

表5) 農薬の鉛直浸透試験の一例(日植防研究所(1993)⁶⁾)

農薬名 処理内容	深度	処理後経過日数					
		土壤中農薬濃度 (ppm)					
D-D		3	7	14	30	45	62
牛久		ガス抜前/後					
裸地	0-15cm	14.20	12.80 / 10.50	1.410	0.606	0.461	0.466
40L/10a	20-30cm	3.260	1.760/ 3.220	0.688	0.310	0.190	0.244
1回	35-45cm	0.182	0.674/ 0.630	0.554	0.048	0.018	0.030
ビニル被覆	50-60cm	0.040	0.670/ 0.163	0.075	0.011	0.010	0.010
高知	0-15cm	16.90	12.60 / 14.80	11.60	6.640	2.780	2.230
処理同上	20-30cm	9.920	12.50 / 15.20	10.00	8.170	7.500	4.690
	35-45cm	0.970	1.440/ 1.680	1.660	2.200	1.230	1.240
	50-60cm	0.846	0.666/ 0.398	1.040	1.060	0.656	0.924
シマジンWP		0	7	14	30	61	
牛久	0-15cm	0.282	0.354	0.258	0.252	0.181	
小麦	20-30cm	0.006	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	
100L/10a	35-45cm	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	
1回	50-60cm	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	
高知	0-15cm	0	8	14	30	61	
処理同上	0-15cm	0.433	0.202	0.196	0.107	0.076	
	20-30cm	0.120	0.004	0.014	<0.003	0.003	
	35-45cm	0.040	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	
	50-60cm	0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	
ハンチカーブEC		0	8	14	30		
高知	0-15cm	6.02	2.09	3.15	0.35		
裸地	20-30cm	0.38	0.12	0.05	<0.02		
1L/10a	35-45cm	0.21	0.05	0.11	0.05		
1回	50-60cm	0.54	<0.02	0.02	<0.02		
フラムWP		0	7	14	30		
牛久	0-15cm	7.838	14.858	8.598	6.458		
芝地	20-30cm	0.040	0.034	0.009	<0.006		
4g/L/m ²	35-45cm	0.020	<0.006	0.135	<0.006		
3回散布	50-60cm	0.033	<0.006	0.095	<0.006		

注) 11-12月の低温期の試験である。牛久は火山灰土壌、高知は鉍質土壌である。処理量はいずれも製剤ベース (D-D:92%, シマジン:50%, ハンチカーブ:50%, フラム:80%)。濃度は乾土当たりの計算値。D-DはE体Zと体の合計値。フラムでは処理前の土壌での検出値を差し引いて表示した。D-D/高知では被覆時に多量の降雨があり、またガス抜き時にロータリー耕耘しており、結果に影響したと思われる。

供試農薬の物性

	水溶解度	Koc	土壌中半減期
D-D	2 g/L (20C)		6- 17day
シマジン	6.2mg/L(pH7, 20C)	103-277	27-102day
ハンチカーブ	30 mg/L(20C)	3170	2-3 week
フラム	18 mg/L(室温)		0.5day

出典) The Pesticide Manual, 11th Edition(1997)

水田では湛水の影響によって比較的浅い土壌層では浸透が容易と思われるが、不透水層が形成されているため、深部に浸透する割合は少ないのではないと思われる。

農薬の地下浸透を調査する手段はいくつか考案されているが、大別すると浸透水を採取

する方法と農薬の地中移動を調べる方法があり、それぞれ一長一短がある。

前者では、地中に埋設するタイプのパンライシメータ、キャピラリライシメータがあり、これらは圃場で利用できる可能性がある⁷⁾。実験的にはいわゆるライシメータを用いる方法がある。欧州で推奨されているモノリスライシメータは圃場から土壌の固まりをそっくり掘抜いてライシメータとして使う方法であるが、浸透水ばかりでなく、深度別に土壌中での挙動も調べる模様である。農業用井戸水の調査はモニタリング手段として有効であるが、井戸自体が不完全であったり、調査区域の地下水を反映しない場合もあると聞くので注意を要しよう。

