

## 천연 제올라이트에 의한 Phosphamidon 및 Fenitrothion의 흡착 특성

감 상 규 · 허 철 구

제주대학교 지구환경시스템공학부

### Adsorption of Phosphamidon and Fenitrothion on Natural Zeolite

Sang-Kyu Kam and Chul-Goo Hu

Dept. of Civil & Environmental Engineering, Cheju National University, Jeju-Do, 690-756, Korea

The adsorption characteristics of phosphorus insecticides(phosphamidon and fenitrothion) used in large amounts in golf course in natural zeolite(clinoptilolite) was investigated. The distribution coefficient,  $K_D$  and Freundlich constant,  $K_F$ , were higher for fenitrothion than those for phosphamidon, i.e., fenitrothion with the higher octanol-water partition coefficient( $K_{OW}$ ) was adsorbed the more on natural zeolite. The pesticide amount per unit mass of natural zeolite, decreased with increasing temperature but independent of pH, regardless of pesticides used in this study.

**Key words** : adsorption, phosphamidon, fenitrothion, natural zeolite

### 서 론

농약은 폭발적인 인구증가와 더불어 농산물 수요가 늘어나면서 인류의 식량 문제 해결과 생산성을 높이기 위해 사용되기 시작하여 계속적으로 증가하는 추세이다. 제주도에서는 농약사용량이 살균제, 살충제, 제초제 등을 포함하여 95년 5,071톤에 비해 99년에는 6,676톤으로 크게 증가하였으며(제주도, 1999), 그로 인해 최근, 토양오염, 지하수오염, 대기오염 등 환경오염문제가 크게 대두되고 있다.

이러한 농약오염을 방지하기 위하여 고독성 농약의 사용을 금지하고 있고, 골프장의 경우 잔디용으로 품목 등록된 농약 80개 품목만을 사용하고 있으며, 그 린, 웨어웨이의 잔디, 토양과 최종유출수의 농약잔류량을 검사하는 등 농약으로 인한 환경오염의 피해를 최소한으로 줄이려고 하는 노력을 하고 있다. 또한 골프장 건설시 살포된 농약을 흡착시켜 유출을 방지

하기 위하여 활성탄을 포설하고 있다(포렉스개발(주), 1998), 그리고 골프장에서 토양 개량제로 포설되는 제올라이트는 활성탄에 비해 농약 흡착능은 낮지만 어느 정도의 흡착능을 나타낸다고 보고되고 있다(현 등, 1994; 제주도보건환경연구원, 1996).

제올라이트는 결정성 다공성의 알루미늄실리케이트로서 다른 어떤 물질보다도 큰 비표면적(specific surface area), 다른 양이온에 의해 교환될 수 있는 양이온교환능력, 그 교환된 양이온의 크기와 점유한 위치에 따라 세공 크기가 달라질 수 있고, 크기 및 모양이 일정한 분자만을 선택적으로 분리할 수 있는 분자체특성 등을 갖고 있다.

농약이 흡착제와 접촉하게 되면 흡착제의 표면에 흡착되고, 이러한 흡착과정은 농약의 용탈(탈착), 휘발성, 지속성 또는 이동성에 영향을 미칠 수 있으므로 농약 거동의 중요한 요인이다(Celis and Koskinen, 1999). 토양중에 농약의 흡착은 토양의 경우 주로 유기물 함량(Grover, 1977; Singh et al., 1990)에 의해,

기타 점토 함량(Sundaram et al., 1997), 점토 표면중 치환성 양이온의 형태(Deli and Warren, 1971, Bansal, 1983)에 영향을 받는다고 알려져 있다. 농약의 경우 물에 대한 용해도(Kozak and Toth, 1983), 농약의 구조, 분자 크기, 전자전하밀도, 이온성, 소수성, 극성, 기하학적 및 위상학적 특성(Sabljik, 1984; Woodburn et al., 1992), 그리고 토양용액 중의 pH(오, 1999), 온도 및 이온강도(Bansal, 1983) 등에 좌우된다고 보고되고 있다.

흡착제에 흡착된 농약은 물의 침출에 의해 아래로 용탈되며, 용탈의 정도는 농약의 이화학적 성질에 의존한다(Himel et al., 1989). 농약의 이화학적 성질로는 분배계수, 물에 대한 용해도, 증기압, 친수성/소수성 특성, 이온상태, 화학적, 광화학적, 생물학적 성질이 포함된다. 일반적으로 흡착제에 강하게 흡착되고 물에 대해 낮은 용해도를 가지고 있는 농약은 흡착제중에서 비교적 용탈되기 어렵다(Baarschers et al., 1983).

