除草剤ダイムロンの水田からの流出特性

永 淵 修* 海老瀬 潜 一**
浮 田 正 夫*** 井 上 隆 信†

Runoff Characteristics of Herbicide Daimuron from Paddy Field

Osamu NAGAFUCHI*, Senichi EBISE**,
Masao UKITA*** and Takanobu INOUE†

* Department of Environmental Science, Fukuoka Institute of Health and Environmental Sciences, 39 Mukaizano, Dazaifu, Fukuoka 818-0135 Japan

** Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Setsunan University, 17-8 Ikedanakamachi, Neyagawa, Osaka 572-0074 Japan

*** Graduate School of Science and Engineering Yamaguchi University Synbiotic Environmental System Engineering, 2557 Tokiwadai, Ube, Yamaguchi 755-0097 Japan

† Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Gifu University, 1-1 Yanagido, Gifu, Gifu 501-1193 Japan

Abstract

To clarify the runoff characteristics of the pesticide applied paddy fields to water environment, detail dynamic behavior of herbicide daimuron was investigated based on daily change for concentration of pesticide in pooled water and soil water. The concentration of daimuron was reached maximum within 24 hr. after application, its concentration was corresponding with the theory value. After reaching the maximum concentration, the concentration was rapidly decreased according as a pseudo first-order rate curve. Also, after rainfall events, daimuron concentration of the pooled water was increased. These results indicated that the sorption and desorption occurred the interface between pooled water and surface soil. The pesticide concentration of soil water was reached maximum concentration at 10-14 days after application. The reaching volume were lesser compared with the surface runoff volume, daimuron has 1/173 ratio. These results showed that daimuron was discharged from paddy field by the surface runoff.

Key words: paddy field, daimuron, runoff characteristics, runoff load, pseud-first-order rate

1. はじめに

近年、水環境の問題として富栄養化問題に並んで有害化学物質による微量汚染が問題となっている。現在、世界中で商業的に生産されている化学物質の数は約10万種類といわれている¹⁾。これらの化学物質は様々の系から環境中に放出され水域を汚染している。水域が汚染されることにより人間の健康リスクの増大、水域生態系への影響が懸念される。特に、最近では内分泌攪乱物質として70種類以上の化学物質がリストアップされ、それらの中にはDDTをはじめとする有機塩素系の農薬やPCB、ダイオキシン類などが含まれる。また、界面活性剤の分解物であるアルキルフェノール類、プラスチックに添加されているフタル酸エステルやノニルフェノール、ポリカーボネイト系プラスチックの分解物のビス

フェノール A にもエストロゲン作用が認められている^{2~4)}。今後、このような内分泌攪乱物質はさらに増えていくものと考えられる。このような化学物質の中でわれわれの身近かで頻繁かつ繰り返し使用されているものに農薬がある。農薬の環境問題としてゴルフ場農薬が大きな社会問題^{5,6)}となったが、わが国における農薬の使用量をみると、ゴルフ場散布農薬は全体の1~2%に過ぎず、他は農林業用として使用されている。この内、約50%は水田散布農薬が占めている。これらの中にも内分泌攪乱物質としての危険性を持つものが存在することが懸念される。しかし、水田散布農薬の環境への流出特性、流出量評価の研究は少なく^{7~11)}、また、モデルについては、水田内農薬の動態モデルは幾つかの研究結果が報告^{12~17)}されているが、流出に関するモデルほとんどない。したがって、われわれの身近かで大量に環境中に散布される

* 福岡県保健環境研究所環境科学部水質課 〒818-0135 福岡県太宰府市大字向佐野39

** 摂南大学工学部土木工学科 〒572-0074 大阪府寝屋川市池田中町17-8

*** 山口大学大学院理工学研究科環境共生工学専攻 〒755-0097 山口県宇都市常盤台2557

† 岐阜大学工学部土木工学科 〒501-1193 岐阜県岐阜市柳戸1-1

水田農薬がどのような経路で水環境中へ流出するかを明らかにすることは工学的な意味からだけでなく公衆衛生の見地からも重要である。

本研究では、水田散布農薬の排出源である水田における農薬（除草剤ダイムロン）の動態および流出経路を明らかにするものである。特に、流出に関しては欧米で問題になっている耕地からの溶脱に注目した。水田内における農薬の動態については、水相と固相（土壌層）の間の吸脱着および地下浸透に関し、流出に関しては表面流出（畦畔流出を含む。以下同）と地下水汚染に係わる溶脱について検討した。なお、標記農薬は現在使用量の多い除草剤の一つであるザーク D 粒剤の 1 成分であり、かつ水田動態モデルのプロセスの一つである吸脱着が他の成分（メフェナセット）に比較して明瞭であることから研究対象とした。

