



**Osaka University
Forum on China**

Discussion
Papers
in
Contemporary
China
Studies

No.2011-7

中国の重金属汚染土壌の現状と今後の対策に向けて

日本の歴史的射程から得られた教訓と
最新の技術開発の展望を踏まえて

姉崎正治 三好恵真子

中国の重金属汚染土壌の現状と今後の対策に向けて*

日本の歴史的射程から得られた教訓と
最新の技術開発の展望を踏まえて

2011年4月15日

姉崎正治[†] 三好恵真子[‡]

* 本稿は2010年8月に中国江西省贛州で開催された第4回「現代中国と東アジアの国際環境」国際シンポジウムでの提出論文を改訂したものである。

[†] 大阪大学大学院・人間科学研究科・博士後期課程（元住友金属工業・総合技術研究所研究主幹，工学博士；鉄鋼製錬・副産物利用）

[‡] 大阪大学大学院人間科学研究科（emako@hus.osaka-u.ac.jp）

はじめに

土壌は人間にとって重要な資源であるにもかかわらず、金属などの地下資源の利用を開始した古代文明以降、鉱山開発に始まった環境破壊と汚染の問題は多様化、拡大化の路線をたどり、現在まで引き継がれている。

特に、土壌の汚染の実態は産業の発展とともに複合化してきたが、今日発展途上国を中心に、成長速度と経済規模とが増大するに従って、土壌汚染の状況は深刻さを増してきている。日本は、明治維新以来幾多の鉱害(または産業公害)を経験し、その対応も行ってきたものの、土壌汚染は完全には修復されてはならず、未だに潜在化したり、新たな汚染をも生み出している。一方、本稿で研究対象とする中国は、21世紀に入って急激な高度経済成長を実現しており、並行して各種の環境問題も発生してきている。ただし、その規模と広がり、被害の深刻さは日本の体験をはるかに超える勢いを呈しているといえよう。

これら土壌汚染の形態を大別すると、鉱山業(鉱業と製錬業)による場合と、化学工業等から発生する場合があげられる。日本の場合、前者は概して鉱山周辺と河川下流域(鉱山型)に集中し、後者は市街地にある中小企業や臨界工業地帯(都会型)で発生している。前者は重金属汚染が主体であるが、後者には金属元素起因と化学物質起因とがある。この他に、農耕地帯では農薬汚染に加えて、河川、湖沼からの農業用水や底泥利用による汚染がある。

本稿では、日中両国で共通する土壌汚染が主に重金属に関係していることから、重金属汚染に焦点を当てた論考としてまとめている。一般的に、環境汚染の中でも土壌汚染は直接肉眼で判断するのが困難なことから、その影響は生態系や人間に具体的な被害が生じてはじめて問題視される場合が多い。そのため、その過程における人為的もしくは政治的背景、自然状況の変化等による外乱や、被害者の加齢に伴う変容、生活習慣等の変化で病像が複雑に変様し、公害事件としての因果関係の確定をより困難にしてきた。公害問題の発生から、ことごとく事後処理的に対応してきた日本では、水俣病やイタイイタイ病等被害者の訴訟や救済に半世紀以上の長期間を要し、また結果として汚染対策も遅れることとなった。このような経緯の中で貴重な教訓を積むこととなり、未来世代を俯瞰した今日の環境保全の前提である「予防原則」が注目される原動力の一つになっていると考えられる。

一方で、汚染土壌の浄化対策には、土壌、地盤の状態と汚染物質の存在形態を把握した上で実施するのが基本とされている。今日まで汚染土壌の復元や浄化技術は急速に進歩し、低コストで環境負荷の低い方法も開発されてきたが、2010年に制定された『改正土壌汚染対策法』に謳われているように、今後は低コスト化と確実性が一層要求されることとなり、概して原位置浄化システムの開発が急がれている。したがって、持続可能な社会システムの構築に向けて、鉱山開発やそれに付随する

汚染土壌の処理技術についても、環境保全に適合するあり方が問われているといえよう。

そこで本稿では、日本の土壌汚染の歴史的経緯と中国の土壌汚染の実態とを比較し、その汚染土壌の復元、浄化を図るといふ共通目的のもとに、日本で蓄積された経験と現在研究開発されつつある新規の技術を結びつけながら、持続可能な土壌回復の方策について論じることとしたい。

．日本の重金属土壌汚染の発生経緯とその復元事業にみる教訓

日本では、明治維新後の富国強兵、殖産興業政策を国策として、幾度もの戦争遂行の中で、軍需機材や外貨獲得のために鉱山開発、金属製錬が奨励されてきた。この流れは戦後の朝鮮動乱時の特需に受け継がれていった。しかしながら、開発と生産優先という国家政策と、戦時下という特殊事情によって、環境汚染と健康被害救済への運動は抑圧されたため、19世紀末期から20世紀初頭にかけて、既に鉱害（鉱毒水、煤煙等の被害）は顕在化し、社会問題化していたものの、被害者救済や鉱害抑制として実を結ぶことはなかった（畑 1997）。

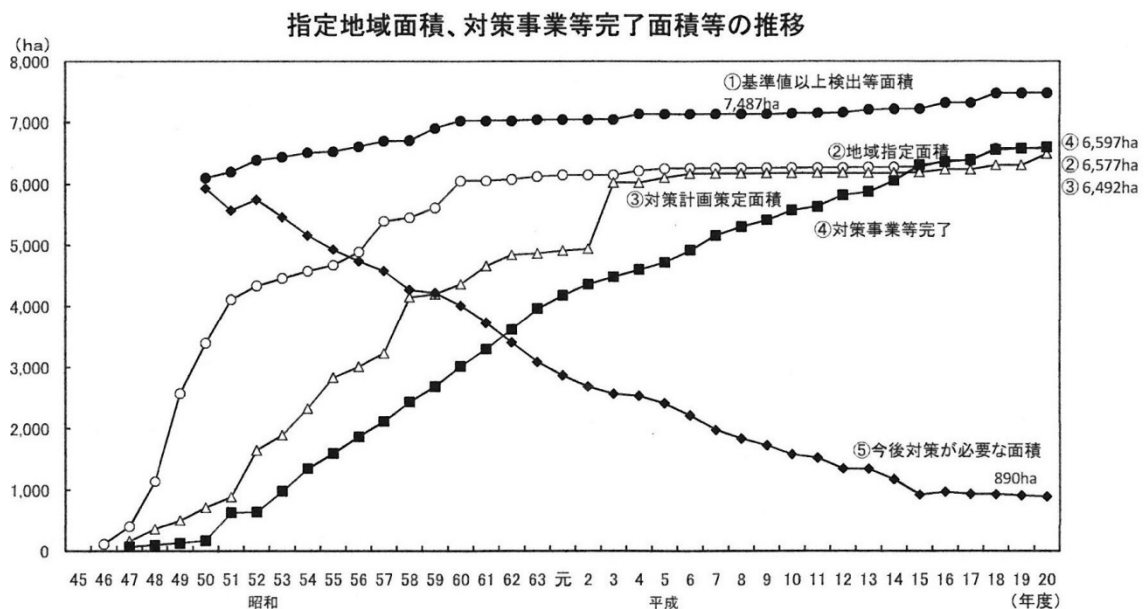
日本で土壌汚染が重大な環境汚染問題として再び顕在化したのは、1955年前後から1973年頃にかけての高度経済成長の時期である。特に鉱山型汚染の典型的な例として、足尾銅山の鉱毒問題があり、創業時から降雨増水時や鉱泥ダムの決壊などの洪水で、流出した鉱毒水（銅 Cu を含む酸性汚泥水）による農用地汚染、ひいては農作物被害が多発した。また戦前戦後を通じて、富山県神通川流域住民に発生していたイタイイタイ病の原因が1961年カドミウム（Cd）であると判明したこと、宮崎県や島根県で発生していた慢性砒素（As）中毒等があった事などを受けて、1970年に『農用地土壌汚染防止法』が制定された。これは土壌汚染に対する法律としては画期的なものであったが、農用地に限定されたことと、対象重金属が銅、カドミウム、砒素の3元素¹であったことなど不十分なものであったことは指摘せざるを得ない。当時の全国調査の結果、基準値を超えた農用地は134地区約7500haとなり、この内指定改良区は約6000haにおよんだ（畑 2003）。その復元事業は1972年に始まり、2008年度末でようやく約88%完了することとなったが（図1；環境省 2010）、この間、1971年（昭和46年）からの25年間に事業費847億円を投資し、事業者負担は44.5%であった（畑 2003）。これに加えて、明治以降約6000もの鉱山が開発された結果、1960年代になって各地の廃鉱山の坑口や堆積物からの鉱毒水の流出が社会問題となった。このことにより、1973年には『金属鉱業等鉱害対策特別措置法』

¹ これら3元素が特定有害物質であり、同法では、指定基準（玄米中カドミウム1ppm、水田土壌中0.1規定塩酸可溶銅125ppmおよび水田土壌中0.1規定塩酸可溶砒素15ppm）以上の場合、都道府県知事が対策地域を指定（それぞれ単独指定）して、土壌復元事業を実施することになっている（畑 2003：10）。

が制定され、坑内の埋め戻しや廃水処理が国家事業として行われることとなり、いずれの事業も事業者と国家の共同出資を事業原資として実施された。しかし、廃坑から出る浸出水の管理は半永久的な作業になるため、今日も継続課題となっており、低コスト管理技術の開発が進められている（JOGMEC 2006；2008）。

一方、1973年に農林省が調査した結果によれば、重金属に汚染された水田面積は全国の水田の約10%（約30万ha）に上ることが判明した（畑 2003：19）。この場合の土壤復元工事には、主に客土工法（汚染土壌の上に客土を20～30cm上乘せする）が採用されたり（畑 2003：182-188）、その他掘削除去法が一般的であったため、汚染を封じ込めたり、移動させただけの処理が行われ、汚染源を潜在化させる形として残すこととなった。

