

（案）

農薬評価書

ベンフレセート

2008年3月5日

食品安全委員会農薬専門調査会

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	4
I. 評価対象農薬の概要	5
1. 用途	5
2. 有効成分の一般名	5
3. 化学名	5
4. 分子式	5
5. 分子量	5
6. 構造式	5
7. 開発の経緯	5
II. 安全性に係る試験の概要	5
1. 動物体内運命試験	6
(1) 動物体内運命試験(ラット)	6
① 血中濃度推移	6
② 排泄	6
③ 体内分布	7
④ 代謝物同定・定量	7
(2) 動物体内運命試験(マウス)	8
① 排泄	9
② 代謝物同定・定量	9
2. 植物体内運命試験	9
3. 土壌中運命試験	11
(1) 好氣的湛水土壌中運命試験①	11
(2) 好氣的湛水土壌中運命試験②(好氣の前培養処理)	11
(3) 好氣的土壌中運命試験①	12
(4) 好氣的土壌中運命試験②(滅菌及び非滅菌土壌)	12
(5) 土壌吸着試験	12
(6) 土壌吸脱着試験	12
4. 水中運命試験	13
(1) 加水分解試験	13
(2) 水中光分解試験(緩衝液及び合成自然水)	13
5. 土壌残留試験	13

6. 作物等残留試験	14
(1) 作物残留試験	14
(2) 魚介類における最大推定残留値	14
7. 一般薬理試験	15
8. 急性毒性試験	16
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(マウス)	18
(3) 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	19
(1) 1 年間慢性毒性試験(イヌ)	19
(2) 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験(ラット)	20
(3) 18 カ月間発がん性試験(マウス)	20
12. 生殖発生毒性試験	21
(1) 2 世代繁殖試験(ラット)	21
(2) 発生毒性試験(ラット)	22
(3) 発生毒性試験(ウサギ)	22
13. 遺伝毒性試験	23
 Ⅲ. 食品健康影響評価	 25
・別紙 1: 代謝物/分解物等略称	27
・別紙 2: 検査値等略称	28
・参照	29

＜審議の経緯＞

- 1994年 4月 8日 初回農薬登録
2007年 10月 1日 農林水産省より厚生労働省へ基準設定依頼（魚介類）
2007年 10月12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 1012004 号）、関係書
類の接受（参照 1~44、48）
2007年 10月18日 第 211 回食品安全委員会（要請事項説明）（参照 49）
2007年 11月 9日 第 17 回農薬専門調査会総合評価第二部会（参照 50）
2008年 3月 5日 第 37 回農薬専門調査会幹事会（参照 51）

＜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

＜食品安全委員会農薬専門調査会専門委員名簿＞

鈴木勝士（座長）	三枝順三	布柴達男
林 真（座長代理）	佐々木有	根岸友恵
赤池昭紀	代田真理子	平塚 明
石井康雄	高木篤也	藤本成明
泉 啓介	玉井郁巳	細川正清
上路雅子	田村廣人	松本清司
臼井健二	津田修治	柳井徳磨
江馬 眞	津田洋幸	山崎浩史
大澤貫寿	出川雅邦	山手丈至
太田敏博	長尾哲二	與語靖洋
大谷 浩	中澤憲一	吉田 緑
小澤正吾	納屋聖人	若栗 忍
小林裕子	西川秋佳	

要 約

ベンゾフラニルアルキルスルホン酸系除草剤「ベンフレセート」（CAS No. 68505-69-1）について、各種試験成績等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（ラット及びマウス）、植物体内運命（水稻）、土壤中運命、水中運命、土壌残留、作物残留、急性毒性（ラット及びマウス）、亜急性毒性（ラット、マウス及びイヌ）、慢性毒性（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、ベンフレセート投与による影響は主に腎臓に認められた。発がん性、催奇形性及び遺伝毒性は認められなかった。

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 2.63 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 0.026 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：ベンフレセート

英名：benfuresate（ISO 名）

3. 化学名

IUPAC

和名：2,3-ジヒドロ-3,3-ジメチルベンゾフラン-5-イル=エタンスルホナート

英名：2,3-dihydro-3,3-dimethylbenzofuran-5-yl ethanesulfonate

CAS (No.68505-69-1)

和名：2,3-ジヒドロ-3,3-ジメチル-5-ベンゾフラニル=エタンスルホナート

英名：2,3-dihydro-3,3-dimethyl-5-benzofuranyl ethanesulfonate

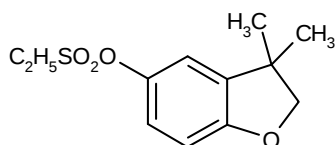
4. 分子式

$C_{12}H_{16}O_4S$

5. 分子量

256.3

6. 構造式



7. 開発の経緯

ベンフレセートは、英国シェーリングアグロケミカル社（現：バイエルクロップサイエンス株式会社）により開発されたベンゾフラニルアルキルスルホン酸系除草剤である。作用機構の詳細は解明されていないが、炭素数 18 以上の長鎖の脂肪酸の合成阻害と考えられており、湛水処理及び土壌処理により殺草活性を示す。我が国では 1994 年に移植水稻の雑草防除を目的として初回農薬登録され、2007 年 10 月現在、米及び綿実について食品衛生法に基づく残留基準が設定されている。海外では韓国で農薬登録されている。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

各種運命試験（II. 1～4）は、ベンフレセートのエタンスルホニル基の炭素を ^{14}C で標識したもの（[eth- ^{14}C]ベンフレセート）及びフェニル環の炭素を ^{14}C で均一に標識したもの（[phe- ^{14}C]ベンフレセート）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はベンフレセートに換算した。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）動物体内運命試験（ラット）

① 血中濃度推移

SD ラット（一群雌雄各 5 匹）に[eth- ^{14}C]ベンフレセートを低用量（10 mg/kg 体重）または高用量（1,000 mg/kg 体重）で単回経口投与、反復経口投与または単回静脈内投与し、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。

低用量群では、投与方法、回数及び性別にかかわらず、血漿中放射能の最高濃度到達時間（ $T_{\max}$ ）は 0.25～0.5 時間、最高濃度（ $C_{\max}$ ）は 2.8～6.9 $\mu\text{g/mL}$ 、消失半減期（ $T_{1/2}$ ）は 3.0～4.1 時間であり、速やかに減衰した。

高用量群においては、 $T_{\max}$ は雄で 1 時間、雌で 0.25 時間、 $C_{\max}$ は雄で 180 $\mu\text{g/mL}$ 、雌で 114 $\mu\text{g/mL}$ であった。 $T_{1/2}$ は雄で 6.4 時間、雌で 4.9 時間であり、低用量群より若干延長されたものの速やかに減衰した。（参照 2）

表 1 血漿中放射能濃度推移

投与量 投与方法	低用量						高用量	
	単回経口		反復経口*		単回静脈内		単回経口	
性別	雄	雌	雄	雌	雄	雌	雄	雌
$T_{\max}$ (時間)	0.25	0.5	0.25	0.25	0.5	0.5	1	0.25
$C_{\max}$ ($\mu\text{g/mL}$)	6.9	4.5	2.8	4.0	3.2	2.9	180	114
$T_{1/2}$ (時間)	3.0	3.2	4.1	3.4	3.0	3.1	6.4	4.9

*：非標識体を 14 日間反復経口投与後、[eth- ^{14}C]ベンフレセートを単回経口投与

② 排泄

SD ラット（一群雌雄各 5 匹）に[eth- ^{14}C]ベンフレセートを低用量または高用量で単回経口投与、反復経口投与または単回静脈内投与し、排泄試験が実施された。

投与後 48 時間の尿及び糞中排泄率は表 2 に示されている。

いずれの群でも排泄は速やかであり、投与後 48 時間の糞尿中に総投与放射能（TAR）の 89.8～107%が排泄された。主要排泄経路は尿中（65.5～89.8%TAR）であった。低用量群において、経口投与群の尿中排泄は単回経口投与群（雄：83.5% TAR、雌：89.8%TAR）に比べて反復経口投与群（雄：65.5%TAR、雌：74.1%

TAR) で低下した。

糞中排泄は、低用量群では雄で 23.0~32.4%TAR、雌で 11.7~13.0%TAR であり、雌より雄で高かったが、高用量群では雌雄とも約 10%TAR と同様であった。なお、単回静脈内投与群で認められた糞中排泄は、胆汁中への排泄に由来するものと考えられた。(参照 3)

