

우리나라에 적합한 국지확산모델의 개발방향

On the Development of Local Air Pollution Dispersion Models for Application to Korea

이 종 범

강원대학교 환경학과

Chong Bum Lee

Department of Environmental Science, Kangwon National University

Abstract

Over the last two decades, air quality models have been developed and used in the United States. Many of these models are distributed as parts of UNAMAP. These models have been used as useful tools for urban air quality management in Korea. However, when we use these models, many problems could be occurred because of their different topographical and meteorological conditions.

In the present study it is described that the characteristics about diffusion models in terms of their scale, object and required function, and proposed the guidelines about development of the local scale diffusion models for application to Korea. Also for evaluation purpose of the models, input data requirements such as air pollutant concentrations, emission inventory, meteorological data, and field experiment data, were discussed.

1. 서 론

우리나라는 좁은 면적에 인구밀도가 매우 높으며 공업화가 급진전하여 환경문제가 심각한 실정이므로 적극적인 환경 개선정책이 요구된다. 국토의 개발계획이나 도시의 대기질 개선대책, 에너지 정책 등을 수립 하기 위하여서는 목적에 맞는 적절한 대기오염확산모델이 필요하다.

대기오염확산모델이 필요한 분야는 매우 광범위 하며 적용목적에 따라 많은 모델들이 개발되어 있다. 특히 미국에서는 미국환경보호청의 주관하에 여러가지 모델을 개발하였으며 이러한 모델들의 일부는 우리나라에서도 흔히 쓰이고 있다. 그러나 대기오염물질의 확산은 그 지역의 기상조건과 지형조건에 의존하므로 미국과 같이 평탄한 지형에 적합하게 개발된 모델을 우리나라와 같

이 삼면이 바다로 둘러싸인 반도이며 산악이 많은 복잡한 지형에서 그대로 쓰는것은 문제가 있다. 그러므로 우리나라의 지형과 기상특성에 적합한 모델을 선택하거나 개발하여야 한다.

대기확산모델을 대상지역의 규모에 따라 나누는 방법은 여러 가지가 있지만 대체로 국지확산모델(local dispersion model), 지역대기질모델(regional air quality model), 지역간이동모델(interregional transport model)의 3가지로 나눌 수 있다. 이들 규모의 개념도 사용자에 따라서 차이가 있어서 미국의 산성우모델인 RADM(regional acid deposition model)은 대상지역의 수평거리가 3000km 내외로서 넓지만 지역 규모의 표현을 쓰고있다. 한편 유럽에서 사용되는 유사한 모델인 CTM(chemistry transport model)은 지역간이동 규모로 표현하고 있다.

국지확산모델이라는 용어는 아직까지 사용된 바가

없으므로 개념을 정립할 필요가 있다. 本稿에서는 국지 확산모델의 규모를 도로변이나 도시의 일부분 정도의 크기로 부터 도시를 포함하는 크기까지로서 수평적으로 대략 100 km 이내로 하고 지역대기질모델의 규모를 100 km에서 1000 km까지로 하며 지역간이동모델의 규모를 수평거리로 1000 km에서 수 천 km까지로 구분하기로 한다.

지역대기질모델은 우리나라의 수도권지역, 호남지역, 영남지역 등의 지역을 대상으로 하고 주로 지역내의 광화학오염을 연구하는데 사용된다. 지역간 이동모델은 장거리이동모델(long range transport model)이라고도 하며 주로 산성우의 생성과 이동을 연구하는데 사용된다. 지역대기질모델과 지역간이동모델을 사용하는 데는 전문적인 지식이 필요하므로 모델 전문가가 주로 사용하며 사용빈도도 비교적 많지 않다. 한편 국지확산모델은 개개의 도시나 좁은지역에 적용되므로 사용빈도도 많고 또한 비전문가가 사용하는 경우도 많게 된다.

앞으로 지방자치가 본격적으로 실시되면 각 지역의 환경 개선에 대한 요구가 많아질 것으로 생각되며 또한 환경영향평가도 더욱 충실하게 실시할 필요성이 있으리라 생각된다. 이러한 다양한 요구에 대비하여 적용목적 별로 지역특성에 적합한 국지모델을 개발할 필요가 있다.

本稿에서는 우선 확산모델 전반에 걸쳐서 모델의 적용대상과 요구되는 기능을 개괄하고 확산모델을 분류하여 특징을 기술한다. 그리고 국지모델에 국한하여 기존 모델을 우리나라에 적용하는 경우의 문제점과 개선방향을 파악한다.

현재 확산모델은 연구소와 대학에서 연구와 교육용으로 사용하며 기업체에서 환경영향평가 등의 목적으로 확산모델을 사용하고 있다. 그러나 개개의 사용자들이 독립적으로 모델을 개선 또는 개발하기란 거의 불가능한 실정으므로 여러 연구자가 참여하여 실용적으로 사용하기에 적절한 국지확산모델을 공동으로 개발할 수 있는 방안을 제시하고자 한다.

2. 대기오염확산모델의 적용대상

대기오염확산모델이 사용되는 분야는 매우 광범위하며 사용목적에 따라서 요구되는 기능도 다양하다. 모델이 사용되는 분야를 다음과 같이 7개 분야로 나누어서 사용목적과 요구되는 주된 기능을 제시하였다.

○ 국토의 장기개발계획

신도시, 공업단지, 발전소, 기간도로망 배치계획 등

토지이용의 방향을 설정하는 국토의 장기개발계획 수립 시 그에 따른 대기질 변화를 예측하고 대책을 강구하기 위하여 확산모델을 사용한다. 요구되는 기능은 1차오염물질의 장기평균농도와 광화학오염물질의 단기농도(epi-sode) 산출이다.

○ 도시 및 공단지역의 대기질 개선대책

도시의 대기질개선을 위한 연료정책집도, 공해유발공업구조의 조정, 교통기관 오염의 저감대책, 배출원별 기여도 산출, 대기질 측정망 배치계획 등을 위하여 확산모델을 사용한다. 요구되는 기능은 1차 오염물질의 장기평균농도와 광화학오염물질의 단기농도 산출이다.

○ 대기오염 피해과악

대기오염으로 야기되는 대기오염 분쟁조정을 위한 피해과악을 위하여 확산모델이 사용되며 요구되는 기능은 주로 장기평균농도 산출이다.

○ 배출허용기준 설정

특정지역의 환경기준달성을 위한 최대 배출허용량 산출, 총량규제시 배출량 할당, 지역별 오염영향권 설정과 환경용량 산정 등을 위하여 확산모델을 사용하며 요구되는 기능은 주로 장기평균농도 산출이다.

○ 환경영향평가

공업단지, 도시개발등 각종 건설사업의 시행, 배립장 및 소각장 건설에 따른 장애의 대기질을 예측하고 연료 전환, 굴뚝높이 및 위치 조정등의 대안을 평가하기 위하여 확산모델을 사용하며 요구되는 기능은 장기평균농도와 단기농도 산출이다.

○ 대기오염 경보제

대도시의 오존 농도 등 단기농도를 예측하기 위하여 확산모델을 사용하며 요구되는 기능은 광화학오염물질의 단기농도 산출이다.

○ 유해물질 누출사고 대책

핵발전소의 핵누출 사고나 공장의 유해물질 누출사고에 대비하기 위하여 확산모델을 사용하며 요구되는 기능은 실시간의 농도분포 산출이다.

○ 지역간, 국가간의 오염물질 출입

산성우 등 국가간의 대기오염물질의 장거리 수송에 따른 국제적인 문제에 대비하기 위하여 확산모델을 사용하며 요구되는 기능은 산성우와 건성침적량 산출이다.

3. 대기확산모델의 종류

3.1 모델의 분류

대기오염모델은 방법에 따라 확산식에 기초한 결정론적모델, 과거자료의 통계적 특징을 분석하여 작성하는

통계모델, 실제의 지형이나 건물 등의 모형을 사용하여 확산 특성을 조사하는 물리모델로 나눌 수 있다.

