한국환경농학회지 제28권 제3호 (2009)
Korean Journal of Environmental Agriculture Vol. 28, No. 3, pp. 274-280

연구보문

제초제 Bentazon과 그 대사산물들의 토양 중 흡착양상

김종수 · 김장억*

경북대학교 농업생명과학대학 응용생명과학부

(2009년 9월 14일 접수, 2009년 9월 25일 수리)

Adsorption Pattern of the Herbicide, Bentazon and Its Metabolites on Soil

Jong-Soo Kim and Jang-Eok Kim*(School of Applied Bioscience, Kyungpook National University, 1370 Sankyuk-dong, Buk-gu, Daegu 702-701, Korea)

ABSTRACT: In order to elucidate the adsorption mechanism of the herbicide, bentazon and its metabolites on soil, their adsorption patterns on soil and six adsorbents were investigated with Freundlich, Langmuir and linear isotherm. Freundlich constants (K_f) and maximum adsorption amount(Q^0) of bentazon on soil was 0.55 and 3.97. Kd and Koc values of it were 0.18 and 18. The all of metabolites used except deisopropylbentazon amounts sorbed on the soil were much higher than bentazon. The most of 8-hydroxybentazon was adsorbed on soil showing K_f = 316.6, Q^0 = 3,488, Kd = 29.7 and Koc = 2,970. Bentazon, deisopropylbentazon and 8-hydroxybentazon were shown high affinity to anion exchange regardless of pH and NH_2 in low pH range. Reversed phase C_{18} resulted in 100% retention of *N*-methylbentazon regardless of pH and other metabolites were retained below 40%. The AIBA was strongly adsorbed in silica gel, COOH and cation exchange phase but poor retention was on anion exchange sorbent. 2-Aminobenzoic acid showed an amphipathic nature which had high affinity for COOH and cation exchange phase at pH 7.0 as well as NH_2 and anion exchange sorbent at pH 3.0.

Key Words: Bentazon, metabolites, adsorption isotherm, adsorbents

서 론

토양 중에서 농약과 토양입자의 흡착은 농약 및 그 분해산물들의 환경중 이동성 뿐 아니라 분해정도 그리고 작물로의 흡수 등에도 크게 영향을 미치기 때문에 사용되는 농약이나 그 분해산물들에 대하여서 흡착양상을 밝히는 것은 매우 중요하다. 농약의 토양입자와 흡착은 주로 농약의 물리·화학적 성질을 지배하는 작용기(functional group)의 종류에 따라 크게 영향을 받으며 또한 토양 pH, 토성, 점토함량, 양이온치환용량, 유기물 함량, 수분함량 그리고 온도 등에도 크게 영향을 받는 것으로 알려져 있다[1,2].

농약과 토양간의 흡착 형태는 농약의 다양한 화학구조와 토양의 복잡성으로 인하여 매우 다양하면서 복잡한 흡착기작을 가지게 된다. 일반적으로 농약은 극성정도에 따라 흡착정도는 크게 달라지는데 비극성 농약과 이온성 농약은 흡착특성이 상당히 다른 것으로 보고되어 있다. 즉 비이온성 농약은 van der Waals 힘을 통한 물리적 흡착, 이온성 농약은 주로 이온으로 인한 화학적 흡착이 주 흡착양상으로 나타나 있다[3-5].

Bentazon은 물에 대한 용해도가 570 mg/L로 pK_a 값이 3.3 (25 ℃)인 산성 농약이다[6]. 따라서 일반 토양의 pH 범위에서는 대부분 음이온의 형태로 존재하기 때문에 유기물 또는 점토광물과는 정전기적 반발력 때문에 토양 중 흡착량은 상당히 낮으며 분배계수(distribution coefficient)는 0.18 ~ 3.06 정도로 나타나 토양 중에서 이동성이 있는 것으로 알려져 있다[7].

Bentazon의 토양환경 중 동태에 관한 연구로는 호기성 조건에서 미생물에 의해 빠르게 6-hydroxybentazon 또는 8-hydroxybentazon으로 전환되고 2-amino-*N*-isopropylbenzamide (AIBA), *N*-methylbentazon, 그리고 deiospropylbentazon이 형성되는 것으로 알려져 있다. 또한 AIBA는 가수분해를 통해 2-aminobenzoic acid로 계속 분해되는 것으로 알려져 있다[8]. Wagner 등[9]에 의하면 bentazon을 48일간 배양한 토양에서 약 60% 가 bound residue를 형성하고 15%가 무

*연락저자:
Tel: +82-53-950-5720 Fax: +82-53-953-7233
E-mail: jekim@knu.ac.kr

기화가 되었으며 약 10%가 모 화합물로 존재한다고 하였다. 또한 Lee 등[10]에 의하면 토양 중 bentazon의 무기화 속도는 토양과 농도에 따라 주당 0.2−0.6%가 진행되었으며 15주 후에는 57%가 bound residue를 형성한 결과를 보였다. Kim 등[11,12]은 의하면 bentazon을 토양에 처리한 후 56일간 배양한 경우 약 70%가 bound residue를 형성하고 대부분의 bound residue는 토양 유기물과 결합하여 존재하는 것을 확인하였다. 또한 bentazon의 토양 중 bound residue를 형성하는 기작도 Kim 등[11]에 의해 밝혀졌는데, bentazon이 laccase에 의해 산화된 토양 유기물 단량체와 nucleophilic addition을 통해 결합할 수 있음을 제시하였다. 다른 또 하나의 bentazon의 bound residue 형성기작은 토양 생물에 의한 대사과정 중 생성되는 hydroxylated bentazon이 토양 산화환원 촉매에 의한 oxidative coupling을 통해 토양 유기물과 공유결합을 형성하는 것이다[13].

