

<報 文>

中国山西省農用地土壌における銅、クロム、鉛、  
砒素、ニッケル、カドミウムの植物移行特性\*

石山 高\*\*・王 効挙\*\*・細野繁雄\*\*・謝 英荷\*\*\*・程 紅艷\*\*\*・洪 堅平\*\*\*

キーワード ①土壌汚染 ②農用地 ③重金属類 ④植物吸収 ⑤中国

要 旨

中国山西省北部の農用地において、重金属類（銅、クロム、鉛、砒素、ニッケル、カドミウム）を対象とした土壌汚染調査を行うと共に、重金属類の植物移行性について解析した。本農用地では、灌漑用水由来と推察される高い濃度の銅とクロムが検出された。農用地土壌はアルカリ性を示したことから（土壌溶出液のpH：7.7～8.2）、重金属類濃度が高かった区画でも銅とクロムの溶出濃度は低い傾向にあった。一方、砒素の溶出率は高く、砒素の土壌含有量は10mg/kg程度であるにもかかわらず、全ての区画で0.01mg/L以上の溶出が認められた。植物中の金属含有量を部位別（根、茎、葉、実など）に分析した結果、本農用地では砒素は植物内に吸収されやすく、可食部を含む地上部へも移行しやすいことが分かった。一方、クロムや鉛は植物内に吸収されにくいばかりでなく、地上部への移行性も低いことが判明した。

1. はじめに

近年、中国では急速な経済発展に伴い、様々な環境汚染が顕在化し始めている。特に、都市郊外の農業地域では、有害重金属類を含む鉱山廃水、工場排水や生活排水などで汚染された灌漑用水に起因する農用地土壌汚染が大きな環境問題となっている<sup>1, 2)</sup>。中国全土を対象に実施された土壌汚染状況調査（2005～2013年）では、全土壌試料の約16%、農用地で採取した土壌試料の約19%で主に重金属類による土壌環境基準超過が確認されている<sup>1, 2)</sup>。様々な文献を調査したところ、中国から日本への生鮮・冷凍野菜の輸出量は年々増加する傾向にあり、現在では日本における生鮮・冷凍野菜の最大輸入相手国は中国となっている<sup>3, 4)</sup>。したがって、中国農用地における土壌汚染の状況を詳細に調査・分析し、そこで栽培している植物への有害重金属類の移行性を解析することは、土壌から植物へと移行しやすい重金属類を予測・把握するのに役立つばかりでなく、食の安全性を確保する上でも非常に重要である。

中国における農用地土壌汚染の事例としては、水田土壌でのカドミウム汚染が数多く報告されている<sup>5-10)</sup>。これらの汚染はカドミウムを含む灌漑用水を水田利用することで発生し、玄米中からは高濃度のカドミウムが検出さ

れている。また、水田以外の耕作地においても、カドミウム、鉛、砒素、ニッケルや銅などによる土壌汚染が報告されている<sup>1, 11-14)</sup>。中国における農用地土壌汚染は、鉱山地帯と農用地が隣接している地域（湖南省、貴州省、広東省など）で多数発生しており、鉱山廃水を含む酸性の灌漑用水を農用地に引き込むことで水田や畑の土壌pHが低下した結果（pH：4～6）、米、大豆、レタス、ナスなど様々な農作物から中国食品規格<sup>15)</sup>を上回るカドミウム、鉛や砒素などが検出されている。

農用地において土壌汚染が発生した場合、重金属類は土壌から間隙水へと溶出した後、根から吸収され、茎、葉、実、花などの各部位へ移行する。したがって、植物への金属移行性を把握するには、植物中の金属含有量を部位別に分析すると共に、土壌からの金属溶出特性を明確にすることが重要である。

本研究では、中国山西省北部の農用地を試験圃場として選定し、この農用地で有害重金属類による土壌汚染を調査した。本農用地では過去に土壌汚染調査を実施しており、その際には灌漑用水由来と推察された銅とクロムによる汚染が表層土壌（0～20cm）で確認されている<sup>16)</sup>。本研究では、銅とクロムの他に中国国内での汚染事例が多いカドミウム、鉛、砒素、ニッケルを分析項目に追加

\*Analysis of plant-transfer properties of copper, chromium, lead, arsenic, nickel and cadmium from soil at agricultural land in Shanxi Province, China

\*\*Takashi ISHIYAMA, Kokyo OH, Shigeo HOSONO (埼玉県環境科学国際センター) Center for Environmental Science in Saitama

\*\*\*Yinghe XIE, Hongyan CHENG, Jianping HONG (山西農業大学資源環境学院) College of Resources and Environment, Shanxi Agricultural University

して再度汚染調査を行った。また、本農用地で栽培していた植物（トウモロコシ、コウリヤン、マリーゴールド、大豆、ヒマワリ）中の部位別（根、茎、葉、実、花など）金属含有量を分析することにより、土壌から植物への金属移行性について解析を試みることにした。

