

循環する放射能

東京電力福島第一原発事故の生態系への影響

Greenpeace report

Radiation Reloaded :

Ecological Impacts of the Fukushima Daiichi Nuclear Accident
5 years later



GREENPEACE

「森林における長寿命の放射性核種の運命は、放射性核種のサイクルにおける、取り込み、転流、そして林内雨と落葉落枝による浸出などの樹木の特別な役割を認識することなしには理解できない。毎年の樹木の成長における取り込みが保持される割合もまた重要である。これら樹木の役割は、樹木の内部と外側の毎年または季節ごとの固有の栄養素のバリエーションに緊密に関係している」

T. Yoshihara, et al. (2014)¹

発行：グリーンピース・ジャパン 2016年 春

執筆：ケンドラ・ウルリッチ
編集：ショーン・バーニー（グリーンピース・ドイツ）
協力：リアナ・トゥール（グリーンピース・ベルギー）

日本語版発行 2016年11月

表紙写真：

© Jeremy Sutton-Hibbert / Greenpeace
道路沿いでの除染作業 福島県飯舘村

本頁写真：

© Christian Åslund / Greenpeace
グリーンピースの「虹の戦士号」から東京電力福島第一原子力発電所を臨む

www.greenpeace.org/japan

目次

- 05 要旨
- 09 序章
- 11 東京電力福島第一原発事故による
陸地への放射性物質沈着

森林生態系への影響

- 14 概要
- 16 樹木における直接の沈着、吸収、転流、
そして変異
- 20 下層植生による捕捉と保持
- 20 間接的沈着
- 21 森林土壌中でのセシウムの垂直移動
- 23 横方向の移動：生物学的要因
- 24 森林火災と大気への放射性核種の再浮遊

野生生物に対する放射能汚染の影響

- 26 生態系影響評価：IAEAの失敗
- 27 慢性放射線被ばく：記録された影響

流域の汚染

- 33 河川の汚染
- 35 淡水の水生生態系：河川、池、湖沼
と淡水魚
- 39 ダムと貯水池
- 40 核の「海のゆりかご」：東京電力福島
第一原発事故により汚染された河口域

ケーススタディ、経済被害、結論

- 43 ケーススタディ
- 45 森林汚染の経済的影響
- 46 結論
- 47 巻末注

このレポートは、「Radiation Reloaded : Ecological Impacts of the Fukushima Daiichi Nuclear Accident - 5 years later」(英文：全52ページ)の日本語訳です。

全文(英文)はこちらからダウンロードが可能です。

http://www.greenpeace.org/japan/ja/library/publication/20160304_report/



枯れ葉に含まれる放射性物質などを、除染済みの土地や放射能が降らなかった地域へと運ぶ小川。放射性物質はやがては河口域や海洋まで運ばれる。

© Robert Knoth / Greenpeace

要旨

「限定的な観察調査が事故直後の期間に実施されたが、直接放射線によって誘発される植物と動物への影響の観察は報告されていない。放射線影響を評価するために利用できる手法には限りがあるが、過去の経験と環境中に存在する放射性核種のレベルに基づけば、事故の結果として、生物相の集団や生態系に重要な放射線影響が生じる可能性は低い。」

IAEA, 2015²

このレポートでは、過去5年間に東京電力福島第一原発事故の影響を受けた地域で実施された多数の調査の結果に基づき、2011年3月に起きた同事故の結果として現在生じている生態学的状況を明らかにする。これは福島県の森林、河川、氾濫原、河口域の放射能汚染に関して現時点で判明していることを記録にとどめようとする試みである。福島県と全国の環境に放出された放射性核種の半減期の長さを考えれば、それが生態系に与える影響を理解することは不可欠である。

また、このレポートでは、日本の今後数年、数十年間について予測されることに関する洞察を提供するために、キシュテムとチェルノブイリの放射能事故で深刻な汚染を受けた森林・水生生態系の研究を参考にした。

森林生態系の汚染

事故発生後、放射線量は低下してきたが、それは5年間でほぼ底を打つものと予想される。その後、森林・水生生態系はほぼ「安定」状態に達し、汚染は残留する。放射線のさらなる緩慢な削減の大部分は長寿命放射性核種の崩壊による。

しかし、チェルノブイリとキシュテムの調査では、5年が経過した後も、汚染した森林系では植物の地上部の放射性セシウム濃度が徐々に上昇することを示す証拠が得られた。これは根系を通じた吸収量と浸出・落葉を通じて林床に戻る量との間で一種の平衡状態に達するまで、前者が後者を上回るためである。

現在、日本の所管官庁は森林の除染に、道路沿いの林縁と森に囲まれた家屋の周辺20メートルの落葉、土壌、下層植生の除去という方法を採用している。しかし、福島の膨大な地域の除染という点では、この方法は役に立たない。福島県の70%以上が森であり、その除染は不可能である。

東電福島原発事故の結果として環境中に存在する最も懸念される放射性核種がセシウム134、セシウム137、ストロンチウム90の3種であるが、これらの元素は環境中の必須元素であるカリウムおよびカルシウムとよく似た挙動を示す。気化した水溶性放射性セシウムとセシウムを含む微粒子の両方が放出された。降雨と霧による湿性沈着として降下した水溶性セシウムは、樹皮と葉を通じて樹木の内部組織に容易に吸収される。ホットパーティクル（放射性微粒子）は自然条件下で風化し、その過程でセシウムが浸出するものと考えられる。さらに、根系を通じた放射性セシウムとストロンチウム90の吸収が起こりうる。

ひとたび樹木の内部組織に吸収されると、セシウム134とセシウム137は栄養素の流れに乗って転流され、新しい葉構造、花、花粉などの成長が速い組織内で濃縮される。福島の森林内のスギ花粉は高濃度の放射性セシウムを含有すると思われるが、計算された線量によれば、現在の情報に基づいた潜在的被ばく量はきわめて低い。しかし、最も汚染が激しい森林内での濃度や、それらの地域におけるヒトの潜在的被ばくリスクは、ほとんど判明していない。チェルノブイリ事故立ち入り禁止区域内の汚染林でも、ミュンヘンでも、クロアチアの顕花草本植物からも、花粉から高濃度の放射性セシウムが検出された。クロアチアでは放射性セシウムが花粉だけでなく、それらの放射能を含む花に集まるミツバチが作る蜂蜜からも検出された。

福島県では、木材の最外層を除去することで放射性セシウムの大部分を除染できると想定し、立ち入り禁止区域外での木材生産の続行が許可されている。これは今のところ正しいようだ。しかし、セシウムは根と林冠の間を縦方向に移動するだけでなく、横方向にも移動し、環境中に放射性セシウムが存在するよりもはるか以前に形成された年輪でさえも汚染されている。東電福島原発事故で汚染されたアカマツ、ナラカシ類、スギを検査したところ、樹皮、辺材、心材の汚染が判明し（最

も濃度が高かったのは樹皮と辺材であったが)、内部での横方向の転流が確認された。

心材までのセシウムの転流メカニズムは十分解明されていないが、研究者は水分含有量とカリウム濃度が原因と見ている。すなわち、カリウム濃度は水分含有量の上昇につれて上昇する。樹木内の物質循環においてセシウムはカリウムに取って代わることが可能であるため、セシウムにもカリウムと同じことが当てはまるであろう。日本の商業樹種として最も重要なスギについて特に懸念される特性は、アカマツやナラカシ類と異なり、スギでは心材に水分とカリウムが集中するという点である。実際、大気中核実験の放射能降下物によるスギのセシウム濃度に関する研究で、心材のセシウム濃度が最も高かったのがスギであった。今後、根系を通じたセシウムの吸収量が増え、樹木組織内での放射性セシウムの転流が続く中で、汚染林内でのこの樹種の継続的伐採・生産が深刻な影響を受ける可能性がある。スギが最も重要な木材樹種であることを考慮すると、今後何年も何十年も、汚染地域産の木材製品の入念なモニタリングが必要である。

モミではすでに、東電福島原発事故由来の放射能による変異、すなわち「形態異常」が現れているようである。毎年、木がまっすぐ垂直に伸びるよう主幹に頂芽が付き、それがやがて幹に成長するが、それがつかないという成長異常の発生率と放射線レベルの間には有意な相関関係が認められる。この異常は他の要因によっても起こりうることは留意すべきであるが、事故以前の数年間の成長を示す輪生を調べた結果によると、事故以降、主幹頂芽形成不全の発生率が上昇していた。さらに、検査を実施した4カ所の間で、放射線レベルが高いほど、この異常の発生率が高かった。

土壌へのセシウムの縦方向の浸出は、生物学的利用能と外部被ばくの危険性の両面で、きわめて重要な要因である。福島県の森林に関する研究では植物が最も利用しやすく、被ばくリスクが最大になる土壌の最上層0~5センチに、セシウムの大部分がとどまることがわかった。菌類と植物の根の共生関係も、放射性セシウムの取り込みを促進する可能性があるが、これは鉱物に含まれるセシウムの遊離と移動を含むことも考えられる。チェル

ノブイリとキシテムの汚染林と同様に、植物体への捕捉と取り込みにより、それは今後何年、何十年も表層にとどまるであろう。

加えて、チェルノブイリでの調査では、放射能汚染が自然環境中の分解者に悪影響を与えることが示唆された。その結果、大量の落葉落枝(リター)が堆積する。チェルノブイリでは、放射能の影響によるこのリターの堆積が、森林火災の発生回数と激しさが上昇した原因とされた。これらの火災、特に樹冠火により、現時点では植物質中に隔離されている放射性元素が、吸引できるほど微小な粒子の形で、再び上層大気中に浮遊し、遠隔地まで移動する可能性がある。

福島はチェルノブイリよりも降水量が多く、火災の危険性は低いと思われるが、火災ハザードにより放射性核種が再び浮遊する危険性は存在する。火災ハザード解析によれば、最も危険性が高いのは福島県の丘陵地帯の針葉樹林である。ただし、その時点で優勢な条件により、空間分布は大きく変動する。福島県のウェブサイトには、空気が乾燥する3月から5月に火災が最も発生しやすいと記載されている。また、2014年に同県内で43件の野火が次々と発生したことも記載されている。

野生生物への影響

汚染された植生や草食動物を食べることにより野生生物も汚染されるという形で、セシウムは食物連鎖に沿って受け渡されてゆく。また、野生生物の排泄物を通じた放射性セシウムの排出も起きる。

国際原子力機関(IAEA)は東電福島原発事故由来の放射能は野生生物に影響を与えないであろうと宣言する一方、生態系や個体群を考慮に入れず、個体に焦点を絞ったことを認めている。さらに、その方法論は国際放射線防護委員会(ICRP)が提唱する方法に基づくとしているが、ICRPのモデルはほぼ実験室や制御環境下での研究に基づくものである。

しかし、近年、フランス政府系機関である放射線防護・原子力安全研究所(IRSN)は、チェルノ

ブイリ立ち入り禁止区域の野生生物に関する研究で、自然条件下の動物は、実験室または制御環境下で実験を行った動物と比べ、人工放射線に対する慢性低線量被ばくに対する感受性が有意に高いと結論した。

これについては、ストレス（ストレスを引き起こす刺激）の増加や被ばく時間の長さをはじめとする数々の要因が考えられる。実際、自然の汚染生態系において、野生生物の感受性は最高8倍に上昇することをIRSNは確認した。

この結果はきわめて多くを意味する可能性がある。野生生物のリスクを評価するための従来の方法が時代遅れであり、根本的に誤った思い込みに基づくものであったとも考えられる。

現に、野生生物に対する影響はすでに数々の研究で指摘されており、例えば、汚染濃度が高い地域で採取されたヤマトシジミとゴール形成アブラムシでの変異、ミミズでのDNA損傷などの例がある。

加えて、2011年から2014年の4年にわたり東電福島第一原発の原子炉の周辺50キロの範囲で57種の鳥類を調べた研究では、線量の上昇に伴い種の多様性が低下することが判明した。さらに、研究対象とした鳥類の90%が、繁殖力に影響を与えうる線量に慢性的に被ばくしていた。

ツバメのヒナについて調べた別の研究では、幼鳥の減少が確認され、繁殖力の低下が示唆された。これは前述の研究結果と一致する。さらに、チェルノブイリ事故の影響を受けた地域では、線量の上昇に伴い、鳥の脳の縮小、白内障の増加、白皮症と腫瘍の発生率の上昇が見られた。

水生環境への放射能の影響

葉をつける樹木が空中の放射性降下物の多くを途中で捕捉し、森林生態系が放射能の巨大な貯蔵庫としての働きを持つことは十分に理解されている。汚染後の初期段階に、放射性降下物の一部は降雨により流域へと急速に洗い流される。残った部分は集水域に蓄積され、緩慢で長期的な下流への移動が起きる。

流出速度は遅いとしても、汚染された森林と土地の面積があまりに広いため、流域を通じたセシウムの再分配は重大な意味を持ちうる。福島県と周辺の県には、汚染した山林と沿岸平野から太平洋に流れる大小の河川水系が存在する。これらの河川系には何千平方キロにも及ぶ集水域がある。

2011年から2110年までの1世紀に関する放射性セシウム放出予測によれば、主に福島県内に集水域がある主要河川（阿武隈川、荒川、那珂川、阿賀野川、只見川）は、東電福島原発自体が垂れ流している量に匹敵する量のセシウムを太平洋に放出しうる。たとえ「除染」が現在の速度で進んだとしても、阿武隈川だけでも、事故後1世紀の間にセシウム137を111TBq（テラベクレル=1兆ベクレル）、セシウム134を44TBq放出すると予測される。

非生物（生物ではない植物質、鉱物など）から生物の系（水系と海洋系の動植物で、人により消費される種の混入も含む）への移動の可能性を考慮すると、陸から淡水・海洋両方の水生生態系への放射性セシウムの移行は特に重要である。

河川の汚染

福島県の地形の特徴は、急傾斜地や、なだらかな丘陵地帯、平坦な沿岸氾濫原があることである。前述のように、高台の地域は深い成熟した森林と林業地で覆われ、その中に水田、家屋、他の農地が点在する。気候は秋の台風と春の雪解け水により浸食性がきわめて高い。激しい降雨、台風、春の雪解け水が多いときには、森林、山腹、氾濫原に蓄積した放射性セシウムが再移行し、下流地域を汚染する可能性がある。すでに除染された地域に加え、放射性プルームからの放射性降下物で汚染されなかった地域も汚染される可能性がある。

沿岸・海洋生態系に対する放射能汚染の影響は現在も将来も重大であるが、淡水生態系はそれらよりもさらに脆弱と考えられている。例えば、東電福島原発事故で汚染された淡水魚での放射性セシウムの蓄積は、海水魚での濃度の約100倍である。

森林生態系の場合と同じく、生態系に放射性セシウムが存在する期間は、非生物的过程と生物的过程の両方により強い影響を受ける。湖水の回転、汚染流域からの継続的なゆっくりした浸出、台風などのプロセスにより、汚染した堆積物と有機質が再懸濁する可能性がある。つまり、セシウムは新しい堆積物の下に単純に埋まるのではなく、これらのプロセスにより機械的に再混合され、二次的な汚染を引き起こすことが考えられる。加えて、豪雨と台風により森林や畑から流出して懸濁した汚染微粒子および有機質は、今後何年、何十年にもわたり、湖沼と沿岸生態系への継続的な放射性セシウムの流入を引き起こす。

森林生態系と同様に、水生生態系も放射能汚染後の最初の5年間、大きく変化する時期を経験する。その後、減少が底を打ち、それ以降はかなり安定し、主に放射性核種のゆっくりした崩壊とセシウムの固定の進行による緩慢な減少が続く。従って、事故後ほぼ5年が経過した今、当初の減少傾向から横ばい状態への移行が予想され、水生生態系、特に汚染度が高い地域への影響は、今後数年間、あるいは数十年間、残るものと考えられる。

東電福島原発事故の影響を受けた流域のダムと貯水池の研究では、それらが放射性セシウムの吸収源であると同時に潜在的な供給源でもあることが示された。新田川と真野川の集水域に関する研究では、上流域から下流に運ばれる堆積物の量を減らすうえで、真野川の大型ダムが重要な役割を果たしていた。新田川については、標本採取した沿岸堆積物の47%が上流域から運ばれており、それに対し、真野川の沿岸堆積物では19%であった。

しかし、温帯モンスーン気候の日本での安全な稼働のために、これらのダムは随時、放流を必要とする。従って、ダムと貯水池は汚染度が高い山の森林地帯からの放射性セシウムの移動を遅らせる、または中間で放射能を吸収する役割を果たすかもしれないが、汚染された河川集水域から沿岸地域へ放射性堆積物を流入させる問題に対する解決策とはならない。それどころか、豪雨時には濃度をさらに悪化させることさえ考えられる。

河口域

河口域はその高い生産性と生物多様性から、「海のゆりかご」と呼ばれてきた。河川からの大量の栄養素の流入、そして強い沿岸流から守られていることにより、多数の魚介類と海洋動物が食物源および繁殖地として河口域を利用する。実際、商業上の観点から最も重要な魚種が、生活環における何らかの期間を河口域で送る。さらに、渡り鳥も渡りの途上の休憩地として河口域を頻繁に利用し、多数の鳥類が食物と営巣のために、この他に類のない重要な生態系に依存する。

まさに、この生態系の多数の生物に豊かな栄養素を提供するシステムにより、生物は河口域に注ぐ河川の集水域を移動する汚染の被害を受けやすくなるのである。放射能汚染も例外ではない。

セシウム含有浮遊微粒子が河口水域に達した後、堆積物中に沈着するのはその一部に過ぎないことを理解することが決定的に重要である。ほとんどの状況では、セシウムは粘土質微粒子にほぼ不可逆的に吸着するが、塩分濃度が上昇するにつれ、浮遊微粒子からセシウムが脱着するという現象が確認されている。放射性セシウムは微粒子に吸着すると、生物により利用できなくなる。セシウムが優先的に吸着するこれらの細かい微粒子は、大量の降水により浸食されやすく、汚染流域の上流から太平洋に移動しやすい。沿岸動物、渡り鳥、海洋動物にとって最も重要な生態系に、放射性セシウムが吸着した微粒子が到達する、まさにその時点で、脱着することで、その一部が生物吸収可能になる。その後、それは海洋食物網に取り込まれる。

その結果、これは食物と繁殖地のために河口域に依存する動物にとり、健康上の潜在的影響力を持つだけでなく、一生のある時点で、そこに生息した魚などの海産物を消費する人間にも影響を与える。

序章

2011年3月11日に、東京電力福島第一原発事故が始まってから5年が過ぎた。マグニチュード9の地震が東日本太平洋沿岸を襲い、高い津波が追い打ちをかけた。1万5,893人の命が奪われ、6,152人が負傷、いまだ2,500人以上が行方不明だ。

東京電力の福島第一原発で3つの原子炉が炉心溶融（メルトダウン）、爆発などで原子炉建屋も大破した。引き金は自然災害だが、この原発事故は人災だ。国会事故調査委員会は報告書で、規制当局が電気事業者の「虜（とりこ）」になっていたこと、「安全文化の欠如」が根本原因だとした。³

国際原子力事象評価尺度（INES）でレベル7とされた原発事故は史上2つしかない。チェルノブイリと東京電力福島第一原発事故である。福島原発事故は膨大な量の放射能を大気と海洋に放出したが、その大半が、西風に乗って太平洋に流れた。

しかし、風が内陸に向かって吹き始めると相当なレベルの放射能が福島県の深々とした森や山々、沿岸の平野に沈着し、陸域を高濃度に汚染した。この事故で16万人以上が避難を余儀なくされ、5年を経ても10万人近くが避難を続けている。

3月14日から16日にかけて東電福島第一原発2、3号機の爆発から放出された大量の放射能が風で原発の北西に流れ、雨で地上に降り注いだ。次の大規模汚染は3月20日から23日にかけて起こった。

この4年間、飯舘村の除染に巨額の資金と大量の人員が投入され、除染作業が続けられている。作業員は汚染された建物や歩道、道路を擦り、表面の土壌や小石を取り除いている。それらは大きさ1立法メートルの袋に詰められ、県内に分散する除染廃棄物仮置き場に積み上げられる。放射線量を低下させるための取り組みとして、森林も、民家や道路の縁から20メートルが「除染」される。しかし、森林生態系の複雑さと、その中で放射能は移動するため、除染の努力は効果的というよりも象徴的なものになっていると言わざるをえない。

除染作業員の尊敬に値する献身的な仕事ぶりにもかかわらず、東電福島原発事故に影響を受けた地域での作業員の方々の英雄的な努力が成功をもたらしているかといえ、それは限定的だ。

グリーンピースによる調査は、避難指示がすでに解除、または解除されようとしているいくつかの区域の放射線レベルが、住民が安全に帰還できる

ほどは下がっていないことを明らかにした。この問題は、国が住民の健康より政治を優先していることを示している。国は現在住民が住んでいる場所よりも、今は住民のいない避難区域の除染を優先している。しかし、現在住民が住んでいる場所にも高線量の場所は存在し、住民が住んでいる場所の除染こそ、被ばく低減に効果がある。

「除染」が不可能な、福島放射能により汚染された森林の広大さを思うとき、本質的な真実が浮かび上がる。それは、人類は、環境と無関係に生きることはできないということ。環境の中でしか生きることができないということだ。

そのため、原発事故の規模や重大さおよび汚染された環境に生きる住民への潜在的影響の双方を包括的に理解することが非常に重要だ。

汚染された森林は人工放射能の巨大な貯蔵庫となり、ヒトとヒト以外の生物の健康への脅威となり続ける。住民の暮らしは放射能汚染により破壊され失われてしまったが、森はその一部であった。

そうした地域に住む住民の多くが、林業、漁業そして農業といった、自然に依存した産業に就いていた。これらすべての産業は東電福島原発事故により甚大な被害を受けた。生計を立てることに加え、森、野辺、川は人々の日々の暮らしを形作っていた。多くの住民が、森から暖房や料理用の燃料を調達し、キノコやその他の食用植物を採取していた。

原発事故の被害者は福島やその他の汚染地域の人間だけではなく、動植物からなる生態系自体も被害者である。この人災によって、不可逆的な被害を受けている。

東電福島原発事故は環境と野生生物にどのような被害を与えたのだろうか？

また、どれほど長く、人間や植物、動物のすみかである環境に放射線の影響を与え続けるのだろうか？

このレポートは、これらの重要な問いに答えるべく、東電福島原発事故の環境への影響に関する過去5年間の内外の科学者の膨大な文献を集めて調べた。またチェルノブイリとキシュテムの核惨事の森林と淡水系生態系の汚染の研究も見ている。



© Jeremy Sutton-Hibbert / Greenpeace

剪定バサミを使って飯舘村の道路沿いを除染する作業員。
200平方キロの土地に山、森が広がり、その中に民家や農地が散在する飯舘村。その4分の1が公式に除染されたことになっている。しかし、国の長期の除染目標値には届いていない。飯舘村の森は放射能貯蔵庫となっており、予見しうる未来にわたり、汚染源となり続ける（2015年7月）

