

国立環境研究所

地域環境特別研究発表会 予稿集

平成4年6月5日

於：国立環境研究所大山記念ホール

# 目 次

10：10～11：20

(1)交通公害防止のための環境評価手法の開発

- シミュレーションから対策の評価まで— …………… 1  
【広域都市圏における交通公害防止計画策定のための環境総合評価手法に関する研究】より  
交通公害防止研究チーム

11：20～12：30

(2)環境騒音と大気汚染の健康影響に関するモニタリングについて

- とくに道路沿道汚染の健康影響を中心に— …………… 15  
【大都市圏における環境ストレスと健康に係わる環境保健モニタリング手法の開発に関する研究】より、  
都市環境影響評価研究チーム

13：30～14：40

(3)環境中の有害化学物質と毒性評価

- 揮発性有機塩素化合物の健康リスク評価、細胞毒性評価法— …………… 26  
【先端技術における化学環境の解明に関する研究】より  
化学物質健康リスク評価チーム

14：40～15：50

(4)霞ヶ浦の環境容量と新管理手法

- 流域変化と河川水質、湖内生態系変化、アオコの再現実験、霞ヶ浦の理想像— …… 35  
【環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究】より  
湖沼保全研究チーム

# 交通公害防止のための環境評価手法の開発

## —シミュレーションから対策の評価まで—

交通公害防止研究チーム

### 特別研究名

「広域都市圏における交通公害防止計画策定のための環境総合評価手法に関する研究」

#### 1. 研究の背景と概要

大都市圏における騒音、大気汚染などの自動車交通公害は、旧来からの公害事象のうち未解決でかつ最も深刻な問題の一つとして残されている。また今後も、自動車総数の増加や都市の再開発などによって、自動車公害は一層深刻化することが懸念される。一方、生活環境質の豊かさに対する都市生活者の要求は益々強まっており、より快適で潤いのある環境の実現が要請されている。自動車交通公害の抜本的な解決は、快適な都市環境を実現するうえでも不可欠のことである。

これまでの自動車公害に関する研究やその対策を振り返ると、自動車単体、あるいは道路ごとの局地的で個別の問題に目が向けられていた。しかし、自動車交通公害の抜本的な解決を図るためには、従来の対策に加えて、新たな技術に基づく対策や、都市圏全体として環境を改善するためのシステム的対策なども考慮していく必要がある。また、これらの対策の効果を総合的に評価し最適な対策案を選択するために、騒音、大気汚染などの自動車公害を的確に予測する手法を開発することも重要である。

本研究では、大都市圏における自動車交通公害の抜本的な解決を図るために、自動車公害の適切な予測手法と総合的な評価手法を開発し、新たな自動車公害対策の提言とその環境調和性の評価を行った。本研究は、以下に示す4つのサブテーマからなり、図1に示すフローにより実施した。

##### ①交通公害の個別事象の計測とモデル化に関する研究

数値シミュレーション、模型実験、実測調査などの手段を用いて、自動車交通による大気汚染拡散と騒音伝播のサブモデルを開発する。

##### ②広域都市圏における自動車交通の環境影響の総合評価モデルの開発に関する研究

課題①により開発されたサブモデルに基づいて、広域都市圏における交通公害の現状、各種対策の効果、および都市再開発などに伴う交通条件の変化の影響を、総合的に評価するためのモデルを開発する。

##### ③交通公害対策および交通計画の広域的にみた環境調和性の評価に関する研究

各種の交通公害対策や交通計画に関して、課題②で開発した総合的な評価手法を用いて、その環境改善効果を算定するとともに、費用便益や利便性等の幅広い視点を含めた評価を行う。

##### ④交通公害に関わる環境総合評価手法開発支援のための情報システム構築に関する研究

上記課題①～③における各種のモデル、評価手法の開発に必要なデータベース、解析のための共通

(5) 研究計画概念図

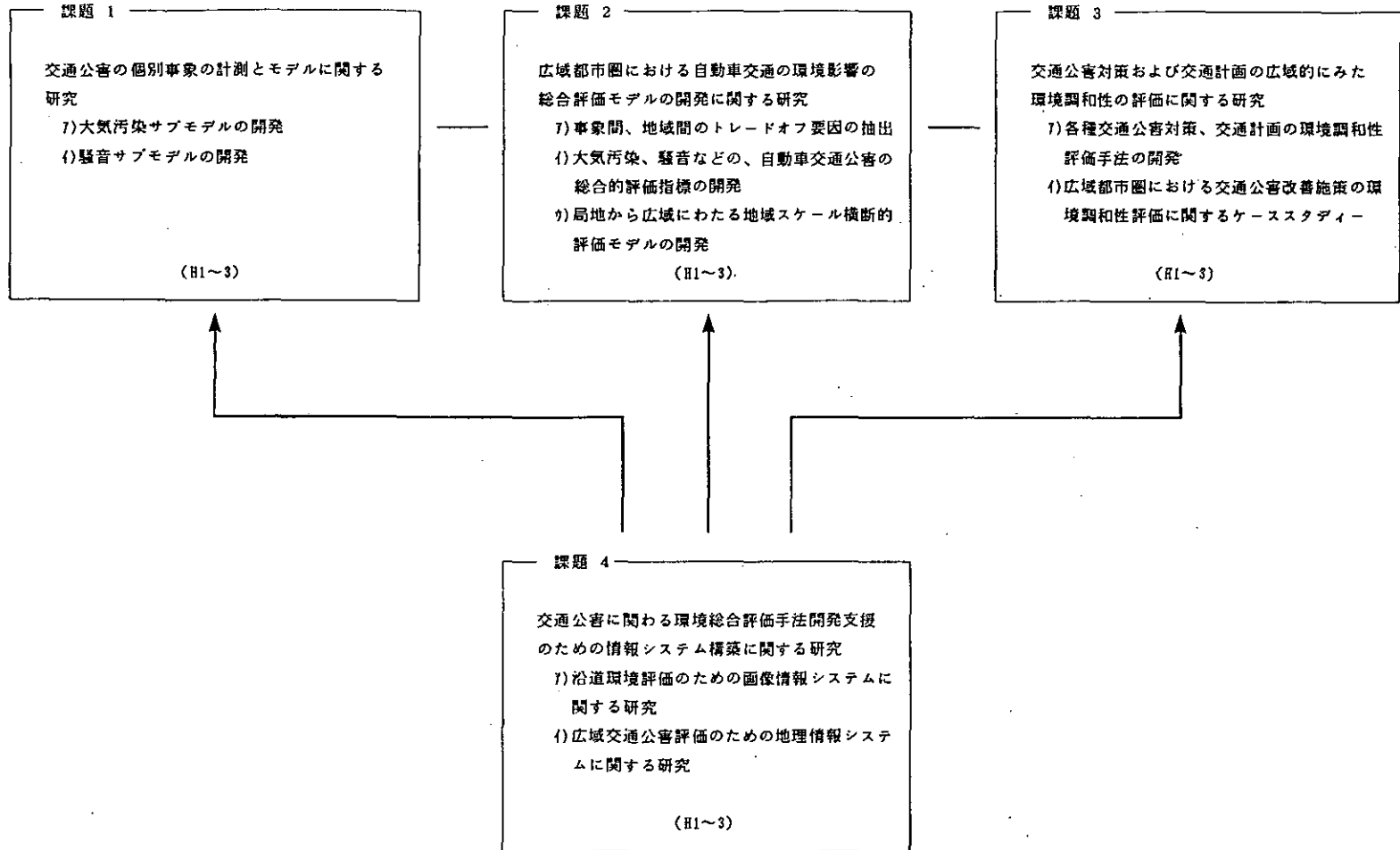


図1 研究のフロー

的ソフトウェアなどを提供する情報システムを開発する。

以下ここでは、各サブテーマに沿って主要な研究成果を報告する。

## 2. 沿道大気汚染の予測手法の開発

わが国の大都市では、密集した市街地の中を複雑な構造の道路が縦横に通じている。従来、自動車排気ガスの沿道での拡散予測には、プリュームモデルなど、煙突からの汚染物質拡散を予測するモデルに改良を加えた式がよく利用されてきたが、こうしたモデルは平坦地では適合性がよいものの、高密度の市街地や平面以外の道路構造については適合性に問題があることが指摘されてきた。本研究では、沿道での空気の流れおよび汚染物質の移動に関する微分方程式を差分法で解くことにより、従来のモデルでは表現できなかった道路構造物やビルによる局地的な気流の影響を加味した数値計算モデルの開発を進めてきた。さまざまな道路構造、沿道構造を組み合わせた仮想的な市街地について、風洞実験結果と数値計算結果とがよく一致することを既に報告したが(平成2年6月、国立公害研究所研究発表会予稿集, p61-66)、今回は実際の市街地をとりあげて、数値計算結果、風洞実験結果のほか現地調査結果を加えた三者の比較を行い、モデルの適合性の検証を行った結果を2例報告する。

第1の事例は、直線道路の両側に、11階建の高層住宅が向かい合い、ストリートキャニオンを形成している地区である(図2)。数値計算では、道路に沿って同じ断面構造が続くと仮定した2次元モデ

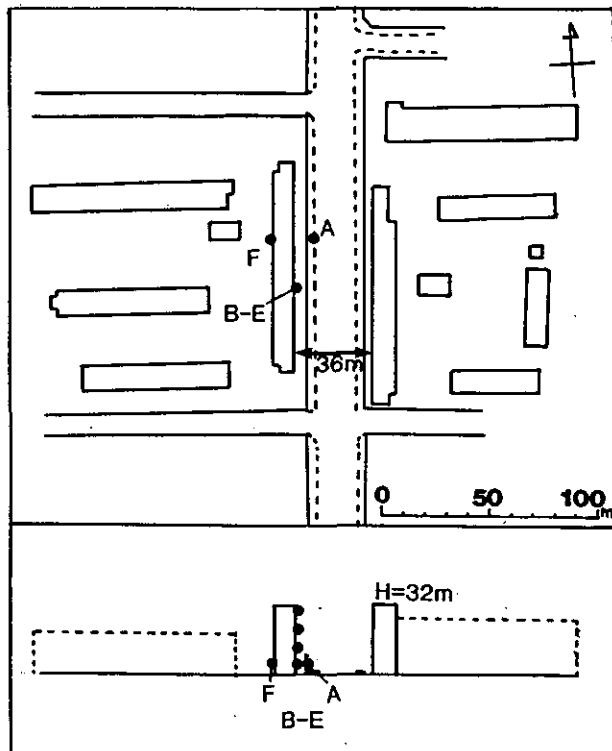


図2 ストリートキャニオン状地区の概況

ルを適用した。風洞実験では、半径250mの範囲を対象とした1/250の模型を作成し(図3)、エタンをトレーサーガスとして濃度分布を測定した。現地調査では、建物の道路に面した側においてNO<sub>x</sub>濃度の鉛直分布を測定し、建物裏側(図2のF地点)の濃度をバックグラウンド値として差し引くことにより、道路からの寄与濃度を求めた。車種別交通量から推定したNO<sub>x</sub>排出強度および現地で実測された風速を用いて濃度を基準化した後、風洞実験結果およびモデルによる計算結果と比較した。なお、比較のため、ストリートキャニオン中の拡散予測のためにStanford Research Instituteによって開発されたSRIモデルを併せて適用した。図4は、2次元数値計算モデル(NIES-2D)、SRIモデル、風洞実験、現地調査による基準化濃度の鉛直プロファイルをもとめたものである。SRIモデルがA地点とB地点の濃度の順位を正しく再現できていないことを除き、4つの結果はプロファイルとしてはよく一致しているが、定量的にはかなりの相違がみられる。風洞実験での濃度分布測定の結果、ストリートキャニオン内の濃度分布が道路に沿った方向にかなり変化することが見いだされており、2次元モデルの結果は過大値である可能性が高いが、実測値はこれをさらに上回っている。この不一致の原因としては、実測値を基準化する時に適用したNO<sub>x</sub>排出係数の妥当性、大気安定度による鉛直方向の拡散条件、短時間の測定の代表性などが考えられる。実測値との定量的な比較を行う上で、排出強度の正確な把握が課題として残されたことになるが、この結果を別の見方から捉えれば、精度の高い拡散モデルと濃度および気象の実測値があれば、実際の道路を走行する自動車からの汚染物質の排出強度の推定が可能であることを示唆している。

第2の事例は、変則的な十字路の西側に19階建の高層ビルのある地区である(図5)。このビルの1階部分に自動車排出ガス測定局(自排局)の採気口があり、常時監視データでは、自排局が風上側にあたる西風時にNO<sub>x</sub>の高濃度出現が観測された。3次元モデルによる数値計算の結果、この風向時には、ビル背後へ回り込む気流が周辺の道路からの汚染物質を交差点西側に吹き寄せる形となることがわかった(図6)。併せて行った風洞実験においても、交差点西側に高濃度域が認められ(図5)、さらに西風が支配的な日にディフュージョンサンプラーを用いた簡易測定法の一つであるPTIO法によって実測された交差点周辺でのNO<sub>x</sub>濃度分布も、両者の結果と定性的には一致することが確認された。

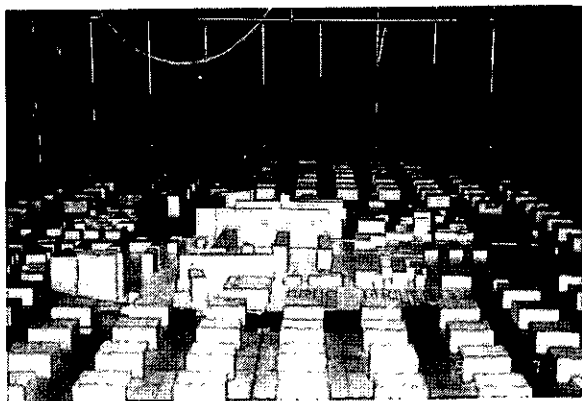


図3 作成した風洞拡散実験模型

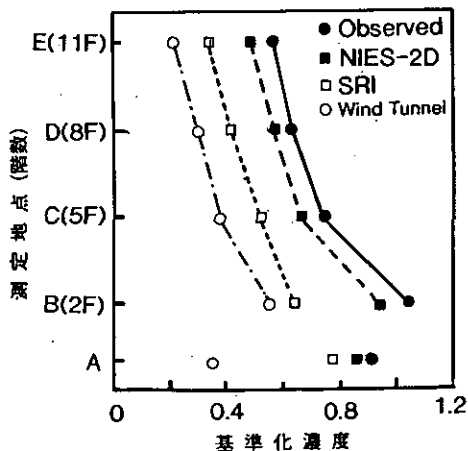


図4 モデル、風洞実験、現地調査結果の比較

WD=W H=6m

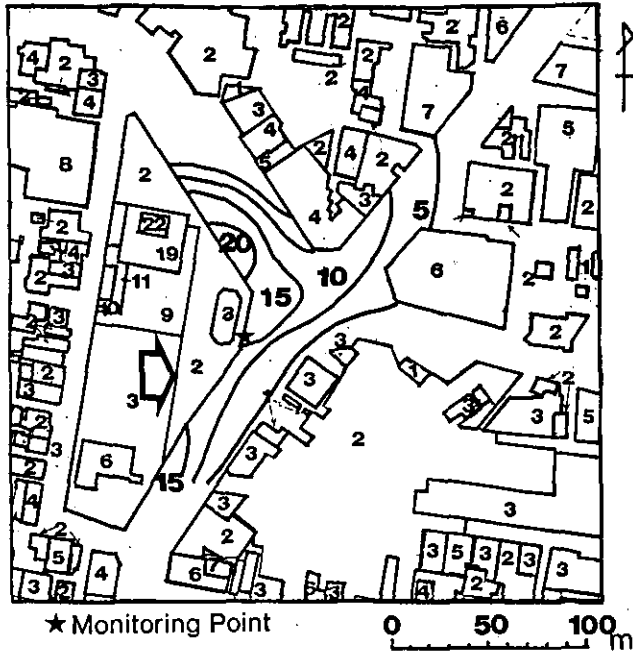


図5 風洞模型実験による濃度分布の測定結果  
(西風時地上6mの無次元化濃度, 図中の数字は建物の階数)

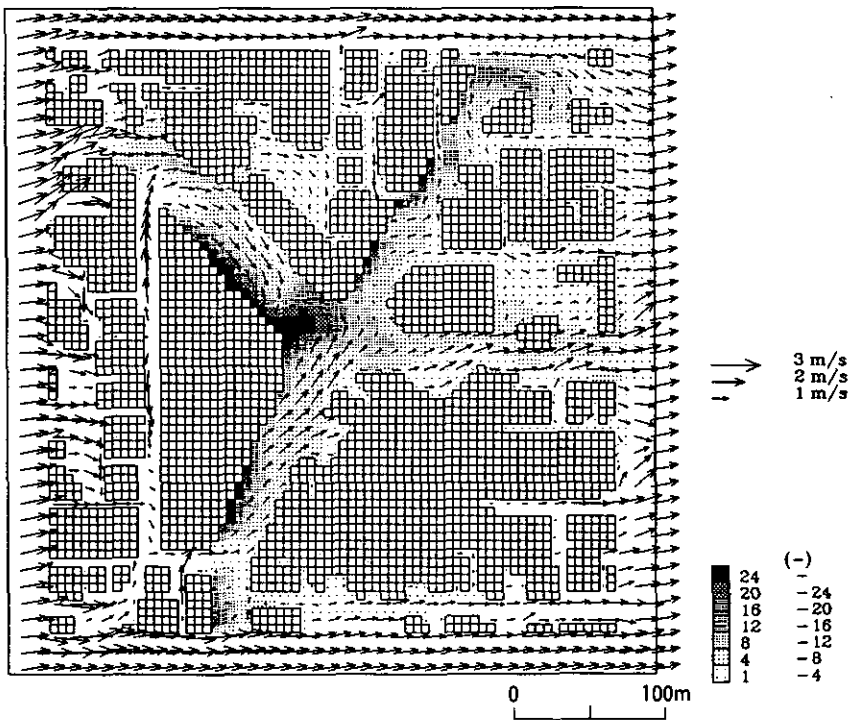


図6 3次元モデルによる気流および濃度分布の推定結果  
(西風時地上6mの分布, 濃度は無次元化した値)

なお、常時監視データでは西風時に風速の増加に対する濃度低下が顕著には認められなかった。風速が小さい場合には、走行風や大気安定度など他の要因の影響が大きく、風速が増すにつれて局地気流の影響が支配的になると考えればこの傾向は説明がつくが、現在のモデルではこれを十分には再現できておらず、今後改良すべき課題である。