表 2 投与後 48 時間の尿及び糞中排泄率 (%TAR)

投与量		低用量						高用量	
投与方法		単回経口		反復経口*		単回静脈内		単回経口	
性別		雄	雌	雄	雌	雄	雌	雄	雌
投与後 48 時間	尿	83.5	89.8	65.5	74.1	68.6	88.7	80.5	82.1
	糞	23.0	12.0	32.4	13.0	27.8	11.8	9.4	9.7
	計	107	102	97.9	87.1	96.4	100	89.9	91.8

*：非標識体を 14 日間反復経口投与後、[eth-¹⁴C]ベンフレセートを単回経口投与

③ 体内分布

SD ラット（一群雌雄各 18 匹）に[phe-¹⁴C]ベンフレセートを低用量または高用量で単回経口投与し、体内分布試験が実施された。

主要組織における残留放射能濃度は表 3 に示されている。

いずれの投与群においても、残留放射能濃度は全ての組織で投与 6 時間後に最高濃度となり、消化管を除くと低用量群では腎及び肝、高用量群では腎、腎周囲脂肪、カーカス、肝、副腎及び卵巣で高かった。いずれの組織中放射能も以後速やかに減衰し、投与 144 時間後には、多くの組織で血漿中濃度未満あるいは検出限界未満となった。(参照 4)

表 3 主要組織における残留放射能濃度 (μg/g)

投与量	性別	投与 6 時間後	投与 144 時間後
低用量	雄	消化管(49.4)、腎(3.39)、肝(1.48)、肺(0.96)、血漿(0.95)	消化管(0.18)、カーカス(0.03)、他は検出限界未満
	雌	消化管(40.3)、腎(3.82)、肝(0.98)、血漿(0.68)	カーカス(0.03)、他は検出限界未満
高用量	雄	消化管(4780)、腎(355)、腎周囲脂肪(152)、カーカス(129)、肝(120)、副腎(78.3)、血漿(75.1)	消化管(8.62)、カーカス(4.73)、肝(1.47)、腎周囲脂肪(0.87)、腎(0.73)、血液(0.47)、血漿(0.23)、他は検出限界未満
	雌	消化管(4770)、腎周囲脂肪(513)、腎(208)、副腎(166)、卵巣(138)、肝(114)、カーカス(84.7)、肺(83.6)、血漿(47.9)	消化管(2.35)、カーカス(1.46)、腎周囲脂肪(1.02)、腎(0.88)、血液(0.38)、卵巣(0.18)、血漿(0.12)、他は検出限界未満

④ 代謝物同定・定量

SD ラット（一群雌雄各 5 匹）に[eth-¹⁴C]ベンフレセートを低用量または高用量で単回経口投与、反復経口投与または単回静脈内投与し、投与後 8 時間の尿及

び投与後 24 時間の糞を試料とした代謝物同定・定量試験が実施された。

尿及び糞における代謝物は表 4 に示されている。

尿中に親化合物は認められなかった。主要代謝物は D であり、次いで多かったのは極性代謝物であった。経口投与群及び雌の静脈内投与群では、D が尿中の総残留放射能（TRR）の 84~98%、極性代謝物が 1~15%TRR 認められたが、雄の静脈内投与群では D が 69~83%TRR とやや低下し、極性代謝物が 12~31%TRR と高かった。微量代謝物として、高用量群及び静脈内投与群にのみ B 及び C が認められた。

尿試料の酸加水分解により、C が増加し、B がいずれの群でも認められた。これらの結果から、C は酸性条件において D の遊離酸がラクトン体へ変換されたものであり、B はベンゾフラン環 2 位の水酸基が抱合化されたものと考えられた。

糞中にも親化合物は認められず、主要代謝物は D であった。D は 34~95%TRR を占め、他に B 及び C が 0~39%TRR 及び 0~28%TRR 認められた。

ベンフレセートはラット体内において、ベンゾフラン環 2 位の水酸化により B を生成し、B の一部が抱合化を受ける一方、大部分は更に酸化を受け C を経て、主要代謝物かつ遊離酸である D に変換されると考えられた。（参照 5）

表 4 尿及び糞における代謝物（尿及び糞中の総残留放射能に占める割合、%TRR）

投与量	投与方法	性別	試料	代謝物**
低用量	単回経口	雄	尿	D(90~96)、非極性代謝物(4~10)
			糞	D(75~90)、C(9~14)、B(3~6)、極性代謝物(0~9)
		雌	尿	D(85~97)、極性代謝物(3~15)
			糞	D(57~83)、B(5~21)、C(9~16)、非極性代謝物(0~6)、極性代謝物(0~4)
	反復経口*	雄	尿	D(91~95)、極性代謝物(4~8)、非極性代謝物(0~1)
			糞	D(70~78)、C(7~14)、B(6~12)、極性代謝物(4~9)
		雌	尿	D(85~93)、極性代謝物(7~15)、非極性代謝物(0~1)
			糞	D(80~95)、C(0~20)、B(<4)
	単回静脈内	雄	尿	D(69~83)、極性代謝物(12~31)、C(0~1)
			糞	D(60~76)、B(10~12)、C(5~28)、極性代謝物(0~6)
		雌	尿	D(91~93)、極性代謝物(7~9)、非極性代謝物(0~1)
			糞	D(69~81)、C(14~22)、B(0~9)、非極性代謝物(0~5)、極性代謝物(0~3)
高用量	単回経口	雄	尿	D(94~98)、極性代謝物(1~6)、B(0~1)
			糞	D(34~76)、B(11~25)、C(5~16)、非極性代謝物(1~27)、極性代謝物(1~12)
		雌	尿	D(84~94)、極性代謝物(3~7)、C(1~4)、B(0~7)、非極性代謝物(0~1)
			糞	D(52~85)、B(7~39)、C(3~8)、極性代謝物(0~5)、非極性代謝物(0~1)

* : 非標識体を 14 日間反復経口投与後、[eth-¹⁴C]ベンフレセートを単回経口投与

** : 尿中代謝物は酸加水分解前の値

（2）動物体内運命試験（マウス）

ICR マウス（一群雌雄各 3 匹）に[eth-¹⁴C]ベンフレセートを低用量または高用

量で単回経口投与し、動物体内運命試験が実施された。

① 排泄

投与後 48 時間の尿及び糞中排泄率は表 5 に示されている。

ラットと同様、いずれの投与群でも排泄は速やかであり、投与後 48 時間の糞尿中に 90.3～101%TAR が排泄された。低用量群ではより速やかであった。主要排泄経路は尿中であり、投与後 48 時間に 85.4～98.6%TAR が排泄された。（参照 6）

表 5 投与後 48 時間の尿及び糞中排泄率（%TAR）

投与量		低用量		高用量	
性別		雄	雌	雄	雌*
投与後 48 時間	尿	86.3	98.6	88.8	85.4
	糞	11.3	2.1	4.6	4.9
	計	97.6	101	93.4	90.3

*1 匹は投与後 2 日にと殺された。

② 代謝物同定・定量

投与後 24 時間の尿における代謝物は表 6 に示されている。

ラットと同様、尿中に親化合物は認められなかった。主要代謝物は D であり、低用量群及び高用量群でそれぞれ 83～90%TRR 及び 63～82%TRR 認められ、次いで極性代謝物がそれぞれ 9～19%TRR 及び 16～35%TRR 認められた。他に微量の B 及び C が認められた。また、ラット同様、尿試料の酸加水分解により B 及び C が増加した。

糞中には痕跡量の親化合物が認められた。主要代謝物は D であり、また少量の B、C 及び極性代謝物が認められた。（参照 6）

表 6 尿における代謝物（尿中の総残留放射能に占める割合、%TRR）

投与量	性別	代謝物*
低用量	雄	D(87～90)、極性代謝物(9～19)、C(1～2)、B(痕跡量)
	雌	D(83～89)、極性代謝物(9～16)、B(1～4)、C(1～2)
高用量	雄	D(73～78)、極性代謝物(19～24)、C(1～3)、B(痕跡量)
	雌	D(63～82)、極性代謝物(16～35)、C(2～3)、B(痕跡量)