そこからわかったのは、汚染された地域の野生生物のいくつかは、東電福島原発事故由来の放射能からの慢性的な低線量被ばくの影響、および、放出された放射能のうち、最も憂慮すべき元素であるセシウム134とセシウム137の再移行のサイクルの影響を受けてきたということである。ここでは、これらの放射性元素が、高濃度に汚染された地域から、除染された地域や直接的な放射性物質の降下を受けなかった地域へと広がる過程、また高濃度に汚染された森林から海岸と海洋生態系への移行の過程を分析した。

不幸なことではあるが、放射能汚染問題（キシュテムの核事故⁴、チェルノブイリ原発事故、東電福島原発事故）の経験から導き出された問題の肝要な点は、過酷事故が起これば、汚染された広大な地域の「除染」や「修復」は不可能ということだった。

事故直後から4年から5年の段階では、大部分は、ヨウ素131やセシウム134などの短寿命の放射性

核種の崩壊により、放射能のレベルは低下する。

歴史は、そうした低下は事故後5年ほどで底を打つと示している。⁵ それ以降は、放射能レベルは長寿命の放射性核種のゆっくりした崩壊が主な原因の低下を伴って、だいたい「安定」する。例えば、最も憂慮すべき放射性核種であるセシウム137の半減期は30年で、300年もの間、有害であり続ける。

自然のシステムにおいて、人工放射能は重要なミネラルや栄養素に取って代わって植物や動物に取り込まれる。これらの放射性核種は、食物網の中で生き物を通じて循環し、リサイクルされる。従って、東電福島原発事故由来の放射性核種はヒトを含む生物にとって長期にわたって脅威であり続ける。

予見しうる将来にわたり、東電福島原発事故により汚染された生態系の中で、放射能は循環し続けるのである。

東京電力福島第一原発事故による 陸地への放射性物質沈着

この事故の潜在的影響をよく理解するには、その結果として起きる土地の汚染の規模と、種別に関する情報が必要である。

IAEA自らが定義したところによれば、地表の放射線レベル（ベータ放射体とガンマ放射体）が 40 kBq/m^2 を超えたときに汚染したとみなす（2005、2009）。また、IAEAは2015年9月に発表した福島報告書の中で、大気への放出の大部分は太平洋に運ばれたことを繰り返し強調したが（実際、太平洋に運ばれた）、それは陸地の汚染が取るに足りない規模であったことを意味するわけではない。2011年3月12日午後の東電福島原発事故の急性期に、1号機の排気と水素爆発で放出された放射能が、卓越風である西風に乗って北西方面、そして宮城県沿岸部に運ばれた。この放出により放射性核種の乾性沈着が発生した。⁶

3月14日の3号機での水素爆発、そして翌15日の2号機の封じ込め失敗により、14日夜から16日朝までに大量の放射能放出が起きた。⁷ 当初、この放出による放射能は福島県南東沿岸部から茨城県北東部に運ばれ、さらにその後、南東に向けて長距離の移動が起きた。⁸ 15日午後には雨が降り始め、2号機の封じ込め失敗による当初の大量の放射能は南東に運ばれたが、風向きの変化により、機能不全に陥った原子炉サイトの北西で最も深刻なレベルの湿性沈着が起きた。⁹

20～23日に、西風により再び陸上汚染が急上昇し、当初は北西に、その後、21日夜半から22日朝までは南に放射能が運ばれ、さらに23日には、岩手県、宮城県、茨城県、千葉県、関東平野の他県の一部が湿性沈着により汚染された。¹⁰

前述のように、最高レベルの陸上汚染は原子炉サイトの北西で起きた。IAEAによれば、この地域で長寿命のセシウム137が $1,000 \sim 1 \text{ 万 kBq/m}^2$ が記録された。¹¹ IAEAが記録した福島県全体のセシウム137の平均沈着密度は 100 kBq/m^2 であった。¹²

IAEA自らが設定した汚染した陸地に関するベンチマーク、 40 kBq/m^2 と照らし合わせると、これは驚くべき数値である。

さらに比較すると、チェルノブイリ周辺で最も汚染した地域での範囲は $40 \sim 1,480 \text{ kBq/m}^2$ 以上であった。¹³

さらに、主に注目される放射性同位元素（セシウム134、セシウム137、ヨウ素131）は、ヒトとヒト以外の生物の健康に対する重大な脅威であるが、事故で放出された危険な放射性元素はこれらにとどまらない。セシウム放射性核種と放射性ヨウ素に加え、事故ではストロンチウム90など、他の多数の危険な放射性核種も放出された。ストロンチウム90はカルシウム類似化合物であり、骨に取り込まれる可能性があるため、特に懸念される。骨が成長中である小児にとって、これは特に危険である。¹⁴

さらに、福島県全体で、および原子炉サイトから25～45キロ離れた汚染度の高い飯館村で、道路脇と土壌標本から採取した黒い煤塵の標本試験では、超ウラン汚染物質が検出された。超ウラン元素の組成は福島原子炉のウラン燃料炉心と共通していた。含まれた元素はプルトニウム238、239、240、アメリカシウム241、キュリウム242、243、244であり、これらの元素は採取したほぼすべての標本で検出された。¹⁵ 従って、それらが東電福島原発事故の結果として存在するという立証が可能である。¹⁶

別の研究では、東電福島原発事故の結果として環境中に存在することが確認されたプルトニウム放射性同位元素が、80キロの調査区域全域にわたり同等レベルで検出された（ただし、避難指示区域内の方が検出頻度は高かった）。¹⁷ チェルノブイリでも、はるかに高濃度ではあるが、同じことが確認されているため、この結果は想定範囲内であった。

福島で放出された、これらの危険な超ウラン同位元素は微量であったが、それらの寿命と毒性を踏まえれば、たとえごく微量であろうとも、吸引した場合は特に有害であり摂取による潜在的危険性がある。

東電福島第一原発の南西170キロに位置する筑波の気象庁気象研究所で収集されたデータによれば、高レベルのブルームが2回にわたり、その地域に到達した。¹⁸ 第1のブルームによる最初の放射能の上昇は3月14日と15日に起き、セシウムを含む直径2.0ミクロン以上の球状微粒子が沈着した。¹⁹ 試験結果では、高い放射能レベルと、水に不溶であることが示された。²⁰

3月20～22日に到達した第2のブルームでは、主なエアロゾル粒子に小さいセシウム粒子が付着していた。²¹ 雲滴に溶けた硫酸塩エアロゾルが、蒸発したセシウムを移動させる主なメカニズムと考えられ、これが雨と霧の両方による湿性沈着の原因であった。²² 一部の山地で観察された標高に依存する線量率については、霧による沈着プロセスが主な原因であり、記録された線量率は雲層の標高に対応して上昇していた。²³

東電福島原発事故による汚染地域内のヒト以外の生物相、および機能する生態系において、これほどの多量の人工放射線が与える影響については、まだ十分な研究が行われていない。しかし、チェルノブイリ原発事故による欧州全域の多様な森林における放射能汚染に関して以前に実施された研究、さらに、世界のさまざまな生態系で実施された地上核実験による汚染に関する研究が、放射性核種を循環させる潜在的メカニズムと日本の生態系に対する影響に関する有益な洞察を提供してくれる。しかし過去5年間、事故の影響を研究してきた生物学者の重要な所見の多くが、IAEAと安倍政権により、意図的に、またはその他の理由で、無視されてきた。

日本の広い地域を重度に汚染した水溶性セシウムの放射能は低密度であるが、広く散布したことにより、体外被ばくの重大な原因になる。²⁴ 加えて、水溶性の形態で、セシウムは鉱物と土壤に付着できる。それは生物吸収可能でもあり、その結果、生態系の物質循環に取り込まれる。²⁵ 要するに、セシウムはカリウムと類似の挙動を示し、植物組織に取り込まれ、草食により動物に摂取され、食物連鎖に沿って受け渡されてゆく。

複層林生態系では放射性核種の多くが植物に捕捉され、放射性核種の林床への移行は緩慢に進行する。²⁶ つまり、複合的な森林生態系では、セシウムイオンは鉱物層に達するまでに腐葉土層の中を縦方向に移動する必要があるため、土壤中の鉱物への付着がゆっくり進む。²⁷ その速度はさまざまであるが、降水量が多い地域では速くなることがある。²⁸ そのような状況でも、セシウムの多くが土壌の最上層の0～10センチ以内にとどまり、かなりの期間、生物はそれを利用できる。²⁹ この点については後に詳しく考察する。

東電福島原発事故によって、放射性セシウムを含む微粒子が放出された。事故で放出されたこれらのホットパーティクル（セシウムを含む球状ケイ酸塩ガラス粒子³⁰）の放射能密度は非常に高く、吸引または摂取した場合に特に危険である。³¹ これらの微粒子は粗い面に付着することができ、接触³²と摂取³³を通じ、土壌と生物の間での移動が可能である。N. Yamaguchi, et al. (2016)によれば、自然環境においてこれらのホットパーティクルからセシウムがゆっくり浸出する。³⁴

セシウムで汚染された土壌中の微粒子は、雨滴の跳ね返りにより大気中に再浮遊したり、風や動物が植物を動かしたときに植物から振り落とされたりする。³⁵ さらに、特に植物の成長と呼吸が速い時期に、植物の表面に1ミクロン以下のセシウムの微粒子³⁶が現れることがある。³⁷ これらサブミクロン微粒子は次に風により再分散しうが、これは最初の沈着事象の後に最も頻繁に起きると考えられる。この再浮遊メカニズムの長期にわたる量的な重要性は、生態系の違いにより変動する可能性があり、さらなる評価を必要とする。³⁸

鉱物に含まれるセシウムと不溶性微粒子の両方の洗い流しにより、汚染林の放射性セシウムは流域内で汚染の少ない、人家がある部分に移動しうる。³⁹ 加えて、汚染した腐敗植物質の洗い流しも懸念される。⁴⁰ 平均的な降雨によるセシウムの森林からの放出量は少ない。⁴¹ 台風のときのような豪雨により、福島の森林からのセシウム放出量は10～100倍増加する。⁴²

このように、福島の放射能汚染林は生態系への放射性核種の取り込みにより、持続的かつ長期的に汚染した広大な地域であり、流域の汚染と再汚染の脅威は今後何年も継続する。

森林生態系への影響



除染作業で発生した除染廃棄物が集められた
福島県内の仮置き場。こういった中間集積所
は11万3,000カ所ある（2015年9月現在）

© Jeremy Sutton-Hibbert / Greenpeace

森林生態系への影響

「すべての森の除染は困難であり、除染作業による悪影響も考えられる」

環境省官僚、2015年12月⁴³

福島県には森が多く、県の総面積137万8,000ヘクタールの71%にあたる98万4,000ヘクタールが森林である。⁴⁴ Yoshihara, et al. (2014)によれば、⁴⁵ 44%にあたる43万ヘクタール（国際サッカー連盟が定める規定面積の競技場、約52万4,000面に相当）の森林が、長期的事故後シナリオの最適化のためのICRPの勧告レベルを超えるセシウムで汚染されている。⁴⁶ 福島県外にも同様に汚染された森林がさらに36万ヘクタール（サッカー競技場約44万面に相当）存在し、重度汚染林の合計面積は79万ヘクタール（サッカー競技場約96万面に相当）に達する。⁴⁷ 放射性セシウムは林床と表土中に強く保持され、森林生態系からの除去は限定的であるため、これは長期的な放射線汚染による危険性を意味する。⁴⁸

福島の森林は主に北方林と冷温帯林⁴⁹で、優占種は針葉常緑樹、広葉常緑樹、広葉落葉樹である。この点で、主に北方林であるチェルノブイリ被災地近辺と植生がやや類似する。⁵⁰ 地形、基層、降水量はかなり異なるが、チェルノブイリは比較対照例として参考にすることができる。⁵¹

福島同様、チェルノブイリの災害でも森林が広い面積にわたり深刻に汚染され、事故による放射能汚染の管理という面で、それらの放射能汚染林は今も特に困難な課題となり続けている。

IAEAは、東電福島原発事故による環境汚染が急速に減少しており、放射線の崩壊に加え、風化作用が減少の一部あるいは大部分に寄与していると発表した。これはある程度、特に半減期がわずか8日というヨウ素131および半減期が2年のセシウム134などの短寿命汚染物質については、事実である。

しかし、このような急性期の減少は事故後5年以内に底を打つものと予想される。⁵² それ以降、放射線レベルはほぼ安定し、その後の緩慢な減少は主にセシウム137、ストロンチウム90、超ウラン元素などの長寿命放射性核種の崩壊によって起きる。⁵³ これらの放射性核種は今後数十年、そして場合によっては数世紀、千年にわたり、環境中に残留する。

概要

森林生態系はきわめて複雑であり、栄養素または汚染物質（汚染が起きた場合は）の吸収と移動のための多数のメカニズムとシステムが存在する。放射能汚染の度合いには、樹種により、それぞれの木により、同じ木の中でも器官により変異があり、季節によっても変化する。⁵⁴

樹木は放射性粒子を高効率で捕捉する。⁵⁵ チェルノブイリとキシテムの災害に関する森林調査では、森林に降下した放射性核種の60~90%が林冠に捕捉されていた。⁵⁶ これは東電福島第一原発の原子炉から南西150キロに位置する栃木県内の汚染した常緑スギ・ヒノキ林における調査結果と一致する。調査結果によれば、スギ林ではセシウム137降下量全体の93%、ヒノキ林では92%が捕捉されていた。⁵⁷ さらに、空中からのウォッシュアウト（雨滴に取り込まれることによる降下）により沈着したセシウム137については、ヒノキ林で62.3%、スギ林で65%が樹木により捕捉されていた。事故の5カ月後、林冠への最初の放射性セシウム沈着量の60%が林冠に残留していた。⁵⁸

この調査結果は、汚染スギ林に沈着したセシウムの半分以上が林冠に残留していると結論したT. Ohno, et al. (2012) の論文で裏付けられた。⁵⁹

放射性物質の降下が起きる季節は、林冠への捕捉に顕著な影響を与える。⁶⁰ 東電福島原発事故の急性期には、落葉樹がまだ葉をつけていなかった。このため、落葉樹による捕捉は常緑樹による捕捉よりもかなり少なかった。⁶¹ 一方、2011年の常緑樹の汚染は、事故前に拡大していた葉の中に最も多く存在し、比較的容易にウォッシュアウトする可能性があり、吸収されていない外面への沈着量が多いことを示唆している。⁶² しかし、落葉樹中の汚染した葉の部分は最初の沈着後に拡大し、雨滴の跳ね返しなどの二次的な表面の汚染と吸収を通じて汚染されたものと考えられる。⁶³ 落葉樹の葉における大量の汚染は、インビトロ（人工的に作られた環境の中）での洗浄後にさえ除去が不可能であったため、この研究では汚染の大半が内部の組織に強く結合していると結論した。⁶⁴



© Jeremy Sutton-Hibbert / Greenpeace

飯舘村の道路脇に置かれた除染廃棄物の入った袋（2015年7月）

しかし、チェルノブイリとキシユテムの放射能災害後の長期的な森林調査によれば、森林の放射能汚染はほぼ2期で構成される。⁶⁵ 第1期は当初の沈着後2～4年間続き、汚染の主なメカニズムは林冠への沈着である。⁶⁶

この初期における最も顕著な汚染原因は最初の降下事象である。この時期の特徴は、木を構成する部分の汚染の低下が記録される、いわゆる「放射能低下」である。⁶⁷ これは東電福島原発事故で汚染された木に関する当初0～4年間の観察結果と一致する。⁶⁸

第2期は10～15年間続き、根系を通じた摂取により、植物の地上部の構造で放射性核種濃度が上昇する可能性がある。⁶⁹ この期間中、一種の平衡状態に達するまで、土壌からのセシウムの移動速度は秋の落葉により林床に戻る速度を上回る。⁷⁰

森林内の土壌からの放射性核種の摂取に影響を与える多数の要因が存在する。例えば、濃度、他のイオン（例えばカリウムとカルシウム）との競合、土壌のpH、放射性同位元素の雨による降下と縦方向の浸透、鉱物構造への放射性核種の付着、

さまざまな土壌層の有機物と鉱物の含有量、根の深さ、菌根菌との共生関係などがある。⁷¹

IAEAは環境中の放射線の影響を軽視しようと試みたが、生物分類学上のすべての界に対する影響を明らかにすることは重要である。チェルノブイリで汚染された針葉樹における変異の研究には、次のように記されている。

「電離放射線は最初に認定された変異原であり、広範な遺伝子内・遺伝子間の変異による変化を引き起こす。電離放射線により起きる変異の範囲は、単純な塩基の置換からDNAの一重または二重らせんの切断まで、さまざまである。変異率の上昇とゲノムの構造・機能の変化は、電離放射線被ばくに対する生物の複雑な反応の一部である」⁷²

従って、事故により放出された放射性核種の環境中での挙動を、生態系と人の健康という両方の観点から理解することがきわめて重要である。

樹木における直接の沈着、吸収、転流、そして変異

前述のように、空中から降下する放射性核種（特に水溶性セシウムイオン）の葉⁷³と樹皮⁷⁴への吸収については、放射能汚染林における数十年の研究による豊富な文献がある。⁷⁵

さらに、東電福島原発事故で放出され、事故の8カ月後にスギの葉から採取された、セシウムを含むホットパーティクルに関する研究によれば、

「針葉樹林の林冠ではアンモニアの取り込み、硝化、植物由来の酸の浸出により、酸性条件が誘発される…セシウム含有放射性微粒子の表面にアルカリ性を低下させる外殻が見つかったことは、粒子中の放射性セシウムが自然環境中でのガラスの『風化』により放出される可能性を示唆し、サイズが小さいことを考慮すると、粒子から放射性セシウムが完全に放出されるまでの期間は、環境に強く依存するものの、おそらく長くはなく、数年から数十年と予想される」⁷⁶

従って、研究者が以前に提唱した、ホットパーティクルからセシウムが浸出するという説が確認されたと考えられる。風化によるこのセシウムの緩慢な放出により、今後数年、数十年間に、生物吸収可能なセシウム量が増加すると思われる。

植物の内部組織に吸収されると、放射性セシウムは葉の構造の古い部分から新しい部分へと転流される。この現象は2011年3月から2012年5月の汚染されたスギの研究で、T. Nishikiori, et al. (2014)⁷⁷により指摘された。この研究では、降雨、土壌標本、2010年・2011年・2012年に芽を出した葉のセシウム濃度に注目した。2012年に、林内雨中の放射性セシウム濃度は検出限界を下回り、従って、その年に芽を出した葉は外部被ばくを受けなかった。それにもかかわらず、2012年の葉にはかなりの量のセシウム137 (570Bq/kg) が含まれた。セシウム137/セシウム134比は外部被ばくした2010年と2011年の葉での測定値とほぼ同じであった。

他の木本種18種についても2012年に芽を出した葉を測定し、結果をさらに確認した。これらからも放射性セシウムが検出され、セシウム137/セシウム134比はスギ林で採取した土壌標本を上回った。これらの放射性セシウムには外部からの供給源がないため、2012年に出た葉に存在するセシウムは内部での転流によるものと結論された。⁷⁸

これらの結果は、東電福島第一原発の南西220キロに位置する千葉県の国立放射線医学総合研究所 (NIRS) が実施した調査でさらに裏付けられた。⁷⁹ 研究センター周辺で、草本植物、大部分の主な放出時に葉をつけていなかった木本種、葉をつけていた木本種で構成される14種の植物の標本を採取した。すべての標本が2011年3月から2011年6月に採取された。予想通り、セシウム137とセシウム134の値は最初の放出時に存在しなかった草本種で最も低かった（セシウム137が平均 92 ± 19 Bq/kg、セシウム134が 87 ± 17 Bq/kg）。⁸⁰ 従って、これらの草本種中のセシウムは根系を通じて取り込まれたと想定された。一方、木本種の中では、セシウム137とセシウム134の濃度が、2011年3月11日以前に葉をつけていた種の新たに出た葉で、その時点で葉をつけていなかった木本種よりも高かった。この結果から、葉をつけていた木本種は葉を通じて直接放射性セシウムを吸収し、それが新たに作られる葉に転流されたものと結論された。⁸¹

2011年から2013年の3年間、福島事故で汚染された木本種10種に関して実施された別の研究では一貫して、常緑種の葉の構造からより高濃度のセシウムが検出され、その部分的な原因として、葉の寿命が長いことに加え、最初の沈着時点で葉をつけていた針葉樹での捕捉率の高さが挙げられた。⁸²

この研究で、樹木の内部組織でのセシウムの移動、特に葉や辺材などの新しい組織内での高濃度が確認された。また、濃度の季節変化も指摘された（特に落葉種）。さらに、当年生の葉の構造では、一年生の葉よりもセシウム濃度が高かった。このように、直接の沈着による影響が低下する中で、栄養素の流れに乗ったセシウムの転流、特に発生中の組織への転流が顕著になる。⁸³

調べたほとんどの樹種で、時間の経過に伴い減少があったが、放射性セシウム濃度のレベルは種、葉の年齢、場所により変動した。2012年に、2011年のレベルの29%から220%の範囲であった。⁸⁴ 2013年には、2011年のレベルの14%から42%の範囲に低下した。正味の減少は常緑種で最大であったが、セシウム濃度はなおも一貫して落葉種を上回っていた。

また、観察された減少の少なくとも部分的な説明として、セシウムを含むさまざまな元素の凝固の季節的変化⁸⁵も考えられる。2011年の標本は8月上旬に採取された。2012年と2013年には、5月下旬から6月上旬に葉が採取された。このため、研究の2年目と3年目には、晩春から夏にかけての数カ月の成長と成熟を経て新しい葉にセシウムが蓄積する時間が、1年目よりもかなり短かったことになる。3年間のどの年にも8月上旬に葉を採取していれば、数値が変わっていたかもしれないという意味で、研究の総減少量の解釈には注意が必要である。

ただし、チェルノブイリとキシユテムの事故に関して Tikhomirov & Shcheglov (1994) で報告されたように、汚染当初の2年から4年の期間にあたるため、ある程度の減少は想定される。地上部の植物構造の汚染が減少することが、この期間の特徴である。東電福島原発事故後4年目が終わりに近づき、この傾向が徐々に逆転し、他の汚染林で記録されたように、今後数年から数十年、セシウムが次第に根系から地上部の植物体に移動することが考えられる。⁸⁶

東電福島原発事故の翌年、NIRS、自然環境研究センター、日本エヌ・ユー・エス株式会社の研究者で編成したチームが汚染林の最初の解析を実施した。⁸⁷ チェルノブイリ事故直後の研究から、針葉樹種が特に放射線感受性が高いことが判明している。このため、この研究では固有種の針葉樹であるスギ (*Cryptomeria japonica*) に注目した。

東電福島原発事故直後には、黄化、奇形、早く葉がしおれるなどの放射線被ばくの観察可能な症状は見られなかったが、針葉樹林の顕著な汚染が確認された。⁸⁸

さらに重要な点として、樹木は外部被ばくに加え、内部（器官）放射線被ばくを受けたものと見られる。特に、球果（裸子植物の実）などの生殖器官が種子成熟中に重度の汚染を受け、種子の発生に悪影響を受けた可能性があることが確認された。

