

水と土と緑を甦らせるために

宮崎 毅

東京大学大学院農学生命科学研究科 教授

1. はじめに

3.11 東日本大震災では、農林水産業において広範な被害が出た。とくに、大津波による土壌の冠水・塩害、津波由来のヘドロ堆積、液状化、地盤沈下などがほとんど同時に発生し、その後、東京電力福島第一原子力発電所事故に起因する土壌の放射能物質汚染がさらに大きく広がり、未だに収束を見ていない。水を見ればそれを飲んでも良いかどうか不安に思い、土を見ればそこに新たな作物を植えることができるのかどうかと迷い、広大な山林を見てもどれだけの汚染が残っているのか想像さえしにくい、このような不安の中から再度立ち上がるために、水・土・緑をどうしても甦らせねばならないと思う。

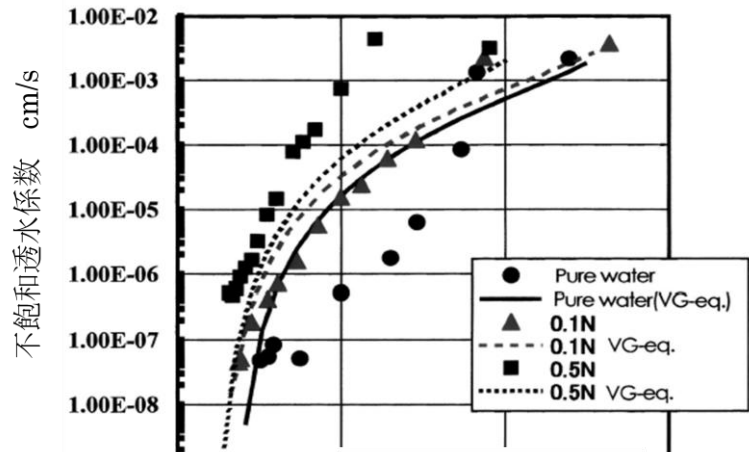
既に多くの専門家が献身的かつ自発的に科学的な情報を発信しているので、人々はかなりの関連知識を有しているが、それでも正しい知識と風評との見分けは困難を極める。そこで、本論では問題を絞って、筆者が責任を持って言える以下の点を述べてみたい。

1. 農地の冠水・塩害と除塩への提言
2. セシウム 137 が地表面付近に留まり易い理由
3. 地下水の放射能汚染が報告されない理由
4. 汚染土壌の覆土効果予測
5. 水と土と緑を甦らせるために必要な事

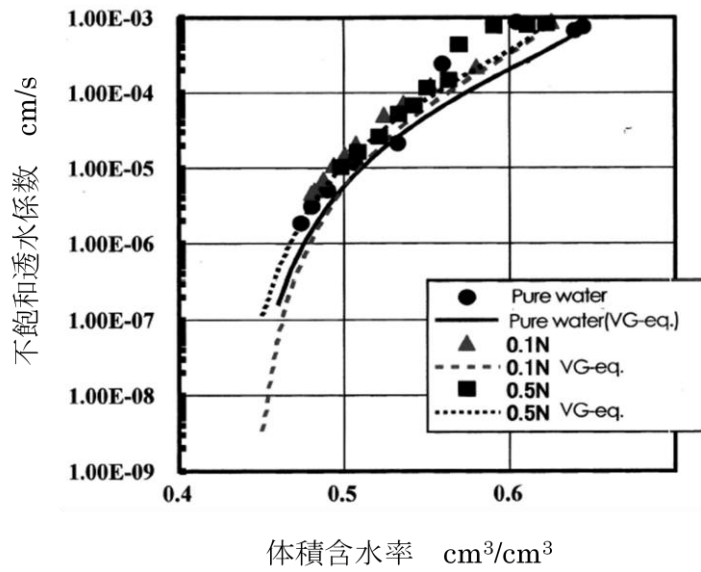
2. 農地の冠水・塩害と除塩への提言

3.11 地震に伴う大津波は、東日本 6 県（青森から千葉まで）の農地に甚大な冠水・塩害災害を引き起こした。その規模は、宮城県、福島県を中心に 2 万 3600ha（東京ドーム 5 千個分）と見積もられ、とくに宮城県で最も大きく 1 万 5000ha の被害が報告された。仙台平野では地震による地盤沈下も発生したため、これまで海拔 0m 以上だった土地が海拔 0m 以下になり、海水が引かない農地が拡大した。周知のように、津波による農地塩害は 2009 年 9 月 30 日のスマトラ沖地震後にも調査・報告されており、今回の大震災直後においても広範な塩害被害が予測されていたが、地盤沈下を伴う塩害までは予測されていなかった。

