

# チェルノブイリ事故による大気汚染の解析

## リスク工学グループ演習3班

小出文隆 川上功 黒田洋平 中野洋介

アドバイザー教官 羽田野祐子

### 概要

本研究では、従来のモデルでは困難である大気汚染の長期予測へのアプローチとして、新しい予測式が提案される基となったチェルノブイリ事故をとりあげ、その長期データの解析を行った。より正確な予測を行うため、3つの放射性核種について場所ごとに長期データを予測式にフィッティングさせる。続いて放射線被曝による健康リスクを評価し、事故発生から、放射線リスクがどのように推移してきたかを明らかにする。最後に予測式を三宅島噴火に応用し、エアロゾルによるリスク評価を行った。

## 1 はじめに

大気汚染による環境リスクの評価を行うにあたって、微妙な気象条件に左右される汚染物質の複雑な挙動過程を長期に渡って予測することは、従来の手法では非常に困難である。このような複雑なモデルを扱うための研究として、チェルノブイリ事故による大気汚染の長期データを解析した結果から新しい予測式が提案されている。この予測式では約10年間の実測データを再現できることがわかっているが、より正確な予測を行うためにはさらに長期のデータによる解析が求められている。本研究ではSr-90・Pu-238・Pu-239+240の長期データについて予測式への最小二乗法によるフィッティングを行う。次に、フィッティングした予測式を用い、放射線被曝によるリスク評価を行い、最後に予測式を他の大気汚染へ応用する。

## 2 チェルノブイリ事故の解析

### 2.1 背景

チェルノブイリ原子力発電所の事故発生以来、チェルノブイリ発電所とその近郊では大気中に放出された放射性核種の大気中濃度を地上1.5mの高さで測定し続けている。事故現場付近の測定地点の地図を図1に示す。

1986年4月26日の事故発生から20年が過ぎた現在でも、現地ではデータの観測が続けられている。また大気汚染の長期予測のための解析を行うにあたり、他の大気汚染例であるNO<sub>x</sub>やSO<sub>x</sub>等と比べ、チェルノブイリ事故は汚染源が限定的であり汚染の濃度や広がりを追従しやすい。以上の二つの点からこの観測データは大変重要なものである。

### 2.2 放射性核種の最浮遊

汚染物質である放射性核種は原子炉の火事による煙(plume)という形で大気中に大量に放出された(図2)。



図1: チェルノブイリの発電所と大気中濃度測定地点 (格子感覚は4km, "4UNIT NPP"は事故のあった4号炉の位置を示す)

放射性核種はダスト表面に付着するもの(Cs, Srなどの揮発性元素)、単一元素だけで凝集粒子を形成するもの(Ruなどの白金族)、燃料の破片に含まれるもの(Pu, Uなど)など、元素によって異なる形態をとり、一度は重力で地上に沈降(deposition)しても、粒子の重量がある程度の範囲にあれば、再び風により大気中に再浮遊(resuspension)してエアロゾルとなり、再度沈降するといった過程を繰り返す。このためにチェルノブイリ発電所近郊の空気は時間による放射性核種の大気中濃度の減衰を妨げられ、長期に渡り核種による汚染が続いている。

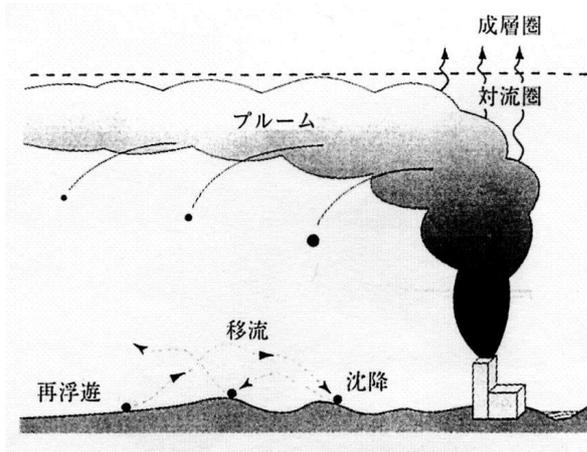


図 2: チェルノブイリ事故の模式図 (ブルームに含まれる重い粒子は発電所の近くに落ち、軽い粒子は数百 km も運ばれ、ヨーロッパ全域の汚染を引き起こした。ごくわずかな部分は成層圏まで上がり、フォールアウトとなって北半球全体を汚染した。発電所近郊の粒子は、風により再浮遊と沈降のサイクルを繰り返す、長期に渡る大気汚染となった)

