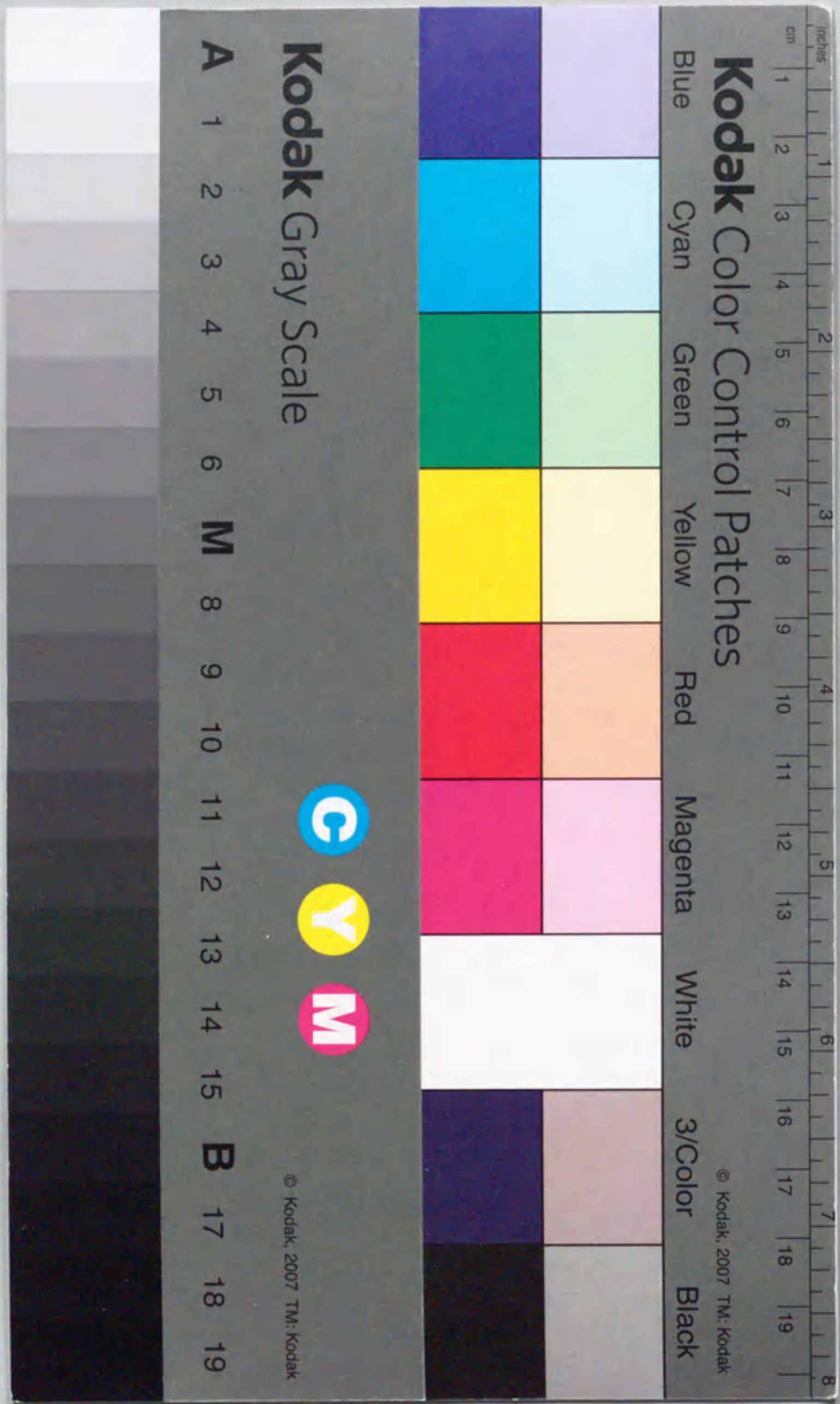


報告番号 乙第 5051 号

職場環境におけるラドンとその娘核種  
に関する研究

服部 隆利



職場環境におけるラドンとその娘核種  
に関する研究

服部 隆利

# 目次

第1章 序論	1
1.1 本研究の背景	1
1.2 本研究の目的と意義	5
1.3 本研究の構成と内容	6
第2章 静電式積分型ラドンモニタ	11
2.1 緒言	11
2.2 モニタの構造	12
2.3 モニタの基礎特性	13
(1) ラドン交換率	13
(2) 内部電場	14
(3) トラック分布と計数面積	16
(4) 湿度依存性	17
(5) 印加電圧	18
(6) 校正定数	19
(7) 検出下限	20
2.4 エッチピットの自動計数装置	21
(1) 装置の構成	21
(2) 計数特性	23
(a) 2値化のスレシヨホールドレベル	24
(b) 計数の再現性	24
(c) エッチピット密度	25
(3) 静電式積分型ラドンモニタの校正定数と2値化のスレシヨホールドレベル	26
2.5 比較測定	28
2.6 結言	29
第3章 ラドン娘核種とその非付着成分割合の連続測定装置	30
3.1 緒言	30
3.2 装置の構造	30
3.3 濃度の評価方法	32

3.4	装置の基礎特性	34
(1)	計数効率、発現効率および捕集効率	34
(2)	$^{212}\text{Pb}$ および $^{218}\text{Po}$ 濃度を与える $^{212}\text{Pb}$ に対する $^{212}\text{Bi}$ の平衡比の影響	35
(3)	温度特性	37
(4)	検出感度	37
3.5	比較測定	38
3.6	結言	42
第4章	屋外環境におけるラドンとその娘核種の挙動	43
4.1	緒言	43
4.2	測定方法	44
4.3	測定結果	44
(1)	頻度分布	44
(2)	時間変動	46
(a)	季節変動	46
(b)	日周変動	47
4.4	考察	48
4.5	結言	50
第5章	コンクリートビル内オフィスにおけるラドンとその娘核種の挙動	51
5.1	緒言	51
5.2	測定方法	52
5.3	測定結果	53
(1)	頻度分布	53
(2)	時間変動	56
(a)	季節変動	56
(b)	日周変動	57
5.4	考察	59
(1)	屋内濃度と屋外濃度の関係	59
(2)	休日と平日の差異	60
(3)	エアロゾル濃度に対する平衡ファクタおよび非付着成分割合の関係	62
5.5	結言	68

第6章	原子力発電所におけるラドンとその娘核種の挙動	70
6.1	緒言	70
6.2	測定方法	71
6.3	測定結果	73
(1)	頻度分布	73
(2)	時間変動	76
(a)	季節変動	76
(b)	日周変動	80
6.4	考察	81
(1)	建屋内濃度と屋外濃度の関係	81
(2)	$F$ 、 $f_p$ および平衡等価ラドン濃度の建屋内外比の測定場所による違い	83
(3)	エアロゾル濃度に対する平衡ファクタおよび非付着成分割合の関係	85
6.5	結言	91
第7章	職場環境におけるラドン娘核種吸入による線量の試算	93
7.1	緒言	93
7.2	勤務時間帯のラドン濃度、平衡ファクタおよび非付着成分割合	94
7.3	線量試算結果	97
7.4	結言	100
第8章	結論	101
付録A	静電式積分型ラドンモニタの校正定数の計算	105
付録B	非付着ラドン娘核種と付着ラドン娘核種の沈着速度の推定方法	106
付録C	濃度変動に対する静電式ラドンモニタの追従性	113
謝辞		115
参考文献		117
本論文を構成する発表論文とその他の関連論文		126

# 第1章 序論

## 1.1 本研究の背景

ラドンとは原子番号86の希ガス元素であり、天然にはウラン系列の $^{222}\text{Rn}$  ( $T_{1/2}=3.82$ 日)、トリウム系列の $^{220}\text{Rn}$  ( $T_{1/2}=55.6$ 秒)、アクチニウム系列の $^{219}\text{Rn}$  ( $T_{1/2}=3.96$ 秒)がその放射性同位体として存在する。これらの同位体は、それぞれラドン (Rn)、トロニ (Tn)、アクチノン (An) と通称され、半減期が比較的長いラドンとトロニは、天然放射性核種として良く知られている。本研究では、以下、ラドンの語を $^{222}\text{Rn}$ の意味だけに限定して用いる。図1.1.1に示すように、ラドンは崩壊すると $^{218}\text{Po}$  ( $T_{1/2}=3.05$ 分)になり、順次 $^{214}\text{Pb}$  ( $T_{1/2}=26.8$ 分)、 $^{214}\text{Bi}$  ( $T_{1/2}=19.7$ 分)、 $^{214}\text{Po}$  ( $T_{1/2}=1.64 \times 10^{-4}$ 秒)に短時間で変化し、最終的には安定同位体である $^{206}\text{Pb}$ に壊変していく。これら一連のラドンの崩壊生成物はすべて娘核種と称される。娘核種の中でも、上記 $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$ 、 $^{214}\text{Bi}$ 、 $^{214}\text{Po}$ の4核種は短寿命娘核種と呼ばれ、 $^{214}\text{Po}$ の崩壊生成物である $^{210}\text{Pb}$  ( $T_{1/2}=22.3$ 年)

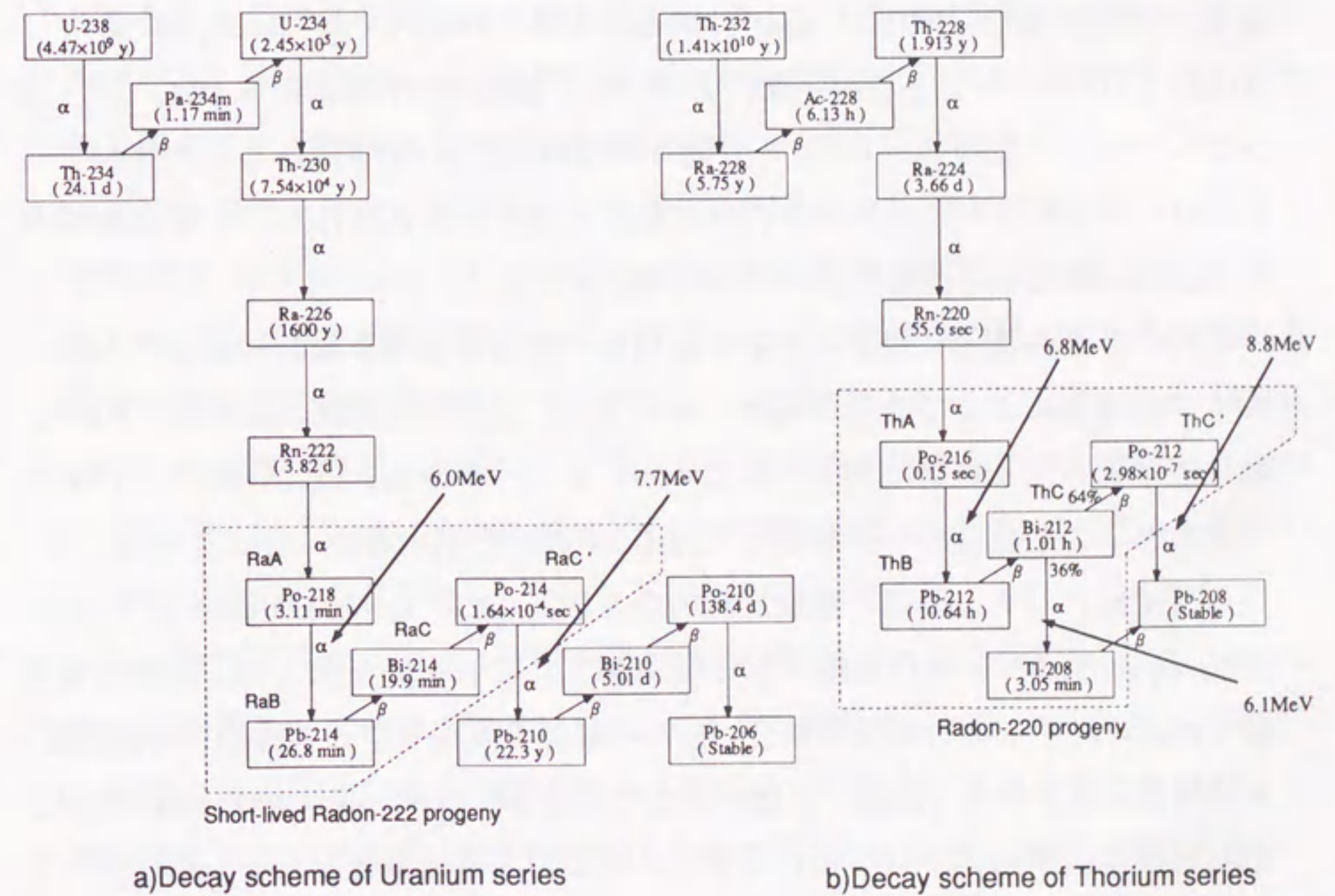


図1.1.1 ウランおよびトリウムの崩壊系列

以降の長寿命の崩壊生成物とは区別されて、かつては、それぞれRaA、RaB、RaC、RaC'と称された。本研究では、娘核種の語を短寿命娘核種の意味だけに限定して用いる。

ラドンとラドン娘核種の吸入による被ばく量を比較すると、ラドンは不活性な希ガスで、吸入しても呼吸器内の組織表面に多少溶解するものの沈着はしない。このため、呼吸器内部に沈着しやすいラドン娘核種による被ばく量は、ラドンよりも圧倒的に大きく [IC81]、被ばくの観点からはラドン娘核種の方が重要である。このラドン娘核種による被ばくは、呼吸器が受ける $\alpha$ 線の数とエネルギーに依存し、その被ばくを表すには、個々の娘核種が崩壊していく間に $\alpha$ 線を放出する力を示すポテンシャルアルファエネルギー (PAE) という概念が用いられる。被ばく量としては、空気中の娘核種の放射能濃度 ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) をこのPAE濃度 ( $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$ ) に換算し、これを時間積分した量 ( $\text{J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ ) が使用される。同じPAE濃度に相当する平衡状態の娘核種濃度は、平衡等価ラドン濃度 ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) と定義され、ラドン娘核種による被ばく量は、この平衡等価ラドン濃度を時間積分した量 ( $\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ ) でも表すことができる [IC81]。

ラドンによる被ばくの問題は、1920年代、鉱山作業者に多発した肺癌との関連から注目された [Ja93]。鉱山に関連する多くの研究では $3700\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  ( $100\text{pCi}\cdot\text{L}^{-1}$ ) のラドンと放射平衡にあるラドン娘核種のPAE濃度をIWL (ワーキングレベル) と表現し、1カ月を労働時間に相当する170時間として換算したIWLM (ワーキングレベルマンズ) が被ばく量の単位とされた。このWLMの単位は、PAE濃度の時間積分値のひとつの表現である。

このような作業員に対するラドン娘核種の吸入に対する線量評価モデルは、多くの研究者によって改良が進められてきた。国際放射線防護委員会 (ICRP) は、疫学的方法と線量計測的方法によるアプローチから、鉱山作業員に対するラドンとその娘核種の年摂取限度 (ALI) や誘導空気中濃度 (DAC) を導いている [IC81]。そこでは、線量計測的方法として、Jacobi-EisfeldモデルおよびJames-Birchallモデルが適用された [OE83]。これらのモデルは、線量換算係数をPAEに対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) の関数で表現し、この係数にPAE濃度の時間積分値を乗じて線量を評価する点で共通している。非付着成分割合とは、娘核種が空気中のエアロゾルに付着していないものの割合で、この割合が大きくなるほど娘核種が気管支に沈着する確率は増え、一般に線量換算係数は大きくなる傾向にある。疫学と線量計測の両アプローチから得られた年摂取限度は

一致しなかったが、ICRPは両者の不確かさを考慮し、ラドン娘核種の吸入に対する線量換算係数として、作業員に対して $10\text{mSv}\cdot\text{WLM}^{-1}$ を勧告した。その後1993年、ICRPは、住居と鉱山を含む職場でのラドンに対する防護に関する報告を発表し、疫学的方法をもとに、一般公衆に対しては $4\text{mSv}\cdot\text{WLM}^{-1}$ を、作業員には $5\text{mSv}\cdot\text{WLM}^{-1}$ を勧告した [IC93]。一方、翌1994年、ICRPは様々な放射性核種の吸入に対する線量計測的な検討結果として、放射線防護のための新しい呼吸気道モデルを発表した [IC94]。この報告では、ラドンへの適用に関する記述が除外されたが、BirchallとJamesは、このモデルを用いて作業員に対する線量換算係数の試算を行い、その結果 $13.4\text{mSv}\cdot\text{WLM}^{-1}$ であったことを報告した [Bi94]。この値と疫学的方法に基づく値である $5\text{mSv}\cdot\text{WLM}^{-1}$ の間には大きな差があり、ラドン娘核種の吸入に対する線量評価モデルは、まだ確定していないのが現状である。

このような詳細な線量評価モデルが改良されつつある中で、鉱山作業員以外の一般公衆に対するラドンの影響の可能性も注目されてきた。従来は、ラドンとその娘核種の吸入による被ばくは、その形態が局所的な内部被ばくであることから、全身の均等被ばくとなる宇宙や大地からの放射線の外部被ばく量とは正確には比較できなかった [UN77]。しかし、1977年ICRPは、線種の違いを考慮でき、かつ放射線を不均等に被ばくする内部被ばくと全身均等被ばくを等価に扱える実効線量当量の概念を発表した [IC77]。この新単位は、ラドンとその娘核種とその他の要因による被ばくの定量的な比較を可能にした。国連科学委員会 (UNSCEAR) は、ICRPの線量計測的手法 [IC81, OE83] を参考に決定した独自の線量換算係数を用い、ラドンとその娘核種の吸入による実効線量当量の世界平均値を報告した [UN82]。この報告により、ラドンとその娘核種による線量は自然放射線による全被ばく量の約半分であることが明らかとなり、以来、生活環境におけるラドンとその娘核種は、一般公衆の大きな被ばく源として決定的な存在となった。

世界各国で住居におけるラドン濃度調査が実施されるようになったのは1970年代以降のことである [UN77]。このような調査は、パッシブモニタと呼ばれる動力を必要としない小型のモニタを用いて行われることが多く、被ばくに直接関係するラドン娘核種濃度やPAE濃度ではなく、ラドン濃度が測定された。この理由は、高リスクの地域や家屋を発見してリスクを低減することに重点が置かれ、多地点での測定に適したパッシブモニタではラドン娘核種の測定が困

難なためであった。PAE濃度を測定せずに、測定したラドン濃度からPAE濃度（平衡等価ラドン濃度）を概算するために、平衡ファクタ（F）という量が考え出された。Fとは、ラドン濃度に対する平衡等価ラドン濃度の比で定義され、0から1.0の間の値を取り得る。Fはラドン濃度の大小には依存しないパラメータで、空気中のエアロゾル濃度や換気率等に依存し、測定例の報告はラドン濃度に比べると少ない。

我が国では、最近になって住居内におけるラドン濃度調査に関する研究が多く報告されるようになった [Ii88, Ii89, Ab89, Ab91, Ik89, Kob89, Uc89, Yo89, Oh93, Do94, Yo95]。現在、科学技術庁は、平成4年度末より平成9年度にかけて我が国の屋内ラドン濃度の全国調査を進めており [Yo93]、その結果は、近い将来、我が国の生活環境中のラドン濃度の代表値を決める重要な基礎資料となると思われる。しかし現段階では、世界各国と比較すると、我が国は生活環境におけるFおよび $f_p$ の測定例が非常に少ない [Ko88, Ko93]。これは、我が国のラドン濃度レベルが比較的 low、測定が容易ではなかったのもひとつの原因であるが、今後、ラドン娘核種の吸入による線量を正確に評価していくためには、これまでのラドン濃度に関する研究に加え、我が国の生活環境におけるFや $f_p$ に関する検討がさらに多く必要とされている。

様々な様式で生活する人に対してラドン娘核種による線量を求めるためには、人がどこにどれだけの時間滞在するのかを把握することも重要となる。我が国では、1978年に外部被ばく国民線量を推定するための基礎資料を得る目的で、人を職業別有職者、家庭婦人、非就業者、各種学生、乳幼児に分類、さらに生活場所を職場、職場以外、自宅、車、屋外に区分し、それぞれの集団線量を試算している [Ya78a, Ya78b]。また、最近、ラドン娘核種による国民線量が UNSCEAR 1988年報告 [UN88] の値を用いて概算された [Ich92] が、ここでは人の職種や生活場所に区分された詳細な評価はなされていない。ラドン娘核種による我が国の国民線量を正確に評価していくためには、今後は、職場、学校、病院や屋外環境等の住居以外でのラドン濃度の実測データが必要とされ、その時間変化に関する検討も必要となる。しかし、鉱山等の特殊な作業場を除くと、オフィス等の職場環境におけるラドン濃度、Fや $f_p$ を調べた研究は少ない [Ik85, Di88]。また屋外環境については、ラドン濃度を測定した例は非常に多いものの、Fおよび $f_p$ を報告した例は少なく [Sh84a, Ke84, Re90, Ya95b]、これらのパラメータを年間を通して測定し、時間変化を調べた結果となると、

まったく報告されていないのが現状である。

## 1.2 本研究の目的と意義

人が職場環境でラドン娘核種を吸入することによる線量を評価するためには、勤務時間帯におけるラドン濃度レベルを把握することが必要である。また、勤務時間帯に限定して換気条件を良好にする場合が多い職場環境では、ラドン濃度のみならず、線量評価の際に重要なパラメータとなる平衡ファクタ（F）やPAEに対する非付着成分割合（ $f_p$ ）に大きな変化が生じる可能性がある。

本研究は、ラドン濃度、その娘核種濃度、および娘核種の非付着成分割合を高感度に測定できる測定装置を開発し、これまで実測データの少なかった職場環境における空気中のラドンとその娘核種の分布特性を明らかにし、人が職場環境においてラドン娘核種によって受ける線量の評価手法を提供することが目的である。

本研究で開発した測定装置は、ラドン濃度を高感度に測定できるパッシブモニタである”静電式積分型ラドンモニタ”、ならびにラドン娘核種濃度と非付着娘核種濃度を同時に測定でき、PAE濃度と $f_p$ を高感度に測定できる”ラドン娘核種とその非付着成分割合の連続測定装置”である。

多地点でラドン濃度を測定したい場合、動力を必要としない小型で安価なパッシブモニタが有用である。これまでに報告されたパッシブモニタが50%の相対標準偏差で測定できるラドン濃度レベルは、モニタを設置する積算時間にもよるが概ね1か月間の測定で約 $3.7\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 以上であった [Ii84]。しかし、このような検出感度では、測定したい濃度レベルが屋外環境である場合、十分精度の高い測定は困難であった。また、海に囲まれている我が国では、比較的 low ラドン濃度環境であることが予想され、いっそう高感度なパッシブモニタが必要とされた。本研究で開発した”静電式積分型ラドンモニタ”は、このような必要性を十分満足するものであり、数多く報告されているパッシブモニタの中でも最も高感度な性能を持つモニタのひとつである。

また、ラドン娘核種濃度を測定する装置については、これまで娘核種濃度と非付着娘核種濃度を別々に測定できる装置は報告されていたものの [Na83, Sh84b, Ko86]、これらを同時に測定し、 $f_p$ が評価できる装置はなかった。非付着娘核種濃度は、ラドン濃度よりもかなり低い濃度になるため、 $f_p$ を精度良く

測定するにはかなり高感度な装置が必要である。本研究で開発した”ラドン娘核種とその非付着成分割合の連続測定装置”は、PAE濃度と $f_p$ を1時間毎に自動連続測定できるこれまでにない装置である。

上記の装置を用いて測定を行ったのは、これまで報告例の多かった住居ではなく、実際に人が勤務する職場環境である。しかし、職場環境といってもその種類は多く、すべての職種に対応する職場を網羅して測定するのは不可能である。このため本研究では、屋外就業者や農業従事者等の職場環境として屋外を、会社員等が勤務する一般的な職場環境としてコンクリートビル内のオフィスを、さらに特殊な職場環境としては原子力発電所を調査対象に測定を実施した。これまで我が国では、濃度レベルの低い屋外環境については、Fや $f_p$ を実測することが難しく、代表値を報告した例は少ない。また、実際に人が勤務し、その勤務時間に応じて換気条件が変化するオフィス内で長期間にわたってラドンとその娘核種濃度を調べた例はない。さらに、原子力発電所においては、これまでラドンを実測した報告例がなく、このような環境で長期間測定した結果は大変貴重である。

本研究では、調査対象の3つの職場環境で働く人の行動をモデル化し、線量評価に1日の平均ラドン濃度を用いる場合と勤務時間帯の平均ラドン濃度を用いる場合の線量を試算し比較を行った。このような試算は、職場環境におけるラドン娘核種による線量評価へ向けての第一ステップとして重要である。本研究の成果が、職場環境におけるラドン娘核種による線量の評価手法を提供し、今後、進められるだろうラドン娘核種による国民線量の正確な把握のための一資料として利用されることを希望する。

### 1.3 本研究の構成と内容

本論文は、第1章から第8章より構成される。第1章は序論、第2章は静電式積分型ラドンモニタ、第3章はラドン娘核種とその非付着成分割合の連続測定装置、第4章は屋外環境におけるラドンとその娘核種の挙動、第5章はコンクリートビル内オフィスにおけるラドンとその娘核種の挙動、第6章は原子力発電所におけるラドンとその娘核種の挙動、第7章は職場環境におけるラドン娘核種吸入による線量の試算、第8章は結論、の構成である。以下に各章の概要を記す。〔 〕内の数字は、本論文を構成する発表論文番号を示す。

第1章では、本研究の背景、目的と意義、構成と概要、について取りまとめた。

第2章 [1,2] では、硝酸セルロースフィルム (CNフィルム) を用いたパッシブモニタのひとつである静電式積分型ラドンモニタの構造と基礎特性について取りまとめた。空気中のラドンは、メンブレンフィルタを通してモニタ内に自然に拡散流入する。モニタ内のラドンが崩壊すると生成する $^{218}\text{Po}$ のほとんどは正に帯電しており、負の電圧を印加した電極に捕集される。Alを蒸着したマイラ膜で作られた電極捕集面上に付着した $^{218}\text{Po}$ からの $\alpha$ 線は、マイラ膜で減速され、電極内部のCNフィルム上に飛跡 (トラック) を形成する。測定終了後に回収したCNフィルムは化学的なエッチング処理を行い、トラックをエッチピットとよばれる小穴に成長させて顕微鏡で拡大し計数する。この計数値は、測定時間と校正定数によって測定期間中の平均ラドン濃度に換算される。本モニタの校正定数は、カップ法によるラドンモニタの約10倍の感度である。ラドン交換率は $0.75\text{h}^{-1}$ と比較的小さいが、測定対象のラドン濃度が典型的な日周変動を示したとしても、モニタ外部の空気中のラドン濃度の98%以上を測定することができる。一方、トロンについては半減期が短いため、モニタ内部の濃度は外部の約2%にしかならず、本モニタはトロン濃度が高い特殊な環境を除き、トロンの影響は受けない。 $^{218}\text{Po}$ の電極への捕集効率は、モニタ内部の絶対湿度に依存し、湿度が高くなると効率が低下するため、モニタ内部は五酸化りん ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) 150g で除湿する。捕集効率は印加電圧に依存したが、200V以上の電圧で効率は一定となった。50%の相対標準偏差で測定できるラドン濃度レベルは、2カ月間の測定で約 $0.7\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。本章では、エッチピットの計数を画像処理技術を用いて行う自動計数装置の構成と基礎特性についても取りまとめた。本装置は、透過照明型実体顕微鏡、CCDモノクロカメラ、画像解析装置、パーソナルコンピュータにより構成される。本装置のエッチピットの検出下限径は約 $5\mu\text{m}$ で、1,000個のエッチピットを約5分で自動計数でき、計数効率は約 $8,000\text{cm}^{-2}$ の高密度まで一定であった。他の測定方法で評価したラドン濃度と上記の静電式積分型ラドンモニタおよびエッチピットの自動計数装置によって評価したラドン濃度は良い一致を示し、本モニタで得られる測定結果の信頼性は十分高い。

第3章 [3] では、ラドン娘核種とその非付着成分割合の連続測定装置の構成と基礎特性について取りまとめた。本装置は、 $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$ 、 $^{214}\text{Bi}$ の3娘核種濃



度とポテンシャルアルファエネルギー (PAE) 濃度ならびに $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$ 、 $^{214}\text{Bi}$ の3娘核種の非付着成分割合とPAEに対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) の1時間毎の連続測定が可能である。また、トロン娘核種の放射平衡を仮定して $^{212}\text{Pb}$ 濃度も測定できる。本装置は、娘核種と非付着娘核種用のそれぞれ2つの集塵検出部と動力部、ならびに1つの制御部から構成される。娘核種および非付着娘核種は、それぞれ、ロール式のメンブレンフィルタとワイヤスクリーン上の直径40mmの領域内に10分間捕集され、集塵が終わるとすぐに検出器の真下に送られる。集塵後10秒後にエネルギースペクトルが2回連続して10分間と38分間測定される。エネルギースペクトルは、装置の周辺温度が $0^\circ\text{C}$ から $40^\circ\text{C}$ の間で変動しても安定に得られた。50%の相対標準偏差で測定できる濃度レベルは、最も高い $^{218}\text{Po}$ の非付着成分濃度でも約 $1\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 以下で、屋外環境中の測定にも十分適用可能である。本装置で測定したラドン娘核種濃度と非付着娘核種濃度は、他の方法で測定した値と良く一致しており、測定結果の信頼性は十分高い。

第4章 [7] では、屋外が職場であるような屋外就業者や農業従事者等を対象に、東京の郊外の屋外において、ラドン、その娘核種およびエアロゾル濃度を1年5カ月間にわたって連続測定した結果を取りまとめた。ラドン濃度は飯田 [Ii85a] の開発した方法に基づく静電式ラドンモニタを用いて1時間毎に測定し、ラドン娘核種と非付着成分濃度は第3章で述べた装置を用いて4時間毎に測定した。これらの測定結果から、屋外環境におけるFと $f_p$ が4時間毎に評価された。また、エアロゾル濃度もボラックカウンタを用いて4時間毎に測定した。東京の郊外にあたる狛江市の屋外ラドン濃度の年間算術平均値は約 $3.8\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、幾何平均値は約 $2.9\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。また、Fと $f_p$ の年間平均値は、それぞれ算術平均値で約0.69、ならびに幾何平均値で約0.024であった。ラドン濃度は、冬高く夏低い季節変動、ならびに夜間から朝方に高く昼間に低い日周変動を示したが、Fおよび $f_p$ にはそのような季節変動と日周変動は認められなかった。このことから、東京郊外の屋外環境における線量評価には、人が屋外に滞在する時間に関係なく、Fおよび $f_p$ の平均値を適用できることが示唆された。

第5章 [6] では、人が実際に勤務し、勤務時間に対応して空調機器が運転される職場環境である2つのオフィスにおいて、ラドン、その娘核種およびエアロゾル濃度を1年3カ月間にわたって連続測定した結果を取りまとめた。測定方法については、第4章の方法と同様である。測定期間中の2つのオフィス内のFの算術平均値は約0.46と約0.42で、 $f_p$ の幾何平均値は約0.027と約0.025であっ

た。2つのオフィス内におけるラドン濃度は、勤務時間に対応して運転された空調機器に依存した日周変動を示した。しかし、Fにはそのような日周変動は認められなかった。エアロゾル濃度が最低となった早朝に、 $f_p$ は比較的高い値を示した。また、2つのオフィス内ともに、休日と平日のラドン濃度間に顕著な差異が認められ、平日の勤務時間帯の平均ラドン濃度は、全時間帯の平均ラドン濃度の約65%と約70%であった。

第6章 [4, 5] では、常時空調機器が運転されている職場環境である2つの原子力発電所において、ラドン、その娘核種およびエアロゾル濃度を、1年4カ月間にわたって連続測定した結果を取りまとめた。ラドン濃度は第4章および第5章と同様に静電式ラドンモニタを用いて1時間毎に測定し、ラドン娘核種と非付着成分濃度は第3章で述べた装置を用いて2時間毎に測定した。これらの測定結果から、原子力発電所におけるFと $f_p$ が2時間毎に評価された。また、エアロゾル濃度もボラックカウンタを用いて2時間毎に測定した。さらに、発電所内の場所による違いを調べるため、第2章で述べた静電式積分型ラドンモニタを用いて各発電所建屋内14ヶ所ずつの2カ月平均のラドン濃度も同時に測定した。発電所内ラドン濃度の比較対照として、各発電所周辺の約20ヶ所の一般家屋内でも、静電式積分型ラドンモニタを用いて2カ月平均のラドン濃度を測定した。

2つの原子力発電所内のラドン濃度の年間平均値は、それぞれ建屋内で約 $5.2\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ および約 $4.4\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、屋外では約 $3.5\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ および約 $2.9\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ と評価され、建屋内ラドン濃度は屋外濃度よりもやや高かった。一方、発電所の建屋内の平衡等価ラドン濃度は、屋外濃度よりも低かった。この原因は、発電所内への給気がフィルタを通して行われることから、ラドンは通り抜けるがラドン娘核種の一部はフィルタに捕集され、建屋内においては、ラドン娘核種が十分Build-upしていなかったからと推定された。また、2つの原子力発電所の周辺家屋内のラドン濃度の年間平均値については、家屋内で約 $20.7\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ および約 $8.9\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ と評価され、発電所建屋内のラドン濃度は、周辺家屋内よりも低い傾向にあることが明らかとなった。原子力発電所内におけるFの年間の算術平均値は約0.3と比較的低く、 $f_p$ については幾何平均値で約0.06~0.07と比較的高かった。発電所建屋内のラドン濃度には、夜間から朝方に高く昼間に低い傾向が若干認められたものの、その変動幅は非常に小さかった。また、Fおよび $f_p$ にも、日周変動はほとんど認められなかった。これらの結果から、原子力発電

所の管理区域内では、ラドン濃度、 $F$  および  $f_p$  を実際に測定して代表値を評価する際に、測定時間の偏りや作業者の滞在時間による影響をほとんど考慮する必要のないことが示唆された。

第7章 [5] では、屋外就業者、オフィス就業者および原子力発電所就業者の行動形態を仮定し、それぞれの職場でラドン娘核種を吸入することによって受ける線量を評価し、勤務時間帯を考慮にいれた場合とそうでない場合の評価結果を比較した。職場に滞在する時間を9時から17時の8時間と仮定すると、勤務時間帯のラドン濃度は、1日平均のラドン濃度に対して、屋外では約80%、オフィス内では約65%、原子力発電所の建屋内では約95%であった。 $F$  については、調査対象のどの職場においても、勤務時間帯と1日の平均値は約10%以内で一致した。勤務時間帯の  $f_p$  と1日平均の  $f_p$  の値は、屋外および原子力発電所の建屋内では約10%以内で一致したが、オフィス内では勤務時間帯の  $f_p$  の方が10~30%程度低かった。職場で勤務時間帯にラドン娘核種によって受ける線量は、屋外就業者では勤務時間を考慮にいれない線量評価結果の約80%、オフィス就業者では約55%、原子力発電所就業者では約80%であった。3種類の就業者のうちオフィス就業者の年間線量が最も高かったが、勤務時間帯を考慮にいれた線量評価を行うとオフィス就業者の年間線量は約20%減少し、屋外就業者とほぼ同程度となった。このように、換気条件が時間帯によって異なる職場環境のラドン娘核種による線量評価は、勤務時間帯を考慮にいれないと過大評価になることが明らかとなった。

第8章では、本研究の結論を取りまとめるとともに、今後の課題について記述した。

## 第2章 静電式積分型ラドンモニタ

### 2.1 緒言

ラドンとその娘核種を吸入して受ける線量を評価するためには、様々な環境における平均的なラドン濃度を測定することが必要とされる。このようなラドン濃度測定を大規模に長期間にわたって行うには、小型で便利で安価なパッシブモニタが適当である。パッシブモニタには、ポリカーボネイト (PC) [Ur81, Do92]、CR-39 (アリルダイグリコールカーボネイト) [Al81, Mi82, Ko82]、硝酸セルロース (CN) [Ro69, Fr73, Do84] 等の固体飛跡検出器 (SSNTD) や活性炭 [Ge84, Gu84]、熱ルミネセンス線量計 (TLD) [Ge77, Co78] を検出器として用いたタイプがある。SSNTDを用いたパッシブモニタは、現在、ラドン濃度の時間平均値を測定するための方法として広く用いられている。

SSNTDを用いたパッシブモニタは、その方式によって1) Bare法、2) カップ法、3) 静電捕集法に大別できる [Li85b]。Bare法はSSNTDを壁に取付け、直接空気に曝すだけの簡単な方法である。しかし、CR-39を用いたBare法では、検出器であるCR-39がラドンだけでなく検出器表面に付着したラドン娘核種も測定してしまうため、精度が良くない [Ab82]。一方、カップ法は、ラドン曝露量とSSNTDに生じる  $\alpha$  線の飛跡 (トラック) 密度に良い比例関係があり、欧州や北米における屋内ラドン調査の主な方法として用いられてきた [Fl83, Al83, Ny83, Wi84, Sw84, Sc84, Fl84, Ab84, He85, Ab86]。カップ法の短所は、比較的感度が低く、検出下限が高いことである。静電捕集法は、屋外のラドン濃度測定にも適用できるように高い感度を有している。しかし、同法は、高圧電源と乾燥剤を必要とし、カップ法に比べて簡便ではない。日本は温暖な地域に位置し、住居内のラドン濃度は寒冷地の国々ほど高くないことが予想される [Sh84c]。したがって、静電捕集法は日本の平均的なラドン濃度測定に適しているといえる。

パッシブモニタでは、 $\alpha$  粒子の入射によってSSNTD表面に生じたトラックを、検出可能な大きさのエッチピットに成長させて計数し、これをラドン濃度に換算する。エッチピットの計数方法としては、手動計数による個人差の低減、計数の迅速化および省力化の目的から、自動計数が求められてきた。エッチピットの自動計数に関する研究は、画像処理技術の向上に伴って発展し、これまでもCR-39あるいはPC上のエッチピットをテレビカメラ等により画像入力し自動計数

した例 [Ve84, Is85, Fe84, Ma86] 等が報告されている。一般に、CR-39あるいはPC上に形成される主なエッチピットの大きさは約20~200 $\mu\text{m}$ と大きく、PCの場合にはエッチピット密度が約100 $\text{cm}^{-2}$ 以上になると、自動計数の結果に対してエッチピットの重なりを補正することが不可欠となる [Fu90]。一方、CNフィルム上に形成される主なエッチピットの大きさは、約2~20 $\mu\text{m}$ と小さい [Qa76]。このためCNフィルム上のエッチピットの自動計数は、他のSSNTDに比べてエッチピットの重なりによる影響が小さいことが予想されるが、同装置を様々な条件の計数に用いるためには、補正の必要となるエッチピット密度をあらかじめ把握しておくことが必要である。

本研究では、屋内外のラドン濃度レベルを正確に測定するため、静電捕集法を適用した静電式積分型ラドンモニタを開発し、さらに画像処理を用いてCNフィルム上のエッチピットを自動計数できる装置を開発した。本章では、静電式積分型ラドンモニタの構造と基礎特性、エッチピットの自動計数装置の計数特性、ならびに同装置により静電式積分型ラドンモニタの校正定数を求め、実測を行った結果について取りまとめる。

## 2.2 モニタの構造

図2.2.1に静電式積分型ラドンモニタ (EIRM) の構造を示す。モニタ内のラドンが崩壊して生成する $^{218}\text{Po}$ のほとんどは正に帯電しており [Bu81]、負の電圧を印加した電極に捕集される。Alを蒸着したマイラ膜で作られた電極捕集面上に付着した $^{218}\text{Po}$ からの $\alpha$ 線は、CNフィルムで検出される。

モニタの内容積は約1.54Lで、270Vの乾電池が上部のポリ塩化ビニル (PVC) 容器の中に収められている。陰極となる捕集電極には、円筒形のステンレス壁と底部のステンレス製のメッシュ (#20) で構成される陽極に対して-270Vの電圧が印加されている。モニタには、円筒形のステンレス壁に内径20mmの2つの円形の換気口があり、空気中のラドンは換気口に取付けられたポアサイズ0.3 $\mu\text{m}$ のメンブレンフィルタを通してモニタ内に自然に拡散流入する。モニタ内部の空気を除湿するため、乾燥剤が底部のPVC容器内にある。

捕集電極の詳細な構造は、図2.2.1の右側に示した。捕集電極は真鍮製で、CNフィルムの交換の際には、ネジ式に取り外しが可能である。Alを蒸着したマイラ膜表面上に捕集された $^{218}\text{Po}$ が放出する6.0MeVの $\alpha$ 線は、厚さ0.9 $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$ のマイラ

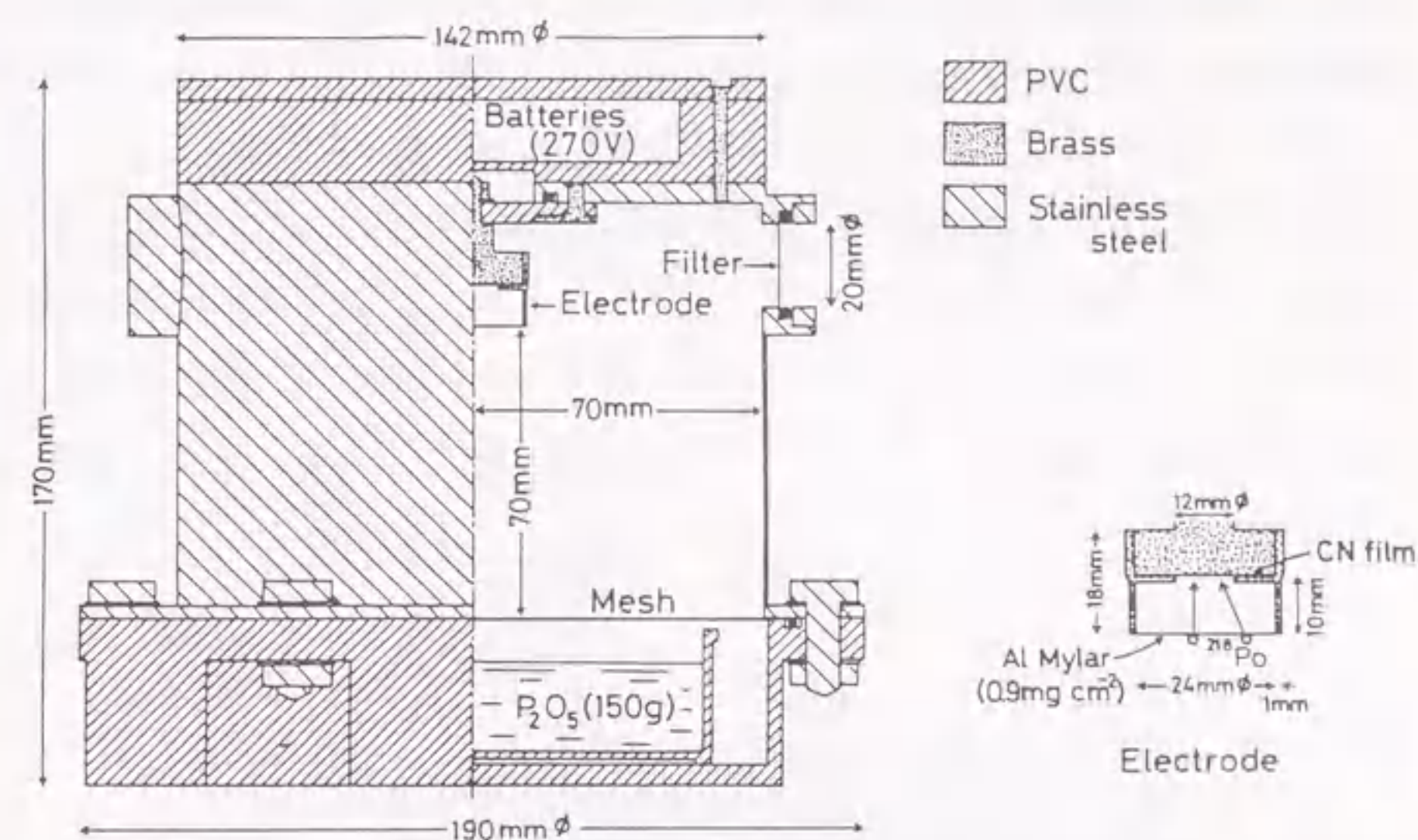


図2.2.1 静電式積分型ラドンモニタ (EIRM)

膜と10mmの空気層で減速されてCNフィルムに入射する。 $^{214}\text{Po}$ の放出する7.69MeVの $\alpha$ 線は、しきいエネルギー以下に減速されないため、検出されない。CNフィルムは $^{218}\text{Po}$ からの $\alpha$ 線のみを検出するため、モニタ内部で生成される $^{214}\text{Pb}$ および $^{214}\text{Bi}$ の複雑な挙動を考慮する必要はない。

測定終了後に回収したCNフィルムは、60 $^{\circ}\text{C}$ の2.5Nの水酸化ナトリウム水溶液の中で180分間エッチング処理を行い、トラックをエッチピットとよばれる小穴に成長させて拡大し計数する。本研究では、2.3 モニタの基礎特性におけるエッチピットの計数についてのみ、マイクロフィッシュリーダーで24倍に拡大して人が計数し、それ以外の計数については自動計数装置で行った。エッチピット計数値は、校正定数によってラドン曝露量に換算され、これを曝露時間で除することにより測定期間中の平均ラドン濃度が得られる。

## 2.3 モニタの基礎特性

### (1) ラドン交換率

モニタ内のラドンは、換気口に取付けられたメンブレンフィルタを通して、

拡散によって自然に外部と交換される。モニタ内のラドン濃度の変化は、次の微分方程式で表すことができる [F180]。

$$\frac{dn_{in}}{dt} = -\lambda n_{in} - \gamma(n_{in} - n_{out}) \quad \dots (2.3.1)$$

ここで、 $n_{in}$  および  $n_{out}$  は、モニタ内およびモニタ外のラドン濃度 ( $\text{cm}^{-3}$ )、 $\lambda$  はラドンの崩壊定数 ( $\text{s}^{-1}$ )、 $\gamma$  はラドン交換率 ( $\text{s}^{-1}$ ) である。ラドン交換率は次式で表される。

$$\gamma = \frac{DA}{\delta V} \quad \dots (2.3.2)$$

ここで、 $D$  はフィルタ内でのラドンの拡散係数 ( $\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ )、 $A$  および  $\delta$  は、フィルタの面積 ( $\text{cm}^2$ ) および厚さ ( $\text{cm}$ )、 $V$  はモニタの内容積 ( $\text{cm}^3$ ) である。

ラドン交換率は次のように測定した。まず、モニタを、直径8mm、長さ100mmのステンレス棒で作られた捕集電極を有する電離箱に改造した。ラドンをその電離箱に封入した後、ゴム栓で換気口を塞ぎ、短寿命の娘核種が放射平衡に達する3.5時間後に電離電流を観測した。次に、ゴム栓をはずし、ラドンをフィルタを通して自然に拡散させた。1時間後、再びゴム栓で換気口を塞ぎ、短寿命の娘核種が放射平衡に達した後、電離電流を観測した。ゴム栓を外す前後の電離電流の値と (2.3.1) 式の解から、ラドン交換率は  $0.75\text{h}^{-1}$  と評価された。

ラドンの崩壊定数は  $0.00755\text{h}^{-1}$  であり、これはラドン交換率よりも十分小さい。したがって、ラドン濃度が日周変動を示しても、モニタで得られるラドン濃度の積分値は環境中のその98%以上である。

トロンの崩壊定数は  $45\text{h}^{-1}$  である。これに比べてラドン交換率は小さいため、モニタ内部のトロン濃度は、モニタ外部の約2%にすぎない。したがって、本モニタによるラドン濃度測定は、高トロン濃度地域を除いてトロンの影響を受けない。

## (2) 内部電場

静電式積分型ラドンモニタ (EIRM) の内部電場と電気力線から、 $^{218}\text{Po}$  イオ

ンが捕集電極のAlを蒸着したマイラ膜上に捕集される有効容積が計算できる。本研究では、コンピュータによる電場の数値計算により数値解を得た。計算は、ラプラスの電位方程式を階差数列に置き換え、近似計算により行った [Pr69]。モニタ内部の等電位面および電気力線を図2.3.1に示す。電気力線から計算した有効容積は0.85Lで、これはモニタ容積1.54Lの55%にあたる。

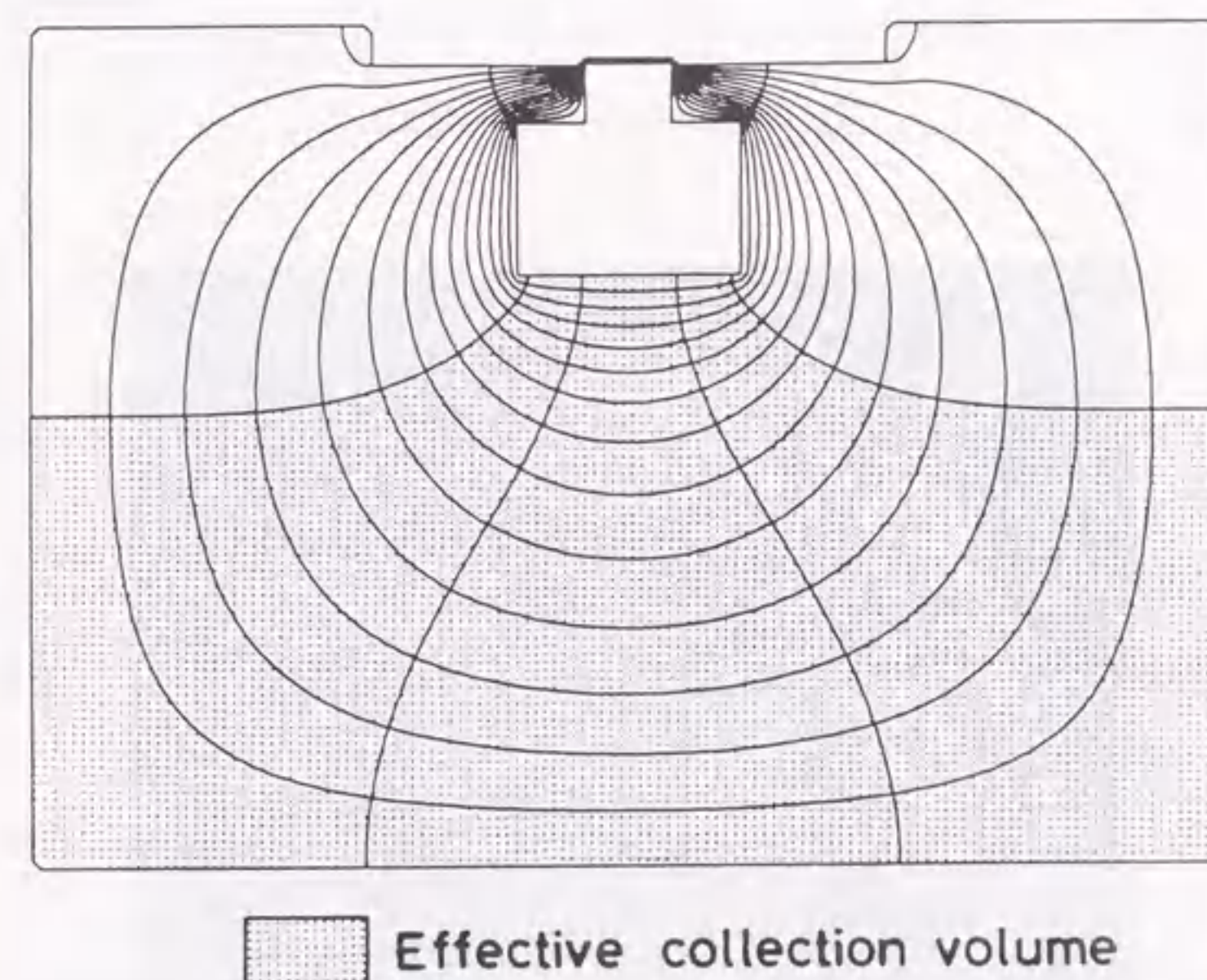


図2.3.1 モニタ内部の等電位面および電気力線

モニタ底部や壁付近で十分大きな電圧勾配を得るためには、同じ長さの直径および高さを有するモニタ内の中心に捕集電極を位置させるのが理論的に最適である [Pr69]。しかし、この理想的な構造は、本モニタの場合には無駄になる空間が大きい。このため、Alを蒸着したマイラ膜とモニタ底部のステンレス製のメッシュの距離を保ったまま、モニタ内部の高さを140mmから70mmまで徐々に変化させ、有効容積と電圧勾配を計算した。その結果、高さを100mmに減少させても、有効容積および電圧勾配は顕著に変化しなかった。本モニタの構造は、この計算結果に基づいて決定している。

### (3) トラック分布と計数面積

捕集電極のAlを蒸着したマイラ膜上に捕集されたラドン娘核種の分布を図2.3.2に示す。この写真は $\alpha$ 線イメージングシステム [Li83] を用いて得られた。電気力線の計算からも示されるように、ラドン娘核種は捕集電極の中心部よりも端部に集まる。Alを蒸着したマイラ膜上に捕集された $^{218}\text{Po}$ が放出する $\alpha$ 線は、マイラ膜と10mmの空気層を通過してCNフィルムに入射するため、 $^{218}\text{Po}$ の分布が均一でなくても、CNフィルムに形成されるトラックは均一に分布することが期待できる。

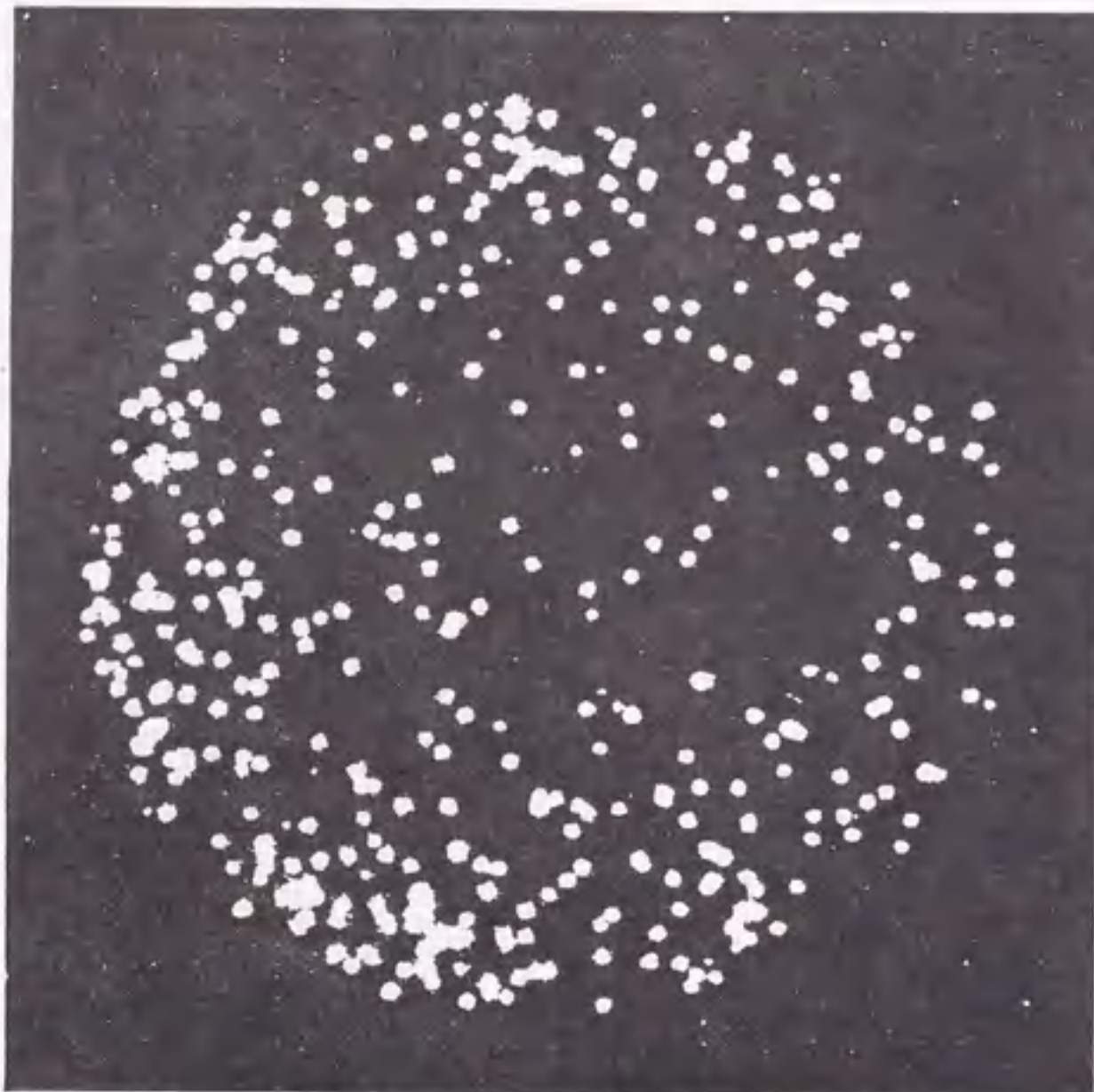


図2.3.2 電極に捕集されたラドン娘核種の分布

CNフィルムの中心から半径6mmまでのトラック密度を0.5mm間隔で調べた結果を図2.3.3に示す。トラック密度は、CNフィルム中心から4mmまでは均一に分布したが、半径4mm以上の領域では徐々に減少している。以下、2.3 モニタの基礎特性においては、CNフィルム中心から4mm、面積 $0.503\text{cm}^2$ の均一な領域を計数領域にした。