a) 沖積土の透水性



b) クロボク土の透水性



c) 砂の透水性

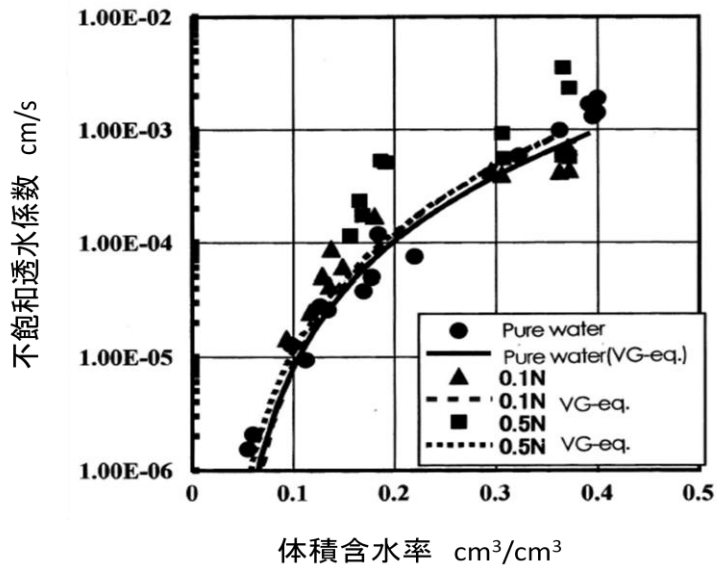


図1 NaCl 濃度の違いによる土壌の透水性の違い。純水(Pure water)、0.1

規定 NaCl 溶液、0.5 規定 NaCl 溶液を用いて体積含水率と不飽和透水係数の関係を表しており、クロボク土が NaCl 濃度にほとんど影響されないことが証明された。NaCl の場合、規定濃度はモル濃度に置き換えても数値は同じである。図中のプロットは測定値、曲線は理論モデルで予測した透水性である。

津波被害による塩害は、ある面では乾燥地の塩類集積問題と類似しているが、むしろ干拓地の除塩問題と類似している。干拓地では、乾陸後数年は、降雨と灌漑によって順調に除塩が進むが、その後、除塩がほとんど停止する事態を生じることがあるという。その理由は、塩分濃度が低い淡水を用いた除塩が進行すると、「土中水の塩分濃度が低下し、拡散二重層間の反発力が増大して土が分散し、分散した粒子が透水間隙を閉塞する」という、除塩の停滞問題が起きるからである。津波による塩害も、突然、農地土壌が塩水に浸されるのであるから、干拓地と類似の問題が危惧される。

ここで、参考にしていただきたいデータ（図 1）がある。それは、土壌によって透水性に対する塩類集積の影響が異なることをはっきり示すデータである。これは、3 種類の土壌、a)沖積土、b)クロボク土、c)砂について、純水、0.1 規定 NaCl 溶液、0.5 規定 NaCl 溶液、という 3 種の溶液を用いて不飽和透水係数を測定した結果である。純水を用いた透水試験で低い透水係数値が計測される場合、その土壌では除塩の停滞問題を起こす可能性がある。

まず、a)沖積土を見ると、純水の場合著しい透水性低下（最大 3 オーダー程度）が現れており、この土壌に対する淡水による除塩では、目詰まりと停滞問題が起る危険度が高いと予測できる。しかし、この沖積土に 0.5 規定 NaCl 溶液を浸透させると、透水性の低下は起きないことも読み取れる。0.1 規定でもそれほど悪くない。つまり、より塩分濃度の低い水を沖積土に浸透させると土粒子分散が起り、間隙の目詰まりによる透水性低下が現れるものであり、逆により塩濃度の高い水を浸透させると土粒子が凝集し、土壌間隙が大きくなって透水性が高く維持されるのである。

次に、b)クロボク土に純水を流した場合、透水性の低下が現れなかったことが読み取れる。NaCl 溶液を浸透させても、沖積土のような違いは現れていない。クロボク土は多量の有機物を含有していて、土粒子分散が起りにくいいためと考えられ、淡水による除塩での障害は起きにくいだろう。

