

東京電力福島第一原子力発電所事故被災動物の
被ばく線量評価研究

東北大学大学院医学系研究科医科学専攻

細胞生理学講座 放射線生物学分野

林 剛平

目次

第1章 緒言	3-7p.
第2章 ウシアーカイブの整備	
第1節 背景	8-9p.
第2節 材料と方法	9-11p.
第3節 結果	11-12p.
第4節 考察	12-14p.
第3章 モンテカルロシミュレーションコードを用いたファントムモデルの作成	
第1節 背景	15-17p.
第2節 材料と方法	17-20p.
第3節 結果	20-22p.
第4節 考察	22-24p.
第4章 地理情報システムを用いた放射能汚染地図の作成	
第1節 背景	25-26p.
第2節 材料と方法	27-29p.
第3節 結果	29-30p.
第4節 考察	30-33p.
第5章 CA069 の行動調査と調査期間の被ばく線量率	
第1節 背景	34p

第2節 材料と方法	34-35p.
第3節 結果	35-37p.
第4節 考察	37-38p.
第6章 ウシアーカイブの被ばく線量評価	
第1節 背景	39-40p.
第2節 材料と方法	40-43p.
第3節 結果	43-47p.
第4節 考察	47-50p.
第7章 総合考察	51-54p.
謝辞	55-56p.
摘要	57-58p.
引用文献	59-64p.
略語集	65p.
図 1-17	66-77p.
表 1-10	78-82p.
Supplementary1-5	83-84p.

第1章 緒言

2011年3月11日に起きた東日本大地震によって、東京電力福島第一原子力発電所（Fukushima Nuclear Power Plant No.1：FNPP）から多種、大量の放射性核種が放出された(1-4)。環境に放出された放射性物質による放射線生物影響を考える場合、被ばくの過程は大きく二つに分けることが出来た。放射線源が生物の外部に存在する外部被ばくと、内部に存在する内部被ばくであった。これらを総合することで、被ばく線量が求められた。また、被ばくの主要因である放射性核種は、存在する量と、一崩壊あたりに放出する放射線量によって決定することが出来た。FNPP事故により環境中に放出された放射性核種は、それぞれ半減期が異なる為、その存在量は時間と共に変化した。 ^{134}Cs （半減期：2.065年）、 ^{137}Cs （30.07年）よりも放出量の多かった核種も、放射線壊変に伴って被ばくへの寄与は時間と共に減衰し、FNPP事故からおよそ30日程度で外部被ばくの主要因は ^{134}Cs 、 ^{137}Cs になった(5)。

この2核種を本論文に於いては、長半減期核種と定義した。一方、事故から30日程度まで、この2核種よりも外部被ばく量に寄与する割合の多い核種 ^{131}I （8.02日）、 ^{132}Te （3.20日）- ^{132}I （2.28時間）を短半減期核種と定義した。本論文では、短半減期核種、長半減期核種に関し、FNPPの周囲20km圏内の12市町村で採材されたウシ204頭の2011年3月11日から30日後と採材時点の積算被ばく線量を求め、それぞれの被ばくの主要因を評価した。評価を行う際に、環境中の放射性物質は2011年3月11日14時46分に一度に沈着したと仮定し、壊変補正した。ウシ体内の放射性物

質濃度は採材時の濃度で飽和していたと仮定し、物理的減衰のみを考慮し、生物学的半減期は考慮に入れずに計算した。環境中の放射性物質は、沈着後動かなかったと仮定し、降雨等の洗い流しによるウェザリング効果は考慮に入れずに計算した。

本論文の目的は、FNPPの周囲20 km圏内の旧警戒区域で生息したウシ204頭の長半減期核種、短半減期核種による内部外部被ばくを統一的に比較することで、FNPP事故がもたらした陸上哺乳動物への被ばくの主要因を明らかにし、FNPP事故による被ばくに関する公衆の放射線防護に貢献する基礎的知見を提供することであった。

こうした研究が今まで成されなかった問題点は、4つ挙げられた。

1、FNPP周囲の北西南の方角に位置する市町村から動物を採材するには、解剖にあたるマンパワーと地の利を併せ持つ必要があった。

2、内部被ばくと外部被ばくを統一的に議論するには、量子輸送計算が必要であり、原子力工学分野外の研究者が容易に計算できなかった。

3、外部被ばく線量を計算する為の基になる環境中の放射性物質濃度は、その動物の行動域が広い場合、測定に時間とコストがかかった。

4、野外で採材された動物の行動域というものは、採材地点からだけでは求めることは出来なかった。

以上の諸問題を本論文で対象とするウシに関し、第2章から第5章で解決した。

問題点1に関して、東北大学加齢医学研究所福本研究室では、事故後2ヶ月で「被

災動物の包括的線量評価プロジェクト」を立ち上げ、旧警戒区域への入域の許可と採材の protocols を確立し、FNPP の北西南の方角に位置する市町村からウシの採材を行うことが出来た (6) 。2013 年 8 月までに採材されたウシは、311 頭に至った。本論文では、このウシから採材された -80°C 凍結された生体試料、パラフィン包埋された生体試料等の生物試料を採材情報に紐付けしたものを、ウシアーカイブと定義した。第 2 章では、このウシアーカイブに、組織内の放射性物質の測定の結果を紐付けし整理した。

問題点 2 に関して、内部被ばくの基となるデータは、単位重量当たりの放射性物質量 $[\text{Bq}/\text{kg}]$ で表され、外部被ばくの基となるデータは、単位面積当たりの放射性物質量 $[\text{Bq}/\text{m}^2]$ で表すことが出来た。この 2 つの被ばく線源からの被ばくを統一するには、放射線吸収線量 $[\text{Gy}]$ を計算する必要がある。国際放射線防護委員会

(International Commission on Radiological Protection :ICRP) の陸域哺乳動物の中で、陸域哺乳動物に於いて DCF が公開されているものは、ラット、シカのみであった。その為、本プロジェクトのウシの先行研究における放射線吸収線量計算は、

ICRP のシカの放射線量換算係数(Dose Conversion Factor :DCF)を用いていた

(7-8) 。同量の放射性物質が存在する場合でも、放射線吸収線量は、その個体の大きさによって異なる為、対象の大きさに合わせた DCF を計算する必要がある。

ICRP が参照動物の DCF を計算する際に用いている ERICA アセスメントツールは、個体ファントムモデル内に臓器ファントムモデルを作成することが出来ないという

問題点、母親ファントムモデルの中に胎児ファントムモデルを作成することが出来ないという問題点、そして外部被ばく線源の深度分布を変更することが出来ないという問題点があった(9)。第3章では、ウシアーカイブのための放射性物質質量から放射線吸収線量への換算の為に DCF の計算について述べ、多くの研究者が利用可能な FNPP 事故被災陸域動物の DCF 計算の為にインプットデータを公開した (Supplementary1-3)。本論文では、胎児の内部被ばくとは、胎児自身の体内放射性物質に依る被ばくに、母親の体から追加される放射線量も含めたものと定義した。

問題点3に関して、FNPP 事後既に行われた、短半減期核種、長半減期核種それぞれのモニタリングデータを参照し、地理情報システム (Geographical Information System : GIS) を用いて放射能汚染地図を作成することにより、動物の行動域を網羅する広範囲な環境中の放射性物質の分布を得ること出来れば、調査のコストを抑えることが出来た。第4章では、解像度の高い放射能汚染地図を作成し、ウシアーカイブだけではなく、専門分野外の者が利用出来るように、閲覧可能な形式で公開した (<http://www2.idac.tohoku.ac.jp/STAR2015/linkgh.html>)。

問題点4に関して、行動域に関しての知見の無かった離れウシの行動調査を行うことで解決した。第5章では、その結果を第2章のウシアーカイブに適用し、第4章の放射能汚染地図に重ね合わせ、ウシの行動域における環境放射能濃度を紐付けした。

第2章から第5章の研究を統合し、ウシアーカイブの被ばく線量評価を第6章で行った。

本論文で得られた結果を、第7章で公衆の放射線防護の観点から考察した。

なお、本論文に関する研究は、東北大学動物実験倫理委員会の承認を得て行われた。

The Ethics Committee of Animal Experiments, Tohoku University
(2014-IDAC-037).

第2章 ウシアーカイブの整備

第1節 背景

本章の目的は、FNPP 周囲の陸域の旧警戒区域内の市町村から採材されたウシアーカイブの整備であった。ウシアーカイブの整備とは、内部被ばく線量を計算する際の基になるウシの臓器中放射性物質濃度を、個体情報と紐づけることであった。

ウシの臓器中放射性核種測定済みの個体を可能な限り取りこぼしなく検索可能にし、成牛、仔牛、胎児に分類することが本論文における線量評価研究の始まりであった。

第4章、第5章で後述するように、外部被ばく線量を計算する際の基になる環境中の短半減期核種、長半減期核種の土壌沈着密度は個体の採材地点情報と行動域を紐づけることで求められた。

東北大学加齢医学研究所福本研究室では、FNPP 事故から2ヶ月で「被災動物の包括的線量評価事業」を立ち上げ、旧警戒区域におけるウシの放射性核種の体内濃度と分布を報告した(10)。被災動物包括的線量評価プロジェクトでは、FNPP 事故による生物影響を解明すべく、ウシアーカイブ作成を念頭に採材を行った。FNPP 事故後の報告では、放射性物質の濃度、体内分布を示されたものの、その核種による内部被ばく量の計算が出来ていなかった。そのため内部被ばくにおける核種間の比較と外部被ばくとの比較が未検討であった。

被災動物包括的線量評価プロジェクトは、FNPP 事故後、緊急に組織された複数の研究機関によるプロジェクトであった。ウシアーカイブの整備によって、その各

機関から報告される測定結果を統合し検索可能とした。ウシアーカイブが検索可能であることは、生体試料の解析を今後他の機関と連携し行う際や、ウシアーカイブと他の生物試料アーカイブを比較する際に重要であった。

採材現場における採取した試料の記名は、ウシの耳標番号の下 4 桁と日付が記載されているのみであり、耳標番号下 4 桁だけでは別の日付で同一の番号が存在する問題や、FNPP 事故後生まれた個体に関しては耳標番号が無いという問題があった。

哺乳動物に於いて、長半減期核種の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の体内中濃度は、血液と各臓器に於いて正の相関を示し、また、最も体重に占める割合の多い骨格筋の濃度が最も高い値を示すことが報告されていた(10)。この知見に基づき、本章では、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 測定済みの試料から、骨格筋に関し測定の済んでいる個体だけでなく、骨格筋の測定が済んでいないが血液の測定が済んでいる個体も線量評価対象に加えることで、可能な限り解析対象数を増やすことが出来た。

本論文で解析するウシアーカイブの特徴として、2011年8月29日から採材を開始したことによって、20頭の個体から短半減期核種 ^{132}Te の同位体 $^{129\text{m}}\text{Te}$ (33.6日)が腎臓中から検出されたことが挙げられた(10)。これらの個体に関しては、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の骨格筋中の濃度に加え、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ の腎臓中の濃度の情報をウシアーカイブに追加する必要があった。

第2節 材料と方法

被災動物包括的線量評価プロジェクトでは、2011年8月29日から2013年8月15日までの期間に FNPP 事故による旧警戒区域で 311 頭のウシを採材した。ウシの臓器中放射性物質濃度は、東北大学理学系研究科放射化学研究室のゲルマニウム半導体検出器によって測定された(10)。本論文では、測定後のデータを扱った。現時点で測定が済んだものは、臓器総計 1402 試料あった。採材時に作成された採材記録を基に、それらの試料にそれぞれに対し、採材日の場所と紐付けした CA001-CA311 という個体番号を Microsoft Office 10、Excel を用いて新たに振り、検索可能なリレーショナルデータベース化した。物理的減衰を考慮する為、ウシの臓器中放射性物質濃度は、2011年3月11日14時46分に壊変補正した。

個体番号を利用し、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の骨格筋濃度が分かっている個体を Excel の検索関数である VLOOKUP 関数を用いて見つけ出した。この個体群を CA-M とした。

個体番号を利用し、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の血中濃度が分かっている個体 Excel の VLOOKUP 関数を用いて見つけ出した。この個体群を CA-P とした。 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の血中濃度には全血のもの、血漿、血球を分離して測定したものを用いた。

個体番号を利用し、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の血中濃度が分かっているが、骨格筋濃度の分かっている個体を Excel の VLOOKUP 関数を用いて見つけ出した。この個体群を CA-M(P)とした。

個体番号を利用し、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の骨格筋中濃度、血中濃度の両方が分かっている個体を Excel の VLOOKUP 関数を用いて見つけ出した。この個体群を CA-MP とし

た。

CA-MP の成牛、仔牛、胎児に関し、それぞれの ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 血中濃度に対する骨格筋中濃度比を計算し、最小二乗法により相関係数を求めた。その比を利用し、CA-M(P)の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の骨格筋濃度を求めた。 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の骨格筋中濃度が既知となった CA-M(P)を CA-M に加えウシアーカイブとした。

個体番号を利用し、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ が腎臓中から検出された 20 頭の個体の $^{129\text{m}}\text{Te}$ 濃度の情報を Excel の VLOOKUP 関数を用いてウシアーカイブに追加した。

第 3 節 結果

CA-M は、成牛 113 頭、仔牛 17 頭、胎児 5 頭の計 135 頭であった。

CA-P は、成牛 151 頭、仔牛 30 頭、胎児 7 頭の計 188 頭であった。

CA-M(P)は、成牛 49 頭、仔牛 15 頭、胎児 5 頭の計 69 頭であった。

CA-MP は、成牛 79 頭、仔牛 14 頭、胎児 5 頭の計 98 頭であった。

本来、頭数に関し、 $\text{CA-P} = \text{CA-MP} + \text{CA-M(P)}$ になるはずだが ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の血中濃度には全血のもの、血漿、血球を分離して測定したものを用いたため、この式の統合は成り立たなかった。

CA-MP から求めた、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関する、血中濃度に対する骨格筋濃度比と相関係数 (R) は、成牛、仔牛、胎児それぞれ、24.1 (R=0.89)、23.0 (R=0.94)、17.1 (R=0.95) であった (図 1)。 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関し、この比を CA-M(P)それぞれの血中濃度に乗じることで骨格筋濃度を計算することが出来、CA-M と合わせた成牛 162

頭、仔牛 32 頭、胎児 10 頭の計 204 頭をウシアーカイブにすることが出来た。採材された 311 頭の内、107 頭分のデータは、測定が済んでいなかったため、対象となっていない。個体番号を利用することで、このウシアーカイブに ^{129m}Te が腎臓中から検出された成牛 18 頭、仔牛 2 頭、胎児 0 頭の計 20 頭の個体の ^{129m}Te 濃度の情報を追加することが出来た。ウシアーカイブは、採材地点と採材日の情報も有する為、採材地点を市町村毎に分け、採材期間を表したものを表 1, 2 に示した。FNPP からの位置関係を明らかにするために、ウシの採材地点を地図上に表した (図 2)。

第 4 節 考察

被災動物包括的線量評価プロジェクトにおける ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関するウシの血中濃度に対する骨格筋濃度比は、79 頭の解析から得た 21.3 ($R=0.91$) が報告されていた(10)。本章では、それに頭数を追加し ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関するウシの血中濃度に対する骨格筋濃度比を 98 頭から求めた。全頭合せた場合は、21.4 ($R=0.89$)となるため、先行研究と良い一致を見せた。さらに成牛、仔牛、胎児それぞれの ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関するウシの血中濃度に対する骨格筋濃度比 24.1 ($R=0.89$)、23.0 ($R=0.94$)、17.1 ($R=0.95$) を求めることが出来た。これらの値を用いることで、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の血中濃度が分かっているが、骨格筋濃度の分かっていない個体の骨格筋濃度を推定することが出来た。第 4 章、第 5 章用いる GIS にウシアーカイブを連関させる為、リレーショナルデータベースを用いてウシの臓器中放射性核種測定済みの個体を整理し、成牛、仔牛、胎児に分類することが出来た。ウシアーカイブの個体数が増えることは、図 2、

表 1, 2 に示すように市町村毎に分けて解析をする際に個体数を確保する為に重要であった。また、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 関する血中濃度に対する骨格筋濃度比は、胎児の値は、成牛、仔牛の値に比べ低く、このことは、骨格筋の発達に伴う ^{134}Cs 、 ^{137}Cs を代謝する能力と関係していることが示唆された。この傾向は、稲葉らによって行われた、マウスへの ^{134}Cs 経口投与実験の投与直後の結果と一致した (11)。ウシアーカイブは、実験ではなく FNPP 事故の制限の多い中、環境中から集められたものなので、代謝の機構に関してはあくまで事例として紹介するにとどまるが、胎児への移行は公衆の関心事であるため、実際の原因事故による ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 汚染から成牛、仔牛、胎児の代謝に関連する結果として報告した。

哺乳動物体内での放射性核種の動態研究は、人体へ放射性核種を経口投与した生物学的半減期計算のための代謝研究や、ウシに汚染試料を給与した試験による知見があった (12-14)。動態研究から得られた放射性核種の体内での濃縮と代謝の知見をもとに、生物影響研究へ発展させるには、個体数を増やし統計的解析を行う必要があった。本論文では、こうした個体群に対し被ばく線量評価を物理的指標とし、生体試料と紐づけた。ウシアーカイブに本論文による線量評価を行うことで、他の生物試料アーカイブと比較が可能になった。生物試料アーカイブ作成を目的とした動物実験は、1950 年代からアメリカにおいて始まり、アルゴンヌ研究所では、マウス 50000 頭、ビーグル犬 5000 頭の放射線照射実験が行われ、その生物試料アーカイブは、米国ノースウエスタン大学の G. Woloshak 研究室で管理されていた (15)。

また、人体の生体試料アーカイブは、マヤックの核事故、チェルノブイリの原子力発電所事故、トロトラス症の研究から残されており、2015年には、生物試料アーカイブ間の比較を目的とした放射線生物学の総合的な生物試料アーカイブ作成に向けた研究会も発足した(16)。過去の生物試料アーカイブにおいても、パラフィン包埋された試料が残っており、そこから病理学的解析に留まらず、分子生物学的解析を可能とする技術も開発されており、生物試料アーカイブは、技術の進歩と共により多くの情報を持たらす、貴重な記録であることが改めて認識された(17-18)。

第3章 モンテカルロシミュレーションコードを用いたファントムモデルの作成

第1節 背景

前章によって、ウシ 204 頭に関し、骨格筋の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 放射能濃度、20 頭に関し腎臓中の $^{129\text{m}}\text{Te}$ 濃度が紐付けされた。第4章、第5章で後述するように、ウシの外部被ばく線源である、短半減期核種、長半減期核種の土壌沈着密度は、実測値をもとに推定できた。これらの放射性核種に依る被ばくを比較するには、ウシの体内・体外にある放射性物質からのウシ各個体の放射線吸収線量を求める必要があった。この吸収線量を実測するには、生体中にガラスバッチ等の積算線量計を埋め込む必要があったが、本論文の対象とするウシは、被検体ではないので積算線量計を埋め込むことは不可能であった。生体にガラスバッチを埋め込むことが困難な場合は、生体の形と密度を模擬したファントムと呼ばれるものを作成し、実験を行うことがあった。ファントムの作成は、放射能汚染物質の廃棄の問題、時間や資金面でのコストの問題があった。そこで、コンピューター内でモデルを作成しシミュレーションを用い、単位崩壊あたりの吸収線量を求め、体内・体外にある放射性物質質量を乗じることで、この問題を解決した。本論文では、このコンピューター内の仮想現実空間に作成したファントムをファントムモデルと呼んだ。

本章の目的は、ウシアーカイブの被ばく線量評価の為に、短半減期核種 ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I 、長半減期核種 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の単位崩壊あたりの放射線吸収線量である、線量換算係数 (Dose Conversion Factor : DCF) を求めることであった。

DCF は、個体の大きさによって異なるため、ウシのファントムモデルを作成する必要があった。陸域哺乳動物の DCF を公開している国際放射線防護委員会 (International Commission on Radiological Protection : ICRP) は、欧州原子力共同体が、環境の放射線防護を目的としたスクリーニングのために開発した、線量評価に用いるソフトウェア ERICA アセスメントツールを用いていた(9,19-20)。ICRP から公開されている陸域哺乳動物はラット、シカしか無いという問題点があった。また、ERICA アセスメントツールは、コードへのインプットファイルを公開しておらず、個体ファントムモデル内に臓器ファントムモデルを作成することが出来ないという問題点、母親ファントムモデルの中に胎児ファントムモデルを作成することが出来ないという問題点、外部被ばく線源の深度分布を変更することが出来ないという問題点があった。その為、インプットファイルを一から書くことが出来る、モンテカルロシミュレーションコードである Particle and Heavy Ion Transport Code System (PHITS) を計算コードとして選択した(21)。

ファントムモデルの作成には、密度と形状の情報が必要となった。DCF の計算の際、統計的精度を向上させる方法は、コンピューターの計算負荷と計算時間を効率化するという制約の中で 3 点考えられた。1、シミュレーションにおけるイベント試行回数を多くすること。2、放射線吸収線量に寄与しない低エネルギー領域の計算を省略すること。3、外部被ばく線量への DCF を計算する際、線源を無限平面に分布させると、如何に時間をかけても統計的精度が上がらないので、何らかのモデル

化し線源領域を限定することであった。

PHITS を用いて、独自にウシファントムモデルを作成し DCF を計算した結果をウシアーカイブ等に適用するには、まず PHITS が妥当な DCF を計算出来ているのかを ICRP 参照動物シカ、ラット等の既知の DCF と比較し確かめる必要があった。

ウシアーカイブの被ばく線量評価には、短半減期核種、長半減期核種による外部被ばくと、長半減期核種による内部被ばくの比較の為に、成牛、仔牛、胎児ファントムモデルが必要であった。さらに、短半減期核種に依る内部被ばくをそれらと比較する為に、成牛内の腎臓、仔牛内の腎臓ファントムモデルが必要であった。

第2節 材料と方法

ICRP の参照動物ラット、シカと同様のファントムモデルの作成.