2. 実験方法

2.1 フィールド調査

2.1.1 試験水田

実験に使用した水田の面積は13.8a であり、田面水は水口と水尻の中間点で採取し、採取地点に土壤水採取装置を40cm, 70cm 深にセットした (Fig. 1)。使用した農薬は、除草剤のザーク D 1 キロ粒剤(ダイムロン4.5%, メフェナセット 10%, ベンスルフロンメチル 0.17% 含)であった。調査は1996年の7月1日から8月31日まで行った。田面水の調査回数は28回であり、調査頻度は、除草剤および殺菌剤散布後1週間は毎日調査、その後は2日に1回を原則とした。水位は調査毎に水田内12カ所で測定し、その平均値で示した。土壌水の調査回数は14回である。調査頻度は田面水と原則的には同様であるが、土壌水採取装置の不都合で採取できない期間があった。

2.1.2 土壌水採取装置

土壌水採取装置は、Fig. 2 に示すように市販のポーラスカップにアクリルパイプ (1.5cmΦ) を接続したものをを用いた。末端はシリコンゴム栓で密閉し、シリコンゴム栓を介してシリコンチューブ (1 mmΦ) をポーラスカップの末端まで挿入してある。シリコンチューブの大気側の末端には三方コックを接続し、注射器でアクリルパイプ内を減圧し、三方コックを閉じておき、試料回収時には、三方コックを開いて注射器で行った。この方法は、一旦、土壌中にパイプをセットすれば、注射器だけで、パッチ式に土壌水が採取でき、約半日で 1 m のパイプが満水 (150~170ml) になる。

2.2 農薬の分析

試水は褐色ガラス瓶に採取し、水冷して持ち帰り、あらかじめアセトンで洗浄したガラス繊維ろ紙 (GF/C; ワットマン) でろ過した。既報^{8,9)}で示したように、懸濁態の農薬は降雨時流出等 SS 濃度の高い場合検出されるが、通常は濃度が低く、検出限界に近い農薬が多いため、ここでは溶存態のダイムロンについてのみ分析を行った。実際、通常の SS 濃度は $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下であった。

溶存態のダイムロンは、前記したろ液500ml をジクロロメタン、メタノールおよび純水でコンディショニングした固相抽出カートリッジ (Sep-Pak Plus PS-2) を Sep-Pak Concentrator にセットし、流量 $20 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$ で加圧濃縮した。濃縮後、固相抽出カートリッジに固相抽

Fig. 1 Schematic diagram of observed paddy field

Fig. 2 Schematic diagram soil water sampler

Table 1 GC/MS conditions

GC/MS	GC-17A(GC), QP-5000(MS) (Shimadzu)
column	DB-1 (30m × 0.25 mm φ, 0.25 μm)
column temp.	50 °C(2min.)-(20°C/min.)-100°C-(10°C/min.)-270°C(8.5min.)
injection temp.	260°C
interface temp.	280°C
ion pressure	70eV
injection method	splitless, 1 μm

Table 2 Date on rainfall of more than 10 mm

date	5th July	7th July	19th July	23rd July	14th August	28th August	31st August
rainfall (mm)	19.5	20	87.5	14	128	35	25.5

出用 Sep-Pak Dry (Waters) を連結し、ジクロロメタン 7 ml で溶出した。ジクロロメタン溶液に窒素ガスを吹き付けてジクロロメタンを揮散させ、アセトン 1 ml を正確に加え、分析試料とした。

ダイムロンの分析は、ガスクロマトグラフ質量分析計 (島津 GC-17A/QP-5000) を用い、分析条件は Table 1 に示す。この分析法でのダイムロンの回収率は85%であった。

ダイムロンの物理化学的性質¹⁸⁾は以下に示すとおりである。水溶解度; $1.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, オクタノール・水分配係数; 2.7, 蒸気圧; 0.0005mPa , ヘンリー則定数; $7.89\cdot 10^{-5}\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$, 土壌有機炭素吸着定数; 847。

