

pgTEQ/kg・・・(c)となる。

皮膚に付着があった場合については、付着量：1cc (1.31g)、10分以内に十分石鹼と水で洗い流した場合の吸収率：0.2%とすると、皮膚からのダイオキシン類摂取量は、 $1.31 \times 0.002 \times 2,800,000$ pgTEQ/g $\div 31 = 236.6$ pgTEQ/kg・・・(d)となる。

(c)、(d)よりB小学校児童のダイオキシン類摂取量は、以下のように推計された。

・皮膚に付着しなかった児童の場合

9.9 pgTEQ/kg

・皮膚に付着した児童の場合

246.5 pgTEQ/kg

A 小学校の場合

PCB飛散量：20cc、KC-300の比重：1.31、教室の体積：153 m³であるから、事故直後の室内PCB濃度は $20 \times 1.31 \div 153 = 0.171$ g/m³となる。よって、事故直後の室内ダイオキシン類濃度は、 $0.171 \times 172,700 = 29,532$ pgTEQ/m³・・・(A)となる。

6歳(1年生)の一般的児童の1回呼吸量：126cc/回、呼吸回数：19回/分、体重：22kg、教室内滞在時間：5分とすると、吸入空気量は $126 \times 19 \times 5 = 11,970$ cc = 0.012 m³・・・(B)となる。

(A)、(B)より、室内空気からのダイオキシン類摂取量は、 $29,532 \times 0.012 \div 22 = 16.1$ pgTEQ/kg・・・(C)と計算される。

なお、室内に30分いた場合は、5分いた場合の6倍の摂取量となり、96.6 pgTEQ/kgと計算される・・・(D)。

皮膚に付着があった場合については、付着量：0.1cc (0.13g)、24時間以内に十分石鹼と水で洗い流した場合の吸収率：0.9%とすると、皮膚からのダイオキシン類摂取量は、 $0.13 \times 0.009 \times 2,800,000 \div 22 = 148.9$ pgTEQ/kg・・・(E)となる。

事故後1日以降、教室に8時間いた場合、ダイオキシン類室内濃度は0.95 pgTEQ/m³、空気吸入量は $126 \times 19 \times 480 = 1,149,120 = 1.15$ m³であるから、ダイオキシン類摂取量は $0.95 \times 1.15 \div 22 =$

0.05 pgTEQ/kg・・・(F)となる。

机に拭き残したPCBを経口的に摂取した場合、PCB残存量は $0.04 \mu\text{g} / 100 \text{cm}^2 = 0.0000000004$ g/cm²、机の面積は $60 \text{cm} \times 40 \text{cm} = 2,400 \text{cm}^2$ であるから、ダイオキシン類摂取量は $0.0000000004 \times 2400 \times 2800000 \div 22 = 0.12$ pgTEQ/kg・・・(G)となる。

(C)、(D)、(E)、(G)よりA小学校児童のダイオキシン類摂取量は以下のように推計された。

なお、机に残存したPCBの摂取量(0.12 pgTEQ/kg)、事故後1日目を降に教室に入ったための摂取量(0.05 pgTEQ/kg)のリスクは、ほとんど無視できると考えた。

・皮膚に付着しなかった児童の場合(5分)

16.1 pgTEQ/kg

・皮膚に付着した児童の場合(5分)

165 pgTEQ/kg

・皮膚に付着した児童の場合(30分)

245.5 pgTEQ/kg

2.3.コミュニケーションのための健康リスクの説明方法

本節では、2.2節で述べた健康リスク評価(曝露量評価)の住民に対する説明方法についてまとめる。

2.2節で述べたように、今回の事故によるPCB曝露量を、より厳しい評価となるダイオキシン類として評価した。

B小学校、A小学校の皮膚に付着しなかった児童の場合は、最大でもそれぞれ9.9 pgTEQ/kg、16.1 pgTEQ/kgと推計された。これらの値は、生涯摂取し続けても安全と考えられるダイオキシン類の耐容一日摂取量(TDI)の2.5~4倍程度であり、この程度のダイオキシン類を1回摂取しても健康への影響はないと考えられる。

一方、直接皮膚に接触した児童の場合は最大に見積もると、耐容一日摂取量を大幅に上回ることになる。しかし、この量を参考のために生後30日の乳児が母乳から平均的に摂取する量と比較すると2~3日分程度と推計されたが、この量を1

度に摂取したとしても、母乳を飲んでいる乳児や職業曝露などの例と比較すると、急性、慢性の健康影響が認められる心配はほとんどないと思われる。なお、乳児の摂取量に関しては、母乳中のダイオキシン類濃度に個体差があること、濃度が時期によって異なることが知られており、今回の健康リスクをこの値と比較することには議論があるところであるが、あくまで住民に分かりやすい比較の目安として提示した。

発がん性に関してはダイオキシン類の発がん作用には、閾値（ある一定の量を超えなければ、健康への影響はおこらないと考えられる値）があると考えられており、今回の摂取量はその閾値の濃度よりはるかに少ない。一方、PCBとして考えた場合、KC-300は動物実験で発がん性は認められていないことから、今回の摂取量では発がんに関して心配する必要はないと思われる。

また最近では発がん作用のみではなく、内分泌攪乱作用も懸念されているが、胎児が母体からの曝露を受けて何らかの影響がある場合の体内負荷量（体内に蓄積している量）が動物実験で86 ngTEQ/kg/dayと推測されている。耐容一日摂取量はこの値に10倍の安全を見積もって決定されている。これは耐容一日摂取量の4 pgTEQ/kg/dayの10倍の量を20～30年間、毎日摂取し続けるとおおよそこの位の体内濃度になると解釈されるものである。したがって今回の程度の摂取量では、影響の発現する体内の蓄積量にはならないので、今後普通の食生活をしていけば大人になって子供を出産する場合でも、胎児への影響はまず心配しなくてもよいと考えられる。また、事故後に教室に立ち入った場合の摂取量は、平均的に毎日食事から摂取している量と比較しても1/100程度であり、健康への影響は考慮しなくてもよい。

これまで述べたように、今回の事故によるダイオキシン類の摂取量は、幸いなことに現在および将来に影響を残すような摂取量ではなかったのではないかと推測された。しかし、余分なダイオキシン類を摂取してしまったことは確かであるから、体内から少しでも排出されればこれに越したことはない。現在治療法は特にないが、台湾油症の時

の経験や、動物実験では、緑黄色野菜の摂取や、繊維質の多い食品を摂取すれば、代謝されたダイオキシン類の腸からの再吸収が妨げられて便の中に多く排出すると期待されている。また、食品の脂肪分の中にダイオキシン類が多く含まれているので、今後の食品からの摂取を少なくするためには、脂肪食に偏らないバランスの良い食生活を送ることが大切である。これは血液中のコレステロールを上げないように、あるいは下げる食生活にもつながるので、このようなことに気をつけていけばよいであろう。

ダイオキシン類に限らず、微量の化学物質の健康影響についてのリスク評価は、まだ不確実性が多いという限界はあるが、ここで示したリスク評価は現時点で得られた最大限の知見をもとに推計したものである。

2.4.コミュニケーションの評価

本節では、2.2節で述べたリスク評価を行う過程で実施されたコミュニケーションについて考察を試みる。

2.2節で述べたリスク評価は、“PCB曝露による健康対策等検討専門家会議”で審議されたものである。会議は、児童の保護者に公開して開催された。会議において、児童の保護者は、専門家が発表したリスク評価の案に対して質問・要望を提示し、専門家はこれに応える形でリスク評価を改良していった。例えば、2.2節で述べた「机に拭き残したPCBを経口的に摂取した場合」のPCB摂取量は、保護者の質問に対する回答として最終報告書に表記されたものである。保護者の意見が審議の段階で反映されるため、会議が公開で行われたことはクライシスコミュニケーションにより効果をもたらしたと考えられる。

最終報告書がまとまった後、専門家から住民に対して、推定された健康リスクの意味するところが説明された。2.3節で述べた通り、推定された曝露量を耐容一日摂取量（TDI）と比較することにより、健康リスクを住民に分かりやすい形で説明した。その結果、皮膚に付着しなかった児童については、まず健康影響を心配する必要がないと判断された。「様々な不確実性を考慮してリスクを

最大限に見積もった曝露量が耐容一日摂取量 (TDI) の数日分であったため、健康影響を心配する必要はほとんどないと推測される。」という専門家の説明に、多くの保護者は安心した。一方、皮膚に付着した児童の推定曝露量は、耐容一日摂取量 (TDI) を大幅に上回るようになった。これに対して専門家は、生後 30 日の乳児が母乳から平均的に摂取する量という保護者がイメージしやすい例と比較した結果を示すことで、健康影響が生じる心配はほとんどないことを説明した。それでも不安に思う保護者がいたため、血液検査可能な年齢 (ダイオキシン類濃度測定には最低でも約 50ml の採血が必要なため) に児童がなり次第、希望者には詳細な血液検査を行うこと (費用は市負担) が、市、専門家、保護者の間で同意され、最終報告書に明記された。

本事例は、不幸にも小学校児童が PCB という有害化学物質に曝露されたものである。しかし、その後、市、専門家、保護者の 3 者が意志疎通・情報交換を行いながら、健康リスク評価を行った結果、幸いなことに現在および将来にわたって影響が懸念されることはない結論づけられた。専門家は住民に分かりやすい形で健康リスクを説明することに成功しており、有害化学物質のコミュニケーションを考える上で有益な情報を与えるものと考えられる。

3. 園舎改修工事におけるアスベスト曝露事例

本章では、前報¹⁾で報告した文京区アスベスト問題 (園舎の改修工事に伴う乳幼児のアスベスト曝露事例) について、事後に行われた健康リスク評価とクライシスコミュニケーションにおける専門家の説明方法についてまとめる。

3.1. 事例概要

文京区アスベスト問題は、1999 年 7 月に、東京都文京区の S 保育園で行われた園舎の改修工事の際、天井裏に使用されていたアスベストが飛散し、隣接する保育室の園児がアスベストに曝露された事故である。なお、この工事は、工事現場の密閉、集塵装置の設置を行っておらず、都公害防