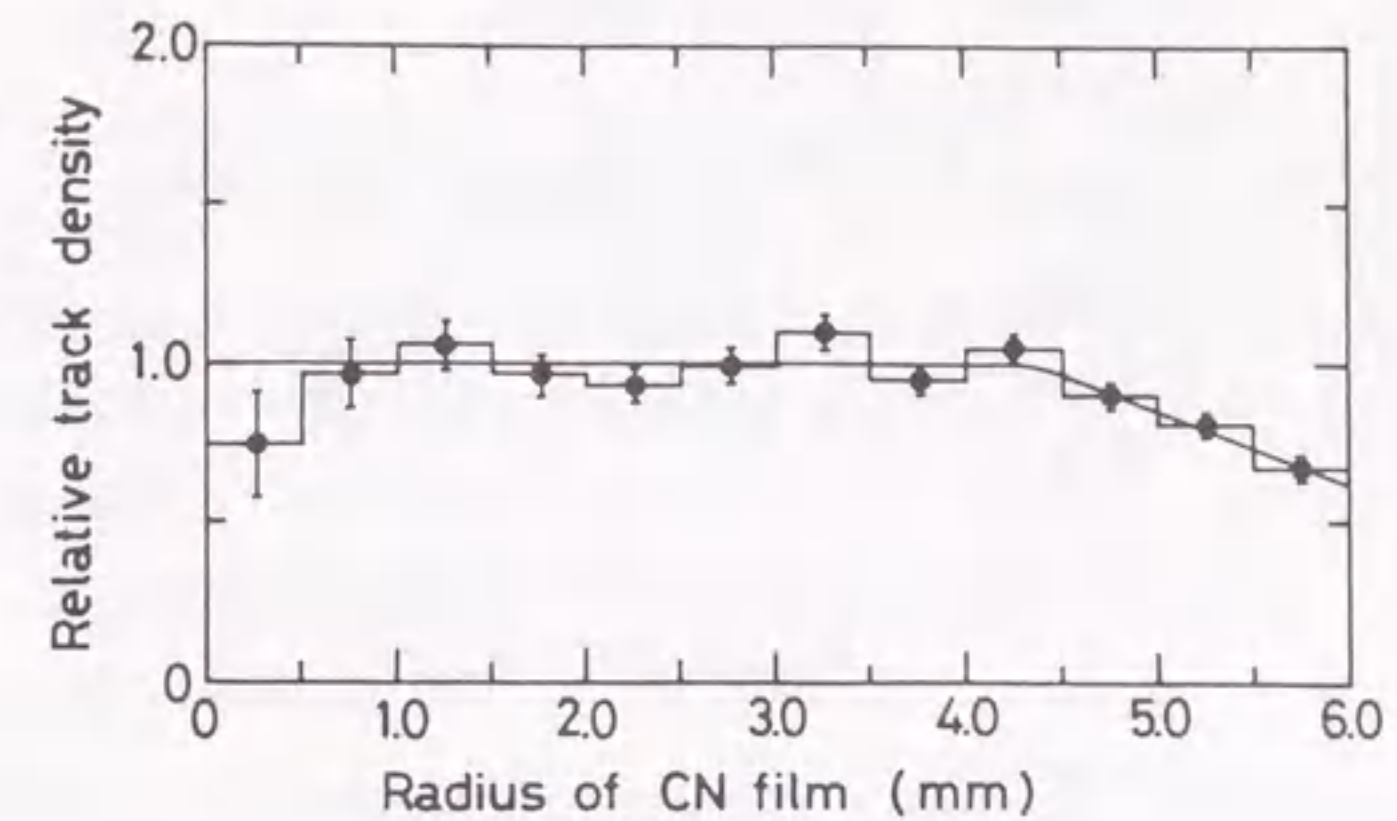


図2.3.3 CNフィルムの中心からの距離に対するトラック密度

### (4) 湿度依存性

環境中の相対湿度あるいは絶対湿度は、季節によってかなり変動し、 $^{218}\text{Po}$ の静電捕集は、空気中の湿度に依存する。このため、湿度依存性は静電式積分型ラドンモニタ (EIRM) にとって重要な問題である [Po79, Du83]。

モニタ、1.5Lの電離箱、湿度計、乾燥塔あるいは加湿器、フィルタホルダ、ポンプ、これらを円形につなぐチューブから構成される実験系を用い、空気中の絶対湿度に対する捕集効率の変化を調べた。実験系内のラドン濃度は電離箱で測定した。乾燥塔と加湿器を用いて絶対湿度を調節した後、捕集効率は測定した。その結果を図2.3.4に示す。実験中の温度は $26^\circ\text{C}$ であった。縦軸はトラック密度をラドン曝露量で除して表される校正定数で、 $^{218}\text{Po}$ の捕集効率に相当する。絶対湿度が $5\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ より低くなると、絶対湿度が減少するにつれて校正定数は増加する。絶対湿度が $5\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ よりも大きい時の校正定数は一定で、 $0\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ の時と比較すると20%低い。

校正定数が湿度依存性を示すため、屋内外環境において捕集効率を一定にするためには除湿が絶対に必要となる。典型的な乾燥剤には、シリカゲル、活性炭、モレキュラーシーブス、塩化カルシウムおよび五酸化リンがあるが、使用可能な乾燥剤は、ラドンガスを吸収しない五酸化リン ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) だけである。この五酸化リンは、除湿効果が高く、かなり長期間でも除湿することができる。実際に、日本の温度と湿度が高い夏季に試験したところ、約150gの五酸化リン

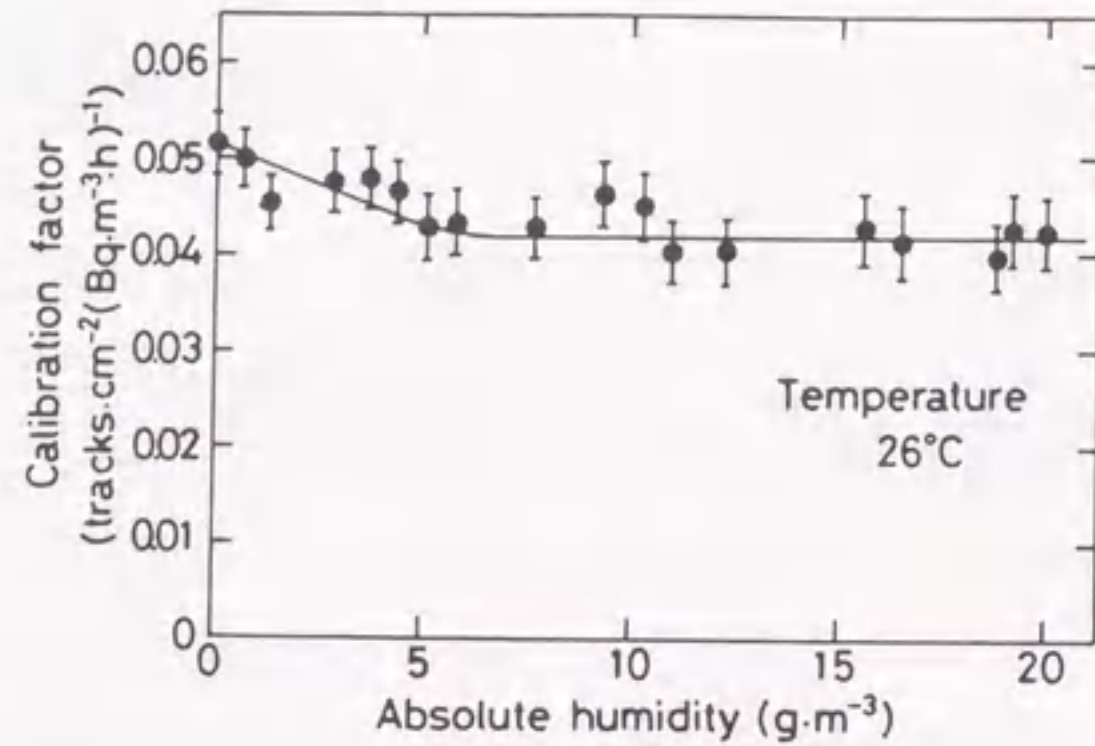


図2.3.4 校正定数の絶対湿度依存性

でモニタ内部の絶対湿度は2カ月間にわたって $0.5\text{g.m}^{-3}$ 以下に維持できることが確認された。

#### (5) 印加電圧

捕集用の電圧は、乾電池で電極に印加される。長期間の測定の間には、乾電池の電圧が多少低下する可能性がある。このため、絶対湿度を $0\text{g.m}^{-3}$ に保ち、捕集用の電圧を22.5Vから370Vまで変化させて捕集効率を調べた。除湿は、モニタ内部の五酸化リンにより行った。

その結果を図2.3.5に示す。縦軸は校正定数で捕集効率に相当する。電極に200V以上の負の電圧が印加されていれば、捕集効率は一定とみなすことができる。

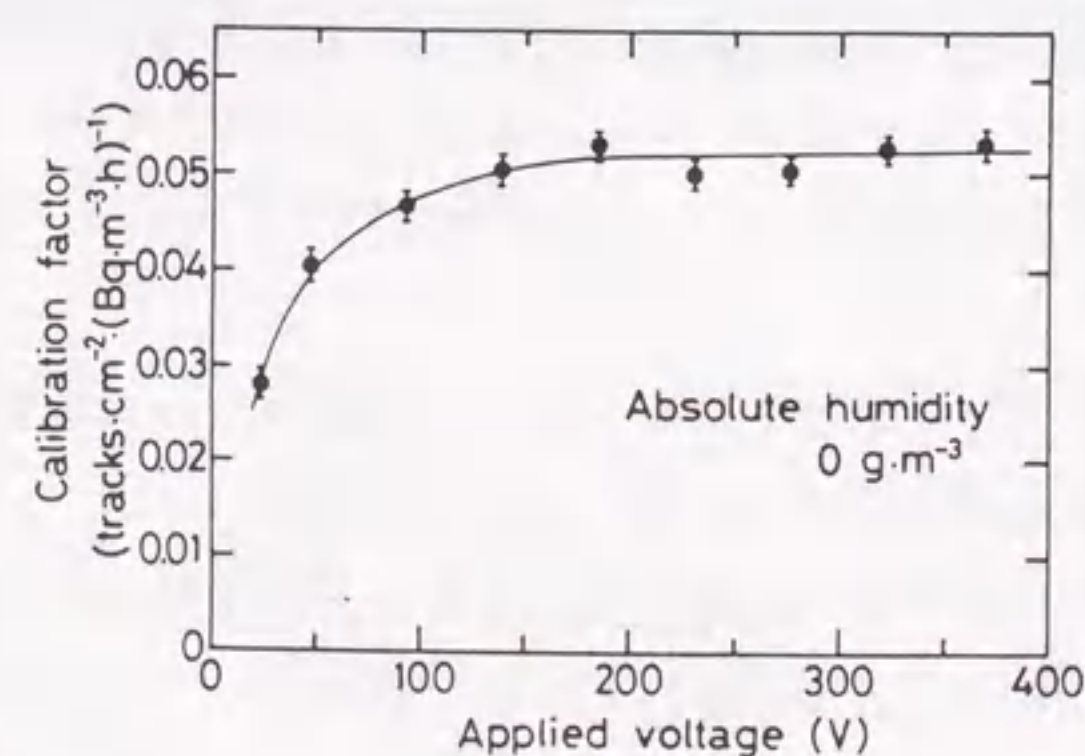


図2.3.5 絶対湿度 $0\text{g.m}^{-3}$ の時の校正定数の印加電圧依存性

#### (6) 校正定数

本モニタで測定されるラドン曝露量は、CNフィルム上のエッチピット密度から評価される。このため、校正定数を決定するために、エッチピット密度とラドン曝露量の間関係を調べる必要がある。エッチピット密度は、エッチピットを拡大計数する方法によって異なるが、ここではマイクロフィッシュリーダーでCNフィルム像を24倍に拡大して人が計数した結果で議論する。

モニタの校正は250Lのステンレス製のチェンバ内で行った。ラドン濃度を測定するために、ラドンを含む空気を1.5Lの電離箱に導入した後、その空気を250Lチェンバ内に注入した。250Lチェンバ内のラドン濃度は、250Lチェンバと1.5Lの電離箱の容積比から計算した。

CNフィルム上に形成されたエッチピット密度は、次式で表される。

$$D = CF Q_{Rn} \int_0^T e^{-\lambda t} dt \quad \dots (2.3.3)$$

ここで、 $D$ はエッチピット密度 ( $\text{tracks.cm}^{-2}$ )、 $CF$ は校正定数 ( $\text{tracks.cm}^{-2} \cdot (\text{Bq.m}^{-3} \cdot \text{h})^{-1}$ )、 $Q_{Rn}$ は初期ラドン濃度 ( $\text{Bq.m}^{-3}$ )、 $T$ は曝露時間 ( $\text{h}$ )、 $\lambda$ は崩壊定数 ( $\text{h}^{-1}$ )である。

図2.3.6には、エッチピット密度とラドン曝露量の間関係を示す。この測定は同じひとつのモニタで行った。エッチピット密度とラドン曝露量は、ラドン曝露量が $7 \times 10^2$ から $5 \times 10^5 \text{Bq.m}^{-3} \cdot \text{h}$ の範囲で良い比例関係を示している。

次に、11台のモニタの校正定数を次のように調べた。250Lチェンバ内の11台のモニタを初期ラドン濃度 $1200\text{Bq.m}^{-3}$ で3日間曝露した。その結果、校正定数は $0.048 \sim 0.055 \text{tracks.cm}^{-2} \cdot (\text{Bq.m}^{-3} \cdot \text{h})^{-1}$ の範囲内にあり、その平均値は $0.052 \text{tracks.cm}^{-2} \cdot (\text{Bq.m}^{-3} \cdot \text{h})^{-1}$ 、標準偏差 $0.002 \text{tracks.cm}^{-2} \cdot (\text{Bq.m}^{-3} \cdot \text{h})^{-1}$ 、相対標準偏差は約4%であった(付録A参照)。標準偏差が小さいのは、各モニタの校正定数が均一であることを示している。本モニタの校正定数は、カップ法 [A181, Ur81] の10倍以上である。

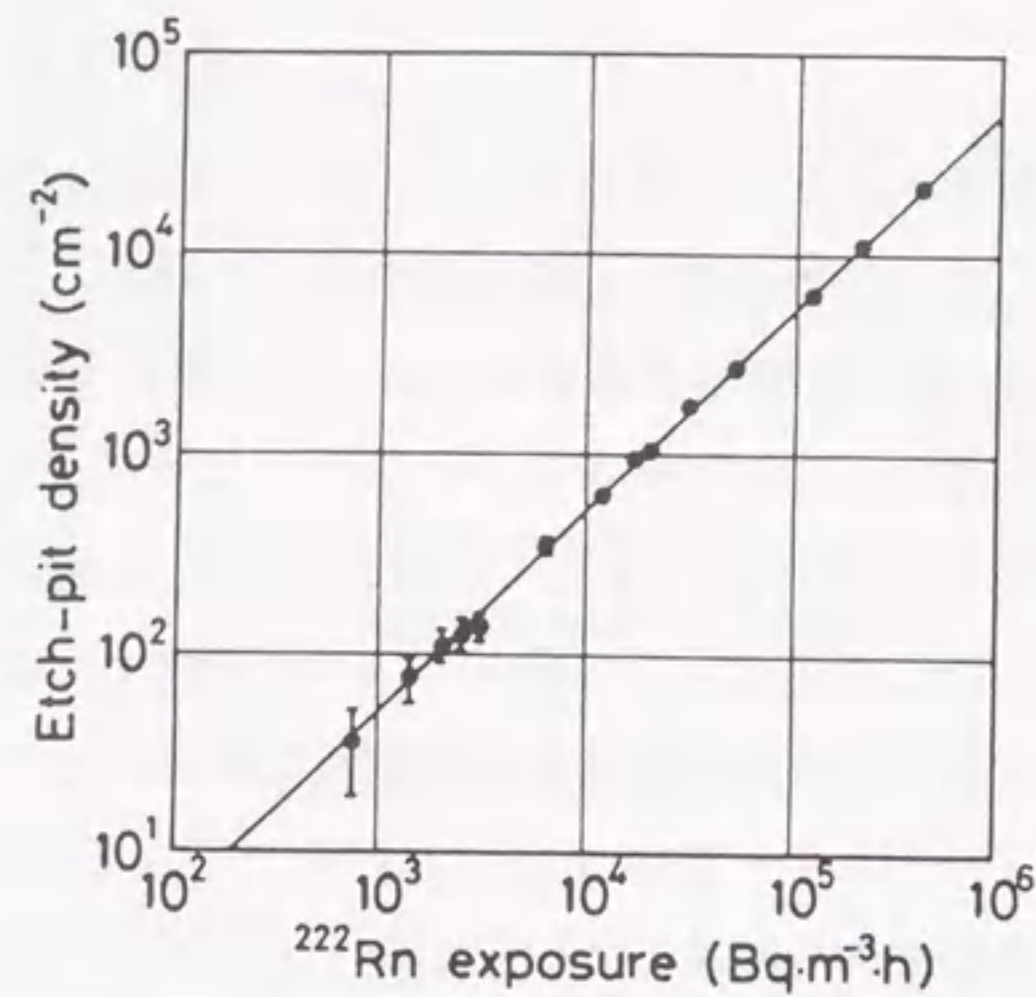


図2.3.6 エッチピット密度とラドン曝露量の関係

(7) 検出下限

ラドン曝露量とCNフィルム上のエッチピット密度の関係は、次式で表される。

$$C = \frac{N - BA}{CF A} \dots (2.3.4)$$

ここで、Cはラドン曝露量 (Bq·m<sup>-3</sup>·h)、Nは計数面積内のエッチピット数、Bはバックグラウンドエッチピット密度 (cm<sup>-2</sup>)、Aは計数面積 (cm<sup>2</sup>)、CFは校正定数 (tracks·cm<sup>-2</sup>·(Bq·m<sup>-3</sup>·h)<sup>-1</sup>) である。

モニタの捕集電極は、弱いバックグラウンドα線を放出する真鍮製である。バックグラウンドエッチピット密度の増加率を調べるために、30個の捕集電極をラドンフリーの容器内に2カ月間放置した。この実験から、バックグラウンドエッチピット密度は、

$$B = (0.028 \pm 0.013) T \dots (2.3.5)$$

であることが明らかとなった。ここで、Tは曝露時間 (h) である。

バックグラウンドエッチピット密度の標準偏差、計数面積、校正定数の値を

用いると、Curie [Cu68] によって定義された2カ月間の曝露時間に対する検出下限は、危険率5%で1.2Bq·m<sup>-3</sup>であった。一方、相対標準偏差が50%となる時のラドン濃度レベル [Al81] は0.7Bq·m<sup>-3</sup>であった。これらの結果から、本モニタを用いれば、約4Bq·m<sup>-3</sup>の屋外ラドン濃度レベルについても高い精度で測定できることが予想される。

2.4 エッチピットの自動計数装置

ここまでのエッチピットの計数は、マイクロフィッシュリーダーでCNフィルム像を24倍に拡大し、人が計数を行った。しかしこの方法では、計数に多大な労力と時間が必要となり、さらに手動計数による個人差が生じるため、大規模な調査には適用できない。このため、本研究では、画像処理を用いたCNフィルムの自動計数装置を開発した。以下に、装置の構成および計数特性を取りまとめる。

(1) 装置の構成

自動計数装置は、図2.4.1に示すように、CNフィルム上のエッチピット画像を読み込む透過照明型実体顕微鏡、CCDモノクロカメラ、読み込んだ画像情報を記憶・表示する画像解析装置 (イメージMAX ED-1611)、モノクロモニタ、および画像計算を行うパーソナルコンピュータにより構成される。

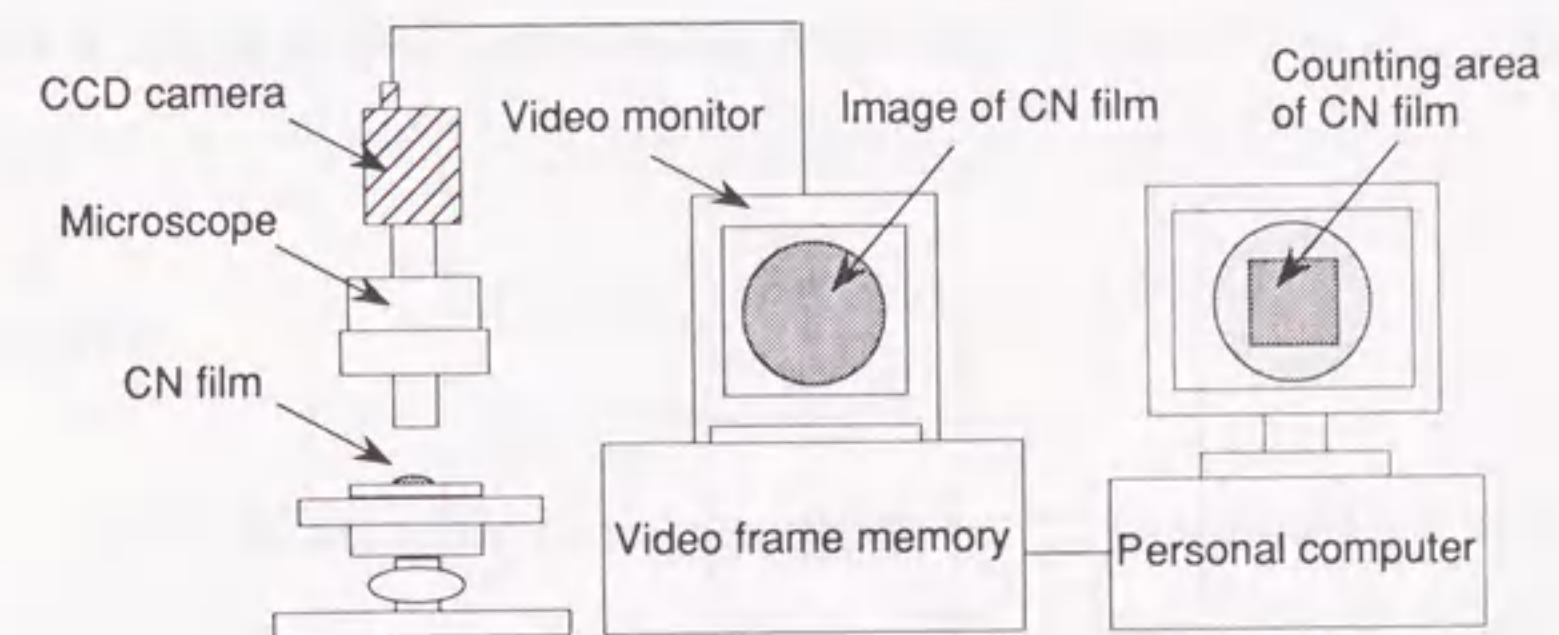


図2.4.1 CNフィルム上のエッチピットの自動計数装置

顕微鏡により約1.5倍に拡大したCNフィルム画像は、CCDモノクロカメラにより256階調の512×480ピクセルの画像データとして画像解析装置内のメモリ

に記憶され、モノクロモニタに表示される。

入力された画像データのプロファイルを図2.4.2に示す。同図において、輝度の大きいところがエッチピットである。このエッチピットを計数するためには、輝度のベースラインにあたる値をバックグラウンド値として全データから差し引き、突出した輝度をもつデータをエッチピットと認識させることが必要である。しかし、このベースラインは、顕微鏡の光源部の位置変動や光量の変化等により、計数領域内で勾配を示したり、輝度レベルがCNフィルム画像を入力する毎に異なったため、これを一定値として処理することはできなかった。

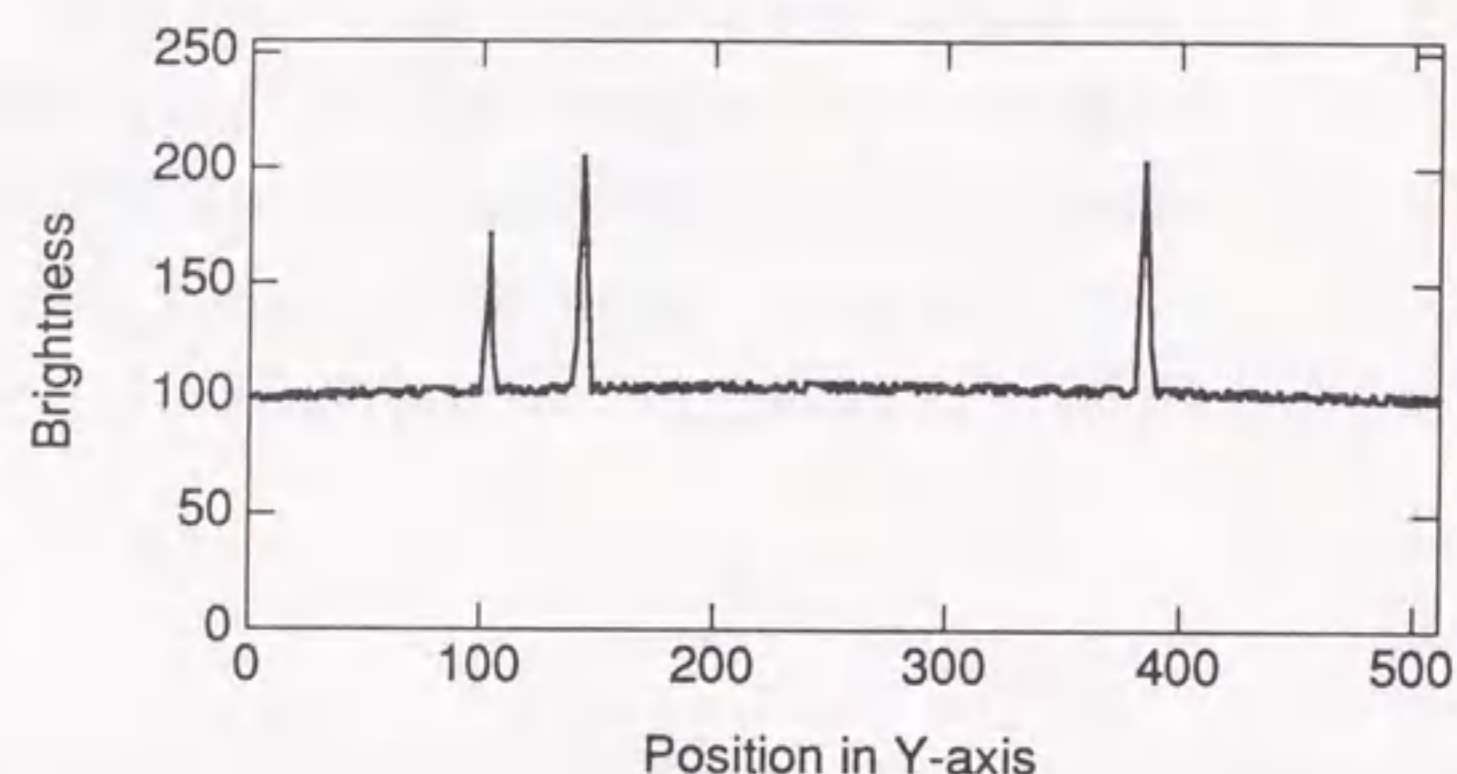


図2.4.2 CNフィルム画像のプロファイル

このため本研究では、この輝度の大きいピクセル群をエッチピット認識させる前処理として、全画像データのうち、計数領域にあたるデータに対して、図2.4.3に示すようなマトリックスを用いた画像処理を行い、輝度が大きい部分の

$\times(-1)$	$\times(-1)$	$\times(-1)$
$\times(-1)$	$\times 8$	$\times(-1)$
$\times(-1)$	$\times(-1)$	$\times(-1)$

図2.4.3 顕在化のための画像処理に用いたマトリックス

顕在化を図った。計数領域は、512×480ピクセルの画像領域のほぼ全域で、CNフィルムの中心の5mm×5mmの正方形の領域に相当する。

入力した256階調のCNフィルム画像を顕在化処理した画像データのプロファイルを図2.4.4に示す。エッチピットの部分の輝度がかなり大きく強調され、その他のベースラインにあたる部分の輝度はほぼゼロレベルになった。

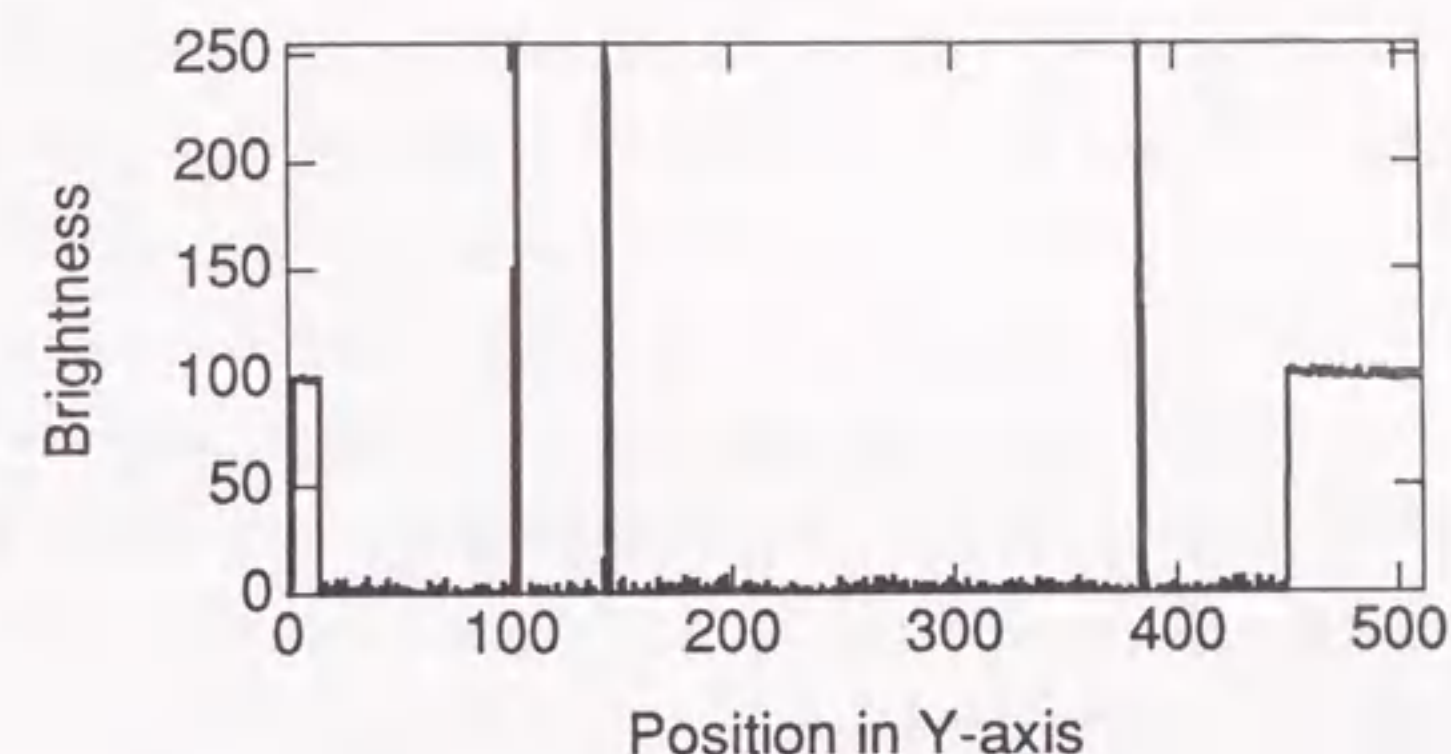


図2.4.4 顕在化処理したCNフィルム画像のプロファイル

この顕在化処理を行った計数領域の画像データに対し、輝度があるしきい値以上のピクセルとそれ以下のピクセルに2値化し、しきい値以上のピクセルが2個以上隣接して構成されるピクセル群をエッチピットとして認識した。本研究では、この2値化する際のしきい値をスレシヨホールドレベルと定義する。エッチピットの検出下限径は約5 $\mu$ mで、計数に要する時間は、32ビットCPUのパーソナルコンピュータを用いて1000個の計数に対して約5分である。

## (2) 計数特性

本装置の計数特性を調べるために、強度既知の<sup>241</sup>Am標準線源の5.5MeVの $\alpha$ 線を空気層で減速させることによりエネルギーを1MeV、2MeV、3MeVおよび4MeVと変えてそれぞれ異なるCNフィルムに垂直に照射した。すべての照射は、ほぼ点線源からの垂直入射とみなせるように、<sup>241</sup>AmとCNフィルムの距離が100mmとなるような密閉容器内で行った。空気層の厚さは、容器内の気圧によって調整し、各エネルギーの $\alpha$ 線を照射した。



これらのCNフィルムは、恒温槽内に、60℃、2.5NのNaOH水溶液内に180分間にわたって静置させることによりエッチングし、エッチピットを成長させた。また、エッチング終了後は、直ちに水洗を1.5分間行い、続いて50%エチルアルコール水溶液で1分間洗い、再度水洗を1.5分間行い、ドライヤで強制乾燥させた。

以下に本装置の主な特性について取りまとめる。

(a) 2値化のスレシヨホールドレベル

1~4MeVの $\alpha$ 線に対するエッチピットの計数効率と2値化のためのスレシヨホールドレベルの関係を図2.4.5に示す。1~3MeVの $\alpha$ 線の結果については、スレシヨホールドレベルが変化しても、計数効率はほとんど一定である。しかし、4MeVの $\alpha$ 線の結果については、スレシヨホールドレベルをあげると、計数効率は顕著に低下する傾向がみられる。これは、4MeVの $\alpha$ 線によるエッチピットが主に約5 $\mu$ mと小さく、本装置の検出下限に近い計数条件であったためと推定される。

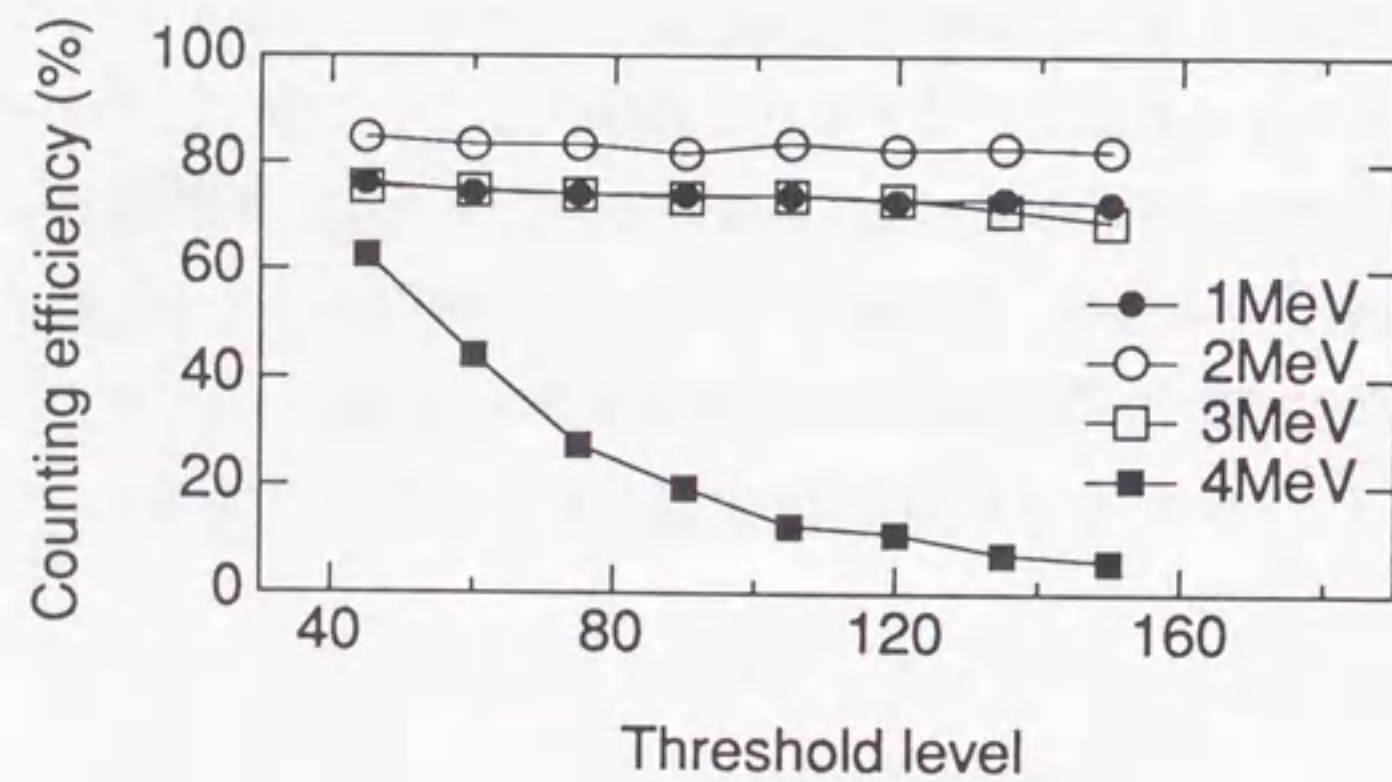


図2.4.5 2値化のためのスレシヨホールドレベルと計数効率の関係

(b) 計数の再現性

自動計数の再現性を調べるために、1~4MeVの $\alpha$ 線を照射したCNフィルムに形成したエッチピットを、約10分毎に自動計数を行い、10回の計数結果の変

化を調べた。2値化のスレシヨホールドレベルは90に設定した。その結果を図2.4.6に示す。図中の誤差棒は、計数に起因する統計誤差を示している。1~3MeVの $\alpha$ 線によるエッチピットの計数結果はほぼ一定で再現性は良好であったが、4MeVの $\alpha$ 線によるエッチピット計数の結果は統計誤差を超えてばらつきが大きい。この原因も4MeVの $\alpha$ 線によるエッチピット径が小さく検出限界に近かったためと推定される。

計数の安定化を図るためには、2値化のスレシヨホールドレベルを比較的高い値に設定し、不安定要因となる4MeVの $\alpha$ 線によるエッチピットの計数効率を小さくすることが有効と考えられる。

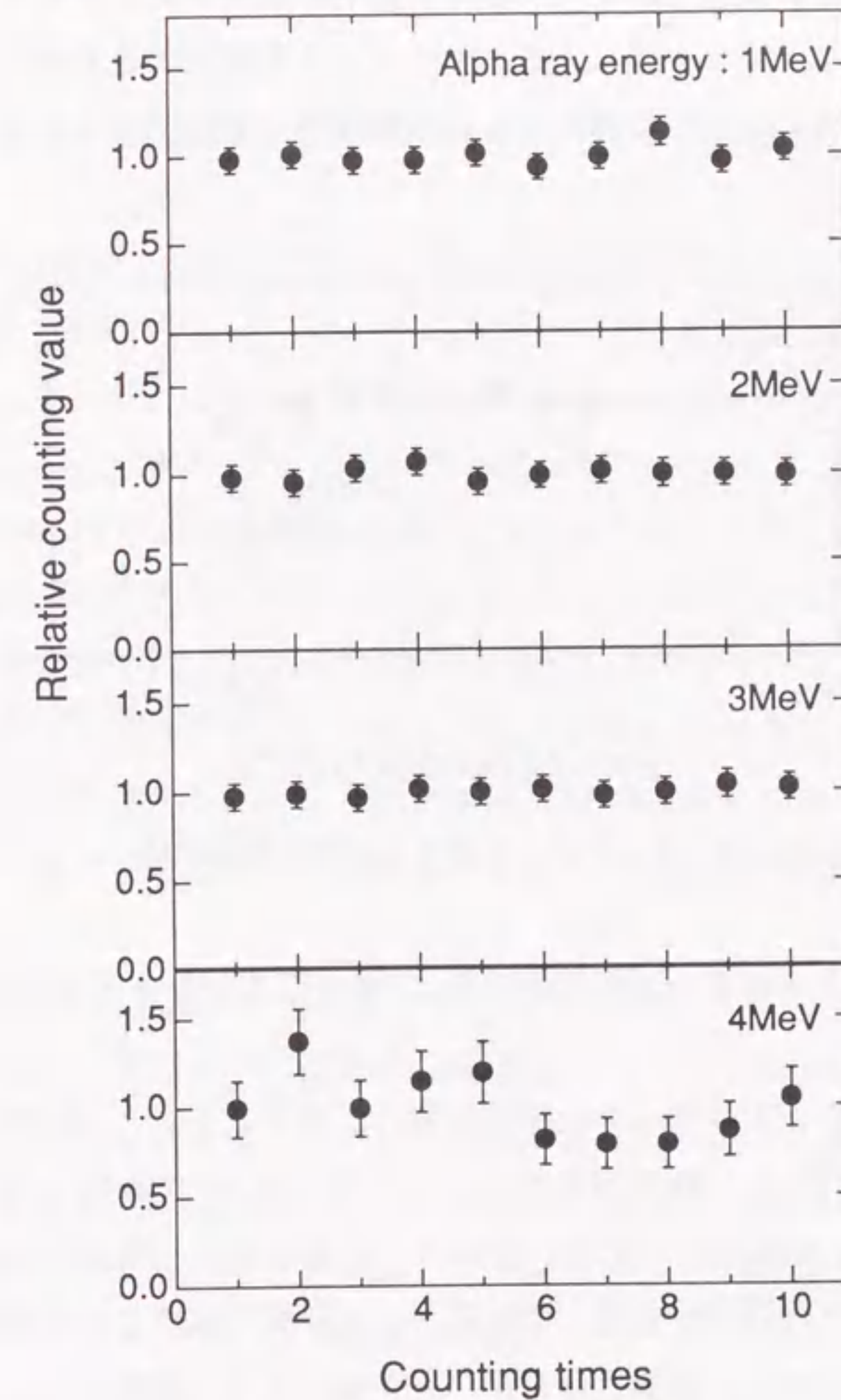


図2.4.6 自動計数の再現性

(c) エッチピット密度

CNフィルムに照射する $\alpha$ 線量が増加すると、単位面積当たりのエッチピット数が増加し、重なり合わせにより計数の数え落しが生じる。このため、2MeVの $\alpha$ 線を照射することにより、エッチピット密度の異なるCNフィルムを6種類作成し、エッチピットの計数効率を調べた。計数効率とエッチピット密度の関係を図2.4.7に示す。計数効率は約 $8,000\text{cm}^{-2}$ の高密度までほぼ一定で、これより密度が高くなると計数効率は徐々に低下し始め、約 $17,000\text{cm}^{-2}$ で約20%減少した。この2MeVの $\alpha$ 線によるエッチピット径は主に約 $10\mu\text{m}$ で、他のエネルギーの $\alpha$ 線によるものに比べて最も大きいエッチピットである。したがって、様々なエネルギーの $\alpha$ 線によるエッチピット計数の場合には、 $8000\text{cm}^{-2}$ 以上の高密度なものに対しても補正なしに自動計数を適用できることが推定される。

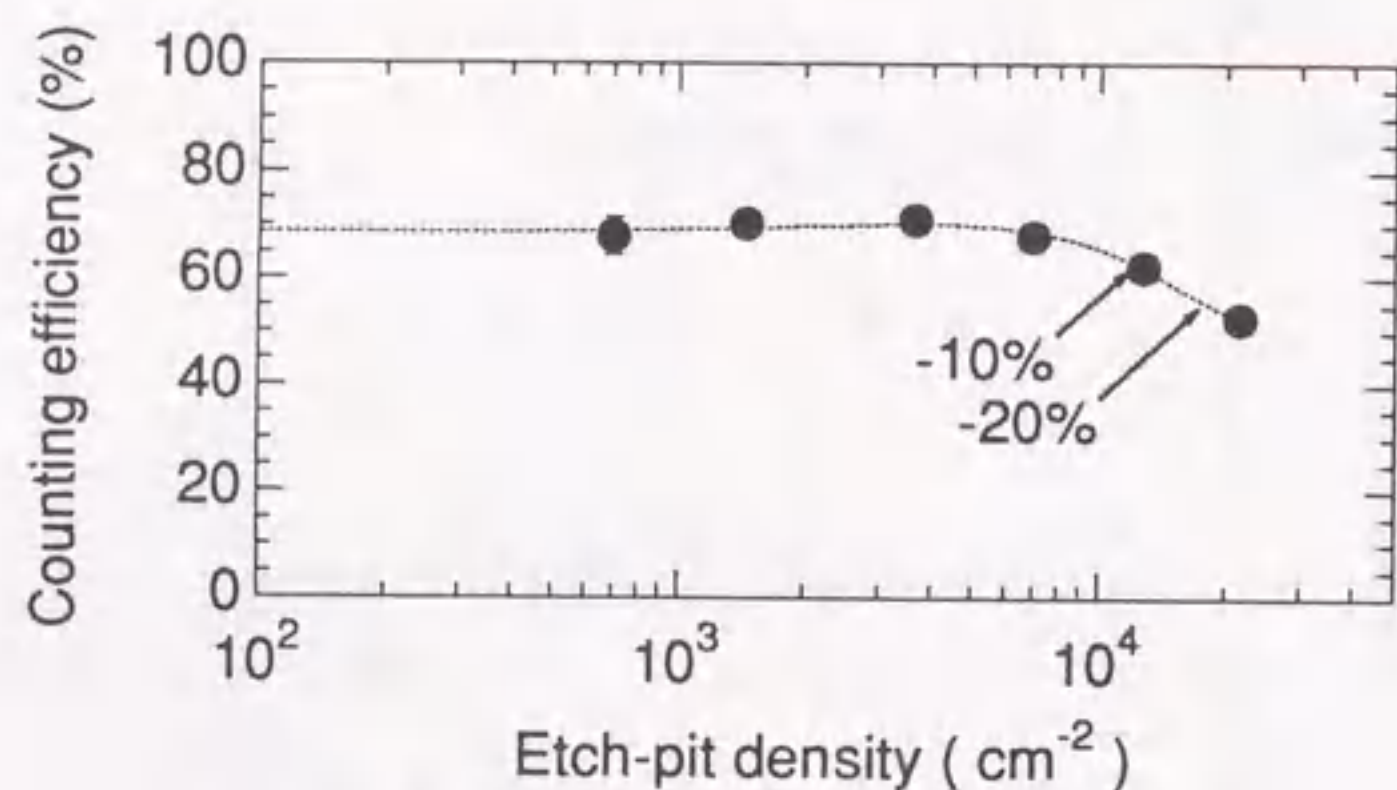


図2.4.7 エッチピット密度と計数効率の関係

(3) 静電式積分型ラドンモニタの校正定数と2値化のスレシヨホールドレベル

自動計数装置による計数法を、静電式積分型ラドンモニタ (EIRM) をアロカ (株) が商品化した「積分型ラドンモニタGS-201B」に適用した。この実用器の構造 [li90] を図2.4.8に示す。図2.4.1と比較すると、換気口の位置、印加電圧およびモニタの外形が変化しているが、本研究で試作したEIRMと内部の構造は同一であるため、性能はほぼ同じと予想される。換気口は、ラドン交換率が同一になるように同じ面積である。

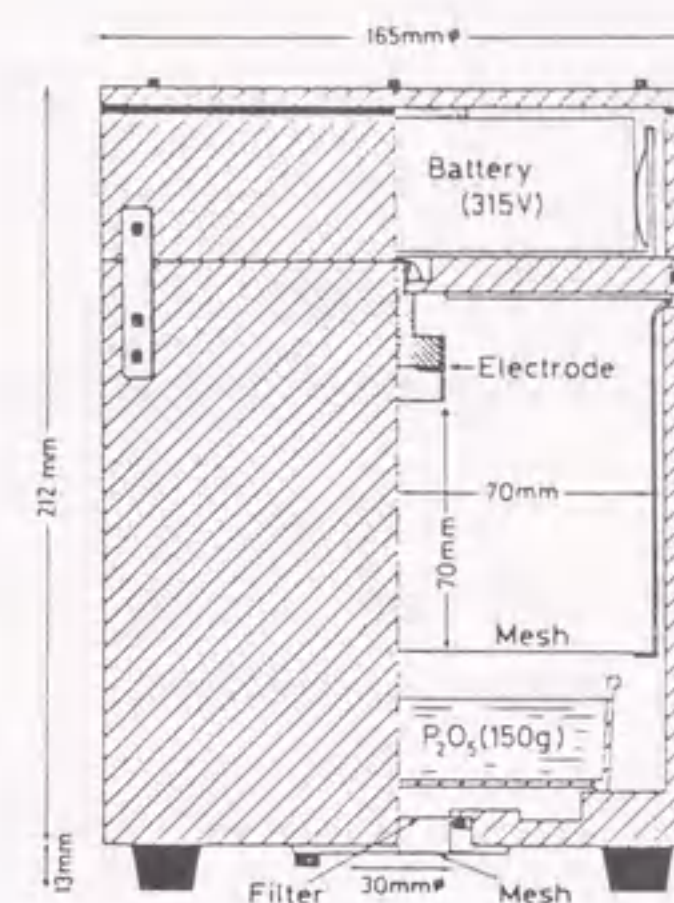


図2.4.8 静電式積分型ラドンモニタの実用器 (GS-201B) [li90]

試作したEIRMと同様の方法で、実用器18台の校正を行った。エッチピットの計数は、2値化のスレシヨホールドレベルを90に設定して自動計数装置で行った。その結果、校正定数の平均値は $0.047\text{tracks}\cdot\text{cm}^{-2}(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h})^{-1}$ 、標準偏差は $0.003\text{tracks}\cdot\text{cm}^{-2}(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h})^{-1}$ 、相対標準偏差は約7%であった。校正定数の値は、試作したEIRMで評価した $0.052\text{tracks}\cdot\text{cm}^{-2}(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h})^{-1}$ と比較するとやや小さいが、この原因は、両者でエッチピットの拡大計数の方法が異なるためと考えられる。

自動計数装置では、 $8000\text{cm}^{-2}$ 以上の高密度なエッチピットに対しても補正なしに自動計数を適用できることから、測定期間を2ヶ月間とすると、EIRMの実用器と自動計数装置によって、約 $120\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 以下の濃度レベルの環境であればエッチピットの重なり合わせによる補正なしにラドン濃度を評価できることが予想される。

実用器6台の校正定数の平均値と本装置の2値化のスレシヨホールドレベルとの関係を図2.4.9に示す。誤差棒は、実用器6台の校正定数の標準偏差を表す。校正定数は、スレシヨホールドレベルを上げると、ほぼ直線的に小さくなる傾向が認められる。このことから、実用器を用いてラドン濃度を評価する際には、校正定数を求めた時と同じスレシヨホールドレベルで自動計数することの重要性が明らかとなる。図2.4.5の結果を考慮すると、実用器によってCNフィルムに照射される $\alpha$ 線は、3~4MeVのエネルギー範囲のものが多かったことが推定できる。

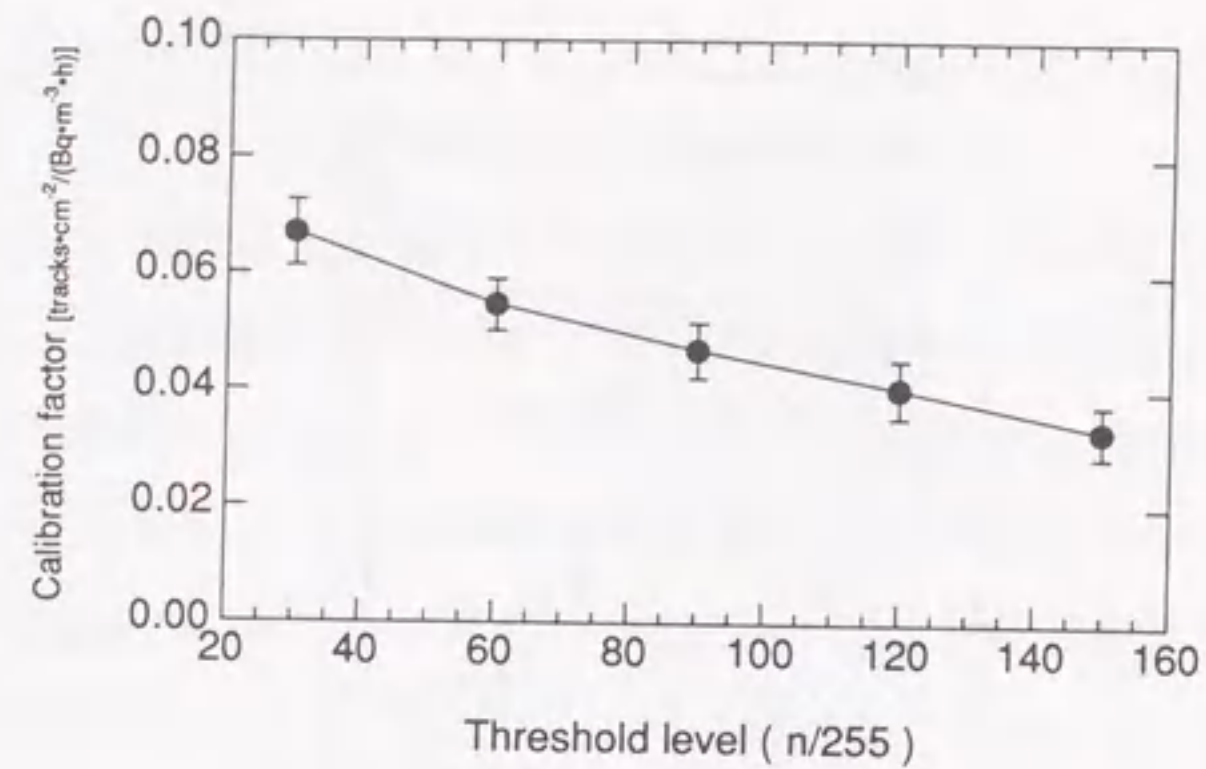


図2.4.9 2値化のためのスレシヨホールドレベルと校正定数の関係

## 2.5 比較測定

実際に長期間測定した時の静電式積分型ラドンモニタ (EIRM) の器差を調べるために、EIRMの実用器18台と、1時間毎のラドン濃度が連続測定できる飯田の開発した静電式ラドンモニタ (ERM) [Ii85a] と同時測定を行った [Ii94]。測定は、名古屋大学において、1991年4月から78日間、56日間、62日間の3回にわたり屋外ラドン濃度レベルで行った。実用器18台から得られたCNフィルムのエッチピット計数は、既述の自動計数装置で行った。

