

灌漑水がイネの放射性セシウム濃度に
与える影響に関する研究

鈴木 啓真

新潟大学大学院自然科学研究科博士後期課程

生命・食料科学専攻

2020 年 2 月

内容

略記一覧	5
第1章 序論	6
1-1 福島第一原子力発電所事故.....	6
1-2 福島県のコメへの影響	7
1-3 環境中における放射性 Cs の挙動及び土壌への吸着.....	8
1-4 灌漑水中放射性 Cs の影響	9
1-5 本研究の目的	11
第2章 福島県南相馬市におけるイネ及び土壌放射性セシウム濃度の経年変化..	16
2-1 はじめに	16
2-2 実験方法.....	16
2-2-1 試験圃場	16
2-2-2 土壌及びイネ試料の採取	17
2-2-3 放射性 Cs 濃度測定	18
2-2-4 土壌中交換性 K 含量	19
2-2-5 オートラジオグラフィー	19
2-2-6 統計解析	19
2-3 結果.....	20
2-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度	20
2-3-2 TF.....	21
2-3-3 土壌中交換性 K 含量	22
2-3-4 オートラジオグラフィー	22
2-4 考察.....	23
2-4-1 玄米中放射性 Cs の経年経過	23
2-4-2 ^{137}Cs の水田内分布	26
2-5 まとめ	28
第3章 水田水口からの距離が土壌及びイネの放射性セシウム濃度に与える影響	35
第1節 水口付近における土壌及びイネの放射性 Cs 濃度の詳細な平面分布	35
3.1-1 はじめに.....	35
3.1-2 実験方法	35
3.1-2-1 試験圃場.....	35
3.1-2-2 水稻栽培及び試験設計.....	36
3.1-2-3 土壌及びイネ試料の採取	36
3.1-2-4 田面水の採取	36

3.1-2-5 ^{137}Cs 測定	37
3.1-2-6 土壌中交換性 K 含量測定	37
3.1-2-7 統計解析	38
3.1-3 結果	38
3.1-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度	38
3.1-3-2 TF	38
3.1-3-3 田面水中 ^{137}Cs 濃度	38
3.1-3-4 土壌中交換性 K 含量	39
3.1-4 考察	39
3.1-4-1 水口付近の土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度の平面分布	39
3.1-4-2 灌漑水が水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度に与える影響	40
3.1-4-3 土壌中交換性 K 含量が水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度に与える影響	42
3.1-4-4 イネの生育が水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度に与える影響	43
3.1-5 まとめ	44
第 2 節 水田水口付近における表層土中放射性 Cs 濃度の季節変動	55
3.2-1 はじめに	55
3.2-2 実験方法	55
3.2-2-1 試験圃場	55
3.2-2-2 水稻栽培及び試験設計	55
3.2-2-3 土壌及びイネ試料の採取	56
3.2-2-4 田面水の採取	57
3.2-2-5 ^{137}Cs 測定	57
3.2-2-6 土壌中交換性 K 含量測定	57
3.2-2-7 統計解析	58
3.2-3 結果	58
3.2-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度	58
3.2-3-2 田面水中 ^{137}Cs 濃度	59
3.2-3-3 土壌中交換性 K 含量	59
3.2-4 考察	60
3.2-4-1 田面水中 ^{137}Cs が表層土中 ^{137}Cs 濃度に与える影響	60
3.2-4-2 水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度が高くなる要因	61
3-2-5 まとめ	63
第 4 章 灌漑水中放射性 Cs がイネの放射性 Cs 濃度に与える影響	72
4-1 はじめに	72
4-2 実験方法	73

4-2-1 試験圃場及び試験設計	73
4-2-2 土壌及びイネ試料の採取・調製	74
4-2-3 ^{137}Cs 測定	74
4-2-4 収穫期の土壌中交換性 K 含量、全 C 量及び全 N 量	75
4-2-5 統計解析	75
4-3 結果.....	76
4-3-1 イネの収量	76
4-3-2 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度	76
4-3-2 土壌中交換性 K 含量	77
4-3-3 土壌中全 C 量及び全 N 量.....	78
4-4 考察.....	78
4-4-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度	78
4-4-2 K 施肥が水口イネの放射性 Cs 移行に与える影響	80
4-5 まとめ	81
第 5 章 土壌表層に付加された懸濁物質由来放射性 Cs のイネへの移行	93
第 1 節 ^{137}Cs 付加量別試験	93
5.1-1 はじめに.....	93
5.1-2 実験方法	94
5.1-2-1 栽培方法.....	94
5.1-2-2 SS 由来 ^{137}Cs 源の採取.....	95
5.1-2-3 土壌及びイネ試料の採取・調製	95
5.1-2-4 ^{137}Cs 測定	96
5.1-2-5 土壌中交換性 K 含量.....	96
5.1-2-6 ^{137}Cs 源の ^{137}Cs 化学形態分析	96
5.1-2-7 統計解析.....	97
5.1-3 結果	97
5.1-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度.....	97
5.1-3-2 土壌表層に付加された ^{137}Cs 源からイネへの移行.....	98
5.1-3-3 土壌中交換性 K 含量.....	98
5.1-3-4 CS または DS 中 ^{137}Cs の化学形態.....	98
5.1-4 考察	99
5.1-4-1 土壌表層に付加された懸濁態 ^{137}Cs のイネへの移行.....	99
5.1-4-2 移行率の変動要因	100
5.1-5 まとめ	101
第 2 節 ^{137}Cs 付加時期別試験	113

5.2-1 はじめに.....	113
5.2-2 実験方法	113
5.2-2-1 SS 由来 ^{137}Cs 源の採取.....	113
5.2-2-2 栽培方法.....	113
5.2-2-3 土壌及びイネ試料の採取・調製	114
5.2-2-4 ^{137}Cs 測定	114
5.2-2-5 土壌中交換性 K 含量.....	115
5.2-2-6 ^{137}Cs 源の ^{137}Cs 化学形態分析	115
5.2-2-7 統計解析.....	115
5.2-3 結果	115
5.2-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度.....	115
5.2-3-2 土壌表層に付加された DS からイネへの移行	116
5.2-3-3 土壌中交換性 K 含量.....	116
5.2-3-4 DS 中 ^{137}Cs の化学形態.....	117
5.2-4 考察	117
5.2-4-1 懸濁態 ^{137}Cs のイネへの移行量及び移行率の付加時期による変動	117
5.2-5 まとめ	119
総合考察	128
参考文献	132
論文要旨	140
謝辞	147

略記一覧

原子力災害対策本部、Nuclear Emergency Response Headquarters (NERH)

経済産業省、Ministry of Economy, Trade and Industry (METI)

厚生労働省、Ministry of Health, Labour and Welfare (MHLW)

農林水産省、Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries (MAFF)

原子力規制委員会、Nuclear Regulation Authority (NRA)

農研機構、National Agriculture and Food Research Organization (NARO)

検出下限、Detection Limit (DL)

イメージングプレート、Imaging Plate (IP)

移行係数、Transfer Factor (TF)

標準誤差、Standard Error (S.E.)

陽イオン交換容量、Cation Exchange Capacity (CEC)

乾燥重量、Dry Weight (dw)

懸濁物質、Suspended Solid (SS)

第1章 序論

1-1 福島第一原子力発電所事故

2011 年 3 月 11 日に起きた東日本大震災と、それに伴う太平洋沿岸部での津波によって福島第一原子力発電所(以下福島第一原発)事故が発生し、東日本の広範囲に渡って放射性物質が放出された(Chino et al., 2011 ; NERH, 2011a)。放出された放射性物質の中で ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs は農地、農作物への放射性物質汚染を引き起こした。政府の発表では、福島第一原発の原子炉からの総放出量は、 ^{131}I については約 $1.6 \times 10^{17} \text{ Bq}$ 、 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs についてはそれぞれ約 $1.8 \times 10^{16} \text{ Bq}$ 、約 $1.5 \times 10^{16} \text{ Bq}$ と推定された(NERH, 2011)。なお、最も放出量の多かった ^{133}Xe については半減期が 5.25 日と短く、希ガスであり不活性のまま大気中に揮散することから被爆の農地、農作物への影響はほぼ無視できる。 ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs のうち、 ^{131}I は半減期が 8.04 日と短く、2020 年 2 月時点でそのほとんどが自然崩壊している。 ^{134}Cs については、半減期が 2.06 年であることから、同時点での残存率は約 5%に過ぎない。したがって、今後は半減期が約 30.2 年と長い ^{137}Cs が長期間に渡って問題となる。

事故直後、福島第一原発から半径 20 km 圏内に避難指示、20～30 km 圏内には屋内退避指示が出された(原子力対策本部、2011)。その後、第一原発から 20 km 圏内を「警戒区域」、空間線量が高い区域及び 20-30km 圏内を「緊急時避難準備区域」、「計画的非難区域」と設定した(図 1-1、METI, 2011)。食品に関しては、原子力安全委員会が示していた放射性物質の飲食物摂取制限に関する指標を食品衛生法の暫定規制値に設定し、飲料水、乳製品等は 200 Bq/kg 、野菜類、穀類、肉、卵、魚等に関しては 500 Bq/kg を超えた食品の出荷制限を行った(MHLW, 2011)。2012 年 4 月からは、一般食品で 100 Bq kg^{-1} 、飲料水で 10 Bq kg^{-1} 、乳製品等は 50 Bq

kg⁻¹とする新基準値が採用され、以来この基準値のもとで放射性物質によって汚染された食品の流通が規制されている。

1-2 福島県のコメへの影響

福島県では農耕地の約 7 割を水田が占め、またコメは我が国の主食であることから、事故後、放射性物質による稲作への影響が危惧された。避難区域外において、2011 年は旧市町村単位で 1 圃場の土壌放射性 Cs 濃度 (¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs の合計値) が測定され、その結果放射性 Cs 濃度が 5000 Bq/kg を上回る箇所がなかったことから、イネの作付けが認められた。2012 年は、2011 年産米の結果から、(1)作付制限を行う区域、(2)事前出荷制限の下、管理計画に基づき米の全量管理と全袋調査を行うこと(全量生産出荷管理)により、作付を行うことができる区域、が設けられた (MAFF、2012)。また、福島県内で生産された玄米については、全袋検査を行い放射性物質濃度が暫定規制値を超過しているかを調査している。この検査は 2012 年から現在まで継続して行われており、毎年 30 kg 袋で約 1,000 万袋の玄米が対象となっている。2012 年産米では 10,346,169 件中 71 件 (0.0007%) が基準値超過米であったが、年々その数は減り、2015 年から 2020 年 2 月 19 日現在まで、基準値超過米はゼロとなっている (図 1-2、ふくしまの恵み安全対策協議会の調査による)。福島県産の玄米の放射性物質濃度が低減した理由としては、イネの作付制限による高リスク圃場の隔離、水田の除染やカリウム (K) 施肥 (後述) といったイネへの放射性 Cs 吸収抑制対策が実施されたことが挙げられる。しかし、高濃度汚染にさらされた地域では現在も作付及び営農が制限されており、今後も対策が必須である。

1-3 環境中における放射性 Cs の挙動及び土壌への吸着

環境中の放射性 Cs が植物へ移行する経路としては、大気中から作物の葉面などへの直接沈着と経根吸収の 2 つが挙げられる。時間の経過に伴い大気中の放射性物質の濃度が下がるため、現在では直接沈着の影響は僅かであると考えられ、経根吸収による土壌から作物への移行が重要視される。

Cs は原子番号 55 で第 1 族元素(アルカリ金属)に属しており、同族の元素である K と化学的及び物理的性質が類似していることが知られている。根からの吸収において Cs と K は競合するため(White and Broadley, 2000)、土壌中の K 含量を上げれば植物の放射性 Cs 吸収が抑制可能である(図 1-3)。実際に農地の K 散布は農作物への放射性 Cs 移行を抑制できることが知られており、イネにおいても吸収抑制効果が多くの研究で報告されている(Kondo et al., 2014、Nobori et al., 2014、Kato et al., 2015)。また、農林水産省(2011)の報告では、土壌中の交換性 K 含量が 25 mg-K₂O/100 g を満たすように施肥を行った場合、玄米中の放射性 Cs 濃度が低減され、移行係数も抑えられた。この報告を受けて 2012 年 4 月に福島県農林水産部では土壌中の交換性 K 含量として 25 mg-K₂O/100 g を、水田における放射性 Cs 吸収抑制対策の基準値として定めた(福島県農林水産部, 2012)。

Koarashi et al.(2012)は 2011 年 6 月に福島県福島市に位置する農地、草原、森林の土壌(0~20 cm)中 ¹³⁷Cs の深度分布を調査した(2012)。その結果、農地及び草原では 83%以上の ¹³⁷Cs が表層 5 cm 以内に存在していたことを報告した。表層土に ¹³⁷Cs がとどまりやすい理由としては土壌の粘土鉱物の ¹³⁷Cs 吸着能が関係している。Cs は一価の陽イオンとしてふるまう。一方で土壌中の粘土鉱物の表面や有機物はマイナス荷電を多く持っているため、Cs⁺はそこに吸着される。また、雲母類やバーミキュライトといった 2:1 型層状ケイ酸塩鉱物と呼ばれる粘土鉱物は、風化に伴

い Cs を選択的に固定するサイト(フレイド・エッジ・サイト)を形成する(図 1-4)。これらの土壌の性質が土壌からイネへの放射性 Cs 移行を抑制している要因の一つである。さらに土壌の放射性 Cs 固定は経時的に増加し、乾燥・湿潤をくり返すと固定が促進されるため(津村ら、1984)、作付を繰り返すことで、玄米中放射性 Cs 濃度は経年的に下がると予想された。実際に福島県二本松旧東和町の水田にて当研究室が行った放射性 Cs のモニタリング調査の結果、稲わら中放射性 Cs 濃度は経年的に減少した(原田ら、2014)。

1-4 灌漑水中放射性 Cs の影響

上述のように、土壌からイネへの放射性 Cs の移行は対策を施すことにより抑制可能であることが明らかになっている。しかしながら、水田では大量の水を使用するため、灌漑水中の放射性 Cs についても注視しなければならない。

Shin et al.(2015)によると、2013 年に飯舘村及び川俣町で採水したため池や河川由来の灌漑水は 0.5-2.0 Bq/L の放射性 Cs を含んでいた。灌漑水中の放射性 Cs は溶存態画分(<0.45 μm)及び懸濁態画分(>0.45 μm)の 2 つに分けられる。溶存態画分の ^{137}Cs は、その $87\pm 9\%$ が 1 価の陽イオンの状態で存在しているため、高い生物利用性を持っている(Tsukada et al., 2016)。懸濁態画分は>0.45 μm の懸濁物質(SS)に含まれる放射性 Cs のことを指す。Yoshikawa et al.(2014)は、2012 年に福島県二本松市の谷津田の用水路から採取した水中 ^{137}Cs の化学形態を調査した。その結果、懸濁態 ^{137}Cs は水溶性、交換態、有機物結合態、粒子結合態の画分に分けることができ、平水時に採取した水中 ^{137}Cs の存在割合はそれぞれ 10.6%(溶存態含む)、2.0%, 19.4%及び 68.0%であった。

河川水中溶存態 ^{137}Cs 濃度は、集水域の ^{137}Cs 沈着量と有意に正の相関が認められている (Tsuji et al., 2014)。また、降雨時の SS 濃度と懸濁態 ^{137}Cs は正の相関が見られる (Osawa et al., 2018)。Naulier et al. (2017) が福島県内の 6 つの沿岸流域を対象にした試験を行った結果、河川中懸濁態 ^{137}Cs は河川水中の SS 濃度の増加に伴い、有機物相の割合が減少する一方で、粘土鉱物などの無機物相が増加することを明らかにした。

Nemoto et al. (2013) は、溶存態放射性 Cs を含む水を用いてポットでイネの水耕栽培を行った結果、イネの放射性 Cs の吸収量が増加したことを示した。湛水時にはイネの基部からも放射性 Cs が吸収されて植物の各器官に輸送されるため (Myttenaera, 1972、津村ら、1984、Uematsu et al., 2017)、溶存態放射性 Cs の田面水への付加はイネ中の放射性 Cs 濃度に影響を及ぼすと考えられる。しかし Yoshikawa et al. (2014) によると、灌漑水を通じた水田への新規の ^{137}Cs 流入付加は栽培期間を通して、作付前の水田内の ^{137}Cs 蓄積量の 0.03-0.05% であった。同様の結果が他にも報告されている (Yang et al., 2016、Tanaka et al., 2013)。一方、Harada and Nonaka (2012) は、2011 年秋に新潟県内の水田の水口付近で土壌中放射性 Cs の平面分布を調べた結果、土壌中放射性 Cs 濃度は用水流入口近傍 (2 及び 5 m 付近) で最も高く、水口からの距離が離れるにつれて、徐々に値が小さくなったことを報告した。また、Shin et al. (2015) は福島県内の調査で、水口付近から採取された土壌の放射性 Cs 濃度は 11.7 kBq kg^{-1} と、他の地点の $1.7 \sim 5.6 \text{ kBq kg}^{-1}$ よりも高いことを示した。これらの結果は灌漑水が水口付近の土壌中放射性 Cs 濃度を上げている可能性を示唆している。しかし、灌漑水がイネ中放射性 Cs 濃度などの程度影響を与えるのかについて、現場レベルで調査した研究はほとんどない。

1-5 本研究の目的

本研究では、灌漑水がイネ中放射性 Cs 濃度にどの程度影響を与えるのかについて明らかにすることを目的とし、圃場試験及びポット試験を行った。第 2 章では福島県南相馬市の水田にて 2013～2016 年まで土壌及びイネの ^{137}Cs 濃度を調査し、経年変化をモニタリングした。第 3 章では同じく南相馬市の水田にて、灌漑水の流路を狭めて流向を制限するために水口に幅 3 m×長さ 25 m の小試験区を設けて、小試験区内の土壌及びイネの ^{137}Cs 濃度を調査することで、灌漑水が水口のイネにどのような影響を与えているのかを明らかにした。第 4 章では試験地を浪江町の水田に移し、そこでポット試験を行った。現地の灌漑水をポットに流入させることで流入水に含まれる ^{137}Cs がイネの ^{137}Cs 濃度に与える影響を評価した。第 5 章では灌漑水に含まれる SS に着目し、SS 中の ^{137}Cs が土壌表層に新規付加された時のイネ中 ^{137}Cs 濃度の変化をポット試験にて調べた。

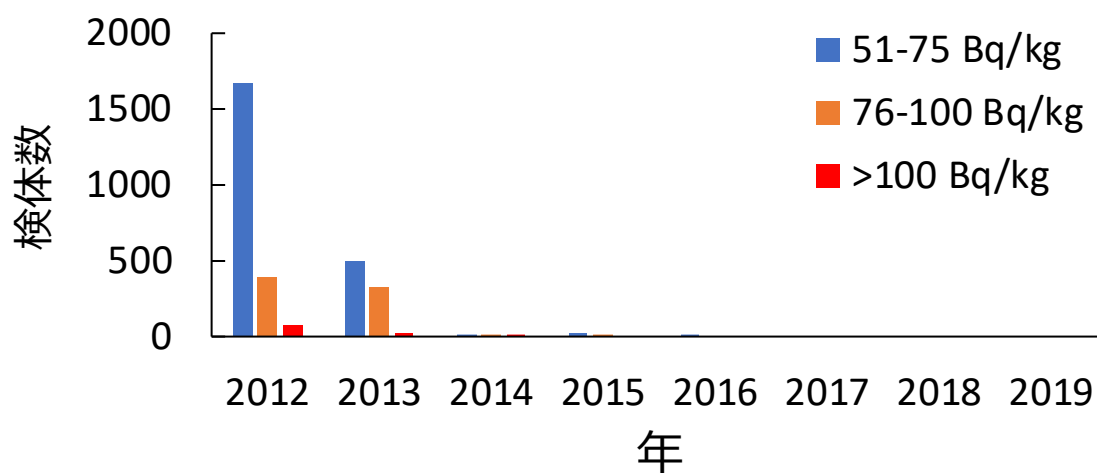


図 1-2 福島県内で生産されたコメの放射性 Cs 濃度の検査(全袋検査)の結果、50 Bq/kg を超過したコメの検体数(2020 年 2 月 19 日時点). 毎年約 1000 万検体を調査している. 2015 年から現在まで食品安全基準値(100 Bq/kg)を超過したコメは見つかっていない. ふくしまの恵み安全対策協議会の結果を基に作成.

<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36035b/zenryouzenhukurokensai-kensakekka.html>

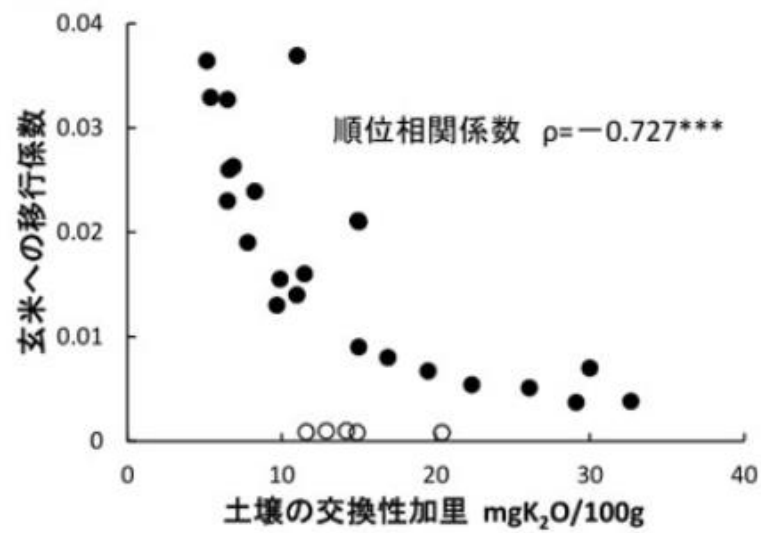


図 1-3 土壌中交換性 K 含量と玄米への移行係数 (TF) との相関図. 引用:

https://www.naro.affrc.go.jp/project/results/laboratory/narc/2011/a00a0_01_67.html

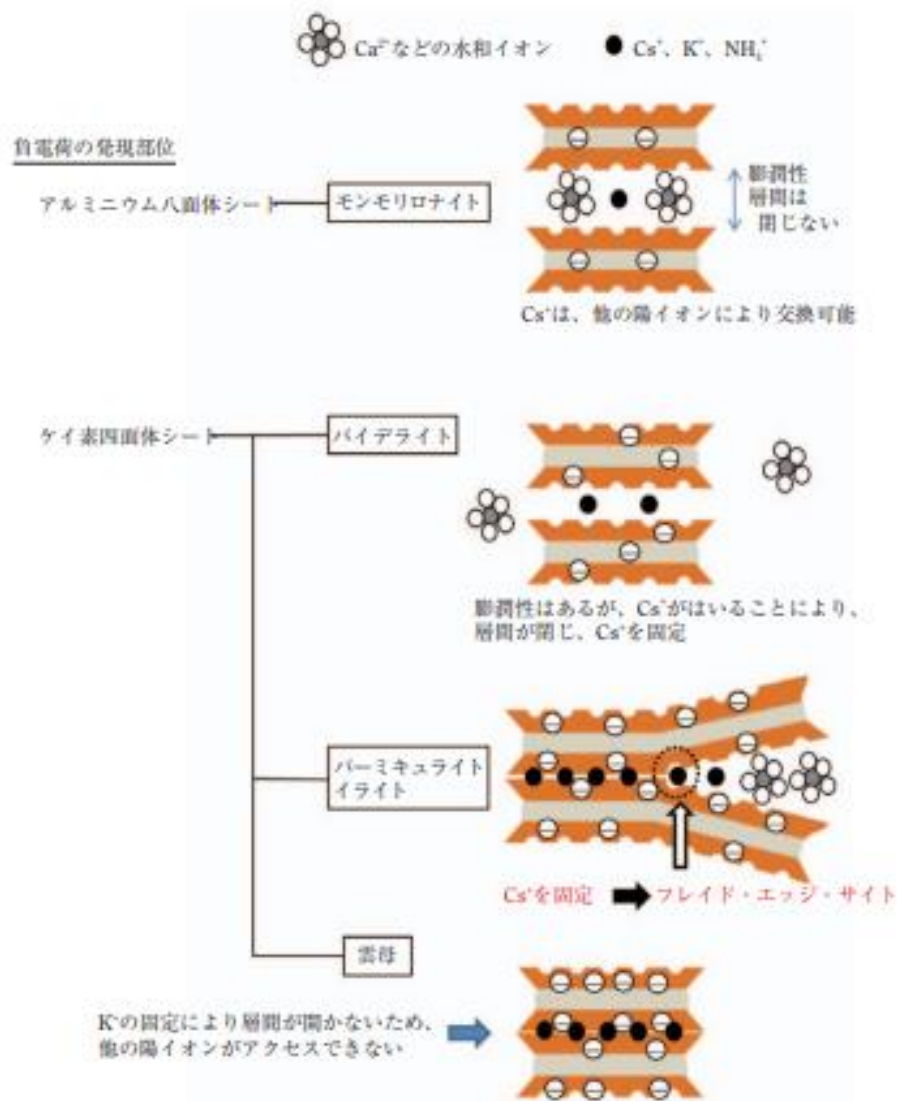


図 1-4 2:1 型層状ケイ酸塩鉱物の同形置換由来の負電荷への Cs^+ の吸着. パーミキュライトやイライトなどの鉱物は Cs^+ を固定するフレイド・エッジ・サイトを有する. 引用: 山口ら、2012

第 2 章 福島県南相馬市におけるイネ及び土壌放射性セシウム濃度の経年変化

2-1 はじめに

福島第一原発から北西約 22 km に位置する福島県南相馬市原町区太田地区は事故直後、緊急時避難区域に設定されたが、その後、線量などの情報が明らかになると 2011 年 4 月 22 日付けで解除された (NERH, 2011b)。営農については、2013 年に南相馬市の福島第一原発から 20 km 以遠の地域が作付再開準備区域に設定され、水稻の実証栽培が実施された。実証栽培の結果、同市内で食品基準値である 100 Bq kg^{-1} を超える放射性 Cs を含む玄米が産出された。この要因として 2013 年 8 月 19 日に福島第一原発構内で行われたがれき撤去に由来するブルームがイネに直接沈着した可能性が挙げられたが、原子力規制委員会は南相馬市への新規のフォールアウトはほとんどなかったとし、がれき撤去と南相馬市一帯で発生した玄米中放射性 Cs 濃度の食品基準値超過の関連を否定した (NRA, 2014)。そのため、要因については明らかになっていない。

本章では、2013 年から 4 年間にわたって南相馬市原町区太田地区において水田の水口、中央及び水尻から土壌及び水稻試料を採取し、放射性 Cs 濃度の経時的変化を調べ、水田内分布を比較した。また、2013 年に食品基準値超過米が産出された要因についても考察した。

2-2 実験方法

2-2-1 試験圃場

作付再開準備区域とされた 2013 年から 2016 年にかけて、福島県南相馬市太田地区にある一列に並んだ 14 筆の水田を試験圃場として水稻栽培試験を実施した。これらの水田は福島第一原発の北西約 22 km に位置し、同市南部を流れる太田川の

河川水に由来する灌漑水を利用している。太田川は上流に農業用ダムの鉄山ダムや横川ダムを擁する 2 級河川である。この 14 圃場から 2013 年は 4 圃場(全て 30 m × 100 m)、2014 年は 12 圃場(同)、2015 年は 14 圃場(13 圃場が 30 m × 100 m、1 圃場が 30 m × 80 m)、そして 2016 年は 9 圃場(8 圃場が 30 m × 100 m、1 圃場が 30 m × 87 m)を調査対象とした。なお、2013 年はいずれの圃場においても耕起前に、10 a あたり 50 kg-K₂O 相当の KCl と、200 kg のゼオライトが施用された。2014 年の耕起前には、10 a あたり 50 kg-K₂O 相当の KCl と、1 t のゼオライトが施用された。2015 年は同じく耕起前に、10 a あたりゼオライト 500 kg とけい酸カリ 30 kg-K₂O、熔リン 40 kg-P₂O₅ 及び堆肥(牛糞) 400 kg が施用された。2016 年は、ニューセーフティー発(N-P-K-Mg: 10-8-8-2)が 10 a あたり 40 kg 施用された。

2-2-2 土壌及びイネ試料の採取

土壌試料及びイネ試料の採取は、いずれの年も収穫期に行った(2013 年 9 月 18 日、2014 年 9 月 17 日、2015 年 9 月 15 日、2016 年 9 月 28 日)。水田の灌漑水の流入口から 2-3 m の範囲を「水口」、水田の中央地点を「中央」、排水口から 2-3 m の範囲を「水尻」とし、それぞれの水田においてこれらの 3 地点から土壌及びイネ試料を採取した。土壌試料はハンドサンプラー(HS-30S, φ 50 × L 300 mm, Fujiwara Scientific Company, Tokyo, Japan)を用いて表層 0-15 cm の作土層を採取した。土壌は分析内容によって、風乾土、絶乾土の 2 種を使い分けた。風乾土はビニールハウス内にて 7~14 日乾燥させた後、破碎して 2 mm の篩を通過したものを使用した。絶乾土は乾熱器を用いて 105°C で 2 晩乾燥させた後、破碎して 2 mm の篩を通過させた。イネ試料は各地点から 4~5 株を 1 束として 3 束採取した。脱穀機を用いて粃と稲わらを分離し、粃は粃すりした後に 1.7 mm の篩を通して未熟粒を

除いて玄米試料とした。稲わらは下部 25 cm を切除した後、2～3 cm に切断したものを測定に供した。

2-2-3 放射性 Cs 濃度測定

2013 年においては、採取土壌を絶乾後に 100 mL 容のプラスチック容器に充填し、NaI(Tl)シンチレーション検出器(AT-1320A, ATOMTEX, Minsk, Belarus)を用いて放射性 Cs 濃度を測定した。稲わらと玄米の放射性 Cs 濃度は、2 L のマリネリ容器に充填した後、Ge 半導体検出器(GEM20-70, ORTEC, Oak Ridge, TN, USA)にて測定した(日本環境科学株式会社(山形市)への依頼分析)。2014 年以降は、採取した土壌を絶乾後、20 mL 容ポリエチレンバイアルに充填し、NaI(Tl)シンチレーション検出器(WIZARD-2, PerkinElmer, USA)を用いて土壌中の放射性 Cs 濃度を測定した。玄米試料はねじ口 U8 容器、稲わら試料は 250 mL 容タイトボーイにそれぞれ充填し、Ge 半導体検出器(IGC 30180, Princeton Gamma-Teac Inc., Princeton, USA)にて放射性 Cs 濃度測定した。なお本研究では基本的に¹³⁷Cs を評価対象とした。測定値は乾土 1 kg あるいは乾物 1 kg の¹³⁷Cs 濃度として表し、採取日を基準に減衰補正した。また、イネ試料への¹³⁷Cs の移行係数(TF)を次式に従って求めた。

$$\text{移行係数(TF)} = \frac{[\text{イネ試料中}^{137}\text{Cs 濃度(Bq/kg)}]}{[\text{土壌中}^{137}\text{Cs 濃度(Bq/kg)}]}$$

なお玄米では 2014 年の 15 試料(検出下限(DL)値 2.84 Bq/kg)、2015 年の 24 試料(同 4.01 Bq/kg)、2016 年の 14 試料(同 3.67 Bq/kg)において、また稲わらで

は 2014 年の 8 試料(同 6.67 Bq/kg)、2015 年の 14 試料(同 7.46 Bq/kg)、2016 年の 9 試料(同 7.73 Bq/kg)において、 ^{137}Cs 濃度が DL 値以下であった。これら DL 値未満の試料については、DL 値とみなして平均値や TF を計算した。

2-2-4 土壌中交換性 K 含量

風乾土 3 g に 1 M 酢酸アンモニウムを 30 mL 入れて、200 rpm で 12 時間往復振とうした。ろ過後、得られた抽出液を 0.1 N 硝酸によって希釈定容し、原子吸光度計(Z-8200, HITACHI, 東京)でその K 含量を測定して、土壌交換性 K 含量を求めた。

2-2-5 オートラジオグラフィー

2013 年及び 2014 年に採取したイネ試料をイメージングプレート(IP: Storage Phosphor Screen, Amersham Biosciences, Little Chalfont, Great Britain)に載せて 2 日間暴露し、放射性核種による汚染状態を視覚化した。

2-2-6 統計解析

土壌及び水稻試料の ^{137}Cs 濃度や TF の多重比較はノンパラメトリックな方法(Steel-Dwass 法、 $P<0.05$)で行い、統計解析ソフトウェアには KyPlot version 5.0 を用いた。その際、DL 値以下の ^{137}Cs 濃度や、それを基に計算した TF はいずれも比較データ群の最小値とみなして解析に供した。

2-3 結果

2-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度

南相馬市原町区太田地区の試験水田圃場から、2013～2016 年の収穫期に採取した土壌及び玄米、稲わら試料の ^{137}Cs 濃度を表 2-1 に示す。

本研究で調査対象とした水田の土壌 ^{137}Cs 濃度の総平均値は、2013 年から 2016 年にかけて 1160→1200→1030→867 Bq/kg と漸減した。

水田内の採取地点ごとの土壌 ^{137}Cs 濃度は、2013 年は水口で 1390 Bq/kg、中央で 1120 Bq/kg、水尻で 960 Bq/kg となった。2014 年は、順に 1460、1190 及び 960 Bq/kg、2015 年は 1240、1030 及び 820 Bq/kg、2016 年は 953、930 及び 717 Bq/kg であった。採取年毎に多重比較を行った結果、2013 年では有意差は見られなかったが、2014 年以降では水口及び中央で採取した土壌試料が水尻試料よりも有意に高い ^{137}Cs 濃度を示した (Steel-Dwass 法、 $P<0.05$)。

2013 年に採取した玄米の ^{137}Cs 濃度の総平均値は 67.2 Bq/kg と高く、 ^{134}Cs と合わせると 9 試料中 5 点で食品の放射性物質の基準値である 100 Bq/kg を超過した。これに対して 2014 年の玄米 ^{137}Cs 濃度は 4.39 Bq/kg となり、前年の 1/10 以下にまで大きく低下した。2015 年と 2016 年もそれぞれ 5.62、5.15 Bq/kg と 2014 年とほぼ同等の値を示した。

採取地点ごとに玄米 ^{137}Cs 濃度を比較すると、2013 年では水口試料が 81.0 Bq/kg、中央試料が 70.0 Bq/kg、水尻で 50.7 Bq/kg となり、統計学的に有意でないものの水口に近い試料の方が高い傾向を示した。また、2014 年においては水口試料で 7.04 Bq/kg、中央試料で 3.12 Bq/kg、水尻試料で 3.00 Bq/kg、2015 年は順に 8.21、4.48 及び 4.16 Bq/kg、2016 年は 7.33、4.38 及び 3.73 Bq/kg という値を示した。多重比較の結果、2014 及び 2015 年において水口で採取した玄米試料が他

の 2 地点のものよりも ^{137}Cs 濃度が有意に高く、2016 年については水尻地点よりも有意に高かった (Steel-Dwass 法、 $P<0.05$)。

