

原子力災害環境影響評価論 I

第5回 『森林の放射能汚染』

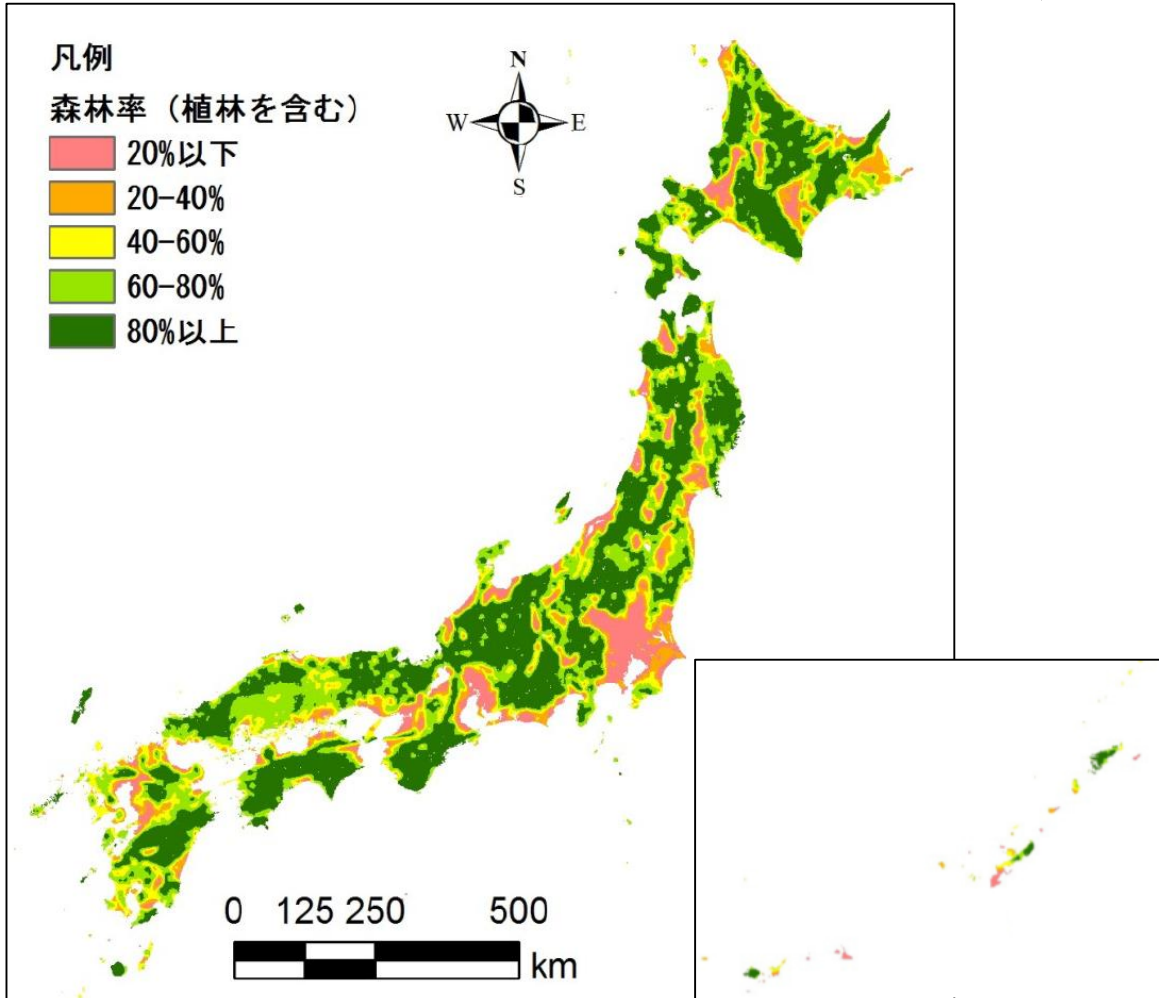
担当教員：

生命環境系 加藤 弘亮

日本の森林分布

国土面積の66%を森林が占める！

森林面積：2510万ha
天然林：約1300万ha
人工林：約1000万ha
その他：約200万ha
(森林・林業白書 平成22年)



森林面積に占めるスギ・ヒノキ人工林の割合



林野庁：スギ・ヒノキ林に関するデータ
(林野庁業務試料 平成24年3月31日時点)

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>



Photo: Mt. Azuma

Wikipedia: <https://ja.wikipedia.org/wiki/吾妻山>



奥羽山地

Ou Mountains

阿武隈高地

Abukuma Highlands

Deposition densities of cesium-137 (Bq/m²)

	3000k <
	1000k - 3000k
	600k - 1000k
	300k - 600k
	100k - 300k
	60k - 100k
	30k - 60k
	10k - 30k
	≤ 10k

Area with no survey results available

* 10 k Bq = 10,000 Bq (Becquerel)
 * The radioactive cesium deposition map identifies areas where no significant energy spectrum of radioactive cesium has been detected and represents these areas as being in the lowest (10 kB/m²) of the nine value ranges.

Google Map (37.4806511,140.0999499)

Prof. Kondo's laboratory, Chiba University, <http://dbx.cr.chiba-u.jp/act/fukushima/>

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



放射線量等分布マップ(拡大サイト) <http://ramap.jaea.go.jp/map/>
第4次航空機モニタリングによる放射線量等分布マップ

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

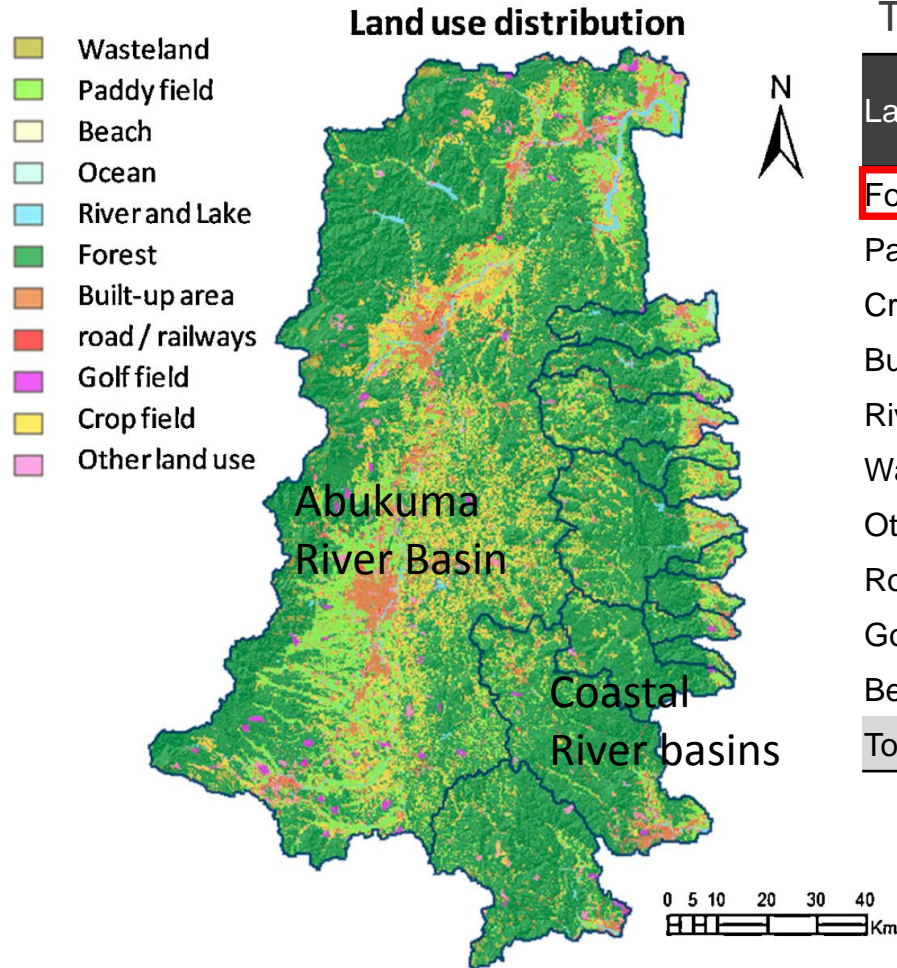


Table Proportion of Land use

Land use	Area [km ² (%)]		Total amount of Cs-137 [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



Prof. Kashparov, Ukrainian Institute of Agricultural Radiology.
2013年10月28日講義資料より

Chernobyl原子力発電所



Kiev

50 km



Google Map (51.389466, 30.100006)

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

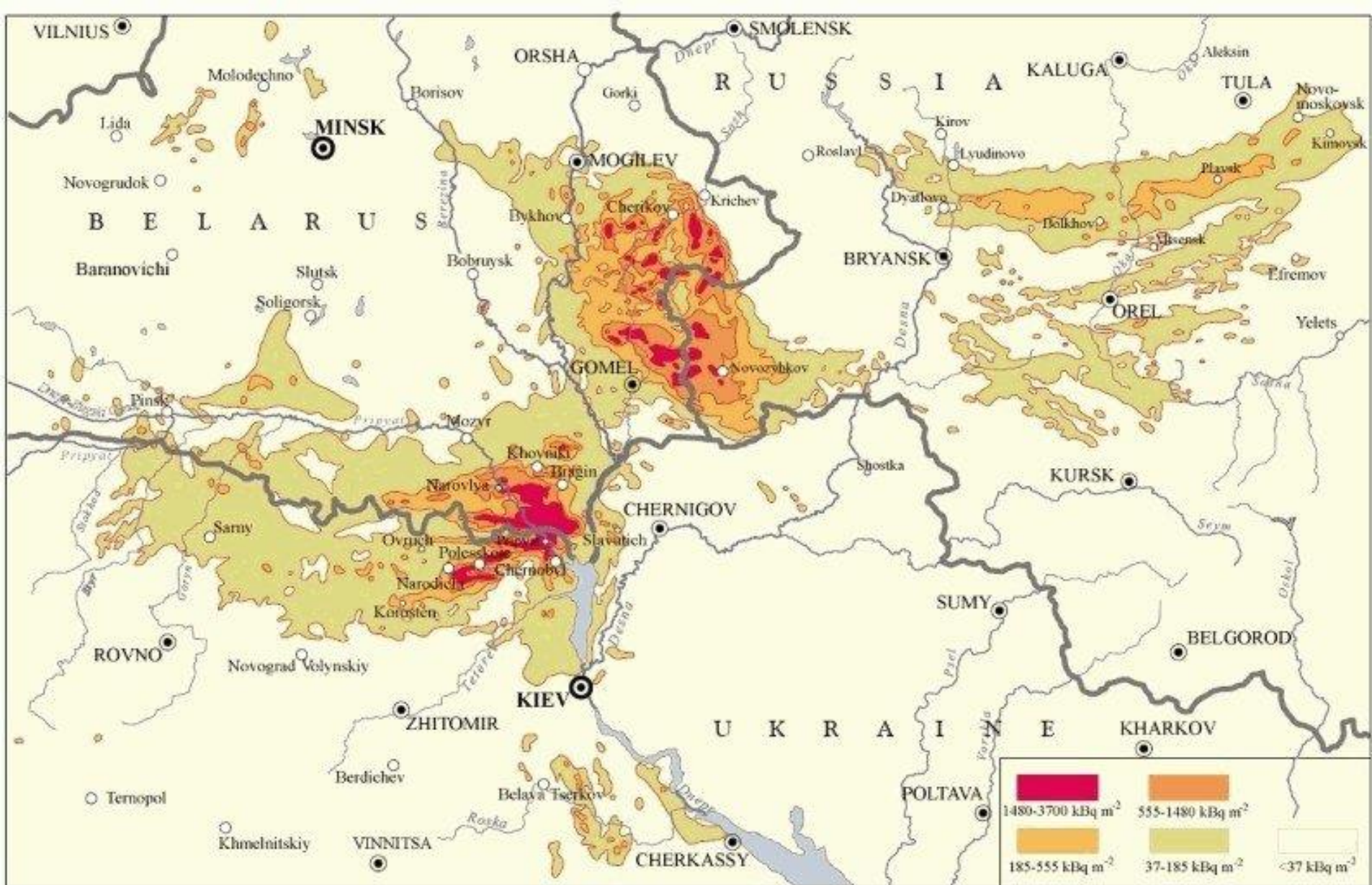


Figure VI. Surface ground deposition of caesium-137 released in the Chernobyl accident [11, 13].

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。

ロシアの放射能汚染地域における ヒトへの被曝経路と寄与率の違い

	Normal Population 一般	Critical Group 特定集団
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寄与率	24	88

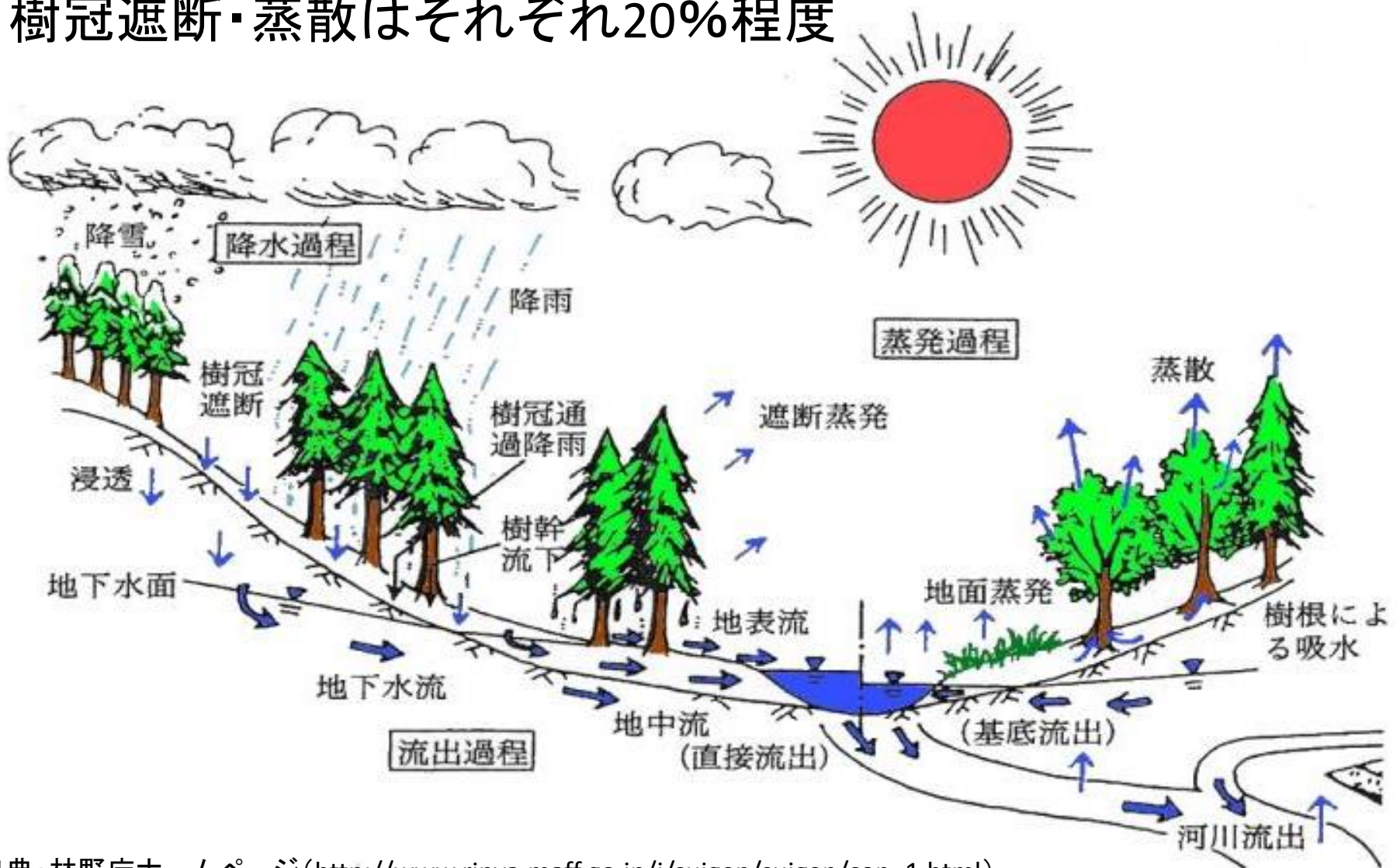
ここまでのまとめ

- 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

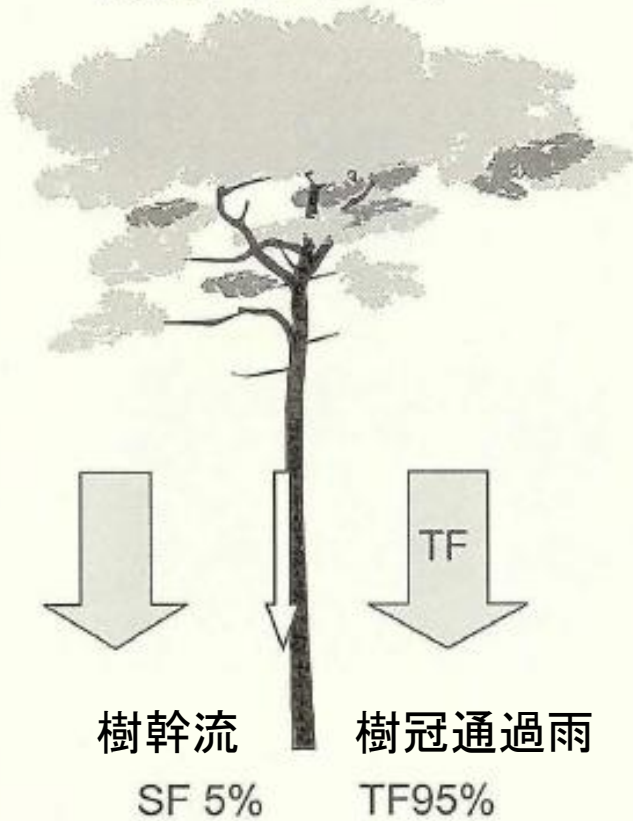
森林の水循環

- 樹冠遮断・蒸散はそれぞれ20%程度



出典: 林野庁ホームページ (http://www.rinya.maff.go.jp/j/suigen/suigen/con_1.html)
「太田猛彦「斜面における水文循環の各種成分(1996)」より作成」を引用

針葉樹 (アカマツ)



常緑広葉樹 (マテバシイ)

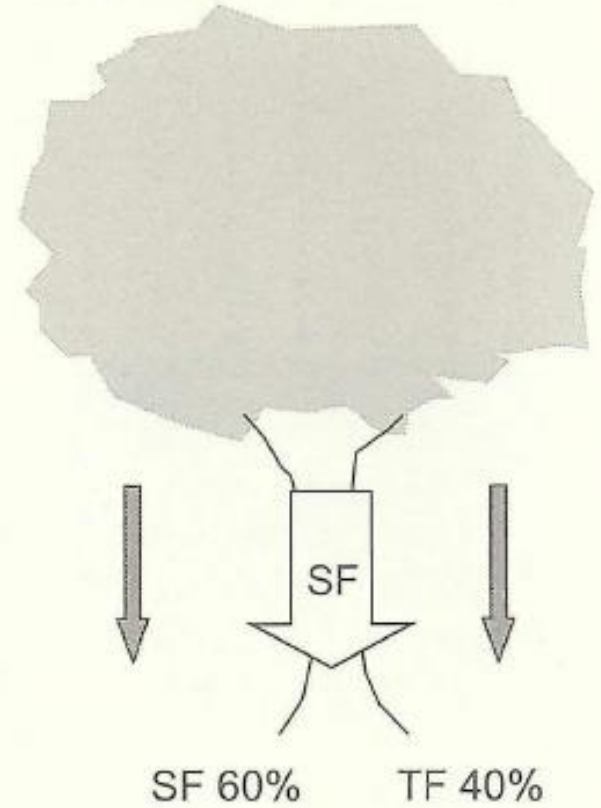


図 7.3

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)