결정론적 모델(deterministic model)은 여러 오염배출원으로부터 배출된 오염물질이 대기중에서 수송, 확산 및 변질되는 과정에 관련되는 물리 화학적 방정식을 사용하여 환경대기중의 농도를 계산하는 컴퓨터모델이다. 통계모델은 과거의 측정자료를 이용하여 기상학적인 변수와 기타 변수 사이의 통계적인 관계들을 구하여 대기의 농도를 계산하는 모델로서 회귀분석법(regression analysis), 다변량해석(multiple variable analysis), 신경망모델(neural network model) 등의 방법을 이용하며 대기오염경보제 등의 대기오염농도의 단기간에측에 유용하다. 물리모델은 복잡한 지형과 고층건물 등의 확산 영향을 파악하기 위한 도구로서 사용되며 실험실내에서 風洞(wind tunnel), 水路, 水槽에 지형이나 건물 등의 축소모형을 설치하여 확산특성을 조사하며 도시의 고층건물이 대기오염물질의 확산에 미치는 영향이나 계곡 또는 분지와 같이 복잡한 지형에서의 대기오염물질의 확산특성을 파악하는데 활용된다. 여기에서는 이 중에서 보통 대기오염확산모델이라고 부르는 결정론적모델에 국한하기로 한다.

대기오염확산모델의 종류는 매우 많으며 분류하는 관점에 따라 표 1에 보인바와 같이 적용이론, 기간, 대상지역의 규모, 지형, 오염물질의 반응성, 대기상태, 오염원의 종류 등에 따라 분류할 수 있다. 우리나라에서 자주 사용되는 CDM2(climatological dispersion model version 2, Irwin et al., 1985)를 예로 들어서 설명하면 방법론적으로는 가우시안플룸모델(Gaussian plume model, 이하 플룸모델로 표기함)이며 기간으로는 장기모델, 지역크기로는 국지규모모델 또는 도시규모모델, 지형은 평탄지형모델, 대상물질로는 분진 또는 비반응성물질, 상태로는 정상상태모델에 속한다. 여기에서는 확산 계산을 하는 이론적인 방법에 따라 분류하여 각 모델의 특징을 고찰한다.

3.2 플룸모델(Gaussian plume model)

플룸모델은 굴뚝에서 배출된 오염물질의 농도 분포가 가우스분포(Gaussian distribution)를 이룬다고 가정한 정상상태 모델로서 연기의 지표반사와 혼합층 상부에서의 반사를 고려하는 경우 그 기본이 되는 식은 다음과 같다.

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left\{ \sum_{j=-\infty}^{\infty} \left\{ \exp\left[-\frac{(z - H + 2jL)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z + H + 2jL)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \right\}$$

여기에서 C는 좌표가 x, y, z인 지점에서의 오염물질의 농도(g m⁻³), x는 배출원으로부터 평균풍향방향의 풍하거리(m), y는 x축에서 x축에 직각인 수평방향의 거리(m), z는 지면으로부터의 고도(m), Q는 배출원으로부터의 오염물질 배출량(g sec⁻¹), H는 배출원의 유효고도(m), U는 평균 수평 풍속(m sec⁻¹), σ_y와 σ_z는 y축과 z축상의 연기의 확산폭(m), L은 혼합층고도(m), j는 반사 회수로서 보통은 3회 정도면 충분하다.

플룸모델에서 모델의 정확도를 좌우하는 중요한 요소는 플룸의 수평확산폭(σ_y) 및 연직확산폭(σ_z)이며 보통 대기안정도와 풍하거리의 함수로부터 구하는 Pasquill-Gifford방법(Turner, 1964)을 이용한다. 대기안정도는 보통 풍속과 일사량 또는 운량으로부터 구하는 Pasquill 안정도계급(Pasquill, 1961)을 사용한다. 이종범과 김용국(1990)은 Pasquill 안정도계급의 문제점을 지적하고 안정도 파라미터를 산출하는 새로운 방법을 제시하였다.

플룸의 확산폭을 구하는 또 다른 방법으로서 풍향의 변동성분을 직접 이용하는 방법(Hanna 등, 1977)이 있

다. 이 경우에는 해당 지역에서의 바람의 실측 자료를 이용하는 것이므로 그 지역의 확산 특성을 잘 반영할 수 있다. 이와같은 방법으로 구하여지는 플룸의 확산폭은 대략 50 km 이내에서 유효하므로 플룸모델의 대상지역도 보통 수평거리 50 km 이내로 제한된다.

플룸모델은 실제의 대기상태를 매우 단순화시킨 것이고 많은 가정을 포함하고 있으므로 실제 적용하는 경우 적용대상이 계산조건에 합당한가를 우선 검토하여야 한다. Huber(1991)는 풍동실험으로 건물이 대기오염물질의 확산에 미치는 영향을 조사하고 건물의 영향이 고려되도록 플룸모델을 개선하여 좋은 결과를 얻었다.

이 모델은 배출량과 기상조건이 시간에 따라 변화하지 않는 정상상태(steady state)를 가정하며 화학반응을 고려하지 못하는 것이 단점이다. 그러나 계산과정이 비교적 단순하여 컴퓨터의 계산량이 적으며 입력자료도 비교적 간단하므로 사용이 용이한 장점이 있다. 그러므로 환경영향평가 등의 실용적인 목적에 이용되는 등 현재 가장 많이 이용되는 모델이다. 모델의 종류도 기간(장

Table 1. Classification of air pollution dispersion models.

method	model	remark
theory	Gaussian plume model	Gaussian plume equation
	Gaussian puff model	Gaussian puff equation
	box model	mass budget equation in the box
	Lagrangian model	Lagrangian coordinate
	Eulerian model	Eulerian coordinate
term	short term model	short term concentration(1~24h)
	long term model	long term concentration(seasonal or annual)
scale	road model	horizontal distance <1 km
	local model	horizontal distance <10km
	urban model	horizontal distance <100km
	regional model	horizontal distance <1000km
	interregional model	horizontal distance >1000km
terrain	flat terrain model	flat terrain
	complex terrain model	complex terrain(valley or basin etc.)
	sea shore model	seashore or marine source
pollutant	particle model	primary particle or secondary particle
	non reactive model	low reactivity gas(SO ₂ , etc.)
	photochemical model	high reactivity gas(O ₃ , etc.)
	acid rain model	dry and wet chemistry
state	steady state model	assume steady state
	non steady state model	consider the variation of meteorology, emission
source type	point source model	large stack, power plant stack
	area source model	residential, commercial district
	line source model	high way, principal road

기와 단기), 지형(도시, 평단지, 계곡), 배출원(발전소 등의 대규모 點源, 도시와 같은 面源과 點源, 도로와 같은 線源) 등에 따라 매우 다양한 모델이 개발되어 있다. 특히 장기간의 평균농도를 구하는 경우 보통 JFF(joint frequency function)를 사용하는 바 풍향을 16방위로, 풍속을 6등급으로, 대기안정도를 6등급으로 나누어 이들이 결합되어 나타날 수 있는 총 576 가지의 기상조건에 대하여 농도를 계산하고 각 경우의 발생확률을 고려하여 장기간의 평균농도를 산출하므로 장기간에 걸쳐서 매 시간 계산하는 것 보다 계산량을 대폭 감소시키는 이점이 있다. Liu(1992)는 장기간 평균농도를 계산하는데 사용되는 JFF를 이용하는 대신 장기간의 평균풍속으로

장기간 평균농도를 계산할 수 있는 간단한 방법을 제시하였다.

3.3 퍼프모델(Gaussian puff model)

퍼프모델은 굴뚝에서 연속적으로 배출되는 연기를 작게 잘라서 각각의 연기덩어리(puff)를 이동, 확산시켜서 농도를 계산한 후 모든 연기덩어리의 농도를 종합하여 대상지역의 농도분포와 시간변화를 계산하는 모델이다. 보통 굴뚝 1개당 1시간에 수개의 퍼프를 배출한다.

