

平成24～26年度

環境研究総合推進費補助金研究事業補助金

総合研究報告書

使用済み自動車（ELV）の資源ポテンシャルと

環境負荷に関するシステム分析

（3K123001）

平成27年3月

京都大学 酒井伸一

補助事業名 環境研究総合推進費補助金研究事業(平成24年度～平成26年度)

所管 環境省

国庫補助金 95,788,000 円(複数年度の総計)

研究課題名 使用済み自動車(ELV)の資源ポテンシャルと環境負荷に関するシステム分析

研究期間 平成24年4月1日～平成27年3月31日

研究代表者名 酒井伸一(京都大学環境安全保健機構附属環境科学センター)

研究分担者 平井康宏、浅利美鈴(京都大学)、梶原夏子、滝上英孝(国立環境研究所)
田辺信介、高橋 真(愛媛大学)、由田秀人(日本環境安全事業株)

研究協力者 矢野順也(京都大学)
板井啓明、野口貴子、高柳知佳(愛媛大学)

第1章 環境研究総合推進費補助金 研究事業 研究報告書概要版

- ・研究課題名・研究番号＝使用済み自動車（ELV）の資源ポテンシャルと環境負荷に関するシステム分析（K123001）
- ・国庫補助金精算所要額（円）＝ 95,788,000 円（複数年度の総計）
- ・研究期間（西暦）＝2012～2014
- ・代表研究者名＝ 酒井伸一（京都大学環境安全保健機構附属環境科学センター）
- ・研究分担者名＝ 平井康宏、浅利美鈴（京都大学）、滝上英孝、梶原夏子（国立環境研究所）、田辺信介、高橋 真（愛媛大学）、由田秀人（日本環境安全事業㈱）
- ・研究協力者名＝ 矢野順也（京都大学）、板井啓明、野口貴子、高柳知佳（愛媛大学）

研究目的

使用済み自動車（ELV：End-of-Life Vehicles）は自動車の世界的普及に伴い、世界共通の関心の対象となっている。全世界の自動車保有台数は人口を上回る勢いで増加しており、2010年には10億台を超えており、自動車保有台数の増加に合わせてELVも増加している。しかしながら、ELVリサイクル制度や技術の現状に関して世界の動向を比較検討することや、ELVが有する資源性や有害性を念頭においたリサイクルの議論もほとんど行われていない。そこで、（1）ELVリサイクル制度を有する国や地域の制度比較を行うことにより、それぞれの制度の特徴や効果を考察するとともに、3R適用技術やASR（Automobile Shredder Residue）管理についての現状を整理し、ELVリサイクルシステムの現状と将来を論考する。また、（2）ELVを循環資源およびヒトに対する有害物質の曝露源という視点から調査対象とし、自動車部材に含有される資源性物質、および車内ダストに含まれる臭素系難燃剤（BFRs：Brominated Flame Retardants）および臭素化ダイオキシン類（PBDD/Fs）等を定性・定量し、その含有傾向と動態推定を試みる。さらに、（3）ELVの解体調査や化学分析結果、ならびに既往研究情報を基礎として、ELV1台当たりの元素含有量の推定と破碎後のASRへの移行量推定を行い、資源性物質である磁石中のレアアース類を対象として物質フロー推定モデルを策定し、将来予測を含む動的物質フロー解析を実施することとした。また、アジア地域の自動車リサイクルの展開はこれから本格化するため、鉛バッテリーリサイクル施設などのリサイクルの実態調査を試みる。

研究方法

本研究では、ELVリサイクルの世界的な動きと資源性物質や有害物質の存在・挙動に焦点を当てて、大きく分けて次の4つの研究や調査を行った

- （1）ELVリサイクルに関する国際比較研究
- （2）使用済み自動車の解体調査による資源性物質や有害物質把握の試み
- （3）アジア地域における自動車リサイクルに関連する実態解明
- （4）使用済み自動車の資源性物質、有害物質の物質フロー解析

(1) ELV リサイクルに関する国際比較研究

欧米及びアジア地域の ELV リサイクル制度を中心とした比較データ収集と制度比較の要点を抽出するために、本分野での政策立案者やその経験者、研究者及び自動車製造技術者を招聘したワークショップを開催した。ワークショップは 2012 年 9 月 19 日～21 日に名古屋にて、「International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012」と称して実施した。ワークショップの目的は、各国の 3R 政策及び ELV リサイクル制度の背景、動向、成果及び将来の課題に関する情報交換、関連するリサイクルや廃棄物管理に関する管理の仕組みと各地域の事例研究とした。参加国は、ベルギー、ドイツ、イタリア、アメリカ合衆国、オーストラリア、中国、インドネシア、韓国、ベトナム及び日本であった。そして、2014 年 9 月 10 日～13 日に東京と京都にて、その後のフォローアップ情報交換を中心とした国際ワークショップを開催した。

(2) 使用済み自動車の解体調査による資源性物質や有害物質把握の試み

自動車には多様な資源性物質及び有害物質が使用されており、含有状況を明らかにすることが ELV リサイクルにおいて重要となる。したがって、ELV 中の資源性物質や有害物質の含有状況を明らかにすることを目的に、使用済みの従来車及び次世代車の解体調査を行い、自動車構成部品の所在別、部品別重量を明らかにした。次いで、解体調査で回収したサンプルに対して含有元素の定性定量分析を行った。

(3) アジア地域における自動車リサイクルに関連する実態解明

ベトナム北部 Hung Yen 郡 Van Lam 地区 Dong Mai 村は、人口約 2300 人の小規模集落で、40 年前から鉛バッテリーのリサイクル業が営まれている。現在、約 25 世帯 120 人がリサイクル作業に従事しており、月間数百トンの廃鉛バッテリーがベトナム各地から運び込まれ、年間 3000 トンの鉛インゴットが売買されている。リサイクル作業従事者 65 人、子供 23 人を含みリサイクル非従事者 77 人の協力を得て、また非汚染地域群では、子供 5 人を含み 91 人の協力を得て、毛髪や血液試料を採取した。なお、試料提供者全員からインフォームドコンセントを得た。誘導結合プラズマ質量分析計により Li, Mg, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Mo, Cd, In, Sb, Cs, Ba, Tl, Pb, Bi を、冷炎気化原子吸光光度計で Hg の分析を行った。

ベトナム北部 Bac Giang 省 Thuyen 村は、使用済み自動車の修理・解体および中古パーツ・中古車両の販売などが活発な小規模部落で、現在村内の 270 世帯のうち約 60 世帯 200 人がそれらの業務に従事している。これらの活動は 2000 年代半ば頃から開始され、聞き取り調査の結果、現在 ELV の解体処理に係わる世帯は 30 世帯、村全体で一ヶ月あたりに解体処理される ELV は約 150 台である。ダスト試料を、2013～2014 年に Thuyen 村の 10 箇所 ELV 解体作業場から採取した。高分解能ガスクロマトグラフ質量分析装置を用いて、PCBs の 1～10 塩素化同族体、PBDEs の 2～10 臭素化同族体および PCDD/Fs, PBDD/Fs, MBPCDD/Fs の 4～8 ハロゲン化同族体を測定した。

(4) 使用済み自動車の資源性物質、有害物質の物質フロー解析

ELV の解体調査による部品構成及び部品の元素組成をもとに、ELV1 台あたりの元素含有量からその資源性を明らかにした。さらに、部品及び部品中の元素が解体・破碎工程を経てどの程度 ASR へ移行しているのかを推定した。まず解体調査結果を元にして ELV 対象部品を設定し、それら対象部品に対して、代表的なリサイクル工程として挙げられる「解体工程」および「破碎工程」における部品や素材の回収量等を設定することで ASR への物質移行量を推定した。そして、資源性物質として近年急速に普及が進んでいるハイブリッ

ド車（HEV: Hybrid Electric Vehicle）の特有部品に由来するレアアース類（REEs: rare earth elements）の廃棄量と回収ポテンシャルを推定した。推定期間は 2010–2030 年とした。HEV の残存率はワイブル分布に従うとし、形状パラメータ、尺度パラメータは統計値を用いて最小二乗法により推定した。

結果及び考察

（1）ELV リサイクルに関する国際比較研究

全世界の自動車保有台数は 2010 年に 10 億台を超え、国・地域別には欧州連合が約 2 億 7 千万台、アメリカが約 2 億 4 千万台とこれらで世界の 50%を占める。日本は 7 千 5 0 0 万台であるが、中国、インド等の新興国で急速に増加しており、中国では 2012 年に 1 億台を超えたとされている。ELV 対策は新興国や途上国を含め多くの国、地域で火急の課題となっており、世界の ELV 台数は、自動車保有台数の 4%にあたる約 4 千万台と推計された。

ELV を法令により管理する国は、EU、韓国、日本、中国、台湾の 1 地域 4 か国である。法的制度の導入を検討している国としては、ロシア、インド、メキシコ、トルコ、ベトナムである模様である。直接的な法制度を持たない国としては、米国、カナダ、オーストラリア等である。ELV 管理に強制力のある法的措置の導入する試みの多くは、環境保全上及び資源保全上の観点から ELV リサイクルに対して拡大生産者責任の概念（EPR: Extended Producer Responsibility）を導入し、リサイクル責務を明示的に制度に位置付けることが目的となっている。その背景には、使用済み自動車を破碎再生した後の残渣（ASR）が有害廃棄物とみなすべき性状を有していること、これを処分するための最終処分場が不足し処分コストが高騰すること、結果としてリサイクルコストが ELV 価格を上回る事態が生じていることがある。ELV リサイクルが市場経済原理のもとで自律的に適正に執行されない状況を回避しようとしているともいえる。一方、市場経済原理のもとで ELV リサイクルを推進する国では、ASR 処分に必要な費用が廉価であり、処分費用を含めたリサイクルコストが ELV 価格を上回ることで可能性が低い状況にあるといえる。

ELV リサイクルに法的制度を導入する国では、いずれもリカバリ率に対する目標を持ち、多くが最終的に 95%以上のリカバリ率を目標としている。この目標を達成するためには、ELV を構成する再利用可能な部品類や金属類の回収によるマテリアルリサイクルに加えて、ASR の更なるリカバリ化が必要であるとされている。日本においては、ASR そのものに対する利用率規定を設けており、制度導入時から ASR リサイクルを義務付けていたこと及びその費用をユーザが負担する仕組みであることが他の法制度を有する国との大きな違いである。

ELV 管理については、法的制度による進展が進んでいるが、制度の運用や制度の求める目標の達成のためには、課題も多いと考えられる。表 1 に法的制度のもとで ELV 管理を進める国、地域において、制度の深化を図るための課題と課題に対する制度や技術の進化の方向性について ELV 管理段階ごとに取りまとめた。ELV 管理においては、解体や ASR 処理における作業容易性が不可欠であり、このため、自動車設計や製造段階における環境配慮が極めて重要である。自動車設計における有害物質回避はもちろんのこと、手作業が中心となる解体作業における正確性と迅速性を確保するための識別表示、解体情報の疎通が必要である。さらに安全性や環境負荷軽減を図るための電装化や軽量化といった自動車自体の進化に対して、ELV 段階で十分に予見的に対応するとともに、ELV 段階での環境配慮要件を自動車設計を織り込むことが必要である。

解体段階においては、循環型社会における廃棄物管理階層である 3R 概念を前提に ELV 管理を行うことが必要である。このため、再利用、再商品化可能な部品の取り外しと再生品等の安全性、機能確保を図ること

を前提とした再生品市場の拡大が望まれる。また、解体現場における作業環境保全性及び環境安全性の確保は必須であり、遵法による業界の近代化が必要となる場合も考えられる。さらに、解体段階において求められる3R管理や環境安全性確保は、情報管理システムの運用により効率性と透明感が確保できると考えられる。破碎・ASR処理段階ではASRの有害性認識のもとで高騰することが考えられる処理費用についてその費用負担の明確化とともに、不法な取り扱いを防ぐためにもコスト情報の透明性の確保が必要である。ASRについてはその資源性に注目する必要がある。ASRは多くの枯渇資源を含むことからこれらの抽出技術の開発が望まれる。

表1 国、地域別のELV管理手法の比較

	EU	日本	韓国	中国	米国
ELV管理手法	法令 廃自動車指令(2000年施行)に基づく加盟国の国内法 ¹⁵⁾	法令 使用済み自動車の再資源化等に関する法律(2005年施行) ¹⁷⁾	法令 電子・電気製品及び自動車の資源循環に関する法律(2008年施行) ²⁰⁾	法令 廃棄自動車回収管理弁法(2001年施行) ²⁵⁾ 自動車製品回収利用技術政策(2006年2月公表) ²⁶⁾	関連法令7) 資源保全回収法 大気浄化法等
管理手法の背景	・増加するASR対策 ¹⁶⁾ ・放棄自動車対策 ・解体現場の環境対策	・最終処分場不足 ¹⁸⁾ ・ASRの不法投棄 ¹⁹⁾ ・資源の有効利用 ²⁰⁾	・廃棄自動車対策 ²¹⁾ ・資源の有効利用 ・ELV情報管理	・不法改造車対策 ¹⁴⁾ ・資源の有効利用 ・循環経済政策	・厳格な法律運用 ⁷⁾ ・ELVリサイクルに伴う環境保全対策
リサイクル費用の負担	自動車メーカー及び輸入者(逆有償の場合)	ユーザー	自動車メーカー及び輸入者(逆有償の場合)	規定なし(有償)	規定なし(有償)
対象自動車※	M1,N1	二輪車等を除くすべての自動車(バス、トラック等を含む)	M1,N1	M1,M2,M3,N1,N2,N3	規定なし
リサイクル目標	15) 2006年までに: 再使用+リカバリ:85% 再使用+リサイクル:80% 2015年までに: 再使用+リカバリ:95% 再使用+リサイクル:85%	19) エアバック:85% ASR:70%(2015-) 50%(2010-2014) 30%(2005-2009)	10) ~2014年 マテリアル+エネルギー回収:85%(うちエネルギー回収率は5%以内) 2015年以降 マテリアル+エネルギー回収:95%(うちエネルギー回収率は10%以内)	26) リサイクル可能率として: 2010年:85%前後(マテリアルリサイクル80%以上) 2012年:90%前後(マテリアルリサイクル80%以上) 2017年:95%前後(マテリアルリサイクル85%以上)	26) 目標なし(実質的にはELVの95%以上がリサイクルルートに入り、このうち、80%はマテリアルリサイクルされているとされる)
情報管理	破壊証明書(CoD, certificate of destruction)の発行、政府による目標値モニタリング	電子マニフェスト制度	登録抹消情報、リサイクル情報の集約化	廃棄自動車回収証明書の発行 ²⁵⁾	リサイクル業界団体による情報収集管理
制度の特徴	・the subsidiarity principle と the principle of extended producer responsibility に基づく。 ¹⁶⁾ ・重金属類(水銀、カドミウム、六価クロム)の含有禁止規定がある。 ・国内法が整備されており、国によって運用方法が異なる。	・リサイクルについては、自動車メーカー及び輸入者が責任を負う ・自動車全量を対象としたリサイクル率/リカバリ率目標はない。 ・ASRリサイクルにはサーマルリカバリーを認めている。	・拡大生産者責任による ²²⁾ 。 ・ELV価格の変動に対応した制度設計が行われている。 ・Eco-assurance system による運用 ^{23,24)}	・廃棄自動車回収管理弁法では不法改造や老朽自動車の利用に伴う事故等の防止が目的でELV管理が行われている ²⁷⁾ 。 ・5つの部品(エンジン、ステアリング、変速機、車軸、フレーム)の再利用は上記の目的から禁止されていたが、自動車部品再製造(リビルト)モデル管理弁法(2008年施行)により一部解禁された。 ⁹⁾	・ELVを直接管理する国レベルの法制度はない。 ⁷⁾ ・ANTI CAR THEFT ACT(1992)により、リサイクル業者が引き取った車両の情報を管理するシステム(National Motor Vehicle titling Information System)が運用されている。 ・ELVリサイクル業界団体である Automotive Recycling Association により厳格なコンプライアンス遵守の目的で関連法令情報サイトが運用されている。 ²⁸⁾

※引用文献番号は2章に対応

(2) 使用済み自動車の解体調査による資源性物質や有害物質把握の試み

本研究では、2012-2014 年度を通じて、次世代車含む計 6 台の ELV 解体調査を実施することができた。そして、部品計量、所在分類項目別に記録を行い、資源性が高いと考えられる部品に関してはサンプリングを行い、含有元素分析を行った。図 1 に ELV1 台あたりの各元素含有量を示す。この ELV1 台あたりの元素含有量結果に反映されている部品重量割合は、ハイブリッド車 (HEV) で約 61%、普通乗用車で約 65%であった。相対的に大きな含有量として結果が得られた元素は、ベースメタルの Fe、Cu、Al、有害物質の Pb であった。Pb 含有総量に対して、鉛蓄電池の鉛含有量 7.9 kg が約 99%を占めた (残りの 1% : 約 900 g)。両車種で比較した際に、ハイブリッド車で多くが確認された元素は、国家備蓄レアメタルの Co、Ni、レアアースの Y、La、Ce、Pr、Nd、Dy であった。Ni、Co に関して、Ni は HEV が約 14,000 g、普通乗用車が約 75 g、Co は HEV が 1,100 g、普通乗用車が約 4 g であった。多くの場合 Ni、Co は鋼材に添加剤として使用されるため、鋼材総量の多い普通乗用車の方が鋼材由来 Ni、Co 量は多い。しかし、ハイブリッド自動車と従来車で大きな違いが確認された原因としては、次世代車特有部品である二次電池が Ni、Co を相対的に多く含有しているからである。ELV1 台あたりの Ni、Co 量に関しては、二次電池が感度の高い部品であることを示唆している。Y については、普通乗用車にはほとんど存在しないが、HEV には約 100 g 存在しているという結果であった。これは Ni、Co 同様に二次電池に由来した含有量であった。La、Ce、Pr、Nd、Dy といったレアアース含有量の大きな差は、次世代車特有部品であるレアアース磁石の有無が寄与している。Pr、Dy は普通乗用車にはほとんど存在せず、ほとんどがレアアース磁石由来であるということが分かった。

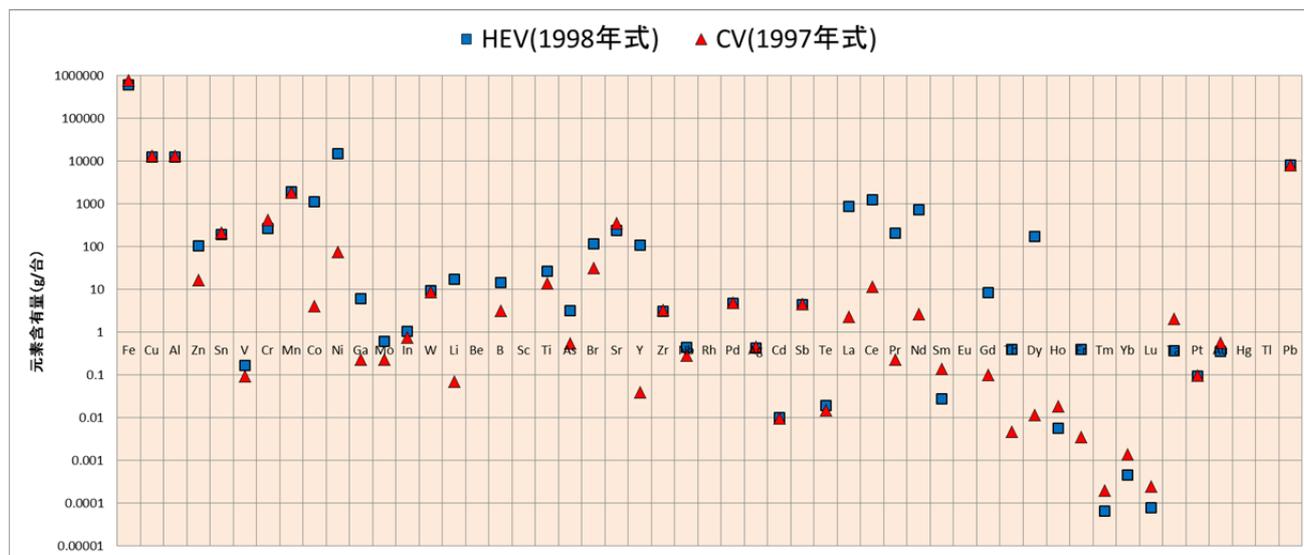


図 1 ELV1 台あたりの各元素含有量結果

つぎに、測定部材 (n = 610) の臭素含有量を可搬型 XRF でオンサイトスクリーニング分析した結果を、RoHS 指令 (EU) における電気・電子製品中の臭素系難燃剤 (PBDEs および PBBs) の最大許容濃度である 0.1% (1,000 mg/kg) を比較すると、40 部材 (全体の 6.6%) から 0.1%を超える臭素濃度が検出された。自動車の製造年別で明らかな傾向は認められなかったことから、BFRs の使用は製造年次によらない可能性が考えられた。外車については 3 台 6 部材から 0.1%を超える臭素が検出され、調査数は少ないが相対的に検出頻度は高かった。部材別では、座席シートの布地部分からの検出例が最も多く、40 部材の 6 割を占めた。次いで、天井・フロ

ア内装材、シートウレタン、ドアトリム（布地）、防振材から高濃度の臭素が検出された。

臭素濃度が 0.1%を超過した部材には何らかの BFRs が添加されている可能性があるため、部材中の PBDEs および HBCDs に加え、関連物質として PBDD/Fs の濃度を測定した（表 2）。詳細分析した 27 試料のうち 16 試料において、部材中の臭素は PBDEs もしくは HBCD 製剤に由来することが明らかとなった。その他の試料については使用された製剤の特定には至らなかったが、製造年代が新しい車体ほど PBDEs もしくは HBCDs 以外の BFRs を使用しているとは限らず、年代別の BFRs 使用の推移は明らかでなかった。また、分析に供した全ての床面ダストおよび座面ダストから BFRs および PBDD/Fs が検出された。これまでの車内ダスト中 BFRs 濃度の報告例と比較したところ、チェコやスウェーデンよりも高く、イギリスやアメリカでの報告値の範囲内であった。

表 2 ELV 部材から検出された

総 Br、PBDEs、HBCDs、PBDD/Fs 濃度 (mg/kg)

部材	n	車体ID	Br	PBDEs	HBCDs	PBDD/Fs
シート布地	16	ELV-03	50,000	78,000	<LOD	32
		ELV-39	45,000	62,000	<LOD	22
		ELV-24	41,000	52,000	11	23
		ELV-07	34,000	46,000	50	31
		ELV-27	34,000	49,000	0.46	32
		ELV-11	34,000	43,000	<LOD	28
		ELV-31	34,000	48,000	<LOD	41
		ELV-04	32,000	45,000	<LOD	34
		ELV-42	23,000	26,000	0.21	14
		ELV-10	5,600	5,500	<LOD	5.2
		ELV-46	5,400	<LOD	<LOD	<LOD
		ELV-01	5,200	<LOD	<LOD	<LOD
		ELV-43	4,500	7.0	1.8	<LOD
		ELV-32	3,700	110	0.15	0.044
		ELV-47	3,000	0.040	<LOD	<LOD
		ELV-29	2,600	100	<LOD	0.078
フロア内装材	4	ELV-43	14,000	2.2	13,000	<LOD
		ELV-32	5,500	6,700	<LOD	2.2
		ELV-25	4,500	16	3,000	<LOD
		ELV-11	<LOD	16	<LOD	<LOD
防振材	3	ELV-11	6,000	6,600	<LOD	2.4
		ELV-40	2,100	820	<LOD	0.32
		ELV-40	1,200	11	<LOD	<LOD
シートウレタン	2	ELV-10	38,000	52,000	0.17	3.4
		ELV-15	2,000	3.4	<LOD	<LOD
天板	1	ELV-30	5,600	8,200	<LOD	2.0
ドアトリム布	1	ELV-44	4,200	0.025	450	<LOD

(3) アジア地域における自動車リサイクルに関連する実態解明

ベトナム北部の鉛バッテリーリサイクル従事者とその対照者の毛髪中微量元素濃度を比較したところ、Al、C、Sb、Cs および Pb はバッテリーリサイクル従事者で有意に高値を示した。Pb および Sb はとくに高い濃度で検出され、それぞれの元素の濃集率 (以下 EFs; リサイクル従事者の中央値/対照者の中央値) は、1.6, 2.0, 10, 1.5, 27 を示した。血液中の元素濃度をリサイクル従事者および対照者の 2 地域で比較したところ、Mg、Al、V、As、Cd、Sb および Pb はリサイクル従事者で有意に高値を示した。一方、Co、Sr、Ba および Tl は対照者で有意に高値を示した。血液においても Pb および Sb は顕著な高値を示し、それぞれの EF は 6.9 および 1.4 の値が得られた。リサイクル地域住民の血中 Pb 濃度は、リサイクル業非従事者であってもヒトの世界平均値 (1.5 µg/dL) (ATSDR, 2007) や非汚染地域住民の値に比べ有意に高いことには注意を要する。

Thuyen 村における ELV の解体は主にバーナーやハンマー等を用いた手作業であった。また、車のシート等を野焼きして金属スクラップを回収する作業が行われていた。カーエアコンの解体では冷媒ガスは回収されず、大気開放されていた。化学分析の結果、ELV 解体処理地域から採取した全てのダスト試料から PCBs、PBDEs、DRCs が検出された。PCBs および PBDEs 濃度は、既報のベトナム E-waste 処理地域のダストと比べ、PCBs は明らかに高く、PBDEs は同程度かやや低いレベルであった。同様にダイオキシン類縁物質の中でも、ダイオキシン様 PCBs の濃度は E-waste 処理地域よりも明らかに高い傾向を示した。この傾向の原因や由来の検討が求められる。

(4) 使用済み自動車の資源性物質、有害物質の物質フロー解析

次世代車含む6台のELV解体調査や部品の含有元素分析を行い、さらに部品単体として、プリウスNiMH電池、レアアース磁石の存在する「ハイブリッドトランスミッション」、「エアコンコンプレッサー」、「電動パワーステアリング」については分解及びサンプリングを世代別に行った。

電子基板の重量は従来車740–4100g、次世代車はHEV3,800g、EVは8,400gと車種や年式等により幅があるものの、その多くは内装フロントに実装されていることが明らかとなった。また、電子基板は多種多様なレアメタルが含有されていた(例えば、Ni、B、Ti、Sbが含有濃度ppm単位で 10^3 オーダーで検出)。したがって、解体段階で内装フロントの電子基板を回収することが効率的と示唆される。磁石についてはプリウスが420(3代目)–570g(2代目)、リーフが700gのレアアース類を含有していることが明らかとなった。本研究では従来車の磁石については化学分析を実施していないものの、プリウスおよびリーフの分析結果では、次世代車、従来車にも共通して実装されている電動パワーステアリングやエアコンコンプレッサー、パワーウィンドウモーター、ワイパーモーター、リアブレーキシステムの磁石からもレアアースが検出されている。従来車の磁石も含めた資源性の評価が今後求められる。二次電池についても多様なレアメタル等の含有濃度を定量化できた。プリウスのNiMH電池(初代)からはMn、Co、Ni、La、Ceが、リーフのリチウムイオン電池からはMn、Co、Ni、Liが 10^4 オーダーで検出された。また、電池セルの重量として、プリウスのNiMH電池は初代43kgから2代目、3代目では29kgと軽量化されていることが確認された。他方、リーフのリチウムイオン電池セルは180kgであり、HEV以上の重量であった。2代目、3代目NiMH電池の化学分析を今後行うことで、世代間の資源性の違いをより詳細に明らかにすることが必要である。

一連の調査により、自動車には多種多様な元素が使用されていること、車種や年式によってもその資源性は大きく異なることが確認された。解体調査や化学分析結果ならびに既往研究を元にして、ELV1台当たりの元素含有量の推定と破碎、ASRへの移行量推定を行った。さらに、有害物質であるPbや資源性物質である磁石中のレアアース類をケーススタディとしてフロー推定モデルを策定し、将来予測を含む動的フロー解析を実施した。

HEVと普通乗用車のELV1台当たりの元素含有量を比較した際に大きな違いが確認された元素は、国家備蓄レアメタルのCo、Ni、レアアースのY、La、Ce、Pr、Nd、Dyであった。これらの違いはHEV特有部品であるNiMH電池やハイブリッドトランスミッション中のレアアース磁石に由来することが確認された。元素別のELVからASRへの移行量についてはレアアース類についてはHEVの駆動用モーター磁石が、Pdは触媒、電子基板が、Auは電子基板が主に寄与した。このうち、触媒の解体段階での取り外し率は比較的高いことから、取り外し率が低いレアアース磁石や電子基板の取り外し率を高めることが重要と示唆される。また、本解析の取り外し率や破碎工程での回収率の妥当性の検証も重要であり、実態把握が求められる。さらに、解体工程での取り外し後、破碎工程での回収後のフローの把握も必要である。

ハイブリッドトランスミッション(HT)中の磁石用途のREEs需要と回収ポテンシャル推定結果を図2に示した。2030年には620ton/yrの需要量に対し、廃棄HEV中HTからの回収ポテンシャルは220ton/yrと推定された。NiMH電池については、2030年には3,200ton/yrの需要、2,900ton/yrの回収ポテンシャルとなった。すなわち、HT、NiMH電池それぞれ需要量に対して35.4%、92.1%に相当するREEsが使用済み部品中に含まれていることが明らかになった。なお、REEs使用量削減策が検討されている昨今の情勢を鑑みれば、将来の需要量は本推定値を下回ることも考えられる。

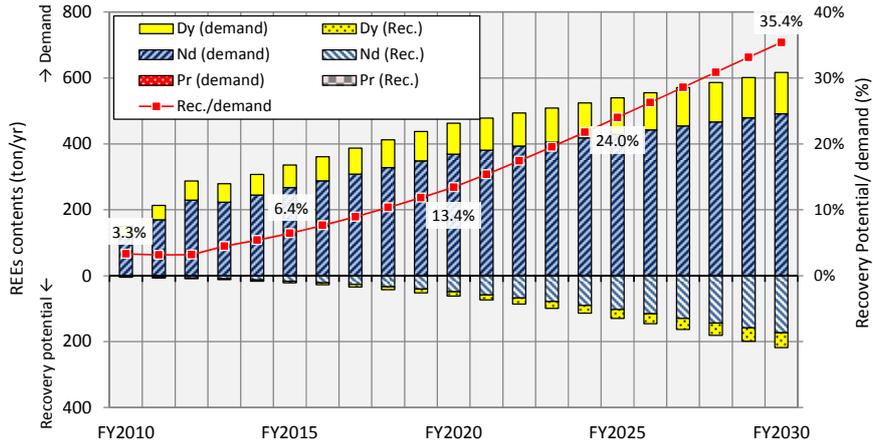


図2 ハイブリッドトランスミッション由来の REEs 需要と回収ポテンシャル推定結果

有害物質の代表例として実施した Pb の動的フロー解析から、国内保有車の 1 台当たり Pb 含有量 590–890 g/台に対し、ELV 中の含有量は 1,200–1,500 g/台と高いことが明らかとなった。そして、ASR 中の Pb 含有濃度が低減するまでには時間を要することが推定により示唆された(図3)。一層の低減のためには ELV 処理段階での部品回収など対策が考えられ、取り外しの実態把握が重要となる。

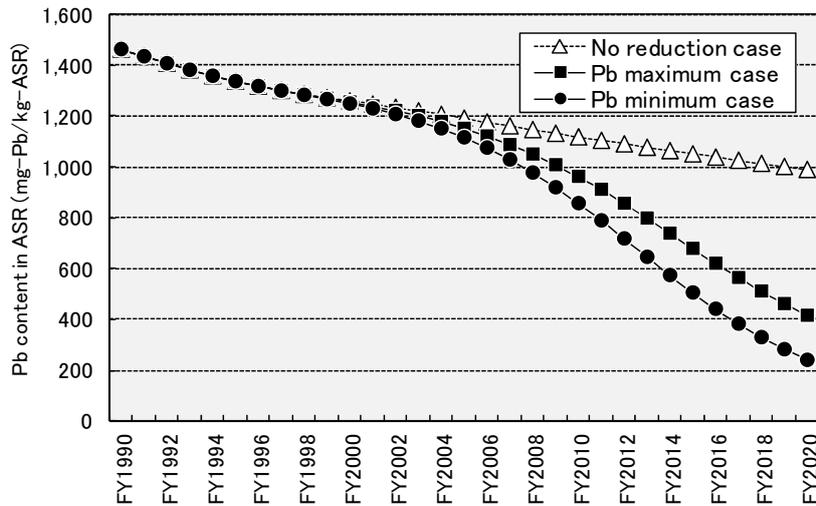


図3 ASR 中 Pb 含有濃度経年変化の推定結果

第2章 使用済み自動車（ELV）の3Rと廃棄物管理に関する国際比較研究

2.1. 研究の背景と目的

使用済み自動車(ELV:End-of-Life Vehicles)は自動車の世界的普及に伴い、世界共通の関心の対象となっている。全世界の自動車保有台数は人口を上回る勢いで増加しており、2010年には10億台を超えた¹⁾。特にアジア地域、中南米地域における増加が著しい。自動車保有台数の増加に合わせてELVも増加している。ELVはその70%以上が鉄で構成されていたことから従来から有価物として取引され、そのリサイクルは市場原理のもとで自律的に行われてきた。しかし、鉄スクラップ価格の変動や金属回収後に生じる残渣(ASR)の処理コストにより、ELV 価格が負の価格になることもあり、ELV リサイクルは国家的政策として設計された管理制度のもとで取り扱うことが主流となりつつある。ELV リサイクルを現在、法的制度として管理する国、地域はEU、EFTA、日本、韓国、中国、台湾と多くはないが²⁾、特に自動車保有台数が急増している国、地域においては、ELV リサイクルの確立は急務といえる。自動車製造には、鉄資源のほか、ベースメタルの銅や亜鉛、白金やパラジウムなどのレアメタルが使用される。これらのベースメタルやレアメタルについては貴重な二次資源として回収を行うことが求められている。欧州連合圏域では、ELVはWEEEとともに枯渇資源を含む鉱物資源賦存物として位置づけ、資源効率の視点からこのリサイクルシステムを構築していく動きが始まっている³⁾。

ELV の ELV リサイクル制度、またはそのシステムが確立している地域にあっても ASR の取り扱いが大きな課題となっている。ELV リサイクル制度の多くはリサイクル率の達成を求めているが、目標とするリサイクル率の達成には金属類の回収のみでは困難であり、ASR のリサイクルが不可欠とされる⁴⁾。走行燃費の改善のための軽量素材の採用、自動車の電子化の進展に伴い、ASR 発生に繋がる素材が増加することにより、ASR リサイクルの必要性はいつそう高まっている。ASR は高カロリー・高灰分で分類不能な微細物が多く含まれることから、リサイクルや処理が困難な廃棄物の一つであるとされ^{5)、6)}、ASR リサイクル技術の開発が急務とされている。重金属類や残留性有機汚染物質(POPs: Persistent Organic Pollutants)に該当する難燃剤成分は、ASRに残留する一方、熱処理工程で非意図的にPOPsが生成されることもあり ASR 処理困難性の原因となる⁷⁾。LVにはWEEEと同様に臭素系難燃剤等の有機ハロゲン化合物が含まれていることが報告されており⁸⁾、開発途上国等での ELV リサイクルサイトでは、これらの化学物質が人体に取り込まれていることも指摘されている⁹⁾。ELV リサイクルにおいてはELVに含まれる有害物質の暴露回避方策が考慮されていることが必要である。

本研究では、ELV リサイクル制度を有する国や地域の制度比較を行うことにより、それぞれの制度の特徴や効果を考察するとともに、ASR についてその特性及び3R 適用技術のレビューを行うことにより、資源効率の視点からの ELV の3R(リデュース、リユース、リサイクル)と廃棄物管理に関する動向を論考した。

2.2. 研究方法

欧米及びアジア地域の ELV リサイクル制度を中心とした比較データ収集と制度比較の要点を抽出するために、本分野での政策立案者やその経験者、研究者及び自動車製造技術者を招聘したワークショップを2回開催した。これらの成果を取りまとめるとともに既存研究のレビューにより ELV リサイクルシステムの国際比較及び現状の課題と将来展望について論考した。

第1回ワークショップは2012年9月19日～21日に名古屋にて、“International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012”と称して実施した。ワークショップの目的は、各国の3R 政策及び ELV リサイクル制度の背景、動向、成果及び将来の課題に関する情報交換並びに関連するリサイクルや廃棄物管理に関する管理の仕組みと各地域の

事例研究とした。参加国は、ベルギー、ドイツ、イタリア、アメリカ合衆国、オーストラリア、中国、インドネシア、韓国、ベトナム及び日本であった。

第2回ワークショップは2014年9月10日～13日に東京、京都にて、“International Workshop on the Status and Future Perspectives on ELV Recycling 2014”と称して実施した。第2回ワークショップでは、第1回ワークショップから2年が経過し、ELV管理についてはHEV等の台頭を背景に希少金属回収及びストックホルム条約やバーゼル条約の動向からも確認できるように製品含有有害物質管理スキームへの国際的関心の高まりなど新たな視点が顕在化してきたことを踏まえ、各国のELV管理の視点や政策展開に関する事例研究を目的として実施した。参加国は、オーストラリア、中国、ドイツ、インドネシア、イタリア、韓国、スウェーデン、スイス、ベトナム及び日本であった。

2.3. 結果と考察

2.3.1. ELV リサイクルシステムの国際比較

2.3.1.1. 世界の自動車保有台数とELVの発生量

(1) 自動車保有台数とELV台数

世界の自動車保有台数(乗用車及びバス・トラック、2010年末実績)及びELV台数の推計を表1に示す。全世界の自動車保有台数は2010年に10億台を超えた。国・地域別には欧州連合(EU: European Union)が約2億7千万台、アメリカが約2億4千万台とこれらで世界の50%を占める。自動車保有台数は、中国、インド等の新興国で急速に増加しており、中国では2012年に1億台を超えたと報じられている²⁰⁾。世界の自動車保有台数は2050年には、24億台に達するとの見通しも報告されており²¹⁾、ELV対策は新興国や途上国を含め多くの国、地域で火急の課題となっている。

世界のELV台数は、自動車保有台数の4%にあたる約4千万台と推計された。ELVとは登録抹消され国内で適切なリサイクルルートに入る自動車を指すものとしている。一方、表1に示された登録抹消台数は、前年末保有台数に当年新車販売台数を加え、当年末保有台数を差し引かれた数値で、統計データから計算された台数である。このELV台数は、ELVとして報告された台数であり、EU及びEU諸国、日本及び韓国においては法的制度のもとで報告されたELV台数、他の国においては、多くがELVリサイクルを担うリサイクル業界による報告にもとづく数値である。両者を比較すると、一般的には登録抹消台数がELV台数より多いが、これは登録抹消台数には、登録抹消後、中古車とし国外に輸出される場合、未登録車として私有地内で利用される場合、そして不法に投棄される場合などが含まれているためである。ELV台数と登録抹消台数の差異の理由として、ドイツ、米国、日本等の自動車生産国では主に中古車の輸出量に関連し、中国のような自動車が急速に普及している国では登録抹消自動車の不適切な取り扱いに関連するものと考えられる。

(2) ELV発生量の将来推定

ELV台数は基本的には登録抹消者の発生量に依存し、登録抹消台数は自動車の登録台数とその寿命に関連する。また、登録台数の動向は経済成長の度合いや現状の自動車普及率等に依存すると考えられる。比較的自動車が普及している国、地域における登録抹消台数の推計として、EU(自動車普及率:502台/千人¹³⁾)においては、経済成長率、ワイブル分布による自動車の登録抹消確率等を用いた推計を行い、登録抹消台数は2010年には14百万台、2020年には16.6百万台になると推定し、いくつかの国におけるELV台数との差異は多くは登録抹消後の輸出によるものと推定した²²⁾。J. Yano²³⁾は、日本(自動車普及率:576台/千人¹³⁾)で発生するELV台数について、自動車の寿命にワイブル分布を当てはめ推計した。この結果、日本におけるELV台数は2000年代に入り微減傾向となり、2020

年には 2.9 百万台と推計された。一方、自動車の普及が急速に進んでいる中国(自動車普及率:47 台/千人¹³⁾)における自動車保有台数の推移と将来予測を表 2 に示した²⁴⁾。中国では、登録抹消後の ELV が中古車市場に流れて公道を走行するケースがあること、また自動車保有者が自ら解体することもあり、統計上の ELV 台数と実際に解体業者が取り扱った台数には大きな差異があるとされる²⁵⁾。法的制度による管理が推進されている方向にあり、計算上、2020 年には ELV 台数は約 10 百万台に達すると予測された¹⁷⁾。

以上から、自動車の保有台数は世界的に増加し、これに依存して登録抹消台数も今後、大きく増加すると考えられるが、登録抹消台数の増加程度は現在の自動車普及率等の国情によって異なり、また、登録抹消台数と ELV 台数の関係も国情によって異なると考えられた。すでに自動車が国民 2 人に 1 台と普及している日本や EU では、登録抹消台数の増加は比較的小さく、中国のように今後、急速に自動車が普及する国では、登録抹消台数も急速に増加する。ELV 管理は、自動車を保有するすべての国が必要であるが、特に今後、急速に自動車が普及する国、地域では、火急の課題であるといえる。

2.3.1.2. ELV リサイクルフロー

ELV のリサイクルフローは、法制度の有無に関係なく各国とも概ね同様である。一般的な ELV リサイクルフローについて以下に述べる。ELV リサイクルの出発点は、解体である。解体段階では、鉛バッテリー、機械油、冷媒ガスなどの有害物質を含む部品類が回収され、エンジン、タイヤ、バンパー等の再利用が可能な部品が回収される。日本の場合は、冷媒ガス及びエアバックについては法的に回収義務がある²⁶⁾。米国では、解体段階で水銀含有スイッチ類の回収が自主的制度により実施されている⁶⁾。中国においては解体段階で回収される部品の再製品化、売却が多く行われている¹⁷⁾。この段階で ELV 重量は EU で 60-90%、日本で 55-60%程度となる。ASR の削減と ASR への有害物質混入回避のためには、解体段階での徹底した部品回収が重要となる。解体後の Car hulk は破砕機により破砕され、破砕物は風力選別により ASR(Light) が選別される。磁選機及び非鉄金属回収装置により鉄及び非鉄金属が回収される。鉄や非鉄金属が回収された後の残渣は ASR(Heavy) となる。機械選別される鉄及び非鉄金属はもとの ELV に対して EU では 36-70%、日本では 50-55%である。ASR(Light+ Heavy) の重量は EU において 12-32%、日本において 17%とされる。ASR は、EU では多くが最終処分場で埋立処分される。Santini(2014)²⁷⁾は、イタリア、EU15 各国、米国及び日本の ELV 処理に伴い発生する ASR の処理に関する比較検討から、埋立処分費用が高価な国では ASR は熱回収等の処理が行われる傾向にあるとした。一方、日本においては法施行以前は、ASR の多くが最終処分場で埋立処分されていたが、法施行後は、ASR のリサイクルが義務付けられたことから、手選別による更なる資源物の回収や溶融炉等によるスラグ回収やエネルギー回収が行われ、15-16% が回収され最終処分されるものの量はもとの ELV に対して 1-2%となっている。EU においては、2015 年における再使用+リカバリ率 95%達成に向けて ASR からの回収技術の適用が検討されている^{28), 29)}。

表1 各国^{※1}及び世界の自動車保有台数(2010年末実績)及びELV台数の推計

国名	保有台数 ^{※2}	登録抹消台数 ^{※3}	ELV台数 ^{※4}
EU等 ^{※5}	271,319,000	14,077,000	7,823,211
(ドイツ)	(45,261,188)	2,570,137	(500,193)
(イタリア)	(41,649,877)	1,835,293	(1,610,137)
(フランス)	(37,744,000)	2,002,669	(1,583,283)
(イギリス)	(35,478,652)	1,810,571	(1,157,438)
(スペイン)	(27,750,000)	996,718	(839,637)
ロシア	41,224,913	300,000	not available
アメリカ	239,811,984	20,419,898	12,000,000
カナダ	21,053,994	1,321,658	1,200,000
ブラジル	32,100,000	1,058,064	1,000,000
日本	75,361,876	4,080,000	2,960,000
中国	78,020,000	6,000,000	3,506,000
韓国	17,941,356	849,280	684,000
オーストラリア	15,352,487	600,311	500,000
小計	792,185,610	57,921,599	29,673,211
世界合計	1,016,763,420	15,805,275*	40,176,051 ^{※6}

※1 2010年の乗用車保有台数が10,000,000台以上でELV台数の計算結果^{※3}がプラスになる国。

※2 一般社団法人日本自動車工業会¹⁰⁾による。小計には()内は含まない。

※3 前年末保有台数+当年新車販売台数-当年末保有台数とした。ただし、「*」が附してある世界合計は、計算上、登録抹消台数がマイナスとなる(当年の増加保有台数が当年の販売台数を上回る)国があるため参考値である。なお、計算上、トラック・バスの登録抹消台数がマイナスとなる日本の台数は2011年度実績でH. Yoshida, J. Hiratsuka (2012)¹¹⁾によるもの、同様の理由で中国はZiqiang Zhou¹²⁾, Guohong Dai (2012)¹²⁾によるものとした。また、EUは、EU25の推計値とした¹³⁾。