3. 結果と考察

3.1 試験水田の水管理

調査期間中の田面水の水位の変動および試験水田の水管理、降雨量の日変化を Fig. 3 に示す。6月19日に代かき、水稻移植は6月24日、除草剤散布は7月2日であり、7月22日から7月29日まで中干しを行った。7月30日から再び湛水し、8月6日に殺菌剤を散布した。中干し後、土壌のひび割れがひどく、土曜日、日曜日 (週末は水管理を行わないため) はほとんど田面水が消失した。また、8月16日にポンプが故障し、8月21日に修理完了するまで田面水の補充ができなかった。なお、稲刈りは9月25日であったが、調査は8月末で終了した。

農薬散布後の10mm以上の降雨は、Table 2 に示すように7日あり14mmから128mmの範囲であった。また、水尻の堰の高さは15cmであった。

3.2 田面水中の農薬濃度変化

調査期間中におけるダイムロンの田面水中濃度変化を Fig. 4 に示す。散布農薬量は、ザーク D 1 キロ剤1,380 g (試験水田13.8a 当たり) であり、ダイムロン62.1gが

散布されたことになる。ダイムロンの田面水中濃度は、7月2日の散布後1日で最大濃度 (ダイムロン $880\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) に達し、その後、一次反応速度式で近似できる濃度減少を示した。但し、ダイムロンは Fig. 4 に示すように降雨毎に田面水中の濃度上昇を示した。すなわち、一次反応速度式で近似できるのは次の降雨までの期間である。したがって、濃度変化を降雨毎に区分し、散布直後は式(1)、散布5日目の降雨後は式(2)、散布16日目の降雨後は式(3)に従うとした。

$$C_1 = C_{01} \cdot e^{-0.703t} (r=0.999) \quad (1)$$

$$C_2 = C_{02} \cdot e^{-0.172t} (r=0.920) \quad (2)$$

$$C_3 = C_{03} \cdot e^{-0.267t} (r=0.973) \quad (3)$$

ここで、 C_1 , C_2 , C_3 はそれぞれ散布直後、5日目の降雨後、16日目の降雨後の田面水中濃度、 C_{01} , C_{02} , C_{03} は C_1 , C_2 , C_3 と同様にそれぞれ散布直後、5日目の降雨後、16日目の降雨後の田面水中初期濃度を与えた。

ダイムロンの最大濃度時 (田面水中) の存在量は61.5 g であり、散布量の99%であった。このように、散布直後は散布量のほぼ全量が田面水に溶解した計算になる。したがって、散布当初は土壌への吸着速度より田面水への溶解速度が卓越していることが考えられる。しかし、1週間後には9.6%に、2週間後には1.5%まで減少した。これは、田面水に溶解したダイムロンが表面流出と土壌への吸着で減少したものと考えられる。その後、前記したように降雨毎に存在量の増大を示している。例えば、16日目の降雨前後でみると存在量は1.5%から10.8%に増加している。これは、降雨時に土壌へ吸着していたダイムロンが田面水と土壌間の濃度勾配の変化あるいは降雨そのものによる叩き出し等の原因で土壌から脱着したものと考えられる。このような田面水中における濃度変化で考えられるプロセスは、(1)田面水中での分解、(2)土壌中での分解、(3)土壌への吸脱着、(4)表面流出、(5)揮散、

Fig. 3 Change for rainfall and water level of pooled water during observation period

Fig. 4 Change for rainfall and concentration of daimuron in the pooled water during observation period

(6)溶脱である。各農薬はこれらのプロセスを包括した形で指数関数的な濃度減少を示していると考えられる¹⁹⁾。

Fig. 5 にその動態モデル模式図を示す。ここで実線は農薬の動き、破線は水の動きを示す。農薬は、散布後田面水に溶解、土壌との吸脱着、田面水中および土壌中の分解のプロセスを経由しながら一部は表面流出、一部は地下浸透し溶脱していくことを示している。

3.3 土壌水中の農薬濃度変化

土壌水は Fig. 2 で示した採取装置で40cm 深、70cm 深で採取した。土壌水中ダイムロンの濃度変化を Fig. 6 に示す。40cm 深の土壌水中の濃度は田面水中濃度に対して 10^{-2} のオーダーで低かった。さらに、40cm 深のダイムロンの経時変化をみると7月2日に散布された後、徐々に濃度が上昇し、7月16日に最大値 ($10.4\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) になっている。田面水では散布後、1日で最高濃度 ($880\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) に達しているが、土壌水では最高濃度が田面水より遅れて出現している。すなわち、田面水と土壌水では、濃度ピークに時間的なずれが生じている。この結果は水溶解度の大小、土壌への吸着性の大小と関係してい