ファントムモデルの作成と DCF の計算は、PHITSver.2.72 を用いて行った。

ICRP の参照動物ラット、シカと同様のファントムモデルを作成する為に、ICRP Publication108 を参照し、楕円体で模擬されたラット・シカファントムモデルと同じ密度、形状のものを作成した(図 3) (20)。

楕円体は以下の方程式で表すことが出来た。

$$A(x - x_0)^2 + B(y - y_0)^2 + C(z - z_0)^2 + 2D(x - x_0) + 2E(y - y_0) + 2F(z - z_0) + G = 0$$

この係数が PHITS の楕円体入力形式となった。

(SQ) A B C D E F G x0 y0 z0 . . . 楕円体 (SQ) 入力形式

この行を書き換えることで最適な大きさの楕円体モデルが作成できた。

外部被ばく線源は、密度に寄らない深度分布を表すリラクゼーションデプス 0.5 g/cm^2 に均一分布させた。内部被ばく線源は、ファントムモデル内に均一分布させた。

ICRP 参照動物ラット、シカに関して、ICRP は、DCF の計算のインプットファイルを公開していない為、統計的精度を向上させるための以下の条件は、共同研究者、並びに PHITS 開発者との質疑応答を参照し構成した。

イベント数は、最終的に結果の統計誤差が 5%以下になるように設定した。計算過程においても、PHITS の[T - T R A C K]を用いることで出力を視覚的に確認しながら作業を進めることで、計算時間を効率化する為、イベント数を 10 バッチに分割し、1/10 毎の計算結果を確認した。途中、明らかなミスが見つかった場合、計算を中止し、インプットファイルのバグを探した。

生体内に落ちる低エネルギー領域を計算する際のカットオフエネルギーを 10 keV とした。

外部被ばくに関して計算効率を高めるためにファントムを中心に垂直方向を軸とする半径 5 m の円柱を作成し、鏡面条件とした。

規格化に関しては、 ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の単位崩壊あたりの放出エネルギーと確率は、Nuclear Data Search Version 2.0 を参照した(22)。それを基に、 γ 崩壊に伴う内部転換電子による寄与を考慮し計算した。ICRP は、 ^{132}Te に関しては、その娘核種である ^{132}I との合算値を公表しているため、本章もそれに倣った。

成牛、仔牛、胎児ファントムモデルの作成

成牛、仔牛、胎児ファントムモデル作成の際は、個体サイズは黒毛和牛の成長過程を参考に、成牛、仔牛、胎児、それぞれ45ヵ月、6ヵ月、0ヶ月のサイズに作成した(23)。統計的精度を向上させるための条件は、先述のものを踏襲した。外部被ばく線源の分布に関しては、FNPP事故後、土壤に沈着した放射性核種は、指数関数的に減衰することが報告された(24-25)。そこで、 ^{131}I 、 ^{132}Te 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関する、外部被ばく線量計算のためのDCFの計算の際は、放射線源を土壤表面から5 cmを3層に分けて各層間を、地上面を1とした時に、2層目が $1/e$ 、3層目が $1/e^2$ となるようにした。

^{134}Cs 、 ^{137}Cs による全身の内部被ばく線源は、最も高濃度で体内中に占める割合も大きい骨格筋濃度が一様分布するものとした。胎児に関しては、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関し、母親に対する胎児の骨格筋濃度比は、先行研究より1.19を用いた(10)。母親の体から胎児へ追加される被ばく線量は、胎児の体外からの被ばく線量であるが、その被ばく線量計算の基となる母親の臓器中の放射エネルギーは、単位重量当たりの放射エネルギー[Bq/kg]で表され、外部被ばく線量計算の基となる環境中の放射エネルギー[Bq/m²]とは単位が異なった。その為、本論文では、胎児の内部被ばくとは、胎児自身の体内放射性物質による被ばくに、母親の体から追加される放射線量も含めたものと定義し、本章ではそれに準じDCFを計算した。

人間以外の陸域哺乳動物の胎児ファントムモデルに関しては、先行研究が無かったため、母親の体内にいる場合と、体外にいる場合を計算し、母体の胎児に及ぼす

効果を計算した。

ウシ腎臓ファントムモデル作の作成.

ウシ腎臓ファントムモデル作成の際は、成牛、仔牛において、腎臓を体内に二つ位置させた。腎臓一つの重さは成牛 1000 g、仔牛 365 g とした。腎臓に一様分布した ^{132}Te - ^{132}I の被ばく量を見積もる為に、腎臓の自己吸収 DCF、隣の腎臓への DCF、体全体への DCF をそれぞれ計算した。

第 3 節 結果

ICRP 参照動物ラット、シカの Dose Conversion Factor (DCF) と PHITS から求めた DCF の比較.

PHITS によって計算した ICRP 参照動物ラット、シカファントムモデルの ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{132}Te - ^{132}I に関する、内部・外部 DCF と、ICRP の公開値を比較したものを図 4、表 3 に示した。ICRP の公開値に対する、PHITS によって計算した ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{132}Te - ^{132}I に関するラットの外部、内部 DCF の比は、0.88-0.94、0.93-0.98 であった。一方シカの ICRP の公開値に対する、PHITS によって計算した ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{132}Te - ^{132}I に関する外部、内部 DCF の比は、0.79-0.88、0.87-0.94 であった。ICRP の公開値に対する、PHITS によって計算した結果は、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{132}Te - ^{132}I それぞれに於いて、シカ、ラット共に外部 DCF よりも内部 DCF の方が比の値が高かった。また、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{132}Te - ^{132}I それぞれに於いて、内部 DCF、外部 DCF 共に、シカの値よりもラ

ットの値の方が比の値が高かった。

PHITS から求めた成牛、仔牛、胎児のウシファントムモデルの Dose Conversion

Factor.

PHITS によって計算した成牛、仔牛、胎児のウシファントムモデルを作成し、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I に関する内部、外部 DCF を計算した結果を表 4 に示した。 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I それぞれに於いて成牛ファントムモデルの値は、仔牛ファントムモデルに比べ、外部 DCF は小さく、内部 DCF は大きかった。

^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関し、胎児ファントムモデルを母親体内に位置させた場合と、体外に位置させた場合を計算した結果を表 5 に示した。 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関する外部 DCF は、母親体内にいた場合、体外にいた場合を 1 とすると、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs は、それぞれ 0.47、0.50 程度になった。母親の体内に存在する ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から追加されるベータ線による DCF は、胎児自身の体内に存在する ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から自己吸収する割合を 1 とした場合、それぞれ 0.003、0.002 程度であった。母親の体内に存在する ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から追加されるガンマ線による DCF は、胎児自身の体内に存在する ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から自己吸収する割合を 1 とした場合、それぞれ 1.22、1.28 程度であった。母親の体内に存在する ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から追加されるベータ線とガンマ線の合算による DCF は、胎児自身の体内に存在する ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から自己吸収する割合を 1 とした場合、それぞれ 0.89、0.52 程度であった。

PHITS から求めた成牛、仔牛の腎臓ファントムモデルの Dose Conversion

Factor.

成牛、仔牛の腎臓ファントムモデルの ^{132}Te - ^{132}I に関する自己吸収の DCF は、腎臓から隣の腎臓への DCF に比べ、それぞれ 105 倍、70 倍程度大きかった (表 4)。

成牛、仔牛の腎臓ファントムモデルの ^{132}Te - ^{132}I に関する自己吸収の DCF は、腎臓から体全体への DCF に比べ、それぞれ 184 倍、174 倍程度大きかった (表 4)。

第 4 節 考察

FNPP 事故後被ばくした動植物に関する先行研究は、放射性物質から放射線吸収量の計算に於いて ICRP の Publication108 の参照動物の換算係数を用いていた

(7)。被災動物包括的線量評価プロジェクトに於いても、比較的ウシに大きさの近い参照動物シカの換算係数を用いていた(8)。本章で PHITS を用いて求めた ICRP の参照動物ラット、シカの DCF における、ICRP の公表値との不一致の要因としては、体内の γ 線エネルギー付与過程が長いほど不一致であったことから、モデル化による線源領域の限定に起因すると考えられる。野外生物の被ばく評価は、ICRP のインプットデータが公開されることで、より確かな議論が可能になる。参考資料として、成牛の ^{134}Cs による被ばくインプットファイルを例として示した (Supplementary1-3)。インプットファイルを適宜書き直すことで、線量評価対象に適したファントムモデルを作成することが出来ると考えられた。PHITS は、Monte Carlo N-Particle code (MCNP) を基礎として日本で開発された。その為、歴史は浅

いが、日本語で開発者に質問でき、迅速な回答が得られる点、講習会が国内で開催されているため参加しやすい点が利点として挙げられた。本章では、今後線量評価を行う際は、個体の重さとサイズの情報から容易にモデルを作成することが出来る基礎を提供した。

^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I それぞれに於いて成牛ファントムモデルの値は、仔牛ファントムモデルに比べ、外部 DCF は小さく、内部 DCF は大きかった理由として、放射線外部照射は、体が遮蔽効果を持つため個体サイズが大きいほど単位線量あたりの吸収線量は小さくなり、放射線内部照射は自己吸収効果の為にその逆となるためと考えられた。ウシの内部・外部の DCF は、成牛と仔牛で 2 割程度異なる為、大きさの異なる個体の被ばく線量評価の際には、適した DCF を計算する必要があると確認された。腎臓に濃縮した放射性核種による体内の他の臓器へのエネルギー付与は、腎臓の自己吸収エネルギーに比べ無視できることが分かった。胎児モデルに於いて、母親の体の放射線外部照射の遮蔽効果、並びに母親の体からの追加の放射線内部照射を定量したことは、今後の野生生物の胎児の被ばくを議論する際の知見となると考えられた。

FNPP 事故後の土壌コアモニタリングによると、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の土壌沈着密度は、地表面から指数関数的に減少することが報告された (24-25)。PHITS を用いることで、より現実に即した線源分布を反映させることが出来た。

また、FNPP 事故後、環境中のインベントリを参照することで、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 濃度から、

同位体 ^{132}Te の濃度を求めることができることが報告された(30)。成牛、仔牛に関しては、腎臓から $^{129\text{m}}\text{Te}$ が検出された個体が 20 頭いたため、それらに関しては、体内に腎臓があるファントムモデルを作成することで、 ^{132}Te - ^{132}I の臓器特異的濃縮がもたらす被ばくを評価できるようになった。

本章で得られた DCF をウシアーカイブに適用することで、短半減期核種、長半減期核種に関する被ばく線量を比較することが可能になった。それに関しては、第 6 章で詳述した。

第4章 地理情報システムを用いた放射能汚染地図の作成

第1節 背景

第2章でウシアーカイブは、長期半減期核種の骨格筋中濃度と、短半減期核種の腎臓中濃度が紐づけされた。第3章で、ウシの組織中放射性物質濃度から内部被ばく線量への換算を行う DCF、さらに、環境中の放射性物質濃度から外部被ばく線量への換算を行う DCF が求められた。

本章の目的は、ウシアーカイブの採材地点を網羅する長期半減期核種と、短半減期核種に関する放射能汚染地図を作成することであった。ウシアーカイブは採材地点の情報と紐付けられているため、ウシの行動域さえわかれば、それらの放射能汚染地図と重ね合わせることで、長期半減期核種と、短半減期核種に関する土壌沈着密度の分布を得ることが出来た。ウシの行動域に関しては、第5章で詳述する。

ウシアーカイブの採材地点を網羅する長期半減期核種と、短半減期核種に関する放射能汚染地図を作成するには、広範囲にわたる測定が必要であり、それには時間と資金的コストがかかることが予想された。限られた研究環境の中で、この問題を解決するには、FNPP 事後、短半減期核種、長半減期核種に関し、既に行われたモニタリングデータ利用することが一つの方法であった。

FNPP 事故に関する陸域の大規模な環境放射能調査という条件でモニタリングデータを精査すると、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I に関し、最も測定地点の多いものは、米国エネルギー省核安全保障局 (Department of Energy/ National Nuclear Security

Administration : DoE) によって行われた航空機サーベイ (Aerial Measuring System : AMS) であり測定地点に紐づけされた結果が公開されていた(26-27)。AMS とは、航空機に搭載した NaI 検出器によって地上から数百 m 離れた上空でガンマ線スペクトルを採取するものであった。地表面のガンマ核種の土壤沈着密度が既知の在日米軍基地や猪苗代湖といった平らな幾つかの地点で、高さ毎の補正を行うことで、上空で得られたデータから、ガンマ核種の土壤沈着密度を導いた。そのため、補正関数を導いた地点と大きく地形の異なる谷地や、丘陵地の尾根にあたる地点では、凹レンズ効果や凸レンズ効果が見られるため、前者では過大評価し、後者では過小評価してしまうという問題があった。同様の問題を有する ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関して広い範囲を測定した調査として、文部科学省(MEXT)の AMS もあった(28)。そこで、地上の土壤を実際に採取し、Ge 半導体検出器でガンマ線測定をした土壤調査と比較し誤差を評価する必要があった。

$^{129\text{m}}\text{Te}$ に関し、最も測定地点の多いものは MEXT の土壤調査であり測定地点に紐づけされた結果が公開されていた(29)。この調査は、地上の土壤を実際に採取し、Ge 半導体検出器でガンマ線測定をした土壤調査したものであり、長半減期核種の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関してもデータがあった。しかし、短半減期核種である ^{131}I に関しては、調査開始の時点で ^{131}I の半減期の 10 倍程度の時間が経っていたため統計的に信頼性のあるデータは少なかった。 ^{132}Te - ^{132}I に関しては、 ^{131}I よりも半減期が短いため、一層データは少なかった。

第2節 材料と方法

^{129m}Te 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs の土壌沈着密度に関するモニタリングデータから放射能汚染地図を作成するには、地理情報システムのソフトウェア ArcGIS10.1 (Esri U.S. California)を用いた。2011年3月11日14時46分に壊変補正した場合、 ^{129m}Te の土壌沈着密度に14.5を乗じると ^{132}Te の土壌沈着密度が得られることが報告された(30)。同様に ^{137}Cs の土壌沈着密度に0.98を乗じると ^{134}Cs の土壌沈着密度が得られることが報告された(4)。これらを参照することにより、 ^{129m}Te 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs の放射能汚染地図から、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I の土壌沈着密度を求めることが出来た。

データの概要.

データ採取地点の位置情報と放射性核種の土壌沈着密度情報を持つモニタリングデータは、各省庁のホームページからダウンロードした (27-29)。

^{131}I 、 ^{137}Cs に関しては、DoEによって2011年3月30日から同年5月4日の期間に行われた13,038地点、311,713地点のAMSデータを参照した(図5、表6)(27)。 ^{137}Cs に関しては、沈着量が負の値であった1,041地点のデータを除外し、310,672地点のデータを参照した。 ^{137}Cs に関しては、MEXTによるAMSが公開されているが、内臓後のデータである為参照するに留めた(28)。

^{129m}Te に関しては、MEXTによって2011年6月6日から同年6月14日、同年6月27日から同年7月8日の期間に行われた2,168カ所の土壌調査データを参照した

(29)。MEXT 土壌サンプルのうち、放射能が検出されたものは、 ^{129m}Te に関して 799 地点、 ^{131}I に関して 415 地点、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関して 2,168 地点であった。

データの整備.

物理的減衰を考慮する為、DoE の AMS データを、2011 年 3 月 11 日 14 時 46 分に壊変補正した。

内挿精度を上げる為、DoE の AMS データを対数値化し、分布をポワソン分布からガウス分布にした。

DoE の AMS データを地図作成の際に、整数値化によって階層化することで計算効率を上げる為、対数値化されたデータを毀損することの無いよう各データを 10^4 倍した。

放射能汚染地図の作成.

