

## 農薬評価書

# オキサジクロメホン

2008年8月

食品安全委員会

## 目 次

	頁
○審議の経緯 .....	3
○食品安全委員会委員名簿 .....	3
○食品安全委員会農薬専門調査会専門委員名簿 .....	3
○要約 .....	6
I. 評価対象農薬の概要 .....	7
1. 用途 .....	7
2. 有効成分の一般名 .....	7
3. 化学名 .....	7
4. 分子式 .....	7
5. 分子量 .....	7
6. 構造式 .....	7
7. 開発の経緯 .....	7
II. 安全性に係る試験の概要 .....	8
1. 動物体内運命試験 .....	8
(1) 血中濃度推移 .....	8
(2) 排泄 .....	8
(3) 胆汁中排泄 .....	9
(4) 体内分布 .....	9
(5) 代謝物同定・定量 .....	10
2. 植物体内運命試験 .....	10
(1) 稲幼苗 .....	10
(2) 水稻 .....	11
3. 土壌中運命試験 .....	12
(1) 好氣的土壌中運命試験 .....	12
(2) 嫌氣的土壌中運命試験 .....	12
(3) 土壌吸着試験 .....	13
4. 水中運命試験 .....	13
(1) 加水分解試験 .....	13
(2) 水中光分解試験 .....	13
5. 土壌残留試験 .....	14
6. 作物等残留試験 .....	15
(1) 作物残留試験 .....	15
(2) 魚介類における最大推定残留値 .....	16
7. 一般薬理試験 .....	16

8. 急性毒性試験	17
9. 眼・皮膚に対する刺激性及び皮膚感作性試験	17
10. 亜急性毒性試験	17
(1)90日間亜急性毒性試験(ラット)	17
(2)90日間亜急性毒性試験(イヌ)	18
11. 慢性毒性試験及び発がん性試験	18
(1)1年間慢性毒性試験(イヌ)	18
(2)2年間慢性毒性/発がん性併合試験(ラット)	18
(3)18ヵ月間発がん性試験(マウス)	19
12. 生殖発生毒性試験	20
(1)2世代繁殖試験(ラット)	20
(2)発生毒性試験(ラット)	20
(3)発生毒性試験(ウサギ)	20
13. 遺伝毒性試験	21
14. その他の試験	21
(1)ラットを用いた肝細胞増殖活性試験	21
① 2週間肝細胞増殖活性試験	21
② 90日間混餌投与肝細胞増殖活性試験	22
③ 2年間混餌投与肝細胞増殖活性試験	22
④ 2週間肝薬物代謝酵素誘導能試験	22
(2)ラットにおける活性酸素産生能測定及び肝細胞間ギャップ結合蛋白測定試験	22
(3)マウスを用いた2週間肝薬物代謝酵素誘導能試験	23
III. 食品健康影響評価	24
・別紙1:代謝物/分解物略称	27
・別紙2:検査値等略称	28
・参照	29

### <審議の経緯>

- 2003年 7月 1日 厚生労働大臣より残留基準設定に係る食品健康影響評価について要請(厚生労働省発食安第0701012号)
- 2003年 7月 3日 関係書類の接受(参照1)
- 2003年 7月 18日 第3回食品安全委員会(要請事項説明) (参照2)
- 2003年 9月 18日 第11回食品安全委員会(報告)  
(同日付け厚生労働大臣に通知)(経過措置) (参照3)
- 2005年 11月 29日 残留農薬基準告示 (参照4)
- 2007年 3月 5日 厚生労働大臣より残留基準(暫定基準)設定に係る食品健康影響評価について要請(厚生労働省発食安第0305010号)
- 2007年 3月 6日 関係書類の接受(参照5、6)
- 2007年 3月 8日 第181回食品安全委員会(要請事項説明)(参照7)
- 2007年 6月 19日 第5回農薬専門調査会確認評価第三部会(参照8)
- 2008年 5月 23日 農林水産省から厚生労働省へ基準値設定依頼(魚介類)
- 2008年 6月 2日 厚生労働大臣より残留基準値設定に係る食品健康影響評価について追加要請(厚生労働省発食安第0602001号)
- 2008年 6月 3日 関係書類の接受(参照9、10)
- 2008年 6月 5日 第241回食品安全委員会(要請事項説明)(参照11)
- 2008年 6月 24日 第40回農薬専門調査会幹事会(参照12)
- 2008年 7月 10日 第246回食品安全委員会(報告)
- 2008年 7月 10日 より8月8日 国民からの御意見・情報の募集
- 2008年 8月 19日 農薬専門調査会座長より食品安全委員会委員長へ報告
- 2008年 8月 21日 第251回食品安全委員会(報告)  
(同日付け厚生労働大臣へ通知)