각각의 연기덩어리의 중심(puff center)은 그림 1과 같이 그 연기덩어리가 위치한 지점과 해당시각의 풍향, 풍속에 의하여 이동되며 연기덩어리의 중심에서 확산에

의하여 연기가 퍼지는 형태는 정상분포(Gaussian distribution)를 이룬다는 가정하에 입의의 시간간격별로 농도분포를 계산한다.

지면반사를 고려하는 경우 1개의 퍼프의 농도분포를 계산하는 식은 다음과 같다.

$$C(x, y, z) = \frac{M}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{x}{\sigma_x}\right)^2\right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+h}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-h}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\}$$

여기에서 C는 농도(g m⁻³), x는 퍼프의 중심에서부터 주풍향방향으로의 거리(m), y는 퍼프의 중심에서부터 직각방향(crosswind)으로의 거리(m), z는 고도(m), h는 퍼프중심의 고도(m), M은 퍼프 1개의 질량(g), u는 풍속(m sec⁻¹), σ_x는 풍하측 방향으로의 확산폭(m), σ_y는 직각방향으로의 확산폭(m), σ_z는 연직방향으로의 확산폭(m)이다. 혼돈하지 말아야 될 점은 퍼프모델의 σ_x, σ_y, σ_z는 개개의 퍼프가 대기의 난류에 의하여 확산되어 퍼지는 거리를 나타내므로 대기의 난류와 풍향변동에 따라 플룸의 퍼지는 거리를 나타내는 플룸모델의 σ_x, σ_y, σ_z값과는 개념적으로 다른 값이라는 것이다.

퍼프모델은 시간에 따른 풍향, 풍속의 변화와 풍향, 풍속의 지역차이를 고려할 수 있으며 시간에 따른 퍼프의 배출량변화도 고려할 수 있다. 그러므로 플룸모델이 정상상태모델인데 비하여 퍼프모델은 비정상상태모델로서 해륙풍 순환과 같은 풍향변화(비정상 상태)를 나타내는 지역에 유용한 모델이다. 따라서 퍼프모델은 우리나라와 같이 삼면이 바다로 되어있고 도시나 공단 등이 해안지역에 위치한 경우 해륙풍 순환의 영향을 받는 풍하측 농도 예측에 적합한 모델이다.

모델대상 영역은 수 km에서 수백 km에 이르며 퍼프 모델을 적용하여 수천 km의 장거리에 대하여 계산한 경우로서 러시아의 체르노빌 핵발전소의 방사능물질의 확산(Verver and De Leeuw, 1992)과 걸프전쟁시 쿠웨이트 유전 화재에 의한 매연확산에 적용한 경우(Husain, 1994) 등이 있다.

이 모델은 원래 점오염원을 대상으로 하지만 초기의 수평확산폭을 넓게 지정함으로써 면오염원도 취급할 수 있다. 또한 대상 지역내의 고정 배출원으로부터 배출된 대기오염물질의 농도예측시 오염물질이 풍하측으로 수

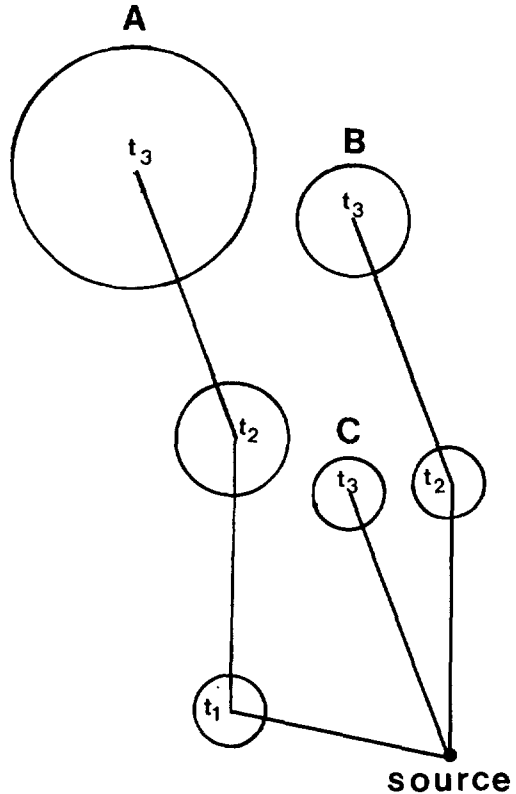


Fig. 1. Transport and diffusion of puffs in the puff model.

송되면서 부력에 의한 확산, 건성 및 습성침적(dry and wet deposition) 등에 의한 영향을 고려할 수 있다. 그러나 대기중에서의 화학반응을 고려하지 못하므로 오존 등 반응성 물질에는 적합하지 못하다.

조창래(1993)는 해륙풍의 영향을 받는 우리나라의 수도권지역에 대하여 MESOPUFF II 모델(Scire 등., 1984)을 적용하여 대도시 지역에서 배출되는 오염물질이 주변지역에 미치는 영향을 분석하였다. 김산(1992)은 야간 강안정층 하에서 확산실험을 실시하여 풍향변동이 커서 추적기체(tracer gas)가 넓게 퍼진 경우에 플룸모델에 비하여 퍼프모델이 이러한 농도분포를 비교적 잘 나타냄을 보였다. 이와 같은 확산 실험은 복잡한 지형하에서의 모델평가에 유용하다.

3.4 상자모델(box model)

상자모델은 오염물질의 질량보존(mass conservation)에 기본을 둔 모델로서 그림 2와 같이 도시와 같은 넓은 지역을 하나의 상자로 가정하며 상자내부의 오염

물질 배출량, 대상영역 외부로부터의 오염물질유입, 화학반응에 의한 물질의 생성 및 소멸 등을 고려한다. 이 모델은 대상영역내의 평균적인 오염물질농도의 시간변화를 계산하며 비교적 간단하면서도 기상조건과 배출량의 시간변화를 고려할 수 있고 모델에 따라서는 화학반응에 의한 농도의 시간변화도 계산가능하다.

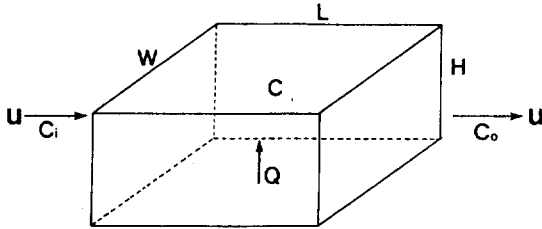


Fig. 2. Concept of box model.

이 모델은 상자내의 농도는 균일하며 오염배출원은 상자내의 지표면에 균일하게 분포되어 있으며 오염배출물은 배출과 동시에 전체 상자내에 균일하게 혼합되고 풍향, 풍속의 분포도 상자내에서 균일하다는 가정하에 다음과 같은 식에 의하여 상자내의 평균농도의 시간변화를 계산한다.

$$V \frac{dC}{dt} = QWL + C_i V_e - C_o V_e + kCV - VdCWL + WL \frac{dH}{dt}(C_u - C) \quad (1) \quad (2) \quad (3) \quad (4) \quad (5) \quad (6) \quad (7)$$

여기에서 C는 도시내의 평균 농도($g\ m^{-3}$), C_i 는 도시로 유입되는 농도($g\ m^{-3}$) (도시의 풍상측의 농도), C_o 는 도시에서 유출되는 농도($g\ m^{-3}$) (도시내의 평균농도 C와 동일), C_u 는 도시 상층의 혼합층 상부의 농도($g\ m^{-3}$), Q는 도시의 단위면적($1m^2$)당 단위시간(1초) 동안에 배출되는 오염물질의 질량($g\ sec^{-1}\ m^{-2}$), u는 도시공간의 평균적인 풍속($m\ sec^{-1}$), L은 풍향방향의 도시길이(m), W는 풍향에 직각방향의 도시길이(m), H는 대기오염이 퍼지는 도시공간의 높이(m)(혼합층고도), V는 도시공간의 부피(m^3)로서 $V=L\ W\ H$ 이고, V_e 는 도시의 환기지수(ventilation index, $m^3\ sec^{-1}$)로서 $V_e=u\ W\ H$ 이며, Vd는 건조침적속도(dry deposition velocity, $m\ sec^{-1}$), k는 오염물질의 변환율(sec^{-1})이며 t는 time(sec)이다. 이 식의 각항의 물리적인 의미는 다음과 같다.