稲わら試料の ^{137}Cs 濃度も玄米試料と同様に推移した。すなわち、 ^{137}Cs 濃度の総平均値は 2013 年では 139 Bq/kg と高いが、2014 年以降の 3 年間は 15.0→14.0→14.7 Bq/kg とほぼ同等の値で推移した。水口、中央及び水尻試料の ^{137}Cs 濃度は、2013 年はそれぞれ 205、109、102 Bq/kg の値を示し、採取点の違いによる有意差は見られなかった (Steel-Dwass 法、 $P>0.05$)。2014 年以降は水口試料で 23～25 Bq/kg、中央試料で 9～12 Bq/kg、水尻試料で 8～11 Bq/kg 程度となり、いずれの年も水口試料で中央試料や水尻試料より有意に高い ^{137}Cs 濃度を示した (Steel-Dwass 法、 $P<0.05$)。

2-3-2 TF

調査水田の水口、中央及び水尻にて採取したイネ試料の TF を表 2-2 に示す。玄米の TF の全平均値は、2013 年の試料が 0.0631、2014 年以降の 3 年間は順に 0.00368→0.00529→0.00598 と推移し、2013 年に採取した試料の TF はその後のものと比較して 1 桁大きい値となった。

採取地点別には、2013 年は水口試料が 0.0622、中央試料が 0.0669、水尻試料が 0.0602 となり、それらの間で有意な差は認められなかった (Steel-Dwass 法、 $P>0.05$)。2014 年以降は、水口で 0.00518～0.00779、中央で 0.00266～0.00490、水尻で 0.00320～0.00526 となった。多重比較の結果、2014 及び 2015 年で水口の TF が他の 2 地点よりも有意に高く、2016 年では中央よりも有意に高かった (Steel-Dwass 法、 $P<0.05$)。

稲わらの TF の全平均値は、2013 年が 0.119、2014 年以降は順に 0.0126→0.0130→0.0168 と推移し、玄米と同様に、2013 年に採取した試料の TF はその後の 3 年間のものと比較して 1 桁大きい値となった。

また採取地点別にみると、2013 年は水口で 0.146、中央で 0.099、水尻で 0.112 と有意差は見られなかったが水口で高い値となった (Steel-Dwass 法、 $P>0.05$)。2014 年以降は、水口で 0.0180~0.0249、中央で 0.0081~0.0135、水尻で 0.0110~0.0119 となり、いずれの年においても水口で他の 2 地点よりも有意に高い値を示した (Steel-Dwass 法、 $P<0.05$)。

2-3-3 土壌中交換性 K 含量

表 2-3 に土壌中交換性 K 含量を示す。総平均値は 2013 年で 24.5 ± 1.9 mg- $K_2O/100$ g-乾土、2014 年で 38.7 ± 1.7 mg- $K_2O/100$ g-乾土、2015 年で 46.0 ± 4.5 mg- $K_2O/100$ g-乾土、2016 年で 45.3 ± 3.1 mg- $K_2O/100$ g-乾土であった。地点ごとに見てみると、全ての年で水口の値が最も低いという傾向が見られた。統計解析の結果、水口土壌の交換性 K 含量は、2013 年で中央、2014 年で水尻、2016 年では中央、水尻の双方よりも有意に低く (Holm 法、 $P<0.05$)、また 2015 年についても有意差は認められなかったものの、中央、水尻よりも低い値を示した (Holm 法、 $P>0.05$)。

2-3-4 オートラジオグラフィ

2013 年に採取した稲わら試料の IP 画像には、放射性物質の付着を示すスポットが現れた (図 2-1a)。こうしたスポットは 2014 年の稲わらについては認められなかった (図 2-1b)。

2-4 考察

2-4-1 玄米中放射性 Cs の経年経過

2011 年に Endo et al.(2013)は、福島第一原発から 22.5 km に位置する南相馬市内の 3 水田を対象にイネの放射性 Cs 濃度を調査した。その結果、玄米試料から 22.5～52.0 Bq/kg の ^{137}Cs (放射性 Cs [$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$])としては 38.0～88.4 Bq/kg) が検出されたことを報告した。次いで後藤・蜷木(2014)は、2012 年に同市内の福島第一原発から 20.8 km 地点でイネへのゼオライト施用試験を行い、収穫された玄米の ^{137}Cs 濃度が 3.9～10.5 Bq/kg(放射性 Cs としては 6.3～16.6 Bq/kg)であったと報告している。2012 年に行われた玄米の全量全袋検査では、南相馬市産玄米約 1,300 袋が測定対象となったが、食品の放射性物質の基準値である 100 Bq/kg を超過したものはなかった(ふくしまの恵み安全対策協議会の調査による)。

しかし 2013 年、本研究において採取された玄米の ^{137}Cs 濃度の総平均値は、後藤・蜷木による 2012 年産米のデータより約 9 倍、また本研究で 2014 年以降に採取した試料より約 15 倍高く(表 2-1)、放射性 Cs 濃度 ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$)としては 9 試料中 5 点で食品の放射性物質の基準値である 100 Bq/kg を超過した。全量全袋検査においても、福島県内で産出された玄米 11,006,552 袋中 28 袋で基準値超が認められ、そのうち 27 袋までが南相馬市内産であった(ふくしまの恵み安全対策協議会の調査による)。

玄米の TF についても、2013 年の総平均値は 2014～2016 年と比較して 1 桁大きく、0.060～0.067 という値を示した(表 2-2)。福島第一原発事故以前に日本国内で栽培された玄米の ^{137}Cs の TF としては、これまでに 0.0033(Uchida and Tagami, 2007)や 0.0047(駒村ら、2006)という値が報告されている、また南相馬市内でのデータとして、事故直後の 2011 年産玄米での 0.013～0.017(Endo et al., 2013)、

2012 年産玄米での 0.003~0.007(後藤・蜷木、2014)があり、参考になる。これらの数値と比較して、本研究で 2013 年に得られた TF は極めて高い値と考えられる。

このように 2011 年から 2016 年までの玄米中放射性 Cs 濃度及び TF の推移をまとめると、いずれも 2013 年のみが異常に高い値を示したと判断できる。その一方、土壌の ^{137}Cs 濃度はほぼ自然減衰に従って緩やかに減少した(表 2-1)。土壌に吸着・保持された放射性 Cs のイネへの供給が 2013 年にのみ促進されるとは考えにくく、同年に認められた玄米での高い放射性 Cs 濃度の原因は他に求められるものと判断された。

土壌交換性 K 含量が植物の根からの放射性 Cs の吸収に大きく影響することが知られており、イネではカリ施肥によって土壌交換性 K 含量を高めて放射性 Cs 吸収を抑制する対策が広く用いられている(太田、2014; Fujimura et al., 2013; Kato et al., 2014)。本研究で採取された土壌の交換性 K 含量を表 2-3 に示す。また各年の土壌中交換性 K 含量と玄米の ^{137}Cs 濃度の関係を図 2-2 の通り求めた。2013 年に採取された土壌の交換性 K 含量は相対的にやや低いものの、ほぼ 2014~2016 年に採取された土壌の交換性 K 含量の範囲内に分布していた。このことから、2013 年の水稻栽培時の土壌交換性 K 含量は、イネの放射性 Cs 吸収抑制の観点から見て十分量確保されていたものと考えられる。玄米中の ^{137}Cs 濃度との相関も認められなかったことから、同年産玄米の放射性 Cs 濃度が高い原因としては、土壌中の交換性 K の不足以外にあると思われた。

以上の通り、2013 年産玄米のみが他年と比較して高い放射性 Cs 濃度を示した原因を、土壌からの放射性 Cs の移行の観点からのみで説明することは難しいと考えられた。

Steinhauser et al.(2015)は、エアークリフターや土壌の放射性 Cs 濃度の測定とそれらの試料中の $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 値の分析結果から、2013 年 8 月 19 日に福島第一原発構内で行われたがれき撤去に由来するブルームが、本研究の調査対象水田がある南相馬市原町区を通過したと推定した。これに対して、定時降下物モニタリングの結果や SPEEDI を用いた放射性 Cs 降下量の推定値をもとに、原子力規制委員会は南相馬市への新規のフォールアウトはほとんどなかったとし、がれき撤去と南相馬市一帯で発生した玄米放射性 Cs 濃度の食品基準値超過の関連を否定した(NRA, 2014)。

しかし、本研究で 2013 年に採取した稲わら試料を IP で感光させた結果、放射性物質の付着を示すスポットが稲わらに存在することが確認された(図 2-1)。

Matsunami et al.(2016)も同様に、同市内で採取したイネ試料の IP 画像において稲穂への放射性物質の付着を認めている。さらに Matsunami et al.(2016)によると、100 Bq/kg 超玄米は南相馬市原町区太田地区とは水源が異なる同市小高区でも複数見つかっている。

以上の知見に加え、2014 年のイネ試料の IP 画像からはスポット状の汚染は認められないことや水田周囲からの汚染であれば毎年同じような現象が現れるはずであること等を踏まえると、Matsunami et al.(2016)が $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ から推定したように、2013 年に南相馬市において発生した 100 Bq/kg を超過した玄米の産出は、同年に福島第一原発由来の放射性物質の新規降下によるイネ地上部への直接的汚染が発生したことに起因すると考えるのが妥当と思われた。

加えて、2013 年の稲わらや玄米も統計的には有意ではないが ^{137}Cs 濃度が水口で他の 2 地点よりも高い傾向が認められた(表 2-1)。もし、イネ地上部への直接汚染だけであれば、このような傾向は認めがたい。このことは、流域に降下した放射性 Cs

が水系に移動し、灌漑水とともに水田に流入して水口の水稲に影響を与えた可能性を示唆している。

2-4-2 ^{137}Cs の水田内分布

土壌中 ^{137}Cs 濃度は、どの年においても水口>中央>水尻の順となった(表 2-1)。

水口付近の土壌中放射性 Cs 濃度が高いことは Harada and Nonaka (2012) や Shin et al. (2016) などによって、他の地域でも報告されている。したがって、水口付近の土壌中放射性 Cs 濃度が高い理由は、福島第一原発事故直後の灌漑水(もしくは非意図的な流入水)を介した放射性 Cs の付加によるものと推察できる。

また本研究の対象圃場では、2013 年 8 月に発生した福島第一原発構内でのがれき撤去に伴う放射性物質の新規フォールアウト時にも同様の付加が水口の土壌に加わったと推察される。ただしその直前の 2013 年 7 月に、本調査と同じ 4 水田で採取した土壌の ^{137}Cs 濃度は水口で平均 1450 Bq/kg、中央で 1200 Bq/kg、水尻で 1130 Bq/kg であったことがわかっており(荘司ら、未発表)、同年収穫時に作土層の土壌 ^{137}Cs 濃度が増大することはなかった(表 2-1)。このことから、2013 年の水田への ^{137}Cs の新規付加量は、2011 年の原発事故由来の土壌中 ^{137}Cs と比べるとはるかに少量であったと思われ、またその後は耕起や代かきを経るため、2014 年度以降にも水稲に影響を与え続けたとは考えにくい。

2014 年に本研究の調査圃場で利用している灌漑水中の ^{137}Cs 濃度を測定したところ、0.198~0.474 Bq/L の範囲にあった。栽培期間中に 1 筆の水田に導入された灌漑水量が $1.3\sim 18\times 10^6$ L であったことから、 ^{137}Cs の水田全体への新規付加を計算すると $91.9\sim 3050$ Bq/m² となった。これは調査圃場の土壌 ^{137}Cs 量のわずかに 0.13% 以下相当に過ぎず、自然減衰をも相殺できないほどの少量である。

流入する灌漑水中放射性 Cs が水口付近の土壌中放射性 Cs 濃度を増加させたのかについては、栽培期間中に土壌試料を複数回採取し、土壌中放射性 Cs 濃度の季節変動を見る必要がある。

また、イネの ^{137}Cs 濃度も水口で他の 2 地点よりも高い傾向にあり(表 2-1)、こうした報告は我々の知る限り初めてのものである。2014～2016 年の間、玄米の ^{137}Cs 濃度(y)と土壌の ^{137}Cs 濃度(x)との間には有意な正の相関関係が認められた($y=0.0037x+2.3894$ 、 $r^2=0.1505$ 、 $P<0.01$)。この結果は、イネの ^{137}Cs は土壌からの吸収に由来することを示唆しており、水口付近の土壌の ^{137}Cs 濃度が高いことがイネの ^{137}Cs 濃度にある程度影響しているものと考えられた。しかし、玄米の TF もやはり水口付近の試料で有意に高い傾向を示した(表 2-2)。このことから、水口付近には他の 2 地点には無い特有の、イネの ^{137}Cs 濃度を押し上げる原因があると思われる。

その一つとして、灌漑水の流入による土壌からの K の流出の可能性が考えられる。本調査における水口土壌の交換性 K 含量は、2013 年で中央、2014 年で水尻、2016 年では中央、水尻の双方よりも有意に低く、また 2015 年についても有意差は認められなかったものの、中央、水尻よりも低い値を示した(表 2-3)。この結果は灌漑水の流入が土壌中 K を流出させた可能性を示唆している。しかし、土壌の交換性 K 含量は、いずれの年も $20 \text{ mg-K}_2\text{O}/100 \text{ g-乾土}$ 以上と比較的高いであったこと、また玄米中 ^{137}Cs 濃度との相関関係が認められないこと(図 2-2)から、本章では土壌中の K の流出はイネの ^{137}Cs 濃度にそれほど大きな影響を与えないものと判断された。土壌交換性 K 含量と玄米中 ^{137}Cs 濃度との相関関係については第 3 章で改めて議論する。

灌漑水に含まれる ^{137}Cs のイネへの吸収に関しては序論で述べた通り、既にいくつかの研究報告がある(Nemoto et al., 2013; Myttenaera, 1972; 津村ら, 1984;

Uematsu, 2017)。例えば Suzuki et al.(2015)は、溶存態 ^{137}Cs を含む灌漑水から玄米への移行があったことを報告している一方で、福島県内の灌漑水を用いたポット試験では水道水を用いた場合と玄米中 ^{137}Cs 濃度に有意差は見られなかったと述べている。しかしながら、この試験で水稻栽培に使用した水量は 19～21.8 L とわずかで、水口付近のイネには栽培期間中に 1 筆の水田に流入する灌漑水のほぼ全量が接触することを考慮すると、実際の水田で生じる現象を解釈するには十分ではない。本研究の対象圃場で利用している灌漑水中の溶存態 ^{137}Cs 濃度は 0.11～0.26 Bq/L (存在割合は 42.7～81.0%) の範囲であったことから、計算上、水口には少なくとも 1.3×10^5 Bq の溶存態 ^{137}Cs の流入が栽培期間中にあったと考えられる。

灌漑水中の ^{137}Cs がイネに吸収されるのか、吸収されるとしたらどのようなメカニズムなのか、他に影響要因はないのか、など水口付近のイネの ^{137}Cs 濃度が高くなった理由についての検討が次の課題となった。

2-5 まとめ

本研究では福島県南相馬市太田地区の水田にて作付再開準備区域に設定された 2013 年から 2016 年まで土壌及びイネの放射性 Cs 濃度の経時変化を調査した。その結果、2013 年に採取された玄米の ^{137}Cs 濃度の全平均値 $\pm \text{SE}$ は 67.2 ± 5.3 Bq/kg と高く、 ^{134}Cs と合わせると 9 試料中 5 点で食品の放射性物質の基準値である 100 Bq/kg を超過した。しかし、2014 年以降の玄米 ^{137}Cs 濃度は 2013 年の 1/10 以下にまで大きく低下した。本研究で 2013 年に採取した稲わら試料の IP 画像には、放射性物質の付着を示すスポットが見られており、2013 年 8 月 19 日に福島第一原発構内で行われたがれき撤去に由来する放射性物質の直接的汚染があった可能性が考えられた。

また、放射性 Cs 濃度の水田内平面分布を調査するために、調査対象水田において水口付近、水田中央、水尻付近の 3 地点で土壌及びイネ試料の採取を行い、分析を行った。その結果、水口付近で土壌及びイネ中放射性 Cs 濃度が高いことがわかった。2014 年から 2016 年にかけて玄米の放射性 Cs 濃度と土壌の放射性 Cs 濃度との間に弱い相関関係が認められたことから、イネの放射性 Cs は土壌からの吸収にある程度起因することが示唆されたが、TF を計算するとやはり水口付近の試料で高い傾向を示したことから、水口付近ではイネの ^{137}Cs 吸収を押し上げる要因があると思われる。水口付近のイネの ^{137}Cs 吸収メカニズムの解明が次の課題となった。

表 2-1 2013～2016 年に水口付近及び水田中央、水尻付近から採取した土壌及び玄米、稲わら中 ^{137}Cs 濃度[†].

採取地点		^{137}Cs 濃度 (Bq/kg) ^{*1}							
		2013		2014		2015		2016	
		n ^{*2}		n ^{*2}		n ^{*2}		n ^{*2}	
土壌	水口	4	1390±120 a	12	1460±150 a	14	1240±80 a	9	953±21 a
	中央	4	1120±80 a	12	1190±40 a	14	1030±40 a	9	930±40 a
	水尻	4	960±130 a	12	960±30 b	14	820±10 b	9	717±26 b
	総平均	12	1160±80	36	1200±60	42	1030±40	27	867±27
玄米	水口	3 ^{*3}	81.0±8.3 a	12	7.04±0.80 a	14	8.21 (1) ^{*4} a	9	7.33 (1) ^{*4} a
	中央	3 ^{*3}	70.0±4.5 a	12	3.12 (4) ^{*4} b	14	4.48 (11) ^{*4} b	9	4.38 (6) ^{*4} ab
	水尻	3 ^{*3}	50.7±3.4 a	12	3.00 (7) ^{*4} b	14	4.16 (9) ^{*4} b	9	3.73 (6) ^{*4} b
	総平均	9	67.2±5.3	36	4.39 (11) ^{*4}	42	5.62 (21) ^{*4}	27	5.15 (13) ^{*4}
稲わら	水口	4	205±39 a	12	25.1±3.4 a	14	23.1±4.0 a	9	23.8±3.0 a
	中央	4	109±15 a	12	9.6 (2) ^{*4} b	14	9.1 (3) ^{*4} b	9	11.9 (2) ^{*4} b
	水尻	4	102±3 a	12	10.5 (4) ^{*4} b	14	9.7 (8) ^{*4} b	9	8.5 (5) ^{*4} b
	総平均	12	139±19	36	15.0 (6) ^{*4}	42	14.0 (11) ^{*4}	27	14.7 (7) ^{*4}

^{*1} 平均値±S.E. 検出下限値(DL)以下の試料は DL 値を測定値とみなし、平均値を算出した。

^{*2} n: 圃場数

^{*3} 2013 年の玄米は 3 圃場のみから採取した。

^{*4} 測定値に DL 値以下の試料を含む。()内の値は DL 値以下の試料数を示している。

[†] 各列の異なる文字は採取地点間で有意差があったことを示す(Steel-Dwass 法, $P<0.05$)。

表 2-2 2013～2016 年に水口付近及び水田中央、水尻付近から採取した玄米及び稲わらの ^{137}Cs の移行係数(TF)[¶]

採取地点		TF ^{*1}							
		2013		2014		2015		2016	
		n ^{*2}		n ^{*2}		n ^{*2}		n ^{*2}	
玄米	水口	3 ^{*3}	0.0622±0.0063 a	12	0.00518±0.00067 a	14	0.00637±0.00062 a	9	0.00779±0.00139 a
	中央	3 ^{*3}	0.0669±0.0070 a	12	0.00266±0.00012 b	14	0.00442±0.00028 b	9	0.00490±0.00073 b
	水尻	3 ^{*3}	0.0602±0.0023 a	12	0.00320±0.00021 b	14	0.00509±0.00013 b	9	0.00526±0.00021 ab
	総平均	9	0.0631±0.0030	36	0.00368±0.00030	42	0.00529±0.00026	27	0.00598±0.00057
稲わら	水口	4	0.146±0.025 a	12	0.0188±0.0033 a	14	0.0180±0.0023 a	9	0.0249±0.0032 a
	中央	4	0.099±0.016 a	12	0.0081±0.0007 b	14	0.0090±0.0009 b	9	0.0135±0.0024 b
	水尻	4	0.112±0.015 a	12	0.0110±0.0018 b	14	0.0119±0.0014 b	9	0.0119±0.0005 b
	総平均	12	0.119±0.012	36	0.0126±0.0015	42	0.0130±0.0011	27	0.0168±0.0017

^{*1} 平均値±S.E. 検出下限値(DL)以下の試料は DL 値を測定値とみなし、TF を算出した。

^{*2} n: 圃場数

^{*3} 2013 年の玄米は 3 圃場のみから採取した。

[¶] 各列の異なる文字は採取地点間で有意差があったことを示す(Steel-Dwass 法, $P<0.05$)。

(a) 2013 年



(b) 2014 年

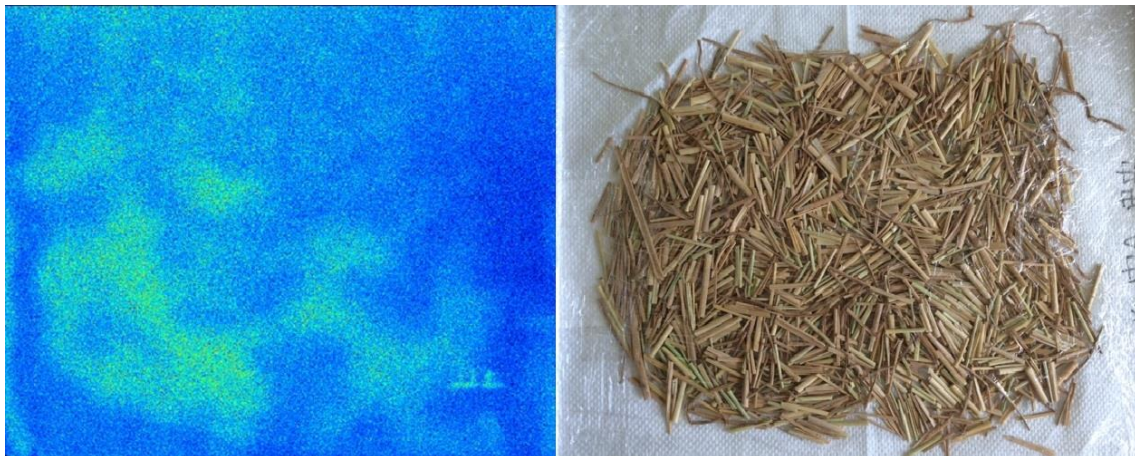


図 2-1 2013 年(a)及び 2014 年(b)に採取した稲わら試料のオートラジオグラフ
(暴露時間:2 日間). 2013 年では、放射性物質の付着を示すスポット(黒丸)が
稲わらに存在することが確認された. 一方、2014 年ではそのようなスポットは見ら
れなかった.

表 2-3 2013～2016 年に水口付近及び水田中央、水尻付近から採取した土壌の交換性 K 含量

採取地点	交換性 K 含量 (mg-K ₂ O/100 g-乾土) *1							
	2013		2014		2015		2016	
	n*2		n*2		n*2		n*2	
水口	4	20.8±3.2 b	12	33.5±2.2 b	4	35.5±3.5 a	9	37.0±4.9 b
中央	4	29.4±2.4 a	12	37.4±1.8 ab	4	47.3±9.6 a	9	46.9±5.2 a
水尻	4	23.2±2.9 b	12	45.2±3.6 a	4	55.0±7.1 a	9	52.1±5.3 a
総平均	12	24.5±1.9	36	38.7±1.7	12	46.0±4.5	27	45.3±3.1

*1 平均値±S.E.

*2 n: 圃場数

‡ 各列の異なる文字は採取地点間で有意差があったことを示す (Holm 法, $P<0.05$)。

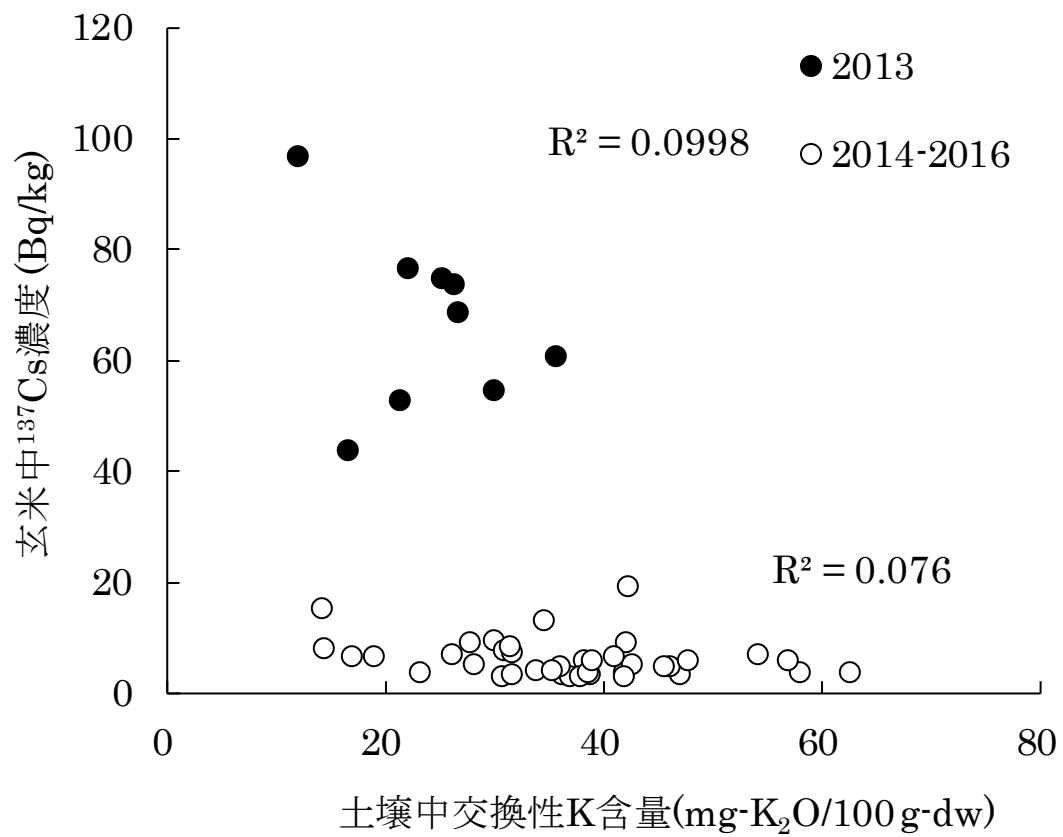


図 2-2 2013 年及び 2014～2016 年に採取した土壌中交換性 K 含量と玄米中 ^{137}Cs 濃度の相関関係.

第 3 章 水田水口からの距離が土壌及びイネの放射性セシウム濃度に与える影響

第 1 節 水口付近における土壌及びイネの放射性 Cs 濃度の詳細な平面分布

3.1-1 はじめに

第 2 章では 2013～2016 年の南相馬市原町区中太田の水田にて放射性 Cs 濃度の水田内平面分布を調査した結果、水口付近の土壌及びイネの ^{137}Cs 濃度が水田中央、水尻付近よりも有意に高いことが示唆された。一方で、Shin et al.(2019)は 2014 年に福島県飯舘村の水田にて行った調査の結果、灌漑水中の放射性 Cs が玄米に与える影響は限定的であると結論付けている。しかしながら、この報告は水源の異なる水田二筆での調査結果に基づくものであり、統計的な解析はされていない。

従って、水口付近のより詳細な土壌及びイネ、さらに田面水の放射性 Cs 濃度の平面分布を調査し、灌漑水がそれらに与える影響を解明する必要がある。本節では、2015 年に福島県南相馬市の 3 水田にて圃場試験を行った。各水田の水口に 2 枚の波板を用いて幅 3 m×25 m の小試験区を設けて、その中で水稻栽培を行った。水口からの距離に応じて土壌及びイネ、田面水を採取し、 ^{137}Cs 濃度を測定した。

3.1-2 実験方法

3.1-2-1 試験圃場

2015 年に福島県南相馬市原町区中太田の 3 水田 (Site I-III) を試験圃場とした。各水田の土壌理化学性を表 3.1-1 に示す。いずれも、太田川の河川水を水源とする用水を、同じ農業用水路を通して取水している水田である。

3.1-2-2 水稻栽培及び試験設計

Site I-III の各水田は深耕が行われ、ゼオライト 5 t ha^{-1} 、 K_2SiO_3 300 kg ha^{-1} 、リン 400 kg ha^{-1} 、堆肥 4 t ha^{-1} が施用された。イネ (*Oryza sativa* L.) の移植 (5 月 22 日) 後、灌漑水の流路を狭めて流向を制限するため、各水田の水口に 2 枚の波板を用いて幅 $3 \text{ m} \times 25 \text{ m}$ の小試験区を設けた (図 3.1-1)。

3.1-2-3 土壌及びイネ試料の採取

収穫期 (9 月 15 日) に各小試験区内で水口からの距離 (1、2、3、5、7、11、15、21 m 地点) に応じた 8 地点から土壌及びイネを採取した。土壌 (0-15 cm) はハンドサンプラー (HS-30S, $\phi 50 \times \text{L } 300 \text{ mm}$, Fujiwara Scientific Company) を用いて採取した。土壌試料は 105°C で絶乾またはビニールハウス内で風乾後、2 mm 篩を通したものを分析に供した。イネ試料についてはビニールハウス内で風乾後、玄米及びもみ殻、稲わらに分けた。玄米は 1.7 mm の篩にかけ、割れ米などを除いたものを分析に供した。稲わら試料については、下部 25 cm を捨て、2~3 cm 長に切断した。また、1、11 および 21 m 地点のイネの収量を調査した。イネの不稔歩合は不稔粒数 (粒数/ m^2) を稈数 (粒数/ m^2) で除して百分率で求めた。

3.1-2-4 田面水の採取

田面水の採取は 7 月 3 日及び 8 月 2 日、8 月 23 日に水口から 1、10 および 20 m 地点及び水尻付近 (100 m 地点) の 4 地点で採取した。採水地点には市販のキッチンシンク用ゴミ受けを埋設し、採水に十分な水深を設けることで水田土壌の攪乱と試料への混入を防止した。水試料は各採水地点で電動ポンプを用いて 20 L 採水した。採水後、孔径 $1 \mu\text{m}$ の定量ろ紙 (ADVANTEC 社製, FILTER PAPER)、孔径

0.45 μm のメンブレンフィルター (A045D047A; Advantec Toyo Roshi Kaisha Ltd., Tokyo, Japan) を用いて、2 段階で減圧ろ過し、ろ液と残渣に分画した。本研究では、ろ液に含まれる放射性 Cs を溶存態画分、残渣に含まれる放射性 Cs を懸濁態画分とした。ろ液はホットプレート上で 100 ml 容になるまで蒸発させた後、U-8 容器に充填し測定に供した。U-8 容器に移す際、溶液が不均一になるのを防ぐため、濾紙に残った残渣は濾紙ごと 105°C で 2 日間乾燥後、粉碎機 (FM-1; OSAKA CHEMICAL Co. Ltd., Osaka, Japan) を用いて粉碎し U-8 容器に充填したものを分析試料とした。

3.1-2-5 ^{137}Cs 測定

土壤中 ^{137}Cs 濃度は NaI(Tl)シンチレーションカウンター (WIZARD-2, PerkinElmer) を用いて 3600 秒で測定した。玄米及び稲わら、田面水中 ^{137}Cs 濃度は Ge 半導体検出器 (IGC 30180, Princeton Gamma-Teac) を用いて 14400 秒で測定した。土壌からイネへの移行係数は次式によって求めた。

$$\text{TF} = \text{イネ中 } ^{137}\text{Cs} \text{ 濃度 (Bq/kg-dw)} / \text{土壌中 } ^{137}\text{Cs} \text{ 濃度 (Bq/kg-dw)}$$

なお、得られた ^{137}Cs 濃度は採取日に減衰補正した。

3.1-2-6 土壌中交換性 K 含量測定

風乾土 3 g に酢酸アンモニウム 30 ml を加え 12 時間振とうすることによって交換性 K の抽出を行った。抽出された交換性 K は原子吸光光度計 (Z-8200, Hitachi) を用いて定量した。

3.1-2-7 統計解析

土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度の相関、土壌中交換性 K 含量及びイネ中 ^{137}Cs 濃度の関係をピアソンの無相関検定にて検討した。

3.1-3 結果

3.1-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度

水口からの距離ごとの土壌中 ^{137}Cs 濃度を図 3.1-2a に示す。値は 998～1710 Bq/kg-dw の範囲であった。水口から 1 m 地点の土壌中 ^{137}Cs 濃度が最も高く (1710 Bq/kg-dw)、距離が遠くなるにつれて濃度が低くなる傾向が見られた。

玄米及び稲わら中 ^{137}Cs 濃度においても土壌と同様な傾向が見られた (図 3.1-2b 及び 3.1-2c)。1 m 地点において ^{137}Cs 濃度が最も高かった (玄米: 14 Bq/kg-dw、稲わら: 47 Bq/kg-dw)。

3.1-3-2 TF

玄米及び稲わらの TF はそれぞれ 0.00547～0.00895、0.0167～0.0304 の範囲と算出された (図 3.1-3a 及び 3.1-3b)。地点別に見ると、水口付近の TF が高く、流下過程で減少していた。

3.1-3-3 田面水中 ^{137}Cs 濃度

各地点の田面水中溶存態 ^{137}Cs 濃度、懸濁態 ^{137}Cs 濃度及び総 ^{137}Cs (溶存態 ^{137}Cs + 懸濁態 ^{137}Cs) 濃度を、それぞれ図 3.1-4a、3.1-4b 及び 3.1-4c に示す。総 ^{137}Cs 濃度は 7 月 3 日で 0.114～0.162 Bq/L、8 月 2 日で 0.0978～0.242 Bq/L、8

月 23 日で 0.102~0.327 Bq/L であり、7 月から 8 月にかけて田面水中 ^{137}Cs 濃度が高くなる傾向が見られた。採取地点ごとにみると、8 月 23 日を除き、1 m 地点で最も高く、流下過程で減少していた。8 月 23 日は 20 m 地点で最も高い値(4.63 Bq/L)を示したが、水尻地点で 0.102 Bq/L と、1/3 以下に減少した。

3.1-3-4 土壌中交換性 K 含量

各地点の土壌中交換性 K 含量を図 3.1-5 に示す。水口から 1 m 地点から 3~5 m 地点まで増加する傾向が見られ、それ以遠は比較的变化が見られなかった。

3.1-3-5 イネの収量

玄米収量及び不稔歩合をそれぞれ図 3.1-6a 及び 3.1-6b に示す。1 m 地点の玄米収量は 437 g/m² で他の 2 地点(11 m:916 g/m²、21 m:989 g/m²)と有意に低かった(Holm 法、 $P<0.05$)。不稔歩合についても 1 m 地点(79%)で他の地点(11 m:30%、21 m:22%)よりも有意に高かった(Holm 法、 $P<0.05$)。

3.1-4 考察

3.1-4-1 水口付近の土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度の平面分布

土壌中 ^{137}Cs 濃度は水口から 1 m 地点で最も高く、距離が遠くなるにつれて減少する傾向が見られた(図 3.1-2a)。Harada and Nonaka(2012)の報告では、水口から 2 及び 5 m 地点の土壌中 ^{137}Cs 濃度が他の地点よりも高くなる傾向が見られ、本研究と同様の結果が得られた。