### <食品安全委員会委員名簿>

見上 彪(委員長)  
小泉直子(委員長代理)  
長尾 拓  
野村一正  
畑江敬子  
廣瀬雅雄\*  
本間清一

\*:2007年4月1日から

### <食品安全委員会農薬専門調査会専門委員名簿>

(2007年3月31日まで)

鈴木勝士(座長)	三枝順三	根岸友恵
廣瀬雅雄(座長代理)	佐々木有	林 真
赤池昭紀	高木篤也	平塚 明

石井康雄  
泉 啓介  
上路雅子  
臼井健二  
江馬 眞  
大澤貫寿  
太田敏博  
大谷 浩  
小澤正吾  
小林裕子

玉井郁巳  
田村廣人  
津田修治  
津田洋幸  
出川雅邦  
長尾哲二  
中澤憲一  
納屋聖人  
成瀬一郎  
布柴達男

藤本成明  
細川正清  
松本清司  
柳井徳磨  
山崎浩史  
山手丈至  
與語靖洋  
吉田 緑  
若栗 忍

(2008年3月31日まで)

鈴木勝士 (座長)  
林 眞 (座長代理\*)  
赤池昭紀  
石井康雄  
泉 啓介  
上路雅子  
臼井健二  
江馬 眞  
大澤貫寿  
太田敏博  
大谷 浩  
小澤正吾  
小林裕子

三枝順三  
佐々木有  
代田眞理子\*\*\*\*  
高木篤也  
玉井郁巳  
田村廣人  
津田修治  
津田洋幸  
出川雅邦  
長尾哲二  
中澤憲一  
納屋聖人  
成瀬一郎\*\*\*

西川秋佳\*\*  
布柴達男  
根岸友恵  
平塚 明  
藤本成明  
細川正清  
松本清司  
柳井徳磨  
山崎浩史  
山手丈至  
與語靖洋  
吉田 緑  
若栗 忍

\* : 2007年4月11日から

\*\* : 2007年4月25日から

\*\*\* : 2007年6月30日まで

\*\*\*\* : 2007年7月1日から

(2008年4月1日から)

鈴木勝士 (座長)  
林 眞 (座長代理)  
相磯成敏  
赤池昭紀  
石井康雄  
泉 啓介  
今井田克己  
上路雅子  
臼井健二  
太田敏博  
大谷 浩  
小澤正吾

佐々木有  
代田眞理子  
高木篤也  
玉井郁巳  
田村廣人  
津田修治  
津田洋幸  
長尾哲二  
中澤憲一  
永田 清  
納屋聖人  
西川秋佳

根本信雄  
平塚 明  
藤本成明  
細川正清  
堀本政夫  
松本清司  
本間正充  
柳井徳磨  
山崎浩史  
山手丈至  
與語靖洋  
吉田 緑

川合是彰  
小林裕子

布柴達男  
根岸友恵

若栗 忍

## 要 約

オキサジノン系除草剤である「オキサジクロメホン」(CAS No. 153197-14-9)について、農薬抄録を用いて食品健康影響評価を実施した。

評価に供した試験成績は、動物体内運命(ラット)、植物体内運命(稲幼苗及び水稲)、土壌中運命、水中運命、土壌残留、作物等残留、急性毒性(ラット及びマウス)、亜急性毒性(ラット及びイヌ)、慢性毒性(ラット及びイヌ)、慢性毒性/発がん性併合(ラット)、発がん性(マウス)、2世代繁殖(ラット)、発生毒性(ラット及びウサギ)、遺伝毒性試験等である。