(1) : 도시공간 전체에서 단위시간(1초) 동안의 질량

변화($g\ sec^{-1}$)

- (2) : 도시 전체에서 단위시간(1초) 동안에 배출되는 오염물질의 질량($g\ sec^{-1}$)
- (3) : 도시측면을 통하여 단위시간(1초) 동안에 풍상측으로부터 유입되는 오염물질의 질량($g\ sec^{-1}$)
- (4) : 도시측면을 통하여 단위시간(1초) 동안에 풍하측으로 유출되는 오염물질의 질량($g\ sec^{-1}$)
- (5) : 도시공간 전체에서 단위시간(1초) 동안에 화학반응에 의하여 변화되어 생성(plus) 또는 소멸(minus)되는 질량변화($g\ sec^{-1}$)
- (6) : 도시의 전체표면에 단위시간(1초) 동안에 흡수, 흡착되어 제거(dry deposition) 되는 오염물질의 질량($g\ sec^{-1}$)
- (7) : 도시 상층의 혼합층 상부로부터 단위시간(1초) 동안에 유입되는 오염물질의 질량($g\ sec^{-1}$)

도시에서 광화학 오염물질의 농도를 구하는 광화학상자모델(photochemical box model ; PBM, Schere 등., 1984)은 광화학 모델중에서는 비교적 간단하여 도시지역의 오존 등의 광화학오염물질 계산에 이용된다.

PBM모델은 대부분 도시를 대상으로 적용되는 바, 도심에서는 도시열섬 효과로 혼합층 발달이 촉진된다. 그러므로 Jin과 Demerjian(1993)는 도시열섬효과를 고려하도록 PBM모델을 수정하여 미국 St. Louis 지역에 적용하여 개선된 결과를 얻었다. 우리나라에서는 서울시를 대상으로한 오존농도 계산에 PBM모델을 적용하여 장래 배출량 변화에 따른 오존농도예측을 시도한 연구(마창민, 1992)가 있다.

큰 도시의 경우 지역에 따라 농도차이가 크게 나타나며 이에따라 2차오염물질의 생성도 지역에 따라 큰 차이를 나타내지만 이 모델에서는 상자내에서 오염물질의 혼합에 의하여 농도가 균일하게 분포되는 것으로 가정하여 상자내의 평균적인 값으로 나타내므로 지역분포를 파악할 수 없다. 이러한 한계를 극복하기 위하여 한 개의 상자 대신 여러개의 상자를 사용하여 상자사이의 이동과 확산에 의한 물질 출입을 고려함으로써 지역에 따른 농도분포를 구할 수 있는 다중상자(multibox)모델(Zannetti, 1990)도 있다.

PBM모델의 입력 자료로서는 기상자료와 배출량자료 이외에도 모델실행시의 초기농도자료와 상자 경계면에서 출입하는 경계농도자료가 필요하며 특히 경계농도자료의 경우 수도권 지역과 같이 위성도시가 발달한 경우에는 풍상측의 도시로부터 유입되는 매 시간의 농도 자료를 생산하여 입력하기에 어려움이 있다.

우리나라에서 환경영향평가에 가끔 이용되는 Miller-Holzworth model(Holzworth, 1972)은 정상상태를 가정하며 대기중에서의 화학반응이나 침적 등을 무시한 매우 간단한 식으로 구성되어 있는 상자모델의 일종이다. 이 모델은 특정 기상조건과 배출량조건에 대하여 개략적인 대기오염농도를 간단히 추정하는 모델이므로 환경영향평가에서 이용하는것은 적절치 못하다.

상자모델은 기상조건과 배출량이 공간적으로 균일하다고 가정하는 것으로서 모델대상영역내에서 기상조건이 지역에 따라 크게 달라지거나 배출량의 지역 차이가 큰 경우에도 도시전체의 평균적인 농도밖에 구하지 못한다. 또한 대상지역의 외부에 오염 배출지역이 있는 경우 이 지역에서 유입되는 오염농도가 불확실하면 오차를 초래하게 된다.

3.5 라그랑지안모델(Lagrangian model)

라그랑지안모델은 라그랑지안 좌표계(Lagrangian coordinate)의 개념을 적용하여 좌표계의 원점을 공기의 움직임에 따라 이동시키면서 오염물질의 농도를 계산하는 모델이며 공기중으로 배출되는 오염물질을 입자로 간주하여 입자의 위치를 추적하여 농도를 산출하는 라그랑지안 입자확산모델(Lagrangian particle dispersion model)과 공기덩어리를 움직여 가면서 그 공기덩어리 내의 농도를 계산하는 이동격자모델(moving cell model)이 있다.

입자확산모델

공기중으로 배출되는 입자상 또는 기체상오염물질을 입자로 간주하고 공기의 움직임을 따라서 이동, 확산되는 개개의 입자의 위치를 추적하여 농도를 산출하는 모델을 라그랑지안 입자확산모델(Lagrangian particle dispersion model)이라고 한다. 미소시간(Δt)후의 입자의 위치는 시간 t 에서의 입자의 위치, 평균풍속과 풍속의 변동성분으로부터 다음식에 의하여 구하여 진다.

$$\begin{aligned} X(t+\Delta t) &= X(t) + (U(t) + u'(t))\Delta t \\ Y(t+\Delta t) &= Y(t) + (V(t) + v'(t))\Delta t \\ Z(t+\Delta t) &= Z(t) + (W(t) + w'(t))\Delta t \end{aligned}$$

여기에서 X, Y, Z 는 입자의 공간상의 좌표를 나타내고, U, V, W 는 각각 입자가 위치한 지점에서의 평균적인 바람의 X, Y, Z 축 방향의 성분을 나타내며 u', v', w' 는 각각 바람의 변동량의 X, Y, Z 축 방향의 성분으로서 대기난류에 의하여 불규칙(random)하게 나타나므로 random walk model이라고도 한다. 평균적인 바람

은 바람장(wind field) 등을 계산하는 기상모델의 결과를 이용할 수 있으며 대기안정도로 부터 각 난류성분의 추정이 필요하다.

입자모델은 오염원으로부터 배출된 오염물질은 격자내에서 즉시 완전 혼합을 가정하는 격자모델과는 달리 오염물질의 초기 확산을 실제와 가깝게 재현할 수 있으며 바람의 변동량을 통계적인 방법으로부터 계산하므로 물리적인 가정을 다소 줄일 수 있다. 또한 입자의 크기, 종류별 계산이 가능하며, 건성침적, 습성침적 및 반감기를 고려할 수 있다.

이 외에도 입자모델은 플룸모델과는 달리 모델링 지역내의 충분한 기상자료가 제공되는 경우 복잡한 지역에서의 지역적인 기상변화를 고려할 수 있으므로 해안가 등에서 해륙풍 변화에 따른 오염물질의 이동을 모사하는데 적절하며 박순웅(1994)은 이 모델을 이용하여 우리나라의 서해안에서 동쪽으로 수송되는 오염물질을 계산 하였다.

이 모델은 입자상물질 뿐 아니라 기체상 오염물질도 미세한 입자로 간주하여 취급 할 수 있으나 기본 원리상 화학반응을 계산하지 못하는 단점이 있다. 오염물질의 화학반응을 고려하지 않아도 되는 물질의 경우에는 약 수십 km 이하의 좁은 지역뿐만이 아니라 수백 km 까지의 장거리수송 문제에도 적용이 가능하다.

이동격자모델

이동격자모델은 기류의 흐름에 따라 공기덩어리를 움직여 가면서 그 공기덩어리 내에서 일어나는 오염물질의 확산, 화학반응, 침적 등을 계산하는 모델이다. 이 동시키는 공기덩어리는 OZIPM4(U.S. EPA, 1989)와 같이 한개의 공기덩어리를 고려하는 방법과 그림 3과 같이 연직방향으로 몇개의 격자를 배치하는 방법(Martinez et al., 1973), 이동방향에 직각인 연직평면에 2차원으로 격자를 배치하는 방법(Tran, 1981; Lurmann et al., 1985) 등이 있다.

