

<報 文>

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*

—中国山西省における現地適用試験—

細野繁雄**・王 効挙**・石山 高**・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 ④ファイトレメディエーション ⑤農作物

要 旨

クロム及び銅によって低濃度に汚染された中国山西省の農用地を試験圃場に、農作物を用いたファイトレメディエーションの適用による修復効果を評価した。栽培植物は、現地での栽培実績を考慮して、トウモロコシ、ヒマワリ及び大豆を選択した。植物の主な部位の重金属濃度は植物及び金属の種類によって、また、クロムと銅の濃度比も植物種によって異なり、吸収機構の違いによる影響が推定された。修復効果は、バイオマス量の大きいヒマワリ、トウモロコシが有利であったが、銅の濃度が基準値を20%ほど超過する土壌を基準値まで修復するのに要する期間は30年以上と推定され、収穫した実や大量に発生するバイオマスを資源利用するなど、継続的に収益を確保する方策の検討が必要と判断された。

1. はじめに

植物を利用した土壌浄化技術（ファイトレメディエーション：Phytoremediation）は、光合成の電子伝達、光合成色素の合成、硝酸還元などに深く係わる鉄を吸収する際に、カドミウムや鉛のような重金属も同時に吸収することを利用し、土壌から重金属を抽出除去する浄化技術である¹⁾。植物を栽培するだけであることから、土壌そのものの機能を損なうことはなく、経費が比較的安い、特別な技術を必要としない、広範で低濃度の汚染に向いている、原位置処理のため二次汚染のリスクが低い、景観を損なわないなどの利点がある。一方で、修復に長期間を要する、重金属を完全には除去できない、高濃度汚染や深部の汚染には不向きであるなどの欠点もある。中でも修復に長期間を要することが最大の課題であり、重金属を高濃度に蓄積する植物（高蓄積性植物）の探索が精力的に行われ、多数の植物が報告されている^{2,3)}。ただし、浄化に用いた植物体の後処理は、依然、課題として残されている。最終廃棄の方法について、焼却、直接廃棄、灰化及び溶液抽出を比較し、焼却処理が最も実効性が高く、経済的に許容可能な環境保全型の処理方法であると報告されている⁴⁾。

急速な経済発展の進む中国では、汚染水を灌漑に利用したこと等により、全国総耕地面積の10%以上⁵⁾が、さらに、2005年から2013年に実施した全国土壌汚染状況調査

の成果が、2014年4月に公報⁶⁾として公表され、耕地の19.4%が汚染されているとされた。また、農林水産省の報告書⁷⁾によれば、中国国内では、毎年、重金属汚染によって減産した食糧が1,000トン以上、重金属に汚染された食糧が1,200万トンに昇っており、食の安全と併せ、汚染土壌の修復が喫緊の課題となっている。

ここでは、重金属による農用地の汚染に限定し、汚染の修復に農作物を利用するファイトレメディエーションについて、2009年に中国の実圃場を対象に実施した適用試験の結果を報告する。

2. 調査方法

2.1 試験圃場

試験圃場のある中国山西省（図1）は、北京の西、黄土高原の東端に位置し、北側は半乾燥温暖気候、南側は暖温帯気候に属している。年間降水量が400-700mmと少なく、水不足が深刻な地域である。

この試験のために確保した試験圃場は、汚染した灌漑水の利用により汚染された畑地である。試験圃場を、1区画4m四方に区分し、灌漑水の取り入れ口から順に区画1から区画12とした。

2.2 栽培植物

試験に用いる植物は、現地での栽培実績の多い農作物

*Effectivity Evaluation of Phytoremediation Using Farm Crop to Contaminated Farmsoil

**Shigeo HOSONO, Kokyo Oh, Takashi ISHIYAMA (埼玉県環境科学国際センター)

***Yinghe XIE, Hongyan CHENG, Jianping HONG (山西農業大学資源環境学院)



図1 中国山西省の位置

を利用することとし、トウモロコシ（イネ科）、ヒマワリ（キク科）及び大豆（マメ科）とした。農作物の利用は、修復対象が荒廃地ではなく農用地、種子の入手が容易で安価、栽培方法が明らかであることから有利である。トウモロコシを6区画、ヒマワリ及び大豆をそれぞれ3区画で栽培し、評価した。

2.3 重金属濃度の測定

土壌は、栽培前及び栽培後に、栽培植物が根を張る一般的な深さ（作土層）を考慮し、各区画の表面から20 cmまで（0-20 cm）の深さから5点混合法により採取してそれぞれを風乾し、100メッシュ（目開き0.15 mm）のふるいを通して試料とした。土壌試料は、「中国土壌全量重金属測定方法（ICP測定法）」に準拠し、塩酸、硝酸、ふっ化水素酸及び過塩素酸による分解を行って調製した。