後者の方法としてよく知られているのは、長さ1mほどの採土管を用いて定期的に土壌を採取し、層別に経時的に土壌中農薬量を調査するものである。この方法は土壌中半減期に関する情報のほか、野外条件下での移動性や分解性といった情報が得られるため、米国では地下水汚染の可能性を評価する必須試験として位置づけられている⁸⁾。

当協会研究所では、現在この試験から土壌水を採取して浸透水評価に応用する検討を行っており、良好な中間結果を得ている。

よく整備された圃場では、暗渠排水機能が備わっている場合がある。暗渠は通常比較的浅い地点に設置されるため、浸透水とともに溶脱した農薬がこれによって排水される可能性もある。こうした暗渠排水の行き先は一般に河川等の地表水であることが多いことから、ある程度の深さまで地下浸透した農薬が暗渠によって地表水として排出される場合があると推測される。

4. ゴルフ場での農薬の地表流出と地下浸透

ゴルフ場は一般に優れた排水機構を有しており、暗渠によりグリーンやフェアウェイから直接調整池に排水できる仕組みが多く取り入れられている。このため散布された農薬は、降雨に伴う表流水のほか、暗渠による浸透水の排水、及び一部はより深部に地下浸透、といった経路で移動する可能性が考えられる。すなわち、地下浸透のかなりの部分が地表流出として排出される点が特徴的といえる。

これまでの研究でも、表面排出と浸透排出が主たる流出になり、それらは降雨に伴って発生することが明らかにされている⁹⁾。また、これらの流出濃度は農薬の水溶解度と高い相関があり、畑地の場合と同様に散布直後の流出が最も濃度が高いとされている^{9,10)}。この点について、ゴルフ場の表流水は畑地と異なりSSの含有率が低くなると考えられるため、農薬の物性を反映しやすくなるのではないかと思われる。

表流水も暗渠排水もその到達先は場内の調整池である場合が多いが、調整池に流入した農薬はそこで一旦滞留したのちに排水として公共用水域に放出される。

表6に調整池と排水口での農薬濃度の調査結果を、表7に排水口での指針値超過状況を示す。

これらのことから、ゴルフ場内では降雨があると表流水と浸透排水によって農薬の流出が生じ、散布に近接した降雨があるとその割合は大きくなるが、流出した農薬は調整池等を経由し場外へ流出するまでの間に減衰し、一般に排水口での農薬濃度は指針値に比べと

くに問題がないレベルになっていると考えることができる。

表6) ゴルフ場の調整池と排水口での農薬の調査事例

農薬名	最高濃度(mg/l)		(指針値)	備考
	調整池	排水口		
シメジン	0.0097	0.0058	(0.03)	1990, 千葉
	0.020	0.016	(0.03)	1990, 神奈川
プロピザミド	0.016	0.0065	(0.08)	1990, 千葉
	0.024	0.030	(0.08)	1990, 神奈川
イソプロチオン	0.015	0.0046	(0.4)	1990, 千葉
	0.033	0.0008	(0.4)	1990, 神奈川
フルトラニル	0.032	0.0092	(2)	1990, 千葉
	0.027	0.0047	(2)	1990, 神奈川
アトラジン	0.0031	0.0005		1990, 千葉
タイアジノン	0.0017	0.017	(0.05)	1990, 千葉
	0.0034	0.00051	(0.05)	1990, 神奈川
イキサチオン	0.00001	0.00003	(0.08)	1990, 神奈川
イソフェホス	0.00001	0.00004	(0.01)	1990, 神奈川
ケルビリホス	0.000004	0.00090	(0.04)	1990, 神奈川
フェニロチオン	0.00002	0.0001	(0.1)	1990, 神奈川
キャブタン	0.0004	0.0005	(3)	1990, 神奈川
クロタロニル	0.00008	0.00012	(0.4)	1990, 神奈川
トルクロホスメチル	0.0027	0.0010	(0.8)	1990, 神奈川
ベンフルリン	0.0002	0.0001	(0.8)	1990, 神奈川
イプロシオン	0.004	0.003	(3)	1991, 長崎
アシュラム	0.014	0.002	(2)	1991, 長崎
トリクロホス	0.0001	0.0141	(0.3)	1990, 宮崎
DDVP	0.0107	0.0186		1990, 宮崎
イソプロチオン	0.0003	0.0070	(0.4)	1991, 宮崎
テルブカルブ	0.0081	0.0021	(0.2)	1990, 宮崎

