原子力人材育成プログラムENEP

# 原子力災害環境影響評価論 I 第5回 『森林の放射能汚染』

## 担当教員: 生命環境系 加藤 弘亮



環境省『みんなで学ぶ、みんなで守る 生物多様性 Biodiversity』 森林の連続性データ http://www.biodic.go.jp/biodiversity/activity/policy/map/map03/index.html



# 森林面積の比較

|     | 全国 (2012年度)     | 福島県(2012年度)   |
|-----|-----------------|---------------|
| 森林  | 251,000 (66.4%) | 9,740 (70.7%) |
| 人工林 | 103,000 (41.0%) | 3,390 (34.8%) |
| 天然林 | 134,000 (53.4%) | 5,790 (59.5%) |
| その他 | 1,360 (0.5%)    | 560 (5.8%)    |
| 国有林 | 77,000 (30.7%)  | 4,090 (42.0%) |
| 民有林 | 174,000 (69.3%) | 5,650 (58.0%) |

林野庁HP、森林資源の現況(平成24年3月31日現在)の統計情報に基づく



## 阿武隈川および浜通り河川流域における 土地利用と放射能汚染



#### Table Proportion of Land use

| Land use       | Are<br>[km² | Area<br>[km <sup>2</sup> (%)] |      | Total amount of Cs-137<br>[TBq (%)] |  |
|----------------|-------------|-------------------------------|------|-------------------------------------|--|
| Forest         | 5329        | (63.7)                        | 920  | (68.9)                              |  |
| Paddy field    | 1157        | (13.8)                        | 160  | (12.0)                              |  |
| Crop field     | 852         | (10.2)                        | 130  | (9.7)                               |  |
| Built-up area  | 457         | (5.5)                         | 68   | (5.1)                               |  |
| River & Lake   | 156         | (1.9)                         | 11   | (0.8)                               |  |
| Waste land     | 152         | (1.8)                         | 16   | (1.2)                               |  |
| Other land use | 147         | (1.8)                         | 17   | (1.3)                               |  |
| Road/railways  | 67          | (0.8)                         | 10   | (0.7)                               |  |
| Golf field     | 47          | (0.6)                         | 3.5  | (0.3)                               |  |
| Beach          | 1           | (0.01)                        | 0.19 | (0.01)                              |  |
| Total          | 8365        | _                             | 1336 | -                                   |  |

阿武隈川流域の土地利用

Kitamura et al. (2014) Anthropocene, 55, 22-31.



#### Google Map (51.389466, 30.100006)

Texas Tech University's Chornobyl Website (http://www.nsrl.ttu.edu/chornobyl/Default.htm)



Figure VI. Surface ground deposition of caesium-137 released in the Chernobyl accident [11, 13].

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). http://www.unscear.org/unscear/en/chernobylmaps.html

#### 森林及び淡水生態系の放射能汚染の重要性

自然生態系は大きな自然資源であり、経済的、栄 養学的、レクリエーション、社会的な利益をもたら す。放射能汚染を受けた森林は、人々の内部及 び外部被ばくの原因となる。原子力事故の後の長 期間に渡って、放射能汚染された森林は外部被 ばくを増加させる。ある特定の集団は、森林に関 わることで高い外部被ばくを受ける。自然生態系 は、どんな対策を選択するかに敏感に反応し、そ の結果生態系がどうなるか常時考慮されなけれ ばならない。

Fesenko (2013) Sampling/monitoring programmes in the forests affected by the Chernobyl accident, and dynamic models for evaluation of caesium behaviour and countermeasures for contaminated forests. International Symposium, Tsukuba

# ロシアの放射能汚染地域におけるヒトへの被爆経路と寄与率の違い

|                          | Normal<br>Population<br>一般 | Critical<br>Group<br><b>特定集団</b> |
|--------------------------|----------------------------|----------------------------------|
| 林内での外部被ばく                | 3                          | 18                               |
| 居住地での外部被ばく               | 41                         | 11                               |
| 乳製品・肉類の摂取による内部被ばく        | 33                         | 58                               |
| ベリー類の摂取による内部被ばく          | 2                          | 1                                |
| キノコ類の摂取による内部被ばく          | 19                         | 11                               |
| その他食物の摂取による内部被ばく         | 2                          | 1                                |
| 総被曝量に対する森林由来の被曝量の<br>寄与率 | 24                         | 88                               |

Fesenko (2004) IAEA Training course, Vienna.