同時測定の結果を、図2.5.1に示す。実用器18台の平均値は、ERMの測定結果から評価した平均値と±10%以内で良く一致した。実用器18台の結果のばらつきを示す相対標準偏差は約20%であった。このことから、実用器の測定結果の相対誤差は、4Bq·m<sup>-3</sup>程度というラドン濃度が低い環境でも、20%程度であることがわかる。

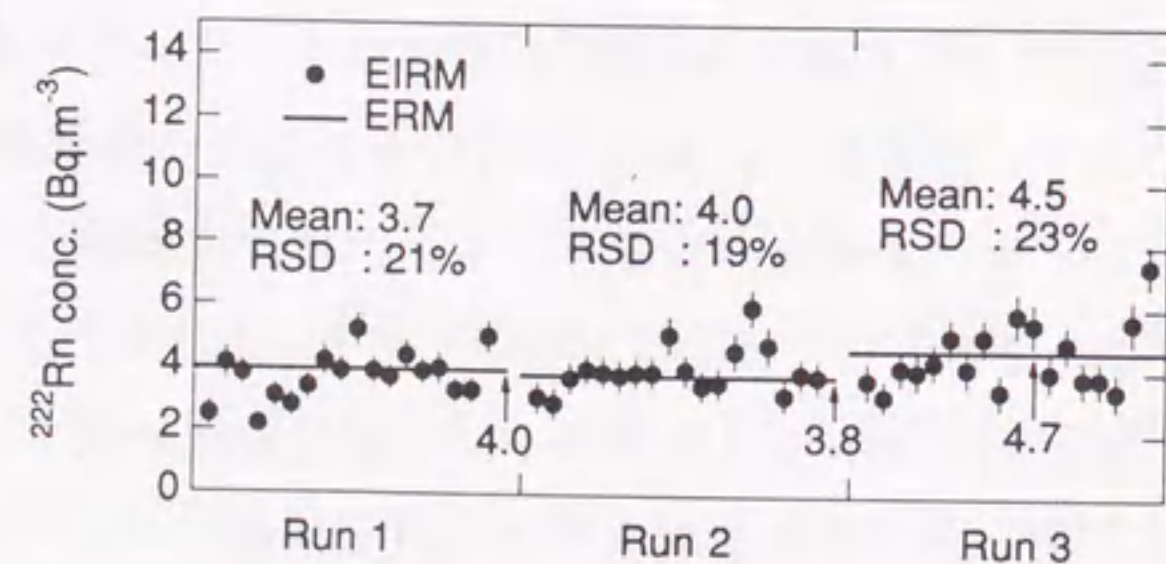


図2.5.1 静電式積分型ラドンモニタ (EIRM) の実用器18台と静電式ラドンモニタ (ERM) の同時測定の結果

## 2.6 結言

本章では、屋内外のラドン濃度レベルを正確に測定するため、静電捕集法を適用した静電式積分型ラドンモニタ (EIRM)、ならびに画像処理を用いてCNフィルム上のエッチピットを自動計数できる装置を開発した結果について取りまとめた。主な結果は次のとおりである。

- 1) EIRMの実用器の校正定数は、 $0.047 \text{ tracks} \cdot \text{cm}^{-2} (\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h})^{-1}$ 、相対標準偏差は約7%で、カップ法によるラドンモニタの約10倍の感度であった。
- 2) 画像処理を用いたエッチピットの自動計数装置は、約5分で1000個のエッチピットの計数が可能で、 $8000 \text{ cm}^2$ の高密度なエッチピットに対しても重なり合わせによる補正なしに計数できた。
- 3) EIRMの実用器と自動計数装置を組み合わせて用いると、約 $120 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ の上限レベルまで補正なしにラドン濃度を評価できることが予想され、実測の結果、屋外の $4 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ 程度の低いラドン濃度環境においても、約20%の相対誤差で測定可能であった。

### 第3章 ラドン娘核種とその非付着成分割合の連続測定装置

#### 3.1 緒言

$^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$ 、 $^{214}\text{Bi}$  で代表されるラドン娘核種は、空気中では大部分がエアロゾルに付着しており、その残りは非付着成分に相当する。ラドン娘核種吸入による線量は、ラドン娘核種の濃度だけでなく、ラドン娘核種と非付着ラドン娘核種の比で表される非付着成分割合の増大とともに増加する。さらに、ラドン娘核種と非付着ラドン娘核種の濃度は、部屋の中の換気、エアロゾル濃度および気象パラメータ等と関係しているため、時間とともに変化する。したがって、正確な線量評価のためには、ラドン娘核種と非付着ラドン娘核種を、個別にかつ連続的に評価することが必要とされる。

これまでにも、ラドン娘核種の濃度の測定については、多くの方法や装置が報告されており、自然環境中の低濃度で存在するラドン娘核種を個別に連続的に評価できる装置はいくつかある [Na83, Sh84b, Ko86]。しかしこれらの装置は、 $^{212}\text{Pb}$ 、 $^{212}\text{Bi}$ 、 $^{212}\text{Po}$  で代表されるトロン娘核種が空気中に大量に存在するとき、大きな誤差を生じる。また、ラドン娘核種と同時に非付着成分割合を評価することも困難である。

そこで本研究では、長期間連続してラドン娘核種と非付着成分割合を測定でき、同時にトロン娘核種量も評価できる自動測定装置を開発した。本章では、この装置の構造と基礎特性、本方法と異なる方法との間でラドン娘核種と非付着ラドン娘核種を同時測定した結果、そして種々の環境で数日間にわたって、ラドンとエアロゾル濃度と一緒にラドン娘核種と非付着ラドン娘核種を連続測定した結果、についてとりまとめる。

#### 3.2 装置の構造

図3.2.1にラドン娘核種とその非付着成分割合の連続測定装置の概略図を示す。同装置は、ラドン娘核種と非付着娘核種用のそれぞれ2つの集塵検出部と動力部、ならびに1つの制御部から構成される。集塵検出部は、信号ケーブル、電源ケーブルおよびサンプリング空気の吸引用ビニールチューブで動力部とつながってい

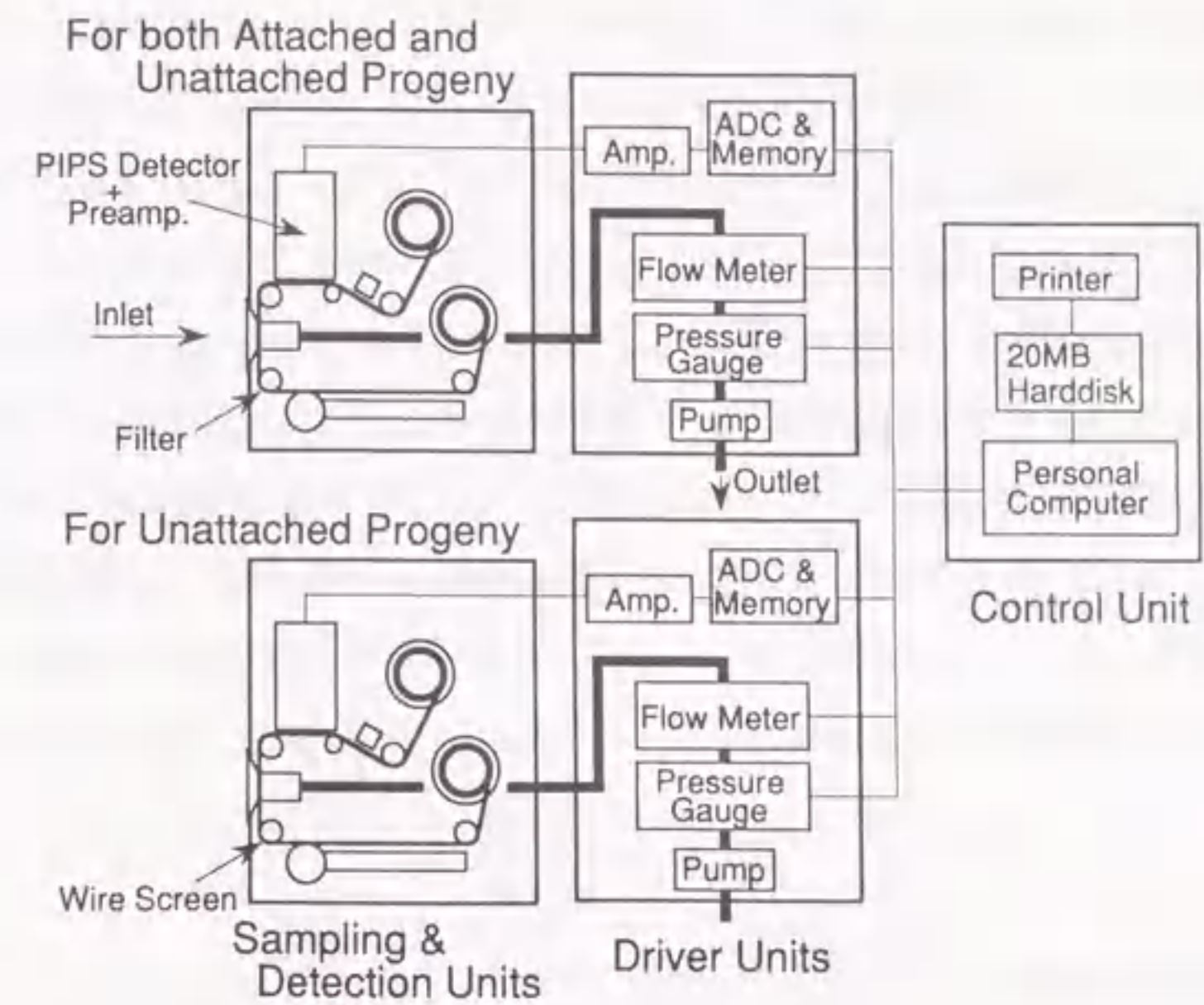


図3.2.1 ラドン娘核種とその非付着成分割合の連続測定装置の概略図

る。ケーブルおよびビニールチューブの長さは5mで、集塵検出部は簡単に移動することができる。集塵口の周囲は、集塵時に沈着による損失がないように何も遮るものはなく、集塵口の方向は、重力沈着による集塵面の汚染がないように水平方向である。ラドン娘核種および非付着ラドン娘核種は、それぞれ、ロール式のメンブレンフィルタ（ポアサイズ $0.8\mu\text{m}$ 、幅60mm、長さ10m）およびロール式のワイヤスクリーン（200メッシュSUS-316製、幅60mm、長さ10m）上の直径40mmの領域内に集められる。ダイアフラム型真空ポンプによってラドン娘核種および非付着ラドン娘核種を集める際の流量率はどちらも $60\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ である。捕集時間は10分間である。フィルタおよびワイヤスクリーン上の娘核種が捕集された領域は、ラドン娘核種の集塵が終わるとすぐに検出器の真下に送られ、集塵後10秒後からエネルギースペクトルが2回連続して10分間と38分間測定される。1時間毎のラドン娘核種の連続測定を可能にするため、捕集時間、集塵後から計数開始までの遅延時間および2回の計数時間は、合計で約1時間になるように決定した。また、捕集時間および2回の計数時間の組み合わせは、 $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$ 、 $^{214}\text{Bi}$ のうちで最も統計誤差の大きい $^{218}\text{Po}$ が精度良く評価できるように決定した。

検出器は、PIPS検出器（キャンベラ社製、SeriesCAM、有感径46.5mm、有感面

積1700mm<sup>2</sup>)である。検出器からの信号は、プリアンプ、リニアアンプ、A-Dコンバータを通過して、256チャンネルのエネルギースペクトルデータとしてメモリに蓄積される。蓄積されたデータは、<sup>218</sup>Po、<sup>214</sup>Pb、<sup>214</sup>Bi および <sup>212</sup>Pbの濃度およびこれらの非付着成分の濃度を決定するために、ラップトップ型のパーソナルコンピュータで解析される。<sup>212</sup>Pbは、<sup>212</sup>Pb、<sup>212</sup>Bi および <sup>212</sup>Poがお互いに平衡状態にあると仮定して評価される。同時に、平衡等価ラドン濃度およびポテンシャルαエネルギー、<sup>218</sup>Po、<sup>214</sup>Pbおよび<sup>214</sup>Biの非付着成分割合もまた評価される。これらの値は、長期間にわたる大容量の測定データの解析を容易にするため、統計誤差、計数值、サンプリング流量のデータとともにプリンタ用紙およびハードディスクに出力される。連続測定に要するメンテナンスは、2時間毎に測定を行う場合、約1週間毎にフィルタとワイヤスクリーンを交換するだけである。

### 3.3 濃度の評価方法

Martz [Ma69] および Kerr [Ke75] は、個々のラドン娘核種濃度を測定するためのα線スペクトロメトリ法を報告した。本装置では、このKerrの方法を用いて、<sup>218</sup>Po、<sup>214</sup>Pbおよび<sup>214</sup>Biの3つのラドン娘核種濃度が評価される。<sup>212</sup>Pbについては、Kerr [Ke78] らによって報告された手法をもとに、<sup>212</sup>Pb、<sup>212</sup>Bi および <sup>212</sup>Poの放射平衡を仮定して評価される。図3.3.1に示すような2回の測定で得られる2つのエネルギースペクトル中の4つの関心領域が、これらの4つの濃度を評価するために用

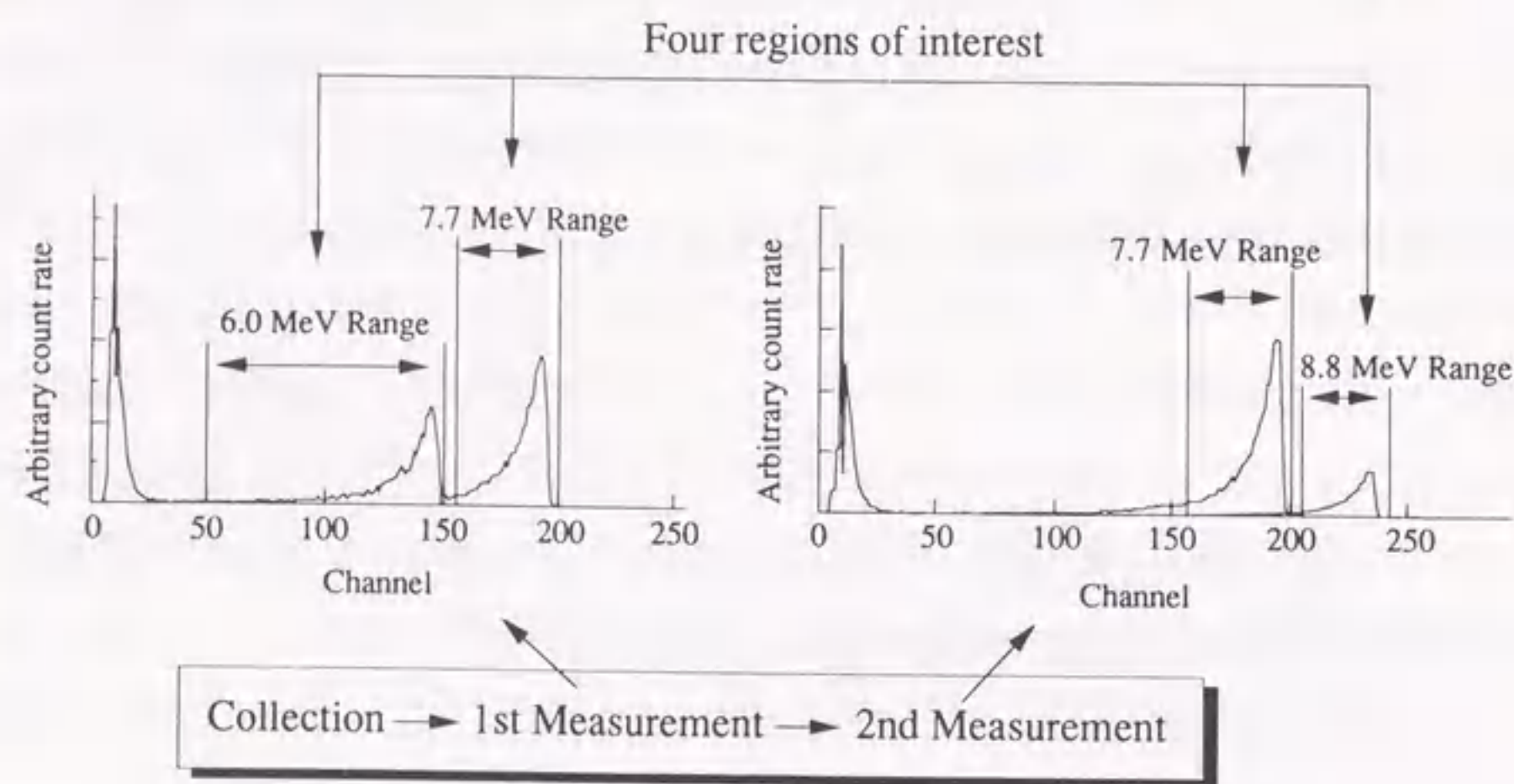


図3.3.1 2つのエネルギースペクトルの関心領域

いられる。これら4つの領域に対応するα線のエネルギーは、1回目の測定結果においては、<sup>218</sup>Po および <sup>212</sup>Bi に対応する6.0MeVと<sup>214</sup>Poに対応する7.7MeVで、2回目の測定結果については、<sup>214</sup>Poに対応する7.7MeVと<sup>212</sup>Poに対応する8.8MeVである。

ラドンおよびトロン娘核種濃度の決定方法は図3.3.2に示すとおりである。まず、4つの領域の計数率を、高エネルギースペクトルから低エネルギースペクトルへの重複に対して補正する。次に、この補正した4つの計数率で構成される行列に4行4列の応答逆行列を乗じる。その応答行列は、フィルタあるいはワイヤスクリーン上に単位放射エネルギー存在する<sup>218</sup>Po、<sup>214</sup>Pb、<sup>214</sup>Bi、<sup>212</sup>Pb、<sup>212</sup>Biおよび<sup>218</sup>Poに起因する4つの領域に対する計数率から構成される。その計数率は、捕集時間、集塵後

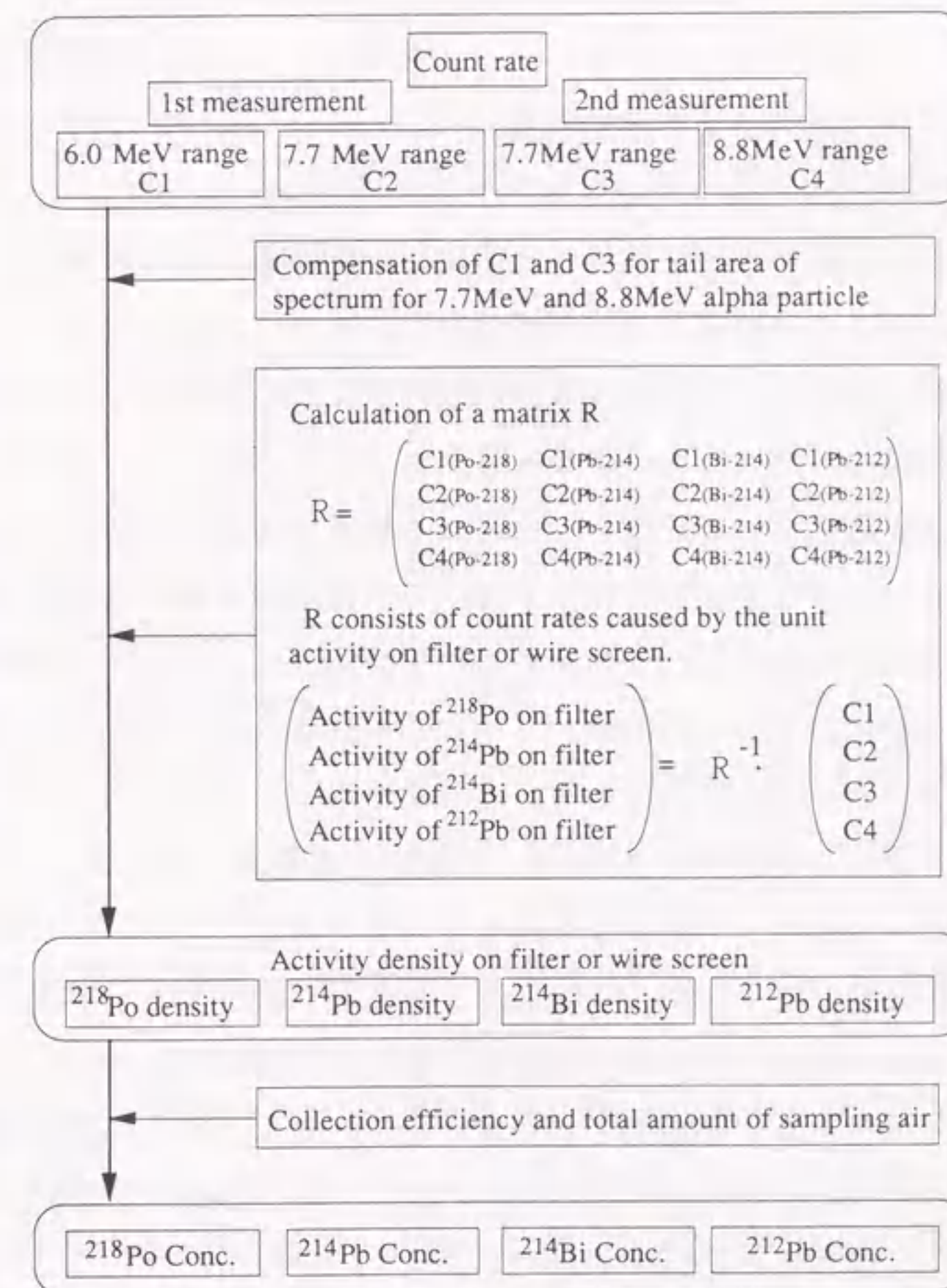


図3.3.2 ラドンおよびトロン娘核種濃度の解析フロー

から計数開始までの遅延時間、1回目の計数時間、2回目の計数開始までの遅延時間、2回目の計数時間が、それぞれ10分、10秒、10分、0秒、38分であるという条件で、後述する計数効率と発現効率を用いて計算した。この計算では、フィルタおよびワイヤスクリーン上の $^{212}\text{Pb}$ ： $^{212}\text{Bi}$ ： $^{218}\text{Po}$ の比は放射平衡を仮定して1：1：0.64で、 $^{212}\text{Bi}$ の6.1MeVの $\alpha$ 線の計数率は、1回目の測定結果の6.0MeV領域の計数率に含めた。最後に、フィルタおよびワイヤスクリーン上の $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$ 、 $^{214}\text{Bi}$ および $^{212}\text{Pb}$ の放射エネルギーである結果を捕集効率およびサンプリング総流量で補正することにより、空気中の4つのラドン娘核種濃度と4つの非付着ラドン娘核種濃度が得られる。

### 3.4 装置の基礎特性

#### (1) 計数効率、発現効率および捕集効率

解析に必要な応答逆行列を得るためには、計数効率と発現効率を知ることが必要である。ここで計数効率は、幾何学的な位置関係とエネルギースペクトル上での計数のための弁別レベルに依存する効率として定義した。また発現効率は、幾何学的には計数されるはずの $\alpha$ 線がフィルタへの潜り込みやワイヤスクリーンの付着場所によって計数されなくなる事象を補正する効率と定めた。計数効率は、次のような方法でグリッド付パルス電離箱を基準に実験的に決定した。まず、 $^{226}\text{Ra}$ から生成したラドンを気密な循環系に入れた。その循環系は、系内の空気を循環させるためのポンプ、フィルタホルダ、100Lタンクおよびビニールチューブから構成されている。この系を用いて、約100Bqのラドン娘核種がメンブレンフィルタの直径40mm  $\phi$ の領域に集塵された。フィルタは本装置で用いるロール式メンブレンフィルタと同質である。次に、フィルタ上の放射能を速やかにグリッド付パルス電離箱と本装置で測定した。7.7MeVの $\alpha$ 線の単独スペクトルを観測するため、測定終了から1時間経過後、同じフィルタを再度、グリッド付パルス電離箱と本装置で測定した。これら各2回の測定で得られた計4つの $\alpha$ 線エネルギースペクトルをもとに、6.0MeVと7.7MeVの $\alpha$ 線に対する正味計数値から計数効率を求めた。

これらの一連の作業を数回繰り返して6.0MeVと7.7MeVの $\alpha$ 線に対する計数効率を求めた結果、6.0MeVと7.7MeVの $\alpha$ 線に対する計数効率は、それぞれ

38.7 $\pm$ 3.9%と38.0 $\pm$ 1.2%と評価された。本装置では、6.0MeVの $\alpha$ 線に対する統計誤差が比較的大きいことを考慮し、計数効率は $\alpha$ 線のエネルギーによらず38%とした。実験系でラドン娘核種を捕集する際の面速度6.6cm $\cdot$ s $^{-1}$ は、本装置で捕集する際の面速度80cm $\cdot$ s $^{-1}$ よりも小さかった。しかし、面速度の違いによる効果は発現効率で考慮されるので、本実験で得られた計数効率は本装置に用いることができる。

発現効率および捕集効率は、試料空気を吸引する際の面速度に依存する。本装置では吸引流量を60L $\cdot$ min $^{-1}$ に固定しているため、これらの効率は一定として取り扱える。下 [Sh88] およびJamesら [Jam72] は、ラドン娘核種が様々な面速度でメンブレンフィルタおよびワイヤスクリーンに吸引される場合について実験を行い、その発現効率ならびに捕集効率を報告した。本装置では、下 [Sh88] が使用したフィルタと同質のメンブレンフィルタを用い、ワイヤスクリーンについては、Jamesら [Jam72] の使用したワイヤスクリーンと同規格のものを用いた。このため本装置に適用する発現効率ならびに捕集効率の値は、これらの文献値を参考に表3.4.1に示す値とした。

表3.4.1 適用した発現効率および捕集効率の値

Type	Membrane filter ( Pore size : 0.8 $\mu$ m )	Wire screen ( 200 mesh )
Emerging efficiency	0.97	0.68
Collection efficiency	0.99	0.58

Face velocity = 80cm $\cdot$ s $^{-1}$

#### (2) $^{212}\text{Pb}$ および $^{218}\text{Po}$ 濃度に与える $^{212}\text{Pb}$ に対する $^{212}\text{Bi}$ の平衡比の影響

本装置では、 $^{212}\text{Pb}$ については、空気中の $^{212}\text{Pb}$ 、 $^{212}\text{Bi}$ および $^{212}\text{Po}$ の放射平衡を仮定して計算した応答逆行列を用いて濃度を評価している。本装置で評価された濃度と非平衡時の実際の濃度との違いを調べるために、 $^{212}\text{Bi}$ が $^{212}\text{Pb}$ に対して様々な割合で空気中に存在する時に得られるであろう第2番目のスペクトル中の8.8MeV領域の計数率を計算した。計算では、 $^{212}\text{Bi}$ に対する $^{212}\text{Po}$ の比は0.64で一

定として取り扱った。8.8MeVの $\alpha$ 線に対する計数率を用いて、本装置で用いられるのと同じ方法で $^{212}\text{Pb}$ 濃度を評価した。図3.4.1(a)に、実際の濃度に対する評価された濃度の比を示す。評価された $^{212}\text{Pb}$ 濃度の比は、 $^{212}\text{Pb}$ に対する $^{212}\text{Bi}$ の比に比例している。このことは、評価された濃度が $^{212}\text{Pb}$ 濃度よりも $^{212}\text{Bi}$ 濃度に近いことを示している。

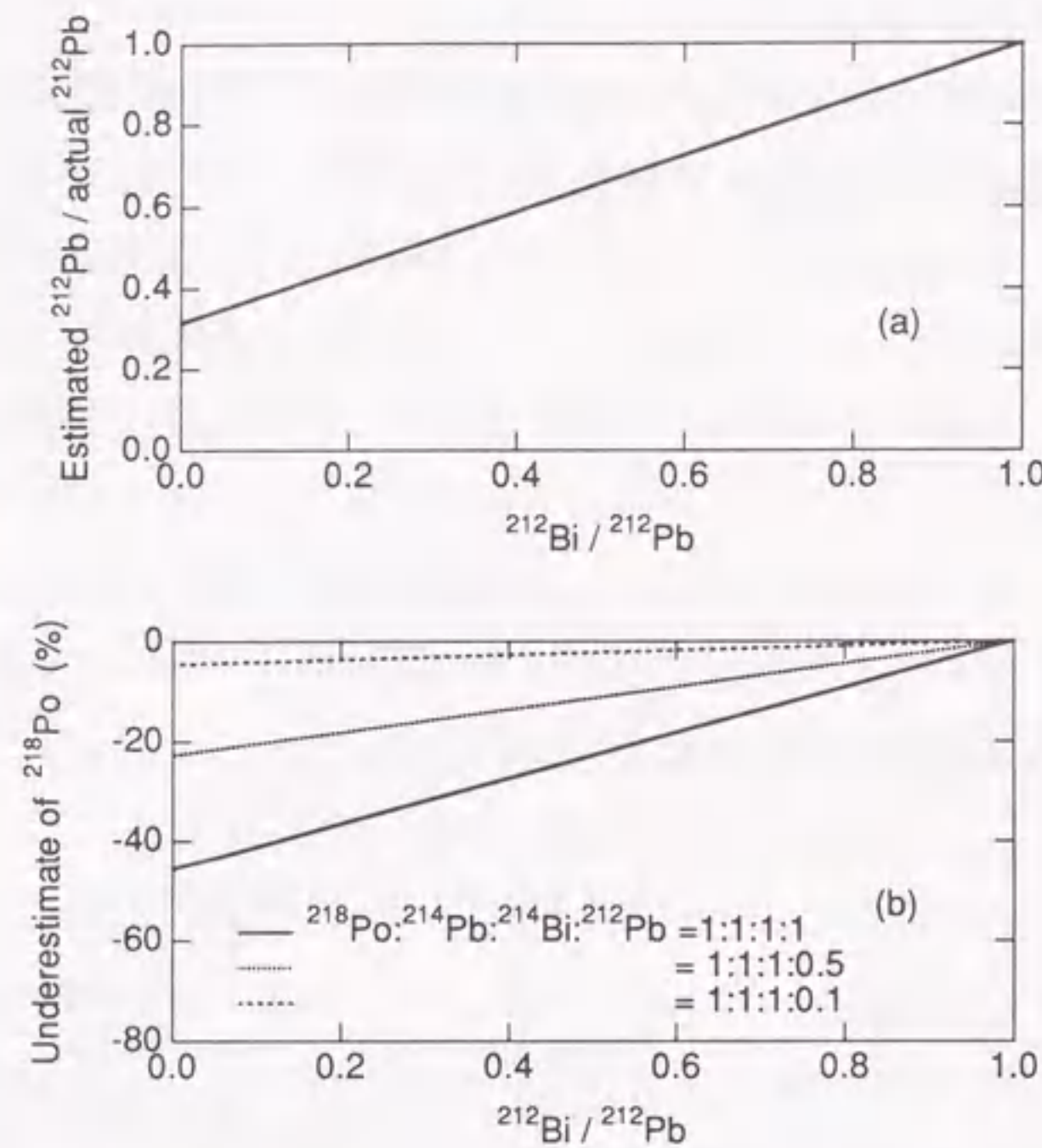


図3.4.1  $^{212}\text{Pb}$  に対する  $^{212}\text{Bi}$  の平衡比が(a) $^{212}\text{Pb}$ 濃度および(b) $^{218}\text{Po}$ 濃度に与える影響

本装置では、 $^{218}\text{Po}$ の濃度を応答行列を用いた方法で評価する際に、 $^{212}\text{Bi}$ の6.1MeVの $\alpha$ 線の計数は1回目の測定における $^{218}\text{Po}$ の6.0MeV領域の総計数から差し引かれている。その $^{212}\text{Bi}$ の6.1MeVの $\alpha$ 線の計数は、2回目の測定における8.8MeV領域の計数と、空気中の $^{212}\text{Pb}$ 、 $^{212}\text{Bi}$ および $^{212}\text{Po}$ の放射平衡を仮定して得た応答行列から評価されている。したがって、 $^{212}\text{Pb}$ に対する $^{212}\text{Bi}$ の割合が変化すると、 $^{218}\text{Po}$ の濃度評価に影響が及ぶ。このため、 $^{218}\text{Po}:^{214}\text{Pb}:^{214}\text{Bi}:^{212}\text{Pb}=1:1:1$ を仮定し、 $^{212}\text{Pb}$ に対する $^{212}\text{Bi}$ の割合と評価される $^{218}\text{Po}$ 濃度の関係を調べた。その結果を図3.4.1(b)に示す。同図から、 $^{212}\text{Pb}$ に対する $^{212}\text{Bi}$ の比が小さくなると、 $^{218}\text{Po}$ 濃度が過小評価されることがわかる。トロン娘核種が高い場所で $^{218}\text{Po}$ 濃度を測定する際には、 $^{212}\text{Pb}$ に対する $^{212}\text{Bi}$ の割合に注意が必要である。

### (3) 温度特性

年間を通して安定した連続測定を行う場合、装置周辺の温度がかなり変化することも予想される。 $\alpha$ 線スペクトロメトリ法にとって、装置の周辺温度が変化したとしても、安定にエネルギースペクトルが測定できることが最も重要である。本装置の温度特性を調べるために装置全体を恒温室内に入れ、室内温度を0、10、20、30、40℃と変化させた時の $^{241}\text{Am}$ の放出する5.5MeVの $\alpha$ 線エネルギースペクトルのピークチャンネルの変化を調べた。その結果を図3.4.2に示す。この結果から、本装置は0~40℃にわたって温度変化する自然環境中においても、ラドン娘核種を十分安定して測定できることがわかる。

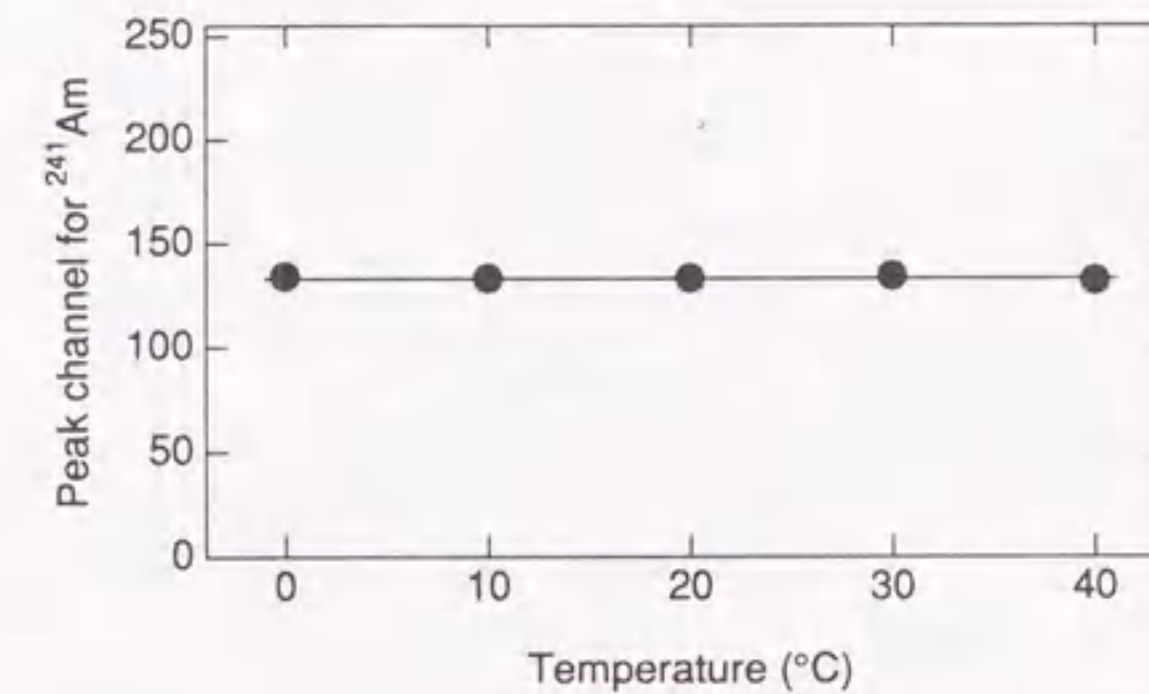


図3.4.2  $^{241}\text{Am}$ の放出する $\alpha$ 線のピークチャンネルの温度特性

### (4) 検出感度

$^{218}\text{Po}:^{214}\text{Pb}:^{214}\text{Bi}:^{212}\text{Pb}:^{212}\text{Bi}:^{212}\text{Po}=1:1:1:0.1:0.1:0.064$ と仮定して、計数に起因する統計誤差が50%となる時の濃度を、ラドン娘核種と非付着ラドン娘核種についてそれぞれ求めた。その結果を図3.4.3に示す。同図は、第1回目の測定時間によって変化するラドン娘核種と非付着ラドン娘核種の濃度を示している。本装置はラドン娘核種とトロン娘核種を1時間毎に連続測定する目的で設計されており、 $^{218}\text{Po}$ は半減期が短くその $\alpha$ 線を計数するには捕集時間は10分間で十分であるため、この計算では、捕集時間を10分、計測時間を48分に固定した。この条件では、第1回目の測定時間を10分程度とした場合に、最も濃度が低い。こ

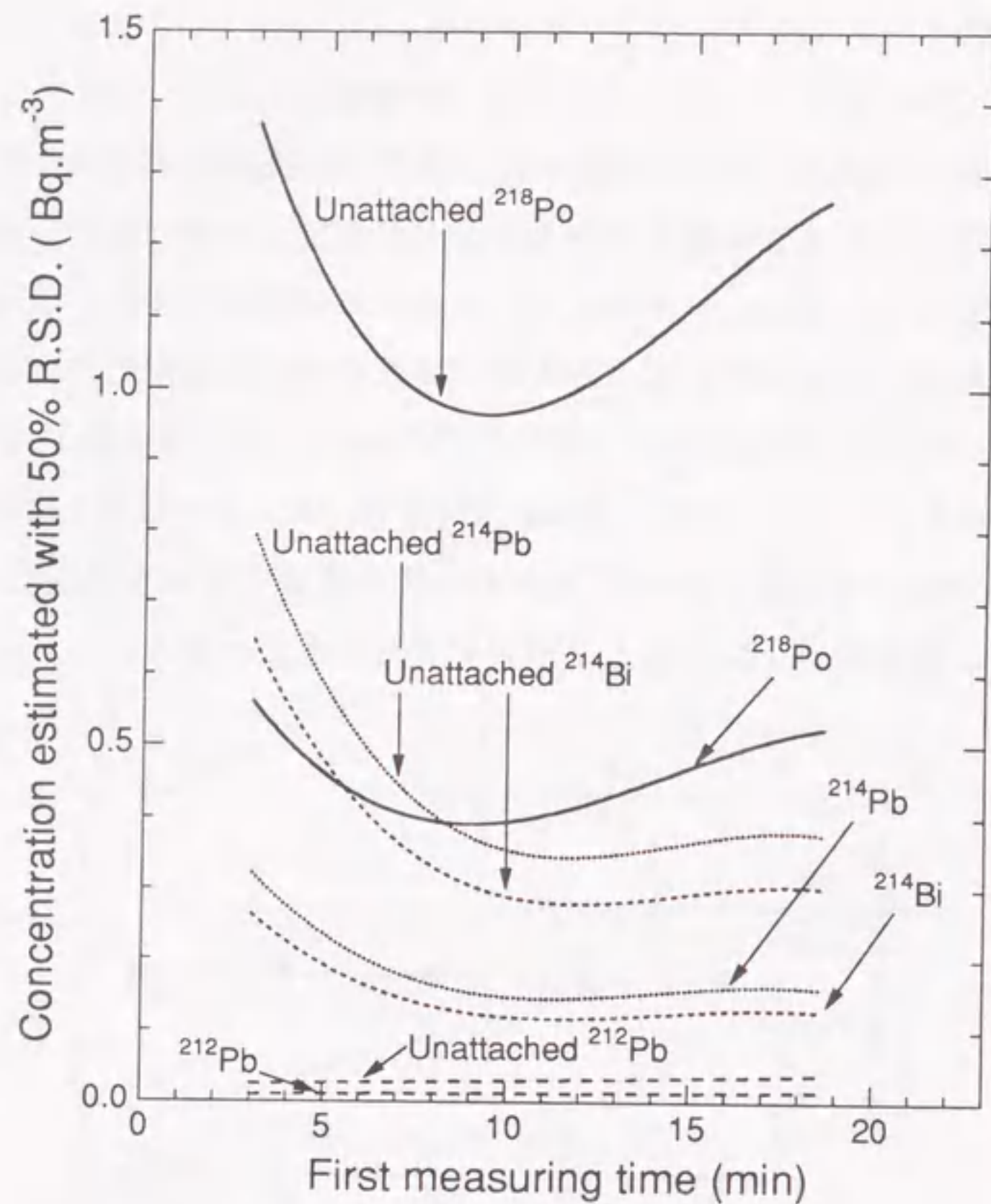


図3.4.3 第1回目の測定時間に対する各娘核種の検出感度

の結果から、本装置で選択している捕集時間と計数時間の組み合わせは最適化されていることが確認できる。また、ラドン娘核種と非付着ラドン娘核種ともに、統計誤差が50%で約 $1\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 以下の濃度まで測定可能であることがわかる。このことは、本装置が屋外環境レベルのラドン娘核種の測定にも十分適用できることを示している。

### 3.5 比較測定

ラドン娘核種と非付着ラドン娘核種について、他の測定装置と本装置との同時測定を、一連のラドン娘核種の共同比較実験 [Ya92a, Sh92] に参加して行った。国内の他の異なる研究機関によって運転される4つの装置は、2つの $\alpha$ 線スペクトロメトリ法と2つのグロス $\alpha$ 計数法が適用されており、同時測定は次の4

つの環境、実験1) 高ラドン娘核種濃度、低平衡係数、実験2) 高ラドン娘核種濃度、高平衡係数、実験3) 中ラドン娘核種濃度、濃度に変化あり、実験4) 低ラドン娘核種濃度、において実施された。ラドン娘核種濃度の測定結果を図3.5.1に、非付着ラドン娘核種濃度の測定結果を図3.5.2に示す。各方法で評価されたデータを比較すると、実験4)の結果に関しては統計誤差が大きいためにはばつきが認められるが、本装置で評価した値は他の方法で評価した値と良く一致した。これらの結果から、本装置の信頼性が確認される。

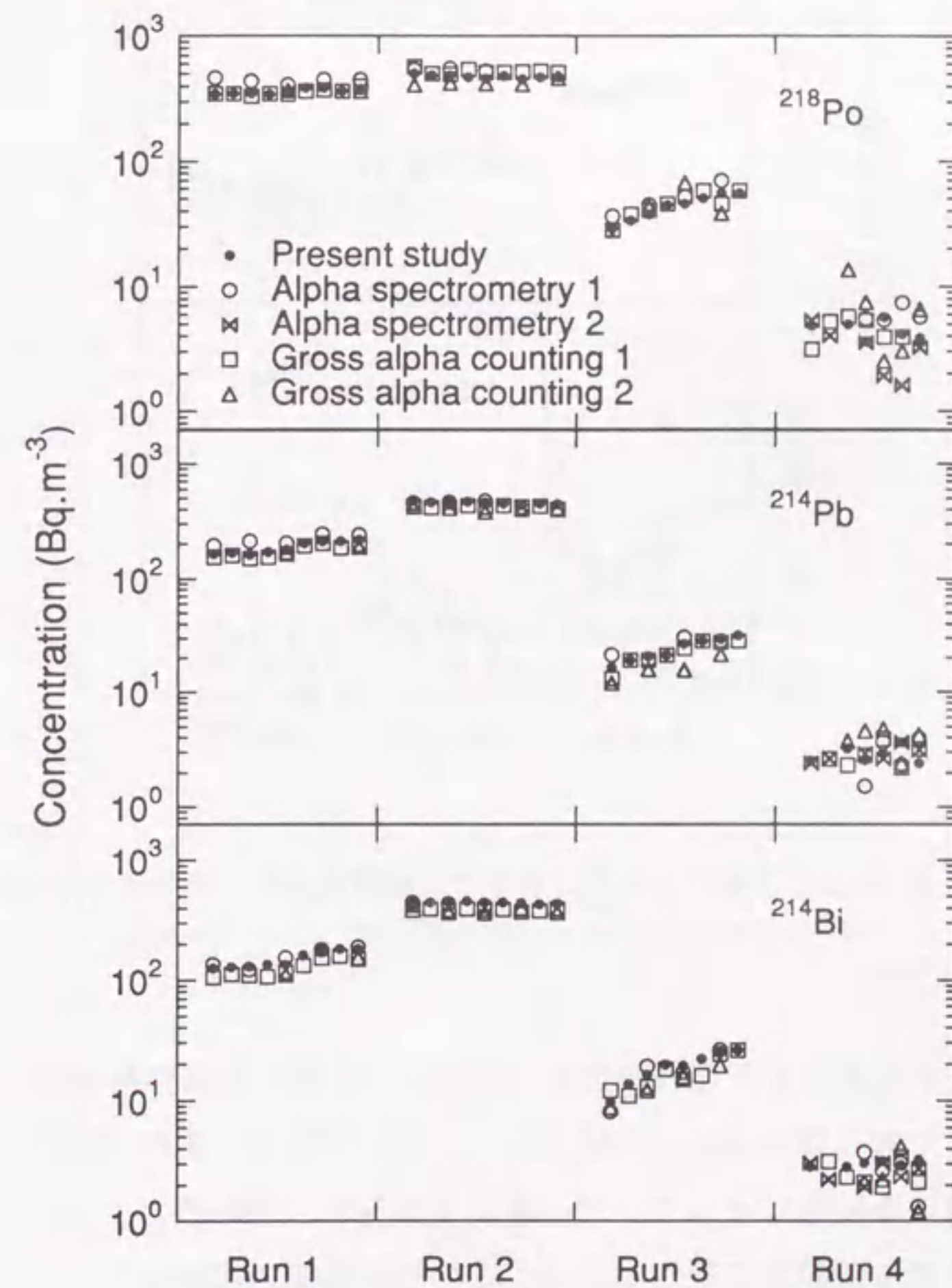


図3.5.1 異なる手法によるラドン娘核種濃度の同時測定の結果



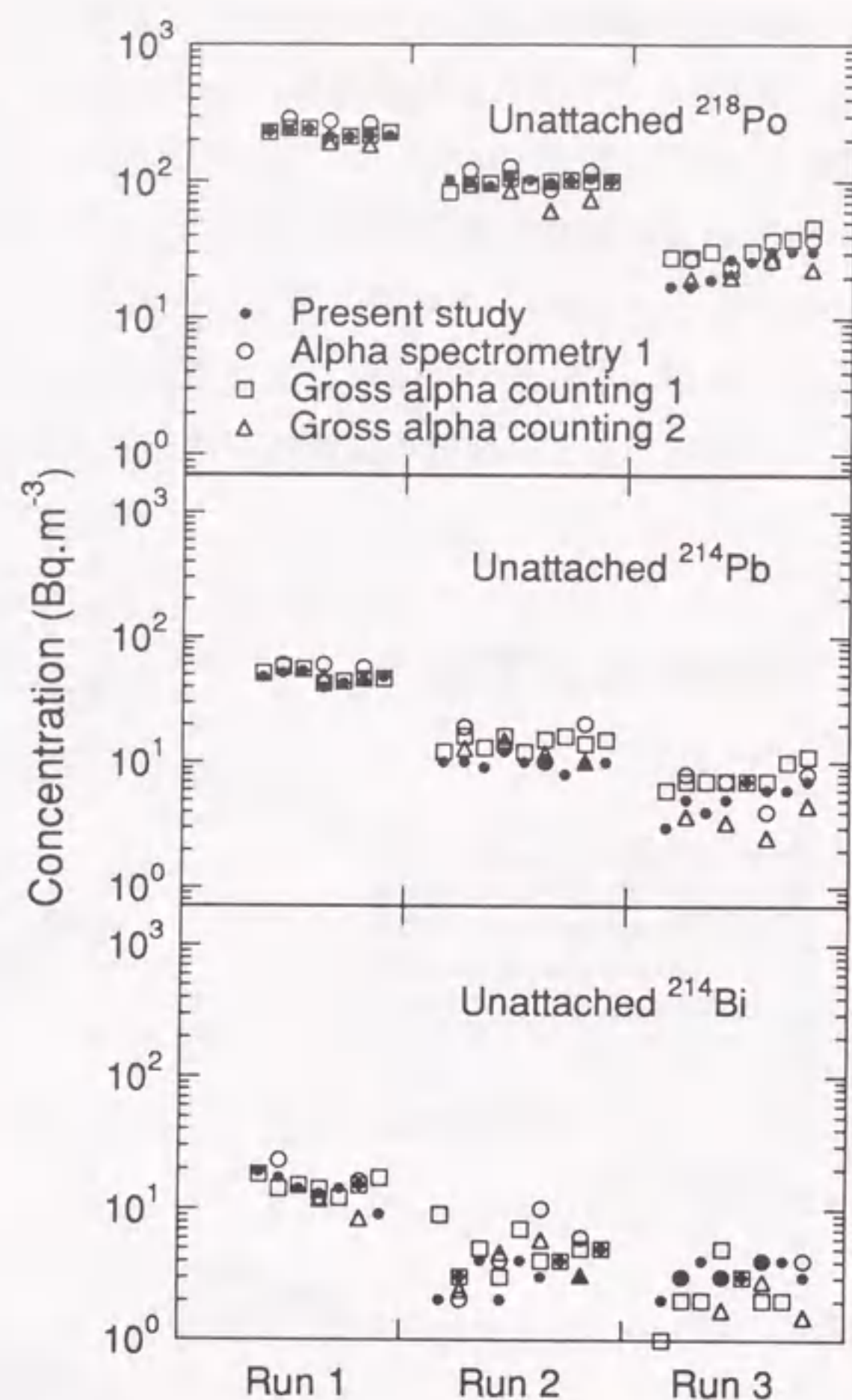


図3.5.2 異なる手法による非付着ラドン娘核種濃度の同時測定の結果

また、本装置による連続測定を、KUCA（京都大学臨界集合体棟）の中の大きな部屋で数日間にわたって行った。これと同時に、飯田 [Ii85a] が報告した手法を用いた装置によってラドン濃度も測定し、凝縮核カウンタによってエアロゾル濃度も断続的に評価した。上述の同時測定の実験1) ~3) はこの部屋で行われ、図3.5.1および図3.5.2のデータにはこの連続測定の結果の一部を用いた。部屋は気密構造で循環方式の換気システムが設置されている [Ya87]。また、部屋の容積は  $6.6 \times 10^3 \text{ m}^3$ 、娘核種の沈着に關与する内表面積は  $3.1 \times 10^3 \text{ m}^2$  と評価されている [Ya92b]。この測定の前に、ラドンおよびトロン娘核種濃度

を高めるために、換気システムは運転されておらず扉の開閉頻度も制限された。空気中のラドンとトロンの源は、建築建材からの散逸であった。測定開始の1日後、蠅取り線香によってエアロゾル粒子を発生させ、約2日後、換気システムは完全に運転された。換気は、約半日間続けられ、その後止められた。さらにもう半日後、再度、同じ方法でエアロゾル粒子が発生させられた。

このような条件下で行った測定の結果を図3.5.3に示す。エアロゾルを発生させる前、 $^{218}\text{Po}$ の濃度は $^{214}\text{Pb}$ と $^{214}\text{Bi}$ の濃度の2~3倍高く、非付着 $^{218}\text{Po}$ の濃度は $^{218}\text{Po}$ 濃度の約70%であった。ポテンシャル $\alpha$ エネルギーに対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) は、約0.3~0.4と特異的に高いが、この結果は山崎ら [Ya87] の測定

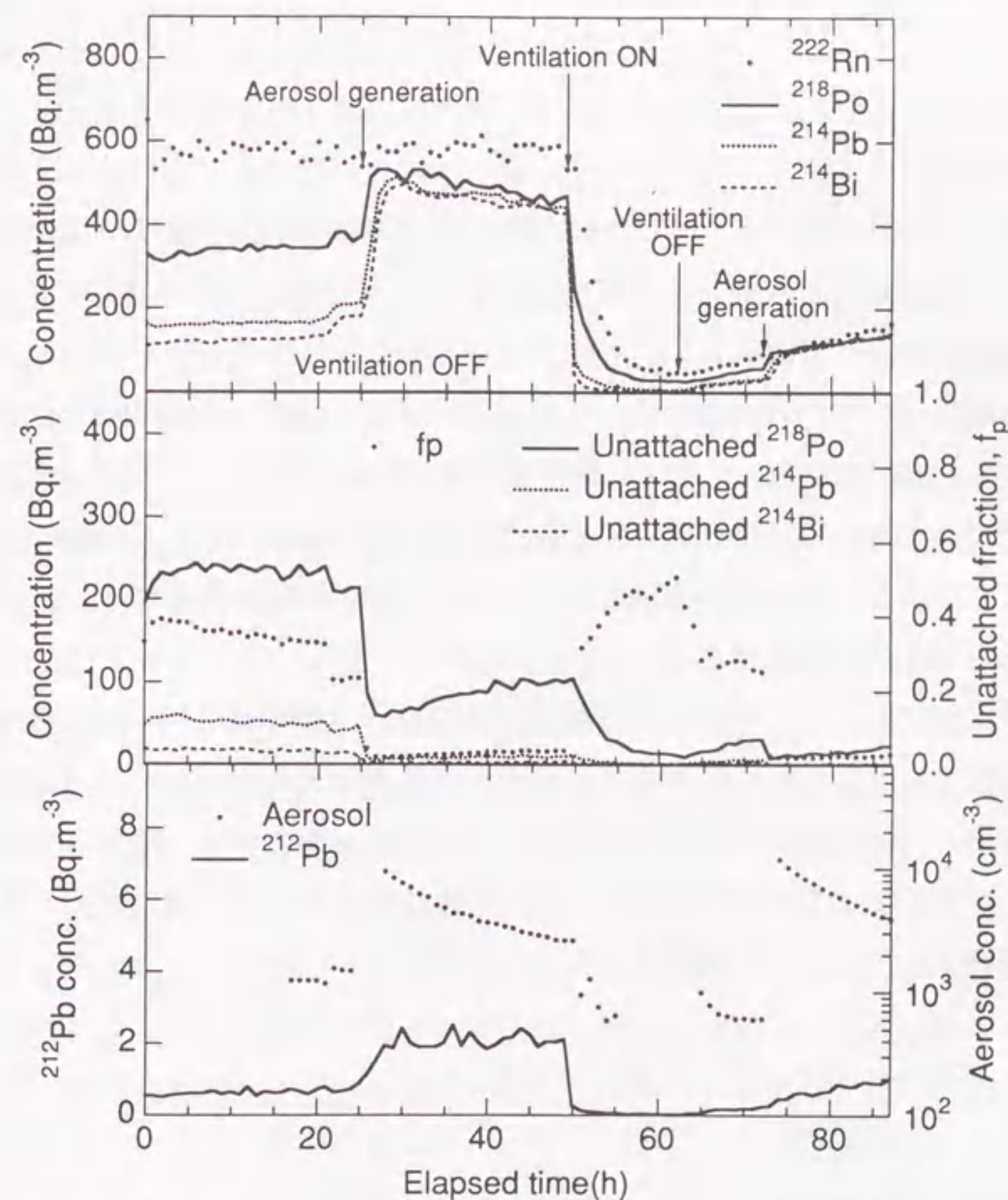


図3.5.3 KUCA（京都大学臨界集合体棟）内のラドンおよびその娘核種濃度、その非付着成分割合、トロン娘核種濃度の変化

結果とも一致している。エアロゾルの発生後、ラドン娘核種濃度はほとんどラドンと同じレベルまで増加した。このことは、空気中のラドン娘核種の部屋内表面への沈着がかなり小さくなったことを示している（付録B参照）。一方、非付着娘核種は減少した。その結果、 $f_p$ は顕著に減少した。部屋の空気が換気され始めると、ラドンおよびトロン娘核種濃度は急激に減少したが、これとは反対に $f_p$ は最大約0.5まで増加した。換気を停止すると $f_p$ は約0.25まで減少し、再度エアロゾル粒子を発生させると、 $f_p$ は約0.025に減少した。