止条例に違反していた。現在は、訴訟問題に発展している。

詳細については前報²⁾を参照されたい。なお、以下の主な内容は、分担研究者が参加した“文京区立 S 保育園アスベスト曝露による健康対策等検討委員会”で審議されたものであり、リスク評価については最終報告書としてまとめられている³⁾。本報では、リスク評価の結果を基にして、コミュニケーションの観点からさらなる考察を試みた。

3.2. 健康リスク評価方法

以下に、最終報告書に記載されたアスベストによる健康リスクの評価方法について述べる。なお、アスベストの毒性は閾値がないと考えられているため、リスクの概念を用いて生涯過剰発がんリスクを求める手法によりリスク評価を行った。

3.2.1 アスベストの健康影響

本項では、アスベスト曝露による健康影響 (ハザードの同定) について述べる。

大気中のアスベストは、吸気とともに肺内に吸入され、1~10 μ m の空気力学径を持つ繊維が、肺深部の肺胞に沈着しやすい。肺胞に沈着したアスベスト繊維の移動の速度は遅い。肺の細胞や間質に取り込まれた物質は長期間貯留し、生物学的な影響を及ぼす。職業的曝露においては、排出機能を上回る高濃度の曝露が反復的に長期間続くことにより、多量のアスベストが肺内に沈着し、石綿肺、肺がん、胸膜及び腹膜の悪性中皮腫を発生させることが明らかになっている。

1. 石綿肺

石綿肺は、じん肺の一つであり、肺に不可逆的な線維化巣を形成し、呼吸機能の低下を来す。発症曝露量は、疫学的な検討では 20 f/ml \cdot year 以下での危険性はほとんどない。WHO では、5~20 f/ml での継続的な曝露によって発症するとしている。

2. 肺がん

肺がんは、アスベストへの曝露から発症まで平均 20 年前後とした報告が多い。国際がん研究機

関 (IARC) は、アスベストを「ヒトに対する発がん性に十分な根拠のある物質 (Group 1)」に分類している。また、喫煙は肺がん危険度を相乗的に高めることが疫学的に証明されている。代表的な報告では、一般の人に比べて喫煙のみでは約 10 倍、アスベストのみでは約 5 倍の発がんの危険度であった。診断は、他の肺がんと同様に、胸部レントゲン検査、CT 検査、喀痰細胞診、気管支鏡による検査による。治療法は、発生部位、進行度、組織型に基づいて選択される。

3. 悪性中皮腫

悪性中皮腫は、診断の難しい腫瘍であり、人口動態統計によると平成 10 年には 570 例の中皮腫が報告されており、がん全体の約 0.2% を占める。胸膜又は腹膜の悪性中皮腫がアスベスト曝露者に高率に発生したことが報告されて以来、アスベスト曝露者に特異な疾患と認識されるようになった。曝露開始から中皮腫発生までの期間は、およそ平均 30 年と考えられている。アスベスト以外の原因として、遺伝素因、放射線被曝、ベリリウム曝露との関係が示唆され、最近ではウイルス感染との関連も指摘されている。肺がんとは異なり、喫煙との関連は認められない。悪性中皮腫は、悪性新生物の中でも予後が悪く、また、現在のところ有効な治療法は確立されていない。広く使われてきた代表的なアスベストである、クリソタイル、クロシドライト、アモサイトの生体影響の違いについては、疫学的にも実験的にも明らかにされている。アモサイトとクロシドライトは、同じ曝露量であってもクリソタイルより、石綿肺、肺がん、悪性中皮腫ともに高い発生率になることが知られている。

3.2.2 アスベスト曝露量

シミュレーション (1999 年 11 月、S 保育園にて実施) に基づいて、各日時、場所別アスベスト濃度が得られ、園児の登園日、登・退園時間から個人の推定曝露量が算出された。

表 1 に、園児の曝露量を示す。なお、アスベスト曝露のあったとされる期間の在園時間が曝露時

間となるために、個々の推定曝露量 (曝露濃度×時間の総和) は比較しにくく、また、リスク算出も複雑になることから、10 時間曝露に換算したアスベスト繊維濃度 ($f/ml \cdot 10h$) として表した。推定値 I は、シミュレーション濃度の総和に不確定係数 (2) を乗じた値、推定値 II は、シミュレーション濃度の総和に推計値を加算した値である。最終報告書では、両シミュレーション結果が併記された³⁾。

実際の曝露時間は、約 61 時間から約 99 時間であったため、園児に対する平均曝露濃度は、表 1 に示した値の 1/10~1/6 程度となる。この曝露濃度は、アスベスト肺発症の閾値を超えるものではないことから、リスク評価は肺がんと中皮腫について行った。

3.2.3 リスク評価

前項で導出したアスベスト曝露濃度は、アスベスト肺発症の閾値を超えるものではないことから、リスク評価は肺がんと中皮腫について行った。

アスベスト曝露量を、3 つの専門機関 (WHO、日本産業衛生学会⁴⁾、EPA) および Hughes⁵⁾ が提示している曝露量と発症確率の関係式に代入し、100 万人に対する肺がんまたは中皮腫の生涯発生数を求めた。表 2 に、肺がんまた中皮腫の生涯発生数を示す。WHO による推定値は最も低く、日本産業衛生学会許容濃度委員会勧告値⁴⁾、EPA の順に高くなり、Hughes⁵⁾ が報告した学校内曝露に対するリスク推計によって得られた値が最も高い。0 歳児 I に対するリスク推定値は、専門機関によるもので 2.9~21.0 (推定値 I) と 4.3~30.9 (推定値 II)、Hughes の報告によるもので 34.1 (推定値 I) と 50.1 (推定値 II) となった。

0 歳児、1 歳児、2 歳児についてみると、最も高い曝露量となった例でのリスク値は推定値 I と推定値 II の差は小さくなく、両推定値を併せた範囲で示すと、専門機関によるもので 2.7~38.6、Hughes の報告によるもので 31.3~62.7 であった。3 歳児、4 歳児、5 歳児では、曝露量についての推定値 I と推定値 II の差が大きく、4 歳児 I に対するリスク推定値は、専門機関 1.1~8.1、Hughes 13.1 (推定値 I) に対して、専門機関 4.2~30.2、

Hughes 49.0 (推定値 II) となった。各年齢において最も高い曝露量となった園児の曝露量は、3歳児以上の園児では、専門機関 1.1～10.1, Hughes 10.9～16.5 (推定値 I), 専門機関 3.2～30.2, Hughes 37.1～49.7 (推定値 II) の範囲であった。曝露量の推定値 I と推定値 II での違いは最大で約 4 倍であるが、専門機関および Hughes によるリスク推定値の違いは約 10 倍であった。0歳児から 5 歳児の中で最も高い曝露量となった園児に対するリスク推定値は、専門機関 0.9～38.6, Hughes 10.9～62.7 の範囲にあり、年齢クラス別の差は小さくリスク推定モデルの差を上回るものではなかった。

3.3. コミュニケーションのための健康リスクの説明方法

本節では、3.2 節で述べた健康リスク評価の住民に対する説明方法についてまとめる。

前節で求めたリスク推定値は、WHO, EPA および日本産業衛生学会といった専門機関等が過去の疫学調査などに基づいて確立したアスベスト曝露量と肺がん又は中皮腫の発生頻度の関係についてのモデル式から算出したものである。基になった疫学調査のほとんどは職業性の高濃度曝露例で、症例も成人である。したがって、これらのモデル式から得た本事例に対する推定値には、年齢の違いや職業曝露に比べて短期かつ低濃度曝露であることなど、現時点では未解決であるが、さらに見積もるべき要素が存在することに注意しなければならない。その様な立場から、前節で求めたリスク推定値の範囲から、最大値となっている Hughes のモデルから得た推定値を採用すると、そのリスクレベルは、今回のアスベスト曝露によって 100 万人あたり最大で 63 人の肺がん又は中皮腫の発生が推定されるレベルであった。

一般大気環境に存在するアスベストへの曝露は、アスベストの種別、地域や経年的な変化などの評価が困難な点はあるが、表 3 に示したように東京都などでの大気濃度に基づいてリスク推定値が得られる。生涯曝露による 100 万人あたりのリスクは、アスベストが角閃石系であった場合には最大 319 人 (Hughes), クリソタイルのみ、または混在した場合には最大 195 人 (EPA: アスベストの

種別をしていない) の肺がん又は中皮腫の発生が推定される。最近の大気アスベスト濃度は過去に比べて低くなってきているのでリスクも低下していくと考えられ、若齢者と高齢者にはリスク値にかなりの差が生じると推定される。したがって、園児のアスベスト曝露によって生じた過剰リスクは、過去の都市大気中アスベスト濃度による生涯リスクの 5 分の 1, 最近の都市大気濃度による生涯リスクとほぼ同程度であったと推定される。

リスクの推定はすでに述べたように、諸機関および学術論文に示された曝露・発がんリスクの関係式に基づいて、10 時間値に換算された園児の曝露推定値から算出したものである。個人の感受性など不確定要素については、諸機関のリスク値が 95% 信頼区間の上限を採用していることで、過小評価となっていないと判断される。

結論として、アスベストをはじめ、閾値のない発がん物質のリスクは、本来は限りなく 0 に近いことが望ましいが、現在わが国では、有害物質による生涯リスクが 10 万分の 1 以上であるときは、何らかの対策をとるべきであると考えられているので、今回の園児のリスクの最大が 10 万分の 6.3 と推測され、また、曝露年齢が 0～5 歳という不確定要因も加わることから、今後何らかの健康面での経過観察が必要であると考えられる。

なお、“文京区立 S 保育園アスベスト曝露による健康対策等検討委員会”は、以下のような対策の早急な実施を提案しており、文京区も概ね了承している。

- 1) 本委員会が最低限必要と考える健康対策
 - < 1 > 健康対策対象者 (及び関係者) 台帳の整備, 関連文書の長期保存及び個人のプライバシー保護
 - < 2 > 健康相談体制とホームページの早急な実施
 - < 3 > 健康対策対象者のうち希望者への手帳配付と説明
 - < 4 > 健康対策対象者のうち希望者全員へ毎年、現住所等確認及び相談事項を記入できる葉書の配付
 - < 5 > 葉書回収後、健康対策等実施委員会 (後