その結果、次のように結論された。

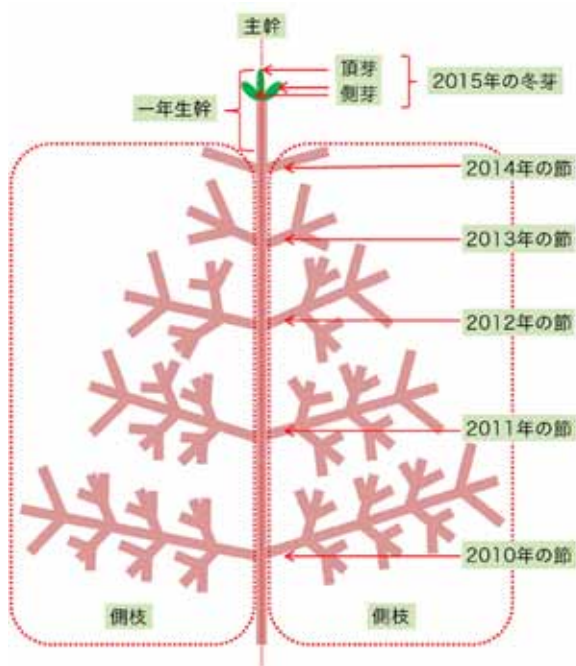
「球果標本で認められた最高濃度の放射性セシウムが理想円錐中で均一に分布したとみなすと、球果が受けた内部被ばく線量は1時間あたり15 μ Gyと推定される。この推定内部被ばく線量は、球果の全被ばく線量の一部であるが、それでもICRPがマツについて選んだ『誘導考慮参考レベル』である1時間あたり4~40 μ Gyという基準線量の範囲に十分入る高さである。これは繁殖成功率の低下または病的状態を引き起こす可能性がある特定の有害な影響の存在を示唆し、Garnier-Laplace, et al. (2011) でも提言されたように、最も重度の汚染を受けた森林地域の植物における細胞遺伝学と生殖に関する変化をさらに分析する必要性を強調している」⁸⁹
[太字は筆者の強調]

一部の樹種ではすでに慢性的な放射線被ばくの影響が現れているものと思われる。2015年8月、NIRSの所員を中心とする研究者らは、東電福島原発事故で汚染された森林のモミに「形態変化」が見られ、これらの変化の頻度が放射線量に依存することを認めた。⁹⁰ この研究では、機能を停止した東電福島第一原発から異なる距離に位置する4カ所の試験区で調査を実施した。4試験区中、3カ所の線量率は33.9 μ Sv/h、19.6 μ Sv/h、6.85 μ Sv/hであった。第4の試験区はかなり離れた茨城県北茨城市にあり、線量はわずか0.13 μ Sv/hであり、ここを対照区とした。⁹¹

破壊された東電福島第一原発に最も近い試験区がある大熊町では、調べたモミの90%で異常が見つかった。浪江町の2カ所の試験区ではそれぞれ、モミの40%と30%で欠損が見つかった。それに対し、北茨城市では、成長異常を示した木は10%未満であった。⁹²

観察された主な異常は、成長して幹になる主幹と呼ばれる芽の欠損である。これには他の要因もありうるが、事故以前の年の輪生を調べた結果、災害後にこの異常が有意に増加したと結論された。⁹³ この異常についても、放射線量が高い試験区ほど頻度が高かった。

従って、この異常が放射能によるものであると断言することは難しいとしても、放射線量とモミで観察されたこの異常との間には統計学的に有意な相関性があり、発生率は事故後に顕著に上昇していた。⁹⁴



出典：Watanabe, Y. et al. Morphological defects in native Japanese fir trees around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Sci. Rep. 5, 13232; doi: 10.1038/srep13232 (2015). より作図

主幹欠損という異常は、チェルノブイリの汚染森林の針葉樹でも観察された。福島の結果には次のように記されている。

「放射能の影響としては、チェルノブイリ原発周辺の汚染区域で放射能に慢性的に被ばく

するヨーロッパアカマツでも主幹欠損が報告されている。毎年つく主幹の芽が出ず、枝が二股に分枝する異常を示した木では、最終的に、主幹が欠けた藪のような樹冠が形成された。別の研究では、チェルノブイリのヨーロッパアカマツの特徴として、1本の幹にならず、2本以上の幹または枝がつき、この現象は芽がつく期間の推定線量率に比例して発生することが示された。チェルノブイリ原発近辺のマツにおける異常は、東電福島第一原発近辺のモミで観察された異常と全く同一ではなかったが、以上の情報は日本のモミの形態変化と放出された放射性核種による放射線への慢性被ばくとの関連性を裏付けているものと思われる」⁹⁵

スギ (*Cryptomeria japonica*) に関する別の研究⁹⁶によれば、針葉の2012年の新芽では、2010年と2011年に芽を出した古い針葉と比べ、セシウム濃度が低下していた。しかし、2012年の雄花の基部には高濃度のセシウム137が蓄積し、その濃度は2012年の針葉の新芽よりも高かった。また、雄花とそれに含まれる花粉のセシウム濃度には有意差がなかった。⁹⁷

樹木と他の植物の花粉から検出される高濃度のセシウムは、チェルノブイリ汚染地域でも記録された。チェルノブイリ事故の影響を受けた地域の調査では、トウヒ属⁹⁸、マツ属⁹⁹、草本頭花種¹⁰⁰などの植物種の花粉でセシウムが確認された。

頭花種の調査はチェルノブイリ事故の4年後にクロアチアで実施された。花粉中のセシウム137濃度は花自体の濃度よりも8~10倍高かった。加えて、汚染された地域に集まるミツバチが作る蜂蜜を分析したところ、花粉中のセシウムの半分強が蜂蜜に移行しており、蜂蜜中の濃度はクロアチアの汚染レベルに対応していた。¹⁰¹

さらに、チェルノブイリ事故の6年後にドイツのミュンヘンで実施された調査では、トウヒの花粉に含まれる高濃度が原因で、花粉生産の最盛期に空間セシウム137濃度が急上昇することがわかった。¹⁰²

チェルノブイリの高度に汚染された森林における別の調査では、やはり汚染された花粉が原因で、マツ属の花粉生産の最盛期に空間放射線量が上昇していた。¹⁰³

セシウムが再び浮遊し、人口が多い地区や除染後の地区にセシウムが再分配されること、そして、民家周辺と道路沿い20メートルの範囲を「除染」という日本政府の方針により、これらの調査結果が、福島の汚染地域に関して持つ潜在的意味は広範囲に及ぶ。スギ花粉の濃度と成人の平均吸入量に基づき計算した被ばく予測線量はかなり低い。¹⁰⁴ しかし、最も汚染度が高い森林の花粉の放射能についてはほとんど情報がなく、部分的に除染された地区の住民に対する潜在的な追加放射線量リスクを決定するには、さらに研究が必要である。これについては以下でさらに詳述するが、ここで重要なのは、飯館村の重度汚染地域のように、多くの民家が森林に取り囲まれているという点である。

種により異なるさまざまな開花・受粉時期に被ばくの危険性が生じる可能性がある。最低限、人権という観点から、住民が汚染地域に帰還する前に、放射性花粉との接触が健康に対して与える潜在的影響を確実に理解する必要がある。

避難指示区域外で、木材産業がいまだに福島で木を伐採していることは注目に値する。これは最外層（樹皮と辺材）を除去することで汚染の大部分が除去され、残った木材は現時点で規制の上限よりも低いという想定に基づき、許可されている。¹⁰⁵ 今のところ、これは事実のようである。

しかし、他の放射能汚染森林の調査では、汚染樹体中でのセシウムの縦横の両方向への転流が判明している。つまり、セシウムは根と林冠の間を上下方向に移動するだけでなく、木の組織内での（内側への）転流も起き、環境中に放射性セシウムが存在するよりもはるか以前に形成された年輪でさえも汚染される。¹⁰⁶

スギ、アカマツ、コナラという林業製品生産の主要樹3種を東電福島原発事故後6カ月間調べた調査では、3種すべての樹皮、辺材、心材からセシウムが検出された。¹⁰⁷ この汚染の原因は主に葉と樹皮

への直接の吸収で、3樹種すべての樹体組織におけるセシウムの急速な転流が証明された。¹⁰⁸

心材までのセシウムの転流に関するメカニズムは十分解明されていない。種々の潜在的要因が考えられ、例えば心材中の含水量とカリウム濃度（種により変動する）が原因かもしれない。¹⁰⁹ この研究では、3種すべてに関し、濃度が辺材よりも樹皮の方が高く、心材よりも辺材の方が高かった。¹¹⁰

しかし、自然林に多い種であり、日本で最も重要な植林用樹種でもあるスギでは、カリウム濃度が辺材よりも心材で高いことが知られている。¹¹¹ アカマツとコナラではその逆である。¹¹² 加えて、この種の心材では含水量が高い傾向があり、それが高いカリウム濃度の原因とも考えられる。¹¹³ 植物組織内でセシウムはカリウムとよく似た挙動を示し、高い含水量により濃度が上昇することが考えられるため、この重要でよくある種の心材に高濃度のセシウムが存在する可能性がある。¹¹⁴

核実験での大気中の放射性降下物によるスギの放射能汚染に関する1988年の研究では、スギの心材で最高のセシウム濃度が検出された。¹¹⁵

確かにチェルノブイリの汚染森林の調査では、最高濃度が最外層にとどまるように見えるが、¹¹⁶ 木材として重要な種であるスギにおけるセシウムの横方向の転流と心材での高濃度を示す証拠は、汚染された地域からの木材製品のモニタリングを今後何年も継続する必要性を示している。

また、広島原爆や大気中核実験で汚染された森林から得た証拠では、ある程度の内側への移動はあったものの、ストロンチウム90の横方向の転流は少なかったことも注目に値する。¹¹⁷ ただし、ストロンチウム90の根からの吸収は、セシウム137の吸収の2倍以上であった。¹¹⁸

下層植生による捕捉と保持

樹木は森林生態系のバイオマス（生物量）の大部分を占めるが、下層植生も放射性核種の捕捉、保持、循環において重要な役割を果たす。最初の沈着事象後の樹木による捕捉、吸収、転流に関する以上の考察は、下層の高低両方の植物にも該当するものと思われる。¹¹⁹

特に注目されるのは、汚染物質の吸収と保持においてコケ類と地衣類が果たす役割である。それらは液体をよく吸収するため、放射能を中間で貯留する役割を果たす。¹²⁰ 従って、雨が多く湿度が高い生態系で、地表をマットのように覆う蘚苔類（茎がある蘚類と葉のみの苔類）が最大のバイオマスである場合、放射能の大半がコケに含まれるため、地表を覆うマット状のコケを除いた土壌標本では、全体的汚染レベルを忠実に表すことはできない。¹²¹

福島の森林では、下層植生が、林冠よりも下へのセシウム沈着量の相当部分を吸収したものと思われる。実際、原子炉から180キロ離れた樹齢30年のヒノキ林の土壌におけるセシウムの垂直分布を調べた調査では、下層植生の乾燥重量に基づくセシウム濃度が土壌標本の3倍に達し、根による吸収または直接の沈着のいずれかにより植物に取り込まれることが示唆された。¹²²

間接的沈着

植物が捕捉するため、林床に達するのは沈着したセシウムのごく一部である。そのため、セシウムなどの放射性核種の再分配において、間接的沈着メカニズムが重要な役割を果たす。¹²³

まず、林冠が水で飽和され、水が落ちて林床に達する程度の激しい降雨により、沈着した微粒子が洗い流され、吸収されたセシウムが漏出する。これは林内雨と樹幹流という2つのメカニズムにより起きる。林内雨は林冠で遮られなかった水、または水浸しになった葉から林床に滴下する水である。樹幹流は葉と枝を経て幹に達した後、幹を伝って流れる水である。¹²⁴ 汚染事故の直後は、微粒子の洗い流しが林床へのセシウム再分配の主なメカ

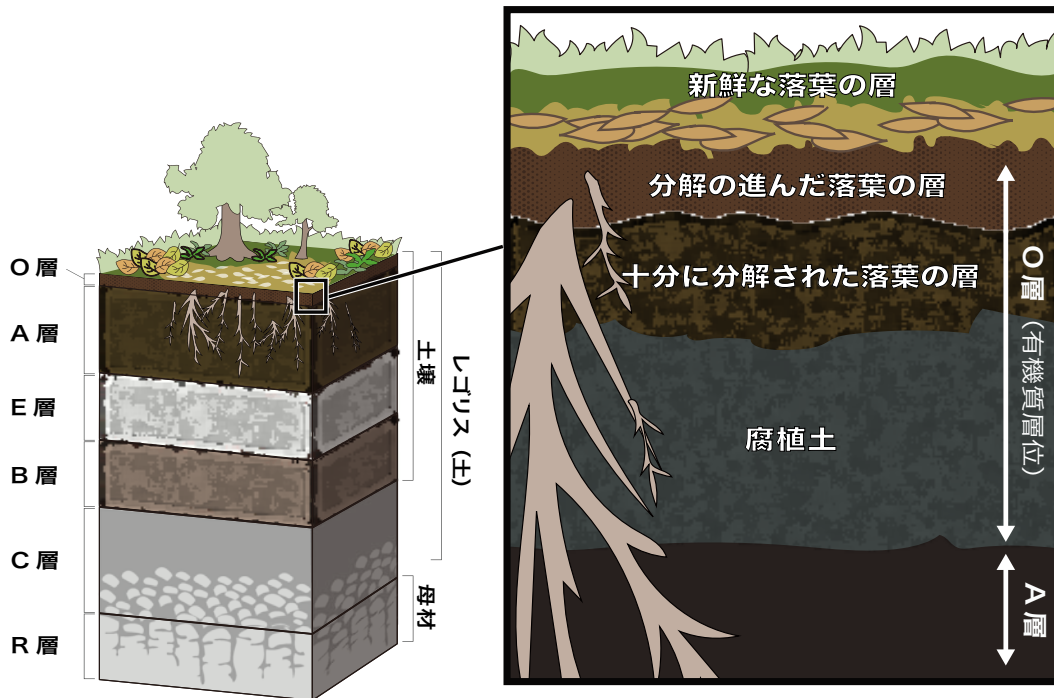
ニズムであると思われる。¹²⁵ 一方、植物の生物活性を持つ部分からの雨水による浸出は長期的現象と思われる。¹²⁶

東電福島原発事故の1年半後および3年後に広葉落葉樹林とアカマツ林で実施した調査では、林床へのセシウムの移動に季節的上昇が見られた。林内雨、樹幹流、葉のリターでの濃度が測定された。

広葉樹林から林床へのセシウムの移動はアカマツ林での移動を上回った。さらに、再分配の量は林内雨が樹幹流を上回ったが、樹幹流の方が濃度は高かった。¹²⁷ セシウム137の濃度は降水量が少ない期間に上昇する傾向があった。しかし、アカマツと広葉樹林の両方で全般的に、夏から秋に林内雨と樹幹流での濃度が上昇していた。¹²⁸

加えて、夏から秋に森林のリター中でセシウム137の上昇が確認されたが、落葉落枝量の増加との間に明瞭な相関性はなかった。¹²⁹ アカマツ林では、リター中のセシウム137濃度はほぼ一貫して10 kBq/kg以下であったが、2013年8月前半にはセシウム137濃度が20kBq/kgを超えた。¹³⁰ 同じく、広葉樹林でも、リター中のセシウム137濃度はほぼ一貫して10kBq/kg以下であったが2013年5月から9月までセシウム137濃度が20 kBq/kgを超え、最大値は62kBq/kgに達した。落葉落枝中でのセシウム137の移動は優占種の落葉期間と相関し、アカマツ林では春と秋にピークがあり、広葉樹林ではリターを介したセシウム137の移動が秋に最大値を示した。¹³¹

2011年3月から2012年6月の期間にスギ林で実施した別の調査では、林内雨と降下物中の放射性セシウムの85%が溶存しており、また、おそらくイオン性であると著者らは考えており、直接の吸収と根を通じた取り込みにより最も生物吸収しやすい形態であった。¹³²



腐敗した植物質で鉱質部分がわずかで有機物を多く含むO層は、分解が進んだ落葉、十分に分解された落葉の層、鉱質部分をほとんど含まない腐植土から成る。汚染された森林生態系においては、放射性セシウムは長期的に表面0~5センチのところにとどまるといふ。その部分は植物が最もセシウムを取り込みやすい部分である。

森林土壌中でのセシウムの垂直移動

生態系内での移動と森林から他の地域への移動という両面で、セシウム137の潜在的移動性を理解するには、森林土壌中での垂直移動を理解することが不可欠である。これは人その他の動物に対する長期的な外部被ばくの重要な因子でもある。¹³³

M.T. Teramage, et al. (2014) も次のように指摘する。「森林土壌の表層の有機層に堆積した放射性セシウムの再移行は、土壌と河川の長期汚染を引き起こすおそれがある。このため、土壌断面における放射性セシウムの早期の分布とその後の移動を理解することが不可欠である」。¹³⁴

粘土鉱物内でセシウムの吸着が急速に起き、しばしば、ほぼ不可逆的であることについては十分な記録がある。¹³⁵ このため、粘土に含まれるセシウムは、植物によって取り込まれ生物吸収されるということがほとんど不可能である。ただし、以下で詳しく論じるように、菌根菌との共生により植物が鉱物中のセシウムを利用する可能性はある。

土壌層位は一般に6層に分かれる。O - ゆるい、部分的に腐敗した植物質から成る有機質層位。

A - 鉱物と豊かな腐植土（分解した植物質）が混

合した表土。E - 溶脱により鉱物と粘土が失われた溶脱した層位（降水が土壌を通じて下方に移動する）。B - 粘土と鉄床から成る集積帯/下層土。C - ほとんど有機質を含まない風化した母岩材。R - 風化していない母岩材/岩盤。

農地では放射能災害後に広く調査が行われてきたが、耕運と作物栽培が原因で、明瞭な土壌層位が形成されておらず、森林土壌に存在する微小動物植物相の土壌がない。このため、チェルノブイリなどの農地の被害に関する調査の大半が、有機層ではなく粘土がセシウムの保持と下方移動の阻止で重要な役割を果たすとしている。¹³⁶ 粘土鉱物中に固定されたセシウムは植物による吸着にはほとんど利用されず、チェルノブイリでの調査で報告された農産物での低い移動速度と低い放射能はそれで説明できる。¹³⁷

しかし、「森林土壌中のO層位は一般に明確な層形成を特徴とし、有機質を豊富に含む3つの表層位を識別できる。L（リター）層位は完全な形のリターで構成され、目に見える分解の兆候はほとんどない。L層位の下F（発酵）層位は発酵したリターで構成され、F層位と鉱物質土壌の間のH（腐植土）層位はほとんど鉱物質を含まない。放射性セシウムが地面に達すると、通常、土壌有機質のリター部分に堆積する」。¹³⁸

これらの有機層には一般にセシウムを含む粘土土壌が少ないことを考慮すると、この層のセシウムインベントリの大半が生物吸収可能であり、おそらく根系がそれを吸収すると考えられる。¹³⁹ しかし、そこに含まれる土壌バイオマス（根、真菌、微小動植物相）により保持される可能性があり、垂直土壌標本中で測定されたすべてのセシウムがそのまま取り込まれるとは限らない。¹⁴⁰ 福島の土壌は火山灰の影響を強く受けており、通常、火山灰はセシウム137吸着能力が低い。しかし、福島の森林土壌の上層鉱物層では、微細（粘土＋シルト）部分の割合およびセシウム137保持能力が比較的高いことが調査により判明している。¹⁴¹

チェルノブイリなどの放射能災害の調査によれば、森林内の粘土などの鉱物への縦方向の浸透と吸着は緩慢に進行する。¹⁴² この現象は多数の研究者により報告されているため、「森林土壌の有機質層位中で起きる放射性セシウムの緩慢な下方移動は、因果関係の明確な説明は今後の課題であるとしても、既定の事実とみなすことができる」。¹⁴³ 実際、チェルノブイリ汚染林の調査では、ストロンチウム90の90%が地表から10センチ、セシウム137では地表から5センチの土壌中に残留していた。¹⁴⁴

降水量は有機土壌層を通過する毛管水の流れに伴う縦方向のセシウムの移動に影響を与える。福島ではチェルノブイリ立ち入り禁止地区やその周辺よりも降水量が多いため、縦方向の浸透速度は福島の方がやや速いと考えられる。¹⁴⁵

福島の土壌におけるこの速い下方移動は、2011年の沈着直後に行われた調査で確認されたものと思われる。この調査では、森林土壌に沈着したセシウム137のわずかな割合で、下方への転流速度がチェルノブイリよりも速いことが示された。¹⁴⁶ この原因としては、高い降水量による影響の可能性に加え、沈着したセシウム137が、例えば粘土鉱物中で物質の交換が起きやすい場所への付着や有機質への溶解などにより、移動しやすい形になり、土壌層位を通過して下方に移動することが示唆された。¹⁴⁷

しかし、森林土壌に沈着した放射性セシウムのわずかな割合が、最初の沈着後に急速に下方に移動するとしても、大部分は表層部分に保持される。

土壌断面中での放射性セシウムの垂直移動は2段階で進むことが示唆されている。沈着後の第1段階は高い移動性を特徴とし、その後、植物と鉱物による固定が起きる。程度は低いが、チェルノブイリでもこれは観察された。¹⁴⁸

福島の森林における放射性セシウムの移動に関する研究では、次のように結論された。

「ほとんどの下方移動モデルでは、土壌断面中での放射性セシウムの動きに関し、低速度の漸進的な吸着－脱着過程を想定した1段階の移動速度を想定する。しかし、この研究では、深さ16センチでの福島由来のセシウム137のわずかな割合は、選択的吸着が始まる前の降下中に、放射性セシウムに取り囲まれた雨水が浸透したことによると考えた。これは森林土壌中では放射性セシウムの移動に関し、別の迅速な段階があることを意味する。この段階は福島由来のセシウム137の長期的移動を表すものではないが、それでも…

[中略] … 初期降下期間中の汚染速度を理解するために重要である」¹⁴⁹ [太字は筆者の強調]

数件の調査で、福島の森林におけるセシウムインベントリで最大量がリターと上層の層位に残留したことが確認された。ある調査では、全インベントリの50～91%であることがわかった。¹⁵⁰

福島の汚染針葉樹林に関する別の調査では、OI（リター）層位からの急速な下方移動はあったが、最大濃度はOf（発酵）層位から検出された。論文には次のように記されている。

「林床では、下層植生と土壌の表層2～3センチを放射性セシウムが活発に再移行する中間段階とみなすことができる。これは主にその部分の酸性の性質と低い粘土含有量により、特に寿命の短い下層植生に対し、放射性セシウムが生物吸収可能になることによる。OM [有機質：筆者注] 含有量が10%を上回る地表から約10センチの深さで放射性セシウムの放射能のほとんど（土壌中の全セシウムインベントリの99%）が検出された。土壌標本採取時に、生土のままの有機層（OI + Of）

には福島由来のセシウム137の52%が保持され、残りのセシウム137はOf層よりも下の土壌に分布していた。**具体的には、Of層位には標本採取時の全インベントリの47%にあたる福島由来のセシウム137が蓄積し、その後の移動を遅らせる。**これはおそらくOf層の動態と周期的変化を特徴づけるOM [有機質：筆者注] の入れ替わりが、放射性セシウムの移動、滞留時間、生物学的利用能を決定することを意味する¹⁵¹ [太字は筆者の強調]