## 2. 実験方法

### 2.1 装置及び試薬

土壌溶出液のpHと電気伝導度（EC）測定には、東亜DKK（株）製のpH計（HM-50G）とEC計（CM-30G）を使用した。土壌溶出液中の濁度測定には、Lutron Electronic Enterprise製の濁度計TU-2016を使用した。重金属類の濃度測定には（株）パーキンエルマージャパン製の誘導結合プラズマ質量分析装置（ICP/MS）ELAN6100DRCを使用し、ロジウムを用いる内標準法を採用した。

水にはオルガノ（株）製のPURELAB Ultraで精製した超純水を用いた。硝酸には、和光純薬製の有害金属測定用を使用した。その他の試薬は全て特級品とし、精製せずにそのまま用いた。カドミウム、鉛、ニッケル、銅、クロムの定量では、市販のICP分析用多元素混合標準液W-VI（和光純薬製Cd, Pb, Ni, Cu, Cr : 100mg/L）を2%硝酸で100倍希釈したものをICP/MSで使用する検量線作成用の標準原液として調製した。また、砒素の定量では、市販の砒素標準液（和光純薬製As : 1000mg/L）を2%硝酸で1000倍希釈したものをICP/MSで使用する検量線作成用の標準原液として調製した。内標準物質として用いるロジウムの標準原液は、市販のロジウム標準液（和光純薬製 Rh : 1000mg/L）を2%硝酸で1000倍希釈して調製した。

### 2.2 土壌試料の採取地点と調製方法

本研究では、中国山西省北部の農用地を試験圃場（敷地面積：4×64m=256m<sup>2</sup>）として選定した。試験圃場は4×4mを1区画とし、全16区画に区分した（図1）。土壌試料は、植物根が届く表層部分（0~20cm）から採取した。採取地点は、各区画の中心点の他、上下左右の4地点とし、5地点均等混合で代表試料を調製した（図1）。土壌試料は根や葉などのゴミを取り除き、風乾後、目開き0.15mmの篩にかけた。この土壌試料を使用して、全含有量試験、溶出量試験を実施した。土壌試料は現地で採取し、日本国内に持ち込んでから各種分析を行った。

### 2.3 土壌全含有量分析と土壌溶出量分析

土壌全含有量分析は、底質調査方法<sup>17)</sup>に基づく湿式分解法を採用した。カドミウム、鉛、銅とニッケルの分析では、パイレックス製のコニカルビーカー（50mL）に土壌試料0.5gを採取し、塩酸と硝酸の混合酸で加熱分解し、過塩素酸処理と濾過操作（濾紙：5B使用）を行った後、

希硝酸溶液で50mLに定容した。砒素の分析では、土壌試料0.5gを硝酸と硫酸の混合酸で加熱分解したものに過塩素酸を加え、硫酸と過塩素酸による白煙処理と濾過操作を行った後、水で50mLに定容した。クロムの含有量分析では、酸抽出法（調製方法はカドミウム、鉛、銅とニッケルにおける方法と同じ）を採用した。上述のように調製した溶液1mLをプラスチック製の15mL遠沈管に分取し、硝酸0.2mLとロジウム標準原液0.2mLを添加した後、水で10mLに希釈したものをICP/MS分析に用いた。

土壌溶出量分析は、土壌汚染対策法で規定されている土壌溶出量調査に係る測定方法<sup>18)</sup>に準じて行った。ただし、操作の簡便性の観点から、本研究では土壌試料量は2g、水溶媒量は20mLに設定した。土壌からの金属溶出特性を解析するため、土壌溶出液のpHとECを測定した。また、検出された溶出濃度が土壌コロイドなどの濁質由来であるかどうかを識別するため、土壌溶出液の濁度も測定した。土壌溶出液10mLをプラスチック製の15mL遠沈管に分取し、これに硝酸0.2mLとロジウム標準原液0.2mLを添加したものを分析に用いた。

### 2.4 植物試料の分析方法

本試験圃場では、中国北部で一般的に生産されているトウモロコシ（イネ科）、コウリヤン（イネ科）、大豆（豆科）、ヒマワリ（キク科）を栽培した。また、観賞用植物であるマリーゴールド（キク科）も栽培した。各区画と栽培植物との関係を表1に示す。各植物は、土壌試料を採取した後に栽培を開始した。栽培植物は区画ごとに収穫し、植物に付着した土壌を取り除き、風乾後、根、茎、葉、実、花など部位別に細かく粉砕した（表1）。

植物試料は、前報<sup>16)</sup>と同様に「中国農産品重金属測定法」に準拠し、硝酸と過塩素酸による加熱分解により調製した。粉砕した植物試料約0.5gをコニカルビーカー（100mL）に量り取り、硝酸8mLと過塩素酸2mLを加えて

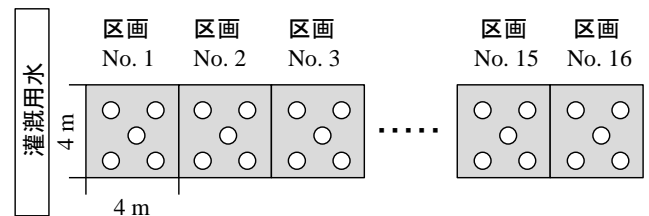


図1 試験圃場と試験区画（白丸は土壌採取地点）

表1 栽培植物と栽培区画

栽培植物	栽培区画	植物部位			
トウモロコシ	1, 7, 12, 15	根	茎	葉	実
コウリヤン	2, 8, 13				花
マリーゴールド	3, 6, 16				実
大豆	4, 9, 11				種
ヒマワリ	5, 10, 14				