이 모델은 오염물질의 화학반응을 고려할 수 있으며 오일러리안 광화학모델에 비하여 계산시간이 짧은 장점이 있다. 그러나 특정시간의 오염농도의 수평분포 형태나 임의의 지점에서 오염농도의 시간변화 등을 파악할 수 없다.

공기덩어리의 통과지점과 통과시간에 따라 배출량이 달라 지므로 기류의 이동을 정확하게 계산하여야 계산의 정확도를 높일 수 있다. 이 모델에서는 보통 유적선 모델(trjectory model)을 사용하여 기류의 이동을 계산 하지만 보통 지상기상자료만을 이용하므로 풍향, 풍속의

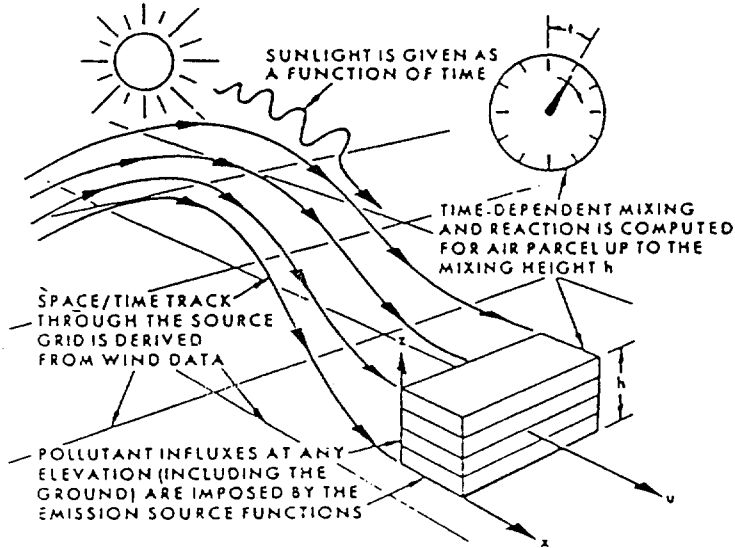


Fig. 3. Vertical Lagrangian boxes dynamics(as in the DIFKIN model; Martinez et al., 1973).

대표성이 결여되며 오차를 초래하게 된다. 봄철에 우리나라에 영향을 미치는 황사의 발원지를 추적하는데 시간을 거슬러 가는 유적선(back trajectory)방법이 사용된다(윤순창, 1991; 정용승, 1994).

3.6 오일러리안모델(Eulerian model)

오일러리안모델은 대상으로 하는 3차원 공간을 고정 좌표계(Eulerian coordinate)의 여러개의 격자(grid)로 세분하여 각 격자별로 다음과 같은 식으로 이류, 확산, 화학반응 과정을 계산하여 오염농도의 3차원 분포와 시간변화를 계산하는 모델로서 격자모델이라고도 한다.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right] - u \frac{\partial C}{\partial x} - v \frac{\partial C}{\partial y} - w \frac{\partial C}{\partial z} + R + D + S + R + L + S$$

여기에서 C는 농도, K_x, K_y, K_z는 각각 X, Y, Z축 방향의 확산계수이며, u, v, w는 각각 풍속의 X, Y, Z축 방향의 성분이다. R은 대기중에서의 화학반응항, D는 침적에 의한 농도 변화항, S는 배출에 의한 오염물질 공급항이다.

이 모델은 대상지역의 규모에 따라서 수평거리 100 km 내외의 도시지역의 광화학오염물질을 계산하는 모

델과 수평거리 1000 km 이상의 지역에 대하여 산성우 등을 계산하는 모델로 나눌 수 있으며 심상규(1995)에 자세히 기술되어 있으므로 개요만을 간략히 소개한다.

대기중에서의 화학반응에 의하여 생성되는 오존과 같은 2차 오염물질의 농도를 산출하기 위하여서는 대기중에서의 화학반응을 고려할 수 있는 모델이 필요하다. 또한 화학반응이 비교적 느린 1차 오염물질의 경우에도 배출후의 시간경과가 길어질수록 화학반응의 효과가 커지므로 모델의 대상영역이 대도시를 포함할 정도로 넓어지는 경우에는 1차 오염물질도 화학반응을 고려할 수 있는 모델을 적용하는 것이 바람직하다. 대기중에서의 광화학반응 과정은 최근 비교적 상세히 알려져 있으나 복잡한 과정을 시뮬레이션하기에는 전자계산기의 능력상 어려움이 많으므로 보통 단순화하여 광화학모델로 사용하고 있다. 그 중 대표적인 반응모델로서는 urban airshed model(UAM, Moris, 1990)에 사용되는 Carbon Bond-4(CB-4)와 regional acid deposition model version 2(RADM2, Chang et al., 1987; Binkowski, 1987; Hass, 1991)에 사용되는 RADM2 mechanism을 들 수 있으며 chamber실험 등을 통하여 계속적으로 개선되고 있다.

모델계산을 위한 주요 입력자료는 배출량자료, 기상자료, 초기농도자료, 대상영역경계에서의 경계농도자료 등이 있다. 특히 경계농도자료는 측정이 곤란한 높은 상

층의 농도자료도 필요하므로 UAM의 경우에는 더 큰 지역을 모델대상영역으로 하는 ROM(regional oxidant model, Young et al., 1989)의 계산결과를 이용하기도 한다.

기상자료와 배출량자료는 매 시간별로 3차원 격자상의 값이 필요하다. 특히 오존생성에 관여하는 탄화수소는 인위적인 발생원 이외에 산림 등의 자연발생원에서도 다량으로 배출됨으로 정확한 산출이 어려운 실정이다. 모델의 정확도를 향상시키기 위하여서는 탄화수소의 배출량을 가급적 정확하게 산출하는 것이 매우 중요하다.

이 모델의 실행을 위하여서는 방대한 양의 입력자료가 필요하며 매우 긴 계산시간이 소요되므로 CRAY와 같은 초대형컴퓨터가 필요하다. 앞으로 전자계산기의 계산능력과 기억장치의 용량이 비약적으로 향상될 것으로 예상되므로 오일리리안모델의 실행에 있어서 계산기의 능력은 중요한 제한요인으로 작용하지는 않으리라 전망된다.

이 모델의 격자간격은 조밀할 수록 좋겠으나 자료작성의 어려움과 계산기 용량의 한계 등의 문제가 있다. 수평격자의 간격은 도시의 광화학오염을 대상으로하는 UAM의 경우 보통 4km이며 산성우모델인 RADM2인 경우 20km~80km로서 한 격자내에서는 농도가 균일하게 계산된다. 그러므로 발전소와 같이 대규모의 점원인 경우 배출원 부근에서는 굴뚝을 빠져나온 연기가 아직 넓게 확산되지 않으므로 하나의 격자내에서도 지역에 따른 농도 차이가 크므로 격자모델을 적용하기에는 부적당하며 라그랑지안모델 이나 퍼포모델이 적당하다. 격자모델에서는 이러한 문제를 해결하기 위하여 동지격자(nested grid) 또는 격자내플룸(plume in grid)기법 등을 사용하기도 한다.

4. 국지확산모델의 문제점과 개선방향

앞에서 기술한 바와 같이 모델의 종류는 다양하며 기존에 개발된 모델도 매우 많다. 그러나 여기에서 다루고자 하는 국지확산모델의 전제조건은 비교적 간단하여 비전문가도 사용하기에 용이하며, 수평거리 100 km 이내의 좁은 지역에 국한하고, 대기중에서의 화학반응 모사 과정을 포함하지 않고 직선적 화학변환만을 계산하는 모델을 대상으로 한다. 그러므로 이러한 조건의 범주를 벗어나는 오일리리안모델과 광화학상자모델을 제외하고 플룸모델, 퍼포모델과 라그랑지안모델의 3종류의 모델에 대하여 문제점과 개선방향 등을 고찰하고자 한다.