以上の測定結果から、本装置によりラドン娘核種と $f_p$ をメンテナンスなしに自動的に連続測定できることが実証された。このような連続測定装置は、長期間にわたる娘核種の挙動を調べるために非常に有効である。

### 3.6 結言

本章では、長期間連続してラドン娘核種と非付着成分割合を測定するために開発した自動測定装置の構造とその基礎特性を調べた結果についてとりまとめた。主な結果は次のとおりである。

- 1) 開発したラドン娘核種とその非付着成分割合の連続測定装置は、屋外の $4\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 程度の低いラドン濃度環境においても、 $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$ および $^{214}\text{Bi}$ を全成分と非付着成分に分けて測定できる。本装置により、2時間毎の濃度測定であれば約1週間の範囲内でフィルタ交換等のメンテナンスなしに自動的に測定が可能である。
- 2) 様々な環境下で、ラドン娘核種と非付着ラドン娘核種について、他の測定装置と本装置との同時測定を行った。本装置で得られた値は、他の方法で得られた値と良く一致した。また、ラドン娘核種とポテンシャル $\alpha$ エネルギーに対する非付着成分割合( $f_p$ )を数日間にわたって測定し、本装置の連続測定の信頼性が検証された。

## 第4章 屋外環境におけるラドンとその娘核種の挙動

### 4.1 緒言

空気中のラドンとその娘核種は、一般公衆の主要な被ばく源として注目されており、これまでに住居内のラドン濃度については、世界各国で全国規模の調査が行われてきた [UN82, UN88, UN93]。最近では、住居以外の場所である職場環境についても注目されつつあり [IC93]、古くから関心を集めてきた鉱山、特にウラン鉱山、に加えて、一般の職場環境であるオフィスや学校において受けるラドン娘核種による線量も報告されるようになった [Di88, Pof92]。このような線量評価には、ほとんどの場合、小型で便利で安価なパッシブモニタ [Ii88, Do92, Ur81] が用いられてきた。パッシブモニタでは、測定するラドン濃度レベルにもよるが、通常、数日から数ヶ月間の測定が必要とされ、測定結果は、測定期間中の平均ラドン濃度として表される。最近では、このようにして求めた平均ラドン濃度と人が実際に滞在した時間帯の平均濃度には差のあることが報告され、人が存在する期間の濃度評価が重要であることが注目されている [Ya95a]。

一般に多くの人々は、就寝している時間も含めて、一日の大部分の時間を屋内で過ごす。UNSCEAR報告 [UN88, UN93] では、屋内と屋外に滞在する時間の割合を示す居住係数として、屋内に0.8、屋外に0.2を与えている。しかし、職場環境が屋外にある労働者の場合、屋外での滞在時間は長く、そのような場合の居住係数は0.2よりも大きくなる。様々な様式で生活する人のラドン娘核種による線量を正確に評価するためには、より詳細な屋内調査に加えて、屋外におけるラドンとその娘核種の時間変化に関する調査が必要とされる。屋外環境におけるラドンは、空気の移流・拡散や大気中の浮遊物質の動態を知るためのトレーサとなるため、その挙動に関する報告は多い。しかし、線量評価を行う上で重要なパラメータとなる平衡ファクタ (F) やポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) に対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) を、屋外で評価した報告例は少ない [Sh84a, Ke84, Re90, Ya95b]。さらに、これらのパラメータを年間を通して同時に測定し、時間変化を調べた結果となると、まったく報告がない。

本章では、東京の屋外環境において、ラドン、ラドン娘核種およびエアロゾル濃度を長期間にわたって同時測定した結果、ならびに線量試算に重要となるパラメータであるFおよび $f_p$ の特性について取りまとめる。

## 4.2 測定方法

測定は、東京の郊外にあたる狛江市において、1993年12月から1995年4月まで実施した。屋外空気は、地上高1.5mの位置でサンプリングされ、ラドン濃度、ラドン娘核種濃度および各娘核種の非付着成分割合、ならびにエアロゾル濃度が同時に測定された。サンプリングした場所の近傍はコンクリート舗装され、約8m東側には約6500m<sup>2</sup>の芝生を植えたグラウンドが広がっている。ラドン濃度については、飯田 [Ii85a] が報告した手法を用いた連続測定装置によって1時間毎に測定した。この装置では、1時間の平均ラドン濃度が得られる。測定対象のラドン濃度が急激に変動しても、本装置で得られる結果は30分程度の遅れで追従している(付録C参照)。また、これと同じ場所で、<sup>218</sup>Po、<sup>214</sup>Pbおよび<sup>214</sup>Biの3つのラドン娘核種濃度ならびに非付着娘核種濃度も、第3章で述べた連続測定装置 [Ha94a] によって4時間毎に測定した。この装置の場合、10分間のサンプリング後、10分間と38分間の測定が2回行われるため、測定結果は4時間毎の10分間の平均濃度となる。これらの測定結果から、ラドン濃度、平衡等価ラドン濃度、平衡ファクタ(F) およびポテンシャル $\alpha$ エネルギー(PAE)に対するエアロゾルへの非付着成分割合( $f_p$ )が評価できる。エアロゾル濃度については、凝縮核測定器の一種であるポラックカウンタにより4時間毎に測定した。エアロゾル測定のサンプリングは、ラドン娘核種濃度の測定のためのサンプリングと同時に行った。

## 4.3 測定結果

### (1) 頻度分布

全測定データのうち、1994年1月初めから1994年12月末までのデータについて、ラドン濃度、平衡ファクタ(F)、ポテンシャル $\alpha$ エネルギー(PAE)に対するエアロゾルへの非付着成分割合( $f_p$ )およびエアロゾル濃度の頻度分布を調べた。その結果を図4.3.1に示す。同図から、ラドン濃度、 $f_p$ およびエアロゾル濃度は対数正規分布を示し、Fについては正規分布を示すことがわかる。

Fの頻度分布は広範囲に分布し、1.0を超える場合も数%程度認められた。屋内で得られるFと異なり、屋外におけるFは気象要因に強く依存するため、F

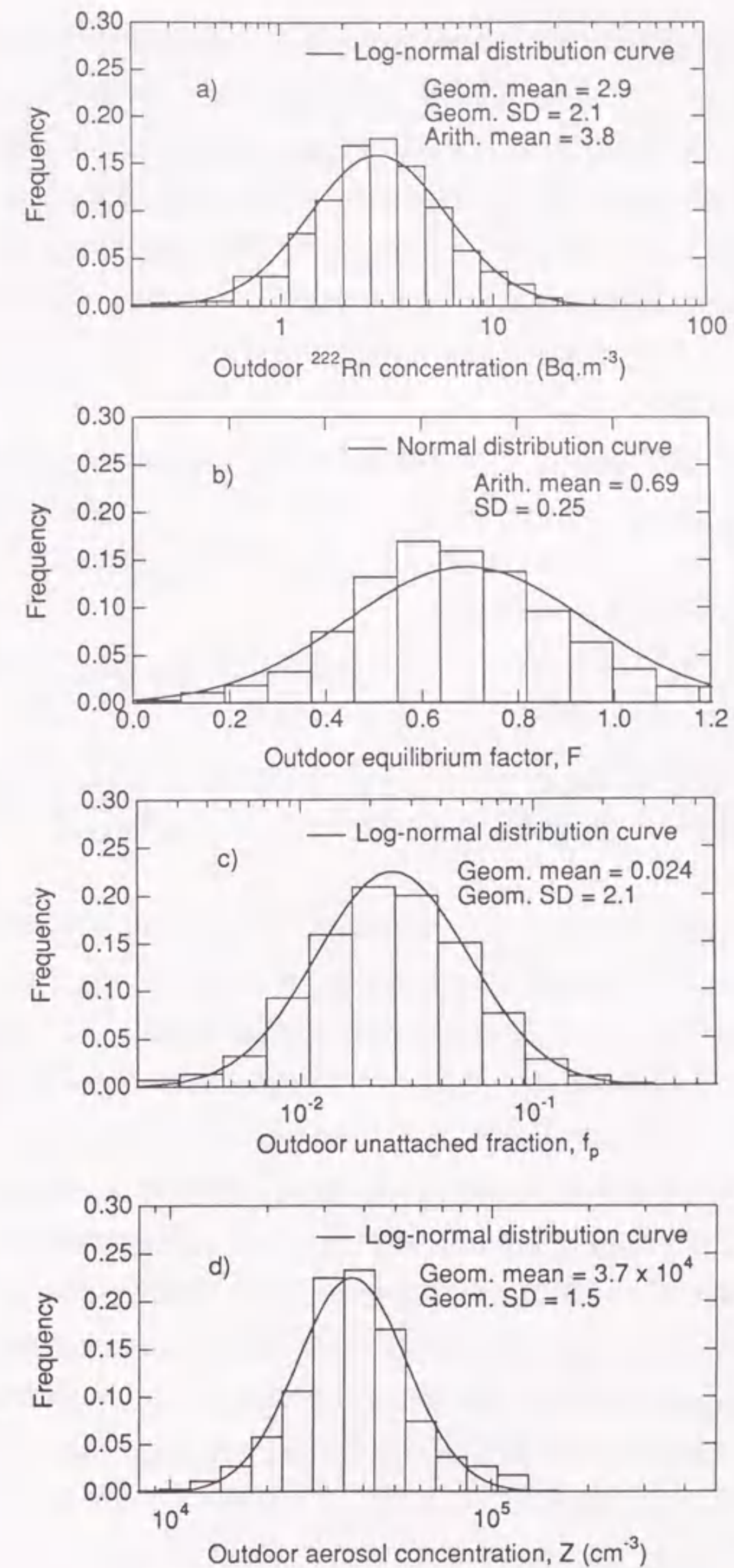


図4.3.1 屋外におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の頻度分布

は屋内よりも屋外の方が広範囲に分布することが報告されている [Ke84]。また、1994年のラドン濃度の平均値は約 $3.8\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ で、この濃度レベルにおける測定装置の計数に起因する統計誤差は約30%、平衡等価ラドン濃度については平均値は約 $2.5\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ で、この濃度レベルにおける測定装置の計数に起因する統計誤差は約20%であった。したがって、Fが広範囲に分布したのは、屋外におけるFが気象要因に依存して大きく変動することに加え、屋外におけるラドン濃度および平衡等価ラドン濃度が低く、統計的なばらつきが大きかったことが原因である。

1994年の年間平均値は、Fは算術平均で0.69、 $f_p$ は幾何平均で0.024であった。UNSCEAR [UN88, UN93]の報告した屋外の平均的なFの値0.8と比較すると、東京で得られたFはやや小さかった。 $f_p$ については、UNSCEAR [UN88]が採用した値0.025とほぼ一致した。

## (2) 時間変動

### (a) 季節変動

ラドン濃度、F、 $f_p$ およびエアロゾル濃度の月別平均値を調べた。その結果を図4.3.2に示す。平均値を求める際には、Fについては算術平均を、ラドン濃度、 $f_p$ およびエアロゾル濃度については幾何平均を適用した。ラドン濃度は、冬高く夏低い季節変動を示した。一方、Fは季節に依存なくほぼ一定であった。また、 $f_p$ にも顕著な季節変動は認められなかった。これは、エアロゾル濃度が季節によって顕著な変動を示さなかったためと推定される。南関東周辺では、冬季のエアロゾル濃度は夏季に比べて2~3倍高いことが報告されている [Na93]。しかし、そのような傾向は同図には認められなかった。この理由は、1994年の夏季は太平洋高気圧が支配的な状況で猛暑であったため、東京湾沿岸部に広がる京浜工業地帯を発生源とする粒子が、夏季のエアロゾル濃度を冬季並に上昇させたことが原因と考えられる [Na93, Ko89]。

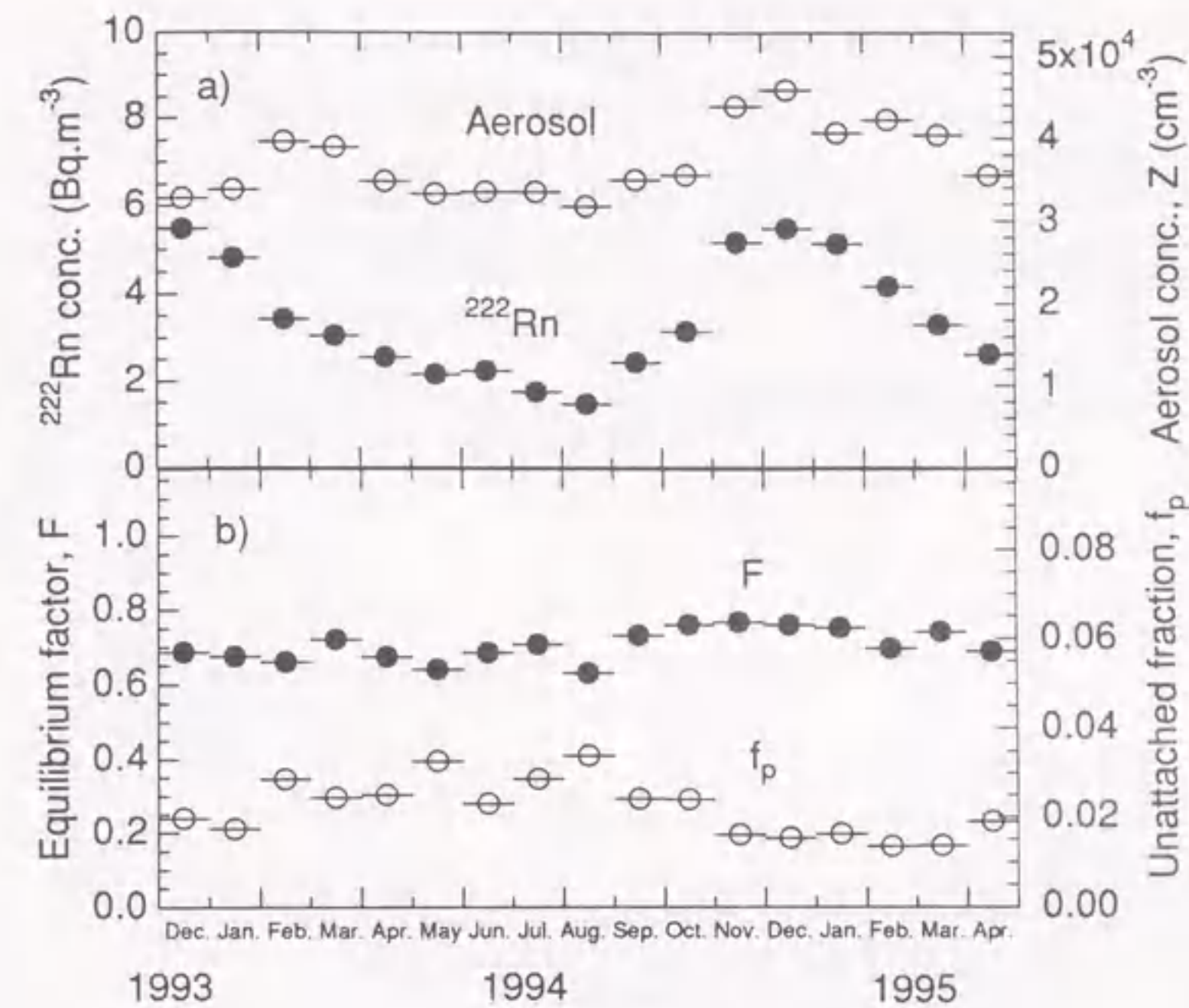


図4.3.2 屋外におけるa)ラドン濃度とエアロゾル濃度ならびにb)平衡ファクタと非付着成分割合の季節変動

### (b) 日周変動

ラドン濃度、F、 $f_p$ およびエアロゾル濃度について、測定時刻別に平均した結果を図4.3.3に示す。ラドン濃度の日周変動については、夏至の日を中心にした3カ月間、春分および秋分の日を中心にした6カ月間、冬至の日を中心にした3カ月間に3分割して調べた。平均値を求める際には、Fおよびラドン濃度については算術平均を、 $f_p$ およびエアロゾル濃度については幾何平均を適用した。

同図から、冬至の前後3カ月間のラドン濃度は比較的高く、夜間から朝方にかけて上昇し、8時から9時の間に減少し始め、16時から17時の間に再度上昇し始めることがわかる。一方、春分および秋分の前後6カ月間のラドン濃度では、朝7時から8時の間に減少し始め、17時から18時の間に再度上昇し始めた。また、夏至の前後3カ月間のラドン濃度では、朝6時から7時の間に減少し始め、17時から18時の間に再度上昇し始めた。大気中のラドンは大気安定度や風速等の気象要因によって挙動する [Be79, Ka89, Ik70] ことが知られており、同図からラドン濃度の日周変動が太陽の動きに関連していることがわかる。一方、Fおよ

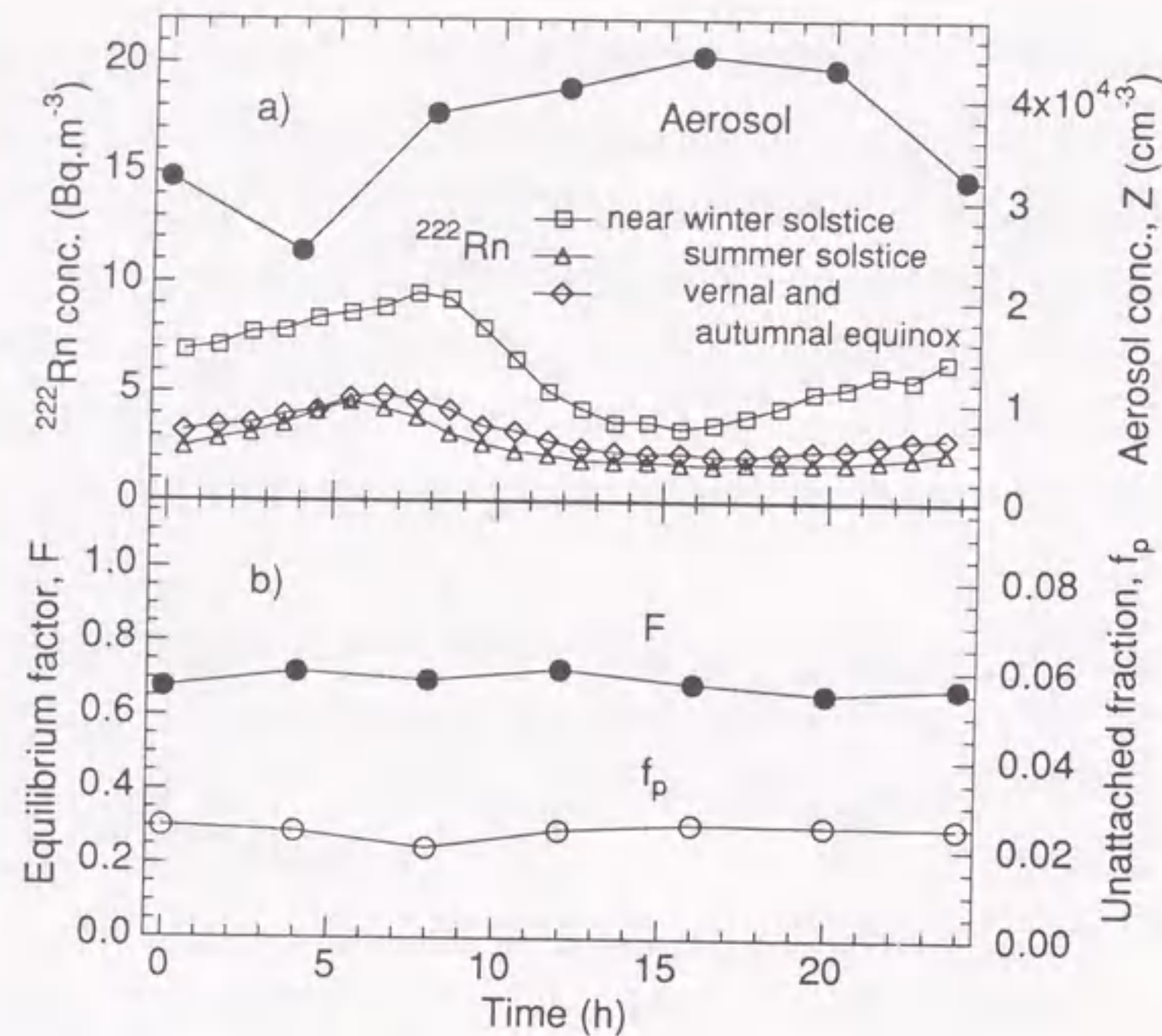


図4.3.3 屋外におけるa)ラドン濃度とエアロゾル濃度ならびに  
b)平衡ファクタと非付着成分割合の日周変動

び $f_p$ には、季節変動と同様に、顕著な日周変動は認められなかった。エアロゾル濃度は朝方に最も低い傾向を示したが、それがFおよび $f_p$ の値に変化を与えることはなかった。その理由はエアロゾル濃度の変動幅が、Fおよび $f_p$ の値に変化を与えるほど大きくなかったからと推定される。

#### 4.4 考察

平衡ファクタ (F) およびポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) に対するエアロゾルへの非付着成分割合 ( $f_p$ ) は、エアロゾル濃度によって変化することが知られている [Po84]。1994年に測定された全データについて、エアロゾル濃度に対するF、 $f_p$ および<sup>218</sup>Poの非付着成分割合 ( $f_A$ ) の変化を調べた結果を図4.4.1に示す。エアロゾル濃度別にF、 $f_p$ および $f_A$ を平均した時のデータ数も同時に示した。同図から、 $f_p$ および $f_A$ の変化には、エアロゾル濃度の変動が深く関係していることがわかる。エアロゾル濃度が10,000cm<sup>-3</sup>以下に低下した時のF、 $f_p$ および $f_A$ の平均値は、平均したデータ数が少ないために代表的とはいえないが、Fは比較的小

さい値を示し、 $f_p$ および $f_A$ については顕著に高い値を示した。しかし、このようにエアロゾル濃度が10,000cm<sup>-3</sup>以下に低下したケースは、全体の約3%に過ぎなかった。また、Fおよび $f_p$ はエアロゾル濃度が約20,000~40,000cm<sup>-3</sup>の範囲ではほぼ一定していた。このことが、図4.3.3において、エアロゾル濃度の日周変動とFおよび $f_p$ の値が無関係であった理由と考えられる。

$f_A$ とエアロゾル濃度の間については、理論的に次式の関係があることが知られている [Du69, Sh81]。

$$f_A = \frac{\lambda_A}{\lambda_A + \beta \cdot Z} \quad \dots (4.4.1)$$

ここで、 $\lambda_A$ は<sup>218</sup>Poの崩壊定数 (s<sup>-1</sup>)、 $\beta$ は<sup>218</sup>Poのエアロゾルへの付着係数 (cm<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)、Zはエアロゾル濃度 (cm<sup>-3</sup>)である。電氣的な力を無視し、<sup>218</sup>Poがエアロゾル粒子表面上へ付着する確率を100%と仮定すると、 $\beta$ は粒径の関数で表すことができる [Po92]。図4.4.1には、LassenとRau [La60]の理論式を用いて様々な粒径に対して $\beta$ を求め、上式により得られた $f_A$ とエアロゾル濃度の関係につい

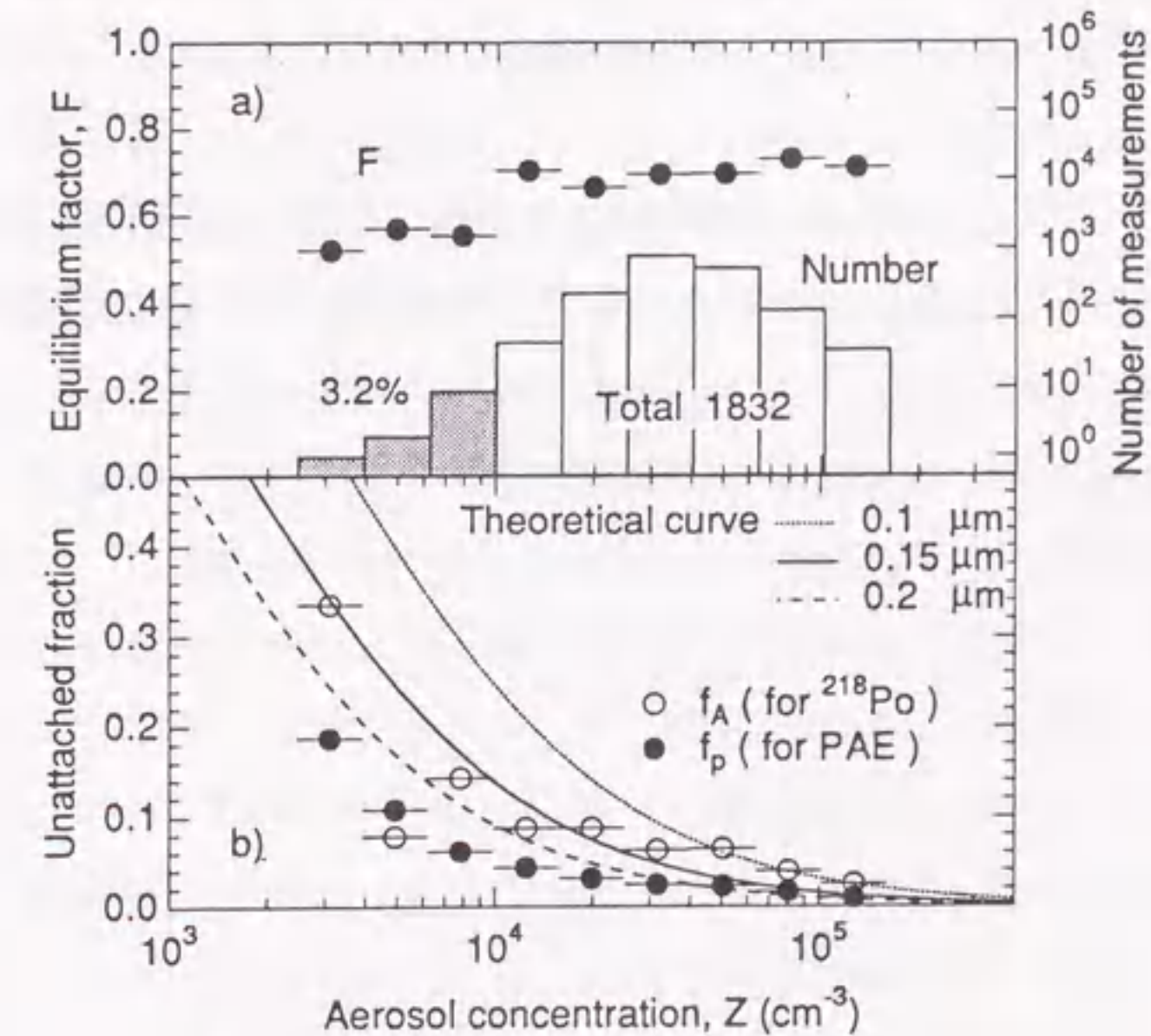


図4.4.1 エアロゾル濃度に対するa)平衡ファクタおよびb)ポテンシャルアルファエネルギーと<sup>218</sup>Poの非付着成分割合の関係

でも示した。理論曲線と測定値は、エアロゾル濃度が低い領域では、粒径が $0.15\mu\text{m}$ の時にはほぼ一致した。高エアロゾル濃度領域では、粒径が $0.1\mu\text{m}$ の時の理論曲線と測定値が良い一致を示したことから、測定場所のエアロゾル濃度は、 $0.1\mu\text{m}$ よりも小さい粒子の増加によって高まる傾向にあったことが推定された。

#### 4.5 結言

本章では、東京の屋外環境において、ラドン、ラドン娘核種およびエアロゾル濃度を長期間にわたって同時測定した結果をもとに、線量試算に重要となるパラメータである平衡ファクタ (F)、ポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) に対するエアロゾルへの非付着成分割合 ( $f_p$ ) の特性を明らかにした。主な結果は次のとおりである。

- 1) 東京の狛江の屋外環境におけるFおよび $f_p$ の年間平均値は、それぞれ0.69および0.024であった。
- 2) ラドン濃度は、冬高く夏低い季節変動、ならびに夜間から朝方に高く昼間に低い日周変動を示したが、Fおよび $f_p$ にはそのような季節変動と日周変動は認められなかった。このことは、人が屋外に滞在する時間に関係なく、Fおよび $f_p$ の平均値が東京の屋外環境における線量評価に適用できることを示している。
- 3)  $f_p$ および $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合 ( $f_A$ ) は、エアロゾル濃度が約 $10,000\text{cm}^{-3}$ 以下に低下した場合、顕著に高い値を示したが、その発生頻度は全体の約3%に過ぎなかった。また、 $f_A$ とエアロゾル濃度の関係から、エアロゾル粒子の粒径は約 $0.1\sim 0.15\mu\text{m}$ と推定された。

## 第5章 コンクリートビル内オフィスにおけるラドンとその娘核種の挙動

### 5.1 緒言

4.1で述べたように、住居内のラドン濃度については、世界各国で全国規模の調査が行われてきており、ほとんどの場合、その多地点にわたる測定には小型で安価なパッシブモニタ [Ii88, Do92, Ur81] が用いられる。パッシブモニタでは、測定するラドン濃度レベルにもよるが、通常、数日～数ヶ月間の測定が必要とされ、測定結果は、測定期間中の平均ラドン濃度として表される。

一方、住居以外の場所である職場環境については、鉱山、特にウラン鉱山が、過去数十年間にわたってラドンとその娘核種による被ばくに対する関心を集めてきた。最近では、この関心は、人の滞在時間が住居について長いことから一般の職場環境に移りつつあり、オフィスや学校において受けるラドン娘核種による線量も報告されるようになった [Di88, Pof92]。住居と違ってオフィス等の職場環境は、換気システムが整備されており、空調機器は定期的に勤務日や勤務時間に対応して運転される。このため休日や深夜には、空調機器も運転されないことが多い。したがって、ラドン濃度については、人が勤務している時間帯とそれ以外の時間帯では大きく異なることが予想され、パッシブモニタで評価されたラドン濃度レベルでは、人が職場環境で受ける線量評価にそのまま適用できない可能性がある。

ラドン娘核種によって受ける線量の試算は、当該する場所のポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) 濃度とPAEに対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) の平均値を評価し、これらの値を線量評価モデルに代入する簡便な方法によって行われる。しかし、このPAE濃度と $f_p$ は、測定方法が複雑で高度な測定技術が必要とされることから、多地点で長期間にわたって測定することは困難である。このため、PAE濃度は、ラドン濃度の測定結果に平衡ファクタ (F) の代表値を乗じて得られた平衡等価ラドン濃度から求め、 $f_p$ についても、これまでの報告例に基づいて類似の環境条件で得られた値を適用することが多かった。このFと $f_p$ は、空気中のエアロゾル濃度に依存して変化することが知られている [Wi82, Po84, Re85]。人が勤務している時間帯とそれ以外の時間帯ではエアロゾル濃度が異なることが予想されたため、Fと $f_p$ は、ラドン濃度の場合と同様に、時間帯によって異なる可能性が考えられる。

しかし、測定が大掛かりになることから、これまでに実際に人が勤務する職場環境において、ラドンとラドン娘核種濃度の時間変動を調べた例はほとんどなく、ラドン濃度、F および  $f_p$  を同時に評価した例も少ない [Ha94b, Ha95]。

本章では、定期的に換気状態が変化するある一つのオフィス内と屋外において、ラドン、ラドン娘核種およびエアロゾル濃度を長期間にわたって同時測定し、実際に多くの人間が勤務する職場環境内のラドンおよびラドン娘核種濃度の分布および変動傾向を調べ、これらの測定結果および線量試算に重要となるパラメータであるラドン濃度、F および  $f_p$  等の特性について取りまとめる。

## 5.2 測定方法

測定は、東京都狛江市に位置する5階建コンクリートビルディングの3階北側のオフィス（A室）内の屋内空気および屋外空気を対象に1993年12月から1994年6月まで、3階南側のオフィス（B室）内の屋内空気および屋外空気を対象に1994年7月から1995年2月まで実施した。

A室およびB室の容積はそれぞれ約250m<sup>3</sup> および約430m<sup>3</sup> で、オフィス家具等を含む内表面積はそれぞれ約350m<sup>2</sup> および約530m<sup>2</sup> であった。A室およびB室ともに、オフィスの天井および壁は塗装されたコンクリートであった。コンクリート上にリノリウムタイルを敷きつめた床の上には、A室ではカーペットを敷いておらず、B室では敷いていた。建物全体の空気調整を行う循環式空調機器は一部外気を取り入れて運転され、オフィス外部からの空気は、約0.1h<sup>-1</sup> 以下の換気率で、勤務日の8時30分から17時30分の間、ダクトを通してオフィス内に流された。また、A室およびB室には、流量約650~870m<sup>3</sup>・h<sup>-1</sup> で室内空気を循環させる温度調節用の空調機器がそれぞれ3台および5台設置されており、勤務日の8時から20時の間、運転された。北側と南側を隔てる廊下に通じる面積約1.5m<sup>2</sup> の扉は、A室およびB室ともに、勤務時間内は常時開放された。オフィスにはA室では7人、B室では14人が勤務していたが、喫煙者はいなかった。窓は、朝8時前頃に換気のために一時的に開放する以外は密閉された。各部屋の主な特徴は、表5.2.1に取りまとめた。

参考データとして、屋外空気は、ビルディングから約140 m 離れた地上高1.5m の位置でサンプリングして測定した。その近傍はコンクリート舗装されているが、約8m 東側には約6500m<sup>2</sup> の芝生を植えたグラウンドが広がっている。

表5.2.1 測定対象とした2つのオフィスの特徴

	Room A	Room B
Period of measurements	Dec.'93 - Jun.'94	Jul.'94 - Feb.'95
Volume	250m <sup>3</sup>	430m <sup>3</sup>
Surface including furniture	350m <sup>3</sup>	530m <sup>3</sup>
Air conditioner for building	<0.1h <sup>-1</sup> , 8:30-17:30, mixture of recirculated air and outdoor air	
Air conditioner for each room	7-10h <sup>-1</sup> , 8:00-20:00, recirculated air	
Materials of ceiling and wall	Painted concrete	
Materials of floor	Linoleum-covered concrete	concrete with carpet

オフィス内および屋外では、ラドン濃度、ラドン娘核種濃度および各娘核種の非付着成分割合、ならびにエアロゾル濃度を同時に測定した。測定方法は、4.2で述べた方法とまったく同様である。ラドン濃度については、飯田 [Ii85a] が報告した手法を用いた連続測定装置によって1時間毎に測定した。同じ場所で、<sup>218</sup>Po、<sup>214</sup>Pb および <sup>214</sup>Bi の3つのラドン娘核種濃度ならびに非付着娘核種濃度も、第3章で述べた連続測定装置 [Ha94a] によって4時間毎に測定した。エアロゾル濃度については、凝縮核測定器の一種であるポラックカウンタにより4時間毎に測定した。エアロゾルとラドン娘核種のサンプリングは同時に行った。

## 5.3 測定結果

### (1) 頻度分布

オフィス内で得られた測定期間中の全データについて、ラドン濃度、平衡ファクタ (F)、ポテンシャル  $\alpha$  エネルギー (PAE) に対するエアロゾルへの非付着成分割合 ( $f_p$ ) およびエアロゾル濃度の頻度分布を調べた。A室およびB室で得られた結果を、図5.3.1および図5.3.2にそれぞれ示す。同図から、F は正規分布を示し、ラドン濃度、 $f_p$  およびエアロゾル濃度については対数正規分布を示すことが明らかとなる。

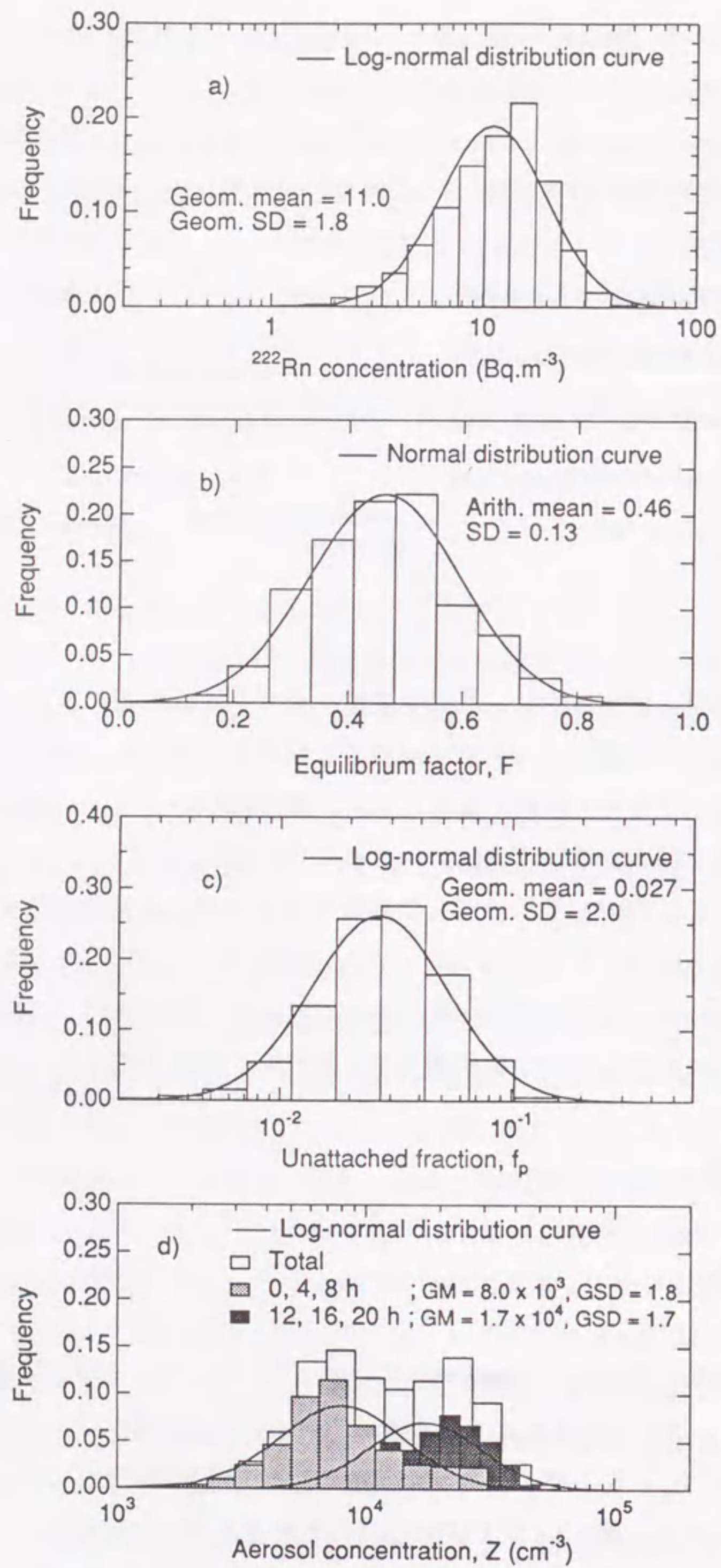


図5.3.1 オフィス (A室) 内におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の頻度分布

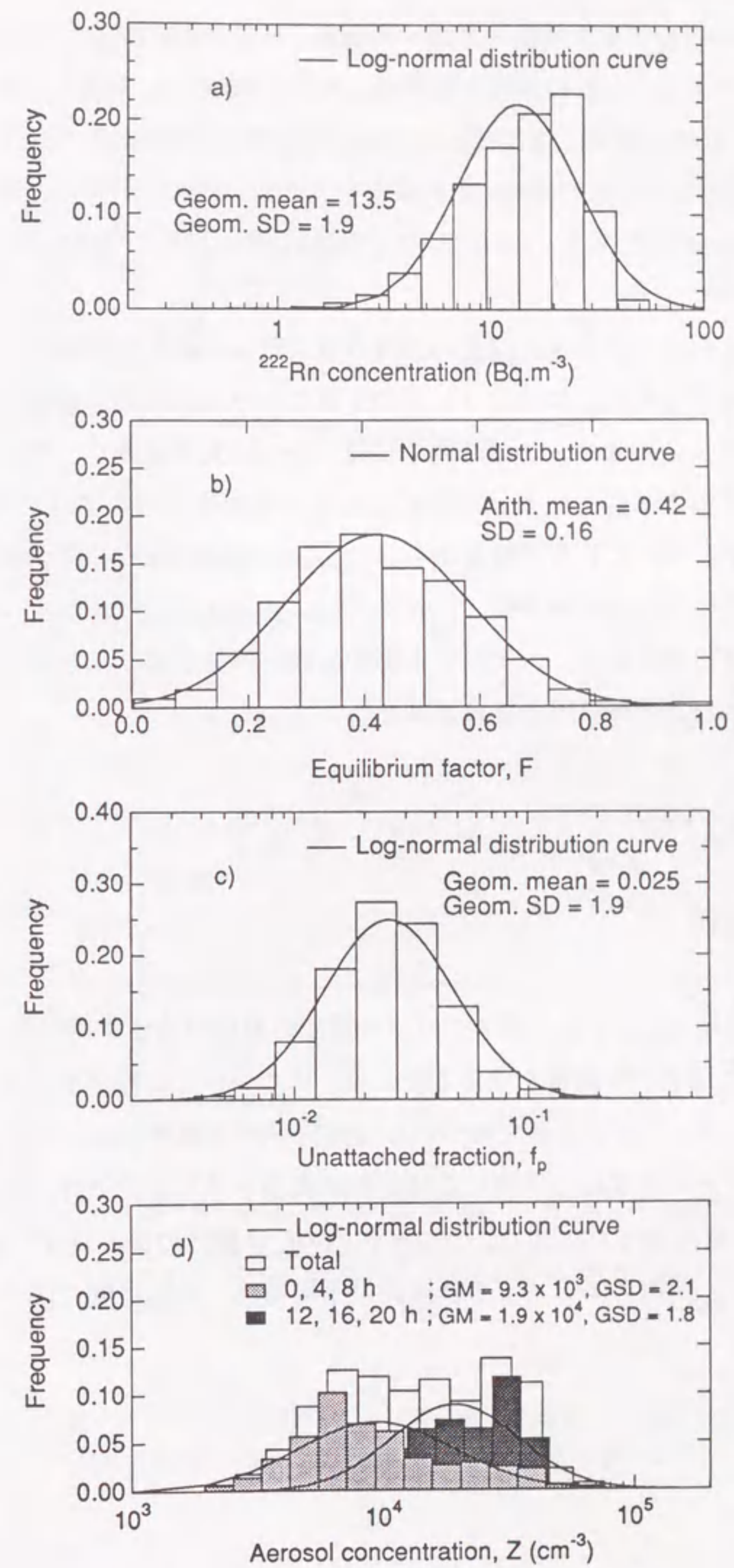


図5.3.2 オフィス (B室) 内におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の頻度分布



オフィス内のラドン濃度の幾何平均値は、A室で約 $11\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、B室で約 $14\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。Fの算術平均値は、A室では約0.46、B室では約0.42であった。UNSCEAR [UN88, UN93] の報告した屋内の平均的なFの値0.4と比較すると、A室およびB室で得られたFはやや大きい。 $f_p$ については、A室およびB室ともに約0.025であり、UNSCEAR [UN88] が採用した値0.025とよく一致した。

オフィス内のエアロゾル濃度の頻度分布には、A室およびB室ともに、2つのピークが観測された。このオフィスの平日における原則的な勤務時間は8時40分から17時20分までで、この時間帯に最も人の出入りは多く、空調機器も運転された。このため図5.3.1および図5.3.2には、時間帯別のエアロゾル濃度の頻度分布も示した。これらの結果から、12、16、20時の分布の方が高い濃度範囲に分布していることがわかる。これは、12、16、20時にはオフィス内の人の活動が激しいことに加え、エアロゾル濃度の高い外気を取り入れる空調機器が運転されていたことが原因と推定された。

## (2) 時間変動

### (a) 季節変動

ラドン濃度、F、 $f_p$ およびエアロゾル濃度の月別平均値を調べた。その結果を図5.3.3に示す。平均値を求める際には、Fについては算術平均を、ラドン濃度、 $f_p$ およびエアロゾル濃度については幾何平均を適用した。オフィス内および屋外のラドン濃度は、冬高く夏低い季節変動を示した。一方、オフィス内のFはほぼ一定であった。また、オフィス内の $f_p$ は屋外の値とほぼ一致して変化した。オフィス内のエアロゾル濃度の月平均値は、屋外濃度に比べて低く、ほぼ一定であった。

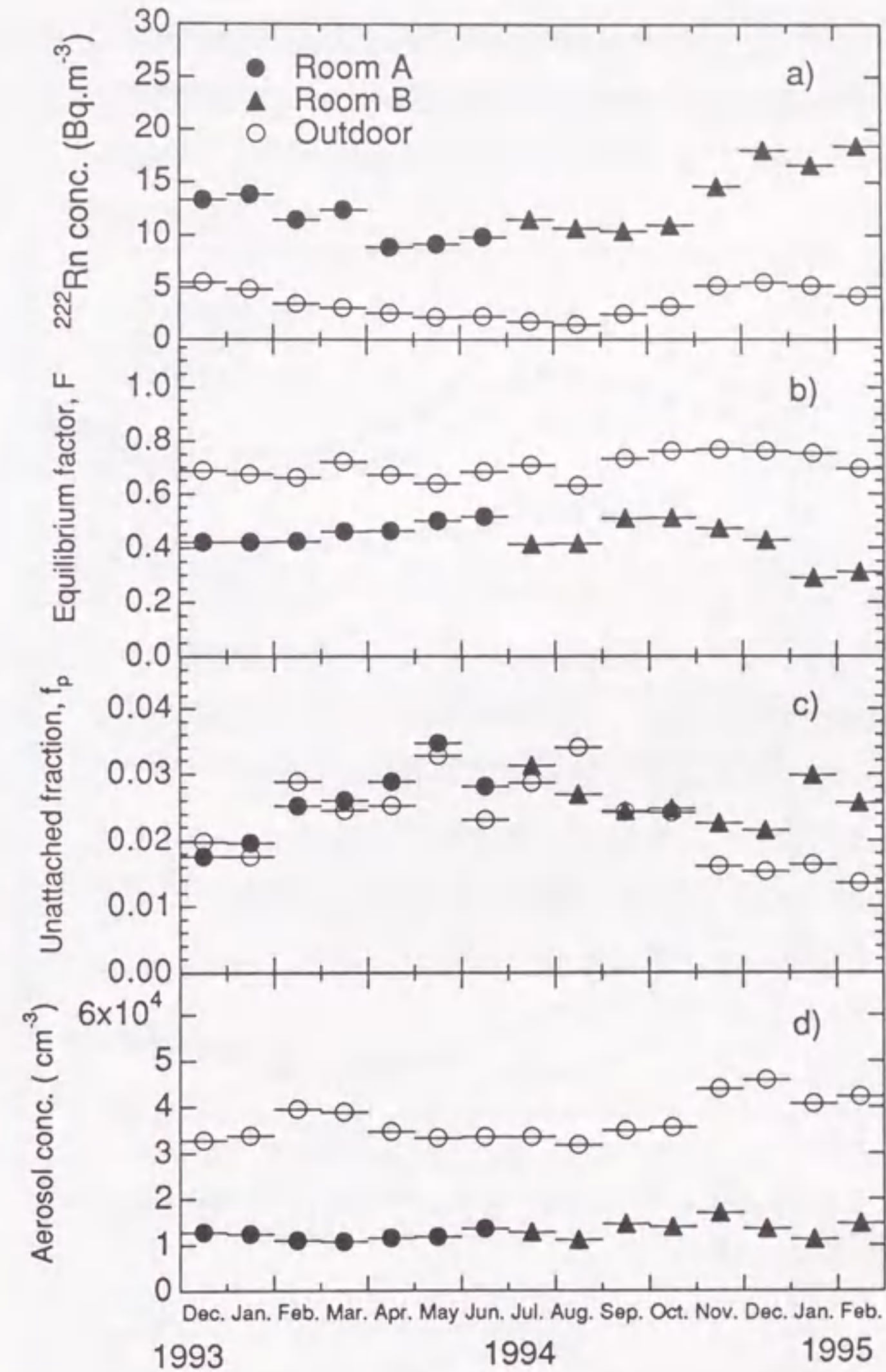


図5.3.3 オフィス内および屋外におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の季節変動

### (b) 日周変動

ラドン濃度、F、 $f_p$ およびエアロゾル濃度について、測定時刻別に平均した

結果を図5.3.4に示す。平均値を求める際には、ラドン濃度およびFについては算術平均を、 $f_p$ およびエアロゾル濃度については幾何平均を適用した。同図から、オフィス内のラドン濃度は、夜間から朝8時にかけて上昇し、8時から9時の間に減少し始め、17時から18時の間に再度上昇し始めることがわかる。これは、主に、8時30分から17時30分の間に運転される空調機器によるものと推定される。

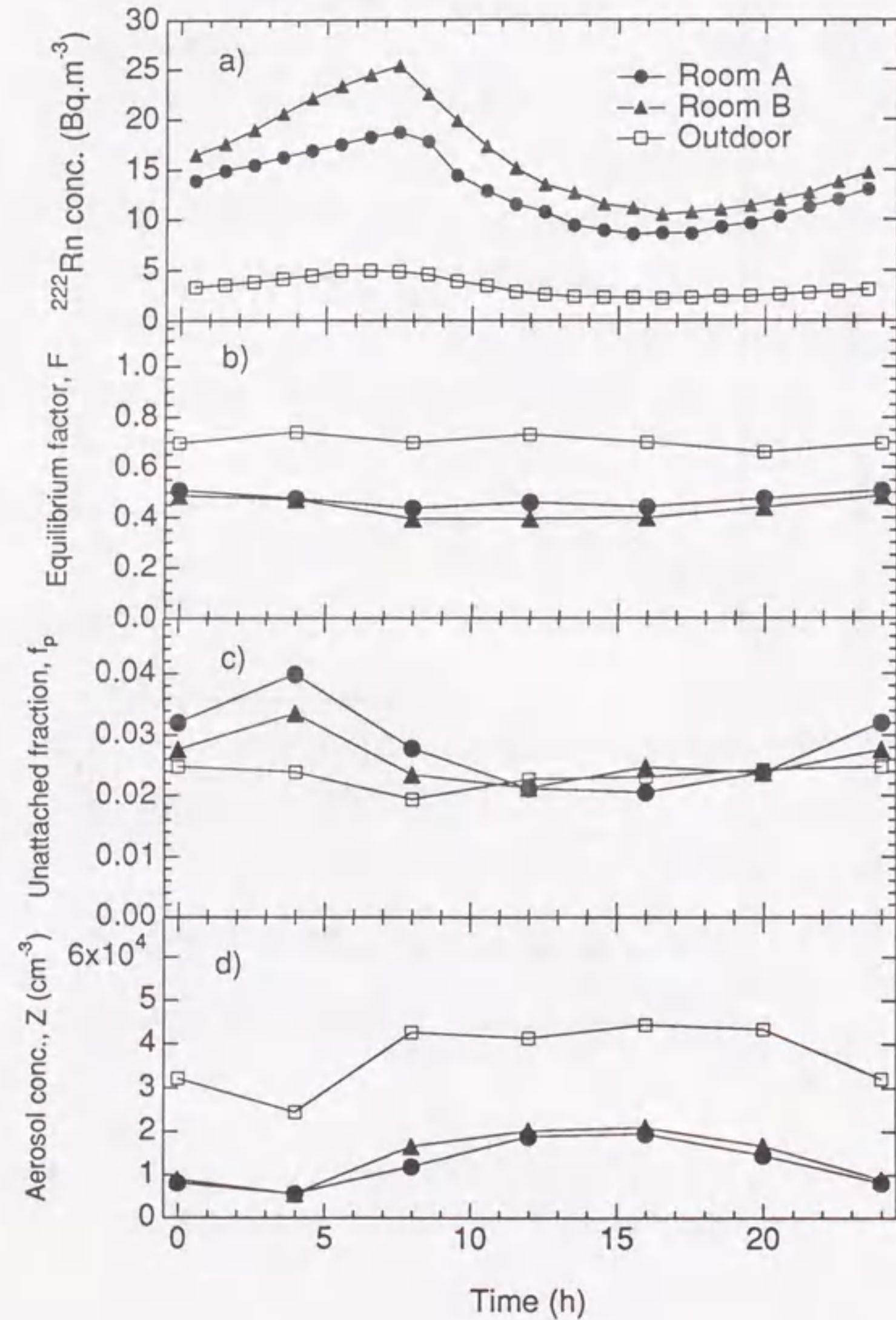


図5.3.4 オフィス内および屋外におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の日周変動

一方、Fには、季節変動が認められなかったのと同様に、特に大きな日周変動は認められなかった。このことは、このようなオフィスでFの代表値を実際に測定・評価する際に、測定時間の偏りや勤務者のオフィス滞在時間による影響を考慮する必要のないことを示唆している。

オフィス内で得られた $f_p$ は、夜間に高くなる傾向がみられ、早朝に最大値を示した。この理由は、人間の活動が低下する夜間および早朝はエアロゾル濃度が低くなったからと考えられる。

#### 5.4 考察

##### (1) 屋内濃度と屋外濃度の関係

ラドン濃度および平衡等価ラドン濃度について、オフィス内と屋外で得られた月別平均値の相関関係を調べた。その結果を図5.4.1に示す。ラドン濃度と平衡等価ラドン濃度の屋内外の月平均値の間には、相関係数が約0.7以上の正の相関関係が認められ、オフィス内のラドン濃度と平衡等価ラドン濃度の月平均値は、屋外濃度と連動して変化していたことがわかる。このことから、ラドン濃度と平衡等価ラドン濃度はA室とB室で同時に測定していなかったが、いずれもほぼ同様の変化を示していたことが推定できる。この推定は、A室とB室

