植物群落の大気浄化効果に関する研究(第8報)

-緑地帯による沿道大気汚染対策-

小川 和雄 松本 利恵 高野 利一

要 旨

沿道緑地帯による大気汚染低減効果を明らかにするため1984年以降,緑地帯内外で自動測定機による NO_2 濃度等の長期連続測定及び簡易法による NO_2 濃度分布調査等を行ってきた。その結果,連続して密植された沿道緑地帯は,その構造に起因する遮閉効果と群落内外の拡散・反応速度のちがいにより,植物のもつ吸収能力以上に NO_2 濃度等を低減させることが分かった。また,その効果は局地的であるとはいえ,現実的な交通量の削減や走行改善及び排出ガス規制の強化等と比べてもかなり大きいことが推察された。

1 はじめに

自動車交通に伴う窒素酸化物による大気汚染は数次にわたる自動車排出ガス規制の実施にも係わらず、高濃度横ばいからここ数年間は上昇傾向さえ示すようになった。筆者らはこのような窒素酸化物汚染対策として、植物群落の果たす役割を明らかにするため、その大気汚染低減効果、特に沿道緑地帯による局地的な大気汚染低減効果について、1984年からNO×を中心に野外での長期間の実測調査を行ってきた。その結果、NO2やDUST等が緑地帯によって低減することを確認し1)~3)、その大きさは植物群落による吸収量を大きく上回るものであることを明らかにした4)~9)。

そこで本報では、これまでの調査結果の総括として、植物群落の構造とNO2低減効果の関係を検討するとともに、緑地帯でなく孤立した単木の場合及び単なる構造物である防音壁の場合についての調査結果を加え¹⁰⁾、沿道緑地による大気汚染低減効果について考察した。そしてこの緑地帯による大気汚染低減効果が、他の一般的な大気汚染対策と比べてどう評価できるのかについても考察した。

2 方 法

2・1 緑地帯の構造とNO₂ 濃度低減効果の比較検討

これまで自動測定機によって長期間実測してきた, (1)衛生短大東の小群落¹⁾ (0.3ha, 以下短大東群落という)と平林寺隣接の雑木林²⁾³⁾ (4.7ha, 以下平林寺隣接群落という), (2)上尾運動公園沿道緑地帯⁴⁾⁷⁾と与野公園沿道緑地帯⁵⁾⁶⁾, (3)密植桑園と夏切桑園⁸⁾の大気汚染低減効果の特徴をそれぞれ比較検討した。また,群落による水平方向の拡散速度の変化を明らかにするため, 与野公園内外で多点風速計による風速分布調査を実施した。

2・2 クスノキ樹冠内外のNO2濃度調査

孤立した樹木の NO_2 濃度低減効果を明らかにするため,7月から9月にかけての2ヵ月間,公書センター内にある樹高7 mの0スノキ樹冠内外(h=3 m)に採気口を設け,タイマーを装着した電磁弁を経由してそれぞれ1台のケミルミ NO_{\times} 計及び紫外線吸収式 O_{3} 計に15分間隔で内外の空気を導き,各2 サンブルの測定値を平均して1時間値を算出した。また,前報101の防音壁周辺の調査結果を加えて,その結果について併せて考察した。

2・3 全国自排局測定結果等のアンケート調査

沿道大気汚染の実態を把握するため、1988年度の全国の自動車排出ガス測定局常時監視結果及び設置条件についてアンケート調査を行い、交通量とNO2濃度の

関係等について集計を行った。また,これらの結果を もとに沿道大気汚染対策としての緑地帯の有効性につ いて評価を行った。

3 結果と考察

3・1 群落構造の違いとNO₂ 低減効果

はじめに、緑地帯による大気汚染低減効果の有無及び程度を明らかにするため、比較的単純な系と考えられる大小 2 つの都市域植物群落を対象に群落内外の NO_2 濃度等を測定し、群落内部の NO_2 濃度が低くなっていることを確認した $^{1)\sim 3}$ 。続いて発生源に隣接して複雑な濃度変動を示す沿道緑地帯について同様の調査を行い、 NO_2 濃度等の低減を確認し、そのメカニズムを推察した $^{4)\sim 9}$ 。これまで自動測定機で長期間行ってきた調査結果のうち、 NO_2 ,NO低減率については表 1 に示すとおりである。