整備したデータを ArcGIS10.1 に読み込ませ、投影法変換ツールを用いて、角度の座標系である世界測地系 (World Geodetic System : WGS84) から距離の座標系である日本IX系に変換した。

コンピューターの計算負担を軽くするため、FNPP 周囲 30km に位置する 12 市町村に範囲を限定して参照データを、ArcGIS の clip ツールを用いて抽出した。

抽出したデータを、ArcGIS の Geostatistical Analyst に含まれる内挿計算ツールを用いて、逐次非線形クリギング法(Disjunctive Kriging : DJK)にて内挿計算し、ラスターデータの放射能汚染地図を作成した。 ^{129m}Te 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs それぞれのメッシュ

の1辺の長さは、それぞれの調査地点の密度を反映し、それぞれ、850、150、100mとした。

ラスターデータを、ArcGISの変換ツールを用い整数値化した後、ポリゴン化することでベクターデータにした。ベクターデータにすることで、第5章で求めたウシ行動域との重ね合わせが可能になった。

^{137}Cs に関する、AMSから作成した放射能汚染地図と土壌調査の比較

^{137}Cs に関して、FNPP周囲30kmに位置する12市町村のMEXT土壌採取地点(669地点)における、DoEとMEXTのAMSを基に作成した放射能汚染地図上の内挿値を、それぞれsampleツールを用いて抽出した。抽出した結果をMEXT土壌測定データと比較し、最小二乗法を用いて相関係数を求めた。

^{137}Cs 、 ^{131}I に関するFNPP周囲30kmに位置する12市町村の土壌沈着総量の計算

DoEとMEXTによるAMSを基に作成した放射能汚染地図から、 ^{137}Cs に関し、FNPP周囲30kmに位置する12市町村の土壌沈着総量を計算した。DoEによるAMSを基に作成した放射能汚染地図から、 ^{131}I に関し、FNPP周囲30kmに位置する12市町村の土壌沈着総量を計算した。

第3節 結果

$^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs に関して作成した放射能汚染地図を図6に示した。

^{137}Cs に関して、FNPP周囲30kmに位置する12市町村のMEXT土壌採取地点(669地点)における、DoEとMEXTのAMSを基に作成した放射能汚染地図上の内挿値と

MEXT 土壌調査の比較結果を図 7 に示す。MEXT 土壌調査の結果に対する、DoE と MEXT の AMS を基に作成した放射能汚染地図上の内挿値のそれぞれの相関係数は 0.89, 0.91 であった。MEXT による AMS の検出限界値 $10,000\text{Bq/m}^2$ 付近では、DoE の方が MEXT よりも比較的高い値を示した。

^{137}Cs に関する、DoE と MEXT によって行われた AMS から求めた FNPP から周囲 30km の 12 市町村の土壌沈着量[Bq]とその比を Supplementary4 に示す。総じて DoE の各市町村における ^{137}Cs 沈着総量の方が高い値を示し、特に大熊町、広野町、いわき市では、1.5 倍以上の差があった。12 市町村の ^{137}Cs 総沈着量は、DoE と MEXT の差は 1 割程度であり、量としては 0.17PBq DoE の方が多く、この内の 3 割程度を占める 0.06PBq の差は、大熊町におけるものであった。

^{131}I に関する、DoE によって行われた AMS と MEXT 土壌調査から求めた FNPP から周囲 30 km の 12 市町村の土壌沈着量[Bq]とその比を Supplementary5 に示す。 ^{131}I に関しては、AMS によるデータが DoE のものしかない為、MEXT の ^{131}I に関する土壌調査の結果と比較した。総じて DoE の各市町村における ^{131}I 沈着総量の方が高い値を示し、特に双葉町、大熊町では、10 倍以上の差があった。12 市町村の ^{131}I 沈着総量は、DoE と MEXT の差は 3.9 倍程度であり、量としては 7.05PBq DoE の方が多く、この内の 5 割程度を占める 3.59PBq の差は、浪江町、大熊町、いわき市におけるものであった。

第 4 節 考察

本章で GIS を用いて作成した、 ^{129m}Te 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs に関する放射能汚染地図は、リレーショナルデータベースを基にしていた。そのため、SQL (Structured Query Language) を用いることで、第 2 章で作成したウシアーカイブとの関係付けが迅速に容易に行えた。また、ウシアーカイブのような地理的な広がりを持つアーカイブを地図上で検索できることは、短半減期核種、長半減期核種による放射能汚染の全体像を見ながら、生物影響研究を立案することを可能にした。これは、生物試料アーカイブの問題点である全体像が見えにくいという問題を解決する一つの方法であった。

^{137}Cs に関して、AMS データから作図した汚染地図の土壌調査を基準として最小二乗法を用いて検証すると、MEXT、DoE どちらの測定機関の AMS も同程度の相関 ($R=0.75$) を持つことが分かった。MEXT は、AMS の結果を、土壌調査にフッティングしていくことで精度を高めているが、現時点で DoE の AMS は土壌調査に対し、MEXT と同程度の相関を見せているため、FNPP から半径 30 km の地域に関し、DoE の AMS の結果から地上の汚染密度を議論することが妥当であることが分かった。

AMS は、アクセスが容易な人家の付近も、アクセスの困難な山間部も網羅出来るため、野生生物の行動域の汚染分布を把握するには適していた。FNPP から半径 30 km の地域の ^{137}Cs の汚染地図を DoE の AMS が公開している生データから 100m メッシュで作成することが出来た。これは、MEXT が公開している 250m メッシュの内挿済みデータと比べ 6.25 倍の解像度であった。一方、MEXT の AMS は、 ^{137}Cs に関して、

DoE と同様の測定方法で日本全域を網羅しているため、日本国土全域の土壌沈着量を計算する場合や、長期にわたる公衆の被ばく影響を議論する際に対照群を作成する為にも重要であり、生データの公開が待たれていた。特に、福島県民健康調査の対照群作成の際には、福島県外の健康調査と被ばく線量評価は不可欠であった(31)。¹³⁷Cs に関して、DoE と MEXT の AMS から求めた市町村別の土壌沈着密度が大熊町で最も差が大きかった理由は、FNPP 敷地を MEXT が測定対象外としているデータを用いた為と考えられた(図 8)。

¹³¹I の土壌汚染分布に関して、FNPP から 30 km 圏内の各市町村の総沈着量を計算したものは、本報告が初めてであった。¹³¹I に関しては、DoE の AMS を MEXT の土壌調査と比べると測定数が 31 倍程度多く、また調査開始も半減期 8 回分以上早かったことを考えると、¹³¹I の被ばくを議論する際には、DoE による AMS データは重要であることが明らかになった(図 9、表 6)。チェルノブイリ事故後の報告により、¹³¹I による小児甲状腺がんの増加は指摘されていた(32)。避難指示が無かったいわき市においても、¹³¹I による公衆の初期被ばくを推定の為の汚染地図の作成が可能であることが分かった。ただし、DoE による AMS は、いわき市の全域を網羅していないことには留意が必要であった。

本章で行った計算には、地理情報工学分野の知識が必要となる為、ウシアーカイブだけではなく、専門分野外の研究者が利用出来るように、FNPP から半径 30 km の地域の精度の高い地図を作成し、無償の GIS でも閲覧可能な形式で公開した。

(<http://www2.idac.tohoku.ac.jp/STAR2015/linkgh.html>)

短半減期核種、長半減期核種の汚染地図が出来れば、ウシアーカイブの外部被ばく計算の根拠が得られるだけでなく、FNPP 周囲の各市町村に短半減期核種、長半減期核種がどのような分布で、いくら沈着したかを知ることが出来た。これは、旧警戒区域から避難を強いられた公衆の放射線防護の基礎的な知見となり、同地域における避難指示が解除された場合に、帰還するかの判断の材料になると考えられた。

第5章 CA069の行動調査と調査期間の被ばく線量率

第1節 背景

第2章でウシの組織中放射性核種濃度の検索が可能なウシアーカイブが出来、第4章でウシ採材地点の放射性核種それぞれの土壌沈着密度を放射能汚染地図から抽出することが可能になった。これらの値に、第3章で求めた DCF を乗じることで被ばく線量が計算可能となった。しかし、採材地点のみからウシの外部被ばく線量を計算することは、ウシの行動域中の放射性核種の分布を反映しておらず、過小評価する可能性があった。FNPP 事故後、飼主の避難に伴い牧舎から放たれたウシには、行動域の知見が報告されていなかった。被災動物包括的線量評価プロジェクトは、いわき家畜衛生保健所（いわき家保）による FNPP 事故後、飼主の避難に伴い牧舎から放たれたウシの捕縛・殺処分後に検体提供を受けていた。そのため、被災動物包括的線量評価プロジェクトの分担上、捕縛後に再度放牧し、再捕獲するという事は、不可能であった。本章の研究は、いわき家保の協力を得て、1頭のウシ CA069 に関して成された。

本章の目的は、ウシアーカイブの内の行動調査された成牛である 1頭のウシ CA069 の行動調査の解析と併せて、行動調査期間の CA069 の内部・外部被ばく線量計算を通じて、第6章で204頭に適用する被ばく線量計算の過程を明らかにすることであった。

第2節 材料と方法

CA069 の行動調査.

成牛である CA069 の行動調査は、川内村に於いて 2011 年 11 月 16 日から 20 日にかけて行われた。行動地点と時刻は、CA069 の頭部に本プロジェクト用に作成された Global Positioning System (GPS) ロガー (IT Research, 日本) を設置し毎秒記録し、再捕獲後記録されたデータを読み出した (図 10)。GPS ロガーのエラーの一つである、位置情報が前後の位置情報と大きくかけ離れたノイズデータは、ArcGIS10.1 のクリップツールを用いて除くことが出来、これらを解析に供した。

CA069 の被ばく線量率.

ウシアーカイブを参照すると、CA069 組織中放射性核種は、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs が骨格筋から検出されていた。CA069 腎臓中の $^{129\text{m}}\text{Te}$ 濃度は、検出限界以下であった。CA069 骨格筋中 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 濃度を 2011 年 11 月 16 日から 20 日の値に放射線壊変補正し、第 3 章で求めた成牛の DCF を乗ずることで内部被ばく線量率を計算した。

各位置情報採取地点において、 ^{137}Cs 汚染地図から、それぞれの土壌沈着道度を ArcGIS の sample ツールを用いて抽出し、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の土壌沈着密度を得た。 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の土壌沈着密度を 2011 年 11 月 16 日から 20 日の値に放射線壊変補正し、第 3 章で求めた成牛の DCF を乗ずることで外部被ばく線量率を計算した。

第 3 節 結果

CA069 の行動調査.

CA069 から回収された、GPS ロガーからは、27,868 地点のデータが得られ、

GPS ロガーのエラーの一つである、位置情報が前後の位置情報と大きくかけ離れたノイズ 72 地点のデータを除くと、27,796 地点のデータとなった。データ採取時間は、311,681 秒間(3 日間 14 時間 34 分 41 秒)であった。GPS が衛星を補足できずに毎秒の記録が採れなかった時間は、283,888 秒間あった。毎秒の記録が採れなかった最長時間は、2011 年 11 月 16 日 1:02:12 から 6:25:03 にかけての 19,370 秒間(5 時間 23 分)であった。その一期間の次に長いものはおよそ 10 分間(1,158 から 1,206 秒間)が 4 回(計 4,694 秒間)、およそ 5 分間(456 から 604 秒間)が 474 回(計 259,589 秒間)、およそ 20 秒以内(2 から 18 秒間)が 201 回(計 235 秒間)、1 秒間が 27,086 回であった。

CA069 骨格筋中 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 濃度とそれに由来する内部被ばく線量率.

CA069 の骨格筋中 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 濃度は、2011 年 11 月 16 日の調査開始時点では、それぞれ 393.4 Bq/kg、472.1 Bq/kg、であった。その時点での、CA069 の骨格筋中 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に由来する内部被ばく線量は、 $2.27 \times 10^{-1} \mu\text{Gy/h}$ 、 $1.50 \times 10^{-1} \mu\text{Gy/h}$ であった。2011 年 11 月 20 日の再捕獲時点で、CA069 の骨格筋中 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 濃度は、それぞれ 394.5 Bq/kg、472.2 Bq/kg であった。その時点での、CA069 の骨格筋中 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に由来する内部被ばく線量は、それぞれ $2.26 \times 10^{-1} \mu\text{Gy/h}$ 、 $1.50 \times 10^{-1} \mu\text{Gy/h}$ であった。

CA069 の行動域の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の土壌沈着密度分布とそれに由来する外部被ばく線量率.

CA069 の行動した地点の各時間に対応する ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の土壌沈着密度の最小値

と最大値、並びに CA069 採材地点の値は、それぞれ 4.89×10^5 Bq/m²、 8.47×10^5 Bq/m²、 5.76×10^5 Bq/m²であった。面積案分した結果は、 2.59×10^5 Bq/m²であった。最小値と最大値、並びに CA069 採材地点の値は、¹³⁴Cs による外部被ばく線量率は、それぞれ 1.11 μGy/h、1.92 μGy/h、1.30 μGy/h であり、¹³⁷Cs による外部被ばく線量率は、それぞれ 5.29×10^{-1} μGy/h、 9.16×10^{-1} μGy/h、 6.23×10^{-1} μGy/h であった。

土壤に沈着した ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs に由来する CA069 の外部被ばく線量率の和をグラフ化したものが図 11 である。採材地点の外部被ばく線量率は、1.93 μGy/h であったが、ウシは行動調査期間に 1.64-2.84 μGy/h の環境にいたことが分かった。

第 4 節 考察

行動調査期間 (311,681 秒間) 毎秒 GPS ロガーで記録したにもかかわらず、27,868 地点のデータしか取れなかったことは、GPS 受信器を小型化した弊害であると考えられるが、GPS 受信器を小型化は、ウシに搭載し、ウシ同士の接触や、樹木との接触による落下を防ぐために避けられない問題であった。日本版 GPS みちびきを参照することで、今後の精度の向上が考えられる。

外部被ばくを計算するための外部被ばく線源である環境中の放射性核種沈着密度を、仮に、採材地点 1 点に代表させた場合、行動域内の放射線核種の分布を反映しない為、被ばくを過大評価もしくは過小評価する恐れがあり、過小評価した場合、放射線防護の観点から安全側に評価するという点において、問題であった。

図 11 より、CA069 の行動域は、採材地点から半径 1 km 程度であることが見て取れ

た。CA069の採材地点より半径1 kmにおける、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の土壤沈着密度分布の最小値と最大値は、 $3.36 \times 10^5 \text{ Bq/m}^2$ 、 $9.50 \times 10^5 \text{ Bq/m}^2$ であり、これは行動調査に対応する分布を包含していた。

外部被ばく積算線量を求める場合には、各地点における滞在時間が重要になるが、ウシの行動調査が1頭のみしか行えなかった為、CA069以外の行動地点における滞在時間は不明なままであった。そのため、ウシの採材地点から半径1 kmの各放射性核種汚染地図のメッシュごとの値に、そのメッシュ毎の面積を乗ずることで面積按分し、代表値を得た。CA069の採材地点より半径1 km内の、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 汚染地図のメッシュごとの値と面積を乗じ、面積按分した結果は、 $2.59 \times 10^5 \text{ Bq/m}^2$ であった。その値を、採材地点より半径1 kmにおける、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の土壤沈着密度分布の最小値と最大値で挟むことで、誤差の評価を可能にした。ウシの行動調査が1頭しか行えなかった以上、この結果を全頭に適用するしかない為、第6章で被ばく線量評価を行う204頭のウシの行動域は、半径1 kmと仮定した。

本章では、長半減期核種の汚染地図とウシの採材地点の重ね合わせによって、各個体の外部被ばく線源を誤差付きで計算する過程を明らかにした。短半減期核種に由来する被ばくも同様の過程で求められるため、次章では、同様方法で、短半減期核種に関しても外部被ばく計算を行った。

第6章 ウシアーカイブの被ばく線量評価

第1節 背景

本章の目的は、第2章から第5章の研究を統合し、ウシ204頭からなるウシアーカイブの被ばく線量評価を行い、市町村毎に採材されたウシの長期半減期核種と、短半減期核種による内部・外被ばくを比較し被ばくの主要因を特定することであった。

FNPP 事故による被ばくの要因を、避難地域であった旧警戒区域に実際に留まったウシの実測値から検討することは、FNPP 事故による生物影響を議論する上でも、公衆の放射線防護の観点からも重要であった。FNPP 事故は、環境中への放射性核種を複雑なプロセスで数日間にわたって放出した為、事故初期の内部被ばくに関して、不明な点が多かった。また、環境中に多数の放射性核種が複数回のイベントにより放出されたため、環境中での放射性核種の比も一様ではなかった(33)。そして、放射性核種の体内動態は、放射性核種の化学的組成に依る為、シミュレーションや先行研究による移行係数だけでは、FNPP 事故に当てはまるかは不明であり、実測値による報告が待たれていた。

本章で被ばく線量評価を行うウシアーカイブは、旧警戒区域である FNPP 周囲 20 km圏内の8市町村の内、6市町村から採材された204頭からなり、この全ての個体の体内から長半減期核種が検出された。これを基に、長半減期核種による内部被ばく線量を計算することが出来た。この204頭の採材地点と第5章で検討したウシの行動

域を第 4 章で作成した放射能汚染地図と重ねることで、短半減期核種、長半減期核種による外部被ばく線量を求めることが出来た。この 204 頭に関しては、長半減期核種による内部被ばく線量、短半減期核種、長半減期核種による外部被ばく線量という 3 つの被ばく要因が検討可能であった。

ウシアーカイブの内の 20 頭の腎臓からは、 ^{129m}Te が検出された。これは、短半減期核種に由来する初期の内部被ばくを、実測値に基づいて評価できる稀有な例であった。これを基に、 ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の内部被ばくを計算することで、この 20 頭に関しては、頭数は少ないものの、前段の 3 つの被ばく要因に、短半減期核種である ^{132}Te - ^{132}I に依る内部被ばくを加えた、4 つの要因の検討が可能であった。

第 2 節 材料と方法

本章における被ばく線量計算は、以下の(i)-(iii)のように立式することが出来た。本章で用いた DCF は、計算対象の個体情報によって成牛、仔牛、胎児、成牛腎臓、仔牛腎臓の 5 つ形状のファントムモデルに分けられ、その分類を j と定義した。各個体の被ばく線源濃度情報は、第 2 章の研究により検索可能になっており、それを j_n と定義した。ウシの被ばくの経路は、内部・外部被ばくがある為、その分類を k と定義した。計算する放射線核種は、 ^{131}I , ^{132}Te - ^{132}I , ^{134}Cs そして ^{137}Cs である為、その分類を l と定義した。また、それぞれの半減期を、 T_l と標記した。これらを用いると、DCF は、 a_{ij}^k と記述することが出来た。 a_{ij}^k は、第 3 章において PHITS を用いて計算することが出来た。その単位は、内部被ばくの場合、 $((\mu\text{Gy/day}) / (\text{Bq/kg}))$ であ

り、外部被ばくの場合、 $((\mu\text{Gy/day}) / (\text{Bq/m}^2))$ であった。内部・外部被ばく線源の各放射性核種濃度と、それに由来する内部・外部積算被ばく線量は、放射性核種の時間に伴う壊変によって減衰するので、2011年3月11日14時46分からの経過時間を t とし、それぞれ $A_l^k(t)$ 、 $D^k(t)$ と定義した。 $A_l^k(t)$ の単位は、内部被ばく線源である場合は、 Bq/kg であり、外部被ばく線源である場合は、 Bq/m^2 であった。 $D^k(t)$ の単位は、 $\mu\text{Gy/day}$ であった。これらを用いることで、ある時間における被ばく線量率は、以下のように表すことが出来た。

$$D^k(t) = \sum_l \int_0^t a_{lj}^k \cdot A_l^k(t, j_n) dt \quad (\text{i})$$

ウシの採材地点の経度、緯度を、 x_{j_n} 、 y_{j_n} と定義した。その地点における $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs の初期土壌沈着密度は、第5章で得られた牛の行動域を第2章のウシアーカイブに適用し、第4章で作成した各放射能汚染地図にGISを用いて重ね合わせることで求めることが出来た。 $t=0$ における各放射性核種の値を単位量で除したものを

$GIS_l(0, x_{j_n}, y_{j_n})$ と定義した。時間 t における内部・外部被ばく線源の濃度は、それぞれ、以下のように表すことが出来た。

$$A_l^{\text{internal}}(t, j_n) = A_l^{\text{internal}}(0, j_n) \cdot \left(\frac{1}{2}\right)^{\frac{t}{T_l}} \quad (\text{ii})$$

$$A_l^{\text{external}}(t, j_n) = GIS_l(0, x_{j_n}, y_{j_n}) \cdot A^{\text{external}} \cdot \left(\frac{1}{2}\right)^{\frac{t}{T_l}} \quad (\text{iii})$$

^{134}Cs 、 ^{137}Cs が骨格筋から検出された204個体に関して。

短半減期核種に由来する外部被ばくと、長半減期核種に由来するに内部・外部被ばくを比較する為に、式(i)から(iii)を用いてFNPP事故から30日間の積算被ばく線

量と、個体それぞれの採材日までの積算被ばく線量を計算した。

FNPP 事故から 30 日間の被ばく積算線量計算の結果を成牛、仔牛、胎児に分類し、GIS を用いることで採材地点近傍に、パイチャートで表した。パイチャートの大きさが、積算線量総量を表し、パイの割合が長半減期核種による内部・外部被ばく、短半減期核種の ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I に依る外部被ばくを表した。

FNPP 事故から 30 日間と、個体それぞれの採材日までの被ばく積算線量計算の結果を成牛、仔牛、胎児に分類し、ボックスプロット法を用いて、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs による積算内部・外部被ばく量 ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I による外部被ばくを表した。FNPP 事故から 30 日間と、個体それぞれの採材日までの被ばく積算線量計算の結果を市町村毎に分類し、採材頭数が 1 頭であった双葉町を除き、ボックスプロット法を用いて、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs による積算内部・外部被ばく量 ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I による外部被ばくを表した。

腎臓から $^{129\text{m}}\text{Te}$ が検出された 20 個体に関して.