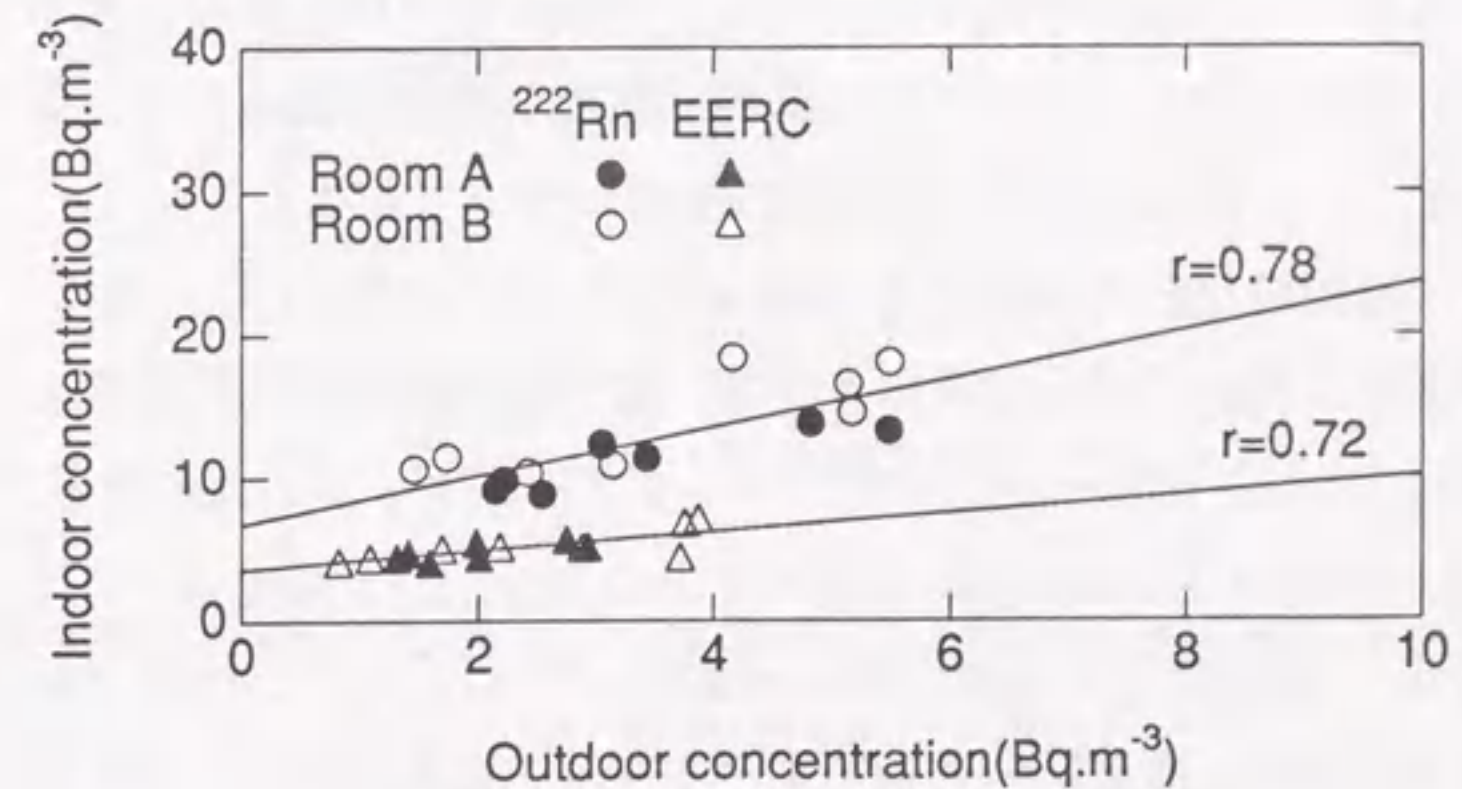


図5.4.1 オフィス内と屋外で得られたラドン濃度および平衡等価ラドン濃度の月別平均値の相関関係

は大きさが異なるものの、同じ建物の中にあり、換気が測定期間を通じて、ほぼ同じ換気率で、同じ時間帯になされていたことから示唆される。

## (2) 休日と平日の差異

すでに述べたように、オフィス内のラドン濃度は、空調機器の運転によって大きく変化した。したがって、勤務者がほとんど居らず、空調機器も運転されない休日と平日の間では、ラドン濃度にはかなりの差異のあることが予想される。これまでに世界中で実施されてきた住居内ラドン濃度の調査には、通常、パッシブモニタが用いられ、数ヶ月間の平均ラドン濃度が測定されてきた。しかし、オフィスのように、勤務者が平日の限られた時間帯にしか存在しない職場環境において、パッシブモニタで得られる平均ラドン濃度を、勤務者の線量評価に適用するのは正確ではない。

このような理由から、休日と平日におけるラドン濃度、平衡ファクタ (F)、ポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) に対するエアロゾルへの非付着成分割合 ( $f_p$ ) およびエアロゾル濃度の時刻別平均値の日周変動を調べた。時刻別平均値は、A室およびB室のそれぞれの全測定期間に対して休日と平日を分けて求めた。平均値を求める際には、ラドン濃度およびFについては算術平均値を、 $f_p$  およびエアロゾル濃度については幾何平均値を適用した。A室について調べた結果を図5.4.2に示す。休日は、空調機器は運転されていないが、部屋の扉は、休日勤務あるいは部屋の掃除等によって一時的に開放された。同図中のラドン濃度の日周変動には、休日と平日の間で顕著な差異が認められ、休日の方が高い値を示した。同様の傾向は、B室の結果についても認められた。

平日の原則的な勤務時間である8時40分から17時20分までに相当する平均ラドン濃度は、図5.4.2a)から求めた結果、A室では約 $8.4\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、同様にしてB室では約 $11.3\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。一方、パッシブモニタで得られるだろうと推定される1日の平均ラドン濃度は、A室の場合は図5.3.4a)から推定できて約 $12.8\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、同様にしてB室では約 $16.2\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。このことから、このオフィスの勤務者の線量評価に適用すべきラドン濃度の値は、A室の場合、パッシブモニタで得られる平均ラドン濃度の約65%、B室の場合には約70%であることが示唆された。このように、勤務者がラドン娘核種を吸入することによって受ける線量は、パッシブモニタで得られたラドン濃度をそのまま適用したの

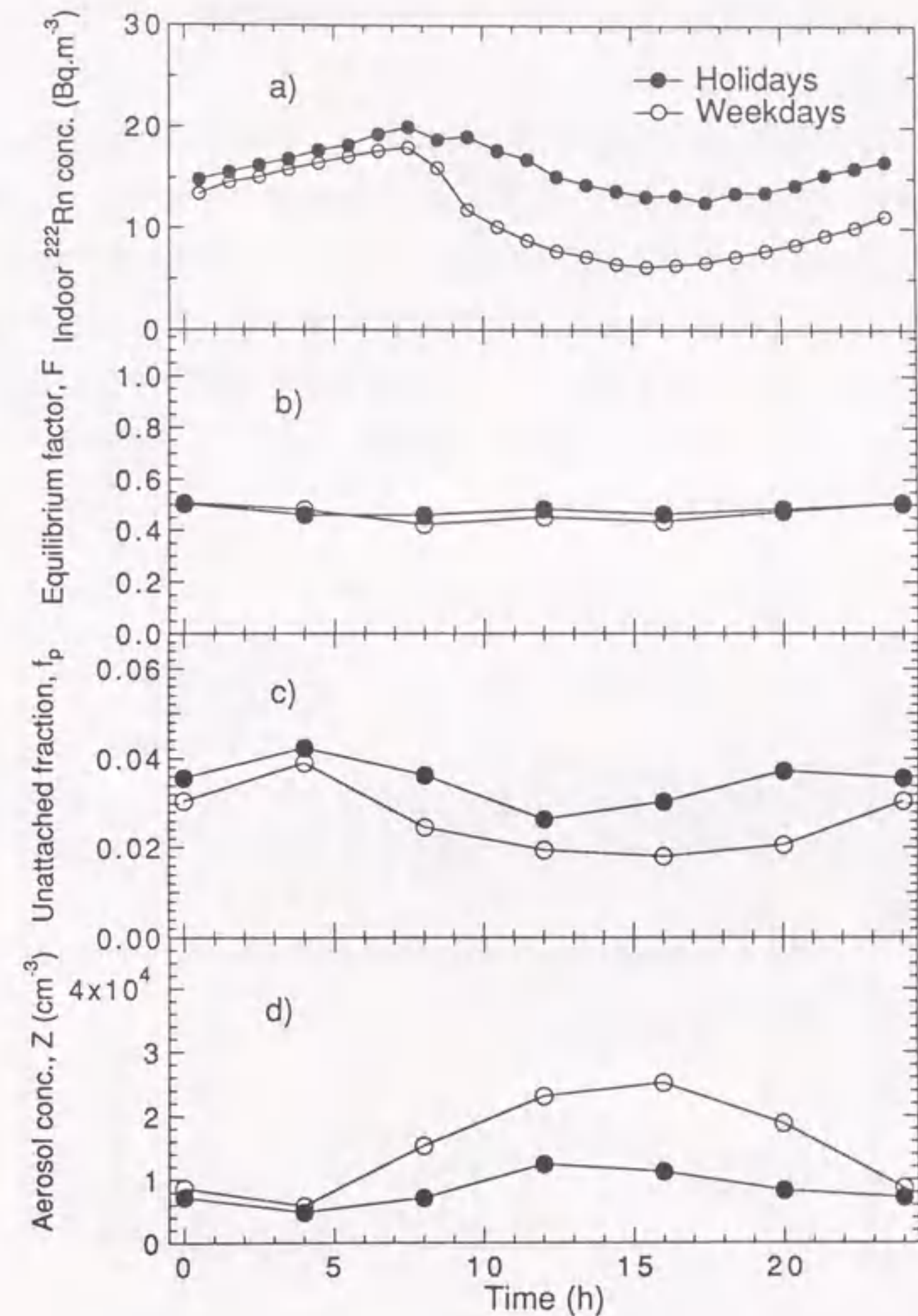


図5.4.2 休日と平日におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の日周変動

では、過大評価の可能性がある。線量試算の結果については第7章で詳述する。

一方Fには、休日と平日の間で差異はほとんど認められず、また、すでに明らかにしたように時間変動も少なかった。このことから、Fについては、測定の時間帯に関係なく勤務者の線量評価に用いる代表値として採用できることがわかる。

エアロゾル濃度は、空調機器が停止し、人間の活動が少ない休日には濃度が低くなる傾向を示した。また、このエアロゾル濃度の差異を反映して、休日の $f_p$ は平日よりも高い傾向を示した。

図5.4.3には、A室およびB室における土曜日、日曜日、月曜日および平日のラドン濃度の日周変動を調べた結果を示す。このオフィスでは、土曜日と日曜日は休日であるため、空調機器は運転されていない。A室およびB室ともに、ラドン濃度は、土曜日よりも日曜日の方が高い値を示し、また、月曜日の朝のラドン濃度は、他の曜日よりも高かった。土曜日と日曜日におけるラドン濃度の日周変動がA室とB室の間で異なった理由は、オフィスが勤務日ではなく、人の出入りが不定期にあったためと考えられる。

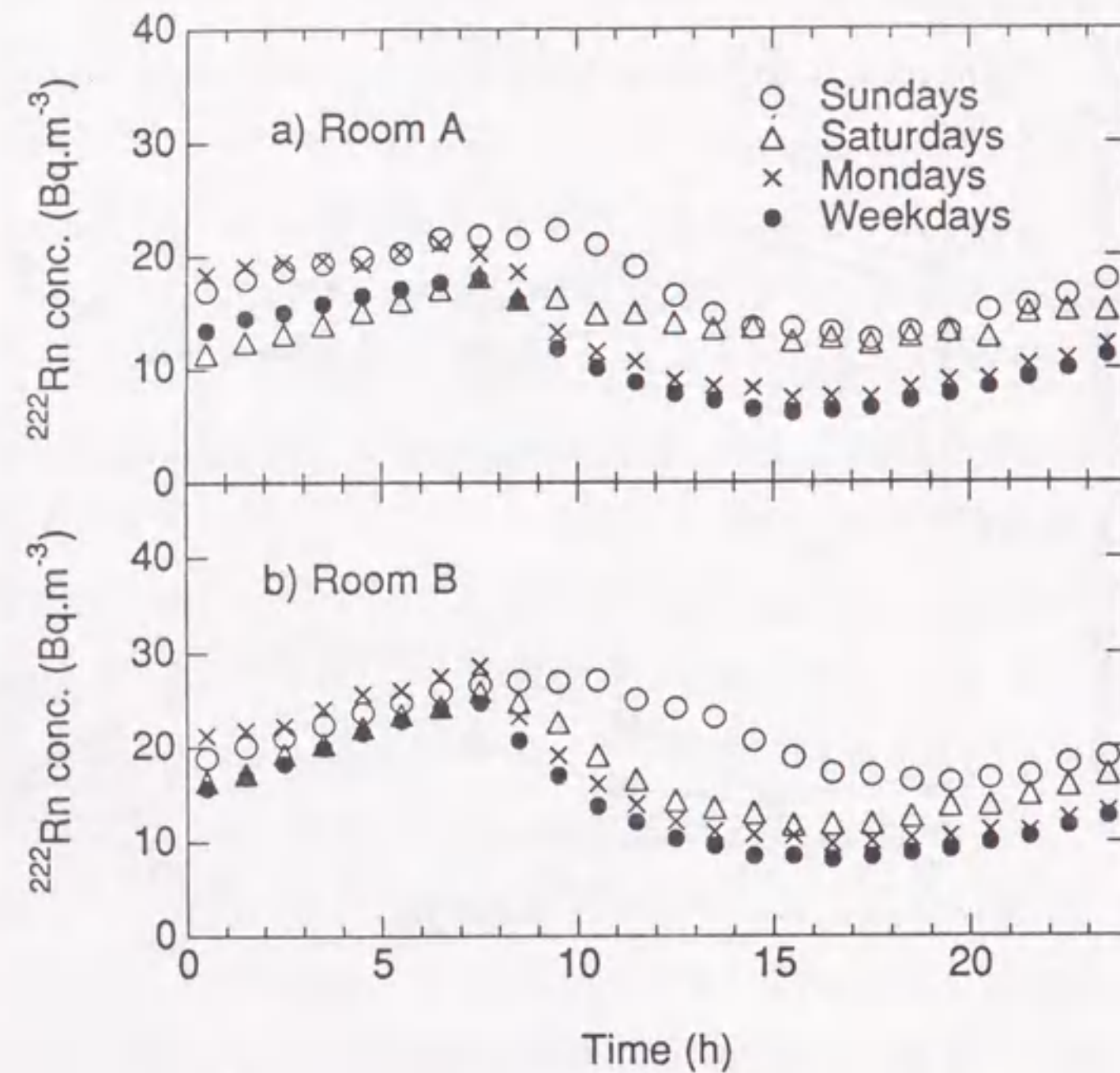


図5.4.3 土曜日、日曜日、月曜日および平日のラドン濃度の日周変動

(3) エアロゾル濃度に対する平衡ファクタおよび非付着成分割合の関係

A室およびB室で測定された全データについて、エアロゾル濃度に対する $F$ 、 $f_p$ および $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合 ( $f_A$ ) を調べた結果をそれぞれ図5.4.4および図5.4.5に示す。これらの図には、エアロゾル濃度別に $F$ 、 $f_p$ および $f_A$ を平均した

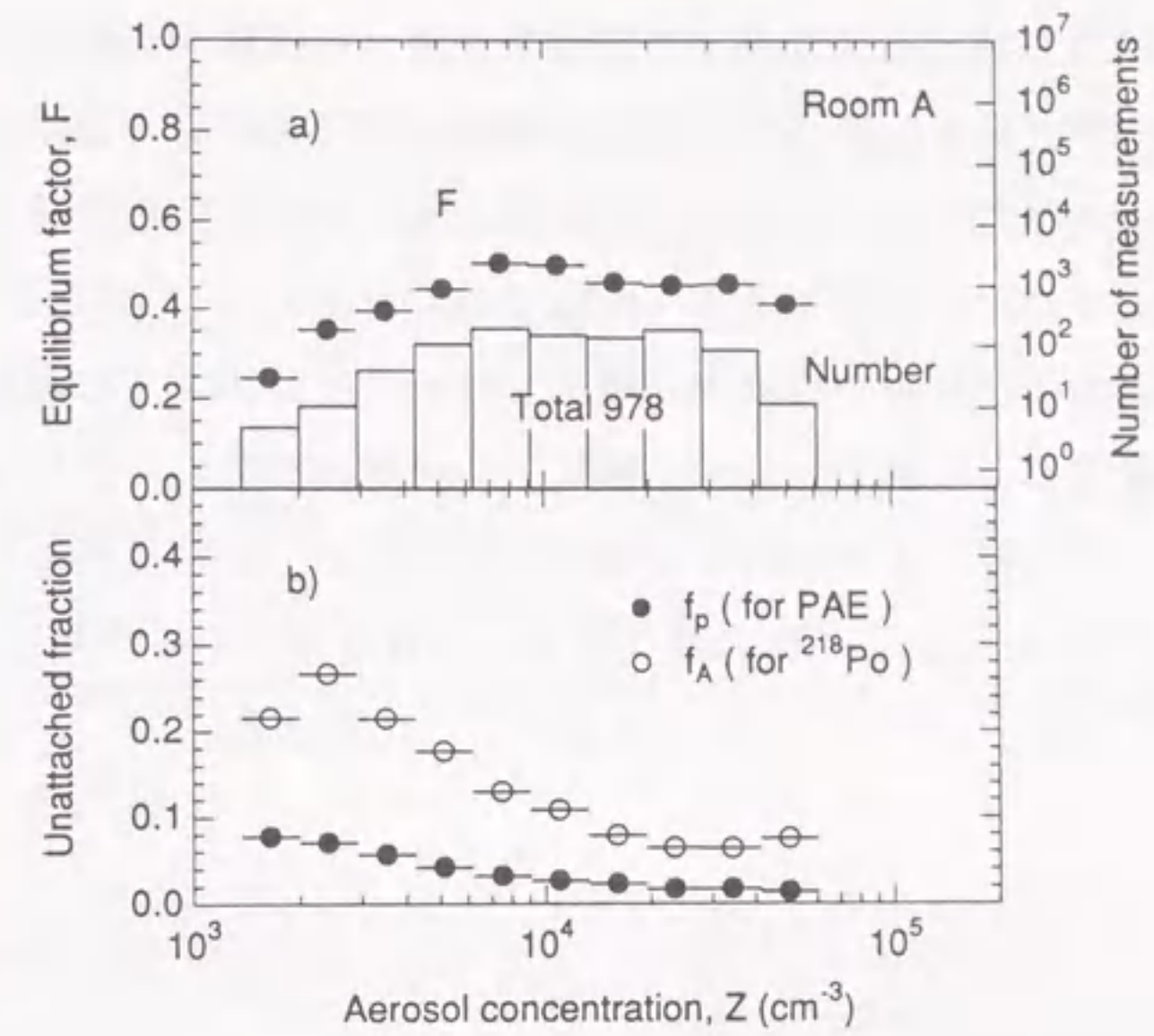


図5.4.4 オフィス (A室) 内で得られたエアロゾル濃度に対するa)平衡ファクタおよびb)ポテンシャルアルファエネルギーと $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合の関係

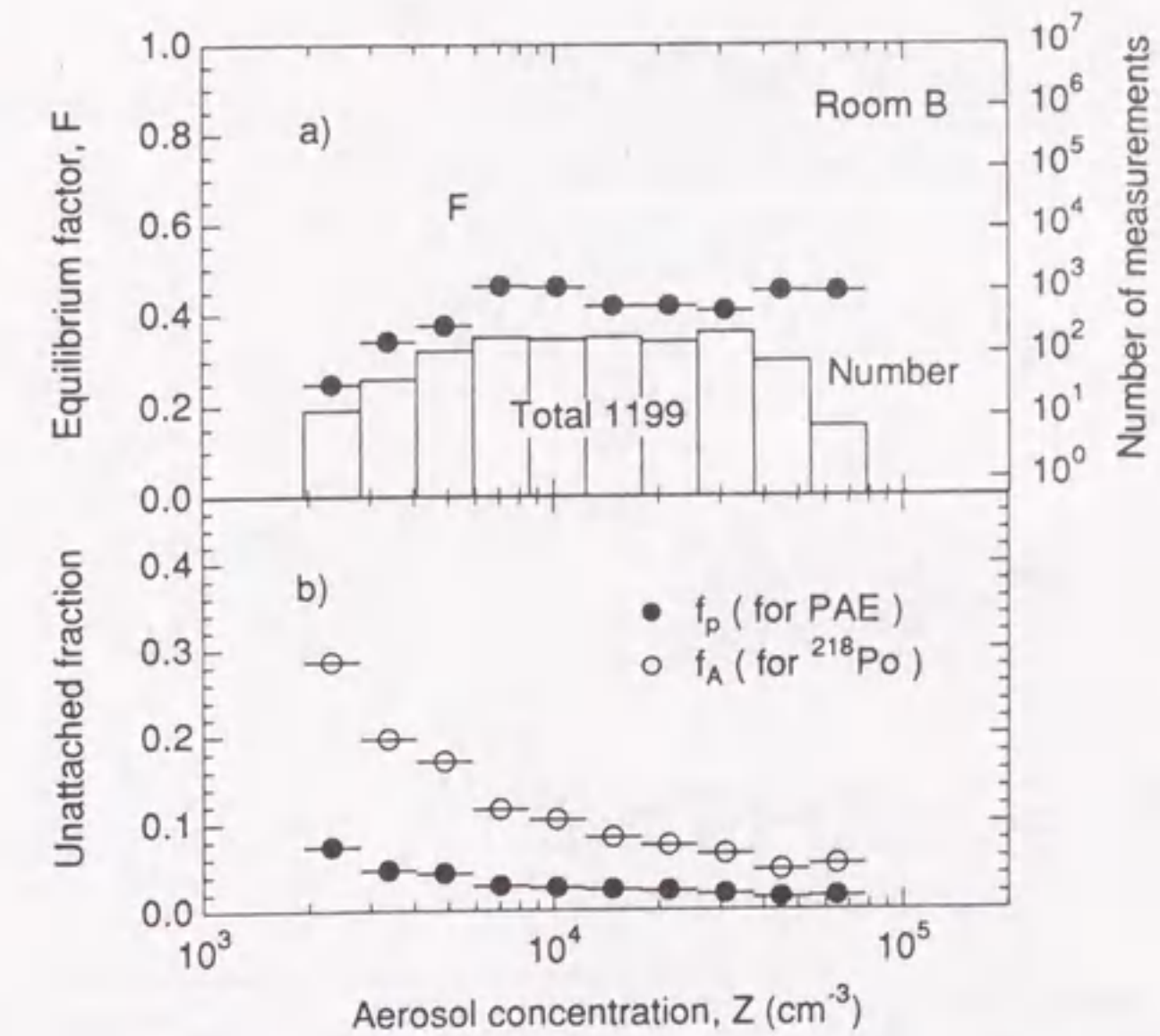


図5.4.5 オフィス (B室) 内で得られたエアロゾル濃度に対するa)平衡ファクタおよびb)ポテンシャルアルファエネルギーと $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合の関係

時のデータ数も同時に示した。いずれの結果も、 $f_A$  の変化には、エアロゾル濃度の変動が深く関係し、オフィス内のエアロゾル濃度が約 $6,000\text{cm}^{-3}$ 以下に低下すると、 $F$  は小さくなり、 $f_p$  および  $f_A$  は顕著に高い値を示す傾向が認められた。

屋内の空気中のラドン娘核種の挙動は、屋内空気中の娘核種の生成と消滅をモデル化することで表現できる [Ja72, Po78, Sh85a]。生成項として、親核種からの生成および付着娘核種が  $\alpha$  崩壊してその反跳によって非付着娘核種となる生成を考慮し、消滅項として、換気、非付着娘核種のエアロゾルへの付着、壁、床等への沈着および放射性崩壊を考慮すると、定常状態における  $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$  および  $^{214}\text{Bi}$  についての非付着成分および付着成分の屋内濃度  $C_A^{i(f)}$ 、 $C_A^{i(a)}$ 、 $C_B^{i(f)}$ 、 $C_B^{i(a)}$ 、 $C_C^{i(f)}$ 、 $C_C^{i(a)}$  は、それぞれ次のように表せる。

$$C_A^{i(f)} = \frac{\lambda_v C_A^{o(f)} + \lambda_A C_{Rn}^i}{\lambda_v + \lambda_A + \lambda_a + \lambda_d^f} \quad \dots (5.4.1)$$

$$C_A^{i(a)} = \frac{\lambda_v C_A^{o(a)} + \lambda_a C_A^{i(f)}}{\lambda_v + \lambda_A + \lambda_d^a} \quad \dots (5.4.2)$$

$$C_B^{i(f)} = \frac{\lambda_v C_B^{o(f)} + \lambda_B C_A^{i(f)} + r \lambda_B C_A^{i(a)}}{\lambda_v + \lambda_B + \lambda_a + \lambda_d^f} \quad \dots (5.4.3)$$

$$C_B^{i(a)} = \frac{\lambda_v C_B^{o(a)} + (1-r) \lambda_B C_A^{i(a)} + \lambda_a C_B^{i(f)}}{\lambda_v + \lambda_B + \lambda_d^a} \quad \dots (5.4.4)$$

$$C_C^{i(f)} = \frac{\lambda_v C_C^{o(f)} + \lambda_C C_B^{i(f)}}{\lambda_v + \lambda_C + \lambda_a + \lambda_d^f} \quad \dots (5.4.5)$$

$$C_C^{i(a)} = \frac{\lambda_v C_C^{o(a)} + \lambda_C C_B^{i(a)} + \lambda_a C_C^{i(f)}}{\lambda_v + \lambda_C + \lambda_d^a} \quad \dots (5.4.6)$$

ここで、 $C_A^{o(f)}$ 、 $C_A^{o(a)}$ 、 $C_B^{o(f)}$ 、 $C_B^{o(a)}$ 、 $C_C^{o(f)}$ 、 $C_C^{o(a)}$  は、 $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$  および  $^{214}\text{Bi}$  に対する非付着成分および付着成分の屋外濃度、 $C_{Rn}^i$  はラドンの屋内濃度、 $\lambda_A$ 、 $\lambda_B$  および  $\lambda_C$  は  $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$  および  $^{214}\text{Bi}$  の崩壊定数 ( $13.6\text{h}^{-1}$ 、 $1.55\text{h}^{-1}$ 、 $2.11\text{h}^{-1}$ )、 $\lambda_v$  は換気率、 $\lambda_a$  は非付着娘核種のエアロゾルへの付着率、 $\lambda_d^f$  および  $\lambda_d^a$  はそれぞれ非

付着および付着娘核種の壁や床等への沈着率、 $r$  はエアロゾルに付着した  $^{214}\text{Pb}$  原子が反跳する割合、である。壁や床からの反跳による効果は無視した。

また、非付着娘核種のエアロゾルへの付着率である  $\lambda_a$  は、次式により評価することができる [Sh85a]。

$$\lambda_a = \beta^* \cdot Z \quad \dots (5.4.7)$$

ここで、 $\beta^*$  は実効付着係数 ( $\text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )、 $Z$  はエアロゾル濃度 ( $\text{cm}^{-3}$ ) である。この実効付着係数は、エアロゾルの粒径の関数として表されるが、次式によりラドン濃度、 $^{218}\text{Po}$  の非付着成分の濃度およびエアロゾル濃度の測定結果からも評価できる [Sh85a]。

$$\beta^* = \frac{1}{Z} \left[ \lambda_A \left( \frac{C_{Rn}^i}{C_A^{i(f)}} - 1 \right) - \lambda_v - \lambda_d^f \right] \quad \dots (5.4.8)$$

この (5.4.8) 式に、ラドン濃度、 $^{218}\text{Po}$  の非付着成分の濃度およびエアロゾル濃度の測定結果を代入して  $\beta^*$  を求め、その頻度分布を調べた結果を図5.4.6に示す。 $\lambda_v$  および  $\lambda_d^f$  には、それぞれ  $0.1\text{h}^{-1}$  および  $30\text{h}^{-1}$  [Wi82] を用いた。

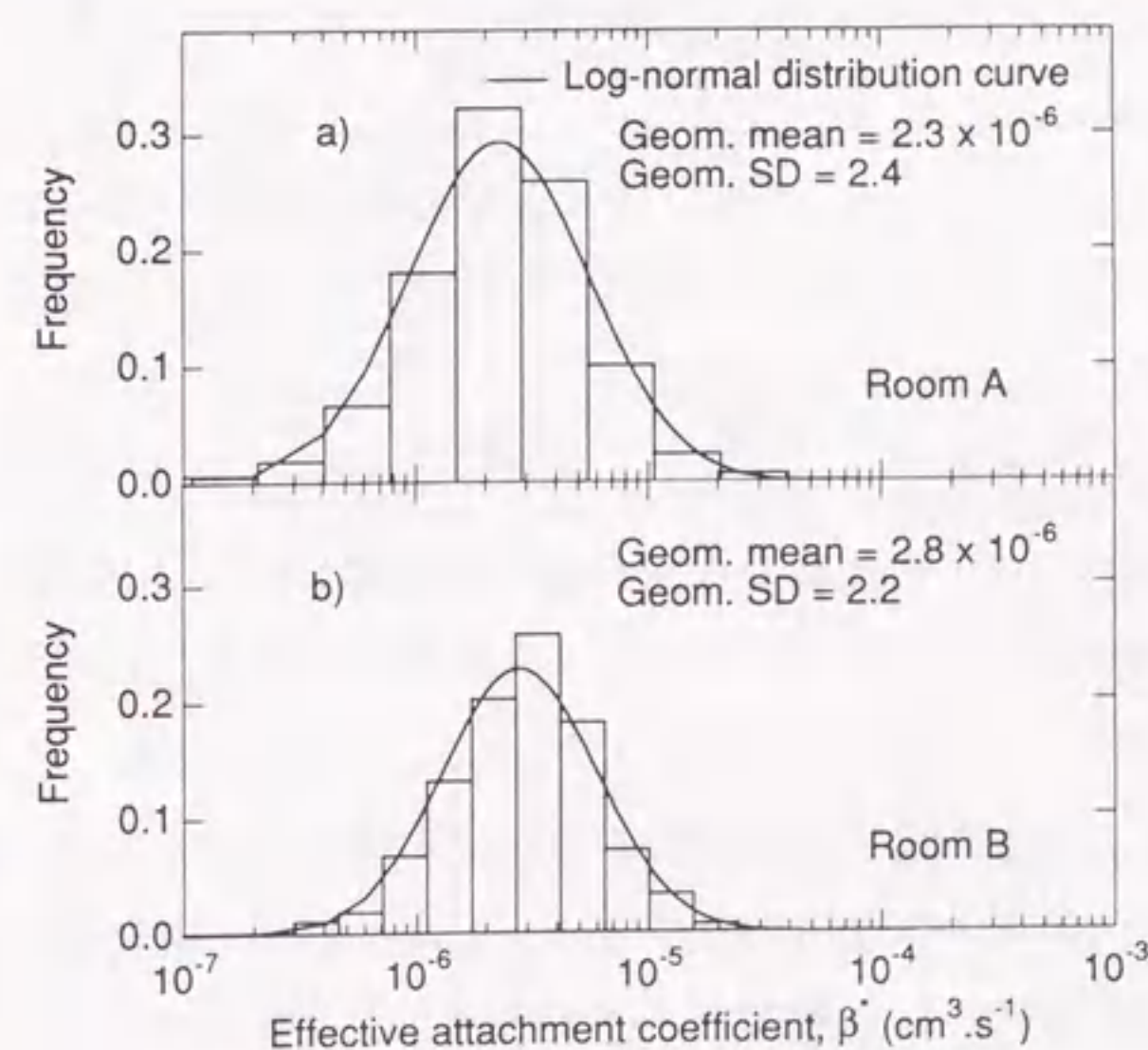


図5.4.6 オフィス内で測定された実効付着係数 ( $\beta^*$ ) の頻度分布

$\beta^*$  はA室においては幾何平均値 $2.3 \times 10^6 \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ 、B室においては幾何平均値 $2.8 \times 10^6 \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  の対数正規分布を示した。 $\beta^*$  はエアロゾルの粒径の関数として表すことができ、粒径が大きくなるほど $\beta^*$  は大きくなることが知られている [Sh85b]。下 [Sh85b] が与えた粒径と $\beta^*$  の関係を利用し、それぞれの部屋におけるエアロゾルの粒径を推定した結果、A室においては約 $0.16 \mu\text{m}$ 、B室では約 $0.14 \mu\text{m}$ であった。

また、 $F$ 、 $f_p$  および  $f_A$  は次式で表すことができる。

$$F = \frac{5.79 \cdot (C_A^{i(f)} + C_A^{i(a)}) + 28.6 \cdot (C_B^{i(f)} + C_B^{i(a)}) + 21.0 \cdot (C_C^{i(f)} + C_C^{i(a)})}{55.4} \dots (5.4.9)$$

$$f_p = \frac{5.79 \cdot C_A^{i(f)} + 28.6 \cdot C_B^{i(f)} + 21.0 \cdot C_C^{i(f)}}{5.79 \cdot (C_A^{i(f)} + C_A^{i(a)}) + 28.6 \cdot (C_B^{i(f)} + C_B^{i(a)}) + 21.0 \cdot (C_C^{i(f)} + C_C^{i(a)})} \dots (5.4.10)$$

$$f_A = \frac{C_A^{i(f)}}{C_A^{i(f)} + C_A^{i(a)}} \dots (5.4.11)$$

上記の (5.4.9) ~ (5.4.11) 式に、(5.4.1) ~ (5.4.6) 式を代入し、(5.4.7) 式を用いて $\lambda_a$ を消去すると、 $F$ 、 $f_p$  および  $f_A$  は、エアロゾル濃度の関数として表すことができる。

図5.4.7に、 $F$ 、 $f_p$  および  $f_A$  の測定値と上記の計算式から得られた理論曲線を比較した結果を示す。A室 および B室における $\beta^*$  の幾何平均値は、それぞれ $2.3 \times 10^6 \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  と $2.8 \times 10^6 \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  で類似していたことから、 $\beta^*$  の値にはその平均値の $2.5 \times 10^6 \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  を適用した。また、同図には $\beta^*$  を $1\sigma$  (A室とB室の幾何標準偏差の平均値; 2.3) 変化させた時の理論曲線についても点線および破線で示した。理論値の計算には、屋内のラドン濃度に対する屋外の $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$  および  $^{214}\text{Bi}$  の濃度比を、実測結果に基づいて $0.45:0.15:0.15$ と仮定した。また、エアロゾルに付着した娘核種が $\alpha$ 反跳により非付着成分となる割合を $0.83$  [Me76] と仮定し、壁や床等に付着した娘核種の $\alpha$ 反跳は無視した。 $\lambda_d^f$  とエアロゾルに付着した娘核種の壁等への沈着率; $\lambda_d^a$ については、それぞれ $30 \text{ h}^{-1}$  および  $0.3 \text{ h}^{-1}$  を適用した [Po84]。

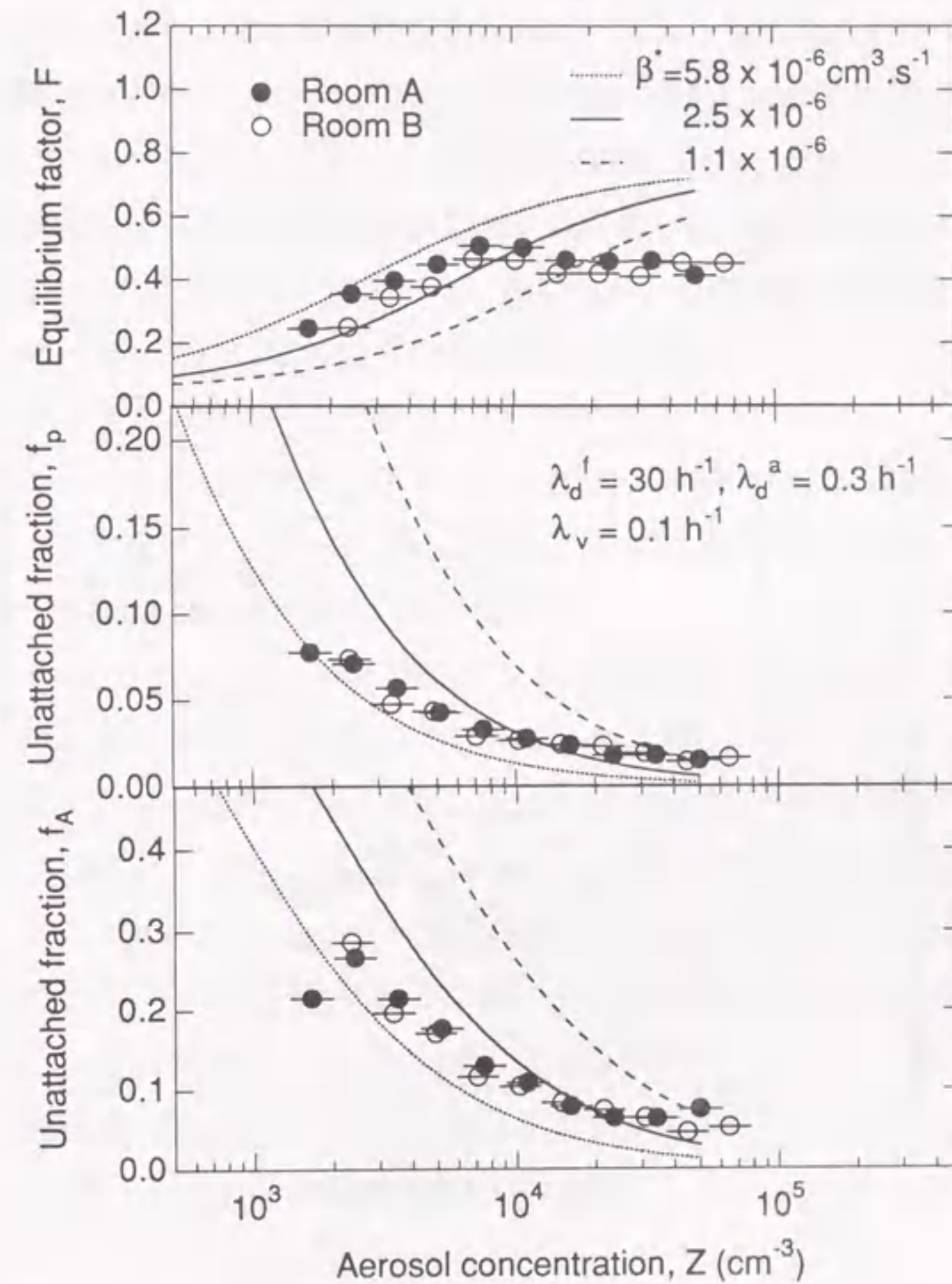


図5.4.7 オフィス内で得られたエアロゾル濃度に対するa)平衡ファクタ、b)ポテンシャルアルファエネルギーの非付着成分割合、およびc) $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合

同図において、エアロゾル濃度が高い領域では、適用した $\beta^*$ 値の比較的小さい方が測定結果と理論曲線は良く一致する傾向が認められる。一方、エアロゾル濃度が低い領域においては、測定結果と理論曲線は、適用した $\beta^*$ 値の比較的大きい方が良い一致を示した。このことは、エアロゾル濃度が低い時は、 $\beta^*$ が大きい、すなわち平均的な粒径は大きい可能性を示唆している。この可能性は、

$\beta^*$ のエアロゾル濃度依存性を調べることで明らかとなる。図5.4.8には、A室およびB室で測定された $\beta^*$ とエアロゾル濃度の関係を示す。 $\beta^*$ はエアロゾル濃度が高まると低下する傾向を示している。このことから、エアロゾル濃度が増加するとエアロゾル粒子の平均的な粒径が小さくなる、すなわち、オフィス内のエアロゾル濃度を増加させる原因は、粒径の比較的小さいエアロゾル粒子であったことが示唆される。

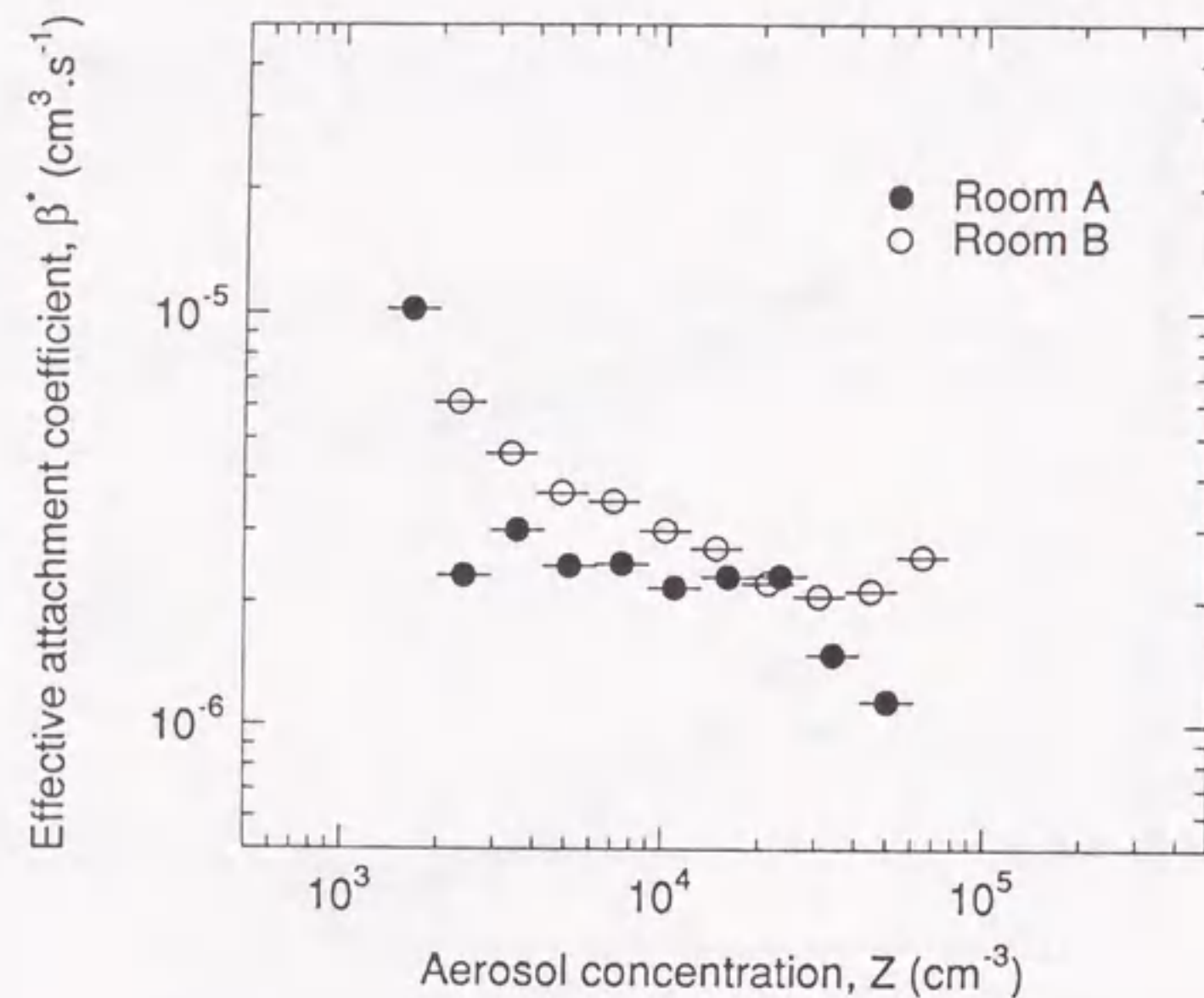


図5.4.8 オフィス内で得られたエアロゾル濃度と実効付着係数 ( $\beta^*$ ) の関係

## 5.5 結言

本章では、コンクリートビル内のオフィスにおいて、ラドン、ラドン娘核種およびエアロゾル濃度を長期間にわたって同時測定し、実際に多くの人間が勤務する職場環境内のラドンおよびラドン娘核種濃度の変動傾向を調べた。主な結果は、次のとおりである。

- 1) オフィス内のラドン濃度の月平均値は、屋外と同じように、冬高く夏低い季節変動を示したが、平衡ファクタ (F)、ポテンシャル $\alpha$ エネルギー

(PAE) に対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) およびエアロゾル濃度については、このような季節変動は認められなかった。

- 2) オフィス内のラドン濃度は、空調機器の運転に依存し、夜間から朝8時にかけて上昇し、8時から9時の間に減少し始め、再度、17時から18時の間に上昇し始める傾向が認められた。
- 3) オフィス内のラドン濃度には、休日と平日の間で顕著な差異が認められ、休日でも特に日曜日の方が高い値を示した。また、このオフィスの2つの部屋の勤務者の線量評価に適用すべきラドン濃度の値は、パッシブモニタで得られるだろう平均ラドン濃度の約65%および約70%であった。
- 4) Fについては、特に大きな日周変動は認められずほぼ一定であった。またFには、休日と平日の間で差異はほとんど認められなかった。このことから、Fについては、測定の時間帯に関係なく、勤務者の線量評価に用いる代表値として採用できることが示唆された。
- 5) エアロゾル濃度に対するF、 $f_p$  および $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合 ( $f_A$ ) を調べた結果、 $f_A$  の変化には、エアロゾル濃度の変動が深く関係しており、オフィス内のエアロゾル濃度が約6,000 $\text{cm}^{-3}$ 以下に低下すると、Fは小さくなり、 $f_p$  および $f_A$  は顕著に高い値を示す傾向が認められた。この傾向は、理論曲線とほぼ一致した。オフィス内のエアロゾル粒子の代表的な粒径は、測定された実効付着係数の値から約0.15 $\mu\text{m}$ と推定された。

## 第6章 原子力発電所におけるラドンとその娘核種の挙動

### 6.1 緒言

住居内のラドン濃度は、住居の構造および人間の習慣や活動等に大きく依存するため、ラドンとその娘核種の吸入によって受ける線量は、場所による変動が激しい。特に、土壌からのラドンの流入が激しく、換気量の少ない家屋においては、その濃度が高まり線量は著しく高くなる。このため、このような地域を探索し、集団線量を下げたための低減対策を提案することが求められ、これまでに、100軒以上の家屋を対象とした全国規模のラドン濃度調査が世界的に行われてきた〔UN88〕。

一方、住居以外の場所である職場環境については、鉱山、特にウラン鉱山が、過去数十年間にわたってラドンとその娘核種による被ばくに対する関心を集めてきた。最近では、この関心は、人の滞在時間が住居について長いことから一般の職場環境に移りつつあり、オフィスや学校において受けるラドン娘核種による線量も報告されている〔Di88, Pof92〕。

職場環境のひとつである原子力施設は、一般に密閉度の高いコンクリート建屋が多いことから、ラドンの発生とその蓄積が比較的大きいことが予想される。しかしこの反面、換気量が大きいため、外気によるラドンの希釈効果も大きいと推定される。このような原子力施設という特殊な環境でのラドンとその娘核種の挙動に関する報告は少なく〔Sh83, Ya87〕、それらを長期間にわたって測定した例はほとんどない。

原子力施設では、人工放射性核種による作業員の被ばくは、職業被ばくとして位置づけられて放射線防護体系の下で管理されている。一方、ラドン娘核種による被ばくは、ウラン鉱山等のように規制機関が特に規定する場合を除いて公衆被ばくに位置づけられ〔IC91〕、ラドン娘核種による線量と人工放射性核種による線量を比較することは特に重要ではない。しかし、作業に従事する人数の多い原子力発電所において、このラドン娘核種による線量を調べておくことは、職場環境におけるラドン娘核種による集団線量を評価する観点から重要である。

本章では、2つの炉型の異なる運転中の原子力発電所およびその周辺において、約1年4ヶ月間にわたってラドンとその娘核種濃度を測定した結果について述べる。また、線量試算に重要なパラメータであるラドン濃度、 $F$  および  $f_p$  等の特性につ

いても取りまとめる。

### 6.2 測定方法

測定対象とした原子力発電所は、加圧水型軽水炉（PWR）と沸騰水型軽水炉（BWR）の各1ヶ所を選択した。図6.2.1に各発電所の位置を示す。測定の対象にしたPWR（A発電所）は、日本の北方に位置して日本海に面しており、またBWR（B発電所）は、日本の中央部に位置し、太平洋に面している。このように両発電所の立地は、地理的にかなり異なるものであった。測定を実施した期間は、1991年8月初めから1992年11月末である。各発電所における測定は、敷地内と敷地周辺についてそれぞれ実施した。

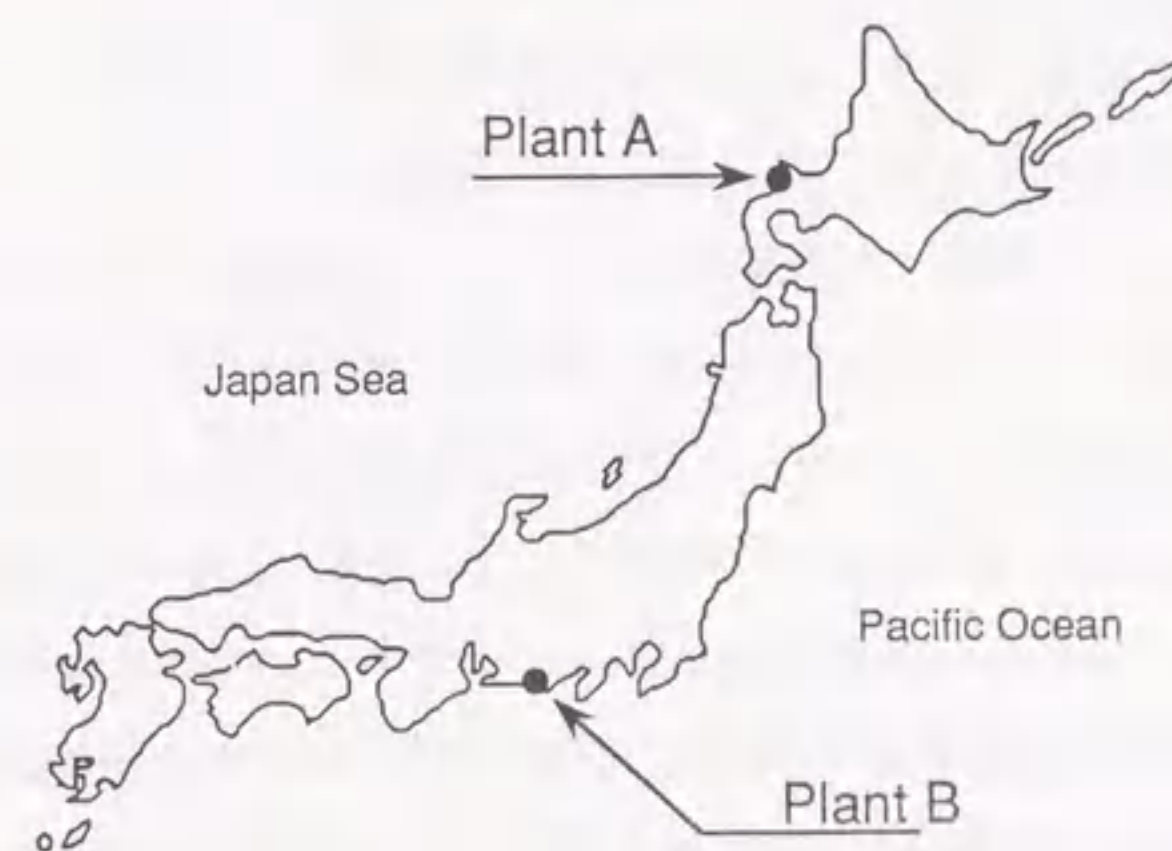


図6.2.1 測定対象とした原子力発電所の位置

#### 敷地内

測定場所は、主要な作業場所である管理区域内を条件に、A発電所については原子炉補助建屋内（換気率： $14h^{-1}$ ）、B発電所についてはタービン建屋内（換気



率(1.3h<sup>-1</sup>)に各1ヶ所選定し、この場所で測定期間を通じて連続測定した。これを各発電所の測定の基準点とした。

この基準点においては、ラドン濃度、ラドン娘核種濃度および各娘核種の非付着成分割合、ならびにエアロゾル濃度を同時に測定した。ただし、エアロゾル濃度については、1992年1月から1992年11月までの測定となった。

ラドン濃度、ラドン娘核種濃度および各娘核種の非付着成分割合、ならびにエアロゾル濃度を測定した装置は、4.2および5.2で述べた装置と同一である。1時間毎のラドン濃度は、飯田 [Ii85a] が報告した手法を用いた連続測定装置によって測定した。同じ場所で、<sup>218</sup>Po、<sup>214</sup>Pbおよび<sup>214</sup>Biの3つのラドン娘核種濃度ならびに非付着娘核種濃度も、第3章で述べた連続測定装置 [Ha94a] によって2時間毎に測定した。エアロゾル濃度については、凝縮核測定器の一種であるポラックカウンタにより2時間毎に測定した。エアロゾルのサンプリングは、ラドン娘核種のサンプリングと同時に行った。以上の測定結果から、ラドン濃度、平衡等価ラドン濃度、Fおよびf<sub>p</sub>についての時間変動が評価できる。

上記の測定に加え、場所によるラドン濃度の違いを調べるために、2つの発電所の建屋内の各14ヶ所において、第2章で述べたパッシブモニタである静電式積分型ラドンモニタ [Ii88] の実用器によりラドン濃度の2ヶ月平均値を測定した。各14ヶ所の中には、上述の連続測定装置による測定を行った基準点も含まれている。内訳は、A発電所については、原子炉建屋 (Reactor building) 4ヶ所、原子炉補助建屋 (Auxiliary building) 7ヶ所、タービン建屋 (Turbine building) 2ヶ所および管理事務所 (Access control building) 1ヶ所である。またB発電所については、原子炉建屋 (Reactor building) 5ヶ所、補助建屋 (Auxiliary building) 3ヶ所、タービン建屋 (Turbine building) 4ヶ所およびサービス建屋 (Service building) 2ヶ所である。

さらに、場所によるFおよびf<sub>p</sub>の違いを調べるために、上記14ヶ所のうち各8ヶ所において、連続測定装置によりFおよびf<sub>p</sub>をそれぞれ数日間ずつ測定した。測定は、原子力発電所の通常運転時と定期検査時に計2回実施した。

屋外のラドン娘核種濃度については、2つの発電所の各1ヶ所で、建屋内で用いた装置と同様の連続測定装置によって2時間毎に測定した。またこの測定に加え、2つの発電所の屋外の各5ヶ所において、静電式積分型ラドンモニタによりラドン濃度の2ヶ月平均値を測定した。

## 敷地周辺

発電所敷地内に加えて、発電所周辺の住居内のラドン濃度の2ヶ月平均値を、静電式積分型ラドンモニタの実用器により測定した。測定結果が周辺地域の代表的な値となるように留意して、測定の対象とした家屋は発電所から約20kmの範囲内とした。また、A発電所周辺については、木あるいは石膏ボードが建築材料の家屋を10ヶ所、コンクリートの家屋を8ヶ所、またB発電所周辺については、木あるいは石膏ボードの家屋を12ヶ所、コンクリートの家屋を8ヶ所選定した。家屋の選定にあたっては、無作為抽出ではなかったが、建築材料や地域が偏らないように留意した。

発電所周辺の屋外ラドン濃度についても、発電所から20kmの範囲内で、AおよびB発電所の周辺ともに5ヶ所ずつ選定し、静電式積分型ラドンモニタにより2ヶ月平均値を測定した。