※4 以下の情報から整理した自動車ELV台数。小計には()内は含まない。

*EU: eurostat(2012)¹⁴⁾

*U.S.A.: B.J. Jody, E.J. Daniels, C.M. Duranceau, J.A. Pomykala, Jr., and J.S. Spangenberg(2010)⁶⁾

*Canada: Automotive Recyclers of Canada (2011)¹⁵⁾

*Brazil: Adcley Souza (2012)¹⁶⁾

*Japan: Hideto Yoshida, Jiro Hiratsuka (2012)¹¹⁾

*China: Wang Xiang, Chen Ming (2011)¹⁷⁾

*Korea: Gil-Jong Oh (2012)¹⁸⁾

*Australia: Environment Australia (2002)¹⁹⁾

※5 EU+Liechtenstein, Norway

※6 ELV台数の小計を保有台数世界合計とロシアを除く保有台数各国小計の比で乗じて求めた。

表2 中国における自動車台数の予測²⁴⁾

	自動車数 (百万台)	増加量 (百万台)	廃車数 (百万台)	廃車率 (%)
2015	95.38	14.91	6.44	6.7
2017	112.72	16.91	7.78	6.9
2020	141.03	20.05	9.95	7.1

Based on China Automotive Technology and Research Center (CATARC)

2.3.1.3. ELV 管理手法の国際比較

ELV 管理手法の各国の比較を表 3 に示す。ここでは、直接的な法的制度のもとで ELV を管理する国及び地域(表中、EU、日本、韓国、中国)における制度と直接的な法的制度によらず市場経済のもとで環境規制法に基づき間接的に ELV 管理を行う国(表中、米国)における制度を示した。

(1) 欧州連合

EU においては、2000 年に廃自動車政令(Directive 2000/53/EC)³⁰⁾が定められた。同政令は、ELV 及びその部品類を再使用、再生利用及びその他の回収により自動車からの廃棄物発生及び処分を防止すること並びに ELV 処理を行う関係者における環境配慮が改善されることを目的としている。同政令は、the subsidiarity principle と the principle of extended producer responsibility (EPR) に基づくものとされる³¹⁾。the subsidiarity principle により、EU 加盟国ではそれぞれ国内法を整備し、国情に応じて ELV のリサイクルが進められている。また、同政令では段階的にリサイクル目標を定めており、この目標は EU 加盟国政府により管理され、リサイクルに必要な費用は EPR により自動車メーカ及び輸入者が担う。リサイクル目標は、2006 年までに再使用+リカバリ率を 85%及び再使用+リサイクル率を 80%とし、2015 年以降は再使用+リカバリ率で 95%、再使用+リサイクル率で 85%を達成することとされている。再使用+リカバリ率と再使用+リサイクル率の差はリカバリ方法として認められているエネルギー利用であり、これよりエネルギー利用は 2006 年目標では 5%、2015 年目標では 10%までが認められていることになる。また、この目標により処分量は 2006 年目標では 15%、2015 年目標では 5%未満とすることが求められることになる。EU には加盟していないもののスイスにおいては、ASR を都市鉱山と位置づけ、ELV に含まれる電気電子部品残渣からの希少金属回収への取り組みを進めている。ここでは、都市ごみ焼却施設による ASR 処理及び焼却残渣からの希少金属回収についても取り組む予定とされた⁴²⁾。

表3 国、地域別のELV管理手法の比較

	EU	日本	韓国	中国	米国
ELV管理手法	法令 廃自動車指令(2000年施行)に基づく加盟国の国内法 ⁹⁾	法令 使用済み自動車の再資源化等に関する法律(2005年施行) ¹⁰⁾	法令 電子・電気製品及び自動車の資源循環に関する法律(2008年施行) ¹¹⁾	法令 廃棄自動車回収管理法(2001年施行) ¹²⁾ 自動車製品回収利用技術政策(2006年2月公表) ¹³⁾	関連法令 ^{1),2)} 資源保全回収法 大気浄化法等
管理手法の背景	・増加するASR対策 ³⁾ ・放棄自動車対策 ・解体現場の環境対策	・最終処分場不足 ⁴⁾ ・ASRの不法投棄 ⁵⁾ ・資源の有効利用 ⁵⁾	・廃棄自動車対策 ⁶⁾ ・資源の有効利用 ・ELV情報管理	・不法改造車対策 ⁷⁾ ・資源の有効利用 ・循環経済政策	・厳格な法律運用 ¹⁾ ・ELVリサイクルに伴う環境保全対策
リサイクル費用の負担	自動車メーカー及び輸入者(逆有償の場合)	ユーザ	自動車メーカー及び輸入者(逆有償の場合)	規定なし(有償)	規定なし(有償)
対象自動車※	M1,N1	二輪車等を除くすべての自動車(バス、トラック等を含む)	M1,N1	M1,M2,M3,N1,N2,N3	規定なし
リサイクル目標	2006年までに: 再使用+リカバリ :85% 再使用+リサイクル:80% 2015年までに: 再使用+リカバリ :95% 再使用+リサイクル:85% ⁹⁾	エアバック:85% ASR:70%(2015-) 50%(2010-2014) 30%(2005-2009) ¹⁰⁾	~2014年 マテリアル+エネルギー回収: 85%(うちエネルギー回収率は5%以内) 2015年以降 マテリアル+エネルギー回収: 95%(うちエネルギー回収率は10%以内) ¹⁵⁾	リサイクル可能率として: 2010年:85%前後(マテリアルリサイクル80%以上) 2012年:90%前後(マテリアルリサイクル80%以上) 2017年:95%前後(マテリアルリサイクル85%以上) ¹³⁾	目標なし(実質的にはELVの95%以上がリサイクルルートに入り、このうち、80%はマテリアルリサイクルされているとされる) ¹⁹⁾
情報管理	破壊証明書(CoD, certificate of destruction)の発行、政府による目標値モニタリング	電子マニフェスト制度	登録抹消情報、リサイクル情報の集約化	廃棄自動車回収証明書の発行 ¹²⁾	リサイクル業界団体による情報収集管理
制度の特徴	・the subsidiarity principle と the principle of extended producer responsibility に基づく。 ¹⁴⁾ ・重金属類(水銀、カドミウム、六価クロム)の含有禁止規定がある。 ・国内法が整備されており、国によって運用方法が異なる。	・リサイクルについては、自動車メーカー及び輸入者が責任を負う ・自動車全量を対象としたリサイクル率/リカバリ率目標はない。 ・ASRリサイクルにはサーマルリカバリを認めている。	・拡大生産者責任による ¹⁵⁾ 。 ・ELV価格の変動に対応した制度設計が行われている。 ・Eco-assurance system による運用 ^{15), 16)}	・廃棄自動車回収管理法では不法改造や老朽自動車の利用に伴う事故等の防止が目的でELV管理が行われている ¹⁷⁾ 。 ・5つの部品(エンジン、ステアリング、変速機、車軸、フレーム)の再利用は上記の目的から禁止されていたが、自動車部品再製造(リビルト)モデル管理法(2008年施行)により一部解禁された ¹⁸⁾ 。	・ELVを直接管理する国レベルの法制度はない ¹⁾ 。 ・ANTI CAR THEFT ACT(1992)により、リサイクル業者が引き取った車両の情報を管理するシステム(National Motor Vehicle titling Information System)が運用されている。 ・ELVリサイクル業界団体であるAutomotive Recycling Associationにより厳格なコンプライアンス遵守の目的で関連法令情報サイトが運用されている ⁸⁾ 。

※M1:四輪で9席以下の車両。乗用車を含む。M2:9席以上、5,000kg未満の車両、M3:9席以上、5,000kg以上の車両、N1:最大積載量3,500kg未満の貨物車両、N2:最大積載量3,500kg以上、12,000kg未満の貨物車両 N3:最大積載量12,000kg以上の貨物車両

(2) 日本

日本においては、使用済み自動車の再資源化等に関する法律が2003年に制定され、2005年に施行された²⁶⁾。同法は、最終処分場の逼迫により使用済み自動車から生じるASRを低減する必要性、鉄スクラップ価格の変動により不法投棄、不適正処理の懸念が生じてきていること等を背景に、自動車製造業者を中心とした関係者に適切な役割分担を義務づけることにより使用済み自動車のリサイクル・適正処理を図ることを目的としている³²⁾。同法の特徴は、リサイクル対象を特定していること、費用負担者及び情報管理システムにある。リサイクル目標は、ELV全体ではなく、エアバック、ASRに対して設定され、さらにフロン類についてはその適正処理が義務付けられている。リサイクル率は、エアバックでは85%、ASRでは2015年以降において85%とされる。ASRリサイクルにおいては、サーマルリカバリが認められておりサーマルリカバリの比率については規定がない。エアバック及びASRのリサイクル及びフロン適正処理は自動車メーカー及び自動車輸入者が担うが、その費用はユーザが担うこととされ、リサイクル費用は自動車購入時に購入者が資金管理法に預託する仕組みとなっている。また、預託されたリサイクル費用の適正な執行のため、電子管理票(マニフェスト)制度を導入し、ELVが各段階の事業者において確実にリサイクルされたことを確認できる情報管理システムが構築されている。

(3) 韓国

韓国においては、電気・電子製品及び自動車の資源循環に関する法律³⁴⁾が2007年に制定され2008年から施行された。韓国では廃棄物管理をEPRにより推進する政策を採用していたが、同法では、韓国におけるEPRをさらに統合的な製品管理政策へ進化させたEco-assurance systemによる運用を規定した³⁵⁾。Eco-assurance systemではPreventive Managementとして環境に配慮した製品設計及び製品製造を求め、Follow-up Managementとして、環境上適正な廃棄物処理を求めている³⁷⁾。このため、同法では、ELVリサイクルの責務をすべての関係者である製造者及び輸入者、解体業者、シュレッダー業者、ASRリサイクル業者、冷媒ガス処理業者に課し、全体としてのリサイクル率の達成を義務付けている¹⁸⁾。ELVに対するリサイクル率は同法に基づき大統領令により決定され(as prescribed by presidential decree)、EUと同様に、2014年までにマテリアル+エネルギー回収:85%(うちエネルギー回収率は5%以内)、2015年以降はマテリアル+エネルギー回収:95%(うちエネルギー回収率は10%以内)とされている。リサイクル費用の負担は、リサイクル費用がELV価格を上回る場合については、自動車メーカー及び輸入者とされている。またELVリサイクル情報は、自動車メーカー及び輸入者並びにリサイクル実施業者から制度管理者である韓国環境公団(KECO)に集積され政府に報告される。

(4) 中国

中国においては、2001年に制定された廃棄自動車回収管理法により、主に寿命を超えた自動車の改造や使用に伴う事故等の防止を目的としてELV回収管理が行われていた。このため、同法では主に解体業者の再編や能力強化等の再構築等が規定された。また、解体後の5大アッセンブリー(エンジン、ステアリング、変速機、車軸、フレーム)については、不適切な再使用に伴う交通事故等の防止のため再使用を禁止した。2006年には、自動車製品回収利用技術政策が発表され、自動車メーカーや輸入者によるELVリサイクルの促進を目的として自動車メーカーや輸入者の責務を規定し、環境保護と自動車生産において使用する物質の制限、禁止が規定された。同技術政策ではELVのリサイクル率に関する目標も設定され、2010年には85%前後(マテリアルリサイクル80%以上)、2012年には90%前後(マテリアルリサイクル80%以上)、2017年には95%前後(マテリアルリサイクル85%以上)とされた。引き続き、ELVの回収及びリサイクルに関する管理規定が制定される予定とされる²⁴⁾。また、2008年には"Regulations of

Remanufacturing Pilot of Automotive Parts が公布され、5大アッセンブリーを含む部品の再製品化のための試行が実施され、解体段階でのリサイクル率向上が図られることとなった¹⁷⁾。

(5) 米国

米国では、ELV は市場経済のもとで自主的なシステムで管理されている。ELV リサイクルは自動車リサイクル業界団体(ARA: Automotive Recyclers Association)により進められており、リサイクル率に関する目標等はないもののマテリアルリサイクルにより 80%のリサイクル率が得られている⁴⁰⁾。ELV リサイクル自体は市場経済のもとで運用されていることから、これを管理するための規制より、解体現場、リサイクル施設等における環境配慮が重要であるとされる。特に、dioxins, furans, and polycyclic aromatic hydrocarbons [PAHs]及び greenhouse gas についてはモニタリングが必要であり、水銀含有スイッチの回収や Registration, Evaluation, Authorization, and Restriction of Chemical Substances Directive's (REACH) (EC 1907/2006)にみられる六価クロム、鉛および水銀の規制、そして臭素系難燃剤やフタル酸塩に対する留意が重要であると考えられている⁶⁾。このため、ELV リサイクル事業に対しては環境関連の法令による厳格なモニタリングがなされている。関連する法令としては、資源保護回復法 (Resource Conservation and Recovery Act/RCRA)、大気清浄法 (Clean Air Act:CAA)、水質保全法 (CWA:Clean Water Act) 等である。また州政府による個別の規制もあることから、ARA では ELV リサイクル関係者が最新の環境規制を遵守するための補助的情報として、各州における環境規制情報を検索できる電子データベースを整備し公開している⁴¹⁾。また、ASR は現在、ほとんどの州で non-hazardous Waste とされ landfilling されているが、landfilling により重金属類や臭素系難燃剤等の有害物質が地下水等を汚染する等のリスクへの関心も高まりつつあるとされる⁴⁰⁾。

(6) 制度比較

ELV を法令により管理する国は、EU+欧州自由貿易連合 (EFTA:European Free Trade Association)、韓国、日本、中国、台湾の1地域5か国である。法的制度の導入を検討している国としては、ロシア、インド、メキシコ、トルコ、ベトナムである模様である(引用文献2)を基に筆者らが追加)。なお、ロシアにおいては、2012年9月から輸入車に対してリサイクル税を徴収する法律が施行されたが、これは ELV 管理というより WTO 加盟に伴う国内自動車産業保護政策であるとされる⁴²⁾。直接的な法制度を持たない国としては、米国、カナダ、オーストラリア等である。

ELV 管理に強制力のある法的措置の導入する試みの多くは、環境保全上及び資源保全上の観点から ELV リサイクルに対して EPR 概念を導入し、リサイクル責務を明示的に制度に位置付けることが目的となっている。その背景には、ASR を有害廃棄物とみなすべき性状を有していること、これを処分するための最終処分場が不足し処分コストが高騰すること、結果としてリサイクルコストが ELV 価格を上回る事態が生じていることがある。ELV リサイクルが市場経済原理のもとで自律的に適正に執行されない状況を回避しようとしているともいえる。一方、市場経済原理のもとで ELV リサイクルを推進する国では、ASR 処分に必要な費用が廉価であり、処分費用を含めたリサイクルコストが ELV 価格を上回る可能性が低い状況にあるといえる。ASR の処分費用を概観すると、日本では概ね 200USD/t を超える⁴³⁾。しかしながら、米国においても ASR の環境リスクへの懸念が顕在化しつつあるとの報告があり⁴⁰⁾、今後、ASR の処分コストが高騰する可能性はあると考えられる。法的制度を持たないカナダにおいては、鉛バッテリー、冷媒ガス、水銀含有スイッチ類、機械油等による環境汚染や不适当なリサイクル業者の増加に対する管理方策が必要とされており、一定の強制力を有する制度導入の検討が必要とする意見がある⁴⁴⁾。

ELV リサイクルに法的制度を導入する国では、いずれもリカバリ率に対する目標を持ち、多くが最終的に 95%以上のリカバリ率を目標としている。この目標を達成するためには、ELV を構成する再利用可能な部品類や金属類の回収

によるマテリアルリサイクルに加えて、ASR の更なるリカバリ化が必要であるとされる²⁸⁾²⁹⁾。日本においては、ASR そのものに対する利用率規定を設けており、制度導入時から ASR リサイクルを義務付けていたこと及びその費用をユーザが負担する仕組みであることが他の法制度を有する国との大きな違いである。

2.3.2. ASR 管理の視点

2.3.2.1. ASR の特性

ASR の組成について、既往文献から整理を行った。金属類/鉱物類をみると、ASR には土砂が多く存在し、Si、K 及び Ca は%オーダーで含まれていることがわかる^{7),48)}。金属類では、Fe が%オーダーで含まれ、Cu も最大で%オーダーとなっている^{7),45),46),48)}。これらは自動車の車体及びその電装品を構成する主要な金属類である。その他、Cr、Ni、Pb、Zn が高い濃度で含まれている。Hg 濃度は 0-3mg/kg であった^{7),47)}。元素類をみると、C が 17.5-90%と最も多く⁴⁵⁾、主に ASR に含まれるポリマー由来と考えられる。

有機ハロゲン化合物では³³⁾、高濃度であるのは臭素系難燃剤である PBDEs であり、110,000-310,000µg/kg であった。自動車シートの繊維などの難燃化に使用される HBCD も 990-5,700µg/kg であった。また PCBs は最大で 7,851µg/kg 含まれていた。PCBs については、バーゼル条約における Low POP Content が 50ppm であることから、ASR によっては PCB 汚染物として適切な処理が必要となる可能性があるといえる。

2.3.2.2. ASR 管理の方向性

(1) 解体と ASR からの素材回収 (PSTs, Post-shredder treatments) の比較

ELV リサイクルフローにおいて、ASR 管理は重要であるが、ASR については高カロリーで灰分が多い、重金属類が含まれる、分類不能な微細物が多く含まれるといった特性から処理困難性が高いとされる^{5),6)}。このため、EU では ASR リサイクルに関して、解体時における徹底した素材・備品別回収という方向と破碎後、ASR からの素材回収 (PSTs, Post-shredder treatments) という方向が示されている。徹底した解体により、ASR 発生量は削減され有害性も低下する。Regina Kohlmeyer (2012)⁴⁹⁾によると、素材別の解体と PSTs におけるリサイクル手法を比較し、解体においては、プラスチック類、ガラス類はマテリアルリサイクルが行われ、PSTs ではプラスチック類はサーマルリカバリ、ガラス類は最終処分場での埋戻しに利用される。軽い ASR (SLF, Shredder Light Fraction) に含まれる金属類に関しては、解体では更なる徹底した解体で対応し、PSTs では SLF からの金属選別で対応する。また、Isabel Vermeulen, et al. (2012)⁵⁰⁾は、解体による環境保全性は高いと評価できるが、経済性について労働コストの高騰や回収素材価値の下落により不安定で、その効果は一定ではないとし、EU 規制を達成するためには高度な PSTs の適用が必要であるとした。

一方、中国においては、従来、5大アセンブリ(エンジン、パワーステアリング、トランスミッション、前後サスペンション及びフレーム)については、安全性の観点からその再使用を禁止してきたが、近年は部品の回収、再製品化(リビルド)による再利用化が試みられるようになってきている¹⁷⁾。また解体時の機械化についてもその開発が進められている⁵¹⁾等、解体段階での回収率向上を図る傾向がみられる。一方、対象とする ELV の急速な増加や今後の労働コストの高騰を考慮すると、破碎機を用いた破碎処理とこれに伴い発生する ASR 管理に向けた戦略が重要であるとされる^{24),25)}。

日本においては、ASR に対するサーマルリカバリが多く行われており、この結果、総合的な回収率は 99%前後となっている。これはコストインセンティブの働く仕組みと情報の透明性という制度の特徴にも依存するものであるが、制度が ASR 混合焼却によるサーマルリカバリを認めている。処理コストをユーザが負担するということが確実な処理が保証されたため、ASR を混合焼却しサーマルリカバリを行うための施設整備が進んだことが大きな要因であると考えられる。

(2) 自動車の電装化とレアメタル回収

自動車設計においては、燃費向上や走行性能の向上等を目的に軽量化や電装化が進む一方、化石燃料消費からの脱却を目指して電気自動車やハイブリッド車の開発も急速に進んでいる。こうした自動車組成の変化は、性能向上と同時に、プラスチック素材構成比の上昇につながっている。電装品等に使用されるレアメタルや有害性のある物質の使用により、ASR の処理困難性を一層高める原因ともなっている。Regina Kohlmeyer (2012)⁴⁹⁾は、電気自動車における Critical raw materials に関する供給リスクと対応策について整理を行った。2030 年には、レアアースである Dysprosium は電気自動車のために 6 倍の生産が必要であり、強い環境影響が考えられること、銅の使用量は自動車一台あたり現在の 25kg から 70kg に増加すること、また金、銀、パラジウムが必要であるが、いずれも生産量は少ないこと等を指摘し、これに対して、持続可能な輸送手段として electro-mobility を含めること、永久磁石を使用しないモータの開発、より環境に配慮した必須金属の採掘、そしてリサイクルを進めることが中期的には効果的であり重要であると、ドイツではこれらに関する研究が進められていることを紹介した。

一方、ドイツでは自動車の電装化に伴い、資源効率に注目した ELV 管理へのアプローチが始まっているとされる。資源効率に視点を置いた ELV リサイクルの実現に向けた取り組みとして、手作業による解体がリサイクルの品質向上に繋がるが ASR からの資源回収は品質低下を招くとしたうえで、資源効率の観点からは現時点では両者は相補的な方策であるとし、自動車における電子部品の増加が進行すると解体による部品の分別によるマテリアルリサイクルが収益性においても重要となることを指摘した⁵²⁾。

ドイツと同様に資源効率性に注目した ELV リサイクルへの取り組みはスウェーデンでも始まっており、マテリアルフロー分析結果から、ELV リサイクルにおいてはリサイクル率は高いものの、多くの希少金属は回収されておらずこれらのリサイクル率が低くとどまっている。解体過程とリサイクル過程の有効な連携強化が高度なリサイクルシステム構築に有効であるとしている³⁾。

矢野⁵³⁾は、ELV 部品のサブスタンスフロー分析によるレアアース元素の回収及び有害物質管理の可能性について論じており、近年、増加傾向にあるハイブリッド電気自動車に特有の部品としてハイブリッドトランスミッション及びニッケル水素電池ユニットについて検討を行い、使用済みハイブリッド電気自動車は 2030 年度には 510,000 台から 65,000 台に達するとし、レアアース元素の潜在回収可能量は、各需要に対してハイブリッドトランスミッション由来は 35.4%、ニッケル水素電池ユニット由来は 91.2% に相当するとし、これらからの回収システム構築の必要性を示した。

2.3.2.3. ASR 処理技術の動向と効果

ELV リサイクルにおいて、法制度を持つ多くの国が制度の目標とするリサイクル率 95% を達成するためには、ASR 処理が重要なプロセスとなる。表 4 に日本における ASR リサイクル技術を示した⁵⁴⁾。日本では ASR に対して直接、利用率を規定しており、自動車リサイクル法の施行に合わせていくつかの ASR 利用技術が実用化された。また日本の自動車リサイクル法では、利用方法としてサーマルリマバリを認めており、その率については上限を定めていないことから、実用化された技術の多くはサーマルリカバリを行うものであるが、加えて金属資源やスラグの回収利用をめざしている。

EU における ASR リサイクル技術を表 5 に示した²⁸⁾。Fabrizio Passarini, et al. (2012)⁵⁵⁾は、Italian ELVs recycling campaign による分析結果から EU における 2015 年の ELV リサイクル目標である 95% を達成するためには ELV 重量ベースで 5-10% の更なるリサイクルが必要であり、これのためには現在、多くが最終処分場で処分されている ASR からのリサイクルが必要となることを指摘した。一方、EU ではリサイクル目標の内訳として Energy recovery を 10% 以内と規定していることから、ASR からのリサイクルは Energy recovery のみでは目標の達成が困難である。このため、ASR に

適用されるリサイクル技術は、ASR からの更なる有用資源を回収する技術として、ASR 中に残留する金属類を回収する技術や ASR に含まれるプラスチック類を素材別に回収しマテリアルリサイクル原料とする技術等の導入が進められている。また、ASR に含まれるプラスチック類を対象として、フィードストックリサイクル、熱分解による油化技術、ガス化技術が開発されつつある。むろん、直接的なサーマルリマバリ技術も利用されており他の廃棄物との混合焼却によるもの、非鉄精錬分野における燃料利用等が行われている。なお、EU では、廃棄物焼却指令(2000/76/EC)により廃棄物に含まれるハロゲン量が 4wt%を超える場合は、ハロゲン系有機汚染物質の分解のため、1,100°C以上の燃焼温度で滞留時間を2秒以上確保する必要があることから、ASR からの脱塩素化技術も開発されつつある²⁸⁾。

ASRは様々な物質が混合していることから、ASR 処理に際しては、ASR に含有される、またはその処理過程において非意図的に生成される有害物質による環境影響に留意する必要がある。特に、R に含有されている POPs 類の制御は、ASR処理におけるポイントである。

表 4 日本における ASR リサイクル技術

技術類型	概要
① 『燃料代替+原料化』(7事業所)	非鉄金属精錬等の素材産業の既存設備を活用し、ASR 中の可燃成分を燃料に代替することに加え、銅をはじめとする金属等を回収する技術。
② 『焼却処理+熱回収+原料化』(6事業所)	焼却処理を行って連続するボイラーによって蒸気や電力の形で熱回収を行うとともに、その焼却灰等を灰溶融炉で処理して金属資源やスラグを回収する技術。
② 『乾留ガス化+ガス利用+原料化』(5事業所)	ASRを乾留ガス化して、発生する燃料ガスを改質・精製後そのまま利用する技術。乾留残さについては、工業用カーボン材料等に利用するか溶融化して金属資源やスラグを回収する。
③ 『乾留ガス化+熱回収+原料化』(8事業所)	ASR を乾留ガス化して、連続する二次燃焼炉・ボイラーで熱回収・発電を行う技術。乾留残さについては、溶融化して金属資源やスラグを回収する。
⑤ 『素材選別+燃料代替』(7事業所)	種々の選別工程を加えて、特定の単一素材を回収・再利用する技術。

出典：環境省(2008)、産業構造審議会環境部会廃棄物・リサイクル小委員会自動車リサイクルWG 中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会自動車リサイクル専門委員会 第14回合同会議(2008)、資料 3-2 再資源化業者の概況について

http://www.env.go.jp/council/03haiki/y035-14/mat03_2.pdf

表 5 EU における ASR リサイクル技術²⁸⁾

ASR の二次回収
機械的手法：空気分級、磁力選鉱、渦電流分離、ふるい分け、検査、光学的分級、手選別、乾燥、フロート/流し分離、泡沫浮遊選鉱、熱機械的分級 等
ASR の高度な二次的回収：製品製造工程への投入(燃料化)
ASR の直接熱利用
他の廃棄物との混合焼却：ストーカ炉。流動床炉。ロータリーキルン炉、セメントキルン炉
冶金工業における燃料としての使用：溶鉱炉、乾式冶金による非鉄金属生産工程
ASR 熱化学処理
熱化学処理のための原料化
熱分解
ガス化

2.3.3. ELV 管理における今後の展望

2.3.3.1. ASR リサイクル手法の LCA 比較

各国、地域とも ELV 回収率の向上のためには、ASR 処理に適切な手法を適用することが重要であるとの認識にある^{18), 50), 55)}。ASR 処理については、最終処分、エネルギーリカバリ、資源回収等の手法が導入されているが、採用される手法が総合的な観点から環境影響の少ないものであることも必要である。

Luca Ciacci, et al. (2010)⁵⁶⁾ は、Eco-indicator'99 を用いて、5つの ASR の処理シナリオについて Life Cycle Assessment (LCA) 分析を行った。Eco-indicator'99 はオランダで開発されたエンドポイントにおける被害算定型の環境影響統合化モデルである。ASR 処理シナリオのうち、シナリオ1は ELV のシュレッダー処理後発生する ASR は最終埋立処分するもの、シナリオ2はシナリオ1の ASR からさらに非鉄金属を回収し、残渣を最終埋立処分するもの、シナリオ3はシナリオ2で発生した残渣を都市ごみ (MSW) とともに混合焼却し熱回収を行うもので、これら3つのシナリオは現在、イタリアにおいても採用されている ASR 処理方法である。シナリオ4はシナリオ2で発生した残渣からプラスチック類を種類ごとの分離回収し、これらは再生資源として利用、プラスチック類を回収した残渣はシナリオ2で用いた焼却施設で MSW と混合焼却し熱回収を行うもので、シナリオ5はシナリオ2で得られた ASR からガス化プロセスを用いて合成ガスを生成させ、さらに得られた合成ガスをメタノールに変換するものである。シナリオ4及びシナリオ5は PSTs (Post Shredder Technologies)として開発が行われているものであり、現在イタリアではこれを行うプラントは存在しない。

LCA 分析結果によると、Eco-indicator'99 ではエンドポイントにおける環境インパクトを人間の健康 (DALY, Disability Adjusted Life Year)、生態系の質 (PDF*m²yr, potentially disappeared fraction of plant species) 及び資源 (資源採掘に伴い必要となる追加的エネルギー、MJ surplus) に統合しさらに重みづけし被害スコア (Damage scores) を算定する。環境影響はシナリオ1が最も大きいと評価された。シナリオ1では、特に人間の健康に関する被害スコアが大きく、これは最終処分に伴い埋め立てられたプラスチック類による発がん性に関するリスクの影響であると思われる。シナリオ2も同様であるがここでは非鉄金属を回収することから資源消費の一部が回避される。シナリオ3では生態系の質が各シナリオ中で最悪のスコアとなった。焼却に伴う排ガスの影響によるものと思われる。シナリオ4、シナリオ5ではプラスチック類を回収することから資源消費が大きく回避されることとなった。また資源については非鉄金属の回収効果は重要な要素である。非鉄金属の採掘には多くのエネルギーが必要であるが、非鉄金属を回収するシナリオでは資源に関するスコアが高い。さらに、5つのシナリオについて EU ELV directive による 2015 年の目標値と比較すると、リサイクル率 (>85%) はシナリオ4 (86.9%)、シナリオ5 (85.8%) が達成可能で、リカバリ率 (>95%) はシナリオ3 (96.5%)、シナリオ4 (97.6%)、シナリオ5 (96.4%) が達成可能と考えられた。

Isabel Vermeulen et al.⁵⁷⁾ は、Sustainability indicators として、Energy intensity, Material intensity, Water consumption, Land use, Global warming, Human toxicity, Treatment cost の7つの指標を用いて4つの ASR 処理シナリオの Sustainability Assessment を行った。ASR 処理シナリオは、Landfill, Recycle & Landfill, Energy recovery & Landfill, Recycle & Energy recovery & Landfill であり、Assessment は Short term (100 years) と Long term (60,000 years) について行われた。ここで Recycle は鉄、非鉄、素材別プラスチック類の回収を指す。Landfill を1とした場合の各シナリオの評価カテゴリーのインパクトスコアを求め、この結果を基に各指標を統合した D スコアを求め比較すると、各シナリオの環境インパクトの大きさは、Landfill > Energy recovery & Landfill > Recycle & Landfill > Recycle & Energy recovery & Landfill となった。EU ELV directive による 2015 年の目標値と比較すると、recycling combined with energy recovery は、リサイクル率 (88.4%) 及びリカバリ率 (98.5%) となり達成可能と考えられた。

以上の LCA 評価結果はいずれも ASR 処理について、素材回収の推進と残さからのエネルギーリカバリが総合的な環境インパクトを最小化することを示している。

2.3.3.2. 現状制度の課題

韓国における ELV 管理の課題については、つぎの点が指摘されている¹⁸⁾。現状では、2015 年以降の制度目標であるリサイクル率 95%が達成不可能と考えられている。この理由として、責任主体の不在、零細なリサイクル業者、ASR や冷媒(CFCs)の不適切な処分等が挙げられている。韓国の制度では、ELVの経済的価値に応じて有償であればELVリサイクル業者がそのリサイクル責務を負い、逆有償になると自動車メーカーがそのリサイクル責務を担う仕組みになっているが、この両面性から責任所在が曖昧になっている。この結果、リサイクル責務を担う主体が曖昧となり、目標達成の義務を担う主体がいない状態となっている。また解体段階で価値の高い部品の回収が選択的に行われることから、価値の低い、またはコストのかかるリサイクルは敬遠され結果的にELV全体としてのリサイクル率は上がらない。さらに解体段階では冷媒の適正処理企業が存在せず、かつ冷媒処理の責務を担う主体が不在であることから冷媒は大気放出されているとみられている。基準を満足できるELVリサイクル企業ではコスト高となるが、これに加えてELVの回収費用が高いことから、小さなリサイクル企業における適正リサイクルは困難となっている。2015 年の政策目標を達成するためには、多くの改善方策を講じていくことが必要と考えられており、制度全体に対する責任の一元化を図るとともに、関係者すべての役割を明確化することが必要とされている。冷静な現状分析と改善方策が真摯に行われており、この経緯を世界の関係者は学ばなければならない。

中国における ELV 管理の課題としては、ELVが中古車市場に流れ、不適切に長く利用されるケースがあること、ELVリサイクル現場における重大な環境汚染が発生している事例があること、許可期限を過ぎた自動車の利用や不適切な再生品化が行われる傾向にあること、こうした原因として総合的な管理体制の欠如が指摘されている²⁴⁾。

日本において施行されている自動車リサイクル法で、制度目標は達成されているが、いくつかの課題が整理された⁵⁸⁾。まず、所有者からの使用済自動車の適正な引渡し、不法投棄や不適正処理への迅速な対応等の観点から、中古車と使用済自動車の区別を行うための仕組みが必要とされている。また安全性に齟齬をきたさない部品リユースの促進が望まれている。加えて、ハイブリッド車のような新型自動車の出現に伴う構造、部品、組成の変化やこれに伴う再資源化環境の変化に対応して自動車リサイクル制度が常に有効に機能していくような対応が必要とされる。

2.3.3.3. ELV 管理の方向性

ELV 管理については、法的制度による進展が進んでいるが、制度の運用や制度の求める目標の達成のためには、課題も多いと考えられる。表 6 に法的制度のもとで ELV 管理を進める国、地域において、制度の深化を図るための課題と課題に対する制度や技術の進化の方向性について ELV 管理段階ごとに取りまとめた。

ELV 管理においては、解体や ASR 処理における作業容易性が不可欠であり、このため、自動車設計や製造段階における環境配慮が極めて重要である。自動車設計における有害物質回避はもちろんのこと、手作業が中心となる解体作業における正確性と迅速性を確保するための識別表示、解体情報の疎通が必要である。さらに安全性や環境負荷軽減を図るための電装化や軽量化といった自動車自体の進化に対して、ELV 段階で十分に予見的に対応するとともに、ELV 段階での環境配慮要件を自動車設計に織り込むことが必要である。

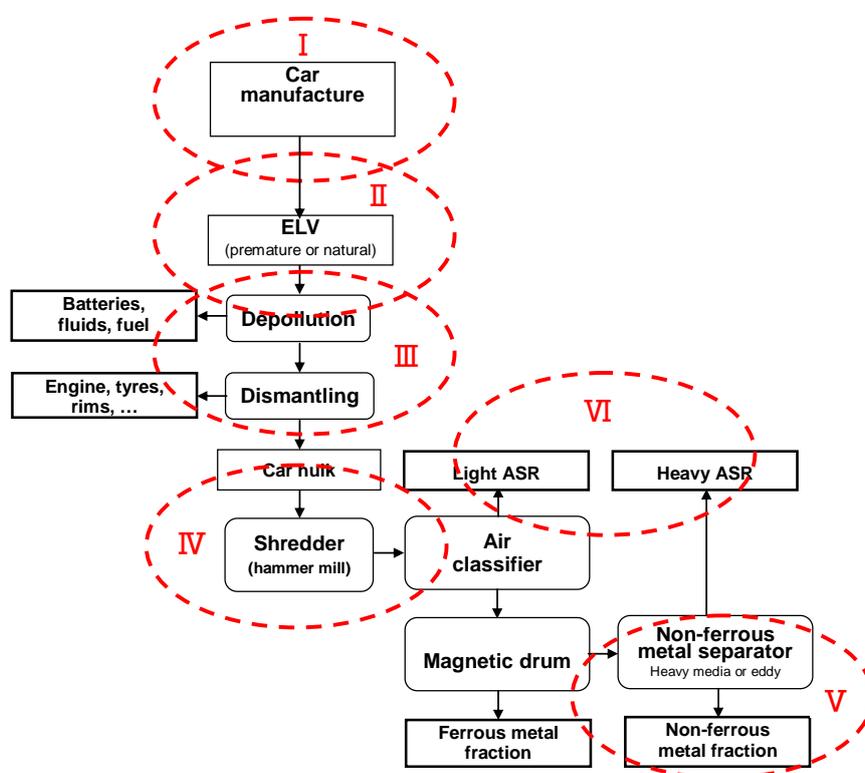
解体段階においては、循環型社会における廃棄物管理階層である3R 概念を前提に ELV 管理を行うことが必要である。このため、再利用、再商品化可能な部品の取り外しと再生品等の安全性、機能確保を図ることを前提とした再生品市場の拡大が望まれる。また、解体現場における作業環境保全性及び環境安全性の確保は必須であり、遵法による業界の近代化が必要となる場合も考えられる。さらに、解体段階において求められる3R 管理や環境安全性確保は、情報管理システムの運用により効率性と透明感が確保できると考えられる。

破砕・ASR 処理段階では ASR の有害性認識のもとで高騰することが考えられる処理費用についてその費用負担の

明確化とともに、不法な取り扱いを防ぐためにもコスト情報の透明性の確保が必要である。ASR についてはその資源性に注目する必要がある。ASR は多くの枯渇資源を含むことからこれらの抽出技術の開発が望まれる。

表 6 ELV管理の課題と制度・技術の方向性

ステージ	課題	制度・技術の方向性
I 自動車設計製造 段階	<ul style="list-style-type: none"> ・有害物質の使用 ・解体情報の不足 ・部品・素材のリサイクル困難性 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 有害物質使用禁止、代替素材の開発 2. 部品識別ラベリング 3. リサイクル性の高い素材への転換 4. 電装品増加と軽量化における環境配慮設計
II 廃車回収段階	<ul style="list-style-type: none"> ・廃車の確実な回収 ・不法投棄の防止 ・不法使用の防止 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 廃車管理の一元化、統合化 2. 電子情報システムの活用 3. 関係者の役割分担の明確化 4. 自動車リサイクル制度情報周知
III 解体段階	<ul style="list-style-type: none"> ・部品リユースの促進 ・部品・素材リサイクルの促進 ・有害物の適正処理 ・解体作業環境保全 ・解体現場環境保全 ・コストの高騰 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 部品リユース市場の育成 2. 有害物質の回収・適正処理制度の厳格化 3. 解体作業の近代化、機械化 4. 関係法令の充実かつ厳格な運用 5. 解体業界の近代化・登録制の徹底
IV 破碎段階	<ul style="list-style-type: none"> ・処理能力の不足 ・地理的偏在性 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 破碎事業者におけるマイナスコストの簿外化 2. スクラップ市場の安定化、制度との連動化
V ポスト シュレッダー段階 1	<ul style="list-style-type: none"> ・素材選別の徹底 ・コストの高騰 ・選別作業環境保全 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 選別作業の機械化 2. 選別技術の開発 3. 費用負担者の明確化と処理情報の透明性の確保
VI ポスト シュレッダー段階 2	<ul style="list-style-type: none"> ・サーマルリカバリーの促進 ・二次公害の防止 	<ol style="list-style-type: none"> 1. サーマルリカバリー技術の開発 2. 費用負担者の明確化 3. 環境モニタリングの実施



2.4. 結論

1. 世界の自動車増に伴うELV増加見通し、ELVリサイクル促進の重要性

全世界の自動車保有台数は2010年には10億台を超え、さらに増加見通しが伝えられている現在、ELV管理は、資源保全や廃棄物管理のみならず、人命にも係る交通安全確保の点からも重要である。自動車は家財品の中では比較的高価であり、その寿命の見極めは難しい。一方で、寿命を過ぎた自動車の運行は、交通安全上からも回避されることが必要である。このため、自動車登録・廃止制度、ELV回収システム及びELV管理システムの効果的な連携構築とその厳格な運用によりELV管理が行われ、回収されたELVは3R管理のもとで、適切な方法によりリサイクルされることが必要である。

また、今後、自動車普及が進む国、地域においては、国情に応じてELVリサイクルのための回収施設、リサイクル施設の整備が急がれる。自動車リサイクル手法は基本的には解体、破碎、ASR処理で構成されるが、十分な解体によりASR処理負担は軽減するなど、リサイクルシステムの有効性を確保するための技術は多様であると考えられる。ELVリサイクルに関しては国情に応じたシステム構築が可能でありことを認識することも重要である。

2. ELV制度化がなされてきた国、その制度の要点

ELV管理を法的制度のもとで実施している国、地域としてはEU、日本、中国、韓国等があるが、それぞれ似通った法制度を持ちつつも、それぞれの国情に応じた運用がなされており、その効果も一様ではないと考えられる。一方で、直接的な法制度は持たないものの、関連法令で厳格な管理を行う米国では、現時点のEUと同等程度のリサイクルは行われていると考えられる。この理由としてELV価格と処理コストの比較においてELV価格が高いことが挙げられる。今後、ASRの有害性や資源性の顕在化といった変化により市場経済のバランスにも揺らぎが生じる可能性に対する柔軟かつ効果的な制度設計が必要となると考えられる。

3. ASR管理のポイント、有害性と資源性

ELV管理において重要な工程に、ASR処理がある。ASRの有害性に対する認識と含有する枯渇資源を含む資源性のそれぞれに対応していくことが必要である。有害性に関しては、顕在化しつつある臭素系難燃剤への国際的な規制への対応、水銀条約制定後の水銀含有部品の取り扱い、熱処理に伴う非意図的生成POPsの発生抑止等、今後ともASR有害性に関する評価は一層厳しくなるものと考えられ、管理可能な手法により無害化を図る必要性が高まることを認識する必要がある。ASRの資源性としては、枯渇資源保全に対する社会的要請の高まりは疑う余地がなく、今後、ASRからの有用資源回収技術の開発が急がれることと考えられる。

4. 新型車の動向による電装化・電子化の進展への対応必要性

自動車運用自体が環境への一定の影響を持つものであることから、大気汚染防止、GHG排出抑制等の環境保全及び化石燃料枯渇からの影響回避の観点から自動車は電装化・電子化や軽量化が進むものと考えられる。この結果、自動車の構成資源は、鉄からより軽量のプラスチック類やアルミニウム等の比率が高くなり、また電装品の多用により銅やレアメタル等の非鉄金属が多く使われることになる。また、鉄の相対的な構成比率低下により、リサイクル率が低下する可能性も考えられる。非鉄金属の多くは、破碎後の磁気選別では十分に回収できないものであり、破碎後の選別技術の開発が急がれることになる。この時、鉱山等で培われた鉱選技術が応用される可能性が高ことから、ELVリサイクルネットワークの拡大に対する制度的検討も欠かすことができないと考えられる。

5. 廃車が世界を動くこと、国際的な枠組みでの比較検討継続の重要性

登録抹消統計と ELV 取り扱い数量の差異には、中古車として国際流通が大きく関与している。そして例えばドイツの例で確認できるようにその量は少なくない。一方、中古車を輸入し、これを利用する国においては、ELV 管理に関連する情報や技術が未整備であったり、そもそも ELV 管理に関する制度が未熟であることも考えられる。

自動車は新車、中古車とも汎世界製品であることから、ELV 管理に関しても世界が合意できる共通のルールで制度設計及び運用がなされることが必要である。また ELV 管理に関する一定の *funding mechanism* が求められる可能性も考えられる。今後、各国で設計・運営されると考えられる ELV 管理制度については、自動車の特性を踏まえ、国際的な枠組みで比較検討を行い、これを通じた情報の共有化と国情に応じた制度の深化を促進する努力が必要と考えられる。