(森口祐一)

### 3. 自動車交通騒音の予測手法の開発

道路騒音問題に対する関心は近年非常に高まっており、都市部において新たに道路を建設するような場合には、必ずといってよいほど騒音公害が問題となる。また既存の道路においても、騒音による生活質の低下が見られるような場合には、有効な防止対策を立てることが求められている。このような状況の下で、道路建設を計画したり騒音防止対策を立案する際には、発生する騒音レベルや防止対策の効果を精度良く予測することが必要とされている。

従来、道路騒音の予測には日本音響学会方式による予測モデルが広く用いられてきた。しかしこの予測式は、田園地帯の国道や高速道路のように道路構造と沿道条件が比較的単純な場合をモデル化したものであり、道路構造や沿道条件が複雑な都市部の道路においては、必ずしも適切なモデルであるとは言えない。このような場合の騒音伝播の予測方法としては、模型実験なども考えられるが、模型は製作に時間と費用がかかり汎用性も大きくない。そこで本研究では、汎用性のある数学的モデルを用いて、複雑な道路構造や沿道条件の場合にも適用が可能な予測方法の開発を試みた。

#### 3-1 境界要素法に基づく騒音伝播予測モデル

本予測モデルは、近年次第に用途が広がりつつある境界要素法に基づいて、道路と道路周辺建物を境界条件とする積分方程式を解くものである。本モデルは、騒音の波動性を正確に考慮しているので、どのような形状の道路や建物であっても、計算機の性能が許す限り、騒音伝播を正確に予測することが可能である。

境界要素法とは、現象を支配する積分方程式(騒音伝播の場合はヘルムホルツ・キルヒホッフ積分方程式)を、境界面を小さな要素に分割することによって数値的に解く方法である。境界要素法は、広範に普及している有限要素法と技術的には似通っているが、後者と比べて次のような特徴がある。第一に、領域全体を分割する有限要素法に比べて、領域を囲む境界だけを分割すれば良いので、要素数を大幅に減少させることができる。第二に、屋外における音の伝播のように解放領域における場の計算に適している。

ここで報告する騒音伝播予測モデルは、二次元の境界要素法を用いており、音源、道路断面および沿道建築物の形状がどこでも同じ場合を想定している。道路、地表面、建築物などによって構成される境界面の形状と吸音特性は任意に指定することができるので、防音壁や吸音材料などを用いた場合の騒音防止効果を調べることが可能である。

#### 3-2 予測例

ここでは、騒音源は各車線上の高さ50cmに一本ずつ設定し、騒音源の周波数は300Hzとした。



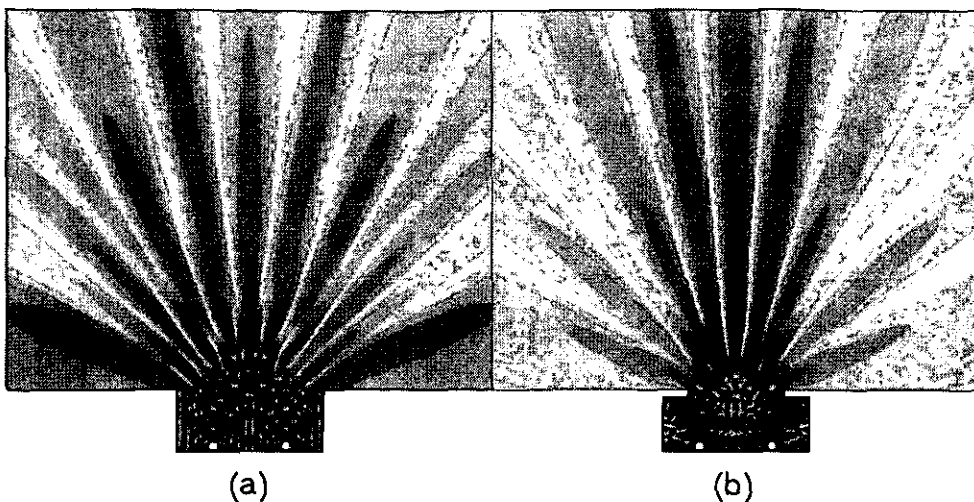


図7 (a)二車線堀割道路, (b)二車線堀割道路に庇をつけた場合の予測結果

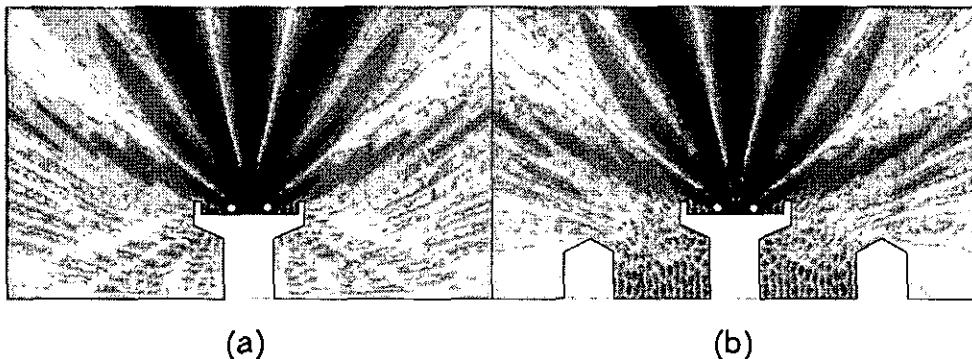


図8 (a)二車線高架道路, (b)二車線高架道路の両側に建物が立ち並んでいる場合の予測結果

図7(a)は二車線の堀割道路の場合、図7(b)はこれに長さ2m厚さ50cmのオーバーハングをつけた場合の騒音分布である。表示領域は縦横40mとした。色の濃淡は音圧レベル5dBごとに変えてあり、色が濃いほど音圧レベルが高いことを示している。境界面は、道路、壁面、地表面などから成っており、全て完全反射性であるとしている。これらの図から、オーバーハングをつけることによって横方向の騒音伝播が大幅に抑制されていることが分かる。

図8(a)は二車線の高架道路で周辺に建造物が無い場合、図8(b)はその両側に建物が立ち並んでいる場合である。表示領域は縦横40mとした。高架道路の端に立っている防音壁の道路側の面は、吸音性であるとしている。他の境界面は完全反射性である。このようなシミュレーションを行うことにより、バッファビルなどの効果を検討することができると考えられる。

実際の場合で騒音予測を行うためには、地表面や建物など境界面の反射率のデータが必要である。本特別研究では、騒音予測モデルの開発と並行して、任意の入射角における境界面の反射率を測定する

方法を開発した。また、数値予測モデルによる予測結果の妥当性を検証するために、模型を用いた騒音伝播実験も実施した。

(田村正行)

#### 4. 交通公害対策の新たな提案

従来から施されてきた交通公害対策を分類すると、自動車単体対策、沿道対策、交通流対策、都市計画的対策などがあげられる。これらの対策は大きな効果を上げてきたが、それにも増して自動車の登録台数と走行台キロの伸びが著しく、交通に関する環境は改善の方向には向かっていない。

このため、従来からの対策をより強化したり、改良を加えることなどをさらに推し進めることは重要であるが、抜本的な対策も併せて適用して行くことが求められる。その具体対策として考えられるのは、大都市圏機能の地方への分散、モーダルシフト、低公害車の普及等である。本研究ではこれらのうち、モーダルシフトとして鉄道を利用した新たな輸送方式および低公害車として電気自動車の可能性を検討した。

##### 4-1 モーダルシフトの新方式

鉄道貨物輸送はトラック輸送に比べて単位輸送当たり約10分の1のエネルギー消費であり、これに基づく大気汚染も無視できるレベルであるため、トラック輸送から鉄道のモーダルシフトが叫ばれている。しかし、現実には駅での荷役に時間がかかるなどの不便さが災いして転換が進んでいない。この問題を解決するため、ショートカットピギーバックおよびランドフェリーと名付けるところのシステムを提案する。

ショートカットピギーは、現在のピギーバックが専ら列車の最後尾のみからトラックの乗降を行なっているのを改めて、各貨物に回転テーブルを取り付け、どの貨物からでも自由にトラックの乗降を可能にする。

この場合、駅の構図は図9に示すようなものが考えられるが、このような構造とすることによって、列車は一分程度の停車時間で必要なトラックの全ての乗降を行なわせることが可能である。この様な

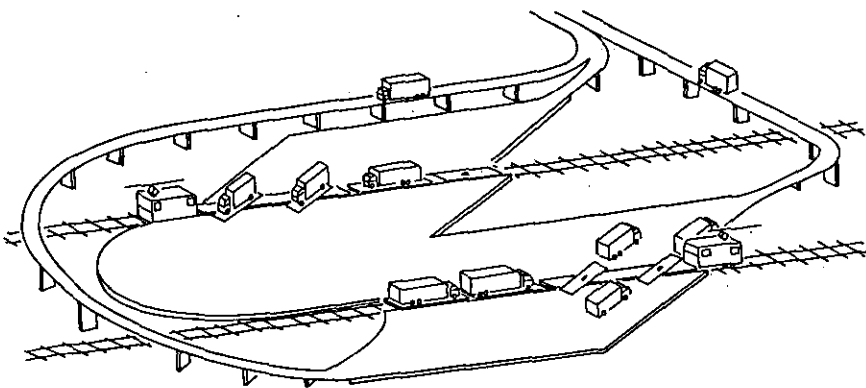


図9 ショートカットピギーバックの駅の見取図

システムは、全国的に利用するよりは首都圏のように渋滞の激しい地域で幹線道路のバイパス替わりに鉄道を利用する際に最も大きな効果を発揮する。それが、この方式をショートカット(近道)ピギーと名付けた所以である。

ランドフェリーは、まずレール上に自由に移動でき、かつ、コンテナを乗せて水平に移動させることのできる伸縮可能なフォークを持つ装置を導入する。これをここでは自走パレットと呼ぶ。

貨物を扱う駅では図10に示すように線路の両側にコンテナを移動させるためのベルトコンベアを配置し、このコンベアの2本のベルトの間に、多数の自走パレットを置く。駅に列車が到着すると、まず、図で到着レーンと示した側の自走パレットからフォークが伸びて、この駅で下ろすべきコンテナを貨車から下ろし、ベルトコンベアの上に乗せる。これらのコンテナは直ちにベルトコンベア上を移動し、駅に作られる高層の自動倉庫に運ばれる。

一方、この駅から列車で運ぶべきコンテナは、同じく自動倉庫から出発レーンと示した側のベルトコンベアに乗せられて運ばれ、列車のわきで待機する。列車が到着し、この駅で下ろされるコンテナが到着レーン側に下ろされた後、貨車の空いたところに自走パレットを用いて自動的に積み込む。

このように、駅ではコンテナが自動的に積み替えられるわけであるが、それに要する時間は一分程度であり、駅での列車の停止時間は旅客列車並とすることができる。このため、コンテナの輸送は各駅での停車時間を考慮に入れても平均時速80km程度を確保することが可能であり、トラック輸送と比べて十分な競争力を持つことができる。

自動倉庫に納められたコンテナは、この倉庫の一階から自動的にトラックに積み込まれる。また、トラックで荷主のもとから運ばれてきたコンテナも自動的に倉庫に納められ、これを運ぶべき列車が到着するまで待機する。

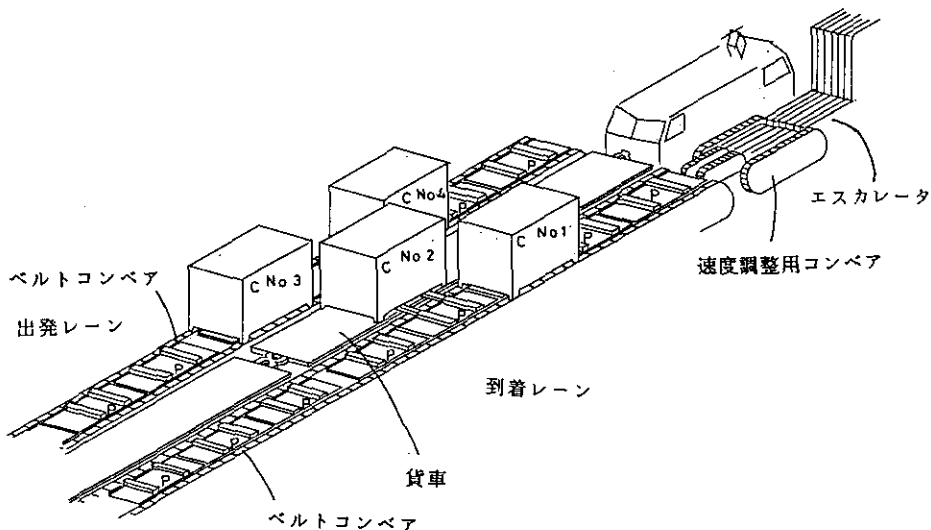


図10 ランドフェリーの駅の見取図

## 4-2 電気自動車

電気自動車は従来、いわゆる動力性能が低いため実用的でないとされてきた。これに対して1)コンポーネントとして現状で手に入る最良のものを選ぶ、2)駆動方式に多少の工夫を加える、3)ゼロから電気自動車として設計することの3点を適用すればその性能は著しく向上することを理論的に示した。

この考え方は図11に示す IZA という名の車に応用された。その結果、一充電走行距離548km(40km/時定速走行時)、最高速度176km、0-400m 加速時間18.05秒を記録した。また、60km/時における一次エネルギー消費率は原油換算で50km/ℓが達成された。これは同クラスのガソリン自動車の36%のエネルギー消費となる。

(清水 浩)

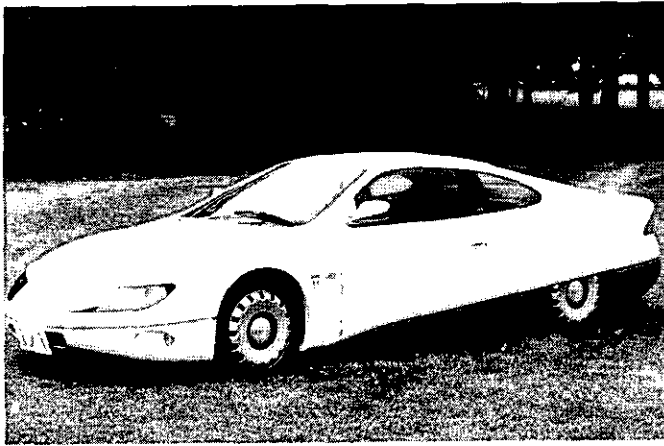


図11 IZAの外観

## 5. 交通公害の広域的評価手法の開発

沿道での大気汚染、騒音といった交通公害の個々の現象は局地的なものであるが、その原因となる自動車交通は広域的な人や物の移動の需要により発生する。従来、交通公害対策はおもに自動車単体の対策と、防音壁の設置といった局地的対策の面から進められてきたが、最近大都市圏では、環状道路の整備や都心部への乗入れ規制などにより、広域的な交通流を制御することが対策として検討されている。こうした対策は、ある地区の汚染を軽減する一方で、別の地区の汚染を増加させる恐れがあり、広域的な地域全体としての評価手法の適用が必要である。

ある広がりをもった地域全体の汚染を表現する方法としては、表1のような指標が考えられる。aとbは計算が容易であり、地域全体の汚染レベルを表現する指標として従来から用いられてきたが、これらは測定点の選び方に大きく依存するため、道路周辺で大気汚染濃度や騒音レベルが大きく変動することを考慮すれば、沿道交通公害の評価に適用することには問題点が多い。空間代表値としての厳密性を高め、また人の健康や生活環境への影響という視点を加味するには、c-gのような指標を選ぶ必要がある。

表1 交通公害の広域的評価のための空間集約指標の例

記号	指標の種類	道路長さ方向1次元を捕らえた 離散的表現	沿道空間を面的に捕らえた 連続的表現
a	複数の地点の測定値の単純平均	$\Sigma C_i / N$	
b	ある基準値を上回る地点の比率	$n[i C_i > C_0] / N$	
c	区間長(面積)加重平均値	$\Sigma (C_i L_i) / \Sigma L_i$	$\int_A C(a) da$
d	沿道人口密度加重平均値	$\Sigma (C_i L_i \rho_i) / \Sigma (L_i \rho_i)$	$\int_A C(a) \rho(a) da$
e	沿道土地利用加重平均値	$\Sigma (C_i L_i \Sigma W_j R_{ij}) / \Sigma (L_i \Sigma W_j R_{ij})$	$\int_A C(a) W_j(a) da$
f	ある参照値を上回る区間長 (面積) およびその比率	$\Sigma L_i [i C_i > C_0]$ $\Sigma L_i [i C_i > C_0] / \Sigma (L_i)$	$\int_A h(C(a), C_0) da$ $\int_A h(C(a), C_0) da / A_0$
g	ある参照値を上回る地域の人口 およびその比率	$\Sigma (L_i \rho_i [i C_i > C_0])$ $\Sigma (L_i \rho_i [i C_i > C_0]) / \Sigma (L_i \rho_i)$	$\int_A h(C(a), C_0) \rho(a) da$ $\int_A h(C(a), C_0) \rho(a) da / P_0$

N:全区間数、n:区間数、A:対象領域、 $A_0, P_0$ :その面積、人口、 $L_i$ :区間*i*( $C_i$ )に対応する区間の区間長  
 $C_i, C(a)$ :区間*i*(地点*a*)の汚染濃度、騒音レベルなど汚染の程度を表す変数、または交通量等の代用変数  
 $\rho_i, \rho(a)$ :区間*i*(地点*a*)の人口密度、 $W_j, W_j(a)$ :(地点*a*)の土地利用類型*j*についての評価荷重値  
 $R_{ij}$ :区間*i*での土地利用類型*j*の比率、 $C_0$ : $C$ についての参照値、 $[\ ]$ : $[\ ]$ 内の条件を満たす場合につき集計  
 $h(C(a), C_0)$ : $C(a) > C_0$ のとき1、その他:0

実際にこうした指標を計算するには、体系的なデータの整備と、これを効率よく処理する情報システムが必要である。道路の位置や人口分布、土地利用分布といった情報を扱う上では地理情報システム(GIS)と呼ばれる手法を適用することが有効である。本研究ではまず、エンジニアリングワークステーション上に首都圏中心部の道路の位置座標、車種別交通量、土地利用、人口などの項目を収録したデータベースを構築し、これらを地図、グラフ化する機能(表示機能)と、道路沿道の土地利用状況を集計する機能(解析機能)をもった支援システムを開発した。図12は東京都道環状7号線(以下、環7とする)沿道の区間毎の土地利用を、解析機能を用いて道路両側50m幅について集計した結果である。計算された環7全線平均での住宅地率は37.4%であり、東京都心10km圏全体の平均値(26.5%)を上回っている。交通量の多い南西部では住宅地の比率が50%を越えており、この路線が住宅地の中を貫通していることが定量的にも明らかにされている。