短半減期核種である ^{132}Te - ^{132}I に由来する腎臓の内部被ばくと、短半減期核種に由来する外部被ばく、長半減期核種に由来するに内部・外部被ばくと比較する為に、式 (i) から (iii) を用いて、それぞれ 30 日間、365 日間、個体それぞれの採材日までの積算線量を計算した。

FNPP 事故から 30 日間の被ばく積算線量計算の結果を、GIS を用いることで採材地点近傍に、パイチャートで表した。パイチャートの大きさが、積算線量総量を表し、

パイの割合が長半減期核種による内部・外部被ばく、短半減期核種の ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I に依る外部被ばく、 ^{132}Te - ^{132}I に依る腎臓の内部被ばくを表した。

川内村、南相馬市から平均的な個体 1 頭 CA042、CA074 をそれぞれ選び、60 日間の被ばく線量の積算過程をグラフ化した。

FNPP 事故から 30 日間と、個体それぞれの採材日までの被ばく積算線量計算の結果を成牛、仔牛に分類し、ボックスプロット法を用いて、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs による積算内部・外部被ばく量、 ^{131}I 、 ^{132}Te - ^{132}I による外部被ばく ^{132}Te - ^{132}I に依る腎臓の内部被ばくを表した。

第 3 節 結果

ウシ採材地点における市町村別放射性核種沈着密度と長半減期核種に対する短半減期核種の比を第 5 章のウシ行動域を適用して求めたものを図 12、表 7 に示した。

ウシ採材地点において、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs の土壌沈着密度の平均値を比較した場合、汚染量の上位 3 市町村は、双葉町、大熊町、富岡町であった。順番は、 ^{137}Cs に関しては、双葉町、大熊町、富岡町の採材地点であり、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{131}I に関しては、大熊町、双葉町、富岡町の採材地点であった。同様に下位 3 市町村の順番は、 ^{137}Cs に関しては、川内村、南相馬市、楡葉町の採材地点、 ^{131}I に関しては、楡葉町、川内村、南相馬市の採材地点 $^{129\text{m}}\text{Te}$ に関しては、南相馬市、楡葉町、川内村の採材地点であった。 ^{137}Cs に対する ^{131}I 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ の土壌沈着密度の比は、ともに最大の値をとっ

たのは檜葉町の採材地点であり、それぞれ、19、1.2 であり、また、ともに最小の値をとったのは双葉町の採材地点であり、それぞれ 5.2、0.53 であった。

^{134}Cs 、 ^{137}Cs が骨格筋から検出された 204 個体の被ばく線量.

FNPP 事故から 30 日間の被ばく積算線量計算の結果を、GIS を用いることで採材地点近傍に、パイチャートで表した (図 13、表 8)。成牛、仔牛、胎児における FNPP 事故から 30 日間の被ばく積算線量に占める、短半減期核種による外部被ばくの割合は、長半減期核種による内部・外部被ばくの和よりも小さかった。短半減期核種による外部被ばくは、 ^{131}I のほうが ^{132}Te - ^{132}I よりも寄与が大きかった。成牛、仔牛においては、長半減期核種による外部被ばく量は、内部被ばく量よりも大きく、胎児においては、小さかった。

成牛、仔牛における FNPP 事故から 30 日間の被ばく積算線量にしめる、内部・外部被ばく線源の寄与は、ボックスプロットした中央値を比較した場合、 ^{134}Cs に依る外部被ばくが最も大きく、次いで ^{131}I に依る外部被ばくであった。胎児におけるそれは、 ^{134}Cs に依る内部被ばくが最も大きく、次いで ^{137}Cs に依る内部被ばくであった(図 14)。

成牛、仔牛における FNPP 事故から採材日までの被ばく積算線量にしめる、内部・外部被ばく線源の寄与は、ボックスプロットした中央値を比較した場合、 ^{134}Cs に依る外部被ばくが最も大きく、次いで ^{137}Cs に依る外部被ばくであった。胎児におけるそれは、 ^{134}Cs に依る内部被ばくが最も大きく、次いで ^{137}Cs に依る内部被ばくであった。

ウシ 204 頭の被ばく線量計算の結果を市町村毎に分類し、FNPP 事故から 30 日間の

被ばく積算線量にしめる内部・外部被ばく線源の寄与を、ボックスプロットした中央値を用いて比較した場合、大熊町、富岡町、楡葉町に於いては、 ^{131}I に依る外部被ばくが最も大きく、次いで ^{134}Cs に依る外部被ばくであった。川内村、双葉町におけるそれは、 ^{134}Cs に依る外部被ばくが最も大きく、次いで ^{131}I に依る外部被ばくであった。南相馬市におけるそれは、 ^{134}Cs に依る外部被ばくが最も大きく、次いで ^{134}Cs に依る内部被ばくであった(図 15、表 10)。ウシ 204 頭の被ばく線量計算の結果を市町村毎に分類し、FNPP 事故から採材日までの被ばく積算線量にしめる内部・外部被ばく線源の寄与を、ボックスプロットした中央値を用いて比較した場合、南相馬市を除きに於いては、 ^{134}Cs に依る外部被ばくが最も大きく、次いで ^{137}Cs に依る外部被ばくであった。南相馬市におけるそれは、 ^{134}Cs に依る外部被ばくが最も大きく、次いで ^{134}Cs に依る内部被ばくであった(図 15、表 10)。

続いて FNPP 事故から採材日までの積算線量計算を行い、長半減期核種に依る内部被ばく、短・長半減期核種に寄る外部被ばくを比較した(表 9)。短半減期核種による外部被ばくは総被ばく量の 1/10 以下であった。長半減期核種による、成牛、仔牛、胎児の被ばくの最大値は、それぞれ 160, 200, 130 mGy であり、その内に長半減期核種による外部被ばくの占める割合は、それぞれ 0.73, 0.76, 0.30 であった。

$^{129\text{m}}\text{Te}$ が腎臓から検出された 20 個体の被ばく線量.

南相馬市、川内村で採材された被ばく量の大きい個体は、FNPP 事故から 30 日間の ^{132}Te - ^{132}I に依る腎臓の内部被ばく量と、FNPP 事故から 365 日間の長半減期核種に依

る内部被ばく量、外部被ばく量を比べると、 ^{132}Te - ^{132}I に依る腎臓の内部被ばく量が最も大きかった（図 16）。

成牛に於いては、 ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の 30 日間の内部被ばくは、長半減期核種 365 日間の内部被ばくと外部被ばくに比べ、南相馬市で採材された個体に関しては、それぞれ 1.4 倍、1.2 倍であった。川内村で採材された個体のそれは、それぞれ 3.3 倍、1.3 倍であった（表 10）。

仔牛に於いては、 ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の 30 日間の内部被ばくは、長半減期核種 365 日間の内部被ばくと外部被ばくに比べ、南相馬市で採材された個体に関しては、それぞれ 0.35 倍、0.26 倍であった。川内村で採材された個体のそれは、それぞれ 1.1 倍、0.43 倍であった。

南相馬の個体 CA042 と川内村の個体 CA074 を比較すると、 ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の被ばく量は CA074 が大きく、長半減期核種による内部・外部被ばく量は CA042 が大きかった。

成牛、仔牛における FNPP 事故から 30 日間の被ばく積算線量にしめる、内部・外部被ばく線源の寄与は、ボックスプロットした中央値を比較した場合、腎臓中の ^{132}Te - ^{132}I によるものが最も大きく、次いで ^{134}Cs に依る外部被ばくであった(図 17)。

成牛における FNPP 事故から 365 日間の被ばく積算線量にしめる、内部・外部被ばく線源の寄与は、ボックスプロットした中央値を比較した場合、腎臓中の ^{132}Te - ^{132}I による内部被ばくが最も大きく、次いで ^{134}Cs に依る外部被ばくであった。仔牛にお

けるそれは、 ^{134}Cs に依る外部被ばくが最も大きく、次いで ^{134}Cs に依る内部被ばくであった。

第4節 考察

ウシアーカイブにおける、短半減期核種に依る外部被ばく、長半減期核種に依る内部・外部被ばくの3つの被ばく要因を検討した場合、FNPP事故直後の30日間に於いても短半減期核種に依る外部被ばくは、総被ばく線量の半分以下であったことから、生物影響を考える場合の放射線線量効果としては、短半減期核種に依る外部被ばくによって追加され得る総被ばく量への寄与は、長半減期核種に依る内部・外部被ばくの一月分程度と言える。むしろ、生物影響を考える際に、短半減期核種に依る外部被ばくで留意すべきは、放射線量率効果であると言える。

^{131}I に対する ^{132}Te - ^{132}I の土壌沈着密度の比は、表7と $^{129\text{m}}\text{Te}$ に対する ^{132}Te の土壌沈着密度比が14.5である報告を併せると、各市町村の採材地点に於いて0.94-3.1の値をとった(30)。また、表4のDCFの値から ^{132}Te - ^{132}I のほうが ^{131}I の単位崩壊あたりのエネルギーが7倍程度大きいことが分かった。その上で、短半減期核種による外部被ばくは、 ^{131}I のほうが ^{132}Te - ^{132}I よりも寄与が大きかったことは、半減期の違いが積算線量に効いたことを表すものであった。ウシアーカイブでは、調査開始時点で既に体内の ^{131}I が検出限界以下であったために、短半減期核種の内部被ばくにおいて、 ^{131}I による内部被ばくを計算出来ていなかった。 ^{132}Te と同じく ^{131}I も初期内部被ばくに於いて重要な核種であることは、1986年のチェルノブイリ事故後にも報

告されおり、本論文で計算した初期内部被ばく線量には、 ^{131}I による内部被ばく線量が含まれていないことに留意する必要があった(32,34)。

胎児においては、長半減期核種による内部被ばく量は、外部被ばく量よりも大きいという傾向は、成牛、仔牛に関するそれとは反対であり、その理由は、第 3 章で言及した土壤に沈着した外部被ばく線源からの放射線を母親の体が遮蔽し、母親の骨格筋中の放射性物質による追加の被ばくを内部被ばくとして計算しているためである。被ばく的环境が、大人、子供に対し、胎児は異なることは留意が必要であった。

本研究を通じて明らかになった、FNPP 事故による被ばくの主要因は、 ^{132}Te - ^{132}I に依る腎臓の内部被ばくであった。 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に依る内部被ばくに対する、 ^{132}Te - ^{132}I に依る腎臓の内部被ばく量の比は、南相馬市において、成牛、仔牛それぞれ 1.4 と 0.35 であった。川内村のそれは、3.3 と 1.1 であった。この比における、成牛に対する仔牛の値は 1/4 程度と 1/3 程度であった。これは、 ^{132}Te - ^{132}I の腎臓への集積が成牛に対し仔牛が少ないということでは無く、仔牛の体内における ^{132}Te - ^{132}I の代謝が、成牛と異なり、仔牛の方が生物学的半減期が短いことに起因すると考えられた。その考察は、1968 年に大人、子供ラットに対し $^{127\text{m}}\text{Te}$ を投与した実験と、2003 年に大人、子供、赤子ラットに対し $^{123\text{m}}\text{Te}$ を投与した実験の結果と一致するものであった(35-36)。本研究は、実験ではない為、サンプル数が少ないという問題があるが、仔牛の体内における ^{132}Te - ^{132}I の代謝が、成牛と異なり、生物学的半減期が短いことを示唆した

ことは重要であった。つまり、本研究では、 ^{132}Te - ^{132}I による仔牛の腎臓の被ばく線量を過小評価しており、成牛に関しても同様に、生物学的半減期を考慮していない為、 ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の被ばくを過小評価している可能性があった。 ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の被ばくを過小評価しているにも拘らず、長半減期核種に依る内部とそれを比した場合、数年分の被ばくに相当することが明らかになった為、 ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の被ばくは看過できない被ばくの要因と考えられた。また、 ^{131}I と ^{132}Te - ^{132}I を短半減期核種と定義した為、FNPP 事故から 30 日間の ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の被ばく量を、FNPP 事故から 365 日間の長半減期核種に依る内部被ばくと比較したが、 ^{131}I に比して ^{132}Te は、半減期がより短いため、 ^{132}Te - ^{132}I による被ばくは、FNPP 事故から 10 日間で FNPP 事故から 30 日間の被ばく量の内の 9 割程度を積算した。FNPP 事故による生物影響を考える際には、 ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の被ばくに関しては、被ばく線量だけでなく、被ばく線量率にも留意が必要であることが示唆された。また、体内に入った ^{132}Te は、放射壊変後、 ^{132}I となり甲状腺に集積すること、腎臓だけでなく骨髄にも長期に亘り集積することが報告されていた(37)。本研究では、短半減期核種の放射壊変に伴う検出の困難から、甲状腺、骨髄からは短半減期核種を測定することはできなかったが、短半減期核種に依る内部被ばくは、腎臓以外でも起きていたことは、先行研究からも明らかであった。本研究の達成は、少ない例とはいえ、短半減期核種に依る内部被ばくを、長半減期核種と比較する手法を確立し、実測値から短半減期核種に依る内部被ばくの重大さを実証したことであった。

短半減期核種の分布が長半減期核種の分布の違いにより、短半減期核種の被ばくに寄与する割合が市町村毎に異なることは、長半減期核種の分布からのみでFNPP事故による被ばくを議論しては、FNPP事故による被ばくの主要因と考えられる短半減期核種に依る内部被ばくを見落とす可能性があることを示唆している。特に、FNPPから檜葉町以南の地域の被ばくを議論する際には、長半減期核種の分布だけではなく、短半減期核種の分布にも留意する必要があることが示唆された。

第7章 総合考察

本論文の目的は、FNPP 事故による被ばくの主要因を明らかにし、公衆の放射線防護に貢献することであった。FNPP 事故後の日本政府の対応として、公衆の放射線防護の観点から、外部被ばくを低減する為に避難指示があり、内部被ばくを低減する為に食品の出荷制限、摂取制限があった。第6章で検討した結果、FNPP 事故によるウシアーカイブの被ばくの主要因は、短半減期核種に依る内部被ばくが考えられた。本論文における、公衆の放射線防護への貢献は二点あり、一つは、公衆に健康影響が出た場合の被ばく要因推定への根拠を提供したこと、もう一つは、避難指示が解除された地域への公衆の帰還の判断材料となる放射能汚染地図を提供したことであった。

公衆の被ばく要因推定に関して.

2011年3月11日の東日本大地震に起因する、FNPP 事故による環境中への放射性物質の多核種大量放出、並びにそれに伴う環境汚染と生物の被ばくは、東日本の広範囲に影響が及んだ。FNPP 事故に伴う避難指示の区域は、2011年3月11日にFNPP から半径3 km、同年同月12日にFNPP から半径20 km、同年4月22日にはFNPP から半径20 kmに飯舘村を追加と段階的に拡大された(38)。第6章で検討したように、短半減期核種に依る被ばくはFNPP 事故から30日間で、長半減期核種による被ばくの数年分に相当する可能性がある為、避難指示の遅れた飯舘村では公衆の初期被ばくが懸念された。飯舘村では、2011年3月20日に初めて水道水の放射能検

査が行われ、その時点で ^{131}I 、 ^{132}I がそれぞれ 956 Bq/kg、153 Bq/kg 検出された(39)。

この値は、原子力安全委員会が定めた飲食物摂取制限に関する指標である、放射性ヨウ素（飲料水）300 Bq/kg を上回り、摂取制限の指示が厚生省より同年同月 21 日公示された。飯館村の被った主な汚染は 2011 年 3 月 15 日の降雪と共にもたらされたことが報告されているため、飯館村住民は、少なくとも 2011 年 3 月 15 日から同年同月 21 日までの期間、水道水摂取による内部被ばくを被ったと言えた。チェルノブイリフォーラムによる報告で、チェルノブイリ原子力発電所事故後、 ^{131}I 摂取による小児甲状腺がんの増加が指摘されていた(32)。飯館村の公衆における FNPP 事故による健康影響を考える場合、 ^{131}I そして ^{132}Te - ^{132}I による初期の内部被ばくも併せて要因として検討する必要があるが示唆された。

また、本論文では、サンプル数は少ないながらも、ウシの大人、子供、胎児それぞれの被ばくに言及することが出来た。大人、子供、胎児という成長段階における体の大きさに起因する放射線吸収線量の違いや、放射性核種の代謝速度の違いは、被ばく線量に違いをもたらすため、大人、子供、胎児を分けて被ばく線量評価を行ったことは FNPP 事故に依る放射線生物影響を議論する際に重要な知見となると考えられた。PHITS によって放射性核種の濃度から、吸収線量への換算係数を計算することが可能であることが示されたため、陸域生物の放射線量評価をより FNPP 事故がもたらした状況に近づけて議論することが可能となった。

本論文では、 ^{131}I に関して測定時に既に放射線壊変を経て検出限界以下であったた

めに未検討であるが、ウシアーカイブは、各臓器の試料を有する為、今後タンデム加速器を用いて、 ^{129}I (半減期 1.570×10^7 年)を測定することで、 ^{131}I の濃度を推定することも可能であると考えられた。GIS でウシアーカイブを管理することで、地図上から容易に検索できる仕組みを発展させていくことで、タンデム加速器を有する研究機関との連携や、先行研究との比較が可能になった。

避難指示が解除された地域への公衆の帰還の判断に関して.

