研究論文

緑地帯の大気浄化機能に関する研究

—特に自動車走行に伴う粉塵の葉面吸着量について—

三 澤 彰*

Studies on Atmospheric Purification as a Function of
Buffer Planing Belts on Roadsides

—Experiments on Trapping Particulates by Foliage—

Akira MISAWA

摘要：自動車走行に伴う大気汚染のなかでも粒子状物質による汚染は最近問題になり始めたものである。本論文では沿道緩衝緑地帯の機能の1つとして群葉による粒子状物質の吸着量を定量化することを目的に野外実験を実施した。その結果、葉面による粉塵吸着量は、群葉近傍の粉塵濃度及び暴露期間にほぼ直線的に相関すること、樹葉形態に著しく関係することなどを明らかにできた。これを基に沿道緩衝緑地帯の粉塵吸着量の定式化を試みた。

1. はじめに

大気汚染防止法施行令第4条による自動車排出ガス物質には一酸化炭素(CO)、炭化水素(HC)、鉛化合物、チッソ酸化物(NO_x)粒子状物質が上げられているが、NO_xやHCが太陽光の紫外線による光化学反応によって生成される光化学スモッグ(オキシダント)も二次的な汚染質ではあるが、大きな問題となっているものである。また燃料の変化によって最近減少してはいるものの、硫酸化合物(SO_x)も排出されている。

これらの汚染質については大気汚染防止法第19条第1項により車種別に単位走行当りの排出許容限度量(排出規制)が規定されている。大気汚染が社会的に大きな問題となり、しかも自動車の寄与度が高いことから¹⁾、この排出規制の強化が図られており、ガス状汚染質についてはいずれも昭和48年規制の1/10以下におさえられようとしており(昭和51・52年規制)いわゆる発生源対策の効果が現われ始めている²⁾。なお、鉛化合物については東京、柳町交差点における鉛公害(昭和44)を始め各地での問題発生を契機に現在は燃料中の鉛含有量が大幅に規制されている。一方、粒子状物質(微粒子)については、現在ディーゼル黒煙についてのみ規定されているが、最近、この排出ガス中の微粒子(Particulate)が呼吸器系の病気や発ガン性を有すること、さらにその排出量が多いディーゼル車の普及が燃費などの影響から飛躍的に増加していることから、米国環境保護局(E. P. A)では1982年型車から、その規制をしようとしている(朝

日新聞・昭和55年2月22日夕刊)。これによれば1982年型車から乗用車、小型トラックともに走行距離1.6km当り0.6g以下、1985年型車が乗用車0.2g以下、小型トラック0.26g以下となっている。この微粒子は、粒径が5μm以下(特に1μm以下)のものが多く、環境基準に定められている浮遊粒子状物質の粒径10μm以下と比較してかなり微小なものである。

これらの自動車走行に伴う環境圧(Environmental Impact)に対して、「環境施設帯制度」、「沿道環境整備制度」など一連の法制度が施行され現在実施されつつあるが、緑地帯はそれらの対策の中でも主要な施設として位置付けられている。しかし、その効果についてはいまだ未解決の点が多く、その計画・設計にあたって現実にはかなりの混乱がある。本研究は以上の背景を踏まえ、自動車走行に伴う沿道空間への環境圧のうち、特に微粒子に焦点を絞り、緑地帯の有する吸着効果の定量化を試みたものである。

2. 樹林の大気浄化効果の機作

図-1は、樹林の大気浄化機能の一般的な機構を概念的に示したものである。

拡散とは、汚染された空気の流れが樹冠に沿って上空へ流動することによって生ずるもので、効果としては希釈と同様であり、汚染質の絶対量(総量)は減少しない。従って拡散は防風効果に準じて考えられ、より上層の気流に乗らない限り(樹林程度の高さでは期待できない)。汚染質は樹高の10倍～20倍³⁾離れた風下側の地点に降下する。この時、汚染された空気は上空の汚染されていない空気によって希釈される。すなわち、この効果

* 千葉大学園芸学部環境緑地学科

図一 樹林の大気浄化効果

は汚染物質の発生源をその樹林の高さまで上昇させることによってもたらされるもので、各種の拡散理論においても、汚染物質の濃度を減少させる効果は期待できるものの、絶体量の減少にはならないということである。

希釈は、拡散によってももたらされるが、樹林内を透過する過程において樹林内の相対的に清浄な空気によっても、もたらされる。後者の希釈は樹林の容積が大きい程大であると考えられる。

沈降は、樹林内の気流の流速が、樹林外のそれより弱まり停滞することによって生じ、特に空気より比重の大きな汚染質の場合は顕著である。

吸収とは、植物の生理作用、なかでも同化作用、呼吸作用に共なって、汚染質が植物体組織内にとり込まれることをいい、他の方法では除去しにくいガス状汚染質に対しても効果が期待できる。この効果は植物の生理作用の速度によって影響されるものと考えられ、植物の種類による差はもちろん、季節的な変動も大きく、主に気孔開度との関連において捕えることができよう。

