

自動車排出ガス測定局における窒素酸化物濃度の低下について

Decrease of the concentration of nitrogen oxides at roadside monitoring stations.

中村 栄一 宮城 英徳*¹ 菅原 隆一
鈴木 康民

Eiichi NAKAMURA, Hidenori MIYAGI, Ryuichi SUGAWARA
Yasutami SUZUKI

1998年頃から県内の自動車排出ガス測定局（自排局）での窒素酸化物濃度、特に一酸化窒素（NO）濃度の減少傾向が見られるようになった。ほぼ同時期から測定機の乾式化が進められており、これが濃度低下の一因をなしていると考えられた。しかし、湿式測定機においても同様な濃度減少が見られたことから別な要因についても検討した結果、減少が見られる1998年度以前と以降とで測定局近傍道路の交通量及び車種構成に変化が殆どないこと、自動車特に大型車の排出ガス規制により1990年代後半から排出量がかかなり低下してきていることなどから、観測されているNO濃度の減少は測定法の変更にとまなうものと自動車からの排出量の低下によるものが重畳的に観測されたものと考えられた。

キーワード：窒素酸化物濃度；自排局；乾式NOx計

Keywords : nitrogen oxides ; roadside monitoring station ; chemiluminescent-NOx detector

1 はじめに

県及び仙台市、石巻市が測定を行っている自動車排出ガス測定局での窒素酸化物の年平均濃度が、1998年度頃から漸減傾向にある。この現象の原因について若干の考察を行った。

だが、この期間の窒素酸化物の自排局と環境局の全局年平均値と乾式化率（全測定機に対する乾式測定機の割合）の推移を図1に示す。自排局の窒素酸化物濃度は1998年度頃から下がり始め、2002年度までずっと低下が続いている。特に一酸化窒素（NO）で顕著で、NO₂ではやや減

2 測定方式の推移

窒素酸化物の測定方式はザルツマン試薬による吸光度法が一般的であったが、1996年に環境基準等に係る測定法が改正されオゾンを用いる化学発光法、いわゆる乾式の測定機も使用できることになった。本県での乾式測定機の導入はオキシダント計で最も早く（1996年度）、その後徐々に他の測定項目にも導入が進められた結果、2002年度までに県で設置している環境局、自排局の二酸化硫黄計、窒素酸化物計およびオキシダント計が全て乾式化された。

表1は自排局の窒素酸化物計についてその乾式化の推移をまとめたもので、2002年度までで50%の乾式化率となっている。湿式測定機は仙台市設置の一部の局及び石巻市設置局で使用されている。

表1 自排局での窒素酸化物計乾式化の推移

(w：湿式，d：乾式)

局名	1997	1998	1999	2000	2001	2002
塩釜自排	w	w	w	w	d	d
名取自排	w	w	w	w	w	d
古川自排	w	w	d	d	d	d
五橋	w	w	w	w	w	w
台原	w	w	w	w	w	w
苦竹	w	w	w	w	w	w
木町	w	w	d	d	d	d
長命						d
将監						w
東六	w	w	w			
泉-2	w	w				
八幡町交差点	w	w	w	w	w	w
乾式化局数	0	0	2	2	3	5
総局数	10	10	9	8	8	10
乾式化率(%)	0	0	22.2	25	37.5	50

3 年平均値の推移

自排局では1999年度から徐々に乾式化が進められてき

* 1 食と暮らしの安全推進課

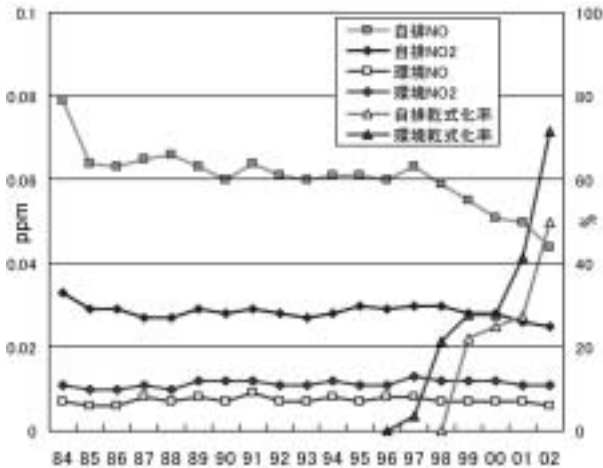


図1 年平均値の推移

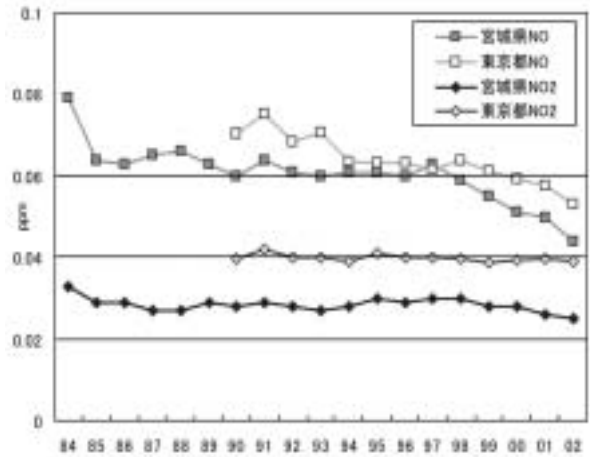


図3 東京都との比較（自排局）

少傾向が認められる。これに対し環境局ではNOとNO₂とも濃度の低下は認められない。自排局でのNO濃度の低下は乾式化率の増加に対応しているように見えるが、環境局では自排局に比べ乾式化率が高いにもかかわらず濃度との関連は見られない。

図2は測定局ごとのNOとNO₂の年平均値の推移である。やや大きめのマーカーで示したデータは乾式測定機による値で、その他は湿式測定機による値である。乾式が導入された局で共通しているのは、乾式に切り換わった年度の平均値はその前年度までの平均値に比べ大幅に低下し、さらにその後の年度でも低い傾向が継続している、という点である。しかし、乾式が導入されていない測定局（湿式局）でも1999年度以降平均値がやや低下する傾向が見られる局もあり、一概に乾式局のみが低下しているというわけでもない。NOではいずれの傾向も顕著であるが、NO₂では湿式局の濃度の低下はほとんど認められない。

図3は東京都のデータと比較したものである。乾式化の動向は不明であるが、東京都においても1999年頃からNO濃度が低下する傾向が認められ、本県とほぼ同様な推移で経過していることがわかる。

移で経過していることがわかる。

濃度低下を定量的につかむため、全局平均が比較的一定していた1985年度から1998年度までと1999年度以降の期間、及び湿式での測定期間（図2の小さいマーカー）と乾式（同、大きいマーカー）での測定期間とで、各測定局ごとのそれぞれの期間の平均濃度を調べた結果を表2に示す。なお、1984年度のデータは測定局数が少なくかつ配置が仙台市内に偏っているため除外した。

3.1 NO

1998年度以前と1999年度以降の期間平均濃度の比（低下率）は69.4～100.8%（平均77.5%）で、名取自排局を除いた全ての局で1999年度以降に濃度の低下が見られる。このうち乾式化された局（表中、局名の右に（d）と記された局）のみでは69.4～100.8%（平均79.3%）であるのに対し、2002年度まで乾式化が行われていない局（同、（w）と記された局）では69.4～86.2%（平均76.4%）と、湿式局のほうが低下率が大きい結果となっている。しかし、乾式化された局での湿式期間と乾式期間との比較では51.1～74.6%（平均65.0%）で、明らかに乾式化により濃度が低下していることが認められる。

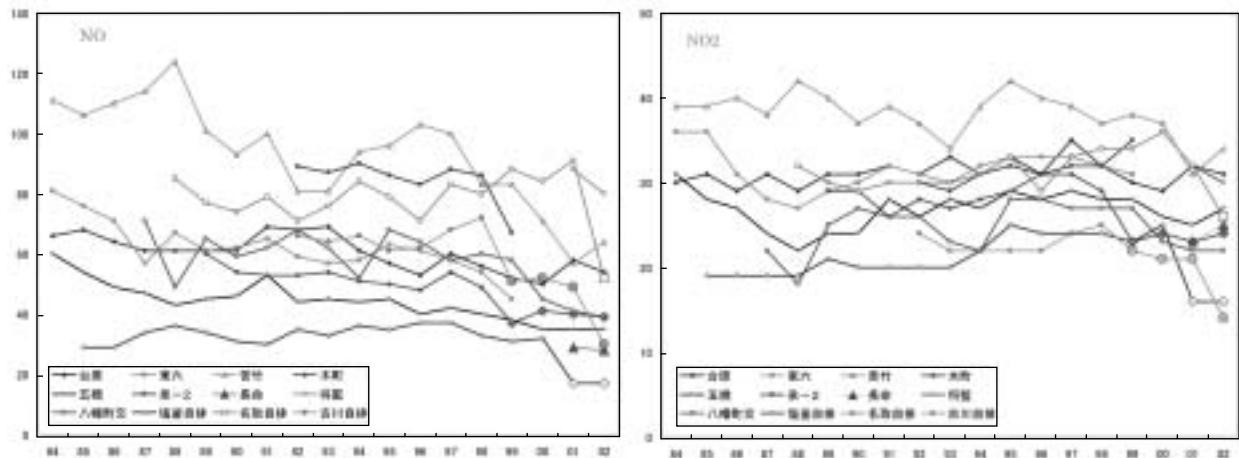


図2 測定局（自排局）ごとの年平均値の推移
（大きいマーカーは乾式測定機による値）

表2 自排局におけるNO及びNO₂濃度の低下率

NO	85-98 平均	99-02 平均	低下率 (%)	交通 量 伸び率*	湿式平均	乾式平均	低下率 (%)
塩釜自排(d)	33.5	24.3	72.4	1.03	33.3	17.0	51.1
名取自排(d)	78.1	78.8	100.8	1.07	80.1	52.0	64.9
古川自排(d)	65.6	45.5	69.4	0.89	65.6	45.5	49.4
台原(w)	62.1	53.5	86.2	1.02			
東六(w)	62.1	45.0	72.5				
苦竹(w)	99.0	68.8	69.4	1.02			
木町(d)	52.6	39.3	74.6	0.94	52.6	39.3	74.6
五橋(w)	45.5	35.8	78.6				
泉-2(w)	87.0	67.0	77.0	0.99			
長命	-	28.5	-	1.06	-	28.5	-
将監	-	84.0	-		84.0	-	-
八幡町交差点(w)	61.5	45.8	74.4	1.04			
平均(全局)			77.5	1.01			
平均(乾式)			79.3	0.98			65.0
平均(湿式)			76.4	1.02			

NO ₂	85-98 平均	99-02 平均	低下率 (%)	交通 量 伸び率*	湿式平均	乾式平均	低下率 (%)
塩釜自排(d)	21.1	20.0	94.6	1.03	21.5	16.0	74.4
名取自排(d)	31.0	32.0	103.2	1.07	31.6	26.0	82.2
古川自排(d)	23.0	19.5	84.8	0.89	23.0	19.5	84.8
台原(w)	31.4	30.5	97.0	1.02			
東六(w)	31.2	31.0	99.3				
苦竹(w)	38.8	35.0	90.2	1.02			
木町(d)	28.7	23.5	81.9	0.94	28.7	23.5	81.9
五橋(w)	26.6	26.5	99.7				
泉-2(w)	31.0	35.0	112.9	0.99			
長命	-	24.0	-	1.06	-	24.0	-
将監	-	31.0	-		31.0	-	-
八幡町交差点(w)	24.9	23.5	94.3	1.04			
平均(全局)			95.8	1.01			
平均(乾式)			91.1	0.98			80.8
平均(湿式)			98.9	1.02			