FNPP 事故に伴い、2011 年 3 月 11 日から 4 月 22 日にかけて段階的に拡大された避難指示区域も、2014 年 4 月 1 日から田村市の避難解除を皮切りに段階的に区域が縮小し、避難を強いられていた各自治体に籍を持つ住民は、帰還の判断を迫られた(37)。

本論文で作成した長半減期核種である ^{137}Cs の放射能汚染地図は FNPP から半径 30 km の範囲を 100m メッシュで作成されており、文部科学省が公開している ^{137}Cs の汚染地図 (250m メッシュ) よりも網羅している範囲は狭いが解像度が高く、避難を強いられた住民の住宅付近の汚染状況をより詳細に知ることが出来た。ウシは、離れウシになっても人家の周囲に留まっていたため、本論文で解析した地点は、その市町村の住民にとって身近な環境と考えられた。FNPP 事故から 7 年が経過しようとしている現在、住民の帰還の判断は、放射能汚染の多寡のみでは到底決めることが出来ないが、一方で放射能汚染の状況は最低限必要な情報であると考えられ、本論文で作成した、放射能汚染地図はその一助になると考えられた。文部科学省が公開している ^{137}Cs の汚染地図は、内挿後のデータである為、解像度を上げる事が出来ない

が、生データが公開されれば、より解像度の高い放射能汚染地図を、日本全域を対象に作成できるため、データの公開が待たれた。避難を強いられた住民にとっても、避難先と帰還先の放射能汚染量の比較を可能にする広範囲な放射能汚染地図は、帰還の判断の為に必要な情報を提供するものと考えられた。

謝辞

研究の開始からまとめに至るまでご指導頂いた東北大学細井義夫教授、鈴木正敏助教、福本学前教授に心より御礼申し上げます。実験や研究のありかたに多くのご助言を頂きました、東北大学大学院医学系研究科放射線生物学分野の皆様にも心より御礼申し上げます。学位審査に当たり、議論にお時間を頂き、論文作成の作法をご指導いただいた神宮啓一教授、武田賢教授、富永循哉講師、山下理宇准教授、千田浩一教授に心より御礼申し上げます。

本論文は、京都大学今中哲二前助教、筑波大学 Randeep Rakwal 教授、故沢野伸浩教授に実験設計、調査からまとめるに至るまでご指導いただきました。心より御礼申し上げます。放射線測定は京都大学小出裕章前助教にご指導頂きました。心より御礼申し上げます。実験試料の分析に多大な協力をしていただいた 産業技術総合研究所テクニカルスタッフ柴藤淳子氏に御礼申し上げます。飯舘村での実験の際、協力頂いた市川克樹氏、京都大学福谷哲准教授に御礼申し上げます。実験を行いました福島県飯舘村の MOC いたてふぁーむ伊藤延由氏には、同村が計画的避難区域の期間も、後の居住制限区域に指定された期間も試料ならびに、実験場所を提供頂きました。御礼申し上げます。

本研究は、科学研究費助成事業、16J07991、飯舘村初期被ばく線量評価プロジェクト（平成25年度原子力災害影響調査等事業、研究代表：今中哲二）、福島第一原発事故に伴う被災動物における体内放射性物質の動態および影響解析研究（科学研究費

助成事業：26253022、研究代表：福本学）の中で行われました。御礼申し上げます。

摘要

2011年3月11日に起きた東日本大地震によって、東京電力福島第一原子力発電所（FNPP）から多種、大量の放射性核種が放出された。環境や生体中でのそれら放射性物質の動態や生物影響の先行研究は、大気中核実験後行われた、放射性核種の人体への移行研究と、動物を用いた給与試験による知見が基盤となっている。FNPP事故後に行われた研究には、環境中の放射性物質の濃度、生物の体内分布を示したものの、その核種による内部被ばく量の計算が出来ていないという問題点がある。そのため核種間の比較と外部被ばくとの比較が未検討である。そこで、博士論文のテーマとして、地理情報システム（GIS）を用いて、環境中の放射性物質の分布を整理し、その環境中にいた動物の各臓器の吸収線量を、モンテカルロシミュレーションコード(PHITS)を用いて計算することで比較可能な被ばく量を計算し、被ばく線量評価の方法を確立することを目的とした。また、FNPP事故によってもたらされた放射線影響の生物指標の探査は重要な課題であるため、イネ (*O. sativa L. cv. Nipponbare*) を旧計画的避難区域の飯舘村環境中で γ 線照射し、ゲノム・タンパクの網羅的解析研究を参考論文として付記した(40, 41)。

FNPP旧警戒区域で2011/8~2013/8に殺処分された311頭のウシの内、現時点で測定が済んだ204頭(162頭の成牛, 32頭の仔牛, 10頭の胎児)に関し国際放射線防護委員会(ICRP)のモデルを参照し、内・外部被ばく量計算のための換算係数を、PHITSを用いて計算した。環境中の外部被ばく線源に関しては、米国核安全保障局

が行った航空機サーベイが最も初期の広範囲な公表データであったため、これを基本とした。このデータは、FNPP 周囲 100 kmの中に、30 万地点以上の測定点を含むものであり、GIS で計算することで FNPP 近傍であれば 100mメッシュの詳細な汚染地図の作成が可能になった。

この研究により、胎児の被ばく様式は、成人、子供と異なることを定量的に明らかにした。外部被ばくに関しては行動範囲の広い動物でも精密に評価できるようになった。内部被ばくに関しては、初期の短半減期核種の臓器特異的濃縮がもたらす被ばくは看過できないことを長半減期核種による全身被ばくとの比較から明らかにした。

引用文献

1. Chino M, *et al* (2011) Preliminary Estimation of Release Amounts of ¹³¹I and ¹³⁷Cs Accidentally Discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the Atmosphere. *Journal of Nuclear Science and Technology*; 48, 1129-34.
2. Aoyama M, *et al* (2016)., Tracing radioactivity from Fukushima in the Northern Pacific Ocean. *Appl Radiat Isot* Vol 109, Pages 435-440
3. Morino Y, *et al* (2013), Episode analysis of deposition of radiocesium from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Environ Sci Technol*; 47, 2314-22.
4. Steinhauser G, *et al* (2014) Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: a review of the environmental impacts. 470-471:800-17
5. Imanaka T, *et al* (2012) Early radiation survey of Iitate village, which was heavily contaminated by the Fukushima Daiichi accident, conducted on 28 and 29 March 2011. *Health Phys.* Jun;102(6):680-6.
6. Takahashi S, *et al* (2015) A comprehensive dose evaluation project concerning animals affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: its set-up and progress. *J Radiat Res.* 2015 Dec;56 Suppl 1:i36-41
7. Yamashiro H , *et al* (2015) Electron probe X-ray microanalysis of boar and inobuta testes after the Fukushima accident. *J Radiat Res.* 2015 Dec;56 Suppl 1:i42-47
8. Takino S, *et al* (2017), Analysis of the Effect of Chronic and Low-Dose Radiation

- Exposure on Spermatogenic Cells of Male Large Japanese Field Mice (*Apodemus speciosus*) after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Radiat Res.* 2017 Feb;187(2):161-168.
- 9 Brown JE., *et al* (2008) The ERICA Tool. *J Environ Radioact.* 2008 Sep;99(9):1371-83.
10. Fukuda T, *et al* (2013) Distribution of artificial radionuclides in abandoned cattle in the evacuation zone of the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *PLoS One.* 8(1):e54312.
11. Inaba J, *et al* (1967) Whole-body retention and tissue distribution of cesium-134 in new-born, young and adult rats. *J Radiat Res* 8, 132-40
12. Joyet, G, *et al* (1970) The Exponential Decrease of ^{137}Cs in Man from Mid-1965 Through Mid-1968 and Its Significance. *Health Phys: Vol.18 pp.455-465.*
13. B. F. Sansom, (1966) The metabolism of caesium-137 in dairy cows. *J. Agri Sci Vol. 66,* Issue 3 June pp. 389-393
14. Stewart HF, *et al* (1965) Availability of fallout Cs137 to dairy cattle from different types of feed. *J Dairy Sci.* Jun;48:709-13
15. Studies of acute and chronic radiation injury at the biological and medical research division, Argonne National laboratory, 1970-1992: The Janus Program Survival and Pathology Data. ANL-95/3 <http://janus.northwestern.edu/janus2/index.php> (Jan 28, 2018 confirmed)

16. The 1st International Workshop on Sample/Tissue Archiving of Radiobiology (STAR 2015) May 24-25 2015, <http://www2.idac.tohoku.ac.jp/STAR2015/> (Jan 28, 2018 confirmed)
17. Azimzadeh O, Atkinson MJ, Tapio S, Proteomics in radiation research: present status and future perspectives. *Radiat Environ Biophys* 2014; 53, 31-8.
18. Azimzadeh O, Atkinson MJ, Tapio S, Qualitative and quantitative proteomic analysis of formalin-fixed paraffin-embedded (FFPE) tissue. *Methods Mol Biol* 2015; 1295, 109-15.
19. Ulanovsky A, Prohl G, Dosimetry for Reference Animals and Plants: current state and prospects. *Ann ICRP* 2012; 41, 218-32.
20. ICRP. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. ICRP publication 108 (2008).
21. T. Sato, *et al.* (2013) Particle and Heavy Ion Transport Code System PHITS, Version 2.52, *J. Nucl. Sci. Technol.* 50(9): 913-923
22. S.Y.F. Chu *et al.* (1999) The Lund/LBNL Nuclear Data Search Version 2.0 <http://nucleardata.nuclear.lu.se/toi/nucSearch.asp> (Jan 28, 2018 confirmed)
23. Wagyu Registry Association, Growth curve of Japanese black cattle (2004); 2-14.
24. Matsuda N, *et al.* (2015) Depth profiles of radioactive cesium in soil using a scraper plate over a wide area surrounding the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan. *J*

- Environ Radioact ; 139, 427-34.
25. Saito K, *et al.* (2015) Detailed deposition density maps constructed by large-scale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J Environ Radioact. 139:308-19
 26. Lyons C, *et al.* (2012), Aerial measuring system in Japan. Health Phys; 102, 509-15.
 27. NNSA Releases Raw Data from Radiation Monitoring Efforts in Japan October 21, 2011 <https://nnsa.energy.gov/mediaroom/pressreleases/japandata> (Jan 28, 2018 confirmed)
 28. Japan Atomic Energy Agency, Airborne Monitoring [cesium deposition density] <http://emdb.jaea.go.jp/emdb/selects/b222/> (Jan 28, 2018 confirmed)
 29. Results of the Monitoring of Soil Samples. <http://emdb.jaea.go.jp/emdb/en/portals/20730103/> (Jan 28, 2018 confirmed)
 30. Tagami K, *et al* (2013) Estimation of Te-132 distribution in Fukushima Prefecture at the early stage of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant reactor failures. Environ Sci Technol.; 47(10):5007-12.
 31. Yasumura S *et al* (2017) Fukushima Health Management Survey and Related Issues. Asia Pac J Public Health. 2017 Mar;29(2_suppl):29S-35S
 32. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience

http://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/pub1239_web.pdf (Jan 28, 2018

confirmed)

33. Chino M., *et al* (2016) Utilization of (134)Cs/(137)Cs in the environment to identify the reactor units that caused atmospheric releases during the Fukushima Daiichi accident. *Sci Rep.* 22;6:31376.
34. M. Balonov G. *et al* (2003) Contributions of short-lived radioiodines to thyroid doses received by evacuees from the Chernobyl area estimated using early in vivo activity measurements *Rad. Protection Dosimetry*, 105; 1-4, 593–599
35. Agnew WF, *et al* (1968) Tellurium hydrocephalus: distribution of tellurium-127m between maternal, fetal, and neonatal tissues of the rat. *Exp Neurol.* 1968 May;21(1):120-31.
36. Nishimura Y *et al* (2003) Biokinetics of radiotellurium in rats. *Radiat Prot Dosimetry.* . ;105(1-4):285-90.
37. Hollins JG,(1969) The metabolism of tellurium in rats. *Health Phys. Sep*;17(3):497-505.
38. Transition of evacuation designated zones
<http://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal-english/en03-08.html>
(Jan 28, 2018 confirmed)
39. Press Release March 21, 2011 Water Supply Division, Health Service Bureau
http://www.mhlw.go.jp/english/policy/health/water_supply/dl/7-1_march_21_01.pdf

http://www.mhlw.go.jp/english/policy/health/water_supply/dl/7-1_march_21_02.pdf

(Jan 28, 2018 confirmed)

40. Hayashi G. *et al* (2014) Unraveling Low-Level Gamma Radiation-Responsive Early and Late Gene Expressions Changes in Leaves of Rice Seedlings at Iitate Village, Fukushima

J.Heredity, 105(5):723-38

41. Hayashi G. *et al* (2015) 2D-DIGE-based proteome expression changes in leaves of rice seedlings exposed to low-level gamma radiation at Iitate village, Fukushima

Plant Signaling and Behavior. 10(12)

略語集

AMS : 航空機サーベイ Aerial Measuring System

DCF : 放射線量換算係数 Dose Conversion Factor

DJK : 逐次非線形クリギング法 Disjunctive Kriging

DoE : 米国エネルギー省核安全保障局 Department of Energy/ National Nuclear
Security Administration

FNPP : 東京電力福島第一原子力発電所 Fukushima Nuclear Power Plant No.1

GIS : 地理情報システム Geographical Information System

GPS : Global Positioning System

ICRP : 国際放射線防護委員会 International Commission on Radiological
Protection :

MEXT : 文部科学省

PHITS : Particle and Heavy Ion Transport Code System

SQL : Structured Query Language

WGS84 : 世界測地系 World Geodetic System

図 1-17

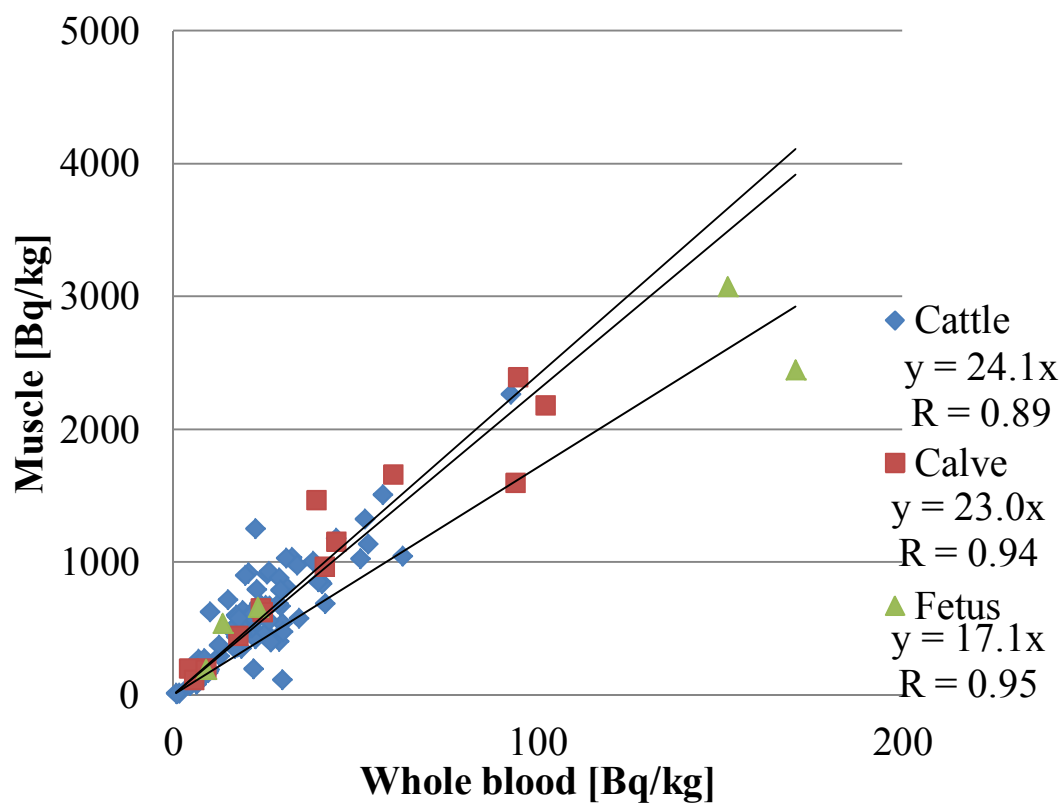


図 1. ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に関する成牛、仔牛、胎児それぞれの血中濃度に対する骨格筋中濃度比
近似直線は、傾きの大きいものから成牛、仔牛、胎児。傾きと相関係数を凡例と併せて表示 (出
典：本論文第 2 章)

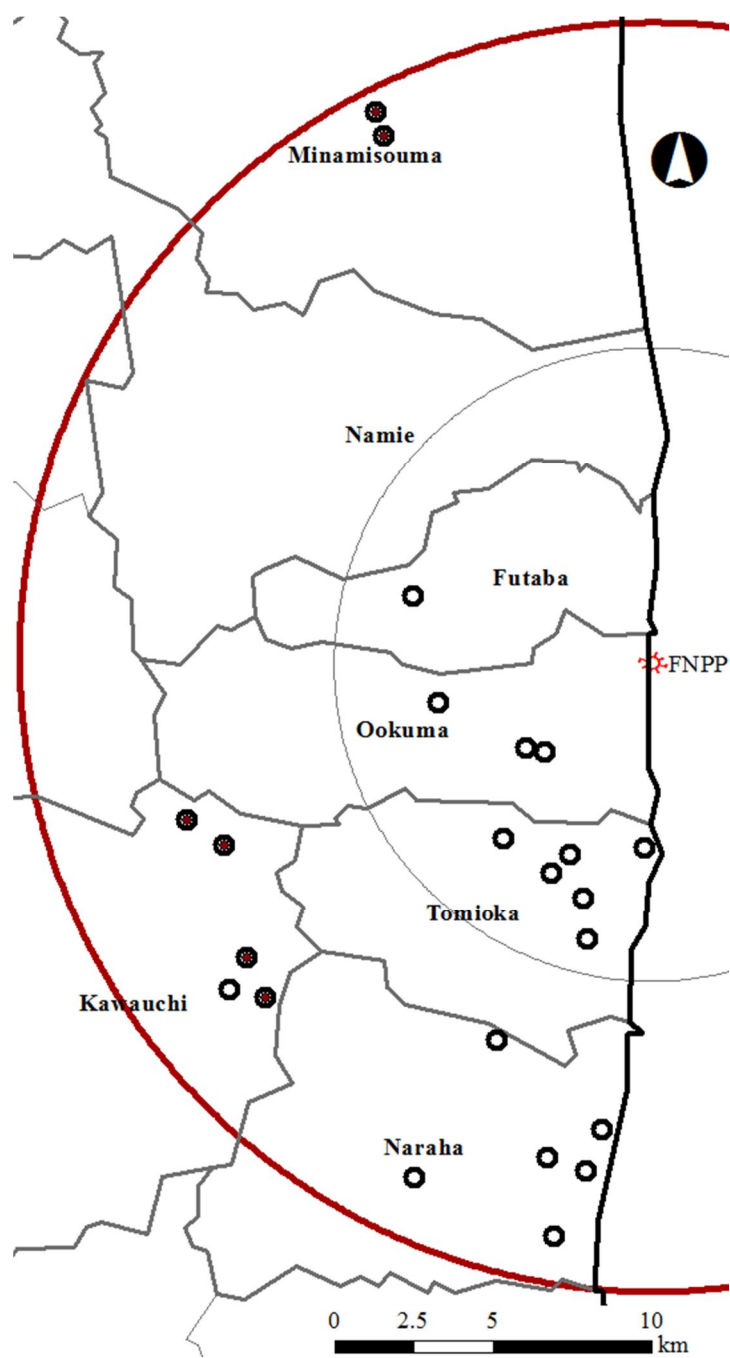


図2. ウシアーカイブの採材地点を○で示す。●は腎臓から ^{129}mTe が検出された個体を含む地点。

FNPPは福島第一原発を表す。灰色、赤色円弧はFNPPから10, 20 kmを表す。(出典：本論文第2章)