### 2.3 放射線単位と汚染物質

予測式に長期データをフィッティングするにあたり、RADEK(The State Enterprise for Region Monitoring of Environment and Domestic Control of Ukraine) による環境モニタリングから得られたデータの一部と原子力研究所と CHESCIR(Chernobyl Science and Technology Centre for International Research) 間のプロジェクトで実施された、野外観測から得られた環境特性の記録を編集した報告書で公開されている、1987 年から 1999 年までの事故地点 30km 地域内における大気中放射性核種濃度を参照した。

放射能の単位にはキュリー (Ci) とベクレル (Bq) があり、1 キュリーは 1 g の Ra-226 の放射能を基準にして定められた単位で、毎秒の崩壊数、 $3.7 \times 10^{10}$  に相当する放射能の強さとして定義されている。参照したデータは 1998 年以降、記録されている濃度の単位がキュリーからベクレルに変更されていたため、単位をキュリーに統一し、フィッティングを行う際は、半年平均での値をとり使用した。

また、ここで今回解析の対象とした Sr(ストロンチウム)、Pu(プルトニウム) の人体への影響を簡単に説明する。Sr を摂取した場合、骨や歯に蓄積されなかなか排出されない。そのためひとたび体内に摂取すると長期間にわたり Sr-90 から放出されるベータ線を受けるため非常に危険である。また Pu はアルファ線を放出するため強い発癌性を持つ。そのためプルトニウムの粒子を吸入することは、人体に大変有害である。

### 2.4 解析方法

チェルノブイリ事故による大気汚染については様々な計算機シミュレーションが行われてきているが、これらは先に記した再浮遊と沈降の過程を考慮していないため実測値との大きなずれが生じる。このような複雑な過程をモデル化するために、実測値をフラクタル解析して導かれた、再浮遊を考慮した予測式が提案されている。本研究ではこの予測式に長期データのフィッティングを行った。

## 3 長期データのフィッティング

### 3.1 最浮遊の長期モデル

長期データをフィッティングするための予測式は、以下のような手順で導かれる。

はじめに、長期データに対してフラクタル解析で用いられる Hurst 解析と呼ばれる方法を適用する。時系列データを  $T$  日ごとに  $N$  個に分割し、分割された部分ごとに平均値  $\bar{C}_i(t)$  を計算する。この  $\bar{C}_i(t)$  が年平均  $\bar{C}$  に関してどの程度揺らいでいるか表す値  $\sigma(T)$  を以下のように計算する。

$$\sigma(T) = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N (\bar{C}_i(t) - \bar{C})^2 / N}}{\bar{C}} \quad (1)$$

これを全ての年について計算し、それらの平均値を求める。さらに、 $T$  を 2 日から 60 日まで変化させ、 $\sigma(T)$  の  $T$  依存性を  $T$  のべき乗の形で求めると、チェルノブイリの放射性核種の大気中濃度は、

$$\sigma(T) \sim T^{-0.33 \pm 0.08} \quad (2)$$

のような関係を持っていることが明らかになった。変動が完全にランダムであれば  $T$  のべき指数は  $1/2$  に近くなり、規則性があれば  $0$  に近くなるが、(2) 式の値はそれらの中間にあたることからわかる。

このような性質を再現する、エアロゾルの拡散と再浮遊および沈降を考慮した新しいタイプの移流方程式は以下ようになる。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v_1 \frac{\partial C}{\partial x_1} + v_2 \frac{\partial C}{\partial x_2} + \lambda C = \delta(x_1) \delta(x_2) \delta(t) \quad (3)$$

ここで  $v_1, v_2$  はそれぞれ  $x, y$  方向の実質的風速であり確率変数と考える。 $\delta$  関数は事故による核種の放出を表す。

ここで、乱流理論において Corrsin-Obukhov の関係と呼ばれる式、

$$\langle v_i(t) v_j(t + \tau) \rangle \sim \delta_{i,j} \tau^{-\frac{2}{3}} \quad (4)$$

