

都市ゴミ炭化物の施用による土壌および作物体への影響

山下浩一・平浩一郎・竹中 勲・藤田奈都*

Effect of Municipal Waste Charcoal on Several Crops and Soil

Hirokazu YAMASHITA, Koichiro TAIRA, Isao TAKENAKA and Natsu FUJITA*

Summary

Municipal waste charcoal was applied to several types of crops. The subsequent effects on crop growth and heavy metals were studied.

- 1) Growth-inhibitory effects were not observed in any crop. Especially, yields of spinach and komatsuna were increased by municipal waste charcoal application.
- 2) The soil bulk density was decreased by the municipal waste charcoal application.
- 3) Heavy metals in the edible portions of the crops were not increased by the municipal waste charcoal application.
- 4) Total zinc concentration in the soil was increased by the municipal waste charcoal application, but the chemical form of zinc in the soil changed, perhaps because of increased soil pH.

Key Words : municipal waste charcoal, RDF, calcium, heavy metal, zinc, chemical form, soil pH

緒 言

現在わが国において、年間約5000万トンもの一般廃棄物が排出されている¹⁾。奈良県においても、2003年度の一般廃棄物の総排出量は約54万トンであり、その83%が市町村のゴミ処理施設で焼却処理されている²⁾。しかし、廃棄物の焼却処理には、焼却灰の最終処分場の確保やゴミ処理施設の老朽化、ダイオキシン対策等の問題が山積しており、今後、廃棄物の減量化や再資源化等への取り組みが重要な課題になるであろうと考えられる。

近年、全国各地でこれらに対処するため、ゴミ固形化燃料(RDF: Refuse Derived Fuel)の製造施設が建設されている。RDFは、ゴミから不燃物を除去し、乾燥、破碎を経て成型されたもので、ゴミと比べて貯留性や輸送性に優れるという利点を有している³⁾。さらに、RDFの用途拡大を図るため、RDF炭化システムが開発され、RDFの炭化物(都市ゴミ炭化物)は、製鉄所での副資材として利用されるほか、セメントの原料や水処理の吸着剤としての利用が検討され始めている。炭化物の農業利用としては、木炭の土壌改良効果が明らかとなっている⁴⁾が、都市ゴミ炭化物についての研究事例^{5,6)}は少なく、また、土壌や作物に対する重金属類の負荷に関する研究は見られない。また、処理施設を導入した県内自治体から、都市ゴミ炭化物の農業

利用の可能性に関する相談が当センターに寄せられている。

そこで、今回、都市ゴミ炭化物の土壌改良資材としての可能性を検討するために、同資材を土壌に混合し、作物生育への影響、および重金属類の負荷について調査したので概要を報告する。

材料および方法

1. 供試材料

都市ゴミ炭化物は、JFEホールディングス社製炭化材(商品名:リバーエコ炭)を使用した。その分析値を第1表に示す。粒径は3mm以下のものが主体であり、容積重は0.65Mgm⁻³であった。土壌は当センター内ほ場の土壌(低地水田土・灰色化低地水

第1表 都市ゴミ炭化物の分析値
Table 1. Some properties of the municipal waste charcoal

項目	分析値	項目	分析値
比重 (Mgm ⁻³)	0.65	T-Cu (mgkg ⁻¹)	208
pH	8.82	T-Zn (mgkg ⁻¹)	403
EC (mSm ⁻¹)	70.0	T-As (mgkg ⁻¹)	1.07
T-Ca (gkg ⁻¹)	19.9	T-Cd (mgkg ⁻¹)	0.00
Ex-CaO (mgkg ⁻¹)	432		

* 現 奈良県中部農林振興事務所

田土・中粒質)を使用した。

結 果

2. 栽培方法

1) 試験区の設定

2003年3月に、雨よけ施設内に5つの縦横1m、高さ15cmの木枠を設け、深さ10cmに土壌を充填した。次に、都市ゴミ炭化物を0,3,6,9,12kg施用し、試験区とした。施用は開始時の1回とした。供試作物は、トマト、ハウレンソウ、コマツナ、シュンギク、ダイズとし、その順で栽培した。なお、ダイズの栽培時は、ビニルをはずし、露地栽培とした。

2) 耕種概要

供試作物の耕種概要を第2表に示す。施肥は農作物の施肥基準²⁾に従い、全区同一施肥とした。但し、ダイズの栽培時のみ、事前の土壌分析の結果、肥料成分の残存が見られたので無施肥とした。