イネ中 ^{137}Cs 濃度に関しても土壌中 ^{137}Cs 濃度と同様に水口から 5 m の範囲で高い傾向が見られた(図 3.1-2b 及び 3.1-2c)。水口付近で詳細なイネ中 ^{137}Cs 濃度の

平面分布を調査している論文はなく、本研究が初めての報告である。本研究では水口のイネ中放射性 Cs 濃度が高くなる範囲は水口から数 m の範囲であったが、その範囲がどの水田にも適用されるのかはさらに調査が必要である。

土壌とイネの ^{137}Cs 濃度の間に弱い正の相関が見られた(図 3.1-3a 及び 3.1-3b)。同様の結果は第 2 章で述べた調査結果でも見られ、これらの結果はイネ中 ^{137}Cs 濃度に対して土壌中 ^{137}Cs 濃度が一義的には影響していることを示している。つまり、水口付近でイネ中 ^{137}Cs 濃度が高い要因は水口付近の高い土壌中 ^{137}Cs 濃度にあると考えられる。しかしながら、本研究で見られた土壌とイネ中 ^{137}Cs 濃度の相関係数(R)はそれほど高くなく、他の影響要因が水口のイネ中 ^{137}Cs 濃度を押し上げている可能性があると思われた。

3.1-4-2 灌漑水が水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度に与える影響

本研究の試験水田は太田川の河川水に由来する灌漑水を利用している。本研究では 2015 年 8 月 2 日に水田近くの用水路から採取した灌漑水の ^{137}Cs 濃度を測定した結果、溶存態及び懸濁態はそれぞれ、0.20、0.09 Bq/L であった。Ochiai et al. (2015) は 2013 年に太田川の河川水を採取し ^{137}Cs 濃度を測定した結果、溶存態 ^{137}Cs 濃度は 0.180 Bq/L で懸濁態 ^{137}Cs 濃度よりも高く、本研究と同様の結果であった(2015)。また、Nakanishi and Sakuma (2019)によると太田川の河川水中溶存態 ^{137}Cs の有効半減期は 2.4 年と算出された(2019)。一方で、Yoshikawa et al. (2014)の報告では、福島県二本松市東和地区で採取された水田への灌漑水に用いられる湧き水の溶存態 ^{137}Cs 濃度は全 ^{137}Cs 濃度のわずか 10.6%以下であり、本研究とかなり異なる結果だった。太田川の上流には農業用ダムの横川ダムがあり、集水域から運ばれた放射性 Cs が大量に蓄積されている(Chartin et al., 2013)。ダムに

堆積する底泥中 ^{137}Cs は還元的な環境で増加するアンモニウムによって溶出するため (Evans et al., 1983、塚田・久保田, 2018)、ダムに堆積する底泥はその下流に位置する河川水中の溶存態放射性 Cs 源になりうるかもしれない。

本研究では、田面水中 ^{137}Cs 濃度は、溶存態及び懸濁態の両方とも流下過程で ^{137}Cs 濃度が減少する傾向が見られた。溶存態 ^{137}Cs は比較的容易にイネに吸収されることから、灌漑水に含まれる溶存態 ^{137}Cs が流下過程でイネに吸収された可能性がある。Suzuki et al. (2015) のポット試験の結果から、溶存態 ^{137}Cs から玄米への移行率は 0.23~2.0% であると推定された。また、湛水時にはイネの基部からも放射性 Cs が吸収されて植物の各器官に輸送される (Myttenaera, 1972; 津村ら, 1984; Uematsu, 2017)。灌漑水の溶存態放射性 Cs は水口付近で栽培されているイネ中放射性 Cs 濃度に大きく影響を及ぼすと考えられる。

懸濁態放射性 Cs とは、 $>0.45\ \mu\text{m}$ の SS に含まれる放射性 Cs をさす。序論でも述べた通り、懸濁態 ^{137}Cs は水溶性、交換態、有機物結合態、粒子結合態の画分に分けることができる (Yoshikawa et al., 2014)。水溶性や交換態 ^{137}Cs のような生物利用の高い画分は、直接イネに吸収される可能性があるが、有機物結合態、粒子結合態の画分は比較的イネに吸収されにくいいため、流下過程で土壌表層に蓄積した可能性が高い。このことから、溶存態放射性 Cs のイネへの直接吸収の他に、灌漑水中の懸濁態 ^{137}Cs (特に有機物結合態、粒子結合態の画分) が土壌に蓄積し、土壌中 Cs 濃度を高めたことが結果的にイネ中 Cs 濃度を高めた可能性も考えられる。灌漑水中溶存態及び懸濁態 ^{137}Cs の水田流入後のそれぞれの挙動や土壌及びイネへの影響の解明が次の課題となった。

3.1-4-3 土壌中交換性 K 含量が水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度を与える影響

土壌中交換性 K 含量はイネの放射性 Cs 吸収に大きく影響を与えることがすでに多くの報告で明らかになっている (Kato et al., 2014; Yamamura et al., 2018)。本研究では、土壌中交換性 K 含量は 1 m 地点で最も低く、そこから 3 (もしくは 5) m 地点にかけて高くなり、それより遠い地点ではほとんど変化は見られず一定の値を示した (図 3.1-5)。第 2 章の結果でも水口付近の土壌中交換性 K 含量は水田中央及び水田水尻よりも低かった。一方、Shin et al. (2019) が水口付近及び水田中央、水尻付近の土壌中交換性 K 含量を測定した結果、本研究のような傾向は見られなかった。土壌中交換性 K 含量の平面分布の変化はおそらく灌漑水の管理方法や土壌理化学性、施肥方法などに大きく依存するのではないかと考えられる。玄米中 ^{137}Cs 濃度と土壌中交換性 K 含量の相関を見ると、弱い有意に負の相関が認められた (図 3.1-8)。これは水口付近の土壌中交換性 K の流出が灌漑水の流入によって起き、その結果イネの放射性 Cs 吸収が増加したのではないかと考えられる。砂質土壌に施用された K^+ 肥料は土壌に吸着されず土壌溶液内に存在するため、降雨や灌漑水によって溶脱してしまう (Kolahchi and Jalali, 2007)。本研究の試験水田は砂質土壌ではないが、灌漑水の流入により水口付近の土壌の粒度分布が変動する可能性はある。しかしながら、前章では、水田の水口、中央、水尻で採取した収穫期土壌の交換性 K 含量と玄米中 ^{137}Cs 濃度との相関関係が認められず、K の流出は水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度に影響を与えないと判断された (2-4-2 参照)。一方、水口から 25 m までに焦点をあてた本章では土壌交換性 K 含量と玄米中 ^{137}Cs 濃度には有意な相関が認められた。後述 (4-4-1 及び 5.1-4-1) のように、水口付近では灌漑水とともに水田に供給される ^{137}Cs (溶存態及び懸濁態) が主にイネに移行すると推定される。この

ような形態の ^{137}Cs は、イネの吸収において K^+ と競合しやすいことを示している可能性がある。

3.1-4-4 イネの生育が水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度に与える影響

玄米収量は 1 m 地点で 11 及び 21 m 地点よりも低く(図 3.1-6a)、不稔歩合は 1 m 地点で最も高かった(図 3.1-6b)。この原因の一つとして用水流入による水温や地温の低下が関係しているのではないかと考えられた。日本における冷害の種類としては「障害型冷害」と「遅延型冷害」の二つに大別される。障害型冷害は幼穂形成期から開花期にかけての冷温により不稔発生を引き起こす冷害のことである。特に穂孕期の冷温によって花粉の発育不良が起き、不稔が多発される。遅延型冷害は播種後から登熟期までの各時期における冷温により生育遅延が起き、結果として未登熟米が多発する冷害のことである。冷温による出穂の遅延は、気温だけでなく水温(松島ら, 1964)や地温(和田ら, 2013)の低下によっても引き起こされることが知られている。出穂前 20 日間及び出穂後 20 日間における水口付近及び水田中央地点、水尻地点の平均地温は、水口付近が他 2 地点よりも約 $1\sim 7^{\circ}\text{C}$ 低く、水口付近で出穂期の遅延が起きたという報告がある(和田ら, 2013)。

玄米中 ^{137}Cs 濃度との相関をとってみると、有意な相関が認められた(図 3.1-9a 及び 3.1-9b)。この結果は、未登熟米が多いほど玄米中 ^{137}Cs 濃度が高いことを示唆しており、本研究が初めての報告である。しかしながら、この事象が起こる要因については、不稔籾が多いと ^{137}Cs の吸収量が増えるか、もしくは不稔籾から登熟米へと ^{137}Cs が転流するなどが考えられるが、本試験ではメカニズム解明までには至らなかった。

3.1-5 まとめ

本研究では 2015 年に福島県南相馬市太田地区の水田にて水口付近のイネの放射性 Cs 濃度が高い要因を解明するため、波板を用いて小試験区(幅 3 m×長さ 25 m)を設け、水口付近の詳細な土壌及びイネの放射性 Cs 濃度の平面分布を調査した。その結果、水口から 1 m 地点で土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度が最も高く、水口から遠くなるにつれて減少する傾向が見られた。本研究では、土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度が高くなる範囲は水口から 5 m であった。

第 2 章での結果と同様に、土壌とイネの ^{137}Cs 濃度との間に弱い正の相関が認められた。このことから、イネ中 ^{137}Cs は一義的には土壌由来であることが示されたが、相関係数(R)はそれほど高くなく、水口のイネ中 ^{137}Cs 濃度を押し上げている他の影響要因の存在が強く示唆された。

田面水中 ^{137}Cs 濃度は一部を除き、溶存態及び懸濁態の両方とも流下過程で ^{137}Cs 濃度が減少する傾向が見られた。この結果から、灌漑水に含まれる溶存態 ^{137}Cs は流下過程でイネに吸収された可能性がある。一方、懸濁態のうち、有機物結合態、粒子結合態の画分は比較的イネに吸収されにくいいため、流下過程で土壌表層に蓄積したのではないかと考えられた。灌漑水中溶存態及び懸濁態 ^{137}Cs の水田流入後のそれぞれの挙動や土壌及びイネへの影響は今後さらに検討が必要である。

水口付近の高い土壌 ^{137}Cs 濃度、灌漑水中 ^{137}Cs のイネへの吸収に加え、水口付近の低い土壌中交換性 K 含量及び不稔籾の多発、玄米収量の低下がイネの放射性 Cs 濃度に影響を与えている要因である可能性が示唆された。

表 3.1-1. Site I～III における土壌理化学性.

圃場	pH (H ₂ O)	CEC	全 C 量	全 N 量	粒径組成 (%)		
		(cmol-NH ₄ /kg- 乾土)	(g-C/kg-乾土)	(g-N kg-乾土)	砂	シルト	粘土
Site I	6.06	13.3	18.8	1.86	70.9	11.0	18.1
Site II	5.78	15.0	20.9	2.18	50.6	20.0	29.3
Site III	5.84	14.6	24.1	2.30	64.2	15.2	20.6

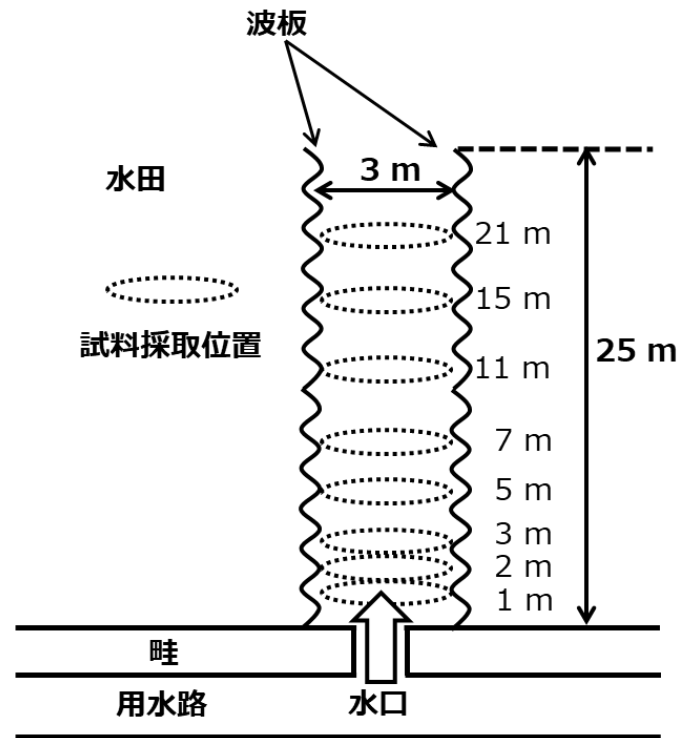


図 3.1-1 圃場試験概略図. 波線は波板を示す. 水田水口付近に長さ 25 m、幅 3 m の小試験区を設けて、その中でイネの栽培を行った. 点線の円は試料採取位置を示す. 収穫期(9 月 15 日)に各小試験区内で水口からの距離(1、2、3、5、7、11、15、21 m 地点)に応じた 8 地点から土壌及びイネを採取した。

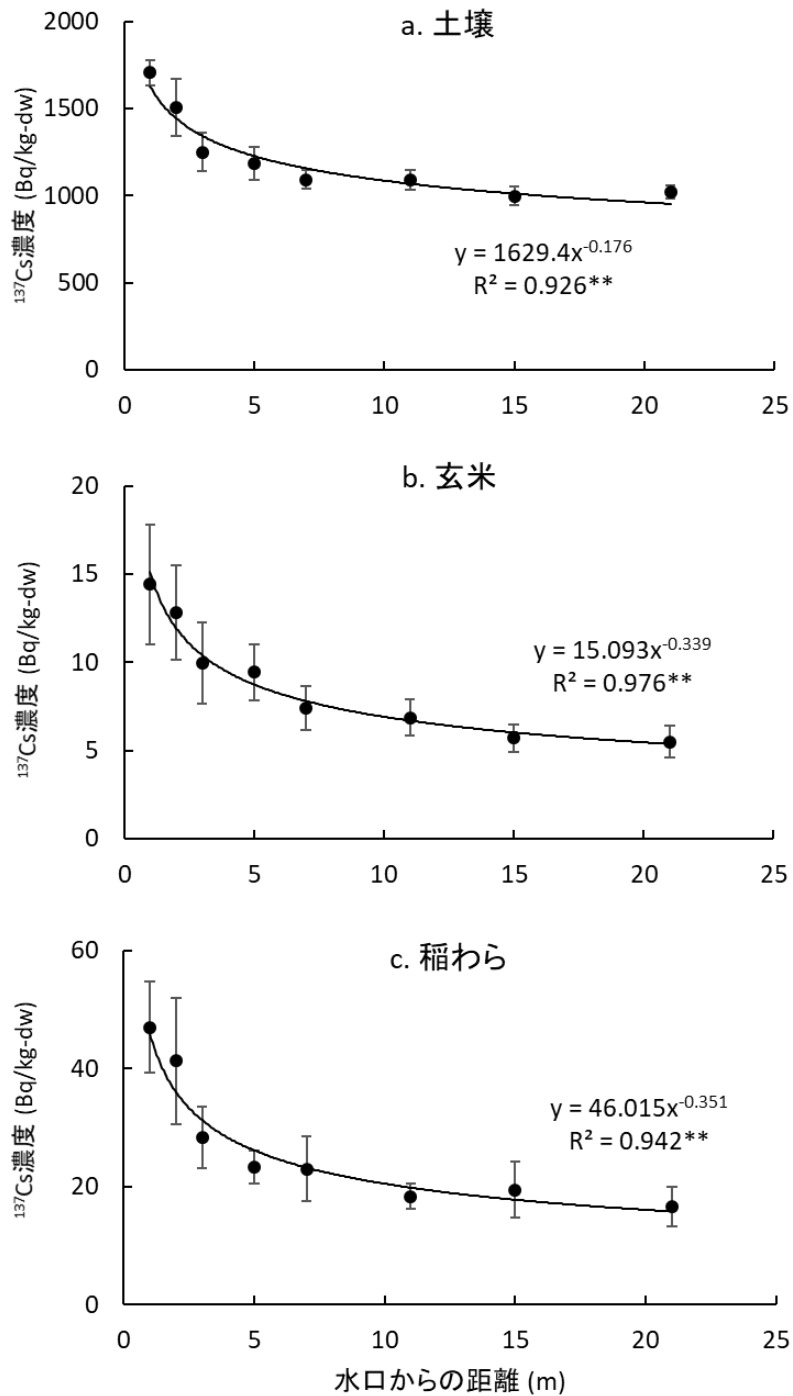


図 3.1-2 水田水口からの距離における各地点の土壌(a)及び玄米(b)、稲わら(c)試料中 ^{137}Cs 濃度. 試料の採取は収穫期(2015 年 9 月 15 日)に行った. 値は 3 水田の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. **: $P < 0.01$ で有意.

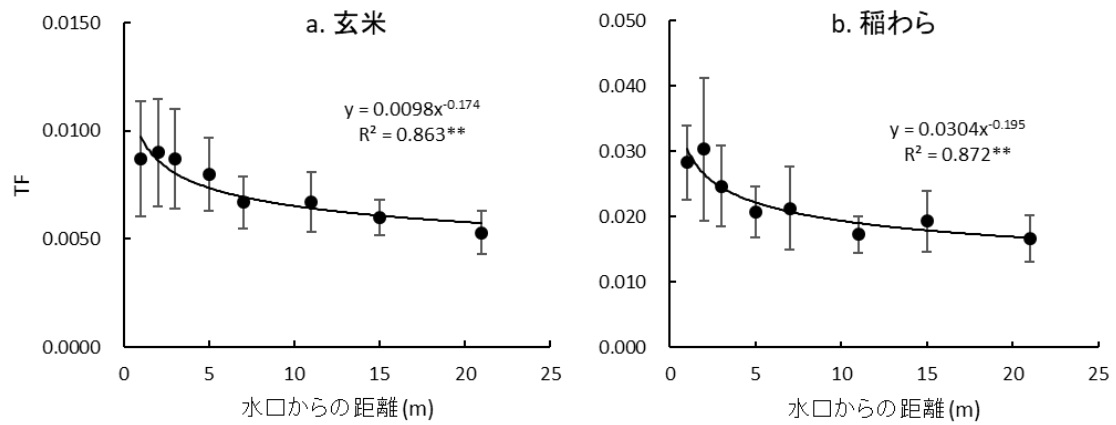


図 3.1-3 水田水口からの距離における各地点の玄米(a)及び稲わら(b)の移行係数 (TF). TF= イネ中 ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-dw) / 土壌中 ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-dw) で求めた. 値は 3 水田の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. **: $P < 0.01$ で有意.

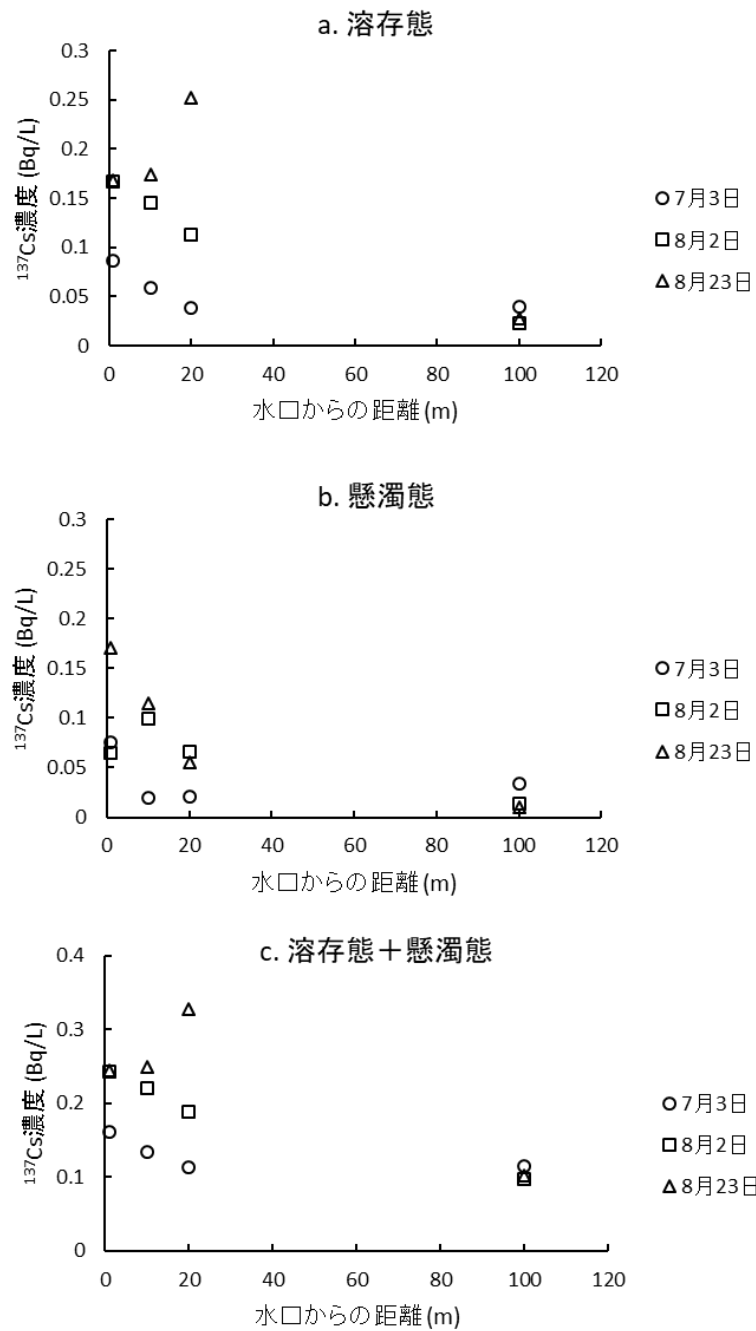


図 3.1-4 水田水口からの距離における各地点の田面水中 ^{137}Cs 濃度の季節変動。溶存態(a)及び懸濁態(b)、溶存態+懸濁態(c)を示す。田面水の採取は 2015 年 7 月 3 日及び 8 月 2 日、8 月 23 日の 3 回行った。値は 3 水田の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す。

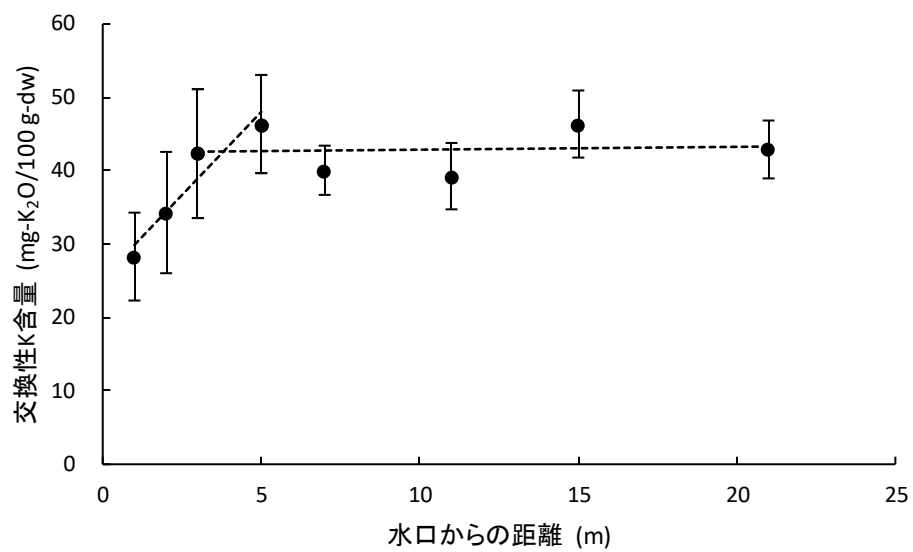


図 3.1-5 水田水口からの距離における各地点の土壌中交換性 K 含量. 試料の採取は収穫期(2015 年 9 月 15 日)に行った. 値は 3 水田の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す.

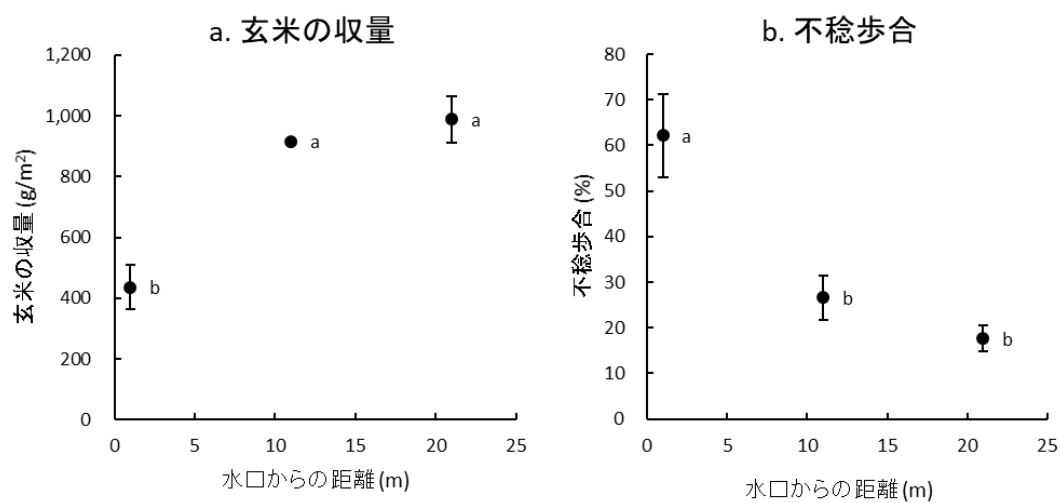


図 3.1-6 水田水口から 1 及び 11、21 m 地点で採取した玄米の収量及び不稔歩合. 試料の採取は収穫期(2015 年 9 月 15 日)に行った. 値は 3 水田の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. グラフ内の異なる文字は採取地点間で有意差があったことを示す (Holm 法、 $P<0.05$).

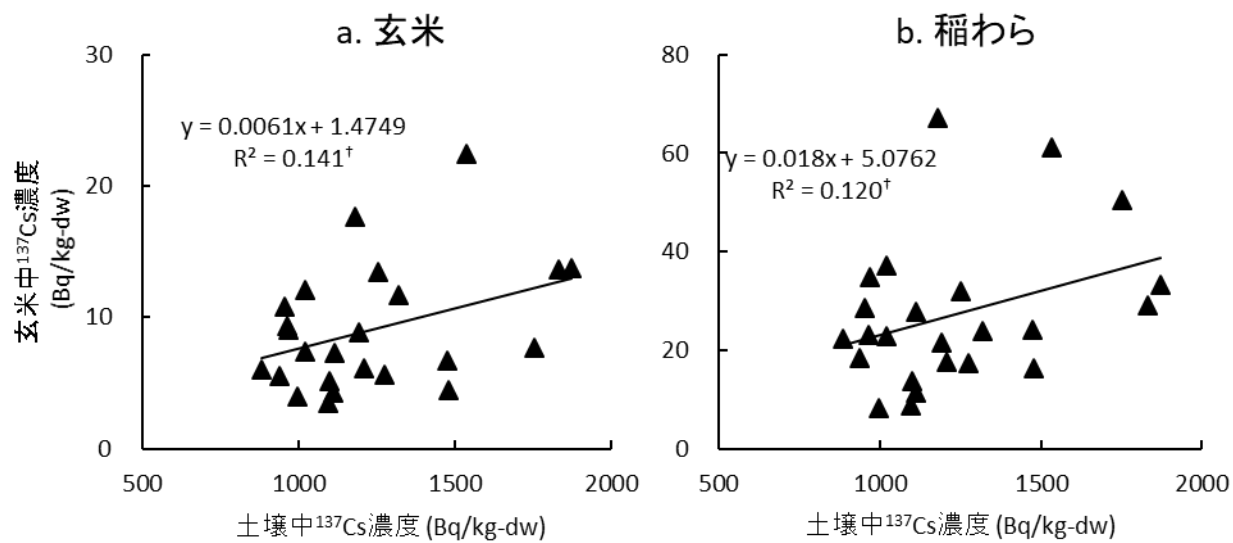


図 3.1-7 土壌中 ^{137}Cs 濃度とイネ(玄米[a]及び稲わら[b])中 ^{137}Cs 濃度の相関. †:

$P < 0.10$ で有意.

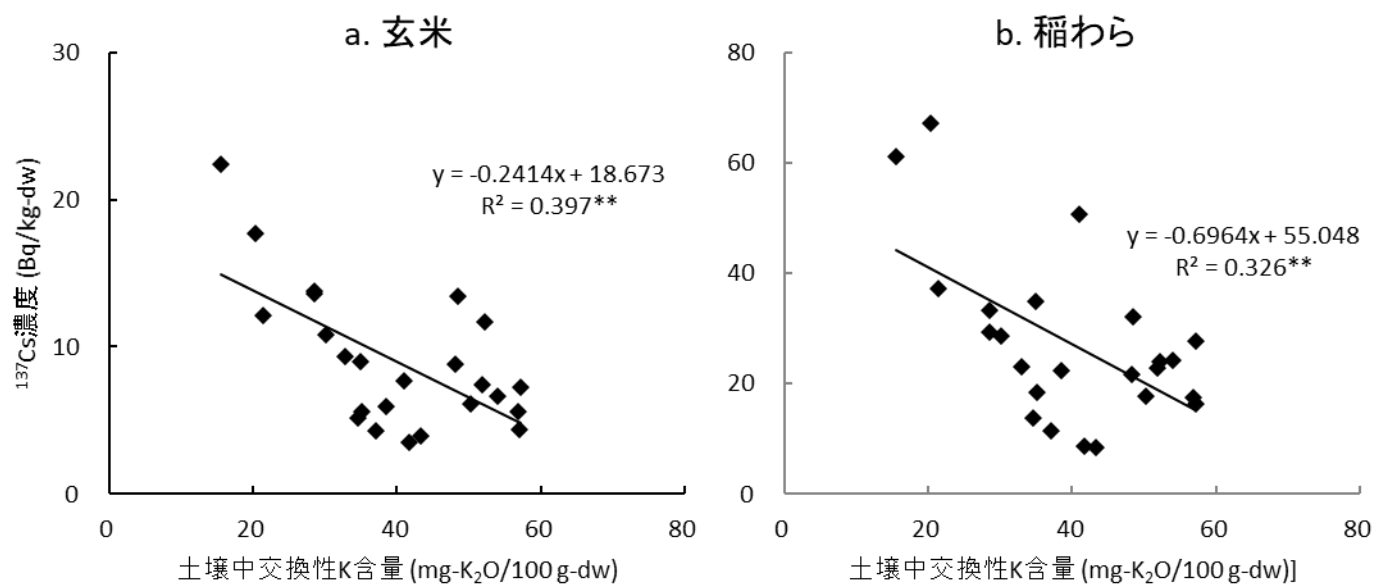


図 3.1-8 土壌中交換性 K 含量とイネ(玄米[a]及び稲わら[b])中 ^{137}Cs 濃度の相関.

** : $P < 0.01$ で有意.

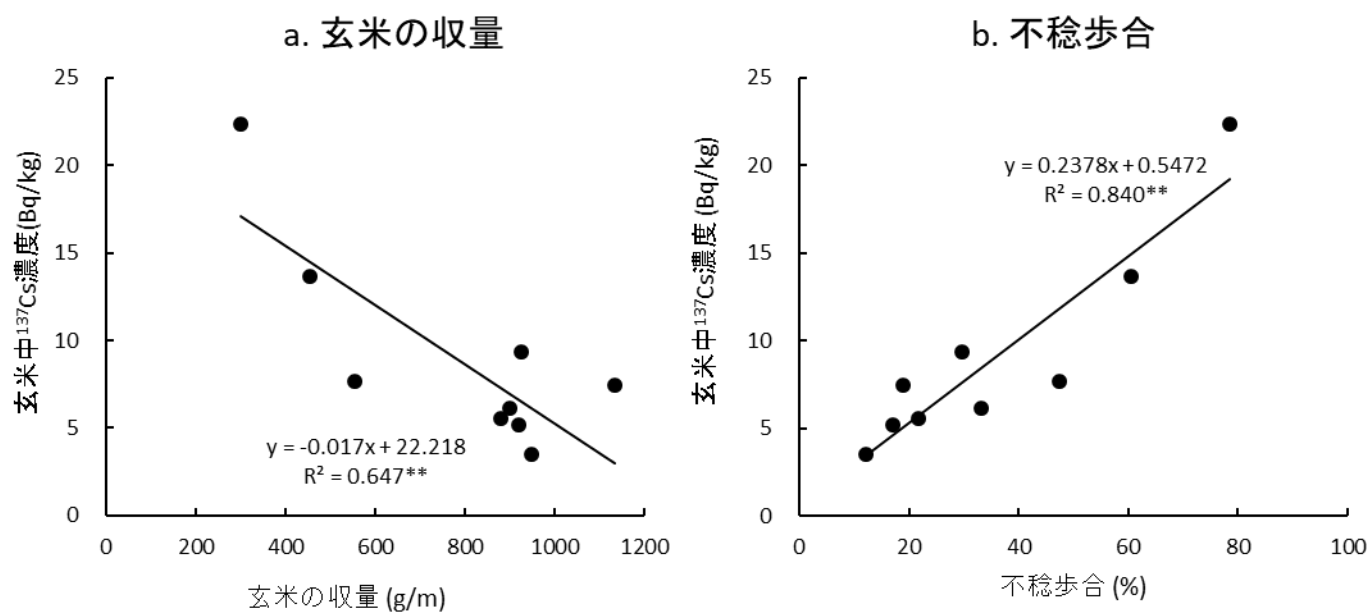


図 3.1-9 玄米収量(a)及び不穏歩合(b)とイネ中 ¹³⁷Cs 濃度の相関. **: $P < 0.01$ で有意.

