推計した結果、中国が同様に圧倒的に多く、推計できた7か国の合計量の9割程度を占めた。このGWP換算量は2015年以降、推計できた7か国の合計で約1億～1.4億t（CO₂換算）で推移しており、温暖化防止の観点からは使用済みエアコンからの冷媒回収は将来にわたって重要であることが示唆された。

また、インフォーマルリサイクルによる金属回収の実態を把握するために、フィリピンで基板スクラップを模擬試料として2015年と2016年の2回、基板処理試験を実施した。Au回収率について、ICチップ内のAu回収が行われなかった1回目は3～34%程度と極めて低く、2回目も70～77%程度であった。インフォーマルのリサイクルでは資源回収効率の面からも課題があるといえた。プロセスで用いたPbも大半は処理の過程で大気や周辺土壤に拡散しているとみられた。

回収・処理システムの効果測定に向けたシナリオについて、(i)自国内で適正処理する、または(ii)越境移動させて適正処理する、という2つの方向性を比較検討した。フロン類の検討例では、中国などでは、最大限を回収すると、当該国にて破壊処理設備容量が足りなくなり、不足分は日本へ船舶輸送して破壊処理する方が費用対効果は優位であることがわかった。また、フロン対策は他の温暖化抑制策と比較して、費用対効果は優位性であることがわかった。

1. はじめに

アジア諸国においては、経済成長による電気電子機器・自動車の保有とともに排出量が年々増加している。世界のパソコンの排出量は2016年頃から途上国が先進国を上回り、その後指数関数的に増加するという報告¹⁾があるものの、成長著しいアジア各国での主要な機器別の将来推計は十分なされていない。日本では家電、パソコンや小型家電のリサイクル制度が整備されてきたが、日本国内に対して潜在的な排出ポテンシャルが大きいにもかかわらず、管理制度が伴っていない国々での排出量を把握せずにいることは、資源の散逸やフロン類の拡散の観点からより大きな問題を見逃してしまうことにつながる。

また、電気電子機器のみならず自動車にも使われている冷媒、基板、バッテリーなどの特定の材料・部品について、国別の変遷に着目した推計はほとんど行われていない。このため、資源性物質としての金属の未回収量や、フロン類の放出量が相当量存在するにもかかわらず、その規模や将来動向が把握できていない。

さらに、現在の不適正処理による金属回収の歩留まりと有害物質やフロン類管理の状況は十分明らかになっておらず、適正な解体やリサイクルとの対比による金属のロス分や有害物質管理などの効果については把握できていない。今後のアジア諸国における適正な回収・処理システムの構築に向けては、大きな方向性として各国で適正処理を促進する方向と、越境移動を行った上で日本などの適正な処理設備における集中処理を進める方向がある。ただし、越境移動に対しては欧州における忌避感や各国独自の規制などの国際動向も勘案する必要があり、アジア地域でどのような回収システムを構築すべきかの国際戦略が必要である。

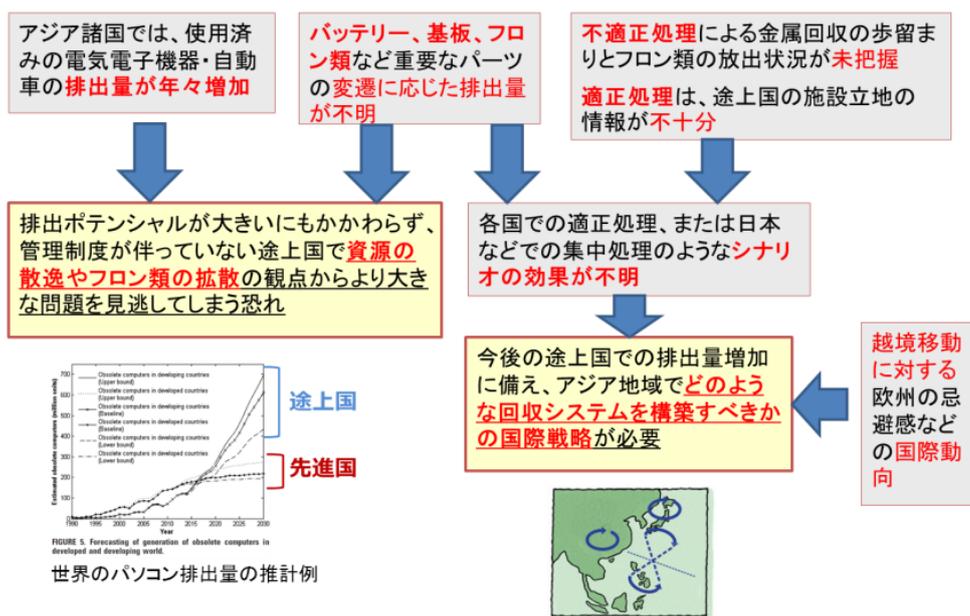


図1 研究の背景

2. 研究目的

アジア諸国で今後も増加が予想される使用済み電気電子機器・自動車の排出量を特定の材料・部品に着目して推計し、資源性・有害性の管理と地球温暖化防止の観点から、アジア地域で今後取り組むべき耐久消費財の所在を明らかにすることが本研究の目的である。また、適正な処理施設の立地と日本などへの越境移動と組み合わせ、複数の回収システム整備のシナリオを検討してその効果と課題を示すことで、バーゼル条約における環境上適正な管理（ESM）や地球温暖化防止に向けた二国間クレジット（JCM）制度などの議論にも寄与することを目指す。

3. 研究方法

アジア諸国で今後も増加が予想される使用済み電気電子機器・自動車の排出量を特定の材料・部品に着目して推計し、資源性・有害性の管理と地球温暖化防止の観点から、アジア地域で今後取り組むべき耐久

消費財の所在を明らかにする。また、適正な処理施設の整備と日本などへの越境移動と組み合わせた複数の回収・処理システムのシナリオを検討して、その効果と課題を示す。

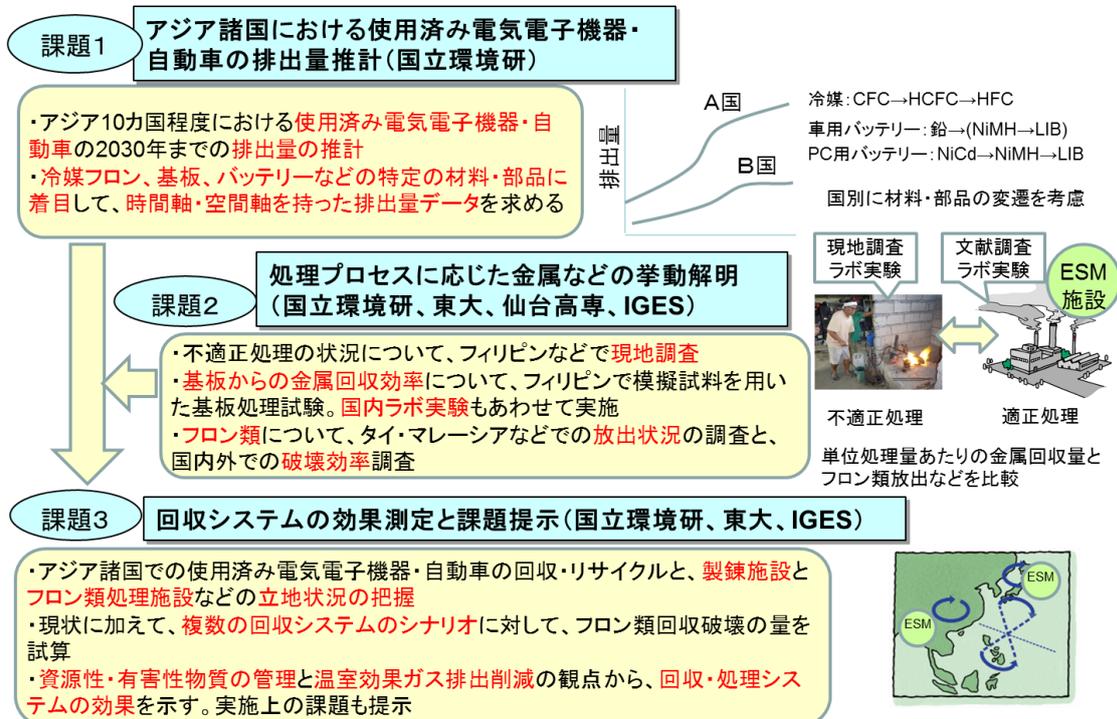


図 3.1 研究方法の概要

(1) アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計

日本を含むアジア 10 カ国程度における使用済み電気電子機器・自動車の 2030 年までの排出量を推計する。すなわち、エアコン、冷蔵庫、洗濯機、携帯電話、乗用車について、冷媒フロン、バッテリー、基板などの特定の材料・部品に着目して、時間軸・空間軸を持った排出量データを求める。

また、エアコンと冷蔵庫についてはアジア諸国における冷媒の代替シナリオを調査して、使用済みのエアコンと冷蔵庫に含まれるフロン類についても推計を行った。

さらに、特定の材料・部品に着目したパラメータの収集として、リチウムイオン電池の金属組成を分析した。

1) アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計

a. ポピュレーションバランスモデルを用いた使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計モデル

表 3.1 に示すように、電気電子機器や乗用車などの使用済み耐久消費財の排出量推計にはいくつかの推計モデルが使用されてきた。

表 3.1 使用済み耐久消費財の排出量推計モデル

推計モデル	概要	将来推計に必要なシナリオ
GDP モデル	GDP との相関を用いて過去や他国の排出量から推計	<ul style="list-style-type: none"> • 将来の GDP
寿命モデル	過去の販売台数と設定した使用年数分布から推計	<ul style="list-style-type: none"> • 将来の販売台数 • 将来の使用年数分布
ポピュレーションバランスモデル	販売・保有・排出の台数収支を満たすように最適化した使用年数分布と販売台数から推計	<ul style="list-style-type: none"> • 将来の保有台数 • 将来の使用年数分布

例えば GDP モデルは、使用済み耐久消費財の排出量と GDP の相関関係を用い、過去や他国のデータを外挿することで推計を行う（例えば文献²⁾）。このモデルでは排出量と GDP の相関関係を予め知っておく必要があるが、特に途上国においてはその相関関係を分析するための排出量データ自体が不足していることから、その適用には困難が伴う。また、このモデルでは推計される排出量の販売年情報がないため、本研究で目的とする特定の部位・部品・物質の使用状況を反映した排出量推計には不向きである。

寿命モデルは、耐久消費財の排出量推計によく用いられるモデルである。アジア途上国数カ国においても、このモデルを用いて将来の使用済み耐久消費財排出量を推計した事例が報告されている^{3,4)}。このモデルでは、過去の販売台数データ（時系列）と設定した製品の寿命分布から推計を行う。GDP モデルと異なり、推計値は排出量の販売年分布の情報も得られる。一方、将来の推計を行うためには販売台数の将来シナリオを設定する必要があるが、販売台数は経済状況等によって容易に変動するため、妥当な将来シナリオを設定することはしばしば困難である。

ポピュレーションバランスモデルは寿命モデルをベースとし、製品の販売、保有、排出の間で台数の収支を保つように寿命分布を最適化しながら排出量の推計を行うモデルである。このモデルは田崎ら⁵⁾によって報告され、これまでの既存研究において使用されてきている（例えば文献^{1,6,7)}）。このモデルでは寿命

モデルと比較して保有台数のデータも入力データとして利用する、すなわち入力データの数が多いため、入力データの精度が担保できればより信頼性の高い推計結果が得られると考えられる。また、このモデルでは推計結果が過去の販売台数と保有台数によって制約されるため、過大推計の可能性が低いという利点もある。さらに、将来の推計を行うためには、販売台数ではなく保有台数の将来シナリオを設定することになるが、保有台数は年単位での変動は小さいため、過去のトレンド等から将来のシナリオを設定しやすい。

以上の理由により、本研究では、アジア諸国における使用済み電気電子機器、自動車の排出量推計には、ポピュレーションバランスモデルと呼ばれる推計モデルを用いた。ポピュレーションバランスモデルを用いた使用済み製品の排出量推計のメカニズムを図3.2に示す。

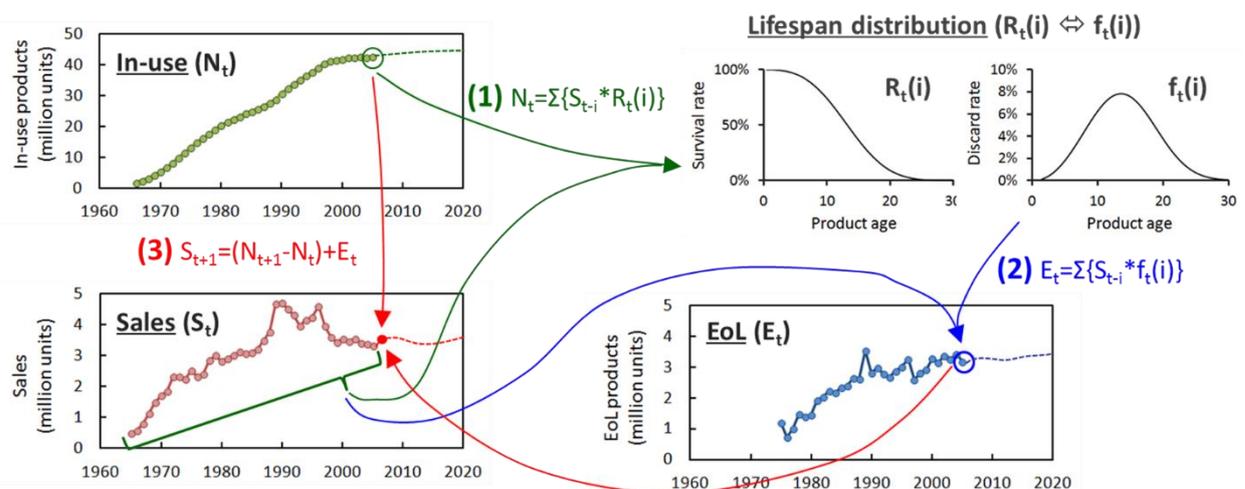


図3.2 ポピュレーションバランスモデルを用いた使用済み製品の排出量推計のメカニズム

ポピュレーションバランスモデルは、製品の販売台数（過去からの時系列データ）、保有台数、使用年数分布が全て整合するように排出量の推計を行う手法である。具体的には、残存率分布 $R(y)$ は(1)式で示すワイブル累積分布関数（尺度母数 η と形状母数 m の関数で表す一般的な式に、変形した平均値 μ の式を代入して μ と m の関数とした式）に従うと仮定し、製品の販売台数と残存率分布から(2)式により計算される保有台数が、統計値や設定シナリオから外生的に与えられた保有台数とバランスするように平均使用年数 μ を最適化する（ステップ(1)）。

$$R(y) = \exp \left\{ - \left(\frac{y}{\mu} \right)^m \times \left\{ \Gamma \left(1 + \frac{1}{m} \right) \right\}^m \right\} \quad (1)$$

$$N_t = \sum_i (S_{t-i} * R_t(i)) \quad (2)$$

ここで $R(y)$ は年齢 y 年の製品の残存率（対販売台数）、 S_t は t 年の国内販売台数、 N_t は t 年末における保有台数である。なお、このとき形状母数 m は既知である必要がある。

次に、ステップ(1)で最適化した平均使用年数 μ を用いた残存率分布から(3)式および(4)式を用いて同年の使用済み製品の排出台数を計算する（ステップ(2)）。

$$E_t = \sum_i (S_{t-i} * f_t(i)) \quad (3)$$

$$f_t(i) = R_{t-1}(i - 0.5) - R_t(i + 0.5) \quad (4)$$

ここで、 E_t は t 年の排出台数、 $f_t(y)$ は t 年における年齢 y 年の製品の排出率（対販売台数）である。

次に、上記で得られる保有台数と使用済み製品の排出台数から、販売、保有、排出の収支を表す(5)式より、同年の販売台数を計算する（ステップ(3)）。

$$E_t = (N_t - N_{t-1}) + S_t \quad (5)$$

上記のステップを逐次的に繰り返すことで、将来にわたる使用済み製品の排出台数を計算する。上記の通り、このモデルを用いた使用済み製品の排出量推計においては、過去の販売台数と過去および将来の保有台数を外生的に与える必要がある。

なお、ステップ(3)で推計対象年の販売台数を計算することから、将来部分の推計における循環参照を避けるため、ステップ(1)および(2)では前年までの販売台数を用いて計算を行う必要がある。すなわち、製品は販売された年においては使用済み製品として排出されない（販売と同年内は残存率 100%）と仮定している。

b. 電気電子機器および自動車の保有台数推計モデルの構築

ポピュレーションバランスモデルを用いて将来を含めた使用済み製品の排出量推計を行うためには、将来を含めて保有台数を外生的に与える必要がある。そこで本研究では、1人あたり保有台数を推計するための重回帰モデルを作成した。

図 3.3 に示すように、1人あたりの製品保有台数は国ごとに見れば1人あたり GDP と非常に強い相関がある。しかし、回帰直線の傾きは国や GDP レベルによって異なっている。このことは製品の保有台数が他の要因にも左右されること、将来の製品保有台数は単純な GDP トレンドの外挿では推計できないことを示唆している。そこで本研究では製品保有台数の重回帰モデル構築を行った。1人あたり保有台数を目的変数とし、各国の経済規模、産業構造、人口、消費支出、収入、インフラ整備状況、教育、燃料価格、労働力、気候に関する 76 の社会経済指標を説明変数とした重回帰分析を行った。1人あたり GDP を 1 つ目の説明変数として選択し、残り 75 の指標から変数増減法により赤池情報量規準（AIC）が最小になる変数の組合せを探索し、それらの変数を用いた重回帰モデルを作成した。分析の対象品目は乗用車、エアコン、冷蔵庫、洗濯機、携帯電話とした。テレビとパソコンについても検討したが、十分な保有台数データが得られなかったため今後の課題とした。分析にはアジアの非 OECD 国 26 か国を含む 60 か国のデータを用いた。

目的変数である保有台数データはユーロモニター（エアコン、冷蔵庫、洗濯機）、国連ミレニアム開発目標指標（携帯電話）、日本自動車工業会および株式会社フォーイン（乗用車）のデータを用いた。説明変数の候補として用いた 75 の指標は、世界銀行による世界開発指標（World Development Indicators: WDI）等のデータを用いた。

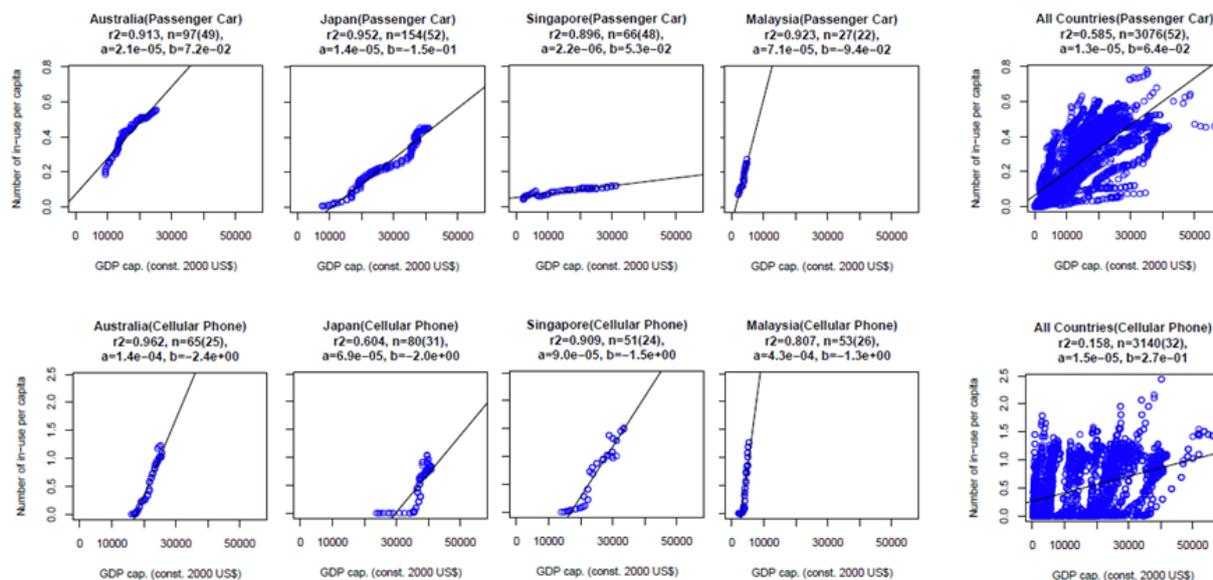


図 3.3 1人あたり保有台数と1人あたりGDPの関係の例（上：乗用車、下：携帯電話）

c. アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計

ポピュレーションバランスモデルを用いてアジア各国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量を推計した。対象国はアジア 10 カ国（韓国、中国、インドネシア、タイ、マレーシア、シンガポール、フィリピン、ベトナム、インド、日本）、対象品目は乗用車、エアコン、冷蔵庫、洗濯機、携帯電話の 5 品目、推計期間は 2030 年までとした。

i. 使用データ（販売台数）

電気電子機器についてはユーロモニターによるデータを用いた。ただし、2000 年以前はデータがないため、2001 年以降データのトレンドが適用できると仮定し、移動平均、成長率のトレンド、指数関数近似等による内挿によって作成した。内挿においては、情報が得られる場合には各国における定性的なマーケット情報等も参考にした。自動車については世界自動車統計年報（日本自動車工業会）、世界自動車統計年刊（株式会社フォーイン）等のデータを用いた。また、日本における販売台数は日本電機工業会、日本冷凍空調工業会、電子情報技術産業協会、電気通信事業者協会、自動車検査登録情報協会等関係業界団体の自主統計データを用いた。

ii. 使用データ（保有台数）

2014 年以前の過去部分については、電気電子機器についてはユーロモニター、中国統計年鑑、内閣府消費動向調査による世帯あたり保有台数に世帯数を乗じて求めた。自動車については日本自動車工業会、フォーインによる総保有台数のデータをそのまま用いた。

2015 年以降の将来部分については、基本的には本研究で作成した重回帰モデルによるシナリオ推計値をもとに設定した。重回帰モデル推計における説明変数のデータは、1 人あたり GDP、人口、都市化率は SSP3 シナリオ、その他の変数はトレンドで外挿（変数により線形近似、累乗近似、一定、実績平均、対

数近似など)した値を用いた。重回帰モデルにより 2030 年の値をシナリオ推計し、実績部分のトレンドと合わせて指数関数等の曲線で近似し、推計対象の全期間における保有台数データを作成した。

中国における将来部分の電気電子機器の保有台数は、中国統計年鑑から得られた都市部および農村部の世帯あたり保有台数データをロジスティック曲線近似した値に、WDI および SSP2 シナリオデータの人口と中国統計年鑑の家庭世帯平均人数データ(数年ごとのデータを内挿補間、2013 年以降は直近の平均成長率で外挿)から作成した世帯数を乗じて総保有台数を求めた。

日本における将来部分の保有台数は、消費動向調査および自動車検査登録情報協会等から得られた世帯あたり保有数量をロジスティック曲線により近似した値に、国立社会保障・人口問題研究所による世帯数推計値(5年ごとのデータを多項式近似により内挿補間)を乗じて求めた。

なお、いくつかのケース(特にエアコン)についてはポピュレーションバランスモデルによる平均使用年数の推定値から保有台数が明らかに過小であると考えられた。この原因は、特に途上国のエアコン等のケースにおいて個人経営の店舗やホテル等に設置されているエアコンがデータに含まれていないためと考えられた。そこで、関係者へのヒアリングをもとに店舗やホテルでの保有割合を設定し、保有台数を補正した上で推計を行った。

iii. 使用年数分布のパラメータ

ワイブル分布関数で近似した残存率分布の形状パラメータは、電気電子機器については小口ら⁸⁾から日本における耐久消費財の一般的な値である 2.4、自動車については Oguchi and Fuse⁹⁾による 17 か国の平均的な値である 3.6 とした。平均使用年数については 2014 年までは販売台数および保有台数の実績値に基づいて最適化し、2015 年以降は 2014 年の値で固定として推計を行った。

d. 使用済み製品に含まれる冷媒フロン類の排出量推計

使用済み製品に含まれる特定の部品・部材・物質の排出量推計として、エアコンおよび冷蔵庫に冷媒として使用されているフロン類の排出に着目し、各国におけるエアコンおよび冷蔵庫の使用冷媒種の変遷を考慮した使用済みエアコンおよび冷蔵庫に含まれる冷媒量の推計を行った。

使用済みエアコンおよび冷蔵庫に含まれる冷媒量は、使用済み製品の排出台数に冷媒充填量を乗じて推計した。このとき、各販売年における販売製品の使用冷媒種の変遷を考慮した。ポピュレーションバランスモデルでは販売年別の排出台数を推計可能であることから、このような使用冷媒種の変遷を考慮可能である。

i. 使用データ(冷媒充填量)

エアコンの冷媒充填量は、各国調査データや文献情報等をふまえて 1.2kg/台とした。リファレンスとしての日本については PRTR 届出外排出量推計における設定値から 0.7kg/台とした。日本と他の国の差は、主要なエアコンの容量が日本よりも他国の方が大きい傾向があることを反映する。

冷蔵庫の冷媒充填量は、各国調査データや文献情報等をふまえて、CFC-12 および HFC-134a 使用機器は 150g/台、R600a(イソブタン)は 75g/台とした。リファレンスとしての日本についても同じ設定としたが、150g/台という値は PRTR 届出外排出量推計における設定値と同じである。

ii. 使用データ（冷媒代替スケジュール）

各国におけるエアコンおよび冷蔵庫の使用冷媒種の変遷（代替スケジュール）は、過去実績部分については文献情報、冷凍空調機器メーカー、タイ、マレーシア等の業界団体等へのヒアリングをふまえて各国の実態を反映したデータを作成した。将来部分については、各国における冷媒規制や 2016 年のモントリオール議定書改正（いわゆるキガリ改正）による HFC 規制スケジュールをふまえて作成した。

e. 使用済み製品に含まれるバッテリー・基板の排出量推計

使用済み製品に含まれる特定の部品・部材・物質の排出量推計のもう 1 つの事例として、携帯電話を対象とし、使用済み製品に含まれて排出されるバッテリーおよび基板の量を推計した。

使用済み携帯電話に含まれるバッテリーおよび基板量は、使用済み携帯電話の排出台数に製品 1 台あたりのバッテリーおよび基板使用量を乗じて推計した。このとき、各販売年における製品 1 台あたりのバッテリーおよび基板使用量の変遷を考慮した。

i. 使用データ（1 台あたりバッテリーおよび基板使用量）

携帯電話の 1 台あたりバッテリー使用量は、文献¹⁰⁻¹²⁾から得られた携帯電話本体重量、携帯電話重量あたりのバッテリー重量割合に基づいて設定した。設定においては、スマートフォンとフィーチャーフォンのバッテリー使用量および販売比率を考慮した。携帯電話の 1 台あたり基板使用量は文献値を用いた。

2) リチウムイオン電池の金属組成

近年はリチウムイオン電池の開発が進み、エネルギー密度が高いなどの特性からニカド電池やニッケル水素電池にとって代わり、パソコンや携帯電話などの小型電気電子機器における使用が増加している。リチウムイオン電池については、浅利ら¹³⁾の調査によればノートパソコン用で $<1\sim 34\text{mg/kg}$ ($n=4$)、携帯電話用で $<1\sim 2,300\text{mg/kg}$ ($n=17$) であり、多くの電池で数十から数百 mg/kg の Pb が含有されていた。しかし、リチウムイオン電池の本体に Pb が含有されているという情報がなく、Pb の由来を明らかにする必要があると考えられた。このとき、EU の RoHS 指令による影響も勘案して、経年変化の状況も確認した。また、資源利用の観点から、正極活物質の金属濃度についても分析を実施した。

a. リチウムイオン電池の Pb 含有に関する予備分析

リチウムイオン電池については、自治体の乾電池分別収集に混入していたものから、パソコン用 1 点、携帯電話用 2 点、デジカメ用 1 点の計 4 点を分析対象として、順に No.1～No.4 と名付けた。電池本体から、製造年などの情報は得られなかった。携帯電話用 2 点はともにスマートフォンでないタイプであり、見かけ上は No.3 が古い電池であった。

これらを放電処理後、部品（正極、負極、セパレータ、筐体、ラベル等）別に分解した。図 3.4 から 3.6 にパソコン用リチウムイオン電池の写真を示す。部位別に一部灰化後、王水で加熱分解し、残渣はアルカリ融解処理を行って検疫を作成した。ICP 質量分析法（主に ICP-MS）によって Li、Al、Mn、Fe、Co、Ni、Cu、Cd、Pb、Sn、Cr、Ag、Au の含有量を部位別に分析し、試料全体の金属含有率を求めた。特に有害物質である Pb の由来を求めるために、ハンダ部分もできるだけ分けて分析に供した。



図 3.4 パソコン用リチウムイオン電池
(開封後の外装ケースと電池単体)



図 3.5 パソコン用リチウムイオン電池
のケーブル
(○囲いの部分がハンダ)



図 3.6 パソコン用リチウムイオン電池
の基板と端子
(○囲いの部分がハンダ)

b. リチウムイオン電池の Pb 含有などに関する経年変化

ノート PC 用の使用済みリチウムイオン二次電池に着目し、1997～2007 年に製造された 14 点を分析対象とした。RoHS 指令が公布される 2003 年 2 月と指令が施行される 2006 年 7 月の前後を中心に選択した。電池の放電処理を行った後、電池本体、基板、ケーブル等の構成部品に分解した。そのうち、基板とケーブルの一部について王水で加熱分解を行った。Pb, Cr, Cd, Sn の定量は ICP-MS を用いて行った。なお、検出下限値は重量濃度換算で 100 ppm である。

c. リチウムイオン電池正極活物質の金属濃度

リチウムイオン二次電池の正極活物質には資源価値が高い Co のみならず Ni、Mn 等が使用されている。リチウムイオン電池は低コストと大容量化の両立が必要であるが、その関連性などは不明確なままである。本研究では、製造年が異なるリチウムイオン電池の元素組成分析を通じて、正極活物質の金属資源価値と電池容量の関連性について定量的な評価を行った。

分析対象の試料は、1997～2011 年に製造された 9 種類のノート PC 用リチウムイオン電池とした。試料の前処理として、電池パックのケースを分解し、円筒状のリチウムイオン電池を取り出した後、放電処理を行った。その後、電解液回収装置を用いて他の構成材が混入していない状態の正極材、負極材、セパレータなどを得た。電解液回収のために、炉内を 0.01Mpa 以下に保ち、120～140℃で加熱を行った。

元素の定量分析として、正極材、負極材のそれぞれ 100mg を 20mL 王水で 2 時間 150℃で加熱分解して分析用の溶液を得て、Li、Al、Mn、Co、Ni、Cu の 6 元素の定量分析を ICP-MS で行った。電池容量の評価については、本研究では電池容量に寄与する部分を便宜上正極、負極、セパレータのみとした。電池パックの容量を内蔵するリチウムイオン電池の本数で割り、それをさらに正極、負極、セパレータの全重量で割ることでリチウムイオン電池単位重量あたりの容量を算出した。

(2) 処理プロセスに応じた金属などの挙動解明

アジア各地における使用済み電気電子機器などの適正処理と不適正処理の状況を想定し、処理プロセスの違いによって生じる金属回収量と有害物質挙動に関する情報を把握する。

また、基板処理に関する国内模擬実験として、シアン処理による金回収効率の影響調査および有害物質挙動把握も行った。

フロン類についても、現地と日本の処理技術による回収・破壊の効率を求めた。

1) 金属挙動に関するフィリピンでの基板処理試験の実施と評価

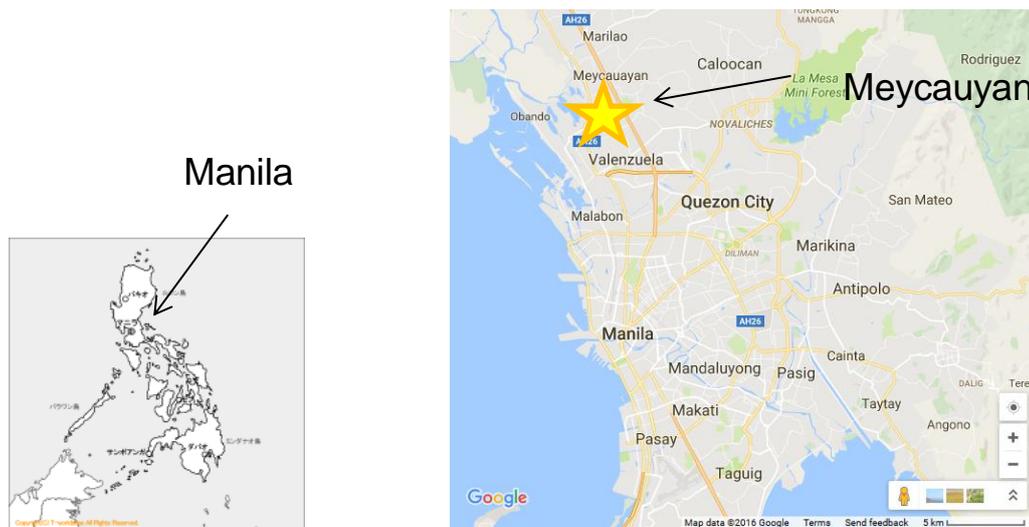
アジア諸国においては、日本・韓国・中国で使用済み電気電子機器のリサイクル制度が整っているが、これ以外の途上国においてはリサイクル制度が整っていないか、制度に基づく回収が十分行われていない。リサイクル制度に基づかない回収とリサイクルはインフォーマルの業者によって行われており、それらの業者による不適正なリサイクルによる環境影響の問題が多く指摘されている。一方、使用済み電気電子機器は金などの貴金属を多く含んでおり、環境影響の問題とともに、資源回収効率の低さが疑われている。しかしながら、不適正リサイクルによる資源回収効率に関する知見が十分でないため、今後排出量が増加するアジア諸国において資源の散逸が発生するか把握することが困難である。

