

第2回 環境ストレスシンポジウム —都市型環境汚染に関する「環境保健モニタリング」 手法の検討—

Urban Environment and Health: 1991 Symposium of the Special Research
Project "A study to develop an environmental health system to monitor
environmental stress and health in the highly urbanized area"

期日 平成3年1月30日、31日

会場 国立環境研究所

特別研究「大都市圏における環境ストレスと健康に係る環境保健モニタリング
手法の開発に関する研究」シンポジウム報告

兜 真徳 編

Edited by Michinori KABUTO

The National Institute for Environmental Studies

環境庁 国立環境研究所

目 次

| | 頁 |
|--|---------------------|
| はじめに | 兜 真徳 1 |
| 第1部 都市型大気汚染を対象とした「環境保健モニタリング」とは | |
| 我国に於ける大気環境モニタリングの現状 | 松本 幸雄 7 |
| わが国における大気汚染による健康影響評価の現状 | 村上 正孝 15 |
| 大気汚染暴露と室内汚染 | 新田 裕史、小野 雅司 21 |
| 都市大気汚染に係わる「リスクアセスメント」手法の現状と問題点 | 三浦 卓 29 |
| 生態学的手法の現状と問題点－地理疫学の経験から | 箕輪 眞澄 33 |
| <指定討論> | 常俊 義三 50 |
| 第2部 都市環境騒音を対象とした「環境保健モニタリング」とは | |
| 個人及び住居の騒音暴露量調査結果から | |
| 久野 和宏、三品 善昭、林 顕效、大石 弥幸、奥村 陽三 | 59 |
| 騒音の心理的評価：「大きさ」から「うるささ」の評価へ | 難波 精一郎 75 |
| 音の大きさと不快感との関連 | 島井 哲志、田中 正敏 86 |
| 青年を対象とした実験室での騒音の睡眠影響 | 川田 智之、鈴木 庄亮 94 |
| 高感受性者の生理反応 | 兜 真徳、南 正信、影山 隆之 100 |
| 市町村別騒音苦情発生状況と人口・社会・経済的地域特性 | 影山 隆之、兜 真徳 106 |
| <指定討論> | 吉田 拓正 117 |
| 第3部 住民意識・環境行政からみた「環境保健モニタリング」とは | |
| 住民の生活実感による幹線道路沿道環境の評価 | 伊瀬 洋昭 121 |
| 自由記述調査法による幹線道路沿道と非沿道住民の環境意識の比較 | |
| 大井 紘、近藤 美則、須賀 伸介 | 132 |
| 大阪府における健康影響調査の実施状況 | 今井 周治 138 |
| 都市環境騒音の把握手法について | 鹿島 教昭 145 |
| 騒音公害苦情の実態について | 沖山 文敏 166 |
| <指定討論> | 荘 美知子 180 |
| | 高橋 透 185 |
| | 西岡 南海男 188 |

はじめに

現在私達が進めております、特別研究、「大都市圏における環境ストレスと健康に係る環境保健モニタリング手法の開発に関する研究」は、旧環境保健部を主体として開始され、昨年7月に現体制下での「都市環境影響評価研究チーム」によって、その4年計画の3年度目を終わろうとしております。

この研究の目的は、近年の環境問題が従来の「産業型」から「都市型」あるいは「地球規模型」へと推移しているなかで、

- (1) : 都市化、とりわけ戦後の都市の巨大化と各種環境の変化に伴う、
- (2) : 環境ストレスと健康への影響を監視する
- (3) : 環境保健モニタリング手法の開発

と言うことであります。ただし、各種環境問題としては、健康との関連で、我々の生活環境全般が関わりを持っている訳ですが、ここでは、大気汚染および騒音の問題に限定して話を進めたいと思います。

これまで、

- 1) 東京大都市圏内代表地域を対象とした大気汚染あるいは騒音影響に係わる疫学的研究を含む調査研究、また、
- 2) 騒音に対する心理的・生理的感受性を対象とした実験的研究、あるいは
- 3) 既存の環境データとストレス・健康データとの相関関係の検討

などを行ってきておりますが、平成3年度は最終年度でもあり、これらの成果をとりまとめ、有効な環境保健モニタリングの手法について考察する段階にあります。

とは言え、「環境保健モニタリング」については、その環境科学としての意義の重要性の認識にもかかわらず、「環境保健サーベイランス」との概念の相違をも含め、従来も多くの議論が有るところであります。それは、とくに環境と健康との関連性をとらえ、さらには将来における影響の予測可能性が求められるために、その構成要素として、

- (1) : 人間活動およびその変化
- (2) : 人間活動およびその変化に伴う環境の変化
- (3) : 環境の変化に伴う人間あるいは(生物としての)ヒトの健康状態の変化
- (4) : 環境行政活動

など、諸要因が相互関連的に把握される必要があるからとも考えられます。

一般に、「環境保健モニタリング」とは、以上の4要素のうち(3)を対象として用いられる場合が多いと思われるのですが、健康影響を評価するという行為は、影響を評価し、必要に応じて対策・介入が行えるシステムの中で行われて初めて有意義なものとなることは明らかであり、そのためには(1)、(2)、(4)の要素についても、体系的に、また、相互関連的に把握していくことが必要と思われます。しかし、それらの総合的な把握のためには、従来個別に独自の方法によって研究してきた関連諸研究領域を統合できるのか、あるいは統合できるとしても、それをどの様に統合するのかなど、多くの疑問がただちに出てくる状況にあるとも言え換えることが出来ると思われま

す。本シンポジウムでは、研究レベルにおける議論として、現在の大都市において依然として問題の残されている大気汚染による健康への影響、あるいは騒音による心理的ストレス(これも健康影響に含める考え方もある)や健康への影響といった、一般には個別に扱われている問題を、以上の様な観点から総合的、体系的に整理していく方法を探ることを1つの目的とさせていただきたいと思

います。例えば、こうした観点から、大都市への諸機能の極集中の問題、あるいは人口・交通機能の超高密度状態(したがって道路沿道人口が多い)などのより総合的な問題現象が重要なポイントとして上げられると思われま

す。また、影響の個人差とりわけ高感受性者の存在などもこれに含まれるのではない

でしょうか。

以上のことは、言うまでもなく、大気汚染あるいは騒音による個々の健康影響の評価に関する研究などが重要でないと言うことではなく、理想的な「環境保健モニタリング」は、そうした影響が問題となっている原因のレベルから、影響が認められる場合にはその対策、また、その効果の評価のレベルまでを包括するシステムであることが望ましいと言うことであります。また、個々の分野における従来の活動・努力を批判するものでもありません。むしろ、個別に行われている研究あるいは活動を体系的に眺め直すことによって、より効率的な指標の開発などを通して、それぞれの目的をより効率的に実現できる方法を模索するものであります。

こうした背景から、本シンポジウムは、大気汚染あるいは騒音の健康影響の評価に関する研究の状況あるいは行政活動における現状と問題点などについて、「環境保健モニタリング」との関連におけるお話、あるいはご議論をいただけるようにセットさせて頂きました。

ご参加いただく先生方あるいは環境行政に携わっておられる方々は、いずれもそれぞれの分野の一線でご活躍の方ばかりであります。第2回目の本シンポジウムも実り多いものにするために、個々のご発表あるいは討論を通して、以上の様な点を含めご示唆あるいはご批判を頂ければ幸いです。

環境庁国立環境研究所地域環境研究グループ

都市環境影響評価研究チーム

兜 真徳

(環境ストレス特別研究関係スタッフを代表して)

第1部

都市型大気汚染を対象とした
「環境保健モニタリング」とは

我国に於ける大気環境モニタリングの現状 —環境保健モニタリングとの関連において—

松本幸雄（国立環境研究所地域環境研究グループ）

1. はじめに

わが国の都市部においては、世界でも類を見ない高密度で組織的な大気環境モニタリング（大気常時監視測定）が行われている。このシステムは当初、公害をひき起こす高濃度汚染に対処する目的で、汚染物質排出規制とともに車の両輪の一つとして整備されてきた。「環境保健モニタリング」との関連でみたとき、都市部住民の汚染物質への集団としての暴露状況の手がかりを与えるシステムとしても、全国レベルで定常的に運用されているシステムであるこの大気環境モニタリングシステムを無視して考えることは出来ない。しかし、常時監視測定は地域の大気汚染状況に関する情報を与えるものではあるが、常時監視測定そのものから都市住民集団の暴露濃度を評価するには検討すべき問題がある。これには、①地域濃度レベルと常時監視測定との関連、②地域濃度レベルと家屋内外濃度、（集団としての）個人暴露濃度との関連を吟味しなくてはならない。

ここでは、まず、大気環境モニタリングの概要を紹介し、続いて地域の汚染濃度の変動の様子と測定局との関連、（②には立ち入らず）最後に環境保健モニタリングとの関連についてについて簡単にふれたい。

2. 大気環境モニタリングの概要

我国の大気環境モニタリングは、いわゆる常時監視システムとして、おもに一般生活環境の大気汚染を測定する一般環境大気測定局（約1700局）、および自動車排出ガスによる汚染を測定する自動車排出ガス測定局（約300局）を中心に行われている。（この他に、気象観測局や人為的汚染を直接的には受けないバックグラウンド測定局もある）

システムの本来の目的は、大気汚染防止法第4章において都道府県知事に要請された次の内容である。

(1)常時監視：大気汚染を防止し住民の健康の保護をはかるために、大気汚染を管理する必要がある、ばい煙の排出規制がどれだけ効果的に行われているかを常に環境中の濃度測定により把握し、この結果に基づいて、環境基準の達成状況を確認し、必要な場合は次に述べる緊急時の措置をとる。また、ばい煙排出源への規制手法の妥当性の検討にも用いる。

(2) 緊急時の措置：著しい大気汚染が発生し、人の健康や生活環境に被害の生ずる恐れがあるような緊急な事態が発生した場合には、ばい煙排出者に対して排出量の減少のための操業の制限を加えたり、自動車の運行に制限を与えるなどの措置も可能である。同時に、住民に周知させ注意を喚起する。

(3) 公表：モニタリング結果を（街頭表示盤や報告書で）公表する必要がある。

現在のモニタリングシステムはこの目的に沿うように構成されてきた。しかし、近年目的は多様化してきており、この他に、環境管理を進める上で必要な情報を提供する機能も現実には大きい。

測定項目は、SO₂、NO₂、CO、SPM（浮遊粒子状物質）、光化学オキシダント（以上、環境基準有り）、NO、非メタン炭化水素、気象項目等で、連続自動測定によっている。

一般環境大気測定局については従来から行政目標として、人口密集地域においては可住地面積25 km² 当たり1局を目安として設置されてきた。一方、自動車排出ガス測定局は都市の交通の激しいところを中心に設置されてきた。東京都の測定局の配置図を例として示す（図1）。

大気環境の評価は、これらの測定局で得られた測定値と環境基準との比較により行われる。

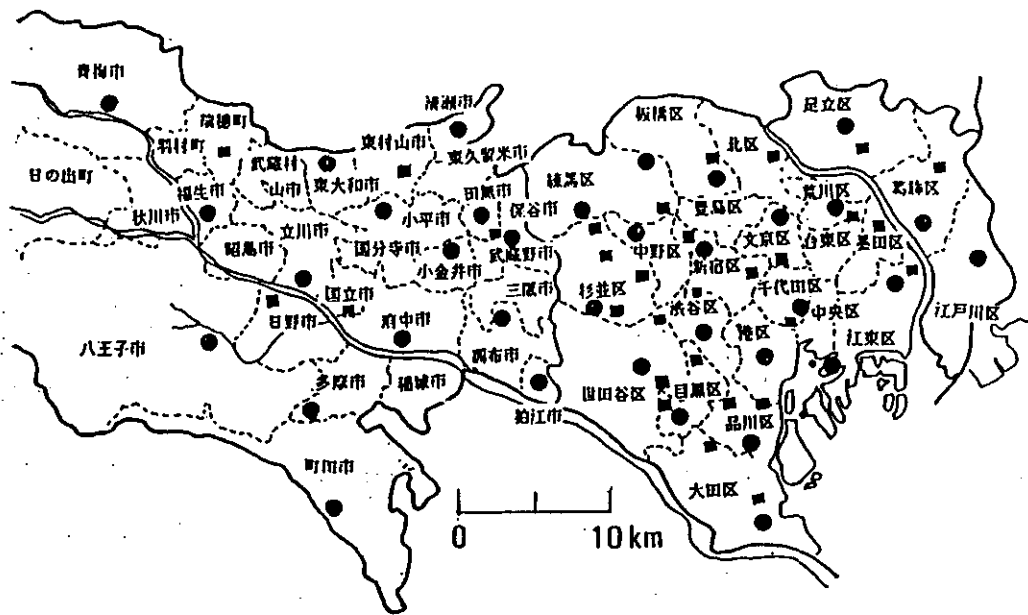


図1 東京都の大気汚染測定局の配置

一般環境大気測定局 38 (●印)、自動車排出ガス測定局 37 (■印)

3. 大気汚染濃度変動（屋外）の特徴

都市部におけるSO₂濃度が低い現時点で、健康との関連で重要な汚染物質はNO₂とSPMといわれる。我々は東京都において簡易測定法によりNO₂（1日平均値）とSPM（2日平均値）を連続7～10日間測定する調査を数回行ったので、この結果から現行の測定局から得られる情報の目安を得るために、これらの物質についての変動特性をまとめておく。

3.1 非沿道領域の大気汚染の変動

自動車排出ガスの直接影響を受けない領域ではNO₂の日平均値の地点変動は（日による変動にくらべて）おおむね緩やかなものである。また、SPMについてもNO₂と同程度に地点変動が緩やかであることを推察させる。（SPMについては現在整理中であるが）NO₂については、排出源の直接影響を受ける地点（具体的には、道路沿道とビルの周辺）をのぞいては、数km四方の領域で1日平均値の地点によるばらつきは2～3ppb程度と考えてよいと思われる。

[調査例1（NO₂）]

一例として、杉並区はぼ全域にわたる5.5km四方の領域における1km間隔（30地点）での1984年のNO₂調査を図2に示す。この調査では自動車排出ガスの直接影響を避けて道路沿いから50m以上退いて行っている。特徴は、濃度の日による違い（日効果）が地点による違いより相当大きいことである。一方、地点による特有な高低の傾向（地点効果）もはっきりしており、高い地点は幹線道路や交差点の影響を受けるとみられる。また、この調査に限らず、冬期にくらべて春期の方が平均濃度や日効果は小さいものの、地点効果はより明確にでる傾向にある。

測定値から地点、日を要因としたときの2元配置分散分析の結果を元にこれらの効果を差し引いた時の残差変動の標準偏差を表1に示した。この例では、日を決めたときの地点による濃度のばらつき（日効果除去後の残差）は標準偏差にして2.8ppb（4月）3.2ppb（12月）程度である。従って、この領域のなかの任意の一点で測ったNO₂濃度に対して他の地点はほぼ5ppbの標準偏差で分布する。

[調査例2（NO₂、SPM）]

1989年3月と8月に世田谷区役所（常時監視測定局）を中心とした領域で1km間隔で3×4のメッシュ地点で測定したNO₂についても例1とほぼ類似の結果を得ている。SPMの8月の濃度を図3に示したが、SPMについてもNO₂と類似の特徴を得ている。表2の一番右の列に1km間隔の地点の測定値から日効果を除去した後の残差の標準偏差を平均濃度とともに示した。

3.2 沿道地域の大気汚染の変動

交通量の多い道路沿道では、交差点、道路付近の濃度が極めて高く、道路から離れるにしたがって低減するといわれている。風向との相対的位置関係や交通状況、道路周辺の構造等によるが、幹線で

は、NO₂濃度は道路際から20～50mで急激に減少する。そして冬期はこれ以遠ほぼ一定となるが、夏期はさらに緩やかに減少する様子が観測される。沿道領域の大気汚染を適切に把握するにはこの急激な濃度変化をどの様に考慮するかが重要である。

[調査例2 (続き)]

調査2において1km間隔の点の他に、1km以下のスケールでの変動を評価するために1kmメッシュ内の16地点でNO₂、SPMについて測定した。図4に例としてNO₂の日効果を除いた残差を環状七号線からの距離ごとのヒストグラム(89年3月の5日間)として示した。道路端から30m以内で顕著な道路影響がみられる。幹線道路からはなれている場合にも比較的交通量の多い小道路や気象による変動がみられることがある(図4地域D)。一般環境測定局のある世田谷区役所屋上の値は図4の◎印で示されている。

調査例2におけるこれらの事実を定量的に把握するためにNO₂(89年3月、8月)とSPM(89年8月)について平均濃度と日効果除去後の残差の標準偏差を表2に示す。

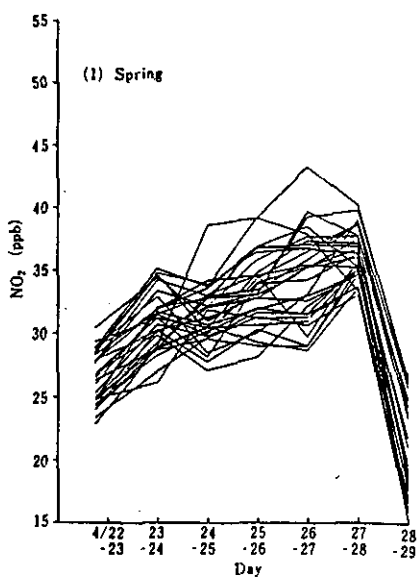
NO₂では、領域全体の1kmメッシュ間の変動の大きさは、1kmメッシュ内の地点で幹線道路から離れた地域(図4と表2におけるB、C)の変動と同程度、または少し大きい程度である。幹線道路の影響を直接受けない地点に限れば、この領域全体のNO₂(1日平均値)は標準偏差2～3ppb程度であることが確認される。しかし、幹線道路沿いも含めると1kmメッシュ内の地点による変動は増加する。他の調査結果とも併せて考えると、局地的な濃度変動は、暖房期に比べて非暖房期の方が顕著の傾向であった。

これを模式的に表わすと、1kmメッシュを「地区」とイメージしたとき

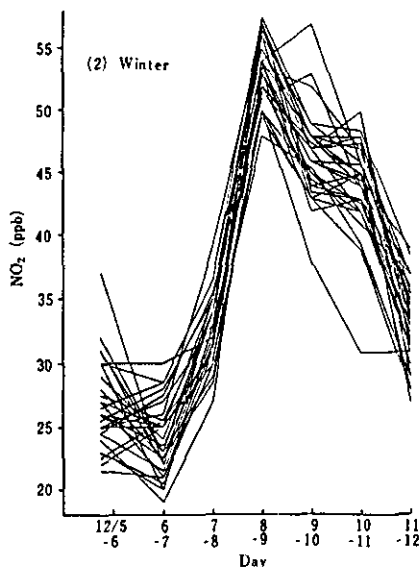
(沿道局地汚染部分を
含めた地区内変動) > (地区間変動) ≒ (沿道局地汚染を受けない
部分の地区内変動)

ただし、≒は同程度を意味し、暖房期と非暖房期とで大小関係が逆転する程度の関係である。

SPMについてもNO₂と同様の変動の特徴がみられ、とくに2μm以下の粒子について、道路際からの減衰が激しかった(夏期について)。(これらの地点変動に関するデータは他地区も含めて総合的に検討中である。)



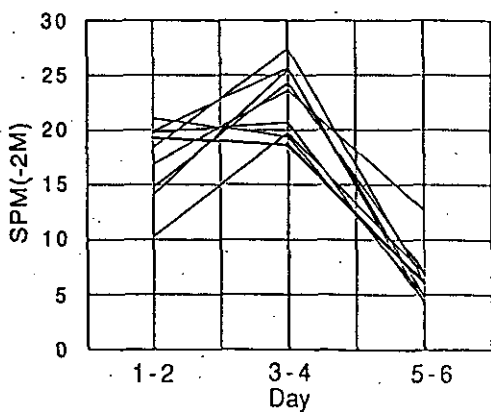
(a) 1984.4



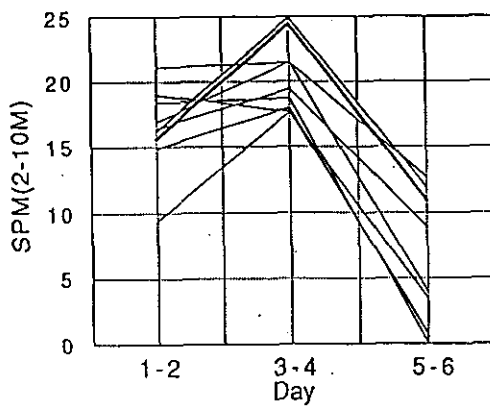
(b) 1984.12

図2 NO₂濃度(日平均値)の日変化

杉並 1 km間隔で5 × 6 = 30地点



(a) 2 μm以下



(b) 2~10 μm

図3 SPM濃度(2日平均値)の変化

世田谷 1 km間隔で3 × 3 = 9地点

表1 残差変動の標準偏差

(括弧内は変動係数を示す)

| 調査 | 平均濃度 ppb | 全変動 ppb | 日効果除去後 ppb | 日・地点効果除去後 (交互作用) ppb |
|-------------------|-------------|------------|---------------|----------------------------|
| (1) 1期 (30地点 7日間) | 30.4 | 5.8 | 2.8 (9.1%) | 1.9 (6.2%) |
| (2) 2期 (30地点 7日間) | 37.2 | 10.7 | 3.2 (8.6%) | 2.7 (7.1%) |

表2 日効果除去後残差の標準偏差

| | 単位 | 1kmメッシュ内全点 | | | 1kmメッシュ内B, C | | | 1kmメッシュ間 | | |
|----------------------|-------------------|------------|------|------|--------------|------|------|----------|------|------|
| | | 地点 | 平均 | 標準偏差 | 地点 | 平均 | 標準偏差 | 地点 | 平均 | 標準偏差 |
| NO ₂ (3月) | ppb | 16 | 26.2 | 4.4 | 7 | 23.4 | 1.9 | 12 | 23.0 | 2.4 |
| NO ₂ (8月) | ppb | 31 | 22.5 | 7.6 | 12 | 16.7 | 3.1 | 9 | 17.5 | 2.8 |
| SPM (8月) | μg/m ³ | 12 | 35.8 | 7.9 | 5 | 30.2 | 3.8 | 9 | 30.1 | 5.4 |

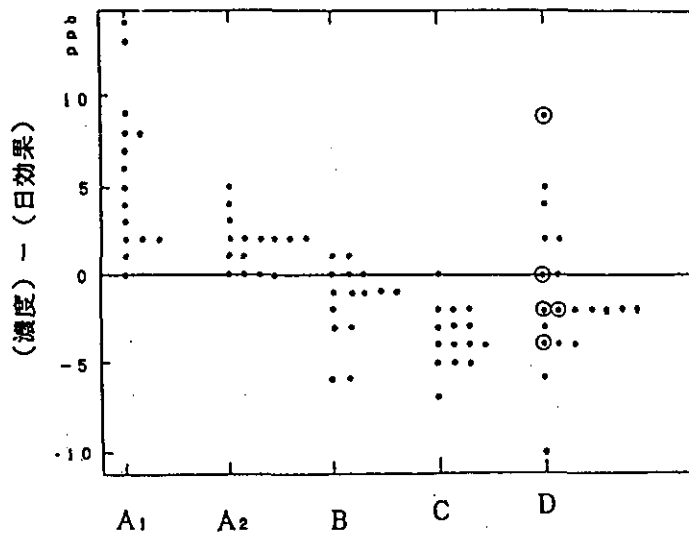


図4 環7からの距離で分類した、NO₂地域濃度(日効果除去後)の残差ヒストグラム
(世田谷、89年3月、16地点)

4. 「環境保健モニタリング」における「大気環境モニタリングシステム」

4. 1 現行の大気環境モニタリングシステムによる環境濃度評価の能力

住宅内濃度を定める因子として地域環境濃度以外に、喫煙（SPM）、暖房法（NO₂）、炊事設備（NO₂）、住宅構造などがあることがすでに指摘されていること、更に、個人暴露濃度の推定には（集団としての）行動様式も関連すること等を考えると、地域環境濃度から個人暴露濃度の推定は単純でなく、対象集団ごとにモデルを考える必要があるが、ここではこれに立ち入らずに、屋外の環境濃度を評価することを目的として、2節で述べた大気汚染の変動特性から常時監視測定の実況を評価してみたい。

[都市域の非沿道領域]

非沿道領域においては、窒素酸化物、浮遊粉塵ともに、空間的な濃度変化は緩やかと考えられた。特に、NO₂については、1日平均値レベルの空間変動は緩やかであるので、25km²に1局程度の配置であれば、標準偏差3ppb程度の精度で把握出来ている可能性が高い。年平均値レベルでは、空間変動は一層ゆるやかと期待される。

従って、従来の常時監視システムの配置方針（25km²に1局）でこの程度の精度のモニタリングが期待される。もちろん、これで十分かどうかは、健康影響との関連から大気汚染モニタリングシステムに対して要求される精度による。測定局の代表能力を明確にし個人暴露との関連を明らかにするために、測定局周辺汚染の詳細調査を一層進める必要がある。

[道路沿道域]

交通量の多い道路では、道路端より約50m-100mまでの濃度は後背地に比べて自動車排出ガスの直接影響が大きい。この沿道可住地域の汚染濃度の評価に耐える測定値を得るには、自動車排出ガス測定局の現在の配置では十分でない可能性が高い。自動車の直接影響を受ける沿道可住地域の濃度変動の激しさを考えると沿道環境を適切に代表する測定局配置の方法を検討する事は容易でないが、しかし、沿道全体の環境濃度の推定が可能になるようなモニタリングシステムの構築が必要である。

また、測定項目についても、自排局ではCO、NO_x以外の測定が比較的手薄であり、特に浮遊粒子状物質、硫酸酸化物を測定する自動車排出ガス測定局は少ない。沿道の暴露実態を考慮したとき、これらとともに浮遊粒子状物質の分析もふくめて一層の充実が期待される。

4. 2 「環境保健モニタリング」における「大気環境モニタリング」の役割

ところで、「環境保健モニタリング」における「大気環境モニタリング」の役割は一体どのようなものであろうか。

仮に、大気汚染物質濃度と健康影響との因果関係が数量的に十分に明確であれば、地域内の公共環

境の汚染物質濃度を一定値以下に抑えることにより、(原理的には)集団としてのリスクは回避できる筈であり、濃度の推定によってリスクの評価も可能であろう。このような状況であれば大気環境モニタリングに要求される観測精度も明かとなり、観測体制もおのずと定まってくる。健康に影響のある大気汚染レベル(有意レベルと呼んでおく)以上の濃度に達したときは警報、発生源規制等の措置をとることすら出来る。つまり、ある地域に於いて健康影響が顕現する前に大気汚染情報から未然に措置をとる事が出来る。

しかし、現実には、大気汚染由来の疾患と環境中大気汚染濃度との関連をつける調査の精度をあげるのは容易でなく、また、環境中濃度と健康影響の関連は、気象条件や社会要因によっても違い得るので、我国の全ての地域に通用する一般的な因果関係を明らかにすることは簡単でない。大気汚染と健康影響の因果関係が数量的に必ずしも確立されいるとは言えない段階では、「環境保健モニタリング」における大気環境モニタリングによる情報は、健康状況のモニタリング結果の評価にあたり、大気汚染との関連の有無を評価する情報として用いられる。

しかし、一方で都内沿道近傍で呼吸器症状有症率が後背地にくらべて高いことが報告されている(国立公害研究所等)ように、既に現状でも大気汚染による呼吸器疾患の有意レベル以上の汚染環境にいる人口集団があることが示唆されている。このような事例で健康情報と大気環境情報との関連を明らかにすることにより、因果関係の情報が蓄積されるとともに大気環境モニタリングの役割も一層明確なものになって行くことが期待される。

わが国における大気汚染による健康影響評価の現状

村上正孝（国立環境研究所環境健康部）

1. NO₂、SPM環境基準設定の根拠

昭和48年、SO₂、NO₂（昭和53年改訂）の環境基準が、昭和45年から49年にかけて実施された千葉県、大阪府、福岡県の6地区の疫学調査を主要な資料として設定された。その根拠となった健康影響指標は「持続性咳・たん」などの呼吸器症状の有症率であり、いわゆる自然有症率の2倍以上の数値に対応した汚染物質の濃度を基準とした。¹⁾

2. 中公審の大気汚染研究に対する提言

その後、中公審のNO₂に係わる判定条件等専門委員会²⁾において現状の大気汚染下で健康影響が検討・評価されてきた。その結果、中公審は現状の大気汚染では新たに発生した慢性閉塞性肺疾患に対して公害補償をするような状況でないとして、昭和62年、大気汚染による公害補償の制度はなくなった。

しかし同報告書³⁾では現状でも呼吸器疾患の病態に何らかの影響を及ぼさないかとは言い切れないし、また交通量の多い沿道などの局地的汚染による健康影響のおそれがあることを指摘し、以下のような研究の方向性を求めた。

- (i) NO₂による末梢気道部障害の生理的意味は何か。
- (ii) 現状の大気汚染だけで気管支喘息は起きるのか。
- (iii) 呼吸器の障害はNO₂、SO₂、SPM以外の要因もかかわってくるのではないか。
- (iv) 大気汚染は呼吸器だけでなく全身的な影響も与えるのではないか。
- (v) 複合影響に関する疫学研究において、大気汚染の暴露と生体影響をより精度高く把握できないか。
- (vi) 大気汚染暴露における室内汚染の寄与はどのくらいか
- (vii) 大気汚染と肺癌との疫学調査をすべきだ。
- (viii) 大気汚染と健康に関するサーベイランスシステムを整備するべきだ。

3. 環境基準設定後の基準レベルの大気汚染による健康影響調査の概要

さて、昭和53年以後、基準レベルの大気汚染に都市住民は暴露されているわけであるが、以下のよ

うな疫学調査が実施されている。問題別に概観する。

3.1 広域における呼吸器症状の有症率

公健法の再検討のため、疫学調査を環境庁環境保健部³⁾と大気保全局⁴⁾は、全国的なレベルで、それぞれ昭和56年～58年、昭和55年～59年にかけて、前者は児童約4万人、成人3万人、後者は児童13万人、成人20万人を対象に、呼吸器症状質問票にもとづき実施した。その調査項目は地域の大气汚染レベル、個人についてはアレルギーの既往、家族歴、症状、そして住居構造、暖房、乳児期の栄養等からなる。その結果、弱いながらも地域の大气汚染レベルと呼吸器の有症率、すなわち児童では主な症状について、また成人では咳・たん系の症状について概ね、有意な相関が認められたわけである。米国をはじめとする諸外国の広域における、この種の調査でも大気汚染レベルの高い地域ほど有症率が高いことが報告されている。しかし、保健部³⁾の調査では、人口密度等の社会、経済的条件とも相関があり、大気汚染レベル以外にも有症率の地域差をもたらしている要因があることを示唆している。

3.2 局地（沿道）における呼吸器症状の有症率

昭和50年の環境庁による兵庫県国道43号線、川崎の高速道路料金所周辺の調査等で、沿道住民の交通公害による健康影響が懸念されてきたわけだが、その後の東大疫学グループ⁵⁾、本研究所疫学グループ⁶⁾らの調査によって、沿道直近に居住する住民の呼吸器症状の著しく高いことが、ほぼ確実に認められたといえよう。現在、全国主要な自治体において交通公害に関するこの種の調査が実施されているようであり、その事実の確実性はさらに高くなる。ただし、沿道地域と背後地域のNO₂、SPMの大気汚染レベルの差は、交通騒音のレベル差と比較して著しく小さいという事実がある。沿道に伴う、騒音、振動等の物理的な要因、またNO₂、NO以外の他の大気汚染物質の影響を全く無視することはできないけれども、住民の道路を取り囲む生活環境自体の悪化に対する意識あるいは認識・評価の差も検討しなければならないだろう。

3.3 旧大気汚染指定地域における慢性気管支炎の罹患率および新規発生率

三重大学公衆衛生グループ⁷⁾は、四日市市において旧汚染地域と非汚染地域の慢性気管支炎の受診率について、昭和48年来、国民健康保健診療報酬請求明細書にもとづいて継続的に追求しているが、その結果、旧汚染地域の罹患率は現在に至っても過去の高い汚染レベルの時と同じ水準で推移している。しかしながら、慢性気管支炎の新規発生率は、近年では非汚染地域と同じ水準にまで低減してきた。この事実は、慢性気管支炎は治癒しがたいことと、さらに、この疾患の発生に当時の高いレベルの大気汚染が大きく寄与していたことを立証したことになった。

3.4 小児の気管支喘息の発生率

3.1の項で述べた環境庁の調査^{3) 4)}において、児童の喘息様症状有症率と大気汚染レベルとは有

意な相関が認められている。一方、都市化の指標³⁾、アレルギーの既往⁴⁾などとも有意な相関が認められる。また小児科医を中心とした小児喘息罹患率に関する全国調査、またわが国以外の先進国における、この疾患の発生の地理的分布および経年的推移をみると、都市的ライフスタイルの進展度に対応するかのよう、その発生率は増加する傾向が認められる。現在、小児喘息に関連して小児科学を中心とした数多くの研究報告と仮説があるようだが、その成果が大気汚染との関連で、どれほど有益であるのか、今後の文献調査の早急なまとめが求められている。

3.5 鼻アレルギー

慈恵医大の耳鼻咽喉科教室は、昭和28年来、東京大田区、甲府市、岩手県農村において、学童を対象として臨床診断に基づいた鼻アレルギーの罹患率に関する疫学調査を実施している。農村部が低い罹患率であるのに対して、年々、都市域は増加傾向が認められ、著者らは地域の大气汚染レベルとの有意な相関のあることから、アレルギー性鼻炎の病因として大気汚染の寄与が大であることを示唆している。アレルギー疾患の増加傾向が全国的に認められる現在、この鼻アレルギーの病因論もいっそう、探求されるべき課題である。

3.6 肺癌

肺癌と大気汚染との関係については、1946年～1949年の英国、1948年～1949年の米国などの調査で、人口規模の大きい地域あるいは都市部で死亡率の高いことが報告されてきた。わが国でも1970年、1975年において7大都市で最高の死亡率との報告がある。最近のわが国において肺癌の死亡率の高い地域は、東京都のなかでは都心に近い区、全国的にみた時、漁港、貧困層、炭鉱・造船所のある地区の他に大気汚染の高度の地域であると報告⁵⁾され、タバコ以外に大気汚染などの都市的因子に原因が求められつつあるといえよう。

以上、列挙した環境保健研究の成果は、四日市市の慢性気管支炎の遺残のケースを除いて、共通していえることは、その病因に大気汚染が関与するかに見える一方、調査対象集団の都市的な生活形態にも関連がありそうなことである。

その他、疫学調査として、肺機能や尿中ヒドロキシプロリン等の生化学的指標を用いた調査研究があるが、現在の大気汚染レベルと相関ありとするもの、なしとするものがあり、確定的な結論は得られていない。

4. 人志願者への負荷実験研究

わが国においては東京女子医大のグループを除いて行われていないが、米国等では喘息患者を含め

て行われ、NO₂では0.25ppmレベル、O₃では0.2ppm レベルで影響がでることがわかっている。

5. Biomonitoring

(i) 人肺中の汚染物質の蓄積

とくに肺癌の病因究明および発癌物質の蓄積量と発生率と関連の研究のための重要なデータを提供している。

(ii) 動物等への汚染物質の蓄積

野犬、ハトなどは、それぞれディーゼル排ガス、排ガス中の鉛等の汚染を示す指標動物として、人の個体暴露量推定のために貴重なデータを提供してきた。継続的にデータを蓄積していく必要がある。

(iii) 大気汚染物質の変異原性

6. 動物実験による基礎的研究

ヒトで起こる疾病像を理解するために、動物に問題となる汚染物質を暴露し、影響の現象を把握するとともに、その機序を解明することを目的とする。最近では、ヒトへの外挿を目指したリスク・アセスメントのための実験も行われている。動物を用いた慢性暴露時に影響の現れる最小暴露濃度はNO₂で0.2ppmのレベルである。

動物実験における最大の問題は、慢性気管支炎、喘息などの呼吸器疾患において、適当な動物の疾患モデルが現時点では、十分用意されていないことである。その結果、しばしば疫学調査に用いられる生体影響指標とされるものが、その生物学的意義が未だ確定されていない段階で調査に適用されることが多いことである。

7. 大気汚染物質暴露量把握

(i) 個人暴露量の把握

(ii) 大気環境中汚染物質の経時的、地理的变化

8. 評価の段階

以上、大気汚染健康研究の現状を大略述べたが、ここで重要な評価の側面は、「得られた結論が大気汚染と健康障害との因果関係について、どのくらい確実なものとして説明されているのか。対策的にみとるとき、その大気汚染レベルを低下させたら、確実に影響の減少が期待できるのか」という質問に対して、研究者側が、どれだけ確信をもって答えらるかという点である。

現在の研究成果は、次に示す、どの段階に位置するのか。

- あまりにも (ii) の段階にとどまる成果が多いことを大気汚染研究に係わるものとして自戒したい。
- (i) 汚染レベルは決定し、その影響は認められない。あるいは明かで直に汚染レベルを下げるべきだ。
 - (ii) 汚染レベルは決定し、その影響はありそうだが、もう少し研究をしなければなら何とも言えない。
 - (iii) 汚染レベルは決定したが、その影響はよく分からない。
 - (iv) 影響・問題は明らかだが、それと関連する汚染レベルは、未だ不明。

9. 環境保健モニタリング

では、(ii) から (i) の段階に研究成果を引き上げるためにはどうすべきか。その一つの方法として、汚染と健康を同時に測定していく環境保健モニタリングシステムの導入が考えられる。従来の疫学調査は断面調査であったが、四日市市の慢性気管支炎の継続調査の成果が示すように、観測点または地域を設定して影響を継続的にみていくシステムが必要である。

一方、大気汚染が児童の喘息、肺癌の増加をもたらすのではないかという視点から、この問題に取り組むのが一般的ではあるが、これら疾患の発生に最も寄与するのは何かという視点からアプローチがもっとあってよいのではないか。すなわち、環境汚染の質、量の変化とその影響をうける主体である地域人口集団の生活構造の変化をも追跡して病像を解析しようとする人類生態学的視点である。勿論、研究をはじめると同時に、仮説が必要であることはいうまでもない。

【参考文献】

- 1) 日本化学会編：環境の基準、丸善、109、1979
- 2) 中公審専門委員会：大気汚染と健康被害との関係の評価等に関する専門委員会報告、1986
- 3) 環境庁環境保健部：質問票を用いた呼吸器疾患に関する調査の概要、1986
- 4) 常俊義三ら：学童の呼吸器症状と大気汚染（環境庁大気保全局調査についての検討）、大気汚染学会誌、22、431、1987
- 5) Yokoyama Y. et al: What interaction dose indoor NO₂ have on the effect of the automobile exhaust., Tokai. Exp. Clin Med., 10, 379, 1985
- 6) 小野雅司ら：幹線道路沿道における大気汚染と住民の健康影響に関する疫学的研究、日本公衛誌、37、321、1990
- 7) 今井正之ら：大気汚染と上気道疾患、三重大学環境科学研究概要、6、13、1981

8)Minowa M. et al:Geographic pattern of lung canncer in Japan and its environmental correlation. Jpn. J. Cancer Res. (Gann), 79, 1017, 1988

大気汚染暴露と室内汚染

新田裕史 (国立環境研究所地域環境研究グループ)

小野雅司 (国立環境研究所環境健康部)

1. はじめに

大気汚染の研究、特に健康影響に関する研究において、室内汚染との関わりや個人暴露量の評価の問題が議論されるようになったのは、それほど古いことではない。最近では、暴露評価 Exposure Assessmentという言葉もしばしば取り上げられるようになってきた。しかしながら、その概念・内容については研究や行政の専門家間で必ずしも共通の理解が持たれていないように思われる。さらに、暴露評価をリスクアセスメントのひとつの要素と考えた場合と、大気汚染の健康影響における疫学研究の中で必要とされる暴露評価を考えた場合とでは、その内容、すなわち要求されるデータの質および量が異なってくる。以下ではシンポジウムの基本テーマの一つである「環境保健モニタリング」の枠組みの中で大気汚染の暴露評価の問題を室内汚染と関連づけて整理してみたい。

2. 暴露評価の必要性

暴露評価を論ずるためにはまず「環境保健モニタリング」の枠組みを明示する必要がある。ここでは、「長期的かつ予見的観点をもって、地域人口集団の健康状態と大気汚染との関係を定期的・継続的に観察し、必要に応じて所要の措置を早期に講ずるためのシステム」と一応定義する。さらに、大気環境に関する適切なモニタリングシステムがすでに存在していることを前提として議論を進めたい。

ある地域の大気環境濃度によってその地域住民の暴露量を代表することができれば、大気環境モニタリングそのものを暴露評価の手段とすることが可能である。しかし、多くの大気汚染物質について、この代表性は満足できないことが示されてきた。もちろん、二者択一的な判断は意味がなく、問題はその「代表性」の程度である。環境保健モニタリングの枠組みの中で考えれば、「地域人口集団の健康状態と大気汚染との関係」を検討することが可能な程度の代表性を持っているか否かが問題となる。ここで、これを判断するための二つの基準を示したい。ひとつは、地域住民の暴露量の代表値（平均値や中央値など）とその地域の環境大気濃度の代表値に乖離がみられるかどうか、もうひとつは、大気環境濃度では評価できない高濃度暴露集団が存在するかどうかである。

3. 二酸化窒素の個人暴露濃度に関する知見

暴露量には各個人の行動パターンの違いというやや扱いにくい要因が関与するので、はじめに室内濃度を代わりに取り上げる。

図1には東京都内のある1世帯で1年間、室内濃度と室外濃度（1週間移動平均）を連続測定した結果を示した¹⁾²⁾。室外濃度は対象世帯のごく近傍の屋外の濃度という意味である。二酸化窒素(NO_2)については傾向としては類似しているようにも見えるがはっきりしない。一酸化窒素(NO)の方は変動傾向はかなり類似していることがわかる。図2はそれぞれの日平均値についての累積度数分

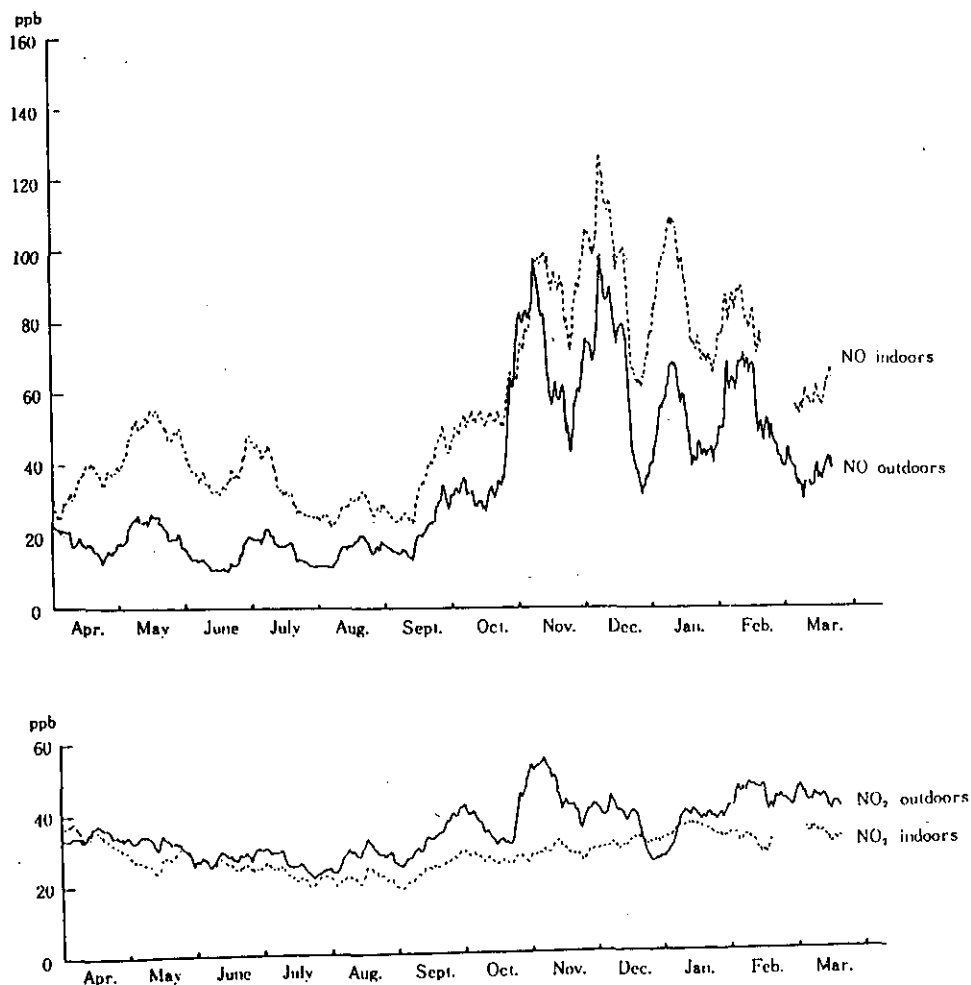


図1 窒素酸化物の室内・室外濃度の長期測定結果

布を示した。1年間のNO₂の室内濃度の平均値は28ppb、室外濃度は35ppbで、濃度レベルには差がみられた。図3は1時間平均値について同様に累積度数分布を示したものである。日平均値の場合とは異なり、室外濃度に比べて室内濃度は高濃度の出現頻度が多くなっていた。大気環境データを解析する場合に平均化時間が重要な要素であることは今更いうまでもないが、室内・室外濃度の関連性を検討する場合にも平均化時間の長さを考慮する必要がある。図4は同一のデータ（日平均値）を用いて、月別に室外濃度に対する室内濃度の回帰係数と切片をプロットしたものである。夏には回帰係数は1に近く、切片は0に近い、すなわち室内濃度と室外濃度の一致度は高かった。一方、冬には回帰係数は0.5以下で、切片も大きかった。このように、室内濃度と室外濃度の関連性は季節によっても異なっている。

二酸化窒素の室内濃度と室外濃度の関連性について蓄積されたデータの多くは前述したものと異なり、ある地域の数十か数百の世帯の室内と室外を数日間測定した断面調査から得られたものである。図5はその例である。非暖房期の場合、相関係数は0.5ないし0.6かそれ以上との報告が多い。室内濃度の回帰係数は1以下となっているものがほとんどである。これは、室内・室外濃度関連性に関する質量収支モデルからの予測と合致している。また、このことは室外濃度の違いに比べて室内濃度の違いが縮小されることを意味している。暖房期の場合には非暖房期とはかなり様相が異なる。使用している暖房器具が開放型かどうか、さらにその使用時間・使用状況によって室内濃度はほとんど決定され、室外濃度との関連性は見いだすことが困難となる。開放型の暖房器具を使用していない場合には室内濃度と室外濃度の相関は認められるが、非暖房期の場合よりもその程度は一般に小さくなっている。暖房期に得られた室内濃度と室外濃度の関連性に関するデータの解釈は慎重に行わなければならない。

個人暴露濃度と室外濃度の関連性についてもいくつか検討が行われている。図6はその相関図の例である。個人暴露濃度と室外濃度の相関係数は室内濃度と室外濃度の相関係数と同程度か、やや大きい場合もある。もちろん、相関の程度は対象者の行動に依存している部分も多いので、対象者の選定の方法が重要である。

個人暴露濃度と室外濃度の関係は図7のように概略的に考えることができる。ある人の暴露濃度は、室内に居る時間に依存して室内濃度の影響を受ける。室内濃度は換気によって室外濃度の影響を受けている。また、その人が室外で活動することによって室外濃度の影響をうける。もちろん、室内濃度も室外濃度も時間的・空間的に変動し、人はその中を移動している。したがって、ある人のある期間の暴露濃度を厳密に知るためには、ある人の行動範囲内の濃度の空間変動と時間変動、およびその人がある時刻にどここの場所にいたかを知る必要がある。

以上、二酸化窒素について示したことがらを整理すると次のようにまとめることができよう。

(1) 個人暴露濃度と室外濃度の絶対レベルは平均化時間の長さに係わらず異なる。したがって、地域住民の暴露量の代表値の絶対レベルとその地域の環境大気濃度の代表値の絶対レベルもまた異なると判断される。

(2) 個人暴露濃度と室外濃度の関連性は対象とする平均化時間の長さによって異なってくる。1日から1週間平均でみた場合、個人暴露濃度と室外濃度にある程度の相関関係がみとめられる。それより短い、ないし長い平均化時間でみた場合の実測データはほとんど存在しない。

(3) 開放型ストーブのように強い室内発生源が存在する場合には、その期間の平均の個人暴露濃度と室外濃度の関連性はほとんどみとめられない。

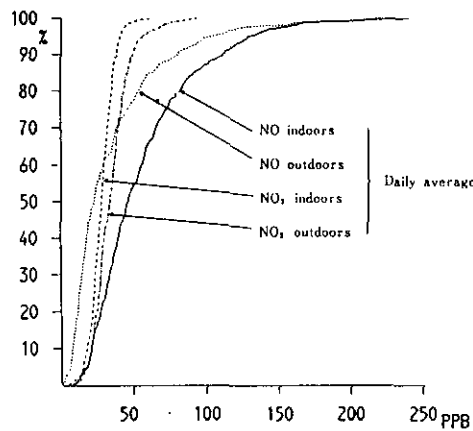


図2 日平均値の累積度数分布

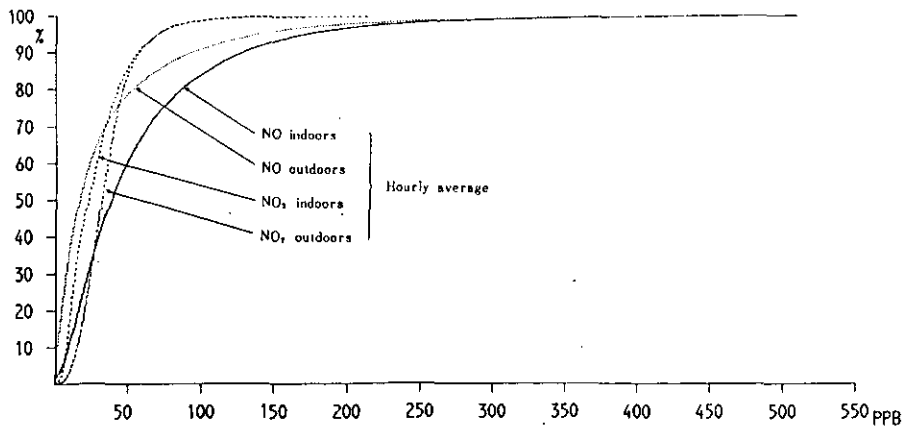


図3 1時間平均値の累積度数分布

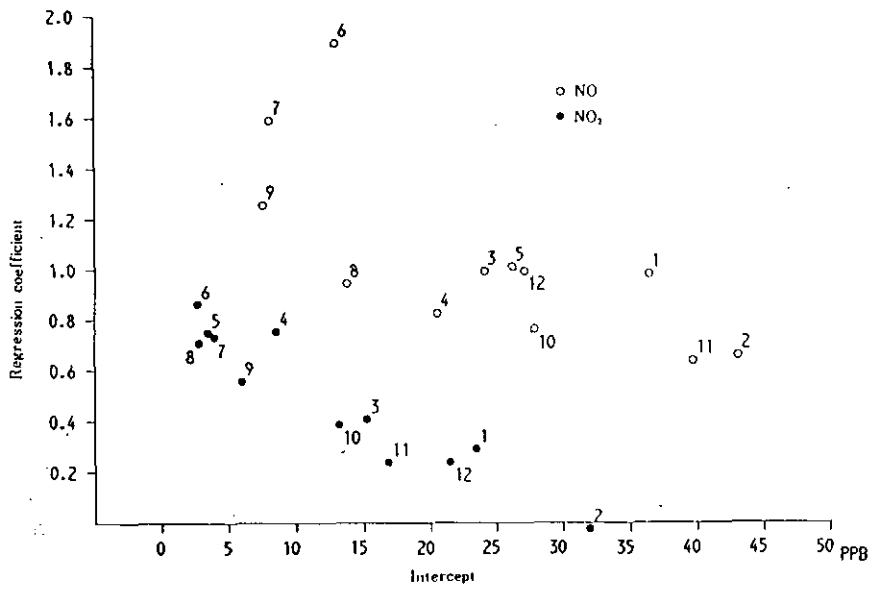


図4 室外濃度に対する室内濃度の回帰係数の月別変化

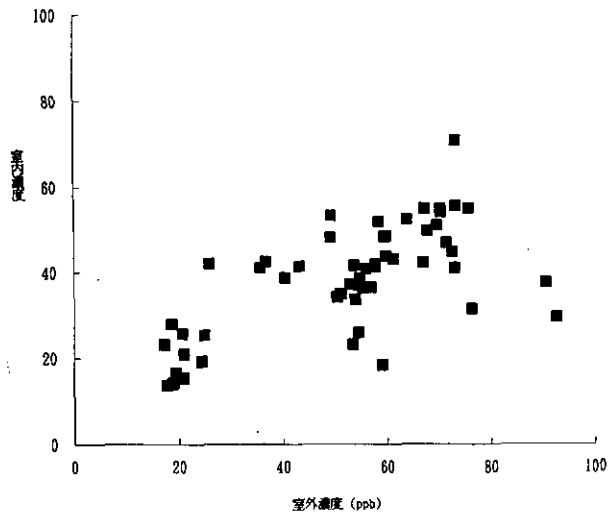


図5 NO₂の室外濃度と室内濃度の相関図 (2日平均、56世帯)