森林での物質循環

➤ 大気降水物は栄養塩、汚染物質等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

➤ 大気降水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

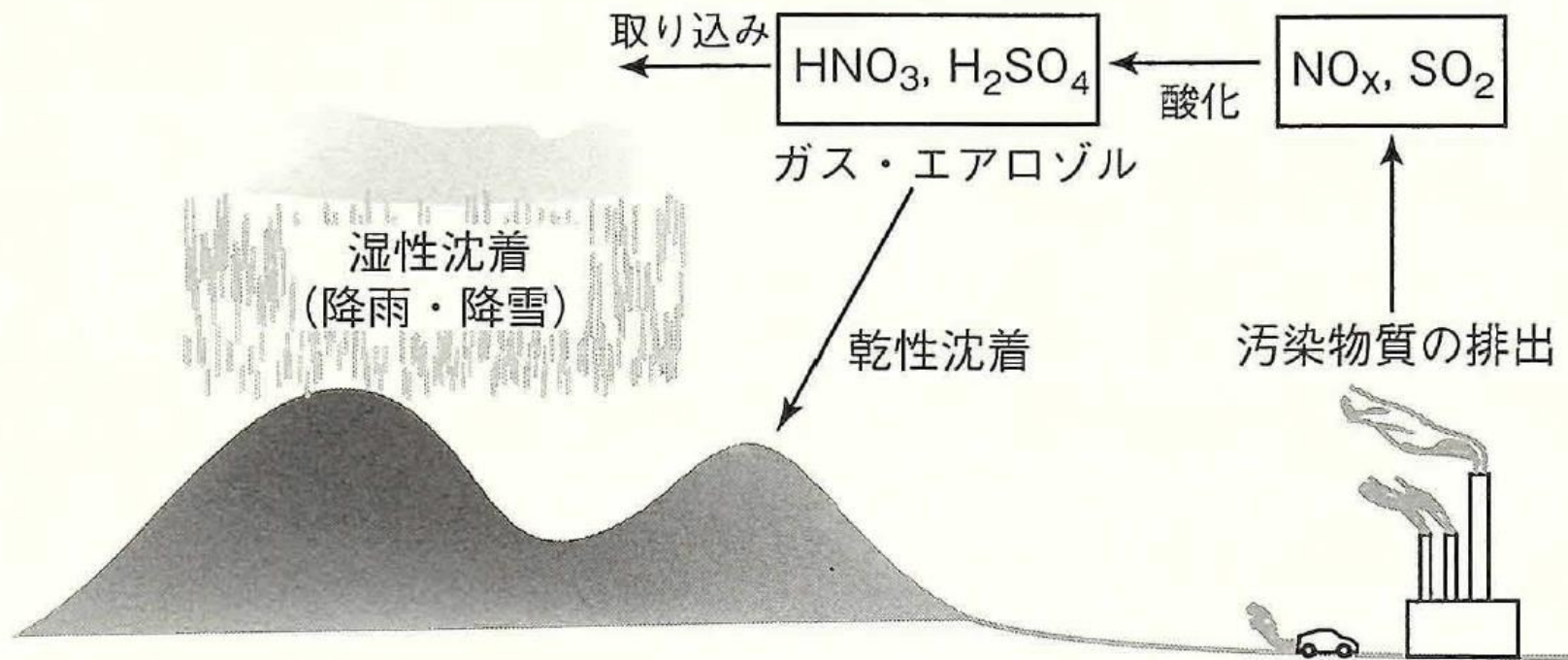


図 9.1 森林への汚染物質の沈着の概念図
都市域から排出された大気汚染物質は、湿性沈着と乾性沈着を経て、森林へ負荷される。

樹冠と大気降水物の相互作用

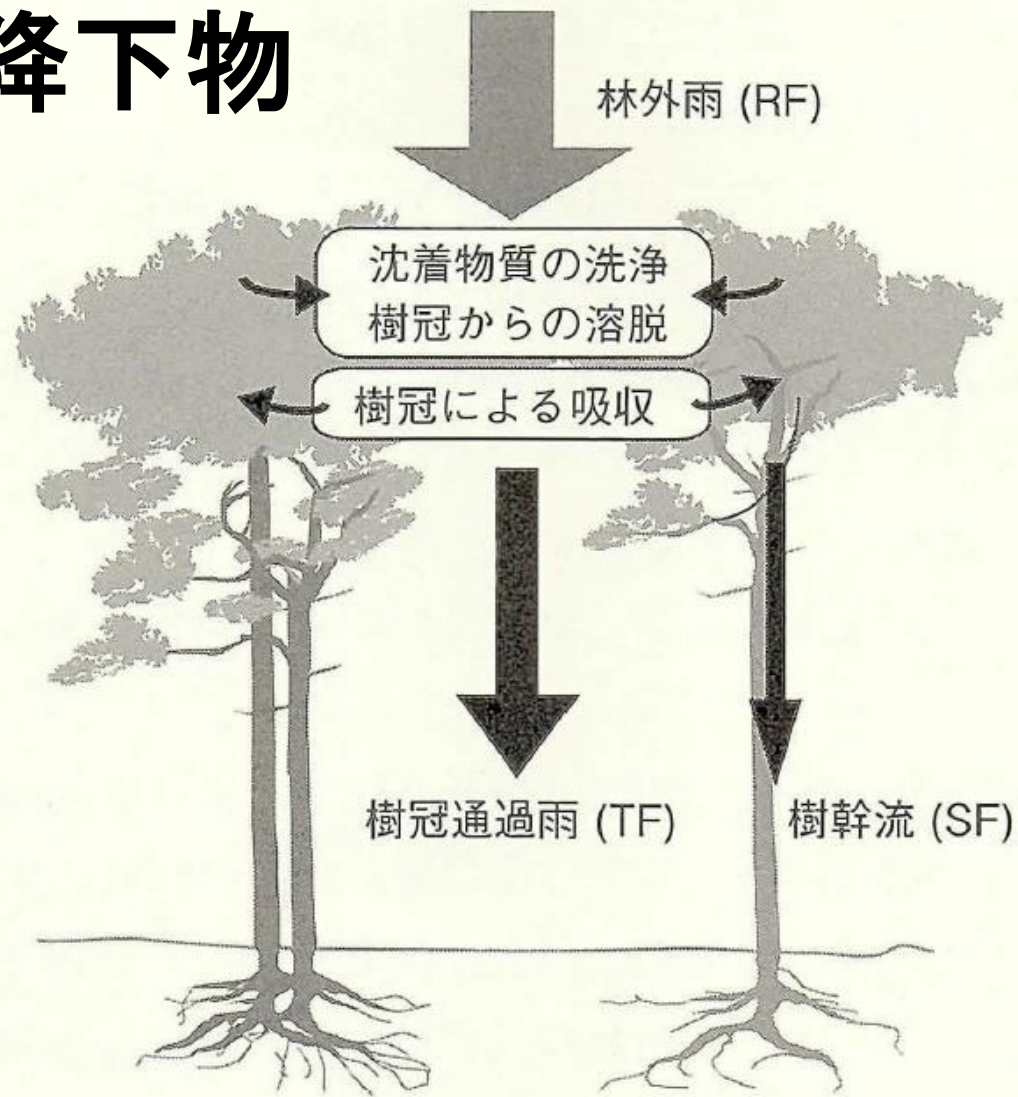


図 9.2 林冠における樹冠と大気沈着物の相互作用に関する概念図

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

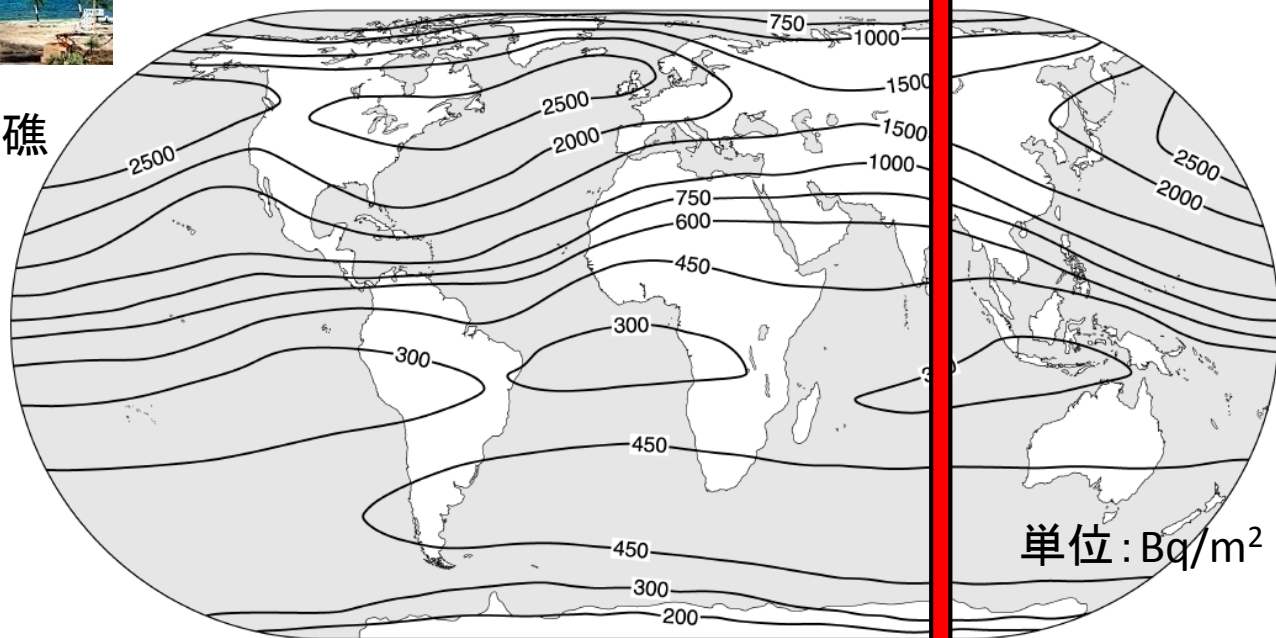
- ・大気-土壌間の重要な境界面
- ・森林樹冠は大気降下物を効率的に捕捉
- ・森林樹冠に蓄積された降下物は、植物による吸収・降雨による洗浄・溶脱を受ける

↑対流圏まで



原水爆実験による全球規模の放射性セシウム拡散と沈着 グローバルフォールアウト

大気圏原水爆実験@ビキニ環礁
1946年

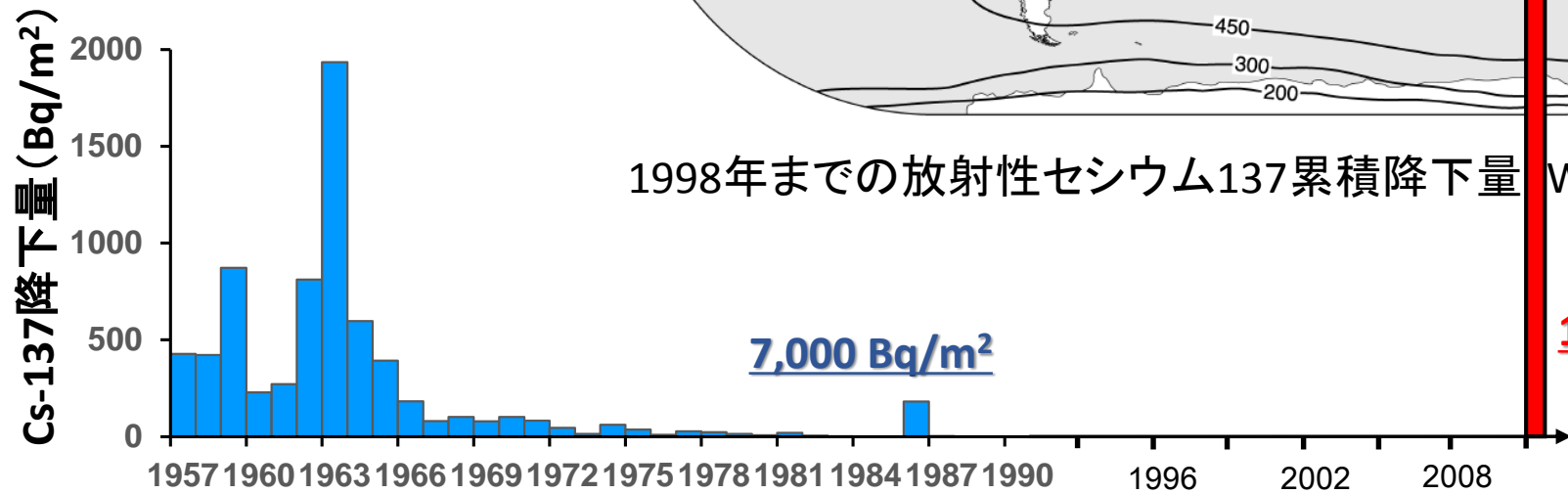


単位: Bq/m²

1998年までの放射性セシウム137累積降下量 (Walling, 2000)

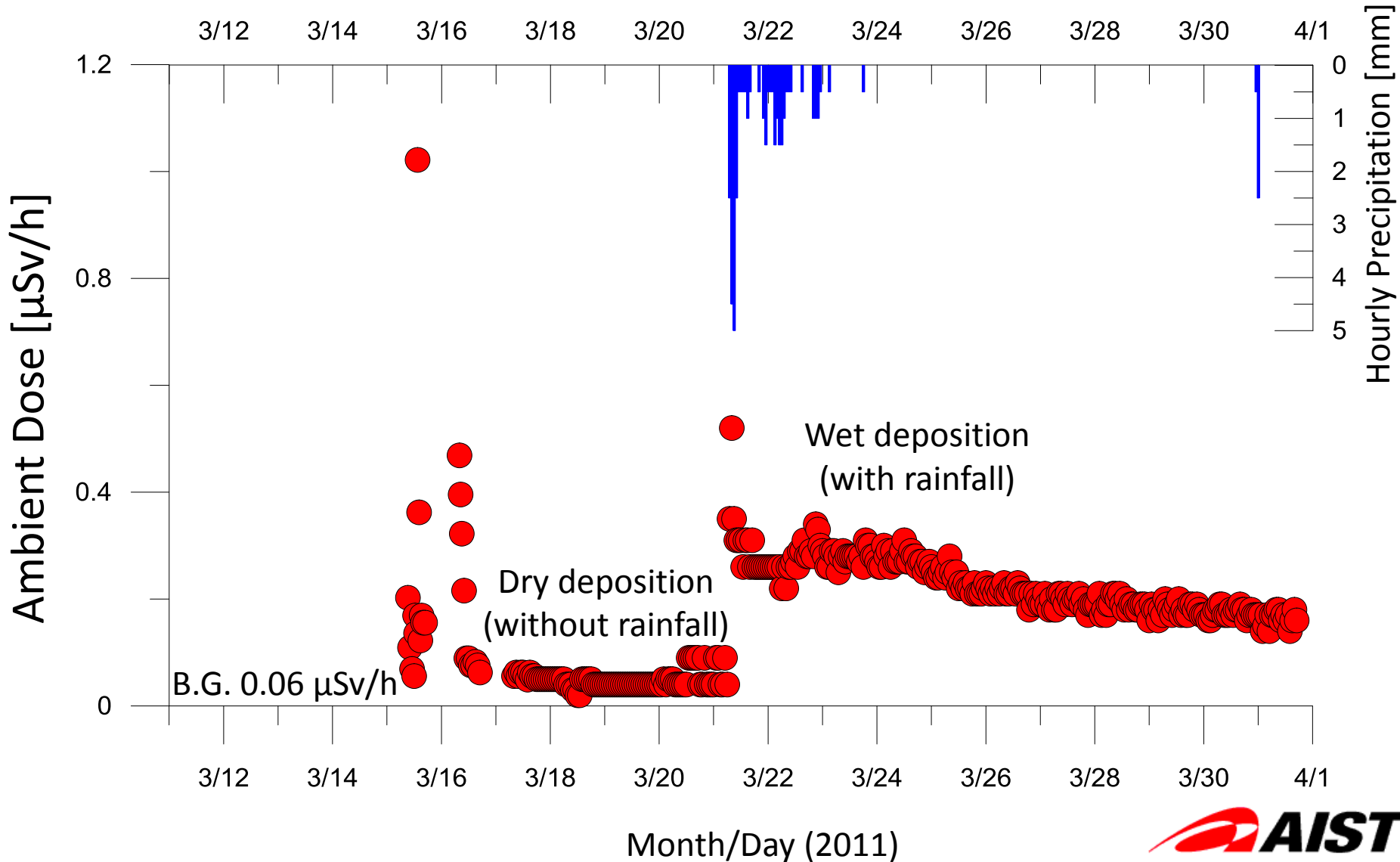
7,000 Bq/m²

11,000 Bq/m²

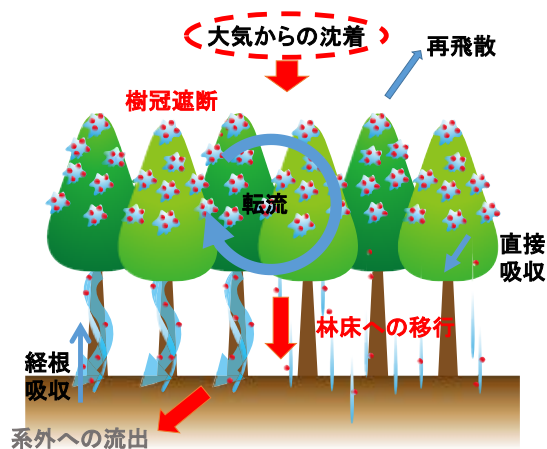


東京の年降下量の時間変化 (Mahara, 1993)

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



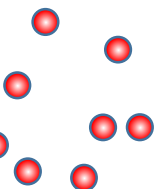
大気からの沈着 (乾性沈着・湿性沈着)



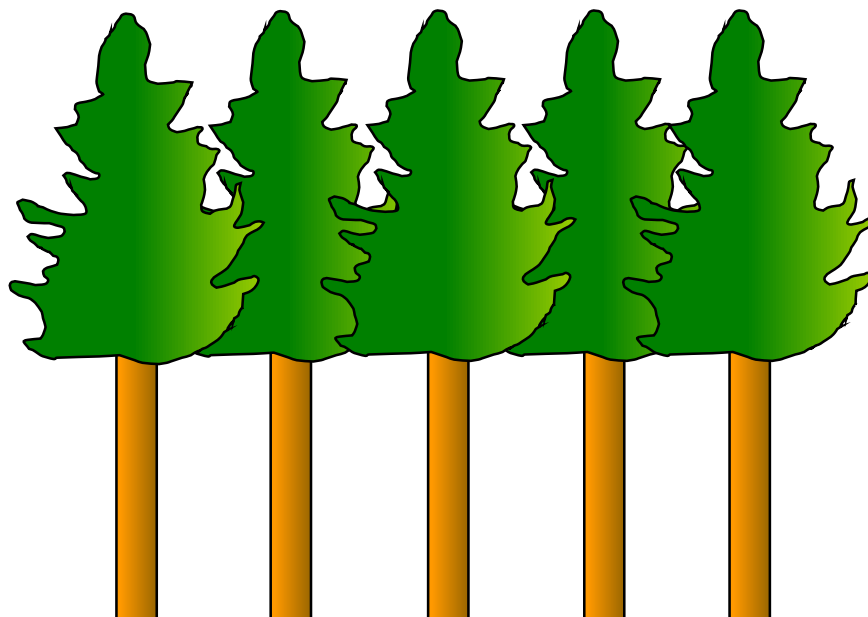
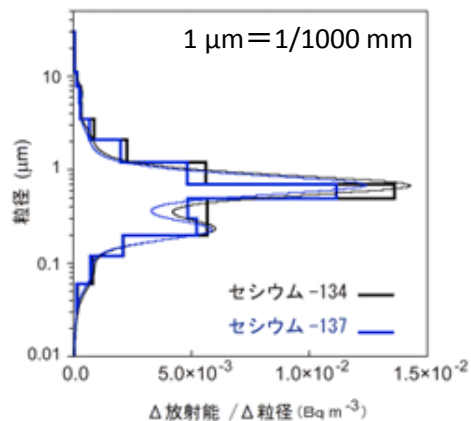
放射性物質はエアロゾル(気体中に浮遊する微粒子)として風と共に移動(放射性雲)

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

放射性雲(プルーム)

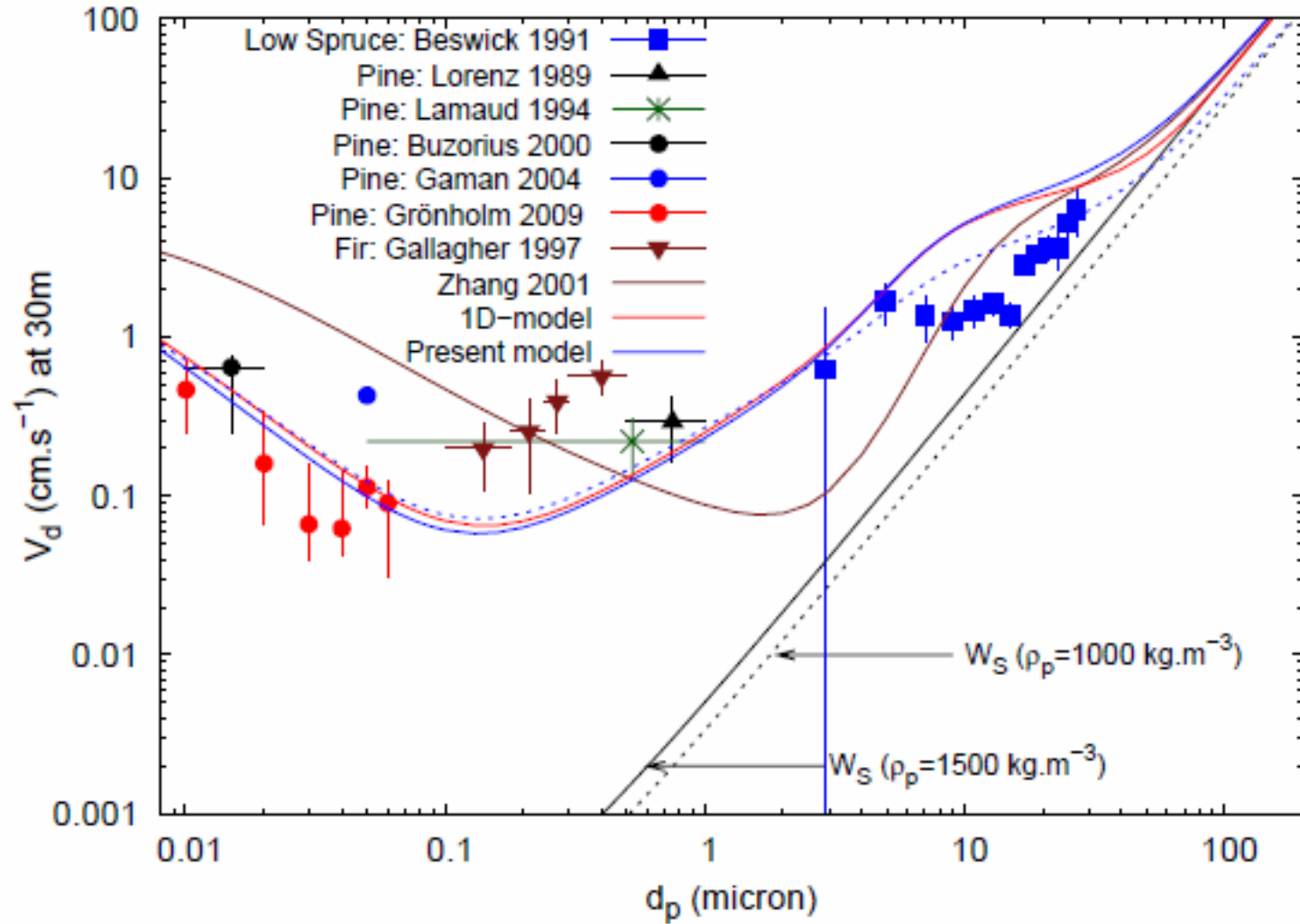


A



産総研(2012) 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
2011年4月28日~5月12日の期間に観測されたエアロゾルの粒径分布

沈着率 (Bq/cm²/s) = 大氣中放射性核種濃度 (Bq/cm³) × 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.

$$V_g \text{ (cm s}^{-1}\text{)}$$

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

Table 3
Deposition velocities of atmospheric sulfate

Reference	Canopy type	Method	V_g (cm s ⁻¹)
Hofken et al. (1982)	Spruce	Throughfall analysis	1.5
Hicks et al. (1982)	Pine	Micrometeorological	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	Micrometeorological	1.2–1.5

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

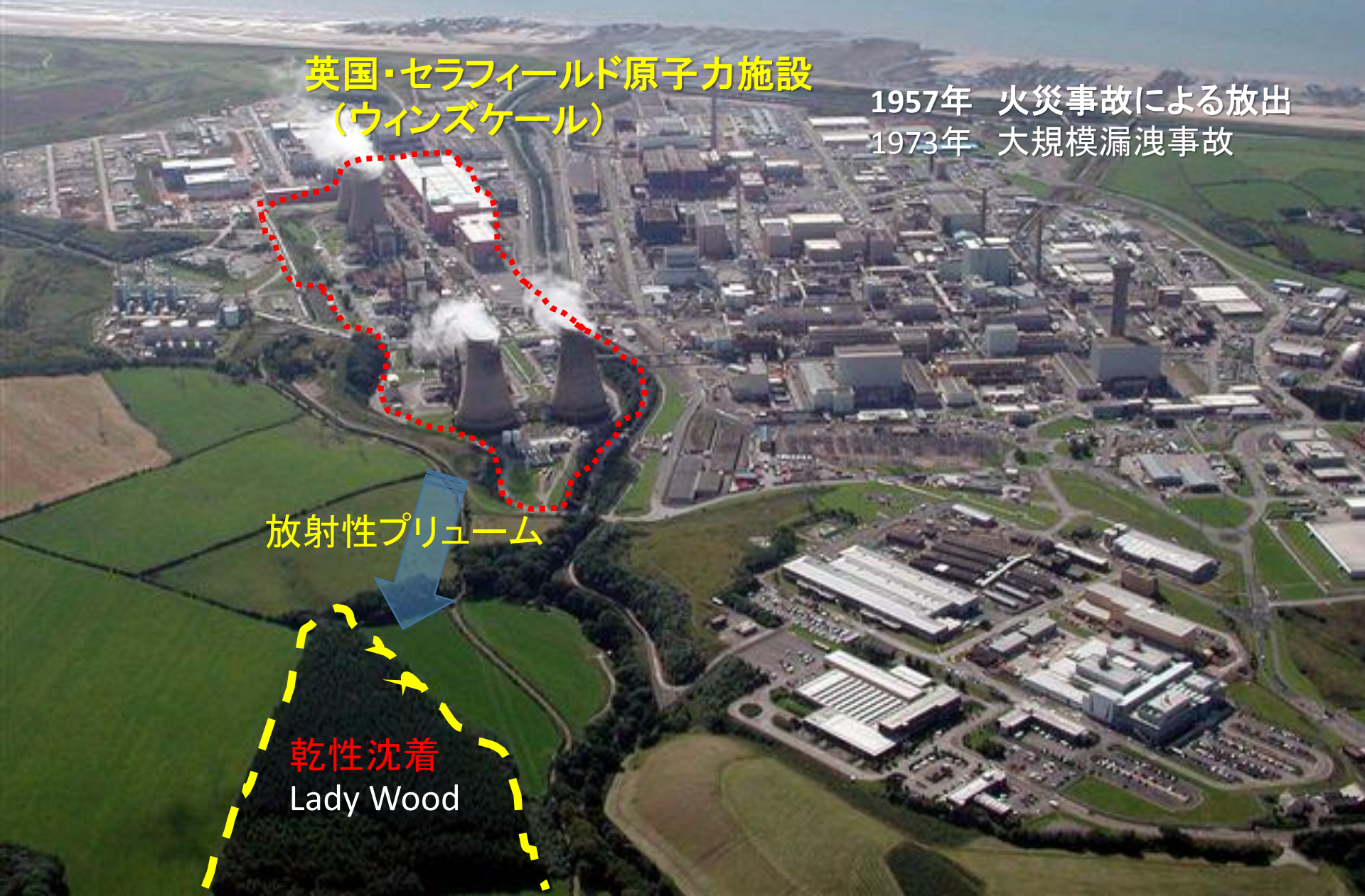
森林への乾性沈着の例

英国・セラフィールド原子力施設
(ウインズケール)