試験結果から、オキサジクロメホン投与による影響は、主に肝臓及び腎臓に認められた。繁殖能に対する影響、催奇形性及び遺伝毒性は認められなかった。

発がん性試験において、ラット及びマウスにおいて肝細胞腫瘍が増加したが、遺伝毒性は認められないことから発現機序は遺伝毒性メカニズムとは考え難く、評価にあたり閾値を設定することは可能であると考えられた。

各試験で得られた無毒性量の最小値は、ラットを用いた2年間慢性毒性/発がん性併合試験の0.91 mg/kg 体重/日であったので、これを根拠として、安全係数100で除した0.0091 mg/kg 体重/日を一日摂取許容量(ADI)と設定した。

## I. 評価対象農薬の概要

### 1. 用途

除草剤

### 2. 有効成分の一般名

和名：オキサジクロメホン

英名：oxaziclomefone(ISO名)

### 3. 化学名

#### IUPAC

和名：3-[1-(3,5-ジクロロフェニル)-1-メチルエチル]-3,4-ジヒドロ-6-メチル-5-フェニル-2*H*-1,3-オキサジン-4-オン

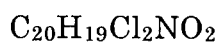
英名：3-[1-(3,5-dichlorophenyl)-1-methylethyl]-3,4-dihydro-6-methyl-5-phenyl-2*H*-1,3-oxazin-4-one

#### CAS (No. 153197-14-9)

和名：3-[1-(3,5-ジクロロフェニル)-1-メチルエチル]-2,3-ジヒドロ-6-メチル-5-フェニル-4*H*-1,3-オキサジン-4-オン

英名：3-[1-(3,5-dichlorophenyl)-1-methylethyl]-2,3-dihydro-6-methyl-5-phenyl-4*H*-1,3-oxazin-4-one

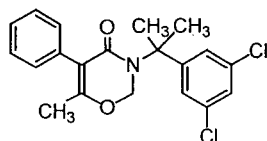
### 4. 分子式



### 5. 分子量

376.3

### 6. 構造式



### 7. 開発の経緯

オキサジクロメホンはバイエルクロップサイエンス株式会社によって開発されたオキサジノン系除草剤である。作用機序は未だ不明であるが、植物内因性のジベレリン代謝活性阻害の可能性が推察されている。日本では2000年に水稻への登録がなされている。諸外国では中国、タイ及び韓国で登録されている。ポジティブリスト制度導入に伴う暫定基準値が設定されている。今回、魚介類への残留基準値の設定が申請されている。



## II. 安全性に係る試験の概要

農薬抄録を基に、毒性に関する主な科学的知見を整理した。(参照 2)

各種運命試験(II-1~4)は、オキサジクロメホンのジクロロフェニル環部分の炭素を  $^{14}\text{C}$  で均一に標識したもの([dic- $^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホン)、フェニル環部分の炭素を  $^{14}\text{C}$  で均一に標識したもの([phe- $^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホン)を用いて実施された。放射能濃度及び代謝物濃度は特に断りがない場合オキサジクロメホンに換算した。代謝物/分解物略称及び検査値等略称は別紙 1 及び 2 に示されている。

### 1. 動物体内運命試験

#### (1) 血中濃度推移

Fischer ラット (一群雌雄各 5 匹) に [dic- $^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホンを低用量 (2 mg/kg 体重) で単回経口投与、あるいは、[phe- $^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホンを低用量または高用量 (1,000 mg/kg 体重) で単回経口投与し、血中濃度推移について検討された。

血漿中放射能濃度推移は表 1 に示されている。

オキサジクロメホンは速やかに吸収され、血漿中放射能は投与 1~3 時間後に最高濃度 ( $C_{\max}$ ) に達した。消失は緩やかで、消失半減期 ( $T_{1/2}$ ) は約 60~130 時間であった。標識位置、投与量及び雌雄による差は認められなかった。(参照 5)

