愛知県における環境放射能測定結果の推移 -福島第一原子力発電所事故時から今日までを中心に-

熊谷 禎晃 渡辺 研 竹内 優一郎 森 一耕

愛知県における2008年度から2017年度までの環境放射能の推移について、福島第一原子力発電所事 故の影響に留意しつつ、時系列解析の手法も活用して、総合的に取りまとめた.

空間放射線量率に関し,事故後,小幅な上昇が検知されたが,一時的なものであった.10年間の時 系列データからは,季節変動の存在が確認された.県内5測定局における測定結果からは地域差が認 められ,その要因としては地質由来の放射線が考えられた.

核種分析の結果,事故後,人工放射性核種¹³¹Iについて大気浮遊じん及び降下物から,¹³⁴Csについ て大気浮遊じん,降下物及び土壌から僅かに検出されたが,今日では検出されていない.人工放射性 核種¹³⁷Csについては,事故以前より,土壌からは継続的に,海産生物及び海底土からは断続的に検出 されており,事故以外の寄与がある.自然放射性核種のうち⁷Beに関し,大気浮遊じん及び降下物に 係る時系列データにおいて,春季と秋季に放射能濃度が高くなる二山型の季節変動が認められた.

キーワード 福島第一原子力発電所事故,人工放射性核種,空間放射線量率, 放射性核種分析,時系列解析,ARIMA,⁷Be

1 はじめに

本県における環境放射能調査^{1),2),3)}は,1954年の第五 福竜丸事件を契機に開始され,当初,大気圏核実験の影 響調査を中心に実施された.

国から地方公共団体への調査委託は、1957年度*1に始 まり、その後、調査地域は順次拡大(本県は1960年度か ら参画¹⁾)されてきた⁴⁾. 1986年4月に発生したチェルノ ブイリ原子力発電所事故を契機として、それまでの32 都道府県による放射能監視網が拡大され、1990年度から は全都道府県を調査対象地域として「環境放射能水準調 査」の名称により実施されることとなった.

2000年代には、¹³⁷Csの月間降下量が1970年代の1/20 ~1/100程度にまで下がり、人工放射性核種による影響 調査という意味合いは薄れ、調査目的の重点は自然放射 性核種を含めた環境における放射能レベルの把握に移 行した⁴.

しかし,2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震 及びそれに伴う津波により,福島第一原子力発電所1~3 号機において炉心の過熱が生じ核燃料が溶融した⁵⁾.更 には,格納容器ベント操作や原子炉建屋の爆発等によっ て,空気中へ放射性物質が放出された⁶⁾.

国は,環境基本法(平成5年法律第91号)や大気汚染 防止法(昭和43年法律第97号)を始めとした個別環境法 令の規定を見直し,法令に基づき放射性物質による環境 汚染の監視を行うこととし,環境放射能水準調査に基づ く測定結果の一部を監視用データとして活用するよう になった.これにより,環境放射能調査は,再び人工放 射性核種の影響調査としての側面が強くなった.

このような背景を踏まえ、本県としても、福島第一原 子力発電所事故(以下「事故」という.)からの影響に 留意しつつ県内における放射能の水準を把握すべく、継 続的なモニタリングを実施している.なお、図1のとお り、福島第一原子力発電所から見て本県は南西方向に位 置しており、最も近い豊根村までは約380km、主な調査 地点である当センター(名古屋市北区)までは約440km 離れている.



図1 福島第一原子力発電所を中心とした500km円

^{*1} 年度とは,地方自治法第208条第1項に基づく期間(4月1日から翌年3月31日まで)のことをいう.

今般,事故から7年が経過し,事故後の経時変化を観 察するためのデータが十分に集積されたことから,環境 放射能水準調査の結果を活用し,事故の影響について考 察する.

また,時系列解析の手法を用いて,10年間に及ぶ環境 放射能測定結果の時系列が持つ特徴について明らかに する.

2 方 法

2.1 調査対象

調査対象年度は、事故の発生前から現在までの推移を 把握できるよう、2008年度から2017年度までとした.

また,本報で扱う調査項目は,環境放射能水準調査に よる実施項目のうち2008年度から2017年度まで継続調 査している表1の項目とした.調査地点を図2に図示した.

表1 調査項目及び調査地点

調査項目	試料の種類	調査地点
空間放射線量率		名古屋市北区(名古屋局)
		豊橋市(豊橋局)*2
		岡崎市(岡崎局)*2
		一宮市(一宮局)*2
		設楽町(設楽局)*2
核種分析	大気浮遊じん	名古屋市北区
	降下物	名古屋市北区
	陸水(源水)	犬山市
	陸水 (蛇口水)	名古屋市北区
	土壤	田原市
	野菜	田原市
	海産生物	南知多町沖*3
	海水及び海底土	常滑市沖



図2 測定地点(空間放射線量率)及び試料採取地点 (核種分析調査)

*2 2012 年度から調査を実施している.

*3 あさりについて,2017 年度は不漁のため西尾市にて試料採 取している.

2.2 測定方法

試料の採取,前処理及び測定は環境放射能水準調査委 託実施計画書⁷⁾に基づき実施した.

空間放射線量率については、名古屋局(当センター屋上,地上34m)及びその他県内4局(地上1m)において、モニ タリングポストにより連続測定を行った.なお、後述表 2に掲げる装置の仕様上、宇宙線による寄与分は含まれ ない.

核種分析については、採取した各試料をそれぞれ前処 理してU-8容器又は2Lマリネリ容器に入れたものを測定 試料とし、ゲルマニウム半導体核種分析装置により核種 ごとの放射能濃度を測定することにより行った.

詳細については当センター既報³⁾に記されているので、本報では省略する.

2.3 測定装置

測定には表2に掲げる装置を用いた.

表2 測定に用いた装置

調査項目	装置
空間放射線量率	モニタリングポスト(NaIシンチレーション式
	エネルギー補償型): ALOKA製
	MAR-21(名古屋局:2008年度~2010年10月)
	MAR-22(名古屋局:2010年11月~2017年度)
	MAR-22(豊橋局始め4局:2012年度~2017年度)
核種分析	ゲルマニウム半導体核種分析装置: CANBERRA製
	GC3518-7915-30(2008年度~2010年2月)
	GC4018-7915-30(2010年2月~2017年度)

2.4 データ解析等

データ解析にはR(version 3.5.0)⁸⁾を用いた.また, Rの統合開発環境としてRStudio(version 1.1.453)⁹⁾を 用いた.Rでは,モデルの推定や要約統計量の算出等の 他に,表3に掲げる仮説検定を実施した.

表3 データ解析に用いた統計的検定

検定の種類	帰無仮説
Shapiro-Wilk 検定	正規分布に従っている
Wilcoxon の順位和検定	2群間の中央値に差がない
Augmented Dickey-Fuller 検定	単位根を持つ
Ljung-Box 検定	自己相関関係はない

環境放射線(能)に係るデータセットは,主に,原子力 規制庁が提供する「環境放射線データベース」¹⁰からダ ウンロードした.原則として,本県が受託測定し同庁に 提出したデータを解析に用いることとした.ただし,本 県測定値との比較のため,他の地方公共団体の公表デー タについてもその一部を活用することとし,空間放射線 量率及び大気浮遊じんに関しては環境放射線データベ ース¹⁰から,降下物に関しては原子力規制委員会のウェ ブページ¹¹⁾から,それぞれ入手した.本県が試料採取し 日本分析センターが測定した核種分析データは基本的 には使用しないこととしたが,陸水,野菜及び海水にお ける低線量¹³⁷Csに関する測定値については,参考値とし て引用した.