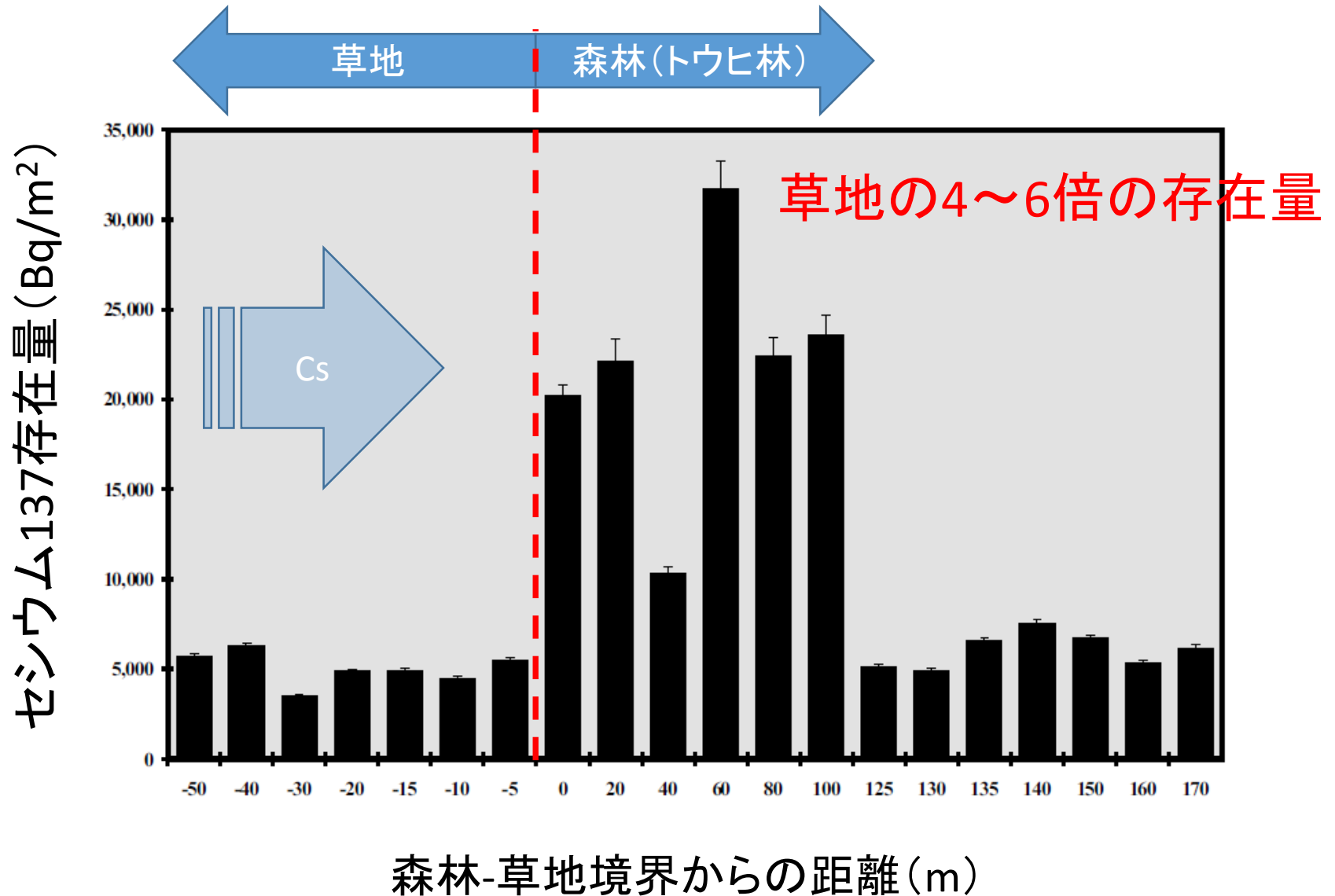
1957年 火災事故による放出
1973年 大規模漏洩事故

放射性プルーム

乾性沈着
Lady Wood



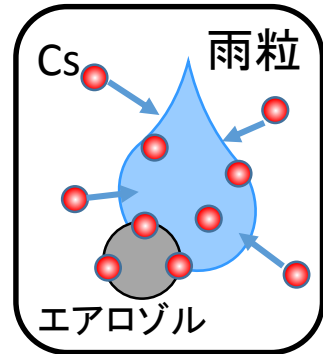
草地と森林(Lady Wood)におけるセシウム蓄積量



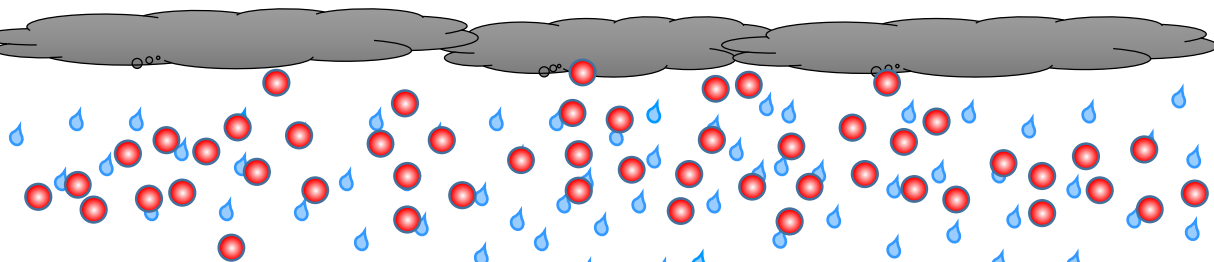
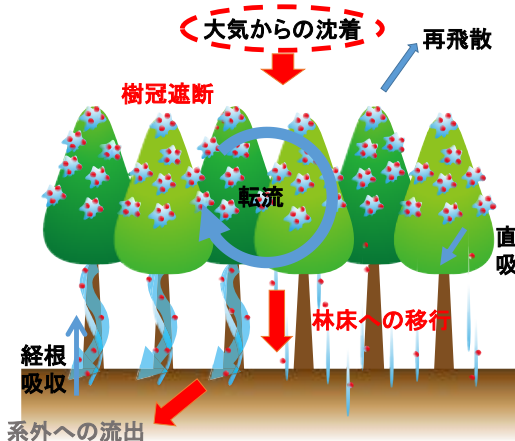
Ould-Dada et al (2002) Atmospheric Environment 36, 5595-5606.

大気からの沈着 (湿性沈着)

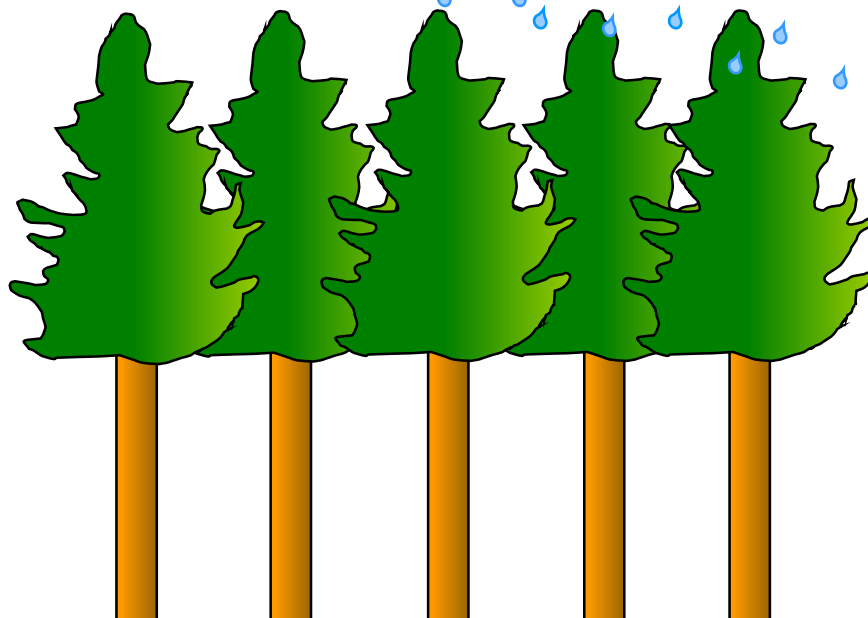
黒い雨？



大気中の放射性物質が降雨に伴って降下 (ウォッシュアウト)



放射性雲



沈着量は被覆に関係なし

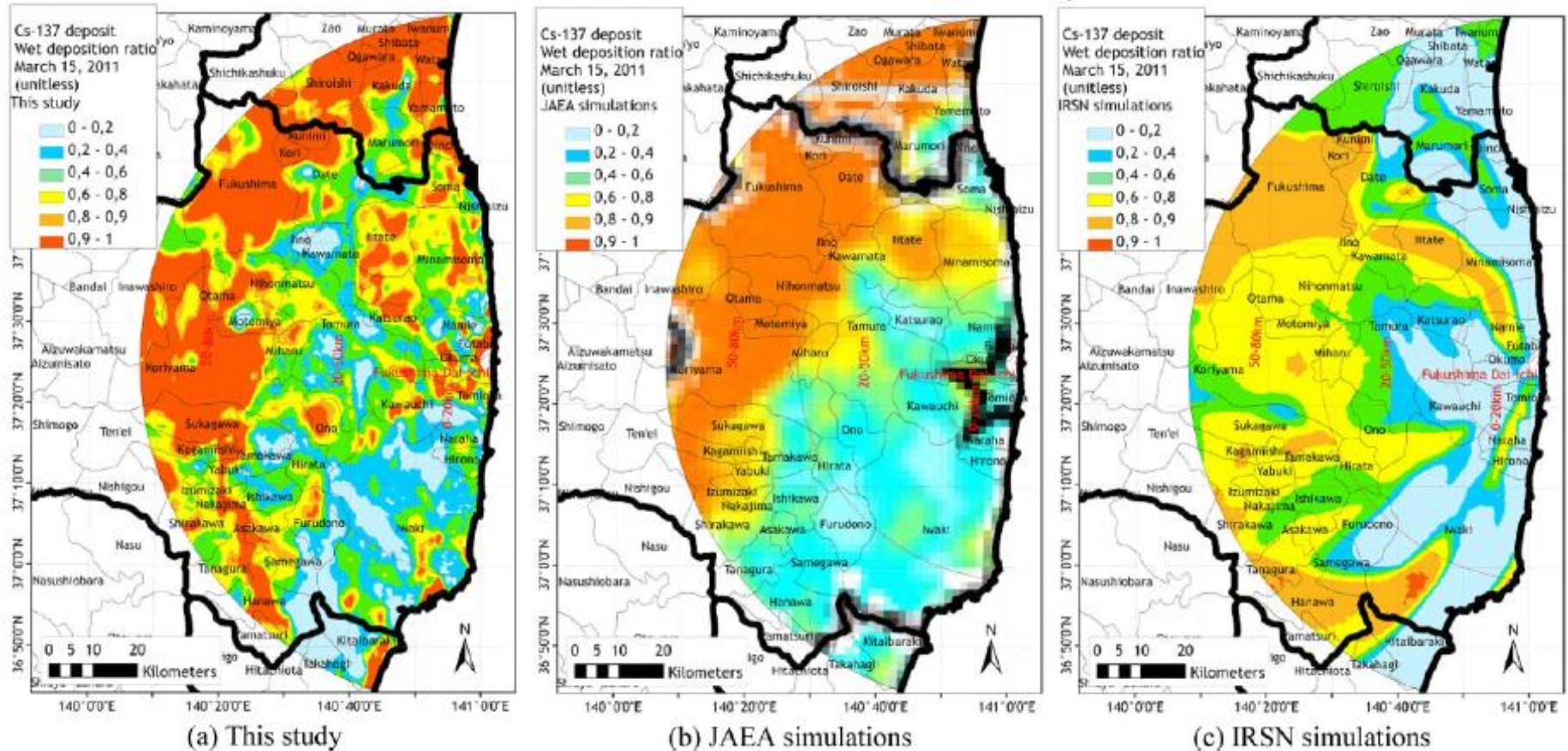
高い除去率

ホットスポットを形成

2011年3月21日 つくば市降水のセシウム137濃度 1590 Bq/kg
沈着量になおすと24,000 Bq/m²

湿性・乾性沈着の分布図

(3つのモデル予測結果)



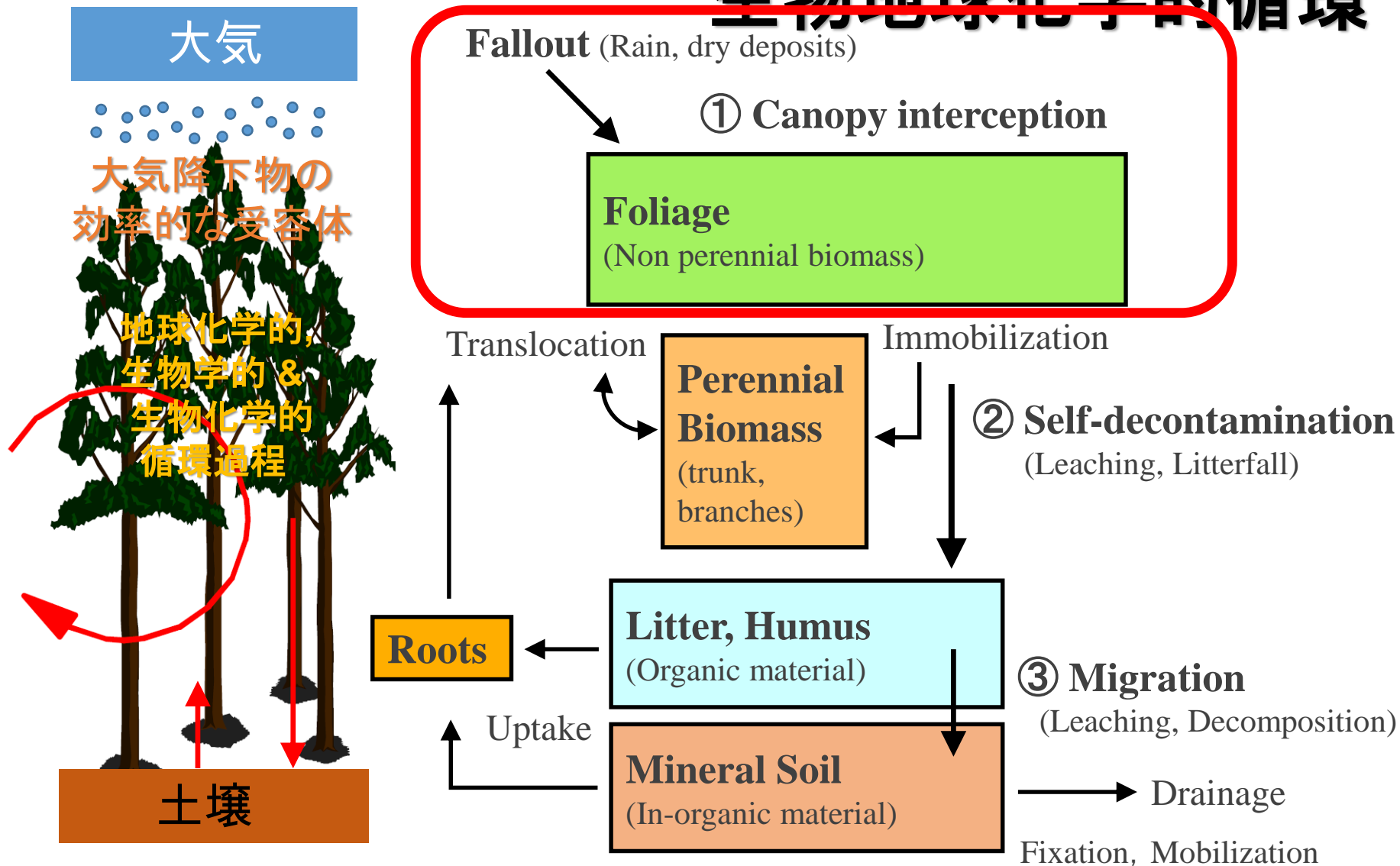
Gonze, Kato et al. (2014) Assessment of Dry and Wet Atmospheric Deposits of Radioactive Aerosols: Application to Fukushima Radiocaesium Fallout, Environmental Science and Technology 48, 11268-11276.

ここまでのまとめ

➤沈着形態

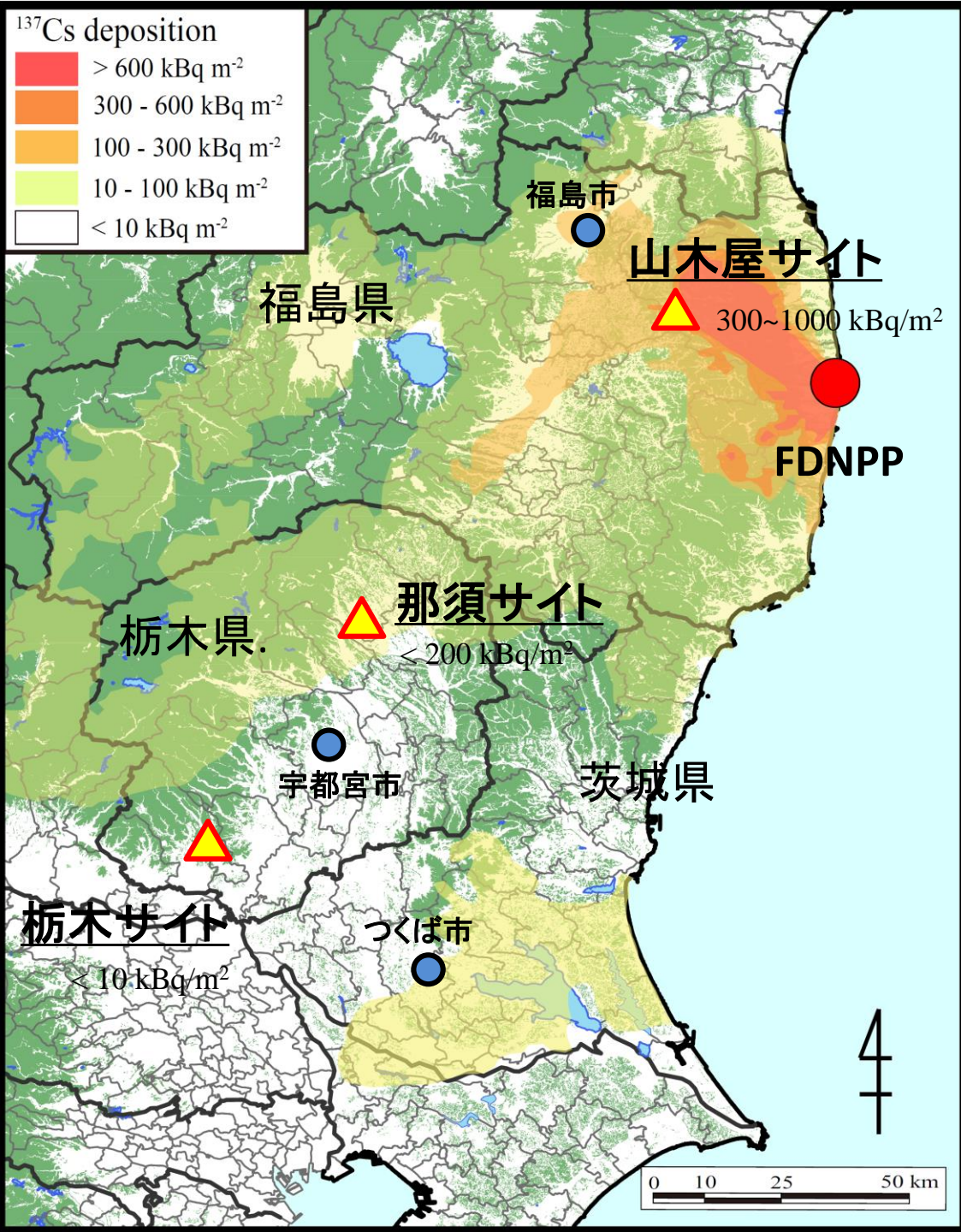
- ・乾性沈着は、ガス状・粒子状のエアロゾルが捕捉される(沈着量は沈着速度に依存する)
- ・湿性沈着は、大気中のエアロゾルが降水によって強制的に沈着する
- ・森林は他の土地利用と比べて乾性沈着の影響が大きい
- ・福島原発事故による森林の放射能汚染と沈着形態の関係は不明な点が多い

森林生態系における放射性セシウムの 生物地球化学的循環



IAEA-BIOMASS-1 (2002) Modeling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems

International Atomic Energy Agency, Forest WG.