そこで本研究ではインフォーマル業者による不適正リサイクルが盛んなフィリピンを取り上げて、使用済み電気電子機器からの資源回収の実態把握を試みる。具体的には、パソコンの部品である各種基板を対象として、基板処理試験を実施して Au の回収効率を評価した。あわせて、Pb などの有害物質の挙動も把握し、不適正プロセスによる資源回収と環境影響の問題をともに論じた。

a. 基板処理プロセスの概要

まず、フィリピンにおいて使用済み電気電子機器の取引状況の概略を理解するために、共同研究を行っているフィリピン大学 Diliman 校の Ballesteros Jr.F.C.准教授らとともに、取引業者や行政を訪問してヒアリング調査した。

また、小規模製錬技術を用いた不適正リサイクルにおける Au 回収状況と課題を理解するために、マニラ首都圏の複数のインフォーマルリサイクル業者を訪問して Au 回収プロセスを調査した。図 3.7 にフィリピンとマニラ首都圏の地図を示す。マニラ首都圏で使用済み電気電子機器のインフォーマルリサイクルが盛んなのはマニラ首都圏の北側に隣接する Meycauyan 市である。先行研究で 2012 年に訪問していたサイト A とあわせて、本研究で基板処理試験を 2015 年 2 月と 2016 年 2 月にそれぞれ実施したサイト B、サイト C の 3 か所はすべてこの Meycauyan 市に存在する。これらの写真を図 3.8 に示す。



(a) フィリピン

(b) マニラ首都圏と Meycauyan 市

図 3.7 フィリピンのマニラ首都圏と Meycauyan 市の位置



サイト A

(2012 年 1 月訪問)

サイト B

(2015 年 2 月、基板処理試験実施)

サイト C

(2016 年 2 月、基板処理試験実施)

図 3.8 Meycauyan 市内で訪問したインフォーマルリサイクルサイトの例

b. 分析前処理方法の検討

処理プロセスの違いによる Au の回収量の評価を行うためには、処理前と処理後の対象試料の Au 含有量をできるだけ正確に分析できなければならない。しかしながら、対象試料としての基板の不均一性や前処理と分析の困難さから、Au 含有量を正確に求めることは容易ではない。今年度は前処理方法として、粉碎処理条件、酸抽出条件、試料粒径の影響などを検討したが、紙面の都合上、酸抽出条件のみ記す。

図 3.9 に硫硝酸分解および王水処理フローを示す。粒径 $250\ \mu\text{m}$ 以下の試料 1.0、5.0 g を 300 ml トールビーカーに入れ、硫酸 5 ml を滴下した。時計皿を被せて試料がタール状になり、硫酸白煙が発生するまで加熱炭化した。放冷後、硝酸 2 ml を適宜追加し加熱分解した。溶液が澄んできたら時計皿を外して乾固直前まで加熱した。放冷後、王水 10 ml を滴下し加熱溶解した。溶液はメスフラスコで定容した。濾過後の濾液を定量分析、残渣を王水処理した。試料重量 5.0 g のときは、王水処理を 3 回行った。一方、 $250\ \mu\text{m}$ 以上の試料および非破碎部品中の分析対象試料は王水で全量加熱溶解した。なお、加熱は全て約 200°C のホ

ットプレートで行った。前処理を行った試料溶液を 0.5% HCl または 0.5% HNO₃ で希釈し、ICP-MS によって Au の定量分析を行った。同時に、有害物質としての Pb の定量分析も同様に行った。

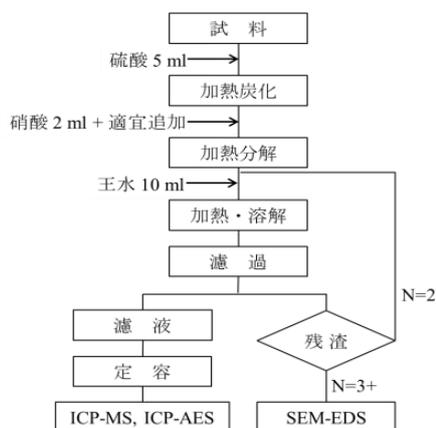


図 3.9 粉砕物の硫硝酸分解および王水処理フロー

c. 基板処理試験の実施（2015年2月）

インフォーマルリサイクルによる金属回収の実態を把握するために、パソコンの部品である各種基板を模擬試料として、基板処理試験を実施した。まず、2015年2月にサイト B において、インフォーマル業者において「通常行う方法」で基板スクラップからの Au 回収処理を行ってもらった。試料としてフィリピン国内で調達したパソコン由来と考えられる 3 種類の基板スクラップ（メモリ、ハードディスクドライブ、ビデオカード）3kg 程度ずつを用いた。図 3.10 に試料の写真を示す。

また、参考として 2012 年 1 月に同様の基板処理試験を実施した際の試料を図 3.11 に示す。この時の試料は使用済み電気電子機器の基板ではなく、フィリピンの製造工場から発生したターミナルのスクラップであり、Cu・Ni に Au メッキ処理が施されていたものであった。



(a) メモリ基板



(b) ハードディスク基板



(c) ビデオカード基板

図 3.10 2015 年 2 月の基板処理試験で用いた試料（フィリピンで調達したもの）



図 3.11 2012 年 1 月の基板処理試験で用いたターミナルスクラップ試料（参考）

d. 基板処理試験の実施（2016 年 2 月）

2015 年 2 月の基板処理試験を実施して、2 点の問題が指摘された。

1 点目として、同じ種類の基板スクラップにおいても組成が均一でないために、分析に供する試料によって処理前の基板の Au 含有量の数値が大きく変動してしまう問題があった。2015 年 2 月の試験では実施を優先させてフィリピン国内で調達した試料を用いたが、2016 年 2 月の試験では可能な限りロット番号をそろえた試料を選定して、パソコン由来の 2 種類の基板スクラップ（メモリ、ハードディスクドライブ）5kg 程度ずつを用いた。図 3.12 に試料の写真を示す。

また、2 点目として、2015 年 2 月は低い Au 回収率が得られたという問題があった。これはシアン処理残渣に残った Au の含有量が高く、中でも IC チップを選別せずにシアン処理を行ったために IC チップ内のボンディングワイヤに存在する Au を回収していないことが影響していると考えられた。そのため 2016 年 2 月の試験では、フィリピン大学 Diliman 校を通じて事前にインフォーマル業者と打合せを行い、IC チップの選別と IC 燃焼を伴って Au 回収処理を行うこととなった。



(a) メモリ基板



(b) ハードディスク基板

図 3.12 2015 年 2 月の基板処理試験で用いた試料（日本で調達したもの）

e. Au の分配挙動と回収率の評価

2015 年 2 月と 2016 年 2 月に実施した基板処理試験に関して、インプットとしての処理前の基板スクラップ、アウトプットとしてのシアン処理残渣、金属塊（2016 年の試験のみ）、回収物、スラグの Au 含有

量を分析した。処理前の基板スクラップの Au 含有量に対して、回収物の Au 含有量の割合を求めることで、Au 回収率を評価した。

f. Pb の分配挙動と環境・健康上の課題

フィリピンで実施されている不適正リサイクルでは、Au 回収のために Pb が用いられていた。不適正リサイクルによる環境影響を把握する目的で、2016 年 2 月に実施した基板処理試験に関して、有害物質である Pb の分配挙動について前項の Au と同様に求めた。

また、不適正リサイクルによって環境と健康に与える影響について、基板処理試験などで確認された課題を抽出し、考察した。

2) 基板処理に関する国内模擬実験

a. シアン処理

フィリピンで行われている廃電子基板からの金属回収処理において、シアン化物を用いた処理条件が金属回収の歩留まりに与える影響を把握することを目的として国内模擬実験を実施した。試料は 2016 年度の再試験で用いたメモリ基板と HDD 基板として、処理条件の違いによる抽出液中の Au 含有量を測定した。処理条件としては、シアン化物 (KCN) の濃度と処理時間を影響因子として、一部は剥離剤併用の有無による影響も確認した。

b. 有害物質排出挙動把握

IC チップの燃焼による Au と Cu の散逸と有機系の有害物質排出挙動を把握するために、IC チップの加熱試験を行った。IC チップをカッターミルで 250 μm 以下に粉碎してタブレット状のものを実験試料とした。試料の C、H、N、Br および Au、Cu 濃度を表 3.2 に示す。粉末状試料 1.25 g を 10~12 MPa で 20 min 間プレスして得られた円柱状タブレット(ϕ : 21 mm、h: 5 mm)を加熱試験用試料とした。

図 3.13 に加熱試験装置図を示す。電気炉内部に石英製の反応管を設置して、炉の中央部を 700°C に加熱した。5 g の試料(円柱状タブレット 4 個)を乗せたアルミナポートを反応管の端部から中央部まで移動させた。雰囲気ガスは Ar もしくは Ar-O₂ を用い、100 mL/min の流速で流通しながら 40 min 間加熱した。加熱時の排ガスを超純水、ヘキサンを用いて捕集した。

加熱試験前の粉末および加熱試験後の固体残渣を王水で加熱処理後、溶液調整を行った。ICP-MS で Au および Cu 定量分析を行った。

実験終了後、反応管および超純水含有の捕集瓶を超純水で洗浄して洗液を回収した(水系溶液)。有機系溶液も同様に反応管およびヘキサン含有の捕集瓶はアセトン洗浄を行い、洗液を回収した(有機系溶液)。溶液調製のフローチャートを図 3.14 に示す。各溶液に GC/MS 分析を行い、定性分析、半定量分析を行った。表 3.3 に GC/MS 測定条件を示す。

表 3.2 IC 試料の C、H、N、Br および Au、Cu 濃度

元素	濃度(wt%)
C	13.91
H	1.43
N	0.15
Br	2.2
Au	2052 (ppm)
Cu	7.88 (wt%)

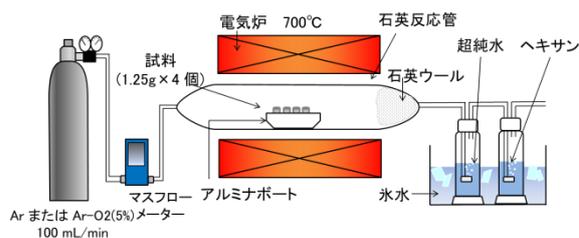


図 3.13 加熱分解試験装置概略図

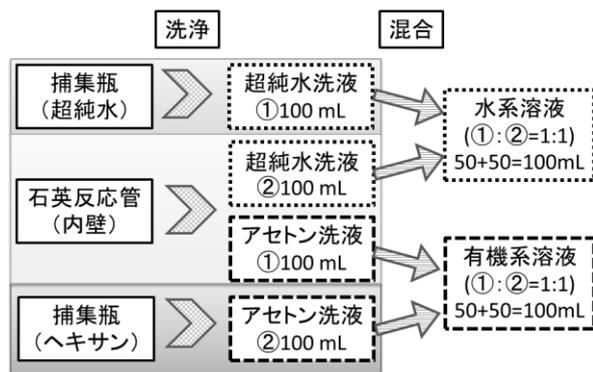


図 3.14 溶液調製のフローチャート

表 3.3 GC/MS 測定条件

キャリアガス	He
流速	1.2 mL/min
カラム初期温度	40°C
保持温度	320°C
昇温速度	20°C/min(40°C-200°C) 8°C/min(200°C-320°C)
保持時間	12.5 min

3) フロンに関する破壊効率の検討

2014 年度はタイにおいてフロンガスの破壊許可を有する唯一の廃棄物焼却工場である A 社を訪問し、破壊効率 99.9%という情報を得た。2015 年度は日本の関連ガイドラインを参照しながら、タイにおいてフロン破壊試験に協力して破壊効率に関する情報を収集した。具体的には、BPEC (Banpoo 工業団地にある産業廃棄物焼却工場) において、R-12 (CFC12) を対象として日本国環境省の定めるフロン破壊ガイドラインに即して行われた破壊試験について、フロン破壊効率を求めた。一般的な焼却を用いたフロン破壊処理方法として廃棄物混焼があり、セメントキルン型と廃棄物焼却炉型に大別されるが、本試験では流動床を用いた廃棄物焼却炉を用いた。フロン破壊効率の再測定を目的として本フロン破壊処理試験は 2016 年度も同様に実施されたため、前年度に引き続き破壊試験を支援して情報収集に取り組んだ。

(3) 回収システムの効果測定と課題提示

アジア諸国において適正処理施設整備と越境移動を組み合わせた複数の回収・処理システムのシナリオを検討する。バーゼル条約や JCM での議論も踏まえ、回収システム整備の効果と課題を示す。

そのためにまず、アジア諸国での製錬施設とフロン類処理施設などの処理施設の立地状況調査を行う。次に、回収・処理システムのシナリオ検討のための現在の越境移動量を分析する。最後に、回収・処理システムのシナリオを検討し、各シナリオの効果測定の結果を示すとともに課題を提示する。

1) 処理施設の立地状況

a. アジア諸国における処理施設概要

アジア諸国における電気電子機器のリサイクルに関連した施設の整備状況に関する基礎情報について、各種文献調査を行った。まず、アジア諸国における電気電子機器を中心に、生産、処理・リサイクルと関連した施設の整備状況に関する基礎情報について、各種文献調査を行った。生産施設については生産方法、生産能力、廃棄物発生量、実稼動量に係る情報の有無を、処理・リサイクル施設については処理方法、処理能力、実稼動量に係る情報の有無をあわせて整理した。

b. 中国における銅のマテリアルフローと東南アジアにおける非鉄製錬施設

電気電子機器のリサイクルにおいては銅をはじめとする非鉄製錬施設の役割が大きいとともに、アジア諸国を含む世界各国から電気電子機器関連のスクラップの多くが中国に輸入されてリサイクルされているといわれている。そこで、中国における銅の二次製錬施設について、銅スクラップの回収と二次製錬に焦点を当て、それらのマテリアルフロー情報の収集と既存の施設リスト情報を分析した。ICSG（International Copper Study Group、国際銅研究グループ）を含む政府・業界情報¹⁴⁻¹⁶をもとに、中国における銅スクラップ回収を含むマテリアルフロー情報の収集を行った。また、ICSGにおける製錬施設リスト¹⁷と中国国内における類似リストの整合性を調査し、リスト情報を分析した。

また、東南アジアにおいては乾式の非鉄製錬施設は少なく、シンガポールは湿式の貴金属製錬施設で近隣諸国から電子部品スクラップなどを受け入れている数少ない国である。シンガポールにおける電気電子機器・リサイクルについて、文献調査に加えて、2015年11月にはシンガポール国内の湿式製錬施設であるT社の訪問と施設見学を行うとともに、シンガポール国環境庁に対するヒアリング調査も行った。タイ、マレーシア、フィリピンにおいても文献調査と現地施設調査を行った。

c. アジアにおけるフロン処理施設

フロン回収・破壊に関して、各種文献とヒアリング調査によって東南アジアを中心とした処理施設の立地状況を調査した。タイにおいては、フロンの破壊許可を有する唯一の廃棄物処理施設を有するA社を2014年度に訪問、破壊許可を未取得の廃棄物処理施設を有するB社を2014～2016年度にかけて訪問、さらに日系のエアコンメーカーのタイ関係会社であり自社のフロンのみ破壊許可を有するD社を2015年度に訪問した。この中でB社は(2)3)で述べたフロン破壊試験を行った会社である。また、マレーシアにおいては2016年度に、フロン処理の破壊許可を有するK社を訪問するとともに、エアコンの冷媒フロン充填作業者の訓練やエアコンメーカーとの各種共同実験を行っている産業訓練センターの訪問、マレーシア空調冷凍機器工業会(MACRA)を訪問して、マレーシアの処理施設立地状況やフロン関連情報を収集した。また、二国間クレジット制度(JCM)実証事業に関する文献調査¹⁸を実施し、2007年にインドネシアにおいて、セメント工場のセメントキルンを用いてフロン破壊処理した例¹⁹や、2016年にベトナムのハノイとホーチミンにおいて、国営病院の廃棄エアコンから回収したフロン冷媒をセメント工場のセメントキルンを用いて破壊処理した例²⁰など、塩素処理および炉への損傷に関する問題を解決する設備を導入できれば、将来的に既存のセメント工場を活用して、フロンを破壊処理することが可能なこともわかった。

2) 越境移動量の分析

a. 日本の輸出入量

日本の輸出入に関して、使用済み電気電子機器に関係する「電池スクラップ」「電子部品スクラップ」「貴金属含有スクラップ」の輸出入量を整理する。まず、これらのスクラップと日本の貿易統計品目（国際的には HS コードと呼ばれている）との関係を表 3.4 に示す。（貿易統計では「くず」の用語が多く用いられるが、本研究では「スクラップ」を使用する。）表より、電池スクラップは品目番号で「8548.10」がほぼ該当するが、これは一次電池と蓄電池の両方を含んでおり、鉛蓄電池のスクラップのみを分離できないことが理解できる。また、電子部品スクラップについては、「8548（電池と電気部品のスクラップ）」のうち「8548.10（電池スクラップ）」を除く「8548.90」と、「7112（貴金属含有スクラップ）」の可能性がわかる。

表 3.4 各種スクラップと貿易統計品目との関係

本研究で主に対象とするスクラップ	関係する貿易統計品目		備考
	品目番号 (HS コード)	品目名	
鉛蓄電池スクラップ	8548.10	一次電池又は蓄電池のくず並びに使用済みの一次電池及び蓄電池	製品としての鉛蓄電池は 8507（蓄電池）が主に相当する
	7802.00	鉛のくず	
電池スクラップ	8548.10	上記参照	製品としての電池は 8506（一次電池）および 8507（蓄電池）が主に相当する。 また、8507.50（ニッケル・水素蓄電池）、8507.60（リチウムイオン蓄電池、2012 年以降）など種類別の品目も存在する。
電子部品スクラップ	8548.90	その他のもの	8548（一次電池又は蓄電池のくず、使用済みの一次電池及び蓄電池並びに機器の電気式部分品（この類の他の項に該当するものを除く。））で、8548.10（電池のくず）以外のもの
	7112	貴金属又は貴金属を張った金属のくず及び主として貴金属の回収に使用する種類のその他のくずで貴金属又はその化合物を含有するもの	
貴金属含有スクラップ	7112	上記参照	7112.30（貴金属又はその化合物を含む灰）の他に、 7112.91（金のくず） 7112.92（白金のくず） 7112.99（その他のもの）がある

また、貿易統計における輸出入量と、バーゼル法および廃棄物処理法で把握されている輸出入量との関係を把握するために、両者の数値の比較を試みる。バーゼル法および廃棄物処理法については環境省²¹⁾が毎年公表している数値があるものの、対象物の表記が必ずしも統一的ではないために、「電子部品スクラップ」のような目的の対象物ごとの輸出入量を求めるのが容易でない。そのため、公表されている輸出入量をデータベース化して、対象物を分類・整理することで目的の対象物の輸出入量を求めた。具体的な分類方法の例を表3.5に示す。

これより、例えば「鉛スクラップ（鉛蓄電池）」「鉛蓄電池のくず」のように鉛蓄電池であることが明記されているものは鉛蓄電池スクラップと分類した。基板スクラップについては、「電子部品スクラップ」に該当すると判断したが、類似の分類である「貴金属含有スクラップ」は貴金属が明記されているものが該当すると判断した。実際には、公表されている対象物の記述には誤記やあいまいなものも多く含まれているため、正確に分類を行うことは困難であり、重複も発生していることに注意を要する。

以上のデータベース化と解析について、2000年から2015年を対象に実施した。

表3.5 バーゼル法および廃棄物処理法に基づく輸出入量の分類方法の例

		本研究における品目分類名の例						備考
		鉛スクラップ	鉛蓄電池スクラップ	電池スクラップ	リチウムイオン電池スクラップ	電子部品スクラップ	貴金属含有スクラップ	
環境省の公表データにおける主な対象物名の例	鉛スクラップ（鉛蓄電池）	1	1					鉛蓄電池であることが明記されていれば鉛蓄電池にも該当すると解釈する
	鉛蓄電池のくず	1	1					鉛蓄電池は鉛スクラップにも該当すると解釈する
	鉛スクラップ	1						
	電池スクラップ			1				
	電池スクラップ（ニカド、ニッケル水素、リチウムイオン）			1	1			リチウムイオン電池が明記されていればリチウムイオン電池に該当すると解釈するが、全量がリチウムイオン電池でないことに注意を要する
	電子部品スクラップ					1		

	基板スクラップ					1		基板は電子部品スクラップに該当すると解釈する
	貴金属の粉						1	金銀など貴金属が明記されていれば貴金属スクラップに該当すると解釈する

注：公表データの対象物に対して、「1」と表示している品目名での分類を実施した。

b. 世界の輸出入量

アジア諸国を中心とする世界の輸出入量についても、上記で整理された品目分類について国連の貿易統計である UN Comtrade の公表値²²⁾をデータベース化して、輸出入量を報告国、相手国、年などによって整理した。これを 1988~2015 年の日本およびアジア諸国について行い、欧州は 2014 年の EU28 についてのみ行った。

また、バーゼル条約第 13 条に従って各加盟国から条約事務局に報告された輸出入量の国別報告値についても、条約事務局のウェブサイト²³⁾からダウンロードしてデータベース化して整理した。ここで対象物の表記について、一般名、条約附属書 VIII のコード名、欧州廃棄物コード名、OECD 理事会決定のコード名など多様な表記が認められ、さらに無記入のもの（輸出入量のデータはあり）や報告がない国も多く、データベース化は困難であった。本研究では 2014 年の報告値のみ、可能な範囲で品目の分類を実施した。表 3.6 に分類の例を示すが、実際には対象物名だけでなく、有害特性など他のデータも可能な限り活用した。（なお、2015 年 9 月時点までは 2003~2009 年のデータのみ公表されていたが、その後、2001~2002 年および 2010~2015 年のデータの多くが 2016 年末までに公表されたとみられる。）

表 3.6 バーゼル条約の国別報告に基づく輸出入量の分類方法の例

		本研究における品目分類名の例						備考
		鉛蓄電池スクラップ	電池スクラップ	リチウムイオン電池スクラップ	電子部品スクラップ	貴金属含有スクラップ	フロン類	
バーゼル条約の国別報告	一般名	Used lead acid batteries	1					
		Waste batteries		1				
		Ni-Cd, Ni-MH, Li-ion and Li-ion polymer Battery		1	1			
		WEEE				1		
		waste printed circuit boards				1		
		Discarded equipment					1	

における 主な 対象 物名 の例		containing chlorofluorocarbons							
		CFC, HCFC and HFC substances					1		
	バーゼル 条約 附属書 VIII	A1170		1				未分別の電池 スクラップ	
	欧州廃 棄物コ ード	16 02 13*				1			廃電気電子機 器（PCB 等以 外の有害物質 を含む）
		09 01 06*					1		写真含有廃液 からの銀含有 廃棄物
		14 06 01*							CFC, HCFC, HFC
	OECD 理事会 指令	AC150							クロロフルオ ロカーボン類

注：公表データの対象物に対して、「1」と表示している品目名での分類を実施した。

3) 回収・処理システムのシナリオ設計

近年は日本、韓国、台湾、中国以外にも、使用済み電気電子機器のリサイクル制度を整備または検討する国がアジア諸国においても増加している。これらの国々では、不適正なりサイクルによる環境影響を防止するために、適正なりサイクル施設に運搬する回収システムが必要であり、費用や責任などについても議論されている。また、使用済み電気電子機器の解体が適正に行われても、基板や電子部品のスクラップから金属を回収したり、フロン類を回収・破壊したりする施設も必要となる。

エアコンや冷蔵庫から発生するフロン類と、使用済み電気電子機器から発生する基板や電子部品のスクラップを例として、回収・処理システムの効果測定に向けたシナリオを検討する。例えば、フロン類については、(i)自国内で適正処理する、または(ii)越境移動させて適正処理する、という2つの方向性がありえる。そこで、1) 当該国内で回収・破壊処理対策が取られない場合、2) 稼働している既存の処理施設のフロン破壊容量までを活用した場合、3) 最大限を回収破壊処理する場合で、かつ当該国内の既設処理施設が足りない場合は過熱蒸気反応法方式の処理施設を新設する場合、4) 最大限を回収破壊処理する場合で、かつ当該国内の既設処理施設が足りない場合は日本国へ廃棄冷媒が充填されたボンベを船舶輸送して、日本国にて破壊処理する場合、の4通りについて検討する。

4. 結果及び考察

(1) アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計

1) 保有台数のモデル化

得られた重回帰モデルについては、ほぼ全ての品目において 1 人あたり GDP は最も影響の大きい説明変数として選択された。選択された他の説明変数は品目によって異なっていた。例えば、ルームエアコンについては平均気温、携帯電話については普及開始（本研究では 1 人あたり保有台数が 0.01 台/人を初めて超えた年とした）からの経過年数といった品目特有の説明変数が選択された。

重回帰モデルの作成は、最初は指標候補全てから AIC が最小となる指標の組合せを機械的に探索して行った。しかしながら、その場合に選択された変数は数も多く、目的変数との関係を解釈しにくい変数も含まれていたことから、本研究では 1 人あたり保有台数への影響が特に大きい変数として下記を抽出し、これらを説明変数として用いた重回帰モデルを作成した。

- GDP per capita (constant 2005 USD)
- Urban population (% of total)
- (Household) final consumption expenditure (annual % growth)
- (Household) final consumption expenditure, etc. (% of GDP)
- Services, etc., value added (% of GDP)
- Urban population growth (annual %)
- Manufacturing, value added (% of GDP)
- Industry, value added (% of GDP)
- 月間平均気温の年間最高値および最低値（エアコンのみ）
- 普及開始からの経過年数（携帯電話のみ）

乗用車について作成した重回帰モデルによる 1 人あたり保有台数の予測結果を図 4.1 に示す。作成した重回帰モデルは、1 人あたり GDP との単回帰モデルと比較して 1 人あたり保有台数をよく予測できた。また、GDP レベルによって保有レベルが異なることを考慮して、また、4 つに区分した 1 人あたり GDP レベルごとに重回帰モデルを作成したところ、さらに良い予測結果が得られた。冷蔵庫、洗濯機、エアコン、携帯電話についての結果を図 4.2 に示した。

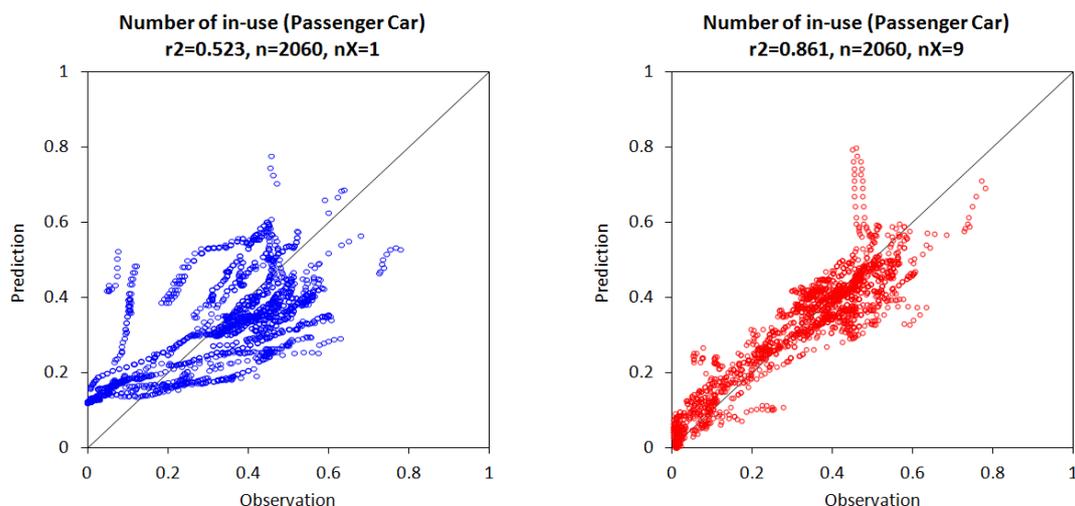


図 4.1 作成した回帰モデルによる乗用車保有台数の予測結果

(左：1人あたり GDP のみを説明変数とした単回帰モデル、右：重回帰モデル (GDP 区分なし))

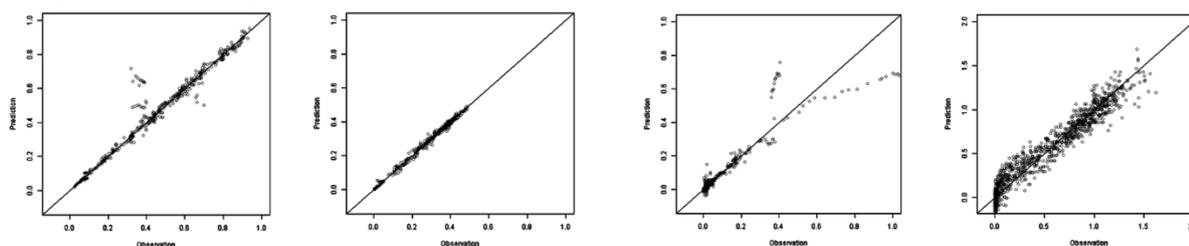


図 4.2 作成した回帰モデルによる電気電子機器保有台数の予測結果

(1人あたり GDP により国を4区分して作成したモデルの結果を合成、
左から冷蔵庫、洗濯機、エアコン、携帯電話)

作成した重回帰モデルに対し、各国における説明変数（社会経済指標）の将来シナリオ値を入力して国、品目ごとに将来の保有台数をシナリオ計算し、それを入力値としてポピュレーションバランスモデルによる将来の排出量推計に利用した。

2) アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計結果

推計対象とした5品目について、推計に用いた販売台数および保有台数（実績+将来推計または設定値）と排出台数推計値の推移を図4.3から図4.7に示す。なお、図の凡例に（欠）が付されている国についてはポピュレーションバランスモデルによるモデル計算が収束せず、結果が得られなかった。これらについては、販売台数と保有台数いずれかの精度が低く両者の整合が取れていない（販売台数が少なすぎる、保有台数が多すぎるなど）ことが原因の1つであると考えられる。アジア各国における使用済み耐久消費財の適正管理に向けた基礎情報として将来の排出量を推計するために、より信頼性の高い販売台数等の基礎

情報を整備していくことの重要性を示している。また、今回の推計では輸入中古品の台数を販売台数の中で考慮していない。(1) 1) a.(5)式よりわかるように、販売台数が実際の台数よりも過小であると、使用済み製品の排出台数が過小推計される。今回の推計では、輸入中古品の台数が国内新品販売台数に比べて無視できないほど大きい国および品目については、使用済み製品の排出台数が過小になっていることに留意すべきである。輸入中古品に関する定量的な情報は限られるが、これを考慮した推計は課題として残された。

推計結果を見ると、使用済み製品の排出台数はいずれの品目も中国が圧倒的である。リファレンスとしての日本の推計結果と比較すると、使用済み製品の排出台数は数倍から十数倍となっている。例えば 2030 年のエアコンで比較すると、日本の排出台数は 790 万台なのに対して、中国では 9.2 倍の 7,200 万台となっている。また、インド、インドネシアにおける使用済み製品の排出台数が中国に次いで大きく、中国の 5 分の 1 から 10 分の 1 程度となっている。日本は、エアコンについては中国の次に排出台数が多いが、この推計結果は 1 人あたりの保有台数（世帯あたりの保有台数）が他国に比べて多いことによる。

2030 年までの推移を見ると、各国において全体的に増加傾向にはあるが、タイ、マレーシア等の東南アジア諸国では増加率はそれほど大きくはない。これは、本研究で作成した保有台数の重回帰モデルでは、1 人あたり GDP 区分別にモデル式を作成しており、GDP 区分が移行すると保有台数の伸びがより大きくなる。しかし、2030 年までの範囲では SSP シナリオによる 1 人あたり GDP は同じ GDP 区分に留まっているため、保有台数は緩やかに成長するに留まると推計されたためである。

なお、使用済み製品の排出台数および販売台数の推計結果について、過去から現在までの推計期間と将来推計期間の間である 2015 年前後において増減が目立つケースがあるが、これは将来推計期間における平均使用年数の設定に由来するものである。図 4.8 にエアコンの例を示すが、2014 年までの平均使用年数は販売台数や保有台数の実績値に基づいて毎年の変化を含めて推計され、これに基づいて使用済み製品の排出台数が計算される。一方、2015 年以降は、将来推計部分であるため平均使用年数を 2014 年の推定値と同じ値で固定して推計を行っている。(4)式で示されるように、推計対象年において使用済みとなる製品の割合は前年末および当年末の残存率分布（各年末の平均使用年数により決定される分布）の差分で求めることから、例えば 2014 年まで短期化傾向にあった平均使用年数を 2015 年に固定すると、一時的に排出台数が少なく計算されることになる。また、販売台数は保有台数の差分と推計された排出台数から台数収支の式に基づいて計算されることから同様である。2015 年前後において増減が見られるケースはこのことが原因である。したがって、過去から現在のトレンドに基づいて将来の平均使用年数を設定することでこの現象は避けられると考えられる。

ポピュレーションバランスモデルによる今回の推計は、推計期間全体での排出台数規模とそのトレンドを示すことが目的であり、単年の推計値そのものを取り上げてその増減を議論するのにあまり意味はないが、将来の平均使用年数の設定については今後の技術的な検討課題として残されたといえる。