第2表 供試作物の耕種概要

Table 2. Outline of the cultivated crops

作付順	作物名	品種	播種(定植)年月日	収穫年月日
1	トマト	桃太郎	2003. 4. 8	2003. 5.- 7.
2	ハウレンソウ	晩抽バルク	2004. 4.23	2004. 6. 8
3	コマツナ	楽天	2004. 7. 5	2004. 7.27
4	シュンギク	株張り中葉新菊	2004. 9.30	2004.11.15
5	ダイズ	サチユタカ	2005. 7. 6	2005.11. 2

3. 調査方法

収穫時の生育状況と収量を調査するとともに、作物体可食部と収穫後の土壌を採取し、定法³⁾により重金属濃度および土壌の理化学性の分析を行った。重金属は硝酸-過塩素酸分解により得られた分解液を測定し、その含有率を全量濃度とした。また、土壌中亜鉛の形態別抽出は、牧野らの方法⁴⁾に従い、逐次抽出法によって交換態、酸可溶態、マンガン酸化物吸蔵態、有機物結合態、鉄酸化物吸蔵態、および残さ態の6画分に分けて測定を行った。重金属の測定は、サーモエレクトロン社製ICP発光分光分析装置(IRIS intrepid II XSP Duo)により行った。

1. 作物生育に及ぼす影響

収量調査の結果を第3表に示す。都市ゴミ炭化物の施用による収量は、ハウレンソウでは全処理区で対照区に比較して約2割以上、コマツナでは約1割以上増加した。シュンギク、ダイズについては、対照区とほぼ同等であった。また、都市ゴミ炭化物の施用による草丈、主茎長への影響や、観察による生育阻害、および観察による外観への影響も見られなかった。なお、トマトは、4段花房の収穫前に青枯病が発生したため、全収量を算出することができなかった。

2. 土壌の理化学性に及ぼす影響

土壌の理化学性の分析結果を第4表に示す。都市ゴミ炭化物の施用によって土壌のpHとECが上昇した。また、孔隙率や易効性有効水の増加傾向が見られ、仮比重が低下した。

3. 作物体可食部における重金属濃度

次に、都市ゴミ炭化物の施用による作物体の重金属吸収量の調査結果を第5表に示す。いずれの作物も都市ゴミ炭化物の施用による、作物体可食部の著しい重金属の濃度上昇は見られなかった。逆に、亜鉛濃度は同資材の施用量の増加に伴って減少する傾向が見られた。

4. 土壌中の重金属濃度

作物栽培跡地土壌の重金属濃度を第1図に示す。銅は都市ゴミ炭化物の施用量に応じて全量濃度の増加傾向があったが、0.1N-HCl可溶性画分濃度に大差は見られなかった。ヒ素は同資材の施用によって全量濃度に増加傾向は見られなかったが、0.1N-HCl可溶性画分濃度はやや増加した。亜鉛は同資材の施用量に応じて土壌中の全量濃度、0.1N-HCl可溶性画分濃度の両方で増加した。

5. 土壌中亜鉛の形態別存在状態

作物栽培跡地土壌中の亜鉛の形態別存在状態を第6表に示

第3表 都市ゴミ炭化物施用が作物生育に及ぼす影響

Table 3. Influence of municipal waste charcoal application on growth and yield of the cultivated crops

処理区	ハウレンソウ		コマツナ		シュンギク		ダイズ	
	草丈 (cm)	収量 (kg/m ²)	草丈 (cm)	収量 (kg/m ²)	草丈 (cm)	収量 (kg/m ²)	主茎長 (cm)	子実収量 (g/m ²)
対照区	20 (100)	3 (100)	28 (100)	2 (100)	25 (100)	3 (100)	36 (100)	860 (100)
3kg/m ² 区	23 (116)	4 (133)	29 (103)	3 (114)	25 (99)	3 (97)	35 (96)	835 (97)
6 kg/m ² 区	23 (117)	4 (130)	30 (108)	3 (114)	25 (99)	3 (102)	36 (101)	808 (94)
9 kg/m ² 区	24 (122)	4 (143)	28 (100)	3 (111)	25 (100)	3 (99)	37 (103)	895 (104)
12 kg/m ² 区	21 (107)	3 (119)	29 (103)	3 (121)	25 (100)	3 (104)	35 (98)	880 (102)