농약의 흡착, 이동성 또는 탈착 정도를 검토하기 위하여 토양을 이용한 연구는 체계적으로 많이 수행되었지만, 제올라이트를 이용한 연구는 극히 일부뿐이고(현 등, 1994; 제주도보존환경연구원, 1996), 이들 연구는 단순한 흡착능을 검토하였고 흡착인자의 영향, 흡착 메커니즘 등 농약 흡착 특성과 흡착된 농약의 탈착 특성은 체계적으로 검토하지 않았다.

따라서 본 연구에서는 제올라이트의 농약 흡착 특성을 살펴보기 위해 골프장에 포설되고 있는 천연 제올라이트를 이용하여 골프장에 많이 살포되고 있는 phosphamidon 및 fenitrothion 등의 유기인계 살충제에 대해 농약 상호간의 흡착량의 비교, 농약 흡착에 미치는 용액의 pH, 온도 영향 등에 대하여 검토하였다.

## 재료 및 방법

### 실험재료

본 시험에 농약 흡착제로 사용된 천연 제올라이트는 두레산업(주)에서 제공받은 것으로 골프장의 헤어웨이 등에 포설되고 있는 제올라이트로, X선 회절 분석기((XRD, Rigaku max/III A)에 의하면 Clinoptilolite (CLI)임을 확인할 수 있었다(Fig. 1). 이 제올라이트

를 증화 또는 표면에 묻어 있는 미립자나 불순물을 제거하기 위해 탈이온 증류수로 충분히 세척하였고, 이것을 105℃에서 일정시간 동안 건조시켜 수분을 제거한 후, 표준체로 일정한 크기(200/270 mesh)를 분류하여 사용하였다.

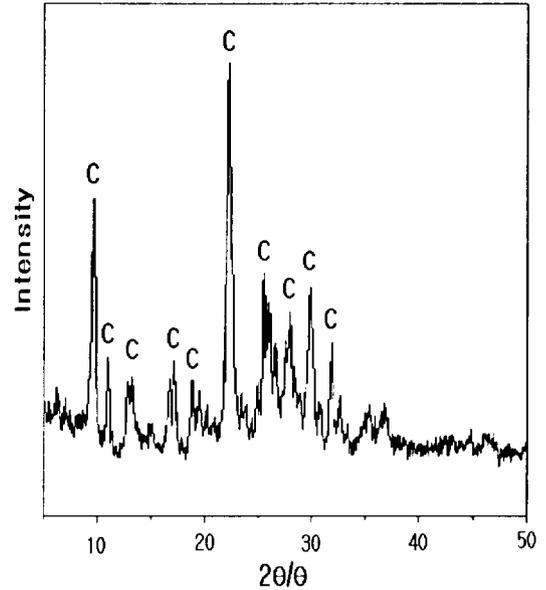


Fig. 1. XRD pattern of natural zeolite used in this study.(C : Clinoptilolite)

이 제올라이트의 유기물함량은 Walkley-Black법, 표면적은 고전적인 BET법(Gregg and Sing, 1992)으로 N<sub>2</sub>가스를 사용하여 측정하였고, 양이온치환용량(CEC)은 1M CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>법(Page, 1985)으로 측정하였다. 본 연구에 사용된 천연 제올라이트의 물리·화학적 특성은 Table 1, 화학조성은 Table 2에 나타내었다.

Table 1. Physical and chemical properties of natural zeolites used in this study

Channel	Pore diameter (Å)	Specific surface area (m <sup>2</sup> /g)	CEC (meq/100g)	Organic matter (%)
8-ring	2.6×3.7	75	182.2	0.12
	3.3×4.6			
10-ring	3.0×7.6			

Table 2. Chemical composition(wt %) of the natural zeolites used in this study

SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Na <sub>2</sub> O	CaO	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Others <sup>1</sup>
68.6	13.3	2.7	2.7	2.1	10.6

본 실험에 사용된 농약은 현재 골프장에서 사용되고 있는 농약 중 유기인계 살충제인 phosphamidon 및 fenitrothion을 공시농약으로 선정하였으며, 이들의 특성은 Table 3과 같다.

이들 농약은 독일 Dr. Ehrenstofer GmbH에서 생산된 순도 93%의 phosphamidon 및 순도 98.9%의

fenitrothion을 구입하여 사용하였다. 이들 각 농약 일정량을 취하여 잔류농약 분석용 methanol에 녹여 1000 ug/mL 되도록 stock solution을 제조하였다. 흡착시험에 사용된 용액의 농도는 2 ~ 10 ug/mL의 범위에서 단계적으로 5 개 농도가 되도록 1000 mL 용량플라스크에 stock solution의 일정량을 취하여 넣고, 용액의 전해질 농도를 일정하게 유지시키기 위하여 1 M CaCl<sub>2</sub> 10 mL를 가하여 0.01 M이 되게 하였다.