4.1 플룸모델

플룸모델의 정확도는 플룸의 확산폭의 정확도에 크게 의존한다. Pasquill-Gifford 방법에 의한 플룸의 확산폭은 매우 평탄한 지역에서 실시된 확산실험으로 구한 값이므로 도심지역과 같이 지표면이 거칠고 열섬효과가 있는 곳이나 지면의 성질이 균일하지 않은 곳 또는 우리나라처럼 평탄지가 거의 없는 복잡한 지형을 대상으로 모델링을 하는 경우에는 오차가 크게 나타날 수 있다. 미국의 환경보호청(EPA)에서는 여러가지 목적에 따라 다양한 확산모델을 개발하여 일반적인 목적으로 사용할 수 있도록 UNAMAP(user's network for applied modeling of air pollution)이라는 package를 배포하였다. 이 UNAMAP은 1986년에 version6까지 개정되어(장영기와 송동웅, 1995) 23가지 모델을 수록하고 있었으나 이후 EPA에서는 UNAMAP package를 해체하고 각 모델별로 별도로 개정, 관리하고 있다.

Wilson(1993)은 UNAMAP의 모델 중에서 CRSTER(U.S. EPA, 1986)와 MPTEP(Pierce et al., 1986)의 정확도를 실측자료로 평가한 결과 높은 굴뚝의 경우에는 확산폭 계산에 따른 문제로 오차가 커짐을 지적하였다. 한편 Eppel 등(1991)은 연기확산폭 대신에 대기의 난류향을 사용하여 플룸모델을 작성하고 확산실험의 자료로 평가한 결과 계산농도는 실측치와 유사한 결과를 얻었다.

풍향의 변동성분을 직접 이용하여 플룸의 확산폭을 구하는 경우에는 해당 지역에서의 바람의 실측 자료를 이용하는 것이므로 그 지역의 확산 특성을 잘 반영할 수 있다. 표 2는 평탄한 지형에 대하여 미국 NRC(Nuclear Regulatory Commission, 1979)에서 권장하는 수평풍향 변동폭과 우리나라의 춘천 지역에서 측정된 수평풍향 변동폭(김용국과 이종범, 1992)을 안정도 계급별로 나타낸 것으로서 같은 안정도의 경우에도 지형조건이 다르므로 풍향변동폭은 서로 큰 차이를 나타낸다. 표 2에 의하면 평탄한 지형에서는 대기가 안정할수록 풍향변동폭은 매우 작아진다. 그러나 춘천지역에서는 평탄지보다 풍향변동폭이 전반적으로 크며 특히 안정인 경우가 중립인 경우보다 오히려 큰 값을 나타내는 특징이 있다. 이와같이 오염물질의 확산은 지역마다 서로 다른 특징을 나타내게 되므로 해당지역에서 측정된 자료를 이용하여 확산파라미터를 추정하는 것이 바람직하다.

그러나 일반적으로 널리 사용되는 플룸모델은 적용대상지역의 지형을 고려하지 않고 대부분 미리 정하여진 안정도의 함수로 연기의 확산폭을 구하도록 되어 있다. 그러므로 우리나라와 같이 산지, 계곡, 구릉 등 지형

Table 2. Comparison between standard deviation of wind direction used in U.S.NRC(flat terrain) and in Chunchon, Korea(Kim and Lee,1992).

Site	Pasquill-Gifford stability class					
	A	B	C	D	E	F
NRC (flat terrain) >	22.5	17.5-22.5	12.5-17.5	7.5-12.5	3.8-7.5	< 3.8
Chunchon	46.2	32.6	20.9	17.0	18.2	38.2

이 복잡한 지역이 넓고 해안선도 복잡한 지형에서는 기존 확산모델에 의한 농도계산결과는 오차가 크게 된다.

Tirabassi와 Rizza(1994)는 플룸모델의 개선을 위하여 Fickian형의 확산방정식을 풀어서 간단한 확산모델을 작성하였다. 이 모델의 확산계수는 접지층의 난류향으로 부터 구하도록 하였으며 이 모델을 확산실험의 결과와 비교한 결과 기존의 플룸모델에 비하여 개선된 결과를 얻었다.

플룸모델의 또 다른 문제는 대상지역 내의 바람은 수평적으로 균일한 분포를 가정하며 또한 정상상태모델이므로 짧은 시간(보통 1~3시간)사이에는 바람이 변화가 없어야 한다는 제한조건이 필요하다. 그러므로 우리나라와 같이 산악지역이나 해안지역 등 복잡한 지형이 많아서 기상상태의 지역적인 차이와 시간변화가 큰 지역에 적용하기에는 무리이다. 미국에서는 플룸모델의 일종인 TEM8(U.S.EPA, 1979), PEM2(Rao, 1985), ISCST(Bowers, 1979) 등의 단기 모델이 개발되어 사용되고 있지만 우리나라에서 단기간(1~24시간)의 농도를 산출하기 위한 목적으로는 바람직하지 않다.

한편 신도시 개발이나 에너지 정책의 영향을 평가하기 위하여서는 장기간(계절 또는 년)의 평균농도를 산출할 필요가 있으며 기상조건의 시,공간 변화에 따른 문제점이 일부 상쇄되어 정확도는 비교적 높아진다. 또한 퍼프모델이나 라그랑지안모델로 장기간의 평균농도를 산출하기 위하여서는 전 기간에 대하여 연속적으로 계산하여야 하므로 계산량이 너무 많아서 곤란하다. 그러므로 장기모델로서는 플룸모델이 실용적으로 적당하다고 생각된다.

송동웅과 김원만(1991)은 울산지역을 대상으로 플룸모델을 이용하여 장기간 평균농도를 산출하고 실측농도와 비교하여 평가하였다. 한편 나진균 등(1987)은 미국 EPA에서 개발된 TCM2모델(U.S.EPA, 1980)을 지형을 고려할 수 있도록 수정하여 서울시 지역에 적용한 결과 개선됨을 보였다.

장기모델로 사용하는 경우 배출원 종류와 지형특징에 따라 최적모델을 선정하고 대기질 측정망의 장기간 실측자료나 추적기체에 의한 확산실험 결과로 모델을 평가하고 개선하면 더욱 신뢰도를 높일 수 있다. 확산실험은 추적기체의 배출율을 미리 정해놓고 원하는 시간과 기상조건 하에서 모델 대상지역에서 실시하여 추적기체의 농도를 실측하므로 확산모델의 평가에 유용한 방법이다.

플룸모델은 화학반응을 고려하기 위하여 대기중에서 농도의 반감기를 이용하여 시간의 지수함수로 농도가 감소되는 것으로 간주하는 경우가 있다. 그러므로 비반응성 물질에 국한하여 적용하여야 하며 주로 부유분진과 SO₂ 등의 1차 오염물질이 적당하다.

4.2 퍼프모델

퍼프모델의 정확도는 퍼프의 수평 및 연직확산폭(σ_y , σ_z)에 크게 좌우되므로 우리나라의 지형 및 기상특성에 맞도록 σ_y 와 σ_z 의 산출방법을 개선할 필요가 있다.

퍼프모델의 문제점으로는 대기중에서의 화학반응을 고려할 수 없으므로 비반응성 1차 오염물질을 대상으로 하여 풍하측 대기오염 농도를 계산한다. 그러므로 모델 대상 영역이 수백 km 이상일 경우 반응성이 낮은 1차 오염물질이라 할지라도 대기중 체류시간이 길어지므로 대기중에서 화학반응을 일으켜 모델계산 결과와 차이를 나타낼 수 있다.