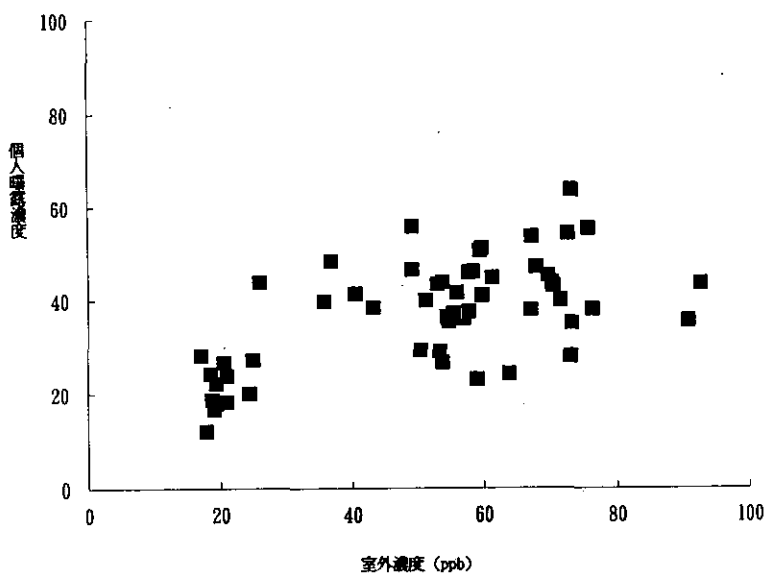


図6 NO₂の室外濃度と室内濃度の相関図（2日平均、56世帯）

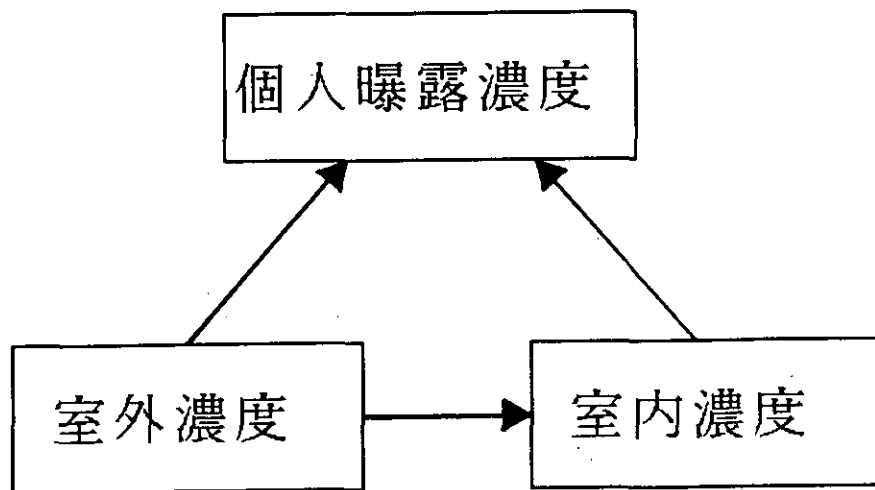


図7 個人曝露濃度、室内濃度、室外濃度の相互関連性

4. 二酸化窒素の暴露評価

4.1 慢性影響に対応する暴露評価

問題はある地域住民の年平均（もしくは、それ以上）暴露量の代表値の変動を、その地域の大気環境モニタリングシステムによって把握できるかどうかである。

この問いに答えるためにはいくつかの検討すべき要件が存在する。統計学的な視点で言えば、地域住民の暴露量の個人間変動が群間変動よりも小さく、かつ群平均が大気環境モニタリングによる測定値と対応関係を示しているかどうかである。しかしながら、これらに関するデータは断片的にしか得られていない。大気環境濃度に大きな差が存在するような地域間では、住民の暴露量もまた平均的には差があると期待することは合理的であろう。ただし、そのためには気候や住宅条件が室内濃度と室外濃度の関連性に大きな差をもたらすほどの違いはないこと、室内汚染源の特性に大きな違いがないこと、あるいはそのような違いに関しての何らかの補正が可能であることなどが必要である。

4.2 急性影響に対応する暴露評価

現在まで得られている個人暴露濃度ないし室内濃度と室外濃度の関連性からみて、日単位程度で大気環境濃度が大きく変動した場合にその地域住民の暴露量もある程度対応して変動すると推測できる。特に、非暖房期にはこの推測はかなりの妥当性を持っていると考えられる。したがって、残る要件は大気環境モニタリングステーションの地域代表性の問題である。

4.3 高暴露集団の存在

暖房期に限定すれば、開放型ストーブの使用世帯ではかなり高濃度の暴露を受けていることは明らかである。年平均レベルで考えて、これがどの程度の寄与を持っているかは、ストーブの使用状況に依存する問題であり、一概には結論できない。いずれにせよ、開放型ストーブの使用世帯をわけて暴露評価を実施すれば大きな問題は生じないと思われる。台所のガス器具も室内濃度に影響していることは明らかであり、オール電化家庭が増加してくるとわが国でも無視できない要因となり得る。

5. おわりに

二酸化窒素のみに限定をして検討を加えてきたが、他の大気汚染物質についてはそのための基礎データはほとんどないと言える。二酸化窒素についても重要なデータで欠落しているものがある。さらに、汚染物質個々への暴露ではなく、複合汚染状況を考えた場合には、大気環境中と室内中の共存物質との相互関連性の違いも考慮しなければならない。米国EPAは1986年に暴露評価のためのガイドラインを告示した³⁾（図8）。わが国においても、体系的な調査研究によって環境保健モニタリングにおける暴露評価の位置づけを明確にする必要がある。

【参考文献】

- 1) 安達史朗、他：窒素酸化物の屋内・屋外濃度関連性に関する研究、国立公害研究所研究報告、1984
- 2) 小野雅司、他：屋内・屋外の窒素酸化物濃度の長期測定結果について、日本衛生学雑誌、42、1987
- 3) U. S. EPA: Guidelines for Exposure Assessment, Federal Register, vol. 51, No. 185, 1986

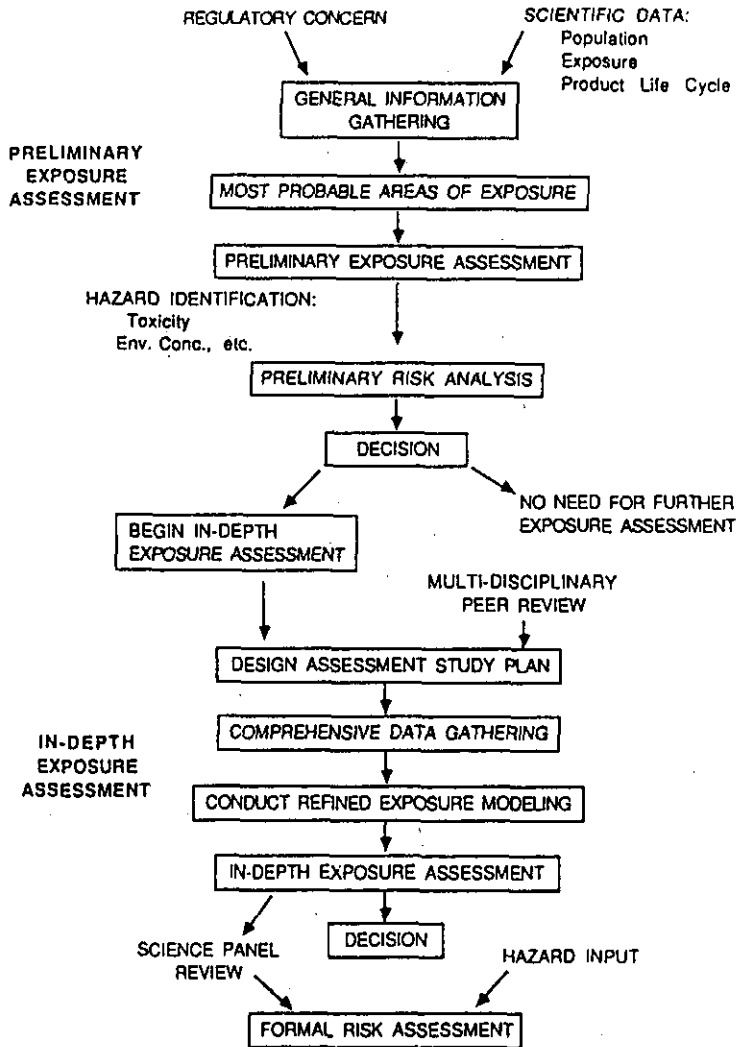


図8 曝露評価のステップ

都市大気汚染に係わる「リスクアセスメント」手法の現状と問題点

三浦 卓（国立環境研究所地域環境研究グループ）

1. はじめに

リスクアセスメントの概念がわが国において環境問題に導入されたのは比較的最近の事である。健康リスクに対してアセスメントを行うことは、個人あるいは集団が化学的、物理的、あるいは生物的な環境汚染を受けることによる健康への悪影響の程度を事実と仮定に基づいて決定することである。既に多くの成書でリスクアセスメントの概念と構造について紹介されているので、ここでは先ずリスクマネジメントとの関連を中心に問題点を考え、ついで都市部における大気汚染のリスク評価を試みたい。

2. リスクアセスメントの概念と構造

リスクの概念は、有害な影響を認識し有害な影響が発生する確率を予測するというものである。われわれは、日常多種類のリスクに遭遇する可能性を抱きながら生活をしている。これまでの経験から高いリスクを予期していても自らの意志で行動することは容認される場合が多いし、多くのリスクは望ましくない影響の発生する確率が極めて小さいことを知っている。登山や自動車事故による年間死亡率は先進諸国において数千～数万人に一人である場合が多い。これに対して、環境汚染のリスクはやむをえず起こるものでありリスクの性質と程度は十分に知られておらず、長い期間の後に固有の危険が明らかになるものである。特に新たに開発された技術や新規化学物質などによるリスクは、類推により認識せざるを得ない。そこで、潜在的な健康影響を評価する為に有害な健康影響が発生する確率を予測する方法が必要となる。これまで環境汚染に対しては、重篤な疾病を伴う公害に対応するために不要な汚染を除去するという発生源対策に重点が置かれてきた観がある。これに対して人の健康を保護するという視点を中心にした場合、環境汚染を改善あるいは予防するリスクマネジメントに科学的根拠を与えるために健康リスクを定量化する方法論が必要となる。これに対してリスクアセスメントは現在最も科学的で利用可能な方法であろう。この場合、リスクは保護しなければならないものに対する望ましくない状態ということになる。

リスクアセスメントは、リスクの確認から始まる。望ましくない状態は、死亡率、疾病から快適さを損なうものまで多様な範囲にわたる。リスクが確認されれば、リスクが発生する条件を数値化する

事になる。ここでは、各々の環境汚染と対象としての人に対して許容出来る汚染の上限（最高許容リスク）と下限（無視出来るレベルのリスク）を決定する事になる。リスクとして死亡率をとった場合、最高許容リスクは数万人に一人を大きく下回るべきであろう。現在の所わが国においては環境汚染による健康リスクについて統一的な許容レベルは決定されていないが、統一的許容レベルは、環境汚染を回避するリスクマネジメントに科学的根拠を与え、政治的、経済的、社会的状況を加味し方策を立てる武器となる。

リスクの概念には不確定性という性質がある。人の生涯における発がんリスクが20%という場合、全人口の5分の1の人が生涯においてがんにかかることを意味しており、特定の人のがんにかかるかどうかは評価できない。また、健康リスクの評価値は、不確定性が大きいために正確な現在または将来の健康被害の値と受け取るには科学的根拠が十分ではなく、むしろ起こるべき各種のリスクについて比較し相対的な優先順位をつけリスクマネジメントの目安とするのには極めて有効であると考えられる。疫学調査は健康被害を評価するのにきわめて有効であるが、環境汚染の場合影響が発現するのに長い時間が必要であり、住民の疫学調査の結果を待つことができない場合が多い。そこで、リスクアセスメントの方法は現在あるいは将来予想される暴露によりどのような健康被害が生ずるかを疫学調査と相補って予測するのに必要である。

3. 都市大気汚染のリスク

リスクアセスメントの方法論は、人および自然環境全体を対象とするので、都市における環境汚染に限定して適用すべきものでないことはいうまでもない。現在わが国における都市型大気汚染について体系的なリスクアセスメントは行われていない。近年の都市部における大気汚染の特徴は、自動車沿道を中心とした窒素酸化物や浮遊粒子状物質による汚染であることはいうまでもなく、窒素酸化物による汚染の場合昭和50年代以降殆ど横ばいであったのが最近はむしろ悪化の傾向も認められている。浮遊粒子状物質の濃度の改善も認めがたい。これら環境基準が設定されている物質の他にベンゼンや塩素系溶剤などの有機化合物による大気汚染のおそれもある。都市部の住民は、局所的に高い暴露を受け、したがって健康リスクも高い確率となっていると思われる。健康リスクの確率の高さと都市に居住する利益とのバランスはどのように評価できるのであろうか。いまだ窒素酸化物一つを取り上げてもリスクアセスメントを行うのに十分なデータは得られていない。都市部の住民の健康リスクが現段階でどのようにどこまで現在評価できるかについて紹介したい。

3. 1 発がんリスク

健康リスクには、人への発がんリスクと非発がんリスクがある。発がんはDNAに不可逆的な損傷を

与えその反応には閾値がないと考えられている。閾値がないためにどのように微弱な暴露量でもがんの発生率は自然発生率を上回り安全でない事になる。このような不自然さを解消するために実質安全量（VSD）という考え方が採用されている。十分に低い発がん率は実質的に安全であるという考え方であり、欧米では一生涯にわたる物質あたりの発がんのVSDを 10^{-6} あるいは一年当たり 10^{-6} としている。ここでは、わが国の都市部と急激に都市化した米国サンタクララバレーにおける有機化合物について発がんリスクを動物実験の結果を基にして算出した結果を紹介する。

3. 2 非発がんリスク

非発がんリスクは、閾値のある健康リスクであり、リスクを評価する手法は発がんリスクほど確立していない。有効な疫学調査の結果がない場合は急性または慢性の動物実験の結果から悪影響が観察されない値（NOAEL）を求め、 $1/100 \sim 1/1000$ の安全率を乗じて人の健康に対して影響が無い値としている。都市部において悪影響が危惧されており環境基準値も設定されている二酸化窒素についてもまだ信頼できるNOAELを算出できるだけの動物実験の結果は得られていない。呼吸器疾患との関連性についてNOAELを求める研究を現在進めているが、その内容とサンタクララバレーにおけるリスクアセスメントについて紹介する。

環境汚染は、食品添加物などと異なり管理が困難であり多くの未知物質との複合暴露となる。現在、多数の物質による複合リスクを評価する方法論は開発されておらず、加算性があるという仮定にたっている。したがって、リスクマネージメントを行う場合には最悪の可能性を考慮して最高複合リスクを総合的に判断することが必要である。

最高複合リスクは、人の死亡率で一年に 3×10^{-6} を越えるべきでないとも主張されている。

4. リスクアセスメントの適用可能な範囲

リスクアセスメントは、環境汚染の有害性を定量化するものであり、人の健康へのリスクについて多様な環境汚染を共通の場で定量的に比較し優先順位をつけることができる。そこで、環境保全の方策を決定する基準を提供するのに最も有力な手法となる。環境汚染の影響を中心にした視点から出発し基準を提供することにより保護すべきレベルについて発生源対策と共通の指向をもつことになる。しかし、リスクマネージメントを行うための唯一の手法ではなく、今後新たに追加すべき手法が必要になるかも知れない。

環境汚染を共通の場で定量化することは、一つの地域の多媒体による汚染について総合的に健康影響を評価することを可能にする。しかし、リスクアセスメントは影響の発生を確率として予測するものであり、特定の人に影響が及ぶか否かについては同定できない。また、騒音と化学物質のように全

での環境汚染を同一の場で定量化することは避けている。

リスクアセスメントは、多くの不確実性と改善すべき問題点をはらんでいるが、リスクを定量的に把握し環境汚染の影響を基にして環境保全をはかる上で現在では最も有効な方法論である。

生態学的手法の現状と問題点—地理疫学の経験から

資輪眞澄 (国立公衆衛生院疫学部)

1. はじめに

生態学的研究 ecological study という語は比較的新しい言葉であろうと思われるが、環境と疾病との関連性を考えるという意味では決して新しい発想ではない。たとえばヒポクラテスは、「正しい仕方では医学にたずさわろうと欲する人は、次のようにしなければならない」として、①季節、②風（暖風、寒風、など）、③水（味、重さ、硬度、など）、④土地（草木、高低、など）、⑤住民の生活様式（飲酒、朝食、労働、体育、多食）を観察すべきであると説いている¹⁾。しかし、残念なことにヒポクラテスの時代における疾病記述から現在の疾病概念を比定することはかなり困難であり、考え方はわかるが現在の医学とは結びつきそうにもない。

したがって、本稿では近代的な医学とともに始まった疾病地理あるいは疾病地図作成から話を始めることとする。

2. 疾病地図の作成

2.1 感染症の分布図

いわゆる疾病地図は 18 世紀末から作られ始めたようであり、1798 年に Seaman がニューヨークの黄熱病患者発生地図をドットマップの形で作成したのが最初といわれている²⁾。このような地図はその後コレラについて繰り返し作成されたが、現在人口に膾炙しているのは John Snow によるロンドンのソーホー地区におけるコレラ死亡者の分布図である（図 1）³⁾。Snow はこの地図を手がかりとして、コレラの原因がミアスマ（瘴気）によるものではなく、水によって伝播されるものであることを主張したという意義がある。ちなみに、コレラの疾病地図は日本でも明治 13 年という非常に早期に作られている（図 2 a）⁴⁾。

寄生虫疾患を含む感染症はしばしば地理的に限定された分布を示し、このような場合には風土病あるいは地方病と呼ばれ、その後盛んに作成された。また、感染症の分布と流行状況の記述は軍陣衛生上も重要である。ドイツでは第 2 次世界大戦前から感染症の地理的分布とその伝播経路を地図上に記載していたが、その成果は戦後 Welt-Seuchen-Atlas として刊行された⁵⁾。

2.2 非感染性疾患

非感染性疾患の分布図の中で最も興味深いのはいわゆる公害病の分布図である。そもそも公害病は

しばしばその土地の名を冠して呼ばれることからわかるように、地方病的な様相を呈することが多かった。公害病の一つであるイタイイタイ病の場合でも、そのような地図を作成することによって神通川流域に局限した分布を示すことが示された(図3 a)。

次に興味深いのは悪性新生物の分布図であり、多くのがんが地方病的な分布を示すことが示されている。疾病地図作成の一環としてのがんマップは新しいものではないが^{8,7)}、世界的ながんマップ作成流行のきっかけとなったのは米国国立がん研究所の作ったものである(図4)⁸⁾。これに刺激を受けた各国のがん研究者たちはそれぞれの国のがんマップを作成し、日本⁹⁾、中国¹⁰⁾、台湾¹¹⁾、イギリス¹²⁾、ドイツ¹³⁾などから刊行されている。これらのほか地方的に作られたものも多いと思われる^{14,15)}。

2.3 ドットマップからコロプレスマップへ

Snow の地図で示したように初期の頃の疾病地図は患者発生地を点で示したものであった⁸⁾。この方法では人口が均一に分布しておれば容易に地域差を見出すことができるが、一般的には分母となる人口の分布を念頭に入れて観察しなければならない。この問題を解決するためとして面積調整地図(area adjusted map)が提案されており(図5 aおよびb)¹⁶⁾、それを作るためのアルゴリズムも示されている¹⁷⁾があまり普及はしていない。そのため一般的には、患者数(あるいは死亡数)を人口で除した(必要に応じてさらに年齢調整を加えた)指標をコロプレスマップ(cholopleth map 断彩地図)に示す方法が用いられており、現在刊行されている多くの疾病地図ではこの方法がとられている。

2.4 観察単位

疾病の発生状況をコロプレスマップで示す場合にはその観察単位が問題となる。一般に最も大きな観察単位は国であり、そのような地図も数多く示されている。しかし、国を観察単位とするには余りも大き過ぎ、また1国の中でも疾病・環境ともに変化に富んでいる国もあるので、通常は県単位(米国でいえば州単位)の地図が作られてきた^{8,18,19)}。しかしこの場合にも、疾病の分布はより詳細にみれば同一県内においても格差があり、またこの分布を規定するであろうと考えられる環境要因の広がりも1都道府県全体に及ぶことは稀であることから、都道府県レベル未満の小さな地域を単位とする観察(小地域別観察)が望まれてきた。そのため野家ら²⁰⁾や瀬木ら^{21,22)}によって市群別がん死亡の資料が整備され、これに基づいて、胃、肺、子宮、および乳房のがん分布図が刊行された²³⁾。

一方上記のように、米国がん研究所からは米国48州3,056郡(county)を観察単位とし、各部位の悪性新生物死亡(白人、1950-69)の分布を示す地図が刊行された⁸⁾。わが国においては著者らにより、全国3,341の区市町村について50死因の標準化死亡比(SMR)が計算され、最終的には20死因についての昭和44-53年の死亡を収録した全国市町村別主要疾患死亡率の分布図²⁴⁾と全国市

町村別主要疾患死亡数値表²⁶⁾として報告された。市町村別死亡の解析はこれ以前にもいくつかあるがいずれも特定県を対象としたものであった。

市町村をさらに細かくして、国勢調査区別に死亡率を解析することもできるが、これではあまりにも小さすぎて多くの疾病では地図に表示しようという試みは行なわれていない。この場合、分母となる国勢調査区別の人口は比較的容易に入手できるが、分子となる死亡情報については区市町村のレベルまでしかコードされていないので、死亡票あるいは死亡小票に書かれてある死亡者の住所地を国勢調査区に割り付ける作業が必要である²⁶⁾。

以上のような行政区画による観察の他に地域メッシュ法が試みられており、人為的な行政区画よりも自然であるという主張がされているが、あまり普及はしていない(図6)²⁷⁻²⁸⁾。

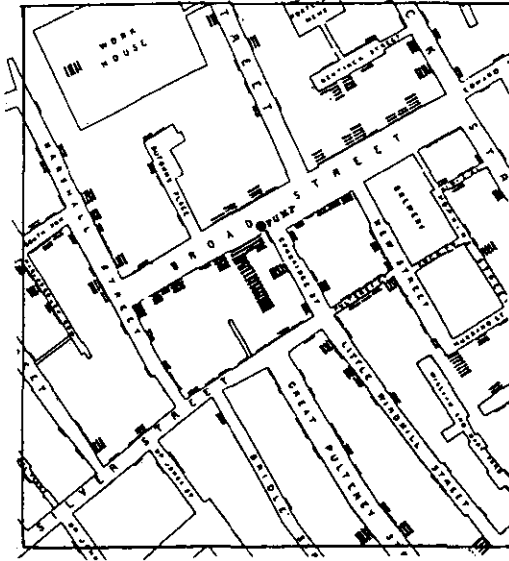


図1 ロンドン市ブロードストリート共同井戸付近のコレラ死亡者分布図（部分）³⁾

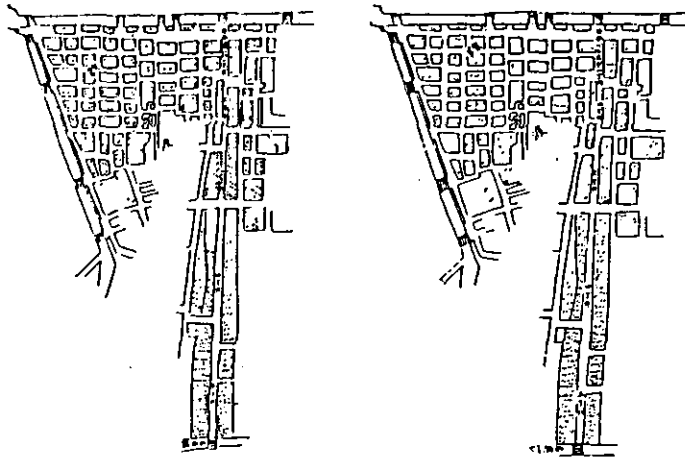
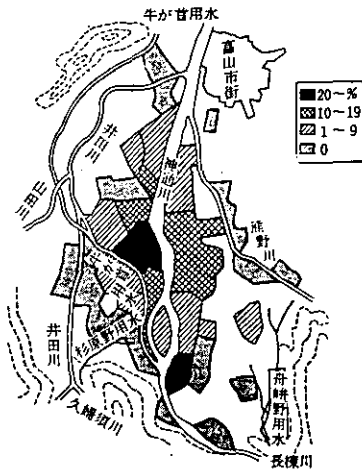


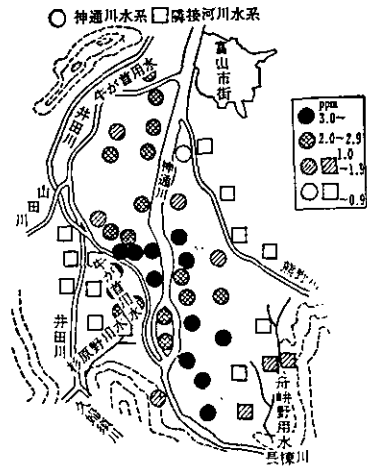
図2 a 虎列刺発生図

図2 b 窃盗逮捕図

図2 明治19年大坂市名護町付近の「虎列刺発生図」および「窃盗逮捕図」⁴⁾



集団検診で見発見された、イタイイタイ病患者（疑いのあるものを含む）の部落別有病率
 (昭和42年7月～11月調査) (有病率の分母は50歳以上の女子人口)



水田土壌中のCd分析値
 (上層のみ、水口、中央、水尻の平均値)

図3 a 集団検診で見発見されたイタイイタイ病患者の部落別有病率

図3 b 水田土壌中のカドミウム分析値

図3 イタイイタイ病有病率および水田土壌中のカドミウム分析値 (重松による)

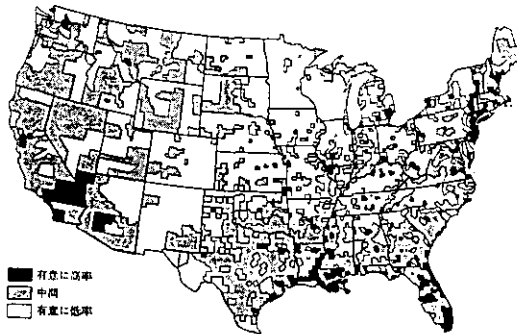


図4 米国における郡別肺癌死亡 (白人・男)⁸⁾
 (原図はカラー印刷。平山によって白黒化された図)

Conventional map of upstate New York. Each dot represents one case of Wilm's tumor reported to the New York State Cancer Registry, 1958-62.

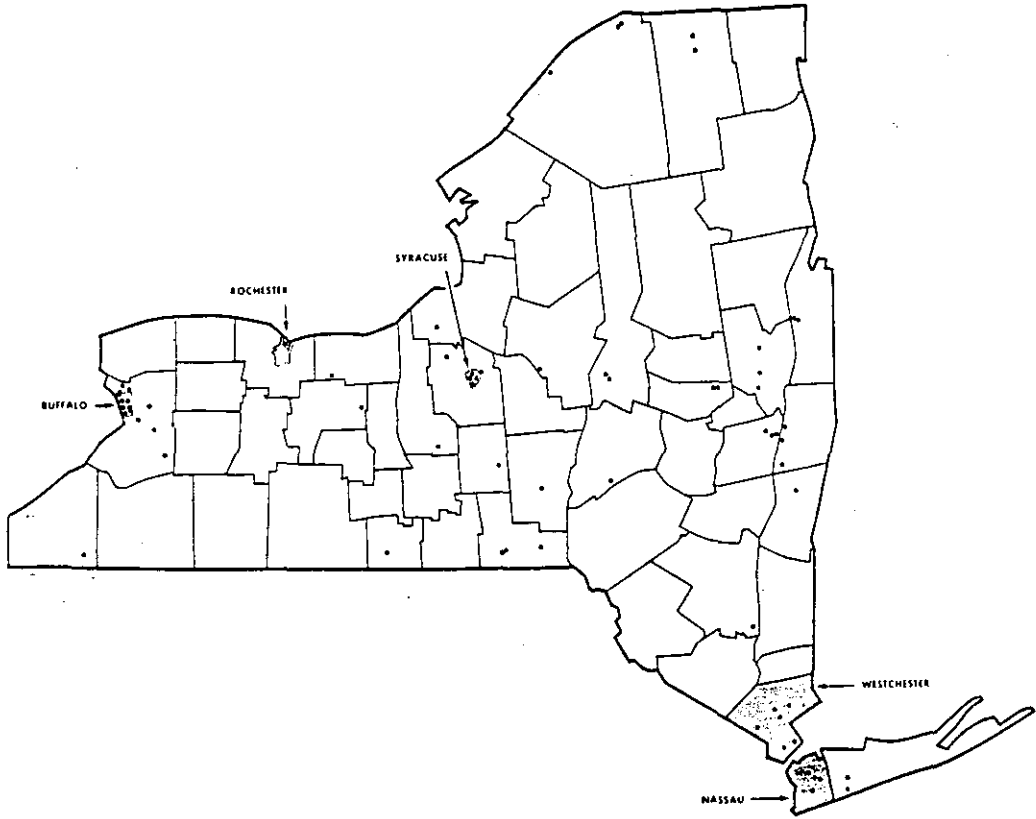


図5 a 実際の地図上における分布

図5 面積調整地図^{1) 6)}

Population-by-area cartogram of upstate New York. Compare the shaded regions and distribution of dots representing cases of Wilm's tumor with those in figure 1.

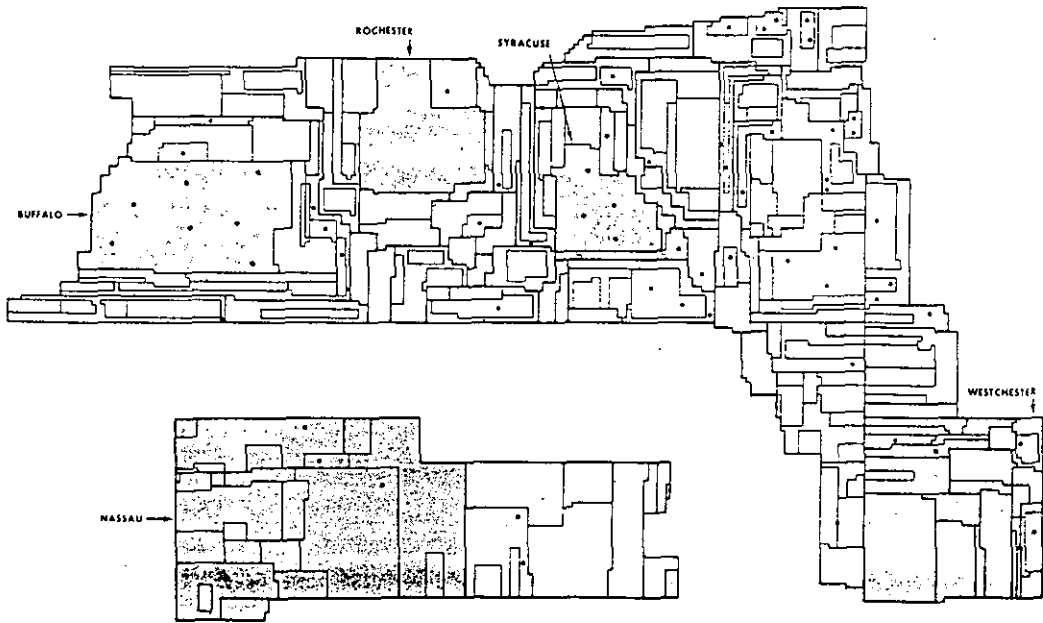


図5 b 面積調整地図上における分布

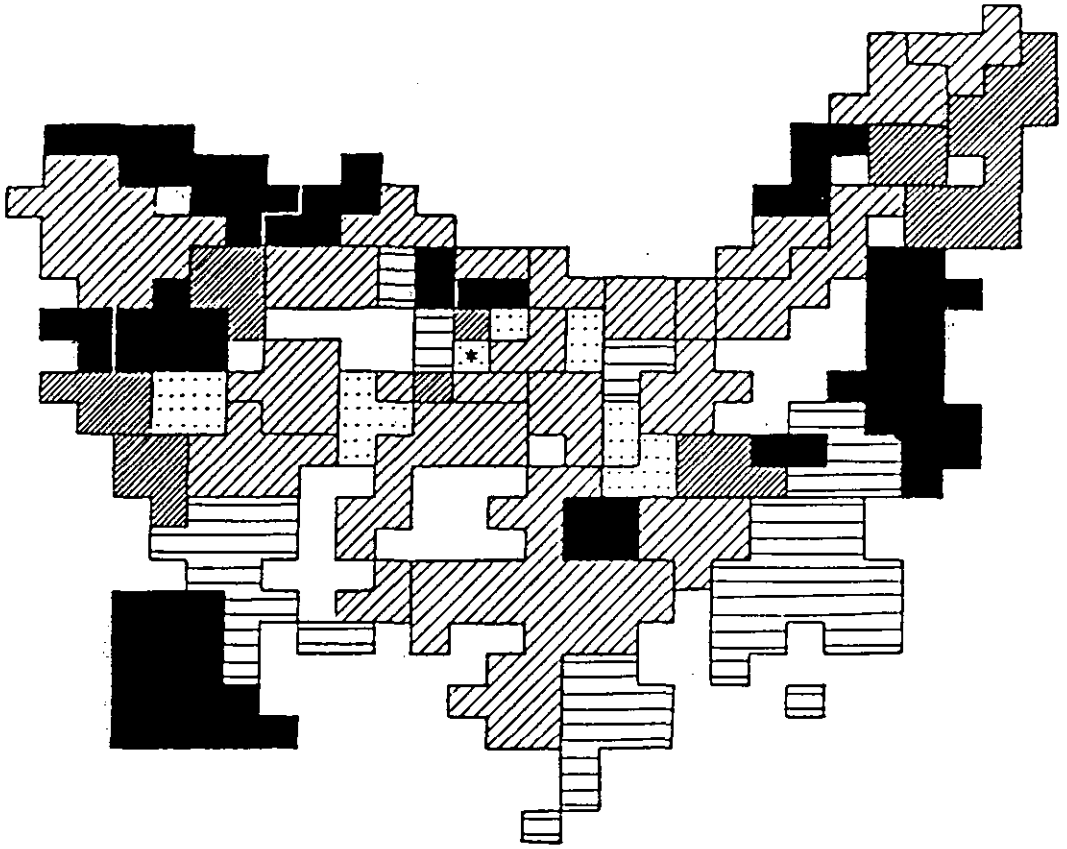


図6 地域メッシュ法による北九州市の胃がん（男）分布²⁹⁾

3. 解析

3.1 地理的分布図の比較

最も基本的な解析は、単純な話だが、疾病分布図と他の要因を示す分布図の比較である。この方法は原始的なようだが、良く一致した2つの分布が疾病発生の原因究明につながることは多い(図3 a および b)。また、明治時代の日本においてはコレラ患者の発生地点と窃盗犯の住み家が似ていることを示す地図が作成されており、コレラという感染症と窃盗という犯罪の共通の原因として貧困があるのだということを主張している(図2 a および b)⁴⁾。

3.2 相関分析や回帰分析

次にしばしば行なわれるのが相関分析であり、疾病にみられる地理的な格差を他の要因で説明しようというときに用いられる。著者らは、わが国における市町村別肺がんSMRと環境要因との関連性を重回帰分析によって検討した(表1)⁵⁰⁾。肺がんの地理的分布は、胃がんや食道がんにみられるほどの特徴的なパターンは示さないが、回帰分析を行なうと都鄙、人口密度、海岸や漁港、エンゲル係数、大気汚染、閉鎖鉱山、石油石炭工業、石炭鉱山、造船所の有無などによって説明されることがわかる。

ただし、この方法においては各地区(上記の例では市町村)をあたかも個人のように空間的な位置付けを持たないものとして考えているという欠点があり、各地区の空間的な関係に関する情報を使っていないという点で損をしているかもしれない。

また、特に区市町村別観察のような小地域を単位とする情報の解析の場合、従属変数である死亡情報(SMR等)の偶然変動が大きく、重相関係数がなかなか大きくならないという問題がある。

3.3 環境要因別比較

この点を解決するための1方法として、同じような環境要因を有する地区をプールしてSMRを計算しようという試みを行なった。すなわち、全区市町村を環境要因にしたがって数群に分け、以下の方法によって期待死亡数を重みとする加重平均SMR(S_i)を求めるものである。

$$S_i = \frac{\sum_j D_{ij}}{\sum_j E_{ij}}$$

ただし、 D_{ij} は*i*番目の地区群中の*j*番目の区市町村の観測死亡数であり、 E_{ij} は*i*番目の地区群中の*j*番目の区市町村の期待死亡数(区市町村SMR算出に用いたもの)である。

著者の行なった解析の例では、区市町村いずれの都鄙カテゴリーにおいても金属製錬所を有する地区の肺がんSMRが高いことが示された(表2)³¹⁾。このように2つの要因を組み合わせることもできるし、もっと多くの要因を組み合わせればどのような組み合わせの地区に疾病が多いのかを調べる

こともできる。たとえば肺がんの場合、海岸に面していて石炭鉱山を有する区ではSMRが130を示し、大気汚染、石炭鉱山、金属精練所のいずれをも有しない内陸の村ではSMRが76.0であった³²⁾。

このような解析は全区市町村を解析対象としても良いが、交絡因子の調整のために一定の条件をマッチさせた選び方をしても良い。著者らは自然放射線と悪性新生物死亡との関係の解析するにあたって、①全国的な規模での地域差をもたらすような要因の影響を避け、②地区別データの得られない潜在的交絡因子の影響をできるだけ制御するため、同一都道府県で都鄙区分（市か町村か）の別が一致する地区を低線量群、中等度群および高線量群の中から同数ずつ選んで比較した（表3 aおよびb）。このような解析は、上水道中トリハロメタンの前駆物質である有機物濃度の指標としての過マンガン酸カリウム消費量と各種の悪性新生物についても行なわれた³³⁾。

3.4 患者対照研究様解析

前項で述べた環境要因別SMRの比較においては、市町村の環境要因に関する情報がかなり系統的に収集されていることが前提となっているが、全国で3,300以上に及ぶ全区市町村の環境特性を系統的に収集するのはしばしば容易ではない。そのような場合には、個人レベルの疫学研究における患者対照研究に倣い、典型的な高率地区と低率地区における環境要因の比較を行なうこともできる。

この例の一つでは肺がん死亡の高率地区をSMR 120以上で全国水準より有意に高い地区、低率地区をSMR 80未満で有意に低い地区と定義している（表4）が、この程度の数々の地区の環境要因に関する情報を集めるのはさほど大変ではない。その上で、高率地区群と低率地区群のそれぞれに占める要因の割合を比較すると、男の肺がん高率地区群に金属精練所を有する地区が有意に多いことが示された（図7）³⁴⁾。交絡因子である都鄙で調整しても結果は変らなかった³⁵⁾。

したがって、全区市町村についての情報が収集されておれば環境要因別比較のほうが詳しい解析ができるが、環境要因についての情報が収集されておらず、迅速な解析を要する場合には患者対照研究と同様に、高率地区と低率地区の比較のほうが有利であろうと考えられる。

4. 地理疫学の意義と限界

4.1 意義

一般に地理疫学については、地理的パターンを通して疾病の原因に関する手掛りを得るという点が強調されてきたが^{36,37)}、動物実験により示唆された発がん物質の影響や個人レベルの疫学的研究によって得られた結果が地理的パターンにどのように反映されているかを確認することも可能である。したがって、地理疫学的手法を用い、地域における疾病異常の発生、病原体や病因物質の分布、消長、環境面の変化などについての情報を常時継続的に収集・解析して、その結果を迅速に対策に反映させ得

るサーベイランスシステムの開発が可能であろう。わが国の場合、サーベイランスシステムとしては、結核感染症サーベイランスが実施されているが、死亡統計も患者統計や伝染病統計などとともに、サーベイランスのうちの早期警報組織に関する情報収集活動であるモニタリング、とくに健康影響モニタリングの一つとして位置づけることができる。現在、わが国で実施されている死亡統計では都道府県別より詳しい解析はほとんど行なわれておらず、環境要因との関係も解析されていない。しかし、本報において検討したごとく、経時的な地域環境要因の変化に関する情報をも充実させ、死亡統計も一時点だけでなく、最新のものまで経時的に蓄積してゆくことにより、環境要因のモニタリングと同時に、特定の環境要因を持った地区（群）における特定の疾病の多発を検知するモニタリングシステムを作ることができるものと考えられる。

4.2 限界

このような問題点のいくつかは死亡統計を基礎としていることに由来するものである。まず、死亡診断書に剖検所見やがんの組織型が記載されていることは稀であり、異なった原因を有すると考えられるがんの組織型別解析は不可能である。また、がん発生の要因を解明するには罹患統計を利用すべきであると考えられるが、わが国におけるがん登録はまだ一部の地域で実施されているのみである。英米のように精度の高いがん登録が実施されている国においても、全国的ながん地図については国民をカバーしている死亡統計を利用しているのが現状である^{8,12)}。

次に、曝露地と死亡地が一致しないことに由来する制約があるが、これはさらに二つに分けられる。その一つは、死亡統計を基礎としていることにも関連するが、生前の人口移動を全く考慮できないことであり、もう一つは、通勤などにより曝露地と住所地や死亡地が一致しないことである。

第3に地域環境要因に関する資料上の制約がある。たとえば肺がんの最も重要な要因である喫煙についての区市町村別統計は、約800地区の世帯あたりたばこ支出額が得られるのみであり³⁷⁾、リスクを低下させるとされているビタミンAやカロチンを多量に含む緑黄色野菜など栄養との関係をも検討すべきであろうが、毎年実施されている国民栄養調査の区市町村別成績は公表されていないので検討することができない。

第4は ecological fallacy と呼ばれている結果解釈上の問題点であり、これは集団の特性に基づく変数間の関連が、個人の特性に基づく変数間においても再現されるとは限らないというものである。これまでに述べてきた著者の経験でいうならば、漁港を有する地区に肺がん死亡率が高い（生態学的相関）からといって、個人レベルでも漁港に関連した人々（漁民）の肺がんリスクが高いと速断はできない。

表1 市町村別肺がん死亡と環境要因に関する重回帰分析³⁴⁾

Predicted Percent Increases in SMRs for Lung Cancer Associated with Areal Environmental Variables

| Variable | | % increase \pm standard error | |
|------------------------|------------------------------------|---------------------------------|------------------|
| | | Male | Female |
| Urbanization status | Ward vs. county | 6.9 \pm 5.9 | 21.4 \pm 8.2 |
| | City vs. county | 3.1 \pm 5.0 | 13.4* \pm 7.0 |
| Population density | per 1,000/km ² increase | 0.8** \pm 0.2 | 1.0** \pm 0.3 |
| Sea coast-fishing port | Fishing port vs. inland | 14.4* \pm 1.7 | 8.6** \pm 2.4 |
| | Sea coast vs. inland | 6.2** \pm 2.3 | 4.4 \pm 3.2 |
| Engel's coefficient | per 1% increase | 0.9** \pm 0.2 | 1.0** \pm 0.3 |
| Air pollution | High vs. low | 13.3** \pm 2.5 | 11.8** \pm 3.5 |
| | Mild vs. low | 6.3** \pm 1.9 | 5.3* \pm 2.6 |
| Tobacco expenditure | per 100 Yen increase | 1.2** \pm 0.5 | -0.2 \pm 0.7 |

* 0.01 < P < 0.05, ** P < 0.01.

表2 市町村別にみた環境要因別肺がんSMRの比較³¹⁾

TABLE 9-2 Standardized mortality ratios for lung cancer by urbanization status in the areas with and without metal mines, metal refineries and ironworks

| Urbanization status | Industrial facility | Number of areas | Male | | | Female | | | |
|---------------------|---------------------|-----------------|-----------------|-----------------|----------|-----------------|-----------------|----------|---------|
| | | | Observed deaths | Expected deaths | SMR | Observed deaths | Expected deaths | SMR | |
| Ward | Metal refinery | + | 9 | 2,712 | 2,355.3 | 115.1 | 1,165 | 905.3 | 128.7 |
| | | - | 85 | 17,868 | 15,471.1 | 115.5 | 7,192 | 5,875.3 | 122.4 |
| City | | + | 35 | 5,385 | 4,914.2 | 109.6** | 2,098 | 1,901.9 | 110.3** |
| | | - | 592 | 44,457 | 44,403.7 | 100.1 | 17,343 | 17,319.6 | 100.1 |
| Town | | + | 18 | 293 | 200.4 | 146.2** | 76 | 78.1 | 97.4 |
| | | - | 1,960 | 24,729 | 27,389.9 | 90.3 | 8,924 | 10,427.2 | 85.6 |
| Village | | + | 2 | 31 | 24.3 | 127.8* | 7 | 9.1 | 76.9 |
| | | - | 587 | 2,869 | 3,643.1 | 78.8 | 1,060 | 1,351.6 | 78.4 |

* 0.05 > p > 0.01, ** p < 0.01

表3 小地域別にみた自然放射線と悪性新生物との関係

表3 a 解析対象市町村の数および人口

| | 自然放射線 ($\mu R/h$) | 地区数 | 人口 (昭和50年) |
|------|------------------------|-----|---------------|
| 低線量群 | -75 | 39 | 2,790,818 |
| 中等度群 | 76-105 | 39 | 2,885,787 |
| 高線量群 | 106- | 39 | 2,230,300 |
| 計 | | 87 | 7,906,905 |

表3 b 自然放射線レベル別標準化死亡比 (SMR) 昭和44-58年

| | | 全悪性新生物 | | | 白血病 | | |
|---|------|--------|----------|------|------|-------|------|
| | | 観察死亡 | 期待死亡 | SMR | 観察死亡 | 期待死亡 | SMR |
| 男 | 低線量群 | 23,734 | 24,108.5 | 0.98 | 692 | 663.3 | 1.04 |
| | 中線量群 | 30,110 | 31,128.1 | 0.97 | 922 | 884.0 | 1.04 |
| | 高線量群 | 27,049 | 27,773.4 | 0.97 | 757 | 781.1 | 0.97 |
| 女 | 低線量群 | 18,064 | 18,640.2 | 0.97 | 525 | 523.1 | 1.00 |
| | 中線量群 | 23,094 | 24,316.2 | 0.95 | 742 | 704.6 | 1.05 |
| | 高線量群 | 20,712 | 21,280.9 | 0.97 | 621 | 608.0 | 1.02 |

* $P < 0.05$

表4 患者対照研究様研究における高率地区と低率地区の定義³⁴⁾

| | Definition | No. of areast | |
|----------------|--|---------------|--------|
| | | Male | Female |
| High SMR group | SMR \geq 120 and significantly ($P < 0.05$) higher than national average | 112 | 74 |
| Low SMR group | SMR $<$ 80 and significantly ($P < 0.05$) lower than national average | 155 | 50 |

* SMR: Standardized Mortality Ratio.
 † Wards, cities, towns or villages.

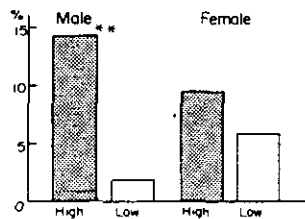


図7 高率地区群と低率地区群における金属製錬所を有する地区の割り合い³⁴⁾

表5 肺がん患者対照研究対象地域³⁵⁾

| (道県) 市町村名 | 人口 (人) | 漁業人口割合 15歳以上人口 に対する% | 肺がん死亡 (昭和44~53年) | | | | | | |
|--------------|-----------|----------------------------|---------------------|----|--------|-------|--|--|--|
| | | | 件数 | | 標準化死亡比 | | | | |
| | | | 男女 | 男女 | 男 | 女 | | | |
| (北海道) | | | | | | | | | |
| 根室市 | 42,880 | 23.2 | 60 | 12 | 174.9 | 97.8 | | | |
| 南茅部町 | 10,121 | 68.3 | 12 | 4 | 105.4 | 104.2 | | | |
| 鹿部村 | 5,011 | 53.1 | 11 | 1 | 272.7 | 69.7 | | | |
| 大成町 | 3,813 | 25.6 | 8 | 2 | 143.2 | 100.9 | | | |
| 島牧村 | 3,138 | 22.1 | 6 | 2 | 126.2 | 122.6 | | | |
| 古平町 | 5,901 | 21.4 | 11 | 2 | 137.6 | 66.0 | | | |
| 礼文町 | 5,990 | 54.2 | 13 | 4 | 157.0 | 153.3 | | | |
| 利尻町 | 5,828 | 70.3 | 12 | 6 | 133.6 | 208.8 | | | |
| (宮城県) | | | | | | | | | |
| 七ヶ浜町 | 16,393 | 22.6 | 18 | 7 | 157.2 | 148.4 | | | |
| 雄勝町 | 7,851 | 43.9 | 21 | 4 | 206.2 | 97.9 | | | |
| 女川町 | 16,105 | 27.6 | 21 | 9 | 134.8 | 152.0 | | | |
| 唐桑町 | 10,312 | 49.0 | 16 | 1 | 139.8 | 21.2 | | | |
| 歌津町 | 6,156 | 34.6 | 15 | 1 | 208.0 | 36.3 | | | |

表6 喫煙歴別にみた死亡6年前の漁業従事状況³⁶⁾

| 喫煙歴 | 漁業従事状況 | 肺がん群 | 対照群A | O.R. |
|--------------|--------|------|------|----------------|
| 吸ったことがない | 漁業以外 | 3 | 14 | 1.00 |
| | 漁業 | 1 | 4 | 1.67 |
| 以前吸っていたがやめた | 漁業以外 | 3 | 13 | 1.00 (1.08) |
| | 漁業 | 3 | 5 | 2.60 (2.80) |
| 死亡時近くまで吸っていた | 漁業以外 | 45 | 46 | 1.00 (4.57*) |
| | 漁業 | 43 | 21 | 2.09* (9.56**) |
| 計 | | 98 | 103 | |
| 喫煙歴調整オッズ比 | | | | 2.07* |

()内は非喫煙・漁業以外群に対するオッズ比
 喫煙歴調整オッズ比の検定は Mantel-Haenszel の方法による。
 O.R. オッズ比, * p<0.05, ** p<0.01

5. 地理疫学から個人レベルの疫学へ

そのような限界を克服するにはやはり個人レベルの疫学に帰らなくてはならない。

著者らは、①漁港を有する地区の肺がんSMRが高いのは漁民の肺がんリスクが高いためなのか、②もしそうだとすれば喫煙の影響を調整してもリスクが高いのか否かを明らかにすることを目的として患者対照研究を行なった³⁸⁾。調査対象地域は北海道および宮城県内の市町村で漁業従事者の割り合いが大きく、男の肺がんSMRがおおむね120以上の地区とした(表5)。患者群は昭和54-59年における男の肺がん死亡者で、対照群としては死亡診断書に肺がんの記載のない男の死亡者を選び、遺族に対する面接によって職業歴や喫煙歴などを聞き取った。その結果、喫煙歴を調整した漁業従事者の肺がん相対危険は2.07倍であり、有意に高いことが確かめられた(表6)。このように個人レベルの疫学に戻ることは、生態学的研究の限界を越えると同時に、地理的な解析では不十分であった喫煙歴などの交絡因子の調整をも可能にしているのである。

このような試みは公害の場合にも行なわれていて、公害発生源の周囲の地区別罹患率や有病率の観察だけでなく、患者対照研究によって生涯にわたる職業歴、喫煙歴、居住歴を調査することによる個人レベルでの曝露との関連を検討することも行なわれている³⁹⁾。

6. まとめ

地理疫学を中心とする生態学的研究には種々の制約はあるものの、環境とヒトとの関係を評価する上での重要な手法の一つである。コンピュータが普及した今日、必要なデータを整備することにより、環境と健康に関するモニタリングシステムを作ることは比較的容易なのではないだろうか。

【文献】

- 1) ヒポクラテス：空気、水、場所について。(小川政恭訳：古い医術について 所収)、岩波文庫、岩波書店、1963。
- 2) 金澤 敬：海外の疾病地図について。地区情報 5(2)：14-18, 1985。
- 3) Snow, J.: On the mode of communication of cholera. John Churchill, London, 1885。
- 4) 大我居士：貧天地饑寒窟探検記。日本叢書, 1890; 生活古典叢書 2 明治前期の都市下層社会, 光生館, 1970。
- 5) Rosenwaldt, E.: Welt-Seuchen-Atlas, Teil I und II. Falk-Verlag, Hamburg, 1952。
- 6) 長内正雄：各県における部位別癌死亡率の観察。通信医学 10: 720-735, 1958。
- 7) Howe, G.M., et al.: National atlas of disease mortality in the United Kingdom. Thomas

Nelson Ltd., London, 1963.

- 8) Mason, T.J., et al.: Atlas of cancer mortality for U.S. counties: 1959-1969, DHEW Publication No. (NIH) 75-780, 1975.
- 9) 疾病の疫学分布研究班：全国市町村別主要疾患死亡率の分布図，全死因・がん・循環器疾患・糖尿病・肝硬変・結核，1969-1978，健康づくり振興財団，東京，1981.
- 10) 中華人民共和国腫瘍地図集編集委員会：中華人民共和国腫瘍地図集。中華地図学社，上海，1979.
- 11) Kung-Pei Chen, et al.: Color atlas of cancer mortality by administrative and other classified districts in Taiwan Area: 1968-1976. National Science Council, Taipei, 1979.
- 12) Gardner, M.J., et al.: Atlas of cancer mortality in England and Wales 1968-1978, John Wiley & Sons, Chichester, 1983.
- 13) Becker, N., et al.: Krebsatlas der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag, Heidelberg, 1984.
- 14) 広島県地区衛生組織連合会：広島県市町村別保健地図，1982.
- 15) 新疆維吾爾自治区衛生局・新疆医学院：新疆維吾爾自治区腫瘍地図冊，1979.
- 16) Levison, M.E., et al.: The area adjusted map; An epidemiologic device. Public Health Reports 80(1): 55-59, 1965.
- 17) Tobler, W.R.: Cartograms and cartosplines. Proceedings of the 1976 Workshop on Automated Cartography and Epidemiology, DHEW Publication No. (PHS) 79-1254, pp. 53-58, 1976.
- 18) 瀨木三雄ら：原因別県別死亡率（1953-1967年），年齢階級別死亡率および年齢訂正死亡率，東北大公衆衛生学教室，仙台，1970.
- 19) 厚生省大臣官房統計調査部（現統計情報部）：昭和40, 45, 50, 55年主要死因別訂正死亡率，1969, 1973, 1978, 1983.
- 20) 野家美夫ら：本邦における肺癌死亡の地理的分布。東北医誌 61: 635-644, 1960.
- 21) 瀨木三雄ら：市郡別・選択部位別癌特殊死亡率指数（昭和35, 40-42年），東北大公衆衛生学教室，仙台，1971.
- 22) 瀨木三雄ら：市郡別・部位別がん死亡（1969-1971）について。厚生指標 23(6): 8-49, 1976.
- 23) 成人病の疫学分布研究協議会：わが国の市郡別がん死亡率の疫学分布。大和ヘルス財団，東京，1977.
- 24) 成人病の疫学分布研究協議会：市町村別肺・肝疾患死亡率の分布図，肺がん・結核・肝がん・肝

- 硬変, 1969-1974, 財団法人大和ヘルス財団, 東京, 1980.
- 25) 疾病の疫学分布研究班: 全国市町村別主要疾患死亡率の分布図, 全死因・がん・循環器疾患・糖尿病・肝硬変・結核, 1969-1978, 健康づくり振興財団, 東京, 1981.
 - 26) 森下路子ら: 国勢調査および死亡統計よりみた旧炭鉱住宅地区の現状(その1). 日本公衆衛生雑誌, 34(10)特別付録, 150, 1987.
 - 27) 大久保利晃ら: 死亡統計におけるメッシュ区分法の検討, (その1) 東京都 23 区のがん死亡の地理分布について. 日本衛生学雑誌 32(4): 534-542, 1977.
 - 28) 大久保利晃ら: 死亡統計におけるメッシュ区分法の検討, (その1) 東京都における主要死因別死亡の地理分布について. 日本衛生学雑誌 32(5): 677-686, 1977.
 - 29) 北九州市衛生局保健予防課: 北九州市人口動態メッシュ統計, 昭和 50~52 年の主要死因別標準化死亡比, 1982.
 - 30) Minowa, M., et al.: Geographic pattern of lung cancer in Japan and its environmental correlations. Jpn. J. Cancer Res. (Gann), 79(9), 1017-1023, 1988.
 - 31) 簗輪眞澄: 肺がんの区市町村別観察に基づく地域環境要因の検討. 東邦医学会雑誌, 34(3・4): 252-271, 1987.
 - 32) 簗輪眞澄: 地域環境要因の組合せによる市町村別肺がん死亡の比較. 日米医学協力研究会突然変異がん原部会報告, 昭和61年度, pp. 130-133, 1987.
 - 33) 簗輪眞澄ら: 水道原水の有機物質濃度とがん死亡率との関連に関する予備的検討. 公衆衛生院研究報告 36(4): 157-161, 1988.
 - 34) Minowa, M., et al.: Geographical distributions of lung cancer mortality and environmental factors in Japan. Soc. Sci. Med. Vol.15D, 225-231, 1981
 - 35) Burkitt, D.P., et al.: Common geography as a clue to causation. Trop. Geogr. Med. 27: 117-124, 1975.
 - 36) Seldam, R.E.J.: The importance of geographical pathology. Med. J. Australia 1: 459-465, 1975.
 - 37) 総理府統計局: 昭和39年全国消費実態調査報告書(3) 品目別購入数量と支出金額. 日本統計協会, 1966.
 - 38) 簗輪眞澄ら: 漁業地域における肺がんの患者対照研究. 日本公衛誌 35(11): 614-619, 1988.
 - 39) Pershagen, G.: Lung cancer mortality among men living near an arsenic-emitting smelter. Am. J. Epidemiol. 122(4): 684-694, 1985.