この傾向は東電福島原発事故で汚染された落葉樹林に関する別の調査でも指摘された。前述のように、初期沈着と木の発葉が起きる時期は、最初の大気中の放射性プルームに対する遮断について劇的な影響を与える。

常緑針葉樹林と異なり、落葉樹は東電福島原発事故の時点で葉をつけておらず、当初の汚染の大半は森林リターに直接沈着した。¹⁵² 事故の1年後、セシウム137インベントリの多くはリターから表土に移動し、そこからさらに下方への移動はほぼ妨げられた。¹⁵³ 深さ10センチよりも下まで浸透したのは、リターおよび腐植土層からの浸出液のわずか2%であり、10センチよりも下への年間移動率はセシウム137インベントリ全体の0.1%であった。¹⁵⁴ この論文では、事故の2年後に垂直移動速度が低下したことも指摘された。¹⁵⁵

従って、事故後初期に土壌断面で急速な垂直移動期間があるが、セシウム137の多くは地表から0～5センチ¹⁵⁶ を中心とする有機質の土壌層位に滞留した。そのほとんどが植物による生物吸収が可能であり、潜在的に移動可能であり、人と他の動物の体外被ばくリスクはきわめて高い。

横方向の移動：生物学的要因

土壌断面中を下方に垂直移動することに加え、放射性セシウムは森林内で横方向にも拡散する。放射性セシウムが水平に拡散する主な生物学的メカニズムは真菌、高等植物、動物の3つである。¹⁵⁷

田畑の土と異なり、森林の土では真菌が盛んに活動し、一次分解者として（細菌と共に）、生きた植物に対する寄生者として、そして、おそらく最

も重要な点であるが、植物の根との共生者（菌根菌）として作用する。¹⁵⁸ 多くの真菌と放射性セシウムとの親和性には十分な裏付けがあり、放射性セシウムは吸収され、子実体に蓄積される。¹⁵⁹ さらに、1つの個体が土中でかなりの長さの菌糸体を伸ばすことができ、また、多くの真菌が多年生であるため、栄養素の流れと共にセシウムが移動する間、真菌は相当の放射能を貯留することができる。¹⁶⁰

前述のように、高等植物の土壌からのセシウムの取り込みは、サイズに比例する（森林生態系では当然、樹木がバイオマスの最大の割合を占める）。¹⁶¹ 菌根菌の共生はこれをさらに複雑にする。この菌と根の関係は多くの樹木や他の高等植物の主な栄養源であり、重金属類の輸送に対する障壁などの役割を果たすことも記録されているためである。¹⁶²

P. L. Nimis (1996) はこの関係を次のように記している。

「ほとんどの維管束植物種は、根系で最も代謝活性が高い部分として、菌根菌に依存するように進化してきた。菌根菌は高い代謝率により、土壌からのイオンの取り込みと蓄積、宿主への転流にとり不可欠であり、土壌上層での分布を戦略的に拡散させる。小根のサイズを拡大し、寿命を延長する酵素、オーキシン、ビタミン、サイトカインなどの化合物を生産する。分解者と消費者にとり、真菌の菌糸体と孢子嚢果は蓄積される栄養素とエネルギーの供給源である。栄養素と炭素は菌根菌の菌糸体を共有することで、1つの維管束植物から別の植物へと移動できる。菌根菌についての研究は進んでいないが、自然と半自然の生態系における放射性核種の循環を理解するために最も重要な要因の1つである」¹⁶³

さらに、実験条件下での純粋培養の菌根菌は、コロニーが形成されていない高等植物の根系と異なり、有機・無機両方のリンを利用できることがわかっている。¹⁶⁴ さらに、ユーカリの実生での菌根菌共生について調べた実験では、放射性セシウムと化学的に類似するカリウムを菌が粘土鉱物から遊離させ、実生に移動させることが実証された。¹⁶⁵ 従って、通常は利用できない鉱物に含まれ

るセシウムの遊離を含め、高等植物による根系を通じたセシウムの取り込みを菌根菌が促進する可能性を否定できない。

最後に、動物もセシウムの水平移動の重要な要因となりうる。チェルノブイリ事故で汚染されたスウェーデンの森林に関する調査では、草食動物によるセシウムの移動（汚染した植物質を動物が摂取し、排泄によりセシウムを再分散させる）は落葉と同程度に起き、場合によっては、草食動物による移動は落葉を上回ることが示された。¹⁶⁶

動物および風で動く植物構造による放射能の拡散について、やや語弊はあるが「興味深い」例を紹介すると、米エネルギー省の委託を受けた業者が、ワシントン州ハンフォードにある高度に汚染された旧核兵器製造施設からの放射性核種の拡散を防ぐために、放射性的のタンブルウィード（乾燥地によく生えるヒユ科の植物）と「核ウサギ」の追跡調査を行っている。¹⁶⁷

森林火災と大気への放射性核種の再浮遊

落葉への沈着が起きるとき、深い土壌層位にセシウムが浸透するには、葉の生物分解が必要である。チェルノブイリ事故の汚染森林に関してウクライナとベラルーシで実施された調査では、通常、枯死した植物質を分解する土中の無脊椎動物に対する放射能の影響が原因で、分解過程がかなり鈍化する¹⁶⁸ことが示唆された。¹⁶⁹

T.A. Mousseau, et al. (2014) は次のように記している。

「…自由生活性の微生物は、有機質の鉱化を通じて植物の生産性に対して強い影響力を持つ。土中の無脊椎動物はリターの分解において重要な役割を果たす。従って、大規模な核事故の場合のように、土壌微生物と無脊椎動物の群が深刻な影響を受けると、植物の能力に対し、さらにはその結果として草食動物にも、劇的な間接的影響を与え、有機質の鉱化にも影響を与える」¹⁷⁰

チェルノブイリでは、数年、数十年にわたるこのリターの堆積（“fuel ladder（火を上を渡すはしご）”と呼ばれる）により、森林火災が樹冠に達し、大きな樹冠火になる危険性が上昇することが記録されている。¹⁷¹ さらに、大量のたきつけとしての役割も果たし、火勢を強くするだけでなく、火の回りを早める。¹⁷²

汚染された森林が燃えると、吸入可能な微粒子の形でストロンチウム、セシウム、プルトニウムが放出される。¹⁷³ 樹冠火では火災の激しさにより、森林中の放射性核種の最大40%が放出され、放出されたものが上層大気に入り、長距離を移動するという意味で、特に問題が深刻である。¹⁷⁴ 加えて、セシウムは沸点が低いため、土壌中に固定されていても、森林火災中に一部が揮発し、煙に混入して運ばれる。¹⁷⁵

このため、以前に汚染森林内に隔離された放射性核種が火災により再移行および再分配され、最初の地点からかなり離れた地点に達することもある。そして、森林内での放射線の存在そのものが森林火災の起きやすさ、潜在的範囲、激しさを増すという意味で、生態系にとり破壊的である。

リターの分解が同様に鈍化すると仮定した場合、福島の汚染された広大な地域では、降水量の多い気候により、火災の危険と火災による放射性核種の再浮遊という脅威はおそらく低いと考えられる。

しかし、それはリスクが存在しないことを意味しない。福島県のウェブサイトによれば、森林火災が最も起こりやすいのは空気が乾燥する3月から5月である。¹⁷⁶ 2014年には43件の森林火災が次々と発生したということも記載されている。¹⁷⁷

福島の火災ハザード解析では、森林火災による放射性核種の二次排出の危険性は、同県の丘陵地帯の汚染針葉樹林で最も高いが、この空間分布は気象条件と季節により大きく変動しうる。¹⁷⁸

現在、この森林火災による放射性物質の再浮遊という危険性があるが、大量のリターの堆積、そして、その結果としての樹冠火を含む森林火災の頻度と激しさの上昇が、チェルノブイリと同じく福島の森林でも起きるかどうかわかるには、今後数年、数十年を要する。

野生生物に対する放射能汚染の影響

福島県田村市都路の汚染された山林

© Robert Knoth / Greenpeace

野生生物に対する放射能汚染の影響

生態系影響評価：IAEAの失敗

前述のように、電離放射線は既知の変異原である。つまり、それは動物と植物の両方を含む生物において遺伝物質を改変し、突然変異の発生頻度を上昇させる。¹⁷⁹ 植物は動物よりも放射線の影響を受けやすいと思われるが、全分類群にわたり著しい影響が確認されている。¹⁸⁰ ただし、たとえ近縁種であっても、異種間には放射線感受性に大きな変異がある。¹⁸¹

チェルノブイリ原発事故由来の放射線による動植物と菌類の変異原性への影響に関し、世界的に著名な2人の生態学者¹⁸² A.P. Møller & T.A. Mousseau (2015) が研究のメタアナリシスを行い、次のように結論した。

「メタアナリシスにより放射線と変異率の関係を調べたところ、すべての研究例と分類群において驚くほど大きな全体的効果量が確認され、平均効果量は生物科学分野で報告された他のほとんどの平均効果量を上回っていた。すなわち、正常な自然放射能のみが存在する対照測定地と比較し、汚染区域では変異率が大きく上昇していた。さらに、異種間の差を含め、分類群間で平均効果量に有意な差があった… [中略] … この研究で再確認されたのは、たとえ近縁分類群間であっても、変異率に大きな変異があるということである。ただし、放射線に対する抵抗力が種間で異なる原因は特定されなかった。驚くほど高い平均効果量は、放射能汚染が個体の適応能力に与える強い影響に加え、個体群レベルでも潜在的に重大な影響を与え、それは放射能汚染地域の圏外にも及ぶことを示唆している」¹⁸³ [太字は筆者の強調]

また、この研究では、これらの影響が時がたつにつれて減少せず、事故後30年近くが経過した今も、チェルノブイリの汚染環境では環境条件に顕著な改善は起きていないことも明らかになった。¹⁸⁴

フランス政府の外郭団体である放射線防護・原子力安全研究所 (IRSN) の環境リスク研究・専門知識部 Dr. Garnier-Laplace 部長らによる研究では、電離放射線の生態毒性に関する実験室での試験結果と、チェルノブイリ立ち入り禁止区域で慢

性的に放射線被ばくを受ける野生生物に関する現地調査データとの間に、大きな差があることが確認された。¹⁸⁵ 具体的には、自然環境中での低線量放射線への慢性的な被ばくにより、実験室および制御環境下での実験よりも、動物が影響を受けやすくなる。¹⁸⁶ 慢性被ばくした野生生物における高い放射線感受性については、自然界のストレス（競争、食物不足、捕食）が複合要因の候補として挙げられたが、さらなる研究を要すると結論された。¹⁸⁷

著者らは次のように記す。

「… チェルノブイリ立ち入り禁止区域内 (CEZ) の種で検出された放射線感受性の変動範囲を、純粋なガンマ線外部照射に慢性被ばくした陸上種に関して確立された統計分布 (慢性種放射線感度分布 eSSD) と比較した。その結果、チェルノブイリの現地条件下で測定された分布の中央値の最良推定値 [有害線量] (HDR50) (約100 mGy/h) は、制御条件下で得た値 (約850 mGy/h) の8分の1の低さであり、自然環境中の生物で放射線に対する感受性が高いことが示唆された」¹⁸⁸ [太字は筆者の強調]

さらに、それに続く研究では、以下のように述べる。

「最近、Garnier-Laplace et al. は、CEZの自然環境内に生息する生物の放射線感受性が実験室条件下の約8倍の高さであるという点に注目し、種間の放射線感受性の再評価を提案した。現地条件下の生物では、栄養状態の不良、不利な非生物的要因、寄生、捕食などが種の個体数と多様性に対して強い影響を与えるのに対し、実験室条件下の個体群は、科学研究倫理に関する法令の影響もあり、通常、最適条件下に置かれることを考慮すると、これは意外とはいえない。加えて、被ばく継続時間も実験室と現地の実験を区別する主要な特徴であることは明らかである。すなわち、同じ被ばく線量であっても、その結果として吸収される線量には大きな差があり、最終的に、現地での線量は実験室での線量よりもはるかに高くなる。最後に、現地と実験室での感受性の差は、安定した汚染物質をはじめとする他のストレスの存在や、表現

型の順化、DNAメチル化、世代にまたがる遺伝的適応、多世代表現型効果（例えば母性効果）を通じた系統の選択に由来する可能性がある」¹⁸⁹ [太字は筆者の強調]

チェルノブイリ立ち入り禁止区域の自然な汚染生態系内の動物（少なくとも陸上動物）が、実験室での試験の**8倍**という高い放射線感受性を示したという結果の重要性は、いくら強調しても、し過ぎにはならない。

東電福島原発事故により予想される生態系への影響に関するIAEAの結論に関し、これは特に重要である。IAEAは東電福島原発事故報告書の要約で、予想される生態系への影響はないという結論に達するにあたり、方法論の基礎として主にICRPパブリケーション91を参考にしたとしている。¹⁹⁰しかし、ICRP（2003）は同パブリケーション中で次のように認めている。

「放射線の影響に関する**我々の情報の大部分は、個体の調査に基づくものであるが、個体群、生態系、群落に関する現地観察結果の一部は制御された実験室条件下および試験場条件下で得られ、観察結果の一部は高濃度放射性核種の偶発的な環境への放出後に得られる**」¹⁹¹ [太字は筆者の強調]

その後、ICRPは基準生物データセットを作成し、必要に応じて他のデータ（後のICRPパブリケーションで発表）で補足することを推奨している。

2015年に発表した東電福島原発事故の評価でIAEAは次のように認めた。

「この評価で適用された種類のモデルに伴う**全体的な不確かさは、特に環境移行に関する想定が関わる場合に大きい。こうした評価手法は、単純な想定に基づくことが多く、不確かさは通常、保守的な想定を使用することによって考慮される。計算された線量を放射線影響と関連づけるために使用された指標は、主として急性被ばくよりも慢性被ばく、生物集団や生態系よりも限られた範囲の個々の生物に関係するものである。現行の手法は、生**

態系の構成要素間の相互作用や、放射線とその他の環境ストレスとの複合的影響は考慮されていない」¹⁹² [太字は筆者の強調]

従って、福島生態学的影響の評価に関してIAEAが頼りにしたICRPの方法は、主に実験室と制御環境下での研究で得たデータに基づく枠組みとして作られたものである。最近の研究で¹⁹³、これがリスクの深刻な過小評価を引き起こす可能性が示された。

IAEAはさらに、「保守的な想定」が個体に限定されたこと、そして、放射性核種の吸収増加¹⁹⁴および自然環境中の生物における放射線感受性の大幅な上昇の原因と考えられる、まさにその要因を考慮に入れることを完全に怠ったことを認めた。¹⁹⁵

このように、東電原発事故による生態系への影響はないとするIAEAの予測は、誤りである可能性がある仮定をもとにしている。

慢性放射線被ばく：記録された影響

IAEAが東電福島原発事故による生態系への影響は予想されないという根拠のない結論に達するために使った手法の欠陥は、一見して明白なものではなかったとしても、2015年9月のIAEA東電福島原発事故報告書の発表以前にすでに、福島での現地調査による証拠からも、IAEAの「予測」の誤りが証明されていた可能性がある。

前述のように、2015年8月、NIRSの研究者チームは、福島の汚染林のモミで、2011年の事故後に形態異常が増加し、線量が高い試験区ほど異常の発生率が高く、観察された「異常」はチェルノブイリの汚染林の針葉樹で観察された成長の変異と酷似していたことを確認した。¹⁹⁶



チェルノブイリ立ち入り禁止区域のツバメ（2007年）

さらに、動物への影響に関しては、機能を失った東電福島原発の北西50キロ圏内で4年にわたり、鳥類その他の動物の状態、繁殖率、個体数を調べた調査（2011年から2014年）がある。¹⁹⁷ 調査結果には次のように記されている。

「観察した鳥類群集を構成する57種の90%が、繁殖成功率に影響を与える可能性がある線量におそらく慢性的に被ばくしたものと考えられる。調査地域において事故後4年間に、総線量（Gy）を対数変換した数値に基づき、10倍ごとに総個体数は22.6%減少した。2011～2014年に、調査地域内の総線量0.55 Gyにより、鳥類の総個体数が50%減少したと推定される」¹⁹⁸

つまり、2011年から2014年の間に線量の増加に従い福島鳥類の個体数が低下し、観察対象であった57種の90%が、繁殖に影響を与える可能性があるレベルの慢性被ばくを受けていたことが、この研究で確認された。

また、線量増加と種の多様性（所定の面積／群集中の異なる鳥類種数）の上昇との関連性も指摘された。群集における種の多様性の上昇は、個体数の低下の間接的結果ではないかと著者は推測する。¹⁹⁹

低線量放射線に慢性的に被ばくしたツバメ（*Hirundo rustica*）のヒナ（巣立ち前の幼鳥）に関する福島における調査では、放射線被ばくによる遺伝子損傷は確認されなかった。²⁰⁰ これはチェルノブイリで同等の放射線量でツバメの成鳥において遺伝子損傷が確認されたという結果と異なるが、ヒナと成鳥とで同じ影響を期待することの是非を判断することは困難である。福島のヒナで今回確認された差には、いくつかの原因が考えられることを著者らは示唆する。すなわち、事故で放出された放射性核種のプロファイルの違い、チェルノブイリの成鳥と比べ、福島のヒナでは被ばく期間が短いこと、慢性的な低線量被ばくの複数世代にまたがる累積的影響（チェルノブイリの鳥類個体群は標本採取までに20年間にわたり低線量放射線に被ばくしていた）である。²⁰¹

しかし、今回の調査では次の点が確認された。

「… 高い放射能汚染レベルではツバメの個体数が減少し、ヒナの比率が低下し、生存率の低下、繁殖率・巣立ち率（またはそのいずれか）の低下が示唆された。従って、ヒナの遺伝子損傷は汚染地域におけるツバメの減少を説明できず、ここで記録された個体数動態に対する影響の近因としての機序は不明である」²⁰²

幼鳥の減少は繁殖性の低下という研究結果と一致し、これはチェルノブイリのツバメでも記録された。²⁰³

鳥の繁殖に対する影響は、2011年から2014年の Garnier-Laplace, et al. (2015) の調査結果とも一致する。この論文では、東電福島原発の北西50キロ圏内で調査した鳥類個体群の90%が、繁殖成功率に影響を与える可能性がある放射線レベルに慢性被ばくしていたことが示された。²⁰⁴

事故後、福島の汚染生態系に生息する他の野生生物個体群についても調査が実施された。2012年にヤマトシジミ (Zizeeria maha) について実験室と現地の両方で実施された研究では、福島で被ばくした個体とその子孫で多数の異常が確認された。「肢、触覚、パルピ (下唇髭)、目、腹、羽などの形態的奇形。くぼんだ複眼に加え、目の構造全体で、ショウジョウバエでの Bar (棒眼) 変異に似たパターンの変形が確認された。破れた羽や皺のよった羽など、羽の異常が多数の個体で確認され、数個体では非対称の後翅の縮小が見られた。色のパターンの変化も比較的頻繁に確認された」。²⁰⁵ さらに、これらの異常は次世代に遺伝したとみられる。²⁰⁶

この研究は発表後に一部で批判を受けたが、著者らは2013年に批判内容と仔細に取り組み、研究結果の重要性をさらに明確に示した。²⁰⁷ 現地で観察された影響は、少なくとも部分的には、自然環境中で種の放射線感受性が上昇する可能性にも起因することが示唆された。²⁰⁸

別の無脊椎動物の研究では、福島の高線量汚染区域のミミズで、低線量区域で採集したミミズと比較して有意に高いDNA損傷レベルが確認された。²⁰⁹

加えて、ゴール形成アブラムシの研究では2012年、2013年に福島で採集したアブラムシで、対照調査区で採集したアブラムシと比較し、有意に高い死亡率と形態異常 (肢の湾曲や欠失) の増加が確認された。²¹⁰ 2013年に福島で採集した標本は2012年に採集したアブラムシよりも健康に見え、放射線レベルの低下 (おそらく事故後初期に記録されたヨウ素131やセシウム134などの短寿命放射性核種の崩壊による) または人工放射線への適応が示唆される。²¹¹

ヤマトシジミに関する別の研究でも、2年間に福島での放射線への適応の証拠が示されたが、著者らはそれを暫定的な結論としている。²¹²

一部の種、特に日射量が多い場所のような自然放射線量が高い環境での生活などの他のストレスに適応している種で、ある程度の放射線への適応が起きることは想定済みである。²¹³ また、昆虫類には一般に他の生物よりも放射線に対する抵抗力が強いという特徴がある。²¹⁴ 最後に、電離放射線の変異原性による影響への適応能力には、限界または制約があるものと思われる。²¹⁵ また、前述のように、放射線感受性は種への依存性が高い。²¹⁶

ヤマトシジミの適応と思われる結果に関して考察し、W. Taira, et al. (2014) は次のように記す。

「外部・内部被ばく試験での一定の放射線照射条件下においてさえ、全個体が同じ齢で死ぬわけではないという点に留意することが重要である。**生き残った動物の中には、病気の個体や弱った個体もあれば、非常に頑健な個体や強い個体もあった。**この変異が放射線に対する抵抗力の進化の基礎になる。現地では、個体群レベルで本来存在するこの変異が、放射線によるランダムな遺伝子変異の導入により拡大することが考えられるが、ただし、**誘導された変異の大部分は有害であるか、または機能的に中立である**」[太字は筆者の強調]

つまり、放射線に対する抵抗力の進化で想定されるのは、種の中で「影響を受けやすい」または「弱い」個体は、環境に導入された人工放射性物質から放射される電離放射線への被ばくにより死亡するか、または繁殖に失敗し、一方、放射線に対する抵抗力が強い個体では、他の個体が「除去され」、従って繁殖が不可能であったため、生存率と繁殖率が上昇し、それらは個体群内で増加するということである。

研究者らは、チョウの個体群が、ヨウ素131により深刻な影響を受けた1つの個体群を除き、回復し始めていると報告した。ただし、これを事故前の健全性または個体数への回復と混同してはならない。²¹⁷ そうではなく、最初の放射能汚染後の放射線による影響が最も深刻な段階におけるこの種の個体数の激減と比較すると、生存率が改善した

ように見えるという意味である。²¹⁸ ここでも疑問なのは、2011年に急上昇した死亡率からの低下が、福島のヤマトシジミ個体群の生き残った個体で放射線抵抗力が上昇した証拠なのか（特に、これほどの短期間に）、それとも、生存率の上昇は短寿命放射性核種ヨウ素131とセシウム134の崩壊につれて放射線レベルが低下した結果なのかという点である。そうした初期段階の放射線量低下は5年で底を打ち、前述のように、逆転し始めることが予想され、それがこの種の生存率と健全性における現在の傾向にどのような影響を与えるかが注目される。

チェルノブイリの調査は、環境中の人工放射線に対する適応と結論するには慎重を期す必要があることを教えてくれる。そのように結論した研究を見直すと、小さい標本サイズ、不十分な調査区の空間分散、疑問のある方法が原因で、結論を裏付けるための説得力のある証拠をほとんど提供していないことがわかる。²¹⁹ さらに、どの研究でも、ホルメシス（原子力推進派が宣伝に利用してきた低線量放射線が生物に与える「有益」と称される効果）を裏付ける証拠はない。²²⁰

