J. Jpn. Soc. Soil Phys.
土壌の物理性
No. 135 p.33 ～ 39 (2017)

飯舘村除染後水田における生産性回復のための有機資源投入実証試験経過と飯舘村の現状

西脇淳子 [1]・浅木直美 [1]・小松崎将一 [1]・溝口 勝 [2]・登尾浩助 [3]

Progress in field experiments of continuous application of organic matter to restore rice production at radiocesium-decontaminated paddy fields in Iitate village, and present situation of Iitate village

Junko NISHIWAKI[1], Naomi ASAGI[1], Masakazu KOMATSUZAKI[1], Masaru MIZOGUCHI[2] and Kosuke NOBORIO[3]

1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所から北西方向 30 ～ 50 km 圏に位置する福島県飯舘村では，2011 年 3 月の事故後，2011 年 4 月に計画的避難区域に指定され，その後 2012 年 7 月に避難指示解除準備区域，居住制限区域，および帰還困難区域の 3 区域に再編されたが，2016 年 11 月現在でも全村避難の状況が続いている．帰還困難区域を除く全域では，2017 年 3 月 31 日の避難指示解除が政府の原子力災害対策本部によって決定され（首相官邸, 2016），村民の一部は帰村準備をはじめている．

2015 年度に復興庁より飯舘村の 2970 世帯へ向けて行われたアンケート結果（有効回収率 45.2 %）では，「戻りたいと考えている（将来的な希望も含む）」32.8 %，「戻らないと決めている」31.3 %，「まだ判断がつかない」24.0 % であり，1/3 程度が帰村の意向を示している（復興庁・福島県・飯舘村, 2016）．村民の帰村後の懸案事項として，村内での生活における健康影響や，帰村後の生計の維持などが挙げられる．

飯舘村は農業の盛んな村であり，事故以前，村民の多くは農業に従事していた．帰村後に農業を営む場合，現在行われている表土削り取りなどの除染作業によって表層土とともに土壌有機物等が除去され，農地の肥沃度が低下する懸念がある．そこで著者らは，除染後農地での作物栽培の復活を目指し，土壌への稲わらの鋤きこみや堆肥施用による水稲生育への影響，および水稲への放射性 Cs の移行を 2013 年より調べている．本報では，2013, 2014 年の調査結果，および飯舘村の現状を紹介する．

[1]College of Agriculture, Ibaraki University, 3-21-1, Chuuo, Ami, Inashiki, Ibaraki, 300-0393 Japan. Corresponding author: 西脇淳子, 茨城大学.
[2]Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, 1-1-1, Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo, 113-8657 Japan.
[3]School of Agriculture, Meiji University, 1-1-1 Higashi-Mita, Tama-ku, Kawasaki-shi, Kanagawa 214-8571 Japan.
2016 年 11 月 18 日受稿　2017 年 2 月 6 日受理

2. 生産性回復試験の方法

試験は福島県飯舘村佐須地区の水田区画で行った．水田は 2013 年にユンボによる 5 cm の表土削り取りを行った．試験区は①稲わら鋤きこみ区（稲わら区），②対照区，③堆肥施用区（堆肥区）に区分けした．①稲わら区では，除染後の水田に，前年に同水田（2013 年は隣接する水田）で収穫された稲わらを 390 kg/10a で鋤きこみ，③堆肥区では，事故以前に農家で作られた牛ふん堆肥を除染後の水田に 1000 kg/10a で施用した．対照区は削り取り除染のみを行った．土壌は砂質ローム（72 % 砂，16 % シルト，および 12 % 粘土）で，土粒子密度，および乾燥密度はそれぞれ 2.67，1.24 Mg m^{-3} であった．コアサンプルによる飽和透水係数の測定結果は 4.04×10^{-2} ～ 4.04×10^{-5} cm s^{-1} の範囲であった（Nishiwaki et al., 2016）．

全試験区で，基肥（N : P_2O_5 : K_2O : MgO = 12 : 18 : 16 : 4）を 40 kg/10a，KCl を 20kg/10a で施用した．栽培品種はひとめぼれで，栽植密度は 30 × 18 cm，1 株 5 本植えとした．移植は 2013 年 6 月 9 日，および 2014 年 6 月 1 日に行った．また，収穫は 2013 年 10 月 6 日，および 2014 年 10 月 5 日に行った．