3・1・1 短大東群落と平林寺隣接群落

調査期間中のNO₂ 低減率は短大東群落が22.2%¹)なのに対し、平林寺隣接群落は15.2%²)であった。0.3haの短大東群落のNO₂ 低減率が4.7haの平林寺隣接群落の低減率を若干上回ったことは、気象条件等が異なるので厳密な意味での比較は困難であるがこの結果は検討に値する。

低减率に影響を与える要因としては樹種,群落規模,群落構造,調査時期,周辺の大気汚染状況等が考えられるが,平林寺隣接群落は規模が大きく,周辺NO2濃度も高いのでNO2の低減には有利である²⁾。樹種も落葉高木を中心とした雑木林で,短大東群落の枯れ上がりの著しい竹藪よりは活性が高いにもかかわらず,短大東群落のNO2低減率を下回ったことは,その原因を群落構造に求めざるを得ない。即ち短大東群落の境

界面はつる植物等のマント群落で高密度に被われているのに対し、平林寺隣接群落は下草刈り等の管理が行われた空気の流通のよい群落であるため、前者の遮閉効果がきわめて大きかったためと考えられる。

3・1・2 上尾運動公園と与野公園の沿道緑地帯

沿道では NO_2 濃度が距離減衰をしたり,風向による 濃度変動が大きいため広範囲に実態を把握する必要があ り,はじめに簡易法による NO_2 濃度分布調査を実施した。 調査地点の上尾運動公園の緑地帯はSSEからNNW 方向に走る道路の両側にあり,歩道を隔てて幅14m,長さ200m にわたって常緑高木(高さ $10\sim12m$)が植 栽されている。東側緑地帯の道路側は高さ5mのサン ゴジュが生け垣状に1列密植されて緑の壁を形成して おり,西側の緑地帯は数カ所が通路として分断され, 道路側は高さ2.5mまで枝落しされている。

四季別に各3回づつ12回実施した緑地帯周辺のNO2 濃度分布の調査結果 (図1) によれば,連続した高密 度の緑地帯のある東側では大きなNO2 濃度の低減がみ られたのに対し, 緑地帯が数カ所分断された西側では ほとんどNO2 濃度の低減はみられず、ここにも緑地 帯による遮開効果の影響が明確に示された7)。また、 この東側の,道路端から15.5 m地点の緑地内部及び外 部の対照地点で6月から12月にかけて自動測定機によ る1時間値の連続測定を実施したが、緑地内のNO。濃 度の平均低減率は14.1% (表1) であった⁴⁾。一方, 翌年調査した与野公園の沿道緑地帯は道路の片側だけ にあり、幅14.6m,長さ150mにわたって落葉高木が 植栽されているが、道路側にあるキョウチクトウ(高 さ3 m) とその上部のケヤキ等の樹冠の間に比較的空 間が多い普通の緑地帯である。ここでも道路端から 15.5mの所で緑地帯内外のNO2等濃度を6月から12月 まで連続測定した結果, NO2の低減率は平均7.0% (表

表1 自動測定機による調査地点及び調査結果一覧

年	調査期間 調査地点		低減率 最小		NO低減率(%) 最大 最小 平均		調査地点の規模、主な樹種、交通量		
1984	7~8月 衛生短大東側屋敷林			22.2		-9.5	0.3ha クヌギ, シラカシ, 竹薮		
1985	6~12月 平林寺隣接雑木林	21.3	10 1	15.2	11.6 -13.1	7.6	4.7ha クヌギ, コナラ, エゴノキ		
1986	6~12月 上尾運動公園緑地帯	16.7	10.7	14.1	24.3 -22.8	10.3	14×200m 4.3万台/日 サンコジュ,シイ		
1987	6~12月 与野公園緑地帯	12.2	2.4	7 0	10.6 -14.0	2.2	13.6×150m 8万台/日 サクラ,ケヤキ,イチョウ		
1988	6~10月 熊谷蚕業試験場桑園	_	-	22.0		-4.1	3ha クワ(密植桑園)		
1989	6~10月 公害センター内	0.0	-06	0.0			クスノキ h=7m		

