

「地域代表性과 汚染被害를 考慮한 大氣污染 測定網 配置技法의 開發에 關한 研究」

Development of an Air Pollution Monitoring Network Design Method Based on Regional Representativeness and Pollution Damage Impact.

金泰亨* 金丁勗**

Tae-Hyeung Kim, Jung-Wk Kim

ABSTRACT

A new method for designing air pollution monitoring network is presented in this study. In this method, the magnitudes and the correlation coefficients of predicted concentrations in each grid points are examined and the monitoring stations are assigned to those points which best represent surrounding areas statistically. And the priority is given to those stations which cover the damage cost the most. This method was applied to the Ulsan-Onsan Industrial Complex. This method turned out to be much more efficient than the method of TM coordinates and the method of concentric circles prescribed in the Standard Methods for Pollution Measurement as well as the existing monitoring system established in the area. The 21 stations selected by the method of TM coordinates could cover only 64.4% of the damage cost in the area, the 16 stations by the method of concentric circles 72.1%, and the existing 21 stations 67.8%, while 11 stations were enough to cover 90% of the damage cost in the area with this method. It also was found that this method required only 24 stations to cover the entire area.

1. 緒論

날로 急增하는 大氣污染 現象에 대처하여 이를 効率的으로 規制・防止하기 위한 體係的이고 綜合的인 大氣污染管理對策을 세우자면 먼저 大氣污染 測定網의 配置・運營에 의해 汚染狀況이 正確하게 把握되어야 한다.

이러한 大氣污染 測定網에 대해 大平¹⁾는 「大氣污染 測定網은 汚染源, 汚染現狀 및 그 影響等, 三者間의 關係를 明確하게 하여 그 地域의 綜合的인 大氣污染 防止對策 樹立에 必要한 資料와 그 對策의 効果를 評價하는데 必要한 科學的인

資料를 政策作成者, 一線要員, 그리고 國民들에게 提示한다」고 하였다.

測定網 配置技法에 대한 外國의 研究로는 統計的技法을 利用한 配置技法, 線型計劃技法을 利用한 配置技法, 大氣擴散模型을 利用한 配置技法으로 大別할 수 있다. 統計的技法을 利用한 配置技法으로는 各 測定所의 測定資料間에 相關分析을 實시하여 相關度가 높은 測定所는 굳이 重複測定할 必要가 없다는 Handscombe 등²⁾의 研究와 이에 平均值 檢定을 추가시켜 測定所 重複有無를 판별하는 田村穗積³⁾의 研究가 있다. 線型計劃法을 利用한 配置技法에는 여러 制約條件下에서

* 서울大學校 環境大學院 附設 環境計劃研究所 Environmental Planning Institute, Seoul National Uni.

** 서울大學校 環境大學院 副教授 Graduate School of Environmental Studies, Seoul National Uni. — 47 —

汚染被害을最大로感知해주는 Darby⁴⁾의研究와測定所數를制約條件으로하여汚染物質感知를最大로해주는 Hougland⁵⁾의研究가있다. 마지막으로大氣擴散model을利用한配置技法으로는單期大氣擴散model을 사용하여臨界濃度를초과하는格子들의集合을하나의集落으로볼때이과정을時間別로수행하여여러개의集落이형성되면이중에서가장중첩이많이된순서대로測定所를選定해가는 Noll⁶⁾의研究가있다.

한편우리나라環境污染公定試驗法의경우測定網配置技法으로「中心點에의한同心圓을利用하는方法」,「TM좌표에의한方法」등을規定하고있다.⁷⁾ 前者は測定하려고하는對象地域을代表할수있다고생각되는한地點을選定하고地圖위에그地點을centerpoint으로0.3~2km간격의同心圓을그린후,centerpoint에서各方向(8方向以上)으로直線을그어각각同心圓과만나는點을測定點으로하는方法이다. 後자는1:25,000以上의해당지역地圖위에2~3km간격으로바둑판모양의區劃(格子網)을만들고그區劃마다에測定點을選定하는method이다.

그런데前者は代表地點選定이어려울뿐만아니라同心圓간격의범위가너무크고‘8方向以上’이라는用語를使用함으로써,간격의크기및方向數를얼마로하느냐에따라測定所의位置및個所數가달라진다. 또한後者도基本格子의크기가매우크기때문에前者와마찬가지로適用上問題點을內包하고있다. 以外에도과거의經驗이나前例에의한測定網配置를許用함으로써適用上의問題點을더욱加重시키고있다. 이러한適用上의問題點外에도污染被害를충분히고려하고있지않을뿐더러最小의標本數로서分散을最小로하면서母集團을代表케하는統計的標本抽出技法에도어긋난다.

따라서外國의諸研究를토대로representativity를確保하면서大氣污染被害을最大로感知해줄수있는測定網配置技法을定立·適用하고우리나라現行配置技法과比較해봄으로써우리나라測定網配置技法의改善必要性을強調하고자한다.

2. 测定網配置技法의定立

大氣污染測定網의配置目的은環境基準達成與否把握,防止對策樹立의基礎資料提供,防止對策의評價,大氣污染被害研究및污染排出源監視等⁸⁾을들수있는데비교적排出量이큰연돌에대해서는수시로監視하고있기때문에排出源監視目的은除外시킨다. 이와같은配置目的을達成하고資源의낭비를最少化하기위해서는最少의測定所數로서地域representativity를確保하면서污染被害感知가最大가되도록測定網이配置되어야한다.

우선representativity를確保하기위해統計的技法을利用하여污染變化樣相이유사한格子끼리集落화시킨다. 또한污染被害를반영하기위해人體및植物에대한污染被害額을推定한다. 이에의해污染被害加重值가부여된格子들이污染變化樣相類似有無에따라集落화된다. 이들集落中最少의測定所數로서污染被害를最大로感知하기위해測定所를選定한다.

2.1 集落化

大氣污染은污染排出源의位置,污染排出强度,氣象條件에따라아주다양한樣相을띤다. 이를測定所를어디에設置해야주위의污染變化樣相을가장잘代表해줄수있는가가問題다. 이를해결하기위해對象地域을크기가均一한格子로細分하고各格子의平均化時間別污染值를利用하여相關分析과平均值檢定을실시함으로써相關關係가높고平均值가類似한格子끼리集落화를시도한다. 다시말하면어떤基準格子의污染值와나머지格子의污染值간에相關分析과平均值檢定을실시했을때相關關係가높고平均值가類似한格子들은基準格子만測定所로選定해주면굳이重複測定할必要가없다.

그런데相關關係의下限值와平均值檢定에서의有意水準을얼마로하느냐에따라污染樣相이類似한集落의構成원은조금씩달라진다.統計學에서도이에대한일정한基準이없이分析者의主觀이나分析對象의特性에따라정해지고있다.⁹⁾ 日本의경우大氣擴散모델에의한豫測值와實測值間의適合性을만족하는條件으로相關係數0.71以上(可能한限0.8以上)¹⁰⁾을規定하고있으므로本研究에서는相關係數下限

值을 0.8로 하고 平均值檢定에서의 有意水準은 0.01로 한다.

2.2 汚染被害額의 推定

大氣污染被害의 對象은 人體, 動物, 植物, 自然資源, 材料, 氣候 등으로 多樣하며 被害의 種類도 다양하다.¹¹⁾ 이러한 狀況에서 單位格子內의 汚染被害를 計量化하는 作業은 쉽지 않다.

따라서 本研究에서는 被害對象을 人體와 植物에 限定하고 이들에 대한 被害의 정도를 하나의 尺度로 나타내기 위해서 汚染被害額을 推定한다. 다시 말하면 被害額推定의 目的이 단순히 各格子에 대한 概略的인 汚染被害 加重值를 부여하는 데 있는 것이지 大氣污染被害를 正確하게 금전화시키고자 함은 아니다.

大氣污染으로 인한 人體被害額은 汚染量 - 被害係數(Dose-Response Coefficient) 즉, 單位污染濃度의 增加에 따른 被害(死亡率 또는 罹患率)의 增分을 나타내는 係數를 利用하여 死亡 및 罹患에 따른 生產性喪失과 罹患에 따른 醫療費用增加를 被害額으로 推定할 수 있다. 그런데 우리나라의 경우 아직 汚染量 - 被害係數에 관한 研究가 되어 있지 않으므로¹²⁾ Lave 등¹³⁾의 汚染量 - 死亡係數(Dose-Death Coefficient)인 0.143(명 / 10,000명 / SO₂ ppb·yr)과 Carpenter 등¹⁴⁾의 汚染量 - 罹患係數인 7.1(명 / 10,000명 / SO₂ ppb·yr)을 適用하여 人體被害額을 推定한다.