水稲の生育調査として，イネ丈，分げつ数，SPAD 値（SPAD 502 Plus meter; Konica Minolta, Inc.）を月に 2 回の頻度で計測した．2013 年は各区 15 株，2014 年は各区 30 株の測定を行った．また，収量調査では各区において 2013 年は 15 株，2014 年は 30 株の水稲をサンプルとして収穫し，各区の水稲サンプルに対し，穂数，籾数，籾千粒重，登熟歩合，玄米収量等の調査を行った．登熟歩合の測定に使用した食塩水の比重は 1.06 であった．さらに，Ge 半導体検出器（GC4020, Canberra Industries Inc., エネルギー分解能 は 1.33 MeV で 2.0 keV 以下）を用いて，土壌および水稲の放射性セシウム濃度測定を行い，水稲への移行係数を求めた．

処理と移植後日数およびそれらの交互作用の有意差検定は SAS の混合モデル（proc mixed）の残差最尤法を用いて行った．移植後日数は各 experimental unit（処理 × 反復）を subject とする repeated-measure とし，共分散の構造には非等間隔での測定に適した ANTE（1）を指定した．仮説検定の誤差は Type 3 とし，分散比の誤差の自由度は Kenward-Roger による方法で推定した（Kenward and Roger, 1997）．また多重比較の際には Bonferroni 法で p 値を補正した．SAS のコードを Appendix 1 に示す．

3. 結果

3.1 生育および収量

Fig. 1 a）～ f）にそれぞれ，2013 年および 2014 年の SPAD 値，イネ丈，分げつ数の結果を示す．SPAD 値は，2013 年に対照区で低い傾向が見られたが，2014 年は区画ごとの時間経過にともなう系統的な差は見られなかった（Fig. 1 a），b））．Table 1 に仮説検定の結果を示す．2013 年は処理方法と移植後日数の交互作用に有意差は

