

東海再処理施設から大気放出された ^{14}C の米への移行

—モニタリングデータと簡易モデリングアプローチ—

Transfer of ^{14}C Discharged from Tokai Reprocessing Plant into Rice Plant
- Monitoring Data and a Simple Modeling Approach -

小嵐 淳 藤田 博喜 小沼 利光* 三上 智
秋山 聖光 武石 稔

Jun KOARASHI, Hiroki FUJITA, Toshimitsu ONUMA*, Satoshi MIKAMI
Kiyomitsu AKIYAMA and Minoru TAKEISHI

東海研究開発センター
核燃料サイクル工学研究所
放射線管理部

Radiation Protection Department
Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories
Tokai Research and Development Center

July 2007

本レポートは日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。
本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。
なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ (<http://www.jaea.go.jp/index.shtml>)
より発信されています。このほか財団法人原子力弘済会資料センター*では実費による複写頒布を行っ
ております。

〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根 2 番地 4
日本原子力研究開発機構 研究技術情報部 研究技術情報課
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920

* 〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根 2 番地 4 日本原子力研究開発機構内

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency
Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to
Intellectual Resources Section, Intellectual Resources Department,
Japan Atomic Energy Agency
2-4 Shirakata Shirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920

© Japan Atomic Energy Agency, 2007

東海再処理施設から大気放出された ^{14}C の米への移行
— モニタリングデータと簡易モデリングアプローチ —

日本原子力研究開発機構 東海研究開発センター
核燃料サイクル工学研究所 放射線管理部

小嵐 淳⁺, 藤田 博喜, 小沼 利光*, 三上 智, 秋山 聖光, 武石 稔

(2007年4月12日受理)

炭素 14 (^{14}C) は使用済み燃料の再処理に伴って再処理施設から大気中へ放出される主要な核種のひとつであり、公衆の線量評価の観点から重要な核種である。1991年から2001年の10年間にわたり東海再処理施設からの ^{14}C 放出量およびその周辺環境において得られた大気中 $^{14}\text{CO}_2$ 濃度、米中 ^{14}C 濃度のモニタリングデータを整理し、その考察を行った。東海再処理施設から放出された ^{14}C の大気拡散および米への取り込みに関して、 ^{14}C 放出源情報および気象データを入力データとして用いた簡単なモデル計算を行い、施設周辺3地点の大気中 CO_2 の ^{14}C 濃度および3地点から収穫された米中の ^{14}C 濃度を予測した。モデル計算結果は、観測結果の ^{14}C 濃度レベルおよびその変動傾向とよく一致し、 ^{14}C の環境中や植物への取込みにおける複雑な移行素過程を省略した簡便なモデリングアプローチが原子力施設から定常的に大気中へ放出される ^{14}C の環境影響評価に適用できる可能性が示された。

核燃料サイクル工学研究所：〒319-1194 茨城県那珂郡東海村村松 4-33

⁺ 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門 環境・放射線工学ユニット 兼務

* 株式会社 NESI

Transfer of ^{14}C Discharged from Tokai Reprocessing Plant into Rice Plant
- Monitoring Data and a Simple Modeling Approach -

Jun KOARASHI⁺, Hiroki FUJITA, Toshimitsu ONUMA*, Satoshi MIKAMI,
Kiyomitsu AKIYAMA and Minoru TAKEISHI

Radiation Protection Department,
Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories,
Tokai Research and Development Center,
Japan Atomic Energy Agency,
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received April 12, 2007)

Carbon-14 is one of the most important radionuclides from the perspective of dose estimation due to the nuclear fuel cycle. Japan Atomic Energy Agency (JAEA) has conducted the careful monitoring of ^{14}C in airborne release from Tokai reprocessing plant (TRP), atmospheric CO_2 and rice grains around TRP. This report reviewed the ^{14}C monitoring data obtained over ten years from 1991 to 2001. A simple mathematical model for transfer of TRP-derived ^{14}C into rice plant was tested using the data set. The model-calculated ^{14}C concentrations in atmospheric CO_2 and rice grain agreed well with the observations, suggesting an applicability of the simple modeling approach to environmental assessment for atmospheric ^{14}C discharge under steady-state conditions.

Keywords: Carbon-14, Atmospheric Discharge, $^{14}\text{CO}_2$, Rice, Mathematical Model, Tokai Reprocessing Plant

⁺ Concurrent: Research Group for Environmental Science, Nuclear Science and Engineering Directorate,
Japan Atomic Energy Agency

* NESI Co.Ltd.

目 次

1. 緒言	1
2. モニタリングデータとモデル計算のエンドポイント	2
2.1. モニタリング手法.....	2
2.2. モニタリングデータの整理と考察.....	3
2.3. その他の情報	5
2.4. モデル計算のエンドポイント.....	6
3. モデリングアプローチ	7
3.1. 大気拡散モデル.....	7
3.2. 米への移行モデル.....	8
4. モデル計算結果と考察	10
4.1. 大気中 $^{14}\text{CO}_2$ 濃度のモデル計算	10
4.2. 米中 ^{14}C 濃度のモデル計算	10
5. 放出パターンと米モデルの違いが米中 ^{14}C 濃度評価へ及ぼす影響	12
5.1. 大気放出パターンのモデルケース	12
5.2. モデル計算の方法・条件.....	14
5.3. 結果と考察	14
6. 結言	17
参考文献.....	18

CONTENTS

1. Introduction	1
2. Monitoring data and calculation endpoints	2
2.1. Monitoring methods.....	2
2.2. Review of monitoring data.....	3
2.3. Other information.....	5
2.4. Calculation endpoints.....	6
3. Modeling approach.....	7
3.1. Atmospheric diffusion model.....	7
3.2. Models for uptake of ¹⁴ C by rice plant.....	8
4. Model calculations and discussion	10
4.1. Carbon-14 concentrations in atmospheric CO ₂	10
4.2. Carbon-14 concentration in rice grains.....	10
5. Effects of differences in discharge patterns and rice models on rice ¹⁴ C estimations	12
5.1. Assumed discharge patterns.....	12
5.2. Methods and conditions in model calculations	14
5.3. Results and discussion	14
6. Conclusions	17
References	18

図表リスト

- 図 1 東海再処理施設と環境モニタリング地点
- 図 2 東海再処理施設から大気中への年間 ^{14}C 放出量
- 図 3 東海再処理施設周辺における大気中 $^{14}\text{CO}_2$ 濃度の変化
- 図 4 1992 年度における月間 ^{14}C 放出量と 3 地点における大気中 $^{14}\text{CO}_2$ 濃度
- 図 5 1991 年から 2001 年に東海再処理施設周辺で収穫された米中の ^{14}C 濃度
- 図 6 大気拡散モデルにおいて使用した濃度分布の拡がりパラメータ
- 図 7 大気中 $^{14}\text{CO}_2$ の月平均濃度のモデル計算値と観測値
- 図 8 米中 ^{14}C 濃度のモデル計算値と観測値
-
- 表 1 東海再処理施設の各排気筒からの気体廃棄物放出率 (1991~2001 年)
- 表 2 東海再処理施設の排気筒位置と環境モニタリング地点
- 表 3 東海再処理施設周辺の大気中 CO_2 の年間平均 ^{14}C 濃度
- 表 4 東海再処理施設周辺で収穫された米中の ^{14}C 濃度
- 表 5 東海再処理施設の ^{14}C 放出源付近 (海拔 100 m) の年度別風向出現頻度
- 表 6 東海村における 1999 年の水田管理スケジュール
- 表 7 稲の生長速度と光合成産物の分配
- 表 8 炭素 14 の月間放出パターンのモデルケース
- 表 9 放出パターンごとに 3 つの米モデルによって評価された米中 ^{14}C 濃度
- 表 10 異なる放出パターンに対する米中 ^{14}C 濃度評価結果の比較
- 表 11 異なる米モデルに対する米中 ^{14}C 濃度評価結果の比較
- 表 12 異なる条件下で評価された米中 ^{14}C 濃度に基づく米の経口摂取に伴う年間線量

1. 緒言

使用済み燃料の再処理に伴って再処理施設から大気中へ放出される炭素 14 (^{14}C) は、その長い半減期 (5730 年) と炭素循環・食物連鎖との密接な関係から、施設に起因した公衆への被ばく線量を評価する上で極めて重要な核種のひとつである⁽¹⁾。施設から大気中へ放出された ^{14}C の人体への主要な移行経路は収穫された米の消費であることから、日本原子力研究開発機構 東海再処理施設では、施設から大気中への ^{14}C 放出量ならびに施設周辺環境中の大気 CO_2 中 ^{14}C 濃度、収穫された米中 ^{14}C 濃度のモニタリングを 1991 年より実施してきている。

稲による大気中 ^{14}C の取込みおよび稲体内における光合成産物の貯蔵・転流などの生化学的現象を考慮に入れたモデリングアプローチによる米中 ^{14}C 濃度の評価・予測は、米中濃度の変動に関与する内的・外的要因の解析において特に有力な情報を提供することができると考えられる。しかしながら、この種のモデルにおいては必要となるパラメータの数が増えることに加えて、一般にそのパラメータ値を実験的に決定することが困難であり、パラメータ値自身およびモデル計算結果に大きな不確かさが伴う場合が多い。そのため、原子力施設の運転に伴う ^{14}C の環境影響評価の目的という観点からは、必ずしもこのような詳細な過程を取り入れたモデリングアプローチが有効であるとは言えず、本質的に考慮が必要となる要因を把握し、評価・予測結果への寄与が小さい要因を省略した簡便なモデルが適用できればより実用性・汎用性が高いと考えられる。

そこで本報告では、1991 年から 2001 年の 10 年間にわたって東海再処理施設ならびにその周辺環境で得られたモニタリングデータを整理・考察し、大気拡散および米への ^{14}C の取込みに関する簡便なモデリングアプローチによって施設からの ^{14}C 放出量データから収穫された米中 ^{14}C 濃度を評価し、簡便なモデリングアプローチの ^{14}C 環境影響評価および濃度予測における有効性について検討した。

2. モニタリングデータとモデル計算のエンドポイント

モデル検証に利用するモニタリングデータは、1991年から2001年の10年間にわたって東海再処理施設ならびにその周辺環境で継続的に取得してきたデータである⁽²⁾。本章では、これらのモニタリング手法について簡単に紹介した後、モデル検証に利用するモニタリングデータの整理・考察を行うとともに、モデル計算に必要とされるモニタリングデータ以外の情報について言及し、最後にモデル計算のエンドポイントを示す。

2.1. モニタリング手法

2.1.1. 放出モニタリング

東海再処理施設では、 ^{14}C は3つの排気筒（それぞれ主排気筒、第1付属排気筒、第2付属排気筒と呼ばれる）から放射性気体廃棄物として大気中へ放出される。排気筒の高さはそれぞれ90mであり、放出点は海拔96mに相当している。第1付属排気筒、第2付属排気筒は、主排気筒を基準としてそれぞれ東北東約210m、南西約35mの位置にある。各排気筒の放出点の直径は2.9m（主排気筒）、2.4m（第1付属排気筒）、2.8m（第2付属排気筒）であり、モデル検証対象期間における各排気筒からの放射性気体廃棄物の放出率はおおむね表1に示す通りであった。

放射性気体廃棄物中の ^{14}C モニタリングは以下の方法で行われた。気体廃棄物の一部を排気筒から流量 0.41min^{-1} で採取した。採取した気体中の炭化水素状、一酸化炭素状の ^{14}C は、 $500\text{ }^{\circ}\text{C}$ に加熱した酸化炉（白金アルミナ触媒）によって CO_2 の化学形に酸化し、冷却トラップ装置によって気体中の水分を除去した後、もともと存在していた CO_2 および酸化によって生成した CO_2 を合わせて200mlの CO_2 吸収剤（モノエタノールアミン）にバブリングすることによって捕集した。この方法による ^{14}C 捕集を1週間のバッチサンプリング方式によって実施し、1週間ごとにモノエタノールアミン試料の交換を行った。本手法による CO_2 捕集効率はほぼ100%であった^(3,4)。

1週間のバッチサンプリング後、 CO_2 の化学形で ^{14}C を捕集したモノエタノールアミンを回収し、そのうちの2mlを分取して、液体シンチレータ（Aquasol-2, Packard BioScience Co.）10mlおよび溶解補助剤としてのメタノール4mlとよく混合し、容量20mlのガラスバイアルに封入した。この調製試料に対して60minの液体シンチレーション測定（Tri-Carb Model 2550TR/AB, Packard）を行い、調製試料あたりの ^{14}C 放射能を測定した。得られた ^{14}C 放射能および各種サンプリング条件から、気体廃棄物中の ^{14}C 濃度を算出し、排気筒からの気体廃棄物の放出率を乗じることによって ^{14}C 放出量を決定した⁽³⁾。