注) 伏脇・浦野(1993)⁹⁾から調整池と排水口のデータが併記されているもののみ抜粋し改変。

表7) ゴルフ場排水の調査結果(環境庁公表)

調査年度	調査対象 ゴルフ場総数	調査対象 農薬数	総検体数	指針超過 検体数	超過率 (%)
H3	1,734	30	89,713	14	0.016
H4	1,783	30	110,701	7	0.006
H5	1,877	30	111,489	3	0.003
H6	1,898	30	106,895	1	0.0009
H7	1,937	30	108,563	1	0.0009
H8	1,984	30	102,846	1	0.001
H9	1,990	35	120,774	5	0.0041

5. 公共用水域での農薬の検出実態

河川等における農薬の実態調査はこれまで数多く行われている。参考までにいくつかの

比較的大がかりな調査から畑作用農薬（ゴルフ場用途も含む）の調査データを表8にまとめたが、大づかみにみると畑作用農薬の検出レベルは全体に低く、検出されないか基準値を大きく下回る場合がほとんどである。また、参考として地下水からの検出状況を表9に示す。

表8) 公共用水域での畑作用農薬の検出実態

単位：ppb

農薬名	水質基準 (ppb)	調査事例1		調査事例2		調査事例3		調査事例4			
		年度	検出数 /調査数	最高濃度	検出数 /調査数	最高濃度	検出数 /調査数	濃度範囲	A川平均濃度		E川平均濃度
									6月	6月	
フェニトチオン	3(監)	S58	0/30	ND	50/269	3.32	34/68	0.004-0.026	0.0067	0.068	0.134
マリン	10(公)	H5	0/51	ND	(ND)		2/68	0.015-0.026			
DDVP	10(監)	S58	0/30	ND	12/220	0.66	40/68	0.003-0.13			
タ・イシ・ン	5(監)	S58	0/30	ND	65/277	0.72	49/68	0.002-0.78	0.0735	0.232	0.022
ケルビ・リホス	30(公)	S63	0/72	ND	4/185	2	18/68	0.007-0.20			
トルクロスメチル	200(公)				8/109	3.33	(ND)				
トリクロホソ	30(保)	H5	0/33	ND	(ND)		(ND)				
DBCP	1(WHO)	H1	0/66	ND							
アセフェート	(75)	H5	0/30	ND							
シメエート	(50)	H5	0/30	ND	(ND)		(ND)				
DMTP(メチタチオン)	(12.5)	H5	0/54	ND	1/16	0.06	2/68	0.013-0.036			
ホロン	(15)	H5	0/54	ND	12/220	0.66	40/68	0.003-0.13			
オキサミル	(75)	H4	0/33	ND							
メソミル	(75)	H4	0/33	ND	(ND)		(ND)				
DCIP		S59	0/24	ND							
BRP(サト)		S59	0/24	ND	(ND)		(ND)				
クロタニル	40(監)	H3	0/57	ND	3/141	0.66	(ND)				
チラム(TMTD)	6	S60	0/27	ND							
クロネフ	50(コ)				(ND)		6/68	0.003-0.024			
エクロメニール	4(コ)				(ND)		1/68	0.007			
プロシミン	(250)				(ND)		1/68	0.35			
トリアシメホソ	(75)				(ND)		1/68	0.035			
1,3-ジクロロプロパン 2		S59	0/21	ND							
PCNB	(17.5)	H3	0/57	ND	59/76	5.5	(ND)				
ケルビ・クリン		S54	0/24	ND							
臭化メチル		S51	0/60	ND							
シマジン	3	S58	0/57	ND	74/208	0.32	57/68	0.005-0.14	0.145	0.698	0.207
プロピサミト	8(監)				(ND)		4/68	0.006-0.021			
アトラジン	2(WHO)	H3	0/57	ND	(ND)		29/68	0.005-0.0067			
トリフルリン	20(WHO)	H6	0/30	ND	(ND)		(ND)				
ケリホサート	(375)	H5	0/33	ND							
メトラクロル					(ND)		(ND)		0.0025	0.0084	0.0008
DPA		S59	2/21	1	(ND)		(ND)				