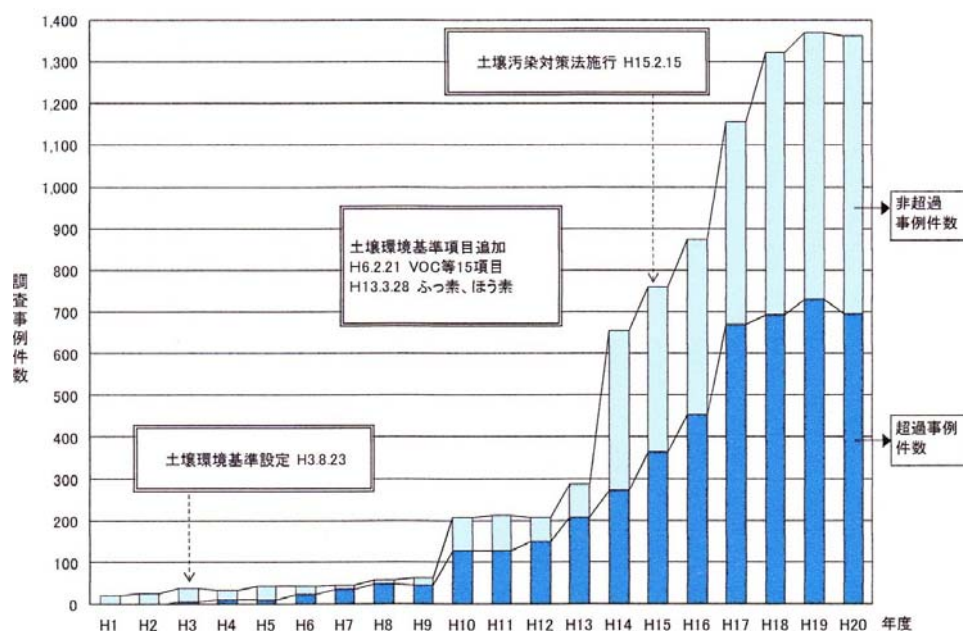
図1 農用地土壤汚染防止法による汚染土壌の指定と対策事業進捗図（環境省報道発表資料 2010）



加えて、高度経済成長期に噴出した新たな環境問題と公害事件が、工業地帯や市街地の重化学工業が関与する金属汚染であり、代表的な例が1956年に公式に確認された「水俣病（有機水銀中毒）」と1963年新潟市で確認された「新潟水俣病」である。いずれも1971年には公害病として認定された。また1977年東京都の日本化学工業の鉍泥埋立地では六価クロム（ Cr^{6+} ）の地下水汚染事故があり、これをきっかけにクロム汚染の問題は全国のメッキ工場や皮革業にも広がった。1980年代からは有機化合物によるハイテク汚染が拡散していった。このような中で、鉄鋼業界は重金属を含むダストやスラグ処理の問題解決のために、1970年代以降鉄鋼連盟を中心として対策に取り組んできた。その結果、2009年時点では鉄鋼、非鉄を合わせて98%以上の副産物が有効に資源化されるに至り、同時に、ステンレス製錬で発生するスラグやダストのクロム問題も解決してきている（日本鉄鋼連盟 2005；2007）。

以上のように、日本では高度経済成長期を過ぎて約 30 年を経て、ようやく深刻な土壤汚染問題は姿を消したかのように見えた。しかしながら、20 世紀末に至り、都市部の再開発や土地取引を契機に、旧工場跡地や汚泥埋め立て地に潜在していた土壤汚染が再び顕在化し、2003 年（平成 13 年）2 月に汚染土壤の処置に関する新たな法律『土壤汚染対策法』が施行される契機となった。図 2 に示すように、この施行の前後から土壤調査が頻繁に行われるようになり、届け出件数が年々増加し、年間 1300 件を越す状況となった。また、そのうち、環境基準に対する超過事例は平成 12 年（2000 年）頃から急増し、土壤汚染対策法施行後から平成 20 年（2008 年）までの累積超過件数は 4706 件になった（環境省水・大気局 2010）。この中の約 67% が重金属類（第 2 種特定汚染物質）、約 20% が揮発性有機化合物類（第 1 種特定汚染物質：VOC）起因であった。農薬類（第 3 種特定物質）事例は 18 件と少なく、いくつかの汚染源による複合型が 587 件（12.5%）と、かなり高い割合を占めていた（表 1：環境省水・大気局 2010）。これらの傾向が示していることは、土壤汚染の問題が依然として解決しておらず、有機化学物質や油脂等の新たな汚染源やそれらの複合型を含めて、ますます増加する傾向にあることを示唆している。中でも重金属汚染の超過事例件数が 2000 年（平成 12 年）以降急増していることは、過去の汚染源が潜在的に存在していることを物語っている。また、この潜在性が現在の“ブラウンフィールド”²問題となって有効活用されない土地にもなっている（矢野経済研究所 2008：1 - 11）。

図 2 土壤汚染判明件数推移とその内容分析結果(環境省水・大気環境局 2010)。



² 有害物質、汚染物質、汚濁物質の存在または潜在的な存在によって、発展、再開発または再利用が困難になっている不動産（黒坂 2011：189）で、一般的には浄化費用が高価で利用出来ず“塩漬けになっている汚染地”（佐藤 2011：42）をいう。

表 1 年度別の超過事例件数内訳（環境省水・大気環境局 2010）

年度	超過事例	(件数)			
		VOC (第一種) 超過	重金属等 (第二種) 超過	農薬等 (第三種) 超過	複合汚染
H3	8	-	8	-	-
H4	11	-	11	-	-
H5	13	-	13	-	-
H6	25	8	13	-	4
H7	37	16	19	-	2
H8	50	18	28	-	4
H9	48	13	29	-	6
H10	130	76	47	-	7
H11	130	67	51	-	12
H12	151	55	72	1	23
H13	210	42	124	2	42
H14	274	56	177	2	39
H15	366	56	257	2	51
H16	456	78	298	1	79
H17	672	125	450	6	91
H18	695	127	489	1	78
H19	733	111	546	1	75
H20	697	105	516	2	74
累計	4,706	953	3,148	18	587

注) 超過事例は、土壤汚染対策法の指定基準又は土壤環境基準を超過した事例の数である。

表 2 に 2003 年に施行された『土壤汚染対策法』に規定された特定有害物質のうち、重金属類（第 2 種特定有害物質）の環境基準を示した。現在、中国には土壤汚染に関する環境基準が整備されていないので、同表には、比較のため中国の水質汚染防除法に規定されている重金属関連の基準値を併記した（大和田 2006）。日本の場合、重金属に関しては汚染土壌中の含有量と、その溶出性の両面から規定しているところが特徴である。中国の場合、汚染物質の排出者側の排出濃度の規定にとどまっている。中国における土壤汚染の現状を捉える時、土壤汚染防止に関する実効性のある法整備が早急に望まれる（熊 2008：149-167；畑 2011：210-228）。

表 2 日本の土壤汚染対策法の重金属類（第 2 種特別汚染物質）の環境基準と中国の重金属に関連する基準類（筆者作）

日本の土壤汚染対策法			中国の水質汚染防除法(mg/L)		
第 2 種特別有害物	溶出基準 (mg/L)	含有量基準 (mg/m ³)(注 1)	指定元素	地表水環境基準(注 2)	污水総合排出基準(注 3)
Cdとその化合物	0.01 以下	150 以下	Cd	0.005	総 Cd 0.1
六価クロム Cr ⁶⁺	0.05 以下	250 以下	Cr ⁶⁺	0.05	0.5
シアン化合物	不検出	遊離シアンとして 50 以下	シアン化合物	0.05~0.2	
Hgとその化合物	0.0005 以下	15 以下	Hg	0.00005~0.0001	総 Hg 0.05
アルキル Hg	不検出		アルキル Hg		不検出
Seとその化合物	0.01 以下	150 以下	Se	0.01	
Pbとその化合物	0.01 以下	150 以下	Pb	0.01~0.05	総 Pb 1.0
Asとその化合物	0.01 以下	150 以下	As	0.005	総 As 0.5
Fとその化合物	0.8 以下	400 以下			
Bとその化合物	1 以下	400 以下			
			Zn	2	
			Ni		総 Ni 1.0
		(注 1)溶出試験: 環境庁告示 46 号試験法		(注 2)II、III類の範囲 生活飲用地表水源地 第 1 級及び第 2 級保護区	(注 3)第 I 類汚染物質の最大許容排出濃度

このような日本の土壌汚染の実態を踏まえ、その処理技術も劇的な進歩を遂げてきた。この点については第 4 章で中国における土壌汚染の実態を把握した上で、第 5 章で各種の汚染対策技術の中から、注目すべき革新的な技術について具体的に論考することとしたい。

1. 中国の土壌汚染の現状とその特徴

中国の環境破壊の原因は、歴史的に長期にわたる経済発展の維持、特に 20 世紀後半からの急速な経済発展によって大気汚染、水汚染および膨大な固体廃棄物の投棄を併発したことから、加えて人口の増加と貧困の拡大がそれまで維持してきた都市、農村、森林間の共生関係を崩してしまっただことによるといわれている(定方 2000)。中でも重金属による土壌汚染に関しては、建国以来、政策的に鉱山開発と内陸部の工業化が進められた結果、国土の広い範囲で発生したのが特徴である(田辺 1996: 2865)。さらに、21 世紀に入ってから今日まで続く高度経済成長下においても、個人採掘を除いて約 2400 の非鉄金属鉱山が稼働状態にあるといわれ(日本環境会議 2000: 40 - 51)、それも中小の採掘業者が多数であることや、非鉄金属鉱山以外に多数の石炭、鉄鉱石の鉱山開発が行われており、それらを含めると汚染防止の実施が困難な状況にあり、現実には汚染が加算され続けていると考えられる。

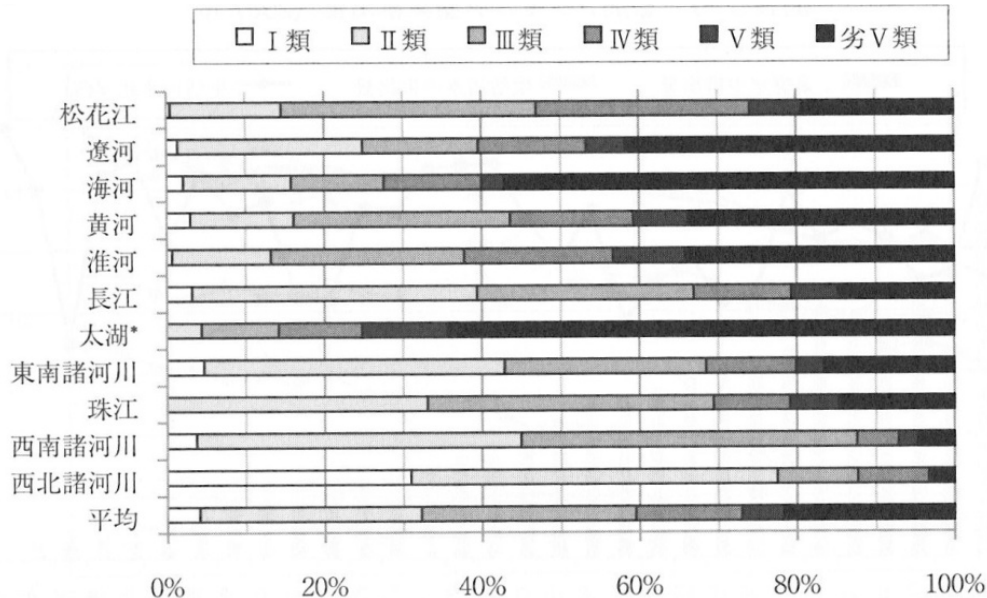
2002 年から 2005 年にかけて、中国国家環境保護総局は珠江デルタ、長江デルタ等の経済発展地区において「典型区域土壌環境質量状況調査研究」を実施し、土壌汚染の進行度合いを評価した。その結果、銅、水銀、ヒ素、カドミウム、ニッケルなどの重金属による汚染が深刻な状況になっていることが判明した(馬 2008: 3 - 18)。時期を同じくして同様な調査が各地で行われ、汚染の実態が明らかになってきた。一方、今世紀に入って環境問題に対する行政への苦情が急増していることや、河川の汚染、健康被害とくに、各地の“癌の村”の存在が報じられるようになった(詳細は後述)(中国環境問題研究会 2004: 150-159)。このような状況を受けて、2005 年以降に発生した重大な金属汚染事故が公表されるに至った(渡辺 2010)。中国ではこのような状況を「環境の嵐」と揶揄されているが、いずれの場合も汚染事故はほとんどが重金属汚染であり、しかも鉱山立地の企業城下町で発生しており、鉱山業と重化学工業の両方が関係する複合汚染の状態にあるといえる。