例えば、2015年に発表されたある論文では²²¹ オオカミやヘラジカなど、一部の動物の個体群で、チェルノブイリ立ち入り禁止区域の個体数が増加したという結果が示され、注目を集めた。慢性放射線被ばくによる悪影響にもかかわらず、人による土地利用がなくなったことで動物の個体数が増加したことが示唆された。しかし、この研究は他の生態学者から批判を受け、方法とサンプリングにおける重大な欠陥が指摘された。

「最近の研究で、一部の大型ほ乳類、特に通常かなりの狩猟圧を受ける動物が、チェルノブイリ立ち入り禁止区域のベラルーシ域内で数を増やしていることが示唆された。示されたデータは、**事故による最初の悪影響後に一部のほ乳類が部分的に回復したことを示すのみであり、調査時点の個体数密度データを主に放射能が比較的低い区域で収集する一方、ベラルーシとウクライナの両方に存在する放射線レベルが中～高の広い区域（例えば、いわゆる「赤い森」の中とその周辺区域）は無視しており、放射線の影響を調べる研究とし**

ての統計学的検出力が低い。加えて、**調査対象種の内部被ばく線量の推定を試みていない**。さらに、自生地のタイプや人の定住などの交絡因子を補正する試みは、不十分であるだけでなく、かなり不均一である放射線による影響との関係性を曖昧にするような地理的規模で行われた。**最後に、示唆された個体数の傾向を欧州内の他の野生生物保護区における傾向と比較するための厳密な試みも行われなかった。全体的に、報告された研究結果では、個体群がチェルノブイリ立ち入り禁止区域内の放射線レベル条件に対して適応したか否かという問題と取り組んでいない**」²²²

[太字は筆者の強調]

従って、種によっては何らかの適応が起きるかもしれないが、ほとんどの研究は説得力のある証拠を提示しておらず、そのような影響を提示したと称する結論は慎重に扱う必要がある。これはそのような適応が起きるための時間枠が福島よりもはるかに長いチェルノブイリでさえ該当する。

放射線への適応に関する研究は、研究デザインにおけるさまざまな重大な欠陥により、大部分が疑問視されるが、チェルノブイリの野生生物に対する影響を調べた1件の研究は、今後数十年、複数世代にわたり福島で現れる可能性がある影響に関し、有益な洞察を提供する。

チェルノブイリでの広範かつ長期的な研究が動物の個体群における発生異常を明らかにした。A.P. Møller, et al. (2011)²²³ は、48種、550個体を対象とするチェルノブイリの鳥類に関する広範な研究で、周辺放射線レベルの上昇に伴い脳のサイズが縮小したことを示した。²²⁴ この論文は放射線量の高い環境で動物における酸化ストレスが上昇することを示した。脳の発生は酸化という点で負担が大きいプロセスである。電離放射線被ばくにより組織に対する酸化損傷が増加する。その結果、必要な抗酸化物質が放射線による酸化損傷との対応に割り当てられるため、発生途中に放射線被ばくした生物では、大きな脳を作る「余裕」がない。

小さい脳に加え、チェルノブイリでの鳥類の広範な調査では、放射線レベルの上昇に伴う白内障の



© Jeremy Sutton-Hibbert / Greenpeace
サウスカロライナ大学のムソー教授は、飯館村と葛尾村のガと鳥について放射能汚染の影響を調査した（2015年7月）

罹患率と重症度の上昇が確認された。²²⁵ 白内障はヒトにおける急性被ばくで記録されたように、電離放射線被ばくにより発症する可能性がある。しかし、他の動物における低線量放射線への慢性的被ばくによる影響については情報が不足している。

野生生物では白内障により適応度と生存率の深刻な低下が起きる場合がある。²²⁶ すなわち、この研究で明確に提示されたように、「野生動物では、視覚が低下すると、捕食または生存に適した十分な食物を見つける能力の欠如により、すぐに死亡に至るため、白内障は野生動物ではまれな現象である」。²²⁷

実際、白内障の罹患率上昇に伴い、チェルノブイリの鳥類では繁殖個体数が減少した。²²⁸ ただし、個体数減少のどの程度の割合が、放射線量レベル上昇の結果としての白内障増加による死亡率上昇リスクに起因するのか、または低線量放射線への慢性的被ばくの結果としての他の酸化ストレスに起因するのかを決定することは困難である。²²⁹

チェルノブイリの鳥類に関する別の調査では、それ以前の報告と比べ、個体群における腫瘍の罹患率と白皮症の発生率が上昇していた。²³⁰ さらに、

白内障と同じく、腫瘍形成と白皮症は放射線レベルの上昇と相関して増加し、個体数も同様に減少していた。²³¹

加えて、ほ乳類の調査でも放射線被ばくによる影響が確認された。最新の情報として、チェルノブイリのヨーロッパヤチネズミの調査では、累積線量の増加に伴う白内障罹患率の上昇が示された。²³² この相関性はメスのヨーロッパヤチネズミにおいてのみ有意であった。この性差に関する最も妥当と思われる説明として、繁殖における酸化ストレスがメスの方が高いことを著者らは原因として示唆したが、ただし、他の要因の存在も否定できない。²³³ さらに、メスにおける白内障罹患率と繁殖能力の低下の間に相関関係があり、白内障が繁殖成功率に対して悪影響を与えることが示唆された。

このように、チェルノブイリと福島の両方の調査結果に基づき、放射能災害による野生生物に対する慢性的低線量被ばくの悪影響はきわめて重大といえる。そして、チェルノブイリが参考になるとすれば、東電福島原発事故の影響を受けた生態系で、日本の野生生物に関する悪影響の増加が予想される。

流域の汚染



グリーンピースがチャーターした日本の調査船「あさかぜ」で放射線調査を行うグリーンピースのスタッフ。福島沖で海底土のサンプリング調査を実施した。

© Christian Åslund / Greenpeace

流域の汚染

森林生態系が放射線の巨大な貯蔵庫としての働きを持つことは周知の事実である。森林土壌中でセシウムが高速で移動する時期には、最初の放射線沈着後、セシウム残存量のわずかな割合が急速に上下方向に浸透するが、それと同様に、おそらくそれに伴い、流域では放射性セシウムの一部が水系に移行する（急速な流出による）。残った部分は集水域に蓄積され、長期的な移動が起きる。²³⁴

しかし、流出速度は遅いとしても²³⁵、汚染した森林と土地の面積があまりに広いため、流域を通じたセシウムの再分配は重大な意味を持ちうる。

汚染された山林が存在する福島県と周辺の県には、汚染された山林と沿岸平野から太平洋に流れる大小の河川水系が存在する。これらの河川水系、特に阿武隈川、鳴瀬川、七北田川、名取川、久慈川、那珂川、それよりも小さい真野川、新田川、太田川、小高川、請戸川などの河川水系の集水域は数千平方キロに及ぶ。

例えば、2011年6月から2012年5月に行われた阿武隈川集水域の調査では、当初のセシウム沈着量の約1%が太平洋に移動したと推定された。²³⁶ ただし、この期間中の放射性セシウム放出量の合計は、2013年8月21日に24TBqが東電福島第一原発から海に直接漏出したレベル3事象での量と同等である。²³⁷

さらに、福島の川は飲料水と水田などの農作物の灌漑に直接使われる水の両方に使われている。従って、川の汚染は下流の水生態系と海洋生態系に対する脅威を意味するだけでなく、川を使い、川と接触する人たちにとり、直接的な被ばくのリスクを意味する。²³⁸

M.A. Pratama, et al. (2015) によれば、福島の主要河川（阿武隈川、荒川、那珂川、阿賀野川、只見川）から海洋への放出量は、東電福島第一原発自体からの放出量と同程度の高さになる可能性がある。²³⁹ この研究では、たとえ現在の速度で「除染」が行われたとしても、2011年から2111年の1世紀間に、阿武隈川からだけでもセシウム137が111 TBq、セシウム134が44 TBq放出されると推定された。²⁴⁰

今後数十年、数世紀にわたり、陸から海へと放出されるセシウムが莫大な量にもなりうることを考慮すると、放射性セシウムが陸系から水系、海洋系へと移動する動態を理解することは非常に重要

である。非生物（例えば生きていない植物質、鉱物など）から生物の海洋系（水系と海洋系の動植物で、人により消費される種の混入も含む）への移動の可能性を考慮すると、これは特に重要である。²⁴¹

河川の汚染

福島県の地形の特徴は、急傾斜地、なだらかな山麓、平坦な沿岸氾濫原である。前述のように、高台の地域には深い成熟林と植林地が広がり、その間に水田、家屋、農地が点在する。気候は秋の台風と春の雪解け水により浸食性がきわめて高い。²⁴² 大雨、台風、春の雪解け水が多いときには、森林、山腹、氾濫原に蓄積した放射性セシウムが再移動して下流地域を汚染する可能性があり、これにはすでに除染された地域に加え、放射性プルームからの放射性降下物で汚染されなかった地域も含まれる。²⁴³

放射性セシウムが粒子状物質を介して（つまり鉱物に吸着して）運ばれるか、それとも水に溶解するかという点は（固液分配係数Kdで表す）、放射性セシウムの移動と生物学的利用能の両方を理解するために重要である。福島での放出については、チェルノブイリ事故後数年間に流域で検出された数値の10～100倍のKd係数が記録されている。²⁴⁴ つまり、福島の集水域で移動した微粒子吸着セシウムと溶解した（生物吸収可能）セシウムとの比率は、チェルノブイリよりも10～100倍高かった。

これには、チェルノブイリと比べて福島の降水量が多いこと、福島の土壌が粘土質であること、セシウムが特に吸着しやすい微小粘土粒子は浸食しやすい土壌粒子でもあること（つまり、鉱物吸着セシウムの大部分が吸着する微粒子²⁴⁵は、雨により森林内の小川に、その後は長距離を移動して河川に、運ばれやすい）などの複数の要因がある。²⁴⁶ 河川中のこの粒子吸着セシウムの一部は鉱物に吸着したものではなく、放射性物質放出の最も深刻な段階に放出された高温のガラス状微粒子が洗い流されたものであることも示唆されている。²⁴⁷

ある研究によれば、阿武隈川流域で移動した放射性セシウムのうち推定84～92%は、2011年8月10日から2012年5月11日の間に浮遊物質として運ばれた。²⁴⁸ さらに、こう記されている。



© Andrea Bonisoli Alquati

耕作されていない稲田に立つ防災関連職員。飯舘村近くで（2012年）

「流入点（流域面積は 5,172 km²）で測定された太平洋への放射性セシウム総流出量は、セシウム137が5.34 TBq、セシウム134が4.74 TBqで、これは集水域全体の放射性セシウム降下物推定総量（890 TBq）の1.13%に相当する。これは **2011年6月から2012年9月にFDNPP（訳注：東電福島第一原発）から海に直接漏出した推定量17 TBq、および2013年8月21日のレベル3漏出事故（24 TBq）に匹敵する量である**」²⁴⁹

[太字は筆者の強調]

特に台風によりセシウム放出量が大幅に増加する。この研究では台風により移動したセシウム放出量を6.18 TBqと推定しており、これは観察期間中に沿岸地域に放出されたセシウムの合計量の61.4%に相当する。²⁵⁰

夏井川と鮫川で2011年に実施された調査では、これらの河川から沿岸地域への放射性セシウム年間合計流出量の30～50%が大雨とロウキー台風（台風15号）によるものであると報告された。²⁵¹ さらに、基底流量状態では、放射性セシウム残存量全体のうち微粒子が占める比率は21～56%で

あったのに対し、ロウキー台風後には100%近くに上昇した。

2013年に福島県北部の真野川、新田川、太田川、小高川、請戸川、高瀬川において低流量、低濁度状態（基底流量）で実施された調査では、河川集水域における森林からの放射性セシウムの移動に関し、そのかなりの部分が落葉落枝などの汚染した有機質により行われたことが明らかになった。²⁵² さらに、ミクロン単位の大さの汚染した有機デブリ（碎片）の存在が、砂質土壌標本中で放射性セシウム濃度が比較的高いことの部分的な原因である可能性が示唆された。

また、東電福島原発事故の影響を受けた森林内の小川の汚染リターに関する別の研究によれば、水により自然条件下でリターから放射性セシウムが浸出し、その後、水中の鉱物（特にパーミキュライト）への吸着が起きた可能性がある。²⁵³

森林内の汚染した有機質が果たす役割は、放射性セシウムの海洋生態系への移動という点で意味があるだけでなく、山側の地域での稲作についても重要な意味を持つ可能性がある。2011年のケーススタディでは、9月の調査で、玄米中の放射性

セシウム濃度は調査区の大部分で検出限界未満であり、最高濃度は暫定上限の4分の1であった。²⁵⁴しかし、その後の調査で、福島県の山麓の水田から採取した多数の標本で、放射性セシウム濃度が500Bq/kg近くまたはそれを上回ることが判明した。これらの値は平坦地の水田で観察されるレベルよりも「極端に」高い（100倍以上）。²⁵⁵

福島県の山麓の低地で栽培された玄米における高い吸収量は、主に汚染した有機質の分解に起因する。²⁵⁶これらの水田は（耕作地であるが）湿地生態系とみなされる。気温が30°C（86°F）を超える夏期には、すでに水田中に存在した汚染した有機質（作物の残りや雑草）の分解が増加し、それらに含まれるセシウムが水田に放出されたと考えられる。水田の滞水湿地生態系では、水柱に浮遊鉱物がほとんど存在しなかった。従って、セシウムは水中に放出されると（生物吸収可能なイオンの形で）、鉱物に吸着して生物吸収が不可能になる前に、根系により吸収された。²⁵⁷

低地水田中のセシウム濃度は、汚染したリターとデブリを含む山の流出水により、さらに悪化した可能性がある。この研究では、放射性セシウム濃度に関するこの時点での暫定上限を超えた水田の多くが、灌漑に山の流出水を利用していった。²⁵⁸山の流出水はカリウムやマグネシウムなど、濃縮された栄養素の自然な発生源であるため、放射性セシウムの件を除けば、それは稲作によく適した方法である。しかし、通常はきわめて健全で持続可能なこの農法は、東電福島原発事故による汚染のため、ここの水田に自然な形で栄養を与えていたこの同じ仕組みが、非常に高い放射能汚染レベルの原因になってしまった。²⁵⁹

さらに、影響を受けた水田に関する別のケーススタディでは、降下したセシウムの95%が除去された除染後の水田からの放射性セシウム放出量と、未除染の水田からの放出量を比較した。意外なことに、未除染の水田よりも除染後の水田の方が、放射性セシウム放出量が高いという結果が得られた。²⁶⁰この研究では、「除染」後の水田で放射性セシウム放出量が高かった原因は、水田に流れ込む上流水に含まれる鉱物に吸着した高濃度セシウムであると結論した。

淡水の水生生態系：河川、池、湖沼と淡水魚

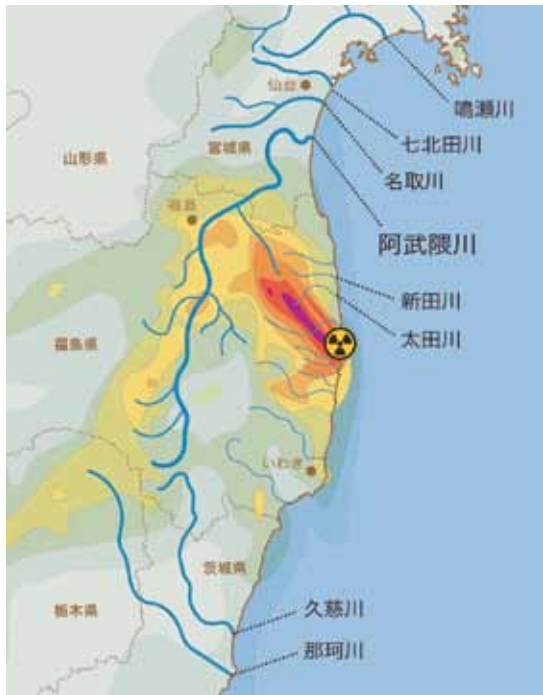
西ヨーロッパ、ロシア、ウクライナのチェルノブイリ事故の影響を受けた広い地域で実施された調査で示されたように、淡水生態系は放射能汚染に対して特に脆弱である（陸上生態系よりもさらに脆弱）。²⁶¹

加えて、淡水と海洋の生態系における放射性核種の再循環には違いがある。沿岸・海洋生態系に対する放射能汚染の影響は現在も将来も重大であるが、淡水生態系はそれらよりもさらに脆弱と考えられる。

福島の汚染淡水魚では、海水魚における濃度の約100倍の濃度の放射性セシウムが蓄積している。²⁶²それはおそらく淡水系にはセシウムの化学的類似体であるカリウムが少なく、淡水生物相によるセシウムの吸収が加速するためと考えられる。²⁶³また、淡水魚と海水魚の浸透圧調整方法の違いが、それをさらに悪化させる。²⁶⁴淡水魚は高い血漿モル浸透圧濃度を維持するため、生息する水よりも一価と二価のイオンの濃度が上昇する。えらを通して積極的にセシウムイオンを排泄する海洋性硬骨魚類（条鰭亜綱の魚）と比べ、淡水魚でのセシウムの生物学的半減期が長いことは、これにより部分的に説明できる。²⁶⁵つまり、淡水魚は放射性セシウムを溜め込む傾向があるのに対し、海水魚の主な綱に属する魚はえらを通じて排泄するのである（海水魚もセシウムを保持するが、摂取量あたりの保持量が少ない）。

これは海水魚での汚染が微量であることを意味するわけではなく、特に底生魚（海底に生息する魚）などの魚では高濃度が記録され、その状態が続いている。²⁶⁶

湖沼では、堆積物の微粒子に吸着した放射性セシウムにより、周辺水系と比較して濃度が極端に高い。²⁶⁷ただし、吸着は必ずしも不可逆的ではない。実際、セシウムイオンの吸着は弱く、有機質が多い湖沼の堆積物中での移動性が比較的高いことが証明されている。従って、堆積物の微粒子から脱着し、生物吸収可能になる可能性がある。²⁶⁸



高地の森林や、集水域は、放射性セシウムの貯蔵庫となり、長期にわたり、野や田畑、淡水湖そして沿岸生態系に流れ込む。福島の集水域から沿岸生態系への排出予測は現状の「除染」率をもってしても、セシウム137が111TBq、セシウム134が44TBqである。これは原発からの放射能放出に匹敵する量である。

汚染した堆積物と有機質の再懸濁が原因で、湖沼の自然な循環によっても汚染の時間枠がさらに延長する。例えば、湖水の回転（湖が大きいほど顕著）は、ほとんどの湖で春と秋に起き、熱放射が原因で起きる異なる密度の水の混合を意味する。水温により水の密度は異なる。夏と冬には、これらの水域の水柱には明確な層ができる。高密度の低温水が底に、中密度で中温度の水が中間に、最高温の層が最上段に形成される。²⁶⁹ 秋に上部の層の温度が下がると、密度が上昇する。水柱全体の水が同一の温度と密度に達すると、水域全体の機械的混合（風と波の作用による）が起きる。湖の水温が下がり続けるにつれ、上層の密度が下層よりも高くなり、水が沈む。その結果、湖底の水が押し上げられ、湖の最上層に押し上げられ、水域全体の混合が加速する。この混合は水温の変化により春にも起きるが（解けた氷は下の水よりも低温なため、沈む）、春の回転は秋に起きる混合

ほど劇的ではない。

淡水魚の釣り人ならだれでも知っているように、湖水が回転すると、水面に浮いた腐食質の屑やデブリなどで湖水がかなり混濁する。²⁷⁰ このプロセスは湖面の層から湖水に再び酸素を追加し、湖底から栄養素を再び分配させるために非常に重要である。これは枯死した有機質だけでなく、堆積物も水柱に再懸濁されることを意味する。

これや他の自然のプロセスにより、湖沼では「集中的なセシウム137再循環」期間が生じ、それが遅い汚染低下速度を部分的に説明する原因である可能性は、チェルノブイリの研究で実証されている。²⁷¹

セシウムが吸着した堆積物の再懸濁と、水生生態系におけるセシウムの生物学的利用能は、水生生態系自体に対して重大な影響を与えるだけでなく、陸上動物（人間を含む）に対しても、体外被ばくを通じ、また、それよりも重大な点として、汚染水生生物の摂取による体内被ばくを通じ、長期被ばくの危険性を意味する。²⁷²

従って、汚染林と同じく、生態系で放射性セシウムを循環させるプロセスを理解し、高汚染期間の設定を数年あるいは数十年延長することが重要である。上記の非生物のプロセスに加え、水生生物相はセシウムの再循環において重要な役割を果たす。微生物の活性（例えば動物プランクトン、植物プランクトン、シアノバクテリア）により、水柱での放射性セシウムの存在時間が大幅に延長されることがある。²⁷³

さらに、淡水の底生無脊椎動物（小川、河川、湖沼の堆積物中に生息する背骨がない小動物）は、水域の食物網の中で、従って放射性セシウムの循環においても、重要な役割を果たしている。食物網においては次のような役割を果たす。

「底生無脊椎動物は湖辺から源流へのリター投入量の20～73%を処理すると推定される。また、底生無脊椎動物は採餌活動、排泄、堆積物中に穴を掘ることにより、吸着した栄養素を水中に放出する。細菌、菌類、藻類、水生被子植物は、これらの溶解した栄養素を素早く吸収し、微生物と植物の成長が加速す

る。次に、底生微生物、藻類、根を下ろした大型水生植物の成長分が草食性と雑食性の底生無脊椎動物により摂取される。第3に、多数の底生無脊椎動物が捕食動物であり、獲物の数、位置、サイズを左右する。第4に、底生無脊椎動物は水生と陸生の両方の脊椎動物消費者（魚、カメ、鳥など）に食物を供給する。最後に、底生生物は湖面の開放水域および近隣の水流の岸辺への栄養素の移動を加速する」²⁷⁴

栄養段階をまたぐセシウムイオンの急速な移動という観点から、これらの生物による微粒子吸着セシウムの再移行は特に重要である。²⁷⁵ 北欧原子力安全研究（1995）技術報告書で指摘されたように、底生生物種は汚染した堆積物を摂取し、その結果、放射性セシウムが直接食物網に取り込まれる。²⁷⁶ 堆積物に吸着したセシウムは組織中のセシウムと比べ、生物体内での同化が遅いが、残存量自体が多く、堆積物中に非常に高濃度のセシウム137が存在するため、やはり重要な移動のメカニズムである。²⁷⁷

ただし、少なくとも水生昆虫に関しては、セシウム濃度が空間線量自体と相関しないことに注意する必要がある。²⁷⁸ Y. Mayumi & A. Akio (2014)の研究²⁷⁹によれば、昆虫は空間線量が低いときでも汚染していた（東電福島第一原発から160キロの地点）。自生地や適応習性などの他の要因も汚染に影響を与えると考えられる。例えば、池などの水の淀みに生息する水生昆虫では、早瀬に生息する昆虫よりもセシウム濃度が高かった。池の土のセシウム濃度は早瀬と比べて高くなかった。このため、池に生息する昆虫での高濃度は、それぞれの自生地における昆虫の習性が部分的な原因である可能性が示唆された。つまり、早瀬に生息する昆虫は浮遊する有機質を集めるよう適応し、池に生息する昆虫は水底の有機質を利用する。淀んだ水では、汚染堆積物が有機粒子状物質と共に水柱から落下し、池に生息する昆虫は汚染堆積物に穴を掘り、有機質を摂取することで、高濃度のセシウムに汚染されたのである。²⁸⁰