空間放射線量率の解析に使用した降水に関するデー タセットは、気象庁が提供する「過去の気象データダウ ンロード」から、名古屋地点(名古屋地方気象台:名古 屋市千種区)分をダウンロードした¹²⁾.なお、名古屋局 (当センター:名古屋市北区)から見て名古屋地方気象台 は、南東方向約5.2kmの位置にある.

空間放射線量率の日間平均値に関しては、データ解析 の都合上,2012年及び2016年(閏年)における2月29日の データを使用しないこととした.また、欠測日について は、前後の日の値の平均値をもって補填することとした. 補填したデータ件数は、名古屋局について9個体(全 3650個体中)、豊橋局について1個体(全2190個体中)、 岡崎局について1個体(全2190個体中)、一宮局について2 個体(全2190個体中)、設楽局について4個体(全2190個体 中)である.

環境放射能水準調査においては,核種分析について, 計数誤差の3倍を検出下限値とし,計数値がその計数誤 差の3倍未満である場合に不検出とすることとされてお り,本報においてもこれに従った^{7),10),11),13)}.

その反対解釈として,計数値がその計数誤差の3倍以 上である場合に「検出された」と表記することは可能と 解し,そのように表現した.

略語として、不検出を表すND(Not Detected)、検出下 限値を表すLOD(Limit of Detection)を用いた.

核種分析の測定結果が不検出であった場合,データ解 析やグラフ表示の際に数値データ「0(ゼロ)」として 扱った.

測定結果等の地図上への図示にはQGIS(version2.14. 21)¹⁴⁾を用いた.

地理情報に係るデータセットは、日本地図については GADM¹⁵⁾から、愛知県地図(行政区域)及び標高・傾斜度5 次メッシュデータについては国土数値情報ダウンロー ドサービス¹⁶⁾から、地質情報については国土調査ホーム ページから¹⁷⁾、水涯線については基盤地図情報ダウンロ ードサービス¹⁸⁾から、それぞれダウンロードした.ただ し、作図上の都合により、日本地図における離島の多く については非表示とした.

図1については,R上でleaflet¹⁹⁾パッケージを用いて 地理院タイル²⁰⁾をベースに作図した.

3 結果と考察

3.1 空間放射線量率の推移

名古屋局においては、事故以前から継続して空間放射 線量率の調査を実施していることから、まずは、名古屋 局の2011年3月のデータを用いて、3.1.1のとおり事故の 影響について明らかにした.

次に、名古屋局の2008年度から2017年度のデータを用いて、その周期的変化について3.1.2のとおり解析した.

更に、事故を踏まえ監視体制が強化され、2012年度からは新たに、豊橋局、岡崎局、一宮局及び設楽局が加わったことから、計5局における2012年度から2017年度までのデータを用いて、3.1.3のとおり地域による差異や新規設置局における特徴について解析した。

空間放射線量率については、日間平均値、日間最大値、 日間最小値の取得が可能であり¹⁰⁾、事故影響を調べるに あたっては、日間最大値のデータセットを用いた.高値 側の特異値をとらえる場合には、ごく短時間における異 常値であったとしてもそれが情報として残る日間最大 値を用いるのが便利なためである.

一方,それ以外の解析には,基本的に,日間平均値の データセット又はそこから導かれる月間平均値を用い た.一般環境からの被ばくを考える場合,低線量率によ る長期的な被ばくの累積値が課題となることから,時間 との積によって容易に累積値を算出できる平均値を用 いるのが便利なためである.

これまでの常時モニタリングの様子²¹⁾から,空間放射 線量率の時系列を概観するにあたっては,季節性自己回 帰和分移動平均モデル(Seasonal AutoRegressive Integrated Moving Average model: SARIMAモデル)の適 用を念頭に置いた.結果の考察にあたっては,概念的な 式として,

(時系列)=(短期の自己相関)+
 (トレンド)+
 (周期的変動)+
 (外部要因)+
 (自己相関のないノイズ)

を想定した.空間放射線量率の変動には,降水,積雪, 温度・風向・日射量等の気象条件や宇宙線の変化に伴う パターンが知られており²²⁾, 気象条件の季節変化等に伴 う季節変動等(上式の「周期的変動」項), 降水等による 不規則な変化(上式の「外部要因」項)が考えられた.ま た, 比較的近接した時系列データでは, その気象条件の 類似性から, 相関を持つこと(上式の「短期の自己相関」 項)が考えられた.更に, 事故影響を念頭に, 何らかの 長期的傾向(上式の「トレンド」項)が現れる可能性を想 定した.

1周期がsであるSARIMAモデルにおける次数は、ARIMA の次数(p,d,q)と季節性の次数(P,D,Q)を合わせてSARIM A(p,d,q)×(P,D,Q)_sと表記した^{*4}.モデルの推定方法や その他SARIMAモデルに関することについては馬場の成 書²³⁾を参考にしているので、必要に応じ参照されたい.

3.1.1 名古屋局における空間放射線量率(2011年3 月):事故の影響

2011年3月の日間最高値について,全国における月内 推移の状況を図3に,本県及び隣接県に限定した推移状 況を図4に,それぞれ示す.

2011年3月15日7時38分,福島第一原子力発電所2号機 において放射性物質の大規模な放出(major discharge) があったとされており²⁴⁾,15日には、本県より東に位置 する多くの地方公共団体で、空間放射線量率の2011年1 月以降における最大値を記録した²⁵⁾.本県や、西側に隣 接する岐阜県及び三重県では、1日遅れて16日に上昇し ている.名古屋局においては、15日の空間放射線量率の 日間最大値41nGy/hに対し、翌16日の日間最大値は44 nGy/hであり、小幅に上昇した.

また,3月20日以降,再び関東地方において空間放射 線量率の上昇を観測しており^{26),27)},名古屋局において は,21日に48nGy/h,22日に50nGy/hまで上昇している. なお,名古屋地方気象台における降水状況は,事故のあ った3月12日以降,19日までは0mm,20日は4mm,21日は 17mm,22日は3mmとして記録されている.

本県における空間放射線量率の上昇レベルは,自然放 射性核種の影響でも生じる程度のものであるが,3.2.1 及び3.2.2に述べるとおり,同時期に,大気浮遊じんや 降下物において人工放射性核種の検出があったことを 考慮すると,この空間放射線量率の上昇要因の少なくと も一部は,人工放射性核種の寄与によるものと考えられ る.



図3 全国における2011年3月の空間放射線量率(日間最 大値)の推移





^{*4} R の出力の関係上, 図中においては ARIMA (p, d, q) (P, D, Q) [s] の表記法を用いている.

3.1.2 名古屋局における空間放射線量率(2008~2017 年度):時系列の推移

名古屋局における2008年度から2017年度までの空間 放射線量率(日間平均値)について、図5に値の推移、 コレログラム及び偏コレログラムを示す.



図5 名古屋局における空間放射線量率(日間平均値) の推移とその自己相関

図5上の日間平均値の時系列は,約37~48nGy/hで推移 しており,平均値は40.3nGy/h,中央値は40nGy/hである. 11nGy/hの幅をとって,日単位で不規則に変動している ことが分かる.この不規則変動から,外部要因による空 間放射線量率の押し上げが推測される.

更に,図5左下のコレログラムにおいて,年単位(Lag = 365day)の季節変動の存在が自己相関関数(ACF: Auto Correlation Function)から見て取れる.

最初に、日単位での不規則変動に注目する.

一般に、空間放射線量率が上昇する自然要因には、降 水によるラドン娘核種の降下,静穏時の逆転層及び大気 の安定度による大気中ラドン娘核種濃度の上昇並びに 落雷による制動放射線発生等がある^{22),28)}.とりわけ, 降水は頻繁に発生するイベントであり、かつ、空間放射 線量率の日単位での変動にも影響を与える.