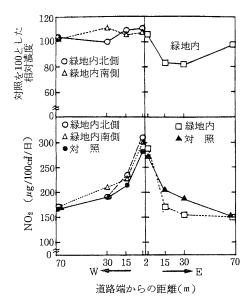


図 1 上尾沿道緑地帯周辺のNO₂ 濃度分布⁷⁾ (平均値, n=12)

1)であった $^{5)}$ 。表 2 に示すように両地点の前面道路 交通からの 1 の 2 要収 量はいずれも 1 光未満である。この地点の 1 の自動車排出ガス寄与分を仮に 2 分の 1 とすると,濃度としては植物の吸収量のさらに 2 分の 1 しか低下しないはずである。したがって植物による吸収だけでは両地点の 1 の 1 低減率及びその差を説明することはまったく不可能である。

図2は与野公園沿道緑地帯内外で風速の分布を測定したもので、道路端を100として表したものである。 対照地点では自動車の走行風が吹く道路端以外は一定の風速であるが、緑地帯と外部の境界部ではやや風速が弱まる傾向がある。また緑地帯の中では著しく風速が減衰したが、緑地帯側面の密度によって差がみられ、キョウチクトウ上部の空隙が大きいほど減衰が小さかった。このことからも緑地帯の構造によって遮閉効果が異なり、緑地帯内外の拡散速度が変化することが明らかである。

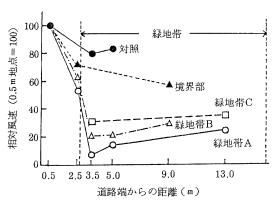


図 2 与野公園沿道緑地帯周辺の風速分布 緑地帯 A・B・C:緑地帯側面の空隙の大きさが A<B<C

3・1・3 密植桑園と夏切桑園

緑地帯内外のNO。濃度等の挙動や植物の吸収量を 上回るNO2低減率から,沿道緑地帯による大気汚染低 減効果は群落構造の影響が大きいと結論してきた。こ のことを実験的に確認するため, 栽植距離の異なる夏 切桑園,春切桑園 (2×0.6m) と密植桑園 (0.5×0.5 m) で 6 月から 9 月にかけて 6 回, NO₂ 濃度の垂直分 布と桑の層別刈り取り調査,及び風速分布調査を行っ た⁸⁾。本調査地点は特定の煙源のない低汚染地域であ り、植物による吸収を主要因と考えた場合,同一植物 であるから葉面積が等しければNO2吸収量は等しく, NO₂ 低減率も等しいものと考えられる。しかし、実 際には図3に示すように,発芽後間もない6月と,密 植桑園の純同化率の低下が著しい9月は別として8)密 植桑園のNO₂ 低減率が夏切桑園,春切桑園を大きく 上回った。このことから少なくとも同一葉面積指数の 桑園の, NO₂ 低減率の差の原因は群落構造にあり, 密植桑園が夏切桑園に較べて群落上部に葉量が多く, 群落内上部でのNO2 濃度の低減が大きいことに示さ れている (図4)。また、群落内のNO2 濃度分布に大 きな影響を及ぼすのは風の分布である。図5によれば, 同一葉面積でも栽植距離の小さい密植桑園のほうが夏

表 2 沿道緑地帯によるNO2の吸収量及び低減率

				緑地帯規模	NO×排出量	NO2吸収量	吸収割合	NO₂ 低减率
Ŀ.	尾 運	動公	- 園	200×14 m 両側	17.2kg/日	148 9 / 日	0.9%	14.1%
与	野	公	園	150×13.6m 片側	27.5kg $/eta$	140 9 /日	0.5%	7.0%

但しNO₂ 吸収量は夏季1日あたり、低減率は7ヵ月間の平均値で示した。

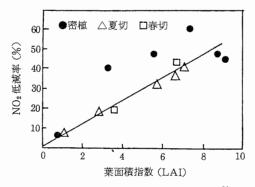
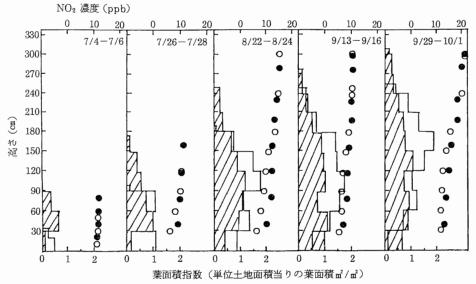