述)の最低年1回の開催

- <6> 健康対策対象者からの相談事項・アスベスト関連疾患の診断方法と治療方法の検討及び最新のアスベスト関連情報や区内アスベスト対策の進捗状況等の報告と検討
- <7> 実施委員会開催後、健康対策対象者のうち希望者全員への委員会ニュースの送付
- <8> 他の目的で撮影され、提出された胸部X線写真等の読影と保管
- <9> 万が一アスベスト関連疾患が生じた際の検討と判定の実施

2)「S保育園アスベスト関連疾患健康対策等実施委員会(仮称)」の設置

上記の健康対策を実施するために、本委員会は文京区に、「S保育園アスベスト関連疾患健康対策等実施委員会(仮称)」(以下、「実施委員会」という。)の速やかな新規創設を提言する。

3) 本委員会が実施委員会での検討を要望する項目

- <1> 保護者向けストレスアンケート及びストレス対応の検討
- <2> ばく露に関して園児に説明する場、保護者の支援及び園児向けパンフレットの作成
- <3> 区立小中学校で喫煙と並びアスベスト健康被害と予防教育の実施に関する検討
- <4> 2009年以降に区常勤・非常勤・臨時職員での健診項目の検討
- <5> 2019年以降に園児の健診項目及び文京区以外に居住する者の健診方法の検討

4) 実施委員会の委員構成と事務局

実施委員会は、本委員会の提言をうけ、再度対策の検討を一から行うことで時間を費やすことのないよう委員構成に一定の連続性を

保たせ、以下に述べる委員構成で上述の要望項目等を検討し実施する事を提言する。

<1> 専門職の参加

- ア) 現在の委員会に続き複数の疫学関係者
- イ) 現在の委員会に続き複数の呼吸器科医でアスベストの専門医
- ウ) 現在の委員会に続きアスベスト関連NPOからの参加
- エ) 現在の委員会の小児科医に加え小児の悪性疾患に関する親子の受け止め方と対応に明るい心理関係者

<2> 保護者の参加

園児が成人になるまでの期間は、当事者である複数の保護者の参加

<3> ばく露を受けた本人の参加

ばく露を受けた本人の中から、自由意思により委員を希望する複数の者を委員とする事を妨げるものではない。

<4> 区職員の参加

今後予測されるアスベスト関連部局の区職員及び今回の健康対策対象者の参加が望ましい。

<5> 事務局

文京区に本件に責任を持つ実施委員会責任部署を定め、担当責任者を複数定める事を提言する。特に引継ぎに際し重複して担当する時を設け十分内容が受け継がれる必要がある。

3.4. コミュニケーションの評価

本節では、3.2 節で述べたリスク評価を行う過程で実施されたコミュニケーションについて考察を試みる。

3.2 節で述べたリスク評価は、“文京区立S保育園アスベスト曝露による健康対策等検討委員会”で審議されたものである。会議は、園児の保護者に公開して開催された。また、園児の保護者が推

薦した専門家も検討委員会に参加した。会議は、園児の保護者の意見を採り入れながら進められた。例えば、アスベスト濃度推定のためのシミュレーションの実施は、保護者の要望により実現したものである。八王子市 PCB 問題（2 章参照）の場合と同様に、保護者の意見が審議の段階で反映されることによって、クライシスコミュニケーションにより効果をもたらしたと考えられる。

本事例に関するコミュニケーションは、“文京区立 S 保育園アスベスト曝露による健康対策等検討委員会”を、区、専門家、保護者の 3 者が共有することによって行われた。まず、アスベスト飛散のシミュレーション結果を基にリスク評価が行われた。その結果に基づいて中間報告が行われ、再度、区、専門家、保護者によって、リスク評価および今後の対策について話し合いが行われた。その後、実施すべき健康対策が区に答申され、最終報告書がまとめられた。最終報告書は、事前に草案を保護者に配布し、パブリックコメントを求めると、慎重を期してまとめられた。そのため、最終報告書をまとめるために、事故発生から 4 年半もの歳月を要した。この間何度かコミュニケーションが不十分で、会議の開催が頓挫したこともあったが、常に、区、専門家、保護者のコミュニケーションを通して成功させようという努力により最終的な合意に達したものである。そのため、現在では、答申された健康対策について、保護者全員が納得しており、区も答申された健康対策を実行に移し始めている。なお、この間一部の保護者から訴訟が起こされているが、その訴訟は事故に対する責任と精神的苦痛に対するものであり、区が提案した健康対策に対するものではない。

本事例におけるコミュニケーションは、時間がかかりすぎた点に問題点はあるが、常に保護者の意見の確認をとりながら、慎重を期して行われており、この手法はリスクコミュニケーションの方法を考える際にも大いに参考になるとと思われる。

4. ビスフェノール A による健康リスク評価

本章では、内分泌攪乱作用について最も注目されている物質の一つであるビスフェノール A につ

いて、日常生活における曝露量の評価を試みる。さらに、曝露量と耐容一日摂取量（TDI）を比較することにより、ビスフェノール A による健康リスクを住民に分かりやすく説明することを試みる。

4.1 ビスフェノール A とは

本節では、ビスフェノール A（以下 BPA と表記）について説明する。

4.1.1 用途

BPA は、合成樹脂の原料として大量に生産され、様々な用途で利用されている。BPA の国内生産量は年々増加傾向にある。

製造された BPA は、73%がポリカーボネート樹脂原料、22%がエポキシ樹脂原料、1.5%が樹脂添加剤（塩化ビニル安定剤、難燃剤原料）となる。ポリカーボネート樹脂は食器や哺乳瓶など、エポキシ樹脂は主に缶詰、缶飲料の内部コーティング材として使用されている。

4.1.2 ビスフェノール A の耐容一日摂取量(TDI)

BPA について、生殖影響試験、慢性毒性試験、発がん性試験などの各種試験が行われた結果、ラットにおける LOAEL（Lowest Observed Adverse Effect Level：最小無毒性量）は 50 mg/kg/day とされている。これに、安全係数 1/1,000 を乗じ 50 μ g/kg/day がヒトの耐容一日摂取量（TDI）とされている。TDI は日米欧ともに同じ値を採用しているが、2002 年に欧州委員会・食品科学委員会（SCF）⁶⁾が暫定的な TDI として 10 μ g/kg/day を提案するなど、見直しが見られる。

4.2 ビスフェノール A の日常生活における曝露量

BPA の日常生活における曝露量について、いくつかの報告が行われている。本節では、既存の報告をレビューし、BPA の曝露量を曝露経路別にまとめた。概要を表 4 に示す。

4.2.1 環境中(大気・土壌・水質)からの曝露量

1998 年より開始された環境省⁷⁾⁸⁾⁹⁾の濃度測定の結果によると、BPA は河川水や底質からの検出が

ほとんどであり、大気、土壌中からはほとんど検出されていない。また、平成8年度の「化学物質と環境（いわゆる黒本）」¹⁰⁾においても、大気環境からは検出されていない。

また、川本¹⁰⁾は、フガシテイモデルにより、環境中動態モデルを構築して、わが国における環境中のBPAの動態をシミュレーションした結果、97.7%が水中に、2.3%は底質に存在し、大気および土壌中にはほとんど存在しないと予測した。

以上の結果より、BPAは主に水環境中に存在すると考えられる。特に河川については多くのデータが得られており、平成8年度の「化学物質と環境」によると、148検体中41件からBPAが検出されており（検出限界0.01 μ g/l）、最大で0.268 μ g/lであった。

4.2.2 水道水

川本¹¹⁾は、浄水処理前後のBPA濃度¹²⁾を基に、水道水を飲料することによるBPA曝露は最大で0.006 μ g/dayとなると述べている。

4.2.3 家庭内食事

環境省¹³⁾は、全国を10ブロック（北海道、東北、関東、甲信越、中部、北陸、関西、中国・四国、九州、沖縄県）に分けて、各ブロックから5家庭を選定し、連続3日間の食事を1日分毎に、陰膳方式により収集し、食事時のBPA濃度を測定した。その結果、50検体中3検体からBPAが検出された（定量限界0.5 μ g/kg）。最大値は1.9 μ g/kgであった。

4.2.4 魚類

平成8年度の「化学物質と環境」では、159検体中7検体からBPAが検出された（検出限界0.013 μ g/kg）。最大値は0.287 μ g/g-wetであった。

4.2.5 エポキシ樹脂由来の曝露（缶詰・缶飲料）

エポキシ樹脂は主に缶詰、缶飲料の内部コーティング材として使用されている。そのため、缶詰や缶飲料を摂取すると、比較的高い濃度のBPAに曝露されることになる。

この問題に対して製缶業界では対策を行い始め

ている。対策の具体的内容は川本¹¹⁾が詳しいので以下に引用する。

「近年、製缶業界では、エポキシ樹脂から溶出するBPA問題に対処するために、BPA含有量の低いエポキシ樹脂を使用したり、缶内面にエポキシ樹脂のかわりにポリエステルフィルムを蒸着させたタルク缶を開発し、徐々にタルク缶へ移行が進んでいる。ただし、タルク缶であっても蓋の部分に塩ビ塗装が用いられている場合は、蓋部分からBPAが溶出することがあり、タルク缶であるから安全というわけではない。炭酸飲料については、缶の性質上、タルク缶にはできないため、内面塗料をBPAの溶出が少ない水性塗料に変えることで対処されている。」

以上のように、エポキシ樹脂からBPAが溶出する問題については対策が行われ始めたばかりで、万全とは言えない状態である。

平成14年度に行われた環境省の調査¹³⁾では、缶詰食品について、17試料を分析した結果、17検体全てについてBPAが検出された（定量限界0.5 μ g/kg）。最大値は350 μ g/kgであった。