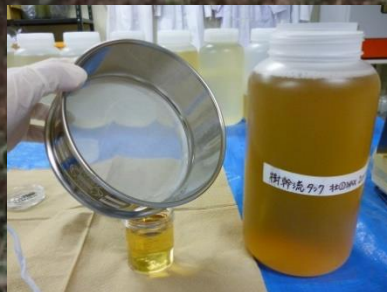


栃木県佐野市のスギ林での観測結果

林内雨採水装置 (20地点)



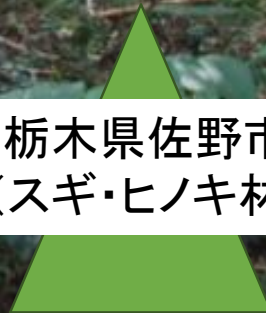
雨水サンプル



林外雨



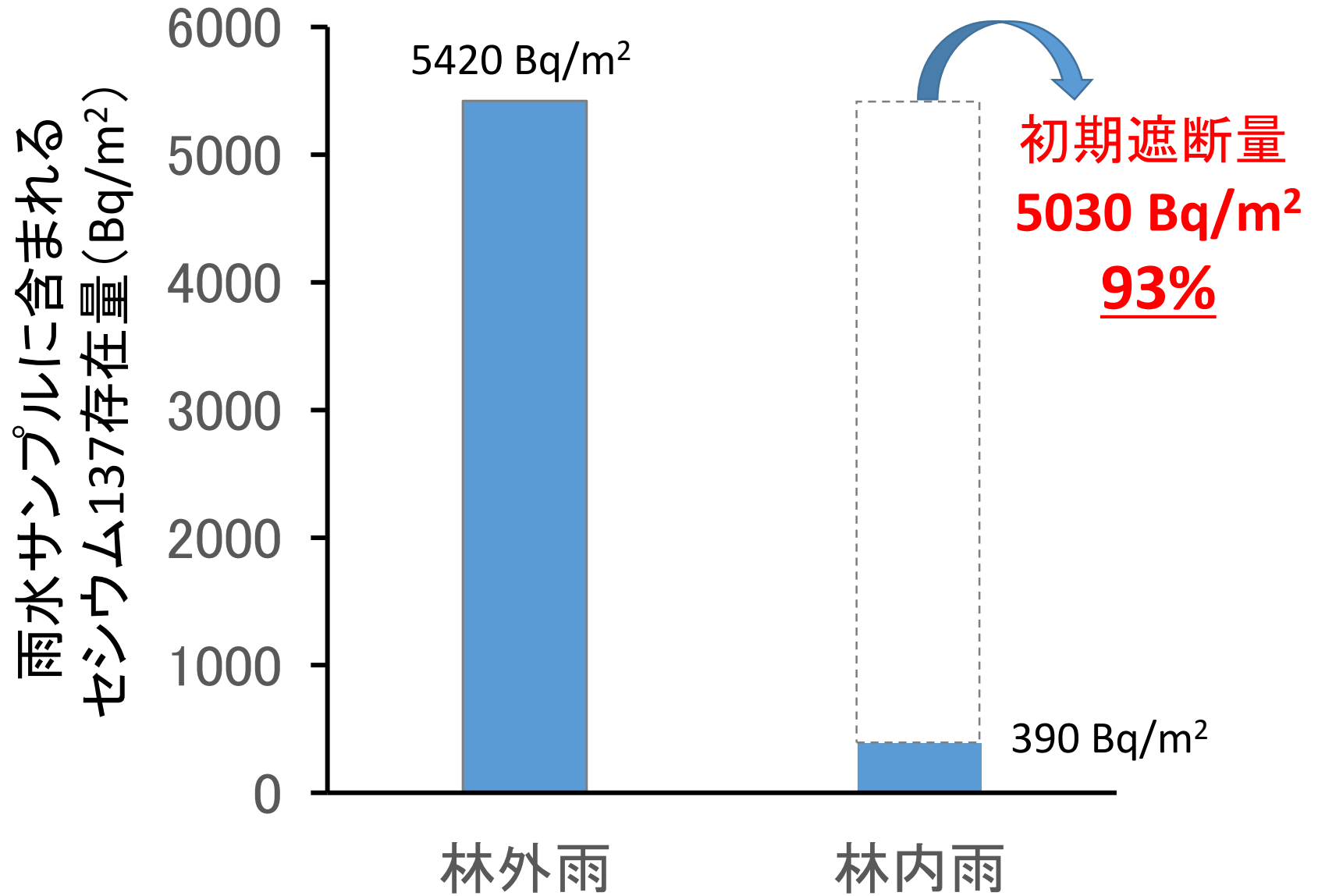
栃木県佐野市
(スギ・ヒノキ林)



林内雨



スギ林樹冠によるセシウム137の初期遮断



※2011年3月11日～3月28日の観測結果

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。

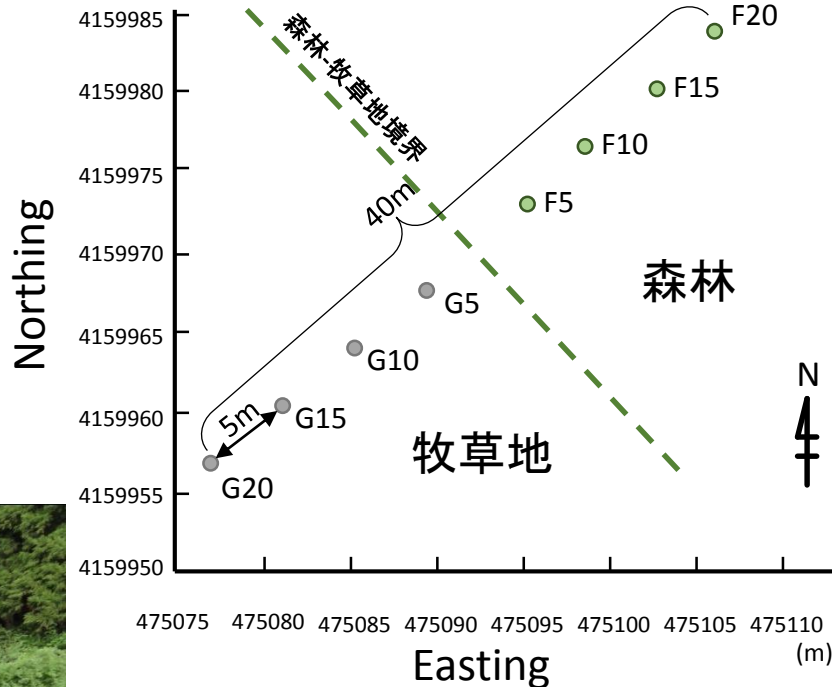


図 土壌サンプリング地点の位置図
(福島県伊達郡川俣町山木屋地区)

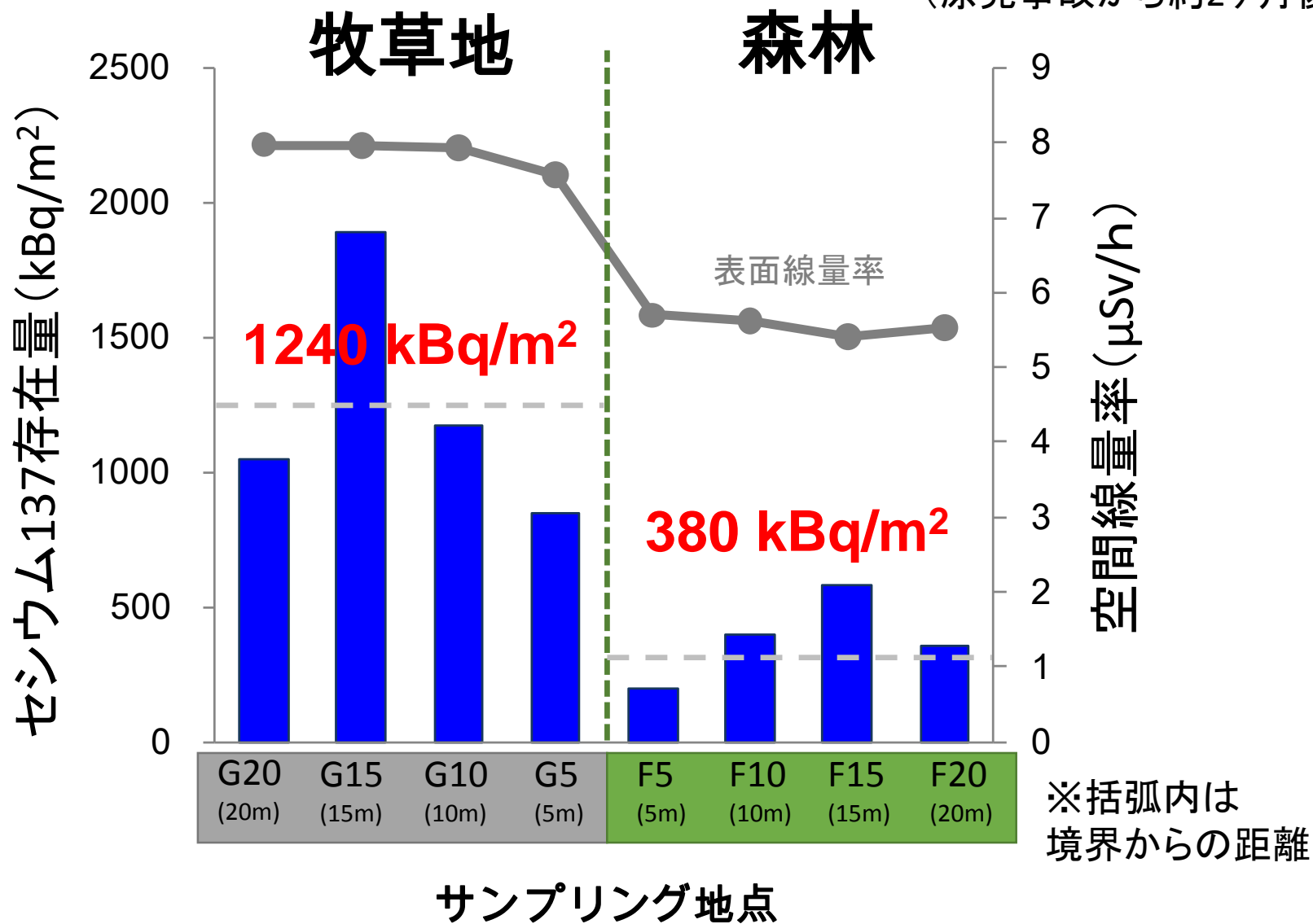


スギ林の林床・樹冠の状態

セシウム137の場合

樹冠遮断率 69%

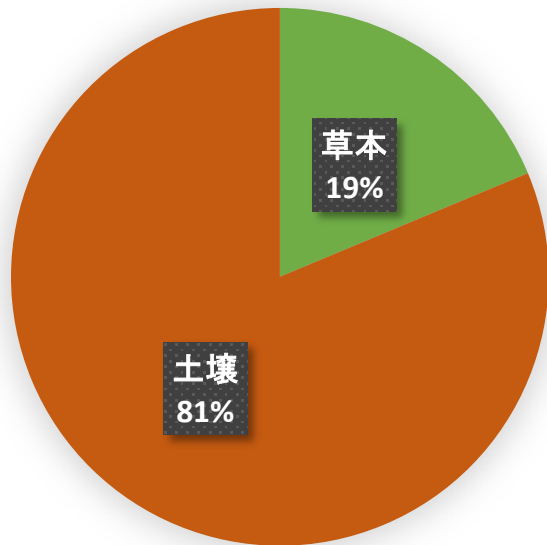
(原発事故から約2ヶ月後)



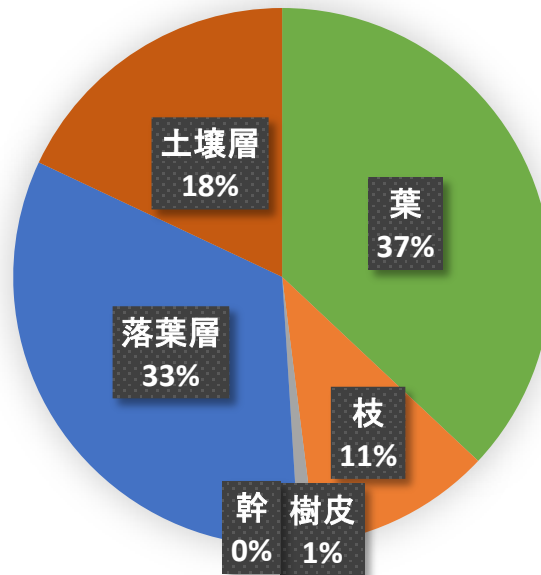
森林-牧草地境界からの距離とCs-137インベントリーの関係

セシウム137存在量の分布

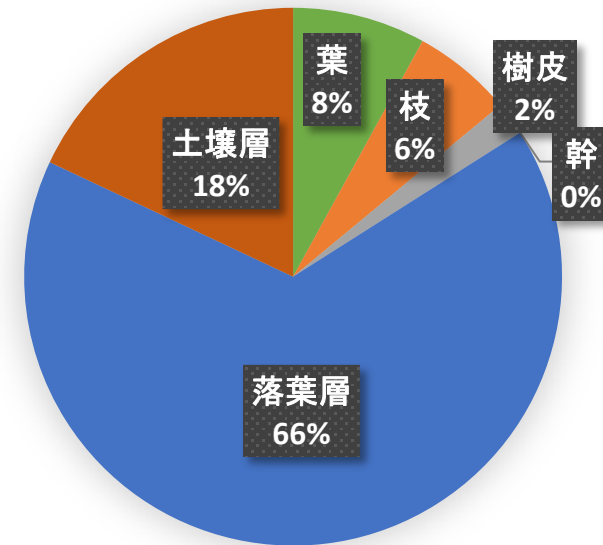
草地（山木屋）



スギ林（大玉村）



コナラ林（大玉村）



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 Forest species	放射性核種 Radionuclides	樹冠遮断率 f value (%)	出典 Reference
Deciduous	Cs-137	10-40	Melin et al., 1994
Beech	Cs-134, 137	20	Schimmack et al., 1991
Coniferous	not specified	70-90	Thikomirov et al., 1991
Coniferous	Cs-137	79	Ronneau et al., 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 al., 1994
Coniferous	Cs-137	80	Sombré et al., 1990
Spruce (exp.)	Cs-134	79-86	Thiry, 1997
スギ林	Cs-137	92	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 (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

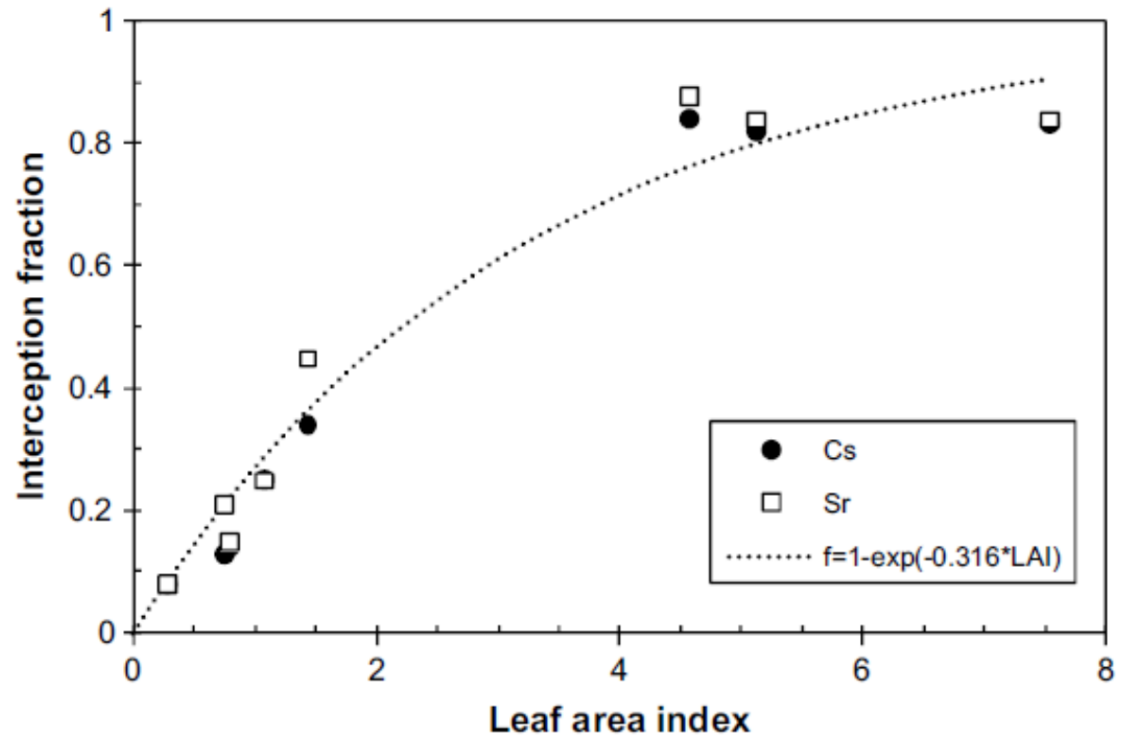
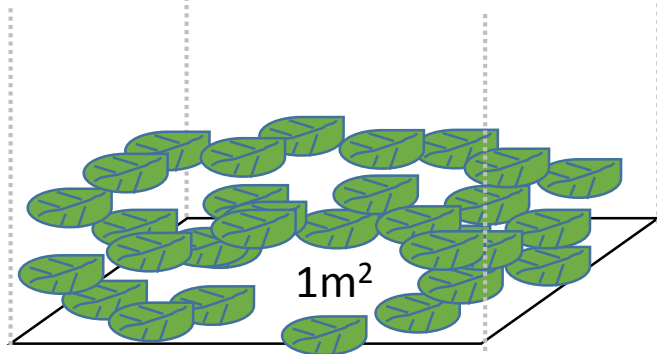
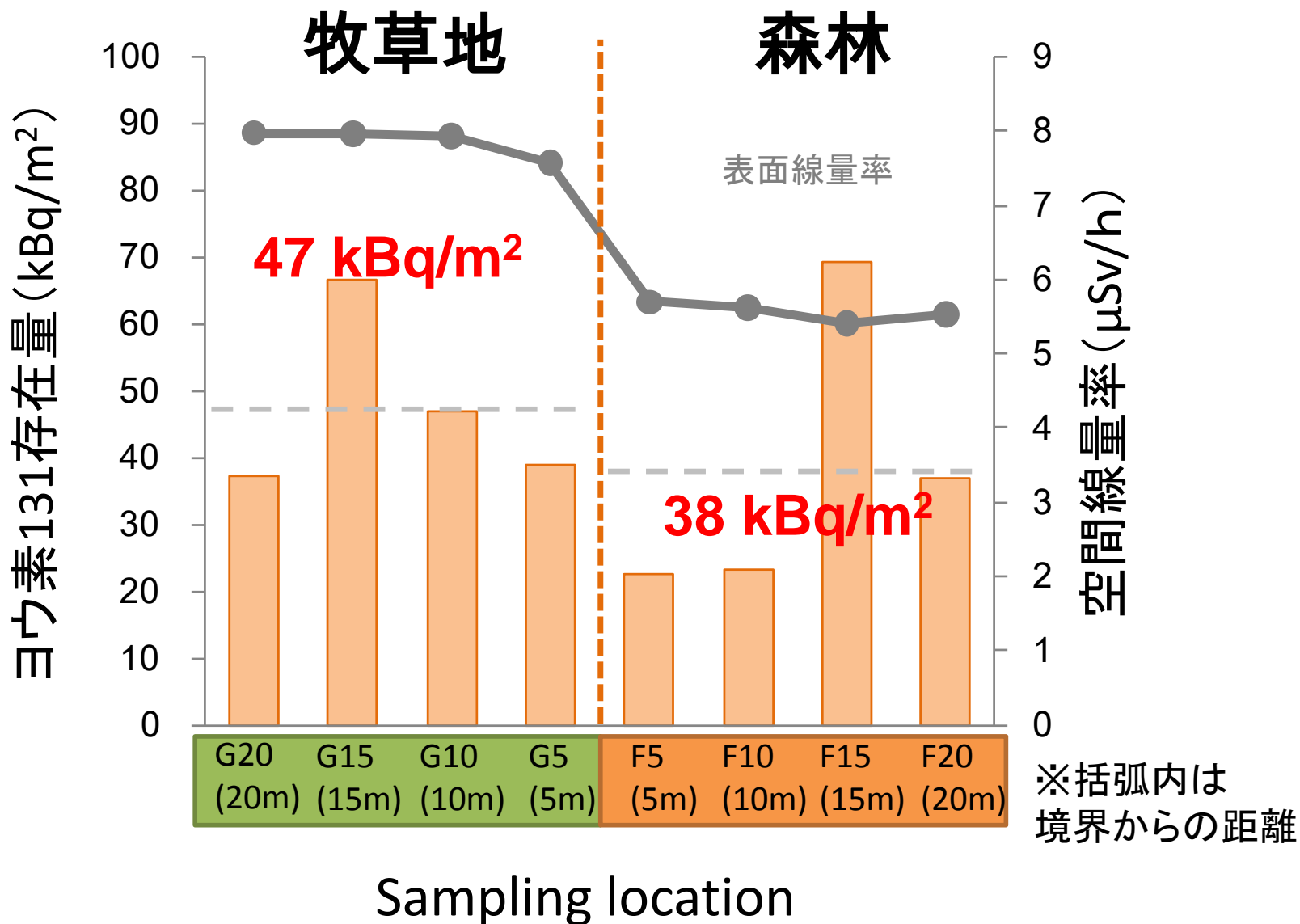


Fig. 5. Relationship between the interception factor, f , of ^{137}Cs and ^{90}Sr particles on wheat and the leaf area index LAI (Vandecasteele et al., 2001).

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

ヨウ素131の場合

樹冠遮断率 29%



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

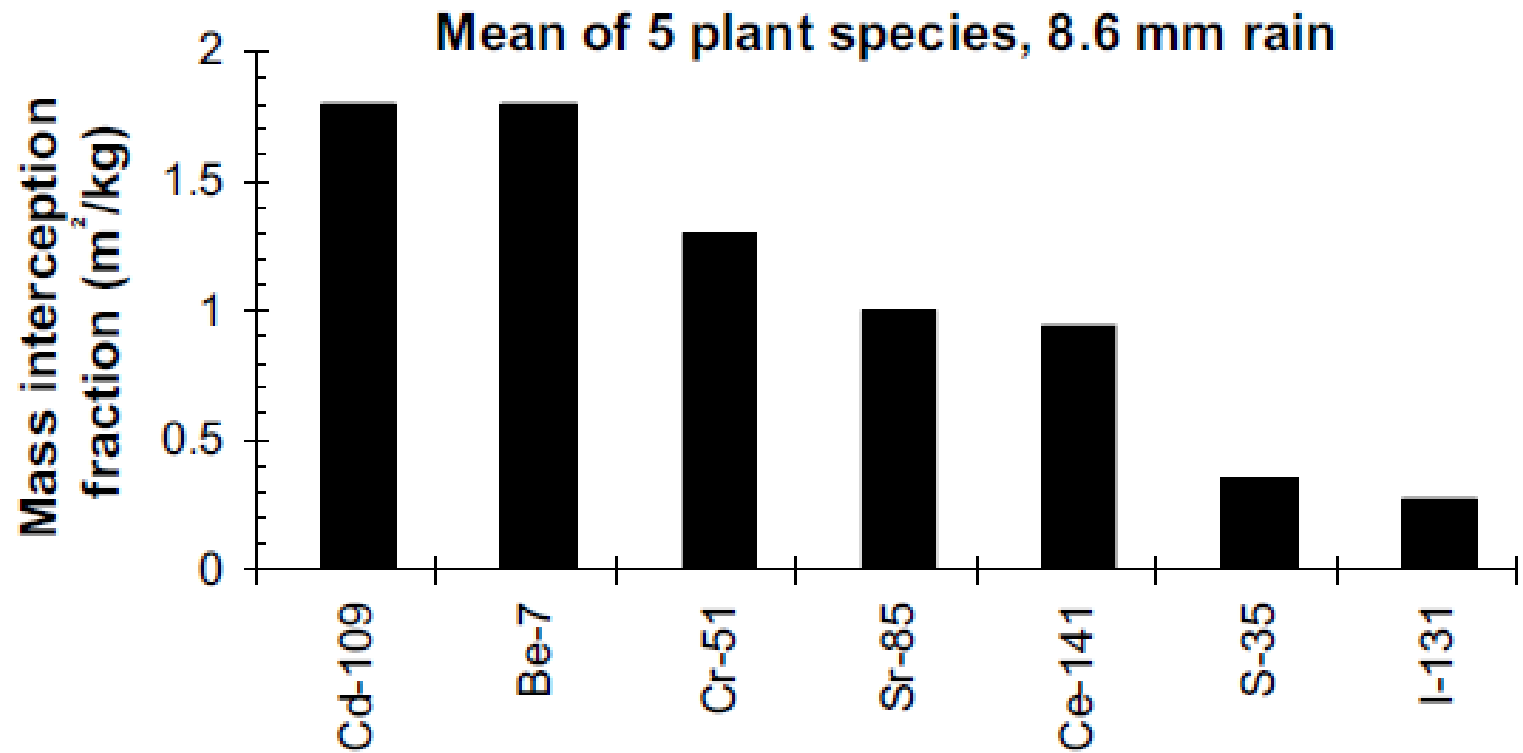


Fig. 2. Comparison of the mass interception fractions for cations (Cd^{2+} , Be^{2+} , Cr^{3+} , Sr^{2+} , Ce^{3+}) and anions (SO_4^{2-} , I^-) (Hoffman et al., 1995).