私は、発表を聞きながら、えらいことを引き受けたと思うし、どうしようかと思っております。兜先生が冒頭におっしゃいましたように、産業型から都市型、言葉をかえますと高濃度から低濃度、SO₂からNO₂ということになるのではないかと。問題の原点はそこに存在しているのではないかと。感染症のサーベイランスの話が箕輪先生からありましたが、感染症のサーベイランスと本質的に違うところは、基になるドーズの質が絶えず入れ替わってきていて、量も変化してくるところに問題の一つはあるのではないかと考えます。村上先生は非常に簡単に影響の部分述べられました。問題はどのような形でモニタリングしていくか。例えば死亡率をとる。既存の資料をどれだけ集められるのか、それを利用して環境との関連をみていくか。三浦先生が先ほど死亡率の持っている限界ということを言われました。たとえば肺がんを考えますと1万人に1人位という数になりますと、数字として示される範囲は非常に低くなる。数字を大きくすると地域が広範囲になるため環境濃度をどう把握するか、発生率の問題、有病率の大きさが、問題になる。それから潜在期間があるとすれば、過去どれぐらいまでの環境濃度をとらえるのかというふうな問題があり、既存のデータの利用については限界がある。既存のデータの限界を考えて、もう一つは有効性を考えて、できるだけ既存のデータを利用していくということをやらざるをえないだろう。

それ以外にもう一つは、新たな問題に対応するためには、それぞれサーベイランスシステムの中に影響調査的な要素を入れざるをえないだろう。影響調査的な要素を入れざるをえないとすると、村上先生がお話しになった話とからんでくるわけですが、昭和39年から45年、あるいは50年にかけて、SO₂は非常に高濃度であったというときには、いろいろな問題が指摘されました。α-antitrypsinの欠如とか、結核の問題も無視できないとか、あるいは調査法が面接であるか、あるいはアンケート調査であるかと、非常に枝葉末節な議論がいやほど展開された。ただし結論的にいえば、たばこ年齢とを補正すれば、SO₂濃度と有症率の間にどんな報告、調査結果を見ましても全部一致した整合性のある結果が出てきた。それが大体昭和45年ぐらいまでの成績です。村上先生は先ほど環境基準の話がされましたが、環境基準改定の際の段階になりますと少しSO₂が低くなって、NO₂の値が大きくなってきた。NO₂の問題が起こったのは45年ぐらい。45年ぐらいというのはいろいろな意味があります。日本の住宅構造の中にアルミサッシが普及してきた。石油ストーブが普及しはじめたのが昭和45年。そうすると室内汚染の問題を考えないといけませんし、NO₂の問題を考えなければいけない。そういう段階でNO₂の環境基準が議論された。ただし、そのときに持っていた医学側の材料、とくに疫学側の材料というのは、やはり持続性のせき・たんという影響の疫学資料しかなかっ

た。SO₂ のときと同じように、NO_x についても、たしかに0.02ぐらいで収斂するが、必ずしも整合性があったとはかぎらないというのが、先ほど村上先生が紹介されたNO_x の改定の基準のところがあります。そのあとATSの話を少しなさいました。ATS-DLDの調査はNO_x の改定基準がきまった時に環境庁が国会答弁で新たな調査手法で検討するという約束をしたわけです。すぐにということでありましたが、1年間ぐらいあとにスタートしました。この時何を考えたかということ、面接かアンケートかと実りのない議論はやめましょうということが一つ根底にありました。実りのない議論はやめるとすると、両方の長所、欠点を取り入れ、アンケート調査をやっておいて、問題のあるところはもう一回面接で繰り返して調査しようという、二本立ての構えで調査法を確定した。ただしその段階で呼吸器以外のものを入れたかといいますと、どうもそうはいかない。やはり呼吸症状に限定しなければいけない。ただしSO₂ が減少してきて、過去の影響をどう評価するか。さきほどの質が変わった問題と量が変わった問題にからんでくるわけですが、村上先生がさっき紹介されましたが、どうもSO₂ の遺残効果というか残留効果というか、ありそうだと。そうすると、大人を対象にしていたら具合が悪い。これはどうしても視点は大人でなくて子供にもっていかなければならないわけですから、環境庁の2つの調査で、大人も子供もやっていますが、主眼をおきましたのは過去の暴露のない子供である。初めてその話をお聞きになる方がおられると思います。

村上先生が先ほど紹介されました2つの調査は行政ベースで調査したもの（環境庁大気保全局）。おそらくモニタリングを考えると、どういうことが起こってくるかという参考になると思いますが、もう一つは大学・研究所（環境庁保健業務課）でやったものです。対象数を多く把握したのは、行政ベースでやった調査です。ただし解析方法は保健業務課の調査はurban、suburban、ruralに分け、大気保全局の方は濃度レベル、地域別に行いました。解析手法は違っていますが、結果は、子供につきましてはみごとに一致しております。先ほど村上先生が指摘されましたように、都市部で多いというのは、どうも都市化の影響がある。都市因子がからんでくる。都市因子の何からきているのか具体的に詰める作業が残されています。

村上先生が紹介されました四日市については、慢性気管支炎の新規発症率はSO₂ 値が環境基準を満足したのち大体4～5年ぐらいで下がっております。ただしこの地域のNO_x は、環境基準以下の地域であります。ぜんそくの場合3年か4年位で下がっております。これはSO₂ が環境基準以下に下がったのち3～4年でSO₂ による新規発症率はなくなってしまうということになります。

ところが有症率については、四日市の先生方がお書きになった成績を全部並べてみますと、SO₂ が0.02ppmになってから同じ形で減衰しています。0.02ppm以下になるまでは、デコボコ、デコボコ下がったり上がったりしていますが、0.02ppm以下ではずうっと下がっています。SO₂ が0.08 ぐらいあった

ところは有症率は10年たってもいぜんとして高い。いちばん高いのは磯津です、推定式を作り計算していきますとSO₂が0.02ppmになってのち20年は有症率は高く、過去のSO₂濃度が、環境基準ぎりぎりの地域では大体10年間ぐらいで過去の影響はなくなってくる。そうすると大人を対象にしてモニタリングをやっていくときに、NO₂が現在高いところでSO₂も過去に高かった地域では、過去の影響をどう評価していくかということが、一つは考えておかなければならない問題です。おおよそのところ、たとえば大阪あたりでは、大体もうすでに過去のSO₂の問題は回避できているだろうというふうなことになります。ただし四日市のように0.08という高濃度の汚染があった地域では、まだ過去のSO₂の影響が有症率として残っているということを、これはモニタリングをやるため地区を選定されるときに充分考慮しておくべきであると考えられます。

それから、暴露濃度レベルが低い段階では疫学的資料が少なくなるということがよくいわれています。低いレベルでは、大気汚染以外の交絡因子からきている、濃度が高ければ交絡因子があってもマスクされてしまうということになるのですけれども、低いレベルでは、むしろ交絡因子の占めるウェイトのほうが大きくなっていく。そうすると個体の差異というものが表面に出てくるのではないかと。集団全体として見ていくと、影響があったとしてもマスクされてしまって影響は出てこない。三浦先生が人のほうが保護されるべきであるという言葉をお使いになりました。人のほうが保護されるべきであるとするならば、致命的な障害が出てきた段階、例えば肺がんが多発してきた段階でものを見ていくというのは、肺がん発生のラテントタイムが20年あるとすれば、20年間後続部隊が続くと考えなければいけないとすると、なるべく影響を早期の段階で見つけてやらなければならない。過敏性の高いものを対象にして、対象者を分けてみる作業が一つは必要になってくる。同じモニタリングをやるにしても、アレルギーが存在するか、アレルギーが存在しないかということが、一つは問題になります。

たとえば私どもでやっておりますのは、血清IgEについてみますと、小学校全員を対象にしてIgEの個体の分布を見ておりますが、IgEの個体の分布に地域差はなくて、むしろIgE正常群のぜんそくの有症率が地域差が出てくる。これは北九州でかつてはやられていますし、千葉でもぜんそくの患者を対象に、いわゆるI型のアレルギーの素因群から発症しないで、別の機序があるのではないかと報告があります。IgEの正常群でぜんそくの有症率に地域差があるということになりますと、大気汚染の影響の感度をよくしようとしますと、集団の素因というものを何らかの形に分けて、なるべく感受性の高いものにモニタリングしていくことが考えられます。ただし、先ほどアレルギー疾患が増えたと言われましたが、これはたぶん世界共通の原因があるのではないかと考えております。これは確認の段階に入っておりませんけれども、ぜんそく、アレルギー疾患の疫学調査結果をみています

と、全世界ともアレルギー疾患が増えたという報告があります。初めわれわれが考えましたのは、動物性タンパクの摂取量とその関連性ですが、どうもうまく説明がつかない。文献を見ているうちに何に気がついたかといいますと、日本だけではない、世界全般でアレルギー疾患が増えた。そうするとアレルギー疾患を起こすような、日本人の食生活の変化と同じような変化が欧米で起こっているとはいえませんが、食生活にまつわる以外の変化が根底にはあるのではないかという想定が必要になってくるのではないか。これはIgEだけでなく、アレルギー性鼻炎の話をなさいましたけれども、根底にある個体の素因をどう識別をつけていくかという手法がモニタリングの中に持ち込めれば、もっと鋭敏な手法が出来上がってくるのではないかというふうに思っております。これが一つは影響のモニタリングに関する私の、コメントというよりも、考え方です。

それからもう一つは、三浦先生が閉塞性肺疾患に動物実験を限定されたという話がありましたね。閉塞性肺疾患に限定されてものを見ていくというのはいいのですが、実際に影響を受ける側の条件を考えていきますと、これはむしろ動物実験の成績を充分活用すべき段階にきたのではないかと考えております。たとえば昨年から今年にかけ、NO₂の暴露によって血中のビタミンB₆、Aの含有量が低下する。それからトリプトファンの代謝産物が低下するという結果が報告されている。たとえば、ビタミンAの摂取量と肺がんの関係というのは疫学関係者はたいてい知っている。そうすると、大気汚染が肺がんを起こすような潜在的な影響、トリプトファン代謝というのはむしろ糖尿病代謝システムに関する基本的な代謝システムですから、糖質に対する代謝システムに対する潜在的な影響をNO₂が与えてくる。これから先モニタリングをやっていくときに、呼吸器疾患だけをモニタリングして対処できるかという、どうもそうではなくなってきたのではないか。ただ疫学をやるほうが、何をモニタリングしたらよいかと聞かれるとたちまち返答に困ってしまいますが、むしろNO₂の問題で示唆されてくる直接的な影響だけでなく、動物実験で示唆されている潜在的な影響が根底にあることを考えるべき時期にきたのではないか。これは一つの転換点にきたというふうに私は思っております。

それから村上先生が触れられかけて触れなかったものの中に、健康指標、いわゆる生物学的指標について、たとえば血中のCOヘモグロビンとか、あるいはヒドロオキシプロリン等を、一つは指標として見ておかなければいけないという点について、3年前にETS (Environmental Tobacco Smoke) の会議があったときに座長をさせられたときに申し上げたことですが、ダイレクトのマーカーか、あるいはインダイレクトのマーカーかというのを考えてみなければいけないのではないか。たとえば、COヘモグロビンというのはむしろ外から入ってきたものそのもののマーカーあって、量を示すと同時に、影響の指標にもなる。それからもう一つは、ニコチン、コチニンというのは入ってきたものが代謝されて出てきたものであって、これは直ちに影響の指標にならないで、むしろ暴露量のマーカー

一になるだろう。それからハイドロオキシプロリンとか、デスマジンとかいうふうなものは、いったん入ってきた物質が生体にダメージを与えてその代謝産物が出てくる、インダイレクトのマーカーである。間接的なマーカーについては、交絡因子に左右されやすい。人は動物のように単純じゃないですから、たばこをすう者もいるし、アイスクリームをたくさん食べるの也有人います。そうすると、そういった交絡因子と生体の持っているコラーゲンならコラーゲンの量によっても左右されてきますから、使う場合に、交絡因子がどれだけ除外できるかということがモニタリングで利用できるかどうかの決め手になるのではないかという気がしております。

もう一つは、質、量が変わってくることを念頭におかなければなりません、環境濃度を個人暴露にどう置き換えるか。これは先ほど新田先生が言われたことに尽きるわけです。やはり基本は環境測定値をフルに使う。個人の暴露量を測定するバッジをつけて測定することは、実際上不可能に近い。そうすると得られる材料というのは、環境測定の結果である。測定点の代表性について、濃度にどれぐらいの差があればそれは差と認めるか。それによって測定面のカバーする範囲が決まります。これを言うと生体影響のほうでどれぐらいの差をあなたは差と認めますかと逆の質問が出てきますが、濃度レベルがどれぐらいの差があればそれは地域差があると断定するかという検討もモニタリングの中には同時にやっつけていかなければいけない問題であるし、もう一つは影響側も同時にどれぐらいの差を濃度差と認めるかという検討が必要です。こうした問題は残されますが、やはり簡単に得られる材料というのは測定結果である。個人の暴露の問題は、モニタリングで得られた結果を修正するような形で持っていかなざるをえない。修正するとすれば、人間の行動パターンを考えると、モニタリングの対象にどの対象を選ぶかによって違ってくるであろう。

たとえば勤務者を選ぶと、勤務先まで追いかけて勤務先の濃度まで計らなければいけない。ただし、教育を受けている子供を対象とすると、たとえば小学校学童では、私学へ行かないかぎり通学圏が限定され、行動パターンも類似している。明日今井先生が話されるかもしれませんが、きいてくるのは冬季の暖房形態である。モニターされるときに、冬場の暖房が何であるかということ把握すれば、このグループはこれぐらいの暴露量であるという推定ができるであろう。環境測定値を基にして、それを修正する形で暴露量を決めていくしか手法はないのではないかと考えています。地域によって、北海道と大阪とで同じ修正因子にしていけないかと、どうもそうはいかない。暖房様式が違ってくるから、その地域に応じた修正因子を調査の対象の中に組み入れてモニタリングに使っていくという形のものが要るのではないかと気がいたします。

それからもう一つは、大人の問題につきましては、対象としてどう選んでくるかというのは非常に問題ですね。行動パターンを同一化できるかということになると、影響調査、疫学調査をやっている

者からすれば、大人で男というのは、対象になりにくい。むしろ在宅の主婦が環境暴露という形からいえばはるかに有力な対象になる。さっき申し上げましたように、既存の材料以外に、地域の対象を制定してモニタリングを継続していくには、やはり環境暴露の条件が比較的安定して区分しやすいグループをモニターしていくという選択がどうしても必要ではないか。さっき箕輪先生が地方から通勤していて東京に行っているほうが汚染が厳しいという話をなさいました。まさにそのことが起こってくるのではないかと。私の経験でいきますと、大阪で池田というところがあります。どうも大人の成績はうまくいかない。その土地にいる時間帯を調べるためにどこへ通勤しているかというのを調べたら、池田に住んでいるが、70%は大阪市内に通勤している。そうすると居住地区における暴露よりも通勤先の暴露濃度のほうがはるかにきいてきます。実際に有効なモニタリングをしようとする、対象者をどう選定していくかということがもう一つ問題になるのではないかとこのように思っております。私の感じましたのは以上のようなことです。あとは先生方が丹念にお話になっておられます。それからイタイイタイ病の、公害病の地図について、箕輪先生が話されました。イタイイタイ病はむしろ病像がある特定の病像を示しやすいですから、地域分布地図は作りやすいのではないかと思います。大気汚染で問題にしていますのは、非特異的疾患、同じ疾病の多寡を判断することになりますから、その地図の作成というのは非常にいろいろな条件が入ってきて難しいのではないかと。イタイイタイ病みたいに骨粗鬆症があるとか、水俣病みたいにハンターラッセル症候群があると、ほかの症状との区分が非常に明確ですから、汚染の分布、患者の分布地図は非常に作りやすいですが、どうも大気汚染をめぐるまじは、いま捉えている現象というものが非特異的疾患であるということに留意したうえで検討が必要ではないかというふうに思っておりますし、先ほど申し上げましたように潜在的な影響を考えて新たなモニタリングをどうするかというのは今後の課題でしょう。しかし、少なくとも現在は、捉えている疾患群というのは、閉塞性肺疾患である。濃度レベルが低いということになると、敏感となる個人を識別する手法をとりいれていって、なるべく敏感であるグループとないグループと分けたモニタリングの組み方というものがぜひとも要求されてくるのではないかと思います。全般をコメントしろというのはどうも不可能だと考え、モニタリングに関してお聞かせ願ったことについて、感じたことを申し上げ、このへんで役目を終わらせてください。

第2部

都市環境騒音を対象とした
「環境保健モニタリング」とは

個人及び住居の騒音暴露量調査結果から

久野和宏（三重大学）

三品善昭（大同工業大学）

林 顕效（名古屋産業科学研究所）

大石弥幸（大同工業大学）

奥村陽三（名古屋工業研究所）

1. はじめに

われわれは10数年来、名古屋市域を中心に、日常生活における個人（有職者、主婦等）の音の暴露量をはじめ、住居の騒音暴露量の終日測定を実施している。^{1)~3)} 図1は1日24時間にわたり、個人及び住居が受ける平均的な騒音暴露パターンである。多数のサンプルについて各10分間毎の等価騒音レベル $L_{eq,1/6}$ の算術平均値を求め、その時間推移を図示したものである。これより

- (1) 住居の騒音暴露パターンの時間推移は個人のそれと同期している。
- (2) これらのパターンには都市（人間）の1日の活動状況が明白に投影されており、大略次の4つの時間帯に区分される。

早朝の立上りの時間帯 6:00～8:00

昼間の諸活動の時間帯 8:00～18:00

夕方から夜間への

立下りの時間帯 18:00～24:00

夜間の休止の時間帯 0:00～6:00

- (3) 個人の暴露レベルは日中では約70dB(A)であるのに対し、深夜は40dB(A)を下回り活動時と睡眠時では30dB(A)を越える開きがある。一方、住環境騒音では日中60dB(A)、夜間50dB(A)であり、昼夜のレベル差は10dB(A)程度と比較的小さい。
- (4) 個人の暴露レベルは住居のそれに比し昼間は約10dB(A)高いが、夜間は逆に10dB(A)低い。両者の暴露レベルは朝の7時と夜の10時30分ごろに一致し、それぞれ起床及び就寝時刻にほぼ対応している。
- (5) 深夜における個人及び住居の暴露レベル差から建物の遮音量は大略10～15dB(A)程度と推測される。

ことなどの興味ある事実が知られよう。

本稿ではこれらの個人及び住居の騒音暴露量測定並びに同時に収録された各種の付帯情報を基に、都市における騒音環境の実態とそれに対する人々の意識等に関する調査結果の概要を紹介する。また、それらを踏まえ職場、通勤及び住居の音環境として如何なる指針が考えられるか検討を行なう。

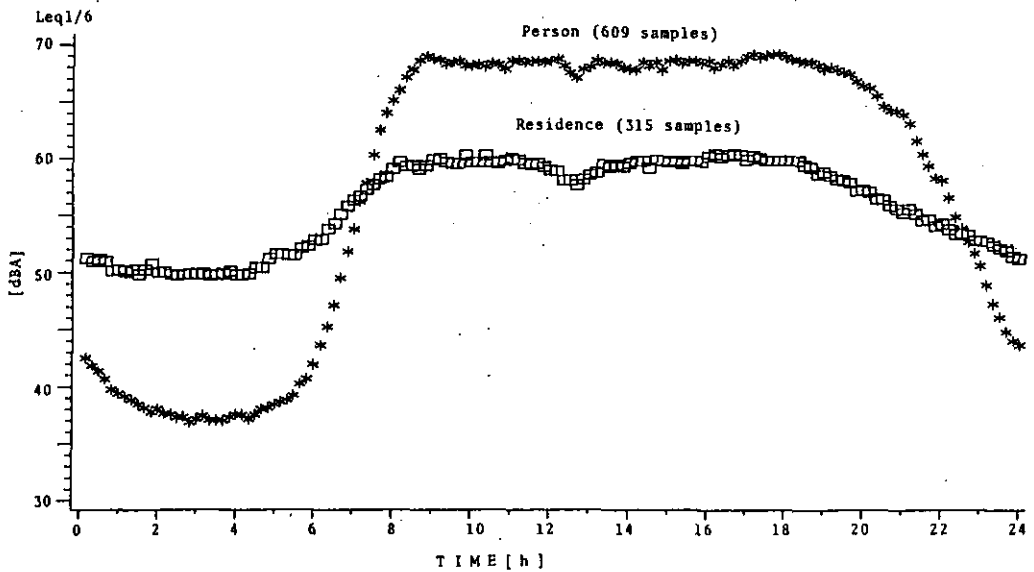


図1 個人及び住居の1日の騒音暴露パターン（平均暴露レベルの時間推移）

2. 個人の騒音暴露量調査結果から

日常生活において、われわれ個々人が実際に暴露される音量に関心が持たれ、本格的な調査が始まったのは我が国ではおよそ15年前のことである。^{4) - 6)} それに伴い小型軽量の携帯用暴露計が開発され、10分毎の等価騒音レベル $L_{eq,10}$ 、(及び騒音レベル中央値 L_{50}) が1日24時間にわたり自動測定できるようになった。⁶⁾ 仙台をはじめ東京、名古屋等の都市において、個人の騒音暴露量測定と生活環境調査が実施され、今迄に約1000名に及ぶ人々の終日の騒音暴露パターンと行動記録等各種付帯情報(表1)が収集されている。そのうち東北大学の二村忠元教授を代表とする研究グループにおいて収集され、⁷⁾ われわれの手許に蓄積されている調査データを基に、⁸⁾ ここでは有職者及び主婦の1日の騒音暴露量、行動別暴露レベル、音環境意識と暴露レベルとの関連などについて述べる。

なお、ここで測定対象とした音は、単に騒音として他からやってくる音のみならず、自己発音をはじめ自らの行動に密着した音のすべてを含んでおり、それら全体を騒音と見なし各人の襟元にマイクを付け計測している。⁹⁾

2. 1 有職者及び主婦の1日の騒音暴露量^{1) 2) 7) 8)}

まずはじめに、有職者や主婦が1日の生活においてさらされる音の平均的な暴露パターンについて説明する。図2には名古屋市域の有職者142名と主婦50名に対する平均暴露パターンを示す。これらのパターンは図1の場合と同様、いずれもおよそ四つの部分、すなわち深夜から早朝(0~6時)にかけての主として睡眠による低レベルの部分、日中(8~18時)の諸活動による高レベルで平坦な部分と、これらの間の起床から出勤前(6~8時)のレベルの立ち上がりの部分、帰宅後から就床時(18~24時)にかけてのレベルが時間とともに減少する部分より成り立っている。そして昼間の活動時と夜間の睡眠時では有職者で30dB(A)、主婦で25dB(A)ほどのレベル差があること、朝のレベル上昇は夕方から深夜へのレベル下降に比しスピーディであり、睡眠状態から活動状態へ短時間で移行することがよく現れている。また、主婦の平均暴露パターンは有職者のそれより、全体的に30分ほど左方(早い時刻に)シフトしており、有職者(主に男性)に比べ主婦(女性)の生活が幾分早寝早起き型になっていることを示している。その他、昼間は有職者より5dB(A)ほど低い音環境にあり、特に14時ころは静かな状態となっている。

次に個人の終日の騒音暴露レベル $L_{eq,24}$ (1日24時間に暴露された総音響エネルギーの時間平均レベル)について調べてみよう。仙台、東京、名古屋3都市における調査データを基に、図3には有職者及び主婦の $L_{eq,24}$ の分布を、また表2には各分布の平均値と標準偏差を示す。これより、有職者及び主婦の平均値はそれぞれ73dB(A)、70dB(A)であり、両者の間には3dB(A)の開きが認められる。さて、米国の環境保護庁EPAが公表した日常生活における聴力保護に関する指針によれば、⁹⁾ 長年月

にわたり騒音にさらされる場合、大部分の人々が聴力損失を受けないためには、1日の騒音暴露レベル Leq_{24} は 70dB(A)以下であることが必要とされている。図3の分布をこの指針に照らしてみると、有職者では66%が、主婦では46%が基準値を越えている。

なお表2には参考までに学生(主に大学生)及び児童(小学生)の Leq_{24} の値も併記した。大学生の暴露レベルの平均は有職者とほぼ等しいが、小学生の暴露レベルは82dB(A)と極めて高い。

2.2 有職者及び主婦の行動別暴露レベル²⁾

1日の騒音暴露量は個人の行動形態に依存することは言うまでもない。ここでは便宜上、有職者の1日を仕事、通勤等6つの行動(表3)に、また主婦の1日を炊事、育児、買物等16の行動(表5)に分類し、各行動における騒音暴露レベルを求めた結果について述べる。

まず表3に、有職者の場合の行動別暴露レベル(平均 Leq)及び平均時間長を、職種ごとに整理した結果を掲げる。これより、仕事、通勤等家庭外ではおおむね75dB(A)前後の、帰宅後はそれより10dB(A)低い、睡眠中は更に20dB(A)低い音環境にあることが分かる。工作中的 Leq は技能職では78dB(A)と高く、事務職では70dB(A)と低いが専門職ではばらつきが大きく、特に保育や幼稚園の教師、小学校教師の Leq は技能職よりも高いことが判明している。

また、通勤時間長や通勤手段は都市の規模に依存するところが大きく、かつ通勤時の Leq は通勤手段により主として定まる。表4には通勤手段別の平均 Leq を示すが、オートバイや地下鉄では Leq が極めて高い反面、乗用車では徒歩や自転車による通勤よりも Leq が低くなっているのは興味深い。なお、有職者が職場及び通勤で受ける騒音暴露量は1日のおよそ90%にも達するが、事務職ではその大半を通勤時に、他の職種では仕事に受けている。

次に主婦の場合について、各行動が1日に占める平均時間長と、それぞれの行動の暴露レベルを表5に示す。外出(乗り物による移動)、買物、レジャー、交際及び育児では70dB(A)を越える高いレベルにさらされるが、他の家庭内の行動(睡眠を除く)は、すべて60~70dB(A)の範囲にあることが知られる。睡眠は時間が長くても暴露量に占める割合は小さく、逆に買物、育児等は時間が短くても暴露量に占める割合が大きい。

更に主婦の騒音暴露量には年齢によって差が見られ生活様式や行動形態、家族構成が影響しており、若年層(20、30歳代)では育児の有無が、壮年層(40、50歳代)では交際が大きなウェイトを占めているのに対し、高年層(60歳以上)では概して静かな1日を送っていることが判明した。一方、居住地域(住居系、商工業系など)や住居形態(独立家屋、集合住宅)による暴露量の相違は認められなかった。その他興味あることの一つにTV視聴では、有職者に比し3dB(A)ほど高くなっているが、主婦が他の行動を同時に行っている(いわゆるながらによる)影響であろうと思われる。

表1 個人の騒音暴露量測定及び付帯情報

| | |
|--------|--|
| 騒音暴露量 | 10分間ごとの等価騒音レベル $Leq_{1/6}$ (1日144個) |
| 行動記録 | 10分間ごとの行動 (有職者9分類, 主婦16分類) |
| 生活環境調査 | 被験者の属性 在住都市 家族構成 家庭形態, 構造 自宅周辺の音環境 勤務先周辺の音環境 音環境に対する反応および態度 通勤手段 |
| その他 | 測定年月日, 測定開始時刻 測定器番号 |
| 2次データ | Leq_{24} 行動別騒音暴露量 行動別騒音暴露率* 行動別時間率** 行動別時間長 就床時刻, 起床時刻 最大騒音暴露率*** およびその時の行動 Leq_{MAX} ****の値とその時の行動 $Leq_{1/6} \geq Leq_{24}$ となる時間長 など |

行動別騒音暴露率: 1日に受ける全音響エネルギーに対する各行動時に受ける音響エネルギーの割合
 行動別時間率: 24時間に対する各行動時間の割合
 最大騒音暴露率: 行動別騒音暴露率の中の最大値
 Leq_{MAX} : 144個の $Leq_{1/6}$ の中の最大値

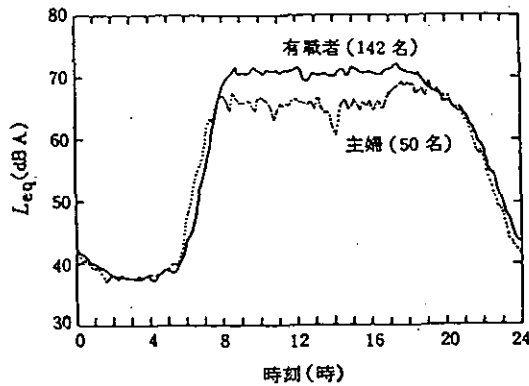


図2 有職者及び主婦の騒音暴露パターン¹⁾

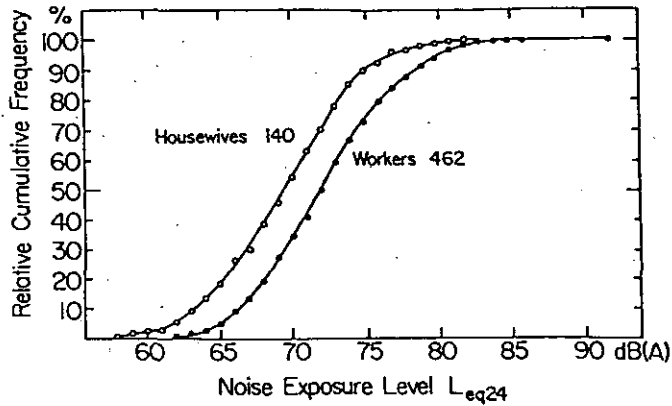


図3 終日の騒音暴露レベル L_{eq24} の分布^{7) 8)} (有職者及び主婦)

表2 個人の終日の騒音暴露レベル L_{eq24}

| 被験者 | サンプル数 | L_{eq24} (dBA) | |
|-----|-------|------------------|------|
| | | 平均値 | 標準偏差 |
| 有職者 | 462人 | 72.7 | 4.7 |
| 主婦 | 140 | 69.9 | 4.7 |
| 学生 | 20 | 72.6 | 4.6 |
| 児童 | 7 | 81.9 | 2.0 |

表3 有職者の行動別騒音暴露レベル⁹⁾ (平均値)

| 職種 | サンプル数 (人) | L_{eq11} (dBA) | L_{eq} (dBA) | | | | | |
|-------------|--------------|---------------------|----------------|------|------|------|------|------|
| | | | 仕事 | 昼食 | 通勤 | 出勤前 | 帰宅後 | 睡眠 |
| 事務職 | 154 | 70.7 | 70.0 | 69.6 | 76.1 | 63.8 | 66.1 | 41.8 |
| 販売・サービス業 | 81 | 72.7 | 74.0 | 69.9 | 76.4 | 64.3 | 67.5 | 43.4 |
| 技能職 | 82 | 75.6 | 78.0 | 72.2 | 75.9 | 63.0 | 67.3 | 42.4 |
| 運転手 | 45 | 71.7 | 74.6 | 63.2 | 74.3 | 60.2 | 62.8 | 43.4 |
| 農業・漁業 | 13 | 74.7 | 75.7 | 71.7 | 79.7 | 74.2 | 73.7 | 46.9 |
| 専門職 | 87 | 73.7 | 74.8 | 71.2 | 76.5 | 64.9 | 66.8 | 41.9 |
| 計 | 462 | 72.7 | 73.6 | 70.1 | 76.1 | 63.8 | 66.6 | 42.5 |
| 平均時間長 (時:分) | | | 8:49 | 1:01 | 1:32 | 1:16 | 4:23 | 7:26 |

表4 通勤手段別の騒音暴露レベル⁸⁾

| 通勤手段 | サンプル数 | L_{eq} (dBA) | |
|--------|-------|----------------|------|
| | | 平均値 | 標準偏差 |
| 徒歩・自転車 | 48 | 74.2 | 5.8 |
| 乗用車 | 135 | 73.9 | 5.1 |
| オートバイ | 17 | 82.2 | 3.5 |
| バス | 52 | 76.8 | 2.7 |
| 電車 | 93 | 76.6 | 2.6 |
| 地下鉄 | 63 | 79.6 | 3.7 |
| 計 | 408 | 76.1 | 4.8 |

表5 主婦の行動別騒音暴露レベルと時間長⁸⁾

| 行 動 | サンプル数 | L_{eq} (dBA) | | 平均時間長 (分) |
|-------------|-------|----------------|------|-----------|
| | | 平均値 | 標準偏差 | |
| 1. 移 動 | 52 | 75.2 | 5.5 | 12 |
| 2. 買 物 | 94 | 74.5 | 4.4 | 46 |
| 3. レジャー | 29 | 74.0 | 7.4 | 29 |
| 4. 交 際 | 83 | 72.8 | 7.1 | 50 |
| 5. 育 児 | 38 | 72.6 | 7.0 | 1:16 |
| 6. 料 理 | 132 | 69.9 | 5.5 | 2:47 |
| 7. 食 事 | 135 | 69.4 | 5.5 | 1:45 |
| 8. 掃 除 | 111 | 69.1 | 7.0 | 51 |
| 9. 洗 濯 | 95 | 68.8 | 5.5 | 1:04 |
| 10. 家庭雑事 | 79 | 68.5 | 6.3 | 55 |
| 11. 編 物 | 55 | 66.9 | 6.2 | 38 |
| 12. TV視聴 | 118 | 66.3 | 5.8 | 2:37 |
| 13. 休 養 | 67 | 64.2 | 9.4 | 40 |
| 14. 身の回りの用事 | 78 | 63.4 | 8.5 | 1:13 |
| 15. 読 書 | 78 | 61.2 | 8.1 | 27 |
| 16. 睡 眠 | 140 | 42.6 | 6.0 | 7:30 |
| L_{eq} | 140 | 69.9 | 4.7 | 24:00 |

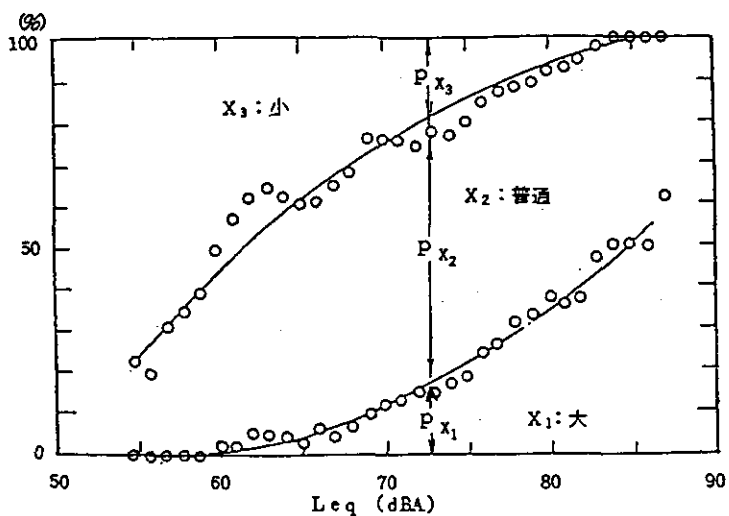


図4 騒音の暴露レベルと大きさに関する有職者の印象¹⁰⁾
 (騒音の大きさに関する反応割合と Leq)

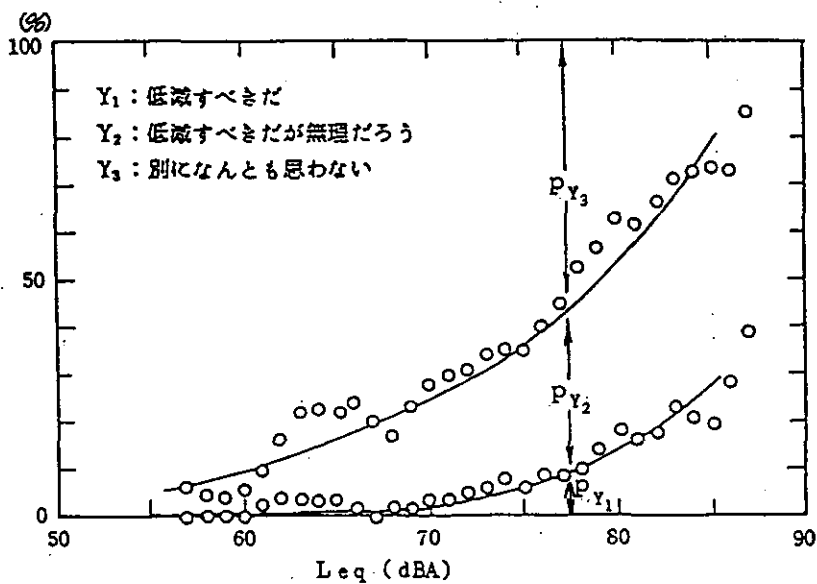


図5 騒音の暴露レベルと有職者の態度 (意見分布)¹⁰⁾

2. 3 有職者の音環境意識と騒音暴露レベル^{2) 10)}

日常の騒音環境に対する有職者の意識と暴露レベルとの関係について調べてみよう。職場、通勤、家庭等における騒音に対する印象や態度と音の暴露レベルの間にはどのような関係があるのだろうか。図4は騒音の大きさについての印象と暴露レベルとの対応を、また図5はその騒音に対する有職者の気持ち(心理的態度)とレベルとの対応をプロットしたものである。これより、日常生活行動に伴う70dB(A)以下の暴露では騒音としての正反応(“大”、“低減希望”)の割合が低いのに比し、70dB(A)から80dB(A)に至る間に騒音意識が急激に増加して行く様子が理解されよう。80dB(A)では約4割の人が“大”と感じ、また約6割の人がその音の低減を望んでいることから判るように、80dB(A)以上の音は通常誰れしも招かざる音と言えよう。

前節の行動別暴露レベルの調査結果からも明らかな様に、60~70 dB(A)の音の暴露は、主に家庭内のそれであり、家族とのだんらんや、テレビ視聴など有職者自身が自発的、積極的に音の発生や受聴に関わっている場合が多いため、騒音として意識されることが少ないのであろう。これに対し、職場や通勤でさらされる音は70dB(A)以上であることが多く、たとえ自らがその音の発生に関与していたとしても受聴には消極的、受動的な場合が多く、発生レベルが高ければ高いほど、その音を不用な音、余剰な音、すなわち騒音と感じ易い。職場や通勤における暴露レベルといえども、有職者のこれらの反応を基に判断すると75dB(A)以下に抑制することが必要と思われる。

3. 住居の騒音暴露量調査結果から

前述の暴露計を用いて、われわれは1982年以来、名古屋市域において住居の騒音暴露量測定及び住民に対する生活環境調査を実施している。³⁾ベランダ、軒下、植込みなど各住居の音環境を代表すると思われる場所(敷地内の一地点)に測定器を設置し、10分間ごとの等価騒音レベルと中央値を1日24時間にわたり連続測定するとともに、各種の付帯情報を収集し(表6)、サンプルの蓄積に務めている。その数は現在およそ1200サンプルに達するが、以下ではこれらのデータを基に、都市における住環境騒音の実態と住民意識との関連について述べる。

3. 1 住居の騒音暴露量の実態及びその分析^{11) 12)}

1982年から1985年にかけて名古屋市域において収集された865戸の調査サンプルを基に、最初に住居の終日及び時間帯別の等価騒音レベルの実態について述べる。環境基準などに準じ1日を朝M(6:00-8:00)、昼間D(8:00-19:00)、夕E(19:00-22:00)、夜N(22:00-6:00)の4つの時間帯に区分し、これらの時間帯における等価騒音レベル $LeqM$ 、 $LeqD$ 、 $LeqE$ 、 $LeqN$ 及び終日の等価騒音レベル Leq_{24} 、 Ldn (表6)に関する累積度数分布を求めた結果を図6に示す。 Leq_{24} の分布は44dB(A)から8

7dB(A)までの40dB(A)を越す広がりをもっている。分布形状は昼間の L_{eqD} と似ているが、全体に2dB(A)ほど低レベル側に位置している。また、朝、夕の L_{eqM} 及び L_{eqE} の分布はほぼ等しく、昼間のそれに比し4dB(A)ほど低レベル側に、さらに5~6dB(A)低いところに夜間の L_{eqN} がそれぞれ分布していることが知られる。

時間帯別の平均レベルは昼間が62dB(A)、朝、夕が58dB(A)、夜間は53dB(A)であり、1日のそれは60dB(A)であった。すなわち、平均的には夜、朝(夕)、昼の時間帯の L_{eq} の間にはそれぞれ5dB(A)程度のレベル差が認められる。従って L_{dn} (夜間に10dB(A)のペナルティを付加した昼夜等価騒音レベル)の分布は L_{eqD} の分布に近いことも理解できよう。

次に住居を取りまく周辺の諸条件と住環境騒音との関連を把握するために多変量データ解析の一手法として知られる数量化理論I類¹³⁾を用いて得られる分析結果について述べる。1例として表7には終日の等価騒音レベル L_{eq24} に対する分析結果(諸要因の寄与)を掲げる。各要因の L_{eq24} への寄与度は表中の偏相関係数で表わされる。最大の要因は道路(住居近くの道路の交通量と道路までの距離)であることや、次いで用途地域の影響が強いことが知られる。すなわち、いわゆる地域類型(道路と土地利用)によって都市の住環境の大要が説明される。⁹⁾

また、この分析では諸要因の各カテゴリに測定データを説明する上で最適な数値(スコア)が付与される。表中にはそれらのスコアが示されているが、プラスのスコアはその分だけ L_{eq24} を大きくする側に、逆にマイナススコアは小さくする側に作用するものと見なす。この意味で、何れの要因のカテゴリ・スコアも極く自然な傾向に仕上がっていることが分かる。例えば交通量が多ければ多いほど、道路や鉄道に近いほどスコアが高いこと、周辺の建物の密集度は塙と同じく遮音効果を有することなどが知られる。また、用途地域では商業系の地域が大きくプラスに作用しているのに対し、工業系ではこれがマイナス側に現れている。

なお、時間帯別の等価騒音レベルに対する分析結果も L_{eq24} の場合とほぼ同じであり、都市域における住環境騒音の主要因は道路と用途地域であることが分かる。表8には、住居の終日及び時間帯ごとの平均暴露レベルを用途地域別に分類整理した結果を示す。また、図7には幹線道路からの距離と住居の暴露レベルとの関係をプロットした。¹⁴⁾ これらより、用途地域や道路距離と住居の暴露レベルとの関係が大略理解されよう。即ち、時間帯と用途地域により住環境騒音にどのような相違があるか、また道路に面する地域としては道路からどの程度の距離までを含めるべきかを検討する上での重要な基礎資料を提供するものと思われる。

3.2 騒音に対する住民意識と住居の暴露量^{11) 12) 15)}

自宅周辺の騒音の大きさ、騒がしさ、うるささ等住居の音環境に関する住民意識についても同時に

調査を行っている。住民意識には住居周辺の諸条件のみならず家屋や住民の属性など様々なファクターが複雑に影響し合っているが、数量化理論Ⅱ類¹³⁾やAIC(赤池の情報量基準)¹⁶⁾を用いた分析結果によれば、主要因はやはり住居の騒音暴露量又はそのベースとしての道路交通条件及び用途地域であることが明きらかとなっている。³⁾図8には自宅周辺の騒がしさ(静かさ)と終日の等価騒音レベル Leq_{24} との対応を示す。この図において元来連続変数である Leq_{24} のカテゴリへの分割は、データ解析用のプログラムパッケージCATDAPを用いることにより、静かさととの対応がAICの観点から最適となるように行われている。 Leq_{24} の分割幅は5.6dB(A)刻みであり、静かさに関する住民意識は54.4dB(A)、60dB(A)、65.6dB(A)を境として変化している。すなわち、自宅周辺の静かさに関する住民の意識は約5dB(A)ステップで変化し、大略55dB(A)以下では「静か」よりの反応が8割を占め、他方65dB(A)以上では「騒がしい」寄りの反応が6割に達し、この10dB(A)の上昇の間に反応分布が大きく変化している。更に55~60dB(A)の範囲では「静か」寄りの反応が7割、「騒がしい」寄りの反応が2割程度であることから判断すると、 Leq_{24} が60dB(A)以下であれば住居の音環境としてはあまり問題がないことが知られる。

表6 住居の騒音暴露量測定及び付帯情報

| | |
|------------------|---|
| 騒音暴露量の測定 | <ul style="list-style-type: none"> ・$Leq_{1/6}$ 144箱(一日24時間における10分間ごとの等価騒音レベル) ・測定年月日、開始時刻 ・測定番号等、設置位置 ・天候 |
| 生活環境調査 | <ul style="list-style-type: none"> ・メッシュコード ・調査した住人の属性(性別、年齢、職業、家族構成) ・住居の形態、構造、窓むきの構造、居住階数 ・防音対策 ・周辺条件(道路、鉄道、土地利用、建物密集度等) ・居住年数、住みやすさ ・騒音源 ・騒音に対する反応(自宅周辺及び自宅内) ・騒音対策 |
| 二次データ (騒音評価値) | <ul style="list-style-type: none"> ・Leq_{24}: 一日(24時間)の等価騒音レベル ・Ldn: 一日の昼・夜別重み付き等価騒音レベル^{*)} ・$Lden$: 一日の昼・夜・夜別重み付き等価騒音レベル^{**)} ・Leq(朝) = $LeqM$: 6:00~8:00のLeq_2 ・Leq(昼) = $LeqD$: 8:00~19:00のLeq_{11} ・Leq(夕) = $LeqE$: 19:00~22:00のLeq_3 ・Leq(夜) = $LeqN$: 22:00~6:00のLeq_3 ・$Leq_{1/6}^{(a)}$: $Leq_{1/6}$のα加重($\alpha=10, 50, 90$) など |

*) 22:00~7:00の Leq_3 に10dB(A)のペナルティを付加。

**) さらに19:00~22:00の Leq_3 に5dB(A)のペナルティを付加。

表8 住居の用途地域別騒音暴露レベル^{1) 2)} (平均値及び標準偏差)

| | 住居専用地域 | 住居地域 | 商業系地域 | 工業系地域 | 全体 |
|-------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| LeqM | 54.1 5.5 | 58.4 6.5 | 63.9 7.5 | 58.7 7.1 | 58.1 7.4 |
| LeqD | 59.4 5.1 | 62.3 5.3 | 67.0 6.0 | 63.4 6.0 | 62.4 6.2 |
| LeqE | 55.3 5.8 | 58.3 6.3 | 63.9 6.9 | 58.9 6.7 | 58.4 7.0 |
| LeqN | 49.4 6.0 | 53.3 6.3 | 58.3 7.0 | 52.8 7.0 | 52.8 7.4 |
| Leq ₂₄ | 57.3 5.0 | 60.3 5.2 | 65.1 6.2 | 61.3 6.1 | 60.4 6.2 |
| Ldn | 59.9 5.1 | 63.2 5.3 | 68.0 6.7 | 63.7 6.3 | 63.1 6.4 |

[dBA]

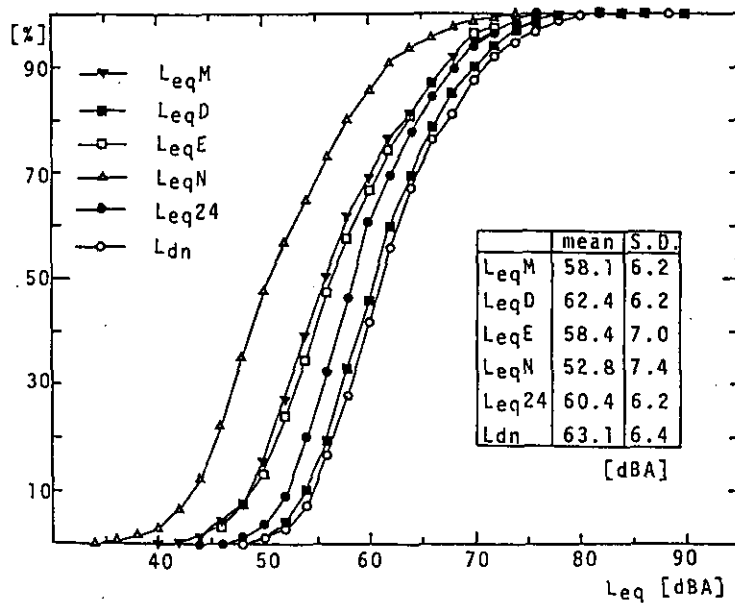


図6 住居の終日及び時間帯別暴露レベルの分布^{1) 2)}

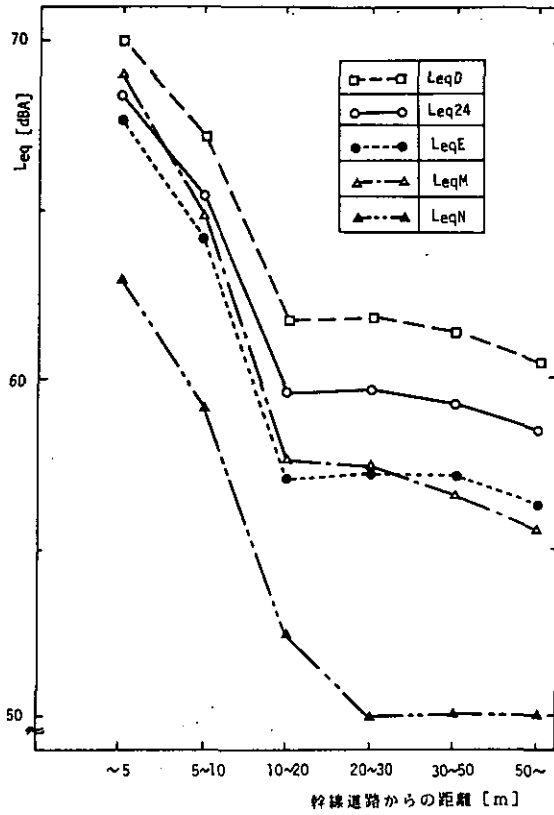


図7 幹線道路からの距離と住居の平均暴露レベル¹⁴⁾

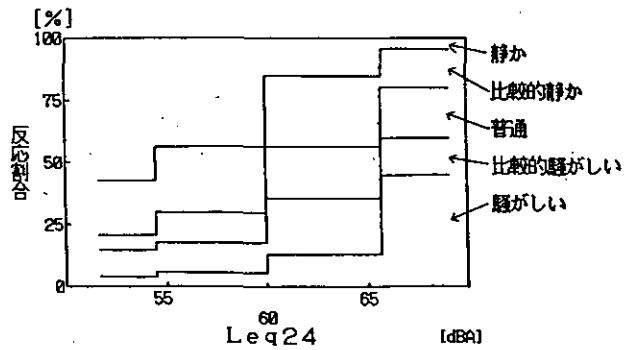


図8 自宅周辺の静かさ(騒がしさ)と Leq_{24} の対応¹⁵⁾

4. 考察

以上、日常生活における個人及び住居の騒音暴露量の実態と騒音環境に対する人々の反応に関する調査結果の概要を述べた。最後に、暴露レベルと反応との間の主要な結果を整理し、現時点においてどのような指針が考えられるか検討を行うこととする。

まず、日常の生活行動による個人の暴露レベルは家庭内では、有職者、主婦とも60~70 dB(A)であり、平均としては概ね 65dB(A)程度である。このレベルは通常の会話時の受聴レベルに一致していることは注目に値する。人が音の大小や騒がしさを判断する最も自然な尺度はこの会話音のレベルであると考えられるからである。日中の諸活動に伴う暴露レベルが 70dB(A)から 80dB(A)にいたる間に急激に騒音感が増大することから、職場や通勤における暴露レベルといえども 75dB(A)以下に抑制することが望まれる。因みにこの 75dB(A)と言うのは家庭内の暴露に対し、強度的には10倍、聴覚的には約 2倍の大きさに相当する。またこの 75dB(A)の音に 1日 8時間さらされた場合(他の時間帯の暴露量が無視されれば)の終日の等価騒音レベル Leq_{24} は 70dB(A)となり、EPAが提唱している日常生活における聴力保護基準と一致することになる。一方、睡眠時の暴露レベルの指針としては、騒音が睡眠深度に影響を与えないためには、生理学的には 40dB(A)以下であることが必要とされている¹⁷⁾。深夜における暴露レベルは平均的にはほぼこの基準を満たしていることが知られた。

次に住居の終日の騒音暴露レベル Leq_{24} は住民反応の結果からすると 60dB(A)以下であることが求められる。住環境騒音は日常生活における背景騒音background noiseの様なものであり、家庭内での会話やTV視聴、休息や睡眠などの妨害にならないことが要求される。建物の遮音量を考慮すれば、暴露レベルが60 dB(A)の場合には住宅内への侵入騒音は 50dB(A)以下となり、会話やTV視聴の妨げにはならない。しかし睡眠に悪影響を与えないためには外部騒音(住居の暴露レベル)は大略 50dB(A)以下であることが要求される。ここで再び図1をながめると興味ある事実気付く。住居の騒音暴露レベルの平均的な時間推移パターンは昼間はほぼ 60dB(A)、夜間は 50dB(A)となっており、上記の指針を満たしていることがわかる。そこで若し、この暴露パターンが都市における極く普通の(平均的、標準的な)住環境騒音として許容されるものとすれば、これを基に従来の知見や基準との整合性にも配慮し、時間帯や地域類形別の環境基準値を設定することが可能である。

謝辞

本論文の作成にあたり、原稿の整理等に多大の協力をいただきました山本好弘技官(三重大学工学部)に感謝致します。

【文献】

- 1) 久野和宏、三品善昭、林 顕効、池谷和夫 “個人の騒音暴露と音環境”、騒音制御 6, 10-15 (1982).
- 2) 久野和宏、“音と生活”、音響学会誌 45, 800-806 (1989).
- 3) 久野和宏、大石弥幸、林 顕効、三品善昭、“住環境騒音一名古屋市域の実態と住民意識”、騒音制御 9, 296-300 (1985).
- 4) 兜 真徳、鈴木庄亮、“個人別・生活時間帯別騒音暴露量測定を試み”、産業医学 18, 17-22 (1976).
- 5) 山田由紀子、滝沢 忍、“生活環境における騒音性状の分析と騒音集積状況に関する研究”、明治大学科学技術研究所紀要 17冊, No. 2 (1978).
- 6) 香野俊一、曾根敏夫、二村忠元、“日常生活における騒音暴露量(騒音暴露と個人の反応に関する研究)”、音響学会誌 35, 235-243 (1979).
- 7) 鄭 大端、久野和宏、池谷和夫、“日常生活における個人の騒音暴露量と音環境に関するデータベース作成の試み”、音響学会誌 39, 778-784 (1983).
- 8) S. Kono, T. Sone and T. Nimura, "Personal reaction to daily noise exposure", Noise Control Eng. 19, 4-16 (1982).
- 9) U.S. Environmental Protection Agency "Information on levels of environmental noise requisite to public health and welfare with an adequate margin of safety", Rep. No. 55019-74-004 (1974).
- 10) 久野和宏、林 顕効、池谷和夫、三品善昭、“環響騒音の評価”、音響技術 No. 40, 1-7 (1982).
- 11) K. Kuno, A. Hayashi, Y. Oishi and Y. Mishina, "A consideration of environmental quality standards for noise in Japan", J.S.V. 127, 565-572 (1988).
- 12) 林 顕効、久野和宏、三品善昭、池谷和夫、“都市域における環境騒音の実態と住民意識の地域特性に関する研究”、音響学会誌 43, 786-792 (1987).
- 13) 駒沢 勉、数量化理論とデータ処理(朝倉書店、東京、1982)。
- 14) 久野和宏、大石弥幸、三品善昭、林 顕効、“再び「道路に面する地域」について”、騒音制御 13, 338-342 (1989).
- 15) 久野和宏、竹森祐一、“「静かさ」に関する住民意識の分析”、音響学会誌 46, 716-722 (1990).
- 16) 坂元慶行、カテゴリカルデータのモデル分析(共立出版、東京、1985)。
- 17) 長田泰公、網島清三、吉田敬一、浅野牧茂、小川庄吉、広川章子、仲村京子、春田清子、“騒音の睡眠に及ぼす実験的研究”、公衆衛生院研究報告 17, 209-218 (1968).