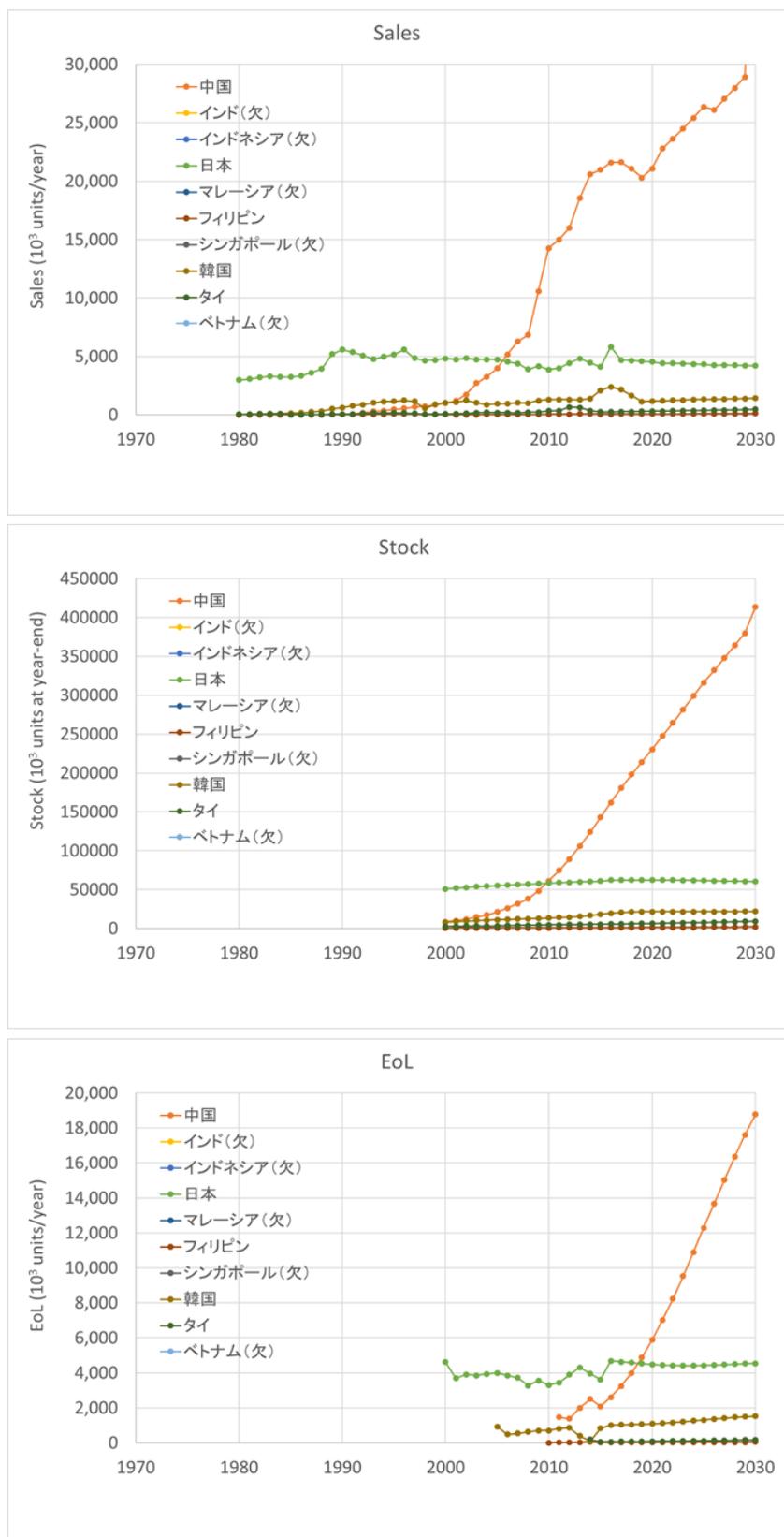


図 4.3 乗用車の推計結果（上から販売台数、保有台数、排出台数）

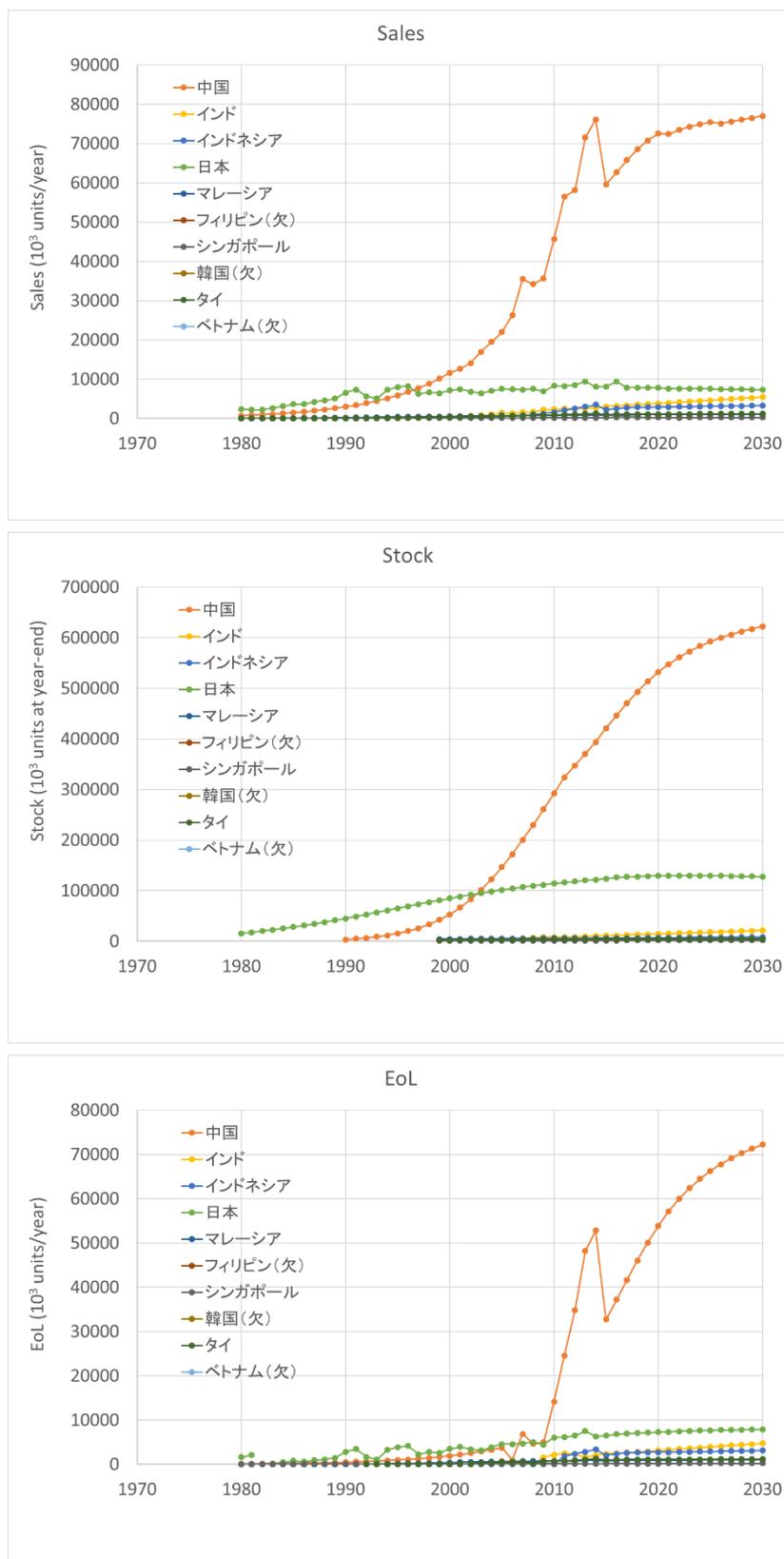


図 4.4 エアコンの推計結果（上から販売台数、保有台数、排出台数）

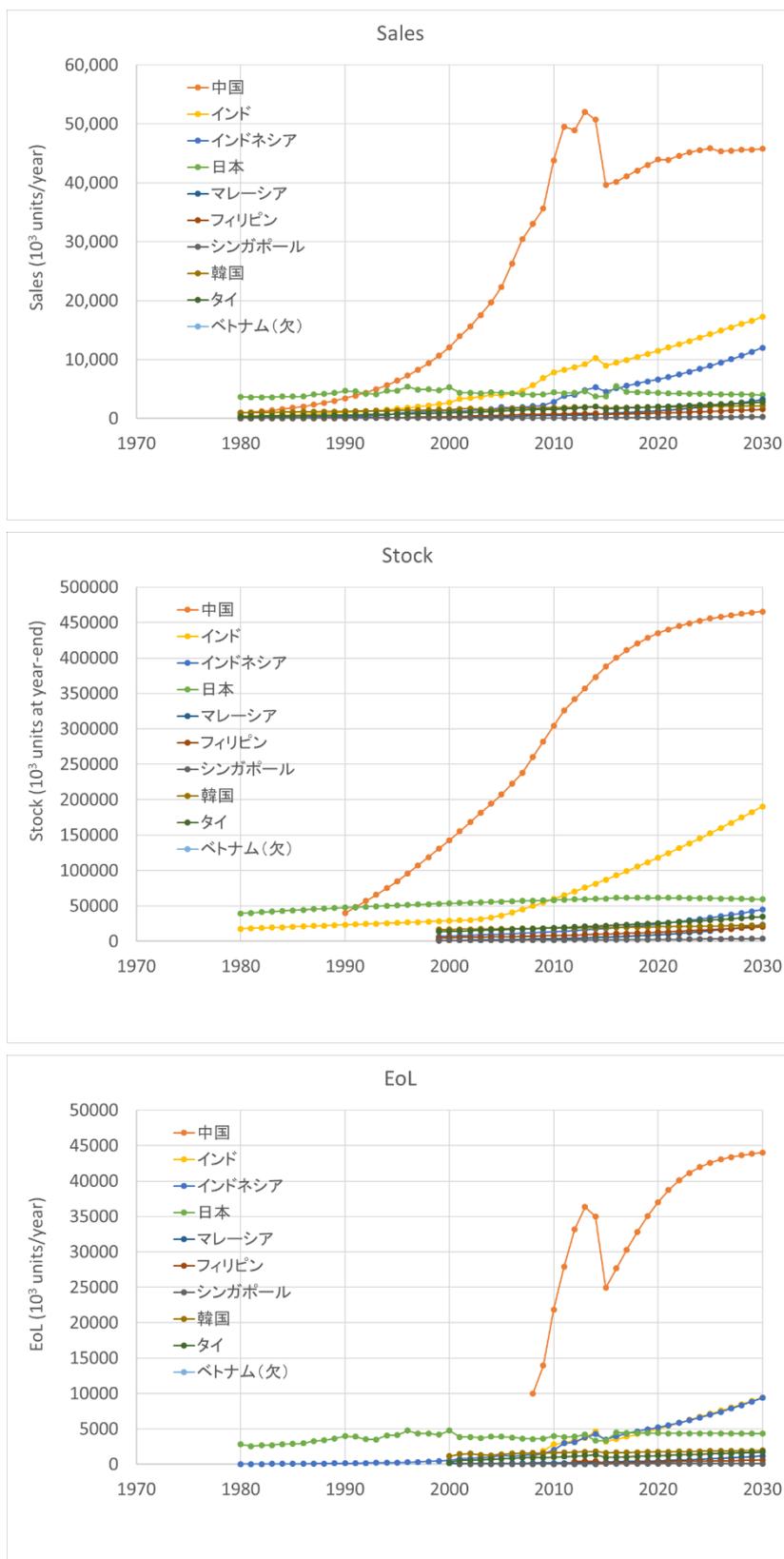


図 4.5 冷蔵庫の推計結果（上から販売台数、保有台数、排出台数）

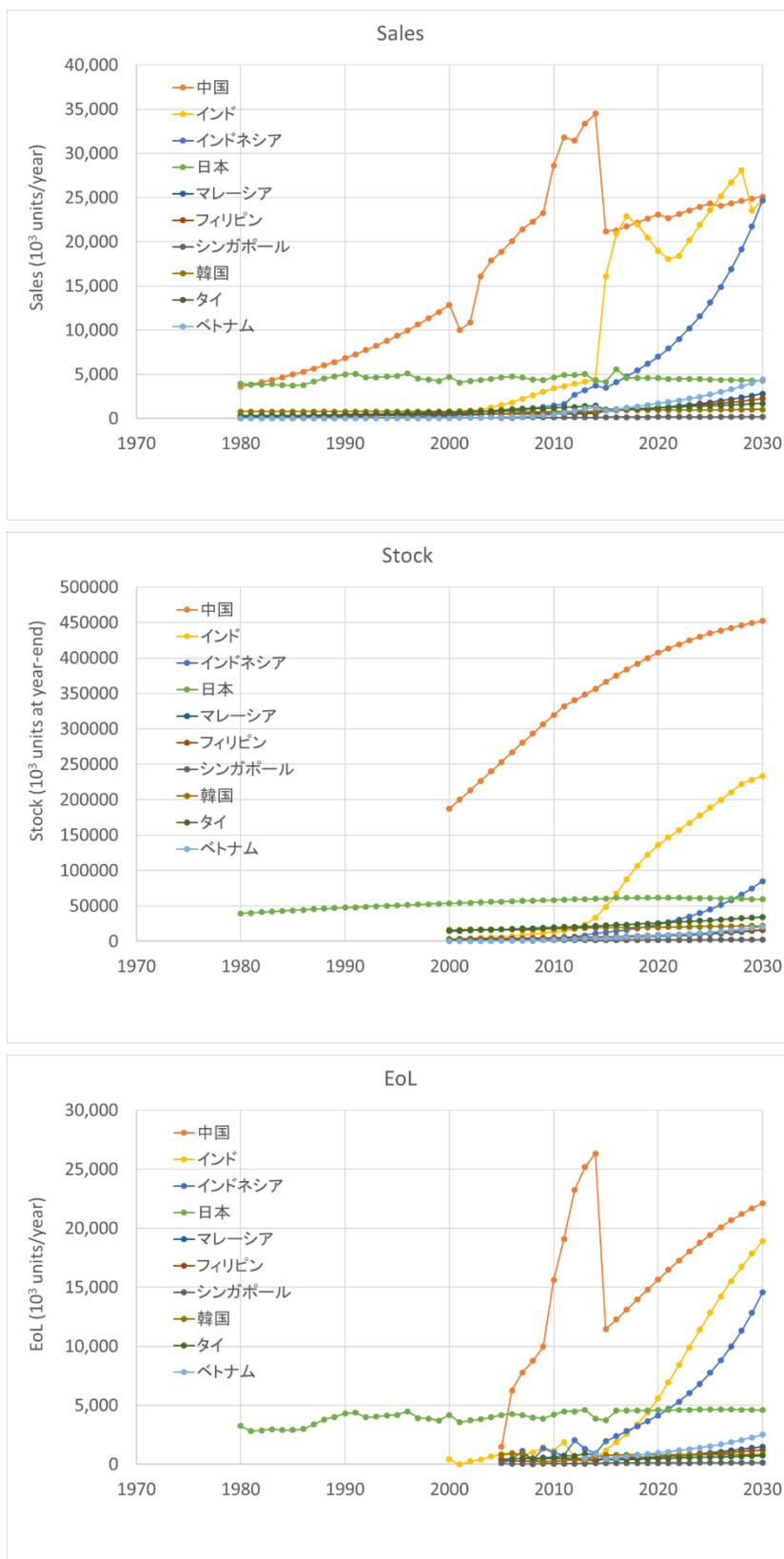


図 4.6 洗濯機の推計結果（上から販売台数、保有台数、排出台数）

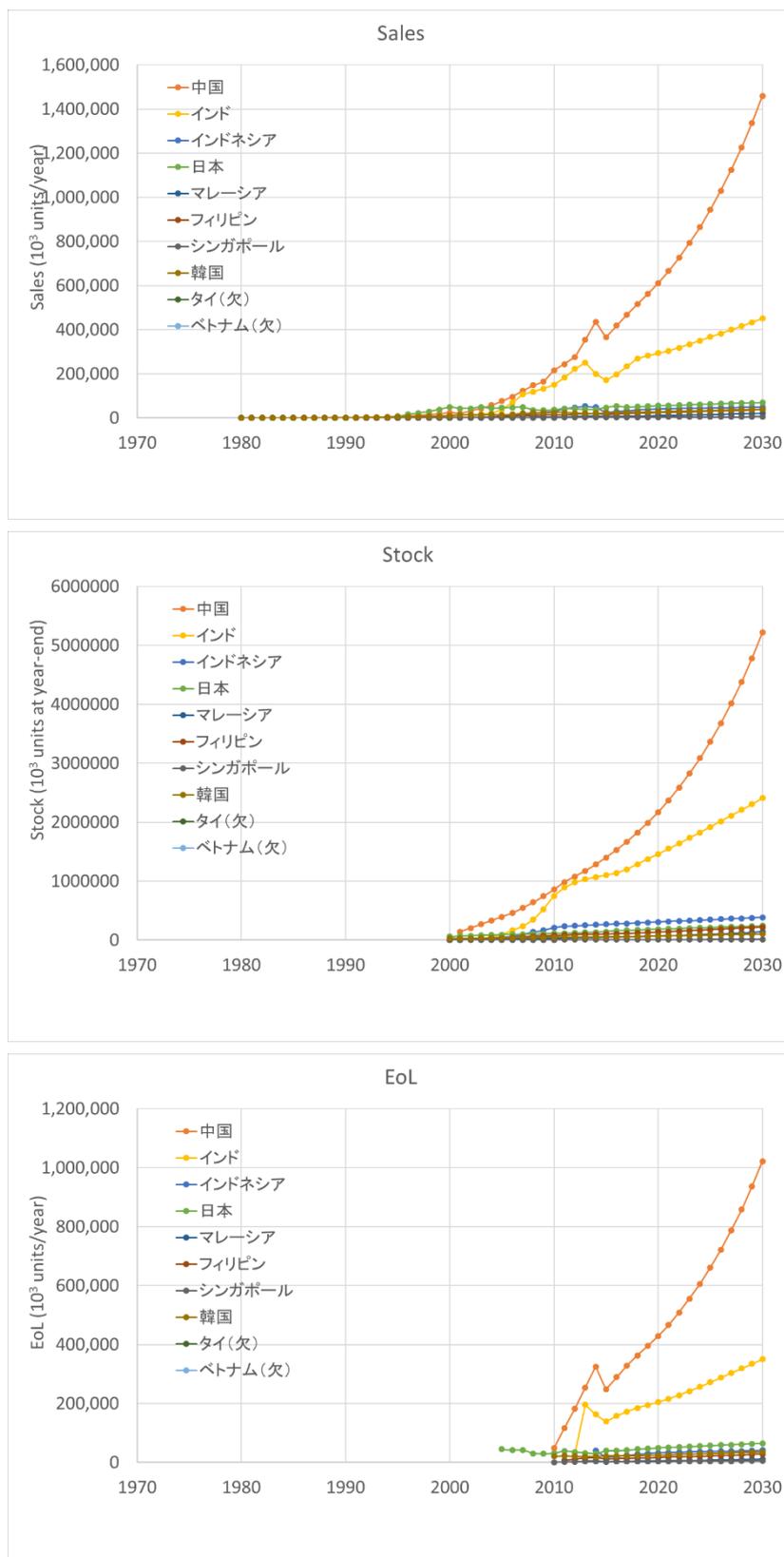


図 4.7 携帯電話の推計結果（上から販売台数、保有台数、排出台数）

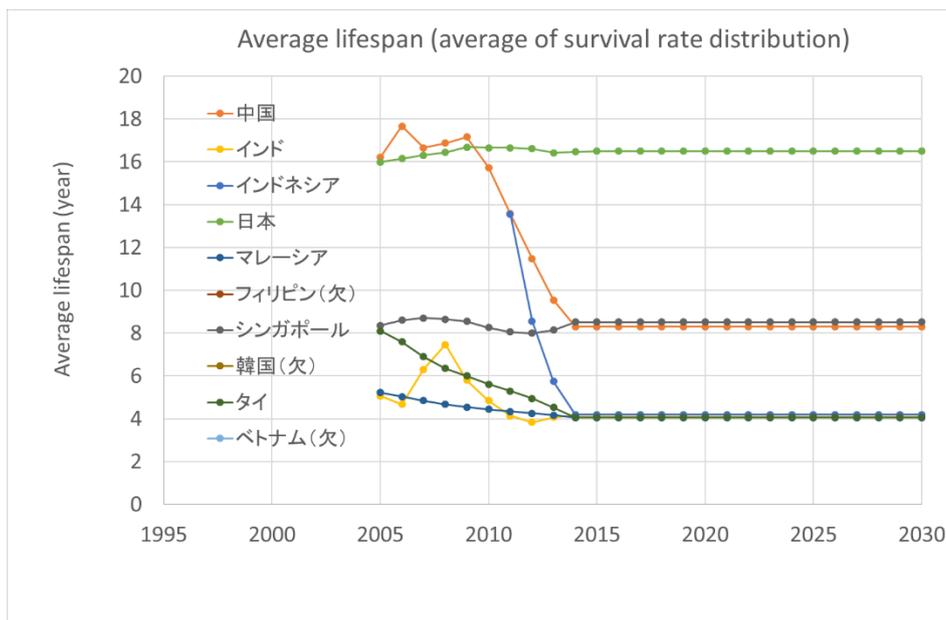


図 4.8 エアコンの平均使用年数（残存率分布の平均値）の推定結果および設定値（2014 年まで推定値、2015 年以降は設定値）

3) 使用済みエアコンの冷媒フロンに関する推計

a. 各国におけるエアコンの使用冷媒種の変遷

図 4.9 に、本研究で実態情報をふまえて作成したアジア各国におけるエアコンの使用冷媒種の変遷を示す。エアコンについては過去には冷媒として HCFC-22 が使用されていたが、ヒアリング等によれば現在はいくつかの国を除けば HFC 冷媒への転換がほぼ完了しているとのことであり、作成したデータでもその情報を反映している。エアコンの冷媒は HCFC-22 から R410A（HFC 混合冷媒）または HFC-32 へ転換が進んでおり、文献やヒアリング情報によれば国およびメーカーの冷媒転換方針によって国ごとに R410A と HFC-32 への転換状況が異なる形になっている。将来については予測困難な状況も多いが、空調メーカーや各国の関係者へのヒアリングに基づいて R410A と HFC-32 の比率を図の通り設定した。

なお、多くの途上国について 2029 年以降は改正モントリオール議定書（キガリ改正）に基づく HFC の削減が義務付けられている。2029 年以降エアコンの HFC 新規使用も削減されていく可能性があり、本研究で作成したデータでも 2030 年においてその可能性を一部反映させている。ただし、HFC の削減はエアコン単独ではなく HFC 用途全体で達成することになるため、自然冷媒等の技術が確立されていないエアコンについては 2030 年以降も R410A や HFC-32 の使用が継続される可能性もある。本研究では 2031 年以降は対象外としているが、今後の状況を注視し、必要に応じて推計の精緻化や対象期間拡張を行うことが必要となる可能性がある。

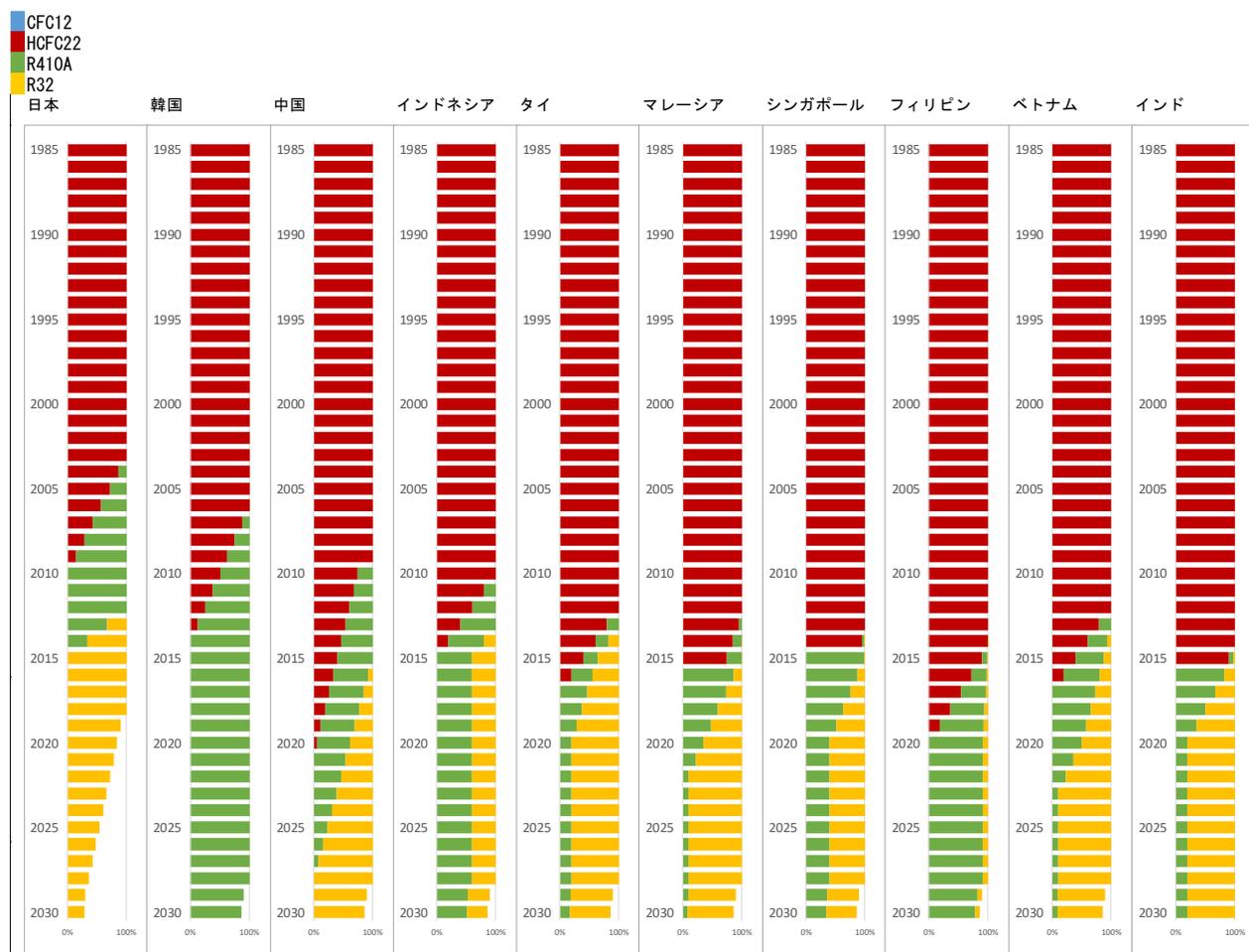


図 4.9 本研究で作成したアジア各国におけるルームエアコンの使用冷媒種の変遷

b. 使用済みエアコンにおける冷媒フロン賦存量推計結果

図 4.10 に、各国において排出される使用済みエアコンに含まれる冷媒量を推計した結果を示す。日本を含む先進国では使用済み機器からの冷媒フロン類の回収、無害化が行われているため、使用済みエアコンに含まれる冷媒フロン類の量がそのまま環境排出量とイコールになるわけではない。ただし、アジア途上国における使用済みエアコンからの冷媒回収について、日本を含む先進国による技術援助の実証事業を除き、当該国による自発的な回収制度はないため、使用済みエアコンに含まれる冷媒量は環境排出量にほぼ等しいと考えて差し支えないものと考えられる。

推計結果によれば、使用済みとなる冷媒量は中国が圧倒的に多く、リファレンスとしての日本と比較すると 5 倍から 10 倍程度の量、推計できた 7 か国の合計量の 9 割程度を占めていた。オゾン層破壊能を持つ HCFC-22 も 2030 年頃まで排出が続く推計結果となっており、HCFC-22 の量が減少しても R410A や HFC-32 の排出が増えていることから、冷媒排出量の総量は 2030 まで増加傾向にある。中国に次いで使用済み冷媒量が多いのはリファレンスとして含めた日本である。ただし、日本においては人口減少予測の影響を受けて、将来の使用済み冷媒量は減少傾向と推計された。その他の国については、インドは中国と同様に増加傾向であるのに対し、その他の東南アジア諸国については微増と推計された。

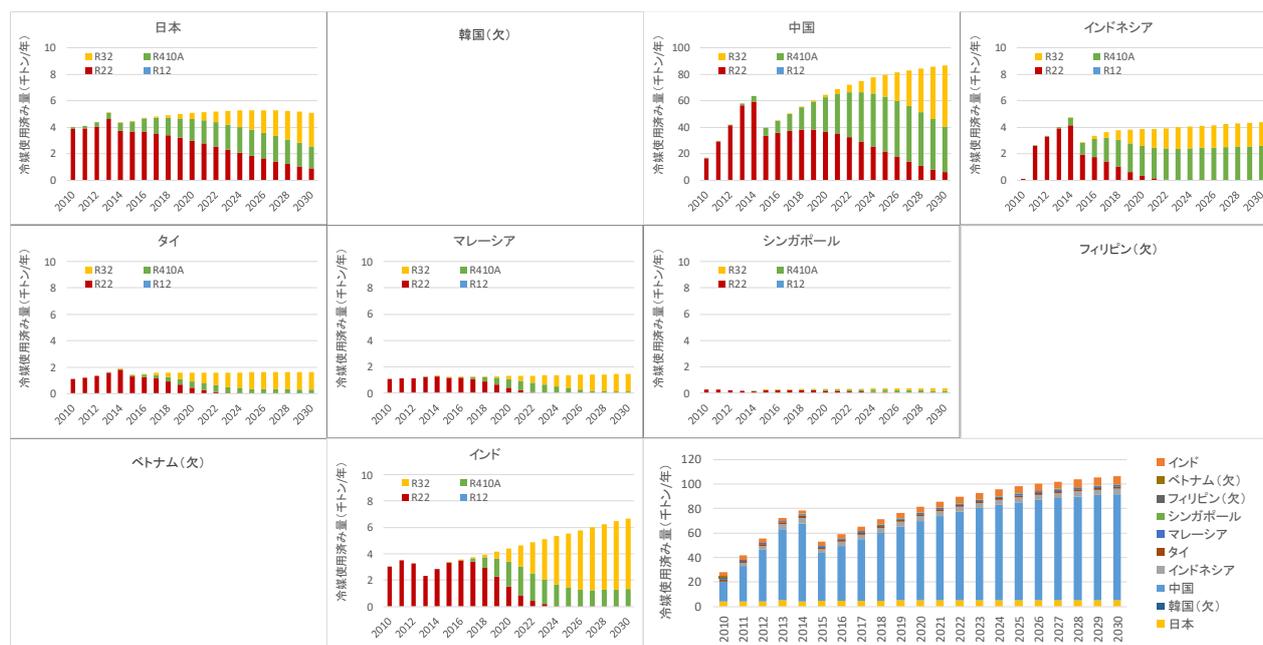


図 4.10 アジア各国における使用済みエアコンに含まれる冷媒量の推計結果

使用済みエアコンに含まれて排出される冷媒量を ODP 換算量で示した推計結果を図 4.11 に示す。国ごとの内訳については先に示した冷媒量の場合と同様に、中国の寄与が圧倒的である。将来までの推移については、オゾン層破壊能を持つ HCFC-22 からオゾン層破壊能を持たない HFC 冷媒への転換により、減少傾向と推計された。しかしながら、2020 年から 2030 年にかけてもまだ HCFC-22 を使用したエアコンが排出されてくると推計された。モントリオール議定書によって使用側での冷媒転換は進んでいるものの、少なくとも今後 15 年間程度の間は使用済みエアコンからの冷媒回収も重要であると考えられる。

次に、GWP 換算で示した推計結果を図 4.12 に示す。2015 年以降、推計できた 7 か国の合計で約 1 億～1.4 億 t (CO₂ 換算) で推移している。この量は、IEA が報告するアジア諸国からの 2010 年の人為起源 CO₂ 排出量の約 0.8～1.2%に、UNFCCC が報告する Annex I 諸国の 2010 年の人為起源 CO₂ 排出量の約 0.7～1.0%に相当する。国ごとの内訳については冷媒量や ODP 換算量と同様で、中国の寄与が圧倒的である。ただし、その推移については、2023 年頃まで増加、その後は微減と推計された。一方、インドやインドネシアでは傾向が異なっており、2020 年以降ほぼ横ばいと推計された。エアコンについては一定の GWP を持つ HFC 冷媒の使用が継続されているために、HCFC-22 の排出が減少しても R410A や HFC-32 の排出によって温室効果ガスとしての冷媒の排出は 2030 年まで、またそれ以降も続くと推計される。この結果から、温暖化防止の観点からは使用済みエアコンからの冷媒回収は将来にわたって重要であることが示唆される。