# ここまでのまとめ

▶ 日本の国土面積の約7割を森林が占める。

- ➤ 福島原発事故により広大な森林面積(福島県面積の約70%)が放射能汚染を受けた。
- ▶ 特定の生活集団では、森林由来の被ばく量の割合が大きい

⇒森林に降下した放射性核種の環境中動態の解明が必要

# 森林の水循環





図 7.3 樹幹流下量 SF と樹冠通過雨量 TF の樹種による違い

アカマツ林やスギ林の樹幹流が5~10%程度であるのに対して、常緑広葉樹 では林外雨量の60%に達することがある、マテバシイ以外の日本の常緑広 葉樹や針葉樹であるヒノキも自分の根元に水を集める傾向が強い(図中の値 は典型的な値)

森林水文学(森林の水のゆくえを科学する) 森林水文学編集委員会





十垤

> 大気降下物は栄養塩、汚染物質等大気です の陸域への流入経路

> 森林樹冠
 ・表面積が広い
 ・粗度が大きい

> 大気降下物の効率的な受容体

> 大気-土壌をつなぐ重要な境界面

## 森林への汚染物質の沈着の概念図



図 9.1 森林への汚染物質の沈着の概念図 都市域から排出された大気汚染物質は,湿性沈着と乾性沈着を経て,森林へ 負荷される.

『森林水文学:森林の水のゆくえを科学する』森林水文学編集委員会、森北出版株式会社 第9章 森林への物質の沈着と樹冠の相互作用、智和正明、より引用



『森林水文学:森林の水のゆくえを科学する』森林水文学編集委員会、森北出版株式会社 第9章 森林への物質の沈着と樹冠の相互作用、智和正明、より引用

# ここまでのまとめ

- ≻森林の水循環
- 森林への降雨は遮断蒸発と林内雨に分かれる
- 森林内の水の動きは物質移動を支配する

# 森林の物質循環 大気-土壌間の重要な境界面 森林樹冠は大気降下物を効率的に捕捉 森林樹冠に蓄積された降下物は、植物による吸収・降雨による洗浄・溶脱を受ける



#### Increase of Ambient Dose in Tsukuba following the FDNPP accident (monitoring data of AIST)



ADVANCED INDUSTRIAL SCIENCE AND TECHNOLOGY (AIST)

#### 大気からの沈着(<u>乾性沈着・湿性沈着</u>)



放射性物質はエアロゾル(気体中に浮遊す る微粒子)として風と共に移動(放射性雲)

森林樹冠は大気中の放射性物質の効率的 なフィルターとして機能する

風に乗って長い距離を運ばれる放射性セシウムの存在形態



沈着率 $(Bq/cm^2/s)$ =大気中放射性核種濃度 $(Bq/cm^3)$ ×沈着速度(cm/s)



Petroff and Zhang (2010) Development and validation of a size-resolved particle dry deposition scheme for application in aerosol transport models. Geoscientific Model Development, 3, 753-769.

