

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はパイエルクロップサイエンス株式会社にある。

V. 土壌吸着性

1. スピロテトラマト【P】の土壌吸着性/脱着性試験

(資料No.運命20)

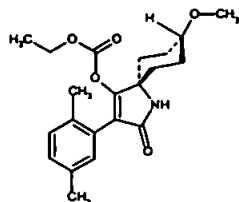
試験機関:

[GLP 対応]

報告書作成年: 2005 年

供試標識化合物 (標識体):

構造式:



比放射能: $\mu\text{Ci}/\text{mg}$ (MBq/mg)

放射化学的純度: % (HPLC 及び TLC)

*: 標識位置

化学名: シス-4-(エトキシカルボニルオキシ)-8-メトキシ-3-(2,5-キシリル)-1-アザスピロ[4.5]デカ-3-エン-2-オン
(以下、 標識体とする。)

供試土壌

次に示す 5 種類の海外土壌 (ドイツ土壌 3 種類、米国土壌 1 種類及びカナダ土壌 1 種類) を使用した。

土壌採取国	ドイツ			米国	カナダ	
	Laacher Hof AXXa	Laacher Hof AIII	Hoefchen	Molino	Saskatoon	
土壌採取地	Monheim	Monheim	Burscheid	フロリダ	Saskatoon	
土性 (USDA)	壤質砂土	砂壤土	シルト質壤土	砂壤土	壤土	
砂 (%)	83.0	52.5	19.0	77.3	27.3	
シルト (%)	10.0	30.9	66.0	12.7	48.3	
粘土 (%)	7.0	16.7	15.0	10.0	24.4	
有機炭素含有率 (%)	2.38	0.87	2.33	0.93	2.33	
陽イオン交換容量 (meq/100 g 乾土)	11.0	4.8	12.9	6.0	19.9	
pH	0.01M CaCl ₂	6.1	6.8	5.9	5.4	4.7
	H ₂ O	6.5	7.4	6.3	6.1	5.2
	KCl	6.2	6.9	5.8	未測定	未測定
OECD 土壌 No.	該当無し	該当無し	No.3	No.5	No.4 に近似	

試験温度

20±1℃ (暗所)

試験方法

当該試験は OECD ガイドライン 106 (バッチ平衡法、2000 年 1 月 21 日付け採択)、米国 EPA Subdivision N, § 163-1 及びカナダ PMRA DACO No.8.2.4.2 に従って実施された。

なお土壌 (微生物) 存在下における被験物質の分解性が既知であった。従って、試験溶液の調製及び本試験 (吸着性試験及び脱着性試験) で使用する水として、土壌微生物の影響を排除するため塩化水銀(II) (HgCl₂) を 50mg/L 含有する 0.01M 塩化カルシウム (CaCl₂) 水溶液 (Milli-Q 精製水を使用) を用いた。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

1) 試験溶液の調製

^{14}C 標識体を 6mL のアセトニトリルに溶解して保存原液を調製し、 HgCl_2 を 50mg/L 含有する 0.01M CaCl_2 水溶液で保存原液の一部を希釈して設定濃度 0.01mg/L、0.03mg/L、0.1mg/L、0.3mg/L 及び 1.0mg/L の試験溶液を調製した。

2) 土壌/水比の設定

被験物質スピロテトラマト【P】が脂溶性 ($\log \text{Pow} = 2.50[\text{pH } 9] \sim 2.51[\text{pH } 4, 7]$) であるため、土壌/水 (0.01M CaCl_2 水溶液、 HgCl_2 を 50mg/L 含有) 比を 1 : 10 (乾土 : 0.01M CaCl_2 水溶液 = 2g : 20mL) とした。

3) 予備試験

吸着平衡化時間の測定及び被験物質の安定性の確認：

各供試土壌の乾土 2g をスクリーキャップ付きテフロン加工遠沈管にそれぞれ秤取り、 HgCl_2 を 50mg/L 含有する 0.01M CaCl_2 水溶液 18mL を加え、3 日間にわたって前平衡化を行った。

前平衡化後、濃度 1.0mg/L の処理溶液 2mL を加え、最長 24 時間にわたって攪拌 (攪拌速度 : $29 \pm 2\text{rpm}$) した。攪拌開始直後 (0 時間)、攪拌開始後 0.1 時間、0.5 時間、1 時間、3 時間、6 時間及び 24 時間の時点で遠沈管をそれぞれ遠心分離して上澄み液を採取した。採取した上澄み液中の放射能を液体シンチレーションカウンター (LSC) で測定し、吸着平衡化時間を測定した。

また遠沈管壁への被験物質の吸着性を測定するブランク試料として、土壌を除去した同条件で攪拌し、試料を攪拌開始直後 (0 時間)、攪拌開始後、0.5 時間、1 時間、3 時間、6 時間及び 24 時間の時点で採取した。

被験物質の安定性を確認するため、攪拌開始後 0.1 時間を除く各時点の上澄み液及び土壌試料を LSC (放射能測定) 及び高速液体クロマトグラフィー (HPLC : スピロテトラマト量の測定) で分析した。土壌試料の抽出として、20mL のアセトニトリル/水混合液 (1/1 v/v) による一夜抽出を 2 回行った。

脱着平衡化時間の設定：

吸着平衡化時間の測定において、攪拌開始後 6 時間以降で被験物質の分解が認められたため、脱着平衡化時間を 3 時間と設定した。

4) 高次試験

吸着性試験

吸着性操作として、 HgCl_2 を 50mg/L 含有する 0.01M CaCl_2 水溶液 18mL で 2 日間にわたって前平衡化した各供試土壌 (乾土 2g) に各設定濃度の処理溶液 2mL を加え、3 時間にわたって暗条件で攪拌 (攪拌速度 : $29 \pm 2\text{rpm}$) した。攪拌終了後の遠心分離により上澄み液を採取した。採取上澄み液の容量を測定後に LSC による放射能測定に供した。また上澄み液中の被験物質量を HPLC で分析した。

脱着性試験

脱着操作として、吸着性試験で採取した上澄み液を同体積の 0.01M CaCl_2 水溶液 (HgCl_2 を 50mg/L 含有) で置換し、吸着性試験と同様に 3 時間にわたって攪拌した。遠心分離後に上澄み液を採取して、LSC による放射能測定及び HPLC による被験物質量の測定を行った。なお最高濃度 (1.0 mg/L) 区の土壌試料に

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

は脱着操作を計3回行った。所定の脱着操作終了後に各土壌を燃焼させ、生成した放射能をLSCで測定した。

物質収支

各土壌における物質収支を、吸着性/脱着性操作後の上澄み液中放射能と最終脱着操作後の土壌中放射能の合計として算出した。

試験結果

1) 予備試験

被験物質の安定性 (表1~2)

0.01M CaCl₂水溶液(HgCl₂を50mg/L含有)における被験物質の安定性を表1に、吸着予備試験における上澄み液中の被験物質残存率を表2に示す。

被験物質は0.01M CaCl₂水溶液(HgCl₂を50mg/L含有)において安定であり、また沈殿管壁の吸着は無視しうると示された(表1)。

また土壌存在下における被験物質は、シルト質壤土(ドイツ土壌)を除く全土壌において攪拌開始後3時間まで安定であると示された。またシルト質土壌(ドイツ土壌)では攪拌開始後第3時間までの被験物質残存率は約90%以上であったが、攪拌開始後第6時間以降の被験物質残存率は80%を下回った(表2)。

何れの土壌においても、分解物として が認められた。

表1: 0.01M CaCl₂水溶液(HgCl₂を50mg/L含有)における被験物質の安定性(処理濃度: 1.0mg/L)

	採取時点(攪拌開始後経過時間、n=2の平均値)					
	0 hr	0.5 hr	1 hr	3 hr	6 hr	24hr
被験物質濃度 (mg/L)	0.96	0.95	0.97	0.99	0.96	0.98

表2: 吸着予備試験における上澄み液中の被験物質由来放射能及び被験物質残存率(処理濃度: 1.0mg/L)

供試土壌		採取時点(攪拌開始後経過時間、n=2の平均値)											
		0hr		0.5hr		1hr		3hr		6hr		24hr	
採取国	土性	%AR	%P	%AR	%P	%AR	%P	%AR	%P	%AR	%P	%AR	%P
ブランク試料(土壌無し)		88.05	100.0	85.35	100.0	86.61	100.0	89.08	100.0	92.60	100.0	93.30	100.0
ドイツ	壤質砂土	74.12	100.0	72.89	100.0	72.93	100.0	66.09	98.0	71.36	100.0	58.65	61.7
	砂壤土	78.14	100.0	74.94	100.0	68.70	100.0	70.83	100.0	73.00	100.0	69.15	100.0
	シルト質壤土	69.83	100.0	65.74	97.5	64.62	91.0	66.44	88.0	70.70	79.9	64.97	36.9
米 国	砂壤土	79.23	100.0	76.93	100.0	75.23	100.0	76.12	100.0	77.68	95.4	71.19	90.4
カナダ	壤 土	64.85	100.0	62.64	100.0	57.94	100.0	58.12	100.0	68.6	89.5	64.95	67.5

