

農藥污染對作物的影響

王一雄 教授

國立台灣大學農業化學系

電子郵件：yswang@ntu.edu.tw； 傳真：(02) 2362-0155

摘 要

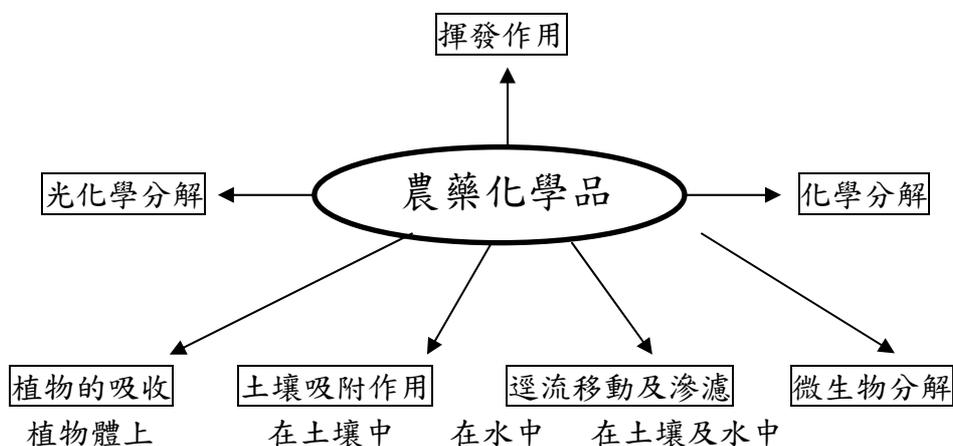
農藥施用後對整個環境領域造成污染，殘留於土壤及水中之農藥，可被微生物分解，亦可被作物吸收，作物吸收農藥後嚴重者直接造成作物死亡或減產，輕微者可能污染農產品或經由食物鏈而成為污染的肥料、飼料及農畜食品。農藥對作物之影響可包括農藥之毒害及農藥之藥害。前者係指農藥當作除草劑用以清除雜草植物，其為故意之去除雜草，故講究藥效；後者為農藥對欲保護之作物之毒害，故施用農藥時力求減低其藥害。農藥污染對作物之影響自農藥被植物體吸收與代謝、農藥在土壤與水環境中之殘留、農藥在水生生物體內之累積與釋放以及農藥在生態系中之傳送等方面來探討農藥在環境中之動態變化及其對生物影響，並確認其在生物體中之部分代謝產物，以了解農藥污染對作物之影響。

關鍵詞：農藥污染、農藥公害、農藥毒害與藥害、農藥與環境、農藥與作物

緒 言

農藥施用後在大氣圈、水圈、土壤圈、生物圈及能源圈等環境領域中，可經由植物的吸收、光化學分解、揮發作用、逕流移動、土壤

吸附、雨水淋洗、土壤微生物分解及化學分解等在環境中之轉變或消失及移動，農藥化學品在環境中之命運如圖一所示。

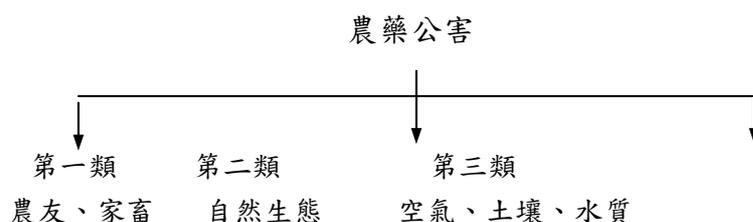


圖一、農藥化學品在環境中之命運

農藥使用後絕大部分進入土壤環境中造成農藥污染，農藥本身的因子會影響到其在土壤中之宿命和行徑。包括 (1) 農藥在水中之溶解度 (Solubility)，(2) 農藥在水與有機溶劑間之分配常數 (Partition coefficient)，(3) 農藥之生物累積作用 (Bioaccumulation)，(4) 農藥之土壤吸附作用 (Soil adsorption)，(5) 農藥之蒸發作用 (Vaporization)，(6) 農藥之光化學安定性 (Photochemical stability)，(7) 農藥之微生物降解作用 (Microbial degradation)。

農用化學品用於農業生產過程中，其種類繁多，數量也大。農藥污染為人類故意、大量、廣泛且均勻的撒佈有毒物質於環境中而造成。農藥撒佈後，不但殘留於作物上，而且污染土壤、水及大氣，並且藉著水的流動而污染河川與海洋；水中生物由於與農藥長時間接觸而發生農藥被生物濃縮之現象，從農藥公害之角度看農藥公害可分為

三類，第一類是在撒佈農藥時，對於作業人員及鄰近地區人畜所引起中毒事故的公害；第二類是在農藥使用之同時對於其他生物如蜻蜓、螢火蟲、蝴蝶、蚯蚓、天敵及魚類的毒性，造成生態系統破壞的公害；第三類是在農藥撒佈後造成在環境中擴散、分散、蓄積、殘留及生物濃縮等危險性公害。



圖二、農藥殘存影響之對象

農藥對作物之影響

農藥毒害 (對雜草植物)

依農藥之作用機構分類

A. 生合成阻害劑

1. 細胞壁成分之生合成阻害藥劑如 Polyoxine, Penicillin, Cephalosporin, Cycloserine, Griseofulvin.
2. 細胞膜成分之生合成阻害藥劑如 Triforine, Isoprothiolane, Glyodin, Guazatine
3. 蛋白質合成阻害藥劑如 Blasticidine S, Kasugamycin.
4. 核酸生合成阻害藥劑如 Benomyl, Actinomycin, Chloromycin.
5. Chitin 生合成阻礙藥劑如 Du 19111, Dimilin

