

放射性物質と農業と水産業について

平成 23 年 4 月 15 日

株式会社町田アンド町田商会

取締役副社長 坂本直隆

平成 23 年 3 月 11 日に起こった東日本大震災により、東日本の海岸線一帯は津波により壊滅的な被害を被った。

福島第一原子力発電所もその機能を停止し、放射能漏れを起こし未だに収束には予断を許さない状況が続いており、叡智を結集し放射能を押さえつけるための懸命の作業が続いている。漏れだした放射能は、周辺地区住民の自宅待機や避難を強いる形となっている。

また、原子力発電所から比較的離れた地域でも、農産物から放射性物質が検出され、地域が広範囲に及んでいるため、国民全体が危機感を持って原子力発電所の動向を見守っている。

国民の生活に多大な影響が考えられる緊急的な社会状況から、暫定規制値が通知され運用されることになった。この規制値は、春を迎え、稲を植えようとする農家、葉物野菜生産者、漁業関係者にとって好ましくない評価である場合もあり、健康を守るための値が生産者にとっては死活問題になっている。さらにいわゆる風評被害も加わり、混乱に拍車がかかり、生活者にも冷静な判断と対応が必要とされている。

放射能の食品暫定規制値については、安全性を重視し過ぎるあまり、評価値が厳しすぎるという側面もみられる。安全性に極端にシフトした規制値では、生産者側にとっての利益が大きく損なわれる点も忘れてはならない。今後モニタリングを継続することによって、再評価は弾力的に定められるべきと考える。

生活者が放射能物質の検出値に過敏な反応を示し、水や野菜を十分に取りえないことによる脱水、栄養の偏りなどの新たな不利益も考えられるため、放射能物質については、情報公開はよりの確に根拠をもった判断基準を明らかにすべきである。

過剰な対策は農地の劣化や汚染の拡大を引き起こす危険性があり、汚染程度に応じて対策の必要性を判断し、農地の生産力を維持しながら適切な管理をすることが重要と思われる。

* 飲食物摂取にかかる暫定規制値について

放射性物質漏洩事故等が発生した場合、原子力災害特別措置法により、関係地方公共団体の原子力防災担当部局が中心となって緊急時モニタリングが実施される。

放射能汚染された食品の取扱について、原子力安全委員会により示された指標値を超える飲食物が見つかった場合は、政府の原子力災害対策本部が摂取制限の実施等を検討し、食品の出荷制限、摂取制限を指示することになっている。

○ 飲食物摂取制限に関する指標

核種	原子力施設等の防災対策に係る指針における 摂取制限に関する指標値 (Bq/kg)	
放射性ヨウ素 (混合核種の代表核種： ¹³¹ I)	飲料水	300
	牛乳・乳製品 注)	
	野菜類 (根菜、芋類を除く。)	2,000
放射性セシウム	飲料水	200
	牛乳・乳製品	
	野菜類	500
	穀類	
	肉・卵・魚・その他	
ウラン	乳幼児用食品	20
	飲料水	
	牛乳・乳製品	100
	野菜類	
	穀類	
	肉・卵・魚・その他	
プルトニウム及び超ウラン元素 のアルファ核種 (²³⁸ Pu, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²⁴² Pu, ²⁴¹ Am, ²⁴² Cm, ²⁴³ Cm, ²⁴⁴ Cm 放射能濃度の 合計)	乳幼児用食品	1
	飲料水	
	牛乳・乳製品	
	野菜類	10
	穀物	
	肉・卵・魚・その他	

注) 100 Bq/kg を超えるものは、乳児用調製粉乳及び直接飲用に供する乳に使用しないよう指導すること。

土壌中放射能物質の作物への移行について

- ・日本土壌肥料学会 土壌・農作物等への原発事故影響 WG
- ・イネにおける放射性核種の分布と土壌からの移行率 (財) 環境科学技術研究所 広報・研究情報室より抜粋

(1) 土壌から作物へのセシウムの移行について

1) セシウム (Cs) は土壌に降下するとカリウム (K) と同様に 1 価の陽イオンとしてふるまう。土壌は負の電荷を帯びているため、正電荷を帯びた陽イオンを引きつけ、土壌の表面にとどめる性質がある。

Cs の作物への吸収経路は、大気から作物体に沈着し吸収される葉面吸収と、一度土壌に降下したのち根を通じて吸収される経根吸収がある。

作物は土壌溶液中の養分を主に吸収するので、作物が吸収する Cs 量も、土壌への Cs 降下後の経過日数とともに減少することが知られている。

土壌から白米への移行係数 (白米 1 kg 当たりの放射能濃度 / 土壌 1 kg 当たりの放射能濃度の比) は 0.00021~0.012 で、土壌中の K 濃度が高いほど Cs-137 の作物への移行が少ない傾向にあるとの報告もある。