%AR: 処理放射能に対する%、%P: 被験物質の残存率(%)

吸着平衡化時間(表3)

吸着予備試験における上澄み液中の被験物質濃度を表3に示す。

各土壌において、攪拌開始後第0.1時間に吸着平衡濃度が認められた。被験物質の土壌が存在する試験系での安定性も考慮して、高次試験における吸着平衡時間を3時間と設定した。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 3 : 吸着予備試験における上澄み液中の被験物質濃度 (mg/L) (処理濃度 : 1.0mg/L)

供試土壌			採取時点 (攪拌開始後経過時間、n=2 の平均値)						
採取国	土壌呼称	土性	0 hr	0.1 hr	0.5 hr	1 hr	3 hr	6 hr	24 hr
ドイツ	Laacher Hof AXXa	壤質砂土	0.97	0.71	0.69	0.71	0.66	0.68	0.57
	Laacher Hof AIII	砂壤土	0.97	0.75	0.71	0.67	0.71	0.70	0.68
	Hoefchen	シルト質壤土	0.97	0.67	0.62	0.63	0.66	0.68	0.64
米 国	Molino	砂壤土	0.97	0.76	0.73	0.73	0.76	0.74	0.70
カナダ	Saskatoon	壤 土	0.97	0.62	0.59	0.56	0.58	0.66	0.64

吸着予備試験における被験物質の物質収支 (表 4)

吸着予備試験 (吸着平衡 (攪拌) 時間 : 3 時間) における被験物質の物質収支を表 4 に示す。

高次試験での吸着平衡時間における被験物質の物質収支は各土壌とも処理放射能 (AR) に対して 87.5%AR~92.7%AR であった。

表 4 : 吸着予備試験における被験物質の物質収支 (n=2 の平均値)

土壌採取国	ドイツ			米 国	カナダ
土壌呼称	Laacher Hof AXXa	Laacher Hof AIII	Hoefchen	Molino	Saskatoon
土性 (USDA)	壤質砂土	砂壤土	シルト質壤土	砂壤土	壤土
平衡化 (攪拌) 時間 : 3 時間終了後					
上澄み液中の被験物質 (%AR)	64.8 * (RA : 66.1)	70.8	58.4 # (RA : 66.4)	76.1	58.1
上澄み液中の被験物質残存量 (純度)	98.0%	100.0%	88.0%	100.0%	100.0%
アセトニトリル/水混合液 (1/1 v/v) 抽出 (計 2 回)					
第 1 回抽出液中の被験物質 (%AR)	23.9	16.4	27.4	15.6	21.5
第 2 回抽出液中の被験物質 (%AR)	3.1	5.5	1.7	2.0	12.3
抽出液中の被験物質残存量 (純度)	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
土壌結合型残留 (%AR)	1.7	2.8	1.8	0.5	2.5
総放射能回収率 (%AR)	94.8	95.5	97.3	94.2	94.4
被験物質の総回収率 (%AR)	91.8	92.7	87.5	93.7	91.9

%AR : 処理放射能に対する%、RA : 上澄み液中の放射能

*及び# : 上澄み液中の放射能(RA)×上澄み液中の被験物質残存量 (純度)

2) 高次試験

物質収支 (表 5)

高次試験における物質収支を表 5 に示す。

全土壌を通じた物質収支は処理放射能 (AR) に対して 97.6%AR であり、また個別土壌での物質収支 (平均) は 79.7%AR (米国土壌、砂壤土) ~113.8% (カナダ土壌、壤土) であった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 5 : 高次試験における物質収支 (処理放射能に対する%)

処理濃度	ドイツ土壤			米国土壤	カナダ土壤
	Laacher Hof AXXa	Laacher Hof AIII	Hoefchen	Molino	Saskatoon
	壤質砂土	砂壤土	シルト質壤土	砂壤土	壤土
1.0 mg/L	98.9, 102.6	102.9, 97.7	101.0, 102.8	99.5, 91.6	100.9, 103.7
0.3 mg/L	101.4, 96.4	94.3, 92.3	101.4, 101.1	80.8, 75.7	120.2, 118.7
0.1 mg/L	94.8, 95.7	91.6, 89.4	101.7, 105.6	75.6, 74.52	124.6, 120.1
0.03 mg/L	96.4, 99.8	92.0, 99.6	99.4, 94.8	76.2, 73.3	101.5, 99.0
0.01 mg/L	115.8, 99.7	85.1, 93.7	95.4, 101.1	72.0, 78.1	124.2, 125.1
平均	100.2	93.9	100.4	79.7	113.8
全土壤の平均	97.6				

吸着率及び脱着率 (表 6)

各土壤における吸着率及び脱着率を表 6 に示す。

各土壤を通じて、処理放射能の土壤への吸着率は 17.2% (カナダ土壤、壤土、処理濃度: 0.3mg/L) ~46.7% (米国土壤、砂壤土、処理濃度: 0.01mg/L) であった。個別土壤での吸着率は、それぞれ 28.1%~36.1% (ドイツ土壤、壤質砂土)、27.2%~40.8% (ドイツ土壤、砂壤土)、28.2%~36.7% (ドイツ土壤、シルト質壤土)、25.6%~46.7% (米国土壤、砂壤土) 及び 17.2%~40.5% (カナダ土壤、壤土) であった。

また土壤吸着放射能の土壤からの脱着率は、ドイツ土壤で 30.4%~49.5% (壤質砂土)、25.9%~32.6% (砂壤土) 及び 31.7%~47.5% (シルト質壤土) であり、米国土壤 (砂壤土) 及びカナダ土壤 (壤土) ではそれぞれ 17.7%~29.0% 及び 50.2%~82.6% であった。

表 6 : 高次試験における土壤への吸着率 (n=2 の平均値)

吸着率/ 脱着率	処理濃度	ドイツ土壤			米国土壤	カナダ土壤
		Laacher Hof AXXa	Laacher Hof AIII	Hoefchen	Molino	Saskatoon
		壤質砂土	砂壤土	シルト質壤土	砂壤土	壤土
吸着率	1.0 mg/L	30.3%	27.2%	32.2%	25.6%	37.8%
	0.3 mg/L	32.2%	32.6%	30.0%	41.7%	17.2%
	0.1 mg/L	36.1%	36.3%	28.2%	44.3%	17.6%
	0.03 mg/L	36.1%	33.7%	35.1%	46.3%	40.5%
	0.01 mg/L	28.1%	40.8%	36.7%	46.7%	17.8%
脱着率 (#)	1.0 mg/L	49.5%	32.6%	47.5%	29.0%	61.4%
	0.3 mg/L	34.5%	26.9%	36.9%	17.7%	66.0%
	0.1 mg/L	33.4%	25.9%	42.4%	18.2%	72.1%
	0.03 mg/L	30.4%	31.4%	33.9%	17.8%	50.2%
	0.01 mg/L	47.2%	29.0%	31.7%	17.7%	82.6%

(#): 脱着操作回数は最高処理濃度 1.0 mg/L で計 3 回、他の処理濃度で 1 回。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

フロントリッヒ 吸着/脱着等温線パラメータ (表 7)

フロントリッヒの吸着/脱着等温線のパラメータを表 7 に示す。

吸着等温線から求められた K_F^{ads} は 3.703~4.794 mg/L (5 土壌の平均: 4.085mg/L) であり、また有機炭素含有率で割り求めた $K_F^{ads}_{oc}$ は 159~435mg/L (5 土壌の平均: 281mg/L) であった。

得られた $K_F^{ads}_{oc}$ から、被験物質の移動性は低いと結論付けられた。

脱着等温線から求められた K_F^{des} は 14.21~40.69 mg/L (5 土壌の平均: 26.87mg/L) であり、また有機炭素含有率で補正した $K_F^{des}_{oc}$ は 610~3616mg/L (5 土壌の平均: 1908mg/L) であった。

