スギとコナラ樹皮におけるセシウム吸着特性について

岩 瀬 香^{1,†}・富 岡 利 恵^{1,*}・杉 浦 祐 樹¹・金 指 努¹・竹 中 千 里¹ ¹名古屋大学大学院生命農学研究科

本研究は樹皮に吸着した放射性セシウム(¹³⁷Cs)の動態を明らかにすることを目的に,第一歩として樹皮におけ るCsの吸着特性について,同族のアルカリ金属類,ナトリウム(Na),カリウム(K),ルビジウム(Rb)と比較し, その特性を考察した。福島県内で多く分布しているスギ(*Cryptomeria japonica*)とコナラ(*Quercus serrata*)の樹皮を 対象とし実験を行った。粉砕した樹皮にそれぞれのアルカリ金属の1molm⁻³塩化物溶液で振とう処理し,吸着さ せ、1molm⁻³酢酸アンモニウム(CH₃COONH₄)溶液と1molm⁻³硝酸(HNO₃)溶液で吸着したアルカリ金属を溶出 した。両樹種の樹皮ともに、Na⁺とK⁺は吸着させた量または、吸着させた量よりもわずかに多い量が溶出した。 反対に¹³³Cs⁺、Rb⁺は吸着させた量に対して、スギ樹皮は¹³³Cs⁺が57.6%、Rb⁺が38.3%溶出され、コナラ樹皮では¹³³ Cs⁺が20.6%、Rb⁺が30.2%が溶出し、処理した¹³³Cs⁺やRb⁺の多くは溶出されず樹皮に強く固定されていた。2012 年5月に福島県で採取したコナラ樹皮について同様に1molm⁻³ CH₃COONH₄溶液と1molm⁻³ HNO₃溶液に対す る¹³⁷Csの溶出量を調べた結果、そのほとんどは溶出されず、¹³⁷Csの抽出率はいわき市で採取したサンブルのCH₃ COONH₄溶液抽出したもので2.1%であったが、他のサンプルはいずれも0.1~0.4%と非常に低かった。本研究から、 ー度樹皮に固定されたCsは容易に溶出しないことが明らかになった。 **キーワード**:セシウム、吸着特性、樹皮、スギ、コナラ

Kaori Iwase, Rie Tomioka, Yuuki Sugiura, Tutomu Kanasashi and Chisato Takenaka : Absorption properties of the Cs in the bark of *Cryptomeria japonica* and *Quercus serrata*. Japanese Journal of Forest Environment 55:69–73, 2013.

To clarify the mobility of radiocesium (^{137}Cs) deposited in tree bark, we investigated the absorption properties of the Cs in the bark as the first step, using stable isotope (cold) ^{133}Cs . We compared absorption/desorption properties of ^{133}Cs with alkali metals, sodium (Na), potassium (K), and rubidium (Rb), in the bark of sugi (*Cryptomeria japonica*) and konara (*Quercus serrata*), which distribute a lot in Fukushima. Each alkali metal ion was absorbed to grinded bark by shaking with the 1 mol m⁻³ chloride solution of each alkali metal. Then, each alkali metal absorbed on the grinded bark was continuously extracted using 1 mol m⁻³ acetic acid ammonium (CH₃COONH₄) and 1 mol m⁻³ nitric acid (HNO₃) solution. In both tree species, Na⁺ and K⁺ were extracted almost same as or slightly more than absorbed amount in the bark. On the other hand, $^{133}Cs^+$ and Rb⁺ were extracted 57.6% and 38.3% in bark of sugi and 20.6% and 30.2% in bark of konara, respectively, therefore, most of absorbed $^{133}Cs^+$ and Rb⁺ seemed to be strongly fixed/absorbed in the bark. ¹³⁷Cs was extracted from the konara bark which was collected at Fukushima prefecture using the same procedure as above. As the result, ^{137}Cs extractability in konara bark was very low with 0.1 to 0.4%, except the sample after extraction by CH₃COONH₄ in the bark collected in Iwaki city. In this study, it was clarified that Cs fixed/absorbed in the tree bark is not easily removed.