植物は、収穫後に部位別に区分し、それぞれ乾燥後に粉砕して試料とした。区分した部位は、根、茎、葉及び実の他、トウモロコシでは軸、ヒマワリでは花軸及び殻、大豆ではさやとした。植物試料は、「中国農産品重金属測定方法（硝酸・過塩素酸煮沸-ICP法）」に準拠し、硝酸及び過塩素酸による分解を行って調製した。

いずれの試料も、ICP-MS（Perkin-Elmer ELAN）により、重金属濃度を測定した。

3. 結果と考察

3.1 土壌のクロム及び銅の濃度

栽培前後の土壌中のクロム及び銅の濃度を、区画ごとに栽培植物と共に表1に示す。重金属は、クロム及び銅の他に、ニッケル、亜鉛、鉛、カドミウムなども測定したが、これらの重金属濃度は、全ての区画で中国の土壌環境質量標準（GB 15618-1995）⁸⁾の二級基準（人体を健康に維持する土壌限界値）及び三級基準（植物が正常に生育する臨界値）を超過することはなかった。

表1 試験区土壌中のクロム及び銅濃度

区画	栽培植物	Cr (mg/kg)		Cu (mg/kg)	
		栽培前	栽培後	栽培前	栽培後
No.1	トウモロコシ	310 **	320 **	520 **	440 **
No.2	トウモロコシ	270 *	210	410 **	370 *
No.3	ヒマワリ	87	170	120 *	170 *
No.4	トウモロコシ	140	170	200 *	220 *
No.5	トウモロコシ	170	150	200 *	210 *
No.6	大豆	120	100	150 *	130 *
No.7	ヒマワリ	150	140	130 *	150 *
No.8	大豆	150	110	140 *	140 *
No.9	トウモロコシ	140	120	150 *	130 *
No.10	トウモロコシ	140	92	120 *	110 *
No.11	ヒマワリ	130	88	130 *	100
No.12	大豆	110	87	99	89

*中国土壌環境質量標準(GB 15618-1995)の二級基準値を超過
**同三級基準値を超過

クロム及び銅の土壌中濃度は、灌漑水の取り入れ口に近い区画ほど高濃度となっており、栽培前のクロム濃度は、区画No. 1で畑地の三級基準⁹⁾（300 mg/kg）を超過し、区画No. 2で畑地の二級基準（250 mg/kg）を超過した。一方、銅も、区画No. 1及びNo. 2で畑地の三級基準（400 mg/kg）を超過し、区画No. 12を除く9区画で畑地の二級基準（100 mg/kg）を超過していた。

栽培後の重金属濃度は、栽培前に比べ一部の区画で増減が見られるものの、総じて差が見られず、1回の栽培で土壌中の濃度に変化を生じさせるほどの修復効果は見られていない。

3.2 植物体中のクロム及び銅濃度の特徴

試験圃場で栽培した植物の生育はいずれも順調であり、区画による違いは見られなかった。

植物中の濃度は、栽培前の各区画の土壌中の濃度によって変化することから、植物の部位別の濃度を栽培前の土壌中の濃度で除した比により評価した。算出した濃度比の平均値及び標準偏差を図2に示す。ただし、区画No. 4で栽培したトウモロコシについては、一部の部位について重金属濃度の測定が欠落していたため、集計から除いた。イネ科のトウモロコシでは、クロム、銅ともに根の濃度比が圧倒的に高く、これに次ぐ葉に比べて4倍ほど高い値であった。キク科のヒマワリでもクロムの濃度比は根で高いが、銅の濃度比は根よりも実、葉で高い値であった。さらに、マメ科の大豆では、クロムの濃度は葉、次に茎で高く、根の濃度はこれらの1/4-1/5にとどまった。また、銅の濃度は部位による違いが小さい傾向があり、