$K_F^{ads}_{oc}$ と比較して $K_F^{des}_{oc}$ は 4~8 倍高く、土壌に吸着された被験物質は溶脱しにくいと示された。

表 7: フロントリッヒの吸着/脱着等温線パラメータ

供試土壌		吸着等温線				脱着等温線			
		K_F^{ads} (mg/L)	1/n	r^2	$K_F^{ads}_{oc}$ (mg/L)	K_F^{des} (mg/L)	1/n	r^2	$K_F^{des}_{oc}$ (mg/L)
ドイツ	壤質砂土	4.794	1.001	0.9795	201.4	40.690	1.207	0.9003	1709.7
	砂壤土	3.784	0.892	0.9927	434.9	22.782	0.985	0.9876	2618.7
	シルト質壤土	4.097	0.945	0.9941	175.8	14.209	0.952	0.9856	609.8
米 国	砂壤土	4.046	0.823	0.9757	435.0	33.632	0.949	0.9965	3616.3
カナダ	壤土	3.703	1.042	0.9025	158.9	23.010	1.315	0.9229	987.5
平均		4.085	0.941	0.9689	281.2	26.865	1.082	0.9586	1908.4

V. 土壌吸着性

1. スピロテトラマト【P】の土壌吸着性（火山灰土壌）

（資料No.運命21）

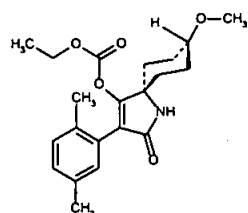
試験機関：

〔GLP 対応〕

報告書作成年：2009年

供試標識化合物（ 標識体）：

構造式：



比放射能： $\mu\text{Ci}/\text{mg}$ (MBq/mg)

放射化学的純度： % (TLC)

*：標識位置

化学名：シス-4-(エトキシカルボニルオキシ)-8-メトキシ-3-(2,5-キシリル)-1-アザスピロ[4.5]デカ-3-エン-2-オン
 （以下、 標識体とする。）

供試土壌

国内（茨城県牛久市）で採取された火山灰土壌1種類を使用した。

土壌採取国	日本	
土壌採取地	茨城県牛久市	
土性 (USDA)	砂壤土	
砂 (%)	63	
シルト (%)	26	
粘土 (%)	11	
有機炭素含有率 (%)	4.3	
陽イオン交換容量 (meq/100 g 乾土)	15.9	
pH	CaCl ₂	5.6
	H ₂ O	5.9
	KCl	5.2
OECD 土壌 No.	No.2	

試験温度

25±2°C（暗所）

試験方法

当該試験は農林水産省農産園芸局長通知第8147号及びOECDガイドライン106に従って実施された。

なお土壌（微生物）存在下における被験物質の分解性が既知であった。従って、試験溶液の調製及び本試験（吸着性試験）で使用する水として、土壌微生物の影響を排除するため塩化水銀(II) (HgCl₂) を50mg/L含有する0.01M塩化カルシウム (CaCl₂) 水溶液（Milli-Q精製水を使用）を用いた。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

1) 試験溶液の調製

^{14}C 標識体をアセトニトリルに溶解し、0.01M 塩化カルシウム (CaCl_2) 水溶液を加えて予備試験用の処理溶液 (1.0mg/L) 及び本試験用の処理溶液 (最終設定濃度: 1.1、0.3、0.1、0.03 及び 0.01mg/L、実濃度: 1.12、0.32、0.10、0.031、0.011mg/L) を調製した。

2) 予備試験

土壌/水比の設定

土壌/水 (0.01M CaCl_2 水溶液) 比を「1:20」、「1:10」及び「1:4」とし、土壌/水比の検討が行われた。24 時間攪拌での前平衡化後に、遠心分離によって上澄み液を採取し、その放射エネルギーを液体シンチレーション計測 (LSC) で測定した。

吸着平衡化時間の測定及び被験物質の安定性の確認:

供試土壌の乾土 2g をスクリーキャップ付きテフロン製遠沈管にそれぞれ秤取り、 HgCl_2 を 50mg/L 含有する 0.01M CaCl_2 水溶液 18mL を加え、72 時間にわたって前平衡化を行った。

前平衡化後、濃度 1.0mg/L の処理溶液 2mL を加え、最長 24 時間にわたって攪拌した。攪拌開始後 3 時間、6 時間及び 24 時間の時点で遠沈管をそれぞれ遠心分離して上澄み液を採取した。採取した上澄み液中の放射エネルギーを液体シンチレーションカウンター (LSC) で測定し、吸着平衡化時間を測定した。

また、被験物質の 0.01M CaCl_2 水溶液中での安定性及び遠沈管壁への被験物質の吸着性を測定するブランク試料として、土壌を除去した同条件で 24 時間攪拌した。

被験物質の安定性を確認するため、攪拌開始後 3 時間、6 時間及び 24 時間の上澄み液及び土壌試料を LSC (放射能測定) 及び高速液体クロマトグラフィー (HPLC: スピロテトラマトの測定) で分析した。土壌試料の抽出として、20mL のアセトニトリル (2 回) で行った。

3) 高次試験

土壌/水比を「1:10」として、高次試験が行われた。

HgCl_2 を 50mg/L 含有する 0.01M CaCl_2 水溶液 18mL で 24 時間にわたって前平衡化した各供試土壌 (乾土 2g) に、各設定濃度の処理溶液 2mL を加えて 6 時間にわたって暗条件下で攪拌 (30rpm) した。攪拌終了後の遠心分離によって上澄み液及び土壌残渣に分離し、LSC による放射能測定に供した。

試験結果

1) 予備試験

被験物質の安定性 (表 1)

0.01M CaCl₂ 水溶液 (HgCl₂ を 50mg/L 含有) における被験物質の安定性及び遠沈管壁への吸着性を表 1 に示す。

24 時間攪拌後 (土壌非存在下) の被験物質の回収率は処理放射能 (AR) に対して 92.79~95.62% であり、0.01M CaCl₂ 水溶液中で安定且つ遠沈管壁への吸着は無視しうると考えられた。

表 1: 0.01M CaCl₂ 水溶液 (HgCl₂ を 50mg/L 含有) における被験物質の安定性 (処理濃度: 1.0mg/L)

	攪拌開始 24 時間後 (n=2 の平均値) の被験物質残存量	
	HPLC での面積% (純度)	%AR
被験物質濃度 (mg/L)	97.64, 97.85	92.79, 95.62

吸着平衡化時間及び物質収支 (表 2~3)

吸着予備試験における上澄み液中の被験物質濃度を表 2 に、また吸着平衡化時間における物質収支を表 3 に示す。

吸着平衡化時間は攪拌開始後 6 時間と認められ、また吸着平衡化時間における物質収支 (回収率) は 90% 以上と良好であった。

表 2: 吸着平衡化時間の測定 - 攪拌開始後の上澄み液中被験物質濃度 (%AR)

土壌 \ 攪拌開始後経過時間	0 hr	3 hr	6 hr	24 hr
砂壤土	100	67.2	66.0	60.5

表 3: 吸着平衡化時間 (攪拌 6 時間) における物質収支 (値は処理放射能に対する%)

	上澄み液	固相			回収率
		アセトニトリル抽出		結合型残留	
		第 1 回	第 2 回		
砂壤土	61.62	40.31	2.31	N/A	99.08

N/A: 該当無し

2) 高次試験

物質収支 (表 4)

高次試験における物質収支を表 4 に示す。

全試験濃度区を通じた平均物質収支は 93.9 ± 1.9% (範囲: 92.0~95.9%) であり、有意な放射能の損失はいずれの濃度区でも認められなかった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 4：高次試験における物質収支（処理放射能に対する％、n=2 の平均）

	試験濃度 (mg/L)					平均±標準偏差
	0.011	0.031	0.10	0.32	1.12	
砂壤土	94.2	95.9	95.2 #	92.0	92.9	93.9±1.9

#：単一値

吸着率及びフロイントリッヒ吸着等温線のパラメータ（表 5～表 6）

吸着率を表 5 に、フロイントリッヒ吸着等温線のパラメータを表 6 に示す。

高次試験において、40.0～49.5%の被験物質が土壤に吸着された。

フロイントリッヒ吸着等温線から得た吸着係数 K_F^{ads} は 6.617 mg/L、有機炭素含有率で割り求めた K_F^{adsoc} は 154 mg/L であった。フロイントリッヒ指数 $1/n$ は 0.9272 であり、試験範囲での吸着挙動に被験物質の濃度が影響した事が示された。

表 5：高次試験における土壤への吸着率（n=2 の平均値）

	試験濃度 (mg/L)				
	0.011	0.031	0.10	0.32	1.12
土壤中濃度 (mg/kg)	0.053	0.145	0.464	1.390	4.482
溶液中濃度 (mg/L)	0.005	0.017	0.057	0.176	0.673
土壤への吸着率 (%)	49.5±0.5	46.3±0.2	44.7±1.2	44.1±3.7	40.0±2.5