一昼夜放置した。ホットプレート上で加熱しながら、窒素酸化物が発生しなくなるまで硝酸を添加した。過塩素酸による白煙処理後、50mLメスフラスコに移して水で標線まで希釈した。この溶液10mLを15mL遠沈管に分取し、硝酸0.2mLとロジウム標準原液0.2mLを添加した試料溶液をICP/MS分析に使用した。

### 3. 結果と考察

#### 3.1 土壌分析結果と重金属類の溶出特性解析

本研究では区画ごとに土壌分析を実施し、平面方向及び深さ方向における汚染状況を把握した。土壌中重金属類の全含有量分析結果を表2に示す。前回の土壌汚染調査<sup>16)</sup>と同様、本農用地では銅とクロムによる汚染が認められた。銅とクロムによる土壌汚染は灌漑用水路に隣接する区画1で著しかったことから、灌漑用水由来であると推察された。銅とクロムの土壌含有量は灌漑用水から離れるほど減少する傾向を示したが、区画16でも100mg/kgを上回る銅とクロムが表層土壌から検出された。一方、鉛、砒素、カドミウムとニッケルの土壌含有量は、全ての区画でバックグラウンドレベルであり<sup>19)</sup>、本農用地では鉛、砒素、カドミウムとニッケルによる土壌汚染は認められなかった。

土壌溶出量試験の結果を表3に示す。濃度レベルは低いものの、カドミウム以外の全ての金属において土壌からの溶出が認められた。土壌溶出液のpHは7.7~8.2とアルカリ性を示し、土壌溶出液のECは9.0~16.8mS/mであった。また、多くの土壌溶出液中には土壌コロイド由来の濁質成分の混入が認められた。土壌溶出液に土壌コロイドが混入した場合、濁質由来の金属が検出される場合がある<sup>20)</sup>。そこで、土壌コロイドによる影響を除去する目的から、表層土壌から調製した土壌溶出液を更に限外濾過(分子量分画10000)した濾液を用いて、各金属の溶出濃度を測定した。その結果、鉛とクロムの溶出濃度は全区画で定量下限値未満となり、溶出液中の鉛とクロムは全て濁質由来であることが判明した(表3)。一方、銅と砒素は限外濾過後の濾液からも検出されたことから、一部はイオン形態で土壌から溶出していることが明らかとなった(表3)。特に、砒素の溶出率は高く、表層土壌中の砒素含有量は10mg/kg程度であるにもかかわらず、日本の土壌溶出量基準(0.01mg/L)を上回る濃度が全ての区画の表層土壌で検出された。砒素のようなオキソアニオンは、土壌pHが7を超えると溶出濃度が増加する傾向にある<sup>21)</sup>。中国山西省北部のような乾燥地域の表層土壌は、土壌間隙水の蒸散に伴うアルカリ塩類の集積により一般的にアルカリ性を示すことから<sup>22)</sup>、本農用地では砒素の溶出濃度が高かったものと考えられる。銅も全ての区画で溶出が認められたが、銅の溶出率は砒素に比べて低く、

汚染が著しかった区画1においても銅イオンの溶出濃度は0.06mg/L程度であった(表3)。また、ニッケルの溶出も全ての区画で認められたが、その濃度はμg/L程度と微量であった。本農用地の土壌はアルカリ性を示したことから、汚染が著しかった区画においても銅やクロムの溶出濃度は低かったものと考えられる。

#### 3.2 植物分析結果

区画1で栽培した植物からは、高濃度の銅やクロムは検出されなかった(表4(a), (b))。植物は、土壌から間隙水中へ溶出した金属を優先的に根から吸収すると考えられる。高濃度の汚染が認められた区画1における銅やクロムの溶出濃度は、その他の区画における溶出濃度と大きな差はなかったことから(表3)、区画1で栽培した植物

表2 土壌中重金属類含有量

区画 No.	土壌全含有量 (mg/kg)					
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
1	15	0.8	360	520	46	48
2	13	0.6	280	340	38	37
3	12	0.4	200	210	29	27
4	12	0.4	180	200	29	27
5	11	0.3	150	180	25	24
6	14	0.4	170	180	27	23
7	12	0.3	180	190	28	25
8	11	0.2	160	160	27	25
9	10	0.3	160	160	27	23
10	12	0.2	150	140	27	24
11	12	0.3	100	130	25	22
12	12	0.3	120	140	25	22
13	11	0.2	100	140	25	23
14	11	0.2	98	100	24	20
15	11	0.2	110	120	25	19
16	11	0.2	110	130	25	20

