

몇가지 수중 환경요인에 의한 iprobenfos, isoprothiolane 및 diazinon의 분해속도

박병준* · 최주현 · 이병무 · 임건재 · 김찬섭 · 박경훈

농업과학기술원 농약안전성과

요약 : 국내에서 많이 사용되고 있는 수도용 농약중 iprobenfos, isoprothiolane 및 diazinon의 수중 분해속도를 구명하기 위하여 수중 농약분해의 주요 요인인 가수분해, 미생물분해 및 광분해에 대해서 실험한 결과는 다음과 같다. Iprobenfos는 주로 미생물에 의해서 분해되었는데 반감기는 4.0~5.7일이었고, 고온일수록 가수분해가, pH가 낮을수록 광분해가 촉진되었다. Isoprothiolane은 미생물과 광에 의해서 주로 분해되었는데 광영향이 더 크게 작용한 것으로 나타났다. 광분해는 pH 9.0에서 반감기가 91일인 반면 pH 4.0, 7.2에서는 각각 13, 16일로 pH가 낮을수록 분해가 신속하였다. Diazinon은 이 세가지 요인에 의해 분해가 일어났으며 pH가 낮을수록 가수분해가 매우 빠르게 일어났다. 농업환경에서 iprobenfos, isoprothiolane 및 diazinon의 수중분해는 각각 미생물분해, 광분해, 가수분해가 주요인으로 판단되었다. 시험농약을 분해하는 미생물을 동정한 결과 iprobenfos, isoprothiolane 및 diazinon은 각각 *Pseudomonas putida*, *Alcaligenes xylosoxydans*, *Klebsiella planticola/ornithinllytica*였고 유사도는 54.8~86.2%였다. (1998년 3월 16일 접수, 1998년 7월 30일 수리)

Key words : water, pesticide residue, decomposition, iprobenfos, isoprothiolane, diazinon.

서론

물은 환경 중에 가장 많이 분포하고 있으며 농업환경보전과 밀접한 관계가 있다. 환경에 방출된 농약은 물에 의해 지하수로 침투되거나 수계로 이동된다. 또한 물에 접촉된 농약의 분해는 물의 특성, 온도, pH 등 수질조건을 비롯하여 증발, 가수분해와 산화, 환원, 이성질화, 광분해, 미생물분해에 의해서 크게 영향을 받는다. 그러므로 보고되어 있다(Dauteman 등, 1971; 정 등, 1990).

가수분해는 $[H_3O^+]$ 에 의해 이루어지는 酸가수분해와 $[OH^-]$ 에 의해서 이루어지는 알칼리가수분해로 나누어진다. Diazinon은 酸조건에서, malathion, monocrotophos는 알칼리조건에 의해 가수분해가 잘되는 것으로 알려져 있다. S-triazine 계 제초제는 분자내에서 양성자화(protonation) 된후 가수분해되고, 이 계통의 농약인 atrazine은 pH가 낮아질수록 빨리 가수분해 된다고 보고(Kahn, 1978)되어 있다. 농약이 물 속에서 받는 광화학 반응의 중요한 기작은 산화, 이성질화. 결합개열등이며 광분해에 미치는 환경요인으로는 pH, 광증감물질, 용존

산소, 부식산, 홀부산 및 용매종류등 다양하다(Eto 등, 1985; Mabey 등, 1989; 조 등, 1993).

Permethrin은 290 nm이상의 광에서 이성질화되거나 개열되며, propachlor은 5시간동안 UV조사시 80%가 분해되었고(Miriam 등, 1984), napropamide 또한 25°C, pH 7 완충용액에서 반감기는 5.7분, 분해속도계수는 $1.2 \times 10^{-1} \text{min}^{-1}$ 이었다(Lydia 등, 1991). Clethodim은 산성조건 및 보조제를 첨가하여 UV를 조사시킴으로서 분해가 2~7배 이상 촉진되었으며(Roy 등, 1978), triazine계 제초제인 atrazine, ametryn, prometon 및 prometryn은 철 이온을 첨가하므로써 수중광반응이 현격히 촉진된다는 보고가 있다. 이와 같이 수중물질이 농약분해에 다양하게 작용하는 것으로 보고되고 있다(Chen 등, 1978).