表 1 血漿中放射能濃度推移

標識体	[dic- $^{14}\text{C}$ ] オキサジクロメホン 投与群		[phe- $^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホン 投与群			
	低用量		低用量		高用量	
投与量	低用量		低用量		高用量	
性別	雄	雌	雄	雌	雄	雌
$T_{\max}$ (時間)	2.27	2.63	2.60	1.85	1.07	0.98
$C_{\max}$ ( $\mu\text{g/g}$ )	0.13	0.12	0.06	0.08	6.75	6.72
$T_{1/2}$ (時間)	59.7	68.9	128	105	70.0	83.3

#### (2) 排泄

Fischer ラット (一群雌雄各 5 匹) に [dic- $^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホンを低用量で単回経口投与、[phe- $^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホンを低用量または高用量で単回経口投与、非標識体のオキサジクロメホンを低用量で 14 日間反復経口投与後に [dic- $^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホンまたは [phe- $^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホンを単回経口投与し、排泄試験が実施された。

試験終了時の尿及び糞中排泄率は表 2 に示されている。

いずれの投与群においても主要排泄経路は糞中で、糞中排泄率は雄の方が僅かに高かった。尿中では反復投与群で最も多く、試験終了時に総投与放射能 (TAR) の 4.5~7.2% が排泄された。(参照 5)

表 2 試験終了時の尿及び糞中排泄率 (%TAR)

標識位置	投与群	性	尿	糞
[dic- <sup>14</sup> C]	低用量群	雄	2.9	96.8
		雌	9.5	88.7
	反復投与群	雄	5.6	90.7
		雌	7.9	84.3
[phe- <sup>14</sup> C]	低用量群	雄	0.8	99.0
		雌	1.3	99.4
	高用量群	雄	4.2	89.1
		雌	8.6	86.2
	反復投与群	雄	4.5	83.0
		雌	7.2	90.9

\*: 低用量群では投与後 144 時間、高用量群では 120 時間、反復投与群では 168 時間に試料を採取した。

### (3) 胆汁中排泄

胆管カニューレを装着した Fischer ラット (一群雌雄各 5 匹) に [dic-<sup>14</sup>C] オキサジクロメホンを低用量、あるいは [phe-<sup>14</sup>C] オキサジクロメホンを低用量または高用量で単回経口投与し、胆汁中排泄試験が実施された。

投与後 48 時間の胆汁、尿及び糞中排泄率は表 3 に示されている。

尿中から排泄された放射能は、排泄試験 [1. (2)] と同様の傾向であった。一方、糞中から排泄された放射能は、いずれの投与群でも排泄試験 [1. (2)] と比較すると低かった。排泄試験 [1. (2)] において、糞中からの排泄率が高かったのは、大部分が胆汁中排泄によるものであったことが示唆された。(参照 5)

表 3 投与後 48 時間の胆汁、尿及び糞中排泄率 (%TAR)

標識位置	投与群	性	胆汁	尿	糞
[dic- <sup>14</sup> C]	低用量群	雄	59.1	2.3	8.6
		雌	51.1	3.6	26.1
[phe- <sup>14</sup> C]	低用量群	雄	58.7	8.2	16.7
		雌	59.0	10.8	4.7
	高用量群	雄	5.9	1.8	53.1
		雌	5.2	0.9	25.0

### (4) 体内分布

Fischer ラット (一群雌雄各 5 匹) に [dic-<sup>14</sup>C] オキサジクロメホンを低用

量で単回経口投与、あるいは非標識体のオキサジクロメホンを低用量で14日間反復経口投与後に[ $\text{dic-}^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホンを単回経口投与し、体内分布試験が実施された。

雌雄とも血中濃度の $T_{\text{max}}$ 時に採取した臓器試料における放射能濃度が他の時間と比較して高く、消化管+内容物(雄 24.8  $\mu\text{g/g}$ 、雌 24.7  $\mu\text{g/g}$ )及び胃+内容物(雄 8.74  $\mu\text{g/g}$ 、雌 1.50  $\mu\text{g/g}$ )が最も高濃度であった。肝、腎、副腎、脂肪及びハーダー腺からも比較的高い濃度(0.29~1.16  $\mu\text{g/g}$ )の放射能が検出された。組織中の総残留放射能(TRR)は経時的に減少し、雄 76 時間後及び雌 120 時間後には雌雄とも 1%TRR 以下であった。