最後に、c)砂の場合、若干の透水性低下（最大 1 オーダー程度）が起きたが、全体に高い透水性が保たれている。

以上の知見に基づき、除塩に関して土壌ごとに以下の提言ができる。

①沖積土の圃場では、灌漑水を多量に注水して除塩を行うと、土粒子分散によ

る透水性の低下（除塩の停滞問題）を発生させる恐れがある。雨水による自然浄化など、やや時間をかけた除塩を行えば、過度に土壤溶液濃度の低下を起すことが無く、問題回避の可能性が高い。除塩を急ぐ場合は、石膏（ $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ）を施用して土壤改良を行うことが推奨される。この技術の有効性は、日本の笠岡湾干拓地（岡山県）で実証済みである。なお、石灰（ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ）の施用は土壤をアルカリ化する危険性があるので避けるべきである。

- ②クロボク土の農地では、通常の灌漑水や雨水によって恒常的な除塩が期待され、淡水使用による透水性の低下（除塩の停滞問題）の心配は少ない。
- ③砂質土の圃場でも灌漑水による透水性の低下懸念はあるが、もともとの透水性が高いので、多少の影響は無視できると考えられ、積極的な除塩が推奨される。

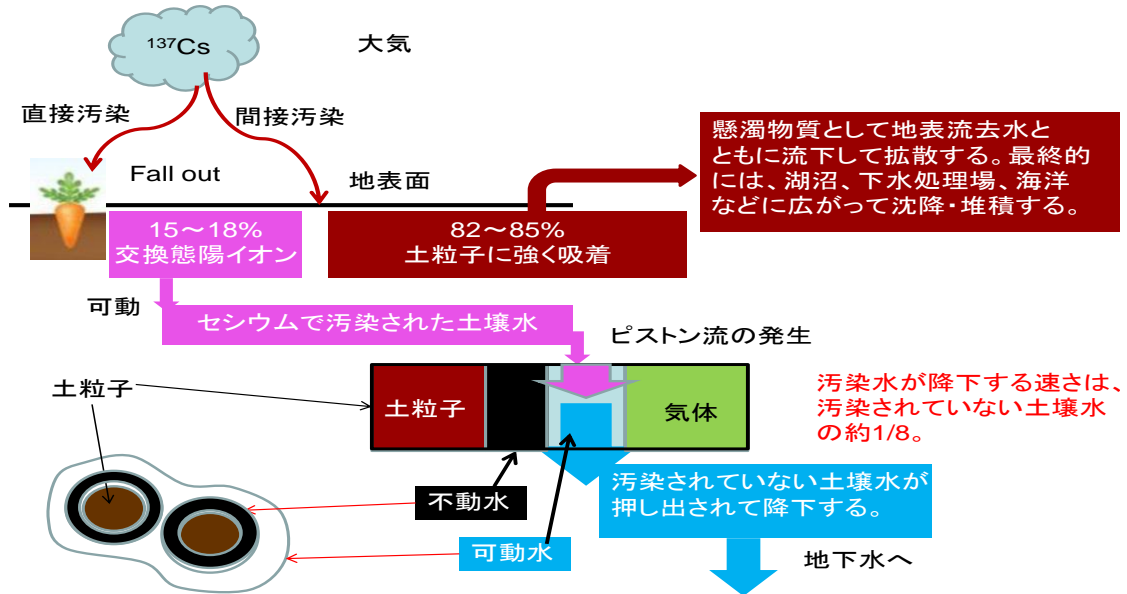
3. セシウム 137 が地表面付近に留まり易い理由

原発事故直後に福島へ調査に向かうことになった専門違いの同僚教授が、親切にも「土壤を採取して来ましょうか？」とお申し出くださった。「それでは地表面から 1cm 毎の層状に採取をお願いします」とお答えしたところ、「エッ!？」と絶句された。そんな薄い表層にセシウムがある等とは考えもしておられなかったと思う。ところが、それから数カ月後、「セシウム 137 は地表 5cm 以内に留まり易い」という知識は、急速に全国民へ普及し、今やこれを再度説明する必要はなくなり、現場除染計画でさえも、表土 3cm か 5cm かといったレベルの検討に至っている。従って、ここでは復習の意味で簡略に述べるにとどめる。