表 6：フロイントリッヒ吸着等温線パラメータ

	K_F^{ads} (mL/g)	$1/n$	R^2	K_F^{adsoc} (mL/g)
砂壤土	6.617	0.9272	0.9983	154

VI. 分解物の水中運命及び土壌吸着性

1. の加水分解運命試験

(資料No.運命22)

試験機関：
[GLP 対応]

報告書作成年：2009 年

供試標識化合物 (標識)：

構造式：

比放射能： $\mu\text{Ci}/\text{mg}$ (MBq/mg)

放射化学的純度： % (HPLC)

*：標識位置

化学名：

【供試緩衝液】

以下の3種類の pH の緩衝液を調製した。

なお緩衝液の調製に使用した水は Milli-Q 精製水であった。緩衝液調整後に高圧蒸気圧滅菌を行い、また pH 調整後に窒素を通気して酸素を除去した。

- ・ pH 4 緩衝液 (0.01M 酢酸ナトリウム/酢酸緩衝液)
1.36g の酢酸ナトリウム三水和物を 250mL の水に溶解し、この溶液を 0.01 mol/L (M) となるように水と混合 (混合比 1:3 v/v) した。pH の調製は必要に応じて酢酸で行った。
- ・ pH 7 緩衝液 (0.01M トリス(ヒドロキシメチル)アミノメタン/塩酸緩衝液)
1.21g のトリス(ヒドロキシメチル)アミノエタンを 46.6mL の 0.1N 塩酸水溶液 (3.65g HCl/L 水) と混合し、水で 800mL まで希釈した。pH の調整は、0.1N 塩酸溶液及び/又は 0.1N 水酸化ナトリウム溶液で行った。
- ・ pH 9 緩衝液 (0.01M ホウ酸/水酸化ナトリウム緩衝液)
0.62g のホウ酸及び 0.75g の塩化カルシウムを 250mL の水に溶解し、当該溶液 125mL に 53mL の 0.04M 水酸化ナトリウム水溶液 (1.6 g/L) を添加して水で 250mL 定容とした。この溶液を 0.01 mol/L (M) となるように水と混合 (混合比 1:1 v/v) した。pH の調製は必要に応じて 0.4M 水酸化ナトリウム及び/又はホウ酸で行った。

【試験方法】

試験区及び試験条件の設定

当該試験は、試験 1～3 で構成された。

これら 3 試験における pH、試験温度は下表のとおりであり、何れも暗条件下で培養した。また設定試験濃度は、水溶解度の 1/2 以下かつ分解物の同定が可能な濃度である 1mg/L とした。

試験の種類	設定試験濃度	pH\試験温度	20℃	25℃	50℃	培養期間
試験 1	1mg/L	pH 4			○	7 日間
		pH 7			○	72 時間
		pH 9			○	240 分間
試験 2	1mg/L	pH 4		○		30 日間
		pH 7		○		30 日間
		pH 9		○		30 日間
試験 3	1mg/L	pH 4	○			30 日間
		pH 7	○			30 日間

○：該当、空欄：該当せず。

処理溶液及び試験溶液の調製

標識体をそれぞれアセトニトリルに溶解し、処理溶液を調製した。

5mL の緩衝液と処理溶液の混合液を蓋付き 10mL 容のガラス製バイアルに 5mL の緩衝液と処理溶液の混合液を無菌的に加え、所定期間にわたって暗条件下で培養した。

試料の採取

物質収支、分解速度、分解物の同定及び定量並びに pH 確認を目的として、以下の時点で試験毎に 2 バイアルを採取した。

	pH 及び温度	最長培養期間	採取時点 (培養開始後経過時間)
試験 1	pH 4 (50℃)	7 日間	0、2、5 及び 7 日
	pH 7 (50℃)	72 時間	0、6、24、28、32、48 及び 72 時間
	pH 9 (50℃)	240 分間	0、30、60、80、100、120、180 及び 240 分
試験 2	pH 4 (25℃)	30 日間	0、3、8、10、15、21 及び 30 日
	pH 7 (25℃)	30 日間	0、3、8、10、15、21 及び 30 日
	pH 9 (25℃)	30 日間	0、0.25、1.25、2、4、10、21 及び 30 日
試験 3	pH 4 (20℃)	30 日間	0、3、7、10、15、21 及び 30 日
	pH 7 (20℃)	30 日間	0、3、7、10、15、21 及び 30 日

また滅菌状態の確認のため、試験 1 では開始後 0 時間及び最終採取時点、試験 2 及び 3 では開始後 0 時間及び最終採取時点を含む数時点で培養バイアルを採取した。なお培養バイアルには揮発性物質捕集用のトラップを接続しなかった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

放射能測定、分解物の定量/同定及び半減期の算出

試験溶液中の放射能は液体シンチレーションカウンター (LSC) で測定し、放射性成分の定量は放射能検出器付き高速液体クロマトグラフィー (ラジオ HPLC) 及びラジオ薄層クロマトグラフィー (ラジオ TLC) で行った。

分解物の同定は、液体クロマトグラフィー/質量分析 (LC-MS 及び LC-MS/MS)、液体クロマトグラフィー-核磁気共鳴分析-質量分析 (LC-NMR-MS) で構造を確認した。

被験物質

の半減期は、一次回帰直線分析により算出した。

【試験結果】

物質収支

試験 1~3 における物質収支を表 1 に示す。

各試験及び各試験条件とも物質収支は良好であり、放射能は全て試験溶液から回収された。

表 1: 物質収支

試験の種類	試験条件	最 長 培養期間	物質収支 (処理放射能に対する%)			
			最小値	最大値	初期値 (0 時間)	終了時
試験 1	pH 4 (50°C)	7 日間	100.0	101.8	100.0	101.8
	pH 7 (50°C)	72 時間	100.0	105.9	100.0	101.6
	pH 9 (50°C)	240 分間	100.0	104.7	100.0	104.7
試験 2	pH 4 (25°C)	30 日間	100.0	103.5	100.0	101.1
	pH 7 (25°C)	30 日間	98.9	103.4	100.0	101.5
	pH 9 (25°C)	30 日間	97.0	102.9	100.0	100.9
試験 3	pH 4 (20°C)	30 日間	97.5	100.0	100.0	99.4
	pH 7 (20°C)	30 日間	100.0	103.5	100.0	100.8

培養期間中の pH 及び滅菌状態の維持

各試験条件下において、試験溶液の pH は設定 pH に保たれ、また滅菌状態も維持されていた。

分解物の同定

が同定された。

被験物質の分解速度 (表 2) 及び分解物の生成量 (表 3~表 10)

試験 1~3 における被験物質の一次速度式に従う分解速度 (DT₅₀ 値及び DT₉₀ 値) を表 2 に示す。また試験 1~3 における分解物の生成量を、それぞれ表 3~表 5 (試験 1)、表 6~表 8 (試験 2) 及び表 9~表 10 (試験 3) に示す。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

被験物質 の分解が認められた試験では、経時的な
の生成が認められた。試験1~3において、処理放射能に対して10%
 以上（10%AR以上）生成した主要分解物は のみであり、
であった。

表2：被験物質ケトヒドロキシ体【M05】の分解速度（DT₅₀値及びDT₉₀値）

試験	試験温度	pH	一次速度式	
			DT ₅₀ 値	DT ₉₀ 値
試験1	50℃	4	加水分解は認められず。	
		7	32.7時間	109時間
		9	71.3分	237分
試験2	25℃	4	加水分解は認められず	
		7	82.7日	275日
		9	4.9日	16.3日
試験3	20℃	7	333日	>1000日
		9	15.6日	51.8日

表3：試験1（pH4、50℃）での分解物の生成量（表中の数値は処理放射能に対する%）

分解物	培養開始後経過時間（日）			
	0	2	5	7

n.d.：非検出

表4：試験1（pH7、50℃）での分解物の生成量（表中の数値は処理放射能に対する%）

分解物	培養開始後経過時間（時間）						
	0	6	24	28	32	48	72

表5：試験1（pH9、50℃）での分解物の生成量（表中の数値は処理放射能に対する%）

分解物	培養開始後経過時間（分）							
	0	30	60	80	100	120	180	240

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 6 : 試験 2 (pH 4、25°C) での分解物の生成量 (表中の数値は処理放射能に対する%)

分解物	培養開始後経過時間 (日)						
	0	3	8	10	15	21	30

表 7 : 試験 2 (pH 7、25°C) での分解物の生成量 (表中の数値は処理放射能に対する%)