そこで,まずは降水の有無が空間放射線量率にどの程 度影響を与えるかを調べることとした.

名古屋地方気象台において日降水量が0.5mm未満であったか否かをもって,調査対象期間(3650日)各日における空間放射線量率(日間平均値)を2群に分類した.日降水量0.5mm未満の日は2507日,日降水量0.5mm以上の日は1143日であった.なお,3560日のうち降雪のあった日は28日あり,うち23日は日降水量0.5mm以上の日としてカウントされている.残り5日は日降水量0.5mm未満の日としてカウントされており,うち4日は降雪量1cmの日,1

日は降雪量2cmの日であった.

空間放射線量率の時系列を上述2群を区別した上でプ ロットすると,図6(参考図)のとおり日降水量0.5mm以上 の日に高値になることが多い.ただし,図6(参考図)は jitter機能を用いて点が重ならないように処理してお り,高さ(空間放射線量率)が正確ではない.

また,ヒストグラムは図7のとおりである.日降水量 0.5mm以上の群の度数分布は日降水量0.5mm未満の群の それよりも右側にずれており,平均値を比較すると,降 水量0.5mm以上の群の方が1.3nGy/h高い.

図7から,降水は空間放射線量率の上昇に影響を与え ているように見える.2群の空間放射線量率の差を検定 する方法としてWilcoxonの順位和検定(母中央値の検 定)を採用したところ,差がないという帰無仮説は棄却 された(p<0.05).

しかしながら、図8のとおり、日降水量0.5mm未満の日 をベースに日降水量0.5mm以上の場合に1.3nGy/hを加え る単純な回帰モデルでは、実測値をうまく説明すること ができない(決定係数r² = 0.19). また, 図9のとおり, 日降水量をカテゴリーでなく数値として扱っても空間 放射線量率をうまく説明できない(決定係数r² = 0.18). 更に,空間放射線量率は,一雨毎の降水量の多寡とは必 ずしも比例せず,降水強度の強弱と空間放射線量率の増 減は一様でないこと,降水停止から次の降水が開始する までの間隔と降水が開始した時の空間放射線量率の変 化率との間に一定の関係性は認められなかったこと等 が報告されている28). すなわち, 現段階では, 降水に関 連するどのようなパラメーターを用いると空間放射線 量率の上昇を説明できるかは明らかでない.降水等の気 象要因が短期的変動に与える効果に関しては、今後の課 題としたい.



図6(参考図)名古屋局における空間放射線量率(日間平 均値)に対する降水の影響(時系列の差異)



図7 名古屋局における空間放射線量率(日間平均値)に 対する降水の影響(ヒストグラムの差異)



図8 名古屋局における空間放射線量率(日間平均値)に 対する降水の影響(ボックスプロットと回帰式)



図9名古屋局における空間放射線量率(日間平均値)に 対する降水の影響(点プロットと回帰式)

本報では、降水要因をモデルに組み込むことを保留し、 日間平均値の月間平均値を算出することにより降水要 因を他の要因の中に内在化した後に、月単位よりも長い 期間における変動の様子を観察することにした.

月間平均値の時系列をコレログラム及び偏コレログ ラムとともに図10に示す.月間平均値は約38.7~41.8 nGy/hで推移しており,コレログラムからは12か月毎 (Lag=12month)の周期的な季節変動が見て取れる.



図10 名古屋局における空間放射線量率(月間平均値) の推移とその自己相関

まずは季節変動に注目する.月間平均値の時系列を月 次に分割すると図11のとおりとなる.各月における10 年間の平均線(図中青色線)に注目すると,秋から初冬 (10~12月頃)に高く,春から初夏(4~6月頃)に低くなっ ている.



図11 名古屋局における空間放射線量率(月間平均値) の月次別推移

下らは、1976~1978年の名古屋大学構内(名古屋市千 種区)における観測結果を基に、²²²Rn娘核種の放射能濃 度が冬期(10~3月)に高く夏季(4~9月)に低くなること を報告しており²⁹⁾、図11の空間放射線量率の季節変動は 同既報に類似する傾向が現在の名古屋局でも観察され たことを示している.

楢崎は福岡県における空間放射線量率の無降水日に おける季節変動について、冬期に高くなるのは、大陸性 気団に含有されるラドン娘核種が西高東低の気圧配置 による北西からの季節風に乗って冬期に高くなること と類似しており、遠方起源のラドン娘核種の影響と考え られること、また、海洋性の太平洋高気圧に包まれる夏 季は、ラドン娘核種濃度が低下することと一致すること を指摘している²⁸⁾.この考察は、本県名古屋局における、 降水日も含めた月間平均値の季節変動にも当てはまり そうである.空間放射線量から間接的に大陸性気団の本 県への移流状況についての知見が得られれば、大気環境 行政上の参考になるであろう.

次に, Rのst1()関数を用いて,図12のとおり月間平均 値の時系列(data)を、トレンド(trend)、季節変動 (seasonal)、残余(remainder)*5の各成分に分解した. なお,図12の右側にある縦長の長方形はスケールを示し ており,長方形が長いトレンドよりも長方形が少し短い 季節変動の方が変動幅が大きいことを示している(残余 の変動の方が更に大きい.).

トレンド成分において,2010年初頭から2011年初頭に かけて振幅1nGy/h程度の上昇傾向があるが,事故のあっ た2011年3月以前に上昇が始まっていること,事故以降 に¹³⁴Csの半減期(T_{1/2}=2year)を反映するような空間放射 線量率の減衰傾向が見られないことから,事故とは無関 係の傾向と考えられる.2010年11月に機器更新を行った ことから,このことの影響も考えられる.

更に、月間平均値の時系列についてSARIMAモデルの推 定を試みた.手順としては、まず、原系列の定常性の参 考とするためShapiro-Wilk検定(正規性の検定)及び Augmented Dickey-Fuller検定(単位根の検定)を行い、 次に、Rのauto.arima()関数を用いてAIC(赤池情報量基 準)を基に最適モデルの推定を行い、更に、Arima()関数 を用いて各パラメーターを求め、最後に、時系列の値と 推定モデルの値との差分である残差(residual)に対し てLjung-Box検定(自己相関の検定)及びShapiro-Wilk検 定を行いモデルの診断をすることとした。



図12 名古屋局における空間放射線量率(月間平均値) の時系列及び各成分



図13 名古屋局における空間放射線量率(月間平均値) のQ-Qプロット

まず, 原系列へのShapiro-Wilk検定の結果(p>0.05) 及び図13の正規Q-Qプロットの直線性から, 原系列は正 規分布に従うと見なした.

また, Augmented Dickey-Fuller検定の結果(p<0.05) から,原系列は単位根過程を持たないと見なした.なお, 検定にはadf.test()関数を用い, Lagの指定は行わなか った.

当地における空間放射線量率の時系列について発散 することは考えづらく,正規性及び単位根の検定結果も 踏まえ,原系列は定常性があると判断した.

次にauto. arima() 関数によりSARIMAの次数を推定し たところ, SARIMA(1,0,0)×(2,0,0)₁₂が求められた.た だし,単位根がないと仮定しd=0を指定した.このモデ ルは,図10において,コレログラムが周期性を示しつつ 漸減していることや,偏コレログラムにおいてLag=1だ けが高いことと矛盾しない.参考まで,時系列モデルの ACF及びPACFに係る特徴について表4に示す³⁰⁾.