図3 桑園別葉面積指数とNO2低減率⁸⁾

切桑園より風速の弱まりかたが早く,群落内でのガスの強制混合が進みやすい夏切桑園のNO₂低減率は,その分小さくなり,NO₂濃度の垂直分布と整合性のある結果が得られている。

3 · 2 クスノキ樹冠内外のNO2, O3 濃度

1本の孤立したクスノキ樹冠内外の NO_2 , O_3 濃度をそれぞれ 1台のケミルミ NO_{\times} 計及び紫外線吸収式 O_3 計で測定した結果を表 3 に示す。調査は 7 月から 9 月にかけて行ったが,樹冠外の NO_2 濃度は月平均値で 16.4ppbから18.3ppb, O_3 濃度も16.9ppbから4.3ppb



NO₂ 濃度 O 密植桑園 ● 夏切桑園 葉面積指数 □ 密植桑園 ☑ 夏切桑園 図 4 密植,夏切桑園の層別葉面積指数とNO₂ 濃度分布

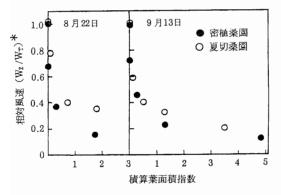


図 5 群落内相対風速と積算葉面積指数の関係⁸⁾ *群落上外部最高位の風速に対する各測定位置の 相対風速。W_Tは8/22が310cm, 9/13が350cm

表 3 クスノキ樹冠内外O₃, NO₂ 濃度測定結果 (単位: ppb)

		C)3		NO ₂				
	7月	8月	9月	平均	7月	8月	9月	平均	
樹木外	16.9	16.0	4.3	14.4	16.4	17.1	18.3	173	
樹木内								17.3	
濃度差								0	
調査日数	15	28	8	_	17	31	18		

但し「平均」は全時間値の平均

と低レベルで、内外の濃度差は各月ともほとんどみられなかった。即ち、群落を形成しない高さ7m程度の単木では大気汚染低減効果は認められず、樹木を比較的広い間隔で配列する街路樹では水平方向への遮閉効果が小さいことから、局地的な大気汚染低減効果はほとんど考えられないものと推察される。

3・3 防音壁周辺のNOx濃度分布

これまでの調査で、緑地帯による大気汚染低減効果は緑地帯の構造に起因する遮閉効果の影響が大きいことが明らかとなった。前報 10)でもガス吸収能力はまったくないが完全な遮閉構造を持つ、高さ3mの防音壁による NO_2 濃度分布の変化について報告し、2日間の平均値で防音壁後方の5m地点では NO_2 が14%, $NOが29\%低下し、70m地点でも<math>NO_2$ が3%、NOが8%低下し、主として遮閉効果による NO_2 濃度の改善効果をみとめた。

ここで道路からの汚染質の拡散をプルームモデルで 考えてみると、一般に測定点が道路に近い場合、発生 源は無限のラインソースを仮定できるので、道路から の風下距離 Xでの濃度は、煙源高さ (He) を 0 とする と次式で表せる。

 $C(X) = (2/\pi)^{1/2} \cdot [Q_e/(\sigma_z(X) \cdot u \cdot \cos r)]$

r:風向と道路の角度, u:風速, Qe:単位mあたりの排出強度, X:道路からの距離

即ち,高さ 3 mの防音壁の「遮閉効果」はブルーム式中の分母にある初期拡散幅 σ_{Z0} (拡散を開始する道路端の拡散幅)を,どんな気象条件でも最低 3 m以上に引き上げたことによる効果ということができる。

緑地帯もその側面の密度によって異なるが、汚染大気の一部を遮閉して緑地帯の高さまで初期拡散幅を高める効果をもち、側面から侵入した汚染大気は拡散、反応速度の影響を受け、緑地帯内部及び後背地のNO2濃度が低下することになる。

