

^{14}C 표지 Imazapyr의 토양중 무기화와 흡착

권 정 욱 · 이 재 구
 충북대학교 농과대학 농화학과

Mineralization and Adsorption of ^{14}C -Labelled Imazapyr in Soil

Jeong-Wook Kwon and Jae Koo Lee (Department of Agricultural Chemistry, Chungbuk National University, Cheongju 361-763, Korea)

Abstract : In order to elucidate the degradation characteristics of the herbicide imazapyr in soil, mineralization to $^{14}\text{CO}_2$ and adsorption were investigated using eight types of soils with the different physico-chemical properties. The results obtained were as follows:

1. During the incubation period of 12 weeks after the treatment of imazapyr, the amounts of $^{14}\text{CO}_2$ evolved from 8 types of soils with different properties ranged from 1.5 to 4.9% of the originally applied ^{14}C activities. Soil C, G, and H with low pH and high organic matter showed low $^{14}\text{CO}_2$ evolution, whereas soil B and D with high pH and low organic matter did high $^{14}\text{CO}_2$ evolution.
2. Time for reaching the equilibrium concentrations in the adsorption experiment of imazapyr in soils was about 3 hours at 25°C in soil C, D, G, and H. Imazapyr was adsorbed in the range of 0.25 ~ 28.32% in soils with different physico-chemical properties. Among the soil parameters, organic matter content was the most influential in imazapyr adsorption on soil. The Freundlich adsorption coefficient (K_f) increased 5.5 to 25.6 times as organic matter content increased 2.0 to 21.3 times. Hence it seems that the extent to which soil organic matter contributes to imazapyr adsorption is greater than that of clay mineral. K_f values for the soils tested were 0.44, 0.08, 0.65, and 2.05 in soil C, D, G, and H, respectively. In all the soils tested, K_f values had a strong resemblance to K_d .

서 론

수많은 토양인자, 제초제의 여러 종류 및 다수의 식물종과 기후의 변화는 제초제에 관한 다각적인 연구를 요구 함으로 제초제-토양-기후-식물 관계의 복잡성은 거대하다고 할 수 있다. 토양중에서 제초제의 행동에 관한 포괄적인 연구가 Hance¹⁾에 의해 보고되었다.

제초제가 일단 토양에 살포되면 생물적 또는 비생물적 분해를 받는다. 제초제의 분해속도는 토성, 토양의 pH 및 유기물 함량 뿐 아니라 토양 온도와 수분의 영향을 받는다. 그러므로 제초제가 살포된 그 토양의 물리화학적 특성에 따라 분해의 양상은 아주 다를 수 있으므로 토양의 특성을 파악하는 것은 매우 중요하다고 할 수 있다²⁾.

화학물질이 토양이나 토양침전물에 흡착되는 현

상은 환경중 화학물질의 동태를 결정하는 중요한 요인중의 하나이다. 만일 화학물질이 토양입자에 흡착될 경우 토양표면에 계속 존재하므로 지하수면에 도달하지 못하게 될 것이 화학물질이 흡착되지 않으면 이것은 토양단층을 통하여 용해되어 지하수면에 도달되어 최종적으로 지표수에 이를 것이다. 그러므로 흡착에 관한 정보는 어떤 특정한 환경하에서 화학물질의 이동을 예측하는데 있어 매우 중요한 것이다³⁾.

Imidazolinone계 제초제는 American Cyanamid Company의 과학자들에 의해 1970년대에 개발된 비농경지용이며^{4, 5)} 그의 다용도성, 저독성 및 환경에의 안전성 때문에 많은 작물재배에 사용되고 전세계에 걸쳐 식품과 섬유의 생산에 있어 중요한 역할을 하고 있다⁶⁾.

특히 Imazapyr [2-(4-isopropyl-4-methyl-5-oxo-2-imidazolin-2-yl)nicotinic acid]는 1년생 및 다년

생 잡초 외에 관목류나 낙엽수류에 대해서도 뿌리를 통한 흡수 이행작용에 의해 뛰어난 제초효과가 있으므로 현재 외국에서는 공장부지, 철도연변, 고압선부지 또는 파이프라인부지등 산업용 제초제 및 침엽수 조림지의 조림 전 지존작업용 산림제초제로 널리 이용되고 있다^{4, 6)}.

Imazapyr의 octanol-물 분배계수는 1.3 (22℃)으로 이 수치는 아주 작아서 환경중에서의 생물농축이 거의 없다고 할 수 있다. 또한 쥐에 대한 급성경구 LD₅₀이 5,000 mg/kg이상으로써 독성이 매우 낮아 포유동물에 안전하다³⁾. 그러나 이 약제는 토양중 반감기가 약 120일로써 비교적 길기 때문에 식물이나 동물에 장기간 노출된다면 해를 유발시킬 수 있다.