吸着とは、汚染質が植物の外表面に付着することで、特に植物の枝葉形態、すなわち、展葉形態、葉表面の構造（鋸歯、軟毛等の有無など）に大きくかわっている。

以上の樹林の大気浄化機能のうち、拡散、希釈以外の沈降、吸収、吸着効果によって捕捉された汚染質は、最終的には樹林内の土壌に固定される。また、拡散を除く4種類の効果は、いずれも植物の量（緑量）に相関するものと考えられる。

3. 固体汚染質と気体汚染質

植物の有する大気浄化機能について考える場合、汚染質が固体（浮遊粉塵、mistを含む）であるか、気体（ガス状汚染質）であるかによって分ける必要がある。樹林の大気浄化効果（図一）のうち、最も重要である吸着効果と吸収効果もそれぞれ、吸着効果—固体（浮遊粉塵mist）・吸収効果—気体（ガス状汚染質）とわけることができる。浮遊粉塵であっても、その粉径が自動車排出粉塵の場合、 $5\mu\text{m}$ 以下のいわゆる微粒子⁴⁾（特に $1.0\mu\text{m}$

以下のものが多い）であり、この大きさは、植物の種類によってかなり変化するが一般的な植物の気孔の大きさが長径 $20\mu\text{m}$ 前後、短径 $3\mu\text{m}\sim 5\mu\text{m}$ ⁵⁾であることから、十分に植物体の組織内に吸収され得る。しかし、開度状態における場合でもその気孔面積（中央隙）は一葉中数%程度のもので表裏を考えれば、さらにその1/2、すなわち、全表裏面積の1%前後程度のものとなり、しかも、気孔開度の時期はかなり制限されるし、葉以外の植物の器官—幹（trunk）・枝（branch）・細枝（stem）・花・果実など—の表面積は、葉のそれに比べて圧倒的に小さい。つまり、浮遊粉塵は主に葉による吸着効果によって浄化される。ガス状汚染質についても、葉の吸収効果以外によって浄化されることは微少である。ただし、浮遊粉塵に吸着したガス状汚染質が、その浮遊粉塵と共に吸着する効果は考慮する必要がある。

4. 東名高速道路日本坂トンネル東口付近における葉面の粉塵吸着量測定実験

(1) 目的

日本坂トンネル東口付近は、開通当初（1969年）から同トンネル坑口からの自動車排出ガスが、付近一帯のミカン樹に被害を及ぼしている所で、1977年に集塵機をトンネル坑口に設置したが、現在でも浮遊粉塵をはじめ、かなり高濃度のガス状汚染質が排出されている所である。このように汚染質の発生源が自動車のみで、かつ、高濃度に汚染された場所を利用して、汚染濃度別、経時別、樹種別に、樹林の吸着能力の特性を検討することがここでの目的である。

(2) 方法

調査は、1979年9月27日（試験植栽木を植込む）から1980年1月12日までの3.5ヶ月の間、定期的に5回実施する。

対象樹種としては、トンネル事故（1979年7月・下り線内）後、当局によって防煙林として植栽されたカイヅカイブキ（*Juniperus chinensis* Linn. Var. *Kaizuka* Hort.）・シャリンバイ（*Raphiolepis umbellata* Makino）及び、当初より植栽されていたネズミモチ（*Ligustrum japonicum* Thunb.）・トベラ（*Pittosporum tobira* Ait.）・ヒノキ（*Chamaecyparis obtusa* sieb. et Zucc.）・スギ（*Cryptomeria japonica* D. Don.）などであり、それに今回試験植栽した、低木—ハナゾノツクバネウツギ（*Abelia grandiflora* Rehd.）・サツキツツジ（*Rhododendron indicum* Sweet.）・オオムラサキ（*Rhododendron omurasaki* Makino.）・中木—サンゴジュ（*Viburnum awabuki* K. Koch.）・ネズミモチ・マサキ（*Euonymus japonicus* Thunb.）・サザンカ（*Camellia sasanqua* Thunb.）・高木（苗木）—ケヤキ（*Zelkova serrata* Makino.）・トウカエデ（*Acer buergerianum* Miq.）・

図-3 カイズカイブキ浮遊粒塵濃度と粉塵吸着量の回帰式

図-4 供試木の粉塵吸着量の変化 (1)

との関連を調べたものである。粉塵濃度が $10 \times 10^3/\text{コ}$ 以下と、 $15 \times 10^3/\text{コ}$ 以上の2グループに別れているが、粉塵濃度が増すに従って一般に葉面の粉塵吸着量も増大している。これを直線的に回帰できるものとして求めた式が図中の回帰式である(図中カッコ内の数値は、ほぼ同時期に測定されたトンネル坑口での重量濃度表示による測定値を基に換算したもの)。

ii) 経時別吸着量 図-4～図-6は、1979年9月27日に試験植栽した樹種について、粉塵の葉面吸着量の変化を追求したものである。調査は、天候その他の理由により、必ずしも一定期間ごとには行なわれていないが、一様に増大していく傾向を示している。図-4・図-5において、その増加傾向を見ると、マサキ・サザン