2008 年 1 月 8 日、国家環境保護総局周生賢局長は、第 1 回「土壌汚染対策会議」において、「中国の土壌汚染はきわめて多様で、以前に排出された汚染物質と現在の汚染物質が混在し、重金属汚染は食品安全や国民の健康のため、今後未然防止を中心に解決を図る必要がある」と言及している。さらに、中国の耕作面積の約 20%、2000ha が汚染されており、年間 1200 万トンの食糧が投棄され、200 億元の損失を出している事態を公表した(鄭 2007: 155 - 158; 馬 2008: 3 - 18)。

土壌汚染が深刻な省の一つである湖南省は、河川、湖沼が多く、周りの各省から

水が流入し、長江と珠江に排出される地勢になっている。中でも洞庭湖は同省の水系では大きな存在であるが、重金属の底泥堆積と汚染した農業用水の使用、さらに農用土壌の酸性化が問題になっている（鄧 2008）。河川湖沼の水質汚染の度合いは図 3 に示すように、中国の汚染区分で劣 類の比率がいずれの河川でも高く、特に東北部の河川や太湖の汚染が懸念されている。（中国環境問題研究会 2009：346）。

図 3 中国の主要河川の水質汚染の実態（中国環境問題研究会 2009）



注：I類：水源または国家自然保護地域、II類：生活飲用水1級保護地域、III類：生活飲用水2級保護地域、IV類：工業用水、V類：農業用水などに適用される水源。劣V類はいずれの社会経済的機能も満たすことができない水源。なお太湖は長江流域の一部として掲載。

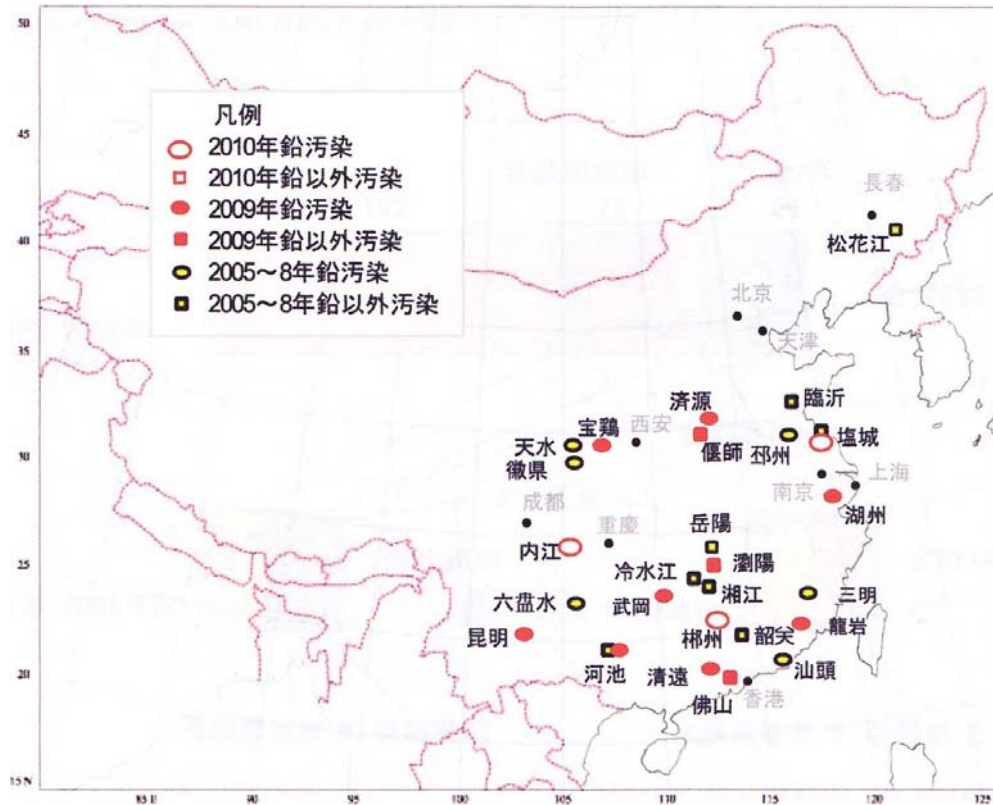
馬（2008：19 - 43）によれば、広東省北部韶関地区の大宝山鉍山（鉄鉍石のほか銅、亜鉛、鉛など多金属硫化物鉍山、1958年に創業し66年から本格採掘）からの廃水や汚泥の垂れ流しによる汚染によって、河川周辺の水界生態系が全滅した他、涼橋村や上埧村では1984年頃から癌死亡者が急増し、1997年から2004年にかけてピークに達し、前述したように“癌の村”といわれるようになった（田倉 2008）。合わせてイタイイタイ病も発生しており、この鉍山の廃水路が珠江デルタに繋がっているため巨大な潜在的汚染源になっている可能性が指摘された。また、熊（2008：81 - 104）の報告によれば、湖南省は非鉄金属資源の豊富な産出地として知られ、中でも最大級の水口鉍山（亜鉛、鉛の鉍山で、1896年から本格的採掘）や株州製錬所から、カドミウム、鉛、水銀、ヒ素、六価クロムの排出量が最も多く、土壌汚染の深刻な省になっている。このような汚染事故の内、実際に公表された事件が図4（渡辺 2010）に示されているが、これが全容を示しているわけではない。

現代の中国における最大の汚染発生源は、鉍山業（製錬業を含む）である。それが汚染原因に繋がる要因は、主としてカットオフグレード³とエコリユックサック⁴

³ 経済的に採掘可能な下限鉍石品位のことで、これ以下の品位では鉍石として処理されず廃棄物となる。

にあるが、加えて、鉱山、鉱床、鉱脈によって成分構成が異なることによる汚染源の多様性にも関わっている。これらの要因は全て廃棄物の量と質（汚染元素）を左右する条件である。（谷口 2008：177 - 180）。

図 4 2005 年以降中国各地で発生した重金属汚染事故の記録（渡辺 2010）



汚染元素は、地球化学的に区分すると、大きくは「親銅元素群」と「親鉄元素群」とになる。したがってそれぞれの群の共存鉱物（元素）は製錬工程で分離されて、回収また廃棄される。主な共存元素には、親銅群では銅以外に、銀、亜鉛、カドミウム、水銀、ガリウム、インジウム、テリウム、鉛、ビスマス、アンチモン、ヒ素、テルル、セリウム、硫黄等が、また、親鉄群には鉄以外に、コバルト、ニッケル、イリジウム、白金、金、錫、タングステン、炭素等が含まれる（坂ら 208:122 - 123）。鉱山では、主目的元素の富鉱を精選していく過程で廃鉱石が発生し、さらに精鉱にする段階で尾鉱が発生する。精鉱の段階で高付加価値の共存元素の評価を含めてカットオフ限界が決まり、それ以下の品位の鉱石は山元に残留することになる。この結果、廃鉱石や尾鉱の堆積場からの浸出水、廃坑からの浸出水、豪雨、洪水等による廃鉱石や尾鉱堆積場の崩壊やダムの決壊等でそれらが大量に流出するという主として三つの問題が発生する。いずれも微量の共存元素が汚染を拡大することとなるし、ダムの決壊や洪水の場合には大量汚染に至るのでその保全は容易ではな

4 抽出される対象元素の量に対する廃棄鉱物の全量で、同一元素でも地質的条件や技術によって異なる。銅の場合は約 300 倍の廃棄物が発生するといわれている。

い。地球化学的にみて金属鉱石には硫化物が多く、微量の鉄分が含まれることが多いので、好気条件下では鉱廃水は強度の酸性水になる。これが鉱毒水の原因であり、採掘中は当然、休廃鉱山になってもその管理は必要である(有馬ら 1980:291-316)。近年気候変動による自然災害が急増しており、鉱山の安全確保はますます重要になってきている。

このような背景を乗り越えつつ、現在、国際資本系の鉱山会社は“持続可能な鉱山業”の実現を目指して取り組んでいる最中にある(栗田 2005)。一方中国においては、2009年1月施行の『循環経済促進法』の中で、鉱山利用に対し採鉱許可申請時の要件として、“持続可能な鉱山業”に相当するいくつかの項目の目標値の提出とその遵守が義務付けられている。具体的な目標値項目とし鉄道施設率、貧鉱採掘率、洗鉱回収率、鉱山水循環使用率、跡地復元率があり、付加的項目として選鉱屑などによる生態系の破壊防止が求められている(中国環境問題研究会 2009:271-281)。

中国における現在の鉱業や製錬業を含む工業排水中の有害物質(鉛 Pb、砒素 As、六価クロム Cr⁶⁺、カドミウム Cd、水銀 Hg)⁵等の重金属類の排出状況は図5のとおりである(中国環境問題研究会 2009:344)。いずれの元素も今世紀に入ってから減少が著しいが、2007年時点でこれらの合計は年間約600トンに達し、その約70%が鉄(黑色金属)、非鉄(有色金属)の鉱業や製錬業から排出されている。

図5 中国の工業排水中の重金属排出量(中国環境問題研究会 2009)