分解物	培養開始後経過時間 (日)						
	0	3	8	10	15	21	30

表 8 : 試験 2 (pH 9、25°C) での分解物の生成量 (表中の数値は処理放射能に対する%)

分解物	培養開始後経過時間 (日)							
	0	0.25	1.25	2	4	10	21	30

表 9 : 試験 3 (pH 7、20°C) での分解物の生成量 (表中の数値は処理放射能に対する%)

分解物	培養開始後経過時間 (日)						
	0	3	7	10	15	21	30

表 10 : 試験 3 (pH 9、20°C) での分解物の生成量 (表中の数値は処理放射能に対する%)

分解物	培養開始後経過時間 (日)						
	0	3	7	10	15	21	30

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

加水分解経路

本試験条件下 (pH 7 及び 9) において、被験物質 は
に加水分解された。以下に加水分解経路を示す。

加水分解経路

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

VI. 分解物の水中運命及び土壌吸着性

2. の土壌吸着性/脱着性試験

(資料No.運命23)

試験機関:

(ドイツ) [GLP 対応]

報告書作成年: 2005 年

供試標識化合物 (標識):

構造式:

比放射能: $\mu\text{Ci}/\text{mg}$ (MBq/mg)

放射化学的純度: % (TLC)

*: 標識位置

化学名:

供試土壌

次に示す 5 種類の海外土壌 (ドイツ土壌 3 種類、米国土壌 1 種類及びカナダ土壌 1 種類) を使用した。

土壌採取国	ドイツ			米国	カナダ	
土壌呼称	Hoefchen am Hohenseh	Laacher Hof AXXa	Laacher Hof AIII	Molino	Saskatoon	
土壌 No.	1	2	3	4	5	
土性 (USDA)	シルト質壤土	砂壤土	シルト質壤土	砂壤土	埴壤土	
砂 (%)	12.7	72.7	42.0	76	28	
シルト (%)	72.5	18.4	44.8	16	44	
粘土 (%)	14.7	8.9	13.2	8	28	
有機炭素含有率 (%)	2.62	1.30	1.10	0.87	2.44	
陽イオン交換容量 (meq/100 g 乾土)	16.0	6.4	9.6	5.0	19.6	
pH	CaCl ₂	6.1	6.0	6.4	6.2	5.5
	H ₂ O	6.7	6.6	6.9	6.3	5.6
	KCl	6.4	6.3	6.7	5.4	4.8
OECD 土壌 No.	No.3	該当無し	No.5 に近似	No.5 に近似	No.4 に近似	

試験温度

20±1°C (暗所)

試験方法

当該試験は OECD ガイドライン 106 (バッチ平衡法、2000 年 1 月 21 日付け採択)、米国 EPA Subdivision N, § 163-1 及びカナダ PMRA DACO No.8.2.4.2 に従って実施された。なお土壌 (微生物) 存在下における被験物質の分解性への影響を把握するため、当該試験は殺生物剤 (バイオサイド、塩化水銀(II) (HgCl₂)) の存在及び非存在条件下で行われた。

1) 0.01M 塩化カルシウム溶液の調製

本試験で使用した 0.01M 塩化カルシウム溶液は、塩化水銀(II)を含有または非含有の 2 種類であった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

塩化水銀(II)非含有 0.01M塩化カルシウム溶液は、1.47gの塩化カルシウム二水和物 (CaCl₂・2H₂O) を蒸留水 1Lに溶解して調製した。一方、塩化水銀(II)含有 0.01M塩化カルシウム溶液は、非含有 0.01M塩化カルシウム溶液に塩化水銀(II)を 50mg/Lとなるよう添加して調製した。

2) 試験溶液の調製

を 10mLのアセトニトリルに溶解して保存原液（濃度：10.00 mg/L）を調製した。この保存原液の一部を採取及び乾固させ、50mLの塩化水銀(II)含有 0.01M塩化カルシウム溶液で希釈し、処理溶液濃度 10.00mg/Lの処理溶液とした。またこの処理溶液を塩化水銀(II)含有 0.01M塩化カルシウム溶液で希釈し、処理溶液濃度 3.00mg/L、1.00mg/L、0.30mg/L、0.10mg/Lの処理溶液を調整した（試験濃度：1.00mg/L、0.30mg/L、0.10mg/L、0.03mg/L及び 0.01mg/Lに相当。）

2) 土壌/水比の設定、0.01M 塩化カルシウム溶液中での安定性及び遠沈管壁への吸着

20g 及び 10g の供試土壌を遠沈管に計り取り、18mL の塩化水銀(II)非含有 0.01M 塩化カルシウム溶液を加えて 16 時間にわたって前平衡化させた。その後、試験濃度 1.00mg/L となるように濃度 10.00mg/L の処理溶液 2mL を加えて土壌/水比を「1：1」及び「1：2」とし、24 時間の攪拌を行った。攪拌終了後に遠心分離で土壌と上澄み液に分割し、上澄み液中の放射能を液体シンチレーションカウンター（LSC）で測定した。

また遠沈管壁への被験物質の吸着性を測定するブランク試料として、土壌を除去した同条件で最長 96 時間にわたって攪拌し、試料を攪拌開始後 48 時間、72 時間及び 96 時間の時点で採取し、LSC 及び高速液体クロマトグラフィー（HPLC）で測定した。更に、攪拌終了後に遠沈管の内壁をアセトニトリルで洗浄し、遠沈管壁への吸着を測定した。

3) 吸着平衡化時間の測定

塩化水銀(II)非存在下及び存在下とも、試験濃度は 1.00mg/L であった。

塩化水銀(II)非存在下

吸着平衡化時間の測定に際して、土壌/水比は「1：1」とした。所定量の各土壌を遠沈管に計り取り、所定量の塩化水銀(II)非含有 0.01M 塩化カルシウム溶液を加えて 16 時間にわたって前平衡化させた。前平衡化後に処理溶液を加え、所定の時間（下表）にわたって攪拌した。所定の攪拌時間終了後、遠沈管を遠心分離して土壌と上澄み液に分割した。採取土壌にはアセトニトリル（40mL×2 回）による抽出処理をおこない、下表に示すとおり上澄み液中の放射能及び被験物質、土壌抽出物中の放射能及び被験物質をそれぞれ測定した。

		攪拌時間							
		2 hr	4 hr	6 hr	24hr	30hr	48hr	72hr	96hr
上澄み液	放射能測定	○	○	○	○	○	○	○	○
	被験物質濃度測定	×	×	×	○	×	○	○	○
土壌抽出物	放射能測定	×	×	×	○	×	○	○	○
	被験物質測定	×	×	×	○	×	○	○	○

○：実施、×：実施せず。

塩化水銀(II)存在下

吸着平衡化時間の測定に際して、土壌/水比はそれぞれ「1：2」（土壌 No.1、No.4 及び No.5）及び「1：1」（土壌 No.2 及び No.3）とした。その他の条件（前平衡化条件、攪拌時間及び試料の測定）は塩化水銀(II)非存在下と同様に行った。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

4) 脱着平衡化時間の測定

塩化水銀(II)存在下で24時間攪拌した試料(土壌スラリー)を用いて、脱着平衡化時間の測定を行った。土壌スラリーを遠心分離し、土壌試料と上澄み液に分離した。土壌試料に除去上澄み液と同量の塩化水銀(II)含有0.01M塩化カルシウム液を加え、2時間、4時間、6時間、24時間、48時間及び72時間にわたって攪拌した。所定の攪拌時間終了後、遠沈管を遠心分離して土壌と上澄み液に分割し、下表に示すとおり上澄み液中の放射能及び被験物質、土壌中の放射能及び被験物質をそれぞれ測定した。

		攪拌時間					
		2 hr	4 hr	6 hr	24hr	48hr	72hr
上澄み液	放射能測定	○	○	○	○	○	○
	被験物質濃度測定	×	×	×	○	○	○
土壌	放射能測定	×	×	×	○	○	○
	被験物質測定	×	×	×	○	○	○

○：実施、×：実施せず。

5) 高次試験

高次試験における設定試験濃度は、1.00mg/L、0.30mg/L、0.10mg/L、0.03mg/L及び0.01mg/Lであった。

吸着性試験

吸着性試験での土壌/水比を、それぞれ「1:2」(土壌 No.1、No.4 及び No.5) 及び「1:1」(土壌 No.2 及び No.3) とした。前平衡化した各土壌に所定量の塩化水銀(II)含有0.01M塩化カルシウム溶液及び処理溶液を加え、24時間にわたって攪拌した。攪拌終了後に遠心分離して上澄み液を採取し、LSCによる放射能測定に供した。