図-5 供試木の粉塵吸着量の変化 (2)

図-6 供試木の粉塵吸着量の変化 (3)

カの2種が、他のトベラ・シャリンバイ・ネズミモチ・サンゴジュの4種と比較して大きい。これは前2種の一枚あたりの葉面積が比較的小さいこと、及び、鋸歯があることなどにより、形態的には判断できるものである。この2つのグループごとにその回帰式を求めたものが図

—7の式である。

ただし、10月4日のデータは試験植栽以前の苗圃における畑土の付着によるものと考えられる異状があり、図—5におけるサンゴジュのこの日のデータは計算から除外してある。図—6の10月31日のデータで、一様に低い値となったのは、その後、畑土等の灰分質が降雨、風等によって落下、流亡したためと判断される。図—9は、その間の気象データである。

図—8は、カイズカイブキについて、平均濃度別の吸着量を経時的に求めたものである。

iii) 樹種別吸着量 樹種別吸着量の差は、前出した図—7によって示される。植栽箇所の大気粉塵濃度が異なるため、一概に比較することはできないが、ii)でも述べたとおり、中木ではマサキ・サザンカが他のネズミモチ・サンゴジュ・シャリンバイよりも吸着量が多い。低木ではオオムラサキの吸着量が多く、サツキツツジ・ハナヅノツクバネウツギの順に少なくなっている。これ

図—7 供試樹木の粉塵吸着量の回帰式

は葉面の毛の長さ及び量に関連しているものと考えられる。

これらの葉面の粉塵吸着状態を顕微鏡によって観察した結果は次のとおりである。

ア、葉身に毛の無いもの（広葉樹）

- 始めに葉縁、葉の先端部の凸部に細かい粉塵（ $10 \times 10 \mu\text{m}$ 以下）がつく。
- 葉に凹凸があれば、凸部に細かい粉塵がつきやすい。
- 表裏共に、先端部、葉縁の吸着量が多く、葉柄より少し上部の葉縁と葉脈の間の吸着量は少ない。吸着量が多くなると、葉縁、先端部、葉脈の凸部がはげてくる。

図—8 カイズカイブキ・粉塵吸着量の回帰式

図—9 調査期間中の気象条件（静岡地方気象台データより）

- 葉脈の凸部に細かい粉塵が付着し、脈の筋にその粉塵が入るようになり、やがて $30 \times 30 \mu\text{m}$ 程度に肥大した粉塵が脈全体についてくる。脈の両側の凹部には、比較的径の大きい粉塵が集まる。
- 細かい粉塵の層の上に $30 \times 30 \mu\text{m}$ 程度に肥大した粉塵や砂が吸着する。
- 特に裏の葉縁近くに粒径の大きい粉塵が多くつく。
- ある程度粉塵が付着した場合、表には細かいものの、裏には粒径の大きい粉塵が多く、全般的にみると表の吸着量が多い。
- 葉縁に鋸歯のあるものは凹部に多く吸着する。

イ、葉身全体に毛があるもの（広葉樹）

- 先端部、葉縁の毛先がまず黒くなり、付着量が多くなるにつれて表面が汚れてくる。
- $30 \times 30 \mu\text{m}$ 程度の大きい粉塵は、表より裏に多く、毛先、毛の間に吸着する。
- 毛が密生している所、たとえば葉柄近くなどでの吸着量が多い。

ウ、新葉（ケヤキ・トウカエデ・イチョウ・シヤリンバイ）

- 毛のあるものは、葉縁、葉脈上の毛の先が黒くなり始め、粒径の大きな粉塵は、毛の密生している所や、葉脈の内側などに多く集まる。
- イチョウでは、粉塵が始めその先端部、凸部に付着する。粒径の大きなものは、葉縁、葉柄近くの凹部に多い。

エ、針葉樹

- 細かい粉塵はまず鱗片葉の凸部、スギでは陵などに吸着してゆく。

5. 都内幹線道路沿い緑地における葉面粉塵吸着量の測定調査

(1) 目的

交通量の多い（道路公害の発生している）都内幹線道路の緑地帯や、都市公園の樹木について、その粉塵吸着効果及び飛散防止効果などの実態を調査することを目的とする。

(2) 方法

測定場所は、練馬区豊玉北の環状7号線沿いの街路緑地帯（図-10）及び、世田谷区の環状8号線に面する芦花公園内の緑地（図-11）で、測定日は共に、1979年10月27日である。

調査対象樹木は、環状7号線では、クスノキ（*Cinnamomum camphora* Sieb.・H=5.5m）、サンゴジュ（*Viburnum awabuki* k. Koch・H=1.8m）、オオムラサキ（*Rhododendron omurasaki* Makino・H=0.5m）の計3種、芦花公園では、クスノキ（*Cinnamomum cam-*