이와같은 화학반응을 고려하지 못하는 한계를 일부 극복하기 위하여 MESOPUFF II 모델에서는 SO₂와 NO_x의 변환율을 오염농도와 안정도 등의 함수로 하여 화학반응에 의한 농도감소를 고려하도록 하였다. 이 방법은 간단하기는 하지만 조건에 따라서는 실제의 광화학반응과는 큰 차이를 나타낼 수 있다. 따라서 퍼프모델 사용은 배출원으로 부터 배출된 1차 오염물질이 풍하측으로 이류, 확산하면서 화학반응을 일으키지 않을 정도의 짧은시간과 좁은공간을 대상으로 하는 것이 바람직

하다.

퍼프는 시간이 경과 될수록 확산에 의하여 점차로 커지게 되며 성장속도는 퍼프가 위치한 지점의 대기의 난류강도에 좌우된다. 오랜시간이 경과되어 퍼프가 매우 커지게 되면 퍼프의 하부는 지면 부근에 위치하며 상부는 높은 상층에 위치하므로 확산조건이나 풍향, 풍속 등이 큰 차이를 보이지만 계산상으로는 퍼프의 중심위치에서의 풍향, 풍속을 적용하므로 비현실적인 계산결과를 얻는 경우가 있다.

퍼프는 바람을 따라 이동하므로 풍향, 풍속의 자료가 충실하여야 한다. 특히 해륙풍의 영향을 받는 해안지역이나 분지나 계곡 등 지형이 복잡한 지역에 적용하는 경우 풍향, 풍속의 공간분포를 나타내는 바람장(wind field)의 자료가 모델의 정확도를 좌우한다. 그러므로 정확한 3차원 바람장과 대기의 상태를 산출하는 기상모델의 개발이 필수적이다.

바람장을 산출하는 방법은 대상지역내의 여러지점의 지상기상 관측자료와 상층기상 관측자료를 객관분석법(objective analysis) 등의 방법으로 공간적으로 내삽하여 격자점에서의 풍향과 풍속을 구하는 진단적방법(diagnostic method)과 물리적인 법칙에 의한 방정식을 풀어서 계산하는 예측적방법(prognostic method)이 있으며 또한 이 두 가지를 합성한 4차원자료동화(four dimensional data assimilation; FDDA) 등이 있다(Solomon, 1994).

이 모델은 발전소 등의 대규모의 점원에 의한 단기간의 고농도(Episode) 계산, 공장의 유해물질이나 원자력발전소의 핵물질 등의 누출사고시 실시간으로 농도분포를 산출하기에 적당하다. 또한 산악이나 해안가 등 지형이 복잡하여 기상조건이 비정상상태인 지역에 적용될 수 있다. 이 모델을 평가하고 개선하기 위하여서는 모델을 적용할 지역에서 확산실험을 실시할 필요가 있다.

4.3 라그란지안 입자확산모델

라그란지안모델중에서 이동격자모델은 광화학반응을 고려하므로 대상에서 제외하기로 하고 라그란지안 입자확산모델에 대하여서 기술한다.

이 모델의 수많은 입자가 퍼프모델에서 하나의 퍼프에 해당하며 개개의 입자는 각기 그 위치에서의 풍향, 풍속과 난류상태에 따라 움직이므로 퍼프모델에서는 고려하지 못하는 상하층간의 풍향, 풍속의 차이 등을 그대로 고려할 수 있으며 건조침적과 증력침강 등을 고려하기가 쉬운 장점이 있다. 그러나 이 모델은 각 격자공간내의 입자수를 세어서 농도를 산출하므로 농도의 자체

한 지역분포를 계산하기 위해서는 많은 입자를 배출시켜야 하며 특히 저농도지역의 격자에서도 충분한 입자수를 유지하기 위하여서는 매우 많은 입자(입자수는 보통 수십만개)를 배출시켜서 각 입자를 지속적으로 추적하여야 하므로 전자계산기의 계산시간과 기억용량이 크게 증가하는 어려움이 있다. 이와같은 문제를 해결하기 위한 방법으로서 kernel method(Gingold and Monaghan, 1982 ; Lorimer, 1986)를 사용할 수 있다. 이 방법은 각 입자가 퍼프의 중심에 위치하고 있고 이 퍼프의 농도분포는 정규분포를 하고있는 것으로 가정하여 농도분포를 계산하는 방법으로서 입자의 수를 감소시키고도 농도의 공간분포를 적절하게 구할 수 있는 장점이 있으나 퍼프모델과 유사한 특징이 나타난다.

또한 보통 한 종류의 오염물질을 계산하므로 오염물질간의 화학반응에 의하여 생성되는 2차 오염물질 등의 계산에는 적용 하기가 어렵다. 그러나 최근 이 모델에 간단한 화학반응을 고려할 수 있도록 변형하여 산성우 계산에 적용한 연구도 있다.

이 모델 역시 바람장 자료가 정확해야만 좋은 결과를 얻을 수 있으므로 3차원 바람장을 산출할 수 있는 기상모델의 개발이 선행되어야 하며 적용대상은 퍼프모델과 유사하다.

5. 우리나라 국지확산모델의 발전을 위한 제안

5.1 연구의 대상과 방법

확산모델은 복잡한 자연현상을 수식화한 것이므로 확산모델을 발전시키기 위하여서는 우선 대기환경의 실태와 변화과정을 파악하여야 한다. 이를 위하여 도시를 대상으로 종합적인 대기환경조사를 실시할 것을 제안한다. 이 조사에는 대기환경의 각 분야의 전문가들이 참여하여 대규모의 연구집단을 구성하여 단기간의 특별조사기간을 설정하고 자세한 배출량조사, 시간, 공간적으로 조밀한 기상 및 대기질 측정, 확산모델의 적용, 평가 등을 실시한다. 이와같은 연구는 앞으로 본격적인 지방자치에 따라서 환경부에서 계획(환경처, 1994)하고 있는 자치단체의 대기관리기능 강화방안(state implementation plan, SIP)을 위한 참고자료로 활용될 수 있다.

우리나라의 지형과 기상조건 등에 적합하며 여러분야에서 폭넓게 사용될 수 있는 국지확산모델을 새로이 개발하는데는 많은 노력과 예산이 소요될 것으로 생각된다. 현재까지 다양한 대기확산모델이 개발되어 있으므로 이들 모델을 평가 검토하여 적용목적별로 적절한 모델을 선정하고 우리나라 실정에 맞도록 개선하는 방안

이 현실적으로 적절하다고 생각된다.

5.2 연구의 체제 및 예산조달

이와 같은 모델연구를 대기질모델의 사용자들이 독립적으로 진행하기란 거의 불가능한 실정으므로 환경부의 주관하에 學研産 공동개발체제를 구성하여 우리나라의 실정에 맞는 국지확산모델을 공동으로 개발하는 것이 바람직하다고 생각된다. 연구개발에 소요되는 예산은 환경부의 보조금과 산업계의 영향평가업체 등 환경 엔지니어링 업체가 컨소시움을 구성하여 조달하는 방안을 생각 할 수 있다.

5.3 자료의 데이터 베이스 구축

모델을 평가하기 위한 자료는 실측 대기오염농도자료, 확산실험자료, 배출량자료, 기상자료 등이며 이들 자료를 데이터베이스화 하는 작업도 필요하다. .

확산실험을 실시하기 위하여서는 많은 연구인력과 예산이 소요되므로 연구자들이 공동으로 확산실험에 참여하여 대기질 측정자료 및 기상측정자료를 생산하고 그 결과를 자료집으로 발간하여 공동으로 활용하도록 하여야 할 것이다.

배출량자료는 대기질 개선을 위한 배출원 관리에 긴요할 뿐 아니라 대기질 모델링의 입력자료로서 대기확산모델의 정확도를 좌우한다. 대기질 배출량자료의 데이터베이스화는 막대한 시간과 경비가 소요되므로 개인적으로 수행하기는 어려우며, 환경부의 주관하에 각계의 연구자가 팀을 이루어 진행하는 것이 바람직하다.

6. 요약

우리나라의 실정에 맞는 국지확산모델을 개발하기 위하여 플룸모델, 퍼프모델, 라그란지안모델의 3가지 모델을 대상으로 고찰하였다.