Bentazon 및 그 대사산물은 물리화학적인 성질이 다르기 때문에 환경중 이동성과 독성 등도 다르게 나타나 농약의 토양 중 흡착에 대한 연구는 모 화합물뿐 만 아니라 대사산물에 대한 연구도 필요하다고 할 수 있다.

따라서 본 연구는 제초제 bentazon과 그 대사산물인 deiso−propylbentazon, *N*−methylbentazon, AIBA, 2−aminobenzoic acid 그리고 8−hydroxybentazon의 토양중 흡착양상을 확인하고 다양한 기능을 가진 여러 종류의 흡착제를 이용하여 흡착기작을 조사하고자 하였다.

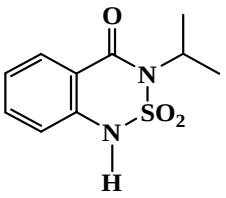
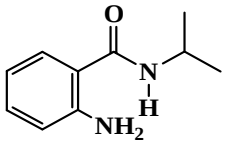
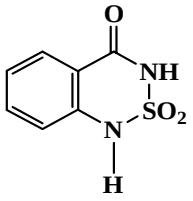
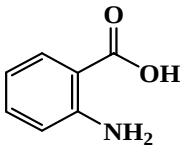
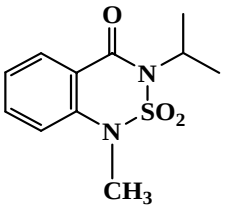
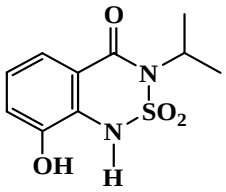
재료 및 방법

약제 및 시약

제초제 bentazon 및 그 대사산물들 deisopropylbentazon, *N*−methylbentazon, 2−amino−N−isopropylbenzamide (AIBA), 8−hydroxybentazon은 독일의 BASF에서 2−aminobenzoic acid는 Sigma−Aldrich (USA)에서 구입하여 사용하였다. 이들의 표준품을 methanol에 용해시켜 stock solution을 조제하고 냉동고 (−20℃)에 보관하면서 필요한 농도로 희석하여 working solution으로 사용하였다. Bentazon 및 대사산물의 화학구조는 Table 1과 같다.

흡착제로는 solid phase extraction(SPE) 카트리지에 사용되고 있는 silica를 기본으로 C_{18}(reversed phase)의 기능단을 가지고 있는 Supelclean LC−18(octadecyl bonded, endcapped silica)과 bonded phase가 없는 silica gel인 Supelclean LC−Si 이었으며, Sigma−Aldrich Co.(USA)에서 구입하였다. Silica표면에 carboxylic acid 그리고 amino−propyl group을 가지는 ISOLUTE CBA와 ISOLUTE NH_2는 Biotage Co. (USA)에서 구입하여 사용하였다. Anion exchange resin은 Dowex 1×8−200 (Sigma−Aldrich Co., USA) 그리고 cation exchange resin은 Dowex 50W×8−100 (Aldrich Chemical Co., USA)을 사용하였다.

Table 1. Chemical structures of bentazon and its metabolites

Common Name and Structure	Common Name and Structure
Bentazon 	AIBA 
Deisopropylbentazon 	2−Aminobenzoic acid 
N−methylbentazon 	8−Hydroxybentazon 

토양

토양시료는 대구광역시 북구 산격동에 위치한 경북대학교 농업생명과학대학 실습포장에서 채취하여 풍건한 다음 2.0 mm 체를 통과시킨 세토를 실험재료로 사용하였다. 토양의 물리, 화학적 성질은 Table 2와 같다.

Table 2. Pysicochemical properties of the soil used

Texture	Particle size dist. (%)			pH*	Organic Matter (g/kg)	CEC ($cmol^+ kg^{-1}$soil)
	Sand	Silt	Clay			
LiC**	25.0	42.8	33.2	7.3	10.0	13.2

* Soil: Deionized H_2O (1:5), **LiC: Light clay

흡착 실험

토양 2.0 g을 25 mL teflon 원심분리관에 넣은 후 0.01 M $CaCl_2$ 용액으로 조제된 0.005, 0.01, 0.02, 0.05, 0.1 및 0.2 mM bentazon 및 그 대사산물 용액 10 mL을 첨가하였다. 단 8−hydroxybentazon의 경우 토양 0.3 g 그리고 5 mL의 0.01, 0.02, 0.1, 0.5, 1.0 mM 용액을 사용하였다. 토양과 수용액 상의 평형을 위해 water bath를 이용하여 70 rpm의 속도로, 24 ℃에서 16 시간 동안 진탕한 후 15,000 rpm에서 10분간 원심분리 하였다. 상징액을 취하여 HPLC로 남아 있는 농도를 분석하였다. Control은 농약이 존재하

지 않는 $CaCl_2$ 용액이 함유된 토양과 토양이 존재하지 않고 각 농도별로 농약이 용해된 $CaCl_2$ 용액을 사용하였다. SPE catridge에서 각 흡착제 1.0 g을 10 mL 유리 syringe에 주입 후 5.0 mL의 pH 3.0 또는 pH 7.0 증류수를 2회 흘려주었다. 농약이 용해된 3.0 mL의 pH 3.0 또는 7.0의 용액을 천천히 흘려주면서 (2.0 mL/min) 용출액을 포집한 후 HPLC로 분석하여 흡착제에 흡착된 화합물의 농도를 계산하였다.