## 6.3 測定結果

### (1) 頻度分布

AおよびB発電所の基準点において1991年12月から1992年11月までの1年間に得られたデータについて、ラドン濃度、平衡ファクタ (F)、ポテンシャルαエネルギー (PAE) に対するエアロゾルへの非付着成分割合 (f<sub>p</sub>) およびエアロゾル濃度の頻度分布を調べた。AおよびB発電所の結果を、それぞれ図6.3.1および図6.3.2に示す。いずれの発電所においても、基準点におけるラドン濃度の年間幾何平均値は約3.5Bq・m<sup>-3</sup>と低く、頻度分布は対数正規分布を示した。また、Fは年間算術平均値約0.3、標準偏差約0.1の正規分布を示し、f<sub>p</sub>については、年間幾何平均値約0.06~0.07、幾何標準偏差約2.0の対数正規分布を示した。エアロゾル濃度については対数正規分布に近い分布を示したが、特にA発電所におけるエアロゾル濃度の分布形状は低濃度側に偏ったものとなった。この原因は、A発電所において基準点に選んだ原子炉補助建屋内の部屋の換気率が約14h<sup>-1</sup>と大きいためエアロゾル濃度が低められ、その結果低い濃度に偏って分布したものと推定される。

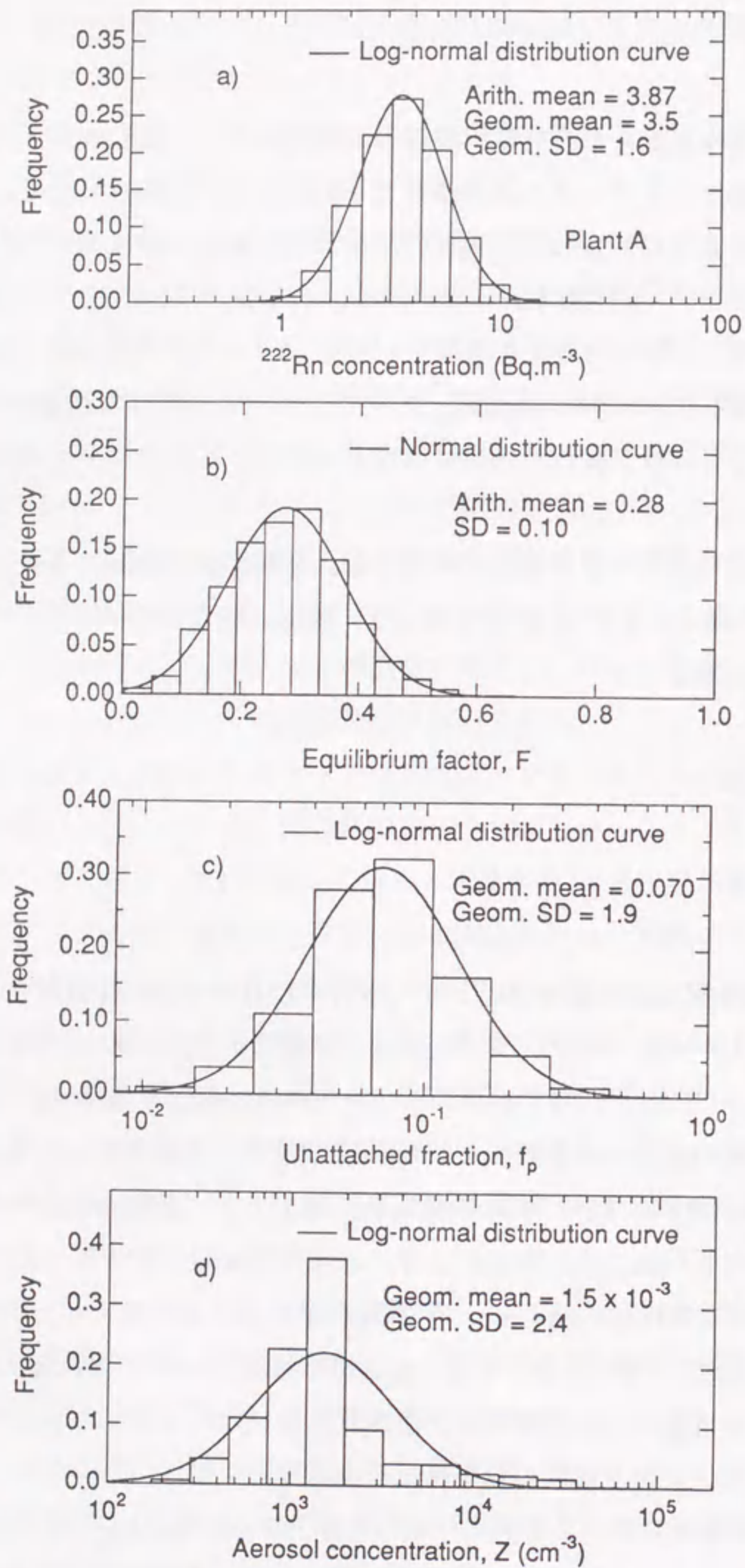


図6.3.1 A発電所の建屋内の基準点におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、  
c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の頻度分布

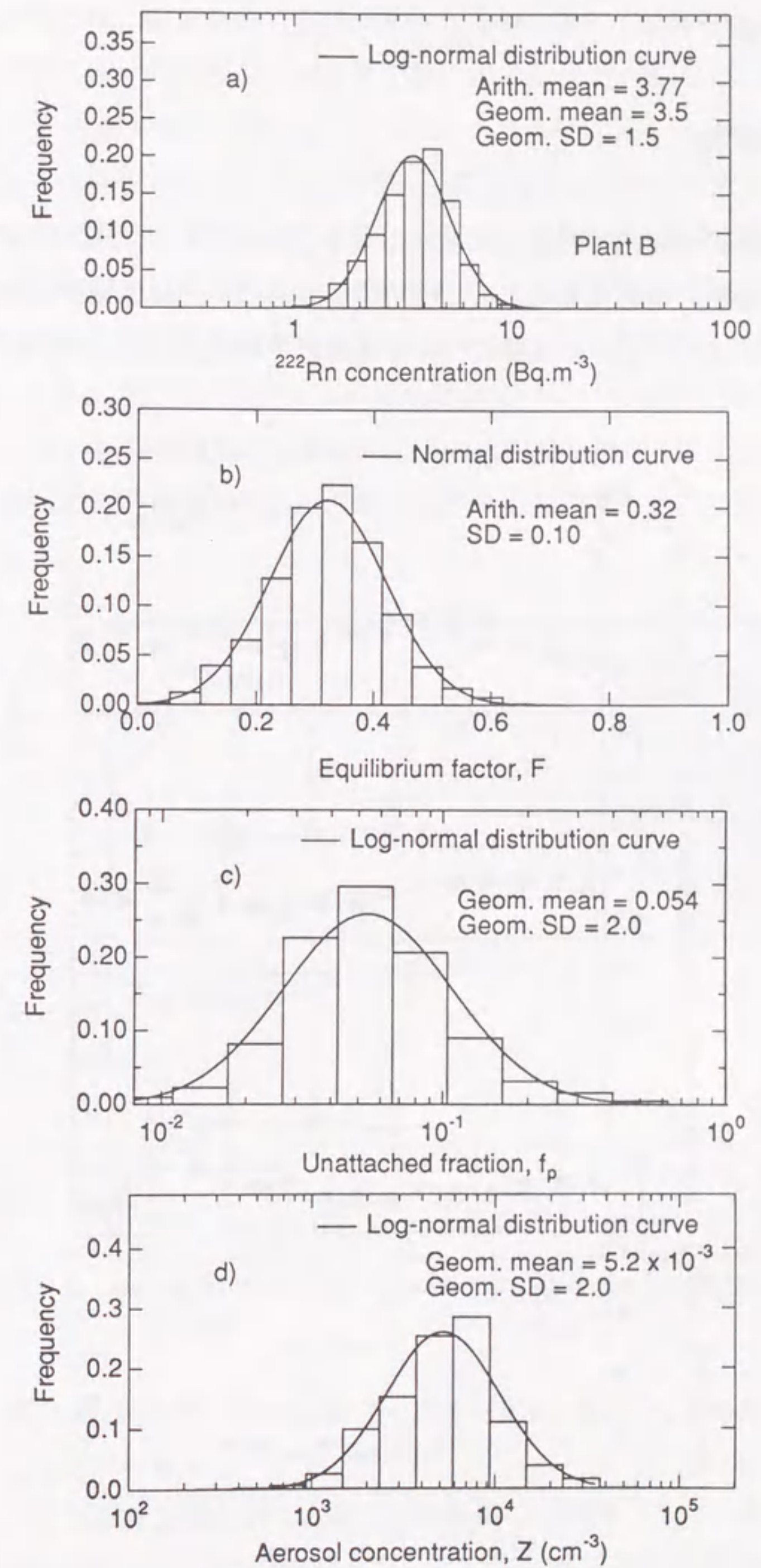


図6.3.2 B発電所の建屋内の基準点におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、  
c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の頻度分布

(2) 時間変動

(a) 季節変動

両発電所の建屋内の基準点におけるラドン濃度、 $F$ 、 $f_p$  およびエアロゾル濃度の月平均値の季節変動を図6.3.3に示す。 $F$ については算術平均で、ラドン濃度、 $f_p$  およびエアロゾル濃度については幾何平均で表した。A発電所の建屋内

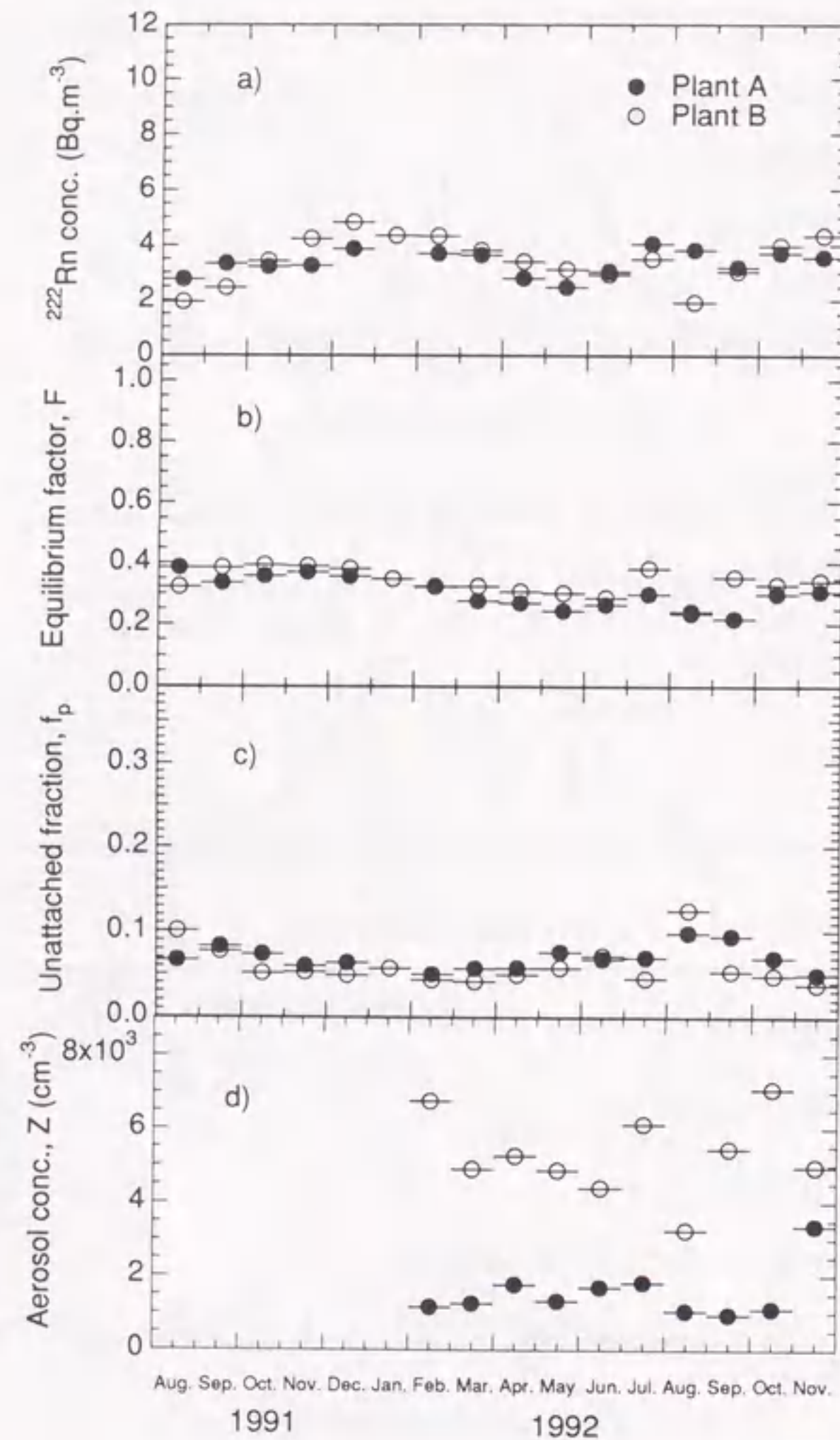


図6.3.3 原子力発電所の建屋内の基準点におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の季節変動

のラドン濃度には、顕著な季節変動はみられなかったが、B発電所の建屋内では、冬高く夏に低い変動傾向が比較的明瞭に認められた。 $F$ は、両発電所ともに、概ね0.25~0.45の間ではほぼ一定していた。 $f_p$ は、概ね0.05~0.15の範囲内で、一般に予想される値である0~0.05 [IC81] に比べるとわずかに大きく、顕著な季節変動は認められなかった。また $F$ および $f_p$ の変動は、換気状態やエアロゾル濃度の変化が主な原因であるが [Po84]、一般に発電所では、年間を通じてほぼ一定の換気状態であるため、 $F$ および $f_p$ はほとんど変動しなかったと推定される。 $F$ および $f_p$ とエアロゾル濃度の関係については次節で議論する。

図6.3.4には、静電式積分型ラドンモニタの実用器で測定した両発電所の建屋内および屋外におけるラドン濃度の季節変動の比較結果を示す。建屋内のラド

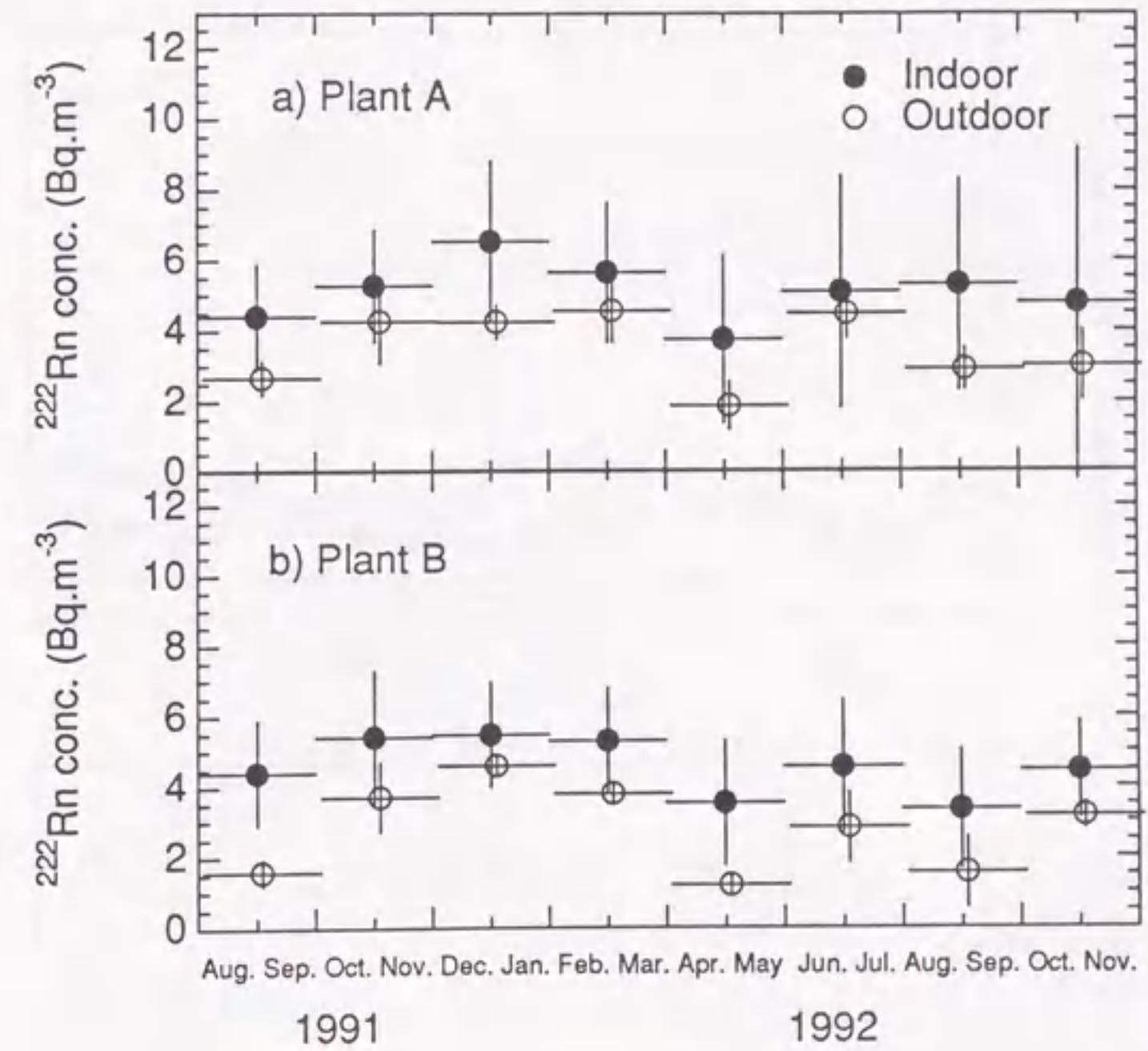


図6.3.4 原子力発電所の建屋内と屋外のラドン濃度の比較結果

ン濃度は、発電所の建屋内14ヶ所の平均値を用い、屋外のラドン濃度には、発電所の敷地内の屋外5ヶ所の平均値を用いた。誤差棒は、測定場所によるラドン濃度のばらつきの程度を表す標準偏差を示す。同図から、発電所の建屋内のラドン濃度は、年間を通じて建屋外よりも大きい、その濃度差は比較的小さ

いことがわかる。また、場所によるラドン濃度のばらつきを比較すると、建屋内ラドン濃度のばらつきは、建屋外よりも大きかった。同図中の1991年12月から1992年11月までのラドン濃度を平均すると、A発電所における年間平均ラドン濃度は、建屋内で約 $5.2\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、屋外では約 $3.5\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ と評価された。同様にB発電所における年間平均ラドン濃度については、建屋内で約 $4.4\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、屋外では約 $2.9\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ と評価された。

図6.3.5に、両発電所の建屋内および敷地内の屋外における平衡等価ラドン濃度の季節変動の比較結果を示す。どちらの発電所においても、建屋内の平衡等価ラドン濃度の方が、年間を通じて建屋外よりも低い傾向にあった。この主な原因は、発電所内への給気がフィルタを通して行われるため、希ガスのラドン

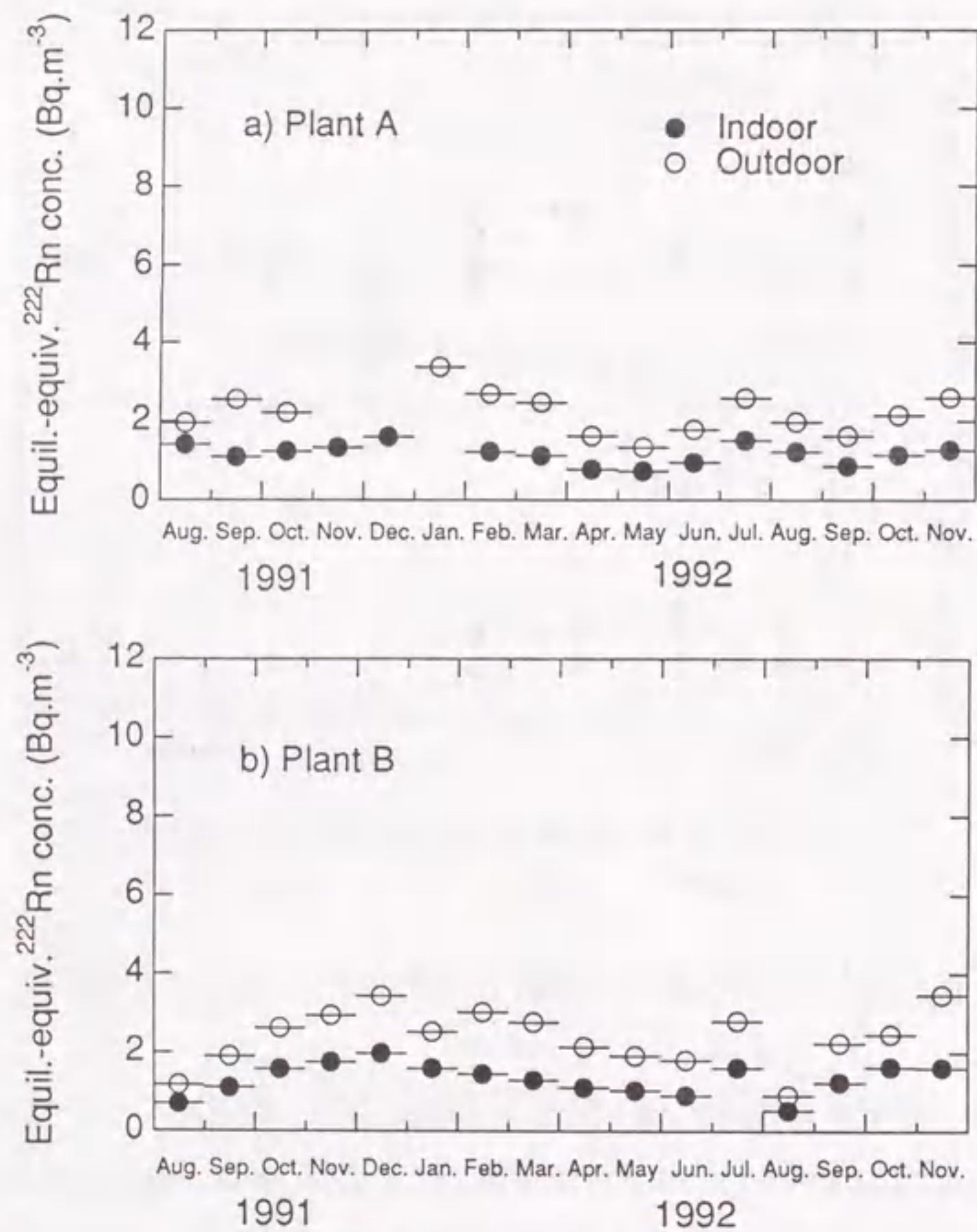


図6.3.5 原子力発電所の建屋内と屋外の平衡等価ラドン濃度の比較結果

は通り抜けるがラドン娘核種の一部はフィルタに捕集され、建屋内においてラドン娘核種が十分 Build-upしていなかったからと推定される。

両発電所周辺の家屋のラドン濃度の2ヶ月平均値の季節変動を、木あるいは石膏ボードが建築材料の家屋とコンクリートの家屋別に平均して図6.3.6に示す。同図には、両発電所周辺の各5ヶ所の屋外ラドン濃度の平均値も示した。誤差棒は、各平均値に対する標準偏差を表す。屋外のラドン濃度については両発電所周辺の間大きな差はなかったが、家屋内のラドン濃度は、A発電所周辺の方が、B発電所周辺よりも高かった。また、同様の建築材料の家屋の間でもラドン濃度は大きくばらついた。同図中の1991年12月から1992年11月までのラドン濃度を平均すると、A発電所周辺における年間平均ラドン濃度は、家屋内で約 $20.7\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、屋外では約 $3.9\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ と評価された。同様にB発電所周辺における年間平均ラドン濃度については、家屋内で約 $8.9\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、屋外では約 $3.8\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ と評価された。

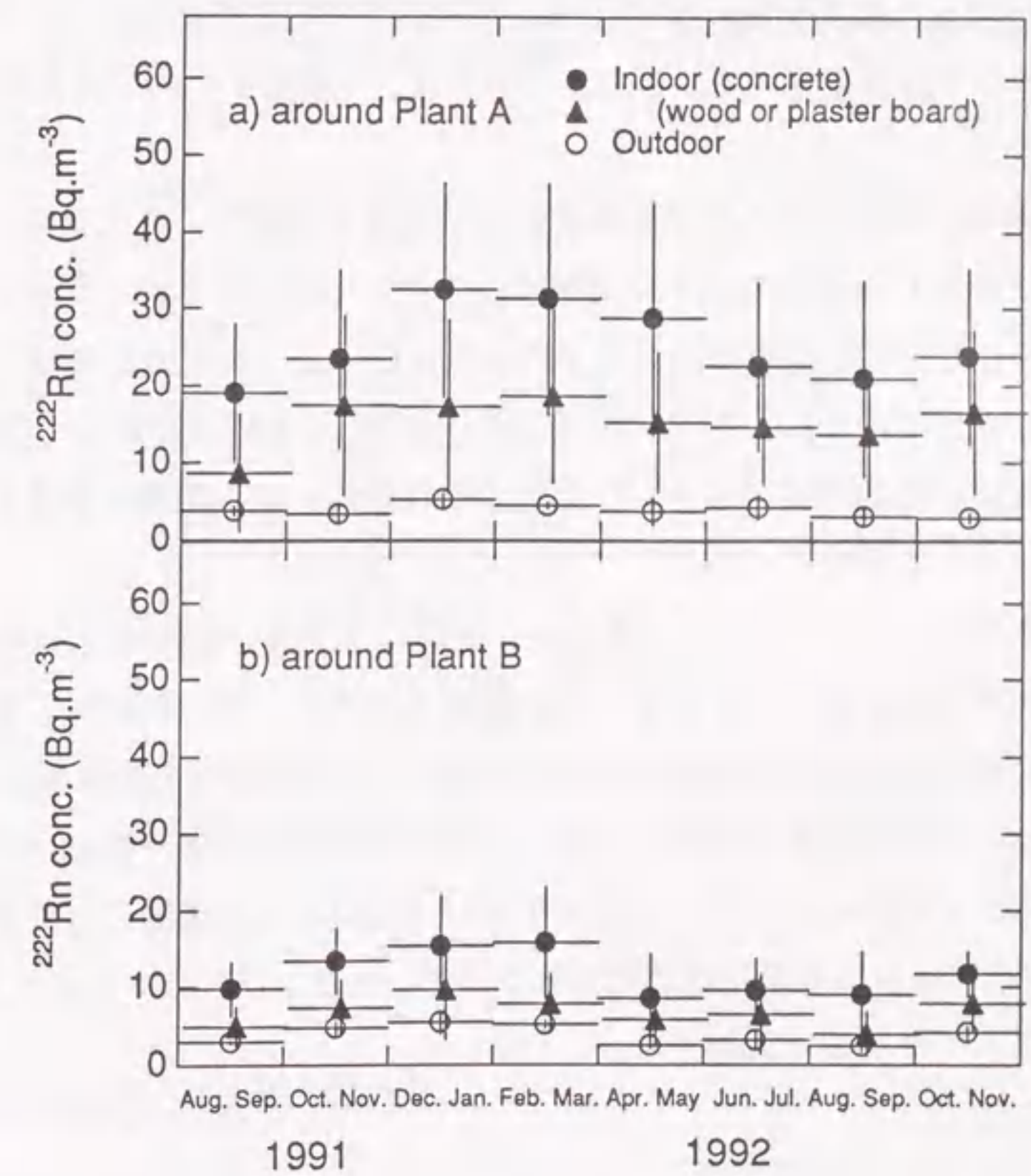


図6.3.6 原子力発電所周辺の家屋内および屋外のラドン濃度

各家屋でラドン濃度に違いが生じた原因を調べるために、家屋の種類、換気  
の状況および在宅の割合等に関するアンケート調査を実施した。A発電所周辺  
とB発電所周辺の間で回答を比較した結果、A発電所周辺の家屋内のラドン濃  
度がB発電所周辺よりも高かった一因は、A発電所が日本の北方に位置して寒  
冷地であったことから、窓の密閉度が高く開閉頻度が低いためと推定された。

発電所建屋内のラドン濃度と比較すると、両発電所とも、周辺家屋内のラド  
ン濃度の方が高い。この主な原因は、一般の家屋よりも発電所建屋内の換気が  
著しいためと推定される。

### (b) 日周変動

AおよびB発電所の基準点において1991年12月から1992年11月までの1年間に  
得られたデータについて、ラドン濃度、F、 $f_p$ およびエアロゾル濃度を測定時  
刻別に平均した結果を図6.3.7に示す。平均値を求める際には、ラドン濃度およ  
びFについては算術平均を、 $f_p$ およびエアロゾル濃度については幾何平均を適  
用した。

同図から、発電所内のラドン濃度には、夜間から朝方に高く昼間に低い傾向  
が若干認められるものの、その変動幅は非常に小さいことがわかる。また、F  
および $f_p$ にも、日周変動はほとんど認められない。これらの結果は、原子力発  
電所の管理区域内では、ラドン濃度、Fおよび $f_p$ を実際に測定して代表値を評  
価する際に、測定時間の偏りや作業者の滞在時間による影響を考慮する必要性  
が小さいことを示唆している。

A発電所におけるエアロゾル濃度は、昼間に若干高い傾向が認められ、人間  
の活動の活発化が影響していることが推定されたが、その反対に、B発電所  
では昼間に濃度が低下する傾向が認められた。この原因は、B発電所において基  
準点として選んだ場所が様々な空間とつながる通路にあり換気条件が複雑の  
ため明らかではない。このようなエアロゾル濃度の日周変動にもかかわらず、  
Fおよび $f_p$ には日周変動は認められなかった。Fおよび $f_p$ とエアロゾル濃度の  
関係については次節で議論する。

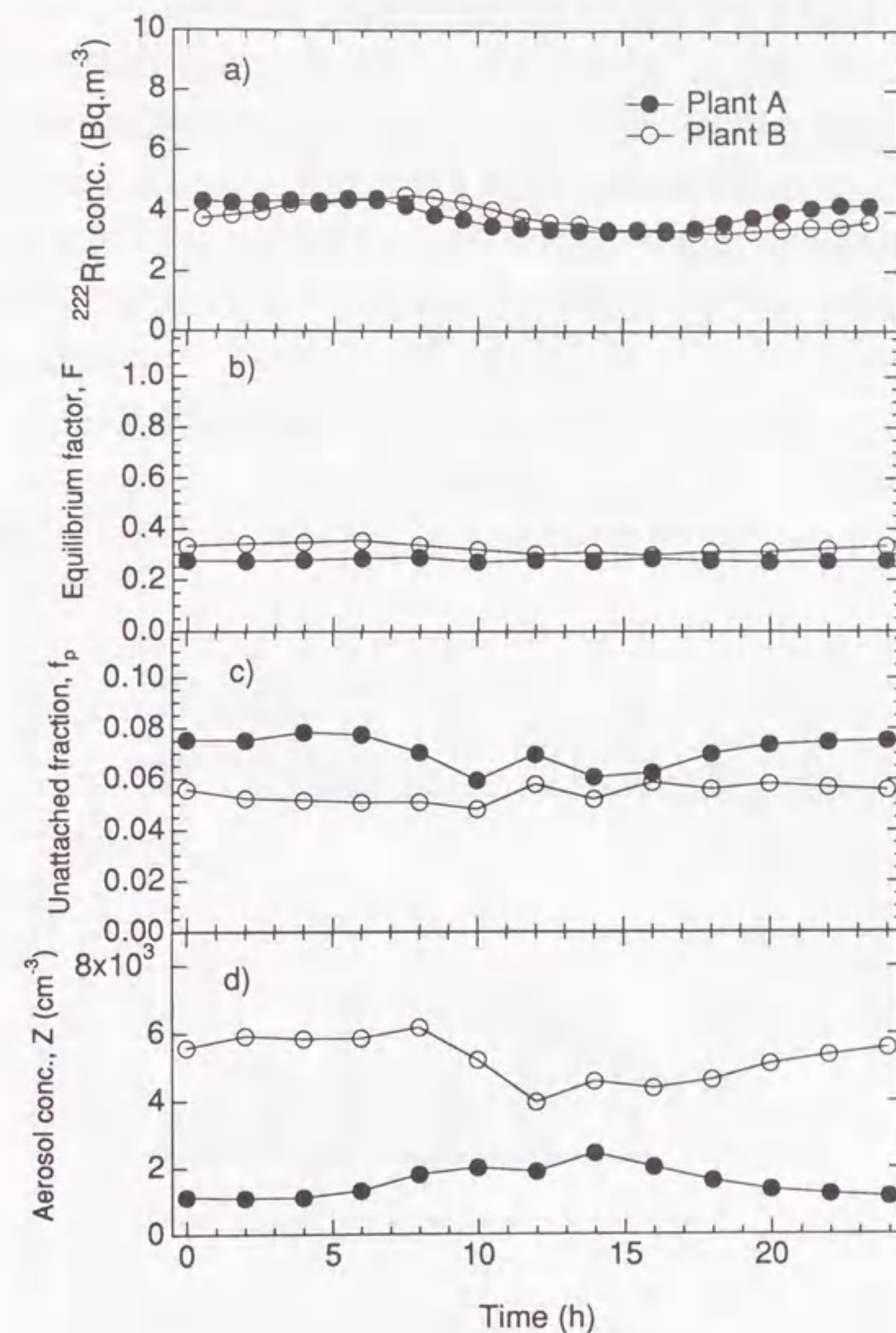


図6.3.7 原子力発電所の建屋内の基準点におけるa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、  
c)非付着成分割合およびd)エアロゾル濃度の日周変動

## 6.4 考察

### (1) 建屋内濃度と屋外濃度の関係

建屋内の平衡等価ラドン濃度の変動要因を調べるために、建屋内および屋外

において、平衡等価ラドン濃度が同時刻に測定されたデータに注目し、それらの相関関係を調べた。その結果を図6.4.1に示す。どちらの発電所においても、建屋内の基準点における平衡等価ラドン濃度は、屋外濃度と強い相関を示した。しかし、原子力発電所は給気系にフィルタを有しており、屋外のラドン娘核種は一部しか建屋内に流入しない。一方、ラドンはフィルタを通過して建屋内に流入できる。また、ラドン濃度と平衡等価ラドン濃度の間には、通常、強い相関関係がある。したがって、建屋内と屋外の平衡等価ラドン濃度が強い相関を示したことから、いずれの発電所においても、建屋内基準点のラドンの主な源は屋外のラドンであったことが示唆される。これは、平衡等価ラドン濃度を測定した場所がいずれも管理区域内であり、換気が著しかったためと推定される。

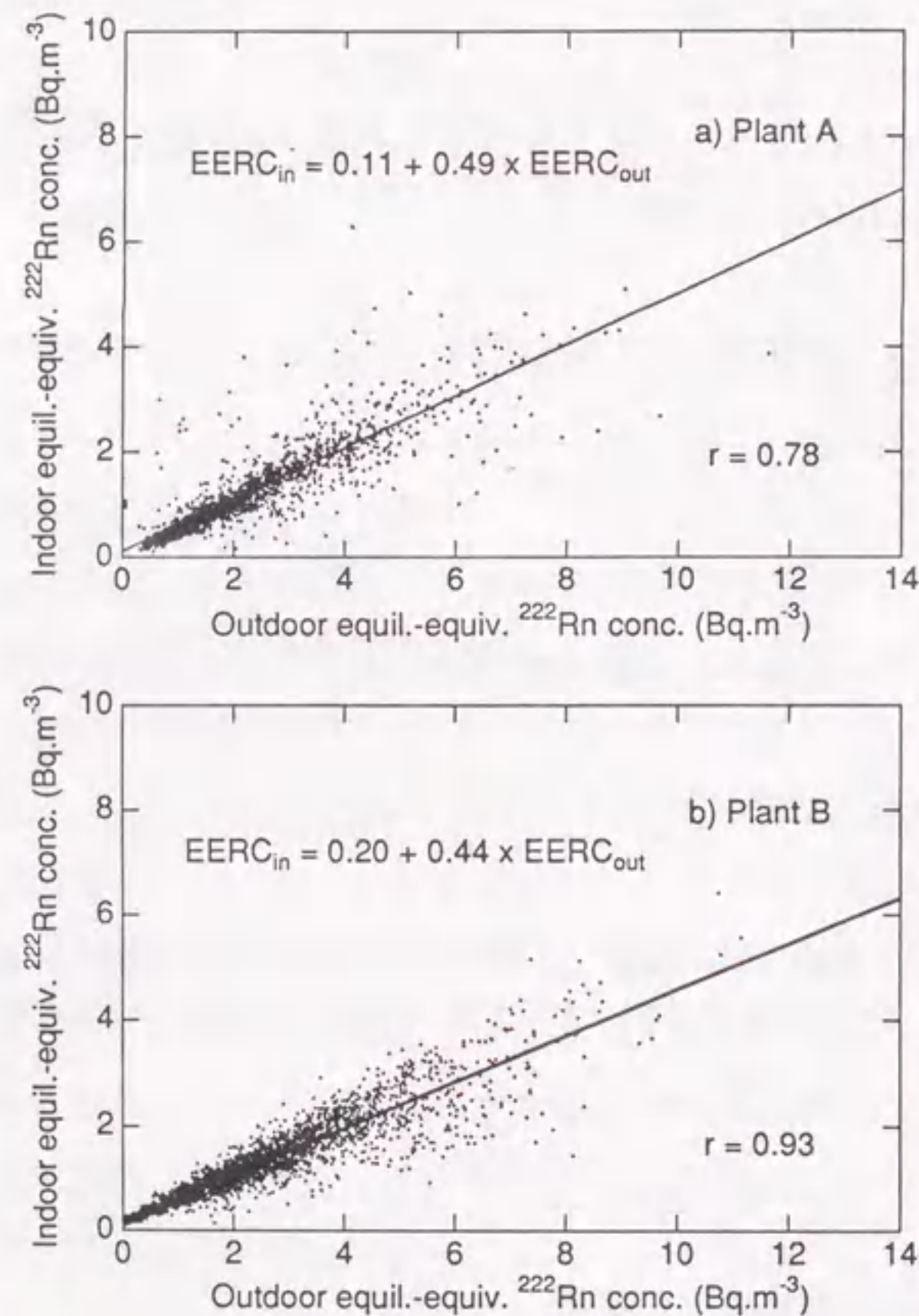


図6.4.1 原子力発電所の建屋内と屋外の平衡等価ラドン濃度の相関関係

(2) F、 $f_p$  および平衡等価ラドン濃度の建屋内外比の測定場所による違い

両発電所内の各8ヶ所において、F、 $f_p$  および平衡等価ラドン濃度の建屋内外比を、通常運転時と定期検査時に2回ずつ測定した結果を図6.4.2および図6.4.3に示す。F、 $f_p$  および平衡等価ラドン濃度の建屋内外比は、ともに場所による違いがあることが認められ、いずれの発電所建屋内についても、常時ラドンと

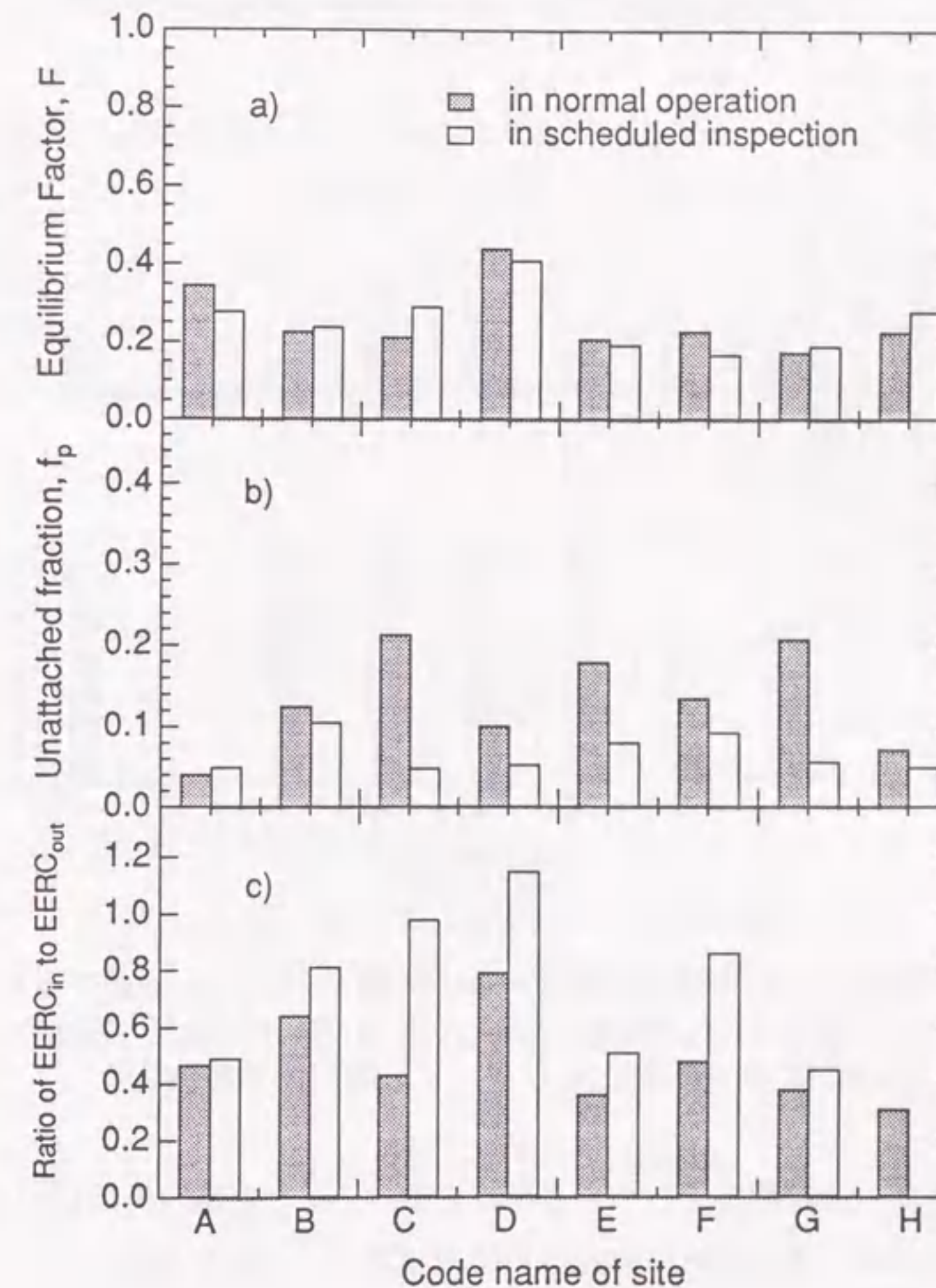


図6.4.2 A発電所の建屋内の様々な場所におけるa)平衡ファクタ、b)非付着成分割合およびc)平衡等価ラドン濃度の建屋内外比 (A, 原子炉補助建屋の基準点; B, C, 原子炉建屋; D, タービン建屋; E, F, G, 原子炉補助建屋; H, 管理事務所)

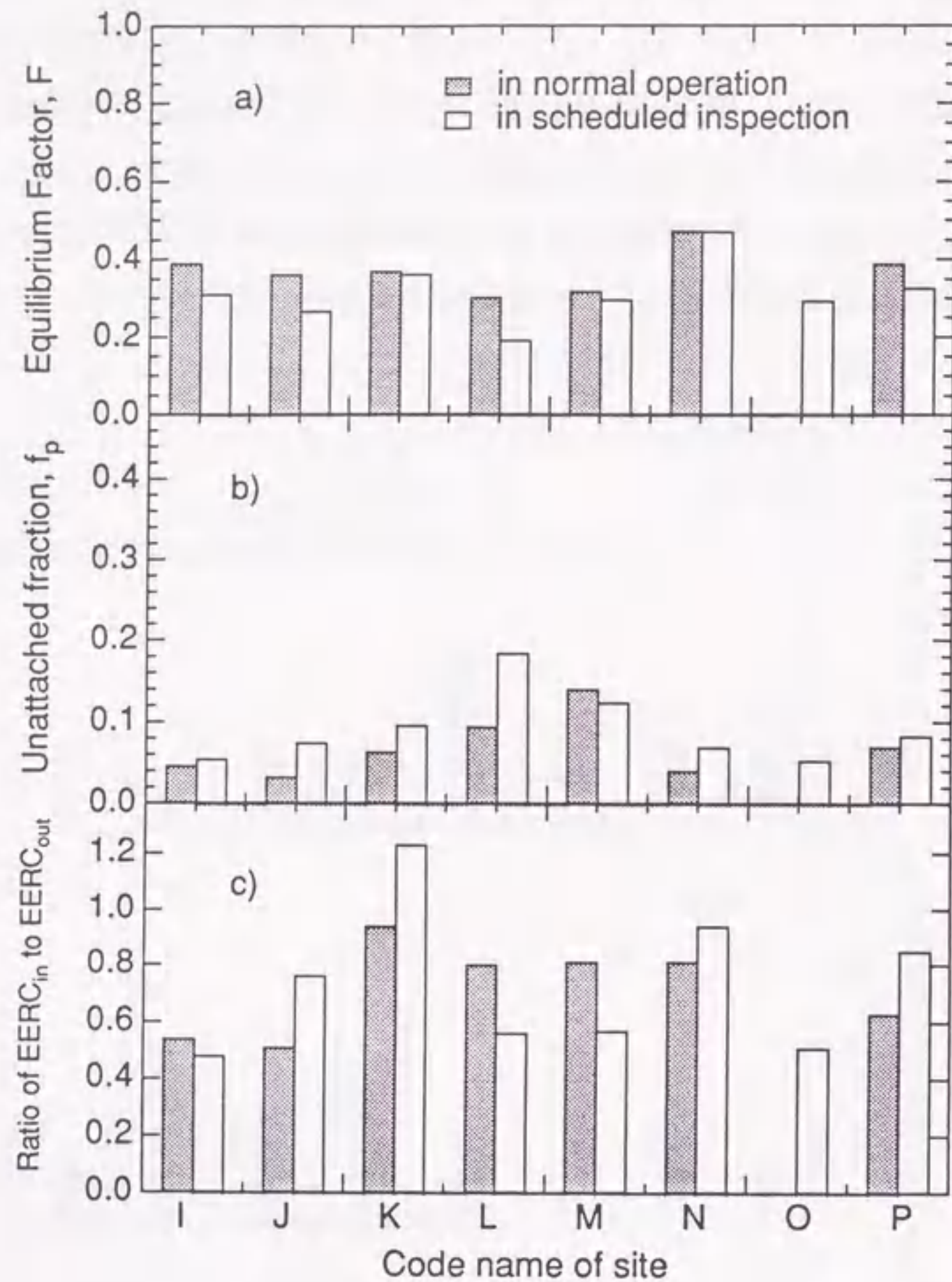


図6.4.3 B発電所の建屋内の様々な場所におけるa)平衡ファクタ、b)非付着成分割合およびc)平衡等価ラドン濃度の建屋内外比 (I, タービン建屋の基準点; J, K, L, M, 原子炉建屋; N, O, タービン建屋; P, 補助建屋)

ラドン娘核種の連続測定を行った基準点における $f_p$ と建屋内外比はやや低かったことがわかる。通常運転時に比べて定期検査時には換気状況やエアロゾル濃度が一時的に変化しFおよび $f_p$ の値も大きく変化することが予想されたが、両者の間でFはほぼ一致した。一方、 $f_p$ には多少の違いが認められた。発電所は1年間のうち大部分が運転中であったため、通常運転時に測定した結果のみを統計解析した結果、A発電所におけるFは平均値約0.26、標準偏差約0.08、B発電

所においては平均値約0.37、標準偏差約0.05と評価された。また $f_p$ は、A発電所においては平均値約0.13、標準偏差約0.06、B発電所においては平均値約0.07、標準偏差約0.04と評価された。またほとんどすべての地点において、建屋内の平衡等価ラドン濃度は屋外濃度よりも低かったことから、この傾向はフィルタを通した給気によって換気している発電所建屋内に固有な特徴であることが推定される。

(3) エアロゾル濃度に対する平衡ファクタおよび非付着成分割合の関係

両発電所の建屋内の基準点で測定されたデータについて、エアロゾル濃度に対するF、 $f_p$ および $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合 ( $f_A$ ) を調べた結果をそれぞれ図6.4.4および図6.4.5に示す。これらの図には、エアロゾル濃度別にF、 $f_p$ および $f_A$ を平均した時のデータ数も同時に示した。いずれの結果についても、 $f_A$ の変化には、エアロゾル濃度の変動が深く関係していることがわかる。A発電所におけるFはエアロゾル濃度に関係なくほとんど一定であった。

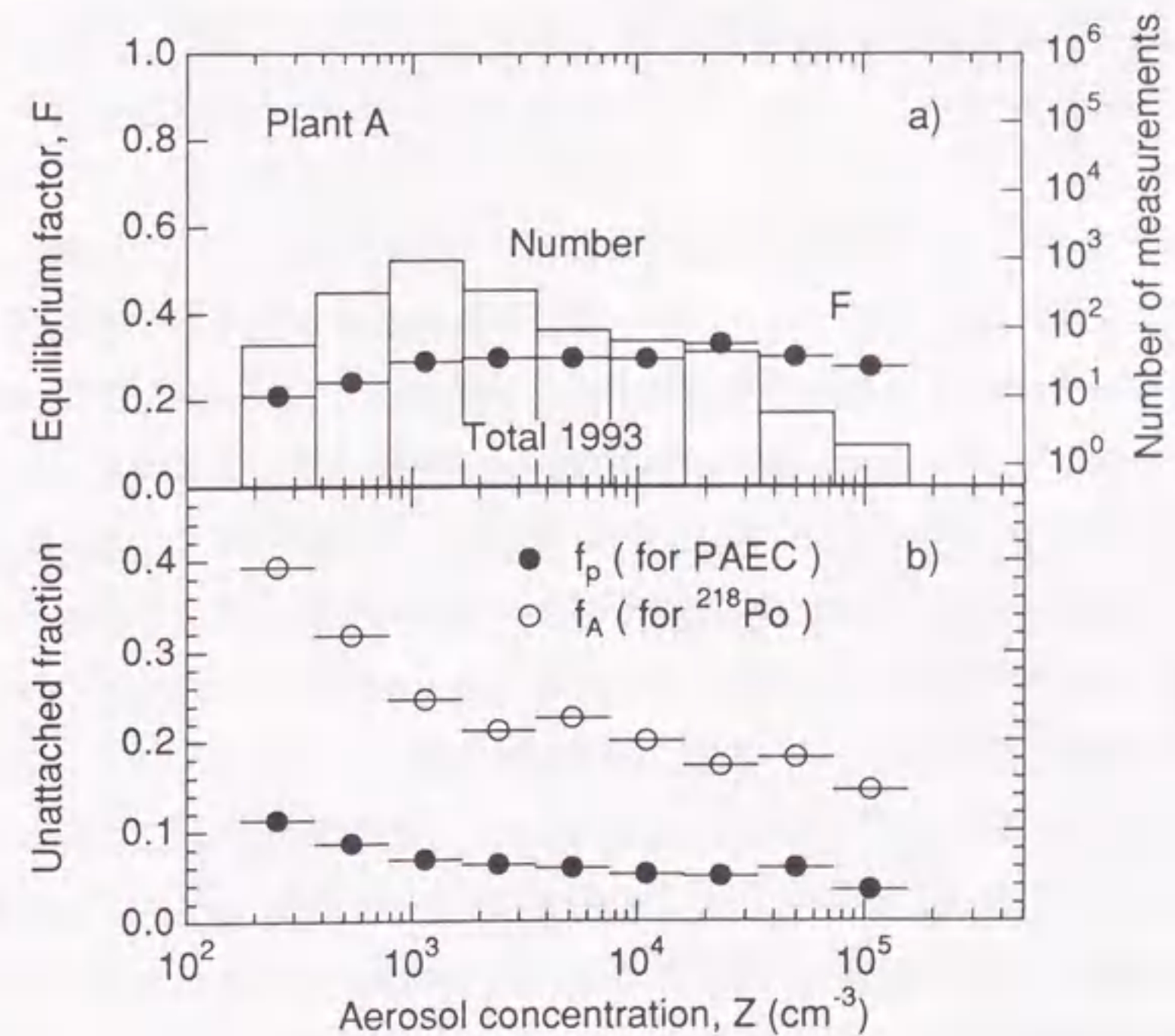


図6.4.4 A発電所の建屋内で得られたエアロゾル濃度に対するa)平衡ファクタおよびb)ポテンシャルアルファエネルギーと $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合の関係

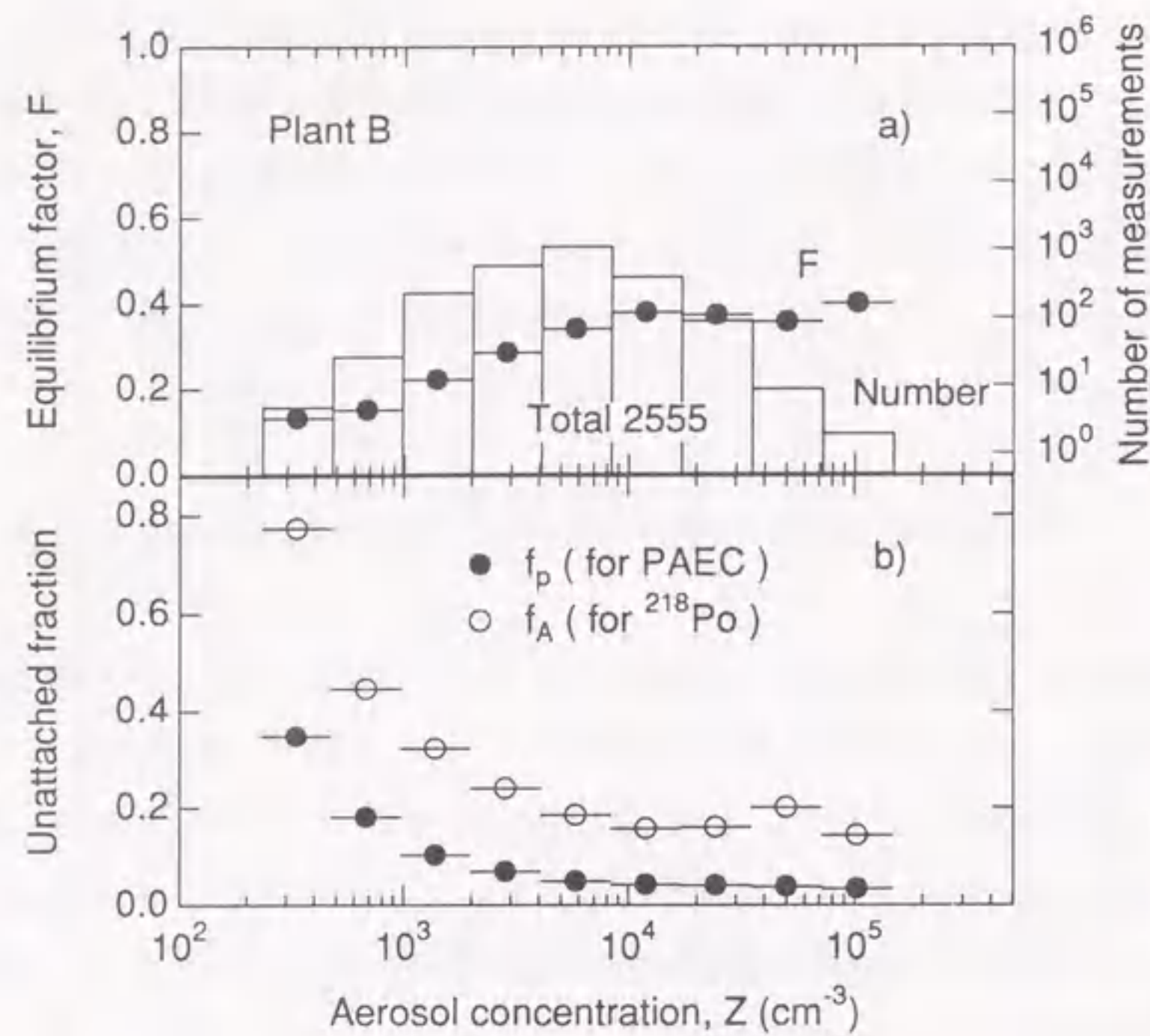


図6.4.5 B発電所の建屋内で得られたエアロゾル濃度に対するa)平衡ファクタおよびb)ポテンシャルアルファエネルギーと<sup>218</sup>Poの非付着成分割合の関係