실험방법

흡착시험은 batch equilibration technique에 의해서

Table 3. Characteristics of phosphamidon and fenitrothion used in this study(Tomlin, 1994)

Pesticide	Phosphamidon	Fenitrothion
Characteristics		
Chemical Structure	<p>(E)</p> <p>(Z)</p>	
IUPAC name	2-chloro-3-(diethylamino)-1-methyl-3-oxo-1-propenyldimethyl phosphate	O,O-dimethyl O-(3-methyl-4-nitrophenyl) phosphorothioate
Molecular weight	299.7	277.2
Family	organophosphate insecticides	phenyl organothio-phosphate insecticides
Water Solubility (mg/ℓ)	1×10 <sup>6</sup>	21(20℃)
Molecular size (minor×major diameter, Å)	6.73×11.007	6.37×9.77
Stability	rapidly hydrolysed by alkalis: DT <sub>50</sub> (calculated) (20 °C) 60d(pH 5), 54d(pH 7), 12(pH 9)	relatively stable to hydrolysis under normal conditions: DT <sub>50</sub> (estimated) 108.8d(pH 4), 84.3d(pH 7), 75d(pH 9) (22 °C)

\* Measured in stable conformation of these pesticides using semiempirical AM 1 Hamiltonian computer program.

수행되었다. 각 제올라이트 0.1g과 위에서 조제한 시험용액 20 mL를 borosilicate glass vial에 넣고 screw cap으로 막은 후, 25℃를 유지한 항온수조에서 6 시간 동안 수평진폭 220 rpm의 속도로 진탕시켰다. 진탕 후 원심분리기를 사용하여 4000 rpm으로 20 분간 원심분리하여, 상정액 중 5 mL를 borosilicate glass vial에 분취하고 hexane과 ethyl acetate를 1:1 혼합한 추출용매 5 mL를 넣어 안쪽면이 Teflon으로 처리된 septum을 가진 screw cap으로 막은 후 1분간 강하게 흔들어 농약성분을 추출하였다. 그 후 30 분간 방치한 다음 유기용매층 2 µL를 Gas Chromatography에 주입하여 상정액 중의 농약성분을 정량하였다.

농약의 흡착에 미치는 온도의 영향을 파악하기 위하여 10 µg/mL 20 mL와 천연 제올라이트 0.1g을 borosilicate glass vial에 넣어 15℃, 25℃ 및 45℃의 항온수조에서 6시간 진탕시킨 후 원심분리하여 상정액 중의 농약성분을 정량하였다.

농약의 흡착에 미치는 pH의 영향을 파악하기 위하여 0.1 N NaOH와 0.1 N HCl을 가하여 진탕 후의 pH가 3-10의 범위가 되도록 단계적으로 조제한 10 µg/mL 20 mL와 천연 제올라이트 0.1g을 borosilicate glass vial에 넣어 25℃의 항온수조에서 6시간 진탕시킨 후 원심분리하여 상정액 중의 농약성분을 정량하였다.

흡착량 계산은 상정액 중 잔류량 외에는 흡착된 것으로 간주하여 계산하였으며, 제올라이트를 가하지 않은 공시험에 대해서도 시료에 동일한 방법으로 시험하여 검량선으로 사용하였다.

용액중의 농약은 Gas Chromatography (Hewlett Packard, HP5890 Series II, USA)에 의하여 HP-1 capillary column (Crosslinked Methyl Silicone Gum, 10 m × 0.53 mm ID × 0.88 µm Film Thickness)으로 분리하여 열전도도형검출기(FPD)로 검출하였다. 기기분석시 온도는 등온으로 하였으며, 주입구 온도는 250℃, 검출기 온도는 250℃를 유지하였고, oven 온도는 농약에 따라 다르게 적용하여 phosphamidon은 165℃, fenitrothion은 170℃에서 정량하였다.

### 결과 및 고찰

#### 흡착평형 도달시간

흡착시험에서 진탕시간은 흡착량에 많은 영향을 끼치기 때문에 흡착제에 따른 물질의 흡착에 있어서 진탕시간을 결정하는 것은 중요하다.

