

## 사후관리단계에 있는 매립지의 건식침적량 및 토양오염에 관한 연구<sup>+</sup>

-난지도 매립지 사례를 중심으로-

이승묵 · 조경숙 · 이은영 · 김윤정 · 박재우 · 박석순  
이화여자대학교 환경공학과

## A Study on the Atmospheric Dry Deposition Flux and Soil Contamination in a Completed Landfill<sup>+</sup>

- A case study of Nanji landfill -

Yi, Seung Muk · Cho, Kyung Suk · Lee, Eun Young  
Kim, Yoon Jung · Park, Jae Woo · Park, Seok Soon

Department of Environmental Science and Engineering, Ewha Womans University

### Abstract

Atmospheric dry deposition flux and ambient particle mass size distribution were measured to evaluate the impact of atmospheric deposition around the Nanjido landfill sites. Wind direction affects greatly on the variation of mass flux and mass size distribution and made two times higher when the wind was blown from the road side. The effect of Nanjido landfill on the mass size distribution was significant comparing to simultaneously measured mass size distribution at the other sampling site. The results showed that the particle diameter bigger than 10  $\mu\text{m}$  explained the majority of atmospheric dry deposition flux.

A survey was also carried out to investigate the contamination of soils in a completed Nanjido landfill. The chemical properties of the soil analyzed in the present study include pH, oxidation-reduction potential (ORP), anion and cation concentration, total organic carbon(TOC), and some-metal elements concentrations were analyzed. Microbial activity in the soils was also evaluated by measuring dehydrogenase activities. TOC in the soil contaminated with leachate was 467.0  $\mu\text{g/g}$ -dry soil, and the TOC in the soil, where Nanjido landfill gases were emitted from, was 675  $\mu\text{g/g}$ -dry soil. The highest microbial activity of 968.0~2147  $\mu\text{g}$ -

<sup>+</sup> 본 연구는 1997년도 한국학술진흥재단 지역개발연구사업에 지원을 받아 수행되었음.

TPF/g-dry soil/day was found in the soil spouting Nanjido landfill gases. Compared with those in the uncontaminated soil, the concentrations of Cr, Cu and Pb in the contaminated soil were higher.

key words : Landfill, Atmospheric dry deposition, Soil contamination.

## I. 연구의 배경 및 목적

인류 활동으로 인하여 생기는 부산물로서 폐기물은 인간활동이 급속히 변화하게 되는 산업 혁명 이후에 심각한 문제로서 제기되어 왔다. 우리나라의 경우는 70년대 이후의 고도성장을 산업 혁명으로 볼 수 있을 것이다. 그러나 80년대까지도 고도 성장에 따른 부산물에 대한 고려는 하지 않았다. 그 결과 중의 하나가 서울 특별시 마포구에 자리하고 있는 난지도 폐기물 매립지이다. 93년 이후 폐기물의 반입을 중단하였지만 이들 매립지의 경우는 그 위해성이 어느 정도나 될지 가히 짐작이 안될 정도이다. 서울시에서는 환경오염방지를 위한 매립지 안정화사업을 시행중에 있으며 여러 가지 대책마련에 고심하고 있는 상황이다. 쓰레기 매립지가 주변환경에 미치는 영향은 매립 방법, 매립된 쓰레기의 종류 및 규모, 그리고 매립지역의 지형·지질 및 주변환경의 특성에 따라 크게 달라진다. 매립지에서 발생하는 침출수는 주변 하천과 지하수를 오염시키고 곤충류나 설치류의 서식으로 인해 전염병의 매개체 역할을 하기도 한다. 또한, 매립지에서 발생하는 다량의 유해 가스상 물질과 악취물질은 불쾌감과 같은 감각공해를 유발할 뿐만 아니라, 주변 주민들의 건강을 위협하고 있다. 그 외에도 지반 침하, 화재와 같은 환경문제가 야기되고 있다.

본 연구에서는 매립이 중단되고 안정화 단계에 있는 매립지 주변에서 채취한 대기 중 0.1 - 100  $\mu\text{m}$  범위의 입자들에 대하여 분석하여 매립지 주변에 영향을 미치는가에 대해 알아보고자 하였다. 특히 건식침적속도 모델로 사용한 Sehmel-Hodgson model을 이용하여 구한 건식침적량을 실

제로 측정된 건식침적량과 비교하여 그 타당성에 대해서도 검증하였다. 또한, 매립지 토양의 오염 상태를 조사하였다. 토양의 오염도를 측정하기 위해 pH, ORP, 총유기탄소농도, 주요 양이온과 음이온 농도 및 중금속 농도 등 화학적 성상을 조사하였고, 토양에 서식하는 미생물의 활성을 평가하기 위하여 탈수소효소활성을 측정하였다.

## II. 연구내용 및 방법

### 1. 대기오염 실태 조사

#### 1) 연구대상지역

난지도 폐기물 매립지는 서울특별시 마포구 상암동 482번지 일원으로 북서쪽으로는 경기도 고양군을, 남서쪽으로는 한강변을 접하고 있다. 지리좌표상으로는 북위 37° 34' 24" ~ 37° 33' 27"와 경도 126° 52' 02" ~ 126° 54' 03"에 위치한다. 1978년 3월부터 1993년 3월까지의 매립으로 인하여 거대한 쓰레기산을 형성하였으며, 현재 1,094,000m<sup>2</sup>의 제 1매립지와 707,000m<sup>2</sup>의 제 2매립지 등으로 분할되어 있다.<sup>1)</sup>

#### 2) 대기중 입자의 농도와 입경분포 측정

대기중 입자의 농도는 전분리기(preseparator)를 갖춘 Anderson 1 ACFM Nonviable Ambient Particle Sizing Sampler(AAPSS)<sup>10)11)</sup>와 Noll Rotatory Impactor(NRI)를 사용하여 측정하였다. Fig. 1은 본 연구에서 사용된 NRI의 모식도이다.

AAPSS는 각기 다른 절단경을 지닌 스테이지를 다단식으로 직렬연결한 충돌포집기로서, 단위밀도를 지닌 구형입자를 사용하여 보정하였

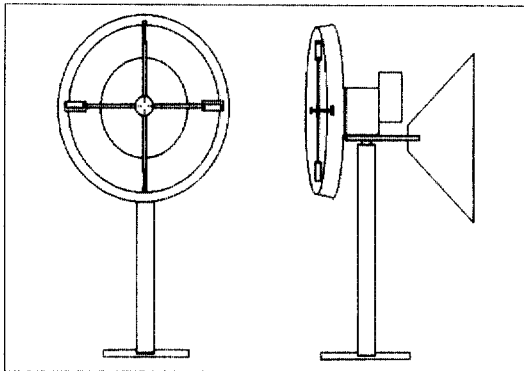


Fig. 1. Schematic diagram of Noll Rotary Impactor (a: left-front view, b: right-side view).

기 때문에 포집되는 입자의 입경은 공기역학적(aerodynamic diameter)으로 간주한다. Cascade impactor는 입자를 다음과 같은 크기별로 분리한다: >10(전분리기), 10-9, 9-5.8, 5.8-3.3, 3.3-2.1, 2.1-0.65, 0.65-0.43 및 <0.43  $\mu\text{m}$ . 포집매체는 그리스를 코팅한 마일라 세편(Mylar strip)을 사용하여 입자의 재비산을 방지한다.