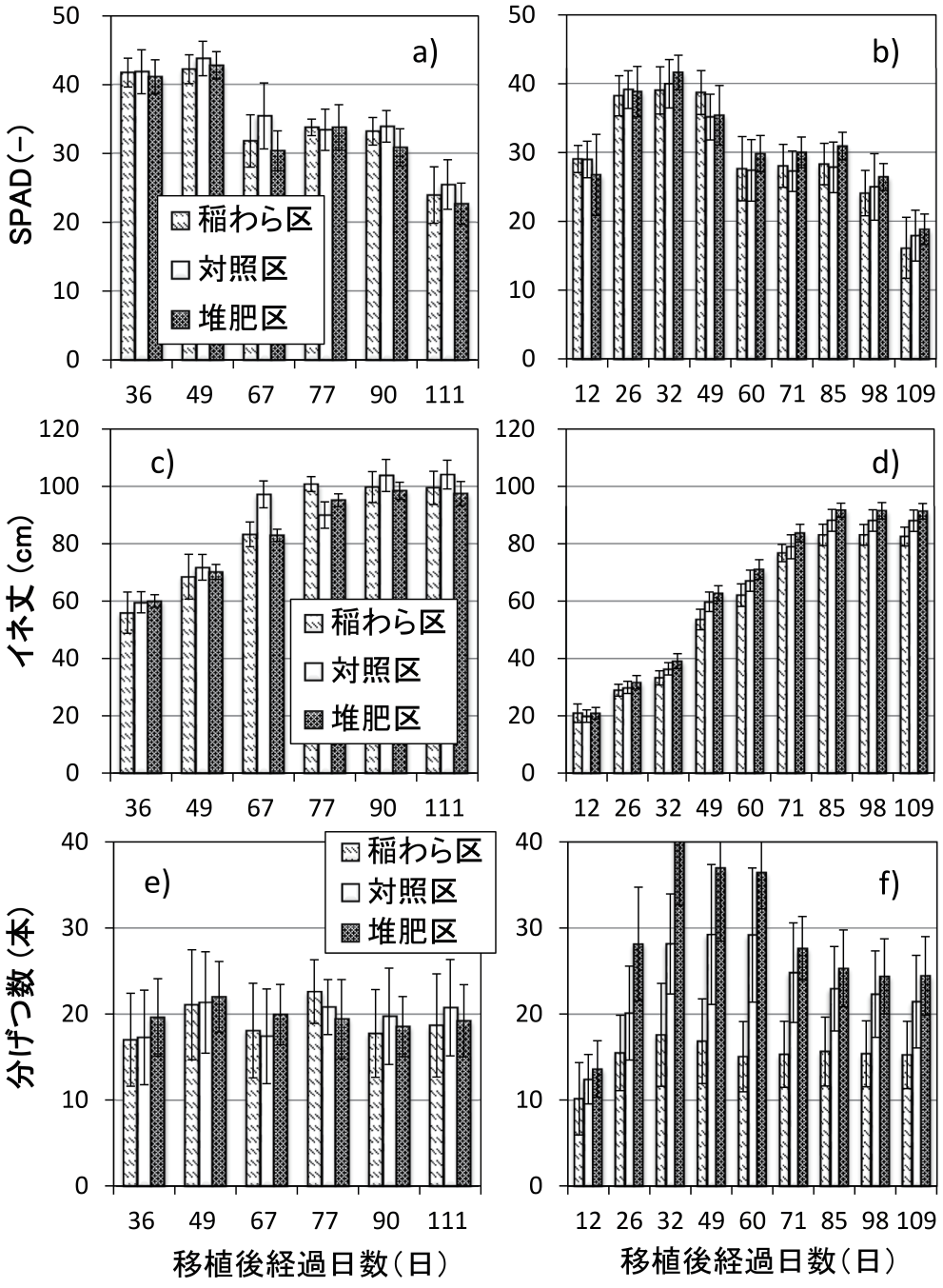


Fig. 1 水稲移植後の SPAD 値の変化 a）2013 年，b）2014 年，イネ丈の変化 c）2013 年，d）2014 年，分げつ数の変化 e）2013 年，f）2014 年．
Time variation of leaf SPAD value a) 2013, b) 2014, plant length c)2013, d)2014, number of stems e) 2013, f) 2014, after transplant in each plot.

Table 1　仮説検定の結果.
Results of statistical hypothesis testing.

	2013			2014		
	SPAD	イネ丈	分げつ数	SPAD	イネ丈	分げつ数
処理（T）	＋	ns	ns	ns	***	***
移植後日数（D）	***	***	ns	***	***	***
T × D	ns	ns	ns	ns	ns	ns

認められず，処理方法には 10 % 水準，移植後日数には 0.1 % 水準で有意差があった．多重比較検定より，処理方法に関しては，対照区と稲わら区でのみ 10 % 水準で有意差が認められた．2014 年は，移植後日数にのみ有意差が認められた．2013 年の幼穂形成期の SPAD 値は稲わら区，対照区，堆肥区でそれぞれ 42 ± 2.1，44 ± 2.5，43 ± 2.0，2014 年はそれぞれ 39 ± 3.2，35 ± 3.3，35 ± 4.3 であった．

イネ丈は 2013 年に対照区で若干低い傾向，2014 年は堆肥区 > 対照区 > 稲わら区の順で丈が短くなる傾向が確認された（Fig. c），d））．仮説検定の結果，2013 年は移植後日数にのみ 0.1 % 水準で有意差が認められた．2014 年は交互作用に有意差は認められず，処理方法には 1 % 水準，移植後日数には 0.1 % 水準で有意差が認められた（Table 1）．多重比較検定より，すべての処理区間で有意差が確認された．2013 年の幼穂形成期のイネ丈は稲わら区，対照区，堆肥区でそれぞれ 69 ± 7.8，72 ± 4.5，70 ± 2.6 cm，2014 年はそれぞれ 54 ± 3.6，60 ± 3.4，63 ± 2.6 cm であった．

分げつ数は，2013 年に対照区で低い傾向が見られたが，2014 年は堆肥区 > 対照区 > 稲わら区で少なくなるという結果であった．しかし，稲わら区での分げつ数が少ないということはなく，堆肥区や対照区での分げつ数が一般的な値より過剰であった．仮説検定の結果，2013 年は交互作用，処理方法，および移植後日数に有意差は認められなかった．2014 年は交互作用に有意差はなく，処理方法および移植後日数にはともに 0.1 % 水準で有意差が確認された（Table 1）．多重比較検定より，対照区と稲わら区，堆肥区と稲わら区で，ともに 0.1 % 水準で有意差が認められた．2013 年の幼穂形成期の茎数は分げつ数より換算し，稲わら区，対照区，堆肥区でそれぞれ 1 m^2 当たり 334 ± 102，321 ± 102，368 ± 65 本，2014 年はそれぞれ 311 ± 91，541 ± 151，684 ± 158 本であった．