表3 土壌溶出量試験結果

区画No.	土壌溶出液			溶出濃度 (mg/L)					
	pH	EC (mS/m)	濁度 (NTU)	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
1	7.9	16.0	4.7	0.010	0.001	0.005	0.068	0.016	0.001
				0.005	<0.001	<0.001	0.037	0.001	<0.001
2	8.1	15.9	4.3	0.012	<0.001	0.005	0.062	0.006	0.001
				0.006	<0.001	<0.001	0.031	<0.001	<0.001
3	8.2	10.4	7.2	0.014	<0.001	0.006	0.052	0.002	0.002
				0.008	<0.001	<0.001	0.040	<0.001	<0.001
4	8.2	11.7	4.7	0.015	<0.001	0.005	0.051	0.002	0.001
				0.010	<0.001	<0.001	0.037	<0.001	<0.001
5	8.2	11.4	8.3	0.014	<0.001	0.005	0.054	0.002	0.001
				0.009	<0.001	<0.001	0.032	<0.001	<0.001
6	7.7	12.1	16.6	0.015	<0.001	0.005	0.054	0.003	0.002
				0.008	<0.001	<0.001	0.028	<0.001	<0.001
7	8.0	16.8	22.2	0.014	<0.001	0.005	0.044	0.003	0.004
				0.010	<0.001	<0.001	0.028	0.001	<0.001
8	8.0	13.0	14.0	0.013	<0.001	0.005	0.036	0.002	0.002
				0.009	<0.001	<0.001	0.031	0.001	<0.001
9	7.9	11.9	12.8	0.013	<0.001	0.005	0.049	0.002	0.002
				0.009	<0.001	<0.001	0.033	<0.001	<0.001
10	8.1	9.4	18.8	0.014	<0.001	0.005	0.040	0.002	0.003
				0.009	<0.001	<0.001	0.030	<0.001	<0.001
11	8.1	10.6	13.2	0.011	<0.001	0.002	0.028	0.002	0.002
				0.009	<0.001	<0.001	0.026	<0.001	<0.001
12	8.2	12.2	11.2	0.012	<0.001	0.003	0.022	0.002	0.001
				0.008	<0.001	<0.001	0.022	<0.001	<0.001
13	8.1	13.6	12.8	0.012	<0.001	0.003	0.021	0.002	0.001
				0.009	<0.001	<0.001	0.018	0.001	<0.001
14	8.2	12.1	10.4	0.012	<0.001	0.002	0.020	0.002	0.001
				0.010	<0.001	<0.001	0.018	<0.001	<0.001
15	8.2	10.2	14.9	0.013	<0.001	0.002	0.033	0.002	0.002
				0.008	<0.001	<0.001	0.023	<0.001	<0.001
16	7.7	9.0	8.7	0.010	<0.001	0.002	0.021	0.002	0.006
				0.008	<0.001	<0.001	0.020	<0.001	<0.001

下段：限外濾過後の溶出濃度

から高濃度の銅やクロムは検出されなかった可能性が考えられる。植物中の金属含有量を部位別に整理したところ、金属種によって部位別の移行性が大きく異なることが判明した。例えば、クロムと鉛の含有量は根で高く、茎、葉、実、花などの地上部よりも根に蓄積される傾向が認められた(表4(b), (c))。特に、鉛は植物の種類にかかわらず実や花から全く検出されなかった。一方、砒素は全ての植物において地上部の各部位から根と同程度の含有量が検出されたことから、根から吸収された後に効率的に地上部へ移行することが分かった(表4(d))。根内部の細胞壁は陽イオン交換能を有すると報告されているが<sup>23)</sup>、砒素は陰イオン類であるため根内部の陽イオン交換基に捕捉されず、効率的に地上部へと移行した可能性が考えられる。中国山西省北部のような内陸部の乾燥地域では、砒素は土壌から溶出しやすいばかりでなく、可食部を含む地上部へと移行する可能性が高いため、農用地土壌汚染では特に注意を要する物質であることが本調査結果から明らかとなった。ニッケルは植物間で地上部への移行特性が大きく異なっており、トウモロコシやコウリヤンでは主として根に蓄積される傾向が認められたが、マリーゴールド、ヒマワリや大豆では地上部の各部位からも根と同程度の含有量が検出された(表4(e))。この結果は、ヒマワリや大豆では可食部にニッケルが蓄積されやすいことを示唆している。カドミウムは含有量が少ないものの、トウモロコシ、コウリヤンや大豆よりもマリーゴールドやヒマワリに移行しやすいことが推察された(表4(f))。銅は植物種によらず根に蓄積される傾向にあったが、その傾向は鉛やクロムと比較して低いことから、砒素ほどではないものの鉛やクロムよりも地上部へ移行しやすいことが推察された。