騒音の心理的評価：「大きさ」から「うるささ」の評価へ

難波精一郎（大阪大学教養部）

1. はじめに

種々の変動音の大きさは Fig.1 に示すように、等価騒音レベル(L_{Aeq} , 以下 L_{eq} と略) と高い相関を持つ¹⁾。この図を構成する各実験において、異なる刺激が用いられ、異なる手法で実験が行われているが、等エネルギーを示す直線(45° 線)からのずれ(RMS)は少ない。ところが Fig2 に示すデータは列車騒音、航空機騒音、道路交通騒音、音楽、音声など種々のレベル変動音を同じ刺激文脈内で同じ手法(ME法)を用いて、大きさ判断を求めた場合であるが²⁾、同じ L_{eq} が同じ大きさをあらわすとは限らない。すなわち音源の種類、あるいは音色を異にする音源を相互に直接比較した場合、ラウドネス以外の属性が判断に影響を及ぼした可能性を示唆している³⁾。

その他の例として、空調音の評価の場合にも、異音の混入が L_{eq} を増加させるがラウドネスの増加にはそれほど貢献せず、音質の劣化に大きく影響する場合があります、騒音の評価にラウドネスのみを用いることは、時に問題を生じる場合も存在する⁴⁾。ここでは空調音の評価を例としてラウドネスのみでなく、うるささとして表現されることもある音の不快感側面について検討したい。

我々は日常、多くの機械文明の恩恵をこうむっているが、そのことは同時に種々の機械に囲まれて生活していることも意味する。そして多くの機械は回転部分を含みそれが種々の騒音を発生する。最近の機械の騒音レベルは、大幅に減減されたが、そのことは反面、いままでの背景の定常騒音にマスクングされていた異音の検知を容易とする。西村他⁵⁾が空調音の音質を劣化させる要因として純音成分、変動成分をあげているが、自動車その他の機械においてもその音質を劣化させる要因としてランブル音などの変動成分⁶⁾の影響は無視できない。^{7)・8)}。

今回の実験においては、空調音に似せた広帯域ノイズ中におけるFM音(周波数変動音)の検知閾、大きさ、音色を聴覚実験により求めた。

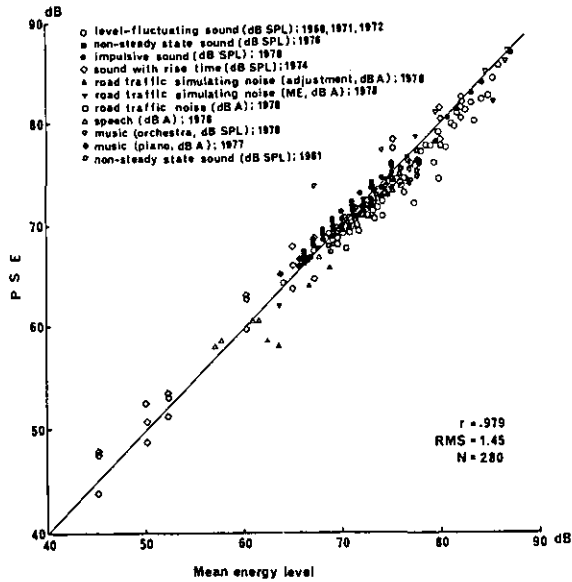


Fig. 1 All 280 data points of our previous 11 experiments are plotted together. All these experiments were conducted independently of one another. High correlation and small RMS suggest that the mean energy level is a good measure of the loudness of various kinds of sounds.

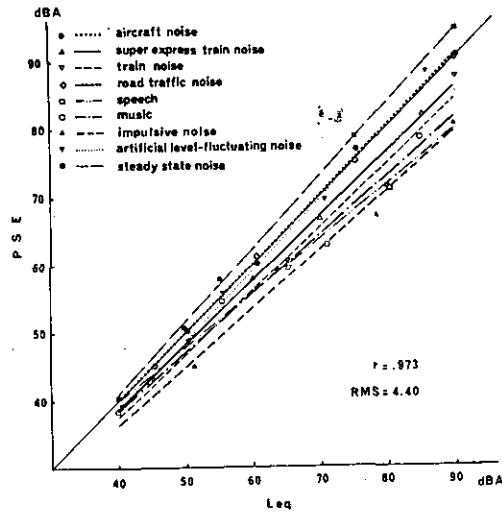


Fig. 2 Relation between L_{eq} and PSE, and regression lines between them of each noise source. It is found that L_{eq} is a good measure of the loudness of various kinds of noises as a first approximation. However, there is a slight, but systematical deviation from L_{eq} in PSE's of some noise sources, which suggests that some factor should be added to L_{eq} in order to decide the permissible level of these noise sources.

2. 【実験1】 FM音の検知閾の測定 — 極限法

(1) 刺激：(a) FM音：搬送周波数 3,000、1,000、500、250、125 Hz、変調周波数 2~10 Hz(1 kHzのみ 20 Hzも含めた)のFM音,計46種を用いた。変調度は約 5 Hzとした。(b) 広帯域ノイズ(模擬空調音)：ピンクノイズを実験に用いる再生系を通して防音室で提示した時に、実際の空調音に近い周波数特性になるように、イコライザーで調整した。

(2) 手続き：広帯域ノイズの音圧レベルを40 dB(A) で一定とし、FM音のレベルを1秒ごとに1 dB ステップで変化させて、その検知閾を極限法で測定した。

(3) 装置：FM音と広帯域ノイズをそれぞれ DAT recorder により再生し、ミキサ、アンプ、スピーカを通して、防音室内の被験者に提示した

(4) 被験者：正常な聴力を有する24歳~42歳の男性2名、女性2名、計4名。

(5) 結果：実験1の結果を Table 1 に示す。なおFM音の変調周波数による検知閾への影響はみられなかったので 9~10種の変調周波数条件についてまとめた平均値を示した。FM音が広帯域ノイズよりマイナス 10 dB以下であっても聴取できることが分かる。このことは聴覚の臨界帯域の性質を考えればよく理解できる。

Table 1 の右欄にFM音と等しい中心周波数を持つ1/3オクターブバンドレベルを示す。両者がほぼ同じレベルの時FM音が検地され、臨界域のモデルを裏付けている。検知閾の値(音圧レベル)そのものは搬送周波数によって異なるが、このように1/3オクターブごとに検討すると、ほぼ S/N 0 dB 付近が検知閾であることが分かる。

3. 【実験2】 FM音の検知閾の測定 — 調整法

広帯域ノイズの音圧レベルを 40 dB(A) で一定とし、FM音のレベルを被験者がVCA を用いて変化させ丁度検知できるレベルを求めた。なお、本実験では被験者がFM音を自由に断続できるようにした。被験者は実験1に参加した4名。実験2の結果をTable 1 (中央) に示す。実験2の検知閾の値が実験1と比べて非常に小さいことが分かる。この大きな差は実験2においては、被験者がFM音を断続することができたため、この時間的変化が検知の手掛かりとして貢献し、このような低い検知閾が得られたものと推定される。なお、実験2においても変調周波数の影響はみられなかった。

Table.1

| | | 実験 1 | | 実験 2 | | 1/3 OCT. BAND NOISE LEVEL |
|--------------|-------|------|-------|------|-------|------------------------------|
| | | MEAN | (SD) | MEAN | (SD) | |
| CF = 3000 Hz | | | | | | |
| MF = 5 Hz | dBSPL | 7.3 | (6.1) | -8.5 | (4.7) | 6.4 dB SPL |
| | | 4 | (6.5) | -7.7 | (4.0) | |
| | | 3 | (5.6) | -8.2 | (7.6) | |
| | | 2 | (5.0) | -8.1 | (3.3) | |
| | | 5 | (8.0) | -8.5 | (3.9) | |
| | | 7 | (5.9) | -6.5 | (5.2) | |
| | | 8 | (7.2) | -7.5 | (4.7) | |
| | | 9 | (5.5) | -6.8 | (5.2) | |
| | | 10 | (5.4) | -6.8 | (4.6) | |
| | MEAN | 7.1 | | -7.0 | | |
| CF = 1000 Hz | | | | | | |
| MF = 5 Hz | dBSPL | 25.1 | (2.5) | 8.4 | (4.5) | 26.6 dB SPL |
| | | 4 | (4.4) | 10.7 | (3.5) | |
| | | 3 | (2.1) | 10.4 | (3.8) | |
| | | 2 | (4.8) | 9.5 | (4.3) | |
| | | 6 | (1.9) | 10.6 | (3.7) | |
| | | 7 | (3.4) | 8.5 | (3.2) | |
| | | 8 | (3.6) | 9.6 | (4.6) | |
| | | 9 | (4.1) | 9.8 | (2.6) | |
| | | 10 | (3.1) | 10.6 | (3.8) | |
| | | 20 | (3.3) | 8.8 | (4.1) | |
| | MEAN | 25.7 | | 9.7 | | |
| CF = 500 Hz | | | | | | |
| MF = 5 Hz | dBSPL | 29.8 | (3.7) | 18.9 | (3.9) | 34.5 dB SPL |
| | | 4 | (1.8) | 17.5 | (3.3) | |
| | | 3 | (1.9) | 18.0 | (4.2) | |
| | | 2 | (2.8) | 17.8 | (3.0) | |
| | | 6 | (2.7) | 17.2 | (3.9) | |
| | | 7 | (2.3) | 17.4 | (4.2) | |
| | | 8 | (2.9) | 17.1 | (4.3) | |
| | | 9 | (1.8) | 18.0 | (3.3) | |
| | | 10 | (2.1) | 18.8 | (4.7) | |
| | MEAN | 28.4 | | 17.9 | | |
| CF = 250 Hz | | | | | | |
| MF = 5 Hz | dBSPL | 31.7 | (1.4) | 21.7 | (4.1) | 36.6 dB SPL |
| | | 4 | (1.9) | 22.6 | (2.6) | |
| | | 3 | (2.5) | 21.8 | (2.5) | |
| | | 2 | (2.8) | 22.2 | (2.9) | |
| | | 6 | (2.5) | 22.6 | (2.5) | |
| | | 7 | (2.4) | 21.8 | (3.7) | |
| | | 8 | (1.7) | 22.4 | (3.2) | |
| | | 9 | (2.8) | 21.4 | (4.0) | |
| | | 10 | (1.8) | 22.7 | (2.8) | |
| | MEAN | 31.3 | | 22.1 | | |
| CF = 125 Hz | | | | | | |
| MF = 5 Hz | dBSPL | 45.5 | (1.6) | 28.5 | (6.2) | 44.0 dB SPL |
| | | 6 | (3.5) | 29.5 | (3.7) | |
| | | 7 | (2.4) | 29.5 | (3.7) | |
| | | 8 | (3.3) | 30.6 | (3.8) | |
| | | 9 | (2.5) | 28.8 | (4.5) | |
| | | 10 | (2.2) | 28.9 | (5.3) | |
| | | 4 | (3.0) | 29.7 | (3.9) | |
| | | 3 | (2.3) | 30.5 | (4.1) | |
| | | 2 | (2.5) | 28.7 | (4.2) | |
| | MEAN | 44.3 | | 29.4 | | |

4. 【実験3】 FM音を重畳させた広帯域ノイズのラウドネスの測定 — 調整法

(1) 刺激：広帯域ノイズの音圧レベルを 40 dB(A) で一定とし、その上にFM音を重畳させた。FM音のレベルは、実験1で得られた検知閾の時のレベルを 0 dB とし、FM音の広帯域ノイズに対するレベル (S/N) を 5 dB、10 dB、15 dB、20 dBと変化させた。なお、変調周波数は 5 Hzで一定とし、搬送周波数 3 kHzの条件は除いた。

(2) 手続き：被験者調整法を用いて、大きさの主観的等価点 (PSE) を求めた。比較刺激にはFM音を含まない広帯域ノイズを用いた。

(3) 被験者：聴力の正常な22歳~42歳の男性3名、女性5名、計8名。

(4) 結果：LeqとPSEの対応を Fig. 3に示す。LeqとPSEの間に系統的なズレがみられるので、PSEとLeqの差をS/Nに対してプロットしたものをFig. 4に示す。この図から明らかにS/Nが上昇するほど、ラウドネスが減少していることがわかる。この傾向は low-passノイズを用いて行った Hellman⁹⁾の傾向と類似しており、マスキングが関与しているものと思われる。そこで、マスキングの影響を考慮した Zwicker の LLzすなわちラウドネス・レベル算出法 (ISO 532B)¹⁰⁾を用いて phon値を求めたところ Fig. 5、6の如くなり、Leqの場合よりラウドネスとの対応は良くなるが、やはりS/Nが大きくなるとLLzの計算値より実験値の方が小さくなる。すなわち異音を含む音のほうが同じLeqあるいは同じLLzも小さく聞こえるという奇妙なことになる。この傾向については次のSD法の実験結果と関連して考察する必要がある。

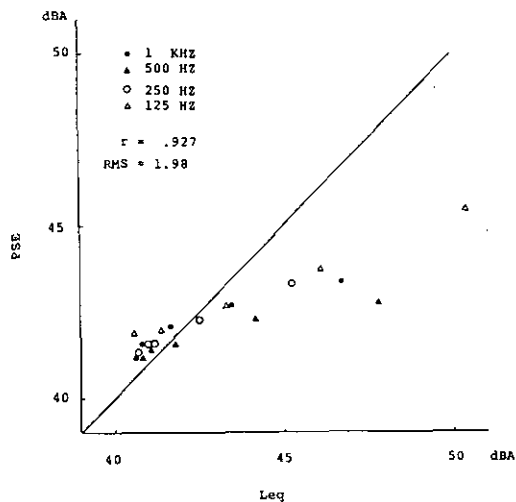


Fig. 3

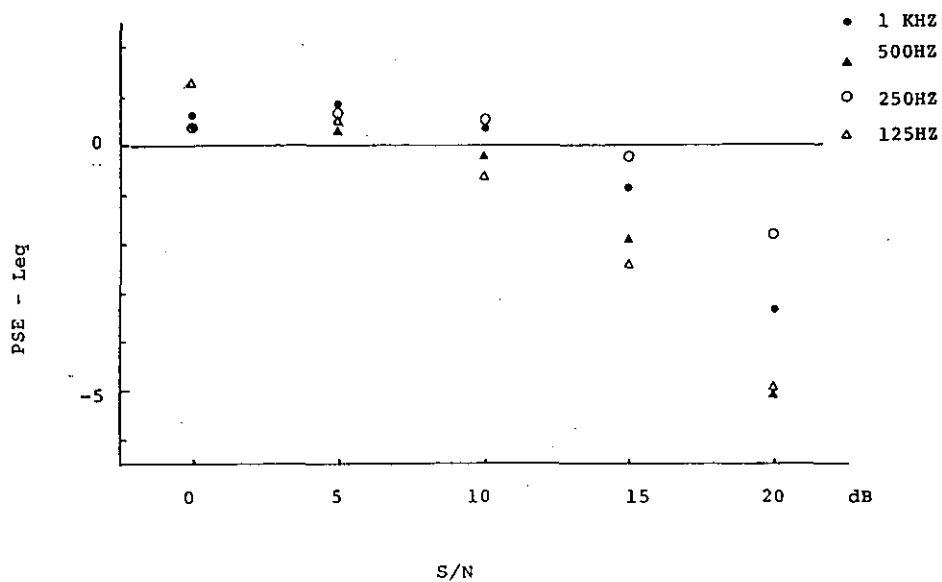


Fig. 4

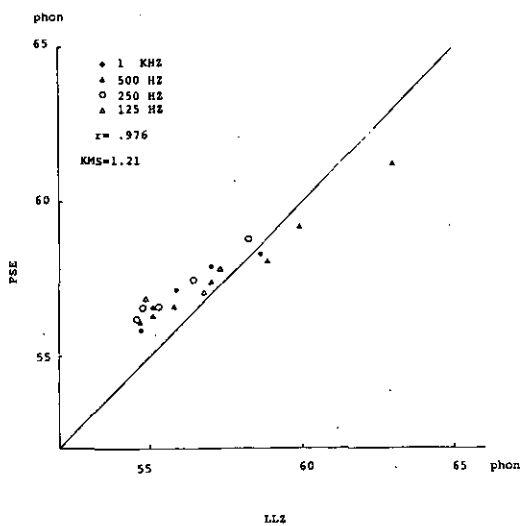


Fig. 5

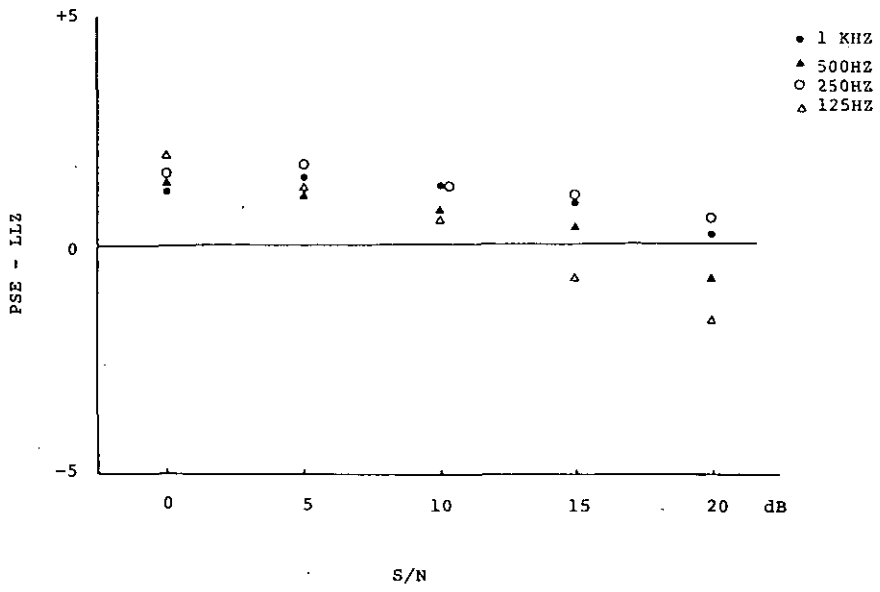


Fig. 6

5. 【実験4】 FM音を重畳させた広帯域ノイズの音質の測定 — SD法

(1) 刺激：実験3に用いた20種の刺激に搬送周波数3000 Hz変調周波数5 Hz、S/N 15、20 dB の刺激を加えた22種のFM音を重畳した広帯域ノイズと広帯域ノイズのみ（FM音なし）の23種を刺激として用い、SD法により音質の評価を行った。刺激のLeqはすべて40 dBに揃えて実験を行った。

(2) 手続き：SD法により音質評価を行った。評価に用いた形容詞尺度をFig. 5に示す。刺激の継続時間は1秒とし、4秒の間隔をおいて2回提示した。

(3) 被験者：聴力の正常な19歳～42歳の男性10名、女性10名、計20名。

(4) 結果：Table 2に因子分析結果を示す。“金属性”の因子、“快さ”の因子、“迫力”因子の3つの因子が抽出された。なお、Table 2の右欄に、各形容詞尺度値とS/N、およびLLzとの相関係数を示す。また、Fig. 7、8にプロフィールの例を示す。これらの図から、音質、例えば“金属性の一深みのある”に関しては、FM音の搬送周波数が高くなるほど、またS/Nが大きくなるほど、音色が“金属的”な方へ変化していることがわかる。このように、Leqが一定の時、大きさがあまり変化していないにも関わらず、音質が劣化していることは注目すべきことであり、FM音など異音成分の重畳がたとえLeqなど、大きさと対応のよい指標に影響を与えない（Leqが増加しない）場合でも音質の劣化を生じる可能性を示唆している。なお、LLzは“迫力”因子と比較的高い相関を示すが、

Table. 2

| 形容詞 | FACTOR 1 | FACTOR 2 | FACTOR 3 | r (S/N) | r (LLz) |
|-----------|----------|----------|----------|------------|------------|
| 1. やわらかい | .725 | -.114 | -.224 | .621 | .008 |
| 2. はっきりした | -.615 | .425 | .229 | -.723 | .120 |
| 3. 騒々しい | -.342 | -.387 | .546 | .061 | -.707 |
| 4. 深みのある | .878 | -.036 | -.051 | .578 | .041 |
| 5. 澄んだ | -.371 | .660 | -.040 | -.799 | .362 |
| 6. 大きい | -.139 | -.148 | .684 | .273 | -.819 |
| 7. 落ち着いた | .842 | .044 | -.160 | .553 | .086 |
| 8. とけあった | .553 | .445 | -.060 | .346 | .321 |
| 9. 快い | .374 | .528 | -.204 | .023 | .712 |
| 10. 迫力のある | -.073 | -.054 | .667 | .297 | -.834 |
| 11. 滑らかな | .016 | .611 | -.223 | -.683 | .549 |
| 12. 丸みのある | .788 | .186 | -.161 | .436 | .291 |

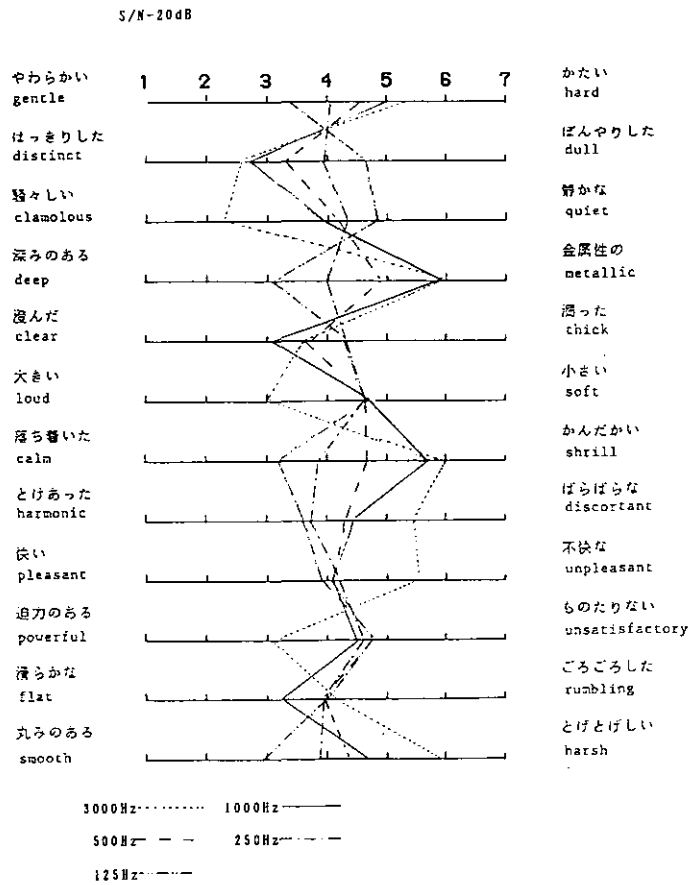


Fig.7

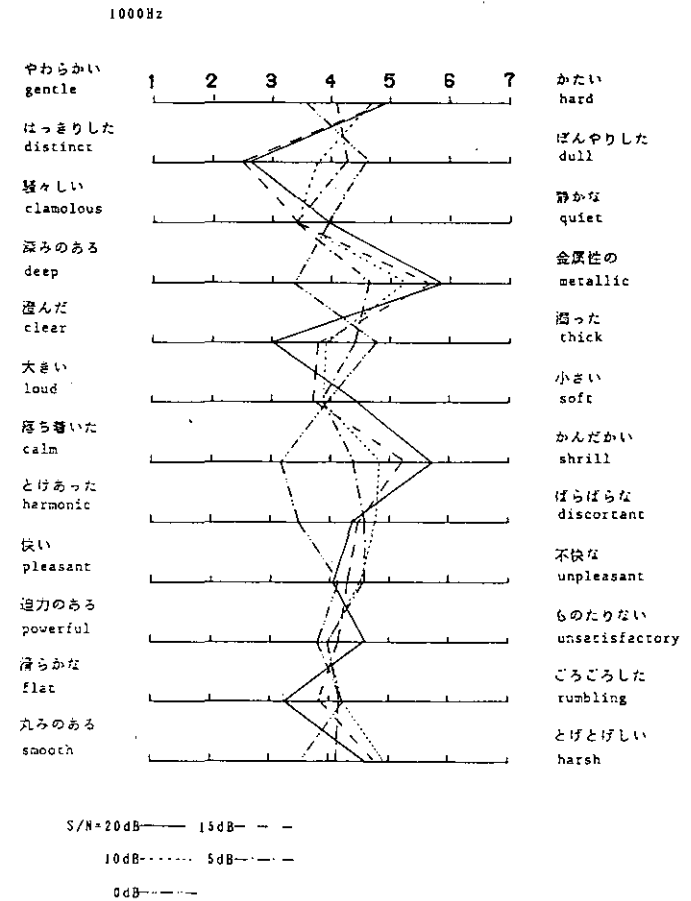


Fig.8

“金属性”因子とはほとんど対応が見られない。このことは、このような印象は LLz では評価できないことを意味する。T. Sone¹⁾が提案しているように、これらの側面については Von Bismarck の sharpness と関連づけて検討する必要があるかもしれない。今後の騒音評価においては、ラウドネスのみでなく、音質など騒音のほかの次元についても検討する必要があるだろう。

6. 結論

(1) 広帯域ノイズに特定の周波数成分が重畳するとき、その周波数を中心周波数とする1/3オクターブ・フィルタで分析すると、ほぼ $S/N = 0$ dB の時に検知される。

(2) 広帯域ノイズに特定の周波数成分が重畳し、それが時間的に断続するとき、より低い S/N で検知される。

(3) 広帯域ノイズの大きさは L_{eq} とよい対応を示す。しかし、卓越した周波数成分が含まれる時、時 ISO 532B に基づくラウドネスレベル (LLz) の方が L_{eq} よりラウドネスとよい対応を示す。

(4) たとえ、大きさが同じであっても、特定の周波数成分の音レベルが上昇したり、その周波数が高いとき、音質の劣化が生じ、不快な音色になることを示唆している。従って、騒音対策として、単にラウドネスの減少のみでなく、音質の改善など、不快感を減少させる方向も重要であろう。

謝辞：本研究に御協力いただいた大阪大学教養部桑野園子講師、ダイキン工業株式会社木下勸治氏に感謝致します。

【引用文献】

- 1) S. Namba, S. Kuwano and T. Kato, "An investigation of L_{eq} , L_{10} and L_{50} in relation to loudness", J. Acoust. Soc. Am., 64, S58(1978).
- 2) 難波精一郎、桑野園子、“種々の音源の評価法としての L_{eq} の妥当性、並びにその適用範囲の検討”、日本音響学会誌、38, 774-785 (1982).
- 3) S. Namba and S. Kuwano, The loudness of non-steady state sounds: Is a ratio scale applicable?, in S. J. Bolanwski Jr. and G. A. Geschider (Eds), Ratio Scaling of Psychological Magnitude, (Lawrence Erlbaum Associates, Publishers, 1991), pp. 229-245.
- 4) S. Kuwano, S. Namba and K. Kinoshita, "Air-conditioner noise and noise quality", J. Acoust. Soc. Am., 87, S134(1990).
- 5) 西村正治、久島俊也、“空調機騒音の定量的音質評価について - 純音、変動音の音質分布 -

”、日本音響学会講演論文集, (1982.10).

- 6) S. A. Andrews, D. Anderson and J. M. Baker, "The analysis and mechanism of engine crank rumble", Institution of Mechanical Engineering, 99-109 (1979).
- 7) 橋本竹夫, 桑野園子, 難波精一郎, "定常音の上にAM音を付加したときの音質評価について - 自動車ランブル音に関連して-", 日本音響学会 騒音研究会 N88-07-01(1988).
- 8) S. Kuwano, S. Namba and T. Hashimoto, "On the psychological evaluation of amplitude-modulated sounds", Proceedings of Inter-noise 89, 797-802(1989).
- 9) R. P. Hellman, "Growth rate of loudness, annoyance, and noisiness as a function of tone location within the noise spectrum", J. Acoust. Soc. Am., 75, 209-218 (1984).
- 10) ISO 532, "Acoustics - Method for calculating loudness level", (1975).
- 11) T. Sone, "Evaluation of steady noise from multidimensional point of view", Japanese / Swedish Noise Symposium on Medical Effects. (1990).

音の大きさと不快感との関連

島井哲志、田中正敏（福島県立医科大学・衛生学）

1. 快くないし不快な環境音の調査

まず、快い音および不快な音の記述を、それぞれ138項目と150項目採集した。これらについて、男女大学生に、それぞれの項目について、快くないし不快だと思った経験の頻度を、聞いた経験がない、快・不快だと思った経験がない、たまに思う、しばしば思う、いつも思うの5段階で評価させた。調査数は快い音では男子308名女子69名、不快な音では男子288名女子67名で、別の機会に各人にいくつかの性格特性を調査した。

快い音のうち25の項目では、半数以上が「いつも」および「しばしば」快いと経験しており、多くの人たちが共通して快いと経験している音のあることが分かった。上位5は「川のせせらぎの音」「波の音」「風鈴の音」「澄んだ音のするオルゴール」「うぐいすの声」であった。同様に、不快な音で「いつも」および「しばしば」不快を経験する者の割合が半数を越えたのは26項目で、上位5は「蚊の飛んでいる音」「黒板を爪でキーとする音」「ガラスを爪で引っかく音」「吐く音」「痰を出す音」であった。一般に、快い音は自然の音や音楽など静かな音が多く、不快な音は人間の音、機械の音など大きな音が多かった。しかし不快な音にも「蚊の飛んでいる音」のように小さい音もあり、快い音の上位に「花火の音」のような大きな音もあった。

男女間の比較では、男女間に差なく快いのは「川のせせらぎ」「新雪を踏む音」など、不快なのは「工事のドリルの音」「ガラスをこする音」などであった。特に女性が快い音は「渋い声」「チェンバロ」、不快なのは「電話で起こした声」「アパートの足音」であった。男性が快いのは「車のエンジン」「映画の爆発音」不快なのは「警官のホイッスル」「ウォークマンのシャカシャカ音」で、男性では、快い音に大きな音と考えられるものが多かった。

Promax法を用いた因子分析の結果、快い音では固有値が1.0以上の因子が20因子で、不快な音では固有値が1.0以上の因子が27因子であった。快い音の第1因子から第10因子までは、人の声、旋律的な音楽、破裂音、小鳥・虫のさえずり、自動車・バイクの音、雨・風の音、鳥の声、列車の音、祭りの音、リズムカルな音楽と、不快な音の第10因子までは、大きい音、人の声、機械音、引っかく音、家庭内の機械音、擦る音、食べる音、警報、サイレン、排泄音である。快い音の第1因子である人の声が不快な音の第2因子でもある点、また、典型的な不快音である引っかく音が快い音の因子に含まれている点が興味深い。このことから、音の種類から見ると、これまで快い音と不快な音に分類して分析し

てきたが、快-不快の連続的次元で分析するべきと考えられた。

感情を表現する言葉がしばしば性格を表現する言葉であることが指摘されているように (Plutchik, 1981)、感情と性格特性との間には密接な関係がある。そこで、ここでは主要な性格特性と環境音の快-不快の経験との関連を検討した。

EPIにおける神経症的傾向(N)と向性(E)という独立の2次元は性格特性を記述するのに重要とされてきた。神経症的傾向は情緒的安定-不安定の次元を示し、向性は外向性-内向性の次元を示している。刺激希求性尺度(SSS)は向性と類似し、刺激作用の最適水準の個人差に関する特性で、刺激希求特性の高い人は最適な覚醒水準に達するのにより多くの刺激を必要とする。顕在性不安尺度(A)は慢性的不安傾向を示し情動性と関連が深い。

表1は、男性について快・不快の頻度の値と主要なパーソナリティ尺度との間の相関係数を計算し、統計的に有意な相関が得られた項目の個数を示した。表に示されているように、快い音では、刺激希求性尺度(SSS)やEPIの外向性尺度(E)と正の相関を示す項目が多い。一方、不快な音では、SSSやEPIのEのような外向性次元に関する尺度とはほとんど相関は認められず、MASの不安尺度(A)やEPIの神経症的傾向(N)との間に有意な正の相関を示す項目が多い。

上の因子分析との関連では、快い音では人の声、破裂音、自動車・バイクの音、祭りの音、リズムカルな音楽など刺激作用の強いものが、刺

激希求性特性や向性と相関を示した項目が多い因子であった。不安尺度と不快な音の因子についてみると、大きい音、人の声、引っかく音、擦る音、食べる音が相関を示した項目が多い因子であった。

これらの結果は、環境音についての過去経験の調査であり、項目によっては回答がイメージに影響されるので、現実の音の評価は若干異なることが考えられた。

Table 1 Number of Items showed significant correlations with each scale

| | Scale | Positive | Negative |
|------------------------------|--------|----------|----------|
| Pleasant (138) n=233 | SSS | 88(47) | 0 |
| | EPI(E) | 76(33) | 0 |
| | EPI(N) | 36(7) | 0 |
| | MAS(A) | 17(1) | 0 |
| Unpleasant (150) n=222 | SSS | 1(0) | 7(0) |
| | EPI(E) | 0 | 7(0) |
| | EPI(N) | 22(5) | 0 |
| | MAS(A) | 45(6) | 1(0) |

()内は0.20以上の相関の項目数

2. どのような環境音が実際に聞いて快・不快か

先の調査から、快・不快を独立して取り扱うのではなく、快-不快次元として評価させる方がよいと考えられた。そこで、録音された音の快・不快について実験するに際して、先の調査の快・不快音の項目の中から採録可能なものを選ぶとともに、先の調査では欠けていると考えられる快でも不快でもない環境音を補うことによって、次元の連続性がとぎれないようにした。

この実験は、さまざまな環境音が快-不快の次元のどのあたりに位置するかを知るとともに、その中から適当な音を選んで、よりコントロールされた実験をするための予備実験の意味も備えている。そこで、再生された音の大きさについては特に操作せず、ほぼ原音のレベルとし、その快・不快の程度と、その音が何の音か、その回答の確信度を報告させた。これによって、環境音に対する快・不快の評価とその音の認知がどのように関わっているかを分析した。

被験者は、大学生男子16名女子8名で、DATによって録音した音および市販のCDからの環境音131種に5種類の人工音を加えた136刺激を用い、準防音室内でランダムな順序で30秒間隔で約2m前方のスピーカーから10秒間ずつ提示した。被験者の位置での刺激の等価騒音レベルは、平均 63.5 ± 8.6 dBであった。男子のうち8名は、音圧の影響についての示唆を得るために同じ刺激を低い音圧条件で提示し、この条件での等価騒音レベルの平均は 51.1 ± 8.1 dBであった。被験者には、それぞれの音について1)快・不快の程度を+10点~-10点で、2)何の音か、3)その回答についての確信度を10点満点で記入させた。

源音レベルに近い条件での136種類の刺激について、男女別の快-不快得点の平均値の分布を見ると、やや不快に偏っているがほぼ正規型であった。快い音は、男性では、女性の歌、かっこうの鳴き声、ハープ、チェンバロ、クラシックで、女性では、女性の歌、フルート、チェンバロ、クラシック、オルゴールであった。不快な音は、男性では、歯科医のドリル、マイクのハウリング、道路工事、電動鋸、ガラスの擦り合わせで、女性では、歯科医のドリル、マイクのハウリング、げっぷ、ガラスをひっかく音、黒板をひっかく音であった。男女ともに、葦原が風にそよぐ音、ピンポンの音、チンドン屋の音、水滴が落ちる音、本をバラバラとめくる音などは中立的であった。

136種類の刺激音の内、60音は全員が何の音かを正しく回答した。一方、雪崩の音や葦原が風にそよぐ音など誰も正解しない音もあった。認知の確信度の平均値は9点台をピークとする右に偏った分布となった。確信度の平均値は、女子では9点以下になるに従いしだいに減少する傾向であったが、男子では4点にもうひとつのピークがある二峰性で、確信が不確かであった場合にこの当りの得点を記入しやすいという傾向を示した。男女ともに、認知の確信度の低かったのは、火が燃える音、地鳴りの音、雪崩の音などであった。

男性の音圧条件別の快-不快の評価点の平均値の分布をFig 1に、確信度の平均値の分布をFig 2に

示した。音圧の違いは快-不快の分布には顕著に示されなかった。快い音や不快の音の種類は音圧によって若干変化するものもあり、源音に近い音圧条件(High)では、女性の歌、かっこうの鳴き声など7音が平均+5点以上、低音圧条件(Low)では、ハープ、パイプオルガンなど9音が+5点以上であった。一方、不快な音は、高音圧条件では、歯科医のドリル、マイクのハウリングなど8音が-7点以下で、低音圧条件でも上位はほぼ同じで6音が-7点以下であった。

確信度では、音圧が低くなると確信度が低下する傾向がみられた。全員の確信度が満点であったのは、高音圧条件では女性の歌以下25音あったが、低音圧条件では、電話のベル、オルゴールなど音であった。確信度が3点以下は高音圧では火の燃える音、地震の音など4音であったが、低音圧条件では道路騒音、冷蔵庫の音など11音で、音圧が低くなると、全体に認知の確信度が低下することを示した。

各刺激音について、快・不快評価と音圧の関係を示したのが、Fig 3である。このグラフでは、各刺激について音圧条件の変化を表わすために、高音圧条件の平均値をドットで示し、そこから低音圧条件の平均値のポイントに直線を描いている。したがって、この図はドットの分布がさまざまな音の音圧と快不快評価の関係を示すと同時に、それぞれの音について、音圧の変化によって評価がどう変化するかを示している。まず、分布について見ると、同じような音圧の刺激でも、快から不快まで広く分布していることがわかる。しかし、音圧の低いものはやや中央に偏って分布している。分布の下限で見ると、中央から不快になるほど音圧が高く、また、対称的に快になるほどより音圧が高くなる傾向がある。

次に音圧増加にともなう個々の音の快不快の変化を見ると、快い音ではより快くなり、不快な音ではより不快になる傾向が多いように見受けられる。刺激音をSchafer(1977)に準じて、風雨などの自然音、生き物の声、人間の音、機械音など9種類に分類して、それぞれのグループの直線の勾配の平均値を求めると、人工音が最も低く-8.37、ついでガラスなどを引っかく音が-5.49と低かった。一方、生活音など社会音は9.92、機械音が7.94、音楽が7.85と高かった。

このように、個々の音によって、音圧変化の快-不快への影響が異なっているが、この関係をこの実験の結果を基に例示したのがFig 4である。横軸は高音圧時の快-不快評価で右になるほど快、縦軸はこの実験での音圧変化による快-不快評価の変化で、上になるほど音圧増加で快方向へ変化したことを示している。

すなわち、花火の音は快い音であり大きくなるとさらに快くなる。教会の鐘の音は快いが大きな音ではやや快さが減じる。また、犬の吠え声は不快だが少し大きい方がましである。ガラスを引っかく音は不快で大きくなるとさらに不快になるということになる。これを見ると、感情喚起から見た環境音の構造は、先の分類よりも複雑であるように思われる。

快-不快評価と確信度の関係については、特徴的な傾向として、確信度が低くかつ快な刺激はないことが示され、分布の下限で見ると、確信度が高くなるほどより快になる関係が示された。また、ある程度不快であれば、不快なほど確信度が高くなる傾向も見られる。

3. 環境音による感情喚起にともなう生理的变化

感情喚起は、自覚的評価、生理的变化、行動的变化といった面からとらえることができる。ここでは、環境音を聞くことによる生理的变化を検討してみた。刺激としては、先の実験から、快-不快評価や認知の確信度が異なるが、同じ音圧レベルで聞いて不自然でないものを8種類選んだ。すなわち、不快な音は、黒板を爪で引っかく音、歯科医のドリルの音、目覚し時計のベルの音、中性的な音は、にわとりの鳴き声、地下鉄の音、波の音、快い音は、かっこうの鳴き声とハーブであった。刺激の等価騒音レベルはほぼ68dBであった。

また、刺激の周波数などの特性は変わらないが認知を変える操作として、録音テープを逆再生するような各刺激の逆の刺激8音を用い、計16音について検討した。刺激は20秒間提示し、終了10秒後に評価を行わせた。被験者は女子大学生8名である。

Fig. 5は、16の刺激について、指尖容積脈波の振幅と快-不快評価の平均値の関係を示している。不快になればなるほど脈波の振幅は大きくなっていくことが示されている。先の実験で、快か不快かによってさまざまな要因の影響が異なることが考えられたが、ここでは快-不快は1元的に示された。

Fig 6は、それぞれの音を逆にすることによって評価と確信度がどのように変化したかを矢印で示している。快い音は逆になると認知が下がり不快へ移行する。不快な音では、やや不快さが減じる程度である。

これらの結果から、喚起された不快の程度を決定するのは、生理的变化に現れるような刺激の特性であるのに対して、喚起された快さの程度を決定するのは、その刺激が何であるかを認知している程度やその内容であると考えられる。

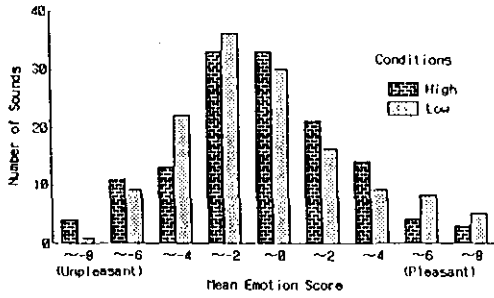


Fig 1 Distribution of Emotion Score

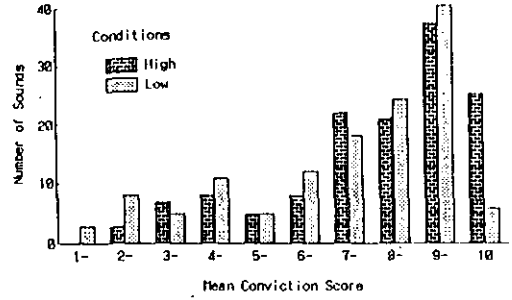


Fig 2 Distribution of Conviction Score

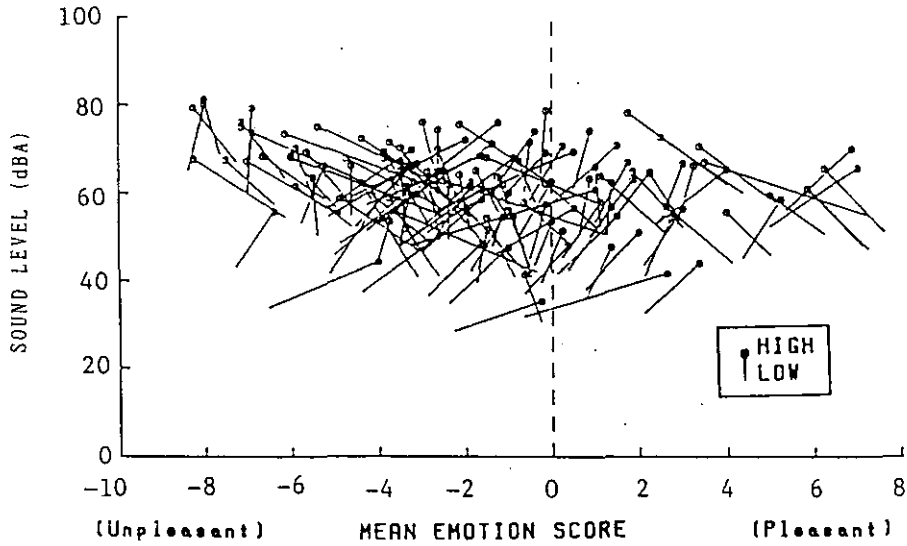


Fig 3 Relationship between emotion score and sound level in each sound.

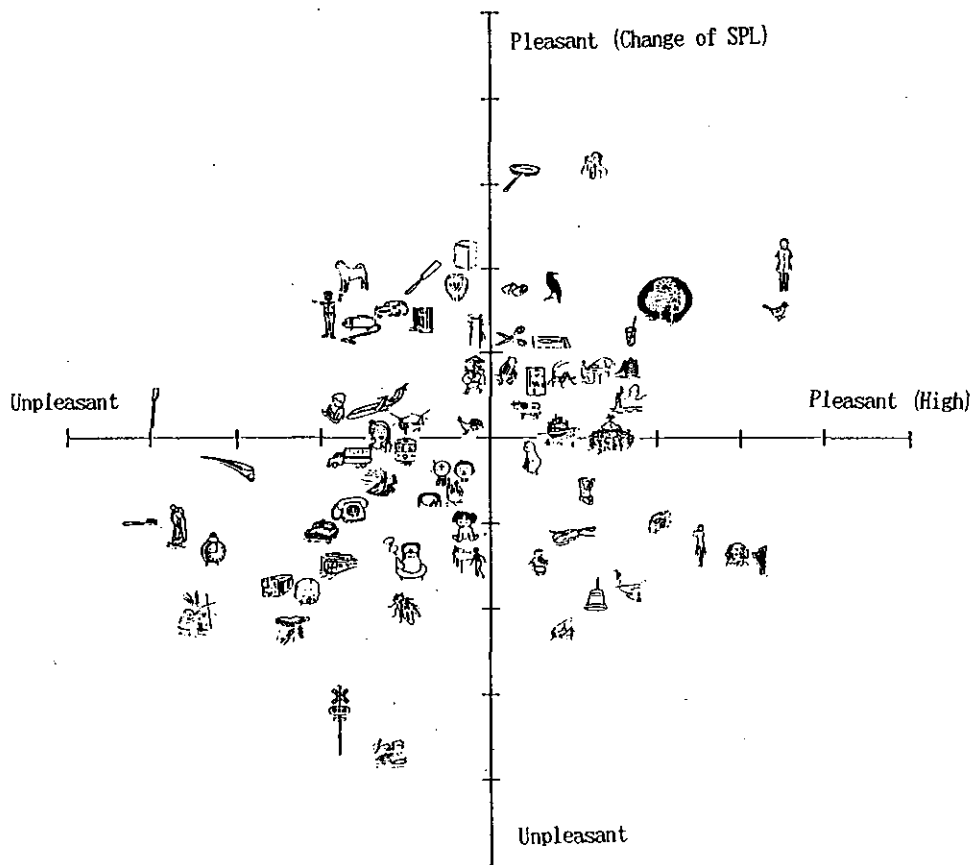


Fig 4 Illustrated representation of the relationship between emotion scores and their changes by increasing sound levels.

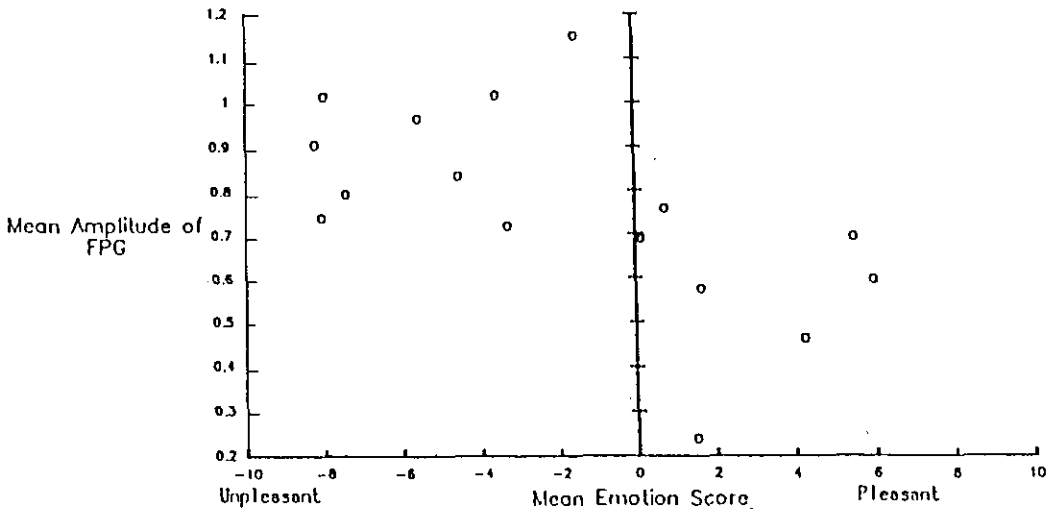


Fig 5 Relationship between emotion score and amplitude of finger plethysmogram.

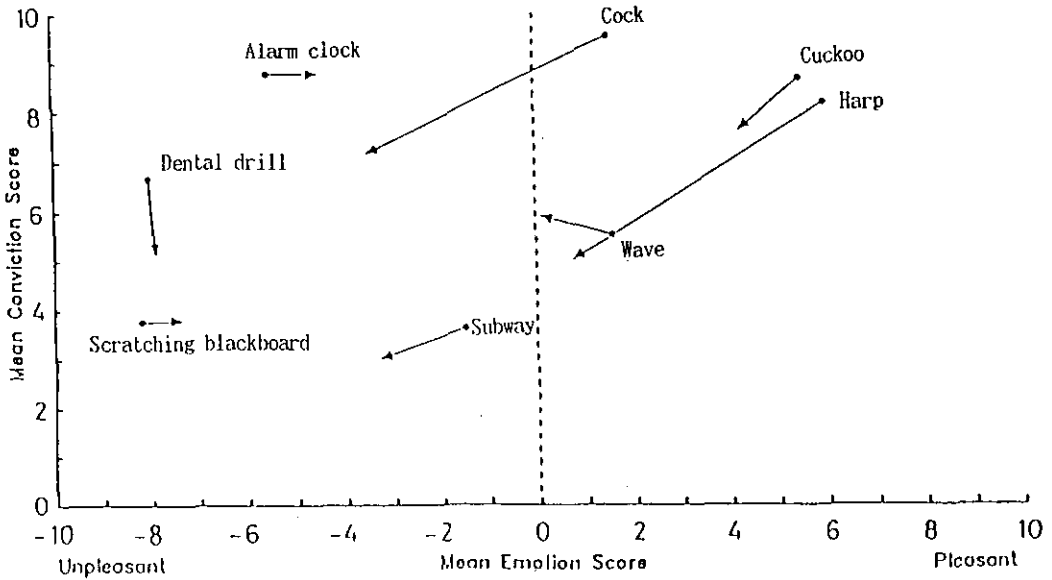


Fig 6 Relationship between emotion score and conviction score in each sound.