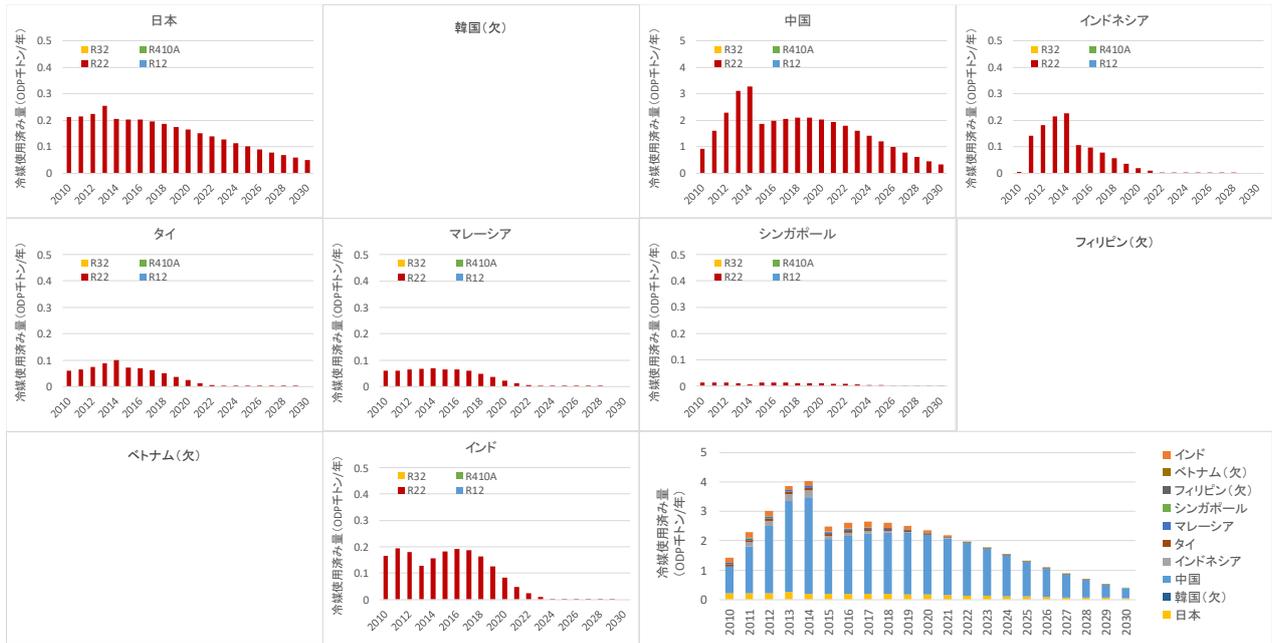


図 4.11 アジア各国における使用済みエアコンに含まれる冷媒量（ODP 換算量）の推計結果

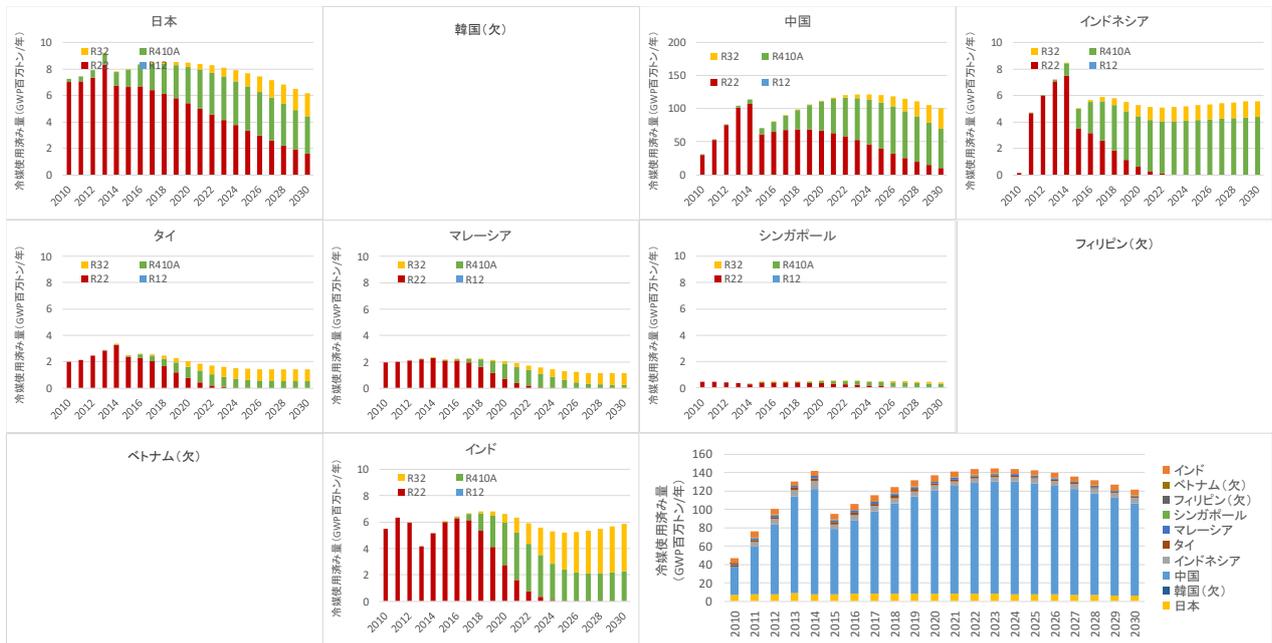


図 4.12 アジア各国における使用済みエアコンに含まれる冷媒量（GWP 換算量）の推計結果

4) 使用済み冷蔵庫の冷媒フロンに関する推計

a. 各国における冷蔵庫の使用冷媒種の変遷

図 4.13 に、本研究で実態情報をふまえて作成したアジア各国における冷蔵庫の使用冷媒種の変遷を示す。冷蔵庫については過去には冷媒として CFC-12 が使用されてきたが、モントリオール議定書による CFC 削減義務に基づいて現在ではほぼ転換が完了している。CFC-12 はその後オゾン層破壊能を持たない HFC-134a に転換されたが、HFC-134a は温室効果ガスであるため、日本では HFC-134a も削減が進み、現在ではほぼ温暖化係数（GWP）の低い R600a（イソブタン）に転換されている。韓国や香港では日本と同様の状況であると考えて同様の転換状況を設定した。また、他の国についてはタイやマレーシアにおける家電量販店調査等からアジア途上国でも R600a への転換はかなり進んでいることをふまえ、いくつかの国を除いてその状況を反映させた。

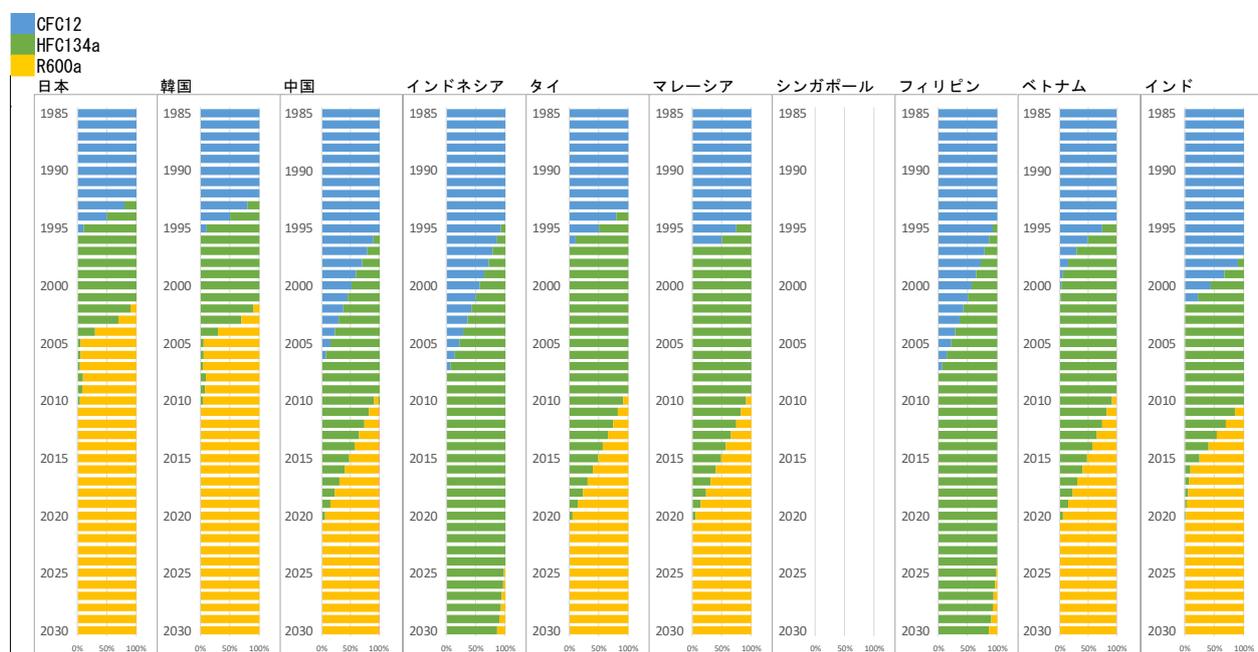


図 4.13 本研究で作成したアジア各国における冷蔵庫の使用冷媒種の変遷

b. 使用済み冷蔵庫における冷媒フロン賦存量推計結果

図 4.14 に、各国において排出される使用済み冷蔵庫に含まれる冷媒量を推計した結果を示す。エアコンのケースと同様に、アジア途上国においては使用済み冷蔵庫からの冷媒回収が行われている事例はないため、使用済み冷蔵庫に含まれる冷媒量は環境排出量に等しいと考えて差し支えないものと考えられる。

推計結果によれば、使用済みとなる冷媒量は中国が最も多いが、その寄与は推計できた 7 か国の合計量の 6 割程度であり、エアコンのケースよりも全体に占める割合が小さいと推計された。インド、インドネシアについてもそれぞれ全体の 1 割程度を占めると推計され、これらの国も一定程度重要であると考えられる。ただし、使用済みとなる冷媒量はエアコンのケースと比べて 20 分の 1 程度と少なく推計された。これは、台数の違いも影響しているが、大きくは冷媒充填量の違いによるものである。また現在ノンフロン冷媒への代替も徐々に進みつつある。よって、いずれの国においてもオゾン層破壊能を持つ CFC-12 の排出は 2020 年頃までにほぼなくなると推計された。

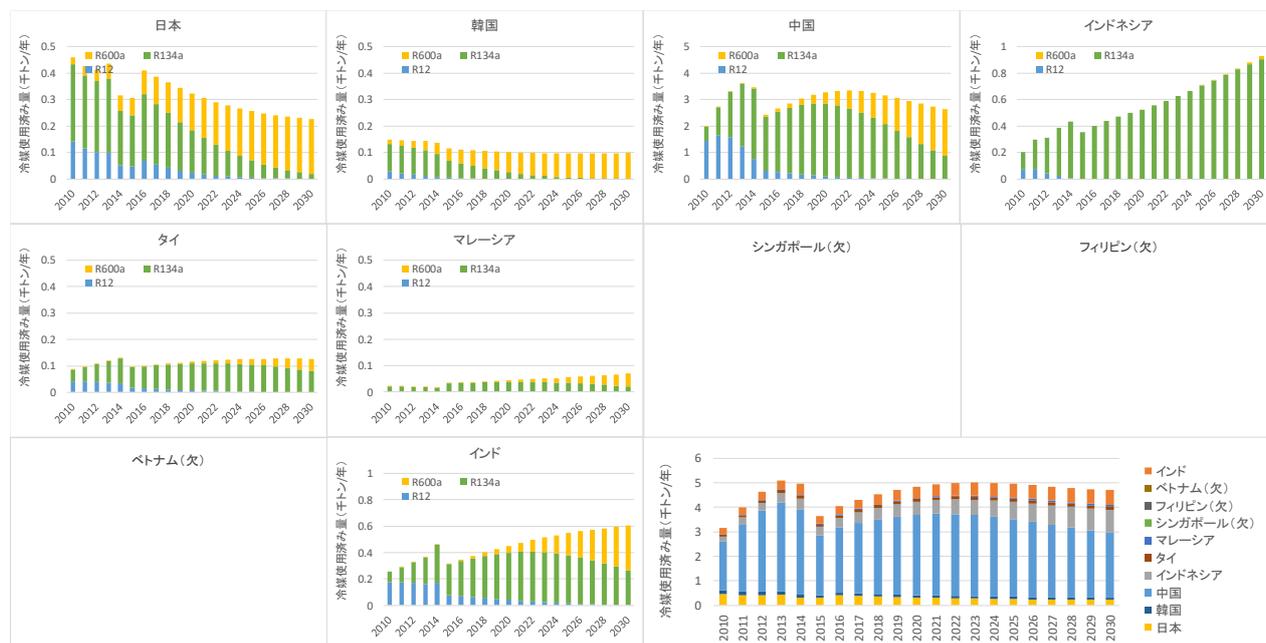


図 4.14 アジア各国における使用済み冷蔵庫に含まれる冷媒量の推計結果

使用済み冷蔵庫に含まれて排出される冷媒量を ODP 換算量、GWP 換算量で示した結果を図 4.15 および図 4.16 に示す。国ごとの内訳については先に示した冷媒量の場合と同様に、中国の寄与が大きい、インドも一定程度の割合を占めている。ODP 換算量では、CFC-12 の排出削減に伴って 2020 年頃には大きく削減されると推計された。GWP 換算量で見ても、2015 年頃までに大きく減少した後、全体としては緩やかな減少傾向になると推計された。これは、使用済み側でも GWP の大きい CFC-12 (GWP=10900) から GWP が 7 分の 1 程度の HFC-134a (GWP=1430) へ転換していくことに加え、GWP の極めて小さい R600a (GWP<3) への転換も進んでいくためである。

これらの将来推計結果と全体の冷媒量が少ないことを考えると、オゾン層保護および温暖化防止の観点で見ると、エアコンのケースと比べてアジア各国における冷蔵庫からの冷媒回収はそのインパクトは大きくないと考えられる。

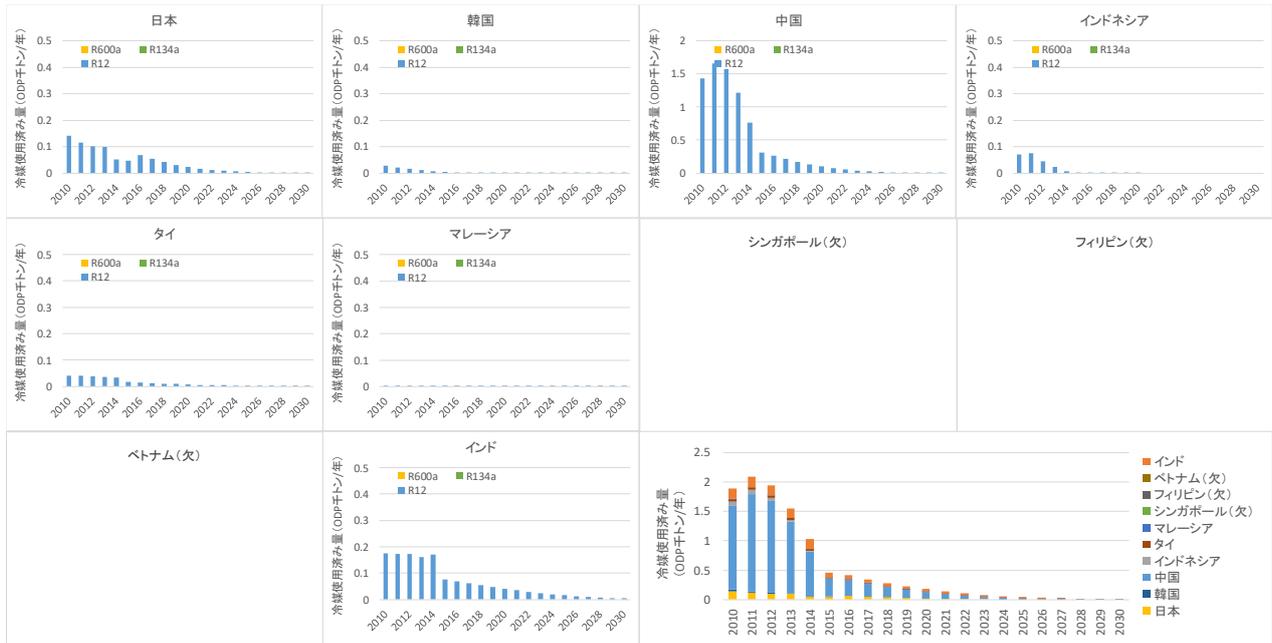


図 4.15 アジア各国における使用済み冷蔵庫に含まれる冷媒量（ODP 換算量）の推計結果

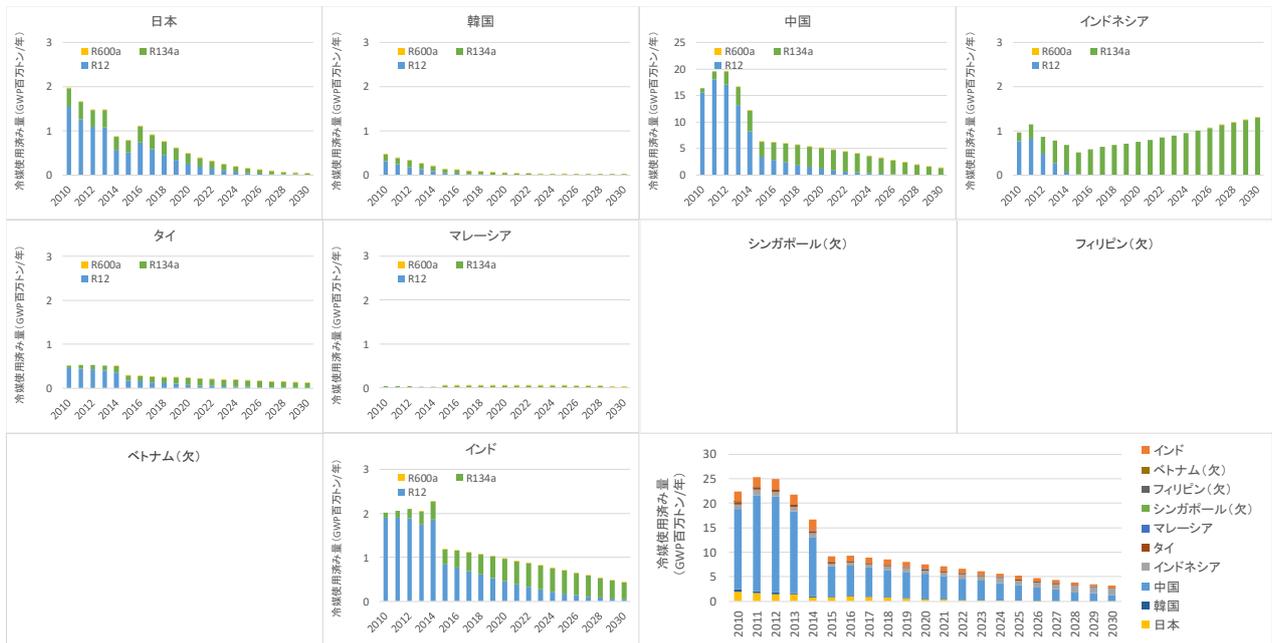


図 4.16 アジア各国における使用済み冷蔵庫に含まれる冷媒量（GWP 換算量）の推計結果

5) 使用済み携帯電話に含まれるバッテリー・基板の排出量推計

図 4.17 および図 4.18 に、各国において排出される使用済み携帯電話に含まれるバッテリー量および基板量を推計した結果を示す。前述の冷媒フロン類のケースと異なり、アジア途上国においても使用済み携帯電話からのバッテリーや基板の回収が行われているケースがあるため、図に示した排出量のうち一部は再資源化等の目的で回収されていることに注意されたい。

推計結果によれば、使用済みとなるバッテリーおよび基板は中国およびインドにおける排出量が多く、推計できた 8 か国合計のうちこの 2 か国で 8 割から 9 割を占めていた。いずれも排出量は、使用済み携帯電話の排出量増加に伴って増加傾向にある推計結果となった。

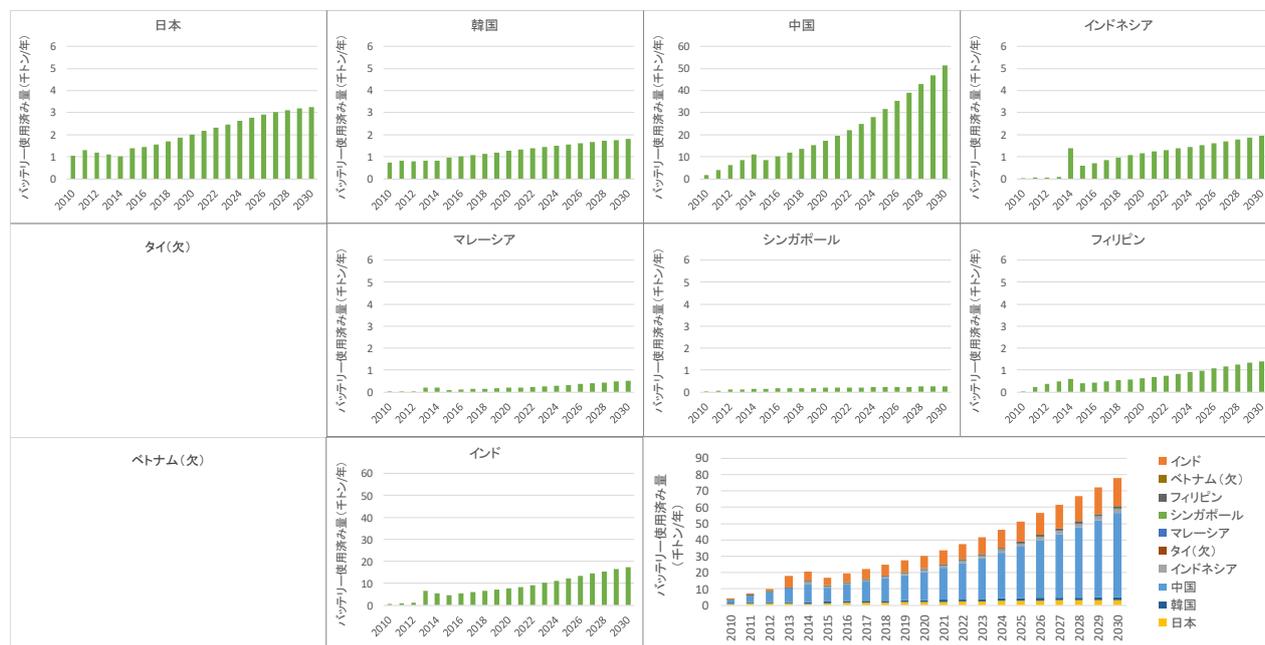


図 4.17 アジア各国における使用済み携帯電話に含まれるバッテリー量の推計結果

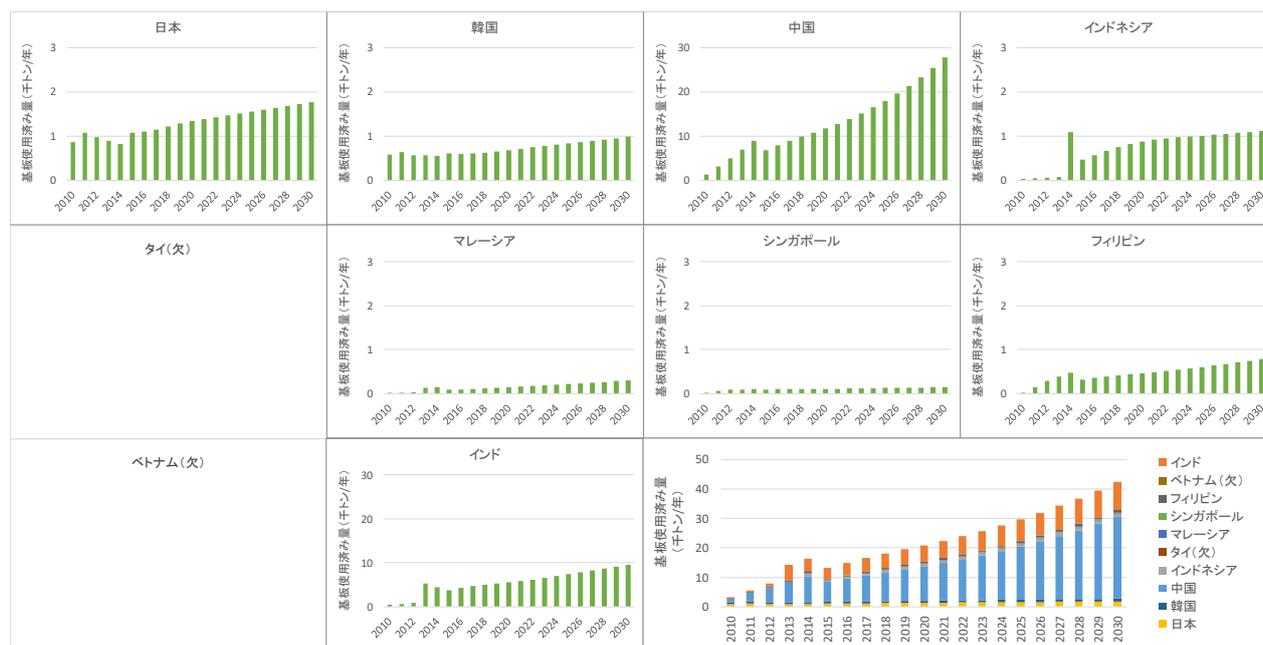


図 4.18 アジア各国における使用済み携帯電話に含まれる基板量の推計結果

6) リチウムイオン電池の金属組成 (Kuzuhara et al.²⁴⁾)

a. リチウムイオン電池の Pb 含有に関する予備分析

分析したリチウムイオン電池 4 点においては、正極、負極、セパレータといったリチウムイオン電池本体からは Pb が検出されなかった。このうち、パソコン用においてはハンダ部分に 46.8%、基板本体に 4.8%の Pb が検出され、リチウムイオン電池全体では 767ppm の Pb 含有量という結果が得られた。リチウムイオン電池内部のケーブルの溶接や基板に用いられていたハンダの寄与が大きいことがわかる。一方、携帯電話用 2 点とデジカメ用においては、ハンダは基板の上にごくわずかにみられる程度であった。デジカメ用の電池の基板に Pb が 0.2%であり、電池全体で 36ppm となった。携帯電話用では Pb は検出されなかった。

以上をまとめると、リチウムイオン電池 4 点のうち、パソコン用とデジカメ用の各 1 点の基板本体などから、それぞれ 767mg/kg、36mg/kg に相当する Pb が検出された。携帯電話 2 点の基板や、4 点いずれの正極、負極などからは Pb は検出されなかった。なお、カドミウムは検出されなかった。小型電気電子機器のリチウムイオン電池は電池本体以外に基板や配線のハンダ部分から構成されており、Pb は本体以外の部分における含有が疑われる。

b. リチウムイオン電池の Pb 含有などに関する経年変化

図 4.19 にリチウムイオン電池に付随する基板中の Pb と Sn の濃度を示す。Pb に着目すると、2004 年以前に製造された電池では 6,000 ppm~12,500 ppm であったが、2005 年以降では 600 ppm 以下であることがわかった。RoHS 指令は 2003 年に公布されており、その影響で Pb 濃度は大きく減少したと推察する。一方、Sn 濃度に着目すると Pb 濃度が減少した 2005 年以降にわずかに増加した。また、Bi 濃度は 2007 年 2 月以前に製造された電池では 150 ppm 以下であったが、2007 年 3 月に製造された電池において 1,045

ppm となった。一方、Sn 濃度は年代に関わらず 10 wt%程度であった。図 4.20 に王水処理後における分析対象部位中の Cd と Cr の濃度を示す。Cd 濃度は、9 点の電池で 150~250 ppm で推移していた。一方、Cr 濃度は 2 点の電池において 250 ppm 程度であった。

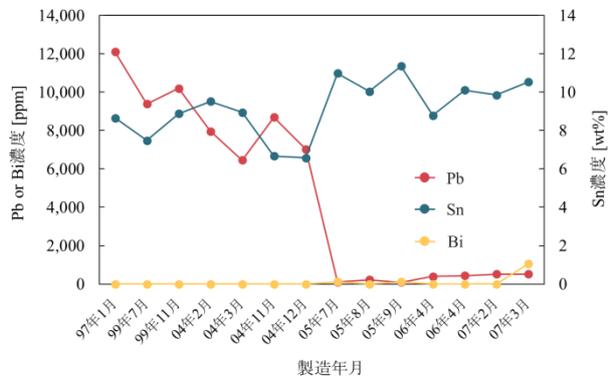


図 4.19 王水処理後における分析対象部位中の Pb、Sn、Bi 濃度

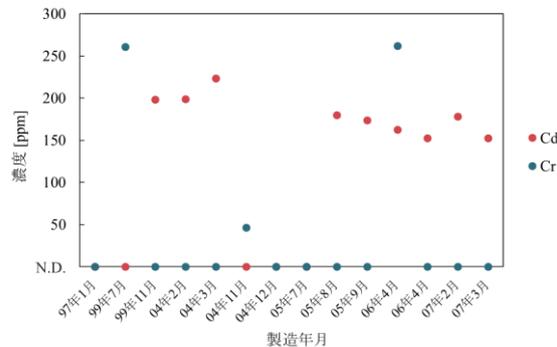


図 4.20 王水処理後における分析対象部位中の Cd と Cr 濃度

c. リチウムイオン電池正極活物質の金属濃度

正極活物質中の金属濃度とリチウムイオン電池物質あたりの電池容量を図 4.21 に示す。1997~2005 年製造のリチウムイオン電池には Co のみが正極活物質として使用されており、2007 年以降は Mn、Co、Ni の 3 元素が用いられていることがわかった。組成の変化した年代で 3 つに区切り、各々の領域の電池容量の平均値も図に示した。平均値で比較すると Co 系は 17.3mAh/g、Mn 含有率の高いリチウムイオン電池は 18.9mAh/g、三元素が同程度含まれるリチウムイオン電池は 21.9mAh/g と新しいリチウムイオン電池ほど高容量であることがわかる。

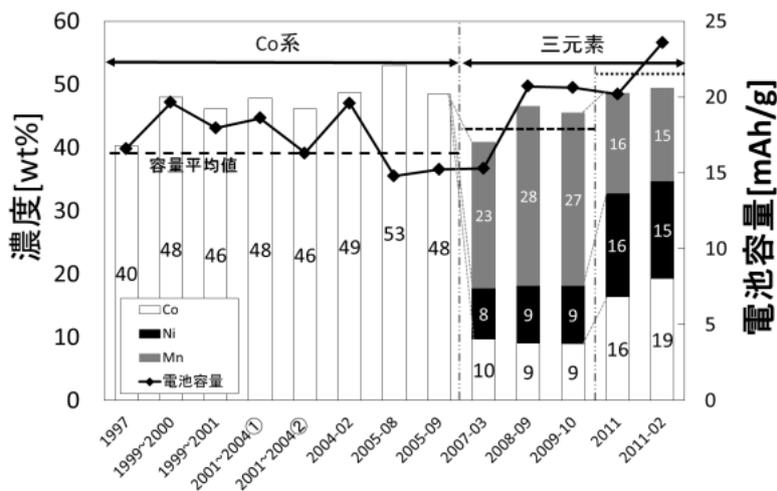


図 4.21 リチウムイオン電池正極活物質の金属濃度とリチウムイオン電池物質あたりの電池容量

(2) 処理プロセスに応じた金属などの挙動解明

1) 金属挙動に関するフィリピンでの基板処理試験

a. 基板処理プロセスの概要

フィリピンでは電気電子機器廃棄物 (E-waste) の発生源について、家庭と事業所 (学校、役所など) の使用済み品のほか、産業からの工場ロスもある。インフォーマルの回収・リサイクル業者は解体業者、中間取引業者、ジャンクショップ、製錬業者などに分類され、解体された基板などの電子部品スクラップは貴金属回収を目的とした製錬業者に引き渡される。E-waste の製錬業者は、多様な原形の電子部品や燃やした IC から Au や Ag を抽出、精製している。

電子部品スクラップから Au などの貴金属を回収するためには、日本などの先進国では可燃物を除去した後、銅製錬プロセスに入れ、銅の電気分解で発生する銅電解スライムを分離してから湿式の貴金属回収プロセスを用いるのが一般的である。途上国における不適正プロセスとしては、貴金属を Hg に溶解させるアマルガム法と、貴金属を Pb に溶解させてから抽出する灰吹き法が考えられる。アマルガム法はインドなどの一部でも用いられたことがあったが、本研究でヒアリングを行ったフィリピンでは多くのインフォーマルリサイクル業者において灰吹き法を主とする方法が採用されていた。

Au 回収の製錬のためには、Au 含有部品をその他の部品から分別して、Au が化学的に除去できるような Au 蒸着面を露出させる前処理を行うことが効率的である。本研究で基板処理試験を行った試料については、コネクタやピンなどの実装部品を外すなど、基板表面にある場合は露出させるといったことが行われていた。ただし、IC チップ内にあるボンディングワイヤとして存在する Au については、2015 年 2 月のサイト B では露出をしなかったために低い Au 回収率が得られる結果となった。

b. 分析前処理方法の検討

図 4.22 に粒径 250 μm 以下のシアン処理前メモリ基板における王水抽出回数と Au および Cu の抽出量の関係を示す。Sample 1 - 3 の Au 濃度は王水抽出 2 回目において、それぞれ 271.7、568.8、37.6mg/kg であり、1 回目より高濃度の試料もあった。一方で、3 回目になるとそれぞれ 8.0、10.6、2.5mg/kg まで減少したため、試料中の Au 抽出には王水処理が 2 回以上必要であることが明らかとなった。

Cu 濃度は王水抽出 1 回目がそれぞれ 8.0、8.9、8.4wt% であるのに対し、2 回目では全て 0.05wt% 以下であった。Cu の場合王水抽出回数は 1 回で十分であることがわかった。

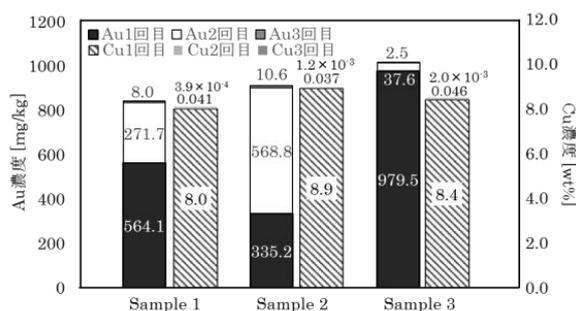


図 4.22 リチウムイオン電池正極活物質の金属濃度とリチウムイオン電池物質あたりの電池容量

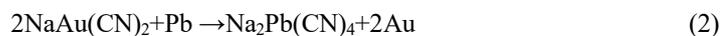
c. 基板処理試験の実施（2015年2月）

2015年2月にサイトBで行った基板処理試験におけるAu回収処理のフローを図4.23に示す。

Au回収プロセスは、基板表面からの剥離液を用いたAuの剥離と、濃縮残渣の加熱による抽出からなる。剥離液は、シアン化ナトリウムとAuの剥離剤の混合物である白色材を用いていた。これを湯で溶かし高温にして、基板がよく接触するように杓でかき回してAuをシアン溶液に抽出させていた。この時の反応式は(1)式と考えられる。



Au含有部分の色が変わったとみなしてから、篩を用いてシアン処理残渣とAuの抽出液を分離させた。抽出液は加熱して濃縮残渣をつくり、砂上に置いて融剤であるホウ砂を入れた陶器のるつぼに流し込んだ。灯油とエアで火炎燃焼させ、板状のPb棒を用いて濃縮残渣からAuを抽出させた。この時の反応式は(2)式と考えられる。上澄みを砂上に流してスラグとし、るつぼに残ったAuを選別回収した。