3・4 植物群落による大気汚染低減効果について

前述のとおり都市域の植物群落では、小規模ではあるがマント群落に被われた短大東群落の NO_2 低減率が、規模は大きいが通風のよい平林寺隣接の雑木林を上回った。沿道緑地帯では、密植されたサンゴジュに被われた常緑樹からなる上尾運動公園の東側の NO_2 低減率が比較的大きかったのに対し、ところどころ緑地帯が分断され、すそを切り上げられた西側ではほとんど低

減効果がみられなかった。また同規模でガス吸収能力の大きいケヤキなどの落葉樹に被われた与野公園のNO2 低減率は、上尾運動公園の緑地帯の低減率を大きく下回った。また上尾、与野の緑地帯によるNO2 の吸収量は、その前面の道路交通から発生するNO×量の1%未満であった。

さらに、前報 10)で示したように幅 10 mから 14 mの 沿道緑地帯の 10 0。濃度低減効果は、道路端から 150 0 m 10 200 m までの範囲でみとめられた。

これらのことから、植物群落による大気汚染低減効果は局地に限れば植物による吸収よりも、緑地帯の構造に起因する遮閉効果と群落内外の拡散速度及びO₃ 濃度分布の変化の影響が大きいことが明らかとなった⁸⁾¹¹⁾¹²⁾。このことは、桑畑での層別刈り取りとNO₂ 垂直分布調査による、同一葉面積に対するNO₂ 低減効果の違いや、沿道緑地帯周辺の風速分布の変動に明確に示され、さらに防音壁で遮閉効果によるNO₂ 低減効果がみられたこともこのことを支持するものであった。逆に単木の樹冠内外ではNO₂ 及びO₃ 濃度の低減効果がみられなかったこともこれらの結果を裏付けている。

4 沿道大気汚染対策としての緑地帯の評価

次に、このような緑地帯の大気汚染低減効果が、主要な沿道大気汚染対策と比べてどの程度の意味を持つのか評価した。

4・1 交通量削減の効果

沿道汚染の実態を把握するため、全国交通情勢調査の行われた1988年の全国自排局のNO₂ 濃度等測定結果及び設置条件についてアンケート調査を実施し、290局中277局分が回収された。表4は道路端からの距離と12時間交通量をランク分けしてクロス集計したもので、交通量が減少するほど、道路端からの距離が離れるほど、沿道のNO₂ 汚染は軽減できることが読み取れる。

ここでは単純化してこの表の12時間交通量をX (\times 1万台), NO_2 濃度をY (ppb) とすると,

Y=3.1X+23.5 (r=0.99) で表せる。

(ただし、サンプル数の少ない 6 万台以上は除く) 定数の23.5 は調査対象の自動車排出ガス測定局に近い一般環境局の平均値22.9 ppb とほぼ一致しており、平均的には交通量が 1 万台増えると NO_2 濃度が 3.1 ppb 高まることが示されている。

		10 吐 明 六 泽 見 ///									
			12 時 間 交 通 量 (台)								局数
		~1万	~2万	~3万	~4万	~5万	~6万	~8万	8万1~	平 均	/印 奴
	~ 0 m	30	33	30	24	51	37			35.0	12
	∼5 m	26	29	34	36	38	42	33	51	33.0	158
	~10 m	13	25	27	36	40	44		29	32.0	43
道路端か	\sim 20 m		29	26	29	31	29			28.0	26
らの距離	\sim 30 m		31		27		30			28.0	7
	\sim 50 m		23	40	32	35	32			32.0	8
	51 m \sim	17	22	28	34	40				27.0	13
	平 均	24.7	27.9	31.7	33.9	38.3	39.5	33.0	40.0	32.6	
	局 数	18	58	66	58	44	19	2	2		267

但し交差点の場合, 両道路の合計交通量

このことを調査地点であった上尾と与野公園にあてはめて考えてみると、上尾運動公園の場合、緑地帯によるNO2 低減率14.1%を交通量の削減で達成しようとするためには、12時間交通量3万台を1.5万台、即ち2分の1にしなければならないということになる。与野公園で緑地帯の低減率7%を達成するためには12時間交通量5.5万台を4.5万台に、即ち18%削減する必要があるということになり、どちらも近くに大規模なバイバスでもつくらない限り困難である。