2.5. 参考文献

- 1) http://wardsauto.com/ar/world_vehicle_population_110815. Accessed 4 Dec 2012
- 2) http://www.toyota-global.com/sustainability/report/vehicle_recycling/pdf/vr_all.pdf. Accessed 4 Dec 2012
- 3) Maria Ljunggren Söderman(2014) Realizing resource-efficient recycling of vehicles, In: International Workshop on the Status and Future Perspectives on ELV Recycling 2014, Tokyo, Japan, 10-13 September 2014
- 4) Santini A, Morselli L, Passarini F, Vassura I, Di Carlo S, Bonino F (2011) End-of-Life Vehicles management: Italian material and energy recovery efficiency. *Waste Manag* 31 (3): 489–494
- 5) Sakai S (2012) The 3R & ELV Workshop 2012 and ELV & ASR Management. In: International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012, Nagoya, Japan, 19–21 September 2012
- 6) Jody BJ, Daniels EJ, Duranceau CM, Pomykala Jr JA, Spangenberg JS (2010) End-of-Life Vehicle Recycling: State of the Art of Resource Recovery from Shredder Residue. *Argonne Natl Lab ANL/ESD/10-8* pp 164
- 7) Osada M, Tanigaki N, Takahashi S, Sakai S (2008) Brominated flame retardants and heavy metals in automobile shredder residue (ASR) and their behavior in the melting process. *J Mater Cycles Waste Manag* 10 (2): 93–101
- 8) Kajiwara N, Takigami H, Kose T, Suzuki G, Sakai S (2014) Brominated Flame Retardants and Related Substances in the Interior Materials and Cabin Dusts of End-of-life Vehicles Collected in Japan, In: International Workshop on the Status and Future Perspectives on ELV Recycling 2014, Tokyo, Japan, 10-13 September 2014
- 9) Takahashi S, Takayanagi C, Tue NM, Tuyen LH, Suzuki G, Viet PH, Sakai S, Tanabe S (2014) Dioxin-Related Compounds and POPs in Floor Dust from ELV Recycling Sites in Northern Vietnam: Comparison with E-Waste Recycling Sites, In: International Workshop on the Status and Future Perspectives on ELV Recycling 2014, Tokyo, Japan, 10-13 September 2014
- 10) Japan Automobile Manufacturers Association, Inc. (2012) World Motor Vehicle Statistics Vol. 11 2012
- 11) Yoshida H, Hiratsuka J (2012) Overview and Current Status of ELV Recycling in Japan. In: International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012, Nagoya, Japan, 19–21 September 2012
- 12) Zhou Z, Dai G (2012) Research of Flexible Dismantling Cell for End-of-Life Vehicle Recycling. *2012 Int Conf Ecol Waste Recycl Environ Adv Biomed Eng* 7: 73–79
- 13) Ministry of Internal Affairs and Communications (2012) World Statistics 2012. pp 389 (in Japanese)
- 14) http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/key_waste_streams/end_of_life_vehicles_elvs. Accessed 4 Dec 2012
- 15) Automotive Recyclers of Canada (2011) A National Approach to the Environmental Management of End-of-life Vehicles in Canada: Submission to the Canadian Council of Ministers of the Environment. pp 20
- 16) <http://umtri.umich.edu/content/Adcley.Souza.USP.Brazil.2012.pdf>. Accessed 4 Dec 2012
- 17) Xiang W, Ming C (2011) Implementing extended producer responsibility: vehicle remanufacturing in China. *J Clean Prod* 19: 680–686
- 18) Oh GJ (2012) ELV Recycling Status and Future Direction in Korea. In: International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012, Nagoya, Japan, 19–21 September 2012
- 19) Environment Australia (2002) Environmental Impact of End-of-life Vehicles; An information paper. pp 72
- 20) <http://chinaautoweb.com/2012/07/chinese-auto-ownership-rose-to-114-million/>. Accessed 4 Dec 2012
- 21) http://www.jari.or.jp/resource/pdf/H23WS/WS_120329_03jp.pdf. Accessed 4 Dec 2012
- 22) Andersen FM, Larsen HV, Skovgaard M (2008) Projection of end-of-life vehicles Development of a projection model and estimates of ELVs for 2005-2030, ETC/RWM working paper 2008/2
- 23) Yano J (2012) Preliminary Results of Substance Flow Analysis on ELV Management System. In: International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012, Nagoya, Japan, 19–21 September 2012
- 24) Li J (2012) End of Life Vehicles Recycling and Pollution Control in China. In: International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012, Nagoya, Japan, 19–21 September 2012
- 25) Zhao Q, Chen M(2011) A comparison of ELV recycling system in China and Japan and China's strategies. *Resour Conserv Recycl* 57: 15–21
- 26) <http://www.japaneselawtranslation.go.jp/law/detail/?id=127&vm=02&re=02> Accessed 4 Dec 2012
- 27) Luciano Morselli, Alessandro Santini (2014) International Workshop on the Status and Future Perspectives on ELV Recycling 2014, In: International Workshop on the Status and Future Perspectives on ELV Recycling 2014, Tokyo, Japan, 10-13 September 2014
- 28) Vermeulen I, Van Caneghem J, Block C, Baeyens J, Vandecasteele C (2011) Automotive shredder residue (ASR): Reviewing its production from end-of-life vehicles (ELVs) and its recycling, energy or chemicals' valorization. *J Hazard Mater* 190: 8–27
- 29) Passarini F, Ciacci L, Santini A, Vassura I, Morselli L (2012) Auto shredder residue LCA: implications of ASR composition evolution. *J Clean Prod* 23: 28–36
- 30) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0053:20050701:EN:PDF> Accessed 4 Dec 2012

- 31) Smink CK (2007) Vehicle recycling regulations: lessons from Denmark. *J Clean Prod* 15: 1135–1146
- 32) <http://www.env.go.jp/en/laws/recycle/11.pdf>. Accessed 4 Dec 2012
- 33) Sakai S, Noma Y, Kida A (2007) End-of-life vehicle recycling and automobile shredder residue management in Japan. *J Mater Cycles Waste Manag* 9: 151–158
- 34) http://www.rsjtechnical.com/images/Documents/Korea_RoHS_ELV_April_2007_EcoFrontier.pdf. Accessed 4 Dec 2012
- 35) Che J, Yu J, Kevin RS (2011) End-of-life vehicle recycling and international cooperation between Japan, China and Korea: Present and future scenario analysis. *J Environ Sci* 23: S162–S166
- 36) http://eng.me.go.kr/board.do?method=view&docSeq=195&bbsCode=res_mat_policy. Accessed 4 Dec 2012
- 37) http://www.env.go.jp/en/recycle/asian_net/Annual_Workshops/2011_PDF/D1_Session3-1_KR_EnvironmentCorporationCurrnetPracticeOFRecycling_N_TreatmentOFHazardousWastes.pdf. Accessed 4 Dec 2012
- 38) <http://www.gov.cn/gongbao/content/2001/content60919.htm>. Accessed 4 Dec 2012
- 39) <http://www.shimadzu.com.cn/edx/statute/ELV/ELV-cn.pdf>. Accessed 4 Dec 2012 (in Chinese)
- 40) Kumar V, Sutherland JW (2009) Development and assessment of strategies to ensure economic sustainability of the U.S. automotive recovery infrastructure. *Resour Conserv Recycl* 53: 470–477
- 41) <http://www.ecarcenter.org/>. Accessed 4 Dec 2012
- 42) <http://www.rotobo.or.jp/publication/quick/quick2012.html#No.1569>. Accessed 4 Dec 2012 (in Japanese)
- 43) <http://www.osakawan-center.or.jp/disposal/ryoukin.html>. Accessed 4 Dec 2012 (in Japanese)
- 44) Rausa R, Pollesel P (1997) Pyrolysis of automotive shredder residue (ASR); influence of temperature on the distribution of products. *J Anal Appl Pyrolysis* 40–41: 383–401
- 45) Roy C, Chaala A (2001) Vacuum pyrolysis of automobile shredder residues. *Resour Conserv Recycl* 32: 1–27
- 46) Forton OT, McGrady L, Singh MM, Taylor ERM, Moles NR, Harder MK (2007) Characterisation of rotary kiln residues from the pyrolysis of shredder residues: Issues with lead. *J Anal. Appl Pyrolysis* 79: 395–402
- 47) Morselli L, Santini A, Passarini F, Vassura I (2010) Automotive shredder residue (ASR) characterization for a valuable management. *Waste Manag* 30: 2228–2234
- 48) Mirabile D, Pistelli MI, Marchesini M, Falciani R (2002) Thermal valorisation of automobile shredder residue injection in blast furnace. *Waste Manag* 22: 841–851
- 57) Ciacci L, Morselli L, Passarini F, Santini A, Vassura I (2010) A comparison among different automotive shredder residue treatment processes. *Int J Life Cycle Assess* 15: 896–906
- 49) Kohlmeyer R (2012) End-of-life vehicles recycling in Germany and recent developments. In: *International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012, Nagoya, Japan, 19–21 September 2012*
- 50) Vermeulen I, Caneghem JV, Block C, Vandecasteele C (2012), Reuse, recycling and recovery of automotive materials in Belgium and in Europe: overview and sustainability assessment. In: *International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012, Nagoya, Japan, 19–21 September 2012*
- 51) Chen M (2005) End-of-Life Vehicle Recycling in China: Now and the Future. *JOM*, Oct 2005
- 52) Regina Kohlmeyer (2014) *International Workshop on the Status and Future Perspectives on ELV Recycling*. September, 10 to 13, 2014 in Tokyo and Kyoto
- 53) Junya Yano, Nagayuki Watanabe, Shin-ichi Sakai (2014) Rare Earth Elements Recovery Potentials and Hazardous Metal Control by Substance Flow Approach of End-of-life Vehicle Components,
- 54) http://www.env.go.jp/council/03haiki/y035-14/mat03_2.pdf. Accessed 4 Dec 2012 (in Japanese)
- 55) Passarini F, Santini A (2012), Post shredder treatments of ASR: an experience in the European framework. In: *International Workshop on 3R Strategy and ELV Recycling 2012, Nagoya, Japan, 19–21 September 2012*
- 56) Ciacci L, Morselli L, Passarini F, Santini A, Vassura I (2010) A comparison among different automotive shredder residue treatment processes. *Int J Life Cycle Assess* 15: 896–906
- 57) Vermeulena I, Block C, Caneghem JV, Dewulf W, Sikdar SK, Vandecasteele C (2012), Sustainability assessment of industrial waste treatment processes: The case of automotive shredder residue. *Resour Conserv Recycl* 69: 17– 28
- 58) <http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g100129b01j.pdf>. Accessed 4 Dec 2012 (in Japanese)

第3章 アジア地域のELVリサイクルや処理に関する環境化学的研究

3.1. 研究背景と目的

近年、資源の需要や経済成長に伴い、先進国で発生する様々な廃棄物が再資源化を目的としてアジアの途上国・新興工業国へ大量に輸出されており、現地におけるそれら廃棄物の不適切な処理が問題となっている。とくに、電子・電気機器廃棄物(E-waste)の発生量の急速な増加とこれらの不適切なリサイクル活動の継続が、環境汚染やヒトの健康へ深刻な影響を引き起こしており、社会的・国際的な関心事項として注目されている^{1,2)}。E-wasteは有価金属やプラスチックとともに、鉛・水銀などの重金属類やポリ塩素化ジフェニール類(PCBs)、臭素系難燃剤(BFRs)やその他添加剤等、多様な有害物質を含んでおり、再資源化処理においてはそれらの環境排出およびヒト曝露の防止対策が必須となる。しかし、アジア途上国等におけるE-wasteの再処理過程では、金属回収のためのワイヤーやサーキットボードの野焼き、硫酸や王水などによる強酸処理、排ガス・排水処理装置を持たない施設でのプラスチック等の粉碎・水洗・熔解等の処理が行われている²⁾。こうした処理方法は、E-wasteに含まれる各種有害化学物質の環境放出を促すだけでなく、塩素化ダイオキシン類(PCDD/Fs)や臭素化ダイオキシン類(PBDD/Fs)さらにミックスハロゲン化ダイオキシン類(PXDD/Fs)などの複雑なダイオキシン類縁化合物(DRCs)も二次生成物質として発生させる可能性がある^{3,4)}。実際に著者ら研究グループが実施した先行研究では、ベトナム北部のE-waste処理地域においてヒト母乳やダスト試料から高濃度のポリ臭素化ジフェニールエーテル類(PBDEs)などのBFRsやPCBsおよびPBDD/Fs含むDRCsを検出した⁵⁻⁸⁾。さらに、*in vitro* バイオアッセイ「DR-CALUX」を用い、E-waste処理地域のダスト試料から高いダイオキシン様活性を検出するとともに、未知のダイオキシン様活性物質が存在することも示唆した⁶⁻⁸⁾。また、インドのBangaloreやChennaiにおける調査では、E-waste処理地域から採取した土壌、ダスト、大気およびヒト毛髪試料から、都市・農村対照地域の試料よりもはるかに高濃度の銅、アンチモン、水銀、鉛等の重金属類が検出され、e-wasteの処理活動に伴う顕著な重金属類の環境負荷とヒトへの曝露リスクが示された⁹⁾。

一方、E-waste以外の‘Modern Waste’に関しては、アジア途上国等でのリサイクル処理活動に伴う有害物質の環境負荷や人体曝露に関する情報はほとんどない。近年、使用済み自動車(ELV)は、再利用可能な部品の回収に加え、ベースメタルの鉄や銅、亜鉛の他、白金やパラジウムなどのレアメタル等の希少資源の回収対象としても国際的に注目されている¹⁰⁾。一方、ELVには、E-wasteと同様に重金属類やPCBs、難燃剤などの有害物質が含まれていることに加え、カーエアコンの冷媒ガスには温室効果やオゾン層破壊に係わるフロンガス等が利用されており、その解体や有価資源の回収作業においては適正な手法での解体・資源回収処理が求められる。日本の使用済み自動車のシュレッダーダスト(ASR)からは、PCBsやPBDD/Fsとともに相当濃度のPBDEs(～310,000 ng/g)を検出した事例が報告されている¹¹⁾。従って、ELVの不適切な処理や再資源化はPCBs・PBDEsなどの残留性有機汚染物質(POPs)やDRCs等の環境への放出を引き起こす可能性がある。とくにアジア途上国等でのELV処理現場では、e-waste同様にELVも有害物質の環境負荷や人体曝露に配慮しない粗雑な解体や、野焼きやなどの不適切な方法で処理が行われている可能性があるが、POPsやDRCsの環境影響や人体曝露の評価はほとんどなされていない。重金属類に関しては、とくに鉛バッテリー中のPb回収を目的としたリサイクル産業が途上国・新興工業国で急速に展開され、不適切な処理に伴うPbの環境放出が問題視されている。実際に、短期～長期に渡る環境汚染や周辺住民への健康影響の事例が多数確認されている¹²⁾。近年、自動車の中古品は、日本などの先進国からアジア途上国・新興国に大量に輸出されており、中国やASEAN諸国における中古車輸入量および自国内での自動車廃棄量も増加傾向にある¹³⁾。アジアの途上国や新興

国の都市化・工業化にともなう‘motorization’の発達は著しく、今後もこれら国々における ELV の発生量は増加すると考えられる。従って、アジア地域における ELV 処理活動の実態や有害物質による環境負荷・人体暴露について解明、評価することは、アジアにおける循環型社会の構築推進において喫緊の課題といえる。

そこで本研究では、急速に経済成長する ASEAN 諸国の代表としてベトナムに着目し、鉛バッテリーリサイクルおよび ELV 解体処理地域における有害物質の環境負荷およびヒトへの曝露実態の解明を目的として2つの事例研究を行った。事例研究1では、当地域を対象に鉛バッテリーリサイクル施設におけるヒトへの Pb 曝露実態解明と健康リスク評価を試みた。また、ベトナム北部の ELV 解体処理地域 Thuyen 村で採取したダスト試料を対象に、PCBs, PBDEs, PCDD/Fs, PBDD/Fs およびモノ臭素化ポリ塩素化ダイオキシン類(MBPCDD/Fs)の測定と DR-CALUX による総ダイオキシン活性の測定を行い、既報の E-waste 処理地域の結果と比較しながらその汚染実態の解明やヒトへの曝露リスク評価を試みた。また、現場における聞き取り調査結果をもとに ELV 解体処理に伴うカーエアコンの冷媒ガスの放出量についても推算した。

3.2. 研究方法

3.2.1. 調査対象地域

3.2.1.1. 鉛バッテリーリサイクル地域

ベトナム北部 Hung Yen 省 Dong Mai 村を調査地域として選定した。Dong Mai 村は人口約 2300 人の小規模集落で、40 年前から鉛バッテリーのリサイクル業が営まれている。現在、約 25 世帯 120 人がリサイクル作業に従事している。Dong Mai 村には、月間数百トンの廃鉛バッテリーがベトナム各地から運び込まれ、年間 3000 トンの鉛インゴットが売買されている。なお、現場観測から以下の状況が確認された。(1) 廃鉛バッテリーは鉋や斧を用いて解体され、内部の Pb 電極が回収されている(図 1)。(2) 内部の硫酸廃液は解体場周辺に無造作に廃棄され、プラスチック廃品は周辺に投棄されていた(図 2)。(3)回収された電極は、村郊外に設置された製錬炉で溶解され、最終的にインゴットが成形されていた(図 3)。(4)かつて村内にあった製錬炉の解体物や製錬残渣等が村内および郊外の各所に放置・投棄されていた(図 4)。

3.2.1.2. ELV 解体処理地域

ベトナム北部 Bac Giang 省 Thuyen 村を調査対象地域として選定した。Thuyen 村は使用済み自動車の修理・解体および中古パーツ・中古車両の販売などが活発な小規模部落で、現在村内の 270 世帯のうち約 60 世帯 200 人がそれらの業務に従事している。これらの活動は 2000 年代半ば頃から開始され、聞き取り調査の結果、現在 ELV の解体処理に係わる世帯は 30 世帯、村全体で一ヶ月あたりに解体処理される ELV は約 150 台であった。ELV 解体現場の観測からは以下の状況が確認された。(1) ELV の解体は主にバーナーやハンマー等を用いた手作業で行われ、有価物の回収が行われている(図 5)。(2) エンジンオイル等の廃油は回収される場合もあるが、回収・処理されずに流されるものも多い。(3) カーエアコンの冷媒ガスは回収されず、大気開放されている(図 6)。(4) 解体後のシートやハーネス類を野焼きし、鉄や銅のスクラップを回収する作業が行われていた(図 7)。(5)解体等を行う作業空間と住民が日常生活を行う生活空間が隣接しており、作業環境から大気やダストが移行しやすい(図 8)。



図1 廃鉛バッテリーの解体



図2 バッテリーケースの洗浄と粉碎



図3 村郊外の鉛精錬施設と鉛のインゴット



図4 野外に放置された廃棄物と鉛製錬残渣



図5 ELVの解体作業



図6 解体されたカーエアコン



図7 カーシート等の野焼き



図8 作業空間と隣接した日常生活空間

3.2.2. 試料採取

3.2.2.1. 鉛バッテリーリサイクル地域

Dong Mai (鉛バッテリーリサイクル村)、Duong Quang (農村対照地域) および Hanoi (都市対照地域) から、2007年、2008年、2010年および2011年に、毛髪、血液の試料を採取した。Dong Mai 地域では、リサイクル作業従事者 65 人、子供 23 人を含むリサイクル非従事者 77 人の協力を得て、また非汚染地域群では、子供 5 人を含む 91 人の協力を得て試料を採取した。なお、試料提供者計 233 人全員からインフォームドコンセントを得た。試料採取時には、多様なアンケート項目について情報 (性別・年齢・身長・体重・職業・喫煙歴・飲酒歴・毛髪長・居住歴等)の提供を依頼した。

3.2.2.2. ELV 解体処理地域

ダスト試料は、2013年1月、2014年1月に Thuyen 村の 10 箇所の ELV 解体作業場から採取した。試料は作業場のフロアダスト($n=6$)と室内の生活空間やリビング・子供部屋等の室内ダスト($n=4$)に分けて採取した。

3.2.3. 化学分析

3.2.3.1. 微量元素分析

ヒト毛髪および血液試料中微量元素濃度分析は既報¹⁴⁾に従い、マイクロ波加熱分解装置(Ethos D, Milestone S.r.l., Sorisole, BG, Italy)を用いて酸分解後、誘導結合プラズマ質量分析計 (ICP-MS; Agilent 7500cx, Agilent Technologies, Tokyo, Japan) で Li, Mg, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Mo, Cd, In, Sb, Cs, Ba, Tl, Pb, Bi を、冷気化原子吸光光度計 (CV-AAS; HG-450, HIRANUMA, Ibaraki, Japan) で Hg を定量した。分析の精度は、NIES No. 5 頭髪、IAEA A-13 Animal Blood を用いた。認証値と比較したそれぞれの元素の回収率は 80～117 % の成績を得た。

3.2.3.2. PCBs・PBDEs・DRCs 分析

ダスト試料は分析前に、粗大な粒子をピンセットで除去した後、0.5 mm メッシュでふるい、試料粒径を整えた。ふるいの後、約 3～5g のダスト試料を高速加熱流下抽出装置(SE100, 三菱化学アナリテック)を用いて、ヘキサン/アセトン (1:1 v/v) およびトルエンにより対象物質を抽出した。得られた粗抽出液の一部をとりわけ、¹³C₁₂-ラベル化 PCBs および PBDEs をサロゲートとして添加し、硫酸処理、多層シリカゲル・活性化シリカゲルカラム処理による精製を行い、シリンジスパイクを添加して、PCBs および PBDEs 分析用の試料とした。さらに別途、粗抽出液の一部をとりわけ、¹³C₁₂-ラベル化 PCDD/Fs, PBDD/Fs および MBPCDD/Fs をサロゲートとして添加し、硫酸処理、多層シリカゲル・活性炭シリカゲルカラム処理による精製を行い、シリンジスパイクを添加し、PCDD/Fs, PBDD/Fs, MBPCDD/Fs 分析用の試料とした。本研究では、高分解能ガスクロマトグラフ質量分析装置を用いて、PCBs の 1～10 塩素化同族体、PBDEs の 2～10 臭素化同族体および PCDD/Fs, PBDD/Fs, MBPCDD/Fs の 4～8 ハロゲン化同族体を測定した。各異性体の同定・定量は内部標準法を用いた。同族体の合計濃度は各異性体ピーク(ポテンシャルピーク含む)の面積の合計値から求めた。分析法の詳細については既報^{5,15)}に従った。

3.2.3.3. *in vitro* bioassay, DR-CALUX

オランダ Bio Detection Systems B.V. が開発した遺伝子組み換え細胞を用いる DR-CALUX により、ダスト試料抽出物中のアリルハイドロカーボンリガンド活性(ダイオキシン様活性)を測定した。DR-CALUX アッセイでは、ラト肝ガン細胞 H4IIE に、外来遺伝子であるホタルのルシフェラーゼ遺伝子にダイオキシン応答配列(DRE)を結合したベクターを安定的に組み込んだ細胞を用いた。上記ダスト試料の粗中出液から 1～2mL 分取し、既報⁵⁾に従って硫酸処理、多層シリカゲルカラムにより前処理を行った後、ジメチルスルホキシド(DMSO)に転溶し、3、10、30、100、300 倍に希釈し、DR-CALUX により総ダイオキシン様活性を測定した。

3.2.3.4. 統計解析処理

統計解析は、Statcel 2 (Seiun Inc., Tokyo, Japan) および R ソフトウェア (version 2.81) を用いた。2 群の有意差検定には、マンホイットニーの U 検定を使用した。多重比較には、スチールデュワズ検定を用いた。元素間相関の有意性検出には、スピアマンの順位相関検定を用いた。

3.3. 結果と考察

3.3.1. 鉛バッテリーリサイクル地域におけるヒトへのPb曝露と健康リスク評価

3.3.1.1. 分析結果

Dong Mai (以下DM)、Duong Quang (以下DQ) およびHanoi (以下HN) において、それぞれ142人、71人および20人の居住者から試料が提供された。居住歴および年齢について3群間で有意な差が認められた。HNの試料提供者は、ほぼ20台前半の学生であったDMおよびHNに比べ両因子ともに有意な低値を示した ($p < 0.01$)。

DMとHNの毛髪中微量元素濃度を比較したところ、Al、Cd、Sb、CsおよびPbはDMで有意に高値を示した ($p < 0.05$, 表1)。PbおよびSbはとくに高い濃度で検出され、それぞれの元素の濃集率 (以下EFs; DMの中央値/HNの中央値) は、1.6, 2.0, 10, 1.5, 27を示した。一方、HNはHgが有意に高値を示した ($p < 0.05$)。

血液中の元素濃度をDMおよびHNとDQ (ともに対照地域であるため併せて解析する) の2地域で比較したところ、Mg、Al、V、As、Cd、SbおよびPbはDMで有意に高値を示した ($p < 0.05$, 表1)。一方、Co、Sr、BaおよびTlはHNおよびDQで有意に高値を示した ($p < 0.05$)。血液においてもPbおよびSbは顕著な高値を示し、それぞれのEFは6.9および1.4の値が得られた。DMのPb濃度には職業差および性差の関与が認められた。DMのリサイクル従事者はリサイクル非従事者に比べPb濃度が有意に高値を示した ($p < 0.001$)。また、リサイクル従事者間では、男性従事者は女性従事者よりも高いPb濃度を示した ($p < 0.01$)。しかし、リサイクル非従事者では男女差は確認されなかった ($p = 0.07$)(表2)。

表 1. Dong Mai地域およびHanoi地域における毛髪中($\mu\text{g/g}$)、血中($\mu\text{g/dL}$)微量元素濃度..

試料	地域	n		Li	Mg	Al	V	Cr	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	As	Se
毛髪	DM	49	中央値	N.D.	120	14	0.061	0.15	6.5	22	0.014	11	177	0.34	0.57
			最大値	N.D.	270	30	0.18	0.82	59	330	2.7	24	770	3.1	0.94
			最小値	N.D.	26	6.8	0.025	0.06	0.54	11	0.006	5.2	84	0.12	0.48
	HN	20	中央値	N.D.	109	9.0	0.030	0.12	2.6	13	0.047	10	192	0.17	0.59
			最大値	N.D.	330	13	0.46	0.25	17	25	0.26	30	480	0.41	0.83
			最小値	N.D.	27	3.5	0.0087	0.062	0.38	7.8	0.0062	8.2	120	0.036	0.52
血液	DM	49	中央値	N.D.	4400	33	0.15	0.34	1.9	50000	0.11	71	550	0.46	21
			最大値	N.D.	5400	120	0.21	0.73	3.0	65000	0.23	91	750	0.85	36
			最小値	N.D.	3000	N.D.	0.10	N.D.	0.8	31000	0.08	42	340	0.18	14
	HN	20	中央値	N.D.	4000	21	N.D.	0.28	2.0	43000	0.16	75	560	0.25	21
			最大値	N.D.	4500	47	0.11	0.37	3.3	54000	0.20	96	790	0.55	27
			最小値	N.D.	3000	N.D.	0.11	N.D.	1.4	35000	0.12	60	400	0.13	15
				Rb	Sr	Mo	Cd	In	Sb	Cs	Ba	Hg	Tl	Pb	Bi
毛髪	DM	49	中央値	0.030	4.8	0.054	0.084	0.0024	0.26	0.0021	7.1	0.23	0.0047	51	0.018
			最大値	0.11	11	0.19	0.56	0.011	13	0.0041	27	1.0	0.032	2300	0.77
			最小値	0.010	0.85	0.032	0.008	0.0012	0.026	0.0011	1.1	0.08	0.0010	2.5	0.0031
	HN	20	中央値	0.030	4.5	0.043	0.041	0.0026	0.026	0.0014	4.9	0.47	0.0027	1.9	0.011
			最大値	0.071	12	0.21	0.19	0.0102	0.11	0.0020	17	2.2	0.0086	5.5	0.041
			最小値	0.0036	0.91	0.032	0.012	0.0010	0.0089	0.0005	1.0	0.17	0.00079	0.80	0.005
血液	DM	49	中央値	420	3.8	0.32	0.21	0.025	0.31	0.39	0.67	N.D.	0.025	20	0.027
			最大値	690	6.9	0.89	0.63	0.032	0.51	1.3	1.4	N.D.	0.044	110	0.033
			最小値	310	1.9	0.11	0.056	N.D.	0.22	0.21	0.36	N.D.	N.D.	5.5	N.D.
	HN	20	中央値	419	5.0	0.44	0.082	N.D.	0.24	0.42	0.92	N.D.	0.069	3.3	0.024
			最大値	547	7.5	0.95	0.37	N.D.	0.31	0.85	1.2	N.D.	0.11	6.3	0.029
			最小値	321	4.5	0.34	0.037	N.D.	0.21	0.31	0.68	N.D.	0.059	1.9	N.D.

N.D. : 検出限界未満

表 2. 各群の血中 Pb レベル ($\mu\text{g}/\text{dL}$).

	<i>n</i>	平均値	標準 偏差	最小値	25 % パーセンタイル	中央値	75 % パーセンタイル	最大値
DM	142	37	21	5.5	21	32	44	122
DQ	91	3.7	1.9	1.0	2.5	3.3	4.5	11
以下DM 詳細								
リサイクル処理従事者(男性)	27	51	24	23	35	43	57	122
リサイクル処理従事者(女性)	38	39	18	14	26	36	48	87
非リサイクル処理従事者(男性)	19	39	24	14	25	30	49	113
非リサイクル処理従事者(女性)	35	25	14	5.5	16	20	31	71
18 歳以下の子ども	23	28	7.3	17	23	29	33	48

3.3.1.2. 曝露レベルの地域比較

本研究で検出されたベトナムのヒト毛髪中 Pb 濃度は、過去の報告で深刻な Pb 汚染が認められたシンガポール (平均: $640 \mu\text{g}/\text{g}$, 濃度範囲: $0.93 \sim 3500 \mu\text{g}/\text{g}$)、ポーランド (平均: $150 \mu\text{g}/\text{g}$, 濃度範囲: $35 \sim 290 \mu\text{g}/\text{g}$) および西インド諸島 (平均: $590 \mu\text{g}/\text{g}$, 濃度範囲: $51 \sim 1500 \mu\text{g}/\text{g}$)¹⁶⁻¹⁸⁾ のバッテリーリサイクル場の毛髪中 Pb 濃度と同等であった。毛髪中 Pb 濃度には、内因性の寄与だけでなく、外部からのダストや土壌の付着が懸念されるため、解釈には注意が必要であるが、DM の住民は Pb の高濃度曝露を受けていることが示唆された。

本研究で得られた全血中 Pb 濃度を先行研究と比較したところ、フィリピン (平均値 \pm SD: $54 \pm 17 \mu\text{g}/\text{dL}$)、台湾 (平均 \pm SD: $24 \pm 12 \mu\text{g}/\text{dL}$) およびセネガル (平均: $56 \mu\text{g}/\text{dL}$, 濃度範囲: $38 \sim 81 \mu\text{g}/\text{dL}$) の報告値^{12,19,20)} とほぼ同程度の値が DM で検出された。血液中 Pb 濃度に影響する個人因子を考慮して解析したところ、リサイクル作業工程の違いにより、Pb 曝露レベルに差が認められた。この地域のリサイクル従事者の場合、主として男性は Pb の精錬作業を担い、女性はバッテリーの解体に従事している。このことから、Pb の曝露経路は、男性は主としてフューム、女性は高濃度の Pb を含む土壌やダストの吸引または経口摂取が推察される。Pb の体内吸収率は、肺で約 40%、小腸で約 10%とされており、Pb フューム負荷の高い環境で作業に従事する男性は、女性に比べ高い血中 Pb 濃度を示したものと考えられる。

本研究の重要な発見として、DM 地域住民の血中 Pb 濃度は、リサイクル業非従事者であってもヒトの世界平均値 ($1.5 \mu\text{g}/\text{dL}$)²¹⁾ や非汚染地域住民の値に比べ有意に高いことがあげられる。また、リサイクル非従事者 (中央値: $20 \mu\text{g}/\text{dL}$) よりも子ども (中央値: $29 \mu\text{g}/\text{dL}$) の血中 Pb 濃度が高い傾向を示したことから、リサイクル活動に全く関与しない子どもも Pb 曝露を受けていることが示唆された (表 2)。これらの結果は、リサイクル活動により DM 地域周辺環境全体に Pb が拡散していることを示している。

研究事例は限られるが、DM で検出された毛髪中 Sb 濃度 (中央値: $0.26 \mu\text{g}/\text{g}$, 濃度範囲: $0.026 \sim 13 \mu\text{g}/\text{g}$) は、他研究の e-waste リサイクル処理従事者 (平均値: $0.23 \mu\text{g}/\text{g}$, 濃度範囲: $0.020 \sim 3.8 \mu\text{g}/\text{g}$) や、Sb 鉱山地域住民 (平均値: $0.0028 \mu\text{g}/\text{g}$, 濃度範囲: $0.005 \sim 0.32 \mu\text{g}/\text{g}$) に比べ高い値を示した^{9,22)}。Sb のソースはバッテリー中に含まれる Pb-Sb 合金と考えられる。鉛バッテリーリサイクルに伴うヒトの Pb 曝露に関する研究例は多いが、Sb に着目した測定例はきわめて少ない。しかし、国際がん研究機構 (IARC) は Sb 化合物をグループ 2B (発がんの可能性のある物質群) として位置づけている²³⁾。Sb は発がん性を有する As と同族であり、高い毒性を有す可能性があることから、鉛バッテリー

ーリサイクル地域では Sb のモニタリングも重要と考えられる。

3.3.1.3. ヒトの健康リスク評価

鉛はヒトに対して様々な毒性を有し、神経系、血液系、胃腸系、心臓血管系および腎臓系への悪影響がこれまでに報告されている²¹⁾。これらの疾患には、毒性発現の閾値となる Pb 濃度が設定されているものの、とくに中枢神経系に関わる毒性影響には閾値が決められておらず、暫定基準値である 10 µgPb/dL 以下の低レベルでも、血中 Pb 濃度と知能指数間に有意な負の相関が認められている²⁴⁾。

本研究で調査した 142 人の DM 住民のうち 99%に相当する 140 人は、ATSDR の設定した毒性発現の閾値 (10 µg/dL) を超過した²¹⁾ (図 1)。この結果は、DM に居住するほぼ全ての住民に Pb 中毒症状が現れている可能性を示唆する。また、疫学的知見と比較すると、血中 Pb 濃度が最大値を示した住民は脳障害発症の可能性が示唆されている。類似の高レベルが検出された他の事例としては、セネガルのダカールで発生した Pb バッテリーリサイクル解体村の報告例があげられる²⁵⁾、これらはいずれも途上国における違法なバッテリー解体から派生したものである。近年の世界的な Pb 暴露の研究は、長期間かつ低レベルでの暴露に関心が集中しているが、途上国においては未だ著しい高レベル暴露が発生している。本研究により、アジア途上国における深刻な Pb 汚染と健康リスクの一端が明らかとなった。

鉛暴露は、母子間移行や授乳を介した次世代への影響も懸念される²⁵⁾。出産適正年齢に相当する DM 地域女性は、本研究の対象者中 46%に相当した。これら女性の血中 Pb 濃度の中央値は 28 µg/dL であり、胎児および新生児の成育に悪影響を及ぼすレベル²⁶⁾を上回った。すなわち、これら女性が出産した幼児は、23 人全員が CDC (Center for Disease Control and Prevention) の定める毒性発現閾値 (5 µg/dL) および継続監視推奨値 (10 µg/dL) を大幅に超過した。幼児は Pb 吸収率が高く、かつ発達段階における神経系は Pb に対して脆弱であるため、その毒性影響閾値は一般的に低く設定されている (δ アミノレブリン酸脱水酵素 (ALAD) 活性低下: 5 µg/dL)²¹⁾。23 人の幼児のうち、もっとも Pb 濃度の低い幼児で、血中 Pb は 15 µg/dL を超過していた。このレベルでは、ALAD 活性、脳神経系、性成熟不全およびビタミン D レベル低下などの影響が懸念される。これらの新生児は、出生後だけでなく、胎児期においても胎盤を介して Pb 暴露を受けたことが予想される。感受性の高い胎児期の Pb 暴露は、知能指数低下以外のリスクも危惧され、遺伝子発現制御に影響する DNA メチル化との関連性等が指摘されている¹²⁾。今後は、高レベル暴露の幼児を対象とした疫学調査が必要と考えられる。

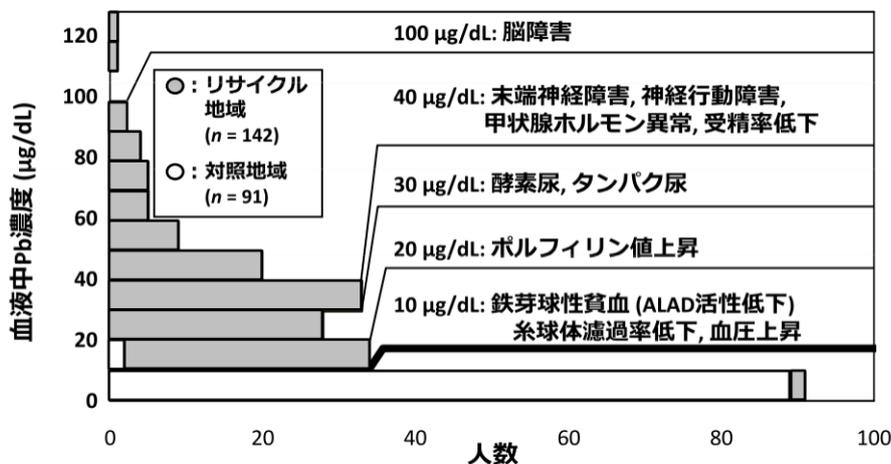


図9 リサイクル地域 (DM) および対象地域 (HN, DQ) における血中 Pb 濃度の頻度分布

3.3.2. ELV 解体処理地域におけるカーエアコン冷媒ガスの放出量推算

Thuyen 村における ELV の解体処理においてカーエアコンの解体では冷媒ガスは回収されず、大気開放されていた。聞き取り調査の結果、Thuyen 村で解体処理される ELV は、解体作業に係わる30世帯合計で、一ヶ月当たり約 150 台と推定された。日本のカーエアコンに使用される冷媒ガス(HFC-134a)の充填量は車両一台当たり 500g~700g である²⁷⁾。このデータを Thuyen 村のケースに外挿すると、本村の ELV 解体処理で大気に排出される冷媒ガスの量は、一ヶ月当たり概ね 75 kg~105 kgと見積もられた(1世帯当りでは 2.5 kg~3.5 kg/月の排出量)。本研究では、Thuyen 村でカーエアコンに充填されている冷媒ガスの種類や正確な量は把握できなかった。今後、ベトナムの他のアジア諸国の ELV 解体処理地域の実態に関して調査を進めるとともに、カーエアコンに含まれる冷媒ガスの種類や量に関する情報収集が必要である。経済産業省¹³⁾によると、ベトナムでは今後も ELV の発生量は増加し、2012 年の年間 5 万台から 2020 年には年間 24 万台になると予測されている(その内、約 8 割が中古品として海外から流入する量)。ELV の解体処理により、大気に排出される冷媒ガスの量も、このまま回収作業や処理を行わないとすれば、同様に増加する可能性が高いことから、今後の調査および対策が急務といえる。

3.3.3. ELV 解体処理地域における POPs・DRCs 汚染の実態と曝露リスク評価

3.3.3.1. 化学分析結果と汚染実態の地域比較

化学分析の結果、ELV 解体処理地域から採取した全てのダスト試料から PCBs、PBDEs、DRCs が検出された(表3)。測定した物質の中では、PBDEs が最も高い濃度を示し、次いで PCBs > Dioxin-like PCBs (DL-PCBs) > PBDD/Fs > PCDD/Fs > MoBPCDD/Fs の順であった。

ELV 処理施設の日常空間(リビング等)と作業空間(作業場)に分け、各物質の濃度を比較したところ、どの対象物質に関しても両者に有意な濃度差は認められなかった($p>0.05$)。その理由として、Thuyen 村にある ELV 解体処理施設は、ほとんどが小規模施設であり、リビングなどの生活空間と解体作業等を行っている作業空間の距離が近接していることが考えられる(図8参照)。すなわち、上記の結果は、作業空間で発生したダストや有害物質が、生活空間にも相当量移行していることを示唆するものと考えられる。但し、本研究で採取・分析した生活空間由来のダスト試料の検体数($n = 4$)が少ないことから、統計上の有意差が顕れにくかった可能性もある。統計的な有意差は得られていないが、PCBs、PBDEs、DL-PCBs については、平均値・中央値ともに作業空間で高い傾向を示している。今後、詳細な調査を行って、検体数を増やし、施設内の有害物質の空間分布について検証する必要がある。

さらに、ベトナム北部の E-waste 処理地域(Hung Yen 省 Bui Dau 村および Hai Phong 市 Trang Minh 地区)や都市・郊外対照地域(Hanoi 市および周辺地域)における著者らの先行研究^{6,15)}の結果と本研究で得られた ELV 解体処理地域の結果を比較した(表4・表5)。先行研究¹⁵⁾と本研究では、分析対象とした PCB および PBDE 異性体の一部が異なっている。よって、地域間のデータ比較や解析では対象となる PCB および PBDE 異性体を統一して、合計値や組成の比較、相関解析等を行った(DRCs のデータについては、先行研究⁶⁾と本研究で対象とした異性体・同族体は全て共通となっている)。また、ELV 解体処理地域のデータに関しては、上記の日常空間(室内ダスト)と作業空間(フロアダスト)の結果を分けずに、同一群のデータとして解析した。比較・解析の結果、ELV 解体処理地域のダスト中 PCBs 濃度は、E-waste 処理地域や都市・郊外対照地域よりも有意に高値であった(ともに $p<0.01$)。また、DL-PCBs の濃度についても、ELV 解体処理地域は E-waste 処理地域よりも有意に高かった($p<0.01$)。ELV 解体処理地域のダスト中 PBDEs 濃度は、E-waste 処理地域と同程度であり、都市・郊外対照地域よりも有意に高値であった($p<0.05$)。PCDD/Fs、PBDD/Fs、

MoBPCDD/Fsの濃度は、ELV 解体処理地域とE-waste 処理地域ではほぼ同程度であった(両地域間に統計的な有意差なし)。DRCs のデータに関しては、都市・郊外対照地域の検体数が少ないため、統計に基づく解析はできないが、ELV・E-waste の両廃棄物処理地域で検出されている MoBPCDD/Fs が対照地域では検出されておらず、PCDD/Fs や PBDD/Fs の濃度も概して対照地域より高い傾向を示した。さらに、本研究の ELV 解体処理地域のダスト試料から検出された各 DRCs 濃度を、既報の日本の一般家庭およびオフィスの室内ダスト²⁸⁾や米国(New York)の一般家庭の室内ダスト²⁹⁾と比較すると、概して ELV 解体処理地域の方が高い傾向にあり、とくに DL-PCBs については中央値で一桁近く高値を示した。従って、ベトナムの ELV 解体処理地域において、POPs や DRCs 等の有害物質の発生源が存在し、とくに Thuyen 村の ELV 解体処理地域では PCBs による汚染が顕著であることが示された。

表3 ELV 解体処理施設から採取したダスト試料中の PCBs, PBDEs, DRCs 濃度

	ELV 解体施設・生活空間 n = 4			ELV 解体施設・作業空間 n = 6		
	平均値	中央値	最小-最大	平均値	中央値	最小-最大
PCBs (ng/g)	110	100	19-220	530	190	80-2200
PBDEs (ng/g)	370	280	260-670	3100	1500	140-10500
DL-PCBs (ng/g)	25	18	8.8-57	96	26	9.2-450
PCDD/Fs (ng/g)	3.4	3.8	0.87-5.2	1.7	1.2	0.72-4.2
PBDD/Fs (ng/g)	9.0	7.3	3.3-18	12	10	2.0-28
MoBPCDD/Fs (ng/g)	0.64	0.67	0.012-1.2	0.33	0.16	0.0019-1.2
WHO-TEQs (pg/g)	50	54	14-76	52	30	19-140

表4 ベトナムの ELV・E-waste 処理地域および対照地域のダスト試料中 PCBs, PBDEs 濃度の比較

	ELV 解体処理地域(本研究) n = 10			E-waste 処理地域 ¹⁵⁾ n = 20			都市・郊外対照地域 ¹⁵⁾ n = 13		
	平均値	中央値	最小-最大	平均値	中央値	最小-最大	平均値	中央値	最小-最大
PCBs (ng/g)	350	140	17-2200	35	18	4.8-320	17	8.1	3.6-85
PBDEs (ng/g)	2000	280	140-10500	2000	820	120-11000	180	140	36-600

表5 ベトナムの ELV・E-waste 処理地域および対照地域のダスト試料中 DRCs 濃度の比較

	ELV 解体処理地域(本研究) n = 10			E-waste 処理地域 ⁶⁾ n = 10			都市対照地域 ⁶⁾ n = 2		
	平均値	中央値	最小-最大	平均値	中央値	最小-最大	平均値	中央値	最小-最大
DL-PCBs (ng/g)	2.4	1.8	0.72-5.2	2.1	1.9	1.1-4.5	0.85	0.85	0.54-1.2
PCDD/Fs (ng/g)	68	22	8.8-450	2.2	1.5	0.57-7.9	0.56	0.56	0.51-0.60
PBDD/Fs (ng/g)	11	8.5	2.0-28	30	22	7.8-64	1.9	1.9	1.5-2.7
MoBPCDD/Fs (ng/g)	0.46	0.025	0.0019-1.2	0.60	0.48	0.1-1.5	N.D.	N.D.	N.D.
WHO-TEQs (pg/g)	51	43	14-140	34	31	18-84	6.0	6.0	3.1-9.0

N.D.: 検出限界未満

3.3.3.2. 同族体組成および濃度相関解析に基づく排出源の推定

PCBs および PBDEs の同族体組成について、本研究の ELV 解体処理地域と既報の E-waste 処理地域および都市・郊外対照地域¹⁵⁾と比較した(図10)。その結果、E-waste 処理地域では相対的に3、4塩素化異性体の割合が高いのに対し、ELV 解体処理地域では5、6塩素化異性体の割合が高い傾向が見られた。カネクロールなどの PCB 製剤の同族体組成³⁰⁾と比較すると、ELV 解体処理地域のダスト中異性体組成は KC500 などに類似していた。すなわち、ELV の解体処理地域では KC500 相当の PCB 製剤に由来する環境負荷があると考えられる。また、PBDEs の同族体組成についても、同様に ELV 解体処理地域と E-waste 処理地域および都市・郊外対照地域¹⁵⁾で比較した結果、どの地域においても DecaBDE (BDE209) の組成が卓越しており、DecaBDE 製剤の利用が主な PBDEs の排出源になっていることが示唆された(図11)。但し、DecaBDE を除く他の同族体組成に着目すると、E-waste 処理地域では比較的 Tetra～PentaBDEs の割合が高い傾向がみられた。このことはおそらく、E-waste 処理地域では、DecaBDE 製剤を含む廃棄物以外にも、PentaBDE 製剤を含む E-waste 関連の部品が集積・処理されていることを示唆するものと思われる。