を用いる。この式は、実際の風が完全にランダムに吹いているのではなく、その風速が時間的に相関をもっていることを示している。

これら (3) 式、(4) 式を解析的に解くことにより、ある地点における、ある放射線核種の大気中濃度  $C$  は以下のような予測式で表される。

$$C(t) \sim A e^{-\lambda t} t^{-\frac{4}{3}} \quad (5)$$

ここで  $t$  は事故からの日数であり、大気中濃度が時間によってどれだけ減衰するかを示している。 $\lambda$  は

核種が再浮遊と沈降のサイクルから取り除かれるサイクルを表し、  
 $\lambda = (\text{放射性崩壊定数}) + (\text{植物の取り込み率}) + (\text{河川や地下水への流出率}) + \dots$   
 のようにして求められる。Aは事故が起こった後、その場所に最初に沈降した核種の量を定める値である。

### 3.2 最小二乗法によるフィッティング

予測式 (5) と実測データとをフィッティングするにあたり、最小二乗法を用いた。ここで、最小二乗法について概要を説明する。

$N$  個の測定値  $x_i, y_i (i = 1, \dots, n)$  に対して、モデルが  $M$  個の未知のパラメータ  $a_k (k = 1, \dots, M)$  に非線形に依存する場合のフィッティングについて考える。 $S^2$  評価関数を定義してこれを最小化することによって最適パラメータを求める。

当てはめたいモデルは、

$$y = y(x; a) \quad (6)$$

であり、 $S^2$  評価関数は

$$S^2(a) = \sum_{i=1}^N \left[ \frac{y_i - y(x_i; a)}{\sigma_i} \right]^2 \quad (7)$$

とする。ここで  $\sigma_i$  は  $i$  番目の測定値の標準偏差であり、これは既知であるとする。もしも既知でない場合は  $\sigma_i = 1$  とおく。モデルが線形である場合、 $S^2$  評価関数をパラメータ  $a$  で微分した後に連立方程式を解くことでパラメータの値を求めることが可能だが、モデルが非線形である場合繰り返し処理を行い  $S^2$  が最小となるようパラメータ  $a$  を最適化する必要がある。

最小値に近いとき、 $S^2$  は次のような 2 次式に近似できる。

$$S^2(a) \approx \gamma - d \times a + \frac{1}{2} a \times D \times a \quad (8)$$

$d$  は  $M$  次のベクトル、 $D$  は  $M \times M$  行列である。

もしこの近似が正しいならば次のようにして試行パラメータの組  $a_{cur}$  から最小値  $a_{min}$  を求めることが可能である。

$$a_{min} = a_{cur} + D^{-1} \times [-\nabla S^2(a_{cur})] \quad (9)$$

この式を使用するには行列  $D$  が必要となる。これは、任意の  $a$  における関数  $S^2$  の 2 階導関数の行列を用いる。

一方  $a_{cur}$  が局所近似として正しくない場合、最急降下法のように最小値に近づくよう  $a_{cur}$  から次の試行パラメータ  $a_{next}$  を求める必要がある。

$$a_{next} = a_{cur} + C \times [-\nabla S^2(a_{cur})] \quad (C: \text{定数}) \quad (10)$$

ここで、定数は下り方向を逸しないように十分に小さくする。

以上が一般的な最小二乗法の概要である。非線形なモデルに対して最小二乗法の代表的なアルゴリズムとして Gauss-Newton 法、Levenberg-Marquardt 法等が挙げられるが、本研究ではヤコビアンを用いて最小二乗法を行うプログラムを作成しそれを用いた。

### 3.3 結果

予測式 (5) について、チェルノブイリ近郊の実測データを最小二乗法によりフィットした結果を以下に示す。表 1、表 2、表 3 は各核種の測定ポイントごとのパラメータ値である。どの地点も 4 号炉の位置から近いいためパラメータ値に大きな差は見られなかった。