본 연구에서는 제초제 imazapyr의 토양중 행적구명을 위하여 ¹⁴C-tracer technique으로 물리 화학적 성질이 상이한 토양에서의 ¹⁴CO₂로의 무기화와 토양에의 흡착 시험을 수행하였다.

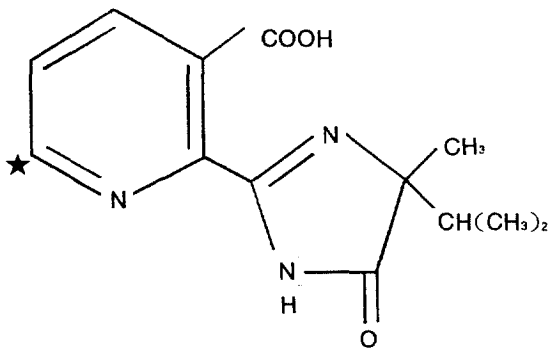


Fig.1. Structural formula and labelled position(*) of imazapyr [2-(4-isopropyl-4-methyl-5-oxo-2-imidazolin-2-yl)nicotinic acid].

재료 및 방법

1. 공시재료

1) 공시토양

사용된 밭 토양은 충북 진천 (토양 A, B, C), 충남 대전 (토양 D, E), 경북 대구 (토양 F, G) 그리고 제주 (토양 H)지역에서 채취하여 음건한 후 2mm체를 통과시켰으며, 이들 토양의 물리 화학적 특성은 표 1에서 보는 바와 같다.

2) 공시화합물

공시화합물로는 순도 99.3%의 imazapyr를 사용하였고, [¹⁴C]imazapyr (specific activity:1.61 MBq/mg)는 American Cyanamid Co.로 부터 분양 받았고, radiochemical purity는 98.6%이었으며, 그 화학구조 및 표지위치는 그림 1에서 보는 바와 같다.

2. Imazapyr의 토양중 분해에 미치는 토양의 물리 화학적 특성

1) [¹⁴C]Imazapyr의 무기화

8종의 공시토양을 건물중 기준으로 100g씩 500 ml 삼각후라스크에 담고 12.21kBq의 표지화합물에 비표지화합물을 첨가하여 토양에 대한 전체 농도가 1.0 mg/kg이 되도록 처리한 후 처리시 가한 유기용매를 완전히 휘발시키고 골고루 섞었다. 여기에 최대 용수량의 40%에 상당하는 증류수를 가하고 22 ±1℃의 암소에서 soda lime으로 CO₂를 제거한 공기를 주입하면서 호기적으로 각각 12주간 배양하였다. 이 기간중 손실된 수분은 매주 보충하였으며 배양 기간중 발생하는 ¹⁴CO₂는 1N NaOH에 흡수시켜 Aquisol cocktail (Du Pont, NEN Research

Table 1. Physico-chemical properties of the soils used

Soil*	PH(1:5)	OM** %	E.C. DSM ⁻¹	C.E.C. mmol(+) kg soil	Particle size distribution (%)			Texture
					Sand	Silt	Clay	
A	5.7	0.7	0.30	40.5	63.3	26.9	9.8	SL
B	7.0	1.2	0.50	43.2	69.1	23.7	7.2	SL
C	4.9	1.3	0.20	66.2	53.7	32.3	14.0	SL
D	6.6	0.7	0.45	41.7	64.8	24.8	10.4	SL
E	5.6	0.7	0.15	45.5	75.2	16.4	8.4	SL
F	5.5	1.5	0.35	61.2	68.1	25.5	6.4	SL
G	5.3	3.3	3.70	103.1	23.7	45.7	30.6	CL
H	5.8	14.9	0.75	280.3	13.5	72.0	14.5	SiL

* Soil A-H were collected from Chincheon 1, Chincheon 2, Chincheon 3, Taejeon 1, Taejeon 2, Taegu 1, Taegu 2, and Jeju, respectively.

** Organic matter

Products)을 사용하여 그 방사능을 계측하였다. 모든 시료는 3반복으로 분석하였으며, 각 시료의 방사능은 10회 이상 계측한 값의 평균으로 하였다.

2) 토양의 방사능 계측

음건한 토양을 균일하게 마쇄한 후 약 0.3 g을 정확히 취하여 Biological oxidizer (R. J. Harvey Instrument Corporation, U.S.A.)로 연소하여 이때 발생하는 ¹⁴CO₂를 ¹⁴C-cocktail (For Harvey Biological Oxidizer, R. J. Harvey Instrument Corporation, New Jersey, U.S.A.)에 흡수시켜 liquid scintillation counter (LSC, PW4700, Philips)로 토양중 방사능을 계측하였다. 연소시 산소와 질소의 유속은 각각 300ml/min이고, catalyst zone과 combustion zone의 온도는 각각 700°C와 900°C이였으며, 4분간 연소하였다.