ここで、システムの機能を組み合わせた指標の算定手順と試算結果を、環7沿道での騒音曝露人口の推定を例に示す。まず、データベースの車種別交通量、道路幅員等のデータをもとに、音響学会式により騒音レベルを推定し、ある参照値(ここでは60dB および70dB)となる地点の路端からの距離を求め、これに道路の区間長を乗じて騒音レベルが参照値を超える面積を求める。これに、国勢調査によるメッシュ人口密度を該当メッシュの住宅地率と対象区間沿道地区の住宅地率の比で補正して推定した沿道地区の人口密度を乗じることにより、騒音レベルが参照値を超える地域の人口が推定される。表2はこの方法で推定した指標値の過去10年間の推移をまとめたものである。騒音が参照値を超える地域の面積や人口は、交通量の変化とほぼ連動しており、1980年から1985年にかけて増加した後1988年に一旦低下し、1990年には再び1985年とほぼ同レベルとなっている。但し、計算に用いた建設

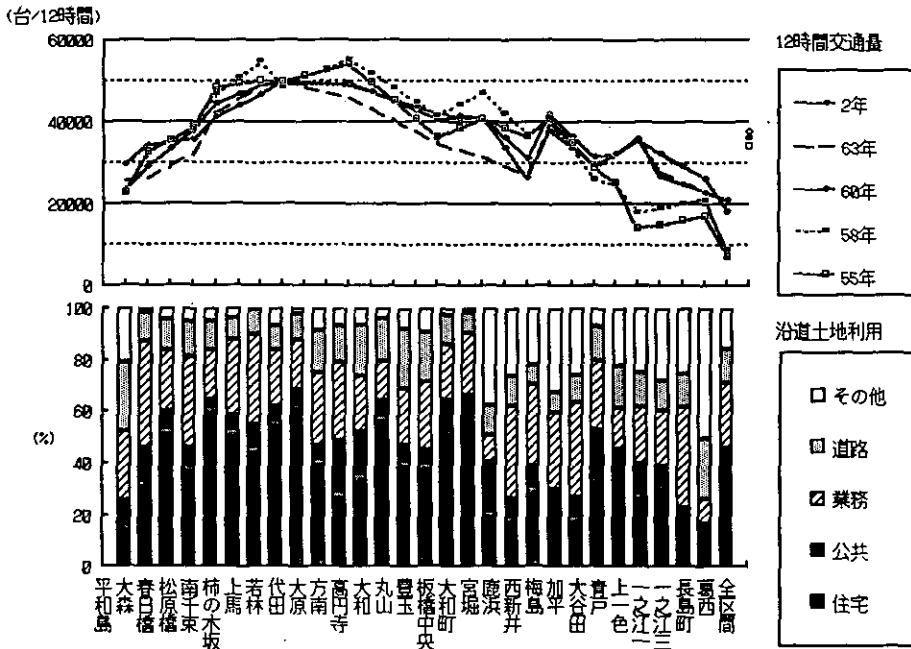


図12 環状7号線の交通量の推移と沿道土地利用

表2 広域評価指標でみた環状7号線沿道の交通公害状況の推移

	1980 (S55)	1980年=100とした指数			
		1983 (S58)	1985 (S60)	1988 (S63)	1990 (H02)
平均断面交通量	34.0 千台/12h	105.7	110.3	101.3	107.5
車種別加重平均断面交通量*)	129.6 千台/12h	105.9	110.7	103.2	109.4
沿道人口加重平均交通量	37.3 千台/12h	106.0	106.4	96.3	104.1
住宅地加重平均交通量	37.6 千台/12h	105.1	106.1	97.2	103.8
騒音60dBを超える地域の面積	6.26 km <sup>2</sup>	106.3	111.9	103.2	111.4
“ 住宅地面積	2.59 km <sup>2</sup>	106.5	107.6	98.8	107.6
“ 地域の人口	99.8 千人	107.6	107.7	97.2	107.2
騒音70dBを超える地域の面積	0.61 km <sup>2</sup>	106.5	115.5	107.5	115.6
“ 住宅地面積	0.26 km <sup>2</sup>	106.3	110.6	101.5	110.0
“ 地域の人口	10.1 千人	106.8	110.3	99.8	109.2

\*) 乗用車1に対して、小型貨物車3、普通貨物車10の重みを受けて環境汚染負荷排出量を概括的に表す指標

省の道路交通量調査データは秋季の1日のみの観測値であり、長期的なトレンド以外の誤差を含んでいることに注意して結果を解釈すべきであろう。1988年に平均交通量が1980年値以上でありながら、参照値以上の騒音への曝露人口が1980年レベルを下回ったのは、住宅地の多い東京西部の区間で交通量が減少し、住宅地の少ない東部での交通量の増加がこれを上回ったことによる。一方、車種別加重平均交通量と平均交通量との差が大きくなる傾向にあるが、これは車種構成に占める大型車、貨物車の比率の増加を反映したものである。

一路線を例に行った指標の計算手順の対象を道路網全体に広げ、また、現状把握だけでなく、今後の対策効果の評価や新たな道路整備の影響予測などに適用することが本研究の次の目標である。その

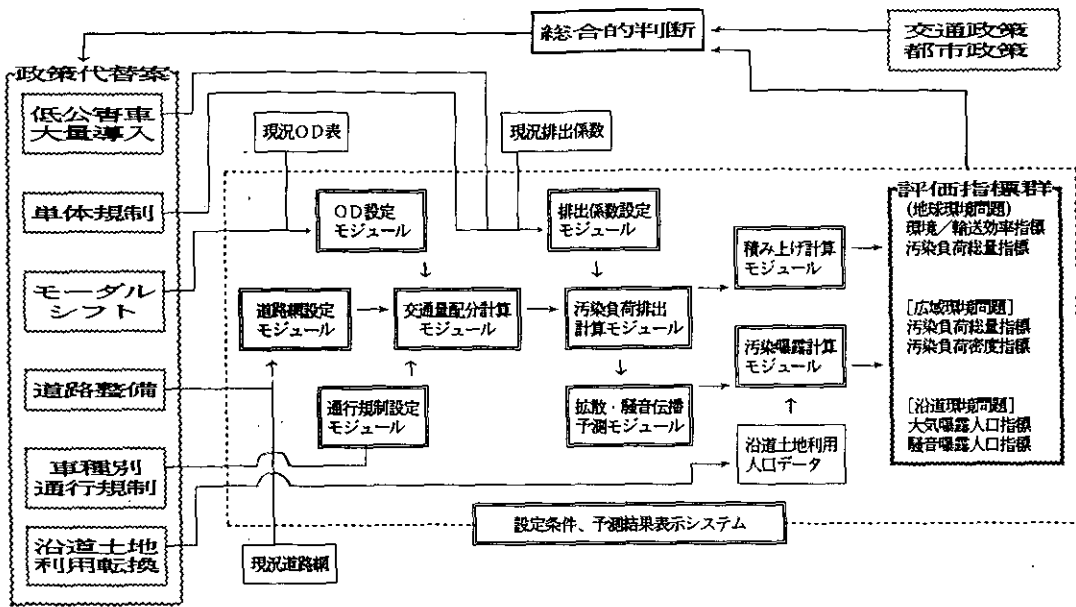


図13 環境総合評価手法開発支援のための情報システムの全体構成

ためには、これまで既知の値として実測調査値を入力していたリンク交通量を、対策や計画の内容に沿って予測する機能を加え、指標計算を行う機能と組み合わせたシステムを構築する必要がある。このような機能を含む支援システムの全体構造は図13のようなものとなる。各モジュールのプログラム開発および首都圏を対象とした道路網等のデータ入力を終え、環状道路整備、モーダルシフト、車種別通行規制などの政策代替案を実際に設定して、これらの施策の都市圏全体での影響評価を進めている。システム設計上は、出発地と目的地の組み合わせごとの自動車交通量(OD交通量)の現状値を既知のものとして扱っていたが、データ入手の制約から実際には自動車登録台数等の変数をもとに予測した値を用いており、代替案評価に本システムを適用する上では、このOD交通量データの精度を高めることが一つの鍵となっている。

(森口祐一)

## 6. まとめ

本報告では、広域都市圏を想定した自動車による交通公害を防止するために、騒音と大気汚染を主体とした環境評価の手法を開発した結果について述べた。

ここでは、まず道路沿道における大気汚染物質の拡散と騒音の伝達を精密に計算するシミュレーションプログラムを開発した。これらのプログラムは従来のもものと比べて、あらゆる道路構造や沿道構造に対応することができるが、それぞれ風洞や無響室での室内実験およびフィールドでの実験等を通してその有効性が確かめられた。

次に、抜本的な交通公害対策として鉄道及び電気自動車に関する新しい提案を行なった。とくに電気自動車については提案に基づく車輛の開発が行なわれ所期の成果が得られている。

さらに、交通公害と、その対策を広域的見地から評価するための評価プログラムを開発した。このプログラムは広域的な汚染、負荷総量や交通公害に曝されている人口等の指標を計算する機能を有する他、新たな対策を施した場合のこれらの指標の改善効果を計算することも可能である。

本研究は3年間の期間を費やして行なわれたものであるが、一応の目的は達成した。今後は本文中に記したように残された細かな点について検討を重ねるとともに実用的な評価システムとして熟させて行きたい。



# 環境騒音と大気汚染の健康影響に関するモニタリングについて

## —とくに道路沿道汚染の健康影響を中心に—

都市環境影響評価研究チーム

### 1. 研究の概要

東京大都市圏内の幹線道路沿道とそこに居住する人口を対象として、道路騒音とディーゼル排ガス汚染による睡眠影響/聴覚影響、肺癌等の健康への影響・リスクをモニターする方法について行った一連の検討結果の概要を報告する。ただし、道路騒音の影響に関連して、騒音苦情状況についても検討した。また、用いられた方法は、以下の3種、

- 1) 既存の環境汚染・健康情報に関する統計学的検討
- 2) 地域住民を対象とした暴露調査
- 3) 量-反応関係やリスク推定のための実験

である。

### 2. 暴露レベル別沿道人口の推定

幹線道路(一般都道府県道以上)の沿道における道路騒音及びディーゼル排ガス由来の浮遊粒子状物質(SPM)への暴露レベル別人口の推定には、環境庁の「全国沿道騒音実態調査」に用いられたデータベースと、これを基本として沿道におけるSPM濃度の推計値を加えたデータベースを利用した。前者からは、道路端における騒音レベルと対応する「沿道メッシュ」(側端からメッシュ中心までが100m以内の100mメッシュ)内人口が、また、後者からは、沿道端から100mの間(0.5,10,20,30,40,50,75,100m)の推定SPM濃度(ただし、ディーゼル排ガス由来分のみ、年間平均値、 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )や推定居住人口が計算可能である。以下で述べる「汚染地域割合」とは、道路端から100mの間の地域のうち一定濃度以上のSPMに汚染されていると推定される地域の割合である。また、これら「汚染地域割合」に対応する地域の推定人口数を求め、それら自治体(区市町)別に全人口に対する割合(%)を求めたのが「汚染人口割合」である。

まず、沿道の道路騒音への暴露状況を見ると、昼間道路騒音が70dB以上の沿道人口割合及び夜間道路騒音が65dB以上の沿道人口は、1都6県内でそれぞれ18.9万人、75.8万人(ただし、実際には道路側端から20-30mの範囲が問題であるのでその2~3割)程度と推定された。

次に、SPMへの暴露状況について、まず1都6県内の計19,762個の「沿道メッシュ」について見ると、「汚染地域割合」は、SPM汚染が $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上と $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の場合、それぞれ平均8.13(0-100)%及び2.3(0-67.9)%となり、また、 $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ 及び $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の「沿道メッシュ」内の汚染地域における人口数は「沿道メッシュ」当たり平均0.59(0-109)人及び0.17(0-52)人と推定された。ただし、後述するように、1979-83年の一般大気局SPM測定値が得られたのは53の自治体のみであり、その対象「沿道メッシュ」は全体の22.2%(4,586個)であった。これら自治体の1975年現在の総人口

は1.114万人であり、SPM 汚染沿道地域内の人口数は $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上では47.4万人、 $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上では14.3万人、「汚染人口割合」はそれぞれ平均4.3%と1.3%と推定された。

### 3. 沿道の環境汚染レベル

#### 3-1 交通騒音

東京大都市圏内の地域特性の異なる4地域、すなわち東京都世田谷区(S区)・川崎市川崎区(K区)・東京都台東区(T区)および同中央区(C区)内のそれぞれ住居地域、住工混在地域、商業地域、都心オフィス街において、計198名の主婦を対象に1日24時間の騒音暴露調査を実施した。ただし、対象者は幹線道路の沿道と非沿道地域で、ほぼ同数となるよう配慮した。ここで、「沿道」とは幹線道路より2~3軒目までを指すものと定義し、さらに、幹線道路に直面しない家屋と直面する家屋に住む対象者をそれぞれB群・C群に、また「非沿道」家屋に住む対象者をA群とした。

調査は10~11月の平日に、対象者に小型騒音曝露計(リオン社NB-13A)を携帯させ、1日24時間の10分間毎の等価騒音レベル(以下 $L_{Aeq}(10\text{min})$ )を測定し、以下の行動記録と照合しつつ、生活行動別騒音曝露レベルを求めた。調査では、上記生活行動記録(10分単位)の他、居住条件(住居形態、家屋構造、窓の構造、寝室の位置)、個人属性(職業の有無、同居家族数、就寝時刻)などに関する質問紙調査も行った。

ただし、以下では、睡眠時間内の枕元で測定されたすべての騒音曝露レベル $L_{Aeq}(10\text{min})$ のエネルギー平均値を、 $L_{Aeq}(\text{slp})$ と表記する。また、上記対象者中29名については、個人の騒音曝露量測定と同時に、家屋内外の騒音レベルも測定した。ただし、測定箇所は、屋外はベランダ等(沿道家屋では幹線道路側の)、屋内は屋外測定箇所に最も近い室内である。

##### a: 1日24時間生活行動別騒音曝露レベル

全対象者の $L_{Aeq}(24 \text{ hour})$ の分布は(図1)の通りであり、その平均値(s.d.)は70.0(5.8)dBであった。これを地域別にみると、S区73、K区73、T区68、C区70dBであり、S区・K区において有意に高かった(F-test:  $p < 0.001$ )。しかし、幹線道路からの距離、あるいは住環境・属性等による有意差は認められなかった。

ここで、家屋外行動(買物、徒歩、自動車・電車に乗る)が記載された時間帯のデータを除外して、残りの時間帯の騒音曝露レベルを再計算したところ、平均値(s.d.)は68.1(6.0)dBに低下し、かつ前記のような有意の地域差は認められなかった。すなわち、 $L_{Aeq}(24)$ の前記地域差は、家屋外行動に伴う曝露によるものと考えられ、家屋内で生活している限りでは、 $L_{Aeq}(24)$ に地域差はないことが示された。

一方、主要な生活行動であった、食事、身の回り、炊事、洗濯、雑用、テレビの各時間帯における騒音曝露レベル、 $L_{Aeq}(i)$ と、地域(S区/K区/T区/C区)、幹線道路からの距離(非沿道/沿道・非直近/沿道・直近)、家屋形態(一戸建て/集合住宅)、住居構造(木造/モルタル・パネル/鉄筋コンクリート)、窓の構造(木造/サッシ)、年齢(-39/40-/50-/60-)、職業(有/無)、同居者数(1-2/3-4/5-)との関連を分散共分散分析により検討した結果、住居構造のうち鉄筋コンクリートの場合に木造/モルタル・パネルより「身の回り」の活動時、「洗濯」時の $L_{Aeq}(i)$ が低い傾向(各60/64/65、66/70/71dB)

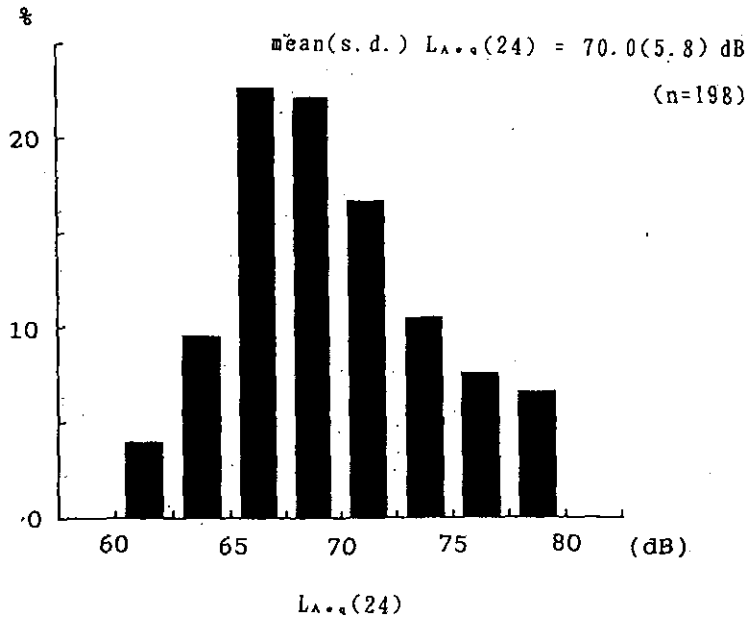


図1：24時間騒音暴露レベル( $L_{Aeq}(24)$ )の分布

であった以外では有意なカテゴリー間の差は認められなかった。

b: 夜間睡眠時の騒音暴露レベル

上記全対象者の夜間睡眠中の騒音暴露レベル  $L_{Aeq}(slp)$  について検討した結果が(表1)である。また、同レベルと家屋外騒音のレベルとの関係を各  $L_{Aeq}(10min)$  の相関関係としてみたのが図2である。同表に明らかな様に夜間交通量が2万台を超えるK区及び9千台のS区では沿道家屋の  $L_{Aeq}(Slp)$  が有意に上昇しており、道路騒音の影響が明かである。ここで、K区では沿道のみならず非沿道家屋でも相当高いレベルとなっているが、この原因として、問題となる幹線道路の上に高速道路が走る高架構造となっている為に、汚染範囲が広域化していることが考えられた。