B. 能量代謝阻害劑

1. 解糖系 (Glycolysis) 阻害之藥劑如 Captan
2. TCA Cycle 阻害之藥劑如 Sodium Fluoroacetate (CH_2FCOONa)
3. 電子傳達系阻害之藥劑如 Rotenone, HCN
4. Oxidative phosphorylation 之脫共役劑 (Decouple) 如 PCP 等
5. Oxidative phosphorylation 之能量轉移之阻害
如 Tricyclohexyltin hydroxide

C. 神經機能阻害劑

1. 對 Acetylcholinesterase 酵素之阻害如 一般有機磷劑.
2. 對 Synapse 後膜之作用如 Nicotinoid, Chlordimeform
3. 對 Synapse 前膜之作用如 BHC, Drin 類
4. 對神經軸索之攪亂如 DDT

D. 光合成阻害劑

1. 干擾 PSII 的電子轉移例 Ureas, Triazine, Phenolcomp. 等
2. 干擾 PSI 電子轉移過程如 Bipyridylum.
3. 阻礙 ATP 合成如 Nitrophenyl ether
4. 干擾類胡蘿蔔素 (Carotenoid) 之合成如 Diphenyl ether
5. 葉綠素合成阻害

E. 荷爾蒙作用之擾亂藥劑

如 2,4-D

農藥藥害 (對農耕植物)

所謂植物之藥害乃係指因施用農藥而引起之所欲保護之植物生理狀態劣變之異常現象。農藥使用不當易生藥害，藥害有急性與慢性之分，急性者在施藥後短時間內即發生葉燒、斑點、萎凋、落葉或落果

現象。慢性者施藥後植物體並不立即發生異常現象，但逐漸發生營養障礙現象，或經過相當長時間才發生落葉、減收或結果延遲等現象。

急性藥害輕微者大多可回復，慢性者於發現時已太遲，難以復原，故損失常較大。藥害發生之原因很多，因各種發生因子尚未十分明瞭，難以作一定論，但一般認為與下列事實有關：

1. 有效成分（農藥原體）之性質

此點之影響最大，如農藥之成分、溶解度、滲透性、水解率及分子側鏈之長度等，均對葉害之發生有直接或間接影響。

2. 補助劑及溶劑之影響

使用於滲透性之補助劑及高沸點之溶劑等，經常會發生藥害。

3. 二種以上農藥混合施用而發生複分解

如係液劑即因主成分起複分解而易引起藥害。

4. 使用水質與主成分發生複分解作用所致

用自來水稀釋沒問題，但農村所用之河水多含有廢水，存有多量之酸、鹼、有機物等，不但減低農藥效果，且有引起藥害之慮。

5. 植物體之特質，特別是植物體汁液之酸鹼度影響

6. 植物體之健康狀態

7. 氣象因子及撒布方法之影響

農藥污染對作物之影響

有關農藥污染對作物的影響，分為：（一）農藥被植物體吸收與代謝；（二）農藥在土壤與水環境中之殘留；（三）農藥在水生生物體內之累積與釋放；以及（四）農藥在生態系中之傳送；等四方面來探討農藥在環境中之動態變化及其對生物影響，並確認其在生物體中之部分代謝產物，以了解農藥污染對作物之影響。

農藥被植物體吸收與代謝

由殺草劑巴拉刈(Paraquat) 對土壤性質及水稻與玉米幼苗生長影響之研究顯示殺草劑巴拉刈使用後很快的被土壤固定。土壤導電度隨巴拉刈含量之增加而增加，土壤酸鹼值則無顯著改變。水稻及玉米種子在土耕中之發芽似不受巴拉刈含量之影響，甚至在 1000ppm之高濃度，但在水耕中則延遲數天發芽。在土耕中1000ppm之高濃度，水稻幼苗之生長在根部及莖部均受巴拉刈抑制，但在玉米幼苗之生長則僅根部受抑制 (表一)。(1)

【表一】除草劑巴拉刈對水稻與玉米幼苗生長之影響

巴拉刈添加量 (ppm)	水稻幼苗 (cm)		玉米幼苗 (cm)	
	根部	莖部	根部	莖部
	竹子湖壤土			
0	8.24 ab**	28.40 de	23.06 A	25.76 D
1	6.92 a	28.82 d	23.63 AB	26.16 DE
10	10.26 ab	26.08 de	22.76 AB	27.76 DE
100	9.18 ab	28.84 de	19.36 AB	27.16 DE
1,000	1.36 c	7.20 f	6.16 C	20.60 F
	平鎮粘土			
0	10.50 ab	19.58 de	13.46 G	20.40 J
1	10.02 a	19.96 d	11.93 GH	20.40 JK
10	10.02 ab	18.84 de	16.10 GH	25.06 JK
100	9.74 ab	19.78 de	17.10 GH	25.96 JK
1,000	5.72 c	17.26 f	9.16 I	22.30 L
	鹿港坩質壤土			
0	8.16 ab	16.42 de	12.63 G	24.86 J
1	10.16 a	21.20 d	12.26 GH	28.26 JK
10	8.14 ab	14.84 de	8.10 GH	25.56 JK
100	7.64 ab	13.50 de	8.63 GH	28.06 JK
1,000	6.00 c	14.78 f	5.46 I	20.40 L