カッコ内は対照区を100とした場合の相対値を表す。

第4表 都市ゴミ炭化物施用土壌による土壌理化学性への影響

Table 4. Influence of municipal waste charcoal application on some properties of the soil

	トマト栽培後					栽培跡地土壌				
	pH	EC	孔隙率*	仮比重	易効性有効水**	pH	EC	孔隙率*	仮比重	易効性有効水**
	(mSm ⁻¹)	(%)	(Mgm ⁻³)	(%)	(%)	(mSm ⁻¹)	(%)	(Mgm ⁻³)	(%)	(%)
対照区	6.29	56.5	64.9	1.07	8.2	6.6	2.7	58.4	1.15	11.4
3kg/m ² 区	7.02	53.5	66.6	1.06	7.9	6.97	2.8	59.8	1.12	11.3
6kg/m ² 区	7.47	77	66.4	1.05	8.7	7.29	3.5	59.7	1.12	12.3
9kg/m ² 区	7.64	155.5	66.6	1.01	6.2	7.67	4.2	60.2	1.1	12.5
12kg/m ² 区	8.24	146	69	0.98	11	8.11	5.9	63.9	1.06	15.6

*孔隙率はpF=1.5における気相率と液相率の和を表す。

**易効性有効水はpF=1.5から2.7における土壌水を表す。

第5表 都市ゴミ炭化物施用土壌で栽培した作物体可食部に含まれる重金属濃度

Table 5. Concentration of some heavy metals in edible parts of plants

	トマト (mgkg ⁻¹)			ホウレンソウ (mgkg ⁻¹)				コマツナ (mgkg ⁻¹)				シュンギク (mgkg ⁻¹)				ダイズ (mgkg ⁻¹)			
	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn	Cd	As	Cu	Zn	Cd	As	Cu	Zn	Cd	As	Cu	Zn	Cd	As
対照区	0.63	2.27	0.01	0.82	10.60	0.13	0.51	0.52	8.50	0.02	0.02	1.88	17.04	0.07	0.06	11.6	56.5	0.02	N.D.
3kg/m ² 区	0.60	1.90	0.01	0.68	10.00	0.09	0.41	0.49	7.82	0.02	0.02	1.84	14.36	0.05	0.08	10.3	50.7	0.01	N.D.
6kg/m ² 区	0.53	1.90	0.01	0.66	8.12	0.08	0.55	0.56	7.91	0.02	0.02	1.86	15.09	0.06	0.07	10.7	48.4	0.02	N.D.
9kg/m ² 区	0.57	1.80	0.01	0.70	7.12	0.05	0.46	0.51	6.80	0.02	0.01	1.85	13.20	0.04	0.09	11.3	49.0	0.01	N.D.
12kg/m ² 区	0.53	1.83	0.01	0.81	7.91	0.05	0.38	0.57	6.32	0.02	0.02	1.80	12.68	0.05	0.07	11.3	48.3	0.01	N.D.

N. D. : 検出限界以下

第6表 土壌中亜鉛の形態別存在状態

Table 6. Distribution of Zn in soil chemical fractions

	Zn (mgkg ⁻¹)							全量
	交換態	酸可溶態	マンガン酸化物吸蔵態	有機物結合態	鉄酸化物吸蔵態	残さ態		
対照区	0.97	5	4.47	6.86	29.2	31.7	78.2	
3kg/m ² 区	0.34	5.91	5.19	6.38	33.8	27.9	79.5	
6kg/m ² 区	0.01	6.29	6.28	6.86	27	34.1	80.5	
9kg/m ² 区	N.D.	7.3	8.54	8.08	30.6	31.9	86.4	
12kg/m ² 区	N.D.	9.14	9.68	8.34	31.4	32.8	91.3	