2.1.2. 環境モニタリング

施設周辺環境中の ^{14}C モニタリングは、大気中 CO_2 の ^{14}C 濃度（5地点）および収穫された米中の ^{14}C 濃度（3地点）について行われた（表2、図1）。

大気中 CO_2 の ^{14}C 濃度のモニタリングでは、大気を 1 ヶ月間にわたって水酸化ナトリウム (NaOH) 溶液に流量 1.5 l min^{-1} でバブリングすることによってほぼ 100% の捕集効率で大気中 CO_2 を捕集した。サンプリング終了後、 CO_2 を捕集した NaOH 溶液に塩化アンモニウム (NH_4Cl) および塩化カルシウム (CaCl_2) を加えることによって炭酸カルシウム (CaCO_3) 沈殿を生成し、ろ過後にリン酸 (H_3PO_4) を加えることによって再度 CO_2 を発生させた。このようにして発生した CO_2 を金属リチウムと反応させることによってリチウムカーバイドを生成し、さらに水と反応させることによってアセチレンガスを生成し、重合触媒 (三価クロムアルミナペレット) によってベンゼンに合成した。合成したベンゼン 3 ml とベンゼンベースの液体シンチレータ 0.5 ml を容量 7 ml のミニバイアル内でよく攪拌し、500 min の液体シンチレーション測定によって ^{14}C 放射能を定量した。大気 CO_2 の ^{14}C 比放射能は、 NaOH に捕集された全 ^{14}C 放射能と炭素量から算出した。

米中 ^{14}C については、毎年通常 9 月下旬に収穫された米を、酸素を充填した試料燃焼チャンバーで燃焼し、発生した CO_2 を大気 CO_2 試料と同様の方法でベンゼンに合成し、液体シンチレーション測定によって放射能を定量した。米中 ^{14}C 比放射能は、燃焼によって発生した CO_2 に含まれる全 ^{14}C 放射能を燃焼した米の炭素量で除することにより決定した。なお、精米中の炭素重量割合は 0.41 とした。

2.1.3. 気象モニタリング

東海再処理施設では、以下の項目について気象観測を行ってきている。これらの気象観測データを基に大気安定度を分類している。

- ・ 海拔 100 m および地上 10 m における風向 (16 方位) ・ 風速 (m s^{-1})
- ・ 降雨量 (mm)
- ・ 地上 1.5 m における大気温度 ($^{\circ}\text{C}$) ・ 相対湿度 (%)
- ・ 日射 ・ 放射収支量 (kW m^{-2})

2.2. モニタリングデータの整理と考察

2.2.1. 東海再処理施設から大気中への ^{14}C 放出量

モデル計算の対象期間とした 1991 年から 2001 年における東海再処理施設からの年間の ^{14}C 放出量を排気筒ごとに図 2 に示す。主排気筒および第 1 付属排気筒からの ^{14}C 放出モニタリング結果の公式報告は 1991 年 10 月から開始された。そのため、1991 年における両排気筒からの ^{14}C 放出量は 10 月から 12 月までの 3 ヶ月間の放出量である。また、第 2 付属排気筒については、1994 年 9 月から排気中 ^{14}C モニタリングを開始した。再処理施設全体で見ると、対象期間中においては 1992 年に最大放出量 978 GBq を記録し、1993 年にはその 3 分の 1 程度の放出量にとどまったが、1994 年、1995 年にはそれぞれ 600 GBq 程度の ^{14}C が放出された。1997 年 3 月に発生したアスファルト固化処理施設の火災爆発事故によって再処理施設の運転は 2000 年 7 月まで停止した。

この期間における排気中¹⁴C濃度は常に東海再処理施設に対して定められた排気中¹⁴Cの検出下限値(40 Bq m⁻³)を下回っていた。また、東海再処理施設から大気への年間¹⁴C放出量は、すべての年において、東海再処理施設に対する年間¹⁴C放出限度5,100 GBqを超えることはなかった。

図2に示されるように、東海再処理施設から大気中への主要な¹⁴C放出源は、使用済燃料のせん断・溶解および抽出工程からの放射性気体廃棄物を放出する主排気筒であった。アスファルト固化処理施設の火災爆発事故以前では、主排気筒からの¹⁴C放出量が全体の約55~82%を占めており、残りの放出のほとんどはアスファルト固化処理施設に設置された第1付属排気筒からであった。第2付属排気筒からの¹⁴C放出は1995年、1996年および2000年に認められたが、全放出量の12~25%程度であった。第2付属排気筒からの¹⁴C放出は、高レベル放射性液体廃棄物のガラス固化処理に伴う放出であった。

なお、東海再処理施設から大気中へ放出される¹⁴Cの化学形態については別途調査を行っており、97%以上がCO₂の化学形であることが明らかになっている⁽⁵⁾。

2.2.2. 周辺環境における大気CO₂の¹⁴C濃度

図3に各モニタリング地点における大気中CO₂の¹⁴C濃度の変化を示す。表3に各モニタリング地点における年間平均の大気中¹⁴CO₂濃度を示す。また、図3、表3にはワインから抽出されたエタノールから決定された1990年代における日本の¹⁴Cのバックグラウンド濃度も合わせて示している⁽⁶⁾。大気中CO₂の¹⁴C濃度のモニタリングデータ取得状況は地点によって異なっており、1997年以降についてはすべての地点においてデータは得られていない。各モニタリング地点における大気中¹⁴CO₂濃度は、ほぼバックグラウンドレベルであったが、ST-3地点において若干高い傾向が認められた。モニタリング地点ST-3において若干高い¹⁴CO₂濃度が観測された原因としては、2.2.4項で示すようなこの地域における偏った風向出現頻度の影響を受けて、排気筒から放出された¹⁴CプルームがST-3地点を通過したということが考えられる。

図4に東海再処理施設からの¹⁴C放出量が比較的多かった1992年4月から1993年3月までの月間¹⁴C放出量と3地点(ST-3, ST-4, ST-N)における大気中¹⁴CO₂濃度の変化を示す。図中の大気中CO₂の¹⁴C濃度の測定における計数誤差は±0.002 Bq/gC程度であった。ST-3地点の大気中¹⁴CO₂濃度は、再処理施設排気筒からの¹⁴C放出に伴って若干上昇しているように見られる。一方で、主要な¹⁴C放出源である主排気筒から見てST-3地点と比較的近い方角に位置するST-4地点では、¹⁴C放出量と相関性のある¹⁴CO₂濃度の上昇は認められなかった。この結果は風向のみならず放出源からの距離が大気中¹⁴CO₂濃度を左右する重要な要因であり、東海再処理施設からの¹⁴C放出によって濃度上昇が生じる可能性のある影響範囲は施設から半径5 km程度未満であったことを示している。ST-3においても、排気筒からの¹⁴C放出量が十分に小さい期間については、明確な大気中¹⁴CO₂濃度の増加は認められなかった。これは、東海再処理施設の運転に伴う周辺大気中¹⁴CO₂濃度の上昇は一過性のものであったことを示唆している⁽⁷⁾。

2.2.3. 周辺環境における米中 ^{14}C 濃度

表 4 および **図 5** に 1991 年から 2001 年において東海再処理施設周辺で収穫された米中の ^{14}C 濃度を示す。1991 年における米中 ^{14}C 濃度はバックグラウンドレベルと同等であった。これは、少なくとも 1991 年の時点において、正式にモニタリングデータの報告を開始した 1991 年 10 月以前（東海再処理施設が運転を開始した 1977 年から約 14 年間）に排気筒から放出されてきた ^{14}C の水田土壌等へ蓄積はなかったということを示している。R-3 地点で収穫された米の ^{14}C 濃度は、バックグラウンド ^{14}C 濃度と同様の変動傾向を示し、1991 年の 0.259 Bq/gC から 2001 年の 0.244 Bq/gC へと徐々に減少した。一方、ともに主排気筒から距離が 2 km 以内で風下方向に位置する R-1、R-2 地点において収穫された米中 ^{14}C 濃度は、R-3 地点やバックグラウンド濃度と比較して若干高く、特に施設からの最大年間放出量を記録した 1992 年に R-1 地点において最も高い濃度 (0.287 Bq/gC) が観測された⁽⁷⁾。この東海再処理施設起源と考えられる ^{14}C による年間の実効線量は、年間にわたってこの地点で収穫された米を消費し続けた (1 日あたり 300 g) と仮定した場合でも 0.6 μSv 程度 (公衆の年間実効線量限度 1 mSv の 0.06%) であると見積もられ、周辺環境および公衆への影響はないといえる。

2.2.4. 放出源付近における風向出現頻度

排気筒から放出された ^{14}C の大気中輸送を考える場合、放出源付近における風向が重要なパラメータとなる。本報告で計算対象とする期間に気象モニタリングによって得られた海拔 100 m (排気筒高さ) における風向出現頻度を年度別に **表 5** に示す^(8,9)。出現頻度がもっとも高い風向はいずれの年度においても北東 (排気筒から見て南西方向が風下) であり、平均で 18.4% (14.7~23.3%) を占めていた。北東の両隣の方位である北北東、東北東についてもそれぞれ平均で 9.4%、7.3% と出現頻度が高く、これらの 3 方位で約 35% を占めていた。北西の風向出現頻度も比較的高く約 11% を占めていた。北西の風向の出現は、排気筒から放出された ^{14}C が太平洋側へ輸送されることを意味している。

2.3. その他の情報

2.3.1. 施設周辺の CO_2 濃度

東海再処理施設の近隣に火力発電所 (電気出力 1.0 GWe) が建設され、2003 年 12 月から運転が開始された。したがって、本報告でのモデル計算対象期間である 1991 年から 2001 年における東海再処理施設周辺の大気中 CO_2 濃度は通常の濃度レベルであると考えられる。参考までに、2000 年に原子力機構 原子力科学研究所内で測定された地上 30 cm 高さにおける CO_2 濃度は 380~390 ppm であった⁽¹⁰⁾。

2.3.2. 施設周辺の水田管理スケジュール

表 6 に 1999 年の東海村における水田管理スケジュールを示す。5 月上旬から中旬にかけて苗の移植が行われ、8 月上旬に稲が開花し、9 月下旬に米を収穫するスケジュールとなっていた。

2.4. モデル計算のエンドポイント

以上のようなモニタリングデータセットのうち、排気筒からの ^{14}C 放出量、風向・風速をはじめとした気象観測データ等を入力データとして利用して、次に示すエンドポイントに対してモデルによる予測計算を行い、モデル予測結果と観測値の比較を行う。

- (1) 1992 年から 1997 年における ST-3, ST-4, ST-N 地点の月平均の大気中 $^{14}\text{CO}_2$ 濃度 (Bq/gC)
- (2) 1992 年から 2001 年において R-1, R-2, R-3 地点で収穫された米中の ^{14}C 濃度 (Bq/gC)

3. モデリングアプローチ

3.1. 大気拡散モデル

排気筒から大気中に放出された ^{14}C の地上における対象期間内平均濃度は、風向、風速、その他の気象条件がすべて一様に定常であり、 ^{14}C が放出源から定常的に放出され、かつ、地形が平坦であるとした場合に ^{14}C の空間濃度分布が水平方向、鉛直方向ともに正規分布になると仮定された以下の拡散式（ガウスプルームモデル）に基づいて計算した⁽¹¹⁾。

$$\chi(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot U} \cdot \exp\left(-\lambda \cdot \frac{x}{U}\right) \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \cdot \left[\exp\left\{-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right] \quad (1)$$

- $\chi(x,y,z)$: 点(x,y,z)における空气中 ^{14}C の濃度 (Bq m^{-3})
 Q : 放出源からの ^{14}C 放出率 (Bq s^{-1})
 σ_y : y 方向の濃度分布の拡がりに関するパラメータ (m)
 σ_z : z 方向の濃度分布の拡がりに関するパラメータ (m)
 U : 放出源高さを代表する風速 (m s^{-1})
 λ : ^{14}C の物理的壊変定数 (s^{-1})であり、 ^{14}C の場合は $\exp(-\lambda \cdot x/U) \cong 1$
 H : 放出源の有効高さ (m)

拡散式(1)の座標は、放出源直下の地表を原点に、風下方向を x 軸、その直角方向を y 軸、鉛直方向を z 軸とする直角座標である。式中の濃度分布の拡がりに関するパラメータ σ_y 、 σ_z は、大気の安定状態と放出地点から評価地点までの風下距離の関数として与えられる。本モデル計算では、「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針」（以下、「気象指針」と記す）⁽¹²⁾に示された濃度分布の拡がりに関するパラメータを使用した（図 6）。

静穏風 ($U=0 \text{ m s}^{-1}$) の場合にこの拡散式を適用すると、大気中 ^{14}C 濃度が無限大となる。しかし、地球を包み込む大気境界層といわれる地表面から 1~2 km までの低層大気層は、地球自転によるコリオリ力、地表面の熱的影響、粗度による力学的影響を常に受けているので、大気の混合が止むことがなく、わずかな対流が生じていると考えられる。そのため、観測された風速が 0.5 m s^{-1} 未満の静穏風であった場合には、 0.5 m s^{-1} の風速があるものとして濃度計算を行った。