분석법

Bentazon과 그 대사산물의 분석은 high performance liquid chromatography(Shimadzu LC-10)를 사용하였다. Column은 μ-Bondapak C_{18} [3.9 mm(I.D.) × 300 mm(L)]이었으며 이동상은 1% acetic acid가 용해된 deionized water와 methanol을 사용하였다. 이동상의 용출 속도는 1.0 mL/min 이고, 검출기의 파장은 254 nm이었다[11,12].

결과 및 고찰

Bentazon과 그 대사산물들의 토양 중 흡착

Bentazon 및 그 대사산물들인 deisopropylbentazon, *N*-methylbentazon, AIBA, 8-hydroxybentazon, 2-amino-benzoic acid의 토양중 흡착 isotherm은 Fig. 1과 같았다. Deisopropylbentazon을 제외한 *N*-methylbentazon, AIBA 그리고 2-aminobenzoic acid는 모 화합물인 bentazon보다 흡착량이 증가하는 경향을 나타내었으며, 특히 8-hydroxybentazon의 경우에는 다른 대사산물들에 비해 흡착량이 상당히 큰 것으로 나타났다. 2-Aminobenzoic acid는 저농도에서는 농도가 증가함에 따라 흡착량도 증가하였지만 농도가 어느 정도 높아짐에 따라 흡착량은 더 이상 증가되지 않는 경향을 보였다.

토양과 같이 불균일한 표면과 흡착 site를 갖는 흡착제와 농약 간에 일어나는 흡착 반응은 일반적으로 Freundlich 흡착등온식에 잘 맞는 것으로 보고[14]되어 있다. Bentazon과 그 대사산물들의 흡착양상을 Freundlich식 $q_{eq} = K_f \times C_{eq}^{1/n}$에 대입하여 상수를 확인한 결과는 Fig. 2 및 Table 3과 같았다.

Bentazon의 Freundlich 상수 K_f 값은 0.55이고 비선형계수(heterogenecity factor)인 1/n은 0.74로 나타났다. 그리고 isopropyl기가 이탈된 deisopropylbentazon의 경우 K_f 그리고 1/n 값이 bentazon보다 작아져서 각각 0.32와 0.58을 나타내었다. *N*-methylbentazon과 AIBA의 경우 K_f 값이 bentazon보다 커지며 1/n도 각각 0.82와 1.1로 bentazon 보다 큰 값을 갖는 것으로 나타났다. 한편 AIBA의 가수분해 산물인 2-aminobenzoic aicd의 경우 K_f 값은 8.7로 bentazon보다 매우 커졌으나 1/n 값은 0.15로 작아졌다. 8-Hydroxybentazon의 K_f 값이 316.5로 bentazon과 다른 대사산물보다 훨씬 더 큰 값을 갖는 것으로 나타났다. Deisopropylbentazon과 2-aminobenzoic aicd는 비선형도를 나타내는 1/n의 값이 각각 0.58 그리고 0.15로 비교적 다른 화합물에 비해 낮은 값을 갖고 용액 중의 농도가 증가

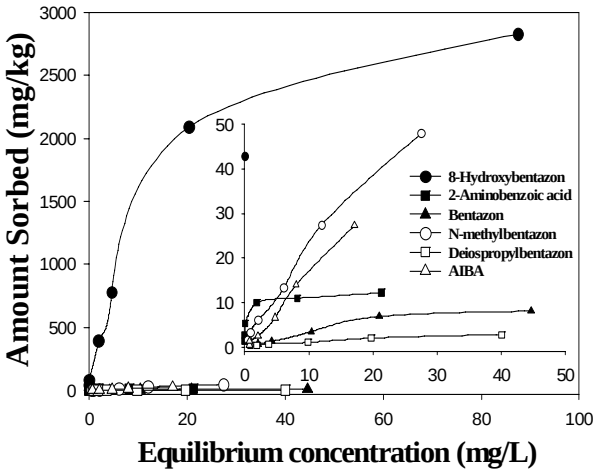


Fig. 1. Adsorption isotherm for bentazon and its metabolites on soil.

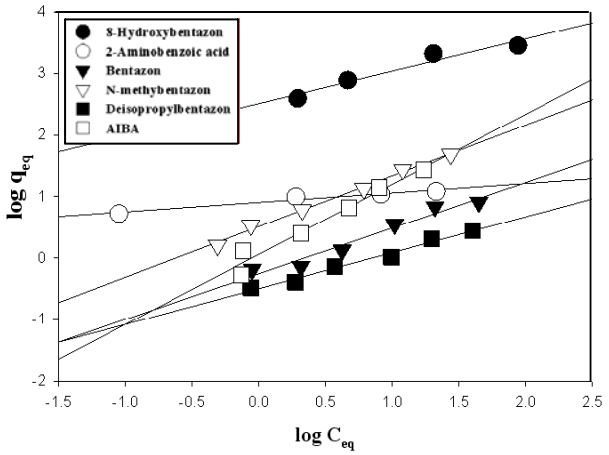


Fig. 2. Linear relationship of Freundlich isotherm for bentazon and its metabolites on soil.