大氣污染으로 인한 植物被害는 農作物의 生產量減少와 山林成長率의 低下를 들 수 있다. 그런데 農作物 및 山林樹木의 種類가 다양하기 때문에 통상 田作, 山林樹木의 경우 각각 大豆, 소나무를 基準으로 한다.¹¹⁾ 植物의 收穫量減少에 대한 研究로는 OECD¹⁵⁾의 알팔파 收穫量減少에 대한 다음의 式을 適用한다.

$$Y = \frac{\exp(3.8 \log C - 9.2)}{1 + \exp(3.8 \log C - 9.2)}$$

Y : 收穫量 減少率

C : SO₂ 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

알팔파의 耐性을 1로 했을 때 穀, 大豆, 소나

무의 耐性은 각각 1.4, 1.08, 1.6이다.¹⁶⁾ 이를 利用하여 단위면적당 收穫量과 價格을 조사하고 各格子內의 재배면적을 조사하면 各格子의 汚染被害額을 推定할 수 있다.

2.3 測定所數 및 位置選定

어떤 測定格子가 다른 測定格子들의 汚染樣相을 代表해줄 수 있다면 그 測定格子와 汚染樣相이 類似한 測定格子들의 汚染被害를 感知해줄 수 있다고 할 수 있다. 따라서 測定格子의 測定効率을 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$E_i = \frac{i \text{ 測定格子의 感知可能被害額}}{\text{總 汚染被害額}}$$

$$= \frac{\sum_{j=1}^{n_i} DC_j \times X_{ij}}{\sum_{j=1}^{n_i} DC_j}$$

E_i : i 測定格子의 測定効率

DC_j : j 測定格子의 汚染被害額

X_{ij} : X_{ij} = 1 ; j 測定格子의 汚染值가 i 測定格子의 汚染值와 相關關係가 높고 平均值가 비슷할 때

X_{ij} = 0 ; j 測定格子의 汚染值가 i 測定格子의 汚染值와 相關關係가 낮거나 平均值가 비슷하지 않을 때

測定効率의 計算結果, K 測定格子의 測定効率이 最大였다면 먼저 K 測定格子를 測定所로 選定하고 K 測定格子와 汚染樣相이 類似한 測定格子들은 고려의 對象에서 除外시키고 나머지 測定格子들만 E_i를 다시 計算하여 이들 중 最大効率을 갖는 測定格子를 測定所로 選定한다. 이와 같은 過程을 모든 E_i가 0이 될 때까지 反復試行하여 測定所의 位置 및 個所數를 決定한다.

이러한 選定過程의 假想例로서 표1을 생각해보자. ①번 格子의 경우 感知可能被害額은 ①번 格子와 이와 汚染樣相이 類似한 ②, ④, ⑥번 格子의被害額合이 된다. 이와 같은 方法으로 全格子의感知可能被害額을 計算하고 이들 중感知可能被害額이 가장 큰 ⑯번 格子가 測定所로 選定된다. 그 다음 ⑯번 格子와 汚染樣相이 類似한

格子들은 모두除外시킨 채 다시感知可能被害額을 計算하면 ①번 格子의感知可能被害額이 가장 크므로 测定所로 選定된다. 모든 格子의感知可能被害額이 0이 될 때까지 이와 같은過程을 繼續함으로써 汚染被害感知効率의順位別로選定되게 되어 测定網을 한 번에 配置하지 못하고 年次別로 配置할 경우 우선 순위별로 배치할 수 있다. 이러한過程을 電算化하여 適用한다.

Table 1. An Example of the Monitoring Site Selection Procedure

(i)	(ii)	(iii)	(iv)	(v)	(vi)
①	1,2,4,6	20	80	1,2,4,6	80
2	2,1,6	20	60	2,1,6	60
3	3,7,9,13	20	70	3,7,9	60
4	4,1	20	40	4	20
5	5,10,11,12	20	60	5,11	30
6	6,1,2	20	60	6,1,2	60
7	7,3	20	40	7,3	40
8	8,6	20	40	8	20
9	9,3	20	40	9,3	40
10	10,5,13,14,15,16,17,18	20	100	5	20
11	11,5	10	30	11,5	30
12	12,5,16	10	40	5	20
13	13,3,10,16	10	60	3	20
14	14,10,16,20	10	50	20	10
15	15,10,16,20	10	50	20	10
⑯	16,8,10,12,13,14,15,17,18,19	10	120		0
17	17,10,16	10	40		0
18	18,10,16	10	40		0
19	19,16	10	20		0
20	20,14,15	10	30	20	10

(i): referential grid No.

(ii): grid numbers in cluster

(iii): damage cost of referential grid

(iv): detectable damage cost of referential grid

(v): grid numbers in cluster after the 16-th grid has been selected as the monitoring site

(vi): detectable damage cost of referential grid after the 16-th grid has been selected as the monitoring site.

3. 適用結果 및 考察

研究對象地域으로는 大規模 工業團地인 蔚山·溫山 地域을 選定하였고 對象污染物質로는 亞黃酸ガス에 限定하였다. 基本 格子網은 對象地域을 ($1\text{ km} \times 1\text{ km}$)의 格子로 細分하고 各 格子의 月別 汚染值는 이 地域에 適合하다고 판정된¹⁷⁾ TCM-2를 이용하여 計算했다. 이에 따른 排出源 및 氣象資料는 「蔚山·溫山工團 公海 피해주민 移住對策을 위한 조사연구」의 일환으로 조사된 자료를 사용하였다. 그리고 TCM-2에 의해 年平均 SO_2 濃度를 計算하여 15ppb 미만인 格子는 고려대상에서 제외시켰다. 이리하여 112개 格子의 月別污染值를 計算하고 各 格子의 污染值間に 相關分析과 平均值檢定을 실시했다. 여기서 相關係數가 0.8以上이고 平均值檢定에서의 有意水準이 0.01以下인 格子들만 선택하여 集落化시켰다.

人體被害額推定은 前章에서 說明한 바 있는 汚染量-被害係數를 利用하여 早期死亡과 罹患에 따른被害額을推定하였다. 여기서前者는 損害保險에서 使用하는 라이프니찌 計算式¹⁸⁾에 의해 計算했고, 後者は 호흡기계 치료비용¹⁹⁾ 증가분과 罹患에 따른喪失所得 즉, 치료에 의한 노동시간喪失(치료일수의 1/3로 가정)所得을 計算했다. 또한 植物被害額의推定은 前章에서 소개한 바 있는 汚染度에 따른 수확감소율, 단위면적당 수확량²⁰⁾ 및 작물가격²¹⁾을 이용하여 計算했다. 被害額推定에 必要한各格子內의 人口, 田·畠·林野面積은 「蔚山·溫山工團 公海 피해주민 移住對策을 위한 研究」의 일환으로 조사된 資料를 使用하였다.

以上에서 計算된 集落資料 및 汚染被害額推定值를 使用하여 测定所를 選定한結果表2와 같이 選定된 测定所 번호, 選定된 测定所汚染樣相이 類似한格子의 번호 및 갯수, 测定所의感知可能被害額, 汚染被害感知効率 및 测定所數의增加에 따른 累積効率 등을 구할 수 있었다.

이 結果를 對象地域에 나타내 보면 그림 1과 같다.

그런데 우리나라 環境汚染公定試驗法에 規定되어 있는 方法과 蔚山·溫山地域에 이미 설치되

Table. 2. Results of the Monitoring Station Selection

(i)	(ii)	(iii)	(iv)	(v)	(vi)	(vii)	
1 I 56.	I 56.	10. 11. 12. 14. 17. 18. 22. 23. 24. 25. 26. 35. 36. 38.	I	I	I	I	
I	I 39.	45. 47. 48. 49. 57. 58. 64. 65.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 24.	I 134079.	I 30.4 I 30.4	
2 I 37.	I 37.	6. 7. 0. 59.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I	I	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 4.	I 81779.	I 18.6 I 49.0	
3 I 24.	I 0.	3. 5. 9. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 27. 32. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 5.	I 31465.	I 7.1 I 56.1	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 1.	I 29547.	I 6.7 I 62.8	
5 I 50.	I 50.	42. 43. 60. 67.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 5.1	I 29276.	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 5.1	I 6.6 I 69.5		
6 I 31.	I 31.	21. 30. 43.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 4.	I 28356.	I 6.0 I 75.4	
7 I 71.	I 71.	78. 79. 85.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 4.	I 18533.	I 4.2 I 79.7	
8 I 8.	I 8.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 1.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 1.	I 16888.	I 3.8 I 83.5	
9 I 3.	I 0.	2. 4. 0. 0. 13.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 3.	I 12489.	I 2.8 I 84.3	
10 I 76.	I 76.	62. 69. 74. 75.	0. 77. 81. 82. 83. 88. 89.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 11.	I 10018.	I 2.2 I 88.6	
11 I 20.	I 20.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 1.	I 1.	I 9939.	
12 I 66.	I 66.	54. 51. 72.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 4.	I 9279.	I 2.1 I 93.0	
13 I 101.	I 101.	90. 94. 98.	100. 102. 104. 105. 108. 109.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 10.	I 7234.	I 1.6 I 74.6	
14 I 28.	I 28.	14. 15. 19.	0. 29. 33. 52.	0. 0. 0. 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 7.	I 7018.	I 1.6 I 76.2	
15 I 96.	I 96.	93. 96.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 3.	I 2846.	I 0.6 I 96.8	
16 I 41.	I 41.	48.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 2.	I 2895.	I 0.6 I 97.4	
17 I 41.	I 41.	70. 44.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 3.	I 2350.	I 0.5 I 98.0	
18 I 84.	I 84.	80. 87.	0. 91.	0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 4.	I 2250.	I 0.5 I 98.5	
19 I 103.	I 103.	92. 95.	99. 107.	0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 5.	I 1798.	I 0.4 I 98.9	
20 I 110.	I 110.	111. 112.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I	
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 3.	I 1552.	I 0.4 I 99.2	
21 I 22.	I 0.	0. 0. 0. 0. 0.	34. 46.	0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 3.	I 1355.	I 0.3 I 99.4	
22 I 1.	I 1.	1.	0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 1.	I 853.	I 0.2 I 99.7	
23 I 77.	I 0.	0. 84.	0. 0. 0. 0.	0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 1.	I 571.	I 0.1 I 99.9	
24 I 93.	I 0.	0. 0. 0.	0. 97.	0. 0. 0.	I 0.	I 0.	I I
I	I 0.	0. 0. 0. 0. 0.	0. 0. 0. 0. 0. 0.	I 1.	I 502.	I 0.1 I 100.0	