# $= \frac{\text{Aerosol flux to surface } (\mu g \text{ cm}^{-2} \text{ s}^{-1})}{\text{Air concentration of aerosol } (\mu g \text{ cm}^{-3})}$

Table 3 Deposition velocities of atmospheric sulfate

 $V_{\rm g} \,({\rm cm}\,{\rm s}^{-1})$ 

| Reference                     | Canopy type | Method               | $V_{\rm g} ({\rm cm \ s}^{-1})$ |
|-------------------------------|-------------|----------------------|---------------------------------|
| Hofken et al. (1982)          | Spruce      | Throughfall analysis | 1.5                             |
| Hicks et al. (1982)           | Pine        | Micrometerological   | 0.5-2.0                         |
| Gravenhorst and Höfken (1982) | Spruce      | Aerosol depletion    | 1.3                             |
| Dasch (1986)                  | Pine        | Foliar washing       | 0.15-0.45                       |
| Shanley (1989)                | Spruce      | Foliar washing       | 0.034-0.78                      |
| Wyers et al. (1995)           | Douglas fir | Micrometerological   | 1.2-1.5                         |

Ould-Dada (2002) Effect of forest edges on deposition of radioactive aerosols. Atmospheric Environment 36, 5595–5606.

#### 森林への乾性沈着の例

英国・セラフィールド原子力施設 (ウインズケール)

**1957年 火災事故による放出** 1973年 大規模漏洩事故

放射性プリューム

乾性沈着 Lady Wood

草地と森林(Lady Wood)におけるセシウム蓄積量



森林-草地境界からの距離(m)

Ould-Dada et al (2002) Atmospheric Environment 36, 5595-5606.



## **湿性・乾性沈着の分布図** (3つのモデル予測結果)



Gonze, Kato et al. (2014) Assessment of Dry and Wet Atmospheric Deposits of Radioactive Aerosols: Application to Fukushima Radiocaesium Fallout, Environmental Science and Technology 48, 11268-11276.

# ここまでのまとめ

#### ≻沈着形態

・乾性沈着は、ガス状・粒子状のエアロゾルが 捕捉される(沈着量は沈着速度に依存する)

・湿性沈着は、大気中のエアロゾルが降水によって強制的に沈着する

森林は他の土地利用と比べて乾性沈着の影響が大きい

・福島原発事故による森林の放射能汚染と沈着
 形態の関係は不明な点が多い



IAEA-BIOMASS-1 (2002) Modeling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems International Atomic Envergy Agency, Forest WG.



## 栃木県佐野市のスギ林での観測結果

#### 林内雨採水装置(20地点)



雨水サンプル

御幹流 9>7 #0

栃木県佐野市 (スギ・ヒノキ林)

林外雨



## スギ林樹冠によるセシウム137の初期遮断



## 福島県の森林放射能汚染の予備調査

隣接する森林(スギ)と牧草地に測線を設け、5cm深の土壌を採取した。 土壌試料の採取は2011年5月21日に行った。



(m)



サンプリング地点

森林-牧草地境界からの距離とCs-137インベントリーの関係

11

## セシウム137存在量の分布



文科省 第1次分布状況等調査 ※2011年7月の調査結果 森林総合研究所 橋本・金子(2012) ※2011年8月・9月の調査結果

遮断率:19%

遮断率:49%

遮断率:16%

# 放射性セシウムの樹冠遮断率

出典:Thiry (2012)

| 森林タイプ<br>Forest<br>species | 放射性核種<br>Radionuclides | 樹冠遮断率<br>f value (%) | 出典<br>) Reference                   |
|----------------------------|------------------------|----------------------|-------------------------------------|
| Deciduous                  | Cs-137                 | 10-40                | Melin et <i>al</i> ., 1994          |
| Beech                      | Cs-134, 137            | 20                   | Schimmack et al., 1991              |
| Coniferous                 | not specified          | 70-90                | Thikomirov et <i>al</i> ., 1991     |
| Coniferous                 | Cs-137                 | 79                   | Ronneau et <i>al</i> ., 1987        |
| Coniferous                 | Cs-134, 137            | 70                   | Bunzl et al., 1989                  |
| Spruce                     | Cs-134, 137            | 70                   | Schimmack et al., 1991              |
| Coniferous                 | Cs-137(乾性沈着)           | 80-100               | Melin et <i>al</i> ., 1994          |
| Coniferous                 | Cs-137                 | 80                   | Sombré et <i>al.</i> , 1990         |
| Spruce (exp                | o.)Cs-134              | 79-86                | Thiry, 1997                         |
| <br>スギ林                    | Cs-137                 | 92 I                 | Kato et al., 2012                   |
| ヒノキ林                       | Cs-137                 | 93                   | (栃木県佐野市H23年3月実測値)                   |
| スギ林                        | Cs-137                 | 69                   | Onda et al., 2015<br>(山木屋H23年5月実測値) |
| スギ林                        | Cs-137                 | 70                   | Kato et al., 2015                   |
| コナラ・赤松                     | Cs-137                 | 23                   | (福島県山木屋のモデル推定値)                     |