第 2 節 水田水口付近における表層土中放射性 Cs 濃度の季節変動

3.2-1 はじめに

2015 年に行った南相馬市の水田での調査から水口から 5 m 以内の地点で土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度が高い傾向が見られた(第 3 章 第 1 節参照)。さらに土壌中 ^{137}Cs 濃度とイネ中 ^{137}Cs 濃度との間に正の相関が見られた。しかし、土壌採取を収穫時のみにしか行っていなかったため、土壌中の ^{137}Cs や交換性 K 含量の勾配が栽培期間中のどの時期に生じたのかは不明であった。また、田面水中 ^{137}Cs 濃度は溶存態及び懸濁態の両方とも流下過程で ^{137}Cs 濃度が減少する傾向が見られた。この結果から、灌漑水に含まれる ^{137}Cs は流下過程でイネに吸収されたか、もしくは土壌表層に吸着・蓄積した可能性が示唆された。

これらの結果を基に、本節では灌漑水が水口の表層土中 ^{137}Cs 濃度に与える影響を解明することを目的とし、水口付近の表層土(0-2 cm)中 ^{137}Cs 濃度の季節変動を調査した。

3.2-2 実験方法

3.2-2-1 試験圃場

2016 年に福島県南相馬市原町区中太田の 4 水田(Site I-IV)を試験圃場とした。各水田の土壌理化学性を表 1 に示す。全水田は太田川の河川水を水源としている。

3.2-2-2 水稻栽培及び試験設計

Site I-IV の各水田はイネ(*Oryza sativa* L.)の移植(5 月 25 日)後、灌漑水の流入方向を制限するため、各水田の水口に 2 枚の波板を用いて幅 3 m×25 m の小試験区を設けた。各水田での使用資材は以下のとおりであった。

1. ニューセーフティ発(N—P—K 成分量(%):10-8-8、苦土:2、)40 kg/10 a、
2. 苗みどり(育苗培土 3 要素入り、N—P—K 成分量(%):1.6—4.0—2.01) 1 箱あたり(培土約 4 kg)、
3. dr.オリゼフェルテラ 粒剤 3 kg いもち病 殺虫箱施用 50g/箱 育苗箱 16 枚 /10 a
4. クサトリ—BSX ジャンボ H 300g除草剤 10 袋/10 a(300 g×10P)

試験区の設計については 2015 年度の試験と同様とした(第 1 節 3.1-2-2 参照)。5 月 25 日の田植え直後に波板を用いて水口付近に試験区(第 1 節図 3.1-1 参照)を設計した。

3.2-2-3 土壌及びイネ試料の採取

移植後(5 月 25 日)、中干し期(7 月 8 日)、出穂期(8 月 4 日)、収穫期(9 月 27 日)に水口から 1、3、5、10 および 20 m の地点で土壌表層 0-5 cm から 100 ml 容試料円筒($\phi 50 \times 51$ mm, 大起理化工業株式会社, 鴻巣)を用いて土壌試料を採取し、表層土(0-2 cm)及び下層土(2-5 cm)に切り分けた。また、収穫期にイネを採取した。土壌試料は 105℃で絶乾またはビニールハウス内で風乾後、2 mm 篩を通したものを分析に供した。イネ試料についてはビニールハウス内で風乾後、玄米及びもみ殻、稲わらに分けた。玄米は 1.7 mm の篩にかけ、割れ米などを除いたものを分析に供した。稲わら試料に関しては、下部 25 cm を捨て、2~3 cm 長に切った。また、各地点のイネの収量を調査した。イネの不稔歩合は不稔粒数(粒数/m²)を粒数(粒数/m²)で除して百分率で表した。

3.2-2-4 田面水の採取

田面水の採取は Site I 及び II の 2 水田で行った。6 月 5 日及び 7 月 2 日、8 月 6 日(または 8 月 7 日)、9 月 3 日に水口から 1、10、20 m 地点及び水尻付近の 4 地点で採取した。採水地点には市販のキッチンシンク用ゴミ受けを埋設し、採水に十分な水深を設けることで水田土壌の攪乱と試料への混入を防止した。水試料は各採水地点で電動ポンプを用いて 20 L 採水した。採水後、孔径 1 μm の定量ろ紙 (ADVANTEC 社製, FILTER PAPER)、孔径 0.45 μm のメンブレンフィルター (ADVANTEC 社製, MEMBRANE FILTER)を用いて、2 段階で減圧ろ過し、ろ液と残渣に分画した。本研究では、ろ液に含まれる放射性 Cs を溶存態画分、残渣に含まれる放射性 Cs を懸濁態画分とした。

3.2-2-5 ^{137}Cs 測定

土壌中 ^{137}Cs 濃度は NaI(Tl)シンチレーションカウンター (WIZARD-2, PerkinElmer)を用いて 3600 秒で測定した。玄米及び稲わら、田面水中 ^{137}Cs 濃度は Ge 半導体検出器 (IGC 30180, Princeton Gamma-Teac)を用いて 14400 秒で測定した。なお、全ての ^{137}Cs 値は採取日に減衰補正した。

3.2-2-6 土壌中交換性 K 含量測定

風乾土 3 g に酢酸アンモニウム 30 ml を加え 12 時間振とうすることによって交換性 K の抽出を行った。抽出した交換性 K は原子吸光光度計 (Z-8200, Hitachi) によって定量した。

3.2-2-7 統計解析

js-STAR 2012 release 2.0.6j(中野・田中 2012)を用いた。多重比較には Holm 法($P<0.05$ および $P<0.01$)を用いた。土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度、土壌中交換性 K 含量及びイネ中 ^{137}Cs 濃度の関係はピアソンの無相関検定を行い、検討した。

3.2-3 結果

3.2-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度

水口からの距離ごとの 0-2 cm(表層土)及び 2-5 cm(下層土)中 ^{137}Cs 濃度の季節変動を表 3.2-2 に示す。表層土中 ^{137}Cs 濃度の総平均値は 871→1410→1460→2200 Bq/kg-dw と徐々に増加していく傾向が認められた。一方で下層土は 883→881→880→1110 Bq/kg-dw と出穂期まではほぼ同じ値を示した。統計解析の結果、移植期における表層土と下層土中 ^{137}Cs 濃度の間には有意差が認められなかったが(Holm 法、 $P>0.05$)、中干期以降では表層土中 ^{137}Cs 濃度が下層土よりも有意に高かった(Holm 法、 $P<0.05$)。

地点別にみると、移植後では表層及び下層土どちらも 1 m 地点で高いものの、ほぼ同等の値を示した。しかし中干し期、出穂期になると、1 m 地点の表層土中 ^{137}Cs 濃度(中干期:1880 Bq/kg-dw、出穂期:2140 Bq/kg-dw)は他の地点よりも有意に高く(Holm 法、 $P<0.05$)、水口から遠くなるにつれて低くなる傾向が見られた。一方下層土の ^{137}Cs 濃度は地点間の有意差は見られなかった。収穫期においては、3 m 地点の表層土が最も高く、10 及び 20 m 地点との有意差が認められた(Holm 法、 $P<0.05$)。

各地点の玄米及び稲わら中 ^{137}Cs 濃度を表 3.2-3 に示す。総平均値はそれぞれ玄米で 9.4 Bq/kg-dw、稲わらで 31 Bq/kg-dw であった。どちらも 1 及び 3 m 地点

で高い値を示し(玄米:12~13 Bq/kg-dw、稲わら:41 Bq/kg-dw)、水口から遠くなるにつれて低くなる傾向が見られた。統計解析の結果、玄米では1 m 地点と20 m 地点との間に有意差が認められ、稲わらでは1 及び3 m 地点の値が10 及び20 m 地点よりも有意に高かった(Holm 法、 $P<0.05$)。

3.2-3-2 田面水中 ^{137}Cs 濃度

各採水地点の田面水中溶存態 ^{137}Cs 濃度、懸濁態 ^{137}Cs 濃度及び総 ^{137}Cs 濃度(溶存態 ^{137}Cs +懸濁態 ^{137}Cs)をそれぞれ図 3.2-1a 及び 3.2-1b、3.2-1c に示す。総 ^{137}Cs 濃度は6 月 5 日で0.0596~0.190 Bq/L、7 月 2 日で0.0625~0.215 Bq/L、8 月 6 日で0.0235~0.316 Bq/L、9 月 3 日で0.0292~0.288 Bq/L であり、8 月及び9 月に採取した田面水中 ^{137}Cs 濃度が6 月及び7 月よりも高い傾向が見られた(図 3.2-1c)。採取地点ごとにみると、全ての採水日において1 m 地点で最も高く、流下過程で減少していた。形態別に見ると、溶存態は1 m から20 m 地点まで比較的緩やかに減少する傾向が見られた(図 3.2-1a)。一方で懸濁態は1 m 地点から10 m 地点にかけて著しく減少していた(図 3.2-1b)。

3.2-3-3 土壌中交換性 K 含量

移植後及び収穫期における各地点の土壌中交換性 K 含量を表 3.2-4 に示す。水口から表層土及び下層土どちらも1 m 地点の値が他の地点よりも比較的低い傾向が見られたが、有意な差は見られなかった(Holm 法、 $P>0.05$)。

3.2-3-4 イネの収量

玄米収量及び不稔歩合をそれぞれ図 3.2-2a 及び 3.2-2b に示す。玄米収量は 802~1010 g/m² で地点間に有意な差は見られなかった (Holm 法、 $P>0.05$)。しかし、不稔歩合は 1 m 地点で最も高く (21%)、水口から遠くなるにつれて減少する傾向が見られた。統計解析の結果、1 m 及び 3 m 地点と比較して 20 m 地点で有意な差が認められた (Holm 法、 $P<0.05$)。

3.2-4 考察

3.2-4-1 田面水中 ¹³⁷Cs が表層土中 ¹³⁷Cs 濃度に与える影響

表層土中 ¹³⁷Cs 濃度は移植後から収穫期にかけて増加した (表 3.2-2)。さらに、水口から近い地点で著しく濃度が高くなる傾向が見られた。また、田面水中 ¹³⁷Cs 濃度は溶存態及び懸濁態どちらも流下過程で減少した (図 3.2-1)。このことから、水口付近の表層土に放射性 Cs が集積した理由として、溶存態放射性 Cs の土壌への吸着、そして放射性 Cs を含む SS の堆積の可能性が考えられた。他にも、水田内に存在する水生生物の影響に加えて、土壌の洗堀といった灌漑水の物理的な影響も考えられる。

Nakanishi and Sakuma (2019) は 2015 年 4 月から 2018 年 3 月の 3 年間、太田川と請戸川の河川水中 ¹³⁷Cs 濃度をモニタリングした (2019)。その結果、溶存態 ¹³⁷Cs 濃度は水温の上昇とともに増加する傾向があった。本研究でも栽培期間中に複数回 (4 月 22 日、5 月 15 日、6 月 5 日、7 月 1 日、8 月 6 日、9 月 2 日、9 月 23 日の 7 回)、試験水田近くの用水路から採取した灌漑水の ¹³⁷Cs 濃度を測定した結果、8 月 6 日の溶存態 ¹³⁷Cs 濃度が 0.204 Bq/L と、他の採取日の値 (0.0490~0.128 Bq/L) よりも高かった。田面水中 ¹³⁷Cs についても同様の結果が見られた (図 3.2-1)。

収穫期には水口付近(1~5 m 地点)の 2-5 cm 土壌についても出穂期までの値と比較して高い傾向が見られた(表 3.2-2)。Takahashi et al.(2018)は表層土中 ^{137}Cs が鉛直方向へ下方浸透することを報告した。そのメカニズムは Takahashi et al. (2018)に明確に記述されていないが、本試験でも同様に下方浸透が起きたとすると、田面水の溶存態 ^{137}Cs が表層土に吸着されずに間隙水に存在したまま下方へ浸透したことになる。しかし、水口付近でのみ局所的に下方浸透が生じる理由は見当たらず、灌漑水中の ^{137}Cs を含む SS が水口付近に蓄積し、さらに灌漑水的水流によって表層土が攪乱された結果である可能性が高いのではないかとと思われる。

3.2-4-2 水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度が高くなる要因

玄米及び稲わら中 ^{137}Cs 濃度は 2015 年度の試験(第 1 節参照)と同様に水口から 1、3 m 地点で高く、水口から遠い地点で低い傾向を示した(表 3.2-3)。さらに、各採取時期の表層土、下層土と玄米中 ^{137}Cs 濃度との相関関係を分析した結果、収穫期の土壌で玄米との間で正の相関が見られた(図 3.2-3)。この結果も 2015 年度の試験と同様の結果であった。このことから、水口に近い地点の玄米中 ^{137}Cs 濃度が高い原因のひとつに水口付近の高い土壌中 ^{137}Cs が由来していると考えられた。しかし収穫期以前の土壌中 ^{137}Cs 濃度との間には相関が認められなかった($P>0.05$)ことから、栽培直後の土壌中 ^{137}Cs よりも出穂期後から収穫期にかけての土壌の ^{137}Cs の不均一な分布(表層土への ^{137}Cs 集積)が玄米中 ^{137}Cs 濃度に影響を及ぼしているものと考えられた。しかしながら、溶存態 ^{137}Cs のイネへの直接吸収(Nemoto, K., and Abe, J. 2013; Myttenaera, 1972; 津村ら, 1984; Uematsu, 2017)に関しては、本章の試験では評価をすることができなかったため、灌漑水からイネへの ^{137}Cs 移行について次章以降でさらに検討した。

本節の試験における土壌中交換性 K 含量の結果は、統計的有意ではなかったものの、移植後及び収穫期ともに水口から 1 m 地点の値は比較的低い傾向が見られ(表 3.2-4)、移植前からすでに水口付近の土壌中交換性 K 含量の平面分布に偏りが生じていることが明らかになった。玄米中 ^{137}Cs 濃度との相関をみると、移植後の表層及び下層土、収穫期の下層土の交換性 K 含量との間で負の相関が見られた(図 3.2-5)。Saito et al.(2015)によると生育初期に K 施肥を行うと、イネの ^{137}Cs 吸収が抑制され、土壌中の交換態 ^{137}Cs も低減される。また、イネの生育時期別の乾物重当たりの放射性 Cs とカリウムの増加量は、移植期～幼穂形成期が最も多い(NARO の研究報告による)。これらの結果から、移植期の土壌中交換性 K 含量は玄米中 ^{137}Cs 濃度に影響を与えることが示唆された。第 2 章及び第 3 章・第 1 節の試験では、水口付近で採取した収穫期土壌の交換性 K 含量が低く、灌漑水の流入による K の流出が起きている可能性を指摘した。しかし、土壌交換性 K 含量と玄米中 ^{137}Cs 濃度と相関は見られなかった。一方で、第 3 章・第 1 節では両者に負の相関が認められ、本節でもそれが再現された。よって、3.1-4-3 でも述べた通り、水口付近では灌漑水由来の ^{137}Cs が主にイネに移行すると推定され、灌漑水中の ^{137}Cs はイネへの吸収において K^+ と競合しやすいのではないかと思われた。

各地点の玄米収量を測定した結果、有意差は見られなかった(図 3.2-3a)。これは 2015 年の試験と異なる結果であった。しかし、不稔歩合は 2015 年の試験と同様に 1 m 地点で最も高かった(図 3.2-3b)。また、不稔歩合と玄米中 ^{137}Cs 濃度との間には弱い正の相関が見られた(ピアソンの無相関検定、 $P<0.10$)。3.1-4-4 でも述べた通り、冷温による出穂の遅延は、結果として未登熟米を多発させる。和田ら(2013)は宇都宮大学圃場(黒ボク土)における調査から、出穂前 20 日間及び出穂後 20 日間における水口付近及び水田中央地点、水尻地点の平均地温は、水口付近が他 2 地点

よりも約 1~7°C 低く、水口付近で出穂期の遅延が起きたという報告をした。こうした知見と本研究の結果から考えると、灌漑水の流入により水温及び地温が低くなり、水口付近のイネの不稔粒が増えたことが結果的に玄米中 ^{137}Cs 濃度を上昇させた可能性がある。今後の課題としてはイネの不稔粒が増えたことと玄米中 ^{137}Cs 濃度の関係性を解明する必要がある。

3-2-5 まとめ

本研究では 2016 年に福島県南相馬市太田地区の水田にて水口付近の表層土中 ^{137}Cs 濃度の季節変動を調査した。その結果、栽培期間中に表層土の ^{137}Cs 濃度が高くなることが明らかになった。特に水口からより近い地点で大きく濃度が上昇したことから、灌漑水中 ^{137}Cs が表層土に集積されたことが原因ではないかと考えられる。実際に水口からの距離ごとに田面水中 ^{137}Cs 濃度を測定した結果、溶存態及び懸濁態の両方とも流下過程で ^{137}Cs 濃度が減少する傾向が見られた。今後の課題としては、灌漑水中 ^{137}Cs のイネへの移行メカニズム、すなわち溶存態 ^{137}Cs の直接的な吸収や土壌表層に堆積した灌漑水由来 ^{137}Cs の間接的な移行の可能性等について検証が必要であると考えられた。

また、本試験では水口付近における表層土への ^{137}Cs 集積、不稔粒の多発がイネ（玄米及び稲わら）中の ^{137}Cs 濃度に影響を及ぼしていると考えられた。移植後の土壌交換性 K 含量がイネの ^{137}Cs 濃度との間に負の相関が見られた。この結果から、移植期の土壌中交換性 K 含量は玄米中 ^{137}Cs 濃度に影響を与えることが示唆された。また、第 3 章・第 1 節と同様に、収穫期土壌においても土壌交換性 K 含量と玄米中 ^{137}Cs 濃度の間に相関が認められたことから、水口付近においてはイネへの吸収において特に ^{137}Cs と K と競合しやすい可能性が考えられた。

表 3.2-1 Site I～IV における土壌理化学性.

圃場	pH (H ₂ O)	CEC	全 C 量	全 N 量	粒径組成 (%)		
		(cmol-NH ₄ /kg-dw)	(g-C/kg-dw)	(g-N/kg-dw)	砂	シルト	粘土
Site I	5.46	14.0	32.9	2.84	59.4	21.1	19.6
Site II	5.90	14.5	23.6	2.15	66.5	17.9	15.7
Site III	5.80	16.5	34.5	2.92	57.0	23.1	19.9
Site IV	5.65	13.1	28.1	2.50	63.8	19.4	16.8

表 3.2-2 水田水口からの距離における各地点の 0-2 cm 及び 2-5 cm 土壌中 ^{137}Cs 濃度の季節変動[¶]. 試料の採取は移植後(2016 年 5 月 22 日)及び中干し後(同年 7 月 8 日)、出穂期(同年 8 月 4 日)、収穫期(同年 9 月 27 日)に行った.

水口からの距離		^{137}Cs 濃度 (Bq/kg) ^{*1}							
(m)		移植後 (5 月 22 日)		中干し後 (7 月 8 日)		出穂期 (8 月 4 日)		収穫期 (9 月 27 日)	
		0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm
土壌	1	966±45 a	1020±60 a	1880±110 a	936±50 a	2140±170 a	998±52 a	2450±390 ab	1440±150 a
	3	863±20 ab	838±30 ab	1400±160 b	849±16 a	1540±110 b	915±45 a	3990±1030 a	1400±240 a
	5	802±36 b	817±28 b	1420±140 b	949±128 a	1370±210 b	888±88 a	2100±330 ab	1050±190 a
	10	880±46 ab	883±23 ab	1180±130 b	858±41 a	1160±100 b	780±28 a	1280±130 b	862±50 a
	20	844±34 ab	862±41 ab	1170±70 b	815±37 a	1100±100 b	819±72 a	1200±90 b	809±24 a
総平均値		871±27 a	883±35 a	1410±130 a	881±26 b	1460±190 a	880±38 b	2200±510 a	1110±130 b

^{*1} 平均値±S.E.

[¶] 各列の異なる文字は採取地点間で有意差があったことを示す(Holm 法, $P<0.05$). 採取日ごとの総平均値の異なる文字は 0-2 cm と 2-5 cm 土壌で有意差があったことを示す(Holm 法, $P<0.05$).

表 3.2-3 水田水口からの距離における各地点の玄米及び稲わら中 ^{137}Cs 濃度[¶]. 試料の採取は収穫期(2016 年 9 月 27 日)に行った.

水口からの距離 (m)		^{137}Cs 濃度 (Bq/kg) ^{*1}
玄米	1	13±3 a
	3	12±3 ab
	5	10±2 ab
	10	7.7±1.1 ab
	20	5.5±0.7 b
	総平均値	9.4±1.3
稲わら	1	41±8 a
	3	41±6 a
	5	34±5 ab
	10	21±5 bc
	20	20±2 c
	総平均値	31±5

^{*1} 平均値±S.E.

[¶] 各列の異なる文字は採取地点間で有意差があったことを示す(Holm 法, $P<0.05$).

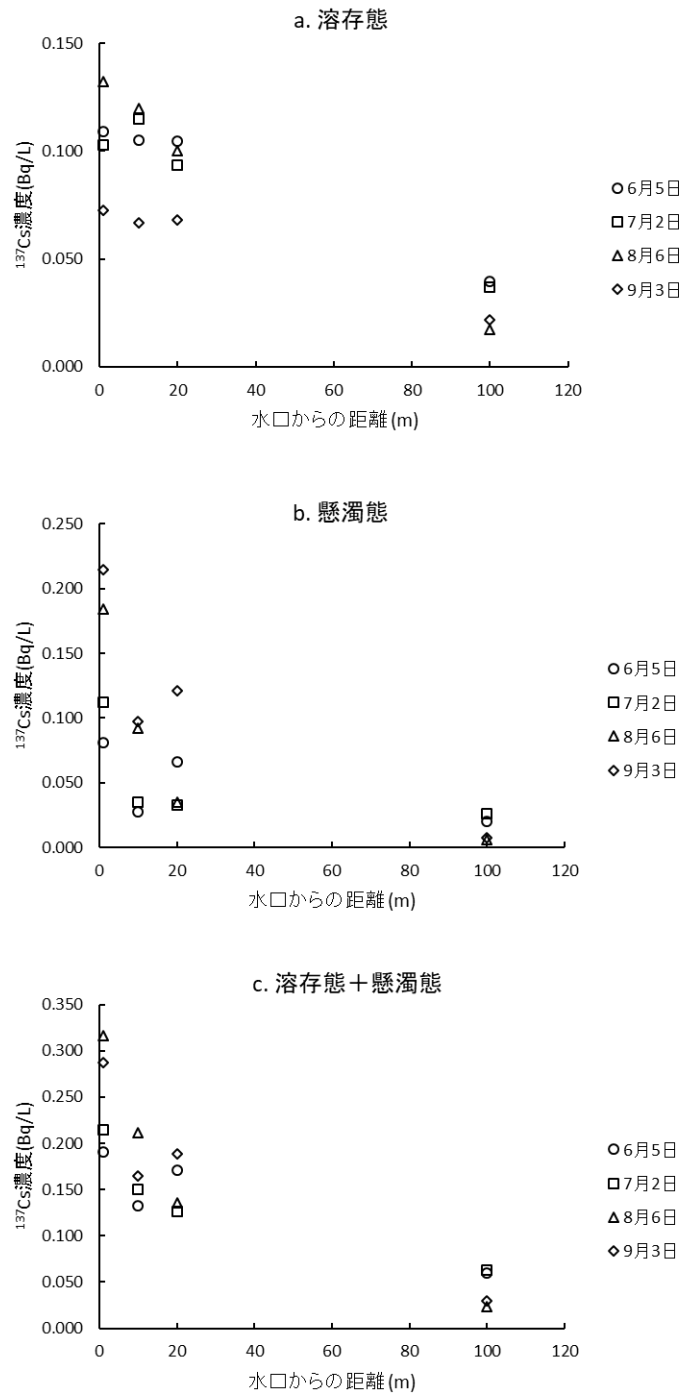


図 3.2-1 水田水口からの距離における各地点の田面水中 ^{137}Cs 濃度. 溶存態(a)及び懸濁態(b)、溶存態+懸濁態(c)を示す. 田面水の採取は 2016 年 6 月 5 日及び 7 月 2 日、8 月 6 日、9 月 3 日の 4 回行った. 値は 2 水田の平均値を示す。

表 3.2-4 水田水口からの距離における移植後及び収穫期土壌(0-2 cm 及び 2-5 cm) 中交換性 K 含量[¶].

水口からの距離 (m)		交換性 K 含量 (mg-K ₂ O/100 g-dw) ^{*1}			
		移植後		収穫期	
		0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm
土壌	1	29.5±5.4 a	30.8±5.7 a	20.6±0.7 a	17.6±2.5 a
	3	36.0±6.6 a	34.6±5.3 a	25.4±2.1 a	23.0±4.1 a
	5	39.8±5.4 a	37.0±8.0 a	21.3±1.5 a	20.5±4.2 a
	10	43.0±9.1 a	39.6±7.2 a	22.2±4.8 a	26.2±7.3 a
	20	37.3±6.5 a	40.3±6.8 a	21.7±2.4 a	25.8±6.1 a
	総平均	37.1±2.2 a	36.4±1.7 a	22.2±0.8 a	22.6±1.6 a

*1 平均値±S.E.

¶各列の異なる文字は採取地点間で有意差があったことを示す(Holm 法, $P<0.05$). 採取日ごとの総平均値の異なる文字は 0-2 cm と 2-5 cm 土壌で有意差があったことを示す(Holm 法, $P<0.05$).

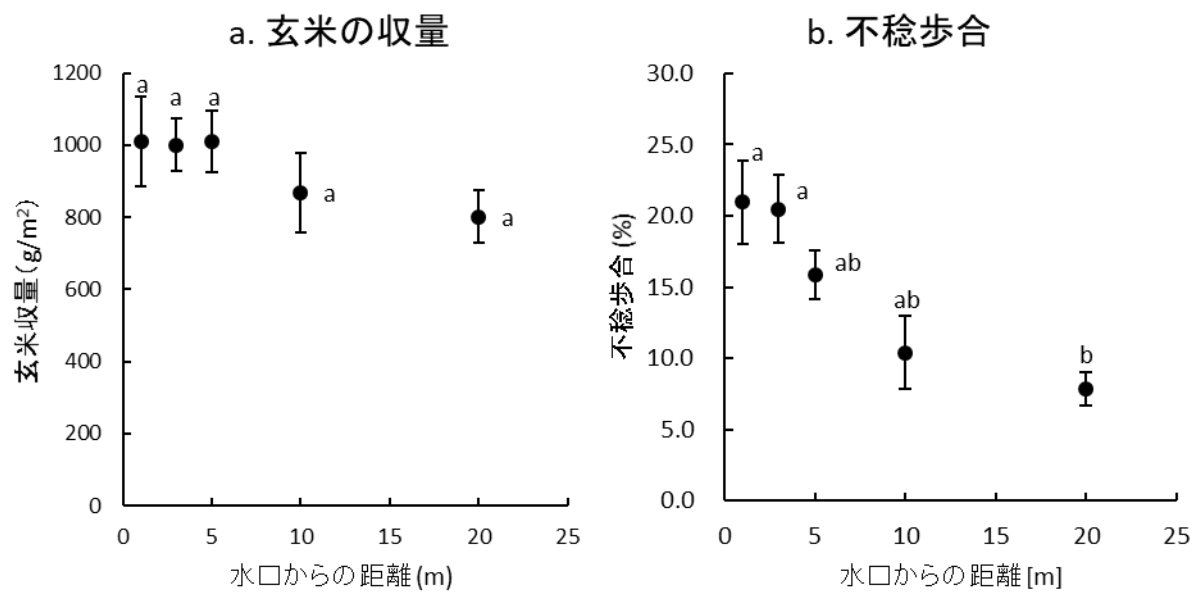


図 3.2-2 水田水口からの距離における各地点の玄米収量(a)及び不稔歩合(b). 試料の採取は収穫期(2016 年 9 月 27 日)に行った. 値は 4 水田の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. グラフ内の異なる文字は採取地点間で有意差があったことを示す (Holm 法、 $P<0.05$).

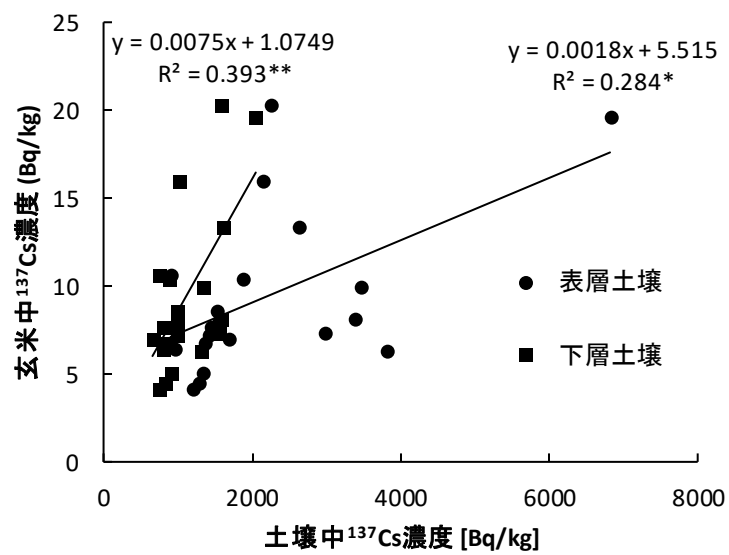


図 3.2-3 収穫期土壌(0-2 cm 及び 2-5 cm)中 ^{137}Cs 濃度とイネ中 ^{137}Cs 濃度の相関. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$ で有意.

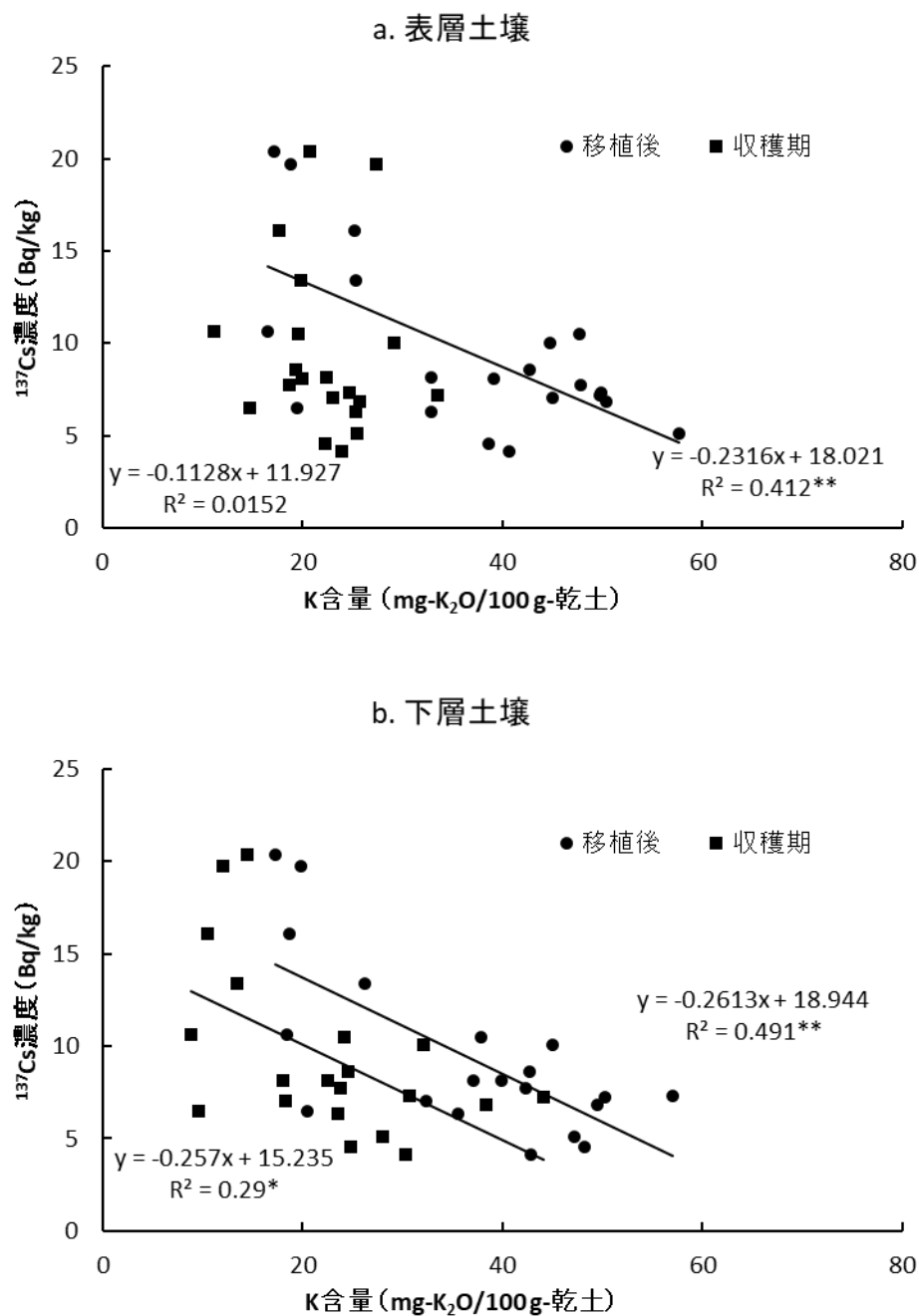


図 3.2-4 移植後及び収穫期土壌(0-2 cm 及び 2-5 cm) 中交換性 K 含量と玄米中 ^{137}Cs 濃度の相関. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$ で有意.