Auの分配挙動と回収率の評価のために、処理前の基板スクラップ、シアン処理残渣、回収物、スラグを分析の対象とした。

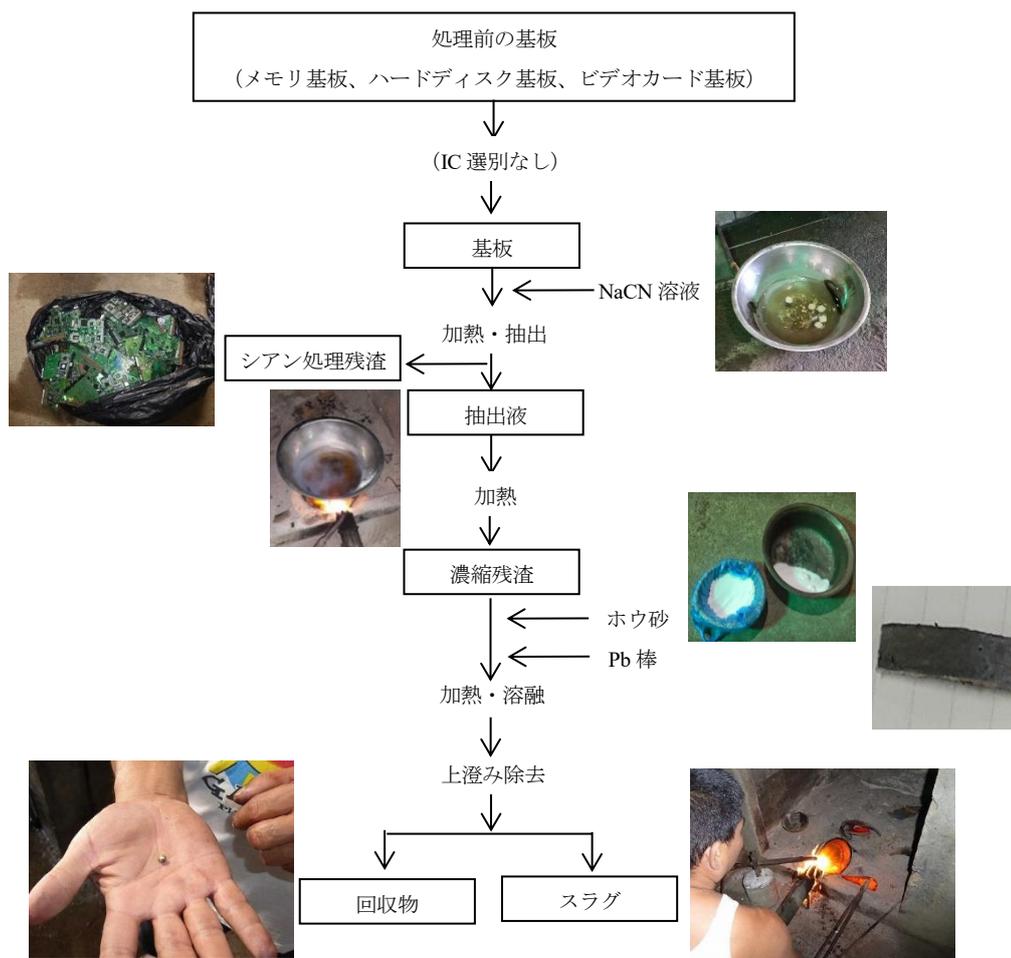


図 4.23 フィリピンにおける基板スクラップからの Au 回収処理フロー（2015年2月）

d. 基板処理試験の実施（2016年2月）

2016年2月にサイトCで行った基板処理試験におけるAu回収処理のフローを図4.24に示す。

まず、2015年2月の試験では行われなかったICチップの選別が、刃物を用いた手作業で行われた。ICを除いた基板に対する処理プロセスは2015年2月と同じであった。

ICチップに対しては、IC燃焼（現地ではSunog ICプロセスといわれている）によって有機物を除去し、その後、粉碎・篩分けが行われた。このとき、篩上の金属塊はFeなどが多いとして除去された。篩下のIC粉末は基板と同様にホウ砂とPbを加えて加熱・溶融し、Auを回収した。

Auの分配挙動と回収率の評価のために、処理前の基板スクラップ、シアン処理残渣、金属塊、回収物（IC由来、基板由来の別に）、スラグ（同）を分析の対象とした。

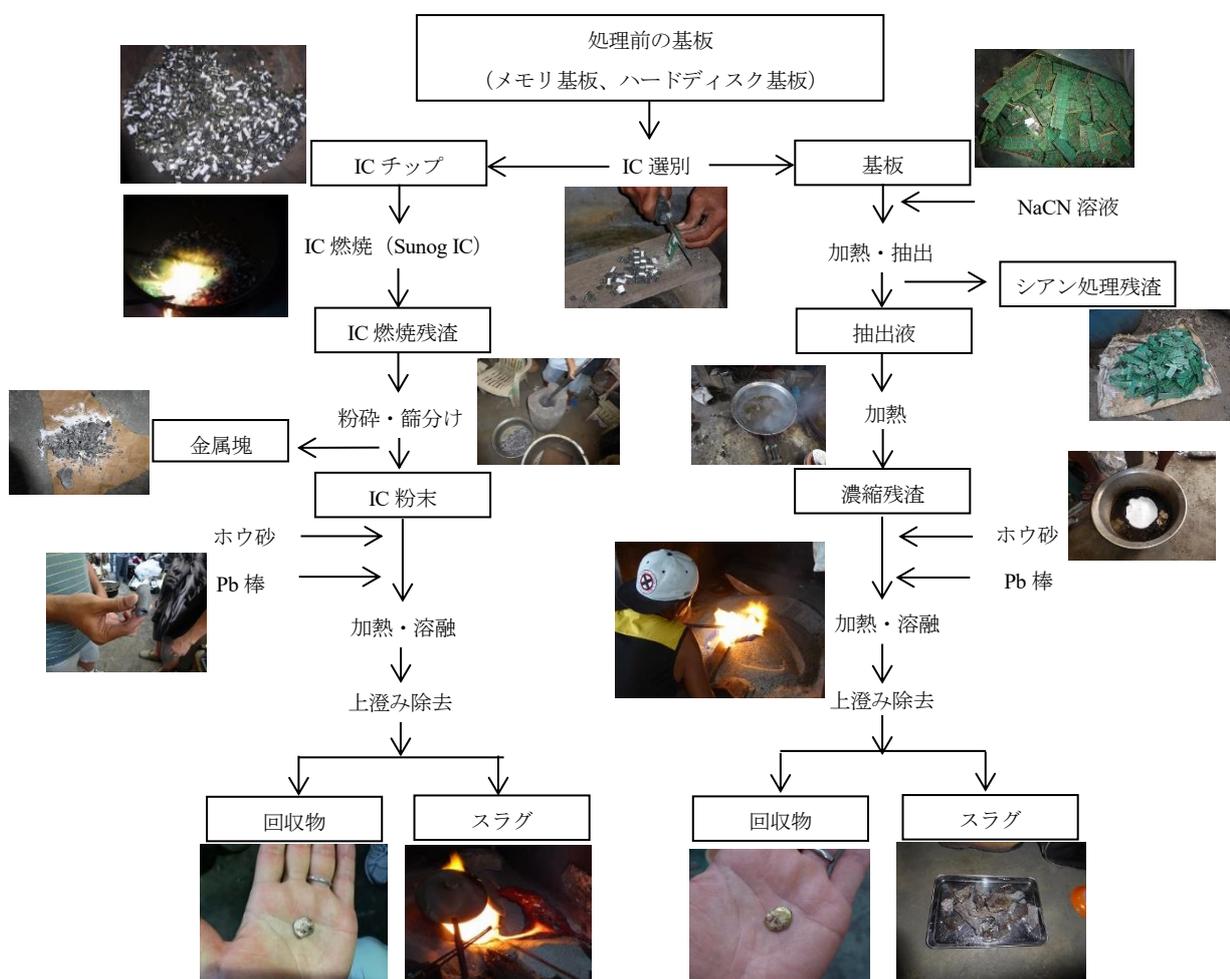


図 4.24 フィリピンにおける基板スクラップからの Au 回収処理フロー（2016年2月）

e. Au の分配挙動と回収率の評価

2015年2月に実施した基板処理試験に関して、インプットとしての処理前の基板スクラップ、アウトプットとしてのシアン処理残渣、回収物、スラグの Au 含有量を分析した結果を表 4.1 に示す。これによれば、メモリ基板、ハードディスク基板、ビデオカード基板の3種類の試料において、処理前の基板スクラップの Au 含有量はそれぞれ 1,715mg、1,139mg、691mg であったのに対して、回収物の Au 含有量は

578mg、37.0mg、25.9mg であった。回収物の Au 含有率について、現地では 18 金（75%）相当といわれていたものの、分析の結果からは回収物重量に対してそれぞれ 63.7%、18.8%、23.6%しかなく、メモリ基板以外は非常に低い含有量であった。一方で、シアン処理残渣においては、メモリ基板、ハードディスク基板、ビデオカード基板でそれぞれ 1,252mg、1,034mg、651mg も残っていた。これはシアン処理によって基板スクラップの表面の Au は一定程度回収できたものの時間や温度などの条件が十分でなかった可能性と、IC チップの選別と処理を行わなかったために、IC チップ内のボンディングワイヤに存在する Au の回収ができずにシアン処理残渣に残ってしまった可能性があると考えられる。これらのシアン処理残渣は投棄または売却されているといわれ、中国へ輸出されて銅（および／または貴金属）の回収が行われている可能性も考えられたが明らかにはなっていない。

表 4.1 2015 年 2 月の基板処理試験における Au の分配挙動（単位：mg）

		メモリ基板	ハードディスク 基板	ビデオカード 基板
インプット	処理前の基板	1,715	1,139	691
アウトプット	回収物	578	37	26
	シアン処理残渣	1,252	1,034	651
	スラグ	13	0.4	0
	合計	1,843	1,072	677

次に、2016 年 2 月に実施した基板処理試験に関して、インプットとしての処理前の基板スクラップ、アウトプットとしてのシアン処理残渣、金属塊、回収物（IC 由来、基板由来の別に）、スラグ（同）の Au 含有量を分析した結果を表 4.2 に示す。これによれば、メモリ基板とハードディスク基板の試料において、処理前の基板スクラップの Au 含有量はそれぞれ 13,762mg、3,710mg であったのに対して、回収物の Au 含有量は 9,631mg（IC 由来：2,831mg、基板由来：6,800mg）、2,871mg（IC 由来：2,421mg、基板由来：450mg）であった。2015 年の試験では IC チップ内の Au が回収できなかった可能性が考えられたが、2016 年の試験では IC 選別作業と IC 燃焼作業などによって IC 由来の Au 回収を行うことができたと考えられる。図 4.25 と図 4.26 には、メモリ基板とハードディスク基板の IC チップをそれぞれ示す。

また、回収物の Au 含有率について、分析の結果からはメモリ基板（IC 由来）で 30.4%、同（基板由来）で 87.2%、ハードディスク基板（IC 由来）で 40.0%、同（基板由来）で 6.8%であった。ハードディスク基板における基板由来の回収物（図 4.27）の Au 含有量が 6.8%と極めて低かったが、ICP-MS 分析でこの大半は Cu であることがわかり、Au 回収処理の抽出技術としては課題が大きいことがわかった。また、メモリ基板の金属塊（IC 由来、図 4.28）に 1,565mg、ハードディスク基板のシアン処理残渣（基板由来、図 4.29）に 1,000mg のように回収できなかった Au が存在していることがわかった。ハードディスク基板においては、基板がプラスチックで被覆されているために Au 剥離が阻害されているというコメントが作業員から得られ、時間をかけてシアン処理を行っていたが、Au 回収は結果的に十分ではなかった。

以上の 2015 年 2 月と 2016 年 2 月の基板処理試験における Au の分配挙動の結果から、処理前の基板スクラップの Au 含有量に対して回収物の Au 含有量の割合を求めることで、Au 回収率の評価を行う。アウトプットの Au 含有量の合計値がインプットの Au 含有量と一致しないために、インプットベースの分配率とアウトプットベースの分配率をそれぞれ図 4.30 と図 4.31 で示している。また、図には参考値として、2012 年 1 月にターミナルスクラップに対して同様の処理試験を行った結果も併せて示している。

表 4.2 2016 年 2 月の基板処理試験における Au の分配挙動 (単位: mg)

		メモリ基板	ハードディスク 基板
インプット	処理前の基板	13,762	3,710
	IC 部分<参考>	(9,403)	(1,500)
	基板部分<参考>	(4,874)	(445)
アウトプット	回収物 (IC 由来)	2,831	2,421
	回収物 (基板由来)	6,800	450
	回収物小計	9,631	2,871
	金属塊 (IC 由来)	1,565	190
	シアン処理残渣 (基板由来)	938	1,000
	スラグ (IC 由来)	332	139
	スラグ (基板由来)	17	12
	合計	12,483	4,212

注: インプットの Au 含有量は IC 部分と基板部分に分けて分析した数値を示しているが、試料量が少なかったことなどから基板全体の合計値にあっており、参考値である。



図 4.25 メモリ基板の IC チップと IC 選別作業



図 4.26 ハードディスク基板の IC チップ



図 4.27 ハードディスク基板からの回収物 (Au が 6.8%と少ない)



図 4.28 メモリ基板からの金属塊



図 4.29 ハードディスク基板からのシアン処理残渣

図 4.30 よりインプットベースの回収率をみると、2015 年 2 月の基板処理試験ではハードディスク基板とビデオカード基板でそれぞれ 3.2%、3.7%と極めて低い回収率が得られ、メモリ基板でも 33.7%と低い回収率であった。2016 年 2 月の基板処理試験からはメモリ基板とハードディスク基板のそれぞれで 70.0%（IC 由来：20.6%、基板由来：49.4%）、77.4%（IC 由来：65.3%、基板由来：12.1%）となった。

同様にアウトプットベースの回収率をみると、2015 年 2 月の試験ではハードディスク基板とビデオカード基板のそれぞれで 3.5%、3.8%、メモリ基板で 31.4%の低い回収率が得られた。2016 年 2 月の試験ではメモリ基板とハードディスク基板でそれぞれ 77.2%（IC 由来：22.7%、基板由来：54.5%）、68.2%（IC 由来：57.5%、基板由来：10.7%）であった。ちなみに、2012 年 1 月のターミナルスクラップは Au が表面に多くメッキされていることから 78.8%と高めの回収率が得られていた。

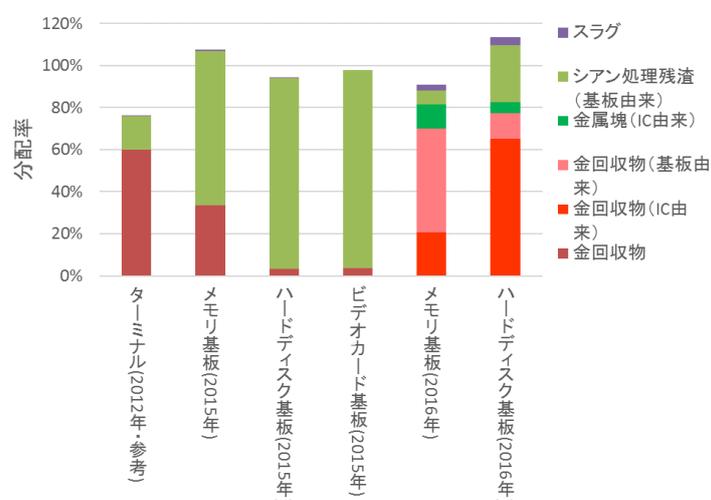


図 4.30 基板処理試験における Au の分配率
(インプットベース)

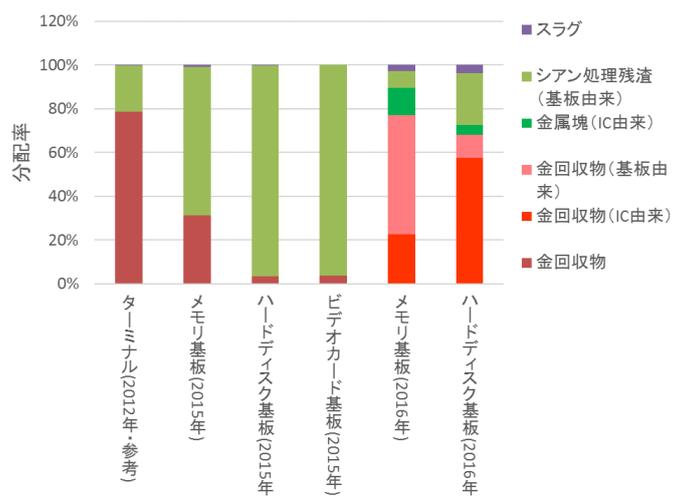


図 4.31 基板処理試験における Au の分配率
(アウトプットベース)

以上より本研究で実施した基板処理試験の結果からは、インフォーマルのリサイクルプロセスによる Au 回収率について、IC チップ内の Au 回収が十分行われない場合は 3~34%程度と低く、IC チップ内の Au 回収を行った場合でも 70~77%程度であった。これは 95%以上といわれる先進国の貴金属回収プロセスと比較すると低い回収率であり、インフォーマルのリサイクルでは資源回収効率の面からも課題があるといえる。このため、インフォーマル業者に対しては環境汚染対策とともに、資源回収効率を上げるための技術的知見の提供なども必要とみられる。

f. Pb の分配挙動と環境・健康上の課題

基板処理試験に用いられていた Pb 棒を図 4.32 に示す。2016 年 2 月に実施した基板処理試験に関して、有害物質である Pb の分配挙動について求めた結果を表 4.3 に示す。その結果インプットについては、Au を抽出するために用いた Pb 棒としての投入量が大きく、IC に対して 1,500g（メモリ基板、ハードディスク基板とも）、基板に対して 175g（ハードディスク基板）~248g（メモリ基板）であり、IC に対する使用量が多いことがわかった。なお、処理前の基板スクラップにおいても、メモリ基板で 11.1g、ハードディスク基板で 1.19g の Pb が含有されていた。

アウトプットについては、スラグへの混入が最も大きく、メモリ基板で 488g（IC 系列）および 136g（基板系列）で、ハードディスク基板で 466g（IC 系列）および 53g（基板系列）であった。このほか、シアン処理残渣にも 3.47g（メモリ基板）、2.97g（ハードディスク基板）の Pb が含まれていたが、シアン処理残渣と金属塊は Pb 棒の投入前に得られており、これらの Pb は処理前の基板スクラップに由来する Pb であると考えられる。

プロセス全体の Pb の収支について、インプットに対するアウトプットの Pb 量の割合をみると、メモリ基板で $627\text{g} / 1,759\text{g} = 35.6\%$ 、ハードディスク基板で $522\text{g} / 1,676\text{g} = 31.1\%$ であった。また、処理前の基板と回収物に含まれていた Pb 量が小さいとみなして、投入した Pb 棒とスラグのみによってインプットに対するアウトプットの Pb 量の割合を考えると、メモリ基板で $(488 + 136) / (1,500 + 248) = 35.7\%$ 、ハードディスク基板で $(466 + 53) / (1,500 + 175) = 31.0\%$ であった。すなわち、基板処理プロセスで投入した Pb 棒に対して Pb の 31~36%程度がスラグに残っているだけで、残りの 64~69%もの大半の Pb は処理の過程で大気や周辺土壤に拡散しているとみられる。

先行研究（Terazono et al.²⁵⁾）では、2012 年に類似の処理試験を行ったサイト A 内の土壤における Pb による汚染と Au の散逸を確認しているが、本研究はプロセス中の Pb の分配挙動を調べることで汚染原因を定量的に示すことができた。



(1) 2015年 (写真上部)



(2) 2016年 (釣り具)

図 4.32 基板処理試験に用いられた Pb 棒

表 4.3 2016年2月の基板処理試験における Pb の分配挙動 (単位: g)

		メモリ基板 (IC 系列)		ハードディ スク基板 (IC 系列)	
		メモリ基板 (基板系列)	ハードディ スク基板 (基板系列)	メモリ基板 (IC 系列)	ハードディ スク基板 (基板系列)
インプット	処理前の基板	11.1		1.19	
	Pb 棒	1,500	248	1,500	175
	合計	1,759		1,676	
アウトプット	回収物	0.085	0.013	0.041	0.122
	金属塊 (IC 由来)	0.322	—	0.22	—
	シアン処理残渣 (基板由来)	—	3.47	—	2.97
	スラグ	488	136	466	53.0
	合計	488	139	466	56.1
		627		522	

前述の Pb によるサイト内汚染以外の、インフォーマルリサイクルによる環境・健康上の懸念の事例を図 4.33 に示す。まず、シアンの加熱により NO_2 とみられるガスが発生している現場がみられた。IC 燃焼プロセスも、有害ガス発生を懸念する地方政府によって禁止されているためにフィリピンでは行われていないことが多くなっているとされていた。このようにして発生した排ガスについては、インフォーマルサイトでは処理施設を有していないことが多く、無処理で放出されることが多いと考えられる。2015 年に基板処理試験を実施したサイト B はインフォーマルの中では大きなサイトであり、簡易なチャンバーや排ガス処理施設を有していたものの、試験当日は排ガス処理施設を稼働させることもなく、運用や維持管理に問題があると思われた。

また、インフォーマルリサイクルプロセスでは Pb 以外にも有害物質であるシアンを用いていたが、素手による材料の攪拌を含めて危険な取扱いをしていることが何度か見られたことから、作業への健康上の影響も懸念された。シアンの廃液については処理方法を確認できなかったが、中国などのインフォーマルリサイクルと同様に無処理のまま廃棄されていると考えられる。Pb などを有する金属塊やスラグについても、周辺で投棄されることが多いとのことであった。

以上のインフォーマルリサイクルによる不適正プロセスの課題は、フィリピンを含む途上国で共通のものと思われる。規制のみならず、環境・健康上の影響に関する情報共有と意識啓発による改善が必要と考えられる。



(1) シアン加熱による NO₂ 発生
(2015 年、サイト B)



(2) IC 燃焼
(2016 年、サイト C)



(3) 不稼働中の排ガス処理施設
(2015 年、サイト B)



(4) 排ガス処理施設無し（煙突もなく、最上階から NO_x と煙）
(2015 年、サイト D=基板処理試験非実施個所)



(5) 材料とシアンの素手による取扱い
(2015 年、サイト D=基板処理試験非実施個所)



(6) 金属塊やスラグなどの廃棄
(2016 年、サイト C)

図 4.33 フィリピンのインフォーマルリサイクルで確認された環境・健康上の懸念の事例

2) 基板処理に関する国内模擬実験

a. シアン処理

国内模擬実験の結果、シアン溶液濃度、処理時間、剥離剤濃度のいずれにおいても、濃度が高いまたは時間が長いほど、Au 回収に与える影響が大きい傾向がみられた。この結果から、適切な条件でシアン処理を行わなければ、Au 回収の歩留まりが低くなる可能性が示唆された。詳細な結果は省略するが、2015 年の基板処理試験でも IC チップ内の Au 抽出はシアン処理のみでは困難であったことと、2016 年のハードディスク基板からのシアン処理残渣で Au が多く残存していたことから、適切なシアン処理と条件設定が必要であると考えられた。

b. 有害物質排出挙動把握

表 4.4 に加熱試験による試料重量減少率と試験前後の試料中の Au、Cu 濃度を示す。加熱分解試験における試料重量減少率は Ar 雰囲気では 13.4 %であり Ar-O₂ 雰囲気では 13.6 %であった。加熱前後の濃度から算出すると Cu に起因する重量減少率は両雰囲気ともに 7 %であり、Cu 全体の 88 %が揮散したことがわかる。一方、Au の場合、Ar 雰囲気では 0.05 %、Ar-O₂ 雰囲気では 0.03 %であり、それぞれ Au 全体の 24 %、15 %が揮散した。Au の揮散率に比べて Cu の揮散率が高い理由としては臭素化物の蒸気圧が大きく関与していると考えられる。

表 4.5 に有機系溶液から検出された有機化合物を示す。フェノール樹脂構造式に由来する化合物が Ar 雰囲気において全体の 53 %程度、Ar-O₂ 雰囲気において 55 %占めていた。Ar および Ar-O₂ 雰囲気における総面積値に大きな差異が無いことから雰囲気に関わらず有機化合物はほぼ同量だけ検出されていると考えられることができる。

表 4.4 加熱後固体残渣の重量減少率および Au,Cu 濃度

雰囲気	重量減少率(%)	Au濃度(ppm)	Cu濃度(wt%)
Ar	13.4	1791	1.1
Ar-O ₂	13.6	2020	1.1

表 4.6 クロマトグラムピーク総面積値

雰囲気	総面積値
Ar	3.7×10^9
Ar-O ₂	4.1×10^9

表 4.6 に IC の加熱試験後の有機系溶液から得られた Ar 雰囲気、Ar-O₂ 雰囲気のクロマトグラムピーク総面積値、表 4.5 に IC 加熱時に発生する有機化合物および GC/MS で得られたピーク面積比を雰囲気ごとに示す。

まず、総面積値では Ar 雰囲気では 3.7×10^9 、Ar-O₂ 雰囲気では 4.1×10^9 であり、雰囲気による有機化合物の発生量、有機化合物の種類の違いは見られなかった。化合物について整理すると、X-Methylphenol や X,Y-Dimethylphenol などのフェノール構造を有する有機化合物が Ar、Ar-O₂ 雰囲気それぞれ 55、59 %を占めた。フェノール構造を持ち、パラ位置に置換基のある有機化合物は検出されていないため、TBBPA 構造式由来ではなく、フェノール樹脂構造式由来の有機化合物であったと推測した。フェノール樹脂構造式由来の分解生成物は Ar 雰囲気では 53 %、Ar-O₂ 雰囲気では 55 %であったため、フェノール構造を有する有機化合物のほとんどはフェノール樹脂分解生成物であるといえる。また、S もしくは N が含有する有機化合物も割合が小さいものの検出された。

表 4.5 検出された主な有機化合物

化合物名	分子構造	面積比	
		Ar	Ar-O ₂
X-methyl phenol		25.03	25.82
X,Y-dimethyl phenol		14.71	14.81
phenol		11.11	11.84
2,3,5-trimethyl phenol		1.75	1.92
4,7-dimethylbenzofuran		5.14	5.74
2-methylbenzofuran		2.1	3.22
X-methyl-1-1'-biphenyl		1.5	1.55
2,5,6-trimethylbenzimidazole		3.18	3.64
dimethyl sulfide		2.77	2.7

3) フロンに関する破壊効率の検討

流動床式焼却炉では、高圧の燃焼空気を送り込むことによってできる高温の流動床に廃棄物を投入し、焼却する。燃焼のためのバーナーが設置されており、そこから重油や廃油等を燃料とした火炎が噴出している。試験を行った設備において、フロンはバーナー近傍から供給され、バーナーの火炎部分と廃棄物燃焼による高温域で炉内滞留時間を数秒程度確保されてフロンは分解され、主に二酸化炭素、塩化水素、塩化フッ素を生じる。

日本のフロン破壊処理ガイドラインにおいて定められている運転条件（燃焼温度 850℃以上、滞留時間 1.5 秒以上、排ガス出口の CO 濃度 100ppm 以下）、フロン類の添加条件（同時に燃焼する廃棄物の均質化、フロン類添加の割合は廃棄物量に対する重量比 3%以下）、および添加方法（バーナー近傍より噴霧）に従うとともに、HCl や HF のような生成ガスの無害化のための湿式の排ガス処理を実施した。

試験では CFC12（GWP10900）を 25kg/hr で 6 時間処理したため、およそ 150kg、すなわち 1635t-CO₂ の処理を行った。2015 年度の試験では、フロン破壊効率については下記の計算式に従って 99.9%以上を達成した。

$$(1 - \text{フロン排出量} / \text{フロン添加量}) \times 100 = \text{フロン破壊効率} (\%)$$

日本においてはフロン破壊効率が 99.9%以上であることが破壊施設の能力の基準である。これは日本の基準が先行して制定されたためであるが、モントリオール議定書で要求される破壊効率は 99.99%である。2015 年度の試験では分析の精度が不足しており 99.9%までしか計算を行うことができなかったが、2016 年度の再試験では破壊効率 99.99%を達成できたことが報告されている。

以上の調査結果より、タイを含むアジア諸国においては、現地の許可施設または今回のような破壊試験を行った処理施設で処理された場合は、99.99%またはそれ以上の破壊効率を見込むシナリオを立てることが可能となった。

(3) 回収システムの効果測定と課題提示

1) 処理施設の立地状況

a. アジア諸国における処理施設概要

各種文献から、インド、インドネシア、シンガポール、タイ、中国、フィリピン、ベトナム、マレーシアの8カ国について、表4.7に示す生産、処理・リサイクル施設の情報を収集した。その結果、生産施設からのE-wasteなどの発生量や、処理・リサイクル施設の施設数、処理方法・処理能力・実稼働量などは事例紹介を含めて把握できたものの、情報量は極めて限られていた。

スクラップを受け入れている非鉄製錬施設については、日本と中国以外のアジア諸国にはほとんどないため、使用済み電気電子機器の排出増加が見込まれるアジア地域では一定の越境移動は必要と考えられた。フロン類の処理施設についてはインドネシア、中国、タイ、マレーシアで情報があつたものの、実際の処理量については不明なことが多かった。以上の詳細を後述するとともに、ヒアリングを含む必要な追加調査を行った。

表4.7 アジア諸国における処理施設概要の文献情報

文献番号	ページ	対象国	対象物品	対象施設			生産施設情報				処理・リサイクル施設情報			記載内容概要
				生産	処理	リサイクル	生産方法	生産能力	廃棄物発生量	実稼働量	処理方法	処理能力	実稼働量	
26	p32～p37	インド	E-waste	-	-	○	-	-	-	-	○	○	×	州別のリサイクル施設の整備状況一覧
26	p47	インド	E-waste	-	-	○	-	-	-	-	○	○	○	事例ベースで紹介
27	p33	タイ	セメント	○	-	-	×	○	×	×	-	-	-	セメント工場
28	p65	タイ	E-waste	-	-	○	-	-	-	-	×	×	×	リサイクル施設一覧
29	p8	マレーシア	電気・電子機器	○	-	-	×	×	×	×	-	-	-	パナソニックの工場一覧
29	p19～p22	マレーシア	電気・電子機器	-	○	-	-	-	-	-	○	○	○	パナソニックの工場一覧
29	p35、p39、p40	タイ	電気・電子機器	○	-	-	×	×	×	×	-	-	-	パナソニックの工場一覧
29	p51～p54	タイ	電気・電子機器	-	-	○	-	-	-	-	○	×	×	パナソニックの工場一覧
30	p110	日本	各種廃棄物	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	日本の廃棄物処理・リサイクル企業のマップ
31	p4	インドネシア	E-waste	○	-	-	×	×	○	×	-	-	-	パナソニックの工場一覧

31	p5	マレーシア	E-waste	○	-	-	×	×	○	×	-	-	-	パナソニックの工場一覧
31	p5	タイ	E-waste	○	-	-	×	×	○	×	-	-	-	パナソニックの工場一覧
31	p6	シンガポール	E-waste	○	-	-	×	×	○	×	-	-	-	パナソニックの工場一覧
31	p75～79	インドネシア	E-waste	-	-	○	-	-	-	-	○	×	○	インドネシアの既存のスクラップ企業の調査結果
31	p80～82	シンガポール	E-waste	-	-	○	-	-	-	-	○	×	○	シンガポールの既存のスクラップ企業の調査結果
31	p83～90	マレーシア	E-waste	-	-	○	×	×	○	×	-	-	-	マレーシアの既存のスクラップ企業の調査結果
31	p91～92	タイ	E-waste	-	-	○	-	-	-	×	×	×	×	タイの既存のスクラップ企業の調査結果
32	p71	インドネシア	フロン類	-	○	-	-	-	-	-	○	○	○	本文中に記載あり。(セメント工場での処理)
32	p91	中国	フロン類	-	○	-	-	-	-	-	○	○	×	回収されたフロンの破壊が予定されている施設及び技術
18	p81	タイ	フロン類	-	○	-	-	-	-	-	○	×	×	実際に処理を行っているかは不明。
18	p85	マレーシア	フロン類	-	○	○	-	-	-	-	○	×	○	実際に処理を行っているかは不明。
18	p87～89	インドネシア	フロン類	-	○	-	-	-	-	-	○	○	○	セメントキルンでの処理
33	p2-4	インド	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	施設数
33	p2-7	インドネシア	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	施設数・企業名
33	p2-18	シンガポール	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	施設数・企業名
33	p2-23	タイ	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	施設数・企業名
33	p2-27	フィリピン	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	施設数・企業名
33	p2-32	ベトナム	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	施設数・企業名
33	p2-36	マレーシア	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	施設数・企業名
33	p3-18～3-30	インド	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	○	○	○	事例ベースで紹介
33	p3-64～3-65	タイ	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	○	×	×	事例ベースで紹介

33	p3-92 ～ 3-97	マレーシア	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	○	×	×	事例ベースで紹介
33	p3-115	インドネシア	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	○	×	×	事例ベースで紹介
33	p3-135 ～ p137	ベトナム	E-waste、Pb バッテリー	-	○	○	-	-	-	-	○	○	×	事例ベースで紹介
34	p19～ p22	フィリピン	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	処理等ライセンス保有企業
34	p27～ p32	フィリピン	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	○	×	○	事例ベースで紹介
35	p94	中国	リチウムイオン電池（自動車）	-	○	○	-	-	-	-	○	○	×	事例ベースで紹介
35	p164 ～165	中国	リチウムイオン電池（家電）	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	事例ベースで紹介
36	p22	マレーシア	E-waste	-	○	○	-	-	-	-	×	×	×	施設数

b. 中国における銅のマテリアルフローと東南アジアにおける非鉄製錬施設

電気電子機器のリサイクルにおいて銅をはじめとする非鉄製錬施設の役割が大きいことと、電気電子機器関連のスクラップの多くが中国に輸入されてリサイクルされている。そこで、中国における銅の二次製錬施設について、銅スクラップの回収と二次製錬に焦点を当て、それらのマテリアルフロー情報の収集と既存の施設リスト情報を分析した。