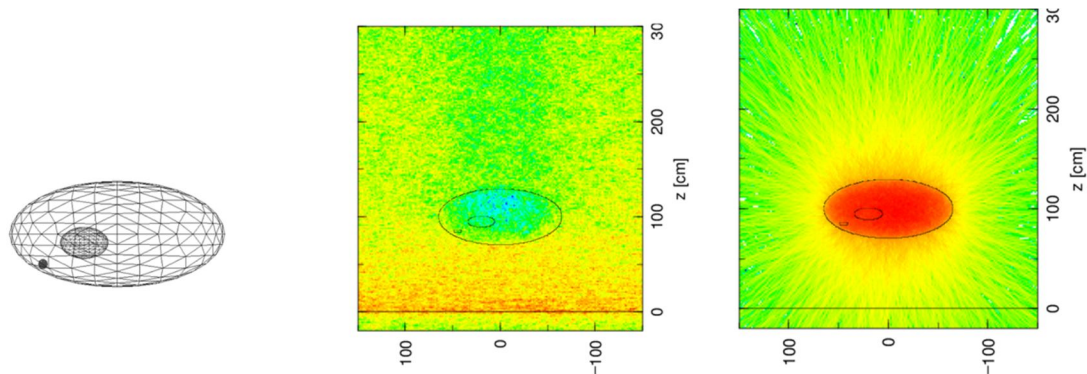


図 3. 左図は、国際放射線防護委員会の参照動物シカの楕円体モデルの図、小さな楕円体は体内の臓器を示す。中央、右図は、シミュレーション照射の様子を視覚的に確認する Particle and Heavy Ion Transport Code System の[T - T R A C K]機能を用いて得たガンマ線外部・内部照射の yz 断面図。縦軸横軸の単位は cm。赤から青にかけてエネルギー沈着の大小を表している。(出典：本論文第 3 章)

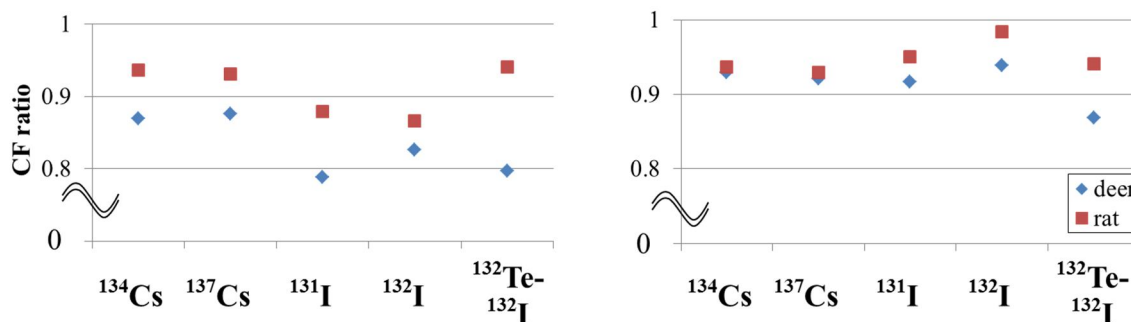


図 4. ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 $^{132}\text{Te}-^{132}\text{I}$ に関して、Particle and Heavy Ion Transport Code System (PHITS) を用いて計算した国際放射線防護委員会参照動物ラット、シカファントムモデルの内部・外部被ばくの Dose Conversion Factor (DCF) と、国際放射線防護委員会の公開値を比較したもの。国際放射線防護委員会の公表 DCF 値を 1 とした時の PHITS の DCF 値。左図は、内部被ばくに関する DCF の比。右図は外部被ばくに関する DCF の比。ラットの値を■、シカの値を◆で表している。(出典：本論文第 3 章)

$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$ ^{131}I $^{129\text{m}}\text{Te} (^{132}\text{Te})$

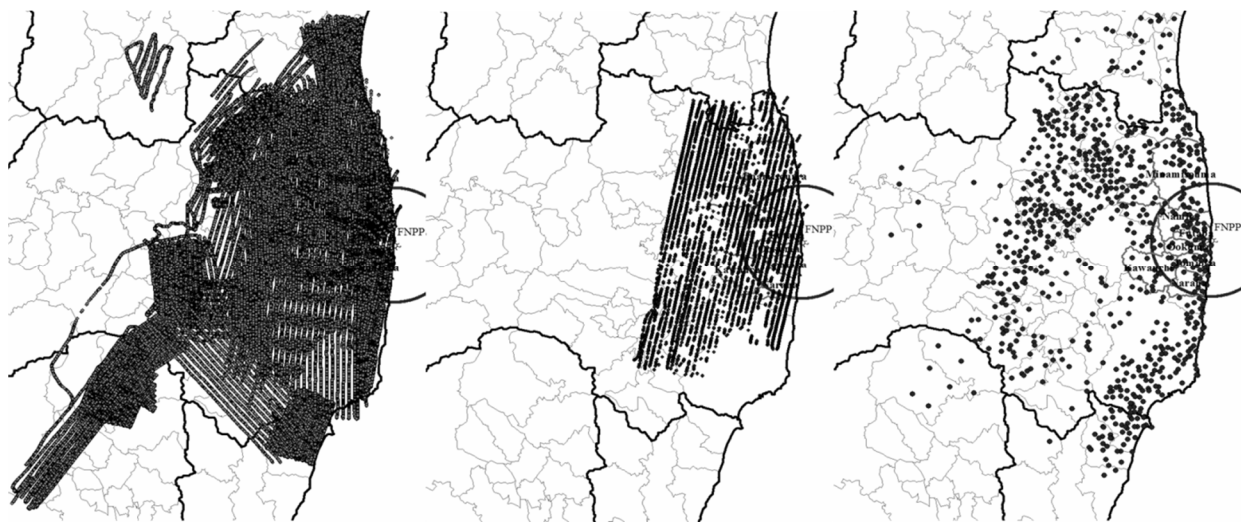


図 5. 調査地点、左から $^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$ 、 ^{131}I は米国エネルギー省による航空機サーベイ、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ は文部科学省土壌測定による。周囲の円は FNPP から半径 20 km の旧警戒区域を示す。

$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$ ^{131}I $^{129\text{m}}\text{Te} (^{132}\text{Te})$

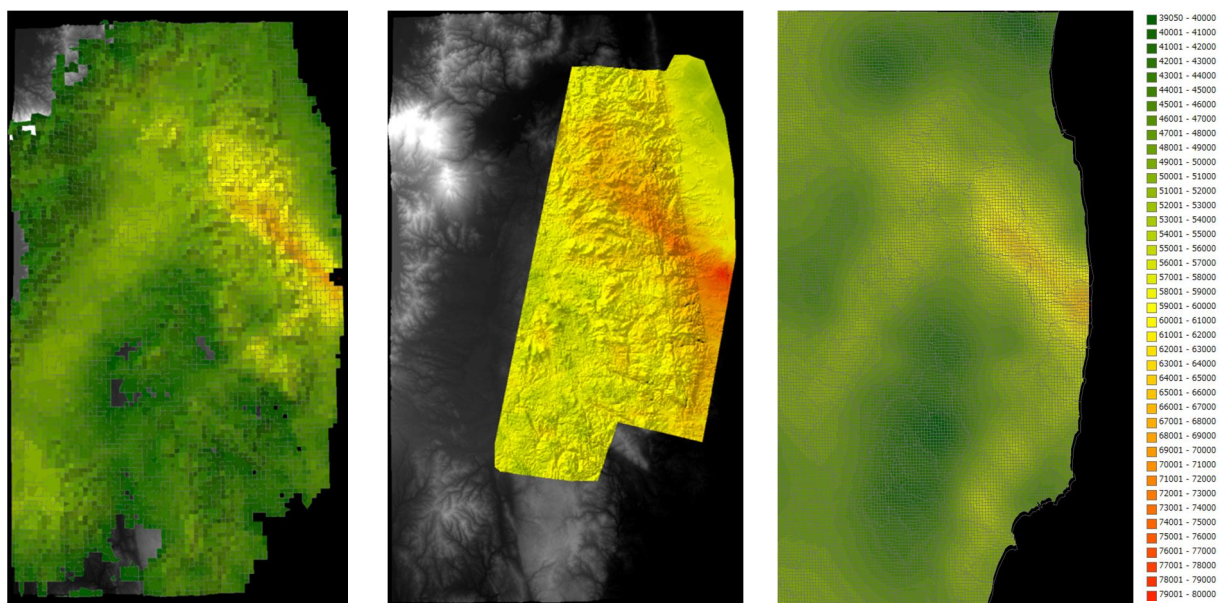


図 6. 調査結果を 2011 年 3 月 15 日に壊変補正し地図化したもの、左から $^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$ 、 ^{131}I 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 。沈着密度は、範囲 10^4 - 10^8 Bq/m² 間を色分けした。

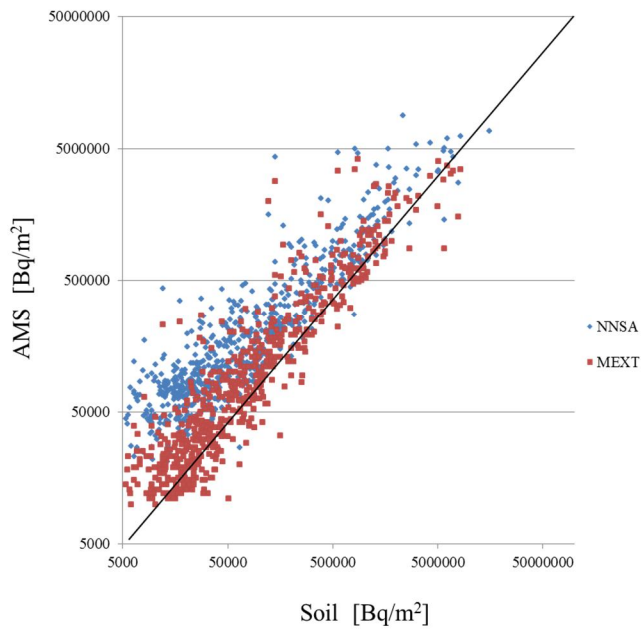


図 7. 原発周囲 30km に位置する 12 市町村における、 ^{137}Cs の土壌沈着量に関する、文部科学省土壌測定データに対する、米国エネルギー省と文部科学省による航空機サーベイの結果

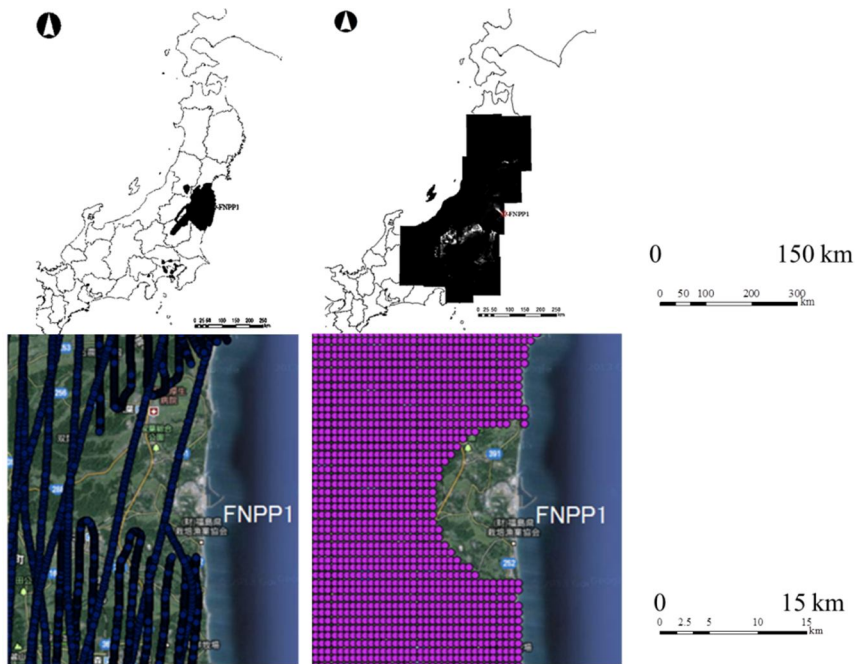


図 8. ^{137}Cs の土壌沈着量に関する、米国エネルギー省 (右図) と文部科学省 (左図) による航空機サーベイの測定範囲。上段は全域を示し、下段は原発周辺の拡大図。下段の左図の黒いドットが米国エネルギー省による航空機サーベイによる測定地点を示す。下段の右図の赤いドットが、文部科学省による航空機サーベイの内挿済みデータ公開地点を示す。下段右図では、原発周囲 2 km の範囲を公開地点に含んでいないことが分かる。

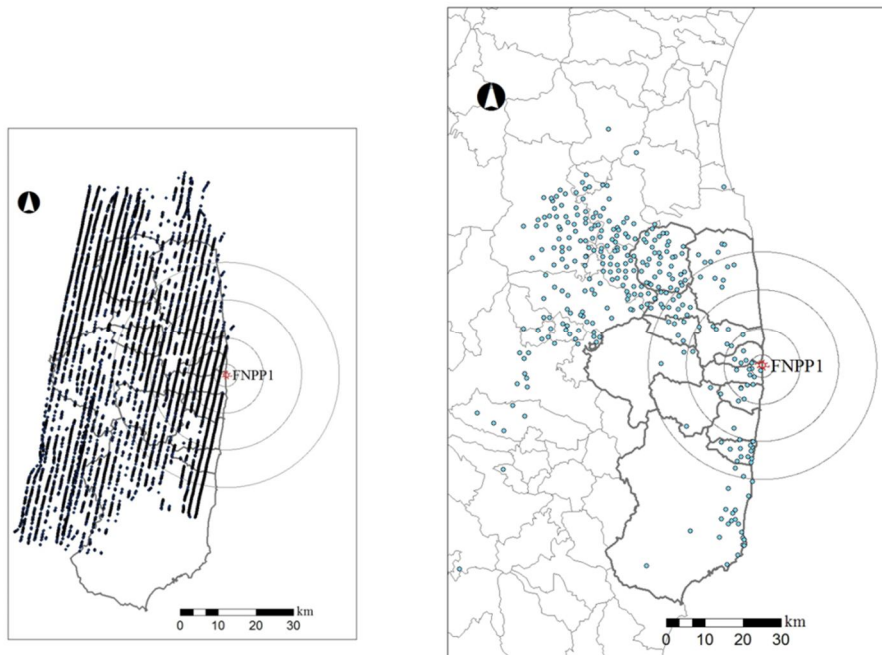


図 9. ^{131}I の土壌沈着量に関する、米国エネルギー省による航空機サーベイ（測定数 13,038 地点）と文部科学省土壌測定地点（測定数 2,168 地点）を黒ドットで示した。文部科学省土壌測定地点に対する、米国エネルギー省による航空機サーベイによる測定数は、31 倍程度である。原発周囲の円は原発から半径 10,20,30 kmを示す。敷地境界は、行政界を示し、太枠で囲んだところは、本論文で対象にした市町村。

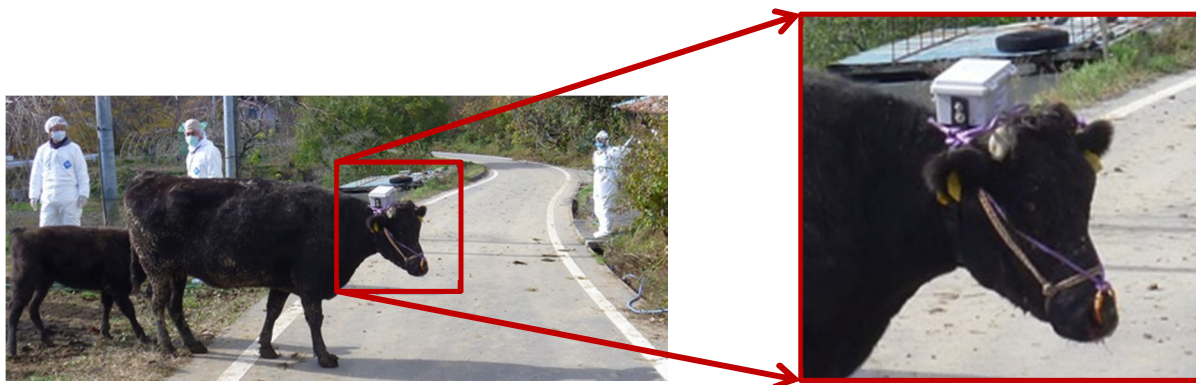


図 10. GPS ロガーを搭載したウシ（CA069）。左図は全景を示し、右図は頭部に搭載した GPS ロガーを示す拡大図

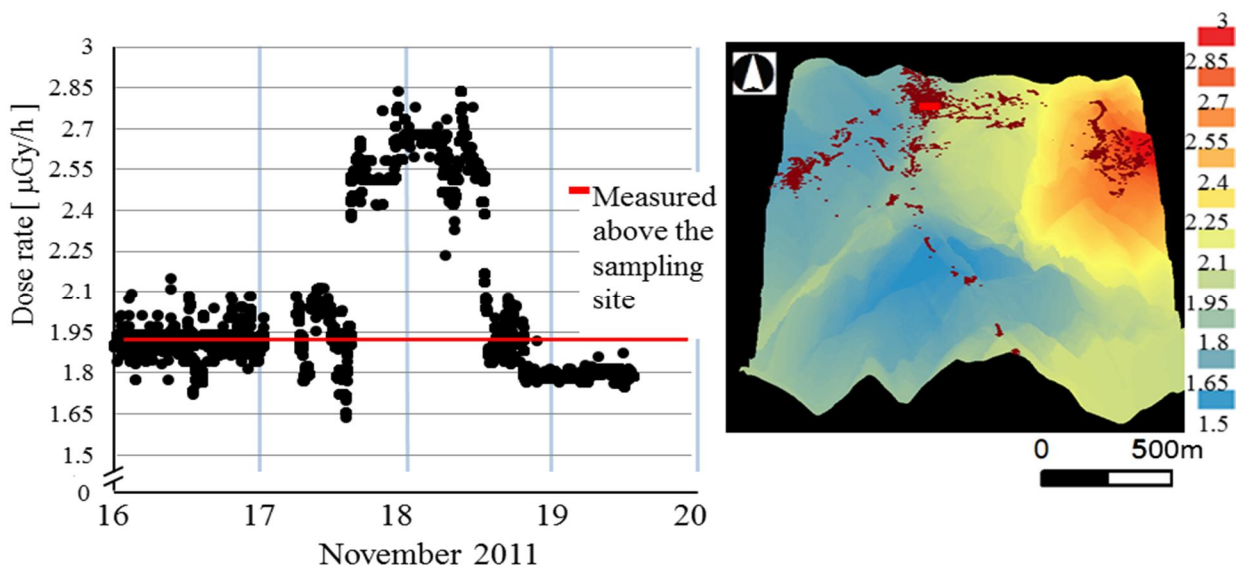


図 11. 左図は汚染地図より再構築したウシ行動域の空間線量率。右図は標高地図を空間線量率 $[\mu\text{Gy/h}]$ で色分けし、ウシ行動記録を重ねたもの