Table 2 に，2013，2014 年の収量構成要素と玄米収量を示す．2013 年の玄米収量は削り取りのみの対照区で低く，有機資源を投入した稲わら区，堆肥区で高かった（Nishiwaki et al., 2016）．2014 年には対照区での収量は低くなかったが，2014 年の対照区，および堆肥区では平年を大幅に上回る高収量であった．佐須地域における農業共済の引き受け収量は 420 g m^{-2}，通常は 450 g m^{-2} であり（菅野宗夫私信，2016；未掲載），2013 年の対照区で低い値であったが，堆肥や稲わらを投入することで収量は維持される可能性が示唆された．また，2014 年の対照区および堆肥区での値は明らかに大きい結果であった．

3.2 水稲中の放射性 Cs 濃度と移行係数

Fig. 2 に，玄米および籾の放射性 Cs 濃度（^{134}Cs および ^{137}Cs）を示す．2013，2014 年ともに，すべての区画において籾に関しては ^{134}Cs 濃度が ^{137}Cs 濃度に比して低い値であり，玄米中の ^{134}Cs は検出されなかった．ま

Table 2　2013，2014 年の収量調査結果.
Survey result of rice yield in 2013 and 2014.

plot	穂数 (m^{-2})	粒数 (m^{-2})	籾千粒重 (g)	登熟歩合 (%)	玄米収量 (g m^{-2})
2013					
稲わら区	487	38019	24.5	88	513
対照区	359	22811	24.2	89	310
堆肥区	465	34175	24.6	87	462
2014					
稲わら区	453	23669	26.2	93	403
対照区	657	31180	27.2	93	551
堆肥区	729	35740	25.6	92	589

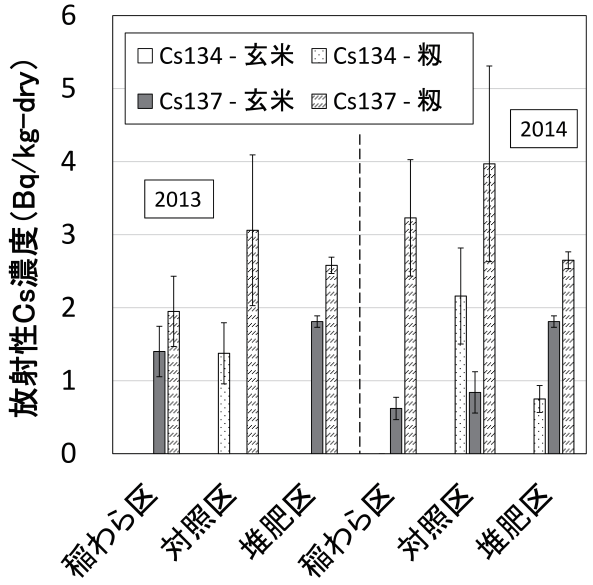


Fig. 2　2013，2014 年収穫玄米および籾の放射性 Cs 濃度（Cs134 と Cs137 の濃度）.
Cs concentrations (total of Cs134 and Cs137) of brown rice and unhulled rice harvested in 2013 and 2014.

た，籾から玄米にすることで，^{137}Cs 濃度が低下することが確認された．2013 年の対照区では，玄米中の ^{137}Cs 濃度は検出されなかった．区画による玄米中放射性 Cs 濃度に系統的な差異は確認されず，2013，2014 年ともに流通基準である 100 Bq kg^{-1} を大幅に下回る値であった．

Fig. 3 に，土壌から玄米および籾への放射性 Cs の移行係数を示す．区画による玄米中放射性 Cs 濃度に系統的な差異は確認されなかった．また，土壌から玄米への ^{134}Cs，^{137}Cs の移行係数は 0.01 より小さいことが確認された．

4. 考察

4.1 生育および収量

福島県浜通り北部における「ひとめぼれ」の生育診断指標として，久力ら（1994）は下記の目標値を設定している．幼穂形成期（経過日数 49 日）に SPAD 値は 37，イネ丈は 59 cm，茎数は 1 m^2 辺り 760 本である．また，幼穂形成期の SPAD 値が 40，イネ丈が 65 cm，茎数が 1 m^2 あたり 840 本をそれぞれ超えるとき，倒伏の危険があり，追肥を控えなければならないとしている（久力ら，1994）．本試験結果より，2013 年の SPAD 値とイネ丈が若干高かったが，2014 年は指標を超えることはなかった．本試験における肥料分の投与量は適切であったと考えられる．