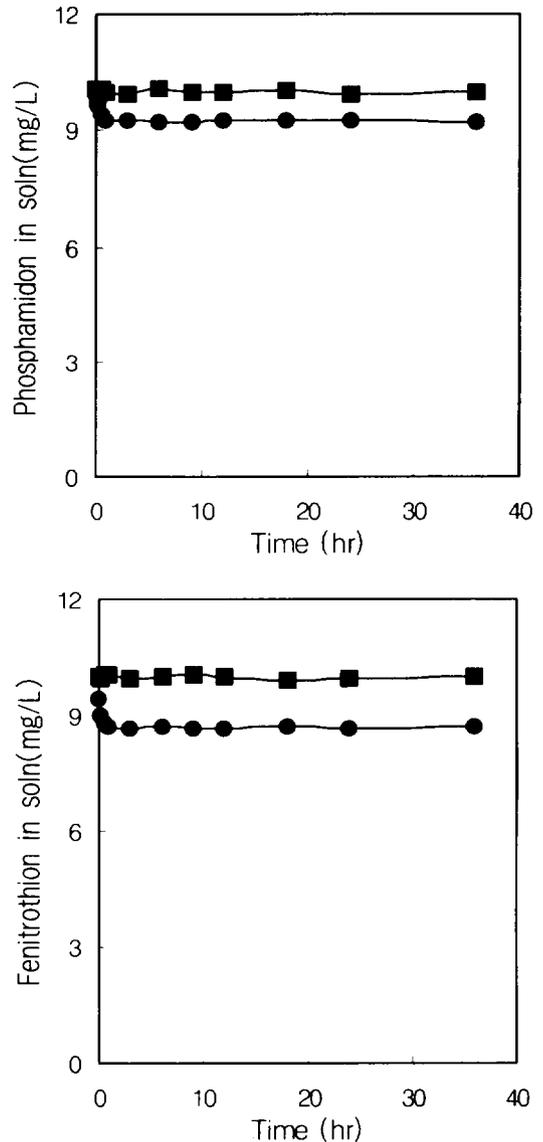


Fig. 2. The adsorption kinetics of phosphamidon and fenitrothion on natural zeolites (● : pesticide, ■ : control).

적정 흡착평형시간을 결정하기 위하여 천연 제올라이트 0.1g을 phosphamidon 및 fenitrothion 10 µg/mL를 borosilicate glass vial에 넣고, 흡착시험에서 행한

시험방법과 같은 방법으로 5 분, 10 분, 30 분, 1 시간, 3 시간, 6 시간, 9 시간, 12 시간, 18 시간, 24 시간, 36시간으로 변화시키면서 항온수조에서 진탕시킨 후 상징액 중의 각 농약의 농도를 측정된 결과를 Fig. 2에 나타내었다.

흡착시험에 있어서 대부분의 연구자들이 선택했던 평형시간은 24 시간을 적용하였으며(Sanchez-Martin and Sanchez-Camazano, 1991; Hu et al., 1998). 연구자에 따라 2-72 시간까지 다르게 적용하여 시험하였다(Bosetto et al., 1993; Cheong et al., 1996; Niwas et al., 2000). Fig. 1에서 나타낸 바와 같이 각 제올라이트에 적용한 모든 농약에 대해서 6 시간은 흡착평형에 도달하기에 충분한 시간임을 알 수 있었다. 농약의 종류에 관계없이 1 시간 이내에 평형에 도달하였으며, 그 후 36 시간 동안 흡착평형농도에는 변화가 없었다. 공시험액은 유리용기에 흡착 또는 휘발성에 의한 농약의 손실이 없었다. 따라서 6 시간 흡착평형 후 농약의 농도변화는 흡착된 것으로 계산하였다.

천연 제올라이트의 농약 흡착 특성

천연 제올라이트 중 phosphamidon 및 fenitrothion의 흡착능은 농약 흡착 연구에 광범위하게 이용되고 있는 Linear 흡착등온식과 Freundlich 흡착등온식에 적용하였다(Farmer and Aochi, 1974; Murray and Hall, 1989; Singh et al., 1990; Sundaram et al., 1997; 김과 김, 2000).

Linear 흡착등온식은  $x/m$ 과  $C_e$  관계의 흡착등온식에서 직선적 관계가 성립되는 농도 범위에서 적용되며 식 (1)과 같이 표현할 수 있다.

$$\frac{x}{m} = K_D C_e \quad (1)$$

여기서,  $x/m$ 은 흡착평형 후 흡착제의 단위 중량당 흡착된 용질의 질량( $\mu\text{g/g}$ ),  $C_e$ 는 흡착평형 후 용액 중에 남아 있는 용질의 농도( $\mu\text{g/mL}$ ),  $K_D$ 는 흡착평형상태에서 용액내의 용질의 농도와 흡착제의 단위 중량당 흡착된 용질의 양과의 비를 나타내는 분배계수(distribution coefficient)이다.

Freundlich 흡착등온식은 경험식으로 식 (2)와 같으며, 이를 선형화하면 식 (3)과 같이 표현할 수 있다.

$$\frac{x}{m} = K_F C_e^{1/n} \quad (2)$$

$$\log\left(\frac{m}{x}\right) = \log K + \frac{1}{n} \log C_e \quad (3)$$

여기서,  $K_F$ ,  $1/n$ 은 Freundlich 상수이다.  $K_F$ 는 흡착제에 대한 용질의 상대적 흡착용량을 나타내는 지표이며,  $1/n$ 은 흡착된 양과 평형농도사이의 상대적 직선성의 정도를 나타내는 흡착강도의 지표이다.