表 1: Sr-90 のパラメータ値

Point	$\lambda$	A
20.0	$3.50 \times 10^{-4}$	$5.76 \times 10^{-12}$
21.0	$4.50 \times 10^{-4}$	$5.95 \times 10^{-12}$
22.0	$4.60 \times 10^{-4}$	$1.20 \times 10^{-12}$
60.1	$3.90 \times 10^{-4}$	$7.17 \times 10^{-13}$

表 2: Pu-238 のパラメータ値

Point	$\lambda$	A
20.0	$4.10 \times 10^{-4}$	$5.60 \times 10^{-14}$
21.0	$5.50 \times 10^{-4}$	$4.60 \times 10^{-14}$
22.0	$6.50 \times 10^{-4}$	$3.38 \times 10^{-14}$
60.1	$8.00 \times 10^{-4}$	$1.36 \times 10^{-14}$

表 3: Pu-239+240 のパラメータ値

Point	$\lambda$	A
20.0	$3.70 \times 10^{-4}$	$1.10 \times 10^{-13}$
21.0	$5.10 \times 10^{-4}$	$9.60 \times 10^{-14}$
22.0	$8.00 \times 10^{-4}$	$7.10 \times 10^{-14}$
60.1	$5.40 \times 10^{-4}$	$1.84 \times 10^{-14}$

また、測定ポイント 20.0 におけるフィッティング結果を図 3、図 4、図 5 に示す。実際の観測値である点をフィッティング曲線がうまく再現できている。従来の大気汚染のモデルでは困難であった長期予測が可能となった。

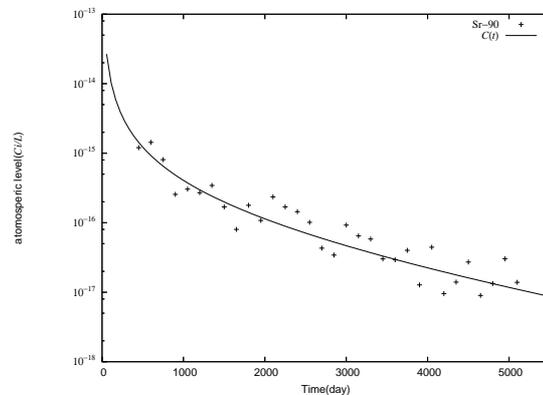


図 3: Sr-90 のフィッティング結果

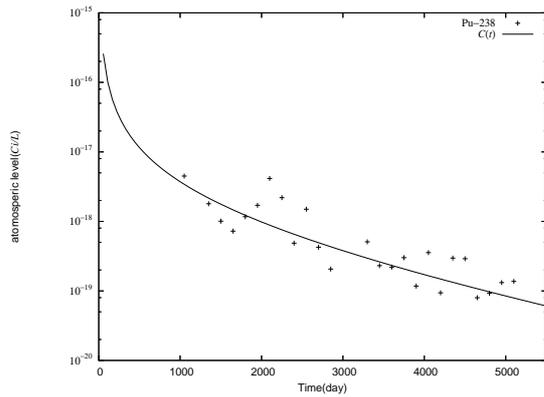


図 4: Pu-238 のフィッティング結果

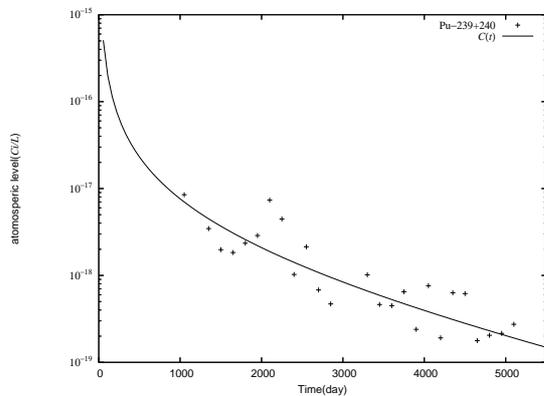


図 5: Pu-239+240 のフィッティング結果

## 4 被曝に関するリスク評価

本研究においては、予測モデルが実際の汚染濃度の推移を再現できていることをふまえ、人体への健康影響に関するリスク評価を行った。

### 4.1 放射線被曝の種類

放射線による被曝には、外部被曝と内部被曝の二種類がある。外部被曝とは、体の外にある放射性物質や放射性発生装置から放射線を受ける場合のことをいう。内部被曝とは、放射性物質を含む食べ物を食べたり、空気中の放射性物質を吸い込んだりしたときに、体の内部にある放射性物質から放射線を受ける場合のことをいう。内部被曝は、鼻または口から呼吸気道を通じて摂取する吸入摂取、口から入って飲み込まれる経口摂取、及び体内に循環する血液中への直接または傷口を通しての進入があげられる。