(i) ; the priority of the selected stations

(ii) ; the No. of the selected station

(iii); the grid No. associated with the selected station

(iv) ; the numbers of grids covered by the selected station

(v) ; the damage costs detected by the selected station

(vi) ; the efficiency of the selected station

(vii) ; the cumulative efficiency

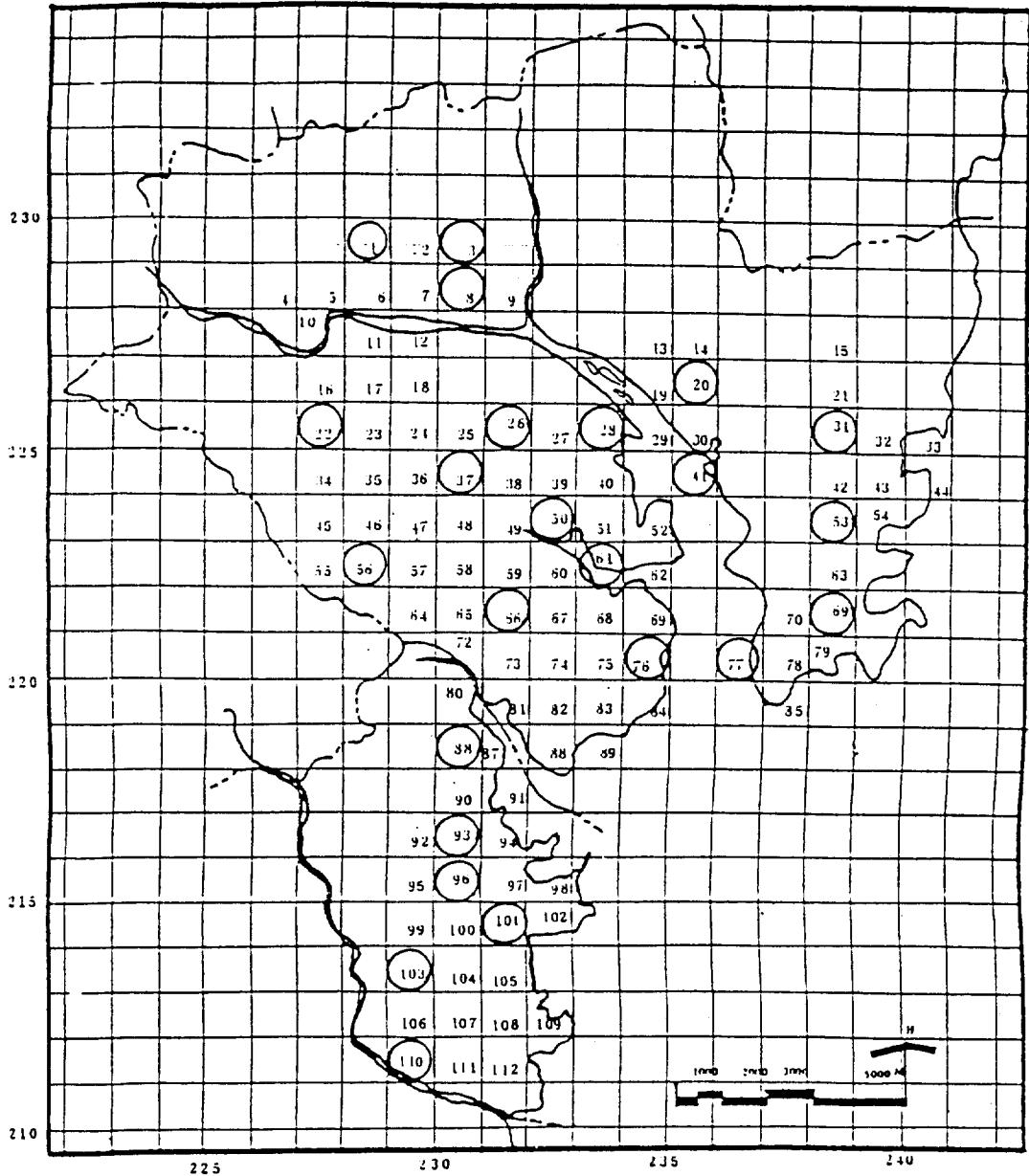


Fig. 1. Location of the selected sites

어 있는 测定網을 本 研究에서 定立한 测定網 配置技法과 汚染被害感知效率面에서 比較하기 위하여 각 방법에 의해 선정된 测定所와 이미 設置되어 있는 测定所의 格子번호를 表3에 나타내었다.

各方法에 의한 测定所들을 적용단계에서 만들어 놓은 集落資料와 汚染被害額推定值를 利用하여 汚染被害感知效率을 計算한 結果 그림 2와 같이 나타났다.

Table 3. Monitoring Sites Selected by Different Monitoring Network Design Methods.

Method	No. of Selected Sites
Method of TM Coordinates(2 km × 2 km)	5, 7, 9, 16, 18, 20, 34, 36, 38, 40, 41, 43, 55, 57, 59, 61, 63, 73, 75, 78, 87, 89, 92, 94, 99, 101, 106, 108
Method of TM Coordinates(3 km × 3 km)	6, 7, 23, 26, 29, 31, 56, 59, 62, 63, 81, 84, 85, 94, 105
Method of Concentric Circles	9, 20, 23, 29, 38, 48, 50, 55, 57, 66, 63, 65, 73, 75, 84, 87, 94, 101, 108
Existing Monitoring Network	6, 7, 13, 17, 20, 26, 27, 37, 38, 39, 51, 59, 60, 97, 100, 101, 104, 105, 110

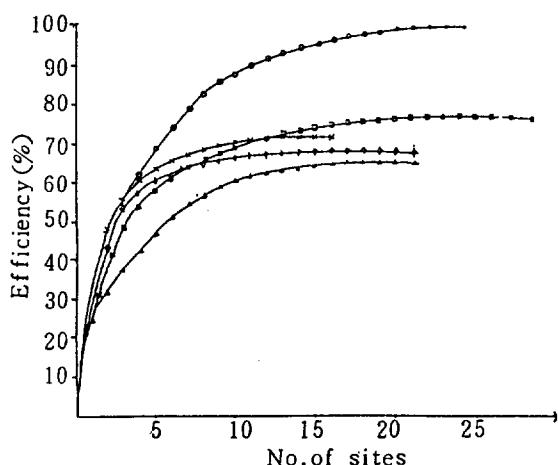


Fig. 2. Comparison of the detecting efficiencies of different design methods

- : Method developed in this study
- : Method of TM coordinates(2 km × 2 km)
- × : Method of TM coordinates(3 km × 3 km)
- △ : Method of concentric circles
- ◇ : Existing Monitoring Network

이에 의하면 「中心點에 의한同心圓을 利用하는 方法」으로 選定된 測定所는 21個所로서 이들 중 3個所가 重複되어 있었으며 汚染被害感知效

率은 64.4 %로 나타났다. 「TM 좌표에 의한 方法」은 格子크기를 (2 km × 2 km)와 (3 km × 3 km)로 했을 때 選定된 測定所는 각각 28, 16個所였다. 이들 중 重複된 測定所는 각각 7, 3個所로서 汚染被害感知效率은 각각 76.7 %, 72.1 %였다. 또한 環境汚染公定試驗法에 의거하지 않고 研究對象地域에 이미 配置된 測定網은 21個所로서 이들 중 9個所가 다른 測定所와 重複되어 있었고 67.8 %의 汚染被害感知效率을 나타냈다. 반면에 本研究에서 定立된 測定網 配置技法에 의한 測定所는 24個所로서 對象地域 全體의 汚染被害를感知할 수 있는 것으로 나타났고, 특히 11個所만으로도 90 %以上의 汚染被害를感知할 수 있는 것으로 나타났다.