中国における銅のマテリアルフローについて、データ収集と信頼性の点から評価が困難であるが、可能な範囲で各種統計から総合した。図 4.34 には 2014 年について推定した結果を示す。中国では精錬銅を 7,650 千 t（銅換算）生産し、同じく 11,300 千 t（同）消費しているが、このうち国内の銅鉱石から生産している精錬銅は 1,740 千 t（同）であり、その差は銅精鉱、粗銅、精錬銅、銅スクラップなど各種形態の輸入に依存している。銅スクラップの輸入量も大きく 3,870 千 t（みかけ量）に達しており、これらと国内発生銅スクラップが一緒になって再生精製銅などとなって精錬銅生産、精錬銅消費ならびに中間製品生産に至ると考えられる。ワイヤロッドの場合はスクラップが中間製品に直接投入されることもあるとみられるが、基板のような銅スクラップの輸入や国内発生については不明な点が多い。

また、中国の銅製錬施設について、ICSG のリストと各種文献の情報を総合した結果、生産能力でおよそ 10,000 千 t あり、そのうち ICSG のリストに掲載の施設で 6,000 千 t であった。ICSG リストでスクラップを原料に含む施設の生産能力は合計 1,285 千 t（アノードまたはブリスターとともにスクラップを原料とする施設。不明分除く）、スクラップを原料としている施設については合計 220 千 t であり、後者は電解製錬施設と考えられる。ただし、ICSG リストにおいては、銅スクラップの受入れが可能な二次製錬施設の情報は大規模施設に限られるもようである。電気電子機器などから発生する基板スクラップの受入れが可能な二次製錬施設については建設中のプロジェクトも多く、さらに情報収集が必要である。

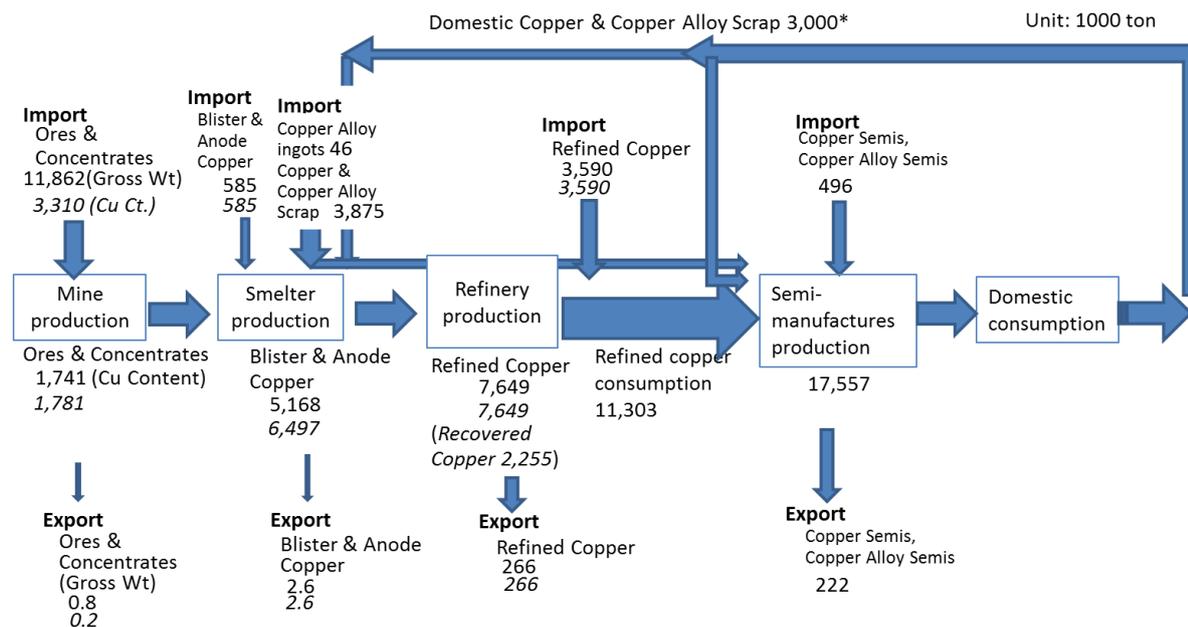


図 4.34 中国における銅のマテリアルフロー (2014 年)

出典：World Metal Statistics August 2016¹⁴⁾; ICSG Copper Bulletin –August 2016¹⁵⁾; China Nonferrous Metals Industry Association Recycling Metal Branch¹⁶⁾

シンガポールでは湿式の貴金属製錬施設で電子部品スクラップなどを受け入れている。シンガポール環境庁によれば 3 社で電子部品スクラップの輸入とリサイクルが行われており、環境上適正な管理が行われるとしてバーゼル条約上の輸入手続きも簡素化されている。受入量に関する情報として、T 社では発生量（おそらく回収量）が 200~1,000t/月、C 社では実稼働量が 25,000t/年、S 社では 1,000t/年とされているため、3 社合計で 3~4 万 t/年程度の受入れ能力はあると考えられる。

タイでは E-waste は有害廃棄物とされており、工業省登録番号 106 (E-waste のリサイクル) の許可を有する認可施設は 2016 年 9 月現在で 109 あるとされている³⁷⁾。このうち、前述のシンガポールの T 社のタイ現地会社を 2015 年 1 月に訪問した。同社は生産工程由来の E-waste のみを引き取っていたが、解体と選別のみ行って、バーゼル条約の手続きを取った上でシンガポールの T 社に輸送し、金属回収を行っているということであった。

マレーシアでは、有害廃棄物に相当する指定廃棄物 (SW) の収集運搬、処理のライセンスが環境省 (DOW) より発行されている。E-waste は SW110 のコードで指定され、収集運搬のみ行うパーシャルリカバリー施設と処理まで行えるフルリカバリー施設がある。2017 年 1 月現在、SW110 のフルリカバリー施設はマレーシア全体で 22 施設とされている。このうち、2017 年 2 月に K 社および系列の S 社を訪問したが、基板スクラップは S 社で湿式の製錬施設で貴金属を回収されている一方、リチウムイオン電池はリサイクルされずに処分されているということであった。

フィリピンでは、RA6969 という有毒・有害物質および放射性廃棄物規制法によって有害廃棄物が管理されており、環境天然資源省 (DENR) が収集運搬・保管・処分業 (TSD) の許可を与えている。E-waste については M506 または M507 という対象コードが与えられており、2016 年 2 月時点では M506 を対象とする TSD 施設は 39 (M507 はこのうちの 16) あった。ヒアリングと文献調査の結果、フィリピンでの

TSD 施設では基板スクラップに対して破碎程度の処理によって日本の製錬会社に輸出している会社がある一方で、国内で金属回収まで行っている施設は多くないとみられた。

c. アジアにおけるフロン処理施設

アジア諸国における家庭用エアコンのリサイクル制度とフロン処理の概要を表 4.8 に示す。1987 年に採択されたオゾン層破壊物質に関するモントリオール議定書の締約国は 2015 年 11 月現在、197 カ国（含 EU）とされており、アジアのほとんどの国も参加している。しかし、モントリオール議定書実施のための多数国間基金では、ODSs の生産・消費の段階的削減策のみを資金援助対象とし、対象機器が廃棄される際に大気中に放出されるフロン類の排出削減策は技術的・資金的な援助の対象外であるため、現状ではアジア途上国における自助努力が必要とされている。

家庭用エアコンを含む E-waste のリサイクル制度はアジア各国でも導入が進み、タイ、マレーシアでも導入予定となっている。しかし、エアコンの金属価値が高いために、法定のリサイクル制度における回収率が小さいか不明な国が多い。各国のリサイクル制度においても、ベトナムやインドにおいてはフロン回収は義務ではなく、マレーシアでは重点管理物質の一つとする方向で検討されている。

中国ではオゾン層破壊物質管理条例に基づき、冷媒フロンを含む装置（エアコン、冷蔵庫等）から発生する冷媒フロンを吸引収集し、処理資格を持つ業者に委託して破壊すること、また、その量を当局に報告する義務があるが、実処理量の報告値は消費量に対して極めて少ないとされている。2016 年 5 月に北京で開催された WEEE&EPR 大会における天津澳宏环保材料有限公司の発表によれば、中国では同社が唯一フロンを回収・再利用できる企業であり、その他に約 10 社がフロン処理技術を有するものの、社外からフロンの処理委託は受けていないとされている。同社によれば、中国では毎年約 50 万 t の HCFCs や HFCs の冷媒が排出されているが、回収されているのは 150t 程度（全体の 0.03%）とのことである。

タイは東南アジアにおけるエアコン、冷蔵庫の一大生産拠点となっている。また、使用済みのエアコンや冷蔵庫の一部が周辺国（カンボジアやラオスなど）に中古製品として輸出されていて、これらの機器には主に HCFC-22 および HFC-134a が充填されている。一方、タイにおけるフロン処理施設は非常に限られている。タイ国内で有害廃棄物に指定されているフロン類の処理設備として許認可を受けている A 社について、2014 年度に訪問し、ヒアリング結果から処理能力を 28.8t/年と推定した。（一方、同施設は焼却施設としての廃棄物処理能力は 48t/日とされていることから、20 日/月稼働として 11,520t/年の廃棄物処理能力があり、3%まで混焼を行うとすると 300t/年程度の能力があるとみなすことも可能である。）また、日本の空調メーカーのタイ工場に設置されている同社内で発生したフロンの分解装置については、加熱蒸気反応法が用いられており、処理量は 10kg/hr、週 3 日稼働とされている。仮に 6hr/日稼働、年間 50 週とすると、9t/年の処理が可能という計算になる。この他、(2)3)で破壊処理を行った施設について、25kg/hr、6hr/日、年間稼働日数約 300 日とすると、処理能力は 37.5t/年程度と計算される。以上より、タイ国内のフロン類処理能力はそもそも施設の許認可を受ける必要があるが、廃棄物焼却施設の能力に大きく依存し、その混焼の程度や稼働日数によって現状では最大で 300~350t/年程度と考えることができる。

マレーシアにおいては有害廃棄物は指定廃棄物と呼ばれ、有害物質を有する電気電子機器廃棄物は SW110 というコード名で指定廃棄物とされている。SW110 の最終的なリサイクル・処理が可能なフルリカバリー施設は 2017 年 1 月現在、22 社であったが、このうちフロンの破壊処理が可能といわれる K 社に対して同月ヒアリング調査を実施した。同社の処理方法は産業廃棄物の焼却処理を行うロータリーキルン

の前にガスを注入する方法であり、通常の処理量は 10t/年、最大 20t/年であった。この供給元はほとんど日系のエアコンメーカーであり、一部は税関からの密輸品も来ているとされていた。

表 4.8 アジア諸国における家庭用エアコンのリサイクル制度とフロン処理の概要

	日本	中国	韓国	タイ	マレーシア	ベトナム	インド
モントリオール議定書	批准	批准	批准	批准	批准	批准	批准
E-waste (家庭用エアコン) リサイクル制度	○	○	○ (エアコンの回収率は5%以下)	草稿段階	検討中 (2018年予定)	○	○
フロン回収義務	○	△	○	検討中	検討中	×	×
フロン処理施設	○ (破壊62、他に23の再生施設)	△ (約10)	○	△ (1つ、A社) 他に未許可B社 (H27年度と28年度に破壊試験に協力) と社内専用処理D社	△ (1つ、K社)	×	△
年処理能力	不明	不明	不明	29t	20t	—	不明
年実処理量	7,847t (うち破壊6,882t) (2015年度)	150t	不明	2-3t (メーカー由来のみ)	10t (メーカー由来のみ)	—	不明

2) 越境移動量の分析

a. 日本の輸出入量

まず、使用済み電気電子機器に関する「電池スクラップ」について論ずる。表 3.4 で示したように、貿易統計の「8548.10 (電池スクラップ)」は鉛蓄電池スクラップとそれ以外の電池スクラップを区別していない。バーゼル法および廃棄物処理法で報告されている輸出入量との関係を調べると、貿易統計の「8548.10 (電池スクラップ)」は輸出の大半が「鉛蓄電池スクラップ」であるのに対して、輸入の大半が鉛蓄電池以外の「電池スクラップ」であることが想定できる。このため、「鉛蓄電池スクラップ」の輸出货量と「電池スクラップ」の輸入量において、貿易統計とバーゼル法および廃棄物処理法における報告値を図 4.35、図 4.36 でそれぞれ比較する。

図 4.35 によれば、バーゼル法で報告されている「鉛蓄電池スクラップ」の輸出货量は 2005 年以降増加し、2014 年には 12 万 t に達したことがわかる。2015 年には減少したものの、10 万 t 近い輸出货量を維持してい

る。これらのほとんどはリサイクル目的のために韓国向けに輸出されているものである。図には貿易統計の「8548.10（電池スクラップ）」だけでなく、「7802.00（鉛スクラップ）」もあわせて示している。ここで、バーゼル法における「鉛蓄電池スクラップ」の輸出量は、2003年～2004年は貿易統計の「7802.00（鉛スクラップ）」の推移と対応していたものの、2006年以降は「8548.10（電池スクラップ）」とほぼ同じ推移を示していることがわかる。これより、貿易統計の「8548.10（電池スクラップ）」は輸出の大半が「鉛蓄電池スクラップ」であることが理解できる。なお、バーゼル法における輸出量が貿易統計を上回っている理由は明らかでない。

また図 4.36 によれば、貿易統計では「8548.10（電池スクラップ）」について、2005年以降に 2,000t 以上が輸入されていることがわかる。バーゼル法の報告値では 2005～2007 年にニカド電池などの輸入があり、廃棄物処理法の報告値では 2008 年以降に台湾からの廃乾電池の輸入があり、これらの合計とほぼ対応している。鉛蓄電池スクラップの輸入はほぼないとみられる。よって、貿易統計の「8548.10（電池スクラップ）」の輸入の大半は鉛蓄電池以外の「電池スクラップ」であることがわかり、さらに 2005 年から 2007 年はバーゼル法対象として、2008 年以降は非バーゼル物としての輸入が主となったことが理解できる。なお、バーゼル法の報告値では「ニカド電池スクラップ」「電池スクラップ（ニカド、ニッケル水素、リチウムイオン）」などの名称が混在しており、本研究では用語の「ゆらぎ」を精査して分析したが、今後は集計の際の用語の統一が望まれる。なお、電池の種類が混在した名称がほとんどであるために種類別の輸入量を把握することはできない。

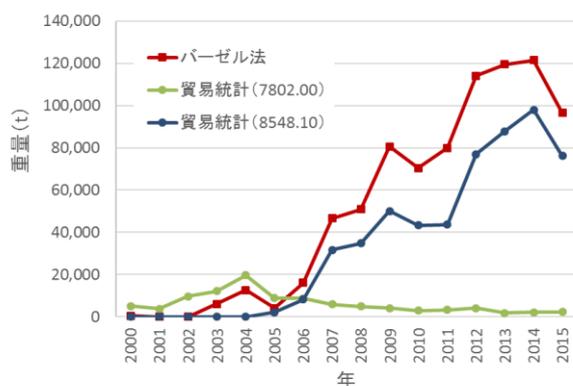


図 4.35 バーゼル法における鉛蓄電池スクラップの輸出量と貿易統計（8548.10：電池スクラップ、7802.00：鉛スクラップ）との比較

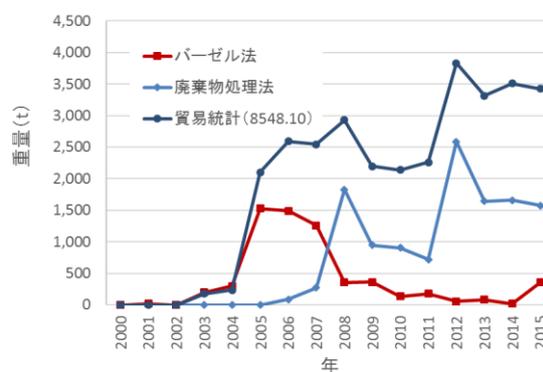


図 4.36 バーゼル法における電池スクラップの輸入量と貿易統計（8548.10：電池スクラップ）との比較

次に、「電子部品スクラップ」について考える。表 3.4 でも見たように、「電子部品スクラップ」は貿易統計において「8548.90（電池以外の電気機器関連スクラップ）」と「7112（貴金属含有スクラップ）」に対応する可能性がある。そこで、バーゼル法における「電子部品スクラップ」と貿易統計の両品目に関する輸出量と輸入量を図 4.37、図 4.38 でそれぞれ比較する。

図 4.37 で輸出量を見ると、バーゼル法における「電子部品スクラップ」の輸出は 2010 年から事実上始まり、2013 年に 1,919t のピークを経て、近年は数百 t レベルであることがわかる。これに対して、貿易統

計の「8548.90（電池以外の電気機器関連スクラップ）」の輸出量は 2000 年以降漸減傾向で 2015 年には 1,000t 弱となっている一方、「7112（貴金属含有スクラップ）」の輸出量は増加傾向にあったものの、2012 年の 5,606t をピークに 2015 年は 2,818t まで減少している。バーゼル法における「電子部品スクラップ」と貿易統計との対応関係は明確ではないが、輸出量の増減傾向からは「7112（貴金属含有スクラップ）」と関係があることが伺える。これより、貿易統計の「7112（貴金属含有スクラップ）」の一部がバーゼル法の手続きを経て「電子部品スクラップ」として輸出されている可能性があると考えられる。

また図 4.38 で輸入量を見ると、バーゼル法における「電子部品スクラップ」の輸入量は近年増加傾向にあり、2015 年には 19,175t に達している。同じくバーゼル法における「貴金属含有スクラップ」の輸入量は近年数百 t レベルであり、図には載せていない（同様に、輸出はほとんどない）。貿易統計においては、「7112（貴金属含有スクラップ）」の輸入が顕著であり、2015 年には 14 万 t を超えている一方で、「8548.90（電池以外の電気機器関連スクラップ）」の輸入量は数百 t レベルにとどまっている。これより、貿易統計では「貴金属含有スクラップ」としての輸入が増加しており、その一部がバーゼル法における「電子部品スクラップ」としての手続きを経ているものの大半は非バーゼル物として輸入されていると考えられる。（なお、廃棄物処理法においては「電子部品スクラップ」としての輸入が 2009 年に 3.24t、2010 年に 0.1t ある程度である。）

なお、国内の大手通関業者に対して 2016 年 12 月に行ったヒアリング調査によっても、電子部品スクラップは「8548.90（電池以外の電気機器関連スクラップ）」でなく、「7112（貴金属含有スクラップ）」として輸入されているというコメントを得ており、バーゼル物としての電子部品スクラップも貿易統計では貴金属含有スクラップとして輸入されているという見方が支持される。

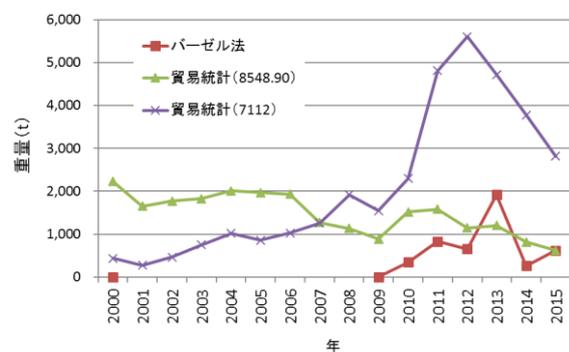


図 4.37 バーゼル法における電子部品スクラップの輸出量と貿易統計（8548.90：電池以外の電気機器関連スクラップ、7112：貴金属含有スクラップ）との比較

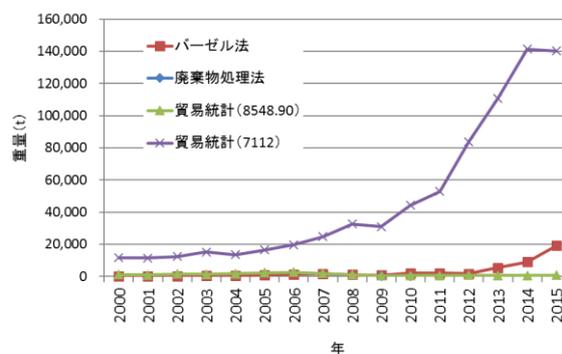


図 4.38 バーゼル法における電子部品スクラップの輸入量と貿易統計（8548.90：電池以外の電気機器関連スクラップ、7112：貴金属含有スクラップ）との比較

また、「電池スクラップ」「電子部品スクラップ」以外に、バーゼル法に基づく輸出入量の分析結果から、2013 年にシンガポールから「使用済みハイドロフルオロカーボン」を 118t 輸入していることがわかった。日本のバーゼル法ではフロン類は対象外であるが、HFC を含む機器について輸入業者がバーゼル物としての手続きを経て輸入したものと考えられる。

インドネシア	61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	619
マレーシア	401	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,248
インド	279	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	250
フィリピン	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,159
カンボジア	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
台湾	485	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,152
その他アジア	860	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	589
EU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32,305
欧州（非EU）	8,243	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	132
米国	13,198	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	72,383
カナダ	2,323	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,713
中東	4,103	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	451
大洋州	95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11,512
ブラジル	1,721	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	553
中南米	702	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	702
アフリカ	2,331	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	300
その他	106	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21
総計	36,993	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	169,476

注：行方向は相手国で列方向は報告国／-：DB収録対象外

注：EUはUN-Comtradeの国指定においてEU-28を採用。ただし、合計値には含めていない。

一方、2014年のUN Comtradeで「8548.90（電池以外の電気機器関連スクラップ）」の輸入量をみると、表4.11のようになる。世界全体の輸入量は合計で1.9万tと「7112（貴金属含有スクラップ）」に比べて1桁少ないが、中国、香港、韓国に加えて、タイ、マレーシア、インドネシアのような東南アジア諸国では数千tの輸入が報告されている。これより、日本以外のアジア諸国では、日本とは対照的に電子部品スクラップは「8548.90（電池以外の電気機器関連スクラップ）」として輸入されている量が多いことが理解できる。なお、バーゼル条約における国別報告で「電子部品スクラップ」の輸入量を分析した結果、バーゼル物としての電子部品スクラップの輸入を報告しているのはEU、タイ、中東のみで合計8.9千tであり、これらがUN Comtradeにおいて「8548.90（電池以外の電気機器関連スクラップ）」「7112（貴金属含有スクラップ）」のどちらで輸入されているかは明らかではない。

表4.11 UN Comtradeに報告されている「8548.90（電池以外の電気機器関連スクラップ）」の輸入量
(2014年)

相手国	報告国	日本	韓国	中国	香港	シンガポール	タイ	ベトナム	インドネシア	マレーシア	インド	フィリピン	カンボジア	台湾
日本			283	583	105	0	49	0	155	314	10	1		76
韓国		7		988	53	0	118	0	43	92	1	0		6
中国		410	1,893	1,559	3,847	0	1,619	0	462	26	15	67		236
香港		1	1	2		0	7	0	2	391	9	1		
シンガポール		0	2	18	41		1	0	778	39	2	1		1
タイ		191	23	409	37	0	1	0	45	51	0			35
ベトナム		41	58	26	1	0	0		1	0				1
インドネシア		14	1	2		0	0	0	0	0	50			
マレーシア		18	3	105	4	0	1	0	7		0			1
インド		0	0	12		0	15	0	0			0		0
フィリピン		0	3	25	3	0	5	0	0	0	0			1
カンボジア		6				0								
台湾		3	3	329	105	0	19	0	8	2	1	3		
その他アジア		0		0		0			2					
EU		7	58	1,132	11	0	59	0	23	83	6	4		214
欧州（非EU）		1	9	8		0	2	0	1	0	0	0		0
米国		11	30	218	58	0	26	0	5	416	5	0		68
カナダ		0	0	1		0	0	0	1	0	0	0		
中東		0	9	0		0	1	0	2		1	0		0
大洋州		0	4	8		0	0	0	1	0				0
ブラジル		0	0	1		0	0	0	0					
中南米		0	1	75		0	2	0	0	0	1	0		0
アフリカ			1	1		0	0		0					

その他			0			0		0		0		13
総計	711	2,382	5,502	4,265	0	1,926	0	1,535	1,415	102	78	651

相手国	報告国	その他アジア	EU	欧州 (非 EU)	米国	カナダ	大洋州	中東	ブラジル	中南米	アフリカ	その他	総計
日本	-	-	458	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,576
韓国	-	-	238	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,308
中国	-	-	1,454	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,133
香港	-	-	55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	414
シンガポール	-	-	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	884
タイ	-	-	149	-	-	-	-	-	-	-	-	-	793
ベトナム	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	127
インドネシア	-	-	22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68
マレーシア	-	-	162	-	-	-	-	-	-	-	-	-	138
インド	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28
フィリピン	-	-	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	38
カンボジア	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
台湾	-	-	600	-	-	-	-	-	-	-	-	-	473
その他アジア	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
EU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,598
欧州 (非 EU)	-	-	5,340	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21
米国	-	-	96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	837
カナダ	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
中東	-	-	279	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12
大洋州	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13
ブラジル	-	-	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
中南米	-	-	76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	79
アフリカ	-	-	980	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
その他	-	-	822	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13
総計	-	-	10,820	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18,567

注：行方向は相手国で列方向は報告国／-：DB 収録対象外

注：EU は UN-Comtrade の国指定において EU-28 を採用。ただし、合計値には含めていない。

次に輸出量をみると、2014 年の UN Comtrade における「7112 (貴金属含有スクラップ)」「8548.90 (電池以外の電気機器関連スクラップ)」の輸出量は、世界全体でそれぞれ 6.6 万 t、3.3 万 t となっている。これに対して、バーゼル条約における国別報告では、「貴金属含有スクラップ」「電子部品スクラップ」の輸出量はそれぞれ 53t、7.3 万 t である。貴金属含有スクラップはバーゼル物の割合が低いことは理解できるが、電子部品スクラップについても EU から EU 域内向けの 6.8 万 t の輸出量が大半を占めている。本研究ではバーゼル条約における国別報告のデータベース化を試みたが、回答様式が多様であるため正確な分析が困難になっており、改善が望ましい。

最後にフロン類の輸出入量について述べる。フロン類は 2014 年のバーゼル条約における国別報告においても、EU が EU 域内向けに 6,785t の輸出量を報告するとともに、EU は EU と非 EU 欧州諸国から 3,474t の輸入を報告していた。バーゼル条約の国別報告においては、以上の他にフロン類の輸出入量は報告されていない。フロン類については、バーゼル条約では有害廃棄物の対象ではなく、OECD では CFC のみが AC150 というコード名を与えられているほか、各国でも有害廃棄物などの規制対象かどうかの判断が分かっている。バーゼル条約の国別報告を分析した結果では、EU のみが処理目的と考えられる一定の輸出入が行われているが、アジア諸国においてはそのような輸出入が確認されていないことがわかった。

3) 回収・処理システムのシナリオ検討結果

a. フロン類の処理

まず、タイにおけるエアコンや冷蔵庫から発生するフロン類を例として検討する。4. (1) で推計したように、タイの使用済みエアコンと冷蔵庫から発生するフロン類はそれぞれ年間 1,700t、100t 規模で推移すると考えられ、ODP 換算量や GWP 換算量を勘案してもエアコンに対する対策の優先順位が高い。エアコンの冷媒フロンは使用時や保守の際の漏出も大きいため、保守と取外しの際の適正なフロン回収という設置場所における対策が必要である。また、回収したフロン類の破壊処理については、前述の基板や電子部品スクラップと同様に、(i)自国内で適正処理する、または(ii)越境移動させて適正処理する、という 2 つの方向性がありえる。(ii)の廃棄フロンが充填されたボンベの船舶輸送による費用の見積もり方次第で、(i)の自国内での処理のために新たな処理施設を設置する費用または既存の施設を改良する費用と比較して、どちらが価格優位であるかの検討が必要である。エアコンと冷蔵庫からのフロン類の発生量は合計 1,800t 程度と推定されるが、1) c. でみたように既存施設以外の許認可がスムーズに進んだ場合でもタイ国内での既存の処理施設の処理能力は 300~350t/年程度であり、1,000t 以上のギャップがある。一方で、タイにおけるセメント工場のキルンのセメント生産能力は約 46Mt/年であり、塩素処理および炉への損傷に関する問題がない程度のフロン混焼率 (0.005%) を考慮したときのフロン破壊処理能力は 2.31kt フロン/年であるため、既設のセメント工場のセメントキルンを有効に活用すれば、エアコンおよび冷蔵庫から回収される廃棄フロンを十分に自国内で破壊処理することが可能である。したがってタイにおいては、適正な処理が行える施設の許認可を進めることと施設整備の両方が必要であると考えられる。

そこで回収・破壊処理に関する文献調査およびヒアリング調査を実施した、タイ、マレーシアおよび中国に関してルームエアコンと冷蔵庫からの廃棄冷媒について、

- ・シナリオ 1) 当該国内で回収・破壊処理対策が取られない場合、
- ・シナリオ 2) 稼働している既存の処理施設のフロン破壊容量までを活用した場合 (2030 年までに回収率 10%程度を想定)、
- ・シナリオ 3) 最大限を回収破壊処理する場合 (冷媒回収効率も考慮し、2030 年までに回収率 80%程度を想定) で、かつ当該国内の既設処理施設やまだ未利用のセメントキルンを活用し、それでも足りない場合は過熱蒸気反応法方式の処理施設を当該国に新設する場合、
- ・シナリオ 4) 最大限を回収破壊処理する場合で、かつ当該国内の既設処理施設を活用し、施設容量が足りない場合は日本国へ廃棄冷媒が充填されたボンベを船舶輸送して破壊処理する場合、

の 4 通りについて検討した。なお、アジア途上国では日本を含む先進国による技術援助の実証事業を除き、当該国による自発的な回収破壊処理はされていないため、現状を回収率 0%とし、シナリオ 2~シナリオ 3 に想定する 2030 年の回収率まで段階的に回収破壊処理対策が強化されていくものと想定した。その際に、アジア途上国において回収装置や回収ボンベが十分に普及していないため、回収費用の検討のために、回収装置についてはポータブルな Asada 製エコセーバー-mini (約 15.2 万円/台、冷媒ガス回収能力 60-70 g/分、冷媒液回収能力 300-500g/分)、ボンベについては Asada 製漏えい防止機能付きボンベ 24L (約 8.1 万円/ボンベ、26kg 冷媒/ボンベ) を日本から当該国へ輸出することを想定した。また廃棄冷媒が充填されたボンベを回収所から破壊処理施設への輸送費用の検討のために、日本の状況を参考に、平均燃費 3.5km/L 軽油の 10t トラック (24L ボンベを約 200 本積載、つまり約 5000kg 冷媒の積載) を想定した。また回収・輸送には人件費や手数料なども考慮する必要があるため、約 1000~1500 円/時を想定した。当該国から日本への船舶輸送については、現状のアジア諸国からのコンテナ代金を調査し、約 50 万円/コンテナ (24L ボンベが約 300 本積載) を想定した。既存の破壊処理施設の処理費用については、ヒアリングの情報を元に、タイの A 社および B 社は約 400 円/kg 冷媒、マレーシアの K 社は約 200 円/kg 冷媒、中国の天津澳宏环保

材料有限公司は約 400 円/kg 冷媒、過熱蒸気反応法方式を当該国に新設する場合は約 300 円/kg 冷媒とした。またタイ、マレーシア、中国では既存のセメント工場のセメントキルンを用いたフロンの破壊処理はまだ実施されていないため、日本の例を参考にセメント工場あたりのフロン処理導入設備費を約 200 万円とし、塩素処理および炉への損傷に関する問題が生じないように、セメント生産量力に対してフロン混焼率を 0.005%と想定した。セメントに関する国際統計書 CEMBUREAU によるとタイ、マレーシア、中国のセメント生産能力は、それぞれ約 46Mt/年、約 16Mt/年および約 166Mt/年である。

図 4.39～図 4.41 にシナリオ 1、シナリオ 2、シナリオ 3（およびシナリオ 4）の排出量および回収量の CO₂ 換算量を示す。また各シナリオにおける回収破壊処理量と回収破壊処理費用に関する結果を図 4.42～図 4.44 に示す。なお、他の温暖化抑制策との費用対効果を比較検討するために、廃棄冷媒の回収破壊処理費用の単位を円/tCO₂ 換算で試算しているが、例えば冷媒 1kg を回収破壊処理したとしても、冷媒の種類によって GWP 値が異なり tCO₂ 換算量が違うため、冷媒の種類別に費用対効果（円/tCO₂）も異なってくることに注意する必要がある。また、冷蔵庫のように充填量が少ない機器から回収するよりも、ルームエアコンのように充填量が多い機器から回収する方が、単位回収作業当りの費用が小さくなるため、費用対効果（円/tCO₂）が得られやすいことにも注意する必要がある。

まず、タイの結果をみると、シナリオ 2 のように稼働している既存の処理施設のフロン破壊容量程度までしか回収破壊処理しない場合は、多くの冷媒が大気へ排出されてしまう。一方で、シナリオ 3 およびシナリオ 4 のように、最大限を回収破壊処理した場合は、多くの量を排出抑制することが可能だが、自国内で破壊処理する場合と日本へ船舶輸送して破壊処理する場合で、対策費用にあまり大きな差がみられず、自国内で破壊処理する方が費用対効果の面でわずかに優位である。これは、タイにはフロン処理に十分な容量の既設のセメント工場のセメントキルンがあり、現在未利用のそれらの施設を有効に活用できれば破壊処理施設を新設する必要がなく、自国内で処理する費用が日本へ輸送して破壊処理する費用よりもわずかに優位であるためである。

次に中国の結果をみると、他のアジア諸国と比較して排出量が大きいため、その影響の大きさから考えて回収率が高い方が望ましく、最大限の回収破壊処理対策を取ることで多くの量を排出抑制することができる。ただし、中国はタイとは異なり、フロン廃棄量に対して十分な容量の既存の破壊処理施設がなく、現在未利用のセメント工場のセメントキルンを活用したとしても、その処理容量は十分でないため、シナリオ 3 のように自国内で処理する場合は破壊処理施設を新設する必要があり、その処理費用はシナリオ 4 と比較して処理費用が日本へ輸送して破壊処理する費用と比べて高くなってしまふことがわかる。したがって、温暖化抑制策としても、その費用対効果としても、シナリオ 4 のように廃棄冷媒を回収し、日本へ輸送して破壊処理することは効果が高いといえる。