Keyword : cesium, absorption properties, bark, Cryptomeria japonica, Quercus serrata

1. はじめに

森林内に降下した放射性物質は表層土壌や葉,樹皮などに 強固に付着するため,田畑や草地などと比較して,放射性物 質の滞留時間が長いことが報告されている(Tikhomirov and Shcheglov, 1994)。しかしながら,時間経過とともに変化す る森林生態系内での循環プロセスや,生態系外への流出プロ セスについてはほとんど分かっていない。除染も含めた森林 管理や福島県産木材利用において,樹木に吸着した放射性物 質や根から吸収された放射性物質の動態を明らかにすること が求められている。

2011年3月11日の福島原子力発電事故直後から2011年8 月末の間に,栃木県内のヒノキとスギの人工林において,林 外雨,林内雨,樹幹流中の放射性物質のモニタリングが行われた(Kato et al., 2012)。このモニタリング調査によると,調査期間内のスギ人工林林内雨の¹³⁷Csの濃度は2,780 Bq m⁻², 樹幹流中の¹³⁷Csの濃度は28 Bq m⁻²と報告されている。樹幹流中の¹³⁷Cs濃度が林内雨の濃度の1%程度と非常に低いことから,樹冠に存在し雨に洗脱される¹³⁷Csは,樹幹流として樹幹を流下する際に樹皮に吸着または物理的に固定したものと考えられる。

降水の動きとともに流されず樹皮に強固に吸着するメカニ ズムとして、樹皮に存在するイオン交換サイトへの吸着の可 能性が挙げられる。既存の報告で、樹幹流と樹皮の間で水素 イオン(H⁺)とH⁺以外の陽イオンの交換が起こっているこ とが示されている(Takenaka and Sasama, 2000)。一方、粒子

(2013年7月22日受付, 2013年9月25日受理)

^{*} 連絡・別刷請求先(Corresponding Author):〒464-8601 名古屋市千種区不老町 名古屋大学大学院生命農学研究科:Graduate School of Bioagricultural Sciences, Nagoya University, Furo-cho, Tikusa-ku, Nagoya, 464-8601, Japan E-mail:tomiokar@agr.nagoya-u.ac.jp

¹ Graduate School of Bioagricultural Sciences, Nagoya University

书 現所属:住友林業株式会社:Sumitomo Forestry Co., Ltd.

状で不溶性の化学形態のCsが沈着していた場合,樹皮の表面は凹凸があり隙間が多いことから,降水の動きの中で樹皮の構造内で物理的に動きにくくなるプロセスも考えられる。

本研究は、前者のメカニズムに焦点をあて、福島県におい て多く植栽されているスギ(Cryptomeria japonica)とコナラ (Quercus serrata)の樹皮の陽イオン交換容量(CEC)を測定し、 樹皮の陽イオン交換能によって吸着および脱着する際のCs の特性について、Csと同族であるアルカリ金属(Na, K, Rb)と比較しつつ明らかにすることを目的とした。

2. 材料と方法

2.1 実験1

スギ樹皮は2012年6月11日,コナラ樹皮は2012年7月20 日に,名古屋大学構内(愛知県名古屋市)二次林において,胸 高直径30から50 cm程度のスギ,コナラの成木数本から採取 した。樹皮は水道水で2回,蒸留水で1回洗浄した。表面 に付着していた地衣類と思われるものはブラシでこすり落と した。洗浄した樹皮は80℃,48時間乾燥させ,粉砕した。 粉砕した樹皮は樹種ごとに一つにまとめ分析用試料とし,以 下の実験を行った。

土壌におけるCEC測定方法であるセミミクロSchollenberger法(Schollenberger and Simon, 1945)を簡素化した方法 を用いて各樹皮のCECを求めた(亀和田, 1997)。この方法 は日本における土壌分析において,広く用いられている。ス ギ,コナラ樹皮粉末試料に1molm⁻³ CH₃COONH₄溶液(pH 7)をサンプル重量の5倍量加えて30分間振とうし,遠心分 離後,上澄み液を除去した。同様の操作を計4回行った。 次に,サンプル重量の10倍量のエタノールで試料を洗浄後, 遠心分離し,上澄み液を除去した。続いて,サンプル重量の 5倍量の1molm⁻³塩化カリウム(KCI)を加え30分間振とう し,遠心分離し,上澄み液を回収した。同様の操作を計2 回行った。回収した上澄み液を定容し,溶液中のNH₄+の量 をイオンクロマトグラフィー(CHROMATOGRAPH ICA-2000, TOA-DKK)で求め,各樹皮のCECを算出した。各樹皮3反 復の試料について分析を行った。