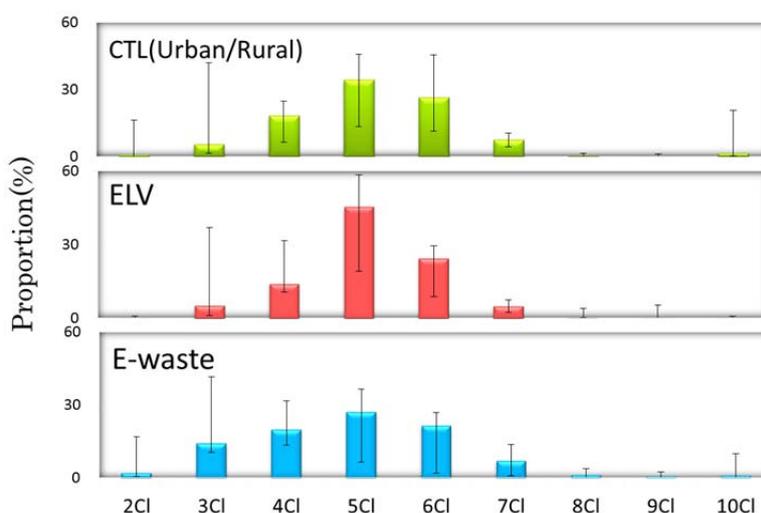


図10 ダスト試料中の PCBs 同族体組成比較
(都市・郊外対照地域:CTL¹⁵⁾,ELV 解体処理地域:ELV, E-waste 処理地域:E-waste¹⁵⁾)

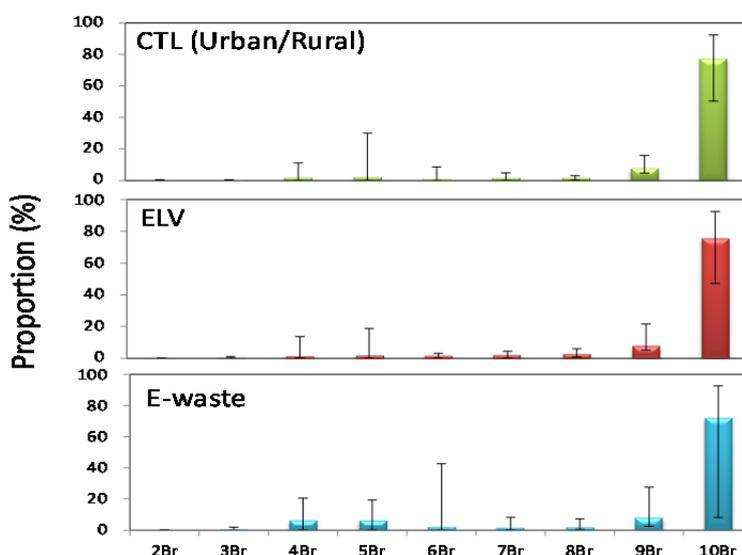


図11 ダスト試料中の PBDEs 同族体組成比較
(都市・郊外対照地域:CTL¹⁵⁾,ELV 解体処理地域:ELV, E-waste 処理地域:E-waste¹⁵⁾)

さらに、本研究のELV解体処理地域と先行研究のE-waste処理地域および都市対照地域^{6,15)}のデータセットを基に、PCBs, PBDEs および各 DRCs の濃度について相関解析を行った。その結果、全データにおいて PCBs と DL-PCBs ($r=0.99, p<0.01$)、PCDFs と PCDDs ($r=0.80, p<0.01$)、PCDFs と MoBPCDFs ($r=0.90, p<0.01$)、PCDDs と MoBPCDFs ($r=0.71, p<0.01$)、PBDEs と PBDFs ($r=0.76, p<0.01$) に有意な濃度相関がみられた。従って、DL-PCBs が PCBs を主な起源とすること、PCDFs と PCDDs、MoBPCDFs が同一の発生源(おそらく燃焼起源)を持つことが示唆される。また、PBDEs と PBDFs の相関は、E-waste 処理地域における先行研究^{6,15)}でも示唆されたが、今回の ELV 解体処理地域でも同様の傾向が示された(図12)。PBDFs は他の DRCs との相関を示さなかったことから、ダスト中の PBDFs の多くは PBDEs と同一の発生源に由来すると考えられる。実際、PBDFs が PBDEs 製剤の不純物として含まれていること³¹⁾、PBDEs の光分解³²⁾や熱分解³³⁾によって二次的に生成することが報告されている^{4,33,34)}。従って、難燃処理された樹脂に含まれる PBDEs が、PBDFs の主な起源であると推察される。さらにダスト試料中の PBDEs に対する PBDFs の濃度比に着目すると、ELV 解体処理地域(1.8-50%)や E-waste 処理地域(0.5-15%)のダスト試料では、都市対照地域(1.1-4.1%)よりもその濃度比が高くなる傾向がみられた(図12)。またこれらダスト中の濃度比は、既報の PBDE 製剤中の PBDFs の含有量($<0.005\%$)³¹⁾や日本の TV のバックキャビネット中の PBDFs/PBDEs 濃度比(0.02-0.05%)^{32,33)}に比べ、明らかに高値である。従って、ELV・E-waste 等廃棄物処理地域のダスト中に含まれる PBDFs は、単に PBDE 製剤やそれらを含む難燃樹脂の製造段階で生じたものだけでなく、ELV や E-waste の処理過程やそれら廃棄物の長期保管中などに光・熱分解によって二次生成したものが多くと推察される。またこのことは、不適切な廃棄物の保管や再生処理により、PBDEs の光/熱分解等に由来する PBDFs の環境負荷が増大する可能性を示唆している。

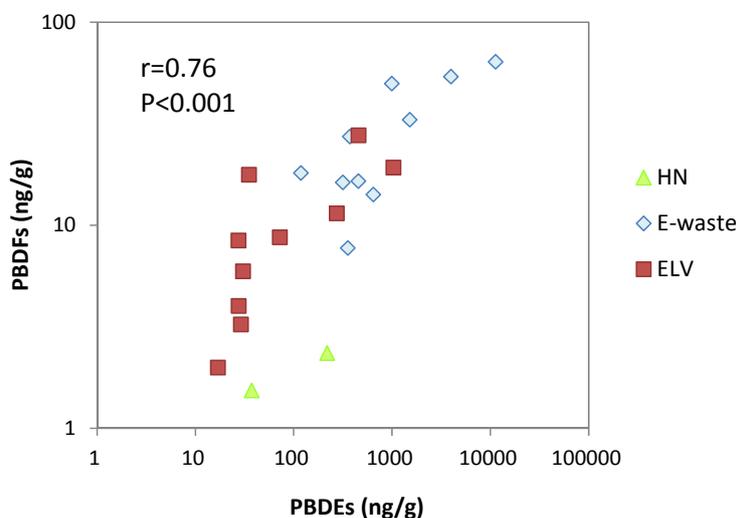


図12 ダスト試料中の PBDEs と PBDFs の濃度相関
(都市対照地域:HN^{6,15)}, E-waste 処理地域:E-waste^{6,15)},ELV 解体処理地域:ELV)

3.3.3.3. DR-CALUX による総ダイオキシン様活性と毒性同定評価

DR-CALUX アッセイの結果、全てのダストサンプルでダイオキシン様活性が認められた。ELV 処理地域のダスト試料中のダイオキシン様活性は、既報の E-waste 処理地域⁶⁾と同程度であり、都市対照地域⁶⁾よりも有意に高い結果となった(表6)。さらに、本研究の ELV 解体処理地域のダスト試料から検出されたダイオキシン様活性は、既報の日本の一般家庭およびオフィスの室内ダスト²⁸⁾や米国(New York)の一般家庭の室内ダスト²⁹⁾と比較しても、概して高い傾向にあった。従って、ELV の解体処理活動によって、E-waste 処理と同様にダイオキシン様活性物質の環境負荷が生じていることが示唆された。

表6 ダスト試料中の総ダイオキシン様活性(CALUX-TEQs)

	ELV 解体処理地域(本研究) n = 15			E-waste 処理地域 ⁶⁾ n = 20			都市対照地域 ⁶⁾ n = 10		
	平均値	中央値	最小-最大	平均値	中央値	最小-最大	平均値	中央値	最小-最大
CALUX-TEQs (pg/g)	540	420	140-1200	540	510	140-1000	170	140	49-400

さらに本研究では、ダスト中の総ダイオキシン様活性(CALUX-TEQ)に対する各 DRCs の活性寄与を評価するため、既報の DR-CALUX における各ダイオキシン様化合物(DL-PCBs, PCDD/Fs, PBDD/Fs, MoBPCDD/Fs)の比活性(relative potency: REP)を用いて、一部のダスト試料について化学分析値に基づく理論的な TEQ(Theoretical-TEQ)を求め、CALUX-TEQ 値と比較した(Theoretical-TEQ の算出方法の詳細は既報⁶⁾に従った)(図13)。その結果、DRCs の中でも、多くの試料において PCDFs がダイオキシン様活性に対する寄与率が最も大きく、次いで PBDFs や PCDDs の寄与率が高いことがわかった。また、一部試料では DL-PCBs の寄与率が高いことが明らかとなった。このような傾向は、先行研究の E-waste 処理地域の結果⁶⁾と概ね一致しているが、ELV 解体処理地域においては、DL-PCBs の寄与率が E-waste 処理地域よりも相対的に高い傾向が認められた。また、今回 Theoretical-TEQ を算出した全てのダスト試料について、CALUX-TEQ が Theoretical-TEQ を大幅に上回っていた(図13)。同様な結果は、E-waste 処理地域でも得られており、ダスト中にはダイオキシン様活性を示す未知物質(未知の AhR アゴニスト)が存在することが示唆された⁶⁾。現在のところ、それら物質の同定はなされていないが、可能性として REP が報告されていない非 2, 3, 7, 8 置換体の PCDD/F・PBDD/F 異性体の寄与や本研究および先行研究で同定されていないミックスハロゲン化ダイオキシン類(PXDD/Fs)、ハロゲン化多環芳香族炭化水素化合物(X-PAHs)などの寄与が推定されている⁶⁾。今後、分取カラムクロマトグラフィー等を用いてダスト試料抽出物から未知活性物質を含む抽出画分を絞り込んで精製し、二次元ガスクロマトグラフ-高分解能飛行時間型質量分析装置等の先端分析機器を用いて、候補物質の同定・定量に繋げる研究展開が望まれる。

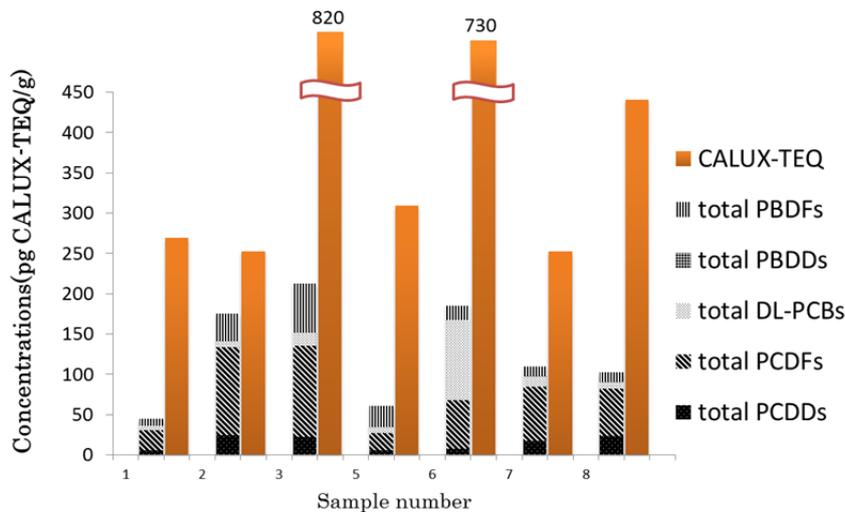


図13 ELV 解体処理施設ダスト試料中の CALUX-TEQ (総ダイオキシン様活性) と各 DRCs の化学分析値から算出した Theoretical-TEQ の比較

3.3.3.4. ダスト摂取を介したヒト（小児）への曝露リスク評価

本研究の PCBs、PBDEs および CALUX-TEQ の測定結果をもとに、ELV 解体処理地域におけるダストの経口摂取による 1 日推定摂取量(DI)を算出し、小児における有害物質の曝露リスクを評価した。小児のダスト摂取量の仮定は、ELV 解体処理地域における現地状況 (小児の生活環境が作業環境に隣接し、ダストに接する機会が高い状況) を鑑み、Jones-Otazo et al.³⁵⁾ の高摂取シナリオ (200 mg/day) を適用した (小児の体重は 15 kg と仮定した)。その結果、小児の PBDEs (BDE-47, -99, -153, -209) に関する DI は、米国 EPA の定める許容摂取量 (RfD: 1500, 1500, 3000 and 105000 ng/day)³⁶⁾ よりも 2 桁以上低値であった。一方、PCBs に関しては、ELV 解体処理地域の作業場において米国 ATSDR の RfD (300 ng/day)³⁷⁾ を上回るケースがあった (DI 最大値: 640 ng/day)。既報の E-waste 処理地域⁶⁾ における研究から、PCBs の曝露はダスト経路に加えて大気経路での取込も寄与することが指摘されており、ダスト経路の摂取と合わせると DI はさらに大きくなる可能性もある。また、DR-CALUX の結果から算出した DI も 27~230 pg/day (中央値 84 pg/day) となり、WHO の推奨する TDI (60 pg/day)³⁸⁾ を超過するケースが認められた。従って、ELV 解体処理地域では、PCBs やダイオキシン様活性物質への曝露による小児への健康リスクが懸念される。本研究は、アジア途上国の ELV 解体処理地域における有害物質の曝露リスクについて評価した初めての調査研究例であることから、今後も他のアジア諸国における ELV 解体処理の実態についてさらに詳細な調査を行い、大気や食品経路の有害物質曝露も考慮したより包括的なリスク評価や、未知のダイオキシン様活性物質含む他の有害物質による汚染実態の解明が必要である。

3.4. 結論

本研究により、ベトナムにおける鉛バッテリーリサイクルや ELV 解体処理に伴って発生する有害物質の環境負荷やヒトへの曝露リスクの一端が明らかとなった。鉛バッテリーリサイクル地域においては、ヒトの毛髪や血液から極めて高濃度の Pb や Sb が検出され、深刻な人体汚染の実態が明らかとなった。血中 Pb 濃度と個人因子の解析結果から、リサイクル作業に由来する Pb 曝露が顕著であることが示されるとともに、作業に従事しない一般住民や幼児においても、高い血中 Pb レベルが認められ、鉛バッテリーリサイクル地域の Dong Mai では、周辺環境に広く Pb が流出し、その汚染の拡大していることが示唆された。実際、Dong Mai 住民の 99%は、すでに米国 ATSDR が提唱している鉛の健康影響に関する暫定基準値(10 μ g/dl)を超過しており、Pb 中毒症状が現れる可能性が高い。とくに高濃度曝露群では、脳障害の発症レベルに達しており、深刻な健康被害の発生が懸念される。さらに出産適齢期に相当する女性や幼児の血中 Pb レベルも、胎児・新生児および幼児の成長・発達に対して悪影響を与えうる閾値を超過しており、次世代への影響や幼児における発達障害などの顕在化が強く懸念される結果が示された。ベトナム以外にもセネガルなどの途上国で、違法なバッテリー解体から派生した深刻な Pb 汚染と健康被害の例が報告されている。途上国においては、先進国では禁止された危険な鉛バッテリーの再生処理が今なお継続しており、今後のさらなる監視やリスク評価とともに、環境汚染の拡大防止や汚染地域の環境回復、作業環境の安全性確保に資する制度・技術的対策の導入が喫緊の課題と考えられる。

また、本研究は、途上国の ELV 解体処理地域を対象に PCBs や臭素系難燃剤、ダイオキシン類縁化合物などの汚染実態を明らかにした初のケーススタディーといえる。既報の E-waste 処理地域と比較して、ELV の解体処理地域においても類似の化学汚染が存在し、とくに PCBs に関して顕著な発生源や曝露リスクが存在することを示唆した点は、アジア途上国の ELV 処理に伴う POPs の発生源把握や今後のリスク評価、排出抑制を検討するにあたり貴重な知見であると考えられる。また、ELV および E-waste 処理地域のダスト中 PBDEs および PBDFs 濃度の相関や濃度比の解析から、ダスト中の PBDFs が単に PBDE 製剤やそれらを含む難燃樹脂の製造段階で生じたものだけでなく、廃棄物の処理過程や長期保管中の光・熱分解によって二次生成したものが含まれる可能性を強く示唆した。このことは、不適切な廃棄物の保管や再生処理により、PBDEs の光/熱分解等に由来する PBDFs の環境負荷が増大する可能性を示唆しており、ELV 含む廃棄物の適正管理・適正処理の指針構築において重要な知見であると考えられる。ヒトの曝露リスク評価に関しては、本研究ではダスト中の PCBs とダイオキシン様活性物質について、RfD や TDI を超過するケースがあることを示唆したが、今後はダスト以外にも、大気・土壌などの環境試料、ヒトの血液試料などを対象としたモニタリングを実施し、より詳細な環境負荷の解明や曝露リスク評価を行う必要がある。加えて、*in vitro* バイオアッセイ DR-CALUX による総ダイオキシン様活性と毒性同定評価の結果は、E-waste 処理と同様に ELV の解体処理活動が、ダイオキシン様活性物質の発生源となり、また未知の活性物質が含まれることを示唆した。未知活性物質の絞り込み、同定については、今後の分析技術や解析法の開発・改良を通して、何らかの発見が期待される新規性の高いテーマと考えている。

さらに、本研究で現地の ELV 解体作業の視察や聞き取り調査に基づいて、カーエアコンの冷媒ガスの放出量を見積もったことも、アジア途上国の資源回収活動に由来するフロンガス等の排出量推定に寄与する貴重な情報と思われる。アジアの途上国や振興工業国は、その活発な経済成長や工業化の進展により、ELV の発生量が今後も大きく増加すると予想される。一方、これら国々は先進国に比べ、各種廃棄物の処理・再資源化における環境負荷発生の抑制措置や作業環境の安全性確保に関する制度・技術的対策の導入が遅れており、有害物質による環境汚染やヒトへの健康リスクが顕在化、深刻化しやすい状況にある。アジアの途上国等におけるそれら現状の把握は、現地における環境

対策や健康リスク評価にとって必須であるだけでなく、途上国等で発生する温室効果ガスや地球規模での拡散が懸念される POPs の排出動態予測など、グローバルな環境問題の解決や政策展開に欠かせない課題である。

3.5. 参考文献

- 1) Robinson, B.H., 2009. E-waste: an assessment of global production and environmental impacts. *Sci. Total Environ.* 408, 183-191.
- 2) Zhang, K., Schnoor, J.L., Zeng, E.Y., 2012. E-waste recycling: where does it go from here? *Environ. Sci. Technol.* 46, 10861-10867.
- 3) Weber, R., Kuch, B., 2003. Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominatedchlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. *Environ. Internatl.* 29, 699-710.
- 4) Tue, N.M., Takahashi, S., Subramanian, A., Sakai, S. and Tanabe, S., 2013. Environmental contamination and human exposure to dioxin-related compounds in e-waste recycling sites of developing countries. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15, 1326-1331.
- 5) Tue, N. M., Sudaryanto, A., Minh, T. B., Isobe, T., Takahashi, S., Viet, P. H. and Tanabe, S., 2010. Accumulation of polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants in breast milk from women living in Vietnamese e-waste sites. *Sci. Total Environ.* 408, 2155-2162.
- 6) Tue, N.M., Suzuki, G., Takahashi, S., Isobe, T., Trang, P.T.K., Viet, P.H., Tanabe, S., 2010. Evaluation of dioxin-like activities in settled house dust from Vietnamese e-waste recycling sites: relevance of polychlorinated/brominated dibenzo-p-dioxin/ furans and dioxin-like PCBs. *Environ. Sci. Technol.* 44, 9195-9200.
- 7) 高橋 真, Tue, N. M., Viet, P. H., 田辺信介, 2011. ベトナム E-waste 処理地域における臭素系難燃剤およびダイオキシン類縁化合物の人体汚染と曝露実態. *廃棄物資源循環学会誌* 22, 169-179.
- 8) Tue, N.M., Katsura, K., Suzuki, G., Tuyen, L.H., Takasuga, T., Takahashi, S., Viet, P.H., Tanabe, S., 2014. Dioxin-related compounds in breast milk of women from Vietnamese e-waste recycling sites: Levels, toxic equivalents and relevance of non-dietary exposure. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 106, 220-225.
- 9) Ha, N. N., Agusa, T., Ramu, K., Tu, N. P. C., Murata, S., Bulbule, K. A., Parthasaraty, P., Takahashi, S., Subramanian, An. and Tanabe, S., 2009. Contamination by trace elements at e-waste recycling sites in Bangalore, India. *Chemosphere* 76, 9-15.
- 10) Sakai, S., Yoshida, H., Hiratsuka, J., Vandecasteele, C., Kohlmeyer, R., Rotter, V. S., Passarini, F., Santini, A., Peeler, M., Li, J., Oh, G.-J., Chi, N. K., Bastian, L., Moore, S., Kajiwara, N., Takigami, H., Itai, T., Takahashi, S., Tanabe, S., Tomoda, K., Hirakawa, T., Hirai, Y., Asari, M., Yano, J., 2014. An international comparative study of end-of-life vehicle (ELV) recycling systems. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 16, 1-20.
- 11) Osada, M, Tanigaki, N, Takahashi, S. and Sakai, S., 2008. Brominated flame retardants and heavy metals in automobile shredder residue (ASR) and their behavior in the melting process. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 10, 93-101.
- 12) Haefliger P, Mathieu-Nolf M, Locicero S, Ndiaye C, Coly M, Diouf A, et al. 2009. Mass lead intoxication from informal used lead-acid battery recycling in Dakar, Senegal. *Environ. Health. Perspect.* 117, 1535-1540.
- 13) 経済産業省, 2013. 静脈産業の市場動向及び競合・競争力調査報告書. http://www.meti.go.jp/medi_lib/report/2013fy/E003609.pdf (2015.4.3. 確認)
- 14) Okamoto, K., Morita, M., Quan, H., Uehiro, T., Fuwa, K., 1985. Preparation and certification of human hair powder reference material. *Clin Chem* 31, 1592-1597.
- 15) Tue, N.M., Takahashi, S., Suzuki, G., Isobe, T., Viet, P.H., Kobara, Y., Seike, N., Zhang, G., Sudaryanto, A. and

- Tanabe, S., 2013. Contamination of indoor dust and air by polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants and relevance of non-dietary exposure in Vietnamese informal e-waste recycling sites. *Environ. Internatl.* 51, 160-167.
- 16) Foo, S.C., Khoo, N.Y., Heng, A., Chua, L.H., Chia, S.E., Ong, C.N., et al., 1993. Metals in hair as biological indices for exposure. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 65, S83-86.
 - 17) Wasiak, W., Ciszewska, W., Ciszewski, A., 1996. Hair analysis. Part 1: Differential pulse anodic stripping voltammetric determination of lead, cadmium, zinc and copper in human hair samples of persons in permanent contact with a polluted workplace environment. *Anal. Chim. Acta.* 335, 201-207.
 - 18) Williams, G., Hall, L., Addae, J., 1998. Increase in hair lead, but not blood lead content of occupationally-exposed workers. *Environ. Geochem. Health* 20, 239-243.
 - 19) Suplido, M.L., Ong, C.N., 2000. Lead exposure among small-scale battery recyclers, automobile radiator mechanics, and their children in Manila, the Philippines. *Environ. Res.* 82, 231-238.
 - 20) Chuang, H.Y., Lee, M.L.T., Chao, K.Y., Wang, J.D., Hu, H., 1999. Relationship of blood lead levels to personal hygiene habits in lead battery workers: Taiwan, 1991 - 1997. *Am. J. Ind. Med.* 603, 595-603.
 - 21) U.S. Department of Health and Human Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2007. ToxGuide™ for Lead. Available: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxguides/toxguide-13.pdf> (accessed 5 April, 2015).
 - 22) Gebel, T.W., Suchenwirth, R.H.R., Boltzen, C., Dunkelberg, H.H., 1998. Human biomonitoring of arsenic and antimony in case of an elevated geogenic exposure. *Environ. Health. Perspect.*, 106, 33-39.
 - 23) World Health Organization International Agency for Research on Cancer, 2010. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 98 Painting, Firefighting, and Shiftwork.
 - 24) Chen, A., Dietrich, K.N., Huo, X., Ho, S.M., 2011. Developmental neurotoxicants in e-waste: an emerging health concern. *Environ. Health Perspect.* 119, 431-8.
 - 25) Pilsner, J.R., Hu, H., Ettinger, A., Sánchez, B.N., Wright, R.O., Cantonwine, D., et al. 2009. Influence of prenatal lead exposure on genomic methylation of cord blood DNA. *Environ. Health Perspect.* 117, 1466-1471.
 - 26) Jelliffe-Pawłowski, L.L., Miles, S.Q., Courtney, J.G., Materna, B., Charlton, V., 2006. Effect of magnitude and timing of maternal pregnancy blood lead (Pb) levels on birth outcomes. *J. Perinatol.* 26, 154-162.
 - 27) JAMA (2010) カーエアコン用冷媒について.
<http://www.meti.go.jp/committee/materials2/downloadfiles/g100729b03j.pdf> (2015.4.7. 確認)
 - 28) Suzuki, G., Someya, M., Takahashi, S., Tanabe, S., Sakai, S., Takigami, H., 2010. Dioxin like activity in Japanese indoor dusts evaluated by means of in vitro bioassay and instrumental analysis: brominated dibenzofurans are an important contributor. *Environ. Sci. Technol.* 44, 8330-8336.
 - 29) Tue, N.M., Suzuki, G., Takahashi, S., Kannan, K., Takigami, H. and Tanabe, S., 2013. Dioxin-related compounds in house dust from New York State: Occurrence, in vitro toxic evaluation and implications for indoor exposure. *Environ. Pollut.* 181, 75-80.
 - 30) Takasuga, T., Senthilkumar, S., Matsumura, T., Shiozaki, K., Sakai, S. (2006) Isotope dilution analysis of polychlorinated biphenyls (PCBs) in transformer oil and global commercial PCB formulations by high resolution gas chromatography-high resolution mass spectrometry. *Chemosphere* 62, 469-484.
 - 31) Hanari, N., Kannan, K., Okazawa, T., Kodavanti, P.R.S., Aldous, K.M., Yamashita, N., 2006. Occurrence of

- polybrominated biphenyls, polybrominated dibenzo-p-dioxins, and polybrominated dibenzofurans as impurities in commercial polybrominated diphenyl ether mixtures. *Environ. Sci. Technol.* 40, 4400-4405.
- 32) Kajiwara, N., Yukio, N., Takigami, H., 2008. Photolysis studies of technical decabromodiphenyl ether (DecaBDE) and ethane (DeBDethane) in plastics under natural sunlight. *Environ. Sci. Technol.* 42, 4404-4409.
- 33) Sakai, S., Watanabe, J., Honda, Y., Takatsuki, H., Aoki, I., Futamatsu, M., Shiozaki, K. 2001. Combustion of brominated flame retardants and behavior of its byproducts. *Chemosphere* 42, 519-31.
- 34) Watanabe, I., Sakai, S., 2003. Environmental release and behavior of brominated flame retardants. *Environ. Internatl.* 29, 665-682
- 35) Jones-Otazo, H.A., Clarke, J.P., Diamond, M.L., Archbold, J.A., Ferguson, G., Harner, T., Richardson, G.M., Ryan, J.J., Wilford, B., 2005. Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs. *Environ. Sci. Technol.* 39, 5121-5130.
- 36) EPA. Integrated risk information system. U.S. Environmental Protection Agency; 2008. <http://www.epa.gov/iri> (2015.4.7. 確認)
- 37) U.S. Department of Health and Human Services, ATSDR (2000) Toxicological Profile for Polychlorinated biphenyls (PCBs). <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp17.pdf> (2015.4.7. 確認)
- 38) van Leeuwen, F. X. R., Feeley, M., Schrenk, D., Larsen, J. C., Farland, W., Younes, M. 2000. Dioxins: WHO' s tolerable daily intake (TDI) revisited. *Chemosphere* 40, 1095-1101.

第4章 使用済み自動車部材および車内ダスト中の難燃剤等の調査

4.1. 研究目的

日本では2002年7月に「使用済み自動車の再資源化等に関する法律」が成立し、エアバック、フロン、自動車シュレッダーダスト(ASR)の処理責任が明確化されるとともに、使用済み自動車(ELV)のリサイクルが積極的に推進されてきた。その結果、これまで大半が埋め立て処分されていたASRのリサイクル率が大きく向上し、2009年度にはELV全体の重量当りのリサイクル率は95%程度に達している¹⁾。その一方で、ELVリサイクル過程やASR処理過程における重金属類や難燃剤成分といった有害物質の挙動の把握が課題となっている。これまでのところ、ASRに含まれる残留性有機汚染物質(POPs)に関する研究は国際的にも極めて少なく、ASR中のポリ臭素化ジフェニルエーテル(PBDEs)やヘキサブロモシクロデカン(HBCDs)等、POPs条約対象の臭素系難燃剤(BFRs)の由来やリサイクル過程での挙動についての知見は乏しい。また、自動車(道路運送車両)内装は、燃えにくい材料の使用義務が法律で規定(内装材の難燃性の技術基準)されていることから、車内は難燃剤等による曝露が一般室内より高い可能性がある。そのため、化学物質の室内曝露を包括的に評価するためには車内環境の調査は重要であり、中でもヒトへの曝露経路としては車内ダストを通じた非意図的取り込みに着目する必要がある。

自動車に使用される化学物質のうち、車室内でヒトへ曝露する可能性のある懸念物質としては、POPs条約の対象であるBFRsに加え、フタル酸エステル類や有機スズ化合物など様々な樹脂添加剤や揮発性有機化合物、有害金属類等が挙げられる。フタル酸エステル類は、主にポリ塩化ビニル(PVC)などのプラスチックやゴムの可塑剤として電線被覆や建物・自動車の内装材としても幅広く使用されており、PVC中のフタル酸エステル類がシックハウス症候群の原因物質の一つとの報告もある。車室内を居住空間の一部と考えた際、車内空气中フタル酸エステル類は高濃度であることが予想されるとともに、内装材に添加されたフタル酸エステル類が車内ダストに移行し、ダストを介してヒトに取り込まれるリスクが懸念される。有機スズ化合物は、主にPVCなどハロゲン含有樹脂用の熱安定化剤、触媒、ガラス被覆剤等に広く使用されており、国内化審法や欧州REACH規制などで物質ごとに規制が強化されている懸念物質群のひとつである。有害重金属類のうち、Pb、Hg、Cd、Cr⁺⁶は欧州ELV指令により自動車の部品・材料中の最大許容濃度が定められているが、これまでに自動車内装材中の含有実態についての報告例は乏しい。

そこで本研究では、ELVを循環資源およびヒトに対する有害物質の曝露源という二つの視点から調査対象とし、自動車部材および車内ダストに含まれるBFRsおよび臭素化ダイオキシン類(PBDD/Fs)の含有傾向の把握および部材からダストへの移行メカニズムの推定に重点的に取り組んだ。一部の自動車内装材および車内ダスト試料については、フタル酸エステル類および有害重金属類やレアメタル等についても含有傾向の把握を試みた。さらに、ELV再資源化工程で発生するASR試料を対象に、樹脂添加剤(フタル酸エステル類、有機スズ化合物)および金属元素の含有量測定を実施した。終局的には、車内での樹脂添加剤等の曝露状況を把握するとともに、製品ライフサイクルを含む曝露源との関連性解明に向けた分析知見を得ることを目的とした。

4.2. 研究方法

4.2.1. 試料

4.2.1.1. 調査車両

国内のELV解体工場において、国産自動車(7メーカー)のうち平成8年以前に製造されたもの(14台、うち軽自動車3台を含む)、平成9年から11年の間に製造されたもの(9台、うち軽自動車2台を含む)、平成12年以降に製造されたもの(13台、うち軽自動車3台を含む)および外車(4台、いずれも製造年は不明)の合計40台を調査対象とした。比較のため、現在使用している普通車5台(現有車)についても調査を実施した。調査車両の概要を表1に示す。

4.2.1.2. 内装部材

各車両において、乗用部分で表面積の大きい内装部材9種類(シート布地、シートウレタン、シート側面プラスチック、ダッシュボード、ドアトリム、フロアマット、フロア内装材、天井内装材、防振材)を対象に可搬型蛍光X線分析計(可搬型XRF、Innov-X System社製 DELTA)による元素濃度のスクリーニングを行った。ELV解体工場において、国産自動車36台からは各内装部材を採取し、外車4台からはシート部材(シート布地、シートウレタン)のみを採取した。現有車からは内装材の切り出し採取は行わなかった。切り出した各種部材は凍結粉碎した後、化学分析用試料とした。

4.2.1.3. 車内ダスト

調査対象とした45台のうち、外車を除く41台の乗車スペースから掃除機でダストを採取した。掃除機ホースとノズルの間にナイロンバッグ(メッシュサイズ 25 μm)を装着し、床面からと座面・ダッシュボード上からの2種類に分けてダストを採取した(以降、それぞれ床面ダスト/座面ダストと表記)。掃除機ノズルは試料ごとに新しいものに交換した。実験室に持ち帰ったダストは、小石や毛髪、紙くず等の夾雑物をピンセットで除去した後、開き目250 μmの篩を掛け、篩下に回収された画分を化学分析用試料とした。なお、現有車のうち2台からは化学分析の実施に十分な量の座面ダストを採取することができなかった。

4.2.1.4. ASR

ASRとは、ELVから廃油・廃液やバッテリー、タイヤ、再利用パーツなどを取り外し、エアバッグを展開した後の廃車ガラを破碎し、有用金属を回収した後の残渣のことである。本研究では、2013年に国内リサイクル施設において無作為に抽出したELV廃車ガラの破碎試験を実施した。試験は2回実施し、一回目は16台のELV廃車ガラを、二回目は31台のELV廃車ガラを破碎し、再資源化工程で分離して発生する5種類のASR画分からそれぞれ採取用スコップで2-17kg程度を採取した。ASR再生品および最終処分されるダストも採取した。実験室に持ち帰

表1. 本研究で調査対象とした車両の概要

車体ID*	分類	製造年	メーカー	車名
ELV-01	普通車	1995	トヨタ	ルシーダ
ELV-02	普通車	2000	日産	ブルーバード
ELV-03	普通車	2000	ホンダ	ロゴ
ELV-04	普通車	1995	日産	セレナ
ELV-05	軽自動車	1997	スバル	ビビオ
ELV-06	軽自動車	1994	三菱	ミニカ
ELV-07	軽自動車	1995	ホンダ	トゥデイ
ELV-08	軽自動車	2004	三菱	ミニカ
ELV-09	普通車	1999	ホンダ	S-MX
ELV-10	外車	-	シボレー	アストロ
ELV-11	軽自動車	2000	スズキ	ワゴンR
ELV-12	軽自動車	2000	ダイハツ	ミラ
ELV-13	外車	-	プジョー	プジョー206
ELV-14	外車	-	ローバー	MGF
ELV-15	外車	-	キャデラック	エルドラド
ELV-24	普通車	1995	マツダ	ボンゴフレンディ
ELV-25	普通車	1995	ホンダ	オデッセイ
ELV-26	普通車	1996	スバル	レガシー
ELV-27	普通車	1996	フォード	フェスティバ
ELV-28	普通車	2000	マツダ	デミオ
ELV-29	軽自動車	1996	マツダ	キャロル
ELV-30	普通車	2000	日産	マーチ
ELV-31	普通車	1993	日産	マーチ
ELV-32	普通車	2001	三菱	ランサーセディア
ELV-33	普通車	1996	日産	ウイングロード
ELV-34	普通車	2001	日産	マーチ
ELV-35	普通車	1999	日産	エルグランド
ELV-36	普通車	1997	ホンダ	アコード
ELV-37	普通車	1997	ホンダ	トルネオ
ELV-38	普通車	2001	三菱	デインゴ
ELV-39	普通車	1997	ホンダ	ロゴ
ELV-40	普通車	1997	トヨタ	クラウン
ELV-41	普通車	2000	日産	キューブ
ELV-42	軽自動車	1997	三菱	パジェロミニ
ELV-43	普通車	1996	日産	マーチ
ELV-44	普通車	1998	トヨタ	チェイサー
ELV-45	普通車	2000	日産	キューブ
ELV-46	普通車	1996	トヨタ	エステイマ
ELV-47	普通車	1995	トヨタ	ウイндаム
ELV-48	普通車	2001	ホンダ	オデッセイ
CUV-1	普通車	2012	ホンダ	フィット
CUV-2	普通車	2010	トヨタ	ブレード
CUV-3	普通車	2012	トヨタ	アクア
CUV-4	普通車	2008	マツダ	プレマシー
CUV-5	普通車	2009	日産	セレナ

*ELV:使用済み自動車、CUV:現有車

った後、採取した各試料から目視で金属類を選別除去した。サイズの大きな試料は、別途はさみ等により5 cm角程度に切断後、破砕機(カッテングミル SM300、Retsch 製)を用いて8 mmスクリーンで粗破砕、次いで4 mmスクリーンにて破砕した。破砕後、インクリメント縮分を繰り返し、最終縮分重量を30–60 g程度とした。縮分後試料を凍結粉砕機により粉砕後、化学分析用試料とした。凍結粉砕後の試料を対象に可搬型 XRF で元素濃度のスクリーニングを行った。

4.2.2. 化学分析

4.2.2.1. 総臭素 (Br) 濃度

凍結粉砕試料もしくは篩下ダスト試料 5–15 mg をセラミックボートに量り取り、燃焼分解-イオンクロマトグラフ法 (AQF-2100H、三菱化学アナリテック)にて総 Br 濃度を測定した。

4.2.2.2. BFRs および PBDD/Fs

<内装部材>

本研究では、可搬型 XRF による元素スクリーニングで Br 濃度が 0.1 wt%を超過した部材試料を対象に化学分析を実施した。凍結粉砕試料約 0.3 g を用いて BFRs および PBDD/Fs をトルエンで 30 分間超音波抽出した。粗抽出液の一部をヘキサンに滴下し、生成したポリマーを除去した。その上清の一部を分取し、クリーンアップスパイクとして $^{13}\text{C}_{12}$ 標準混合溶液を添加し、多層シリカゲルカラムおよび活性炭分散シリカゲルカラムによる精製・分画を行い、3 画分に分けた。PBDEs および PBDD/Fs 画分については、シリンジスパイクを添加した後、高分解能ガスクロマトグラフ質量分析計で PBDEs および PBDD/Fs の異性体/同族体を同位体希釈法により定性・定量した。HBCDs 画分については、シリンジスパイクを添加した後、液体クロマトグラフ/タンデム質量分析計により α -、 β -、 γ -、 δ -、 ϵ -異性体を定性・定量した。

<車内ダスト>

高速加熱流下抽出装置 (SE-100 型、三菱化学アナリテック)を用い、篩下ダスト試料から目的物質を抽出した。まず、アセトン/ヘキサン等量混合溶液により試料約 0.5 g を抽出カラムに充填した後、カラムおよび装置ライン内の溶媒をトルエンに置換し、カラム温度 80°Cでトルエンにより 30 分間抽出を行った。分取した粗抽出液にクリーンアップスパイクとして $^{13}\text{C}_{12}$ 標準混合溶液を添加し、多層シリカゲルカラムおよびスルホキシドシリカゲル (Supelclean Sulfoxide、シグマアルドリッチ)カラム、活性炭分散シリカゲルカラムによる精製・分画を行い、3 画分に分けた。PBDEs および PBDD/Fs 画分については、シリンジスパイクを添加した後、高分解能ガスクロマトグラフ質量分析計で PBDEs および PBDD/Fs の異性体/同族体を同位体希釈法により定性・定量した。HBCDs 画分については、シリンジスパイクを添加した後、液体クロマトグラフ/タンデム質量分析計により α -、 β -、 γ -、 δ -、 ϵ -異性体を定性・定量した。

<ASR>

凍結粉砕試料約 0.3 g を用いて HBCDs をトルエンで 30 分間超音波抽出した。粗抽出液の一部をヘキサンに滴下し、生成したポリマーを除去した。その上清の一部を分取し、クリーンアップスパイクとして $^{13}\text{C}_{12}$ 標準混合溶液を添加し、多層シリカゲルカラムで精製した。シリンジスパイクを添加した後、液体クロマトグラフ/タンデム質量分析計により α -、 β -、 γ -、 δ -、 ϵ -異性体を定性・定量した。

4.2.2.3. フタル酸エステル類

内装部材のうち、塩素含有量が 15 wt%を超過した 17 試料(PVC 素材と推定)および塩素濃度が低い 8 試料を化学分析に供試した(ダッシュボード $n=8$;ドアトリム $n=10$;フロア内装材 $n=1$;フロアマット $n=1$;シートウレタン $n=3$;防振材 $n=2$)。また、座面ダスト 4 検体および床面ダスト 6 検体も測定対象とした。まず、試料約 0.1 g を用いてフタル酸エステル類をテトラヒドロフランで超音波抽出した。抽出液にヘキサンを加えて遠心分離した後、上清中のフタル酸エステル類 10 種類(DEHP、DBP、BBP、DINP、DIDP、DNOP、DMP、DEP、DIBP、DHP)をガスクロマトグラフ質量分析計にて定性・定量した。

一部の ASR 試料については、アセトン/ヘキサン混合溶液で超音波抽出の後、ろ液中のフタル酸エステル類 6 種類(DEHP、DBP、BBP、DINP、DIDP、DNOP)をガスクロマトグラフ質量分析計もしくは液体クロマトグラフ/タンデム質量分析計にて定性・定量した。

4.2.2.4. 金属元素

車内ダストのうち、座面ダスト 15 検体および床面ダスト 8 検体について、過塩素酸・硝酸・ふっ酸による全分解の後、誘導結合プラズマ発光分光分析法もしくは誘導結合プラズマ質量分析計にて 17 元素(As、Cd、Ce、Co、Cr、Cu、Fe、La、Mn、Mo、Nd、Ni、Pb、Sb、Sn、V、Zn)の含有量を測定した。一部の ASR 試料については、硫硝酸分解の後、硝酸・塩酸溶解後、残渣をふっ酸分解およびアルカリ融解の後、誘導結合プラズマ発光分光分析法もしくは誘導結合プラズマ質量分析計にて金属元素の含有量を測定した。

また、車内ダストへの土壌の寄与および車内ダストへの元素の濃縮性を推定するため、濃縮係数(Enrichment factor, EF)を以下の式で求めた。

$$EF_e = \frac{[C/Mn]_{dust}}{[C/Mn]_{crust}}$$

ここで EF_e はある元素 e の EF 、 C はダスト中 e 濃度もしくは地殻中 e 存在度²⁾、 Mn はダスト中あるいは地殻中 Mn 濃度である。 EF が 1 に近い場合、その対象元素は地殻起源であることを示唆し、 $EF > 1$ の元素は地殻中に比べるとダスト中により濃縮していることを表す。

4.2.2.5. 有機スズ化合物

一部の ASR 試料からアセトン/ヘキサン混合溶液で有機スズ化合物を抽出した。抽出液にテトラエチルホウ酸ナトリウム水溶液を加え誘導体化した後、エチル化体をヘキサンで再抽出し、ブチルスズ化合物(MBT、DBT、TBT)、オクチルスズ化合物(MOT、DOT、TOT)、フェニルスズ化合物(MPT、DPT、TPT)をガスクロマトグラフ質量分析計にて定性・定量した。

4.3. 研究結果と考察

4.3.1. ELV 部材中 Br 濃度

図1に測定部材($n = 515$)のBr含有量を可搬型XRFでオンサイトスクリーニング分析した結果を製造年代および部材別に示す。仮に本結果と欧州RoHS指令における電気・電子機器製品中のPBDEsおよびPBBsの最大許容濃度である0.1 wt%(1,000 mg/kg)を比較すると、32部材(全体の6.2%)から0.1 wt%を超えるBr濃度が検出された。そのうち5部材は、2008年以降に製造された車両から採取したものであった。自動車の製造年別でBr含有量に明らかな傾向が認められなかったことから、BFRsの使用は製造年次によらない可能性が考えられた。外車については、調査数は少ないが相対的に高いBr濃度が検出される傾向にあった。部材別では、座席シートの布地部分で高濃度検出例が最も多く、1993年から1996年に製造された車両14台中10台で0.1 wt%を超過していた。1997年以降、Br含有量が低いシート布地試料の割合が増え、臭素系以外の難燃剤への代替が進んだものと考えられるが、2008年以降に製造された車両のシート布地でもBr濃度が%オーダーのものが認められることから、何らかのBFRsの使用は継続していることが示された。Br濃度が0.1 wt%を超過した部材の内訳は、座席シートの布地部分からの検出例が最も高く、次いで、フロア内装材、防振材の順で高頻度であった。