미생물분해는 농약분해의 주요한 요인으로 매우 다양한데, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Pseudomonas* 등의 호기성 세균류와 *Nocardia*와 같은 방선균, *Aspergillus*와 같은 사상균, 혐기성 세균은 물론 *Chlorella*와 같은 조류도 농약을 분해하는 능력이 있는 것으로 알려져 있다(Arthur와 Alexander, 1979). 이와 같이 환경중 농약의 분해요인은 다양하나 그중 수중에서 영향이 큰 가수 분해, 미생물분해 및 광분해에 대한 분해속도를 구명하기 위하여 우리

* 연락처

나라에서 많이 사용하고 있는 벼농사용 농약 3종을 대상으로하여 본 실험을 수행하였다.

재료 및 방법

시험약제 및 시험용액

이 실험에 사용된 농약은 iprobenfos[S-benzyl O,O-diisopropyl phosphorothioate], isoprothiolane [di-isopropyl 1,3-dithiolane-2-ylidenemalonate]와 diazinon [O,O-diethyl-O-2-isopropyl-6-methylpyrimidin-4-yl phosphorothioate] 등 3종으로써, 이들 농약의 표준품을 광관여 효과가 없는 용매인 acetonitrile로 희석하여 사용하였다. 시험용액은 가수분해와 광분해실험의 경우 citrate buffer(pH 4.0), phosphate buffer(pH 7.2), borate buffer(pH 9.0)를 사용하였으며, 미생물분해는 액체배지와 탄소원이 첨가된 액체배지를 사용하였다.

잔류량 분석방법 및 분석기기 조건

농약 추출은 시험용액 500 ml를 분액여두에 옮기고 포화식염수 50 ml, n-hexane 50 ml를 넣고 3분간 격렬하게 흔든 후 n-hexane층을 분리하였다. 이에 무수황산나트륨을 가하여 탈수시킨 후 감압농축한 뒤 잔류물을 n-hexane으로 최종 정용하여 GLC분석에 사용하였으며, 검출한계와 회수율은 각각 iprobenfos가 0.002 ppm, 96%, isoprothiolane은 0.0004 ppm, 84% 및 diazinon은 0.002 ppm, 99%이었으며, 분석기기조건은 표 1과 같다.

가수분해

0.01 M citrate buffer(pH 4.0), 0.01 M phosphate buffer(pH

7.2) 및 0.02 M borate buffer(pH 9.0)을 조제하여 실험 기구와 함께 멸균 (121°C, 15분)시켜 사용하였는데, 단일 phosphate buffer(pH 7.2)는 침전을 방지하기 위하여 단일 용액으로 만들어 멸균시킨 후 조제하였다(Phillip 등, 1990). 각 완충용액을 25°C와 35°C에서 5시간 항온시킨 다음 공시약제를 2~6 ppm수준으로 처리하여 갈색병에 각각 70 ml씩 옮기고, 25°C와 35°C 암상태의 항온조건에서 보관하면서 약제처리직후, 7, 14, 30, 50, 80일차에 각각 시료를 채취하여 농약잔류량을 분석하였다.

미생물분해

농약분해균용 액체배지와 glucose가 첨가된 액체배지를 조제하여 멸균(121°C, 15분)시킨 후 실험에 사용하였다. 농약분해균용 액체배지의 조성은 K₂HPO₄ 0.5 g, NaNO₃ 0.5 g, MgSO₄·7H₂O 0.2 g, FeSO₄·7H₂O(trace), H₂O 1000 ml, pH 7.2이다. 남한강과 금강에서 채취한 물을 1:1로 혼합하여 glucose가 첨가된 액체배지와 glucose가 첨가되지 않은 액체배지에 접종 배양하여 미생물원으로 사용하였다. 각배지를 28°C에서 4시간 항온시킨 후 시험 약제를 2~6 ppm수준으로 처리하고 미생물원을 6×10³ cfu/ml 수준으로 접종하여 28°C 암조건에서 진탕 배양하면서 약제처리직후, 2, 4, 7, 14, 21일 시료를 채취하여 농약잔류량을 분석하였다. 또한 미생물 변동은 회석평판법으로 조사하였다.