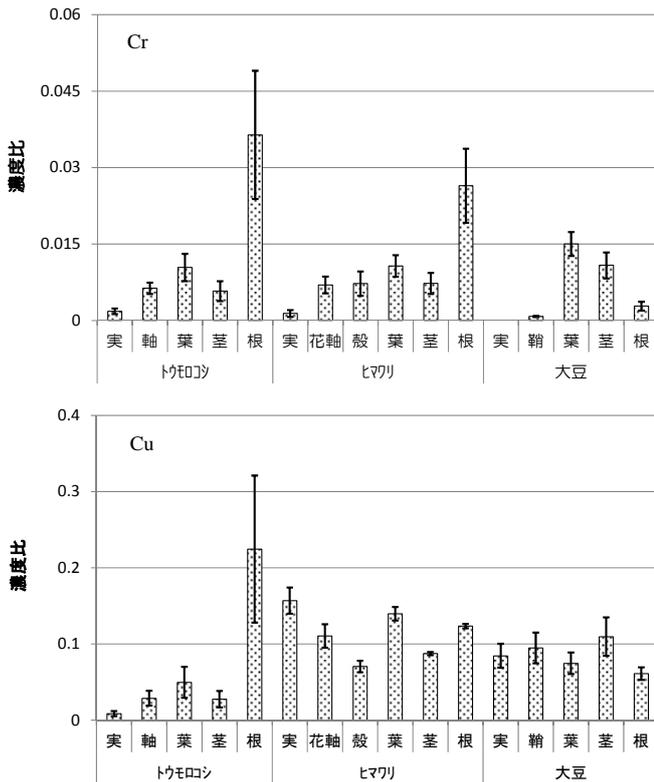


図2 クロム及び銅の植物体部位別の濃度比

図中の棒グラフは、植物体部位別濃度の土壌中濃度に対する比の平均値を、植物の種類ごとに集計して示しており、誤差表示は標準偏差を示す。ただし、区画No. 4で栽培したトウモロコシについては、一部の部位で重金属濃度の測定が欠落していたため、集計から除いた。

植物体中の重金属は、植物種、金属種により異なる分布を示す結果となった。

また、植物体中のクロム濃度に対する銅濃度の比（銅/クロム）を、栽培区画の土壌中の比とともに表2に示す。土壌中の濃度比は、灌漑水の取り入れ口に当たる区画No. 1では1.7であったが、取り入れ口から遠ざかるにしたがい0.9まで減少した。圃場の脇を流れ、同圃場の灌漑水として利用していた水路水の測定結果（未発表）によれば、銅/クロム濃度比は2.8（クロム及び銅の濃度は、それぞれ1.5 mg/L及び4.2 mg/L）と高く、灌漑水の取り入れ口に近い区画ほど灌漑水の影響が強く現れた結果と推定される。植物体中の濃度比は、地上部、根を含む植物全体ともに、いずれの植物でも栽培区画の土壌よりも大きく、銅はクロムよりも植物中に移行しやすいことを示している。ただし、濃度比は、ヒマワリ、大豆、トウモロコシの順に減少し、植物種によって明確に異なる値を示した。

植物は、クロロフィルの生合成経路に必要な鉄を吸収する機構を持っており、その際に他の重金属も同時に吸収する。鉄吸収機構は、双子葉植物及びイネ科以外の単

表2 土壌及び植物中のクロムと銅の濃度比(Cu/Cr)

栽培植物	区画	濃度比		
		土壌 (0-20 cm)	植物体 (地上部)	植物体 (植物全体)
トウモロコシ	No.1	1.7	4.9	6.9
	No.2	1.5	5.1	6.8
	No.5	1.2	6.0	7.4
	No.9	1.1	5.9	7.5
	No.10	0.9	10	8.9
ヒマワリ	No.3	1.4	40	37
	No.7	0.8	46	43
	No.11	1.0	56	52
大豆	No.6	1.2	15	16
	No.8	0.9	15	15
	No.12	0.9	13	14

区画No. 4で栽培したトウモロコシについては、図2の脚注と同様に、集計から除いた。

子葉植物が持つStrategy Iと、イネ科植物が持つStrategy IIに分けられる^{9,10}。Strategy Iは、根からプロトン、フェノール系化合物やクエン酸などの有機酸を分泌して三価鉄を可溶化し、根の細胞膜上の還元酵素により二価鉄に還元して吸収する。一方Strategy IIでは、根からムギネ酸を分泌して三価鉄をキレート化し、錯体のまま吸収する^{9,10}。栽培植物として選択したトウモロコシはイネ科に属し、ヒマワリ及び大豆はそれぞれキク科及びマメ科に属することから、鉄吸収機構が異なると考えられる。さらにマメ科植物の大豆では、土壌微生物の根粒菌による作用¹¹も鉄の吸収に影響していると考えられる。試験に供した植物は、いずれも鉄吸収機構が異なると予想され、このことが、植物種及び金属種による植物体中濃度の分布や、植物種による植物体中のクロムと銅の濃度比の違いに関連している可能性が推察された。