資料來源：參考文獻 (1)。* 5株苗平均值。** 同一行中相同字母者為5% 水準無顯著差異 (Duncan's multiple-range test)。

殺草劑愛速隆(Isouron) 在水稻幼苗中之吸收與代謝之研究顯示殺草劑愛速隆在 0.1 ppm 濃度之水耕溶液中即可被水稻植株吸收而抑制水稻幼苗之生長 (表二)，由放射活性追蹤顯示愛速隆被水稻根部吸收後很快的運送到莖鞘部 (表三)，而在水稻幼苗中愛速隆可被代謝成八種以上之代謝物。⁽²⁾ 愛速隆在甘蔗植株中之吸收與運送之研究顯示殺草劑愛速隆在甘蔗生長早期被植株吸收之速率比其後期快很多，以放射活性追蹤實驗顯示，在二週後由根部吸收者有 80% 之放射活性轉移到葉部，4-7 週時植株中之放射活性達到最高。在施用早期愛速隆多存在甘蔗植株之幼葉，但在七週以後則移至老葉 (表四)。⁽³⁾

【表二】除草劑愛速隆對台農67號水稻幼苗生長之影響 (移植至含不同濃度愛速隆之營養溶液10天後)

愛速隆濃度 (mg/l)	長度 (cm)		鮮重 (mg)	
	莖	根	莖	根
control	13.61a	7.85c	73.88d	70.04h
0.10	12.83a	7.05c	55.51e	52.99i
0.25	11.19b	6.75c	41.63fg	52.68i
0.50	11.82b	7.05c	46.37f	55.72i
1.00	11.73b	7.46c	40.16g	54.04i
2.00	11.51b	7.09c	42.05fg	54.37i

資料來源：參考文獻 (2)。五株幼苗三重複之平均。同一行中相同字母者為5% 水準無顯著差異 (Duncan's multiple-range test)。

【表三】以具放射活性之殺草劑愛速隆追蹤其在水稻幼苗中之移動與分佈

培育時間 (小時)	放射活性					
	全株		莖部比活性		根部比活性	
	總活性 (dpm)	比活性 (dpm/mg)	(dpm/mg)	(%)	(dpm/mg)	(%)
1	8012	164	300	91.2	29	8.8
6	8828	276	570	82.6	80	17.4
24	11197	366	657	72.7	167	27.3
72	12600	403	721	65.8	218	34.2
168	20597	472	679	60.4	323	39.6

比活性為單位重量植體中之放射活性量。資料來源：參考文獻 (2)。

【表四】以有效活性之殺草劑愛速隆探討其在甘蔗植株中之分佈

處理後 日數	在各部位之比活性 (cpm/每克乾物重) (括號內為占百分率)				
	葉部	葉鞘	莖部	根部	全株
1天	826 (31.7)	1,097 (33.2)	1,060 (8.7)	870 (26.4)	926 (100)
3天	4,946 (50.1)	2,744 (12.8)	4,140 (5.4)	4,207 (31.7)	4,231 (100)
1週	9,571 (63.5)	6,596 (18.8)	5,838 (4.9)	6,384 (12.8)	8,112 (100)
2週	20,619 (83.5)	9,267 (7.3)	7,157 (1.9)	11,382 (7.3)	17,418 (100)
4週	48,675 (84.8)	19,218 (5.3)	10,728 (1.9)	10,132 (7.9)	33,839 (100)
7週	54,645 (86.4)	25,469 (7.7)	12,093 (2.4)	9,575 (3.5)	41,273 (100)
16週	5,745*(87.2)	—	1,723 (3.4)	2,887 (9.4)	4,751 (100)
25週	2,425**(87.6)	—	574 (8.5)	2,143 (3.9)	1,894 (100)

資料來源：參考文獻 (3)。

殺草劑丁基拉草(Butachlor) 對水稻與水稗之氮素同化作用之研究顯示當發育至五葉齡之早期萌後處理，則殺草劑丁基拉草對水稻與水稗的胺基酸與蛋白質合成均有抑制作用。此種抑制作用主要係因丁基拉草對硝酸還原酵素(Nitrate reductase) 活性之抑制，而不是對麩胺酸去氫酵素(Glutamic acid dehydrogenase) 之抑制。因此丁基拉草對水稻與水稗的選擇性，可因施用期延後而降低，丁基拉草之活性強度也會受到抑制。丁基拉草對水稻與水稗的選擇性須在萌芽早期處理才能顯現。(4)

殺草劑嘉磷塞(Glyphosate) 對水稻發芽及幼苗生長之影響顯示嘉磷塞在 50 ppm 以下濃度時不會影響水稻種子之發芽，對在來種(台中3號)與蓬來種(台南5號)之品種間並無差異(表五)。但在水耕試驗中蓬來種水稻幼苗之生長在 1.0 ppm 即受到影響，而對根之生長則在 0.5 ppm 受到影響。對於在來種則分別在 2.5 ppm 與 1.0 ppm 之濃度時才受到影響(表六)。(5)

【表五】除草劑嘉磷塞對水稻種子發芽之影響

嘉磷塞濃度 (ppm)	發芽百分比		幼苗長度 * mm	
	台中 3 號	台南 5 號	台中 3 號	台南 5 號
	6 天	12 天		
0	95	98	39.0±4.7(100)	23.2±1.4(100)
10	94	95	39.6±0.3(102)	20.1±1.5(87)
15	90	99	37.3±3.1(96)	13.1±0.5(56)
20	86	96	29.0±1.0(74)	11.5±0.5(50)
25	87	92	24.1±0.7(62)	10.9±1.0(47)
30	85	96	20.0±0.7(51)	9.0±0.2(39)
50	91	96	17.6±0.5(45)	6.7±0.1(29)