*：尿中代謝物は酸加水分解前の値

2. 植物体内運命試験

水稻（品種：ササニシキ及びコシヒカリ）に[phe-¹⁴C]ベンフレセートを 1,090 g ai/ha の用量（通常使用量の 1.8 倍に相当）で移植 45 日後（未成熟茎葉採取用）及び移植 15 日後（稲わら及び玄米採取用）に湛水处理（湛水深：4～5 cm）し、処理 14 日後（移植 59 日後の未成熟茎葉）及び処理 97 日後（移植 112 日後の稲わら及び玄米）に採取した試料を用いた植物体内運命試験が実施された。

未成熟イネの茎葉部、収穫期の稲わら及び収穫期の玄米中の残留放射能濃度は、それぞれ 8.13 mg/kg、7.03 mg/kg 及び 0.28 mg/kg であった。茎葉部から玄米への放射能の移行は少なかった。

未成熟茎葉、稲わら及び玄米中の抽出性放射能は、それぞれ 68.7%TRR、61.1%TRR 及び 34.3%TRR を占め、植物繊維画分に残存した結合性放射能はそれぞれ 31.3%TRR、38.9%TRR 及び 65.7%TRR であった。

未成熟茎葉、稲わら及び玄米の抽出性放射能の酸加水分解前と分解後の代謝物の検出量は表 7 に示されている。

成熟茎葉、稲わら及び玄米の抽出性放射能は、酸加水分解処理前では極性代謝物が 19.5~58.8%TRR を占めた。他に親化合物、微量の C 及び E が認められた。

酸加水分解により、未成熟茎葉及び稲わらでは C がそれぞれ 27.7%TRR 及び 40.3%TRR、親化合物がそれぞれ 9.0%TRR 及び 3.6%TRR 認められた。玄米では、酸加水分解の有無にかかわらず親化合物が 8.7%TRR (0.024 mg/kg) と最も多く認められ、次いで C が酸加水分解により 6.8%TRR (0.018 mg/kg) 認められた。このことから、主要代謝物 C は主として抱合体で存在すると考えられた。このほか酸加水分解により新たに B 及び F が微量認められた。繊維質に取り込まれた結合性放射能のアルカリによる可溶化により、F が未成熟茎葉、わら及び玄米に 8.6~15.4%TRR、E が未成熟茎葉及び玄米に 0.9~6.7%TRR 認められた。[phe-¹⁴C]ベンフレセートの処理区と無処理区を隣接して水稻を栽培した場合、無処理区の玄米から処理区での処理放射能の 9.3% (0.026 mg/kg) の残留放射能が検出された。このことから、玄米中の残留放射能 (0.28 mg/kg) の一部は、土壤中[phe-¹⁴C]ベンフレセートが二酸化炭素に分解され、気化した二酸化炭素が水稻に吸収されて同化されると考えられた。

ベンフレセートの稲における主要代謝経路は、ベンゾフラン環 2 位の水酸化による B の生成、B の酸化による C の生成、C のエステル抱合及び加水分解による D の生成であると考えられた。なお、この抱合体は酸加水分解及び環化を受け、再度ラクトン体である C になることが示唆された。(参照 7)

表 7 各試料の抽出性放射能における代謝物

試料	総残留放射能濃度	酸加水分解処理	抽出性放射能					
			親化合物	B	C	E	F	極性代謝物
未成熟茎葉	9.66 mg/kg	前	%TRR	7.2	—	0.3	1.0	—
			mg/kg	0.696	—	0.029	0.097	—
		後	%TRR	9.0	3.7	27.7	7.5	0.0
			mg/kg	0.869	0.357	2.68	0.725	0.0
稲わら	6.42 mg/kg	前	%TRR	1.0	—	0.4	1.1	—
			mg/kg	0.064	—	0.026	0.071	—
		後	%TRR	3.6	1.5	40.3	1.3	0.0
			mg/kg	0.231	0.096	2.58	0.083	0.0

玄米	0.27 mg/kg	前	%TRR	8.7	—	1.6	0.9	—	19.5
			mg/kg	0.024	—	0.004	0.002	—	0.053
		後	%TRR	8.7	0.1	6.8	1.4	0.7	3.7
			mg/kg	0.024	0.0003	0.018	0.004	0.002	0.010

—：検出されず

3. 土壤中運命試験

(1) 好氣的湛水土壤中運命試験①

[phe-¹⁴C]ベンフレセートを砂壤土（英国 Abington）に 1.0 kg ai/ha の用量で土壤処理し、蒸留水で湛水後、25±2℃の暗条件下で 364 日間インキュベートして、好氣的湛水土壤中運命試験が実施された。

湛水試料中の放射能及び土壤における抽出性放射能は、処理当日ではそれぞれ 32.6% TAR 及び 63.3% TAR 認められ、その後は経時的に減少して試験終了時（処理 364 日後）ではそれぞれ 10.6% TAR 及び 40.3% TAR となった。

土壤結合型残留放射能及び二酸化炭素として回収された放射能は、試験期間後半に大きく増加し、試験終了時にはそれぞれ 19.2% TAR 及び 12.4% TAR となった。

ベンフレセートの分解は緩慢であり、処理当日の 93.0% TAR から試験終了時の 45.3% TAR へと減少し、推定半減期は 300 日であった。主要分解物は二酸化炭素であった。他に各種の未知分解物が認められたが、その生成量はいずれも 5% TAR 未満であった。（参照 8）

(2) 好氣的湛水土壤中運命試験②（好氣的前培養処理）

[phe-¹⁴C]ベンフレセートを砂壤土（英国 Abington）に 1.0 kg ai/ha の用量で土壤処理後、26 日間は非湛水条件で、その後は蒸留水で湛水して計 364 日間、25±2℃の暗条件下で好氣的にインキュベートして、好氣的湛水土壤中運命試験が実施された。

湛水開始直後（処理 26 日後）の試験系における放射能は、主として土壤抽出性放射能（55.6% TAR）として回収され、湛水試料から回収された放射能は 7.2% TAR であった。同時点における土壤結合型残留及び二酸化炭素としての放射能は、それぞれ 25.3% TAR 及び 14.8% TAR であった。これ以降、56~84 日後までの間は二酸化炭素の発生はほとんど増加せず、水溶性成分が約 17% まで増加したが、試験終了時点では、土壤抽出性放射能は経時的に減少して 11.0% TAR となり、これに対して土壤結合型放射能及び二酸化炭素が増加し、それぞれ 34.1% TAR 及び 36.3% TAR となった。

ベンフレセートの本試験条件下における推定半減期は 50 日であり、主要分解物は二酸化炭素であった。他に未知分解物が認められたが、その生成量はいずれも 5% TAR 未満であった。（参照 8）

（３）好氣的土壤中運命試験①

[phe-¹⁴C]ベンフレセートを砂壤土（英国 Abington）及びシルト質埴壤土（英国 Terling）にそれぞれ 1.0 kg ai/ha の用量で土壌処理し、364 日間、25±2℃の暗条件下で好氣的にインキュベートして、好氣的土壤中運命試験が実施された。

ベンフレセートは、好氣的条件下では土壌中で速やかに分解し、推定半減期は 18~20 日であった。試験終了時点での二酸化炭素の発生率は 55~61%TAR に達した。結合性残渣は 34~36%であった。未同定分解物が複数検出されたが、いずれも生成率は低く、最大は未同定分解物 A が Abington 土壌で処理 26 日後に 3.1%TAR 検出されたが、試験終了時点では 0.1%TAR に減少した。（参照 8）

（４）好氣的土壤中運命試験②（滅菌及び非滅菌土壌）

[phe-¹⁴C]ベンフレセートを、滅菌及び非滅菌の砂壤土（英国 Abington）に 0.6 kg ai/ha の用量で土壌処理後、20±2℃の暗条件下で 119 日間インキュベートして、好氣的土壤中運命試験が実施された。

滅菌土壌では、ベンフレセートはほとんど分解されなかった。二酸化炭素の発生は 0.1%TAR 以下、結合性残留放射能は 2.3%TAR 以下であった。分解物として C が 56 日後に最大 2.2%TAR が検出され、その他、B が 91 日後に 0.5%TAR が検出されたが、いずれも試験終了時点では検出限界以下であった。