Interception factor: $f = 1 - e^{-(\mu B)}$

Mass interception fraction $f/B = \frac{1 - e^{-\mu B}}{B}$

where

B: above ground biomass per unit area (kg/m^2)

μ : absorption coefficient (m^2/kg)

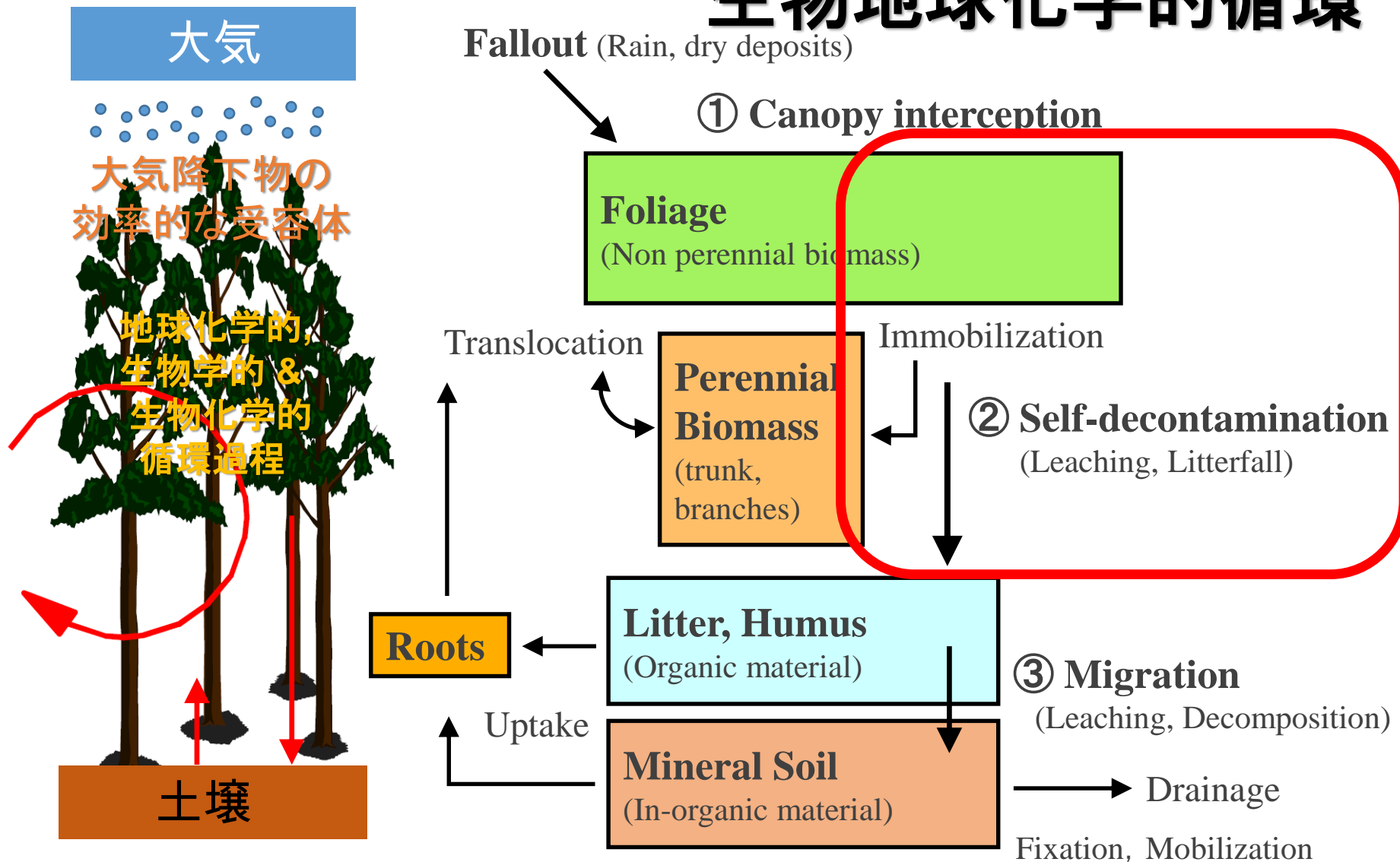
Prohl (2009) Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation.

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。

森林生態系における放射性セシウムの 生物地球化学的循環



IAEA-BIOMASS-1 (2002) Modeling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems

International Atomic Energy Agency, Forest WG.

調査地点

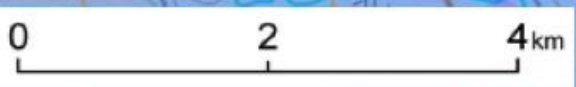
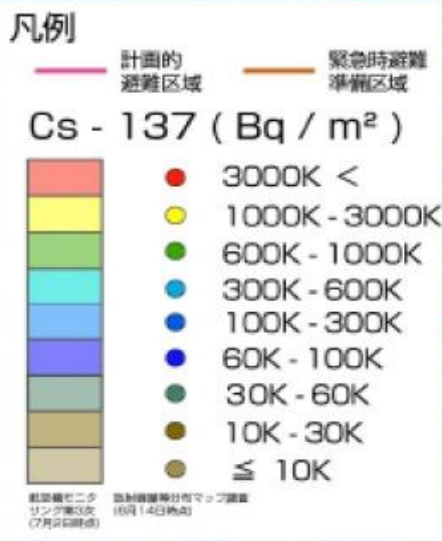
伊達郡川俣町

山木屋雨量
観測点

森林外の
空間線量率
測定地点

広葉樹林内

スギ人工林(若齢林, 壮齢林)



針葉樹人工林サイト

スギ壮齡林
(*Cryptomeria japonica*)

スギ若齡林



33年生, 1250 本 ha⁻¹



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⁻¹



2012年10月



2012年3月

観測体制 (山木屋サイト)

①分布調査

- ・ 高さ別葉の採取
- ・ In-situ測定
(計数率・空間線量率)

②移行調査

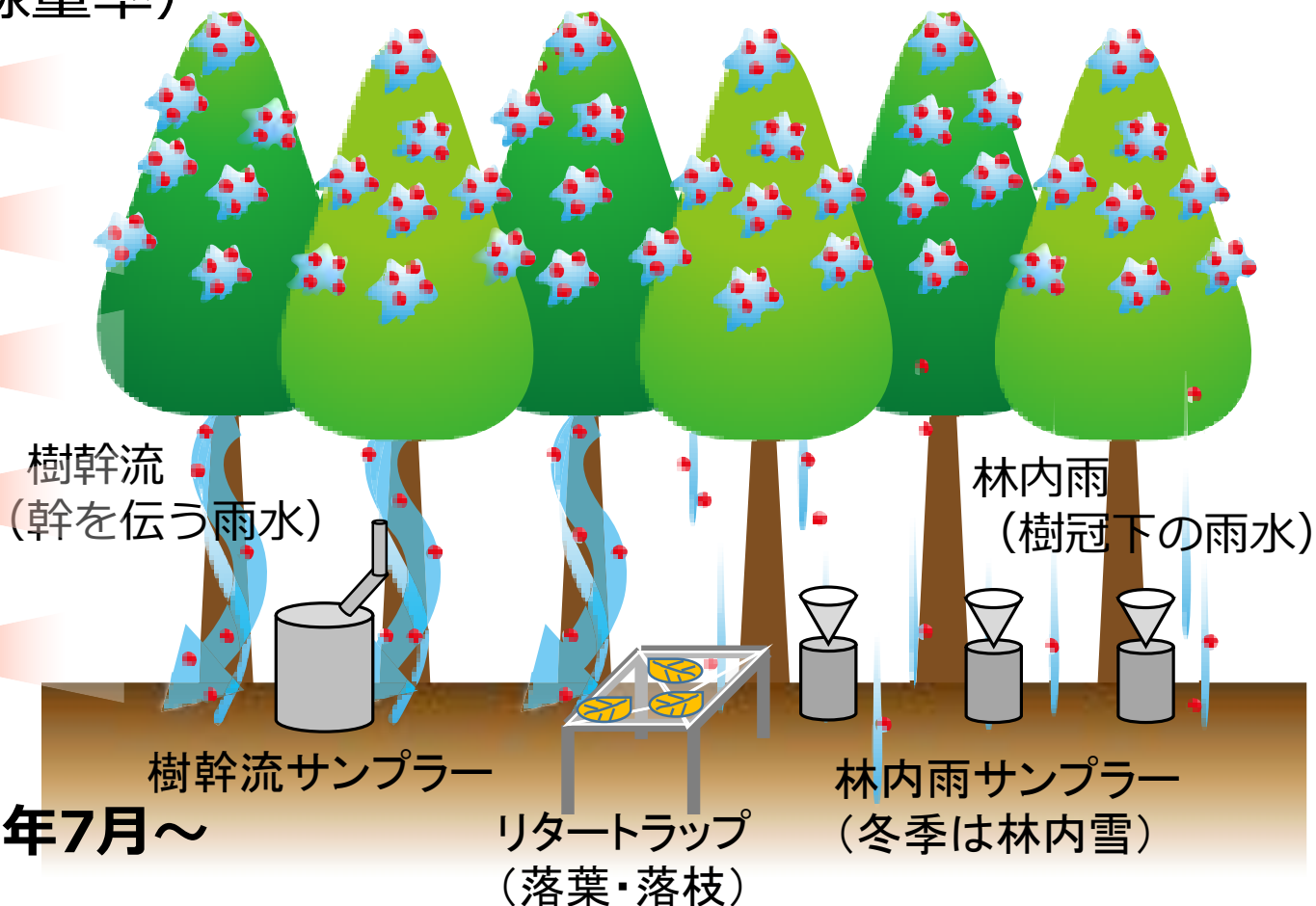
- ・ 林内雨、樹幹流、落葉等のセシウム濃度測定



ポータブルGe検出器



森林内観測タワー



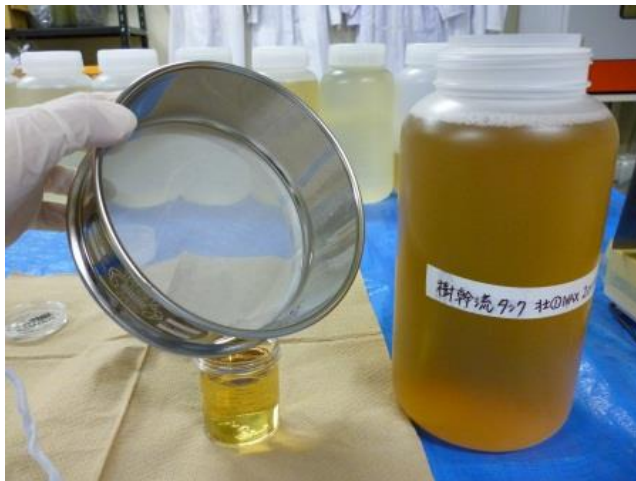
観測期間：2011年7月～

サンプル処理方法

林外雨、林内雨、樹幹流



100 μ mのステンレスメッシュ
に通し粗大有機物等を除去



リターサンプル

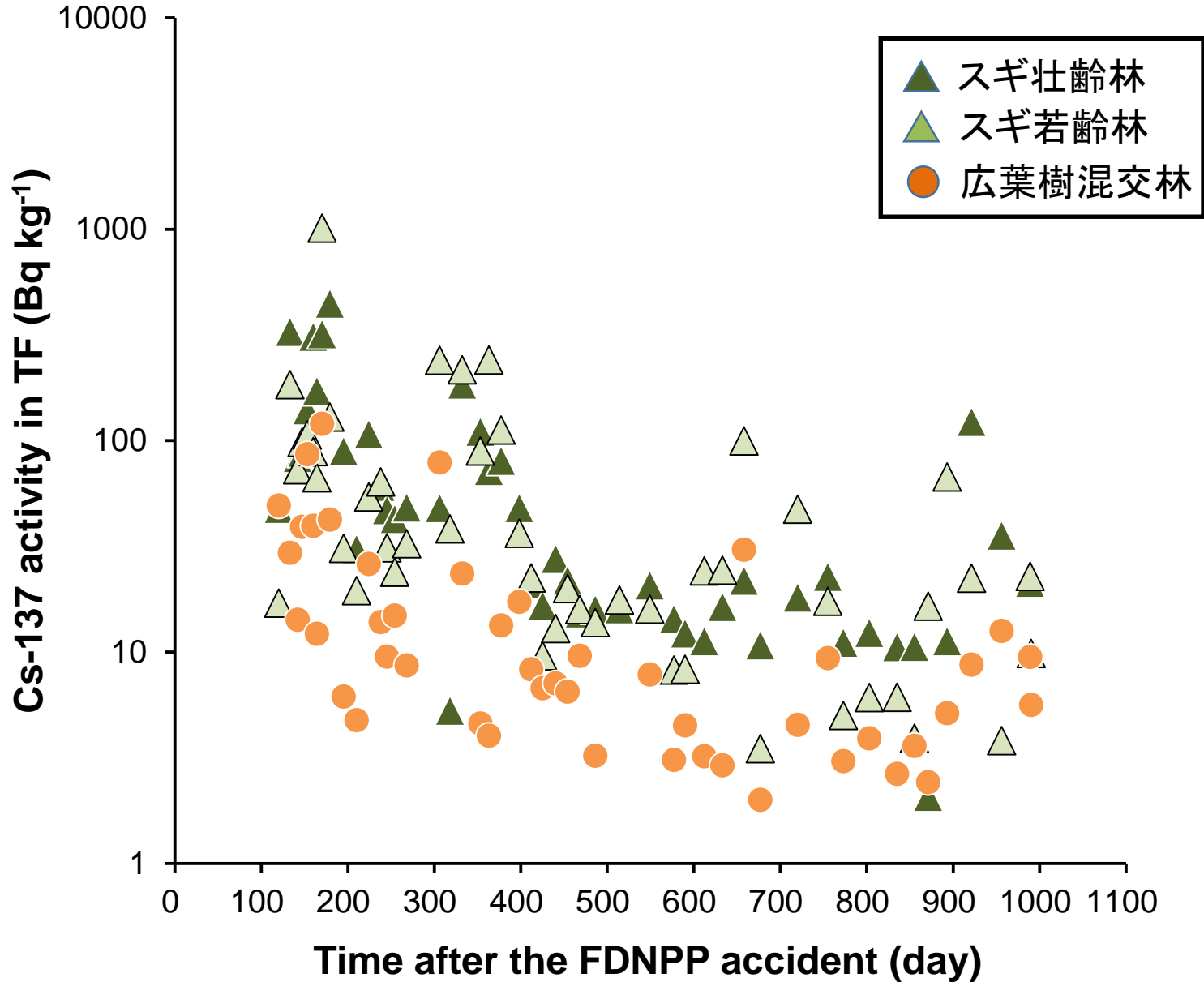


葉、小枝、枝、樹皮等を
手作業で分類

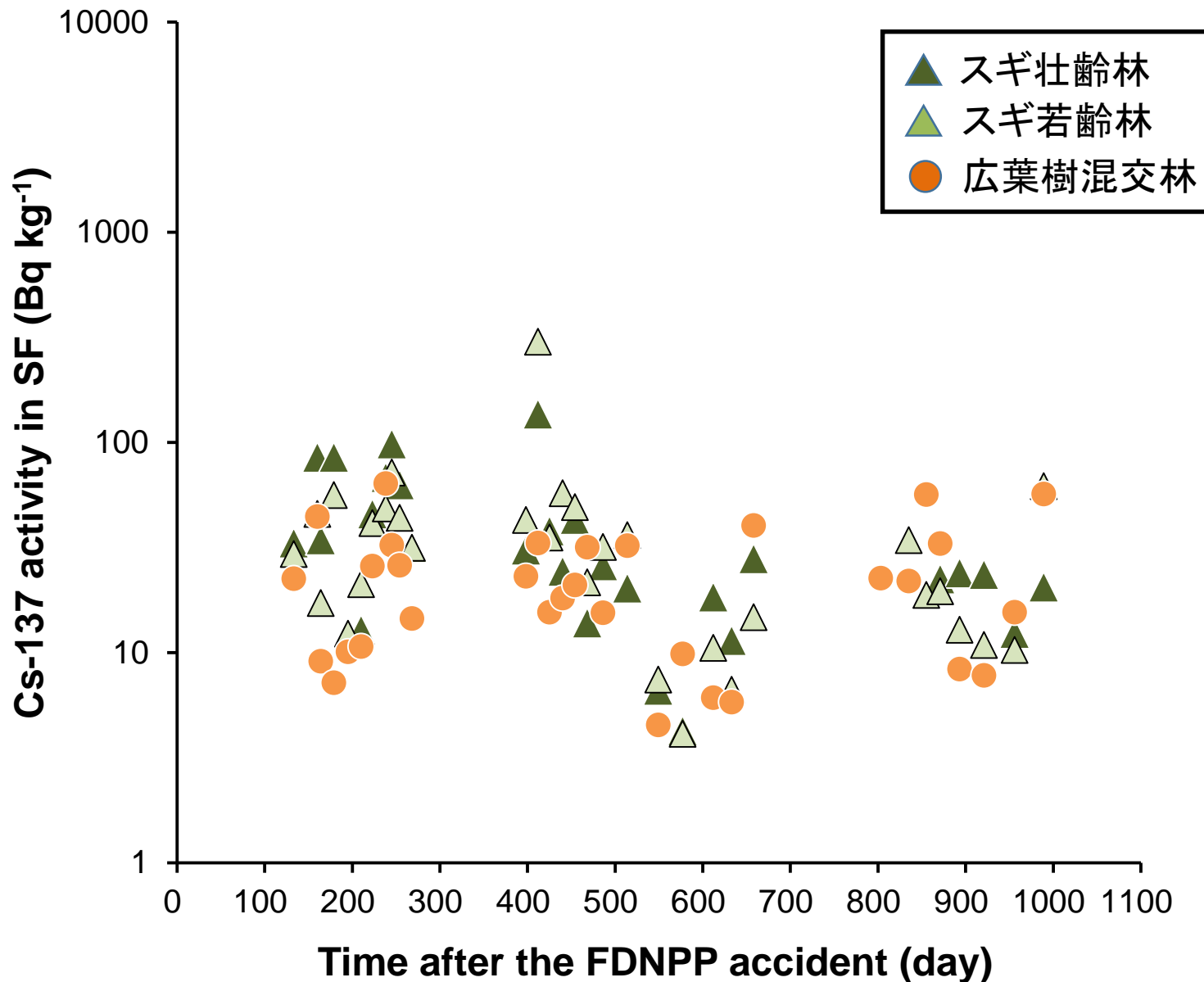


Geガンマ線検出器で放射性セシウム濃度測定

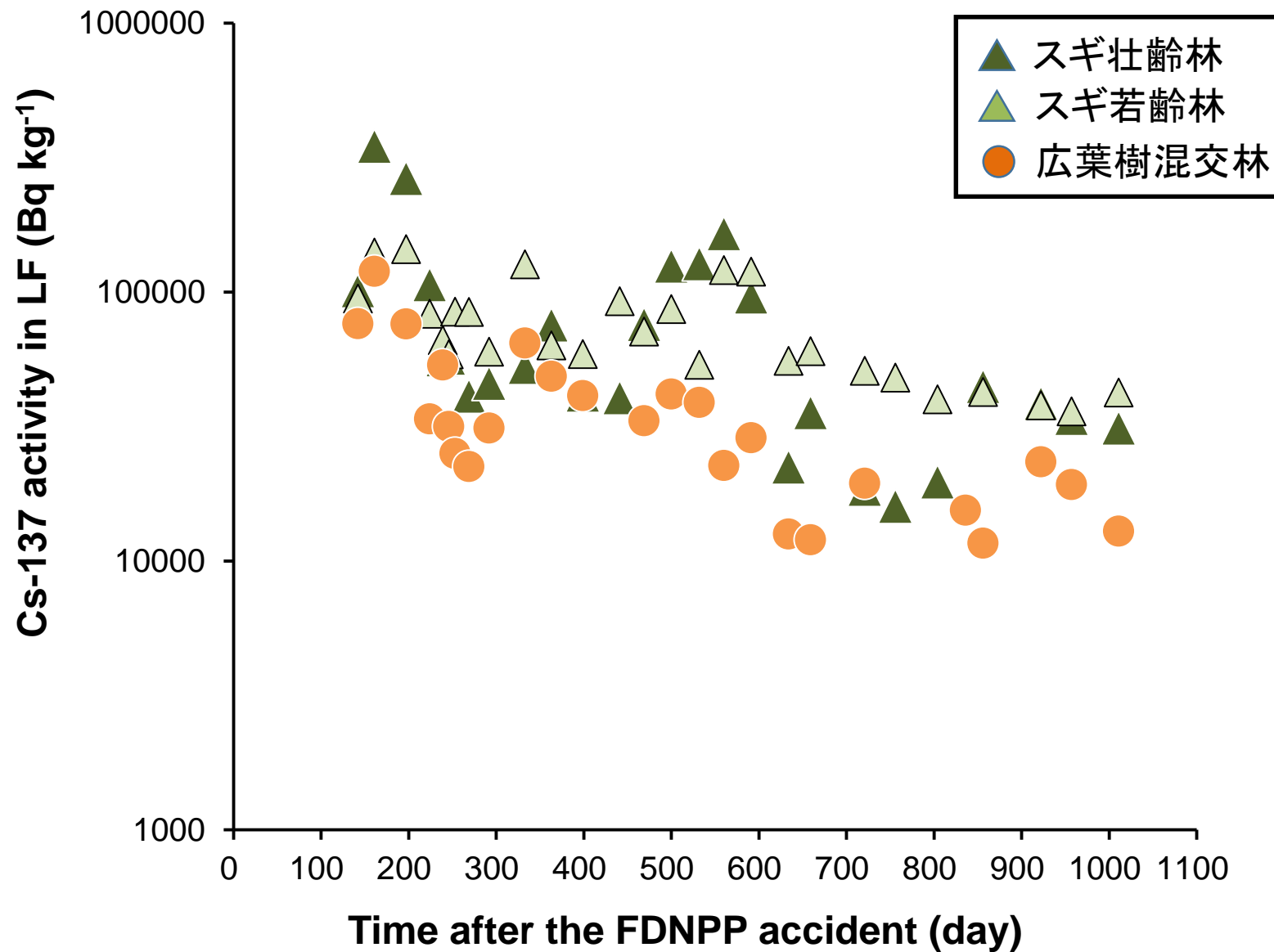
(a) 林内雨に含まれるセシウム137濃度



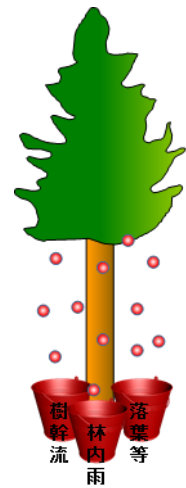
(b) 樹幹流に含まれるセシウム137濃度



(c) 落葉等に含まれるセシウム137濃度



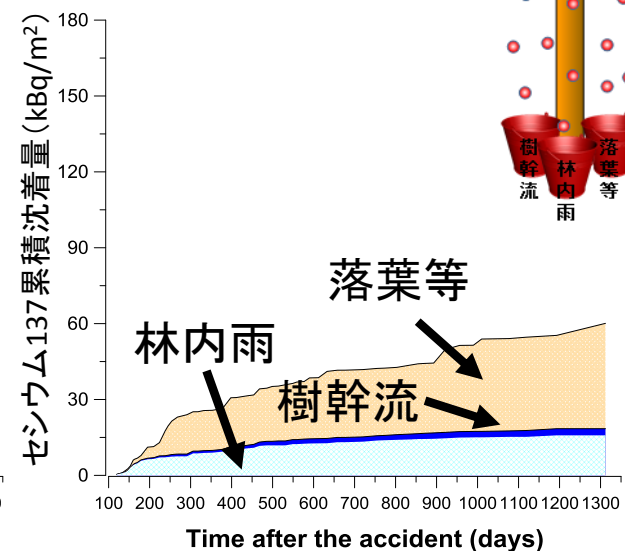
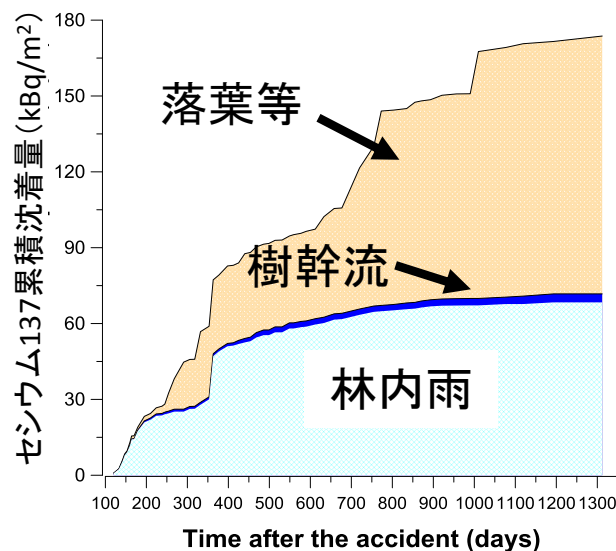
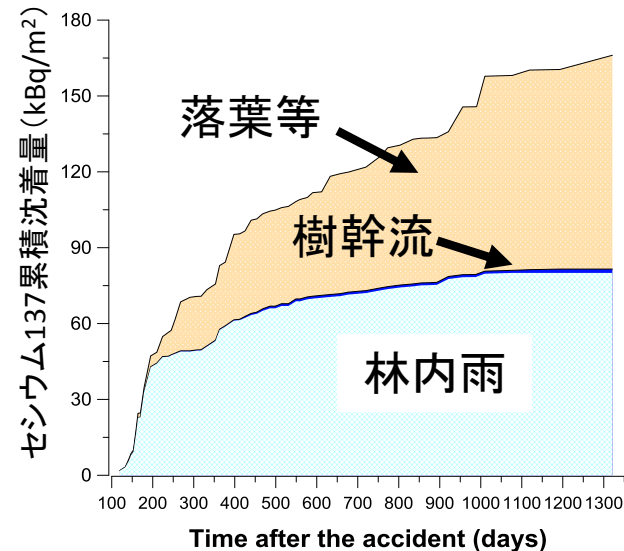
移行経路別セシウム沈着量の時間変化