炭素 14 の大気中拡散過程において、 ^{14}C の特徴的な移行挙動や環境媒体との相互作用（例えば、乾性・湿性沈着、化学形の変化、植物体への固定、土壤中への蓄積・再放出等）は本モデルにおいてはすべて考慮に入れていない。また、 ^{14}C の物理的壊変も考慮していない。

本モデル計算において考慮した方位は 16 方位（1 セクターあたり 22.5° ）であり、評価対象地点

が着目方位内の中心軸に存在するとして、着目方位およびその隣接方位の濃度をそれぞれの方位の気象データを用いて算出し、それぞれの寄与について着目方位内で平均化した。なお、計算に使用した気象データはすべて気象指針に記されている観測値の統計処理方法に従っている。

放出源の有効高さは排気筒の高さに吹き上げ高さを加算することによって見積もった。吹き上げ高さの算出には、次に示す吹き上げ式を用いた⁽¹²⁾。

$$\Delta H = 3 \cdot \frac{W \cdot D}{U} \quad (2)$$

- ΔH : 吹き上げ高さ (m)
 W : 吹き出し速度 (m s^{-1})
 D : 排気筒の出口直径 (m)

東海再処理施設には ^{14}C の放出源として 3 つの排気筒が存在するが、その放出率の大小関係より便宜的にもっとも放出率の高い主排気筒を放出源位置とし、放出率は 3 つの排気筒の合計値とした。放出率は、1 週間ごとに得られる ^{14}C 放出率のモニタリングデータから、月あたりの放出率を算出し、モデル計算の入力データとして与えた。

本モデル計算によって得られた大気中の ^{14}C 濃度 (単位: Bq m^{-3}) に、大気中に CO_2 として存在する炭素量 (gC m^{-3}) を乗じることによって、東海再処理施設起源の大気中 CO_2 の ^{14}C 比放射能 (炭素重量あたりの ^{14}C 濃度: Bq/gC) を算出した。大気中に CO_2 として存在する炭素量は、1992 年から 2001 年において 0.1875 から 0.2019 gC m^{-3} に直線的に増加すると仮定した。さらに、この東海再処理施設起源の ^{14}C 濃度に、表 4 で示される日本における各年の ^{14}C バックグラウンド濃度を加えることによって、大気中 CO_2 の ^{14}C 濃度を算出した。なお、2001 年における ^{14}C バックグラウンド濃度は 2000 年のバックグラウンド濃度と同じ値とした。

3.2. 米への移行モデル

大気中へ放出された ^{14}C の米への移行および収穫された米中の ^{14}C 濃度を予測・評価するためのモデルとして、稲の生長や植物生理を考慮した稲のモデリングアプローチは学術的に興味深く、 ^{14}C の米への移行経路や取込み時期の濃度への影響の解析等を可能にする有力な方法であるが、このようなモデルにおいては必要となるパラメータ数が著しく増大することに加えて、一般にそれらのパラメータ値は実験的に決定することが困難であり、決定できたとしても地域特有の値である場合が多い。そのため、原子力施設の運転に伴う環境影響予測・評価の目的においては、必ずしも詳細な素過程を取り入れたモデリングアプローチが有効であるとはいえず、本質的に結果に影響を及ぼす主要因を理解し、予測・評価結果への寄与が小さい要因を省略したシンプルなモデ

ルが適用できればより実用性が高いと考えられる。

そこで本報告では、稲の生長と炭素分配に関する知見を踏まえて、極めてシンプルで蓋然性に優れた比放射能法に基づく米への ^{14}C 移行モデル（2種類）について検討した。

3.2.1. 米への ^{14}C 移行モデル①：移植後から収穫までの大気中 ^{14}C 濃度の平均値との平衡

稲の生長過程においては、炭素の取り込みによって稲体内に生成された光合成産物が一時的または長期的に貯蔵され、出穂・開花期（収穫期から約 50 日前）または乳熟期（収穫期から約 20 日前）以降の穂の成長に伴って穂に転流し、生長段階に応じて程度は異なるものの穂の形成に寄与することが考えられる。そこで、米への ^{14}C 移行モデル①では、稲苗の移植から収穫までの期間中に稲が曝された大気中 CO_2 の ^{14}C 比放射能を用いて、ごく簡単にその期間中の比放射能の平均値が米の ^{14}C 比放射能となると仮定した。一般に東海村における稲の移植時期は5月上旬であるので、収穫期における米の ^{14}C 比放射能は単純に5月から9月の5ヶ月間におけるその地点の大気中 CO_2 の ^{14}C 比放射能の平均値であるとして見積もった。

3.2.2. 米への ^{14}C 移行モデル②：乳熟期の大気中 ^{14}C 濃度との平衡

大崎と田中は、水稻の呼吸と乾物生産との量的関係を把握する目的で、水稻の各生育時期（幼穂形成期、出穂・開花期、乳熟期）に $^{14}\text{CO}_2$ を同化させ、収穫期における植物体各部位（茎葉、根、穂）の ^{14}C 残存割合を定量している⁽¹³⁾。この実験によると、幼穂形成期（移植後約 50 日程度）に同化された ^{14}C が収穫期に穂に残存している割合は全同化量に対してわずかに数%程度であり、約 50%の ^{14}C が収穫期までに呼吸によって水稻体外へ放出されていた。これに対して、出穂・開花期に同化された ^{14}C については、約 30%が収穫期に穂へ移行していた。また、乳熟期に生成された光合成産物が収穫期までに呼吸によって水稻体外へ放出される割合はわずかに 10%程度であり、この時期に生成された光合成産物の約 80~90%が穂（すなわち米）へ転流していた（表 7）。以上のことから、乳熟期以降（もしくは出穂・開花期以降）に稲が接触している大気中の $^{14}\text{CO}_2$ 濃度が収穫時の米の ^{14}C 濃度に支配的に影響を及ぼすことが考えられる。そこで、米への ^{14}C 移行モデル②では、稲の乾物生長速度の時間的変化や稲内での転流などを一切考慮せずに、収穫期における米の ^{14}C 比放射能が乳熟期以降のその地点における大気中 CO_2 の ^{14}C 比放射能を反映すると仮定した。東海村における稲の収穫時期は通常 9 月下旬であるので、米の ^{14}C 比放射能は同地点における 9 月の平均の大気中 CO_2 の ^{14}C 比放射能と等しいとした。

4. モデル計算結果と考察

4.1. 大気中 ^{14}C 濃度のモデル計算

モデル計算のエンドポイントとして設定した 1992 年から 1997 年における ST-3, ST-4, ST-N 地点の月平均の大気中 ^{14}C 濃度のモデル計算結果と観測結果を図 7 に示す。東海再処理施設からの ^{14}C 大気放出による影響をもっとも大きく受けると考えられる ST-3 地点において、この地点が ^{14}C 放出源から近いことに加えて、排気筒からの気体廃棄物の吹き上げを考慮した放出の有効高さが比較的高いにも係わらず、モデル計算結果は観測結果で認められる ^{14}C 濃度の月変動をよく再現していた。また、ST-4 地点についてもモデル計算結果は大気中 ^{14}C 濃度の変動傾向をよく捉えていた。ST-N 地点については、観測結果と同様にモデル計算においても東海再処理施設から大気中へ放出された ^{14}C による大気中 ^{14}C 濃度の顕著な上昇は認められなかった。これらの結果は、東海再処理施設から放出される ^{14}C の大気拡散状況の予測におけるガウスプルームモデルの有用性を示している。さらに、この結果は、少なくとも東海再処理施設程度の ^{14}C 定常放出条件下における大気拡散に対しては、炭素特有の環境媒体との相互作用（例えば、植物体への固定や土壌中への蓄積・再放出など）の詳細なモデル化を省略しても妥当なモデル予測を行うことができることを示唆するのみならず、東海再処理施設に関連する ^{14}C の放出および環境モニタリングシステムが、施設からの ^{14}C 放出に伴う微量な大気中 ^{14}C 濃度上昇を的確に捉えることができることを示している。

4.2. 米中 ^{14}C 濃度のモデル計算

図 8 に 1992 年から 2001 年において R-1, R-2, R-3 地点で収穫された米中の ^{14}C 濃度に対する観測結果および米モデル①, ②によって予測された計算結果を示す。

両モデルによる R-1 および R-2 地点に対する計算結果は、 ^{14}C の年間最大放出量が認められた 1992 年における米中 ^{14}C 濃度の上昇を明確に表しており、1997 年以降の東海再処理施設からの ^{14}C 放出量の減少に伴って、1997 年に R-2 地点で収穫された米を除いて、米中 ^{14}C 濃度の計算値はバックグラウンドレベルとなった。両地点における 1992 年の米中 ^{14}C 濃度は、乳熟期の大気中 ^{14}C 濃度と米中 ^{14}C 濃度の平衡を仮定したモデル②による計算結果と比較して、移植後から収穫までの大気中 ^{14}C 濃度の平均値と米中 ^{14}C 濃度の平衡を仮定したモデル①による計算結果は若干低い値となった。これは 1992 年の東海再処理施設からの ^{14}C の放出パターンに起因するものと考えられる。1992 年においては 9 月に最大の月間放出量 (175 GBq) を記録しており、それに伴って両地点における大気中 ^{14}C 濃度の計算値 (R-1 地点 : 0.286 Bq/gC, R-2 地点 : 0.298 Bq/gC) も高くなっている。米モデル②では、9 月の大気中 CO_2 の ^{14}C 濃度が米中 ^{14}C 濃度の決定要因となる。米モデル②による計算結果が、1992 年における両地点の米中 ^{14}C 濃度の観測値と比較的よい一致

を示した。1994年の米中 ^{14}C 濃度については、モデル①による計算結果が、モデル②による計算結果および観測値よりも高い値を示した。これは1994年6月における月間最大放出量(134 GBq)に伴う大気中 $^{14}\text{CO}_2$ 濃度の増加(計算値: R-1地点で0.283 Bq/gC, R-2地点で0.296 Bq/gC)に起因するものであった。特にR-2地点で得られた観測値においては1994年の米中 ^{14}C 濃度の増加が認められなかった。これらの観測・計算結果は、6月に稲に取り込まれた ^{14}C が収穫時の米中 ^{14}C 濃度へ及ぼす影響は小さかったことを示唆しているといえる。

1996年、1997年にR-2地点において収穫された米において、バックグラウンドレベルよりも明らかに高い ^{14}C 濃度が検出されている。1996年の米中 ^{14}C 濃度に影響を及ぼすと考えられる期間(5月～9月)に東海再処理施設から大気中へ放出された ^{14}C は、5月、6月、9月にそれぞれ約112, 36, 26 GBqであった。この放出量は米中 ^{14}C 濃度の顕著な増加が認められなかった1994年や1995年と比較しても大きくない。また、1997年にいたっては、5月から9月における東海再処理施設からの ^{14}C 大気放出量はいずれの月も検出下限量未満であった。以上のことから、両年においてR-2地点においてのみ観測された米中 ^{14}C 濃度の増加は、東海再処理施設以外の原子力施設からの ^{14}C 放出の影響である可能性がある⁽¹⁾。

東海再処理施設から約12 km西に位置するR-3地点に対するモデル計算結果は、観測値同様にバックグラウンドを有意に超える ^{14}C 濃度を示さなかった。

今回検討した比放射能法に基づく簡単な米モデルによって、東海再処理施設からの ^{14}C 大気放出量から各地点で収穫される米の ^{14}C 濃度レベルおよびその年間変動傾向を比較的精度よく予測することができることが明らかになった。しかしながら、実際の水稻の植物生理を考慮すると、稲の生育期間ごとに体内へ取り込まれた炭素の穂(米)への移行割合・速度が異なることから、放出量がより多く、米の生育期間内でその放出率が時間的に大きく変動するような場合には、このような簡単なモデルでは予測精度が大きく低下する可能性があるため、これらのモデルの使用できる状況や適用限界を把握することが重要である。

5. 放出パターンと米モデルの違いが米中 ^{14}C 濃度評価へ及ぼす影響

現在の東海再処理施設の安全審査においては、設計基準に基づき、180 日冷却、平均燃焼度 28000 MWd/ton、一日 0.7 ton、年間 210 ton の使用済燃料を処理した場合を想定した 5100 GBq/year の放出量にて評価を行っている。これは、最大処理能力で年間 300 日間運転することに相当する。なお、この値は最大放出基準として保安規定にも定められている。したがって、 ^{14}C の放出量は、設計上の最大能力を仮定した日最大放出率で年間を通し一定に放出されると仮定して評価している。しかしながら、実際の運転は、定期点検期間やインターキャンペーンと呼ばれる運転停止期間があることから、 ^{14}C の放出量は安全審査で仮定したような最大放出率で年間を通して放出する場合に比べ低くなる期間がある。