表1 地域別：幹線沿道からの距離別  $L_{Aeq}(Slp)$

対象地域	$L_{Aeq}(slp)$ . dB (mean(S.D.))				交通量 (大型車両のみ)	
	全対象	非沿道	沿道・ 非直近	沿道・ 直近	昼間12時間	夜間8時間
S区(住居系) ***	47(8)	44(7)	48(9)	53(4)	46(8.0)#	9(1.5)
K区(住工系) ***	54(12)	51(13)	55(13)	56(12)	60(20.0)	22(7.0)
T区(商業系)	49(10)	49(10)	50(9)	49(9)	23(2.5)	3(0.4)
C区(都心部)	47(7)	46(7)	47(7)	48(7)	31(6.6)	6(0.8)

\*\*\*: 非沿道、沿道・非直近、沿道・直近の各バカが一元配置分散分析で有意差を示したものの(ただし、 $P < 0.001$ )。

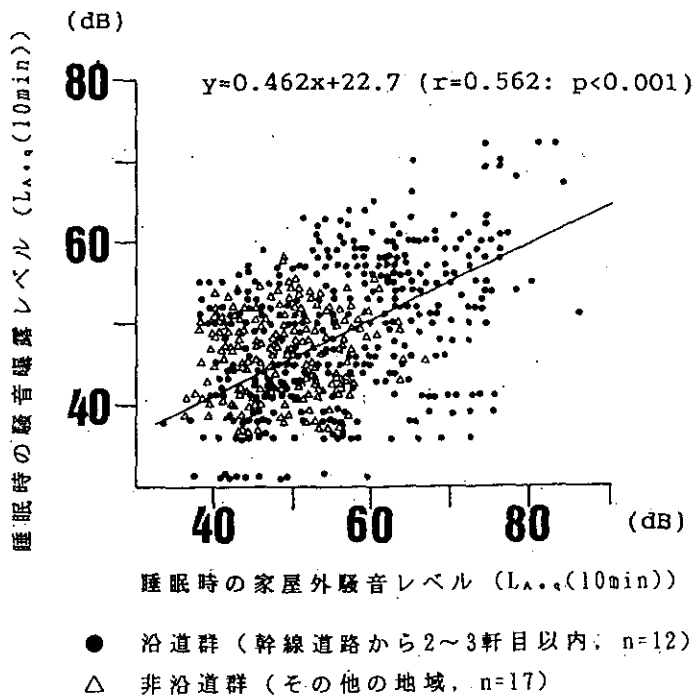


図2：睡眠時の家屋外騒音レベルと騒音暴露レベルの相関  
 (それぞれ  $L_{Aeq}(10min)$ )

### 3-2 ディーゼル排ガス

#### a:家屋内外の浮遊粒子状物質(SPM)汚染レベル

非暖房期の沿道 SPM 汚染に関して、東京都板橋区の大和町交差点を中心とする東西 3 km 南北 4 km の領域(主な排出源は南北に走る中山道、首都高速 5 号線(高架)と、東西に走る環状七号線)を対象に SPM( $2\mu m$  以下と  $2-10\mu m$  に分級)を一週間連日測定した。ただし、測定地点は、A：中山道から 30m 以内で間に構造物なし(11地点)、B：中山道から 30m 以内で間に構造物あり(6地点)、C：50~100m(8地点)、D：200~400m(9地点)、E：約 1 km 間隔( $3\times 4=12$ 地点)で設置した(道路の直接影響を受けない)地点(12地点)の 5 群である。気象状況は、期間中記録的な残暑で、降雨が少なく(26日約 2mm, 28日約 4mmのみ)、日平均風速は 1.2~3.9m/s であった。

結果、日間変動成分を除いた平均 SPM 濃度には沿道からの距離減衰傾向が明らか(道路端から 100m 以上ではほぼバックグラウンドレベルとなる)であり(図 3)、また、道路沿道家屋の家屋内・外の SPM 濃度に有意な相関関係を示していた(図 4)。また、1)SPM( $2\mu m$  以下)は風速と濃度が対応し、週末には低濃度となったが、SPM( $2-10\mu m$ )は風速とは対応しなかった。2)SPM( $2\mu m$  以下)は道路からの距離による濃度差が顕著であったが、SPM( $2-10\mu m$ )は距離の効果が比較的少なかった。3) SPM( $2\mu m$  以下)及び SPM( $2-10\mu m$ )では、A 群において地点効果、交互作用が日効果よりも大きかった。C、D、E 群においては日効果、交互作用、地点効果の順で大きかった。4)同一群内でも中山道の東側か西側かで変動に差があり、A、B 群で西側の変動が大きい傾向にあった。5)SPM の濃度レベルは 90年2月のレベルより低い傾向にあった。

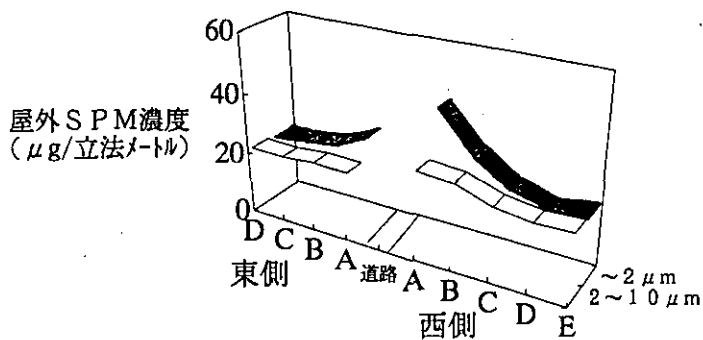


図3：道路沿道におけるSPM汚染状況(板橋区, 1990)

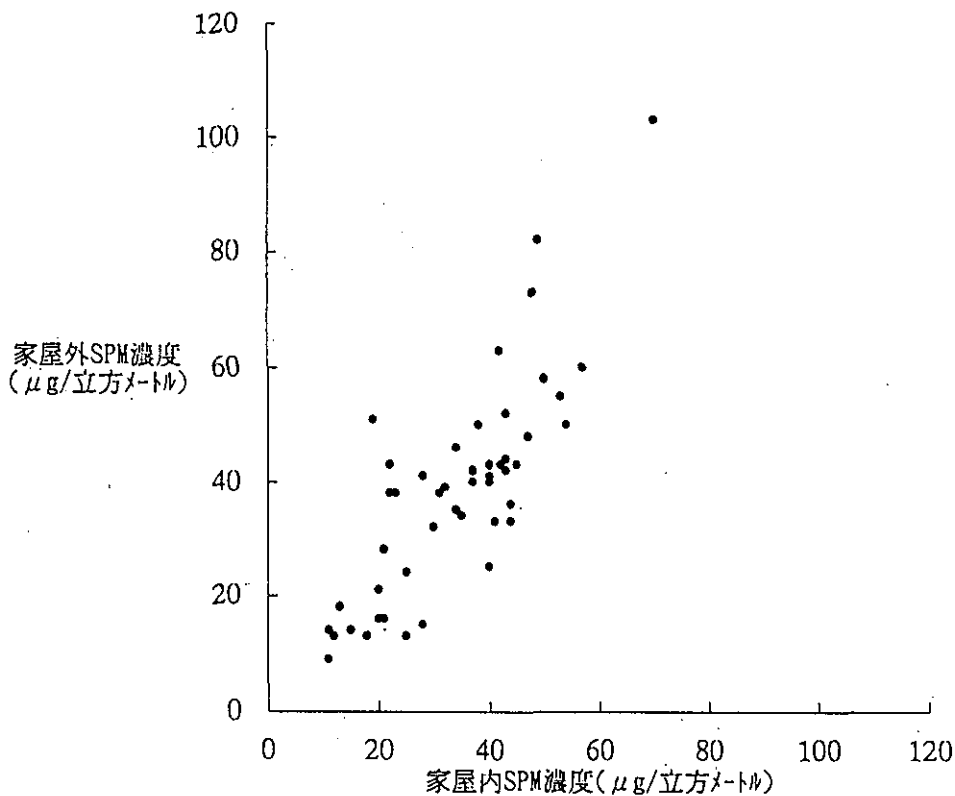


図4：家屋内外のSPM濃度の相関関係

以上から、呼吸を通して肺に侵入する可能性の大きい粒径の小さなSPMの挙動に関して家屋内で長時間生活する専業主婦、老人、子供などでは、居住地域のSPM汚染状況がある程度個人暴露の状況を示すことが示唆された。

ここで、上述の「汚染地域割合」(ただし、ディーゼル寄与分のSPM濃度が $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の場合)と地域の一般大気局SPM濃度(1979-83)との関連を調べてみたのが(図5)である。同図に明かな様に、「汚染地域割合」が約10%未満では相関が認められるものの、それ以上では、同割合が増加しても地

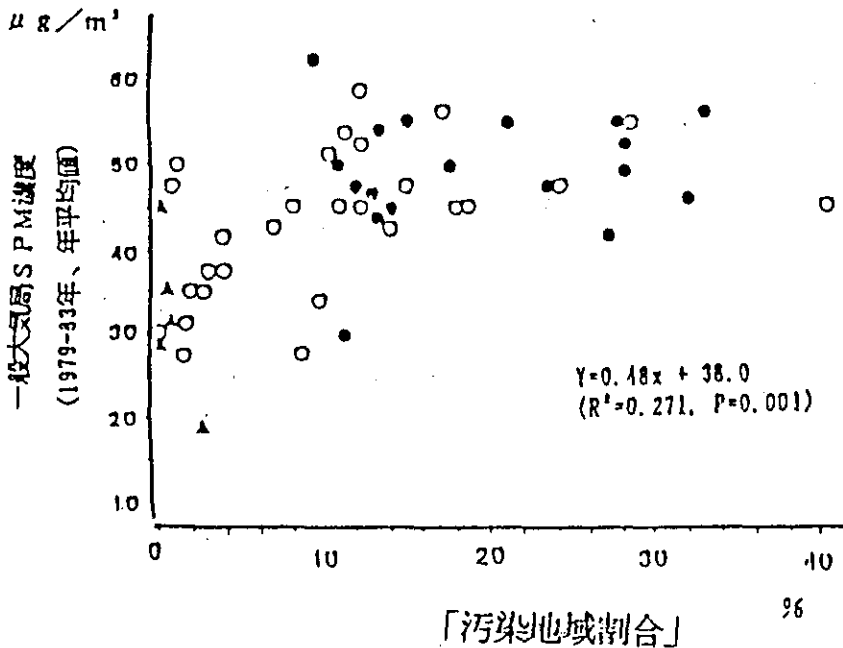


図5：「汚染地域割合」と一般大気測定局SPM濃度の関連  
 (1都6県内の自治体のうち上記SPM測定値のある53自治体のみ、ただし、黒丸：区、白丸：市、黒三角：町を示す)

域バックグラウンドレベルは約 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ のレベルで一定となっていた。また、同様な傾向は「汚染人口割合」との間にも認められた(データ示さず)。すなわち、都心部では非沿道地域のレベルは広域に亘って飽和・拡散している状況があり、同地域内での局所的な沿道汚染状況をよく反映していないことを示唆している。

#### 4. 実験データを基本とした健康影響・リスクの総合評価

##### 4-1 交通騒音

###### a:騒音苦情

1都6県の176区市を対象に、騒音の種類別の年間騒音苦情発生率(AIRSNC、昭和61年度新規発生分)を求め、その多変量モデルについて解析・考察した。上記モデルに投入する変数として、人口密度及び騒音の発生状況に関わると考えられるその他地域特性情報を既存の人口・社会・経済統計等から収集した。交通騒音の発生状況指標として、上述の「全国沿道騒音実態調査」データベースから求めた沿道騒音レベル別暴露人口推定値も利用した。

結果、176市区別のAIRSNC(人口10万対)を、特定工場(作業場も含む)、その他の工場、特定建設、その他の建設、商業(拡声器も含む)、近隣・家庭生活および道路交通(二輪車も含む)の各騒音別にまた人口関連指標の主成分分析結果に応じて都市圏を中心部、中間部、周辺部に分けて求めたのが(表2)である。特定工場と道路交通騒音によるAIRSNCを例外として、その他はいずれも中心部ほど有意に高率となっている。

表2：音の種類別苦情発生率(人口10万対, 176区市)

騒音源	n	騒音苦情発生率				p
		計	都心部	中間部	周辺部	
特定工場	741	2.49	2.8	2.1	2.7	n. s.
その他工場	2,292	6.20	9.1	7.5	2.9	***
特定建設	503	1.42	4.9	0.7	0.3	***
その他建設	1,087	2.75	6.3	2.7	0.8	***
商業	1,921	5.59	9.6	6.0	2.8	***
近隣家庭	800	2.02	4.4	2.0	0.6	***
道路交通	162	0.41	0.6	0.4	0.4	n. s.

\*\*\*：一元配置分散分析で地域差が有意であったものを示す(ただし、 $p < 0.001$ ；n. s.=not significant)。

ここで、176市区のAIRSNCを目的変数として、以下の様な二段階の重回帰分析(ステップワイズ法)を行った。ただし、説明変数はそれらの分布の偏りを考慮し、すべて順位変数に変換して投入した。第一段階では、諸指標のうち、工場騒音については工業関連指標を、商業騒音については商業関連指標を、建設・家庭騒音については建設・住居関連指標を、道路交通騒音については道路関連指標を、それぞれ説明変数としてまず投入し、ステップワイズ法により変数を選択した。

第二段階では、上で選択された説明変数に、人口関連指標を追加して、さらにステップワイズ法を適用し有意に関連する変数を選出して、最適モデルを求めた。

結果、主要な点として、

- a. その他の工場騒音、特定建設騒音、その他の建設騒音では、各騒音発生に関連する変数と、騒音暴露機会に関連すると想定された人口関連変数の両方が、有意に関連していた。
- b. 商業騒音、近隣・家庭生活および特定工場騒音に関しては、それら騒音発生に関連する変数のみが有意の関連を示した。
- c. 道路交通騒音に関しても同様、騒音発生に関連する変数のみが関連を示したが、その関連は極めて弱いものであった。

などが特徴的であった。

以上からも明かな様に、道路交通騒音に対するAIRSNCは絶対的にも相対的にも低く、また、重回帰分析における説明率も相当に低い傾向にある。これは、これまでの調査結果からみると、対策の困難性を背景として、既存道路に対する新規苦情が住民から訴えられにくくなっていること、最近問題の大きな「夜間のオートバイの音」などでは自治体よりは警察へ苦情が持ち込まれる傾向があること、などが影響しているものと考えられる。

#### b:睡眠影響

これまでの睡眠実験の結果によれば、脳波等の生理的指標からみても主観的訴えからみても、睡眠影響を生ぜしめない最大騒音レベルは $L_{Aeq}$ で35-45dB程度までと考えられる。上述の結果から、 $L_{Aeq}$ (slp)が50dB以上(就寝直後・起床直前を除いて計算すると約45dB以上)の場合には何らかの睡眠影

表3：1都6県内176区市における  
騒音レベル別道路沿道人口推定値

道路側端の騒音レベル $L_{\text{eq}}$ , dB(A)	沿道100mメッシュ人口(千人) (総人口に対する%)
昼間 $L_{\text{eq}} \geq 70$	189 (0.6%)
	$\geq 65$ 1228 (3.9%)
	$\geq 60$ 4397 (14.1%)
	$\geq 55$ 7435 (23.8%)
夜間	$\geq 65$ 758 (2.4%)
	$\geq 60$ 1890 (6.1%)
	$\geq 55$ 4035 (12.9%)
	$\geq 50$ 6402 (20.5%)

響が現れるものと仮定したとき、道路交通騒音による影響人口の大きさは、以下のように推定された。

すなわち、夜間8時間交通量が9千台以上の場合(家屋外騒音レベルが $L_{\text{Aeq}}$ 70dB以上、 $L50$ では60-65dB(A)以上に相当)、沿道では道路交通騒音による $L_{\text{Aeq}}(\text{slp})$ の上昇が認められ、それが50dB以上であるような対象者の割合は非沿道よりも30-40%多かった。

ここで、1都6県176区市の主要道路の推定沿道騒音レベルと対応する沿道人口を試算したのが表3である。同表から、たとえば夜間路側端で $L50$ が65dB(A)以上の道路の沿道人口(道路から100m以内に中心がある100mメッシュの人口)は総人口の約2.4%と推定され、その道路から20-30m以内を道路交通騒音の影響範囲とすると、同範囲の人口はその2~3割、すなわち総人口の0.5-0.7%を占めることが推定される。

#### c:聴覚影響

環境騒音による聴覚影響を評価する方法としては米国環境保護庁(EPA)の $L_{\text{Aeq}}(24 \text{ hour})$ で70dBという暴露レベルが生産暴露されても聴覚影響(老人性難聴の増悪)が全く生じないと期待しうるレベルとされている。上述の如く、今日の調査結果では平均が70dBであり、半数がこのレベルを超えていることになる。この測定値には自分の発生する声なども含まれている為に、厳密な意味では環境騒音のみを示すものではないが、それらの影響が一応平均化されているとすれば、同測定値には道路騒音の影響は認められない。また、地域による差も明かでない。すなわち、夜間睡眠時の騒音暴露レベルには道路騒音の影響が有意であるとしても、昼間の活動時の比較的高い暴露によって、24時間レベルとしてみると差がなくなっている。以上から、 $L_{\text{Aeq}}(24)$ には家庭内での生活行動に伴って発生する音の影響が大きく、また、そのレベルは聴覚影響が全くなしとはできないレベルを示していることになるが、一方、道路騒音による明かな聴覚影響はほとんどないことが示唆される。

### 4-2 ディーゼル排ガス

#### a:肺癌リスク

「汚染地域割合」と「汚染人口割合」の2種の沿道SPM汚染指標は、非沿道レベルを示すと考えられる一般大気局のSPM濃度(年平均値)1969-83年との関連をみる限り良好な相関を示しており、か



つ、自治体の人口密度(対数)とより強く相関していた。これは、中心に向かって高くなる大都市圏内の局所的沿道汚染状況を反映している結果と考えられ、その推定精度には問題点は残るが、沿道SPM汚染指標としての妥当性、有用性を示唆していると判断された。

そこで、53の自治体を対象に、上記2種の指標及び一般大気局測定値と1969-73, 74-78, 79-83年の3期の女子の肺癌標準化死亡比(Standardized mortality ratio, SMR, 全年齢, 1975年全国人口標準)との相関関係を調べたが、有意な相関は唯一第3期のSMRについてのみであり、また、同相関は一般大気局測定値の場合よりも、2種の指標の場合により大きいことが知られた。