광분해

0.01M citrate buffer(pH 4.0), 0.01M phosphate buffer (pH 7.2) 및 0.01M borate buffer(pH 9.0)를 조제하여 실험기구와 함께 멸균(121°C, 15분)시켜 사용하였는데, phosphate

Table 1. GLC conditions for pesticide residue analysis

	Isoprothiolane	Iprobenfos, Diazinon
Instrument	HP 5890	HP 5890 II
Detector	Electron Capture Detector(ECD)	Nitrogen Phosphorus Detector(NPD)
Column	1.5% OV-17 and 1.95% OV-210 (2 mm i.d.×2 m L.), Chrom W HP(80/100), Glass Column	HP-1, (0.53 mm i.d.×5 m, Chrom W HP film thickness 2.65 μm)
Temperature	Oven : 220°C Injection port : 230°C Detector : 270°C	Oven : 200°C Injection port : 230°C Detector : 270°C
Gas flow rate	Carrier(N ₂) : 40/min	Carrier(N ₂): 10/min, Hydrogen : 3.5/min Make-up N ₂ : 20/min

buffer(pH 7.2)는 침전을 방지하기 위하여 단일용액으로 만들어 멸균시킨 후 조제하였다. 공시약제는 2~6 ppm 수준으로 처리하고 유리시험관에 100 ml씩 담아 마개로 밀봉하여 자연광에 노출시켰으며 대조구는 aluminum foil로 감싸 빛에 노출되지 않도록 하였다. 시료채취는 약제 처리직후, 5, 14, 28, 38, 47, 64일 채취하여 분석하였으며, 실험기간은 1996년 9월 6일부터 11월 9일까지였다.

수중 농약분해미생물 선발 및 동정

농약분해용 무기염류용액에 iprobenfos 100 ppm, isoprothiolane 100 ppm 및 diazinon 200 ppm이 되게 처리하고 남한강과 금강에서 채취한 물 5 ml을 각각 첨가하여 28℃에서 14일간 진탕 배양하였다. 위와 같은 시험 농약의 농도가 첨가된 egg albumin 배지에 도달하여 28℃에서 14일간 배양하고 single colony를 3차에 걸쳐 계대 배양하여 TSA(Tryptic Soy Agar) 배지에서 배양한 후 biolog system을 이용하여 수중 농약분해 미생물을 동정하였다.

결과 및 고찰

농약종류별 가수분해계수와 반감기

pH와 온도변화에 따른 수도용 주요 농약의 가수분해 계수와 반감기를 조사한 결과는 표 2와 같다. Iprobenfos의 경우 가수분해 반감기는 25℃, pH 4.0, 7.2 및 9.0에서 각각 95, 87, 81일 이었으며, 35℃, pH 4.0, 7.2 및 9.0에

서는 각각 36, 39, 54일로 25℃에서 보다 35℃에서 가수 분해가 촉진 되었다. Isoprothiolane은 25℃, pH 4.0, 7.2 및 9.0에서 반감기는 각각 115, 128, 101일로 분해가 잘 일어나지 않았으며, 35℃에서는 pH가 낮아질수록 분해 속도가 느린 것으로 나타나서, 우리 나라 농업환경 조건에서는 가수분해가 거의 일어나지 않을 것으로 판단된다. Diazinon의 경우 pH 4.0에서는 온도에 관계없이 처리 1일 이내에 검출한계미만으로 분해되었으며, 25℃, pH 7.2, 9.0에서 반감기는 각각 2.1, 5.5일로 조사되어 pH가 낮을수록 분해속도가 빨랐으며, 또한 35℃, pH 7.2, 9.0에서 반감기는 각각 1.0, 3.3일로 나타나서 온도가 높을수록 분해가 잘 일어남을 알 수 있었다.

이상의 결과로부터 iprobenfos의 가수분해는 pH의 영향보다는 오히려 온도의 영향이 큰 것으로 나타났으며, diazinon의 경우는 pH가 낮을수록 가수분해가 촉진됨을 알 수 있었다. 이와 같은 현상으로 보아 두 농약이 유기인계로서 에스테르결합을 하고 있어, H⁺을 다량 포함하는 酸조건에서는 온도가 높을수록 H⁺이 촉매가 되어 에스테르 가수분해가 촉진되기 때문이라 생각된다. 또한 diazinon의 가수분해는 Laanio 등(1972)의 보고와 일치하는 경향이었고 주요 대사산물은 2-isopropyl-4-methyl-6-hydroxypyrimidine이었다.