加えて、汚染有機質から小川、河川、水田へのセシウムの浸出に関して論じたように、水没したリターおよび汚染した有機質の継続的な森林への流入（湖沼に注ぐ小川と河川）により、湖沼のセシ

ウム残存量が増加する。また、最長300日まで、有機リターから放射性セシウムが浸出することも指摘されている。²⁸¹ さらに、さまざまな栄養段階の特定の水生動物種（例えば微生物、底生種、魚類）は、直接、汚染有機堆積物を摂取する可能性がある。

しかし、当然予想されるように、事故以来、過去5年近くにわたり、淡水魚種におけるセシウム濃度は低下してきた。汚染淡水生態系において放射性セシウムがたどる経緯に関する北欧原子力安全研究（1995）²⁸² 技術報告書によれば、この低下傾向は2017年中に横ばい状態に移行し、安定化する可能性がある。著者らは次のように指摘する。

「湖沼生態系では、セシウム137降下当初の汚染と平衡の変動段階が最長5年間続き、主に生物学的プロセスが変動を決定すると考えられる。その後、魚類におけるセシウム137は、おそらくセシウム137の湖沼への継続的な二次的流入と食物網により、緩慢な低下を伴う『安定』状態に達する」²⁸³

従って、前述の森林生態系と同じく、セシウム濃度の低下は比較的近い将来に底を打ち、その後は緩慢な低下を伴う持続的な汚染という、かなり安定した段階に達する可能性がある。

淡水魚の汚染は、それらの種の多くが食用に、また、趣味の釣りのために、商業的に重要であるという事実により、ヒトの被ばくに関して特に懸念される。²⁸⁴ セシウムが筋肉組織つまり魚の食用部分に蓄積することを考慮すると、汚染魚の摂取は主な潜在的体内被ばく経路であり、よって、ヒトの健康に対する重大なリスクを意味する。²⁸⁵

魚の体内の放射性セシウム濃度に影響を与える重要な要因は、その栄養段階である。水生食物連鎖の頂点に存在する種（雑食性の種と肉食性の種）では、放射性セシウムの蓄積速度が遅い（食物連鎖に沿って徐々に移動するため）。しかし、それらの種では生物濃縮により濃度が上昇し、汚染が持続する期間が長い。²⁸⁶ カナダの淡水系におけるセシウム137に関する1998年の研究では、複数の栄養段階を経る間にかなりの生物濃縮が起き、各栄養段階でセシウム濃度が4倍ずつ上昇することが示された。²⁸⁷

この濃縮は東電福島原発事故の影響を受けた淡水系で得た結果とも一致する。²⁸⁸ 複数の研究で、アユやキュウリウオなどの種でも高濃度が検出されたが、サクラマス、イワナ、ニジマス、ウグイなどの頂点の魚種で濃度が高く、低下がきわめて緩慢であることが確認されている。²⁸⁹

河川、湖沼、養殖池（灌漑用水路もこれに分類する）という3種類の自生地の魚種16種を対象とし、2011年3月から2014年12月まで実施されたある研究では、栄養段階の最上位に位置する数種に関して2012年以降に最高濃度が確認された。これはチェルノブイリでの研究で観察された食物連鎖による移動に要した期間と一致する。²⁹⁰ それに対し、それらよりも小型の魚種とる過摂食者は、沈着後59日から140日で最高濃度に達した。裏磐梯の湖（桧原湖、秋元湖、小野川湖）に生息する肉食性と雑食性の種（サクラマス、イワナ、ウグイ）は、事故後217日から400日まで最高濃度に達しなかった。

さらに、調査した魚では、淡水魚における放射性セシウムについて算定された生物学的半減期が、以前に淡水魚について報告された値よりも長かった。²⁹¹

放射性セシウム濃度は異なる自生地により大きく変動することが判明した。河川と湖沼に生息する魚での濃度は、養殖池の魚での濃度よりも高く、低下の進行が遅かった。著者らによれば、これは野生種の放射性セシウムの大半が食物網を通じて蓄積することの証拠である。

2011年から2014年の間に、河川、湖沼、養殖池に関して検出限界を上回った標本の比率は、順に68.5%、83.9%、8.5%であった。最高濃度と検出限界を上回った比率は、3タイプの自生地全部の16種全部に関し、研究の全期間にわたり低下した。しかし、福島県西部の汚染度が低い地域の標本を除外すると、検出限界を上回った標本の比率は河川で87.9%に、湖沼で100%に上昇する。²⁹² 観察期間中、研究対象の16種中14種が、日本政府が定めた限界である100Bq/kg生重量を上回った。河川では9種、湖沼では8種、養殖池では3種である。²⁹³

高い沈着密度および空間線量と高いセシウム濃度

の間には正の相関関係があり、著者らはそれを動物プランクトンや水生昆虫などの餌として摂取される生物でのセシウム137濃度の上昇によるとしている。

全体的な濃度は徐々に低下していることが指摘され、セシウム134などの寿命が短い放射性核種の崩壊および周辺環境からの流入の減少が原因とされた（沈着後の森林系におけるセシウム循環段階と一致する）。しかし、このような低下はあるものの、一部の淡水魚標本では2014年になっても、日本の上限である100Bq/kg生重量を超えている。農林水産省によれば、これらは河川の標本の3.6%、湖沼の標本の15.4%であるが²⁹⁴、ただし、これらは県全体の平均値である。前述のように、県西部の汚染が少なかった地域では低下の度合いがはるかに大きく、全体の数値を引き下げる役割を果たした。

東電福島第一原発から160キロに位置する中禅寺湖のケーススタディでは²⁹⁵、放射性セシウムの蓄積に自生地と栄養段階の両方が重要な役割を果たすという結論がさらに裏付けられたが、代謝などの他の要因も何らかの役割を果たす可能性がある。中禅寺湖流域には8~36kBq/m²の放射性セシウムが沈着した。²⁹⁶ これはかなりの量であるが、原子炉の北西の飛跡における最高濃度よりは、まだはるかに低い。

この研究ではサクラマス、ベニマス、ブラウントラウト、レイクトラウトを対象とし、2012年9月から12月に採取した。全4種の筋肉組織中の平均濃度は142.9~249.2 Bq/kgであった。ニジマス、淡水ハゼ、キュウリウオなど、それらと共に分布する魚種でも、100 Bq/kg生重量という規制上限を上回った。²⁹⁷

加えて、同じ種の中でも、主な餌となる生物により濃度が変動することも判明した。例えば、ブラウントラウトは中禅寺湖水系で、湖とそこに注ぐ支流の2カ所の自生地から採取された。湖に生息するブラウントラウトは主に底生のハゼとキュウリウオを餌にする。一方、支流で採取されたブラウントラウトは主に水生・陸生昆虫を餌にする。支流で採取した個体は、同じ集水域の湖の近くで採取したにもかかわらず、放射性セシウムの濃度が低かった。これは水流に生息する魚類における

食性の違いが、顕著に低いセシウム濃度の原因であることを示唆する。²⁹⁸

2014年6月現在、キャッチアンドリリースを行わない限り、この湖でのサケ科魚類の釣りは禁じられている。²⁹⁹

このように、森林生態系の場合と同じく、生態系に放射性セシウムが存在する期間は、非生物のプロセスと生物のプロセスの両方により強い影響を受ける。湖水の回転、汚染流域からの継続的かつ緩慢な浸出、台風、その他のプロセスにより、汚染した堆積物と有機質が再懸濁する可能性がある。つまり、セシウムは新しい堆積物の下に単純に埋まるのではなく、これらのプロセスにより機械的に再混合され、二次的な汚染を引き起こすことが考えられる。加えて、大雨と台風により森林と畑から押し流されて懸濁した汚染微粒子および有機質は、今後数年、数十年にわたり、湖沼への継続的な放射性セシウムの流入を引き起こす。

さらに、セシウムイオンは高効率で水中食物網を通じて移動し、各栄養段階で生物濃縮により濃度が上昇する（最高4倍）。

これは日本でよく消費され、趣味の釣りの対象になる種の多くが高濃度の放射性セシウムを含む可能性があることを意味する。これら雑食性と魚食性の魚類における高濃度は、特に汚染度が高い地域をはじめとして、かなり長期的に持続するものと考えられる。

やはり森林生態系と同様に、水生生態系も放射能汚染後の最初の5年間、大きく変動する時期を経験する。その後、線量低下が底を打ち、それ以降はかなり安定し、主に放射性核種の崩壊とセシウムの固定による緩慢な低下が続く。従って、事故後ほぼ5年が経過した今、当初の低下傾向から横ばい状態への移行が予想され、水生生態系、特に汚染度が高い地域への影響は、今後数年間、あるいは数十年間、残るものと考えられる。

ダムと貯水池

東電福島原発事故の影響を受けた流域のダムと貯水池の研究では、それらが放射性セシウムの吸収

源であると同時に、下流でかなりのセシウム沈着を起こす潜在的供給源でもあることが示された。新田川と真野川の集水域に関する研究では、上流域から下流に運ばれる堆積物の量を減らすうえで真野川の大規模ダムが重要な役割を果たしている。³⁰⁰ 新田川については、標本採取した沿岸堆積物の47%が上流域から運ばれており、それに対し、真野川の沿岸堆積物では19%であった。

著者らは次のように記す。

「除染により河川堆積物中での線量測定値が上昇する可能性があることはすでに実証されている。従って、上流の土壌から沿岸平野の堆積物に運ばれる量の増加を除染活動と関連付けることができる」³⁰¹

飯館のケーススタディで考察するように、汚染レベルはある程度低下するかもしれないが、優先順位に深刻な問題がある。すなわち、飯館の山地のような汚染度が高い地域で実施される、あまり効果が上がらない大規模な対策を優先し、ホットスポットや現実に人が暮らしている低線量の地域を無視するという問題である。何千人もの除染作業員の尊敬に値する頑張りにもかかわらず、除染がほとんど成功していないという現状を見れば、努力を注ぐ対象の選択が科学的見地や人の健康への配慮ではなく、政治目的に加え、事故後の正常への復帰という印象を与えたいという願望により決定されていることは、すでに明白であった。これは後述する飯館のケーススタディでさらに考察する。しかし、除染活動からの放射性セシウム流入量増加が下流で影響を与えるという潜在的可能性により、再評価および除染作業対象の優先順位の見直しは、ますます焦眉の急となる。

ダムと貯水池が果たす潜在的役割に注目する多くの研究者が指摘した点であるが、それらは理論上、下流での放射性セシウム流入量を軽減するために重要な役割を果たす可能性がある。ダムの高さを引き上げることも提案された。しかし、すでに以下のように指摘されている。

「福島県の温帯モンスーン気候にある貯水池の管理に伴う課題は、安全な稼働のために随時に必要とされる放流である。O. Evrard, et al. (2014)³⁰² は、これらのダム放流が放射性セシウムの下流への自然な移動を助長する

可能性があることを示唆した・・・

ダムと貯水池内での放射性セシウムの蓄積を理解することが重要である。除染活動により影響度が低～中の地域から、かなりの放射性セシウム残存量が除去されるにつれ、ダムと貯水池は放射性セシウムの重要な長期的貯蔵庫になることが考えられる。貯水池には地域に水を提供する大型ダムだけでなく、数百の小型灌漑用・農業用ダムも含まれる。これらのダムはかなりの量の放射性セシウムを蓄積することができ、洪水時に周辺全体に再分配し、それ以前に除染された水田などを汚染する可能性がある」³⁰³ [太字は筆者の強調]

従って、ダムと貯水池は汚染度が高い山の森林地帯からの放射性セシウムの移動を遅らせるために役立つか、または中間の放射能吸収源の役割を果たすかもしれないが、汚染河川集水域から沿岸地域への放射性堆積物の流入という問題に対する解決策とはならず、それどころか、大雨で濃度がさらに上昇することさえ考えられる。

または、O. Evrard, et al. (2013) によれば、「現在、貯水池と河川系の沿岸部分への汚染堆積物の蓄積が最も重大な問題である」。³⁰⁴

核の「海のゆりかご」：東電福島原発事故により汚染された河口域

河口域はその高い生産性と生物多様性から、「海のゆりかご」と呼ばれてきた。³⁰⁵ 河川からの大量の栄養素の流入、そして強い沿岸流から守られていることにより、多数の魚介類と海洋動物が食物源および繁殖地として河口域を利用する。実際、商業上の観点から最も重要な魚種が、生活環の何らかの期間を河口域で送る。さらに、渡り鳥も渡りの途上の休憩地として河口域を頻りに利用し、多数の鳥類が食物と営巣のために、この他に類のない重要な生態系に依存する。

しかし、前述の低地の水田と同様に、生態系の多数の生物に豊かな栄養素を提供するまさにそのシステムにより、それらの生物は河口域に注ぐ河川の集水域を移動する汚染の被害を受けやすくなる。放射能汚染も例外ではない。

セシウム含有浮遊微粒子の一部は河岸（特に河川湾曲部³⁰⁶）に沿った砂州、沿岸州など、微粒子が水柱から落下できる程度に川の流れが遅くなる地点に沈着するが、鉱物に吸着した放射性セシウムの多くは海の河口域に放出される。³⁰⁷

例えば、阿武隈川河口域では、乾燥濃度 300 Bq/kg の堆積物標本が記録された。³⁰⁸ 海洋堆積物中の放射性セシウムの大部分が原子力発電所の南で記録されたことから、河口域堆積物のセシウム濃度の急上昇は汚染した河川堆積物の移動と蓄積の結果であり、それは今後かなりの期間、体外被ばくの原因となるものと考えられる。³⁰⁹

C. Chartin, et al. (2013) が実証したように、河川集水域は沿岸地域に対する長期的かつ継続的な放射性セシウム放出源となる。³¹⁰ さらに、細粒堆積物に放射性セシウムが急速に蓄積することが指摘された。

「2011年11月までに、河川堆積物中で測定されたセシウム134とセシウム137は500～124万Bq/kgであり、近くの土壌への最初の沈着を大幅に上回る（2～20倍）場合もあった。この結果により、粒子状物質に強く反応する特性により、河川の細粒堆積物において放射性核種の濃度が上昇することが確認された。

その汚染レベルは事故以前の10～10万倍である。当然予想されたように、最高汚染レベル（セシウム134と137の合計は10万Bq/kgを上回った）が測定されたのは、主な放射性ブルームが注ぐ沿岸河川（真野川と新田川）に沿って採取された堆積物である。汚染レベルが低い地域の水が注ぐ阿武隈川に沿って採取された堆積物では必然的に、汚染レベルがはるかに低かった」³¹¹

事故発生後の初期段階以来、河川中の浮遊物質の量が減少したことが指摘され³¹²（前述のように、いまだにかなりの量であるが）、これは最初の沈着以降、放射性セシウムの移動性が上昇したことを示唆する。また、事故発生直後に、森林自体で移動性が高い段階が確認されたこととも一致する。

数回の暴風雨の間に熊川河口域に沈着した粘土

質の板状堆積物の分析では、堆積物の最下層で最高レベルの放射性セシウムが確認された。³¹³ 上層には約28Bq/g、下層には約38Bq/gが含まれた。

この地域は2011年の大津波の影響を受けたため、河口域のすべての堆積物が2011年の事故後に形成されたものと考えられる。

しかし、決定的に重要な点として、セシウム含有浮遊微粒子が河口水域に達した後、堆積物中に沈着するのはその一部に過ぎないことを理解する必要がある。ほとんどの状況では、セシウムは粘土質微粒子とほぼ不可逆的に吸着するが、塩分濃度の上昇につれ、浮遊微粒子からセシウムが脱着する現象が確認されている。³¹⁴

S. Yamasaki, et. al (2016) は人工海水を用いた実験室内での実験で、さらにこれを実証した。総残存量中の推定脱着率はごくわずかで、微粒子に含まれるセシウム137全量の3.4%が8時間以内に脱着した。³¹⁵

浮遊物質に吸着して運ばれるセシウム137残存量全体で、海水中で脱着する比率が低いからといって、沿岸環境における生物吸収可能な溶解したセシウム137の量に対する脱着の影響が小さいことを意味しない。

別の研究では、東電福島原発事故の影響を受けた地域の河岸と底質標本からセシウム含有微粒子を採取し、ふるいにかけて、ろ過海水に加えた。³¹⁶ この研究でも、浮遊物質中のセシウム137残存量全体で、塩水中で脱着した比率は低かったが（0.75～6.6%、平均値3.3%）、脱着により、溶解セシウム137画分は3～100倍（ふるいにかけて微粒子の放射能に従い上下）上昇した。

よって、河川系から沿岸環境に移動した再移動化（脱着）セシウム137の量における主な要因は、浮遊物質中のセシウム137の濃度と放出された汚染浮遊物質の体積であると結論された。³¹⁷ その結果、著者らは次のような結論に達した。

「…浮遊微粒子濃度は低かったが、微粒子中のセシウム137の濃度が著しく高かったため（2,307～2万1,000 Bq/kg 乾燥重量）、脱

着可能セシウム137が流出量に占める比率が高くなった…

これらの結果は、阿武隈川や久慈川などの（筆者注：東電福島原発）由来のセシウム137で高度に汚染された集水域の河川において、かなりの量のセシウム137が脱着により浮遊微粒子から再移行することを示している」³¹⁸

加えて、海洋環境中に溶解した放射性セシウムが「海洋生物相中に容易に蓄積する」可能性があり、よって、流域のセシウムの移動が沿岸環境に与える影響を評価するにあたり、浮遊微粒子から脱着したセシウム137を考慮に入れる必要があると著者らは指摘する。³¹⁹

他の研究でも、脱着が河口水域に溶解した放射性セシウムのかかなりの部分を占めることが示唆されている。³²⁰ 例えば、阿武隈川河口域に関する別の研究によれば、河川堆積物からの脱着は水中に溶解したセシウムの36%を占めた。³²¹

太田川河口域の堆積物における低レベルの放射性セシウムに注目した F. Eyrolle-Boyer, et al. (2016) は次のように結論した。

「河口域、特に比較的上流の部分で川底の堆積物中の放射性セシウム濃度が比較的低いことは、塩分濃度勾配内で河川微粒子から放射性セシウムが脱着することにより部分的に説明できる。さらに、よくある場合として、流量が低～中の期間に溜まった汚染堆積物が、台風により再移行するという可能性も除外されていない」³²²

放射性セシウムは微粒子に吸着して生物吸収不可能になり、微粒子は汚染流域の源流から太平洋に移動すると考えられるが、沿岸動物、渡り鳥、海洋動物にとり最も重要な生態系にそれが到達する、まさにその時点で、その一部が生物吸収可能になるという意味で、この現象はきわめて重要である。前述のように、その後、それは海洋食物網に取り込まれる。その結果、これは食物と繁殖地のために河口域に依存する動物にとり健康上の潜在的影響力を持つだけでなく、生涯のどこかでそこに生息した魚などの海産物を消費する人間にも影響を与える。

ケーススタディ、経済被害、結論



福島県飯舘村（2015年7月）

© Jeremy Sutton-Hibbert / Greenpeace

ケーススタディ

「森林の環境回復は、人々の懸念に対応して、居住地、農地および公共用地に隣接する森林境界から20mにある木々の下の物質の除去により実施されている。ミッションチームは、日本の当局が森林地域の環境回復について、実用的な進め方で実施していることを確認した」

IAEA, 2013³²³

飯舘村は東電福島第一原発の北西に位置し、2011年3月の事故で重度の汚染を受けた。主に山林で面積は200平方キロ以上。樹木の茂る一帯に民家と農地が点在する。原発の20キロ圏のかなり外側に位置する飯舘村は、大規模な原発事故は原子炉周辺の狭い面積に限定できないのだと、日本国民に繰り返し念を押す存在である。飯舘村の6,000人以上の村民は、2011年4月から7月の間に最終的に避難するまで、日本で最も被ばくした集団であった。現在、村民はいまだに避難中である。

グリーンピースは2011年3月から福島県全域で25回にわたり放射線量調査を実施した。³²⁴ 2015年の7月中旬と10月に福島における放射能汚染の最新調査を完了した。具体的には、東電福島原発事故の初期に放出された大量の放射性物質が残る森林を含む飯舘村での調査を実施した。放射性降下物、特にヨウ素131、ヨウ素133、セシウム134、セシウム137は飯舘村の森林、農地、民家に広く沈着した。

グリーンピースによる放射線モニタリングおよび東京の検査室での標本解析の結果から、除染後の場所と未除染の場所の両方で、公衆衛生と安全性の観点から飯舘村住民の帰還を不可能にするレベルの放射線の存在が明らかになった。

また、公式に「除染」されるのは200平方キロという飯舘村の土地の4分の1に過ぎず、他の場所よりは放射線量が低い小さい島々のような場所は作られるものの、なおも政府の長期除染目標とは大きな隔りがある。

事故前には住民の生活と生計に不可欠な部分であった森林の放射線量は、チェルノブイリの30キロの立ち入り禁止区域内における放射線量に匹敵する。1986年4月、チェルノブイリ周辺30キロ圏内から11万8,000人以上が永久に避難し、いつの日か帰還するという見通しも計画もない。

日本政府の計画は、それが実施された場合、放射線量がいまだにほとんど安全レベルではない「き

れいになった」とされる民家と道路に人を閉じ込めるための野外刑務所を作ることになる。手をつけていない広い森は生活環境の質、林業関係者、不動産に影響を与え続け、「除染された」地区が再汚染されるリスクをさらに引き上げることさえ考えられる。

放射性崩壊という点では、現在と将来について懸念される主な放射性物質は放射性セシウム、特に30年という半減期を持つセシウム137である。これは半減期の約10倍、すなわち300年にわたり、それが危険要因として存在し続けることを意味する。³²⁵

前述のように、飯舘村の75%が深い森で覆われている。ケーススタディとして、グリーンピースは飯舘村岩部（がんべ）ダム湖に注ぐ小川沿いの森林の放射線量を測定した。放射線量は1～3uSv/hの範囲であった。森林堆積物の土壌標本では、ある箇所ですべて6,200～3万3,500Bq/kg、岩部湖に注ぐ別の小川沿いの箇所ですべて2万4,800～8万3,000Bq/kgの範囲であった。

これらの数値は川床で測定されたシルトの約10倍であり、一部の放射線が浸食により林床から川に緩慢に移動し、川により洗い流されて岩部湖に入ることを示唆している。日本政府が資金を提供した調査でも（福島長期環境動態研究（F-TRACE）プロジェクト）、そうした緩慢な移動が示された。³²⁶ 放射性セシウムの移動の正確なメカニズムは今日、いまだにほとんど解明されていない。

また、除染作業は汚染を「なくす」わけではない。単にそれを動かすだけである。この過程で膨大な量の放射性廃棄物が発生し、それはこの地域と県の各所に設けられた一時的な置き場に積み上げられる。