NRI는 기존의 포집기에서 측정하지 못한 거대 입자를 포집하는데 적합한 기기로서, 4개의 서로 다른 크기를 가진 직사각형의 포집면을 공기중에서 동시에 회전시키면서 조대입자를 포집하는 다단식 회전 관성 충돌포집기이다. 각 스테이지(stage)는 그리스가 코팅된 마일라 세편이 놓여있고 스테이지 A-D는 각각 1.2, 3.1, 10.3, 10.3  $\text{cm}^2$ 의 포집면적을 가지고 있다. 세편은 시료포집 전과 후에 포집된 질량을 결정하기 위하여 무게를 잰다. 본 연구에서는 NRI를 320 rpm으로 작동하여 A-D스테이지에 대하여 각각 6.5, 11.5, 24.7, 36.5  $\mu\text{m}$ 인 이론적 공기역학적(aerodynamic diameter)을 얻는다. 특히 입경 6.5  $\mu\text{m}$ 보다 큰 입자를 포집하는 스테이지 A를 사용하여 전체 조대입자의 농도를 결정한다. 각 스테이지가 포집한 대기의 체적은 노출 표면적, 평균 회전거리, 회전속도(rpm) 및 포집시간을 곱하여 계산한다.

입자 분포도(0.1-100  $\mu\text{m}$ )는 입경간격으로 규격화시

킨 각각의 질량 농도를 그림으로 나타내어서 구한다.

### 3) 대기중 입자의 건식침적량 측정

대기중 입자의 건식침적량은 건식침적판(dry deposition plate)을 사용하여 측정하였다.

침적판은 투명한 아크릴로 만들어졌고 길이 21.6 cm, 폭 9.0 cm, 두께 0.65 cm이고 풍향 날개가 달려있어 항상 바람이 불어오는 방향으로 움직이며 날카로운 날(<10°)을 앞쪽에 지니고 있다. 이 침적판에 약 5mg의 그리스(두께 5  $\mu\text{m}$ )를 얇게 입힌 마일라 세편(7.6 cm×2.5 cm)을 판의 상하부에 설치하여 채취표면으로 사용한다.

### 4) 건식침적속도- Sehmel-Hodgson 모델

대기중의 입자상 물질의 농도와 입경분포를 측정 한 자료를 토대로 모델을 사용하여 건식침적량을 예측할 수 있다. 필요한 입력자료로는 풍속, 대기 안정도, 입자밀도, 입자 입경 분포등이 있는데 모델들의 적용성을 평가하기 위해서는 모델 입력 변수들과 건식침적량을 실제 대기 조건하에서 동시에 측정하는 것이 절대적으로 필요하다. 실제 대기 조건 자료는 기상탑을 통하여 얻는다.

Sehmel-Hodgson 모델<sup>15)</sup>은 풍동 실험 자료를 바탕으로 하여 한 기준 농도 높이(reference concentration height)로부터 침적표면까지의 침적속도를 설명하는 질량 이동 저항(mass transfer resistances)을 사용하고 있다. 이 모델은 표면으로 침적하는 입자의 운동을 와류 확산(eddy diffusion)과 입자의 관성력의 영향을 결합한 유효 와류 확산계수(effective eddy diffusion coefficients)로 나타낸 것으로 이 계수는 입자의 침적속도를 예측하기 위하여 브라운 확산(Brownian diffusion)과 종말 침강 속도(terminal settling velocity)를 결합하였다. 실험적으로 입자의 침적을 풍동에서 천정과 바닥으로 각각 나누어서 결정하였다.

$$V_d = \frac{V_t}{1 - \exp\left(-\frac{V_t}{U^*} \cdot h\right)}$$

여기서  $V_d$ 는 입자의 건식 침적 속도,  $V_i$ 는 입자의 종말 침강 속도,  $u^*$ 는 마찰 속도를 나타내며,  $\text{Int}$ 는 기준 농도 높이와 침적표면 사이의 저항합(resistance integral)을 나타낸다. 풍동실험에서 Sehmel과 Hodgson이 사용한 가장 큰 입자의 입경은  $29 \mu\text{m}$ 이며, 그 이후의 값은 의심하였다. 이 모델은 입자의 입경이 약  $10 \mu\text{m}$ 보다 큰 입자의 침적은 그 입자의 침강속도와 같다고 예측한다.

5) Multistep Model

건식침적량은 각 입경별 건식침적속도와 질량농도의 곱의 합으로 구할 수 있다.<sup>5)</sup>

$$F = \sum F_i = \sum_{i=1}^n C_i V(d_p)$$

- F : 건식침적량 [M/L<sup>2</sup>/T]
- C<sub>i</sub> : 스테이지 i에서의 질량농도 [M/L<sup>3</sup>]
- V(d<sub>p</sub>) : 입경별 건식침적속도 [L/T]

6) DISTFIT program

입경분포자료는 위치와 모양에 대하여 잘못 해석된다면 특히 거대입자와 미세입자의 모드에 대하여 잘못된 결론을 내릴 수 있다. 이 프로그램은 히스토그램의 불연속자료와 정규분포화한 분석자료의 오차가 최소가 되도록 모드를 최적화시켜주므로써, 자료들에 대한 해석에서 무심코 지나칠 수 있는 분포에 대한 접근을 가능하도록 해 준다.<sup>6)</sup>

7) 실험 과정

시료 채취 장소 및 기간

시료 채취는 난지도 폐기물 매립지 부근에 위치한 난지도관리사무소 옥상에서 이루어졌다(Fig. 2). 난지도 관리사무소의 동쪽으로는 성산대교로 이어지는 교차로가 있으며, 북쪽으로는 마포농수산물시장 등 주거 및 상업지역이 발달하였다. 또한 서쪽으로는 난지도 제 1 매립지와 제 2 매립지를 지나 한강을 바라보고 있다. 주풍향은 서풍 및 남서풍 계열로서 난지도에서 불어오는 바람이

시료 채취 장소를 지난다.

시료 채취 기간은 98년 9월 16일부터 98년 11월 13일까지 총 13개의 시료를 채취하였다. 낮 시간(오전 9시 - 오후 6시경)과 밤 시간(오후 6시 - 다음날 오전 9시경)으로 하루를 구분하여 비가 올 확률이 거의 없는 맑은 날을 대상으로 시료를 채취하였다.

시료 채취 및 분석방법

Cascade Impactor와 NRI를 이용하여 입자상 물질의 농도, plate를 사용하여 건식침적량을 측정하였고, 기상탑에서 그날의 기상자료를 얻었다. 채취된 시료는 먼저 24시간 방치된 후 AND사의 HM-202(측정한계 0.01 mg)를 사용하여 무게를 재어 질량변화를 측정하였다. plate의 strip은 시료 채취 과정의 오차를 방지하기 위해 복수로 채취하였다. 모든 strip은 blank로서 무게를 보정하여 주었다.

2. 토양오염 실태 조사

1) 조사지 개황

매립이 중단되고 사후관리단계에 있는 매립지를 조사대상으로 하였다(Fig. 3). 이 매립지는 제

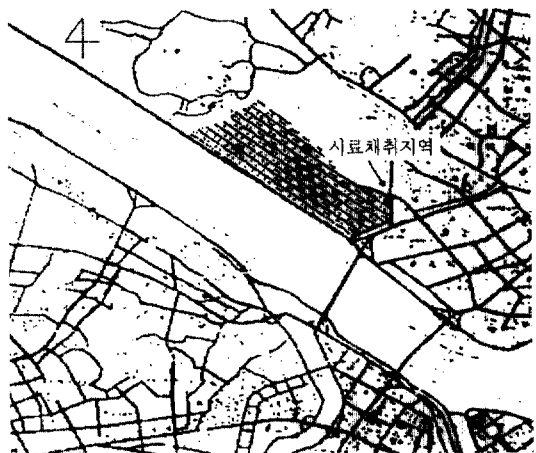


Fig. 2. Map showing and surroundings.