### 4.2 リスク評価対象

本研究ではチェルノブイリ近郊(モデル適用範囲)において、吸入摂取による健康影響リスク評価を行う

た。吸入摂取以外は、その可能性が低いこと、またその値も小さいと考えられることを理由に評価対象に含めない。経口摂取に関して言えば、作物を通してなどの被曝が考えられるが、チェルノブイリ近郊での耕作はほとんど行われていないことからその影響は無視できる。

Cs-134, Cs-137, Sr-90, Pu-238, Pu-239+240 を対象とし、評価地点は Point-22 とする。

### 4.3 リスク評価手法

放射線が物質に当たった時に吸収されるエネルギー量は Gy(グレイ) という単位で表される。1Gy は 1kg のものに 1J のエネルギーが吸収されることを示す単位である。一方、人間の体は受ける放射線の種類によって受ける影響も異なる。例えば、ガンマ線による影響を 1 とすると、中性子線はその 10 倍、アルファ線はその 20 倍もの影響力を持つ。また放射線が当たった人体の組織・臓器によってもその影響は異なる。実効線量を  $Ed$ 、吸入線量を  $Id$ 、放射線荷重係数を  $WR$ 、組織荷重係数を  $WT$  とすると放射線により人体が受ける影響は、

$$Ed[Sv] = Id[Gy] \times WR \times WT \quad (11)$$

という形で表される。リスク評価の指標としては、この実効線量 ( $Sv$ ) が用いられている。

ここで、放射線加重係数とは、放射線の違いによる身体への影響について、同じ尺度で評価するために設定された係数であり、組織加重係数とは身体の組織や臓器により異なる放射線の影響度(放射線感受性)の指標となる係数である。

ある濃度下において吸入摂取による被曝影響による実効線量を求めるには、表 4 に示した実効線量係数 ( $Sv/Bq$ ) を用いる。一日あたりの実効線量を  $Ed_{day}$ 、汚染濃度を  $C$ 、一日の呼吸量を  $q_{asp}$ 、実効線量係数を  $p$  とすると、一日あたりの実効線量は、

$$Ed_{day}(Sv/day) = C(Bq/L) \times q_{asp}(L/day) \times p(Sv/Bq) \quad (12)$$

として求めることができる。実際の評価時にはある週における平均濃度をその一年での近似値とし、汚染濃度はモデル式により求めることができる。ここで、一日の呼吸量は成人を対象とし、 $20(m^3/day)$  とした。また、モデルの核種ごとのパラメータ値を表 5 に示す。

表 4: 内部被曝実効線量換算係数 ( $Sv/Bq$ )

核種	吸入摂取	経口摂取
Cs - 134	$2.0 \times 10^{-8}$	$3.1 \times 10^{-8}$
Cs - 137	$3.9 \times 10^{-8}$	$1.3 \times 10^{-8}$
Sr - 90	$1.6 \times 10^{-7}$	$3.1 \times 10^{-8}$
Pu - 238	$1.1 \times 10^{-4}$	$2.3 \times 10^{-7}$
Pu - 239	$1.2 \times 10^{-4}$	$2.5 \times 10^{-7}$
Pu - 240	$1.2 \times 10^{-4}$	$2.5 \times 10^{-7}$

表 6: 放射線量 (mSv) による人体への影響

放射線量 (mSv)	影響
0.05	原子力発電所周辺の線量目標 (年間)
1.00	一般人の年間の線量限度
2.40	日本人が自然界から 1 年間に受ける被曝量
5.00	職業人の線量限度
150	JOC の事故現場から 80m 地点に 20 時間滞在した場合の被曝量
500	全身に浴びると白血球の一時的低下
1000	全身に浴びると吐き気や倦怠感をもちやす
3000	皮膚に浴びると脱毛
5000	永久不妊・皮膚に浴びると赤く腫れる
7000	全身に浴びると死亡
10000	皮膚に浴びると腫瘍ができる
16000 ~ 20000	JOC 事故による死亡者の推定被曝量