施用資材によっても移行係数は変化し、通常の N、P、K 三要素を施肥した場合に比べ K 肥料を無施用で高くなり、堆肥施用で減少するとの報告がある。

2) 吸収されたセシウムのイネ体内での存在割合

Cs-137 と K はイネ体内では比較的類似した挙動を示す。作物に吸収された Cs 総量のうち玄米に移行した割合は 12~20% である。糠部分で白米より高い濃度にあることが知られており、白米の Cs-137 濃度は玄米に比べ 30~50% 程度低い。

可食部への Cs の移行が少ない場合であっても、稲ワラ等の非可食部の処理をどうするかは重要な問題である。例えば、イネの場合、白米とそれ以外の部位の Cs 存在比率は 7:93 との報告がある。非可食部の家畜への給与、堆肥化、鋤込み、焼却等の処理により再び放射性 Cs が食物連鎖を通じて畜産品に移行し、あるいは農地に還元される等の可能性がある。第一義的には放射性 Cs の吸収抑制対策の確立が重要であるが、非可食部の処理についても考えておく必要がある。

福島県農林水産部 (平成 23 年 4 月 6 日) によると、土壌から検出された放射性 Cs は、Cs-134 (半減期: 2.07 年) と Cs-137 (半減期: 30.1 年) である。両放射性核種の土壌中でのふるまいや、土壌から農作物への移行は同様である。しかし、現存する Cs-134 と Cs-137 濃度

は、放射性壊変によって 2 年後にはそれぞれ 51%と 96%に、10 年後にはそれぞれ 3.5%と 79%に減少する。

3) 土壌における Cs

チェルノブイリ事故後の東欧や北欧における調査によると、Cs-137 が土壌下方へ進む速度はほとんどの場合年間 1 cm 以下であり、事故から 7 年後に表層から 10cm 以内に 78-99% が残っていると報告されている。

降水量の多い日本の土壌においても 1960 年代に沈着した大気圏核実験由来の Cs-137 は表層土壌に蓄積しており、表層から 30cm よりも深いところでは Cs-137 はほとんど検出されていない。Cs-137 降下後に耕起された農地では、Cs-137 は耕作土層にほぼ均一な濃度で分布する。

4) 土壌から農作物への Cs の移行

土壌に沈着した放射性 Cs は、経根吸収によって農作物へ移行する。その際、同属元素のアルカリ金属である K の影響を強く受ける。イネの白米、ヌカ、モミガラ、ワラ及び根の部位別 Cs 濃度は異なっている。

土壌中放射性 Cs 濃度から作物中放射性 Cs 濃度を推定する方法として、移行係数が用いられる。移行係数とは、土壌中放射性核種濃度に対する作物中放射性核種濃度の比を表す値であり、移行係数に土壌中放射性 Cs 濃度を掛けることによっておおよその作物中放射性 Cs 濃度を求めることができる。

土壌の種類によっても Cs の溶け出し方が異なっているため、土壌から作物への移行係数は、作物や土壌の種類によって異なる。

5) 植物への Cs 移行抑制の事例

1986 年のチェルノブイリ原子力発電所事故後、周辺の牧草地を中心に、Cs-137 の植物への移行を低減化するための対策がなされた。

地表に降下した Cs-137 は土壌の表面に残留しているため、汚染した表土を除去することで Cs-137 を取り除くことができる。この方法は農地から肥沃な表土を失うことに加え、高コストであり、除去した土の処理も問題となる。一方、深く耕起することにより植物根域の Cs-137 濃度を希釈し、吸収を減らすことが期待できる。

しかし、このような作業に伴い、汚染した土壌粒子の飛散による汚染拡大や、作業員へ与える影響に注意が必要である。

土壌溶液中の K 濃度が低い場合、植物による Cs の吸収が促進されることが知られている。そのため、特に K 肥沃度の低い土壌において、K 施肥による Cs 移行低減効果が大きい。酸性の土壌では、石灰中和によって Cs の移行低減効果が認められている。NH₄⁺は土壌に保

持されている Cs+を追い出す力が強いため、アンモニウム塩を含む肥料の施用は、Cs の吸収を促進させる場合がある。ゼオライトやベントナイト等の粘土鉱物資材が土壌中の Cs 保持力を高め、植物への Cs 吸収を低減化する効果も報告されている。このような対策による低減効果は、土壌の性質によって大きく異なる。