グリーンピースの調査で明らかになったのは、何千人もの作業員の努力にもかかわらず、飯舘村の除染は放射線量率の低減に対して限定的な影響し



© Jeremy Sutton-Hibbert / Greenpeace

福島県飯舘村での道路沿いの森林除染作業（2015年7月）

か与えない、果てしないプロセスに終わりそうだと
いうことである。飯舘村の丘陵地帯、山地、森
林の汚染の規模という理由により、除染済みと宣
言された地域の放射能再汚染は予見しうる将来に
わり続くであろう。

加えて、地域住民の生活に対する森林汚染の影響
を考えた場合、生活環境の質というものを考慮す
る必要がある。飯舘村での生活には野外で繰り広
げられる活動が多い。多くの住民が農業または林
業に就いていた。住民は山林で薪、キノコ、果
物、山菜を採っていた。子どもたちは野外の森や
川で遊んでいた。

飯舘の森の放射能汚染被害は、健康に対する直接
的な脅威をはるかに超えたところまで拡大し、生
計と生活のあり方全体の破壊を含む。宅地周辺の
20メートルの除染にたとえ成功したとしても（ほ
ぼ無理であるが）、住民のかつての生活に加えら
れた被害は、ほぼ不可逆的である。

2015年グリーンピース調査の主な結果：

- すべての短寿命の放射性同位元素がすでに崩壊し、半減期がわずか2年のセシウム134はすでに75%以上減少したという事実を考慮すると、事故後4年以上経つと、放射線量に顕著な低下は見られない。残留する半減期30年のセシウム137は現在、生態系の物質循環に取り込まれているか、または土壌堆積物に強く吸着している。それは今後数年で顕著に減少することはなく、長期的なリスクを意味する。
- 飯舘村の放射線量は2014年に避難指示が解除された2箇所（田村市都路と川内村）を大幅に上回る。
- 除染不可能な森林は巨大な放射能貯蔵庫であり、住民にとり今後数十年にわたるリスクを意味する。生態系の中で再循環するため、セシウムの生態学的半減期は180～320年である。従って、セシウムの生態学的半減期が放射性物質の半減期に相当する。
- 道路沿いと民家周辺の狭い森林辺縁部分の除染された領域は、いまだに高度に汚染されている。

森林汚染の経済的影響

「放射線量が高くて作業員が入れない場所もある。除染しなければ事故前のように林業に従事することはできない。」

飯舘村森林組合 佐藤 長平 (64) 組合長 ³²⁷

東電福島原発事故について考えるとき、生態系と人の健全性、生活環境の質という問題が最も重要であるが、森林汚染の経済的影響も甚大であり、考察に値する。

事故直後、日本政府は多数の非木材森林産物の出荷を制限し、この地域のしいたけ栽培業界は致命的打撃を受けた。2013年12月現在、21品目の非木材森林産物が出荷制限を受け、これには12県175自治体（線量が100Bq/kgを超えた）が含まれた。³²⁸ 2014年12月現在、180自治体の22品目の非木材産物が出荷制限を受けていた。³²⁹

2015年7月8日現在、22品目の非木材森林産物がいまだに出荷制限を受けている。³³⁰ また、しいたけなどの産物に対するこれらの制限は、福島県に限定されず、関東地方全域の多数の自治体でも行われていることにも注意する必要がある。³³¹

しかし、日本政府はしいたけ栽培、山菜や薪の採取、狩猟などの活動は制限しながら、避難指示区域を除き、汚染地域の木材は制限していない。³³² それにもかかわらず、2015年3月現在、福島県の林業産出額はいまだに事故以前の40%減にとどまっている。2015年3月末までに、林業界は東京電力に対して42億円の賠償を請求し、約40億円が支払われた。

しいたけ栽培はいまだに壊滅状態で、2015年3月現在、事故以前の産出額の30%にとどまっている。2014年11月現在、しいたけ業界の損害に対して約246億円が請求され、227億円が支払われた。³³³

2014年9月に、避難指示区域内の森林に関する不動産価値損害に関する申請の受付が始まった。³³⁴ 東京電力の申請受付開始から約3カ月間に約166億円の請求があった。³³⁵ この金額には裁判外紛争処理（ADR）の手続きは含まれず、訴訟上の和解も反映していないことに注意が必要である。2016年1月にグリーンピースが東京電力に対して最新の山林不動産賠償請求額を求めたところ、公表可能な新しい数字はないとのことであった。

2015年12月、すでに周知の事実であったことを政府の除染専門家パネル³³⁶ が確認したとNHKは報じた。高度に汚染した福島の高い森林で、除染作業は実施しないということである。除染は民家と道路周辺の20メートルのみに絞って行われる。³³⁷

結論

東京電力福島第一原発事故から5年が経過し、環境への影響が複雑かつ広範囲に及ぶことは明らかである。事故で放出された放射性核種、そして生態系の物質循環へのそれらの取り込みにより、事故の影響は数十年、数世紀にわたり残留する。しかし、自然環境に関する東電福島原発事故の完全な規模の理解は、まだ初期段階であり、多数の生態学的影响に関する継続的で拡大した独立調査の必要性は明白である。

早期の影響はすでに顕在化している。森林の植物と樹木の内部組織汚染により、樹皮、辺材、心材でセシウムの転流が起き、若葉そして少なくともスギでは花粉でも高濃度が検出され、モミでは放射線量の上昇に伴い成長異常が増加した。高汚染地域のミミズにおけるDNA損傷、商業的に重要な淡水魚での高濃度のセシウム汚染、ツバメの繁殖率低下、そして最も重要な生態系の1つである沿岸河口域の放射能汚染も起きている。

チェルノブイリとキシュテムの放射能災害の記録を参考にすると、今後さらに福島に汚染された陸

上生態系と淡水生態系の動植物に対する深刻な影響が現れることが予想される。

さらに、森林に蓄積された膨大な放射能は、沿岸と海洋の生態系への大量の放射性セシウムの流入を含め、予見しうる将来にわたり、下流に対する永続的な放射能汚染源となる。

この人為的原子力災害が福島の生態系に与える影響のさらなる解明に努める独立した科学者たちの献身的努力を、グリーンピースは全面的に支持する。環境に対する影響の規模を日本国民が把握できるのは、許しがたい資金不足の中で進められる彼らの作業と研究のおかげである。

東京電力の原発事故によりあまりに多くのものを失った福島の方々には、明晰さと知識を備えて今後の決定と立ち向かえるよう、正確かつ完全な情報を得る権利がある。原発事故がもたらしたこの巨大な難関と、これまで、そして今後も引き続き、くじけることなく、希望と勇気を持って立ち向かう福島の方々に、この報告書を捧げたい。



© Robert Knoth / Greenpeace

立ち入り禁止区域境界

巻末注

1. Yoshihara, T., et al. (2014) “Changes in radiocesium contamination from Fukushima in foliar parts of 10 common tree species in Japan between 2011 and 2013.” *Journal of Environmental Radioactivity*. 138 (December 2014) 220–226. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X14002689>
2. “The Fukushima Daiichi Accident.” Director General of the International Atomic Energy Agency. 2015. pg. 136 <http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1710-ReportByTheDG-Web.pdf>
3. Investigation Committee on the Accident at the Fukushima Nuclear Power Stations of Tokyo Electric Power Company Final Report. <http://www.cas.go.jp/jp/seisaku/icanps/eng/>
4. On September 29, 1957 a storage tank containing highly radioactive liquid wastes exploded at the Mayak plutonium- production and reprocessing facility in present-day Russia. It caused an INES level 6 disaster, and is the third worst radiological disaster in world history after Chernobyl and Fukushima Daiichi. For more information, see: “Mayak: A 50 year tragedy.” Greenpeace International. <http://www.greenpeace.org/international/en/publications/reports/mayak-a-50-year-tragedy/>
5. Yoshihara, T., et al., op. cit. (2014) See also, Bergan T.D. (1995) Long ecological half-lives of radionuclides in Nordic Limnic. Technical Report EKO-2.3. Nordic Nuclear Safety Research, Norway.
6. “The Fukushima Daiichi Accident.” International Atomic Energy Agency. Technical Volume 4/5: Radiological Consequences. 2015. pg. 8. <http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/AdditionalVolumes/P1710/Pub1710-TV4-Web.pdf>
7. Ibid.
8. Ibid.
9. Ibid.
10. Ibid.
11. “The Fukushima Daiichi Accident.” Director General of the International Atomic Energy Agency. 2015. pg. 131 <http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1710-ReportByTheDG-Web.pdf>
12. Ibid.
13. Evangelidou, N., et al. (2015). “Fire evolution in the radioactive forests of Ukraine and Belarus: future risks for the population and the environment.” *Ecological Monographs*, 85(1), 2015, pp.49–72.
14. “Public Health Statement on Strontium.” Agency for Toxic Substances and Disease Registry, United States Center for Disease Control. April 2004. <http://www.atsdr.cdc.gov/PHS/PHS.asp?id=654&tid=120>
15. Yamamoto, M., et al. (2014). “Isotopic Pu, Am and Cm signatures in environmental samples contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident.” *Journal of Environmental Radioactivity*. 132 (2014) 31- 46.
16. Ibid.
17. International Atomic Energy Agency. op. cit., Tech Vol 4/5. 2015. pg. 29
18. Adachi, K., et al. (2013). “Emission of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident.” *Scientific Reports* 3, Article number: 2554. <http://www.nature.com/articles/srep02554>
19. Ibid.
20. Ibid.
21. Ibid.
22. Kaneyasu, N., et al. (2012). “Sulfate aerosol and a potential transport medium of radiocesium from the Fukushima Nuclear Accident.” *Environmental Science and Technology*. 46 (11), pp 5720–5726. <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es204667h?src=recsys&>
23. Hososhima, M. & Kaneyasu, N. “Altitude-Dependent Distribution of Ambient Gamma Dose Rates in a Mountainous Area of Japan Caused by the Fukushima Nuclear Accident.” *Environmental Science and Technology*. 49 (6), pp 3341–3348. <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es504838w?journalCode=esthag>
24. Yamaguchi, N., et al. (2016). “Internal structure of cesium-bearing radioactive microparticles released from Fukushima nuclear power plant.” *Scientific Reports* 6, Article number: 20548. <http://www.nature.com/articles/srep20548>
25. Okada, N., et al. (2015) Radiocesium Migration from the Canopy to the Forest Floor in Pine and Deciduous Forests. *Journal of the Japanese Forest Society*. 97: 57–62. https://www.jstage.jst.go.jp/article/jjfs/97/1/97_57/_article
26. Nimis, P.L. (1996). “Radiocesium in Plants of Forest Ecosystems.” *Studia Geobotanica*. Vol. 15: 3-49. See, pg. 8. <http://dbiodbs.univ.trieste.it/ecoapp/cesio.pdf>
27. Ibid.
28. Ibid.
29. Evrard, O., et al. (2015). “Radiocesium transfer from hillslopes to the Pacific Ocean after the Fukushima Nuclear Power Plant accident: A review.” *Journal of Environmental Radioactivity*. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26142817> See also, Nimis, P.L., op. cit. (1996).
30. Yamaguchi, N., et al. op. cit. (2016). “
31. Ibid.
32. Niimura, N., et al. (2013). “Physical properties, structure, and shape of radioactive CS from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident derived from soil, bamboo and shiitake mushroom measurements.” *Journal of Environmental*

- Radioactivity. January 2015 139:234-9. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24445055>
33. Nimis, P.L., op. cit. (1996). pg. 11
 34. Yamaguchi, N., et al., op. cit. (2016).
 35. Nimis, P.L., op. cit. (1996) pgs. 7-8
 36. Ibid. pg 8
 37. Moisture transport in plants and its evaporation from small pores (stomata) on the underside of leaves. See: <http://water.usgs.gov/edu/watercycletranspiration.html>
 38. Nimis, P.L., op. cit. pg. 8
 39. Konoplev, A., et al. (2015). "Behavior of accidentally released radiocesium in soil—water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective." *Journal of Environmental Radioactivity*. https://www.academia.edu/19545183/Behavior_of_accidentally_released_radiocesium_in_soil-water_environment_looking_at_Fukushima_from_a_Chernobyl_perspective
 40. Yoshihara, T., et al., op. cit. (2014)
 41. Ibid.
 42. Ibid. See also, Konoplev, A., et al., op. cit. (2015).
 43. "Gov't plans not to decontaminate Fukushima forests away from residential areas." *The Mainichi*. December 22, 2015. <http://mainichi.jp/english/articles/20151222/p2a/00m/0na/012000c>
 44. Yoshihara, T., et al., op. cit. (2014)
 45. Ibid.
 46. Ibid.
 47. Ibid.
 48. Nishikiori, T., et al. (2015). "Uptake and translocation of radiocesium in cedar leaves following the Fukushima nuclear accident." *Science of the Total Environment*. 502: 611-616. https://www.researchgate.net/publication/266744005_Uptake_and_translocation_of_radiocesium_in_cedar_leaves_following_the_Fukushima_nuclear_accident?requestFulltext=1
 49. Kolbek, J., et al. (eds.) *Forest Vegetation of Northeast Asia*. Kluwer Academic Publishers. 2003. Pgs 231-261. <http://www.springer.com/jp/book/9781402013706>
 50. Evangelidou, N., et al., op. cit. (2015)
 51. Konoplev, A., et al., op. cit. (2015)
 52. Yoshihara, T., et al., op. cit. (2014)
 53. Ibid.
 54. Ibid. See also, Nimis, P.L., op. cit. (1996). See also, Okada, N. et al., op. cit. (2015)
 55. Kato, H., et al (2012). "Interception of the Fukushima reactor accident derived 137 Cs, 134 Cs and 131 I by coniferous forest canopies." *Geophysical Research Letters*, 39(20). <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2012GL052928/abstract> See also, Nimis, P.L., op. cit. (1996). pg. 5.
 56. Nimis, P.L., op. cit. (1996). pg. 5.
 57. Kato, H., et al., op. cit. (2012).
 58. Ibid.
 59. Ohno, T., et al. (2012). "Depth profiles of radioactive cesium and iodine released from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in different agricultural fields and forests." *Geochemical Journal*. Vol. 46: 287 - 295. <https://www.terra-pub.co.jp/journals/GJ/pdf/4604/46040287.pdf>
 60. Nimis, P.L., op. cit. (1996). pg. 6.
 61. Yoshihara, T., et al., op. cit. (2014)
 62. Ibid.
 63. Ibid.
 64. Ibid.
 65. Tikhomirov, F.A. & Shcheglov, A.I. (1994). "Main investigation results in the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones." *Sci. Tot. Envir.*, 157: 45-57. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/7839123>
 66. Nimis, P.L., op. cit. (1996). pg. 26.
 67. Tikhomirov, F.A. & Shcheglov, A.I., op. cit. (1994) See also, Nimis, P.L., op. cit. (1996)
 68. Yoshihara, T., et al., op. cit. (2014) See also, Okada, N., et al., op. cit. (2015)
 69. Tikhomirov, F.A. & Shcheglov, A.I., op. cit. (1994) See also, Nimis, P.L. op. cit. (1996). pg. 26.
 70. Nimis, P.L. op. cit. (1996). pg. 26
 71. Ibid.
 72. Kuchma, O., et al. (2011). "Mutation rates in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) from the Chernobyl exclusion zone evaluated with amplified fragment-length polymorphisms (AFLPs) and microsatellite markers." *Mutagen Research*. 725(1-2):29-35. https://www.researchgate.net/publication/51515296_Mutation_rates_in_Scots_pine_Pinus_sylvestris_L_from_the_Chernobyl_exclusion_zone_evaluated_with_amplified_fragment-length_polymorphisms_AFLPs_and_microsatellite_markers
 73. Nimis, P.L. op. cit. (1996). See pgs. 24-25.
 74. Mahara, Y. et al. (2014). "Atmospheric Direct Uptake and Long-term Fate of Radiocesium in Trees after the Fukushima Nuclear Accident." *Scientific Reports* 4. Article 7121. <http://repository.kulib.kyoto-u.ac.jp/dspace/bitstream/2433/196856/1/srep07121.pdf>
 75. Tikhomirov, F.A. & Shcheglov, A.I., op. cit. (1994).
 76. Yamaguchi, N., et al., op. cit. (2016).
 77. Nishikiori, T., et al., op. cit. (2015).
 78. Ibid.
 79. Tagami, K., et al. (2012). "Translocation of radiocesium from stems and leaves of plants and the effect on radiocesium concentrations in newly emerged plant tissues." *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 111: 65–69. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X11002396>
 80. Ibid.

81. Ibid.
82. Yoshihara, T., et al., op. cit. (2014)
83. Ibid.
84. Ibid.
85. Okada, N., et al., op. cit. (2015)
86. Tikhomirov, F.A. & Shcheglov, A.I., op. cit. (1994)
87. Watanabe, Y., et al. (2013). "Effects of radionuclide contamination on forest trees in the exclusion zone around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant." In Nakatani, Maki (Ed.). Proceedings of the international symposium on environmental monitoring and dose estimation of residents after accident of TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Stations, (p. 231). Japan. <https://inis.iaea.org/search/searchsinglerecord.aspx?recordsFor=SingleRecord&RN=45097283>
88. Ibid.
89. Ibid.
90. Watanabe, Y., et al. (2015). "Morphological defects in native Japanese fir trees around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant." Scientific Reports 5. Article 13232. <http://www.nature.com/articles/srep13232>
91. "Morphological defects found in Japanese fir trees around Fukushima nuclear plant." August 29, 2015. The Asahi Shimbun. <http://ajw.asahi.com/article/0311disaster/fukushima/AJ201508290045>.
92. Ibid.
93. Watanabe, Y., et al., op. cit. (2015)
94. Ibid.
95. Ibid.
96. Kanasashi, T., et al. (2015). "Radiocesium distribution in sugi (*Cryptomeria japonica*) in Eastern Japan: translocation from needles to pollen." Journal of Environmental Radioactivity, 139: 398-406.
97. Ibid.
98. Bunzl, K., et al., (1993). "Spruce pollen as a source of increased radiocesium concentrations in air." Naturwissenschaften 80.4 : 173-174. <http://link.springer.com/article/10.1007/BF01226376>
99. Tschiersch, J. et al. (1999). "Enhanced airborne radioactivity during a pine pollen release episode." Radiation and Environmental Biophysics. Vol. 38(2): 139-145. https://www.researchgate.net/publication/12837730_Enhanced_airborne_radioactivity_during_a_pine_pollen_release_episode
100. Barisic, D., et al. (1992). "137Cs in flowers, pollen and honey from the Republic of Croatia four years after the Chernobyl accident." Apidologie. 23 (1): 71-78. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00890972>
101. Ibid.
102. Bunzl, K., et al., op. cit. (1993)
103. Tschiersch, J. et al. (1999). "Enhanced airborne radioactivity during a pine pollen release episode." Radiation and Environmental Biophysics. Vol. 38(2): 139-145. https://www.researchgate.net/publication/12837730_Enhanced_airborne_radioactivity_during_a_pine_pollen_release_episode
104. Tsuruoka, H., et al. (2015). "Variation of radiocesium concentrations in cedar pollen in the Okutama area since the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident." Radiation Protection Dosimetry 167: 1-3.
105. 「森林・木材と放射性物質 福島の森林・林業再生に向けて 2014年」発行：林野庁 http://www.ringyou.or.jp/publish/detail_1270.html
106. Kagawa, A., et al. (2002). "Tree-ring Strontium-90 and cesium-137 as potential indicators of radioactive pollution." Journal of Environmental Quality. 31(6):2001-7. https://www.researchgate.net/publication/11001617_Tree-ring_Strontium-90_and_cesium-137_as_potential_indicators_of_radioactive_pollution
107. Kuroda, K., et al. (2013). "Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident." Journal of Environmental Radioactivity. Volume 122. 37-42. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X13000568>
108. Ibid.
109. Ibid.
110. Ibid.
111. Ibid.
112. Ibid.
113. Ibid.
114. Ibid.
115. Chigira, M., et al. (1988). "Distribution of 90Sr and 137Cs in annual tree rings of Japanese cedar, *Cryptomeria japonica*." Journal of Radiation Research. 29, 152 -160. <http://jrr.oxfordjournals.org/content/29/2/152.full.pdf>
116. Mousseau, T.A., et al. (2013). "Tree rings reveal extent of exposure to ionizing radiation in Scots pine *Pinus sylvestris*." Trees. Volume 27, Issue 5, pp 1443-1453. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00468-013-0891-z> See also, Yamagata, N., et al. (1969). "Cesium-137 and Strontium-90 in a forest." Journal of Radiation Research. 10-3-4. 107-112. <http://jrr.oxfordjournals.org/content/10/3-4/107.full.pdf>
117. Yamagata, N., et al. (1969). "Cesium-137 and Strontium-90 in a forest." Journal of Radiation Research. 10-3-4. 107-112. <http://jrr.oxfordjournals.org/content/10/3-4/107.full.pdf> See also, Kagawa, A., et al., op. cit. (2002) See also, Chigira, M., et al., op. cit. (1988)

118. Yamagata, N., et al., op. cit. (1969) See also, Kagawa, A., et al., op. cit. (2002)
119. Nimis, P.L. op. cit. (1996). See, pg. 7
120. Ibid.
121. Ibid.
122. Teramage, M.T., et al. (2014). "Vertical distribution of radiocesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident." *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 137: 37-45. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X14001817>
123. Nimis, P.L. op. cit. (1996). pgs. 8-12
124. Ibid.pg. 8.
125. Ibid.
126. Ibid.
127. Okada, N., et al., op. cit. (2015)
128. Ibid.
129. Ibid.
130. Ibid.
131. Ibid.
132. Nishikiori, T., et al., op. cit. (2015). "Uptake and translocation of radiocesium in cedar leaves following the Fukushima nuclear accident." *Science of the Total Environment*. 502: 611-616. https://www.researchgate.net/publication/266744005_Uptake_and_translocation_of_radiocesium_in_cedar_leaves_following_the_Fukushima_nuclear_accident?requestFulltext=1
133. Nakanishi, T. et al. (2013). "137Cs vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident." *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 128. Pgs 9-14. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X13002348>
134. Teramage, M.T., et al., op. cit. (2014)
135. Evrard, O., et al., op. cit. (2015)
136. Nimis, P.L. op. cit. (1996). pg. 17
137. Ibid. pg. 18
138. Ibid. pg. 14
139. Ibid.
140. Ibid.
141. Fuji, K., et al. (2014). "Vertical migration of radiocesium and clay mineral composition in five forest soils contaminated by the Fukushima nuclear accident." *Soil Science and Plant Nutrition*. 60: 751-764. <http://ci.nii.ac.jp/naid/110009910384> See also, Nakanishi, T. et al., op. cit. (2013).
142. Nimis, P.L. op. cit. (1996). pg. 15
143. Ibid.
144. Evangelidou, N., et al., op. cit. (2015)
145. Fuji, K., et al., op. cit. (2014)
146. Ibid. Teramage, M.T., et al., op. cit. (2014) See also: Fujiwara, T., et al. (2012). "Isotopic ratio and vertical distribution of radionuclides in soil affected by the accident of Fukushima Dai-ichi nuclear power plants." *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 113: 37-44. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X12001038>
147. Fujiwara, T., et al., op. cit. (2012)
148. Nimis, P.L., op. cit. (1996) pg. 17.
149. Teramage, M.T., et al., op. cit. (2014)
150. Koarashi, J., et al. (2012). "Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions." *Science of the Total Environment*. Vol. 431: 392-401. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712007231>
151. Teramage, M.T., et al. (2014). "Vertical distribution of radiocesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident." *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 137: 37-45. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X14001817>
152. Nakanishi, T., et al., op. cit. (2013)
153. Ibid.
154. Ibid.
155. Ibid.
156. Ibid. Ohno, T., et al., op. cit. (2012) See also, Tanaka, K., et al. (2012). "Vertical profiles of Iodine-131 and Cesium-137 in soils in Fukushima Prefecture related to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident." *Geochemical Journal*. Vol. 46: 73 - 76. See also, Fujiwara, T., et al., op. cit. (2012) See also, Fujii, K., et al., op. cit. (2014)
157. Nimis, P.L. op. cit. (1996). pg. 10
158. Ibid.
159. Ibid. pg. 11.
160. Ibid.
161. Ibid.
162. Ibid. pg. 10
163. Ibid. pg. 30
164. Ibid. pg. 31
165. Yuan, L., et al. (2004). "Biological mobilization of potassium from clay minerals by ectomycorrhizal fungi and eucalypt seedling roots." *Plant and Soil*. 262: 351-361. https://www.researchgate.net/profile/Peter_Christie3/publication/226746783_Biological_mobilization_of_potassium_from_clay_minerals_by_ectomycorrhizal_fungi_and_eucalypt_seedling_roots/links/5582e8dd08ae1b14a0a28e79.pdf
166. Nimis, P.L., op. cit. (1996)
167. Scheck, J. (December 23, 2010). "Bunnies Are in Deep Doo-Doo When They 'Go Nuclear' at Hanford: Detectives at Old A-Bomb Plant Track Radioactive Critters, Rogue Tumbleweeds." *The Wall Street Journal*. <http://www.wsj.com/articles/SB10001424052748704694004576019280235026892>
168. Mousseau, T.A., et al. (2014). "Highly reduced mass loss rates and increased litter layer in radioactively contaminated areas." *Oecologia*. <http://cricket.biol.sc.edu/chernobyl/papers/Mousseau>