Table 3. Freundlich isotherm parameters for bentazon and its metabolites on soil

Chemicals	K_f	1/n	R^2
Bentazon	0.55	0.74	0.96
Deisopropylbentazon	0.32	0.58	0.98
N-methylbentazon	3.3	0.82	0.99
AIBA	1.2	1.1	0.96
2-Aminobenzoic acid	8.7	0.15	0.95
8-Hydroxybentazon	316.5	0.53	0.94

K_f = Freundlich constant (L/kg), 1/n = Freundlich constant for adsorption, R^2 = regression coefficient

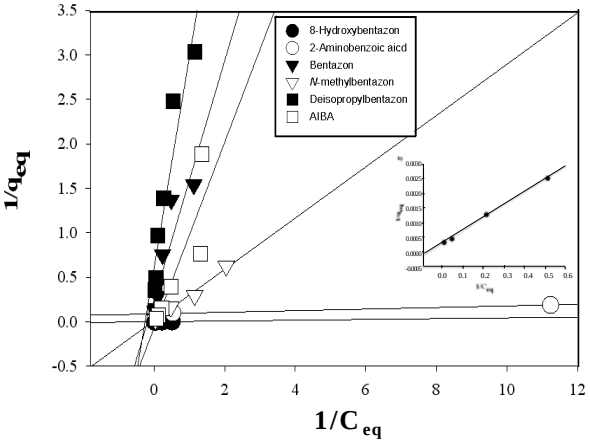


Fig. 3. Linear relationship of Langmuir isotherm for bentazon and its metabolites on soil.

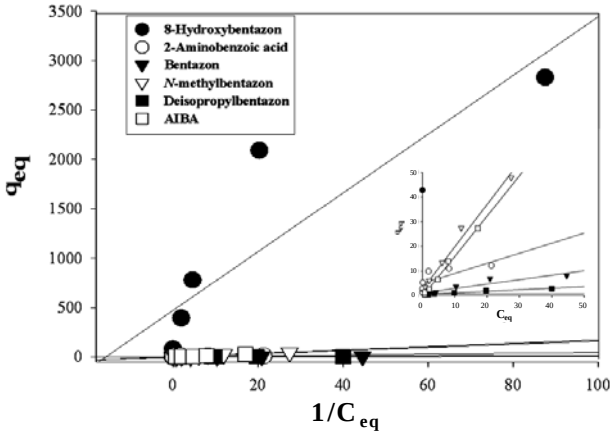


Fig. 4. Linear relationship of linear adsorption isotherm for bentazon and its metabolites on soil.

Table 4. Langmuir isotherm parameters for bentazon and its metabolites on soil

Chemicals	Q^0	b	R^2
Bentazon	3.97	0.19	0.82
Deisopropylbentazon	1.64	0.26	0.89
N−methylbentazon	77.16	0.045	0.88
AIBA	15.34	0.062	0.76
2−Aminobenzoic acid	11.24	1.00	0.98
8−Hydroxybentazon	3448	0.063	0.99

Q^0 = adsorption maximum at a fixed temperature, mg/kg, b = constant related to the binding strength of the adsorbent, L/mg, R^2 = regression coefficient

Table 5. Distribution coefficient for bentazon and its metabolites on soil

Chemicals	K_d	K_{oc}	R^2
Bentazon	0.19	19	0.87
Deisopropylbentazon	0.064	64	0.96
N−methylbentazon	1.72	172	0.98
AIBA	1.64	164	0.99
2−Aminobenzoic acid	0.41	41	0.57
8−Hydroxybentazon	29.74	2974	0.78

K_d = distribution coefficient, L/kg, K_{oc} = distribution coefficient as a function of organic carbon, L/kg, R^2 = regression coefficient

할수록 흡착량이 감소하는 경향을 보였다[15].

Bentazon과 그 대사산물들의 토양 중 흡착양상을 Langmuir 식 $q_{eq} = Q^0 C_{eq} / 1 + b C_{eq}$에 대입한 결과는 Fig. 3 및 Table 4와 같이 모 화합물의 토양 단위 질량당 최대 흡착량(Q^0)은 3.97 mg/kg로 나타났으며 deisopropylbentazon은 1.64 mg/kg로 모 화합물 보다 흡착량이 적은 것으로 나타났다. *N*−methylbentazon, AIBA 그리고 2−aminobenzoic acid의 경우 Q^0 값이 모 화합물 보다 증가하는 경향을 보였으며 그 값은 각각 77.16, 15.34 그리고 11.24로 나타났다. 특히 8−hydroxybentazon의 Q^0 값은 3,448로 역시 다른 화합물보다 토양 중 흡착이 가능한 site의 농도가 매우 큰 것으로 나타났다[16,17].