これまでに水田地帯が高濃度の放射性 Cs に汚染された例はないが、放射性 Cs トレーサーを用いたイネのポット栽培実験が行われている。水稲は陸稲よりも Cs を吸収するという報告がある。これは、水田土壌では窒素が主に NH₄⁺として存在するため、土壌から Cs+を追い出し、イネに吸収されやすくなるためである。また、水稲においても、K 肥料は Cs の吸収を抑制する効果が認められている。堆肥施用が水稲による Cs 吸収を抑制した例も報告されている。このような知見は、施肥法や水管理によって、Cs-137 に汚染された水田土壌においてイネへの Cs-137 吸収を低減できる可能性を示している。

(2) 土壌浄化プロジェクト

菜種は放射性物質の吸収効率が優れているとされているため、土壌浄化作用が期待される。汚染土地で生産されていた飼料作物について、菜種の作付を奨励することによって、放射能を含まないバイオエネルギーとして機械用燃料やバイオマス燃料の原料としてとして活用しリサイクルできる。

(3) 福島原発の放射能海水汚染と魚に対する影響について

福島近海は、親潮が北から南の方向（千葉 銚子沖）まで流れている。

放射能に汚染された海水は広範囲に広がり急速に拡散希釈されていく。

近海魚、貝類は放射能に汚染される可能性が高い。マグロやカツオなどの回遊魚は、南から黒潮にのって福島沖を通り、東北の北の方まで小魚やイカ類などを捕食しながら北上して行く。のぼりガツオで銚子沖より北で捕れた回遊魚なども、放射能に汚染される可能性がある。千葉の房総以南で捕れた魚は黒潮が南から北へ海流しているため、可能性は低いと思われる。

茨城市沖で 2011 年 4 月 1 日に検査用に採取したコウナゴから、1 キロあたり 4080 ベクレルの放射性ヨウ素 131 が検出されたと厚労省が 4 月 4 日、発表した。

根菜などを除く野菜の暫定基準値は同 2000 ベクレルで、この値を超える数値だった。同省は「食べたとしても直ちに健康に被害を及ぼす数値ではない」としている。

セシウムは、カリウム（野菜や果物に多く含まれる）と同じように、魚の口から入り、えらや尿から出て行くため、放射性セシウムが魚の体内に入っても蓄積しないという。

一方、フランス放射線防護原子力安全研究所（IRSN）が6日までに、同原発から流出する高濃度の放射性物質を含む水などが海洋に与える影響予測を発表した。微粒子の形で海底に沈殿する放射性物質の危険性を指摘し、長期の監視が必要と警告。放射性物質が魚介類の体内で濃縮される可能性を指摘している。

IRSNは、放射性物質のうち海水に溶け込んだものについては水中で拡散し、海流で遠方に運ばれるため危険性が少ないと示唆。微粒子の形で海中にとどまる物質は海底に沈み、長期間汚染が続く可能性があるとした。

放射性物質が魚介類の体内に蓄積され濃縮される可能性については、セシウムの場合、軟体動物や海藻の濃縮率が50倍であるのに対し、魚類は400倍と危険性が高まることを指摘。放射性ヨウ素の場合は逆に、魚類で15倍だが、海藻で1万倍になるなど、物質と生物種の組み合わせで、汚染の状況が多様になるとの見解を示した。

このように水産庁が「放射性物質は魚介類の体内では濃縮されない」とする一方で、プランクトン、子魚、大型の魚を比較すると大型の魚を餌とする魚ほど放射性物質¹³⁷Cs濃度が高く、食物連鎖で生物濃縮が進むことを示唆する研究もある。

出典及び引用資料

放射性物質に関する緊急とりまとめ（平成 23 年 3 月 29 日第 375 回食品安全委員会）

放射能汚染された食品の取り扱いについて（飲食物摂取制限に関する指標）

海産生物と放射能－特に海産魚中の ^{137}Cs 濃度に影響を与える要因について－

笠松不二男（財）海洋生物環境研究所

イネにおける放射性核種の分布と土壌からの移行率

（財）環境科学技術研究所 広報・研究情報室

日本土壌肥料学会 土壌・農作物等への原発事故影響 WG

IAEA (2010) Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series No. 472.

駒村ら(2006) 農業環境技術研究報告, 24, 1-21.