図-10 東京都練馬区豊玉環7通り街路樹略図

図-11 東京都世田谷区環8芦花公園の緑地略図

phora Sieb.・H=3.5m), ネズミモチ (*Ligustrum japonicum* Thunb.・H=3.5m), サンゴジュ (*Viburnum awabuki* k. Koch・H=3.5) である。

葉のサンプリング箇所は、環状7号線のクスノキは、樹木の車道側と歩道側でそれぞれ地上0.5m・1m・1.5m・3m・4.5mの高さに計10ポイントであり、サンゴジュ・オオムラサキについては、車道側、歩道側別にそれぞれ地上0.5m・1mの高さに計4ポイントずつである。環状8号線の樹木についても同様に、地上1.5m・3mの高さに車道側と公園側で葉のサンプリングを行なう。サンプリング方法、分析方法は4、(2)iv)の日本坂トンネルでの測定に準じている。

同一地点において、地上高別に前述のParticle Counterによって、大気中の浮遊粉塵濃度を求める。

(3) 結果

測定結果は、図-12・図-13のとおりである。環状7号線の場合は、東名高速道路日本坂トンネル付近の測定より、全般に大きい値を示しているが、それは、植栽後

図-12 車道側一步道側別粉塵吸着量
(於豊玉1979. 10/27)

かなりの年月を経ているもので、展葉期からサンプリン
グまでの間が長いこと、及び、浮遊粉濃度が高いこと
にもよろうが、特に地上高0.5mでの値が大きいのは、路
面からの砂塵などが含まれているためである。樹林の車
道側、歩道側の部位別では、サングジュの地上高1.0m
において、歩道側は車道側の約1/2に減少している。ク
スノキ及び地上高0.5mにおけるオオムラサキでは、そ
れ程顕著な差はないが、クスノキについてみると、高さ
4m程度までは低い程その差があり、4mを超えると差
がなくなる傾向を示している。図-14は、クスノキの吸
着量を部位別に示している。これによると、かなりはっ
きりと車道側・歩道側共に高くなるに従って吸着量は減
少している。

環状8号線についてみると、車道側の吸着量の方が多
かったが、歩道側との差は1/10~1/3程度である。これ
はサンプリング位置(緑地)が、車道からかなり離れて
いる(平均4m)ことが影響していると考えられる。全
般に、環状7号線のデータに比べて小さい値を示してい
るのは、車道からサンプリング地点までの距離の差、及
び、交通量の差によるものと思われる。

表-1は、その他の主要幹線道路沿いの緑地において

図-13 車道側一公園側
別の粉塵吸着量
(於芦花公園1979
10/27)

同様の方法により測定した各樹種の葉面粉塵吸着量を示したものである。

6. 考 察

(1) 樹種別特性

葉身自体の形態、あるいは着葉（展葉）形態は樹種によって多くの変化がある。たとえば、葉縁1つとってみても、全縁、波形、鈍鋸歯、鋸歯、重鋸歯、歯牙、毛縁などと、多くの種類に分類されている。このような分類が、葉毛や葉の切れこみ、葉脈、単葉、複葉の変化、展葉、葉柄の有無、長短などにもあり、これらの葉の形態

がミクロの世界である浮遊粉塵とのかかわりにおいて重要であることは、十分考慮する必要がある。本多⁹⁾の東名高速道路日本坂トンネル東口における測定例においても、カイズカイブキが他の広葉樹よりも顕著な吸収量を示している。また、同一地点での今回の測定においても、広葉樹との比較は一概にはできないが、カイズカイブキは最大 24.14mg/g（1979年2月測定時の最大 36.38 mg/g）を記録しているのに対して、供試した常緑広葉樹中木中の最大は、マサキで13.65mg/gであった。同じ中木では、サザンカが同程度の吸着量の増加率を示し、他のネズミモチ、サンゴジュ、シャリンバイと比較して顕著な差がみられる。これは、前者が比較的小葉であること、葉縁に鋸歯が存在することなど、形態的に判別できるもので、この点に関していえば、カイズカイブキは葉身長はあるが、その幅は0.8mm～1.5mm以下である。辰巳⁷⁾の研究においても、アカシヤの吸着量が他に比較して大きいと述べていることにも符合するものである。今回の測定実験の試験植栽木の中で低木についてみると、いずれも粉塵吸着量の増加率は高い。供試したオオムラサキ、サツキツツジ、ハナゾノツクバネウツキは皆比較的小葉であり、実体顕微鏡による観察の結果、葉の表と裏に毛が存在する。都内調査の環状7号線の場合でも吸着量を比較すると、オオムラサキ (28.36mg/dm²) > サンゴジュ (7.14mg/dm²) > トウネズミモチ (4.91mg/dm²) の順である。この順位は葉の大きさに逆相関していると

図－14 クスノキの高さ別粉塵吸着量(単位葉面積当り)