安定同位体セシウムイオン (¹³³Cs⁺), Na⁺, K⁺, Rb⁺の吸 脱着試験を以下の方法でおこなった。

スギ,コナラ粉末樹皮を50 mL容プラスチック製遠沈管に 1g入れ,pH7に調整した1molm⁻³ CH₃COONH₄溶液を10 mL加えて30分間振とうした。それを遠心分離し,0.45 µmメ ンブレンフィルターを用いて吸引ろ過して上澄み液をとり除 いた後,もう一度この操作を行った。フィルター上にろ過さ れた試料は再び遠沈管に戻した。

処理後の試料に 1 mol m⁻³ NaCl, KCl, RbCl, ¹³³CsCl溶液を それぞれ10 mLずつ添加し,添加後30分間振とうさせ,遠心 分離し,0.45 µmメンブレンフィルターを用いて吸引ろ過し, 上澄み液を回収した。フィルター上にろ過された試料は再び 遠沈管に戻した。上澄み液は誘導結合型プラズマ質量分析装 置(Agilent 7500, Agilent,以下ICP-MS)で分析した。各イオ ンの吸着量を処理溶液濃度と上澄み液濃度から算出した。 各アルカリ金属イオンの吸着処理をした試料に, pH7に 調整した1molm⁻³ CH₃COONH₄溶液を10mL加えて30分間 振とうした。それを遠心分離し, 0.45 μmメンブレンフィル ターを用いて吸引ろ過して上澄み液をとり除いた後, もう一 度この操作を行った。フィルター上にろ過された試料は再び 遠沈管に戻した。上澄み液はICP-MSで分析した。

1 mol m⁻³ CH₃COONH₄溶液処理後の試料に, 1 mol m⁻³ HNO₃溶液を10 mL加えて30分間振とうさせた。それを遠心 分離し, 0.45 μmメンブレンフィルターを用いて吸引ろ過し て上澄み液をとり除いた後, もう一度この操作を行った。 フィルター上にろ過された試料は再び遠沈管に戻した。上澄 み液はICP-MSで分析した。各樹皮 5 反復の試料について分 析を行った。各溶液の上澄み液濃度から溶出量を算出した。 2.2 実験 2

スギの樹皮を福島県郡山市(北緯37度47分, 東経140度39 分)にて,2011年5月に採取した。コナラ樹皮は福島県伊達 市(北緯37度76分, 東経140度69分),いわき市(北緯37度19 分,東経140度95分)にて,2012年5月に採取した。いずれ もスギ人工林または二次林の林縁において,胸高直径30 cm 程度の成木から採取した。スギ樹皮は蒸留水を使用した超音 波洗浄後,1molm⁻³塩化アンモニウム(NH4Cl)溶液100 mL で10分間浸透後,超純水で洗浄し,イメージングプレート (IP)に48時間曝露し,樹皮に吸着している放射性物質の分布 を観察した。

コナラ樹皮は水道水で2回,蒸留水で1回洗浄後,80℃ で48時間乾燥させ,粉砕した。粉砕した樹皮を蒸留水,1 molm⁻³ CH₃COONH₄溶液,1molm⁻³ HNO₃溶液を用い,上 記実験1と同じ抽出方法で,¹³⁷Csの抽出をした。各抽出前 後のフィルター上の樹皮粉末をU-8容器に入れ,γ線スペクト トロメトリにより測定した。γ線スペクトトロメトリでは高 純度ゲルマニウム半導体検出器(MCA 7800,セイコー・ イージーアンドジー)を用いた。測定は測定誤差が5%以内 になるまで行った。なお,20,000秒測定して¹³⁷Csが検出され なかった場合,放射性物質量は検出限界値以下とした。一連 の抽出と測定終了後に,サンプルを80℃で48時間乾燥させ, 乾燥重量を測定した。

2.3 統計解析

樹種間の吸着量と溶出量の比較,各樹種内のCECと各イオンの吸着量と溶出量の比較について,対応のないt検定を行った。等分散性がない場合はWelchの方法で検定を行った。

3. 結果と考察

3.1 樹皮CEC

樹皮のCECは、スギ樹皮が194 cmol(+)kg⁻¹、コナラ樹皮 が105 cmol(+)kg⁻¹であった(表-1)、また、樹種間のCECの 差は有意であった(p < 0.01)。スギ樹皮の方がコナラ樹皮の およそ2 倍の負荷電をもち、陽イオンをより吸着するサイ トが多いことが示唆された。一般的な土壌のCECが1~50 cmol(+)kg⁻¹(三枝・木村、2005)、粘土鉱物のバーミキュラ イトが98.2 cmol(+)kg⁻¹、雲母型鉱物が24.9 cmol(+)kg⁻¹