第 4 章 灌漑水中放射性 Cs がイネの放射性 Cs 濃度に与える影響

4-1 はじめに

2015 年及び 2016 年の南相馬市での調査から、水口付近の土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度が他の地点よりも高い傾向が見られた(第 2 章及び第 3 章)。その要因として、水口付近で認められる比較的高い土壌中 ^{137}Cs 濃度、低い土壌交換性 K 含量、不稔粃の多発が玄米中 ^{137}Cs 濃度に影響を及ぼしている可能性が挙げられた。さらに、田面水中 ^{137}Cs 濃度は水口から水尻への流下過程で減少する傾向が見られた。これは、灌漑水由来の ^{137}Cs が流下過程で土壌に吸着されたか、またはイネに吸収された可能性を示唆している。このうち前者については、水口付近の表層土中 ^{137}Cs 濃度が栽培期間中に増加した事実(第 3 章第 2 節)によって支持される。一方で、灌漑水中 ^{137}Cs の直接的なイネへの影響に関してはまだ解明できていない。その原因の一つに、元々水田に存在している ^{137}Cs 量に比べて灌漑水由来の ^{137}Cs 流入量は非常に少ないことが挙げられる。2014 年の南相馬市の水田の調査によると、灌漑水由来の ^{137}Cs 流入量は $91.9\sim 3050\text{ Bq/m}^2$ で調査圃場の土壌 ^{137}Cs 量のわずか 0.13% 以下に過ぎなかった(第 2 章参照)。灌漑水中放射性 Cs のイネへの吸収については、Suzuki et al.(2015)が、福島県内の灌漑水を用いたポット試験の結果を報告している。その報告によると、福島県内の灌漑水を用いた場合と水道水を用いた場合で玄米中 ^{137}Cs 濃度に有意差は見られなかった。しかし、Suzuki et al.(2015)の実験で栽培に使用した水量は 19~21.8 L とわずかであり、水口付近のイネの状態を再現していない。

そこで、本章では灌漑水中 ^{137}Cs がイネの ^{137}Cs 濃度にどの程度寄与するのかを評価することを目的とし、ポット試験を行った。 ^{137}Cs がほとんど含まれていない新潟県

内の土壌を供したポットに現地の灌漑水を流入させることで、流入水に含まれる ^{137}Cs がイネの ^{137}Cs 濃度に与える影響を評価した。

4-2 実験方法

4-2-1 試験圃場及び試験設計

本試験は 2017 年に福島県双葉郡浪江町酒田地区の水田にて行った。水田の水口にコンテナ(ジャンボ 200 型、 $800 \times 560 \times 480 \text{ mm}$ 、アズサイエンス)を 4 個置き、そのうち 3 個に $1/5000 \text{ a}$ ワグネルポットを 12 個ずつ入れて 5 月 16 日から 9 月 25 日まで水稻栽培を行った(図 4-1)。本試験水田は元来、請戸川の河川水を頭首工から用水路に導水して灌漑利用していたが、頭首工が未復旧であったため、付近を流れる請戸川からポンプで河川水を揚水し、1 つの分水コンテナを経由させたあとにポットを入れた 3 つのコンテナ内に取水した。灌漑水に用いた河川水の ^{137}Cs 濃度の推移を図 4-2 に示す。栽培期間中の ^{137}Cs 濃度の平均値は溶存態で 0.163 Bq/L 、懸濁態で 0.058 Bq/L であった。1 コンテナに流入した灌漑水量は約 700 kL であり、この量は 3 コンテナ合わせて 8.6 a 分の水田の流入量に相当した。供試土壌は現地土壌(浪江土壌)または新潟県新潟市西蒲区巻地区土壌(新潟土壌)を供し、各ポットに湿潤土で 3.2 kg ずつ充填した。各供試土壌の ^{137}Cs 濃度は浪江土壌が 2590 Bq/kg 、新潟土壌が 37.9 Bq/kg であった。表 4-1 に土壌理化学性を示す。このポットに窒素(硫酸アンモニウム) 12 kg-N/10 a 、リン酸(リン酸二水素ナトリウム) $8 \text{ kg-P}_2\text{O}_5/10 \text{ a}$ を施肥した。また、カリ施肥(塩化カリウム)は $0, 12.5, 25 \text{ mg-K}_2\text{O/100 g-dw}$ の 3 条件を設定した。それぞれ「K0」、「K12.5」及び「K25」区とした。加えて 7 月 16 日に 2 kg/10 a 相当の硫酸アンモニウムの液肥を、シリンジ(20 cm 針)を用いて、表層から 5 cm の部分に追肥した。灌漑水中に含まれる懸濁態放射性 Cs の土壌への

付加を除去するために、図 4-3 のように土壌をビニール袋で覆うことによりマルチングを行った条件も用意し、合計 8 条件を設定した。5 月 16 日にイネ(品種:コシヒカリ)の幼苗を移植した。マルチングしたポットでは、ビニール上面にカッターで幼苗が入るほどの小孔を十字に切り、そこにイネを移植した。

4-2-2 土壌及びイネ試料の採取・調製

収穫期(9 月 25 日)に土壌及びイネ地上部を採取した。土壌試料は深さ別に 0～2、2～4 及び 4 cm 以下に分けた。土壌試料は 105℃で絶乾するかまたはビニールハウス内で風乾した後、2 mm 篩を通したものを分析に供した。土壌中 ^{137}Cs 濃度測定用試料は絶乾土壌を調製して 90 ml 容プラスチック容器に充填した。イネ試料はビニールハウス内で風乾後、粃と稲わらに分けた。粃は U-8 容器に充填して分析に供した。粃の ^{137}Cs 濃度測定後に粃摺りを行い、玄米ともみ殻に分けた。玄米は 1.7 mm の篩にかけ、割れ米などを除いたものを用意し、分析に供した。稲わら試料に関しては、下部 10 cm を捨て、2～3 cm 長に切断した。その後、ミキサーで細かく粉碎して U-8 容器に充填したものを用意し、分析に供した。また、粃、玄米、稲わらの収量についても測定を行った。

4-2-3 ^{137}Cs 測定

土壌中 ^{137}Cs 濃度は NaI(Tl)シンチレーション検出器(AT1320A、ATOMTEX)を用いて 600～14400 秒で測定した。玄米及び稲わら中 ^{137}Cs 濃度は Ge 半導体検出器(IGC 30180, Princeton Gamma-Teac)を用いて 14400 秒で測定した。なお、全ての ^{137}Cs 値は採取日に減衰補正した。

4-2-4 収穫期の土壌中交換性 K 含量、全 C 量及び全 N 量

0~2 cm 及び 4 cm 以下土壌のみ測定を行った。交換性 K 含量については、風乾土 3 g に 1 M 酢酸アンモニウム 30 ml を加え、200 rpm で 12 時間振とうした。その後 3,000 rpm で 20 分間遠心分離し、上澄みをシリンジとメンブレンフィルター (0.45 μ m) で濾過を行った。この試料を 0.1 N 硝酸で希釈して原子吸光光度計 (Z-8200, Hitachi, Tokyo, Japan) によって測定した。全 C 量及び全 N 量の測定については、絶乾土 1~3 g を使用し、CN コーダー (ヤナコ分析工業、MT-700 Mark2、京都) を用いて分析した ($n=3$)。

4-2-5 統計解析

js-STAR 2012 release 2.0.6j (中野・田中、2012) を用いた。土壌中 ^{137}Cs 濃度及び土壌の理化学性 (交換性 K 含量、全 C 量、全 N 量) では、土壌深さ、マルチングの有無及び K 施肥量について三元配置分散分析 (ANOVA) を浪江土壌、新潟土壌それぞれで行った ($P<0.05$ および $P<0.01$)。なお、土壌間の比較を Paired-t 検定で解析した結果、土壌中 ^{137}Cs 濃度及び土壌の理化学性全てにおいて、浪江土壌と新潟土壌との間に有意差が見られた (Paired-t 検定、 $P<0.05$)。イネの収量構成要素、イネ中 ^{137}Cs 濃度に関しては土壌の違い、マルチングの有無及び K 施肥量について三元配置分散分析 (ANOVA) を行った。多重比較には Holm 法 ($P<0.05$ および $P<0.01$) を用いた。土壌中交換性 K 含量及びイネ中 ^{137}Cs 濃度の関係はピアソンの無相関検定を行い、検討した。

4-3 結果

4-3-1 イネの収量

栽培したイネの収量構成要素を表 4-2 に示す。3 元配置分散分析の結果、穂数、粳重、稲わら重及び玄米重において、浪江土壌と新潟土壌との間に有意差が認められた (ANOVA, $P<0.01$)。玄米重/粳重 $\times 100$ (%) は 70.9~76.5% の範囲であり、各条件間での有意差は認められなかった (ANOVA, $P>0.05$)。

4-3-2 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度

各層別の土壌中 ^{137}Cs 濃度の結果を図 4-4 に示す。浪江土壌は 0-2 cm で 2510~3220 Bq/kg、2-4 cm で 2180~2780 Bq/kg、4 cm 以下で 2350~2740 Bq/kg の範囲であった (図 4-4a)。0-2 cm 土壌の ^{137}Cs 濃度が他の層よりも有意に高かった (Holm 法、 $P<0.05$)。しかし、マルチング及び K 施肥量の違いによる影響は見られなかった (Holm 法、 $P>0.05$)。新潟土壌ではマルチングの有無によって 0-2 cm 土壌の ^{137}Cs 濃度に違いが見られた (図 4-4b)。すなわち、マルチング有区の 0-2 cm 土壌 ^{137}Cs 濃度は 30.8~58.7 Bq/kg で下層土 (29.0~42.8 Bq/kg) と差が見られなかったのに対し、マルチ無区では 0-2 cm 土壌で 328~522 Bq/kg と約 10 倍高くなった。

イネ中 ^{137}Cs 濃度の結果を図 4-5 に示す。玄米中 ^{137}Cs 濃度の平均値 \pm S.E.は浪江土壌で栽培した区では 26.5 ± 3.2 Bq/kg、新潟土壌では 25.6 ± 6.9 Bq/kg と両者に差は見られなかった (図 4-5a、Holm 法、 $P>0.05$)。K0 区が K12.5 区及び K25 区よりも有意に高かった (Holm 法、 $P<0.05$)。稲わら中 ^{137}Cs 濃度については浪江土壌で 67.5 ± 4.7 Bq/kg、新潟土壌では 51.2 ± 7.7 Bq/kg であり、浪江土壌が有意に高かった (図 4-5b、Holm 法、 $P<0.05$)。また、玄米と同様に K 無施肥区が他の区より有

意に高かった (Holm 法、 $P<0.05$)。なお、新潟土壌のマルチを行ったイネの ^{137}Cs 濃度 \pm S.E.は 75.9 ± 27.1 Bq/kg と、他の新潟土壌のポット (8.73~26.8 Bq/kg) と比較すると 2.8 倍以上高かったため、新規フォールアウトの可能性が考えられた。しかし、IP (Storage Phosphor Screen, Amersham Biosciences または BAS-III 20 cm \times 40 cm、富士フイルム、東京、日本) で靱試料の放射性核種による汚染状態を確認したところ、ホットスポットは見られなかったことから (図 4-6)、新規フォールアウトではなくイネの ^{137}Cs 吸収によるものと推察された。

4-3-2 土壌中交換性 K 含量

0-2 cm 土壌及び 4 cm 以下土壌の交換性 K 含量の結果を図 4-7 に示す。浪江土壌は 0-2 cm で 11.4~21.9 mg-K₂O/100 g-dw、4 cm 以下で 11.6~38.1 mg-K₂O/100 g-dw の範囲であった。新潟土壌は 0-2 cm で 8.06~21.1 mg-K₂O/100 g-dw、4 cm 以下で 6.67~21.4 mg-K₂O/100 g-dw の範囲であった。K 施肥量が多くなるに従って、交換性 K 含量は高くなる傾向が見られた。統計解析の結果、新潟土壌及び浪江土壌どちらも 0-2 cm 土壌と 4 cm 以下との間に有意差が認められた (Holm 法、 $P<0.05$)。一方、マルチの有無による違いは見られなかった (Holm 法、 $P<0.05$)。K 施肥量の違いに関しては、浪江土壌の 0-2 cm 土壌で K0 区と K25 区で有意な差が見られた (Holm 法、 $P<0.05$)。4 cm 以下で土壌では、K0 区<K12.5 区<K25 区の順に有意な差が認められた (Holm 法、 $P<0.05$)。新潟土壌については、K25 区が他の 2 つの区よりも有意に高かった (Holm 法、 $P<0.05$)。

4-3-3 土壌中全 C 量及び全 N 量

0-2 cm 土壌及び 4 cm 以下土壌の全 C 量・全 N 量の結果を図 4-8 に示す。収穫期土壌の全 C 量及び全 N 量はそれぞれ、浪江土壌で 8.89～11.2 mg-C/g-dw、0.783～0.965 mg-N/g-dw、新潟土壌で 17.9～24.1 mg-C/g-dw、1.68～2.24 mg-N/g-dw の範囲であった。深さ別に見ると、浪江土壌の全 C 量は 0-2 cm 土壌で 9.27～11.2 mg-C/g-dw、4 cm 以下で 8.89～9.46 mg-C/g-dw の範囲であり、統計学的な有意差は見られなかったものの 0-2 cm 土壌において比較的に高い傾向が見られた。新潟土壌についても同様の傾向が見られた。特に、新潟土壌のマルチ無区で 0-2 cm と 4 cm 以下との差が大きかった。

4-4 考察

4-4-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度

土壌中 ^{137}Cs 濃度は新潟土壌のマルチを行わなかった区で 0-2cm 土壌の ^{137}Cs 濃度が顕著に高かった(図 4-4b)。このことから、灌漑水中 ^{137}Cs が土壌表層に集積したことが示唆された。マルチをした区のマルチ上に堆積した SS の ^{137}Cs 濃度を測定した結果、約 13,000 Bq/kg であったことから、灌漑水に含まれる SS が土壌表層に蓄積した可能性が高いと考えられた。マルチ無区の 0-2 cm 土壌における ^{137}Cs 増加量(平均値 \pm S.E.)を計算すると、 140 ± 28 Bq/pot であり、栽培期間中表層土には 10.5 ± 2.1 g/pot の SS が蓄積したと推定された。コンテナ 1 個分に通水した灌漑水中懸濁態 ^{137}Cs の総流入量(Bq/Container)をポット 1 個当たりとして計算すると、3880 (3760～3980) Bq/pot と算出された。 ^{137}Cs 増加量はこの値の 1/25 に過ぎず、懸濁態 ^{137}Cs のイネへの影響については別途評価する必要があると考えられた。

玄米中 ^{137}Cs 濃度については土壌の違いによる有意差は見られなかった(図 4-5a、Holm 法、 $P>0.05$)。土壌中 ^{137}Cs 濃度にかかわらず、イネから同程度の放射性 Cs が検出されたことから、本試験のイネにおいて検出された放射性 Cs のほとんどが、灌漑水中の放射性 Cs に由来したと考えられる。稲わら中 ^{137}Cs 濃度は、浪江土壌で栽培した場合は $67.5\pm 4.7 \text{ Bq/kg}$ で、新潟土壌で栽培した場合は $51.2\pm 7.7 \text{ Bq/kg}$ と前者の方が後者よりも有意に高かったが(図 4-5b、Holm 法、 $P<0.05$)、栽培前の新潟土壌中 ^{137}Cs 濃度が浪江土壌の約 1/70 であったことを考慮すると、水口においては土壌からよりも灌漑水からのイネへの放射性 Cs 移行の方が大きい可能性がある。

新潟土壌のマルチを行なった区では表層土への ^{137}Cs 集積が見られなかったが、玄米から ^{137}Cs が検出された。マルチングした区では、土壌表層への SS の堆積がほぼ防止されるため、SS と根の接触をほとんど考慮しなくてよい。そのため、この実験においては流入した SS に含まれる ^{137}Cs (懸濁態 ^{137}Cs) がイネへ移行したとは考えにくい。一方で、灌漑水はイネの移植時に開けた穴から土壌内へと移動可能であり、イネの蒸散による吸引圧で根から吸水される。これらを考慮すると、灌漑水に含まれる ^{137}Cs のうちの溶存態 ^{137}Cs が根から吸収されたと考えるのが妥当である。また、イネの基部からの移行も考えられる(Myttenaera, 1972、津村ら、1984、Uematsu et al., 2017)。これらの結果から、水口のイネでは灌漑水中 ^{137}Cs (主に溶存態)の直接的な ^{137}Cs 吸収によってイネ地上部の ^{137}Cs 濃度が押し上げられる可能性があることが推察された。

1 ポットあたりに通水した灌漑水中懸濁態 ^{137}Cs の流入量は平均 11400 Bq/pot と推定された。この値を用いて玄米への移行率(%)を計算すると、0.01%以下と非常に少ない値であったが、玄米の ^{137}Cs 濃度には大きく影響を与えたと推察された。

一方、SSとして流入する ^{137}Cs はイオン交換態や有機物結合体が含まれ、こうした ^{137}Cs は土壌表層に堆積後に溶出して、生物利用が可能な形態になる可能性がある。ダムに堆積する底泥中 ^{137}Cs は還元的な環境で増加するアンモニウムによって溶出するという報告がある(Evans et al., 1983、塚田・久保田、2018)。本章では、ポットへのSSの付加量が総流入量よりもはるかに少なく、それに含まれる ^{137}Cs の影響を評価するには至らなかった。よって、灌漑水のSSとともに流入する ^{137}Cs がイネの ^{137}Cs 濃度に与える影響を明確にすることが次の検討課題となった。

4-4-2 K施肥が水口イネの放射性Cs移行に与える影響

第3章の結果から、移植後の水口付近の土壌中交換性K含量の平面分布が玄米中 ^{137}Cs 濃度に影響を与える可能性が指摘された。Saito et al.(2015)の報告では生育初期のK施肥がイネの ^{137}Cs 吸収を抑制することが明らかにされている。本研究でも、K施肥量の増加によりイネ中 ^{137}Cs 濃度は低減された(図4-5)。したがって、灌漑水中 ^{137}Cs の影響が大きいと考えられる水口付近であっても、生育初期に施用されるK施肥はイネ中 ^{137}Cs 濃度低減に有効な手段であると考えられた。収穫期の土壌中交換性K含量と玄米中 ^{137}Cs 濃度との関係を見ると、浪江、新潟土壌両者で、マルチ無区の4 cm以下土壌で弱い有意な相関が見られ($P<0.10$ 、図4-9)、マルチ有区の浪江土壌では有意な相関が認められた($P<0.05$ 、図4-9)。本章及び第5章の結果から、水口付近では灌漑水とともに水田に供給される ^{137}Cs (溶存態及び懸濁態)が主にイネに移行すると推定される。このような形態の ^{137}Cs は、イネの吸収において K^+ と競合しやすいことを示している可能性がある。

4-5 まとめ

本研究では灌漑水中 ^{137}Cs がイネの ^{137}Cs 濃度にどの程度寄与するのかを評価するため、福島県浪江町の水田に、現地の灌漑水が流入されるコンテナを設置し、その中でポット試験を行った。その結果、現地の灌漑水を流入させることで、 ^{137}Cs をほとんど含んでいない新潟県内の土壌で栽培したイネから ^{137}Cs が検出され、灌漑水中 ^{137}Cs がイネに移行することが確認された。玄米中 ^{137}Cs 濃度は現地土壌と新潟土壌で栽培した試料間で有意差が見られなかったことから、水口においては土壌からよりも灌漑水からイネへの放射性 Cs 移行の方が大きいと結論付けられる。

また、土壌表層への SS の集積を防ぐため、ポット内の土壌にマルチングをして栽培したイネから、 ^{137}Cs が検出された。このことから、水口のイネでは灌漑水中 ^{137}Cs (主に溶存態) の直接的な ^{137}Cs 吸収によってイネ地上部の ^{137}Cs 濃度が押し上げられる可能性があることが示された。一方、本実験においてポット内の土壌表層に新規付加された懸濁態 ^{137}Cs は平均 163 Bq/pot と求められ、灌漑水からの懸濁態 ^{137}Cs の推定流入量、約 3880 Bq/pot の約 25 分の 1 に過ぎなかった。よって、懸濁態 ^{137}Cs のイネへの影響については別途評価する必要があると考えられた。

さらに、K 施肥量の増加によりイネ中 ^{137}Cs 濃度は低減されたことから、灌漑水中 ^{137}Cs の影響が大きいと考えられる水口付近であっても、生育初期に施用される K 施肥はイネ中 ^{137}Cs 濃度低減に有効な手段であると考えられた。

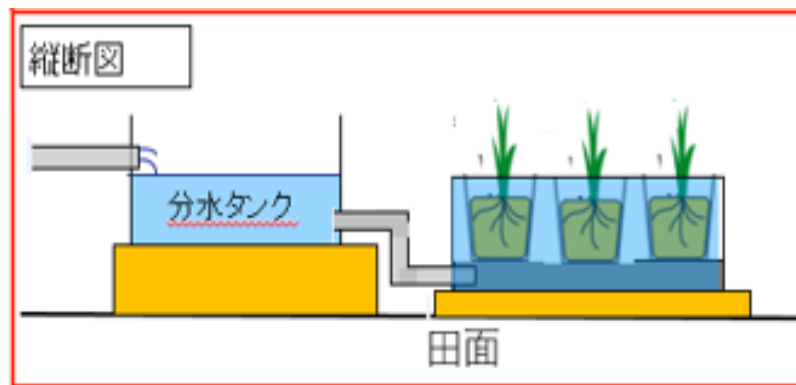


図 4-1 本試験の概略図. 水田水口にコンテナを設置し、そこに灌漑水(請戸川の河川水)が直接流入する仕組みになっている. 3 個のコンテナにそれぞれ 1/5000 a ワグネルポットを 12 個ずつ入れて 2017 年 5 月 16 日から同年 9 月 25 日まで水稻栽培を行った.

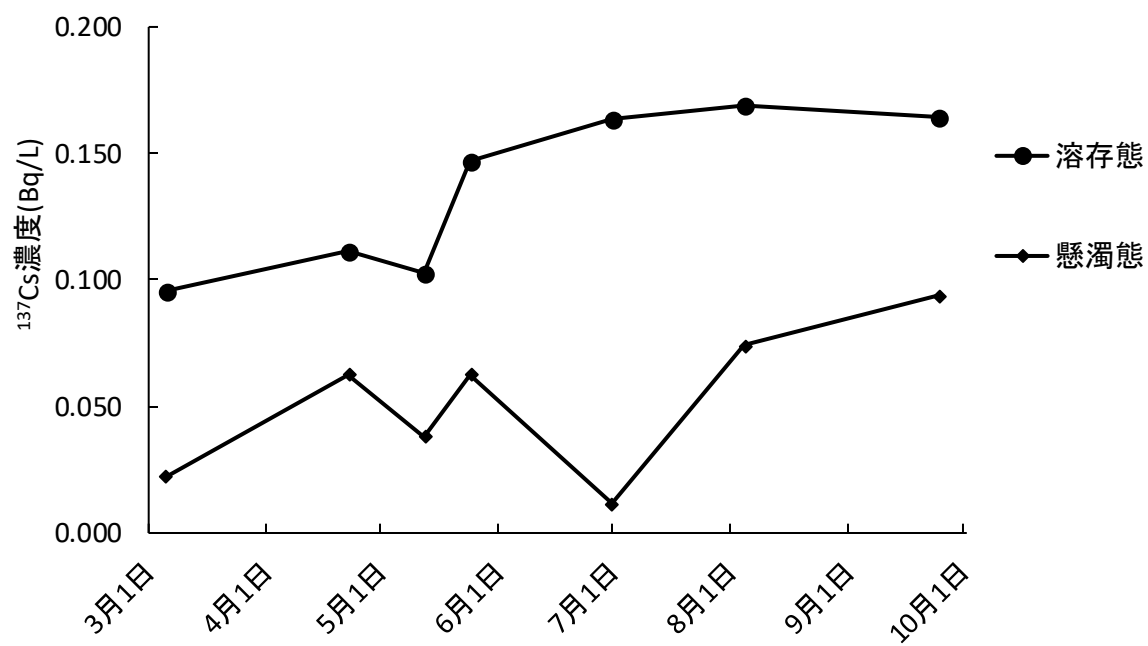


図 4-2 灌漑水に用いた河川水中 ^{137}Cs 濃度(溶存態及び懸濁態)の推移.



図 4-3 マルチングしたポット. 灌漑水中に含まれる懸濁態放射性 Cs の土壌への付加を除去するために、土壌をビニール袋で覆った.

表 4-1 供試土壌(浪江及び新潟土壌)の理化学性.

サンプル 名	pH(H ₂ O)	全 C 量 (mg/g-dw)	全 N 量 (mg/g-dw)	CEC (cmol/kg-dw)	交換性 K 含量 (mg-K ₂ O/100 g-dw)
浪江	5.03	9.01	0.817	4.56	24.1
新潟	5.93	23.3	2.01	14.9	23.4

サンプル名	粒度分布(%)			
	粗砂	細砂	シルト	粘土
浪江	52.4	35.8	7.58	4.26
新潟	15.1	39.5	23.4	22.0

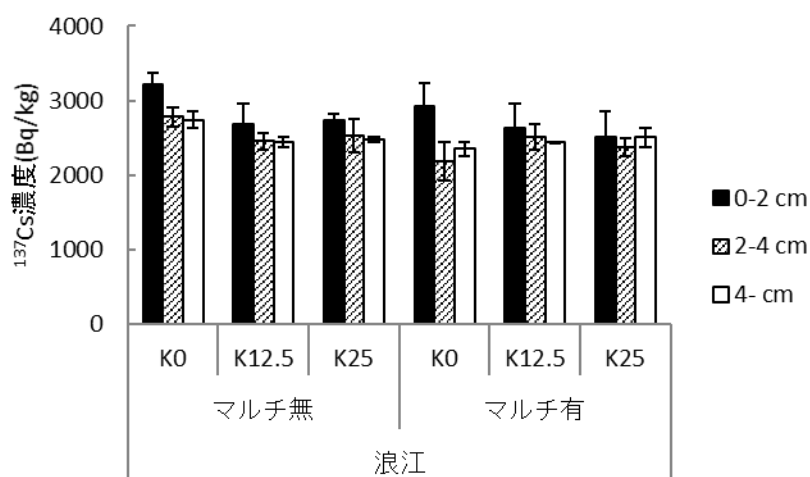
表 4-2 収穫期に採取したイネの収量構成要素. ポット条件は土壌(現地土壌または新潟土壌)及びマルチングの有無、K 施肥量の違い(0, 12.5, 25 mg-K₂O/100 g-dw)を組み合わせた計 12 条件を設定した。

サンプル名			穂数* ₁	粃重* ₁	稲わら重* ₁	玄米重* ₁	玄米重／粃重×100* ₁
土壌	マルチ	K 施肥量	(本/pot)	(g/pot)	(g/pot)	(g/pot)	(%)
浪江	無	0	14.7±1.8	14.9±1.0	25.7±2.0	11.4±0.8	76.2±0.5
		12.5	14.7±0.7	14.6±0.9	23.8±1.8	10.7±0.9	72.9±2.0
		25	14.7±1.2	14.2±0.5	26.2±1.3	10.6±0.4	74.8±1.0
	有	0	13.3±1.2	12.8±0.8	26.9±3.7	9.6±0.6	74.9±0.6
		12.5	17.3±0.9	14.0±1.6	32.0±3.9	10.7±1.3	76.0±1.3
		25	16.0±0.6	14.3±0.2	31.5±1.9	10.7±0.2	75.0±1.3
新潟	無	0	24.7±0.3	22.8±0.9	38.8±0.8	17.4±0.7	76.4±0.7
		12.5	23.3±1.2	20.9±0.6	46.1±1.8	15.5±0.7	74.0±1.6
		25	25.0±2.1	22.2±1.9	49.3±2.7	16.5±1.4	74.1±0.1
	有	0	23.7±1.2	17.2±4.8	44.7±5.5	12.6±3.9	70.9±4.2
		12.5	24.0±0.6	24.0±0.8	51.8±0.7	18.3±0.7	76.5±0.8
		25	26.0±1.7	21.1±4.8	50.7±4.4	15.3±3.7	72.2±0.9
統計解析	土壌間(A)		**	**	**	**	-
	マルチ間(B)		-	-	-	*	-
	K 施肥量間(C)		-	-	-	-	-
	(A)×(B)		-	-	-	-	-
	(B)×(C)		-	-	-	-	-
	(A)×(C)		-	-	-	-	-
	(A)×(B)×(C)		-	-	-	-	-

*₁ : 平均値±SE

* : $P<0.05$ 、** : $P<0.01$ で有意差あり (ANOVA)

a



b

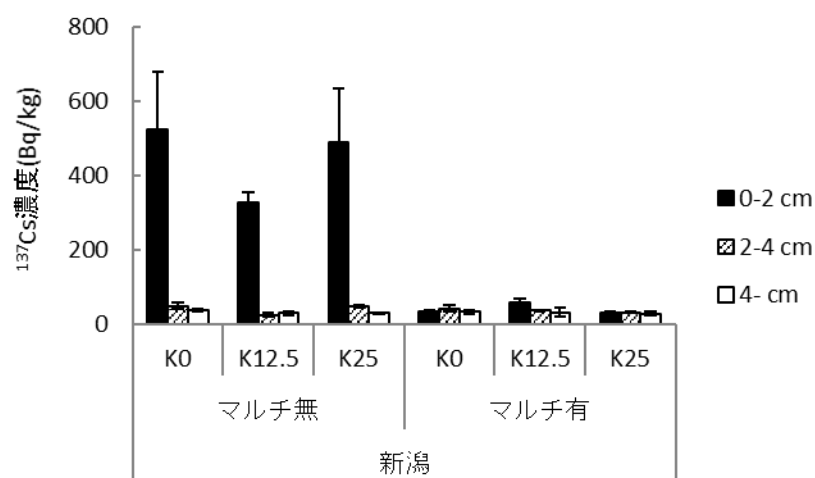
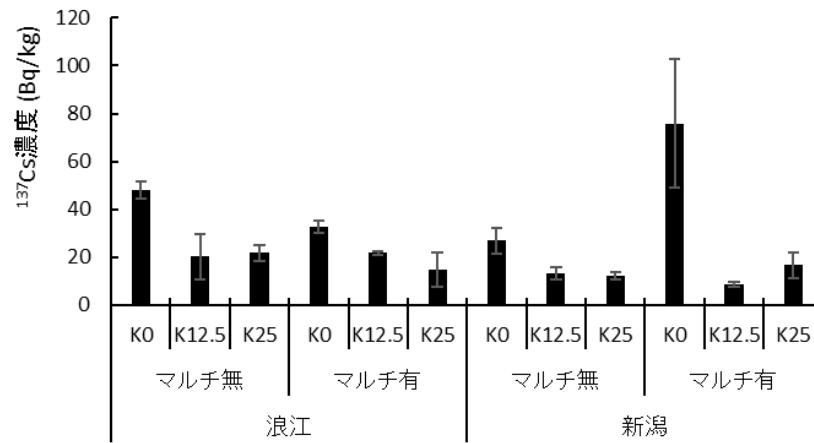


図 4-4 収穫期に採取した浪江(a)及び新潟(b)の土壌(0-2 cm 及び 2-4 cm、4 cm 以下)中 ^{137}Cs 濃度. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. ポット条件は土壌(現地土壌または新潟土壌)及びマルチングの有無、K 施肥量の違い(0, 12.5, 25 mg- $\text{K}_2\text{O}/100 \text{ g-dw}$)を組み合わせた計 12 条件を設定した。

a. 玄米



b. 稲わら

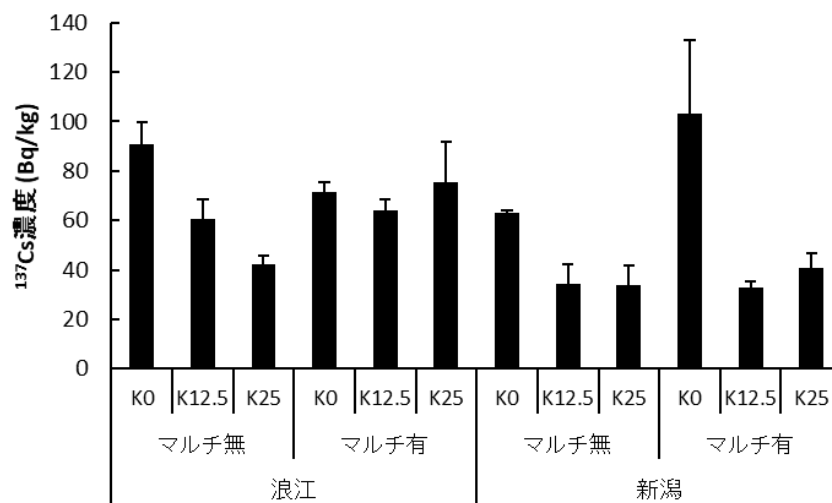


図 4-5 収穫期に採取した玄米(a)及び稲わら(b)中 ^{137}Cs 濃度. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. ポット条件は土壌(現地土壌または新潟土壌)及びマルチングの有無、K 施肥量の違い(0, 12.5, 25 mg- K_2O /100 g-dw)を組み合わせた計 12 条件を設定した。

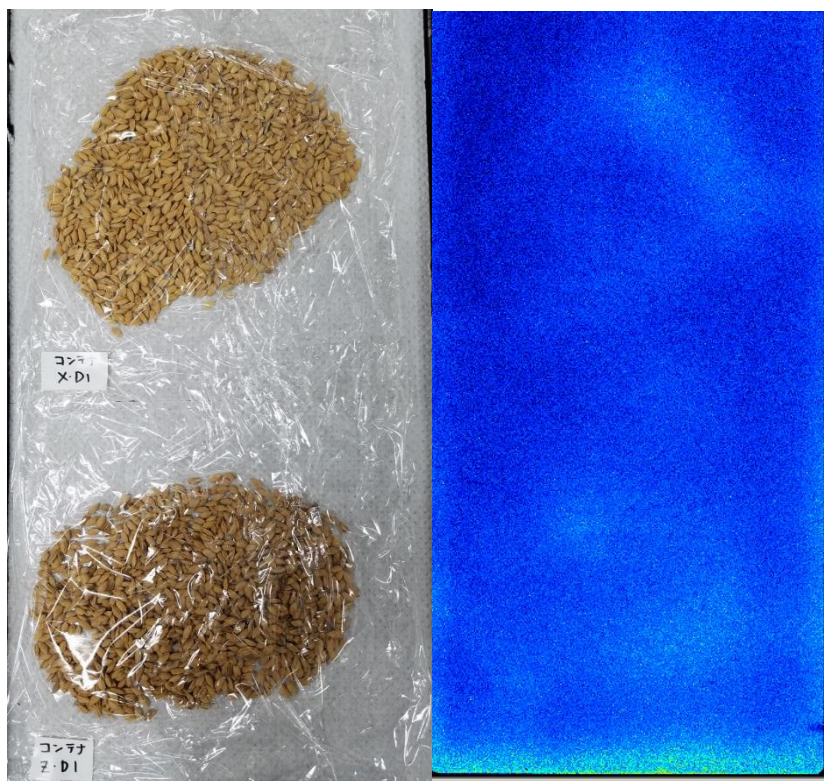


図 4-6 新潟土壌のマルチ無区の粳試料のオートラジオグラフ

^{137}Cs 濃度は上:29.5 Bq/kg、下:91.8 Bq/kg

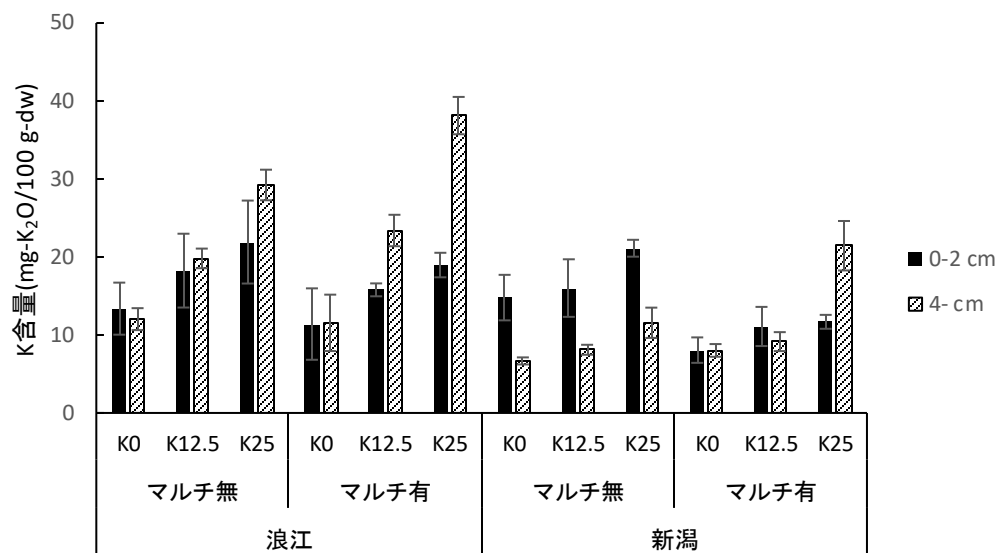


図 4-7 土壌(0-2 cm 及び 4 cm 以下)中交換性 K 含量. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. ポット条件は土壌(現地土壌または新潟土壌)及びマルチングの有無、K 施肥量の違い(0, 12.5, 25 mg-K₂O/100 g-dw)を組み合わせた計 12 条件を設定した。