천연 제올라이트의 농약 흡착 특성을 살펴보기 위하여 천연 제올라이트 0.1g을 2~10 mg/L의 phosphamidon, fenitrothion을 함유하는 0.01 M  $\text{CaCl}_2$  20 mL 에 가하여 실험방법에 따라 수행하여 흡착 평형 후 그 결과를 식 (1), (3)에 적용하여 Fig. 3에 각각 도시하였고, 이들로부터 구한 직선회귀방정식 및 결정계수( $r^2$ )는 Table 4와 같으며, Table 4로부터 구한 각 흡착등온식의 파라미터는 Table 5와 같다. Fig. 3 및 Table 4의 결정계수  $r^2$ 에서 보여지는 바와 같이 농약의 종류에 따라 다소의 차이는 있지만 천연 제올라이트의 phosphamidon 및 fenitrothion 흡착은 상기 2가지 흡착등온식에 비교적 잘 적용됨을 알 수 있었다.

본 연구에서 Linear 흡착등온식에 대해 비교적 높은 결정계수가 얻어졌지만, 이 식은 매우 낮은 평형 농도에서 흡착되어지는 농약의 양을 과대 평가하고

Table 4. Linear regression equations and determination coefficients for the isotherms of Linear and Freundlich generated from the adsorption data of phosphamidon and fenitrothion on natural zeolite

Pesticide	Linear regression equations	
	Linear	Freundlich
Phosphamidon	$y = 18.887x + 0.9192$ $r^2 = 0.9616$	$y = 0.9672x + 1.3014$ $r^2 = 0.9458$
Fenitrothion	$y = 24.008x + 40.898$ $r^2 = 0.9650$	$y = 0.7311x + 1.7075$ $r^2 = 0.9836$

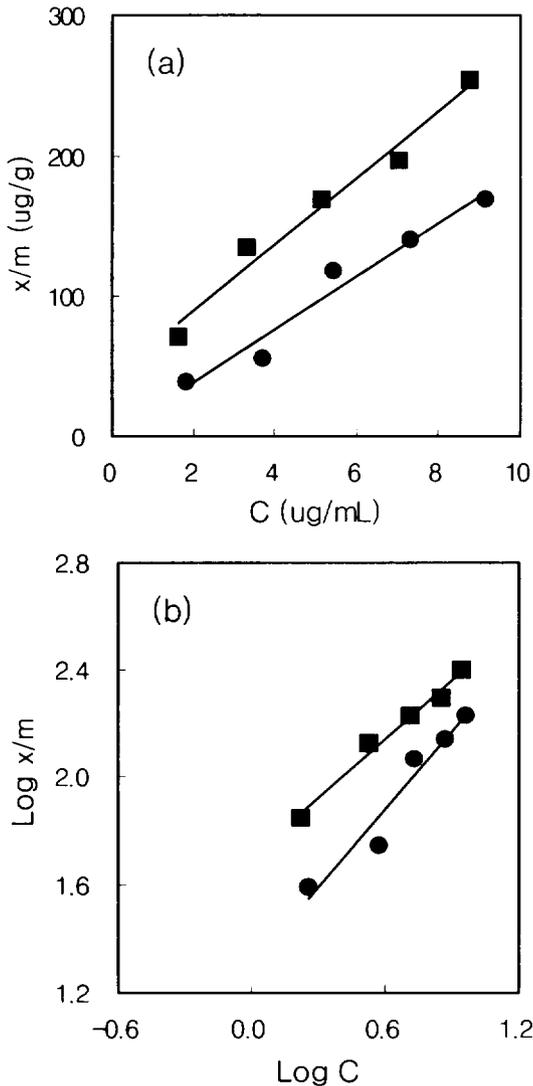


Fig. 3. Linear(a) and Freundlich adsorption isotherms of phosphamidon(●) and fenitrothion(■) for natural zeolite.

Table 5. The parameters of the isotherms of Linear and Freundlich for the adsorption of phosphamidon and fenitrothion on natural zeolite

Pesticide	Linear	Freundlich	
	$K_D$	$K_F$	$1/n_F$
Phosphamidon	18.9	20.0	0.97
Fenitrothion	24.0	51.0	0.73

있다. 이것은 (+)질편의 존재에 의해 확실히 되며, (+)질편은 원래의 제올라이트 중에 농약의 존재를 의미한다. 따라서 본래의 제올라이트에 농약이 존재하지 않는데, 질편이 생겼다는 것은 오직 흡착시험 데이터의 곡선성으로부터 기인한다고 판단할 수 있다. 그러나 이 식의 기울기로부터 구한 분배계수  $K_D$ 는 흡착제 또는 농약 상호간의 흡착능을 비교하는데 자주 사용되고 있다(Singh et al., 1990; Sundaram et al., 1997; 오, 1999).