- et-al- Oecologia-2014.pdf
169. Evangelidou, N., et al., op. cit. (2015)
 170. Mousseau, T.A., et al. (2014)
 171. Evangelidou, N., et al., op. cit. (2015)
 172. Ibid.
 173. Hao, W.M., et al. (2009). "Vegetation fires, smoke emissions, and dispersio of radionuclides in the Chernobyl Exclusion Zone." *Developments in Environmental Science*. Vol. 8. Pgs. 265– 275. http://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2009_hao_w001.pdf
 174. Evangelidou, N., et al., op. cit. (2015)
 175. Ibid.
 176. Fukushima Prefecture. 林野火災の防止について <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/16025b/saigai-rinyakasai.html>
 177. Ibid.
 178. Stankevich, S., et al. (2015). "Risk assessment of adsorbed radionuclide emission by fire within Fukushima exclusion zone using multispectral satellite imagery." *Український журнал дистанційного зондування Землі 4*: 4–9. https://www.researchgate.net/publication/276028384_Risk_assessment_of_adsorbed_radionuclide_emission_by_fire_within_Fukushima_exclusion_zone_using_multispectral_satellite_imagery
 179. Møller, A.P. & Mousseau, T.A. (2015). "Strong effects of ionizing radiation from Chernobyl on mutation rates." *Scientific Reports 5*. Article 8363. <http://www.nature.com/articles/srep08363>
 180. Ibid.
 181. Ibid.
 182. Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety (24 November 2015). "Information Note: Realistic dose reconstruction for non-human species to assess the ecological consequences of chronic exposure to ionizing radiation in the contaminated territories after the Fukushima accident." http://www.irsn.fr/EN/newsroom/News/Documents/IRSN_Information-Note_Fukushima-Impact-Birds_20151124.pdf
 183. Møller, A.P. & Mousseau, T.A., op. cit. (2015).
 184. Ibid.
 185. Garnier-Laplace, J., et al. (2013). "Are radiosensitivity data derived from natural field conditions consistent with data from controlled exposures? A case study of Chernobyl wildlife chronically exposed to low dose rates." *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 121: 12-21 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X12000240>
 186. Ibid.
 187. Ibid.
 188. Ibid.
 189. Garnier-Laplace, J., et al. (2015). "Radiological dose reconstruction for birds reconciles outcomes of Fukushima with knowledge of dose-effect relationships." *Scientific Reports 5*. Article 16954. <http://www.nature.com/articles/srep16594>
 190. Director General of the International Atomic Energy Agency. op. cit. 2015. pg. 136.
 191. ICRP. J. Valentin, ed. (2003). "A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species." *Annals of the ICRP*. International Commission on Radiological Protection. 33 (3). http://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP_Publication_91
 192. Director General of the International Atomic Energy Agency. op. cit. 2015. pg. 136.
 193. Radioecologists habitually use ERICA or other 'tools' for estimating doses to wildlife. These are almost all based on lab studies. In addition, the findings are often based on small sample sizes, which is not taken into account when estimating overall effects. Radioecological communities are trying to move past this traditional approach, given its demonstrated inadequacy. The main recognized inadequacy is in the principle that protection of humans would automatically imply protection of the environment.
 194. Nimis, P.L., op. cit. (1996).
 195. Garnier-Laplace, J., et al., op. cit. (2013).
 196. Watanabe, Y. et al., op. cit. (2015).
 197. Garnier-Laplace, J., et al., op. cit. (2015) See also, Møller, A.P. et al. (2015). "Cumulative effects of radioactivity from Fukushima on the abundance and biodiversity of birds." *Journal of Ornithology*. DOI 10.1007/s10336-015-1197-2, <http://cricket.biol.sc.edu/chernobyl/papers/Moller-et-al-JO-2015b.pdf>
 198. Ibid.
 199. Ibid.
 200. Bonisoli-Alquati, A., et al. (2015). "Abundance and genetic damage of barn swallows from Fukushima." *Scientific Reports 5*, Article: 9432. <http://www.nature.com/articles/srep09432>
 201. Ibid.
 202. Ibid.
 203. Ibid.
 204. Garnier-Laplace, J., et al., op. cit. (2015) See also, Møller, A.P., et al., op. cit. (2015)
 205. Hiyama, A., et al. (2012). "The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly." *Scientific Reports 2*, Article: 570. <http://www.nature.com/articles/srep00570>
 206. Ibid.
 207. Ibid.
 208. Aliyu, A.S., et al. (2015). "Current Knowledge

- Concerning the Impacts of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident on the environment.” *Environment International*. Vol. 85: 213–228. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016041201530060X>
209. Fujita, Y., et al. (2014). “Environmental radioactivity damages the DNA of earthworms of Fukushima Prefecture, Japan.” *European Journal of Wildlife Research*. Vol. 60(1): 145–148. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10344-013-0767-y>
210. Akimoto, S., (2014). “Morphological abnormalities in gall-forming aphids in a radiation-contaminated area near Fukushima Daiichi: selective impact of fallout?” *Ecology and Evolution*; 4(4): 355–369. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.949/full>
211. Ibid.
212. Taira, W., et al. (2014). “Fukushima’s Biological Impacts: The Case of the Pale Grass Blue Butterfly.” *Journal of Heredity*. 105(5):710–722. <https://jhered.oxfordjournals.org/content/105/5/710.full>
213. Møller, A.P. & Mousseau, T.A. (2016). “Are Organisms Adapting to Ionizing Radiation at Chernobyl?” *Trends in Ecology and Evolution*. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534716000197>
214. Taira, W., et al. op. cit. (2014)
215. Møller, A.P. & Mousseau, T.A., op. cit. (2016)
216. Møller, A.P. & Mousseau, T.A. op. cit. (2015)
217. Taira, W., et al., op. cit. (2014)
218. Ibid.
219. Møller, A.P. & Mousseau, T.A., op. cit. (2016)
220. Ibid.
221. Deryabina, T.G., et al. (2015). “Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl.” *Current Biology*. Vol. 25(19): R824–R826. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960982215009884>
222. Møller, A.P. & Mousseau, T.A., op. cit. (2016)
223. Møller, A.P., et al. (2011) “Chernobyl Birds Have Smaller Brains.” *PLoS ONE* 6(2): e16862. doi:10.1371/journal.pone.0016866. <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0016866>
224. Ibid.
225. Mousseau, T.A. & Møller, A.P. (2013). “Elevated Frequency of Cataracts in Birds from Chernobyl.” *PLoS ONE* 8(7): e66939. doi:10.1371/journal.pone.0066939. <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0066939>
226. Ibid.
227. Ibid.
228. Ibid.
229. Ibid.
230. Møller, A.P., et al. (2013). “High frequency of albinism and tumours in free-living birds around Chernobyl.” *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. Volume 757, Issue 1, Pages 52–59. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383571813001848>
231. Ibid.
232. Boratynski, Z., et al. (2014). “Increased radiation from Chernobyl decreases the expression of red colouration in natural populations of bank voles (*Myodes glareolus*).” *Scientific Reports* 4, Article: 7141. <http://www.nature.com/articles/srep07141?trendmd-shared=0> See also, Lehmann, P., et al. (2015). “Fitness costs of increased cataract frequency and cumulative radiation dose in natural mammalian populations from Chernobyl.” *Scientific Reports* 6, Article: 19974. <http://www.nature.com/articles/srep19974>
233. Lehmann, P., et al., op. cit. (2015)
234. Pratama, M.A., et al. (2015). “Future projection of radiocesium flux to the ocean from the largest river impacted by Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant.” *Scientific Reports* 5, Article: 8408. <http://www.nature.com/articles/srep08408>
235. Lepage, H., et al. (2016). “Investigating the source of radiocesium contaminated sediment in two Fukushima coastal catchments with sediment tracing techniques.” *Anthropocene*. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213305416300042>
236. Yamashiki, Y., et al. (2014). “Initial flux of sediment-associated radiocesium to the ocean from the largest river impacted by Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant.” *Scientific Reports* 4, Article: 3714. <http://www.nature.com/articles/srep03714> See also, Evrard, O. et al., op. cit. (2015)
237. Evrard, O. et al., op. cit. (2015)
238. Eyrolle-Boyer, F., et al. (2015). “Behaviour of radiocaesium in coastal rivers of the Fukushima Prefecture (Japan) during conditions of low flow and low turbidity e Insight on the possible role of small particles and detrital organic compounds.” *Journal of Environmental Radioactivity*. 151: 328–340. https://www.researchgate.net/publication/283896408_Behaviour_of_radiocaesium_in_coastal_rivers_of_the_Fukushima_Prefecture_Japan_during_conditions_of_low_flow_and_low_turbidity_-_Insight_on_the_possible_role_of_small_particles_and_detrital_organic_com
239. Pratama, M.A., et al., op. cit. (2015)
240. Ibid.
241. Ibid.
242. Evrard, O. et al., op. cit. (2015)

243. Ibid. See also, Konoplev, A., et al., op. cit. (2015)
244. Konoplev, A., et al., op. cit. (2015)
245. Tanaka, K., et al. (2015). "Size-dependent distribution of radiocesium in riverbed sediments and its relevance to the migration of radiocesium in river systems after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident." *Journal of Environmental Radioactivity*. *Journal of Environmental Radioactivity* Vol. 139: 390–397. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X14001337>
246. Evrard, O. et al., op. cit. (2015) See also, Lepage, H., et al., op. cit. (2016)
247. Konoplev, A., et al., op. cit. (2015).
248. Yamashiki, Y., et al., op. cit. (2014)
249. Ibid.
250. Ibid.
251. Nagao, S., et al. (2013). "Export of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in the Fukushima river systems at heavy rains by Typhoon Roke in September 2011." *Biogeosciences*. 10: 6215–6223. https://www.researchgate.net/publication/258758074_Export_of_134Cs_and_137Cs_in_the_Fukushima_river_systems_at_heavy_rains_by_Typhoon_Roke_in_September_2011
252. Eyrolle-Boyer, F., et al., op. cit. (2015)
253. Sakai, M., et al. (2015). "Radiocesium leaching from contaminated litter in forest streams." *Journal of Environmental Radioactivity* 144: 15–20. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X1500065X>
254. Nemoto, K. & Abe, J. (2013). "Radiocesium Absorption by Rice in Paddy Field Ecosystems." Chapter 3. T.M. Nakanishi and K. Tanoi (eds.), *Agricultural Implications 1 of the Fukushima Nuclear Accident*, DOI 10.1007/978-4-431-54328-2_3, © The Author(s) 2013. <http://www.springer.com/usbook/9784431543275>
255. Ibid.
256. Ibid.
257. Ibid.
258. Ibid.
259. Ibid.
260. Wakahara, T., et al. (2014). "Radiocesium discharge from paddy fields with different initial scrapings for decontamination after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*. 16: 2580 - 2591. https://www.researchgate.net/publication/265137254_Radiocesium_discharge_from_paddy_fields_with_different_initial_scrapings_for_decontamination_after_the_Fukushima_Dai-ichi_Nuclear_Power_Plant_accident
261. Avery, S., op. cit. (1996)
262. Arai, T., op. cit. (2014)
263. Ibid.
264. Ibid. See also, Yamamoto, S., op. cit. et al. (2015)
265. Wada, T. et al. (2016). "Radiological impact of the nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima: An overview of monitoring results. *Journal of Environmental Radioactivity*. 151: 144–155. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X15301119>
266. Yamamoto, S., et al., op. cit. (2015)
267. Davidson, W. et al. (1993). "The transport of Chernobyl-derived radio-caesium through two freshwater lakes in Cumbria, UK." *Journal of Environmental Radioactivity*. 19(2):125–153. 10.1016/0265-931X(93)90073-G
268. Bryant, C.L., et al. (1993). "Distribution and behaviour of radiocesium in Scottish freshwater loch sediments." *Environmental Geochemistry and Health*. Vol. 15(2):153–161 <http://link.springer.com/article/10.1007/BF02627833>
269. For an illustration see: Lake Turnover. National Geographic Education. <http://education.national-geographic.org/media/lake-turnover/>
270. Sternberg, D. "Clearing Up the Fall Turnover: That murky water tells you it's time to change techniques." *Field & Stream*. <http://www.fieldandstream.com/articles/fishing/more-freshwater/1998/06/clearing-fall-turnover>
271. Avery, S., op. cit. (1996)
272. Yamamoto, S., et al., op. cit. (2015) See also, T. Mizuno & H. Kubo (2013). "Overview of active cesium contamination of freshwater fish in Fukushima and Eastern Japan." *Scientific Reports* 3, Article: 1742. <http://www.nature.com/articles/srep01742> See also, Matsuda, K. et al. (2015). "Comparison of radioactive cesium contamination of lake water, bottom sediment, plankton, and freshwater fish among lakes of Fukushima Prefecture, Japan after the Fukushima fallout." *Fisheries Science*. Vol 81(4): 737–747. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs12562-015-0874-7> See also, Arai, T., op. cit. (2014)
273. Avery, S., op. cit. (1996)
274. Covich, A.P., et al. (1999). "The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems." *BioScience*. Vol. 49(2): 119–127. http://www.palmerlab.umd.edu/Publications/Covich_et_al_1999.pdf
275. Avery, S., op. cit. (1996)
276. Bergan T.D., op. cit. (1995)
277. Rowan, D. J., et al. (1998). "The fate of radiocesium in freshwater communities—Why is bio-magnification variable both within and between species?." *Journal of Environmental Radioactivity* 40.1 (1998): 15–36. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X97000660>
278. Mayumi, Y., & Akio, A. (2014). "Radioactive

- contamination of aquatic insects in a stream impacted by the Fukushima nuclear power plant accident.” *Hydrobiologia*, 722(1), 19-30. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10750-013-1672-9>
279. *Ibid.*
280. *Ibid.*
281. Sakai, M., et al. (2015). “Radiocesium leaching from contaminated litter in forest streams.” *Journal of Environmental Radioactivity* 144: 15-20. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X1500065X>
282. Bergan T.D., op. cit. (1995)
283. Bergan T.D., op. cit. (1995)
284. Matsuda, K. et al., op. cit. (2015) See also, Yamamoto, S., et al., op. cit. (2015)
285. Yamamoto, S., et al., op. cit. (2015) See also, Arai, T., op. cit. (2014)
286. Wada, T. et al., op. cit. (2016) See also, Matsuda, K. et al., op. cit. (2015) See also, Yamamoto, S., et al., op. cit. (2015)
287. Rowan, D. J., et al., op. cit. (1998).
288. Wada, T. et al., op. cit. (2016)
289. Arai, T. op. cit. (2014) See also, Wada, T. et al., op. cit.(2016) See also, Matsuda, K. et al., op. cit.(2015) See also, Yamamoto, S., et al., op. cit. (2015)
290. Wada, T. et al., op. cit. (2016)
291. *Ibid.*
292. *Ibid.*
293. *Ibid.*
294. *Ibid.*
295. Yamamoto, S., et al., op. cit. (2015)
296. *Ibid.*
297. *Ibid.*
298. *Ibid.*
299. *Ibid.*
300. Lepage, H., et al., op. cit. (2016)
301. *Ibid.*
302. Evrard, O., et al. (2014). “Renewed soil erosion and remobilisation of radioactive sediment in Fukushima coastal rivers after the 2013 typhoons.” *Scientific Reports* 4. <http://www.nature.com/articles/srep04574>
303. Evrard, O. et al., op. cit. (2015)
304. Evrard, O. et al., op. cit.(2013)
305. For basic information on estuaries, visit: <http://omp.gso.uri.edu/ompweb/doe/science/descript/whats.htm>
306. For example, see: Kakehi, S., et al. (2016). “Radioactive cesium dynamics derived from hydrographic observations in the Abukuma River Estuary, Japan.” *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 153: 1–9. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X15301600>
307. Iwasaki, T., et al. (2014). “Computational modeling of ¹³⁷Cs contaminant transfer associated with sediment transport in Abukuma River.” *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol.139: 416–426 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X14001520>
308. Kakehi, S., et al., op. cit. (2016)
309. *Ibid.*
310. Chartin, C. et al. (2013). “Tracking the early dispersion of contaminated sediment along rivers draining the Fukushima radioactive pollution plume.” *Anthropocene* 1: 23–34. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213305413000088>
311. *Ibid.*
312. Yamasaki, S., et al. (2016). “Radioactive Cs in the estuary sediments near Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant.” *Science of The Total Environment*. Vol. 551–552: pgs.155–162 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716301541>
313. *Ibid.*
314. Kakehi, S., et al., op. cit. (2016) See also, Yamasaki, S., et al., op. cit. (2016)
315. Yamasaki, S., et al., op. cit. (2016)
316. Takata, H., et al. (2015). “Remobilization of radiocesium on riverine particles in seawater: The contribution of desorption to the export flux to the marine environment.” *Marine Chemistry*. 176: 51-63. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304420315300219>
317. *Ibid.*
318. *Ibid.*
319. *Ibid.*
320. Fan, Q., et al. (2014). “Factors controlling radiocesium distribution in river sediments: Field and laboratory studies after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident.” *Applied Geochemistry*. 48: 93–103. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S088329271400167X>
321. Kakehi, S., et al., op. cit. (2016)
322. F. Eyrolle-Boyer, et al., op. cit. (2015)
323. “Final Report: The Follow-up IAEA International Mission on Remediation of Large Contaminated Areas Off-Site the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant”, Tokyo and Fukushima Prefecture, Japan 14 – 21 October 2013. https://www.iaea.org/sites/default/files/final_report230114_0.pdf, accessed July 13 2015.
324. The teams are made up of Greenpeace radiation experts who have been trained in radiation monitoring and the use of sophisticated measuring devices. Radiation surveys - Fukushima October 30th, 2014, <http://www.greenpeace.org/international/en/campaigns/nuclear/safety/accidents/Fukushima-nuclear-disaster/Radiation-field-team/>, accessed February 11th 2015.

325. The total Cs 134 inventory was almost equivalent to Cs 137 at the time of initial deposition (year 0) but will become less than 10% of the total initial inventory after 5 years due to the fact that Cs 134 has a half-life of 2.1 years. The total Cs 137 and Cs 134 combined inventory will decrease to approximately half of the initial fallout after approximately 10 years, primarily because of the radioactive decay of Cs134. However, the rate at which the total radiocesium inventory decreases will slow after 10 years, when Cs 137 remains as the dominant nuclide, see “Predicted spatio-temporal dynamics of radiocesium deposited onto forests following the Fukushima nuclear accident”, Shoji Hashimoto, Toshiya Matsuura, Kazuki Nanko, Igor Linkov, George Shaw & Shinji Kaneko, <http://www.nature.com/srep/2013/130902/srep02564/full/srep02564.html>
326. Long-term Assessment of Transport of Radioactive Contaminant in the Environment of Fukushima (F-TRACE). Japan Atomic Energy Agency. Caesium Workshop. 2013. http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat01/pdf00/20_ljima.pdf
327. “Gov’t plans not to decontaminate Fukushima forests away from residential areas.” The Mainichi. December 22, 2015. <http://mainichi.jp/english/articles/20151222/p2a/00m/0na/012000c>
328. 「森林・木材と放射性物質 福島森林・林業再生に向けて2014年」発行：林野庁 http://www.ringyou.or.jp/publish/detail_1270.html
329. Forestry Agency, (2014). “Annual Report on Forest and Forestry in Japan Fiscal Year 2014 (Summary).” Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Japan. Pg 24. http://www.maff.go.jp/e/pdf/2014_summary.pdf
330. “About shipment restriction on mushrooms or/and wild vegetables.” Website of Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/syukkaseigen.html>
331. Ibid.
332. Bird, W.A. & Little, J.B. (2013). “A Tale of Two Forests: Addressing Postnuclear Radiation at Chernobyl and Fukushima.” *Environmental Health Perspectives*. 121(3) <http://ehp.niehs.nih.gov/121-a78/>
333. Forestry Agency, (2014). op. cit.
334. Ibid.
335. Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology, Japan. http://www.mext.go.jp/b_menu/shingi/chousa/kaihatu/016/shiryo/icsFiles/fieldfile/2015/01/28/1354739_5.pdf
336. Recommendation of the Environmental Ministry’s expert panel on decontamination on December 21, 2015. See, <http://josen.env.go.jp/material/session/pdf/016/mat05.pdf>
337. “Forests will not be decontaminated.” December 20, 2015. NHK. http://www3.nhk.or.jp/nhk-world/english/news/20151221_09.html

グリーンピースは環境保護と平和を願う
市民の立場で活動する国際環境NGOです。
問題意識を共有し、社会を共に変えるため
政府や企業から資金援助を受けずに
独立したキャンペーン活動をしています。

国際環境NGO グリーンピース・ジャパン

〒160-0023

東京都新宿区西新宿8-13-11 NFビル 2F

Tel. 03-5338-9800 Fax. 03-5338-9817

www.greenpeace.org/japan

飯舘村中心部での除染作業。汚染地の放射能値が低減するようにと、上層の土壌が草なども一緒に取り除かれ、プラスチック製袋に入れられる。

© Robert Knoth / Greenpeace