非滅菌土壌中ではベンフレセートは速やかに分解され、処理 56 日後に 6.6% TAR、119 日後には 2.8%TAR に減少した。試験終了時点の二酸化炭素の累積発生量は 46%TAR であった。二酸化炭素以外の分解物は C と B が検出されたが、いずれも検出限界以下~0.1%TAR であった。土壌粒子への結合残留放射能は 56 日後で 49% TAR、119 日後で 43%TAR であった。。

以上の結果から、ベンフレセートの好氣的土壌分解には、微生物分解が大きく寄与していることが示唆された。（参照 9）

（５）土壌吸着試験

4 種類の国内土壌（砂質埴壤土：岡山、軽埴土：石川、砂壤土：宮崎、シルト質埴壤土：茨城）を用いた土壌吸着試験が実施された。

Freundlich の吸着係数 K_{ads} は 1.28~5.97 であり、有機炭素含有率により補正した吸着係数 K_{oc} は 120~490 であった。（参照 10）

（６）土壌吸脱着試験

4 種類の土壌（砂壤土：茨城、埴壤土：米国イリノイ州、重埴土：米国ミネソタ州、砂土：米国ノースカロライナ州）を用いた土壌吸脱着試験が実施された。

Freundlich の吸着係数 K_{ads} は 0.776~9.20、有機炭素含有率により補正した吸着係数 K_{oc} は 140~259 であり、脱着係数 K_{des} は 0.03~11.2 であった。ベンフレセートの土壌への脱着は吸着と比較して生じにくいものと考えられた。ベンフレ

セートの土壌中での移動性は低～中程度と考えられた。（参照 11）

4. 水中運命試験

（1）加水分解試験

[phe-¹⁴C]ベンフレセートを pH 4（クエン酸）、pH 7（イミダゾール塩酸）及び pH 9（リン酸）の各滅菌緩衝液に 0.451~0.459 µg/mL となるように添加した後、50.1±0.1℃の暗所条件下で 5 日間インキュベートして、加水分解試験が実施された。

ベンフレセートは pH 4~9 の各緩衝液中で加水分解に対して安定であった。（参照 12）

（2）水中光分解試験（緩衝液及び合成自然水）

[phe-¹⁴C]ベンフレセートを、pH 7 の滅菌リン酸緩衝液及び pH 7 のフミン酸を添加した滅菌合成自然水に 45 µg/mL となるように添加した後、25℃で 16.2 日間（388 時間）キセノンランプ照射（光強度：4.3 W/m²、波長：290~320 nm）して、水中光分解試験が実施された。

両試験水とも、水中から回収される放射能が経時的に減少する一方、揮発性物質として回収された放射能が経時的に増加した。試験終了時（16.2 日後）には、緩衝液では水中に 78.0% TAR、揮発性物質に 10.2% TAR、合成自然水では水中に 70.8% TAR、揮発性物質に 10.5% TAR が存在した。

両試験水とも、水中の親化合物は経時的に減少し、処理当日で 94.6~94.9% TAR、試験終了時で 24.4~28.0% TAR であった。これに対して未同定分解物が経時的に増加し、試験終了時では 52.5~54.8% TAR となった。未同定分解物は高極性の複数成分で構成されおり、ギ酸及び酢酸が含まれていたことが確認されたが、10% TAR 以上生成した単一分解物はないと考えられた。また、揮発性物質の大部分は二酸化炭素であった。

推定半減期は、緩衝液及び自然水でそれぞれ 7.4 日及び 6.7 日（北緯 35 度、春の太陽光換算ではそれぞれ 146 日及び 132 日）であった。（参照 13）

5. 土壌残留試験

火山灰・軽埴土（茨城）、洪積・埴壤土（大阪）、洪積・壤質砂土（福岡）及び洪積花崗岩系・壤質砂土（福岡）を用いて、ベンフレセートを分析対象化合物とした土壌残留試験（圃場及び容器内）が実施された。結果は表 8 に示されている。（参照 14）

表 8 土壌残留試験成績（推定半減期）

試験		濃度*	土壌	ベンフレセート
圃場試験	水田(湛水) 状態	600 g ai/ha 2 回湛水散布	火山灰・軽埴土	14 日
			洪積・埴壤土	5 日
	畑地状態	900 g ai/ha 2 回散布	火山灰・軽埴土	約 21 日
			洪積・壤質砂土	約 11 日
容器内試験	水田(湛水) 状態	0.6 mg/kg	火山灰・軽埴土	326 日
			洪積・埴壤土	85 日
	畑地状態	1 mg/kg	火山灰・軽埴土	約 24 日
			洪積花崗岩系・ 壤質砂土	約 90 日

*：圃場試験では粒剤（水田）及び顆粒水和剤（畑地）、容器内試験では純品を使用

6. 作物等残留試験

（１）作物残留試験

水稻を用いて、ベンフレセート及び代謝物 C を分析対象化合物とした作物残留試験が実施された。

結果は表 9 に示されている。

ベンフレセート及び代謝物 C の最大残留値は、いずれも散布 89 日後に収穫した稲わらで認められ、それぞれ 0.07 mg/kg 及び 1.83 mg/kg であった。玄米中のベンフレセート及び代謝物 C の残留値はいずれも定量限界以下であった。（参照 15、16）

表 9 作物残留試験成績

作物名 (栽培形態) (分析部位) 実施年度	試験 圃場 数	使用量 (g ai/ha)	回数 (回)	PHI (日)	残留値 (mg/kg)			
					ベンフレセート		C	
					最高値	平均値	最高値	平均値
水稻 (玄米) 1991 年度	2	600	1~2	65~109	<0.01	<0.01	0.01	0.01*
水稻 (稲わら) 1991 年度	2	600	1 2	86~109 65~89	<0.05 0.07	<0.04 0.06*	0.77 1.83	0.53 0.86

注)・使用方法は全て、粒剤を用いた湛水散布とした。

- ・一部に定量限界未満を含むデータの平均を計算する場合は、定量限界値を検出したものとして計算し、*印を付した。
- ・全てのデータが定量限界未満の場合は定量限界値の平均に<を付して記載した。

（２）魚介類における最大推定残留値

ベンフレセートの公共用水域における予測濃度である水産動植物被害予測濃度（水産 PEC）及び生物濃縮係数（BCF）を基に、魚介類の最大推定残留値が算

出された。

ベンフレセートの PEC は 0.52 µg/L、BCF は 26（計算値）、魚介類における最大推定残留値は 0.068 mg/kg であった。（参照 44）

上記の作物残留試験の分析値及び魚介類における最大推定残留値を用いて、ベンフレセート（親化合物のみ）を暴露評価対象化合物とした際に食品中より摂取される推定摂取量が表 10 に示されている。なお、本推定摂取量の算定は、登録に基づく使用方法から、ベンフレセートが最大の残留を示す使用条件で水稻に使用され、かつ、魚介類への残留が上記の最大推定残留値を示し、加工・調理による残留農薬の増減が全くないとの仮定の下に行った。

表 10 食品中より摂取されるベンフレセートの推定摂取量

食品名	残留値 (mg/kg)	国民平均 (体重：53.3 kg)		小児（1～6 歳） (体重：15.8 kg)		妊婦 (体重：55.6 kg)		高齢者（65 歳以上） (体重：54.2 kg)	
		ff	摂取量	ff	摂取量	ff	摂取量	ff	摂取量
魚介類	0.068	94.1	6.4	42.8	2.9	94.1	6.4	94.1	6.4
合計			6.4		2.9		6.4		6.4

注）・残留値は最大推定残留値を用いた。

- ・玄米のデータは全て定量限界未満であったため、摂取量の計算に含めていない。
- ・「ff」：平成 10 年～12 年の国民栄養調査（参照 45～47）の結果に基づく摂取量（g/人/日）
- ・妊婦及び高齢者の魚介類の ff は国民平均の ff を用いた。
- ・「摂取量」：残留値から求めたベンフレセートの推定摂取量（µg/人/日）

7. 一般薬理試験

マウス、ラット、ウサギ及びモルモットを用いた一般薬理試験が実施された。

結果は表 11 に示されている。（参照 17）

表 11 一般薬理試験概要

試験の種類		動物種	動物数 匹/群	投与量 (mg/kg 体重) (投与経路)	無作用量 (mg/kg 体重)	作用量 (mg/kg 体重)	結果の概要
中 枢 神 経 系	一般状態 (Irwin 改変法)	ICR マウス	雄 5	0, 62.5, 125, 250, 1,000, 2,000 (経口) ¹⁾	—	62.5	高用量で中枢興奮 性症状を示すが、 速やかに回復
呼 吸 ・ 循 環 器 系	血圧 心拍数 大動脈血流 心電図 呼吸数	日本 白色種 ウサギ	雄 5	0, 1, 10 (静注) ²⁾	1	10	血圧及び呼吸数の 軽度かつ一過性の 低下または増加