플룸모델은 그 지역에 적합한 연기확산폭을 구하는 것이 중요하며 장기간 평균농도 산출에 주로 이용하는 것이 바람직하다. 퍼프모델은 해안가나 산악지역과 같이 기상조건의 시간변화와 지역차이가 큰 지역에서 단기간의 농도계산에 활용될 수 있으며 정확도를 향상시키기 위하여서는 풍향, 풍속의 3차원 분포자료를 제공하는 기상모델의 개발이 필요하다. 라그란지안 모델은 앞으로 전자계산기의 계산과 기억능력이 향상되면 실용적으로도 사용될 수 있을 것이며 모델의 정확도는 3차원 바람 장 자료에 주로 의존된다.

국지확산모델의 발전을 위하여서는 환경부가 주관하

여 學研産의 연구자들이 공동으로 참여하는 연구체계를 구성할 필요가 있으며 도시를 대상으로 대기환경 종합 조사와 확산모델의 평가를 위한 확산실험 실시 등이 요구된다. 또한 환경부의 주관하에 각계의 연구자가 참여하여 전국적인 배출량 데이터베이스를 구축할 필요가 있다.

참 고 문 헌

김 산(1992) 확산실험에 의한 야간 강안정층 하에서의 확산모델 평가, 강원대학교 이학석사학위논문, 58 pp.

김용국, 이종범(1992) 대기안정도와 지형조건에 따른 풍향 변동폭의 특성, 한국대기보전학회지, 8(2), 138-145.

마창민(1992) 광화학확산모델에 의한 서울시 오존농도 시물레이션, 강원대학교 이학석사학위논문, 47pp.

박순웅(1994) 라그란지 입자확산모델을 이용한 비반응성 오염물질의 농도추정, 한국기상학회지, 30(1), 1-20.

심상규(1995) 오일러리안 모델, 한국대기보전학회지, 11(1), 29-36.

윤순창(1991) 등엔트로피 궤적에 의한 황사의 장거리이동 경로분석, 한국대기보전학회지, 7(2), 89-95.

이종범, 김용국(1990) Pasquill 안정도 평가와 안정도 parameter 추정방법의 개발, 한국대기보전학회지, 6(2), 168-175.

장영기, 송동웅(1995) 국내 대기오염모델링의 현황과 과제, 한국대기보전학회지, 11(1), 1-14.

정용승(1994) 황사의 사례분석과 한반도 유입량, 한국대기보전학회지, 10(4), 233-244.

조창래(1993) MESOPUFF II 모델을 이용한 수도권 대기오염물질이 주변지역에 미치는 영향분석, 강원대학교 이학석사학위논문, 57pp.

환경처(1994) 환경라운드와 지방자치제 실시 등에 대비한 대기환경정책 개선방안, 37pp.

Binkowski, F.S.(1987) The regional acid deposition model version2(RADM) code documentation and user's guide, Albany, New york, 305pp.

Bowers, J.F.(1979) Industrial Source Complex Model user's guide, U.S. EPA.

Chang, J.S., R.A. Brost, I.S.A. Isaksen, S. Madronich, P. Middleton, W.R. Stockwell, and C.J. Walcek (1987) A three-dimensional Eulerian acid deposition model; physical concepts and formulation, J. Geophysical Research, 92, 14,681-14,700.

Eppel, D.P., G. Peterson, P.K. Misra and R. Bloxan

- (1991) A numerical model for simulating pollutant transport from a single point source, *Atmospheric Environment*, 25A, 1391-1401.
- Gingold, R.A. and J.J. Monaghan(1982) Kernel estimates as a basis for general particle models in hydrodynamics, *J. Computational Phys.*, 46, 429-453.
- Hanna, S.R., G.A. Briggs, J. Deardorff, B.A. Egan, F.A. Gifford and F. Pasquill(1977) AMS-Workshop on stability classification schemes and sigma curves-summary of recommendations. *Bull. Atmospheric Meteorological soc.*, 58, 1305-1309.
- Hass, H.(1991) Description of the EURAD chemical-transport model version2(CTM2) user's guide. Koln, 100pp.
- Holzworth, H.C.(1972) Mixing heights, wind speeds, and potential for urban air pollution throughout the contiguous United States, U.S. EPA report AP-101, 118pp.
- Huber, A.H.(1991) Wind tunnel and Gaussian plume modelling of building wake dispersion, *Atmospheric Environment*, 25A, 1237-1249.
- Husain, T.(1994) Kuwait oil fires-Modelling revisited, *Atmospheric Environment*, 28, 2211-2226.
- Irwin, J.S., T. Chico, J. Catalano(1985) CDM 2.0(Climatological Dispersion Model version 2.0) user's guide, U.S. EPA.
- Jin, S. and K. Demerjian(1993) A Photochemical Box Model for urban air quality study, *Atmospheric Environment*, 27B, 371-387.
- Rao, K.S.(1985) User's guide for PEM-2 : Pollution Episodic Model(version2), U.S. EPA.
- Liu, F.(1992) Regional diffusion model on estimating long-term average concentration of atmospheric pollutants, *Atmospheric Environment*, 26A, 2733-2735.
- Lorimer, G.S.(1986) The kernel method for air quality modelling; I. Mathematical foundation, *Atmospheric Environment*, 20, 1447-1452.
- Lurmann, F.W., D.A. Gooden and H.M. Collins, Eds. (1985) User's guide to the PLMSTAR air quality simulation model, Environmental Research & Technology, Inc. Document M-2206-100, Newbury Park, California.
- Martinez, J.R., R.A. Nordsieck and M.A. Hirschberg (1973) User's guide to diffusion/kinetics(DIFK-IN) code, General Research Corporation Final Report CR-2-273/1, prepared for the U.S. EPA.
- Moris, R.E. (1990) User's guide for the urban airshed model vol. I, II, U.S. EPA.
- Nuclear Regulatory Commission(1979) Atmospheric dispersion models for potential accident consequence assessments at nuclear power plant Reg. Guide 1.145, U.S. NRC.
- Pasquill, F.(1961) The estimation of the dispersion of windborne material, *Meteorological Magazine*, 90, 33-49.
- Pierce, T.D. and D.B. Turner(1980) User's guide for MPTEP, U.S. EPA.
- Schere, K.L. and K.L. Demerjian(1984) User's guide for the Photochemical Box Model(PBM), U.S. EPA.
- Scire, J.S., F.W. Lurmann, A. Bass, S.R. Hanna(1984) User's guide to the MESOPUFFII model and related processor programs, U.S. EPA.
- Solomon, P.A.(1994) Planning and managing regional air quality, Lewis Publishers, 831pp.
- Tirabassi, T. and U. Rizza(1994) Applied dispersion modelling for ground-level concentration from elevated sources, *Atmospheric Environment*, 28, 611-615.
- Tran, K.(1981) User's guide for photochemical trajectory model TRACE, Applied Modeling, Inc., Report 81/003, California.
- Turner, D.B. (1964) A diffusion stability model for an urban area, *J. Climate and Applied Meteorology*, 3, 83-91.
- U.S. EPA (1977) User's manual for single-source(CR-STER) model.
- U.S. EPA (1979) User's guide to the Texas Episodic Model.
- U.S. EPA (1980) User's guide Texas Climatological Model.
- U.S. EPA (1989) User's manual for OZIPM4(ozone isopleth plotting with optional mechanisms) vol. I, II.
- Verver, G.H.L. and F.A.A.M. De Leeuw(1992) An operational puff dispersion model, *Atmospheric Environment*, 26A, 3179-31193.
- Wilson, R.B. (1993) Review of development and app-

lication of CRSTER and MPTER models, Atmospheric Environment, 27B, 41-57.

Young, J.O., M. Aissa, T.L. Boehm. C.J. Coats, J.R. Eichinger, S.J. Roselle, A.R. Van Merter, R.A. Wayland and T.E. Pierce(1989) Development

of the regional Oxidant Model version 2.1, U.S. EPA.

Zannetti, P.(1990) Air pollution modeling : theories, computational methods and available software, Van nostrand Reinhold, New York, 444pp.