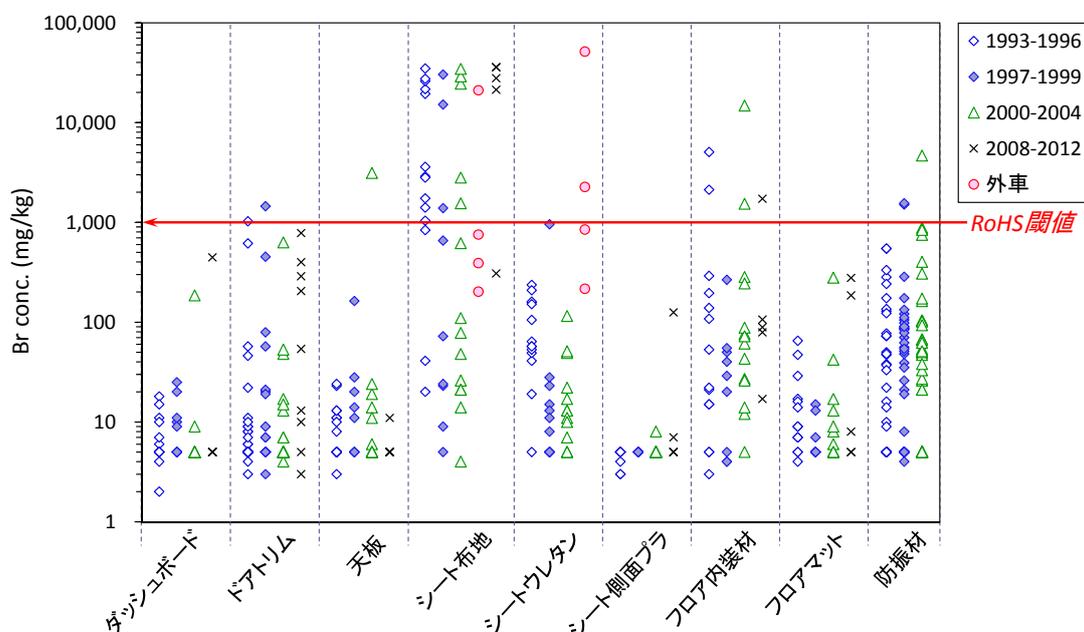


図1. 測定した部材($n=515$)中の臭素含有量

本研究では、可搬型XRFを用いた内装材表面のBr濃度スクリーニングをオンサイトで実施し、その後、研究室に持ち帰った部材試料を凍結粉碎機で微粉末状にした後、燃焼分解-イオンクロマトグラフ法により改めてBrを定性・定量した。図2に示す通り、二つの方法で得られたBr濃度には相関が認められたことから、可搬型XRFスクリーニングの有効性が再確認されたが、ほぼ全ての試料で燃焼分解-イオンクロマトグラフ法で得られた濃度の方が高値を示した。可搬型XRFの利点はオンサイトで非破壊のまま(前処理なしに)迅速に元素スクリーニングできることであるが、測定対象によっては表面部材よりも深部までX線が透過してしまうことで実際の目的部材中の濃度が希釈された形で定量されていることが考えられた。また、同一車両の内装材であっても素材の均一性は確認できておらず、実際に試料採取した部位がXRF測定部位と必ずしも一致していないことや、XRFでは直径2 cm程度の範囲を測定対象としてい

るのに対し、凍結粉碎にはより広範囲を使用していることなども検出濃度の差に影響したものと推察された。BFRs 等の化学分析には凍結粉碎後の試料を供試していることから、これ以降は、燃焼分解-イオクロマトグラフ法で得られた Br 濃度を採用することとした。

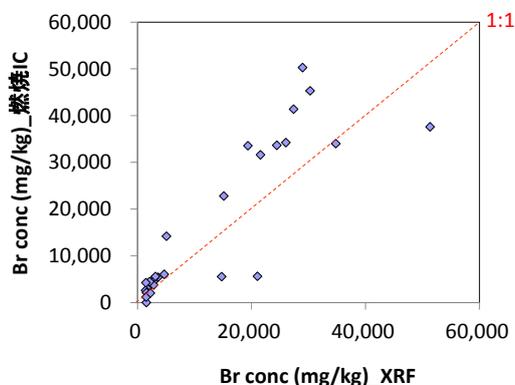


図 2. 可搬型 XRF および燃焼分解-イオクロマトグラフ法で得られた Br 濃度の関係

4.3.2. 部材中 BFRs および PBDD/Fs の濃度と組成

Br 濃度が 0.1 wt% を超過した部材には何らかの BFRs が添加されている可能性があるため、部材中の PBDEs および HBCDs に加え、関連物質として PBDD/Fs の濃度を測定した。詳細分析した 27 試料のうち 16 試料において、部材中の Br は PBDEs もしくは HBCD 製剤に由来することが明らかとなった(表 2)。その他の試料については使用された製剤の特定には至らなかったが、製造年代が新しい車両ほど PBDEs もしくは HBCDs 以外の BFRs を使用しているとは限らず、年代別の BFRs 使用の推移は明らかでなかった。今回の調査で得られた一つの事例として、1993 年～2001 年に製造された同一車種 5 台から採取したシート布地の Br 濃度および PBDEs 含有量を測定したところ、製造年である 1993 年と 1996 年の間で濃度が激減したことから、この間で使用する難燃剤の種類が変化したことが示された(図 3)。

検出された PBDEs の濃度および異性体組成を比較したところ、12 試料(シート布地 $n=9$ 、フロア内装材 $n=1$ 、防振材 $n=1$ 、天板 $n=1$)で 10 臭素化体(BDE 209)が主体のパターンを示したことから(図 4)、これらは DecaBDE 製剤で難燃化された製品であること、もしくはその混入があったことが明らかとなった。また、米国車(ELV-10)から採取したシート布地およびシートウレタンからは 4-5 臭素化体が卓越する特異的なパターンが検出され

たことから、PentaBDE 製剤の使用が明らかとなった(表 2、図 4)。ウレタンフォームの難燃化には PentaBDE 製剤が広く使用されたと報告されているが、今回調査した計 36 台の国産車には高濃度の Br を含有しているシートウレタンは認められなかったことから、国内では 1990 年代には既に代替難燃剤(例えばリン系)の使用が進んでいたことが示唆さ

表 2. ELV 部材から検出された
総 Br、PBDEs、HBCDs、PBDD/Fs 濃度 (mg/kg)

部材	n	車体ID	Br	PBDEs	HBCDs	PBDD/Fs
シート布地	16	ELV-03	50,000	78,000	<LOD	32
		ELV-39	45,000	62,000	<LOD	22
		ELV-24	41,000	52,000	11	23
		ELV-07	34,000	46,000	50	31
		ELV-27	34,000	49,000	0.46	32
		ELV-11	34,000	43,000	<LOD	28
		ELV-31	34,000	48,000	<LOD	41
		ELV-04	32,000	45,000	<LOD	34
		ELV-42	23,000	26,000	0.21	14
		ELV-10	5,600	5,500	<LOD	5.2
		ELV-46	5,400	<LOD	<LOD	<LOD
		ELV-01	5,200	<LOD	<LOD	<LOD
		ELV-43	4,500	7.0	1.8	<LOD
		ELV-32	3,700	110	0.15	0.044
		ELV-47	3,000	0.040	<LOD	<LOD
		ELV-29	2,600	100	<LOD	0.078
フロア内装材	4	ELV-43	14,000	2.2	13,000	<LOD
		ELV-32	5,500	6,700	<LOD	2.2
		ELV-25	4,500	16	3,000	<LOD
		ELV-11	<LOD	16	<LOD	<LOD
防振材	3	ELV-11	6,000	6,600	<LOD	2.4
		ELV-40	2,100	820	<LOD	0.32
		ELV-40	1,200	11	<LOD	<LOD
シートウレタン	2	ELV-10	38,000	52,000	0.17	3.4
		ELV-15	2,000	3.4	<LOD	<LOD
天板	1	ELV-30	5,600	8,200	<LOD	2.0
ドアトリム布	1	ELV-44	4,200	0.025	450	<LOD

れた。なお、今回対象とした内装部材の中には、OctaBDE 製剤が使用されたものは認められなかった。PBDEs のうち、PentaBDE 製剤および OctaBDE 製剤の主成分である 4-7 臭素化 BDE は既に POPs 条約の対象物質に追加されており、POP-BDEs として国内ストック量やフローの精査、適正処理等の施策が求められている。国内の PentaBDE 製剤の使用は 1990 年初頭に終息しているため、国内に現存する一般消費生活用製品への意図的添加はほぼ無いと考えられるが、今回の調査で外車から PentaBDE 製剤を使用した部材が認められたことから、今後、自動車や家具等の輸入品に含まれる規制物質含有量を過去に遡って調査することが必要と考えられた。

また、PBDEs 濃度が 100 mg/kg 以上の部材からは、PBDD/Fs も同時に検出された(表 2)。これらは PBDE 製剤の不純物として含有されたものと考えられ、PBDEs に対する濃度比は 0.006~0.1%であった。本研究で得られた PBDF 同族体組成には添加製剤固有のパターンが認められ、DecaBDE 製剤で難燃化された部材では OctaBDF が卓越したのに対し、PentaBDE 製剤が使用された製品からは Tri~PentaBDFs が優占して検出された(図 5)。

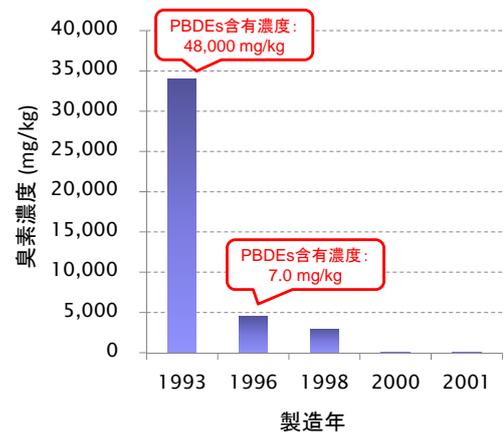


図 3. 製造年代に伴う BFR 使用の推移:シート布地

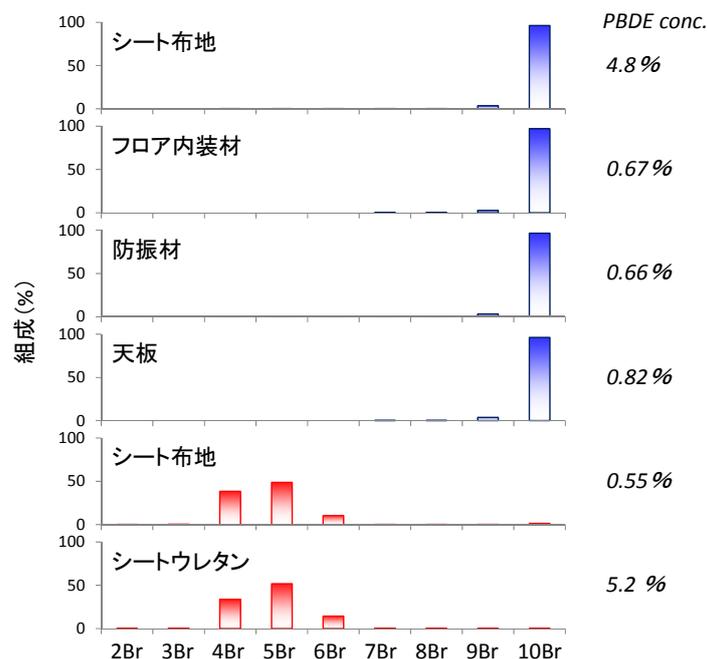


図 4. 部材中 PBDE 同族体組成

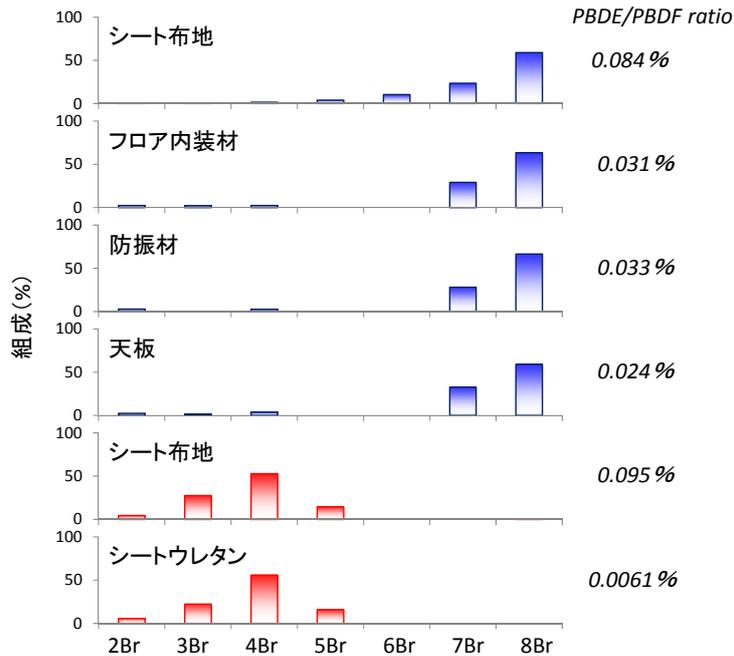


図 5. 部材中 PBDF 同族体組成

HBCD 製剤については自動車ファブリックの難燃加工用途が報告されているが、本研究では HBCD 製剤で難燃加工されたシート布地は認められず、フロア内装材 2 試料のみで HBCD 製剤の添加が認められた(表 2)。日本自動車工業会によると、自動車ファブリックに使用している HBCDs について代替は確実に進んでおり、平成 22 年末を目処に製造車両への使用が全廃されたとしている。

以上の結果より、ASR に含まれる PBDEs の主な起源はシート布地であることが示唆された。ASR を燃料代替や熱回収に利用する場合は、その過程で BFRs の分解・除去が期待できるが、マテリアルリサイクルする際は有害物質も循環されていることに留意する必要がある。PBDEs 製剤で難燃化された部材には PBDD/Fs も同時に含まれていることから、ASR 中のこれら有害物質の含有量低減にはシート布地の混入を避けることが効果的と考えられた。一方で、国産車の多くで内装材用 BFRs の代替化が進んでいると考えられたことから、代替難燃剤使用の現状把握が課題となった。また、輸入車に含まれる難燃剤の種類は国産車と異なる可能性があるため、今後、調査例数を増やし、輸入数量等との関連から ELV リサイクルにおける輸入車の取扱いについて調査を進めることが必要と考えられた。

4.3.3. 車内ダスト中 BFRs および PBDD/Fs の濃度と組成

分析に供した全ての床面ダストおよび座面ダストから BFRs および PBDD/Fs が検出された(図 6、表 3)。主要な内装部材に BFRs の使用が認められなかった車両(表 2)のダストからもこれらが検出されたことから、車外から持ち込まれた土壌等による影響もあると考えられた。また、今回調査対象としていない表面積の小さい内装部材やカーオーディオ類、カーナビ等の小型機器類、チャイルドシート等に由来するものに加え、エアコンの給気などを通して基板等内部パーツから放散された BFRs 等が最終的に車内ダストに移行した可能性も考えられた。床面および座面のいずれのダスト試料においても Br 濃度が最高値を示した試料からそれぞれ最高濃度の PBDEs が検出されたが、ダスト試料全体としては Br 濃度と測定対象とした BFRs 濃度の間に相関関係は認められなかった。車内ダスト中の Br の起源としては自動車部材中の BFRs 以外にも車外の土壌や植物に由来するものも考えられることから、総 Br 濃度はダスト中

BFRs 存在量の指標にはならないことが示された。

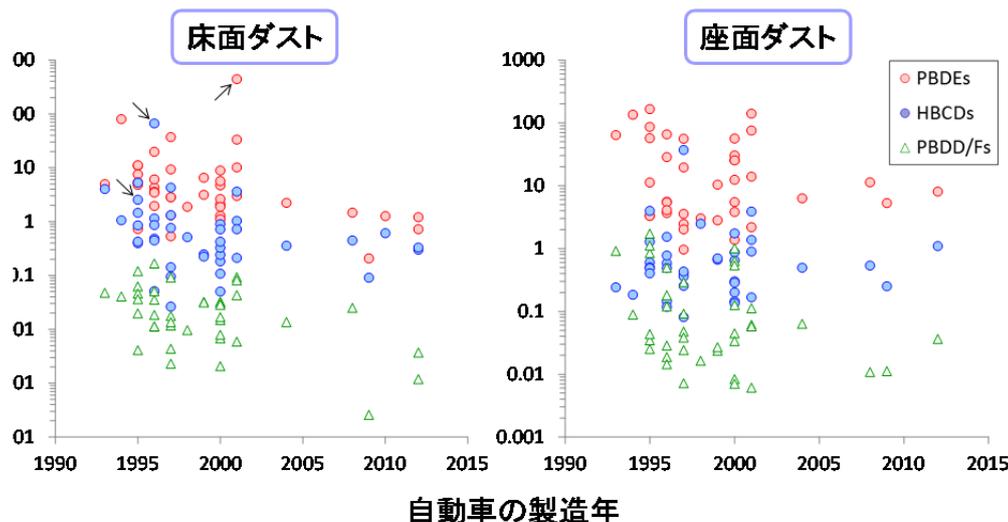


図 6. 車内ダスト中 BFRs および PBDD/Fs 濃度

床面ダスト中の PBDEs および HBCDs の最高濃度はそれぞれ ELV-32 および ELV-43 のダストから検出された。この 2 台のフロア内装材はそれぞれ DecaBDE 製剤および HBCD 製剤で難燃加工されたものであったことから(表 2)、フロア内装材に含まれる BFRs がダストへ移行した結果、もしくはフロア内装材の摩耗片がダスト試料に混入した結果と考えられた。BFRs の組成を比較したところ(図 7)、BFRs の添加が認められたフロア内装材と床面ダスト中の組成は一致しておらず、より蒸気圧の高いものの割合がダスト中で高い傾向が認められたことから、製品の磨耗のみでは説明はできないと考えられる。一方、座面ダストにおいては、DecaBDE 製剤で難燃化されたシートから採取した試料で PBDEs 濃度が明らかに高い傾向は認められなかったことから、難燃部材に付着したダストへの BFRs 移行挙動の解明には至らなかった。部材から放散した BFRs がダストに濃縮しているのか、素材片がダストの構成成分になっているのかを含め、ダスト中 BFRs の起源推定が今後の課題となった。

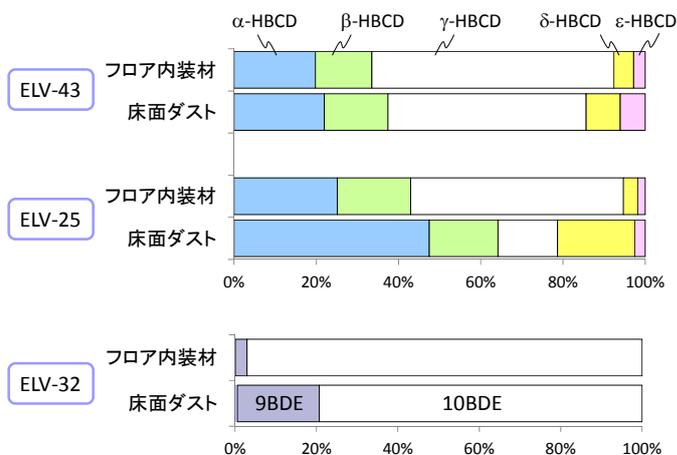


図 7. フロア内装材と床面ダスト中 BFRs の組成比較

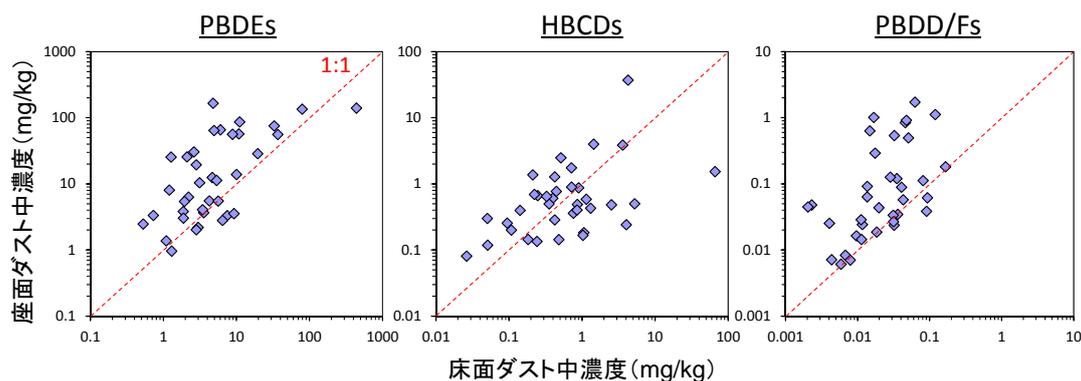


図 8. 床面ダストおよび座面ダストから検出された BFRs および PBDD/Fs 濃度の関係

床面ダストと座面ダストから検出された BFRs 濃度を比較したところ、PBDEs と PBDD/Fs については大半の車両において座面ダストの方が高値を示した(図 8)。HBCDs とはパターンが異なったことから、両者においてダスト中の BFRs の起源となる部材が異なり、座面・ダッシュボード周辺で相対的に PBDEs 使用量が多いことを反映したものと考えられた。床面ダストにおいては乗員の靴底に付着した土壌等によって BFRs 濃度が希釈された可能性もあると考えられる。また、PBDEs に対する PBDD/Fs の濃度比を算出したところ、内装部材では 0.1%以下であったのに対し、床面ダスト中では 0.02~2%へと一桁増加し、座面ダスト中ではさらに PBDD/Fs の割合が増加し 0.04~4%であった。この濃度比が変化した理由としては、部材とダスト中で PBDEs や PBDD/Fs の起源が異なることも考えられるが、部材から環境中に放出された PBDEs の一部がダスト中で光分解して PBDD/Fs を生成した結果を反映した可能性もある。

これまでの車内ダスト中 BFRs 濃度の報告例³⁻⁷⁾と比較したところ、日本国内で使用された自動車から検出された濃度はチェコやスウェーデンよりも高く、イギリスやアメリカでの報告値の範囲内であった(表 3)。また、日本の一般家庭から採取した床面ダスト中濃度⁸⁾と比較したところ、PBDEs および PBDD/Fs は車内ダストの方が 1~2 桁高値を示した(表 4)。以上のことから、一般的に室内より車内に滞在する時間は明らかに短く、滞在中の行動様式も異なるが、たとえ短時間の滞在であったとしても車内ダストを介した PBDEs および PBDD/Fs の曝露量は無視できないものと考えられた。車内ダスト中の有害物質濃度は、製造年代やメーカーの違いに加え、車の使用頻度や駐車環境、乗員数、清掃の頻度など、多くの要因により変動すると考えられるが、ダスト摂取はヒトへの化学物質曝露の重要な経路であることから、その摂取量の算定を介した曝露量の推定が重要であろう。

表 3. 本研究の車内ダストから検出された BFRs と PBDD/Fs 濃度 (mg/kg: 中央値と範囲) と既報との比較

	<i>n</i>	PBDEs	HBCDs	PBDD/Fs	Ref. no.
床面ダスト	36	4.5 (0.53-440)	0.50 (0.026-66)	0.024 (0.0021-0.17)	本研究
座面ダスト	36	11 (0.96-170)	0.49 (0.081-37)	0.053 (0.0061-1.7)	本研究
イギリス	14	200 (30-850)	9.2 (1.2-24)	NA	3)
アメリカ	60	48 (4.4-3,600)	NA	NA	4)
アメリカ	66	9.9 (0.91-350)	NA	NA	5)
チェコ	27	0.21 (<LOQ-34)	0.057 (<LOQ-0.24)	NA	6)
スウェーデン	4	1.4 (0.054-30)	0.054 (0.0068-0.17)	NA	7)

表 4. 車内ダストとハウスダスト中濃度の比較

	<i>n</i>	PBDEs	HBCDs	PBDD/Fs	およその滞在時間	Ref. no.
座面ダスト	36	11 (0.96-170)	0.49 (0.081-37)	0.053 (0.0061-1.7)	車内:1 h	本研究 8)
ハウスダスト	5	0.70 (0.57-6.4)	0.40 (0.39-10)	0.0059 (0.0025-0.011)	室内:20 h	
平均濃度比(座面ダスト/ハウスダスト)		16	1	9		

4.3.4. フタル酸エステル類

調査対象とした9種類の内装材(シート布地、シートウレタン、シート側面プラスチック、ダッシュボード、ドアトリム、フロアマット、フロア内装材、天井内装材、防振材)のうち、ダッシュボードおよびドアトリムで塩素含有量が15 wt%を超える部材の検出率が明らかに高かったが、車種によってはこれらの部材からほとんど塩素が検出されないものもあった。選定した25検体を化学分析に供試した結果、主にDEHP、DINP、DIDP、DNOPの4種類が検出され、対象としたフタル酸エステル類総濃度の80%以上を占めていた(表5)。DHPおよびDMP、BBPの3物質は検出頻度が明らかに低く、可塑剤として意図的に添加している例は認められなかった。

図9に部材中塩素濃度とフタル酸エステル類総濃度の関係を示す。本研究で対象としたダッシュボードは塩素含有量が高いことからPVC製品と考えられるが、測定したフタル酸エステル類の濃度はいずれも低く、フタル酸エステル系以外の可塑剤が使用されていることが示唆された。ダッシュボード以外では、塩素含有量が10 wt%以上の部材において10-30 wt%程度のフタル酸エステル類の添加が認められ、ドアトリムではDIDPが主に使用されていることがわかった。

全ての車内ダスト試料からフタル酸エステル類が検出され(表6)、内装材からダストへの移行が示唆された。DEHPが最も高濃度で検出され(150-6,200 mg/kg)、DINPと合わせると総濃度の90%以上を占めていた。一方、部材中では高濃度の検出が認められたDIDPはダスト中ではほぼ検出されず、部材とダスト中でフタル酸エステル類の組成に差が認められた。

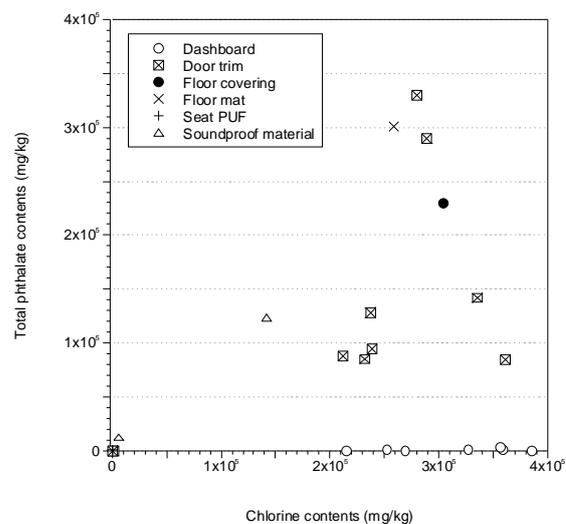


図9. 部材中塩素含有量とフタル酸エステル類総濃度の関係

表 6. 車内ダストから検出されたフタル酸エステル類濃度 (mg/kg)

	n	真体ID	DMF	DEP	DIBP	DBP	BBP	DHP	DEHP	DNOP	DINP	DDP
床面ダスト	6	ELV-01	<0.25	3.5	31	20	5.6	<5	600	10	100	<50
		ELV-28	<0.25	<0.5	1.1	5.2	1.8	<5	290	15	52	<50
		ELV-37	<0.25	<0.5	6.7	4.4	2.1	<5	210	1.5	73	<50
		ELV-43	<0.25	0.97	2.8	71	130	<5	6200	57	350	170
		ELV-44	<0.25	0.8	3.1	13	3.5	<5	550	7.5	150	<50
		ELV-46	0.38	<0.5	7.8	19	9.00	<5	580	5.4	96	<50
座面ダスト	4	ELV-37	<0.25	<0.5	3.7	3.5	1.1	<5	150	2.7	84	<50
		ELV-40	<0.25	0.5	3.10	16	13	<5	300	5.2	210	<50
		ELV-44	<0.25	<0.5	0.61	3.9	0.6	<5	320	8.1	370	<50
		ELV-46	<0.25	<0.5	2.9	12	2.5	<5	160	2.5	70	<50

4.3.5. 金属元素

515 部材を対象に可搬型 XRF で元素濃度をスクリーニングした結果、全体の 2.5% に相当する 15 検体で 0.1 wt% 以上の総 Cr 含有が認められた。その大半がシート布地およびダッシュボードからの検出であったことから、主にメッキや金属表面処理に使用される Cr⁶⁺ である可能性は低いものと考えられた。また、フロアマットやダッシュボード、床材を含む 10 検体(全体の 1.6%)で 0.1 wt% 以上の Pb が検出され、一部の内装材は欧州 ELV 指令の許容濃度を超過することが明らかとなった。

車内ダストからは対象とした 17 元素全てが検出された(図 10)。Mn、V、As は座面ダストより床面ダストから有意に高濃度で検出され、Cu、Ce、Ni、La、Sn、Nd、Sb の濃度は座面ダストでより高値を示した。濃縮係数 EF を比較したところ、ほぼ全ての元素で座面ダストの方が高値を示したことから、床面ダストの方が土壌の寄与を受けていることが確認された。中でも、床面ダスト中の Fe、Ce、La、Nd、V、Co は主に土壌由来であることが示唆された。レアメタル・レアアースの車室内の起源は不明であるが、Ce は自動車ガラス研磨剤やライターの発火石、自動車排ガス浄化触媒として使用されていることに加え、La および Nd はそれぞれセラミックコンデンサや永久磁石として使用されるなど、これらは自動車産業と関連が深い元素と考えられる。また、車内ダスト中 Pb 濃度は、一般家庭のハウスダスト⁹⁾よりも高値であったことから、今後、調査例数を蓄積するとともに汚染源の特定や曝露量の推定が必要と考えられた。

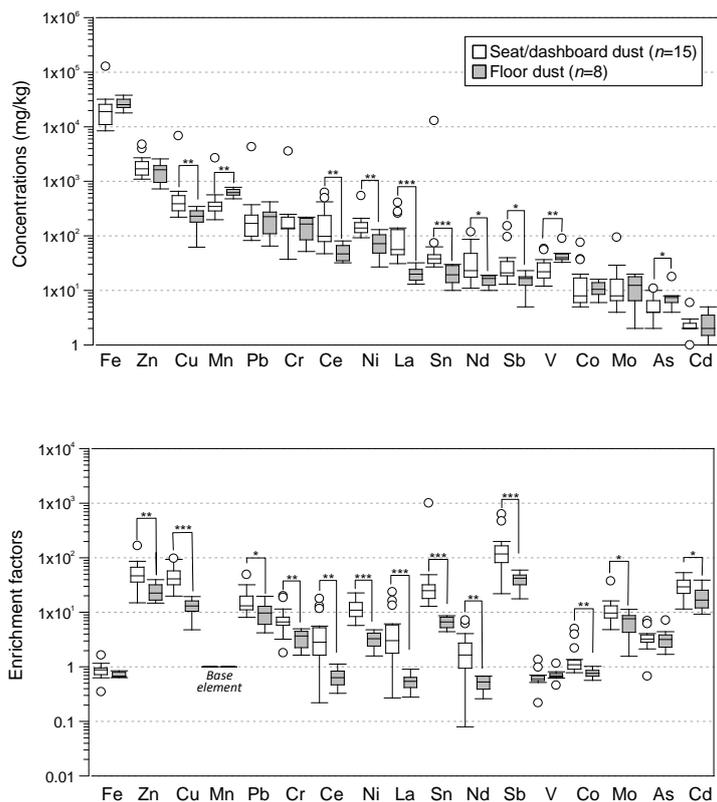


図 10. 車内ダストから検出された元素濃度および濃縮係数
 (*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$)

4.3.6. ASR

再資源化工程で採取した ASR 画分 ($n=36$) に含まれる HBCDs 濃度を測定したところ、17 試料から HBCDs が検出された。破碎・分離時の重量 ASR 画分からは HBCDs が検出されず (<0.3 mg/kg)、軽量 ASR 画分のみから検出された ($0.37\text{--}29$ mg/kg) ことから、ASR 中の HBCDs は軽量の繊維類に由来することが示された。ASR を再資源化する際、最終処分せざるを得ないダストが少量発生するが、その画分 (廃棄ダスト) も軽量 ASR から構成されており、 $1.5\text{--}4.8$ mg/kg の HBCDs が検出された。軽量 ASR 画分に含まれる繊維類の重量比率は明らかでないが、一般的に難燃繊維への HBCDs 添加濃度が $10,000$ mg/kg 以上 (%オーダー) であることを考えると、今回調査した軽量 ASR 画分に HBCD 含有製品が豊富に含まれていたとは考えにくい。本結果は、前述の ELV 内装材調査において、HBCD 製剤で難燃加工された部材の検出率が低かったことを裏付けるものとなった。また、ASR 中の HBCD 異性体組成は前述のフロア内装材と類似しており、破碎・分離工程に伴う発熱による熱異性化は認められなかった。

フタル酸エステル類のうち、各種 ASR 画分 ($n=12$) からは DINP が最も高濃度で検出され ($1,800\text{--}45,000$ mg/kg)、次いで DEHP ($750\text{--}12,000$ mg/kg) $>$ DIDP ($45\text{--}1,900$ mg/kg) の順で高値を示した。本結果は、前述の ELV 部材中フタル酸エステル類の分析結果とは検出頻度や濃度傾向に差が認められた。部材中フタル酸エステル類は内装材を対象としているのに対し、ASR は自動車内部のケーブル被覆等も含むことから、使用された可塑剤の種類が異なったためと考えられた。廃棄ダストを化学分析したところ、DINP が $6,600$ mg/kg、DEHP が $1,300$ mg/kg 検出された。ASR 再生品 (固化物) からは、DINP が $8,700$ mg/kg、DEHP が $3,100$ mg/kg 検出された。BBP については、廃棄ダストおよび再生品でもっとも高濃度を示した。

各種 ASR 画分 ($n=12$) 中の金属類全含有量を測定したところ、ASR 再資源化工程で金属類は可能な限り回収しているものの、ベースメタルである Al は $750\text{--}19,000$ mg/kg (平均値: $7,000$ mg/kg、中央値: $5,300$ mg/kg)、Cu は $19\text{--}76,000$ mg/kg (平均値: $21,000$ mg/kg、中央値: $11,000$ mg/kg)、Fe は $970\text{--}110,000$ mg/kg (平均値: $26,000$ mg/kg、中央値: $17,000$ mg/kg) の濃度範囲で残留していることが明らかとなった。国家備蓄 7 鉱種については、Ni $21\text{--}1,200$ mg/kg、Cr $24\text{--}800$ mg/kg、W $<1\text{--}140$ mg/kg、Co $4\text{--}50$ mg/kg、Mo $1\text{--}150$ mg/kg、Mn $2\text{--}1,700$ mg/kg、V $1\text{--}51$ mg/kg の濃度で検出された。要注視 10 鉱種については大半が検出下限値以下 (<1 mg/kg) であったが、比較的高濃度で検出されたのは以下の金属であった: Nb $1\text{--}11$ mg/kg、Sb $49\text{--}1,200$ mg/kg、Zr $4\text{--}130$ mg/kg、Sr $13\text{--}260$ mg/kg、Ga $<1\text{--}8$ mg/kg、Ce $1\text{--}460$ mg/kg、Nd $<1\text{--}19$ mg/kg。有害元素のうち、Cd は一部の試料で $2\text{--}14$ mg/kg、Pb は $67\text{--}720$ mg/kg、As は $<1\text{--}5$ mg/kg の範囲で検出され、Se は全ての試料で検出下限値以下 (<5 mg/kg) であった。分析対象とした多くの金属元素がアルカリ融解画分にも存在していたことから、ASR や電子基板など樹脂や金属類が混在した試料中の金属類全含有量の測定にはアルカリ融解は必須であると考えられた。また、Cr、Fe、Ni、Pb、Sb、Sr、Ti、Zn については、可搬型 XRF で得られた含有量が ASR 試料を全分解後に誘導結合プラズマ発光分光分析法もしくは誘導結合プラズマ質量分析計で定量した値とほぼ同程度であったことから、これらの元素については微粉碎後の ASR 試料であれば可搬型 XRF スクリーニングが有効であることが示唆された。

有機スズ化合物については、本研究で分析対象とした ASR 試料 ($n=12$) には 10 mg/kg 以上の含有は認められず、概して低濃度であった。TBT、DPT、TPT は全ての試料で検出下限値以下 (<0.5 mg/kg) であった。以上の結果より、有機スズ化合物は自動車部材に汎用されていないことが推察された。

ASR を燃料代替や熱回収に利用する場合は、その過程で有機汚染物質の分解・除去が期待できるが、最終処分場の浸出水を通した環境排出については留意が必要である。また、ASR 再資源化工程では破碎や分級を繰り返すことから、今後、ASR 由来の粉じん吸引による作業者の健康管理およびリサイクル工場からの粉じんの飛散状況について把握する必要があるだろう。

4.4. 結論

本研究により、ELV 部材中の有害化学物質に関連する元素含有量を把握することができた。Br 濃度のスクリーニング結果から BFRs の使用がうかがえたのは、調査した部材の 6.2%のみと少なく、多くの内装材にはリン系難燃剤もしくは素材難燃ポリマーなどが使用されていることが示唆された。調査を行った部材について BFRs 添加が認められなかった車両のダストからも BFRs および PBDD/Fs が検出されたことから、これらの汚染源の特定およびヒトへの曝露量推定が必要と考えられた。また、フタル酸エステル類のうち未規制物質を含む 10 物質および有害重金属類やレアメタル等 17 元素に着目して、自動車内装材および車内ダスト中の含有量を把握した。これらの物質については、ELV の解体部材・残渣の適正処理や循環資源としてのリサイクル時の挙動と制御が課題となると考えられた。ELV 解体時の部品取り外しにより懸念物質が含有される部材を適切に取り除くことができれば、ASR へ移行する量を低減することが可能と考えられた。再資源化工場から採取した各種 ASR については、樹脂添加剤 (HBCDs、フタル酸エステル類、有機スズ化合物) および金属元素の含有量を把握した。

4.5. 参考文献

- 1) 平成 24 年版 環境・循環型社会・生物多様性白書
- 2) Wedepohl KH (1995) The composition of the continental crust, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59, 1217–1232.
- 3) Harrad S, Abdallah MA (2011) Brominated flame retardants in dust from UK cars – Within-vehicle spatial variability, evidence for degradation and exposure implications. *Chemosphere* 82: 1240–1245.
- 4) Lagalante AD, Oswald TD, Calvosa FC (2009) Polybrominated diphenyl ether (PBDF) levels in dust from previously owned automobiles at United States dealerships. *Environ. Int.* 35: 539–544.
- 5) Lagalante AF, Shedden CS, Greenbacker PW (2011) Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in dust from personal automobiles in conjunction with studies on the photochemical degradation of decabromodiphenyl ether (BDE-209). *Environ. Int.* 37: 899–906.
- 6) Kalachova K, Hradkova P, Lankova D, Hajslova J, Pulkrabova J (2012) Occurrence of brominated flame retardants in household and car dust from the Czech Republic. *Sci. Total Environ.* 441: 182–193.
- 7) Thuresson K, Bjouklund JA, de Wit CA (2012) Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 1: Levels and profiles. *Sci. Total Environ.* 414: 713–721.
- 8) 平成 21～23 年度環境研究総合推進費補助金研究事業 総合研究報告書. 循環過程を含む製品ライフサイクルにおける BFR のリスクコントロールに関する研究 (K2121・K22057・K2311)、平成 24 年 3 月
- 9) 峽戸孝也、高木麻衣、吉永 淳、田中 敦、瀬山春彦、柴田康行 (2009) ハウスダスト中元素濃度の変動要因. *環境化学*, 19, 87-94.