5.4 (3) で述べたのと同様の方法で、(5.4.8) 式にラドン濃度、<sup>218</sup>Poの非付着成分の濃度およびエアロゾル濃度の測定結果を代入して実効付着係数 ( $\beta^*$ ) を求め、その頻度分布を調べた。その結果を図6.4.6に示す。 $\beta^*$ は、 $10^{-7} \sim 10^{-4} \text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  とかなり広い範囲に分布し、A発電所においては幾何平均値  $7.7 \times 10^{-6} \text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ 、B発電所においては幾何平均値  $3.3 \times 10^{-6} \text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  の対数正規分布を示した。 $\beta^*$ はエアロゾルの粒径の関数として表すことができ、粒径が大きくなるほど $\beta^*$ は大きくなることが知られている [Sh85b]。下 [Sh85b] が与えた粒径と $\beta^*$ の関係を利用し、それぞれの建屋内の基準点におけるエアロゾル粒径を推定した結果、A発電所においては約  $0.3 \mu\text{m}$ 、B発電所では約  $0.2 \mu\text{m}$ であった。この結果は、前章においてオフィス内で推定した粒径が約  $0.15 \mu\text{m}$ であったことと比較するとやや大きい値となった。この理由は、給気系のフィルタの捕集効率の粒径依存性によるものと考えられる。すなわち、一般に、エアロゾル粒子は約  $0.1 \mu\text{m}$ 以下の領域では拡散、約  $0.5 \mu\text{m}$ 以上の領域では慣性衝突、の効果

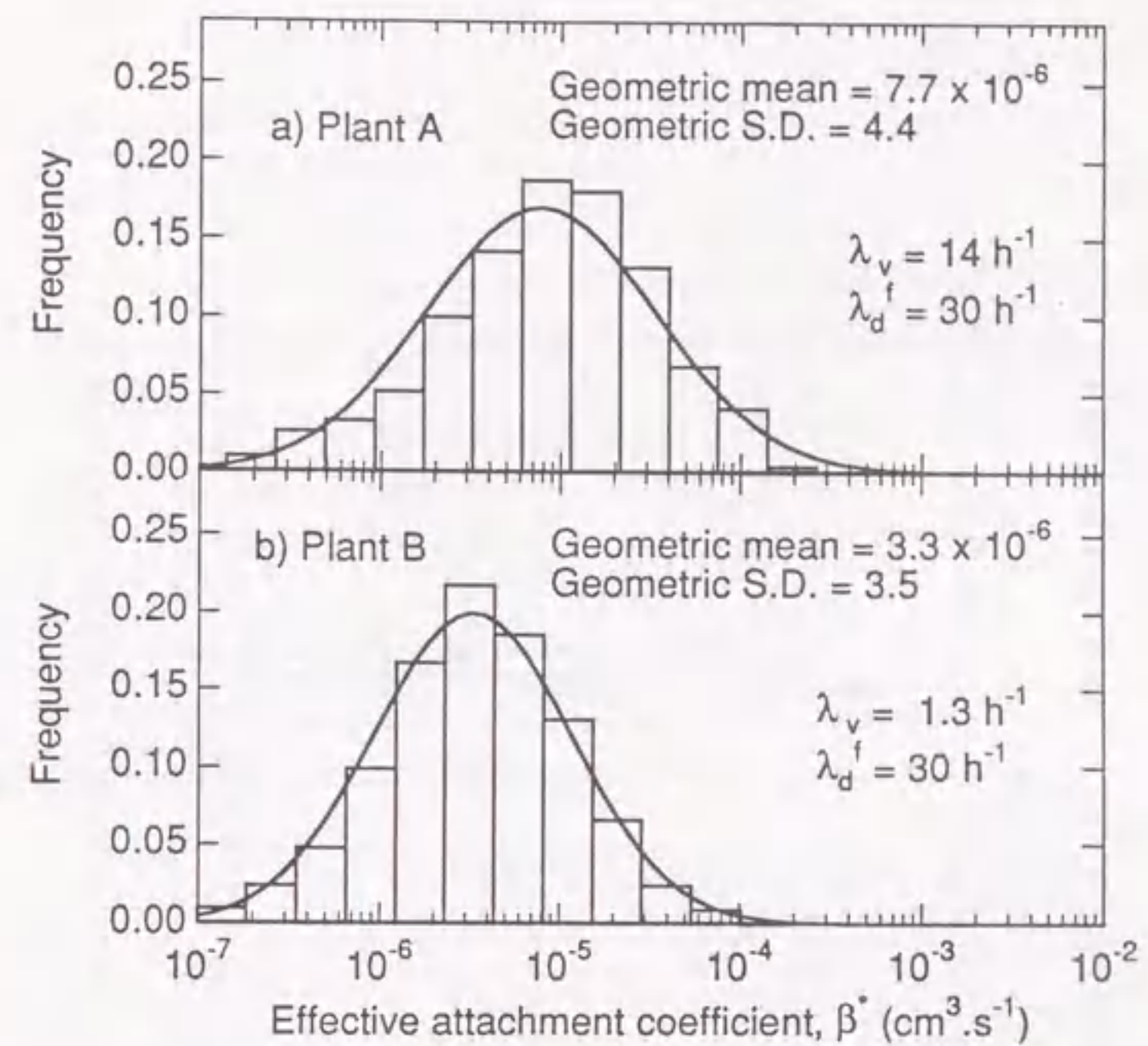


図6.4.6 発電所建屋内で測定された実効付着係数 ( $\beta^*$ ) の頻度分布

によってフィルタに捕集されやすい性質を有しており、主に、フィルタを透過しやすい  $0.2 \sim 0.3 \mu\text{m}$  近傍のエアロゾル粒子が発電所建屋内に流入したためと推定される。

5.4 (3) で述べたように、 $F$ 、 $f_p$  および  $f_A$  は、エアロゾル濃度の関数として表すことができる。図6.4.7および図6.4.8に、AおよびB発電所において得られた $F$ 、 $f_p$  および  $f_A$  の測定値と (5.4.9) ~ (5.4.11) 式から得られた理論曲線を比較した結果を示す。 $\beta^*$ の値には、AおよびB発電所の基準点における $\beta^*$ の幾何平均値である  $7.7 \times 10^{-6} \text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  と  $3.3 \times 10^{-6} \text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  をそれぞれ適用した。また、同図には $\beta^*$ を  $1\sigma$  変化させた時の理論曲線についても点線および破線で示した。理論値の計算には、屋内のラドン濃度に対する屋外の<sup>218</sup>Po、<sup>214</sup>Pbおよび<sup>214</sup>Biの濃度比を、実測結果に基づいて、A発電所については0.8:0.5:0.5、B発電所については0.75:0.6:0.6と仮定した。また、原子力発電所の管理区域内への給気はフィルタを通して一過方式で行われていることから、各フィルタの捕集特性を考慮して、A発電所については屋外の娘核種の35%、B発電所については10%が換気により屋内に流入し、換気により流出した娘核種は戻らないものとして取り



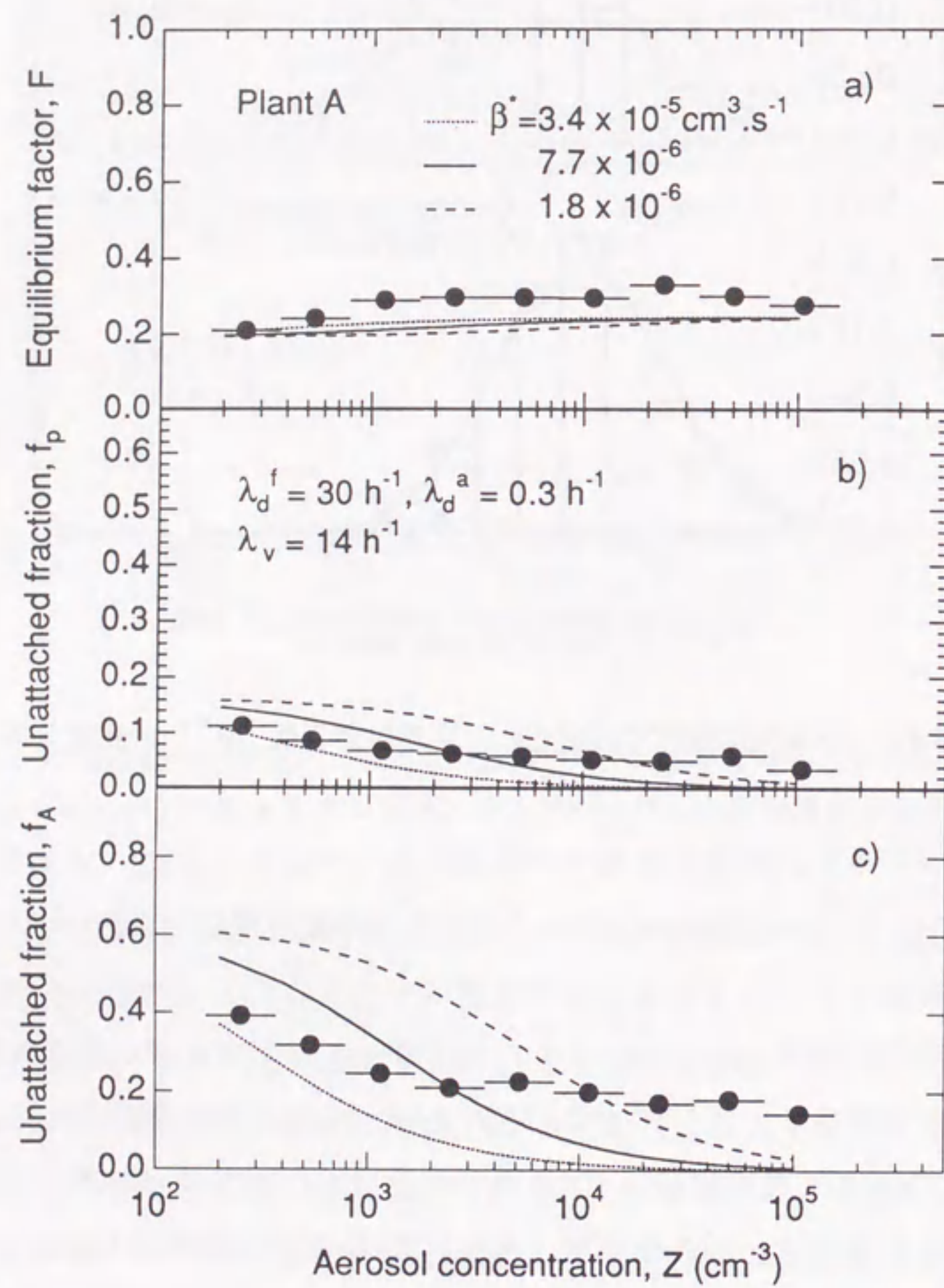


図6.4.7 A発電所の建屋内で得られたエアロゾル濃度に対するa)平衡ファクタ、  
b)ポテンシャルアルファエネルギーの非付着成分割合および $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合

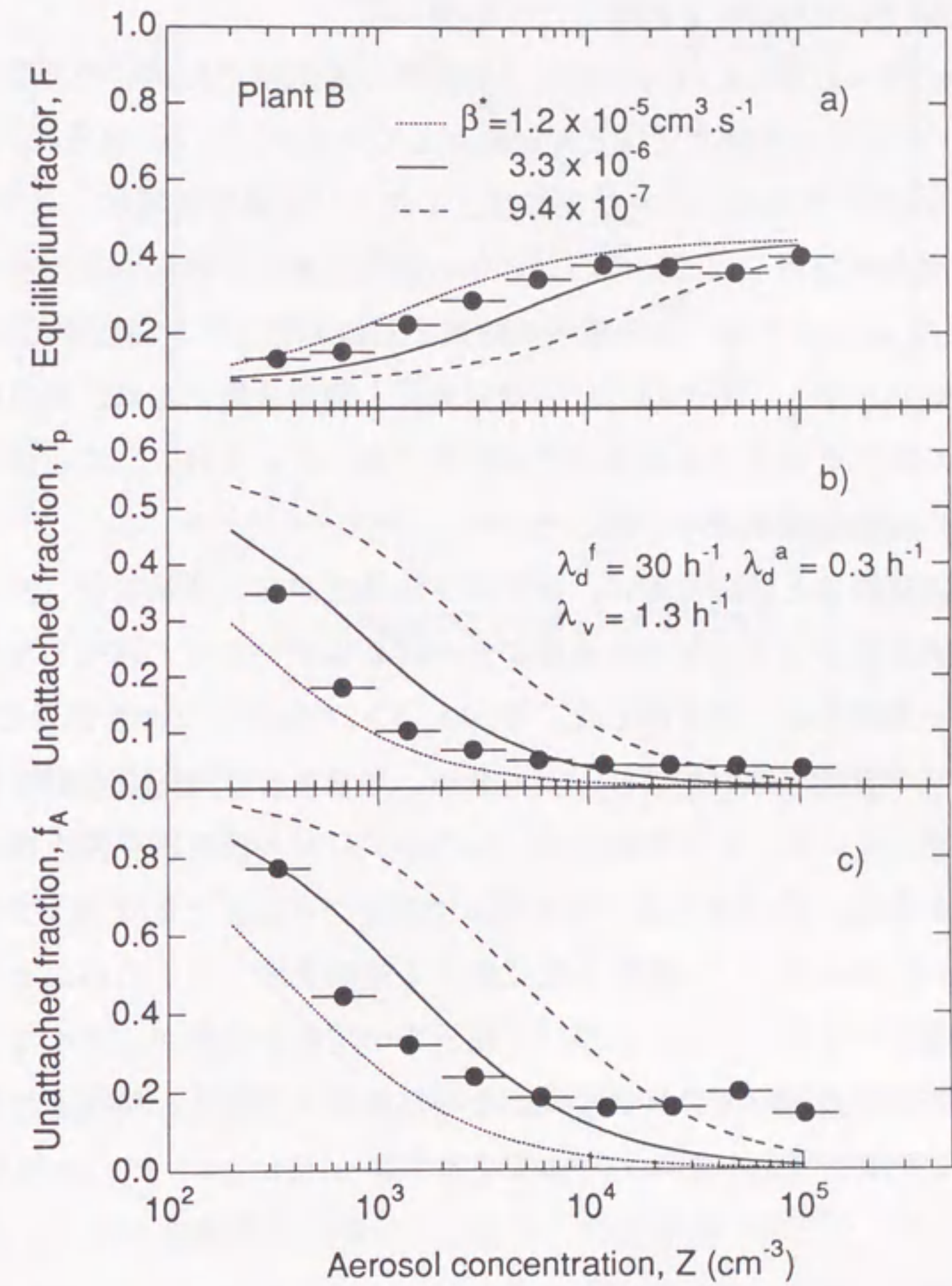


図6.4.8 B発電所の建屋内で得られたエアロゾル濃度に対するa)平衡ファクタ、  
b)ポテンシャルアルファエネルギーの非付着成分割合および $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合

扱った。さらに、エアロゾルに付着した娘核種が $\alpha$ 反跳により非付着成分となる割合を0.83 [Me76] と仮定し、壁や床等に付着した娘核種の $\alpha$ 反跳は無視した。 $\lambda_d^f$ とエアロゾルに付着した娘核種の壁等への沈着率； $\lambda_d^a$ については、それぞれ $30\text{h}^{-1}$ および $0.3\text{h}^{-1}$ を適用した [Po84]。

図6.4.7および図6.4.8において、A発電所の換気率が約 $14\text{h}^{-1}$ の部屋で測定されたFは、エアロゾル濃度にほとんど依存していない。一方、B発電所の換気率が約 $1.3\text{h}^{-1}$ の通路で測定された結果には、エアロゾル濃度の増加とともにFが大きくなる傾向が認められている。これらの傾向は理論曲線にも良く現れている。 $f_p$ および $f_A$ については、両発電所の結果ともにエアロゾル濃度が増加すると減少する傾向を示し、その傾向は、測定結果と理論曲線ともに、換気率の低いB発電所の基準点における結果の方が顕著であった。このように、測定結果と理論曲線の変動傾向はほぼ一致した。

また測定結果と理論曲線は、エアロゾル濃度が高い領域では、 $\beta^*$ が小さい時に近い値を示し、エアロゾル濃度が低い領域においては、適用した $\beta^*$ 値の比較的大きい方が良い一致を示した。5.4 (3)でも述べたように、このことは、エアロゾル濃度が低い時は、 $\beta^*$ が大きい、すなわち平均的な粒径は大きい可能性を示唆している。この可能性は、 $\beta^*$ のエアロゾル濃度依存性を調べることで明らかとなる。図6.4.9には、両発電所で測定された $\beta^*$ とエアロゾル濃度の関係を示す。 $\beta^*$ はエアロゾル濃度と反比例する傾向を示した。このことから、エアロゾル濃度が増加するとエアロゾル粒子の平均的な粒径が小さくなる、すなわち、発電所建屋内のエアロゾル濃度を増加させる原因は、粒径の比較的小さいエアロゾル粒子であったことが示唆される。

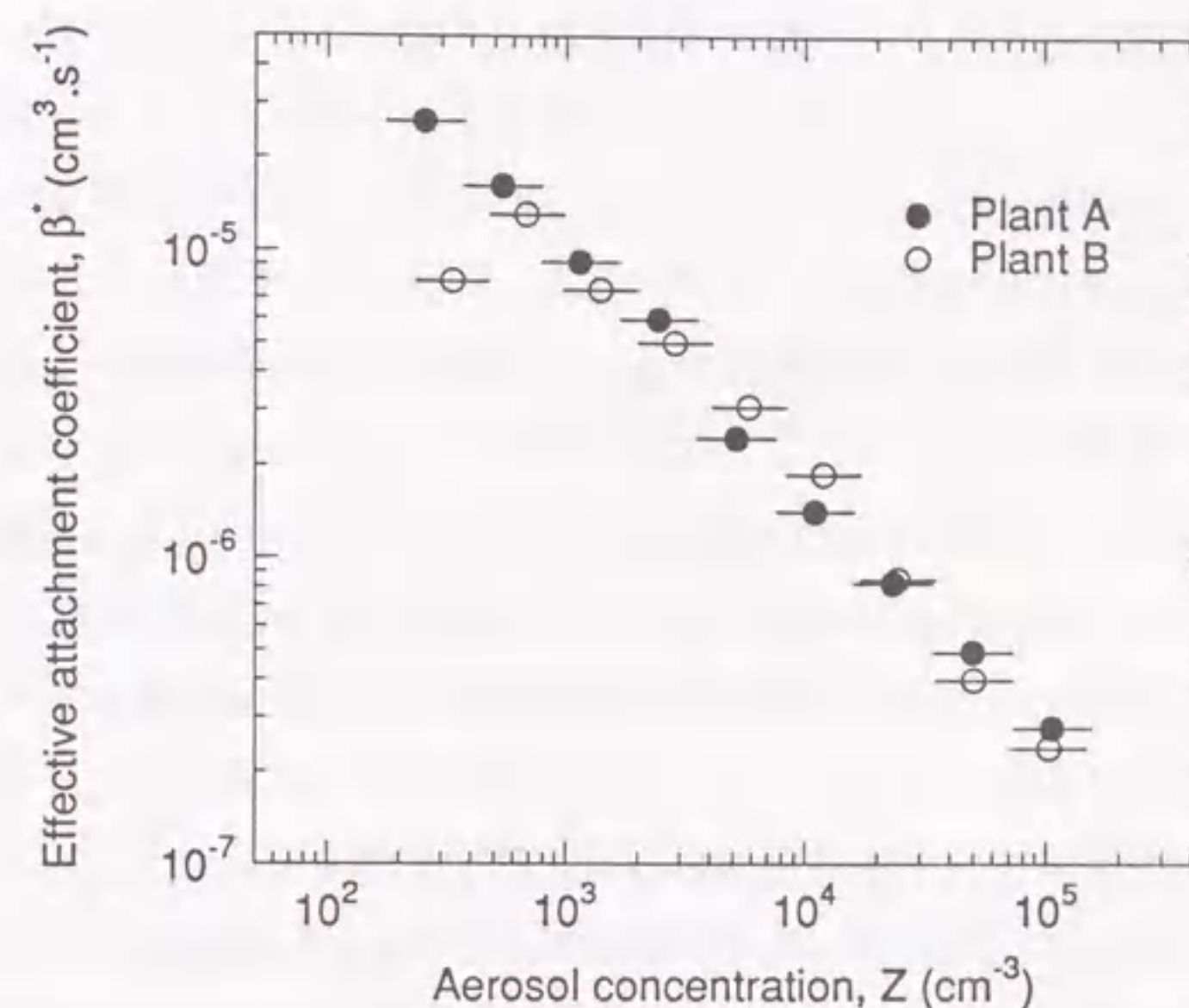


図6.4.9 発電所建屋内で得られたエアロゾル濃度と実効付着係数 ( $\beta^*$ ) の関係

## 6.5 結言

本章では、約1年4ヶ月間にわたって、炉型の異なる2つの原子力発電所の建屋内および屋外で、ラドン、ラドン娘核種およびエアロゾル濃度を同時測定し、その時間変動ならびに相関関係を調べた。また、線量評価に重要なパラメータである平衡ファクタ (F)、ポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) に対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) の特性を明らかにした。主な結果は次のとおりである。

- 1) 発電所の建屋内のラドン濃度は、年間を通じて屋外濃度よりも高かったが、発電所周辺の一般家屋よりも低かった。
- 2) 発電所の建屋内の平衡等価ラドン濃度は、屋外濃度よりも低かった。この原因は、発電所内への給気がフィルタを通して行われることから、ラドンは通り抜けるがラドン娘核種の一部はフィルタに捕集され、建屋内においては、ラドン娘核種が十分 Build-up していなかったからと推定された。この結果は、炉型や地域の異なる2つの原子力発電所の間で共通しており、

換気状況が類似する建屋であれば同様な結果を示すことが予想された。

- 3) 発電所建屋内のラドン濃度には、夜間から朝方に高く昼間に低い傾向が若干認められたものの、その変動幅は非常に小さかった。また、Fおよび $f_p$ にも、日周変動はほとんど認められなかった。これらの結果から、原子力発電所の管理区域内では、ラドン濃度、Fおよび $f_p$ を実際に測定して代表値を評価する際に、測定時間の偏りや作業者の滞在時間による影響をほとんど考慮する必要のないことが示唆された。
- 4) 2ヶ所の異なる原子力発電所の管理区域内におけるFおよび $f_p$ の頻度分布は、それぞれ、年間算術平均値約0.3、標準偏差約0.1の正規分布および年間幾何平均値約0.06~0.07、幾何標準偏差約2.0の対数正規分布を示した。
- 5) 住居における結果と同じように、原子力発電所の管理区域内においても、 $f_p$ に対するエアロゾル濃度の影響は比較的大きかった。一方、Fについては、換気率が $1h^{-1}$ 程度の場所ではエアロゾル濃度の影響は認められたが、換気率が $10h^{-1}$ 以上とかなり換気が激しい場所ではエアロゾル濃度の影響はほとんどなかった。これらの傾向は理論曲線と良く一致した。原子力発電所の管理区域内のエアロゾル粒子の代表的な粒径は、測定された実効付着係数の値から約 $0.2\sim 0.3\mu m$ と推定された。

## 第7章 職場環境におけるラドン娘核種吸入による線量の試算

### 7.1 緒言

職場環境といってもその種類は多く、すべての職種に対応する職場を網羅して測定するのは不可能である。このため本研究では、第4章にまとめたように屋外就業者や農業従事者等の職場環境として屋外を、第5章にまとめたように会社員等が勤務する一般的な職場環境としてコンクリートビル内のオフィスを、さらに第6章にまとめたように特殊な職場環境として原子力発電所を調査対象に測定を実施した。

本章では、これらの測定結果をもとに、職場環境でラドン娘核種を吸入することによって受ける線量を試算し、線量評価パラメータに1日の平均値を用いる場合と勤務時間帯の平均値を用いる場合の線量の比較を行う。

ラドン娘核種を吸入することによって受ける線量評価の方法については、未だ確立された方法はなく、これまでに報告されている手法は様々である [IC81, UN82, OE83, UN88, IC93, Bi94]。このため本研究では、作業者に対する線量評価用の代表的なモデルで、ICRPのPublication 32で採用されたJacobi-EisfeldモデルおよびJames-Birchallモデルを線量試算に用いる。これらのモデルは、線量換算係数がポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) に対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) の関数で表され、単位はPAE濃度の時間積分値に対する実効線量当量で表現される。表7.1.1に、平均呼吸率を $1.2m^3 \cdot h^{-1}$ と仮定し、ラドン娘核種の付着したエアロゾルの

表7.1.1 線量試算に用いる線量換算係数

Dosimetric model	Dose conversion factors		
	Bronchial basal cell layer (nGy · (Bq · h · m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup> )	Pulmonary region (nGy · (Bq · h · m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup> )	Total lung (nSv · (Bq · h · m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup> )
Jacobi-Eisfeld model	5.98 + 56.5 $f_p$	1.73 (1 - $f_p$ )	9.25 + 65.7 $f_p$
James-Birchall model	4.65 + 186 $f_p$	0.665	6.38 + 223 $f_p$

Referring to a mean breathing rate of  $1.2 m^3 \cdot h^{-1}$  and an AMAD= $0.2\sim 0.3\mu m$  for the carrier aerosol of attached daughters.

空気力学的放射能中央径 (AMAD) を  $0.2 \sim 0.3 \mu\text{m}$  と想定した時の線量換算関数を示す。本研究の線量試算には、これらの値を線量換算関数として用いる。

## 7.2 勤務時間帯のラドン濃度、平衡ファクタおよび非付着成分割合

第4章、第5章および第6章において、東京の郊外にあたる狛江市の屋外、狛江市内の2つのオフィス内、ならびに海に面する2つの原子力発電所の建屋内、におけるラドン濃度、平衡ファクタ (F)、ポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) に対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) の時間変動を明らかにした。これらの結果を取りまとめて図7.2.1に示す。オフィス内の結果については、平日と休日の間で大きな差異が認められたため、人が勤務する平日の結果を用いた。同図から、ラドン濃度の日周変動は屋外およびオフィス内で顕著で、原子力発電所の建屋内ではほとんど変化がないことがわかる。Fの日周変動については、屋外、オフィス内、原子力発電所の建屋内のすべての場合についてほとんど変化が認められない。 $f_p$ については、既に明らかにしてきたようにエアロゾル濃度との関連が強いため、エアロゾル濃度の日周変動が顕著だったオフィス内では、夜間に高く早朝に最大値を示す傾向が認められた。しかし、エアロゾル濃度の日周変動が小さい屋外および原子力発電所の建屋内については、 $f_p$ の日周変動はほとんど認められなかった。

職場環境においてラドン娘核種を吸入することによって受ける線量を評価するためには、職場に勤務する時間帯を定義する必要がある。勤務時間は、農業従事者、サラリーマン等で大きく異なるだろうし、オフィス勤務者の中でも、フレックス時間管理による勤務形態も生じている昨今は様々である。このため本研究では、ラドン濃度、Fおよび $f_p$ の時間変動のみに起因して生じる評価結果の誤差を評価するため、どの勤務者も、一律、9時から17時の8時間、各職場に存在するものと仮定する。

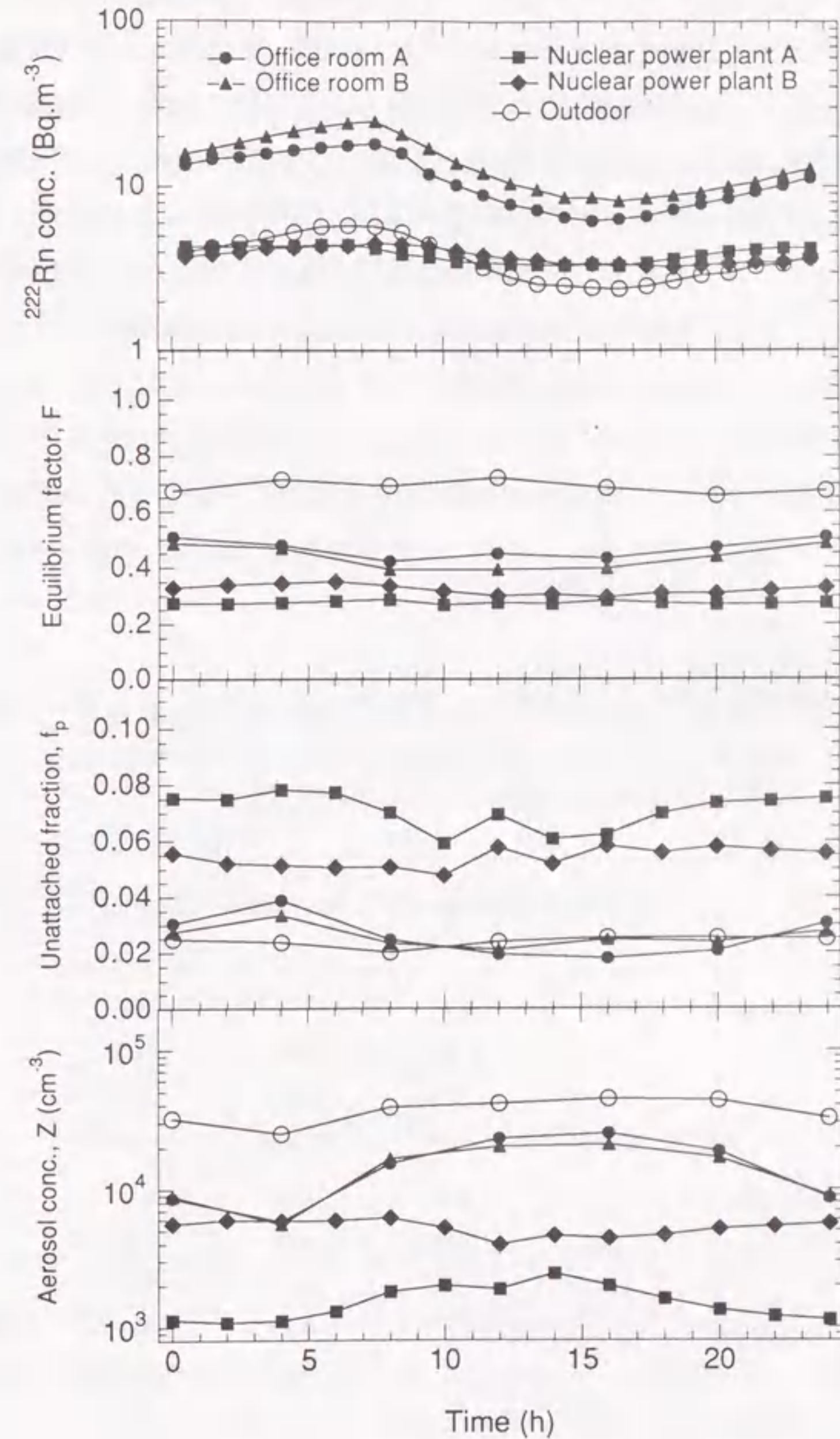


図7.2.1 屋外、オフィス内および原子力発電所の建屋内で得られたa)ラドン濃度、b)平衡ファクタ、c)非付着成分割合、d)エアロゾル濃度の日周変動

表7.2.1には、屋外、オフィス内、原子力発電所の建屋内において得られたラドン濃度、F、 $f_p$ およびエアロゾル濃度の1日の平均値と、勤務時間帯に仮定した9時から17時までの平均値を取りまとめて示す。F、 $f_p$ およびエアロゾル濃度については、測定結果が2時間毎あるいは4時間毎しかない。このため、勤務時間帯の平均値は、2時間毎に測定を行った原子力発電所の建屋内の場合には、10時、12時、14時および16時のデータの平均を、4時間毎に測定を行った屋外およびオフィス内では12時および16時のデータの平均を求めて得た。同表から、勤務時間帯のラドン濃度は、1日平均のラドン濃度に対して、屋外では約80%、オフィス内では約65%、原子力発電所の建屋内では約95%であったことがわかる。Fについては、いずれの職場においても、勤務時間帯と1日の平均値は約10%以内で一致した。勤務時間帯の $f_p$ と1日平均の $f_p$ の値は、屋外および原子力発電所の建屋内では、約10%以内で一致したが、オフィス内では勤務時間帯の $f_p$ の方が10~30%程度低かった。

表7.2.1 屋外、オフィス内および原子力発電所の建屋内で得られたラドン濃度、平衡ファクタ、非付着成分割合およびエアロゾル濃度の1日平均と勤務時間帯の平均値の比較

		Outdoor	Office room A	Office room B	Nuclear power plant A	Nuclear power plant B
Mean during business hour (A)	Rn (Bq.m <sup>-3</sup> )	3.0	8.1	11.0	3.4	3.7
	F	0.71	0.44	0.40	0.28	0.31
	$f_p$	0.025	0.019	0.023	0.063	0.054
	Aerosol (cm <sup>-3</sup> )	4.3 x 10 <sup>4</sup>	2.4 x 10 <sup>4</sup>	2.1 x 10 <sup>4</sup>	2.0 x 10 <sup>3</sup>	4.5 x 10 <sup>3</sup>
One-day mean (B)	Rn (Bq.m <sup>-3</sup> )	3.8	12.8	16.2	3.9	3.8
	F	0.69	0.47	0.44	0.28	0.32
	$f_p$	0.024	0.026	0.026	0.071	0.054
	Aerosol (cm <sup>-3</sup> )	3.7 x 10 <sup>4</sup>	1.5 x 10 <sup>4</sup>	1.4 x 10 <sup>4</sup>	1.6 x 10 <sup>3</sup>	5.2 x 10 <sup>3</sup>
A/Bx100(%)	Rn	80	63	68	88	97
	F	102	95	90	100	95
	$f_p$	103	72	88	89	100
	Aerosol	117	161	147	132	87

### 7.3 線量試算結果

職場環境で働く人がラドン娘核種によって受ける線量を試算するためには、人の行動形態、行動範囲、滞在場所とその時間比率を仮定する必要がある。本研究では、原子力安全研究協会に設けられた生活環境放射線調査専門委員会が1992年8月に取りまとめた「生活環境放射線（国民線量の算定）」にある東京の有業男性と全国農林漁業者の滞在場所と時間表を参考に、屋外就業者、オフィス就業者および原子力発電所就業者とともに、9時から17時の8時間を職場で過ごすとして仮定し、表7.3.1に示すような滞在場所とその滞在時間数を仮定した。

表7.3.1 線量試算に用いる就業者の滞在場所とその滞在時間数

Place	Occupancy time (h.d <sup>-1</sup> )		
	Outdoor worker	Office worker	Nuclear power plant worker
Indoor			
Dwelling	16	14	14
Office	0	8	0
Nuclear power plant	0	0	8
Outdoor	8	2	2

表7.3.2に、屋外就業者、オフィス就業者および原子力発電所就業者が、それぞれの職場で9時から17時の8時間にラドン娘核種を吸入することによって受ける線量を試算した結果を示す。線量は、表7.2.1に示したラドン濃度、平衡ファクタ（F）、ポテンシャル $\alpha$ エネルギー（PAE）に対する非付着成分割合（ $f_p$ ）およびエアロゾル濃度の1日の平均値を用いて計算したケースと勤務時間帯に仮定した9時から17時までの8時間の平均値を用いて計算したケースについて求めた。オフィス就業者および原子力発電所就業者に対する計算には、表7.2.1のオフィスのA室およびA発電所の結果をそれぞれ用いた。線量評価モデルには、ICRPの

Publication 32で採用された作業員に対する代表的なモデルのJacobi-EisfeldモデルおよびJames-Birchallモデルを適用した。同表から、職場で勤務時間帯にラドン娘核種によって受ける線量は、屋外就業者では勤務時間を考慮にいれない線量評価結果の約80%、オフィス就業者では約55%、原子力発電所就業者では約80%であることが明らかとなる。

表7.3.2 屋外就業者、オフィス就業者および原子力発電所就業者が、それぞれの職場で9時から17時の8時間にラドン娘核種を吸入することによって受ける線量の試算結果

Model	Effective dose equivalent [ $\mu\text{Sv} \cdot (8\text{h})^{-1}$ ]			
	Outdoor worker	Office worker	Nuclear power plant worker	
with mean values during business hour				
A	Jacobi-Eisfeld	0.19	0.30	0.10
	James-Birchall	0.20	0.30	0.16
with one-day mean values				
B	Jacobi-Eisfeld	0.23	0.53	0.12
	James-Birchall	0.25	0.59	0.19
A/B x 100 (%)				
	Jacobi-Eisfeld	82	57	84
	James-Birchall	83	52	80

また表7.3.3には、屋外就業者、オフィス就業者および原子力発電所就業者が、表7.3.1に示すような行動形態をとった時、1年間にラドン娘核種を吸入することによって受ける年間線量を試算した結果を示す。住居内のラドン濃度は、1988年のUNSCEAR報告に採用された日本の住居の代表値である $10\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ 、平衡ファクタは0.4、 $f_p$ には0.025を仮定した。また、勤務時間帯以外の時間に屋外で受ける

線量算定には、勤務時間帯の屋外ラドン濃度の値を適用した。同表から、原子力発電所就業者の年間線量は屋外就業者よりも低いことが明らかとなる。この原因は、原子力発電所の建屋内の平衡等価ラドン濃度が屋外よりも低かったためである。3種類の就業者のうちオフィス就業者の年間線量が最も高かったが、勤務時間帯を考慮にいれた線量評価を行うとオフィス就業者の年間線量は約20%減少し、屋外就業者とほぼ同程度となった。このように、換気条件が時間帯によって異なる職場環境のラドン娘核種による線量評価は、勤務時間帯を考慮にいれないと過大評価になることに注意が必要である。

表7.3.3 屋外就業者、オフィス就業者および原子力発電所就業者が1年間にラドン娘核種を吸入することによって受ける年間線量の試算結果

Model	Effective dose equivalent ( $\text{mSv} \cdot \text{y}^{-1}$ )			
	Outdoor worker	Office worker	Nuclear power plant worker	
with mean values during business hour				
A	Jacobi-Eisfeld	0.32	0.35	0.28
	James-Birchall	0.35	0.37	0.32
with one-day mean values				
B	Jacobi-Eisfeld	0.34	0.44	0.29
	James-Birchall	0.37	0.48	0.34
A/B x 100 (%)				
	Jacobi-Eisfeld	96	80	96
	James-Birchall	96	78	95

## 7.4 結言

本章では、屋外就業者、オフィス就業者および原子力発電所就業者の行動形態を仮定し、それぞれの職場環境でラドン娘核種を吸入することによる線量を評価し、勤務時間帯を考慮にいれた場合と入れない場合の評価結果を比較した。主な結果は次のとおりである。

- 1) 勤務時間帯のラドン濃度は、1日平均のラドン濃度に対して、屋外では約80%、オフィス内では約65%、原子力発電所の建屋内では約95%であった。平衡ファクタ (F) については、調査対象のどの職場においても、勤務時間帯と1日の平均値は約10%以内で一致した。勤務時間帯のポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) に対する非付着成分割合 ( $f_p$ ) と1日平均の $f_p$ の値は、屋外および原子力発電所の建屋内では約10%以内で一致したが、オフィス内では勤務時間帯の $f_p$ の方が10~30%程度低かった。
- 2) 勤務時間帯にラドン娘核種によって受ける線量は、屋外就業者では勤務時間を考慮にいれない線量評価結果の約80%、オフィス就業者では約55%、原子力発電所就業者では約80%であった。
- 3) 3種類の就業者のうちオフィス就業者の年間線量が最も高かったが、勤務時間帯を考慮にいれた線量評価を行うと年間線量は約20%減少した。このように、換気条件が時間帯によって異なる職場環境のラドン娘核種による線量評価は、勤務時間帯を考慮にいれないと過大評価になることが明らかとなった。

## 第8章 結論

本論文は、人が職場環境においてラドン娘核種を吸入することによって受ける線量の評価手法を提供することを目的に、ラドン濃度、その娘核種濃度、および娘核種の非付着成分割合を高感度に測定できる測定装置を開発し、これまで実測データの少なかった職場環境における空気中のラドンとその娘核種の分布特性を調べた一連の研究成果を取りまとめたものである。

得られた成果を要約すると次のとおりである。

- 1) ラドン濃度の低い我が国において、屋内外のラドン濃度レベルを正確に測定するため、静電捕集法を適用した静電式積分型ラドンモニタ (EIRM)、ならびに画像処理を用いてCNフィルム上のエッチピットを自動計数できる装置を開発した。EIRMの感度は、カップ法によるラドンモニタの約10倍の感度であった。EIRMの実用器と自動計数装置を組み合わせ用いた場合、屋外の $4\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 程度の低いラドン濃度環境においても、約20%の相対誤差で測定できた。
- 2) 長期間連続してラドン娘核種とその非付着成分割合を測定できる連続測定装置を開発した。本装置は、屋外の $4\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 程度の低いラドン濃度環境においても、 $^{218}\text{Po}$ 、 $^{214}\text{Pb}$ および $^{214}\text{Bi}$ を全成分と非付着成分に分けて測定でき、2時間毎の濃度測定であれば約1週間の範囲内でフィルタ交換等のメンテナンスなしに自動測定が可能である。様々な環境下で、ラドン娘核種と非付着ラドン娘核種について、他の測定装置との同時測定を行った結果、本装置で得られた値は、他の方法で測定した値と良く一致し、信頼性が確認された。
- 3) 東京郊外の屋外環境において、ラドン、ラドン娘核種およびエアロゾル濃度を長期間にわたって同時測定した結果、線量試算に重要となるパラメータである平衡ファクタ (F) およびポテンシャル $\alpha$ エネルギー (PAE) に対するエアロゾルへの非付着成分割合 ( $f_p$ ) の年間平均値は、それぞれ0.69および0.024であった。ラドン濃度は、冬高く夏低い季節変動ならびに夜間から朝方に高く昼間に低い日周変動を示したが、Fおよび $f_p$ にはそのような季節変動と日周変動は認められなかった。このことから、人が屋外に滞在する時間に関係なく、Fおよび $f_p$ の平均値が東京の屋外環境における線量評価に適用できることが示唆された。 $f_p$ および $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合 ( $f_A$ ) は、エアロゾル濃度が約 $10,000\text{cm}^{-3}$ 以下に低下した場合、顕著に高い値を示したが、その発生頻度は全体の約3%に

過ぎなかった。また、 $f_A$ とエアロゾル濃度の関係から、エアロゾル粒子の粒径は約 $0.1\sim 0.15\mu\text{m}$ と推定された。

- 4) 実際に多くの人間が勤務する2つのオフィス内において、ラドン、ラドン娘核種およびエアロゾル濃度を長期間にわたって同時測定した。その結果、オフィス内のラドン濃度の月平均値は、屋外と同じように、冬高く夏低い季節変動を示した。しかし、 $F$ 、 $f_p$ およびエアロゾル濃度については、このような季節変動は認められなかった。オフィス内のラドン濃度は、空調機器の運転に依存し、夜間から朝8時にかけて上昇し、8時から9時の間に減少し始め、再度、17時から18時の間に上昇し始める傾向が認められた。さらに、休日と平日の間で顕著な差異が認められ、休日でも特に日曜日の方が高い値を示した。 $F$ については、特に大きな日周変動は認められずほぼ一定であった。また $F$ には、休日と平日の間で差異はほとんど認められなかった。このことから、 $F$ については、測定の時間帯に関係なく、勤務者の線量評価に用いる代表値として採用できることが示唆された。エアロゾル濃度に対する $F$ 、 $f_p$ および $f_A$ を調べた結果、 $f_A$ の変化にはエアロゾル濃度の変動が深く関係しており、オフィス内のエアロゾル濃度が約 $6,000\text{cm}^{-3}$ 以下に低下すると、 $F$ は小さくなり、 $f_p$ および $f_A$ は顕著に高い値を示す傾向が認められた。この傾向は、理論曲線とほぼ一致した。オフィス内のエアロゾル粒子の代表的な粒径は、測定された実効付着係数の値から約 $0.15\mu\text{m}$ と推定された。
- 5) 炉型の異なる2つの原子力発電所の建屋内および屋外で、ラドン、ラドン娘核種およびエアロゾル濃度を長期間にわたって同時測定した。その結果、発電所の建屋内のラドン濃度は、年間を通じて屋外濃度よりも高かったが、発電所周辺一般家屋よりも低いことが明らかとなった。また、発電所の建屋内の平衡等価ラドン濃度は、屋外濃度よりも低かった。この原因は、発電所内への給気がフィルタを通して行われることから、ラドンは通り抜けるがラドン娘核種の一部はフィルタに捕集され、建屋内においては、ラドン娘核種が十分 Build-up していなかったからと推定された。この結果は、炉型や地域の異なる2つの原子力発電所の間で共通しており、換気状況が類似する建屋であれば同様な結果を示すことが予想された。発電所建屋内のラドン濃度には、夜間から朝方に高く昼間に低い傾向が若干認められたものの、その変動幅は非常に小さかった。また、 $F$ および $f_p$ にも、日周変動はほとんど認められなかった。これらの結果から、原子力発電所の管理区域内では、ラドン濃度、 $F$ および $f_p$ を実際に測定

して代表値を評価する際に、測定時間の偏りや作業者の滞在時間による影響をほとんど考慮する必要のないことが示唆された。2ヶ所の異なる原子力発電所の管理区域内における $F$ および $f_p$ の頻度分布は、それぞれ、年間算術平均値約0.3、標準偏差約0.1の正規分布、および年間幾何平均値約0.06~0.07、幾何標準偏差約2.0の対数正規分布を示した。住居における結果と同じように、原子力発電所の管理区域内においても、 $f_p$ に対するエアロゾル濃度の影響は比較的大きかった。一方、 $F$ については、換気率が $1\text{h}^{-1}$ 程度の場所ではエアロゾル濃度の影響は認められたが、換気率が $10\text{h}^{-1}$ 以上とかなり換気が激しい場所ではエアロゾル濃度の影響はほとんどなかった。これらの傾向は理論曲線とほぼ一致した。原子力発電所の管理区域内のエアロゾル粒子の代表的な粒径は、測定された実効付着係数の値から約 $0.2\sim 0.3\mu\text{m}$ と推定された。

- 6) 勤務時間帯のラドン濃度は、1日平均のラドン濃度に対して、屋外では約80%、オフィス内では約65%、原子力発電所の建屋内では約95%であった。 $F$ については、調査対象のどの職場においても、勤務時間帯と1日の平均値は約10%以内で一致した。勤務時間帯の $f_p$ と1日平均の $f_p$ の値は、屋外および原子力発電所の建屋内では約10%以内で一致したが、オフィス内では勤務時間帯の $f_p$ の方が20~30%程度低かった。屋外就業者、オフィス就業者および原子力発電所就業者の行動形態を仮定し、それぞれの職場環境でラドン娘核種を吸入することによる線量を評価し、勤務時間帯を考慮にいれた場合と入れない場合の評価結果を比較した。その結果、勤務時間帯にラドン娘核種を吸入することによって受ける線量は、屋外就業者では勤務時間を考慮にいれない線量評価結果の約80%、オフィス就業者では約55%、原子力発電所就業者では約80%であった。3種類の就業者のうちオフィス就業者の年間線量が最も高かったが、勤務時間帯を考慮にいれた線量評価を行うと年間線量は約20%減少し、屋外就業者と同程度となった。このように、換気条件が時間帯によって異なる職場環境のラドン娘核種による線量評価は、勤務時間帯を考慮にいれない場合に過大評価となることが明らかとなった。

本研究では、海に囲まれた我が国特有の低いラドン濃度環境にも適用できる高感度な測定装置を開発し、職場環境において長期間の測定を行った結果から人がラドン娘核種を吸入することによって受ける線量を試算した。線量評価に重要なパラメータであるラドン濃度、 $F$ 、 $f_p$ の変動特性を、このように実際の職場環境において



長期にわたって調べた結果は貴重である。しかし、本研究で調査対象とした職場環境は3例と少なく、本研究の試算結果が我が国の職場環境を代表しているとは言い難い。このため今後は、人の数、勤務時間、換気条件等を調査した上で多くの代表的な職場環境を選定し、勤務時間帯を考慮に入れた大規模な調査が実施されることが望まれる。また、ラドン娘核種による我が国の国民線量を正確に評価していくためには、住居や職場のみならず、学校、病院、駅等のラドン濃度の実測データも必要とされるであろう。本研究の成果が、我が国の国民線量の実態調査に係わる研究の一助となれば幸甚である。

## 付録 A 静電式積分型ラドンモニタの校正定数の計算

静電式積分型ラドンモニタの校正定数 CF は、次式で表すことができる。

$$CF = \frac{1}{A} \epsilon_1 \epsilon_2 V Y \cdots (A1)$$

ここで、A は計数面積 $0.503\text{cm}^2$ 、 $\epsilon_1$  は $^{218}\text{Po}$ がアルミニウムを蒸着したマイラ膜の直径 $24\text{mm}$ 以内の領域に捕集される有効捕集効率、 $\epsilon_2$  は $\alpha$ 線がCNフィルムの計数面積に入射する確率で定義される幾何学的効率、V はモニタの内容積 $1.54 \times 10^{-3}\text{m}^3$ 、Y はラドン濃度 ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) からラドン曝露量 ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ ) への換算係数 $3600\text{s}\cdot\text{h}^{-1}$ である。有効捕集効率 $\epsilon_1$ と幾何学的効率 $\epsilon_2$ は未知である。

$^{218}\text{Po}$ がアルミニウムを蒸着したマイラ膜の直径 $26\text{mm}$ の表面に捕集される効率は、ZnS (Ag) シンチレーション検出器で測定できる。その効率は $36.9 \pm 1.8\%$ であった。しかし、直径 $24\text{mm}$ 以内の領域に捕集された $^{218}\text{Po}$ から放出される $\alpha$ 線のみが、CNフィルムの計数領域に入射する。図2.3.2の写真に示したラドン娘核種の分布から推定すると、有効捕集効率 $\epsilon_1$ は $0.292$ であった。

幾何学的効率 $\epsilon_2$ は、図2.3.2の写真に示したラドン娘核種の分布を用いて、モンテカルロ法により計算した。幾何学的効率 $\epsilon_2$ は $0.0175$ と評価された。

これらの値を (A1) 式に代入すると、校正定数 CF は $0.056$   $\text{tracks}\cdot\text{cm}^{-2}(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h})^{-1}$ であることがわかる。この値は、実験により得られた  $CF=0.052$  と良く一致した。計算により得られた校正定数は、CNフィルムに入射する $^{218}\text{Po}$ からの $\alpha$ 線がすべて検出された場合の値を意味している。

## 付録B 非付着ラドン娘核種と付着ラドン娘核種の沈着速度の推定方法

ラドン娘核種の挙動を説明するモデルは、Jacobi [Ja72] やPorstendörfer [Po78] によって提案された。児島ら [Ko93] は、このモデルを用い、 $^{218}\text{Po}$ の平衡比と非付着成分割合の関係から非付着ラドン娘核種の沈着速度を半経験的に推定する方法を提案した。この児島の方法は、付着娘核種の壁や床などへの沈着率を $0.1\text{h}^{-1}$ と仮定して、非付着娘核種の沈着速度を推定する方法だが、付着娘核種の沈着率が大きい環境には適用できない。本研究では、児島の方法を発展させ、非付着ラドン娘核種と付着ラドン娘核種の両者に対する沈着速度の推定を試みた。方法は、次のとおりである。

壁や床からの反跳による効果を見捨ると、定常状態における $^{218}\text{Po}$ および $^{214}\text{Pb}$ についての非付着成分および付着成分の屋内濃度 $C_A^{i(f)}$ 、 $C_A^{i(a)}$ 、 $C_B^{i(f)}$ 、 $C_B^{i(a)}$ は、それぞれ次のように表せる。

$$C_A^{i(f)} = \frac{\lambda_v C_A^{o(f)} + \lambda_A C_{\text{Rn}}^i}{\lambda_v + \lambda_A + \lambda_a + \lambda_d^f} \quad \dots (B1)$$

$$C_B^{i(f)} = \frac{\lambda_v C_B^{o(f)} + \lambda_B C_A^{i(f)} + r \lambda_B C_A^{i(a)}}{\lambda_v + \lambda_B + \lambda_a + \lambda_d^f} \quad \dots (B2)$$

$$C_A^{i(a)} = \frac{\lambda_v C_A^{o(a)} + \lambda_a C_A^{i(f)}}{\lambda_v + \lambda_A + \lambda_d^a} \quad \dots (B3)$$

$$C_B^{i(a)} = \frac{\lambda_v C_B^{o(a)} + (1-r) \lambda_B C_A^{i(a)} + \lambda_a C_B^{i(f)}}{\lambda_v + \lambda_B + \lambda_d^a} \quad \dots (B4)$$

ここで、 $C_A^{o(f)}$ 、 $C_A^{o(a)}$ 、 $C_B^{o(f)}$ 、 $C_B^{o(a)}$ は、 $^{218}\text{Po}$ および $^{214}\text{Pb}$ に対する非付着成分および付着成分の屋外濃度、 $C_{\text{Rn}}^i$ はラドンの屋内濃度、 $\lambda_A$ と $\lambda_B$ は $^{218}\text{Po}$ と $^{214}\text{Pb}$ の崩壊定数 ( $13.6\text{h}^{-1}$ 、 $1.55\text{h}^{-1}$ )、 $\lambda_v$ は換気率、 $\lambda_a$ は非付着娘核種のエアロゾルへの付着率、 $\lambda_d^f$ および $\lambda_d^a$ はそれぞれ非付着および付着娘核種の壁や床などへの沈着率、 $r$ は