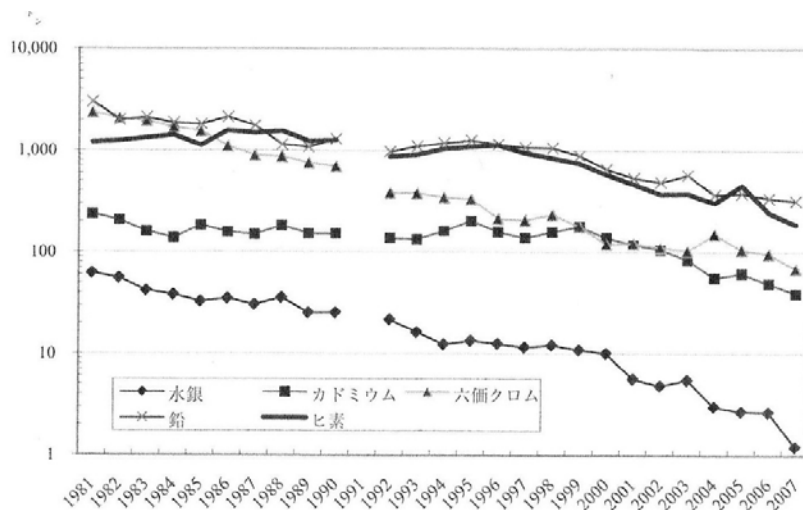
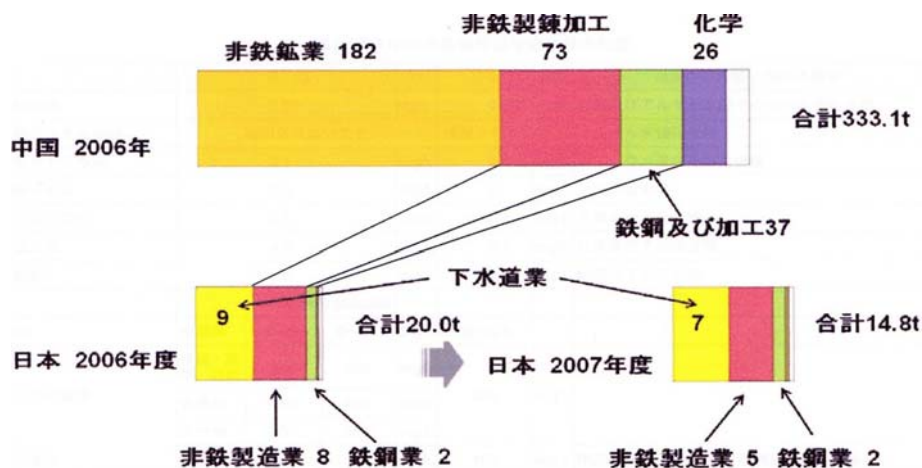


図5において、2006年度を断面に捉えると、各金属の排出量は鉛が約330トン、砒素250トン、六価クロム90トン、カドミウム50トン、水銀23トンである。ここではまず、汚染事故が最も多い鉛について、定量的な分析を試みることにする。統計によれば、2006年度の中国における排水中の鉛の総量は333.1トンであり、その内訳は60%以上が非鉄鉱業起因で、金属関係産業全体では約90%の排出量を占めて

⁵ これら5元素の内、Hg, Cd, Pb, Cr⁶⁺は、EUのRoHS(電気・電子機器に含まれる特定有害物質の使用制限に関するEUによる使用制限指令)の対象金属元素である。

いるのが特徴である(図6)(渡辺 2010)。一方、日本の鉛排出量は年間 20 トン程度であって、その 50% 近くが下水起因になっており、残りの大半が金属関係となっている(図6)。中国の場合、下水起因のデータが計上されていない状況で、全体の量が日本の約 15 倍にあたるので、今後下水起因の量が人口比で計上されるとすれば、鉛の排出量は更に大きなものになる可能性がある。

図 6 中国と日本の排水中の鉛のバランス(渡辺 2010)



次に、水銀に関して、中国の特徴を考察してみる。図5で工業排水中の水銀の排出量は近年数トン以下になっており、一見沈静化しているように見えるが、中国では火力発電やセメント製造での石炭利用率が高いことと、非鉄製錬業等から大気中へ放出される総水銀量は決して少なくないと推定される。1999年時点での人為的な推定放出量は年間約 500 トン前後とされており、これが越境汚染に繋がっていることも考えられている(貴田ら 2008: 167-180; 守富 2008: 193-202)。そしてこの点こそが中国における水銀問題の特徴的かつ重大な課題であるといえる。ちなみに地球全体で一年間に放出される水銀の量は、1995年時点で人為的放出量が約 2000 トン、自然放散分が約 2500 トンと見積もられている(福崎 2008: 181-191)ので、中国の推定放出量の寄与分は非常に大きいと考えられる。一方中国の国内に視点を置くと、古くから水銀の主要産地である貴州省に関しては、疫学的にも過去からの蓄積水銀の影響が懸念されている。2006年の日本の国立水俣病総合研究センターとの共同研究では、鉱山作業者と鉱山から 200km 離れた地点の人の毛髪と尿中水銀分析が行われ、山元では遠隔地の約 100 倍の尿中水銀が測定され、毛髪中でも約 30 倍にもものぼった。一方、山元では坑内作業者より製錬作業者に水銀含有量が多かった(坂本 2006: 95)。また同年には水銀の大気放散源になる炭鉱や発電所の従業員および近隣漁民の疫学的調査と長江流域の水銀調査も行われている(鄧ら 2006: 100-101)。

これらの水銀被害に関する中国での疫学的調査の結果が、2009年6月に貴州省貴陽市で開催された国際学会『第9回国際水銀会議』において報告された。本会議で

は魚介類の摂取と人体（尿、血液、毛髪）の水銀濃度（全水銀、メチル水銀）の関係に関する研究発表が目立ったが、その中で中国貴州省から報告された2件の論文も同様の内容であり、その中の1件では、魚介量の摂取量と体内の水銀量の間には正の関係があることや、漁師の15～19%が国家の基準値を超過していたことが報告された（Jinging Cheng et al.2009:74-75）。また、もう1件では、胎児と乳幼児の調査から、胎児期の低レベルの水銀曝露が乳幼児の発育に微妙な影響を及ぼすことが報告された（Chang-Huai Yan et al.2009:34-37）。

現在、国際的には水銀の製造や使用を制限する方向にあり、国連環境計画（UNEP）では、水銀の排出を国際的に削減するための拘束力のある条約を2013年に制定することを目指して、2010年から具体的作業に入っている（環境省 Webpage 2011）。また2013年に、日本で開催される『第10回国際水銀会議』においても、同様の議論が予定されている（安間 2010）。

以上のように、中国の土壤汚染の全般を重金属汚染の面から俯瞰する時、日本の経験をはるかに越えて、汚染の実態は極めて深刻な状況にあることが推察される。その上、経済の高度成長期には生産が最優先となり環境対策は事後処理的になり易いことから、このような汚染の状況は今後も進行していくものと懸念され、しかもその規模と範囲が拡大途上にあり、従来の知見では解決が困難な状況になる恐れも浮上している。

このような実情にあるため、中国では汚染土壤の修復対策が急がれるところであるが、実態は土壤汚染防止や予防対策等の実効性のある法整備がなされていないのが現状で、汚染工場の強制閉鎖の事例は公表されてはいるものの、大規模な修復事業への外国企業の参入等、ようやく検討が始まった段階とみられる（畑 2011：197-209）。一方、汚染土壤の修復に関しては、先進国では多くの経験が蓄積されており、また現在も技術開発が進められている分野でもあり、次章ではそれらを総括し、中国の汚染土壤の修復への適用の可能性を探ることとする。

．汚染土壤の復元方法と持続可能な重金属浄化および有用金属回収への取り組み

1）過去および現在の汚染土壤に対するエンド・オブ・パイプ型の復元技術

現在の日本における汚染土壤の修復技術を、で議論した環境基準の超過事例（表1）に対して、実施された対策の面から整理して表3に示した（環境省水・大気環境局 2010）。

日本における過去の恒久処理の見方として二つの面から評価しなければならない。一つは1973年の『農用地汚染防止法』施行後の農用地の重金属汚染土壤の復元対策であり、もう一つは、平成3年（2015年）施行の『土壤汚染対策法』以降の場合である。前者に関しては、その対策の経緯を図1に示したが、概して全期間にわた

って、現位置封じ込め法の中でも最も簡便な希釈土法（または客土工法；埋め込み客土法と上乘せ客土法がある）が主に採用された（畑 2001：182-188）。この方法では、汚染源を農用地の下部に埋め込んだだけであり、本質的な恒久対策にはなっていないことはすでに述べたとおりである。

表 3 環境基準超過事例の対策処置の実施内容（環境省水・大気環境局 2010 に加筆）

（件数：複数回答有）

実施された処理内容		超過事例		VOC (第一種) 超過		重金属等 (第二種) 超過		農薬等 (第三種) 超過		複合汚染	
		H20	累計	H20	累計	H20	累計	H20	累計	H20	累計
地下水の水質の測定		33	(517)	6	(214)	23	(201)	0	(5)	4	(97)
土 壌 汚 染 の 除 去	掘削除去	375	(2,824)	39	(399)	290	(2,037)	1	(11)	45	(377)
	原位置浄化	57	(975)	35	(630)	6	(88)	0	(0)	16	(257)
	バイオレメディエーション	4	(77)	4	(49)	0	(4)	0	(0)	0	(24)
	化学的分解	14	(136)	10	(74)	0	(14)	0	(0)	4	(48)
	土壌ガス吸引	7	(250)	4	(194)	0	(4)	0	(0)	3	(52)
	地下水揚水	28	(471)	15	(295)	4	(57)	0	(0)	9	(119)
	その他	4	(41)	2	(18)	2	(9)	0	(0)	0	(14)
封 じ 込 め	鋼矢板工法	4	(56)	2	(6)	2	(32)	0	(1)	0	(17)
	地中壁工法	1	(26)	0	(2)	1	(19)	0	(0)	0	(5)
	その他	3	(39)	1	(3)	2	(29)	0	(0)	0	(7)
遮水工封じ込め		2	(19)	0	(0)	2	(12)	0	(2)	0	(5)
原位置不溶化		0	(69)	0	(2)	0	(55)	0	(1)	0	(11)
不溶化埋め戻し		3	(73)	0	(2)	3	(62)	0	(1)	0	(8)
遮断工封じ込め		0	(31)	0	(2)	0	(23)	0	(0)	0	(6)
土 壌 入 換 え	指定区域内土壌入換え	14	(30)	0	(1)	14	(24)	0	(0)	0	(5)
	指定区域外土壌入換え	28	(94)	4	(17)	23	(60)	0	(0)	1	(17)
盛土		10	(112)	0	(2)	10	(95)	0	(0)	0	(15)
舗 装	コンクリート舗装	26	(160)	1	(6)	20	(126)	0	(1)	5	(27)
	アスファルト舗装	24	(191)	0	(4)	18	(155)	0	(0)	6	(32)
立入禁止		18	(115)	3	(22)	14	(74)	0	(1)	1	(18)
その他		7	(269)	1	(117)	4	(115)	0	(3)	2	(34)
回答事例数		472	(3,673)	66	(755)	351	(2,418)	1	(16)	54	(484)