表－1 各地の幹線道路における粉塵の葉面吸着量

番号	樹 種	粉 塵 量 / mg/g 葉乾重	粉 塵 量 / mg/cm ² 葉面積	採 取 場 所	採取時期
1	カイズカイブキ	36.38		東名日本坂トンネル	79.2
	"	(0.82)		(非汚染地)	"
2	モ ッ コ ク	10.33	16.94	東名日本坂トンネル	"
3	オトメツバキ	10.04	16.45	"	"
4	ゲッケイジュ	16.69	22.17	"	"
5	タイサンボク	7.93	12.31	"	"
6	マテバシイ	20.53	32.42	"	"
	"		26.6	国道43号 芦屋	78.8
	"		(3.1)	明治神宮林内(非汚染地)	78.7
7	ウバメガシ	16.51	29.40	東名日本坂トンネル	79.2
	"		14.6	国道43号 芦屋 前列植栽	78.8
	"		7.9	後列植栽	"
8	ネズミモチ	12.93	16.02	東名日本坂トンネル	79.2
	"		20.8	松戸駅 西口交差点	78.7
	"		(0.20)	東名日本坂(非汚染地)	79.2
9	オオムラサキツツジ		26.0	松戸駅 西口交差点	78.7
	"		53.1	国道6号 環7付近	"
10	サツキツツジ		124.4	" 新四木橋	"
	"		29.9	浅 草 通 り	"
11	ピラドツツジ		20.3	国道43号 芦屋 前列植栽	78.8
	"		12.6	後列植栽	"
12	防虫ネット(2mm)		62.57	東名日本坂トンネル	79.2

言え、粉塵吸着能からいえば、葉は小型である方が適していると考えられる。なお、この葉の形状と葉毛の存在とはどちらが吸着量に大きくかかわっているかについては、今回の実験のみでは断定できないが、以下にふれるとおり衝突率に関しては、葉の形状の方が影響するものと考えられる。ただし、低木の場合、そのサンプリング位置が0.5m以下とならざるを得ず、植栽地や路面の土砂等の付着も当然のことながら考慮する必要がある（一般に、土砂粒は浮遊粉塵より粒径も重量も大きい）。

この葉の形態と粉塵吸着能を顕微鏡により観察した結果を考察すると、一般的傾向として粉塵は葉縁や葉脈などのように空気流に触れ易い凸部に最初に吸着する。葉面構造が複雑な程吸着量は多く、特に肥大してゆく粒径の大きなもの（ $30\mu\text{m} \times 30\mu\text{m}$ ）が保持されるためには葉毛根部や葉柄部などのような凹部構造が存在することが必要である。肥大した粒径のものは葉裏に多いが、一般的には、粉塵吸着量は葉表に多い。結論的に言えば、粉塵吸着能は、葉自体が小型で葉面構造や展葉機構が複雑な程良いということになる。

齊藤⁸⁾は、「粒子状物質の植物群落による捕捉率(trapping efficiency)において、粒子が $0.1\mu\text{m}$ 程度に小さくなると重力落下効果を考える必要はなく、粒子の移動は、気体と同様に風によるものとみなして良い」とし、捕捉率は衝突率によって一応の目安としている。衝突率は次式による無次元数 K の増加関数として表わされるものと考えられ⁹⁾、一般に粒子が大きく、流速加大きく、あるいは障害物が小さくなればなる程衝突率は大きくなるとしている。

$$K = \frac{9\rho_p^2 \cdot P_0}{9\nu\rho} \cdot \frac{u}{l} \quad (1)$$

ただし、 D_p 、 ρ_0 ：粒子の直径(cm)及び密度(g/cm^3)

u ：風速(cm/sec)

l ：障害物としての円筒の直径(cm)

ρ, ν ：空気動粘性係数(cm^2/sec)及び密度(g/cm^3)

4、5での実験結果は、この理論と一致する。すなわち、実験結果においても障害物(葉)が小さい程、粉塵吸着量は多くなる傾向を示したのである。衝突率>捕捉率であることは当然で、そこに関与するのは葉表面の捕捉能、すなわち、その粘性(たとえば湿潤度 etc)などが樹種別特性として重要となってくる。

(2) 部位別葉面吸着量の差

植栽された樹木の葉の、高さ別や発生源に対して表裏別の粉塵吸着量を検討することは、次に述べる吸着量の大気濃度との相関とほぼ同一の視点としてとらえられるべき事項であるが、ここでは逆に、その相関を利用して大気濃度の分布(変化)を予測できること、また、全樹林の吸着量の総量を検討する場合の有効な手掛りにな