(a) スギ31年生

(b) スギ15年生

(c) 広葉樹混交林



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

総移行量: 166 kBq/m²

総移行量: 174 kBq/m²

総移行量: 60 kBq/m²

林内雨: 48%

林内雨: 39%

林内雨: 26%

樹幹流: 1%

樹幹流: 2%

樹幹流: 4%

落葉等: 51%

落葉等: 59%

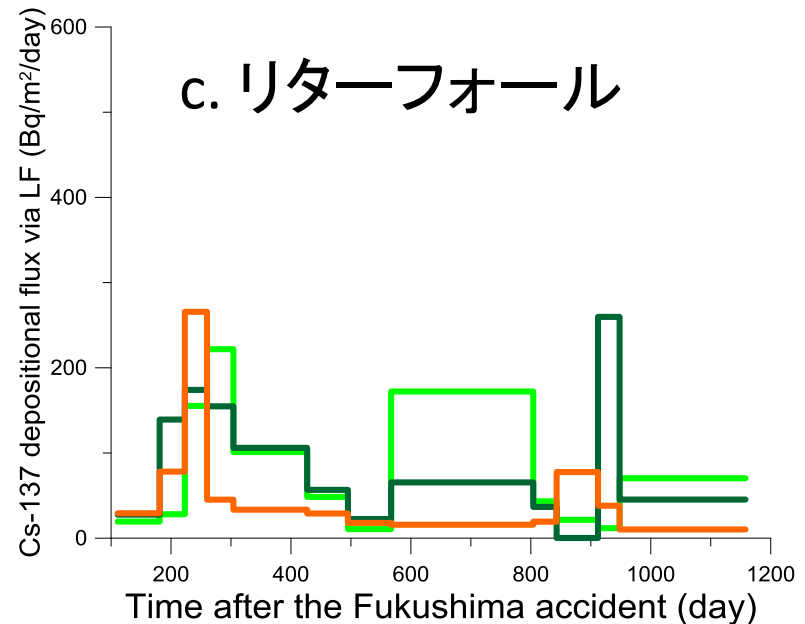
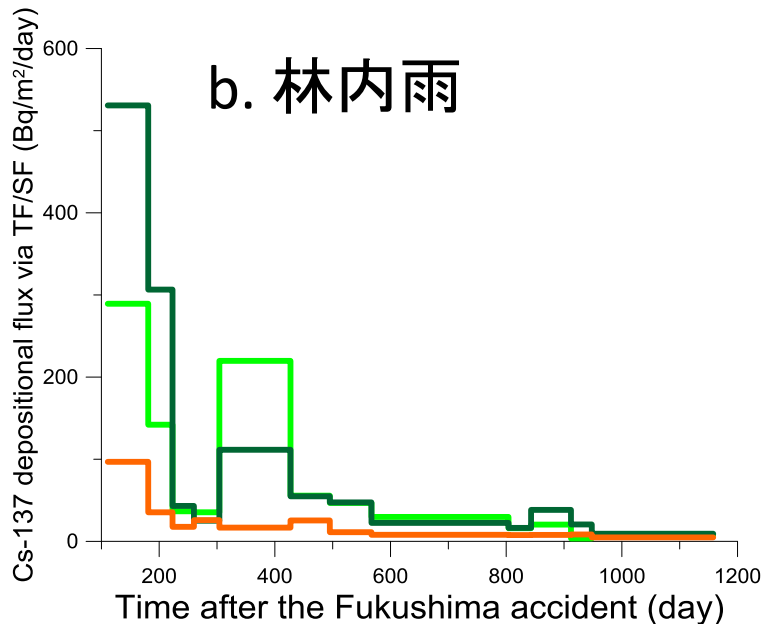
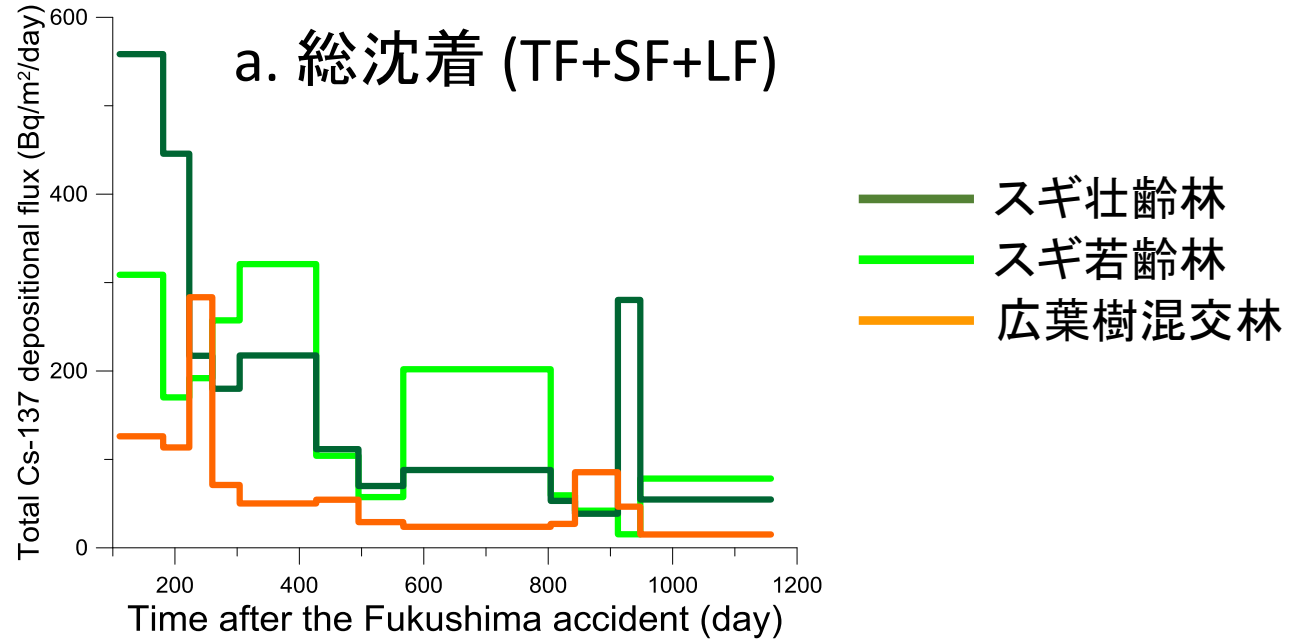
落葉等: 69%

※8 kBq/m² (H26年度)

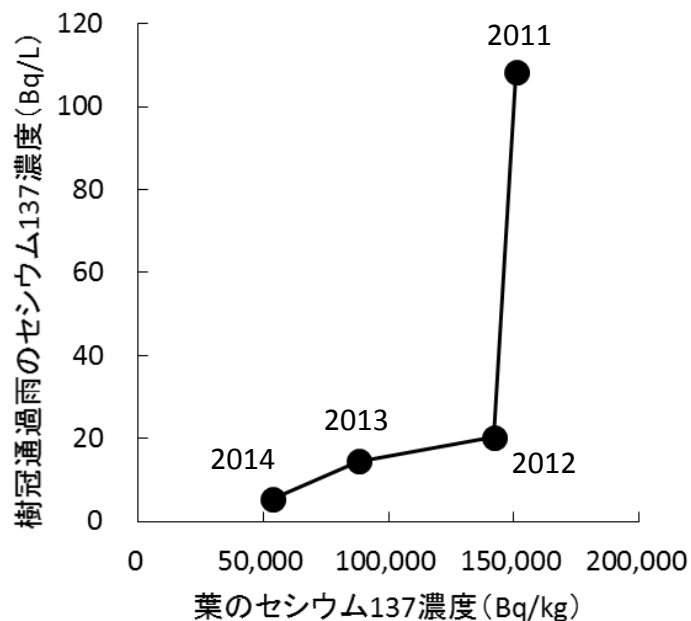
※6 kBq/m² (H26年度)

※6 kBq/m² (H26年度)

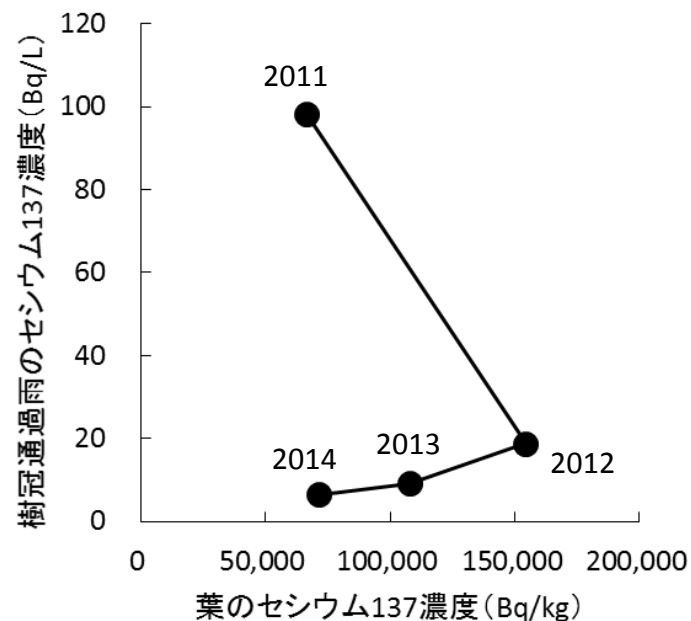
樹冠－林床のセシウム137沈着フラックス



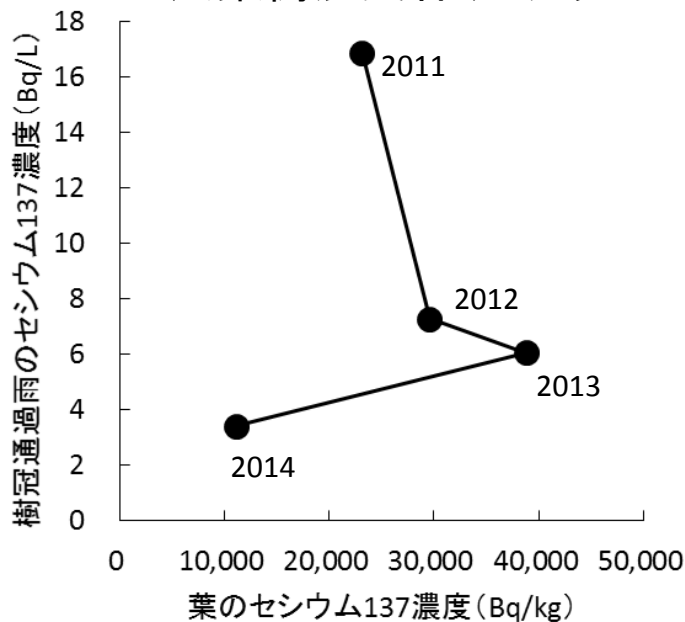
a. スギ壮齢林(31年生)



b. スギ若齢林(15年生)

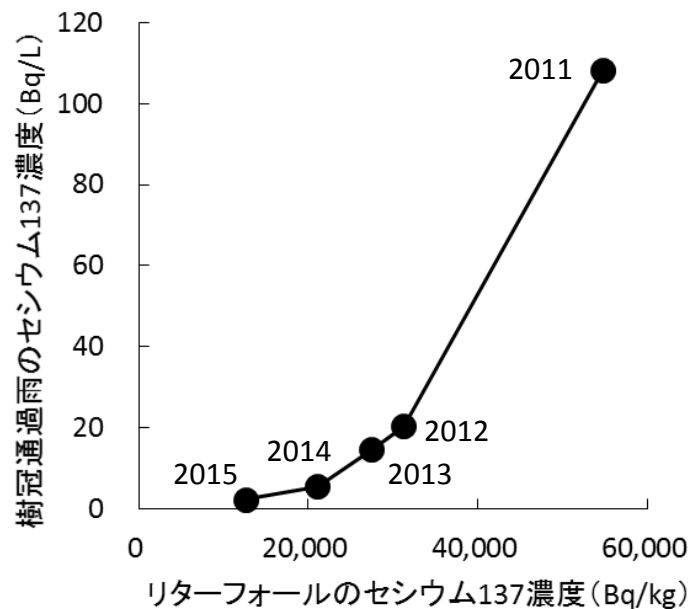


c. 広葉樹混交林(コナラ・アカマツ)

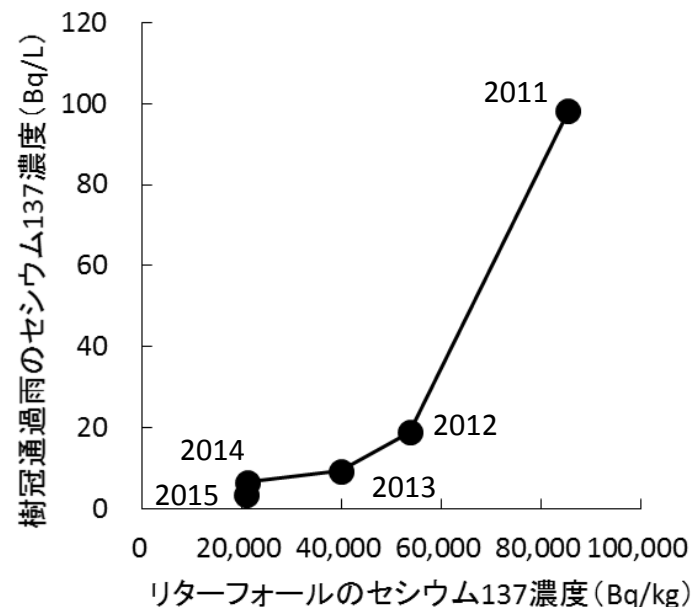


葉と樹冠通過雨のセシウム137濃度の比較
(降雨特性等の影響を平均化するために、年度毎の平均濃度を算出した)

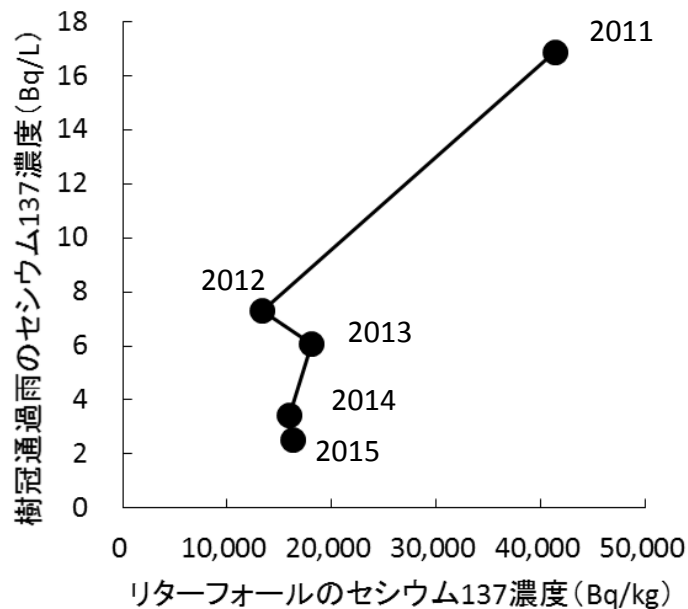
a. スギ壮齢林(31年生)



b. スギ若齢林(15年生)



c. 広葉樹混交林(コナラ・アカマツ)



落葉・落枝(リターフォール)と樹冠通過雨のセシウム137濃度の比較(降雨特性等の影響を平均化するために、年度毎の平均濃度を算出した)

Field loss model for canopy Cs-137

Double Exponential Model

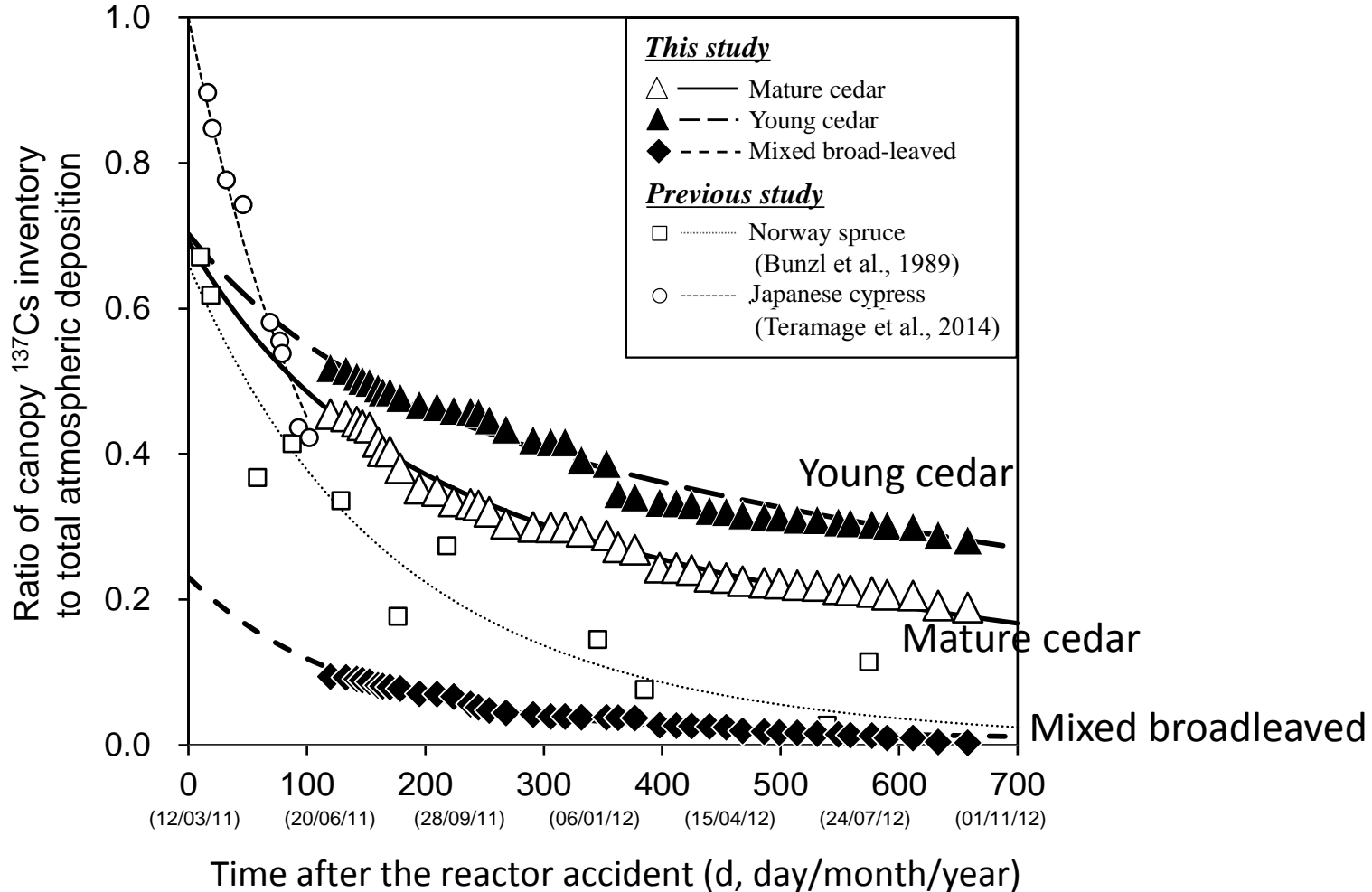
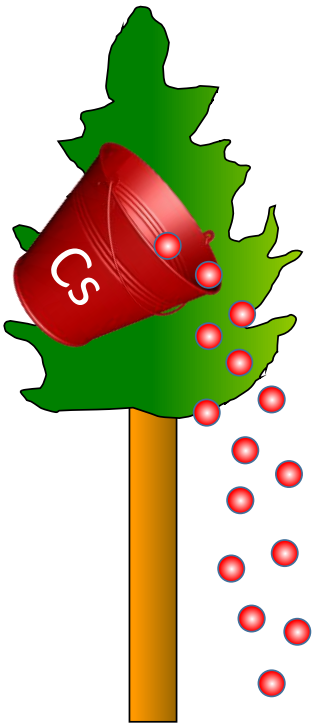
$$A(t) = A_1 e^{-\lambda_f t} + A_2 e^{-\lambda_s t}$$

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

Rapid loss (%)

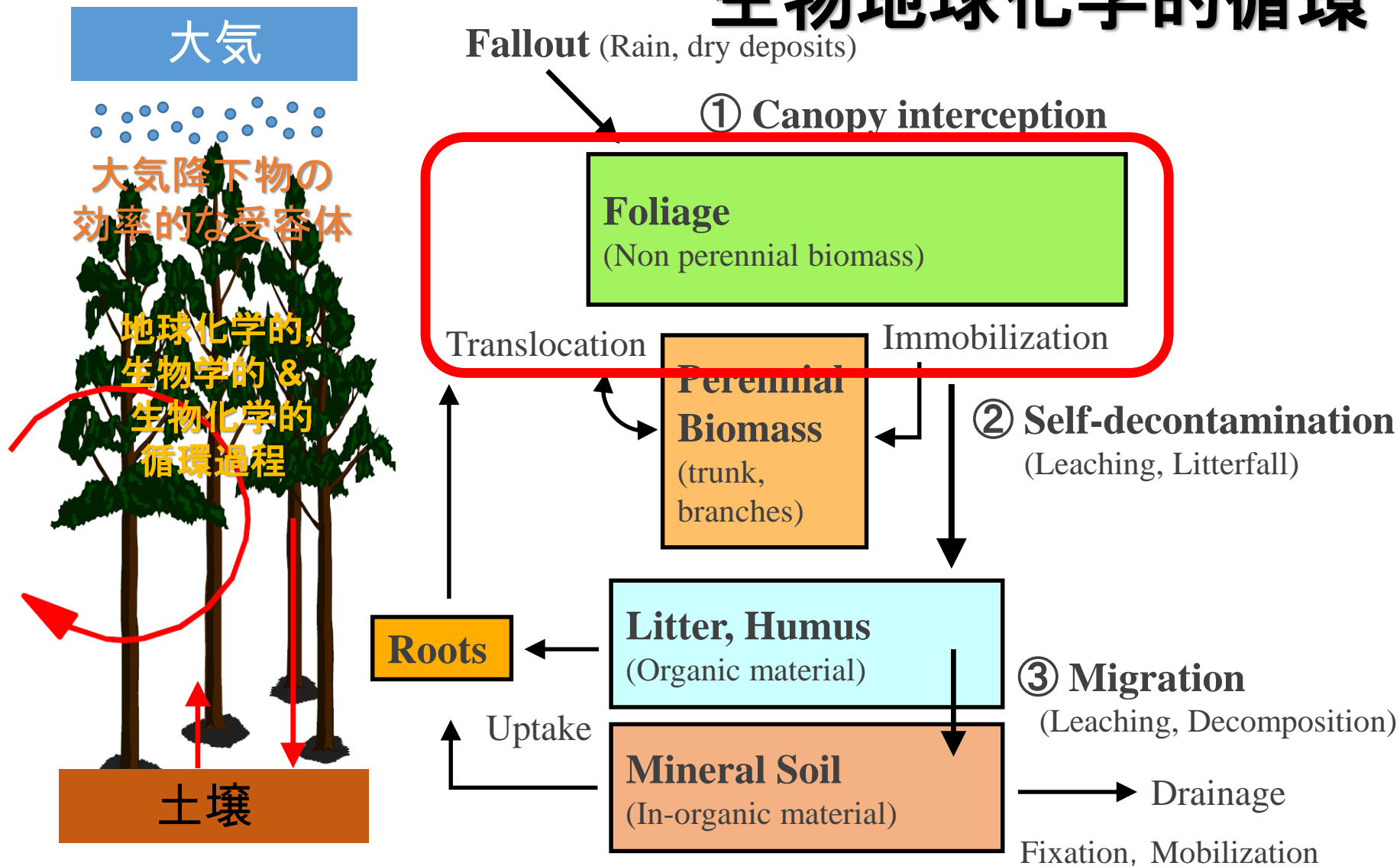
Slow loss (%)

Loss rate (day⁻¹)



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.