上記2種の指標及び一般大気局による年平均SPM濃度の分布を3等分して、それぞれSPM汚染の低・中・高レベルに対応する自治体のSMRを求めた結果、肺癌SMRは、低レベルより高レベル地域で高く、その差は「汚染地域割合」の場合の方が一般大気局SPM濃度の場合より大きい傾向があった(表4)。以下、上記の肺癌死亡の地域差を巡って、大気汚染全般あるいはディーゼル排ガスのリスクアセスメントとの関連で検討した。

大気汚染による肺癌のリスクに関して、これまでの報告をみると、例えば、Doll & Petoは全癌の2%(1-5%)が、また、米国環境保護庁は毒性学的データを基に1-3%という良く一致した値を示している。これらは、大気汚染による癌が肺癌のみであり、また、全癌に占める肺癌の割合が1985年現在の日本の状況から、多く見積もって約5分の1であるとすると、上記両推定は、肺癌の約10%程度が大気汚染によることを意味している。ここで、前者のリスク推定が肺癌死亡率が日本の約2倍もある米国のデータを基本としていること、上記肺癌の割合が実際にはより小さいことなどを考慮するならば、

表4：「汚染地域割合」、「汚染人口割合」及び一般大気局SPM測定値(1979-83の年平均値)の各3レベル別(#1)にみた肺癌SMR

	低レベル	中レベル	高レベル
「汚染地域割合」	0~0.99 %	1.00~4.39 %	4.40~17.6 %
平均SMR(±S.D.)	97.9(33.6)	124.0(21.7)	133.3(32.9)
(n)	(17)	(18)	(18)
SMR	98.7	122.7	130.3
「汚染人口割合」	0~0.40 %	0.40~1.05 %	1.05~4.52 %
平均SMR(±S.D.)	101.9(33.9)	126.9(29.0)	126.5(31.0)
(n)	(17)	(18)	(18)
SMR	103.0	124.6	127.4
一般局SPM濃度 (1979-83) ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0~42.5	42.5~48.5	48.5~62.0
平均SMR(±S.D.)	105.1(30.7)	112.3(30.1)	138.1(29.8)
(n)	(17)	(18)	(18)
SMR	105.0	117.9	134.1

ただし、平均SMRは自治体毎のSMRの平均値を、また、SMRは、対象総自治体について総死亡数と総死亡期待数を求めて算出した値を示すが、いずれも良く一致していた。

実際にはさらに大きな値となり、今回観察された肺癌SMRの地域差が、大気汚染、とくにディーゼル排ガス汚染によると見なしても矛盾のないレベルの影響を示唆していることになる。

一方、ディーゼル排ガスを直接吸入させた動物実験結果を見ると、肺癌のユニットリスク( $1 \mu\text{dm}^3$ のSPMに70年間暴露された時のリスク)として最高で $4.1 \times 10^{-3}$  (Harris, 1983), 最低で $2.5 \times 10^{-5}$  (Albertら, 1983)などがあるが、不確実性もあり、上記最低値より低値を用いるべきとの意見もある。例えば、我国での最近の推定では $6.14 \times 10^{-5}$ が妥当であろうとの報告(和田ら, 1991)もある。

上述の如く、沿道で $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上のディーゼル排ガス由来のSPMに暴露されている女子は約7万、 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3 \sim 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ では約17万人、残り530万人は $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満であった。それぞれの暴露濃度を一応 $100, 75$ 及び $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ として、後者のユニットリスクを仮定して、70年間暴露された時の過剰肺癌死亡数を計算すると合計9,351となる。これは年間133の死亡数、年間死亡率 $2.4 \times 10^{-5}$ 程度に相当し、女子の肺癌死亡の10%以上がディーゼル排ガスによって発生していることになる。さらに、実際には、ディーゼル排ガスへの高濃度暴露者は都心に向かって多く分布しており、また、バックグラウンドSPM濃度も都心部ほど高い傾向にあることなどを考慮すると、先述の様なディーゼル排ガス汚染レベルに対応したSMRの大きな地域差の大半が、こうしたディーゼル排ガス汚染に起因していることを予想させるものである。

## 5. おわりに

以上、東京大都市圏内の幹線道路沿道について、そこでの昼夜道路騒音やディーゼル排ガス汚染とそれらによる健康への影響・リスクについてモニターする方法を検討し、上記3種の方法を組み合わせた方法が、両汚染に由来する睡眠影響や過剰な肺癌死亡などを監視する為の1手法として有用であることが示唆された。また、全体としてみると、暴露人口の推定精度などに問題は残されているが、これまでのところ、以下の様な傾向が示唆される。

騒音関係では、とくに夜間の交通量が約1万台を越える様な道路沿道では個人の暴露レベルは有意に上昇しており、具体的影響研究の推進や静穏な睡眠環境の保全という意味までの対策が望まれる。また、これら睡眠影響やその他精神・心理的影響の実態は騒音苦情の発生状況には反映されないと考えられることから、それらのモニターにはより具体的な社会調査、暴露調査を基本とすべきことが示唆された。

一方、とくに沿道のディーゼル排ガス汚染状況と肺癌死亡率の時間・空間的相関関係について、リスクアセスメントの知見などとの対応関係を見た結果では、近年における肺癌の急増傾向や同死亡率の地域差の拡大傾向のいずれについても、ディーゼル排ガス汚染の関与が強く示唆された。これは、ここでは触れなかったディーゼル車の保有台数が1970年ころから徐々に、また、1980年頃から急激に増加してきた推移や、Garshickらの職業性にディーゼル排ガスに暴露した人達の疫学データから導かれるユニットリスクを用いた計算結果からも示唆される。さらに、最近ロスアンジェルスで行われた非喫煙者の喫煙関連呼吸器系の癌の相対リスクは、平均SPM濃度が $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ で1.73、 $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ で2.98であったと報告されている。ちなみに、上述のディーゼル排ガス由来のSPM濃度 $50 \mu\text{g}/\text{m}^2$ はこの調査の $100 \mu\text{g}/\text{m}^2$ に対応する。したがって、沿道局所あるいは都市内の広域ディーゼル排ガス、

SPM(とくに発癌性物質)汚染と個人暴露との詳細な対応関係の把握に基づきリスクアセスメントや、分析疫学的研究が必要であると同時に、自動車排ガス対策の面でも十分な検討が必要と思われる。

(兜 真徳)

## 6. 参考文献 (本文要旨に関連する研究成果のみ)

兜真徳(編), 第1回環境ストレスシンポジウムー都市環境と健康ー, 国立環境研究所(F-24-'90/NIES), 1990.

兜真徳(編), 第2回環境ストレスシンポジウムー都市型環境汚染に関する「環境保健モニタリング」手法の検討ー, 国立環境研究所(F-33-'91/NIES), 1991.

兜真徳, 人類生態学的方法(環境保健の基礎), 小泉明・村上正孝編:環境保健入門, からだの科学・臨時増刊号, 日本評論社, pp.157-164, 1990.

兜真徳, 都市化, ストレス, そして地球環境問題, 農林水産技術研究ジャーナル 14(7), 19-25, 1991.

兜真徳, 影山隆之, 騒音とストレス, かんきょう 16(5), 6-9, 1991.

兜真徳, 影山隆之, 大都市圏における騒音苦情発生率にみられる「密度効果」についてー都市生態学的視点から, 騒音制御工学会(編)「音とアメニティ」(印刷中)

兜真徳, 松本幸雄, 村上正孝, 道路沿道のディーゼル排ガス汚染と肺癌死亡状況, 日本公衛誌(投稿中).

# 環境中の有害化学物質と毒性評価

## —揮発性有機塩素化合物の健康リスク評価，細胞毒性評価—

化学物質健康リスク評価研究チーム

### 特別研究名

「先端技術における化学環境の解明に関する研究」

### 1. 研究の背景と概要

特別研究「先端技術における化学環境の解明に関する研究」では化学物質として「塩化ジベンゾフランとダイオキシン」，「揮発性有機塩素化合物」，「有機スズ化合物」，「先端技術関連無機元素」を対象物質として取り上げ，それらの物質の(1)物性評価と分離分析手法の開発，(2)毒性スクリーニング法の開発と応用，(3)環境中における変化と移行過程，(4)リスク評価のための方法論に関する研究を進めてきた。これらの成果の一部は研究所の所外発表会で「塩化ダイオキシンおよび塩化ジベンゾフランについて」(平成元年)，「海の中の有機スズ」(平成3年)と題して発表してきた。

ここではこの特別研究が終了するにあたって，「揮発性有機塩素化合物」，「有機スズ化合物」，「細胞毒性評価法」，「残留ダイオキシン」の4つの項目に分けて，これまでの研究成果から最近1～2年の研究成果を中心に報告する。

### 2. 揮発性有機塩素化合物

トリクロロエチレン，テトラクロロエチレンを代表とする揮発性有機塩素化合物は，地下水への汚染を通して飲料水への汚染が大きな問題となっている。また有機塩素化合物の一部は成層圏まで達し，オゾン層破壊物質として地球環境問題にもなっている。この特別研究では，有機塩素化合物の土壤中での反応，熱分解など環境中での変化，大気や水の中の揮発性有機塩素化合物を自動測定するための分析装置の開発，トリクロロエチレン等の動物に対する行動影響などの研究が行われたが，ここでは「つくば地域における揮発性有機塩素化合物の健康リスク評価」の結果について報告する。

研究所構内で1988年11月から1989年12月までの368日間，クロロホルム，1,1,1-トリクロロエタン，四塩化炭素，トリクロロエチレン，テトラクロロエチレンの5種類の物質について70分毎の大気濃度の自動測定を行った。いずれの物質も冬濃度が高く，夏低い季節変動が見られ，時間変動の最大値は通常には朝，最小値は日中に見られ，この時間変動は冬に顕著であった。この自動測定値の7023点の平均を暴露量評価のための一般大気環境濃度として使用した。またこれらの物質はクリーニングや家庭用品に使用されているため，大気の流通の小さい室内では大気濃度が高くなりやすい。そこでつくば地域の高層住宅，一戸建て住宅，延べ12戸で1990年10月と1991年2月に室内濃度を調査した。起床時から就寝時までには8回，真空のステンレスボトルに採取したものを分析し，これらの測定値から一日の平均濃度を得た。これらの測定値から室内と室外の濃度差にしたものを図1に示した。1,1,1-ト

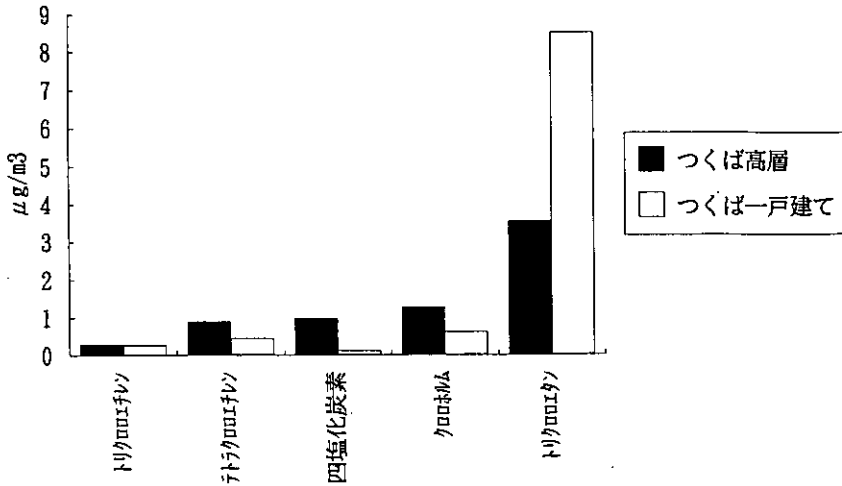


図1：揮発性有機塩素化合物の室内と室外濃度差 (μg/m³)

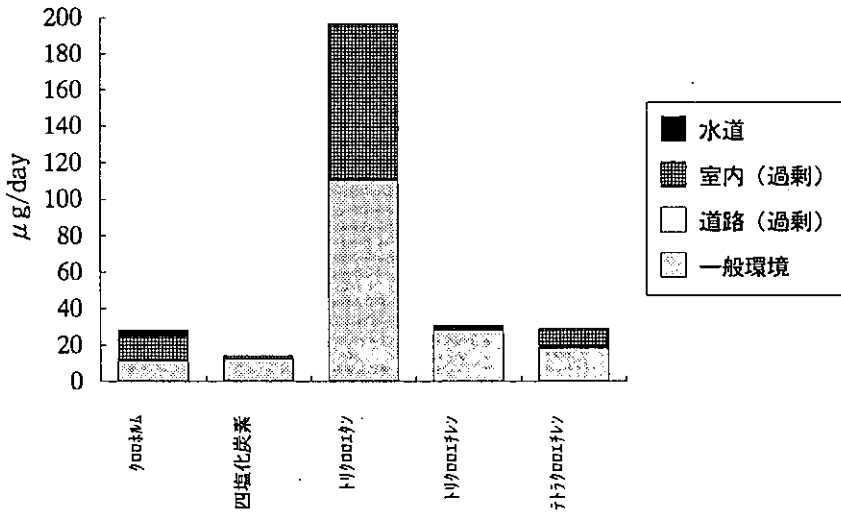


図2：つくば市大人1日の有機塩素化合物暴露量  
室内と道路での暴露量はそれぞれ室内17時間/1日，交通量の多い道路に15分/1日いることによる過剰暴露量として表している。

リクロロエタン、テトラクロロエチレン、クロロホルムは室外に比較して室内濃度が高くなっている。これらはそれぞれ家庭用品(防水スプレー、ゴム糊溶剤、修正剤)の使用、クリーニングした衣類、水道(湯)に由来すると考えられる。そのほかにも有機塩素化合物濃度が高いと考えられたクリーニング店、道路交差点、スーパー、パチンコ店、駐車場、地下街などの大気濃度調査をした。一般的に空調設備が整っていたり、風通しの良い広い道路では高い濃度は検出されず、閉め切ったクリーニング店内、交通量の多い狭い道路で濃度が高いのがみられた。

これらの結果を合わせて、つくば市大人一日あたりの有機塩素化合物暴露量を推定したのが図2である。呼吸量20m³/day，水道飲水量2 l/day，室内にいる時間17時間としている。トリクロロエタン

の暴露量が特別大きいのが、半分は室内濃度が高い事による。クロロホルムは他の物質に比べ飲水による暴露があり、室内で高い原因も水によると考えられる。

発がんリスクの推定は、動物実験によって発がん性が認められている物質に、マルチステージモデルにより低濃度へ外挿してユニットリスクを計算した。このユニットリスクと、つくば市の一般環境濃度を使用して100万人あたりの過剰発がんを試算すると、クロロホルム、四塩化炭素、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンは、それぞれ19、14、1、9人となる。非発がんリスクの推定は、NOAELの値が得られている四塩化炭素と1,1,1-トリクロロエタンで図2に示した暴露量で比較すると、四塩化炭素の方が4倍ほどリスクが高いと推定された。

(相馬悠子)

### 3. 有機スズ化合物

前年度の発表会において、東京湾の測定例を中心に本特別研究で行われた有機スズ関連の研究結果を報告した。引き続き、東京湾岸のムラサキガイ中の有機スズ化合物の調査を継続したが、トリブチルスズ(TBT)濃度の減少傾向は見いだせていない。一方、トリフェニルスズ(TPT)化合物の場合は、同物質を含む船底塗料が1989年に国内では販売されなくなって以来、ムラサキガイ中の濃度は指数関数的に減少しており、その半減期は4カ月と見積もられた。この間、ムラサキガイ中のTPTに対するTPT分解産物の組成には変化が見られないことから、溶出源のフェニルスズ化合物の組成にも変化がなく、単に量のみが減少していると推測された。これは、TPTを含む塗料からの溶出が減少したためであると考ええると容易に説明できる。但し、東京湾央の底質中のTPT濃度はあまり変化しておらず、底質中での半減期はムラサキガイのそれより長いと思われる。底質に吸着された有機スズの海水への溶出に関しては、さらに検討していく必要がある。

ムラサキガイ中のTBTの濃度は、冬に高く夏に低い、また逆に代謝産物は冬に低く夏に高いという季節変化や、小さな貝ほどTBT化合物の体内濃度が高い傾向が認められていたが、同様の結果が引き続き観測されている。この原因について検討を加えた結果、ムラサキガイのブチルスズ化合物に対する代謝活性の変化が主な要因であり、小さな貝ほど濃縮部位であるエラや腎臓の占める割合が大きく、代謝が行なわれる内臓部分の割合が小さいことで説明することができた。従って、ムラサキガイを用い、環境濃度の経年的変化を知るためには同季節、同サイズの個体の測定値を比較することが必要となり、少なくとも年4回の測定が望ましいといえる。

ムラサキガイのTPTの濃縮部位は腎臓であり、ブチルスズ化合物と異なりエラ中の濃度は他の組織と同程度であり、エラ経由よりも経餌の取込みが重要であることが示唆された。食物連鎖の観点から潮間帯生物中の有機スズ化合物の挙動を検討した。図3に同時期、同地点で採取された様々な生物中の有機スズ濃度の一例を示す。ブチルスズ化合物の体内濃度は、生物種によって大きく異なった。例えば、二枚貝ではイガイ<アコヤガイ<カキの順にTBT濃度が増す。また、TBT濃度が低い生物ほどTBTに対する代謝産物の相対濃度が高いことから、この原因は生物種に依る代謝活性の相違によるためであることが推測された。一方、TPTの濃度は、海藻<草食動物<肉食動物の順となり、同じ食物網に位置する生物はほぼ同じ濃度を示した。これは、TPTの海産生物による代謝はおこりにくく、食物連鎖の上位の生物に濃縮される傾向のあることを示している可能性がある。