^{*5} 本報では、時系列データからトレンド成分及び季節変動成 分を差し引いた残りを残余(remainder)といい、時系列と SARIMA モデルとの差分を残差(residual)ということにより、 両者を区別する.

モデル	ACF	PACF
ホワイトノイズ	ゼロ	ゼロ
AR (p)	徐々に消滅	ラグp以降, 切断
MA(q)	ラグq以降,切断	徐々に消滅
ARMA (p, q)	徐々に消滅	徐々に消滅
SAR(P,s)	s毎に突出で徐々に消滅	ラグsP以降,切断
$AR(p) \times SAR(P,s)$	s毎に突出で徐々に消滅	ラグp+sP以降,切断
SMA(Q,s)	ラグsQ以降,切断	徐々に消滅
$\mathrm{MA}\left(q\right)\times\mathrm{SMA}\left(Q,s\right)$	ラグq+sQ以降,切断	徐々に消滅
SARMA(p,q;P,s,Q)	徐々に消滅	徐々に消滅

表4 時系列モデルの特徴(抜粋)³⁰⁾

更に、Arima()関数によりパラメーターの値を求めた ところ、AR(1) = 0.633、SAR(1) = 0.234、SAR(2) = 0.303、Mean = 40.2、 σ^2 = 0.193と計算されたことから、 次式のとおりモデルを推定した.

$$\begin{split} y_t &= 6.84 + 0.633 y_{t-1} + 0.234 y_{t-12} - 0.148 y_{t-13} \\ &+ 0.303 y_{t-24} - 0.192 y_{t-25} + \varepsilon_t, \ \varepsilon_t {\sim} \mathbb{N}(0, 0.193) \end{split}$$

ここで y_t は、t時点における確率変数(ここでは空間放射 線量率の月間平均値)であり、 ϵ_t はt時点におけるホワイ トノイズである.

残差について, Ljung-Box検定を行ったところp>0.05 であり,図14のコレログラムにおいても概ね自己相関が 認められなかったことから,一応,残差は自己相関を有 していないものと見なした.

また,残差についてShapiro-Wilk検定の結果(p>0.05) 及び図14のヒストグラムから,正規性ありと見なした.

以上から,モデルは概ね適切に推定されたものと見な した.



図14 名古屋局における空間放射線量率(月間平均値) の時系列にSARIMA(1,0,0)×(2,0,0)₁₂モデルを適用し た場合の残差系列

参考として, 推定モデルを適用した場合の将来予測を 図15に示す. モデル推定に用いた時系列は月間平均値で あり, また, 空間放射線量率に大きな影響を与える降水 現象について説明変数としていないため, この予測に予 報的価値はない. しかしながら, 季節変動を主たる変動 パターンとしていることを概観するのには役立つ.



図15 名古屋局における空間放射線量率(月間平均値) の時系列にSARIMA(1,0,0)×(2,0,0)₁₂モデルを適用し た場合の将来予測

3.1.3 県内5局における空間放射線量率(2012~2017年 度)

最初に各局における測定値の要約統計量を表5に示す. また,参考のため,各局における測定装置の設置条件を 表6に示す.

表5 5局の空間放射線量率に係る要約統計量

	日間	日間平均値の最小値等(nGy/h)			
	最小値	中央値	平均值	最大値	累積值注
名古屋局	37	40	40.5	48	0.35
豊橋局	35	38	38.9	48	0.34
岡崎局	75	78	78.0	88	0.68
一宮局	50	53	53.8	73	0.47
設楽局	46	52	52.0	70	0.46

表注) 1nGy/h=1nSv/hで換算した¹¹⁾後,時間数との積をとった.

表6 5局における測定装置の設置条件

	検出器下	地上高さ	標高 ¹⁸⁾	周囲の主な
	の状況	(m)	(m)	土地利用状況
名古屋局	建築物	34	7	商業地,宅地
豊橋局	アスファルト	1	19	商業地, 宅地
岡崎局	裸地	1	20	商業地, 宅地
一宮局	アスファルト	1	9	農地, 宅地
設楽局	植え込み	1	463	林地, 宅地

計算された累積値に関連し,我が国における自然放射 線による被ばくの線量は2.1mSv/年とされており³¹⁾,ま た,国際放射線防護委員会2007年勧告において公衆被ば くに係る追加被ばく(計画被ばく)の線量限度は1mSv/年 とされている^{32),33)}ことを行政上の参考まで付記してお く.

次に,各局における月間平均値の時系列を図16に示す.



図16 県内5局における空間放射線量率(月間平均値)の 推移

特徴として、岡崎局において、他局よりも高く80nGy /h弱で推移していることが挙げられる.

要因として考えられるのは、当地の地質に由来する放 射線の影響である. 岡崎市は花崗岩(御影石)の産地とし て知られている³⁴⁾. 放射性核種の含有量は花崗岩などの 酸性岩で高いことから、花崗岩が分布する地域は自然放 射線レベルが高いとされている³⁵⁾.

測定局をプロットした愛知県地図に表層地質図¹⁷⁾を 重ねると図17のとおりであり,岡崎局が設置されている 土地は礫・砂・泥に分類されているものの,花崗岩質岩 石とされるエリアに隣接している.

図18の標高¹⁶⁾や水涯線¹⁸⁾からは,標高の低い岡崎局周 辺に堆積している礫・砂・泥の供給源が,標高の高い花 崗岩質岩石を表層地層とする地域にあることが推察さ れる.

以上から,花崗岩を母岩とする礫・砂・泥が,標高の 低い岡崎局周辺に流入し(図18中に矢印によりイメージ を示す.),空間放射線量率を押し上げていることが考 えられる.



図17 花崗岩質岩石の分布¹⁷⁾と測定局位置との関係



図18 標高¹⁶⁾及び水涯線¹⁸⁾と測定局位置との関係

次に,月間平均値の時系列データについて,分解及び 月次別推移の確認を行った.結果を図19から図26に示す.

豊橋局,一宮局及び設楽局ではトレンドの効果が大き く,とりわけ豊橋局においてその傾向が顕著である.こ の原因について,現段階では合理的な説明ができないた め,今後の課題とする.

岡崎局では、季節変動が時系列の変動に大きく効いて いる.名古屋局と比較すると、11月に最大、4月に最小 となるのは同じだが、8月にも極大をとるのは異なるパ ターンである.地質・気象条件等の地域差、検出器設置 条件の違い(名古屋局:建築物の屋上、岡崎局:裸地)、 検出器設置高さの違い(名古屋局:34m、岡崎局:1m)、 あるいはそれら以外の要因も念頭に、更なる検討が必要 である.



図19 豊橋局における空間放射線量率(月間平均値)の 時系列及び各成分



図20 岡崎局における空間放射線量率(月間平均値)の 時系列及び各成分



図21 一宮局における空間放射線量率(月間平均値)



図22 設楽局における空間放射線量率(月間平均値)の 時系列及び各成分



図23 豊橋局における空間放射線量率(月間平均値)の 月次別推移



図24 岡崎局における空間放射線量率(月間平均値)の 月次別推移



図25 一宮局における空間放射線量率(月間平均値)の 月次別推移



図26 設楽局における空間放射線量率(月間平均値)の 月次別推移

-24-

3.2 核種分析調査結果の推移

まずは、人工放射性核種の検出状況について要約し、 図27に示しておく.



図注) イラストの引用元:いらすとや https://www.irasutoya.com/ イラストレイン http://illustrain.com/

図27 本県における人工放射性核種の検出概況

自然放射性核種については特徴的な挙動を示すもの のみ本編で扱う.特段の説明が不要と考えられるものに ついては,記録的な意味で附図に記す.

