

II-608 水田施用農薬の懸濁態成分の河川流出特性

国立環境研究所 水士圏環境部 正員 井上 隆信
国立環境研究所 水士圏環境部 正員 海老瀬潜一

1. はじめに

水域における環境問題として、富栄養化に加えて微量化学物質による健康影響や生態影響が取り上げられている。我が国で多量に用いられている化学物質の一つとして農薬があり、その半数以上が水田で使用されている。この水田施用農薬の河川流出に関して研究を進めており、水田施用直後の降雨時に多量に流出すること等を明らかにしてきた。降雨時には、懸濁物質も河川に多量に流出しているため、底質への残留性、生態系への影響等の点から懸濁態としての農薬の流出も重要と考えられる。ここでは、降雨時流出を中心として、水田施用農薬の懸濁態成分の河川流出特性について検討を行った結果を報告する。

2. 調査・分析概要

調査は、茨城県の霞ヶ浦流入河川である恋瀬川およびその支川の6地点で、1991年から3年間水稻移植後に高頻度で実施した。懸濁態農薬の分析は、1991年（4/27～6/26）と1992年（4/17～6/30）に実施した。また、除草剤散布後の最初の降雨に対して、降雨時調査をSt.3（流域面積18.2km²、水田面積1.66km²）において実施した。農薬の使用量調査の結果、除草剤はMefenacet・Pyrazolate・Esprocarb・Butachlor、殺虫剤はMPP・MEP・BPMC、殺菌剤はIBPの使用量が多かった。このうちMEP是水田以外での使用量が多い。

試水は褐色ガラス瓶に採水して氷冷して実験室に持ち帰り、あらかじめアセトンで洗浄しておいたガラス繊維ろ紙（Whatman, GF/C）で試水550mlをろ過した。農薬の懸濁態成分の分析は、このろ紙にアセトン10mlを加え15分間の超音波抽出を3回行い、抽出液を1ml程度に濃縮した後蒸留水500mlを加え、固相（Bond Elut, C18）抽出法によってアセトンで溶出させヘキサンに転溶し、ガスクロマトグラフ（DB-1、FTD）を用いて定量した¹⁾。分析対象とした農薬は上記農薬のうちPyrazolateを除いた7成分である。

3. 定時調査時の農薬の懸濁態成分の流出

定時調査時の溶存態と懸濁態の検出回数、検出された場合の平均濃度、最大濃度を表-1に示す。定量下限は表-2に示している。農薬の懸濁態成分は、Butachlor・BPMC・IBPでは検出されなかった。他の農薬では検出されたものの検出回数は少なかった。懸濁態成分の農薬が検出されたときは、降雨時等河川水中の懸濁物質濃度が高いときであった。

農薬の底質や土壌への吸着平衡定数 (K_d) は、土壌有機炭素含量 (OC) と土壌有機炭素平衡定数 (K_{oc}) で、土壌

表-1 定時調査時の農薬濃度

	測定 回数	Mefenacet			Esprocarb			Butachlor			BPMC			MPP			MEP			IBP		
		検出 回数	平均 (μg/l)	最大	検出 回数	平均 (μg/l)	最大	検出 回数	平均 (μg/l)	最大	検出 回数	平均 (μg/l)	最大	検出 回数	平均 (μg/l)	最大	検出 回数	平均 (μg/l)	最大	検出 回数	平均 (μg/l)	最大
St. 3																						
1991溶存態	17	15	5.6	14.6	15	2.2	6.0	11	2.8	9.0	9	2.6	10.1	13	0.31	1.45	3	0.035	0.069	-	-	-
懸濁態	17	1	-	0.26	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	-	1	-	0.007	-	-	-
1992溶存態	22	18	7.2	10.6	14	1.4	4.1	17	1.3	3.7	13	1.3	4.2	15	0.05	0.16	6	0.040	0.122	19	1.32	8.90
懸濁態	22	0	-	-	4	0.1	0.1	0	-	-	0	-	-	2	0.02	0.03	1	-	0.007	0	-	-
St. 5																						
1991溶存態	17	16	6.6	16.9	14	1.6	3.9	12	1.8	5.0	16	1.6	6.1	15	0.18	0.60	9	0.026	0.064	-	-	-
懸濁態	17	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	-	-	-	-
1992溶存態	22	19	4.1	11.1	19	0.8	2.3	16	0.9	2.0	14	1.0	2.2	17	0.05	0.12	6	0.029	0.055	20	0.98	9.89
懸濁態	22	0	-	-	1	0.1	0.1	0	-	-	0	-	-	2	0.01	0.02	1	-	0.005	0	-	-