表−1.	スギ(C. japa	onica)とコナラ	7 (Q. serrata)	樹皮のCEC
Table	1. The CEC	value of bark	in <i>C. japonica</i>	and Q. serrate

	cmol(+) kg ⁻¹
C. japonica	194±20 **
Q.serrata	105±0.4

表中の数値は各試料3反復の平均値 ± 標準偏差を示す。**はp < 0.01(対応のないt検定)でスギとコナラ樹皮のCEC値の間に有意な差があることを示す。

Value shown are the means \pm SD (n = 3). Sign with ** indicates significant difference between *C. japonica* and *Q. serrata* at p < 0.01 according to t-test.

(小島ら, 1980), テーダマツ(*Pinus taeda*)の樹皮が75 cmol (+)kg⁻¹(Wright and Browder, 2005), 市販樹皮(樹種不明)が 123 cmol(+)kg⁻¹(Harada and Inoko, 1980)との報告がある。 CECの評価は様々な方法が存在し, KCI溶液の代わりにNaCl 溶液を用いてNH4⁺と置換させる方法や, CH₃COONH4の代わ りにHCI溶液で洗浄し, Ba(OAc)₂溶液で置換し, 溶出した H⁺でCECを測定する方法もある。また, 本研究で用いたセ ミミクロSchollenberger法は, CH₃COONH4とエタノール洗 浄処理によって有機体が分解される可能性や(Peech *et al.*, 1962; Frink, 1964), エタノール洗浄の際に加水分解が起こる ため実際のCECよりも低い値を示す可能性がある(Harada and Inoko, 1980)。また, 本来は土壌のCECを測定するため の操作であり, 植物体のCECを測定する方法ではないが, 樹皮は有機物そのものであることを考慮に入れると, 本研究 では樹皮粉末をCH₃COONH₄溶液とエタノール処理を行って CECを測定しているため、本研究で得たスギとコナラ樹皮 のCECは過小評価だと考えられる。しかしながら、土壌や 鉱物、他の樹皮と比較しても、スギとコナラ樹皮のCECは 高く、特にスギで高いことが分かった。

3.2 Cs, Rb, K, Naの樹皮への吸着特性

Csと同族アルカリ金属類であるNa, K, Rbの樹皮への吸 着特性を比較した結果を図-1a, bに示す。各イオンの1 molm⁻³塩化物溶液を樹皮に浸透処理した結果,スギ,コナ ラの両樹種において,¹³³Cs⁺, Rb⁺, Na⁺はCECよりも多く 吸着していた。また,いずれのイオン吸着量はCECに対し て両樹種ともに統計的に有意に多かった(p < 0.05)。スギ樹 皮では¹³³Cs⁺とRb⁺の吸着量は平均値556 cmol kg⁻¹と同程度 で,CECの約2.8倍であった。コナラ樹皮では¹³³Cs⁺の吸着量 はCECの約4.9倍, Rb⁺の吸着量は4.4倍程度であった。Na⁺ の吸着量はスギ樹皮でCECの約1.5倍程度,コナラ樹皮で2.9 倍程度であった。

 $1 \mod m^{-3}$ CH₃COONH₄溶出量について,スギ樹皮での溶 出量は、Rb⁺以外はほぼ同量の溶出が見られた。コナラ樹皮 での溶出量は、Na⁺、K⁺、Rb⁺、Cs⁺の順で多く溶出した。 $1 \mod m^{-3}$ CH₃COONH₄溶液によって溶出したイオンは、樹 皮のイオン交換サイトに吸着していたものだと推定される。

 $1 \mod m^{-3} \text{HNO}_3$ 溶液で溶出したNa⁺, K⁺, Rb⁺, ¹³³Cs⁺は いずれも、コナラ樹皮よりスギ樹皮の方が多かった。また、 いずれのイオン溶出量の樹種間の差は統計的に有意であった (p < 0.01)。 $1 \mod m^{-3} \text{HNO}_3$ 溶液で溶出したイオンは、スギ



図−1. スギとコナラ樹皮におけるCs, Rb, K, Naイオン吸着量と 1 mol m⁻³ CH₃COONH₄, 1 mol m⁻³ HNO₃ 処理で溶出したイオン量。バーは平均値 ± SDを示す