Fig. 5 Schematic representation for pesticide dynamic behavior model in the paddy field

Fig. 6 Change for concentration of daimuron in the soil water during observation period

と考えられる。水溶解度については2.2に示しているが、ダイムロンは $1.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。土壌への吸着性については既報¹⁹⁾で示しているが室内実験（本試験田の土壌を使用）の結果、24時間振とう後の値は $9\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ であった。これらの値を用いてダイムロンの表面流出、溶脱の可能性について検討した。水溶解度（ $1.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ）から、田面水位が3 cmと5 cmの時の溶解可能な量を計算した。その結果、それぞれ69.4gと115.6gが溶解可能な量となる。したがって、散布量からみて水深は3 cm以上は必要である。土壌への吸着可能量は上記の値（ $9\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ）を用いて計算した。土壌への吸着は極表層で起こると仮定し、その時の層厚を1 cmおよび5 cmとした。なお、表層土壌の含水率は50%、比重は2.5で計算した。その結果、それぞれの吸着量は153gと765gになり、水田土壌は田面水中に存在する全量を吸着するポテンシャルを持っていることが示唆された。但し、これは室内実験の結果であり、あくまでも潜在吸着能である。試験水田では前記したように40cm深の土壌水中でも検出される。したがって、この結果とFig. 5に示す水田農薬動態モデルで考察すると、田面水中に含まれる農薬が土壌中へ浸透していくとき、水溶解度が大きく吸着性の低い農薬（例えばピロキロン）は溶脱の可能性¹⁹⁾があるが、ダイムロンのように水溶解度が小さく、吸着性の大きい農薬は、水田土壌に吸着され溶脱の可能性は低い。すなわち、水田農薬の溶脱に関しては、水溶解度が大きく土壌への吸着性の低い農薬が問題になると考えられる。Fig. 4およびFig. 6に示すようにダイムロンは田面水中濃度に比較して、土壌水中濃度がかなり低い。したがって、溶脱は畑地農薬に比較して大きなウエイトは占めないと考えられる。

このように、田面水中の農薬濃度変化に影響を与えるプロセスは、各農薬で異なっており、ダイムロンは土壌への吸着が主なプロセスであるが、物理化学特性がダイムロンと異なる農薬の場合は、当然、違った結果になることが推測された。

3.4 水田からの農薬流出の定量評価

Fig. 6に示す水田における農薬動態モデルによると水の流れは以下の式で表される。

$$\text{減水深} = \text{蒸発散水量} + \text{降下浸透水量} + \text{表面流出水量および畦畔流出水量} \quad (4)$$

式(4)の減水深には試験水田における実測値を用い、蒸発散水量と降下浸透水量には文献値^{20,21)}を与え水田内の農薬の定常状態における定量評価を試みた。ここで減水深 $=17.3\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ 、蒸発散水量 $=5.7\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ 、降下浸透水量 $=5.0\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ を与え、これらの値から表面流出水量 $=6.6\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ を得た。また、評価はなるべく一般性を持たせるため、田面水の濃度は一次反応速度式で得られる値を与えた(式(1), (2), (3))。但し、降雨時は実測値を用いた。大気へ揮散する割合は、既報¹⁹⁾で示したようにフガシモデルの適用結果（ダイムロンの各相への分布率：大気相；0%，水相；28.4%，土壌相；71.6%）からほとんど移行しないとした。溶脱量は土壌水（70cm）の実測濃度を与えて計算した。流出量の計算方法は台形公式²²⁾（区間代表値と水量の積）を用いた。ダイムロンの定量評価は散布時から中干し直前までの20日間とした。その結果、その間の総表面流出量は33.0g、総溶脱量は0.19

Fig. 7 Daily change for rainfall, surface runoff, sorption to soil desorption from soil and load in the pooled water for daimuron during the estimated period

gと積算された。

評価期間における各相でのダイムロンの動態を考慮し、積算された総表面流出量と総溶脱量を考察した。ダイムロンの試験水田への散布量は3.2で示したように62.1gである。したがって、総表面流出量と総溶脱量はそれぞれ散布量の53.1%、0.31%に相当する。