また、トウモロコシの根の濃度に見られる比較的大きな偏差は、栽培区画の土壌濃度の偏差が大きく、また、トウモロコシが単子葉植物に特徴的なひげ根型根系を形成することから、土壌からのひげ根の回収、あるいはひげ根に付着した土壌粒子の除去の程度による影響が大きく表れたためと推定される。

3.3 修復効果の評価

区画No. 12を除く全ての区画が、土壌環境質量標準の畑地における二級基準を超過する銅について、部位別の重金属濃度に部位別の乾燥重量（バイオマス量）を乗じて地上部及び植物全体について合計し、地上部及び植物全体による重金属の蓄積量、即ち土壌からの収奪量を区画

表3 栽培植物による銅の収奪量及び土壌修復効果

栽培植物	区画	収奪量(mg/区画)		必要除去量 (g/区画)
		(地上部)	(植物全体)	
トウモロコシ	No.1	1,000	3,300	1,300
	No.2	920	3,000	990
	No.5	650	2,200	320
	No.9	610	2,200	160
	No.10	780	2,700	72
ヒマワリ	No.3	2,200	2,200	64
	No.7	2,400	2,400	80
	No.11	2,300	2,300	96
大豆	No.6	23	27	140
	No.8	22	25	130
	No.12	24	27	0

収奪量：部位別の銅濃度に部位別の乾燥重量を乗じ、地上部及び植物全体について、4 m四方に区分した区画ごとに合計した量
必要除去量：土壌の仮比重を1とし、農業生産に適した耕地の二級基準(100 mg/kg)までの浄化に必要な区画ごとの銅の除去量

ごとに算出した。また、圃場の土壌中の銅濃度を農業生産に適した二級基準まで修復するのに必要な除去量を、黄土の仮比重(容積比重)を1と仮定し、区画ごとに算出して表3に示した。

植物の地上部による銅の収奪量は、ヒマワリ、次いでトウモロコシの順であり、地上部のみを圃場から回収する場合にはヒマワリが有利であると判断された。一方、根を含む植物全体による銅の収奪量は、トウモロコシの根における銅濃度及びバイオマス量がともに大きいことから、トウモロコシとヒマワリが同等であった。また大豆では、地上部の植物体中の銅濃度はヒマワリと大差はないが、バイオマス量が小さいことから、地上部、植物全体のいずれも、収奪量が最も小さかった。

ただし、いずれの植物の収奪量も、試験圃場の土壌中の銅濃度を農業生産に適した二級基準(100 mg/kg)まで修復するのに必要な除去量に比べて非常に小さく、修復に長期間を要することは必至である。例えば、繰り返し栽培における毎回の収奪量が変わらないと仮定し、基準値を20%ほど超過する区画No. 3に毎年1回ヒマワリを栽培した場合、地上部、あるいは植物全体のいずれを回収しても、修復期間は約30年と計算される(実際には、土壌中の濃度の低下に伴って収奪量が減少すると予想されることから、修復期間はさらに長期に及ぶと予想される)。同様に、基準値を50%ほど超過する区画No. 9に毎年1回トウモロコシを栽培した場合には、植物全体を回収するとしても70年以上と計算され、長期に及ぶ修復期間の収益の確保、あるいは支出の大幅な削減が、本手法適用の可

否を決定づけると考えられる。

3.4 収穫物の資源利用の可能性

本調査で栽培した植物の実は、いずれもバイオ燃料の原料、すなわち、トウモロコシはバイオエタノール、ヒマワリ及び大豆はバイオディーゼルの原料として利用可能である¹²⁾。この点で、汚染農用地に栽培する農作物種やその品種は、食用としての価値よりもバイオ燃料の生産効率(転換率)の高い作物種や収獲量を優先した品種の選択が必要になると考えられる。さらに、長期間にわたり大量に発生する低濃度に汚染されたバイオマス(実以外の植物体)を、バイオマス燃料やセルロース系バイオ燃料(セルロース系エタノール)の原料として利用するなど、資源として有効活用するための新たな方策の検討が必要となる。

今回の試験で検出された植物体(地上部)のクロム及び銅の濃度は、通常の濃度範囲¹³⁾(クロム:0.2-1 ppm, 銅:4-15 ppm)の上限値に対し、最大でもそれぞれ2.7倍(トウモロコシの葉)及び1.4倍(ヒマワリの実)であり、また、根について同様に比較した場合でも、それぞれ7.0倍及び3.9倍(いずれもトウモロコシ)が最大であり、桁違いの高濃度とはなっていない。従って、実をバイオ燃料の原料として、また実以外の植物体をバイオマス燃料あるいはセルロース系エタノール原料として利用することに支障はないと予想される。ただし、バイオマス燃料として焼却した灰や、バイオ燃料の製造過程で発生する“搾り滓”については、重金属の濃縮が想定されることから、汚染物として適切に処理する必要がある。