資料來源：參考文獻 (5)。本實驗為二重複平均。* 25株平均。

【表六】水稻幼苗移植至含不同濃度嘉磷塞之營養液中10天之生長

嘉磷塞 濃度 ppm	台中3號		台南5號	
	莖	根	莖	根
	長度 mm		長度 mm	
0	29.5±0.1 (100)	14.0±0.1 (100)	28.6±0.2 (100)	14.9±0.6 (100)
0.5	29.5±0.5 (100)	14.6±0.4 (104)	29.4±0.4 (103)	13.3±0.5 (89)
1.0	28.5±1.5 (97)	13.5±1.0 (96)	27.0±0.5 (94)	11.8±0.4 (79)
2.5	27.5±1.5 (93)	11.3±0.3 (81)	28.3±1.8 (99)	10.8±0.4 (72)
5.0	24.0±0.5 (83)	7.5±0.1 (54)	20.8±1.6 (73)	11.1±0.1 (74)
10.0	19.1±3.6 (65)	9.9±0.7 (71)	17.9±1.2 (63)	10.0±0.2 (67)

資料來源：參考文獻 (5)。括號為相對長度 (0 ppm = 100)

在生長布袋蓮的水池中，加入除草劑2,4-D或嘉磷塞，則除草劑被布袋蓮吸收，其一部分由根部被傳送至葉部及莖部，其於植株分佈如表七。因為嘉磷塞對日光敏感，故大部分嘉磷塞在三天內均已消失，但吸收在布袋蓮內之嘉磷塞仍存在達14天，在0.01ppm濃度之2,4-D及嘉磷塞被水中之布袋蓮吸收量，其相對濃度高於在0.001ppm濃度之10倍以上(表七)。(6)

【表七】在 0.01 及 0.001 ppm 濃度之 2,4-D 或嘉磷塞中培育之布袋蓮體內放射活性之分佈

培育時間 (天)	0.01 ppm			0.001 ppm		
	水中 dpm/ml	葉部+莖部 x100 dpm/g	根部	水中 dpm/ml	葉部+莖部 x100 dpm/g	根部
2,4-D						
0	1430	0	0	1455	0	0
0.5	1419	41	138	1424	24	102
1	1344	58	100	1414	39	87
2	1394	30	114	1410	38	77
3	1289	35	99	1224	36	85
5	1300	39	89	1316	40	80
7	1203	46	75	1244	42	71
14	1175	35	47	1251	31	52
Glyphosate						
0	906	0	0	814	0	0
0.5	280	62	191	298	35	144
1	157	65	63	154	37	48
2	56	44	87	43	42	72
3	0	50	79	0	43	53
5	0	52	63	0	41	49
7	0	49	58	0	40	45
14	0	44	53	0	35	40

資料來源：參考文獻 (6)。

殺草劑Naproanilide 在菸草植株中之吸收、傳導與代謝之研究，顯示Naproanilide 被菸草根部分吸收後，極易傳導至地上部（表八），此點可能為Naproanilide 在水稻與菸草植株間具有選擇性之原因之一。⁽⁷⁾

【表八】以具放射活性之Naproanilide 處理後七天與十四天，放射活性在菸草植株中之分佈

處理日數	放射活性 (dpm / mg, 乾重)		
	根部	莖部	葉部
7	4,843 (0.88%)	1,282 (0.24%)	911 (0.03%)
14	5,531 (1.71%)	5,857 (1.86%)	3,453 (2.32%)

資料來源：參考文獻 (7)。括號內之百分率表示占全部處理量之百分比。

農藥在土壤與水環境中之殘留

殺草劑 2,4-D、嘉磷塞及巴拉刈在河川水中之消失之研究以放射活性追蹤顯示殺草劑在河水中之消失依其濃度與河流不同而異。2,4-D 在本省四條河川（新店溪、立霧溪、二仁溪、大肚溪）水樣品中不論在高或低濃度下其消失速率之差異不大，但嘉磷塞在五十六天後，高濃度下均有一半放射活性消失，而在低濃度下除新店溪水中外僅有 11-22% 之放射活性保留於水中。而巴拉刈較安定，五十六天後在各河川中均約有 80% 保留在水中(表九)。⁽⁸⁾

【表九】除草劑 2,4-D、嘉磷塞和巴拉刈在河水中 56 天之殘留

河川	放射活性* 或 除草劑** 殘留 %				
	2,4-D*		嘉磷塞*		巴拉刈**
	100ppm	100ppb	100ppm	100ppb	100ppm
新店溪 (北部)	76.0	75.2	45.3	45.9	81.3
立霧溪 (東部)	81.1	88.7	47.6	10.8	83.1
二仁溪 (南部)	80.0	84.2	54.4	21.6	84.9
大肚溪 (中部)	77.5	85.5	38.4	15.2	81.2

資料來源：參考文獻 (8)。

殺草劑愛速隆在土壤中之分解符合第一階動力學反應。其分解速率與土壤水分與溫度之關係密切(表十)。⁽⁹⁾ 在殺菌土壤中之半衰期為五至七個月，而在不殺菌土壤中則僅約二個月(表十一)。⁽⁹⁾ 愛速隆在土壤中之代謝產物以放射活性追蹤實驗研究顯示殺草劑愛速隆在污水樣品中經過四個月礦化成為無機物逸出了約 30%，而在河水樣品中則僅 7% 礦化。但在河水樣品中有原來之 66% 之放射活性存在，顯示約有 25% 之放射活性已轉變為愛速隆之代謝產物，愛速隆在水中微生物分解之主要代謝產物為 3-(5-*tert*-butyl-3-isoxazolyl)-1-methylurea 和 3-Amino-5-*tert*-butyl-isoxazole。⁽¹⁰⁾

【表十】殺草劑愛速隆在不同溫度與水分含量下，在土壤中^{a)}之半衰期

溫度(°C)	水分(田間容 水量之%)	半衰期(天)		
		斗六砂質壤土	台中壤土	岸內坩質壤土
10	60	200	203	148
20	60	84	79	67
30	60	70	68	58
40	60	61	56	42
20	20	125	129	140
20	40	97	92	90
20	90	73	75	59
30	60	200 ^{b)}	208 ^{b)}	148 ^{b)}

a) 濃度為4 ppm。 b) 殺菌處理。資料來源：參考文獻(9)