$K_D$ 는 농약의 특성과 흡착제의 성질에 따라 다르게 나타나며, 일반적으로  $K_D$ 가 클수록 흡착량이 크다는 것을 의미한다. Freundlich식에서  $K_F$ 값은 흡착 평형농도  $C_e=1 \text{ ug/mL}$ 일 때의 흡착상수로 단위농도에서 농약과 흡착제사이의 상대적인 친화성을 나타내는 지표로,  $K_F$ 값이 클수록  $K_D$ 와 마찬가지로 흡착량이 크며, 흡착된 농약의 탈착이 어렵다는 것을 의미한다(Baarschers et al., 1983).

Table 5에서 보여지는 바와 같이  $K_D$  및  $K_F$ 는 phosphamidon의 경우 각각 18.9, 20.0 이고, fenitrothion은 각각 24.0, 51.0으로 fenitrothion이 phosphamidon보다  $K_D$ 는 1.27배,  $K_F$ 는 2.55배 큼을 알 수 있었다. 즉, fenitrothion이 phosphamidon보다 더 잘 천연 제올라이트에 흡착됨을 알 수 있었다. 이러한 결과는 옥탄올-물 분배계수( $K_{ow}$ )(fenitrothion, phosphamidon의 경우 각각 2691, 6.17(Tomlin, 1994))가 클수록, 즉 물에 대한 농약의 용해도가 낮을수록(Table 3) 농약의 흡착량이 증가함을 알 수 있었다. 이러한 결과는 Kim and Feagley(1998), 감 등(1999)의 농약 흡착력은 물에 대한 용해도가 적은 농약일수록 농약의 흡착량이 강하다는 보고와 일치하였다.

### 온도의 변화에 따른 천연 제올라이트의 농약 흡착 특성

온도는 농약의 흡착에 영향을 미치는 주요인자(Deli and Warren, 1971)로서 온도변화에 따른 흡착 특성을 검토하였다. Phosphamidon과 fenitrothion의 초기농도  $10 \text{ ug/mL}$ 를  $15^\circ\text{C}$ ,  $25^\circ\text{C}$  및  $45^\circ\text{C}$ 의 항온수조에서 실험방법과 같은 방법으로 수행하였으며, 그 결과를 Fig. 4에 나타내었다.

농약의 흡착에 있어서 농약의 종류와 흡착제의 종

류에 따라 온도의 영향이 달라지게 되는데, Fig. 4에서 나타낸 바와 같이 천연 제올라이트는 온도가 증가함에 따라 흡착량이 감소하는 결과를 나타내었다.

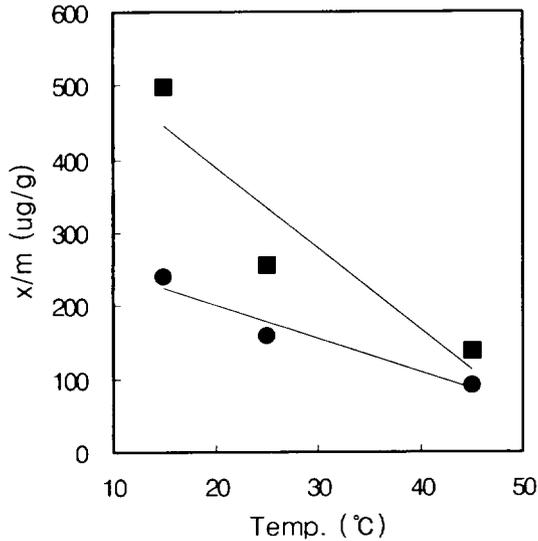


Fig. 4. Effect of temperature on the adsorption of phosphamidon(●) and fenitrothion(■) on natural zeolite.

Cancela et al.(1990)은 온도의 변화에 따라 peat와 montmorillonite에 cyanazine을 흡착시킨 결과 온도가 상승함에 따라 흡착이 감소하는 경향을 보였는데, 이는 물리적인 흡착에 있어서 흡착의 감소를 유발시키는 농약과 흡착제사이의 인력의 감소, 온도의 변화로 일어나는 농약의 용해도의 변화 때문이라고 하였다. Bosetto et al.(1993)은 다른 종류의 양이온으로 포화시킨 montmorillonite에 alachlor를 온도변화에 따라 흡착시킨 결과 포화된 양이온의 종류에 따라 서로 다른 흡착양상, 즉 온도의 증가에 따라 흡착량의 증가 또는 감소를 보였다. 그들은 이러한 흡착시 온도에 의한 영향을 엔탈피의 변화( $\Delta H$ )를 가지고 설명을 하였으며, 이 때  $\Delta H$ 에 주로 기여하는 것은 (1) 흡착표면에서의 용질의 흡착, (2) 교환가능한 양이온을 갖고 있는 흡착된 분자의 상호작용(발열과정), 그리고 (3) 흡착표면과 내부층으로부터 용매분자의 탈리(흡열과정)라고 하였다.