Bentazon과 그 대사산물들의 토양과의 흡착양상을 linear 등온선 $K_d = q_{eq} / C_{eq}$에 대입하여 K_d (distribution coefficient)를 구한 결과는 Table 5와 같았다. Bnetazon의 K_d 값은 0.19로 확인되었다. Deisopropylbentazon은 0.064로 흡착량이 모 화합물보다 감소하는 것으로 나타났지만 *N*−methlybentazon, AIBA 그리고 2−aminobenzoic acid의 분배계수는 각각 1.72, 1.64 그리고 0.41로 나타나 모 화합물보다 분배계수가 커지는 것을 알 수 있었다. 그리고 8−hydroxybentazon의 분배계수는 29.74로 모 화합물보다 훨씬 더 큰 것으로 나타났다.

Bentazon의 K_{oc} 값은 19 그리고 deisopropylbentazon의 경우 6.4로 낮아지는 것으로 나타났지만 *N*−methylbentazon, AIBA, 2−aminobenzoic acid 그리고 8−hydroxybentazon은 각각 172, 164, 41 그리고 2,974로 더 커지는 것으로 나타났다. 일반적으로 K_{oc} 값이 100보다 큰 경우 토양 중에서 이동성이 낮다고 판단되는 점을 고려할 때 *N*−methylbentazon, AIBA 그리고 특히 8−hydroxybentazon은 토양 중 이동성이 낮아질 것으로 판단되었다[18].

Deisopropylbentazon, 2−aminobenzoic acid 그리고 8−hydroxybentazon은 용액중의 농도가 높아짐에 따라 토양 흡착량의 증가비율은 낮아지는 경향을 보이고 Langmuir 식에 잘 부합하는 것으로 보아 실험에 사용된 농도에서 최대 흡착량을 가지는 것으로 사료되며 그 양은 1.64, 11.24 그리고 3,448 mg/kg이었다. AIBA와 *N*−methylbentazon의 경우 상대적으로 비선형도 값이 다른 농약들에 비해 큰 것으로 나타나 실험에 사용된 농도에서는 최대 흡착량을 가지지 않

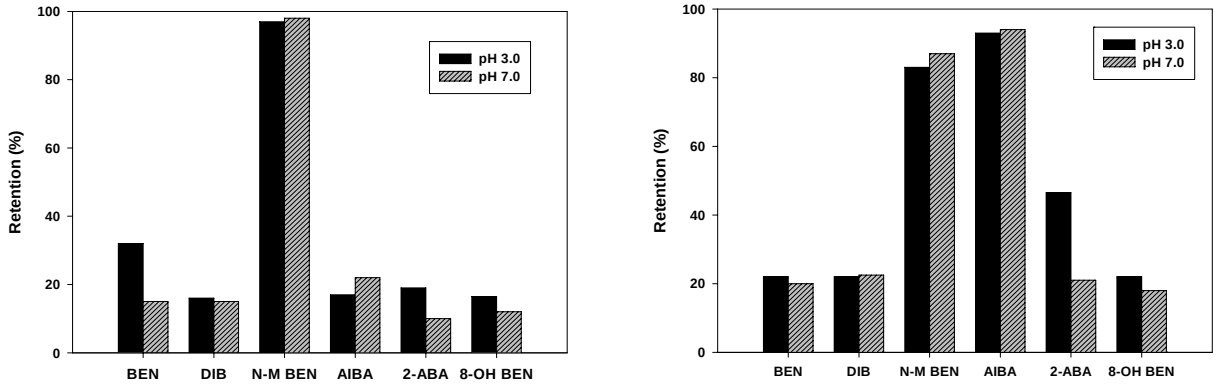


Fig. 5. Retention of bentazon and its metabolites by C_{18} and silica gel solid phase extraction bonded phase. BEN: Bentazon, DIB: Deisopropylbentazon, N-M BEN: *N*-methylbentazon, AIBA: 2-amino-*N*-isopropylbenzamide, 2-ABA: 2-aminobenzoic acid, 8-OH BEN: 8-hydroxybentazon.

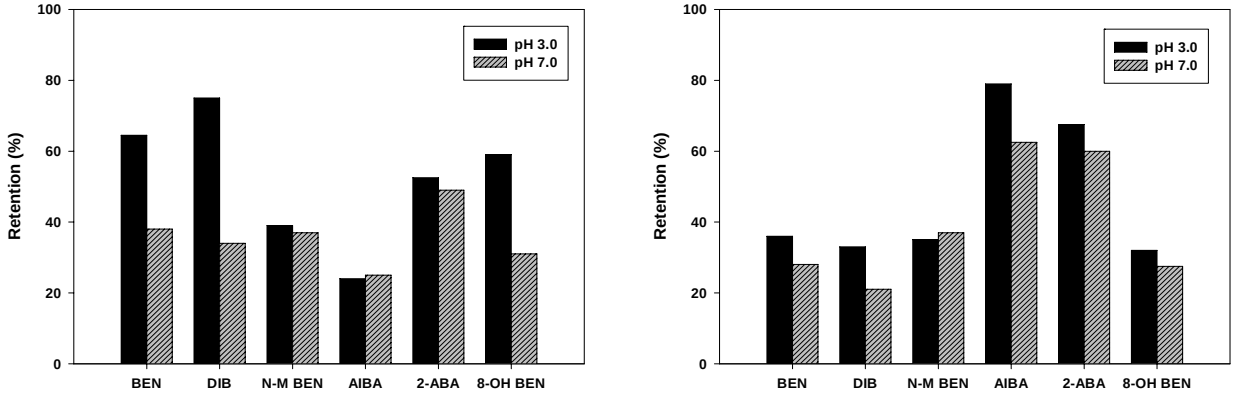


Fig. 6. Retention of bentazon and its metabolites by NH_2 and COOH solid phase extraction bonded phase. BEN: Bentazon, DIB: Deisopropylbentazon, N-M BEN: *N*-methylbentazon, AIBA: 2-amino-*N*-isopropylbenzamide, 2-ABA: 2-aminobenzoic acid, 8-OH BEN: 8-hydroxybentazon.