缶飲料については、川本が河村¹⁴⁾の報告に基づき、缶飲料によるBPA摂取量をまとめている。それによると、コーヒー缶で最大53.3 μ g/缶、アルコール缶で最大6.5 μ g/缶とされている。

4.2.6 ポリカーボネート製食器等の利用

ポリカーボネート樹脂は食器や哺乳瓶などに利用されている。そのため、給食食器や哺乳瓶を使用することで、溶出したBPAに曝露する危険性が指摘され社会問題となった。

なお、給食食器については、全国の小学校で、給食食器をポリカーボネート製から陶器に変更した。また、哺乳瓶については、代替素材による哺乳瓶が既に開発されている。以上のような状況を鑑みると、今後ポリカーボネート樹脂由来のBPAを曝露する機会は減少していくと考えられる。

4.2.7 医療機器からの曝露¹¹⁾

BPAは塩ビの安定剤として使用されている。塩ビは空気遮断性が高いという利点を有するため、医療用のチューブ、点滴などに使用されている。

医療用機器として腎不全患者の治療に使用されている血液透析器から曝露される BPA 量を閾値¹⁾は、透析回あたり $0.860 \mu\text{g}/\text{回}$ (3 回/週) と推定している。

4.3 ビスフェノール A の日常生活における摂取量の推計

4.2 節では、BPA の曝露量を曝露経路別にまとめた。本節では、日常生活における摂取量をいくつかの仮定に基づき算出する。

4.3.1 各曝露経路の摂取量の算出

本項では、4.2 節 (表 4) に示した各曝露経路からの曝露量を、体重 1kg あたりの 1 日の摂取量に換算する。概要を表 5 に示す。

大気からの摂取量

大気中に BPA が存在した場合、呼吸により摂取することになる。しかし、4.2 節で述べたように、大気中からは BPA はほとんど検出されていないため、ここでは大気からの摂取量は考慮しなくてもよいと仮定した。なお、室内空気中の BPA 濃度は大気中濃度よりは高いが、オーダーは変わらないという報告があるため、室内空気からの摂取量についても考慮しなくてよいと仮定した。

土壌からの摂取量

土壌中に BPA が存在した場合、経口的に摂取する可能性が考えられる。しかし、4.2 節で述べたように、土壌中からは BPA はほとんど検出されていないため、ここでは土壌からの摂取量は考慮しなくてもよいと仮定した。

水質からの摂取量

水質中に BPA が存在した場合、その水を飲料水とした場合に摂取する可能性が考えられる。しかし、水質の BPA 濃度の計測が行われているのは、河川水が主であり、河川水を飲料水として用いることはほとんどないと考えられる。

飲料水として摂取する可能性があるのは地下水についてであるが、飲料水として利用している地下水における BPA 濃度測定結果はほとんどない。

以上のような理由から、ここでは水質からの摂

取量は考慮しなくてもよいと仮定した。

水道水からの摂取量

4.2 節 (表 4) に示した通り、水道水からの摂取量は最大で $0.006 \mu\text{g}/\text{day}$ という報告がある。ヒトの体重を 60kg とすると、水道水からの BPA 摂取量は $0.0001 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と計算された。

家庭内食事からの摂取量

4.2 節 (表 4) に示した通り、家庭内食事からの摂取量は、最大で $1.9 \mu\text{g}/\text{kg}$ という報告がある。一日の食事を $2\text{kg}/\text{day}$ 、ヒトの体重を 60kg とすると、食事からの BPA 摂取量は $1.9 \times 2 \div 60 = 0.063 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と計算された。

魚類からの摂取量

魚類からの摂取量は、家庭内食事からの摂取量に当然含まれているが、ここでは魚類を毎日食べるという極端な仮定をおいて摂取量を算出することを試みる。

4.2 節 (表 4) に示した通り、魚類については最大 $0.287 \mu\text{g}/\text{g}/\text{wet}$ という報告がある。仮に、毎日 $90\text{g}(\text{wet})$ の魚類を摂取する場合、1 日の摂取量は $0.287 \times 90 = 25.8 \mu\text{g}/\text{day}$ となる。ヒトの体重を 60kg とすると、魚類からの摂取量は $0.43 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と計算された。

缶詰からの摂取量

缶詰からの摂取量は、家庭内食事からの摂取量に当然含まれているが、ここでは缶詰を毎日食べるという極端な仮定をおいて摂取量を算出することを試みる。

4.2 節 (表 4) に示した通り、缶詰については最大 $350 \mu\text{g}/\text{kg}$ という報告がある。仮に、毎日 100g の缶詰を摂取する場合、1 日の摂取量は $350 \times 0.1 = 35 \mu\text{g}/\text{day}$ となる。ヒトの体重を 60kg とすると、缶詰からの摂取量は $0.58 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と計算された。

缶飲料からの摂取量

4.2 節 (表 4) に示した通り、缶飲料については、コーヒー缶の場合最大 $53.3 \mu\text{g}/\text{缶}$ 、アルコール缶

の場合 $6.5 \mu\text{g}/\text{缶}$ という報告がある。仮に、缶入りコーヒー (250ml) 1本、缶入りアルコール (500ml) を毎日摂取する場合、1日の摂取量は $53.3 + 6.5 = 59.8 \mu\text{g}/\text{day}$ となる。ヒトの体重を 60kg とすると、缶飲料からの摂取量は $1.00 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と計算された。

ポリカーボネート製給食器からの摂取量

前節で述べた通り、ポリカーボネート製給食器は、全国で陶器製に変更されており現在では使用されなくなっている。しかし、数年前までは全国的に使用されていたため、使用されていた頃の摂取量の推定を試みる。

4.2 節 (表 4) に示した通り、ポリカーボネート製給食器からの溶出による BPA 曝露量は $1.705 \mu\text{g}/\text{day}$ という報告がある。給食を食べる児童の体重を 20kg とすると、ポリカーボネート製給食器からの摂取量は $0.0853 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と計算された。

ポリカーボネート製哺乳瓶からの摂取量

前節で述べた通り、ポリカーボネート製哺乳瓶は、代替素材が開発されており、現在では使用されていない。ここでは参考までに、使用されていた頃の摂取量の推定を試みる。

4.2 節 (表 4) に示した通り、ポリカーボネート製哺乳瓶からの溶出による BPA 曝露量は $0.24 \mu\text{g}/\text{day}$ という報告がある。乳児の体重を 5kg とすると、ポリカーボネート製哺乳瓶からの摂取量は $0.048 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と計算された。

医療機器 (血液透析器) 使用による摂取量

4.2 節 (表 4) に示した通り、血液透析器を使用することにより、 $0.860 \mu\text{g}/\text{回}$ の BPA を摂取するという報告がある。体重 60kg の人が、週に 3 回血液透析器を使用すると仮定すると、血液透析器使用による BPA 摂取量は $0.860 \times 3 \div 7 \div 60 = 0.00614 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と計算された。

4.3.2 日常生活における摂取量の算出

4.3.1 項 (表 4) より、通常的生活をしていた場合、水道水と食事からの摂取のみを考慮すればよ

いと考えられる。水道水からの摂取量は食事からの摂取量と比べて十分に小さいため、日常生活における BPA 摂取量は $0.063 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と考えられた。

魚類、缶詰、缶飲料といったものを頻繁に摂取する場合には、 $0.063 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 以上の BPA を摂取していると考えられる。ワーストケースとして、魚類を毎日 90g (wet)、缶詰を毎日 100g 、コーヒー缶 (250ml)、アルコール缶 (500ml) を毎日 1 本ずつ摂取した場合を考えた。このときの BPA 摂取量は、 $2.0 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となった。

4.4 ビスフェノール A の健康リスク評価

本節では、ビスフェノール A の健康リスクを MOE (Margin of Exposure, 曝露安全幅) の概念を用いて評価する。MOE とは、無毒性量と曝露量の予測最大値の比であり、 $\text{MOE} = (\text{ヒトの無毒性量}) / (\text{最大摂取量})$ で計算される。BPA のヒトの無毒性量は、ラットにおける LOAEL に安全係数 $1/100$ (動物とヒトの種間差で $1/10$ 、LOAEL から NOAEL への変換で $1/10$) を乗じるため、 $500 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となる。なお、欧州委員会・食品科学委員会 (SCF) ^⑥ が提案している暫定的な TDI からヒトの無毒性量を推定すると $100 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となる。以下では、ヒトの無毒性量として、日米欧の TDI の基になっている $500 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と欧州委員会・食品科学委員会 (SCF) が提案している TDI から推定される $100 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ の両方を用いた。

4.3.1 項で求めた曝露経路別の摂取量の MOE を表 5 に示す。魚類、缶詰、缶飲料について極端な摂取を仮定した場合以外の MOE は $1,000$ 以上の大きい値を示した。よって、現時点では、単一曝露経路については、影響が懸念されるほどの摂取量ではないと推測された。

4.3.2 項で述べた日常生活における摂取量 ($0.063 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$) の MOE は $7,900$ となった。ヒトの無毒性量を 2002 年に欧州委員会・食品科学委員会 (SCF) ^⑥ が提案した $100 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ とした場合でも MOE は $1,600$ であり、魚類、缶詰、缶飲料について極端な摂取をしない場合のビスフェノール A の摂取量は、影響が懸念される摂取量

よりも十分に小さいと考えられた。

次に、魚類、缶詰、缶飲料について極端な摂取を仮定した場合について述べる。表5に示した通り、MOEは500～1200であった。この値はMOEによるリスク評価では「現時点ではさらなる調査は必要ない」と判断される摂取量である。

4.3.2 項では、魚類を毎日 90g (wet)、缶詰を毎日 100g、コーヒー缶 (250ml)、アルコール缶 (500ml) を毎日 1 本ずつ摂取するという生活をワーストケースと仮定した。この場合、BPA 摂取量は、 $2.0 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となる。このときの MOE は 250 である。欧州委員会・食品科学委員会 (SCF) の TDI から推定される無毒性量を用いると MOE は 50 となり、「さらなる情報収集に努める必要があると考えられる」と判断されることになるが、魚類を毎日 90g (wet)、缶詰を毎日 100g、コーヒー缶 (250ml)、アルコール缶 (500ml) を毎日 1 本ずつ摂取するという生活はワーストケースであり、日常生活における摂取量はもっと少量であると考えられる。よって、日常生活での MOE は、最悪の場合を想定しても 100 以上、魚類、缶詰、缶飲料について極端な摂取を行わなければ 1,000 以上と考えられる。よって、ビスフェノール A による健康影響については、さらなる情報収集に努める必要があるが、現時点では影響が懸念されるほどの摂取量ではないと結論づけることができる。