また、マレーシアの結果をみると、既存の破壊処理施設および現在未利用のセメント工場のセメントキルンのフロン破壊処理容量はある程度十分にあり、新設する破壊処理施設の数は少なく済むため、シナリオ 3 およびシナリオ 4 の費用の面であまり大きな差がみられない。

なお、回収された冷媒を破壊処理する際に、環境負荷の大きい（すなわち CO₂ 換算量の大きい）冷媒から優先的に当該国の既存の破壊処理施設で処理し、既存の設備容量が足りなくなった場合に、新設の処理施設か日本へ船舶輸送して処理するように試算している。したがって、例えばシナリオ 3 において、タイでは、HF32 の回収破壊処理費用が 2020 年頃から減少しているのは既存の破壊処理施設の容量が足りなくなり、現在未利用のセメントキルンによる破壊処理が導入された効果であり（セメントキルンの方が処理費用は安価）、一方で、中国では、HF32 の回収破壊処理費用が 2020 年頃から増加しているのは、すでに

現在未利用のセメントキルンによる破壊処理施設の容量も使い尽くしてしまい、さらに新設の破壊処理施設の導入されていく効果である。マレーシアで、HF32 の回収破壊処理費用が 2025 年頃から微増しているのも同様に、現在未利用のセメントキルンによる破壊処理施設の容量も使い尽くし、徐々に新設の破壊処理施設の導入が必要になっていくためである。

そこで、他の温暖化抑制策との費用対効果を比較検討する。世界が INDC（各国が自主的に決定する約束草案）を達成するときの温暖化対策の費用が 10-30 US\$/tCO₂ 程度、経済危機以前の EU 域内における排出権取引価格や CDM プロジェクトの費用の推移が 15-30 EURO/tCO₂ や 10-20 EURO/tCO₂ 程度、経済危機後の排出権取引価格が約 5 EURO/tCO₂ 程度で推移していたことと比較すると、この冷媒フロンの回収破壊処理の費用対効果は概ね 1,000 円/tCO₂ を以下であり、他の温暖化対策と比較して費用対効果の面でも優位であると考えられる。

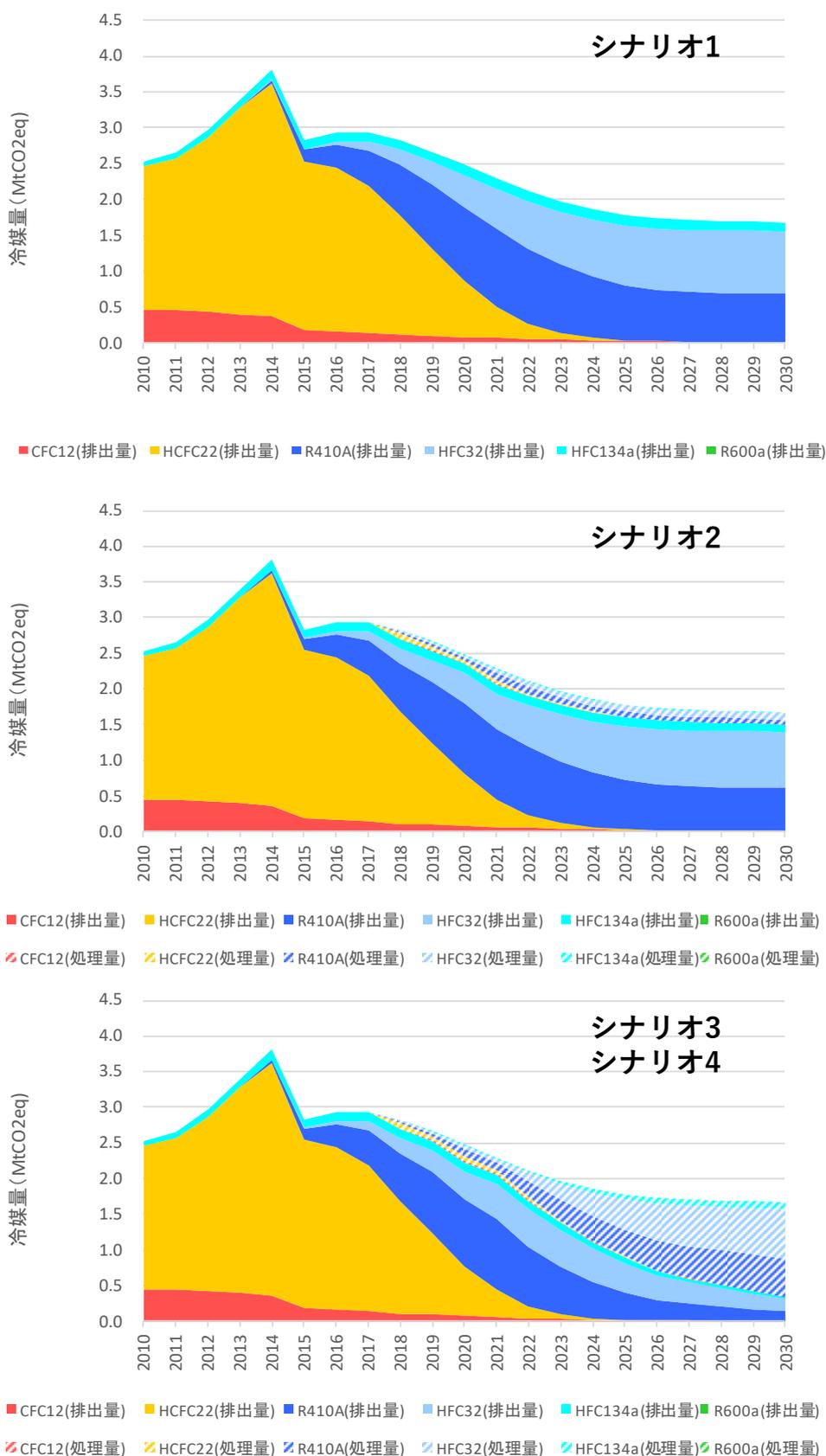


図 4.39 タイにおけるシナリオ別の冷媒排出量および冷媒回収破壊処理量の推計

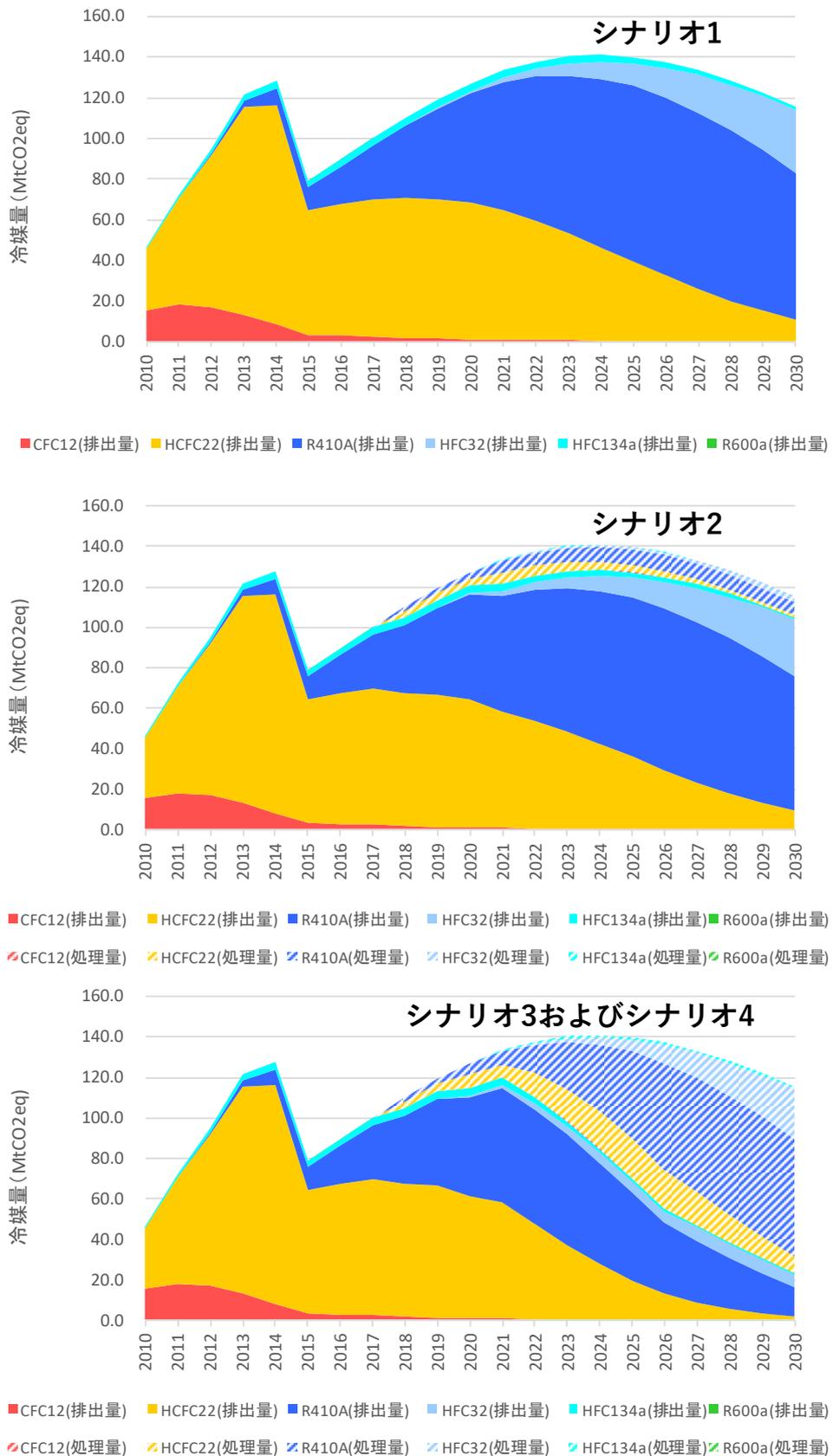


図 4.40 中国におけるシナリオ別の冷媒排出量および冷媒回収破壊処理量の推計

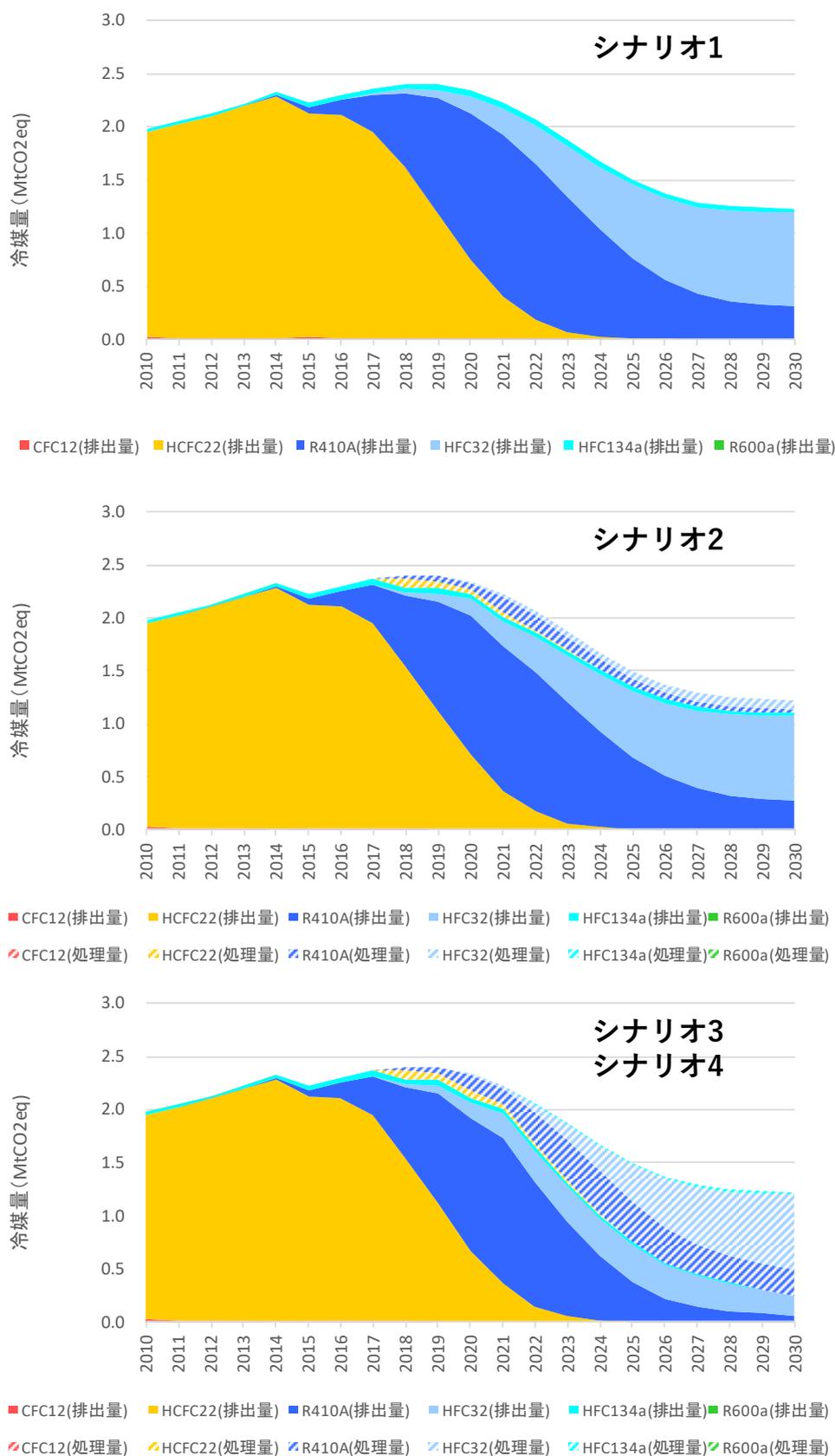


図 4.41 マレーシアにおけるシナリオ別の冷媒排出量および冷媒回収破壊処理量の推計

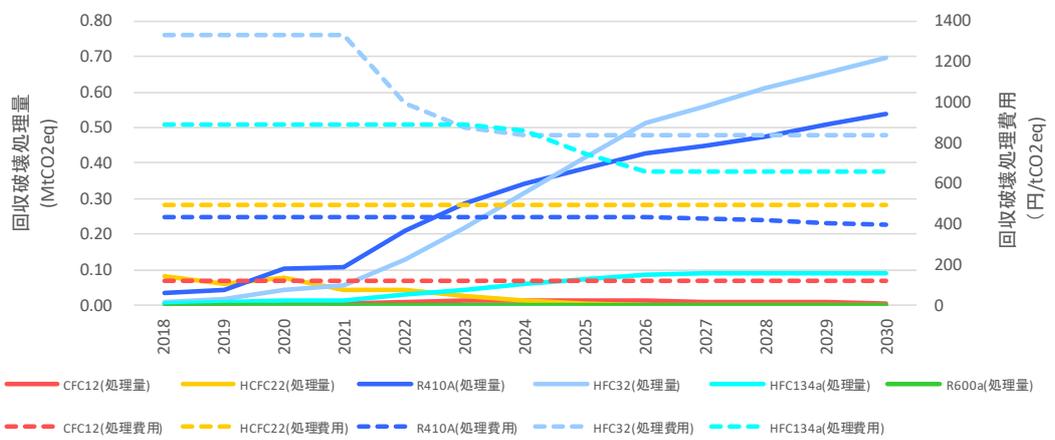
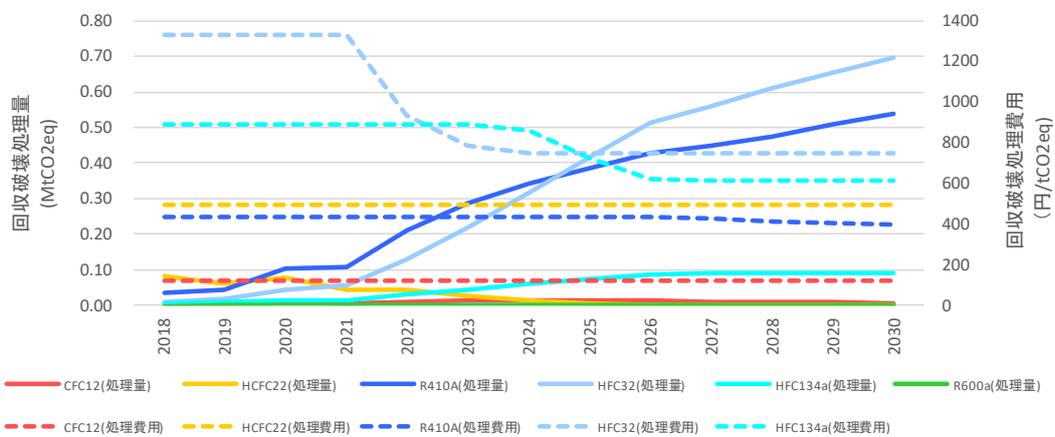
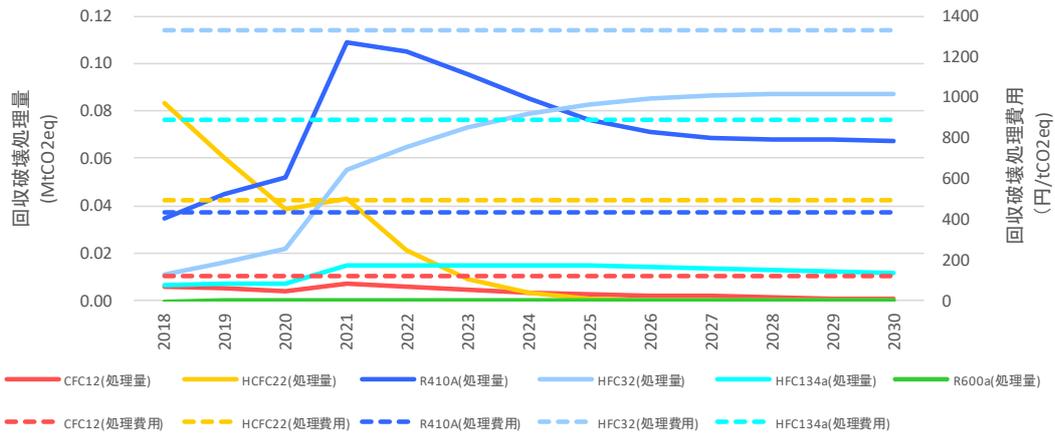


図 4.42 タイにおけるシナリオ別の回収破壊処理量と回収破壊処理費用の推計

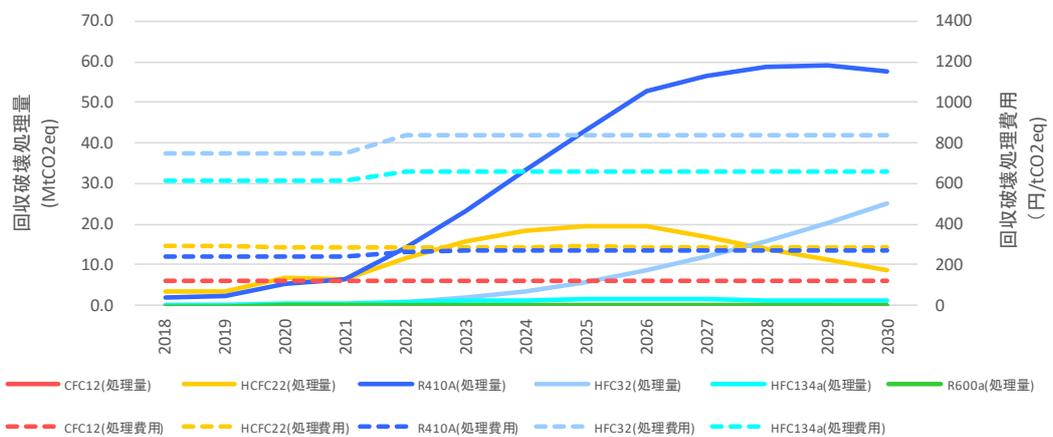
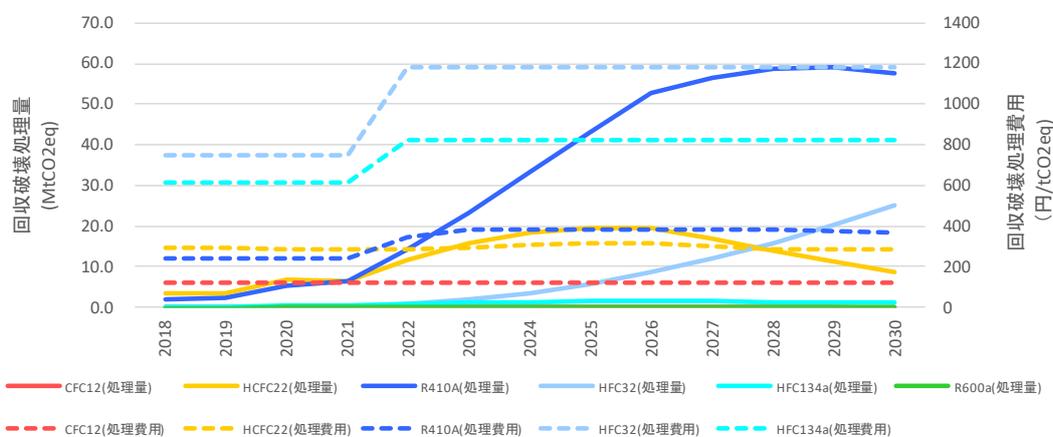
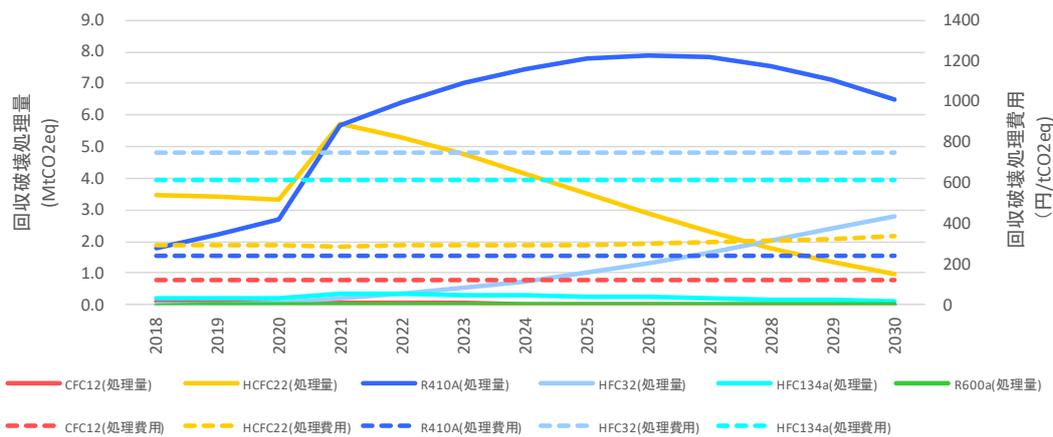


図 4.43 中国におけるシナリオ別の回収破壊処理量と回収破壊処理費用の推計

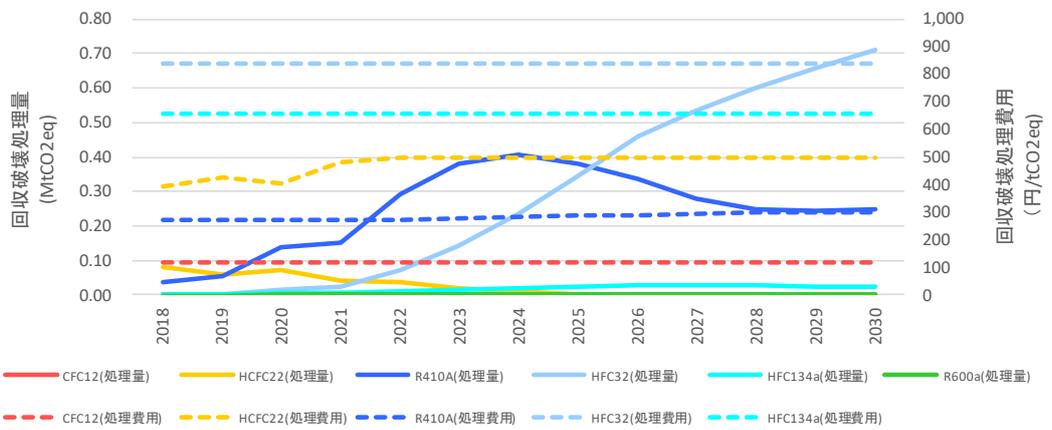
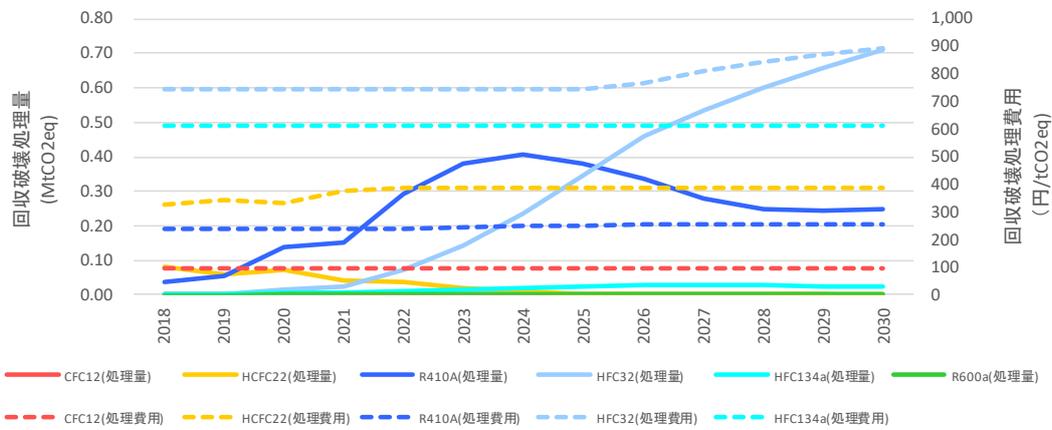
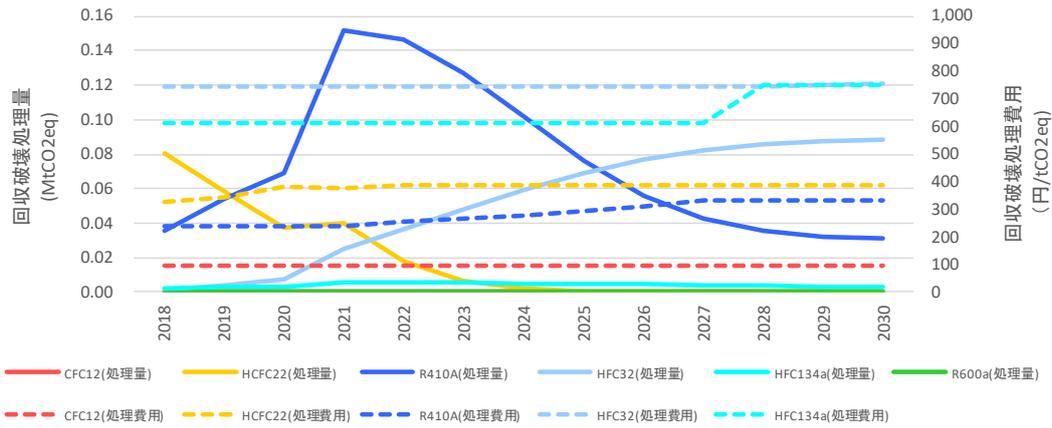


図 4.44 マレーシアにおけるシナリオ別の回収破壊処理量と回収破壊処理費用の推計

b. 電子部品などのリサイクル

(1) で排出量推計を行った結果、日本では 2030 年までに推計された使用済み機器の排出台数はほぼ一定であるのに対して、中国をはじめとするアジア諸国では排出台数の伸びが著しいことがわかった。中国は多くの使用済み機器の排出台数で日本を既に上回っているが、インドやインドネシアなどでも既に日本を上回っている機器やまもなく上回る機器がある。前述のフロン類と同様に、電子部品スクラップの適切な回収・リサイクルが必要である。

本研究の排出量推計は用いた推計条件の検証は必要であるものの、2030 年にアジア各国で排出される基板スクラップに関して、図 4.18 で示したように韓国、インドネシア、フィリピンなどで千 t 前後、インドで 10 千 t 程度、中国では 30 千 t 弱と見込まれる。図 4.4 よりエアコンでは中国以外の各国で 100 万台弱から数 100 万台であり、エアコン 1 台あたりの基板量を 1.3kg とすると、千 t から数千 t 程度の基板スクラップがエアコンから発生するとみられる。回収される品目や回収率の設定によって変わるものの、使用済み電気電子機器全体としては、各国で数千 t から数万 t 程度（中国はさらにこれ以上）の基板スクラップの受入れを見込まねばならないと思われる。

また、(2) で行った基板処理試験の結果、フィリピンのインフォーマルリサイクルでは Au 回収率が低い場合は 3%程度、高い場合でも 70~80%程度であり、95%以上回収可能なフォーマルの製錬施設とは回収効率に大きな差があることがわかった。周辺への有害物質排出など環境・健康上の課題もあるため、このようなインフォーマルリサイクルに依存することは、資源回収と環境影響の両面から避けるべきであるといえる。

そこで基板や電子部品のスクラップについては、環境上適正な管理 (ESM) が行える製錬施設によって貴金属や銅を回収することが必要となる。乾式の銅製錬施設は大規模であるため、日本、韓国、中国など既存施設がある国に越境移動して金属回収を行わねばならない。湿式の製錬施設は比較的小規模であるため、シンガポールやマレーシアをはじめアジア諸国でも受入れ可能な国がある。一方、使用済み電気電子機器のリサイクル制度が整備または検討されているベトナム、タイやフィリピンのような国では乾式または湿式の製錬施設も十分には整っていないために、(i)自国内で ESM が可能な製錬施設を整備する、または(ii)ESM が可能な施設のある国に越境移動させてリサイクルを行う、の 2 つの方向性が考えられる。

(i)については各国内での施設や建設計画の情報収集が必要である。中国では 1)b. で銅の製錬施設とマテリアルフローを検討したが、2014 年でスクラップを原料とする施設の生産能力が 1,285 千 t としたものの、実際に電子部品スクラップの受入れ可能な施設に関する情報収集がなお必要である。日本、韓国、中国以外のアジア諸国では、大規模な乾式の製錬施設をすぐに建設するのは現実的ではないため、当面は湿式の製錬施設を充実させるしかないと思われる。この際、インフォーマルリサイクル業者との競合によって現在稼働していない製錬施設や、生産工程由来のスクラップしか受け入れていない製錬施設も多いため、使用済みの電子部品スクラップを受け入れ可能なシステムがハード・ソフトの両面から必要になるであろう。

(ii)について日本の輸入可能性を検討する。2)でみたように日本の貴金属含有スクラップ輸入量は増加しており、日本鉱業協会によれば受入れ余力はあるとされている。一方、バーゼル法の報告値が少ないため、バーゼル法に基づく手続きが課題となっていることが考えられ、ESM が可能な施設への輸入手続きの簡素化が改善策としてありえる。次にシンガポールの状況をみると、1)b. でみたように 3~4 万 t/年程度の受入れ能力があるのに対して 2014 年で 410t の貴金属含有スクラップの輸入となっており、バーゼル条約上の輸入手続きが簡素化されているために輸入量が増加する可能性があり、課題は受入れ余力であると考えられる。

4) 回収・処理システムのシナリオにおける課題

フロン処理と電子部品スクラップのリサイクルを事例に、回収・処理システムのシナリオを検討した。シナリオは大きく分類して、当該国での処理・リサイクルを実施するものと越境移動を伴うものがあり、以下でそれぞれの課題を考察する。また、排出シナリオ推計の不確実性と費用対効果分析の不確実性もあり、シナリオの評価には注意を要する。

b. 各国での処理・リサイクルの課題

各国での処理・リサイクルを進めるにあたっては、各国で活用されていない施設について処理能力と活用のための条件などに関する情報収集や計画が必要である。また、インフォーマルリサイクル業者との競合によって現在稼働していない製錬施設や、生産工程由来のスクラップしか受け入れていない製錬施設も多いため、使用済みの電子部品スクラップを受け入れ可能な施設とシステムというハード・ソフトの両面から必要になるであろう。

具体的には、フロン類の処理施設整備においては、実際に回収破壊処理対策を導入する際の当該国における廃棄フロンの取扱いに関する国内制度の障壁という課題がある。例えばタイでは、廃棄フロンは有害廃棄物に指定されている。したがって、たとえ回収できたとしても、廃棄物焼却施設の焼却炉やセメント工場のセメントキルンを使って破壊処理したい場合は、それらの破壊処理施設が国の許認可を受ける必要がある。そのためには、処理施設が十分な破壊効率（モンリオール議定書で要求される破壊効率は99.99%）を有しているかを実証する必要があるが、タイのように一部の施設について日本の技術・資金援助による実証実験が行われている国もあるが、技術的・資金的な援助の不足により、アジア途上国全般的に破壊処理施設が十分な破壊効率を有しているかどうかの実証は進んでいない。