本区域における農業共済の引受収量は 420 g m^{-2}，通常の収量は 440 ～ 450 g m^{-2} である（菅野宗夫私信, 2016; 未掲載）．2013 年の対照区の収量は低かったが，稲わらや堆肥と言った有機資源投入により収量は高くなった．本区域では通常堆肥を施用した水稲栽培を行っていたため，削り取りによる収量の低下は確認されなかったと考えられる．稲わら区および堆肥区の有機資源を投入した区では，灌水後の土壌中アンモニウム態窒素濃度の増加が確認されており，生育初期の窒素供給によって，収量の増加につながったと考えられる（Nishiwaki et al., 2016）．現行の幼穂形成期における栄養診断基準の適正範囲である稲体窒素濃度 1.5 ～ 1.8 % であれば，玄米タンパク質含有率が 6.8 % 以下の生産が可能で食味には問題がないと考えられ，稲体窒素濃度に対応する SPAD 値は幼穂形成期において 37 以下が基準とされる（葉上ら, 2007）．本実験での SPAD 値は若干高い結果もあったが，過剰な窒素投入はなかったと考えられる．

また，2014 年の対照区，および堆肥区での高収量に関しては，移植時の株数がばらついたことが一要因と考えられる．2014 年はアウトリーチの一環として，一般の人々が被災地の現状を把握するために，現場に来て田植え体験をする活動を開始した年である．堆肥区，対照区，稲わら区の順で田植えを行ったため，慣れるまでは株数のばらつきが多く，これは分げつ数の結果にも反映された．また，実際に堆肥区と対照区での移植株数は大きく異なることが写真からも読み取れる（Photo 1）．また，本試験田では 6 月に田植えを行ったことにより，栄養成長期の競合の影響よりも，植え付け本数の差が顕著に収量と結びついたことが考えられる．

しかし，堆肥区，および対照区で穂数と粒数の双方が大きいという結果は，移植本数からは説明できない．原

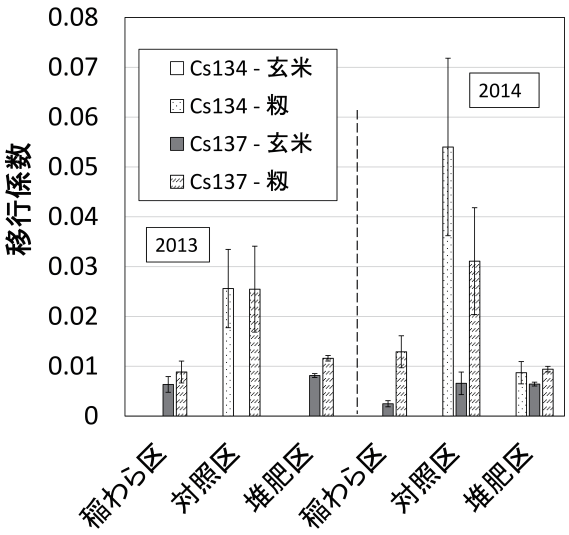


Fig. 3 2013，2014 年の土壌から玄米および籾への放射性 Cs 移行係数.
Transfer factors of Cs134 and Cs137 from the soil to brown rice and unhulled rice harvested in 2013 and 2014.