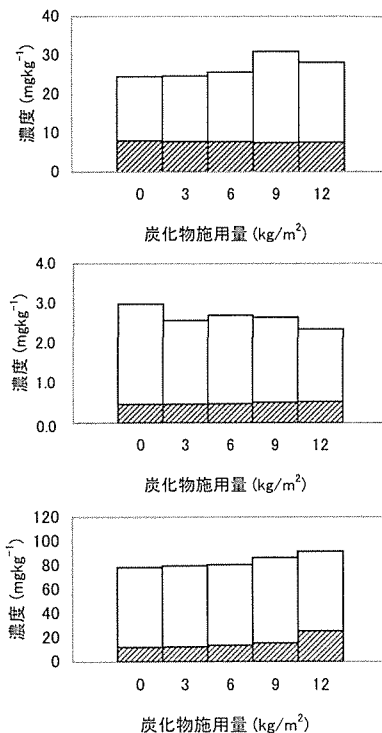
N.D. : 検出限界以下

いずれもダイズ栽培後土壌中の濃度を示す。

す。亜鉛は、環境に影響を及ぼす可能性が低いと考えられる鉄酸化物吸蔵態と残さ態の割合が高く、両方をあわせると、いずれの区も亜鉛全量の70%以上を占めた。また、最も作物への可給性が高いと考えられる交換態亜鉛濃度は都市ゴミ炭化物の施用量の増加とともに減少する傾向にあり、9kg/m²以上の施用では、いずれも定量限界値以下であった。一方、交換態よりも比較的作物への可給性が低いと考えられる酸可溶態およびマンガン酸化物吸蔵態亜鉛濃度は、都市ゴミ炭化物の施用量の増加とともに増加した。

考 察

都市ゴミ炭化物施用により、シュンギクおよびダイズでは対照区とほぼ同等の収量であったが、ホウレンソウおよびコマツナでは同資材の施用によっていずれも1割以上増収した。景山ら³⁾は、マサ土に都市ゴミ炭化物を施用してスプレイギクを栽培し、8:2 (マサ土:同炭化物, 容積比)の割合で施用したものが土壌孔隙率を高め、切り花品質が良くなったと報告している。ホウレンソウについては好アルカリ作物であり、その影響を考慮する必要があるが、都市ゴミ炭化物施用により、いずれの作物の草丈や収量等に悪影響を及ぼさなかったことから、同資材には作物



第1図 都市ゴミ炭化物施用による土壌中の重金属濃度への影響

Fig.1. Influence of municipal waste charcoal application on heavy metals in the soil
棒グラフは全量濃度を示し、その内、斜線部分は0.1N-HCl可溶性画分濃度(Cu,Zn)、あるいは1N-HCl可溶性画分濃度(As)を示す。いずれもダイズ栽培後土壌中の濃度。

生育を阻害するような物質は含まれていないことが推察される。ただし、RDF製造過程で消石灰を使用しており、カルシウムを約2%含有する(第1表)ため、pHが8.8と高く、施用によりpHが上昇した(第4表)。したがって、栽培する作物によっては土壌のpH管理および土壌のアルカリ化による要素欠乏症に注意する必要がある。土壌の物理性については、都市ゴミ炭化物施用によって仮比重を低下させるという改善効果が認められたが、炭化物の大量投入は、気相率の上昇による土壌の過乾燥を招くおそれがあるため、多量施用は避けるべきであると考えられる。

都市ゴミ炭化物には各種重金属が含まれており、農業利用に際しては、安全性に十分な注意が必要である。食品中の重金属については、FAO/WHO合同食品規格委員会(Codex)において、食品中のカドミウム濃度が規定されているが、本研究で使用した都市ゴミ炭化物にはカドミウムがほとんど含まれておらず(第1表)、該当する作物中のカドミウム濃度もすべて国際基準値(葉菜類:0.2mgkg⁻¹)以下であったこと(第5表)から、カドミウムに関しては問題ないと考えられる。また、銅、亜鉛、およびヒ素についても、都市ゴミ炭化物施用による作物体可食部の著しい濃度上昇は認められないこと(第5表)から、本研究の供試施用量の範囲内では問題はないと考えられた。

土壌に含まれる重金属の法的規制としては、銅およびヒ素は

土壤汚染防止法において有害物質に指定され、土壤中の濃度が銅は125 mgkg⁻¹未満(0.1規定塩酸抽出)、ヒ素は15 mgkg⁻¹未満(1規定塩酸抽出)と定められている。本研究において0~12 kg/m²施用した場合でも、銅およびヒ素はいずれもこの基準値を大きく下回っていることが判明した(第1図)。

一方、亜鉛は土壤汚染の未然防止に係る管理規準値として、土壤中の全量の濃度が120mgkg⁻¹と定められている。亜鉛は基準値を下回ってはいるものの、施用量とともに土壤中の全量濃度が上昇し、12 kg/m²施用で91.3mgkg⁻¹に達した(第1図)。このことから、これ以上を施用することで管理基準値に近づくことが推察されるため、大量投入および連用は避けるべきと考えられる。