【表十一】田間容水量 60% 之水分下，愛速隆在三種土壤中之半衰期(30°C)

愛速隆	半衰期		
	斗六砂質壤土	台中壤土	岸內坩質壤土
殺菌處理	200 天	208 天	148 天
不殺菌處理	70 天	68 天	58 天

資料來源：參考文獻(9)

殺草劑草滅淨在土壤中之分解，在全球各地以約定之方法做研究，結果顯示草滅淨之分解速率依其所在地理位置而定，在越向北方處（低溫少雨）其半衰期越長（達一百天），而在熱帶地方則很短（台灣為十四至二十四天）(表十二)。(11)

【表十二】殺草劑草滅淨(Simazine)在不同地點之半衰期

試驗地點	土壤性質			半衰期(天)
	有機碳(%)	土壤質地	pH	
Saskatchewan, 加拿大	4.00	黏土	7.7	101
Uppsala, 瑞典	3.60	黏土	6.5	88
Alberta, 加拿大	1.26	黏壤土	7.8	88
Ontario (I), 加拿大	0.52	砂土	5.2	63
Ontario (II), 加拿大	1.50	壤質砂土	5.6	63
Braunschweig, 德國	0.99	壤土	6.5	54
Wageningen, 荷蘭	2.38	砂土	5.6	51
Warwik, 英國	1.30	砂質黏壤土	6.6	46
Firenze, 義大利	0.98	砂質壤土	6.7	39
British Columbia, 加拿大	0.71	壤質砂土	7.5	38
Harpندن, 英國	1.75	黏壤土	7.5	37
Oxford, 英國	2.10	砂質壤土	5.8	31
Taichung, 中華民國(冬)	0.83	黏壤土	5.2	24
Maarn, 荷蘭	1.40	砂土	5.6	21
Taichung, 中華民國(夏)	0.83	黏壤土	5.2	18
Taipei, 中華民國	1.04	壤土	4.3	14

資料來源：參考文獻(11)。

研究殺草劑護谷(Nitrofen) 在不同溫度及水分含量之土壤中之及河水中之消失速率，結果顯示護谷在土壤或水域中經一個月後之殘留不

多，且因其在土壤中之移動性不大，故在本省之土壤與雨量條件下，以地下水污染潛能之數學模式評估，護谷似不致污染到地下水（表十三）。⁽¹²⁾ 三種氯酚化合物在環境中之消失及其對地下水污染亦被評估。氯酚化合物本身雖非為農藥，但卻為許多農藥之製造原料及使用後之代謝產物，因此探討其在本省土壤中之殘留及消失，並以地下水污染潛能之數學模式評估，在研究之實驗條件下，此類化合物有可能輕微的污染地下水（表十三）。⁽¹³⁾ 稻田水中三種殺草劑殘留量及其對鯉魚危險度評估之研究顯示水田殺草劑丁基拉草、殺丹(Thiobencarb)、與甲氧基護谷(Chlomethoxyfen)使用後，在本省北(宜蘭縣)、中(桃園縣)及南(雲林縣)三區水田中之含量不高，並以殺草劑對鯉魚之中間耐受限量(Medium tolerance limit, TLM)探討在灌排水中所殘留殺草劑對鯉魚之安全度與危險度(Danger level)。結果顯示，依本省推薦用量則此等殺草劑在水田排水中之殘留均在安全濃度範圍內，且對鯉魚之危險度很低（表十四）。⁽¹⁴⁾

【表十三】利用GWP數學模式評估除草劑護谷到達3公尺深及氯酚類化合物(到達10公尺深)之土層所需之傳輸時間及其殘留量百分比

農藥 或 化學品	入滲速率 (雨量)	鹿港坳質粘壤土		平鎮粘土	
		到達時間 (年)	殘留量 (%)	到達時間 (年)	殘留量 (%)
護谷	3公尺/年	490	0	22.5	0
	10公尺/年	147	0	6.7	0
2,4-二氯酚	1公尺/年	64.6	0	8.2	2.85
2,4,6-三氯酚	1公尺/年	161	0	88.5	0
五氯酚	1公尺/年	235	0	175	0

資料來源：參考文獻(12) 與 (13)。

【表十四】水稻生長期間之田水與排水中殘留除草劑丁基拉草對鯉魚之危(1988年)

地點	第一期作			第二期作		
	施藥後天數	田水	排水	施藥後天數	田水	排水
宜蘭	1	0.09	0.22	1	0	0.01
	5	0.01	0.02	4	0	0
	12	0	0.02	11	0	0.70
	21	0	0	20	0.01	0
	28	0	0	26	0.01	0
	35	0	0	42	0.01	0
	42	0	0			
桃園	5	0.10	0.09			
	12	0.05	0.03			
	21	0.01	0.01			
	28	0	0			
	35	0	0			
	42	0	0			
雲林	1	0.01	0	19	0	0
	5	0	0	24	0	0
	12	0	0	31	0	0.01
	21	0	0	39	0	0
	28	0	0	45	0.08	0
	35	0	0	54	0.01	-
	42	0	0			