따라서 現行 環境汚染公定試驗法上의 測定網 配置技法의 改善이 必要한 것으로 판단된다.

4. 結論

우리나라 環境汚染公定試驗法에 있어서 大氣汚染管理의 根幹인 大氣污染 測定網 配置技法이 適用上 混沌을 초래할 뿐만 아니라 測定網 配置에 있어서 가장 먼저 고려되어야 할 地域代表性과 汚染被害를 충분히 반영해 주지 못하고 있다. 이러한 問題點을 解決하기 위하여 外國의 諸研究를 바탕으로 最小의 測定所數로서 地域代表性을 確保하면서 汚染被害를 最大로感知할 수 있는 大氣污染 測定網 配置技法을 定立하여 이를 蔚山·溫山地域에 適用시킴과 同時に 環境汚染公定試驗法上의 配置技法과 汚染被害感知效率面에서 比較分析함으로써 다음과 같은 結果를導出하였다.

1) 「中心點에 의한同心圓을 利用하는 方法」과 「TM 좌표에 의한 方法(3 km × 3 km)」을 蔚山·溫山地域에 適用시킨 結果 각각 21, 16個 測定所가 選定되었으며 汚染被害感知效率은 각각 64.4 %, 72.1 %로서 두 技法 모두 效率이 낮지만 그 중 後者가 效率이 높은 것으로 나타났다.

2) 環境汚染公定試驗法에 의거하지 않고 이미 配置되어 있는 21個 測定所는 67.8 %의 汚染被害感知效率을 나타내고 있어 「TM 좌표에 의한 方法」보다 效率이 낮은 것으로 나타났다.

3) 本研究에서 定立한 配置技法에 의해 測定所를 選定한 결과 24個所로서 對象地域 全體의

汚染被害量 感知하는 것으로 나타났고 특히 11 個所 만으로도 90 % 以上의 汚染被害를 感知할 수 있었다. (原稿接受 '87.4.10)

参考文献

1. 大平, (1972), 大氣汚染の觀測, 化學技術誌, 20.
2. Handscombe C.M., Elsom D.M., (1982), Rationalization of the National Survey of Air Pollution Monitoring Network of the United Kingdom using Spatial Analysis, *Atmospheric Environment*, 16, 5, 1061 ~ 1070.
3. 田村穂積 外3人, (1983), 自動測定機の適正配置す研究, 全國公害研究會誌, 14, 2, 101 ~ 105.
4. Darby W.P., et al, (1982), Optimization of Urban Air Monitoring Network, ASCE, 100(EE3), 577-591.
5. Hougland E.S., Stephens N.T., Air Pollutant Monitor Siting by Analytical Techniques, JAPCA, 26, 51 ~ 53.
6. Noll N.E., Mitsutomi S., (1983), Design Methodology for Optimum Dosage Air Monitoring Site Selection, *Atmospheric Environment*, 17, 12, 2583 ~ 2590.
7. 環境廳, (1983), 環境汚染公定試験法, 259-262, 産業公害研究所.
8. Munn R.E., (1981), The Design of Air Quality Monitoring Networks, 5 ~ 8, Macmillan Publishers Ltd.
9. 吳澤燮, (1985), 사회과학 데이터 분석법, 189 ~ 190, 나남출판사.
10. 日本大氣汚染防止法, (1975), 施行規則改正令 第5條.
11. 鄭會聲, (1985), 環境汚染改善의 便益推定技法에 關한 考察, 環境保全協會報, 7, 16, 28 ~ 30.
12. 이정연, (1985), 大氣汚染이 호흡기계 질환에 미치는 影響에 關한 연구, 10 ~ 11, 서울大學校 環境大學院 博士學位論文.
13. Lave L.B., Seskin E.P., (1980), Air Pollution and Human Health, Johns Hopkins Univ. Press.
14. Carpenter B.H., et al., (1979), Health Costs of Air Pollution : A Study of Hospitalization Costs, AJPH, 69, 12, 1237 ~ 1239.
15. OECD, (1981), The Costs and Benefit of Sulfur Dioxide Control ; A Methodological Study, 92 ~ 93.
16. Treshow M., (1970), Environment & Plant Response, McGraw-Hill Book Co., 257.
17. 張榮基, (1985), 總量規制에 의한 大氣汚染規制方案研究, 서울大學校 環境大學院 博士學位論文, 29 ~ 31.
18. 大韓損害保險協會, (1983), 損害保險 약관집, 76 ~ 81.
19. 의료보험조합 연합회, (1984), 의료보험 통계연보, 168 ~ 171.
20. 경상남도, (1984), 경남통계연보, 86 ~ 89.
21. 경제기획원 통계국, (1984), 물가연보, 120 ~ 123.

自動車에 의한 汚染物質 排出係數 및 排出量 算定에 관한 研究

Estimation of Emission Factor and Air Pollutant Emissions
by Motor Vehicles

趙康來* 金良均* 董宗仁* 嚴明道*

Kang-Rae Cho, Yang-Kyun Kim, Jong-In Dong, Myung-Do Eom

ABSTRACT

Actual driving pattern of each motor vehicle type was measured and analyzed in Seoul area and vehicle emission rate was measured and traffic data were used to estimate vehicular emission factor and motor vehicle-related air pollutant emission.

The analysis of contribution ratio of each vehicle type showed that LPG taxi's took 38.1% of total vehicular CO, gasoline passenger cars 37.5%, therefore, these cars are major sources of CO, gasoline passenger cars took 45.4% of total vehicular HC, motorcycles 25.3%, LPG taxi's 16.2%, so motorcycles can be said to play an important role in HC emission. For NOx, buses and trucks were thought to be major sources as buses took 36.8% and truck 26.4%.

Diesel vehicles, on the other hand, took most SO₂ and particulate matter emission.

Total emission from motor vehicles in Seoul was estimated to be 547 t/day of CO, 68t/day of HC, 163t/day of NOx, 18t/day of SO₂ and 19t/day of particulate matter.

1. 緒論

最近自動車의 急激한 增加는 都心에서의 交通渋滞症을 誘發하고 있을 뿐만 아니라 排出ガス에 의한 光化學스모그 (Photochemical Smog) 現象, 디이젤自動車 煙에 의한 浮遊粉塵 등은 大氣質을 크게 惡化시키고 있기 때문에 이에 대한 低減對策이 절실히 要望되고 있다.

1980年 自動車排出ガス 規制가 실시된 이래 몇차례에 걸쳐 規制強化와 追加規制가 실시되어 왔으며 1987.7.1부터는 휘발유자동차의排出ガス規制가 美國과 같은 先進國 水準으로 強化되는

등 本格的인 低減對策이 추진되고 있으나 약 50%의 保有比率을 갖고 있는 디이젤自動車의 排出ガス 規制強化 등 앞으로 低減對策이 계속 추진되어야 한다.

自動車 排出ガス 許容基準의 段階的 強化를 위해서는 自動車로부터 排出되는 汚染物質 排出量을 算出하고, 固定排出源 資料, 氣象資料 및 大氣汚染度 實測資料 등을 活用하여 大氣擴散모델에 의한 大氣汚染度를 豊測計算하고 이를 環境目標值와 比較検討하여 排出許容量을 計算하므로서 車種別 排出ガス 許容基準이 設定되어야 한다.

自動車로부터 排出되는 汚染物質 排出量은 自

自動車의 種類, 使用燃料 및 走行條件에 따라 相異 하므로 實際 排出되는 汚染物質量을 把握하기 위해서는 車種別 實走行패턴을 測定하고 이 走行패턴에 의해 自動車를 運轉하여 車種別 排出gas량을 分析하고 아울러 走行패턴과 排出 가스량의 相關分析에 의하여 車種別 排出係數를 구하고 交通量資料 등을 利用하여 自動車의 汚染物質 排出量을 구하여야 한다.

本 調査研究에서는 大氣污染이 가장 문제시되고 있는 서울지역의 車種別 走行패턴을 實測하고 주요 車種에 대한 排出가스량을 測定하여 車種別 排出係數 및 排出量을 算出하였다.

2. 內容 및 方法

2.1 走行패턴 調査方法

自動車 走行패턴 調査를 위한 走行道路는 地域內의 自動車 走行狀態를 대표할 수 있는 道路를 선정하여야 한다.