3. Imazapyr의 토양 흡착

1) 토양 대 용액의 적정비율, 원심분리조건, 및 용액의 선정

대개의 경우 토양 대 용액의 비율을 1:5 또는 1:10으로 하는데 본 실험에서는 예비실험 결과 흡착율이 그다지 높지 않아 그 비율을 1:5로 하였다. 흡착 측정에서 토양 현탁액으로 부터 토양과 용액을 분리하는 방법으로는 원심분리가 이용되고 있는데 이때 직경 0.1µm이하의 미세한 점토를 제외한 모든 토양 입자가 용액으로 부터 제거되어야 한다. 이에 필요한 원심분리 시간은 Stokes' law에 따라 다음과 같은 식에 의해 구할 수 있다.

$$t = \frac{2.22 \times 1010}{(\text{rpm})^2} \ln A/B$$

t : 초로 나타낸 원심분리 시간

A : 회전축의 중심으로 부터 원심분리관 바닥까지의 거리

B : 회전축의 중심으로 부터 원심분리관내 현탁액의 표면까지의 거리

그러나 입자의 침강속도는 입자의 비중, 물의 점성 및 입자의 모양에 따라 달라지므로 계산된 시간의 두배 이상 원심분리하는 것이 바람직하다". 따라서 본 연구에서의 원심분리 회전속도가 8,000rpm (rotor의 반지름은 16cm), B=135mm, A=162mm이므로 원심분리 시간은 47초이면 되지만 실제로는 10분을 원심분리 시간으로 결정하였다. 그리고 용액으로는 흔히 쓰이는 0.01 M CaCl₂ 용액을 사용하였다.

2) 평형농도 도달시간 결정

진탕시간에 따른 imazapyr의 토양흡착량을 알아 보기 위하여 상이한 네가지 토양 (C, D, G, H)을 선정하여 진탕시간별로 시료를 채취하여 흡착되는 양을 분석하였다. 각 공시토양 10g에 2.27kBq의 표지화합물과 비표지화합물을 전체농도가 5ppm되게 처리하고 유기용매를 휘발시킨 후 0.01M CaCl₂ 용액 50ml을 넣고 25°C의 진탕기내에서 200rpm의 속도로 1/6, 1/2 1, 2, 3, 6 시간 동안 진탕한 후 8,000 rpm에서 10분간 원심분리하여 취한 상정액을 Aquasol cocktail을 사용하여 그 방사능을 계측하여 처리 방사능과의 차이로 부터 토양 흡착량을 계산하였으며, 흡착량이 증가한 후 더 이상의 변화가 없는 시점을 평형농도 도달 시간으로 하였다.

3) 토양 흡착

공시토양 각 10g에 imazapyr를 2.27kBq의 표지화합물과 비표지화합물을 전체농도가 0.5, 1, 2, 5, 10 ppm 수준으로 처리하고 유기용매를 휘발시킨 후 0.01M CaCl₂ 용액 50ml을 넣고 25°C의 진탕기내에서 200rpm의 속도로 3시간 동안 진탕한 후 8,000 rpm에서 10분간 원심분리하여 취한 상정액을 Aquasol cocktail을 사용하여 그 방사능을 계측하여 처리 방사능과의 차이로 부터 토양 흡착량을 계산하였다.

4) 흡착량 계산

용액중 농약의 토양 흡착을 나타내는 방법에는 Freundlich의 흡착등온식 (Adsorption isotherm equation)과 분배법칙 (Distribution law)을 사용하는 것이 일반적이다. Freundlich의 흡착등온식은 다음과 같다.

$$x/m = K_f \cdot C^{1/n} \dots\dots\dots (1)$$

식 (1)을 log 형태로 바꾸면

$$\log x/m = 1/n \log C + \log K_f \dots\dots\dots (2)$$

x : 흡착된 양

m : 흡착제 (토양) 양

x/m : 토양에 흡착된 농도

C : 용액중 평형 농도

K_f, 1/n : 흡착 상수

여기서 log C에 대한 log x/m값을 대입하여 1/n값과 K_f값을 구할 수 있다. 한편 분배법칙은 다음과 같다.

$$x/m = K_d \cdot C \dots\dots\dots (3)$$

x/m와 C는 Freundlich 흡착등온식에서와 같고, K_d 는 분배계수이다.