ることなどから1項を設けて考察を試みようとするものである。

この部位別吸着量の差については、本多⁶⁾、辰巳⁷⁾、門田¹⁰⁾の報告と今回の測定結果はほぼ一致している。ただし、細部を検討すると数値に付近の地形、地物(建物等)の影響や植栽形式の相違によると思われる多少の開きはあるが、一般的傾向として、高さ別には、下方吸着量が多い。図-14のクスノキの例に示す、地上高0.5mと5.0mの場合を比較すると、0.5mの値は5.0mの値の、車道側で約3倍、歩道側で約1.7倍である。また、発生源(車道)に対する表裏別の差は、植栽形式によってかなり差があるものの、車道側は歩道側のおよそ2倍である。ただし、都市内道路沿い緑地ではあまり顕著な差はみられない。その原因としては、歩道自体も粉塵の発生源になり得ること、植栽幅が極端に狭いこと、背後に建物が連続して存在し汚染質が停滞し易いことなどがあげられよう。

(3) 大気粉塵濃度と葉面吸着量の関係

粉塵の大気中濃度と葉面吸着量との関係を測定実験した例は過去にみあたらない。ただ、(2)で述べたようにサンプリング部位による測定実験の結果は、その部位における大気中の粉塵濃度の差によるものと考えざるを得ず、このように考えれば、濃度と吸着量の関係は、Keller¹¹⁾においても、本多、辰巳においても測定されており、その結果は、ほぼ同様の傾向を示している。今回の東名高速道路日本坂トンネル東口におけるカイズカイブキを対象とした測定実験は、この傾向が直線関係であることを明確にした(粉塵濃度と吸着量については、1979.2における同一個所での同一方法による測定例があるが、ほぼ近似の傾向を得ている)。すなわち、粉塵吸着量と大気中の浮遊粉塵濃度との関係は、次の一次式によって表わされる。

$0.07\text{mg}/\text{m}^3 < X < 0.36\text{mg}/\text{m}^3$ 、粒径 $0.5\mu\text{m}$ 以上の場合

$$Y = 32.2386X + 1.7457 \quad (r = 0.9530) \quad (2)$$

ただし、 Y ：粉塵吸着量(mg/g)

X ：大気中の浮遊粉塵濃度(mg/m^3)

前式で定数項1.7457は、大気における浮遊粉塵濃度に関係なく、初めから吸着していた量及び誤差と考えれば比例定数32.2386は、単位当り濃度の葉面吸着量の増加率である。

葉面吸着量は、「大気における浮遊粉塵濃度(粒径 $0.5\mu\text{m}$ 以上)に直線的比例関係にある」という結論が出たわけであるが、当然のことながら、その比例関係には濃度限界があるはずで、それは、次に述べる経時変化、すなわち、暴露期間との関連において考察しなければならない。また樹木の生育条件からも、そのクライテリアは存在しよう。

(4) 経時の変化

葉面吸着の経時的变化については、辰巳⁷⁾が同一年の5月と9月における測定の違いを示している。この中で、20mm程度の降雨量によって葉面に付着した汚染質の90%以上が溶脱するとしているが、この結果は納得できない。特に、タール状汚染質が、少ない方でも70%強溶脱するという結果は、従来からの観察や測定結果にも反するものであり、今回の測定実験においても、図-9のとおり、その間かなりの降雨量があったにもかかわらず、ほとんどの調査対象樹木について、粉塵の葉面吸着量は経時的に一樣に増加しているのである。その増加量は樹種によって差があり、この点に関してはすでに(1)で述べたとおりである。しかし、辰巳が指摘しているとおり、灰分など、汚染質の種類によっては、降雨や強風によって落下、流亡することは十分考えられる。その傾向は、今回の研究においても、植栽地の土砂などの付着しやすいと思われる低木類（オオムラサキ他2種）にみられ、いずれも、10/4~10/31の測定において増加量はマイナスに記録されており、これは、その間の台風による降雨量及び強風による影響と考えざるを得ない。以上のような気象条件による期間内の溶脱や落下、流亡を無視しても、暴露期間による葉面吸着の増加量を直線によって回帰できるものとすればそれぞれ次式のように求められる。

$$\left. \begin{array}{ll} \text{カイズカイブキ} & Y=0.1456X+0.7493 \\ (\text{濃度一高}) & (r=0.8728) \\ \text{カイズカイブキ} & Y=0.0435X+1.5417 \\ (\text{濃度一低}) & (r=0.7965) \\ \text{マサキグループ} & Y=0.1407X+1.2192 \\ & (r=0.9705) \\ \text{オオムラサキ} & Y=0.0924X+2.9281 \\ \text{グループ} & (r=0.8527) \\ \text{ネズミモチ} & Y=0.0709X+1.2421 \\ \text{グループ} & (r=0.9462) \end{array} \right\} \begin{array}{l} \text{③} \\ \text{④} \end{array}$$

ただし、 Y : 吸着量 (カイズカイブキのみ mg/g, 他は, mg/dm²)