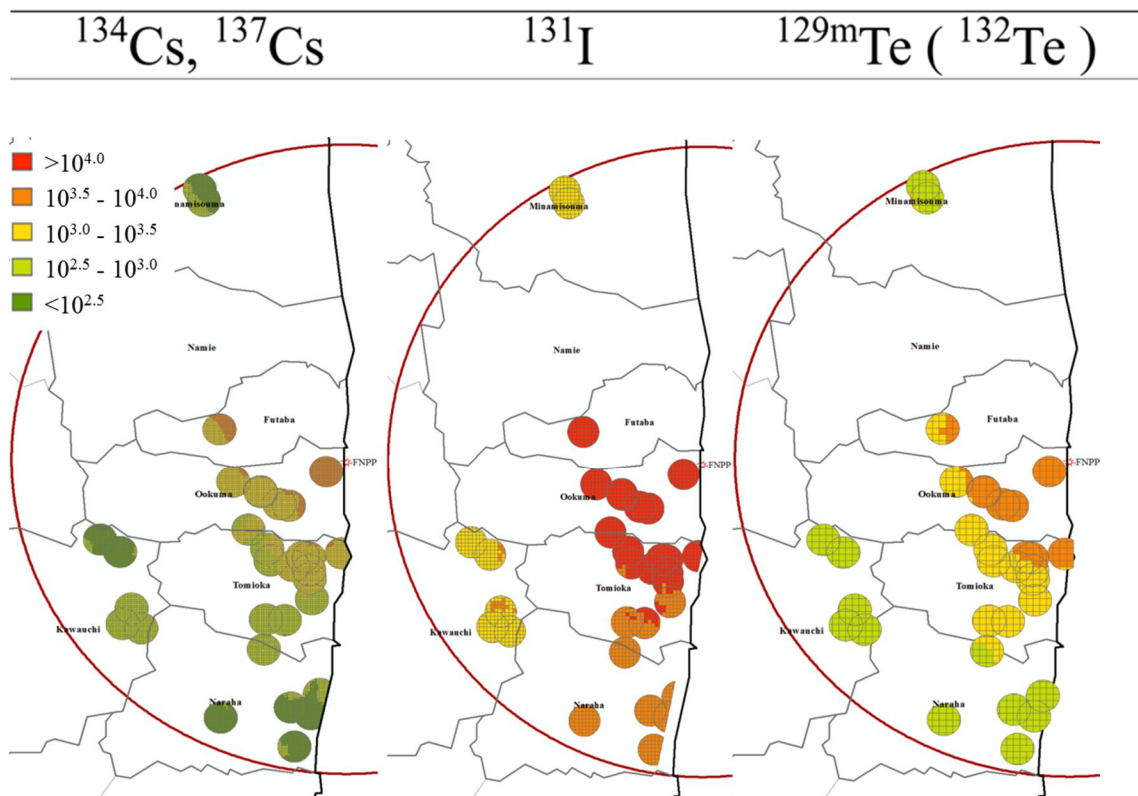


図 12. 汚染地図から、ウシの採材地点半径 1 km の行動域を抽出。赤色円弧は FNPP から 20 km を表す。沈着密度は、範囲 $10^{2.5} - 10^4 \text{ Bq/m}^2$ 間を色分けした。

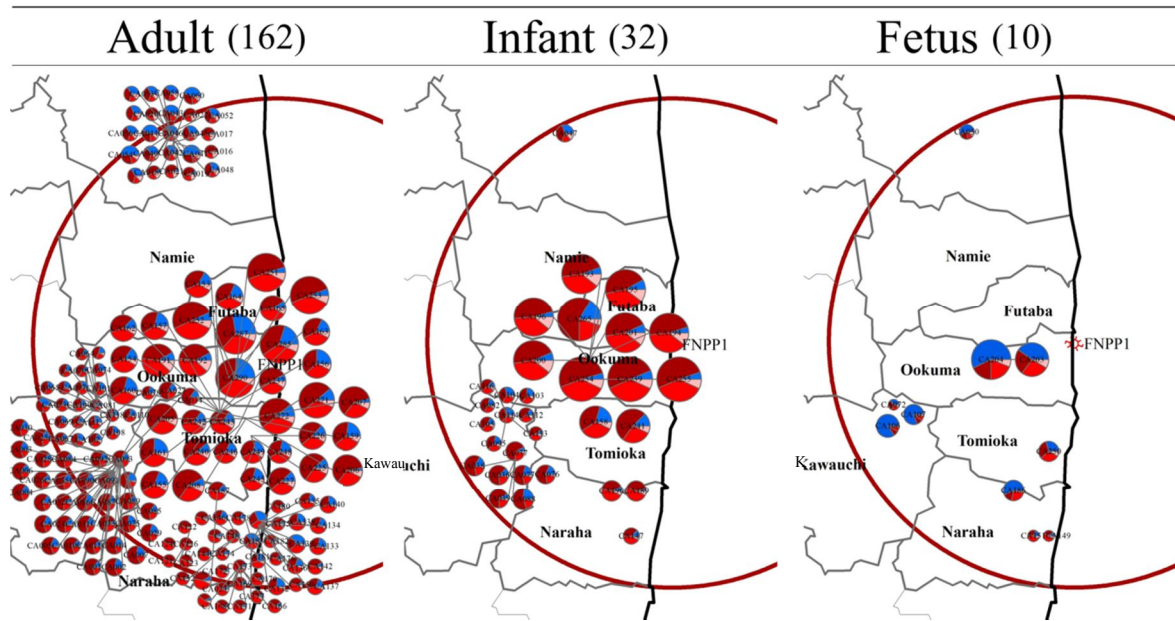


図 13. 事故後 30 日間の成牛、仔牛、胎児 204 頭それぞれの外部短半減期核種に寄る被ばくも含めた線量評価。内部被ばくは放射性セシウムのみ考慮。パイチャートの大きさは総被ばく線量に比例する。

- Internal ^{134}Cs , ^{137}Cs
- External ^{134}Cs , ^{137}Cs
- External ^{131}I
- External ^{132}Te - ^{132}I

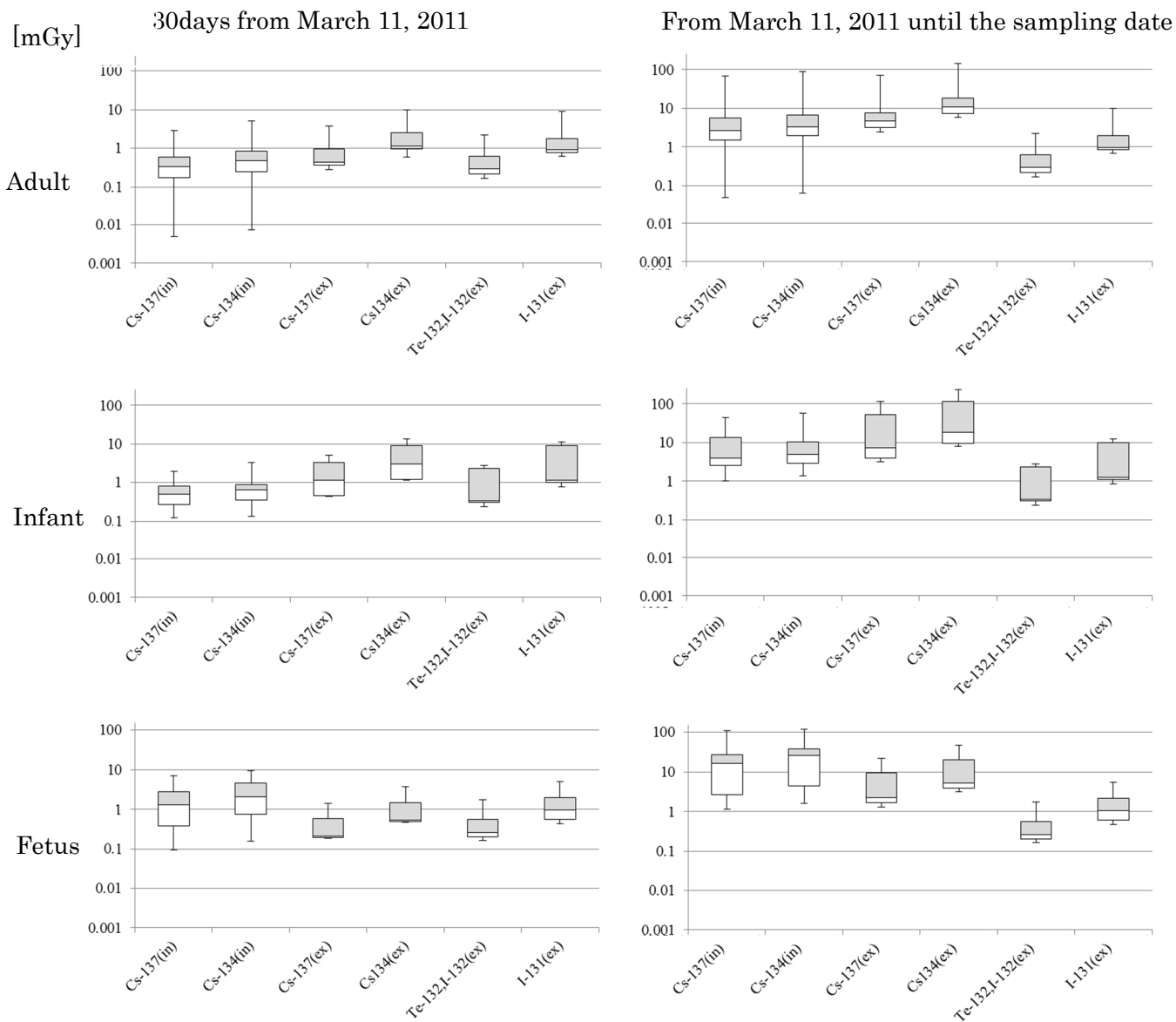


図 14. 成牛、仔牛、胎児における FNPP 事故から 30 日間と採材日までの積算被ばく線量を、線源毎にボックスプロットで表す。縦軸が対数表示した積算線量[mGy]。横軸は、左から、 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs に依る内部被ばく、 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、 ^{132}Te - ^{132}I 、 ^{131}I に依る外部被ばく

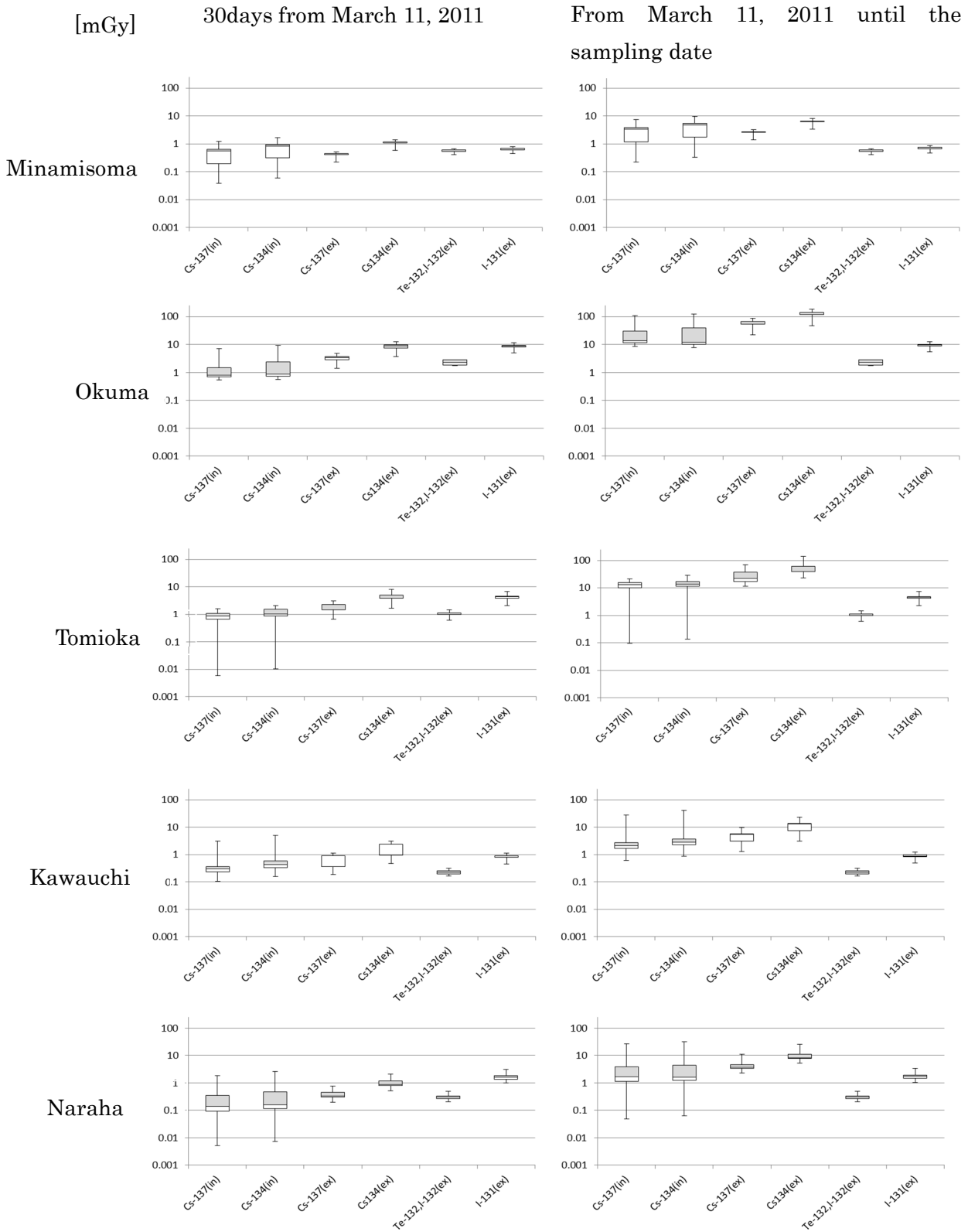


図 15. ウシ採材市町村毎に、FNPP 事故から 30 日間と採材日までの積算被ばく線量を、線源毎にボックスプロットで表す。縦軸が対数表示した積算線量[mGy]。横軸は、左から、 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs に依る内部被ばく、 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、 ^{132}Te - ^{132}I 、 ^{131}I に依る外部被ばく

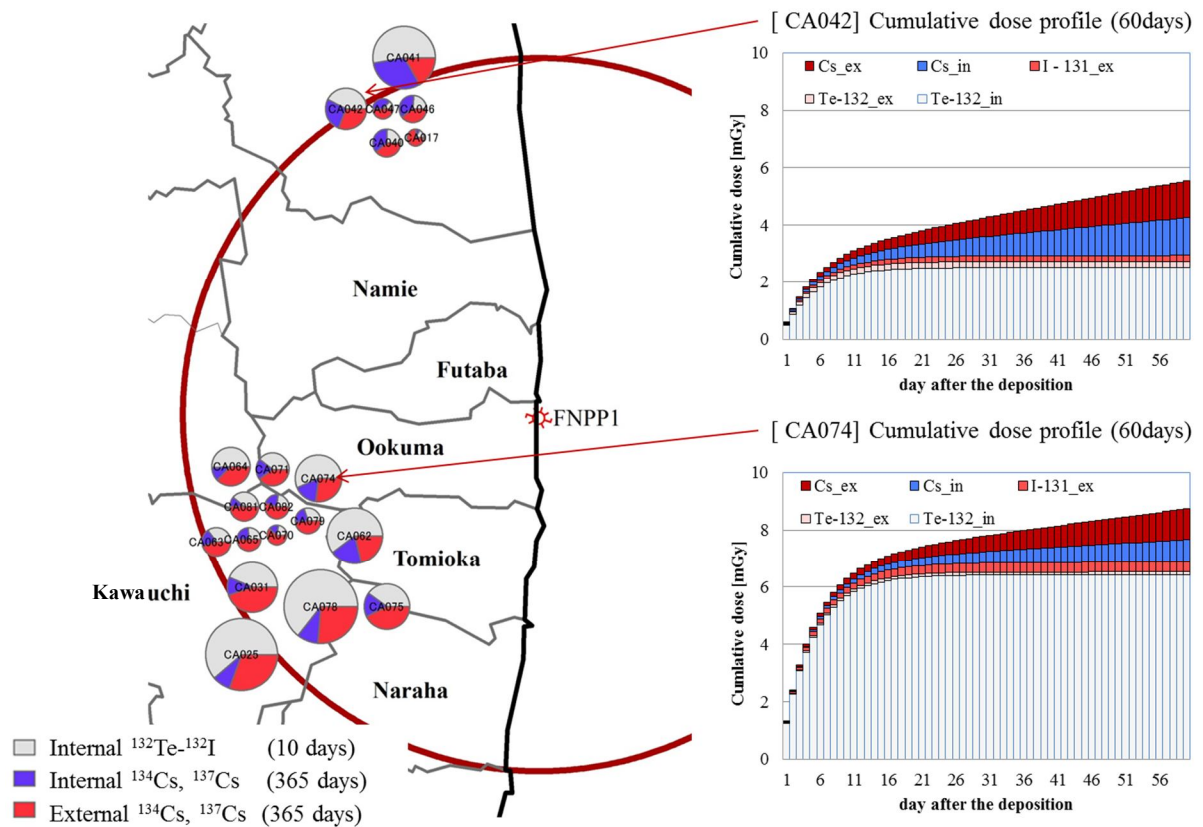


図 16. 左) 腎臓から放射性テルルの検出された成牛、仔牛 20 頭それぞれの内部短半減期核種に寄る被ばくを含めた線量評価。腎臓内の放射性テルルによる 30 日間の内部被ばく量と、体内外の放射性セシウム 365 日間の積算線量を比較。パイチャートの大きさは総被ばく線量に比例。右) 南相馬市、川内村からそれぞれ平均的な個体 1 頭 (CA042、CA074) を選び、60 日間の被ばく線量の積算過程をグラフ化したもの。グラフのバーの色の凡例はパイチャートの凡例に同じ。赤矢印が、南相馬の個体[CA042]と川内村の個体[CA074]の採材地点近傍に表示されたパイチャートを示す。

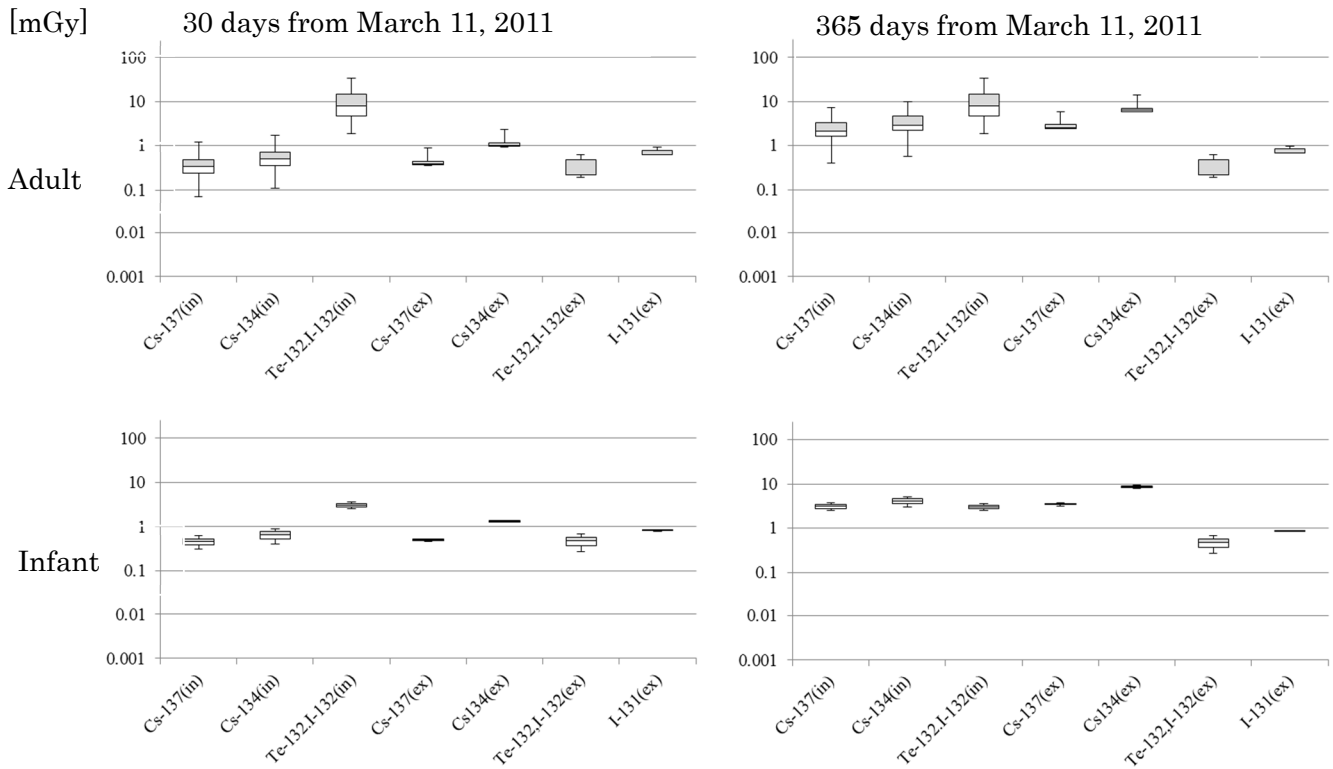


図 17. 成牛、仔牛における FNPP 事故から 30 日間と 365 日間の積算被ばく線量を、線源毎にボックスプロットで表す。縦軸が対数表示した積算線量[mGy]。横軸は、左から、 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、 ^{132}Te - ^{132}I に依る内部被ばく、 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、 ^{132}Te - ^{132}I 、 ^{131}I に依る外部被ばく