第5章 使用済み自動車の解体調査と資源性物質・有害物質の化学分析

5.1. 研究目的

自動車には多様な資源性物質及び有害物質が使用されており、使用済み自動車(ELV: end-of-life vehicle)リサイクルにおいてその含有状況を明らかにすることが重要である。一方で、ELV の車種や年式も多様であり、技術改良等による自動車構成部品の含有元素の時系列変化も重要な視点である。以上から、車種や世代の違いを念頭に置き、ELV 中の資源性物質や有害物質の含有状況を明らかにすることを目的に、ELV の解体調査とその回収サンプルの化学分析を行った。

5.2. 研究方法

5.2.1. 解体調査

2012年度から2014年度にかけて、表1、表2に示したとおり使用済み自動車の解体調査と部品サンプリングを行った。対象車種は従来車(ガソリン車)に加えて近年普及が進んでいるハイブリッド自動車(HEV: hybrid electric vehicle)、電気自動車(EV: Electric vehicle)を次世代車として選択した。また、具体的な自動車モデルはデータの代表性の観点から、国内での保有台数や販売台数の多さ、入手のし易さ等を勘案して選択した。年式は自動車の平均寿命を考慮し、ELV 廃棄台数が増加していると考えられる使用年数15年程度のELV(製造年2000年前後)と、電装化の影響を考慮し、製造年として2010年前後のELVを選択した。

表1 解体調査を実施したELV

車種	従来車				次世代車	
	普通乗用車	普通乗用車	軽自動車	軽自動車	ハイブリッド車	電気自動車
	カローラ	クラウン	ワゴンR	ワゴンR	プリウス	リーフ
年式	1997年製	1997年製	1999年製	2009年製	1998年製	2011年製
排気量	1,498 cc	2,997 cc	658 cc	658 cc	1,496 cc	—
総重量 (カタログ値)	1,100 kg	1,490 kg	760 kg	810 kg	1,240 kg	1,520 kg
調査年月	2013.11	2012.11	2015.3	2015.3	2012.11	2014.7

表2 プリウスの世代別の部品回収状況

		初代 (1997年製)	2代目 (2003年製)	3代目 (2009年製)
二次電池(NiMH電池)	電池セル、 電子基板	○	○	○
インバータ	電子基板	○	○	—
ハイブリッドトランスミッション (駆動用モーター、ジェネレーター)	モーター磁石	○	○	○
電動パワーステアリング	モーター磁石	○	○	○
エアコンプレッサー	モーター磁石	—	○	○

解体調査は2012-2014年通して、株式会社メタルリサイクルの協力のもと、図1のとおり実際の解体現場で解体、分解及び計量、サンプリングを行った。解体は原則解体業者の通常作業に従って実施したが、場合によっては内装のダッシュボード内側に存在するコントロールユニットやカーナビゲーション等の基板及び磁石を可能な限り回収するために、手解体によってさらに解体し、計量した。計量の際、部品の所在を把握するために表3に従って部品の所在についても記録を行った。また、解体後回収した部品は工具等を用いて、分析対象物のみ回収するために分解及び計量・サンプリングを行った(例:図1⑤、⑥)。

また、特にHEVについて、プリウスは2003年(2代目)及び2009年(3代目)の2回モデルチェンジされていることを踏まえ、モデルチェンジに伴う元素組成の変化等を明らかにすることを目的に、1997年製プリウス(初代)に加え2代目、3代目について別途部品を回収した。回収対象としたのは二次電池と自動車工業会によりネオジムの使用が報告されている¹⁾モーター実装部品である。



図1 解体調査手順

表 3 自動車部品の所在分類項目

No.	所在分類項目	説明
1	エンジンルーム	車両前方のボンネット内の空間
2	内装	フロント 「エンジンルームと車両内部の境」からダッシュボードまでの空間
3		リア リアシート背部(リアシートは含まない)から「車両内部とトランクルームの境」までの空間
4		トランク 車両後方のトランクリッドを開けた中の空間
5		その他 車両内部の2、3、4以外の空間
6	外装	足回り 車両のアンダーボディより下の空間
7		その他 外装における6以外の空間
8	その他	車両全体にわたって存在する部品に対する分類
9	車体ガラ	解体後の車体フレーム部分

5.2.2. 化学分析と含有量

解体調査でサンプリングを行った部品に対して、元素分析を行った。分析を実施した部品については、①レアメタルあるいは貴金属等の資源性物質や鉛などの有害物質を含有していると考えられる部品、②次世代車のみ搭載されている次世代車特有部品を選定した。表4にサンプリング部品及び分析対象部品を示す。カロラの「触媒」「各種電子基板」、クラウンの「触媒」、リーフの「各種電子基板」は分析検体の優先度を考慮し、未分析の検体である。また、分析検体はICP-MSを基本に定性定量分析を実施しているが、表5のとおりリーフの分析検体について、「リチウムイオン電池」以外は蛍光X線装置による分析結果であることに注意が必要である。「各種電子基板」及び「各種磁石」の具体的な検体名等は解体調査結果の節で示す。

表 4 分析対象部品

部品名	分析対象	車種・年式					
		カロラ 1997年式	クラウン 1997年式	プリウス 1997年式	2003年式	2009年式	リーフ 2010年式
触媒	浄化部分	○	○	●			
カーナビ	液晶		●	●			
各種電子基板	電子基板	○	●	●			○
各種磁石	磁石						●
駆動用モーター	磁石			●	●	●	●
発電機	磁石			●	●	●	
エアコンコンプレッサー	磁石				●	●	●
電動パワーステアリング	磁石			●	●	●	●
スピーカー	磁石			●			
インバータ	電子基板			●	●		●
ニッケル水素電池	バッテリーセル			●			
リチウムイオン電池	バッテリーセル						●

※ ○：未分析、●：分析済

表 5 部品別の分析方法および分析対象元素

検体分類	車種	分析方法	使用機器	分析対象元素					
				資源性			有害性		
				ベースメタル	国家備蓄レアメタル	他レアメタル	有用元素	有害物質	難燃剤
磁石	リーフ	蛍光X線分析法	波長分散型蛍光X線装置	Fe, Cu, Al	Ni, Co, Ga, W	Sr, La, Pr, Nd, Dy			
	プリウス	ICP-MS法	ICP-MS		Co	Pr, Nd, Dy			
液晶触媒 ニッケル水素電池	クラウン、プリウス(液晶)	ICP-MS法	ICP-MS		V, Co, Ga, Mo, In, W	Li, Be, Sc, Ti, Ge, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Pd, Sb, Ba, Ta, Re, Pt, Tl, Bi, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu	Au, Rh, Ag	Cd, As	
	プリウス(触媒)	ICP-OES法	ICP-OES	Fe, Cu, Al, Zn, Sn	Cr, Mn, Ni	B		Pb	
	プリウス(ニッケル水素電池)	燃焼-イオンクロマトグラフ法	燃焼イオンクロマトグラフ分析システム						Br
リチウムイオン電池	リーフ	ICP-MS法	ICP-MS	Zn, Sn	V, Cr, Co, Ga, Mo, In, W	Li, Be, B, Sc, Ti, Ge, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Pd, Sb, Ba, Ta, Re, Pt, Tl, Bi, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu		Pb	
		AAS法 燃焼-イオンクロマトグラフ法	原子吸光分析装置 燃焼イオンクロマトグラフ分析システム	Fe, Cu, Al	Mn, Ni				
電子基板(走行制御系)	クラウン、プリウス	ICP-MS法	ICP-MS	Zn, Sn	V, Co, Ga, Mo, In, W	Sc, Ge, Rb, Y, Nb, Pd, Ba, Ta, Re, Pt, Tl, Bi, Ce, Pr, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu	Au, Rh, Ag	Pb, Cd, As	
		ICP-OES法	ICP-OES		Cr, Mn, Ni	Li, Be, B, Ti, Sr, Zr, Sb, La, Nd			
		AAS法 燃焼-イオンクロマトグラフ法	原子吸光分析装置 燃焼イオンクロマトグラフ分析システム	Fe, Cu, Al					
電子基板(非走行制御系)	クラウン、プリウス	ICP-MS法	ICP-MS	Fe, Cu, Al, Zn, Sn	V, Cr, Mn, Co, Ni, Ga, Mo, In, W	Li, Sc, Ti, Ge, Sr, Y, Zr, Nb, Pd, Sb, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Lu, Ta, Pt, Bi	Au, Rh, Ag	Pb, Cd, As	

5.3. 結果と考察

5.3.1. 解体調査結果

各 ELV の解体前後の全景を図 2、図 3 に、表 6 に所在項目別の部品計量結果を示す。これは解体調査において計量を実施することができた部品に関する結果である。

エンジンルームについて、プリウスが最も重量のある車種という結果となったが、これはプリウス、クラウン、カローラ 3 車種に共通して約 200 kg のエンジンが搭載されていることに加え、レアアース磁石を含有する駆動用モーター部品約 40 kg、インバータ約 25 kg 搭載されていたからである。また、電気自動車のリーフについては、エンジンが搭載されていない代わりにインバータ約 17 kg、コンバータ約 18 kg、トランスミッション約 100 kg と重量の大きな次世代車特有部品をエンジンルームに搭載していたため、200 kg を超える結果となった。このように次世代車特有部品は多くはエンジンルームに存在しており、かつ重量が大きく資源性が高い物質を含有している可能性が高いため、廃棄後の回収が望まれる。

内装フロントには各車種でスピードメーターやオーディオ機器類、コントロールユニットが存在していた。6 台を調査した結果から、電装品類は内装フロントに集中する傾向が確認された。

内装リアについて、次世代車はエンジンルームに存在するトランスミッションを駆動させるための電力を蓄積する二次電池が搭載されていた。ハイブリット自動車と電気自動車の違いとしては、電気自動車は駆動を電力に依存していることから、車載用充電器やキャパシタ等の電力供給システム関連の部品が多く存在していた。また、ハイブリット自動車のプリウスの二次電池は部品全体で約 78 kg であったが、電気自動車のリーフは部品全体で約 294 kg と大きく異なる。

る結果であったため、取り外しの際、リーフの二次電池については重機を用いて回収する等の手間を要した。

内装(その他)や外装といった所在項目において従来車間で計量結果に違いがあった。本調査で対象としたクラウン、カローラは高級車と一般的な自動車といった違いがあることから、クラウンの計量結果において、内装材が多く存在することや大きな車体を支えるために足回り等がより大きな部品が使用されている等の違いとなった。自動車に使用されている部品及びその重量や質は、排気量や車種によってバラツキがあると考えられる。一方、ワゴン R は年式による違いは大差なく、所在項目別の重量割合としてはカローラに近い傾向を示した。

表 6 所在項目別の部品計量結果

所在項目	カローラ(1997年式)		クラウン(1997年式)		ワゴンR(1999年式)		ワゴンR(2009年式)		プリウス(1998年式)		リーフ(2011年式)		
	1498 cc		2997 cc		658 cc		658 cc		1496 cc		-		
	重量(kg)	割合(%)	重量(kg)	割合(%)									
エンジンルーム	234.5	26.2	265.0	20.1	137.2	18.3	147.9	18.8	314.7	27.3	200.6	14.1	
内装	フロント	43.9	4.9	70.2	5.3	34.5	4.6	45.2	5.7	70.6	6.1	51.6	3.6
	リア	2.4	0.3	38.5	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	92.6	8.0	317.4	22.3
	トランク	4.5	0.5	10.5	0.8	10.4	1.4	5.9	0.7	3.3	0.3	7.0	0.5
	その他	69.9	7.8	107.0	8.1	101.1	13.5	94.5	12.0	75.0	6.5	86.6	6.1
外装	足回り	161.9	18.1	277.2	21.1	136.5	18.2	158.4	20.1	161.9	14.1	209.9	14.8
	その他	111.4	12.4	218.2	16.6	132.7	17.7	133.3	16.9	111.4	9.7	178.6	12.6
その他	18.2	2.0	28.8	2.2	6.1	0.8	6.1	0.8	21.5	1.9	48.5	3.4	
車体ガラ	250.0	27.9	300.0	22.8	190.0	25.4	196.0	24.9	300.0	26.1	320.0	22.5	
総重量	896.7	100.0	1315.4	100.0	748.5	100.0	787.3	100.0	1151.1	100.0	1420.2	100	
カタログ値	-	-	1490.0	-	760.0	-	810.0	-	1240.0	-	1520.0	-	

普通乗用車	軽自動車	次世代車(HEV, EV)
		
1997 年製カローラ	1999 年製ワゴン R	1998 年製プリウス(HEV)
		
1997 年製クラウン	2009 年製ワゴン R	2011 年製リーフ(EV)

図 2 解体前の調査対象車全景

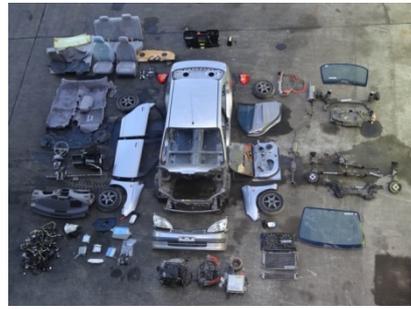
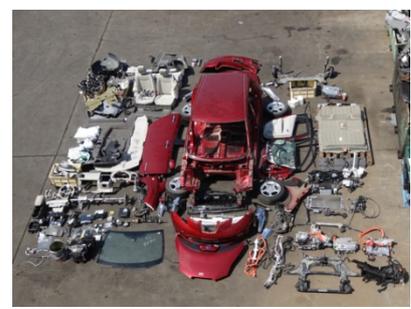
普通乗用車	軽自動車	次世代車(HEV, EV)
		
1997 年製カローラ	1999 年製ワゴン R	1998 年製プリウス(HEV)
		
1997 年製クラウン	2009 年製ワゴン R	2011 年製リーフ(EV)

図 3 解体後の調査対象車全景

初代	2代目	3代目
二次電池 (NiMH 電池):		
		
インバータ:		
		<p data-bbox="1193 824 1278 860">未回収</p>
ハイブリッドトランスミッション:		
		
電動パワーステアリング:		
		

エアコンコンプレッサー:



図4 プリウス世代別の回収部品

<二次電池>

HEV(プリウス)からはNiMH電池、EV(リーフ)からはリチウムイオン電池をそれぞれ回収した。部品としての二次電池は、電池セル、複数本(枚)の電池セルから構成されるモジュール、さらに複数本のモジュールと電子基板、ケーブル等から構成されるユニット、に階層づけて分類できる。回収されたNiMH電池、リチウム電池の写真を図5、図6に示すとともに、各ユニットのモジュール、セル数を表7に整理した。HEVは初代から2代目にかけて軽量化が進み、セル総重量として32.8%の重量減であることが確認された。2代目と3代目間では重量差は小さく、電池モジュール、セルは外見上大きな違いは見らなかった。ただし、電子基板については3代目方が小さくなっていった。調査時期の都合上、2代目、3代目の電池セルについては化学分析が実施できておらず、含有元素の違いも今後明らかにしていく必要がある。一方、EVはセル重量が180kgありHEV以上に重量が大きいことが明らかとなった。

初代	2代目	3代目
解体後のNiMH電池ユニット:		
		
NiMH電池モジュール:		
		

図5 世代別ハイブリッド自動車(プリウス)のNiMH電池

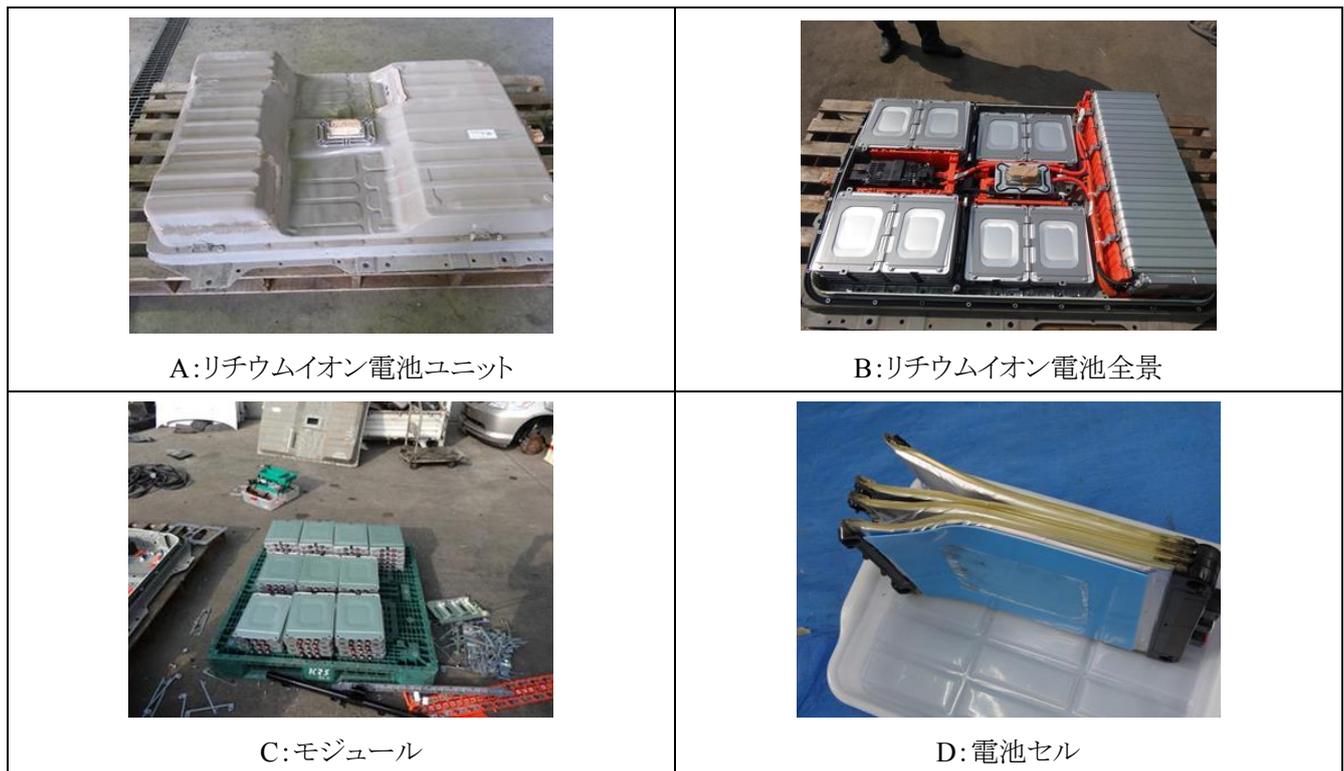


図 6 電気自動車（リーフ）搭載のリチウムイオン電池

表 7 次世代車二次電池ユニット中の電池セル数および重量計量結果

		プリウス			リーフ
		初代	2代目	3代目	—
年式	[年製]	1997	2003	2009	2011
モジュール数	[本/ユニット]	42	28	28	48
セル数	[本/モジュール]	6	6	6	4
	[本/ユニット]	252	168	168	192
セル重量	[g/個]	172	173	175	940
セル総重量	[kg/ユニット]	43.3	29.1	29.2	180.5
ユニット重量	[kg]	78.2	39.0	41.0	294.0
ユニットに占めるセルの重量割合		55.4%	74.4%	71.2%	61.4%

<電子基板>

電子基板について、表 8 に計量結果を示した(軽自動車(ワゴン R)については未計量である)。リーフが電子基板種類数及び搭載重量約 8,300 g と最も大きな結果となった。リーフに関しては、重量の重さに加え、ハイブリット自動車や従来車には搭載されていなかった種類の基板も多く確認された。また、マスターバック等の従来車でも使用されている部品が電子基板によって制御され、電装化されていることも確認された。ただし、マスターバックの電装化は電気自動車由来の変化ではなく自動車の年式による変化であると考えられる。ハイブリット自動車であるプリウスでは、インバータ等を制御する次世代車特有の電子基板が確認された。またハイブリットコンピューター基板、インバータ基板及びバッテリー基板重量は合計で、搭載されている全基板重量の約 4 割を占める。従来車間について、クラウンに搭載

されている電子基板重量は約 4,100 g、カローラに搭載されている電子基板重量は約 700 g と大きく異なる結果となった。これは従来車において、車種間で電子基板搭載総量に大きなバラツキがあることを示唆している。車種や排気量、年式に由来する電子基板の搭載総量への変化傾向を把握することが今後の課題であると考えられる。

また、所在分類別の電子基板重量割合を図 7 に示す。電子基板は内装フロントに重量割合でカローラに 93%、クラウンに 61%、プリウスに 60%、リーフに 23% 存在することが確認された。したがって、内装フロントの電子基板を回収することが効率的であることが示唆される。

表 8 車種別の電子基板計量結果

A:プリウス電子基板		B:カローラ電子基板	
(単位:g)		(単位:g)	
部品名	基板重量	部品名	基板重量
エンジンコンピュータ	298	ABSコントローラー	80
ステアリングコンピュータ	397	エンジンコントロール	136
ブレーキコンピュータ	248	ドアロックコントローラー	48
ハイブリッドコンピュータ	452	ダッシュボード内電装品	27
インバータ基板	533	コンビネーションスイッチB基板	50
バッテリー基板	545	スピードメーター基板	11
スピードメーター	255	エアバックコントロール	112
エアバックコンピュータ	135	オーディオ基板	280
カーナビカセットセット	454	合計	743
オーディオ	68		
グローブボックス内スイッチ類	35		
ミラースイッチ	11		
ドアロックレシーバー	40		
ハーネス付属基板	20		
不明基板類	347		
合計	3838.3		
C:クラウン電子基板		D:リーフ電子基板	
(単位:g)		(単位:g)	
部品名	基板重量	部品名	基板重量
エンジンコンピュータ	338	オーディオパネル基板	120
ステアリングコンピュータ	79	ステアリングコラム基板	203
ブレーキコンピュータ	284	マスターバック基板	456
セレクター	42	コンバータ基板電装品	22
ランプフェイラー	34	コンデンサー基板電装品	1398
パワステコントロール	20	インバータ&コンバータステイ基板	1838
コンピューターシフトロック電装品	21	車載用充電器電装品基板1	147
スピードメーター	583	車載用充電器電装品基板2	334
エアバックコンピュータ	118	車載用充電器電装品基板3	1261
マルチコンピューター	961	キャパシタアッセイ	933
CDチェンジャー	1258	エアバックコンピューター	84
グローブボックス内スイッチ類	6	不明基板	74
オーディオスイッチ	19	スピードメーター上	64
ドアロックレシーバー	44	インパネ内電装品	153
ハーネス付属基板	152	ETCシステム電装品	43
サイドエアバックセンサー	17	インパネ内GPS	9
TVキット	6	スピードメーター下	456
ETC読み取り機	47	インパネ内基板	58
不明基板	87	スパイラルケーブル	15
合計	4116	インパネスイッチ類	34
		キースイッチ	6
		オーディオボックス	662
		合計	8370

※各重量は基板本体の重量であり、ケース類の重量は除く

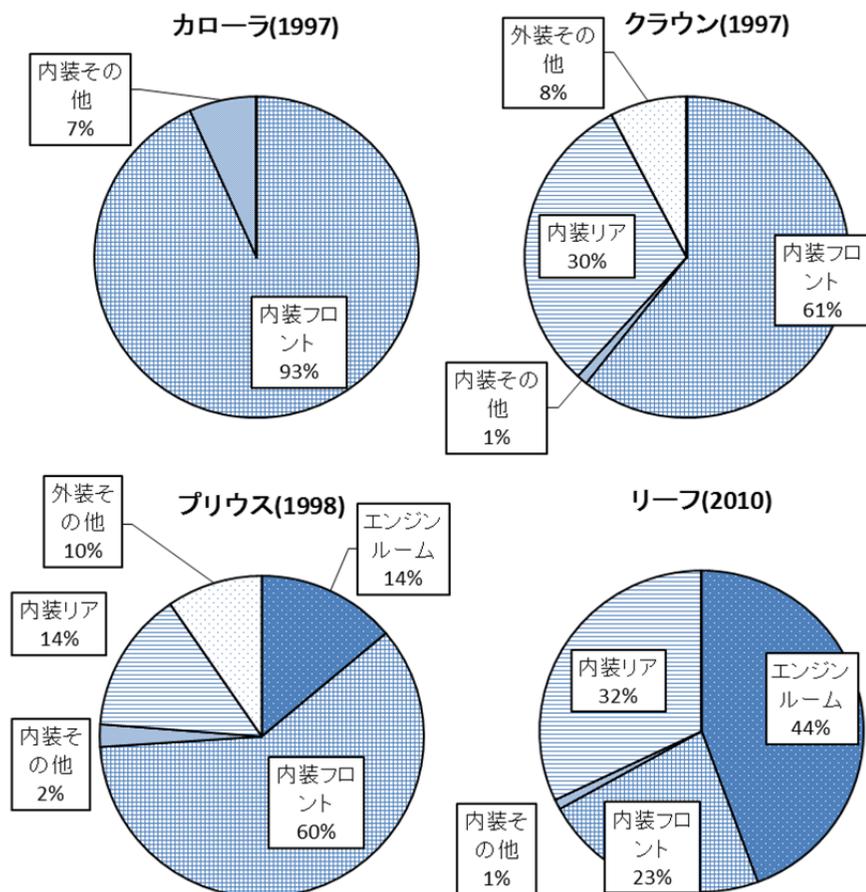


図7 所在分類別の電子基板重量割合

<磁石>

磁石は特に次世代自動車について回収、計量、分析を実施した。自動車に使用されている代表的なレアアース磁石含有部品として日本自動車工業会が公表している部品はハイブリッドトランスミッション中の「駆動用モーター」と「ジェネレーター」、そして「エアコンコンプレッサー」「電動パワーステアリング」の4つである¹⁾。HEV 特有部品であるハイブリッドトランスミッション中の磁石の外見を表9に示した。また、図8に示した計量結果から、3代目のハイブリッドトランスミッション中の磁石(駆動モーター磁石およびジェネレーター磁石)の重量は24.9%軽量化されていることが確認された。また、リーフの駆動用モーター磁石は約1,900gであった。

表9 分析対象として計量した磁石重量

(単位:g)	プリウス			リーフ
	1世代	2世代	3世代	
駆動用モーター磁石	1134	1183	732	1889
ジェネレーター磁石	368	274	396	-
エアコンコンプレッサー磁石	-	370	259	78
電動パワーステアリング磁石	-	415	418	102
パワーウィンドウモーター磁石	-	-	-	119
ブロアファン磁石	-	-	-	145
ラジエーターファン磁石	-	-	-	52
ワイパーモーター磁石	-	-	-	60
リアブレーキシステム磁石	-	-	-	4
スピーカー磁石	292	-	-	-

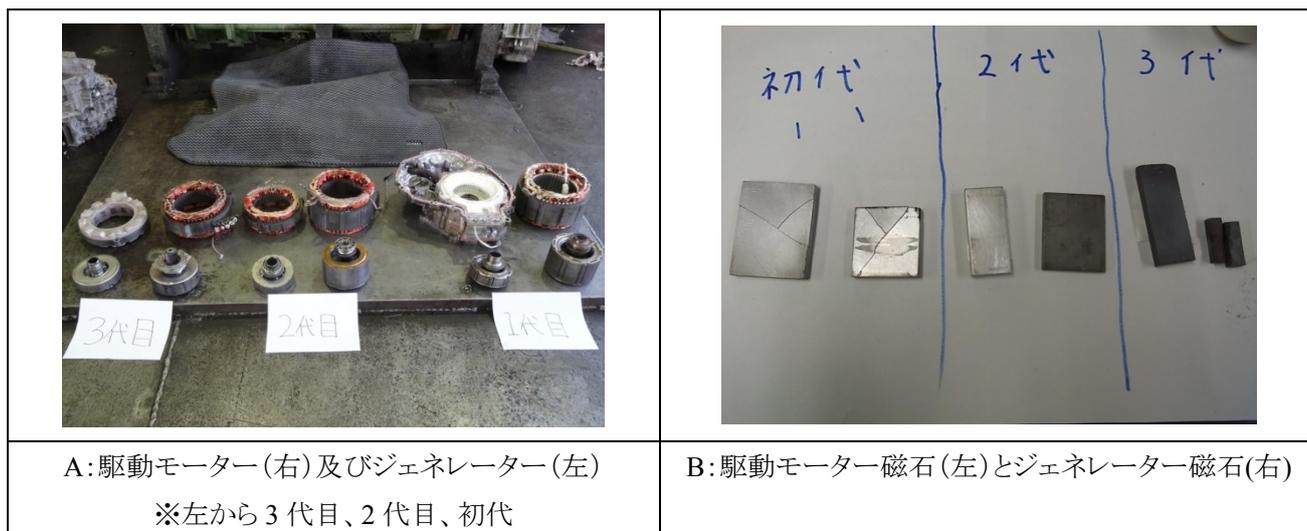


図8 プリウス世代別のハイブリッドトランスミッション中のモーター磁石

5.3.2. 化学分析と含有量結果

2012年度から2014年度にかけて実施した化学分析結果の生データは章末の表13に示した。

<二次電池>

プリウスのNiMH電池、リーフのリチウムイオン電池で検出された主要な元素について、これら車載用二次電池と既往研究の小型電池の元素組成²⁾とを比較した結果を表10に示した。まず、元素組成に関して、ニッケル水素電池は、車載用及び小型電池で国家備蓄レアメタルであるMn、Ni、Co、レアアースであるY、La、Ce、Pr、Ndが比較的多い含有濃度となった。特にLa、Ceは 10^4 オーダーで確認された。使用済NiMH電池の代表的なリサイクル方法として、廃電池をニッケル鉱石と共に電気炉に投入する手法があり、その際、フェロニッケルはステンレス鋼の原料等に利用されているが、Coやレアアースはドロスとして廃棄されている³⁾。今後、これらレアアース等の廃棄後の回収が望まれる。

リチウムイオン電池は、車載用及び小型電池共にCo濃度が高く確認された。ただし、車載用リチウムイオン電池では、小型電池と比べて、Mnが多く検出された。二次電池は、正極材にCoを使用しているコバルト系が主流であったが、近年は3元系、マンガン系へと安価な金属元素を素材として使用する方向へ進んでいる⁴⁾。リチウムイオン電池の回収対象元素は主にCo、Liであることから、正極材に使用される素材の変化を考慮したリサイクルを検討していくことが必要である。

表 10 二次電池の元素組成比較²⁾

単位: ppm	種類	No.	Cr	Mn	Co	Ni	Ga	Li	Sc	Ti	Y	La	Ce	Pr	Nd	Gd	
車載用	Ni-Mh電池		190	13,000	25,000	340,000	140	390		290	2,500	20,000	28,000	2,700	8,800	190	
	Li-ion電池		9	170,000	13,000	52,000	10	21,000	610	32				9			
小型電池 (文献値)	Ni-MH電池	1	120	14,000	46,000	420,000					2,100	170,000	22,000	3,200	2,800	2,500	
		2	110	420	9,800	440,000					4,300	200	49	830	260,000	130	
		3	140	18,000	45,000	330,000					3,400	76,000	41,000	10,000	25,000	6,700	
	Li-ion電池 (ノートPC用)	1	9	140	300,000	2,800			37,000								
		2	11	70	45,000	250,000			36,000								
		3	12	72	42,000	240,000			34,000								
		4	2	3	260,000	880			31,000								
	Li-ion電池 (携帯電話用)	1	8	1,200	160,000	27,000			19,000								
		2	24	4,100	430,000	22,000			50,000								
		3	20	2,000	170,000	30,000			20,000								
		4	7	790	200,000	18,000			25,000								
		5	16	570	260,000	8,400			31,000								
		6	14	830	200,000	57,000			24,000								
		7	16	1,500	200,000	11,000			24,000								
		8	19	720	230,000	23,000			27,000								
		9	17	610	280,000	14,000			34,000								
		10	10	610	270,000	24,000			34,000								
11		8	260	180,000	11,000			21,000									
12		9	740	270,000	9,200			32,000									
13		9	940	270,000	15,000			33,000									
14	6	1,200	190,000	4,000			23,000										
15	12	930	190,000	16,000			24,000			2	10	9		2			
16	6	1,100	200,000	13,000			25,000			3	9	6					
17	14	2,100	230,000	14,000			27,000										

<電子基板>

電子基板は多種多様なレアメタルが含有されていることが判明した。電子基板に 10⁴ オーダー程度で検出されているのは、ベースメタルに加え、Br や Pb であった。国家備蓄レアメタルについては、Ni が 10³ オーダーで比較的多く検出される場合が多く確認された。他のレアメタルについて、B、Ti 及び Sb が 10³ オーダー程度で多く確認された。また、クラウンのマルチコンピューター基板及びハーネス付属基板のように Nd が 10³ オーダーで確認されるような電子基板も存在することが分かった。また、Ta については、インバータ基板や二次バッテリー基板、ETC 読取機基板で約 5,000 - 12,000 ppm と高濃度に検出された。

<磁石>

駆動用モーター磁石の Nd 濃度について、1、2 世代目では 18%と変化はないが、3 世代目で 25%と増加していることが分かった。またプリウスに比べ、リーフの駆動用モーター磁石は 27%と高い結果であった。Dy 濃度については、1 世代から 3 世代とモデルチェンジされる度に、Dy 濃度が削減されていると考えられる。リーフの磁石は約 6.5%であった。

ジェネレーター磁石の Nd 濃度について、2 世代目が 25%と最も大きな値であった。ただし 2 世代目の Dy 濃度は約 5%と最も低く、1 世代目の Dy 濃度が約 10%と最も高い値であった。

エアコンコンプレッサー磁石の Nd 濃度について、3 世代目プリウスの磁石が 26%と 2 世代目磁石の Nd 濃度 18% に比べ大きな値であった。またリーフのエアコンコンプレッサー磁石の Nd 濃度も 28%と高い値であったが、半定量的結果であることには注意が必要である。Dy 濃度について、2 世代目が約 6%と 3 世代目の約 5%、リーフ磁石の約 4% に比べ高い値であった。また、Pr 濃度については、2 世代目が約 5%であるのに対し、3 世代目磁石やリーフ磁石はほとんどほとんど検出されておらず削減されていると考えられる。

プリウス2、3 世代目の電動パワーステアリング磁石は、レアアース磁石ではなく酸化鉄を原料としたフェライト磁石で

あった。一方、リーフの電動パワーステアリング磁石は、Ndが8%、Dyが0.4%、Prが21%検出されており、レアアース磁石であった。

リーフについてはその他の磁石についてもXRF分析を行っている。レアアースが検出された部品は「パワーウィンドウモーター磁石(La:2.5%)」「ワイパーモーター磁石(La:3.8%)」「リアブレーキシステム磁石(Nd:26%、Dy:5.8%)」であった。

表 11 磁石のレアアース含有量

A:各磁石のNd含有量					B:各磁石のDy含有量				
Nd 元素含有量(g)	プリウス			リーフ	Dy 元素含有量(g)	プリウス			リーフ
	1代目	2代目	3代目			1代目	2代目	3代目	
駆動用モーター磁石	204.2	213.0	182.9	510.1	駆動用モーター磁石	112.3	97.0	38.0	122.8
ジェネレーター磁石	62.5	68.4	83.1	-	ジェネレーター磁石	36.0	15.1	30.1	-
エアコンコンプレッサー磁石	-	66.6	67.4	21.8	エアコンコンプレッサー磁石	-	24.8	12.4	3.0
電動パワーステアリング磁石	-	0	0	8.4	電動パワーステアリング磁石	-	0	0	0.4
パワーウィンドウモーター磁石	-	-	-	0	パワーウィンドウモーター磁石	-	-	-	0
ブローファン磁石	-	-	-	0	ブローファン磁石	-	-	-	0
ラジエーターファン磁石	-	-	-	0	ラジエーターファン磁石	-	-	-	0
ワイパーモーター磁石	-	-	-	0	ワイパーモーター磁石	-	-	-	0
リアブレーキシステム磁石	-	-	-	1.0	リアブレーキシステム磁石	-	-	-	0.2
スピーカー磁石	0	-	-	-	スピーカー磁石	0	-	-	-
合計	266.7	348.1	333.4	541.4	合計	148.3	136.9	80.6	126.4

C:各磁石のPr含有量					D:各磁石のLa含有量				
Pr 元素含有量(g)	プリウス			リーフ	La 元素含有量(g)	プリウス			リーフ
	1代目	2代目	3代目			1代目	2代目	3代目	
駆動用モーター磁石	53.3	62.7	0.8	0	駆動用モーター磁石	0	0	0	0
ジェネレーター磁石	18.0	0.7	0.2	-	ジェネレーター磁石	0	0	0	-
エアコンコンプレッサー磁石	-	19.6	0.1	0	エアコンコンプレッサー磁石	-	0	0	0
電動パワーステアリング磁石	-	0	0	21.5	電動パワーステアリング磁石	-	0	0	0
パワーウィンドウモーター磁石	-	-	-	0	パワーウィンドウモーター磁石	-	-	-	3.0
ブローファン磁石	-	-	-	0	ブローファン磁石	-	-	-	0
ラジエーターファン磁石	-	-	-	0	ラジエーターファン磁石	-	-	-	0
ワイパーモーター磁石	-	-	-	0	ワイパーモーター磁石	-	-	-	2.3
リアブレーキシステム磁石	-	-	-	0	リアブレーキシステム磁石	-	-	-	0
スピーカー磁石	0	-	-	-	スピーカー磁石	0	-	-	-
合計	71.3	83.0	1.1	21.5	合計				5.3

注 1:色付きは ICP-MS 分析値

注 2:未分析「-」、未検出「0」

表 12 各車種の磁石中のレアアース類総量

元素含有量(g)	プリウス			リーフ
	1代目	2代目	3代目	
REEs	486.3	568.0	415.1	694.5

磁石重量と元素組成結果から、各磁石が含有する各レアアース量(Nd、Dy、Pr、La)を表 11 に、レアアース類総量を表 12 のとおり算出した。車種別では、リーフが磁石由来レアアース含有量は約 690 g と最も多く、プリウスの中では 2 世代目が約 570 g と多く含有していることがわかった。プリウス 2 世代目と比べると、プリウス 1 世代目は駆動用モーター磁石の Nd 含有量が少ないことがレアアース総量の少なさに寄与し、プリウス 3 世代目は Dy 及び Pr 総量が少ないことがレアアース総量の少なさに寄与していることが分かった。

<その他の部品>

プリウスの触媒、プリウス及びクラウンのカーナビ液晶、プリウスのリアガラス縁金属端子、プリウスの電熱線付リアガラスについて元素分析を実施した。触媒について、最も含有濃度が高いのは Al (240,000 ppm)であった。次いで、Ce (1,100 ppm)が高い濃度で検出された。またレアメタルにおいて 10^3 オーダーで検出されたのは、Ti、Zr、Pd、Laであった。カーナビ液晶については、両車種で Al が約 90,000ppm と最も高く検出された。その他 10^3 オーダーで検出されたのは、Fe、B、Ti、As、Srであった。リアガラス縁金属端子については、Cu が 690,000ppm と最も高く検出された。また、Pb が 780ppm と検出された。電熱線付リアガラスについては、多様にレアメタルが使用されていることが確認され、特に Ti が 3,100ppm、Ce が 2,300ppm と高く検出された。

5.4. 結論

本研究では、2012-2014 年度を通じて、次世代車含む計 6 台の ELV 解体調査を実施することができた。そして、部品計量、所在分類項目別に記録を行い、資源性が高いと考えられる部品に関してはサンプリングを行い、含有元素分析を行った。さらに、部品単体として、プリウス NiMH 電池、自動車工業会によってレアアース磁石と公表されている「ハイブリッドトランスミッション」、「エアコンコンプレッサー」、「電動パワーステアリング」については分解及びサンプリングを世代別に行い、磁石については元素含有量の世代間比較まで行った。本研究で得られた結論は次のとおりである。

- ・ 電子基板の重量は従来車 740–4100 g、次世代車は HEV 3,800 g、EV は 8,400 g と車種や年式等により幅があるものの、その多くは内装フロントに実装されていることが明らかとなった。また、電子基板は多種多様なレアメタルが含有されていた(例えば、Ni、B、Ti、Sb が 10^3 オーダーで検出)。したがって、解体段階で内装フロントの電子基板を回収することが効率的と示唆される。
- ・ 磁石についてはプリウスが 420(3代目)–570 g(2代目)、リーフが 700 g のレアアース類を含有していることが明らかとなった。本研究では従来車の磁石については化学分析を実施していないものの、プリウスおよびリーフの分析結果では、次世代車、従来車にも共通して実装されている電動パワーステアリングやエアコンコンプレッサー、パワーウィンドウモーター、ワイパーモーター、リアブレーキシステムの磁石からもレアアースが検出されている。従来車の磁石も含めた資源性の評価が今後求められる。
- ・ 二次電池についても多様なレアメタル等の含有濃度を定量化できた。プリウスの NiMH 電池(初代)からは Mn、Co、Ni、La、Ce が、リーフのリチウムイオン電池からは Mn、Co、Ni、Li が 10^4 オーダーで検出された。また、電池セルの重量として、プリウスの NiMH 電池は初代 43 kg から 2 代目、3 代目では 29 kg と軽量化されていることが確認された。他方、リーフのリチウムイオン電池セルは 180 kg であり、HEV 以上の重量であった。2 代目、3 代目 NiMH 電池の化学分析を今後行うことで、世代間の資源性の違いをより詳細に明らかにすることが必要である。

以上の通り、一連の調査により、自動車には多種多様な元素が使用されていること、車種や年式によってもその資源性は大きく異なることが確認された。ELV リサイクルシステム検討のためには、1 台当たりの資源性の評価や動的フローの解明が重要であり、その詳細は次章で述べる。

5.5. 本章の参考文献

- 1) 自動車リサイクルシステム、Online Available : レアメタル回収に関するお知らせ 資料1「レアメタル含有部品代表例」、<http://www3.jars.gr.jp/p/RPT09.nsf/0/1448B05179F3ADC849257A97005536C2> (閲覧日 : 2015年2月3日)
- 2) 浅利美鈴、酒井伸一 : 小型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、pp. 268-279 (2012)
- 3) 蓬萊健一、芝田隼次、村山憲弘、古屋仲茂樹 : ニッケル水素電池焼成物の破碎・物理選別特性に関する研究、環境資源工学、Vol. 61、No. 3、pp. 177-184 (2014)
- 4) 西村山治、芝田隼次、佐野誠 : レアメタルと再資源化の可能性、環境資源工学、Vol. 61、No. 2、pp. 83-89 (2014)

部品分類	基板類																																	
	二次バッテリー基板				スピードメーター基板				エアバックコントロール基板				オーディオ/ナビ系基板				その他電子基板																	
部品名	コンピュータアッセイ基板A		コンピュータアッセイ基板B		Ni-MHバッテリーチャージャー基板A		Ni-MHバッテリーチャージャー基板B		Li-ionバッテリーコントロールユニット						カーナビカセット		オーディオ		マルチコンピュータ		CDチェンジャー		オーディオスイッチ		グローブボックス内スイッチ類		ミラースイッチ		ドアロックレシーバー		ハーネス付属基板		不明電子基板	
細部品名	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	リーフ	プリウス	クラウン	プリウス	クラウン	プリウス	プリウス	クラウン	クラウン	クラウン	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス	プリウス		
車種																																		
世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	-	1世代	-	1世代	-	1世代	1世代	-	-	-	-	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代	1世代		
年式	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	2011	1998	1997	1998	1997	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998		
重量 (g)	199	199	207	207	81	81	59	59	126	255	583	107	135	454	68	963	1,258	19	35	11	40	20	347											
個数/部品(個)																																		
重量/個 (kg)																																		
分析機関																																		
主な分析手法	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS			
ベースメタル	Fe	12000	19434	16000	25916	20000	14840	13000	4785	8500	27882	24399	54000	50000	16001	8202	6462	21122	10217	36366	36	8588	41840	12620										
	Cu	28000	70377	30000	106281	18000	98298	25000	127781	110000	2578	101616	23000	24000	2648	504	2136	1638	91624	72963	452	2414	2678	72939										
	Al	160000	34430	190000	30964	200000	35930	160000	37729	40000	36516	38244	150000	220000	60425	53432	39123	48609	23901	191	1508	28057	24838	42254										
	Zn	2200	2096	1600	246	19000	936	150	177	7200	394	197	6500	17000	10223	630	5016	1199	8042	13869	21003	1176	25321	6408										
	Sn	38000	4369	25000	3422	85000	4758	40000	4871	39000	31009	32497	65000	70000	46907	32849	46891	46117	46205	7091	2181	10499	41296	23963										
	V	4	18	4	18	3	17	3	16	22	26	9	1	1	12	14	7	9	8	1	2	2	6	17										
	Cr	40	41	52	52	700	205	35	36	310	785	992	51	49	798	726	378	571	538	138	29	251	232	529										
	Mn	80	89	72	97	1600	1941	87	83	150	126	117	180	130	277	538	182	517	91	83	1	95	448	384										
	Co	7	26	7	25	21	61	13	97	10	36	42	25	15	86	68	41	85	50	4	1	36	60	41										
	国家備蓄レアメタル	Ni	3600	3474	2800	4253	2500	2495	400	527	12000	7376	6360	2500	4400	4995	5717	3590	8504	4478	134	5376	6020	4489	705									
Ga		5	1934	2	1665	3	2488	2	875	8	13	11	2	1	48	40	79	28	91	9	0.14	41	8	14										
Mo		<1	2	<1	2	<1	2	<1	1	<1	33	44	12	18	36	39	31	45	9	10	N.D.	1	9	40										
In		120	132	43	103	140	145	160	146	<1	123	130	140	180	187	132	192	187	238	34	12	52	282	143										
W		17	12	66	7	5	15	5	8	2	4	4	100	110	68	37	10	20	2	11	N.D.	N.D.	89	24										
Li		23	19	32	22	12	9	15	13	15	12	22	15	13	13	17	13	13	18	0.41	5	14	12	14										
Be		<1	-	<1	-	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
B		6000	-	6600	-	4100	-	6000	-	25	-	-	-	4400	3300	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-									
Sc		N.D.	10	N.D.	6	N.D.	5	N.D.	6	4	4	3	N.D.	N.D.	4	4	3	4	3	0.05	0.16	1	1	3										
Ti		2800	-	3100	-	4100	-	450	-	11000	2383	1145	1500	2400	3986	4117	1954	2858	3071	248	4	952	1980	2670										
他レアメタル	As	7	13	6	17	7	13	7	12	<1	8	26	6	7	35	11	41	23	27	0.61	N.D.	8	9	17										
	Br	52000	-	54000	-	46000	-	59000	-	47000	-	-	43000	34000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
	Sr	110	441	240	525	110	418	98	489	1100	628	1111	170	120	898	395	782	719	813	7	14	345	577	790										
	Y	1	6	11	40	<1	4	<1	5	250	8	7	2	13	21	6	9	9	4	0.12	0.06	3	32	5										
	Zr	490	582	84	215	37	81	16	63	3100	133	39	24	17	415	459	90	264	318	0.35	1	14	31	82										
	Nb	1	8	<1	5	89	118	<1	7	1	491	27	41	53	446	80	87	97	39	0.02	N.D.	7	5	55										
	Rh	N.D.	1	N.D.	1	N.D.	1	N.D.	1	<1	0.47	0.89	N.D.	N.D.	0.61	0.51	0.78	0.77	1.15	0.69	1.94	1.84	0.72	0.53										
	Pd	82	10	15	31	570	678	11	5	36	115	76	130	190	216	35	132	357	141	0.23	22	31	41	33										
	Ag	3	436	2	137	3	393	2	56	2400	N.D.	46	320	8	28	N.D.	70	162	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.										
	Cd	1	N.D.	<1	N.D.	2	0.01	1	N.D.	2	0.62	0.23	1	1	0.22	0.12	0.21	0.24	0.15	0.09	0.13	0.27	0.19	0.18										
Sb	340	371	230	348	1400	1366	30	46	73	582	267	1100	1200	1643	1556	733	1648	208	2187	111	34	134	481											
Te	4	-	2	-	6	-	5	-	<1	-	-	6	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
La	1	8	7	13	5	31	1	9	2	34	18	4	3	239	93	59	215	51	0.31	0.53	9	20	22											
Ce	9	28	6	28	3	15	3	16	6	35	19	5	3	20	14	17	18	30	0.35	1.03	10	12	26											
Pr	<1	2	2	4	4	13	<1	2	1	9	5	3	5	88	25	42	90	21	0.05	0.11	14	8	6											
Nd	2	7	13	17	20	44	1	6	5	122	54	31	120	791	88	1288	390	656	0.35	0.38	563	33	38											
Sm	<1	1	<1	1	<1	1	<1	1	1	7	1	<1	<1	24	1.01	43	6.89	1.32	0.02	0.06	0.76	1.99	1.44											
Eu	<1	-	<1	-	<1	-	<1	-	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Gd	<1	1	<1	1	1	1	<1	1	1	2	1	<1	1	2.07	1.16	1.50	2	1.19	0.02	0.04	0.76	0.63	1.09											
Tb	<1	0.03	<1	0.05	<1	N.D.	<1	N.D.	<1	2	0	<1	<1	0.44	0.14	0.74	0.28	0.37	0.4610094	0.92640024	0.34	0.08	0.14											
Dy	47	214	50	88	3	17	<1	1	120	10	1	1	1	0.62	80	0.85	4.01	0.71	0.03	0.03	0.47	1.15	0.77											
Ho	<1	N.D.	<1	N.D.	<1	N.D.	<1	N.D.	<1	0.23	0.18	<1	<1	12	1.64	2.13	13	0.14	0.00	0.00	0.09	0.09	0.16											
Er	<1	0.26	<1	0.26	<1	0.19	<1	0.25	<1	1	1	<1	<1	14	25	1.49	0.89	0.82	0.01	0.01	0.73	0.30	0.52											
Tm	<1	0	<1	N.D.	<1	N.D.	<1	N.D.	<1	0.06	0.09	<1	<1	0.04	0.04	0.06	0.05	0.06	0.00	0.00	0.04	0.04	0.07											
Yb	<1	0.27	<1	0.21	<1	0.19	<1	0.22	<1	0.40	1	<1	<1	0.31	0.27	0.44	0.38	0.42	0.01	0.01	0.30	0.28	0.53											
Lu	<1	N.D.	<1	N.D.	<1	N.D.	<1	N.D.	<1	0.08	0.11	<1	<1	0.05	0.06	0.08	0.07	0.07	0.00	0.00	0.05	0.05	0.08											
Ta	<1	187	<1	3	29	12095	<1	20	490	2	0.18	3	<1	332	657	625	840	203	N.D.	N.D.	0	608	333											
Pt	<1	123	<1	8	7	88	<1	4	<1	N.D.	N.D.	2	2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	267	N.D.	N.D.											
Au	32	28	59	38	42	116	5	4	15	103	42	9	98	240	273	128	217	99	9	1	125	154	30											
Hg	<1	-	<1	-	<1	-	<1	-	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Tl	<1	-	<1	-	<1	-	<1	-	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Pb	1000	14765	780	16175	1000	26620	1000	31457	20	9785	18431	530	1600	11741	9186	14338	13470	26497	16566	46439	44290	16352	12473											