결과 및 고찰

1. Imazapyr의 분해에 미치는 토양의 물리화학적 특성

[14 C]Imazapyr를 처리한 토양을 12주간 배양하는 동안 발생된 14 CO $_2$ 의 양은 그림 6에서 보는 바와 같이 A~H 토양들은 각각 총 처리량의 3.40, 4.92, 2.13, 4.74, 4.23, 3.35, 2.07 그리고 1.55%로서 토양에 따라 다른 방출량을 보였다. 이는 토양의 물리화학적 특성중에서 pH, 점토 함량 및 유기물 함량으로 잘 설명이 된다. Dale과 O'Connor⁴⁾는 그 중에서도 pH와 유기물 함량은 acid imidazolinone의 행적에 상당한 영향을 준다고 하였다. 즉, 일반적으로 토양의 pH가 낮아짐에 따라 흡착이 잘 일어난다. 화합물이 일단 토양에 흡착되면 미생물의 공격을 받기가 어려워지기 때문에 분해가 지연된다. 따라서 토양 C와 G는 비교적 다른 토양에 비해 pH가 낮기 때문에 흡착이 잘 일어나 14 CO $_2$ 로의 방출량이 낮고, 토양 B와 D는 pH가 비교적 높기 때문에 14 CO $_2$ 의 방출량이 많은 것으로 추정된다. 또한 대부분의 토양은 산성화되고, 토양의 표면은 수분이 감소함에 따라 더욱 산성화 되기 때문에 포장에서의 지하수로의 용탈은 제한된다고 하였다²⁾. Cohen⁸⁾은 토양중에서 농약의 용탈은 이동성과 지속성의 함수라고 하였고 물에 대한 용해도가 30mg/kg 이상, 토양과 물의 분배계수 (K_d)가 5 이하, 유기탄소와 물과의 분배계수 (K_{oc})가 300~500 이하, Henry의 법칙 상수 (H)가 1 Pa m 3 /mol 이하, 가수분해 반감기가 25주 이상, 광분해 반감기가 1주 이상 (표면잔류물의 경우) 그리고 토양 반감기가 2~3주 이상인 농약을 용탈가능농약으로서 특징지었다. 유기물 함량이 높은 토양 G와 H에서는 낮은 분해율을 보인 반면 유기물 함량이 낮은 토양 A, D 및 E에서는 비교적 높은 분해율을 보였다. 이는 역시 유기물이 많은 토양에서는 흡착이 잘 일어나기 때문일 것으로 생각된다. 또한 토양 G는 점토의 함량이 다른 토양에 비해 월등히 많은 데도 불구하고 흡착이 덜 일어나는 것으로 보아 점토의 함량은 imazapyr의 흡착에는 크게 관여하지 않는 것으로 생각된다.

2. Imazapyr의 토양 흡착

흡착 실험에서 토양 대 용액의 적정비율, 원심분리 조건 및 용액의 선택이 매우 중요하다. 토양 대 용액의 적정비율의 선택은 흡착계수(K_d)와 흡착된 양의 용액중에 처음 존재하고 있던 양에 대한 비율

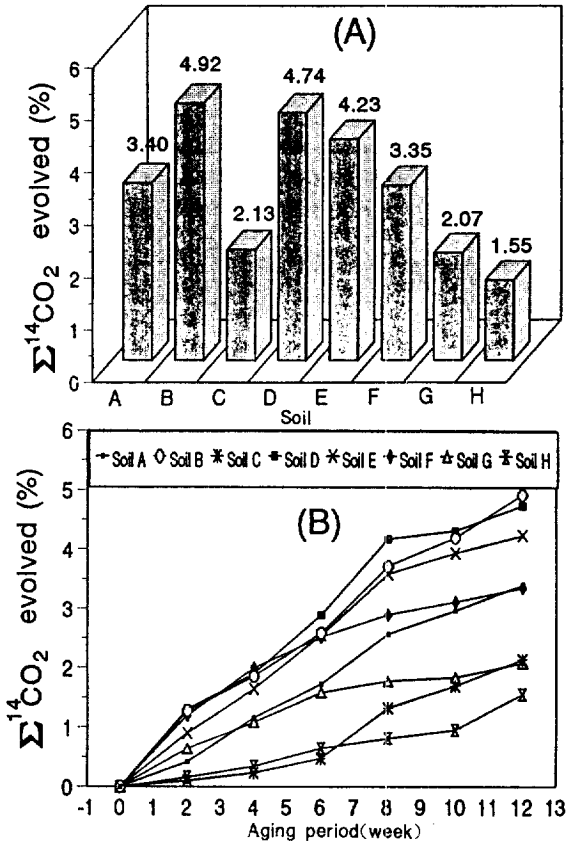


Fig. 2. Total amounts (A) and time-courses (B) of 14 CO $_2$ evolved from soils during the incubation periods of 12 weeks.