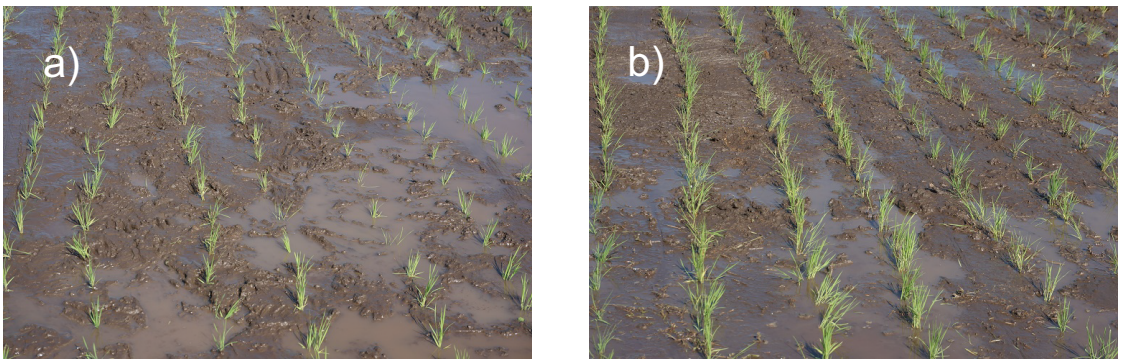


Photo 1 田植え体験直後の移植状況，a）対照区，b）堆肥区.
The transplant situation just after the rice-transplanting experience, a) control, b) manure plot.

因として，育苗時の多収米の混在，堆肥の完熟，施肥量の区画差異などが考えられる．育苗は現地の農家にお願いしたが，多収米は栽培していないので多収米の混入は考えられないとのことであった．また，完熟堆肥に関しては，対照区での高収量は説明できない．イネ丈の結果が堆肥区 > 対照区 > 稲わら区であったことから，施肥量の区画差異はあったかもしれないが，本結果を十分に説明するには至らなかった．

4.2 水稲中の放射性 Cs 濃度と移行係数

^{134}Cs が ^{137}Cs よりも低い値であったことは，半減期（^{134}Cs : 2 年; ^{137}Cs : 30 年）に起因する．また，籾から玄米にすることで放射性 Cs 濃度が低下した．これは，既往の研究からも明らかである（e.g. Okuda et al., 2012; Komamura et al., 2005）．また，2013 年，2014 年ともに流通基準値（100 Bq kg^{-1}）を大幅に下回り，移行係数が小さかったことは，適切なカリウムの投入が行われたこと，さらに，本試験田における土壌による Cs 吸着力が強かったことを意味する．適切なカリウム施用によって，さまざまな水田土壌において水稲の Cs 吸収が抑制されることが報告されている（Kato et al., 2015）．また，本試験田の土壌中にはバーミキュライトが存在することが確認されている（竹迫紘私信, 2016；未掲載）．Cremers et al.（1988）によって提案された，K^+ に対する $^{137}Cs^+$ の高吸着性を示す指標である放射性 Cs 捕捉ポテンシャル（Radiocaesium interception potential, RIP）に関して，土壌の RIP とバーミキュライト含有量に高い相関があること（Delvaux et al., 2000），バーミキュライトの RIP が他の粘土鉱物よりも高いこと（Nakao et al., 2008）が示されている．

5. 生産性回復試験のまとめ

削り取りを実施した 2013 年に対照区で収量が低くなったが，堆肥区の結果からわかるように堆肥投入を行うことで平年より若干低い傾向にとどまった．また，稲わらの投入で収量が向上した．本試験田の土壌は深くまで肥沃な土壌であったため，表層 5 cm の削り取りは収量に影響しなかったと考えられた．また，2013 年，2014 年ともに収穫米の放射性 Cs 濃度は国の流通基準値（100 Bq kg^{-1}）を大幅に下回った．したがって，適切なカリウム施肥，有機物投与を行うことで，削り取り除染を行なった本試験田での水稲栽培が可能であることが示された．

飯舘村では 2017 年 3 月末に避難指示が解除され，希望者は帰村する計画である．しかし，水稲栽培の再開を目指す農家はほとんどいない．これは，水稲中の放射性 Cs 濃度が低く，通常の測定装置では検出限界値以下になるとしても，放射性 Cs でいったん汚染された地域で栽培された水稲は売れないだろうという農家の意向によるものである．将来的な風評被害の払しょくのためにも，また，水稲栽培再開のためにも，継続的なデータ収集が必要と考えられる．

6. 飯舘村の現状

飯舘村では，帰還困難区域である長泥地区を除き，2017 年 3 月末に避難指示が解除され，希望者は帰村する計画である．2016 年 10 月 1 日時点の避難者数は 6,164 名（飯舘村, 2016）であり，先述したように，2015 年度の意向調査結果では 1/3 程度が帰村の意向を示している（復興庁・福島県・飯舘村, 2016）．しかし，村内にはいまだ大量の除染により発生した汚染土が山積みになっており（Photo 2），帰村を決めた村民も不安や葛藤を持ち続けているのが現状である．