青年を対象とした実験室での騒音の睡眠影響 —道路交通騒音曝露による睡眠脳波の変化—

川田智之、鈴木庄亮（群馬大学医学部公衆衛生学教室）

1. 研究目的

我々はこれまで睡眠ポリグラフィを用いてピンクノイズの睡眠影響を評価報告してきた。60 dB(A)ピンクノイズ定常終夜曝露環境下の睡眠では、対照夜に較べて曝露によるREM期の減少と2期の増加、睡眠前半部の睡眠の深化を認めた¹⁾。その後、同じ騒音とそれよりもより小さい50および40 dB(A)の2水準と対照を設定した曝露実験を行ない、これらの事実を量-影響関係として再確認した。ここで入眠の促進および睡眠前半部の睡眠の深化は、60 dB(A)ではじめて認められた²⁾。これに対し、60 dB(A)間歇ピンクノイズ曝露では定常音による上記の睡眠の深化は認められず³⁾、入眠影響と終夜睡眠の浅化が50 dB(A)と60 dB(A)の間にあることが示唆された⁴⁾。

以上の結果は人工音についてのものであり、また間歇音は矩形波なので現実音からは遠いという問題がある。道路交通騒音は交通量にもよるが、定常音と間歇音が不規則に混合されたものとみなせる。今回は、対象者に対する曝露条件を同じくするために、録音再生道路交通騒音を実験室内で曝露してその睡眠影響をみることにした。

2. 研究方法

実験室：群馬大学医学部5階(鉄筋コンクリート)の道路から離れた、実験用に改装した非シールドルーム

夜間暗騒音レベル：Leq 35 dB(A)

被検者：男子学生4名(A, B, C, D)と28歳男子1名(K)

測定日：昭和62年4月から9月

睡眠時間：概ね7~7.5時間

ポリグラフ：脳波は左中心(C3)-右耳介(A2)の単極誘導で、正中額部に不関電極を置いた。眼球運動は右眼窩外側縁-左耳介、左眼窩外側縁-左耳介の単極誘導、筋電図は頤正中中部と左頤筋の双極誘導である。導出データは、日本光電社製 EEG テレメトリーシステムWEE-6112を用いて、紙送りスピード15m/m/秒で記録紙に記録した。各エポック20秒の睡眠段階視察判定結果は入眠時の修正に用い、その他の

睡眠パラメータは我々が開発したマイクロコンピュータによる波形および睡眠ステージ判定システム⁵⁾を利用した。

このシステムの概略：まず脳波2チャンネル(C3-A2, C4-A1; 判定には前者を使用)、眼球運動2チャンネル、筋電図1チャンネルにつき毎分0.00~20.48秒までを周波数100Hzでサンプリングする。次にテレメトリーシステムから転送されるアナログデータをデジタル化してコンピュータのハードディスクに逐次格納する。ここから筋電図電位の積分値、脳波睡眠紡錘の有無、 α (アルファ)波・高振幅徐波の占めるパーセントおよび急速眼球運動の有無を抽出し、各エポックについてMT, ステージ4, 3, 2, W, REM, 1の順序で睡眠ステージの仮判定を行ない、さらに脳波アトラス⁶⁾に従ってステージ2およびREMの連続修正を行った。このコンピュータ自動解析結果と肉眼判定の睡眠段階一致率は84%である。

曝露音：前橋市内のバイパス沿いで、冬季夜間11:20-11:50の30分間に車道と歩道の境界線から2m離れた地点で録音した交通騒音である。道路は幅12m、片側2車線で、録音時の交通量は一時間600台程度である。大学生4名に対しては、再生時に曝露騒音レベルが L_s : 60dB(A)、 L_{50} : 47 dB(A)および L_{eq} : 53 dB(A)になるように調整し、Kに対しては、同じく L_s : 66 dB(A)、 L_{50} : 53 dB(A)および L_{eq} : 59 dB(A)に調整して、30分周期で終夜曝露した。

3. 結果

学生Aでは、曝露によりステージW, 1, 3, REM, MT期、睡眠移行回数および δ 波%が増加し、ステージ2期と入眠潜時が減少した。しかしその程度は軽度である。学生Bでは、曝露によりステージW, 1, 2, REM, MT期、および入眠潜時が増加し、ステージ3期、睡眠移行回数および δ 波%が減少した。ステージ3期および δ 波%の減少が目立ち、寝つきとその後の深睡眠が妨害された所見である。学生Cでは、曝露によりステージW, 1, MT期、入眠潜時が増加し、ステージ2, 3, REM期、睡眠移行回数および δ 波%が減少した。入眠潜時の延長が目立つがその後の深睡眠の妨害はほとんどなく、他のパラメータの変動も軽度である。学生Dでは、曝露によりステージW, 2, REM, MT期および睡眠移行回数が増加し、ステージ1, 3期、入眠潜時および δ 波%が減少した。REM期の増加と1期の減少が目立つが、その他のパラメータの変動は軽度である。また学生BとCで入眠潜時が延長したが、それに関連して主観的睡眠感(1.良く眠れた, 2.普通, 3.あまり良く眠れなかった)では、学生BとCでそれぞれ1.から2.に変化している。なお、学生Aの主観的睡眠感は2.から1.に改善しており、学生Dは2.から2.で変化を認めなかった(Table 1)。

被験者Kでは、対照に較べて L_{eq} 59 dB(A)の曝露でステージ3期が有意に減少したのみで、他の睡

眠パラメータには有意な変化を認めなかった。なお曝露時の主観的睡眠感は最初が3. でその後改善している (Table 2)。

4名の被検者への Leq 53 dB(A)の曝露では4名すべてに共通した睡眠パラメータの変化は曝露によるステージWとMTの軽度増加だけで、統計学的には有意の差は認めなかった。一方、被験者Kへの Leq 59 dB(A)の曝露では、対照に較べてステージ3期のみが有意に減少し、この騒音レベルで初めて深睡眠妨害があると考えられた。

Table 1. Comparison of sleep parameters between noise-exposed and control nights of the four students; A, B, C and D.

| Subject | Noise exp. # | Stage, % | | | | | | SL min. | SS /hour | δ wave % | Subj. sleep |
|---------|--------------|----------|------|------|------|------|-----|---------|----------|-----------------|-------------|
| | | W | 1 | 2 | 3 | REM | MT | | | | |
| A | - | 1.6 | 10.6 | 74.1 | 2.6 | 10.6 | 0.5 | 8 | 6.2 | 3.40 | 2 |
| | + | 2.4 | 11.4 | 68.4 | 3.9 | 11.9 | 1.9 | 6 | 9.3 | 3.51 | 1 |
| B | - | 2.1 | 6.3 | 52.6 | 18.8 | 13.6 | 4.2 | 12 | 13.5 | 9.52 | 1 |
| | + | 3.1 | 7.8 | 57.2 | 9.1 | 17.1 | 5.6 | 20 | 12.7 | 4.87 | 2 |
| C | - | 10.4 | 3.6 | 65.5 | 4.8 | 11.4 | 4.3 | 1 | 16.2 | 4.80 | 1 |
| | + | 12.8 | 8.9 | 57.2 | 4.6 | 11.2 | 5.3 | 24 | 16.5 | 4.18 | 2 |
| D | - | 0.7 | 14.7 | 60.4 | 5.1 | 15.2 | 3.9 | 5 | 12.2 | 3.92 | 2 |
| | + | 1.5 | 6.3 | 60.8 | 4.9 | 20.7 | 5.8 | 4 | 14.6 | 3.68 | 2 |

W: waking, REM: rapid eye movement, MT: movement time,

SL: Sleep latency, SS: Stage shift.

#: the L_{50} , Leq and L5 of this traffic noise exposure were 47, 53 and 60 dB(A), respectively.

Subjective sleep was classified into three categories.

1: good, 2: moderate, 3: poor

Table 2. Comparison of sleep parameters between noise-exposed and control nights, three nights each, of a subject, K.

| Subject | Noise exp. # | Stage, % | | | | | | SL min. | SS /hour | δ wave % | Subj. sleep |
|---------|--------------|----------|------|------|-----|------|-----|---------|----------|-----------------|-------------|
| | | W | 1 | 2 | 3* | REM | MT | | | | |
| K | - | 4.5 | 7.4 | 62.6 | 0.5 | 23.4 | 1.6 | 33 | 7.0 | 1.84 | 2 |
| | - | 3.2 | 13.9 | 60.6 | 0.7 | 20.6 | 0.9 | 21 | 7.1 | 1.39 | 1 |
| | - | 3.5 | 6.2 | 59.6 | 0.7 | 28.4 | 1.6 | 20 | 5.8 | 1.78 | 2 |
| | + | 12.4 | 10.2 | 58.0 | 0.2 | 17.7 | 1.5 | 56 | 7.0 | 1.30 | 3 |
| | + | 5.0 | 4.8 | 59.2 | 0.2 | 22.0 | 8.7 | 61 | 6.9 | 1.50 | 2 |
| | + | 3.0 | 6.7 | 68.9 | 0.2 | 19.3 | 1.9 | 15 | 6.8 | 1.35 | 1 |

W: waking, REM: rapid eye movement, MT: movement time,

SL: Sleep latency, SS: Stage shift.

*: Statistical difference was found only of stage 3 percentage between noise-exposed and control nights using Mann-Whitney test.

#: the L_{50} , L_{eq} and L_5 of this traffic noise exposure were 53, 59 and 66 dB(A), respectively.

Subjective sleep was classified into three categories.

1: good, 2: moderate, 3: poor

4. 考察

Thiessenらはピークレベル65 dB(A)、一晩20台のトラック通過音により、対照夜に較べて深睡眠が平均3%減少するとしている⁷⁾。一方、一時間あたり3,000台という高密度の交通騒音を L_{eq} 47 dB(A)で曝露すると対照夜(L_{eq} 32dB(A))よりも深睡眠と覚醒回数はそれぞれ1.5%および1.9%増加し、 L_{eq} 60 dB(A)で曝露すると対照夜よりもそれぞれ3.2%および7.2%増加するとしている⁸⁾。これは連続的ともいえる不規則交通騒音曝露による断続的覚醒を断続的深睡眠が補っていると考えられる所見である。覚醒刺激の強い音の曝露で深睡眠は減少するが、このレベルでの不規則交通騒音では断続的覚醒と定常音の睡眠深化作用の両者が拮抗していると考えられる⁹⁾。

Thiessenは16~77歳の男女35名に対して、トラック通過時の録音再生音を一晩7回聞かせ、浅い睡眠ステージへの移行および覚醒の割合とA特性騒音ピークレベルとの関係を調べた¹⁰⁾。その結果、35 dB(A)から80 dB(A)までは両者の間にはほぼ直線的な関係を認めている。また、Öhrströmらは18~30歳

(平均24歳)の医学生延べ18名に対して、一晚37台のトラック通過音の再生音を曝露し、主観的睡眠の良否および体動回数と騒音ピークレベルとの関係を調べた¹¹⁾。その結果、対照夜(Leq 34 dB)に較べて体動回数が60 dBで40%、70 dBで54%、80 dBで63%増加し、量-影響関係があるとしている。これら2報告の終夜騒音曝露回数は本報の時間あたり600台と較べて少なく、間歇騒音に近いものである。それぞれの曝露条件下で、騒音影響閾値に関してThiessenはそれを認めず、またÖhrströmらは60 dB(A)以下については記載がない。人工音ではあるが、我々は一時間あたり9回のピンクノイズ間歇音曝露(暗騒音 35 ± 2 dB(A))で、ピークレベル60 dB(A)曝露時に、主観的睡眠感の悪化、入眠潜時の延長、およびステージW期の増加より、睡眠影響閾値を50 dB(A)から60 dB(A)の間に認めている⁴⁾。

Valletらは、フィールドで連続11ないし12夜ポリグラフィ測定を行った。環境騒音は遮音ありとなしで、騒音差は平均Leq 10 dB(A)である。その結果、遮音なしの騒音環境(平均Leq 45 dB(A))では遮音ありに較べてレム潜時と睡眠段階REM%が減少している¹²⁾。Griefahnは男女各18名の実験室での録音再生道路交通騒音曝露のレムへの影響閾値をLeq 44.5-50.5 dB(A)で認めている¹³⁾。このレムへの影響は我々の録音再生道路交通騒音曝露実験のLeq 53 dB(A)で明らかでなく、59 dB(A)でのみ%S3の有意な減少を認めている。その後、道路沿いの民家での平均Leq 46.6 dB(A)の音環境で有意な%REMの減少を認めた¹⁴⁾。

なお、間歇ピンクノイズの影響閾値が騒音ピークレベル50と60 dB(A)の間にある事実⁴⁾および影響閾値に関連する上記の報告⁷⁻¹⁴⁾から、睡眠影響の要因が音のピークレベルだけでなく、その間隔や暗騒音とピークレベルの差、音の立ち上がり速度等も今後系統的に検討される必要があると思われる。

5. 要約

道路交通騒音の睡眠に及ぼす影響を調べるために、実験室でその録音再生音を2水準の騒音レベルで20歳代の男子5名に延べ7夜終夜曝露し、同数の対照夜をとって我々の睡眠ポリグラフィシステムで解析した。

その結果、Leq 53 dB(A)でピークレベルの最大値が63 dB(A)の4名に対する再生音曝露では、対照夜と較べてステージWとM1が軽度上昇したが、統計的には各睡眠ステージ、入眠潜時、睡眠段階移行回数、 δ 波%等に有意な変化を認めなかった。また、Leq 59 dB(A)でピークレベルの最大値が69 dB(A)の同一人の曝露では、対照夜に較べてステージ3期の出現率が有意に減少したが、その他の睡眠パラメータには統計的有意差を認めなかった。

なお、内外の報告を総合してみると、道路交通騒音の睡眠影響はレム睡眠減少が最も敏感であり、その最小影響レベルはLeq 45-50 dB(A)にあると考えられている。

【文献】

- 1) 川田智之他：騒音環境下の睡眠 -60 dB(A)ピンクノイズ- 終夜連続曝露下の睡眠脳波から-。
日本公衛誌 35: 85-88, 1988.
- 2) 川田智之他：騒音の睡眠への影響 第2報 3水準の定常音 曝露による睡眠脳波上の変化の1事例。
日衛誌 43: 1102-1108, 1989.
- 3) 川田智之他：騒音環境下の睡眠 -60 dB(A)ピンクノイズ間歇音曝露下の睡眠脳波から-。
日本公衛誌 35: 601-606, 1988.
- 4) 川田智之他：騒音の睡眠への影響 第3報 3水準の間歇音曝露による睡眠脳波上の変化の1事例。
日衛誌 43: 1109-1115, 1989.
- 5) 青木繁伸他：騒音の睡眠影響 第1報 マイクロコンピュータによる睡眠ポリグラフィ解析システムの開発。
日衛誌 43: 1092-1101, 1989.
- 6) Rechtschaffen A., et al.: A Manual of Standardized Terminology, Techniques and Scoring System for Sleep Stages of Human Subjects, U.S. Government Printing Office, (Washington, D. C.), 1968
- 7) Thiessen GJ., Lapointe AC.: Effect of intermittent truck noise on percentage of deep sleep. J Acoust Soc Am 64: 1078-1080, 1978.
- 8) Thiessen GJ., Lapointe AC.: Effect of continuous traffic noise on percentage of deep sleep, waking, and sleep latency. J Acoust Soc Am 73: 225-229, 1983.
- 9) 鈴木庄亮：騒音の睡眠におよぼす影響。小泉明・村上正孝編 環境保健入門 からだの科学臨時増刊 66-70, 1990.
- 10) Thiessen GJ.: Disturbance of sleep by noise. J acoust Soc Am 64: 216-222, 1978.
- 11) Öhrström E., Rylander R.: Sleep disturbance effects of traffic noise -A laboratory study on after effects. J Sound Vib 84: 87-103, 1982.
- 12) Vallet M., et al.: Long term sleep disturbance due to traffic noise. J Sound Vib 90: 173-191, 1983.
- 13) Griefahn B.: A critical load for nocturnal high density road traffic noise. Am J Ind Med 9: 261-269, 1986.
- 14) 佐藤泰一他：騒音の睡眠影響 (6) フィールド調査による騒音レベル、睡眠脳波パラメータ及び主観的睡眠感の関連性。日本公衛誌 36 (特別付録) : 958, 1989.

高感受性者の生理反応

兜 真徳（国立環境研究所都市環境影響評価研究チーム）

南 正信（順天堂大学医学部衛生学教室）

影山 隆之（国立環境研究所都市環境影響評価研究チーム）

1. はじめに

生活環境騒音に対する心理的不快感および生理反応には大きな個人差があることはよく知られている。このような心理・生理反応における個人差の背景には、生体側の条件として音に対する感受性の個人内・個人間変動のみならず、性、年齢、性格、身体活動の状況等、多くの要因が複雑に錯綜していると想定される。我々は、こうした心理・生理反応両者の関係についての系統的な整理を目的として検討を重ねているが、ここでは、指尖容積脈波を指標とした正常者および音感受性が高いと想定される神経症患者における生理反応、および同反応の関連要因についての検討結果を報告する。

なお、本報告で用いた音刺激後の指尖容積脈波振幅反応(AEPGR)の自律神経系（とくに交感神経系）の指標としての有用性についてはすでに的場ら（1985）が確認し、振動病研究への応用が試みられている。

2. 対象と方法

某大学病院精神科外来において神経症圏内と診断された未治療患者（年齢25～57才、 $n=8$ ）を対象に、兜ら（衛生学会、1988）の方法に従ってAEPGRを脳波検査用のシールド・ルーム内で測定した。

音刺激はホワイトノイズ（人工耳により $Leq=90\text{dB}$ となる様調整）とし、自家製の音刺激装置（日本光電特注）を用いてヘッドホンにより両耳性に3秒間呈示、間隔50～100秒の間でランダムに各5回暴露した。指尖容積脈波は、光電反射型トランスデューサー（日本光電社製）を用いて時定数0.3秒、紙送り速度 2.5mm/sec で記録し、各刺激前後の3秒間隔（計11個の区間）について、平均振幅を算出した。これらの計測には、デジタイザ（Photoron社製、分解能 0.1mm ）を用いた。対照として正常者（若年群：年齢18～28才、男40名、女39名、合計79名；老年群：年齢60～83才、男17名、女18名、合計35名）のデータを用いた。また、抑鬱尺度（SDS）を両群に、アイゼンクの性格テスト（MPI）および一般質問紙を神経症圏患者群のみに記入させた。MPIテストのうち“Neuroticism(N)”、一般質問のうち“音に対する感受性に関する自己評価”の結果を解析対象とした。

また、すべての正常群を対象に、AEPGR検査前に採取（就寝直前排尿、起床直後採尿）した尿中のカドミウム（norepinephrine(NE)、epinephrine(EPI)、およびdopamine(DA))を測定（高速液クロマトグラフィー電気化学検出器）し、排尿から採取までの時間間隔、および尿量から同物質の排泄速度を算出した。

統計解析にはSASプログラムの一般化線形モデル（GLM）を用いた。

3. AEPGRの経時変動の例

音刺激前の平均脈波振幅値（30秒間の平均値）に対する音刺激後の平均脈波振幅値（3秒毎の平均値、計10区間）の経時変動の例を図1に示した。同表のうち、上は音刺激により脈波振幅が縮小（末梢循環減少）、下が振幅拡張（末梢循環増大）の例である。この様な音刺激による指尖容積脈波振幅反応をAEPGR(Auditory Evoked Plethysmogram Response)と表現する。

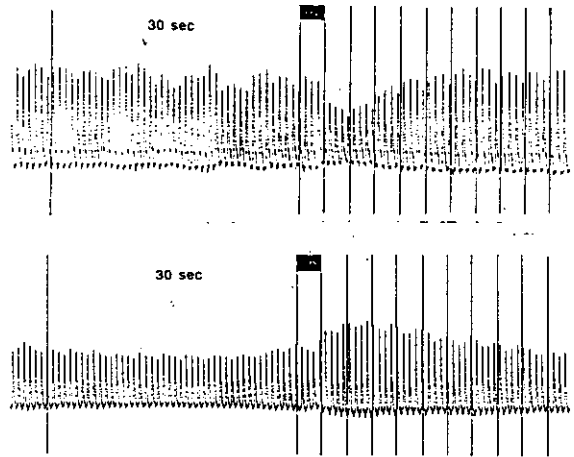


図1：指尖容積脈波振幅反応（AEPGR）の経時変動

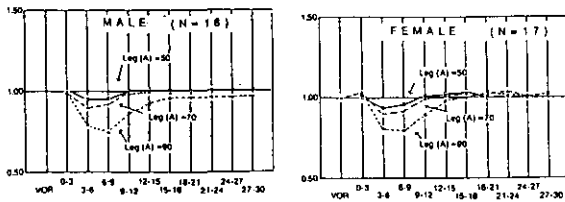


図2：刺激音のレベルとAEPGRの経時変動と大きさ

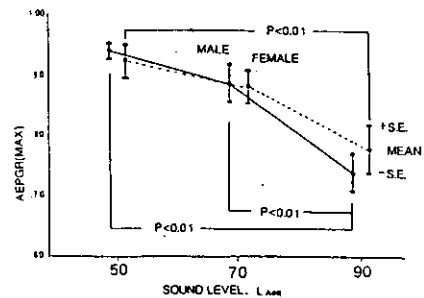


図3：刺激音のレベルとAEPGR(MAX)の関係

4. 結果と考察

4.1 刺激音レベルとAEPGRの関係

若年群のうち35名につき音刺激を $L_{eq}=50、70、$ および 90dB の各レベルに変化させた時のAEPGRの経時変動を図2に示す。同図より、平均値でみた場合、刺激音レベルの増大に伴ってAEPGRが増大し、いずれの場合も3-6秒、もしくは6-9秒で最大の変動を示すことが明かであった。

さらに、刺激後30秒間におけるAEPGR最大値をAEPGR(MAX)として個人別に求め、その平均値をレベル別に図3に示した。50dBのAEPGRと比較して70および90dBの各AEPGR(MAX)は有意($p \leq 0.01$)に大きく、刺激音レベルとAEPGR(MAX)には量-反応関係が認められた。なお、以上の結果に性差は認められなかった。

4.2 AEPGR(MAX)の大きさによる対象者の分類

正常者群においてAEPGR(MAX)の大きさで3群($R_{\pm}; 0.9 \geq, R_{+}; 0.7 \geq < 0.9, R_{++}; < 0.7$)に分けると、 R_{\pm} (末梢循環の微弱減少または増大)群は全体の約23%、 R_{+} (中等度減少)群は40%、 R_{++} (強度減少)群は約37%であった(表1)。

4.3 安静時尿中カテコラミン排泄速度との関係

安静時の交感神経系緊張状態を反映すると考えられる夜間の尿中カテコラミン排泄速度を従属変数とし、年齢、性、ECG所見、血

表1: AEPGR(MAX)の大きさによる分類

| | MALE | FEMALE | TOTAL |
|-----------|------|--------|-------------|
| R_{\pm} | 3 | 5 | 8 (22.9%) |
| R_{+} | 8 | 6 | 14 (40.0%) |
| R_{++} | 7 | 6 | 13 (37.1%) |
| TOTAL | 18 | 17 | 35 (100.0%) |

圧、およびAEPGRを独立変数とする共分散分析を行った結果、尿中カテコラミン排泄速度とECG所見、およびAEPGRとの関連が示唆された(表2)。ここで、老年者については眼底写真撮影検査において動脈硬化の所見が多い、高血圧または境界領域にある者が多い、およびECG有所見者が多い等の理由により末梢循環動態が若年者とは異なる可能性があることから、老年者のAEPGRについては別途検討の必要性が指摘される。

次に、AEPGRの大きさによるカテゴリーにおける R_{\pm} (末梢循環の微弱減少または増大)群をさらに2分して計4群とし、各群の尿中カテコラミン排泄速度を比較したところ、 $1.0 \leq \text{AEPGR}$ (末梢循環増大傾向)群が他の群(末梢循環減少傾向)より有意に高かった(表3)。すなわち、音刺激により末梢循環が増大する者は安静時尿中カテコラミン排泄速度が高いことが明かとなった。

4.4 神経症患者のAEPGR

神経症圏患者群および上記正常若年者群のAEPGRの経時変動を比較したところ、音刺激後の脈波振幅反応は逆の変動を示すことが特徴的であった(図4)。すなわち、平均値でみた場合、音刺激後の末梢循環動態は正常者群では減少傾向を示すのに対して神経症患者群では増大傾向を示し、同反応の最大値の平均値は両群間で有意な差($p=0.0001$)が認められた(表4)。一方、“MPI-Neuroticism”得点または“音に対する感受性の自己評価(sensitivity)”得点により神経症圏患者群を2群に分けて指尖容積脈波振幅反応の最大値(AEPGR(MAX))を比較したが、有意な差は認められなかった(表5)。

表2：カコ-M7シ排泄速度を従属変数とする共分散分析
における回帰係数(N=108)

| 変数 | NE | EPI | DOPA |
|----------|---------|--------|----------|
| 年齢 | | | |
| 20才代 | 0.149 | 0.034 | -0.033 |
| 60 | 0.127 | 0.074 | -0.304 |
| 70 | 0.323 | 0.074 | 1.204 |
| 80*** | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 性 | | | |
| 男 | -0.003 | -0.014 | 1.179 |
| 女*** | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| ECG所見 | | | |
| 無 | -0.451 | 0.035 | -4.845 * |
| 有*** | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 血圧(1) | | | |
| 正常 | -0.082 | -0.019 | -0.266 |
| 境界領域*** | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| AEPGR(2) | | | |
| I | 0.423 * | 0.041 | 0.468 |
| II | -0.051 | -0.005 | -0.689 |
| III*** | 0.000 | 0.000 | 0.000 |

* : $p < 0.05$

(1)WHO分類

(2) I : $0.9 \leq$ II : $0.75 \leq < 0.9$ III : < 0.9

*** : reference category

表3 : カテコールミン排泄速度の調整平均値 (±s.e.) ⁽¹⁾ (N=100) ⁽²⁾

| AEPRカテゴリー | NE (μg/hr) | EPI (μg/hr) | DOPA (μg/hr) |
|-----------------------|-------------|-------------|--------------|
| (1) 1.0 ≤ AEPR | 1.84 ± 0.27 | 0.18 ± 0.04 | 8.10 ± 1.26 |
| (2) 0.9 ≤ AEPR < 1.0 | 1.26 ± 0.21 | 0.08 ± 0.03 | 6.19 ± 0.97 |
| (3) 0.75 ≤ AEPR < 0.9 | 1.05 ± 0.18 | 0.07 ± 0.03 | 5.07 ± 0.80 |
| (4) AEPR < 0.75 | 1.08 ± 0.18 | 0.08 ± 0.03 | 6.14 ± 0.79 |

* : p < 0.05

(1) : 年齢、性、血圧を調整した平均値

(2) : ECG有所見者8名を除く

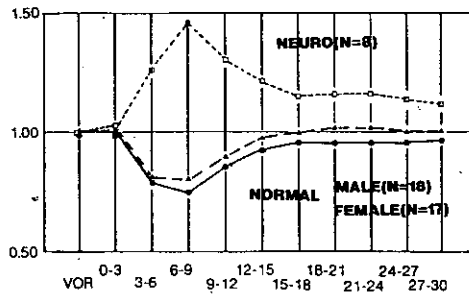


図4 : 指尖容積脈波振幅反応の経時変動

表4 : 神経症圏患者群と対象群の指尖容積脈波振幅反応の
最大値 (AEPR (MAX)) の平均値 (±S.E)

| | CONTROLS (N=79) | PATIENTS (N=8) | SIGNIFICANCE OF DIFFERENCE |
|------------|--------------------|-------------------|-------------------------------|
| AEPR (MAX) | 0.719 (±0.03) | 1.533 (±0.10) | P=0.0001 |

表5 神経症圏患者群のM P I -neuroticism得点または音感受性で2群に分けた時の指尖容積脈波振幅反応 (AEPGR (MAX)) の平均値 (±s. e.)

| | N | AEPGR (MAX) | SIGNIFICANCE OF DIFFERENCE |
|---------------|---|---------------|----------------------------|
| Neuroticism 1 | 5 | 1.414 (±0.30) | NS |
| 2 | 3 | 1.730 (±0.40) | |
| sensitivity 1 | 5 | 1.733 (±0.28) | NS |
| 2 | 3 | 1.199 (±0.36) | |

5. まとめ

上記検討により以下が明かとなった。

(1) 音刺激後の指尖容積脈波振幅が増大する者では安静時尿中カテコールミン排泄速度が高い傾向が認められた。

(2) 指尖容積脈波振幅反応の最大値 (AEPGR (MAX)) には神経症患者群と対照群との間で有意な差が認められた ($p=0.0001$)。とくに患者群ではほぼ全員が振幅増大反応を呈したことが特徴的であった。

(3) 患者群をM P I -Neuroticism得点、または一般質問の音感受性自己評価得点により2群に分けてAEPGR (MAX)の差異を検討したが有意差は認められなかった。

(4) 患者群の指尖容積脈波振幅反応平均値の経時変動をみると、音刺激後6~9秒後で最大となり、正常群との差異は明かではなかった。

以上、神経症圏患者群のAEPGR (MAX) は収縮反応を示す対照群とは有意に異なり、増大反応を示すことが示されたが、その原因としてはAEPGR測定時の交感神経緊張状態の影響なども考えられる。さらに治療前後の比較、カテコールアミンとの関連研究などが必要であろう。

市町村別騒音苦情発生状況と人口・社会・経済的地域特性

影山隆之, 兜真徳 (国立環境研究所都市環境影響評価研究チーム)

1. はじめに

騒音の健康影響は、音という要因に特異的なものと非特異的なもの、身体的なもの非身体的なもの、などいくつかの次元に分けられる(Fig. 1-1)。そのうち、現実の環境騒音でもっとも問題になるのは、情緒的影響をはじめとする心理的影響、すなわち“うるささ”、不快感またはannoyance(mental/social well-beingの侵害としての)と呼ばれるものである。

環境保健モニタリングの発想からすれば、音環境の問題についても当然、地域住民のこのようなannoyanceを測定することが要請される。しかし、現実には、annoyanceの客観的・直接的な測定は、(とくに環境要因としての音の測定に比べれば)容易ではない。主観量としてのannoyanceはふつう、住民調査で得られる回答・訴えや、自発的行動(音の発生者・自治体・警察への苦情など)のような、間接的指標(いわゆる住民反応)によってしか把握されない(Fig. 1-2)。

こうした指標の中でも、恒常的に得られるほとんど唯一のものとして、行政などで重用されているのが、地域住民から自治体へ訴えられる騒音公害苦情の数である。公害苦情の件数全体からみれば、騒音問題は常に3割前後という大きな割合を占めている。そして残念ながら、さまざまな努力にも関わらず、全国の自治体が受け付けた騒音苦情数は、ここ10年あまりほとんど変化していない(Fig. 2)。

しかし、騒音公害苦情が多い地域とは、実際にはどのような所なのか、という詳しい検討はこれまであまりなかった。たとえば、騒音苦情件数を人口あたりの発生率としてみたとき、いったいこの数字は、その地域のどのような状況を表しているのだろうか? そこでわれわれは、この問題をecologic correlationの手法によって解析し、騒音苦情の地域背景を検討することにした。その結果に基づき、環境保健モニタリングの指標としての、騒音苦情のfeasibilityについても考察したので、以下にその概要を述べてみたい。

2. 資料と方法

2.1 資料

従来、騒音苦情件数(公聴委発表)の地域差は、主として県単位で議論されてきた。しかし、環境庁特殊公害課では独自に(1986)、騒音苦情の音源別受付状況を市町村単位で調査したので、本稿では

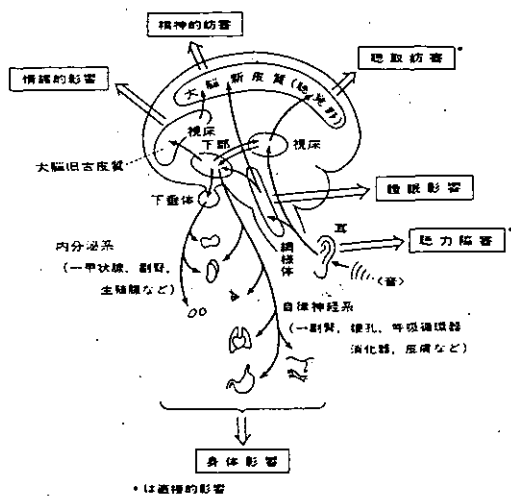


FIG. 1-1 騒音の心身影響

Fig-2

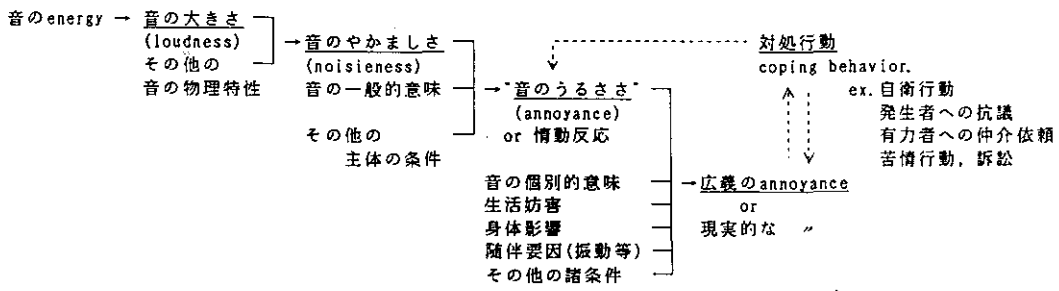
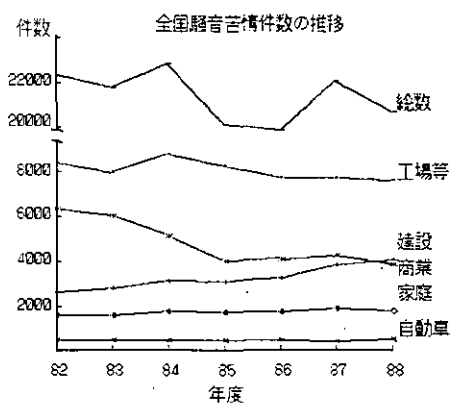


Fig. 1-2 騒音によるannoyanceと苦情行動

この資料を用いた。音源の種類は、a) 特定工場、b) その他の工場、c) 特定建設、d) その他の建設、e) 商業（拡声器を含む）、f) 一般家庭、g) 自動車（7ドリング等を含む）に分類した。この他の苦情（たとえば鉄道・航空機騒音）は、問題がごく局所的なものであり、件数全体に占める割合も小さいので、ここでは除外した。また、検討対象はさしあたり関東地方とし、その中でも苦情件数が非常に少ない郡部を除く、176の市区（東京23区を含む）について解析した。これらの地域の人口は全国の26%、騒音苦情件数は全国の44%に達する。まず初めに、同年の各市区の人口に基づき、人口10万あたりの年間苦情発生率(AIRSC: Annual Incidence Rate for Spontaneous Complaints)を、音源別に求めた。他方、これと対照する地域特性を表すような35指標について、近い年度の各種官庁統計から市区別の情報を得た(Tab. 1)。

これら地域指標の選定に際しては、次の2つの仮説を設定した。第一に、音源が多い地域では、その音による住民の annoyanceも高く、苦情も多いのではないか。第二に、音源の密度が同じでも、人間の方が密に居住していれば、音に曝露する機会は多くなり、住民の annoyanceが高いために苦情が多いのではないか。第一の仮説からは、前記の音源分類ごとに以下のような地域指標を選んだ；a) b) →工業関連指標、c) d) →建設関連指標、e) →商業関連指標、f) →居住関連指標、g) →道路関連指標。なお、e)に関連する指標である Tab. 1の34)35)は、環境庁交通公害対策室による全国幹線道路騒音レベル別沿道人口推計から、われわれが独自に市区単位で算出した。また、第二の仮説からは、10の人口関連指標を選んだ。これらは、音源の種類によらず、苦情発生と関連する可能性がある、ということになる。

2. 2 予備的検討と統計的解析

しかし、このようにして選んだ地域指標は、互いにかかなりの内部相関をもっていることが当然予想される。そこで、苦情発生率との対照に先だて、地域特性を整理するために主成分分析を行ったところ、35指標は「高人口密度」「人口の安定性」「工業地域」「周辺都市」の4つの地域特性に要約された(Tab. 1)。ここで、前2者は地域の人口特性を表しているが、同時にこの主成分には、商業活動や居住環境に関する地域指標も分かちがたく関与していることに注意しておきたい。

また、この2つの主成分は完全に独立ではないこともわかった(Fig. 3)。そこで、図上で操作的に対象市区を3区分したところ、それらは地図上でもきれいな同心円状に分布し、東京23区などの都心部、隣接する衛星都市、周辺都市の3地域を表すことが示された(Fig. 4)。

そこで最後に、最初の目的である、苦情発生率と地域特性との関係を検討するために、音源別に分散共分散分析をおこなった。目的変数には、音源別の年間苦情発生率(AIRSC)を用いた。また、各音源に関係する指標のうち、これに有意の相関があるものを共変量とし、これらで調整した上で、前記3

Table 1 35 地域指標の順位相関係数行列による主成分分析

| 地域指標 | 主成分1 “高人口密度” | 主成分2 “人口の安定性” | 主成分3 “工業地域” | 主成分4 “周辺都市” |
|-------------------------------|-----------------|------------------|----------------|----------------|
| <人口関連指標> | | | | |
| 1) 人口密度 (人/km ²) | <u>.261</u> | .034 | .028 | -.107 |
| 2) 平均世帯人員 (人) | -.082 | .032 | .002 | -.151 |
| 3) 就業者人口比 | -.161 | .124 | -.039 | .005 |
| 4) D I D 人口比 | <u>.261</u> | .046 | .029 | -.076 |
| 5) 昼間人口率 | -.064 | <u>.343</u> | .117 | <u>.221</u> |
| 6) 65才以上人口比 | -.140 | <u>.310</u> | -.138 | -.037 |
| 7) 人口移動総量比 | <u>.247</u> | -.027 | -.088 | .098 |
| 8) 自然増 | .085 | <u>-.262</u> | .143 | <u>.262</u> |
| 9) 社会増 | -.024 | <u>-.246</u> | -.001 | .105 |
| 10) 核家族世帯数比 | .045 | <u>-.351</u> | .112 | -.024 |
| <工業関連指標> | | | | |
| 11) 第2次産業人口比 | -.065 | -.132 | <u>.463</u> | -.127 |
| 12) 工場数 (/千人) | -.085 | .199 | <u>.353</u> | -.187 |
| 13) 工業区域人口比 | .095 | .055 | <u>.433</u> | -.015 |
| 14) 製造品出荷額 (億円/人) | -.067 | .043 | <u>.406</u> | .184 |
| <商業関連指標> | | | | |
| 15) 卸売販売額 (億円/千人) | .018 | <u>.220</u> | .142 | .162 |
| 16) 課税対象額 (億円/千人) | <u>.249</u> | -.008 | -.052 | .052 |
| 17) 商業区域人口比 | .163 | .169 | .078 | .049 |
| 18) 小売店数 (/km ²) | <u>.250</u> | .093 | .039 | -.105 |
| 19) 小売店売上 (円/店・年) | .110 | -.098 | .042 | <u>.425</u> |
| 20) 飲食店数 (/千人) | .012 | <u>.366</u> | .013 | .136 |
| 21) 第3次産業人口比 | <u>.231</u> | .047 | <u>-.233</u> | .110 |
| <建設関連指標> | | | | |
| 22) 着工住宅数 (/km ²) | <u>.260</u> | .024 | .019 | -.078 |
| 23) 市町村土木費 (億円/千人) | -.032 | -.089 | .186 | <u>.380</u> |
| 24) 土地価格 (円/m ²) | -.118 | <u>.269</u> | -.051 | .134 |
| <居住関連指標> | | | | |
| 25) 持ち家世帯数比 | <u>-.244</u> | -.076 | -.060 | -.094 |
| 26) 住宅数 (/km ²) | <u>.260</u> | .039 | .023 | -.098 |
| 27) 一戸建て住宅数比 | <u>-.251</u> | -.058 | -.029 | -.018 |
| 28) 共同住宅数比 | <u>.249</u> | .038 | .016 | -.016 |
| 29) 畳数/人 | .119 | .149 | -.221 | <u>.255</u> |
| 30) 住居区域人口比 | .186 | <u>-.248</u> | -.054 | .039 |
| 31) 第1次産業人口比 | <u>-.255</u> | -.059 | -.069 | .054 |
| 32) 公園面積 (m ² /千人) | -.104 | -.085 | .020 | <u>.410</u> |
| <道路関連指標> | | | | |
| 33) 幅員10m以上舗装道路に 面する住宅比 | .110 | .158 | .097 | .149 |
| 34) 昼間道路騒音>70dBの 沿道人口割合 | -.133 | -.039 | -.115 | .107 |
| 35) 夜間道路騒音>65dBの 沿道人口割合 | .081 | .076 | .152 | -.149 |
| 固有値 | 13.440 | 5.719 | 2.972 | 2.235 |
| 寄与率 | (0.384) | (0.163) | (0.085) | (0.064) |

Fig.3
Principle component scores
of demographic characteristics
for the subject cities or wards

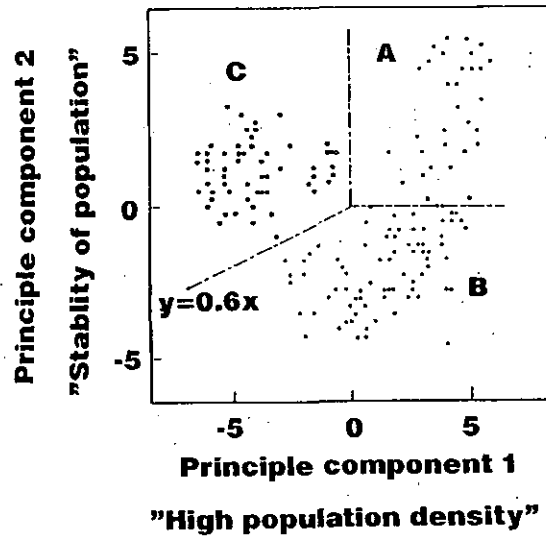
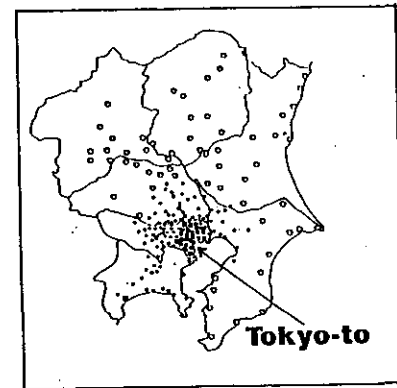


Fig.4
Geographic distribution
of the subjective cities or wards
in terms of their demographic characteristics



- Central zone (A in Fig.3)
- Middle zone (B in Fig.3)
- Outer zone (C in Fig.3)

地域（人口特性による分類）間のAIRSCの比較を行った。ただし、そのままではlinear modelに適さない変数もあるため、各変数は順位に換算してから用いた。

3. 結果

最初に参考までに、前記3地域別のAIRSCの平均値を、実数で示しておく（Tab. 2）。

さて、これらの分散共分散分析の結果は、Tab. 3のようであった。

まず、一般工場、特定建設、一般建設、自動車の4種の音へのAIRSCは、音源関連指標にも相関し、その調整後なお3地域間でも差がみられた。ただし、自動車についての説明率は8%と低かった。その他の説明率は40%前後と、比較的良かった。

一方、特定工場、商業、家庭騒音へのAIRSCは、音源関連変数にのみ相関し、これで調整すると地域差はなかった。これらのモデルの説明率も、29-43%と、比較的良かった。商業・家庭騒音については、粗データでみられた地域差（Tab. 2）が、共変量調整後はみられなくなったことになる。

4. 考察

以上の結果から、少なくとも一般工場、特定建設、一般建設の3種の音については、当初の仮説が支持されたといえよう。つまり、これらの音に対する騒音苦情は、音源が多い地域で多く、かつ人が密に住んでいる地域で高い。このような状況が、音による地域住民の annoyanceの発生に、直接的な関連を持っていると考えられる。つまり、住民の annoyanceの指標としての、苦情発生率の内容妥当性が確認されたといえることができるだろう。

また、商業、一般家庭からの騒音については、主成分分析による予備的検討を通じて、音源関連指標が地域の人口特性と密接に結び付いていることが示されている。したがって、苦情発生率を前者で調整したときに、後者との関連がみられないのは当然でもある。これは必ずしも当初の仮説を否定する結果ではなく、むしろ仮説は同様に成立していると考えてよいのではないだろうか。いずれにしても、苦情発生率の31-43%が地域特性から説明され、これは地域住民の annoyanceを相当程度表していると考えられる。

一方、比較的規模の大きい特定工場からの騒音については、苦情発生率と人口密度との関連は薄かった。しかし、その音源（工業活動）および住民の曝露機会（工業地域居住人口割合）が関連しているという点では他の騒音と同様であり、苦情発生率がある程度まで住民の annoyanceの指標になっていると考えてよいだろう。

これに対して、道路交通騒音に対する苦情は、日中の道路騒音が高い地域に住む人口割合と弱い相

Table 2
Analysis of variance for AIRSCs among central, middle or outer area in terms of kinds of noise

| Kinds of noise | Zoning by regional characteristics | | | F-test |
|---------------------------|------------------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------|
| | A) Central area (n=36) | B) Middle area (n=78) | C) Outer area (n=62) | |
| Registered factory | 28.2 | 21.3 | 27.4 | N. S. |
| Unregistered factory | 91.4 | 75.1 | 28.6 | A>C, B>C*** |
| Registered construction | 49.1 | 7.4 | 3.0 | A>B, A>C*** |
| Unregistered construction | 63.2 | 27.4 | 7.8 | A>B>C*** |
| Commercial activities | 95.6 | 60.2 | 27.8 | A>B>C*** |
| Neighboring household | 44.2 | 20.4 | 6.3 | A>B>C*** |
| Road traffics | 6.0 | 3.5 | 3.9 | N. S. |

AIRSCs are calculated as values per 10⁵ population.

*** F-test: p<0.001

Table 3
 Analysis of covariance for association of AIRSCs
 with regional backgrounds in terms of kinds of noise

| Kinds of noise | Registered factory | Unregistered factory | Registered construction | Unregistered construction | Commercial activities | Neighboring household | Road traffics |
|--|-----------------------|-------------------------|--------------------------------------|------------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------------|
| Covariates for quantity of sounds produced in community ^{a)} | 11).07*** | 11).15*** | 22).25** | 22).28*** | 16).19*** | 22).36*** | 34).15* |
| | 12).38*** | 12).17* | 23).10 ⁺ | 25)-.38** | 17).07* | 25)-.19 ⁺ | |
| | 13).20** | 13).18* | 27)-.26 ⁺ | 30)-.20* | 18).56*** | | |
| | | | 30)-.18 ⁺ | | 19).19* | | |
| | | | | | 21)-.26* | | |
| (excluded covariates) | (14) | (14) | (24-26, 28, 29, 31, 32) | (23, 24, 26- 29, 31, 32) | (15, 20) | (23, 24, 26-32) | (33, 35) |
| Demographic zoning ^{b)} | A) 86.1 | 107.6 | 108.9 | 90.0 | 96.8 | 92.4 | 112.9 |
| | B) 90.3 | 105.5 | 84.9 | 97.1 | 88.7 | 83.5 | 88.1 |
| | C) 87.5 | 56.0 | 81.6 | 76.7 | 83.6 | 92.7 | 75.3 |
| (multiple comparison among three zones) | N.S. | A>C, B>C*** | A>B ⁺ A>C ⁺ | B>C ⁺ | N.S. | N.S. | A>B, A>C*** B>C ⁺ |
| F-value | 13.8*** | 19.7*** | 18.6*** | 25.3*** | 25.4*** | 37.9*** | 4.93** |
| R square | .289 | .367 | .398 | .427 | .430 | .312 | .079 |

a) Covariates which significantly contributed to each AIRSC are shown with partial regression coefficients, and other covariates are excluded from these models, number of which are shown in parentheses. Contents of these variables are shown in Tab. 1.

b) Adjusted mean of rank for the above covariates are shown in terms of three zones.

F-test: ***p<0.001, **p<0.01, *p<0.05, +p<0.1

関を示したにすぎない。その背景ないし発生率の意味を、地域特性からよく説明することはできなかった。

以上のことから、道路交通騒音を除く騒音では、自治体への苦情発生率が、環境（音源の密度）と主体（住民の密度）の両方の状況に相関していることがわかった。このことは、音環境による住民の（市区レベルでの）annoyanceを表す指標としての、苦情発生率の feasibilityを間接的に支持するものである。

しかし、その相関状況は音の種類によって異なることから、苦情件数を音源間で単純に比較することには、慎重であるべきだと思われる。また、自動車騒音の苦情発生率については、特定の地域状況との相関がみられないことから、このような指標としては適切ではないことが示唆された。

なお、これらはcommunity levelでの議論であって、個人の対処行動とは次元を異にする議論であることに注意する必要がある。すなわち、「同じ状況でも自治体に苦情を訴える人とそうでない人がいる」という個人差が、単なる確率的現象なのか、何らかの個人的背景と関連するののかについては、別途検討する必要がある。

最後に、これまでの議論を補う資料として、われわれが最近の研究から得た結果を追加しておく。

第一に、東京都内の3自治体の協力により、各1年度の騒音苦情処理記録を閲覧し、事例検討を行った。苦情の発生～処理経過(Tab. 4)には、音源ごとに特徴がある。また、商業・家庭生活騒音の苦情が多い地域では、騒音計を用いた騒音レベル測定と条例に基づく指導が、解決には役立たないとの観点から、苦情者の依頼がない限り測定しないことにしている。これらも、苦情行動が音の種類によって異なる意味をもつことと、音の大きさという一つの環境要因だけでは説明されにくいことを示している。

第二に、上記3地域に工業系地域を加えた4地域で、主婦を対象とした質問紙調査を実施（有効回答1,114名）した結果から紹介する。

まず、「もっともうるさい音」としては、自動車や竹の走る音や、その空ぶかし音が多く(Fig. 5)、これは苦情の音源別構成比とは明らかに異なっている。

また、その音による迷惑度と、それについて役所に苦情を訴えた経験(%)の関係をみると(Fig. 6)、迷惑度が同程度であっても、音の種類によって苦情経験率は異なる。相対的に、近隣家庭からの音では迷惑度が低くても苦情化しやすく、自動車騒音では迷惑度が高く高い場合にしか苦情化しないようだ。このことは、自動車騒音への苦情発生率が一定の地域背景と相関しないことと、関係しているように思われる。苦情1件の意味は、やはり音の種類によって異なるようでもある。

ただいづれにしても、この対象者の範囲で、音源別の苦情発生件数は、地域住民の迷惑度または

Table 4 音源別騒音苦情の発生状況と処理経過（住居系・商業系・都心地域の苦情処理記録からの比較）

| 音の種類 | 発生地区 | 問題となる時間帯 | 自治体の対応 | 主な対策 |
|------|--------|----------|-------------------------|----------------------------------|
| 建設 | 都心部 | 主に日中 | レベル実測と法令に基づき迅速に指導 | 短期に音源が消滅することも多い。作業自粛、近隣挨拶など行政指導。 |
| 工場 | 工住混在状況 | 主に日中 | レベル実測と法令に基づき迅速に指導 | 操業時間自粛、防音工事など行政指導が中心。 |
| 商業 | 商業系地区 | 深夜も多い | 深夜騒音は対応が遅れがち、場合によりレベル実測 | 営業自粛、防音工事、深夜騒音では警察に指導依頼も。 |
| 家庭生活 | 住居系地区 | 主に終日 | 実測より話し合いの仲介、時間がかかる | 当事者の合意が課題、実効に関らず防音工事で誠意示して解決もする。 |

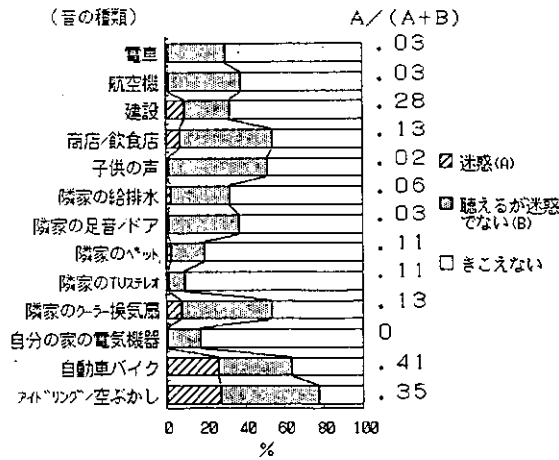


Fig. 5 屋内でよく聴こえる音/迷惑な音

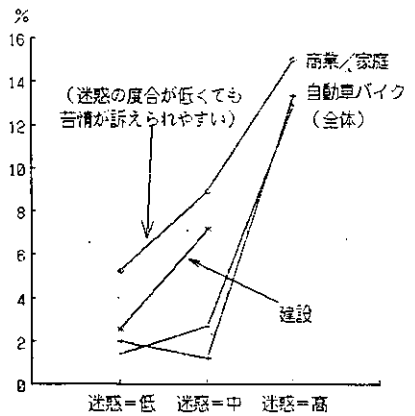


Fig. 6 もっとも迷惑な音について 役所に苦情を訴えた割合の音源別比較

annoyanceと、ある程度並行しているようだった。

なお、役所への苦情は、その音にたいするさまざまな対処行動（自己防衛的行動、音源への直接交渉、警察への苦情、地域有力者への仲介依頼など）の一つである。これらの対処行動をひっくるめて考えると、不眠傾向が高い場合や職業が有る場合には、迷惑度が低くても行動化しやすく、40歳台では逆に行動化しにくい傾向が認められた。ただし、どのような場合にどの行動が選択されるのか、あるいは自治体への苦情行動に至りやすい（にくい）条件など、個人レベルでの行動の規定要因については、今後の詳細な検討を待たなければならない。

5. 参考文献

- 1) 自治体別騒音苦情件数統計は「環境ストレス」の指標となりうるか(その2), 日本ストレス学会抄録集, 30(影山, 兜:1989)
- 2) 大都市圏内における騒音の種類別苦情発生状況と地域特性(その3)住居系・商業系・都心地域の比較, 騒音制御工学会講演集, 105-108(影山, 兜:1990)
- 3) 生活環境騒音による精神的ストレスの評価(第2報)大都市における音環境と“うるささ”の地域差, 日本公衆衛生学会抄録集Ⅱ649(影山, 兜:1990)
- 4) 生活環境騒音による精神的ストレス:「うるささ」「迷惑感」評価と対処行動, 日本ストレス学会抄録集 56(影山, 兜:1990)
- 5) 健康影響の評価と住民反応, 小泉・村上編“環境保健入門”:61-65, 日本評論社(影山:1990)

大気汚染と騒音というものの問題の相違などを、ずいぶんお感じになった方もいると思うのですが、いままでの発表とか、それから騒音の全体の影響につきましては、難波先生や影山先生から解説がだいぶありましたので省かせていただきます。私自身は広く浅くやっているということで指定討論者にされたと思うのですが、このシンポジウムで気がついたことや、感じたことをお話しして、指定討論者の責務を果たしたことにさせていただきたいと考えています。

まず最初に、音の問題は、健康の問題としてどう取り扱うかということがやはりいちばん大切であろうと思うのです。大気汚染と違いまして、実際に病気になるということが少ないというふうに、いままでの説明ではされていると思いますが、この騒音のことにしまして、外国ではさかんに疫学的な調査が行われております。とくに航空機騒音に対する研究というのが盛んなようですが、そこでは心臓脈管系疾患、高血圧症、胃腸障害、神経症、それから自律神経失調症または心身症、それ以外にもいろいろあると思うのですが、精神安定剤や睡眠薬などの薬物使用率などもだいぶ調べられて、かなり低いレベルから騒音の影響見つかっているということです。たとえば心臓病で医学的処置をうけた人の割合でいいますと、大体 $L_{eq} 60$ デシベル以上から見つかっているというような報告もあります (Knipschild(1980))。日本でも、航空機騒音についてそういう調査が二、三あるようで、たとえば、精神的に不健康な傾向のある人が見つかっているとか (東谷、1987)、妊婦に対する影響 (安藤他、1973) とか、そういうものも発表されております。今回のシンポジウムではそういうところが若干抜けていたと思いますけれども、そういう報告もあるということで、疫学的な調査というものも大事ではないかというふうに考えるわけです。

次に、騒音の問題には、心理的な問題とか、生理的な問題、医学的な問題があると思うのですが、いままでの発表で感じたことはdose-effect関係の研究というのが、心理学の面ではかなりはっきりわかってきているというふうに思いますけれども、生理的な影響に関しましては若干まだわからないところが多いのではないかと思います。逆にいいますと住民反応、dose-response関係につきましては、かなりいろいろなことがわかっているのではないかと、というような段階だと思います。そういうことで、アノイアンスだけに注目するのではなく、これからどの様にモニタリングに結びつけるかということが一番大切で、苦情発生件数というのはいちばん手っ取り早い指標であります。健康の指標のモニタリングとして何をを使うかということが、もう少し議論をされていいのではないかと考えています。

他にも細かいことはありますが、とりあえずこれでコメントを終わらせていただいて、皆さんのディスカッションにお任せしたいと思います。

第3部

住民意識・環境行政からみた
「環境保健モニタリング」とは

住民の生活実感による幹線道路沿道環境の評価

伊瀬 洋昭 (東京都立アイソトープ総合研究所)

1. 幹線道路沿道住民の生活実感と計測・評価方法のギャップ

幹線道路沿道の大気汚染や騒音は、自動車排出ガス規制の強化、加速騒音規制の強化にもかかわらず、改善傾向がほとんどみられないのが現状である。さらにこれら環境基準が定められている項目以外に、沿道住民へのヒアリングや意識調査では、沿道住民の多くが生活上の実感として、様々な角度から道路からの影響を捉え、不安を抱き、ストレスを感じていることがわかる。