表 1-12

表 1. 骨格筋から放射性セシウムの検出されたウシアーカイブの市町村別採材日時と頭数

	Adult	Infant	Fetus	Sampling date
Minamisouma	24	1	1	2011/8/31 - 2011/9/13
Futaba	0	1	0	2013/2/1
Okuma	8	9	2	2012/6/27 - 2013/3/7
Tomioka	29	2	1	2012/3/6 - 2013/2/14
Kawauchi	58	16	3	2011/8/29 - 2011/12/13
Naraha	43	3	3	2011/12/27 - 2012/5/25
Total	162	32	10	2011/8/29 - 2013/3/7

表 2. 腎臓からテルル 129m の検出されたウシアーカイブの市町村別採材日時と頭数

	Adult	Infant	Fetus	Sampling date
Minamisouma	5	1	0	2011/8/31 - 2011/9/13
Kawauchi	13	1	0	2011/9/6 - 2011/11/15
Total	18	2	0	2011/8/31 - 2011/11/15

表 3. 被ばく主要核種における参照動物ラット、シカの内部被ばく、外部被ばくに関する、国際放射線防護委員会の計算結果とモンテカルロシミュレーションによる計算結果の比較

Convention Factor		Deer		PHITS/ ICRP108	Rat		PHITS/ ICRP108
		PHITS ^a	ICRP108		PHITS	ICRP108	
External [(μGy/day) per (Bq/m ²)]	¹³⁴ Cs	5.20*10 ⁻⁵	6.1*10 ⁻⁵	0.85	1.12*10 ⁻⁴	1.2*10 ⁻⁴	0.94
	¹³⁷ Cs	1.93*10 ⁻⁵	2.2*10 ⁻⁵	0.88	4.19*10 ⁻⁵	4.5*10 ⁻⁵	0.93
	¹³¹ I	1.18*10 ⁻⁵	1.5*10 ⁻⁵	0.79	2.73*10 ⁻⁵	3.1*10 ⁻⁵	0.88
	¹³² I	7.35*10 ⁻⁵	8.9*10 ⁻⁵	0.83	1.56*10 ⁻⁴	1.8*10 ⁻⁴	0.87
	¹³² Te- ¹³² I	7.97*10 ⁻⁵	1.0*10 ⁻⁴	0.80	1.69*10 ⁻⁴	1.8*10 ⁻⁴	0.94
Internal [(μGy/day) per (Bq/kg)]	¹³⁴ Cs	1.37*10 ⁻²	1.5*10 ⁻²	0.91	3.84*10 ⁻³	4.1*10 ⁻³	0.94
	¹³⁷ Cs	7.55*10 ⁻³	8.2*10 ⁻³	0.92	3.81*10 ⁻³	4.1*10 ⁻³	0.93
	¹³¹ I	5.50*10 ⁻³	6.0*10 ⁻³	0.92	2.95*10 ⁻³	3.1*10 ⁻³	0.95
	¹³² I	2.35*10 ⁻²	2.5*10 ⁻²	0.94	9.25*10 ⁻³	9.4*10 ⁻³	0.98
	¹³² Te- ¹³² I	2.61*10 ⁻²	3.0*10 ⁻²	0.87	1.03*10 ⁻²	1.1*10 ⁻²	0.94

PHITS : Particle and Heavy Ion Transport Code System

ICRP108 : International Commission on Radiological Protection の publication108 にある計算結果

表 4. 成牛、仔牛、胎児の全身モデルの線量換算係数と、成牛、仔牛の腎臓モデルの線量換算係数

	Adult	Infant	Fetus
External dose CFs γ [(μ Gy/d) per (Bq/m ²)]			
¹³⁴ Cs	5.45*10 ⁻⁵	7.00*10 ⁻⁵	4.26*10 ⁻⁵
¹³⁷ Cs	2.05*10 ⁻⁵	2.58*10 ⁻⁵	1.58*10 ⁻⁵
¹³¹ I	1.30*10 ⁻⁵	1.65*10 ⁻⁵	9.21*10 ⁻⁶
¹³² Te- ¹³² I	8.34*10 ⁻⁵	1.09*10 ⁻⁴	6.42*10 ⁻⁵
Internal dose CFs $\beta + \gamma$ [(μ Gy/d) per (Bq/kg)]			
¹³⁴ Cs	1.38*10 ⁻²	1.15*10 ⁻²	1.49*10 ⁻²
¹³⁷ Cs	7.62*10 ⁻³	6.74*10 ⁻³	8.12*10 ⁻³
¹³² Te- ¹³² I (body from kidney)	6.67*10 ⁻⁵	6.33*10 ⁻⁵	-
¹³² Te- ¹³² I (kidney from the other one)	1.17*10 ⁻⁴	1.57*10 ⁻⁴	-
¹³² Te- ¹³² I (kidney)	1.23*10 ⁻²	1.10*10 ⁻²	-

dose CFs : 線量換算係数

表 5. 胎児に関する、母親胎内モデルと野外モデルの線量換算係数と比

		Fetus in mother	Fetus outside	ratio
External [(μ Gy/day) per (Bq/m ²)]	¹³⁴ Cs γ	4.26*10 ⁻⁵	9.04*10 ⁻⁵	0.472
	¹³⁷ Cs γ	1.58*10 ⁻⁵	3.16*10 ⁻⁵	0.501
Internal [(μ Gy/day) per (Bq/kg)]	¹³⁴ Cs γ	1.28*10 ⁻²	5.78*10 ⁻³	2.22
	¹³⁷ Cs γ	4.94*10 ⁻³	2.17*10 ⁻³	2.28
	¹³⁴ Cs β	2.05*10 ⁻³	2.06*10 ⁻³	1.003
	¹³⁷ Cs β	3.18*10 ⁻³	3.18*10 ⁻³	1.002
	¹³⁴ Cs $\beta + \gamma$	14.9*10 ⁻³	7.84*10 ⁻³	1.89
	¹³⁴ Cs $\beta + \gamma$	8.12*10 ⁻³	5.35*10 ⁻³	1.52

表 6. 米国エネルギー省核安全保障局と文部科学省によって行われた航空機サーベイと文部科学省土壌測定データの調査概要

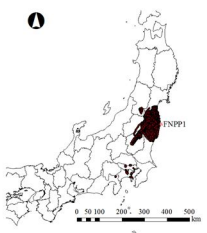
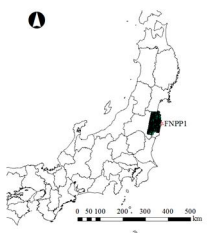
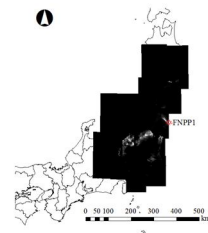
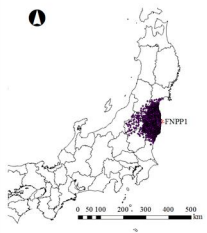
	DoE / NNSA		MEXT	
Method of measurement	AMS			Soil sampling
Detected radionuclide	Cs-137	I-131	Cs-137	Te-129m, I-131 Cs-137
Measurement date	3/17- 5/28, 2011	4/2-3, 2011	4/4, 2011-	6/6 to 7/8, 2011
Release date	10/21, 2011	10/10, 2014	10/1, 2012	10/1, 2012
Number of sampling site	311713	13038	unknown because of interpolated data	2168
Covered area				

表 7. ウシ採材地点における市町村別放射性核種沈着密度と比

	$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$ [Bq/m ²]			^{131}I [Bq/m ²]			$^{129\text{m}}\text{Te}$ [Bq/m ²]			Ratio	
	min	max	ave	min	max	ave	min	max	ave	$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$
Minamisouma	2.28*10 ⁵	4.23*10 ⁵	3.02*10 ⁵	9.87*10 ⁵	2.37*10 ⁶	1.59*10 ⁶	2.34*10 ⁵	5.13*10 ⁵	3.37*10 ⁵	5.3	1.1
Futaba	1.19*10 ⁶	5.33*10 ⁶	2.84*10 ⁶	9.43*10 ⁶	2.09*10 ⁷	1.49*10 ⁷	1.34*10 ⁶	1.80*10 ⁶	1.50*10 ⁶	5.2	0.53
Ookuma	1.05*10 ⁶	4.49*10 ⁶	2.16*10 ⁶	1.28*10 ⁷	3.75*10 ⁷	2.37*10 ⁷	1.01*10 ⁶	2.75*10 ⁶	1.82*10 ⁶	11	0.84
Tomioka	2.48*10 ⁵	3.71*10 ⁶	1.35*10 ⁶	6.90*10 ⁶	2.72*10 ⁷	1.31*10 ⁷	5.00*10 ⁵	1.92*10 ⁶	1.12*10 ⁶	9.7	0.83
Kawauchi	1.93*10 ⁵	8.97*10 ⁵	3.72*10 ⁵	1.63*10 ⁶	3.67*10 ⁶	2.45*10 ⁶	1.49*10 ⁵	3.87*10 ⁵	2.63*10 ⁵	6.6	0.71
Naraha	1.06*10 ⁵	7.32*10 ⁵	2.75*10 ⁵	3.19*10 ⁶	9.64*10 ⁶	5.15*10 ⁶	1.99*10 ⁵	5.20*10 ⁵	3.35*10 ⁵	19	1.2

表 8. 事故後 30 日間の成牛、仔牛、胎児 204 頭の市町村別積算被ばく線量評価結果と比

		Internal dose [mGy]		External dose [mGy]				Ratio					
		^{134}Cs and ^{137}Cs		^{134}Cs and ^{137}Cs		^{131}I		^{132}Te - ^{132}I		Total		inCs /total	exCs /total
		max	ave	max	ave	max	ave	max	ave	max	ave	ave	ave
Adult	Minamisouoma	1.3	0.54	0.69	0.66	0.30	0.28	0.27	0.24	2.4	1.7	0.28	0.40
	Futaba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Okuma	3.5	1.5	5.8	4.7	3.9	3.6	0.98	0.83	12	11	0.13	0.44
	Tomioka	1.6	0.84	4.8	2.7	3.0	1.8	0.65	0.45	9.6	5.8	0.15	0.45
	Kawauchi	0.53	0.32	1.5	1.1	0.39	0.35	0.11	0.090	2.4	1.8	0.18	0.57
	Naraha	0.91	0.23	1.0	0.57	1.1	0.68	0.17	0.13	2.5	1.6	0.12	0.36
Infant	Minamisouoma	-	0.65	-	0.83	-	0.34	-	0.29	-	2.1	0.31	0.39
	Futaba	-	2.3	-	8.1	-	2.6	-	0.68	-	14	0.17	0.59
	Okuma	0.94	0.71	7.5	6.0	5.0	4.3	1.2	1.1	14	12	0.059	0.49
	Tomioka	1.6	1.3	4.4	3.6	2.4	2.3	0.59	0.56	8.2	7.8	0.17	0.46
	Kawauchi	0.76	0.37	1.8	1.2	0.50	0.45	0.14	0.12	3.2	2.1	0.18	0.53
	Naraha	0.24	0.18	1.2	1.1	1.3	1.1	0.21	0.20	3.0	2.6	0.08	0.41
Fetus	Minamisouoma	-	0.99	-	0.35	-	0.19	-	0.18	-	1.7	0.58	0.20
	Futaba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Okuma	7.1	5.3	2.2	2.2	2.2	2.2	0.75	0.75	12	11	0.49	0.22
	Tomioka	-	0.96	-	1.0	-	0.92	-	0.26	-	3.2	0.30	0.32
	Kawauchi	3.5	2.2	0.31	0.29	0.24	0.23	0.086	0.082	4.1	2.8	0.68	0.16
	Naraha	1.9	0.73	0.51	0.37	0.75	0.53	0.13	0.11	3.3	1.7	0.29	0.26

InCs: ^{134}Cs , ^{137}Cs による内部被ばく量、 ExCs: ^{134}Cs , ^{137}Cs による外部被ばく量

表 9. 採材日までの成牛、仔牛、胎児 204 頭の市町村別積算被ばく線量評価結果と比

		Internal dose [mGy]		External dose [mGy]						Ratio			
		^{134}Cs and ^{137}Cs		^{134}Cs and ^{137}Cs		^{131}I	^{132}Te - ^{132}I		Total	inCs /total	exCs /total		
		max	ave	max	ave	max	ave	max	ave	max	ave	ave	ave
Adult	Minamisouoma	7.4	3.2	3.8	3.8	0.33	0.30	0.27	0.25	12	7.6	0.37	0.55
	Futaba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Okuma	69	28	90	78	4.2	3.9	0.98	0.83	16*10	11*10	0.22	0.73
	Tomioka	22	11	91	37	3.2	2.0	0.65	0.45	12*10	51	0.24	0.70
	Kawauchi	3.8	2.1	11	7.0	0.42	0.38	0.11	0.090	15	9.6	0.23	0.72
	Naraha	9.0	2.4	12	5.9	1.1	0.73	0.17	0.13	18	9.1	0.22	0.68
Infant	Minamisouoma	-	3.9	-	4.9	-	0.37	-	0.29	-	9.4	0.41	0.52
	Futaba	-	44	-	151	-	2.8	-	0.68	-	20*10	0.22	0.76
	Okuma	15	11	12*10	87	5.4	4.6	1.2	1.15	14*10	10*10	0.10	0.84
	Tomioka	17	16	63	47	2.6	2.5	0.59	0.56	82	67	0.26	0.69
	Kawauchi	6.1	2.8	14	8.1	0.54	0.49	0.14	0.12	21	12	0.25	0.70
	Naraha	2.6	2.2	16	13	1.4	1.2	0.21	0.20	20	17	0.14	0.77
Fetus	Minamisouoma	-	5.8	-	2.0	-	0.21	-	0.18	-	8.2	0.71	0.25
	Futaba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Okuma	99	75	30	30	2.4	2.4	0.76	0.76	13*10	11*10	0.67	0.30
	Tomioka	-	14	-	15	-	1.0	-	0.26	-	31	0.46	0.49
	Kawauchi	29	18	2.4	2.2	0.26	0.25	0.086	0.082	32.0	21	0.77	0.20
	Naraha	25	9.4	6.5	4.3	0.81	0.57	0.13	0.11	32.3	14	0.45	0.47

InCs: ^{134}Cs , ^{137}Cs による内部被ばく量、 ExCs: ^{134}Cs , ^{137}Cs による外部被ばく量

表 10. 腎臓から放射性テルルの検出された成牛、仔牛 20 頭に関する、 ^{132}Te - ^{132}I による腎臓の被ばく 30 日間分と放射性セシウムによる被ばく 365 日分の比較

		Internal dose [mGy]		External dose [mGy]				Ratio	
		In^{132}Te (30)		InCs (365)		ExCs (365)		In^{132}Te (30) / InCs (365)	In^{132}Te (30) / ExCs (365)
		max	ave	max	ave	max	ave	ave	ave
Adult	Minamisouoma	24	9.1	14	7.1	8.1	7.7	1.4	1.2
	Kawauchi	33	12	5.8	3.5	16	9.1	3.3	1.3
Infant	Minamisouoma	-	2.5	-	7.3	-	9.7	0.35	0.26
	Kawauchi	-	3.6	-	3.4	-	8.5	1.1	0.43

InCs : ^{134}Cs , ^{137}Cs による内部被ばく量、 ExCs: ^{134}Cs , ^{137}Cs による外部被ばく量

In^{132}Te : ^{132}Te - ^{132}I による内部被ばく量、 カッコ内の数字は事故からの積算日数を表す

Supplementary1_5

Supplementary1__単位崩壊あたりのウシ成牛の ^{134}Cs による外部 γ 線被ばく計算
のインプットファイル

Supplementary2__単位崩壊あたりのウシ成牛の ^{134}Cs による内部 β 線被ばく計算
のインプットファイル

Supplementary3__単位崩壊あたりのウシ成牛の ^{134}Cs による内部 γ 線被ばく計算
のインプットファイル

Supplementary4. ^{137}Cs に関する、米国エネルギー省核安全保障局と文部科学省によって行われた航空機サーベイから求めた原発から周囲 30 km の 12 市町村の土壤沈着量 [Bq] とその比

Supplementary5. ^{131}I に関する、米国エネルギー省核安全保障局によって行われた航空機サーベイと文部科学省土壤調査から求めた原発から周囲 30 km の 12 市町村の土壤沈着量 [Bq] とその比

Supplementary1-3 は下記の URL を参照。

<http://www2.idac.tohoku.ac.jp/STAR2015/linkgh.html>

Supplementary4. ^{137}Cs に関する、米国エネルギー省核安全保障局と文部科学省によって行われた航空機サーベイから求めた原発から周囲 30 km の 12 市町村の土壌沈着量[Bq]とその比

	MEXT_IDW	DoE_NNSA_DJK	ratio of DoE by MEXT
Namie	4.51×10^{14}	4.65×10^{14}	1.03
Iitate	1.85×10^{14}	1.86×10^{14}	1.01
Minamisouma	1.79×10^{14}	1.85×10^{14}	1.03
Ookuma	1.19×10^{14}	1.80×10^{14}	1.51
Futaba	1.06×10^{14}	1.13×10^{14}	1.06
Iwaki	8.24×10^{13}	1.26×10^{14}	1.52
Katurao	6.67×10^{13}	7.38×10^{13}	1.11
Tomioka	5.46×10^{13}	6.10×10^{13}	1.12
Tamura	4.89×10^{13}	6.10×10^{13}	1.25
Kawauchi	4.19×10^{13}	4.72×10^{13}	1.13
Naraha	2.26×10^{13}	2.94×10^{13}	1.30
Hirono	8.47×10^{12}	1.30×10^{13}	1.53
12 Cities Total	1.37×10^{15}	1.54×10^{15}	1.13

Supplementary5. ^{131}I に関する、米国エネルギー省核安全保障局によって行われた航空機サーベイと文部科学省土壌調査から求めた原発から周囲 30 km の 12 市町村の土壌沈着量[Bq]とその比

	Soil	AMS	Ratio of AMS by Soil
Namie	4.60×10^{14}	1.68×10^{15}	3.65
Ookuma	1.08×10^{14}	1.50×10^{15}	13.9
Iwaki	3.28×10^{14}	1.31×10^{15}	3.99
Futaba	2.32×10^{13}	8.70×10^{14}	37.5
Iitate	6.52×10^{14}	7.95×10^{14}	1.22
Minamisouma	3.92×10^{14}	7.84×10^{14}	2.00
Tomioka	7.32×10^{13}	6.47×10^{14}	8.84
Tamura	9.80×10^{13}	5.90×10^{14}	6.02
Naraha	8.51×10^{13}	4.50×10^{14}	5.29
Kawauchi	4.97×10^{13}	3.33×10^{14}	6.70
Katurao	8.11×10^{13}	3.10×10^{14}	3.82
Hirono	8.25×10^{13}	2.07×10^{14}	2.51
Total	2.43×10^{15}	9.48×10^{15}	3.90