#### **葉面積指数**= 単位面積あたりの 葉面の総面積の割合





**Fig. 5.** Relationship between the interception factor, f, of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr particles on wheat and the leaf area index LAI (Vandecasteele et al., 2001).

Prohl (2009) Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation. Journal of Environmental Radioactivity 100 (2009) 675–682







#### Sampling location

森林-牧草地境界からの距離とI-131インベントリーの関係



**Fig. 2.** Comparison of the mass interception fractions for cations (Cd<sup>2+</sup>, Be<sup>2+</sup>, Cr<sup>3+</sup>, Sr<sup>2+</sup>, Ce<sup>3+</sup>) and anions (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, I<sup>-</sup>) (Hoffman et al., 1995).



Prohl (2009) Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation. Journal of Environmental Radioactivity 100 (2009) 675–682

# ここまでのまとめ

≻大気から森林に降下した放射性核種は樹冠 遮断を受ける。

▶森林は乾性沈着を効率的に捕捉する。

▶樹冠遮断率の大きさは、樹種やバイオマス量、 LAIなどの生物的要因と、降水量や核種の種 類等に影響される。

▶常緑針葉樹は落葉広葉樹と比べて樹冠遮断 率が高い。



IAEA-BIOMASS-1 (2002) Modeling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems International Atomic Envergy Agency, Forest WG.



文部科学省 第3次分布状況等調査報告書より

## 針葉樹人工林サイト

## スギ壮齢林

(Cryptomeria japonica)

スギ若齢林



18 年生, 2600 本 ha-1

### 落葉広葉樹サイト (コナラ, アカマツ)

#### 2500 本 ha<sup>-1</sup>





5/13



②移行調查

①分布調査

- ・高さ別葉の採取
- ・In-situ測定のセシウム濃度測定 (計数率・空間線量率)





・林内雨、樹幹流、落葉等



林外雨、林内雨、樹幹流 100µmのステンレスメッシュ に通し粗大有機物等を除去





葉、小枝、枝、樹皮等を 手作業で分類



Geガンマ線検出器で放射性セシウム濃度測定

#### (a) 林内雨に含まれるセシウム137濃度



#### (b) 樹幹流に含まれるセシウム137濃度









#### <u> 平成23年7月1日~平成26年年10月23日の期間のモニタリングデータ</u>

**総移行量:166 kBq/m<sup>2</sup>** 林内雨:48% 樹幹流:1% 落葉等:51% ※8 kBq/m<sup>2</sup>(H26年度) **総移行量:174 kBq/m<sup>2</sup>** 林内雨:39% 樹幹流:2% 落葉等:59% ※6 kBg/m<sup>2</sup>(H26年度)

**総移行量:60 kBq/m<sup>2</sup>** 林内雨:26% 樹幹流:4% 落葉等:69% ※6 kBq/m<sup>2</sup>(H26年度)

## 樹冠ー林床のセシウム137沈着フラックス







#### Field loss model for canopy Cs-137

A(t) =

#### Double Exponential Model

(e.g., Kinnersley et al., 1996; Madoz-Escande et al., 2005)

Rapid loss (%) Slow loss (%)

Loss rate (day<sup>-1</sup>)



Kato et al. (2015) Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, in press.



IAEA-BIOMASS-1 (2002) Modeling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems International Atomic Envergy Agency, Forest WG.