본 조사에서는 서울의 주요 간선도로를 대상으로 하였으며 車種別 走行道路의 選定은 車輛의 運行特性을 고려하여 달리하였다. 즉 휘발유승용차와 디이젤승합차는 9개의 방선선도로와 강변로를 포함한 3개의 순환도로를 선정하였고 디이젤트럭은 도심을除外한 제2, 제3 순환로와 강변로 및 4개의 방선선도로를 선정하였다.

그리고 시내버스는 전체의 서울지역을 대표하도록 6개의 버스路線을 선정하여 走行道路로 하였다.

2.1.2 試驗自動車

走行패턴測定에 使用한 自動車는 市中에서 많이 운행되고 있는 車種을 代表車種으로 다음과 같이 선정하였다. 즉 휘발유승용차로는 포니Ⅱ(排氣量 1439cc), 디이젤승합차는 봉고(排氣量 2,209cc, S2 엔진), 디이젤트럭은 타이탄(排氣量 2,977cc, HA 엔진)을 그리고 시내버스는 D 0846 HM(排氣量 7,255cc) 엔진을 장착한 43 인승 觀光버스를 사용하였다.

2.1.3 走行패턴 測定 및 解析

1) 走行패턴 測定 및 記錄裝置

試驗自動車에 車速, 엔진回轉數, 吸氣매니포

울드負壓 및 드로틀角度, 燃料消費量을 測定할 수 있는 走行패턴測定器를 裝着하고 走行道路를 走行하면서 走行資料를 記錄裝置에 記錄하였다.

車速은 試驗自動車의 스피드미터케이블에 펄스발생기(ONOSOKKI 제, RP432-300P/R)를 연결하여 발생하는 주파수를 電壓으로 變換시켰으며 휘발유승용차의 엔진回轉數는 엔진의 스파아크펄스기(ONOSOKKI 제, IP-295)를 이용하고 디이젤자동차의 엔진回轉數는 엔진의 크랭크축풀리에 한 개의 돌출부를 갖는 金物을 제작, 부착하고 돌출부끝에서 3~4 mm 떨어진 곳에 電子式回轉檢出器(ONOSOKKI 제, MP-910)을 設置하여 測定하였다.

매니포울드負壓은 吸氣매니포울드에 호스를 直接연결하여 測定하고, 드로틀開度는 드로틀開度檢出器(ONOSOKKI 제, TC-001)에 의해 測定하였다. 그리고 디이젤自動車의 엔진부하는 直接測定할 수 없으므로 運轉中の 燃料분사펌프제어핵의 위치를 드로틀개도검출기로 測定하고 같은 種類의 엔진을 實驗室의 엔진動力計에서 運轉하여 드로틀開度와 負荷의 관계에 의해 엔진의 負荷를 算出하였다. 이들 資料는 Data Corder(Kyowa 제, RTP-501A/AL) 테이프에 아나로그신호로 기록하고 實驗室에서 재생 Digital 資料로 變換後 使用하였다.

2) 走行패턴 測定

휘발유승용차의 走行패턴測定은 운전원, 기기조작원을 包含 3명이 승차하여 選定된 走行路를 走行하면서 주행패턴데이타를 測定하였으며 디이젤自動車에 있어서는 운전원과 기기조작원以外에 自動車積載量의 2/3荷重이 되도록 모래주머니를 積載하여 走行하였다.

走行時는 可能한 제한 交通法規를 遵守하였으나 車速은 다른 車의 흐름에 따라 走行하였다. 그리고 시내버스의 走行패턴測定은 동일 엔진을 탑재한 觀光버스에 走行패턴測定器를 裝着하여 走行路線의 노선버스를 추적 주행하였다.

3) 走行패턴 데이타解析

Data Corder에 기록된 데이타는 아날로그데이터이므로 走行패턴解析을 위해서 아날로그신호를 0.2 초 간격으로 읽어 디지털데이타로 變換시킨 후 이들 데이타를 1초마다 平均하여 平均

값을 저장토록하고 약 20 분간 데이터를 샘플링 한 후 데이터를 디스크에 보관 또는 프린터에 기록되도록 하였으며 프린터에 기록된 데이터와 리니어코더에 재생시킨 아날로그데이터를 이용하여 최소자승법에 의해 디스크에 보관된 샘플링 데이터를修正하여 다음 데이터 해석시 사용도록 프로그래밍하였다.

走行패턴 데이터解析은 走行速度에 관한 사항으로서 ① 平均車速 ② 아이들링, 加速, 定速, 및 減速모드의 走行時間比率 ③ 加速度 및 減速度率을 分析하였으며 ④ 디이젤自動車에 있어서는 엔진의 回轉速度와 負荷率分布를 알아보기 위하여 엔진回轉速度 - 負荷率matrix를 分析하였다.

모드의 정의는 아이들링은 車速이 5 km/h 이하인 狀態이며 定速은 單位時間當 車速의 變化率이 1.5 km/h/h 이하 즉 $|\Delta V| \leq 1.5\text{ km/h/s}$ 인 狀態가 4초이상 계속되는 狀態이고, 加速 및 減速은 單位時間當 즉, 1초당 車速變化가 1.5 km/h 이상인 狀態로 정의하였다.

2.2 交通量 調査方法

交通量(台・ km/h)을 推計하는 方法은 ① 交通量(台・時) 調査結果를 利用하는 方法, ② OD表를 기초로 한 交通量配分시뮬레이션에 의한 方法, ③ 航空寫眞에 의한 方法이 있으나^{1), 2)} 본 연구에서는 ①의 方法에 의하여 交通量(台・ $\text{km}/\text{時}$)를 算出하였다. 이 方法은 交通量을 算出하는 데 가장 기본이 되는 方法으로서 車種別, 時間帶別로 測定한 交通量(台・時)에 그 測定值를 代表하는 道路延長距離(km)를 곱하여 대상도로의 走行台・ $\text{km}/\text{時}$ 를 구한다. 여기서 使用한 交通量資料는 서울市 및 交通部에서 調査한 資料^{3)~6)}를 본 研究目的에 맞도록 정리하여 使用하였다.

2.3 排出ガス 測定

2.3.1 實驗自動車

自動車의 排出ガス 測定을 위한 實驗車의 選定은 現在 운행되고 있는 自動車의 保有台數比率 등을 고려하여 휘발유자동차 10 대, LPG택시 3 대, 시내버스 2 대, 트럭 2 대 및 디이젤소형승합차 2 대를 선정하였으며 車種別 排氣量, 走行

距離 및 生產年度를 表 1에 나타내었다.

Table 1. Exhaust Emission Test Cars

No.	Test Cars	Displacem-ent (cc)	Millage (km)	Model Year
1	Pony I	1238	125,684	'78
2	Pony II	1200	86,498	'83
3	Pony II	1439	8,420	'84
4	Stellar	1439	64,896	'83
5	Stellar	1439	26,883	'84
6	Pony Excel	1500	3,500	'85
7	Maepsy 1.3	1492	76,753	'83
8	Maepsy XQ	1492	40,087	'83
9	Royal XQ	1492	153,831	'83
10	Royal Prince	1897	16,544	'85
11	Pony II LPG	1439	188,800	'83
12	Pony II LPG	1439	69,800	'84
13	Pony II LPG	1439	16,704	'85
14	City bus(D0846 HM E/G)	7255	-	'79
15	City bus(D0846 HM E/G)	7255	-	'83
16	Truck(HA E/G)	2775	-	'79
17	Truck(HA E/G)	2775	-	'85
18	Light-Duty Ve-hicle(S2 E/G)	2209	-	'82
19	Light-Duty Ve-hicle(S2 E/G)	2209	-	'85

2.3.2 實驗裝置

휘발유자동차 排出ガス 測定을 위해서는 사시다이나모미터(Banzai 제, Eddy current dynamometer), 分析器(Horiba 제, MEXA8420), CVS 등을 사용하였으며 디이젤自動車의 排出ガス는 엔진다이나모미터(Nishishiba 제, NEDD-134H & NEDD-146H), 分析器(Horiba 제, MEXA8120D), 스모크미터(Sokken 제, GSM-2), Stack Sampler(NUTECH2010) 등을 사용하였다.

2.3.3 實驗모드 및 測定方法

휘발유자동차의 實驗모드는 10 모드 및 3.1. 1에서 구한 實走行모드를 사용하여 實驗自動車를 사시다이나모미터상에서 아이들링, 加速, 定

速, 減速狀態로 운전하면서 直接試料 採取法에 의해서 排出ガス를 测定하였다.

實驗自動車는 아이들링 狀態에서 回轉速度 및 CO濃度를 規定 rpm과 CO濃度로 調整한 후에 試驗하였으며 10 모드 試驗은 CVS 方법에 의하였다.

直接試料採取法에 의해 排出ガス分析時 燃料流量을 测定하여 Data Corder에 排出ガス 濃度와 함께 記錄하고 프로그램에 의거 각 모드별 排出ガス濃度 計算時 이용하였다.