천연 제올라이트의 온도의 상승에 따라 농약의 흡착량이 온도가 상승함에 따라 감소하는 이유는 다음

과 같은 것으로 사료된다. 천연 제올라이트는 Table 1에서 보여지는 바와 같이 일반적인 토양과는 달리 유기물 함량이 극히 미량이기 때문에 제올라이트 표 면에서 흡착은 어렵기 때문에 제올라이트 세공내로 들어가 흡착된다(감 등, 2001). 그러나 천연 제올라이트는 10-산소고리의  $3.0 \times 7.6 \text{ \AA}$ 의 타원형 직선 세공 이고, 직선 세공은 중간부분이 막히거나 트윈(Twin) 결정 구조를 한 경우가 많기 때문에 농약 성분은 세 공 입구 가까이 흡착될 것이고, 온도의 상승에 의 해 농약과 천연 제올라이트사이의 인력의 감소 또는 농약의 물에 대한 용해도가 증가하여 탈착되기 때문 인 것으로 사료된다.

#### pH의 변화에 따른 천연 제올라이트의 농약 흡착 특성

천연 제올라이트의 pH변화에 따른 phosphamidon과 fenitrothion의 흡착특성을 파악하기 위하여 천연 제올라이트 0.1g에 0.1 N NaOH과 0.1 N HCl을 가하여 pH 3~10으로 변화시키면서 실험방법에 따라 수행한 결과를 Fig. 5에 나타내었다. 자연상태에서 천연 제올라이트의 pH는 6.31이었다.

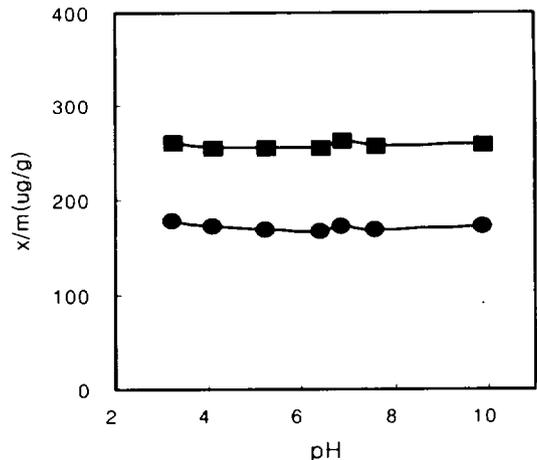


Fig. 5. Effect of pH on the adsorption of phosphamidon(●) and fenitrothion(■) on natural zeolite.

Fig. 5에서 보여지는 바와 같이 phosphamidon과 fenitrothion은 pH의 영향에 의하여 흡착량에 거의 변

화가 없었는데, 이는 이들 농약이 비이온성이기 때문이며 비이온성농약은 흡착제의 표면에 부전하를 띠는 부위에 흡착되는 이온성결합으로 흡착이 되는 것이 아니라, Van der Waals 힘, 수소결합 등과 같은 물리적인 흡착에 의하여 흡착되기 때문으로 생각된다. 이는 Altzman et al.(1972)이 비이온성 농약인 parathion이 pH의 변화에 따라 흡착량의 변화가 없다는 보고와 Pusino et al.(1994)이 Metolachlor 흡착에 있어 유기탄소에 대한 흡착계수는 pH에 영향을 받지 않았다는 연구결과와 유사하였다.

### 결론

천연 제올라이트의 농약 흡착 특성을 살펴보기 위해 골프장에 많이 살포되고 있는 phosphamidon, fenitrothion 등의 2종의 유기인계 살충제에 대해 농약 상호간의 흡착, 농약 흡착에 미치는 용액의 pH, 온도 영향 등에 대하여 검토하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 천연 제올라이트는 일반적인 토양과는 달리 유기물 함량이 극히 미량이기 때문에 제올라이트의 표면에서 농약의 흡착은 어렵고, 제올라이트 세공내로 들어가 흡착되는 것으로 사료된다.
2. 천연 제올라이트에 의한 농약의 흡착능을 나타내는 지표인 분배계수  $K_D$  및 Freundlich 흡착상수인  $K_F$ 는 phosphamidon의 경우 각각 18.9, 20.0, fenitrothion의 경우 각각 24.0, 51.0으로 fenitrothion이 phosphamidon보다 더 잘 천연 제올라이트에 흡착됨을 알 수 있었다.
4. 천연 제올라이트에 의한 phosphamidon 및 fenitrothion의 흡착량은 온도가 증가함에 따라 감소하였으나 pH에는 영향을 받지 않음을 알 수 있었다.