* 交通量伸び率は1999年/1997年比

3.2 NO₂

1998年度以前と1999年度以降では、名取自排局と泉-2局を除く全ての局で1999年度以降に全局平均で95.4%とわずかに濃度の低下が見られる。しかし、湿式局だけで見ると98.9%で濃度が低下しているとは言えず、乾式化された局による低下(91.1%)が全体の濃度低下を引き起こしていると考えられる。さらに、湿式期間と乾式期間との比較では平均80.8%乾式期間が低く、この点からも乾式化がNO₂の濃度低下の原因であると考えられる。

NO₂で濃度の低下が見られない原因としては次のようなことが考えられる。NOは近傍道路を走行する自動車起因がその大部分を占めると考えられ、かつ地表面付近での寿命が短いことから、観測されるNO濃度は自動車からの排出量を敏感に反映する。これに対しNO₂はNOに比べ寿命が長く、また光化学反応による減衰も本県ではそれほど大きくないと推定されることから、自動車交通の影響のほか比較的広域の事業所等の発生源の影響を受けて

いると考えられる。このため事業所等起因のNO₂による緩衝効果によって自動車排出量の変化に対し敏感に応答しないものと考えられる。

4 NOx濃度低下の要因

本県の自排局でのNO及びNO₂の年平均濃度を低下させる要因として、次のような事項が考えられる。

- (1) 湿式測定機の測定原理に起因する測定値の過大評価
公定法で決められたザルツマン係数および酸化率が実際の値と異なっている場合、特に酸化率が公定法の70%より大きいとNO濃度が過大評価される。¹⁾
- (2) 乾式測定機の測定原理に起因する測定値の過小評価
試料中水分によるクエンチが測定値に負の影響を与える。²⁾ また、コンバータの還元効率が劣化するとNO₂に負の影響を与える。
- (3) 環境大気中のNO及びNO₂濃度の低下
 - a) 周辺道路の自動車交通量または車種構成比の変化

表3 12時間交通量(平日)³⁾

自排局名 ^{*1)}	塩釜自排		名取自排		古川自排		台原		苦竹	
年度	1997	1999	1997	1999	1997	1999	1997	1999	1997	1999
調査単位区間番号	138	1037	116	1016	179	1077	仙409	仙4009	仙109	仙1009
乗用車	12,368	12,847	19,470	22,981	7,148	10,752	31,723	33,488	21,408	23,572
バス	269	159	134	199	12	191	960	898	622	654
小型貨物車	3,127	3,562	6,837	5,733	8,649	3,389	7,174	6,501	5,615	4,555
普通貨物車	1,881	1,616	7,129	7,174	1,713	1,329	1,602	1,308	2,179	1,754
合計	17,645	18,184	33,570	36,087	17,522	15,661	41,459	42,195	29,824	30,535
伸び率 ^{*2)}		1.03		1.07		0.89		1.02		1.02
大型車混入率 ^{*3)}	12.2	9.8	21.6	20.4	9.8	9.7	6.2	5.2	9.4	7.9
旅行速度 ^{*4)}	27.5	27.2	23.9	23.9	21.1	20.9	12.9	24.8	15.7	15.9

自排局名 ^{*1)}	木町		泉-2		長命		八幡町交	
年度	1997	1999	1997	1999	1997	1999	1997	1999
調査単位区間番号	仙115	仙1015	仙108	仙1008	仙421	仙4022	225	1118
乗用車	15,029	14,080	32,510	19,847	15,391	16,561	15,868	15,336
バス	617	602	567	464	291	323	224	187
小型貨物車	2,830	2,709	10,269	20,516	3,558	3,611	4,702	6,464
普通貨物車	986	880	6,926	8,735	1,648	1,695	1,467	1,145
合計	19,462	18,271	50,272	49,562	20,888	22,190	22,261	23,132
伸び率 ^{*2)}		0.94		0.99		1.06		1.04
大型車混入率 ^{*3)}	8.2	8.1	14.9	18.6	9.3	9.1	7.6	5.8
旅行速度 ^{*4)}	18.8	18.5	20.8	20.7	26.1	44.1	16.6	22.8

*1) 東六、五橋、将監の各局は付近に調査点がないため表から除いてある。

*2) 伸び率は1999年/1997年比

*3) 大型車混入率 = (バス + 普通貨物車) / 全交通量 × 100 (%)

*4) 平日ピーク時旅行速度 (km/h)

- b) 周辺道路の交通流の変化
- c) 自動車排出ガスの低NO_x化
- d) 周辺地域のNO_x固定排出源または排出量の減少

4.1 湿式測定機

湿式測定機の問題については、表2に示したように乾式化が行われていない局でも乾式化局と同様な濃度低下が見られることから1998年度以前の測定値が実際より高い値を示していたとは考えにくい。

4.2 乾式測定機

次に乾式測定機の問題であるが、前にも述べたように表2の1999年度以降の濃度低下率を見ると乾式化された局とされていない局の低下率には大きな差はないが、湿式期間と乾式期間で見るとNO、NO₂とも濃度の低下が見られ、特にNOでは湿式機に比べ大幅に低下している。このことから乾式機の導入が年平均値の低下を引き起こしている原因の一つと推定される。乾式測定機が低い濃度を示す原因として、NOについては除湿器(調湿器)の性能劣化、NO₂についてはコンバータの還元効率低下、ゼロ点のドリフトなどが考えられる。

4.3 環境大気中のNO濃度の低下

乾式化されていない局においても1999年度以降約24%

のNO濃度の低下が見られることは、測定機以外にも低下要因があることが予想される。これに対し、NO₂は乾式化されていない局での濃度低下は認められない。表3は1997年度と1999年度に行われた県内の交通センサス結果から自排局付近の区間のデータを抜き出したものである。これに基づいて、図4に全車交通量の伸び率と濃度低下率の関係を、また各区間での車種別構成比を図5に示した。

交通量伸び率と濃度低下率との間の相関は余りよくないがわずかに比例関係が認められる。図で大きいマーカーは乾式化された局、小さいマーカーは湿式の局の値である。両者の分布に明確な違いはなく、交通量が増大しているにもかかわらずNOでは名取自排を除いて、NO₂では名取自排と泉-2局を除いて、残り全ての局で濃度が減少している。回帰直線の傾きがNOとNO₂とでほぼ同じであることは、自排局全体で見ると両者の起因が自動車交通にあって周辺の排出源の影響はあまり無いか、あったとしても一定の寄与しか与えていないことをうかがわせる。

図5は1997年度と1999年度の車種別の構成比を比較したものである。年によって構成比が異なる局もあるが、

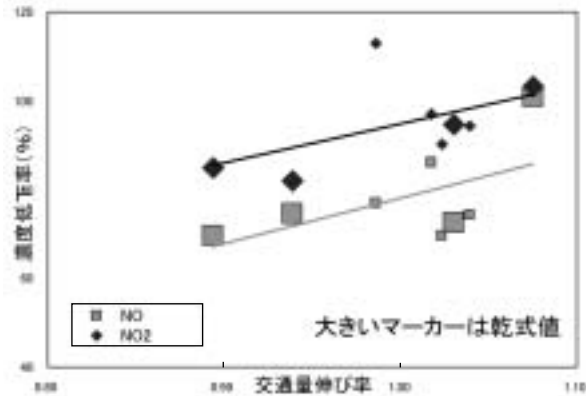


図4 交通量伸び率と濃度低下率との関係

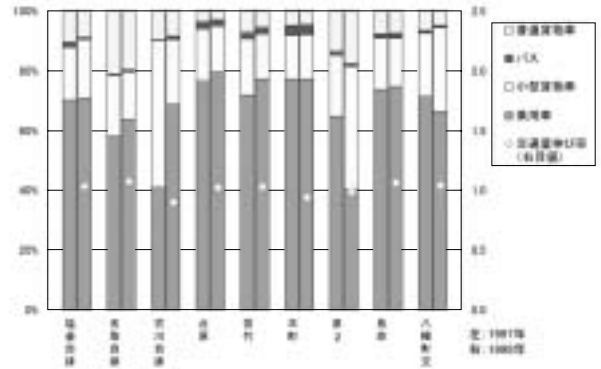


図5 車種別構成比

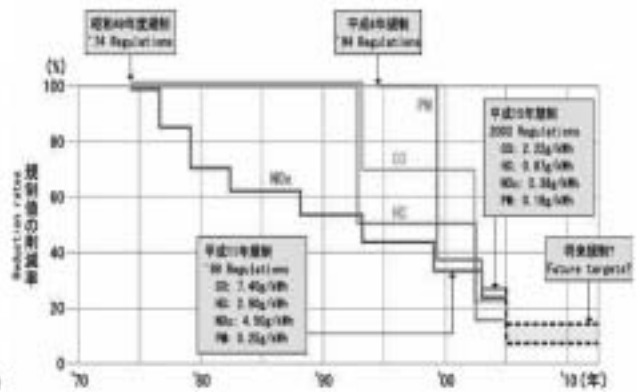
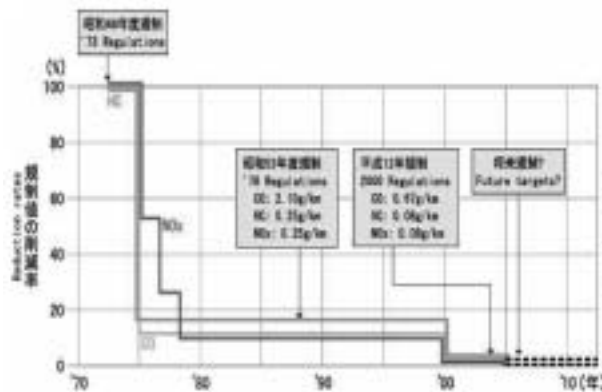


図6 ガソリン乗用車(左)と大型ディーゼル車(右)の排出ガス規制の推移

大型車(普通貨物車, バス)とその他の車両(小型貨物車, 乗用車)でみるとほとんど変化が無い。表3には旅行速度も示したが, 台原及び長命を除いてほとんど変化していない。

4.4 自動車排出ガス対策

自動車排出ガス規制は1966年ガソリン車のCO規制から始まり, 現在ではガソリン車及びLPG車についてはCO, HC, NOxが, ディーゼル車についてはこれに加えてPMおよびDEPが規制対象となっている。NOxに関していえば, ガソリン車はほぼ全て1978年度規制車となっており, ディーゼル車も段階的に規制が行われて, 低NOx化がかなり進んでいることがわかる。

5 まとめ

- (1) 乾式測定機の導入が年平均値低下の原因の一つになっている。特にNO₂の濃度低下は乾式測定機の導入のみによる可能性が大きい。
- (2) NOでは測定機の種類に関わらず濃度低下が見られることから, 自排局周辺でのNO濃度が実際に低下していると考えられる。
- (3) NO濃度の低下が起きる1998年の前と後とで自排局