[ $\text{phe-}^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホンを高用量または低用量で単回経口投与した試験も実施された。[ $\text{dic-}^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホンを投与した試験と同様に、雌雄とも血中濃度の $T_{\text{max}}$ 時で採取した臓器試料における放射能濃度が他の時間と比較して高かった。各臓器組織中の残留放射能は $T_{\text{max}}$ 時以降、経時的に減少し、高用量群の雄 69 時間後及び雌 72 時間後、低用量群の雄 72 時間後及び雌 48 時間後には、組織中の総残留放射能が低く、高用量群では何れも約 0.3%TRR、低用量群では雄で約 1.5%TRR、雌で約 5.5%TRR であった。(参照 5)

## (5) 代謝物同定・定量

排泄試験[1. (2)]及び胆汁中排泄試験[1. (3)]における尿中、糞中及び胆汁試料を用いて、代謝物同定・定量試験が実施された。

[ $\text{phe-}^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホン高用量群の尿中ではGが主要代謝物であり、[ $\text{phe-}^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホン低用量単回経口投与群及び反復経口投与群では、G(雄)及びUMET/3(未同定、雌)が主要代謝物であった。また、比較的少量しか検出されなかったが、HはCの水酸化物と推定された。Bの抱合体の存在も確認された。糞中ではC及びIからなる画分が2番目に主要な放射能成分として確認された(低用量群で約 4~13%TAR)。

その他に糞中ではD([ $\text{dic-}^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホン低用量群で約 1~2%TAR、[ $\text{phe-}^{14}\text{C}$ ]オキサジクロメホン低用量群で約 0.4~0.6%TAR)、K(約 1%TAR 以下)及びJ(1%TAR 以下)がそれぞれ検出された。加水分解後の胆汁試料についてLC/MS分析を行った結果、B、C、D、F及びLが検出された。非標識画分からEと推定される物質が検出された。

オキサジクロメホンのラット体内における主要代謝経路は、親化合物の水酸化の後、その水酸化体の各種抱合体が考えられた。(参照 5)

## 2. 植物体内運命試験

### (1) 稲幼苗

水耕栽培をしている稲幼苗(品種:キヌヒカリ)に、[ $\text{phe-}^{14}\text{C}$ ]オキサジ

クロメホンを 0.002 mg/L となるように浸漬処理し、25/18°C（昼/夜）で 20,000 lux 以上の光を 1 日 12 時間照射し、植物体内運命試験が実施された。

稲幼苗に吸収された放射能は経時的に増加し、処理 168 時間後には総処理放射能（TAR）の 52.6%が吸収された。根部から茎葉部への移行量は経時的に増加し、処理 168 時間後には吸収された放射能の 40%が茎葉部に移行した。

処理 168 時間後にオキサジクロメホンを含むしない水耕液に移植した結果、茎葉部において、放射能の大部分が 80%アセトンで抽出可能であった。有機溶媒で抽出不可能な水溶性画分中放射能は少量であり、非抽出残渣画分中放射能は経時的に漸増した。根部において、80%アセトン抽出画分中放射能は経時的に減少した。水溶性画分中放射能は茎葉部と同様に少量であった。非抽出性残渣画分中放射能は経時的に増加し、移植 336 時間後には稲体中の 37%を占めるに至った。

有機溶媒抽出画分中の代謝物を検索したところ、主成分は親化合物であった。茎葉部からは B が 336 時間後に 1.2%TAR 検出され、2 種の未同定代謝物（UK-1、UK-2）が検出された。根部からは UK-2 のみが微量検出された。（参照 5）

## （2）水稻

[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンまたは[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンを 80 g ai/ha 及び 240 g ai/ha の用量で、稲幼苗（品種：日本晴）のポットへの移植 1 週間後に 1 回田面水に処理し、植物体内運命試験が実施された。

吸収は処理後の早期に起きること、濃度の減少は稲の生長に伴う希釈効果によることが示された。茎葉部中から検出された主要な放射性成分としては、親化合物（処理 28 日後：0.10 mg/kg、58 日後：0.03 mg/kg）の他に微量の成分が検出された。そのうちの 2 種類は親化合物のモノ水酸化体である B と C であった。また、多数の極性成分の存在が示されたが、その量は極微量であった。