周知のように、セシウム 137 の汚染は、大気中から作物や樹木に付着する部分（直接汚染）と、一度地表面に到達して土壤中に入り、その後土壤に吸着されたり植物の根に吸われたりする部分（間接汚染）とに分かれる。このようなセシウム 137 の降下後の動きが分かってきたのは、1950 年代から 60 年代にかけて行われた大気圏内核実験の影響と 1986 年のチェルノブイリ事故の影響を調査してきた研究者（駒村美佐子氏ら）の地道な努力によるところが大きい。チェルノブイリ原発事故発生後のウクライナ、ベラルーシ、ロシアにおいて、セシウム 137 降下物の 75~90% は土壤中の粘土鉱物の層間に閉じ込められ、残りの 10~25% が交換態陽イオンとして可動となることが分かった。さらに、駒村らは 1959 年から 2000 年まで日本全国の農地土壤中のセシウム 137 の検出を継続し、日本では 82%（畑）から 85%（水田）が土壤中の粘土鉱物の層間に閉じ込められ、18%（畑）から 15%（水田）が交換態陽イオンとなって土壤水中に漂い土壤水と共に移動することを突き止めた（図 2）。ストロンチウム 90 はセシウム 137 に比べて遥かに溶脱し易い（つまり交換態陽イオンとして水に洗い

出され易い) ことも分かった。

図2 セシウム137降下物のその後の動きを予測する



地表面近傍では粘土粒子に強く吸着されたセシウム 137 が大量に残されているが、粘土粒子そのものは地表流去水と共に懸濁液となって河川や下水路、排水路に集まる。その後、下水処理場の汚泥として集積するか、あるいは河川に流入して海まで運ばれ、河口付近で沈殿して堆積物となる可能性が極めて高い。この時、吸着されたセシウム 137 は容易には粘土粒子から引きはがされないの、下水汚泥や海底堆積物には高濃度のセシウム 137 が検出される。原発事故以来今日に至るまで、下水汚泥や水路底泥などにおける輸送堆積土砂の放射能汚染が非常に多く報道されているが、その原因も同様である。

4. 地下水の放射能汚染が報告されない理由

一方、セシウム 137 の交換態部分 (図 2) であるが、これが土壤深部や地下水を汚染するのではないかと恐れられている。実は、1950 年代、1960 年代に行われた大気圏内核実験により大気中に放射性物質がまき散らされたが、その時の放射性物質 (トリチウム) をトレーサーとみなした研究者らによる現場測定 (於：デンマーク) では、雨水に溶けた地表面放射性物質は雨水に比べて非常に遅く地下水へ到達する (速度は約 1/8) ことが確認された。トリチウムは粘土粒子に吸着されることは無く、常に土壤水と共に移動するのに、なぜこのような差が生れるのであろうか。筆者は、そのメカニズムに大いに興味を抱き、いくつかの室内実験と理論的な解析を試みた。その結果、土壤水分は土粒子に強く拘束されて動かない部分 (不動水) と間隙中を自由に動き回る部分 (可動

水) とに分割され、上から浸透してきた放射性物質 (トリチウム) を含む土壤水は、もともと存在していた可動水部分を下に押し出して入れ替わるように動くこと (押し出し流、またはピストン流という) が分かった。こうして、トリチウムはピストン流メカニズムのせいで遅く地下水へ到達したこと、また、早期に地下水に到達した土壤水は放射性物質 (トリチウム) を含まないことが説明できた。

セシウム 137 の場合、トリチウムで見られたピストン流メカニズムに加えて、前述の粘土粒子への吸着現象が加わる。すなわち、地表面で交換態陽イオンとして下降するセシウム 137 は、ピストン流メカニズムで下方に押し出されるが、そこでも新たな粘土粒子に出会うので、また吸着が起こる。こうして、可動部分に含まれるセシウム 137 といえども地表面近くにとどまる。このように、セシウム 137 が地表面付近にとどまり易いメカニズムは、ほぼ解明されているのである。

5. 汚染土壤の覆土効果予測

セシウム 137 で汚染された土壤や下水汚泥、海底汚泥の洗浄処理は難しい。微細な粘土粒子からセシウム 137 を引きはがすことは容易ではないからである。そこで、汚染土壤や汚染下水汚泥を地下に埋設することも検討されている。汚染土壤のセシウム 137 から出るガンマ線を地表面で 10 分の 1 に落としたいとき、非汚染土による覆土厚さを何センチメートルとれば良いだろうか (図 3)。この問いに答えるには、セシウムから出るガンマ線に対する土壤の質量吸収係数の値を使う必要がある。この値は、物質を透過したガンマ線がどれだけ減衰するかを定量するための重要な指標である。筆者の測定によると、セシウム 137 のガンマ線 (一方向へのビーム状の場合) に対する質量吸収係数 (単位 cm^2/g) は表 1 のようであった。これら物質の組み合わせによってガンマ線がどの程度減衰するかは、図 4 を用いて予測できる。たとえば、火山灰土が体積含水率 50% の水を含む場合、27cm 厚さがあればガンマ線は 1/10、54cm 厚さでは 1/100 に減衰する。水だけを張った場合は 28cm 厚さで 1/10、56cm 厚さで 1/100 となる。この質量吸収係数値は、福島や近隣地域においても利用できる数値である。なお、埋め込まれた汚染土壤におけるセシウム吸着力は非常に大きく、年々その吸着力は強くなるので、放射性物質の地下水への流出や植物根への吸収などの心配は少ない。