一方、前節までのモニタリングデータやモデル検討では、米中 ^{14}C 濃度は米種子が成長する乳熟期以降における大気中 ^{14}C 濃度に大きく依存することを示唆する結果が得られた。したがって、現実的な評価を行うためには、乳熟期以降における放出量の変動を考慮することが重要となる。東海再処理施設の保安規定においては、年間のみならず 1 日、3 ヶ月間の ^{14}C 大気放出に関する放出基準を設けている。これは、年間の放出基準を超えないように計画的に放出することが目的で設定された制限値であるが、結果として稲内で光合成産物が盛んに形成されて炭素が米中に取り込まれやすくなる乳熟期に偏った放出（例えば、年間最大放出量がすべて乳熟期に放出されるなど）が生じないようにになっている。このような条件下において現状の安全審査の方法による米中の ^{14}C 濃度の評価結果と今回提案した方法による評価を、いくつかの放出パターンを想定して、異なる米モデルによる米中 ^{14}C 濃度の評価結果の比較を行った。

5.1. 大気放出パターンのモデルケース

東海再処理施設の保安規定では、年間最大放出量の基準を遵守するため、 ^{14}C の大気放出に関する以下の制限値および年間最大放出量が設けられている。これらの基準は、実際の放出に比べ十分な余裕を持って保守的に設定されているので、通常の運転であれば安全審査で仮定されている年間平均の放出率を超えることは無いと考えられる。しかし、 ^{14}C が溶液などに多量に貯留された後一度に放出されるなど、通常と異なる事象が発生した場合はこの基準まで放出される可能性も考えられる。なお、これまでの運転でこれらの基準量近くまで放出されたことは無かった。

- ・ 年間の最大放出量 : 5100 GBq
- ・ 3 ヶ月間の最大放出量 : 1500 GBq
- ・ 3 ヶ月間の平均で 1 日あたりの最大放出量 : 17 GBq

以上の前提の上で、本研究結果に基づく放出パターンの違いによる線量評価の変動を評価するために、保安規定で許可された範囲（年間の放出量が保安規定の定める“年間の最大放出量”に相当し、かつ上記の放出基準を満たす場合）において、収穫期の米中の ^{14}C 濃度評価結果へ影響を及ぼしそうな以下の4つの放出パターンを設定し、モデル計算による検討を行った。想定した4つの放出パターンにおける各月の ^{14}C 放出量を表8に示す。

(1) 放出パターン A

この放出パターンは、年間の最大放出量が各月均等に放出されるパターンであり、各月の ^{14}C 放出量は5100 GBqを12等分した425 GBq/monthである。放出量が一定であることを仮定しており、安全審査の考え方に準拠している。

(2) 放出パターン B

この放出パターンは、稲の生育期間（5月～9月）を含む4月から9月の6ヶ月間において各月均等に“3ヶ月間の最大放出量”もしくは“3ヶ月間の平均で1日当たりの最大放出量”を満たす放出が生じることを想定したパターンである。4月から9月の各月における ^{14}C 放出量を500 GBq/month（3ヶ月あたりで1500 GBqに相当し、この期間における全放出量は3000 GBq）とし、年間の最大放出量（5100 GBq）からこの期間における全放出量を差し引いた残りの放出量（2100 GBq）が、上記6ヶ月間以外の期間に均等に放出（350 GBq/month）されると仮定した。これは、稲の生育の全期間は保安規定で許される最大限度の平均的な放出があり、残りの期間はあまり放出がないとした場合に相当する。

(3) 放出パターン C

この放出パターンは、米中の ^{14}C 濃度にもっとも大きな影響を及ぼすと考えられる乳熟期（9月）に極めて集中した放出があることを想定したパターンである。9月を含む3ヶ月間の ^{14}C 放出量を“3ヶ月間の最大放出量”を1500 GBqとし、かつそのすべてが9月に放出されると仮定した。すなわち、9月の放出量が1500 GBqであり、7月、8月、10月、11月に放出がない場合を仮定した。“年間の最大放出量”から9月の放出量を差し引いた残りの放出が、7月から11月の5ヶ月間を除く期間に均等に生じる（500 GBq/month）ことを仮定した。年間放出量が保安規定で定める最大放出量となるように12月の放出量のみ600 GBq/monthとした。ただし、東海再処理施設の能力（軽水型原子炉使用済燃料について1日あたり処理する使用済燃料は最大0.7 tonであり、その平均燃焼度が約28000 MWd/ton以下である）および東海再処理施設における平均的な発電量あたりの ^{14}C 規格化放出量⁽⁷⁾を考慮すると、1ヶ月あたりの ^{14}C 放出量は最大でも1500 GBqを下回ると考えられる。このような条件は設計上想定し難いが、本評価モデルの変動の最大値を確認するために想定した。

(4) 放出パターン D

この放出パターンも放出パターン C と同様に乳熟期（9 月）に放出が偏ったパターンである。9 月を含む 3 ヶ月間についてはパターン C と同様の ^{14}C 放出形態を仮定し、かつ稲の幼穂形成期（6 月）にも 1500 GBq の集中した放出があると仮定した。この仮定は、乳熟期の次に影響があるとされる幼穂形成期における放出の影響を確認するために想定した。

5.2. モデル計算の方法・条件

3 章で示したモデルを用いて、前節の 4 つの ^{14}C 大気放出パターンに対してモデル計算を行った。モデル計算では主排気筒のみを放出源とし、1996 年（年度ではない）の気象データを使用して、米試料の採取地点である R-1 および R-2 における 1996 年の各月の大気中 CO_2 の ^{14}C 濃度を算出した。計算によって得られた ^{14}C 濃度にはバックグラウンドの ^{14}C 濃度は加えず、東海再処理施設からの ^{14}C 大気放出による濃度増加分 (Bq/gC) のみを求めた。なお、1996 年における大気中 CO_2 濃度は 0.1938 gC m^{-3} とした。

両地点において収穫された米中の ^{14}C 濃度は、3 章で示した 2 つの“米への ^{14}C 移行モデル”によって評価した。さらに、安全審査の考え方に準拠した方法として、年間の大気中 ^{14}C 濃度の平均値が米の濃度であるという方法による評価も行った。

5.3. 結果と考察

5.3.1. 放出パターンの違いが米中 ^{14}C 濃度評価へ及ぼす影響

表 9 に 3 種類の方法によって評価された R-1 および R-2 地点における米中の ^{14}C 濃度を放出パターンごとに示す。表 10 に放出パターン A における米中 ^{14}C 濃度計算値に対する放出パターン B, C および D における濃度計算値の比（濃度比）を示す。米中 ^{14}C 濃度がその場所の大気中 ^{14}C 濃度の年間平均と等しいと仮定した場合の、放出パターン A に対する放出パターン B, C および D の米中 ^{14}C 濃度比は 1.08～1.47 であり、年間の ^{14}C 放出量が同じであるにも係わらず放出パターン D では放出パターン A の場合と比較して約 50% 高い米中 ^{14}C 濃度の計算結果を与えた。これは、 ^{14}C が放出される時期の気象条件に左右されることを示しており、言い換えれば、年間を通じた気象条件の変化によって大気中 ^{14}C の年間平均濃度の評価結果自体に約 50% 程度の違いが生じうることを示唆している。同様に米モデル①及び②による濃度比はそれぞれ 1.18～2.09, 1.18～3.53 であり、特に放出パターン D（すなわち、乳熟期と幼穂形成期に極端に偏った放出がある場合）については米モデル①では年間を通じた均等な放出条件下の約 2 倍程度、米モデル②では約 3.5 倍程度の米中 ^{14}C 濃度計算結果を与えている。このように、米中 ^{14}C 濃度の評価に同じモデルを使用したとしても、放出パターンによっては、ファクター 2 程度の範囲で評価結果の違いが生じる可能性があるといえる。

5.3.2. 米モデルの違いが米中 ^{14}C 濃度評価へ及ぼす影響

表 11 に R-1, R-2 両地点における年間平均の大気中 ^{14}C 濃度に対する米モデル①および②による米中 ^{14}C 濃度計算値の濃度比を示す。米モデル①/年間平均濃度比および米モデル②/年間平均濃度比はそれぞれ 1.47~2.14, 1.51~6.06 であった。特に米モデル②では、放出パターン C および D に対して、米中 ^{14}C 濃度を年間平均濃度よりも過大評価する傾向が顕著に認められた。これは、パターン C および D において仮定した乳熟期の集中的な ^{14}C 放出を反映した結果である。この計算結果から、非定常的な ^{14}C の放出に対しては、米中 ^{14}C 濃度を評価する方法次第では、年間平均濃度による評価値よりも数倍程度高い濃度を与える可能性があるといえる。また、この結果は、例えば事故等に伴う保安規定に定められた放出基準を超えるような異常放出が乳熟期に生じた場合には、その期間の評価とそれ以外の期間の評価を分けて年間の合算評価を行うことが重要であることを示している。

5.3.3. 異なる米モデルによる線量の絶対評価

以上のように、放出パターンや米モデルの違いによって、米中 ^{14}C 濃度が数倍程度高い値として評価される場合がある。そのため、上記の各種条件下でのモデル計算による米中 ^{14}C 濃度評価値の可変性が、線量評価上どの程度の重要性をもっているかを明確にしておく必要がある。そこで、放出パターンおよび米モデルを変えて計算されたそれぞれの米中 ^{14}C 濃度に対して、それによってもたらされる線量を以下の式によって評価した。

$$D = C \cdot W_r \cdot R_c \cdot F \times 365 \quad (3)$$

- D : 米の経口摂取に伴う施設放出起源 ^{14}C による年間線量 (mSv/year)
 C : 施設放出起源 ^{14}C によって増加する米中 ^{14}C 濃度 (Bq/gC)
 W_r : 1 日あたりの米の摂取量 (g/day)
 R_c : 米の炭素含有割合 (0.41 gC g $^{-1}$)
 F : ^{14}C 経口摂取に対する線量係数 (5.8×10^{-7} mSv Bq $^{-1}$)

表 12 に各種放出パターンに対して各種米モデルを用いて評価された米中 ^{14}C 濃度に基づいて見積もられた、米の経口摂取に伴う年間線量を示す。年間線量は当然、施設起源 ^{14}C によって増加した米中 ^{14}C 濃度に比例して増加し、R-2 地点では放出パターン A において年間平均濃度に基づいて評価された線量 (0.0018mSv/year) に対して最大で約 8 倍の線量 (0.0140 mSv/year : 放出パターン C および D において米モデル②を使用した場合) が見積もられた。しかしながら、このように評価方法の違いに伴って年間線量は大きく可変するものの、その可変量を考慮した線量は公衆の年間の線量限度である 1 mSv に対して十分小さいことから、仮にここで想定したような放出が

あったとしても安全上の問題はない。

東海再処理施設においては、先にも述べたように、放射性核種の大気への放出量のみならず、1日あたりの最大処理燃料量や処理する使用済燃料の平均燃焼度についての設計上の制約もある。今回仮定した放出パターンは、本研究の一環としてモデル評価のためのケーススタディとして行ったものであり、この処理能力に関する制約は考慮されていない。また、東海再処理施設では、再処理工程内において発生した気体状 ^{14}C は、施設内で一時的に貯留することではなく、再処理運転に伴ってオフガス処理を経てほぼ一定の割合で大気中へ放出されることになるので、仮定したような一時的な ^{14}C の大量放出は通常運転時においては現実的ではない。従って、今回の検討で得られた知見は、主に、事故時における ^{14}C の一時的かつ大規模な放出に伴う線量評価などに資するモデルの高度化に役立つと考えられる。

今回行った計算のひとつは実際の東海再処理施設の安全審査とは計算条件が若干異なるが安全審査の方法を模擬したものであることを踏まえると、事業指定に際する施設設備能力の確認することを目的とした現在の安全審査の方法（きわめてシンプルな方法）が十分に妥当な方法であることを示しているといえる。

6. 結言

東海再処理施設において1991年から2001年にわたって行われてきた ^{14}C に関連する放出・環境モニタリングデータを整理し、その考察を行った。東海再処理施設から放出された ^{14}C の大気中の拡散および米への取込みに関して簡単なモデリングアプローチを行った。放出源情報および気象データを用いて、東海再処理施設周辺3地点の大気中 CO_2 および3地点から収穫された米の ^{14}C 濃度を予測した。モデル計算結果と観測値を比較し、(1)大気中における ^{14}C の環境媒体との相互作用を考慮しないガウスプルームモデルによって、放出源の比較的近傍の大気中 $^{14}\text{CO}_2$ 濃度を精度よく予測することができること、(2)比放射能法に基づいた単純な米モデルによって、米中の ^{14}C 濃度レベルおよび年間濃度変動傾向を良く現すことができることを示した。