미생물 분해 속도계수와 반감기

배지를 달리하여 미생물분해 속도계수와 반감기를 조사한 결과 액체배지에서 미생물의 농도변화는 표 3에

Table 2. Rate constants (K_{hyd}) of hydrolysis and half - lives of pesticides in different aqueous systems at 25 and 35℃

Pesticide	Aqu.sys ^{b)}	K _{hyd} x10 ⁻² day ⁻¹		half-life ^{a)} , days	
		25℃	35℃	25℃	35℃
Iprobenfos	pH 4.0	0.73	1.91	95	36
	pH 7.2	0.80	1.76	87	39
	pH 9.0	0.86	1.28	81	54
Isoprothiolane	pH 4.0	0.60	0.49	115	141
	pH 7.2	0.54	0.58	128	120
	pH 9.0	0.69	0.62	101	112
Diazinon	pH 4.0	ND ^{c)}	ND	ND	ND
	pH 7.2	33.40	80.31	2.1	1.0
	pH 9.0	7.99	20.83	5.5	3.3

^{a)}DT₅₀ = 1/K ln 2, ^{b)}Aqueous system, ^{c)}Not detected or <0.002 mg/kg.

나타낸 바와 같다. 탄소원으로 영양성분이 첨가된 액체 배지구는 접종직후 농도 6×10^3 cfu/ml에서 접종 14일 후에는 4.86×10^5 cfu/ml까지 증가하다 21일에는 2.4×10^4 cfu/ml로 감소하였고, 영양성분과 glucose가 첨가된 액체 배지구는 접종직후 농도 6×10^3 cfu/ml에서 접종 후 21일에는 6.7×10^8 cfu/ml로 계속 증가하였다.

각 농약의 미생물분해 속도계수와 반감기(표 4)는 iprobenfos의 경우 대조구에서 반감기가 114일, 영양성분이 첨가된 액체배지구에서는 5.7일, 영양성분과 glucose가 첨가된 액체배지구는 4.0일로 미생물에 의해서 분해가 잘 일어나는 것으로 나타났는데, 이는 자연상태의 수증환경 조건에서 미생물에 의한 분해가 주요 요인인 것으로 생각된다. 문(1990)의 보고에 의하면 iprobenfos는 토양중에서 호기성 미생물에 의하여 분해가 촉진되는 것으로 추정하였다.

Isoprothiolane은 대조구에서 반감기가 152일, 영양성분이 첨가된 액체배지구는 110일, 영양성분과 glucose가 첨가된 액체배지구는 75일로 미생물에 의해서 분해가 촉진되는 것으로 나타났다. Diazinon은 대조구에서 반감기가 1.2일, 영양성분이 첨가된 액체배지구는 16.8일, 영양성분과 glucose가 첨가된 액체배지구는 9.2일로 대조구에서 급격히 분해되었는데, Lichtenstein 등(1968)의 보고에

의하면 물+NaN₃처리구는 물만처리한구보다 분해가 빨랐는데, 이것은 NaN₃가 가수분해촉매제 역할인 것 이라고 밝히고 있다. 이와 같이 diazinon의 경우 대조구가 미생물처리구보다 빨리 분해되는 것은 미생물에서 분비하는 물질이 가수분해촉매제의 inhibitor로 작용하는 것으로 추측되며, 여기에 대해서는 금후 더 많은 연구가 필요할 것으로 본다.

Biolog system를 이용한 농약분해 미생물 동정

금강과 남한강에서 채취한 물시료로부터 enrichment culture를 이용하여 농약분해균을 분리하였다. 분리된 균주를 각 농약성분을 유일한 탄소원으로 첨가한 농약분해용 액체배지에 접종한 다음 최종적으로 증식된 균주를 분리하였다. 이 분리된 균주는 biolog system을 이용하여 동정한 결과 모두 그람 음성균으로 확인되었으며, 표 5에서 보는 바와 같이 유사도는 54.8~80.2%였다.

광분해

표 6에서 보는 바와 같이 용액의 pH에 따라 광분해속도계수와 반감기를 조사한 결과, iprobenfos의 경우 pH 4에서는 광조건이 암조건 대조구에 비해 4.2배, pH 7.2에서는 1.4배, pH 9.0는 1.3배로 pH가 낮을수록 분해가 잘

Table 3. Change in bacteria growth after inoculation in different aqueous systems with pesticide application (Unit: cfu/ml)

Aqueous system	No. of bacteria after elapsed days					
	0	2	4	7	14	21
MSM ^{a)}	6.0×10^3	1.0×10^4	1.2×10^4	1.8×10^5	4.8×10^5	2.4×10^4
MSM+glucose	6.0×10^3	6.1×10^3	1.5×10^6	5.3×10^6	6.2×10^8	6.7×10^8

^{a)}Mineral salt medium.