自律神経系	摘出回腸収縮	Hartley モルモット	雄5	$3 \times 10^8, 3 \times 10^7, 3 \times 10^6, 3 \times 10^5$ g/mL (<i>in vitro</i>) ³⁾	3×10^6 g/mL	3×10^5 g/mL	各収縮作用を有意に抑制
	腸管炭末輸送能	ICR マウス	雄 8	0, 250, 500, 1,000 (経口) ¹⁾	1,000	—	影響なし
骨格筋	横隔膜神経筋収縮	Wistar ラット	雄 5	$3 \times 10^7, 3 \times 10^6, 3 \times 10^5$ g/mL (<i>in vitro</i>) ³⁾	3×10^6 g/mL	3×10^5 g/mL	神経刺激による収縮増強
血液系	血液凝固	Wistar ラット	雄 5	0, 1,000, 2,000 (経口) ¹⁾	2,000	—	影響なし
	溶血作用	日本 白色種 ウサギ	雄 5	0, 0.02, 0.2 g/mL (<i>in vitro</i>) ⁴⁾	0.2 g/mL	—	影響なし

注) 溶媒として、¹⁾は 0.5%CMC+0.04%Tween80 溶液、²⁾はポリエチレングリコール+エタノール+生理食塩水、³⁾はエタノール、⁴⁾は 1%エタノール生理食塩水を用いた。

—：作用量または無作用量が設定できない。

8. 急性毒性試験

ベンフレセートのラット用いた急性経口、急性経皮及び急性吸入毒性試験、ICR マウスを用いた急性経口毒性試験が実施された。

結果は表 12 に示されている。（参照 18~21）

表 12 急性毒性試験概要（原体）

投与経路	動物種	LD ₅₀ (mg/kg 体重)		観察された症状
		雄	雌	
経口	SD ラット 雌雄各 5 匹	>4,000	4,290	泌尿生殖器及び口部汚れ、流涎、後彎姿勢、活動性低下、低体温、呼吸障害、尿失禁、振戦 4,000 mg/kg 体重で死亡例
経口	ICR マウス 雌雄各 5 匹	6,480	5,220	活動性低下、痙攣、挙尾 4,000 mg/kg 体重以上で雌雄に切迫と殺例
経皮	SD ラット 雌雄各 5 匹	>5,000	>5,000	症状及び死亡例なし
吸入	SD ラット 雌雄各 5 匹	LC ₅₀ (mg/L)		立毛、流涎、鼻汁分泌、低体温 死亡例なし
		>5.34	>5.34	

ベンフレセートの代謝物及び原体混在物のラットを用いた経口投与による急性毒性試験が実施された。

結果は表 13 に示されている。（参照 38~40）

表 13 急性毒性試験概要（代謝物及び原体混在物）

被験物質	投与経路	動物種	LD ₅₀ (mg/kg 体重)		観察された症状
			雄	雌	
D (代謝物)	経口	SD ラット 雌雄各 5 匹	>5,000	>5,000	立毛 死亡例なし
E (代謝物)	経口	SD ラット 雌雄各 5 匹	>5,000	>5,000	立毛、嗜眠、呼吸数減少、 四肢蒼白、唾液分泌亢進、 運動失調 3,200 mg/kg 体重以上で 雌雄に死亡例
G (原体混在物)	経口	SD ラット 雌雄各 5 匹	>5,000	>5,000	立毛、異常姿勢、異常歩行、 嗜眠、呼吸数減少 死亡例なし

9. 眼・皮膚に対する刺激性及び皮膚感作性試験

NZW ウサギを用いた眼一次刺激性試験及び皮膚一次刺激性試験、ならびに Hartley モルモットを用いた皮膚感作性試験（Buehler 法）が実施された。

眼及び皮膚刺激性ならびに皮膚感作性は陰性であった。（参照 22～24）

10. 亜急性毒性試験

（1）90 日間亜急性毒性試験（ラット）

SD ラット（一群雌雄各 10 匹）を用いた混餌（原体：0、200、500、1,250 及び 3,130 ppm：平均検体摂取量は表 14 参照）投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

表 14 90 日間亜急性毒性試験（ラット）の平均検体摂取量

投与群 (ppm)		200	500	1,250	3,130
検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	12.9	31.7	80.3	202
	雌	15.4	38.7	96.1	233

3,130 ppm 投与群の雄において、腎比重量¹⁾が有意に増加（110%）し、腎に硝子滴沈着及び好酸性封入体が多く認められた。両病変の発生頻度に統計学的有意差は認められなかったが、表 15 に示されているように、3,130 ppm 投与群では病変の程度の増加がみられたことから、検体投与の影響と考えられた。

本試験において、3,130 ppm 投与群の雄に腎の病理学的変化（硝子滴沈着及び好酸性封入体）が認められたので、無毒性量は雄で 1,250 ppm（80.3 mg/kg 体重/日）、雌で 3,130 ppm（233 mg/kg 体重/日）であると考えられた。（参照 25）

¹⁾ 体重比重量を比重量という（以下同じ）。

表 15 硝子滴沈着及び好酸性封入体の発生頻度

投与群 (ppm)		0	200	500	1,250	3,130
硝子滴沈着	軽微	1	3	3	1	0
	軽度	4	4	5	4	4
	中等度	1	2	1	2	6
	計	8	9	9	7	10
好酸性封入体	軽微	0	0	1	0	0
	軽度	0	1	0	2	2
	中等度	2	1	0	0	1
	重度	0	0	0	0	2
	計	2	2	1	2	5

(2) 90 日間亜急性毒性試験（マウス）

ICR マウス（一群雌雄各 20 匹）を用いた混餌（原体：0、1,000、3,000、9,000 及び 18,000 ppm：平均検体摂取量は表 16 参照）投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

表 16 90 日間亜急性毒性試験（マウス）の平均検体摂取量

投与群 (ppm)		1,000	3,000	9,000	18,000
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	182	645	2,220	4,100
	雌	290	1,050	3,230	6,800

各投与群で認められた毒性所見は表 17 に示されている。

3,000 ppm 以上投与群の雄及び 1,000 ppm 以上投与群の雌で摂餌量の増加が、9,000 ppm 以上投与群の雌で飲水量の増加が認められた。

本試験において、3,000 ppm 以上投与群の雌雄に体重増加抑制が認められたので、無毒性量は雌雄とも 1,000 ppm（雄：182 mg/kg 体重/日、雌：290 mg/kg 体重/日）であると考えられた。（参照 26）

表 17 90 日間亜急性毒性試験（マウス）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
18,000 ppm	[・死亡(3 例)] ・腎絶対重量・対脳重量比減少 ・肝比重量増加 [・腎乳頭壊死、腎尿細管拡張]	
9,000 ppm 以上	[・死亡(2 例)] [・腎尿細管変性]	[・腎乳頭壊死、腎尿細管変性] [・腎尿細管拡張 (9,000 ppm 投与群のみ)]
3,000 ppm 以上	・体重増加抑制	・体重増加抑制
1,000 ppm	毒性所見なし	毒性所見なし

[] 有意差が認められなかった所見

(3) 90 日間亜急性毒性試験（イヌ）

ビーグル犬（一群雌雄各 4 匹）を用いた強制経口（原体：0、10、100 及び 1,000

mg/kg 体重/日、溶媒：0.5%CMC 水溶液）投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

各投与群で認められた毒性所見は表 18 に示されている。

100 mg/kg 体重/日投与群の雌、1,000 mg/kg 体重/日投与群の雄各 1 例が投与ミスにより死亡した。1,000 mg/kg 体重/日投与群で、投与に関連すると考えられる死亡が雌雄各 1 例にみられた。病理組織学的検査では、2 例とも慢性間質性腎炎がみられ、雄では腎乳頭壊死及び遠位尿細管拡張、雌では腎乳頭充血が認められたが、いずれも死に至るほど重篤ではなかった。この 2 例の一般症状所見では、大量の流涎がみられ、雄では呼吸困難、硬直、四肢伸展、雌では四肢硬直が認められた。イヌの 1 年間慢性毒性試験[11.(1)]では、最高用量投与群で流涎、振戦、痙攣がみられたことから、本試験の 2 例の死亡は神経学的所見と関連している可能性が考えられた。