森林生態系における放射性セシウムの 生物地球化学的循環

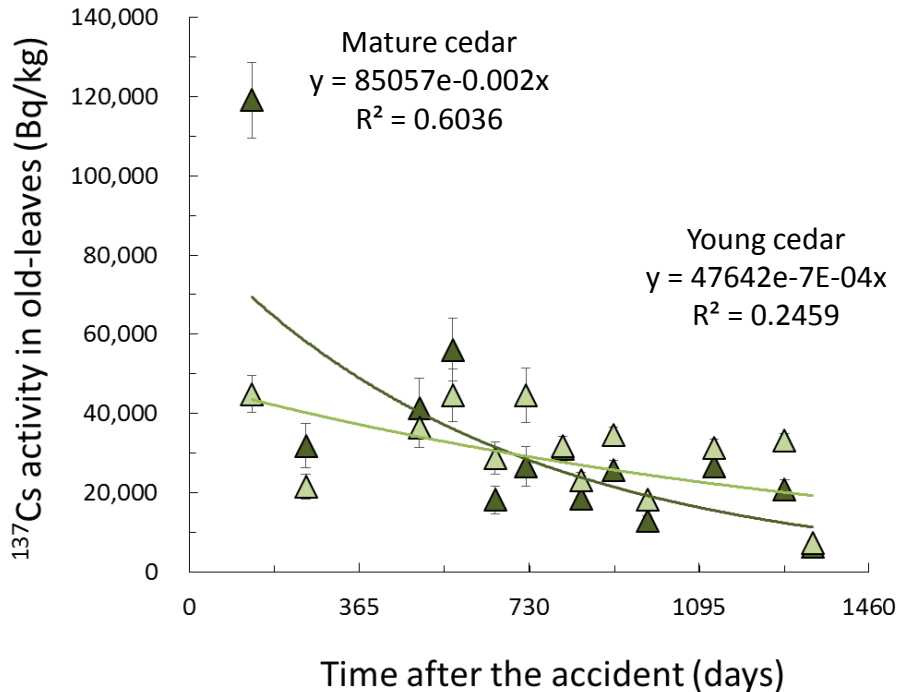


IAEA-BIOMASS-1 (2002) Modeling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems

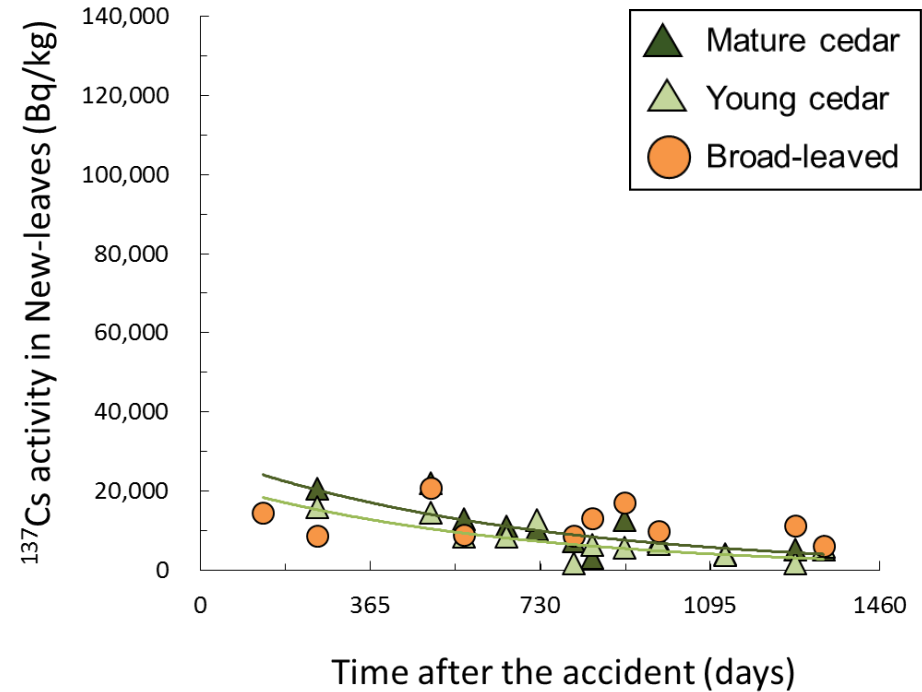
International Atomic Energy Agency, Forest WG.

葉に含まれるセシウム137濃度の時間変化

a. 旧葉 (pre-accidental)



b. 新葉 (post-accidental)



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

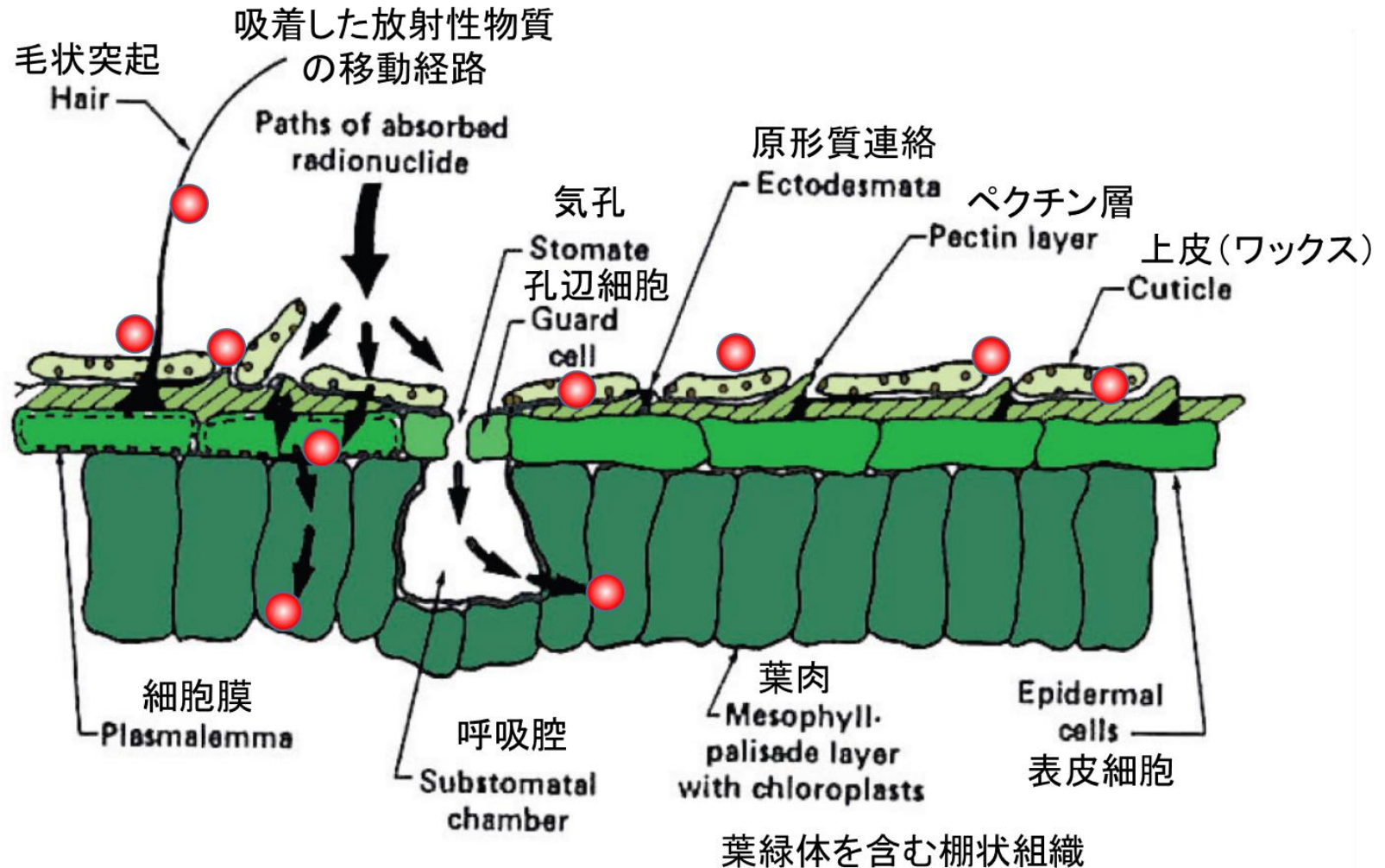
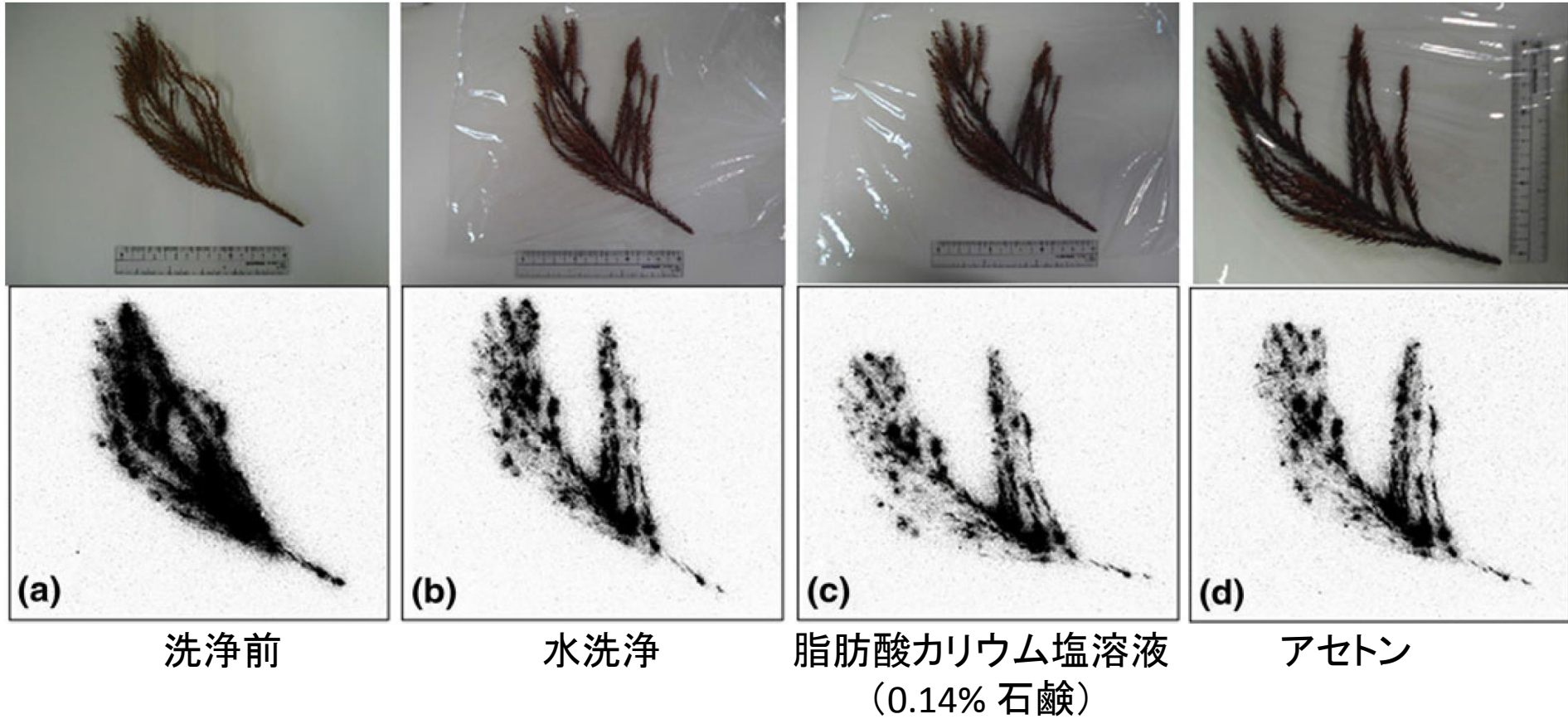


Figure 2. Cross sectional diagram of the leaf's surface showing where the entrance of radionuclides can take place. Illustration with permission from Koranda & Robison (1978).

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

スギ葉の洗淨実験



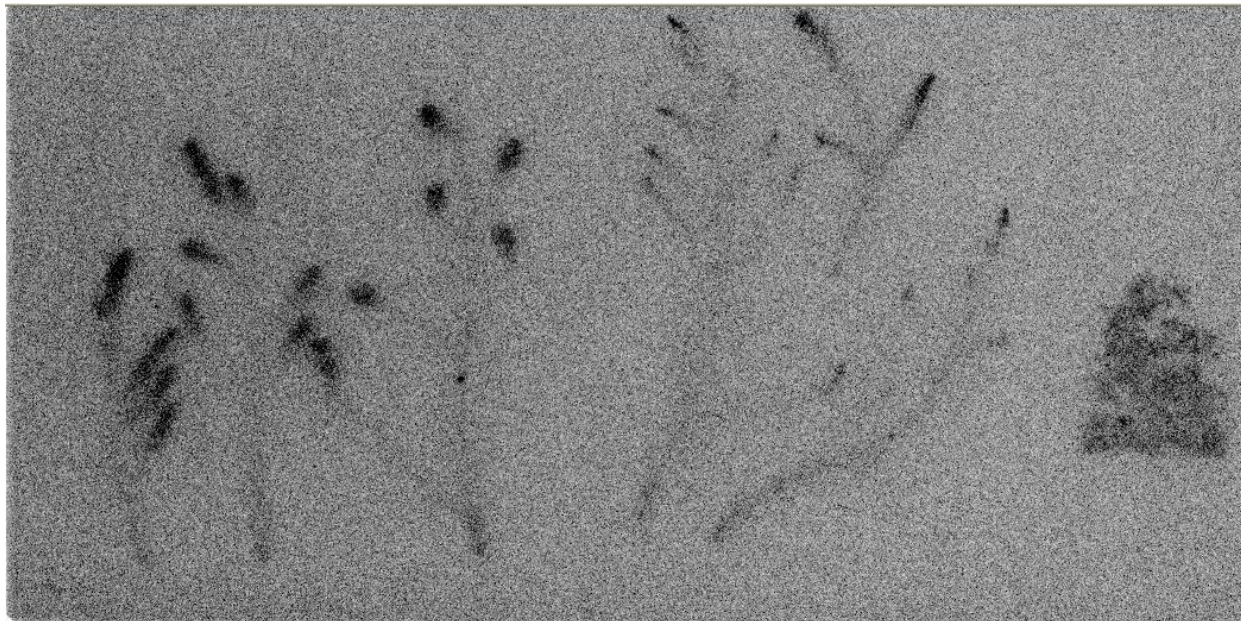
※室温の水に入れ、超音波洗淨を30分間



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

名古屋大 竹中ら(2012)

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

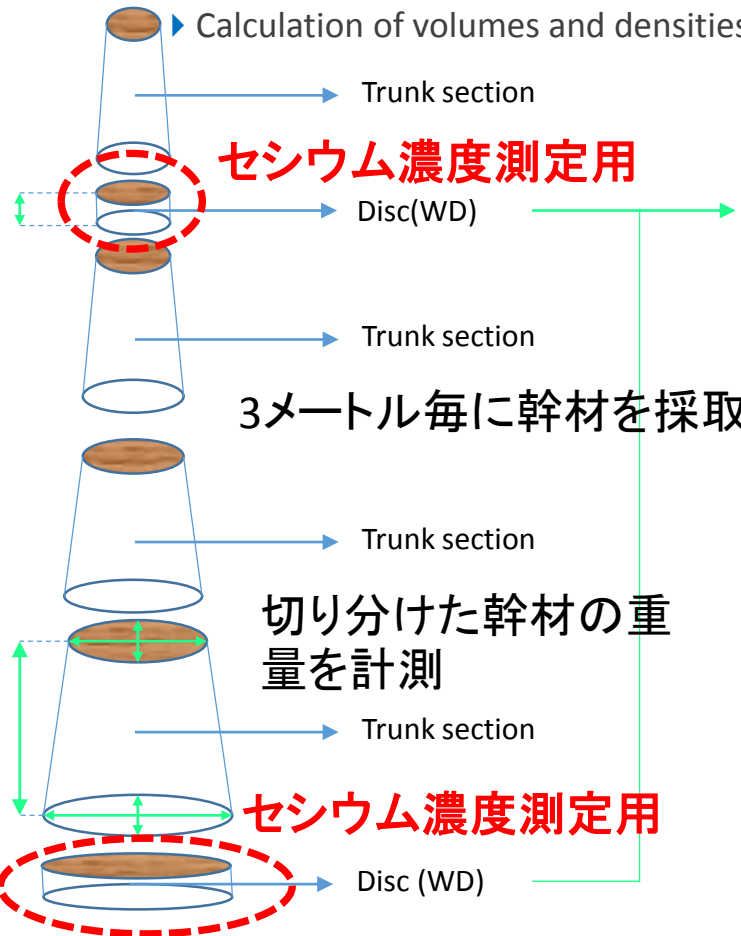
幹材サンプルの採取方法(2)

▶ Truncated cone model with circular section

Measurement for trunk sections :

- ▶ Weight, diameter at each end

- ▶ Calculation of volumes and densities



3メートル毎に幹材を採取

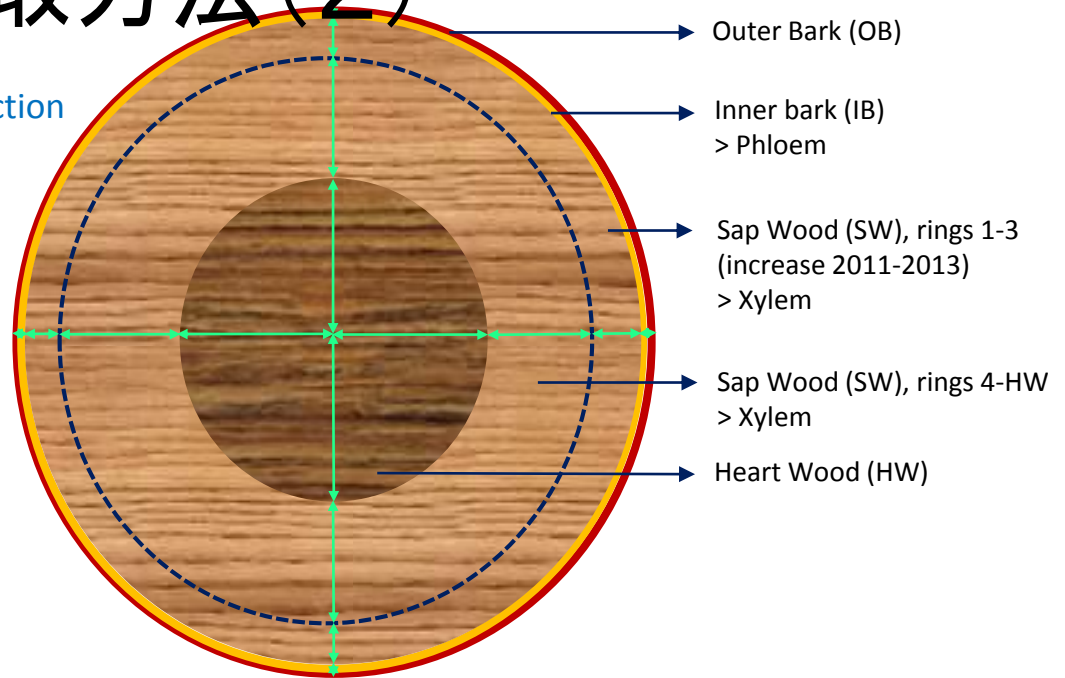
切り分けた幹材の重量を計測

セシウム濃度測定用

Measurement for Wood Discs :

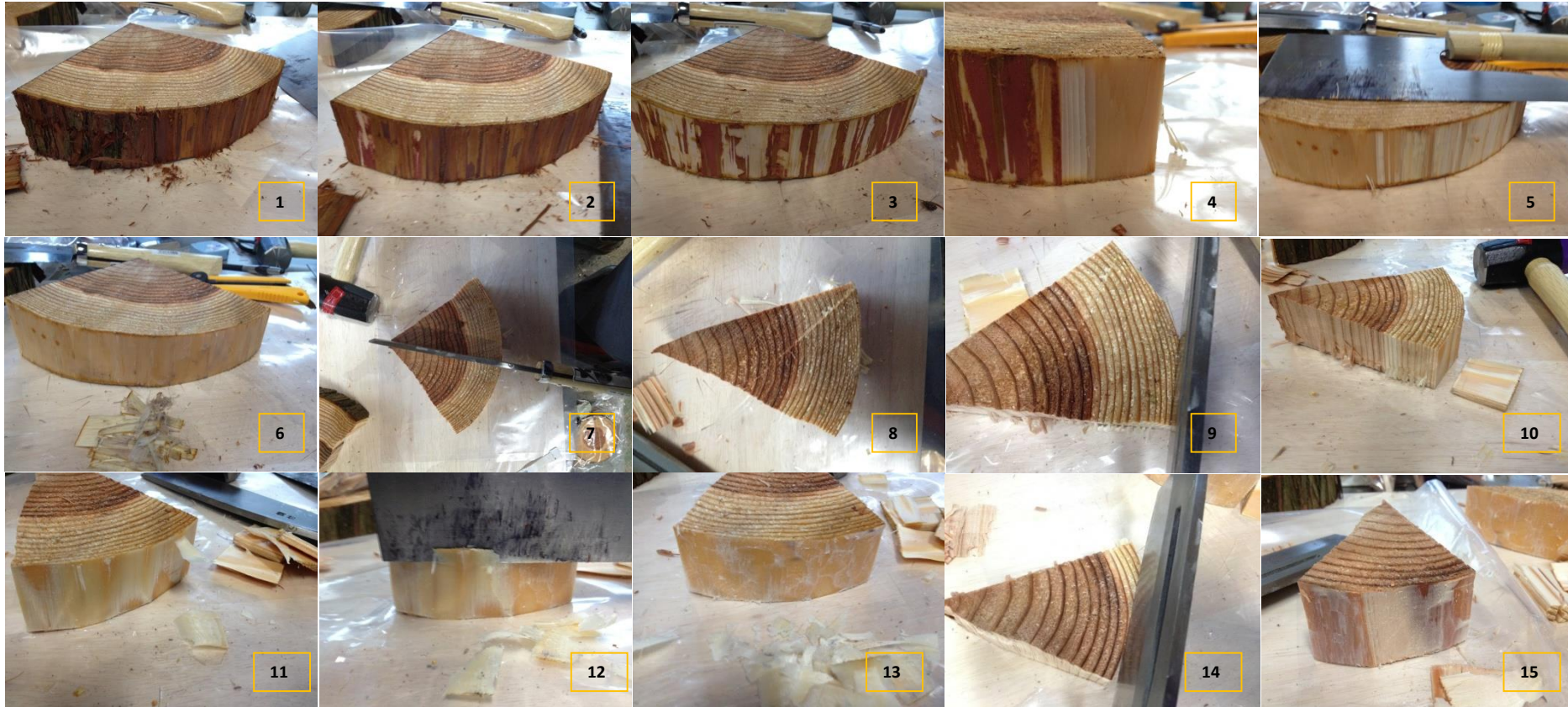
- ▶ Measuring according to 2 axis the thickness of each organ (Bark, Sapwood 3 last rings and others, Heartwood)
- ▶ Thickness of each xylemic disc
- ▶ Calculation of organs volumes
- ▶ Sampling $\frac{1}{4}$ WD and separating each organ
- ▶ Fresh weights and dry weights (fw et dw)
- ▶ Densities (fw et dw)