## <u>葉に含まれるセシウム137濃度の時間変化</u>



Time after the accident (days)

Time after the accident (days)

樹体の放射性セシウム濃度は時間とともに低下 ⇒リーチング、落葉等による樹冠からの除去 ⇒新しい枝葉への転流

## 放射性セシウムの葉面吸着



*Figure 2.* Cross sectional diagram of the leaf's surface showing where the entrance of radionuclides can take place. Illustration with permission from Koranda & Robison (1978).

Bengtsson (2013) Interception and Storage of Wet Deposited Radionuclides in Crops - Field Experiments and Modelling-. PhD Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences.





※室温の水に入れ、超音波洗浄を30分間

広島大学 田中ら(2013)



雄花付き当年葉 雄花除去当年葉 雄花



採取日:2012/9/22 IP実施日:2012/9/27 曝写時間:39 hr

写真1.2012年雄花つき当年葉の放射性物質の分布(双葉町スギ)

#### 幹材サンプルの採取方法(1)

#### Trees cutting

フランス原子力安全研究所(IRSN)による調査



▶ 1-3 : Tree cutting

4-5 : Branches pruning

7-9 : Wood Discs in the trunk



#### 幹材サンプルの処理方法

※輪切りにした幹材を4分の1にし、外皮、内皮、心材、辺材に分けて採取 ※それぞれの部位に含まれる放射性セシウム濃度を測定



1-3 : OB
9-13 : SW 3 outer rings

4-6 : IB
14-15 : SW/HW

#### ▶ 7-8 : Half quater for MC

#### スギ樹体の各部位の放射性セシウム濃度の測定結果 (川俣理エスギ林)

|   | <sup>137</sup> Cs 濃度 (Bq/kg 乾重量) |        |        |
|---|----------------------------------|--------|--------|
|   | Ν                                | Cs-137 | 誤差 ±1σ |
| 当年葉   | 9                                | 4207   | 1238   |
| 旧葉 (>1年以上)  | 9                                | 7880   | 2724   |
| 枯葉  | 3                                | 20218  | 9071   |
| 生枝  | 6                                | 4185   | 1703   |
| 枯枝  | 3                                | 5071   | 1220   |
| 外皮  | 3                                | 4638   | 1411   |
| 内皮  | 2                                | 2108   | 115    |
| 辺材  | 7                                | 435    | 130    |
| 心材  | 5                                | 817    | 223    |
| リター層(上部) (O <sub>L</sub> )                            | 7                                | 37500  | 6000   |
| リター層(細分化され<br>たもの) (O <sub>F</sub> / O <sub>H</sub> ) | 7                                | 83500  | 21000  |
| 土壤 1~3cm深   | 7                                | 34400  | 12900  |
| 土壤 3~8cm深   | 7                                | 4200   | 2900   |
| 土壤 8~20cm深  | 7                                | 979    | 623    |

森林内のセシウム137の分布(割合)



10% が地上部の樹体に存在 ▶ 90 % が林床のリター及び土壌に存在

<sup>137</sup>Cs Deposits on plots ~ 450 kBq/m<sup>2</sup> (Loffredo et al., 2014)

木材の放射性セシウム濃度の予測



#### 異なる土壌・林齢の幹材中濃度の 変化予測モデル(FOREST-TREE MODEL)



1-自成土,20年生 2-自成土,80年生 3-水成土,20年生 4-水成土,80年生

FIG. 3.43. Predicted <sup>137</sup>Cs activity concentration in wood for different types of forest soil and ages of trees calculated using a computer model, FORESTLAND, for a deposition of 1 kBq/m<sup>2</sup> [3.87]. 1, 2: automorphic soil, 3, 4: semihydromorphic soil; 1, 3: initial age 20 years; 2, 4: initial age 80 years.