筆者らが1984年に板橋区で実施した、高速5号線・中山道の沿道100m以内の住民を対象にした調査では、高架高速道路が供用されてから住みにくくなったと感じる人が70%を超え、大気、騒音、振動に加え、「ほこり」「道路からの悪臭」さらに「イライラして休まらない」「圧迫感・息苦しい」など精神的変化をあげる住民が回答者の5割以上に達した。

表1 環状7号線沿道住民のトラブルイベント

| 順位 | トラブルイベントの内容 | 報告率 |
|----|----------------------------------|-------|
| 1 | 夏場や夜の暴走族の音がうるさい | 89.6% |
| 2 | 大型車が通ると家の振動が激しい | 86.8% |
| 3 | とくに明け方大型車の音がうるさい | 86.2% |
| 4 | 空気がにごっていて臭い | 84.3% |
| 5 | 地震の時、避難所までたどりつけるか心配 | 81.4% |
| 6 | 右翼やその他の宣伝カーがうるさい | 81.2% |
| 7 | 窓を開けると砂ぼこりがひどい | 81.1% |
| 8 | 砂ぼこりがひどく部屋の掃除や窓のレールの掃除が大変 | 80.0% |
| 9 | 洗濯の竿竹やヒモがすぐ真っ黒になる | 79.5% |
| 10 | たまに来る客や親戚の人は泊まると眠れない | 79.5% |
| 11 | 家のまえで渋滞することが多く、一斉に動く時の排気ガスがひどい | 77.6% |
| 12 | ここで子供を育てると子供の性格や健康によくないのではないかと心配 | 73.0% |

山本和郎：環状7号線と心理的ストレス, 臨床精神医学, 16(8), 1135(1987)

また、環状7号線沿道で山本らが調査したトラブルイベント（表1）では、音、振動、臭い、ほこり、災害危険性、子供の成長への不安等に関連するものが上位を占めている。

このような生活実感と環境基準による評価結果とのギャップは、沿道粉じんなどの大気汚染や深夜・早朝の騒音等の評価において、住民と行政側、事業者側との現状認識にずれを生じ、道路建設におけるアセスメント手続きまでの合意形成を難しくしてきた理由のひとつでもある。

2. 東京都内の幹線道路沿道における住民意識と実態の把握

そこで、生活実感に基づく住民意識を把握し、必要な対策の方向を検討することを目的に、東京都環境科学研究所では総合研究の一環として沿道住民に対する意識調査を行った。調査地域として、交通量と道路緑化方法の特徴的な3幹線道路沿道5地域（図1・表2）を選び、道路から50m以内に住み1日の大部分をそこで生活する517人を対象に、訪問留置法により実施した。調査票の有効回収率は91.3%であった。

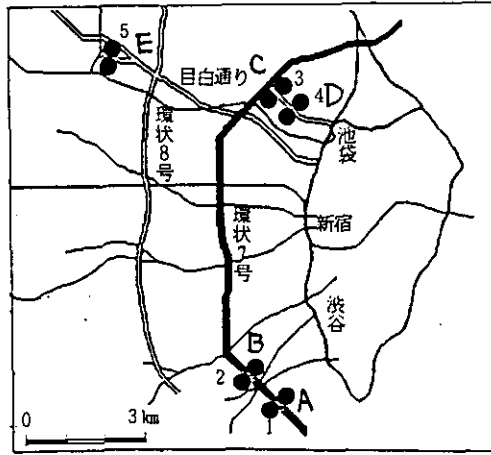
「当該道路から日常生活のうえで受けている影響」では、交通量の多いA及びB地域（環状7号線）においては「ものが汚れる」が最も回答率が高く、「ぜん息などの健康影響」「睡眠妨害」が特に高かった。また、半地下構造・土塁緑化方式のC地域（放射36号線小竹地区）では交通量の同等なD地域（放射36号線向原地区）と比較して特徴ある傾向を示している。（図2）

A、B地域を例にとると、「大気汚染が気になる」と回答した率は92.5%ときわめて高く、「大気汚染が気になるとき」として、「排気ガスの臭いを感じる時」（69.4%）、「窓を開けるときの」（63.0%）、「洗濯物を干しているとき」（60.8%）、「家の中の拭き掃除のとき」（57.9%）、「排気ガスの黒煙を見たとき」（54.0%）をあげる回答者が多く、日常の生活のなかで臭覚や視覚等を通じて大気汚染を実感していることがわかった。（表3）

臭い、熱風・照り返しなどのアメニティー項目については、「気になる」人を対象に尋ねた結果、表4に示すように、汚れは家庭の窓ガラスや洗濯等を通じて、排気ガスのにおいや熱風・照り返しは歩道もしくは信号やバスを待つ時に「気になる」とする率が高かった。その際の「気になる」理由は単に「不快さ」だけでなく、「濃い排気ガスを吸うのではないか」「健康に悪いのではないかと」、高濃度の排気ガスの指標として健康影響との関連で捉えている点が特徴的である。

3. 生活実感に即した沿道環境評価の試み

住民の生活実感に近い評価方法の検討の一環として「ものの汚れ」の定量化を試み、上記意識調査を実施した地域において測定を行った。



(番号は表1による)

図1 調査対象幹線道路と調査地点の位置

表2 調査対象地域の概要

| 地域 | 交通量 | 歩道部の植樹 | 備考 | 対象数 | 回収率 |
|----|-----|---------|---------|-----|-------|
| A | 多い | 高中低木複合○ | 歩道部も緑化 | 144 | 89.6% |
| B | 多い | 高木のみ △ | 歩道幅やや狭い | 137 | 91.2% |
| C | ふつう | 緩衝緑地風 ○ | 半地下土壌方式 | 79 | 91.1% |
| D | ふつう | 高中低木複合○ | 歩道幅はB並み | 70 | 85.7% |
| E | ふつう | 高中低木複合○ | 歩道幅やや狭い | 87 | 98.9% |

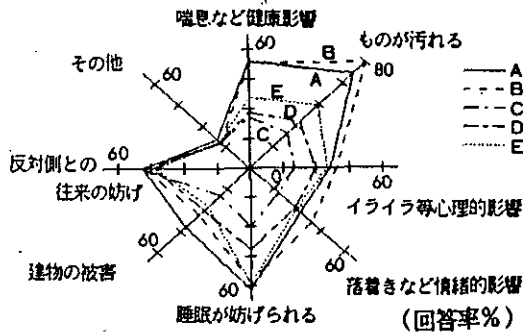


図2 当該道路が日常生活に及ぼしている影響 (回答率%)

表3 当該道路からの大気汚染が気になるとき（地域A・B）

| 項目 | 回答率% | 項目 | 回答率% |
|-------------|------|---------------|------|
| 排ガスの臭いを感じる時 | 69.4 | 夏に目がチカチカする時 | 37.4 |
| 窓を開けるととき | 63.0 | 風邪や病気になる時 | 31.9 |
| 洗濯物を干しているとき | 60.8 | せきが出る時 | 30.2 |
| 家の中の拭き掃除のとき | 57.9 | スリッパで遠くが見えない時 | 26.8 |
| 排ガスの黒煙を見たとき | 54.0 | 排気ガスの熱を感じる時 | 23.9 |
| 大気汚染の記事を見た | 46.4 | その他 | 3.4 |

対象：「大気汚染が気になる」と回答した235人（92.5%）

表4 汚れ・排気ガス・照返し熱風が気になるときとその理由

| 気になる汚れ | 回答率% | 汚れが気になる理由 | 回答率% |
|--------------|------|----------------|------|
| 1 窓がヌリ・網戸・タタ | 87.3 | 1 健康に悪いのではと心配 | 89.0 |
| 2 洗濯物や物干し竿 | 76.3 | 2 不快 | 59.2 |
| 3 街路樹の汚れ | 68.4 | 3 衣類が汚れてしまうから | 42.1 |
| 4 ベランダのすすり | 67.6 | 4 水で汚れが落ちにくいから | 41.3 |
| 5 家の中の汚れ | 53.5 | 5 掃除洗濯の回数が増える | 41.2 |
| 6 車・自転車・乳母車 | 49.6 | | |
| 7 歩道のガードレール | 43.0 | | |
| 8 衣類のエリ等の汚れ | 30.7 | | |

対象：地域A・Bで「汚れが気になる」と回答した228人（89.8%）

| 排気ガス臭が気になるとき | 回答率% | 排気ガスのおい気になる理由 | 回答率% |
|--------------|------|------------------|------|
| 1 歩道を歩いている時 | 88.5 | 1 濃い排ガスを吸うのではと心配 | 85.0 |
| 2 信号やバスを待つ時 | 81.5 | 2 不快 | 69.5 |
| 3 家の外へ出たとき | 62.5 | 3 臭いが健康に悪いのではと心配 | 58.0 |
| 4 家の窓を開けたとき | 60.5 | 4 考えごとや会話が中断される | 16.0 |
| 5 家の中にいるとき | 9.0 | | |

対象：地域A・Bで「排気ガス臭が気になる」と回答した200人（78.4%）

| 照返し熱風が気になるとき | 回答率% | 照返し熱風が気になる理由 | 回答率% |
|--------------|------|------------------|------|
| 1 歩道を歩いている時 | 85.1 | 1 濃い排ガスを吸うのではと心配 | 79.5 |
| 2 信号やバスを待つ時 | 75.2 | 2 不快 | 65.3 |
| 3 家の外へ出たとき | 53.9 | 3 夏に気持ちよく夕涼みができず | 62.3 |
| 4 家の窓を開けたとき | 48.9 | 4 考えごとや会話が中断される | 16.3 |
| 5 家の中にいるとき | 8.5 | | |

対象：地域A・Bで「照返し熱風が気になる」と回答した141人（55.5%）

汚れの採取は、95 mm角の白色と黒色のタイルを角度45°に傾斜させて固定し一定期間放置するプレート暴露法ならびに直径60 mmの捕集容器を用いる降下物捕集法を用いた。汚れ採取装置(図3)は道路側または開放空間に向くように地上高1.2 mの位置に設置し、約2週間暴露の後分析、評価を行った。回収したタイルの汚れの程度は、色彩色差計を用いて清浄タイル面を基準にして測定した9点の色差の平均値及び標準偏差によって評価した。色差は拡散照明垂直受光方式で測定し、CIE-1976(L*a*b*)表色系を用いた。色差測定後、付着した汚れを蒸留水20~30 mlで洗い落とし、石英繊維ろ紙でろ過したのち、ろ紙上に捕集した不溶性付着物を20℃50%の条件下で恒量し、秤量した。ろ紙上の不溶性付着物(直径10 mmφ)は、清浄ろ紙面を基準にしてその色差を測定した。降下物についても同様に洗浄、ろ過後秤量、色差測定を行った。

タイルへの付着量は、11.8~1.4 mg/プレートの範囲で、官民境界から道路側の地点では後背地の2倍以上の量があり、特に交通量の多い環状7号線では、車道端や歩道で10 mg/プレートを超える地点があった。降下量は28.8~0.7 t/km²月、ろ紙上に集めた降下物の色差は63.4~26.5の範囲であった。

例として、環状7号線沿道A地域における色差・付着量及び降下量の距離減衰との関係を図4に示す。いずれも官民境界から20 mまでの間に大きく減衰し、さらに後背地に行くにしたがってわずかに減少する傾向がみられた。付着量や降下量の急激な減衰に対して、黒っぽい汚れの色差(白板色差)の減衰傾向が緩やかなことが特徴的であった。

汚れの炭素成分分析(図5)から、白タイル上で目だつ黒っぽい汚れは、主にディーゼル排気粒子に由来する沈降速度の遅い元素炭素成分の多い微細粒子によるもので、道路際ではそれに加えて炭酸塩成分の多い路面堆積粉じんや摩耗じんのような粗大な粒子の舞い上がりによる寄与が相対的に高まる傾向にあることがわかった。

同地域での汚れ等に関する意識調査の結果と道路からの距離との関係を図6~8に示す。「汚れが気になる」との回答率、「大気汚染が気になる時」として「洗濯物干しの汚れ」や「拭き掃除」を回答した率、および「汚れが気になる時」として「物干し竿」「窓・網戸」「車・自転車」を回答した率などの距離減衰が、いずれも白板色差の減衰傾向とより類似している。また、降下物に関しては、降下量よりも、ろ紙上に集めた降下物の色差の距離減衰傾向の方が汚れに関する意識に類似していることは興味深い。

汚れについて目視による評価を試み、15人のパネラーに汚れの「きたなさ」と「汚れの量」について尺度法で評価させる実験を行った。汚れの量とプレート付着量の関係を図9に示すが、白板汚れのほうが黒板に比べ「汚れの量」がより多いと評価される傾向がみられた。また図10に示す「きた

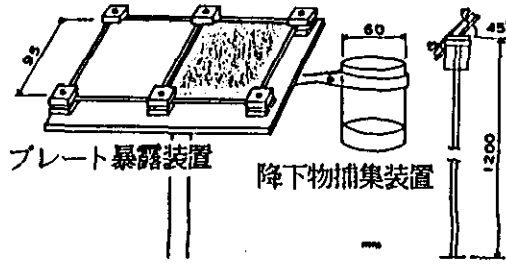


図3 汚れ採取装置の概略図

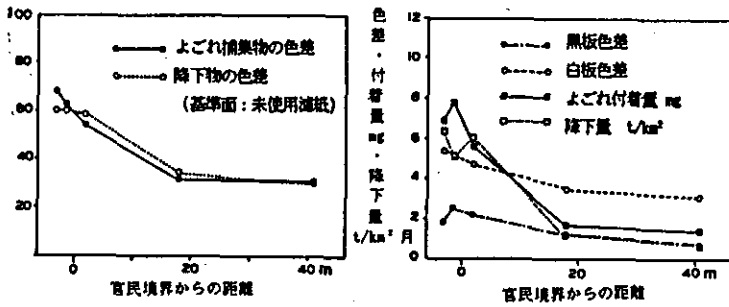


図4 汚れの色差と付着量等の官民境界からの距離減衰例 (A地域)

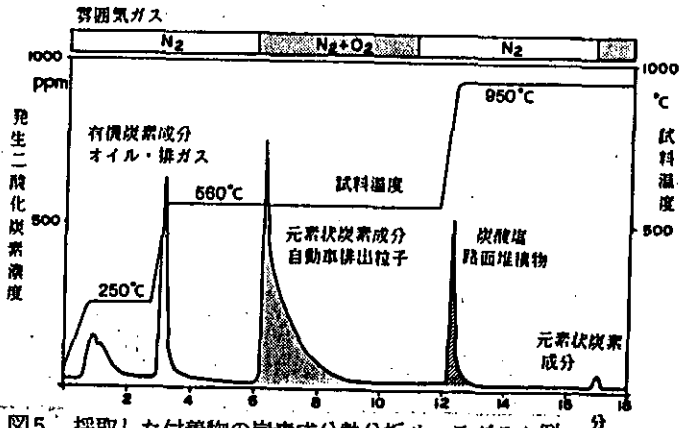


図5 採取した付着物の炭素成分熱分析サーモグラム例

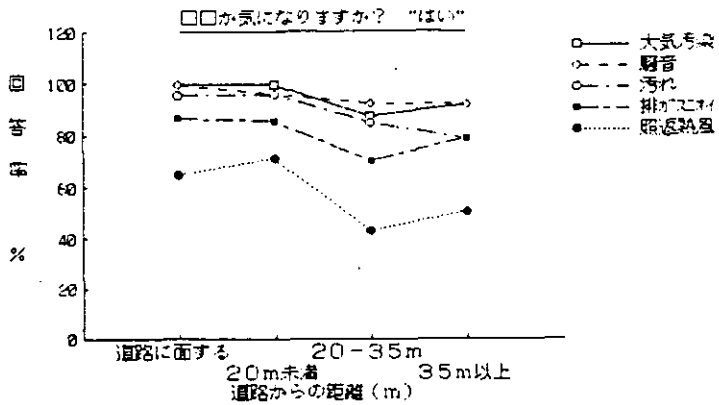


図6 道路からの影響で気になるもの (A地域)

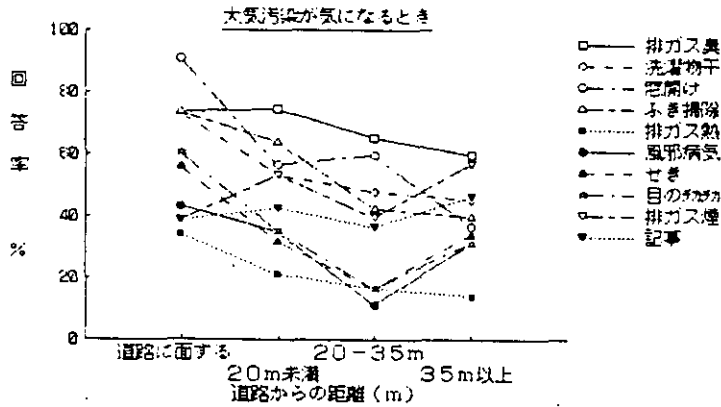


図7 大気汚染が気になるとき (A地域)

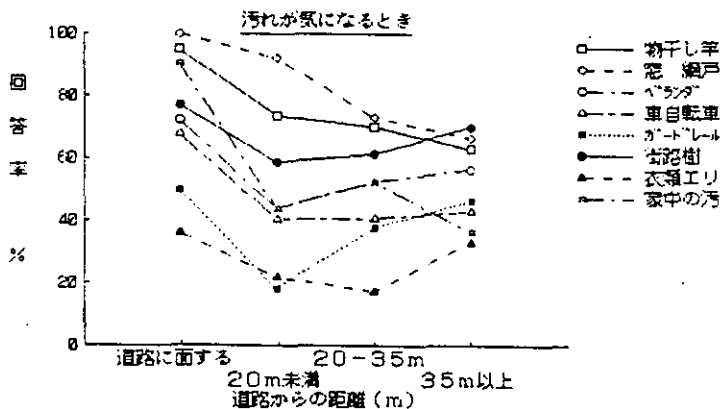


図8 汚れが気になるとき (A地域)

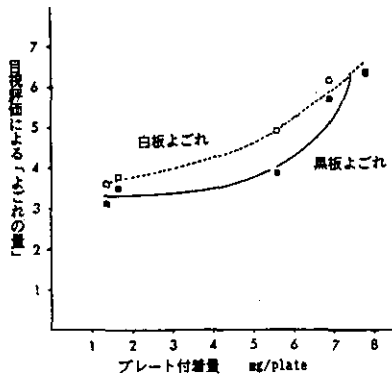


図9 プレート付着量と目視評価による「汚れの量」との関係

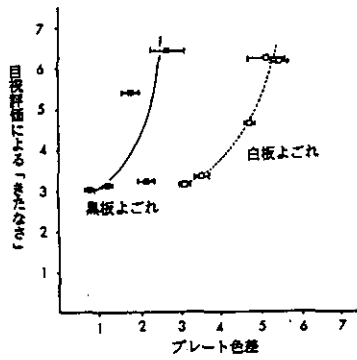


図10 プレート色差と目視評価による「きたなさ」との関係

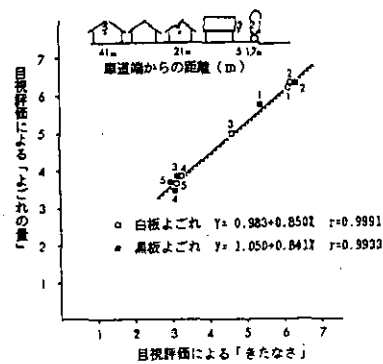


図11 目視評価による「きたなさ」と「汚れの量」との関係

なさ」とプレート色差との関係からは、黒板汚れのほうがよりきたないと評価される傾向がみられた。

4. 住民の生活実感を重視した都市環境の改善へむけて一道路緑化の効果に関する意識と現実

各地域の汚れの付着量と道路からの距離との関係を図12に示すが、A、B及びC、D地域の比較から汚れの量に植樹帯の違いが顕著に出ている。しかし「汚れが気になる」という意識についてはAとBの間にほとんど違いが出ていない(図13)。

さらに、意識調査では、現在ある複合植栽の植樹帯の効果を住民がどのように考えているかを把握するため、調査票に現在の歩道風景と植樹帯をなくしたモンタージュ図を示して、変化に伴う意識を5段階尺度法で調べた。A地点の結果を図14に示すが、歩道での環境影響について、道路からのほこり(85%)を筆頭に自動車の大気汚染、騒音、においなど数多くの項目に70%をこえる回答率で悪化傾向を示す回答がえられた。

また、この調査では騒音および二酸化窒素濃度に関しても、当該道路の植樹帯の有無による違いを調べるための実測調査を行った。二酸化窒素濃度では図15(A)(B)に示すように距離減衰パターンに明確な差を見いだすことができなかった。

同時に、沿道の熱環境及び植樹帯の効果を検討するため、7月にA地域において高・中・低木を組み合わせた植樹帯の両側、歩道、官民境界の空気温度及び地表面温度について計測し、植樹帯の途切れた部分の官民境界の空気温度と比較した。熱計測には強制通風装置と白色断熱材カバーを装着した銅コンスタン熱電対を用いて10秒毎に300データを採取した。その結果、図16に示すように官民境界での比較から、空気温度で約0.5℃の低下、歩道及び植込み土壌の表面温度は車道の表面温度に比べ1~3℃の低下が認められた。

不十分な調査ながら、これらの結果から、日常生活上意識する「ものの汚れ」や道路で見る「黒煙」や「におい」、「騒音」はじめ多様な環境要素に対する住民の意識が予想以上に高いこと、植樹帯の実際の効果や意識の上での効果がみられるものが少なくないことがわかった。

今後、沿道環境の改善を図り、道路建設での合意を形成するためには、ディーゼル自動車の排出黒煙粒子規制の強化や環境影響評価において粒子状物質やにおいを含めた予測の導入の検討が求められ、あわせて有効な植樹帯を計画的に配置する必要性があると考えられる。

同時に、沿道住民の健康影響を考えると、高濃度暴露の指標ならびにストレス要因としての「におい」「汚れ」という要素も重要と思われる。

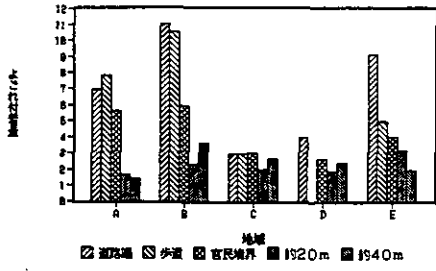


図12 各地域における「汚れ付着量」と「道路からの距離」との関係

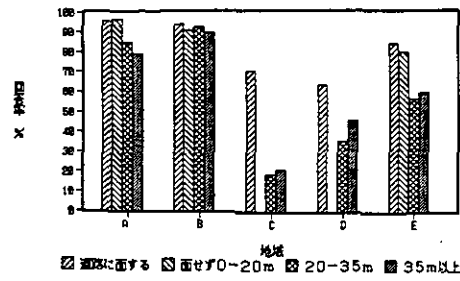


図13 汚れに対する意識と回答者の道路からの距離との関係

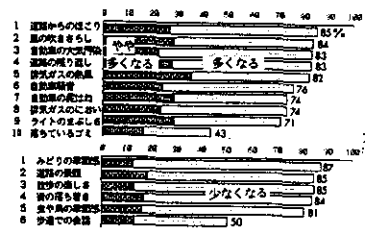


図14 植樹帯の効果についての意識 (A地域)

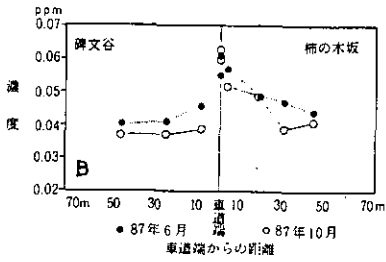
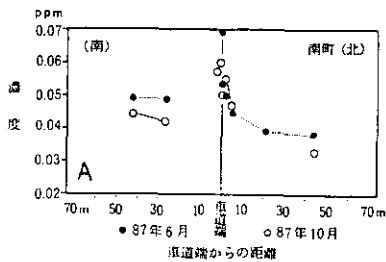


図15 沿道におけるNO₂の距離減衰 (A・B地域)

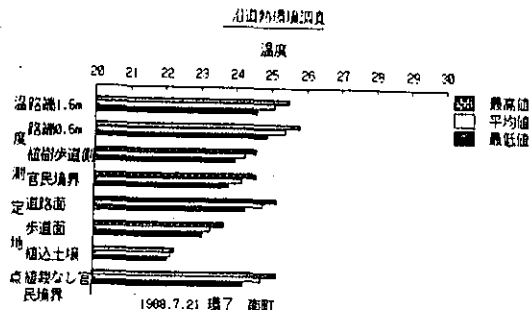


図16 沿道環境温度 (A地域)

表5 道路に面する地域の騒音

| 調査地域 | L ₅₀ dB(A) | |
|-------------|-----------------------|----|
| | A 環状7号線 南町 | 74 |
| B 同上 柿の木坂 | 77 | 76 |
| C 放射36号線 小竹 | 51 | 51 |
| D 同上 向原 | 63 | 64 |
| E 放射7号線 | 66 | 68 |

【参考文献】

道路沿道環境の改善に関する総合的研究、201-211、東京都環境科学研究所年報(1990)

自由記述調査法による幹線道路沿道と非沿道住民の環境意識の比較

大井 紘、近藤美則、須賀伸介（国立環境研究所社会環境システム部）

1. はじめに

都市が高密度になるにつれて自治体に寄せられる苦情（被害・迷惑の訴え）は、件数は横ばいながら多種多様になるなど、環境ストレスの原因となる都市生活型公害は一筋縄では解決できなくなって来ている。幹線道路沿道の住民とそこから離れた住宅地域の住民とを比較した場合、生活上の被害・迷惑についての意識の質的相違を明らかにするという観点から、著者らが開発してきた自由記述調査法¹⁾によりアンケート調査と分析を行なった。

2. 調査方法

調査対象は、東京都の住宅地である世田谷区内で、次の5地域を取った。幹線道路沿道として、D1：首都高速3号線*と国道246号線が重なって通る地域、D2：首都高速3号線と東名高速*（以下、*を高速道路と呼ぶ）のみ、または国道246号線のみが通る地域、D3：都道環状7号線が通る地域、D4：都道環状8号線が通る地域の計4地域を取り、それぞれ道路端より20m以内を調査対象とした。また非沿道地域として、D5：桜、弦巻地区を選んだ。これは、D1、D3、D4地域に囲まれ、そのいずれからも300m以上離れている。5地域とも住宅地図上に人名の記された住宅から調査対象者を系統的抽出法で選んでいる。従って、集合住宅の住人は対象になっていない。

調査は質問紙法によった。設問は、回答者属性、本報で検討するところの生活の場で受けている「被害・迷惑」の状況、原因、解決方法などを文章で自由に記述してもらうもの、その他である。質問紙は1988年11月初めに郵送により配布回収した。有効回収数などは表1に示す。

分析のため、文章で表わされた記述内容を単語に分解し、分解後は意味を持たない語は取り除いて、回答者ごとの単語の集合を作り、更にそれを地域ごとに合わせて、地域の語の集合を作る。

3. 語の記述頻度による分析

調査対象の5地域の回答に現われた語のうち、頻度順位で12位までに現われたものを表2に示す。表2より、D1～D4では、それぞれの地域を通る幹線道路の名称が高い順位に現われ（D2で国道246は15位）、迷惑・被害の主な原因として、明瞭に意識され、指摘されていることがわかる。D1

～D5のすべてにわたって道路、騒音、車という語は高頻度高順位であり、特にD5では特定の幹線道路を表す語は表中に存在しないにも関わらず、道路が1位、車が2位となっている。地域の状況と回答文の内容からD5のみ、騒音の由来は幹線道路からのものではないと考えられる。よって、これらの3語が頻度順位で上位に来ることが、幹線道路沿道に固有の特徴ではないことが分かる。この3語のD5での順位が、非沿道でも住民の車、道路、騒音への関心が高いことを示している。排気ガス、震動の2語がD1～D4では高順位であるのに対し、D5では50位までに現われない。この2語が幹線道路沿道の住民の意識を頻度順位表の上で特徴づけている。震動と振動は同一視しているが、ほとんど震動と書かれている。大型車、トラックという語を見るとD3、D4で高い順位を示し(D4では大型車は23位)、D5ではどちらも50位までに現われない。実際の交通量だけでなく、住宅と同じ高さの所を車が走行するD3、D4で、車の種類が認識され、識別され易いということもあるのだろう。地震がD1(36位)、D3(33位)、D4(35位)ではほぼ同順位に見られ、D2、D5では50位までに見られない。車による震動の表現であり、状況をリアルに表している。音は、それぞれ23位、11位、28位、12位、15位で、どこでも音への関心が高いことは、騒音の頻度順位と併せて見てよく分かる。D3で他の地域に比べて、音の頻度順位は最も低い、逆に騒音は1位となっている。音などという生易しいものではなく、質的量的にも騒音そのものなのだろう。更に、環境の状況の評価ということになると、D1～D4では、ひどいという語がうるさいより上位にくる。音の感覚を表現する以上に、状況の悪さを総体として表現しているのだろう。ひどいの順位はD1、D2(27位)に比べ、同程度(D4で22位)であり、D3の順位は最高である。D3、D4ではうるさいは110位以下に現れる。D5ではうるさいがやっと43位に現れ、ひどいは80位までには現われない。しかし、騒音は3位に現われたことを考えると、D5のような住宅地の中では、騒音もひどいより、うるさいと表現されるのであって、音環境の認識と記述のされかたの違いを示している。駐車という語がD2(14位)、D4(24位)、D5(6位)と上位に見られ、自動車交通にかかわる迷惑・被害の一面を表わしている。ゴミはD2での7位をはじめ、D1(15位)、D5(16位)で上位に現われるが、D3、D4では70位までに現われない。D5では近隣のゴミの排出行為にかかわるものと見られ、近隣型公害のひとつの面を示している。D5でマンションが25位、アパートが35位であった。この2語の上位出現は、集合住宅が一戸建て住宅地の中に入り込み、建設工事や日照などに関係して問題を引き起こすと共に、集合住宅と一戸建て住宅の住民の生活パターンのかかわりの問題を生じていることの反映と思われる。

まとめると、音や自動車交通による被害・迷惑感沿道に固有の特徴ではなく、非沿道でもそのような被害感強い。沿道に特徴的なのは排気ガスと震動であり、特に震動が騒音、排気ガスと同程度に語られる。また、沿道では被害の程度を示すひどいが必ずうるさいよりも上位に来る。後背地では

騒音は3位であるにもかかわらず、うるさいは上位に現われないし、ひどいは頻度が小さい。沿道と非沿道の騒音問題の質的な違いを示唆している。

4. 語クラスタによる分析

各地域ごとの記述に用いられた語の集合を、共通の多くの回答者に使用されている語同士は類似度が大きであるとして、群平均法によりクラスタ分析した。

紙面の都合上、対象5地域から環状7号線の直近のD3、幹線道路の非沿道の住宅地区であるD5を選び、その語クラスタを表3、表4に示す。表3はD3の回答に現われた語のうち、出現頻度が8以上のものについてのクラスタである。語数は54であり、これらの語のうち少なくとも1語を用いた回答者数は64である。表4はD5で出現頻度が38以上としたもので、語数は53、回答者数は316である。まず表3から順に見ていこう。クラスタは樹系図の最初の枝分れの仕方から、1) A、2) B、3) C~H、4) Iに分れる。3)が語数の多さからも、頻度の高い語の割合が多いことから、幹線道路沿道の被害迷惑感の主要な面を表わしている。3)から検討する。Dは自動車交通による大気の状態と騒音・震動による不眠を表わしており、被害状況を少し距離をおいて見ている。Eは主クラスタ(最も多くの回答者によって記述されている語のクラスタ)であり、このクラスタを形成する語は頻度順位で16位までにすべて現われる。対象地域の自動車公害の原因から被害内容及び時間帯までが具体的に表わされているが、回答者の視点の位置を直接示す語は見られない。Fは窓を開けたときの音、地震のようだという揺れ、物の黒い汚れがひどいなどの自動車公害の状況説明であり、自動車交通という意味で原因は同じであるが、違う種類の迷惑・被害がひとつに集まったクラスタであって、被害状況の具体的・感覚的・比喩的描写である。Gは12語も集まっていながら、語義からはクラスタの意味はまとめにくい、3)に属することからも推測できるように、幹線道路公害の状況描写にかかわっている。C、Hは語義だけではクラスタの意味は与えにくい。

1)も自動車交通による直接的・間接的・具体的な被害が記述されたクラスタである。2)は被害感の深刻な時間が示されている。4)はバイクが他の車両とは別の主題として語られていることを示唆する。

次に表4について見て行く。樹系図の最初においてクラスタは1) A~H、2) I、3) J、4) Kの4つに分れる。A、Dが主クラスタであり、前者は街路を歩いていて街路上のものやその現象を見ているのに対して、後者は家の中にいて自分の家の周囲を見ているといった、視点の位置・視線の方向に違いがある。まず1)から見ると、クラスタAは車、バイク、自転車といった交通手段や、夜、朝、夏といった時間、季節を示す語も見られ、車両交通による被害状況を具体的に表わしている。

Dは近隣の人のゴミ出し公害についての詳細な記述であると見られる。Bは、迷惑行為に対する取締りにかかわる。Cは近隣騒音の被害を表わしていると考えられ、AとCは音に関する違うクラスタとなっている。音は交通がらみの意味をもつ語の集まったクラスタAに属さず(D3でも同様)、音と騒音の語としての用法の違いを示していると思われる。特にD5では車の音ははじめから騒音であるが、近所の音は必ずしもそうはならず、状況によって音がやかましい、または気になるということになるのだろう。Fは被害・迷惑のもととしてマンションが関係することを表わしたクラスタである。Gは近隣との土地利用、おそらく日照にもかかわるクラスタであろう。Eは犬がもたらす被害・迷惑を表わしている。Hは、この語の回答文中での用法を調べる必要がある。2)のIは、道路の掘り返し工事の迷惑のクラスタであろう。3)はFと類似しており、一戸建て住宅地のなかにアパートが存在すること自体が被害・迷惑の原因となることを示唆している。5)のKは、大樹が日照阻害、通行障害などの迷惑になるとの訴えによってできている。

D1～D4(幹線道路沿道)では、主クラスタは幹線道路の交通公害を記述する基本的語で構成されており、地域間での語の相違もわずかである。その他の語クラスタは、主クラスタの付属的描写、言い換えであったり、より具体的記述、個別的記述であったりする。

5. おわりに

幹線道路の沿道では、それによってもたらされる種々の迷惑・被害でほぼ回答が埋まってしまう。そこでも、非沿道で発生するような問題から逃れているわけではないはずなので、住民にとっていかに幹線道路による迷惑・被害感が圧倒的なものであるかが分かる。一方、非沿道においては、都市計画、道路政策、住宅政策に直接かかわる問題も指摘されるが、住民や通行者の規律やモラル、あるいは生活様式にかかわることも見出され、解決には異なったアプローチが要求される。

なお同様の調査を東京都中央区の日本橋・京橋・八重洲・銀座で行い分析を進めている。幹線道路沿道住民について見ると、自動車の騒音と排気ガスについての記述が多い一方、夜間に行われる道路・水道・ガスなどの工事の騒音の訴えも著しく多いのが、世田谷区の結果と対照的である。そして、この二つの主題が合わさって主クラスタを形成している。これは、騒音の被害を考慮して夜間工事を禁止しておきながら、工事による交通の阻害の大きさを考慮して夜間工事を特例として許可することが常態化しているということが、沿道住民の迷惑・被害意識へもたらす影響の深刻さの現れであり、都心部における道路事情の閉塞状態を端的に表すものである。

表1 調査票の配布及び回収の地域による違い

| | D 1 | D 2 | D 3 | D 4 | D 5 | 合計 |
|--------|------|------|------|------|------|-------|
| 発送数 | 86 | 69 | 145 | 152 | 842 | 1,294 |
| 有効回収数 | 33 | 34 | 64 | 78 | 402 | 611 |
| 有効回収率% | 38.4 | 49.3 | 44.1 | 51.3 | 47.7 | 47.2 |

表2 地域別の記述語の出現頻度順位(12位まで)

| D 1 | D 2 | D 3 | D 4 | D 5 |
|-------|------|-------|-------|-----|
| 車 | 高速道路 | 騒音 | 車 | 道路 |
| 高速道路 | 車 | 車 | 騒音 | 車 |
| 国道246 | 家 | 震動 | 道路 | 騒音 |
| 騒音 | 騒音 | 環状7号線 | 環状8号線 | 家 |
| 震動 | 排気ガス | 道路 | 排気ガス | 多い |
| 家 | 道路 | 排気ガス | 震動 | 駐車 |
| 道路 | ゴミ | 夜 | 多い | 人 |
| 排気ガス | 人 | 大型車 | 夜 | 夜 |
| 多い | 震動 | 多い | 通行 | 自分 |
| 自分 | 自分 | ひどい | 人 | 通行 |
| 人 | 音 | トラック | トラック | 工事 |
| ひどい | 夜 | 朝 | 音 | よい |
| | | | 自分 | |

表3 沿道D3における回答中の語のクラスタ

| A | B | C | D | E | F | G | H | I |
|----------------------------------|---------------|-----------------|-----------|--|---|--|---|-------------|
| 汚大ト規工 問困 ラ 前 マ 染気ク制事 題る | 住深 る む夜 | 大必通 る い要行 | 空作安 る眠 | 大ー 道騒露加排 多交 伏 型日朝車 了夜 号ガ 車中 路音動操ス い通 | 汚地果よ考 使 開 遙ひ え音 窓 夏れど 閉 れ騒いいる う め るい | 走幅子小 自現 而静狂一 どさ人 家す 年 るむもい 分在 るか開中 | | 歩 イ 泣 |

表4 非沿道D5における回答中の語のクラスタ

| A | B | C | D | E | F | G | H | I | J | K |
|---------------------------------------|---------------|--------------------|--|---|----------------------------------|----------------------------|-------------|--------|---------------|---|
| 道 駐多騒バ通 車 イ 夜夏朝 転ま 路 卑い音ク行 通車い夜 | 取警 緯 り察 | う近 る さ いい | 閑最 プ近 自 現よ困と 人 家 嗣 な 騒近 所 分 在いるり | | 考必地建マ住任 規 え シ 宅中 る要城設ン民街 制 | 土わ住閑騒 大 が 響き 地家宅係閑 い | 子 ど も | 工 事 | ア路 バ ト上 | 木 |

参考文献

- 1) 大井ら：土木学会論文集 (389), 83/92 (1988)

大阪府における健康影響調査の実施状況

今井周治（大阪府環境保健部環境局環境政策課）

1. はじめに

大阪府における健康影響調査の実施状況について、地方自治体の取り組みの例として報告する。

大阪府では、昭和39年度より、府立成人病センター・公衆衛生研究所などが中心となり大気汚染の健康影響調査を行ってきた。これらの調査は、「ばい煙等影響調査」として実施され、硫黄酸化物規制の根拠として役立てられた。

当時の調査は研究機関が中心となって行われてきたが、昭和45年度からは、衛生部環境衛生課に公害の健康影響の調査を専らの業務とする係（公害保健係）を設置し、その係が中心となって調査を行ってきた。

その後、機構改革で組織は変遷しているが、現在もその係（環境政策課調査係）を中心として、府保健所と共に、市町村、学校、医師会などの関係機関、地域住民の方々の協力を得て継続して調査を実施している。

これまで、成人の呼吸器症状有症率調査、特定の工場からの汚染物質の排出による周辺住民の被害調査、光化学スモッグ急性影響調査及びその後の追跡調査、NO₂個人暴露量調査などを行ってきた。調査目的・内容・方法は、その時により変化しているが、現在は、成人、3才児を対象とした調査、及び沿道汚染を対象とした調査を実施し、大気汚染の健康影響の解明に努めているところである。

現在行っている3つの調査の実施上の問題点などを中心に述べることにする。

2. 成人調査

大気汚染の状況は、昭和50年代以降、硫黄酸化物を中心とする汚染から二酸化窒素を中心とした汚染へと汚染構造は大きく変化している、これら汚染物質の変化に対応して、呼吸器症状有症率（持続性せき、たん等）がどのように変化するかを調査し、大気汚染物質の健康影響を詳しく検討するために、昭和57年度以降は過去に調査を行った地区において、おおむね10年後の追跡調査を実施している。そのなかで、過去の質問票のデータが保存されている地区にあっては、個人の症状の追跡も含めて検討している。成人を対象とした調査の実施フローを図1に示した。

調査計画の作成、結果の解析は本庁で行い、質問票調査、検診、結果の通知は地元保健所が中心となり行っている。質問票調査で重要なことは、

いかに高い回収率を得るかであるが、配布・回収にあたっては、地域の自治会の活躍によるところが大きい。

最近の例では、郵送により配布回収を行ったこともあるが、回収率が低いために、市の職員が訪問により回収したということもある。

質問票調査で呼吸器症状を訴える者及び昼間在宅する者に対しては、検診案内を送付し、聴打診、X線検査、呼吸機能検査、保健指導などを行っている。従来、検診は大阪府が独自に実施してきたが、最近では市が実施する住民検診と共同で行った例もある。今後は、成人の調査について、市町村実施の住民検診と協力しながら行って行くのも一つの考え方であろうかと思う。

成人の呼吸器症状については、加齢現象により、高齢者ほど有症率が高率であることは周知の事実であり、また、今後ますます高齢化が進むことも考え合わせると、大気汚染の健康影響のモニタリングの一つとして成人を対象とした調査を継続する必要があるものと思う。

3. 3才児調査

疫学調査の対象としての成人については、本人の喫煙、職業暴露、過去の大気汚染の影響などが考えられること、また、職業を持つ者については、一日の大半を職場ですごしており地域に密着していないなど、大気汚染の影響の評価には最適でないなど問題点が指摘されている。

大阪府では、このようなことから、昭和60年度より、3才児を対象とした呼吸器症状有症率調査（ぜん鳴など）を開始している。

3才児は、職業暴露・本人の喫煙・過去の暴露の影響がない、地域に密着している、母親の生活様式に影響される、感受性が高いなど、さまざまな長所・短所が考えられる。また、子供の呼吸器症状

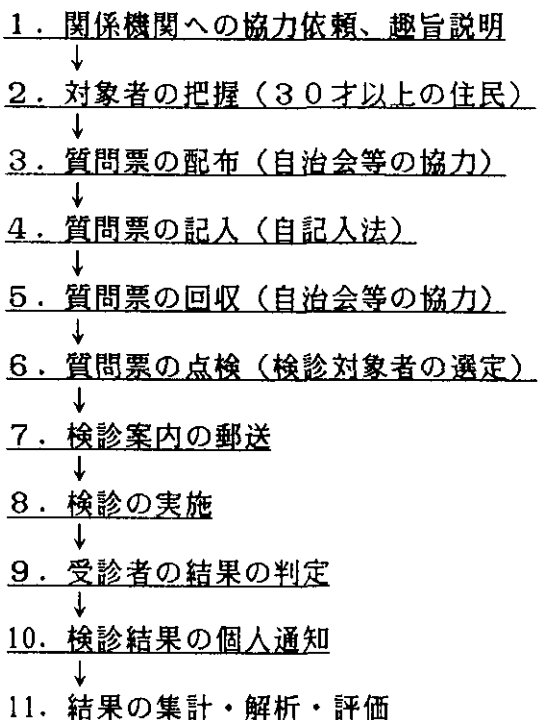


図1 成人調査の順序

発症の時期は0～3才に多く、それらの症状はその後適切な指導により発症を予防できるという利点もある。

3才児を対象とした調査実施のフローを図2に示した。

この調査は保健所が従来から行っている3才児健康診査の機会に、呼吸器症状、既往症及び生活環境等に関する詳しい質問票調査を行うものである。実施上の問題点は従来からの調査の問題点と同様であるが、回収率を確保するため、3才児健康診査に来所できないものについては郵送により再配布・再回収を行い回収率の確保を図っている。また、記入もれ、記入ミスについては、検診時（郵送分は電話にて）に、職員により点検を行い正確を期している。また、このとき、呼吸器症状を訴えるものについては、3才児健康診査の指導と同様に、保健指導を行っている。

これらの調査から、呼吸器症状と関連する因子との関係をまとめたものを表1に示した。なお、これら因子を考慮しないで解析したものはあるが、大気汚染との関係では、昭和61年から昭和63年度に実施した大阪府下11地区の結果によると、「ぜん鳴（かぜ）」（この1年間に2回以上の風邪の時のぜん鳴の訴え）の有症率と地域のNO₂濃度との間に関連がみられている。

3才時の質問票調査は、成人を対象とした自覚症状の調査と異なり、主に母親による他覚症状の調査であり、しかも後向きの調査ではあるが、母親の幼児への関心は高く、既往症なども過去に遡ること3か年のことなので、正確な調査が行えるものと思う。

3才児の調査は、今後、健康影響モニタリングとして継続実施していくとともに、これまで調査を行った幼児が小学校に入学したあと、個人の症状の追跡を行い、呼吸器症状の発症、治癒（消失）と大気汚染との関連について検討する必要があるものと思う。

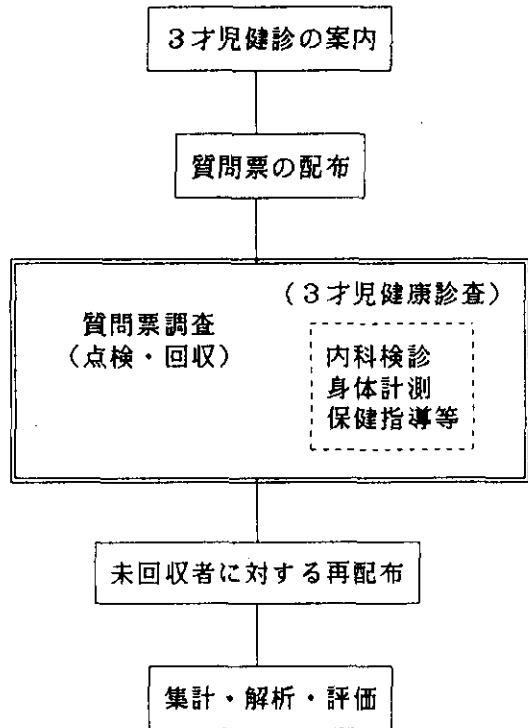


図2 3才児調査の順序

図3は、大阪府の大気汚染に関するサーベイラインシステムの懸念図であるが、将来的にはこの図のようにシステムが機能するように施策を推進していく必要があるものと思う。3才児の調査は、これらのシステムの一環として位置づけることが出来るよう、整備して行くよう努める必要がある。

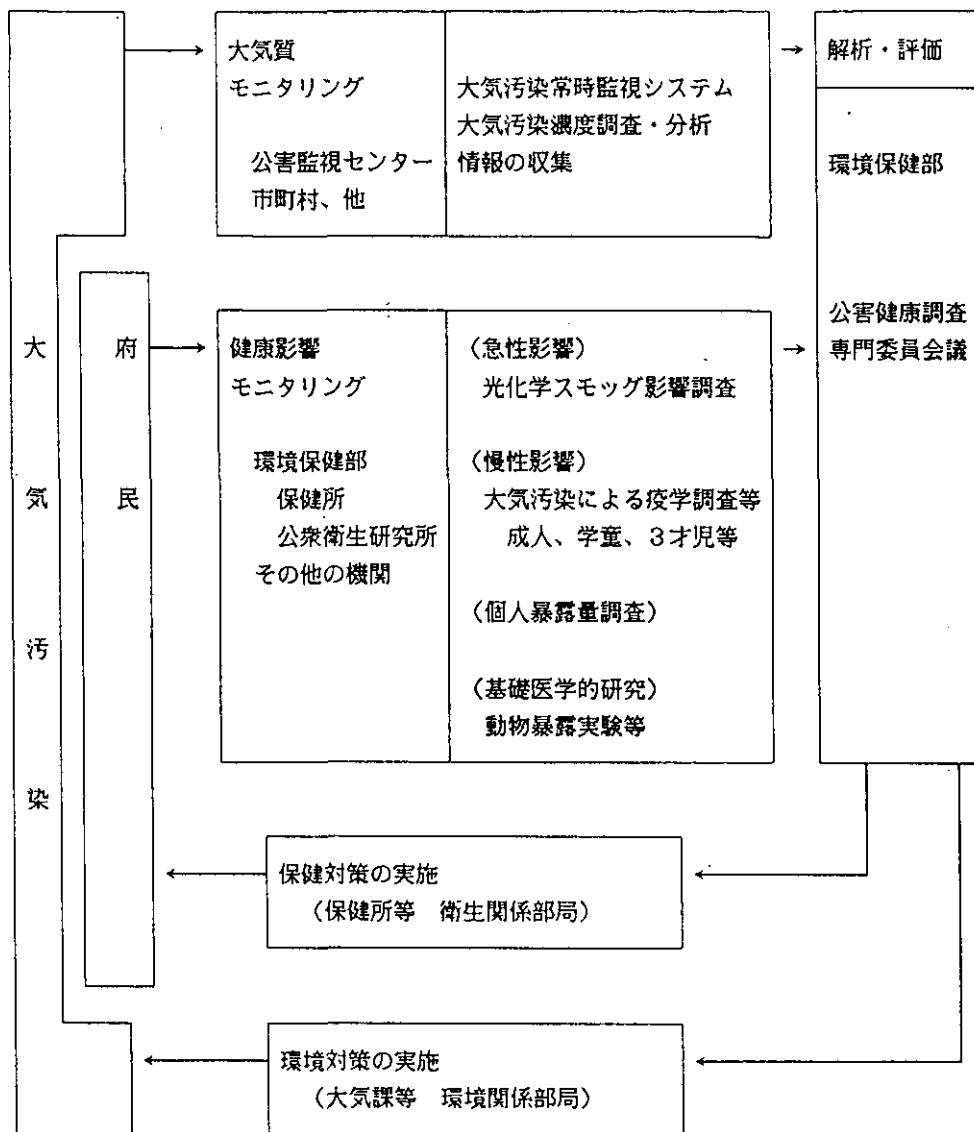


図3 大阪府における大気汚染の健康影響サーベイランスシステムの概念図

表1 要因別の呼吸器症状等有症率（昭和60～平成元年度 5か年計）

(%)

| | | 持続性 せき | 持続性 せき | ぜん ぜん （かぜ） | ぜん ぜん （かぜ） | ぜん ぜん （発作） | 易感冒 | アトピー性 皮膚炎 | 調査数 |
|-----------|-------|-----------|-----------|------------------|------------------|------------------|-------|--------------|--------|
| 性別 | 男 | 0.9** | 0.4 | 13.1** | 1.0** | 2.0** | 6.6** | 21.6* | 9,991 |
| | 女 | 0.5** | 0.3 | 10.2** | 0.6** | 1.1** | 5.5** | 20.5* | 9,268 |
| 居住歴 | 3年 | 0.7 | 0.3 | 11.5* | 0.8 | 1.6 | 6.1 | 21.1 | 14,120 |
| | 2年 | 0.8 | 0.3 | 12.3 | 0.7 | 1.7 | 6.8* | 21.4 | 3,200 |
| | 1年未満 | 0.6 | 0.3 | 12.8 | 1.0 | 1.3 | 4.6** | 20.6 | 1,920 |
| 住宅 | 木造・木枠 | 0.4* | 0.2 | 11.8 | 0.7 | 1.7 | 5.6 | 18.5** | 2,904 |
| | 木造・7尺 | 0.7 | 0.3 | 11.7 | 0.8 | 1.6 | 5.8 | 20.8 | 9,151 |
| | 鉄筋 | 0.8 | 0.3 | 11.7 | 0.8 | 1.5 | 6.6* | 22.5** | 7,179 |
| 暖房 | 排気型 | 0.5* | 0.3 | 10.8** | 0.8 | 1.5 | 5.5** | 20.0** | 6,604 |
| | 非排気型 | 0.8** | 0.3 | 12.2** | 0.7 | 1.6 | 6.4** | 21.6** | 12,651 |
| 栄養 | 母乳 | 0.7 | 0.3 | 12.0 | 0.8 | 1.5 | 5.7* | 23.7** | 7,625 |
| | 人工栄養 | 0.8 | 0.3 | 12.2 | 0.6 | 2.2** | 6.4 | 17.0** | 4,055 |
| | 混合栄養 | 0.6 | 0.3 | 11.2* | 0.8 | 1.4* | 6.3 | 20.6 | 7,550 |
| 保育 | 母 | 0.6** | 0.3* | 10.7** | 0.7 | 1.6 | 5.1** | 21.2 | 14,867 |
| | 母以外 | 1.1** | 0.5* | 15.3** | 0.9 | 1.6 | 9.3** | 20.6 | 4,384 |
| 家族 | 4人以下 | 0.8* | 0.4 | 11.8 | 0.8 | 1.6 | 6.2 | 21.2 | 11,726 |
| | 5人以上 | 0.4* | 0.3 | 11.5 | 0.7 | 1.6 | 5.9 | 20.7 | 7,465 |
| 喫煙 | なし | 0.7 | 0.4 | 10.8** | 0.7 | 1.6 | 6.2 | 22.1* | 5,428 |
| | 母 | 1.0 | 0.3 | 17.0** | 1.2* | 1.6 | 6.2 | 18.5** | 1,992 |
| | 母以外 | 0.7 | 0.3 | 11.3** | 0.7 | 1.6 | 6.0 | 21.0 | 11,781 |
| バス | 面する | 0.8 | 0.5 | 11.4 | 1.0 | 2.1* | 6.2 | 19.8* | 2,517 |
| | 面しない | 0.7 | 0.3 | 11.8 | 0.7 | 1.5* | 6.0 | 21.3* | 16,715 |
| 家族のアレルギー歴 | | | | | | | | | |
| | あり | 1.0** | 0.5** | 15.2** | 1.4** | 2.8** | 9.2** | 26.7** | 5,800 |
| | なし | 0.6** | 0.2** | 9.5** | 0.5** | 0.9** | 6.0** | 18.3** | 10,426 |
| 計 | | 0.7 | 0.3 | 11.7 | 0.8 | 1.6 | 6.1 | 21.1 | 19,259 |

** P<0.01 * P<0.05

表2 沿道汚染の影響を考える上での調査・検討項目

| 調査項目 | | 環境濃度、暴露量、有症率等の比較検討項目 | | | |
|-------|--------------------------|-----------------------|---------------------|----------------|-----------------------|
| | | 道路からの距離による差 (距離減衰) | 大阪府下での地域差 (市町村差) | 府県での差 (府県差) | その他 経年的傾向 世界的傾向 |
| 環境濃度 | (ガス状物質) | | | | |
| | NO | ◎ | ○ | ○ | |
| | NO ₂ | ◎ | ○ | ○ | |
| | O ₃ | ◎ | ○ | ○ | |
| | CO | ◎ | ○ | ○ | |
| | HC | - | ○ | ○ | |
| | その他 | - | - | - | |
| | (粒子状物質) | | | | |
| | SPM | ◎ | ○ | ○ | |
| | 〔重金属成分 | ◎ | △ | ○ | |
| | 〔炭素成分 | ◎ | - | - | |
| SP | ◎ | ○ | - | | |
| 〔HC成分 | ◎ | △ | - | | |
| その他 | - | - | - | | |
| 個人暴露量 | (ガス状物質) | | | | |
| | NO ₂ | ◎ | △ | - | |
| | CO、HC | - | - | - | |
| 健康状況 | (粒子状物質)量、成分等 | - | - | - | |
| | 呼吸器症状 | ◎ | ○ | - | |
| | 粘膜刺激症状 | ◎ | △ | - | |
| | 呼吸機能 | ◎ | △ | - | |
| | 血清IgE | ◎ | △ | - | |
| | 生理的影響 | - | - | - | |
| 精神的影響 | - | - | - | | |
| 生活環境 | 家屋構造、 家族の喫煙、 暖房方法等 | ◎ | △ | - | |