4・2 排出ガス規制強化の効果

大気汚染対策の基本となるのはなんといっても排 出ガス規制であるが,過去の経緯をみるとかろうじ て現状維持に役立ってきたということを示しているに すぎない。未規制時に対し、昭和63年規制では、乗用 車で8%, ディーゼル車は直噴車で40%, 副室車で36 %まで排ガスが減少したことになっているが、NO2濃 度は横這いからここ数年は上昇傾向へと変化してきて いる13)。その原因としては第1に大幅な交通量の増加, 第2にディーゼル車の増加(特に副室式から直噴式へ の転換の進行),第3に規制モードと実走行モードの違 いを無視した規制効果の過大評価があげられる。そし てそれ以上に解決を困難にしているのは, 幹線道路の 沿道ではNO2の生成に関与するO3に対してすでにNO が過剰にある¹⁴⁾ということである。したがって NO× 排出量が減ってNO濃度が若干低下しても、沿道とい う狭い範囲では酸化速度の関係でNO2濃度はあまり低 下しないのが現状である。図6に示すようにNOx濃度 の高いところでは、平均的にみて、例えばNOx を200

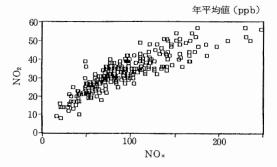


図6 全国自動車排出ガス測定局のNOx濃度とNO₂ 濃度の関係

ppbから150ppbに50ppbさげたとしても NO_2 は 5ppb 程度しかさがらない。

現状で最も厳しい平成元年や2年度の規制適合車が約60%を占めると考えられる1995年では,交通量を現状のままと仮定してもNOx排出量は全体では今より数%しか低下せず,加えて埼玉県では今後5年間に17%も走行台キロの増加が見込まれており¹⁵⁾,現状のままの排出ガス規制では大気が悪化する可能性はあっても改善することは考え難い状況になっている。

4・3 交通流改善の効果

自動車からのNO×排出量は走行状態によって変化し、ディーゼル車とガソリン車でその傾向が異なるため、その混入率によっても変わってくるが、総合的には極端な高速走行を除けば流れを速くすることによって、道路交通によるNO×排出量を減らすことができる。そこで、調査地点をモデルに走行速度をそれぞれ現状よりも10km/h速めた場合を計算してみると(表5)、

表 5 走行速度改善によるNOx 排出量低減効果

場所	車種	現	状の走行	速度	走行改善後(+10km/h)		
*700 171	平 1里	台 数	EF(9/km)	NO× (kg/km)	EF(g/km)	NO× (kg/km)	
	軽 乗 用 車	1,050	0.26	0.27	0.25	0.26	
	乗 用 車	16,750	0.38	6.37	0.39	6.53	
	バス	230	3.70	0.85	3.30	0.76	
	軽 貨 物	1,580	0.98	1.55	0.96	1.52	
上 尾	小 型 貨 物	6,720	1.04	6.99	0.94	6.32	
	貨 客 車	7,400	0.65	4.81	0.61	4.51	
	普 通 貨 物	7,390	6.05	44.71	5.41	39.98	
	特 殊 車	1,380	4.66	6.43	3.30	4.55	
	合 計	42,500		71.98		64.44(90%)	
	軽 乗 用 車	708	0.25	0.25	0.25	0.18	
	乗 用 車	34,496	0.44	15.18	0.39	13.45	
	バス	296	3.91	1.16	3.52	1.04	
	軽 貨 物	3,211	0.93	2.99	0.96	3.08	
与 野	小 型 貨 物	6,424	1.09	7.00	0.99	6.36	
	貨 客 車	11,008	0.67	7.38	0.62	6.82	
	普通貨物	21,857	6.40	139.88	5.72	125.02	
	特 殊 車	1,901	4.91	9.33	4.42	8.40	
	合 計	79,901	,	183.10		164.36(90%)	

備考・現状走行速度は上尾が35km/h, 与野が30km/h, 走行改善後は上尾が45km/h, 与野が40km/hである。 EF: 排出係数 (1 km走行あたりのNO×排出量)¹⁵⁾