4. まとめ

汚染灌漑水の利用により、クロム及び銅に低濃度に汚染された中国山西省の農用地を試験圃場とし、農作物を対象としたファイトレメディエーションによる修復効果を評価した。栽培植物は、現地での栽培のしやすさを考慮し、栽培実績の多いトウモロコシ、ヒマワリ及び大豆を選択し、試験圃場を区分して栽培した。

クロム及び銅の土壌中濃度は、灌漑水の取り入れ口に近い区画で高く、12区画中クロムは1区画で、銅は2区画で、植物が正常に生育する臨界値(三級基準)を超過していた。ただし、栽培植物の生育はいずれの区画も順調で、土壌中の重金属濃度による影響は見られなかった。

植物の主な部位の重金属濃度は植物及び金属の種類によって異なり、また、植物体中のクロムと銅の濃度比も植物の種類によって違いが見られた。試験に供した植物は、その種類によって鉄吸収機構が異なると予想され、このことが分布や濃度比の違いに関連している可能性が推察された。

修復効果は、バイオマス量の大きいヒマワリ、トウモロコシが有利であったが、銅の濃度が二級基準値（農業生産に適した耕地の基準）を20%超過する土壌を、基準値まで修復するのに30年以上の長期間を要すると推定された。

修復が長期に及ぶことから、収穫した実や修復期間に大量に発生するバイオマスを資源として有効利用するなど、継続的に収益を確保する方策の検討が必要で、この修復技術の適用を判断する不可欠の条件であると考えられる。

5. 引用文献

- 1) 早川孝彦, 栗原宏幸: 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. *Journal of Environmental Biotechnology*, **2**, 103-115, 2002
- 2) Chaudhry, T. M., Hayes, W. J., Khan, A. G., KHoo, C. S.: Phytoremediation - Focusing on accumulator plants that remediate metal-contaminated soils. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, **3**, 37-51, 1998
- 3) 長谷川功: 植物による重金属汚染土壌の浄化—ファイトレメディエーション—. *農林水産技術研究ジャーナル*, **25**, 5-12, 2002
- 4) Sas-Nowosielska, A., Kucharski, R., Malkowski, E., Pogrzeba, M., Kuperberg, M., Krynski, K.: Phytoextraction crop disposal—an unsolved problem. *Environmental Pollution*, **128**, 373-379, 2004
- 5) 環境省: 中国における環境汚染等の現状. <https://www.env.go.jp/air/tech/ine/asia/china/files/pollution/pollution.pdf>
- 6) 一般社団法人海外環境協力センター: 環境保護部 国土資源部「中国全国土壌汚染状況調査公報(2014年4月17日)」(仮訳). http://www.oecc.or.jp/pdf/china/china2014_bulletin.pdf
- 7) 農林水産省: 海外農業情報調査分析(アジア) 報告書 第2章 中国の農業の生産余力. http://www.maff.go.jp/j/kokusai/kokusei/kaigai_nogyo/k_syokuryo/h21/pdf/h21_asia2.pdf
- 8) 中国環境保護部: 土壌環境質基準(GB 5618-1995). http://www.mep.gov.cn/tech/hjbz/bzwb/trhj/trhjzlbz/199603/t19960301_82028.htm
- 9) 森敏: 鉄欠乏ストレスに対する植物の適応戦略. *日本農薬学会誌*, **17**, S207-S212, 1992
- 10) 樋口恭子. 植物における鉄代謝機構の解明に向けて. *日本土壌肥料学会誌*, **74**, 237242, 2003
- 11) Slatni, T., Salah, I. B., Kouas, S., Abdelly, C.: The role of nodules in the tolerance of common bean to iron deficiency. *Journal of Plant Research*, **127**, 455-465, 2014
- 12) 国立研究開発法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構: バイオマスエネルギー導入ガイドブック(第4版). <http://www.nedo.go.jp/content/100759785.pdf>
- 13) 農林水産技術会議事務局: 植物の金属元素含量に関するデータ集録. <http://www.niaes.affrc.go.jp/techdoc/hvymetal/>

謝辞

本研究の実施を補助いただきました、山西農業大学資源環境学院の多くの研究生に感謝します。