本検討により、 ^{14}C の環境中や植物への取込みにおける複雑な移行素過程を省略した簡便なモデリングアプローチが原子力施設から定常的に大気中へ放出される ^{14}C の環境影響評価に適用できることをあらためて確認した。ただし、極端な ^{14}C 大気放出パターンを想定した場合の米中 ^{14}C 濃度評価結果は、使用する米モデルによっては、定常的な放出パターンの場合と比較して数倍程度高い米中 ^{14}C 濃度を与えることがわかった。したがって、事故やトラブルなど、放出量が乳熟期に偏って多量に放出される場合は、米の摂取による評価を他の期間における放出と分けて評価する必要がある。東海再処理施設の運転に伴うモニタリング実績から得られた知見によって、今後はより現実的な線量評価を目的としたモデルへの高度化が期待できる。

参考文献

- (1) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): “Source and effects of ionizing radiation”, United Nations, New York (1993).
- (2) Koarashi, J., Fujita, H.: “Review of monitoring data (1991-2001) for model-data intercomparison studies on ^{14}C transfer in the environment”, JNC TN8450 2004-11 (2005).
- (3) 小嵐 淳, 井坂 圭輔, 横田 友和, 小沢 友康, 三上 智, 秋山 聖光, 小林 博英, 水谷 朋子, 檜山 佳典: “排気中 ^{14}C モニタリング手法の検証 (再評価) と高度化への提言”, JNC TN8410 2005-005 (2005).
- (4) Koarashi, J., Mikami, S., Akiyama, K., Kobayashi, H., Takeishi, M.: “A simple and reliable monitoring system for ^3H and ^{14}C in radioactive airborne effluent”, J. Radioanal. Nucl. Chem., Vol. 268, p.475 (2006).
- (5) Koarashi, J., Akiyama, K., Asano, T., Kobayashi, H.: “Chemical composition of ^{14}C in airborne release from the Tokai reprocessing plant, Japan”, Radiat. Prot. Dosim., Vol.114, p.551 (2005).
- (6) 府馬 正一, 井上 義和, 宮本 霧子, 武田 洋, 岩倉 哲男, 新井 清彦, 檜田 義彦, 一政 祐輔: “1990 年代の日本における ^{14}C の環境バックグラウンドレベル”, Radioisotopes, Vol.56, p.381 (2002).
- (7) Koarashi, J., Takeishi, M., Kobayashi, H.: “Carbon-14 source, distribution and behavior around Tokai reprocessing plant”, Proc. International Symposium on Environmental Modeling and Radioecology, Rokkasho, Aomori, Japan, 18-20 October 2006, p.223 (2006).
- (8) 赤津 康夫, 片桐 裕実, 清水 武彦, 叶野 豊, 今泉 謙二, 小林 隆史: “大気拡散計算に関連する気象観測データの解析”, PNC TN8420 96-017 (1996).
- (9) 中野 政尚, 小沼 利光, 竹安 正則, 武石 稔: “大気拡散計算に関連する気象観測データの解析 (1995 年度～2004 年度) ”, JAEA-Technology 2006-008 (2006).
- (10) Koarashi, J., Amano, H., Andoh, M., Iida, T., Moriizumi, J.: “Estimation of $^{14}\text{CO}_2$ flux at soil-atmosphere interface and distribution of ^{14}C in forest ecosystem”, J. Environ. Radioact., Vol.60, p.249 (2002).
- (11) 平山 昭生, 岸本 洋一郎, 成田 脩: “再処理工場陸上環境被ばく線量評価算出方法および計算コード CONTE”, PNC TN841 77-65 (1977).
- (12) 原子力安全委員会: “発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針” (2001 年 3 月改訂).
- (13) 大崎 満, 田中 明: “水稻の呼吸基質としての初期光合成産物と貯蔵物質”, 日本土壤肥料科学雑誌, Vol.50, p.540 (1979).

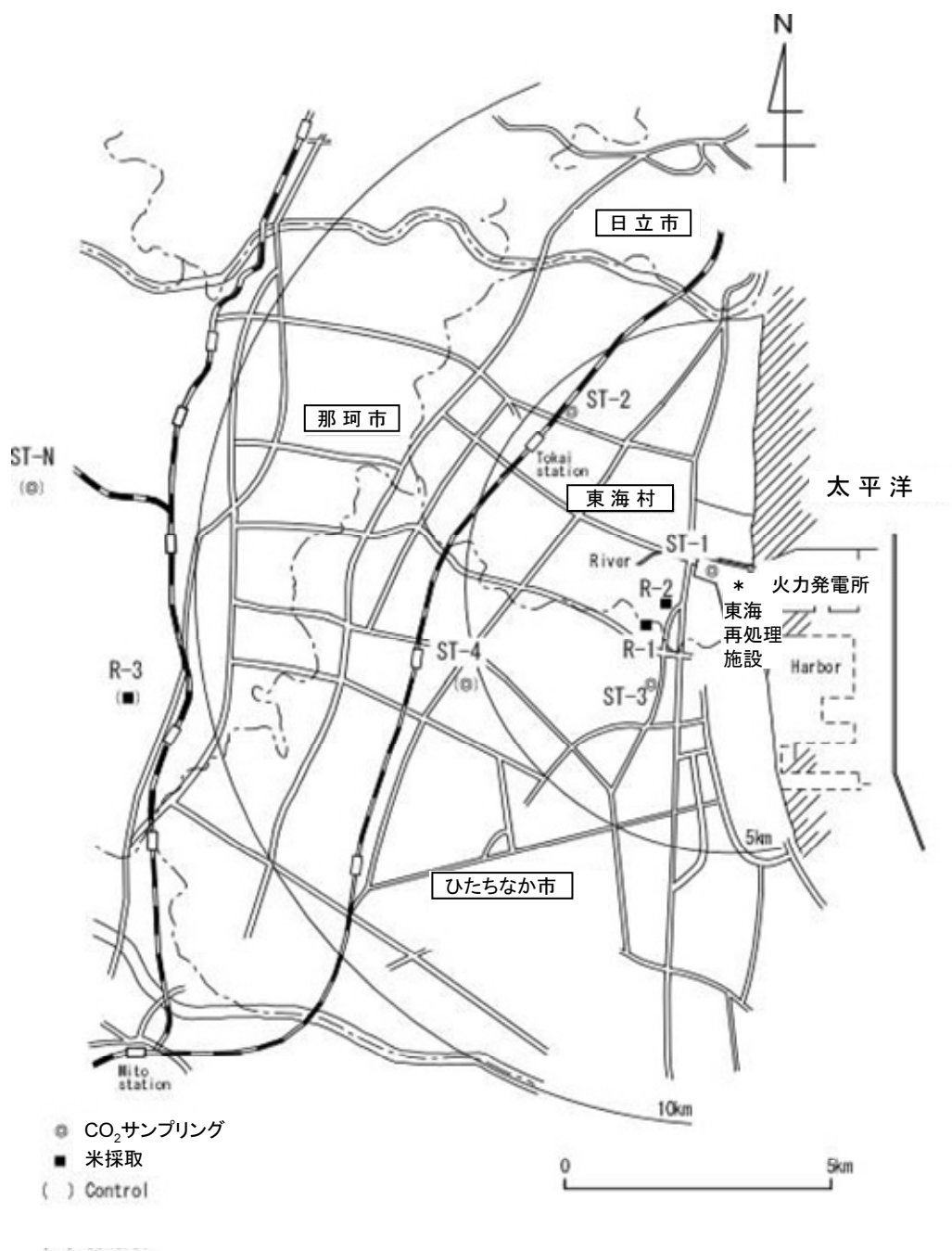


図1. 東海再処理施設と環境モニタリング地点

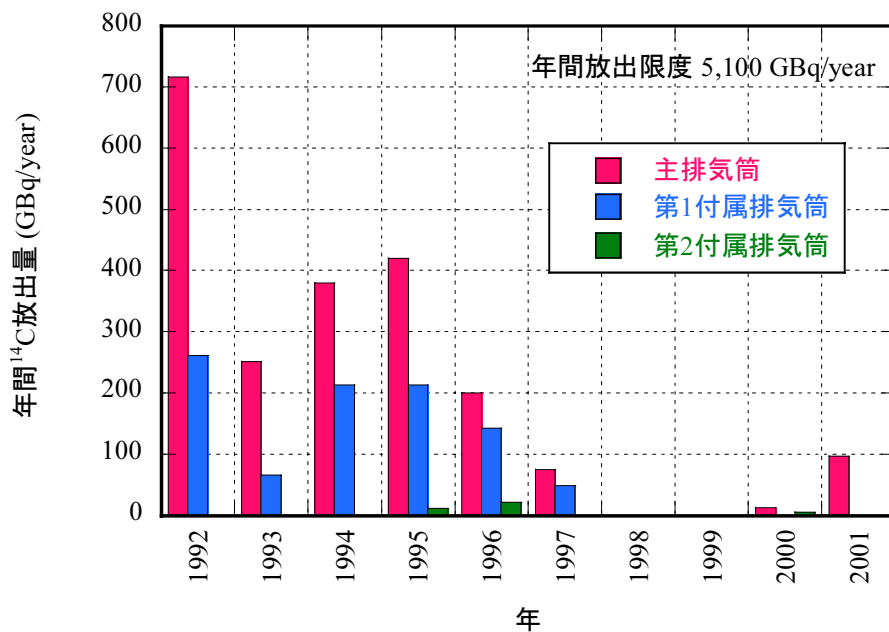


図2. 東海再処理施設から大気中への年間¹⁴C放出量

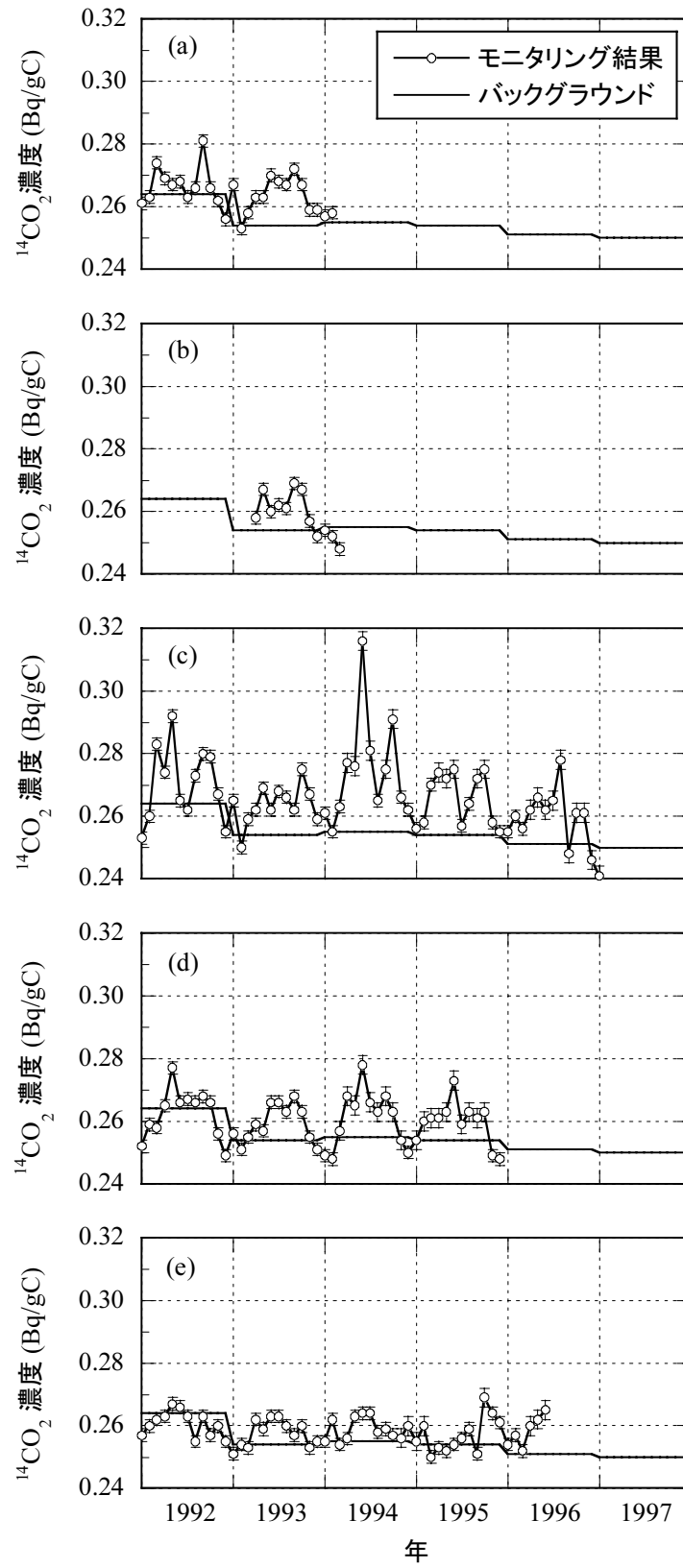


図3. 東海再処理施設周辺における大気中 $^{14}\text{CO}_2$ 濃度の変化
 (a) ST-1, (b) ST-2, (c) ST-3, (d) ST-4, (e) ST-N 地点