Table 4. Rate constants (K_B) of bacteria decomposition and half-lives of pesticides in different aqueous systems at 28 °C

Pesticide	MSM ^{a)}		MSM +bacteria		MSM+glucose+bacteria	
	$K \times 10^{-2} \text{day}^{-1}$	half-life ^{b)} (days)	$K \times 10^{-2} \text{day}^{-1}$	half-life(days)	$K \times 10^{-2} \text{day}^{-1}$	half-life(days)
Iprobenfos	0.61	114.0	1.27	5.7	17.23	4.0
Isoprothiolane	0.47	152.0	0.63	110.0	0.92	75.0
Diazinon	57.56	1.2	4.13	16.8	7.57	44.2

^{a)}Mineral salt medium, ^{b)}DT₅₀ = 1/K ln 2.

일어남을 알 수 있었고 반감기도 짧아졌다. 이와 같은 결과로 미루어 볼 때 iprobenfos는 광량이 많은 계절이나 물이 산성인 곳에서 분해가 빠르게 일어날 것으로 판단된다.

Table 5. Identification of pesticide - degradable micro - organisms isolated from the river water by enrichment culture

Pesticide	Identity	Similarity rate(%)
Iprobenfos	<i>Pseudomonas putida</i> type A1	61.6
Isoprothiolane	<i>Alcaligenes xylosoxydans</i> ss den/pie	80.2
Diazinon	<i>Klebsiella planticola/ornithinlytica</i>	54.8

Isoprothiolane은 pH 4.0에서 암조건 대조구에 비해 광조건하에서 18배, pH 7.2에서 15배, pH 9.0는 3.0배로 pH가 낮을수록 광분해가 빨리 일어났으며 pH가 높을수록 광분해가 느리게 일어났고 반감기도 짧아졌다. Morifusa 등(1979)의 보고에 의하면 논물중 UV조사시 isoprothiolane의 광분해가 매우 빠르게 일어난다고 보고하고 있으며, 5종류의 분해산물도 동정하였다. 이러한 결과로 보아 농업환경에서 isoprothiolane의 수중 분해는 거의 광분해에 의해서 일어나는 것으로 판단된다.

Diazinon은 pH 4.0에서는 약제처리직후에 분해가 거의 이루어져 GLC에서 검출한계미만으로 검출되지 않았으며, 이것은 가수분해에 의해 이루어 졌다고 판단된다. pH 7.2에서는 암조건의 대조구와 빛에 노출시킨 구간에 차이가 거의 없었고 반감기도 차이가 없었지만, pH 9.0에서는 암조건에 비해 광조건하에서 분해가 1.8배 촉진

되었고 반감기도 짧아졌다. 이러한 결과로 보아 산성조건하에서 diazinon의 수중분해는 광분해보다 주로 가수분해에 의해서 분해가 잘 이루어 지는 것을 알 수 있었다.

인용문헌

Arthur, R. and M. Alexander (1979) Microbial cleavage of various organophosphorus insecticides. Appl. Environ. Microbiol. 30:886~891.

Chen Y. L. and T. C. Wu (1978) Degradation of herbicide butachlor by soil microbes. J. Pesticide Sci. 3:411~417.

Dauterman, W. C (1971) "Biological and nonbiological modification of organophosphorus compound", Bull. WHO, 44:133~151.

Eto, M. (1985) "Bioorganic chemistry of pesticide, research and development", Soft Science., Tokyo.

Laanio, T. L., G. Dupuis, H. O. Esser (1972) Fate of ¹⁴C-labeled diazinon in rice, paddy soil and pea plants. J. Agric. Food Chem. 20:1213~1219.

Lichtenstein, E. P., T. W. Fuhremann and K. R. Schulz (1968) Effect of sterilizing agents persistence of parathion and diazinon in soil and water. J. Agric. Food Chem. 16:870~873.

Lydia, L. C., B. Y. Giang., K. S. Lee and C. K. Tseng (1991) Aqueous photolysis of napropamide. J. Agric. Food Chem. 39:617~621.