2016 年 10 月に東京で開催された認定 NPO 法人ふくしま再生の会の報告会（認定 NPO 法人ふくしま再生の会, 2016; 以下ふくしま再生の会）には，地元農家の方々が 10 数名参加し，これまでの 5 年，そしてこれからの 5 年に関してさまざまな思いを語った（Photo 3）．村に戻って農業をする，子供や孫たちはすぐには戻れないからまずは自分が戻って農地や村を守っていく，不安もあるし葛藤もあるが帰村を決意した，自分で食品の放射性 Cs 濃度を測定したがこの程度の値であれば帰村して生活したい，などの前向きな意見とともに，長泥地区へは



Photo 2　飯舘村内に山積みにされた除染土（2016 年 10 月 2 日時点）．
The big pile of contaminated top soil brought after decontamination countermeasure in Iitate village (took on October 2, 2016).



Photo 3　NPO ふくしま再生の会活動報告会 ～ これから 5 年飯舘村民の思い ～（2016 年 10 月 23 日）．
Meeting to report the activity of NPO “Resurrection of Fukushima” ～ Thought of the villagers in Iitate village to the next five years ～ (held on Octover 23, 2016).



Photo 4 2014 年の田植え・稲刈り体験の様子，a）田植え，b）稲刈り．
Rice planting and harvest experience in 2014, a) rice planting, b) harvest.

戻れない，将来的に地区がなくなるかもしれない，今は戻ろうなどとは考えられないという意見も出た．そのような中，さまざまな立場や状況をお互いに認め合っていくことが大事だと村民の方によって締めくくられた．また，ふくしま再生の会では，帰村する方々に，協働での支援を行うと表明した．

このような中，村外の人間は帰村する農家の方々の支援とともに，原発事故でもたらされた被災地における数々の問題に関する記憶を風化させないための将来的な取組みを継続する必要がある．地元農家の方々は，「福島を忘れないでほしい」，「福島が置き去りにされている気がする」ということをたびたび口にされる．時間の経過とともに，福島以外の地域では東日本大震災の記憶が薄れて行っている．現場ではふくしま再生の会を中心に，現地見学会や田植え・稲刈り体験などが開催されている．また，ネット通信や web，紙面を通した各種情報発信も行われている．著者らは，科学者の立場から現地見学会や田植え・稲刈り体験等の支援を行い，正確な情報発信に努めている（Photo 4）．今後もこのような活動を継続していく必要がある．

7. おわりに

これまでの結果より，水稲への放射性 Cs の移行は小さいことが確認されている．また，表土削り取りを行ってすぐの水田では地力の低下が懸念されたが，稲わらや堆肥の施用により，収量の回復が見込まれることが示唆された．今後帰村される村民の方々，現在は帰村を考えられないが今後考えたいと思っている方々，さらに，流通面で村民を支える村外の方にとっても，現場条件や気象条件による放射性 Cs の食品への移行について，継続的な調査研究が望まれる．今後は，土壌中に存在する粘土鉱物の種類と含量の測定とともに，土壌ごとの保水性や透水性の違いによる水分条件の違いや現場の気温変化に着目して研究をすすめたい．放射性 Cs を含む有機物はその分解とともに土中に放射性 Cs を移動可能な形態（微細粒子，イオン状などの形態は不明）として放出することが予測されるため，有機物分解量や分解速度と，放射性 Cs の動態との関係に関して調査を継続したい．

謝辞

本研究は JSPS 科研費 JP26511004 の助成を受けた．また，認定 NPO 法人ふくしま再生の会の皆様，飯舘村農業委員会の皆様，飯舘村農業委員会委員長の菅野宗夫氏に多大なるご支援を頂いた．また，統計解析に関しては（国研）農業・食品産業技術総合研究機構の常田岳志氏にご協力をいただいた．茨城大学農学部地域環境工学科農地環境工学研究室の学生諸氏には調査等の手伝いを頂いた．ここに記して謝意を表します．

引用文献

Cremers, A., Elsen, A., Depreter, P. and Maes, A. (1988): Quantitative-analysis of radiocesium retention in soils. Nature, 335: 247–249.

Delvaux, B., Kruyts, N. and Cremers, A. (2000): Rhizospheric mobilization of radiocesium in soils, Environ. Sci. Technol., 34: 1489–1493.