本試験において、1,000 mg/kg 体重/日投与群の雌雄に死亡及び腎の病理学的変化等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 100 mg/kg 体重/日であると考えられた。（参照 27）

表 18 90 日間亜急性毒性試験（イヌ）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
1,000 mg/kg 体重/日	[・死亡（1 例）] [・流涎] [・腎乳頭充血] [・腎乳頭壊死] [・慢性間質性腎炎] [・遠位尿細管拡張]	[・死亡（1 例）] [・流涎] ・肝比重量、腎絶対・比重量増加 [・腎乳頭充血] [・腎腫大] [・腎乳頭癒痕化] [・慢性間質性腎炎] [・遠位尿細管拡張]
100 mg/kg 体重/日以下	毒性所見なし	毒性所見なし

[] 有意差が認められなかった所見

1 1. 慢性毒性試験及び発がん性試験

（1）1 年間慢性毒性試験（イヌ）

ビーグル犬（一群雌雄各 6 匹）を用いた強制経口（原体：0、4、40 及び 400 mg/kg 体重/日、溶媒：1 %MC 水溶液）投与による 1 年間慢性毒性試験が実施された。

400 mg/kg 体重/日投与群では、投与 1 日目に表 19 に示すような重度な一般症状がみられたため、投与 2 日から 15 日までの期間、200 mg/kg 体重を 1 日 2 回投与した。16 日から 78 日までは再び 400 mg/kg 体重を 1 日 1 回投与し、79 日から 85 日までは 300 mg/kg 体重に減量して 1 日 1 回投与したところ、これらの全量 1 回投与では再び表 19 に示すような重度な一般症状を示した。200 mg/kg 体重を 2 回に分けて投与した場合には耐え得ることから、86 日から終了時までには 200 mg/kg 体重の 1 日 2 回投与とした。

各投与群で認められた毒性所見は表 19 に示されている。

雄の瀕死と殺動物では重度の腎乳頭壊死が認められた。

本試験において、400 mg/kg 体重/日投与群の雌雄に、振戦等の毒性症状及び腎の病理学的変化等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 40 mg/kg 体重/日であると考えられた。（参照 28）

表 19 1 年間慢性毒性試験（イヌ）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
400 mg/kg 体重/日	・瀕死と殺（1 例） ・振戦、痙攣、速呼吸、唾液分泌亢進、活動性低下、腹臥 ・摂餌量減少 ・RBC、Hb、Ht 減少 ・腎乳頭壊死 ・好塩基性尿細管	・振戦、痙攣、速呼吸、唾液分泌亢進、活動性低下、腹臥 ・RBC、Hb、Ht 減少 ・慢性腎盂腎炎 ・好塩基性尿細管
40 mg/kg 体重/日以下	毒性所見なし	毒性所見なし

[] 有意差が認められなかった所見

（２）２年間慢性毒性/発がん性併合試験（ラット）

SD ラット（主群：一群雌雄各 50 匹、中間と殺群：一群雌雄各 20 匹）を用いた混餌（原体：0、60、600 及び 6,000 ppm：平均検体摂取量は表 20 参照）投与による 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験が実施された。

表 20 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験（ラット）の平均検体摂取量

投与群（ppm）		60	600	6,000
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	2.63	26.7	270
	雌	3.50	34.4	360

各投与群で認められた毒性所見は表 21 に示されている。

本試験において、600 ppm 以上投与群の雌雄に体重増加抑制等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 60 ppm（雄：2.63 mg/kg 体重/日、雌：3.50 mg/kg 体重/日）であると考えられた。発がん性は認められなかった。（参照 29）

表 21 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験（ラット）で認められた毒性所見（非腫瘍性病変）

投与群	雄	雌
6,000 ppm	・摂餌量減少	・摂餌量減少、食餌効率低下
600 ppm 以上	・体重増加抑制	・体重増加抑制 ・腎比重量増加
60 ppm	毒性所見なし	毒性所見なし

（３）18 カ月間発がん性試験（マウス）

ICR マウス（一群雌雄各 50 匹）を用いた混餌（原体：0、300、3,000 及び 10,000

ppm：平均検体摂取量は表 22 参照）投与による 18 カ月間発がん性試験が実施された。

表 22 18 カ月間発がん性試験（マウス）の平均検体摂取量

投与群（ppm）		300	3,000	10,000
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	45	466	1,780
	雌	64	655	2,190

各投与群で認められた毒性所見は表 23 に示されている。

10,000 ppm 投与群では、雌雄に摂餌量増加傾向（雄で 11~16%、雌で 20~40% 増加）が認められたが、雌では飼料を散乱させることが多かったため、散乱させた飼料分を補正したところ、摂餌量の増加傾向を示したのは雄のみであった。また、10,000 ppm 投与群の雌雄では食餌効率が低下（39~50%）した。10,000 ppm 投与群雄の死亡率上昇は重度の腎乳頭壊死増加によるものと考えられた。

本試験において、10,000 ppm 投与群の雄に死亡率上昇等が、3,000 ppm 以上投与群の雌に体重増加抑制等が認められたので、無毒性量は雄で 3,000 ppm（466 mg/kg 体重/日）、雌で 300 ppm（64 mg/kg 体重/日）であると考えられた。発がん性は認められなかった。（参照 30）

表 23 18 カ月間発がん性試験（マウス）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
10,000 ppm	・死亡率上昇 ・腎乳頭壊死 [・腎盂腎炎]	
3,000 ppm 以上	3,000 ppm 以下 毒性所見なし	・体重増加抑制 [・腎乳頭壊死、腎盂腎炎]
300 ppm		毒性所見なし

[] 有意差が認められなかった所見

1 2. 生殖発生毒性試験

（1）2 世代繁殖試験（ラット）

SD ラット（一群雌雄各 30 匹）を用いた混餌（原体：0、60、600 及び 6,000 ppm：平均検体摂取量は表 24 参照）投与による 2 世代繁殖試験が実施された。

表 24 2 世代繁殖試験（ラット）の平均検体摂取量

投与群			60 ppm	600 ppm	6,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	P 世代	雄	4.2	43	422
		雌	5.1	51	501
	F ₁ 世代	雄	4.8	49	492
		雌	5.5	55	558

各投与群で認められた毒性所見は表 25 に示されている。

本試験において、親動物では 600 ppm 以上投与群の F₁ 雄及び 6,000 ppm 投与群の P 雌雄及び F₁ 雌に体重増加抑制が、児動物では 600 ppm 以上投与群の F₁ 児動物で低体重、6,000 ppm 投与群の F₂ 児動物で低体重及び同腹児数減少が認められたので、無毒性量は、親動物では雄で 60 ppm (P 雄：4.2 mg/kg 体重/日、F₁ 雄：4.8 mg/kg 体重/日)、雌で 600 ppm (P 雌：51 mg/kg 体重/日、F₁ 雌：55 mg/kg 体重/日)、児動物では 60 ppm (P 雄：4.2 mg/kg 体重/日、P 雌：5.1 mg/kg 体重/日、F₁ 雄：4.8 mg/kg 体重/日、F₁ 雌：5.5 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 31)

表 25 2 世代繁殖試験（ラット）で認められた毒性所見

投与群		親：P、児：F ₁		親：F ₁ 、児：F ₂	
		雄	雌	雄	雌
親動物	6,000 ppm	・ 体重増加抑制 ・ 腎比重量増加 ・ 腎尿細管上皮の硝子滴蓄積増加	・ 体重増加抑制		・ 体重増加抑制
	600 ppm 以上	600 ppm 以下 毒性所見なし	600 ppm 以下 毒性所見なし	・ 体重増加抑制	600 ppm 以下 毒性所見なし
	60 ppm			毒性所見なし	
児動物	6,000 ppm			・ 低体重 ・ 同腹児数減少	
	600 ppm 以上	・ 低体重		600 ppm 以下 毒性所見なし	
	60 ppm	毒性所見なし			