付近の交通量, 通行車両の車種構成及び旅行速度はいずれもほとんど変化しておらず, これらが濃度低下の要因となっているとは考えにくい。

- (4) 自動車排出ガス規制によりNO_x排出量はかなり低下してきており, これが自排局周辺のNO濃度の低下の大きな要因と考えられる。
- (5) NO₂で濃度の低下が見られない原因として, 工場等に起因するNO₂がバックグラウンドとして存在するため自動車からの排出量減少が顕現しないことが考えられる。

参考文献

- 1) 阿相敏明: 大気汚染常時監視測定器の湿式法と乾式法のデータの比較, 第43回大気環境学会要旨集 1C1100, 251 (2002)
- 2) 板野泰之 ほか: 化学発光窒素酸化物計に対する水蒸気の影響, 第37回大気環境学会要旨集 K103, 435 (1996)
- 3) 平成9年度及び平成11年度道路交通量調査総括表(宮城県)

岩沼地区における環境粉じんに対する発生源寄与の推定

Estimated Sources of Particulate Matter in Iwanuma Area

小泉 俊一 佐久間 隆 北村 洋子
木戸 一博 菅原 隆一 中村 栄一
鈴木 康民

Syun-ichi KOIZUMI, Takashi SAKUMA, Yoko KITAMURA
Kazuhiro KIDO, Ryuuichi SUGAWARA, Eiichi NAKAMURA
Yasutami SUZUKI

宮城県岩沼地区において平成14, 15年度の2カ年にわたり環境粉じんを採取しICP-MSによる多成分分析を実施したところ成分元素構成が異なり、クラスター分析により4グループに分類することができた。また、道路堆積物、畑等自然由来の粉じん及び燃焼施設等固定発生源のばいじんを採取し、蛍光X線分析により多成分分析を実施したところ、発生源により金属の成分構成は大きく異なり、燃料、原料等の違いにより特徴のある結果となった。これらの結果を用い、CMB (Chemical Mass Balance) 法を用い、環境粉じんに対する発生源寄与を推定したところ、大規模工場の重油ボイラ、焼却炉及び土壌の寄与の大きいことが判明した。

キーワード：大気汚染；環境粉じん；CMB

Keywords : air pollution ; particulate matter ; CMB

1 はじめに

大気中の粉じん（以下環境粉じん）は、その発生源が工場事業場等の固定発生源、自動車等の移動発生源、土壌等の自然に由来するもの、更には、二次粒子と称されるガス性物質が大気中で反応し生成されるもの等非常に多様であり、単なる粉じん量の測定では発生源を特定することが困難であり、粉じん対策や苦情への迅速な対応を困難なものにしている。発生源から排出されるばいじん等は、燃焼、製造操作等の結果として排出されるものであり、その成分構成は燃料、原料の違いなどを反映し特徴のあることが知られている。ケミカルマスバランス（CMB）法は環境試料中の化学組成と、複数の発生源と思われる試料の化学組成から発生源の寄与を求める方法で、環境汚染の発生源の特定に有効な方法であるといわれている。今回、発生源のばいじん及び環境粉じんの成分分析を実施しCMB法による発生源寄与の推定を行ったので報告する。

2 方法

2.1 調査地点

環境粉じんの採取地点である岩沼保健所の南方向には大規模工場が位置し、重油、石炭、黒液回収、木くずボイラ及び焼却炉等が稼働している。北方向には中小規模

工場が位置し、骨材乾燥炉、木くずボイラ及び焼却炉が稼働している。更に東側には交通量の多い4号線バイパスが通じている。なお、南西方向に位置している一般廃棄物焼却炉及び北東方向に位置している産業廃棄物焼却炉は平成15年度に廃止され稼働停止している。年間の風向測定結果では、SE、N、NWの風向頻度が高くなっている。

調査地点の概要図を図1に示した。

2.2 試料の採取及び分析法

環境粉じんについては岩沼保健所屋上にハイボリュウムエアサンプラーを設置し、季節ごと年4回24時間サンプリングを実施し、圧力容器で酸分解した後ICP-MSで分析した。燃焼施設のばいじんについては除じん施設（電気集じん機等）から採取し、道路堆積物、畑の土等は採取後ふるい分けをし200メッシュのものを試料とし蛍光X線分析法により分析した。なお、検量線は、NISTの標準粉じんをホウ酸粉末で段階的に希釈し作成した。

2.3 分析装置

ICP-MS

HITACHI P-5000

高周波分解装置

マイルストーン ETHOS PLUS

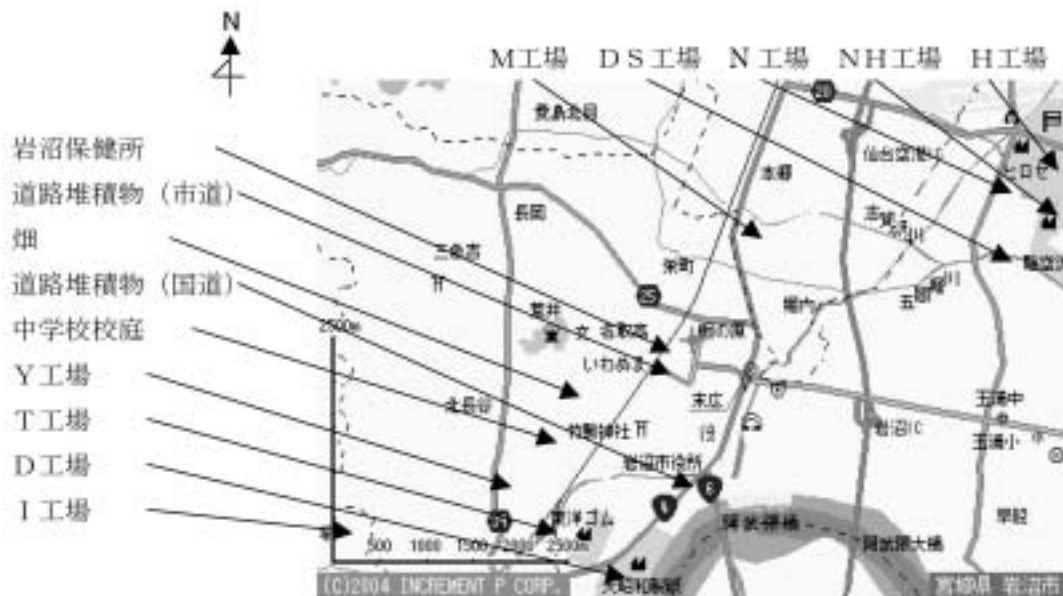


図1 調査地点の概要図

表1 蛍光X線分析法の検出下限値と定量下限 (mg/kg)

	Na	Mg	Al	Si	Cl	K	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
検出下限値	40	20	20	60	10	5.0	10	0.3	2	3	10	0.2	1	1	2
定量下限値	100	100	100	200	30	20	40	1	10	10	30	1	3	5	5

表2 ICP-MSによる環境粉じん中成分分析法の検出下限値と定量下限値 (ng/m³)

	Mg	Al	Ti	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb	V
検出下限値	5	6	1	0.4	0.2	6	0.5	2	3	3	0.3
定量下限値	15	19	5	1	1	19	2	8	10	9	1

波長分散型蛍光X線分析計

PHIIPS PW1480

X線励起装置 最大電圧 100KV 最大電流 75mA

ターゲット Sc/Moデュアルアノード

検出器 ガスフローカウンタ

シンチレーションカウンタ

2.4 定量下限と検出下限

1) 発生源ばいじん等 (蛍光X線分析)

表1に蛍光X線分析法の検出下限値と定量下限値を示した。

2) 環境粉じん (ICP-MS分析)

表2にICP-MSによる環境粉じん中成分分析の検出下限値と定量下限値を示した。

3 結果と考察

3.1 環境粉じん中の成分分析結果

平成14年度6, 9, 12, 1月, 15年度6, 9, 11, 1月に岩沼保健所屋上で採取した環境粉じん中の成分分析結果を表3に示した。(TSPとは総粉じん量濃度をいう)

環境粉じん濃度は15から60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり平成14年度に比べ平成15年度は若干高めに推移した。成分別にみると、Ti, Cuは平成15年度に低下し、他方Cr, Mn, Pbは増大し、その他の成分は横ばいであり、成分によって異なる変動を示した。構成成分の挙動で類似性の強いものが見られたので対数変換し基準化した後クラスター分析を実施した。その結果、①Mg, Al, Fe, ②Ti, Cu, ③Cr, Pb, Ni, V, ④Mn, Znに分類することができた。①は道路粉じんなど自然由来の粉じんに多く含まれる成分であり、③④は燃焼排ガスに多く含まれる成分である。結果を図2に示した。

3.2 発生源ばいじん, 粉じん中の成分分析結果

石炭, 黒液, 重油を燃料とする製紙工場のボイラー, 石炭, 重油, 廃タイヤを燃料とするタイヤ製造工場のボイラー, 木くずを燃料とする合板製造工場のボイラー, 一般廃棄物焼却炉, 道路舗装材製造工場の骨材乾燥炉から採取したばいじん, 及び道路堆積物, 校庭の砂, 畑の土を蛍光X線分析法により測定した結果を表4に示した。重油焚きボイラーでは, 他の燃焼施設に比べV, Niの高い

表3 環境粉じん中の成分分析結果 (ng/m³)

	Mg	Al	Ti	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb	V	TSP μg/m ³
平成14年 6月	1,100	480	43	1.0	3.3	330	2>	220	10>	9>		16
9月	1,100	940	110	4.0	16	930	11	170	120	9>		37
12月	360	910	120	1.4	8.5	780	2>	510	93	9>		20
平成15年 1月	930	1,690	190	4.1	14	1,400	8.0	340	10>	12		23
6月	390	690	43	13	16	410	8.1	38	18	11	4.7	35
9月	330	770	65	15	32	650	8.0	98	32	17	3.7	36
11月	430	630	51	10	19	510	4.7	81	56	9>	1.4	35
平成16年 1月	370	800	96	17	38	820	10	170	54	25	4.3	58

表4 発生源ばいじん粉じん等成分分析結果 (mg/kg)