ダイムロン散布 t 日後の田面水中の存在量を A 、同様に表面流出量を B 、田面水と土壌間の吸脱着量を C とすると A の日変化は式(5)で表される。

$$-dA/dt = B + C \quad (5)$$

ただし、ここでの吸脱着量 C は日平均の田面水中存在量、表面流出量から計算したものであり相対的な数値である。したがって、吸着および脱着の同一日の量をそれぞれ示すことはできない。Fig. 7に降雨量、田面水中存在量および吸脱着量の日変化を示す。定量評価した20日間では、脱着は常に降雨時に認められ、吸着は大部分無降雨時に認められた。評価期間中における土壌への累積吸着量と累積脱着量はそれぞれ44.1gおよび25.1gと算出された。吸着量は田面水中の存在量が最大になった翌日には35.8gと推定され、約58%が速やかに土壌へと移行したことになる。おそらく、散布後に無降雨日が続けば散布量の大部分が速やかに吸着するものと考えられる。したがって、Fig. 5で示されているように散布されたダイムロンは流出（表面流出、溶脱）、および分解（田面水中ならびに土壌中）で水田から減少していく。

これらのことから、散布されたダイムロンの評価期間中の消長は、表面流出で33.0g（53.1%）、溶脱で0.19g（0.31%）が系外へ流出し、残りの一部は田面水中、土壌中に残存し、一部は水相あるいは土壌相で分解する。ここで、系外へ流出した残りの28.9g（46.5%）について定量評価を試みた。評価最終日、田面水中には5.99gが存在していた。したがって、不明分は22.9gになる。田面水中でのダイムロンの分解は土壌への吸着速度がかなり早いことおよび、評価期間が20日と短いことから無視することにした。土壌中での分解については、ダイムロンの土

Table 3 Total amount of surface runoff, leaching, sorption, desorption and degradation after the application of daimuron during the estimated periods

	surface runoff	leaching	sorption	desorption	degradation in soil
daimuron	33.0 (53.1%)	0.19 (0.31%)	44.4 (71.5%)	25.1(40.4%)	0.00 (0.0%)-14.7 (23.7%)

estimation periods: 20days after application

unit: total amount; g, (); the ratio(%) of each item to the amount of application (62.1 g)

壤中半減期が50日¹⁾であることから、式(6)にしたがって包括的分解（生分解、物理化学分解等）による濃度減少することになる。

$$C_s = C_{0s} \cdot e^{-0.0277t} \quad (6)$$

ここで、 C_s は t 日後の土壤中ダイムロン濃度、 C_{0s} は土壤中ダイムロンの初期濃度であり、前記した累積吸着量44.1gを与えた。その結果、式(6)から散布後20日間（ここでは、初期の田面水中濃度が減少（表面流出と吸着による）した後、分解が始まると仮定し、 $t=15$ 日を用いた。）の土壤中での最大分解量は14.7g（23.8%）と算出された。したがって、不明分22.9gの内、最大14.7gは分解で消失し、土壤中には8.2g（13.8%）が存在することになる。但し、分解が起こらなかった時は、22.9g（36.8%）がそのまま土壤中に存在することになる（Table 3）。

これらの結果から、水田から流出するダイムロンは、大部分が表面流出で環境へ負荷され、また、表面流出に占める脱着からの寄与（57.8%）が大であることも明らかになった。

4. ま と め

水田散布農薬の水田内での動態を明らかにするために試験水田を設定し、田面水および土壌水（40cm 深、70cm 深）の経日変化を調べた。ここでは、土壌水を簡易に採取するために市販の土壌水採取装置を著者が改良したものを用いた。水田、麦畑のように作付け期間中に圃場に人や機械が入るような形態の圃場ではなるべく簡易な装置で土壌水を採取する必要がある。採取装置を一本のアクリルパイプで行うことにより現場での操作性がかなり向上した。

今回の試験水田の調査結果から、溶脱によるダイムロンの鉛直方向の移動量は表面流出量（畦畔流出量を含む）に比較して少なかった（173：1）。また、ダイムロンは降雨毎に田面水中濃度が上昇しており、水・土壌間の吸脱着が推測された。ダイムロンの田面水中の濃度変化は包括的に一次反応速度に近似して減少することが明らかになった。この結果、水田内農薬の動態は田面水と水田土壌最表層間の相互関係で決定し、ダイムロンの流出形態は表面流出が主なものであることが示唆され、また表面流出量に寄与する脱着量の割合が高いことが明らかになった。水田散布農薬（大気への揮散の少ない）の流出量評価のためのモデル化を行う場合、水相（田面水）と固相（土壌層、表層数 cm）の 2 相モデルで田面水の濃度変化を表現できることが示唆された。

（原稿受付 2000年 7月10日）

（原稿受理 2001年 3月 8日）

参 考 文 献

1) 森田昌敏(1991)有害化学物質に関する研究の現状と将来動向、

生活と環境, 36, 51-53.