는 것으로 나타났다[19].

Bentazon과 그 대사산물들의 흡착기작

Bentazon과 그 대사산물들이 토양 구성성분과 어떠한 상호작용에 의해 흡착하는지 확인하기 위하여 SPE에 사용되는 다양한 기능의 흡착제들을 이용하여 결합양상을 확인하였다. Fig. 5에 역상 C_{18}에 대한 Bentazon과 그 대사산물들의 흡착정도를 나타내었다. C_{18}은 매우 비극성(non-polar)인 성질을 가지고 있어서 화합물의 비극성 정도가 커짐에 따라 친화성도 커지게 된다. *N*-methylbentazon의 경우 pH에 상관없이 친화성이 매우 큰 것으로 나타났다. Bentazon의 경우에는 높은 pH 보다 낮은 pH에서 흡착정도가 다른 화합물보다 큰 것으로 나타났는데 이는 bentazon의 pKa 값이 3.3이기 때문에 낮은 pH에서는 해리된 상태로 존재하지 않기 때문에 C_{18}에 흡착되는 정도가 큰 것으로 사료된다. 다른 대사산물들은 약 20% 정도가 흡착이 되는 것으로 나타났다[20]. pH에 상관없이 AIBA와 *N*-methylbentazon은 토양 점토광물과 유사한 성질을 가진 silica gel에 hydroxyl기를 붙인 흡착제와는 친화성이 매우 큰 것으로 나타났으며 2-amino-benzoic acid의 경우 pH 3.0에서 약 48%, 다른 화합물들은 단지 약 20% 정도만이 흡착되었다.

주로 극성화합물에 대한 이온 교환 능력을 가지는 silica gel에 amino기를 작용기로 붙인 NH_2 SPE는 bentazon과 그 대사산물들에서 전반적으로 낮은 pH에서 화합물들의 retention이 Fig. 6과 같이 큰 것으로 나타났다[21]. pH 3.0에서 deisopropylbentazon이 약 78%의 retention을 보여 가장 친화성이 큰 것으로 확인되었으며 bentazon, 8-hydroxy-bentazon 그리고 2-aminobenzoic acid 순으로 나타났다. 한편 AIBA와 *N*-methylbentazon의 경우 상대적으로 다른 화합물에 비해 NH_2에 대한 친화성이 낮은 것으로 나타났다. Silica gel에 carboxyl기를 붙인 COOH SPE의 경우 친화성은 AIBA가 가장 큰 것으로 나타났으며 pH 3.0에서 약 73%의 화합물이 retention이 되는 것으로 나타났다.

음이온교환수지를 이용하여 bentazon과 그 대사산물의 친화성을 확인한 결과는 Fig. 7과 같았다. Bentazon, deiso-propylbentazon, 8-hydroxybentazon은 pH에 상관없이

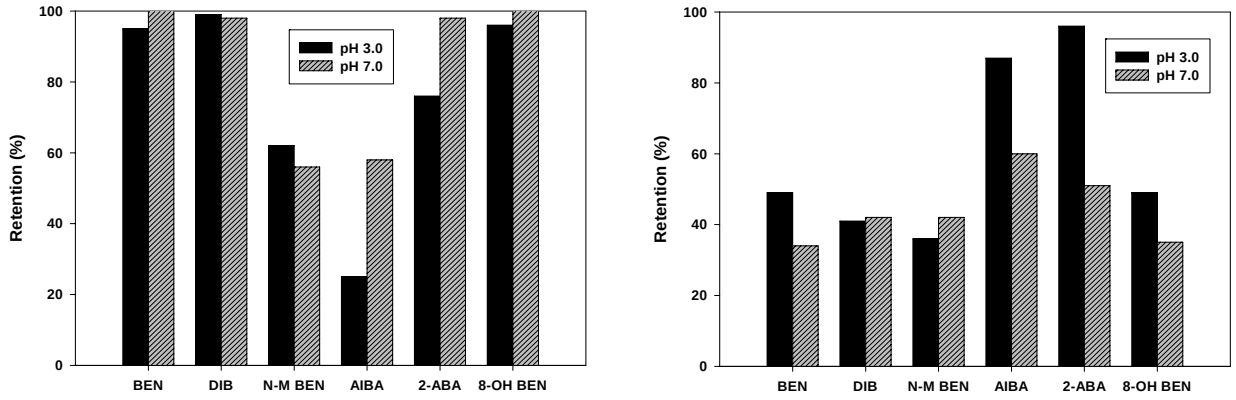


Fig. 7. Retention of bentazon and its metabolites by anion and cation exchange resins.
BEN: Bentazon, DIB: Deisopropylbentazon, N-M BEN: *N*-methylbentazon, AIBA: 2-amino-*N*-isopropylbenzamide, 2-ABA: 2-aminobenzoic acid, 8-OH BEN: 8-hydroxybentazon