Linford, N. F., D. C. Bridges and A. E. Smith, Jr(1990) Effects of pH and adjuvants on clethodim photo-degradation. J. Agric. Food Chem. 38:875~878.

Table 6. Rate constants(K_{pho}) of photolysis and half-lives of pesticides in different aqueous systems

Pesticide		Dark controlled			Light exposed		
		pH4.0	pH7.2	pH9.0	pH4.0	pH7.2	pH9.0
Iprobenfos	K _{pho} (10 ⁻² day ⁻¹)	1.18	0.99	0.71	4.85	1.33	0.92
	Half-life ^{a)} (days)	59	70	97	14	52	75
Isoprothiolane	K _{pho} (10 ⁻² day ⁻¹)	0.30	0.28	0.25	5.48	4.29	0.77
	Half-life ^{a)} (days)	234	247	276	13	16	91
Diazinon	K _{pho} (10 ⁻² day ⁻¹)	ND ^{b)}	7.10	7.42	ND	7.92	14.20
	Half-life ^{a)} (days)	ND	10	9	ND	9	5

^{a)}DT₅₀ = 1/K ln 2, ^{b)}Not detected or <0.002mg/kg.

- Mabey, W. R., T. Mill and D. G. Henry (1989) "Test protocol for environmental process; photolysis in water", EPA 60013 - 82 - 022:49~102.
- Miriam, R, S. Saltzman and A. J. Acher (1984) Photodecomposition of propachlor. J. Agric. Food Chem. 32:226~230.
- Morifusa, E., S. S. Chou and E. Taniguchi (1979) Photolysis of diisopropyl 1,3-dithiolan-2-ylidenemalonate, isoprothiolane fungicide. J. Pesticide Sci. 4:379~381.
- Phillip, W. L., J. M. Fukuto, H. Hernandez and S. M. Stearns (1990) Fate of monocrotophos in the environment. J. Agric. Food Chem. 38:567~573.
- Roy, L. H., J. E. Casida, L. O. Casida, L. O. Ruzo and D. O. Fuller (1978) Pyrethroid photodecomposition : permethrin. J. Agric. Food Chem. 26:590~595.
- 문영희(1990) 담수토양중에 있어서 살균제 IBP의 분해속도에 미치는 각종 토양환경조건의 영향. 한국환경농학회지 33(2):133~137.
- 정영호, 박영선 (1990) 농약학, pp.61~92. 전국농업기술자협회.
- 조부연, 한대성, 양재의(1993) 신규 살충제인 KH-502 [O,O - diethyl O -1 - phenyl - 3 - trifluoromethyl -5 - pyrazoyl] thiophosphoric acid ester]의 광에 의한 분해성. 한국환경농학회지 12(2):176~183.

Decomposition rate of iprobenfos, isoprothiolane, and diazinon by some environmental factors in aqueous systems

Byung-Jun Park*, Ju-Hyun Choi, Byung-Moo Lee, Geon-Jae Im, Chan-Sub Kim, and Kyung-Hun Park (National Institute of Agricultural Science and Technology, RDA, Suwon 441-707, Korea)

Abstract : Three pesticides for paddy rice, iprobenfos, isoprothiolane, and diazinon were examined on some environmental factors, their hydrolysis, microbial degradation, and photolysis in aqueous systems. Iprobenfos was mainly degraded by microorganisms and its half-life was 5.7 days at 28°C in aqueous systems. Hydrolysis of iprobenfos was accelerated by the higher temperature, but its photodegradation was accelerated by the lower pH. Isoprothiolane was rapidly decomposed by two factors, microorganisms and sunlight. The half-life of isoprothiolane by sunlight was 91 days at pH 9.0, while it was 13 days at pH 4.0 and 16 days at pH 7.2. However, it was shortened under low pH condition. In aqueous system, diazinon was degraded by all of three factors and its degradation rate was remarkably accelerated by acidic solution. Main degradation factors of iprobenfos, isoprothiolane, and diazinon in the aqueous system were investigated by microbial degradation, photolysis, and hydrolysis, respectively. The strains of microbial degradation for iprobenfos, isoprothiolane, and diazinon in the aqueous environment were identified as *Pseudomonas putida*, *Alcaligenes xylosoxydans* ss, *Klebsiella planticola/ornithinlytica*, respectively. The similarity rates of identity were 54.8~80.6% with biologic-system.

* Corresponding author