試料名	Na	Mg	Al	Si	Cl	K	Ti	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb	V
D工場 重油ボイラ	1,850	600	11,800	21,000	30>	20>	40>	1,330	711	6,020	1,760	16	223	493	4,050
D工場 微粉炭ボイラ	2,800	3,830	366,000	354,000	30>	5,350	21,200	86	58	29,400	294	42	127	244	500
D工場 回収ボイラ	672,000	100>	100>	200>	19,700	334,000	40>	10>	10>	30>	1>	15	207	493	27
D工場 焼却炉	4,930	3,420	100>	200>	30>	103	40>	10>	28	30>	1>	5	69	164	
D工場 PS炉	1,640	23,600	94,900	112,000	863	635	5,020	20	48	2,310	11	285	103	196	56
Y工場 木くずボイラ	27,500	12,400	8,360	17,400	59,700	30,800	822,000	202	2,200	7,330	10	186	1,110	614	666
T工場 重油ボイラ	196	100>	100>	200>	30>	20>	40>	190	10>	1,400	2,170	17	207	493	10,200
T工場 石炭ボイラ	8,700	2,340	30,500	57,000	100	3,120	3,850	31	215	37,200	12	183	79,500	486	64
T工場 焼却ボイラ	9,870	4,460	6,820	140,000	1,700	4,000	2,600	86	138	17,800	10	110	168,000	969	27
I工場 焼却ボイラ	400,000	7,540	16,700	23,400	388,000	116,000	2,740	164	95	1,810	1>	284	5,840	592	24
H工場 焼却炉	86,000	19,100	53,000	42,500	37,000	21,000	11,400	39	288	16,100	7	142	206	175	62
DS工場 木くずボイラ	28,800	3,140	100>	200>	100,000	19,700	439	10>	124	308	11	26	241	196	7
M工場 乾燥炉	25,500	8,550	60,600	185,000	2,800	7,220	4,560	10>	1,330	64,200	1	22	187	175	84
NH工場 焼却炉	21,700	21,500	59,900	177,000	30>	7,950	3,020	89	1,090	48,000	39	26	188	175	92
N工場 リサイクル乾燥炉	48,100	19,100	100,000	275,000	1,200	16,000	6,660	42	1,910	90,700	10	26	245	183	150
N工場 乾燥炉	27,300	35,800	59,100	172,000	200	6,400	2,150	108	799	41,700	82	29	1,100	669	85
I小学校	15,000	14,100	108,000	331,000	200	10,800	3,130	15	632	35,300	1	7	92	196	76
I中学校	10,400	46,900	98,000	291,000	30>	27,700	7,630	36	1,550	81,600	4	20	236	492	
畑	8,400	13,600	108,000	286,000	30>	13,300	4,580	23	957	60,300	5	21	224	491	
道路粉じん(1)	11,000	11,900	61,700	197,000	30>	8,290	4,440	86	970	56,800	18	50	449	488	128
道路粉じん(2)	11,400	9,730	63,800	197,000	30>	7,250	4,380	48	865	46,900	12	37	285	490	

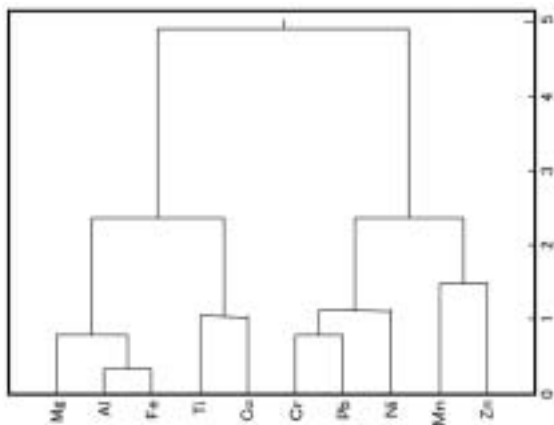


図2 環境粉じん構成成分のクラスター分析結果

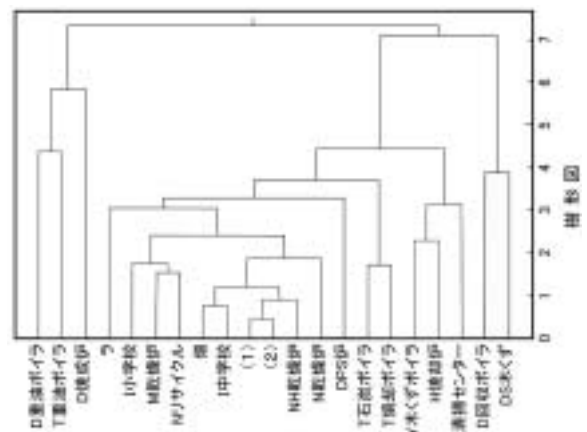


図3 発生源ばいじん、粉じんのクラスター分析結果

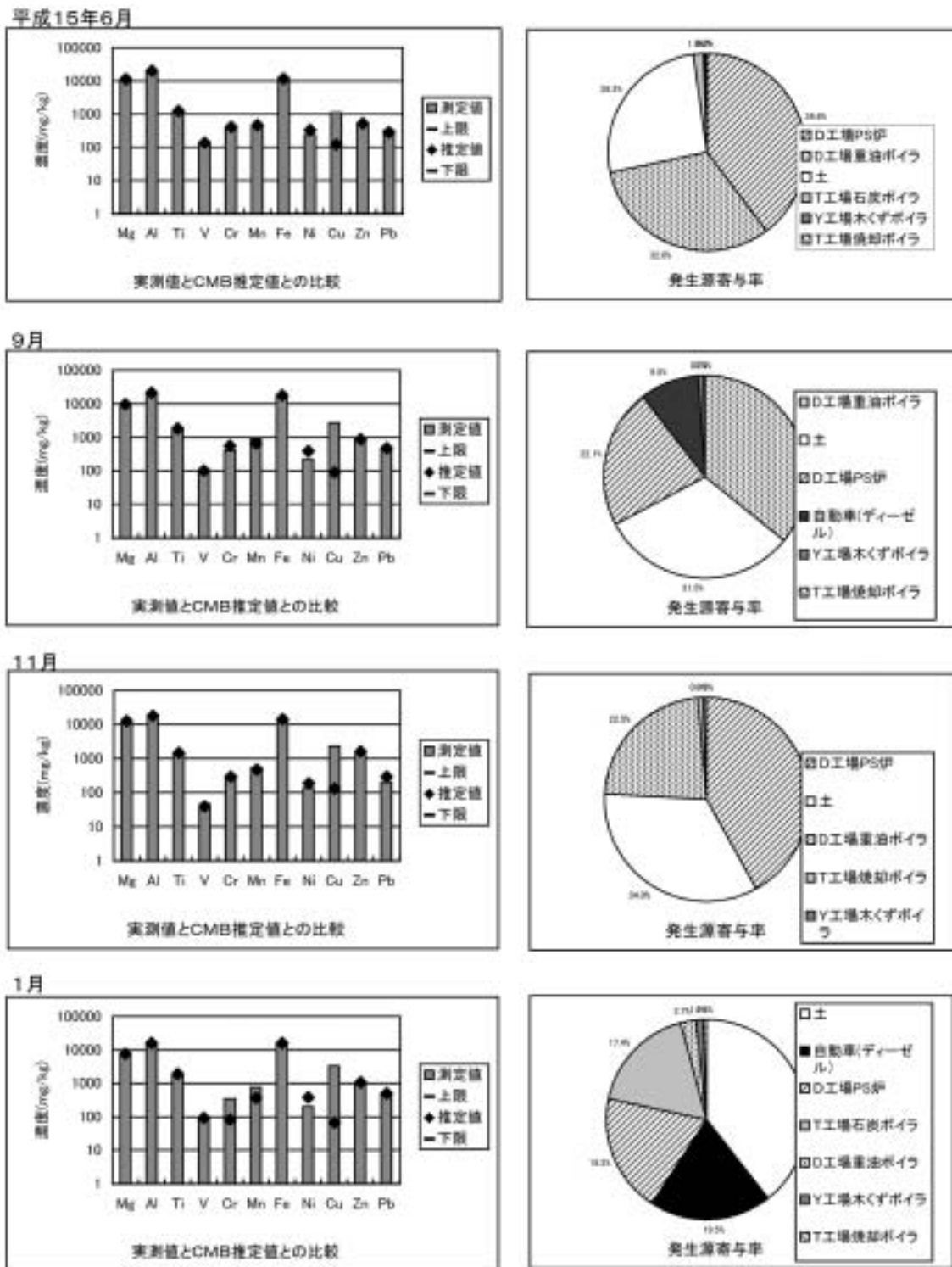


図4 環境粉じん成分の実測値とCMB推定値及び発生源寄与率

ことが特徴であるが、D工場とT工場では原油産地の違いによると思われるが、Al, Si等の成分構成が異なっている。石炭焼きボイラでは、Al, Si, Ti, Feがそれぞれ0.3～35%程度含まれており、これらの元素が主成分となっているが、D工場とT工場の石炭ボイラでは、その成分構成も異なっており、さらに、T工場ではZnが特異的に高くなっている。これは、T工場の石炭ボイラでは廃タイヤ

も混焼しており、タイヤに1%程度含まれるZnが影響しているものと思われる。T工場の焼却ボイラは、廃タイヤを燃料としており、Si, Fe, Znが主成分であるが、前述の理由でZnが20%の高比率を示している。黒液回収ボイラでは、クラフトパルプ製造工程で黒液からソーダ分を回収するボイラであり、発生するばいじんも、Na, Kがほとんどで、他の燃焼排ガス中のばいじんと大きく異

なる性状となっている。PS炉は、水処理施設のペーパーラッジ（汚泥）焼却炉であり、Mg, Al, Siが主成分である。木くず焼却ボイラでは、Na, Mg, Cl, Kが数%含まれているが、Al, Si等は焼却施設により大きく異なる。また、他の焼却施設に比べ、Clの含有率が高いことが特徴である。一般廃棄物焼却炉では、Na, Kが非常に高く、その他Al, Siが数%程度含まれている。道路舗装材の乾燥炉では、Na, Mg, Al, Si, Feが主成分となっている。道路堆積物、畑等、自然由来の粉じんは、Na, Mg, Al, Si, Feが主成分となっているが、その成分構成はほとんど同じである。発生源粉じん間で類似性の強いものが窺え、対数変換し基準化した後、クラスター分析を実施し類型化した結果を図3に示した。燃料及び扱う原材料により排出されるばいじん、粉じんの成分構成は特徴付けられ、①重油焼却施設、②石炭焼却施設、③道路粉じん等自然由来の粉じん及び骨材乾燥炉、④廃水処理に伴う焼却炉、⑤廃タイヤ焼却施設、⑥木くず等焼却施設、⑦回収ボイラに類型化される。

なお、道路粉じん等自然由来の粉じん及び骨材乾燥炉のばいじんが非常に類似した成分構成となっている。これは道路舗装材を製造する骨材乾燥炉の原材料が、砂、碎石等であることによると思われる。

3.3 CMB法による発生源推定の試み

発生源粉じんと環境粉じんの分析項目は、必ずしも一致していない。そこで、これらに共通する分析項目を用い、更に、文献値³⁾であるがディーゼル排ガスの分析値を加え、CMB法の適用を試みた。ただし、ばいじん、粉じんの成分構成が類似しているものは重複をさけるため集約し、回収ボイラ、清掃工場にみられるように高い含有率を示す項目（Na）があるものの、環境粉じんでは測定していない発生源については除外し、又、平成15年度には稼働停止した施設についても除外した。

なお、環境粉じんの各成分の濃度は、捕集された総粉じん中の濃度（mg/kg）とし、発生源粉じん中の各項目の単位に統一した。また、CMB法は、各測定法の誤差を考慮した有効分散最小自乗法を採用した。平成15年度の結果を用いCMB法を適用した結果を図4に示した。実測値とCMB推定値を比較してみると、Cuの推定値が実測値の10分の1程度になっている以外は非常に良く合致している。Cuについては、今回対象とした発生源以外の影響があると思われる。

発生源寄与率をみると、D工場の重油ボイラ、PS炉、

土壌の寄与率が非常に高くこの3者で80%以上の寄与をしめるが、NE系の風が卓越すると東側を南北に通じる国道4号線からの自動車排ガスの影響も見られるようになる。

4 ま と め

- ① ばいじんは、焼却及び、製造操作の結果として排出されるものであり、その化学組成は、燃料の違いなどを反映して、それぞれの特徴を持つことから、クラスター分析したところ7グループに分類することができた。数多くのこれらの特徴をデータベース化することにより、粉じんの苦情発生時等に迅速で正確な対応が可能になるものと思われる。
- ② 環境粉じん中の各成分構成は類似したものがあり、自然由来に属するもの、焼却排ガスに由来するものなどに分類することができた。
- ③ CMB法による発生源寄与について推定したところ、D工場の重油ボイラ、PS炉、土壌の寄与が非常に高く、季節によっては移動発生源（ディーゼル車等）の寄与も大きくなる結果となった。工場事業場の平成15年度の排ガス測定結果（自主検査）をみると、D工場のこれら施設から排出されるばいじん濃度は、数mg/m³と非常に低い濃度で推移しているが、排ガス量が大きいためばいじんの排出量は大きくその寄与も大きくなっているものと思われる。