有機炭素平衡定数は水溶解度(WS)の関数で以下のように表される²⁾。

$$K_d = K_{oc} \cdot OC / 100 \quad OC: \%$$

$$\log K_{oc} = 3.01 - 0.356 \log WS \quad WS: ppm$$

この式を用いて、農薬の溶存態濃度がSt. 3の最大値の場合の底質の濃度を求めた。底質の有機炭素含量は、河川水中の懸濁物質中の炭素含量平均値の6%とした。さらに単位懸濁物質当たりの農薬

表-2 平衡式による農薬の懸濁態濃度

	定量下限 ($\mu g/l$)	水溶解度 (ppm)	K_{oc} (-)	底質濃度 ($\mu g/kg$)	懸濁態濃度 ($\mu g/l$)
Mefenacet	0.05	4.0	625	550	0.02
Esprocarb	0.05	4.9	581	210	0.006
Butachlor	0.1	23	335	180	0.005
BPMC	0.05	660	101	61	0.002
MPP	0.005	2	800	70	0.002
MEP	0.003	14	400	2.9	0.0009
IBP	0.005	1000	87	47	0.001

濃度が底質と等しいとし、河川水中の懸濁物質濃度を30mg/lとして河川水中の懸濁態濃度を計算した。この結果を表-2に示す。この推定値は、今回の分析法による定量下限よりも低い値となった。しかし、水溶解度の小さい農薬では、表-1に示したようにこの値の10倍程度の懸濁態成分の濃度も観測されている。これらのことから、流量安定時には懸濁態成分の農薬の流出は少ないと考えられ、実態もそれを裏付ける結果であった。

4. 降雨時の懸濁態農薬の流出特性

降雨時調査で検出された農薬は、1991年がMefenacetとMPP、1992年と1993年はMefenacetのみであった。Mefenacetはこの流域の使用量が多く水溶解度も低いためと考えられる。また、MPPは1991年に使用量が多かったため検出された。図-1は3年間の懸濁態のMefenacet濃度と単位懸濁物質当たりの濃度を流量・懸濁物質濃度とともに示した。流量の増加に伴って、懸濁態Mefenacetの濃度も上昇している。流量増大時には溶存態のMefenacet濃度、懸濁物質濃度も上昇するが、先に示した推定方法から計算される値よりも高くなり、高濃度でMefenacetを含む懸濁物質が流出している。単位懸濁物質当たりの濃度は、流量増加の初期に高い値となる傾向が見られた。また、1991年と1993年の調査時には途中で、取水堰が開放されて流速が増したため河床堆積物の舞い上がりが生じ懸濁物質濃度が上昇した。このときに懸濁態Mefenacetの濃度も上昇したが、単位懸濁物質当たりの濃度は逆に減少している。このことは、この時点で流出する河床堆積物中のMefenacet濃度は降雨時初期に流出してくる懸濁物質に比べて低いことを示している。このように、農薬の懸濁態成分の流出は、溶存態に比べて濃度は低いものの、降雨に伴う流量増大時には濃度が高くなり、底質中では残留性が高いことから重要となる。

参考文献

- 1) 沼辺・井上・海老瀬(1992) 田園地河川における水稻移植後の農薬流出量の評価, 水環境学会誌, 662-671
- 2) Kanazawa(1989) Relationship between the soil sorption constants for pesticides and their physicochemical properties, Environ. Toxicol. Chem., 477-484

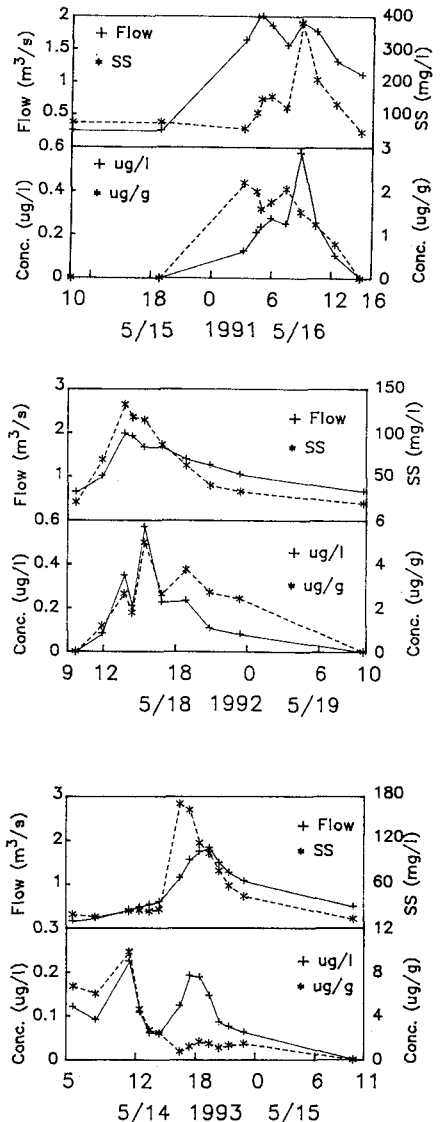


図-1 懸濁態Mefenacet濃度の変化