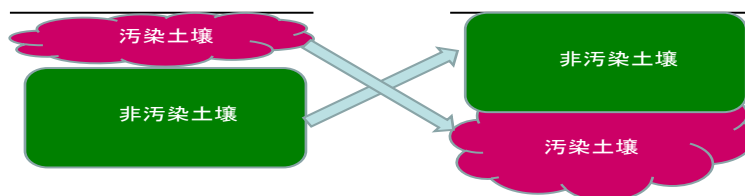


図3 表土の入れ替えは有効か？

表1 物質の密度とガンマ線の質量吸収係数
ただし、土壌の密度は乾燥密度である

	密度 g/cm ³	質量吸収係数 cm ² /g
水	1	0.0835
火山灰土	0.569	0.0764
沖積粘土	1.277	0.0756

6. 水と土と緑を甦らせるために必要な事

最後に、地震、津波、地盤沈下、液状化、放射能汚染という4重5重の災害に会っている被災地の水と土と緑を甦らせる願いを込めて、ささやかではあるが以下に提言したい。

水を甦らせるために：

1. 降水量の多い日本では、上流から下流平野部に向けて水が流下するが、その際、セシウム137は細かい粘土粒子に吸着され、懸濁物質として水と共に輸送される。
2. 中山間地域から平野部や平坦地に地形が変化する所では、河川水、地表流去水ともに水の滞留が起こり、粘土粒子が水中で沈降するので、セシウム137も水底に堆積しやすい。落葉に付着したセシウム137も山際の水田などで沈着する可能性が高い。山際の沈砂池や水田などの堆積物については、今後も継続的な監視が必要である。
3. 都市部での下水汚泥や河口付近の海底へドロにおいても粘土粒子に吸着されたセシウム137が沈降堆積し易い。