(흡착율)에 의존한다. 흡착율이 80% 이상일 경우에는 흡착율의 약간의 변화에도 K_d 가 몇 배의 변화를 보이며, 20% 이하일 경우에는 흡착율이 몇 배 변화도 K_d 는 조금밖에 변하지 않게 되어 분석 오차가 생길 가능성이 커진다⁷⁾. 따라서 적정 흡착율은 20~80%로 생각되고 있으며, 80%가 넘을 때에는 용액의 비율을 높이고 20% 이하일 때에는 용액의 비율을 줄일 필요가 있다⁹⁾.

1) 흡착평형시간 결정

토양에 충분히 흡착되는데 까지 요하는 시간을 결정하기 위하여 진탕시간에 따른 흡착량을 알아본 결과는 그림 3과 같이 토양 C, D, G 그리고 H에서 각각 처리량의 6.01~8.10, 0.25~1.84, 8.87~11.56 및 17.64~28.32%로 비교적 낮은 흡착율을 보였으며, 토양에 따라 흡착량에 많은 차이를 보였으나, 대체로 3시간 이후에는 모든 토양에서 일정량이 흡착되었으므로 흡착평형시간을 3시간으로 결정하였다. 흡착율이 낮은 것은 아마도 imazapyr의 물에 대한 용해도가 높기 때문으로 생각된다. Dickens와 Wehtje¹⁰⁾ 그리고 Wehtje 등¹¹⁾은 5종의 Alabama 토양에 대한 imazapyr의 흡착에 관하여 연구하였고, Wehtje 등¹¹⁾은 Alabama의 5종 토양에 3종의 대조

화합물과 비교하여 방사성 표지 imazapyr의 흡착을 연구하였으나 흡착율은 낮았다고 보고하였다 (평균 $K_d=0.09$). 일반적으로 진탕시간에 대한 일정한 기준은 없으나 US-EPA 지침서에 의하면 24시간 사이에 평형농도를 비교하여 5%이하의 차이를 나타내면 가장 빠른 시간을 평형에 도달한 시간으로 정하여 그에 따라 진탕시간을 결정하고 있다¹⁷⁾. 본 실험에서 토양 H가 가장 높은 흡착율을 보였고, 토양 D가 가장 낮은 흡착율을 보인 것은 토양의 유기물 함량, 토양의 pH 및 점토의 함량으로 설명이 가능하다. 토양 H에서 높은 흡착율을 보인 것은 유기물 함량에 의하여 가장 큰 영향을 받은 것으로 보이고, 토양 D에서 가장 낮은 흡착율을 보인 것은 높은 pH와 낮은 유기물 함량이 기여한 결과로 보여진다. Imidazolinone계 제초제의 흡착/탈착에 대한 성질은 batch equilibrium technique을 이용하여 많은 연구자들에 의해 연구되어 왔다²⁾. 이들에 의해 얻어진 일반적인 결론은 imidazolinone계 제초제의 흡착은 대체로 약하다는 것이며, 몇몇 연구자들은 흡착은

높지만 흡착량에 있어서는 토양 H에서 오히려 더 높았는데 이것은 imazapyr의 토양에의 흡착에 있어서 점토 함량의 영향은 적음을 시사해 주는 결과라 하겠다. 일반적으로 흡착용액으로는 토양분산⁹⁾을 방지하고 토양 pH와 주요한 이온 조성이 천연 토양 용액과 유사하도록 하기 위하여¹³⁾ 지지 전해질 용액 (supporting electrolyte solution)이 많이 쓰이고 있다¹⁴⁾. 주로 사용되는 지지 전해질 용액은 약 0.01M의 $CaCl_2$ ^{15,16)}나 $CaSO_4$ ^{9,17)} 용액이며, 이밖에 $Ca(NO_3)_2$ ¹²⁾나 $BaCl_2$ ¹⁸⁾ 용액이 사용된 경우도 있다.