### 참고 문헌

감상규·안병준·주창식·이민규. 2001. 송이로부터 골프장 농약 제거를 위한 합성 제올라이트의 개발. 한국환경과학회지, 10(6): 451-459.  
 김정호·감상규. 2000. 제주도 토양에서 EPN의 용탈

과 잔류. 농약과학회지, 4(1): 19-25.  
 오상실. 1999. 제주 감귤원 토양의 농약 흡착특성 및 용탈잠재성. 제주대 박사학위논문, 113 pp.  
 제주도. 1999. 환경백서.  
 제주도보건환경연구원. 1996. 골프장 농약오염 저감방안에 대한 흡착제 성능시험, 40 pp.  
 현해남·김찬식·오상실. 1994. 활성탄 및 zeolite의 농약 흡착 성능 시험에 관한 연구, 제주대학교 보고서, 제주로얄피닉스 C.C., 122 pp.  
 Altzman. S., L. Kiliger and B. Yaron. 1972. Adsorption-desorption of parathion as affected by soil organic matter. Jour. Agric. Food Chem., 20: 1224-1226.  
 Bansal. O.P. 1983. Adsorption of oxamyl and dimecron in montmorillonite suspensions. Soil Sci. Soc. Am. J., 47: 877-883.  
 Baarschers. W.H., J. Elvish and S.P. Ryan. 1983. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 30: 621-627.  
 Bosetto. M., P. Arfaioi and P. Fusi. 1993. Interactions of alachlor with homoionic montmorillonites. Soil Sci., 155(2): 105-113.  
 Cancela. G.D., E.P. Taboada and F. Sanchez-Rasero. 1990. Adsorption of cyanazine on peat and montmorillonite clay surfaces. Soil Sci., 150(6): 836-843.  
 Celis. R. and W.C. Koskinen. 1999. Sorption and desorption of triadimefon by soils and model soil collids. J. Agric. Food Chem., 47: 776-781.  
 Cheong. Y.E., Y. Sudo, J.E. Sohn and M. Suzuki. 1996. Adsorption of pesticides in water on activated carbon. Proc. of the Fourth Japan-Korea Symposim on Separation Technology, Vol.2, pp.559-562.  
 Deli. J. and G.F. Warren. 1971. Adsorption, desorption and leaching of diphenamid (N,N-dimethyldiphenyl acetamide) in soils. Weed Sci., 19: 67-69.  
 Farmer. W.J. and Y. Aochi. 1974. Picloram sorption by soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 38: 418-423.  
 Gregg. S.J. and K.S.W. Sing. 1992. Adsorption. Surface Area and Porosity, 2nd ed., Academic Press, London, UK.

- Grover, G. 1977. Mobility of dicamba, picloram and 2,4-D in soil columns. *Weed Sci.*, 25: 159-162.
- Himel, C.M., H. Loats and G.W. Baily. 1989. Pesticide sources to the soil and principles of spray physics. In: *Pesticide in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modelling.* ed. Cheng, H. H.). Soil Sci. Soc. Am., Inc., Wisconsin, pp. 7-50.
- Hu, J.Y., T. Aizawa, Y. Ookubo, T. Morita and Y. Magara. 1998. Adsorptive characteristics of ionogenic aromatic pesticides in water on powdered activated carbon. *Wat. Res.*, 32(9): 2593-2600.
- Kozak, J. and S.J. Toth. 1983. Adsorption of five phenylurea herbicides by selected soils of Czechoslovakia. *Weed Sci.*, 31: 368.
- Murray, M.R. and J.K. Hall. 1989. Sorption-desorption of dicamba and 3,6-dichlorosalicylic acid in soils. *J. Environ. Qual.*, 18: 51-57.
- Niwas, R., U. Gupta, A. A. Khan and K.G. Varshney. 2000. The adsorption of phosphamidon on the surface of styrene supported zirconium (IV) tungstophosphate: a thermodynamic study. *Colloids & Surfaces A*, 164: 115-119.
- Page, A.L. 1985. *Methods of Soil Analysis* (2nd ed.), Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Am. Soc. Agron., Inc., Soil. Am. Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Pusino, A., W. Liu, S. Petretto and C. Gessa. 1994. Adsorption and desorption of dimepiperate by soils. 73: 325-331.
- Sabljik, A. 1984. *J. Agric. Food Chem.*, 32: 243-246.
- Sanchez-Martin, M.J. and M. Sanchez-Camazano. 1991. Relationship between the structure of organophosphorus pesticides and adsorption by soil components. *Soil Science*, 152(4): 283-288.
- Singh, N., P.A. Wahid, M.V.R. Murthy and N. Sethunathan. 1990. Sorption-desorption of methyl parathion, fenitrothion and carbofuran in soils. *J. Environ. Sci. Health*, B25(6): 713-728.
- Sundaram, K.M.S., L. Sloane and R. Nott. 1997. Adsorption and desorption kinetics of diflubenzuron and fenitrothion in two different boreal forest soils. *J. Environ. Sci. Health*, B32(1): 1-24.
- Tomlin, C. 1994. *The Pesticide Manual*(10th ed.), Crop Protection Publications, pp. 356-357, 435-437, 803-805, 1000-1001.
- Woodburn, K.B., J.J. Delfino and P.S.C. Rao. 1992. *Chemosphere*, 24: 1037-1046.