5 謝 辞

長期にわたり蛍光X線分析装置を使わせていただき、また御指導、御助言を頂きました宮城県産業技術総合センターの皆様に深謝いたします。

参 考 文 献

- 1) 浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書、横浜市公害研究所（1989）
- 2) 浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル、浮遊粒子状物質検討会（1997）
- 3) 大気環境保全技術研修マニュアル、(社)海外環境協力センター、301（1998）
- 4) 花石等：CMB計算用Excelマクロの紹介、第26回環境保全・公害防止研究発表会講演要旨集（1999）

全県一斉酸性雨調査結果－イオン成分について－（第2報）

Simultaneous Surveys of Acid Rain throughout Miyagi Prefecture

北村 洋子 佐久間 隆 小泉 俊一
木戸 一博 鈴木 康民

Yoko Kitamura, Takashi SAKUMA, Syun-ichi KOIZUMI
Kazuhiro KIDO, Yasutami SUZUKI

本県では酸性雨の実態を把握するために平成4年度から県内各市町村72地点で年2回の一斉酸性雨調査を実施している。これまで全地点ではpHと導電率（EC）の測定を行い、その内10地点ではイオン成分の測定を行ってきた。平成12年度からは全地点のイオン成分の測定を実施してきたので、今回これまで行った10地点の測定結果とあわせて酸性雨成分の評価を試みたので報告する。

キーワード：酸性雨；一斉調査；イオン成分；

Keywords：acid rain；simultaneous surveys；ionic elements；

1 はじめに

本県では酸性雨の実態を把握するために定点を設けて2週間毎にモニタリングを実施している。また、これとは別に平成4年度から県内各市町村72地点で年2回、pHとECの一斉調査を実施し、このうち10地点についてはイオン成分の測定も実施してきた。pHとECのデータから降水性状を把握するために新しい指標を考案し^{1),2)} 特異的に海塩成分を多く含んだ地点の降水について考察したが³⁾、イオン成分を加えることにより更に詳しい解析が可能であったものと思われる。平成12年度以降は全地点においてイオン成分の測定を実施してきたが、その結果、平成12年7月と9月に採取された降雨ではその性状に際違った違いが認められる等⁴⁾、pHとECの測定だけではなかなか把握できないこと等が明らかになった。本調査は、平成16年度からは従来年2回実施してきた調査が1回になり、また市町村合併等が進む中、広域的な調査地点の確保が困難になるものと思われる。今回、平成4年度からの本調査結果、および全地点のイオン成分を測定してきた平成12年度から平成15年度までの調査結果について若干の知見を得たので報告する。

2 調査方法

2.1 調査地点および調査箇所

調査地点：仙台市を除く県内70市町村（平成14年度からは68市町村および2支所）と県（仙台市内2箇所）の72地点

調査箇所：市町村役場屋上等、大倉ダム管理事務所駐

車場脇、保健環境センター前庭

調査地点を図1に示す。なお、平成4年度からイオン成分の測定はを実施していた10地点とは、県内9カ所の保健福祉事務所管内の市、町であり、白石市、岩沼市、塩竈市、大和町、古川市、築館町、迫町、石巻市、気仙沼市の6市3町と仙台市（保健環境センター）である。これら7市3町の人口割合は県全体の約61.8%を占めている。



図1 調査地点

2.2 調査期間

平成12年度：第1回 7月17日～18日，
 第2回 9月5日～6日
 平成13年度：第1回 6月18日～19日，
 第2回 9月3日～4日
 平成14年度：第1回 7月9日～11日，
 第2回 9月20日～24日
 平成15年度：第1回 7月9日～10日，
 第2回 9月24日～25日

2.3 採取方法

直径28.5cm，高さ40cmのポリエチレン製バケツを使用

2.4 調査項目

pH，導電率（EC），貯水量，イオン成分（NH₄⁺，Na⁺，K⁺，Mg²⁺，Ca²⁺，Cl⁻，NO₃⁻，SO₄²⁻），なお本調査の降水量はすべて採取試料量から換算した値である。

3 結果及び考察

3.1 経年変化

平成4年度からの酸性雨観測地点，pH平均値，EC平均値（平成5年度から），降水量平均値の経年変化を図2に示す。9月期（平成6年度は2月，平成7年度は3月，

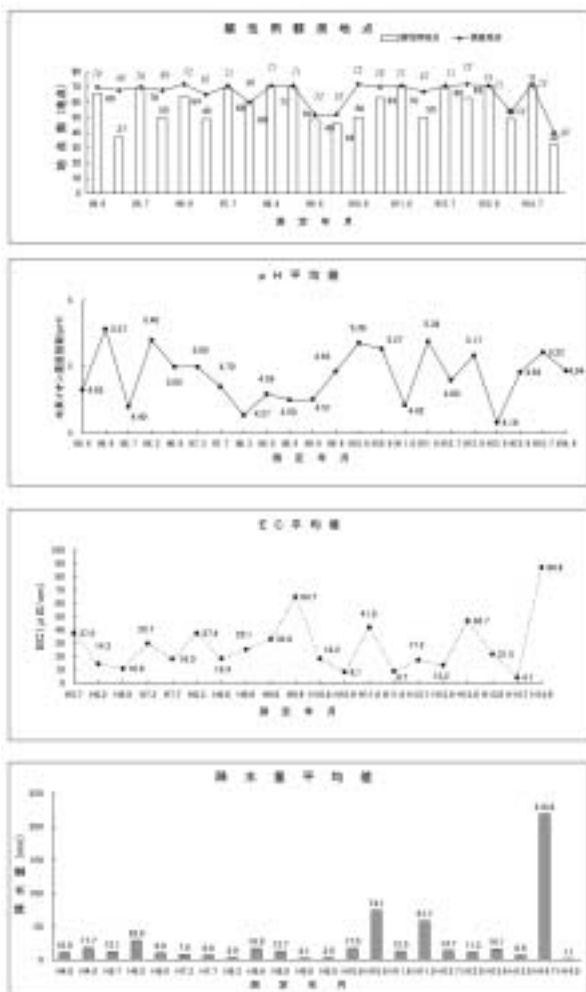


図2 全県一斉酸性雨調査 経年変化

平成8年度は3月)の降水の平均酸性雨観測地点の割合79.2%であるのに対し6月期の降水は94.9%と，酸性雨観測地点の割合が大きかった。

これに伴い台風時の降水を採取した2，3の例を除いて7月にはpHは低く，ECは高くなる傾向を示していた。

3.2 イオン成分測定結果

対象データを酸性雨の割合が高くデータがそろっている平成12年度から平成15年度の6月期の分析結果とする。

3.2.1 降水量とpHとの関係

降水量とpHの関係を図3に示す。表1には平成12年度から平成15年度までの第1回調査時の全地点と10地点での平均値を示す。降水量の平均値は全地点で65.7mm，10地点では61.8mmであり，両者に有意差は認められなかった。台風によりもたらされ降水量が多かった平成14年度の降雨はpHが5.0～6.0の範囲で分布しているが，他の降水量が50ml以下の時はpHは3.81～6.76の範囲で分布している。pHは10地点での平均値の方が低く全地点との平均値とは危険率1%で有意差が認められた。

3.2.2 イオン成分等について

イオン成分等の平均値で10地点の方が全地点より高い値を示したのはEC，SO₄²⁻，NO₃⁻，Na⁺，Mg²⁺であったが，このうちEC，NO₃⁻が5%で有意差が認められた。

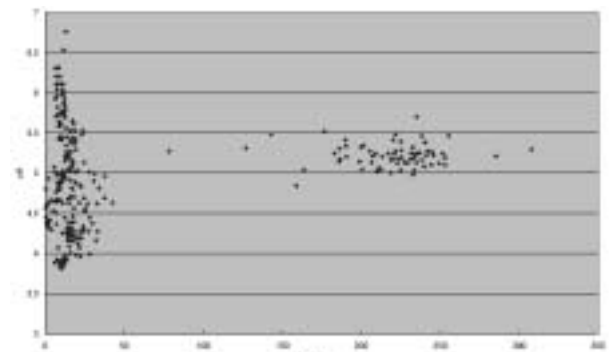


図3 降水量とpHの関係

表1 イオン成分等の平均値

項目	10地点	全地点	有意差
降水量	61.8mm	65.7mm	無
pH	4.53	4.96	有 (0.01)
EC	3.66mS/m	2.82mS/m	有 (0.05)
SO ₄ ²⁻	25.0 μmol/l	18.6 μmol/l	無
NO ₃ ⁻	35.9 μmol/l	24.4 μmol/l	有 (0.05)
Cl ⁻	13.9 μmol/l	18.3 μmol/l	無
NH ₄ ⁺	37.2 μmol/l	29.4 μmol/l	無
K ⁺	8.1 μmol/l	13.2 μmol/l	無
Na ⁺	2.5 μmol/l	1.8 μmol/l	無
Mg ²⁺	6.5 μmol/l	6.1 μmol/l	無
Ca ²⁺	1.7 μmol/l	2.3 μmol/l	無

降水中のイオン成分の濃度は降水量に影響されるが降水量に有意差が認められず、ECや硝酸イオンに有意差が認められたことは、従来、酸性雨のモニタリング調査ではなかなか把握しにくかった県内の地域汚染が降水に反映されたものと考えられる。高汚染地域ではない宮城県における酸性雨は、関東地方などからの移流大気汚染に起因していると考えられがちであるが、今回の結果からは、それに加えて県内の地域汚染をも反映した酸性雨が観測されていたものと考えられる。

4 ま と め

経年変化によると、酸性雨観測地点数の割合は秋雨期に採取した降水が79.2%であるのに対し梅雨期に採取した降水では94.9%と高く、この時期ほぼ県内全域で酸性雨が観測されているものと思われる。

10地点では全地点との間に降水量に有意差が認められなかったにもかかわらず、pH、ECや硝酸イオン濃度で有意差が認められたことは、10地点で採取された試料には地域汚染が反映されていた可能性が示唆されたものと思われる。

今回の調査結果から、ほぼ県内全域で酸性雨が観測さ

れている現状および地域汚染が反映されていたという結果をふまえて、酸性雨モニタリング調査の継続と、酸性雨による影響調査や対策を念頭においた調査が必要であると思われる。

謝 辞

調査にご協力をいただいた各市町村の担当職員並びに大倉ダム管理事務所職員、更に連絡調整・分析等に携わって頂いた保健福祉事務所、保健環境センター古川支所試験検査班の方々に深謝いたします。

参 考 文 献

- 1) 仁平 明他：降水pHの評価に関する一考察，宮城県保健環境センター年報，16，68～75（1998）
- 2) 仁平 明他：酸性雨の水平分布構造に関する考察，宮城県保健環境センター年報，17，90～94（1999）
- 3) 佐久間 隆他：全県一斉酸性雨調査結果について，宮城県保健環境センター年報，18，101から106（2000）
- 4) 北村洋子他：宮城県における酸性雨－全県一斉調査の結果から－，宮城県保健環境センター年報，18，104～107（2001）