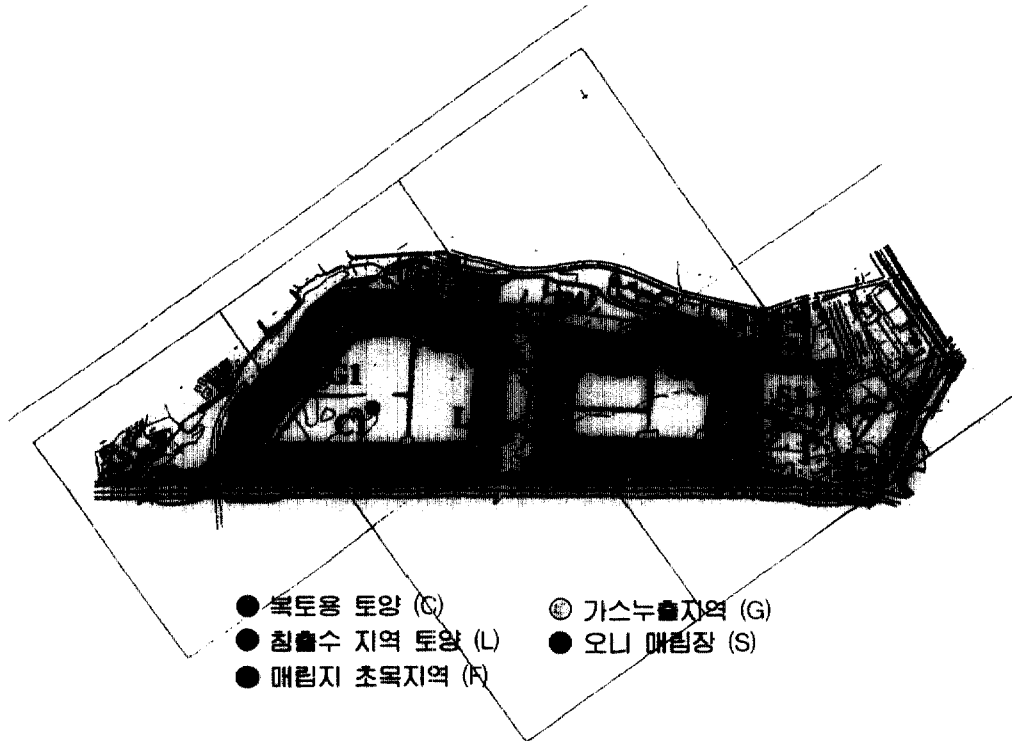


Fig. 3. Map showing the soil sampling sites in a Nanjido landfill area.

1 매립지와 제 2 매립지로 조성 되어있다. C1는 매립지의 최종복토용으로 사용되고 있는 토양으로 매립지 안정화 공사로 차량들이 많이 다니고 있는 지역에서 채취하였다. 침출수가 지표면으로 흘러나오고 있는 주변의 토양인 L1과 L2 시료는 제 1 매립지에서, L3 시료는 제 2 매립지에서 채취하였다. G1, G2 및 G3는 제 1 매립지에서 가스가 배출되어 나오는 곳으로 냄새가 심하고 주변에 풀들이 거의 자라지 못하거나 고사한 장소의 토양시료이다. F1, F2, F3 및 F4는 초목이 우거져 있는 매립지 절개지 부분의 토양으로, F1과 F2는 제 1 매립지에서, F3과 F4는 제 2 매립지에서 채취한 토양이었다. S1은 매립지 주변에 위치한 였니매립지로부터 운반되어 매립하기 위해 건조시키고 있는 였니 시료이다.

### 2) 시료 채취

매립지 토양의 화학적 특성과 미생물활성을 측정하기 위한 시료 채취는 각 채취 지점에서 표토층(0-10cm) 토양을 각각 3회 반복 채취하였다. 토양을 자연 건조시킨 후, 2 mm 체로 쳐서 크기가 굵은 자갈이나 모래를 제거한 후 분석 시료로 사용하였다.

### 3) pH, 이온농도, 용해성 총유기탄소 농도 측정

토양의 pH는 토양과 증류수를 1:5 w/v의 비율로 섞어 180 rpm에서 30분간 잘 혼합한 후 현탁액의 pH를 측정하였다. 토양현탁액 중의 양이온( $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ )과 음이온( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ )의 농도는 이온크로마토그래피(Waters, USA)를 이용하여 측정하였다. 토양현탁액 중의 용해성 총유기탄소의 농도는 TOC analyzer (Shimadzu,

Japan)를 이용하여 분석하였다.

#### 4) 탈수소효소활성 측정

CaCO<sub>3</sub> 0.03 g을 넣고 멸균한 18 ml의 test tube에 토양시료 3 g을 무균적으로 넣었다. 이 tube에 3% 2,3,5-triphenyltetrazolium chloride (TTC) 용액 1 ml와 멸균수 2 ml를 넣은 후 잘 혼합한 다음 37°C에서 24시간 배양기에서 배양하였다. 배양한 시료를 methanol 100ml로 추출하고, 추출용액의 흡광도를 485nm에서 측정하였다.<sup>17)</sup> 표준용액으로 0.1% triphenylformazan 용액을 사용하여 검량선을 구하였다. 탈수소효소활성(dehydrogenase activity, DHA)은 TTC가 환원되어 생성된 triphenylformazan (TPF)의 양으로 표시하였다( $\mu\text{g TPF} \cdot \text{g-dry soil/day}$ ).

#### 5) 무기원소 농도 분석

토양 시료에 함유된 유기물을 제거하기 위하여, PFA(Teflon perfluoralkoxy) 용기에 0.5 g의 시료를 넣고 37% 염산 12 ml와 65% 질산 4 ml를 첨가한 후, microwave(CEM MDS 2000, U.S.A.)를 이용하여 digestion시켰다.<sup>13)</sup> Digestion 시킨 용액중의 염산과 질산을 hot plate에서 휘발 증발시킨 후, 증류수로 희석하여 유도결합플라즈마 발광광도법(Plasma 40, Perkin Elmer, U.S.A.)을 이용하여 중금속을 포함한 여러 가지 무기원소의 농도를 측정하였다.

### III. 연구결과 및 고찰

#### 1. 대기오염 분석

난지도는 지형적인 영향으로 낮에는 주로 한강에서 불어오는 서풍 및 남서풍이 주를 이루며, 밤에는 북풍과 북동풍이 분다. 시료 채취 지역인 난지도 관리사무소 옥상에서 바라보았을 때 서풍이라 함은 난지도와 한강에서 불어오는 바람이며,

남풍과 동풍일 경우는 성산대교를 비롯한 도로쪽에서 불어오는 바람이다. 시료채취기간동안에는 대부분의 경우 서풍이 주풍향이었으며, 98년 10월 7일의 경우에는 다른 시료들과는 달리 동풍을 나타내었고, 바람이 강하게 불었다.