4.5 コミュニケーション方法

本報では、ビスフェノール A の日常生活における健康リスクに関するコミュニケーション方法について考察を行う。

コミュニケーションでは、4.4 節で述べたことを住民に説明し、質問を受けながらコミュニケーションを行うことになる。この際、著者らが重要と考えるのは、日常生活における曝露量とともに、実際にはありえないワーストケースにおける曝露量も併記することである。本報の場合、「魚類を毎日 90g (wet)、缶詰を毎日 100g、コーヒー缶 (250ml)、アルコール缶 (500ml) を毎日 1 本ずつ摂取する」という生活をワーストケースとしてリスクを試算した。その結果、ワーストケースの MOE は 250 であった。通常の日常生活での MOE

は 7,900 となったが、この値はワーストケースを仮定した際の MOE の併記があつてこそ、住民に理解されやすくなるものと考えられる。ワーストケースにおけるリスクの併記は、リスク計算の信頼性を高めるとともに、住民に安心感を与えるためにも重要であるといえよう。

5. 今後の課題

本報では、有害化学物質および内分泌攪乱物質による健康リスクの評価事例を示すとともに、住民に対してリスクを説明する方法についても検討した。本報では、内分泌攪乱物質については、ビスフェノール A のみを取り上げたが、今後は他の物質のリスク評価も行う予定である。

参考文献

1. 内山巖雄, 宮川雅充, 平成 14 年度厚生労働科学研究費補助金, 食品・化学物質安全総合研究事業, 内分泌攪乱物質のリスクコミュニケーションに関する研究, 37-57 (2003).
2. PCB 暴露による健康対策等検討専門家会議報告書 (平成 14 年 10 月).
3. 文京区 S 保育園アスベストばく露による健康対策等検討委員会報告書 (平成 15 年 12 月).
4. 日本産業衛生学会許容濃度等に関する委員会, “発がん物質の過剰発がん生涯リスクレベルに対応する評価暫定値 (2000) の提案理由,” 産業衛生学雑誌 42 (4), 177-186 (2000).
5. J. M. Hughes and H. Weill, “Asbestos Exposure ---Quantitative Assessment of Risk,” AM REV RESPIR DIS 133, 5-13 (1986).
6. European COMMISSION, Opinion of the Scientific Committee on Food on Bisphenol A (2002).
7. 環境省, 平成 13 年度 内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果のまとめ (2002).
8. 環境省, 平成 13 年度 内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果 (水環境) について (2002).
9. 環境省, 平成 13 年度 内分泌攪乱化学物質における曝露経路調査結果について (2002).

10. 平成 8 年度版 化学物質と環境 環境省 (1996) .
11. 川本裕子, 内分泌攪乱物質によるヒト健康リスク評価枠組みの構築—ビスフェノール A を対象として, 京都大学博士学位論文 (2004) .
12. 国包章一, 内分泌攪乱化学物質の水道水からの曝露等に関する調査研究 平成 10 年度厚生科学研究費補助金報告書
13. 平成 14 年度 内分泌攪乱化学物質における食事調査結果について, 平成 15 年 11 月, 環境省
14. 河村葉子, 食品用器具・容器包装からの曝露, 環境ホルモン学会第 10 回講演会テキスト (2003) .
15. 関澤純, 配島由二, 土野利江, ビスフェノール A 重合樹脂成型血液透析器使用のリスク・ベネフィット分析, 日本リスク研究学会研究発表会講演論文集 14, 73-76, (2001).

表1 園児および職員のアスベスト曝露量 (f/ml・10h)

| Case | シミュレーション | |
|--------|----------|--------|
| | 推定値 I | 推定値 II |
| 0 歳児 1 | 5.15 | 7.58 |
| 0 歳児 2 | 7.53 | 6.69 |
| 1 歳児 | 7.76 | 9.48 |
| 2 歳児 1 | 6.65 | 8.89 |
| 2 歳児 2 | 4.73 | 5.78 |
| 2 歳児 3 | 6.46 | 9.21 |
| 2 歳児 4 | 6.01 | 8.97 |
| 3 歳児 | 2.49 | 7.51 |
| 4 歳児 1 | 1.99 | 7.42 |
| 4 歳児 2 | 1.91 | 6.66 |
| 5 歳児 1 | 2.01 | 6.11 |
| 5 歳児 2 | 1.65 | 5.60 |

表2 リスク推定値 (肺がんまたは中皮腫の生涯発生数/100万人)

| Case | Simulation 種類 | 曝露量 (f/ml・10h) | Hughes | | | EPA 合計 | 日本産業衛生学会 | | | WHO | | |
|----------|------------------|-------------------|--------|------|------|-----------|----------|------|------|-----|-----|-----|
| | | | 肺がん | 中皮腫 | 合計 | | 肺がん | 中皮腫 | 合計 | 肺がん | 中皮腫 | 合計 |
| 0 歳児 I | I | 5.15 | 4.1 | 29.9 | 34.1 | 21.0 | 6.5 | 7.9 | 14.4 | 0.3 | 2.7 | 2.9 |
| | II | 7.58 | 6.1 | 45.2 | 50.1 | 30.9 | 9.6 | 11.6 | 21.2 | 0.4 | 3.9 | 4.3 |
| 0 歳児 II | I | 7.53 | 6.0 | 43.7 | 49.8 | 30.7 | 9.5 | 11.5 | 21.0 | 0.4 | 3.9 | 4.3 |
| | II | 6.69 | 5.3 | 38.8 | 44.2 | 27.2 | 8.4 | 10.2 | 18.7 | 0.3 | 3.4 | 3.8 |
| 1 歳児 | I | 7.76 | 6.2 | 45.0 | 51.3 | 31.6 | 9.8 | 11.9 | 21.7 | 0.4 | 4.0 | 4.4 |
| | II | 9.48 | 7.6 | 55.0 | 62.7 | 38.6 | 12.0 | 14.5 | 26.5 | 0.5 | 4.9 | 5.4 |
| 2 歳児 I | I | 6.65 | 5.3 | 38.6 | 44.0 | 27.1 | 8.4 | 10.2 | 18.6 | 0.3 | 3.4 | 3.8 |
| | II | 8.89 | 7.1 | 51.5 | 58.8 | 36.2 | 11.2 | 13.6 | 24.8 | 0.5 | 4.6 | 5.0 |
| 2 歳児 II | I | 4.73 | 3.8 | 27.4 | 31.3 | 19.3 | 6.0 | 7.2 | 13.2 | 0.2 | 2.4 | 2.7 |
| | II | 5.78 | 4.6 | 33.5 | 38.2 | 23.6 | 7.3 | 8.9 | 16.2 | 0.3 | 3.4 | 3.8 |
| 2 歳児 III | I | 6.46 | 5.2 | 37.5 | 42.7 | 26.3 | 8.2 | 9.9 | 18.0 | 0.3 | 3.3 | 3.7 |
| | II | 9.21 | 7.4 | 53.4 | 60.9 | 37.5 | 11.6 | 14.1 | 25.7 | 0.5 | 4.7 | 5.2 |
| 2 歳児 IV | I | 6.01 | 4.8 | 34.9 | 39.8 | 24.5 | 7.6 | 9.2 | 16.8 | 0.3 | 3.1 | 3.4 |
| | II | 8.97 | 7.2 | 52.0 | 59.3 | 36.5 | 11.3 | 13.7 | 25.0 | 0.5 | 4.6 | 5.1 |
| 3 歳児 | I | 2.49 | 2.0 | 14.4 | 16.5 | 10.1 | 3.1 | 3.8 | 7.0 | 0.1 | 1.3 | 1.4 |
| | II | 7.51 | 6.0 | 43.6 | 49.7 | 30.6 | 9.5 | 11.5 | 21.0 | 0.4 | 3.9 | 4.3 |
| 4 歳児 I | I | 1.99 | 1.6 | 11.5 | 13.1 | 8.1 | 2.5 | 3.0 | 5.6 | 0.1 | 1.0 | 1.1 |
| | II | 7.42 | 5.9 | 43.0 | 49.0 | 30.2 | 9.4 | 11.3 | 20.7 | 0.4 | 3.8 | 4.2 |
| 4 歳児 II | I | 1.91 | 1.5 | 11.1 | 12.6 | 7.8 | 2.4 | 2.9 | 5.3 | 0.1 | 1.0 | 1.1 |
| | II | 6.66 | 5.3 | 38.6 | 44.0 | 27.1 | 8.4 | 10.2 | 18.6 | 0.3 | 3.4 | 3.8 |
| 5 歳児 I | I | 2.01 | 1.6 | 11.6 | 13.3 | 8.2 | 2.5 | 3.1 | 5.6 | 0.1 | 1.0 | 1.1 |
| | II | 6.11 | 4.9 | 35.4 | 40.4 | 24.9 | 7.7 | 9.4 | 17.1 | 0.3 | 3.1 | 3.5 |
| 5 歳児 II | I | 1.65 | 1.3 | 9.6 | 10.9 | 6.7 | 2.1 | 2.5 | 4.6 | 0.1 | 0.9 | 0.9 |
| | II | 5.60 | 4.5 | 32.5 | 37.1 | 22.8 | 7.1 | 8.6 | 15.6 | 0.3 | 2.9 | 3.2 |