危險度：丁基拉草在水中之殘留量,ppm / 鯉魚之TLm值,ppm。

危險度 > 1 有毒；危險度 = 1 注意；危險度 < 1 安全。

資料來源：參考文獻(14)。

農藥在水生生物體內之累積與釋放

殺草劑丁基拉草、殺丹及甲氧基護谷在鯉魚、吳郭魚、泥鰍、草魚、鰻魚、大頭鰱、文蛤及長臂大蝦體內之累積試驗顯示，除了長臂大蝦體內累積之濃度為周圍水域中濃度之百分之一外，其餘各種生物均在體內累積達到周圍水域中濃度之數拾倍到數百倍（表十五）。生物體內累積量依化合物種類及周圍環境濃度而定。在周圍環境中之濃度不變時，生物體內濃度在三至七天內達最高，但將生物放回無污染之水域三至五天後，生物體內之殘留濃度急速減少（表十六）。⁽¹⁵⁾

【表十五】殺草劑丁基拉草、殺丹及甲氧基護谷在魚類、文蛤及蝦體中之累積最大量及生物濃縮倍數 (BCF)

生物	丁基拉草			殺丹			甲氧基護		
	環境 ¹⁾	體內 ²⁾	BCF ³⁾	環境 ¹⁾	體內 ²⁾	BCF ³⁾	環境 ¹⁾	體內 ²⁾	BCF ³⁾
鯉魚	18.0	195	10.8	37.2	2,160	58			
	9.0	51	5.7	18.6	718	39			
吳郭魚	10.0	24	2.4	20.0	487	24	30.0	3,180	106
	1.0	7	7.0	2.0	21	10			
泥鰍	10.0	28	2.8	20.0	613	31	30.0	4,660	155
	1.0	7	7.0	2.0	27	13.5			
草魚	2.5	143	57	15.0	124	8.3	5.0	475	95
	1.25	133	106	7.5	90	12.0	2.5	74	30
鰻魚	5.0	255	51	10.0	159	16	5.0	8,680	1,736
	2.5	198	79	5.0	92	18	2.5	11,770	4,708
大頭鰱	2.4	235	98	5.0	1,876	375	17.8	6,953	391
	0.4	88	220	1.4	1,223	874	2.0	2,217	1,109
文蛤	100.0	112	1.1	200.0	570	2.9	30.0	1,730	58
	10.0	60	6.0	20.0	145	7.3			
長臂大蝦	100.0	0.56	0.01	50.0	0.27	0.01	20.0	251	13
	10.0	0.30	0.03	5.0	0.03	0.01	2.0	26	13

資料來源：參考文獻(15)。

1)水中殺草劑濃度(μg/L)； 2)在生物體內最大濃度(μg/L)； 3)生物濃縮倍數 (BCF)。

【表十六】在魚類、文蛤及蝦體中之殺草劑丁基拉草、殺丹及甲氧基護谷之排除

水生生物種類	丁基拉草 (Butachlor)			殺丹 (Thiobencarb)			甲氧基護谷 (Chlomethoxyfen)		
	預飼 ¹⁾	0天 ²⁾	5天 ³⁾	預飼 ¹⁾	0天 ²⁾	5天 ³⁾	預飼 ¹⁾	0天 ²⁾	5天 ³⁾
	鯉魚	10.0	44	14.0	20.0	1,263	446		
	1.0	6.7	3.5	2.0	24	9.9			
吳郭魚	10.0	25	9.6	20.0	432	37	30.0	2,420	490
	1.0	6.6	3.8	2.0	20	4.1			
泥鰍	10.0	29	10.4	20.0	285	32	30.0	3,830	1,520
	1.0	7.0	4.4	2.0	13.5	3.7			
草魚	2.5	124	— ⁴⁾	15.0	88	—	5.0	475	127
	1.25	96	—	7.5	74	—	2.5	74	15
鰻魚	5.0	205	—	10.0	129	—	5.0	3,670	1,030
	2.5	171	—	5.0	92	—	2.5	2,760	490
大頭鱧	2.4	475	334	5.0	3,687	1,900	17.8	8,482	111
	0.4	247	219	1.4	1,721	1,160	2.0	2,278	72
文蛤	100.0	132	14.0	200.0	582	126	30.0	1,580	640
	10.0	62	10.3	20.0	130	19	20.0	227	49
長臂大蝦	100.0	0.1	—	50.0	—	—	2.0	21	4.0
	10.0	0.1	—	5.0	—	—			

資料來源：參考文獻(15)。

1)預先飼養3天之水中殺草劑濃度；2)移至無污染之水域0天後殺草劑在魚體內濃度；3)移至無污染之水域5天後殺草劑在魚體內濃度；4) < 0.01 ug / L。

殺草劑 2,4-D 與嘉磷塞在魚類及布袋蓮體中累積之研究，以放射活性2,4-D 和嘉磷塞追蹤在鯉魚與吳郭魚和水生雜草布袋蓮體內之累積顯示，2,4-D 加入十四天後，在水中仍保留原來之 83% (濃度 0.5 ppm) 及 91% (濃度 0.05 ppm) 之放射活性，但嘉磷塞則僅殘留 17.2% (濃度 0.05 ppm)之放射活性。殺草劑在魚體內之累積濃度在第

二至第七天並無顯著差異。雖然在水中照射日光，嘉磷塞在三天內完全消失，但在布袋蓮植體中之放射活性仍保留至十四天。⁽⁶⁾ 殺草劑嘉磷塞施用於水池及灌溉渠道後，在有布袋蓮生長及沒有生長之水體中之殘留亦被探討。在水池及渠道上以推薦量嘉磷塞防治布袋蓮後立即採集水體分析，則殘留量少於 1 ppm。嘉磷塞很快的自水體環境中消失，在處理後一天在水池中殘留少於最高濃度時之 22%，故嘉磷塞是很好的殺草劑用來在水體環境中防治布袋蓮。⁽¹⁶⁾