### 3.3 重金属類の植物移行特性解析

重金属類の植物移行性を互いに比較するため、細野らの研究を参考に表層土壌中と植物体中の金属含有量の比を算出した<sup>16)</sup>。具体的には、土壌からの溶出率が高いと推察される砒素を対象として、土壌中での各金属と砒素との含有量比(Cu/As, Cr/As, Pb/As, Ni/As)と全部位を対象とした植物体中における各金属と砒素の含有量比(Cu/As, Cr/As, Pb/As, Ni/As)を算出し、両含有量比を比較することで砒素に対する各金属の植物移行性を評価した。両含有量比を調べた結果、クロム、鉛、ニッケルと砒素の含有量比は、植物の種類にかかわらず土壌中の含有量比よりも植物中の含有量比のほうが低値を示す傾向が認められた(表5(b)~(d))。この結果は、本農用地土壌中のクロム、鉛、ニッケルは砒素よりも植物移行性が低いことを示唆している。特に、クロムと鉛の植物移行性は砒素に比べて低く、植物体中での含有量比は土

表4 植物部位別中重金属類含有量 (mg/dry-kg)

(a) Cu					(b) Cr						
栽培植物	区画 No.	根	茎	葉	実花種	栽培植物	区画 No.	根	茎	葉	実花種
トウモロコシ	1	85.7	10.3	27.4	5.6	トウモロコシ	1	24.5	1.0	3.0	0.9
	7	75.8	8.6	16.8	4.5		7	41.2	0.8	1.9	1.0
	12	45.7	8.8	19.8	3.2		12	12.2	0.7	1.8	0.5
コウリヤン	2	30.5	6.7	17.7	3.6	コウリヤン	2	9.1	0.4	5.0	0.3
	8	56.0	3.2	9.6	3.8		8	24.5	0.7	1.6	0.7
	13	29.6	5.0	8.8	3.4		13	11.2	0.6	1.0	0.4
マリーゴールド	3	61.1	7.4	32.9	18.6	マリーゴールド	3	7.1	0.7	13.8	1.0
	6	47.5	8.0	23.0	17.8		6	7.9	0.9	6.6	0.6
	16	16.4	7.4	13.7	19.1		16	2.4	0.6	2.3	0.5
大豆	4	28.5	5.2	7.5	15.8	大豆	4	5.6	0.8	1.6	0.9
	9	30.4	6.6	10.0	16.5		9	5.8	0.6	2.6	1.1
	11	22.6	5.8	7.2	17.1		11	6.3	0.7	1.5	1.3
ヒマワリ	5	72.4	6.3	16.4	27.8	ヒマワリ	5	15.4	0.7	1.4	2.3
	10	60.1	7.2	20.9	29.9		10	18.6	1.0	2.1	2.4
	14	18.0	12.8	28.1	31.2		14	3.4	0.5	2.8	4.3

(c) Pb					(d) As						
栽培植物	区画 No.	根	茎	葉	実花種	栽培植物	区画 No.	根	茎	葉	実花種
トウモロコシ	1	3.3	<0.1	0.4	<0.1	トウモロコシ	1	3.4	3.6	4.6	4.9
	7	6.2	<0.1	0.4	<0.1		7	5.6	2.7	0.7	3.9
	12	2.1	0.2	0.4	<0.1		12	3.2	3.6	4.0	2.8
コウリヤン	2	1.7	<0.1	0.1	<0.1	コウリヤン	2	1.5	1.9	2.8	0.2
	8	4.2	<0.1	0.4	<0.1		8	4.2	1.4	2.6	0.6
	13	2.1	<0.1	0.3	<0.1		13	1.8	1.4	2.8	2.1
マリーゴールド	3	1.5	0.9	0.5	<0.1	マリーゴールド	3	1.4	3.4	4.5	0.5
	6	2.0	0.8	0.4	<0.1		6	3.8	0.7	5.3	1.8
	16	1.0	0.8	0.3	<0.1		16	2.4	2.2	2.6	0.4
大豆	4	1.9	0.1	0.2	<0.1	大豆	4	2.3	4.1	2.9	4.5
	9	2.0	0.1	0.3	<0.1		9	4.4	2.8	4.2	2.7
	11	0.9	0.1	0.2	<0.1		11	1.5	2.4	2.6	1.6
ヒマワリ	5	2.6	<0.1	0.2	<0.1	ヒマワリ	5	3.2	0.7	2.3	0.5
	10	1.7	<0.1	0.3	<0.1		10	2.3	0.5	1.0	1.7
	14	0.9	0.7	0.4	<0.1		14	1.3	3.1	3.5	1.5

(e) Ni					(f) Cd						
栽培植物	区画 No.	根	茎	葉	実花種	栽培植物	区画 No.	根	茎	葉	実花種
トウモロコシ	1	3.3	<0.1	1.1	<0.1	トウモロコシ	1	0.8	<0.1	<0.1	<0.1
	7	6.8	<0.1	1.0	<0.1		7	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	12	2.6	<0.1	0.9	<0.1		12	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
コウリヤン	2	2.1	<0.1	0.9	<0.1	コウリヤン	2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	8	4.1	<0.1	1.1	<0.1		8	0.4	<0.1	<0.1	<0.1
	13	2.4	<0.1	1.1	<0.1		13	1.0	<0.1	<0.1	<0.1
マリーゴールド	3	1.5	2.1	4.2	3.1	マリーゴールド	3	1.8	0.8	2.0	<0.1
	6	1.7	0.8	2.8	3.0		6	1.6	0.9	1.5	<0.1
	16	1.0	0.7	2.7	3.0		16	1.1	0.6	1.3	<0.1
大豆	4	1.1	0.9	1.2	2.8	大豆	4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	9	1.0	<0.1	1.8	3.4		9	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	11	1.1	0.8	1.4	3.4		11	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
ヒマワリ	5	3.4	<0.1	1.8	3.0	ヒマワリ	5	<0.1	<0.1	0.7	0.5
	10	2.4	<0.1	2.0	2.3		10	<0.1	<0.1	<0.1	0.5
	14	1.6	0.6	4.4	2.5		14	<0.1	<0.1	0.7	0.8