部品分類	基板類						バッテリー電池セル				その他							
	その他電子基板						ニッケル水素電池		リチウムイオン電池		触媒	カーナビ液晶		02センサー (セラミック部分)	スパークプラグ(端子)	リアガラス 縁金属端子	リアガラス 電熱線付	
部品名																		
細部品名	グローブボックス内スイッチ類	ドアロックレシーバー	ハーネス付風基板	TVキット(市販品)	ETC読取機	不明電子基板												
車種	クラウン	クラウン	クラウン	クラウン	クラウン	クラウン	プリウス	プリウス	プリウス	リーフ	プリウス	プリウス	クラウン	カローラ	カローラ	プリウス	プリウス	
世代	-	-	-	-	-	-	1世代	2世代	3世代	-	1世代	-	-	-	-	1世代	1世代	
年式	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1998	2003	2009	2011	1998	1998	1997	1997	1997	1998	1998	
重量(g)	6	44	152	6	47	87	43,300	29,100	29,200	180,500	880	71	71	3.9	1.5	-	-	
個数/部品(個)							252	168	168	192								
重量/個(kg)							172	173	174	940								
分析機関	B	B	B	B	B	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	
主な分析手法	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	未分析	未分析	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	
ベースメタル	Fe	13973	14075	15058	286	10380	29890	370000			190	4300	2600	2500	75	240	25	3700
	Cu	72406	122947	124742	60282	2460	1342	120			93000	81	4800	680	12	400000	690000	160
	Al	28450	23202	48153	280	21706	20247	4400			76000	240000	88000	89000	36000	170	14	10000
	Zn	2787	1191	10366	10573	670	12986	18			15	140	73	22	60	950	250000	280
	Sn	17824	58841	90750	41007	32308	77964	78			74	24	620	690	27	8	4600	280
国家備蓄レアメタル	V	6	8	10	0.18	17	6	2			8	63	4	4	7	3	4	21
	Cr	285	477	462	15	1051	473	190			9	610	590	550	8	2300	<1	140
	Mn	72	155	110	4	702	150	13000			170000	29	37	35	2	12000	<1	130
	Co	4	67	42	2	146	66	25000			13000	30	47	47	130	10	1	6
	Ni	238	9127	8185	16	5001	2168	340000			52000	210	350	180	1	540000	14	7
	Ga	9	61	254	N.D.	51	13	140			10	60	30	30	2	<1	<1	5
	Mo	4	23	28	0	52	39	11			1	94	26	26	7	6	1	1
	In	92	300	464	213	166	398	<1			0	<1	200	190	<1	<1	8	2
	W	1	3	2	N.D.	85	2	36			0	170	260	300	13000	10	<1	830
	Li	24	20	8	0.26	17	13	390			21000	10	<1	<1	<1	<1	5	12
	Be	-	-	-	-	-	-	<1			0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	B	-	-	-	-	-	-	<1			0	<1	2500	3700	<1	94	87	<1
	Sc	3	2	3	0.02	4	2	-			610	14	6	9	5	<1	1	22
	Ti	454	2033	3701	17	3582	2986	290			32	4100	1000	1400	210	41	360	3100
	As	15	34	66	0.21	26	13	59			4	12	8100	6000	<1	<1	210	11
Br	-	-	-	-	-	-	N.D.			<1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Sr	1231	826	545	3	174	535	1			2	230	12000	12000	1	<1	<1	50	
Y	6	4	5	0.07	66	3	2500			<1	1	1	2	60000	<1	<1	8	
Zr	70	93	475	0.40	568	118	4			35	2500	45	89	500000	25	2	52	
Nb	4	60	89	0.42	34	115	<1			<1	3	40	<1	7	<1	<1	2	
Rh	1.01	0.91	1.71	0.66	0.77	0.76	<1			<1	220	<1	<1	<1	<1	1	<1	
Pd	7	271	84	7	26	394	13			<1	3900	7	8	<1	<1	3	<1	
Ag	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	7			<1	30	8	19	<1	3	26	260	
Cd	0.35	0.24	0.30	0.17	0.14	0.33	<1			<1	7	<1	<1	<1	<1	3	<1	
Sb	15	435	2167	608	531	741	3			<1	1	110	310	<1	<1	6	3	
Te	-	-	-	-	-	-	<1			<1	9	5	4	13	<1	<1	<1	
La	14	22	739	0.25	260	24	20000			<1	1700	<1	<1	<1	<1	<1	140	
Ce	21	23	14	0.18	11	13	28000			<1	11000	2	11	<1	<1	2	2300	
Pr	2	18	368	0.07	119	11	2700			9	3	<1	<1	<1	<1	<1	47	
Nd	8	771	3630	0.34	518	87	8800			<1	39	<1	<1	<1	<1	<1	32	
Sm	1.17	1.51	557	0.03	15	2.94	<1			<1	1	<1	<1	<1	<1	<1	4	
Eu	-	-	-	-	-	-	<1			<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1	
Gd	0.97	1.14	5.94	0.02	1.94	0.73	190			<1	89	<1	<1	<1	<1	<1	34	
Tb	0.13	0.40	1.44	0.97963904	0.24	0.10	9			<1	3	<1	<1	<1	<1	<1	1	
Dy	0.88	0.71	1.22	0.03	90	0.49	4			<1	<1	<1	2	<1	<1	<1	2	
Ho	0.19	0.14	0.22	0.00	0.12	0.10	<1			<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
Er	0.62	0.88	2.64	0.01	0.56	0.37	9			<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
Tm	0.09	0.06	0.07	0.00	0.04	0.04	<1			<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
Yb	0.65	0.43	0.46	0.01	0.28	0.34	<1			<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
Lu	0.10	0.07	0.08	0.00	0.05	0.05	<1			<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
Ta	73	13	8	1	7692	144	<1			<1	<1	210	170	47	<1	<1	<1	
Pt	N.D.	N.D.	6	382	19	85	<1			<1	66	73	49	1900	<1	43	130	
Au	1	169	67	0	479	165	<1			<1	<1	29	5	7	<1	<1	<1	
Hg	-	-	-	-	-	-	<1			<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
Tl	-	-	-	-	-	-	<1			<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
Pb	23968	19106	42435	14837	17756	17639	78			<1	<1	11	2	3	4	780	22	

第6章 使用済み自動車の資源性物質・有害物質の物質フローとライフサイクル的論考

6.1. 研究目的

自動車には多様な資源性・有害性物質が使用されており、その含有実態の把握と物質フローを解明することが自動車リサイクルシステム構築の検討には重要である。そこで、自動車リサイクルに伴う物質フローを明らかにすることを目的に、前章までの解体調査・化学分析結果ならびに既往研究を元にして ELV1 台当たりの元素含有量の推定と破碎、ASR への移行量推定を行った。さらに、有害物質である Pb や資源性物質である磁石中のレアアース類をケーススタディとしてフロー推定モデルを策定し、将来予測を含む動的フロー解析を実施した。

6.2. 研究方法

6.2.1. ELV 元素含有量と移行量推定

前章の解体調査による ELV 部品構成及び部品の元素組成を元に、ELV1 台あたりの元素含有量からその資源性を明らかにした。さらに、部品及び部品中の元素が解体・破碎工程を経てどの程度 ASR へ移行しているのかを推定した。方法としては、まず解体調査結果を元にして ELV 対象部品を設定した。次にそれら対象部品に対して、代表的なリサイクル工程として挙げられる「解体工程」及び「破碎工程」における部品や素材の回収量等を設定することで ASR への物質移行量を推定した。対象車種は、次世代車として HEV の「プリウス(1998 年式)」、従来車として普通乗用車の「クラウン(1997 年式)」をモデルに推定を行った。

推定を実施する際に対象とした部品及びその選定条件と元素組成データの使用状況を整理した。部品の移行量を推定する際、ELV 部品に対して表 1 の通り No. 1 から No. 17 までの分類を行った。推定では、ELV1 台の構成部品を可能な限り対象に含めたが、優先度の高い条件として以下を挙げた。

- A: ELV1 台あたりの重量寄与が大きい部品
- B: ASR 重量に大きく寄与していると考えられる部品
- C: 有用金属・有害物質含有の観点から重要と考えられる部品

また、推定を行う際に使用した部品の元素組成データの属性を整理するために以下の分類を行った。元素データが得られなかった部品については、その詳細な元素組成を把握していくことが今後の課題といえる。表 1 の各部品の元素組成の出典に関して、座席類及びワイヤーハーネス類の「想定値」とは、部品に使用されている金属類の元素組成を仮定して計算を行ったことを指す。座席類については、座席の骨組み金属を 100%鉄で組成されていると仮定し、ワイヤーハーネス類については、使用されている銅線を 100%銅で組成されていると仮定した。

- 1: 詳細な元素組成データがある部品
- 2: おおよその元素組成データがある部品
- 3: 元素組成データがない部品
- 4: 一部、おおよその元素組成データを仮定した部品

表 1 推定対象部品およびその選定条件

No.	部品名	対象部品構成基準			使用データ属性				元素組成出典
		A	B	C	1	2	3	4	
1	廃車ガラ								
	フレーム	●		●		○			松八重ら、矢野ら
	ボンネット	●				○			松八重ら
	トランクボディ	●				○			松八重ら
	フロントドア	●				○			松八重ら
	リアドア	●				○			松八重ら
	バンパー	●	●				●		-
2	足回り類	●		●	○				松八重ら、矢野ら
3	エンジン	●		●				○	矢野ら
4	タイヤ	●					●		-
5	二次電池	●		●	●				本研究
6	鉛蓄電池			●				○	平井ら
7	磁石類								矢野ら
	駆動用モーター磁石			●	●				本研究
	発電機磁石			●	●				本研究
	エアコンコンプレッサー磁石			●	●				本研究
	電動パワーステアリング磁石			●	○				環境省
	ウインドウモーター磁石			●	○				環境省
	スピーカー磁石			●	●				本研究
8	基板類		●	●	●				本研究
9	触媒			●	●				本研究
10	O2センサー			●	●				本研究
11	クライメートコントロール類								
	ブローモーター			●	○				環境省
	エバポレーター	●		●	○				環境省
	ヒーターコア	●		●	○				環境省
	コンデンサー	●		●	○				環境省、矢野ら
	その他	●					●		-
12	座席類	●	●					○	想定値
13	ワイヤーハーネス類	●		●				○	想定値、矢野ら
14	ガラス類								
	フロントガラス	●	●	●				○	矢野ら
	リアガラス	●	●	●				○	矢野ら
	ドアガラス	●	●	●				○	矢野ら
15	樹脂類	●	●				●		-
16	内装材(繊維系)	●	●				●		-
17	その他								
	バッテリーケーブル		●	●				○	矢野ら
	ブレーキパイプ		●	●				○	矢野ら
	燃料ホース		●	●				○	矢野ら
	カーナビ液晶			●	●				本研究
	シートベルトリトラクター			●				○	矢野ら
	燃料タンク	●		●		○			環境省、矢野ら
	ラジエーター	●		●	○				環境省、矢野ら

注 1(表中の記号について)

●: 京都大学環境科学センター保有データ

○: 既往文献値

注 2(出典について)

環境省^{1, 2)}

矢野ら^{3, 4)}

平井ら⁵⁾

松八重ら⁶⁾

ASR 総重量は Eq.6-1、ASR へ移行する元素総量は Eq.6-2 を用いて推定した。 W_{ASR} と M_{ASR} の違いは、 W_{ASR} が元素組成の不明な樹脂類等の部品移行量も計上している値に対し、 M_{ASR} が元素組成の判明している部品由来の重量のみで算出された値である。したがって ASR 中の各元素の考察には、 M_{ASR} における各元素重量結果を用いた。

解体業者は ELV からエンジンや触媒等の様々な有価物を回収する。推定では、解体工程における部品の破碎工程への移行率 $R_{dis}(i)$ を Eq.6-3 のように取り外し率 $R'_{dis}(i)$ を設定して算出した。取り外し率 $R'_{dis}(i)$ は表 2 の通り各部品別に設定した。

破碎工程では、鉄や非鉄、樹脂等の素材回収、モーターやハーネス等の細かい部品回収が行われる。本推定では、破碎工程における素材及び細部品回収率 $R'_{sh}(i)$ を設定し、Eq. 6-4を用いて、破碎工程における部品の ASR への移行率 $R_{dis}(i)$ を算出した。回収率 $R'_{sh}(i)$ は表 3 の通り設定した。素材(鋼材、銅、アルミ)の回収率は、山末らの研究⁹⁾を参考にした。磁石の回収率について、磁石は破碎工程で鋼材等に付着していくという仮定の元、鋼材の回収効率 97%と同じ値とした。また、ハーネス銅線は判別しやすい部品かつ、有価物であることより、破碎工程での回収率は 100%であると仮定した。なお、回収率は Eq. 6-4 で表現しているとおり「ASR に移行しない割合」であり、必ずしも全量再資源化されているわけではない点には注意が必要である。

$$W_{ASR} = \sum_i \sum_j W_{ELV}(i) \times R_{dis}(i) \times R_{sh}(i) \quad \text{Eq. 6-1}$$

$$M_{ASR} = \sum_i \sum_j W_{ELV}(i) \times C(i, j) \times R_{dis}(i) \times R_{sh}(i) \quad \text{Eq. 6-2}$$

- W_{ASR} : ASR 総重量
- M_{ASR} : ASR 中の含有元素総重量
- $W_{ELV}(i)$: ELV1台中の部品 i の重量
- $C(i, j)$: 部品 i の元素 j 含有濃度
- $R_{dis}(i)$: 解体工程における部品 i の破碎工程への移行率
- $R_{sh}(i)$: 破碎工程における部品 i の ASR への移行率

$$R_{dis}(i) = 1 - R'_{dis}(i) \quad \text{Eq. 6-3}$$

$$R_{sh}(i) = 1 - R'_{sh}(i) \quad \text{Eq. 6-4}$$

- $R'_{dis}(i)$: 部品 i の取り外し率
- $R'_{sh}(i)$: 部品 i の回収率

表 2 解体工程における各部品の取り外し率

部品名	取り外して いる	取り外す場 合が多い	取り外す場 合がある	取り外して いない	部品取り外 し率	出典
モーター	36.8	21.8	24.6	16.8	43.4	1
基板	24.0	13.2	23.3	39.4	28.6	1
足回り部品	62.5	15.1	14.2	8.2	61.3	1
エンジン					96.0	
トランスミッション					94.6	2
スピーカー類					43.4	想定
駆動用モーター磁石					43.4	想定
発電機磁石					43.4	想定
エアコンコンプレッサー磁石					43.4	想定
バッテリー電池セル(HEV)					100.0	事前回収物品
センサー/コネクタ類					96.0	想定
排気触媒					97.0	2
フロントガラス	4.1	7.6	47.8	40.5	11.6	1
リアガラス	3.3	4.6	33.2	58.9	8.2	1
ドアガラス	4.6	7.2	38.6	49.6	11.0	1
内装材(繊維系)					0.0	想定
バンパー	15.9	27.1	35.5	21.6	29.1	1
樹脂類					25.0	3
座席					25.0	3
ハーネス	49.8	19.4	11.9	18.9	52.2	1
カーナビ(液晶)					53.0	2
ラジエータ					99.6	2
コンデンサー					91.1	2
燃料タンク	55.7	7.8	19.5	17.0	52.8	1
エバポレーター	44.2	12.8	15.3	27.7	44.8	1
ヒーターコア	44.3	12.5	16.8	26.4	44.9	1
ブレーキパイプ	9.5	4.8	13.2	72.5	11.5	1
ホイールバルンサー					49.3	2
燃料ホース					21.8	2
バッテリーケーブル端子					69.6	2
パワステ圧力ホース					27.5	2
シートベルトリトラクター	11.7	8.0	25.1	55.2	16.0	1

出典情報:1:日本環境衛生センター¹⁾、2:リサイクルワン⁷⁾、3:機械システム振興協会⁸⁾

表 3 破砕工程における素材および細部品の回収率⁹⁾

素材別			細部品別	
鋼材	銅	アルミ	磁石	ハーネス銅線
97%	50%	60%	97%	100%

6.2.2. Pb フロー推定

Pb は ELV 中の代表的な有害物質としてこれまで着目され、自動車工業会の自主取組等の努力により現在の新車販売車中の Pb 含有量は約 100 g 前後で推移している(表 4 参照)。しかし、ELV 中の Pb 含有量の推移は自動車の平均寿命を考える必要がある。本解析では、普通乗用車および貨物車を対象車種とし、1990 年から 2020 年を対象期間とした Pb のフロー推定ならびに ASR 中の含有濃度の推定を行った。

残存率関数は Eq. 6-5 のとおり 2 つの寿命分布で表現した。これは、短期使用型、長期使用型といったユーザーの自動車利用の嗜好性の違いを加味するためである。形状パラメータおよび尺度パラメータは初度登録年別の保有台数データから最尤法を用いて推定した。図 1 に ELV 廃棄台数の推定イメージを図示した。

自動車部品中の Pb 含有量は、自動車工業会が公表している 16 部品について公表値等を元に初度登録年別に表 4 のとおり設定した。ここで、販売車の鉛含有量について、フルモデルチェンジのタイミングのみで Pb 含有量削減部品が採用される場合を最大ケース、毎年マイナーチェンジが行われ、販売車は常に新型車と同様の鉛使用量となる場

合を最小ケースとし、この2ケースについて推定した。また、廃棄後の解体、破碎、ASR への各移行率は表5 のとおり設定した。

これら ELV 廃棄台数と 16 部品中の Pb 含有量、そして廃棄後の移行率を用いて、2020 年までの Pb のフロー推定と ASR 中の含有濃度を推定した。

$$F(y, t) = \exp\left\{-\left(\frac{t + 0.5}{\eta}\right)^{p_y}\right\} \times r_y + \exp\left\{-\left(\frac{t + 0.5}{\eta}\right)^{q_y}\right\} \times (1 - r_y) \quad \text{Eq. 6-5}$$

- $F(y, t)$: 残存率
- y : 初度登録年
- t : 車齢
- p_y, q_y : 形状パラメータ
- η : 尺度パラメータ
- r_y : 2 つの寿命分布割合

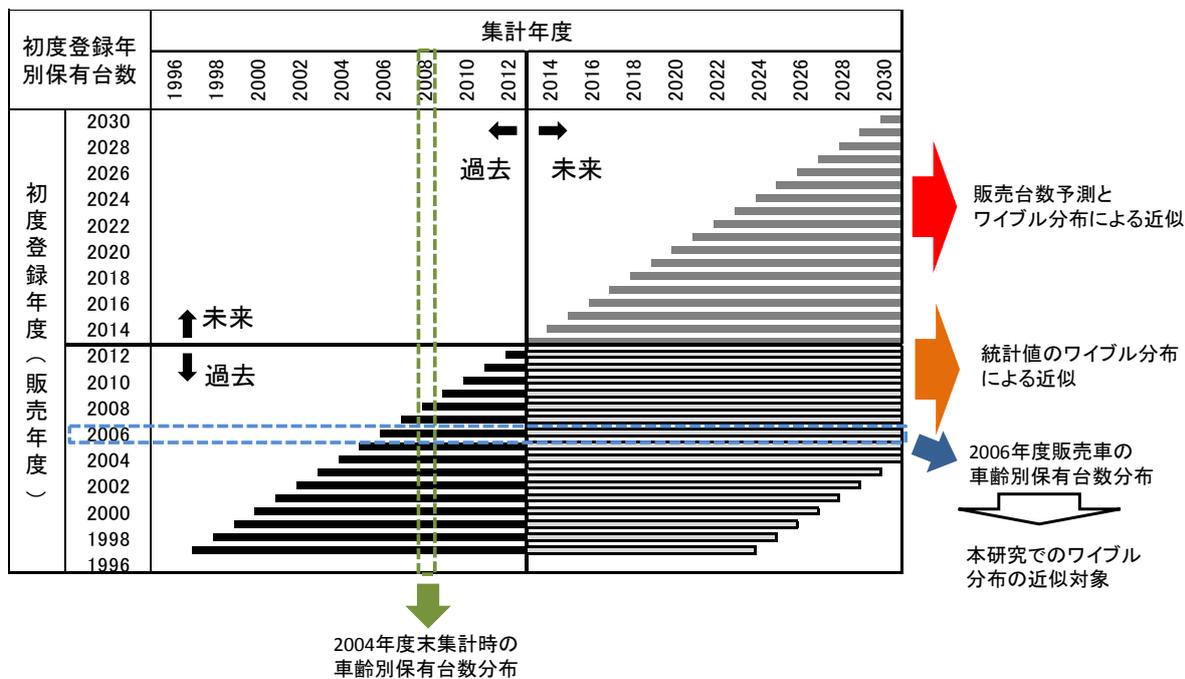


図1 ELV 廃棄台数の推定イメージ図

表 4 販売年別（初度登録年別）の自動車部品中の Pb 含有量

Components	Sales release year of a new model vehicle														
	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Copper radiator	580	290	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Battery cable terminal	290	218	145	73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wheel balancer	240	240	213	187	160	133	107	80	53	27	0	0	0	0	0
Fuel tank	200	180	160	140	120	100	80	60	40	20	0	0	0	0	0
Heat core	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harness	90	77	64	51	39	26	13	0	0	0	0	0	0	0	0
Electrodeposition	50	50	50	44	38	31	25	19	13	6	0	0	0	0	0
Printed circuit board	50	50	50	50	50	50	50	50	50	47	45	42	37	45	35
Under coating	20	15	10	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fuel hose	20	16	12	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Seatbelt G sensor	20	15	10	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glass-ceramic	15	13	10	8	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Side protection mold	10	8	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Power steering hose	5	5	4	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Other engine component	100	100	100	100	100	100	100	100	100	81	61	42	37	45	35
Other car component	50	50	50	50	50	50	45	40	34	29	24	19	16	20	16
Total	1,850	1,327	883	727	567	493	420	349	290	210	130	103	91	111	86

■ : No reduction ■ : Under reduction

(Unit: g-Pb/vehicle)

表 5 Pb 含有部品の ELV 廃棄後の Pb 移行率

Components	Partition ratio of Pb (Assumption)					
	Dismantling		Shredding		ASR treatment	
	Components collected		Recovered resources		ASR	
Copper radiator	99.6%	(A)	0.4%	(B)	0.0%	(E)
Battery cable terminal	69.6%	(A)	30.4%	(B)	0.0%	(E)
Wheel balancer	49.3%	(A)	0.0%	(E)	50.7%	(C)
Fuel tank	78.2%	(A)	21.8%	(B)	0.0%	(E)
Heat core	69.9%	(A)	30.1%	(B)	0.0%	(E)
Harness	77.6%	(A)	11.2%	(D)	11.2%	(D)
Electrodeposition	0.0%	(E)	50.0%	(D)	50.0%	(D)
Printed circuit board	0.0%	(E)	50.0%	(D)	50.0%	(D)
Under coating	0.0%	(E)	50.0%	(D)	50.0%	(D)
Fuel hose	21.8%	(A)	0.0%	(E)	78.2%	(C)
Seatbelt G sensor	0.0%	(E)	50.0%	(D)	50.0%	(D)
Glass-ceramic	13.8%	(A)	0.0%	(E)	86.2%	(C)
Side protection mold	0.0%	(E)	0.0%	(E)	100.0%	(C)
Power steering hose	27.5%	(A)	0.0%	(E)	72.5%	(C)
Other engine component	96.0%	(A)	4.0%	(B)	0.0%	(E)
Other car component	0.0%	(E)	50.0%	(D)	50.0%	(D)

A: 既往研究より⁷⁾、B: 解体プロセス後に残った Pb は破碎プロセスで全量回収されると仮定、C: 解体プロセス後に残った Pb は全量 ASR に移行すると仮定、D: 破碎プロセスでの回収割合: ASR 移行率 = 50%:50%と仮定、E: 0%と仮定

6.2.3. 次世代車特有部品のレアアース類フロー推定

資源性物質の代表として、近年急速に普及が進んでいる HEV の特有部品に由来するレアアース類 (REEs: rare earth elements) の廃棄量と回収ポテンシャルを推定した。ただし、回収ポテンシャルとは、回収した部品の含有量全量と定義し、部品回収率やリサイクル過程での収率は考慮していない点に注意が必要である。

推定期間は 2010–2030 年とした。対象車種は HEV のみとし、プラグインハイブリッド車や電気自動車は対象外とした。HEV 特有部品として、ハイブリッドトランスミッション (HT)、NiMH 電池を対象とした。

HEV 廃棄台数は初度登録年別の保有台数に残存率を乗じて推定し、保有台数は自動車検査登録情報協会、次世代自動車振興センターの統計データを用いた。将来の保有台数見通しについては、次世代自動車戦略¹⁰⁾の普及目標値(新車に占める割合として 2020 年までに 20–30%、2030 年までに 30–40%)を用い線形に増加すると仮定した。

$$F(y, t) = \exp \left\{ - \left(\frac{t + 0.5}{\eta} \right)^m \right\} \quad \text{Eq. 6-6}$$

$F(t)$: 残存率
y	: 初度登録年
t	: 車齢
m	: 形状パラメータ
η	: 尺度パラメータ

EV の残存率はワイブル分布に従うとし、Eq. 6-6 の通りとした。形状パラメータ、尺度パラメータは統計値を用いて最小二乗法により表 6 のとおり推定した。この際、残存率は HEV の初度登録年別に異なると仮定し、初度登録年別に推定している。NiMH 電池の寿命は HEV よりも短く、車検等のメンテナンス過程での排出も考えられる。そのため、インターネットアンケートを 2013 年 3 月に HEV ユーザーに対して実施し(有効回答数 604)、NiMH 電池交換回数と使用年数のヒアリング結果を用いて Eq. 6-7、Eq. 6-8 のとおり NiMH 電池の交換確率(1 回交換: $P_1(t)$ 、2 回交換: $P_2(t)$)を推定した。図 2、図 3 に推定された HEV の残存率関数曲線、NiMH 電池の交換確率曲線をそれぞれ図示した。

$$P_1(t) = 1 - \exp \left\{ - \left(\frac{t + 0.5}{\eta'} \right)^{m'} \right\} \quad \text{Eq. 6-7}$$

$$P_2(t) = 1 - \int_0^{\infty} P_1(t - t') \times p_1(t') dt' \quad \text{Eq. 6-8}$$

※ $p_1(t')$: $P_1(t')$ の確率密度関数

表 6 形状パラメータおよび尺度パラメータ推定結果

	初度登録年	形状パラメータ	尺度パラメータ
		m	η
初代	FY1997	1.43	21.0
	FY1998	2.21	18.0
	FY1999	2.13	18.2
	FY2000	2.43	16.0
	FY2001	2.51	15.5
	FY2002	2.57	14.9
2代目	FY2003	2.23	24.7
	FY2004	2.85	19.7
	FY2005	2.11	23.2
	FY2006–2008	2.26	23.8
3代目以降	FY2009–2030	2.26	23.8

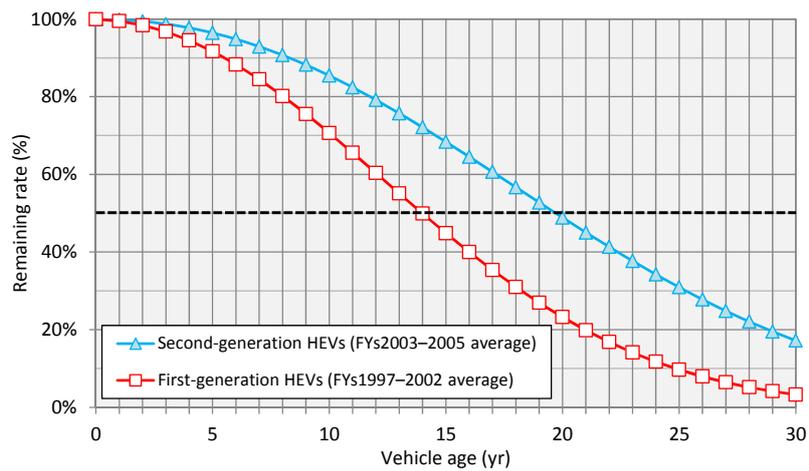


図 2 HEV の残存率関数曲線

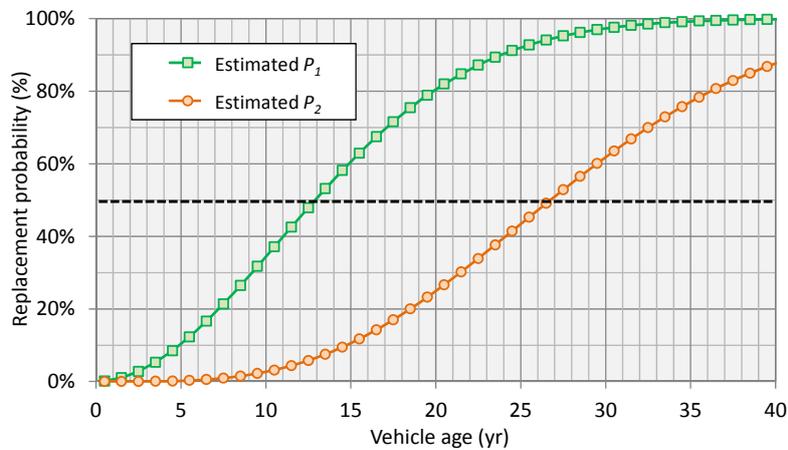


図 3 NiMH 電池の交換確率曲線

HT は駆動モーターとジェネレーターの 2 つのモーター磁石(ネオジウム磁石)を有し、NiMH 電池は負極材に REEs が使用されている。REEs 含有量は HEV の世代により異なると考えられることから、前章の解体調査の結果を用いた。ただし、本解析当時、NiMH 電池は初代のみが回収できていたため、2 代目、3 代目はバッテリーセル数に比例すると仮定した。初代、2 代目、3 代目のセル数は 252、228、168 とした。3 代目以降は将来も REEs 含有量に変化がないものと仮定した。

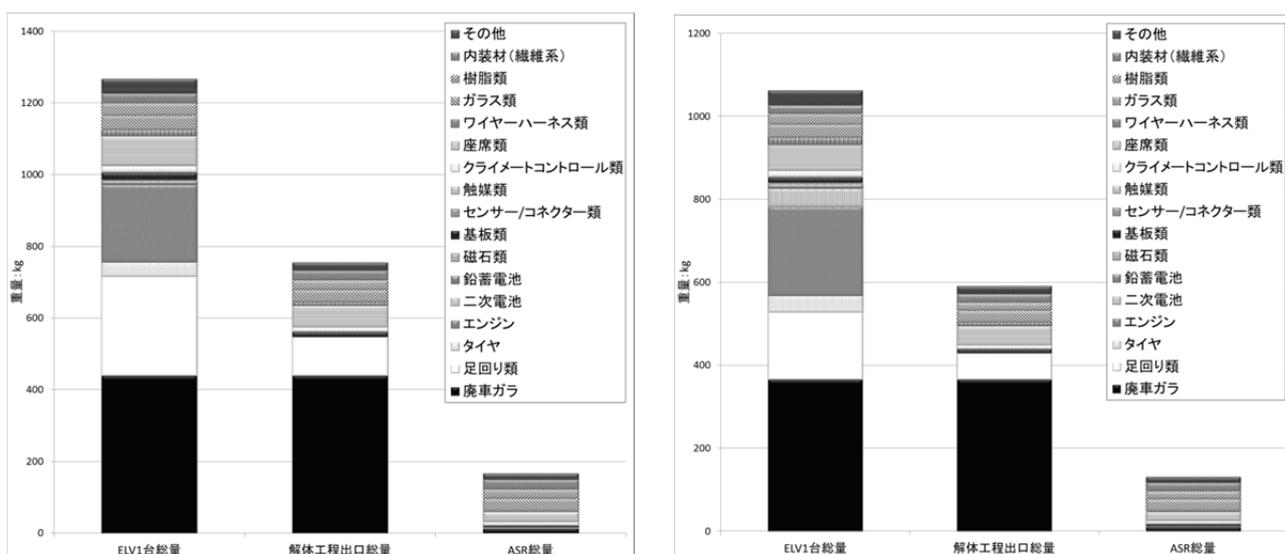
6.3. 結果と考察

6.3.1. ELV 元素含有量と移行量推定

<部品重量構成と移行量>

ELV1 台当たりの部品由来別の重量構成と ASR への移行量推定結果を図 4 に示す。HEV について、ELV1 台総量約 1,063 kg、解体工程出口総量約 591 kg、ASR 総量約 131 kg となった。ELV1 台から解体工程出口で約 44%減少、解体工程出口から ASR で約 78%減少という計算結果となった。また ASR 総量推定値は 1 台あたり ASR 平均重量約 180 kg)の約 73%であった。「座席類」のウレタンや繊維、「ガラス類」、「樹脂類」、「内装材(繊維系)」の部品群は ASR 総量に重量割合で 15%を超えて寄与しており、割合を合計すると約 68%となった。ELV1 台あたりで見ると、これら部品分類合計割合は、約 13%を下回る結果であった。ただし、樹脂類は破碎工程で回収されていることから、ASR 総重量に対する樹脂類の重量寄与については若干の過大評価である。

普通乗用車について、ELV1 台総量約 1,267 kg、解体工程出口総量約 756 kg、ASR 総量約 168 kg となった。ELV1 台から解体工程出口で約 40%減少、解体工程出口から ASR で約 78%減少という計算結果となった。また ASR 総量推定値は 1 台あたり ASR 平均重量約 180 kg の約 93%であった。「座席類」のウレタンや繊維、「ガラス類」、「樹脂類」、「内装材(繊維系)」の部品群は ASR 総量に重量割合で 15%を超えて寄与しており、割合を合計すると約 70%となった。ELV1 台あたりで見ると、これら部品分類合計割合は、約 14%を下回る結果であった。ただし、樹脂類は破碎工程で回収されていることから、ASR 総重量に対する樹脂類の重量寄与については過大評価の可能性もある。



A: 普通乗用車(1997 年製)

B: HEV(1998 年製)

図 4 部品由来別の物質移行量

<ELV1 台当たりの元素含有量>

図 5 に ELV1 台あたりの各元素含有量を示す。ただし、元素組成データの確認できなかった部品については結果に反映されていない。この ELV1 台あたりの元素含有量結果に反映されている部品重量割合は、HEV で約 61%、普通乗用車で約 65%であった。今後、ガラス類や内装材等の元素組成が明らかでなく、ASR に移行される傾向が高い部品に対して元素組成を把握するような取組みが必要である。

相対的に大きな含有量として結果が得られた元素は、ベースメタルの Fe、Cu、Al、有害物質の Pb であった。Pb 含有総量に対して、鉛蓄電池の鉛含有量 7.9 kg が約 99%を占めた(残りの 1%:約 900 g)。両車種で比較した際に、大きな違いが確認された元素は、国家備蓄レアメタルの Co、Ni、レアアースの Y、La、Ce、Pr、Nd、Dy であった。

まず、Ni、Co に関して、Ni は HEV が約 14,000 g、普通乗用車が約 75 g、Co は HEV が 1,100 g、普通乗用車が約 4 g であった。多くの場合 Ni、Co は鋼材に添加剤として使用されるため、鋼材総量の多い普通乗用車の方が鋼材由来 Ni、Co 量は多い。しかし、ハイブリット自動車と従来車で大きな違いが確認された原因としては、次世代車特有部品である二次電池が Ni、Co を相対的に多く含有しているからである。ELV1 台あたりの Ni、Co 量に関しては、二次電池が感度の高い部品であることを示唆している。

Y については、ク普通乗用車にはほとんど存在しないが、HEV には約 100 g 存在しているという結果であった。これは Ni、Co 同様に二次電池に由来した含有量であった。La、Ce、Pr、Nd、Dy に関して、La は HEV が約 870 g、普通乗用車が約 2 g、Ce は HEV が約 1,220 g、普通乗用車が約 12 g、Pr は HEV が約 210 g、普通乗用車が約 0.2 g、Nd は HEV が約 720 g、普通乗用車が約 3 g、Dy は HEV が約 170 g、普通乗用車が 0.01 g であった。これらレアアース含有量の大きな差は、次世代車特有部品であるレアアース磁石の有無が寄与している。特に、Pr、Dy は普通乗用車にはほとんど存在せず、ほとんどがレアアース磁石由来であるということが分かった。

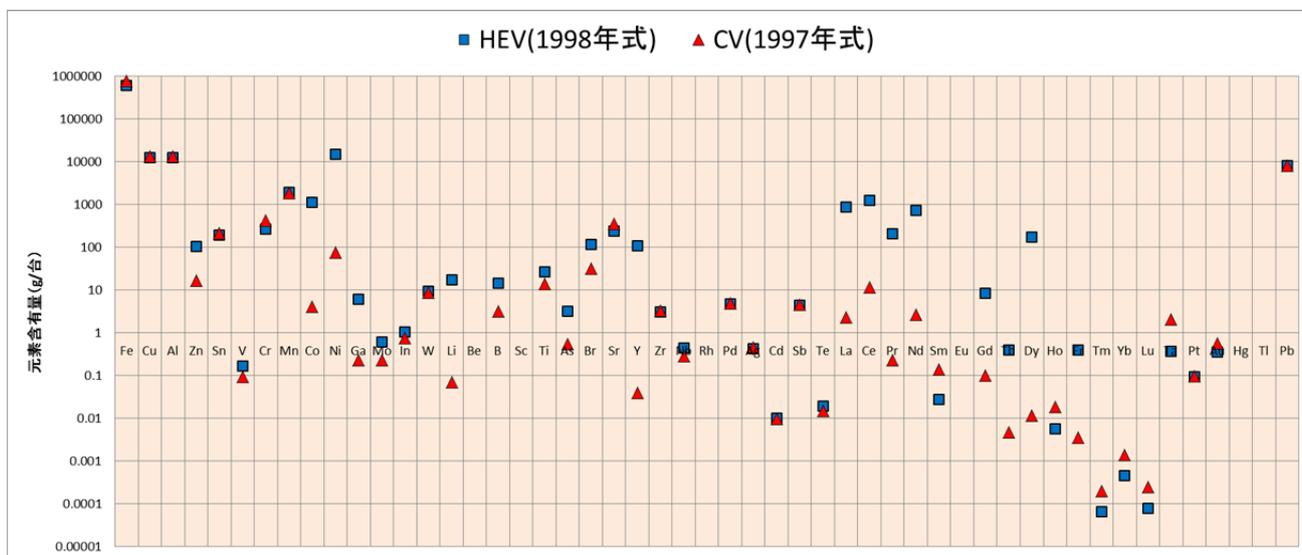
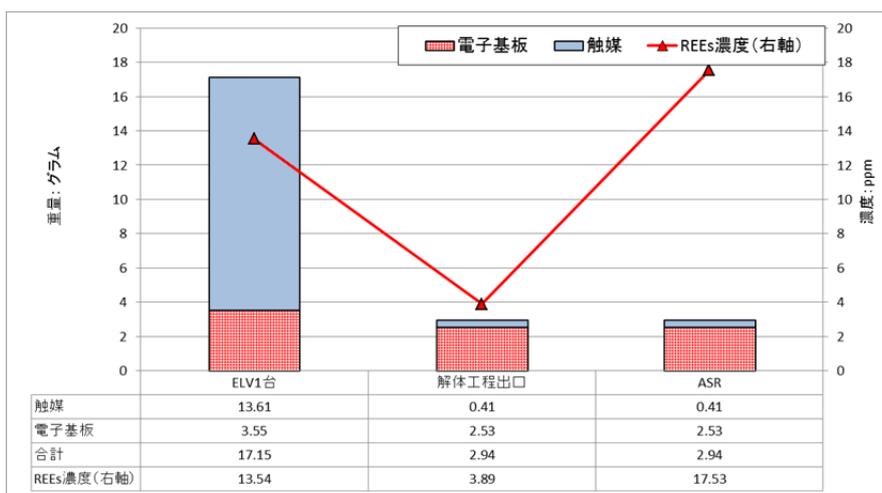


図 5 ELV1 台当たりの各元素含有量結果

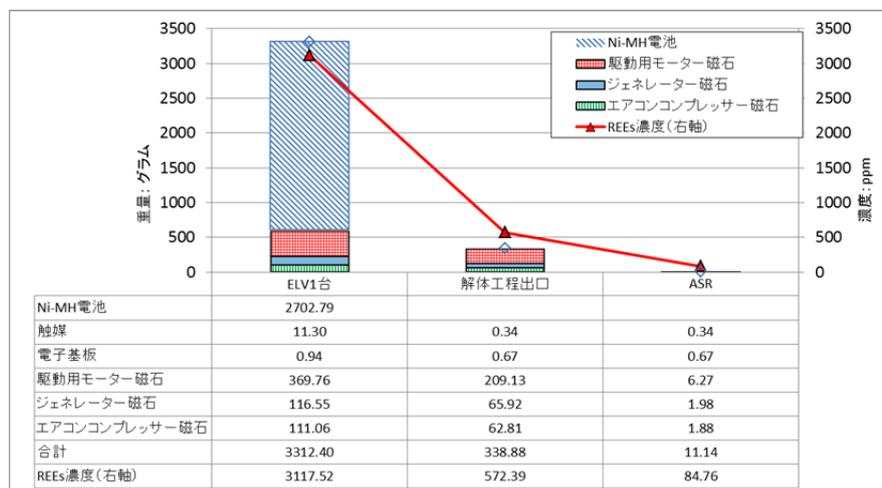
<元素別の移行量>

レアアース類

レアアース類の移行量推定結果を図6に示した。ASR中のレアアース総量に最も寄与しているのは普通乗用車では電子基板、HEVでは駆動用モーター磁石であった。これらの解体工程における取り外し率を上げるとは、ASR中へ移行するレアアースを抑制するために重要である。また、特にHEVについて解体工程の前後で含有量が大きく減少しているように見えるが、全含有量の81.6%を占めるこれはNiMH電池が自動車リサイクル法の改正に伴い、NiMH電池の取り外し率が100%回収されると仮定しているためである。Ndの例を図7に示したとおり、ELV1台当たりの含有量に対するNiMH電池の寄与が比較的小さいレアアース元素では減少が緩やかであることも確認された。



A: 普通乗用車(1997年製)



B: HEV(1998年製)

図6 レアアース類の移行量推移

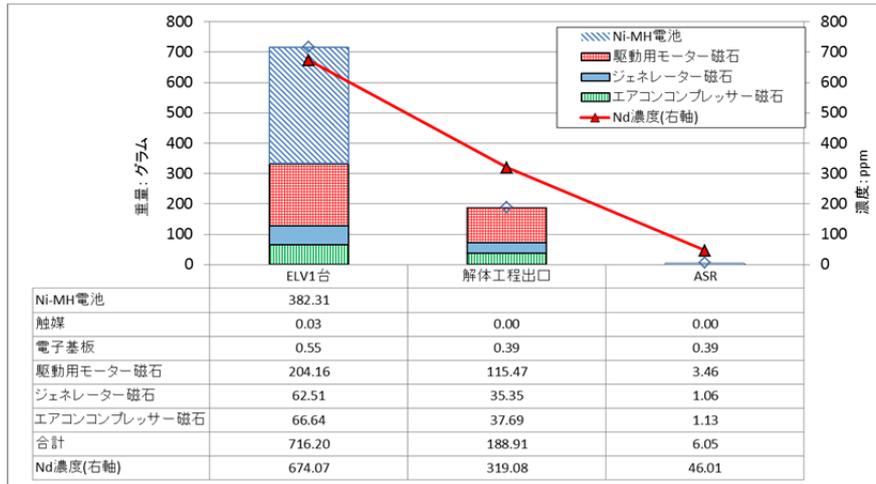
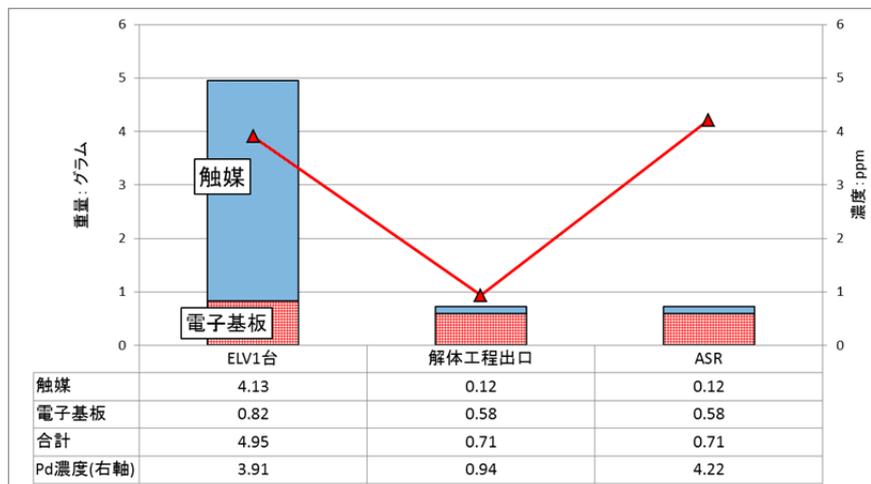