登熟期（処理 120 日後）の稲での残留放射能濃度は根部で最も高く（0.09~0.10 mg/kg）、稲わらがこれに次ぎ（0.03~0.04 mg/kg）、可食部の玄米、籾殻中では低かった。[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン試料に比べ、[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン試料の玄米及び籾殻中の放射能が多かったが、これは[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンの水田土壤中での分解により生成した <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> が稲体に取り込まれたためと考えられた。

登熟期、高用量群の稲わら及び玄米試料を HPLC で分析した結果、稲わら中の主要な放射性成分としては親化合物（0.005~0.006 mg/kg）が検出され、その濃度は処理 58 日後に比べ約 1/5 に低下していた。玄米中には両

標識体ともに親化合物は検出されず、若干の極性代謝物が認められたものの、その量は極微量であった。すなわち、稲わら中の残留主成分である親化合物は玄米には移行しないことが推定された。

[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン試料の玄米未抽出放射能から $\alpha$ -アミラーゼ処理により顕著に放射能が溶出し、デンプン中に取り込まれたことを示した。また、プロテアーゼ処理でも有意な放射能が溶出したので、蛋白質への取り込みも明らかとなった。稲わら未抽出放射能の[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン試料ではリグニン、ヘミセルロース、セルロースの各画分から有意な放射能が検出された。これらの結果から、オキサジクロメホン由来の放射能が稲わらを形成する成分に取り込まれたか、代謝されたことが示唆された。

オキサジクロメホンの水稻中における主要代謝経路は、親化合物の水酸化の後、その水酸化体の各種抱合化が考えられた。(参照 5)

### 3. 土壤中運命試験

#### (1) 好氣的土壤中運命試験

[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンまたは[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンを軽埴土(秋田県)に 80 g ai/ha または 400 g ai/ha となるように処理し、好氣的土壤中運命試験が実施された。

推定半減期は 363~374 日で、用量による差は認められなかった。好氣的条件下における主要分解物は、M 及び構造未同定の SDPU9A、SDPU9B、SDPU10 であり、試験期間中に、経時的に増加した。土壤中の各種分解物の生成割合は、[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン 400 g ai/ha 処理群の 168 日後で、M は 3.6~5.0% TAR、SDPU9A+SDPU9B は約 5% TAR、SDPU10 が約 2% TAR であった。SDPU9B と SDPU10 はいずれも分子量 381 の異性体であり、F の水和体と推察された。また、[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンからの <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> の累積発生量が 7~8% TAR に達した。[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンからの <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> の発生は認められなかった。(参照 5)

#### (2) 嫌氣的土壤中運命試験

[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンまたは[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンを水深 1 cm となるように蒸留水を加えた軽埴土に、80 g ai/ha (低用量処理群) または 400 g ai/ha (高用量処理群) となるように処理し、嫌氣的土壤中運命試験が実施された。

嫌氣的条件下で、オキサジクロメホンは土壌相に速やかに分布し、その分解速度は遅く、高用量処理群での推定半減期は 2 種類の標識体の平均で 617 日(相関係数 0.86~0.99) であった。低用量処理群([dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン) では高用量処理群よりも長い推定半減期が算出されたが、相

関係数が低く（相関係数 0.58）、信頼性の高い算出値は得られなかった。何れの標識体の場合も、抽出液に回収される放射能の割合は経時的に低下し、抽出残渣中放射能の割合が増加した（168 日後で 15~21% TAR）。抽出残渣中放射能の割合は、高用量群では[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンよりも[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンの方がわずかに高かった。

何れの標識体及び処理量においても、抽出液中の各分解物は 168 日間のインキュベーション期間中に経時的に増加したが、最大のものでも 1.2% TAR 未満であった。嫌氣的条件下で認められた分解物は、好氣的条件下で認められたものと同様で、M、SDPU9A、SDPU9B 及び SDPU10 であった。