음이온교환수지에 많은 양이 retention이 되었다. 그리고 2-aminobenzoic acid의 경우 pH 7.0에서 높은 retention 율을 보였으나 pH 3.0에서는 상대적으로 약 76% 정도가 retention이 일어나는 것으로 확인되었다. 그러나 *N*-methyl-bentazon과 AIBA는 다른 화합물에 비해 상대적으로 낮은 친화성을 보였으며 특히 AIBA의 경우 pH 3.0에서 약 26% 만이 retention을 나타내는 것으로 확인되었다. 양이온교환수지에 대한 bentazon과 그 대사산물의 친화성을 측정한 결과 bentazon, deisopropylbentazon 그리고 8-hydroxy-bentazon의 경우 양이온교환수지의 친화성이 음이온교환수지에 비해 크게 낮은 것으로 나타났으며 2-aminobenzoic acid의 경우 pH 7.0에서 대부분의 화합물이 retention이 되는 것으로 나타났다. 그러나 pH 3.0에서는 상대적으로 친화성이 낮아지는 것으로 확인되었다. 한편 AIBA의 경우 다른 화합물에 비해 낮은 친화성을 보였으며 특히 pH 3.0에서 양이온교환수지와 상호작용은 상대적으로 매우 낮아지는 것으로 나타났다[22,23].

Bentazon과 그 대사산물들의 구조적인 특성에 따른 SPE 흡착제(sorbent)들에 대한 친화성의 차이를 바탕으로 bentazon의 화학성[24,25]을 확인하면 isopropyl group이 이탈된 deiso-propylbentazon은 C_{18}에는 bentazon 보다 친화성이 감소하고 NH_2에는 retention이 증가하는 것으로 볼 때 bentazon 보다 hydrophobicity는 감소하고 acidity는 증가하는 것으로 판단된다. Benzothiadiazin의 질소가 methylation된 *N*-methybentazon은 모화합물 보다 hydrophobicity가 크게 증대되고 화합물의 acidity가 모 화합물보다 감소하는 것으로 보아 bentazon의 acidity는 이 질소와 결합한 수소의 해리에 기인하는 것으로 판단된다. SO_2 group이 이탈된 AIBA의 경우는 음이온과 결합능이 강한 NH_2 그리고 음이온교환수지에 상대적으로 친화성이 낮고 COOH 그리고 양이온교환수지에 retention이 커지는 것으로 보아 bentazon의 SO_2 기의 큰 전기음성도에 의해 acidic한 특성을 나타내는 것으로 사료되어 AIBA는 bentazon과 같이 acidic 화합물이 아니라 basic 화합물로 전환이 되는 것으로 판단된다. 2-Aminobenzoic acid는 pH 7.0에서 음이온 교환 그리고 pH 3.0에서 양이온교환수지에 친화성이 큰 것으로 나타났는데, 이는 중성 pH에서 carboxylic acid부분이 해리되고, 낮은 pH에서는 amino group이 양전하를 띠게 되어 일어난 결과로 사료된다.

요 약

제초제 bentazon과 그 대사산물들의 토양흡착 양상을 Freundlich, Langmuir 그리고 linear isotherm을 이용하여 파악하고 기능이 다른 흡착제들과의 흡착특성을 조사하였다. 토양에 대한 bentazon의 K_f = 0.55 L/kg, Q^0 = 3.97 mg/kg, Kd = 0.18 L/kg 그리고 K_{oc} = 18 L/kg로 나타났다. Deisopropylbentazon을 제외한 다른 대사산물들의 토양 흡착량은 bentazon보다 많았으며 특히 8-hydroxy-bentazon의 경우 K_f = 316.5 L/kg, Q^0 = 3,448 mg/kg, K_d = 29.7 L/kg 그리고 K_{oc} = 2,970 L/kg으로 토양 중에서 대부분이 흡착되는 것으로 나타났다. 여러 기능을 가진 SPE 충진제를 이용하여 bentazon과 그 대사산물들의 흡착양상을 확인한 결과 bentazon, deisopropylbentazon 및 8-hydroxybentazon은 NH_2와 anion exchange phase에 친화성이 큰 것으로 나타났다. *N*-methylbentazon의 경우 C_{18}에 큰 친화력을 보였으나 normal phase인 silica gel에는 상대적으로 다른 화합물보다 친화력이 낮았다. IBA는 silica gel, COOH 그리고 cation exchange phase에 강한 흡착을 보였으며 상대적으로 NH_2 그리고 anion exchange phase에는 친화력이 낮았다. 2-Aminobenzoic acid의 경우 pH 3.0에서는 COOH, cation exchange phase에 많은 retention을 보였으며 pH 7.0에서는 NH_2, anion exchange phase에 큰 흡착량을 보였다.