（２）発生毒性試験（ラット）

SD ラット（一群雌 25 匹）の妊娠 6～15 日に強制経口（原体：0、3、55 及び 1,000 mg/kg 体重/日、溶媒：1%MC 水溶液）投与して発生毒性試験が実施された。

母動物では、1,000 mg/kg 体重/日投与群で投与期間中摂水量の有意な増加がみられ、55 mg/kg 体重/日以上投与群で一過性の唾液分泌亢進が認められた。

本試験において、55 mg/kg 体重/日以上投与群の母動物に唾液分泌亢進が認められ、胎児にはいずれの投与群でも投与の影響は認められなかったので、無毒性量は母動物で 3 mg/kg 体重/日、胎児で 1,000 mg/kg 体重/日と考えられた。催奇形性は認められなかった。(参照 32)

（３）発生毒性試験（ウサギ）

チンチラウサギ（一群雌 16 匹）の妊娠 6～18 日に強制経口（原体：0、50、200 及び 800 mg/kg 体重/日、溶媒：1%CMC 水溶液）投与して発生毒性試験が実施された。

母動物では、800 mg/kg 体重/日投与群で体重増加抑制及び摂餌量の減少が認められた。

本試験において、800 mg/kg 体重/日投与群で母動物に体重増加抑制等が認められ、胎児にはいずれの投与群でも投与の影響は認められなかったため、無毒量は母動物で 200 mg/kg 体重/日、胎児で 800 mg/kg 体重/日と考えられた。催奇形性は認められなかった。（参照 33）

1 3. 遺伝毒性試験

ベンフレセート（原体）の細菌を用いた DNA 修復試験、復帰突然変異試験、ヒトリンパ球を用いた染色体異常試験、マウスを用いた小核試験が実施された。試験結果は表 26 に示されているとおり、すべて陰性であったことから、ベンフレセートに遺伝毒性はないものと考えられた。（参照 34~37）

表 26 遺伝毒性試験概要（原体）

試験		対象	処理濃度・投与量	結果
<i>in vitro</i>	DNA 修復試験	<i>Bacillus subtilis</i> (H17、M45 株)	10~1,000 µg/ディスク(+/-S9) 50~5,000 µg/mL(+/-S9)	陰性
	復帰突然変異試験	<i>Salmonella typhimurium</i> (TA98、TA100、TA1535、 TA1537、TA1538 株) <i>Escherichia coli</i> (WP2 <i>uvrA</i> 株)	50~5,000 µg/プレート (+/-S9)	陰性
	染色体異常試験	ヒトリンパ球	15~150 µg/mL (-S9) 75~750 µg/mL (+S9)	陰性
<i>in vivo</i>	小核試験	NMRI マウス（骨髄細胞） （一群雄 5 匹）	150、300、600 mg/kg 体重 （24 時間間隔、2 回腹腔内投与）	陰性

注） +/-S9：代謝活性化系存在下及び非存在下

代謝物及び原体混在物の細菌を用いた復帰突然変異試験が実施されており、試験結果はすべて陰性であった（表 27）。（参照 41~43）

表 27 遺伝毒性試験概要（代謝物及び原体混在物）

試験		対象	処理濃度・投与量	結果
D (代謝物)	復帰突然変異試験	<i>S. typhimurium</i> (TA98、TA100、TA1535、TA1537 株) <i>E. coli</i> (WP2pKM101、WP2 <i>uvrA</i> pKM101 株)	50~5,000 µg/プレート (+/-S9)	陰性
E (代謝物)	復帰突然変異試験	<i>S. typhimurium</i> (TA98、TA100、TA1535、TA1537 株) <i>E. coli</i> (WP2pKM101、WP2 <i>uvrA</i> pKM101 株)	15~5,000 µg/プレート (+/-S9)	陰性
G (原体混在物)	復帰突然変異試験	<i>S. typhimurium</i> (TA98、TA100、TA1535、TA1537 株) <i>E. coli</i>	50~5,000 µg/プレート (+/-S9)	陰性

		(WP2pKM101、WP2uvz4pKM101 株)		
--	--	-----------------------------	--	--

注) +/-S9 : 代謝活性化系存在下及び非存在下

Ⅲ. 食品健康影響評価

参照に挙げた資料を用いて、農薬「ベンフレセート」の食品健康影響評価を実施した。

ラット及びマウスを用いた動物体内運命試験において、ベンフレセートは速やかに吸収され、主に尿中に排泄された。主要組織中の残留放射能濃度は、全ての組織で投与 6 時間後に最高濃度となり、消化管、腎、肝及び腎周囲脂肪で高かったが、減衰は速やかで蓄積性は認められなかった。尿及び糞中の主要代謝物は D であり、主要代謝経路として、ベンゾフラン環 2 位の水酸化により B が生成し、B の一部が抱合化を受ける一方、大部分は更に酸化を受け C を経て、遊離酸である D に変換される経路が推定された。

水稻を用いた植物体内運命試験において、湛水处理されたベンフレセートは稲体内に吸収され、上方に移行して主として茎葉に分布し、一部は籾まで達すると推定された。主要残留成分は、玄米では親化合物であり、稲わらでは代謝物 C であった。主要代謝経路は、ベンゾフラン環 2 位の水酸化による B の生成、B の酸化による C の生成、C のエステル抱合及び加水分解による D の生成であると考えられた。

ベンフレセート及び代謝物 C を分析対象化合物とした水稻における作物残留試験の結果、玄米中のベンフレセート及び C の残留値はいずれも定量限界以下であった。また、魚介類におけるベンフレセートの最大推定残留値は 0.068 mg/kg であった。

各種毒性試験結果から、ベンフレセート投与による影響は主に腎臓に認められた。発がん性、催奇形性及び遺伝毒性は認められなかった。

各種試験結果から、食品中の暴露評価対象物質をベンフレセート（親化合物のみ）と設定した。

各試験における無毒性量等は表 28 に示されている。

食品安全委員会農薬専門調査会は、各試験で得られた無毒性量の最小値がラットを用いた 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験の 2.63 mg/kg 体重/日であったことから、これを根拠として、安全係数 100 で除した 0.026 mg/kg 体重/日を一日摂取許容量（ADI）と設定した。

ADI	0.026 mg/kg 体重/日
（ADI 設定根拠資料）	慢性毒性/発がん性併合試験
（動物種）	ラット
（期間）	2 年間
（投与方法）	混餌
（無毒性量）	2.63 mg/kg 体重/日
（安全係数）	100

表 28 各試験における無毒性量及び最小毒性量

動物種	試験	無毒性量 (mg/kg 体重/日)	最小毒性量 (mg/kg 体重/日)	備考 ¹⁾
ラット	90 日間 亜急性 毒性試験	雄：80.3 雌：233	雄：202 雌：－	雄：腎の病理学的変化 雌：毒性所見なし
	2 年間 慢性毒性/ 発がん性 併合試験	雄：2.63 雌：3.50	雄：26.7 雌：34.4	雌雄：体重増加抑制等 (発がん性は認められない)
	2 世代 繁殖試験	親動物 P 雄：4.2 F ₁ 雄：4.8 P 雌：51 F ₁ 雌：55 児動物 P 雄：4.2 F ₁ 雄：4.8 P 雌：5.1 F ₁ 雌：5.5	親動物 P 雄：43 F ₁ 雄：49 P 雌：501 F ₁ 雌：558 児動物 P 雄：43 F ₁ 雄：49 P 雌：51 F ₁ 雌：55	親動物：体重増加抑制 児動物：低体重等 同腹児数の僅かな減少
	発生毒性 試験	母動物：3 胎児：1,000	母動物：55 胎児：－	母動物：唾液分泌亢進 胎児：毒性所見なし (催奇形性は認められない)
マウス	90 日間 亜急性 毒性試験	雄：182 雌：290	雄：645 雌：1,050	雌雄：体重増加抑制
	18 カ月間 発がん性 試験	雄：466 雌：64	雄：1,780 雌：655	雄：死亡率上昇等 雌：体重増加抑制等 (発がん性は認められない)
ウサギ	発生毒性 試験	母動物：200 胎児：800	母動物：800 胎児：－	母動物：体重増加抑制等 胎児：毒性所見なし (催奇形性は認められない)
イヌ	90 日間 亜急性 毒性試験	雌雄：100	雌雄：1,000	雌雄：死亡、腎の病理学的変化等
	1 年間 慢性毒性 試験	雌雄：40	雌雄：400	雌雄：振戦等の毒性症状、腎の病理学的変化等