注1) ◎：大阪府が実施中の項目

○：これまでの調査資料により、ある程度推定可能な項目

△：今回の調査地域でのみ比較可能

-：今回の調査で実施していない項目

2) SPMはローボリュームエアサンプラーによる調査、または相当の調査

SPはハイボリュームエアサンプラーによる調査

4. 沿道調査

公害健康被害補償法の改正で注目を浴びた道路沿道の健康影響調査にあっては、調査手法が確立していないこともあるので、大阪府では昭和62年度より「沿道住民健康調査検討委員会」を設置し、調査手法検討のための調査を開始している。

沿道健康調査の問題は、沿道周辺の汚染が複雑であることと、個人の暴露と沿道汚染との関連が明確でないこと、汚染物質の多種多様であることに加え騒音・振動との複合的な影響も考えられることなどであるが、大気汚染に限定しても、沿道汚染の影響に解明には表2に示したような調査検討項目が考えられる。今回の調査では、幹線道路を校区に含む小学校の児童を対象とし、環境庁版ATS-DLDに基づいた質問票調査、フローポリウムカープレコーダによる呼吸機能検査、アレルギーに関する血液検査、NO_x個人暴露調査、対象校区のNO_x濃度分布調査（メッシュ調査）、及び沿道近傍のバックグラウンド地点での粒子状物質濃度調査を実施している。粒子状物質については重金属成分や、炭化水素成分などの分析も行っている。

このように、この調査は、健康調査と環境調査を組み合わせた総合的な調査であり、これら調査の実施には、これまで成人や3才児調査を行ってきた本庁と保健所、地元市町村、医療関係団体のみならず、環境関連の各課や公害監視センターなどの協力のもとで実施している。

なお、これらの調査結果に関しては3か年のフィールド調査を実施したのち、平成3年度に総合解析しとりまとめる予定である。

以上に紹介した調査は、実施から集計・解析まで外部に委託せず、府の職員が行っているが、調査手法の検討、解析方法、及び評価に関しては、医学の専門家からなる「大阪府公害健康調査専門委員会」に諮り、適切な調査の実施・解析・評価を得るよう努めている。この専門委員会議は昭和46年度に設置し、マンガン、カドミウムなど汚染物質毎に小委員会を設置し、専門家の先生方の指導のもとに必要な調査を実施し、解析、評価を得てきたものである。

5. おわりに

おわりに、健康影響の解明には、地方自治体でできることは限られており、アレルギー疾患が全国的に増加しているとの指摘もあり、他府県での結果を集めてみても調査票、集計方法が異なるなど、単純に比較できないなど問題があり、これまで以上に国レベル、さらには世界的な視野に立った調査・解析・評価を行う必要があると思う。

都市環境騒音の把握手法について

鹿島教昭（横浜市公害研究所）

1. はじめに

都市の定義には種々様々なものがあろうが騒がしさ、喧騒もその一部を成すものと思われる。都市の魅力、例えば就業の場が多い、情報の伝達が速い等の理由から人々が集まり、産業や交通手段が発達し都市域は常に騒音に曝されている。更にエアコンディショナー等の機械、ピアノ、ステレオ等の音響機器が家庭に設置され、これらも地域の環境騒音を大きくしていると思われる。

このような状況下で、各自治体¹⁾及び大学等²⁾も含め、これ以上の環境騒音の悪化を防ぎ、工場等に対する個別規制ではなく、環境管理的見地から地域全体の音環境の質を高める事を目途として、環境騒音の把握手法の開発及び実態調査を実施しつつある。横浜市も環境騒音の実態を経年的に調査する事とし、環境庁が示した把握手法³⁾に準じて既の実施しているが、その手法に基づけば、本市における調査区は膨大となり、人員や機材の量を考慮すれば調査そのものが困難となる。そこで本研究所は環境騒音を簡便に予測する手法を調査研究する事とし、モデル地区として、丘陵が多く横浜の地形を代表する中区山手区域と、平坦で古くから町並が発達した南区の井戸ヶ谷区域を選び、各区域15地区（1地区は250mメッシュ）で実態調査を行い、データの解析を先ずは概括的に試みたので報告する。

2. 調査区域

図1に山手の調査区域を示す。当区域のほぼ中央、低地部に地域の幹線道路である市道高島本牧線（上下計4車線）が北西部（メッシュ番号 171-070）から東部（174-072）へ走り、この道路の北側のほとんどは丘陵である。この一帯は文教地区であると共に、公園や寺院を擁する閑静な住宅街でほとんど住居専用地域である。商圈としては元町商店街が171-070にかかる程度であるが、この地域はそこから続く外人墓地や元町公園（171-072）及び山手カトリック教会（172-070）等が在る横浜の観光地でもあり、両メッシュを結ぶ道路が丘陵部の主たる道路である。

高島本牧線の南部もそのほとんどは丘陵部であるが、ここには174-071から175-071に向かう谷戸があり、174-071から175-070に延びる谷戸の中央を通り、JR駅に達する道路沿いはこの地区の一大商店街となっている。商圈はこれと高島本牧線沿いの2つである。

井戸ヶ谷区域を図2に示す。北部には私鉄の井戸ヶ谷駅（173-053）があり、軌道はほぼ東西に走り174-052で南下し弘明寺駅（177-052）を通過する。横浜市の幹線道路である主要地方道横浜鎌倉線（4車

線)が175-056から178-054を通して、地下鉄がこの道の下を通過し、地下鉄の弘明寺駅入口が178-054にある。

井戸ヶ谷駅の前を主要地方道保土ヶ谷宮元線(4車線)が南東方向に下り、横浜鎌倉線に至る(176-055)。また県道が173-056から4車線で井戸ヶ谷交差点(174-054)に達し、その後2車線となって南下する。以上の道路がこの区域の主要道路である。

商圈は主要道路沿いに良く発達しており、特に地下鉄と私鉄の両弘明寺駅間は古くから栄えてきた商店街である。保土ヶ谷宮元線の両側に準工業地域が在るが、これと主要道路沿いの商圈を除いた地域は住居地域である。なお調査地区が入組んでいるが、これは住居の改築や道路工事等で騒音測定が不適となり、調査予定地区を変更したためである。

3. 調査項目及び調査方法

3.1 メッシュデータ

- 1) 上下2車線以上の道路から測定点までの水平距離：L(m) 横浜市2500分の1地形図による。
- 2) 上記道路の車線数：NL 現地調査による。
- 3) 測定点を設けた道路の車線数：NM 現地調査による。
- 4) 海拔：SL(m) 上記地形図による。
- 5) 用途地域：LU 横浜市都市計画局作成の用途地域図による。
- 6) 建物率：BR(%) 上記地形図の面積比より算出。
- 7) 緑被率：GR(%) 同局作成の航空写真の面積比より算出。
- 8) 人口密度：PR(人/km²) 横浜市総務局作成の国勢調査のメッシュデータ⁴⁾による。
- 9) 工場数：NF 横浜市総務局作成の事業所調査のメッシュデータ⁵⁾による。
- 10) その他 気象条件や道路指標等は文献3)に準じている。

3.2 騒音レベル

騒音測定点は1地区1ヶ所としメッシュの中央を原則としたが、公共用地であることと、地形的に測定可能な場所を選定するため中央からずれた場合もある。騒音測定は1区域の15地区全て同一日の同一時間に実施し、毎正時より20分間連続測定しこれを24回繰り返した。マイクロホンの地上高さを1.2m、騒音計の動特性をFASTとし、騒音レベルを紙送り速度3mm/sに設定した高速度レベルレコーダに記録した。得られた騒音レベルから10/3秒毎にレベルを300個読み取り、時間率騒音レベル(Lx)のL_s、L₁₀、L₅₀、L₉₀、L₉₅及び等価騒音レベル(L_{eq})を求めた。



図1 山手区域の15調査地区 ●:騒音測定点

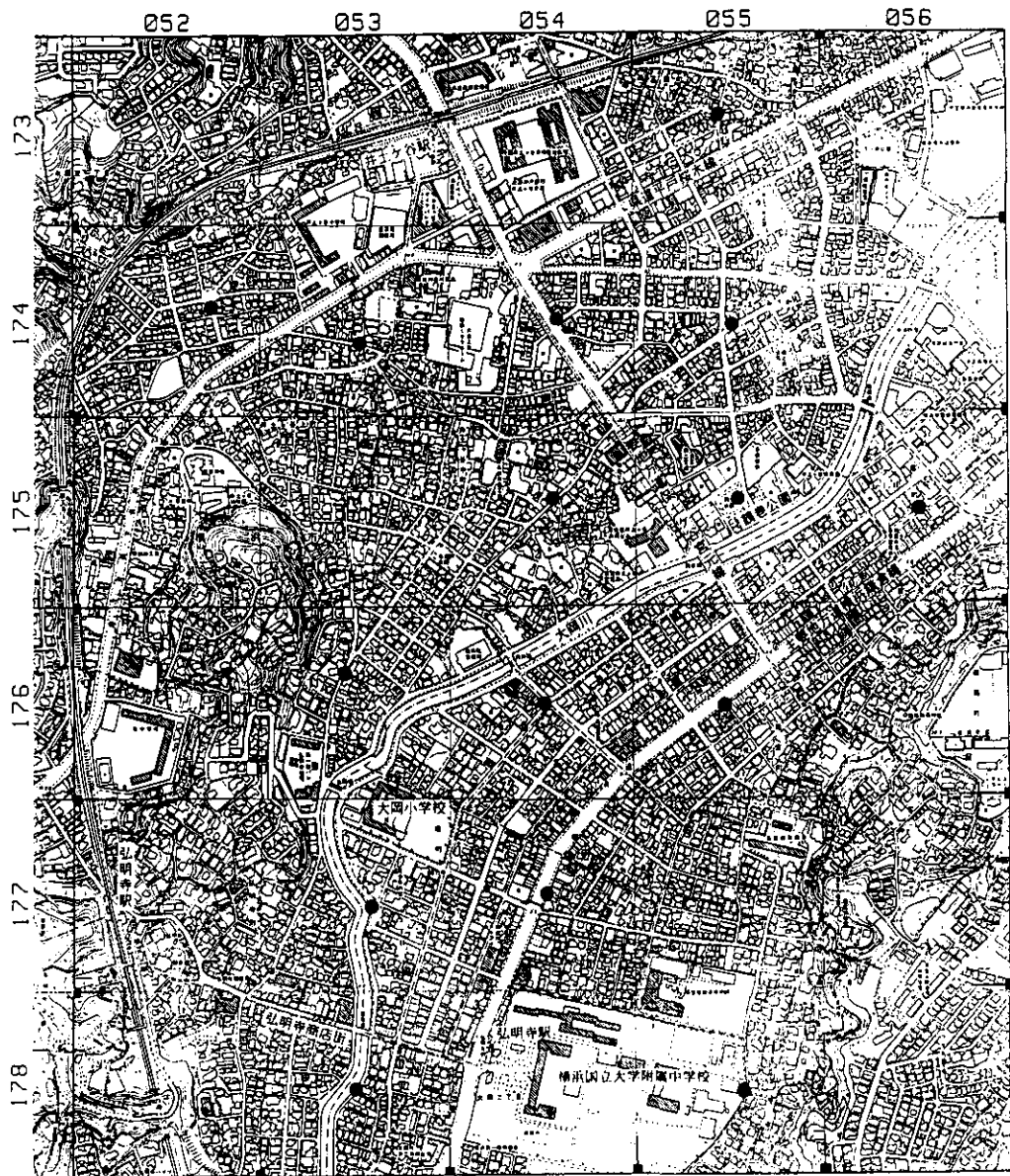


図2 井戸ヶ谷区域の15調査地区 ●:騒音測定点

4. 調査結果

4.1 メッシュデータの集計結果

表1に示す。ここで問題なのは騒音測定点を設けた道路の車線数NMであるが、次のように分類してある。

表1 メッシュデータ

| No. | メッシュ番号 | L | NL | NM | SL | LU | BR | GR | PR | NF |
|------|---------|-------|-----|-----|------|-----|------|------|---------|-----|
| 1 | 171-070 | 119 | 4 | 0 | 6 | 4 | 26 | 34 | 12560 | 4 |
| 2 | 171-071 | 80 | 2 | 1 | 16 | 3 | 24 | 47 | 5824 | 5 |
| 3 | 171-072 | 2 | 2 | 2 | 36 | 1 | 26 | 45 | 4848 | 1 |
| 4 | 172-070 | 0 | 2 | 2 | 41 | 1 | 23 | 43 | 9040 | 1 |
| 5 | 172-071 | 0 | 2 | 2 | 22 | 2 | 26 | 43 | 7856 | 0 |
| 6 | 172-072 | 0 | 2 | 2 | 18 | 2 | 28 | 36 | 3936 | 0 |
| 7 | 173-070 | 3 | 4 | 4 | 10 | 4 | 30 | 41 | 13184 | 4 |
| 8 | 173-071 | 63 | 2 | 0 | 22 | 2 | 25 | 41 | 13008 | 3 |
| 9 | 173-072 | 25 | 2 | 0 | 9 | 3 | 30 | 33 | 16224 | 0 |
| 10 | 174-070 | 141 | 4 | 0 | 29 | 1 | 25 | 40 | 15360 | 1 |
| 11 | 174-071 | 50 | 4 | 1 | 8 | 4 | 32 | 29 | 25376 | 10 |
| 12 | 174-072 | 30 | 4 | 2 | 7 | 3 | 32 | 30 | 21232 | 4 |
| 13 | 175-070 | 370 | 4 | 0 | 12 | 4 | 25 | 38 | 16528 | 4 |
| 14 | 175-071 | 280 | 4 | 0 | 20 | 1 | 24 | 41 | 16256 | 1 |
| 15 | 175-072 | 270 | 4 | 0 | 34 | 1 | 24 | 43 | 14096 | 2 |
| 16 | 173-055 | 45 | 4 | 1 | 3 | 3 | 33 | 14 | 19856 | 8 |
| 17 | 174-052 | 89 | 4 | 1 | 6 | 3 | 33 | 7 | 25424 | 9 |
| 18 | 174-053 | 65 | 4 | 1 | 4 | 3 | 35 | 3 | 18960 | 10 |
| 19 | 174-054 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 39 | 1 | 13648 | 9 |
| 20 | 174-055 | 0 | 2 | 2 | 3 | 3 | 37 | 3 | 22304 | 21 |
| 21 | 175-054 | 109 | 4 | 1 | 3 | 4 | 37 | 3 | 17024 | 11 |
| 22 | 175-055 | 54 | 4 | 0 | 4 | 6 | 33 | 7 | 18624 | 18 |
| 23 | 175-056 | 37 | 4 | 1 | 3 | 6 | 35 | 5 | 15248 | 21 |
| 24 | 176-053 | 230 | 2 | 1 | 6 | 3 | 26 | 17 | 17696 | 3 |
| 25 | 176-054 | 2 | 2 | 2 | 4 | 3 | 36 | 3 | 18368 | 25 |
| 26 | 176-055 | 3 | 4 | 4 | 4 | 5 | 41 | 0 | 22960 | 14 |
| 27 | 177-053 | 190 | 4 | 1 | 5 | 3 | 29 | 9 | 15888 | 6 |
| 28 | 177-054 | 3 | 4 | 4 | 4 | 5 | 41 | 1 | 22864 | 12 |
| 29 | 178-053 | 140 | 4 | 0 | 5 | 3 | 42 | 3 | 22672 | 2 |
| 30 | 178-055 | 345 | 4 | 1 | 6 | 3 | 22 | 14 | 8384 | 1 |
| 平均 | | 91.6 | 3.3 | 1.3 | 11.8 | 3.1 | 30.6 | 22.5 | 15842.6 | 7.0 |
| 標準偏差 | | 108.7 | 1.0 | 1.3 | 11.0 | 1.4 | 6.0 | 17.6 | 5897.6 | 7.0 |

0 : a. 道路ではない b. 車線を形成しない生活道路で自動車がスムーズに移動できない c. 団地等への単なる取付け道路で通過交通は無い d. 1車線は形成するものの狭隘で軽自動車以下しか通過不可能 以上のような条件を持つ道路はその車線数をゼロとした。

1 : a. 普通の1車線道路 b. 一方通行路や対面交通が可能で、2車線の幅員があると思われても中央分離線等で明示されない道路 以上の道路は1車線道路とした。

2車線以上は分離線等で一目でそれと判る道路。

用途地域LUの分類は次の通りである。

1 : 1種住専 2 : 2種住専 3 : 住居

4 : 近隣商業 5 : 商業 6 : 準工業

4.2 騒音レベル

4.2.1 L_{eq} と L_x の関係

表2に L_{eq} と L_{10} 、 L_{50} 及び L_{90} との相関係数を時間帯別に示す。 L_{eq} と最も良い相関を示すのは、各時間帯を通じて L_{50} であり、相関係数は概ね0.97~0.98でかなり高い。図3に示した終日の L_{eq} と L_{50} の関係から、 L_{eq} は L_{50} を使ってほぼ±5dB(A)の範囲で推定できるので、過去に測定した L_{50} を使用してその大略の L_{eq} が求められる。 $L_{eq} > L_{50}$ となる場合は、夜間等で非常に静かな時に、突然大きな音を発する自動車が通過した場合等である。

4.2.2 メッシュ別 L_{eq}

朝、昼、夕、夜のレベルを各々 L_{eqm} 、 L_{eqd} 、 L_{eqe} 、 L_{eqn} とし、各時間帯別レベルを区域の平均との差 d で図4に示す。なお L_{eq24} は24時間のレベルである。区域の平均より低いメッシュはどの時間帯でも低く、またその逆も窺える。メッシュ毎に d の幅 r ($d_{max}-d_{min}$)で整理すると、 $r \leq 6$ となるメッシュは25となる。 $r \geq 7$ となるメッシュは特殊な地区であり、例えば170-070は神社の境内であり、昼に人々が集まり平均より+2dB(A)であるが、夜に音源がなくなりレベルが平均に比し大きく低下し(-7dB(A))結果として r が大きくなったものである。また173-070は4車線道路の端で全時間帯にわたって平均よりはるかに高く、昼に+10dB(A)であるが、夜間区域全体のレベルが低下しているにも拘らず、道路端故にレベルが低下せず平均に比し+17dB(A)となり r が大きくなったものである。この夜を除くと29メッシュで $r \leq 5$ となり、約1kmのメッシュ内を細分化した250mメッシュでも、静かなメッシュはいつでも静か、騒がしいメッシュはいつでも騒がしいと言える。

表2 LeqとLxの相関

| 時間帯 | データ数 | 評価値 | L50 | L95 | Leq |
|-----|------|-----|-------|-------|-------|
| 終日 | 720 | L5 | 0.875 | 0.767 | 0.976 |
| | | L50 | | 0.933 | 0.882 |
| | | L95 | | | 0.782 |
| 朝 | 60 | L5 | 0.848 | 0.689 | 0.979 |
| | | L50 | | 0.871 | 0.862 |
| | | L95 | | | 0.725 |
| 昼 | 300 | L5 | 0.878 | 0.781 | 0.970 |
| | | L50 | | 0.942 | 0.900 |
| | | L95 | | | 0.819 |
| 夕 | 150 | L5 | 0.828 | 0.715 | 0.982 |
| | | L50 | | 0.939 | 0.856 |
| | | L95 | | | 0.749 |
| 夜 | 210 | L5 | 0.842 | 0.675 | 0.966 |
| | | L50 | | 0.885 | 0.822 |
| | | L95 | | | 0.651 |

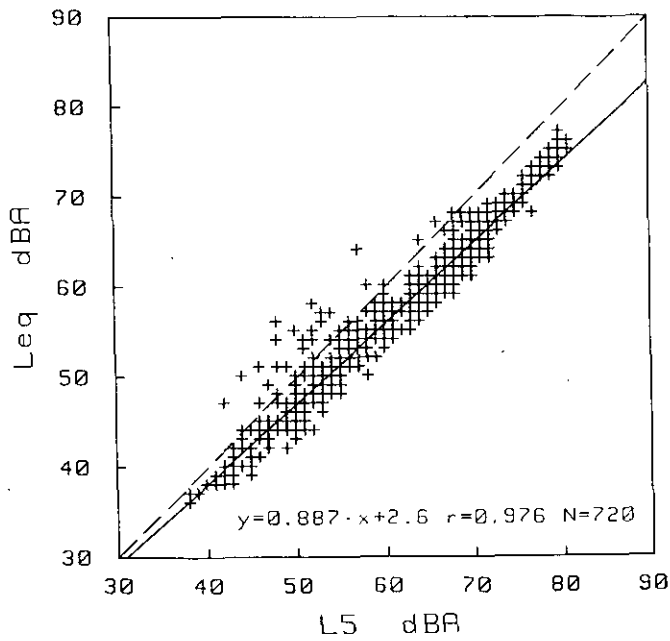


図3 LeqとL5との関係

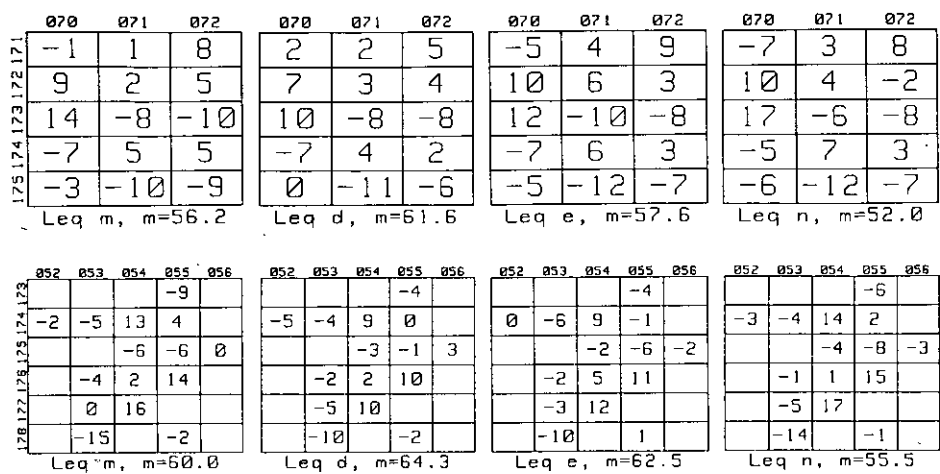


図4 メッシュ別時間帯別騒音レベル m: 区域の平均、上段: 山手 下段: 井戸ヶ谷

4.3 Leqの時間帯別評価値による名古屋市との比較

名古屋大学を中心としたグループは名古屋市の環境騒音に関し、膨大なデータを保有し様々な解析を試みている。そこで、今回の結果は横浜の極く一部のものではあるが、以下に名古屋²⁾との比較をLeqで行う。但し名古屋の結果は市内全域を1kmメッシュに分割した315地区(工業・工専8, 未指定11を含む)のもので、測定点は住居のベランダ、軒下及び庭等であり、10分毎に連続24時間測定した結果である。なお両都市間で時間帯に多少の差があり、昼から夕への時間と夕から夜への時間が横浜で各々18時、23時であるのに対し、名古屋では各々19時、22時となっている。

4.3.1 時間帯別評価値と用途地域

表3に時間帯別評価値を用途地域別に示し、図5に名古屋との比較を示す。

横浜の商業地域は4車線道路端の2サンプルのみ故これを除いて、先ず1種と2種では各時間帯を通して横浜がやや高めであり、両都市のレベル差は1種夕の1.5dB(A)、2種昼の1.3dB(A)を別にして他の時間帯は1dB(A)以内である。住居と近商ではほぼ名古屋がやや高めで、レベル差は近商朝の2.8dB(A)を除けば、全時間帯で差は2dB(A)以下である。準工では昼に差が4.8dB(A)と大きいが他の時間帯は約2dB(A)以下である。

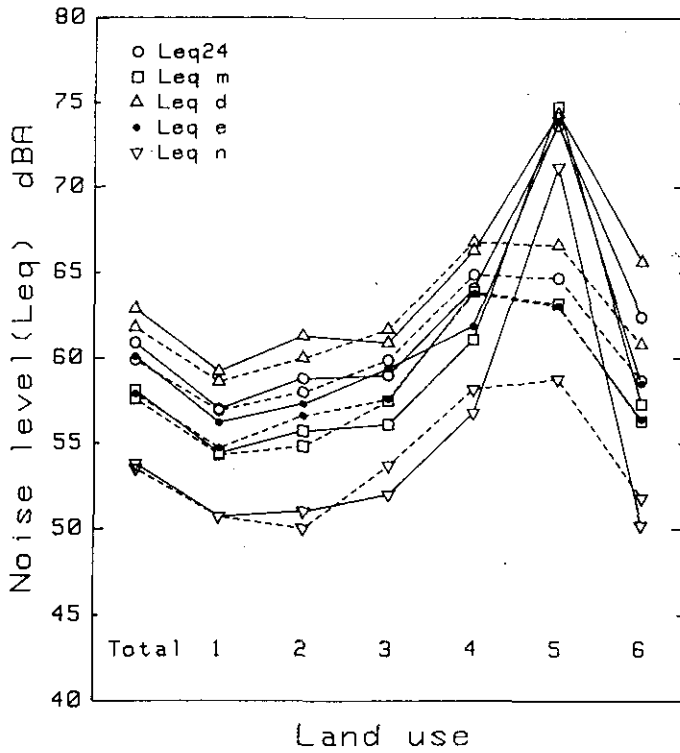
時間帯別の評価値を用途地域のレベルの降順で表4に示す。横浜でも名古屋でも最高レベルは商業系であり、次に住居か準工が並び、最低レベルは住専系であり、常識的な結果と言えよう。

表3 用途地域別各種評価値の騒音レベル dB(A)

| 用途地域 | 度数 | Leq _a | | Leq _m | | Leq _d | | Leq _e | | Leq _n | |
|------|-----|------------------|----------|------------------|----------|------------------|----------|------------------|----------|------------------|----------|
| | | m | σ | m | σ | m | σ | m | σ | m | σ |
| 1種住専 | 5 | 57.0 | 8.6 | 54.4 | 9.4 | 59.2 | 8.0 | 56.2 | 10.2 | 50.7 | 9.8 |
| | 56 | 56.9 | 3.9 | 54.3 | 4.7 | 58.6 | 4.2 | 54.7 | 4.5 | 50.7 | 5.3 |
| 2種住専 | 3 | 58.8 | 6.7 | 55.7 | 6.8 | 61.3 | 6.6 | 57.3 | 8.1 | 51.0 | 4.9 |
| | 29 | 58.0 | 6.2 | 54.8 | 6.0 | 60.0 | 5.9 | 56.6 | 8.3 | 50.0 | 6.9 |
| 住居 | 12 | 59.0 | 4.0 | 56.1 | 5.9 | 60.9 | 3.8 | 59.4 | 4.7 | 52.0 | 4.8 |
| | 125 | 59.9 | 5.1 | 57.5 | 6.8 | 61.7 | 5.4 | 57.6 | 6.5 | 53.7 | 5.9 |
| 近隣商業 | 6 | 64.1 | 5.9 | 61.1 | 8.6 | 66.3 | 5.2 | 61.9 | 8.1 | 56.8 | 11.0 |
| | 33 | 64.9 | 5.7 | 63.9 | 7.3 | 66.8 | 5.7 | 63.8 | 6.9 | 58.2 | 6.8 |
| 商業 | 2 | 73.7 | 0.6 | 74.8 | 1.0 | 74.4 | 0.3 | 73.9 | 0.7 | 71.2 | 1.3 |
| | 22 | 64.7 | 4.5 | 63.2 | 5.5 | 66.6 | 4.5 | 63.1 | 5.8 | 58.8 | 5.6 |
| 準工 | 2 | 62.4 | 3.0 | 57.3 | 4.0 | 65.6 | 3.3 | 58.5 | 3.3 | 50.2 | 3.6 |
| | 31 | 58.7 | 4.6 | 56.3 | 5.4 | 60.8 | 4.6 | 56.4 | 5.4 | 51.8 | 5.7 |
| 全地域 | 30 | 60.9 | 6.6 | 58.1 | 8.2 | 62.9 | 6.2 | 60.1 | 7.5 | 53.8 | 8.5 |
| | 315 | 60.0 | 5.8 | 57.8 | 7.0 | 61.9 | 5.9 | 57.9 | 6.9 | 53.5 | 6.7 |

m: 平均, σ : 標準偏差, 上段: 横浜, 下段: 名古屋

横浜の地区数は30と少ないために確たる事は言えないが、横浜でも名古屋でも各時間帯別評価値を用途地域のレベルで判断すると、その並びは似たものになり、しかも同一の用途地域であればそのレベルも大差ないようである。



実線：横浜 破線：名古屋
 1：1種 2：2種 3：住居
 4：近商 5：商業 6：準工

図5 用途地域別騒音レベル

表4 時間帯別評価値と用途地域の関係

| 都市 | 評価値 | 用途地域別騒音レベルの降順 |
|-------------|-------------------|-------------------|
| 横 浜 | Leq ₂₄ | 商業>近商>準工>住居>2種>1種 |
| | Leq _m | 商業>近商>準工>住居>2種>1種 |
| | Leq _d | 商業>近商>準工>2種>住居>1種 |
| | Leq _e | 商業>近商>住居>準工>2種>1種 |
| | Leq _n | 商業>近商>住居>2種>1種>準工 |
| 名 古 屋 | Leq ₂₄ | 近商≧商業>住居>準工>2種>1種 |
| | Leq _m | 近商≧商業>住居>準工>2種>1種 |
| | Leq _d | 近商≧商業>住居>準工>2種>1種 |
| | Leq _e | 近商≧商業>住居>2種>準工>1種 |
| | Leq _n | 商業≧近商>住居>準工>2種>1種 |

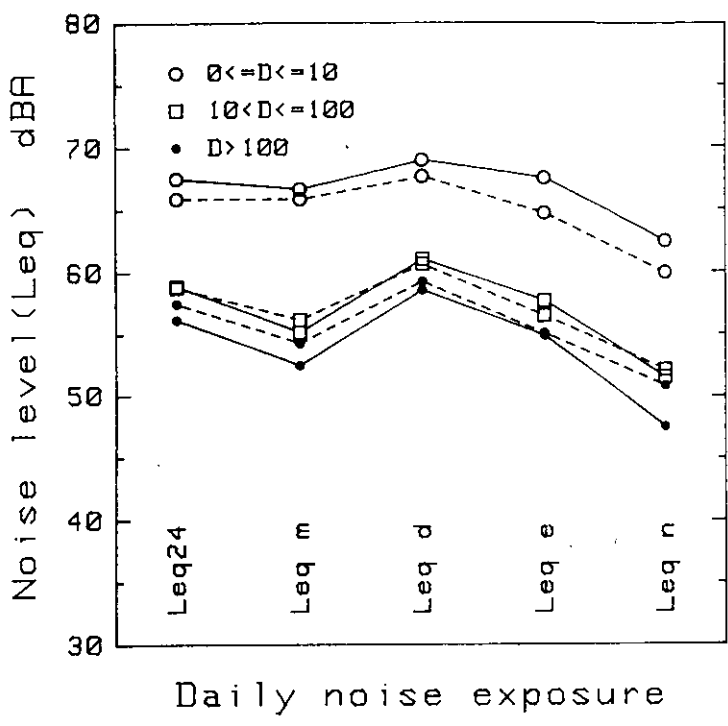
4.3.2 時間帯別評価値と2車線以上の道路からの距離

2車線以上の道路からの距離別に整理した時間帯別評価値を表5に示し、名古屋との比較を図6に示す。距離は近距離($D \leq 10m$)、中距離($10 < D \leq 100m$)及び遠距離($D > 100m$)の3種であるが、横浜の近距離は全て3m以内の道路端である。

両市共に近距離と他の距離との間に明瞭なレベル差があり、Leq₂₄で見ると横浜では近距離に比し中距離で8.6dB(A)、遠距離で11.3dB(A)低く、名古屋では同様に中距離で7.1dB(A)、遠距離で8.4dB(A)それぞれ低い。個々の時間帯では近距離で横浜がやや高いが、これは横浜の測定点が全て道路から3m以内のためと思われる。中距離においては各時間帯を通じて横浜と名古屋にほとんど差が無く、遠距離では、名古屋の場合中距離に比し平均1.5dB(A)の低下で平行移動しているだけであり、横浜では夜の4dB(A)の低下を除き、平均2.7dB(A)の低下でこれまた平行移動している。

即ち日中では、横浜も名古屋も近、遠距離で多少の差は在るものの、2車線以上の道路からの距離別に見てもレベルに大差は無い。

以上のように用途地域別、2車線以上の道路からの距離別に時間帯別評価値を比較すると、横浜と名古屋の間には騒音のレベルにもその傾向にも大差なく、両都市の環境騒音は似た条件下ではほとんど同様となる。しかし全市を調査対象区域とし1kmメッシュに区切ったその一つを1調査地区とした名古屋に対し、横浜の1調査地区は約1kmメッシュ程の対象区域を細分化した250mメッシュである。横浜のミクロと名古屋のマクロな調査結果が互いに同様である事実は、都市の環境騒音が極く限られた狭い範囲で決定される事を意味する。従って都市の環境騒音を広範囲のメッシュで地図化する事はかなり困難のようである。



実線：横浜 破線：名古屋

図6 時間帯別評価値と2車線以上の道路からの距離

表5 2車線以上の道路からの距離D (m) 別騒音レベル dB(A)

| D | 度数 | Leq ₂₄ | | Leq _m | | Leq _d | | Leq _e | | Leq _n | |
|--------------|-----|-------------------|-----|------------------|-----|------------------|-----|------------------|-----|------------------|-----|
| | | m | σ | m | σ | m | σ | m | σ | m | σ |
| D ≤ 10 | 10 | 67.5 | 4.6 | 66.7 | 6.1 | 69.0 | 4.1 | 67.5 | 4.8 | 62.4 | 7.4 |
| | 73 | 65.9 | 5.0 | 65.9 | 5.6 | 67.7 | 5.1 | 64.7 | 5.7 | 59.9 | 5.4 |
| 10 < D ≤ 100 | 10 | 58.9 | 4.6 | 55.2 | 5.4 | 61.1 | 4.6 | 57.7 | 5.3 | 51.5 | 4.5 |
| | 135 | 58.8 | 4.5 | 56.2 | 5.3 | 60.7 | 4.7 | 56.5 | 5.5 | 52.1 | 5.7 |
| 100 < D | 10 | 56.2 | 4.6 | 52.5 | 5.1 | 58.6 | 4.5 | 54.9 | 5.6 | 47.5 | 5.0 |
| | 107 | 57.5 | 4.8 | 54.3 | 5.1 | 59.3 | 5.0 | 55.1 | 6.1 | 50.8 | 5.6 |
| 全 体 | 30 | 60.9 | 6.6 | 58.1 | 8.2 | 62.9 | 6.2 | 60.1 | 7.5 | 53.8 | 8.5 |
| | 315 | 60.0 | 5.8 | 57.8 | 7.0 | 61.9 | 5.9 | 57.9 | 6.9 | 53.5 | 6.7 |

m : 平均, σ : 標準偏差, 上段:横浜, 下段:名古屋

4.4 時間帯別評価値と測定点の車線数

数年毎に環境騒音を比較する場合には同一地点でのデータが必要となるから、測定点はいつでも任意に選定可能な場所に限られその多くは道路となる。それ故に、そこで得られる環境騒音に大きく影響を与えるのは前面道路の騒音である。時間帯別評価値を先の表1の測定点の道路の車線数NMで整理した結果を表6及び図7に示す。

4車線のレベルは非常に高くどの時間帯でも70dB(A)以上もあり、概ね70~74dB(A)の範囲に入っており、しかも標準偏差が小さく騒音レベルが非常に安定している。

4車線のレベルから約8dB(A)以上低下して2車線が在り、車線数2、1及びゼロのレベルパターンはほとんど同一で平行移動しているだけである。2車線を基準にしてみると1車線では平均4dB(A)低下し、同様にゼロ車線では12dB(A)低下している。この事実から、道路等で得られる環境騒音は測定点を設けた道路の車線数で明確に区別できる事が判る。またこのパターンの特徴は昼にレベルが上り、夜には下がる点であり、人間の活動パターンに等しく生活道路と規定可能であるのに対して、4車線では性格が異なり夜間でもレベルは下がらず、一日中高レベルで一定しており正に産業道路と言える。

5. Leq₂₄の簡易予測手法の検討

5.1 実測値から他の評価値を予測する方法

表7に時間帯別評価値間の相関係数を示す。全て0.9以上でありLeq₂₄と他の評価値との相関係数はほぼ0.94以上と高く、中でもLeq_dとの相関係数は0.994で非常に高くこれは林ら⁹⁾の結果にも認められる。

Leq₂₄とLeq_dの関係を図8に示す。この関係を用いた場合、実測値Leq_dから予測したLeq₂₄は、ほぼ±1.5dB(A)で予測できる。従って、Leq_dが短時間の測定で求めれば、その値を用いて簡便にLeq₂₄を求め得る。既に林ら⁹⁾は14時から15時のLeqの1時間値とLeq₂₄の関係から相関係数0.88を報告している。昼の1時間毎のLeqは概ね一定であるので、昼のある時間に測定したLeqからLeq_dを求めるのは可能と考えられる故、これはかなり有効な方法である。

5.2 メッシュデータから評価値を予測する方法

実測もせずに既存の社会指標や、複雑な操作を必要とせずに入手し得るデータ等から各種評価値が予測可能ならば都合が良い。例えば鄭ら⁷⁾は数量化理論I類を用いて環境要因を分析しLeqを予測している。ここでは以上の観点から、鄭ら⁷⁾の分析結果を踏まえつつ、Leq₂₄を対象にメッシュデータとの重回帰分析から予測を試みる。

表8にLeq₂₄とメッシュデータの相関係数を示す。Leq₂₄と相関が強いのは圧倒的に測定点の車線

数NMである。相関係数の絶対値が大きいものに依って一般論を述べれば、海拔が高くなるに従い用途地域は工業・商業系から住居・住専系へ変化し、建物率は小さくなり緑は増え、人工密度は小さく、また工場数も少なくなり静かな方向へ移行すると言える。

そこで先ずNMを説明変数に採用する。次に入手容易な用途地域LUを見ると、LUはSLとGRとの相関が高くLUを両者の代表として採用する。次に容易に入手し得るデータは人口密度PRであるが、PRはBRとある程度の相関がある事、環境騒音を遮るものは建物である事、及び将来に統計が整備されれば入手可能と思われるのでBRを説明変数とする。また工場数NFはLU及びBRとも多少の相関が有るが、環境騒音の決定因子の1つと考え得るのでこれも採用する。

以上の4説明変数を用いて重回帰分析を行った結果の分散分析表を表9に示す。F検定によると回帰関係は高度に有意である。以下に回帰式を示す。

$$Leq_{24} = 58.93 + 4.644 \cdot NM + 1.563 \cdot LU - 0.3293 \cdot BR + 0.1417 \cdot NF \quad R = 0.950 \quad (1)$$

ここでRは重相関係数であるが、非常に高い数値が得られている。実測値と(1)式による予測値の関係を図9に示す。両者の差が±1dB(A)内に入るものは60%、同±3dB(A)内では80%、同±5dB(A)内では100%である。この精度は実測値Leq dを用いた場合より落ちるが、環境要因だけを使用した予測としてはかなり有効と思われる。精度を上げれば十分に使用に耐えるものと考えられる。

以下、他の時間帯の回帰式と重相関係数を示す。

$$Leq_m = 56.04 + 6.079 \cdot NM + 1.092 \cdot LU - 0.3538 \cdot BR + 0.2022 \cdot NF \quad R = 0.959 \quad (2)$$

$$Leq_d = 61.91 + 4.2348 \cdot NM + 1.736 \cdot LU - 0.3586 \cdot BR + 0.1392 \cdot NF \quad R = 0.942 \quad (3)$$

$$Leq_e = 55.75 + 5.221 \cdot NM + 0.5702 \cdot LU - 0.1844 \cdot BR + 0.1742 \cdot NF \quad R = 0.919 \quad (4)$$

$$Leq_n = 50.37 + 6.386 \cdot NM + 0.7122 \cdot LU - 0.2656 \cdot BR + 0.1204 \cdot NF \quad R = 0.954 \quad (5)$$

各式を用いた予測値と実測値の差の絶対値が3dB(A)内となる割合は、(2)式で70%、(3)式80%、(4)式70%、(5)式87%であり、同5dB(A)内では(2)、(3)式では100%、(4)式93%、(5)式90%である。各式ともほぼ±5dB(A)で予測する結果である。昼と夜の場合を図10と11に示す。

前期4つの説明変数を用いてかなり良好な予測結果が得られたが、問題として建物率のメッシュデータが整備されていないこと、及び工場数そのものはメッシュの指標とはなりにくく、面積比で表現した工場率が必要であろう。

表6 測定点の車線数別騒音レベル dB(A)

| 車線数 | 度数 | Leq ₂₄ | | Leq _m | | Leq _d | | Leq _e | | Leq _n | |
|-----|----|-------------------|----------|------------------|----------|------------------|----------|------------------|----------|------------------|----------|
| | | m | σ | m | σ | m | σ | m | σ | m | σ |
| 0 | 9 | 54.0 | 4.4 | 49.5 | 3.9 | 56.8 | 4.8 | 51.0 | 3.0 | 44.8 | 2.5 |
| 1 | 10 | 60.4 | 2.4 | 57.0 | 2.9 | 62.2 | 2.7 | 60.7 | 2.3 | 53.2 | 2.8 |
| 2 | 7 | 63.8 | 2.1 | 62.2 | 2.4 | 65.7 | 1.8 | 63.8 | 3.2 | 56.9 | 3.6 |
| 4 | 4 | 72.5 | 1.5 | 73.2 | 2.2 | 73.5 | 1.2 | 72.2 | 2.0 | 70.3 | 1.3 |
| 全体 | 30 | 60.9 | 6.6 | 58.1 | 8.2 | 62.9 | 6.2 | 60.1 | 7.5 | 53.8 | 8.5 |

m: 平均, σ : 標準偏差

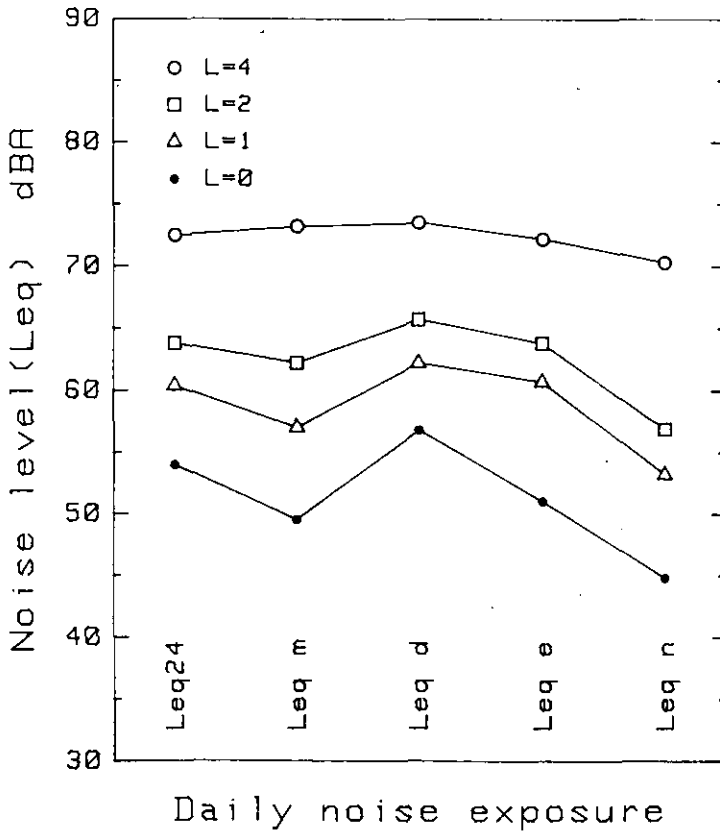


図7 時間帯別評価値と測定点の車線数

表7 時間帯別評価値の相関

| 評価値 | Leq d | Leq e | Leq n | Leq ₂₄ |
|-------|-------|-------|-------|-------------------|
| Leq m | 0.948 | 0.936 | 0.950 | 0.967 |
| Leq d | | 0.921 | 0.905 | 0.994 |
| Leq e | | | 0.946 | 0.954 |
| Leq n | | | | 0.936 |

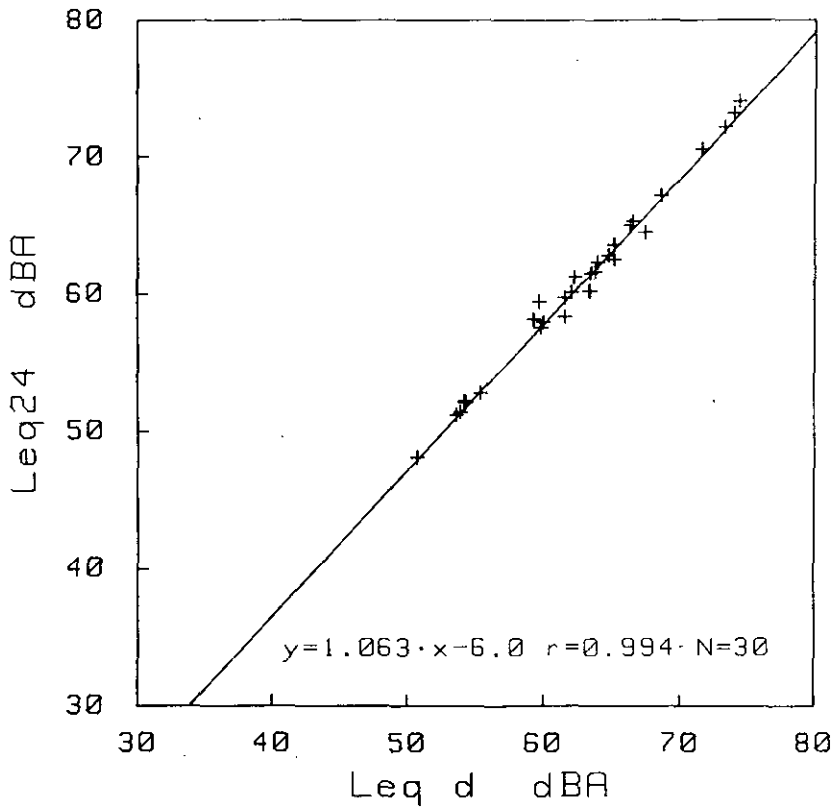


図8 Leq₂₄とLeq dの関係

表8 Leq₂₄とメッシュデータとの相関

| データ | NL | NM | SL | LU | BR | GR | PR | NF | Leq ₂₄ |
|-----|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------------------|
| L | 0.340 | -0.565 | 0.056 | -0.181 | -0.475 | 0.145 | -0.031 | -0.352 | -0.523 |
| NL | | -0.037 | -0.386 | 0.419 | 0.304 | -0.354 | 0.479 | 0.114 | -0.005 |
| NM | | | -0.150 | 0.252 | 0.448 | -0.262 | 0.008 | 0.245 | 0.894 |
| SL | | | | -0.770 | -0.661 | 0.777 | -0.585 | -0.570 | -0.200 |
| LU | | | | | 0.596 | -0.611 | 0.426 | 0.631 | 0.470 |
| BR | | | | | | -0.820 | 0.656 | 0.645 | 0.398 |
| GR | | | | | | | -0.611 | -0.703 | -0.296 |
| PR | | | | | | | | 0.497 | 0.203 |
| NF | | | | | | | | | 0.384 |

表9 分散分析表

| 変動因 | 自由度 | 平方和 | 平均平方 | F値 | F検定 |
|---------|-----|--------|-------|-------|-----|
| 全体 | 29 | 1271.4 | | | --- |
| 回帰による | 4 | 1147.9 | 287.0 | 58.05 | *** |
| 回帰からの残差 | 25 | 123.6 | 4.9 | | --- |

***:危険率 0.5%で有意

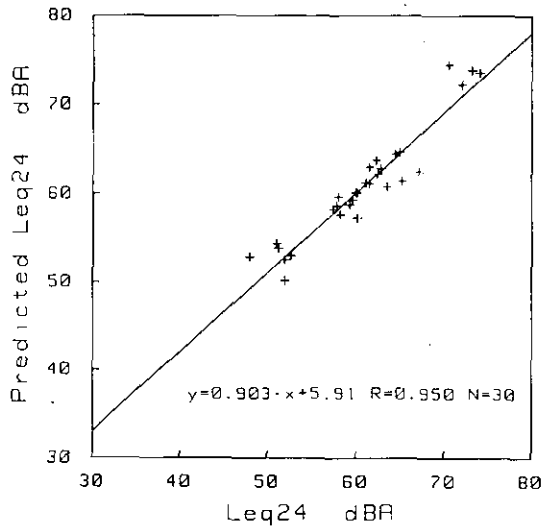


図9 Leq₂₄の実測値と予測値

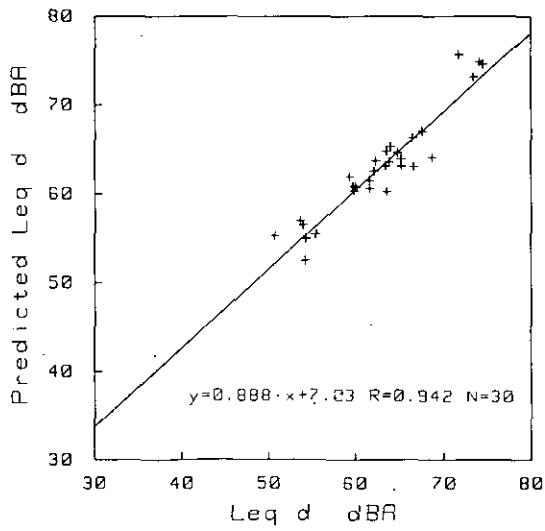


図10 Leq dの実測値と予測値

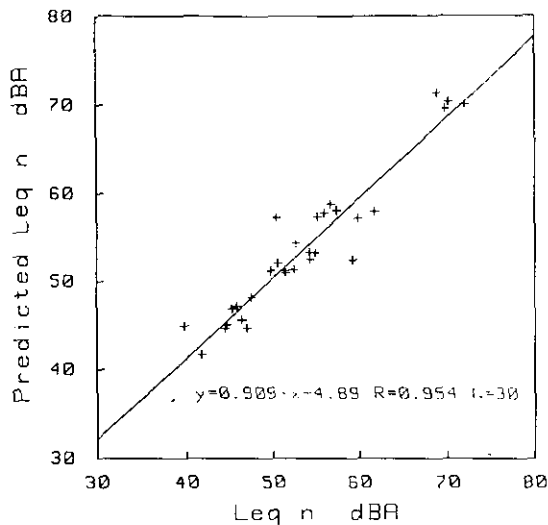


図11 Leq nの実測値と予測値

6. まとめ

1 調査地区を1 kmメッシュ程度の区域を細分化した250 mメッシュとし、横浜市内の2 区域30地区で環境騒音を測定すると共に、メッシュの種々なデータとの関係を検討し次の知見を得た。

- 1) 等価騒音レベル (Leq) と強い相関を示す時間率騒音レベルは L_{eq} であり、この L_{eq} から概ね±5 dB(A) の範囲でLeqを推定し得る。従って過去の L_{eq} から大略のLeqを知り得るが、暗騒音が非常に静かな場所のデータでは両者が大幅に異なってくる。
- 2) Leqに基づく時間帯別評価値を用途地域別、また2 車線道路からの距離別に整理し、全市を対象に1 kmメッシュで調査した名古屋の結果と比較すると、横浜と名古屋にはほとんど差が無い。このことは、ある点で得られた環境騒音は近傍の狭い範囲の環境に左右される事を意味し、また地上高さ1 ~ 2 m程度の高さで環境騒音をマクロに捉える事は、測定点近傍建物の影響を強く受けるために、横浜や名古屋のように建築物が多い都市では困難である。
- 3) 時間帯別評価値を本文に記した条件で分類した騒音測定点の車線数で整理すると、各評価値はその車線数で明瞭に分別される。この事からも現行の測定法による環境騒音は限られた範囲を代表するに過ぎないと言える。

- 4) $Leq_{2,4}$ と他の時間帯別評価値との相関は強く、殊に Leq_d との相関係数は 0.994 と最良を示す。 Leq_d の実測値から ± 1.5 dB(A) の範囲で $Leq_{2,4}$ が予測可能と思われる。
- 5) 実測せずに $Leq_{2,4}$ を予測するために、説明変数として騒音測定点の車線数、用途地域、建物率及び工場数を用いて重回帰分析を行ったところ、この回帰式は ± 5 dB(A) の範囲で実測値の $Leq_{2,4}$ を予測する。重相関係数は 0.950 であり非常に高い数値である。

7. おわりに

都市の環境騒音を簡便に予測する手法の1つとして環境要因を説明変数とする重回帰分析を試みたが、測定点の車線数がその環境騒音を大きく左右する結果が得られた。この説明変数は非常に都合の良いことに、交通量や車速等の計測は不要であるし、現場に赴けば一目で分かるものである。但しその車線をゼロとするか1とするか等の普遍的判断基準をどこにおくか不明瞭な点もある。今回の調査では筆者の判断だけで試行的に分別しているに過ぎないが、非常に有効な説明変数である事が明確になったので、その判断基準を確立する事が今後の課題である。また予測精度を向上させる適切な環境要因を見出す事も同様である。

最後に、本報は、全国公害研究会誌(Vol. 16, No. 1 平成3年3月発行予定)用に文献8, 9)のデータの誤りを正し一つにまとめたものを基に、更に加筆したものである。

【参考文献】

- 1) 例えば、川崎市公害局：環境騒音調査報告書、昭和59年3月。
- 2) 例えば、久野和宏他：名古屋市域における住居の環境騒音暴露量に関する研究、日本音響学会誌、Vol. 40, No. 6, pp388-396(1984)。
- 3) 計量計画研究所：昭和58年度環境庁委託業務結果報告書 都市環境騒音の把握手法検討調査、昭和59年3月。
- 4) 横浜市総務局事務管理部統計課：横浜市メッシュ別集計結果報告書(昭和55年国勢調査結果)、昭和58年3月。
- 5) 横浜市総務局事務管理部統計課：横浜市メッシュ別集計結果報告書(昭和56年事業所統計調査結果)、昭和58年3月。
- 6) 林 顯效他： Leq に基づく住環境騒音の短時間及び長時間計測値間の関連、騒音制御、Vol. 11, No. 5, pp43-47(1987)。
- 7) 鄭 大瑞他：都市内住居の騒音暴露量に関する分析、日本音響学会誌、Vol. 40, No. 8, pp546-553

(1984).