脱着性試験

吸着性試験で採取した上澄み液を同体積の塩化水銀(II)含有0.01M塩化カルシウム溶液で置換し、脱着操作(攪拌時間:2時間)を行った。脱着操作は、設定試験濃度1.00mg/Lで3回、その他の設定試験濃度では1回行った。各脱着操作終了後、遠心分離により土壌と上澄み液に分割し、上澄み液中の放射能をLSCで測定した。最終脱着操作終了後の土壌をアセトニトリル(2回)及びアセトニトリル/水混合液(1/1 v/v, 3回)で抽出し、抽出物中の放射能をLSCで測定した。抽出後の土壌残渣を燃焼させ、生成した放射能をLSCで測定した。

試験結果

1) 予備試験

被験物質の安定性及び遠沈管壁への吸着

0.01M CaCl₂水溶液において被験物質は安定であり、遠沈管壁への被験物質の吸着は無視しうるものであった。

土壌/水比の測定

全供試土壌(土壌/水比=1:1及び1:2)とも土壌吸着率は20%~80%の範囲にあった。

吸着平衡化時間の測定

塩化水銀(II)非存在下では、全供試系における物質収支が82.7%未満となり、また被験物質の分解も最高で58.1%認められた。このため、高次試験は塩化水銀(II)存在

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

下で行うこととした。

塩化水銀(II)存在下では、試験系での被験物質の分解は最小限に抑えられ、処理放射能の84.5~93.7%が被験物質として残存していた。攪拌24~48時間での上澄み液中の被験物質濃度変化率は、土壌 No5 を以外の全土壌で5%未満となり、土壌 No.5 で7.5%であった。従って、高次試験（吸着性試験）における吸着平衡化時間を24時間とした。

脱着平衡化時間の測定

脱着操作開始後2時間において、上澄み液中の放射能濃度は平衡に達したと認められ、また試験系での被験物質の安定性を考慮して高次試験（脱着性試験）における脱着平衡化時間を2時間とした。

2) 高次試験

物質収支（表1）

表1に脱着試験終了後の物質収支を示す。

物質収支（全試験濃度の平均）は、処理放射能（AR）に対して95.6%AR（土壌 No.3）~97.0%AR（土壌 No.1）であり、良好であった。

表1：物質収支（脱着試験終了後）（表中の数値は処理放射能に対する%）

試験濃度 (mg/L)	反復	土壌 No.				
		1	2	3	4	5
		ドイツ シルト質壤土	ドイツ 砂壤土	ドイツ シルト質壤土	米国 砂壤土	カナダ 埴壤土
1.00	1	98.9	97.5	96.0	98.1	98.6
	2	94.8	96.9	96.9	98.3	98.4
0.30	1	98.4	96.2	96.9	97.2	95.8
	2	97.4	97.0	93.0	98.1	98.0
0.10	1	97.5	97.2	95.8	96.9	92.7
	2	96.9	96.3	96.3	97.5	94.2
0.03	1	96.9	95.5	95.6	97.2	92.5
	2	96.1	93.2	95.7	95.6	95.2
0.01	1	96.3	96.4	94.1	95.3	95.4
	2	96.3	94.2	95.3	93.7	96.7
平均		97.0	96.0	95.6	96.8	95.8

吸着率及び脱着率（表2）

表2に高次試験における吸着率及び脱着率を示す。

供試5土壌における吸着率は、それぞれ35.0~43.2%（土壌 No.1、ドイツ シルト質壤土）、35.5~43.3%（土壌 No.2、ドイツ 砂壤土）、34.1~42.0%（土壌 No.3、ドイツ シルト質壤土）、29.8~39.5%（米国 砂壤土）及び52.8~63.0%（カナダ 埴壤土）であり、何れも Freundlich 吸着等温線に従っていた。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 2 : 吸着率及び脱着率 (n=2 の平均値)

吸着率/ 脱着率	試験濃度 (mg/L)	土壌 No.				
		1	2	3	4	5
		ドイツ シルト質壤土	ドイツ 砂壤土	ドイツ シルト質壤土	米国 砂壤土	カナダ 埴壤土
吸着率 (%)	1.00	35.0	35.5	34.1	29.8	52.8
	0.30	38.3	37.9	36.8	34.0	57.8
	0.10	40.3	39.5	39.1	36.1	60.0
	0.03	42.5	43.1	41.0	36.6	62.1
	0.01	43.2	44.3	42.0	39.5	63.0
脱着率 (%)	1.00	28.6	31.1	29.0	31.8	26.6
	0.30	34.7	29.8	23.3	30.8	24.1
	0.10	37.1	29.5	28.1	29.9	16.7
	0.03	34.6	28.5	29.1	26.9	17.8
	0.01	34.2	29.2	27.4	19.2	20.8

フロントリッヒ 吸着/脱着等温線のパラメータ (表 3)

フロントリッヒの吸着/脱着等温線のパラメータを表 3 に示す。

吸着等温線から求められた K_F^{ads} は 0.5158~2.2059 mL/g (5 土壌の平均: 1.0389mL/g) であり、また有機炭素含有率で割り求めた $K_F^{ads}_{oc}$ は 23.0~99.1mL/g (5 土壌の平均: 56.4mL/g) であった。

得られた $K_F^{ads}_{oc}$ から、被験物質の土壌中を移動しやすいと結論付けられた。

脱着等温線から求められた 1 回脱着時の K_F^{des} 及び有機炭素含有率で割り求めた $K_F^{des}_{oc}$ は、それぞれ 0.6679~2.8375 mL/g (5 土壌の平均: 1.4590mL/g) 及び 31.8~169.5mL/g (5 土壌の平均: 82.82mL/g) であった。また連続 (3 回) 脱着時の K_F^{des} 及び $K_F^{des}_{oc}$ は、それぞれ 0.4148~1.5066 mL/g (5 土壌の平均: 0.7844mL/g) 及び 18.5~73.1mL/g (5 土壌の平均: 42.38mL/g) であった。

表 3 : フロントリッヒの吸着/脱着等温線パラメータ

土壌 No. 及び供試土壌		吸着等温線			
		K_F^{ads} (mL/g)	1/n	r^2	$K_F^{ads}_{oc}$ (mL/g)
No.1	ドイツシルト質壤土	1.078	0.9273	0.9999	41.2
No.2	ドイツ砂壤土	0.5329	0.9199	0.9999	28.2
No.3	ドイツシルト質壤土	0.5158	0.9287	0.9999	23.0
No.4	米国砂壤土	0.8618	0.9177	0.9997	99.1
No.4	カナダ埴壤土	2.2059	0.9152	0.9997	90.4
平均		1.0389	0.9218	0.9998	56.4

土壌 No. 及び供試土壌		脱着等温線							
		1 回脱着				連続 (3 回) 脱着			
		K_F^{des} (mL/g)	1/n	r^2	$K_F^{des}_{oc}$ (mL/g)	K_F^{des} (mL/g)	1/n	r^2	$K_F^{des}_{oc}$ (mL/g)
No.1	ドイツシルト質壤土	1.602	0.9830	0.9997	61.2	0.9224	0.5811	0.9922	35.2
No.2	ドイツ砂壤土	0.6679	0.9332	0.9998	35.3	0.4424	0.5661	0.9992	23.4
No.3	ドイツシルト質壤土	0.7133	0.9542	0.9994	31.8	0.4148	0.5221	0.9998	18.5
No.4	米国砂壤土	1.4745	0.8846	0.9990	169.5	0.6356	0.3121	0.9984	73.1
No.4	カナダ埴壤土	2.8375	0.9016	0.9969	116.3	1.5066	0.5088	0.9990	61.7
平均		1.4590	0.9313	0.9990	82.82	0.7844	0.4980	0.9977	42.38

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

VI. 分解物の水中運命及び土壌吸着性

3. の土壌吸着性（火山灰土壌）

（資料No.運命24）

試験機関：
[GLP 対応]

報告書作成年：2009 年

供試標識化合物（ 標識体）：

構造式：

比放射能： $\mu\text{Ci}/\text{mg}$ (MBq/mg)

放射化学的純度： % (TLC)

*：標識位置

化学名：

（以下、 標識体とする。）

供試土壌

国内（茨城県牛久市）で採取された火山灰土壌 1 種類を使用した。

土壌採取国	日本	
土壌採取地	茨城県牛久市	
土性 (USDA)	砂壤土	
砂 (%)	63	
シルト (%)	26	
粘土 (%)	11	
有機炭素含有率 (%)	4.3	
陽イオン交換容量 (meq/100 g 乾土)	15.9	
pH	CaCl ₂	5.6
	H ₂ O	5.9
	KCl	5.2
OECD 土壌 No.	No.2	