입자별 입경분포자료를 분석결과에 의하면 Fig. 4에서 보듯이 bimodal의 형태와 trimodal 형태가 나타난다. 여기서 히스토그램 영역은 실제로 측정하여 정규화하여 얻은 질량농도값이며, 실선은 불연속자료를 토대로 프로그램이 분석한 자료이다. 대부분 15 ~ 25  $\mu\text{m}$ 를 경계로 미세입자와 거대입자의 bimodal 형태를 보이고 있으나, Fig. 4에서 (a), (b), (g), (i)의 경우는 trimodal 형태를 보이는데, 이때의 주풍향은 서쪽이나 풍향이 동쪽에서 남쪽으로, 다시 서쪽으로 또는 북쪽에서 서쪽으로 바뀌는 경우이다. 다시 말하면, 바람이 바뀌면서 입경분포가 상이한 다양한 형태의 오염원들이 난지도 시료채취소에 영향을 미치면서 trimodal 형태를 나타내는 것으로 보인다. 98년 10월 2일과 3일은 풍향이 서쪽으로 난지도 매립지에서 불어오는 경우로서 서로 매우 비슷한 bimodal 형태를 나타내고 있으며, 특히 98년 10월 3일의 시료는 같은 날 이화여자대학에서 동시에 측정된 시료와도 매우 비슷한 입경분포를 나타내었다. 즉, 안정화된 매립지가 대기의 질량입경분포에 미치는 영향은 특이하게 나타나지 않는 것으로 볼 수 있었다. 바람이 많이 부는 10월 7일과 11월 11일의 입경분포에서는 거대입자의 모드가 커지는 것을 알 수 있었다. 이는 풍속이 커짐에 따라서 거대입자가 대기중으로 재비산되어 농도가 높아진 것으로 보인다. 또한 7일 시료는 풍향이 동쪽으로서, 성산대교 진입로를 비롯한 도로 밀집지역의 영향을 많이 받아 10  $\mu\text{m}$ 이상의 거대입자의 농도가 매우 커진 것을 볼 수 있었다. 즉, 강풍으로 인하여 이동 오염원으로부터 발생하는 먼지들이 많이 재비산되며, 시료채취지역까지 영향을 미치는 것을 알 수 있었다. 다시 말하면, 입

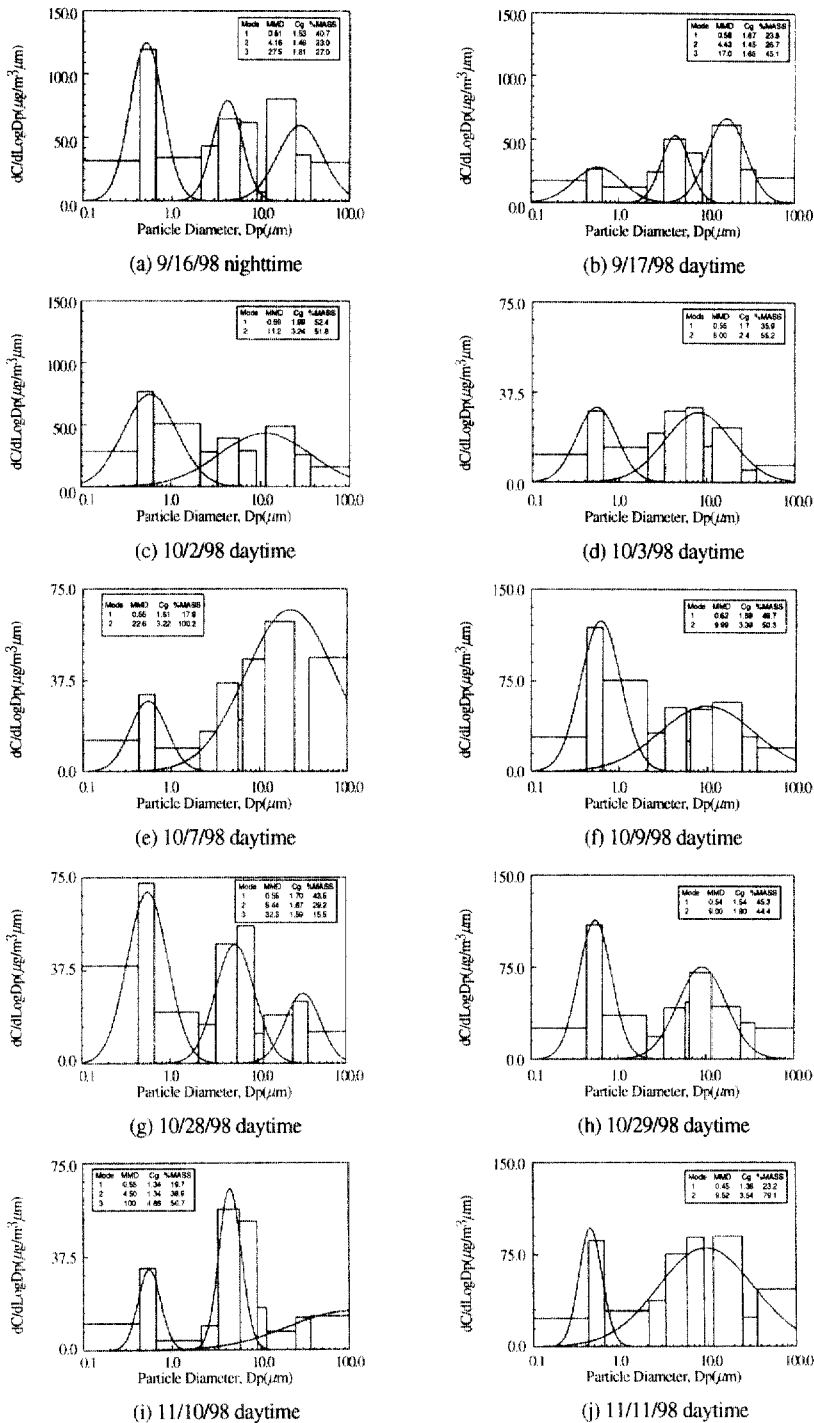


Fig. 4. Mass size distributions of dry deposition samples obtained near the Nanjido using an Anderson Impactor and a Noll Rotary Impactor : (a) 9/16/98 nighttime (b) 9/17/98 daytime (c) 10/2/98 daytime (d) 10/3/98 daytime (e) 10/7/98 daytime (f) 10/9/98 daytime (g) 10/28/98 daytime (h) 10/29/98 daytime (i) 11/10/98 daytime (j) 11/11/98 daytime

Table 1. MMD and  $\sigma_g$  in bimodal and trimodal data obtained from the atmospheric dry deposition samples in the Nanjido landfill sites.

Mode Type	Mode	Mean $\pm$ S.D.	
		MMD ( $\mu\text{m}$ )	$\sigma_g$
Bimodal(6)	1	0.55 $\pm$ 0.06	1.65 $\pm$ 0.21
	2	11.72 $\pm$ 5.44	2.95 $\pm$ 0.65
Trimodal(4)	1	0.55 $\pm$ 0.03	1.61 $\pm$ 0.23
	2	4.63 $\pm$ 0.56	1.48 $\pm$ 0.14
	3	44.20 $\pm$ 37.74	2.48 $\pm$ 1.59

경별 질량농도분포가 오염원의 형태에 따라 받는 영향이 매우 다르다는 것을 알 수 있었다.