Fig 1. Amount of absorbed and extracted Cs, Rb, K, and Na ion by 1 mol m^{-3} CH₃COONH₄, 1 mol m^{-3} HNO₃ in the bark. Vars shown are the means \pm SD (n = 5)

図中の棒グラフの高さは各試料5反復の平均値を示し、エラーバーは標準偏差を示す。グレーの棒グラフは各イオンの吸着量を、黒塗りの棒は $1 \mod m^{-3}$ CH₃COONH₄によって溶出したイオン量、白抜きの棒は $1 \mod m^{-3}$ HNO₃で溶出したイオン量を示す。

Value shown are the means \pm SD (n = 3). Sign with ^{**} indicates significant difference between *C. japonica* and *Q. serrata* at p < 0.01 according to t-test.

樹皮では¹³³Cs⁺が最も多く, ¹³³Cs⁺と他のイオンの溶出量を それぞれ比較した場合, いずれも有意な差が認められた(p< 0.01)。コナラ樹皮ではNa⁺が最も多く, Na⁺と他のイオンの 溶出量をそれぞれ比較した場合, いずれも有意な差が認めら れた(p<0.05)。

土壌においては、交換態として吸着しているCsの抽出に 1 mol m⁻³ CH₃COONH₄溶液が用いられることから、樹皮を 対象とした本研究でも、1 mol m⁻³のCH₃COONH₄溶液で抽 出されるCsを樹皮のイオン交換サイトに吸着していたもの と考えることができる。一般的に、イオン交換能は同じ一価 であればイオン半径が小さいほど高い。そこで、NH₄+より もさらにイオン半径の小さいH⁺の溶液である1 mol m⁻³ HNO₃溶液では、さらに強く樹皮表面にイオン結合している Csを溶出することができる。さらにHNO₃は酸化力をもつこ とから、樹皮有機物の構造が一部酸化分解されることも推測 される。そのため、1 mol m⁻³ HNO₃で抽出されたNa、K、

Rb, ¹³³Csは, 樹皮のイオン交換サイトに強く吸着していた ものだけでなく, 一部構造分解によって溶出したと考えられ る。一方, 1 mol m⁻³ HNO₃溶液によって溶出しなかったも のは, 樹皮粉末を構成する有機物に何らかの形態で強く固定 されていたといえる。

吸着させたイオン量と1 mol m⁻³ CH₃COONH₄溶液と 1 mol m⁻³ HNO₃溶液によって溶出したイオン量からCs⁺と Rb⁺の固定率を算出した。その結果, ¹³³Cs⁺の固定率はスギ 樹皮で, 42.4%, コナラ樹皮で79.4%であった。また, Rb⁺ の固定率はスギ樹皮で61.7%, コナラ樹皮で69.8%であった。 また, Na⁺とK⁺はいずれの樹皮にも固定されることなく, Na⁺は吸着量と同量, K⁺は吸着量を上回る量が溶出した。 植物体においては, Na⁺やK⁺は植物体構造の構成成分では なく, 組織間を移動しやすいイオンであることから, 二次組 織化した樹皮においても, 溶出しやすい形態で存在している と考えられる。一方, $1 \mod m^{-3}$ CH₃COONH₄溶液および 1 mol m⁻³ HNO₃溶液によって溶出されず, 樹皮に固定されて いる状態のCs⁺とRb⁺は, 樹皮構成成分に強く化学結合した 状態であるか, または, 物理的に樹皮構造に固定されている ものと推察される。¹³³Cs⁺, Rb⁺はどちらも溶出量が吸着量 よりも少なく同じような動向を示した。これはCs⁺, Rb⁺は 化学的, 物理的に似たような性質を持つためだと考えられる (Relman, 1956)。

3.3 放射性セシウムの樹皮吸着/固着

福島県で採取したコナラ樹皮粉末で上記と同じように1 molm⁻³ CH₃COONH₄溶液と1 molm⁻³ HNO₃溶液で¹³⁷Csの 連続抽出を行った。いわき市で採取した樹皮の1 molm⁻³ CH₃COONH₄溶液処理した1点で2.1%の溶出率が認められ た以外は,抽出率は0.1~0.4%と非常に低かった(表-2)。ま た,超純水で洗浄後,1 molm⁻³ NH₄Cl溶液で洗浄した福島 県内で採取したスギ樹皮においても放射性物質の存在がIP画 像で確認された(図-2)。栃木県のスギ人工林において,福島 原子力発電事故から約3カ月後に採取された樹幹流には¹³⁷ Csが検出限界以下の濃度であった(Kato *et al.*, 2012)ことと, 上記安定同位体¹³³Csを用いた吸着脱着実験の結果から,樹 皮に固定された放射性Csは容易には樹皮から溶出されない と考えられる。