エアロゾルに付着した $^{214}\text{Pb}$ 原子が反跳する割合、である。

また、 $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合 $f_A$ 、 $^{214}\text{Pb}$ の非付着成分割合 $f_B$ および $^{218}\text{Po}$ に対する平衡比 $F_A$ は次式で表せる。

$$f_A = \frac{C_A^{i(f)}}{C_A^{i(f)} + C_A^{i(a)}} \quad \dots (B5)$$

$$f_B = \frac{C_B^{i(f)}}{C_B^{i(f)} + C_B^{i(a)}} \quad \dots (B6)$$

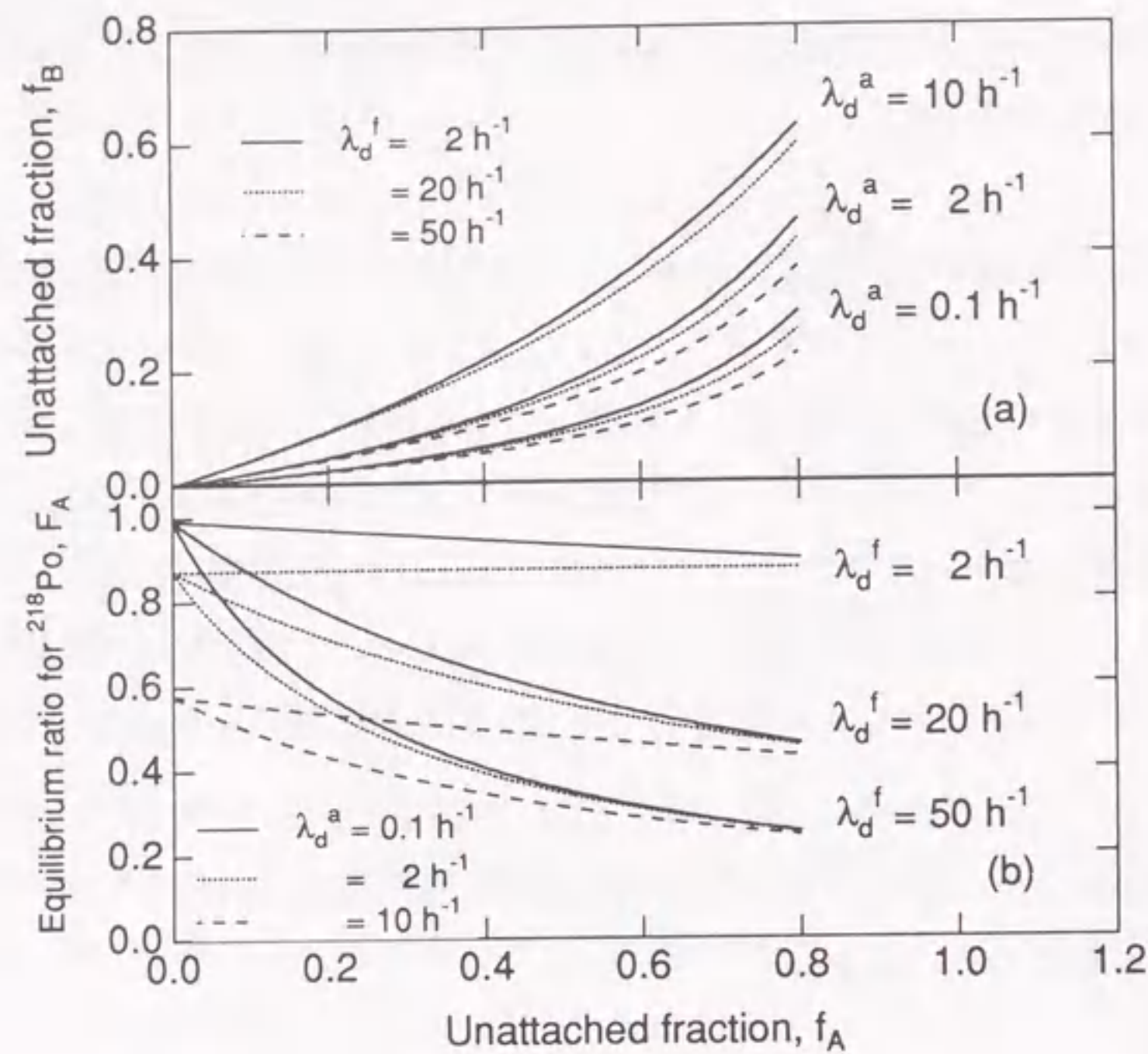
$$F_A = \frac{C_A^{i(f)} + C_A^{i(a)}}{C_{\text{Rn}}^i} \quad \dots (B7)$$

したがって、 $f_B$ と $f_A$ の関係ならび $F_A$ と $f_A$ の関係は、屋外の $^{218}\text{Po}$ および $^{214}\text{Pb}$ に対する非付着成分および付着成分の屋内濃度への寄与を見捨ると、 $\lambda_a$ を消去することにより次のようになる。

$$f_B = \frac{1}{1 + \frac{(\frac{1}{f_A} - 1)(\lambda_v + \lambda_A + \lambda_d^a)}{(\lambda_v + \lambda_B + \lambda_d^a)} - (1 + (1-r) \frac{\lambda_v + \lambda_B + \lambda_d^f + (\frac{1}{f_A} - 1)(\lambda_v + \lambda_A + \lambda_d^a)}{\lambda_v + \lambda_A + \lambda_d^a + r(\frac{1}{f_A} - 1)(\lambda_v + \lambda_A + \lambda_d^a)}}} \quad \dots (B8)$$

$$F_A = \frac{\lambda_A}{\lambda_v + \lambda_A + \lambda_d^a + f_A(\lambda_d^f - \lambda_d^a)} \quad \dots (B9)$$

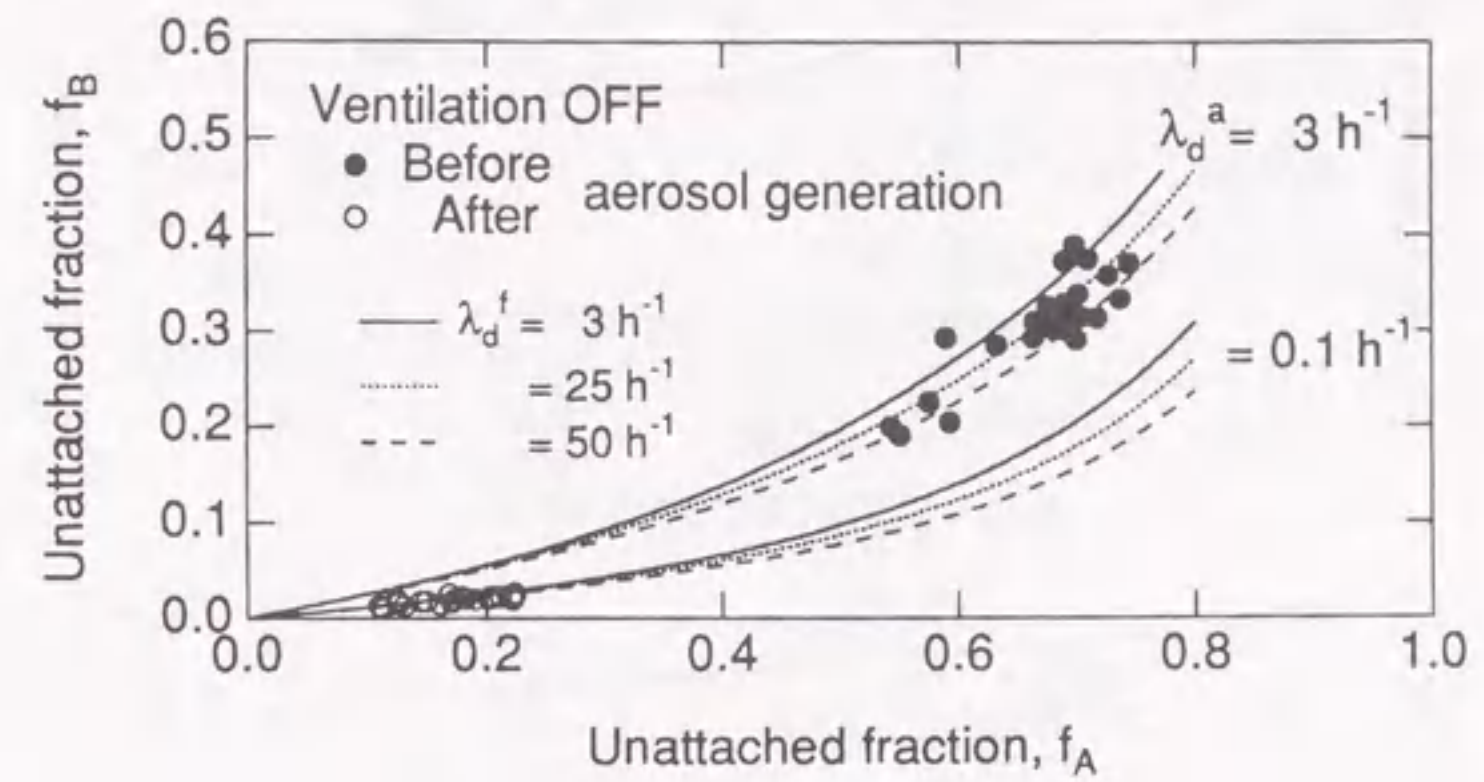
図B.1に、 $\lambda_d^f > \lambda_d^a$ および $\lambda_v = 0\text{h}^{-1}$ を仮定し、様々な $\lambda_d^f$ 、 $\lambda_d^a$ の値に対する $f_B$ と $f_A$ の関係ならびに $F_A$ と $f_A$ の関係を計算した結果を示す。計算に適用した $\lambda_d^f$ 、 $\lambda_d^a$ の値は、Porstendörfer [Po84]、Knutsonら [Kn83] およびIsraeli [Isr85] の報告を参考に決定した。同図(a)から、 $f_B$ と $f_A$ の関係は、 $\lambda_d^a$ の値が支配的であることがわかる。一方、同図(b)からわかるように、 $F_A$ と $f_A$ の関係は、 $f_A$ の大きい領域では主に $\lambda_d^f$ のみに依存しているが、 $f_A$ の小さい領域では $\lambda_d^f$ 、 $\lambda_d^a$ の両方に依存してい



図B.1  $^{218}\text{Po}$ の非付着成分割合 ( $f_A$ ) に対する $^{214}\text{Pb}$ の非付着成分割合 ( $f_B$ ) および $^{218}\text{Po}$ の平衡比 ( $F_A$ ) の関係

ることがわかる。このことから、 $\lambda_d^f$ および $\lambda_d^a$ を推定するには、 $f_B$ と $f_A$ の測定結果の関係をもとにまず $\lambda_d^a$ を評価し、次にこの $\lambda_d^a$ をもとに $F_A$ と $f_A$ の測定結果の関係から $\lambda_d^f$ を評価する方法が合理的であることがわかる。

次に、この方法を実際に本研究で得られた測定結果に適用する。図3.5.3の測定結果のうち、換気システムを運転する前で、比較的安定な状態の場合のみについて注目し、非付着成分割合  $f_B$  と非付着成分割合  $f_A$  の関係を調べた結果を図B.2に示す。黒丸は、エアロゾル粒子を発生させる前の条件で白丸は発生後の結果である。また曲線は、 $\lambda_v=0.004 \text{ h}^{-1}$  [Ya92b]、 $r=0.83$  [Me76] を用いて計算した結果である。この結果から、 $\lambda_d^a$  は、エアロゾル粒子の発生前で約  $3 \text{ h}^{-1}$ 、発生後で約  $0.1 \text{ h}^{-1}$  であったことが推定できる。



図B.2 測定値に対する $f_A$ - $f_B$ 曲線のフィッティング結果

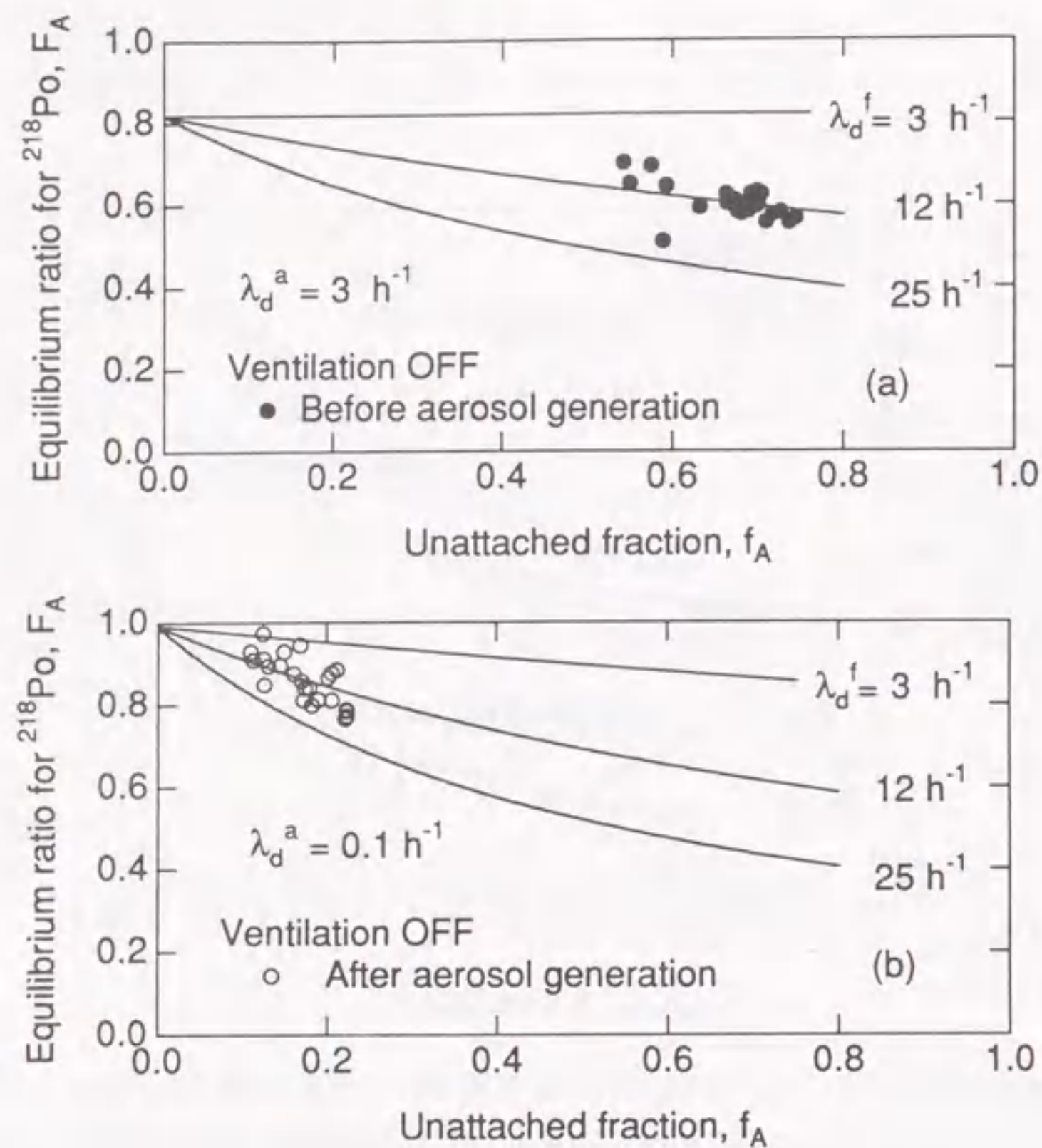
次に、測定結果をもとに $^{218}\text{Po}$ に対する平衡比  $F_A$  と  $f_A$  の関係を図B.3に示す。同図(a)にはエアロゾル発生前の結果、同図(b)には発生後の結果を示した。実線は、 $\lambda_d^a$ に図B.2で推定した値を代入し、 $\lambda_d^f$ の値を変化させた時の理論曲線である。同図から、エアロゾル発生前および後の結果ともに、実験値と理論曲線は、 $\lambda_d^f$ が約  $12 \text{ h}^{-1}$  の時に良い一致を示していることがわかる。

沈着率 $\lambda_d^f$ および $\lambda_d^a$ と、部屋の容積  $V$  および娘核種の沈着に關与する内表面積  $S$  から、次式により非付着娘核種および付着娘核種に対する沈着速度  $V_g^f$  および  $V_g^a$  を求めることができる。

$$V_g^f = \lambda_d^f \frac{V}{S} \quad \dots (B10)$$

$$V_g^a = \lambda_d^a \frac{V}{S} \quad \dots (B11)$$

これらの式に $V=6.6 \times 10^3 \text{ m}^3$ 、 $S=3.1 \times 10^3 \text{ m}^2$ を代入すると、非付着ラドン娘核種については $V_g^f=0.71 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 、付着ラドン娘核種については、エアロゾル発生前で $V_g^a=0.18 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 、発生後で $V_g^a=0.0059 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ の値が得られる。



図B.3 測定値に対する $f_A$ - $F_A$ 曲線のフィッティング結果

表B.1に、これまでに報告されたラドン娘核種に対する沈着速度の値を示す。本研究で得られた非付着娘核種の沈着速度  $v_g^f$  の値は、Porstendörfer [Po84] およびKnutsonら [Kn83] の値に比べると10倍以上大きい。一方、Jacobi [Ja72]、児島ら [Ko93] および加藤ら [Ka85] の報告した値とはファクタ2の範囲内で一致している。また、エアロゾル発生前における付着ラドン娘核種の沈着速度  $v_g^a$  の推定値は、他の文献値 [Ja72, Po84, Kn83, Isr85] よりも10倍以上大きく、ほとんど非付着娘核種の沈着速度の値に相当した。一般に、エアロゾルの沈着速度はその粒径に依存し、粒子直径約 $0.2\mu\text{m}$ 以下の領域では、粒径が小さいほど沈着速度は大きくなる [Ya92b]。また、エアロゾルの粒径が約 $0.01\mu\text{m}$ 以下になると、エアロゾルの沈着速度の値は非付着娘核種の沈着速度の値に近づく。したがって、エアロゾル発生前における空気中のエアロゾルの粒径は、約 $0.01\mu\text{m}$ 以下のかなり小さい粒径領域に分布していたことが示唆される。

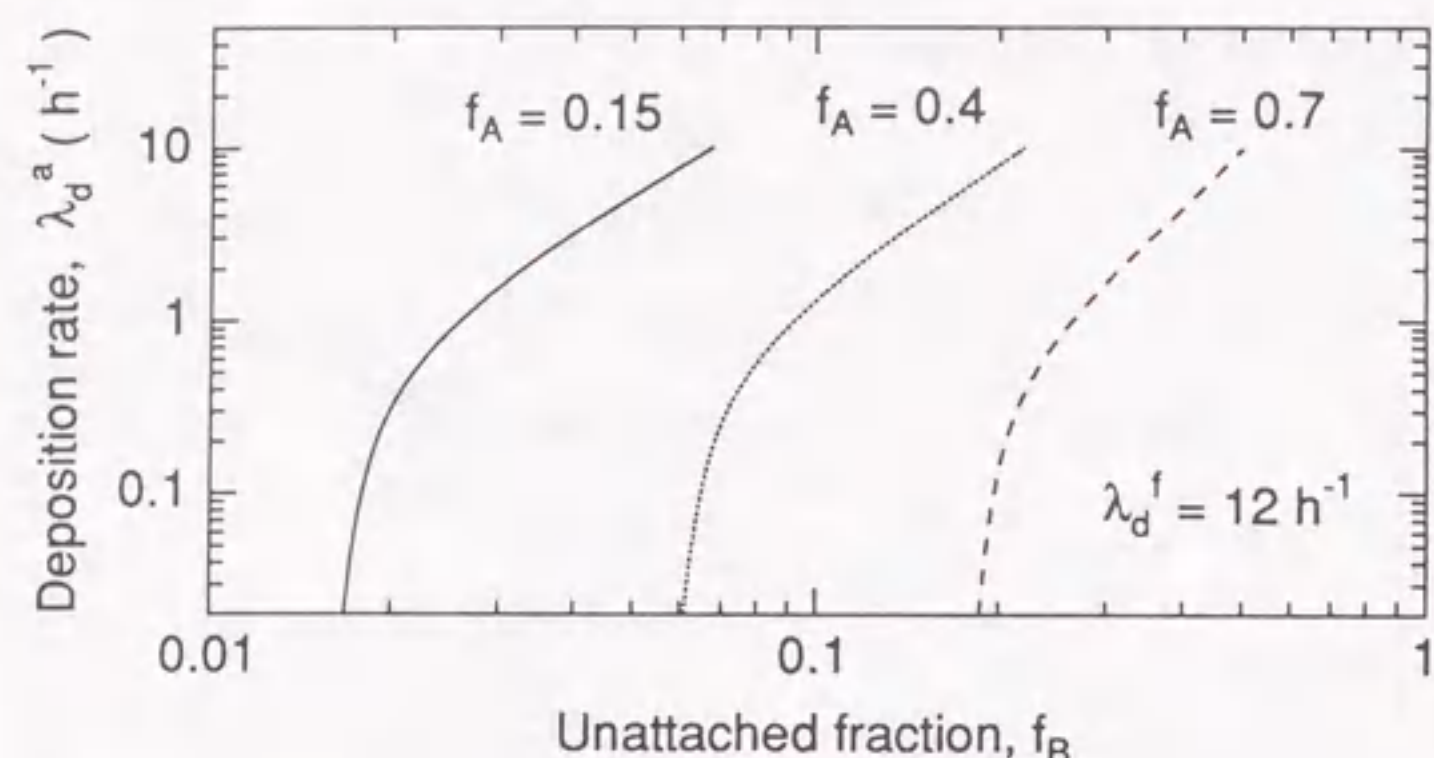
表B.1 ラドン娘核種の付着成分および非付着成分に対する沈着速度

Subject	Author	Deposition velocity (cm.s <sup>-1</sup> )
Unattached <sup>222</sup> Rn progeny	Jacobi <sup>(Ja72)</sup>	1
	Kojima et al. <sup>(Ko93)</sup>	0.35
	Kato et al. <sup>(Ka86)</sup>	0.5-2.5
	Israeli <sup>(Isr85)</sup>	0.11
	Porstendörfer <sup>(Po84)</sup>	0.06
	Knutson et al. <sup>(Kn83)</sup>	0.05
	Present study	0.71
Attached <sup>222</sup> Rn progeny	Jacobi <sup>(Ja72)</sup>	0.01
	Porstendörfer <sup>(Po84)</sup>	0.0006
	Knutson et al. <sup>(Kn83)</sup>	0.00075
	Israeli <sup>(Isr85)</sup>	0.015
	Present study a	0.18
b	0.0059	

a : observed before aerosol generation  
b : observed after aerosol generation

ここでは、 $f_B$ と $f_A$ の関係を利用して、付着ラドン娘核種に対する沈着速度を評価する方法を新たに提案した。非付着<sup>214</sup>Pb濃度は非付着<sup>218</sup>Poよりもかなり低いため、 $f_B$ の統計誤差は、通常、 $f_A$ よりも大きい。したがって、本手法で評価された沈着速度の確かさは、 $f_B$ の正確さによって決まる。評価された沈着速度の正確さを議論するため、 $\lambda_d^a$ と $f_B$ の関係を検討した。その結果を図B.4に示す。図B.2において、 $\lambda_d^a$ がエアロゾル発生前のデータから $3\text{h}^{-1}$ と評価された時、 $f_A$ と $f_B$ の測定結果ならびに $f_B$ の相対統計誤差は、それぞれ、0.7、0.35ならびに $\pm 4\%$ であった。これらの値を図B.4の理論曲線にあてはめると、 $f_B$ の統計誤差によって、 $\lambda_d^a$ は $2.5\text{h}^{-1}$ から $3.2\text{h}^{-1}$ の範囲内にあることがわかる。一方、図B.2において、 $\lambda_d^a$ がエアロゾル発生後のデータから $0.1\text{h}^{-1}$ と評価された時、 $f_A$ と $f_B$ の測定結果ならびに $f_B$ の

相対統計誤差は、それぞれ、0.15、0.018ならびに±11%であった。これらの値を図B.4の理論曲線にあてはめると、 $f_B$ の統計誤差によって、 $\lambda_d^a$ は $0.3\text{h}^{-1}$ 以下の範囲内にあることがわかる。このことは、 $\lambda_d^a$ が $0.1\text{h}^{-1}$ 以下の場合、本手法によって評価された $\lambda_d^a$ の値には大きな誤差が含まれていることを示している。



図B.4  $^{214}\text{Pb}$ の非付着成分割合 ( $f_B$ ) と付着娘核種の沈着率 ( $\lambda_d^a$ ) の関係

本研究において沈着速度の推定に用いた測定データは、高ラドン娘核種濃度の条件下で、高い感度を有する装置により得たものであるため、 $f_A$ と $f_B$ の統計誤差は小さかった。本手法を用いて沈着速度を推定する場合、付着ラドン娘核種に対する沈着速度の評価値に対する信頼性は、 $f_B$ の測定の正確さによって決まることに注意が必要である。

## 付録C 濃度変動に対する静電式ラドンモニタの追従性

本研究では、1時間毎のラドン濃度は、飯田 [Ii85a] が報告した手法を用いた静電式ラドンモニタによって測定した。この装置は、試料空気を $0.5\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ の流量率でメンブレンフィルタを通して約15Lの容器内に流入させ、容器内部でラドンが崩壊して生成した $^{218}\text{Po}$ を静電場で捕集し、これをZnSシンチレーション検出器で1時間毎に計数してラドン濃度を計測する。このようなサンプリング方式の装置を用いてラドン濃度の時間変動を評価する場合、試料空気中のラドン濃度が変動した時、約15Lの容器内のラドン濃度が試料空気に追従して変動しているかどうかを確認しておく必要がある。

一般に屋外のラドン濃度は朝方に高く昼間に低い日周変動を示す。そこで、この日周変動を24時間の周期で変動するsin曲線で近似し、静電式ラドンモニタの捕集容器内の濃度変動を調べた。また、換気条件が急激に変化する屋内のラドン濃度の変動を近似し、一定濃度であったラドン濃度が $0.5\text{h}^{-1}$ および $1.0\text{h}^{-1}$ の減衰率で減少する時の捕集容器内の濃度変動についても調べた。その結果を図C.1に示す。同図には、流量率を $0.5\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ から $0.3\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ および $0.1\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ に変化させた場合についても示した。この結果から、試料空気中のラドン濃度が変動しても、モニタの捕集容器内のラドン濃度は30分程度の遅れで追従していることがわかる。また、流量率を $0.1\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ まで低下させると追従性は顕著に悪くなることから、静電式ラドンモニタによる連続測定は、フィルタの目詰まり等による流量率の低下に注意が必要である。

## 謝辞

本研究を始めるにあたり、その意義と研究の方向づけを賜わり、また本研究の遂行および本論文の作成にあたっては、終始心暖かい激励と格別の御指導を賜わりました名古屋大学工学部 池辺幸正 教授に心より感謝の意を表します。

本研究の遂行および本論文の作成にあたって、深い洞察に基づく数々の御指導、御助言、ならびにラドン濃度の校正と共同比較実験にひとかたならぬ御助力を頂きました名古屋大学工学部 飯田孝夫 助教授に厚く感謝の意を表します。

また本論文の作成にあたって、詳細かつ有益なご助言を頂きました名古屋大学工学部 森 千鶴夫 教授、名古屋大学工学部 宮原 洋 助教授、名古屋大学工学部 山本 洋 助教授に厚く感謝の意を表します。

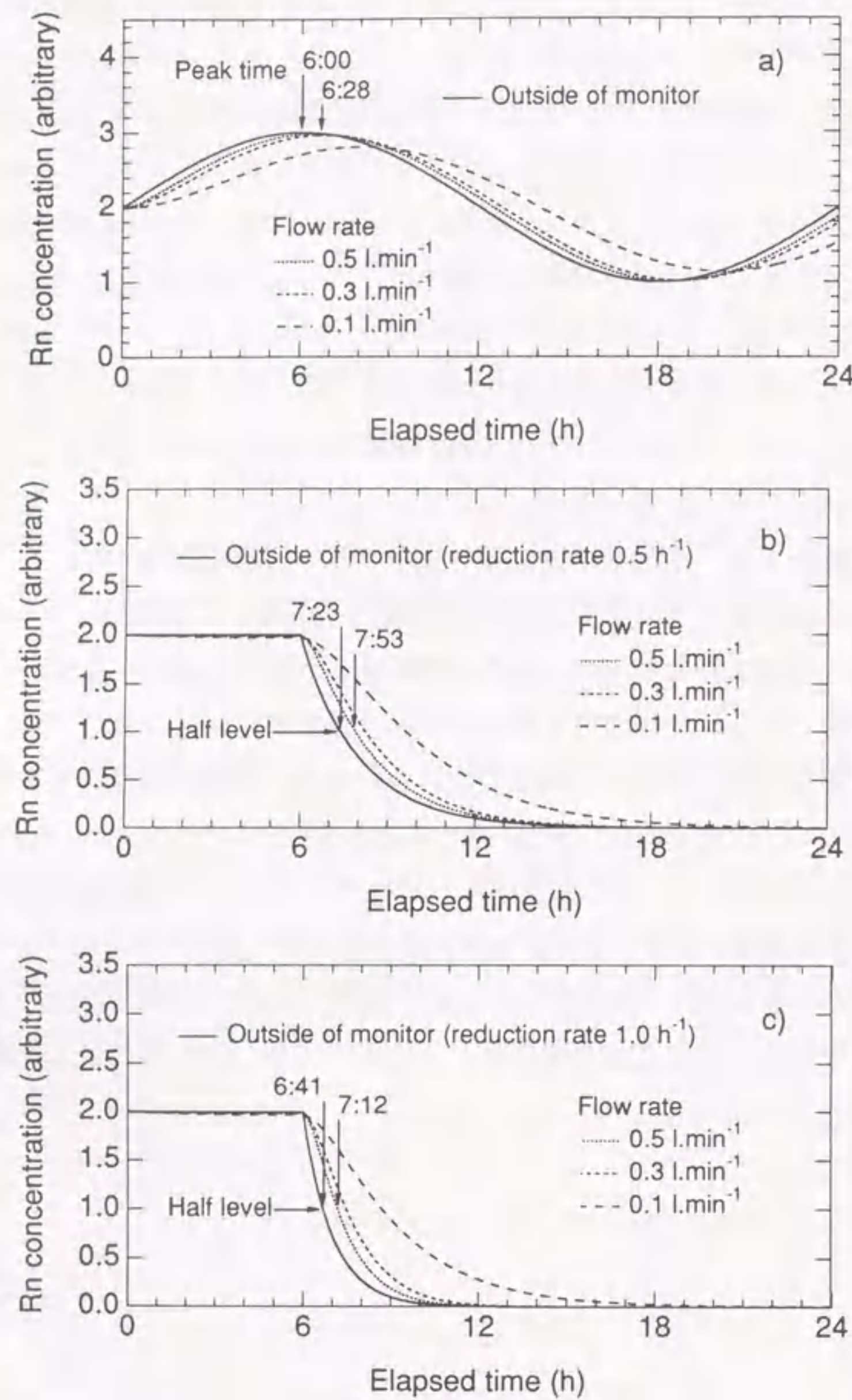
本研究の遂行にあたって、格別の御指導と公私にわたる御助言、ならびにラドン娘核種濃度の校正と共同比較実験に多大なる御助力を頂きました岐阜医療技術短期大学診療放射線学科 下 道國 教授に深く感謝の意を表します。

本研究で開発した測定装置の信頼性を確認する機会となった共同比較実験において、有益なる御助言と御指導を頂きました科学技術庁放射線医学総合研究所 阿部史朗 博士、日本原子力研究所環境安全研究部 天野 光 博士、早稲田大学理工学総合研究センター 黒澤龍平 教授、東京理科大学理工学部 児島 紘 博士、京都大学原子炉実験所放射線管理部門 山崎敬三 氏に心より感謝の意を表します。

本研究の遂行にあたり、多大なる御助言と御指導を頂きました動力炉・核燃料開発事業団東海事業所安全管理部 石田順一郎 課長、建設省建築研究所第二研究部材料環境研究室 伊藤和男 博士、財団法人放射線影響協会 岩崎民子 博士、科学技術庁放射線医学総合研究所第三研究グループ 藤高和信 博士、科学技術庁放射線医学総合研究所環境衛生研究部 米原英典 博士、に深く感謝の意を表します。また、適切な御助言と多くの資料を提供して頂きました財団法人電力中央研究所 松岡 理 研究顧問、同 田ノ岡 宏 研究顧問に厚く御礼申し上げます。

構成論文の投稿にあたり、かつての同僚として暖かい御助言と資料提供を頂きました科学技術庁放射線医学総合研究所企画室 土居雅広 博士に心より感謝の意を表します。

人が勤務する職場環境において測定を実施するにあたり、多大なる御支援と寛大な御協力を頂きました中部電力株式会社原子力管理部 橋本弘二 担当部長を始めと



図C.1 様々な濃度変動に対する静電式ラドンモニタ内のラドン濃度の追従性

する電力各社の関係各位、財団法人電力中央研究所狛江研究所放射線グループの関係各位、株式会社シー・アール・エスの関係各位に深く感謝の意を表します。

本研究を推進するための知見や経験を修得するまで辛抱強く御指導を頂き、さらに本論文を作成する機会を与えて頂きました(財)電力中央研究所狛江研究所 岡本尚武 副所長、同原子力システム部 石田健二 部長、同放射線グループ 石井敬一郎 グループリーダー に厚く感謝の意を表します。

本研究の遂行および本論文の作成にあたり、長い間、惜しみない助力と心強い励ましを与えてくれた両親に心から感謝します。また、論文作成の豊富な経験に基づき暖かい御支援を頂いた座間の両親に深く感謝します。

最後に、本研究の遂行および本論文の作成にあたり、終始、心暖まる笑顔で支え続けてくれた最良の理解者である妻 浩子に感謝の意を表します。

## 参考文献

- Ab82 Abu-Jarad, F.; Variation in long-term radon and daughters concentration with position inside a room, *Radiat. Prot. Dosim.*, 3, 227-231 (1982).
- Ab84 Abu-Jarad, F. and Fremlin, J. H.; Seasonal variation of radon concentration in dwellings, *Health Phys.*, 46, 1126-1129 (1984).
- Ab86 Abu-Jarad, F. and Al-Jarallah, M.; Radon in Saudi houses, *Radiat. Prot. Dosim.*, 14, 243-249 (1986).
- Ab89 阿部道子, 阿部史朗; 屋内・外ラドン等の全国測定, 小林定喜, 完倉孝子編; 生活環境におけるラドン濃度とそのリスク, 放射線医学総合研究所, 79-88 (1989).
- Ab91 阿部史朗, 阿部道子, 池辺幸正, 飯田孝夫; Rn-222の日本全国規模測定とそれによる被曝線量寄与, 下道國, 辻本 忠編, 環境ラドン, 電子科学研究所, 538-552 (1991).
- Al81 Alter, H. W. and Fleischer, R. L.; Passive integrating radon monitor for environmental monitoring, *Health Phys.*, 40, 693-702 (1981).
- Al83 Alter, H. W. and Oswald, R. A.; Results of indoor radon measurements using the Track Etch method, *Health Phys.*, 45, 425-428 (1983).
- Be79 Beck, H.L. and Gogolak, C.V.; Time-dependent calculations of the vertical distribution of  $^{222}\text{Rn}$  and its decay products in the atmosphere., *J. Geophys. Res.*, 84, 3139-3418 (1979).
- Bi94 Birchall, A. and James, A.C.; Uncertainty analysis of the effective dose per unit exposure from radon progeny and implications for ICRP risk-weighting factors, *Radiat. Prot. Dosim.*, 53, 133-140 (1994).
- Bu81 Busign, A., van der Vooren, A. W., Babcock, J. C. and Phillips, C. R.; The nature of unattached RaA ( $^{218}\text{Po}$ ) particles, *Health Phys.*, 40, 333-343 (1981).
- Co78 Cowper, G. and Davenport M. R.; An instrument for the measurement of long-term average radon level, in: *Proc. IAEA Symp. Advances in radiation protection monitoring*, IAEA-SM. 229/31, pp.413-422 (Vienna: IAEA).
- Di88 Dixon, D. W., O'Riordan, M.C. and Burnett, R.L.; Monitoring exposure to radon daughters in places of work, *Radiat. Prot. Dosim.*, 24, 467-470 (1988).
- Do84 Domanski, T., Chrusciewski and Zorawski, A.; Method of radon and decay

- products equilibrium factor measurements with the use of passive track detectors, *Radiat. Prot. Dosim.*, 8, 231-238 (1984).
- Do92 Doi, M., Kobayashi, S. and Fujimoto, K.; A passive measurement technique for characterisation of high-risk houses in Japan due to enhanced levels of indoor radon and thoron concentrations, *Radiat. Prot. Dosim.*, 45, 425-430 (1992).
- Do94 Doi, M., Kobayashi, S.; Characterization of Japanese wooden houses with enhanced radon and thoron concentrations, *Health Phys.*, 66, 274-282 (1994).
- Du69 Duggan, M. J. and Howell, D.M.; Relationship between the unattached fraction of airborne RaA and the concentration of condensation nuclei., *Nature*, 224, 1190-1191 (1969).
- Du83 Dua, S. K., Kotrappa, P. and Gupta, P.C.; Influence of relative humidity on the charged fraction of decay products of radon and thoron, *Health Phys.*, 45, 152-157 (1983).
- Fe84 Fewes, A.P.; A flexible technique for the analysis of etched tracks in CR-39 plastic, *Nucl. Tracks Radiat. Meas.*, 12, 217-219 (1986).
- Ma86 Majborn, B.; Automated counting and analysis of etched tracks in CR-39 plastic, *Radiat. Prot. Dosim.*, 17, 153-155 (1986).
- Fl80 Fleischer, R. L., Giard, W. R., Mogro-Campero, A., Turner, L. G., Alter, H. W. and Gingrich, J. E.; Dosimetry of environmental radon: methods and theory for low-dose, integrated measurements, *Health Phys.*, 39, 957-962 (1980).
- Fl83 Fleischer, R. L., Mogro-Campero, A. and Turner, L. G.; Indoor radon levels in the northeastern U.S.: effects of energy-efficiency in homes, *Health Phys.*, 45, 407-412 (1983).
- Fl84 Fleischer, R. L. and Turner, L. G.; Indoor radon measurements in the New York capital district, *Health Phys.*, 46, 999-1011 (1984).
- Fr73 Frank, R. L. and Benton, E. V.; A diffusion chamber radon dosimeter for use in mine environment, *Nucl. Instrum. Method*, 109, 537-539 (1973).
- Fu90 藤元憲三, 松村一博, 土居雅広, 小林定喜; 固体飛跡検出器のトラック計測における重なるの補正方法, *保健物理*, 25, 129-133 (1990).
- Ge77 George, A.C.; A passive environmental radon monitor, HASL-325, pp25-30 (Springfield, VA: National Technical Information Service).
- Ge84 George, A.C.; Passive integrated measurement of indoor radon using activated carbon, *Health Phys.*, 46, 867-872 (1984).
- Gu84 Gustafsson, J. and Hildingson, O.; Radon measurements in dwellings using activated charcoal, *Radiat. Prot. Dosim.*, 7, 203-206 (1984).
- Ha94a Hattori, T. and Ishida, K.; A continuous monitor for radon daughters and their unattached fractions, *Radiat. Prot. Dosim.*, 55, 113-122 (1994).
- Ha94b Hattori, T. and Ishida, K.; Equilibrium factor and unattached fraction of radon progeny in nuclear power plants., *Radiat. Prot. Dosim.*, 55, 191-197 (1994).
- Ha95 Hattori, T. and Ishida, K.; Dose due to inhalation of radon progeny in Japanese nuclear power plants., *Radiat. Prot. Dosim.*, 58, 53-59 (1995).
- He85 Hess, C. T., Fleischer, R. L. and Turner, L. G.; Field and laboratory tests of etched track detectors for  $^{222}\text{Rn}$ : summer-vs-winter variations and tightness effects in Maine houses, *Health Phys.*, 49, 65-79 (1985).
- IC77 International Commission on Radiological Protection; Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 26, Pergamon press, Oxford (1977).
- IC81 International Commission on Radiological Protection; Limits for Inhalation of Radon Daughters by Workers, ICRP Publication 32, Pergamon press, Oxford (1981).
- IC91 International Commission on Radiological Protection, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Pergamon press, Oxford (1991).
- IC93 International Commission on Radiological Protection; Protection against Radon-222 at Home and at Work, ICRP Publication 65, Pergamon press, Oxford (1993).
- IC94 International Commission on Radiological Protection; Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, ICRP Publication 66, Pergamon press, Oxford (1994).
- Ich92 市川龍資他; 生活環境放射線(国民線量の算定), (財)原子力安全研究協会 (1992).
- Ii83 Iida, T., Yamamoto, S., Ikebe, Y., Seki, A., Nakata, K., Ebana, M., Kanamori, M. and Yoshida, M.; An alpha-particle imaging system for detecting plutonium contamination, *Nucl. Instr. and Meth.*, 212, 413-418 (1983).
- Ii84 飯田孝夫; 固体飛跡検出器を用いたラドン濃度測定法, *放射線科学*, 27, 217-220 (1984).



- Ii85a 飯田孝夫; 静電捕集型ラドン濃度連続測定装置, 岡部 茂編, 大気中のラドン族と環境放射能, 日本原子力学会, 65-73 (1985).
- Ii85b 飯田孝夫; Passive型ラドン濃度測定器について, 保健物理, 20, 407-415 (1985).
- Ii88 Iida, T., Ikebe, Y., Hattori, T., Yamanishi, H., Abe, S., Ochifuji, K. and Yokoyama, S.; An electrostatic integrating  $^{222}\text{Rn}$  monitor with cellulose nitrate film for environmental monitoring, Health Phys., 54, 139-148 (1988).
- Ii89 飯田孝夫, 池辺幸正, 山西弘城; 東海地方におけるラドン濃度測定, 小林定喜, 完倉孝子編; 生活環境におけるラドン濃度とそのリスク, 放射線医学総合研究所, 43-54 (1989).
- Ii90 飯田孝夫; 日本の屋外ラドン濃度の地域特性-東海地方を中心に-, 放射線科学, 33, 12, 379-381 (1990).
- Ii94 飯田孝夫, 下 道國, 山崎敬三, 阿部史朗; パッシブ法によるラドン測定の国内共同比較実験, 保健物理, 29, 179-188 (1994).
- Ik70 Ikebe, Y.; Variation of radon and thoron concentrations in relation to the wind speed., J. Meteor. Soc. Japan, 48, 461-468 (1970).
- Ik85 Ikebe, Y., Iida, T., Shimo, M., Ogawa, H., Maeda, J., Hattori, T., Minato, S. and Abe, S.; Evaluation by  $\alpha$ -track detectors of Rn concentrations and f values in the natural environment, Health Phys., 49, 992-995 (1985).
- Ik89 池田耕一; 建築構造と換気率, 小林定喜, 完倉孝子編; 生活環境におけるラドン濃度とそのリスク, 放射線医学総合研究所, 43-54 (1989).
- Is85 石樽信人, TV方式画像解析装置によるエッチピットの直径計測, 保健物理, 20, 43-48 (1985).
- Isr85 Israeli, M.; Deposition Rates of Rn Progeny in Houses., Health Phys., 49, 1069-1083 (1985).
- Ja72 Jacobi, W.; Activity and Potential Alpha Energy of  $^{222}\text{Rn}$ - and  $^{220}\text{Rn}$ -Daughters in Different Air Atmospheres., Health Phys., 22, 441-450 (1972).
- Jam72 James, A. C., Bradford, G. F. and Howell, D. M.; Collection of Unattached RaA Atoms Using a Wire Gauge., J. Aerosol Sci., 3, 249-254 (1972).
- Ja93 Jacobi, W.; The history of the radon problem in mines and homes, Ann. ICRP, 23, 39-45 (1993).
- Ka85 加藤隆夫, 下 道國, 池辺幸正; 建屋内におけるフリー-RaA原子の沈着率と沈着速度の測定, 日本原子力学会誌, 27, 78-85 (1985).

- Ka89 Kataoka, T., Yunoki, E., Michihiro, K., Sugiyama, H., Matsunaga, K., Tanimoto, H. and Ishida, T.; Comparison of relationships between radon-222 concentration in outdoor air and some meteorological elements at different heights of the ground above sea level., Hoken-Butsuri, 24, 101-108 (1989).
- Ke75 Kerr, G. D.; Measurement of Radon Progeny Concentrations in Air by Alpha-particle Spectrometry., ORNL-TM-4924 (1975).
- Ke78 Kerr, G. D., Ryan, M. T., Perdue P. T.; Measurement of Airborne Concentrations of Radon-220 Daughter Products., US DOE CONF-780110-1 (1978).
- Ke84 Keller, G. and Folkerts, K.H.; Radon-222 concentrations and decay-product equilibrium in dwellings and in the open air, Health Phys., 47, 385-398 (1984).
- Kn83 Knutson, E. O., George, A. C., Frey, J. J. and Koh, B. R.; Radon Daughter Plateout-Part II Prediction Model., Health Phys., 45, 445-452 (1983).
- Ko82 Kotrappa, P., Dua, S. K., Pimpale, N.S., Gupta, P. C. Nambi, K. S. V., Bhagwat, A. M. and Soman, S. D.; Passive measurement of radon and thoron using TLD or SSNTD on electrets, Health Phys., 43, 399-404 (1982).
- Ko86 児島 紘, 阿部史朗; 自然環境用ラドン娘核種モニター, 保健物理, 21, 167-174 (1986).
- Ko88 Kojima, H. and Abe, S.; Measurements of the total and unattached radon daughters in a house, Radiat. Prot. Dosim., 24, 241-244 (1988).
- Ko89 Koyama, T.; Composition of atmospheric aerosols in Southern Kantou air basin. (in Japanese), J. Environ. Lab. Assoc., 14, 185-190 (1989).
- Ko93 Kojima, H. Abe, S. and Fujitaka, K.; Semi-empirical estimation of deposition velocity of unattached radon daughters in a room, Radiat. Prot. Dosim., 46, 103-109 (1993).
- Kob89 小林恒夫, 高久祐治; 福島市の生活環境における大気中ラドン娘核種からの被曝線量評価, 保健物理, 24, 129-132 (1989).
- La60 Lassen, L. and Rau, G.; Die anagerung radioaktiver atome an aerosole (Schwebstoffe), Zeit. Phys., 160, 504-519 (1960).
- Ma69 Martz, D. E., Holleman, D. F., Mccurdy, D. E. and Schiager, K. J.; Analysis of atmospheric concentrations of RaA, RaB and RaC by alpha spectroscopy., Health Phys., 17, 131-138 (1969).
- Mi82 Miles, J.C. and Dew, E. J.; A passive radon gas detector for use in homes: In Proc.

- 11th Int. Conf. Solid State Nuclear Detectors, Paergamon Press, Oxford, 539-542 (1982).
- Me76 Mercer, T.T.; The Effect of Particle Size on the Escape of Recoiling RaB Atoms from Particulate Surfaces., Health Phys., 21, 173-175 (1976).
- Na83 Nazaroff, W.W.; Radon daughter carousel : an automated instrument for measuring indoor concentrations of  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{214}\text{Bi}$ ., Rev. Sci. Instrum., 54, 1227-1233 (1983).
- Na93 内藤李和; 南関東地域における浮遊粒子状物質の特性-最近の6都県市の合同調査から-, 全国公害研会誌, 18, 62-70 (1993).
- Ny83 Nyberg, P. C. and Bernhardt, D.E.; Measurement of time-integrated radon concentrations in residences, Health Phys., 45, 539-543 (1983).
- OE83 OECD/NEA.; Dosimetry Aspects of Exposure to Radon and Thoron Daughter Products (1983).
- Oh93 太田庸起子; 屋内ラドン濃度の調査知見, RADIOISOTOPES, 42, 461-466 (1993).
- Po78 Porstendö rfer, J.; The Influence of Exhalation, Ventilation and Deposition Processes upon the Concentration of Radon, Thoron and their Decay Products in Room Air., Health Phys., 34, 465-473 (1978).
- Po79 Porstendö rfer, J. and Mercer, T.T.; Influence of electric charge and humidity upon the diffusion coefficient of radon decay products, Health Phys., 37, 191-199 (1979).
- Po84 Porstendö rfer, J.; Behaviour of radon daughter products in indoor air., Radiat. Prot. Dosim., 7, 107-113 (1984).
- Po92 Porstendö rfer, J. and Reineking, A; Indoor behaviour and characteristics of radon progeny., Radiat. Prot. Dosim., 45, 303-311 (1992).
- Pof92 Poffijn, A., Uyttenhove, J., Drouget, B and Tondeur, F.; The radon problem in schools and public buildings in Belgium., Radiat. Prot. Dosim., 45, 499-502 (1992).
- Pr69 Prinz, H.; Hochspannungsfelder, München: R. Oldenbourg Verlag (1969).
- Qa76 Qaqish, A. Y. and Besant, C.B.; Detection efficiency and range determination of alpha particles in cellulose nitrate, Nucl. Instrum. Methods, 138, 493-505 (1976).
- Re85 Reineking, A., Becker, K.H. and Porstendorfer, J.; Measurements of the unattached fractions of radon daughters in houses., Sci. Total Environ., 45, 261-270 (1985).
- Re90 Reineking, A. and Porstendö rfer, J.; "Unattached" fraction of short-lived Rn decay products in indoor and outdoor environments: an improved single-screen method and results, Health Phys., 58, 715-727 (1990).
- Ro69 Rock, R. L., Lovett D. B. and Nelson S. C.; Radon daughter exposure measurement with track etch films, Health Phys., 16, 617-621(1969).
- Sc84 Sciocchetti, G., Scacco, F., Baldassini, P. G., Monte, L. and Sarao, R.; Indoor measurements of airborne natural radioactivity in Italy, Radiat. Prot. Dosim., 7, 347-351 (1984).
- Sh81 Shimo, M., Torii, T. and Ikebe, Y.; Measurements of unattached and attached RaA atoms in atmosphere and their deposition in human respiratory tract., J. At. Energy Soc. Japan, 23, 851-861 (1981).
- Sh83 下道國、加藤隆夫; 屋内空気中のラドンとその娘核種の濃度 (II) -換気装置の始動または停止直後の過渡的状态-, 保健物理, 18, 133-143 (1983).
- Sh84a Shimo, M. and Ikebe, Y.; Measurements of radon and its short-lived decay products and unattached fraction in air, Radiat. Prot. Dosim., 8, 209-214 (1984).
- Sh84b Shimo, M. and Ikebe, Y.; A continuous measuring apparatus using filter-sampling technique for environmental radon daughters., Res. Lett. Atmosph. Electr., 4, 63-70 (1984).
- Sh84c Shimo, M.; An estimation of the effective dose equivalent from Rn short-lived decay products, Health Phys., 47, 476-479 (1984).
- Sh85a Shimo, M., Asano, Y., Hayashi, K. and Ikebe, Y.; On some properties of  $^{222}\text{Rn}$  short-lived decay products in air., Health Phys., 48, 75-86 (1985).
- Sh85b Shimo, M.; The effective attachment coefficients of atmospheric ions and neutral atoms to aerosol particles II: Comparison between the attachment coefficients calculated by various physical parameters and between experimental results. Res. Lett. Atmosph. Electr., 5, 65-71 (1985).
- Sh88 下道國; ZnS (Ag) シンチレーション検出器を用いたフィルター法における測定効率, 保健物理, 23, 209-215 (1988).
- Sh92 下道國, 山崎敬三, 児島 紘, 黒澤龍平, 阿部史朗; ラドンとその娘核種共同比較実験 そのII-2.基準機関のActive法-, 日本保健物理学会第27回研究発表会要旨集, p2 (1992).
- Sw84 Swedjemark, G. A. and Mjönes, L.; Radon and radon daughter concentrations in Swedish homes, Radiat. Prot. Dosim., 7, 341-345 (1984).

- Uc89 内山正史, 岩崎民子, 完倉孝子, 藤元憲三, 中村裕二, 小林定喜, 松村一博; 簡易型パッシブモニターによる全国調査プログラム, 小林定喜, 完倉孝子編; 生活環境におけるラドン濃度とそのリスク, 放射線医学総合研究所, 55-62 (1989).
- UN77 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York (1977).
- UN82 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, United Nations, New York (1982).
- UN88 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations, New York (1988).
- UN93 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York (1993).
- Ur81 Urban, M. and Piesch, E.; Low level environmental radon dosimetry with a passive track etch detector device, *Radiat. Prot. Dosim.*, 1, 97-109 (1981).
- Ve84 Venuti, G. C., Casaccia, R., Grisanti, G., Risica, S., Laakso, I. and Votano, L., *Nucl. Tracks Radiat. Meas.*, 8, 203-206 (1984).
- Wi82 Wicke, A. and Porstendorfer, J.; Radon daughter equilibrium in dwellings. In: *Radiation Environment* (Editor: K. G. Vohra et al), p.481-488, Wiley Eastern Limited, (1982).
- Wi84 Wicke, A.; Exposure of the population to radon daughters -problems associated with the assessment of the annual dose, *Radiat. Prot. Dosim.*, 7, 337-340 (1984).
- Ya78a 山県 登 他; 国民線量推定のための基礎調査, (財)放射線影響協会 (1978).
- Ya78b 山県 登 他; 国民線量推定のための基礎調査 (II), (財)放射線影響協会 (1978).
- Ya87 山崎敬三、辻本 忠、桂山幸典; 原子力施設内空気中のラドンとその娘核種の性状と挙動, *保健物理*, 22, 236-240 (1987).
- Ya92a 山崎敬三, 児島 紘, 下 道國, 阿部史朗; ラドンとその娘核種共同比較実験 そのII -1.Active法-, 日本保健物理学会第27回研究発表会要旨集, p1 (1992).
- Ya92b Yamasaki, K. and Suzuki, K.; Activity Size Distribution of Radon Progeny in Indoor Air: Comparison of Model to Data., *Health Phys.*, 63, 410-420 (1992).
- Ya95a 山崎 直, 飯田孝夫, 昼間と夜間のラドン・トロン娘核種濃度差, *RADIOISOTOPES*, 44, 251-255 (1995).
- Ya95b 山崎 直, 飯田孝夫, 下 道國, 池辺幸正; 屋外ラドンおよびラドン娘核種濃度の連続測定, *保健物理*, 30, 149-154 (1995).

- Yo89 米原英典; 北陸・中国・九州地方を中心としたラドン測定, 小林定喜, 完倉孝子編; 生活環境におけるラドン濃度とそのリスク, 放射線医学総合研究所, 55-62 (1989).
- Yo93 読売新聞 (1993.1.27).
- Yo95 Yonehara, H., Aoyama, T., Radford, E.P., Kato, H. and Sakanoue, M; Radon concentrations in residential housing in Hiroshima and Nagasaki, *Health Phys.*, 68, 683-688 (1995).

## 本論文を構成する発表論文

- [1] Iida, T., Ikebe, Y., Hattori, T., Yamanishi, H., Abe, S., Ochifuji, K. and Yokoyama, S.; An electrostatic integrating  $^{222}\text{Rn}$  monitor with cellulose nitrate film for environmental monitoring, Health Phys., 54, 139-148 (1988).
- [2] 服部隆利, 石田健二; CNフィルムのエッチピットの自動計数装置、RADIOISOTOPES, 42, 634-638 (1993).
- [3] Hattori, T. and Ishida, K.; A continuous monitor for radon progeny and its unattached fraction, Radiat. Prot. Dosim., 55, 113-122 (1994).
- [4] Hattori, T. and Ishida, K.; Equilibrium factor and unattached fraction of radon progeny in nuclear power plants, Radiat. Prot. Dosim., 55, 191-197 (1994).
- [5] Hattori, T. and Ishida, K.; Dose due to inhalation of radon progeny in Japanese nuclear power plants, Radiat. Prot. Dosim., 58, 53-59 (1995).
- [6] Hattori, T., Ichiji, K. and Ishida, K.; Behaviour of radon and its progeny in a Japanese office, Radiat. Prot. Dosim., 62, 151-155 (1995).
- [7] Hattori, T., Ichiji, K. and Ishida, K.; Equilibrium factor and unattached fraction of radon progeny in outdoor air., RADIOISOTOPES, 44, 710-714 (1995).

## その他の関連論文

- (1) Ikebe, Y., Iida, T., Shimo, M., Ogawa, H., Maeda, J., Hattori, T., Minato, S. and Abe, S.; Evaluation by  $\alpha$ -track detectors of Rn concentrations and f values in the natural environment, Health Phys., 49, 992-995 (1985).
- (2) 服部隆利, 石田健二; 空気中のラドン娘核種 (全成分+フリー成分) 濃度の連続測定装置, 環境ラドン, 電子科学研究所, 389-396 (1992).
- (3) Hattori, T. and Ishida, K.; Continuous monitor for radon daughters and their unattached fractions, Trans. Am. Nucl. Soc., 69, 406-407 (1993).