加えて、日本からアジア途上国への技術的・資金的な支援に関する国際制度上の障壁という課題がある。まず、モンリオール議定書の多国間基金では、冷媒フロンの代替対策に対しては資金援助されるが、回収・破壊処理については資金援助の対象となっていない。よって、日本から技術支援する際に、モンリオール多国間基金の枠組みは使えない。また、日本の二国間クレジット制度（JCM）実証事業では、エネルギー起源 CO₂ の削減に関する技術的・資金的な支援が対象となっているため、フロン類の回収・破壊処理は対象外になってしまう。廃棄フロンの回収・破壊処理に関する JCM 事業としては、2016 年にベトナムのハノイとホーチミンにおいて、国営病院の廃棄エアコンから回収したフロン冷媒をセメント工場のセメントキルンを用いて破壊処理した事業例がある。ただしこの事業は、効率の悪い古いエアコンを廃棄し、高効率ルームエアコンの技術普及を支援することが主目的であった。効率の悪い古いエアコンを廃棄する際に冷媒フロンを大気放出するのではなく、事業としての環境倫理上の観点から適正に回収して破壊処理した、というものである。したがって、高効率ルームエアコンの導入効果のみが CO₂ 削減クレジットとしてカウントされ、廃棄フロンは京都議定書の対象ガスでない HCFC であるため、回収破壊処理した CO₂ 換算量は CO₂ 削減クレジットとしてカウントされない。このように、廃棄フロンの回収破壊処理を主目的とした技術的・資金的な支援の枠組みがないため、CO₂ 削減対策の導入とセットにした事業としない限り、日本からアジア途上国へ支援することが難しい。また、アジア途上国で現在も使われている古い冷蔵庫や古いエアコンに充填されている CFCs や HCFCs は、京都議定書の排出削減対象ガスの対象外であるため、アジア途上国にとっても自主的に廃棄フロンを回収破壊処理するインセンティブが働かないのが現状である。

c. 越境移動の課題

日本への輸入を通じた処理・リサイクルについては、日本国内での輸入手続きの課題がある。フロン類については外為法、電子部品スクラップなどについてはバーゼル法の手続きに時間や手間を要することが課題として挙げられていた。

2)b.でも述べたように、EU 域内ではアジアより多くの電子部品スクラップなどが流通している。これはバーゼル対象物についても同様であり、フロン類についても一定の輸出入がバーゼル条約の国別報告で届出されている。EU 域内では域内の越境移動の手続きが簡素化されているだけでなく、EU 域外を含むすべての国からの比較的有害性が低い基板スクラップなどの輸入手続きについて、通告・同意等が不要とされ、輸入について日本よりも競争上有利な環境を構築していた。2017年3月にバーゼル法改正のための閣議決定が行われ、日本でもEUと同様に基板スクラップなどのリサイクル目的での輸入について、(これまでも不要となっていた先進国からだけでなく) 途上国からの輸入であってもバーゼル法の規制対象から除き、通告・同意や輸入承認等を不要とすることとなった。この内容での法改正と運用によって、国内の処理能力の活用と世界の環境負荷低減への貢献が期待される。

また、パソコン、携帯電話のリチウムイオン電池などの普及が進むなか、これらの処理・リサイクルのための施設も各国で整備するのが容易ではなく、アジア内での越境移動によって日本などがリサイクルの拠点として貢献する可能性を検討するのが望ましいであろう。

c. 排出シナリオ推計の不確実性

冷媒フロンの排出量推計に関する課題として、対象機器が市中で使用されている際の冷媒の漏洩率の設定の問題がある。本研究では、ルームエアコンや冷蔵庫などに関する漏洩率について現地ヒアリングや文献調査を実施したが、当該国における適切な漏洩率のデータが入手できなかったため、排出シナリオの分析において漏洩率の影響を十分に考慮できなかった。現地ヒアリングによると、アジア途上国ではルームエアコンや冷蔵庫などの機器が廃棄される際には、充填されている冷媒の多くが漏洩した後であるともいわれているため、実施に回収対策を実施したとしても、回収できる冷媒量は推計値よりも小さくなる可能性が十分に考えられる。

d. 費用対効果分析の不確実性

フロン類の処理に関して4つの排出シナリオを検討したが、当該国における回収費用の設定、運搬費用の設定、破壊処理費用の設定の仕方次第によって、費用対効果の試算の結果が変わってくる。特に、当該国において破壊処理施設が十分でない場合に、どのような破壊処理施設を新設するか、また未利用だが既存のセメント工場のセメントキルンを活用する場合に、塩素処理および炉への損傷に関する問題がない程度のフロン混焼率(0.005%)を考慮したときフロン処理導入設備費をどのように想定するかによって、当該国内で処理した方が費用対効果は優位か、それとも廃棄冷媒を船舶輸送で日本国へ持って行き破壊処理した方が費用対効果は優位か、その結果が変わってくる。また、回収については、2030年までにシナリオで設定した回収率まで段階的に回収対策が強化されていくものと想定し、破壊処理については、環境負荷の大きい(すなわちCO₂換算量の大きい)冷媒から優先的に当該国の既存の破壊処理施設で処理し、既存の設備容量が足りなくなった場合に、新設の処理施設か日本へ船舶輸送して処理するように想定しているが、段階的に回収率を強化していく条件や、破壊処理施設によって単位あたりの破壊処理費用が異なるの

で、どの冷媒から優先的に破壊処理するかの設定の仕方次第でも、冷媒種類別の費用対効果の試算の結果が変わってくる。よって、これらのシナリオ条件設定次第では、当該国において破壊処理施設容量が足りない場合に、施設を新設するよりも、日本へ輸送して破壊処理の方が費用対効果は優位になるかどうか、結果が変わることも考えられる。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

使用済み製品の排出量推計を行うにあたって、ポピュレーションバランスモデルが信頼性の高い結果を得られると考えられるが、アジア諸国で将来を含めて保有台数を外生的に与える必要があった。そこで、1人あたり保有台数を推計するための重回帰モデルを作成することで、アジア各国ごとに経済レベルに応じた将来の保有台数を設定し、2030年までの排出量を推計することが可能になった。また、ポピュレーションバランスモデルでは販売年別の排出台数を推計可能であることから、エアコンや冷蔵庫の使用冷媒種の変遷が考慮可能になり、使用済み製品の冷媒フロンも種類別に推計可能となった。

推計した使用済み電気電子機器の排出台数がアジアで多いのは圧倒的に中国であり、日本の数倍から十数倍であることを定量的に示した。例えば2030年のエアコンで比較すると、日本の排出台数は790万台なのに対して、中国では9.2倍の7,200万台となっている。

各国におけるエアコンと冷蔵庫の使用冷媒種の変遷を考慮して推計した結果、オゾン層保護および温暖化防止の観点でみてエアコンのインパクトが冷蔵庫よりはるかに大きいことがわかった。また、オゾン層破壊はほぼ解決に向かうが、温暖化防止が将来にわたる課題である。

インフォーマルリサイクルによる資源回収の実態を把握するためにフィリピンで基板処理試験を2回実施し、AuとPbの分配挙動を調査した。Au回収率は低い場合で3～31%程度、高い場合でも68～77%程度であり、95%以上回収可能なフォーマルの製錬施設とは回収効率に大きな差があることがわかった。プロセスに投入したPbの64～69%程度は大気や周辺土壤に拡散しているとみられた。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

中央環境審議会（廃棄物処理制度専門委員会、輸出入規制専門委員会）において、越境移動の課題について委員に説明した。

<行政が活用することが見込まれる成果>

アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計結果は、環境省またはバーゼル条約アジア太平洋地域におけるE-wasteプロジェクトなどで活用されることが期待される。また、JICAのマレーシアにおけるE-waste管理制度構築支援プロジェクトなどを通じて、マレーシアのような個別の国における管理制度構築支援にも活用される可能性がある。

アジア途上国のインフォーマルリサイクルによる金属資源の低回収効率と環境影響に関する知見は、バーゼル法見直しと日本のスクラップ輸入を通じた海外貢献に活用できる可能性がある。

バーゼル条約に基づく国別報告を利用した越境移動量のデータベース化と分析結果は、環境省とバーゼル条約事務局を通じて、現状の越境移動のさらなる解析と報告様式の改善に貢献することが期待される。

アジア諸国における使用済みエアコンと冷蔵庫の冷媒フロン賦存量推定結果は、環境省の途上国廃フロン処理制度構築に貢献することが見込まれる。また、フロン類の処理システムに係るシナリオ検討結果は、環境省および当該国政府におけるフロン対策の検討に貢献できる可能性がある。

6. 国際共同研究等の状況

日本国国立環境研究所とフィリピン国フィリピン大学財団との間で、2015年12月28日に「電気電子機器廃棄物管理に関する共同研究」についての覚書を交わした。これは研究代表者の寺園をはじめとする本課題参加メンバーが、フィリピン国内における電気電子機器廃棄物（E-waste）の処理状況、環境汚染および管理制度などに詳しいフィリピン大学ディリマン校（UP-Dilimann）の環境工学専攻に属する Florencio C. Ballesteros Jr. 准教授との間で、現地調査や情報交換を円滑に行うための研究体制を構築したものである。

また、日本国国立環境研究所は、韓国バーゼルフォーラムおよび中国のバーゼル条約アジア太平洋地域センターとの間でそれぞれ2014年11月、12月に「有害廃棄物の国境を超える移動およびその処分の規制に関するバーゼル条約の履行の協力」に関する覚書を交わした。これは研究代表者の寺園をはじめとする本課題参加メンバーが、日本、韓国、中国の3カ国でバーゼル条約に関連する各国の法規制や運用の状況と課題に関する情報交換を主とする研究協力を行うものである。2014年より年に1回の会合参加を通じて情報交換を行っており、2016年10月にはバーゼルフォーラム2016ワークショップを京都で開催した。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

- 1) Oguchi M., Fuse M. (2015) Regional and longitudinal estimation of product lifespan distribution: A case study for automobiles and a simplified estimation method, *Environmental Science and Technology*, 49, 1738–1743.
- 2) Terazono A., Oguchi M., Iino S., Mogi S. (2015) Battery Collection in Municipal Waste Management in Japan: Challenges for Hazardous Substance Control and Safety, *Waste Management*, 39, 246-257
- 3) Yoshida A., Terazono A., Ballesteros F.C., Nguyen D.Q., Sukandar, Kojima M., Sakata S. (2016) E-waste recycling processes in Indonesia, the Philippines, and Vietnam: A case study of cathode ray tube TVs and monitors. *Resources, Conservation & Recycling*, 106, 48-58
- 4) Terazono A., Oguchi M., Yoshida A., Medina R.P., Ballesteros Jr.F.C. (2017) Material Recovery and Environmental Impact by Informal E-Waste Recycling Site in the Philippines. *Sustainability Through Innovation in Product Life Cycle Design*, 197-213
- 5) Kuzuhara S., Akimoto Y., Shibata K., Oguchi M., Terazono A. (2017) Evaluation by year of the valuable/hazardous material content of lithium-ion secondary battery cells and other components of notebook computer battery packs. *J Mater Cycles Waste Manag.* doi:10.1007/s10163-017-0600-x (in press)

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表（査読なし）>

- 1) 寺園淳 (2015) 第 6 章 廃棄物の越境移動と国際的な管理. 鷲田豊明, 笹尾俊明編, シリーズ環境政策の新地平 7 循環型社会をつくる, 岩波書店, 113-133
- 2) 寺園淳 (2017) 第 3 節 廃棄物 3. 廃棄物の越境移動, グリーン連合「グリーン・ウォッチ」編集委員会, グリーン・ウォッチ, グリーン連合 (印刷中)

(2) 口頭発表 (学会等)

- 1) Terazono A. (2014) E-waste Management in Japan and other Asia: Toward the Appropriate Management of Hazardous and Resource Potential. IUMRS-ICA 2014, Fukuoka
- 2) 寺園淳, 小口正弘, 飯野成憲, 茂木敏 (2014) 有害危険性管理の観点からの使用済み電池類と小型家電の排出実態. 廃棄物資源循環学会第 25 回研究発表会, 講演原稿集, 15-16
- 3) 小口 正弘, 寺園淳, 長谷川亮 (2014) 金属スクラップの品目組成調査と有害特性分析のためのサンプリング方法の試行, 第 25 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演原稿集, 537-538
- 4) Terazono A., Oguchi M., Iino S., Mogi S. (2014) Sorted Collection of Used Batteries and Small Home Appliances by Municipalities. EcoBalance 2014, Abstract Book, 38, Tsukuba
- 5) Terazono A. (2014) The legal system on transboundary movement management of E-waste at national level, and the information on illegal traffic status and cases. The 9th International Conference on Waste Management and Technology, Beijing
- 6) Terazono A., Oguchi M., Iino S., Mogi S. (2014) Small WEEE and battery collection in municipal waste management in Japan. The 9th International Conference on Waste Management and Technology, Beijing
- 7) Oguchi M., Terazono A., Tasaki T., Kobayashi G., Takagi S. (2014) Modeling in-use stocks and lifespan distribution of consumer durables to forecast generation of end-of-life products in various countries, Abstracts of the Joint 11th International Society For Industrial Ecology (ISIE) Socio-Economic Metabolism Section Conference and the 4th ISIE Asia-Pacific Conference, Melbourne
- 8) Oguchi M., Terazono A., Santo A. (2015) Future WEEE generation and management of WEEE focusing on metals and fluorocarbons in Asian countries, 3W Expo 2015 Conference session 2: Electronic waste management, Bangkok
- 9) 安藤成美, 葛原俊介, 寺園淳, 小口正弘 (2015) 高品位電子基板類の加熱処理時における貴金属の分配挙動. 第 20 回高専シンポジウム, 同講演要旨集
- 10) Oguchi M. (2015) Actual product lifetime in society: Empirical data and estimation methodologies, Workshop on “Expected, Actual and Optimal Product Lifetimes in future low carbon and resource-saving patterns of production and consumption.” Nottingham
- 11) Terazono A., Oguchi M., Kuzuhara S., Yoshida A., Medina R.P., Ballesteros F.C.J. (2015) Material Recovery by Informal E-waste Processing in the Philippines. The 2nd 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management, Scientific Program, 254-256
- 12) Oguchi M., Terazono A., Hanaoka T., Tasaki T. (2015) Modeling in-use stocks of consumer durables for estimating future generation of end-of-life products in Asian countries. The 2nd 3R

- International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management, Scientific Program, 340-343
- 13) Yamasue E., Duc Huy T., Duc Quang N., Oguchi M., Okumura H., Ishihara K.N. (2015) Lifetime of electronic devices in Vietnam and comparison with Japan. Product Lifetimes And The Environment (PLATE) Conference 2015, Proceedings, 411-413
 - 14) Oguchi M. (2015) Methodologies for estimating actual lifetime distribution of products. Product Lifetimes And The Environment (PLATE) Conference 2015, Proceedings, 261-265
 - 15) Terazono A., Oguchi M., Hanaoka T., Santo A. (2015) Modeling in-use stocks of consumer durables to forecast generation of end-of-life products and fluorocarbons potential in Asian countries. 8th Biennial Conference of the International Society for Industry Ecology (ISIE Conference 2015), Book of Abstracts, 208
 - 16) 寺園淳, 小口正弘, 葛原俊介, 秋元裕太 (2015) 使用済みリチウムイオン電池の有害特性に関する検討. 第 26 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 175-176
 - 17) Terazono A. (2015) E-waste recycling and transboundary movement of waste in Japan. Basel Forum 2015, Abstracts, 129-140
 - 18) 寺園淳, 小口正弘 (2015) 廃電池の有害特性と輸出入管理. 環境経済・政策学会 2015 年大会, 報告要旨集
 - 19) 安藤成美, 葛原俊介, 小口正弘, 寺園淳 (2015) 廃電気電子基板中の貴金属類の定量分析に関する検討. 平成 27 年度資源・素材関係学協会合同秋季大会, 資源・素材講演集, 2(2), PY-39
 - 20) 秋元裕太, 葛原俊介, 寺園淳, 小口正弘 (2015) リチウムイオン二次電池に使用される金属量の評価. 平成 27 年度資源・素材関係学協会合同秋季大会, 資源・素材講演集, 2(2), PY-41
 - 21) 青木渉一郎, 村上進亮 (2015) 鉄スクラップの国際需給構造に関する研究. 平成 27 年度資源・素材関係学協会合同秋季大会, 資源・素材講演集
 - 22) Yoshida A., Terazono A. (2015) A Comparative Study of Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) Recycling Systems in East Asia. The Tenth International Conference on Waste Management and Technology, Abstracts, 145
 - 23) Terazono A., Oguchi M., Yoshida A., Medina R.P., Ballesteros Jr.F.C. (2015) Material recovery and environmental impact by informal E-waste recycling site in the Philippines. EcoDesign 2015 (9th International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing), USB Proceedings, 529-536
 - 24) 佐藤直樹, 葛原俊介, 小口正弘, 寺園淳 (2016) 廃基板類の加熱処理時における臭素系有機化合物の発生挙動. 第 21 回高専シンポジウム, 同講演要旨集
 - 25) 柴田和, 葛原俊介, 寺園淳, 小口正弘 (2016) リチウムイオン二次電池の金属資源価値と電池容量の関係. 第 21 回高専シンポジウム, 同講演要旨集
 - 26) 秋元裕太, 葛原俊介, 寺園淳, 小口正弘 (2016) ノート PC 用バッテリーパックに含有する有害金属の定量評価. 第 21 回高専シンポジウム, 同講演要旨集

- 27) 安藤成美, 葛原俊介, 小口正弘, 寺園淳 (2016) 前処理条件が電子基板の Au 定量に及ぼす影響. 第 21 回高専シンポジウム, 同講演要旨集
- 28) Hotta Y., Liu C., Totoki Y., Santo A. (2016) Comparatives Study of Progress in EPR implementation in Asia-Pacific Region and Experience of EPR implementation in Japan, The 3rd 3RINCs (The 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management), Hanoi
- 29) Terazono A., Oguchi M., Kuzuhara S., Medina R.P. (2016) Survey of material recovery by informal E-waste recycling in the Philippines. Electronics Goes Green 2016+, Conference Documentation Package
- 30) Oguchi M., Terazono A., Fuse M. (2016) Future generation of WEEE in developing countries – An estimation model and case studies in Asia. Electronics Goes Green 2016+, Proceedings
- 31) 笹木航太, 葛原俊介, 小口正弘, 寺園淳 (2016) リチウムイオン二次電池における正極活物質の年代別評価. 第 27 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同講演集, 171-172
- 32) 作間春香, 葛原俊介, 寺園淳, 小口正弘 (2016) フィリピンの IC 熱処理プロセスにおける Au 回収に関する検討. 第 27 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同講演集, 173-174
- 33) Terazono A. (2016) Recycling facilities and TBM in Asia. Basel Forum 2016 Workshop in Asia-Pacific Region, Proceedings
- 34) Terazono A., Oguchi M., Kuzuhara S., Medina R.P., Ballesteros Jr.F.C. (2016) Informal E-waste recycling and its metal recovery in the Philippines. EcoBalance 2016, Abstracts, 132
- 35) Yoshida A., Terazono A. (2016) Material flow of copper and lead in China: An impact of WEEE recycling in China. EcoBalance 2016, Abstracts, 132
- 36) 笹木航太, 葛原俊介, 小口正弘, 寺園淳 (2017) リチウムイオン二次電池の正極活物質における使用金属の調査. 第 22 回高専シンポジウム, 同講演要旨集
- 37) 作間春香, 葛原俊介, 寺園淳, 小口正弘 (2017) アジア途上国の E-waste リサイクルにおける IC チップからの Au 回収率の調査. 第 22 回高専シンポジウム, 同講演要旨集

(3) 知的財産権

特に記載すべき事項はない。

(4) 「国民との科学・技術対話」の実施

- 1) 寺園淳「アジア圏における国際資源循環の現状と課題 – 電気電子機器と金属スクラップを中心に –」(九州エコフェア 2014 (東アジア環境フォーラム)、主催：一般社団法人日本経営協会・西日本新聞社、2014 年 6 月 18 日、福岡国際センター、聴講者約 100 名にて講演)
- 2) 寺園淳「国際資源循環と化学物質リスク」(化学物質の安全管理に関するシンポジウム、主催：同実行委員会、2015 年 2 月 6 日、東京・中央合同庁舎第 8 号館、聴講者約 200 名にて講演)

- 3) 寺園淳「アジア地域における使用済み電気電子機器の管理」(国立環境研究所公開シンポジウム「最新技術で迫る環境問題」、主催：国立環境研究所、2015年6月19日・東京・参加者約440名、6月26日・大阪・参加者約250名、にてポスター発表)
- 4) 寺園淳「電気製品と電池のリサイクル」(九州大学大学院工学研究院附属循環型社会システム工学研究センター平成27年度公開講座、主催：同センター、2015年10月17日、福岡・九州大学、聴講者約30名にて講演)
- 5) 寺園淳「日本とアジアの電子ごみーあなたのパソコンが汚染を引き起こす？」(国立環境研究所夏の公開「環境サイエンスカフェ」、主催：国立環境研究所、2016年7月23日、聴講者約20名にて講演)
- 6) 寺園淳「電気電子機器の『ごみ問題』ー世界をめぐる E-waste の実態とは？」(アジア太平洋資料センター(PARC) 自由学校特別講座、主催：PARC 自由学校、2016年7月25日、PARC、聴講者約10名にて講演)
- 7) 寺園淳「使用済み家電製品等の国際循環の適正化について」(リサイクルポートセミナー、主催：リサイクルポート推進協議会、2016年12月5日、第一ホテル東京シーフォート、聴講者約100名にて講演)

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

- 1) 第21回高専シンポジウム ポスター発表賞受賞(佐藤直樹, 葛原俊介, 小口正弘, 寺園淳 (2016) “廃基板類の加熱処理時における臭素系有機化合物の発生挙動” 第21回高専シンポジウム, 香川)

8. 引用文献

- 1) Yu, J., Williams, E., Ju, M., Yang, Y. (2010) Forecasting global generation of obsolete personal computers, *Environmental Science and Technology*, 44, 3232-3237.
- 2) Huisman, J. (2010) WEEE recast: from 4kg to 65%: the compliance consequences, United Nations University.
- 3) Electrical and Electronics Institute (2007) Development of E-waste inventory in Thailand: Final report.
- 4) URENCO (2007) The development of E-waste inventory in Vietnam: Final report.
- 4) 田崎智宏、小口正弘、亀屋隆志、浦野紘平 (2001) 使用済み耐久消費財の発生台数の予測方法、*廃棄物学会論文誌*、12(2)、49-58.
- 6) Tasaki, T., Takasuga, T., Osako, M., Sakai, S. (2004) Substance flow analysis of brominated flame retardants and related compounds in waste TV sets in Japan, *Waste Management*, 24, 571-580.
- 7) Kim, S., Oguchi, M., Yoshida, A., Terazono, A. (2013) Estimating the amount of WEEE generated in South Korea by using the population balance model, *Waste Management*, 33, 474-483.
- 8) 小口正弘、亀屋隆志、田崎智宏、玉井伸明、谷川昇 (2006) 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.

- 9) Oguchi, M., Fuse, M. (2015) Regional and longitudinal estimation of product lifespan distribution: A case study for automobiles and a simplified estimation method, *Environmental Science and Technology*, 49, 1738-1743.
- 10) 石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2009) 「希少金属高効率回収システム開発事業」 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構資料
- 11) Oguchi, M., Murakami, S., Sakanakura, H., Kida, A., Kameya, T. (2011) A preliminary categorization of end-of-life electrical and electronic equipment as secondary metal resources, *Waste Management* 31, 2150–2160.
- 12) ASCII デジタルウェブサイト, <http://ascii.jp/elem/000/000/800/800695/>
- 13) 浅利美鈴, 酒井伸一 (2012) 小形電池の金属量推定とその廃棄行動に関する研究, *廃棄物資源循環学会誌*, Vol.23. No.4. 268-279
- 14) World Metal Statistics, August 2016
- 15) ICSG Copper Bulletin, August 2016
- 16) China Nonferrous Metals Industry Association Recycling Metal Branch
- 17) ICSG (2013) Directory of copper mines and plants, Up to 2017
- 18) イー・アンド・イー ソリューションズ株式会社 (2014) 平成 25 年度アジアの低炭素社会実現のための JCM 大規模案件形成可能性調査事業 「フロン類の回収・破壊処理の戦略的推進事業」 報告書 (平成 26 年 3 月)
https://www.env.go.jp/earth/coop/lowcarbon-asia/project/data/JP_THA_H25_02.pdf
- 19) 環境省 (2007) インドネシアにおけるフロン破壊処理施設の稼働について
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=9057>
- 20) NEDO:グリーンホスピタル促進事業 (2013–2017)
http://www.nedo.go.jp/news/press/AA5_100498.html
<https://www.nna.jp/news/show/1548572>
- 21) 環境省: 廃棄物等の輸出入の状況, <http://www.env.go.jp/recycle/yugai/index4.html>
- 22) UN Comtrade Database, <https://comtrade.un.org/>
- 23) Basel Convention National Reports
<http://www.basel.int/Countries/NationalReporting/BaselConventionNationalReports/tabid/4250/Default.aspx>
- 24) Kuzuhara S., Akimoto Y., Shibata K., Oguchi M., Terazono A. (2017) Evaluation by year of the valuable/hazardous material content of lithium-ion secondary battery cells and other components of notebook computer battery packs. *J Mater Cycles Waste Manag.* doi:10.1007/s10163-017-0600-x (in press)
- 25) Terazono A., Oguchi M., Yoshida A., Medina R.P., Ballesteros Jr.F.C. (2017) Material Recovery and Environmental Impact by Informal E-Waste Recycling Site in the Philippines. *Sustainability Through Innovation in Product Life Cycle Design*, 197-213
- 26) 経済産業省・日本磁力選鉱株式会社: 平成 22 年度経済産業省インフラ・システム輸出促進調査等委託費 インドにおける電気電子機器廃棄物のリサイクル事業に関する実施可能性調査報告書

- 27) 経済産業省・三井金属鉱業株式会社: 平成 23 年度アジアにおけるリサイクルビジネス展開可能性調査事業 電炉ダスト等からのベースメタルリサイクル事業化可能性調査報告書
- 28) 経済産業省・三井物産株式会社: 平成 23 年度インフラ・システム輸出促進調査等委託費 タイ国における電気・電子機器廃棄物のリサイクル事業に関する実施可能性調査報告書
- 29) 経済産業省・三菱マテリアル株式会社: 平成 23 年度インフラ・システム輸出促進調査等委託費 マレーシアにおける非鉄金属系工場廃棄物の資源循環トライアルに関する実施可能性調査報告書
- 30) 経済産業省: 平成 24 年度環境問題対策調査等委託費 静脈産業の市場動向及び競合・競争力調査報告書
- 31) 経済産業省・三菱マテリアル株式会社: 平成 23 年度インフラ・システム輸出促進調査等委託費 インドネシアにおける銅製錬所を活用した非鉄金属リサイクル事業に関する実施可能性調査報告書
- 32) 経済産業省・野村総合研究所: 平成 24 年度環境問題対策調査等（フロンガスの分布及び回収・破壊方法に関する国際調査事業）報告書
- 33) NEDO・イー・アンド・イーソリューションズ株式会社: 平成 24 年度アジア等における有用金属等を含む廃棄物の高度なりサイクルシステム構築に関する情報収集報告書
- 34) 経済産業省・日本磁力選鉱株式会社: 平成 25 年度フィリピンにおける電気電子機器廃棄物のリサイクル事業に関する実施可能性調査報告書
- 35) 一般社団法人次世代自動車振興センター・株式会社矢野経済研究所: 平成 23 年度リチウムイオン電池リサイクルに関する調査
- 36) JICA:マレーシア国廃電気・電子機器リサイクルプロジェクト詳細計画策定調査報告書 (2010)
- 37) Panate Manomaivibool (2016) Prospect of Thai WEEE: Implications for TBM and ESM of E-waste, Proceedings of Basel Forum 2016 Workshop in Asia-Pacific Region

[研究概要図]

環境省 環境研究総合推進費 補助金
「アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計と金属・フロン類の回収システムの効果測定(3K143010)」(H26~H28年度)(代表:国立環境研 寺園淳)

課題1 アジア諸国における使用済み電気電子機器・自動車の排出量推計(国立環境研)

アジア10カ国程度における使用済み電気電子機器・自動車の2030年までの排出量を推計した

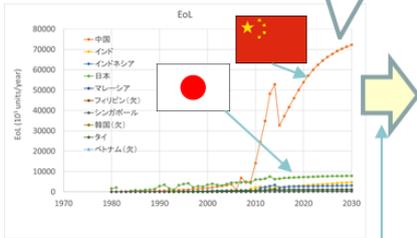
冷媒フロン、バッテリー、基板などの特定の材料・部品に着目して、時間軸・空間軸を持った排出量データを求めた

中国(他国より縦軸が1桁大きい)はエアコンの量が多く、フロン種もGWPの高いR22の使用が続く

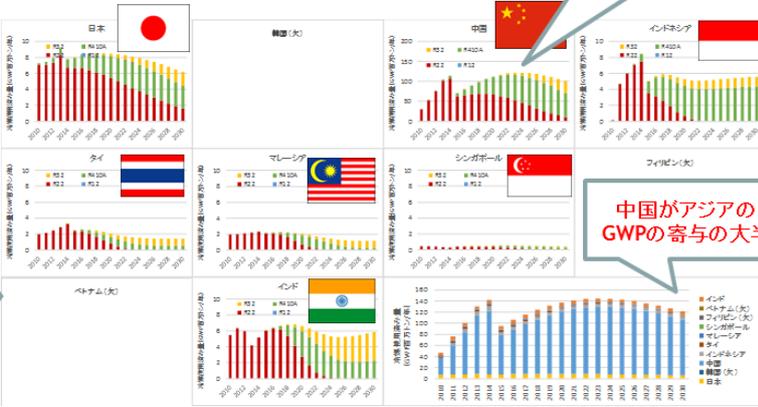
各国の販売台数・保有台数を調査(保有の将来値も重回帰モデルで推計)

ポピュレーションバランスモデルで計算

中国の排出量が日本の数倍から十数倍(2030年のエアコンは9.2倍)



アジア各国における使用済みエアコンの排出台数推計結果



アジア各国における使用済みエアコンに含まれる冷媒量(GWP換算量)の推計結果

国別に冷媒種の変遷の調査結果を反映(HCFC(R22)→HFC(R410A, R32)の傾向だが、国別に方針異なる)

各国の推計結果を利用

課題2 処理プロセスに応じた金属などの挙動解明(国立環境研、東大、仙台高専、IGES)

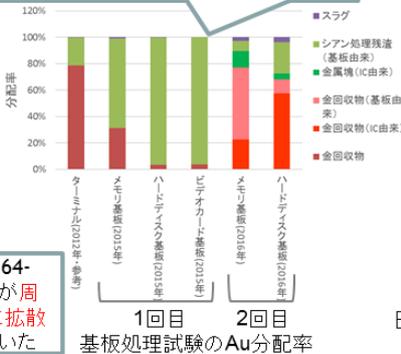
基板からの金属回収効率について、フィリピンのインフォーマル業者で模擬試料を用いた基板処理試験を実施し、回収効率と有害物質挙動を評価した



金の回収効率は1回目(3-31%)、2回目(68-77%)で、適正処理施設の95%以上よりずっと低く、資源のロスが大きいことがわかった



不適正処理



鉛も64-69%が周辺に拡散していた

課題3 回収システムの効果測定と課題提示(国立環境研、東大、IGES)

電子部品スクラップの日本への越境移動の効果と課題も提示

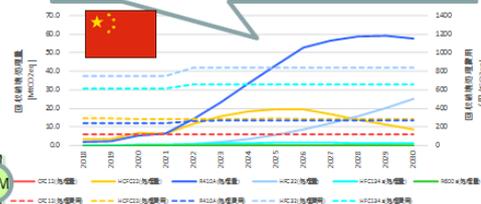
複数の回収・処理システムのシナリオに対して、フロン類回収・破壊量を試算し、回収システムの効果を示した

アジアのフロン対策は全般に他の温暖化対策と比べて費用対効果は優位

最大限を回収すると、中国で破壊処理施設を新設するシナリオよりも、不足分を日本へ輸送して破壊処理の方が費用対効果は優位



日本への越境移動と適正処理



中国におけるシナリオ4(回収率80%、日本で不足分処理)の回収破壊処理量と回収破壊処理費用の推計例

[英文概要]

3K143010

Evaluation of the E-waste/ELV Generation and the Systems of Metals/Fluorocarbons Collections in Asian Countries

Principal Investigator: Atsushi TERAZONO
Institution: National Institute for Environmental Studies
16-2 Onogawa, Tsukuba-City, Ibaraki 305-8506, JAPAN
Tel: +81-29-850-2506 / Fax: +81-29-850-2981
E-mail: terazono@nies.go.jp

Cooperated by: The University of Tokyo, Institute for Global Environmental Strategies, Sendai
National College of Technology

[Abstract]

Key Words: Asia, WEEE, ELV, Metal, Fluorocarbons

The objective of this study is to estimate the future generation of Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) and End-of-Life Vehicles (ELV) in Asian countries focusing on the specific materials/parts and to identify the durables that we need to tackle from the viewpoint of valuable and hazardous materials management and global warming potential.

First, we estimated the WEEE and ELV generation up to 2030 in Asian countries using population balance model. We found that China had dominant contribution in any items and its estimation would be several times or over ten times of those from Japan (e.g., 9.2 times in the case of air conditioners in 2030). We surveyed the transition of types of refrigerant fluorocarbons in each country and calculated the fluorocarbons and those GWP from end-of-life (EoL) air conditioners. Then China again had dominant contribution, app. 90% of those from seven Asian countries we could estimate. This GWP accounted app. 100 to 140 million t-CO₂ from seven countries after 2015. This suggested the importance of refrigerant collection/disposal from EoL air conditioners from global warming issue.

Next, in order to understand the metal recovery by informal recycling, we carried out the printed circuit board (PCB) recycling test in the Philippines in 2015 and 2016 using several PCB scrap samples. Low recovery yield was obtained: 3-34% from 1st test (Au recovery was not fully done from IC chips) and 70-77% from 2nd test. We could suggest not only environmental effect but also inefficient recovery from informal recycling. We also analyzed the Pb behavior and found that most part of input Pb distributed into the ambient air and soil.

Regarding scenario for evaluation of collection and disposal system, mainly two concepts (i) appropriate disposal in each country, and (ii) transboundary movement and appropriate disposal in other countries, were considered. In the case of fluorocarbons in China, if the maximum collection rate from generation was explored, the current facilities cannot provide the full capacity and Japan can support required capacity after transboundary movement with better cost benefit. We could also estimate that every scenario of fluorocarbons management gave better cost benefit, in general.