以下では、人工由来又は自然由来の別を問わず、検体 (媒体)の種類ごとに項を設け説明する.各媒体間におけ る移行が考えられる場合には、関係のあるいずれかの項 において補足説明する.

3.2.1 大気浮遊じん

2011年第1四半期*6に¹³¹Iが,2011年第2四半期に¹³⁴Cs 及び¹³⁷Csが検出されたが,一時的であり,その後は検出 されなかった.

表7 :	大気浮遊じノ	5中の人コ	L放射性核	種の	放射能滤	農度
------	--------	-------	-------	----	------	----

年・四半期	$^{131}\mathrm{I}(\mathrm{mBq/m^3})$	$^{134}Cs (\mathrm{mBq/m^3})$	$^{\rm 137}{\rm Cs}({\rm mBq/m^3})$	
2011年第1四半期	0.026 ± 0.0050	ND	ND	
2011年第2四半期	ND	0.22 ± 0.0050	0.23 ± 0.0055	

各都道府県の状況と比較するため2011年第2四半期の ¹³⁷Cs放射能濃度を日本地図上にプロットすると,図28 のとおり,本県への到達量は相対的に僅かであったこと が分かる.

なお,本県で検出されたこれら人工放射性核種は事故の影響によるものと推定されることは既報³⁾のとおり

である. 事故により放出された¹³⁴Csと¹³⁷Csの比はほぼ 1:1であることが知られており³⁶⁾, このことは, 表7にお ける¹³⁴Csと¹³⁷Csの比からも見て取れる.



図28 大気浮遊じん中の¹³⁷Csに係る各都府県との比較

⁷Be放射能濃度の推移については図29のとおりであった. コレログラムからは前年同期(Lag=4quarter)との正の自己相関が確認される.



図29 大気浮遊じん中⁷Beの推移とその自己相関

⁷Beの推移を期別にまとめると、図30のとおり、第1四 半期から第2四半期にかけて放射能濃度が上昇し、第3 四半期に下降し、第4四半期に再び上昇する、といった 二山型の季節変動が確認される.

従前より,我が国の多くの地点において,大気浮遊じんの⁷Beは春季と秋季に高く,夏季に低い値を示すことが知られており³⁷⁾,今般,本県でも類似の傾向をとることが明らかとなった.

また,土井らは,筑波山山頂のオゾン濃度と地表付近 のエアロゾルに含まれる⁷Be濃度の季節変化のパターン がよく合致することを報告している³⁸⁾.本県においても, 今後,⁷Beのモニタリングを詳細に行い,これをトレー

^{*6} 行政機関では,通常,四半期を年度表記で表す(例えば第1 四半期は4~6月)が,ここでは他のグラフとの整合上,年表 記で表す(第1四半期は1~3月).

サーとして活用することにより,大気上層からあるいは 大陸側からのオゾン移流の程度について,行政上有用な 知見が得られることも期待される.

次に、「Beの時系列を各成分に分割すると図31のとお りになり、季節成分の効果が大きく現れている.また、 トレンド成分の変動については、2008年から2009年にか け極大となり、以降は低水準で推移し、2016年から再び 上昇傾向となっている.この長期的な推移について、太 陽11年周期との関連も考えられるところであり、更なる データの収集及び解析により今後検討したい.

更に、3.1.1と同様の手順によりモデル化を試みた.

図32に示すQ-Qプロットの直線性は若干崩れているが, Shapiro-Wilk検定の結果(p>0.05)から,原系列には正規 性があると見なした.



図30 大気浮遊じん中⁷Beの四半期別推移



図31 大気浮遊じん中⁷Beの時系列及び各成分



図32 大気浮遊じん中⁷BeのQ-Qプロット

Augmented Dickey-Fuller検定の結果(p>0.05)から, 原系列には単位根があると見なした.

このため,原系列そのものにはARMAモデルを適用でき ないことに留意しつつ,差分系列を念頭にSARIMAモデル の推定を行うこととした.

Rのauto.arima()関数を用いたところ,最適モデルは SARIMA(0,0,0)×(0,1,1)₄とされた.このモデルは,図 29のコレログラム及び偏コレログラムにおいて季節性 以外の特徴を見いだせないこととも矛盾しない.

更に、Arima()関数によりパラメーターの値を求めた ところ、SMA(1) = -0.493、 $\sigma^2 = 0.522$ と計算されたこ とから、次式のとおりモデルを推定した.

$y_t - y_{t-4} = \varepsilon_t - 0.493\varepsilon_{t-4}$, $\varepsilon_t \sim N(0, 0.522)$

残差について, Ljung-Box検定の結果(p>0.05)及び図 33のコレログラムから自己相関はないものと見なした.

また,残差について,Shapiro-Wilk検定の結果(p> 0.05)から正規性はあるものと見なした.なお,ヒスト グラムの形状を考察する上で,測定データ数が十分とは 言えないため,図33右下は判断材料としなかった.

以上から,モデルは,与えられた時系列に対して適切 に推定されたものと見なした.

参考まで、このモデルによる将来予測を図34に示す.

なお,解析に用いた⁷Beの時系列データは,その測定 頻度(3か月分の試料を取りためて測定)ゆえに時間分解 能が低く,加えて,⁷Beは半減期が短い(T_{1/2}=53day)こ とから,時系列変化の正確な把握のためには,更に採取 間隔を短くした上での測定や解析が必要である.



図33 大気浮遊じん中⁷BelこSARIMA(0,0,0)×(0,1,1)₄ モデルを適用した場合の残差系列



図34 大気浮遊じん中⁷BelこSARIMA(0,0,0)×(0,1,1)₄ モデルを適用した場合の将来予測

3.2.2 降下物

人工放射性核種の検出状況は表8のとおりである. 2011年3月から5月まで¹³¹Iが,2011年4月から10月まで ¹³⁴Cs及び¹³⁷Csが検出された.更に,2012年8月及び9月並 びに2013年4月に¹³⁷Csが再び検出された.

大気浮遊じんに係る表7と同様に,降下物に係る表8に おいても¹³⁷Cs放射能濃度は¹³⁴Csのそれとほぼ等しく,こ れら核種が事故由来であることを裏打ちしている³⁶⁾.

2012年8月及び9月並びに2013年4月に検出された¹³⁷Cs に関しては、本県においても低濃度ながら土壌に人工放 射性核種が沈着している³⁹⁾ことを踏まえると、一旦沈着 したものが再浮遊し、降下した可能性が考えられる^{40),41)}.

表8 降下物における人工放射性核種の放射能濃度

年月	¹³¹ I (MBq/km²)	¹³⁴ Cs (MBq/km ²)	¹³⁷ Cs (MBq/km²)
2011年3月	0.44±0.044	ND	ND
2011年4月	8.2±0.19	7.4 ± 0.075	6.9±0.069
2011年5月	0.47 ± 0.064	1.6 ± 0.037	1.6 ± 0.034
2011年6月	ND	0.30 ± 0.019	0.28 ± 0.019
2011年7月	ND	0.58 ± 0.025	0.63 ± 0.023
2011年8月	ND	0.24 ± 0.017	0.25 ± 0.016
2011年9月	ND	0.086 ± 0.014	0.090 ± 0.014
2011年10月	ND	0.056 ± 0.012	0.053 ± 0.0087
2012年8月	ND	ND	0.053 ± 0.0091
2012年9月	ND	ND	0.041 ± 0.012
2013年4月	ND	ND	0.044±0.0099

本県において、すべての人工放射性核種が最も高い放 射能濃度で検出された2011年4月分試料の結果について、 ¹³⁷Cs濃度を他の都道府県の測定結果と比較すると図35 のとおりであり、本県への降下量は相対的に僅かであ る.