試験温度

25±2℃（暗所）

試験方法

当該試験は農林水産省農産園芸局長通知第 8147 号及び OECD ガイドライン 106 に従って実施された。

なお、試験溶液の調製及び本試験（吸着性試験）で使用する水として、土壌微生物の影響を排除するため塩化水銀(II) (HgCl₂) を 50mg/L 含有する 0.01M 塩化カルシウム (CaCl₂) 水溶液 (Milli-Q 精製水を使用) を用いた。

1) 試験溶液の調製

$3\text{-}^{14}\text{C}$ 標識体をアセトニトリルに溶解し、 0.01M 塩化カルシウム (CaCl_2) 水溶液を加えて予備試験用の処理溶液 (1.0mg/L) 及び本試験用の処理溶液 (最終設定濃度: 1.0 、 0.3 、 0.1 、 0.03 、 0.01mg/L 、実濃度: 1.00 、 0.30 、 0.10 、 0.031 、 0.010mg/L) を調製した。

2) 予備試験

土壌/水比の設定

土壌/水 (0.01M CaCl_2 水溶液) 比を「 $1:20$ 」、「 $1:10$ 」及び「 $1:4$ 」とし、土壌/水比の検討が行われた。24時間攪拌での前平衡化後に、遠心分離によって上澄み液を採取し、その放射エネルギーを液体シンチレーション計測 (LSC) で測定した。

吸着平衡化時間の測定及び被験物質の安定性の確認:

供試土壌の乾土 2g をスクリーキャップ付きテフロン製遠沈管にそれぞれ秤取り、 HgCl_2 を 50mg/L 含有する 0.01M CaCl_2 水溶液 18mL を加え、72時間にわたって前平衡化を行った。

前平衡化後、濃度 1.0mg/L の処理溶液 2mL を加え、最長24時間にわたって攪拌した。攪拌開始後3時間、6時間及び24時間の時点で遠沈管をそれぞれ遠心分離して上澄み液を採取した。採取した上澄み液中の放射エネルギーを液体シンチレーションカウンター (LSC) で測定し、吸着平衡化時間を測定した。

また、被験物質の 0.01M CaCl_2 水溶液中での安定性及び遠沈管壁への被験物質の吸着性を測定するブランク試料として、土壌を除去した同条件で24時間攪拌した。

被験物質の安定性を確認するため、攪拌開始後3時間、6時間及び24時間の上澄み液及び土壌試料を LSC (放射能測定) 及び高速液体クロマトグラフィー (HPLC: 被験物質の測定) で分析した。土壌試料の抽出として、 20mL のアセトニトリル (2回) で行った。

3) 高次試験

土壌/水比を「 $1:10$ 」として、高次試験が行われた。

HgCl_2 を 50mg/L 含有する 0.01M CaCl_2 水溶液 18mL で24時間にわたって前平衡化した各供試土壌 (乾土 2g) に、各設定濃度の処理溶液 2mL を加えて24時間にわたって暗条件下で攪拌 (30rpm) した。攪拌終了後の遠心分離によって上澄み液及び土壌残渣に分離し、LSCによる放射能測定に供した。

試験結果

1) 予備試験

被験物質の安定性 (表 1)

0.01M CaCl₂水溶液 (HgCl₂を 50mg/L含有) における被験物質の安定性及び遠沈管壁への吸着性を表 1 に示す。

24 時間攪拌後 (土壌非存在下) の被験物質の回収率は処理放射能 (AR) に対して 97.6~99.5 であり、0.01M CaCl₂水溶液中で安定且つ遠沈管壁への吸着は無視しうると考えられた。

表 1: 0.01M CaCl₂水溶液 (HgCl₂を 50mg/L含有) における被験物質の安定性 (処理濃度: 1.0mg/L)

	攪拌開始 24 時間後 (n=2 の平均値) の被験物質残存量	
	HPLC での面積% (純度)	%AR
被験物質濃度 (mg/L)	99.5, 99.0	99.5, 97.6

吸着平衡化時間及び物質収支 (表 2~3)

吸着予備試験における上澄み液中の被験物質濃度を表 2 に、また吸着平衡化時間における物質収支を表 3 に示す。

吸着平衡化時間は攪拌開始後 24 時間と認められ、また吸着平衡化時間における物質収支 (回収率) は 90%以上と良好であった。

表 2: 吸着平衡化時間の測定 - 攪拌開始後の上澄み液中被験物質濃度 (%AR)

土壌\攪拌開始後経過時間	0 hr	3 hr	6 hr	24 hr
砂壤土	100	79.3	76.4	73.4

表 3: 吸着平衡化時間 (攪拌 24 時間) における物質収支 (値は処理放射能に対する%)

	上澄み液	固相			回収率
		アセトニトリル抽出		結合型残留	
		第 1 回	第 2 回		
砂壤土	65.14	31.35	2.48	N/A	98.55

N/A: 該当無し

2) 高次試験

物質収支 (表 4)

高次試験における物質収支を表 4 に示す。

全試験濃度区を通じた平均物質収支は 93.9±1.9% (範囲: 91.5~95.1%) であり、有意な放射能の損失はいずれの濃度区でも認められなかった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 4：高次試験における物質収支（処理放射能に対する％、n=2 の平均）

	試験濃度 (mg/L)					平均±標準偏差
	0.01	0.03	0.10	0.30	1.00	
砂壤土	94.0	94.9	94.0	91.5	95.1	93.9±1.9

吸着率及びフロイントリッヒ吸着等温線のパラメータ（表 5～表 6）

吸着率を表 5 に、フロイントリッヒ吸着等温線のパラメータを表 6 に示す。

高次試験において、30.2～43.4％の被験物質が土壤に吸着された。

フロイントリッヒ吸着等温線に基づく吸着計数 K_F は 4.233 mg/L、有機炭素含有率で割り求めた K_{oc} は 98 mg/Lであった。フロイントリッヒ指数 $1/n$ は 0.8747 であり、試験範囲での吸着挙動に被験物質の濃度が影響したことが示された。

表 6：高次試験における土壤への吸着率（n=2 の平均値）

	試験濃度 (mg/L)				
	0.010	0.031	0.10	0.30	1.00
土壤中濃度 (mg/kg)	0.044	0.133	0.377	1.013	3.021
溶液中濃度 (mg/L)	0.006	0.017	0.062	0.196	0.697
土壤への吸着率 (%)	42.9±0.0	43.4±0.0	37.8±0.1	34.0±0.9	30.2±0.8

表 7：フロイントリッヒ吸着等温線パラメータ

	K_F (mL/g)	$1/n$	R^2	K_{oc} (mL/g)
砂壤土	4.233	0.8747	0.9987	98

VII. 参考

3. 好氣的培養後の嫌氣的土壤中運命試験

(資料No. 参考3)

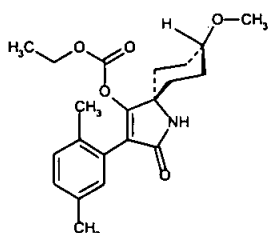
試験機関:

[GLP 対応]

報告書作成年: 2006 年

供試標識化合物:

構造式:



比放射能: $\mu\text{Ci}/\text{mg}$ (MBq/mg)

放射化学的純度: % (HPLC 及び TLC)

*: 標識位置

化学名: シス-4-(エトキシカルボニルオキシ)-8-メトキシ-3-(2,5-キシリル)-1-アザスピロ[4.5]デカ-3-エン-2-オン

(以下、 標識体とする。)

【供試土壌】

次に示すドイツ土壌 (砂壤土) 1 種類を使用した。

土壌採取国		ドイツ
土壌採取地		Monheim
試験土壌名		Laacherhof AIII
土性	USDA 区分	砂壤土
	砂 (2000~50 μm)	52.45%
	シルト (<50~2 μm)	30.90%
	粘土 (<2 μm)	16.65%
有機炭素含有率 (%)		0.4
陽イオン交換容量 (meq/100 g 乾土)		4.8
pH	H ₂ O	7.4
	CaCl ₂	6.8
	KCl	6.9
最大含水量 (WHC, g/100g 乾土)		36.4
試験での土壌水分量 (好氣的培養)		WHC の 50%
微生物バイオマス (mg microbial C/kg 乾土)	好氣的培養開始時	385
	好氣的培養終了時 (溶媒のみ処理)	559
	好氣的培養終了時 (被験物質を処理)	638
微生物バイオマス (CFU / g 乾土)	嫌氣的培養開始後第 60 日 (溶媒のみ処理)	1030
	嫌氣的培養開始後第 60 日 (被験物質を処理)	1270
	嫌氣的培養開始後第 120 日 (溶媒のみ処理)	707
	嫌氣的培養開始後第 120 日 (被験物質を処理)	657