디이젤自動車의 實驗모드는 3.1.2에서 구한 實走行모드를 使用하여 實驗用엔진을 엔진다이나모터상에서 운전하여 直接試料採取法에 의해 分析하였다.

디이젤自動車의 粒子狀物質은 排氣管에 Stack Sampler를 연결하여 等速吸引하면서 粒子狀物質을 유리섬유여과지에 滤過하여 무게를 测定하였다. 이 때 여과지에 粒子狀物質이 포집될 때의 溫度는 50°C 정도가 되도록 排氣ガス를 냉각시켰다.

2.4 排出係數 및 汚染物質 排出量 算出方法

自動車로부터 排出되는 汚染物質質量은 自動車種類別, 排出ガス規制年度別, 車齡別로 相異할 뿐만 아니라 通行條件, 엔진溫度, 大氣溫度 등과 같은 많은 因子에 의하여 相異하므로 汚染物質排出係數算出時는 可能한 이러한 因子들이 包含될 수 있도록 實走行狀態에서의 排出ガス를 测定하고 이들 因子를 고려하여 算出하여야 한다.

美國EPA에서는 車種을 小型乘用車 (light-duty passenger car, LDP), 小型트럭 (light-duty truck, LDT), 中型트럭 (medium-duty truck, MDT), 大型揮發油車 (heavy-duty gasoline fueled vehicle, HDG), 大型디이젤車 (heavy-duty diesel fueled vehicle, HDD) 및 二輪自動車 (motor cycle)로 구분하여 汚染物質別 排出係數를 구하고 있다.

排出係數算出時는 새차의 汚染物質 排出量, 10,000mile 당 劣化率 (deterioration rate), 累積走行距離 (millage), 車種別, 모델年度別 走行距離 重量係數 (travel weighing factor), Cold Start 와 Hot Start 比率, 車速, 운전모드 등의 因子를 测定 또는 計算하여 適用하고 있

다.^{7),8),9)} 또한 日本에서의 排出係數算出은 車種別, 모델年度別로 試驗車輛을 選定하여 實走行파티션調査를 實施하여 平均車速과 走行모드를 解析하고 같은 車種에 대해 샤크다이나모터상에서 排出ガス를 测定하여 自動車排出ガ스 原單位 表를 작성한 후 代表走行路線別 排出ガス량을 求하고 平均車速과 排出ガ스량과의 回歸分析에 의하여 排出係數를 算出하고 있다.^{1),2)}

本 調査研究에서는 여러가지의 資料의 제약때문에 다음과 같은 方法으로 排出係數를 算出하였다.

2.4.1 휘발유自動車 排出係數 算出

實車走行調查에 의한 走行모드解析資料와 샤크다이나모터試驗에 의한 排出ガス 测定結果로부터 얻은 排出ガ스 原單位資料를 使用하여 走行路線別, 모드별 所要時間 (T_i, sec)과 모드별 排出ガス량 ($C_i, \text{g/sec}$)을 컴퓨터프로그램에 의해 算出하고 다음식에 의해 路線區間別 排出ガ스량, 車種別 排出ガ스량 및 排出係數를 計算하였다.

$$\text{走行路線別 排出ガス量} (\text{g/km}) = \sum (C_i \times t_i) / D$$

여기서 D는 路線區間의 走行距離 (km)이다.

$$\text{車種別 排出ガス量} = \sum (\text{走行路線別 排出ガス量} \times WF)$$

여기서 WF는 走行路線別 交通量 (台・km/日)과 全走行路線의 交通量 (台・km/日)의 比이다.

$$\text{排出係數} (\text{g/km}) = \sum (E_R \times W_f)$$

여기서 E_R 은 車種別 排出ガス量이며 W_f 는 車種別 保有台數比이다.

2.4.2 디이젤自動車 排出係數

디이젤自動車 走行파티션 重量係數 (表 4 參照)와 實測모드에 의한 汚染物質 排出量 测定資料로부터 다음과 같이 馬力當 排出量 (g/b.bhp-hr), 燃料當 排出量 (g/kg)을 算出하고 다시 走行距離當 排出量 (g/km)을 算出하였다.

$$\text{馬力當 排出量} (\text{g/b.bhp-hr}) = \frac{\sum G \cdot WF}{\sum L \cdot WF}$$

$$\text{燃料當 排出量} (\text{g/kg}) = \frac{\sum G \cdot WF}{\sum F \cdot WF}$$

$$\text{走行距離當 排出量} (\text{g/km}) = [\text{馬力當 排出量} (\text{g/$$

$b \cdot hp \cdot hr$) × 總馬力 (b.hp) /] / 平均車速 (km/h)
燃料當排出量 (g/kg) × 走行燃料消費量 (kg/km)

여기서

G : 모드별 汚染物質 (CO, HC, NOx) 排出量
(g/h)

L : 모드별 엔진出力 (b.hp)

F : 모드별 燃料消費量 (kg/h)

WF: 모드별 重量係數 (weighing factor)

車種別 排出係數는 다음과 같이 算出하였다.

車種別 排出係數 (E_f) = \sum (車種別 汚染物質
排出量 × 모델年度別 重量係數)

2.4.3 SO₂ 및 Pb 排出係數

SO₂ 排出係數는 휘발유 및 경유에 함유되어 있는 黃含有量과 自動車 燃料消費量으로부터 다음과 같이 算出하였다.

SO₂ 排出係數 (g/km)

$$= \frac{\text{燃料比重} \times 10^3 \times \text{黃濃度}(\%) / 100 \times 2}{\text{燃料消費量} (\text{km}/\ell)}$$

여기서 휘발유의 比重은 0.75, 黃含有量은 平

均 0.03 %로 하였으며 輕油의 比重은 0.85, 黃含有量은 0.35 %로 하여 계산하였다.

휘발유중에 添加한 유기 납에 의해排出되는 납의 排出係數는 다음과 같이 算出하였다.

$$\text{Pb 排出係數 (g/km)} = \frac{\text{납함유량} (\text{g}/\ell) \times 0.75}{\text{燃料消費量} (\text{km}/\ell)}$$

여기서 납含有量은 0.3g/ℓ로 하였으며 이 유기 납이 엔진내에서 燃燒되어 大氣中으로排出될 때 약 75 %만을排出하며 나머지는 엔진 및 排氣管에 吸着된다고 보았다.¹³⁾

3. 結果 및 考察

3.1 走行패턴

3.1.1 挥發油乘用車 走行패턴

서울시의 휘발유 및 LPG 乘用車의 通行을 代表할 수 있도록 15 개의 走行路線을 選定하여 實走行패턴을 測定分析하여 平均車速, 아이들링, 加速, 減速, 定速모드의 走行時間比率을 算出한結果를 表2에 나타내었다.

Table 2. Driving Pattern Analysis Result for Passenger Car.

Routes	Driving Distance (km)	Driving Time (sec)	Average Vehicle Speed (km/hr)	Percentage Time Spent in 4Mode (%)			
				ID	AC	DC	CR
R-1 (광화문-상봉동)	21.31	3,775	20.3	33.8	29.9	25.9	10.5
R-2 (광화문-길동)	34.63	4,119	30.3	35.3	22.7	21.4	20.6
R-3 (재동-역삼동)	22.58	3,256	25.0	39.3	24.9	23.2	12.7
R-4 (안국동-청담동)	28.28	3,314	30.7	23.3	28.6	24.6	23.6
R-5 (중앙청-시흥)	42.29	3,874	39.3	17.6	31.2	26.9	24.3
R-6 (광화문-오류동)	31.29	4,356	25.9	26.2	28.9	24.3	20.7
R-7 (중앙청-김포)	36.93	2,744	47.9	10.7	31.8	30.1	27.5
R-8 (서대문-구파발)	16.34	1,589	37.0	16.4	32.6	26.4	24.6
R-9 (창동-퇴계5)	35.39	4,242	30.0	26.6	32.4	29.3	11.8
C-1 (종로-을지로)	14.96	3,413	15.8	38.8	29.8	25.7	5.9
C-2 (퇴계로-율곡로)	24.37	2,809	31.2	23.3	30.6	30.1	16.0
C-3 (제2순환로)	57.81	7,675	27.1	27.8	27.1	24.8	20.2
C-4-1 (강변로)	78.51	8,295	34.1	31.4	28.5	24.7	15.4
C-4-2 (강남로)	73.37	6,936	38.1	15.8	26.0	25.0	34.1
C-5 (김포-천호동)	81.9	7,136	41.3	23.1	30.9	26.0	20.0
Average	624.33	70,372	31.9	26.0	29.1	25.9	19.2

※ ID: Idling, AC: Acceleration, DC: Deceleration, CR: Cruise.

Table 3. Driving Pattern Analysis of City Bus, Light Duty Diesel Vehicle and Diesel Truck in Seoul.