図35 降下物中¹³⁷Csに係る各都道府県との比較

次に、⁷Beの時系列についてコレログラム及び偏コレ ログラムとともに図36に示す.コレログラムから、前年 同時期(Lag=12month)との正の相関が確認され、季節変 動の存在が推察される.

月次でまとめると、図37のとおり、4月に最大、8月に 極小、9月に極大、1月に最小となる緩やかな二山型季節 変化が見て取れる.4~6月に高濃度となる特徴は、大気 浮遊じんの図30とも類似する.

RのSt1()関数により分解すると、図38のとおり季節成 分(seasonal)の効果が大きいことが分かる.季節変動成 分において春のピークは顕著に表れているが、秋のピー クは極小から極大までの振幅が小さい.また、トレンド 成分の推移については、大気浮遊じん⁷Beのトレンドと 同様に、太陽11年周期との関連性も念頭に、今後検討し たい.



図36 降下物中⁷Beの推移とコレログラム







図38 降下物中⁷Beの時系列及び各成分

更に、3.1.1と同様の手順によりモデル化を試みた. 原系列に対するShapiro-Wilk検定の結果,p<0.05であった.しかしながら、Q-Qプロットの形状(図39)から、原 系列は正規分布から大きくは外れていないものと判断 した.

Augmented Dickey-Fuller検定の結果(p<0.05) から 原系列には単位根がないと見なした.

自然由来の⁷Beについて時系列が発散するとは考えづ らく,正規性及び単位根の検定結果も踏まえ,原系列の 定常性を仮定することとした.

Rのauto.arima()関数を用いたところ、最適解は、SA RIMA(1,0,0)×(2,0,0)」2によって表された.

更に、Arima()関数を用いてパラメータを求めたところ、AR(1)=0.0250、SAR(1)=0.316、SAR(2)=0.294、 Mean = 95.4、 σ^2 = 1600 と計算されたことから、次式のとおりモデルを推定した.

$y_t = 36.3 + 0.025y_{t-1} + 0.316y_{t-12} - 0.008y_{t-13} + 0.294y_{t-24} - 0.007y_{t-25} + \varepsilon_t, \ \varepsilon_t \sim N(0, 1600)$

残差について,Ljung-Box検定の結果はp>0.05であり, 図40のコレログラムも概ね自己相関が認められなかっ たことから,一応,自己相関はないものと見なした.

残差について, Shapiro-Wilk検定の結果(p<0.05)から 正規分布であるとする帰無仮説は棄却されるが,一方, 図40右下のヒストグラムは,ある程度正規分布に類似し た形状にも見える.

以上から,暫定的なモデルとして前述の式を置く. 参考まで,求められた暫定モデルを適用した場合の将 来予測を図41に示す.





図40 降下物中⁷BeにSARIMA(1,0,0)×(2,0,0)₁₂モデル を適用した場合の残差系列



図41 降下物中⁷BelこSARIMA(1,0,0)×(2,0,0)₁₂モデル を適用した場合の将来予測

3.2.3 陸水

源水を採取した木曽川は,源を長野県木曽郡木祖村の 鉢盛山(標高2,446m)に発し,木曽谷を下って岐阜県に 入り,本県犬山市で濃尾平野に出て伊勢湾に注いでいる 流域面積5,275km²,幹川流路延長229kmの河川である⁴²⁾.

すなわち,源水の採水位置は犬山市内であるが,その 主な集水域は岐阜県及び長野県にあるので,放射性物質 の移行について考える場合には,両県における測定結果 についても注意する必要がある.

木曽川で取水された源水は、処理後、名古屋市内に供 給されており、蛇口水は当センター(名古屋市北区)にお いて採取した.

源水,蛇口水のいずれについても,本県の実施したゲ ルマニウム半導体核種分析装置を用いる方法において, 人工放射性核種の検出はなかった.ただし,2012年1月 16日に採取した源水試料において,日本分析センターが, 放射化学分析法により前処理を行いガスフローGM計数 装置で分析する方法により測定したところ,僅かに 0.18mBq/Lの¹³⁷Csを検出している¹⁰⁾.

なお,水道水中の放射性物質に係る管理目標値は10 Bq/kg(≒10,000mBq/L)である⁴³⁾ことを行政上の参考の ため記載しておく.



3.2.4 土壌

人工放射性核種に関しては,表9のとおり¹³⁴Csと¹³⁷Cs が検出されている.

表9 土壌における人工放射性核種の検出状況

	¹³⁴ Cs(Bq/kg乾土)		¹³⁷ Cs(Bq/kg乾土)	
年度	0-5cm層	5-20cm層	0-5cm層	5-20cm層
2008	ND	ND	1.6 ± 0.17	0.98 ± 0.14
2009	ND	ND	1.7 ± 0.19	1.1 ± 0.16
2010	ND	ND	1.5 ± 0.16	0.87±0.14
2011	1.3 ± 0.17	ND	3.2±0.25	2.5±0.21
2012	0.91±0.13	ND	2.6±0.20	1.7 ± 0.17
2013	1.2±0.18	ND	3.5±0.22	0.58 ± 0.17
2014	0.73±0.13	ND	4.0±0.23	1.2±0.15
2015	0.71 ± 0.16	ND	3.6±0.22	2.3±0.17
2016	ND	ND	3.0±0.24	1.4±0.19
2017	ND	ND	3.0±0.21	1.4±0.16

図43に¹³⁴Csの推移を示す.¹³⁴Csについては2011年度から2015年度までの試料について検出されている.¹³⁴Cs 放射能濃度の減少傾向は、半減期(T_{1/2}=2year)による減 衰と考えられる.

なお、当センターの渡辺らは、2013年度から2016年度

にかけて県内20か所において土壌に係る放射能調査を 実施し、田原市だけでなく県東部に広がる¹³⁴Csの沈着を 報告している³⁹⁾.

¹³⁷Csについては,図44のとおり事故以前から過去の大 気圏内核実験に起因して検出されてきたが⁶⁾,2011年度 の検出濃度はそれまでのレベルを上回った.

また,採取深さに関し,¹³⁴Csについては,0-5cm層に 検出があった年度においても5-20cm層からは検出され ておらず,¹³⁷Csについては,すべての年度に0-5cm層と 5-20cm層の両方において検出されているが5-20cm層に おける放射能濃度の方が低かった.土質の性質にもよる が¹³⁷Csは表層にとどまりやすいとされる知見⁶⁾が,本県 調査地点におけるCsの挙動にも当てはまる.

なお,図43及び図44のグレー色点線はおおよそのLOD を示し,マゼンタ色点線は事故のあった2011年3月を示 す.(次項以降の図46及び図48に同じ.)



図43 土壌中の¹³⁴Cs放射能濃度



図44 土壌中の¹³⁷Cs放射能濃度

3.2.5 野菜

田原市は市町村別農業産出額で全国第1位と推定され ており、全国でも屈指の農業地帯となっている⁴⁴.

この田原市内において、大根及びほうれん草を採取し、 測定したが、人工放射性核種は不検出であった.ただし、 2011年度(2012年1月10日)に本県が購入・灰化した試料 において、日本分析センターが更に放射化学分析法によ り前処理を行いガスフローGM計数装置で分析する方法 により測定したところ、僅かに、大根から0.018Bq/kg 生、ほうれん草から0.017Bq/kg生の¹³⁷Csを検出した¹⁰⁾.