壤中での含有量比の25%以下となった(表5(b), (c))。一方、植物体中のCu/Asは、多くの植物において土壌中のCu/Asよりも低値を示したが、その減少率はクロム、鉛やニッケルほど高くはなかった(表5(a))。また、ヒマワリ中のCu/Asは土壌中のCu/Asと概ね一致したことから、本農用地で銅と砒素はヒマワリに対して同程度の移行性を示すことが推察された。銅はイオンとしての溶出が認められたが、クロムや鉛の溶出は濁質由来であり、ニッケルの溶出濃度は微量であった(表3)。各金属における

溶出特性の違いが、植物への移行性に影響した可能性が考えられる。アルカリ性土壤である本農用地では、砒素は土壤からイオンの形態で溶出しやすいため(表3)、砒素の植物移行性は他の金属よりも高かったものと考えられる。本調査結果から、植物への金属移行性は土壤からの溶出特性と密接に関連していることが推察された。

植物試料を全部位と地上部に分け、それぞれの植物体中の金属含有量比を比較し、各金属の地上部への移行性を解析した。クロムと鉛では、地上部の部位における金属含有量比は全部位を対象とした場合の金属含有量比に比べて低値を示す傾向が認められた(表5(b), (c))。この結果は、クロムや鉛は砒素よりも植物に吸収されにくいばかりでなく、吸収された後も地上部へ移行しにくい傾向にあることを示唆している。一方、ニッケルの地上部への移行特性は植物間で異なっており、マリーゴールド、大豆、ヒマワリ中での金属含有量比は、全部位と地上部で概ね一致したことから(表5(d))、これらの植物に吸収されたニッケルは砒素と同様に効率よく地上部へ移行するものと考えられる。銅もニッケルと同様に、マリーゴールド、大豆やヒマワリで地上部への移行性が若干高い傾向が認められた(表5(a))。

表5 土壤及び植物中の砒素と各重金属の含有量比

(a) Cu/As					(b) Cr/As				
栽培植物	区画 No.	土壤	植物全体	植物地上部	栽培植物	区画 No.	土壤	植物全体	植物地上部
トウモロコシ	1	34.67	7.82	3.30	トウモロコシ	1	24.00	1.78	0.37
	7	26.15	8.19	4.10		7	21.54	3.48	0.51
	12	17.50	5.70	3.06		12	16.67	1.12	0.29
	15	16.67	9.53	4.18		15	15.00	2.68	0.37
コウリヤン	2	16.36	9.14	5.71	コウリヤン	2	13.64	2.31	1.16
	8	12.86	8.25	3.61		8	12.14	3.13	0.65
	13	15.83	7.31	3.74		13	15.00	2.06	0.43
マリーゴールド	3	14.55	12.24	7.01	マリーゴールド	3	14.55	2.31	1.85
	6	16.00	8.30	6.26		6	16.00	1.38	1.04
	16	11.67	7.45	7.73		16	12.50	0.76	0.65
大豆	4	10.83	4.13	2.48	大豆	4	8.33	0.64	0.29
	9	11.67	4.50	3.41		9	10.00	0.72	0.44
	11	12.73	6.51	4.56		11	9.09	1.21	0.53
ヒマワリ	5	9.09	18.34	14.43	ヒマワリ	5	8.91	2.96	1.26
	10	10.91	21.47	18.13		10	10.00	4.38	1.72
	14	11.82	9.59	8.90		14	10.00	1.17	0.94

(c) Pb/As					(d) Ni/As				
栽培植物	区画 No.	土壤	植物全体	植物地上部	栽培植物	区画 No.	土壤	植物全体	植物地上部
トウモロコシ	1	3.20	0.22	0.03	トウモロコシ	1	3.07	0.27	0.08
	7	2.85	0.51	0.05		7	2.92	0.60	0.14
	12	2.25	0.20	0.06		12	2.42	0.26	0.09
	15	2.25	0.35	0.04		15	2.42	0.40	0.12
コウリヤン	2	2.18	0.28	0.02	コウリヤン	2	2.27	0.47	0.18
	8	1.64	0.52	0.09		8	1.93	0.59	0.24
	13	2.08	0.38	0.07		13	2.33	0.55	0.24
マリーゴールド	3	2.27	0.30	0.17	マリーゴールド	3	2.45	1.11	1.12
	6	2.30	0.28	0.15		6	2.70	0.72	0.85
	16	2.00	0.28	0.21		16	2.25	0.97	1.23
大豆	4	1.83	0.16	0.03	大豆	4	2.08	0.43	0.43
	9	1.83	0.17	0.04		9	2.08	0.44	0.54
	11	2.09	0.15	0.05		11	2.27	0.83	0.85
ヒマワリ	5	1.82	0.42	0.06	ヒマワリ	5	2.18	1.22	1.37
	10	1.73	0.36	0.09		10	2.27	1.22	1.34
	14	1.82	0.21	0.14		14	2.27	0.97	0.93