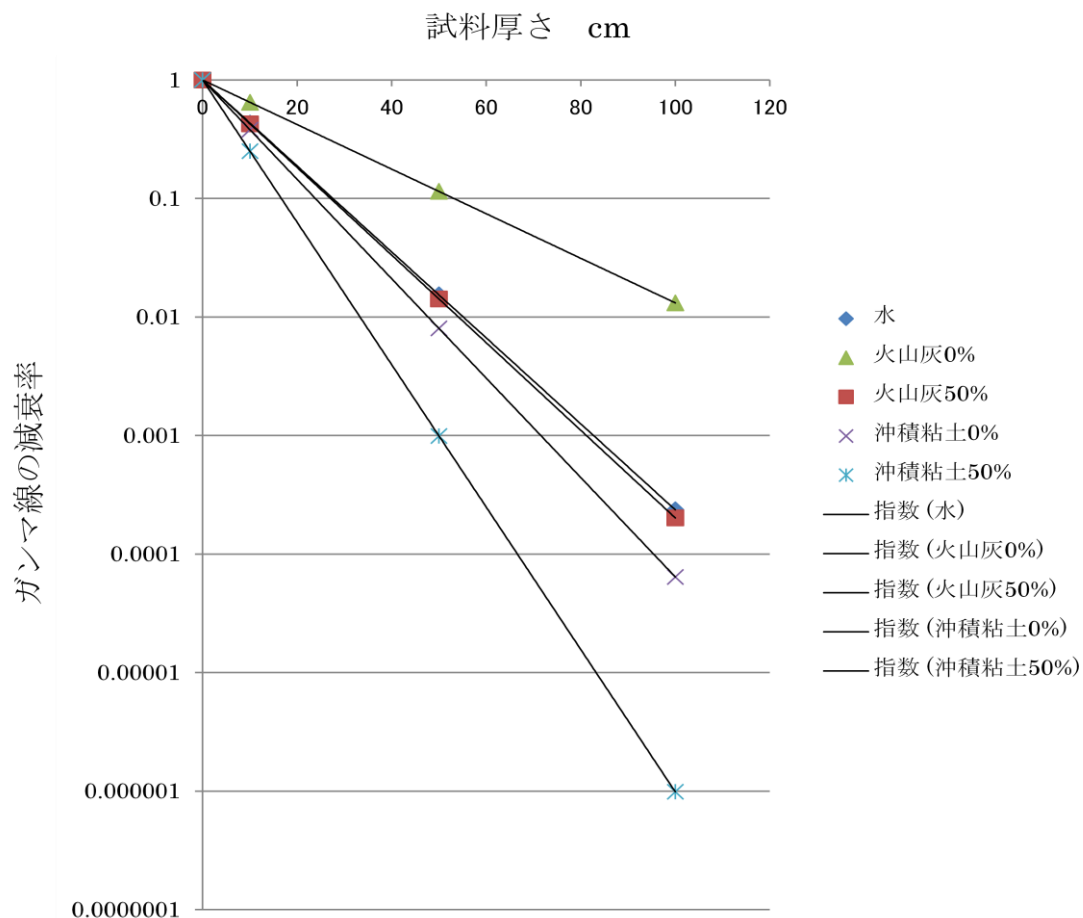


図4 覆土厚さとガンマ線の減衰率

プロットは厚さ 10cm、50cm、100cm の場合、
実線は指数関数で予測した値

4. 水中沈殿した粘土粒子に吸着されたセシウム 137 から出るガンマ線は、水深 30cm あれば大気中に出る時には 1/10 に減衰し、水深 60cm あれば 1/100 に減衰するので、水深の維持は有効である。
5. セシウム 137 を吸着した粘土粒子が地下水に到達する確率は非常に低いので、地下水の放射能汚染はこれまでのところそれほど深刻とは思えない。同じ理由により、水道水や河川水にセシウム 137 が多量に検出される可能性は低い。

土を甦らせるために：

1. 除塩は土壌によって処置を変えた方が良い。沖積土壌では「除塩の停滞問題」を起さぬよう、過剰な淡水灌漑を行わない、ないしは石膏施用による土壌改良を施しつつ溶脱（リーチング）を行う。クロボク土などの火山灰土壌と砂質土では、自然降雨による除塩も淡水灌漑による溶脱（リーチング）も、共

に有効である。

2. 汚染土壌の処理方法の一つとして表土の入れ替えを推奨する。火山灰土が体積含水率 50%の水を含む場合、非汚染土壌の覆土厚さ 27cm があればガンマ線は 1/10、覆土厚さ 54cm では 1/100 に減衰する。沖積土壌の覆土厚さはその 2/3 程度の薄さで良い。
3. 覆土の下に埋め込まれた汚染土壌では、セシウム 137 は粘土粒子に強く吸着され、その吸着力は年々強まるので、作物根に吸収される心配は大きくない。また、地下水汚染の懸念も必要ない。
4. 将来、液状化が懸念される土地では、セシウム 137 汚染表土と深層土の入れ替え、混合は、適当とは言えない。

緑を甦らせるために：

1. 森林緑地や農作物へ直接降下したセシウム 137 の挙動について、これまでに知られていることは少ない。今回の事故における知見と教訓が、今後最大の情報となるだろう。
2. 稲ワラ、堆肥、落葉など、どちらかと言うと枯れた植物に、より多くのセシウム 137 が吸着されているとすれば、そのメカニズムを解明する必要がある。
3. 土壌中のセシウム 137 を植物や農作物が吸収する割合（移行係数）の信頼できる数値は、早急に調べて公表すべきである。

参考文献

- 1) 岩田進午ら、豊かな土づくりをめざして—環境地水学土壌学—、環境地水学土壌学編集委員会編著、農業土木学会、1998.
- 2) Miquel Vidal, et al., Two Approaches to the Study of Radiocaesium Partitioning and Mobility in Agricultural Soils From the Chernobyl Area, *Analyst*, Vol.120: 1785-1791, 1995.
- 3) 駒村美佐子ら、わが国の米、小麦および土壌における 90Sr と 137Cs 濃度の長期モニタリングと変動解析、農環研報 24:1-21, 2006.
- 4) 宮崎毅ら、シングル、ダブルおよびデュアルガンマ線源による土壌と水の測定法、農業土木学会論文集 119 号:29-37, 1985.
- 5) 宮崎毅、「環境地水学」、東京大学出版会、2000.