表3 一般環境曝露による生涯リスク値

| | Year | 大気濃度 (fiber/ml) | Hughes クリソタイル | EPA | 産衛 クリソタイル | WHO クリソタイル | 範囲 |
|-----------|----------|--------------------|------------------|-----|--------------|---------------|---------|
| 東京都 | 1980-'87 | 0.00068 | 83 | 170 | 23.3 | 2.8 | 2.8-170 |
| 東京都 | 1998 | 0.0002 | 24 | 50 | 6.9 | 0.8 | 0.8-50 |
| 離島 | 1987 | 0.00031 | 38 | 78 | 10.6 | 1.3 | 1.3-78 |
| 住宅地 | 1987 | 0.00078 | 95 | 195 | 26.7 | 3.2 | 3.2-195 |
| Kohyama*1 | 1989 | 0.000198 | 24 | 50 | 6.8 | 6.9 | 6.8-50 |
| Kohyama*2 | 1989 | 0.000218 | 27 | 55 | 7.5 | 0.9 | 0.9-55 |

*1: 住宅地 (平均値): 透過電顕による測定のため 100 分の 1 で換算

*2: 郊外 (中央値): 透過電顕による測定のため 100 分の 1 で換算

表4 BPA 曝露濃度

| 曝露源 | BPA 濃度 | 備考 | 出典 |
|--------------|----------------------|------------------|--|
| 環境中 | 大気 | - | 環境省 ⁷⁻⁹⁾ , 黒本 H8 ¹⁰⁾ |
| | 土壌 | - | 環境省 ⁷⁻⁹⁾ |
| | 水質 | 0.268 µg/l (最大値) | 黒本 H8 ¹⁰⁾ |
| 水道水 | 0.006 µg/day (最大値) | | 川本 ¹¹⁾ |
| 家庭内食事 | 1.9 µg/kg (最大値) | | 環境省 ¹³⁾ |
| 魚類 | 0.287 µg/g-wet (最大値) | | 黒本 H8 ¹⁰⁾ |
| エポキシ樹脂 | 缶詰 | 350 µg/kg | 環境省 ¹³⁾ |
| | コーヒー缶 | 53.3 µg/缶 (最大値) | 川本 ¹¹⁾ , 河村 ¹⁴⁾ |
| (缶詰・缶飲料) | アルコール缶 | 6.5 µg/缶 (最大値) | 川本 ¹¹⁾ , 河村 ¹⁴⁾ |
| ポリカーボネート製給食器 | 1.705 µg/day | 現在は陶器製を使用 | 川本 ¹¹⁾ |
| ポリカーボネート製哺乳瓶 | 0.24 µg/day | 現在は代替素材を使用 | 川本 ¹¹⁾ |
| 医療機器 (血液透析器) | 0.860 µg/回 (3回/週) | | 関澤ら ¹⁵⁾ |

表5 BPA 摂取量と MOE (Margin of Exposure)

| 曝露源 | 摂取量 | 仮定 | MOE | SCF-MOE |
|--------------|-------------------|------------------------|--------|---------|
| 環境中 | 大気 | - | | |
| | 土壌 | - | | |
| | 水質 | - | | |
| 水道水 | 0.0001 µg/kg/day | 体重 60 kg | 500000 | 100000 |
| 家庭内食事 | 0.063 µg/kg/day | 食事量 2 kg/day, 体重 60 kg | 790 | 160 |
| 魚類 | 0.43 µg/kg/day | 魚 90 g/day, 体重 60 kg | 120 | 23 |
| エポキシ樹脂 | 缶詰 | 缶詰 100 g/day, 体重 60 kg | 86 | 17 |
| | コーヒー缶 | 250 ml, 500 ml を毎日 1 本 | 50 | 10 |
| (缶詰・缶飲料) | アルコール缶 | 体重 60 kg | | |
| ポリカーボネート製給食器 | 0.0853 µg/kg/day | 体重 20 kg | 590 | 120 |
| ポリカーボネート製哺乳瓶 | 0.048 µg/kg/day | 体重 5 kg | 1000 | 210 |
| 医療機器 (血液透析器) | 0.00614 µg/kg/day | 体重 60 kg, 週に 3 回使用 | 8140 | 1630 |

厚生労働科学研究費補助金（化学物質リスク研究事業）

分担研究報告書

内分泌攪乱物質のリスクコミュニケーションに関する研究

リスクコミュニケーションツールの作成

分担研究者 大前 和幸 慶應義塾大学教授（医学部衛生学公衆衛生学）

研究協力者 武林 亨 慶應義塾大学講師（医学部衛生学公衆衛生学）

研究要旨

平成 15 年度は、下記の 2 つのテーマで研究を実施した。

研究1:内分泌攪乱物質のためのリスクコミュニケーションツールの作成

研究2:三宅島民婦島に向けてのリスクコミュニケーションツールの作成、実施、改訂

研究1については、昨年度以来収集している内分泌攪乱物質の量影響・量反応関係情報を整理し、リスクコミュニケーションツールの作成を試みた。数回の班会議における議論により、班会議メンバー間で健康リスク認識に相違があること、用語や表現等について、一般人口にわかるように変更すること等の課題が持ち越された。研究1が仮想健康リスクについてのリスクコミュニケーションであるのに対し、研究2は現実に存在する健康リスクに対するリスクコミュニケーションである。リスクコミュニケーションツール初版を作成後にリスクコミュニケーションを実施し、情報のフィードバックによりツールの改訂を重ね、最終版を作成した。この実践から、コミュニケーターと住民とのギャップ、問題意識の視点の相違などが明らかとなり、「ツール作成→実施→情報フィードバックによるツール改訂」というプロセスが正しい理解を得る（あるいは誤った理解を避ける）ために必須であることが明らかになった。

A 研究目的

研究1:内分泌攪乱物質のためのリスクコミュニケーションツールの作成

一般人口を対象とした内分泌攪乱物質の健康リスクを正しく理解させるためのリスクコミュニケーションツールを作成する。

研究2:三宅島民婦島に向けてのリスクコミュニケーションツールの作成、実施、改訂

内閣府、東京都、三宅村で構成された「三宅島火山ガスに関する検討会」報告書（平成15年3月）に基づき、二酸化硫黄の健康影響および婦島前健康

診断、帰島後の健康リスク回避のための自立行動を正しく理解させるための、リスクコミュニケーションツールを作成し、実施する。

B 研究方法

研究1:前年度及び今年度に収集した内分泌攪乱物質による量影響・量反応関係を系統的に整理し、リスクコミュニケーションツールを作成し、班会議で検討を重ねた。

研究2:「三宅島火山ガスに関する検討会」報告書に基づき、リスクコミュニケーションツールの初版

を作成した。リスクコミュニケーション実施前に研究者内で検討し、改訂1版(資料1参照)を完成して第1回目のリスクコミュニケーションを実施した。各回のフィードバック情報を勘案してツールの改訂を行った。

C 研究結果

研究1:数回の班会議における議論により、班会議メンバー間で健康リスク認識に相違があること、医学用語や医学における慣用表現に班員間でもなじまない点があること、等、一般人口を対象としていることをふまえて、平易な表現にする、誤って理解されないように描画・記述する、省略できるところは思い切って省略する、等、質の向上に関する課題が持ち越された。

研究2:リスクコミュニケーター教育のためにコミュニケーションも含めて、合計64回のリスクコミュニケーションを実施した。コミュニケーション会場の住民からの指摘、疑問、質問、意見などの情報をフィードバックし、コミュニケーションツールの改版を重ね、参考資料2に示すような最終版を作成するに至った。学校および行政の要請に基づき、学童・中学低学年を対象としたリスクコミュニケーションツールも作成し(参考資料3)実施したが、回数が2回と少なく、情報フィードバックによる改訂には至らなかった。フィードバック情報を元に、健康リスクの理解を促進するためのQ&A集(参考資料4)を新たに作成し、リスクコミュニケーション実施時の補助資料として使用した。住民側には、リスクコミュニケーションでは触れられない生活に密着した情報が提示してあるということで、好評であった。

D 考察

研究1では、研究班内でも生物系班員と非生物系班員の認識の差は大きく、一般人口と研究班員の認識の差はもっと大きなことが予想される。研究2では、生物系の研究者がリスクコミュニケーションツールを作成し実施したが、三宅島民にとっては「初期のツールは内容的に正確だがわかりにくい」もの

であることが、島民や都・村の職員から指摘され、この情報をフィードバックした改訂を重ねて、最終版に至った。リスクコミュニケーション対象集団の特性、健康リスクの大きさと重大さ、暦年によっても、健康リスクコミュニケーションの最終ゴールである「正しく理解させる」ためのツール・技術は異なってくると考えられることから、研究2で経験した、「ツール作成→実施→情報フィードバックによるツール改訂」は、必須のプロセスであろう。

E 結論

研究1:前年度及び今年度に収集した内分泌攪乱物質による量影響・量反応関係を系統的に整理し、リスクコミュニケーションツールを作成したが、さらに改訂が必要であり、最終案を得るには至らなかった。

研究2:のべ60回を超えるリスクコミュニケーションを実施し、情報のフィードバックによってこの集団に適切と思われるコミュニケーションツールの最終版が作成できた。

F 健康危険情報

なし

G 研究発表

- 1) 大前和幸、工藤翔二、内山巖雄、八木憲彦。三宅島島民帰島のための火山性ガスの健康リスクの目安とリスクコミュニケーション。第25回京都大学環境衛生工学研究会シンポジウム。2003.8。京都
- 2) 菊池有利子、武林 亨、大前和幸。三宅島住民に対する健康リスクコミュニケーション。第74回日本衛生学会総会。2004.3。東京

H 知的所有権の出願・登録状況

なし

三宅島火山ガスに関する検討会 報告書説明会

2003.04.06

場所 東京都庁



三宅島火山ガスに関する検討会 設置要綱

(目的)

第1 三宅島の火山ガスがどのような状況になれば避難島民の帰島が可能になるか、安全確保対策の面から科学的に検討するため、三宅島火山ガスに関する検討会(以下「検討会」という。)を設置する。

(検討事項)