¹⁾：備考に最小毒性量で認められた所見の概要を示す。

－：最小毒性量は設定できなかった。

<別紙 1：代謝物/分解物等略称>

記号	化学名
B	2,3-ジヒドロ-2-ヒドロキシ-3,3-ジメチルベンゾフラン-5-イル=エタンスルホナート
C	2,3-ジヒドロ-3,3-ジメチル-2-オクソベンゾフラン-5-イル=エタンスルホナート
D	2-(5-エチルスルホニルオキシ-2-ヒドロキシフェニル)-2-メチルプロピオン酸
E	2,3-ジヒドロ-3,3-ジメチルベンゾフラン-5-オール
F	5-ヒドロキシ-3,3-ジメチルベンゾフラン-2(3H)-オン
G	(原体混在物)

<別紙 2：検査値等略称>

略称	名称
ai	有効成分量
BCF	生物濃縮係数
C _{max}	最高濃度
CMC	カルボキシメチルセルロース
Hb	ヘモグロビン（血色素量）
Ht	ヘマトクリット値
LC ₅₀	半数致死濃度
LD ₅₀	半数致死量
MC	メチルセルロース
PEC	環境中予測濃度
PHI	最終使用から収穫までの日数
RBC	赤血球数
T _{1/2}	消失半減期
TAR	総投与(処理)放射能
T _{max}	最高濃度到達時間
TRR	総残留放射能

<参照>

- 1 農薬抄録 ベンフレセート（除草剤）（平成 19 年 9 月 21 日改訂）：バイエルクロップサイエンス株式会社
- 2 動物体内運命試験（吸収及び薬物動態パラメータの測定）：Schering Agrochemicals Ltd. Chesterford Park 研究所（英国）、1988 年、未公表（資料 No. 運命 6）
- 3 動物体内運命試験（経口投与後の排泄及び分布）：Schering Agrochemicals Ltd. Chesterford Park 研究所（英国）、1988 年、未公表（資料 No. 運命 1~3）
- 4 動物体内運命試験（低用量（10 mg/kg 体重）又は高用量（100 mg/kg 体重）単回経口投与後の分布）：Schering Agrochemicals Ltd. Chesterford Park 研究所（英国）、1991 年、未公表（資料 No. 運命 4）
- 5 動物体内運命試験（代謝物の同定）：Schering Agrochemicals Ltd. Chesterford Park 研究所（英国）、1988 年、未公表（資料 No. 運命 5）
- 6 動物体内運命試験（経口投与後の排泄及び代謝物同定）：Schering Agrochemicals Ltd. Chesterford Park 研究所（英国）、1981 年、未公表（資料 No. 運命 7）
- 7 植物体内運命：Schering Agrochemicals Ltd. Chesterford Park 研究所（英国）、1992 年、未公表（資料 No. 運命 8）
- 8 土壌中運命（好氣的湛水土壌中運命及び好氣的土壌中運命試験）：Schering Agrochemicals Ltd. Chesterford Park 研究所（英国）、1991 年、未公表（資料 No. 運命 9）
- 9 土壌中運命（滅菌及び非滅菌土壌における好氣的土壌中運命試験）：Schering Agrochemicals Ltd. Chesterford Park 研究所（英国）、1992 年、未公表（資料 No. 運命 10）
- 10 土壌吸着性試験：（財）化学品検査協会、1991 年、未公表（資料 No. 環 1）
- 11 土壌吸着/脱着性試験：NOR-AM Chemicals 社、環境科学部（米国）、1992 年、未公表（資料 No. 環 2）
- 12 水中運命、加水分解運命試験：RCC Ltd.（スイス）、2000 年、未公表（GLP 対応）（資料 No. 運命 11）
- 13 水中光分解運命：Schering AG 研究所（一般物理化学部）（ドイツ）、1992 年、未公表（資料 No. 運命 12）
- 14 土壌残留性試験：（財）日本食品分析センター、1992 年、未公表
- 15 作物残留性試験：（財）日本食品分析センター、1991 年、未公表
- 16 作物残留性試験：（株）化学分析コンサルタント、1991 年、未公表
- 17 ベンフレセートにおける一般薬理試験：日本シェーリング（株）研究部、1992 年、未公表（毒性資料 No. 原体-27）
- 18 ラットを用いた急性経口毒性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1991 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-1）
- 19 マウスを用いた急性経口毒性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-2）
- 20 ラットを用いた急性経皮毒性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1991 年、未公表

（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-3）

- 21 ラットを用いた急性吸入毒性試験：Hazleton（英国）、1990 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-4）
- 22 ウサギを用いた皮膚一次刺激性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1990 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-5）
- 23 ウサギを用いた眼粘膜一次刺激性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1990 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-6）
- 24 モルモットを用いた皮膚感作性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1990 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-7）
- 25 ラットを用いた混餌投与による亜急性毒性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1990 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-10）
- 26 マウスを用いた混餌投与による亜急性毒性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1991 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-12）
- 27 イヌを用いた経口投与による亜急性毒性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1988 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-11）
- 28 イヌを用いた慢性毒性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-18）
- 29 ラットを用いた混餌投与による慢性毒性/発癌性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1990 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-17）
- 30 マウスを用いた混餌投与による発癌性試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-19）
- 31 ラットにおける繁殖試験：Chesterford Park 研究所（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-20）
- 32 ラットを用いた催奇形性試験：Huntingdon Research Centre Ltd.（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-21）
- 33 ウサギを用いた催奇形性試験：Research & Consulting Company（スイス）、1988 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-22）
- 34 枯草菌を用いた DNA 修復試験：Huntingdon Research Centre Ltd.（英国）、1991 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-26）
- 35 細菌を用いた復帰変異試験：Huntingdon Research Centre Ltd.（英国）、1991 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-23）
- 36 ヒトリンパ球を用いた *in vitro* 染色体異常試験：Huntingdon Research Centre Ltd.（英国）、1984 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-24）
- 37 ベンフレセートのマウスにおける小核試験：Bayer HealthCare AG 毒性研究所（ドイツ）、2005 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 原体-25）
- 38 混在物及び植物代謝物 NC 27897 のラットを用いた急性経口毒性試験：Huntingdon Research Centre Ltd.（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No. 混代-1）
- 39 代謝物 NC 20696 のラットを用いた急性経口毒性試験：Huntingdon Research Centre

- Ltd.（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No.混代-2）
- 40 混在物 NC 24001 のラットを用いた急性経口毒性試験：Huntingdon Research Centre Ltd.（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No.混代-3）
- 41 代謝物 NC 20696 の細菌を用いた復帰変異性試験：Huntingdon Research Centre Ltd.（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No.混代-5）
- 42 混在物及び植物代謝物 NC 27897 の細菌を用いた復帰変異性試験：Huntingdon Research Centre Ltd.（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No.混代-4）
- 43 混在物 NC 24001 の細菌を用いた復帰変異性試験：Huntingdon Research Centre Ltd.（英国）、1992 年、未公表（GLP 対応）（毒性資料 No.混代-6）
- 44 ベンフレセートの魚介類における最大推定残留値に係る資料
- 45 国民栄養の現状－平成 10 年国民栄養調査結果－：健康・栄養情報研究会編、2000 年
- 46 国民栄養の現状－平成 11 年国民栄養調査結果－：健康・栄養情報研究会編、2001 年
- 47 国民栄養の現状－平成 12 年国民栄養調査結果－：健康・栄養情報研究会編、2002 年
- 48 食品健康影響評価について：第 211 回食品安全委員会資料 1-1
（URL:<http://www.fsc.go.jp/iinkai/i-dai211/dai211kai-siryou1-1.pdf>）
- 49 食品安全基本法第 24 条第 1 項の規定に基づく食品健康影響評価について：第 211 回食品安全委員会資料 1-3（URL:<http://www.fsc.go.jp/iinkai/i-dai211/dai211kai-siryou1-3.pdf>）
- 50 第 17 回食品安全委員会農薬専門調査会総合評価第二部会
（URL:http://www.fsc.go.jp/senmon/nouyaku/sougou2_dai17/index.html）
- 51 第 37 回食品安全委員会農薬専門調査会幹事会
（URL:http://www.fsc.go.jp/senmon/nouyaku/kanjikai_dai37/index.html）