表 5: Point22 における各核種のパラメータ値

核種	A	$\lambda$
Cs - 134	$1.3 \times 10^{-12}$	$1.07 \times 10^{-3}$
Cs - 137	$3.2 \times 10^{-12}$	$2.68 \times 10^{-4}$
Sr - 90	$1.2 \times 10^{-12}$	$4.60 \times 10^{-4}$
Pu - 238	$3.4 \times 10^{-14}$	$6.50 \times 10^{-4}$
Pu - 239 + 240	$7.1 \times 10^{-14}$	$8.00 \times 10^{-4}$

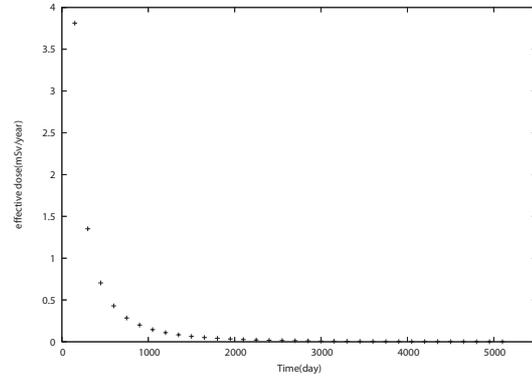


図 6: 被曝による健康リスク

#### 4.4 結果と考察

被曝による急性の影響は表 6 のように示されている。日本では 1mSv が基準となっており、事故後約 400 日後には基準より低下したことが見てとれる。実際には、他の核種 (Ru, U, I など) の影響を考えると、基準値を下回るのはさらに後になると考えられる。

今回の予測式を用いたことにより、より正確なリスク評価を行うことができ、今後何らかの事故が起こった場合に応用できると考えられる。

#### 5 応用

予測式の核種以外への応用を試みる。予測式は再浮遊過程を考慮したものであるため、基本的に再浮遊する大気汚染物質であれば、応用できる可能性がある。現在、日本で環境基準が定められている大気汚染物質は、二酸化硫黄、浮遊粒子状物質、一酸化炭素、二酸化炭素、光化学オキシダント、ベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、ジクロロメタンの 9 物質があげられる (表 4)。この中で再浮遊する物質は、浮遊粒子状物質があげられる。そこで、浮遊粒子状物質に焦点を絞り、予測式が応用できるか考察を行う。

#### 5.1 浮遊粒子状物質

浮遊粒子状物質は大気中に浮遊している粒子状の物質で、代表的な大気汚染物質の一つである。環境基準法 (1993) に基づいて定められる環境基準では、粒径  $10\mu\text{m}$  以下のものと定められている。

発生源には工場の煤煙、自動車排出ガスのような人の活動に伴うものの他、自然界由来 (火山、森林火災など) のものがある。また初期段階から粒子として排出される一次粒子と、ガス状の物質が大気中で粒子化する二次生成粒子の 2 種類がある。

粒径によっては呼吸器系の各部位に沈着するなど健康への影響が知られており、年平均  $100\text{mg}/\text{m}^3$  を越える場所では呼吸器系の問題や全死亡率の増加が確認されているが詳しいことは分かっていない。

エアロゾル粒子は微小・微量である上に、多数の因子によって表され、しかも個々の因子の対象範囲がきわめて広いことから、エアロゾル研究の基本となるエアロゾル粒子の粒径測定一つをとっても、単一の方法はもとより、同一の原理に基づく方法によ

り全域を測定することは容易でなく、エアロゾル研究の大きな障害となっている。

## 5.2 予測式の応用

自動車排出ガスからの排出のように発生源が限定しにくいものに比べて、工場の煤煙、火山活動による煙の排出は、発生源が限定されるため観測データの信頼性は高くなる。そこで、チェルノブイリ事故のように一時的な汚染物質の排出と似ている、火山噴火への予測式の応用が期待される。今回は、2000年に噴火した三宅島の火山噴火を例として用いて応用を行った。