Table 1은 모드에 따른 질량중양경과 기하학적 표준편차를 나타내었다. Bimodal에서는 미세입자의 MMD가 0.55  $\pm$  0.06  $\mu\text{m}$ 를, 거대입자의 MMD가 11.72  $\pm$  5.44  $\mu\text{m}$ 를 나타내고 있었다. Trimodal에서는 10  $\mu\text{m}$  이하의 미세입자의 MMD가 0.55  $\pm$  0.03  $\mu\text{m}$ 와 4.63  $\pm$  0.56  $\mu\text{m}$ 를 나타내었고, 거대입자의 MMD는 44.20  $\pm$  37.74  $\mu\text{m}$ 를 나타내고 있었다. 즉, 모드 2인 0.1-10  $\mu\text{m}$ 영역에서 입자가 정규분포를 이루고 있는 것이 명확해진다. 이는 기존에 널리 알려진 입자의 입경분포인, 2.5  $\mu\text{m}$ 를 경계로 peak이 보인다는 bimodal설과는 다른 형태이다. 최근에 주장되고 있는 입자의 trimodal설을 뒷받침하는 하나의 근거라고 할 수 있다. Trimodal의 경우 미국의 Chicago에서 측정된 거대입자의 MMD는 26  $\pm$  8  $\mu\text{m}$ 에서<sup>10)</sup> 난지도 시료채취소에서 보인 결과보다 좀 더 작게 나타났다.

난지도에서 채취된 총 10개의 시료에 대하여 질량 분석을 실시한 결과, 측정된 총 평균 건식침적량은 148.33  $\pm$  93.83 mg/m<sup>2</sup>/day이었다. Table 2에 풍향별 총 건식침적량이 나타나있다. 여기서도 알 수 있듯이, 풍향에 따라 난지도에서 바람이 불어올 때와 도로쪽에서 바람이 불어올 때 총 건식침적량이 약 2배 이상 차이를 보였으며, 이는 거대입자의 입경분포가 매우 달라지는 것에 기인한다. 또한 난지도 매립지에서 바람이 불어올 때

Table 2. Measured dry deposition flux of total mass according to the wind direction

Site	Wind direction	Flux(mg/m <sup>2</sup> /day)
Nanjido	W/NW	146.78 $\pm$ 53.59
	E/S	371.24 $\pm$ 22.81
Ewha University		155.24 $\pm$ 68.57

측정된 총 건식침적량과 난지도의 영향이 별로 없는 이대에서 측정된 총 건식침적량이 비슷한 것으로 보아 총 건식침적량에 있어서는 매립지에 의한 영향이 없음을 알 수 있었다. 그러나, 시료의 성분분석시 유해한 물질에 대한 분석 결과는 이와는 다른 양상을 보일 수도 있으리라 사료된다.

Fig. 5는 입경별 질량농도와 Shemel-Hodgson 건식침적속도 모델을 사용하여 구한 입경별 건식침적속도의 곱의 합으로 구한 각각의 입경별 건식침적량에 대한 누적분포도이다. 미세입자 범위에 속하는 입자에 의한 건식침적량은 전체 건식침적량의 5% 이하인 것으로 나타났다. 즉 질량농도에 있어서는 미세입자가 많은 양을 차지하지만, 건식침적속도를 고려하여 보면, 총 건식침적량의 90% 이상을 차지하는 것은 거대입자라는 것이다. 이는 외국의 다른 논문들과 유사한 결과

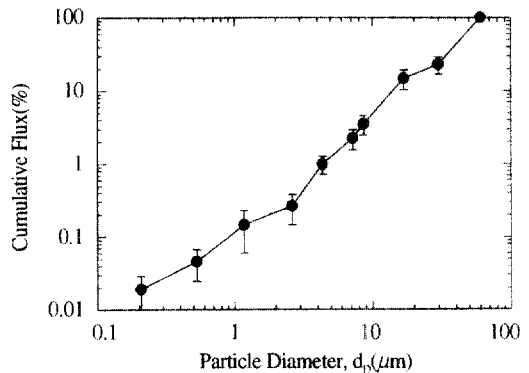


Fig. 5. Cumulative flux of calculated mass size distributions with multistep calculation method based on ambient particle concentration and Sehmel-Hodgson dry deposition velocity model.



이다.<sup>3)4)7)9)13)19)</sup> 앞에서의 결과에서도 마찬가지로, 거대입자 영역의 모드가 커짐에 따라서 총 건식 침적량이 2배 이상 커지는 것을 볼 수 있었다.

Fig. 6는 multistep method를 사용하여 계산한 예측된 총 건식침적량과 실제로 측정된 총 건식 침적량의 비를 나타내주고 있다. 결과에서도 볼 수 있듯이, 예측된 건식침적량과 측정된 건식 침적량의 비는  $0.95 \pm 0.50$ 로서 예측값이 측정값을 약간 과소평가하지만 대체로 잘 일치하는 것을 알 수 있다. 이것은 Sehmel-Hodgson model에 의하여 추정된 건식침적속도를 이용한 입자상 건식 침적량의 추정이 가능하다는 것을 알 수 있다.

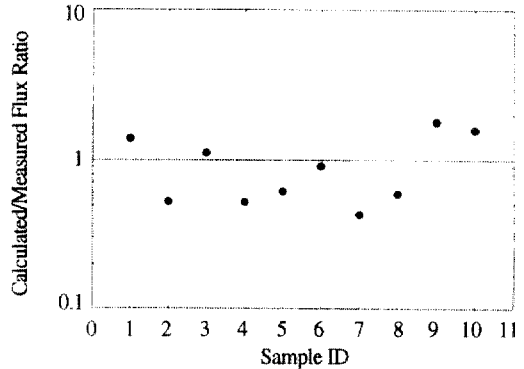


Fig. 6. A comparison between ambient measurements of particle dry deposition flux with those calculated using multistep model

## 2. 토양오염 분석

### 1) pH, 산화환원전위 및 이온 농도

매립이 중단되고 사후관리단계에 있는 매립지로부터 채취한 토양의 pH, 산화환원전위(ORP) 및 이온농도를 Table 3에 나타내었다. C1는 매립지 안정화 공사로 차량들이 많이 다니고 있는 장소에서 채취한 최종복토용으로 사용되고 있는 토양이다. C1 시료는 pH와 ORP가 각각 7.9 및 196.7 mV인 토양으로,  $SO_4^{2-}$ 의 농도가  $150.0 \mu\text{g/g-dry}$

soil인 것을 제외하고는  $Na^+$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$  및  $PO_4^{3-}$ 의 농도가 다른 시료에 비해 매우 낮은 토양이었다.

제 1 매립지와 제 2 매립지에서 침출수가 지표면으로 분출되고 있는 주변 토양 L1과 L3의 pH는 각각 8.9와 8.1로 약 알칼리성이었다. 그러나, 제 1 매립지 L1 지점으로부터 침출수가 지표면을 따라 약 50m 정도 흘러 내려간 장소의 주변 토양 L2시료의 pH는 5.6으로 약산성이었다. 침출수 분출지(L1, L3) 주변 토양과 분출 하류 지점(L2)

Table 3. pH, ORP and ion concentrations of the soils and sludge sampled in a Nanjido landfill