Kinds of Vehicle	Vehicle Speed (km/h)	Percentage Time Spent in 4 Mode (%)				Acceleration Rate KPH/sec	Deceleration Rate KPH/sec
		I C	A C	C R	D C		
City Bus	20.4	27.4	23.8	31.3	17.6	2.03	-2.75
Light Duty Vehicle	25.9	29.7	19.2	36.0	15.1	2.30	-2.78
Truck	27.4	25.5	20.3	37.8	16.3	2.03	-2.75

表2에서 볼 수 있는 바와 같이 서울市의 平均車速은 31.9km/h로서 전체적으로는 비교적 소통이 잘되는 편이며 路線別로는 中央廳 → 金浦路線의 車速이 제일 높아 47.9km/h이며 종로 - 을지로를 포함한 도심지가 15.8km/h로서 交通混雜이 심함을 볼 수 있다.

서울시의 平均車速 31.9km/h는 日本의 東京都를 중심으로 개발한 10 모드¹⁰⁾의 平均車速 17.7km/h, 유럽경제공동체의 주행모드인 ECE-15 모드¹¹⁾의 平均車速 19.0km/h에 비하면 높은 편이며 美國의 로스엔젤레스시를 중심으로 개발한 LA-4 모드¹²⁾의 平均車速 34.1km/h에 비하면 낮은 편이다.

휘발유 및 LPG自動車의 排出係數算出을 위한 走行모드解析資料를 確保하기 위하여 각 走行路線別, 모드別(64 모드)所要時間을 算出하였다.

走行모드는 아이들링, 定速(10~70km/h), 停止加速(0→10~0→70km/h), 途中加速(10→10~60→70km/h까지 21 단계), 停止減速(10→0~70→0km/h), 途中減速(20→10~70→60km/h까지 21 단계) 등 모두 64 모드를 선정하여 각 모드에서 운전하는 時間比率을 각 走行路線別 排出ガス量 算出時 入力資料로 使用하였다.

3.1.2 디이젤自動車 走行패턴

시내버스, 트럭 및 디이젤小型乗合車의 서울시내주행에 있어서 平均車速, 아이들링, 가속, 정속, 감속의 4 모드時間比率을 测定하여 表3에 나타내었다.

表3에서 볼 수 있는 바와 같이 시내버스의 平

均車速은 20.4 km/h, 트럭의 平均車速은 27.4 km/h이며 小型乗合車의 平均車速은 25.9km/h로서 시내버스의 平均車速이 제일 낮으며 휘발유 자동차의 平均車速 31.9 km/h에 비하여 디이젤自動車의 平均車速이 전체적으로 낮음을 알 수 있다.

디이젤자동차의 實走行狀態에서 汚染物質 排出量測定 및 排出係數算出을 위하여 디이젤自動車エン진의 運轉狀態인 엔진回轉速度와 엔진負荷關係를 解析하고 각 모드에서 운전되고 있는 時間比率을 구하여 重量係數로 하여 表4에 나타내었다.

表4에서 볼 수 있는 바와 같이 시내버스는 아이들링, 中速, 高負荷에서 많이 運轉되고 있으나 小型乗合車는 아이들링 및 中速, 中負荷에서 운전되고 있는 狀態가 많으며 高速, 高負荷에서 운전되고 있는 경우는 적음을 알 수 있다.

3.2 交通量

휘발유자동차의 走行路線에 대한 1日交通量(台·km/h)을 算出하였으며 1985年末現在 서울市의 車種別 走行距離(台·km/h) 및 燃料使用量(ℓ/日)을 算出하여 表5에 나타내었다.

表5에서 볼 수 있는 바와 같이 서울市의 全體自動車通行量은 $36,799 \times 10^3$ 台·km/h이며 이 중 일반승용차 31.8%, 택시 30%, 트럭 24% 및 버스 13.9%를 차지하고 있다. 그러나 燃料使用量基準으로 살펴보면 全體燃料使用量은 5,308kℓ/日로서 트럭 31.3%, 승용차 23.1%, 택시 21.0%이며 버스가 24.6%로서 높은 比重을 차지하고 있다.

3.3 排出係數 및 排出量

Table 4. Actual Driving Mode for Diesel Vehicle

Mode No.	B u s			Lights-Duty Vehicle and Truck			
	Engine Speed (%)	Load Rate (%)	Weighing Factor	Engine Speed (%)	Load Rate (%)	Light-Duty Vehicle Weighing Factor	Truck Weighing Factor
1	Idling	-	0.234	Idling	-	0.294	0.258
2	40	2	0.048	25	2	0.035	0.022
3	40	25	0.018	25	25	0.036	0.003
4	40	50	0.015	25	50	0	0
5	40	75	0.014	25	75	0	0
6	40	100	0.040	25	100	0	0
7	60	2	0.100	40	2	0.028	0.073
8	60	25	0.014	40	25	0.049	0.036
9	60	50	0.013	40	50	0.086	0.015
10	60	75	0.013	40	75	0.026	0.015
11	60	100	0.056	40	100	0	0
12	80	2	0.108	60	2	0.038	0.094
13	80	25	0.040	60	25	0.028	0.118
14	80	50	0.021	60	50	0.111	0.093
15	80	75	0.025	60	75	0.195	0.113
16	80	100	0.120	60	1000	0.007	0.046
17	100	2	0.026	80	2	0	0
18	100	25	0.014	80	25	0.012	0.030
19	100	50	0.018	80	50	0.008	0.021
20	100	75	0.020	80	75	0.043	0.037
21	100	100	0.043	80	100	0.004	0.026

3.3.1 排出係數

自動車 汚染物質 排出係數 算出結果는 表 6 과 같다.

表 6에서 택시는 모두 LPG를 사용하고 乗用車는 銀과 영업용택시를 除外한 乗用車로서 모두 휘발유를 사용하는 것으로 보았다.

시내버스, 市外버스, 전세 및 觀光버스, 高速버스 및 기타 자가용버스는 대형버스로, 12 인승 이하의 버스는 소형버스로 보았다.

트럭에 있어서도 평의상 소형트럭(積載量 1톤以下), 중형트럭(積載量 1~8톤) 및 대형트럭(積載量 8톤超過)으로 구분하였다.

휘발유자동차 및 LPG自動車의 粒子狀物質 排

出量 및 二輪自動車 排出ガス量은 測定할 수 없었으므로 한강유역조사단에서 測定한 資料¹⁴⁾를一部修正 引用하였다. 타이어마모에 의한 粒子狀物質 排出係數는 乗用車, 小型乗合車, 小型트럭은 0.118 g/km, 二輪自動車 0.056g/km 및 기타 大型自動車 0.230g/km로서 이들 데이타는 한강유역조사단자료¹⁴⁾에서 引用하였다.

3.3.2 汚染物質 排出量

自動車로부터 排出되는 汚染物質 排出量(kg/日)을 車種別 1日走行距離(台·km/日)에 各車種別 排出係數를 곱하여 算出하였다.

全國 및 서울의 車種別 汚染物質 排出量 및 汚

Table 5. Vehicle Traveled Distance and Fuel Consumption according to Vehicle Types in Seoul.
(1985.12.31)

Kinds of Vehicle	Number of Vehicle	V T D		Fuel Consumption		Traved KM(km/day)	Fuel Economy (km/ℓ)
		× 10³ car km/D	%	× 10³ ℓ/D	%		
LPG Taxi	35,691	11,064	30	1,116	21	310	9.91
Passenger Cars	259,429	11,705	31.8	1,224	23.1	-	-
o Pony	136,035	6,300	17.1	601	11.3	46	10.48
o Mapsina(Gemini)	24,951	1,148	3.1	110	2.1	46	10.48
o Rayale(Record)	48,034	2,210	6.0	269	5.1	46	8.21
o Steller(Cortina)	32,668	1,503	4.1	183	3.4	46	8.21
o Brisa	4,499	207	0.6	20	0.4	46	10.48
o Others	13,242	337	0.9	41	0.8	30	8.21
Jeep	1,728	111	0.3	15	0.3	64	7.5
Bus	44,252	5,075	13.9	1,304	24.6	-	-
o City Bus	8,261	2,792	7.6	983	18.5	338	2.84
o Rent & Sight Seeing	1,448	277	0.8	80	1.5	191	3.45
o Small Bus	28,541	1,827	5	185	3.5	64	9.9
o Others	6,002	179	0.5	56	1.1	40	3.19
Truck	104,707	8,844	24	1,649	31.3	-	-
o Less than 1ton	53,876	4,041	11	377	7.1	75	10.72
o 1ton ~ 3ton	37,486	2,886	7.8	457	8.6	77	6.31
o 3ton ~ 8ton	4,290	450	1.2	148	2.8	105	3.05
o heavier than 8ton	9,055	1,467	4	667	12.8	162	2.2
Motor Cycle	80,945	1,052	-	28	-	13.7	38.25
Total*	445,807	36,799	100	5,308	100	-	-

* Motor Cycle Excluded.