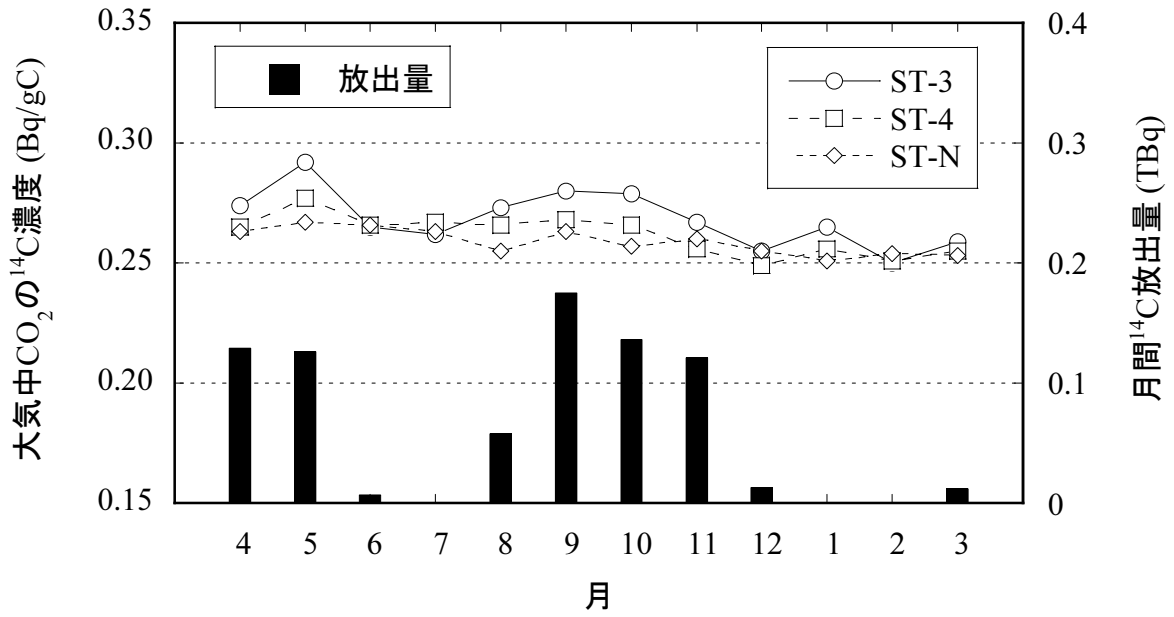


図 4. 1992 年度における月間 ^{14}C 放出量と 3 地点における大気中 $^{14}\text{CO}_2$ 濃度

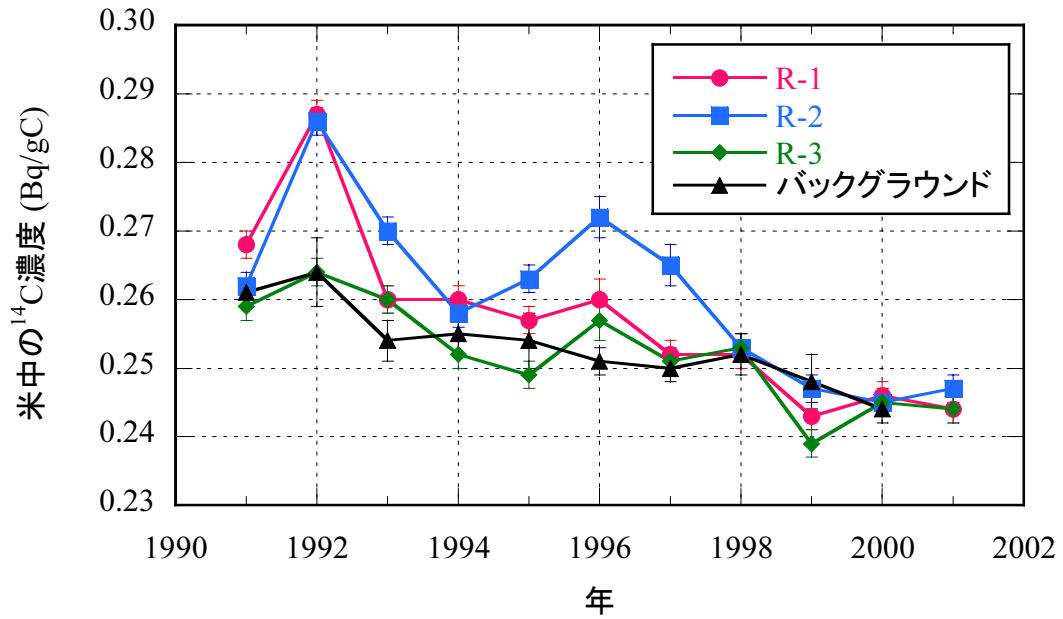


図 5. 1991 年から 2001 年に東海再処理施設周辺で収穫された米中の ^{14}C 濃度

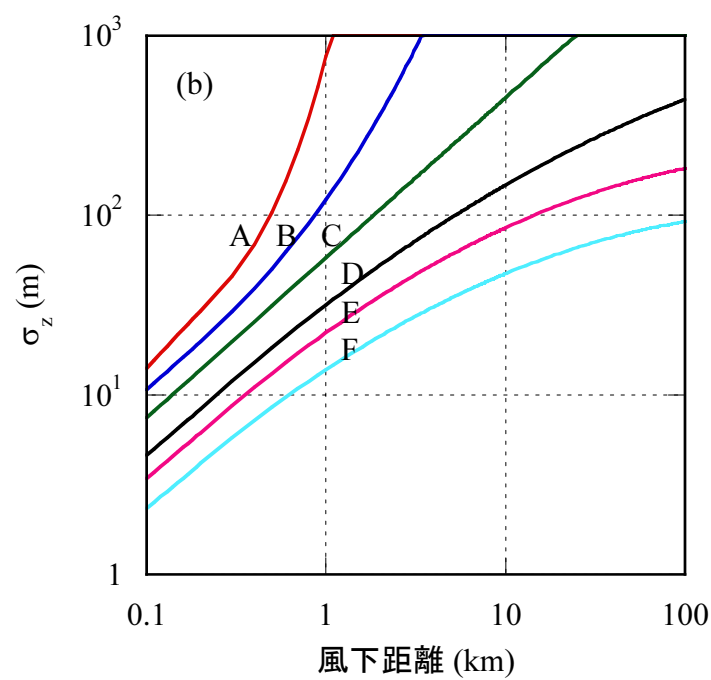
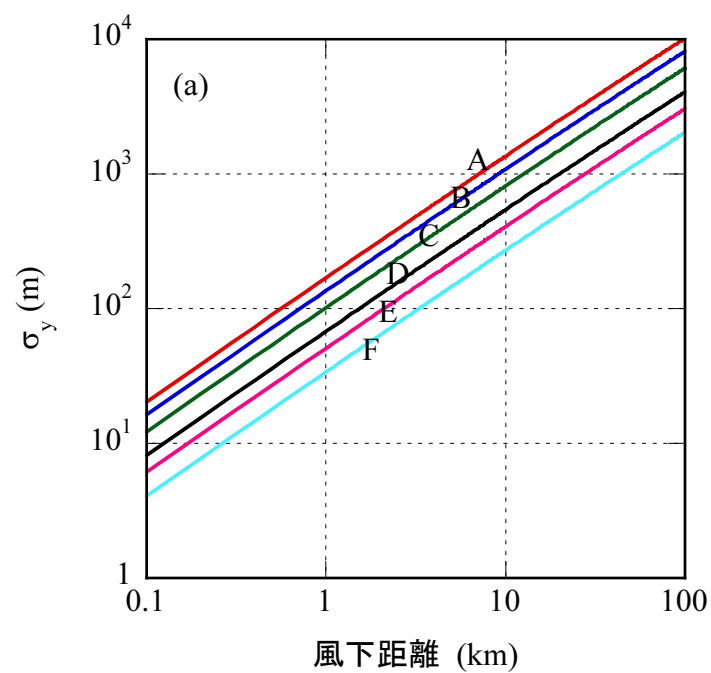