Sample no.	pH	ORP (mV)	Ion concentrations ( $\mu\text{g/g-dry soil}$ )					
			$Na^+$	$NH_4^+$	$NO_2^-$	$NO_3^-$	$PO_4^{3-}$	$SO_4^{2-}$
C1	7.9	196.5	39.0	3.0	0.7	12.0	ta	150.0
L1	8.9	150.8	495.0	99.6	330.0	130.0	493.0	26.0
L2	5.6	273.0	393.0	32.5	140.0	1699.0	439.0	25.0
L3	8.1	107.0	404.0	115.0	296.0	28.0	t	274.0
G1	7.0	198.9	30.9	13.2	t	14.0	167.0	1.0
G2	7.9	196.5	39.0	3.0	0.7	12.0	t	150.0
G3	7.3	191.8	343.0	5.6	t	280.0	t	24.0
F1	8.4	103.8	18.5	3.6	t	347.0	432.0	302.0
F2	8.1	109.2	25.8	15.2	5.6	457.0	t	50.0
F3	7.2	149.8	46.0	7.7	55.0	5.5	t	13.0
F4	8.1	160.8	16.4	7.8	23.0	155.0	504.0	15.0
S1	7.6	57.7	400.0	5338.0	t	120.0	t	900.0

t, trace

를 비교해보면, 분출지 주변이 107.0-150.8 mV인데 비하여, 하류지점에서는 273.0 mV로, L2시료가 훨씬 산화된 상태임을 알 수 있었다. 또한, 양이온과 음이온 농도를 비교해보면,  $\text{NH}_4^+$  농도는 침출수 분출지가 하류지점보다 약 3-3.5배 높았다. 그러나,  $\text{NH}_4^+$ 의 산화물질인  $\text{NO}_2^-$ 와  $\text{NO}_3^-$ 의 농도는 침출수 분출지에서 각각 296.0-330.0와 28.0-130.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 인데 비해, 하류지점인 L2에서는 140와 1699.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었다. 이러한 결과로부터, 침출수가 분출되고 있는 토양에서는 아질산세균에 의한 암모니아 산화세균에 의한 암모니아 산화반응이 활발히 일어나고 있는 토양임을 알 수 있었다. 또한, 침출수가 흐르는 하류지점에서는 아질산염이 질산염으로 산화되는 질산화반응이 우점적으로 일어나고 있음을 알 수 있었다. L2토양의 경우, 고농도의  $\text{NO}_3^-$  영향으로 pH는 낮고, ORP는 높은 것으로 사료되었다. 한편, 제 1 매립지에서 채취한 L1과 L2 토양과 비교하여, 제 2 매립지에서 채취한 L3토양에서는 약 10배정도 높은 농도의  $\text{SO}_4^{2-}$ 가 검출되었으나,  $\text{PO}_4^{3-}$ 은 거의 검출되지 않았다.

매립가스가 방출하고 있는 지역에서 채취한 G1, G2 및 G3 시료의 pH는 7.0-7.9로 중성의 토양이었고, ORP는 191.8-198.9 mV이었다. 제 1매립지에서 채취한 G1과 G2 시료에 비해, 제 2매립지에서 채취한 G3 토양 중에 함유되어 있는  $\text{Na}^+$ 와  $\text{NO}_3^-$ 의 농도가 상당히 높았다. 즉, G1과 G2 시료 중의  $\text{Na}^+$  농도는 각각 30.9 및 39.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었으나, G3 시료중의  $\text{Na}^+$  농도는 343.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었다. 또한,  $\text{NO}_3^-$  농도는 G1과 G2 시료에서는 각각 14와 12  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 로 매우 낮았으나, G3 시료에서는 280.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었다. 한편, G1 시료는 다른 토양에 비해  $\text{PO}_4^{3-}$  농도가 높았고(167.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ ), G2 시료는  $\text{SO}_4^{2-}$  농도가 높았다(150.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ ).

초목이 우거져 있는 매립지 절개지 장소에서 채취한 토양인 F1, F2, F3 및 F4 시료의 pH는

7.2-8.4로, 중성 혹은 약알칼리성 토양이었다. 4종류의 토양의 ORP도 103.8-160.8 mV로 거의 유사하였다. F3 토양을 제외하고는 질소화합물이 거의  $\text{NO}_3^-$ 의 상태로 존재하는 질산화반응이 활발히 진행된 토양이었다.  $\text{PO}_4^{3-}$  농도는 F1과 F4 시료에서 높게 검출되었으며,  $\text{SO}_4^{2-}$  농도는 F1 시료에서 높게 검출되었다.

본 매립지 주변에 위치한 오타매립지로부터 운반되어 건조시키고 있는 오타 시료인 S1의 pH와 ORP는 각각 7.6과 57.7 mV로 환원상태의 시료였다.  $\text{NH}_4^+$  농도가 5338.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 으로, 다른 시료보다 약 50배-1800 배정도 높았다. 그러나,  $\text{NO}_2^-$ 는 거의 검출되지 않았고,  $\text{NO}_3^-$  농도도 120  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 인 것으로 보아, 거의 질산화반응이 일어나지 않은 오타임을 알 수 있었다.  $\text{SO}_4^{2-}$  농도는 900  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 으로 다른 토양시료보다 약 3배-900배정도 높았다.

## 2) 총유기탄소 농도 및 미생물 활성

매립지 토양 중의 미생물은 매립지내의 물질순환에 있어 중요한 역할을 담당한다. 토양미생물은 최종 분해자로서 축적된 유기화합물을 분해하여 이산화탄소의 형태로 공기 중으로 방출하여 순환시키고, 질소나 황화합물을 산화 혹은 환원반응에 직접적으로 관여한다. 본 연구에서는 사후관리단계에 있는 매립지 토양 중의 미생물 활성을 탈수소효소의 활성을 측정함으로써 평가하였다. 탈수소효소는 유기물 분해의 기본적인 단계인 유기화합물의 탈수소화를 촉진하는 효소이다.<sup>15)</sup> 많은 종류의 탈수소효소가 존재하며, 이 효소들은 세포내에서 유기물 분해 반응의 각각 단계에서 특이하게 작용한다. 그러므로, DHA는 토양미생물의 대사활동의 수준을 알고자 할 때 많이 측정하는 것으로, 토양의 DHA 활성도가 높으면 토양미생물의 활성이 높은 것으로 예측한다.<sup>26)14)16)</sup> 탈수소효소활성에 영향을 미치는 중요한 인자중의 하나는 유기탄소농도이다. 따라서, 본

연구에서는 매립지에서 채취한 토양의 용해성 총유기탄소농도와 탈수소효소 활성과의 관련성도 조사하였다.

Fig. 7에 매립지에서 채취한 시료중에 함유되어 있는 용해성 총유기탄소농도를 도시하였다. 복토용으로 사용되고 있는 토양 C1 중의 용해성 총유기탄소농도는 294.8  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었고, 초목이 생육하고 있는 매립지 절개지 장소에서 채취한 토양 F1~F4 중의 총유기탄소농도는 190.8~424.8  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 으로, 다른 시료에 비해 상대적으로 낮았다. 침출수가 흐르는 장소에서 채취한 L1, L2 및 L3 시료 중의 용해성 총유기탄소농도는 각각 678.2, 464.8 및 258.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 으로, 채취장소에 따라 차이가 있었지만 평균농도는 467.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었다. 가스가 방출되고 있는 장소에서 채취한 G1, G2 및 G3 시료 중의 용해성 총유기탄소농도는 각각 880.2, 533.8 및 611.4  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 으로, 평균농도는 675.1  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었다. 가스가 방출되고 있는 장소에서 채취한 토양 중에 함유되어 있는 용해성 총유기탄소농도가 높은 이유는 매립지로부터 발생하는 가스에는 초산, 젖산, 낙산과 같은 저급지방산 및 벤젠, 톨루엔과 같은 휘발성유기화합물이 대량 함유되어 있기 때문으로 사료되었다. 오니시료인 S1의 용해성 총유기탄소농도는 1200.4  $\mu\text{g/g-dry sludge}$ 로, 다른 시료에 비

해 약 1.5배~6배 정도 높았다.