交通騒音評価管理システムの実証的検討（第2報） －予測式の精度について－

The Substantiate of Estimation and Management System on Roadside Noise (2nd Report) － Accuracy of Calculate Expression －

菊地 英男* 高橋 誠幸 鈴木 康民

Hideo KIKUCHI, Seiko TAKAHASHI, Yasutami SUZUKI

本県においては、幹線交通を担う道路沿道307評価区間（仙台市を除く）を36分類に類型化し、さらにその類型内を建物群の立地密度等により街区に細分化し、その街区内に存在する住宅の騒音レベルを算出して、環境基準に係る面的評価を行っている。平成15年度は評価区間の道路条件や立地密度等を勘案して4区間を選定し、それぞれの区間を代表する街区を対象として、街区内に存在する住宅の庭先における L_{Aeq} を10分間隔で24時間連続測定し、交通騒音評価管理システムによる予測値と実測値を比較することにより、予測式の精度について検討した。その結果、実測値を反映する予測式のパラメータは地表面をその他とし、道路の見通し角及び街区の立地密度は現地の状態を反映させ、道路端の騒音レベルは障害物の影響が少ない基準点のデータを使用することで、実測値と予測値の相関係数が0.9以上となり、実態を反映することが分かった。

キーワード：環境騒音, 沿道騒音, 等価騒音レベル, 評価管理システム, 予測精度

Keywords : Environmental Noise, Roadside Noise, L_{Aeq} , Estimate and Management System, Accuracy of Calculate Expression

1 はじめに

平成10年9月に「騒音に係る環境基準」が改訂され、評価手法が従来の中央値 (L_{50}) から、等価騒音レベル (L_{Aeq}) に変更になり、翌年4月から施行されている。

また、平成12年4月には環境庁（現環境省）から技術的助言として「騒音に係る環境基準の評価マニュアル」が示され、これに基づき環境騒音の測定・評価を行うことになっている。

このマニュアルによると、幹線交通を担う道路については、道路端から50mの区域内に存在する住宅を評価対象とし、道路に面する地域に係る環境基準の達成状況の把握を行うことになっている。

このため、本県では平成12年度から平成13年度にかけて地理情報システム (GIS) を用いた、交通騒音評価管理システム（以下「評価管理システム」と言う。）を構築した。このシステムにより求めた評価値が、地域の騒音レベルの実態を反映したものでなければ適切な評価がなされず、騒音低減対策等が効率的に行えないことが考えられるため、当該評価システムの精度等について検討する必要がある。

2 調査方法

主要幹線道路における道路交通センサス対象区間のうち環境基準が設定されている区間を評価対象としており、本県内においては307区間（仙台市を除く）が評価対象区間である。この区間を道路構造、交通条件等により36分類に類型化し、さらに建物群の立地密度等によって街区を設定している。環境基準の評価は、類型毎に測定した結果を用いて対象類型内の住宅における騒音レベルを推定している。

調査は、評価区間の道路条件や立地密度を勘案し表1に示す4区間を選定し、その中を代表する街区を対象とした。

測定は、積分型騒音計（リオン製NL-06）を三脚に取付け、民家の庭に高さ約1.5mで設置し、等価騒音レベル (L_{Aeq}) を10分間隔で24時間連続して行った。このとき騒音計の設定は、動特性をFast、周波数補正はA特性とした。

3 測定結果と考察

測定は天候の安定している、秋季の11月から12月上旬にかけて行い、各評価区間について時間区分毎に集計した結果は表2のとおりである。各評価区間について時間

* 現 登米保健福祉事務所

表 1 調査対象区間及び道路状況等

市町名	類型	評価区間	道路状況			24時間 交通量 (台)	建物群 立地密度 (%)	対象 住居数 (戸)
			道路名	規制速度 (km/h)	車線数			
柴田町	1	1009-2	国道4号	60	4	32,564	0.190	8
角田市	15	71084-1	国道113号	50	2	5,679	0.003	4
古川市	22	1077-1	国道108号	40	2	20,333	0.330	10
多賀城市	26	4104-2	主地泉塩釜線	40	2	10,542	0.376	5

注1：建物群立地密度は現状のものである。

注2：24時間交通量は平成11年度道路交通センサスから引用した。

表 2 評価区間毎、時間区分毎の等価騒音レベル等

市町名	評価区間	昼間 (dB(A))		夜間 (dB(A))		立地密度	測定 戸数	備考
		L _{Aeq} レンジ	レベル差	L _{Aeq} レンジ	レベル差			
柴田町	1009-2	55.2~70.6	15.4	53.7~70.0	16.2	0.190	8	
角田市	71084-1	48.7~61.5	12.8	39.6~54.9	15.3	0.003	4	沿道に塀有
古川市	1077-1	47.4~70.4	23.0	43.1~67.1	24.0	0.330	10	
多賀城市	4104-2	47.4~57.7	10.3	42.1~51.8	9.7	0.376	5	沿道に塀有

区分毎のL_{Aeq}レベル差を見ると、立地密度が大きくなるとレベル差も大きくなり、おおよそ立地密度と関連があることが読み取れる。なお、特に多賀城市については沿道の測定点にブロック塀があり、道路が見通せないような状況であった。

データの全体像を見るため、初めに道路端から測定点までの距離によるL_{Aeq}の減衰量を時間区分毎に検討した結果を図1及び表3に示す。

道路から測定点までは間に障害物がある場合や直接見通せる場合もあり渾然一体となっている状況であるが、相関係数を見ると昼間 (0.793)、夜間 (0.725) とともに道路から離れるほどL_{Aeq}が低下する傾向があり、回帰直線の

傾きから減衰量は倍距離3~4 dB(A)と推定された。

次に、測定点からの道路見通し角とL_{Aeq}の関係を時間区分毎に検討した結果を図2及び表4に示す。道路の見通し角は住宅等建物が密集している場合は、道路沿い以外は開放状況に無く道路から離れるほど見通し角が小さくなる。しかし、建物がまばらな場合は、道路から離れても見通し角が大きく開放状態となる。相関係数を見ると昼間 (0.856)、夜間 (0.771) と距離減衰よりも大きく、見通し角が大きくなるほどL_{Aeq}が上昇し、回帰直線の傾きから見通し角が10°増加するとL_{Aeq}が1 dB(A)程度上昇することが判明した。

表 3 L_{Aeq}の距離減衰

時間区分	相関係数	回帰式	データ数
昼間	0.793	Y=70.9-11.68log ₁₀ X	27
夜間	0.725	Y=68.1-12.50log ₁₀ X	27

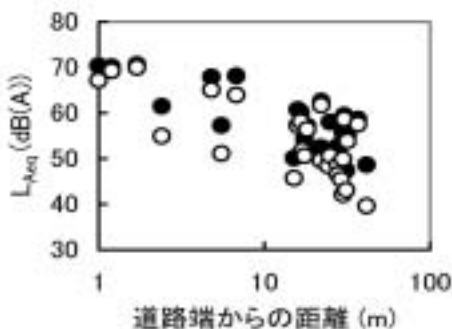


図 1 L_{Aeq}の距離減衰

表 4 見通し角とL_{Aeq}の関係

時間区分	相関係数	回帰式	データ数
昼間	0.856	Y=52.2+0.09X	27
夜間	0.771	Y=48.2+0.10X	27

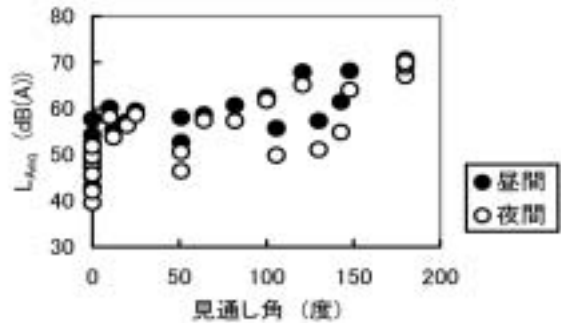


図 2 見通し角とL_{Aeq}の関係

表5 平面道路・低層住宅における距離減衰量

地表面の種類	車線数	基準点（仮：道路中心から10m）からの距離（m）（ ）内は道路中心からの距離													
		-5 (5)	0 (10)	5 (15)	10 (20)	15 (25)	20 (30)	25 (35)	30 (40)	35 (45)	40 (50)	45 (55)	50 (60)	55 (65)	60 (70)
アスファルト	2	-3.0	0.0	1.8	3.2	4.2	5.1	5.8	6.4	7.0	7.5	8.0	8.5	8.9	9.2
	4	-	0.0	2.2	3.6	4.7	5.6	6.4	7.1	7.6	8.2	8.7	9.1	9.5	9.9
その他	2	-3.3	0.0	2.4	4.0	6.7	8.3	9.7	10.8	11.8	12.7	13.5	14.2	14.9	15.6
	4	-	0.0	2.4	4.4	6.3	8.3	9.9	11.2	12.4	13.4	14.2	15.0	15.7	16.4

4 評価マニュアルによる予測式

評価マニュアルでは、対象道路の沿道から50mの範囲に立地する建物の騒音レベルを、次式により求めることとなっている。

$$L_{road} = L_{obs} - \Delta L_r - \Delta L_{build}$$

ここで、

L_{road} : 対象道路からの騒音レベル (dB)

L_{obs} : 基準点（道路端）での騒音レベル (dB)

ΔL_r : 距離減衰量 (dB)

ΔL_{build} : 建物群による減衰量 (dB)

4.1 距離減衰量

距離減衰量 ΔL_r は、道路構造、道路中心からの基準点（測定点）までの距離、及び基準点からの距離帯毎の騒音推計代表地点までの距離により変化する。表5に平面構造の道路・低層住宅における距離減衰量計算結果を示す。

4.2 建物群による減衰補正

建物（群）による減衰量 ΔL_{build} は、実測値により把握する場合以外は、沿道建物の立地状況に応じて、道路の見通し角（ θ ）、近接建物列の間隙率（A）、建物群立地密度（B）等のパラメータを用いて推定する。近接建物列の間隙率（A）は便宜的に建物群立地密度（B）を用いた下式により求める。

$$A = 1 - \sqrt{B}$$

これらのパラメータを用いた建物あるいは建物群による減衰量の推計方法は、建物の立地状況に応じて大きく次の2つの方法に分類される。

4.2.1 沿道建物の立地密度が疎の場合

$$\Delta L_{build} = -10 \log_{10} \left(\frac{\theta}{\theta_0} \right)$$

ここで、

θ : 道路の見通し角 (°)

θ_0 : 180°

4.2.2 沿道建物の立地密度が密の場合

① 近接建物列の間隙を通して道路が見通せる場合

$$\Delta L_{build} = -10 \log_{10} (A)$$

ここで、

A : 簡便化した近接建物列の間隙率 $A = 1 - \sqrt{B}$

B : 建物のある街区全体の建物群立地密度

② 「近接建物列」が形成され、さらに近接建物列の間

隙を通して道路が見通せない場合

$$\Delta L_{build} = -10 \log_{10} A + 0.775 \{B / (1 - B)\}^{0.630} \times (d - w)^{0.859}$$