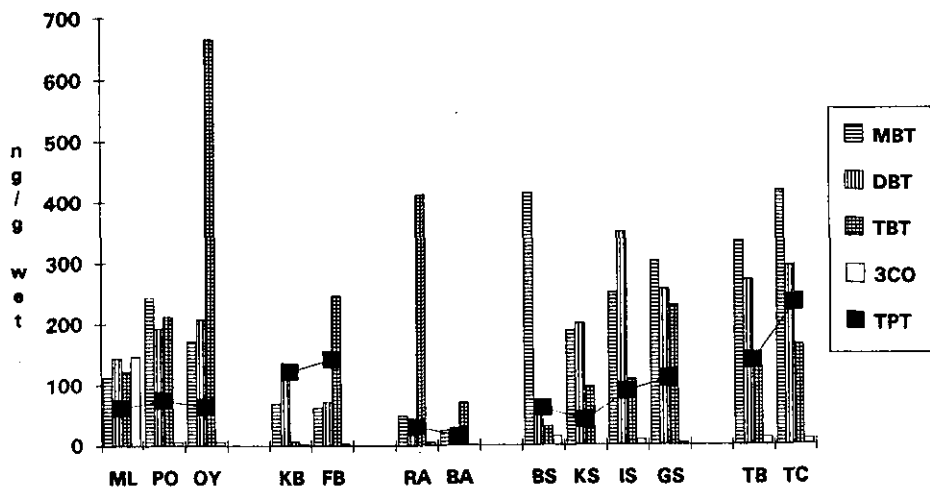


図3 潮間帯生物中の有機スズ濃度  
 DBT:ジブチルスズ, MBT:ブチルスズ, TBT:トリブチルスズ, 3-CO:  
 3-オクソブチルジブチルスズ, TPT:トリフェニルスズ  
 ML:ムラサキイガイ, PO:アコヤガイ, OY:カキ, KB:カメノテ,  
 FB:フジツボ, RA:紅藻, BA:褐藻,  
 BS:ベッコウガサ, KS:クボガイ, IS:イシダタミ, GS:コシダカガ  
 ンガラ, TB:レイシガイ, TC:イボニシ

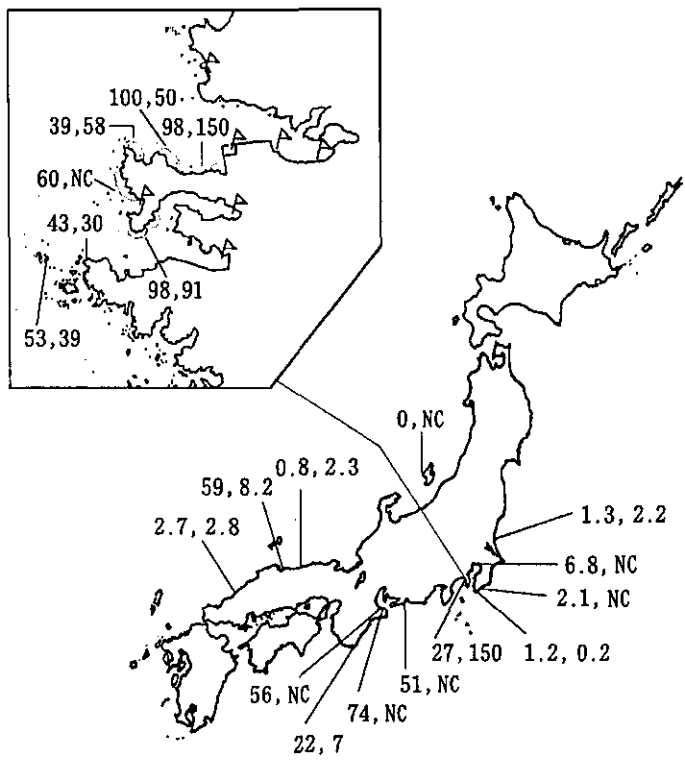


図4 イボニシ(左)とレイシガイ(右)のRPS値  
 $RPS = (\text{雌のペニス長さ})^3 / (\text{雄のペニス長さ})^3 \times 100\%$   
 NC:未採取

有機スズのなかで、TBTは海水中で数ppt(ng/L)の濃度レベルでも、ある種の巻き貝類の雌に雄の性器を生じるという異常を引き起こすことが知られている。現在報告されている日本近海のTBTの濃度レベルは、既にそのレベルを越えている場合が多く、“Imposex”と呼ばれるこの貝類の異常が日本でも生じている可能性が高いが、日本での調査は行われていなかった。そこで、磯で容易に採取されるイボニシとレイシガイを中心に各地の調査を行った。図4にRPS値〔注：RPS=(雌のペニス長さ)<sup>3</sup>/(雄のペニス長さ)<sup>3</sup>×100%〕を示した。佐渡の一地点を除いて、調査したすべての地点で異常が観測された。TBTの体内濃度とRPS値の間には、用量-作用曲線に類似したカーブを描くことができ、異常を生じるしきい値は、体内濃度で10ppb(ng/g湿重量)程度と推定された。この異常がTBTによることは、実験的にも確認された。

(白石寛明)

#### 4. 細胞毒性評価法

細胞毒性評価法に関する研究では、有機スズ化合物を対象として、in vitro系を用いたスクリーニング法の開発、応用を(1)培養神経細胞を用いた神経毒性の評価(2)ラット胎仔肢芽培養法を用いた胎仔毒性の評価(3)肺胞マクロファージ機能を指標とした毒性評価について行った。

培養神経細胞を用いた神経毒性の評価では神経系細胞としてラットクロム親和性細胞腫細胞PC12h、ヒト神経芽細胞腫細胞NB-1、ラット小脳初代培養細胞、非神経細胞としてラット正常腎上皮細胞NRK-52、およびラット初代培養肝実質細胞を用いた。ラット小脳初代培養細胞を用いることによりNGF処理の有無によるPC12h細胞への毒性とあわせ、神経細胞の成熟段階での毒物に対する感受性の差異を評価する系を開発した。陽性対照として用いたメチル水銀、トリメチルスズ(TMT)、トリエチルスズ(TET)の神経細胞に対するLC<sub>50</sub>値(50%致死濃度)は非神経細胞に対するものより低く、特にメチル水銀で顕著であった。トリブチルスズ(TBT)、トリフェニルスズ(TPT)のLC<sub>50</sub>値も神経系細胞に対して低い傾向が見られた。神経細胞の成熟段階での毒物に対する感受性の差を見た結果では、メチル水銀に対し、未成熟神経細胞が著しく高い感受性を示した。有機スズ化合物も未成熟神経細胞に対するLC<sub>50</sub>が低い傾向は見られたが差は小さかった。この系は、メチル水銀のような発生段階の脳神経系に対する特異的毒性を検出するのに有用と考えられた(表1)。

(2)で用いたラット胎仔肢芽培養法は、間葉細胞が軟骨細胞へと分化する分化の過程を含み、細胞増殖への影響と、分化への影響とを同時に定量的に評価できることから、胎仔毒性のスクリーニング法として有用と考えられている。この方法を用いてTBTおよびその代謝産物と考えられる3-ヒドロキシブチルスズ(3-OH)TBT、ジブチルスズ(DBT)、モノブチルスズ(MBT)およびTMT、TET、ビストリブチルスズオキシド(TBTO)、TPTを対象としてIP<sub>50</sub>(細胞増殖を対照の50%阻害する濃度)、ID<sub>50</sub>(軟骨細胞への分化を対照の50%阻害する濃度)、およびそれらの比、P/Dを求めた。その結果、MBTの毒性は他の有機スズ化合物に比べて著しく低かった。有機スズ化合物のID<sub>50</sub>は0.13~1.71μM、P/D比は0.89~1.65であった。P/D比は低いがID<sub>50</sub>が低いことから胎仔への毒性の可能性が示唆された。特にDBTはTBTの代謝産物でもあるが、低いID<sub>50</sub>を示すことから注意すべき物質と考えられた(図5)。



表1 有機金属化合物の神経細胞, 非神経細胞に対する50%致死濃度

細胞種	化合物				
	メチル水銀	TMT	TET	TBT	TPT
小脳細胞 (培養1日)	0.21*	1.8	0.38	0.11	0.05
(培養15日)	1.6	2.6	0.67	0.16	0.07
PC12h(-NGF)	1.3	5.2	1.6	1.2	0.22
(+NGF)	4.8	7.3	1.9	1.6	0.34
NB-1	4.1	9.8	1.8	0.61	0.48
NRK-52E	6.6	10<	4.4	1.2	0.67
肝実質細胞	10<	10<	9.4	7.9	2.6

\*値は3回繰り返しを行った2つの実験の平均 ( $\mu\text{M}$ )

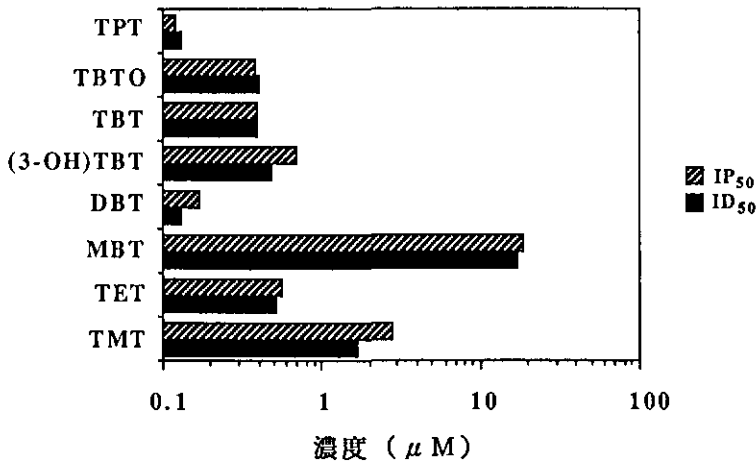


図5. 培養胎仔枝芽への有機スズ化合物の影響

肺胞マクロファージ機能を指標とした毒性評価では, 肺胞マクロファージへの毒性と肺胞マクロファージ機能への影響とを区別するために細胞質酵素(LDH)およびリソゾーム酵素( $\beta$ -glucuronidase)の漏出を指標とした肺胞マクロファージへの毒性を検討した。その結果, TPT, TBT, DBT, TBTOのいずれの化合物でも0.1~20  $\mu\text{M}$ の範囲で影響が見られなかった。そこで肺胞マクロファージの食食能への影響を検討した。肺胞マクロファージを有機スズ化合物(DBT, TBT, TBTO, TPT)で37℃, 16時間処理した場合, カーボン粒子の食食能に対して影響が見られた。ED<sub>50</sub>(食食能を50%低下させる濃度)はDBT 0.24, TBT 1.2, TBTO 2.9およびTPT 0.44  $\mu\text{M}$ であった。食食能の低下による殺菌活性の低下が予想された(図6)。

以上の結果から, 神経毒性, 胎仔毒性, 肺胞マクロファージ機能への影響をスクリーニングする有用な系が確立された。有機スズ化合物はこれらの系において比較的強い毒性を示し, 特にTPT,

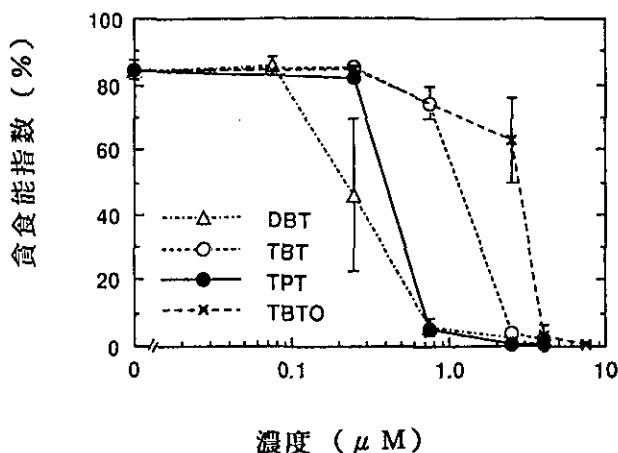


図6. 肺胞マクロファージ貪食能(2時間)に及ぼす有機スズ化合物の影響

DBTの影響が注目された。

(米元純三)

## 5. ダイオキシンと塩化ジベンゾフラン

一般にダイオキシン類(ポリクロロジベンゾ-p-ジオキシン(PCDDs)及びポリクロロジベンゾフラン(PCDFs))は、2,3,7,8-テトラクロロジベンゾ-p-ジオキシン(2,3,7,8-TCDD)に代表される強毒性物質として知られている。また、PCDDs及びPCDFsは農薬や工業薬品中の不純物として、あるいはゴミの焼却過程、及びパルプ等の塩素処理過程で生ずる。近年、ゴミ焼却場のフライアッシュや水質等の環境試料中からPCDDs及びPCDFsが検出され、関心を集めている。毒性が強いため超微量のPCDDs及びPCDFsの環境汚染状況の把握が必要であり、そのため超微量で測定可能な分析手法が必要となっている。現在、高効率濃縮法、分離技術、高分解能質量分析法の組合せにより、絶対量として50fg(1fg=10<sup>-15</sup>g)の検出、水中濃度としてppt~ppqレベルの検出が可能となっている。一般に超微量環境汚染物質等の分析を行う場合、妨害成分による影響を受け、正確な値が得られない事が多々ある。そこで各成分をその精密質量数で分離検出する高分解能SIM(Selected Ion Monitoring)法を用いることにより、超微量物質の高精度高感度分析を行なうことができる。我々は高分解能SIM法により種々の紙製品中のPCDDs及びPCDFsの分析を行った。

フライアッシュ及び紙製品中のテトラクロロダイオキシン(TCDDs)のクロマトグラムを図7に、テトラクロロジベンゾフラン(TCDFs)のクロマトグラムを図8に示す。燃焼過程で生成するフライアッシュ中のTCDDsでは、1,3,6,8-と1,3,7,9-体が多く検出され、2,3,7,8-体の量は、1,3,6,8-体に比べると約1/100であるが、紙製品では、2,3,7,8-体が相対的に多い。また、TCDFについても、フライアッシュではほとんどの異性体ピークが検出されるが、紙製品では、1,2,7,8-TCDFと2,3,7,8-TCDFが特異的に多く出現した。

紙製品中のPCDDsとPCDFsを分析した結果では、1,2,7,8-TCDFは0.32~9.7pg/g、2,3,7,8-TCDFは0.38~13.3pg/g、2,3,7,8-TCDDはN.D.~0.63pg/gであった(表2)。全TCDDに

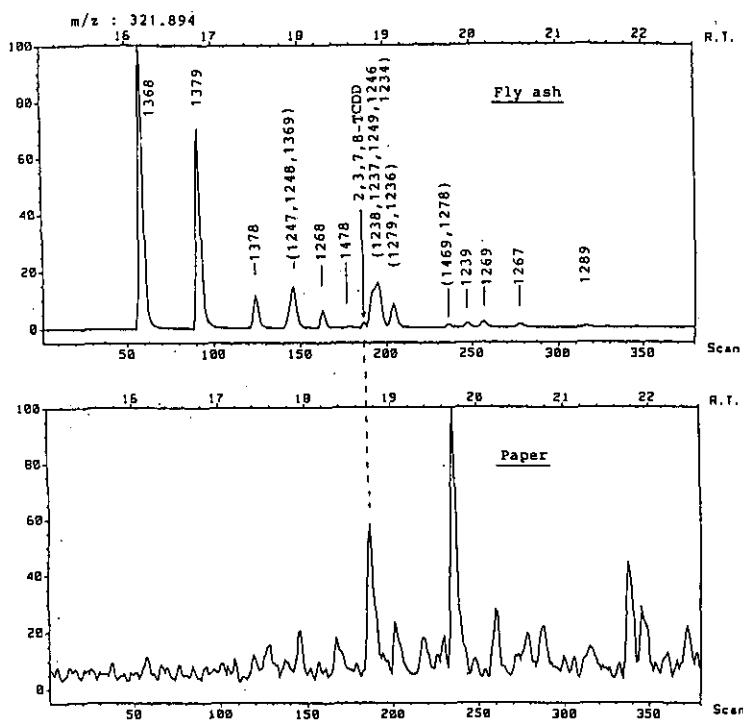


図7 フライアッシュ及び紙製品中のテトラクロロダイオキシンのクロマトグラム

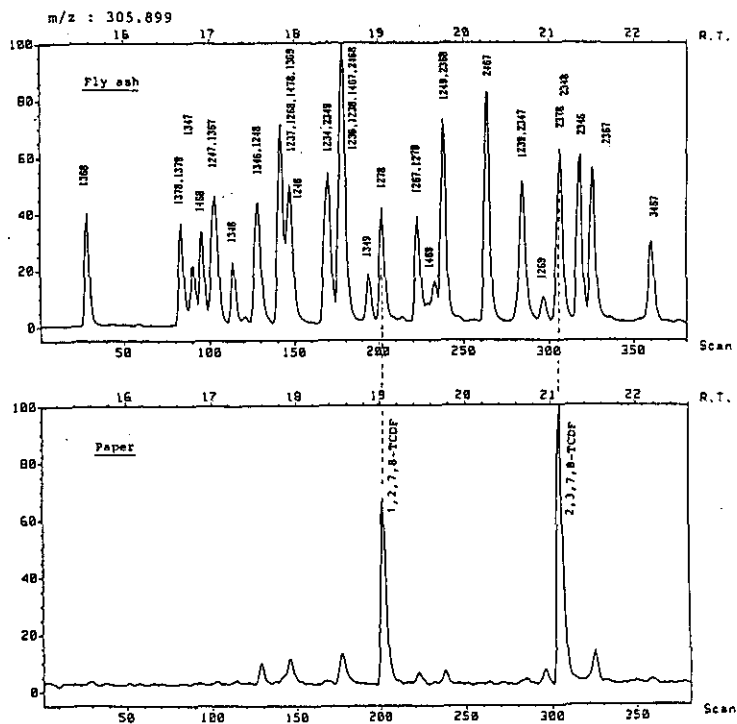


図8 フライアッシュ及び紙製品中のテトラクロロジベンゾフランのクロマトグラム

表2 紙製品中の PCDFs 及び PCDDs の濃度(10-12g/g)

	トレットペーパー (5種)	コピー用紙 (2種)	紙おむつ (3種)	ナキン (3種)
1, 2, 7, 8-TCDF	0.89-9.7	0.55-0.99	0.32-2.1	0.85-5.1
2, 3, 7, 8-TCDF	1.6-13	0.71-1.2	0.38-3.2	1.5-7.8
Total TCDF	3.5-30	3.1	0.70-6.1	3.0-15
2, 3, 7, 8-TCDD	N. D. -0.62	0.20-0.57	0.25-0.43	N. D. -0.24
Total TCDD	0.35-2.2	1.1-2.1	0.25-0.63	0.18-1.5
Total PeCDF	N. D. -0.41	N. D.	N. D.	N. D. -1.3
Total PeCDD	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.
Total HxCDF	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.
Total HxCDD	N. D. -0.92	N. D. -1.3	N. D. -0.55	N. D. -4.9
Total HpCDF	N. D.	N. D. -0.83	N. D.	N. D. -0.59
Total HpCDD	0.69-2.0	0.90-1.7	0.50-1.0	N. D. -1.1
OCDF	N. D. -0.93	0.37-0.39	N. D. -0.30	N. D. -0.32
OCDD	0.46-1.8	1.2	0.55-1.7	N. D. -0.54