注1) ()内の数字は、土壌環境基準設定以降、平成20年度末までの累計件数である。

注2) 1つの区域において、複数の措置が行われることがあるため、措置の内容の合計数と回答事例数とは一致しない。

一方、後者に関しては、『土壌環境基準』が定められた平成3年（1991年）以降、特別有害物質の超過事例件数（表1；環境省水・大気環境局2010）に対する対策の内訳（表3；環境省水・大気局2010）でも示されているように、重金属汚染土壌に関しては、約85%（2418件中2037件）が掘削除去であった。この方法は最も効果的で確実であるものの、処理コストが嵩むことと、掘削土壌の処理によって汚染が拡散する恐れがあることが指摘されている。加えて、土壌の移動に伴うエネルギー消費やCO₂を発生させることや、掘削土壌の約70%が最終処分場に埋め立てられており、処分場問題（場所、寿命等）が深刻になりつつある現在、確実に安価な原位置浄化システムの開発が急がれている。そのため、2010年の『改正汚染土壌対策法』では、汚染実態に即した現位置処理法が推奨されており、処理する場所として、in situ（汚染土壌内）処理や on situ（汚染土壌の地上）処理があげられる。処理方法

としても従来の物理的方法に対し、電気化学的方法（新苗ら 2008）や生物化学的方法（バイオ/ファイトレメディエーション bio/phyto-remediation）およびその複合型が研究されている（藤原 2002；藤田ら 2006；吉原 2010）。すでに実用化段階にあるバイオレメディエーションには、土壤中へ標的金属を餌とする微生物を注入するバイオオーギュメンテーション（bio-augmentation）と、その場に生存している有効微生物に養分を注入して活性化させるバイオスティムレーション（bio-stimulation）の二つの方法がある。日本ではこのような生物化学的方法が、カドミウムや六価クロムの重金属汚染土壌の処理対策として一部実用化されている（椎葉 2006；杉山 2009）。

特に、コストの面でも期待されている方法が生物学的処理法であることから、土壌微生物や植生の持っている、自然の浄化機能を活用する土壌汚染浄化や復元の技術開発が進められている（森川ら 2001；藤原 2002；早川ら 2002；王ら 2004；佐々木ら 2009；田村ら 2009）。しかし、平成 20 年までの基準値超過事例対策の中の適用事例累計としては 77 件（2% 強）にとどまっている（表 3）。中でも水銀に関しては、水俣病発覚以来、過去の水銀汚染土壌の浄化処理への関心は高く、持続可能な汚染土壌の浄化技術としてバイオやファイトレメディエーション技術の応用研究が進められているものの（外村 1980；芝生ら 2002：95 - 102；成田ら 2003）、この分野ではいまだ実用化には至っていない。いずれにしても、土壌汚染対策法の趣旨からも、今後の発展が期待される分野である。

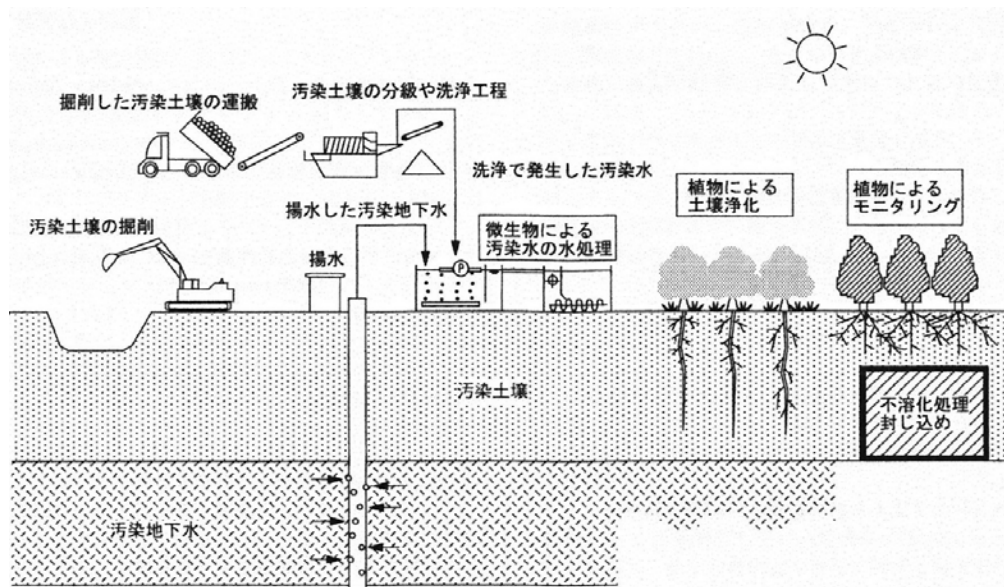
生物学的処理法への関心は中国においても同様の状況にあり、今世紀に入って研究が盛んに行われるようになった。しかしその実施に関しては、日本と同様今後の課題である（鄭 2007：157-158）。一方、アメリカでは 1980 年『スーパーファンド法』の制定後汚染処理対象が急増し、革新的浄化法として生物学的処理法が開発されて広く採用されるようになった（小暮 2000：124 - 127；藤田ら 2001：3 - 8；吉原 2010：238）。しかし、主には有機化学物質の分解浄化が目的であり、重金属対象の事例はまだ少ない。

恒久対策の方法の選定に当たっては、汚染されている場所の広さと汚染濃度によって選択肢が異なる。概して濃度が高く面積が小さい場合には、コスト高でも掘削除去や物理化学的な方法が採用される。一方濃度は低い汚染面積が膨大な場合には、生物化学的方法が有効とみられている。したがって濃度も高く面積も大きい場合には両者の複合型、つまり、高濃度域で物理化学的処理を行い、低濃度域になってから生物化学的方法にするという複合型が考えられている（姉崎 2010b）。その概念図を図 7 に示したが（藤原 2002：124）、選択と組み合わせに関してはその場所の地勢や地下水の状況、地質を考慮して決められる。

なお、現在では従来の物理的方法との経済比較も公表されており、生物学的処理法の経済的優位がほぼ認められている（加藤 1997）。今後は重金属を対象とした技術開発の一層の進展が望まれる。この場合新技術の開発に当たっては、法律によっ

て採用する微生物の土壤中での新たな弊害の発生に関する検証およびリスク管理が求められる（藤田 2001：324-345）し、土地利用の面からは復元に要する時間も問題となる。

図 7 バイオ/ファイトレメディエーションを含む汚染土壌処理の概念図（藤原 2002）



更に、土壌中における汚染物質の動態変化も問われるところであるが、土壌中の金属元素の反応に着目すると、土壌の構成鉱物によっては、土壌中の pH（酸性度）が下がると電離溶解しやすく、特に鉱山の廃水、尾鉱の浸出水は酸化状態にあるので強い酸性液となりほとんどの金属を溶解する。また、電気化学的に荷電して固定化したり、逆に耐酸性微生物を使ってイオン化し抽出除去する方法（バイオリーチング bio-leaching）も利用される。さらに、高 pH にして硫化物や錯イオン化して不溶体化したり吸着固定すること等への展開も考えられている。

土壌中の重金属の中でも、水銀とクロムは特殊な元素である。水銀は化学的に活性であって、水銀耐性菌や紫外線エネルギーによって形態変化し三相間を移動し易く、また、周囲の液体の pH が高い場合にはメチル水銀になり、低 pH 域ではジメチル水銀が安定である（スピーロ 1996：291）。前者は水俣病の原因物質であるし、後者は気化し易く大気中に移動する。このプロセスは土壌中の水銀浄化の原理でもあるが、一方では、大気中において光学的反応で金属水銀に分解し、グローバルな大気汚染の原因にもなる。水銀を安定化する技術として、硫化物にして不溶体化することも研究されている（福田ら 2010）。異色な点として、土壌中で貴金属とアマルガム化しているという新しい事実も発見されており（寺島他 1995）、貴金属の回収へ結びつけて付加価値を生み出す可能性も見出されている。この考えに基づいて、メキシコの旧サカテカス銀鉱山跡の土壌から、アマルガム化した金や銀の回収事業

が立ちあげられている (Ogura et al.2003 : 167-177)。

クロムは高 pH 域では六価クロムが安定であるので、一般的には酸性領域や嫌気性雰囲気の中で還元して、毒性の低い三価クロムとして抽出して除去する方法がとられる。この作業を微生物で行う方法や、植物で捕集する方法も開発されている(エコリサイクル : Webpage; 椎葉 2006)。しかし中国北部地域はアルカリ土壌が主体であることから、六価クロムが安定形と考えられ、地下水の汚染源になる可能性が高い。クロム除去の新しい手法として、クロムをイオン化して泳動現象を利用する電気化学的方法の研究もなされている (新苗 2008)。

中国では、第十一次五カ年計画の期間中に『土壌污染防治法』の整備を完了させるべく作業が進められている (万ら 2008)。一方で、現在大規模な浄化、復元の実績は少なく、2007年北京化学工業第3工場跡地の修復作業が最初の具体例とされている (熊 2008 : 149-167)。したがって中国における土壌汚染の実態の深刻な状況を考慮するなら、浄化修復作業の強化、拡大が急務であると考えられる。日本と異なり汚染地域が河川や湖沼周辺にあり、かつ広範囲に及んでいるので、修復浄化技術の実施に当たっては、これまでの日本の技術が移転できるかどうか即断することはできない。中国の地勢的、土壌学的条件を考慮して、なお一層の工夫と研究の進展が求められる。

基盤となる学術研究の面では、国家環境保護部南京環境科学研究所や中国科学院南京土壌研究所が中心的役割を果たしている他、各省の主要大学でも研究が行われ、中国土壌学会等も機能している (郑 2007 : 159 - 170 ; 畑 2011 : 197-209)。中でも南京土壌研究所が中心となって、国際土壌修復会議 (SoilRem) が企画され、2000年から4年ごとに中国国内で開催されている。2008年の第3回会議 (南京) では、提出論文の傾向が重金属汚染問題から有機汚染物質の修復研究にシフトし、微生物や植物を利用した修復技術の研究が増加している (高木 2008)。2012年には日本で第4回会議の開催が予定されており、今後の発展が期待される。