図 6. 大気拡散モデルにおいて使用した濃度分布の拡がりパラメータ
(a) y 方向, (b) z 方向

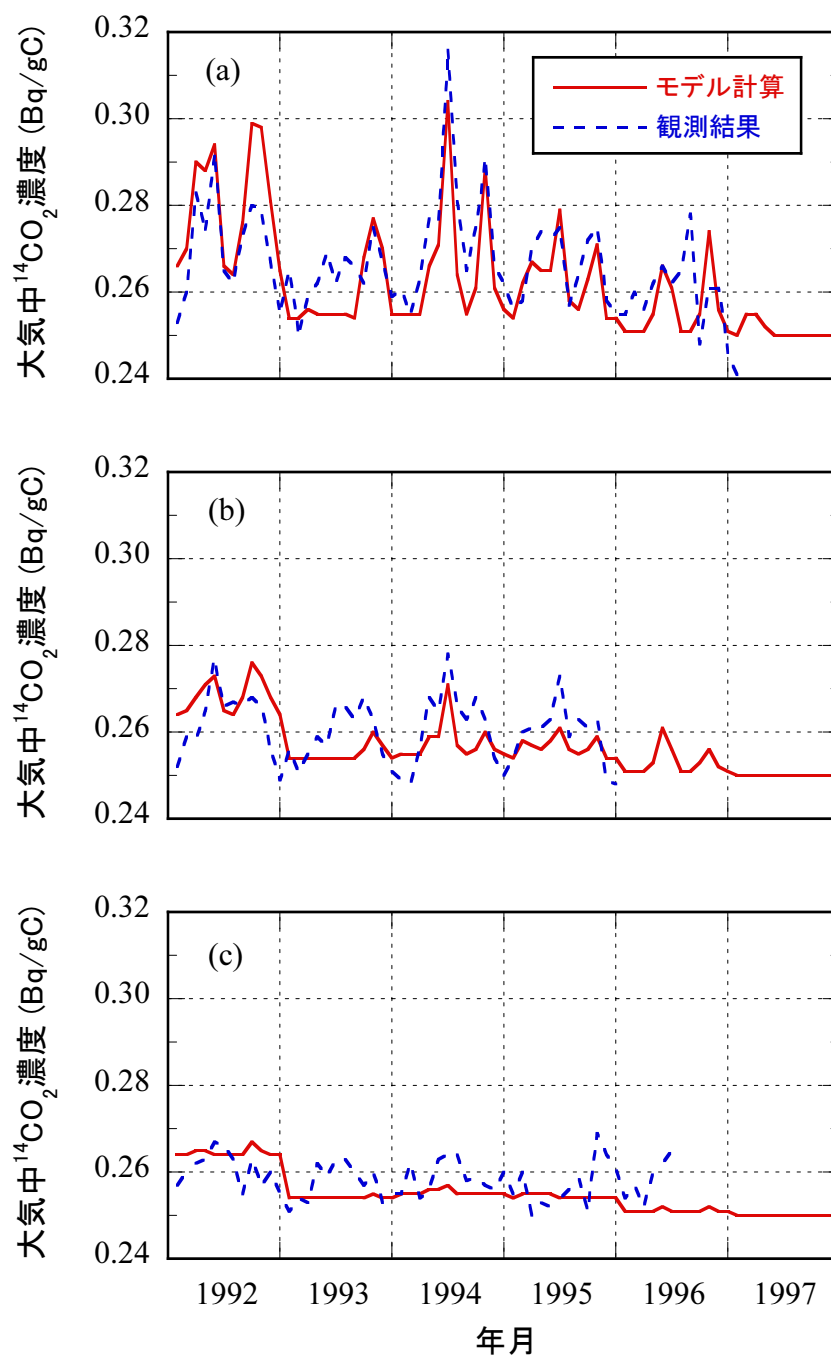


図7. 大気中 $^{14}\text{CO}_2$ の月平均濃度のモデル計算値と観測値
 (a) ST-3, (b) ST-4, (c) ST-N

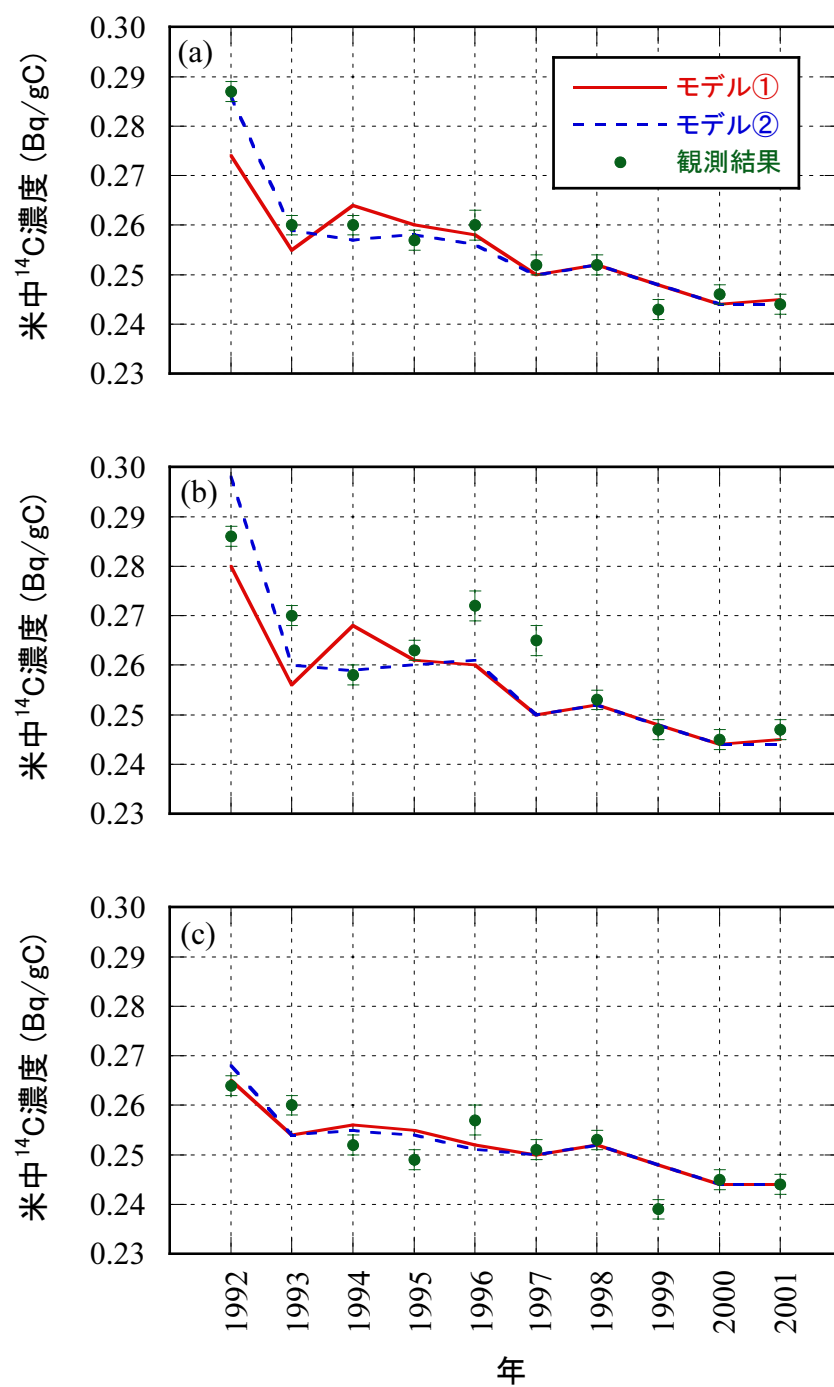


図 8. 米中 ^{14}C 濃度のモデル計算値と観測値
 (a) R-1, (b) R-2, (c) R-3

表 1. 東海再処理施設の各排気筒からの気体廃棄物放出率 (1991～2001 年)

年	気体廃棄物放出率 ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)		
	主排気筒	第 1 付属排気筒	第 2 付属排気筒
1991	4.0×10^5	1.3×10^5	—
1992	4.2×10^5	1.2×10^5	—
1993	4.2×10^5	1.2×10^5	—
1994	4.2×10^5	1.3×10^5	1.2×10^5
1995	4.2×10^5	1.3×10^5	1.1×10^5
1996	4.2×10^5	1.3×10^5	1.3×10^5
1997	4.2×10^5	8.9×10^4	1.3×10^5
1998	4.2×10^5	1.0×10^5	1.3×10^5
1999	4.2×10^5	8.9×10^4	1.3×10^5
2000	4.2×10^5	1.0×10^5	1.2×10^5
2001	4.0×10^5	8.9×10^4	1.3×10^5

表 2. 東海再処理施設の排気筒位置と環境モニタリング地点

項目	地点	主排気筒から見た 方位と距離	東経・北緯	備考
排気筒	MS (主排気筒)	—	E140°36'19.0" N36°26'36.1"	
	S1S (第 1 付属排気筒)	東北東 約 210 m	E140°36'26.8" N36°26'38.5"	
	S2S (第 2 付属排気筒)	南西 約 35 m	E140°36'18.1" N36°26'35.2"	
大気 CO ₂	ST-1 (JAEA 安全管理棟)	北西 約 0.5 km	E140°36'05.6" N36°26'46.1"	
	ST-2 (舟石川)	北西 約 4.2 km	E140°34'33.7" N36°28'20.2"	
	ST-3 (長砂)	南西 約 2.8 km	E140°35'10.7" N36°25'24.0"	
	ST-4 (高野)	西南西 約 5.2 km	E140°32'55.3" N36°25'37.7"	Control
	ST-N (那珂市戸崎)	西北西 約 14.6 km	E140°26'41.0" N36°28'27.2"	Control
精米	R-1 (長砂)	西南西 約 1.9 km	E140°35'10.3" N36°26'11.1"	
	R-2 (照沼)	西南西 約 1.0 km	E140°35'39.9" N36°26'26.7"	
	R-3 (那珂市東木倉)	西 約 11.8 km	E140°28'19.5" N36°26'08.1"	Control

表 3. 東海再処理施設周辺の大気中 CO₂ の年間平均 ¹⁴C 濃度

年	ST-1	ST-2	ST-3	ST-4	ST-N	バックグラウンド
1991	0.269 ± 0.020 (12) ^a	—	0.269 ± 0.010 (12) ^a	0.265 ± 0.003 (8) ^a	0.261 ± 0.005 (12) ^a	0.261 ± 0.002 ^b
1992	0.266 ± 0.006 (12)	—	0.270 ± 0.012 (12)	0.262 ± 0.008 (12)	0.261 ± 0.004 (12)	0.264 ± 0.005
1993	0.264 ± 0.006 (12)	0.261 ± 0.006 (9) ^a	0.264 ± 0.006 (12)	0.259 ± 0.006 (12)	0.258 ± 0.004 (12)	0.254 ± 0.003
1994	0.258 ± 0.001 (2)	0.251 ± 0.003 (3)	0.274 ± 0.017 (12)	0.261 ± 0.009 (12)	0.259 ± 0.004 (12)	0.255 ± 0.003
1995	—	—	0.266 ± 0.008 (12)	0.260 ± 0.007 (12)	0.257 ± 0.006 (12)	0.254 ± 0.004
1996	—	—	0.260 ± 0.008 (12)	—	0.258 ± 0.005 (6)	0.251 ± 0.002

^a エラーは月間 ¹⁴C 濃度の標準偏差を表す。括弧内の数字は平均・標準偏差の算出に用いた月間 ¹⁴C 濃度データの数を表す。

^b フラインから抽出されたエタノールを用いて決定された ¹⁴C 濃度である。エラーはいくつかの試料の測定値の標準偏差である (府馬ら, 2002)。

表 4. 東海再処理施設周辺で収穫された米中の ^{14}C 濃度 (単位: Bq/gC)

年	R-1	R-2	R-3	バックグラウンド
1991	0.268 ± 0.002^a	0.262 ± 0.002^a	0.259 ± 0.002^a	0.261 ± 0.002^b
1992	0.287 ± 0.002	0.286 ± 0.002	0.264 ± 0.002	0.264 ± 0.005
1993	0.260 ± 0.002	0.270 ± 0.002	0.260 ± 0.002	0.254 ± 0.003
1994	0.260 ± 0.002	0.258 ± 0.002	0.252 ± 0.002	0.255 ± 0.003
1995	0.257 ± 0.002	0.263 ± 0.002	0.249 ± 0.002	0.254 ± 0.004
1996	0.260 ± 0.003	0.272 ± 0.003	0.257 ± 0.003	0.251 ± 0.002
1997	0.252 ± 0.002	0.265 ± 0.002	0.251 ± 0.002	0.250 ± 0.002
1998	0.252 ± 0.002	0.253 ± 0.002	0.253 ± 0.002	0.252 ± 0.003
1999	0.243 ± 0.002	0.247 ± 0.002	0.239 ± 0.002	0.248 ± 0.004
2000	0.246 ± 0.002	0.245 ± 0.002	0.245 ± 0.002	0.244 ± 0.002
2001	0.244 ± 0.002	0.247 ± 0.002	0.244 ± 0.002	—

^a エラーは測定における計数誤差を表す。

^b ワインから抽出されたエタノールを用いて決定された ^{14}C 濃度である。エラーはいくつかの試料の測定値の標準偏差である (府馬ら, 2002)。

表 5. 東海再処理施設の¹⁴C 放出源付近（海拔 100 m）の年度別風向出現頻度

風向	年度	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	平均	標準 偏差
北		5.3	4.8	4.2	5.0	4.2	4.8	4.6	4.5	4.7	5.0	4.4	4.7	0.3
北北東		13.5	8.4	8.2	8.0	6.3	7.9	11.0	10.0	9.8	9.9	10.5	9.4	1.9
北東		16.6	18.9	22.4	17.1	14.7	16.9	20.8	23.3	14.9	17.0	20.2	18.4	2.9
東北東		7.0	9.5	7.2	6.9	7.5	7.7	6.4	7.1	6.9	7.6	6.5	7.3	0.8
東		3.4	5.4	3.3	3.3	3.7	3.9	2.8	3.0	3.8	3.5	2.8	3.5	0.7
東南東		2.4	3.6	2.6	3.1	3.2	2.8	2.7	2.0	2.6	2.3	2.3	2.7	0.5
南東		3.4	2.8	3.6	4.9	4.2	2.7	3.1	3.0	3.3	2.8	3.4	3.4	0.7
南南東		5.4	3.5	4.9	5.9	5.8	3.9	4.5	3.1	4.7	4.4	4.8	4.6	0.9
南		3.8	4.1	3.7	5.1	4.1	4.3	4.3	4.2	4.9	4.5	3.3	4.2	0.5
南南西		3.3	3.8	3.1	4.0	3.7	3.3	3.6	4.0	5.2	4.5	4.4	3.9	0.6
南西		2.6	4.3	3.3	3.9	4.1	4.3	4.7	3.8	5.0	4.0	3.7	4.0	0.7
西南西		3.5	2.9	3.3	3.6	4.2	3.8	3.5	2.8	3.5	3.4	4.1	3.5	0.4
西		3.6	3.8	4.5	4.6	6.1	4.9	4.8	4.2	4.5	4.8	5.4	4.7	0.7
西北西		6.1	5.8	6.2	6.4	7.7	6.5	7.1	7.0	7.5	6.6	7.0	6.7	0.6
北西		11.8	5.8	10.9	10.4	11.3	12.7	9.9	10.2	11.5	11.5	10.2	10.6	1.8
北北西		8.1	10.1	8.6	8.7	9.4	9.6	6.3	8.1	7.2	8.1	7.1	8.3	1.1

表 6. 東海村における 1999 年の水田管理スケジュール

月日	段階	移植後の日数	水田の水深 (cm)	乾燥土壌/湿潤土壌 の重量比 (%)
5月12日	移植	—	0-3	50.9
7月15日	中期排水	60	2-5	58.2
8月4日	開花	80	3-5	—
9月20日	収穫	130	0	—
9月28日	収穫後	140	0	74.1

表 7. 稲の生長速度と光合成産物の分配

移植後の 生育日数	生育段階	総重量 (g 乾物/株)	4つの構成物質の重量 (g 乾物/株)			
			呼吸基質 A ^a	呼吸基質 B ^b	茎葉・根	穂
50	幼穂形成期	18.2	6.2	3.3	8.0	0.7
70	出穂・開花期	54.1	14.8	9.8	23.1	6.4
100	乳熟期	78.5	17.0	13.0	29.3	19.2
120	収穫期	91.6	17.9	13.1	30.6	30.0

^a 同化後 1 日目までに呼吸によって放出される基質量

^b 一時貯蔵されて収穫期までに呼吸によって放出される基質量

表 8. 炭素 14 の月間放出パターンモデルケース (単位: GBq/month)

パターン	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	合計
A	425	425	425	425	425	425	425	425	425	425	425	425	5100
B	350	350	350	500	500	500	500	500	500	350	350	350	5100
C	500	500	500	500	500	500	0	0	1500	0	0	600	5100
D	0	0	600	0	0	1500	0	0	1500	0	0	1500	5100

表 9. 放出パターンごとに3つの米モデルによって評価された米中 ¹⁴C 濃度 (単位: Bq/gC)

地点	R-1				R-2			
	A	B	C	D	A	B	C	D
米モデル①	0.071 ^a	0.084	0.096	0.142	0.102	0.120	0.160	0.213
米モデル②	0.068	0.081	0.241	0.241	0.153	0.180	0.540	0.540
年間平均	0.045	0.049	0.053	0.067	0.069	0.074	0.089	0.102