X : 日数

上式で、定数項は測定開始以前から吸着していた量及び誤差と考えると、 X の前の定数は、1日当りの増加率と考えて良い。

カイズカイブキの場合濃度によって増加率に顕著な差があり(約3倍)、それが濃度差(平均約3倍)と直線の関係が認められる。

(5) 植栽構造とフィルター効果

以上の考察からでも、大気中の浮遊粉塵を吸着させるための理想的な樹林の構造を提案することができる。たとえば、樹林を構成する樹種は、その葉の形態ができるだけ構造的に複雑で、かつ、小型のものであること、あるいは、樹林を汚染源(車道)に接近させ、汚染質が大

気拡散する以前の高濃度の段階で吸着させるようにすること、などである。しかし、ここで重要なことは、樹林帯が壁を形成して、あたかも防風林のごとく、汚染気流を樹冠に沿って上方へ流動させてしまったのでは、吸着効果を持つ樹林帯の意味がなくなってしまうということである。図-1に示したように、樹林による拡散効果は、汚染源と被害者側との位置関係によっては評価できようが、一般的には、そのような位置関係は現実的ではないと思われる。すなわち、樹林は、かなり疎で樹林内に、1本の樹木の場合はその群葉内に、比較的汚染空気流の侵入し易い状態が全体の吸着量の増加にとって望ましいことになる。

(6) 植栽による大気浄化機能の定式化(固体汚染質)

これまでの成果の段階で、樹林全体についての吸着量を予測式によって示すことは差控えなければならないが、ある程度、その定式化を予想することはできる。すなわち、(5)の②③④式から粉塵濃度が樹林全体に一樣に分布していること仮定すれば、次式のようになる。

$$W = kCD \sum_{i=1}^n \alpha_i S_i \quad \text{⑤}$$

ただし、 W : 樹林による粉塵の総吸着量 (g)

S_i : i 樹種の総葉面積または総葉乾量 (cm²)

k : 粉塵粒子の運動を考慮した無次元の係数

C : 大気中の粉塵濃度 (g/cm³)

D : 期間 (day)

α_i : i 樹種の単位大気粉塵濃度当りの粉塵吸着能 (cm/day)

ただし、このモデルは植栽が1~2列程度の空気流の侵入し易い疎な状態の生垣状のものである場合には、ある程度対応できようが、いわゆる樹林となると S (総葉面積または総葉乾重)と W (総吸着量)とは、直線的に相関があるとは考えにくい。つまり、内部も含めて樹林全体に粉塵濃度が一樣に分布しているという仮定は実態にそぐわず、当然のことながら、汚染源に近い葉層吸着量は多く、その分だけ後方の葉の周辺の粉塵濃度は低下するはずであり、距離による拡散、希釈もかなり大きい。

すなわち、ここでの問題は発生源からの汚染空気流が樹林内においてどのような流れ(拡散)を示すかである。この点に関しては研究例が皆無に近く、確たることをここで提示することはできないが、以上の考察から、樹林帯が道路に沿って十分に長く、かつ、樹冠を越えて汚染気流が移動することなく、樹林内に侵入する(従って樹林密度は十分に疎な場合)として、⑤式を発展させれば次のようになるものと考えられる。

$$W = L_T \cdot H_T \cdot u \int_a^{X-a} \{F_{(X)} - C_{(X)}\} dX \quad \text{⑥}$$

$$W = \alpha \cdot L_T \cdot P \int_a^{X-a} C_{(X)} (X-a) dX \quad \text{⑦}$$

ただし、 W ：樹林による吸着量 (mg/sec)

L_T, H_T ：樹林帯の延長 (m) 及び高さ (m)

α ：葉面積指数

u ：風速 (m/sec)

P ：樹林による単位面積、単位時間当り吸着能 (m/sec)

$F_{(X)}$ ：樹林による吸着量を考慮しない場合の樹林内の道路中心から道路に直角方向へ X m の距離の濃度 (mg/m³)

$C_{(X)}$ ：樹林による吸着量を考慮した同上の距離における濃度 (mg/m³)

a ：道路中心から樹林帯までの距離 (m)

さらに、⑥式と⑦式から $C_{(X)}$ を消去すると、

$$W = \int_a^{X-a} \frac{\alpha \cdot P \cdot L_T \cdot H_T u (X-a)}{\alpha P (X-a) + H_T u} F_{(X)} dx \quad (8)$$

また、 W を消去すると

$$C_{(X)} = \frac{H_T \cdot u}{H_T \cdot u + \alpha P (X-a)} F_{(X)} \quad (9)$$

となる。図-15は⑨式を $F_{(X)}$ に風速 1m/s 時のブルームモデルを採用し、その他以下の条件をもとに樹林幅ごとに $F_{(X)}$ と $C_{(X)}$ を求めたものである。

計算条件

$F_{(X)}$ ：発生源を線煙源としたブルームモデル

$$F_{(X)} = \frac{Q}{\sqrt{2\pi} \sigma_z u} \left\{ \exp \left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}$$