鉄は植物が光合成を行うための必須元素であり、植物は様々な機能を用いて土壤から可溶化した鉄を根から吸収している<sup>23-25</sup>)。土壤に含まれている金属の一部は鉄酸化物に吸着あるいは含有した状態で存在しているため、植物が鉄を吸収する際にこれらの金属も一緒に取り込まれている可能性が考えられる。そこで、部位ごとに植物体中の鉄含有量と金属含有量の相関性を解析し、金属の植物移行性に関与する化学的因子について検討した。その結果、クロムと鉛については、鉄との間に非常に良好な相関関係が認められた(図2(a), (b))。このことは、クロムと鉛は植物が鉄を吸収する際、鉄と共に副次的に植物内に取り込まれた可能性を示唆している。クロムと鉛の植物移行性は、植物の鉄吸収特性と密接に関連していることが推察された。一方、砒素、カドミウム、ニッケルや銅は、クロムや鉛に比べて鉄との相関性が低い傾向にあった(図2(c)~(f))。これらの結果は、砒素、カドミウム、ニッケルや銅は、鉄と共に植物内に移行するばかりでなく、これとは異なるメカニズムでも植物内に取り込まれている可能性を示している。砒素、ニッケルや銅の一部は水に溶出する形態(水溶出態)で土壤に含まれていることから、植物が水溶出態を吸収することで鉄との相関性が低下した可能性が考えられる。

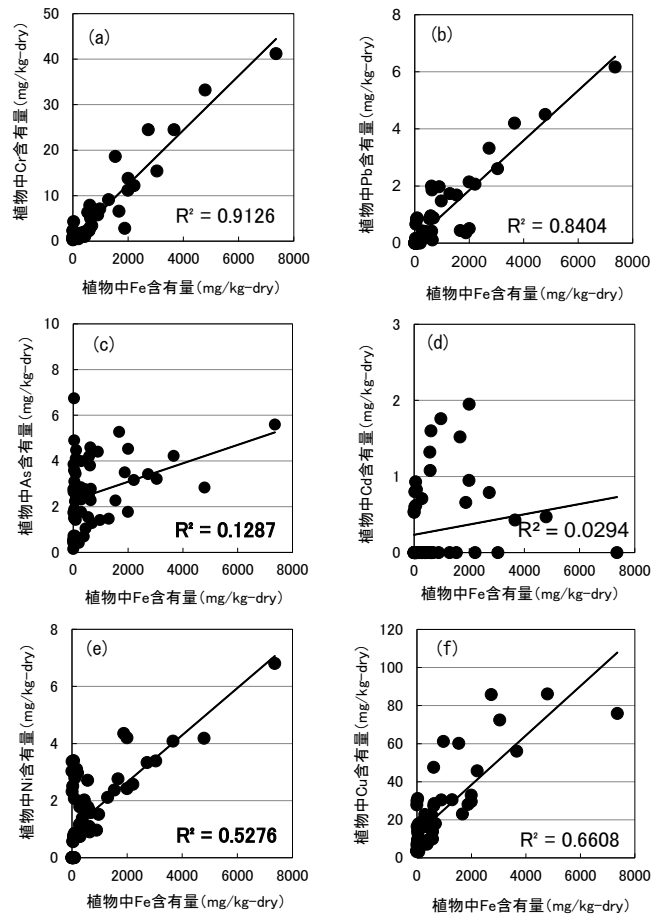


図2 植物中の各重金属類と鉄との相関関係

#### 4. まとめ

本研究では、中国山西省北部の農用地を対象として、重金属類（銅、クロム、鉛、砒素、ニッケル、カドミウム）による汚染状況を把握すると共に、そこで栽培していた植物（トウモロコシ、コウリヤン、マリーゴールド、大豆、ヒマワリ）に含まれる金属含有量を測定した。植物中の金属含有量を部位別（根、茎、葉、実など）に測定することで、金属の植物移行性について解析した。分析の結果、金属の植物移行性は土壌からの溶出特性や土壌中での存在形態など様々な因子の影響を受けることが判明した。特に、アルカリ土壌が広く分布する中国山西省北部地域では、砒素は植物に吸収されやすく、根から吸収された砒素は地上部へと移行しやすいことが分かった。本地域における農用地土壌では、砒素は特に注意を要する汚染物質である可能性が示唆された。