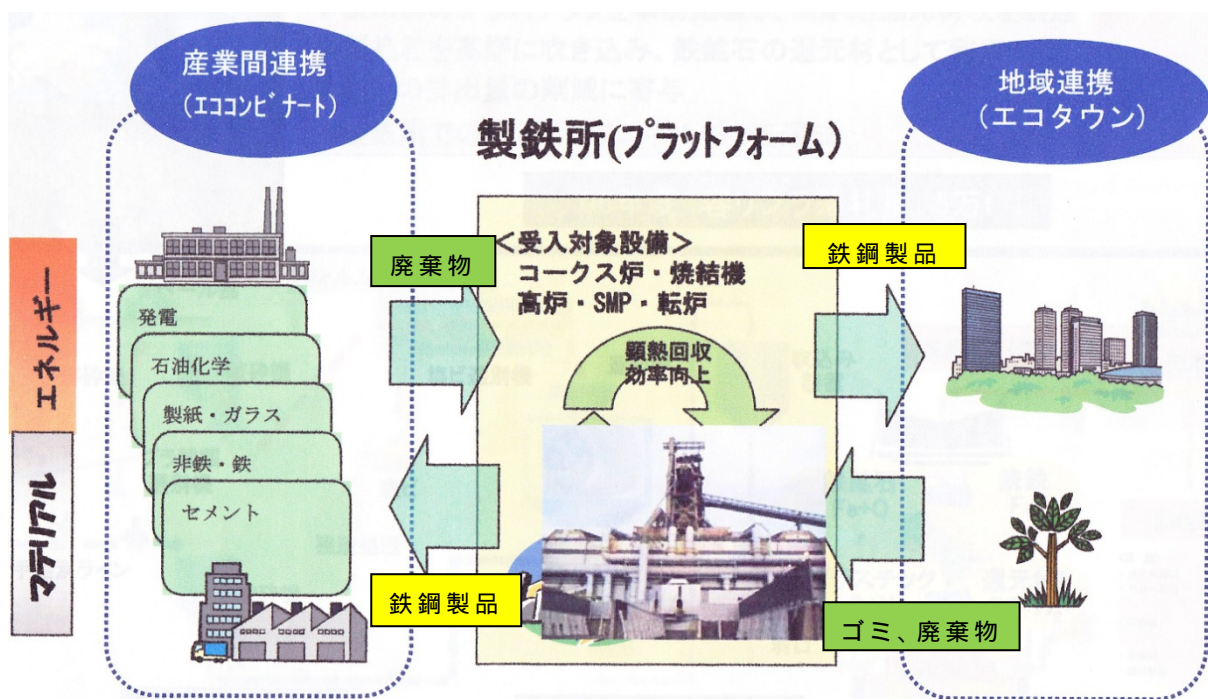
2) 持続的社會に向けての革新的構想の提案

1) で述べた各種の処理技術は、概して過去の汚染に対するエンド・オブ・パイプ型の汚染処理という位置付けになる。しかし、今後金属関連産業にとっての持続可能な方法としては、次の二通りの考えが望まれる。第一の方法は、“インプロセステクノロジー”である (谷口 2005)。これは中西 (1994) の提唱によるものであるが、2004年に日本鉄鋼協会が取り上げ、“ノーベル・プロセッシング・フォーラム”の中の基幹研究対象に位置づけられている。そして第二には“インバースマニュファクチャリング”であり、日本では1996年にフォーラムが創設され、その普及に努めている (増井 2005)。この概念は設計→生産→使用→廃棄の従来型生産システムに加え、回収→分解・選別→再利用→生産という再資源化のための“逆工程”まで含む循環型

社会のための生産システムにすることである。

金属に限定して考えれば、前者は国連の“クリーナー・プロダクション”と同義と考えられており、大型かつ高温処理の装置産業である鉄鋼業が取り上げたところに意義がある。特に異業種間を横断する形で大量の廃棄物を製鉄プロセス内で再利用、再資源化しようとするものである。現在、都市型の一貫製鉄所では鉄鋼プロセスを環境技術の“プラットフォーム”として活用し、新しい社会システムの構築を目指している（図8；日本鉄鋼連盟基本政策WG2007）。廃棄金属資源のみならず、プラスチック屑などがエネルギー源として使用され、最終処分場の延命に対してもその寄与は大きい。ステンレス製錬で発生するクロムを含むスラグやダストもインプロセス化で資源化が実施されている。一方後者は、製品のライフサイクルを想定した廃品、スクラップ問題であり、将来的には循環型生産の中での製品生産工程で、資源・エネルギーを極限までの有効活用することを目指している。業種ごとに逆工程の取り込み状況には開きはあるが、現在大規模に実施されつつあるのは大型家庭電化製品業界と自動車産業においてである。

図8 鉄鋼業をプラットフォームとする循環型社会の構築（日本鉄鋼連盟2007）

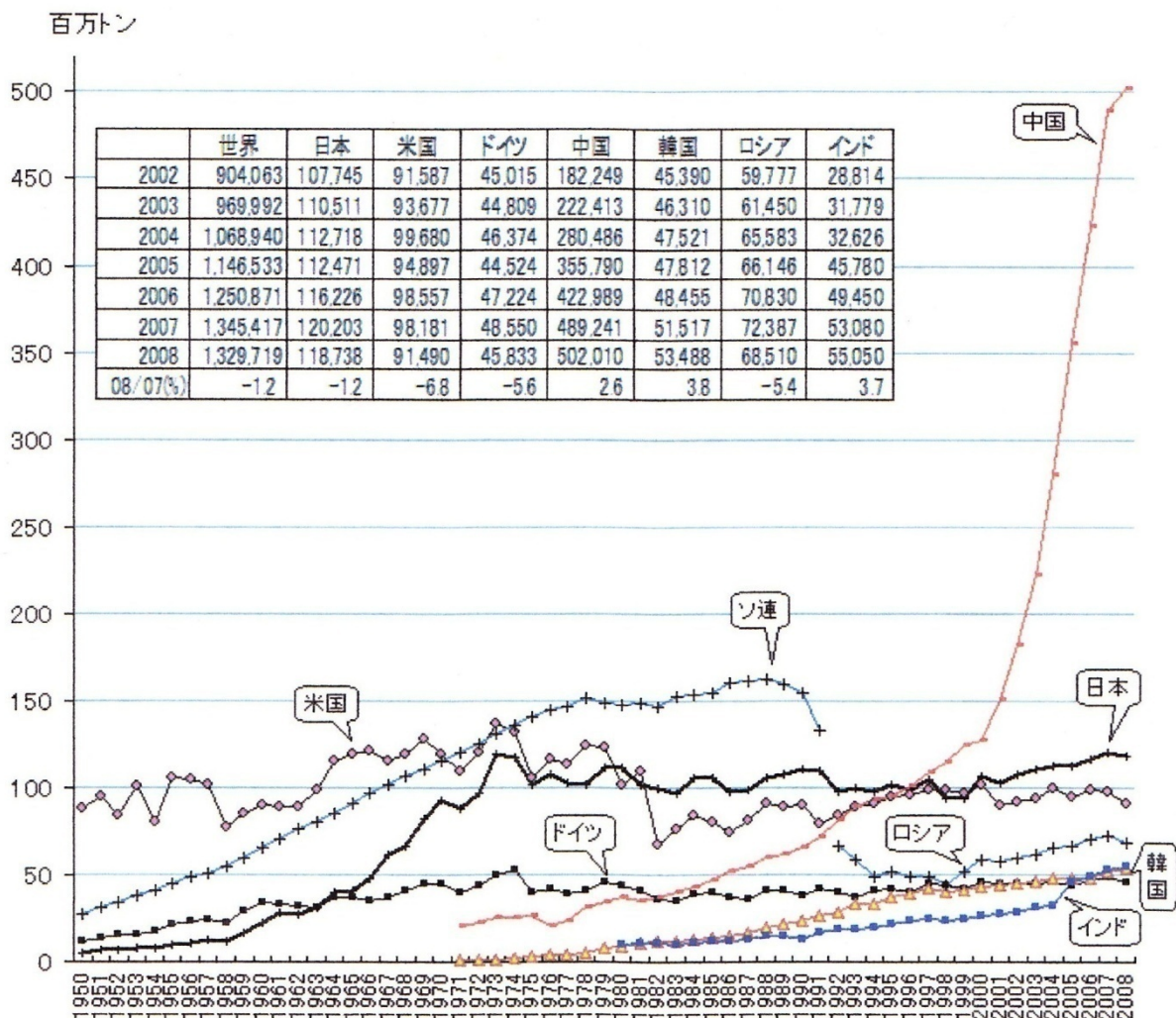


日本の経験を通じて、中国で検討の価値がある一つの方向は”インプロセステクノロジー”の適用であると考えられる。そして実施例として、巨大産業として課題を克服してきた日本鉄鋼業の取り組みが参考になる。その主要なコンセプトが上述した地域社会におけるプラットフォーム化である。これは大型の設備産業でありかつ、大量の高温処理が可能な技術を持ち合わせているという特徴を生かし、廃棄物処理をインプラント化し、大量かつ多様な原材料、エネルギー源の中に周辺社会の廃棄

物を吸収していくというシステムである。筆者等はこの考えを中国の場合の施策の一つとすることを提起したい。それは中国における鉄鋼業が近年世界のトップクラスに成長し、その地勢的位置や規模の大きさから、一方では廃棄物の増大を引き起こすことになっているものの、他方では、廃棄物処理工場つまり、地域社会の再資源化工場になれる可能性を有しているからである。

粗鋼生産量やステンレス生産量は、高度経済成長期の指標として相対化することが出来る。中国においては、両産業とも 21 世紀前後から急成長しており、特に粗鋼の急成長は日本の高度経済成長期（1955 年頃から 1973 年）の粗鋼量の伸びより勾配が大きく、更に粗鋼量そのものも日本の 5 倍を超える見通しであることから、環境への影響や固形廃棄物の量も膨大であることが推察できる（図 9；日本鉄鋼連盟 2009）。

図 9 世界の主要国鉄鋼業の粗鋼生産量推移（日本鉄鋼連盟 2009）



日本の鉄鋼業においては、製鉄所内においても製鉄過程で発生する排出物を副産物（スラグ、ダスト、スラッジ等）として捉え、再資源化開発を推進してきた。問

題はその発生量が圧倒的に多いことと（重量は粗鋼量の約 40%）、含まれる各種金属元素やフッ素（F）等は処理の仕方によっては環境問題になる物質であることから、利用や廃棄に当たって、産官学が共同し組織的に取り組み、多くの経験を蓄積しつつ、さらに法制面でのルール形成を行なったってきたことが鍵となっている。