2) 흡착등온식

그림 4는 토양에 의한 imazapyr의 흡착등온곡선을 나타낸 것이고, 그림 5는 Freundlich plot로서 토양의 특성에 따라 상이한 양상을 보였다. Freundlich plot의 경우 상관계수의 값은 0.9990~0.9997 이었으며, 흡착상수 K_f 는 토양 C, D, G 그리고 H에서 각각 0.44, 0.08, 0.65 및 2.05이었으며, 1/n은 0.99, 0.95, 0.87 및 1.03이었다. 한편 분배계수 K_d 는 각각 0.45, 0.08, 0.74 및 1.97이었고, $\log K_{om}$ 은 각각 1.53, 1.06, 1.29 및 1.14이었다. 흡착양상을 Freundlich 흡착등온식에 적용한 결과 (그림 5 및 표 2) 유의성이 매우 높게 나타났다. K_f ($mg^{1-1/n} l^{1/n} kg^{-1}$)는 흡착의 정도 또는 강도를 나타내는 상수로서 평형농도 (C)가 단위농도 (1 mg/l) 일때 토양에 흡착된 농약의 양 (mg/kg)과 같으므로 흡착을 비교하기 위한 지표로 이용된다³⁾. 한편 1/n은 평형농도와 흡착량 사이의 비직선성의 정도를 나타낸다^{19,20)}. K_f 값을 써서 각 토양에 대한 imazapyr의 흡착양상을 비교하면 토양 C와 D에서는 점토 함량은 각각 14.0 및 10.4%로 토양 C에서 약간 높고 유기물 함량은 각각 1.3 및 0.7%로 토양 C가 D보다 약 2배 높는데 K_f 는 이보다 큰 5.5배 였으며, 토양 G와 H에서는 점토 함량은 30.6 및 14.5%로 토양 G가 H보다 2.1배 높고 유기물 함량은 3.3 및 14.9%로 토양 H가 G보다 약 4.5배 높는데 두 요소를 감

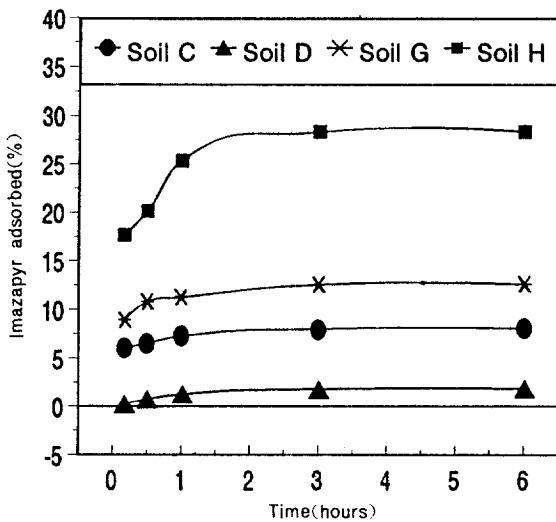


Fig. 3. Rate of the imazapyr adsorption by the soils.

pH가 낮아짐에 따라 증가하고 유기물 함량과 같은 토양의 다양한 특성과 관계가 있다고 하였다. 토양 G는 토양 H에 비해 점토의 함량이 2배 이상으로

Table 2. Adsorption isotherms obtained from the linear regression analysis

Soil	Linear relationship	r *
C	$\text{Log } x/m = 0.99 \text{ log } C - 0.36$	0.9993**
D	$\text{Log } x/m = 0.95 \text{ log } C - 1.10$	0.9993**
G	$\text{Log } x/m = 0.87 \text{ log } C - 0.19$	0.9990**
H	$\text{Log } x/m = 1.03 \text{ log } C + 0.31$	0.9997**

* Correlation coefficient

** Significant at 1% level

Table 3. Freundlich constants (K_f and 1/n), distribution coefficients, and $\log K_{om}$

Soil	K_f	1/n	K_d	$\log K_{om}$
C	0.44	0.99	0.45 (0.40~0.52)	1.53
D	0.08	0.95	0.08 (0.07~0.10)	1.06
G	0.65	0.87	0.74 (0.67~0.88)	1.29
H	2.05	1.03	1.97 (1.78~2.29)	1.14

안한다면 K_f 값이 H가 G보다 약 3.2배 높은 것은 토양의 특성을 잘 설명해 준다고 할 수 있다. 한편, 토양 C와 G에서는 점토 함량은 각각 14.0 및 30.6%로 토양 G에서 2.2배 높고 유기물 함량은 각각 1.3 및 3.3%로 토양 G가 C보다 약 2.5배 높으나 K_f 는 1.5배에 불과하였고, 토양 D와 H에서는 점토 함량은 각각 10.4 및 14.5%로 토양 H가 D보다 1.4 배 높고 유기물 함량은 각각 0.7 및 14.9%로 토양 H가 D보다 무려 21.3배 높은데 K_f 값은 25.6배나 컸다. 따라서 위의 결과에서 주지하듯이 imazapyr의 토양흡착에는 유기물의 영향이 가장 크고 점토의 영향은 이 보다 적은 것으로 나타났다. 이 결과는 American Cyanamid Co.의 연구자들이 행한 8개의 상이한 토양에서 imazapyr의 흡착실험에서의 결과와 많은 일치를 보였다^{10, 11)}. Freundlich adsorption coefficient (K_f)의 경우 이들의 결과는 loamy sand, silt loam, clay loam, sandy loam 및 sand에서 0.11