幹材の総重量を計測



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

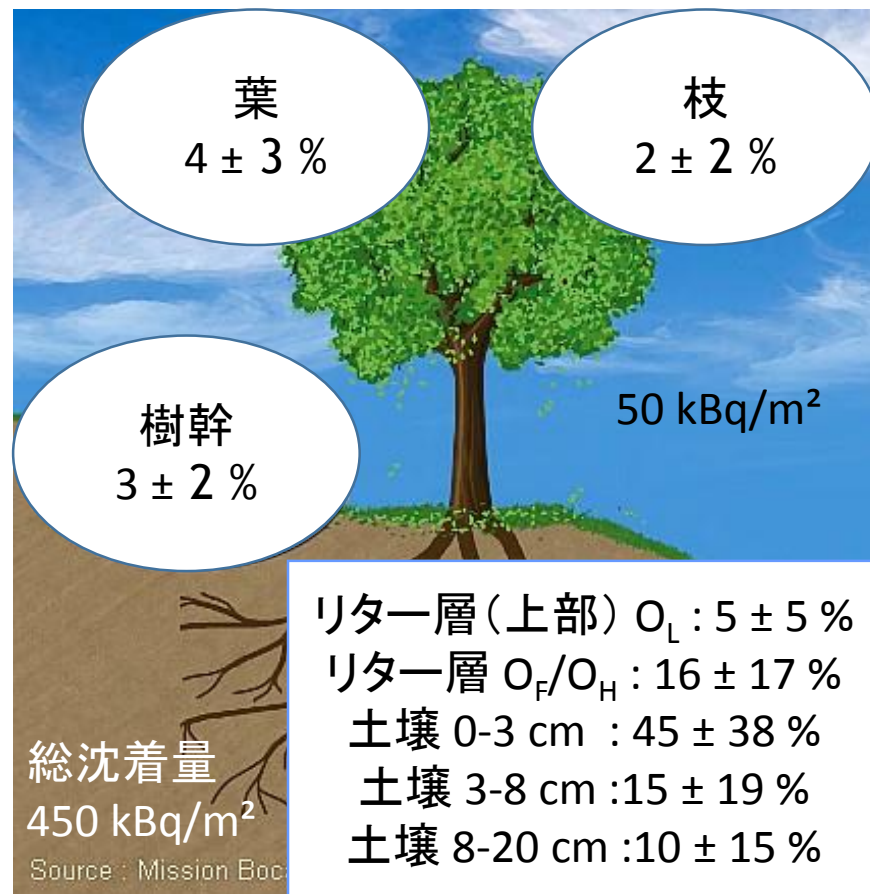
▶ 14-15 : SW/HW

▶ 7-8 : Half quarter 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)

	¹³⁷ Cs 濃度 (Bq/kg 乾重量)		
	N	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 _L)	7	37500	6000
リター層(細分化されたもの) (O _F / O _H)	7	83500	21000
土壌 1~3cm深	7	34400	12900
土壌 3~8cm深	7	4200	2900
土壌 8~20cm深	7	979	623

森林内のセシウム137の分布(割合)

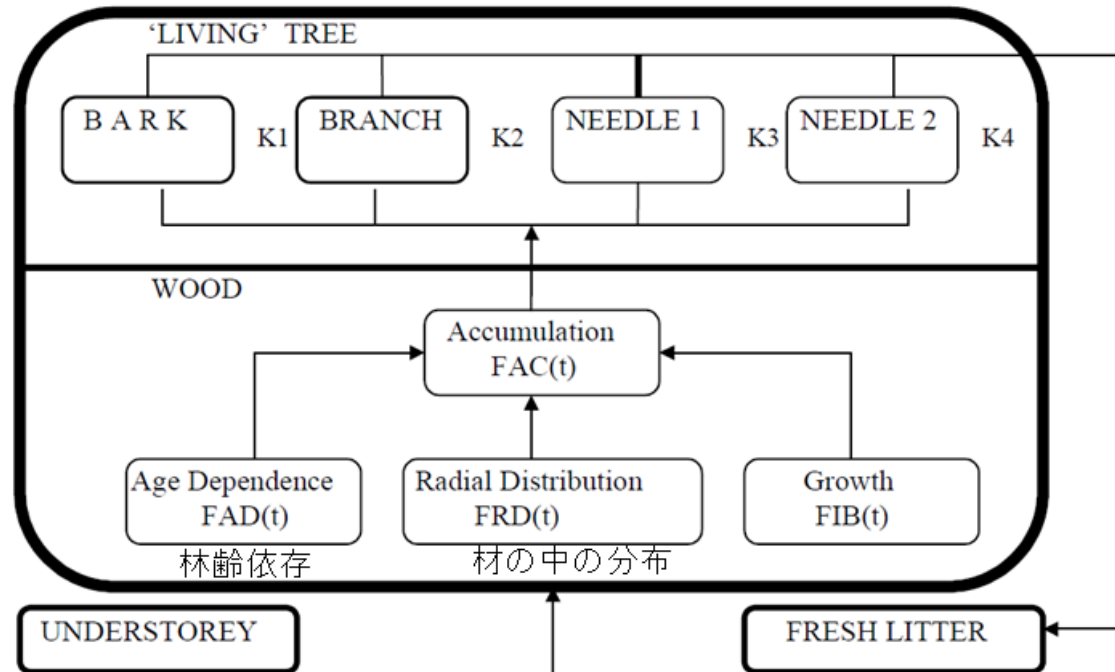


- ▶ 10% が地上部の樹体に存在
- ▶ 90% が林床のリター及び土壌に存在
- ▶ ¹³⁷Cs Deposits on plots ~ 450 kBq/m²
(Loffredo et al., 2014)

木材の放射性セシウム濃度の予測

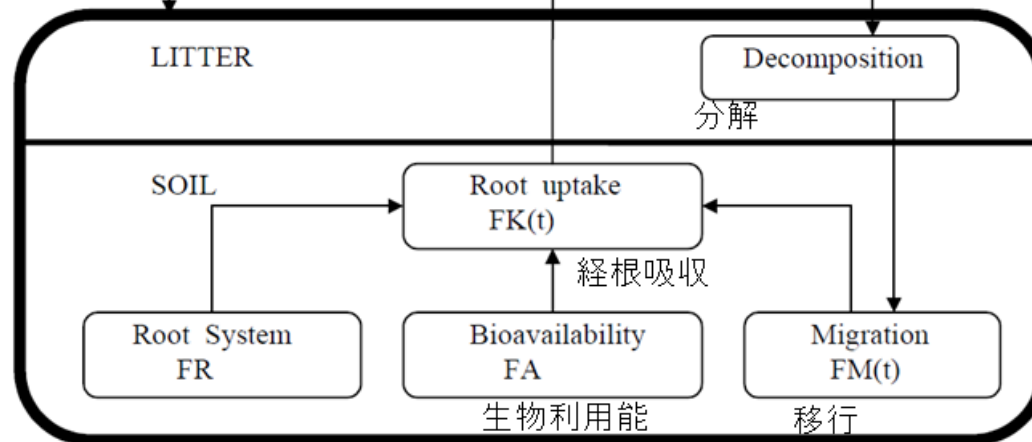
FORESLIFE
モデル例

樹体

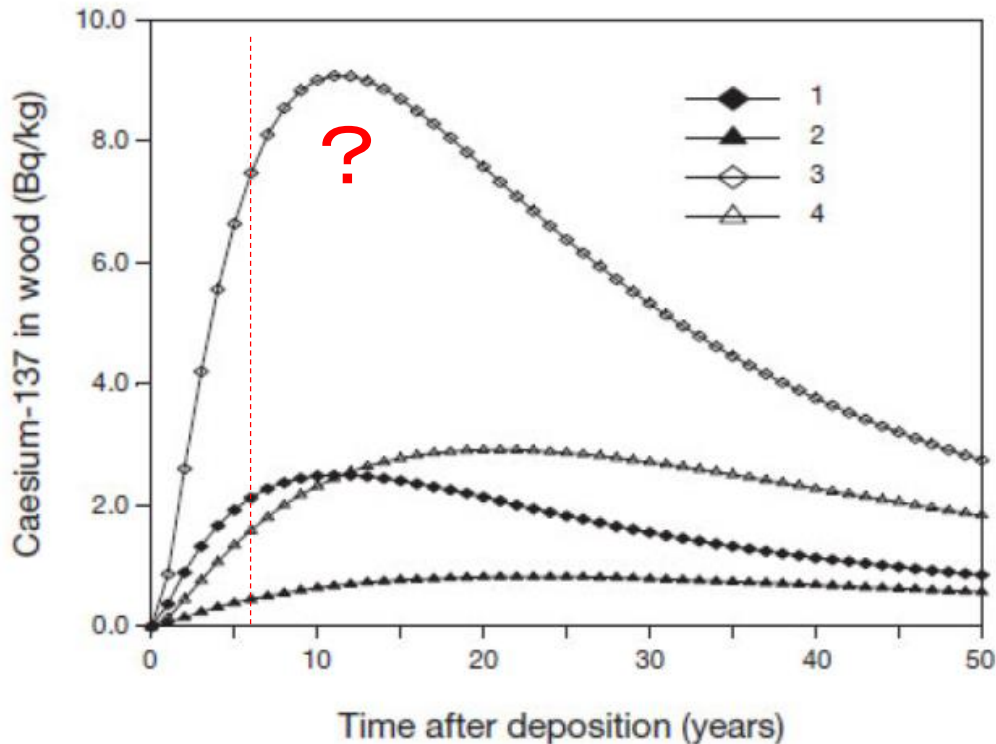


落葉層

土層



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



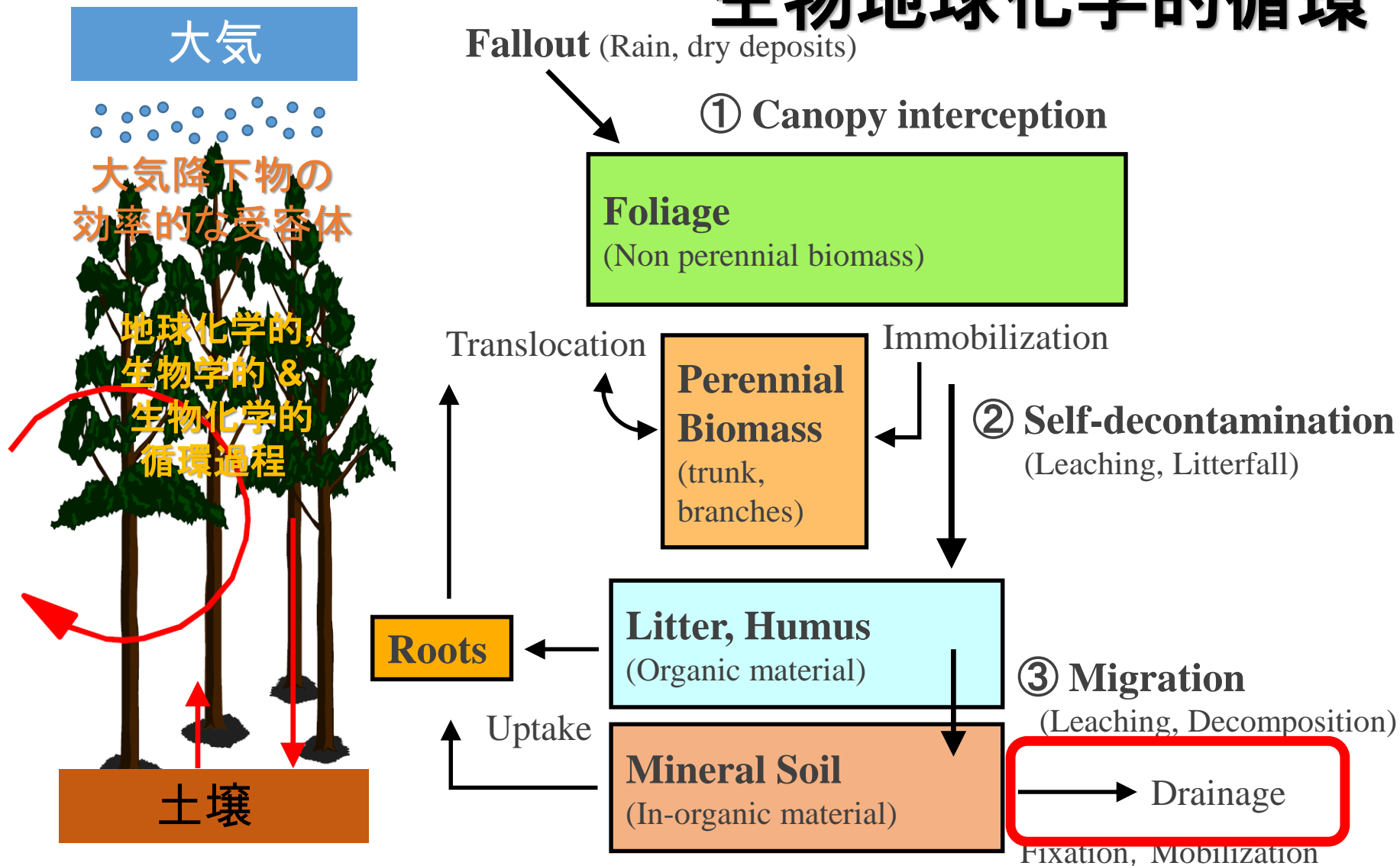
- 1 - 自成一土, 20年生
- 2 - 自成一土, 80年生
- 3 - 水成一土, 20年生
- 4 - 水成一土, 80年生

FIG. 3.43. Predicted ^{137}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^2 [3.87]. 1, 2: automorphic soil, 3, 4: semi-hydromorphic 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－林床への移行速度は初期に早いですが、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。

森林生態系における放射性セシウムの 生物地球化学的循環



土壤侵食による放射性セシウムの流出

- 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



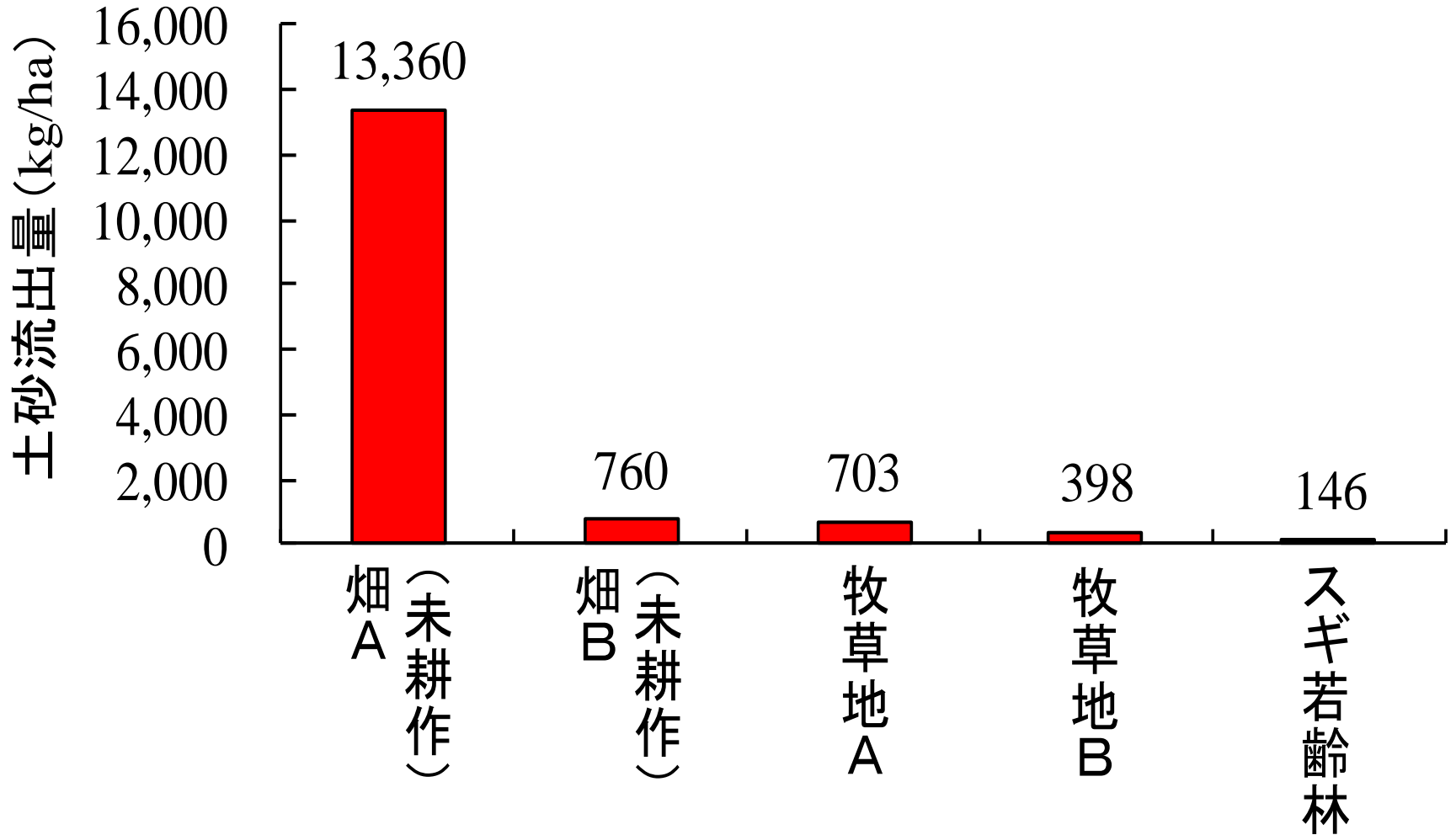
急傾斜の畑地(未耕作の畑B(左), 耕作された畑B2(右))



採草地(牧草地A(左)) 放牧草地(牧草地B(右))

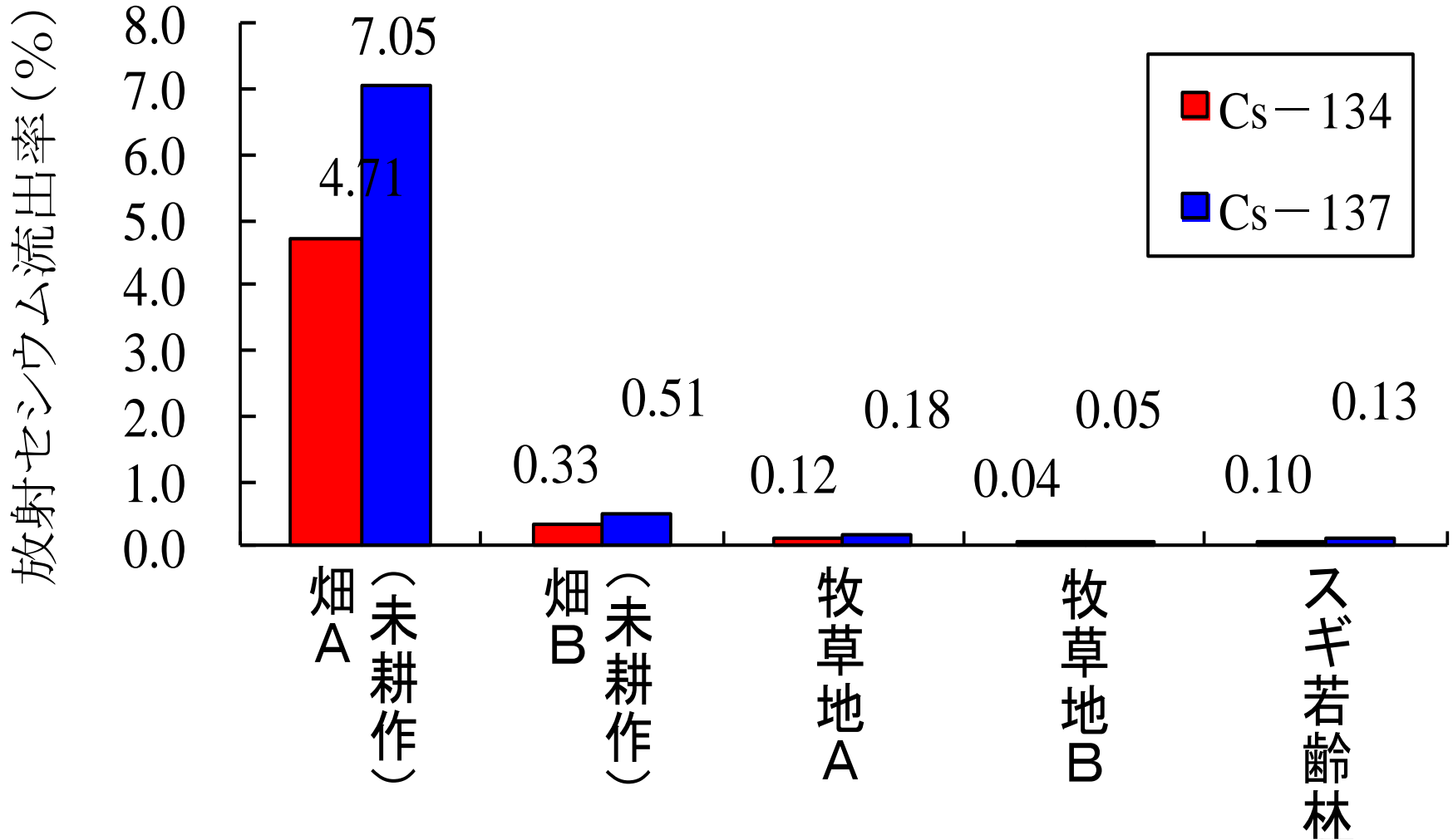
各土地利用からの土砂流出量

(観測期間:2011. 7/ 17 - 2013 11/18)



各土地利用からの放射性セシウム流出量

(観測期間:2011. 7/ 17 - 2013 11/18)



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)

流域	川俣町			筑波山	丸森町
	疣石山流域 ^{※1}	石平山流域 ^{※1}	高太石山流域 ^{※1}	霞ヶ浦流域 ^{※2}	宇多川上流 ^{※2}
調査期間	44～45日間 ^{※3}			21か月間	15か月間
土壌へのCs-137沈着量 (kBq/m ²)	544	298	916	13	170～230
Cs-137流出量 ^{※4} (kBq/m ²)	0.087	0.026	0.021	0.06	0.22～0.34
土壌へのCs-137沈着量 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:○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—福島森林・林業再生に向けて

まとめ

- 土壤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壤中存在量の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。