オキサジクロメホンの土壌中における分解経路は、好氣的及び嫌氣的条件下で同じであり、分子開裂によって M の生成及びオキサジノン環の開環反応により SDPU9A、SDPU9B、SDPU10 を生成する。その後、二酸化炭素あるいは結合性残留物へと分解される経路であると考えられた。（参照 5）

### （3）土壌吸着試験

4 種類の国内土壌（細粒強グライ土：古川、福島、灰色低値土：岡山、淡色黒ボク土：十勝）を用いてオキサジクロメホンの土壌吸着試験が実施された。

平衡化試験において水相のオキサジクロメホン濃度が極めて低く、土壌吸着係数は求められなかった。（参照 5）

## 4. 水中運命試験

### （1）加水分解試験

オキサジクロメホンを pH 4、pH 7 及び pH 9 の各緩衝液に 0.06 mg/L の用量で添加し、50°C の暗所条件下で 5 日間インキュベートする加水分解試験が実施された。

50°C のインキュベート条件下で何れの pH においても 5 日後の分解率は 10% 以内であり、オキサジクロメホンは加水分解に対して安定であると考えられた。（参照 5）

### （2）水中光分解試験

[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンまたは[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホンを滅菌リン酸緩衝液（pH 7）または滅菌自然水（pH 6.1、田面水）に 0.05 mg/L の用量で添加し、25±1°C で最大 4 日間、キセノンランプにより光照射（光強度：176 W/m<sup>2</sup>、測定波長：290~800 nm）する水中光分解試験が実施された。

オキサジクロメホンの水中における推定半減期は、滅菌緩衝液中では [dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン処理群で 2.16 日、[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン処理群では 2.10 日であり、東京における太陽光下で換算した推定半減期は、それぞれ 5.98 及び 5.81 日であると推定された。滅菌自然水中では、[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン処理群で 2.18 日、[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン処理群では 2.02 日であり、東京における太陽光下で換算した推定半減期は、それぞれ 6.04 及び 5.59 日であると推定された。

[dic-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン処理群の滅菌緩衝液中での放射能分布は、親化合物は試験開始 4 日後に 27.0% TAR、M は 58.7% TAR 検出された。自然水中では親化合物は 26.4% TAR、M は 35.0% TAR、O は 3.5% TAR、N は 7.5% TAR であった。[phe-<sup>14</sup>C]オキサジクロメホン処理群の滅菌緩衝液中での放射能分布は、親化合物は試験開始 4 日後に 25.0% TAR、Q は 32.5% TAR、R は 3.9% TAR、P は 1.4% TAR、PPU4 (構造未同定) は 16.5% TAR、PPU6 (構造未同定) は 5.2% TAR であった。滅菌自然水中で親化合物は 25.2% TAR、N は 6.7% TAR、Q は 28.2% TAR、R は 8.0% TAR、P は 2.8% TAR、PPU4 は 3.4% TAR、PPU6 は 5.0% TAR であった。

オキサジクロメホンの水中における主要分解経路は、分子開裂による M の生成及びオキサジノン環の開環反応により P 及び Q を経て R (安息香酸) を生成すると考えられた。(参照 5)

## 5. 土壌残留試験

火山灰・埴壤土 (栃木)、沖積・壤土 (岡山)、火山灰・軽埴土 (茨城) 及び洪積・砂壤土 (福岡) を用いて、オキサジクロメホンを分析対象とした土壌残留試験 (容器内及び圃場) が実施された。なお水中では放射能は定量限界未満であった。

推定半減期は表 4 に示されている。(参照 5)

表 4 土壌残留試験成績 (推定半減期)

試験	条件	剤型 (形)	添加濃度	土壌	推定半減期
容器内試験	湛水	純品	0.4 mg/kg	火山灰・埴壤土	約 270 日
		純品	0.4 mg/kg	沖積・壤土	約 359 日
	畑地	純品	0.4 mg/kg	火山灰・軽埴土	約 56 日
		純品	0.4 mg/kg	洪積・砂壤土	約 49 日
圃場試験	湛水	粒剤 <sup>1)</sup>	20 kg ai/ha	火山灰・埴壤土	1 日以内
		粒剤 <sup>1)</sup>	20 kg ai/ha	沖積・壤土	約 2 日