注) 水質基準は、(公)：水質評価指針/公共用水域/評価指針値、(監)：水道水質基準/監視項目指針値、無印：水道水質基準/基準項目基準値、(保)：登録保留基準(水田の1/10倍として表示)、WHO：WHOの飲料水基準値、()つきの数値はADIからの推定値。

調査事例1：化学物質の環境調査結果(環境庁,S49-H7)¹¹⁾からまとめ。調査時期は9-11月である。

調査事例2：高木(1988-1991)による各水道事業体の調査結果のまとめ。高橋(1997)¹²⁾から引用。

調査事例3：琵琶湖・淀川での調査結果(1991)。高橋(1997)¹²⁾から引用。

調査事例4：高橋¹²⁾による調査結果。A河川は1991年6月。E河川は1990年の調査である。

これらのデータから畑地やゴルフ場からの流出がどの程度寄与しているのかを検討する場合、いくつか考慮しなければならない点がある。

まず、河川への農薬の曝露経路は地表流出のほかにドリフト、さらに一部は中間流出が関与すると考えられる。従って、単一の曝露経路の寄与率を推定することはなかなか困難である。詳しいデータはないが、ドリフトのほうが大きく関与する場合があるように思う。

つぎに、畑地からの地表流出は豪雨時に限られるが、そうしたタイミングでの調査が現実にはなかなか行われにくいことである。仮に実施されたとしても、河川水量は大幅に増水している点にも注意が必要である。

また、河川流域には水田、畑、果樹園、施設、ゴルフ場などが点在しており、農薬の使用場所と使用量の推定は実際には困難を伴う。このほか、調査が行われた時期も重要である。

これらのことを総合すると、既存のモニタリングデータから曝露経路ごとに汚染源を特定し、実態を把握することは実際にはなかなか難しい。しかし、複数の曝露経路の総体としてみた場合でも、畑地用農薬の検出実態や地表流出の発生頻度からみて、畑地からの地表流出がさほど大きく寄与しているとは考えにくい。

一般に、流域で広域に使用されている、主用途が水田である、空中散布が行われる、といった場合に水系からの農薬の検出頻度は高まる。しかし、我が国のモザイク的な土地利用の実態からみてそのような地区はむしろ限られている。そのため畑地に限って言えば、特定の農薬が年間降水量の多い大規模な傾斜畑作地帯で頻繁に使用されない限り、地表流出は問題になりにくいのではないかと思われる。ゴルフ場の場合は、前述した調査結果からみると現実的な問題はさほどないものと考えられ、今後も想定しにくいように思う。

表9) 地下水測定結果(環境庁まとめ)

	H8			H7	H6	H5
	総数 (本)	検出数 (本)	超過数 (本)	超過数 / 総数	超過数 / 総数	超過数 / 総数
1,3-ジクロロベンゼン	2572	6 (2)	0	0 / 2574	0 / 2359	0 / 908
チウラム	2405	0 (0)	0	0 / 2459	0 / 2307	0 / 892
シメジン	2380	5 (1)	0	0 / 2445	0 / 2284	0 / 892
チオベンカルブ	2377	0 (0)	0	0 / 2444	0 / 2287	0 / 892