ここで、

A : 簡便化した近接建物列の間隙率 $A = 1 - \sqrt{B}$

B : 建物のある街区全体の建物群立地密度

d : 近接建物列道路側壁面位置から評価地点までの距離 [m]（壁面位置が道路端の場合は道路端から評価区間の代表地点までの距離）

w : 近接建物列の平均奥行（ここでは15mとする）

5 予測式による検討結果

5.1 評価システムによる予測

本県内で道路に面する地域の評価対象となっている307区間（仙台市を除く）を36類型に分類しており、同一類型内の評価区間における沿道騒音レベルは同一であると見なし、類型を代表する地点を基準点として設定している。当該システムは、評価マニュアルに基づき類型毎の基準点のレベルを使用して、評価区間内における距離帯ごとに各住宅の騒音レベルを算出している。

初めに、基準点の騒音レベルは平成15年度自動車交通騒音実態調査結果を使用して、評価区間内の住宅において測定した等価騒音レベル (L_{Aeq}) と予測した等価騒音レベル (L_{Aeq}) を時間区分毎に比較した結果を表6及び図3に示す。実測値と予測値の L_{Aeq} レベル差の平均値は昼間、夜間とも予測値の方が1.8dB高く、標準偏差は約6 dBとバラツキが大きかった。また、相関係数は昼間0.577、夜間0.659であった。

相関があまり良くない理由としては、地表面の種類や建物等が現況と異なるためと思われたことから、以後現況を考慮した予測値の検討を行った。

表6 評価システムによる実測値と予測値の L_{Aeq} レベル差の比較

項目	時間区分	
	昼間	夜間
平均値	-1.8dB	-1.8dB
標準偏差	5.92dB	6.28dB
相関係数	0.577	0.659
データ数	27	

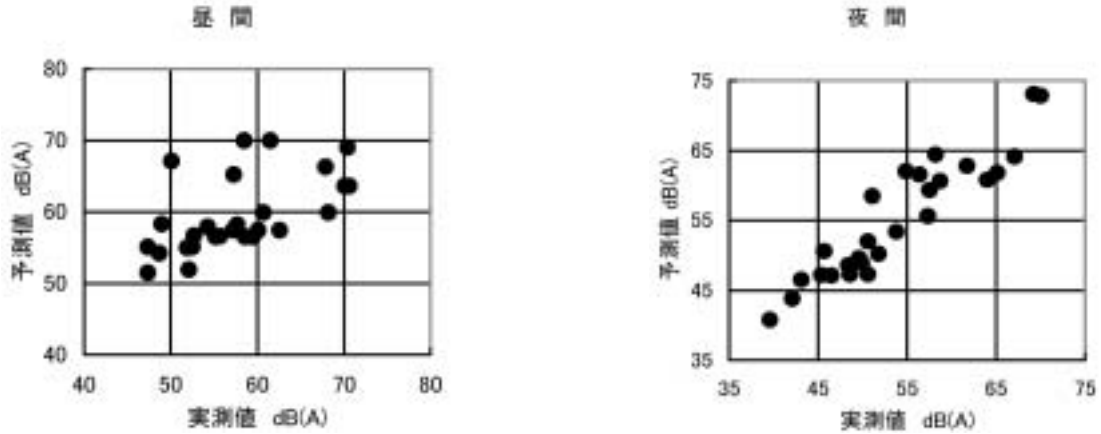


図3 評価システムによる実測値と予測値の関係

5.2 現況を考慮した予測

現在の状況は、かならずしもシステム構築時と同じではなく、住宅が存在しない場合等現況が異なっていることから、見通し角、立地密度等を現況に合わせ、かつ地表面をアスファルトと「その他」の2種類として、種々の組み合わせにより測定地点における時間区分毎の L_{Aeq} を予測し、実測値と比較した結果を表7に示す。

ケース1：評価システムで予測した条件の内、地表面の状況をアスファルト等と「その他」に2区分し、予測は測定点までの実際の距離とした。

ケース2：ケース1に加え、建物等による減衰量を減衰式により計算し予測した。

ケース3：ケース2に加え、更に測定点からの見通し角、及び対象街区の立地密度について現況を考慮して予測した。

ケース4：ケース3の条件の内、道路端での騒音レベルに実測値を用いて予測した。

ケース5：ケース3の測定点における予測値を距離帯毎に予測した。

全体的に見ると、地表面は「その他」の方がアスファルト等の場合より実測値と予測値のレベル差、標準偏差とも小さく、相関係数が大きいことから実測値を良く反

映しているため、以後、地表面を「その他」として考察する。

今回、検討した5ケースについて、実測値と推定値のレベル差の平均値が最も小さかったのは、ケース4の昼間、夜間とも0.4dB(A)であり、次いでケース5の昼間1.1dB(A)、夜間1.0dB(A)、ケース3の昼間、夜間とも1.3dB(A)の順で、いずれも予測値の方に偏った結果となっており、住民にとって安全側に予測していることが推察される。

次に、実測値と予測値のレベル差の標準偏差を見ると、ケース3が最も小さく昼間3.00dB(A)、夜間3.13dB(A)、次いでケース5の昼間3.15dB(A)、夜間3.28dB(A)、ケース2の昼間3.53dB(A)、夜間3.69dB(A)の順であった。

最後に、実測値と予測値の相関係数を見ると、ケース3が最も大きく昼間0.916、夜間0.932、次いでケース5の昼間0.905、夜間0.926、ケース2の昼間0.871、夜間0.899の順であった。図4に最も相関係数が大きいケース3の実測値と予測値の関係を示す。

これらの結果を総合するとケース3及びケース5が地点の騒音レベルを適切に予測していることがうかがえる。ここで、両方のケースについて予測式のパラメータを比

表7 現状を考慮した予測値と実測値のレベル差の比較

時間区分	分類	地表面の状況						データ数	道路端の騒音レベル	住宅等の立地状況等			備考
		アスファルト等			その他					見通し角	立地密度	減衰量	
		平均値	標準偏差	相関係数	平均値	標準偏差	相関係数						
昼間	ケース1	-6.4	4.81	0.738	-2.6	4.12	0.826	27	基準点	システム値	システム値	システム値	距離毎に予測
	ケース2	-3.8	4.34	0.797	-1.6	3.53	0.871	27	基準点	システム値	システム値	計算値	距離毎に予測
	ケース3	-3.4	3.40	0.881	-1.3	3.00	0.916	27	基準点	現況	現況	計算値	距離毎に予測
	ケース4	-1.8	3.73	0.757	-0.4	3.58	0.618	21	実測値	現況	現況	計算値	距離毎に予測
	ケース5	-3.3	3.44	0.880	-1.1	3.15	0.905	27	基準点	現況	現況	計算値	距離帯代表点で予測
夜間	ケース1	-6.7	5.08	0.795	-2.7	4.40	0.858	27	基準点	システム値	システム値	システム値	距離毎に予測
	ケース2	-4.0	4.57	0.839	-1.6	3.69	0.899	27	基準点	システム値	システム値	計算値	距離毎に予測
	ケース3	-3.6	3.55	0.907	-1.3	3.13	0.932	21	基準点	現況	現況	計算値	距離毎に予測
	ケース4	-1.8	4.22	0.844	-0.4	5.13	0.744	21	実測値	現況	現況	計算値	距離毎に予測
	ケース5	-3.5	3.48	0.910	-1.0	3.28	0.926	27	基準点	現況	現況	計算値	距離帯代表点で予測

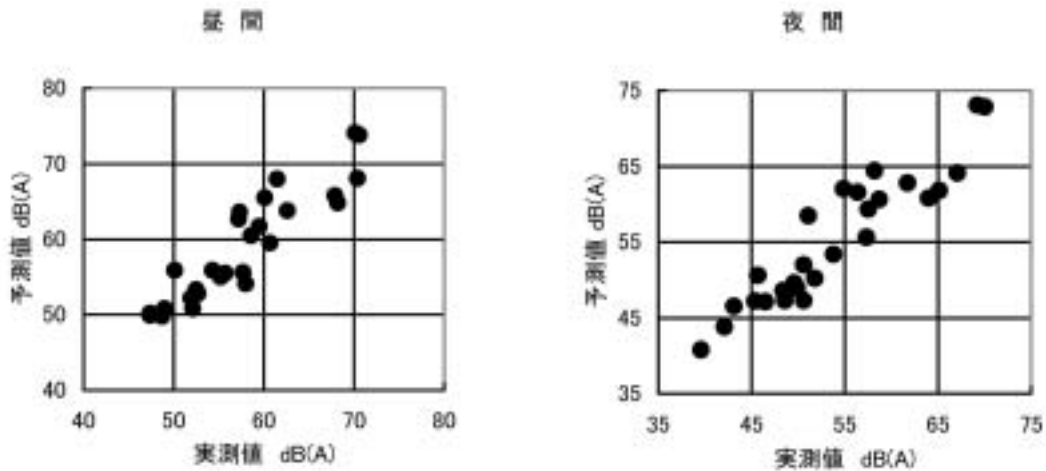


図4 その他の地面を使用した実測値と予測値の関係（ケース3）

較すると、いずれも、測定点から道路までの見通し角、街区の立地密度、建物による減衰量を求める式をチャートにより決定して計算したものであり、道路端での騒音レベルを基準点のものを使用しているが、距離減衰の求め方に違いがある。ケース3は各測定点から道路端までの実距離から減衰量を予測しているのに対し、ケース5は道路端から測定地点の含まれる距離帯（10m間隔）の中央での距離減衰量を同一距離帯における測定点での減衰量としている。

なお、道路端での騒音レベルを対象街区における沿道の住宅で実測したデータを使用したケース4の場合に、測定点の予測値が測定値を良く再現出来なかったのは、沿道に最も近い測定点が遮蔽物等の影響により、必ずしも、その街区の沿道騒音を代表するものではなかったためと思われる。反対に、基準点のデータを使用した場合に測定値をよく再現できたのは、基準点における沿道の騒音レベルは官民境界において測定者が通日監視しながら調査しており、沿道の自動車交通騒音を的確に計測しているためと思われる。

6 ま と め

本県において構築した評価管理システムの予測精度について、交通量の異なる4評価区間を設定し、さらに評価区間内を建物の立地状況に応じて街区を設定しているため、立地密度の異なる各評価区間から1街区を選定し、対象街区内の住宅における実測値と予測値を用いて検討した。

その結果、実測値を反映する予測式のパラメータは、地表面を「その他」とし、道路の見通し角及び街区の立地密度は現地の状態を反映させ、道路端の騒音レベルは障害物の影響が少ない基準点のデータを使用することで、実測値と推定値の相関係数が0.9以上と実態を反映した結果が得られることが判明した。

今回は全データ数が27件と少ないため、今後さらにデータを蓄積し詳細な検討を加える予定である。

参 考 文 献

環境庁、騒音に係る環境基準の評価マニュアル（平成12年4月）

堆肥舎臭気の湿式オゾン脱臭実態調査

Investigation on Deodorization of Compost depot using Ozone saturated with moisture

小野 研一 新垣 康秀*¹ 鈴木 康民

Kenichi ONO, Yasuhide ARAKAKI*¹ Yasutami SUZUKI

豚糞の堆肥化施設においてオゾン湿式脱臭装置を用いた脱臭の効果の調査を行った。

オゾン処理後の臭気指数（五点比較式臭袋法）は、処理前に比べて平均8低下しており、臭気指数の平均除去率は24%であった。脱臭効果は確認されたが、今後、さらに脱臭効果を高めるために、装置の改良が必要であると考えられた。