復興庁・福島県・飯舘村 (2016): 飯舘村住民意向調査報告書. http://www.reconstruction.go.jp/topics/main-cat1/sub-cat1-4/ikoucyousa/27ikouchousakekka_iitate.pdf (2016.9.20 参照)

葉上恒寿, 及川あや, 高橋政夫, 多田勝郎 (2007): 玄米タンパク質含有率を考慮した「ひとめぼれ」の栄養診断指標. 東北農業研究, 60: 13–14.

久力 幸, 齋藤弘文, 鈴木陽子 (1994): 福島県浜通り北部における「ひとめぼれ」の栽培法 第 2 報 生育診断指標について. 東北農業研究, 47: 17-18.

飯舘村 (2016) : 平成 28 年 10 月 1 日現在の村民の避難状況について. http://www.vill.iitate.fukushima.jp/saigai/wp-content/uploads/2016/09/467a0e47e5f0dbda61d2e90acb625976.pdf (2016.11.4 参照)

Kato, N., Kihou, N., Fujimura, S., Ikeba, M., Miyazaki, N., Saito, Y., Eguchi, T. and Itoh, S. (2015): 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: 179–190.

Kenward, M.G. and Roger, J.H. (1997): Small sample inference for fixed effects from restricted maximum likelihood. Biometrics, 53: 983–997.

Komamura, M., Tsumura, A., Yamaguchi, N., Kihou, N. and Kodaira, K. (2005): Monitoring ^{90}Sr and ^{137}Cs in rice, wheat, and soil in Japan from 1959 to 2000. Misc. Publ. Natl. Inst. Agro-Environ. Sci., 28: 1–56.

Nakao, A., Thiry, Y., Funakawa, S. and Kosaki, T. (2008): Characterization of the frayed edge site of micaceous minerals in soil clays influenced by different pedogenetic conditions in Japan and Northern Thailand. Soil Sci. Plant Nutr., 54: 479–489.

認定 NPO 法人ふくしま再生の会 (2016): 第 13 回活動報告会「これから 5 年 飯舘村村民の思い」. http://www.fukushima-saisei.jp/info/20161014/1728/ (2016.11.4 参照)

Nishiwaki, J., Asagi, N., Komatsuzaki, M., Mizoguchi, M. and Noborio, K. (2016): Effect of added organic matter on soil fertility after stripping off Cs-contaminated top soil at Iitate village in Fukushima Prefecture. Paddy and Water Environment, doi: 10.1007/s10333-016-0524-4.

Okuda, M., Joyo, M., Tokuoka, M., Hashiguchi, T., Goto-Yamamoto, N., Yamaoka, H. and Shimoi, H. (2012): The transfer of stable ^{133}Cs from rice to Japanese sake. J. Biosci. Bioeng., 114: 600–605.

首相官邸 (2016): 飯舘村における避難指示区域の解除について. http://www.kantei.go.jp/saigai/pdf/h28_0617honbu_kettei.pdf (2016.9.16 参照)

Appendix　1
仮説検定に使用した SAS のコード

```
PROC MIXED     METHOD=REML ;
        CLASS dat trt rep ;
        /* dat は移植後日数、trt は処理方法、rep は反復
        MODEL data= dat trt dat*trt
        /HTYPE=3     DDFM=KENWARDROGER ;
REPEATED dat / SUBJECT=rep*trt TYPE=ANTE(1) ;
```

要　　旨

表土削り取り等の除染作業による農地の肥沃度低下が懸念される．そこで，除染後農地への稲わら，および堆肥施用による水稲生育への影響と放射性 Cs の移行を調べている．削り取りを実施した 2013 年に対照区で収量が低かったが，堆肥や稲わらの投入で収量は高くなった．2014 年は堆肥区で平年を大幅に上回る高収量であった．一般の方の田植え体験を開始した年であり，個々の移植数が異なったことが一要因と考えられた．また，2013，2014 年ともに収穫米の放射性 Cs 濃度は国の流通基準値を大幅に下回った．適切なカリウムと有機物投与により，本サイトでの水稲栽培は可能と考えられる．飯舘村では帰還困難区域を除き，2017 年 3 月末に避難指示が解除される．将来的な風評被害の払しょくのため，継続的なデータ収集が必要である．

キーワード：表土削り取り，有機物施用，セシウム，水稲生育，飯舘村