出典) 平成8年度地下水質測定結果について(環境庁水質保全局, H9年12月)より地下水質評価基準が定められている4農薬化合物の概況調査を抜粋。検出数の()は検出数のうち飲用に供されているものを示す。

6. 事前予測評価について

地表流出や地下浸透の潜在的なリスクを事前に予測し評価することは重要な課題であるが、それを論ずるのは本稿の目的ではないので、ここではそのような評価を行おうとした場合の基本的な課題をいくつか指摘するにとどめる。

地表流出については、これまで述べたとおり、農薬の物性から単純に類推することはできない（但しゴルフ場農薬では可能性があるように思う）。仮に野外試験を行おうとした場合、自然の降雨、それも突発的な豪雨という極めて標準化しにくい要素をどのように取り扱うのが問題となる。しかも農薬散布から地表流出発生までの時間経過が結果に大きく影響する。つぎに、圃場からの流出を把握できたとしても、流入先の公共用水域での状態を推測（河川中予測濃度）しなくてはならないが、圃場と河川のスケール、河川水中での動態など、ここでも様々な要因がある。すなわち、評価系全体に多くの不確定要因が含まれることになる。そのため、一部の試験を限定した条件のもとで精緻に行っても、全体の評価の精度の向上にはつながりにくいように思われる。

特定の分野では、こうした複雑な環境要因をも考慮した予測モデルが検討されている模様であるが、一方、米国のように簡単な環境モデルを用いて評価を始めていく方法もある。

いずれにしても、河川中のモニタリングデータ等との比較検討によって予測結果が著しくかけはなれないようにしなくてはならないが、畑作用農薬では利用可能なデータがさほど多くないように思われる。

一方地下水影響については、まず農薬が地中深くに移動し存在しつづける可能性を検討し、懸念がある場合には浸透水を実験的に精査するような進め方が考えられる。前者の検討には、野外での土壤中消失試験が積極的に利用できるものと思う。

7. 謝 辞

本稿のうち、アメダスデータの解析には当協会桜井昭寿主査に、公共用水域での実態調査については当協会研究所竹田 勇調査役の協力をいただいた。また、当協会研究所スタッフには各種助言をいただいた。ここに記して感謝申し上げる。

8. 引用文献

- 1) 農林水産省農蚕園芸局農産課：わが国の耕地に於ける水蝕と風蝕，(1979)
- 2) 上村春美・五十嵐正次・渋谷勤治郎：斜面ライシメーターにおける水収支の研究，農業土木試験場技報 A9,1-17,(1973)
- 3) Gitte Felding et al.: Surface Run-off Pesticides from Farmland to Streams and Lakes, Pesticides Research No.29, Danish Environmental Protection Agency, (1997)
- 4) 環境庁水質保全局土壌農薬課：平成6～9年度農薬残留対策調査試験成績（未定稿）
- 5) 井上隆信・海老瀬潜一：水田からの農薬流出の定量評価，農業環境科学研究, 4, 13-25, (1996)
- 6) 環境庁水質保全局土壌農薬課：平成5年度農薬残留対策調査試験成績（未定稿）
- 7) 山本幸洋・金子文宣・尾崎保夫・高橋 強：砂質露地畑における農薬鉛直浸透量のキャピラリライシメータ法とパンライシメータ法による測定と比較，平成9年度日本農薬学会第22回大会講要, 98, (1997)
- 8) US EPA: Standard Evaluation Procedures/Terrestrial Field Dissipation, (1990)
- 9) 伏脇裕一・浦野紘平：ゴルフ場農薬による環境汚染の現状と今後の動向，用水と廃水 35, No. 9, 39-51, (1993)
- 10) Y. Odanaka et al: Runoff and Leaching of Pesticides in Golf Course, J. Pesticide Sci. 19, 1-10, (1994)
- 11) 環境庁：化学物質の環境調査結果, (1996)
- 12) 高橋保雄：水道原水及び水道水中の残留農薬について，1997年度東京理科大学分析化学セミナー講要, 39-59, (1997)