いずれも大型の貨物車が多い道路なので、両道路とも NO×排出量が10%程度削減される。これは交通量が10%削減されたことに等しいが、その実現のためには 走行速度と密接な関係にある交通量を大幅に減らすことが必要となる。

以上3種類の沿道対策の効果と緑地帯の効果とを比べてみると、NO×の絶対量がそのまま減少するわけではないとはいえ、高濃度汚染の沿道の局地的対策としては、7%、あるいは14%の改善がみられた緑地帯の大気汚染低減効果はきわめて大きく、今後は重視して活用していく必要がある。

5 おわりに

以上のように、緑地帯や防音壁はその遮閉効果によって、道路近傍の大気汚染を局地的に低減させることが明らかとなったが、緑地帯設置にあたっては、植栽方法や樹種、周囲の環境等に充分配慮する必要がある。例えば、高濃度汚染となる冬期の効果を考えれば、落

葉して遮閉効果が失われてしまうことのない常緑樹を 主体にしたほうが良いし、都心部等では遮閉効果によって汚染質を拡散させようとしても、その後方にもっ と高い居住用建物等があれば、その人達にとっては汚染がすすむことになってしまう。また、緑地帯をつく る場合、局地的な大気汚染対策の面からは出来るだけ 密値にして、道路に沿って長く高いものが良い、とい うことになるが、周辺に人家がないような所では逆に 汚染大気が流入しやすい通風のよい緑地帯にして、汚 染質をできるだけ吸収させ、その絶対量を減少させる 必要がある。

いずれにしても、沿道の大気汚染対策は、これまでの、排出ガス規制のみといっても過言でないような対策の単純な繰り返しではなく、ディーゼル車の燃料転換を含む抜本的な規制を実施し、局地的な対策としては考えられる方策を総合的かつ迅速に実施することが求められている。もちろん新たに道路を建設する場合には、サービス道路を中心とした環境施設帯ではなく、充実した緑地帯の設置を中心に考える必要があろう。

文 献

- 1) 小川和雄・高野利一:植物群落の大気浄化効果に 関する研究(第1報),埼玉県公害センター年報, [12],45-51,1985.
- 2) 小川和雄・高野利一:植物群落の大気浄化効果に 関する研究(第2報),埼玉県公害センター年報, [13],56-62,1986.
- 3)小川和雄・高野利一:植物群落の大気汚染低減効果に関する研究,全国公害研会誌,11(3),33-38,1986.
- 4) 小川和雄・高野利一:植物群落の大気浄化効果に 関する研究(第3報)、埼玉県公害センター年報、 〔14〕、48-54、1987.
- 5) 小川和雄・高野利一・松本利恵:植物群落の大気 浄化効果に関する研究(第4報),埼玉県公害セン ター年報,〔15〕,63-71,1988.
- 6) 松本利恵・小川和雄・高野利一:植物群落の大気 浄化効果に関する研究(第5報), 埼玉県公害セン ター年報, [15], 72-79, 1988.
- 7) 小川和雄・高野利一:沿道緑地帯による窒素酸化物低減効果の変動要因,日本環境学会誌,**14**(3),3-11,1989.
- 8) 小川和雄・高野利一・松本利恵:植物群落の大気 浄化効果に関する研究(第6報), 埼玉県公害セン ター年報, [16], 78-85, 1989.
- 9) 小川和雄・松本利恵・高野利一:中規模沿道緑地帯の窒素酸化物低減効果,日本環境学会誌,**16**(1),2-10,1990.
- 10) 松本利恵・小川和雄・高野利一:埼玉県公害センター年報, [17], 1990. 投稿中
- 11) 荒木真之他:オゾン濃度減衰に及ぼす樹林の効果, 林業試験場研究報告**321**,54-87,1983.
- 12) 久野春子他: 都市内人工コナラ林の生長過程と環境への影響, 日本環境学会誌, **11**(2), 31-44, 1985.
- 13) 環境白書 (平成2年度版), 環境庁, 1990.
- 14) 秋本肇: 大気中における窒素酸化物の化学的挙動, 第26回大気汚染学会講演要旨集, 91-99, 1985.
- 15) 移動発生源排出係数と交通量伸び率設定調査報告 書, 埼玉県環境部, 1987.