~1.48이었다. 또한 흡착에 있어서 pH의 영향에 대한 보고가 있는데 흡착은 pH가 6까지 감소할때까지 현저하게 증가한다고 하였다^{10, 11)}. 본 실험에서도 대체로 pH가 낮은 토양에서 흡착량이 높은 결과를 보였다. 토양의 농약흡착능의 지표²¹⁾로서 종종 사용되는 $\log K_{om}$ 값은 1.06~1.53의 범위로 나타났으며, 그 범위는 비교적 좁았다. Imidazolinone계 제초제들은 그들의 화학구조때문에 산-염기 특성의 유일한 경향을 갖는다. 이러한 성질때문에 imazapyr는 다양한 pH에서 존재하는 독특한 화학종이며 이들의 평형을 이해하는 것은 acid imidazolinone의 흡착에 영향을 주는 요소를 이해하는데 중요하다.

요 약

제초제 imazapyr의 토양환경중 행동을 구명하기 위하여 물리화학적 특성이 상이한 8종의 토양을 이용하여 ¹⁴CO₂로의 무기화 및 흡착 시험을 수행하여 얻은 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 물리화학적 특성이 상이한 8종의 토양중 배양기간 동안 발생된 ¹⁴CO₂의 양은 총 처리 방사능의 약 1.5~4.9%로써 토양에 따라 상이한 방출율을 보였다. pH가 낮고 유기물이 많은 토양 C, G 및 H에서는 낮은 ¹⁴CO₂ 방출량을 보인 반면 pH가 높고 유기물이 적은 토양 B와 D에서는 높은 ¹⁴CO₂ 방출율을 보였다.

2. Imazapyr의 흡착실험에서 평형농도 도달시간은 네 토양 모두에서 약 3시간 이었다.

물리화학적 성질이 상이한 토양에서 0.25~28.32%의 흡착율을 보였으며, 토양구성 요소중에서, 유기물 함량이 토양에 의한 imazapyr의 흡착에 가장 큰 영향을 미쳤다.

Freundlich 흡착상수 (K_f)는 유기물의 함량이 2.0~21.3배 증가함에 따라 5.5~25.6배 증가하였다. 그러므로 토양 유기물이 imazapyr의 흡착에 미치는 범위는 점토가 미치는 것보다 더 큼이 분명하다. K_f 값은 토양 C, D, G 및 H에서 각각 0.44, 0.08, 0.65 및 2.05이었으며, 모든 토양에서 K_d 와 유사한 값을 보였다.

사 사

본 연구에 사용된 ¹⁴C-imazapyr을 분양해 준 American Cyanamid Company (Princeton, N.J., U.S.A.)에 사의를 표합니다.

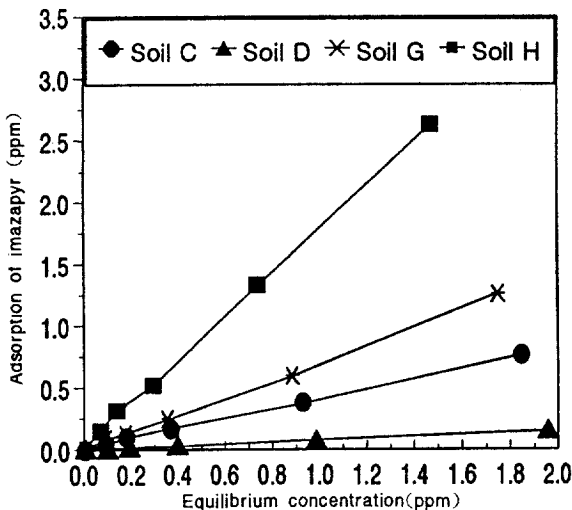


Fig. 4. Adsorption isotherm of imazapyr to the soils after 3 hr at 25°C.

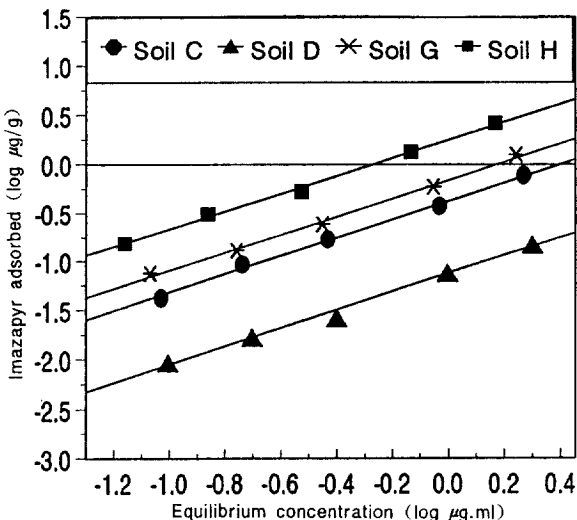


Fig. 5. Freundlich plot for imazapyr adsorption on the soils.