農地土壌中の放射性セシウムの野菜類への移行係数 (野菜1kgあたりの放射能濃度/土壌1kgあたりの放射能 濃度)は、大根が0.00080-0.0011,ほうれん草が 0.00054とされている⁴⁵⁾.農地にも3.2.4の土壌放射能レ ベルと同等のセシウムが存在すると仮定しても、大根や ほうれん草における¹³⁷Csの期待値は相当に低い10⁻³Bq/ kg生程度と計算されることから、今後もこれら野菜から 人工放射性核種は検出されないものと推察される.



図45 放射性物質の野菜への移行イメージ⁶⁾

3.2.6 海産生物

あさり及びきすからは、表10及び図46のとおり¹³⁷Cs が検出されている.

表10 海産生物中の¹³⁷Cs放射能濃度

年度	あさり(Bq/kg生)	わかめ(Bq/kg生)	きす(Bq/kg生)
2008	ND	ND	0.12 ± 0.017
2011	ND	ND	0.079±0.016
2015	ND	ND	0.096 ± 0.017
2016	0.043 ± 0.0087	ND	0.048 ± 0.0084
2017	ND	ND	0.079 ± 0.0089



図46 海産生物中の¹³⁷Cs放射能濃度

あさりについては、図46に示す2016年の¹³⁷Cs検出より 以前においても検出されており、2003年度は0.034Bq/ kg生、2004年度は0.031Bq/kg生であった.

きすからは、図46より明らかなように、事故以前から 検出されている.

これらの海産生物において¹³⁷Csが検出される原因と しては、図47のような放射性核種の移行がある.事故以 前における¹³⁷Csの検出はかつての大気圏内核実験等の 影響と考えられ,事後以後には明らかに見て取れるよう な上乗せ分の増加は見られない.

あさりは、着底後、殻長数mmの間は海底のごく表面に いるが、成長とともに砂中に深く潜るようになる.食性 については、デトライタス、珪藻類等を摂食するろ過食 性であることが知られている⁴⁶⁾.

亭島らは、あさりは外界水の塩分変化とともに体液の 塩分が変動する浸透順応型動物であることから、魚類よ りも、体内の放射性セシウム濃度は海水中での濃度に大 きく依存するとし、一方で、ろ過食性であるアサリが微 細な土粒子に吸着した放射性セシウムを体内に取り込 む場合についても言及している⁴⁷⁾.

きすは海底付近において遊泳しており,底生動物の捕 食者であって,未成魚の主な餌生物は端脚類と多毛類で あり,成魚の主な餌生物はエビと多毛類である⁴⁸⁾.

前述の亭島らは、東京湾における堆積物中では、有機 物が放射性セシウムの主要な保持担体である可能性に ついて指摘し、同湾におけるシロギスでは「堆積物→餌 料生物→魚体内」を主経路として環境中の放射性セシウ ムを取り込むと推察している⁴⁹.

本県における海産生物への¹³⁷Cs移行メカニズムにつ いて,詳細は不明ながら,こうした先行研究で述べられ ているような,海水,海底土,餌生物からの経路が考え られる.

なお,海産生物中に検出された放射性セシウムは,食品中の放射性セシウムに係る基準値100Bq/kg⁵⁰⁾を大き く下回っていることを,行政上の参考まで付記する.



図47 放射性物質の海産生物への移行イメージ⁶⁾

3.2.7 海水

本県が測定する,ゲルマニウム半導体核種分析装置を 用いて放射性核種を一斉に測定する方法において,人工 放射性核種は不検出であった.

ただし、2008年度から2012年度まで、日本分析センタ ーが、放射化学分析法により前処理を行いガスフロー GM計数装置で分析する方法により測定したところ、表 11のとおり事故以前から僅かに¹³⁷Csを検出している¹⁰⁾.

表11 日本分析センターが測定した

年度	¹³⁷ Cs (mBq/L)	
2008	1.1 ± 0.28	
2009	1.5 ± 0.29	
2010	1.7 ± 0.28	
2011	1.6 ± 0.29	
2012	2.3 ± 0.34	

IAEA (国際原子力機関)は、海産生物の濃縮係数に係る 推奨値(Recommended value)を、藻類(Macroalgae)につ いて50、貝類等(Molluscs)について60、魚(Surface water fish)について100としている⁵¹⁾.日本分析センタ ーの測定値を参考に、海水の放射能濃度を2mBq/Lと仮定 すると、魚中の濃度は0.2Bq/kg、貝の濃度は0.12Bq/kg と計算され、3.2.6の測定値と桁レベルで一致する.こ のことからは、ゲルマニウム半導体核種分析装置の感度 を下回るごく微量な海水中¹³⁷Csの存在が推測される.

表12 Csに係る濃縮係数⁵⁰⁾

生物の種類	濃縮係数
植物プランクトン(Zooplankton)	20
動物プランクトン(Phytoplankton)	40
大型藻類(Macroalgae)	50
甲殻類(Crustaceans)	50
貝類等(Molluscs)	60
魚(Surface water fish)	100

3.2.8 海底土

海底土においては,事故前から僅かに¹³⁷Csが検出されていた.

海底土に含まれる¹³⁷Csが海産生物に移行している可 能性があることは, 3.2.6において考察したとおりであ る.

年度	¹³⁷ Cs (Bq/kg 乾土)
2009	0.54 ± 0.18
2011	0.57 ± 0.14
2015	0.64 ± 0.16





4まとめ

空間放射線量率に関し,2011年3月の日間最大値において,事故後数日経った後に小幅な上昇が検知されたが, 一時的なものであった.

名古屋局における空間放射線量率の時系列解析から は、秋から初冬(10~12月頃)に高く、春から初夏(4~6 月頃)に低くなる季節性が明らかになった。岡崎局にお いても類似の季節性が見られた。 空間放射線量率は一貫して岡崎局で高く,要因として 地質由来の放射線が考えられた.

核種分析調査結果から,事故由来の人工放射性核種に ついて,複数の検体から検出されたが,その放射能濃度 は僅かであった.

大気浮遊じんからは¹³¹I, ¹³⁴Cs及び¹³⁷Csが検出された が,一時的であった.

降下物から¹³¹I,¹³⁴Cs及び¹³⁷Csが検出された.¹³¹Iは 2011年5月まで、¹³⁴Cs及び¹³⁷Csは2011年10月まで検出さ れた.¹³⁷Csは2012年8~9月、2013年4月にも検出され、 再飛散からの降下が疑われた.

土壌においては,2011年度から2015年度までの0-5cm 層試料において¹³⁴Csが検出された.¹³⁷Csは事故以前も含 めすべての年度において継続して検出され,その残留性 が確認された.

海産生物のうちあさりときすについて,事故以前から ¹³⁷Csが検出されており,事故後も放射能濃度の上昇は見 られなかった.

海底土について,事故以前から¹³⁷Csが検出されており, 事故後も放射能濃度の上昇は見られなかった.

陸水,野菜,海水については,本県の測定データにお いて,人工放射性核種は確認されなかった.

自然放射性核種のうち⁷Beに関し,大気浮遊じん及び 降下物において,春季と秋季に放射能濃度が高くなる二 山型の季節変動が確認された.