污染物 寄與率은 表 7과 같다.

表 7에서 볼 수 있는 바와 같이 全國的으로 볼 때 CO에 있어서는 택시가 34.5 %로 제일 높고 乘用車 22.2 %, 버스 16.6 %, 트럭 15.6 % 및 二輪自動車 11.2 %順으로 寄與하고 있다.

HC에 있어서는 二輪自動車가 25.3 %로 제일 높고 乘用車 24.3 %, 트럭 19.3 %, 택시 16.2 % 및 버스 14.9 %順으로 寄與하며 NOx에 있어서는 버스 39.2 %, 트럭 38.3 %로서 버스 및 트럭이 전체 NOx 排出量의 77.5 %를 차지하고 있다.

한편 SO₂ 및 粒子狀物質은 버스 및 트럭이 대부분 차지하고 있음을 볼 수 있으며 SO₂는 트럭이 60 %, 버스 38.6 %이며 粒子狀物質은 트럭 47.3 %, 버스가 41.3 %를 寄與하고 있다.

특히 全國的으로 볼 때 CO 및 HC에 있어서 二輪自動車가 CO 11.2 % 및 HC 25.3 %로서 높은 寄與率을 나타내고 있어 二輪自動車에 대한 排出gas對策이 시급함을 알 수 있다.

서울地域에 있어서도 전국과 비슷한 결과를 나타내고 있다.

즉 CO에 있어서는 택시 및 乘用車가 각각

Table 6. Emission Factor

Vehicle Type	Emissions(g/km)				
	CO	NOx	HC*	SO ₂	Particulate**
Passenger Cars	17.70	2.55	1.68	0.024	0.036
o LPG Taxi	18.17	2.61	1.17	-	0.020
o Gasoline Cars	17.25	2.50	2.16	0.047	0.051
Bus	12.81	11.36	1.59	1.54	1.33
o Small Bus	1.12	2.90	0.21	0.60	0.19
o City Bus & Others	19.78	16.40	2.41	2.10	2.01
Truck	5.05	4.76	0.98	1.09	0.59
o Light-Duty Truck	1.14	3.08	0.22	0.60	0.20
o Medium-Duty Truck	2.67	2.11	1.20	0.98	0.33
o Heavy-Duty Truck	21.19	15.87	2.56	2.70	2.26
Motor Cycle***	18.54	0.22	5.57	0.012	0.06

* Exhaust HC only

** Particulates for tire wear are 0.118g/km for passenger car, small bus and light-duty truck, 0.230g/km for city bus, medium-duty truck and heavy-duty truck and 0.056g/km for motor cycle, respectively, this data are quoted from the reference 14

*** Emission factor for motor cycle are quoted from the reference 14 and 15.

Table 7. Contribution of Air Pollution Emission

Area	Vehicle Type	Emission									
		CO		HC		NOx		SO ₂		Particulate	
		kg/day	%	kg/day	%	kg/day	%	kg/day	%	kg/day	%
Korea	Taxi	558,310	34.5	35,951	16.2	80,197	13.5	0	0	4,240	5.6
	Passenger Car	359,162	22.2	53,926*	24.3	52,053	8.8	979	1.2	3,998	5.3
	Bus	269,166	16.6	33,128	14.9	232,084	39.2	30,752	38.6	31,300	41.3
	Truck	252,713	15.6	42,859	19.3	227,267	38.3	47,683	60.0	35,803	47.3
	Motor Cycle	180,709	11.2	56,143	25.3	2,144	0.2	117	0.2	1,189	1.5
Total		1,620,060	100	222,006	100	593,745	100	79,531	100	75,630	100
Seoul	Taxi	208,483	38.1	13,425	19.8	29,947	18.4	0	0	1,583	8.4
	Passenger Car	204,809	37.5	30,751*	45.4	29,683	18.2	558	3.0	2,280	12.1
	Bus	67,701	12.4	8,391	12.4	59,951	36.8	8,120	44.0	8,018	42.4
	Truck	44,949	8.2	8,805	13.0	43,043	26.4	9,780	52.9	6,880	36.4
	Motor Cycle	20,561	3.8	6,388	9.4	244	0.1	13	0.1	135	0.7
Total		546,503	100	67,760	100	162,868	100	18,474	100	18,896	100

* Evaporated HC included : 20% of total HC

38.1 % 및 37.5 %로서 CO排出量의 대부분을 차지하며 HC에 있어서는 乘用車가 45.4 %, 택시가 19.8 %로서 乘用車에 의한 寄與率이 높다.

NOx에 있어서는 택시나 乘用車보다 오히려 버스 및 트럭이 크게 寄與하고 있다. 즉 버스 36.8 %, 트럭 26.4 %로 시내버스가 主種을 이루고 있는 버스에 의한 NOx 寄與

가 높음을 알 수 있다.

한편 SO_2 및 粒子狀物質에 있어서는 全國에서와 같이 버스 및 트럭이 主排出源으로서 버스가 SO_2 44%, 粒子狀物質 42.4%를排出하며 트럭은 SO_2 52.9%, 粒子狀物質 36.4%를排出하고 있다.

污染物質排出量은 全國的으로 볼 때 CO 1,620 톤/日(591,322 톤/年), HC 222톤/日(81,032 톤/年), NOx 593 톤/日(216,351 톤/年), SO_2 80 톤/日(29,057 톤/年) 및 粒子狀物質 76 톤/日(27,605 톤/年)씩排出되며 서울에 있어서는 CO 547 톤/日(199,474 톤/年), HC 68 톤/日(24,732 톤/年), NOx 163 톤/日(59,405 톤/年), SO_2 18 톤/日(6,746 톤/年) 및 粒子狀物質 19 톤/日(6,897 톤/年)씩排出되고 있다.

4. 結論

서울에 있어서 車種別 走行패턴을 测定分析하고 自動車排出ガス 测定結果 및 交通量資料에 의하여 車種別 汚染物質排出係數 및 排出量을 算出하였다.

車種別 走行패턴測定結果 平均車速에 있어서 乗用車 31.9km/h, 버스 20.4km/h, 소형승합차 25.9km/h이며 트럭은 27.4km/h로서 自動車의 소통은 先進國의 大都市에 비하여 비교적 소통이 잘되는 편이다.

또한 車種別 汚染物質 寄與度를 보면 CO는 휘발유승용차 및 택시가, HC는 휘발유승용차 및 二輪自動車가 크게 기여하고 있으며 NOx, SO_2 및 粒子狀物質은 디이젤 自動車가 크게 기여하고 있다. 한편, 서울의 自動車에 의한 汚染物質排出量은 CO 547 톤/일, HC 68 톤/일, NOx 163 톤/일, SO_2 18 톤/일 및 粒子狀物質 19 톤/일이다.

(原稿接受 '87.4.17)

参考文獻

- 1) 日本, 環境廳 大氣保全局 大氣規制課, 窒素酸化物に係る總量規制に關する指導指針, p 311 ~ 334, 1982.
- 2) 大阪府 生活環境部 公害室, 大阪府域における

移動發生源排出ガス量の現況, p.11 ~ 32, 1980.

- 3) 서울特別市警察局 交通課, 電子信號體系 運營을 위한 交通量資料 調查, 1985.1.
- 4) 交通部, 서울特別市 交通改善方案에 關한研究, 1983.9.
- 5) 서울特別市 交通局, 서울市 主要地點 및 한강교의 交通量 調查, 未發表, 1984.
- 6) 서울特別市 警察局 交通課, 서울市 電子感應式 信號體系에서 測定한 時間帶別 交通量資料, 未發表, 1985.
- 7) State of California Air Resources Board, Procedure and Basis for Estimating on-Road Motor Vehicle Emissions, 1980.
- 8) US EPA, Compilation of Air Pollutant Emission Factors: Highway Mobile Sources, EPA 460/3-81-005, 1981.
- 9) US EPA, Mobile Sources Emission Factors, EPA 400/9-78-006, 1978.
- 10) TRIAS 23-1980, 10 Mode and Idling Exhaust Test Procedure for Gasoline Fueled Motor Vehicles.
- 11) ECE Regulation No. 15, Uniform Provisions Concerning the Approval of Vehicles Equipped with a Positive-Ignition Engine with Regard of the Emission of Gaseous Pollutants by the Engines, 1972.
- 12) CFR 40, Part 86, Control of Air Pollution from New Motor Vehicles and New Motor Vehicle Engines; Certification and Test Procedures.
- 13) US EPA, Air Quality Criteria for Lead, Vol. 1 of IV EPA-600/8-83-02813, 1984, 9. p. 1-18.
- 14) 環境廳, 한강유역조사단 최종보고서, 1982.
- 15) 趙康來 外 5人, 二輪自動車 汚染物質排出現況 및 그 低減對策에 關한 研究, NEPI No.85-29-163, 1985.