また、亜鉛はこれらの重金属の中でも特に土壤中の濃度が高いため、都市ゴミ炭化物の施用による影響が懸念された。そこで、亜鉛について、栽培後土壤の形態別抽出を行い、その存在状態を調べた。亜鉛の形態別存在状態に関して、服部²⁾は、汚泥施用土壤の重金属の挙動にpHが最も大きく影響し、亜鉛の水酸化物の安定度定数からpHと溶存イオン量との関係性を求め、pHが6.5以下になると溶液中の亜鉛の溶存量は10mmolL⁻¹以上になり、さらにpHの低下に伴って溶存量は急激に増加すると報告している。また、岡本⁹⁾は、石灰系下水汚泥の連用によりpHが上昇した土壤において、生理的酸性肥料の施用によって土壤pHが低下した場合の重金属の形態の変化について検討しており、土壤のpHが6.3付近まで低下すると、土壤に蓄積した重金属が可給性のより大きな形態に変化し、その結果、下層土への重金属類の移動や作物への吸収が促進されるとしている。これに対し、本研究では、都市ゴミ炭化物の施用によってpHが上昇するため、土壤中の亜鉛イオンの一部が水酸化物に変化し、交換態画分が減少して酸可溶性画分が増加したものと推測された(第6表)。したがって、都市ゴミ炭化物の施用量増加に伴って土壤中亜鉛の全量濃度が上昇しても、難溶性と考えられる有機物結合態、鉄酸化物吸蔵態、および残さ態がその大半を占め、それ以外についてもpHの上昇による形態変化の影響を受けるため、作物体の亜鉛吸収量は増加しないであろうと推察される。

以上のことから、都市ゴミ炭化物の土壤改良資材としての利用は、土壤改良効果を有し、作物体の重金属吸収量の増加を起こさないことから、有効であると考えられる。しかしながら、原料が不均一であること、炭化物自体が難分解性であること、また、いったん土壤に蓄積された重金属類は除去が困難であること等の問題を有しているため、土壤中重金属に関する法的規制遵守、土壤pHの適正化、および土壤の過乾燥防止の観点から、その施用に際しては土壤診断や同資材の分析等を行いながら、詳細かつ慎重な検討が必要であろう。

摘 要

RDFを原料とする都市ゴミ炭化物の新たな利用方法として、土壤改良資材としての使用を検討した。都市ゴミ炭化物を土壤に施用し、作物生育への影響、および重金属類の負荷について調査した。

- 1) 都市ゴミ炭化物の施用により、ホウレンソウとコマツナの収量が増加した。他の作物についても視覚による観察では生育阻害は見られなかった。
- 2) 都市ゴミ炭化物の施用により、仮比重の低下が見られ、土壤改良効果が認められた。
- 3) 作物体可食部への重金属の吸収増加は見られなかった。
- 4) 土壤中の全亜鉛濃度が上昇する一方で、pHの上昇に伴う亜鉛の形態変化が見られた。

引用文献

1. 土壤保全調査事業全国協議会編集. 2003. 土壤改良と資材. 財団法人日本土壤協会. 131-144.
2. 服部浩之. 1998. 汚泥施用土壤からの重金属溶出の潜在的な危険性. 土肥誌 69(2): 135-143.
3. 景山詳弘・後藤丹十郎. 2001. 土壤への都市ゴミ炭化材の施用がスプレイギクの生育と開花に及ぼす影響. 園芸学会中四国支部研究発表要旨40:40.
4. 厚生労働省. 2005. 平成17年度版環境白書.
5. 牧野知之・高橋義明・櫻井泰弘. 1997. 風乾処理が土壤のマンガン、コバルト、亜鉛、銅の存在状態に及ぼす影響. 土肥誌 68(4):409-416.
6. 奈良県環境政策課. 2005. 平成17年度版奈良県環境白書. 185-188.
7. 奈良県農林部. 2002. 農作物の施肥基準.
8. 根路銘美穂・豊田剛己・Tajul MD Islam・西島孝紀・松岡智生・佐藤一郎・山口安幸. 2005. 生ゴミ炭化物の土壤施用によるトマト青枯病抑制. 土と微生物 59(1):9-14.
9. 岡本 保. 2001. 石灰系下水汚泥連用中止後の土壤pH低下に伴う重金属類の存在形態、移動性および可給性の変化. 土肥誌 72(1):1-8.
10. 社団法人日本エネルギー学会編. 2002. バイオマスハンドブック. オーム社. 76.
11. 財団法人日本土壤協会. 2001. 土壤機能モニタリング調査のための土壤、水質及び植物体分析法.