第2 検討会は、次の事項を検討する。

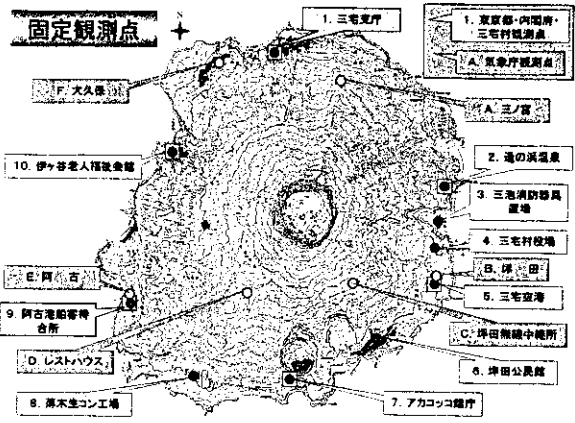
- (1) 三宅島の火山ガスの現状分析等に関すること。
- (2) 火山ガスが人の健康に与える影響に関すること。
- (3) 火山ガスに対する安全確保対策に関すること。
- (4) 三宅島への帰島の判断材料に関すること。
- (5) その他必要な事項

第3～第8 (略)

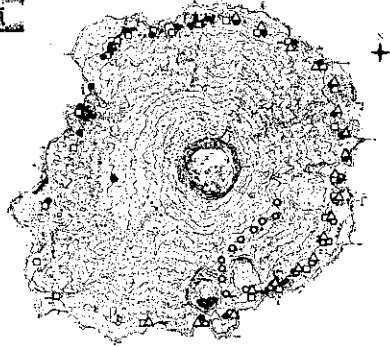
(事務局)

第9 検討会の事務局は、内閣府(地震・火山対策担当)及び東京都総務局が担当する。

第10 (略)



移動観測点



| 記号 | 観測開始 |
|----|--------------------------|
| ○ | 気象庁 平成14年2月1日～平成14年9月15日 |
| □ | 東京都 平成14年2月1日～平成14年9月15日 |
| △ | 三宅村 平成14年2月1日～平成14年9月15日 |
| ◇ | 東京都 平成14年1月2日～現在 |

主な火山ガス (ppm = ml/m³)

二酸化硫黄 (SO₂)

問題な火山ガス

- 無色で刺激臭があり、目やのどを刺激
- 高濃度では一般の人でも呼吸困難
- ぜん息患者では低濃度で発作誘発、症状悪化
- 労働者の許容基準 2 ppm
- 環境基準
1時間値の1日平均値が0.04 ppm以下、かつ、1時間値が0.1 ppm以下



- 水蒸気 (H₂O)
- 硫酸ミスト (H₂SO₄)
- 硫化水素 (H₂S)
- 二酸化炭素 (CO₂)
- 浮遊粒子状物質 (SPM)

特に問題はないと考えられる火山ガス

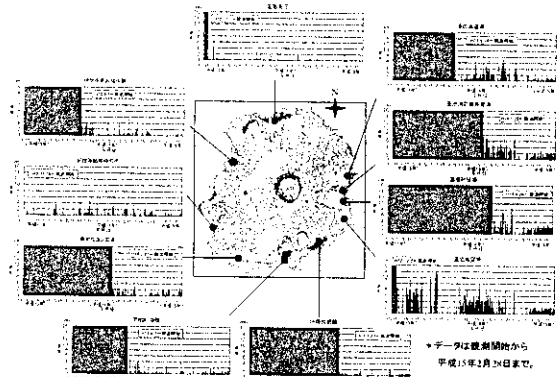
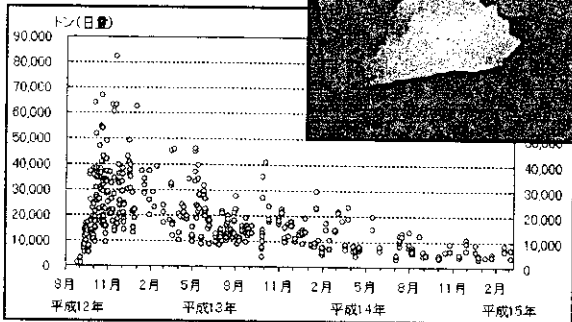


図3.1 1時間値の推移(山麓の観測点)

二酸化硫黄の放出量の推移



※ 気象庁・産業技術総合研究所が海上保安庁、自衛隊、東京都消防庁、警視庁の協力により実施

環境基準とは?

環境基本法第16条

- (1) 人の健康を保護し、
 - (2) 生活環境を保全する上で、維持されることが望ましい基準。
- 注: 高感受性者も含んでいる

二酸化硫黄の場合
1時間値の1日平均値が0.04 ppm以下、かつ、1時間値が0.1 ppm以下。

環境基準が達成されない場合、都道府県知事は以下のような措置をとる。

被害が生ずるおそれがある場合
(例: 1時間値 0.2 ppm以上である大気汚染状態が3時間継続した場合)

重大な被害が生ずる場合
(例: 1時間値 0.5 ppm以上である大気汚染状態が3時間継続した場合)

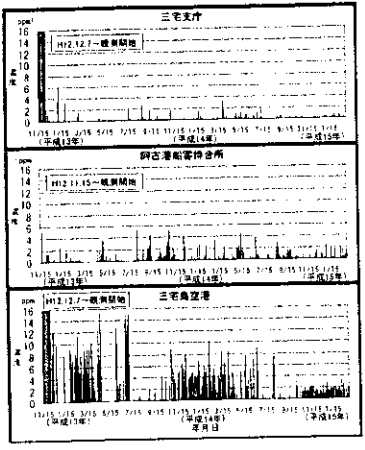
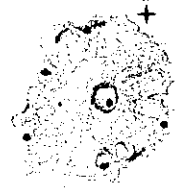
工場等に排出抑制自主制限の協力要請



工場等には使用制限等を命ずる
自動車には公安委員会に対し道交法に基づく措置を要請

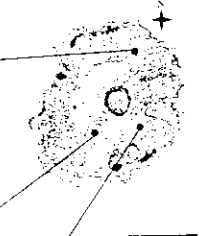
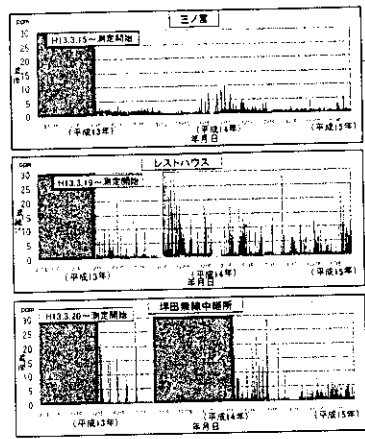
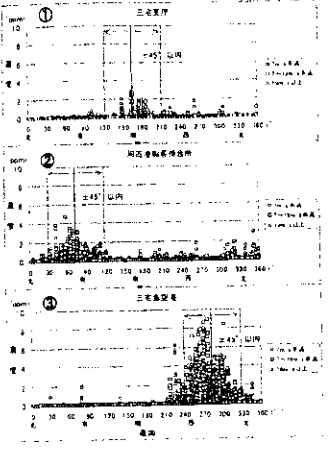
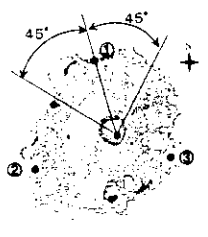
環境基準との比較
1時間値の経年変化
(山腹)

(環境基準: 1時間値の1日平均値が0.04 ppm以下、かつ1時間値が0.1 ppm以下)



風向・風速別温度分布
(1時間値)

* ±45° は噴出口からの角度
* 期間は平成14年3月1日から平成15年2月28日の1年間



環境基準との比較
1時間値(山腹)

(環境基準: 1時間値の1日平均値が0.04 ppm以下、かつ1時間値が0.1 ppm以下)

健康影響から見た二酸化硫黄濃度の目安、基本的な考え方

> 二酸化硫黄の環境基準を超えている
> 発生源は火山であり、排出抑制対策不可能
> 短時間で急激に濃度が増える



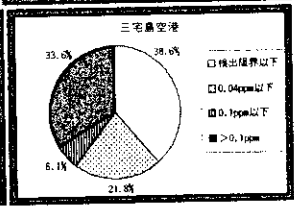
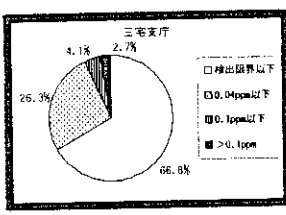
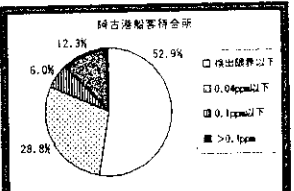
結論1
帰島後の健康影響のリスクを完全に排除することは不可能

しかし……



環境基準との比較
1時間値の1日平均値

(環境基準: 1時間値の1日平均値が0.04 ppm以下、かつ1時間値が0.1 ppm以下)



「リスク」≠「危険がある」

> ある事象が起こる可能性を示す概念であり、その大きさは、確率で表されます。
> 原因となる要因の「量」によってその大きさが変わります。(例: 二酸化硫黄濃度と慢性気管支炎有病率)

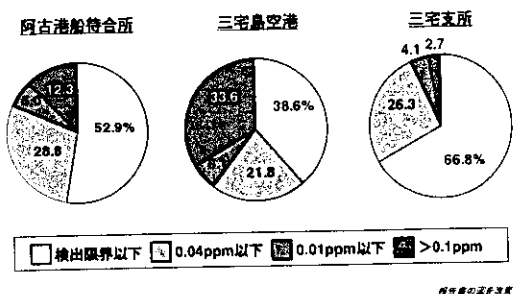
「リスクコミュニケーション」

「個人、機関、集団間での情報や意見のやりとりの相互作用的過程」

> 科学的リスク評価の結果を単にリスク情報として伝えることだけを指すのではなく、リスクについての利害関係者間のさまざまな情報交換の過程全体を意味します。
> 情報の受け手側にも科学的情報をきちんと理解する能力やメディアの伝える情報の正確さ・公正さを批判的に吟味する能力を高める必要があります。

環境基準との比較
1時間値の1日平均値

(環境基準: 1時間値の1日平均値が0.04 ppm以下、かつ1時間値が0.1 ppm以下)