- 2) The centers for Disease Control Vietnam Experience Study (1989) Health status of Vietnam veterans. Volume V, Reproductive outcomes and child health, CDC, Atlanta.
- 3) Bush, B., Bennett et. al. (1986) p, p'-DDE and sperm function in humans. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15, 333-341.
- 4) Pines, A., Cucas, S., Ever-Handani, P., and Ron, M. (1987) Some organochlorine insecticide and polychlorinated biphenyl blood residues in infertile males in the general Israeli population of the middle 1980s. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16, 587-597.
- 5) 藤原信 (1991) ゴルフ場の抱える諸問題, 公害研究, 21, 26.
- 6) 伏脇裕一他 (1993) 神奈川県内ゴルフ場での農薬散布による環境汚染実態, 衛生化学, 39, 543-548.
- 7) 丸論 (1990) 水田ライシメータからの農薬流出と水溶解度の関係, 日本農薬学会誌, 15, 385-394.
- 8) 沼辺明博, 井上隆信, 海老瀬潜一 (1992) 田園地河川における水稲移植後の農薬流出量の評価, 水環境学会誌, 15, 662-671.
- 9) Nagafuchi, O., Inoue, T. and Ebise, S. (1994) Runoff Pattern of Pesticides from Paddy Fields In The Catchment Area of Rikimaru Reservoir, Japan, *Water Science & Technology*, 30, 137-144.
- 10) 永淵修, 井上隆信, 海老瀬潜一, 浮田正夫 (1997) ダム湖集水域における水田からの殺菌剤の流出量と流出特性, 土木学会論文集 VII-3, 49-60.
- 11) 永淵修, 浮田正夫, 海老瀬潜一, 井上隆信 (1998) ダム貯水池内に流入した水田散布農薬の濃度鉛直分布からの定量評価, 土木学会論文集 VII-6, 97-107.
- 12) 李適宇, 右田順一 (1990) 水田からの農薬流出による河川水質汚染のモデル解析, 環境システム研究, 18, 184-191.
- 13) 大坪和裕 (1994) 化学物質の環境運命モデルにおけるパラメータの不確実性分析—水田農薬を例にして—, 岐阜大学大学院修士論文.
- 14) 稲生圭哉, 北村恭朗 (1992) 水田中での農薬の挙動に関する研究 (第 2 報) —農薬の濃度変化モデルの構築—, 日本農薬学会第 17 回大会講演要旨集, 日本農薬学会, 157.
- 15) 北村恭朗, 稲生圭哉 (1992) 水田中での農薬の挙動に関する研究 (第 3 報) —農薬の濃度変化モデルの検証—, 日本農薬学会第 17 回大会講演要旨集, 日本農薬学会, 158.
- 16) 味方和樹, 田代茂喜 (1995) コンピュータシミュレーション Pesticide Root Zone Model によるイマズスルフロンの土壌中における挙動, 日本農薬学会第 20 回大会講演要旨集, 日本農薬学会, 184.
- 17) 高木和広, F.F. Fajard (1996) コンピュータシミュレーションによる農薬の水田環境中動態(1)—プレチラクロールの「残効性」予測と実態調査の比較—, 日本農薬学会第 21 回大会講演要旨集, 日本農薬学会, 127.
- 18) 金澤純 (1996) 農薬の環境特性と毒性データ集, 合同出版, 東京.
- 19) 永淵修 (1998) 水田散布農薬の流出解析とモデル化に関する基礎的研究, 山口大学大学院理工学研究科博士論文, pp126.
- 20) 丸山利輔 (1986) 新編灌漑排水 (上巻), 第 4 章水田灌漑, 養賢堂.
- 21) 長谷川周一 (1995) 水収支及び水管理の違いに基づく水田の類型化, ベドロジスト, 39, 45-50.
- 22) 井上隆信, 海老瀬潜一 (1998) 農耕地河川における Chl-a 流出負荷量の評価, 土木学会論文集, 594/VII-7, 11-29.