農藥在生態系中之傳輸

以放射活性追蹤殺草劑 Naproanilide 在水稻模擬生態系統中之分布及代謝命運。經二十三天之試驗，有原來放射活性之 78.1、7.8 及 1.5% 分別存在於砂、水及生物體中 (表十七)⁽¹⁷⁾。 Naproanilide 在模擬生態之各成員生物中之生態加成值 (Ecological magnification, EM) 遠小於持久性之有機氯化烴殺虫劑，而生物分解指數 (Biodegradability index, BI) 則遠大於該等殺虫劑，就環境生態之觀點， Naproanilide 似乎是易分解的。研究中檢出九種代謝物，其中七種已被鑑定而另二種為未知代謝物。⁽¹⁷⁾

以模擬生態系 (Model ecosystem) 來探討農藥在生態系中各成員體中之量可評估各種農藥對各種生物之影響。EM 值及 BI 值之定義如下：

$$\text{EM} = \frac{\text{農藥在生物體中之濃度, ppm}}{\text{農藥在水中之濃度, ppm}}$$

$$\text{BI} = \frac{\text{生物中極性物質之濃度, ppm}}{\text{生物中非極性物質之濃度, ppm}}$$

當EM之數值高時表示此農藥之生物濃縮性很高，當BI之值越大時，表示該農藥在該生物中之生物濃縮之可能性越小。

【表十七】以放射活性追蹤除草劑 Naproanilide 在水稻模擬生態系統各成員中之分布。

成員	鮮重 (g)	總活性 (dpm)	占施用比率 (%)	比活性 (dpm/g)	EM 值
生物			1.5		
水稻	6.86	16523	0.258	2407	-
褐飛蟲	0.1958	145	0.003	741	-
狼蛛	0.3165	500	0.008	1580	-
小稻蝗	0.9918	923	0.014	932	-
水藻	15.68	28587	0.447	1822	36.5
浮萍	8.39	11224	0.175	1337	26.7
水蚤	0.2858	t	-	-	-
蚊幼蟲	0.2178	158	0.003	725	-
田螺	4.49	17338	0.271	3858	96.5
大肚魚	2.64	19433	0.304	7353	147.0 ^{b)}
水 (總 10 L)	500.0	25000	7.8	50	1.0
砂土 (總 10 kg)	500.0	250000	78.1	500	-

t: 微量 (<50 dpm)。對大肚魚之EM值：p,p'-DDT 88273; aldrin 4495; dieldrin 1900; r-BHC 1475。資料來源：參考文獻(17)。

農藥使用於無形——基因改良作物的發展

由於農藥的施用而消滅害蟲、病菌及雜草並保護了作物、提高作物產量，人類在得到成果時，卻仍然不能去除農藥污染，經由各種途徑對人畜為害及在作物中殘留的夢魘。因此極思改良化學農藥，縮短

其在環境及作物中之殘留，將其逐漸發展為生物農藥或其他非化學品手段，以減少化學農藥之使用量，也一路朝此方向邁進。在戰戰兢兢的使用農藥的心境中，終於皇天不負苦心人，人類的腦袋不愧為萬物之靈，一種無形的農藥終於誕生了——基因改良作物。這不是農藥，卻可效果百分百的保護作物。目前發展出來並已商品化的包括將殺蟲基因殖入作物種子，種子發芽長大後，全株上下均有殺蟲劑功能(昆蟲有毒基因)的抗蟲基因改造玉米、抗蟲基因改造棉花等；另一類為將耐除草劑基因殖入種子，種子發芽長大後，植株具有耐高濃度除草劑之特性，因此可在田間施用高濃度除草劑，雜草全死亡而作物有耐性而不死，例如耐嘉磷塞基因改造黃豆，耐嘉磷塞基因改造玉米、棉花、油菜及耐固殺草基因改造玉米。有些是將殺蟲基因及耐除草劑基因一起殖入同一種子，而使該作物具有殺蟲及耐除草劑雙重功能。由於生物技術的蓬勃發展，許多基因改造的作物產品將陸續出現。基因改造食品安全性評估方法日形重要。

結 論

有關農藥污染對作物的影響之綜合結論如下：

(一)不論是植物或動物都有吸收或攝入環境中毒性物質的機能，進入體內之量受該環境中毒物濃度之影響，在一定環境濃度下各生物均在短期間內在體內累積達到最高濃度，即使被持續保持在該毒物環境中亦不致再提高其體內濃度(除非提高環境中毒物之濃度)，但一離開毒物環境則體內毒物被迅速分解或排泄。例如除草劑愛速隆的存在抑制水稻幼苗植株莖部生長之長度與鮮重，對莖部之影響較大，根部之影響較小，其原因為作物一開始接觸農藥，根部所吸收者絕大部分(>90%)移至莖部，六小時以後在莖部達一定濃度，此後所吸收者才會保留於根部，但由於植物體不斷長大，故吸收之愛速隆仍陸續向上移

入莖部，但在體內僅可達到一定的最高濃度。若在四小時移出毒物環境，則在幼苗全株中當天已代謝 30%左右，至第七天則只剩一半。類似結果亦表現於農藥在魚蝦類體內之累積與釋放之研究。

(二)在植物體內因僅有代謝作用，故毒物在植物體內之殘留較不易消失，動物由於兼有排泄與代謝之作用，而能很快的清除毒物。例如水生生物對於水中農藥之累積在 3-5 天內達最高濃度，將其移至清水，則體內濃度迅速減少，許多在 3-5 天內就沒有可檢出之殘留量，此因動物有排泄作用，在植物體內則只能代謝或移至老葉。至於農業藥劑在整個農業生態環境之變遷，由於不同的化學品對不同的生物間之生物分解指數各異，而殘存於水土被生物吸收者以及由食物鏈而被傳送者在各種生物體中亦有不同之代謝產物，例如愛速隆在水稻幼苗中、土壤中與水中可能涉及之代謝途徑不盡相同而產生不同之代謝產物。