今後は樹皮の構成成分との結合の可能性と樹皮構造への固 定の可能性を検討する。また、樹皮の生物分解に伴う構造や 構成成分の変化によって、固着したCsの動態を明らかにす る予定である。

謝 辞

本研究は文部科学省科研費新学術領域研究24110007の助 成を受けたものです。

表-2. 蒸留水 (H₂O), 1 mol m⁻³ CH₃COONH₄と 1 mol m⁻³ HNO₃で抽出処理前後の福島 県伊達市およびいわき市内で採取したコナラ樹皮粉末中¹³⁷Cs濃度と抽出率 Table 2. Before and after concentration and extractability of ¹³⁷Cs extracted by H₂O, 1

mol m⁻³ CH₃COONH₄, and 1 mol m⁻³ HNO₃ in the Q. serrata bark which was collected at Date and Iwaki city in Fukushima prefecture.

	¹³⁷ Cs concentration				
Extractant	Place	Place (KBq kg ⁻¹ dw ⁻¹)		Extractability (%)	
		Before	After		
ЦО	Date	29.98	29.97	0.1	
Π2Ο	lwaki	3.57	3.56	0.3	
1 mol m ⁻³	Date	29.97	29.84	0.4	
CH ₃ COONH ₄	lwaki	3.56	3.49	2.1	
1 mol m ⁻³ HNO	Date	29.84	29.80	0.1	
	waki	3.49	3.48	0.2	

抽出は同一サンプルを用い、連続的に行った(n = 1)

Extraction procedure was done continuously in same sample (n = 1)





Fig 2. Photograph (left) and IP image (right) of *C.japonica* bark which was collected in Fukushima prefecture (Fukushima) and Nagoya university (Nagoya). The bark was washed by sonication with distilled water and soaked in 1 mol m⁻³ NH₄Cl solution for 10 min. After washing with distilled water, the bark was exposed to imaging plate (IP) for 48 hours

引用文献

- Frink, C.R. (1964) The effects of wash solvents on cation-exchange capacity measurements. Soil Science Society of America Journal 28:506–511.
- Harada, Y. and Inoko, A. (1980) The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. Soil Science and Plant Nutrition 26:127–134.
- 亀和田國彦 (1997) 土壤交換能(CEC, AEC). (土壤化学分析法, 土壤環境分析法編集委員会編, 427pp, 博友社, 東京), 208-211.
- Kato, H., Onda, Y. and Gomi, T. (2012) Interception of the Fukushima reactor accident-derived ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, and ¹³¹I by coniferous forest canopies. Geophysical Research Letters 39:L20403, doi:10.1029/ 2012GL052928.
- 小島 懋・藤本 弘・虎谷博一・太田襄二 (1980) 2:1型粘土鉱 物に固定されたセシウムの植物による吸収. 日本土壌肥料学 雑誌51:1-7.
- Peech, M., Cowan, R.L. and Baker, J.H. (1962) A critical study of the BaCl₂-triethanolamine and the ammonium acetate methods for

determining the exchangeable bases in soil-ammonium acetate method. Soil Science 59:13-24.

- Relman. S.A. (1956) The physiological behavior of rubidium and cesium in relation to that of potassium. Yale Journal of Biology and Medicine 29:248–262.
- 三枝正彦・木村眞人 (2005) 土壌サイエンス入門. 318pp, 文永堂 出版, 東京.
- Schollenberger, C.J. and Simon, R.H. (1945) Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soils. Soil Science 59: 13–24.
- Takenaka, C. and Sasama, T. (2000) Ion exchange reaction on the stem surface of *Chamaecyparis obtusa* Sieb. et Zucc. Trees 14:354– 360.
- Tikhomirov, F.A. and Shcheglov, A.I. (1994) Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones. The Science of the Total Environment 157:45–57.
- Wright R.D. and Browder J.F. (2005) Chipped pine logs: a potential substrate for greenhouse and nursery crops. Hort Science 40: 1513–1515.