ステンレス製造に関係する副産物には六価クロム（ Cr^{6+} ）が含まれ、かつ発生量が龐大であることから、一段の工夫が必要である（金子ら 2008）。六価クロムの問題をステンレス鋼の生産量の面から考えてみると、中国の場合、2010 年のステンレス粗鋼生産量は 1125 万トン（MRB 2011-02-05）で世界第 1 位に位置し、しかも国内メーカー上位 3 社（太原、宝鋼、無錫）が国内生産高の約 70% を占めているため、重金属汚染源が地域的に集中しているといえる。中でも山西省の太原不銹鋼有限公司は年間 300 万トンの生産設備を持つ世界のトップ企業であり、この製鉄所で発生するクロムを含有するスラグ等の廃棄物量は年間 20 万トンを超えるものになる（姉崎 2010）。この量を中国の 2007 年度の統計数値にある固形廃棄物量と比較すると、中国全体の年間固形廃棄物量が約 20 億トンであるのに対し、山西省は約 1.5 億トンで、しかもその総合利用率は約 50% であることから、山西省の未利用固形廃棄物量は約 7500 万トンになる（中国環境問題研究会 2009: 337-354）。この数値に対して、太原不銹鋼有限公司のクロム系廃棄物の量はわずかであるものの、周辺土壤がアルカリ性土壤であることも考えられるので、堆積場所によっては六価クロムが溶解し易く、地下水汚染に繋がる懸念がある。したがって、クロム含有副産物の処理に関してはインプラント化を図るのが妥当であると考えられる。その方法によっては持続可能な資源循環型製鉄所の建設になるものと考えられる（姉崎 2010）。

現在の日本の工業生産による廃棄物の最終処分量（未利用固形廃棄物に相当するもの）は年間約 2900 万トン（2007 年度）である。この内金属産業全体の最終処分量は 72 万トン（日本鉄鋼連盟 2007）であるので、山西省のこの数値の置かれている状況がいかに大きいかが推察できる。

次に資源の枯渇問題に対する有効な近未来技術について提案したい。これは未利用の使用済み資源を回収するという視点に立つ考えで、過去あるいは現在進行中の蓄積型の人工廃棄物全てを資源と捉え、“人工鉱山”としてシステムティックに再開発することである。そこから有価金属を回収するという事業、いわば人工鉱山の開発という新しい取り組みとして提案されている（中村 2008）が、これは枯渇性資源の再利用そのものであり、天然資源を温存するという意味で、未来型かつ持続可能型のアプローチといえる。筆者等はこの人工鉱山をさらに広義に解釈し、中村（2008）が提案している各種の廃品（スクラップ）はもとより、製錬後の鉱滓（スラグ）、ゴミ焼却灰や廃棄物処分場をも含む“広義の人工鉱山”と捉えることを考えている。この場合、有用金属の含有量や集積度、技術的難易度によって取り組みは多様である。再利用し易い金属資源としてはまず廃家電や廃車があり、両者とも既に国際的な循

環資源となっている。しかし実態は市場経済の下、処理コストの安い発展途上国に集荷され、循環資源として重要な物流を形成してはいるが、一方では、新たな環境汚染、健康被害を引き起こしている（日本環境会議 2006：63 - 85）。特に中国は“世界のスクラップ工場”とも言われ、その扱い量が大きく、廃家電品の処理では半田や電池の処分等で鉛中毒が多発している（渡辺 2010）。一方廃車処理に関しては、日本においては、すでに鉄スクラップとしての市場が確立しており、シュレッダーダストもエネルギー回収に活用されている。しかし中国においては、自動車解体処理業の近代化はこれからであり、中国での循環型社会を建設していく中で、早急に改善が望まれる点である（吉田 2008：223-253）。

廃家電の中でも廃棄携帯電話や電子機器といった“都市鉱山”からの貴金属回収が昨今特に注目を集めている。それは単体として金属元素の集積度が最も高い対象であることにあるが、日本においては廃品の回収率が低く、経済性を含めた人工鉱山としての地歩を固めるまでには至っていない。その原因の一つに、製品の“ガラパゴス化⁶”が挙げられ、高機能であること等から製品離れを困難にしている面が指摘されている（モバイルリサイクルネットワーク：MRN 2007）。また、廃品回収後の破碎や金属回収技術の研究も盛んに行われているが、日本においては廃品回収率の向上が最大の課題であろう。この他に元素の集積度が高い有望な人工鉱山は、ゴミ焼却灰やその製錬後の鉱滓（溶融灰やスラグ）等である。前者については、既にバイオリッチング等による抽出技術の開発がおこなわれている（Ishigaki et al 2005；石垣 2006；2009）。また一方で焼却灰に関しては、電気炉を使って減容化や濃縮化も既に実施されており、その後の製錬プロセスの研究が今後必要となる。これに関連して、含有金属の種類と灰やスラグとの分配に関する基礎的研究も進んでおり、回収技術の開発に有益な情報となっている（肴倉ら 2010）。この他、最終処分場（埋立地等）から出る浸出水の研究も盛んであるが、まだ資源回収の段階ではない。

今後は持続可能性の見地から、以上述べてきた資源回収という逆転の発想と、それを実現する方法の低コスト化が鍵になる。汚染土壌の復元という視点に加えて、革新的な技術開発が期待される。

おわりに

昨今の中国の報道からは、重金属による土壌汚染が深刻な状況にあることが知られるようになったが、それらには上述したように鉱山や製錬業起因による事件が多いといえる。一方、日本においては鉱山起因の農用地汚染の修復がほぼ完了する時期ではあるが、新たに市街地の再利用をきっかけに都市型の汚染が顕在化してきた。さらに、中国においても、現下の高度経済成長の現実から、早晚都市型汚染の問題

⁶ 日本の小型家電・電子製品に見られるように、機能の高性能・多様化が高価格となり、かつ互換性を低め、交易やグローバルな広がりには制約を引き起こしている現象をいう。

が噴出するものと予想される。

汚染土壌の修復では日本は約 40 年の経験を有している。しかし都市型汚染は地下水汚染を含むことや汚染面積の広がり、さらには汚染物質の複層、複合化も起きている現状では、環境の持続可能性の観点から、汚染土壌の修復技術の開発には上述したような新たな発想と革新的な取り組みが求められている。これらの点は、枯渇性資源の持続可能性に関する当研究室の理論的構築、および実践的展開そのものであり、現在着々と研究を進めているところである。現在、日中の関係者による相互協力と技術交流がますます必要な時代を迎えていると考えられ、今後の研究の進展と連携の強化に期待していきたい。

参考文献

日本語

- 姉崎正治 (2009), 「Zn 有効分離技術開発、除塵灰の総合利用、ガススラジの有効利用技術等」『JSV NEWS』No.75,pp10-11.
- 姉崎正治 (2010 a), 「スラグ処理等の製鋼技術の向上」『JSV NEWS』投稿中.
- 姉崎正治 (2010 b), 「金属製錬に起因する土壌汚染の復元、再資源化に関する研究：日本の経験と中国の現実を結ぶサステナビリティ学の実践的展開」第 4 回『現代中国と東アジアの新環境』贛州会議論文集,pp.195-211.
- 新苗正和・青木悠二・青木謙次 (2008), 「不飽和土壌への導電学的手法の適用に関する研究：六価クロム汚染土壌への適用」『環境資源工学』vol.55,pp.66-71.
- 有馬啓・田村学造(1980), 『生物による環境浄化』東京大学出版会.
- 石垣智基 (2006), 「バイオリーチングによる廃棄物焼却灰からの金属回収」、『月刊エコインダストリー』、vol.5,pp.11 - 16.
- 石垣智基 (2009), 「バイオリーチングによる廃棄物焼却灰からの有害金属除去」吉田和哉編『メタルバイオテクノロジーによる環境保全と資源回収 - 新元素戦略のキーテクノロジー - 』シーエムシー出版,pp.104 - 110.
- MRB(2011-02-05) [Webpage], Available to <http://mrb.ne.jp/newscolumn/4491-3.html>
Approached at 15.April 2011
- エコリサイクル(株)[Webpage], Available to <http://www.ecocycle.co.jp/edc-m/edc-html>
Approached at 5.August 2010
- 遠藤銀朗・松井一彰・成田勝 (2006), 「環境浄化生物にみられる遺伝子の水平伝播：微生物主に共有される水銀耐性遺伝子から組み換え生物の開放系利用を考える」『環境バイオテクノロジー学会』vol.6,pp.27 - 32.
- 大嶺聖・安福則之・小林泰三他 (2000), 「微生物の代謝による六価クロム汚染土の浄化効果」『第 15 回地下水、土壌汚染とその防止対策に関する研究集会講演集』,pp.87-90.
- 大和田滝恵 (2006), 『中国環境政策講義 - 現地の感覚でミタ政策原理 - 』駿河台出版社,pp.55 - 58.
- 加藤欣也 (1997), 「バイオレメディエーションは TCE 汚染でも経済的化？」『資源環境対策』vol.33,pp.37-43.
- 金子陽平・納雅夫 (2008), 「環境対応型ステンレス鋼製造プロセス」JFE 技報 No.20,pp79-84.
- 環境省報道発表資料 (2010), 「平成 20 年度農用地土壌汚染防止法の施工状況について (お知らせ)」環境省報道発表資料.
- 環境省水・大気環境局 (2010), 『平成 20 年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果』.
- 環境省 (2011) [Webpage] Available to <http://www.env.go.jp/tmms/index.html>
Approached at 3.April 2011
- 貴田昌子・高橋史武 (2008), 「日本と諸外国の水銀の大気排出インベントリー」『地球環境』vol.13,pp167 -180.