- 8) 鹿島教昭：都市環境騒音の比較：横浜と名古屋，日本騒音制御工学会講演論文集，pp109-112 (1990, 10).
- 9) 鹿島教昭：都市環境騒音と環境要素の関係及び騒音簡易予測，日本騒音制御工学会講演論文集，pp113-116 (1990, 10).

騒音公害苦情の実態について

冲山文敏（川崎市環境保全局）

1. はじめに

自治体における騒音対策は、昭和30年代に住工混在地域において、工場・事業場騒音を中心とした苦情が多く発生したことなどから、公害防止条例等を制定し、それに基づき実施されてきた。このような段階の後、昭和43年に騒音規制法が制定され、工場・事業場における事業活動と建設工事に伴って発生する騒音の許容限度としての「規制基準」を定め、さらに道路周辺の自動車騒音について都道府県公安委員会等に対して所要の措置をとるよう要請ができる事になり、騒音規制が強化された。

また、昭和46年5月公害対策基本法に基づき「騒音に係る環境基準」が閣議決定され、昭和48年12月には、「航空機騒音に係る環境基準」が、昭和50年7月には、「新幹線騒音に係る環境基準」がそれぞれ告示され環境基準達成のための諸施策を推進させることになり、現在の騒音に係る法体系が確立された。

現在の自治体の騒音行政としては、これら騒音規制法や公害防止条例に基づく騒音公害の防止を目的「規制行政」と苦情処理を中心とした「相談行政」が主体となっている。騒音行政は、他の大気汚染や、水質汚濁等の公害行政と比較すると、「相談行政」の比重が大きいがこれら騒音公害の実態について紹介する。

2. 騒音苦情件数

全国における公害に関する苦情件数は、公害苦情件数調査結果報告書（昭和63年度公害等調整委員会事務局調べ）によれば図1に示すように昭和45年度には年間63,433件であったが昭和47年度の87,764件をピークに昭和48年度以降は減少の傾向にあった。しかし昭和58年度から再び増加の傾向を示し、昭和63年度においては年間約70,000件をこえた。

このうち騒音に関する苦情は約20,000件で全体の約30%を占め、公害に関する苦情の第1位を占めている。このような騒音に関する苦情件数が多い傾向は各自治体とも同じであり、川崎市の場合においては平成元年度の苦情総数521件のうち騒音に関する苦情は、280件と多く54%となっている。また、騒音規制法施行状況調査（昭和63年度環境庁調べ）によれば昭和63年度においては図2に示すように騒音苦情総件数は20,746件であり、発生源ごとの内訳をみると工場・事業場に係るものもっとも多く7,660件で36.9%となっており、ついで、建設作業騒音が4,103件で19.8%となっているが、この傾向に

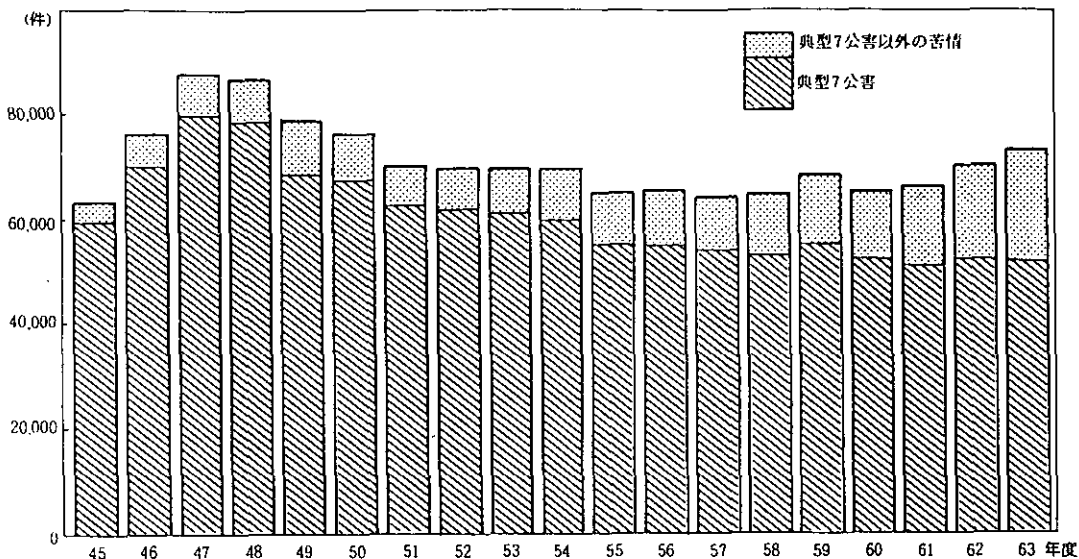


図1 苦情件数の推移

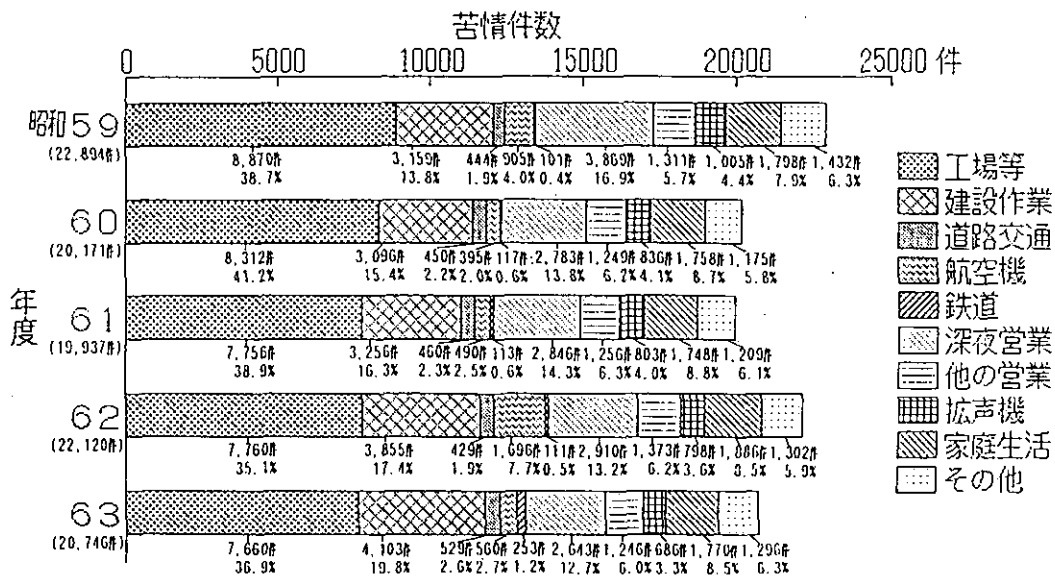


図2 騒音に係る苦情件数の推移

経年的な変化はみられない。

昭和50年代になると近隣騒音の苦情の占める割合が多くなってきたが、深夜営業騒音が2,634件で12.7%であり、家庭生活によるものは1,770件で8.5%を占めている。言い換えれば、騒音発生源がより身近の生活空間の周辺で遍在することや、住民の方々が騒音に関して無関心でいられなくなってきた背景が生じてきたものと思われる。

3. 騒音公害の苦情処理

3.1 苦情処理の目的と意義

行政における騒音苦情処理事務は「相談行政」であって「規制行政」ではない。

住民は、騒音公害の原因が法令による規制対象であるか、規制基準が守られているかにかかわらず受忍限度を超えて我慢できないと感じれば苦情を申し立てる。また、苦情の解決とは苦情者が満足（納得）することをいい、規制基準値以下になったとしても苦情者が満足しなければ解決ではない。

このため、法令に基づく規制権を行使して規制基準を守らせることは、苦情処理の手段であって目的ではない。

3.2 関係法令

1) 公害対策基本法

第2条において『「公害」とは事業活動その他の人の活動に伴って生ずる相当範囲にわたる大気の汚染、水質の汚濁、土壌の汚染、騒音、振動、地盤の沈下、及び悪臭によって、人の健康又は生活環境に係る被害が生ずることをいう』となっており、騒音公害の場合の「相当範囲にわたる」についていろいろな議論があったが、現在では苦情者が一軒でも公害として扱っていることが多い。

また、苦情対応に関する事項としては第21条において、「政府は、公害に係る紛争が生じた場合における、あっせん、調停等の紛争処理制度を確立するため、必要な措置を講じなければならない。」と定めている。

2) 公害紛争処理法

この法律は、公害に係る紛争について、あっせん、調停、仲裁及び裁定の制度を設けること等により、その迅速かつ適正な解決を図ることを目的としており、第49条では苦情処理について定めてあり「地方公共団体は、関係機関と協力して公害に関する苦情の適切な処理に努めること」としている。また、第2項においては、「都道府県及び市町村（特別区を含む。）は、公害に関する苦情について、次に掲げる事務を行わせるため、公害苦情相談員を置くことができる。

(1) 住民の相談に応ずること。

(2) 苦情の処理のために必要な調査、指導及び助言をすること。

(3) 前2号に掲げるもののほか、関係行政機関への通知その他苦情処理のために必要な事務を行うこと。」

となっている。

なお、地方公共団体が苦情処理を行うことは、地方自治法第2条において地方公共団体では公害の防止に関する事項を処理するよう定めてあることなどからである。

3) 騒音規制法

特定施設を有する工場・事業場である特定工場等から発生する騒音、建設工事として行われる作業のうち、著しい騒音を発生する作業で政令で定められた特定建設作業から発生する騒音、及び自動車騒音について定めてあり、それぞれ「規制基準」や「要請限度」等が設けられているが、これらは苦情処理における住民の「受忍限度」の目安となっている。

4) 都道府県及び市町村の条例

騒音規制法で定めていない部分（規制対象外）を公害防止条例や騒音防止条例等で補っている形のものが多い。しかしながら、騒音規制法（昭和43年）が制定された以前に大都市などでは条例が定められており、内容的にはきびしいものもある。たとえば、騒音規制法は新設工場等は届出制であるのに対して、許可制としている条例もある。

また、条例で規制基準を騒音規制法より厳しい値に定めることは上乘せ基準となってしまうので、大部分の自治体では法と条例の値は同じであるが、東京都や川崎市では環境騒音を加味した形で定めている。

表1に川崎市公害防止条例の規制基準を示した。

5) 指導要綱等

騒音規制法や条例の対象外の騒音に対して指導要綱、指導要領等を定めており、多くは近隣騒音関係のものが多い。川崎市では生活騒音だけを対象にした「川崎市生活騒音の防止に関する要綱」を昭和62年7月1日に制定し、住民対応を図っている。

なお、これら指導要綱等には罰則規定は設けられていない。

6) 環境基準

公害対策基本法第9条に基づいて騒音関係の環境基準が定められているが、苦情処理においては受忍限度の目安にすることが多い。現在定められている環境基準は次の3基準である。

ア. 騒音に係る環境基準（一般地域、道路に面する地域）

イ. 航空機騒音に係る環境基準

表1 騒音の規制基準（川崎市公害防止条例）

工場等から発生する騒音の許容限度は、工場等以外から発生し、かつ当該工場附近に常時存在する平均的な騒音の値（以下「環境騒音値」という。）以下とする。
 ただし、環境騒音値が次の各区分における上欄の値をこえる場合においては、工場等から発生する騒音の許容限度は上欄の値とし、当該環境騒音値が下欄の値以下の場合には、当該工場の騒音の許容限度は下欄の値とする。

（単位：ホン）

| 地域 | 時間帯 | 昼間 （午前8時から 午後6時まで） | 朝（午前6時から 午前8時まで） 夕（午後6時から 午後11時まで） | 夜間 （午後11時から 午前6時まで） |
|----------------|---------------|--------------------------|---|---------------------------|
| | 第1種住居 専用地域 | 50 | 45 | 40 |
| 第2種住居 専用地域 | 45 | 40 | 35 | |
| 住居地域 | 55 | 50 | 45 | |
| | 50 | 45 | 40 | |
| 近隣商業地域 商業地域 | 65 | 60 | 50 | |
| | 60 | 55 | 50 | |
| 工業地域 | 70 | 65 | 55 | |
| | 65 | 60 | 55 | |
| 工業専用地域 | 70 | 70 | 65 | |
| | 65 | 65 | 65 | |
| その他の地域 | 55 | 50 | 45 | |
| | 50 | 45 | 40 | |

備考

- 「第1種住居専用地域」、「第2種住居専用地域」、「住居地域」、「近隣商業地域」、「商業地域」、「準工業地域」、「工業地域」及び「工業専用地域」とは、都市計画法（昭和43年法律第100号）第8条第1項第1号に掲げる第1種住居専用地域、第2種住居専用地域、住居地域、近隣商業地域、商業地域、準工業地域、工業地域及び工業専用地域をいう。
- 「ホン」とは計量法（昭和26年法律第207号）第5条第44号に定める騒音の大きさの計量単位をいう。
- 騒音の測定は、規格C1502に定める指示騒音計、国際電気標準会議Pub179に定める精密騒音計又はこれらに相当する測定機器を用いて行うものとする。
この場合においては、騒音計の聴感補正回路はA特性を用いることとする。
- 騒音の測定方法は、規格Z8731に定める騒音レベル測定方法によるものとし、騒音の大きさの決定は、次のとおりとする。
 - 騒音計の指示値が変動せず、又は変動が少ない場合はその指示値とする。
 - 騒音計の指示値が周期的又は間欠的に変動し、その指示値の最大値がおおむね一定の場合は、その変動ごとの指示値の最大値の平均値とする。
 - 騒音計の指示値が不規則かつ大幅に変動する場合は、測定値の90パーセントレンジの上端の数値とする。
 - 騒音計の指示値が周期的又は間欠的に変動し、その指示値の最大値が一定でない場合は、その変動ごとの指示値の最大値の90パーセントレンジの上端の数値とする。
 - 環境騒音の測定にあたっては、すべての指示値の平均値又は中央値とする。
- 騒音の測定の地点は工場等の敷地境界線上とする。
- 工場等が他の地域に隣接する場合で、当該工場等の属する地域の基準値（以下この項において「A」という。）が、当該隣接する地域の基準値（以下この項において「B」という。）より高いときの当該工場等に適用される基準値は $\frac{1}{2}(A+B)$ とする。
- この規制基準は、建設工事に伴って発生する騒音については適用しない。

ウ. 新幹線鉄道騒音に係る環境基準

7) 苦情対応に関連のある他法令

苦情処理などにおいて公害関係以外で関連のある法令を発生源別に示すと、概ね次のようである。

ア. 工場・事業場騒音

建築基準法、都市計画法、電気事業法、ガス事業法、廃棄物の処理及び清掃に関する法律

イ. 建設工事騒音

建設業法、建築基準法

ウ. 深夜飲食店営業騒音（カラオケ騒音）

風俗営業等の規制及び業務の適正化等に関する法律、食品衛生法

8) 民法

騒音公害をめぐる民事上の紛争による処理の事例が多い。一般に、民法では加害者の不法行為責任が定めてある709条が適用されることが多い。

不法行為による損害賠償の制度は、加害者に被害者が被った損害の賠償責任を負わせ、損害を金銭的に回復させて、両者の間の負担の公平を図ろうとするものである。このため、苦情者の中には音源が無くならない限り抜本的解決にはならないとして、和解が成立した後でも市に相談にくるケースもある。

3. 3 苦情の受付及び処理について

公害苦情処理業務の流れの概要を図3に示したが、一般に地方公共団体で行われている苦情処理の概要を述べる。

1) 苦情の受付

受付方法としては、電話、手紙、来庁、他機関経由、議会陳情、議会請願等であり、一般には電話の受付が多い。なお、電話による苦情者の中には匿名を希望するものが多いが、騒音公害は音の指向性もあり、話の内容と現場での感じとは異なる事が多いので、相手に名前を出さないという条件でできるだけ住所と名前を聞いておくことが肝要となっている。

2) 現地調査

ア. 苦情者からの事情聴取

必要に応じ現場を把握しながら相手の話をよく聞く。話を十分に聞くことにより、苦情を取り下げる例もある。

イ. 騒音測定

内容に応じて必要な騒音測定を行う。最近では苦情内容により測定を行わない場合が多くなりつつ

あるが、基準値以下の場合などではデータレコーダや周波数分析器等の種々の測定器を用いて測定をし、苦情者に満足感を与え解決した例もある。

なお、生活騒音などの場合には個人的感情問題もあることから、あまり周囲にめだたない方法で行うなどの配慮が必要である。

ウ．発生源者からの事情聴取

苦情内容をよく伝え、苦情者の苦しみを理解してもらうとともに、公平な判断をするため発生源者の事情をもよく聞き、最適な防止対策の指導ができるよう配慮する。

3) 防止対策の検討

苦情内容や発生源者の事情等を勘案し、最小費用で最大の効果が上がる方法について検討する。このためには単一的な方法より複数の組み合わせによる方法の場合が多い。

4) 関係機関との連絡・協議

内容によっては、建築の指導部局、保健所、警察等の機関に委ねるか協力を仰ぐ事に依って、より円滑に処理できる場合が多い。

5) 発生源者に対する指導

発生源者には検討内容を説明し、協議を行う。基本的には発生源者の考えが中心になるが実行上の問題点の中でいちばん多いのが資金の問題である。このため各地方公共団体では公害防止のための融資や助成制度を設けている。また住居系地域において板金加工などの作業を行っているため建築基準法第49条に抵触し、その場所では作業ができない工場については、工業団地などへの移転を指導する。なお、移転時期、移転までの暫定対策等について苦情者との間で公害防止協定を結ぶ場合もある。公害防止協定については工場のほか建設工事でも行われる事が多い。

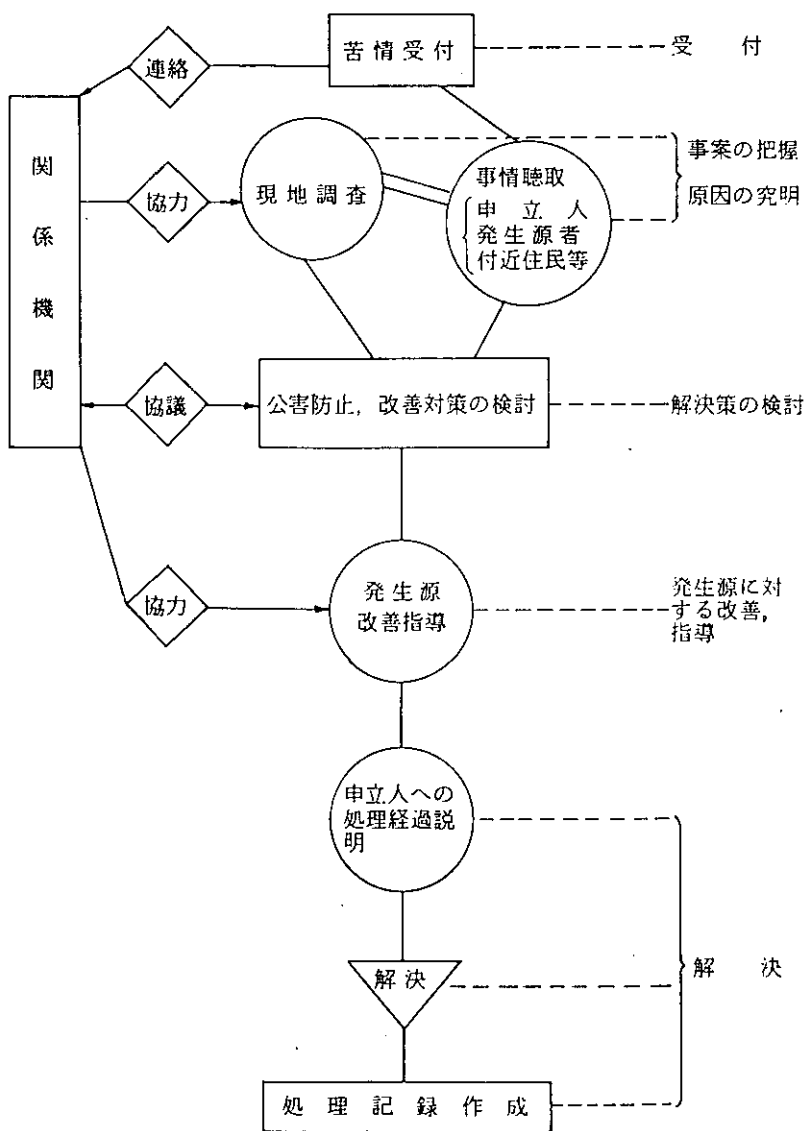
6) 対策実施

発生源者の対策内容を苦情者に説明し、了解を得てから対策を実施する。対策完了までの期間は資金関係、作業工程等の問題で比較的長くなる場合が多く、中には数年かかる事もある。

7) 解決

対策を実施し、苦情者が了解して解決となる。なお、苦情者が了解するまで何度も対策をやり直す事が生じる場合が多い。

図3 公害苦情処理業務の流れの概要



出典 公害苦情相談の手引
 (財団法人 日本環境協会発行)

4. 発生源別苦情対応の考え方とその事例

4.1 工場・事業場騒音

工場等の騒音は戦後の住宅難により用途地域の純化がすすまないまま急激な住宅建設にともない住工混在地区を形成し、問題が生じたものであるが、騒音規制及び条例等の施行により規制が強化されたことと企業努力などに伴い徐々にその改善が図られ、苦情件数も減少の傾向にある。しかしながら苦情の件数は騒音苦情全体の4割近くを占めており、その内容も多様化している。

苦情対応としては騒音規制法や条例等に基づき届出や許可申請書の提出指導を行い防音対策規制基準を目安に指導する。なお、住工混在地区での苦情が多いが、住居系地域の場合は建築基準法第49条に抵触している場合が多いので建築指導部局との合同調査指導が必要である。このような場合は、建築基準法に基づく工場や施設の移転指導と移転までの暫定的な防音対策の指導を行う。暫定対策は基準値以下になることは少なく苦情者との十分な話し合いが必要である。

また、昭和50年代までは中小企業が発生源の場合は防音対策に建屋を密閉する方法が多く採用され、作業環境の関係から建築基準法以外に消防法や労働基準法についても配慮する必要があったが、昭和50年代後半からは壁の材料を軽量コンクリートなどの遮音性能の高いものにし、空調機の導入によって密閉度が高まり工場騒音の問題は少なくなってきた。

これに対し、最近では法、条例による規制対象外の苦情が増加しており、特に都市で問題になっているのは資材置場、残土置場、駐車場等の開放型事業場の騒音問題が多くなってきたことで、その対応策も移転以外抜本的方法がなく苦慮しているところである。

4.2 建設工事騒音

くい打ち機やさく岩機等による建設工事騒音は短期間の問題であるが、騒音レベルが高く苦情の発生率も工場・事業場騒音に次いで高くなっている。

このため建設機械メーカーや建設業者は、低騒音型の建設機械の開発やその採用の努力をし、作業時間の自主規制や周辺住民に対する配慮などで対応しているところである。

また、建設工事騒音の問題の解決方法として現状で最も多く行われている方法は、建設業者が事前に、工事の目的や内容を十分説明し、苦情問題が発生した場合は、速やかに苦情者宅を訪問し、事情を説明して理解を求めると同時に改善できるものは早急に行うことである。「事前に説明が無かった」という内容が比較的多いことから、この方法は適切で重要であると思われる。

4.3 深夜飲食店営業騒音

深夜営業騒音については、飲食店をはじめボーリング場、バッティングセンター、スイミングスクール、ゴルフ練習場等を含め、各自治体においてそれぞれ規制をしてきたが、昭和52年頃よりカラオ

ケ騒音が大きな問題となり、昭和54年に八尾市が全国にさきがけて具体的なカラオケ規制について条例化した。

これに対して、昭和55年10月、環境庁は、カラオケ騒音の規制を目的とし、深夜飲食営業騒音等を規制するモデル条例を各都道府県に示した。

その基本的内容は、次のようになっている。

- (1) 営業時間の規制又は音響機器の使用時間の制限
- (2) 音量の規制基準の設定
- (3) 改善勧告（又は警告）及び改善命令
- (4) 罰則
- (5) 利用者の責務

以上の要請に基づき各都道府県においては、公害防止条例等の改正を行い規制強化を図った。

神奈川県では、昭和57年に公害防止条例を改正したがその規制内容は、騒音の規制基準は工場・事業場騒音の規制を適用し、住居系地域、近隣商業地域においては午後11時から明朝6時まで営業者は、音響機器から発する音が外部に漏れない防音装置を講じた場合を除き、音響機器を使用し、又は使用させてはならないとしている。また、住居専用地域においては、午前0時から午前6時まで、騒音による公害が発生するおそれがない場合を除き、営業を営んではならないとしている。

一般に苦情の発生状況は、月別にみると、6～7月頃の夏場と、忘年会シーズンの12月に多く発生し、用途地域別では概ね住居地域が一番多く、次が近隣商業及び商業地域となっている。また、店舗としては、スナック並びに大衆酒場が主体となっており、建屋構造別店舗数をみると、遮音効果の悪い木造、木造モルタル等の木造系が非常に多い。次に、苦情発生の時間帯をみると午後11時以降が圧倒的に多くなっている。

苦情による実態の把握は、実際に問題となっている時間帯にパトロールしたり、騒音計にデータレコーダを接続したものでスイッチを押すと自動的に音を録音しレベルレコーダに接続して再生し音の内容とレベルがわかる騒音収録装置を苦情者宅に設置し、苦情者にうるさいと感じたときにスイッチをいれてもらうなどの方法で行っている。又、防音対策の指導は客のいない昼間や比較的少ない午後6時頃から8時頃までの間に行うことが多い。

防音対策の方法としては、一般に次の方法が考えらる。

- (1) 音量の調整
- (2) スピーカーの配置場所の変更
- (3) スピーカーの配置方法の変更（共同住宅で固体伝搬音対策として防振支持をする等）

- (4)カラオケの使用中止
- (5)使用時間の制限
- (6)換気扇・窓等の対策
- (7)壁・天井等の対策
- (8)窓・扉を閉める。
- (9)被害者との話し合い。
- (10)その他

上記対策のうち、非常に多く行われているのが、簡単にしかも費用のかからない音量の調整と使用時間の制限である。

特に、大衆酒場や焼鳥屋等の場合は、建屋自体の防音対策が困難なのでこの方法で対処するケースが多い。

なお、音量調整については、最も簡単な方法ではあるが、酔客が多くなると自然に声が大きくなり、店内の騒音も大きくなってスピーカーからの音が聞こえにくくなるため、音量を大きくしてしまうことがあり抜本的な対策とはいえない。

このため、カラオケ条例による午後11時以降の音響機器の使用禁止は、非常に効果をあげている。

また、共同住宅の場合には、固体伝搬音対策を十分行うことが必要である。

4. 4 生活騒音

一般家庭から発生するピアノ、クーラー等による生活騒音は、その発生源が一般の生活の場の周辺に普遍化していることや、一般の人々がお互いに被害者にも加害者にもなりうるものであり、必ずしも音の大きさをもってとらえることが適切でない場合も多いことなどから、法や条例で規制するにはなじまないものもあり、その対応として啓発事業を主体としたものや指導要綱等を制定しているところもある。このため住民からの苦情の取り組み方は、各自治体とも条例の規制や指導要綱等による規制の相違に伴い異なっており、川崎市では、昭和62年7月1日に市と市民が相互に協力して生活騒音を防止することにより、良好な近隣関係の形成しと静穏な生活環境の保持を図ることを目的として制定された「川崎市生活騒音の防止に関する要綱」に基づき指導を行っている。基本的には軽微なものについては苦情者、発生源者等の立場を配慮し電話等で処理を行い、現地における調査指導については、要綱の防止指針値等を考慮しながら行っている。

騒音測定等については、近隣間の問題だけに感情的な面が多く、あまり目立たない方法で行っているが、苦情を直接発生源者に言わないで市に相談したことから逆に感情問題が起こってしまうことが多く、その対応には苦慮しているところである。

このため、できるだけ両者間で話し合いを行って解決するような方法で指導を行っている。

次に、生活騒音の対応については、住民意識調査等において、条例等で規制を行うより、近隣間のモラルに期待するのが望ましいとの意見が多いこと、また、行政に対する要望で最も多いのが「生活騒音に対する知識の普及」等であることなどから、生活騒音の特性も配慮して各都市とも啓発事業には力を入れている。

その方法としては、リーフレット・パンフレット、ポスター、「生活騒音防止対策の手引書」等の作成、「市政だより」等の広報紙への掲載のほか、紙芝居、VTRなどいよる様々なメディアを利用して啓発普及を行っているほか町内会単位でモデル地域を指定し町内会独自のルール作りの指導や援助を行っている自治体もある。

4.5 自動車騒音

昭和46年公害対策基本法第9条に基づき「騒音に係る環境基準」が閣議決定され、環境基準達成のための諸施策を推進させる事になった。このため、各地方自治体では環境騒音の実態調査を行っているところであるが、それらの調査の主体となっている音源の多くは自動車騒音となっている。環境基準の達成率が悪いのはこの自動車騒音が原因である。

都市における自動車騒音は高度経済成長に伴う流通機構の発展による、大型トラック等交通量の増加等に起因するものであるが、窒素酸化物等大気汚染とともに今日的な課題となっている。

自動車騒音の苦情対応としては、騒音規制法に基づき騒音測定を実施し、自動車騒音の限度（要請限度）を超えて道路周辺の生活環境が著しく損なわれていると認めるときは、都道府県知事（市町村長に権限が委任）は、都道府県公安委員会に対して道路交通法の規定による措置をとるべきことが要請できることになっている。公安委員会では、この制度に基づきスピード違反取締の強化、大型車の通行時間規制、走行車線規制、信号制御による交通流の最適化制御などを実施しており、このほか、市町村長は、必要があると認めるときは、当該道路部分の構造の改善その他自動車騒音の減少に資する事項に関し、道路管理者又は関係行政機関の長に意見を述べるができることになっており、防音壁の設置や沿道整備法等による民家防音の対策が行われているところである。しかしながら公安委員会への要請件数は年間わずかであり自動車騒音の抜本的切り札になっているとは思われない。

又、高速道路のような自動車専用道路の対策には防音壁の設置が大きな効果をあげているが、防音壁を高くすると日照権の問題もあり、隣接の建物がマンションのような高層ビルであれば上層階においてあまり効果がない。このような事から今後の自動車騒音対策としては、道路沿道および都市交通計画の整備と合わせて大型車対策のための物流に対する調査検討も必要となってきている。

4.6 鉄道騒音

鉄道騒音についての苦情対応は、騒音測定等を実施しそれに基づき鉄道会社へ対策の申し入れを行っている。

新幹線騒音については環境基準が定められており、これに基づいて防音壁の設置や民家防音工事等の施策が行われているところであるが、在来線鉄道については環境基準が定められておらず、大都市では国に対し早期設定について要請しているところであり、現在国において検討しているところである。

なお、対策としては一般にレールの継ぎ目の溶接、ロングレールへの変換、道床の突き固めなどが行われている。

なお、地下鉄式の貨物専用線でコンクリートスラブの軌道構造により、地上の民家から振動と固体音の苦情が発生したため、軌道はゴムマット上にバラストを敷き、枕木は弾性材料で被覆したものを使用するなどの改善をして、振動と固体音を低減した例もある。

4.7 航空機騒音

一般の航空機についての苦情対応は運輸省へ、米軍機や自衛隊機については防衛施設庁や防衛庁へ申し入れを行っている。

防音対策としては、環境基準に基づき飛行場周辺の土地利用の適正化、深夜における航行制限、民家防音工事などの各種対策が行われているところであるが、近年、航空需要の増大および質的变化により、ヘリコプターを中心とする小型機による地域航空交通の伸長が著しくヘリポート等の小規模飛行場の設置の気運が全国的に高まったため、環境庁では平成2年9月に環境基準の適用されない小規模飛行場周辺の環境の保全を図ることを目的とした「小規模飛行場環境保全暫定指針」を定めた。しかしながらヘリコプター騒音は航空路下における問題も多いため、今後はこれらを含めた測定・評価方法の確立が必要であると考えられる。

5. おわりに

騒音公害の苦情問題は、これまで述べてきたように発生源によって感じ方や対策方法が異なることなどから各発生源に応じ規制や対応が行われているところである。しかしながら騒音は、感覚公害であることから苦情者の話を十分聞くことにより解決する例もあることから、苦情対応は発生源者及び苦情者それぞれの立場について相手側に十分理解してもらうことが肝要である。このためには法律・条例での規制強化、低騒音型機械機器の開発普及はもとより騒音防止意識の啓発の充実をはかることが重要であり総合的に騒音防止行政を進めていく必要があると考える。

6. 参考文献

- 1) 昭和63年度公害苦情件数調査結果報告書、公害等調整委員会事務局（平成2年12月）
- 2) 騒音規制法施行状況調査、環境庁（平成2年1月）
- 3) 沖山文敏、「近隣騒音対策について」日本音響学会騒音研究会資料N-90-11（平成2年2月）
- 4) 沖山文敏、石井皓、堀江裕一、大野嘉章、「行政における快適な音環境づくりへの取り組み」
日本音響学会誌46巻9号（平成2年9月）
- 5) 公害問題研究会「公害苦情相談の手引」財団法人日本環境協会（昭和59年4月）

第3部 指定討論

荘 美知子（騒音防止協会）

荘でございます。今日は、日本の現状についてをいろいろかがわさせて頂きまして、たいへんありがとうございました。今日私は、外国の状況はどうなっているのかという話と比較させて頂くということで指定討論者をお引き受けいたしました。そういう資料を用意してまいりましたので、皆さまにコメントをつけるというよりは、外国も同じ状況なのだということと、また対策の考え方等異なるところについての話を、簡単にさせていただきます。

これはOECDの85年度の少し古い資料ですけれども、各国のサーベイ調査、また苦情処理のデータなどを統合して騒音の被害状況をとらえたものです。一貫して、先ほどのご報告にあった日本の状況と同じでして、いちばん被害が大きいのがやはり自動車騒音の問題、つづいて近隣騒音の問題とそれぞれ1位、2位を占めております。

自動車騒音の問題に対しましては、われわれ島国の日本とは違いまして、一国の問題以上に隣国間の横の関係のモビリティの問題として自動車産業、商業流通経済全体と関係することになります。OECDでは、Leqが65以上をブラックスポット、55から65までをグレーエリアと呼びまして、80年代にかけましては先ずこのブラックスポットからなんとか解決していこうと各国の歩調を合わせて具体的な対策がとられ、自動車騒音排出音低減キャンペーンがオランダ、フランス、ノルウェー、ドイツなどで一斉に始められました。沿道周辺対策もはじまり住宅の防音や道路舗装化、道路の新設や増設の場合には、周辺住民の影響を充分考慮しなければならず、結局、道路の建設費用の半分を占める沿道周辺対策費用が準備されなければ道路の開発が許可されないといったような、厳しい態度で、都市計画的な管理をする地方自治体もございます。

こうした“未然防止は救済に優る”という欧米の環境政策の理念をはじめ、とくに環境の価値評価の問題を扱っていく場合、——われわれ日本の研究レベルで、アノイアンスという言葉が最近やっと消化されはじめた様に——日本の文化には、存在しない西欧文化の中では古くから、法律的な面から環境の価値が評価されてきたことを理解する必要があります。自動車騒音など、音源の排出音を規制することをエミッション・リミットなどといいます。音や煙・臭いなど、形のないものをとにかく出すことをエミッションと言いまして、それが自分の所有する土地の中に入ってくることをイミッションと表現しています。たとえば自分の家の中に、知らない人が勝手づかつか入ってきたら、われわれ日本人も不法侵入だと大騒ぎします。これをトレース・パスと言いますが——欧米では形の

ない煙、におい、音などに対しても同様に—— これらをやはり不法行為の要件として扱われてまいりました。

何がどうすると不法行為になるのかといいますと、2つの価値観がございまして、1つには英米法でその土地所有権を侵した——たとえば土地の値段が下がったとか、あるいはアパートの経営、営業成績の低下など、土地の所有権に関する具体的な財産的被害を来した場合で、これをニューサンスといい不法行為とされてきました。それに対してローマ法体系では、文化的な都市生活者の権利である静かな生活を妨害した場合は不法行為——ここではアノイアンスと表現しておきます。つまり財産的な被害と生活妨害のニューサンスとアノイアンスという2つの視点から扱われてまいりました。

ですから法律的な背景でみると、騒音を定量的に判断する技術をもたなかった産業革命のあたりから、英米法ではこのニューサンスという個人の利害関係におよぶ騒音問題を法律的な要件で扱ってきて、過去から集積された判例があってその上に行政的な規則基準が成りたっているわけで、公害の問題で規制基準の法律的な意味をいろいろ問われる日本の場合と逆転しているところがございます。苦情や住民反応が欧米の政策の中で重要な意味があることもこうした背景から理解されて参ります。

お手もとにお配りした、イギリス環境省が一般住民に配っているパンフレットで、騒音の苦情処理に関する説明の中にニューサンスがわかり易く記述されております。これは、先ほど沖山さんがおっしゃったとおりの、いわゆる相談行政というシステムと似ていると思うのですが——規制行政とは異なった相談行政の立場をニューサンスの概念が明確にしています。騒音レベルの規制基準では判断しない。とにかくトラブルが、被害が発生したかどうかということが問題であるといっています。それに対して、被害を起こした加害者側の権利もちゃんと守られています。ですから、規制基準をオーバーしているから罰せられ基準値遵守を強要されるわけではなくて、それがもし、そのときの経済的に、技術的に、実施可能な最善の方法を尽してのことであれば、免責されることになっています。そしてニューサンスの法的な判断としては、沖山さんの様な立場の地方自治体の担当職員が思慮分別ある国民として、その環境としてあるべき姿だと判断なさるのであれば、法的なニューサンスは侵されていないとしています。そして、西欧の近隣騒音問題というのは、このニューサンスという近隣住民の利害関係であり、規制基準は未然防止や騒音軽減対策のための行政の目指す具体的な目標値であることを読み取ることができます。

当然、規制基準をしいて、自動車騒音のエミッションレベルを下げたりする場合には——国際間の協調とくに今度、1993年にECが統合するという——家電製造物などエミッションリミットや性能評価の問題や、建物の音響性能の評価等々——各国の法律体系が英米法であるか、あるいはローマ法体系を継承しているかということを超えて——各国のそれぞれの価値観をお互いに協調し合いな

がら一つの方向にまとめられていきつつあります。評価方法を統一していこうという作業の過程では、騒音防止対策を効果的に実施するための政策プログラムについて、各国での情報から統合的に評価された考え方の中に、今回このシンポジウムで扱われているモニタリングとかサーベイランス——サーベイランスを実施したスイスの地方都市の例は、警察で騒音防止隊を編成し2人一組で交代に夜の町をパトロールして回り、騒音のトラブルや騒音を出している人をすぐその場でやめさせる強行な現場対策と記憶しておりますが——方法論として住民の被害の実態をアンケートや苦情以外のアプローチで把握した例がございます。

とくに沿道の話でいいますと、実際Leqで何デシベルぐらいから住宅の防音助成をすべきか判断するための根拠をおさえる必要があります。これをnoise-induced behavior、といい、妨害の回避行動を観察していきます。一般の住宅は窓の開閉を自由にできるものとして、沿道周辺の住宅では窓を開けてはTVが聞こえない、会話が出来ないから閉めなければならないという行動を基準にして、各国の全体の様子を見まして——Leqの昼間値で大体60とか62デシベルぐらい——これ以上の、住宅防音を助成対象とするのがリーズナブルだとしています。

ただ、このところで、OECD諸国の沿道対策の政策テクニックを比較した全体の評価として一つ注意していることは、いずれにしろ自動車騒音のレベル自体を低くしようとおのずと限度があり、最も被害の大きな沿道住民の対策は早急にすすめるべきである、ということです。沿道の居住環境について考えていく場合、ある一部の国のように屋外と室内というようにこれを2つの環境に分けてを考えると、室内側の対策がうまくいっても屋外側は達成されていないことに住民は決して満足してくれないということになる。一部の国とはひょっとして日本のことではと思いがたのですけれども——確かにアメリカ・イギリス・フランス等道路周辺住民の規制基準やガイドラインを見てみますと、必ず屋外と室内が一緒にあるか、あるいは窓の開閉についての遮音性能の評価が一緒に示されています。またその測定位置も、誰の生活環境ともかわりのない場所ではなくて、沿道に面している外壁面1～2mが、規制基準値を測る場所になっています。沿道をよい環境にしていくことが先か、あるいは住民の居住環境を確保することが先かという、選択をそろそろ迫られる時期ではないかと思えます。

イギリスでは、このほか沿道の土地所有者に対する地価低下額の補償も認めている等、道路や空港など公共事業全ての対策費用を国の予算のみで負担していくことはかなり困難な問題です。対策費用を捻出する方法、エコノミック・インストゥルメント——財政手段——の検討も各国で騒音防止行政の切実な課題です。空港周辺対策に既に適用されている空港施設使用料——日本ではジェット料金の名目ですが——周辺の騒音環境を実際に汚染している利用者に汚染者負担の原則を適用して徴収する

システムでこれを道路使用者にも適用出来ないかどうかという検討もすすめられています。ツーリストによってあらゆるリゾート地に自動車が入り込んでいたり、あるいはオーディオや家電製品に関連する近隣騒音問題など、各国で同様に次々新たな騒音問題が出て参ります。そういった問題に対して、従来の規制行政から本質的な解決をみるための政策が併合されてきております。インセンティブ・メジャースというのが、これからの新しい政策のスタイルになっていくようです。

このインセンティブ・メジャースというのは、環境庁のモデル事業、沖山さんや、あるいは練馬区がなさっているような、地域住民の啓蒙事業というのとまったく同じ意味です。騒音防止キャンペーン、パイロット・タウン計画、市民参加シンポジウム、公開情報サービス機関の設置、先程のイギリスの「苦情申立の手引き」等パンフレット、児童の学内外教育等、また国民の1人々々に、anti-noise といふか、quiet-behavior といふものを浸透させていく消費者教育を徹底することによって、low-noise な製品のマーケットも消費者側からつくりあげていくことが本質であろうという、10年20年先を目指すかなり気の長い対応策ですけれども、環境教育をあらゆる側面から徹底して実施しているといえます。

この中で、日本ではあまり聞くことがないので伺いたいことは、政策決定者の教育ということです。とくに当選した議員、あるいは地方自治体の、それこそ沖山さんのところに入ってこられる若い職員などに対して、規制の法律から技術や経済レベル等あらゆる方面から、騒音防止政策全体の目的というものを仕込むということです。そして、質のいい環境行政職員というのを育てていく必要があり、それは今日の日本の環境行政がまさにそうさせたように、建設省とか運輸省とか、ばらばらなところ・立場で別々な対応がなされるのではなくて、セクショナリズムはもうやめにして、一つの環境は共同作業でしか完成されないことは事実ですから、政策決定権をもつ人あるいは経済界の人たちや業界関係者等、特に意志決定権のある立場の方々への環境教育が、必要になってくるのではないかと思います。

そういう意味ではどこの国も結局は同じ、似ているような状況もあって、OECD全体のレポートにもありますが、騒音問題では、病氣もしないし誰も死なないしというところで、これからの政策がかなり難しいところにきているようではあります。

ただ、一つ気になりますのは、日本の最近の騒音防止行政のアメニティ志向です。快適な環境というものを、国と地方のレベルで一つになって目指してしまいますと、具体的な政策面ですごく曖昧なところがあるということです。アノイアンスの対語はアクセプタブルですからとにかく、いい環境の一步手前に、許容する静かさを実現するために行政・企業・消費者それぞれ何をすべきか役割責任分担を明確にして、この日本的インセンティブ・メジャースというものを実践するのが、西欧の

状況に学ぶこれからの政策のあり方ではないだろうかと思えてなりません。

高橋 透（環境庁環境保健部保健業務課）

環境庁環境保健部の保健業務課長の高橋でございます。本当は昨日から来ていろいろと第1部のお話など聞こうと思っていたのですが、ほかにどうしても抜けられない用事があって、今日午後来たわけですが、環境保健モニタリングというものについては非常に関心を持っているということで、勉強したいということで来たわけです。

皆さま方、いろいろと努力して又、苦勞して、どういうアプローチをしていけば何が出るかということをやっておられると思いますが、じつは私どももやっております。昭和62年から、大気汚染のサーベイランスに関する調査と、局地汚染の健康影響に関する調査という2つの調査をやっているわけです。サーベイランスのほうは、どちらかというより広域的なところで、どういう形で環境と健康との関係を捉えるかということ。それから局地汚染は自動車と道路沿道との関係ということ。それで、現在のところ、毎年々々一応まとめをしているのですが、なかなかこれはというところまでいっていないというのが現状で、実際にはここにおられる村上先生とか常俊先生に入っているわけですが、行政上これでよしとするにはまだまだいろいろと難しい問題があるということで、ご努力をいただいているわけです。

その一端を少しご紹介をして今日の役割を終わらせていただきたいと思います。まずサーベイランスのほうで、対象をどういうふうにとるかということです。大阪府では3歳児検診でやっているということですが、3歳児というのはたしかに保健所で一斉にすべての児童の健診をしているわけです。それから6歳、小学校に入る前にこれまた文部省のほうで健診をしている。それから、大気汚染影響というのは当然子供だけではなくて、大人の問題もあるわけですが、実際には3歳児健診のときに地域としてとらえるのが適当なのではないだろうかということで、ATSに代わる、より簡易な方法について、調査研究を、すすめているわけなのです。

ただ、お母さん方にきいただけでは、幅広く捉えすぎるところがあるということもあって、もう少し精度の高いきき方ができないかということも、検討している最中です。

それから、沿道のほうの調査というのは、一般道、高速道の入ったところなどと、いろいろなところでやっております。たしかに、道路のそばの汚染の問題、それから家庭内の汚染の問題というものもあって、それをどういうふうに捉えるかということがあるわけですが、いまのところは、簡易なNO_xのトラップの方法というところはまあまあできたけれども、それを今度は健康影響とどう結びつけたらいいかということで、引き続き調査をしているということです。

そこで、私どもが非常に困るのは、このモニタリングというのは非常に重要なのですが、や

れば何か結果が出るのですね。そして私どもには、ではどうするかという対策が求められているわけです。騒音のほうは今日の発表にも種々の対策を、個性と能力とで工夫してやっておられるところもあったように伺いましたけれども。局地的な大気汚染の対策というのは、非常に難しいというのが現実です——63年の3月までは、49の大気汚染地域を指定して、気管支ぜんそく・ぜんそく性気管支炎・肺気腫・慢性気管支炎とその続発症の4疾病について医療費と、程度によっては障害補償費と、子供の場合は児童補償手当というものも出してきました。また、死亡した場合には、死亡の起因性にもよりますが、遺族に対して補償を出しております。一方、地域指定解除をしたものの沿道のほうで環境基準をこえて汚染がひどいところがあるのは事実ですけれども、そういったところについて地域指定をしろというような話もあるわけです。しかし現実問題として、道路の端からたとえば15ないし20メートルのところ減衰するからということで、そのあたりで線を引くということが、本当に現実性のある方法なのだろうかということがあると思います。

そこで、私どもとしては十分に認識はしているわけですが、もう少し時間はかかるけれども、全体的なアプローチをとらざるをえないと思うわけです。このへんからは私見になりますけれども。つまりその対策としてはどういうことが可能なのか。線を引いて地域指定をして、病気を決めてお金を出すということだけが解決法なのかということなのです。感染症の対策では、感染源対策、感染経路対策、それから感受性対策という3原則がある。そういったのと似たようなことができるだろうと思うのです。感受性対策と言っても予防注射ができるわけではないと思いますし、感染経路対策ということで道路をなくすということもできない。そこで、感染源対策が重要となってくるわけです。現在大気保全局のほうでは、これは私はほんとうに画期的だと思うのですが、ディーゼルエンジンについての排ガス規制を打ち出したのです。長期・短期というのはありますけれども、これを改善するようにという答申が中央公害対策審議会から出され、それに基づいて一定の方向にいま進みつつあるわけです。

昭和48年当時、私も環境庁にいたのですけれども、あのころはガソリンエンジンの規制でそんなことができるのかということ、かなり無理をしていいまいしょうか、排ガス規制をしていったわけです。その結果として、世界に冠たる自動車工業に発展してきているということもあるわけです。しかし一方ではその当時から、ディーゼルエンジンは無理だ、あれはできないんだというような話があったわけです。けれども、技術革新の非常に進んでいる現状で本当にそうなのかということ、実はこれは大気保全局のほうから聞いた話なのですけれども、自動車工業サイドはとて無理だと言っていたものを、改めて中公審にかなり強く求めて、今回のディーゼルエンジンの改善についての指針を出したわけです。

そういうことで、少し時間はかかるけれども、NO_x対策を進めてるところなのです。もう一つは、大気汚染の少ない自動車を使うということを考えなければいけないのだろうということ。電気自動車ですとか、アルコール燃料を用いた自動車の普及が、いま少しずつですが進んでいる。今度も環境庁のほうでは、わずかなんですけれども、モデル的に、そういう車を買う自治体について補助をすることをしているわけです。

そういうわけで、「感染源対策」というところから進めていく必要があると考えております。また、今日のお話にもありましたけれども、たとえば植樹の効果というのは遠くまでいかないということでは、SPMとの関係などで効果があるのかもしれませんが。もっともやはり、冬は葉が落ちてしまうものもあるわけですし、冬にどうしてもNO_xが高くなるということもあります。そこで、植樹をして、景観から見てアメニティを求め、それで心を和ませてということができれば非常にいいのですけれども。片やそういうこともしながら、もう少し時間はかかりますが、基本的には先ほどのような対策を進めていかなければならないと思います。

もう一つ、これ本当に私ども心に止めておかなければいけないことなのですが、先ほど言いました4疾病というのは、あくまでも非特異的な疾患であるということとして、自動車道沿いに住んでいる人たちは、そのためにぜんそくになっているのだ、それで慢性気管支炎になっているのだと言っていますが、慢性気管支炎の本当の原因としては、もっとマクロに考えた場合、たばこをすうということが大きいのだろーうと思います。だから、認定患者でたばこをたくさんすっている人がいれば大気汚染によるものをどこまでいえるだろうかと思うのです。そういうことで、本当の原因というのは何なのか。いまもI g Eとかいろいろな方法が出てきていますが、どこまで本当に原因の究明ができるのか。それから、それが出たからといって、じゃあ大気汚染は関係ないのかということも非常に難しい。そこで中公審の地域指定を解除するときの答申では、いまのNO_xの濃度で健康影響がないとは言いきれないということで、いっそう調査研究をしましょうということになっているわけなのです。

そして、63年3月に地域指定を解除したときに、公害健康被害補償予防協会というものをつくりまして、そこで、調査研究だけでなく、知識の普及のためということで、いろいろと研修会やパンフレット作成などをやっているわけです。

私どもといたしましても、健康影響のモニタリングの本当にいい方法があれば取り上げていきたいと思ひますし、常に実情の把握と、それから対策を立てることを考えてやっていくわけですが、これからも皆さま方のご協力を得ながら、望ましい環境行政を進めていければと思ひているわけでございます。少し長くなりましたが、以上で終わらせていただきます。

西岡 南海男（環境庁大気保全局特殊公害課）

特殊公害課の西岡でございます。いつもお世話になっております。

さて、私どもが毎年実施しています騒音規制法施行状況調査の平成元年度によりますと、全国で騒音苦情が19,497件ございました。騒音規制法が施行されてから20年あまり経過しておりますが、近年、工場事業場の苦情件数は着実に減少しています。これは低騒音・防音型の機械等の技術的な進展とその普及、建造物の防音対策の普及など、又、工場団地への移転集約化の効果等も考えられます。しかし、工場・事業場騒音問題の根本的改善を図るためには住工混在の解消が基本的な課題であると考えられます。

建設作業につきましては、建設機械の低振動化や施工者の環境問題について配慮等大きく改善されてきていますが、工事現場には代替性がないこと、屋外作業が多く対策が難しいなどにより、若干増加傾向にあります。

次に近隣騒音問題ですが、深夜営業騒音につきましては公害防止条例とか風俗営業取締法による規制等により一時より減少してきていますが、生活騒音、拡声器騒音等、全体としては大きな割合を占めています。

元年度の発生源別苦情件数を見ますと、工場・事業場については7,118件で全苦情件数の36.5%、建設作業は3,915件で20.1%、交通関係が1,493件で7.6%、近隣騒音が6,953件で35.8%となっています。

工場・事業場、建設作業については、法規制対象外となる未規制施設を設置する工場、未規制建設作業に係る苦情の占める割合が大きく、今後、これらについて規制も含めた対策の検討が必要であると考えています。

また、近隣騒音関係については、全苦情に占める割合も多く、環境庁では深夜営業騒音、商業宣伝の拡声器騒音を規制強化するため、モデル条例、騒音防止対策手法等を作成し、自治体に示し、騒音防止効果が図られるようにつとめています。一方、規制になじまない生活騒音問題については、地域における騒音防止意識の啓発、対策技術の普及等を行ってきています。

次に、私どもが現在取り組んでいる課題、平成3年度から実施しようと考えています課題について説明します。

いま、実施しているものには、近隣騒音対策として騒音対策モデル事業があります。特に生活騒音問題が主になると思うのですが、条例や法で規制できないような騒音、相隣関係にあって行政がなかなか入っていきづらいもの、それらについて、地域において住民の自主的な参加による活動（講演会、

騒音測定、地域の騒音マップの作成、申し合わせの作成等）をとおして地域における騒音防止の啓発普及を目的とした事業であります。

次に、都市部の住宅地域の空き地を残土置場や資材置場、コイン洗車場等として使用するケースがあり、騒音問題が多く発生しており、その対策手法の検討を行っています。

平成3年度から、近年顕在化しているフローリング（板張り床）の設置にともなう騒音問題について、実態調査を実施し、その対策を検討していくことにしています。

また、屋内での望ましい音環境について、騒音の視点から研究をして行くことにしています。既存研究文献の収集、騒音実態調査、暴露実験、住宅の遮音性能調査、住民反応調査等を行い、最終的には屋内での騒音の指針値を設定したいと考えています。

騒音防止のために、これまで、環境庁、自治体等では規制面の強化、対策手法の検討、啓発普及等を進めてきておりますが、騒音に係る苦情件数が減少しないことを考えると、土地利用の問題、住環境の改善など総合的な対策が進展しない限り騒音問題の大きな改善を図ることは難しいのではないかと思います。とはいえ苦情が多く発生している現状ですので、ミクロ的（個別的）なより良い対策の検討とその普及の積み重ねが大切だと思います。

最後に、今回のモニタリングの話については、私どもで実施しています騒音規制法施行状況調査で苦情の内容、件数等についてのデータをとっていますので、中身的にもう少し調査要領を検討し、感覚公害ですから、いろいろなデータを得られるようにしたいと思います。

【平成3年6月19日編集小委員会受理】

[国立環境研究所資料 F-33-'91/NIES]

第2回 環境ストレスシンポジウム
—都市型環境汚染に関する「環境保健モニタリング」手法の検討—

問い合わせ先：地域環境研究グループ

都市環境影響評価研究チーム 兜 真徳

平成3年8月15日発行

発行 環境庁 国立環境研究所
〒305 茨城県つくば市小野川16-2

印刷 株式会社 イセブ

住所 茨城県つくば市天久保2-11-20