健康影響から見た二酸化硫黄濃度の目安、基本的な考え方

> 健康診断等により高感受性者、要援護者等の全数把握可能
> 住民と行政の協力、住民の自立行動により、高感受性者や要援護者にきめ細かい配慮をすることが可能
> リスクコミュニケーションが可能

高感受性者: 感受性の高い人

二酸化硫黄に対する感受性が高く、比較的低温で影響を受けやすい人

要援護者: 援護を要する人

高濃度の二酸化硫黄に曝かれた時に迅速な援助が困難な人

健康影響から見た二酸化硫黄濃度の目安 基本的な考え方

最終結論：環境基準とは異なる対応が可能

ある程度の健康影響リスクの受容
健康診断で自分の感受性を把握
短期・長期の濃度の目安と健康影響の程度の提示
情報公開とリスクコミュニケーション
十分な安全確保対策

健康影響リスクを最小限に押さえることが可能

二酸化硫黄濃度と健康影響 長期的影響

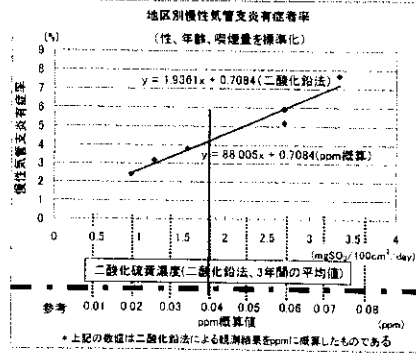


図4.1 地区別慢性気管支炎有病者率

健康影響から見た二酸化硫黄濃度の目安 基本的な考え方

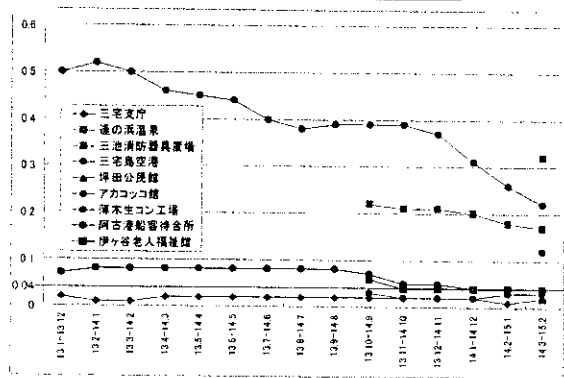
健康診断等により高感受性者、要援護者等の全数把握可能
住民と行政の協力、住民の自立行動により、高感受性者や要援護者にきめ細かい配慮することが可能
リスクコミュニケーションが可能

最終結論：環境基準とは異なる対応が可能

ある程度の健康影響リスクの受容
健康診断で自分の感受性を把握
短期・長期の濃度の目安と健康影響の程度の提示
情報公開とリスクコミュニケーション
十分な安全確保対策

健康影響リスクを最小限に押さえることが可能

各観測点における年平均値の推移



二酸化硫黄濃度と健康影響 長期的影響

二酸化硫黄濃度 (年平均値, ppm)

- 0.075 英国の子供の呼吸器疾患増加、英国成人の呼吸器疾患増加
- 0.065 英国の子供の呼吸器症状増加
- 0.05 慢性気管支炎の有症率が約5%程度で、非汚染地区の約2倍
- 0.048 ポーランドの成人の呼吸器症状増加
- 0.04 四日市市の閉塞性呼吸器疾患の新発生は0.04 ppmを超えるが増加
- 0.032~0.036 北九州地区で、学童のぜん息様症状の訴え率が2倍
- 0.032~0.035 赤穂市および大阪府40才以上の単純性気管支炎症状有症率が増加
- 0.035 成人・子供の呼吸器症状の増加と子供の呼吸器疾患頻度の増加

大気汚染時のデータは、二酸化硫黄のみの曝露ではないことにご注意ください。

健康影響から見た二酸化硫黄濃度の目安 短期的影響の考え方

①二酸化硫黄の吸入、短期影響発生を防止！
防衛行動・避難行動の実行

②比較的低濃度
高感受性者

③自力での避難行動が困難
要援護者

④高い濃度
一般の人

生命に関わる短期影響・重篤な健康影響が発生する可能性があります！

火山ガスの濃度：直近5分間の平均値を測定

健康影響から見た二酸化硫黄濃度の目安 長期的影響

長期的影響として注目した、せき、たん症状及び子どものぜん息様症状は、
1. 軽い影響である
2. 治る影響である
3. 濃度と発生率の関係の情報が存在する
4. 諸対策により、長期的影響の発生の増加及び症状の進展を最小限に抑えることが可能

この目安では、長期的影響の発生は、5%以下程度に押さえられるとされています。

参考ですが、環境基準の1日平均値0.04 ppmは、年平均値に換算すると0.02 ppm位です。

長期的影響についての二酸化硫黄濃度の目安
年平均値が概ね0.04 ppm以下かつ、
1時間値0.1 ppmを超える回数が年間10%以下

二酸化硫黄濃度と健康影響 短期的影響

二酸化硫黄濃度 (ppm)

- 25 360分で鼻や目の痛み、呼吸機能低下
- 10 阿蘇の火口見物禁止濃度
- 10分安静で呼吸機能低下、何人かは気管支拡張剤必要
- 10~30分で刺激、呼吸機能低下
- 30分の曝露で不快
- アメリカの労働者の許容濃度
- 健康人で呼吸機能低下を測定し得る最低濃度
- 5~10分中程度運動で軽~中程度ぜん息患者の20~25%に比較的二過性の呼吸機能悪化、症状の悪化
- 5分間量度の運動で呼吸機能低下
- 120分安静で変化なし
- 15分間運動でわずかな呼吸機能低下

ぜん息等高感受性者
一般の人

**健康影響から見た二酸化硫黄濃度の目安
短期的影響と分類、高感受性者**

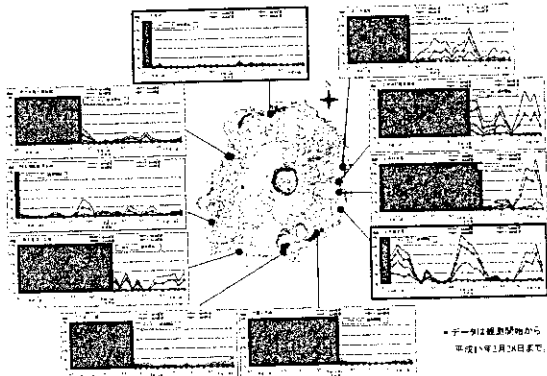
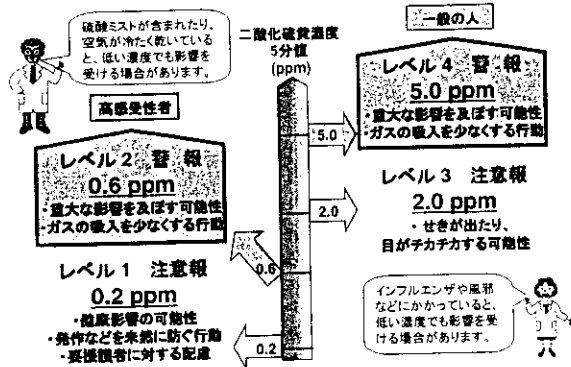
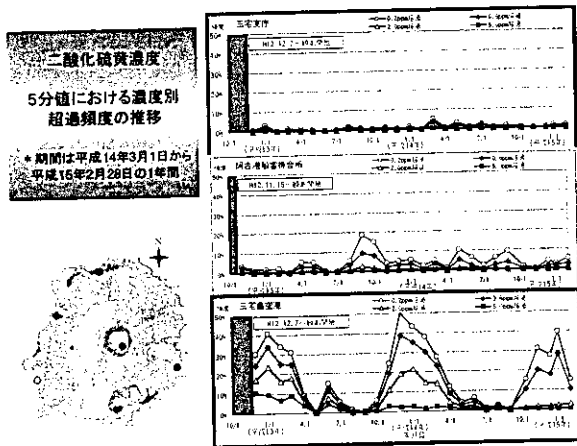
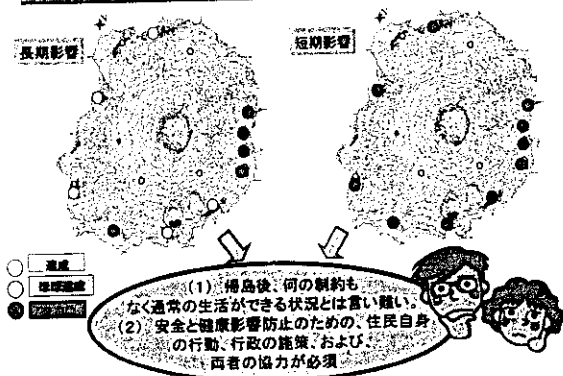


図0.17 5分値における濃度別超過頻度の推移



目安の達成度の状況と、現状での結論



健康影響を最小限にするための安全確保対策 補島前

自分自身、家族、近隣の人々(可能
であれば)が、高感受性者かどうかの
把握
健康リスクに対する理解
補島後の火山関連情報の理解
安全や避難についての自立行動
行政や近隣との協力、等の理解
補島意志の確認

補島前健康診断
補島前リスクコミュニケーション
補島後の行動に関する説明

行政がとるべき安全対策

補島後の生活・行動 平常時

「通常の生活」にはない健康のためのルール例

- 守るべき事項**
1. 気象情報や気象情報(特に風向き)を確認する
 2. ガスマスクを常時携帯する
 3. 外出先を固りの者に知らせておく
 4. 注意報・警報が出たら、行動範囲に準じて行動する
 5. 呼吸器系の異常を感じたら、早期に診療所を受診する
 6. 補島後の健康診断は必ず受診する
 7. 補島後のリスクコミュニケーションの場には必ず出席する
 8. 避難用の道具等を常時準備し整備しておく
 9. その他……
- 避けるべき事項**
1. 高温となりやすい山頂や沢筋には近づかない
 2. 高感受性者・高感受性者：ひとりでは外出をしない
 3. その他……

補島後の生活・行動 高温時(注意報、警報発令時)