図7 Ndの移行量推移：HEV（1998年製）

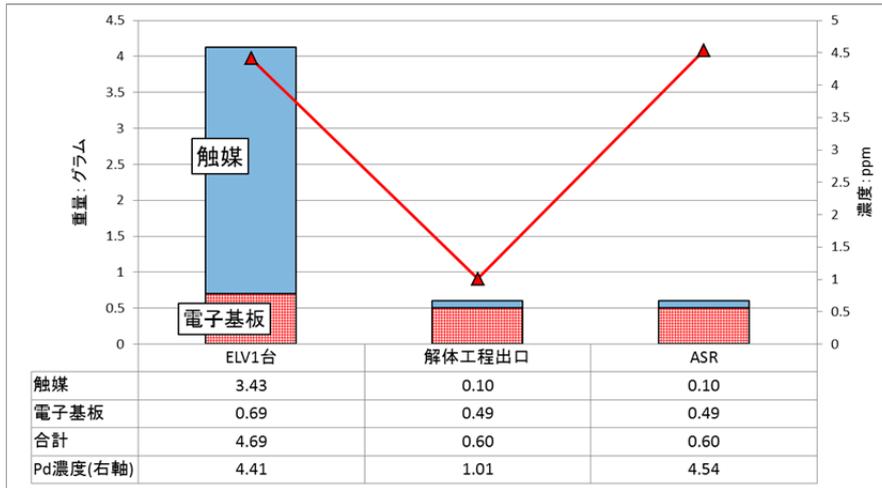
貴金属

Pdの移行量推定結果を図8に示した。ELV1台で、Pdの含有総量は普通乗用車約5.0g、HEV約4.7gであり、その内訳としてほとんどが触媒、電子基板であった。ASRのPd総量に関しては、解体工程で回収の進んでいる触媒による寄与が大きく減少し、電子基板が重量寄与のほとんどを占めた。

また、Auの移行量推定結果を図9に示したが、ほぼ電子基板のみが寄与している。なお、電子基板以外には液晶、O2センサーに含有されている。電子基板は解体工程で回収が進んでいないことから、ELV1台のAu総量から約30%程度の回収に留まった。

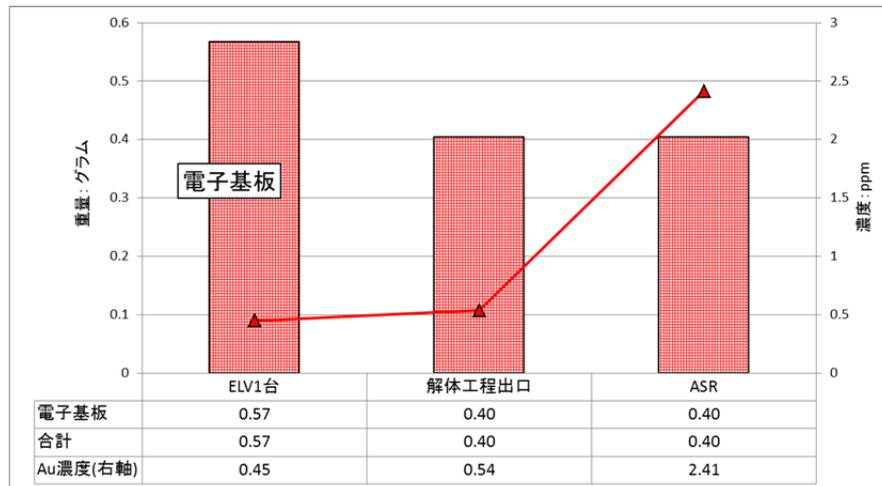


A:普通乗用車(1997年製)

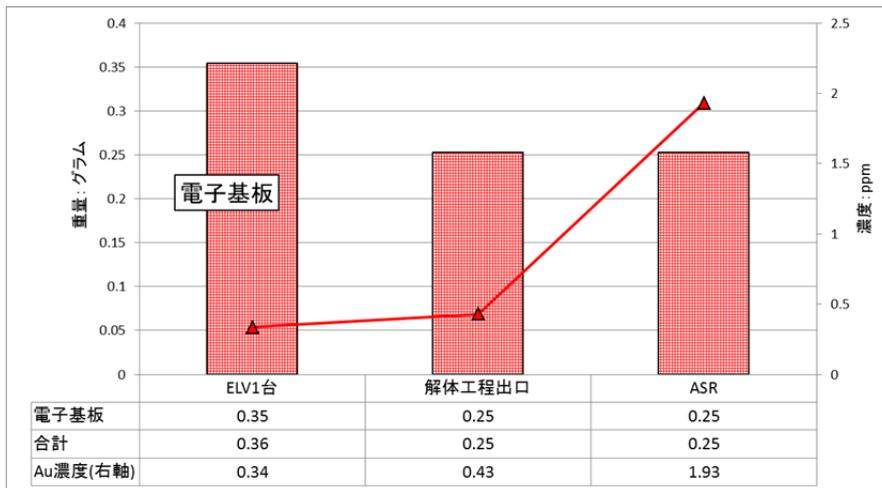


B: HEV(1998年製)

図8 Pdの移行量推移



A: 普通乗用車(1997年)



B: HEV(1998年製)

図9 Auの移行量推移

6.3.2. Pb フロー推定

ELV 廃棄台数推定結果は図 10 に示したとおり、2010 年の 380 万台から 2020 年には 290 万台に減少すると推定された。ただし、本推定値は軽自動車を含んでいないこと、輸出台数を含んだ数値となっている点には注意が必要である。

また、図 11 に 2001－2011 年度までの Pb の移行推移を示した。過年度については輸出台数の統計データを利用できることから、輸出台数も分けて図示している。2001－2011 年度の 10 年間に ELV 中の Pb 含有量はおよそ半減されていることが明らかになった。しかし、電子基板等の Pb 含有部品が ASR に移行しやすいため、ASR に移行する Pb 含有量の減少傾向は他の移行先と比較して緩やかであった。

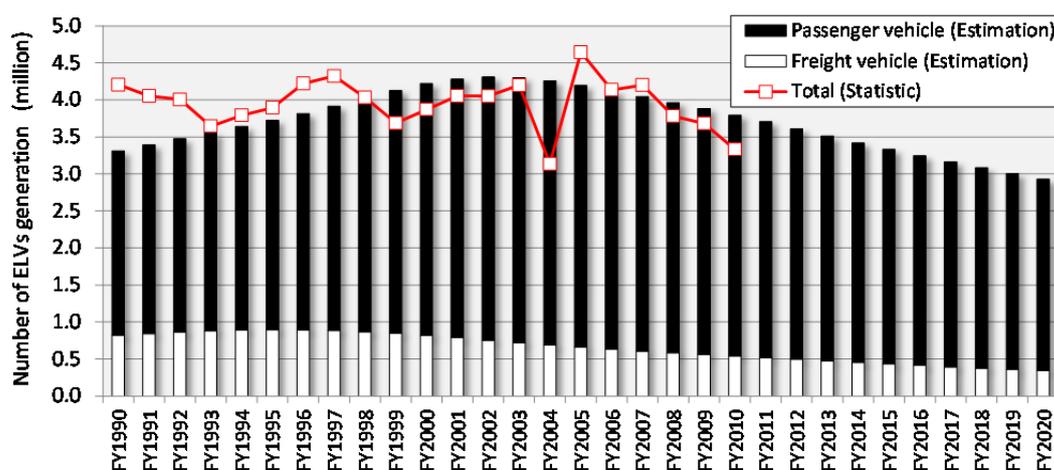


図 10 ELV 廃棄台数推定結果（軽自動車除く）

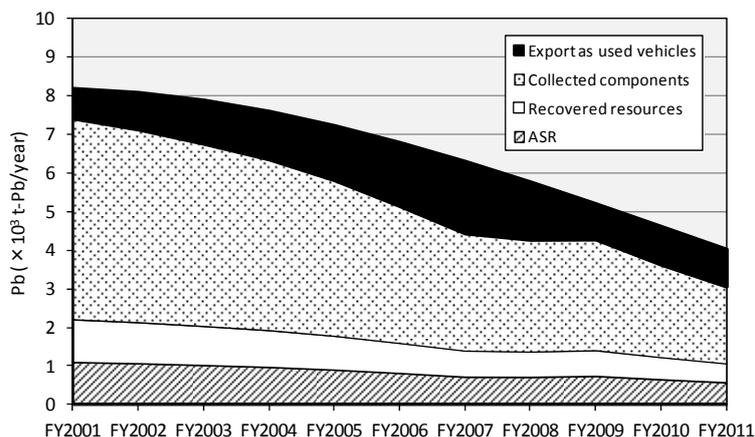


図 11 2001－2011 年度の ELV 中の Pb の移行推移（最小ケース）

※鉛蓄電池由来は除く

図 12 に 2010 年の自動車に由来する Pb フローを示した。国内保有車の 1 台あたり Pb 含有量 590－890 g/台に対し、ELV 中の含有量は 1,200－1,500 g/台と高いことが明らかになった。ASR 中の Pb 濃度について、過去～将来の経年変化は図 13 に示したとおり、2010 年の ASR 中の Pb 濃度は 1,000 ppm 前後と推定され、既報による分析値^{1, 11)}と

比較しても精度よく推定できた。1996年と比べ14-23%削減しているものの、2020年においても240-420 ppmのPbがASR中に残存することが明らかとなり、一層の低減のためにはELV処理段階での部品回収など対策が示唆される。

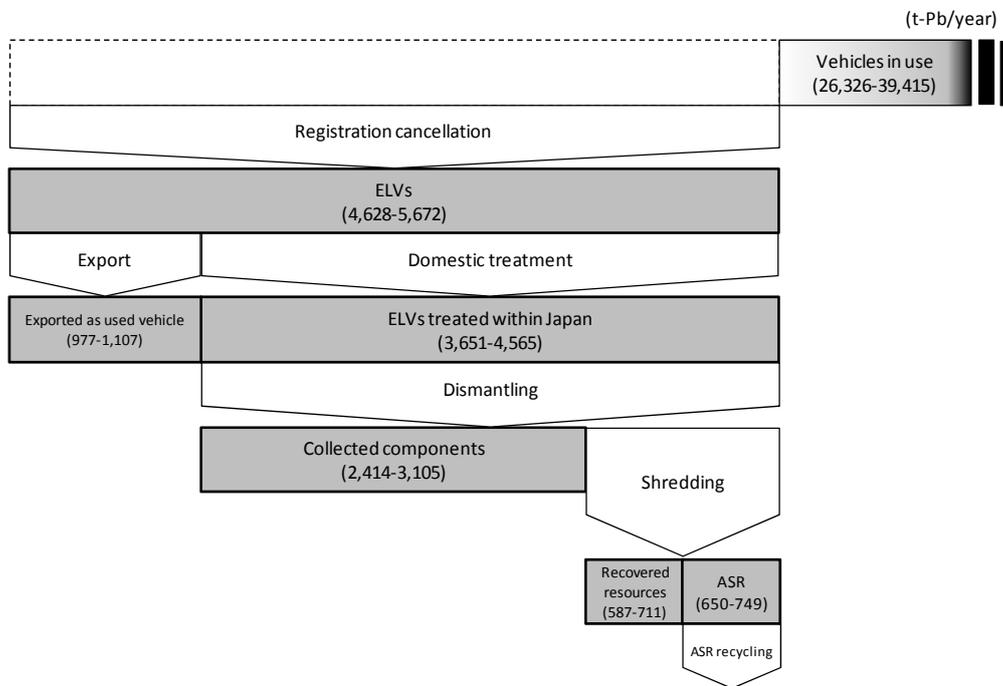


図12 2010年の自動車に由来するPbフロー推定結果

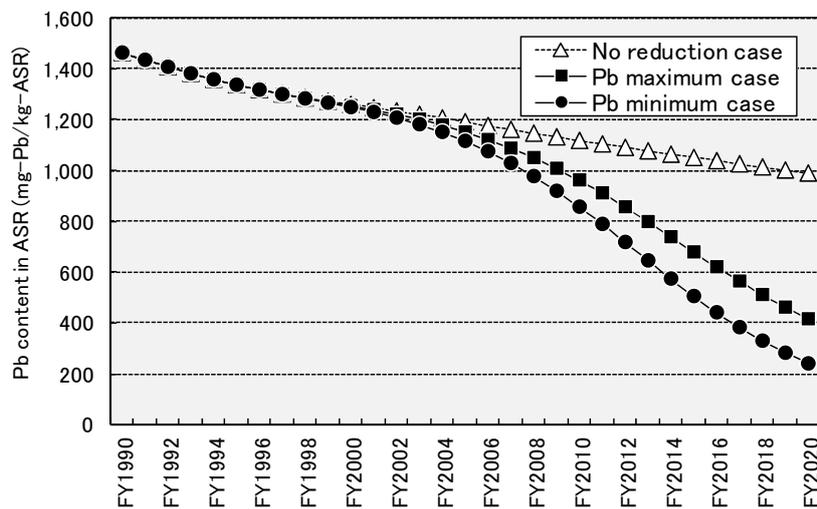
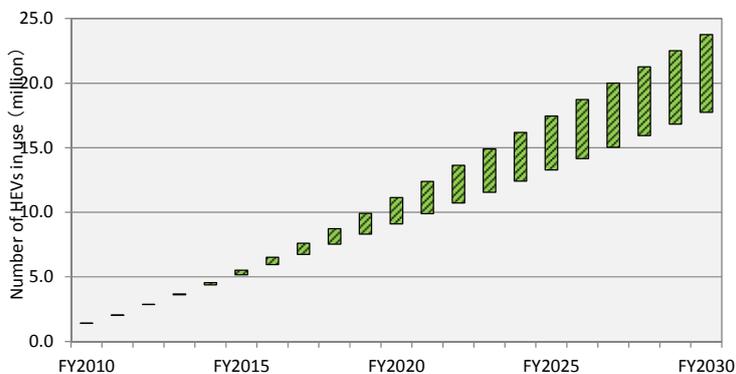


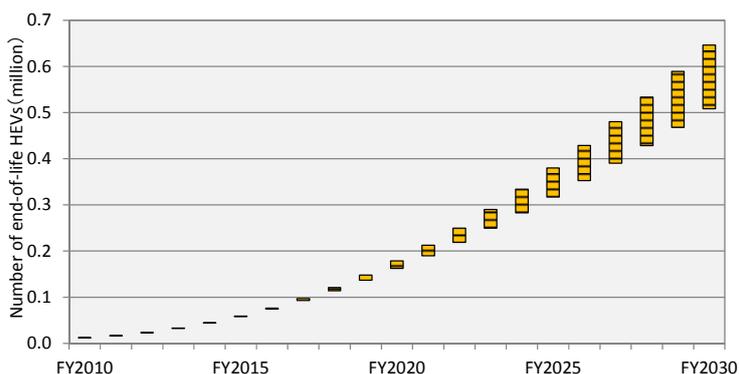
図13 ASR中Pb含有濃度経年変化の推定結果

6.3.3. 次世代車特有部品のレアアース類フロー推定

HEV 廃棄台数は図 14 に示した通り、2010 年には 1.1 万台/年だったが 2030 年には 51–65 万台/年まで増加すると推定された。また、2030 年の HEV の国内保有台数は 1,800–2,400 万台と推定された。



(a) 国内 HEV 使用台数



(b) HEV 廃棄台数

図 14 HEV 国内使用台数および廃棄台数推定結果

HT 中の磁石用途の REEs 需要と回収ポテンシャル推定結果を図 15 に示した。2030 年には 620 ton/yr の需要量に対し、廃棄 HEV 中 HT からの回収ポテンシャルは 220 ton/yr と推定された。NiMH 電池については図 16 に示したとおり、2030 年には 3,200 ton/yr の需要、2,900 ton/yr の回収ポテンシャルとなった。すなわち、HT、NiMH 電池それぞれ需要量に対して 35.4%、92.1%に相当する REEs が使用済み部品中に含まれていることが明らかになった。なお、REEs 使用量削減策が検討されている昨今の情勢を鑑みれば、将来の需要量は本推定値を下回ることも考えられる。また、図 17 に示したとおり、NiMH バッテリーは使用済み HEV よりも使用中の HEV のメンテナンス交換による排出が多く、メンテナンス過程からの廃棄も重要な排出源であることが示唆された。

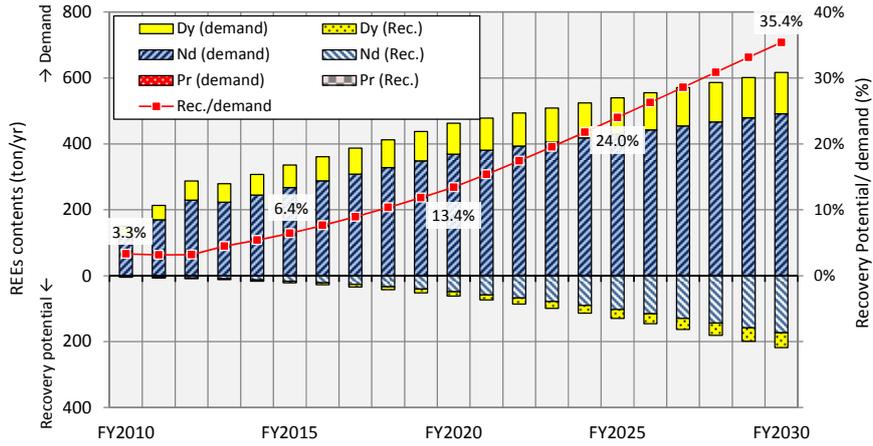


図 15 ハイブリッドトランスミッション由来の REEs 需要と回収ポテンシャル推定結果

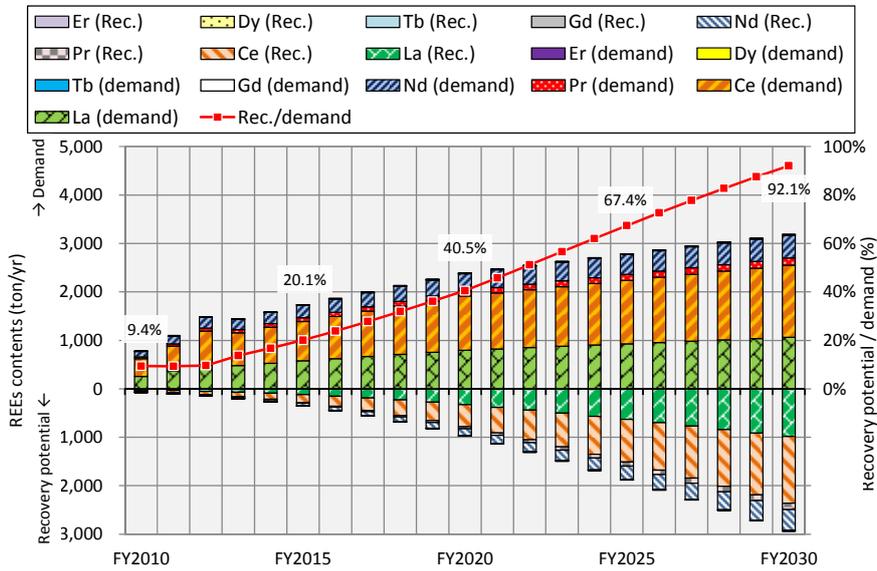


図 16 NiMH 電池由来の REEs 回収ポテンシャル推定結果

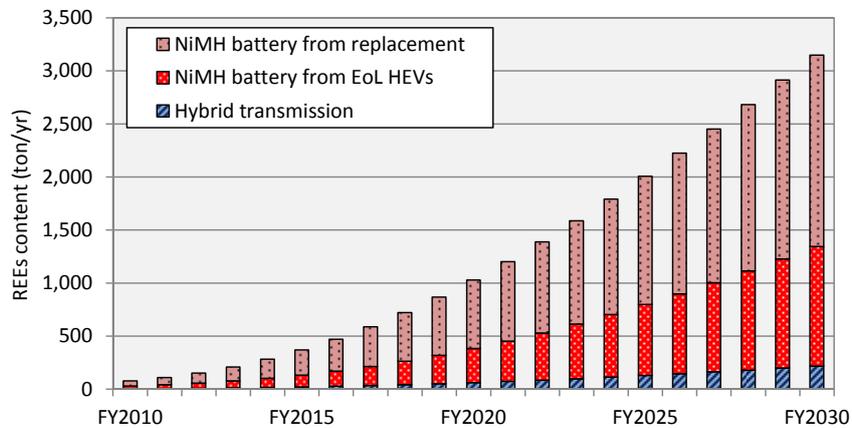


図 17 部品由来別の REEs 回収ポテンシャル推定結果

6.4. 結論

本研究では、解体調査や化学分析結果ならびに既往研究を元にして、ELV1 台当たりの元素含有量の推定と破碎、ASR への移行量推定を行った。さらに、有害物質である Pb や資源性物質である磁石中のレアアース類をケーススタディとしてフロー推定モデルを策定し、将来予測を含む動的フロー解析を実施した。本研究で得られた結論は次のとおりである。

- HEV と普通乗用車の ELV1 台当たりの元素含有量を比較した際に大きな違いが確認された元素は、国家備蓄レアメタルの Co、Ni、レアアースの Y、La、Ce、Pr、Nd、Dy であった。これらの違いは HEV 特有部品である NiMH 電池やハイブリッドトランスミッション中のレアアース磁石に由来することが確認された。
- 元素別の ELV から ASR への移行量についてはレアアース類については HEV の駆動用モーター磁石が、貴金属については、Pd は触媒、電子基板が、Au は電子基板が主に寄与した。このうち、触媒の解体段階での取り外し率は比較的高いことから、取り外し率が低いレアアース磁石や電子基板の取り外し率を高めることが重要と示唆される。また、本解析の取り外し率や破碎工程での回収率の妥当性の検証も重要であり、実態把握が求められる。さらに、解体工程での取り外し後、破碎工程での回収後のフローの把握も必要である。
- 有害物質の代表例として実施した Pb の動的フロー解析から、国内保有車の 1 台当たり Pb 含有量 590–890 g/台に対し、ELV 中の含有量は 1,200–1,500 g/台と高いことが明らかとなった。そして、ASR 中の Pb 含有濃度が低減するまでには時間を要することが推定により示唆された。一層の低減のためには ELV 処理段階での部品回収など対策が考えられ、取り外しの実態把握が重要となる。
- 資源性物質の代表例として実施した次世代車特有部品由来のレアアース類の動的フロー解析から、2030 年には廃棄 HEV 中のハイブリッドトランスミッションからの回収ポテンシャルは 220 ton/yr と推定された。また、NiMH 電池に 2,900 ton/yr の回収ポテンシャルとなった。そして、それぞれの同年の需要量に対して 35.4%、92.1%に相当するレアアース類が使用済部品中に含まれていることが明らかになった。なお、REEs 使用量削減策が検討されている昨今の情勢を鑑みれば、将来の需要量は本推定値を下回ることも考えられる。使用量削減策の効果やリサイクル技術を考慮したより詳細なシナリオ分析、フロー解析が求められる。

このように、ELV1 台当たりの元素含有量の推定と有害物質として Pb、資源性物質としてレアアース類を例とした動的フロー解析を実施することができた。自動車リサイクル法には部品や素材に対しては再資源化率が目標として掲げられている一方、含有物質に対してはこうした有害物質管理および資源性物質の資源循環の実情を評価する指標は整備されていない。一步踏み込んだ自動車リサイクルを推進するためには、リサイクルの質に着目した指標や目標が求められる。例えば、ASR 中の特定の元素濃度を指標としてモニタリングする案が考えられる。事前回収等の効果が把握できる元素であること(ある程度の感度が期待できる元素であること)、排出源をある程度絞ることができる元素であること、他国研究とも比較可能な元素であること、等が指標として望ましい要件と考えられる。あるいは、資源性が高い電子基板や電動パワーステアリング、エアコンコンプレッサーといったレアアース磁石含有部品の解体現場での取り外し状況のヒアリング定期的実施し取り外し率を数値化し指標とすることも考えられる。これにより、解体現場や破碎現場での実態把握とその現状を関係業界間で共有し、効果的な現場策を検討することが期待できる。部品回収(リユース)、資源回収(リサイクル)の実態を把握することもリサイクルの質を考慮する上では重要と言える。

また、従来車と比較して次世代車特有部品が次世代車の資源性を高めていることが本研究により明らかとなった。

次世代車の普及が急速に進む中、次世代車特有部品の循環・リサイクルについても目を向けることが肝要である。自動車リサイクル法の改正で二次電池の事前回収が追加されているところであるが、資源性の観点からはハイブリッドトランスミッション等からの資源回収についても検討を進めることが求められる。

6.5. 本章の参考文献

- 1) 財団法人日本環境衛生センター：使用済自動車再資源化の効率化及び合理化等推進調査(2009)
- 2) 財団法人日本環境衛生センター：平成 25 年度自動車リサイクル連携高度化事業（使用済自動車に含まれる貴金属等の安定的な供給・リサイクルに関する実証事業）業務（2014）
- 3) Yano J., Hirai Y., Okamoto K., Sakai S. Dynamic flow analysis of current and future end-of-life vehicles generation and lead content in automobile shredder residue、*Journal of Material Cycles and Waste Management*, Vol. 16, No. 2, pp. 52-61.
- 4) 岡田彬、岡本賢吾、平井康宏、酒井伸一：自動車に含まれる鉛の削減効果予測、*廃棄物資源循環学会発表会講演集*、Vol. 21 (0)、pp. 90-90 (2010)
- 5) 平井康宏、酒井伸一：使用済み自動車用鉛バッテリーのフロー推定、*廃棄物学会論文誌*、Vol. 17、No. 6、pp. 404-415 (2006)
- 6) 松八重一代、飯塚陽佑、大野肇、平木岳人、三木貴博、中島謙一、長坂徹也：自動車由来鉄鋼スクラップ再資源化における鉄鋼合金元素分配傾向、*鉄と鋼*、Vol. 100、No. 6、pp. 788-793 (2014)
- 7) 株式会社リサイクルワン：平成 19 年度使用済自動車再資源化の効率化及び合理化推進調査 (2008)
- 8) 財団法人 機械システム振興協会：自動車リサイクルに係る最適解体システム等に関する調査研究 (2005)
- 9) 山末英嗣、松八重一代、中島謙一、醍醐市朗、石原慶一：使用済み自動車から得られる鉄スクラップの関与物質総量、*鉄と鋼*、Vol. 100、No. 6、pp. 778-787 (2014)
- 10) 経済産業省：次世代自動車戦略 2010 (2010)
- 11) 日本環境衛生センター：使用済自動車のシュレッダーダスト・廃油等に係る実態調査報告書 (2002)

第7章 研究発表等

誌上発表（査読付き）

- 1) Sakai S., Yoshida H., Hiratsuka J., Vandecasteele C., Kohlmeyer R., Rotter V. S., Passarini F., Santini A., Peeler M., Li J., Oh G. -J., Chi N. K., Bastian L., Moore S., Kajiwara N., Takigami H., Itai T., Takahashi S., Tanabe S., Tomoda K., Hirakawa T., Hirai Y., Asari M., Yano J. (2014) An international comparative study of end-of-life vehicle (ELV) recycling systems. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **16** (1), 1-20.
- 2) Yano J., Hirai Y., Okamoto K., Sakai S. (2014) Dynamic Flow Analysis of Current and Future End-of-life Vehicles Generation and Lead Content in Automobile Shredder Residue, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **16** (1), 52-61.
- 3) Yano J., Muroi T., Sakai S. (2015) Rare earth element recovery potentials from end-of-life hybrid electric vehicle components in 2010-2030. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Online first, DOI 10.1007/s10163-015-0360-4.
- 4) Eguchi A., Isobe T., Ramu K., Tue N. M., Sudaryanto A., Devanathan G., Viet P. H., Tana R. S., Takahashi S., Subramania An. and Tanabe S. (2013) Soil contamination by brominated flame retardants in open waste dumping sites in Asian developing countries. *Chemosphere*, **90**(9), 2365-2371.
- 5) Noguchi T., Itai T., Tue N. M., Agusa T., Ha N. N., Horai S., Trang P. T. K., Viet P. H., Takahashi S. and Tanabe S. (2014) Exposure assessment of lead to workers and children in the battery recycling craft village, Dong Mai, Vietnam. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **16** (1), 46-51.
- 6) Tue N. M., Katsura K., Suzuki G., Tuyen L. H., Takasuga T., Takahashi S., Viet P. H. and Tanabe S. (2014) Dioxin-related compounds in breast milk of women from Vietnamese e-waste recycling sites: Levels, toxic equivalents and relevance of non-dietary exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **106**, 220-225.
- 7) Eguchi A., Nomiya K., Tue N. M., Trang P. T. K., Viet P. H., Takahashi S. and Tanabe S. (2015) Residue profiles of organohalogen compounds in human serum from e-waste recycling sites in North Vietnam: association with thyroid hormone levels. *Environmental Research*, **137**, 440-449.

誌上発表（査読なし）

- 1) 滝上英孝(2014)自動車のリサイクルと化学物質、化学物質と環境、124、8-10.

口頭発表

- 1) Yano J., Watanabe N., Muroi T., Hirai Y., Asari M., Sakai S. (2013) Materials and Components in End-of-life Vehicles Based on Dismantling Survey, The 17th Korea-Japan Joint International Session, 105-107.
- 2) 矢野順也、渡辺永幸、室井隆徳、平井康宏、酒井伸一(2013)蛍光X線分析法を用いた使用済自動車の内装材中の鉛含有濃度、第22回環境化学討論会講演要旨集、196-197、東京、7-8月。
- 3) 室井隆徳、渡辺永幸、矢野順也、酒井伸一(2013)ハイブリッド自動車の廃棄予測と資源性物質の回収ポテンシャル推定、第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集2013、197-198、札幌、11月。

- 4) 渡辺永幸、室井隆徳、矢野順也、酒井伸一(2013)解体調査に基づく使用済自動車の資源性及び有害性に関する考察、第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集2013、195-196、札幌、11月。
- 5) Sakai S., Yano J., Muroi T. Watanabe N. (2013) Dismantling of Conventional and Hybrid Vehicles for End-of-life Vehicle Management, Presented at ISWA2013 World Congress, Vienna, Austria, October.
- 6) Sakai S., Yano J., Muroi T., Watanabe N. (2014) Dynamic Flow Analysis of the Generation and Rare Earth Consumption of End-of-life Hybrid Electric Vehicles in 2008–2030, Proceedings of 3RINCs and SWAPI, Kyoto, Japan, April.
- 7) Dien NT., Hirai Y., Yano J., Sakai S.: DeBDE Demand and Disposal Flow in End-of-life Vehicle Management in Japan, Proceedings of 3RINCs and SWAPI, Kyoto, Japan, April.
- 8) 矢野順也、室井隆徳、酒井伸一(2015)解体調査に基づいた使用済みハイブリッド自動車特有部品のレアアース類の消費量と回収ポテンシャル推定、第10回日本LCA学会研究発表会講演要旨集、72-73、神戸、3月。
- 9) 戸舘侑孝、小瀬知洋、川田邦明、梶原夏子、鈴木 剛、滝上英孝、酒井伸一(2013)使用済み自動車部材および車内ダスト中の難燃剤等の調査(第2報)。第22回環境化学討論会、同要旨集206-207、府中、8月。
- 10) 梶原夏子、滝上英孝、小瀬知洋、鈴木 剛、酒井伸一(2013)使用済み自動車部材および車内ダスト中の難燃剤等の調査(第3報)。第22回環境化学討論会、同要旨集208-209、府中、8月。
- 11) Kajiwara N., Takigami H., Kose T., Suzuki G., Sakai S. (2014) Brominated flame retardants and related substances in the interior materials and cabin dusts of end-of-life vehicles collected in Japan. 34th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants, Madrid, September.
- 12) 江口哲史、野見山桂、Tue N. M.、国末達也、Wu Q.、Viet P.H.、高橋 真、Kannan K.、田辺信介 (2012) ベトナム e-waste リサイクル地域住民における血清中有機ハロゲン化合物・代謝物の残留及び生化学マーカーとの関係解析、第21回環境化学討論会、松山市、7月、講演要旨集、174-175。
- 13) 桂 加奈、Tue N. M.、鈴木 剛、高菅卓三、Viet P. H.、高橋 真、田辺信介 (2012) ベトナム e-waste 処理地域におけるヒト母乳中からの臭素化ダイオキシン類の検出と未知活性物質を含むリスク評価の重要性、第21回環境化学討論会、松山市、7月、講演要旨集、254-255。
- 14) Tue N. M., Suzuki G., Tuyen L. H., Isobe T., Takahashi S., Viet P. H. and Tanabe S. (2012) CALUX-based toxic activities and occurrence of toxic chemicals in indoor dust from informal waste recycling sites in Vietnam. 第21回環境化学討論会、松山市、7月、講演要旨集、308-309。
- 15) 板井啓明、高橋 真、Ha N. N.、阿草哲郎、Asantel K. A.、大塚将成、Subramanian An.、Trang P. T. K.、Viet P. H.、田辺信介 (2012) アジア・アフリカ途上国の e-waste 処理場周辺における重金属類汚染 II—ATSDR 基準を適用した複合毒性リスク評価—、第21回環境化学討論会、松山市、7月、講演要旨集、386-387。
- 16) 大塚将成、板井啓明、Ha N. N.、阿草哲郎、Asante K. A.、Subramanian An.、Trang P. T. K.、Viet P. H.、高橋 真、田辺信介 (2012) アジア・アフリカ途上国の e-waste 処理場周辺における重金属類汚染 I —XAFS による Cu, Zn, Br の化学形態解析—、第21回環境化学討論会、松山市、7月、講演要旨集、500-501。
- 17) 藤森 崇、江口哲史、阿草哲郎、鈴木 剛、Tue N. M.、Viet P. H.、田辺信介、滝上英孝(2013) 使用済み鉛バッテリーリサイクルによる表層土壌の鉛汚染:時間、距離、汚染経路、起源、第22回環境化学討論会、東京、7-8月、講演要旨集、178-179。
- 18) 宇智田奈津代、藤森 崇、阿草哲郎、Tue N. M.、Tuyen L. H.、Viet P. H.、鈴木 剛、高橋 真、田辺信介、滝上英孝 (2013) ベトナムの鉛バッテリーリサイクル地域周辺における米の有害金属汚染、第22回環境化学討論会、

東京, 7-8 月, 講演要旨集, 474-475.

- 19) 桂 加奈、Tue N. M.、Tuyen L. H.、鈴木 剛、高橋 真、Viet P. H.、田辺信介 (2013) ベトナム廃プラスチック処理地域で採取したヒト母乳の *in vitro* 内分泌攪乱活性スクリーニングと乳幼児のリスク評価, 第 22 回環境化学討論会, 東京, 7-8 月, 講演要旨集, 560-561.
- 20) 江口哲史、野見山桂、Tue N. M.、Viet P. H.、Parthasarathy P.、Bulbule K. A.、Subramanian An.、高橋 真、田辺信介 (2013) アジア途上国住民における血清中有機ハロゲン化合物・代謝物の残留特性, 第 22 回環境化学討論会, 東京, 7-8 月, 講演要旨集, 594-595.
- 21) 江口哲史、野見山桂、Tue N. M.、Trang P. T. K.、Viet P. H.、高橋 真、田辺信介 (2013) ベトナムの e-waste リサイクル地域住民における血清中 PCBs, OH-PCBs の残留および甲状腺ホルモン濃度との関係解析, 環境ホルモン学会第 16 回研究発表会, 東京, 12 月, 要旨集, 163.
- 22) Takahashi S., Tue N.M., Tuyen L. H., Katsura K., Suzuki G, Takigami H., Viet P.H., Sakai S. and Tanabe S. (2014) Application of CALUX assays for human exposure assessment monitoring of dioxin-related compounds and other potential contaminants in E-waste recycling and urban sites in northern Vietnam. The First Southeast Asian Workshop on the Integrated Effect and Exposure Analysis, Hanoi, Vietnam, January, Abstract Book 3.
- 23) Tue N. M., Katsura K., Suzuki G., Tuyen L. H., Takasuga T., Takahashi S. *, Viet P. H. and Tanabe S. (2014) CALUX analysis of human milk samples for assessment of exposure to chemicals released from informal recycling of various waste in Vietnam. The First Southeast Asian Workshop on the Integrated Effect and Exposure Analysis, Hanoi, Vietnam, January, Abstract Book 12.
- 24) 藤森 崇、宇智田(野田)奈津代、鈴木 剛、Tue N. M., Viet P. H., 田辺信介、滝上英孝 (2014) ベトナムの使用済み鉛バッテリーリサイクルサイト周辺における鉛化学形態の深度分布, 第 23 回環境化学討論会, 京都, 5 月, 講演要旨集, 100-101.
- 25) 宇智田(野田)奈津代、鈴木 剛、染矢雅之、松神秀徳、Tue N. M.、藤森 崇、Tuyen L. H.、阿草哲郎、Viet P. H.、高橋 真、田辺信介、滝上英孝 (2014) ベトナム北部の E-waste リサイクル施設における有害金属類の環境排出実態調査(第二報), 第 23 回環境化学討論会, 京都, 5 月, 講演要旨集, 102-103.
- 26) 高柳 知佳、Tue N. M.、Thuyen L. H.、鈴木 剛、松神 秀徳、Viet P. H.、酒井伸一、松田 宗明、河野 公栄、高橋 真 (2014) ベトナムの使用済み自動車解体処理地域における化学物質汚染(第一報) 第 23 回環境化学討論会, 京都, 5 月, 講演要旨集, 244-245.
- 27) Takahashi S., Takayanagi H., Kose T., Suzuki G., Sakai S. (2014) PCBs, PBDEs and dioxin-related compounds in floor and house dust from end of life vehicle recycling sites in Northern Vietnam: comparison with electronic waste recycling sites. Proceedings of 34th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutions, 1080.

第8章 知的財産権の取得状況

特に記載すべき事項はない。

第9章 「国民との科学・技術対話」の実施

特に記載すべき事項はない。

使用済み自動車（ELV）の 資源ポテンシャルと環境負荷に関するシステム分析（3K123001）

研究の背景と目的

自動車の世界的普及に伴い全世界の自動車保有台数は2010年には10億台を超えており、使用済み自動車（ELV: End-of-Life Vehicles）は自動車保有台数の4%にあたる約4千万台と推定される。しかしながら、ELVリサイクル制度や技術の現状に関して世界の動向を比較検討することや、ELVが有する資源性や有害性を念頭においたリサイクルの議論はほとんど行われていない。そこで、大きな資源ポテンシャルを有するとみられるELVの事前選別対象物リストやプロセスの提案に繋がる知見を得ること、リサイクル残渣である自動車破碎残渣（ASR: Automobile Shredder Residue）について含有される資源性物質や有害物質を睨んだASR管理や資源回収に資する方法を検討すること、そして自動車リサイクル制度展開に向けた次の一手を提案することをめざした。

研究成果

ELVにおける資源性物質や有害物質の存在・挙動とに焦点を当てた研究や調査を行った。

(1) 使用済み自動車の解体調査と自動車部材やダストの資源性・有害性物質同定

ハイブリッド自動車(HEV)や普通乗用車の解体調査に基づき、ELV1台当たりの元素含有量を比較した。

HEVに多く確認された元素は、国家備蓄レアメタルのCo、Ni、レアアースのY、La、Ce、Pr、Nd、Dyであった。自動車内装材27試料のうち16試料において、部材中の臭素はPBDEsもしくはHBCD製剤に由来することが明らかとなり、鉛はフロアマットやダッシュボード、床材を含む10検体（全体の1.6%）で0.1 wt%以上含有されていた。

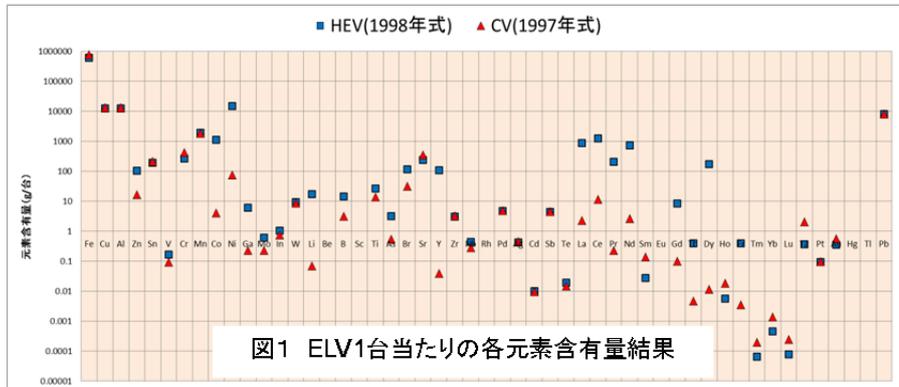


図1 ELV1台当たりの各元素含有量結果

(2) アジアのELVリサイクルにおける有害物質動態

ベトナムのELV解体処理地域から採取した全てのダスト試料からPCBs、PBDEsなどが検出され、PCBs濃度は、既報のベトナムE-waste処理地域のダストと比べ明らかに高い。アジア地域には、これからELVリサイクルが展開する地域も多く、資源循環と環境保全が両立する展開が期待される。

(3) 自動車リサイクルに伴う物質フローモデル策定と金属移動動態の解析

2010年の自動車に由来するPbフローより、国内保有車の1台あたりPb含有量590-890 g/台に対し、ELV中の含有量は1,200-1,500 g/台と高いことが明らかになった。また、2030年には使用済ハイブリッド自動車に由来する磁石に含まれる220 ton/yrのレアアース類（REEs: rare earth elements）が排出されると推定された。この量は同用途でのREEs需要量620 tonsと比較して354.%に相当する量が廃棄される見通しであることから、廃棄段階からの循環利用を図ることが望ましいと言える。

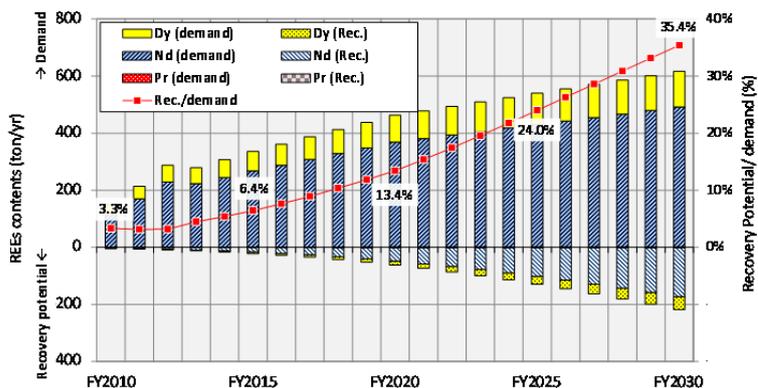


図2 ハイブリッドトランスミッション由来のREEs需要と回収ポテンシャル

ELVリサイクル研究の意義と今後

日本では、自動車リサイクル法によるELV管理システムが構築され、適切な費用負担のもと、高い回収率とリサイクル率が達成されている。これらの背景には車検制度の活用したシステム構築の経緯があり、またリサイクル率達成においては、ASRのサーマルリカバリを含んでいることが一つの要因といえる。日本のELV管理制度を、さらに資源効率の視点から深化させ、必須金属回収に向けた取り組みを推進していくことが望まれる。

Summary

End-of-Life Vehicles (ELV), Their Resource Potential and Environmental System Analysis (3K123001)

Affiliations:

Environment Preservation Research Center, Kyoto University; National Institute for Environmental Studies; Ehime University; Japan Environmental Storage & Safety Corporation

Research Representative:

Shin-ichi Sakai

Background and Purpose

With growth of automobile use, the global automobile ownership exceeded 1 billion in 2010. The number of ELVs is estimated to be 40 million, accounting for ca. 4% of the total number of automobiles. Nevertheless, there are few global comparative studies on systems and technologies for ELV recycling considering the resource potential and hazardous effects of this process. It is very important to study ELVs recycling as they are considered to be a large resource potential. We, therefore, conducted this research focusing on the following three points:

- 1) To obtain a list of recycling targets of ELV components and propose suitable recycling processes.
- 2) To examine ASR (Automobile Shredder Residues) management and resource recovery methods considering useful resources and hazardous substances contained.
- 3) To propose a new/next plan which add improvement to the current ELV recycling scheme.

Results and Discussion

In 2012-2014, we carried out three sub-projects targeting the presence/ behavior of resource materials and hazardous substances in ELVs

(1) Survey on ELVs dismantling and identification of resources/ hazardous substances contained

We examined the element-contents in one ELV unit based on the survey results of dismantling hybrid electric vehicles (HEVs) and ordinary vehicles. Metals were often found more in HEVs than ordinary vehicles following rare metals and rare earth metals: Co, Ni, Y, La, Ce, Pr, Nd, and Dy. It was shown that bromine in 16 out of 27 automotive interior parts were derived from PBDEs/ HBCD. Lead over 0.1 wt% was contained in 10 samples (1.6 % of the total 515 samples) including floor mats, dashboards, and floor covers.

(2) Behavior of hazardous substances generated during ELV recycling in Asia

In Thuyen, Vietnam, ELV dismantling has been mainly processed manually using burners and hammers, and metal scraps were recovered from automobile components after open burning. All dust samples collected from such dismantling areas contained hazardous substances like PCBs and PBDEs. PCB levels in the dust samples were apparently higher than those in the dust samples collected from other E-waste disposal sites. Many Asian regions will be involved in ELV recycling in the future. It is expected that both material cycles and environment preservation be reconciled.

(3) Modelling dynamic material flow and metal behaviors during vehicle recycling

Dynamic material flow modelling was conducted for rare earth metals that will be inevitably required as special components in next-generation vehicles. Based on the research result, recovery rate of rare earth metals from hybrid transmissions in waste HEVs was estimated to be 220 ton/yr and 2,900 ton/yr from NiMH batteries in 2030. It was estimated that 35.4% and 92.1% of total rare earths demanded in 2030 would be contained in the used hybrid transmission and NiMH batteries, respectively. This means that recycling of them should be taken into account from the beginning of end-of-life stage.

Meaning of ELV recycling and its future

Japan succeeded in establishing the appropriate ELV management system in accordance with the ELV recycling law. With proper cost-bearing system by consumers, we have achieved a high recovering rate and high recycling rate of ELVs. This success partly owes to our automobile inspection system. It is required to further develop this ELV management system and to promote approaches for recovery of essential metals.