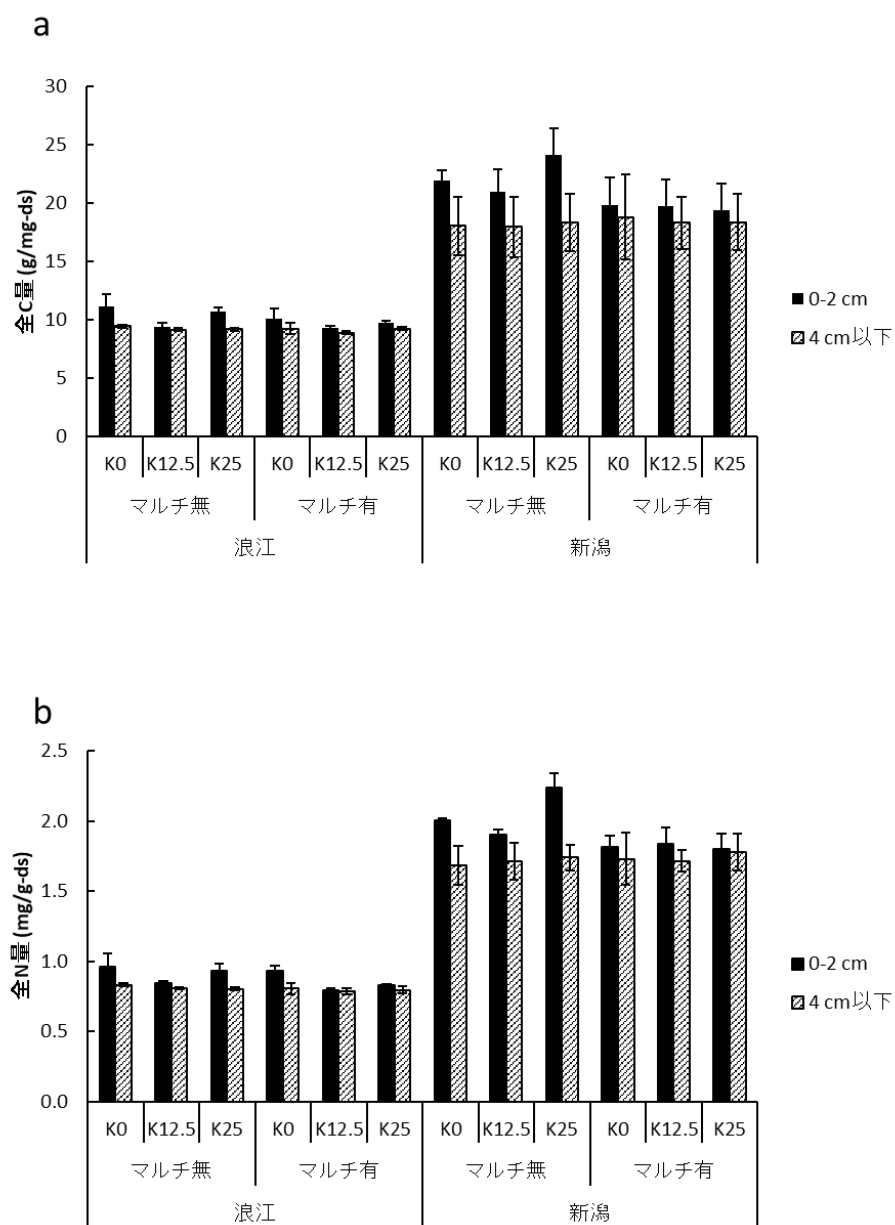


図 4-8 土壌(0-2 cm 及び 4 cm 以下)中全 C 量(a)及び全 N 量(b). 値は 3 連間の
 平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. ポット条件は土壌(現地土壌または新潟土
 壌)及びマルチングの有無、K 施肥量の違い(0, 12.5, 25 mg-K₂O/100 g-dw)を組
 み合わせた計 12 条件を設定した。

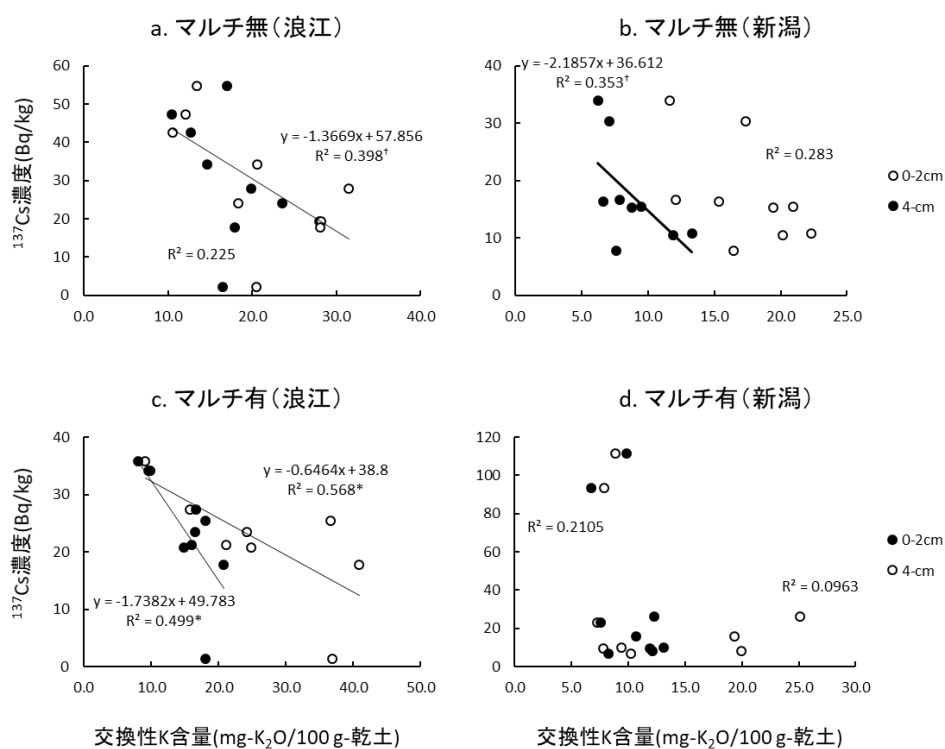


図 4-9 土壤中交換性 K 含量と玄米中 ¹³⁷Cs 濃度との相関図. (a): マルチ無区(浪江土壌)、(b): マルチ無区(新潟土壌)、(c): マルチ有区(浪江土壌)、(d): マルチ有区(新潟土壌)、[†]: $P < 0.10$ で有意、*: $P < 0.05$ で有意

第 5 章 土壤表層に付加された懸濁物質由来放射性 Cs のイネへの移行

第 1 節 ^{137}Cs 付加量別試験

5.1-1 はじめに

灌漑水中 ^{137}Cs は溶存態画分 ($<0.45\ \mu\text{m}$) 及び懸濁態画分 ($>0.45\ \mu\text{m}$) の 2 つに分けて扱われることが多い。溶存態画分の ^{137}Cs は、序論でも述べた通り、その $87\pm 9\%$ が 1 価の陽イオンの状態で存在しているため、高い生物利用性を持っている (Tsukada et al., 2016)。一方で、懸濁態 ^{137}Cs は水溶性、交換態、有機物結合態、粒子結合態の画分に分けることができる (Yoshikawa et al., 2014) が、その割合としては微細粒子や有機物に吸着・結合している画分が多く含まれているため、イオン態で存在する溶存態と比較するとイネに移行されにくい。

また第 3 章では、水口からの距離ごとに田面水中 ^{137}Cs 濃度を測定した結果、溶存態及び懸濁態の両方とも流下過程で ^{137}Cs 濃度が減少する傾向が見られた。このうち懸濁物質 (SS) は灌漑水の流速低下とともに土壤表層に堆積することや、懸濁態放射性 Cs がイネに移行されにくいことから、懸濁態放射性 Cs は流下過程で土壤表層に蓄積した可能性が考えられた。

第 4 章では、現地の河川水を灌漑しているコンテナ内でイネのポット栽培を行った。その結果、灌漑水中 ^{137}Cs のイネへの移行を確認した。また、土壤表層への SS の集積を防ぐため、ポット内の土壤にマルチングを行い栽培したイネの ^{137}Cs 濃度は、マルチングを行なわなかったものと差が見られなかったことから、灌漑水中 ^{137}Cs (主に溶存態) のイネへの直接的な ^{137}Cs 吸収の寄与が大きいことが示唆された。一方で、SS として流入する ^{137}Cs はイオン交換態や有機物結合体が含まれ、こうした ^{137}Cs は土壤表層に堆積後に溶出して、生物利用が可能な形態になる可能性がある。ダムに堆積する底泥中 ^{137}Cs は還元的な環境で増加するアンモニウムによって溶

出するという報告がある(Evans et al., 1983、塚田・久保田、2018)。しかしながら、前章の試験では、マルチ無区のポット内の土壌表層に新規付加された懸濁態 ^{137}Cs は平均 140 Bq/pot と求められ、灌漑水からの懸濁態 ^{137}Cs の推定流入量、約 3880 Bq/pot の約 25 分の 1 に過ぎなかった。そのため、懸濁態 ^{137}Cs のイネへの影響については別途評価する必要があると考えられた。

そこで、本章ではイネのポット栽培試験を行い、放射性 Cs を含む SS を人為的に土壌表層に付加した場合に、放射性 Cs がイネに移行されるのかを検討した。

5.1-2 実験方法

5.1-2-1 栽培方法

本試験は 2017 年に新潟大学のガラス室にて 1/5000 a 高型ワグネルポットを用いて水稻栽培を行った。供試土壌は第 4 章で用いた新潟県新潟市西蒲区巻地区土壌(新潟土壌)と同じものを用い、各ポットに 3.5 kg ずつ充填した。第 4 章の表 4-1 に土壌理化学性を示す。5 月 30 日にイネ(品種:コシヒカリ)を移植した。灌漑水には水道水を用いた。このポットに窒素(硫酸アンモニウム) 12 kg-N/10 a、リン酸(リン酸二水素ナトリウム) 8 kg-P₂O₅/10 a を施肥した。さらに追肥として 7 月 16 日に 2 kg/10 a 相当の硫酸アンモニウムの液肥を、シリンジ(20 cm 針)を用いて、表層から 5 cm の部分に追肥した。

8 月 25 日(移植から 87 日)に福島県内の農業用水路で採取した SS(以下 CS)または底泥(5.1-2-2 を参照、以下 DS)を含む懸濁液をイネ栽培中のポットの土壌表層に付加した。表 5.1-1 に本章で設定した試験条件を示す。 ^{137}Cs 源及び ^{137}Cs 付加量によって 6 条件を設けた。試験は各条件につき 3 連で行った。

5.1-2-2 SS 由来 ^{137}Cs 源の採取

SS 由来 ^{137}Cs 源としては、農業用水路にて採取した SS(CS) 及び農業用ダムから採取した底泥(DS)を用いた。

南相馬市の農業用水路に SS サンプラー(古賀ら, 2004)を 2017 年 5 月 7 日に設置した(図 5.1-1)。SS サンプラーは、塩化ビニル管(大きさ)の両端に蓋をし、その蓋の中心部に穴をあけて $\phi 5 \text{ mm}$ ほどのアルミ製の管を入れたものとした。同年 7 月 16 日に SS サンプラー内の CS 及び用水を採取した。その後、採取した用水を遠心分離し、上澄みを用水試料、沈殿物を CS 試料とした。また福島県双葉郡浪江町大字室原に位置する農業用ダムの大柿ダムの湖底から 7 月 13 日にカップですくい取って得た試料を DS とした。

採取した CS 及び DS は 40°C にて 2 週間乾燥させた後、木槌で砕き 2 mm の篩にかけたものをポットへの付加用試料及び分析に供した。付加に用いた ^{137}Cs 源の ^{137}Cs 濃度は CS が 7.26 kBq/kg 、DS が 134 kBq/kg であった。表 5.1-2 に CS 及び DS の理化学性を示す。

5.1-2-3 土壌及びイネ試料の採取・調製

収穫期(9 月 29 日)に土壌及びイネ地上部を採取した。土壌試料は深さ別に 0～2、2～4 及び 4 cm 以下に分けた。土壌試料は 105°C で絶乾またはビニールハウス内で風乾後、 2 mm 篩を通したものを分析に供した。土壌中 ^{137}Cs 濃度測定用試料は絶乾土壌を 90 ml 容プラスチック容器に充填したものを供した。イネ試料についてはビニールハウス内で風乾後、籾と稲わらに分けた。籾の ^{137}Cs 測定後に籾摺りを行い、玄米ともみ殻に分けた。玄米は 1.7 mm の篩にかけ、割れ米などを除いたものを分析に供した。稲わら試料に関しては、下部 10 cm を捨て、2～3 cm 長に切った。そ

の後、ミキサーで細かく粉碎したものを分析に供した。また、粃、玄米、稲わらの収量についても測定を行った。

5.1-2-4 ^{137}Cs 測定

土壌中 ^{137}Cs 濃度は NaI(Tl)シンチレーション検出器(AT1320A、ATOMTEX)を用いて 600～14400 秒で測定した。玄米及び稲わら中 ^{137}Cs 濃度は Ge 半導体検出器(IGC 30180, Princeton Gamma-Teac)を用いて 14400 秒で測定した。なお、全ての ^{137}Cs 値は採取日に減衰補正した。また、付加した ^{137}Cs 源の CS または DS からイネ体への ^{137}Cs の移行量及び移行率を以下の式で求めた。

$$\text{移行量 (Bq/pot)} = \text{植物体 } ^{137}\text{Cs} \text{ 濃度 (Bq/kg)} \times \text{植物体全重量 (g)} \times 1/1000$$

$$\text{移行率(\%)} = \frac{(\text{植物体 } ^{137}\text{Cs} \text{ 移行量 [Bq/pot]} - \text{CT の植物体 } ^{137}\text{Cs} \text{ 移行量 [Bq/pot]})}{(\text{添加した } ^{137}\text{Cs} \text{ 量 [Bq/pot]})} \times 100$$

なお、コントロール (CT) 区の稲わら及び粃 ^{137}Cs 濃度は検出下限 (DL) 値以下であったため、DL 値を用いて ^{137}Cs 移行量を算出した。

5.1-2-5 土壌中交換性 K 含量

4-2-4 と同様。

5.1-2-6 ^{137}Cs 源の ^{137}Cs 化学形態分析

山田ら(2012)の方法に従った。今回は放射性 Cs 源に含まれる ^{137}Cs 濃度が土壌に比べ非常に大きいことから、分析に供した ^{137}Cs 源試料は 16 g とした(土壌試料で

は通常 100 g を供試することが多い)。なお、ここでは水溶性画分＋交換態画分 (F1+F2) 及び有機物結合態画分 (F3) を分析対象とし、試料中放射性 Cs 濃度から F1+F2 と F3 を差し引いて粒子結合態画分 (F4) とした。

F1+F2 画分については、抽出液を 90 ml 容透明丸カップ (コメリ、直径 76 mm × 高さ 38 mm) に充填後、容器内濃度を均一化するために寒天で凝固させた。F3 画分については、液体試料のまま 1L マリネリ容器 (ATOMTEX) に充填した。

これらの試料を新潟大学にて NaI(Tl)シンチレーション検出器 (AT1320A、ATOMTEX) を用いて測定した。測定値は採取日に合わせて減衰補正を行った。

5.1-2-7 統計解析

js-STAR 2012 release 2.0.6j (中野・田中、2012) を用いた。多重比較には Holm 法 ($P < 0.05$ および $P < 0.01$) を用いた。土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度、土壌中交換性 K 含量及びイネ中 ^{137}Cs 濃度の関係はピアソンの無相関検定を行い、検討した。

5.1-3 結果

5.1-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度

各層別の土壌中 ^{137}Cs 濃度を図 5.1-2 に示す。CT の土壌中 ^{137}Cs 濃度は 20.8 ～ 36.3 Bq/kg で移植前とほぼ同等の値であったが、 ^{137}Cs 源を付加した区では、0-2 cm 土壌中 ^{137}Cs 濃度が 350 ～ 35100 Bq/kg と高くなった。また、付加量の増加に伴い、0-2 cm 土壌中 ^{137}Cs 濃度が高くなる傾向が見られた。

イネ中 ^{137}Cs 濃度を図 5.1-3 に示す。玄米中 ^{137}Cs 濃度は、CT 区では DL 値以下 (< 5.2 Bq/kg) であったが、SS100 及び DS100 ではそれぞれ 21 及び 47 Bq/kg が検出された。玄米中の ^{137}Cs 濃度は付加量に応じて高くなり、DS1600 では 260

Bq/kg、DS6400 では 690 Bq/kg に達した。粃及び稲わら中 ^{137}Cs 濃度についても同様の傾向が見られた。

5.1-3-2 土壌表層に付加された ^{137}Cs 源からイネへの移行

新規付加された SS からイネ地上部への ^{137}Cs の移行量及び移行率をそれぞれ図 5.1-4 及び 5.1-5 に示す。CS 及び DS 区における、玄米への移行量及び移行率はそれぞれ 0.626～25.8 Bq/pot、0.400～1.09%であった。イネ地上部への ^{137}Cs の移行量及び移行率はそれぞれ 3.14～119 Bq/pot、1.84～4.79%と計算された。全ての部位における ^{137}Cs 移行量は付加量が大きいくほど増加した(図 5.1-4)。その一方で、移行率は付加量の増加に応じて減少した(図 5.1-5)。

5.1-3-3 土壌中交換性 K 含量

収穫期における 0-2 cm 及び 4 cm 以下の土壌中交換性 K 含量を図 5.1-6 に示す。0-2 cm 土壌の交換性 K 含量は 5.2～8.1 mg-K₂O/100 g-dw で、4 cm 以下は 5.0～6.9 mg-K₂O/100 g-dw であった。統計解析の結果、試験区及び土壌の深度の違いによる有意差は見られなかった(Holm 法、 $P>0.05$)。

5.1-3-4 CS または DS 中 ^{137}Cs の化学形態

本試験に用いた ^{137}Cs 源の ^{137}Cs 濃度及び ^{137}Cs の化学形態を表 5.1-3 に示す。 ^{137}Cs 濃度は CS が 7.26 kBq/kg、DS が 134 kBq/kg であった。そのうち、植物体が利用可能であると考えられている水溶態及び交換態の画分(F1+F2)は、CS が 1.82 kBq/kg (25.0%)、DS が 20.0 kBq/kg (14.9%)を占めた。また、有機物結合態の画分は CS が 0.400 kBq/kg (5.50%)、DS が 7.53 kBq/kg (5.60%)であった。

5.1-4 考察

5.1-4-1 土壌表層に付加された懸濁態 ^{137}Cs のイネへの移行

5.1-1 でも述べた通り、懸濁態 ^{137}Cs は微細粒子や有機物に吸着・結合している画分が多く存在するため、イオン態で存在する溶存態と比較するとイネに移行されにくいことが知られている。しかしながら、SS に吸着している ^{137}Cs の一部は生物利用が可能な形態となっており、土壌表層に堆積した後にイネに供給される可能性がある。ダムに堆積した底泥に含まれる ^{137}Cs は還元的な環境で増加するアンモニウムによって溶出するという報告がある (Evans et al., 1983)。大柿ダムの底泥においても同様の結果が示されている (塚田・久保田、2018)。

本研究では、イネから ^{137}Cs が検出されたことから、土壌表層に堆積した懸濁態 ^{137}Cs は栽培期間中にイネに移行されうることが示唆された (図 5.1-3)。本研究で用いた ^{137}Cs 源に含まれる水溶性＋交換態 ^{137}Cs の割合は、CS で 25.0%、DS で 14.9%であった (表 5.1-3)。参考値として、Yoshikawa et al. (2014) は、2012 年に福島県二本松市の谷津田の用水路から採取した SS に含まれる交換態 ^{137}Cs が全体 (交換態＋有機物結合態＋粒子結合態) の 1.8～2.2%と非常に低く、そのほとんどが有機物または微細粒子に結合していたことを報告した。また、我々が 2019 年に請戸川から採取した SS に含まれる ^{137}Cs の化学形態は、水溶性画分が 16.9 Bq/kg (0.1%)、交換態が 1540 Bq/kg (6.47%)、有機物結合態が 1620 Bq/kg (6.83%) および粒子結合態が 20600 Bq/kg (86.6%) であった (未発表)。これらの値と比較すると、本研究で用いた CS 及び DS には生物利用しやすい画分が他の地域の SS よりも高い割合で含まれていたため、こうした形態の ^{137}Cs が栽培期間中にイネに移行したのではないかと考えられた。CS 及び DS の有機物結合態 ^{137}Cs の割合はそれぞれ

5.50、5.60%であった(表 5.1-3)。この形態の ^{137}Cs は有機物分解により、生物利用しやすい形態に変化しうるため、イネ中 ^{137}Cs に関与している可能性がある。

本研究では、SS からイネへと ^{137}Cs が移行されることが確認することができた。SS 中 ^{137}Cs のどの画分がイネへの移行にどの程度関係しているのか、明確にすべきであり、表層土に付加された SS 中 ^{137}Cs の化学形態ごとの ^{137}Cs 移行率を求めることが今後必要であると考えられた。

5.1-4-2 移行率の変動要因

5.1-4-1 でも述べた通り、土壌付加された SS に含まれている ^{137}Cs の中でも、交換態や有機物結合態の ^{137}Cs の一部がイネに移行された可能性が考えられた。その一方で、 ^{137}Cs 源の交換態 ^{137}Cs の割合は DS に比べ SS が高いにも関わらず、同量の 100 Bq 添加した際に DS の方がより高いイネへの移行率を示した(図 5.1-5)。また、DS の中でも付加量が少ない区で移行率が高い傾向が見られた。なぜ、 ^{137}Cs の違いや付加量の違いによって移行率に差が見られたのかについて検討した結果、 ^{137}Cs 源に含まれる K が影響したのではないかと考えられた。CS と DS の交換性 K 含量についてはほとんど差が見られなかったが(表 5.1-2)、土壌表層に付加された量で考えると、CS100 では 5.02 mg-K₂O/pot、DS100 では 0.271 mg-K₂O/pot と、 ^{137}Cs の付加量は同じでも K 量は大きく異なっていた。玄米の ^{137}Cs 移行率と交換性 K 付加量の相関をとると、CS100 のプロットが DS100 から DS6400 での結果から作成した回帰曲線上にあることから(図 5.1-7)、 ^{137}Cs 源による K 付加量の違いが ^{137}Cs 移行率に影響を与えたものと推察された。なお、収穫期における土壌中交換性 K 含量と玄米 ^{137}Cs 濃度や ^{137}Cs 移行率との相関は見られなかった(図 5.1-8)。

SS 中 K 以外に土壌からイネへの ^{137}Cs 移行率をコントロールする要因 (K 以外の SS 中元素量または粘土鉱物の違い、土壌の違い、土壌表層への付加時期の違いなど)はあるのか、については今後検討が必要である。

5.1-5 まとめ

本研究では、 ^{137}Cs を含む SS (CS または DS) を人為的に土壌表層に付加した場合に、 ^{137}Cs がイネに移行されるのかをイネのポット栽培試験にて検討した。その結果、イネから ^{137}Cs が検出され、土壌表層に付加された懸濁態 ^{137}Cs の一部が栽培期間中にイネに移行されることが示唆された。本研究に用いた CS や DS に含まれる ^{137}Cs は水溶性 + 交換態画分がそれぞれ 25.0% 及び 14.9% と、生物利用性の高い形態の ^{137}Cs が比較的高い割合で含まれており、これらの形態の ^{137}Cs がイネに移行されたのではないかと考えられた。本研究では、SS からイネへと ^{137}Cs が移行されることが確認することができた。SS 中 ^{137}Cs のどの画分がイネへの移行にどの程度関係しているのか、明確にする必要があると考えられた。

付加した ^{137}Cs 源からイネ地上部への移行率を計算すると、1.84~4.79% の範囲であった。この移行率は ^{137}Cs 源に用いた SS 中の K 付加量によってコントロールされると推定されたが、他の要因 (K 以外の SS 中元素量または粘土鉱物の違い、土壌の違い、土壌表層への付加時期の違いなど) の有無についても今後検討が必要である。

表 5.1-1 試験条件

略称	^{137}Cs 源	SS 添加量 (g/pot)	^{137}Cs 添加量 (Bq/pot)
CT	添加無し(CT)	0	0
CS100	農業用水路由来 SS*	13.8	100
DS100	農業用ダム底泥**	0.7	100
DS400		3.0	400
DS1600		11.9	1600
DS6400		47.6	6400

*5 月 7 日～7 月 16 日に南相馬市内で SS サンプラーにて採取、 ^{137}Cs 濃度は 7260 Bq/kg

**7 月 13 日に大柿ダムより採取、 ^{137}Cs 濃度は 134 kBq/kg



図 5.1-1 農業用水路に設置した SS サンプラー

表 5.1-2 試験に使用した SS の理化学性

サンプル名	全 C 量 (mg/g-dw)	全 N 量 (mg/g-dw)	CEC (cmol/kg-dw)	交換性 K (mg-K ₂ O/100 g-dw)	交換性 Na (mg-Na ₂ O/100 g-dw)	交換性 Mg (mg-MgO/100 g-dw)	交換性 Ca (mg-CaO/100 g-dw)
CS	64.0	5.51	23.5	36.4	12.8	65.3	468
DS	50.5	3.87	20.5	38.7	6.64	26.7	303

CS: 農業用水路由来 SS, DS: 農業用ダム底泥

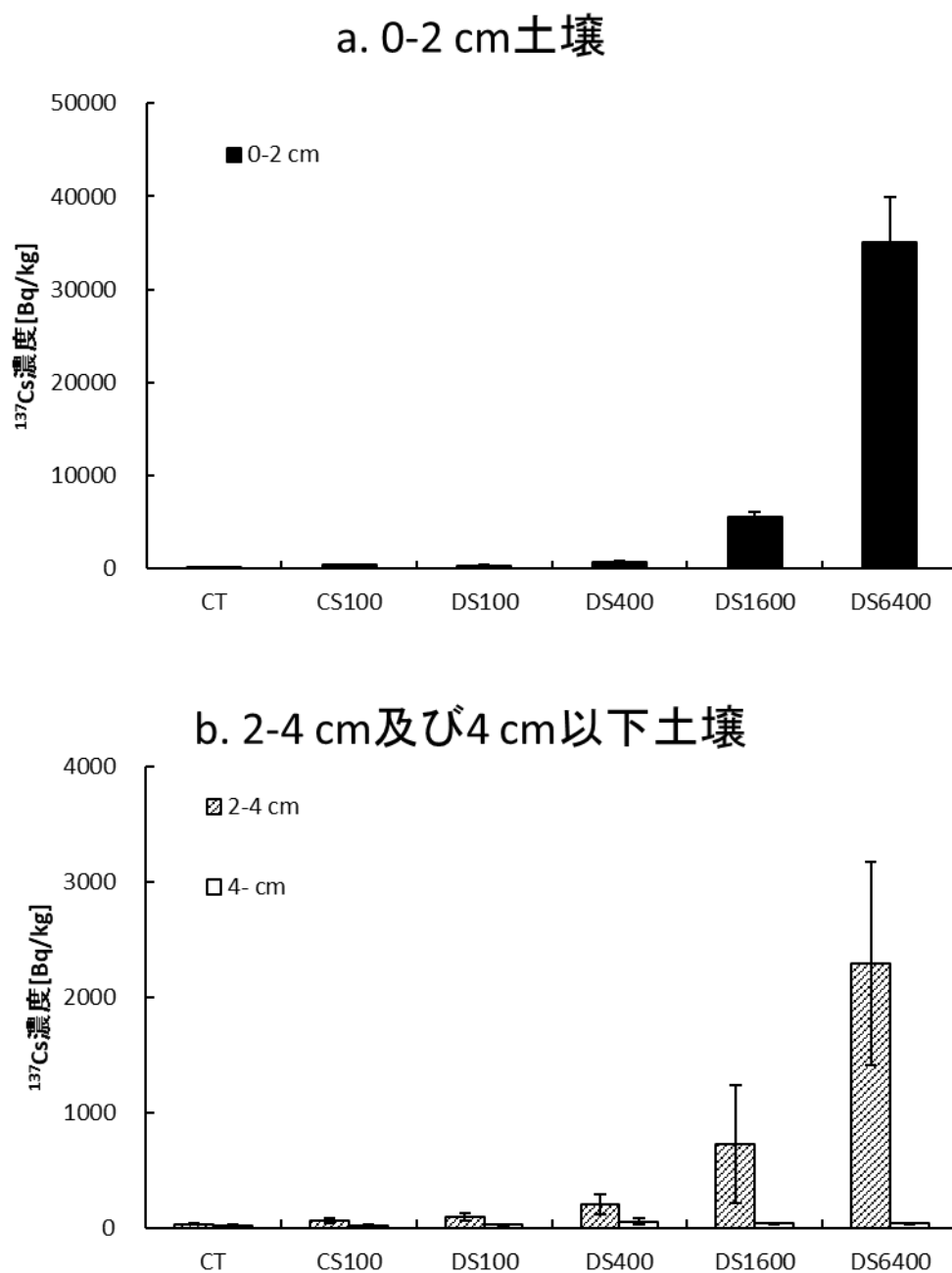


図 5.1-2 (a)0-2 cm 土壌、(b)2-4 cm 及び 4 cm 以下の土壌中 ^{137}Cs 濃度. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. CT: コントロール区、CS: 農業用水 路由来 SS、DS: 農業用ダム底泥、数字は付加量 (Bq).

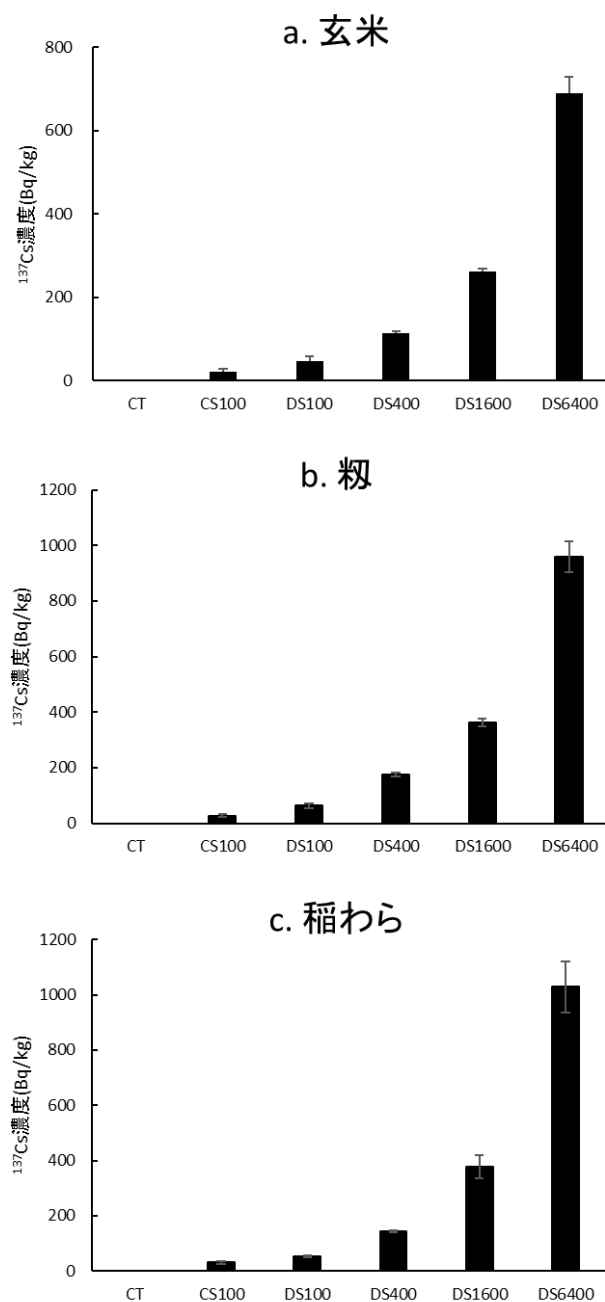


図 5.1-3 (a)玄米、(b)粃及び(c)稲わら中 ^{137}Cs 濃度. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. CT: コントロール区、CS: 農業用水路由来 SS、DS: 農業用ダム底泥、数字は付加量(Bq). CT 区では全て検出下限 (DL) 値以下であった.

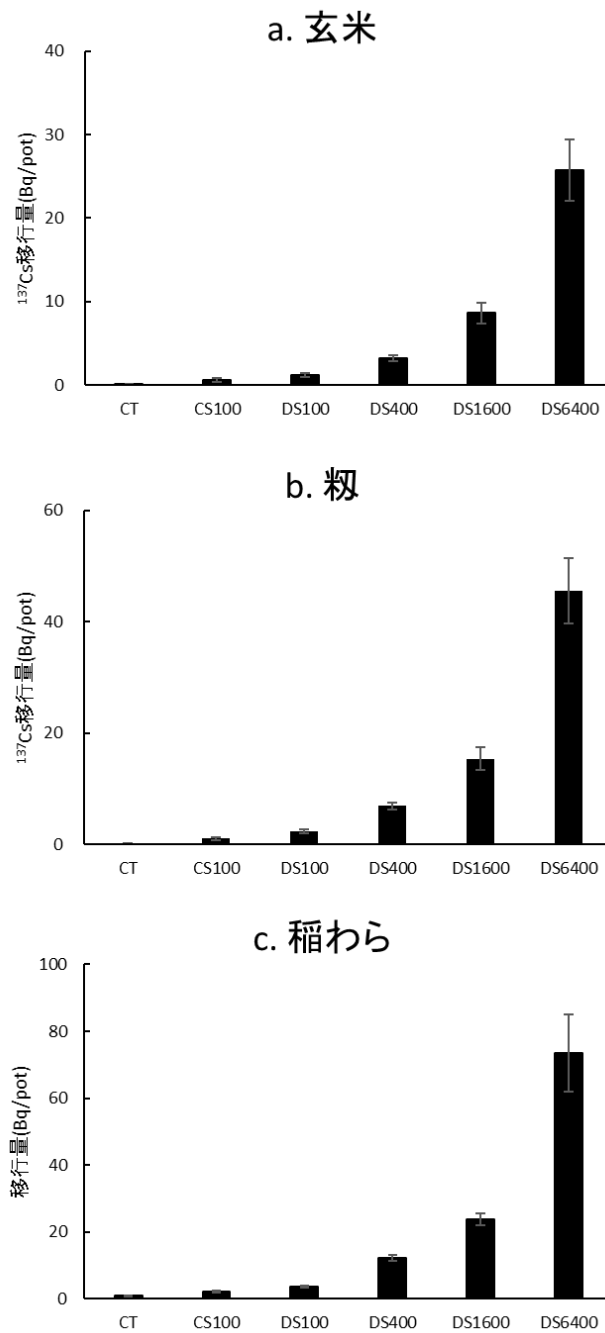


図 5.1-4 (a)玄米、(b)粃及び(c)稻わらの ^{137}Cs 移行量.値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. CT: コントロール区、CS: 農業用水路由来 SS、DS: 農業用ダム底泥、数字は付加量 (Bq). CT 区では全て検出下限 (DL) 値を用いて計算した.