참고 문헌

1. Hance, R. J. (1980). Interactions between herbicides and the soil. Academic Press, New York.
2. Altman, J. (1993). Pesticide interactions in crop production: Beneficial and deleterious effects, CRC Press, p. 69.
3. 김균, 김용화 (1990). 제초제 Butachlor의 토양 흡착. 한국환경농학회지, 9(2):105~111.
4. Dale, L. S. and S. L. O'Connor (1991). The imidazolinone herbicides, CRC Press, Boca Raton, Ann Arbor, Boston, London, p. 192~208.
5. Dale, L. S., P. C. Anderson, and M.A. Stidham (1984). Imidazolinones-Potent inhibitors of acetohydroxy-acid synthase, Plant Physiol. 76, 545~546.
6. Tucker, T. A., K. A. Langeland, and F. T. Corbin (1994). Absorption and translocation of ¹⁴C-imazapyr and ¹⁴C-glyphosate in alligatorweed, Alternanthera philoxeroides, Weed Technology, 8 : 32~36.
7. McCall, P. J., D. A. Laskowski, R. L. Swann, and H. J. Dishburger (1981). Measurement of sorption coefficients of organic chemicals and their use in environmental fate analysis. p. 89~109. In test protocols for environmental fate and movement of toxicants, Proc. Symp. AOAC 94th Annu. Meet., Washington, DC. 21 ~ 29 Oct. 1980, Assoc. of Official Analytical Chem. Arlington, VA.
8. Cohen, S. Z. (1990). Pesticides in ground water: an overview, in Process in Pesticide Biochemistry and Toxicology, Environmental Fate of Pesticides, Vol. 7, Hutson, D. H. and Roberts, T. R., Eds., John Wiley & Sons, Chister, 13.
9. Koskinen, W. C. and H. H. Cheng (1983). Effects of experimental variables on 2,4,5-T adsorption-desorption in soil. J. Environ. Qual. 12(3):325~330.
10. Dickens, R. and G. Wehtje (1986). Mobility and soil solution characteristics of imazapyr (Arsenal) and sulfometuron methyl (Oust) in Alabama soils, Proc. So. Weed Sci. Am., 39, 368.
11. Wehtje, G., R. Dickens, J. W. Wilcut, and B. F. Hajek (1987). Sorption and mobility of sulfometuron and imazapyr in five Alabama soils, Weed Sci. 35, 858.
12. US EPA (1982). Sediment and soil adsorption isotherm-transport process: Chemical Fate Test Guidelines, CG 1710 & CS 1710. Office of Pesticides and Toxic Substances, US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
13. Schwarzenbach, R. P. and J. Westall (1981). Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies. Environ. Sci. Technol. 15(11):1360~1367.
14. Nkedi-Kizza, P., P. S. C. Rao, and A. G. Hornsby (1985). Influence of organic cosolvents on sorption of hydrophobic organic chemicals by soils. Environ. Sci. Technol. 19(10):975~979.
15. Boesten, J. J. T. I., and L. J. T. van der pas. (1983). Test of some aspects of a model for adsorption/desorption of herbicides in field soil. Aspects Appl. Biol. 4:495~501.
16. Gennari, M., M. Negre, and E. Raimondo (1994). Effect of soil properties on adsorption and desorption of acifluorfen. J. Agric. Food Chem. 42(10): 2329~2332.
17. Koskinen, W. C., G. A. O'Connor, and H. H. Cheng (1979). Characterization of hysteresis in the desorption of 2,4,5-T from soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 43:871~874.
18. Weber, J. B. and S. B. Weed (1968). Adsorption and desorption of diquat, paraquat, and prometone by montmorillonite and Kaolinite clay minerals, Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32:485~487.
19. Corwin, D. L. and W. J. Farmer (1984). Nonsingle-valued adsorption-desorption of bromacil and diquat by fresh water sediments. Environ. Sci. Technol. 18:507~515.
20. Cotham, W. E. Jr. and T. F. Bidleman (1989). Degradation of malathion, endosulfan, and fenvalerate in seawater and seawater/sediment microcosms. J. Agric. Food Chem. 37(3):824~828.
21. Michele A., C. Teresa, J. S. -M. Maria, and S.-C. Maria (1994). Effects of soil characteristics on adsorption and mobility of (¹⁴C) diazinon. J. Agric. Food Chem. 42, 1803~1808.