キーワード：臭気；堆肥舎；オゾン；脱臭

Keywords : Odor ; Compost depot ; Ozone ; Deodorization

1 はじめに

家畜排泄物は堆肥化することにより処理されているが、堆肥化処理の工程で発生する臭気により、悪臭公害が生じる。また、堆肥化施設で生産された堆肥の販売はすべて順調ではないといわれている。この状況下では堆肥化施設及び脱臭装置等にかかるコストは低いことが望ましい。また、悪臭公害については発生する臭気に対する効果的な脱臭施設が求められるが、コストの問題により高価な装置の設置と運用が困難となっている。

今回、脱臭装置の設置費や運転費が比較的安く、脱臭効果があると考えられている湿式オゾン脱臭装置を設置する施設についてその実態を調査したので報告する。

2 方法

2.1 調査期間

平成15年4月～平成16年11月

2.2 調査対象施設

強制発酵施設から発生する臭気を吸引して、オゾン湿式脱臭装置で脱臭しているA施設について調査を行った。表1に強制発酵施設等の概要、図1に強制発酵施設の見取図、図2にオゾン湿式脱臭装置の模式図を示す。発酵槽は開放・回行型であり、攪拌装置には攪拌機（ロータリー式）と豚糞貯留タンクが設置されている。豚糞を発酵槽に散布しながら堆肥を1日2～3回攪拌しており、1回の攪拌時間は約3時間である。

オゾン湿式脱臭装置は攪拌機が堆肥を攪拌する15分前から運転を開始し、循環水中のオゾン濃度を安定状態にしておく。攪拌機が稼動すると自動的に発酵施設側面の

* 1 現 産業技術総合センター

巻き上げカーテンが降下して密閉状態になり、発酵施設から発生する臭気は、除塵フィルターを通して脱臭装置に吸引され脱臭される。

2.3 測定方法

発酵槽の攪拌機を稼動した状態で、脱臭装置のスクラバー（脱臭洗浄塔）4基のうち1基に対し、オゾン注入量及び処理ガス流量を変化させ、オゾン処理前及び処理後の臭気ガスを臭袋に採取して、臭気指数は五点比較式臭袋法（宮城県公害防止条例：5-2法）、また、アンモニア、トリメチルアミン、硫化水素、メチルメルカプタン、二硫化メチル、硫化メチル、ノルマル酪酸、イソ吉草酸、ノルマル吉草酸、及びプロピオン酸は悪臭防止法に定める方法に準じて測定した。また、脱臭装置循環水のオゾン濃度及びpHについては、溶存オゾン計（笠原理化工業㈱製）及びpHメータ（東亜電波工業㈱製）、オ

表 1 強制発酵施設等概要

	項 目	概 要
発 酵 施 設	発酵施設面積	966m ² （縦92m×横10.5m）
	発酵槽面積	818m ²
	処理方法	開放・回行型
	処理量	6 m ³ /日
	攪拌方式	ロータリー式
	攪拌時間・回数 発酵日数	約3時間/回、2～3回/日 1次・2次発酵 約40日
脱 臭 装 置	オゾン発生器	オゾン10g/時間、4台
	ミキシングユニット	4基
	スクラバー（脱臭洗浄塔）	4基
	循環ポンプ	0.2m ³ /分、2台
	スクラバープロワ	40m ³ /分、2台

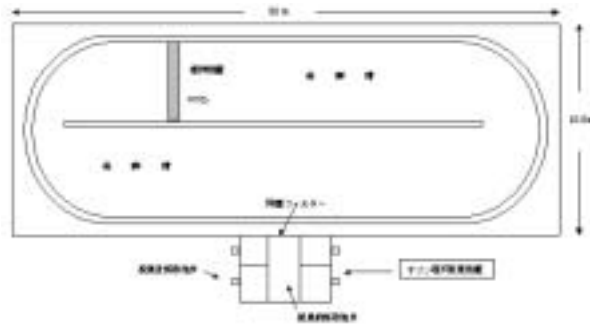


図1 強制発酵施設平面図

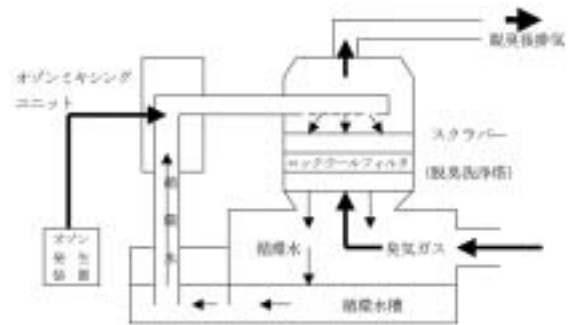


図2 湿式オゾン脱臭装置

ゾン処理後の臭気ガス中のオゾン濃度については検知管（楸ガステック製）で測定した。

3 結果及び考察

3.1 測定結果

測定に当たって脱臭装置の能力を最大限に引き出すため、装置の最適脱臭条件を検討した。

表2に示すように、スクラパー（脱臭洗浄塔）1基に対し、処理ガス流量は1分間に約5～16m³、オゾン注入量は、時間当たり10g、20g、30gに変化させたところ、10gでは脱臭効果は殆ど認められなかった。20g、30gでは脱臭効果が認められたが、20gが30gより脱臭効果は高かった。この結果は、使用しているオゾンミキシングユニットの能力が時間当たり30gのオゾンを経環水に混合できなかったことによるものと思われる。

以上の結果から、表3に示すように、オゾン注入量は時間当たり20gに固定し、処理ガス流量は定常運転である1分間に約10m³（スクラパー内での臭気ガスとの接触時間約1秒）から約4m³（同じく接触時間約3秒）まで減少させたが、脱臭効果は流量に関係なくほぼ同じであった。一方、循環水のオゾン濃度は、設計値（2mg/L前後）より一部を除いて低い値であった。また、循環水のpHは弱アルカリ性であり、設計値（弱酸性）より高い値であった。なお、オゾン処理後の臭気ガスから若干のオゾン（平均0.25ppm）が検出された。

9月から11月にかけて脱臭装置のスクラパー1基に対し、時間当たり20gオゾン注入して5回測定した結果の総括表を表5に示す。

アンモニアがオゾン処理前で平均73ppm、処理後で

42ppm検出され、特定悪臭10物質の中では一番高い値になっていた。

臭気の平均寄与割合（閾希釈倍数の平均値の総和を各物質の閾希釈倍数の平均値で割った割合）は、トリメチルアミンがオゾン処理前、処理後とも一番高い割合を占めており、アンモニア、メチルメルカプタン及びトリメチルアミン3物質でオゾン処理前87%、処理後84%の寄与割合を占めていた。

オゾン処理後の臭気指数（五点比較式臭袋法）は、処理前に比べて平均8低下しており、臭気指数の平均除去率は24%であった。また、寄与割合の高い特定悪臭3物質では、アンモニア42%、メチルメルカプタン73%、トリメチルアミン61%であり、メチルメルカプタンの除去率が1番高い結果となった。

当該脱臭装置には左右に2基づつスクラパーが設置されている。左右どちらかにオゾンを時間当たり20gづつ注入し、処理ガス流量は1分間に10m³以下（全流量20m³以下）で運転することによって、最大の脱臭効果（臭気指数平均8低下）が得られると考えられた。しかし、夏季にはオゾン処理前の臭気が高濃度（臭気指数40以上）になることもあるので、さらに脱臭効果を高めるためには、スクラパー内で臭気ガスとオゾンとの接触時間を長くすることや循環水に溶け込むオゾンの濃度を高めるなどの装置の改良が必要であると考えられた。

強制発酵施設から発生する臭気の寄与割合から、アンモニア、メチルメルカプタン及びトリメチルアミンを除去することが臭気の低減のために必要であることが判った。

表3 処理ガス流量と臭気指数の差等との関係
(オゾン注入量20g/h)

表2 オゾン注入量と臭気指数の差との関係

オゾン注入量 (g/h)	処理ガス流量 (m ³ /min)	臭気指数差 (5-2法) ¹⁾
10	15.8	0
10	4.9	2
20	10.4	7
20	7.9	8
30	10.9	3
30	10.2	4

処理ガス流量 (m ³ /min)	接触時間 (s)	臭気指数差 ¹⁾ (5-2法)	循環オゾン濃度 ()	循環水 PH	処理ガスオゾン濃度 ()
10.4	1.2	7	1.01	8.20	0.35
7.9	1.5	8	0.64	8.26	- ²⁾
7.5	1.6	7	0.84	8.14	0.30
4.0	3.0	8	0.57	8.23	- ²⁾
3.8	3.1	11	1.88	8.13	0.10

¹⁾ オゾン処理前と処理後の臭気指数（五点比較式臭袋法）の差

¹⁾ オゾン処理前と処理後の臭気指数の差、²⁾ オゾン配管からの漏れにより測定不能

表4 臭気等測定結果総括表

項目	採取地点	オゾン湿式脱臭装置（処理前）		オゾン湿式脱臭装置（処理後）	
		(n=5)	閾希釈倍数 ¹⁾	(n=5)	閾希釈倍数 ¹⁾
排ガス温度	(°C)	—	—	19~28(23)	—
排ガス量	(m ³ /min)	—	—	3.8~10.4(6.7)	—
臭気指数（五点比較式臭袋法）		29~43(34)	—	21~32(26)	—
アンモニア	(ppm)	35~100(73)	350~1000(730)	6.6~75(42)	66~750(420)
硫化水素	(ppb)	<1~129(34)	<2~258(69)	<1	<2
メチルメルカプタン	(ppb)	128~808(274)	1280~8080(2740)	<1~162(75)	<10~1620(750)
硫化メチル	(ppb)	<1~140(50)	<10~1400(500)	<1~75(30)	<10~750(300)
二硫化メチル	(ppb)	74~237(143)	247~790(477)	<1~258(103)	<3~860(343)
トリメチルアミン	(ppb)	148~658(402)	1480~6580(4020)	26~298(157)	260~2980(1570)
プロピオン酸	(ppb)	<0.5~5.5(1.5)	<1~3(<1)	<0.5~2.6(0.6)	<1
ノルマル酪酸	(ppb)	<0.5~8.3(2.6)	<7~119(37)	<0.5~1.1(<0.5)	<7~17(<7)
ノルマル吉草酸	(ppb)	<0.5~0.6(<0.5)	<5~6(<5)	<0.5	<5
イソ吉草酸	(ppb)	<0.5~24(0.8)	<10~48(15)	<0.5	<10
オゾン	(ppm)	—	—	0.10~0.35(0.25)	—

注) 項目欄は最少~最大（平均）を示す

¹⁾ 検出濃度/閾値濃度（臭気強度1に相当）

4 ま と め

豚糞の強制発酵施設でオゾン湿式脱臭装置を用いて脱臭している施設について脱臭効果の調査を行った。

強制発酵施設から発生する臭気の寄与割合から、アンモニア、メチルメルカプタン及びトリメチルアミンを除去することが臭気の低減のために必要であることが判った。

オゾン処理後の臭気指数は、処理前に比べて平均8低下しており、臭気指数の平均除率は24%であった。脱臭効果は確認されたがさらに脱臭効果を高めるには、今後、装置の改良が必要であると考えられた。