참고문헌

1. McBride, M. B. (1994) *Environmental Chemistry of Soils*, Oxford University Press, New York, USA, p. 342−390.
2. Carroll, M. (2008) *The Fate of Nutrients and Pesticides in the Urban Environment,* ACS, USA, p.187−202.
3. Gevao, B., Semple, K. T. and Jone, K. C. (2000) Bound pesticide residues in soils: a review, *Environmental Pollution* 108, 3−14.
4. Ferreira, J. A., Martin−Neto, L., Vaz, C. M. P. and Regitano, J. B. (2002) Sorption interaction between imazaquin and a humic acid extracted from a typical Brazilian oxisol, *J. Environ. Qual.* 31, 1665−1670.
5. Alessandro, D. S. (2001) Factor affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water system and sorption coefficients for selected pollutants. A review, *J. Phys. Chem.* 30, 252−438.
6. Tomlin, C. D. S. (2006) *The Pesticide Manual(14th),* British Crop Protection Council, UK, p.82−84.
7. Sanchez−Camazano, M., Sanchez−Martin, M. J. and Delgado−Pascual, R. (2000) Adsorption and mobility of linuron in soils as influenced by soil properties, organic amendments, and surfactants. *J. Agric. Food Chem.* 48(7), 3018−3026.
8. Huber, R. and Otto, S. (1994) Environmental behavior of bentazon herbicide. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 137, 111−134.
9. Wagner, S. C., Zablotowicz, R. M., Gaston, L. A., Locke, M. A. and Kinsella, J. (1996) Bentazon degradation in soil: Influence of tillage and history of bentazon application. *J. Agric. Food Chem.* 44, 1593−1598.
10. Lee, J. K., Führ, F. and Mittelstaed, W. (1988) Formation and bioavailability of bentazon residues in a German and Korean agricultural soil. *Chemosphere* 8, 17, 441−450.
11. Kim, J.−E., Fernandes, E. and Bollag, J.−M. (1997) Enzymatic coupling of the herbicide bentazon with humus monomers and characterization of reaction products. *Environ. Sci. Technol.* 31, 2392−2398.
12. Kim, J.−E., Wang, C. J. and Bollag, J.−M. (1998) Interacyion of reactive and inert chemicals in the presence of oxidoreductase: Reaction of the herbicide bentazon and its metabolites with humic monomers, Biodegradation 8, 387−392.
13. Kim, J.−S., Park, J.−W., Lee, S.−E. and Kim, J.−E. (2002) Formation of bound residues of 8−hydroxy−bentazon by oxidoreductive catalysts in soil, *J. Agric. Food Chem.* 50, 3507−3511.
14. Nemeth−Konda, L., Fuleky, G. and Csokan, P. (2002) Sorption behaviour of acetochlor, atrazine, carbendazim,diazinon, imidacloprid and isoproturon on Hungarian agricultural soil. *Chemosphere* 48, 545−552.
15. Tolls, J. (2001) Sorption of veterinary pharmace−uticals in soils: A Review. *Environ. Sci. Technol.* 35(17), 3397−3406.
16. Cox, L., Celis, R., Hermosin, M. C., Cornejo, J., Zsolnay, A. and Zeller, K. (2000) Effect of organic amendments on herbicide sorption as related to the nature of the dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 34(21), 4600−4605.
17. Tunega, D., Haberhauer, G., Gerzabek, M. H. and Lischka, H. (2002) Theoretical study of adsorption sites on the surfaces of 1:1 clay minerals, *Langmuir* 18(1), 139−147.
18. Hesketh, N., Jones, M. N. and Tipping, E. (1996) The interaction of some pesticides and herbicides with humic substances, *Analytica Chimica Acta.* 327(3), 191−201.
19. Beck, A. J. and Jones, K. C. (1996) The effects of particle size, organic matter content, crop residues and dissolved organic matter on the sorption kinetics of atrazine and isoproturon by clay soil, *Chemosphere* 32(12), 2345−2358.
20. Suzuki, M. N., Amano, K. I. and Yamads, S. (2001) Relation of sorption behavior of agricul−tural chemicals in solid−phase extraction with their *n*−octanol/water partition coefficients evaluated by high−performance liquid chromatography (HPLC), *Analytica Chimica Acta.*. 428(2), 219−226.
21. Thorstensen, C. W. and Christiansen, A. (2001) Determination of bentazone, dichlorprop, and MCPA in different soils by sodium hydroxide extraction in combination with solid−phase preconcen−tration, *J. Agric. Food Chem.* 49(9), 4199−4202.
22. Thorstensen, C. W., Lode, O. and Christiansen, A. L. (2000) Development of a solid−phase extraction method for phenoxy acids and bentazone in water and comparison to a liquid−liquid extraction method. *J. Agric. Food Chem.* 48(12), 5829−5833.
23. Henriksen, T., Svensmark, B., Lindhardt, B. and Juhler, R. (2001) Analysis of acidic pesticides using in situ derivatization with alkylchloroformate and solid−phase microextraction (SPME) for GC−MS. *Chemosphere* 44(7), 1531−1539.
24. Timothy, L.G., Glenn, R.W., Ben, F. H. and Robert, H. W. (1996) Sorption and mobility of bentazon in coastal plain soils. *Weed Science* 44, 166−170.
25. Lerch, R. N., Thurman, E. M. and Kruger, E. L. (1997) Mixed−mode sorption of hydroxylated atrazine degradation products to soil: A mechanism for bound residue. *Environ. Sci. Technol.* 31, 1539−1546.