- 栗田英幸 (2005), 『グローバルネットワーク - 資源開発のジレンマと開発暴力からの脱却を目指して』 晃洋書房 .
- 黒坂則子 (2011), 「アメリカ・スーパーファンド法と土壌汚染対策」 畑明郎編 『深刻化する土壌汚染』 世界思想社, pp.184 - 196 .
- 小暮敬二 (2000), 『地盤環境の汚染と浄化修復システム』 技法堂 .
- 肴倉宏史・小口正弘・寺園淳 (2010), 「焼却・溶融実処理プロセスにおける希少金属等 54 元素の分配と変動」 第 21 回 『廃棄物循環学会研究発表会』, pp.407-408.
- 坂本峰至 (2006), 「中国の水銀鉱山」, 『平成 18 年度報告』 国際水俣病総合研究センター, pp.95 .
- 坂幸恭・山崎淳司・円城寺守他 (2008), 『地球・環境・資源 - 地球と人類の共生を目指して』 共立出版 .
- 佐々木眞敬、山本恵 (2009), 「バイオレメディエーションによる汚染環境の浄化」 吉田和哉編 『メタルバイオテクノロジーによる環境保全と資源回収 - 新元素戦略のキーテクノロジー - 』 シーエムシー出版, pp.53-56 .
- 定方正毅 (2000), 『中国で環境問題に取り組む』 岩波書店, pp.70-72.
- 佐藤克春 (2011), 「改正土壌汚染対策法の批判的検討」 畑敏郎編 『深刻化する土壌汚染』 世界思想社, pp.35 - 51 .
- 椎葉究・隈丸潤・岩城全他 (2006), 「六価クロム含有高アルカリ性建設泥土のバイオレメディエーション」 吉田和哉編 『環境バイオテクノロジー学会誌』 vol.6 ,No.1, pp.47-51.
- JOGMEC (2006), 『坑廃水処理の原理』 (独立行政法人) 石油天然ガス・金属鉱物資源機構 .
- JOGMEC 鉱害防止支援部 (2008), 「鉱害防止のための技術開発」 『金属資源レポート』
- 熊敏邦 (2008), 「中国の土壌汚染への提言」 畑明郎・田倉直彦編 『アジアの土壌汚染』 世界思想社, pp.81-104;149-167 .
- 芝生秀光・清野正子 (2002), 「水銀汚染浄化のための新規バイオテクノロジー」 『環境バイオテクノロジー学会』 vol.2, pp.95 - 102 .
- 杉山友康 (2009), 「微生物による六価クロム汚染土壌の浄化」 吉田和哉編 『メタルバイオテクノロジーによる環境保全と資源回収 - 新元素戦略のキーテクノロジー - 』 シーエムシー出版, pp.42 - 46 .
- スピーロ・T.G. (1996) (= 2000, 岩田眞次訳 『地球環境の科学』 学会出版センター).
- 外村健三 (1980), 「水銀耐性菌による有機水銀の分解」 有馬啓編 『生物による環境浄化』 東京大学出版会 : 317-326 .
- 高木和弘 (2008), 「第 3 回国際汚染土壌修復会議 (SoilRem2008) 参加報告」 『農業と環境』 No.104.
- 田倉正直 (2008), 「中国広東省のがんの村」 畑明郎編 『アジアの土壌汚染』 世界思想社, pp.45-80.
- 田辺裕監修 (1996), 『図説大百科世界の地理 - 中国・台湾・香港』 朝倉書店, pp.2821-2865 .
- 谷口尚司 (2005), 「地球環境問題とインプロセス技術」 『CAMP-ISIJ』 vol.18, pp.714-717 .
- 谷口正次 (2005), 『入門・資源危機 - 国益と地球益のジレンマ』 新評論 .
- (2008), 『メタル・ウォーズ』 東洋経済新報社 .
- 田村和也・大嶺聖・安福則之 (2009), 「微生物の代謝を利用した重金属汚染土の浄化効果」 『第 8 回環境地盤工学シンポジウム』, pp.189-192 .
- 埼玉県環境科学国際センター 『地質地盤環境』, [Web page], Available to www.pref.saitama.lg.jp/uploaded/attachment/31721.pdf Approached at 1.November 2010
- 中国環境問題研究会編 (2004), 『中国環境ハンドブック - 2005/2006』 蒼蒼社 .
- 中国環境問題研究会編 (2007), 『中国環境ハンドブック - 2007/2008』 蒼蒼社 .
- 中国環境問題研究会編 (2009), 『中国環境ハンドブック - 2009/2010』 蒼蒼社 .
- 寺島滋・片山肇・中島健他 (1995), 「新潟沿岸日本海堆積物における水銀の地球科学的挙動」 『地球科学』 vol.29, pp.25 - 36 .
- 鄧曉潔・王偉・鄧争 (2006), 「中国における水銀の人為的な環境汚染及び住民の疫病調査に関する研究」 『平成 18 年度報告』 国立水俣病総合研究センター, pp.100 .
- 鄧曉潔・田考聡 (2006), 「長江流域の自然環境と地域住民の水銀汚染調査」 『平成 18 年度報告』 同上, pp.101 .
- 鄧納 (2008), 「中国湖南省・洞庭湖の水質汚染」 畑明郎他編 『アジアの土壌汚染』 世界思想社, pp.105-124 .
- 中西準子 (1995), 『環境リスク論』 岩波書店 .
- 中村崇 (2008), 「金属リサイクルの考え方」 『サステイナブル金属素材プロセス入門』

- 循環型社会の構築のために』アグネ技術センター,pp.94-112.
- 成田勝・西沢博・石井秀学(2003),「*Bacillus* 属水銀耐性細菌と組み換え大腸菌による有機水銀化合物の除去特性」『環境バイオテクノロジー学会誌』, vol.3,pp.43-50.
- 日本環境会議編(2000),『アジア環境白書 - 2000/2001』東洋経済新報社.
- 日本環境会議編(2006),『アジア環境白書 - 2006/2007』東洋経済新報社.
- 日本鉄鋼連盟(2005),「鉄鋼業の副産物の活用」.
- 日本鉄鋼連盟(2007),「鉄鋼業における資源有効利用の取り組み」.
- 日本鉄鋼連盟(2009),「主要国の粗鋼生産統計」.
- 日本鉄鋼連盟基本政策WG(2007),「鉄鋼業における資源利用の取り組み」.
- 畑明郎(1997),『金属産業の技術と公害』アグネ.
- 畑明郎(2000),「進む鉱山開発と繰り返される鉱害」日本環境会議編『アジア環境白書 2000/2001』東洋経済新報社,pp.37 - 62.
- 畑明郎(2003),『土壌・地下水汚染』有斐閣.
- 畑明郎編(2004),『拡大する土壌・地下水汚染 - 土壌汚染対策法と汚染の現実』世界思想社.
- 畑明郎編(2011),『深刻化する土壌汚染』世界思想社.
- 畑明郎・田倉直彦編(2008),『アジアの土壌汚染』世界思想社.
- 早川孝彦・栗原宏幸(2002),「重金属環境汚染に対するファイトレメディエーション技術の実用化に向けて」『環境バイオテクノロジー学会誌』 vol.2,pp.103-115.
- 半谷高久(1973),『汚染水質機構』共立出版.
- 福崎紀夫(2008),「我が国における大気中総水銀濃度のモニタリング」『地球環境』 vol.13,pp.181-191.
- 福田尚倫・高岡昌輝・大下和徹(2010),「遊星ミルを用いたメカノケミカル合成による余剰水銀の安定化手法」第21回廃棄物資源循環学会研究発表会:E2-5.
- 藤田正憲編(2001),『バイオレメディエーション実用化への手引き』リアライズ社.
- 藤田正憲・池道彦(2006),『バイオ環境工学』シーエムシー出版,pp.44-51,66-69.
- 藤原靖(2002),「土壌汚染対策法と重金属汚染土壌の浄化技術の現状と課題」『環境バイオテクノロジー学会誌』 vol2,pp.117-126.
- 増井慶次郎(2005),「インパース・マニュファクチャリングによる製品 3R システムの高度化」(独)産業技術総合研究所.
- 松井健・岡崎正憲(1993),『環境土壌学 - 人間の環境としての土壌学 - 』朝倉書店.
- 馬燕(2008),「中国の土壌汚染の現状」畑明郎他編『アジアの土壌汚染』世界思想社.
- 万洪富・周建民(2008),「中国と日本の土壌汚染対策の比較」畑明郎他編『アジアの土壌汚染』世界思想社,pp.123-148.
- モバイルリサイクルネットワーク(MRN)(2007),「携帯電話・PHSのリサイクル状況について」電気通信事業協会・情報通信ネットワーク産業協会.
- 森川弘道・高橋美佐・川村義史(2001),「ファイトレメディエーションによる環境修復の新展開」『環境バイオテクノロジー学会』 vol.1,pp.1-14.
- 守富實(2008),「石炭燃焼プロセスにおける水銀の挙動と抑制技術」『地球環境』 vol.13,pp.193 - 202.
- 安間武(2010),「国際的な水銀規制の動向と UNEP/各国政府/NGO の取り組み・対応」化学物質問題市民研究会.
- 吉田綾(2008),「中国におけるリサイクル - 使用済み家電と自動車の例 - 」児島道一編『アジアにおけるリサイクル』IDE=JETRO - アジア経済研究所,pp.223-253.
- 吉原利一編(2010),『地球環境テキストブック - 環境科学』Ohmsha.
- 矢野経済研究所編(2008),『土壌・地下水浄化市場の現状と将来展望』(株)矢野経済研究所.
- 渡辺和美(2010),「中国における鉛精錬鉱害問題と規制強化」『JOGMEC 報告』.
- 王効拳・李法雲・杉崎三男(2004),「ファイトレメディエーションによる汚染土壌修復の現状と展望」『全国環境研究会誌』 vol.29,pp.85-94.

中国語

郑国璋(2007),『农业土壤重金属污染研究的-理论与实践』中国环境科学出版社:北京

英語

Chang-Huai Yan, Yu Gao, Hong Zhang et al.(2009), Prenatal low levels mercury exposure on infant development: prospective study in Zhoushan Islands, China, *The proceedings of the 9th International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, pp.34-37.

- Ishigaki, T. et al. (2005), Bioleaching of metal from municipal waste incineration fly ash using a mixed culture of sulfur-oxidizing and iron-oxidizing bacteria, *Chemosphere*, 60, pp.1087-1094.
- Jingjing Cheng et al. (2009), Mercury levels in household members hair and in fish from fishing villages in Zhoushan, China. *The proceedings of the 9th International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, pp.74-75.
- Ogura, T., Ramirez-Ortiz, J., Martinez, S.H., et al. (2003), Zacatecas (Mexico) Companies Extraction Hg from surface soil contaminated by ancient mining industries, *Water, Air, and Soil Pollution*, 148, pp.167-177.

刍议中国土壤重金属污染的现状今后的对策： 日本的历史经验教训和最新环保技术发展的启示

姉崎正治・三好惠真子

Toward Overcoming Soil Pollution with Heavy Metals in China :
Lessons from Japanese Experience and
the Advanced Provision with Technological Innovation

ANEZAKI Shoji and MIYOSHI Emako

ABSTRACT

The environmental reform against soil pollution with heavy metals is the common challenges in between Japan and China. Japan has experienced serious industrial pollution during the high economic growth period (1955-1973) after the postwar. This fact also caused many disaster victims, especially with Minamata and Itai-itai diseases by heavy metals and Arsenic poisoning torment, and moreover, they have suffered for long periods, still now. On the other hand, the speed of economic growth in China after the Chinese economic reform, in particular, in the 21st century is several times larger than that of Japan and as a result, the industrial pollution and the expansion of the damage in China seem to be more serious in near future.

In this study, we have investigated the current situation of soil pollution in China and advanced technologies for environmental reform against it throughout Japanese experiences. Moreover, we have proposed following three suggestions based on the Chinese situations.

The first suggestion is the end of pipe type method for the environmental reform against soil pollution, especially a biological processing system.

The second suggestion is the requirement of inverse manufacturing as a new paradigm of the advanced manufacturing industry. Thus, we have been challenging the development of urban mine, indicating the selective extraction of precious metals from them.

The third suggestion is the disposal of a large quantity of waste as an implant type. For example, the facilities of several large-scale integrated ironworks in Japan have been used as platform of urban waste disposal treatment, which indicates the design of effective usage of resources and energy.

担当委員：許衛東

<http://www.law.osaka-u.ac.jp/~c-forum/box2/discussionpaper.htm>