(三)微生物影響農藥在環境中之命運甚大。在水中與在土壤中之微生物均可分解代謝農藥。但微生物的作用係進行礦化作用 (Mineralization) 或併代謝作用 (Co-metablism) 對生態環境有影響，前者分解成無毒之二氧化碳，可供綠色植物進行光合作用，促使環境生態系統之循環，而後者代謝後成為未知毒性的有機產物。例如殺草劑 Monuron 在 0.01 ppm 之低濃度下於污水中可進行礦化作用及併代謝作用，而在較高之 10 ppm 濃度下則僅可以進行併代謝作用。又殺草劑 IPC 在污水中兩種作用均可進行，但在湖水中則在高濃度下僅進行併代謝作用，而在低濃度下可同時進行二種作用。

(四)累積及清除之快慢受生物體內脂肪含量之多少影響很大。一般認為由於食物鏈及生物濃縮之關係，脂溶性化合物之生物濃縮係數 (Bioconcentration factor, BCF) 很大，在許多國外研究報告中 DDT 在海鷗或海豚中可累積達八十萬至一百萬倍。又研究顯示長臂大蝦在含殺草劑丁基拉草及殺丹之水中，不但未濃縮水中農藥，反而在體內累積之農藥僅為環境中之百分之一 (0.01 倍) 濃度。追其原因可能係

長臂大蝦體內脂肪含量較一般魚類為少，或可能在長臂大蝦體內有特殊之解毒酵素。

(五)為了減少農藥對作物的衝擊，利用生物科技的發展已進入基因的層級，將對害蟲有毒的基因殖入作物細胞中可以得到省時、省力、省錢的殺蟲效果，但將人類攝食數千年的作物品種加入一些外來而對害蟲有毒的基因，若人類終其一生長期食用，其安全性評估恐怕是更重要的事。

引用文獻

1. Wang, Y. S., F. H. Law, Y. C. Wang, and Y. L. Chen. 1993. Effects of paraquat on soil properties and on the growth of rice and corn seedlings. Proc. Natl. Sci. Counc. ROC (B) 17:116-121.
2. Wang, Y. S., C. C. Jaw, and Y. L. Chen. 1992. Uptake and metabolism of isouron in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings. Biol. Fertil. soils 14:1-4.
3. Chen, Y. L., T. C. Wu, H. H. Yeh, and Y. S. Wang. 1983. Uptake and translocation of isouron in sugarcane plant. J. Pesticide Sci. 8:607-611.
4. Lo, C. C., Y. S. Wang, and Y. L. Chen. 1985. Effects of butachlor on nitrogen assimilation in rice and barnyardgrass. 中華民國雜草學會會刊 6(1):1-8.
5. Chen, Y. L., H. C. Chiang, L. Q. Wu, and Y. S. Wang. 1985. Effects of glyphosate on germination and seedling growth of rice. Weed Research (Japan) 30:219-223.
6. Wang, Y. S., C. G. Jaw, and Y. L. Chen. 1994. Accumulation of 2,4-D and glyphosate in fish and water hyacinth. Water, Air, and Soil

- Pollution 74:397-403.
7. Wang, Y. S., K. L. Hwang, and Y. L. Chen. 1994. Absorption, translocation and metabolism of the herbicide naproanilide in tobacco. *Pestic. Sci.* 42:53-58.
 8. Wang, Y. S., J. H. Yen, Y. N. Hsieh, and Y. L. Chen. 1994. Dissipation of 2,4-D, glyphosate and paraquat in river water. *Water, Air, and Soil Pollution* 72:1-7.
 9. Wu, T. C., Y. S. Wang, and Y. L. Chen. 1991. Degradation of isouron in three upland soils in Taiwan. *J. Pesticide Sci.* 16:195-200.
 10. Wang, Y. S., H. S. Tsai, Y. H. Su, and Y. L. Chen. 1991. Mineralization and metabolism of the herbicide isouron in aqueous environment. *J. Pesticide Sci.* 16:19-25.
 11. Chen, Y. L., J. R. Duh, and Y. S. Wang. 1983. The influence of climate and soil properties on the degradation of simazine in soils in Taiwan. *Proc. Natl. Sci. Counc. ROC(A)* 7:36-41.
 12. 陳信偉、謝亞寧、王一雄，1993. 除草劑護谷在環境中之消失與移動及其對地下水污染性評估。 *中國農業化學會誌* 30:18-27
 13. 張碧芬、鄭興、袁紹英、王一雄，1993. 三種氯酚化合物在環境中之消失及其對地下水污染之評估。 *中國環境工程學刊* 3:209-215
 14. 王一雄、鄭昌奇、劉玉雪、江漢全，1991. 稻田水中三種除草劑殘留量及其對鯉魚危險度評估。 *中國農業化學會誌* 29:195-202
 15. Wang, Y. S., C. G. Jaw, H. C. Tang, T. S. Lin, and Y. L. Chen. 1992. Accumulation and release of herbicides butachlor, thiobencarb, and chlomethoxyfen by fish, clam, and shrimp. *Bull. Environ. Cotam. Toxicol.* 48:474-480.
 16. Chen, Y. L., J. C. Chiang, L. Q. Wu, and Y. S. Wang. 1989.

Residues of glyphosate in an aquatic environment after control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Weed Research (Japan)* 34(2):117-122.

17. Wang, Y. S., K. L. Hwang, Y. N. Hsieh, and Y. L. Chen. 1992. Fate of the herbicide naproanilide in a rice paddy model ecosystem. *J. Pesticide Sci.* 17:161-167.