# ここまでのまとめ

▶森林樹冠に捕捉された放射性セシウムは、 雨水や落葉等に伴って林床へ移動する。

>樹冠一林床への移行速度は初期に早いが、 時間とともに減少する(二重指数関数モデル)。

➢初期沈着直後は雨水による移行経路が主であるが、時間とともに落葉等の寄与が増加。

▶放射性セシウムは葉面等から樹体内に取り込まれ、新葉等に転流する。



IAEA-BIOMASS-1 (2002) Modeling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems International Atomic Envergy Agency, Forest WG.

#### <u>土壌侵食による放射性セシウムの流出</u>

- ・様々な土地利用に侵食観測区画を設置
- ・土砂流出量及び土砂の放射性セシウム濃度を測定



緩傾斜の畑地(裸地 A(左),耕作された畑A2(右))



スギ若齢林



急傾斜の畑地(未耕作の畑B(左),耕作された畑B2(右))

採草地(牧草地A(左)) 放牧草地(牧草地B(右))

#### 各土地利用からの土砂流出量

(観測期間:2011.7/17-2013 11/18)



#### <u>各土地利用からの放射性セシウム流出量</u>

(観測期間:2011.7/17-201311/18)



## 森林流域からの放射性セシウム流出量

#### 【表1】流域から河川への放射性Csの流出(流出率)

| 法 <del>は</del>                     | 川俣町                       |                       |          | 筑波山                 | 丸森町        |
|------------------------------------|---------------------------|-----------------------|----------|---------------------|------------|
| 流 埃                                | <b>疣石山流域<sup>≋1</sup></b> | 石平山流域*1               | 高太石山流域*1 | 霞ヶ浦流域 <sup>*2</sup> | 宇多川上流*2    |
| 調査期間                               |                           | 44~45日間 <sup>※3</sup> |          | 21か月間               | 15か月間      |
| 土壌へのCs-137沈着量<br>(kBq/㎡)           | 544                       | 298                   | 916      | 13                  | 170~230    |
| Cs-137流出量 <sup>※4</sup><br>(kBq/㎡) | 0.087                     | 0.026                 | 0.021    | 0.06                | 0.22~0.34  |
| 土壌へのCs-137沈着量<br>に対するCs-137流出量     | 0.016%                    | 0.009%                | 0.002%   | 0.5%                | 0.12~0.15% |
| -                                  |                           |                       |          |                     |            |
| Cs-137の年間流出量*5                     | 0.13%                     | 0.07%                 | 0.02%    | 0.26%               | 0.10~0.12% |

※1: (出典) JAEA: 平成24年度放射能測定調査委託事業「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」成果報告書 ※2: (出典) 国立環境研究所, 2012,2013

※3:3流域の比較可能な2012年10月1日~9・10日、10月22日~11月3日、11月29・30日~12月18・19日調査期間(44~45日間)を抽出し合計。

※4:〇疣石山流域,石平山流域,高太石山流域:渓流水における溶存態、SS(懸濁態物質)、粗大有機物(渓流水中の葉や枝等)のCs-137の合計。

・溶存態:2012年8月、10月の平常時における溶存態放射性セシウム濃度を渓流水の流出量にかけた。

- ・SS:SSサンプラーの放射性セシウム濃度を濁度計の連続データと流量から得られたSSの流量にかけた。
- ・粗大有機物:有機物の放射性セシウム濃度をトラップされた全量にかけた。

○霞ヶ浦流域,宇多川上流:SS由来のCs-137

※5:上表のデータより、土壌への沈着量に対する流出率と調査期間から年間流出率に換算(環境省による試算)。

その際、放射性セシウムの自然崩壊や対象期間内の降雨の状況等は考慮していない。

#### 林野庁(2014)森林・木材と放射性物質一福島の森林・林業再生に向けて

# まとめ

≻土壌侵食等により森林系外に流出する放射 性セシウムの割合は土壌中存在量の0.3%以 下(年間)。

≻放射性セシウムは森林生態系内に保持され、 長期にわたって循環する。

≻チェルノブイリ原発事故で得られた知見と合わせて、日本の森林での放射性セシウム動態のモニタリングと長期予測が不可欠。