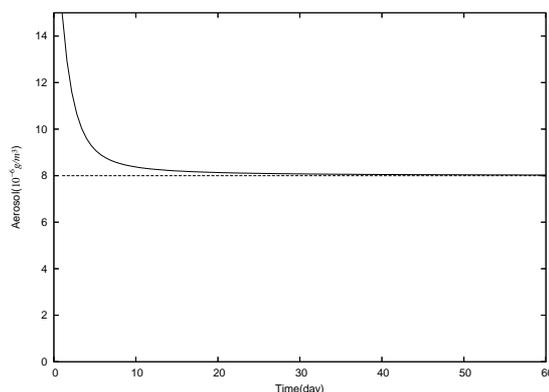


図 7: 三宅島の火山灰の減衰の予測

## 5.3 火山から排出されるエアロゾルの特徴

火山の噴火の際に噴出するエアロゾルの多くは PM2.5 と呼ばれる  $2.5\mu\text{m}$  以下の直径の粒子であり、肺の最深部にまで到達することのできる大きさである。ハロゲン、硫化物エアロゾルのいくつかは酸性であり、さらに水銀、イリジウム、ヒ素などの火山噴煙に含まれる金属は触媒作用がある可能性があり、より大きな被害を及ぼす危険性があると考えられている。

## 5.4 火山噴火によるエアロゾルの濃度推移

### 5.4.1 算出過程

予測式を火山噴火によりエアロゾルが放出された場合の算出過程について考察する。まず、予測式において、必要なパラメータは  $\lambda$  と  $A$  である。 $\lambda$  に関しては、核種の拡散の形態がダスト表面などに付着して浮遊していたことを考慮すれば、それと同様の  $\lambda$  を用いればよいと仮定される。一方  $A$  に関しては、噴火前後での濃度の差を用いることとする。観測データでは、噴火前の通常時は  $8\mu\text{g}/\text{m}^3$  であった濃度が、噴火後には  $15\mu\text{g}/\text{m}^3$  に上昇していたことが確認されている。

### 5.4.2 結果と考察

結果を図 7 に示す。本解析によって、火山噴火によるエアロゾルは二週間ほどで通常の濃度に戻ることが明らかになった。噴火の際に放出されるエアロゾルは PM2.5 であるが、その環境基準は年平均で  $15\mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、三宅島の噴火において、エアロゾルによる健康被害のリスクは小さかったといえる。

## 5.5 補足

今回用いた予測式は、浮遊粒子物質についての応用が可能であり、火山噴火の他にも工場の煤塵の濃度推移への適用などが可能であると考えられる、火山噴火への適用と同様の方法で算出が可能であるが、

工場の場合、その排出が連続的であるため、予測式を時間  $t$  によって積分することが必要となる。

## 6 まとめ

まだ解析の行われていなかった Sr-90, Pu-238, Pu-239+240 の減衰の予測を行うことができた。さらに、予測モデルから得られた汚染濃度の推移を用いることにより、人体への健康影響に関してのリスク評価を行った。この結果を用いれば、今後原子力事故が発生した場合に、初期の数ヶ月間の放射性核種の正確な放出量がわかれば、現地の大気汚染がどの程度の期間で続くのか、また健康被害を受けない安全なレベルになるまでにどの程度の期間を要するかといった予測が可能となる。

また、三宅島噴火への応用例からもわかるように、原子力事故以外の大気汚染解析に対しても、本研究で取り扱ったモデルにより、大気汚染予測を行えることがわかった。

## 参考文献

- [1] 羽田野祐子「環境汚染のフラクタル解析」『機会の研究』(第 54 巻 第一号 2002) pp.216-221
- [2] チェルノブイリ原子力発電所周辺環境における環境モニタリングデータ, 日本原子力研究所, 2002
- [3] W.H.Press(著), 丹慶勝氏(訳), 『Numerical Recipes in C』, 技術評論社, 2000
- [4] 「三宅島起源硫酸エアロゾルにより気相に追い出された硫酸・塩酸による酸性沈着の増加」, 京都大学防災研究所年報第 48 号 B
- [5] 原子力図書館げんしろう  
<http://mext.atm.jst.go.jp>
- [6] 環境省ホームページ <http://www.env.go.jp>