Fig. 8에 각 시료의 탈수소활성을 도시하였다. 복토용 토양 C1의 탈수소활성은 24.1  $\mu\text{g-TPF/g-dry soil/day}$ 로 거의 미생물활성이 없는 것으로 판단되었다. 침출수가 흐르는 장소의 토양인 L1~L3 시료의 탈수소활성은 114.3~309.7  $\mu\text{g-TPF/g-dry soil/day}$ 로 평균 218.3  $\mu\text{g-TPF/g-dry soil/day}$ 이었다. 매립지 토양 시료중에서 총유기탄소농도가 가장 높았던, G1, G2 및 G3 시료의 탈수소활성은 각각 1427.8, 968.0 및 2147.1  $\mu\text{g-TPF/g-dry soil/day}$ 로 토양시료중에서 가장 높은 값을 얻을 수 있었다. 초목이 생육하고 있는 매립지 절개지 토양인 F1~F4의 탈수소활성은 111.0~512.4  $\mu\text{g-TPF/g-dry soil/day}$ 로 평균 382.0  $\mu\text{g-TPF/g-dry soil/day}$ 이었다. 모든 시료 중에서 총유기탄소농도가 가장 높았던 오니시료 S1의 탈수소활성은 5967.6  $\mu\text{g-TPF/g-dry sludge} \cdot \text{d}^{-1}$ 로 최대값을 나타냈다.

침출수의 영향을 받는 L1~L3 토양이 G1~G3 토양보다 용해성 총유기탄소농도와 미생물활성(탈수소효소활성)이 낮은 이유는 이 매립지가 현재 매립이 중단되어 사후관리단계에 있는 매립지인 것이 원인으로 사료되었다. 일반적으로 매립지에서 폐기물의 분해과정은 시간경과에 따라 가용화기, 무기화 전기, 무기화 후기, 안정화기로 분

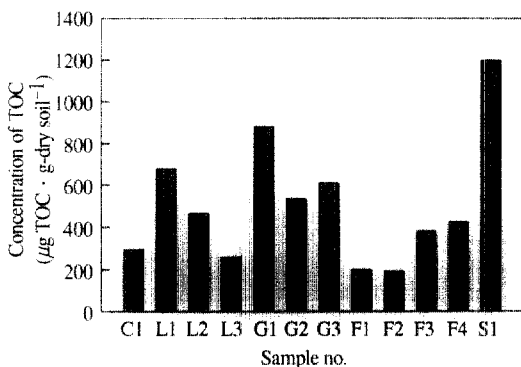


Fig. 7. Total organic carbon concentration of the soils and sludge sampled from the Nanjido landfill sites.

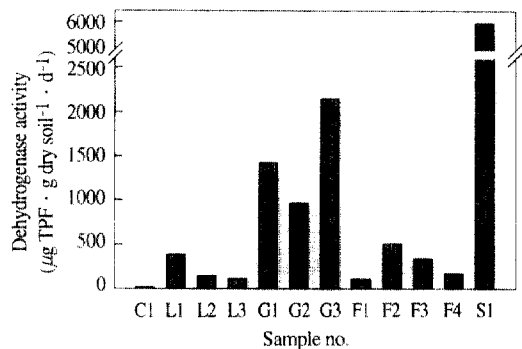


Fig. 8. Dehydrogenase activity of the soils and sludge sampled in a landfill.

류된다. 가용화기는 용해하기 쉬운 용해성 물질이 용출되어 침출수 중의 분해성 저분자 물질의 농도가 높아진다. 무기화 전기가 되면, 침출수 내의 용존물질은 점점 감소해 고분자와 저분자물질이 서로 비슷하게 되어 난용성 물질분해가 일어나면서 가스발생이 활발히 진행된다. 무기화 후기는 분해대상물질이 감소되어 침출수내에는 용존물질이 감소되고 고분자물질이 증가되면서 가스발생량이 크게 감소한다. 최종단계인 안정화기에 매립장내에서 분해가 불가피한 잔존물질만 남아 침출수에 고분자 난분해성 물질이 많이 함유하게 된다. 따라서, 본 연구에서 대상으로 하고 있는 매립지의 폐기물 분해는 무기화 전기에서 무기화 후기에 상태에 있는 것으로 생각된다. 즉, 침출수 중에는 분해하기 쉬운 저분자물질보다는 난분해성의 고분자물질의 비율이 높아져가고, 일부 유기물이 휘발성유기화합물의 형태로 가스화되어 방출되고 있기 때문에, 침출수로 오염된 토양보다는 가스가 방출되는 지역의 미생물활성이 높은 것으로 사료된다.

### 3) 원소농도 분포

매립지에서 채취한 시료에 함유 되어 있는 Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd 및 Pb의 농도를 분석한 결과를 Table 2에 정리하였다. 복토용 토양의 각 원소의 농도는 Cr 27.3, Mn 230.0, Ni 19.3, Cu 10.6, Zn 49.3, Cd 2.0, 및 Pb 4.1  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었다.

침출수가 흐르는 하류지점의 토양 시료인 L2는 침출수 분출지 토양인 L1과 L3에 비하여 Cu와 Zn가 많이 함유되어 있었으며, 각각의 농도는 64.0과 85.6  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었다. 제 2매립지에서 채취한 L3 토양중에 함유되어 있는 Cr과 Pb의 농도는 각각 106.7 및 84.1  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 으로 다른 2종의 시료에 비하여 현저하게 높았다. 이와같이 L2와 L3 토양은 L1에 비해 중금속 농도가 높고, 이러한 중금속에 의해 미생물활성이 저해를 받기 때문에, Fig. 8에 도시한 바와 같이 L1의 탈수소활성보다 L2와 L3의 탈수소활성이 낮은 것으로 판단되었다.

가스가 방출되는 장소의 토양인 G1, G2 및 G3에 함유되어 있는 중금속의 농도를 비교해보면,

Table 4. Metal concentrations in the soils and sludge sampled from the Nanjido landfill sites.

Sample no.	Concentrations ( $\mu\text{g/g-dry soil}$ )						
	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
C1	27.3	230.0	19.3	10.6	49.3	2.0	4.1
L1	12.3	174.6	9.2	29.6	45.1	1.3	9.9
L2	30.7	155.7	15.6	64.0	85.6	2.7	21.9
L3	106.7	349.9	22.2	31.5	65.9	4.1	84.1
Avg.	50.0	226.7	15.7	41.7	65.5	1.8	33.6
G1	35.9	222.3	14.5	27.0	90.0	3.0	22.3
G2	23.9	183.4	11.6	9.6	18.1	2.4	19.7
G3	44.5	210.4	12.3	43.8	1.5	2.7	27.4
Avg.	35.0	205.4	12.8	26.8	36.5	2.7	23.1
F1	15.6	167.5	15.5	21.4	t*	1.4	6.1
F2	5.1	33.1	1.7	t	t	0.5	t
F3	17.1	243.2	13.9	8.2	t	1.9	10.2
F4	45.0	309.2	19.3	22.3	15.0	4.3	33.1
Avg.	20.7	188.3	12.6	13.0	3.8	2.0	12.4
S1	73.4	540.0	25.9	304.7	627.1	1.0	4.1

a. trace

Cr의 농도는 239~445  $\mu\text{g/g-dry soil}$ , Mn 농도는 1834~2223  $\mu\text{g/g-dry soil}$ , Ni 농도는 11.6~145  $\mu\text{g/g-dry soil}$ , Cd는 24~30  $\mu\text{g/g-dry soil}$ , Pb 농도는 19.7~27.4  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 으로, 비교적 유사한 농도값을 나타내었다. 그러나, Cu의 경우, G2 토양은 9.6  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었으나, G1과 G3 토양은 각각 27.0과 43.8  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 로 현저하게 높았다. 이러한 차이는 Zn의 농도에서 크게 차이가 보였는데, G1의 Zn 농도는 90.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 인데 비해, G2와 G3에서의 농도는 각각 18.1과 1.5  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었다.