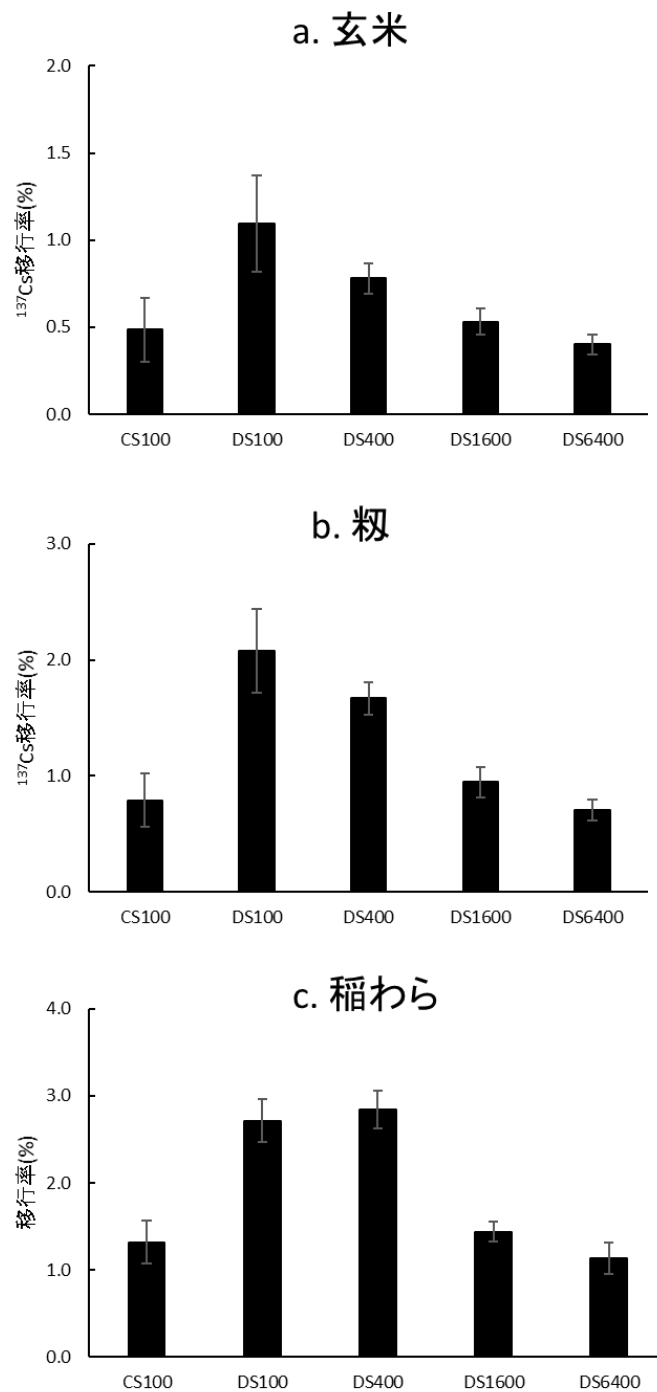


図 5.1-5 (a)玄米、(b)粳及び(c)稻わらの ^{137}Cs 移行率. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. CS: 農業用水路由来 SS、DS: 農業用ダム底泥、数字は付加量(Bq).

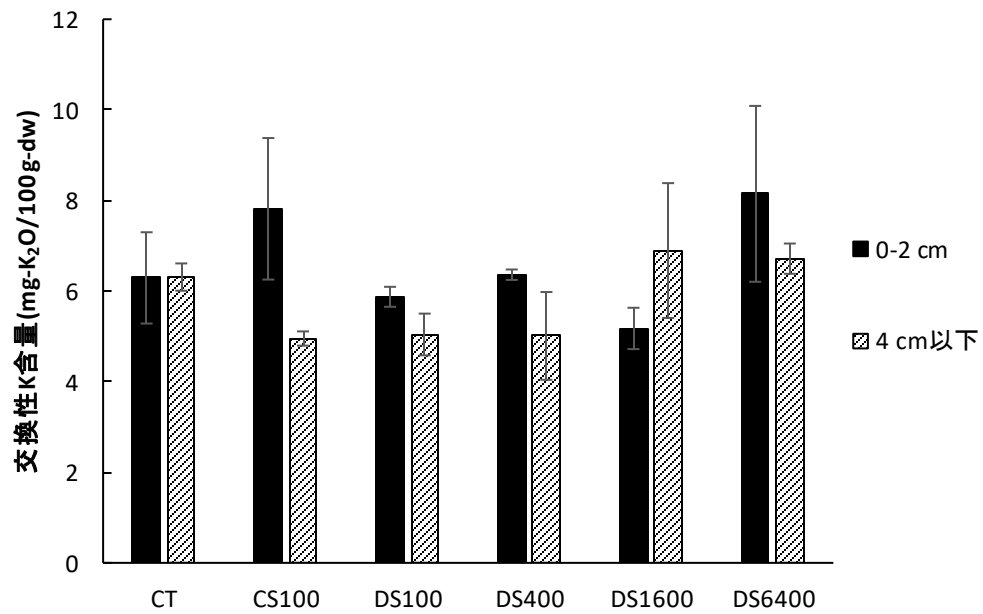


図 5.1-6 0-2 cm 及び 4 cm 以下土壌の交換性 K 含量. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. CT: コントロール区、CS: 農業用水路由来 SS、DS: 農業用ダム底泥、数字は付加量(Bq).

表 5.1-3 SS 中 ^{137}Cs の化学形態

サンプル名	全 ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg)	水溶態＋交換態 (Bq/kg)	有機物結合態 (Bq/kg)	粒子結合態 (Bq/kg)
CS	7260	1820 (25.0%)* ₁	400 (5.50%)* ₁	5040 (69.5%)* ₁
DS	134000	20000 (14.9%)* ₁	7530 (5.60%)* ₁	107000 (79.5%)* ₁

CS: 農業用水路由来 SS, DS: 農業用ダム底泥

*₁: ()内の値は存在割合を示す.

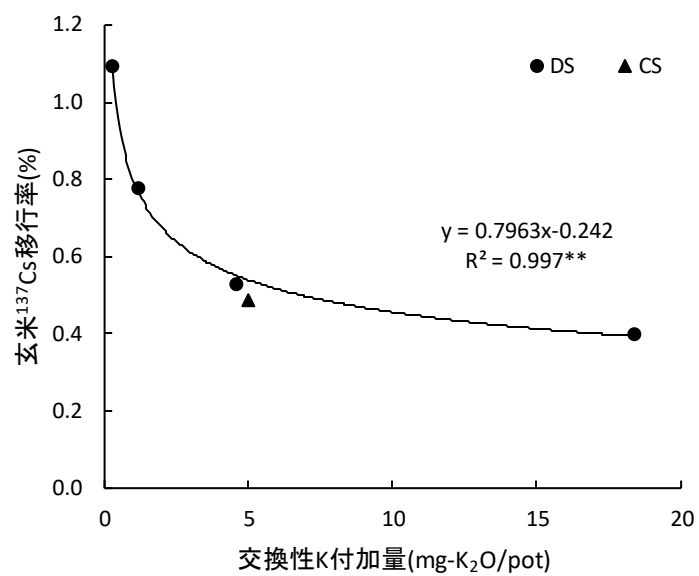


図 5.1-7 CS 及び DS 由来の交換性 K 付加量と玄米中 ¹³⁷Cs 移行率との相関図.

CS: 農業用水路由来 SS、DS: 農業用ダム底泥. **: $P < 0.01$ で有意.

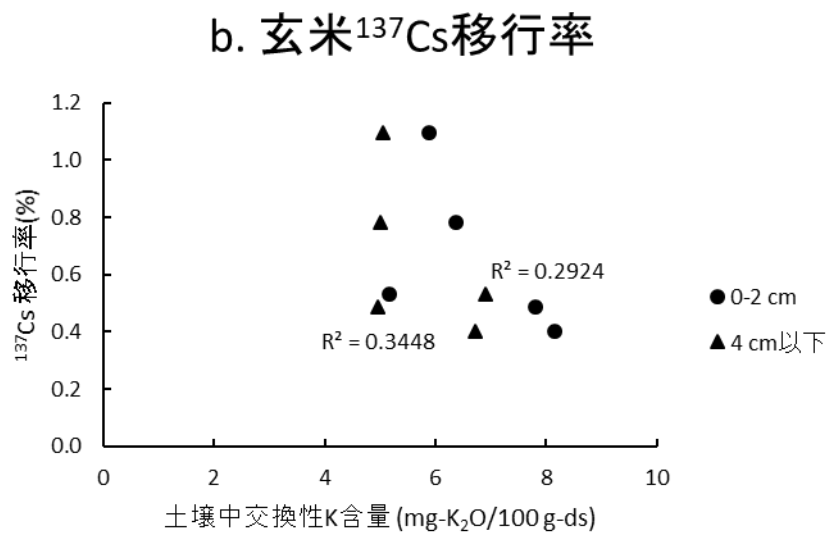
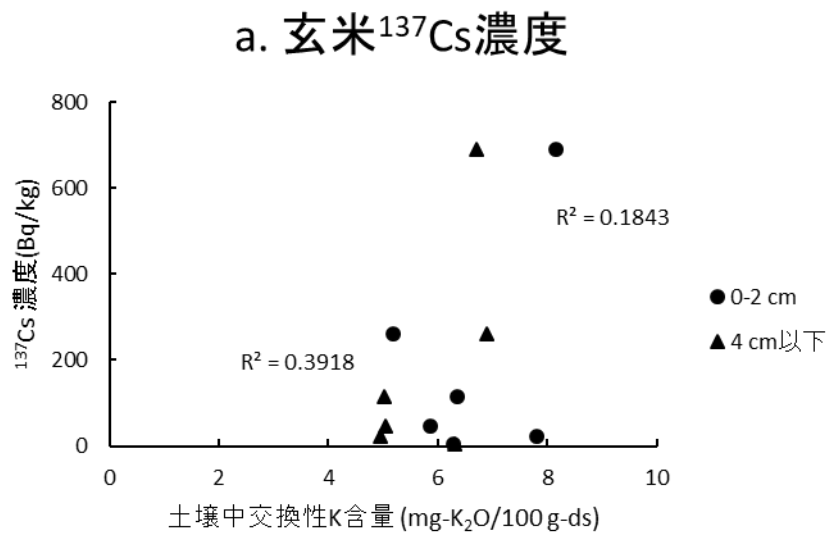


図 5.1-8 土壌(0-2 cm 及び 4 cm 以下)中交換性 K 含量と玄米の ¹³⁷Cs 移行量 (a)、移行率(b)との相関図.

第 2 節 ^{137}Cs 付加時期別試験

5.2-1 はじめに

前節で述べた付加量別試験の結果から、登熟期に土壌表層に付加された懸濁態 ^{137}Cs の一部が栽培期間中にイネに移行されることが示された。イネの ^{137}Cs 移行率は 1.84～4.79%であり、移行率の変動要因の一つとして SS の K 付加量が関係していると推定された。他の要因(K 以外の SS 中元素量または粘土鉱物の違い、土壌の違い、土壌表層への付加時期の違いなど)の有無についてが検討課題として挙げられた。このうち本節では土壌表層への付加時期の違いがイネへの移行率にどう影響を与えるのかについて検討を行った。

5.2-2 実験方法

5.2-2-1 SS 由来 ^{137}Cs 源の採取

SS 由来 ^{137}Cs 源として 2017 年 11 月 22 日に採取した大柿ダムの底泥(DS)を用いた。採取方法及び調製方法は 5.1-2-1 と同様の方法で行った。表 5.2-1 に DS の交換性 K 含量、全 C 量及び全 N 量を示す。

5.2-2-2 栽培方法

本試験は 2018 年に新潟大学農学部ガラス室にて 1/5000 a 高型ワグネルポットを用いて水稻栽培を行った。供試土壌は新潟県新潟市西蒲区打越土壌(新潟土壌)を供して各ポットに 3.2 kg ずつ充填した。表 5.2-2 に土壌理化学性を示す。5 月 25 日にイネ(品種:コシヒカリ)を移植した。灌漑水には水道水を用いた。このポットに窒素(硫酸アンモニウム)6 kg-N/10 a、リン酸(リン酸二水素ナトリウム)8 kg-P₂O₅/10 a を

施肥した。さらに追肥として 7 月 21 日に 4 kg/10 a 相当の硫酸アンモニウムの液肥を、シリンジ(20 cm 針)を用いて、表層から 5 cm の部分に追肥した。

5 月 29 日(移植から 0 日目:I 期[移植後])、6 月 28 日(移植から 30 日目:II 期[中干期])、7 月 30 日(移植から 62 日目:III 期[幼穂形成期～出穂期])、8 月 29 日(移植から 92 日目:IV 期[登熟期])に DS を含む懸濁液を栽培しているポットの土壌表層に付加した。各条件につき 3 連で行った。

5.2-2-3 土壌及びイネ試料の採取・調製

収穫期(9 月 28 日)に土壌及びイネ地上部を採取した。土壌試料は深さ別に 0～2、2～4 及び 4 cm 以下に分けた。土壌試料は 105℃で絶乾またはビニールハウス内で風乾後、2 mm 篩を通したものを分析に供した。土壌中 ^{137}Cs 濃度測定用試料は絶乾土壌を 20 ml バイアル容器に充填したものを供した。イネ試料についてはビニールハウス内で風乾後、粃と稲わらに分けた。粃試料は U-8 容器に充填し、分析に供した。稲わら試料に関しては、下部 10 cm を捨て、2～3 cm 長に切った。その後、ミキサーで細かく粉碎したものを U-8 容器に充填し、分析に供した。また、粃、玄米、稲わらの収量についても測定を行った。

5.2-2-4 ^{137}Cs 測定

土壌中 ^{137}Cs 濃度は NaI(Tl)シンチレーション検出器(AT1320A、ATOMTEX)を用いて 600～14400 秒で測定した。粃及び稲わら中 ^{137}Cs 濃度は Ge 半導体検出器(IGC 30180, Princeton Gamma-Teac, Princeton)を用いて 14400 秒で測定した。なお、全ての ^{137}Cs 値は採取日に減衰補正した。なお、なお、コントロール(CT)区の粃 3 サンプル、CT 区の稲わら 2 サンプル及び IV 期に付加した区の粃 1 サン

プルの ^{137}Cs 濃度は検出下限(DL)値以下であったため、DL 値を ^{137}Cs 濃度とした。移行量及び移行率の算出方法は、5.1-2-7 と同様に行った。

5.2-2-5 土壌中交換性 K 含量

0~2 cm 及び 4~ cm のみ測定を行った。風乾土 3.0 g に 1 M 酢酸アンモニウム 30 ml を加え、200 rpm で 1 時間振とうした。その後 3,000 rpm で 20 分間遠心分離し、上澄みをシリンジとメンブレンフィルター (0.45 μm) で濾過を行った。この試料を 0.1 N 硝酸で希釈して原子吸光光度計 (Z-8200, Hitachi) によって測定した。

5.2-2-6 ^{137}Cs 源の ^{137}Cs 化学形態分析

5.1-2-6 と同様の方法で行った。分析に供した ^{137}Cs 源試料は 30 g とした。

5.2-2-7 統計解析

土壌及びイネ試料の ^{137}Cs 濃度、イネの ^{137}Cs 移行量及び移行率の多重比較は Tukey 法 ($P<0.05$) で行い、統計解析ソフトウェアには KyPlot version 5.0 を用いた。

5.2-3 結果

5.2-3-1 土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度

各層別の土壌中 ^{137}Cs 濃度を図 5.2-1 に示す。CT の土壌中 ^{137}Cs 濃度は 16.7~18.9 Bq/kg で移植前とほぼ同等の値であったが、 ^{137}Cs 源の付加により、0-2 cm 土壌中 ^{137}Cs 濃度が 1300~1580 Bq/kg と高くなった。2-4 cm 土壌は 25.2~52.4 Bq/kg、4 cm 以下土壌は 14.8~17.5 Bq/kg と CT の値とほぼ同等であった。統計

解析の結果、0-2 cm 土壤中 ^{137}Cs 濃度は I~IV 期に付加をした試験区間で有意差は認められなかった (Tukey 法、 $P<0.05$)。

イネ中 ^{137}Cs 濃度を図 5.2-2 に示す。粳中 ^{137}Cs 濃度は、CT 区では DL 値以下 ($<7.34 \text{ Bq/kg}$)であったが、DS を付加したポットでは $23.7\sim 91.0 \text{ Bq/kg}$ が検出された (図 5.2-2a)。統計解析の結果、III 期に付加した粳が CT、I 期及び IV 期に付加したものよりも有意に高かった (Tukey 法、 $P<0.05$)。稲わら中 ^{137}Cs 濃度については付加時期の違いによる有意差は見られなかったが (Tukey 法、 $P>0.05$)、粳と同様に III 期に付加した稲わらの濃度が最も高い傾向が見られた (図 5.2-2b)。

5.2-3-2 土壤表層に付加された DS からイネへの移行

新規付加された SS からイネ地上部への ^{137}Cs の移行量及び移行率をそれぞれ図 5.2-3 及び 5.2-4 に示す。粳への ^{137}Cs 移行量及び移行率はそれぞれ $0.962\sim 4.24 \text{ Bq/pot}$ 、 $0.17\sim 0.99\%$ であった。イネ地上部への ^{137}Cs の移行量及び移行率はそれぞれ $2.70\sim 11.3 \text{ Bq/pot}$ 、 $0.44\sim 2.6\%$ と計算された。移行量及び移行率は III 期に付加を行った区で最も高い傾向が見られた。統計解析の結果、III 期の粳の移行量及び移行率は他の区よりも有意に高かった (Tukey 法、 $P<0.05$)。

5.2-3-3 土壤中交換性 K 含量

収穫期における 0-2 cm 及び 4 cm 以下の土壤中交換性 K 含量を図 5.2-5 に示す。0-2 cm 土壤の交換性 K 含量は $11.0\sim 14.7 \text{ mg-K}_2\text{O}/100 \text{ g-dw}$ で、4 cm 以下は $5.0\sim 6.9 \text{ mg-K}_2\text{O}/100 \text{ g-dw}$ であった。統計解析の結果、4 cm 以下土壤よりも 0-2 cm 土壤で有意に高く、また、II 期の土壤交換性 K 含量が CT、I 期及び III 期よりも有意に低かった (Holm 法、 $P<0.05$)。

5.2-3-4 DS 中 ^{137}Cs の化学形態

本試験に用いた ^{137}Cs 源の ^{137}Cs 濃度及び ^{137}Cs の化学形態を表 5.1-3 に示す。DS 中 ^{137}Cs 濃度は 105 kBq/kg であった。そのうち、水溶性及び交換態の画分は、8.14 kBq/kg (7.75%) を占めた。また、有機物結合態の画分は 9.58 kBq/kg (9.13%) であった。

5.2-4 考察

5.2-4-1 懸濁態 ^{137}Cs のイネへの移行量及び移行率の付加時期による変動

本研究では、灌漑水由来懸濁態 ^{137}Cs が水口付近に沈降した場合にイネにどの程度影響を与えるのかについて検討した。土壌表層に付加された ^{137}Cs のポット内のイネへの暴露は、より早く付加した処理区の方が長い。したがって、我々は I 期に付加を行ったポットのイネが最も ^{137}Cs を吸収すると予想していた。しかしながら、本研究の結果は III 期に付加を行ったポットのイネにおいて最も ^{137}Cs の移行率が高く、予想とは異なる結果となった。

本研究のような放射性物質や重金属などの添加時期を変えて植物への吸収量を検証した報告は多くみられる (Andersen, 1971、Choi et al., 1997、芽野、1973)。

Kodaira et al. (1973) はイネの水耕栽培を行い、出穂期から登熟期の各生育時期に ^{137}Cs の添加実験を行なった。その後、収穫期に回収したイネ中 ^{137}Cs の放射線量 (cpm/g) を測定した結果、開花期までに ^{137}Cs を添加した玄米は 1604~2478 cpm/g の範囲であったのに対し、登熟期に添加した玄米は 365 cpm/g と、低い値を示した。同様の結果が土耕栽培でも見られている (Ishikawa et al., 2018)。本研究の結果はこれらの報告と同様の結果であった。III 期は移植から 62 日目で、分けつ

期が終わり、幼穂形成期～出穂期の間にあたる。Ishikawa et al. (2018)の報告ではイネの K 吸収に関して、幼穂形成期～出穂期の吸収量が、それ以降の時期の吸収量よりも高いことが示唆されている。 ^{137}Cs と K は同族元素であるため、イネの K の取り込み時に ^{137}Cs についても同様に吸収されたと考えられる。また、他の可能性としては、イネの蒸散がこの時期に活発に行われるため、水とともに吸収された可能性や、この時期は気温の上昇により、有機物分解が行なわれるため、有機物中の ^{137}Cs が溶出し、イネに吸収されやすくなった可能性が考えられる。

Choi et al.(1997)の報告では、白菜及びダイコンに ^{54}Mn 、 ^{60}Co 、 ^{85}Sr 及び ^{137}Cs を添加した実験を行なった。その結果、植物体地上部の ^{60}Co 及び ^{137}Cs の TF(=収穫期における植物体中元素濃度[Bq/kg]/収穫期に減衰補正した添加量[Bq/m²])は生育初期に添加した場合よりも生育後期に添加した場合の方が高かった。本試験でも同様に、I 期や II 期に付加された ^{137}Cs のイネへの移行は限定的であった。これは III 期などに比べるとまだ根が十分に発達しておらず、付加された ^{137}Cs 源に接触しにくかったため、イネに吸収されなかったのではないかと考えられる。なぜ I 期及び II 期に付加した ^{137}Cs 源が III 期にイネに移行されなかったのかについては、付加後の DS 中交換態 ^{137}Cs の挙動が関係していると考えられる。藤村・鈴木(2013)は水耕栽培しているイネに溶存態を添加した場合、イネの吸収率は 39-79%であったが、水耕液に 2 g の土壌を入れたところ、イネへの吸収率は 1%前後にまで減少したと報告している。この結果は、灌漑水中に含まれる溶存態 ^{137}Cs は土壌に接触すると土壌への吸着が速やかに起こると考えられた。このことから、 ^{137}Cs の吸収があまり行われない生育初期に土壌表層に付加された DS 中の溶存態や交換態などの移動性の高い ^{137}Cs は、付加後速やかに土壌に吸着されたため、 ^{137}Cs の吸収が活発な出穂期には利用されにくく、イネへの移行が低下したと考えられた。これに対して、イネの吸

収が活発な III 期に DS を付加した場合、DS 中の生物利用可能な ^{137}Cs は土壤に吸着される前に、一部イネに直接吸収されたため、 ^{137}Cs 源とイネとの接触期間が短くても、III 期で付加した時が最も移行率が高い結果になったと考えられた。

5.2-5 まとめ

本研究では、土壤表層に付加された SS からイネへの ^{137}Cs 移行が、付加時期によってどのように変動するのかについてイネのポット栽培試験にて検討した。その結果、幼穂形成期～出穂期の間 (III 期) に付加を行った場合に ^{137}Cs の移行が最も多く行われていた。この時期は ^{137}Cs の他の元素の吸収も活発に行われており、 ^{137}Cs と同族元素である K に関しても、同様の傾向が見られたことから、イネの K の取り込み時に ^{137}Cs についても吸収されたと考えられる。

生育初期に土壤表層に付加された DS 中の溶存態や交換態などの移動性の高い ^{137}Cs は、付加後速やかに土壤に吸着されたため、イネによる ^{137}Cs の吸収が活発な出穂期には利用可能な ^{137}Cs のほとんどが土壤に吸着されてしまい、イネへの移行が低下したと考えられた。これに対して、イネの吸収が活発な III 期に DS を付加した場合、DS 中の生物利用可能な ^{137}Cs は土壤に吸着されるより前に、その一部がイネに直接吸収されたため、 ^{137}Cs 源とイネとの接触期間が短くても、高い移行率を示したものと考えられた。

表 5.2-1 土壌表層への付加に用いた農業用ダムの底泥(DS)の交換性 K 含量、全 C 量及び全 N 量

試料名	交換性 K 含量 (mg-K ₂ O/100 g-dw)	全 C 量 (mg/g-dw)	全 N 量 (mg/g-dw)	C/N
DS	19.7	51.9	4.19	12.4

* 2017 年 11 月 22 日に大柿ダムより採取

表 5.2-2 供試土壌の理化学性

土壌	土壌中 ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg)	pH (H_2O)	交換性 K 含量 (mg-K ₂ O/100 g-dw)	土壌中可給態リン濃度 (mg-P ₂ O ₅ /100 g-dw)	全 C 量 (mg/g-dw)	全 N 量 (mg/g-dw)	C/N
新潟	19.6	4.97	19.5	9.61	25.3	2.54	10.0

土壌	CEC (NH ₄ cmol/kg)	交換性 Na 濃度 (mg-Na ₂ O/100g-dw)	交換性 Mg 濃度 (mg-MgO/100g-dw)	交換性 Ca 濃度 (mg-CaO/100g-dw)	粒度分布 (%)				土性
					粗砂	細砂	シルト	粘土	
新潟	15.2	9.90	45.2	107	4.10	35.3	33.1	27.5	軽埴土

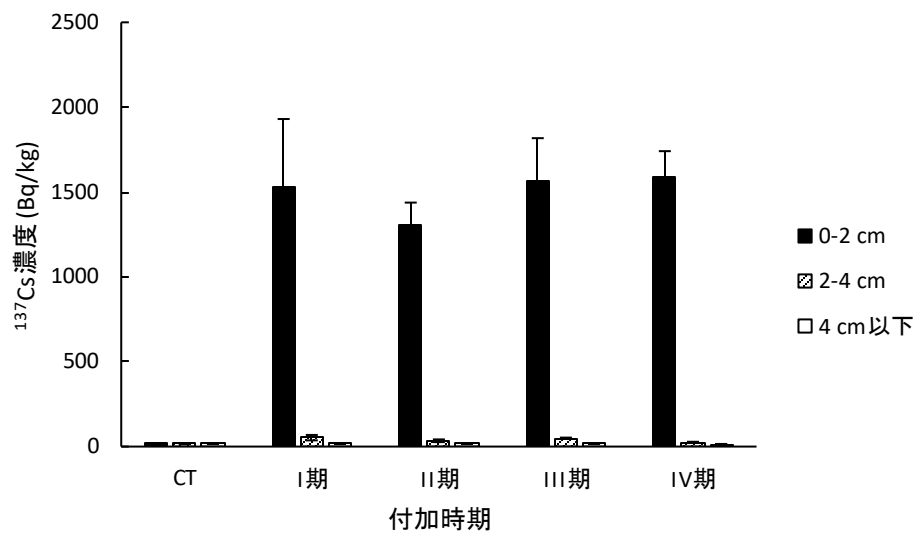


図 5.2-1 層別土壌中 ^{137}Cs 濃度. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E. を表す. 横軸は DS の付加時期を示す (CT: コントロール区、I 期: 移植後、II 期: 中干し期、III 期: 幼穂形成期～出穂期、IV 期: 登熟期).

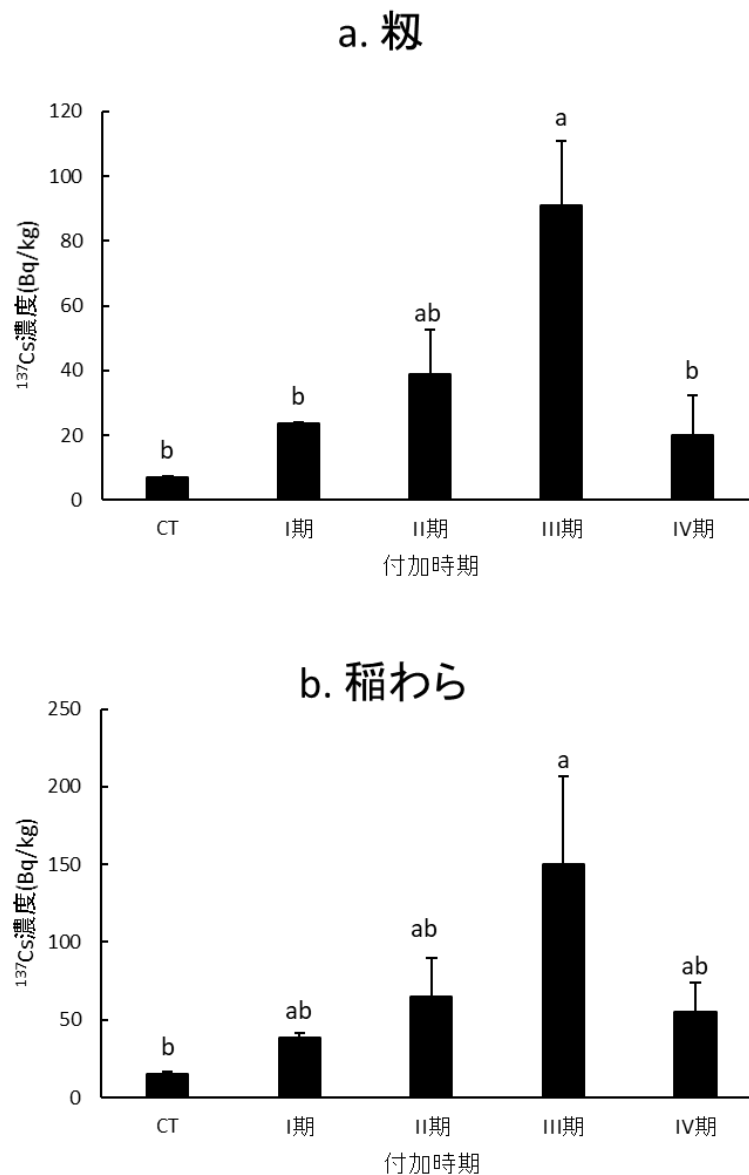


図 5.2-2 (a)粃及び(b)稲わら中 ^{137}Cs 濃度. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. 横軸は DS の付加時期を示す (CT: コントロール区、I 期: 移植後、II 期: 中干し期、III 期: 幼穂形成期～出穂期、IV 期: 登熟期). 検出下限 (DL) 値以下の試料は DL 値を用いて算出した. 異なるアルファベットは付加時期間で有意差があったことを示す (Tukey 法, $P<0.05$).

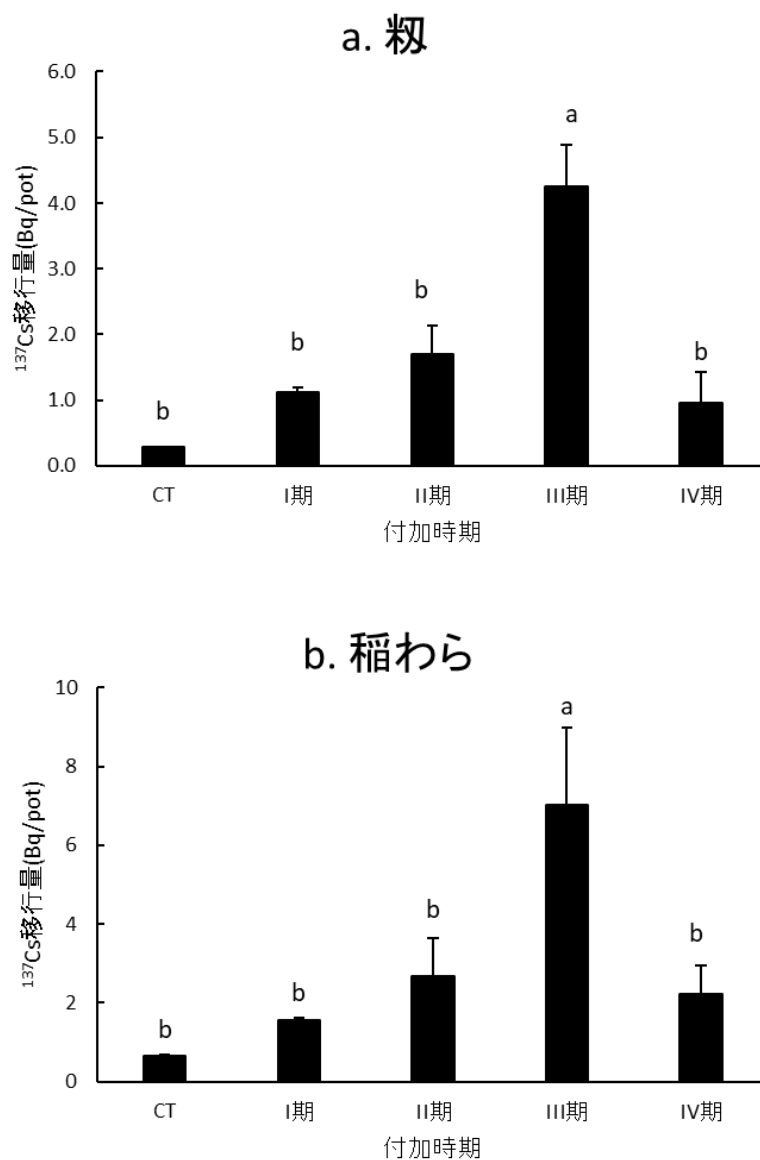


図 5.2-3 (a)粳及び(b)稻わら中 ^{137}Cs 移行量. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. 横軸は DS の付加時期を示す(CT: コントロール区、I 期: 移植後、II 期: 中干し期、III 期: 幼穂形成期～出穂期、IV 期: 登熟期). 検出下限 (DL) 値以下の試料は DL 値を用いて算出した. 異なるアルファベットは付加時期間で有意差があったことを示す(Tukey 法, $P<0.05$).

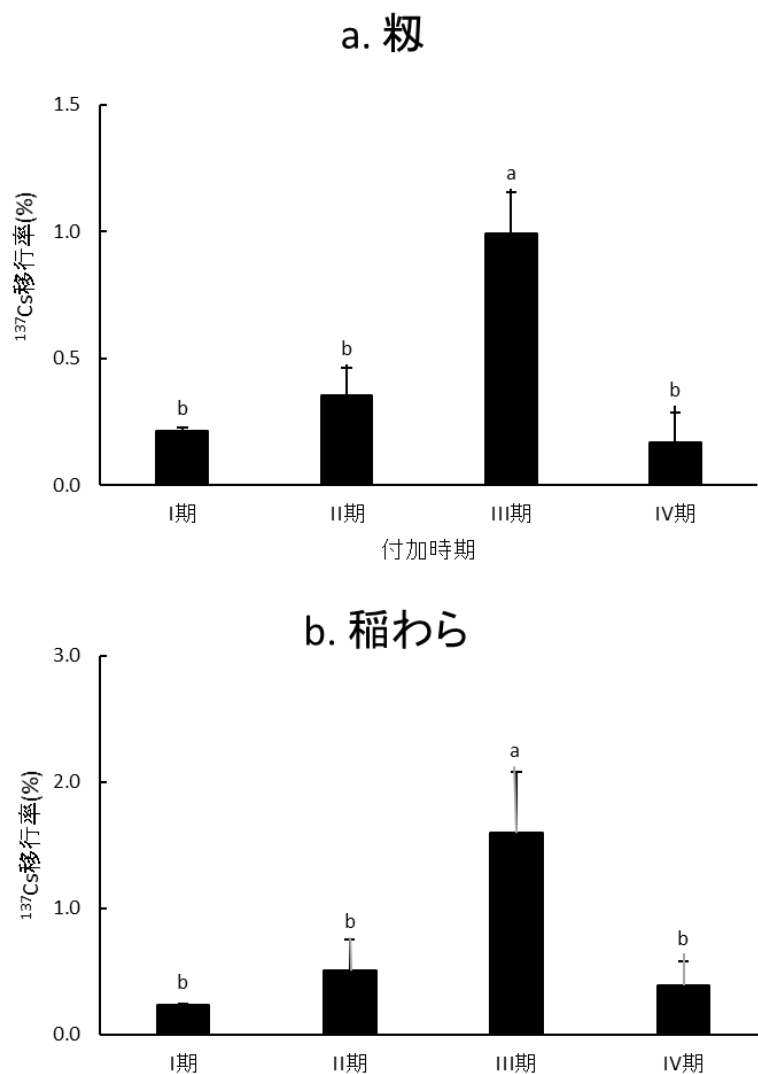


図 5.2-4 (a)粳及び(b)稲わらの ^{137}Cs 移行率. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. 横軸は DS の付加時期を示す(I 期: 移植後、II 期: 中干し期、III 期: 幼穂形成期～出穂期、IV 期: 登熟期). 検出下限 (DL) 値以下の試料は DL 値を用いて算出した. 異なるアルファベットは付加時期間で有意差があったことを示す(Tukey 法, $P<0.05$).