Q ：0.1463(mg/m³)——4車線道路、750台/車線・hr、車種混入率 (小型：中型：大型=0.4：0.3：0.3) における排出強度¹²⁾

σ_z ： $\sigma_z^2 = \frac{1}{2} C_z^2 X^{2-n}$ ——Suttonの拡散パラメータ

より、 $C_z=0.12$ 、 $n=0.25$ (大気安定度・中立の場合)、ただし初期拡散幅 $\sigma_{z0}=1.5$ とする¹³⁾。

z ：1.5(m)——予測点の地上高、この場合は樹林の垂直方向の平均濃度と仮定

H ：1(m)——線煙源の地上高

u ：1(m/s)——風速

P ：3.7834×10⁻⁴(m/s)——④式中のネズミモチグループを採用 (実験結果中、もっとも控え目な数値)。

(365×0.0709+1.2421)×1.1g/dm²・yr、大気濃度0.25mg/m³

α ：3.6——常緑広葉樹林の葉面積指数5～9¹⁴⁾の中央値の約1/2 (密植しないため)。

H_T ：5(m)

L_T ：500(m)

a ：10(m)

図-15 樹林による吸着量を考慮した粉塵濃度

以上の条件下では樹林帯幅30mで3.8%、60mで7.5%程度の樹林帯による濃度減少が認められるのである。また同一の計算条件で⑧式により吸着量を求めると (きざみ幅 1/20000 の台形法則による)、樹林帯幅 20m、延長 500m によって年間およそ 20kg の粉塵吸着量が認められたのである。ただし、以上の計算では風向が樹林帯方向に一定であるとしており、現実とはかならずしも一致しないであろう。樹林帯幅を道路片側に 20m とせず、両側に各 10m とし同一延長ならば、20kg/yr 以上の吸着量となるはずである。なお、前述したように、吸着量には限界があり、その 1 つのクライテリアとしては、生育条件からくる致死量的な考え方があるが、いずれにしろそれは、単に濃度だけではなくガス状汚染質の吸収量において、国立公害研究所¹⁵⁾が示しているドースの概念、すなわち ($P \times D$) としてとらえることが妥当であると思われる。

(1980.9.4.受付 1981.2.21受理)

引用文献

- 1) 佐々木祐三：自動車排出ガス拡散の基本的な考え方、日本道路公団技術情報 44、7-29、1978
- 2) 環境庁：昭和54年版環境白書、1-7、環境庁、1979
- 3) 新田伸三：環境緑地Ⅱ、植栽の理論と技術、117-119、鹿島出版会、1975
- 4) 嶋村晴夫ら：自動車排ガス公害—その実態と対策—

- 4—16, 化学工業社, 1971
- 5) 増田芳雄: 植物生理学, 133—134, 培風館, 1977
- 6) 本多伴: 防煙林の効果に関する調査研究報告書, 35—55, 日本道路公団, 1972
- 7) 辰見修三: 緑地環境機能論, 91—183, 地球社, 1975
- 8) 斉藤隆幸ら(門司・内嶋編): 大気環境の科学 5, 大気環境の変化と植物, 40—46, 東京大学出版会, 1979
- 9) A. C. Chanberlain: The Movement of Particles in Plant Communities, Vegetation and the Atmosphere, Vol. 1, 155—203, Academic Press, 1976
- 10) 内田正也: 林帯による大気汚染軽減効果, 空気清浄 6, 1
- 11) Th. Keller/H. Preis: Schweis z Forstwes, 118, 143—162, 1967 (林業経営研究所編, 都市林, 121, 1972より)
- 12) 建設省道路局: 環境影響予測に用いる自動車排出ガスの排出係数(案), 建設省道路局, 1978
- 13) 建設省道路局: 道路環境評価に用いる予測方法(案) 建設省道路局, 1978
- 14) 依田恭二: 森林の生態学, 34—42, 築地書館, 1974
- 15) 国立公害研究所: 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究—昭和51・52年度研究報告一, 環境庁, 1978

Summary: Lately, particulate pollutants that are exhausted by motor vehicles have become an issue. The author made some experiments on trapping the particulates by foliage for explaining the atmospheric purification as a function of buffer planting belts on roadsides. The site of the experiments were near the eastern portal of Nihonzaka tunnel of Tomei-expressway, and ring road Route 7 and 8 in Tokyo. The results of this paper are summarized as follows:

The quantity of particulates trapped by foliage was related to property of the leaves. Small leaves with complicated structure such as serrations, veins and downs were better for increasing of the quantity.

As a result of long term experiments at Tomei-expressway, the quantity was related to the exposed term, and their regression equation was a linear one with a high correlation coefficient in spite of passable rainfall and wind during the term.

And the quantity was related linearly to a concentration of particulate pollutants in the air near the foliage. For that reason, it is necessary for increasing the quantity that the planting site is as near as possible to the source of the pollutants and the polluted air is positively induced into the foliage.

Based upon the results, the quantity of particulates trapped by the buffer planting belt that does not have dense foliage was estimated by computer. At normal atmospheric condition and for a normal arterial road with four lanes, the value obtained was approximately 20kg/year in case of the planting belt of 20m×500m (1ha).