#### 5. 引用文献

- 1) Zhao F.-J., Ma Y., Zhu Y.-G., Tang Z., McGrath S.P. : Soil contamination in China : Current status and mitigation strategies. *Environmental Science & Technology*, **49**, 750-759, 2015
- 2) Teng Y., Wu J., Lu S., Wang Y., Jiao X., Song L. : Soil and soil environmental quality monitoring in China : A review. *Environmental International*, **69**, 177-199, 2014
- 3) 藤野信之 : 野菜輸入の動向と課題. *農林金融*, **60**, 2-14, 2007
- 4) 小林茂典 : 野菜の輸入動向と輸入野菜流通の特徴. *農林水産研究所レビュー*, **1**, 67-79, 2001
- 5) Hu Y., Cheng H., Tao S. : The challenges and solutions for cadmium-contaminated rice in China : A critical review. *Environmental International*, **92-93**, 515-532, 2016
- 6) Wang M., Chen W., Peng C. : Risk assessment of Cd polluted paddy soils in the industrial and township areas in Hunan, *Southern China*. *Chemosphere*, **144**, 346-351, 2016
- 7) Williams P. N., Lei M., Sun G., Zhu Y.-G. : Occurrence and partitioning of cadmium, arsenic and lead in mine impacted paddy rice : Hunan, China. *Environmental Science & Technology*, **43**, 637-642, 2009
- 8) Bi X., Zhou S., Pan, X. : Soil security is alarming in China's main grain producing areas. *Environmental Science & Technology*, **47**, 7593-7594, 2013
- 9) Li W. C., Ouyang Y., Ye Z. H. : Accumulation of mercury and cadmium in rice from paddy soil near a mercury mine. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **33**, 2438-2447, 2014
- 10) Du Y., Hu X.-F., Wu X.-H., Shu Y., Jiang Y., Yan X.-J. : Affects of mining activities on Cd pollution to the paddy soils and rice grain in Hunan province, Central South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, **185**, 9843-9856, 2013
- 11) Zhou H., Zeng M., Zhou X., Liao B., Lei M., Zhong Q.-Y., Zeng H., Liu J. : Assessment of heavy metal contamination and bioaccumulation in soybean plants from mining and smelting areas of Southern Hunan province, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **32**, 2719-2727, 2013
- 12) Yang Q.-W., Li H., Long F.-Y. : Heavy metals of vegetables and soils of vegetable bases in Chongqing, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment*, **130**, 271-279, 2007
- 13) Lin C., Lu W., Wu Y., Lin C. : Agricultural soils irrigated with acidic mine water : acidity, heavy metals, and crop contamination. *Australian Journal of Soil Research*, **43**, 819-826, 2006
- 14) Zhou M., Liao B., Shu W., Yang B., Lan C. : Pollution assessment and potential sources of heavy metals in agricultural soils around four Pb/Zn mines of Shaoguan City, China. *Soil and Sediment Contamination*, **24**, 76-89, 2015
- 15) 特定非営利活動法人国際生命科学研究機構 : 中国における食品規格の概要. [http://www.ilsijapan.org/ILSIJapan/COM/W2015/11\\_China.pdf](http://www.ilsijapan.org/ILSIJapan/COM/W2015/11_China.pdf)
- 16) 細野繁雄, 王効拳, 石山高, 謝英荷, 程紅艷, 洪堅平 : 汚染農用地土壌における農作物を用いたファイトレメディエーションの評価ー中国山西省における現地適用試験ー. *全国環境研会誌*, **41**, 10-14, 2016
- 17) 環境省 水・大気環境局 : 底質調査方法, pp. 114-144, pp. 166-172, pp. 178-189, pp. 203-207, 2012
- 18) 環境省 : 土壌溶出量調査に係る測定方法 付表. <http://www.env.go.jp/kijun/dt1-1.html>
- 19) Pan L.-B., Ma J., Wang X.-L., Hou H. : Heavy metals in soils from a typical country in Shanxi Province, China : Levels, sources and spatial distribution. *Chemosphere*, **148**, 248-254, 2016
- 20) 石山高, 八戸昭一, 佐坂公規, 長森正尚, 高橋基之 : 埼玉県における鉛汚染土壌調査事例と鉛溶出量に影響を及ぼす因子. *環境化学*, **17**, 59-68, 2007

- 21) 石山高, 八戸昭一, 濱元栄起, 白石英孝, 細野繁雄, 河村清史: 土壤中重金属類の溶出特性解析とそれに基づく土壤汚染の類型化. 埼玉県環境科学国際センター報, **15**, 126-131, 2015
- 22) 松井健, 岡崎正規: 環境土壤学—人間の環境としての土壤学—, pp. 196-206, 朝倉書店, 東京, 1993
- 23) 稲葉尚子, 竹中千里: 根圏における重金属汚染土壤の浄化 (I) ファイトレメディエーション. 根の研究, **9**, 69-73, 2000
- 24) 大脇良成: 高等植物の鉄獲得機構: Strategy-I 植物における鉄の可溶化・還元・吸収とその制御. 日本土壤肥料学会誌, **73**, 555-563, 2002
- 25) 馬建鋒: 根における金属キレート物質の分泌機能. 根の研究, **7**, 105-108, 1998