^a 施設からの ¹⁴C 放出に起因する濃度のモデル計算値であり、バックグラウンドは含まない。

表 10. 異なる放出パターンに対する米中 ¹⁴C 濃度評価結果の比較

地点	R-1				R-2			
	B/A 比	C/A 比	D/A 比	D/A 比	B/A 比	C/A 比	D/A 比	D/A 比
米モデル①	1.18	1.35	2.00	2.09	1.18	1.58	2.09	2.09
米モデル②	1.18	3.53	3.53	3.53	1.18	3.53	3.53	3.53
年間平均	1.08	1.17	1.47	1.47	1.07	1.29	1.47	1.47

^aB/A 比, C/A 比, D/A 比はそれぞれ放出パターン B, C および D に対する米中 ¹⁴C 濃度計算値を放出パターン A に対する米中 ¹⁴C 濃度計算値で除したものである。

表 11. 異なる米モデルに対する米中 ¹⁴C 濃度評価結果の比較

地点	R-1				R-2			
	A	B	C	D	A	B	C	D
米モデル①/年間平均 ^a	1.57	1.70	1.81	2.14	1.47	1.62	1.80	2.10
米モデル②/年間平均 ^a	1.51	1.64	4.54	3.62	2.21	2.44	6.06	5.31

^a米モデル①および②によって評価された米中 ¹⁴C 濃度を年間平均の ¹⁴C 濃度で除したものである。

表 12. 異なる条件下で評価された米中 ¹⁴C 濃度に基づく米の経口摂取に伴う年間線量

地点	R-1				R-2			
	A	B	C	D	A	B	C	D
米モデル①	0.0019	0.0022	0.0025	0.0037	0.0026	0.0031	0.0042	0.0055
米モデル②	0.0017	0.0020	0.0061	0.0063	0.0040	0.0047	0.0140	0.0140
年間平均	0.0012	0.0013	0.0014	0.0017	0.0018	0.0019	0.0023	0.0026

(単位: mSv/year)

国際単位系 (SI)

表1. SI 基本単位

基本量	SI 基本単位	
	名称	記号
長さ	メートル	m
質量	キログラム	kg
時間	秒	s
電流	アンペア	A
熱力学温度	ケルビン	K
物質の量	モル	mol
光度	カンデラ	cd

表2. 基本単位を用いて表されるSI組立単位の例

組立量	SI 基本単位	
	名称	記号
面積	平方メートル	m ²
体積	立方メートル	m ³
速度	メートル毎秒	m/s
加速度	メートル毎秒毎秒	m/s ²
波数	毎メートル	m ⁻¹
密度 (質量密度)	キログラム毎立方メートル	kg/m ³
質量体積 (比体積)	立法メートル毎キログラム	m ³ /kg
電流密度	アンペア毎平方メートル	A/m ²
磁界の強さ	アンペア毎メートル	A/m
(物質量の) 濃度	モル毎立方メートル	mol/m ³
輝度	カンデラ毎平方メートル	cd/m ²
屈折率	(数の) 1	1

表5. SI 接頭語

乗数	接頭語	記号	乗数	接頭語	記号
10 ²⁴	ヨタ	Y	10 ⁻¹	デシ	d
10 ²¹	ゼタ	Z	10 ⁻²	センチ	c
10 ¹⁸	エクサ	E	10 ⁻³	ミリ	m
10 ¹⁵	ペタ	P	10 ⁻⁶	マイクロ	μ
10 ¹²	テラ	T	10 ⁻⁹	ナノ	n
10 ⁹	ギガ	G	10 ⁻¹²	ピコ	p
10 ⁶	メガ	M	10 ⁻¹⁵	フェムト	f
10 ³	キロ	k	10 ⁻¹⁸	アト	a
10 ²	ヘクト	h	10 ⁻²¹	ゼプト	z
10 ¹	デカ	da	10 ⁻²⁴	ヨクト	y

表3. 固有の名称とその独自の記号で表されるSI組立単位

組立量	SI 組立単位			
	名称	記号	他のSI単位による表し方	SI基本単位による表し方
平面角	ラジアン ^(a)	rad		m ² ・m ⁻¹ =1 ^(b)
立体角	ステラジアン ^(a)	sr ^(c)		m ² ・m ⁻² =1 ^(b)
周波数	ヘルツ	Hz		s ⁻¹
力	ニュートン	N		m ² ・kg ² ・s ⁻²
圧力, 応力	パスカル	Pa	N/m ²	m ⁻¹ ・kg ² ・s ⁻²
エネルギー, 仕事, 熱量	ジュール	J	N・m	m ² ・kg ² ・s ⁻²
工率, 放射束	ワット	W	J/s	m ² ・kg ² ・s ⁻³
電荷, 電気量	クーロン	C		s ² ・A
電位差 (電圧), 起電力	ボルト	V	W/A	m ² ・kg ² ・s ⁻³ ・A ⁻¹
静電容量	ファラド	F	C/V	m ⁻² ・kg ⁻¹ ・s ⁴ ・A ²
電気抵抗	オーム	Ω	V/A	m ² ・kg ⁻³ ・s ⁻³ ・A ⁻²
コンダクタンス	ジーメン	S	A/V	m ⁻² ・kg ⁻¹ ・s ³ ・A ²
磁束密度	ウェーバ	Wb	V・s	m ² ・kg ² ・s ⁻² ・A ⁻¹
磁束	テスラ	T	Wb/m ²	kg ² ・s ⁻² ・A ⁻¹
インダクタンス	ヘンリー	H	Wb/A	m ² ・kg ² ・s ⁻² ・A ⁻²
セルシウス温度	セルシウス度 ^(d)	°C		K
光強度	ルーメン	lm	cd・sr ^(c)	m ² ・m ⁻² ・cd=cd
放射能	ベクレル	Bq	lm/m ²	m ² ・m ⁴ ・cd=m ² ・cd
(放射性核種の) 放射能	ベクレル	Bq		s ⁻¹
吸収線量, 質量エネルギー分与, カーマ線量当量, 周辺線量当量, 方向性線量当量, 個人線量当量, 組織線量当量	グレイ	Gy	J/kg	m ² ・s ⁻²
	シーベルト	Sv	J/kg	m ² ・s ⁻²

- (a) ラジアン及びステラジアンの使用は、同じ次元であっても異なった性質をもった量を区別するときの組立単位の表し方として利点がある。組立単位を形作る際のいくつかの用例は表4に示されている。
 (b) 実際には、使用する時には記号rad及びsrが用いられるが、習慣として組立単位としての記号“1”は明示されない。
 (c) 測光学では、ステラジアンの名称と記号srを単位の表し方の中にそのまま維持している。
 (d) この単位は、例としてミリセルシウス度m°CのようにSI接頭語を伴って用いても良い。

表4. 単位の中に固有の名称とその独自の記号を含むSI組立単位の例

組立量	SI 組立単位		
	名称	記号	SI 基本単位による表し方
粘力のモーメント	パスカル秒	Pa・s	m ⁻¹ ・kg ² ・s ⁻¹
表面張力	ニュートンメートル	N・m	m ² ・kg ² ・s ⁻²
角速度	ニュートン毎メートル	N/m	kg ² ・s ⁻²
角加速度	ラジアン毎秒	rad/s	m ² ・m ⁻¹ ・s ⁻¹ =s ⁻¹
熱流密度, 放射照度	ラジアン毎平方メートル	rad/s ²	m ² ・m ⁻¹ ・s ⁻² =s ⁻²
熱容量, エントロピー	ジュール毎平方メートル	W/m ²	kg ² ・s ⁻³
質量熱容量 (比熱容量), 質量エントロピー	ジュール毎キログラム	J/K	m ² ・kg ² ・s ⁻² ・K ⁻¹
質量エネルギー (比エネルギー)	ジュール毎キログラム	J/(kg・K)	m ² ・s ⁻² ・K ⁻¹
熱伝導率	ジュール毎メートル毎ケルビン	J/kg	m ² ・s ⁻² ・K ⁻¹
体積エネルギー	ワット毎メートル毎ケルビン	W/(m・K)	m ² ・kg ² ・s ⁻³ ・K ⁻¹
電界の強さ	ジュール毎立方メートル	J/m ³	m ⁻¹ ・kg ² ・s ⁻²
体積電荷	ボルト毎メートル	V/m	m ² ・kg ² ・s ⁻³ ・A ⁻¹
電気変位	クーロン毎立方メートル	C/m ³	m ⁻³ ・s ² ・A
誘電率	クーロン毎平方メートル	C/m ²	m ⁻² ・s ² ・A
透磁率	ファラド毎メートル	F/m	m ⁻³ ・kg ⁻¹ ・s ⁴ ・A ²
モルエネルギー	ヘンリー毎メートル	H/m	m ² ・kg ² ・s ⁻² ・A ⁻²
モルエントロピー	ジュール毎モル	J/mol	m ² ・kg ² ・s ⁻² ・mol ⁻¹
モル熱容量	ジュール毎モル毎ケルビン	J/(mol・K)	m ² ・kg ² ・s ⁻² ・K ⁻¹ ・mol ⁻¹
照射線量 (X線及びγ線)	クーロン毎キログラム	C/kg	kg ⁻¹ ・s ² ・A
吸収線量	グレイ毎秒	Gy/s	m ² ・s ⁻³
放射強度	ワット毎ステラジアン	W/sr	m ⁴ ・m ⁻² ・kg ² ・s ⁻³ =m ² ・kg ² ・s ⁻³
放射輝度	ワット毎平方メートル毎ステラジアン	W/(m ² ・sr)	m ² ・m ⁻² ・kg ² ・s ⁻³ =kg ² ・s ⁻³

表6. 国際単位系と併用されるが国際単位系に属さない単位

名称	記号	SI 単位による値
分	min	1 min=60s
時	h	1 h=60 min=3600 s
日	d	1 d=24 h=86400 s
度	°	1°=(π/180) rad
分	'	1'=(1/60)°=(π/10800) rad
秒	"	1"=(1/60)'=(π/648000) rad
リットル	l, L	1 l=1 dm ³ =10 ⁻³ m ³
トン	t	1 t=10 ³ kg
ネーパ	Np	1 Np=1
ベル	B	1 B=(1/2) ln10 (Np)

表7. 国際単位系と併用されこれに属さない単位でSI単位で表される数値が実験的に得られるもの

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
電子ボルト	eV	1 eV=1.60217733(49)×10 ⁻¹⁹ J
統一原子質量単位	u	1 u=1.6605402(10)×10 ⁻²⁷ kg
天文単位	ua	1 ua=1.49597870691(30)×10 ¹¹ m

表8. 国際単位系に属さないが国際単位系と併用されるその他の単位

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
海里		1 海里=1852m
ノット		1 ノット=1 海里毎時=(1852/3600)m/s
アール	a	1 a=1 dam ² =10 ² m ²
ヘクタール	ha	1 ha=1 hm ² =10 ⁴ m ²
バール	bar	1 bar=0.1MPa=100kPa=1000hPa=10 ⁵ Pa
オングストローム	Å	1 Å=0.1nm=10 ⁻¹⁰ m
バール	b	1 b=100fm ² =10 ⁻²⁸ m ²

表9. 固有の名称を含むCGS組立単位

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
エル	erg	1 erg=10 ⁻⁷ J
ダイン	dyn	1 dyn=10 ⁻⁵ N
ポアズ	P	1 P=1 dyn・s/cm ² =0.1Pa・s
ストークス	St	1 St=1cm ² /s=10 ⁻⁴ m ² /s
ガウス	G	1 G=10 ⁴ T
エルステッド	Oe	1 Oe=(1000/4π) A/m
マクスウェル	Mx	1 Mx=10 ⁻⁸ Wb
スチル	sb	1 sb=1cd/cm ² =10 ⁴ cd/m ²
ホト	ph	1 ph=10 ⁴ lx
ガリ	Gal	1 Gal=1cm/s ² =10 ⁻² m/s ²

表10. 国際単位に属さないその他の単位の例

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
キュリー	Ci	1 Ci=3.7×10 ¹⁰ Bq
レントゲン	R	1 R=2.58×10 ⁻⁴ C/kg
ラド	rad	1 rad=1cGy=10 ⁻² Gy
レム	rem	1 rem=1 cSv=10 ⁻² Sv
X線単位	X unit	1 X unit=1.002×10 ⁻⁴ nm
ガンマ	γ	1 γ=1 nT=10 ⁻⁹ T
ジャンスキー	Jy	1 Jy=10 ⁻²⁶ W・m ⁻² ・Hz ⁻¹
フェルミ	fem	1 femi=1 fm=10 ⁻¹⁵ m
メートル系カラット		1 metric carat=200 mg=2×10 ⁻⁴ kg
トル	Torr	1 Torr=(101 325/760) Pa
標準大気圧	atm	1 atm=101 325 Pa
カリ	cal	
マイクロン	μ	1 μ=1um=10 ⁻⁶ m



古紙配合率100%
白色度70%の再生紙を使用しています