<http://www.niaes.affrc.go.jp/sinfo/publish/bulletin/niaes24-1.pdf>

武田ら(2009) 平成 20 年度環境科学技術研究所年報, 21-23.

Tsukada ら(2002a) Journal of Environmental Radioactivity, 59, 351-363.

Tsukada ら(2002b) Environmental Pollution, 117, 403-409.

Tsukada ら(2008) Journal of Environmental Radioactivity, 99, 875-881.

塚田ら（2008）日本原子力学会 2010 年春の大会講演要旨.

津村ら（1984）農業技術研究所報告 B, 36, 57-113.

中原(2003) 土の中にある多様なコロイド, 化学構造と荷電特性(足立、岩田編) 土のコロイド現象学会出版センター, pp. 23-41.

Arapis ら(1997) Journal of Environmental Radioactivity 34, 171-185.

Comans ら（1994）Geochimica et Cosmochimica Acta 56, 1157-1164.

Degryse ら(2004) European Journal of Soil Science 55, 513-522.

Delvaux ら(2001) Trace Elements in the Rhizosphere. CRC Press, London, pp 61-91.

Dumat ら(2000) Environmental Science and Technology 34, 2985-2989.

Fresenco ら(2007) The Science of the Total Environment 383, 1-24.

Fukuyama ら（2004）The Science of the Total Environment 318, 187-195.

IAEA (1994) Technical Reports Series No.363, 17-68.

Kamei-Ishikawa ら(2008) Journal of Nuclear Science and Technology, Supplement 6, 146-151.

駒村ら(1994) Radioisotopes 43, 1-8.

Konoplev ら(1993) The Science of the Total Environment 137, 147-162.

Lembrechts (1993) The Science of the Total Environment 137, 81-98.

Nakao ら(2009) European Journal of Soil Science 60, 127-138.

Nisbet ら(1993) The Science of the Total Environment 137, 173-182.

Rosen ら(1999) Journal of Environmental Radioactivity 46, 45-66.

- Rosen ら(2006) *The Science of the Total Environment* 368, 795-803.
- Sawhney (1972) *Clays and Clay Minerals* 20, 93-100.
- Shaw ら(1993) *The Science of the Total Environment* 137, 119-133.
- Smolders ら(1997) *Environmental Sciences and Technology* 31, 3432-3438.
- 天正ら(1959) *日本土壤肥科学雑誌* 30, 253-258.
- 天正ら(1961) *日本土壤肥科学雑誌* 32, 139-144.
- Tsukada ら(1998) *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 236, 123-131.
- Tsukada ら(1999) *The Science of the Total Environment* 228, 111-120.
- Tsukada ら(2002a) *Environmental Pollution* 117, 403-409.
- Tsukada ら(2002b) *Journal of Environmental Radioactivity* 59, 351-363.
- Tsukada ら(2002c) *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 252, 219-224.
- 津村ら (1984) *農業技術研究所報告 B*, 36, 57-113.
- Uchida ら(2007) *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273, 205-210.
- Vandebroek ら(2009) *Radioprotection* 44, 635-638.
- Vandenhove ら(2003) *European Journal of Soil Science* 54, 91-102.
- Vidal ら(2001) *Journal of Environmental Radioactivity* 56, 139-156.
- 米沢ら (1965) *日本土壤肥科学雑誌* 36, 135-139

放射性物質放出量の比較

	放出総量		
チェルノブイリ	520万テラ Bq		
福島第一原発	63万テラ Bq		
広島原子爆弾	短期間 爆発 (放射性降下物として汚染)	103 Sv	原爆のエネルギー(爆風50%、熱線35%、放射線15%) 爆心地から3kmまでは爆風熱線で破壊された。初期放射線の影響は別物 初期放射線(ガンマ線と中性子)と残留放射能がつくられた。中性子は瞬間的に放射され、ガンマ線は20秒後まで続いた
ビキニ環礁	84万テラ Bq (=22.73メガ Ci)		1946年から1958年に行われた原水爆実験の総量
スリーマイル(I ₁₃₁)	0.55テラ Bq		
スリーマイル(希ガス)	9万2千テラ Bq		

Bq(ベクレル):放射能の強さを表わす単位

Ci(キュリー):放射能の強さを表わす単位であるが、現在はBq表記が一般的

$$1\text{Bq}=2.7/10000000000\text{ Ci}$$

Sv(シーベルト):人体の組織または臓器に対する影響を表わす線量(等価線量)

rem(レム):等価線量

$$1\text{Sv}=100\text{rem}$$

$$1\text{メガ}=10^6 \quad 1\text{テラ}=10^{12}$$