対する2,3,7,8-TCDD及び全TCDFに対する2,3,7,8-TCDFの濃度比は、フライアッシュ等の燃焼過程で生じた試料と、紙製品中の値を比べると大きな差がみられ、全TCDFと全TCDDの値の約半分の値を示した。紙製品中のPCDDsとPCDFsは、燃焼過程で生成するのと異性体パターンが異なり、塩素漂白によるものであると推察された。また、その他のPCDDs及びPCDFsについても特異的なパターンを示した。

(化学環境部 伊藤裕康)

# 霞ヶ浦の環境容量と新管理手法

## — 流域変化と河川水質，湖内生態系変化， アオコの再現実験，霞ヶ浦の理想像 —

湖沼保全チーム

### 特別研究名

「環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究」

### 1. 概要

本研究所では昭和50年度から湖沼の富栄養化現象の解明や防止対策，さらに自然浄化力に関して，主として現象の機構解明やモデル化に力点を置いた研究が進められてきた。しかしながら，わが国における湖沼水質は，生活環境項目に関わる環境基準の達成率が基準設定以来毎年40%の前半で推移し，改善の気配がみられていない。このような背景から，これからの行政施策に役立つ調査研究としては，一旦現象解明の主体をさしひかえ，環境容量という概念を通して必要な現象解明や，その資料に基づく応用成果を生み出す方向で，本特別研究が企画された。

本特別研究には，上記目的を達成するために次の4課題が設定された。(1)環境容量の概念を導入した水域環境管理の研究，(2)湖沼の物質循環速度と生態系管理に関する研究，(3)汚濁負荷流出管理に関する研究，(4)複合利用湖沼の環境保全システムに関する研究。

環境容量は，一般的には環境汚濁物または汚染物の収容力をさすが，生態学では生物の現存量や多様性の収容力を意味している。湖沼の環境容量を求める場合，どの立場でものを考えるかが重要となる。例えば，COD 3ppm という基準を設定すれば流域からの許容負荷排出量は容易に計算から求められる。しかしながら，例えば霞ヶ浦を例に取れば，この基準を達成することは不可能に近く，永遠の目標になっていることに問題がある。霞ヶ浦の環境容量を求める基準となる環境を，従来の利水から考える環境基準の考え方は離れて，どのように設定するかが，ここでは主要な課題となる。また，新たな視点で基準を考える場合，その物差しとなる水質や環境の指標も検討される必要がある。また，許容排出負荷量が定まった場合，流域内においてこの負荷量をどのように配分するのが最も良いのかを検討する必要もある。ここでは，このような観点から霞ヶ浦を例に，本特別研究を通して得られた成果を報告する。上記4課題の内(1)及び(4)の課題から得られた成果は主として5章に，(2)の課題から得られた成果は3章及び4章に，(3)の課題から得られた成果は2章を中心に取りまとめた。

(相崎守弘)

### 2. 流出負荷量ポテンシャルモデルとC:N:P比による流域管理

#### 2-1 汚濁物質の流出負荷量ポテンシャルモデル

流域内の水利用や土地利用が異なれば，汚濁負荷構造や流出負荷量レベルが異なる。これは，水利

用後の排水の水量と水質に支配されることや、顕在する負荷発生源だけでなく、面源負荷(山地・農地・市街地等特定困難な地域から発生する汚濁負荷)のように潜在的な部分も含めた負荷の存在量に、地形や水文条件の関係する負荷の流出のし易さを加味した流出負荷量ポテンシャルが異なるからである。汚濁負荷構造や水文条件の経年変化に伴い年間流出流量も変化するため、人為的な汚濁負荷の排出と降水流出に伴う汚濁負荷の流出を併せて評価できる流出負荷量ポテンシャルモデルが必要である。流域の単位面積当たりの年間流出負荷量  $L_A$  を流出負荷量ポテンシャルと定義し、単位面積当たりの年間流出流量  $Q_A$  の関数とした直線回帰モデル( $L_A = p \cdot Q_A + q$ )を提起した。霞ヶ浦の流入11河川23地点における毎週1回定時(年間52回)の35個の調査データについて、図1のようにCOD(T-COD)、全窒素(T-N)、全リン(T-P)のほかNa, K, Ca, Mg, Cl,  $SO_4$ ,  $SiO_2$ などの無機イオンや懸濁物質量(SS)まで、高い相関係数でこのモデルの成立が明らかとなった。モデルによれば、流出負荷量ポテ

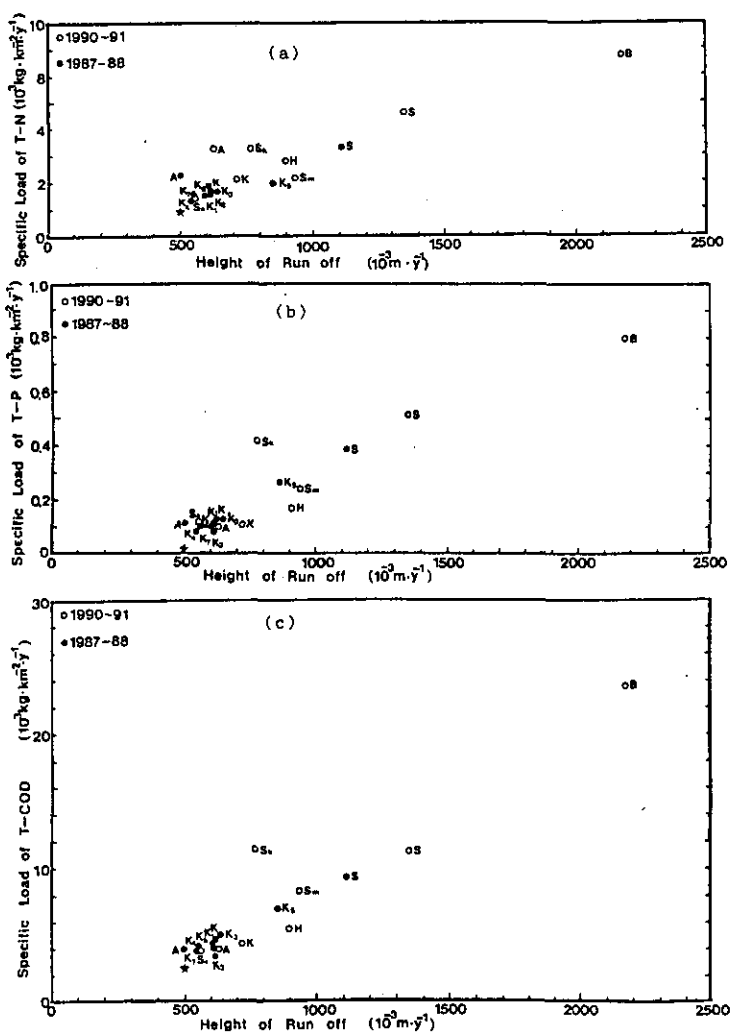


図1 霞ヶ浦流入11河川における流域の単位面積当たりの年間流出負荷量(a, T-N; b, T-P; c, T-COD)と単位面積当たりの年間流出量の回帰関係

ンシャルの低下には流出流量の減少が必要であり、その減少が進めばこの回帰直線に沿った流出負荷量の減少が見込める。これには、各種用水の節水のほか循環使用や再使用による排水量の削減とともに、降水の直接流出のウエイトを下げるために市街地化の拡大を抑制し、地表面から地下への降水の浸透量の増加が肝要と考えられる。

合成洗剤の無リン化や下水道の普及以前の1978～1982年間の3年分の調査データと、それ以降5年後の1987～1991年間の2年分の調査データとでは、回帰直線の勾配pはかなり異なった値となり、汚濁負荷構造の経年変化が認められた。汚濁負荷構造の経年変化の特徴として、市街地河川の山王川では合成洗剤の無リン化や下水道の普及に伴うアンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N)、有機態窒素(Org-N)、無機態リン(PO<sub>4</sub>-P)の減少とClの増加の傾向が認められた。農耕地河川の恋瀬川では硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>-N)の経年的な増加傾向が明らかとなった。

## 2-2 C:N:P比から見た流入河川水と湖沼水の対応

流入河川水質に対する湖沼水質の対応を見るには、同一水質項目で物質収支の取れる形が望ましい。湖内での1次生産や物質循環を考慮すると、有機物量と栄養塩の重要性からC、N、Pの主要な3元素が河川と湖沼の水質の対応を見る指標として最も適当と考えられる。霞ヶ浦流入河川のC、N、P比については、1987年6月～1988年5月に各季節毎で年間4回の全流入河川負荷量調査を実施したほか、同じ1年間に高浜入流入3河川と、さらに1990年6月～1991年5月に高浜入・土浦入流入8河川に対して毎週1回定時で年間52回の定期水質負荷量調査を実施した。霞ヶ浦(西浦)湖水については、毎月1回で年間12回の定期水質調査を湖内10地点で実施しており、1987年度以降湖水のC:N:P比の構成が明らかとなっている。

同一河川でも調査年度によって各種の水質負荷量が違い、表1のようにC:N:P比も異なってくる。これは年間降水量が異なり、汚濁負荷構造に経年変化が見られるからである。年間降水量が多いと、平均流量が増大してT-PやT-CODのウエイトが大きくなる。市街地河川と農耕地河川のそれぞれ3つの比較をしたのが表2である。両方の河川ともそれぞれのグループ内でも少し異なっているけれども、両者を比較するとT-Pに対するTNとT-CODの比の違いが最も顕著である。市街地河川においては、工場・事業所排水の質的・量的違いの影響が大きいかけても、基本的には生活雑排水の水質構成比に支配されている。

毎月1回湖内10地点での調査データから調査水域の水量変化を加味して、湖水全体の年間平均水質

表1 恋瀬川・天の川・山王川のC:N:P:T-COD:Cl比の変化

河川名	1987年 6月～1988年 5月			1990年 6月～1991年 5月		
	流量	TOC:T-N:T-P:T-COD:Cl		流量	TOC:T-N:T-P:T-COD:Cl	
恋瀬川	2.89m <sup>3</sup> /s	38 : 14 : 1 : 37 : 67		3.35m <sup>3</sup> /s	30 : 19 : 1 : 40 : 77	
天の川	0.85m <sup>3</sup> /s	35 : 21 : 1 : 36 : 90		1.06m <sup>3</sup> /s	29 : 32 : 1 : 38 : 113	
山王川	0.46m <sup>3</sup> /s	29 : 8.5 : 1 : 24 : 94		0.55m <sup>3</sup> /s	17 : 8.9 : 1 : 22 : 83	

表2 農耕地河川と市街地河川のC:N:P:T-COD:Clの比

河川名	農耕地河川	河川名	市街地河川
	TOC:T-N:T-P:T-COD:Cl		TOC:T-N:T-P:T-COD:Cl
桜川	24:12:1:31:82	備前川	31:8.4:1:29:72
恋瀬川	30:19:1:40:77	山王川	29:8.5:1:24:94
天の川	29:32:1:38:113	境川	22:7.7:1:27:50

表3 C:N:P構成比の変化

	霞ヶ浦(西浦)全体	高崎入湾奥部
流入河川水	36:17:1	36:15:1
湖沼水	78:26:1	56:21:1
表層底質	45:5.3:1	25:2.9:1
沈殿物		29:3.5:1
アオコ	53:14:1	
降水	53:14:1	

濃度を算定した。高浜入湾奥部の高崎入でも、ブロック内の2地点での測定値から同様に年間平均水質濃度を算定した。調査データの揃った1987~1988年について、河川水質と湖沼水質に加えて表層底質、沈殿物、アオコ、降水等のC:N:Pの構成比を測定データや資料に基づいて整理し、表3に示した。湖水全体と高浜入湾奥部では、T-N:T-P比がわずかな違いだけであるが、湖水や表層底質の構成比は河川水質のそれとはかなり異なる。高崎入湾奥部は流入栄養塩濃度が高くて1次生産の最も高い水域であり、いかに湾奥部での懸濁物質の沈殿に伴う変化が大きいかかわかる。湾奥部での表層底質と沈殿物の構成比は似かよっており、高崎入流入3河川の降雨時流入負荷量の構成比が前述の両者の比に非常に近い値であった。それゆえ、流入負荷の制御がいかに重要かが理解できる。

(海老瀬潜一)

### 3. 霞ヶ浦の湖内生態系制御

霞ヶ浦の水質の指標である透明度は湖内の生物相に強く依存しており、その生物相は幾つかの人間活動と関係している。その中でも漁業は湖内生態系構造を決定する最も大きな要因である。また、近年湖水の塩分濃度低下や外来魚種の著しい増加によると見られる湖内生物相変化が見られ、著しい透明度上昇などの極端な生物現象が生じており、水質に影響を与えている。ここでは水質を透明度を指標として、湖内生態系構造との関係を明らかにし、その管理手法を提案する。



霞ヶ浦の夏季の透明度は1967年頃から著しく低下するようになる。この時期霞ヶ浦では1965年から許可されたトロール漁法が帆曳網に変わり開始され、漁獲量の増加と、それに伴うワカサギ漁獲量の減少、及びハゼ・エビ類の増加が起きている。トロール漁法の導入以後の霞ヶ浦のワカサギとハゼ・エビ類の漁獲量は強い逆相関を示し(図2)、ワカサギ(xトン)が1量減少するとハゼ・エビ(yトン)が3量増加する次式によって示される。

$$y = 6317.3 - 3.096x \quad (n = 21, r = -0.722)$$

この両者の漁獲量は捕食関係により支配されていると考えられる。すなわち霞ヶ浦で春、最も早く産卵孵化するワカサギはエビ・ハゼ類の孵化してくる5月以降にはエビ・ハゼ類の稚仔を捕食出来る大きさに成長しており、ワカサギが喰う、喰われる関係ではハゼ・エビ類の上位に位置し、ワカサギ資源量の多い年にはハゼ・エビ類はワカサギの捕食を受けて減少することになる。この捕食関係を考慮し、両者の漁獲量は次式によって示すことも出来る。

$$y = 40,904.7x^{-0.3928}$$

このようにワカサギとハゼ・エビ類の漁獲量の相関がきれいな関係を示すのは、霞ヶ浦の漁業による漁獲率が極めて高く、霞ヶ浦における生産量をよく反映しているためであろう。エビの漁獲率を試

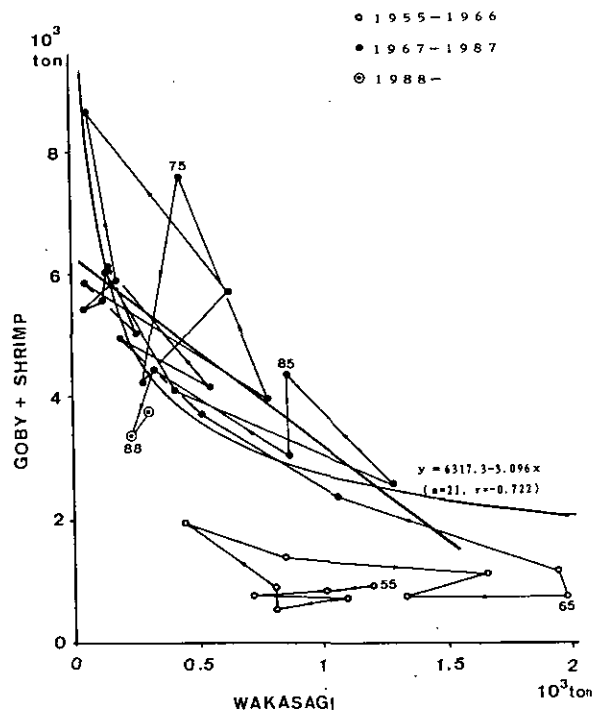


図2 霞ヶ浦におけるワカサギ漁獲量とハゼ・エビ漁獲量の関係

算すると99%以上となる(春日 1981)。そこで霞ヶ浦におけるワカサギの最大資源量は2,000トン強、またハゼ、エビ類は8,000トン内外であろうと推定される。

それではワカサギの漁獲変動は何に支配されているのであろうか。霞ヶ浦の漁獲率が極めて高いことは先に述べた通りであるが、この高い漁獲率のため、湖内の魚類群集構造は極めて単純化し、春から夏季に生まれた魚類は秋までに殆ど漁獲され冬季に魚類が残らず、動物プランクトン食者であるイサザアミが多量に残り、ワカサギの孵化直後の餌であるワムシ等の動物プランクトンを減少させ、ワカサギの生残率を低下させている。このワカサギの孵化直後の生残が多いか少ないかでその年のワカサギの資源量は決定されている(春日 1990)。

霞ヶ浦の夏季の透明度が何に支配されているかを幾つかの環境要因との関係から分析すると水温や湖水の塩素濃度とは関係なく、コイ養殖量の変動や冬季の透明度との関係は有意であり、さらに漁獲量、特にワカサギやエビ・ハゼ類の漁獲量変動との関係が高い相関を持つことが示されている(春日 1984)。このことは霞ヶ浦の透明度が湖内生態系構造と深い関係を持つことを示している。即ちワカサギ漁獲量の多い年には透明度が高いことを示しており、ワカサギ資源量を多くするような生態系構造を維持することが透明度、即ち水質を安定に維持するために必要である。ここでワカサギ資源量はワカサギ孵化期の餌となるワムシを主とした動物プランクトン量に依存していることから、ワカサギ孵化期である3月の動物プランクトン量を維持することが重要であり、またこの頃の透明度はワカサギ漁獲量と相関を示し冬季の透明度が高いほどワカサギ漁獲量は増加している。また冬季の透明度は、透明度を決定する植物プランクトンを捕食する動物プランクトン量に依存しており、動物プランクトンの多い年に透明度が高くまたワカサギの漁獲量も多くなることをよく説明している。

ところで近年透明度が5mを越えるような異常現象が見られ、この時ミジンコ類の大繁殖が起きている。このような年のワカサギ漁獲量は少なく、大型動物プランクトンがワカサギ仔魚の餌に適していないためであろう。ミジンコの異常増殖は霞ヶ浦の塩分濃度の低下により汽水性のイサザアミが減少し、冬季魚類と共に動物プランクトンの捕食者が霞ヶ浦に著しく少なくなったためである。さらにここ2、3年外来魚であるオオクチバスやブルーギルの著しい増加が目だち生態系構造に影響を与え始めている。

以上述べたように霞ヶ浦の生態系構造は漁業による漁獲圧の著しく高いことにより捕食者である魚類の減少により極めて単純化した構造となっており、意外に単純な原因により目だった現象が生じている。このことは霞ヶ浦の生態系を制御することもそれほど難しくないことを示しているように思われる。ここで安定な水質を維持するための提案を挙げてみたい。

1. 漁業規制によって冬季のワカサギをイサザアミやミジンコの異常繁殖抑制のため残すこと。
2. 冬季ワカサギの残存量が少ない時には、大型の動物プランクトンを捕食する魚類を放流する。  
ニジマスの放流が提案されている。