상대적으로 청정하다고 생각되어지는 초목이 생육하고 있는 토양인 F1, F2, F3 및 F4의 각 원소의 평균농도는 다음과 같다: Cr 20.7  $\mu\text{g/g-dry soil}$ ; Mn 188.3  $\mu\text{g/g-dry soil}$ ; Ni 12.6  $\mu\text{g/g-dry soil}$ ; Cu 13.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ ; Zn 3.8  $\mu\text{g/g-dry soil}$ ; Cd 2.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ ; Pb 12.4  $\mu\text{g/g-dry soil}$ . 복토용 토양 C1과 F1-F4토양의 원소 농도를 기준으로 매립지 토양의 중금속 오염도를 평가해보면, 매립지 토양은 전반적으로 Cr, Cu, Cd, 및 Pb의 농도가 높은 것을 알 수 있었다.

한편, 오니 시료인 S1에는 다른 토양시료보다 현저하게 높은 농도의 중금속이 함유되어 있었다. 특히, 오니에 함유되어 있는 Cu농도는 304.7  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 으로, 토양시료 중 가장 Cu의 함량이 높은 L2 시료보다 약 5배 정도 높았다. 또한, 오니 중의 Zn 농도는 627.1  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 으로, 토양시료 중 Zn의 함량이 가장 높은 G1 시료보다 약 7배 정도 높았다.

#### IV. 결론

사후관리단계에 있는 매립지의 주변대기에 대한 영향을 알아보기 위하여 건식침적량과 주변대기의 입경별 질량농도분포를 측정하였다. 난지도 매립지 지역의 입자 입경분포는 풍향에 따라 많은 영향을 받는 것으로 나타났다. 즉 풍향에 따라서 bimodal 또는 trimodal 형태를 보이며, MMD와

$\sigma_g$ 가 다르게 나타났다. 난지도 지역의 총 건식침적량 역시 풍향에 따라 많은 차이를 보이며, 이대 측정소와 비교하였을 때 매립지에 의한 영향은 전체 질량면에서는 차이가 없는 것으로 보인다. 입자의 건식침적량의 대부분은 10  $\mu\text{m}$  이상의 거대입자가 차지하며, Sehmel-Hodgson의 건식침적속도 추정모델을 사용하여 예측한 건식침적량과 실제로 측정된 건식침적량의 비를 계산하여 건식침적속도추정모델을 검증한 결과,  $0.95 \pm 0.5$ 로서 비교적 잘 일치하는 것으로 나타났다.

매립이 중단되고 사후관리단계에 있는 매립지 토양의 오염실태를 조사하기 위하여, 토양의 화학적 특성과 미생물활성을 측정하였다. 토양의 화학적 특성을 파악하기 위해 pH, 산화환원전위, 양이온과 음이온 농도, 총유기탄소농도, 중금속 농도 및 무기원소 농도를 측정하였고, 토양의 탈수소효소활성을 측정하여 미생물활성을 평가하였다. 침출수로 오염된 토양의 평균 총유기탄소농도는 467.0  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 이었으나, 가스가 방출되고 있는 토양의 평균 총유기탄소농도는 675.1  $\mu\text{g/g-dry soil}$ 로, 가스가 방출되고 있는 토양의 유기탄소농도가 높았다. 또한, 가스가 방출되고 있는 토양에서의 미생물활성은 968.0 ~ 2147.1  $\mu\text{g-TPF/g-dry soil/day}$ 로 토양시료 중에서 가장 높은 값을 나타내었다. 침출수로 오염된 토양의 미생물활성 평균값은 218.3  $\mu\text{g-TPF/g-dry soil/day}$ 으로, 비교적 청정지역인 초목이 생육하고 있는 매립지 초목지역 토양의 미생물활성(382.0  $\mu\text{g-TPF} \cdot \text{g-dry soil/day}$ )보다 낮았다. 초목이 생육하고 있는 토양의 중금속 농도를 기준으로 매립지 토양의 중금속 오염도를 평가해보면, 매립지 토양은 전반적으로 Cr, Cu 및 Pb의 농도가 높았다.

#### 이용문헌

1. 서울특별시, 1994. "난지도 매립지 안정화공사 기본설계보고서".

2. 조경숙 · 류희욱 · 장용근, 1996, 폐탄광 배수에 의해 오염된 하천의 화학적 특성과 미생물 활성, 『한국생태학회지』, 19 : 365-373.
3. Davidson, C.I., Lindberg, S.E., Schurnidt, J.A., Cartwright, L.G., and Landis, L.R., 1985, *J. Geophys. Res.* 90, 2123-2130.
4. Dulac, F., Buat-Menard, P., Ezat, U., Melki, S., and Bergametti, G., *Tellus* 41B : 362-378.
5. Graseby Anderson Instruments Inc., 1985, Operating Manual for Anderson 1 Actual Cubic Feet per Minute(ACFM) Non-viable Ambient Particle Sizing Sampler.
6. Harris, J.A. and Birch, P., 1989, Soil Microbial Activity in Opencast Coal Mine Restorations, *Soil Use and Management*, 5 : 155-160.
7. Holsen, T.M. and Noll, K.E., 1992, *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 1807-1815.
8. Holsen, T.M., Noll, K.E., Fang, G.C., Lee, W.J., and Lin, J.M., 1993, *Environ. Sci. Technol.*, 27 : 1327-1333.
9. Holsen, T.M., Noll, K.E., and Liu, S., Lee, W., 1991, *Environ. Sci. Technol.*, 25 : 1075-1081.
10. Lin, J.M., Fang, G., Noll, K.E., and Holsen, T.M., 1993, *Atmos. Environ.*, 27A : 1131-1138.
11. Lin, J.M., Noll, K.E., and Holsen, T.M., 1994, *Atmos. Sci. Technol.*, 20 : 239-252.
12. Nieuwenhuize, J., Poley-Vos, C. H., van den Akker A. H., and van Delft, W., 1991, Comparison of Microwave and Conventional Extraction Techniques for the Determination of Metals in Soil, Sediment and Sludge Samples by Atomic Spectrometry. *Analyst*, 116 : 227.
13. Noll, K.E. and Fang, G.C., 1989, *Atmos. Environ.*, 23 : 585-594.
14. Pancholy, S. K. and Rice, E. L., 1973, Soil Enzymes in Relation to Old Field Succession: Amylase, Cellulase, Invertase, Dehydrogenase, and Urease, *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 37 : 47-50.
15. Sehmel, G.A. and Hodgson, W.J., 1978, A Model for Predicting Dry Deposition of Particles and Gases to Environmental Surfaces, PNL-SA-6721, Battelle, Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA.
16. Skujins, J., 1973, Dehydrogenase: An Indicator of Biological Activities in Arid Soils, *Bulletin of Ecological Research Communication (Stockholm)*, 17 : 235-241.
17. Stevenson, I. L., 1959, Dehydrogenase Activity in Soils, *Can. J. Microbiol.* 5 : 229-235.
18. TSI. 1990, Model 390045 DISTFIT Aerosol Data Fitting Software. St. Paul and Golden Valley, MN: TSI, Inc. and Chimera Software
19. U. S. EPA, 1991, National Air Quality and Emission Trends Report.