文 献

- 大沼章子,小迫真紀,猪飼誉友,山田直樹,富田 伴一:愛知県における放射能調査,愛知県環境調 査センター所報,29,125-132 (2001)
- 2) 増永信夫,角脇 怜:愛知県における環境放射能 水準調査の現状,愛知県環境調査センター所報, 32,73-81 (2004)
- 3)日比野啓一,冨田孝子:愛知県における環境放射 能水準調査について,愛知県環境調査センター所 報,40,55-59 (2012)
- 4)太田裕二:環境放射能モニタリングの現状, RADIOISOTOPES, 55, 351-359 (2006)
- 5) International Atomic Energy Agency : The Fukushima Daiichi Accident - Report by the Director General (2015)
- 6) 放射線による健康影響等に関する統一的な基礎資料(平成29年度版),
 http://www.env.go.jp/chemi/rhm/h29kisoshiryo

.html (2019.2.7)

- 7)原子力規制庁監視情報課放射線環境対策室:環境 放射能水準調査委託実施計画書 平成29年度
- The Comprehensive R Archive Network, http://www.cran.r-project.org/ (2019.2.7)
- 9) RStudio, https://www.rstudio.com/ (2019.2.7)
- 10) 原子力規制庁:日本の環境放射能と放射線「環境放射線データベース」,
 http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/
 search.top (2019.2.7)
- 原子力規制委員会:放射線モニタリング情報, http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/ (2019.2.7)
- 12) 気象庁:過去の気象データ・ダウンロード、
 https//www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.
 php (2019.2.7)
- 13) 文部科学省:ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー 平成4年3訂
- 14) QGIS, https://qgis.org/ja/site/ (2019.2.7)
- 15) Global Administrative Areas, GADM Data, http://www.gadm.org/country (2019.2.7)
- 16) 国土交通省国土政策局国土情報課:国土数値情報
 ダウンロードサービス,
 http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/ (2019.2.7)
- 17) 国土交通省国土政策局国土情報課:20万分の1土地 分類基本調査GISデータ, http://nrb-www.mlit.go.jp/kokjo/inspect/ inspect.html (2019.2.7)
- 18) 国土交通省国土地理院:基盤地図情報ダウンロード サービス, https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php (2019.2.7)
- 19) Leaflet, https://leafletjs.com/ (2019.2.7)
- 国土地理院:地理院地図(電子国土Web), http://cyberjapandata.gsi.go.jp/ (2019.2.7)
- 21)愛知県環境部環境活動推進課:年度ごとに取りまと めた測定結果(国の委託事業環境放射能水準調査結 果),

https://www.pref.aichi.jp/soshiki/ kankyokatsudo/0000059000.html (2019.2.7)

- 22) 辻本 忠:環境放射能の変動について,放射線科学,37,81-83 (1994)
- 23) 馬場真哉:時系列解析と状態空間モデルの基礎,

プレアデス出版 (2018)

- 24) UNSCEAR: UNSCEAR 2013 Report to the General Assembly (Scientific Annex A) (2014)
- 25)環境省:資料1「環境放射能水準調査等における空間放射線量率の解析結果」,平成27年度第2回大気環境における放射性物質の常時監視に関する評価検討会
- 26)小西浩之,富士栄聡子,生嶋清美,保坂三継, 中江 大:東京都新宿区における福島第一原子力発 電所事故後の空間線量率とガンマ線スペクトルの 経時変化,RADIOISOTOPES, 64, 185-195 (2015)
- 27) 日本分析センター:日本分析センターにおける空間 放射線量率(線量率と放射性核種の関係(2011年3月 測定分)),
 https://www.jcac.or.jp/site/senryo/senryo-ka kushu.html (2019.2.7)
- 28) 楢崎幸範:連続モニタによる空間放射線量率の測定 と解析,保健物理,35(2),187-192 (2000)
- 29)下 道国,池辺幸正:自然環境における²²²Rn,
 ²²⁰Rnおよびそれらの短半減期娘核種の濃度,保健
 物理,14,251-259 (1979)
- 30) 小島平夫:時系列予測システムの構築 Box-Jenkins手法の適用 (2004), http://www.seinan-gu.ac.jp/~kojima/BJTS/ BJTSforecSystem_dvi.pdf (2019.2.7)
- 31) 原子力安全研究協会:新版生活環境放射線(2011)
- 32) International Commission on Radiological Protection: The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (Publication 103), Annals of the ICRP, 37(2-4), (2007)
- 33) 社団法人日本アイソトープ協会:国際放射線防護委員会の2007年勧告(2009)
- 34) 仲井 豊,鈴木和博:岡崎の花崗岩を巡って,地質 ニュース, 593, 59-64 (2004)
- 35)古川雅英:日本列島の自然放射線レベル,地学雑誌,
 102(7),868-877 (1993)
- 36)河田 燕,山田崇裕:原子力事故により放出された 放射性セシウムの¹³⁴Cs/¹³⁷Cs放射能比について、 Isotope News 2012年5月号, No. 697, 16-20 (2012)
- 37) 吉牟田博子:光化学オキシダント共同研究における 浮遊粉じん中⁷Be濃度解析結果,佐賀県環境センタ 一所報,18,35-42 (2006)
- 38) 土井妙子,細見正明,溝口次夫,佐藤 純:筑波に

おける大気中のオゾンとベリリウム-7の濃度変化, 天気,40(11),827-834 (1993)

- 39) 渡辺 研,日比野啓一,本田富義,熊谷禎晃,
 森 一耕:愛知県内の土壌中における環境放射能調
 査,愛知県環境調査センター所報,45,19-24
 (2017)
- 40) 飽本一裕:粒子状放射性物質の再浮遊と移流による 2次汚染,保健物理,49(1),17-28 (2004)
- 41)恩田裕一,田村憲司,辻村妙子,福島武彦,谷田貝 亜紀代,北 和之,山敷庸亮,吉田尚弘,高橋嘉男: 放射性物質の包括的移行状況調査,放射線量等分布 マップに関する報告書(第2編),118-214 (2012)
- 42) 国土交通省:日本の川 中部の一級河川「木曽川・ 長良川・揖斐川」, http://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/ka sen/jiten/nihon_kawa/0509_kiso/0509_kiso_00. html (2019.2.7)
- 43) 厚生労働省健康局水道課長:平成24年3月5日付け健水発0305第1号「水道水中の放射性物質に係る管理目標値の設定等について」
- 44) 愛知県: あいち統計・経済トピックス「愛知県及び 県内市町村の農業産出額について(2018年6月29日 掲載),

http://www.pref.aichi.jp/soshiki/toukei/ economy-topics.html (2019.2.7)

45)農林水産省:農地土壌中の放射性セシウムの野菜類 と果実類への移行について(平成23年5月27日プレ スリリース),

http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/nouan/ 110527.html (2019.2.7)

- 46)水産庁増殖推進部:有明海漁場造成技術開発事業二 枚貝漁場環境改善技術導入のためのガイドライン (平成25年3月)
- 47)亭島博彦,江里口知己,柳田圭悟,堀口文男:東京 湾に生息するアサリの放射性セシウム,海洋理工学 会誌,21(1),31-36 (2015)
- 48)角田俊平:底流網によるキスの生態とその資源に関する研究、広島大学水産学部紀要、9,1-66 (1970)
- 49)亭島博彦,江里口知己,柳田圭悟,石川百合子, 堀口文男:東京湾に生息するシロギスの放射性セシ ウム,海洋理工学会誌,23(1),1-9(2017)
- 50) 厚生労働省医薬食品局食品安全部長:平成24年3 月15日付け食安発0315第1号「乳及び乳製品の 成分規格等に関する省令の一部を改正する省令、 乳及び乳製品の成分規格等に関する省令別表の二

の(一)の(1)の規定に基づき厚生労働大臣が定 める放射性物質を定める件及び食品、添加物等の 規格基準の一部を改正する件について」

51) International Atomic Energy Agency, Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment (Technical Reports Series No. 422), (2004) 附 図







附図5 野菜中⁷Be放射能濃度の推移







附図 10 海底土中⁴⁰K 放射能濃度の推移



附図8 海産生物中⁴⁰K放射能濃度の推移



附図9 海水中⁴⁰K放射能濃度の推移