3. 霞ヶ浦の湖岸、流入河川等の構造を複雑な構造に改善し、多くの魚種が生存可能な湖にすること。

ここで提案した具体的な数値については各々の状況に対応する必要がある。また近年の外来魚類の繁殖に対しては現象の把握を急がなくてはならないであろう。(春日清一)

#### 4. 屋外実験池におけるアオコの再現実験

富栄養化した湖ではアオコが毎年発生し、大きな社会問題となっている。霞ヶ浦でも土浦入や高浜入を中心に毎年発生し、その効果的対策が望まれている。環境庁で行っている自然環境保全基礎調査の湖沼調査で調べられた487湖沼の内、アオコが発生していると報告された湖沼は46湖沼あり、全体の約1割に達している。アオコが発生している湖沼の水質は富栄養化状態指標(TSI)でみると60以上の湖沼が多いが、その境い目はTSI値で56くらいの所にあるようである。TSI:56という値を水質に換算すると透明度、1.7m; クロロフィルa濃度、18 $\mu$ g/l; 全リン濃度、0.036mg/l; COD, 2.8mg/l程度の水質である。この濃度以下の水質に保てばアオコの発生は抑制される可能性が高い。また、これとは反対に、TSI値で60以上の富栄養化した湖沼でもアオコが発生していない湖沼も多くあり、栄養塩レベルだけでは整理しきれない状況にある。

アオコは藍藻類のミクロキスティスやアナベナ、オシラトリアなど、水の表面に集まり易いプランクトンの総称で、水の表面に青い粉を撒いたように見えることからアオコと呼ばれている。藍藻類の中でもミクロキスティスはアオコの代表的構成種である。富栄養化した湖では毎年発生するアオコであるが、アオコを人為的に増やそうとすると培養が難しい。実験室におけるミクロキスティスの純粋培養ができるようになったのは日本では10数年前からである。従って屋外の池での培養はほとんど試みられていない。屋外の池で人為的に特定の植物プランクトンを増殖させようという試みは、クロレラを使った実験が行われたが、そのほかのプランクトンでは例がなく、かなり難しい実験である。本実験では、屋外実験池を用いて種々の条件を変え、アオコ状態を再現することを目的に実験を行った。屋外で人為的にアオコ増殖を制御できれば、アオコ発生の機構解明に役立つと共に、その制御手法の開発が可能となる。また、植物プランクトン種の違いが湖沼の環境容量にどのように関与しているのかについても知見が得られる。

使用した屋外実験池は国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある6個の実験池で、それぞれの池は1辺3mの六角形をしており、深さが1.75mで容量が約40m<sup>3</sup>の池である。実験は夏期を中心に1988年から4年間行った。1990年に行った実験の実験条件を表4に示す。それ以前の実験から、窒素やリンなどの栄養塩濃度はかなり高めに設定しないと増殖しなかったことから、これらの濃度は霞ヶ浦高浜入における夏期の濃度の約2倍の濃度に設定した。また、室内における培養実験から鉄の供給が必須であることが明らかになってきたところから、クエン酸鉄を添加した。さらに、栄養塩以外の要素がアオコ増殖に関与していると考えられたところから、微量な有機物に焦点を当てていくつか検討したところ、米ぬかの熱水抽出液の中にアオコの増殖を促進する物質のあることが分かったので、

表4 屋外実験池におけるアオコの優占培養実験の実験条件(1990年)

池 No.	滞留時間	P (KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> )	N (NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> )	米ぬか	クエン酸鉄	EDTA
P 1	20 day	0.46 mg/l	4.60 mg/l	730 g/EP	3 mg/l	0.1 mg/l
P 2	20	0.46	4.60	730	-	0.1
P 3	20	0.46	4.6	-	3	0.1
P 4	20	0.46	4.6	730	3	0.1
P 5	20	0.23	2.3	730	3	0.1
P 6	20	0.46	4.6	730	3	0.1

米ぬか熱水抽出液を添加した。米ぬかの熱水抽出液は20gの米ぬかを1リットルの純水で抽出後、 $0.4\ \mu\text{m}$ のフィルターでろ過した液を原液とし、それを1ml/lの濃度になるように添加した。原液1ml中には凍結乾燥したときに約0.6mgの固形物が残った。この固形物は33.3%の炭素と1.8%の窒素と6.1%のリンを含んでいた。したがって、米ぬか抽出液を添加することによって約0.2mg/lの溶存有機物、約 $11\ \mu\text{g/l}$ の窒素及び約 $37\ \mu\text{g/l}$ のリンの増加がもたらされた。実際に実験池に添加したときは、荒目の布のフィルターでろ過した液を添加したところから、上記の値より若干高めの添加量になると思われる。排水はサイフォンを用いて下層より排水した。

1990年の実験結果を図3に示す。フィコシアニン(アオコ)は藍藻類に含まれる色素でアオコが多ければ高い値を示す。アオコが増殖するであろう条件に設定したNo.1, 4, 6の池でアオコの増殖が観測された。しかしながら、No.6の池では完全にアオコ状態になり、約1ヶ月間その状態が続いたが、他の池では短期間アオコ状態になっただけで他の藻類と入れ替わった。肉眼でアオコ状態と認識されたのは、フィコシアニン濃度で約1mg/l、ミクロキスティスの場合個体数で $10^5$  cells/ml以上の時であった。アオコ状態になった池では図4に示すごとく添加しているリン濃度に比べ、池中のリン濃度が約2倍まで増加していることが分かった。流入栄養塩濃度と湖水中の栄養塩濃度の比を蓄積率と呼んでいるが、今、世界中で最もよく使われているフォーレンワイダー型モデルでは、この蓄積率は水の滞留時間によって決まる1以下の値を使っている。実験池におけるこれまでの実験でも、緑藻や珪藻が優占した実験条件ではフォーレンワイダー型モデルの値と良い一致を示した。湖水中に流入栄養塩濃度以上に栄養塩を蓄積することがアオコの特徴と言えるものと考えられた。このことはもしアオコでなく緑藻や珪藻に植物プランクトンの優占種を変えることができれば、水質は約1/2からそれ以下に改善できる可能性を示している。

実験池におけるアオコ状態の再現には米ぬか抽出液のような微量な有機物の添加が効果的であったが、このような効果は室内実験からも確認された。しかしながら、室内実験で単純な合成培地を用いた場合や、中禅寺湖等のきれいな湖水を用いた場合には、米ぬか抽出液の添加効果が顕著でなくなっ

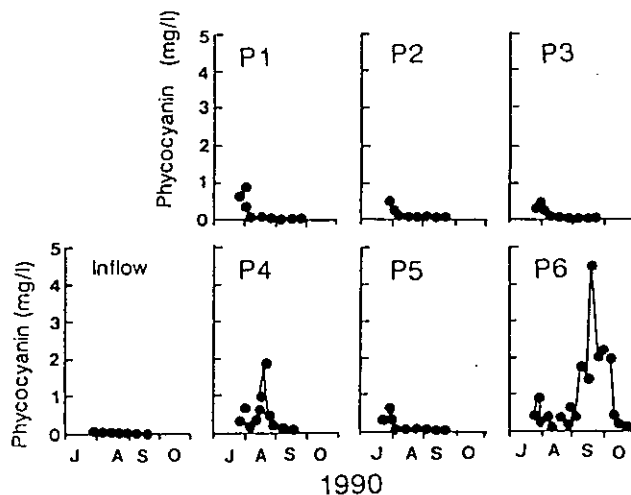


図3 屋外実験池におけるアオコ(フィコシアニン濃度)の経時変化(1990年)

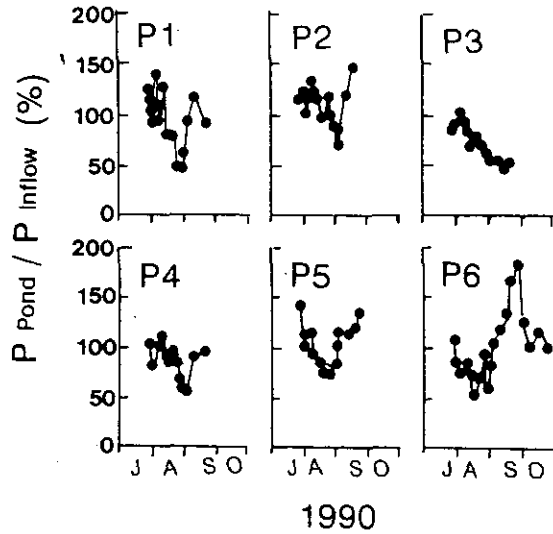


図4 流入リン濃度と実験池における全リン濃度の比(%)の経時変化(1990年)

た。実験池における結果と室内実験における結果から考察すると、汚濁化が少し進行すると湖水中にはアオコの生育を抑制する抑制物質が増加し、その抑制物質の効果をマスクするのに米ぬか抽出液等のある種の有機物が有効であると推測された。霞ヶ浦や牛久沼でもアオコの成長抑制物質の存在が推測されており(矢木, 1989), このような成長抑制物質の存在はかなり一般的なものと推測される。成長抑制物質と促進物質が相互に作用しながらアオコの発生を制御している機構が予測され、今後更に研究を深めて行く必要性が明らかになった。(相崎守弘)

## 5. 霞ヶ浦の理想像と環境容量

### 5-1 霞ヶ浦の理想像

環境基準は利水目的により決まり、霞ヶ浦では水道利用を考慮してCOD 3mg/l, 全窒素(TN)0.4mg/l, 全リン(TP)0.03mg/lとされている。しかし、現状の濃度はそれぞれ8.2, 0.98, 0.05mg/lとその2-3倍もある。ここでは水質、漁獲の観点から霞ヶ浦の水環境としてのあるべき姿を議論してみる。なお、景観、鳥の渡りの基地などの価値についてはここでは議論に含めない。

(1)非汚濁河川での水質；恋瀬川上流の小桜川でCOD3.1mg/l, TN1.4mg/l, TP0.05mg/l, 大作沢でそれぞれ2.2, 1.3, 0.04mg/lが報告されている。栄養塩濃度から予測される湖内内部生産CODはそれぞれ2.0, 1.7mg/lとなる。こうした河川の有機物は分解されにくく、自浄作用によるCODの減少はあまり期待されない。霞ヶ浦の水質をこうした非汚濁河川での水質以上にするのは極めて難しいといえる。

(2)アオコのでないこと；アオコの発生限界は4章で述べたようにTSI値で56程度と推定された。この値から推定される水質はCODでA類型、栄養塩でⅣ類型の環境基準の値とほぼ等しい。

(3)魚がへい死しないこと；植物プランクトンの遷移に伴う水変わりと枯死による酸欠が原因と考えられている。ともに夏期のアオコの大発生と関係が深いので、(2)の条件が達成されればへい死は生

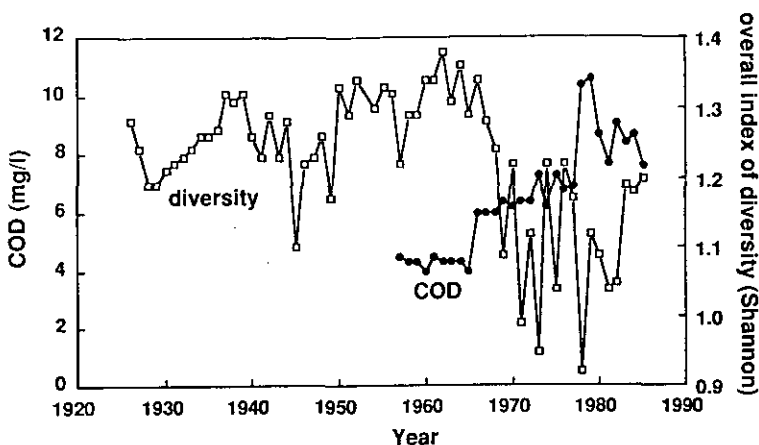


図5 霞ヶ浦のCOD(西浦湖心)と漁獲魚種の多様性指数(北浦を含めた魚種ごとの漁獲量)の変化

じないと予想される。

(4)魚種の豊かなこと；1960年後半から漁獲魚種の多様性が低下するとともに、その年変動が激しくなった(図5、魚種としては生活タイプからわかさぎ・しらうお、えび・はぜ、こい・ふな・うなぎ、いさざの4種類)。1966年からわかさぎの帆曳き網漁がトロール漁に変わったことが原因であるのか、期を同じくしたCOD濃度の上昇すなわち水質悪化が原因なのか議論に決着はついていない。しかし、魚の資源量、漁獲量を一定に保つ管理が必要であることは言うまでもない。1960年頃のCOD濃度は4-5mg/lであったが、こうした値が水質としてひとつの目標といえる。

(5)水質変動が急激でないこと；1988年以來冬期に透明度が極めて高くなる現象が見られるが、その時、アンモニア態窒素濃度が0.5mg/lを超えることもあった。後者はこの程度の濃度で水生生物、特に魚の稚魚などに影響を及ぼすことが報告されている。こうした現象は、大型の動物プランクトンが大発生したことによるが、生態系が極めて不安定であることを示しているのので、(4)とあわせて魚の資源管理が重要であることを表している。

## 5-2 環境容量概念を用いた管理

霞ヶ浦流域は水田比率が高く(25%)、灌がい用水量が多い。工業、水道用水も含めて全水需要は降雨による水供給の6割を超えている。生活用水を森林域の基底流量(降雨のないときの地下水からの流出水)から得ることを考えると、その自給率は200%程度となり、他流域への水供給、水質を考えなければ、現在の2倍程度の人口も許容できそうである。では、水質面ではどうであろうか。以下に容量概念を用いた管理案を検討する。

(1)流域の大部分が森林であるような河川でも現状の環境基準を満足させることが難しい。このためできる限り負荷の削減が必要である。下水道の敷設と処理水の系外放流は救世主のように考えられているが、河川水の減少、他水系の汚濁、莫大な建設費を考えればどの地域に対しても最適なものとはいえない。分散型の処理システムが望まれるゆえんである。現在、し尿を単独浄化槽、くみ取りで処理し、雑排水については無処理放流しているものをすべて合併浄化槽(除去率；COD83%、TN58%、

TP94%)に変えることを想定すると、その排出負荷量はCODで47%、TNで5%、TPで24%程度減少することが予想される。CODについてはかなりの効果が望めるが、栄養塩に対しては農地、畜産系、養殖などの負荷削減が課題である。

(2)良質の生活用水の確保のためにも森林面積を減少させない管理が重要である。なお、ゴルフ場は計画中的のものも含めて56前後ある。河川上流の森林にゴルフ場が建設されると2,000-3,300人の雑排水無処理の住宅団地が造成されたのと同じ程度の効果があるという報告もある。このため、河川流域

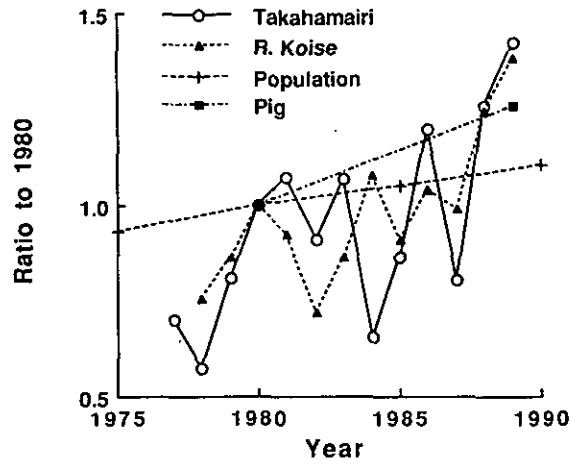


図6 恋瀬川流域での人口、豚頭数、平和橋と高浜入での硝酸態窒素濃度の経年変化(1980年を1として)

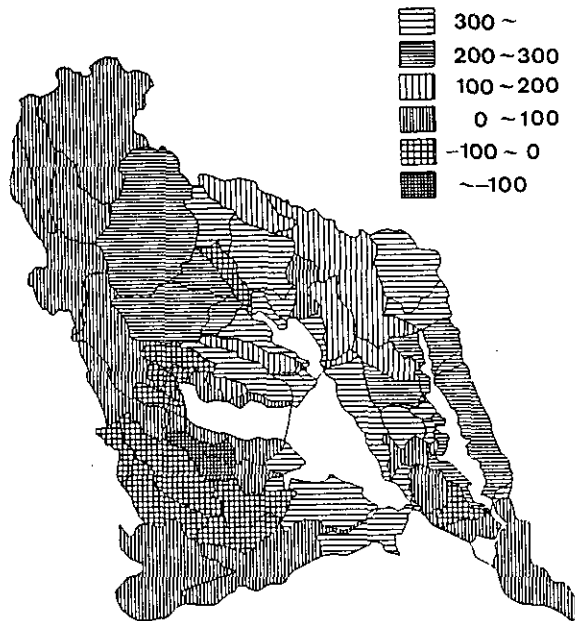


図7 許容可能な豚頭数(畑地面積から計算)に比べ過剰な豚頭数(頭数/km<sup>2</sup>)

毎にゴルフ場面積の上限を定めなければならない。

(3)29の河川流域に分けて流域特性と水質の変化を解析した。この結果、流域での豚数の増加は河川での硝酸態窒素濃度の上昇をよく説明した(恋瀬川での例を図6に示す)。これは、ふん尿の農地還元処理が一般的であるため、その一部が流出しているためと考えられる。このため、畑面積に見合っただけの豚数が決まると考えられる。簡単な試算例を実際のものと比較した結果を図7に示すが、北浦など北部の流域で許容量をオーバーしていることがわかる。

(4)霞ヶ浦の水利用全体の内、水道用水の比率は3%前後と極めて少ない。この程度の量を得るには、土浦入、あるいは高浜入どちらかで十分である。流域全域で汚濁負荷の削減をいっぺんに行うのは難しいので、どちらか一方でモデル地域などを設定し管理を徹底させることも有効な方法といえよう。

(5)魚種の偏り、大きな水質変動の原因としては、わかさぎなどの乱獲が挙げられている。わかさぎの年間漁獲量が1000トンぐらいとなるように、捕りすぎを制限しなければならない。(福島武彦)



【平成4年5月15日編集小委員会受理】

[国立環境研究所資料 F-42-'92/NIES]

国立環境研究所地域環境特別研究発表会予稿集 第1号

---

平成4年5月29日発行

編集 国立環境研究所地域環境研究グループ

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番2

---

印刷 株式会社 イセブ

茨城県つくば市天久保2-11-20