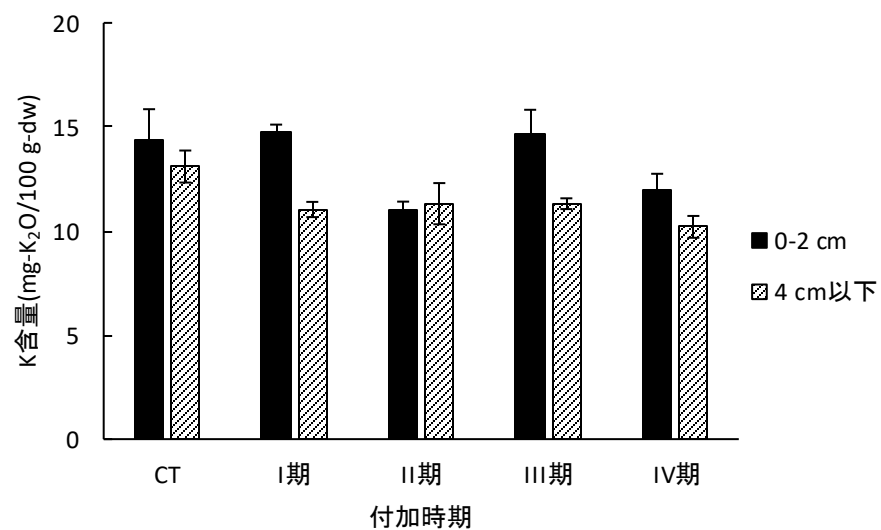


図 5.2-5 0-2 cm 及び 4 cm 以下土壌の交換性 K 含量. 値は 3 連間の平均値を示し、エラーバーは S.E.を表す. 横軸は DS の付加時期を示す (CT: コントロール区、I 期: 移植後、II 期: 中干し期、III 期: 幼穂形成期～出穂期、IV 期: 登熟期).

表 5.1-3 農業用ダム底泥(DS)中 ^{137}Cs の化学形態. ()内の数字は存在比を示す.

サンプル名	全 ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg)	水溶性+交換態 (Bq/kg)	有機物結合態 (Bq/kg)	粒子結合態 (Bq/kg)
農業用ダム底泥*	105000	8140 (7.75%)	9580 (9.13%)	87200 (83.1%)

* 2017 年 11 月 22 日に大柿ダムより採取

総合考察

本研究では、灌漑水がイネ中放射性 Cs 濃度にどの程度影響を与えるのかについて明らかにすることを目的とし、圃場試験及びポット試験を行った。

第 2 章では、福島県南相馬市の水田にて 2013～2016 年まで土壌及びイネの ^{137}Cs 濃度を調査し、経年変化をモニタリングした。 ^{137}Cs 濃度の水田内平面分布を調査するために、調査対象水田において水口付近、水田中央、水尻付近の 3 地点で土壌及びイネ試料の採取を行い、分析を行った。その結果、水口付近で土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度が高いことがわかった。2014 年から 2016 年にかけて玄米の ^{137}Cs 濃度と土壌の ^{137}Cs 濃度との間に弱い相関関係が認められたことから、イネの ^{137}Cs は土壌からの吸収にある程度起因することが示唆されたが、TF を計算するとやはり水口付近の試料で高い傾向を示したことから、水口付近ではイネの ^{137}Cs 吸収を押し上げる要因があると思われた。

その要因の解明のため、第 3 章では、2015 及び 2016 年に、同じく南相馬市の水田にて、灌漑水の流路を狭めて流向を制限するために水口に幅 3 m×長さ 25 m の小試験区を設けて、小試験区内の土壌、イネ及び田面水の ^{137}Cs 濃度を調査することで、水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度が高くなる要因を解明した。その結果、水口から 1 m 地点で土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度が最も高く、水口から遠くなるにつれて減少する傾向が見られた。本研究では、土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度が高くなる範囲は水口から 5 m であった。第 2 章での結果と同様に、土壌とイネの ^{137}Cs 濃度との間に弱い正の相関が認められた。このことから、イネ中 ^{137}Cs は一義的には土壌由来であることが示されたが、相関係数(R)はそれほど高くなく、水口のイネ中 ^{137}Cs 濃度を押し上げている他の影響要因の存在が強く示唆された。

田面水中 ^{137}Cs 濃度は、溶存態及び懸濁態の両方とも流下過程で ^{137}Cs 濃度が減少する傾向が見られた。この結果から、灌漑水に含まれる溶存態 ^{137}Cs は流下過程でイネに吸収された可能性がある。一方、懸濁態 ^{137}Cs に関しては、水溶性や交換態 ^{137}Cs のような生物利用の高い画分は、直接イネに吸収される可能性があるが、有機物結合態、粒子結合態の画分は比較的イネに吸収されにくいため、流下過程で土壌表層に蓄積した可能性が高い。

第 3 章第 2 節では福島県南相馬市太田地区の水田にて水口付近の表層土中 ^{137}Cs 濃度の季節変動を調査した。その結果、栽培期間中に表層土の ^{137}Cs 濃度が高くなることが明らかになった。特に水口からより近い地点で大きく濃度が上昇したことから、灌漑水中 ^{137}Cs が表層土に集積されたことが原因ではないかと考えられる。

第 2 章及び第 3 章の結果から、水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度が高い要因として、灌漑水流入による水口付近の表層土の ^{137}Cs 集積、不稔籾の多発が玄米中 ^{137}Cs 濃度に影響を及ぼしていると考えられた。その他に、水口付近で交換性 K 含量が低い傾向が見られ、灌漑水流入により土壌 K が流出した可能性が考えられた。そのイネ中 ^{137}Cs 濃度への影響については水口付近で顕著であり、灌漑水由来の ^{137}Cs のイネへの吸収に交換性 K の存在が抑制的に働くことが示唆された。

第 4 章では試験地を浪江町の水田に移し、そこでポット試験を行った。現地の灌漑水をポットに流入させることで流入水に含まれる ^{137}Cs がイネの ^{137}Cs 濃度に与える影響を評価した。その結果、現地の灌漑水を流入させることで、 ^{137}Cs をほとんど含まれていない新潟県内の土壌で栽培したイネから ^{137}Cs が検出され、灌漑水中 ^{137}Cs がイネに移行されたことが確認された。玄米中 ^{137}Cs 濃度は現地土壌と新潟土壌で栽培したもので有意差が見られなかったことから、水口においては土壌からよりも灌漑水からイネへの放射性 Cs 移行の方が大きい可能性がある。

また、土壌表層への SS の集積を防ぐため、ポット内の土壌にマルチングを行い、イネの栽培を行った。その結果、マルチを行なったイネからも ^{137}Cs が検出されたことから、水口のイネでは灌漑水中 ^{137}Cs (主に溶存態) の直接的な ^{137}Cs 吸収によってイネ地上部の ^{137}Cs 濃度が押し上げられる可能性があることが推察された。一方、ポット内の土壌表層に新規付加された懸濁態 ^{137}Cs は平均 163 Bq/pot と求められ、灌漑水からの懸濁態 ^{137}Cs の推定流入量、約 3880 Bq/pot の約 25 分の 1 に過ぎなかった。よって、懸濁態 ^{137}Cs のイネへの影響については別途評価する必要があると考えられた。

第 5 章の第 1 節ではイネのポット試験を行い、土壌表層に人為的に SS を付加した場合に、イネの ^{137}Cs 濃度がどう変動するのかを調査した。その結果、土壌表層に付加された SS からイネへの ^{137}Cs 移行が行われたことが明らかになった。本研究に用いた CS または DS の ^{137}Cs は水溶性 + 交換態画分がそれぞれ 25.0% 及び 14.9% と、生物利用性の高い形態の ^{137}Cs が比較的高い割合で含まれており、これらの形態の ^{137}Cs がイネに移行されたのではないかと考えられた。

第 5 章の第 2 節では、土壌表層に付加された SS からイネへの ^{137}Cs 移行が、付加時期によってどのように変動するのかについてイネのポット栽培試験にて検討した。その結果、移植後や中干期、登熟期の付加よりも、幼穂形成期～出穂期の間の付加において ^{137}Cs が最も多くイネ地上部に移行した。

第 4 章及び第 5 章の結果をまとめると、灌漑水中 ^{137}Cs は水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度を押し上げる原因となることが示された。溶存態 ^{137}Cs による直接吸収が主な要因と考えられたが、懸濁態 ^{137}Cs についても一部イネに吸収されることが明らかになった。Suzuki et al. (2015) は溶存態 ^{137}Cs を含む灌漑水を用いてイネのポット試験を行った。その結果、灌漑水中溶存態 ^{137}Cs の玄米への移行率として 0.23～2.0%

という値を報告した。第 5 章の実験の結果と比較すると、玄米への移行率は 0.485～1.09%で、Suzuki et al.(2015)の結果とほぼ同等の値となった。これは、溶存態¹³⁷Cs が表層土壌に速やかに吸着されたためである。Suzuki et al.(2015)は土壌に付加された溶存態¹³⁷Cs の 95.5%は 1 時間以内に土壌へ吸着されることも報告した。しかしながら、実際の圃場の水口付近では、ポットと違い、溶存態放射性 Cs が灌漑期間中に流入し続けるため、その影響は Suzuki et al.(2015)が算出した値よりも大きいと考えられる。本論文では、灌漑水の流入が水口付近のイネの放射性 Cs 濃度に与える影響を明らかにした。灌漑水流入による水口付近の表層土の¹³⁷Cs 集積、低い交換性 K 含量、不稔籾の多発及び灌漑水中¹³⁷Cs が水口のイネ中¹³⁷Cs 濃度を高める要因であることが示唆された。

今後の検討項目としては、これらの各要因のイネ中¹³⁷Cs 濃度に対する寄与率の評価について試験を行う必要がある。例えば、Tsuji et al.(2019)は福島原発事故の影響を受けた地域の河川中の溶存態放射性 Cs 濃度をコントロールしている要因を解明するために、重回帰分析を用いて調査を行った。影響因子の候補としては土地利用、土壌成分、地形、水質が挙げられている。しかしながら、重回帰分析を行うにあたり、考えられる影響因子全てを網羅しておく必要があるため、Tsuji et al.(2019)が挙げた影響因子だけでは足りない可能性がある。本研究においても、水口付近のイネ中¹³⁷Cs 濃度に影響を与える要因の各寄与率を算出するためには、本研究で得られた要因(水口付近の表層土の¹³⁷Cs 集積、低い交換性 K 含量、不稔籾の多発及び灌漑水中¹³⁷Cs)だけが影響因子なのか、他に影響因子は無いのか、についてまず検証を行う必要がある。また、他の検討項目としては、なぜ不稔籾が多発することによりイネ中¹³⁷Cs 濃度が増加するのか、灌漑水中¹³⁷Cs のイネへの移行率の変動要因、各栽培時期における¹³⁷Cs の移行のメカニズムの解明などが挙げられる。

参考文献

- Chartin, C., Evrard, O., Onda, Y., Patin, J., Lefèvre, I., Ottlè, C., Ayrault, S., Lepage, H., and Bontè, P. 2013. Tracking the early dispersion of contaminated sediment along rivers draining the Fukushima radioactive pollution plume. *Anthropocene*, 1, 23-34.
- Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G., and Yamazawa, H. 2011. Preliminary estimation of release amounts of ^{131}I and ^{137}Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi nuclear power plant into the atmosphere. *J. Nucl. Sci. Technol.*, 48, 1129-1134.
- Endo, S., Kajimoto, T., and Shizuma, K. 2013. Paddy-field contamination with ^{134}Cs and ^{137}Cs due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and soil-to rice transfer coefficients. *J. Environ. Radioact.*, 116, 59-64.
- Evans, D. W., Alberts, J. J., and Clark, R. A. III. 1983. Reversible ion-exchange fixation of cesium-137 leading to mobilization from reservoir sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 47, 1041–1049.
- Fujimura, S., Yoshioka, K., Saito, T., Sato, M., Sato, M., Sakuma, Y., and Muramatsu, Y. 2013. Effects of applying potassium, zeolite and vermiculite on the radiocesium uptake by rice plants grown in paddy field soils collected from Fukushima prefecture, *Plant Prod. Sci.*, 16, 166-170.
- ふくしまの恵み安全対策協議会 放射性物質検査情報 .
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36035b/zenryouzenhukurokensa-kensakekka.html> (2020/2/19 最終アクセス)
- 後藤逸男・蜷木朋子 2014. 水稻への放射性セシウム吸収に対する天然ゼオライ

トの施用効果, 土肥誌, 85, 121-124.

Harada, N., Nonaka, M. 2012. Soil radiocesium distribution in rice fields disturbed by farming process after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Sci. Total Environ.*, 438, 242-247.

原田直樹・宮本昇平・吉澤涼太・小原ひとみ・小笠真理恵・宮津進・吉川夏樹・野中昌法 2014. 中山間地水田における放射性セシウムの挙動—福島第一原発事故後 3 年間の経年変化—, 土肥要旨集, 60, 146.

Ishikawa, J., Fujimura, S., Kondo, M., Murai-Hatano, M., Goto, A., Shinano, T. 2018. Dynamic changes in the Cs distribution throughout rice plants during the ripening period, and effects of the soil-K level. *Plant Soil*, 429, 503-518.

Kato, N., Kihou, N., Fujimura, S., Ikeba, M., Miyazaki, N., Saito, Y., Eguchi, T., and Itoh, S. 2014. Potassium fertilizer and other materials as countermeasures to reduce radiocesium levels in rice: Results of urgent experiments in 2011 responding to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 61, 170-190.

Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Sato, T., Nagao, S., and Nagai, H. 2012. Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions, *Sci. Total Environ.*, 431, 392-401.

Kolahchi, Z., and M. Jalali. 2007. Effect of water quality on the leaching of potassium from sandy soil, *J. Arid Environ.*, 68, 624-639.

駒村美佐子・津村昭人・山口紀子・藤原英司・木方展治 2006. わが国の米, 小

麦及び土壌における ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の長期モニタリングと変動解析, 農業環境技術研究所報告, 24, 1-21.

Kondo, M., Maeda, H., Goto, A., Nakao, H., Kiho, N., Makino, T., Sato, M., Fujimura, S., Eguchi, T., Hachinohe, M., Hamamatsu, S., Ihara, H., Takai, T., Arai-Sanoh, Y., and Kimura, T. 2015. Exchangeable Cs/K ratio in soil is an index to estimate accumulation of radioactive and stable Cs in rice plant. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 61, 133-143.

Matsunami, H., Murakami, T. and Shinano, T. 2016. Evaluation of the cause of unexplained radiocaesium contamination of brown rice in Fukushima in 2013 using autoradiography and gamma-ray spectrometry, *Sci. Rep.*, 6, 20386.

松島省三・田中孝幸・星野孝文 1964. 水稻収量の成立原理とその応用に関する作物学的研究—第 71 報 生育各期の気温・水温の各種の組み合わせが水稻の生育およびその他諸形質に及ぼす影響—, 日本作物学会記事, 33, 135-140.

Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries. 2011. 24 年産稲の作付制限及び事前出荷制限の指示について
http://www.maff.go.jp/j/seisan/kikaku/pdf/7_2.pdf (プレスリリース)

Ministry of Economy, Trade and Industry. 2011. 「計画的避難区域」と「緊急時避難準備区域」の設定について
https://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/20110411_keikakuhinan.html
1 (2019/12/12 最終アクセス)

Ministry of Health, Labor and Welfare. 2011. 暫定規制値の取り扱いについて
<https://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r98520000016tyb->

<img/2r98520000017fth.pdf>

- Myttenaera, C. 1972. Absorption of radiocaesium by flooded rice: relative importance of roots and shoot base in the transfer of radioactivity. *Plant Soil*, 36, 215-218.
- Nakanishi, T., and Sakuma K. 2019. Trend of ^{137}Cs concentration in river water in the medium term and future following the Fukushima nuclear accident. *Chemosphere*, 215, 272-279.
- 中野博幸・田中敏 2012. フリーソフト js-STAR でかんたん統計データ分析. 技術評論社, 東京
- NARO. 水稻の生育時期別放射性セシウムとカリウムの増加パターン
<https://www.naro.affrc.go.jp/org/tarc/seika/jyouhou/H25/suitou/H25suitou017.html> (2019/12/12 最終アクセス)
- Naulier, M., Eyrolle-Boyer, F., Boyer, P., Métivier, J.-M. and Onda, Y. 2017. Particulate organic matter in rivers of Fukushima: An unexpected carrier phase for radiocesiums. *Sci. Total Environ.*, 579, 1560-1571.
- Nemoto, K., and Abe, J. 2013. Radiocesium Absorption by Rice in Paddy Field Ecosystems. In T. M. Nakanishi and K. Tanoi (ed.) *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident*, p. 19-27. Springer Japan, Tokyo
- Nobori, T., Kobayashi, I. N., Tanoi, K., Nakanishi, M. N. 2014. Effects of potassium in reducing the radiocesium translocation to grain in rice. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 60, 772-781.
- Nuclear Emergency Response Headquarters. 2011a. Report of Japanese

Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety - The Accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations -

http://japan.kantei.go.jp/kan/topics/201106/iaea_houkokusho_e.html

(2019/12/12 最終アクセス)

Nuclear Emergency Response Headquarters. 2011b. 緊急時避難準備区域の解除について. <https://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/pdf/20110930015-2.pdf>

Nuclear Regulation Authority. 2014. 3号機ガレキ撤去作業（平成25年8月）に伴う放射性物質の敷地外への降下量について. <https://www.nsr.go.jp/data/000095677.pdf>

Ochiai, S., Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y., and Hisamatsu, S. 2015. Effects of radiocesium inventory on ^{137}Cs concentrations in river waters of Fukushima, Japan, under base-flow conditions. *J. Environ. Radioactiv.*, 144, 86-95.

太田健 2014. 水稻の放射性セシウム吸収抑制対策. 土肥誌, 85, 90-93.

Saito, T., Takahashi, K., Makino, T., Tsukada, H., Sato, M., Yoshioka, K. 2015. Effect of application timing of potassium fertilizer on root uptake of ^{137}Cs in brown rice. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Artic.*, 303, 1585-1587.

Shin, M., Kubota, T., Hamada, K., Hitomi, T., and Ota, T. 2015. Dynamic Analysis of Radioactive Cesium in Decontaminated Paddy Fields. *J. Water Environ. Tech.*, 13, 383-394.

Shin, M., Kubota, T., Manpuku, Y., Suzuki, Y., Yasutaka, T., Matsunami, H., and Ota, T. 2019. Behavior of radiocesium in decontaminated paddy

- fields in Fukushima Prefecture, Japan. *Paddy and water environment*, 17, 703–714.
- Steinhauser, G., Niisoe, T., Harada, K. H., Shozugawa, K., Schneider, S., Synal, H. A., Walther, C., Christl, M., Nanba K., Ishikawa, H. and Koizumi A. 2015. Post-Accident Sporadic Releases of Airborne Radionuclides from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Site. *Environ. Sci. Technol.*, 49, 24, 14028-14035.
- Suzuki, Y., Yasutaka, T., Fujimura, S., Yabuki, T., Sato, M., Yoshioka, K., Inubushi, K. 2015. Effect of the concentration of radiocesium dissolved in irrigation water on the concentration of radiocesium in brown rice. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 61, 1-9.
- Takahashi, J., Wakabayashi, S., Tamura, K., Onda, Y. 2018. Downward migration of radiocesium in an abandoned paddy soil after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioactiv.*, 182, 157-164.
- Tanaka K., Iwatani, H., Takahashi, Y., Sakaguchi, A., Yoshimura, K., Onda, Y. 2013. Investigation of Spatial Distribution of Radiocesium in a Paddy Field as a Potential Sink. *PLoS One.*, 8: e80794.
- Tsuji H., Yasataka, T., Kawabe, Y., Onishi, T., and Komai, T. 2014. Distribution of dissolved and particulate radiocesium concentrations along rivers and the relations between radiocesium concentration and deposition after the nuclear power plant accident in Fukushima. *Water Research*, 60, 15-27.

- Tsuji H., Ishii, Y., Shin, M., Taniguchi, K., Arai, H., Kurihara, M., Yasutaka, T., Kuramoto, T., Nakanishi, T., Lee, S., Shinano, T., Onda, Y., and Hayashi, S. 2019. Factors controlling dissolved ^{137}Cs concentrations in east Japanese Rivers. *Sci. Total Environ.* (in press), DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134093
- Tsukada H., Takeda, A., Hisamatsu, S., and Inaba, J. 2008. Concentration and specific activity of fallout ^{137}Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. *J. Environ. Radioactiv.*, 99(6), 875-881.
- Tsukada H., Nihira, S., Watanabe, T., and Takeda, S. 2017. The ^{137}Cs activity concentration of suspended and dissolved fractions in irrigation waters collected from the 80 km zone around TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. *J. Environ. Radioactiv.*, 178-179, 354-359.
- 塚田祥文・久保田富次郎 2018. カラム試験による福島県大柿ダム底質からの ^{137}Cs 溶出. 土肥要旨集, 64, 137.
- 津村昭人・駒村美佐子・小林宏信 1984. 土壌及び土壌-植物系における放射性ストロンチウムと Cs の挙動に関する研究. 農業技術研究所報告 B, 36, 57-113.
- Uchida S. and Tagami, K. 2007. Soil-to-plant transfer factors of fallout ^{137}Cs and native ^{133}Cs in various crops collected in Japan. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 273, 205-210.
- Uematsu, S., Vandenhove, H., Sweeck, L., Hees, M. V. 2017. Foliar uptake of radiocesium from irrigation water by paddy rice (*Oryza sativa*): An overlooked pathway in contaminated environments, *New Phytol.*, 214, 820-829.

- Osawa, K., Nonaka, Y., Nishimura, T., Tanoi, K., Matsui, H., Mizoguchi, M. and Tatsuno, T. 2018. Quantification of dissolved and particulate radiocesium fluxes in two rivers draining the main radioactive pollution plume in Fukushima, Japan (2013–2016), *Anthropocene*, 22, 40-50.
- 和田義春・大関文恵・小林朋子・桑川春樹 2013. 冷水灌漑が水稻高温登熟障害発生軽減に及ぼす影響, 日作紀(*Jpn. J. Crop Sci.*), 82(4), 360-368.
- White, J. P., Broadley, R. M. 2000. Mechanisms of caesium uptake by plants. *New Phytol.*, 147, 241-256.
- 山田正人・滝上英孝・倉持秀敏 2012. 放射性物質の挙動からみた適正な廃棄物処理処分について（第 1 回）放射性物質の基礎知識. 日廃振センター情報, 12(1), 12-15.
- Yamamura, K., Fujimura, S., Ota, T., Ishikawa, T., Saito, T., Arai, Y., and Shinano, T. 2018. A statistical model for estimating the radiocesium transfer factor from soil to brown rice using the soil exchangeable potassium content. *J. Environ. Radioactiv.*, 195, 114-125.
- Yang, B., Onda, Y., Wakiyama, Y., Yoshimura, K., Sekimoto, H., Ha, Y. 2016. Temporal changes of radiocesium in irrigated paddy fields and its accumulation in rice plants in Fukushima. *Environ. Pollut.*, 208, 562-270.
- Yoshikawa, N., Obara, H., Ogasa, M., Miyazu, S., Harada, N., Nonaka, M. 2014. ¹³⁷Cs in irrigation water and its effect on paddy fields in Japan after the Fukushima nuclear accident. *Sci. Total Environ.*, 481, 252-259.

論文要旨

第 1 章 序論

2011 年 3 月に起きた東日本大震災と、それに伴う太平洋沿岸部での津波によって福島第一原子力発電所(以下福島第一原発)事故が発生し、東日本の広範囲に渡って放射性物質が放出された。本研究では、灌漑水がイネ中放射性 Cs 濃度にどの程度影響を与えるのかについて明らかにすることを目的とし、以下のような研究を行った。

第 2 章 福島県南相馬市における水稻及び土壌放射性セシウム濃度の経年変化

2013 年から 2016 年にかけて、福島県南相馬市太田地区にある 14 筆の水田を試験圃場として水稻栽培試験を実施した。収穫期(9/15～28)に水田の「水口」、「中央」及び「水尻」の 3 地点から土壌及びイネ試料(玄米及び稲わら)を採取し、土壌中 ^{137}Cs 濃度及びイネ中 ^{137}Cs 濃度をそれぞれ NaI(Tl)シンチレーション検出器または Ge 半導体検出器にて測定した。また、イネ試料への ^{137}Cs の移行係数[TF=(イネ中 ^{137}Cs 濃度[Bq/kg])/(土壌中 ^{137}Cs 濃度[Bq/kg])]を求めた。その結果、いずれの年も水口付近で土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度が高かった。玄米の ^{137}Cs 濃度と土壌の ^{137}Cs 濃度との間に弱い相関関係が認められた(2014～2016 年)ことから、イネの ^{137}Cs は土壌からの吸収にある程度起因することが示唆された。しかし、TF を計算するとやはり水口付近の試料で高い傾向を示したことから、水口付近では土壌の ^{137}Cs 濃度以外にもイネの ^{137}Cs 吸収を押し上げる要因があると考えられた。

第 3 章 水田水口からの距離が土壌及びイネの放射性セシウム濃度に与える影響

2015 及び 2016 年に、同じく南相馬市の水田にて、灌漑水の流路を狭めて流向を制限するために水口に幅 3 m×長さ 25 m の小試験区を設けた。この小試験区内の土壌、イネ及び田面水の ^{137}Cs 濃度を調べることで、水口付近のイネ中 ^{137}Cs 濃度が

高くなる要因の解明を目指した。その結果、水口から1～3 m 地点における土壌及びイネ中 ^{137}Cs 濃度が最も高く、水口から遠くなるにつれて減少する傾向が両年とも認められた。田面水中 ^{137}Cs 濃度も、同様の傾向が見られたことから、灌漑水中 ^{137}Cs は流下過程でイネに吸収、もしくは土壌に吸着されたと考えられた。2016 年に水口付近の表層土中 ^{137}Cs 濃度の栽培期間中の変動を調べた結果、表層 0～2 cm における土壌 ^{137}Cs 濃度が経時的に上昇することが明らかになった。特に水口により近い地点での濃度上昇は他の地点より大きく、灌漑水流入後にその中に含まれる ^{137}Cs が土壌表面に集積したことが原因ではないかと考えられた。こうした水口付近の表層土への ^{137}Cs 集積、低い土壌交換性 K 含量、不稔籾の多発が玄米中 ^{137}Cs 濃度に影響を及ぼしているものと考えられた。

第 4 章 灌漑水中放射性 Cs がイネの放射性 Cs 濃度に与える影響

福島県浪江町の水田にてポット試験を行い、現地の灌漑水をポットに流入させることで流入水に含まれる ^{137}Cs がイネの ^{137}Cs 濃度に与える影響を評価した。その結果、 ^{137}Cs をほとんど含まれていない新潟県内の土壌で栽培したイネから ^{137}Cs が検出され、灌漑水中 ^{137}Cs がイネに移行することが確認された。玄米中 ^{137}Cs 濃度は現地土壌で栽培したものと比較して有意差が見られなかったことから、水口においては土壌からよりも灌漑水からのイネへの放射性 Cs 移行の方が大きい可能性がある。また、土壌表層への懸濁物質(SS)の集積を防ぐため、ポット内の土壌をマルチングして栽培したイネの ^{137}Cs 濃度は、マルチング無しの場合と差が見られなかったことから、水口のイネでは灌漑水中 ^{137}Cs (主に溶存態)の直接的な吸収によってイネ地上部の ^{137}Cs 濃度が上昇したと考えられた。なお、ポット内の土壌表層に新規付加された懸濁態 ^{137}Cs は平均 163 Bq/pot と求められ、灌漑水からの懸濁態 ^{137}Cs の推定流入量、約

3880 Bq/pot の約 25 分の 1 に過ぎなかった。よって、懸濁態 ^{137}Cs のイネへの影響については別途評価する必要があると考えられた。

第 5 章 土壌表層に付加された懸濁物質由来放射性 Cs のイネへの移行

第 4 章を踏まえ、本章では ^{137}Cs を含む SS の土壌表層への人為的な付加がイネの ^{137}Cs 濃度にどのように影響するのかについて、ポット試験によって検討した。その結果、付加された ^{137}Cs の 1.84～4.79% がイネ(玄米及び稲わら)から検出され、そのイネ地上部へ移行が確認された。本実験に供した SS 中 ^{137}Cs には、水溶性＋交換態画分が 14.9～25.0% 含まれ、生物利用性の高い形態の ^{137}Cs が比較的多かったことから、これらの画分がイネに移行したのではないかと考えられた。また、SS の土壌表層への付加時期がイネへの ^{137}Cs 移行に与える影響についてもポット試験で評価した。その結果、移植後や中干期の付加よりも、移植から 62 日目(幼穂形成期～出穂期の間)の付加において ^{137}Cs が最も多くイネ地上部に移行した。以上のことから、灌漑水によって水田水口に堆積する SS 由来の ^{137}Cs はイネに吸収されうることが明らかとなり、また SS からイネへの ^{137}Cs 移行率は堆積時期によって大きく変動することが示された。

総括

本論文ではまず、灌漑水の流入が水口付近のイネの ^{137}Cs 濃度を有意に高めることを明らかにした。またその原因として、灌漑水流入による水口付近の表層土への ^{137}Cs 集積、土壌交換性 K 含量の低下、不稔籾の多発が関係することが示された。さらに、水口付近では土壌中 ^{137}Cs よりも灌漑水中 ^{137}Cs の方がイネの ^{137}Cs 濃度への影響が大きい可能性が示唆された。主に溶存態 ^{137}Cs のイネへの直接吸収が影響を与えと考えられたが、土壌表層に堆積する SS からも ^{137}Cs がイネに移行しうることが示された。今後の検討項目としては、これら各要因のイネ中 ^{137}Cs 濃度に対する寄

与率がそれぞれどの程度なのか、また他に影響因子は無いのか、について検討を進める必要がある。

Summary

Chapter 1. Introduction

A large amount of radionuclides was released to the northeastern part of Japan by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident. Here we conducted field and pot experiments to clarify effect of irrigation water on ^{137}Cs concentration in rice.

Chapter 2. Yearly Changes in Rice and Soil Radiocesium Concentrations in Minamisoma City, Fukushima Prefecture, Japan

We monitored soil and rice radiocesium concentrations in paddy fields in Minamisoma City, Fukushima Prefecture, Japan, from 2013 to 2016. Soil and rice samples were collected near the water inlet, at center of rice field and near the water outlet at the harvest on September. ^{137}Cs concentrations in samples were measured using NaI scintillation spectrometer or Ge semiconductor detector. Transfer factors (TFs) were calculated using the following formula: $\text{TF} = (\text{^{137}Cs in the plant sample [Bq/kg-dry weight (dw)]}) / (\text{^{137}Cs in the surface or subsurface soil sample [Bq/kg-dw]})$. As a result, the soil and rice samples collected near water inlets of the paddy fields showed higher ^{137}Cs concentrations than those collected at center and near water outlets. Transfer factors of ^{137}Cs from soil to brown rice also tended to be higher at the water inlets except 2013, suggesting that irrigation water can affect on radiocesium concentration in rice plants.

Chapter 3. Effects of the distance from a water inlet on rice ^{137}Cs concentrations in paddy fields

In 2015 and 2016, we conducted a field experiment in three paddy fields in Minamisoma City, Fukushima Prefecture, to identify more precise distributions of ^{137}Cs concentrations in soil and rice near water inlets and to elucidate the influence of irrigation water. In each field, a 25 m long water channel was introduced, using two corrugated plates to narrow flow direction of the irrigation water, and ^{137}Cs concentrations were determined for soil, rice and surface water samples collected according to the distance (1~21 m) from the water inlet. ^{137}Cs concentrations in the soil, rice and surface water were highest at 1 m from the water inlet, gradually decreasing with the increasing distance. In 2016, we investigated seasonal changes in ^{137}Cs concentrations in surface soil (0-2 cm) collected near the inlets during rice cropping. The high soil ^{137}Cs concentration, the low soil Ex-K content and increase in non-ripening rice near the water inlet play a role in the elevation of rice ^{137}Cs concentrations near water inlets.

Chapter 4. The effect of ^{137}Cs in irrigation water on ^{137}Cs uptake by rice

A pot experiment was conducted in Namie Town, Fukushima to clarify the effect of ^{137}Cs in irrigation water on ^{137}Cs uptake by rice. Soil samples collected from the rice fields in Fukushima (^{137}Cs : 2590 Bq/kg) and Niigata (^{137}Cs : 37.9 Bq/kg) were used. Each pot was placed in the containers, and irrigation water pumped up from river was supplied to the containers. Soil and rice samples were collected at the harvesting and the ^{137}Cs concentrations were determined. As a result, the average ^{137}Cs concentration in brown rice grown in Niigata soil and Fukushima soil

showed no significant difference. This result indicates that ^{137}Cs in irrigation water (especially dissolved ^{137}Cs) can affect ^{137}Cs concentration in rice regardless of the soil ^{137}Cs concentration.

Chapter 5. Transfer of ^{137}Cs to rice from Suspended Solid added to surface soil

Another pot experiment was conducted in 2017 and 2018 to elucidate transfer of ^{137}Cs to rice from suspended solid (SS) in irrigation water. Soil was collected in Niigata prefecture and tap water was used as the water source. SS or Bottom sediment in Fukushima was applied onto the soil surface of a pot. As a result, ^{137}Cs in the SS and sediment were translocated into rice. In 2018, we continued the pot experiment to elucidate transfer of ^{137}Cs to rice from SS at each growth period. As a result, when the sediment was applied at the heading stage, the highest ^{137}Cs uptake by rice was observed.

Conclusion

In this study, effect of irrigation water on ^{137}Cs concentration in rice was clarified. In addition to the absorption of ^{137}Cs from irrigation water to rice, the high soil ^{137}Cs concentration, the low soil Ex-K content and increase in non-ripening rice near the water inlet play a role in the elevation of rice ^{137}Cs concentrations near water inlets.

謝辞

本研究を行うにあたり多くのご指導をいただきました新潟大学農学部 故野中昌法教授ならびに原田直樹教授、吉川夏樹准教授、宮津進助教、鈴木一輝助教に心から御礼申し上げます。

試料の測定やサンプリングでご協力いただきました福島大学食農学類野川憲夫特任教授ならびに石井秀樹准教授に心から御礼申し上げます。

インターンシップにて粘土鉱物学、農業放射線研究について様々なご指導をいただきました国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構東北農業研究センター農業放射線研究センター信濃卓郎前センター長(現 北海道大学大学院農学研究院教授)ならびに水田作移行低減グループ太田健前グループ長(現生物系特定産業技術研究支援センター)、江口哲也主任研究員に心から御礼申し上げます。

共同研究者として研究のご助言頂きました国立研究開発法人量子科学技術研究開発機構高崎量子応用研究所「RI イメージング研究」プロジェクトリーダー河地有木上席研究員、鈴木伸郎主幹研究員、ならびに研究所の研究員の方々に厚く御礼申し上げます。

また、圃場の設定や管理等でご協力いただいた南相馬市太田地区復興会議奥村健郎氏をはじめとする南相馬市及び浪江町の多くの農家の皆様に厚く御礼申し上げます。

そして、実験の他日常のさまざまな面で支えてくださった土壌学研究室ならびに農業水理学研究室内の皆様に心から感謝申し上げます。本当にありがとうございました。