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

【試験方法】

土壌の調製

地表層（0～20cm 深）から供試土壌を採取し、粒径 2mm の篩に通した。

試験系の調製、試験温度及び培養期間

・好氣的培養

供試土壌 100g(乾土重)を 300mL 容三角フラスコに秤取り、試験での土壌水分量(50% WHC) となるように脱イオン水を添加した。標識体をアセトニトリルに溶解して処理溶液を調製した。試験濃度 0.804mg 有効成分/kg 土壌(乾土)(302g 有効成分/ha) となるように土壌表面に滴下し、緩やかに三角フラスコを攪拌して土壌中に混和させた。なお試験濃度は、圃場施用量 288g 有効成分/ha が土壌深 2.5cm に均一に分布した濃度の 105%に相当する。

処理後、三角フラスコにソーダ石灰(二酸化炭素捕集用)及びポリウレタンフォーム栓(揮発性有機物捕集用)で構成されたトラップを接続し、酸素を含む空気を通気しながら 20℃の暗所のインキュベーションチャンバ内で 4.8 時間培養した。

・嫌氣的培養

4.8 時間の好氣的培養終了後、直ちに各三角フラスコに 130mL の酸素除去脱イオン水を加え、土壌表面からの水深を 3cm とした。三角フラスコの上部を窒素ガスで 15 分間充填し、二口のガラス栓で密栓した。ガラス栓の 2 口には、揮発性物質トラップとしてソーダ石灰トラップ(二酸化炭素捕集用)と窒素で充填したプラスチック袋(揮発性有機物捕集用)を接続した。嫌氣的培養は窒素を充填した 20℃の暗所のインキュベーションチャンバ内で最長 180 日間にわたって行った。

試料採取及び試験パラメータ(酸化還元電位、pH 及び水層の溶存酸素)の測定

下表に示す時点において、試料を採取した。なお試験系からの水層及び土壌は傾斜法により分離した。

また嫌氣的培養開始後の各採取時点において、酸化還元電位及び pH(水層及び土壌)、水層の溶存酸素を測定した。

インキュベーション期間及び試料採取時点(表中の数値は採取試料数)

採取時点		採取試料				
		試験系		揮発性物質トラップ		
		水層	土壌	ソーダ石灰	ポリウレタンフォーム栓	窒素充填ポリプラスチック袋
好氣的培養 (嫌氣的培養開始前)	第-0.2日 (4.8時間前)	該当無し	2	採取せず	採取せず	該当無し
	第0日	該当無し	2	2	2	該当無し
嫌氣的培養開始後	第0.6日	2	2	2	該当無し	2
	第1日	2	2	2		2
	第4日	2	2	2		2
	第6日	2	2	2		2
	第14日	2	2	2		2
	第32日	2	2	2		2
	第60日	2	2	2		2
	第90日	2	2	2		2
第120日	2	2	2	2	2	
第180日	2	2	2	2	2	

採取試料の抽出及び加工処理

各採取試料の抽出及び加工は次のとおり行われた。

土 壤

所定期間にわたる好氣的培養及び嫌氣的培養後の土壌について、通常抽出と追加抽出を行った。通常抽出として、80mLのアセトニトリル/水混合液(1/1 v/v, 0.5%ギ酸を含有)で2回攪拌抽出(攪拌時間:各30分間)次いで80mLのアセトニトリルで1回攪拌抽出(攪拌時間:30分間)を行い、通常抽出後の土壌試料の追加抽出として、80mLのアセトニトリル/1N塩酸混合液(1/1 v/v)で2回攪拌抽出(攪拌時間:各30分間)を行った。

放射性成分の定量には、通常抽出物と追加抽出物の濃縮物を使用し、追加抽出後の土壌残渣は風乾して均質化した。

水 層

水層中の放射性二酸化炭素を測定するため、水層試料の一部に1M水酸化ナトリウムを加えて混合し、18%塩酸で遊離させ、液体シンチレーションカクテルに捕集した。

揮発性物質捕集器

好氣的培養条件下でのポリウレタンフォーム栓には25mLの酢酸エチルによる抽出を行った。嫌氣的培養条件下での窒素充填ポリプラスチック袋と試験容器上部に新たに窒素を通気し、排出された窒素をソーダ石灰トラップに通過させて放射性二酸化炭素を除去した。その後、排出された窒素を触媒オープン内に通して揮発性有機物とし、液体シンチレーションカクテルに捕集した。

ソーダ石灰に捕集された放射性二酸化炭素は18%塩酸で遊離させ、液体シンチレーションカクテルに捕集した。

試料中放射能の測定

液体試料中放射能の測定は液体シンチレーションカウンター(LSC)で行った。固形試料は粉碎後にオキサダイザーで燃焼させ、生成した放射性二酸化炭素を液体シンチレーションカクテルに捕集し、放射能をLSCで測定した。

分解物の定量、同定及び特徴付け

水層試料、通常抽出物及び追加抽出物の各濃縮物を、それぞれ別個に放射能検出器付き逆相高速液体クロマトグラフィー(ラジオHPLC)で分析した。

代謝物の同定及び特徴付けは、まず逆相HPLC及び薄層クロマトグラフィー(TLC)において認証済標準品とのコクロマトグラフィーで行い、次いで液体クロマトグラフィー/マススペクトロメトリー(LC-MS、エレクトロスプレーイオン化)及び核磁気共鳴分光法(NMR)により確認した。

【試験結果】

嫌氣的培養開始後のパラメータ（酸化還元電位、pH及び水層の溶存酸素）（表1）

嫌氣的培養開始後の酸化還元電位及び pH（水層及び土壌）、水層の溶存酸素物質収支を表1に示す。

嫌氣的培養開始後第1日以降の水層の溶存酸素は1mg/L未満であった。また水層及び土壌層の酸化還元電位から、それぞれ嫌氣的培養開始後第14日（水層）及び第6日（土壌層）以降に還元状態であったことが示された。

表1：嫌氣的培養開始後のパラメータ（表中の数値はn=2の平均値）

嫌氣的培養開始後 経過日数	水層			土壌層	
	pH	溶存酸素 [mg/L]	酸化還元電位 [mV]	pH	酸化還元電位 [mV]
0.6日	6.87	1.44	189	6.86	193
1日	7.08	0.32	195	7.07	188
4日	7.42	0.16	194	7.43	154
6日	7.43	0.09	186	7.52	-27
14日	7.79	0.15	-88	7.63	-111
32日	7.83	0.08	-106	7.77	-122
60日	7.91	0.10	-128	7.68	-167
90日	7.89	0.01	-190	7.88	-242
120日	8.01	0.01	-299	7.80	-295
180日	8.00	0.14	-231	7.85	-280

物質収支（表2）

物質収支を表2に示す。

試験期間を通じて物質収支は良好であり、各時点の物質収支は処理放射能（AR）に対して97.0%AR以上であった。

嫌氣的培養開始後の水層からの回収放射能は、嫌氣的培養開始後第0.6日に24.6%ARであり、嫌氣的培養期間を通じて経時的に増加し、第180日には最高値58.7%ARとなった。対して土壌からの抽出放射能（通常抽出及び追加抽出）は経時的に減少し、培養終了時には32.1%ARとなった。

土壌結合型残留は、4.8時間（0.2日間）の好氣的培養条件下において培養開始時点（第-0.2日）の1.7%ARから培養終了時（第0日）の11.7%ARへと急速に増加した。その後の嫌氣的培養条件下において、土壌結合型残留は嫌氣的培養開始後第0.6日（培養開始後14.4時間後）に17.5%ARの最高値を示し、嫌氣的培養終了時点（第180日）の7.9%ARへと経時的に減少した。

嫌氣的培養開始後において、放射性二酸化炭素以外の揮発性有機物質は認められなかった。放射性二酸化炭素は4.8時間（0.2日）の好氣的培養期間において0.1%AR認められ、その後の嫌氣的培養期間においても0.1~0.2%ARであった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 2：物質収支（表中の数値は処理放射能に対する％、n=2の平均値）

嫌氣的培養開始後経過日数(日)	水層	土壌層				水層放射能 + 土壌層放射能	放射性二酸化炭素			揮発性有機物	物質収支	
		通常抽出放射能	追加抽出放射能	土壌結合型残留	抽出放射能 + 土壌結合型残留		トラップ捕集	水層	計			
好氣的培養	-0.2	N.A.	97.6	2.2	1.7	101.5	101.5	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	101.5
	0	N.A.	79.0	6.2	11.7	96.9	96.9	0.1	N.A.	0.1	N.A.	97.0
嫌氣的培養開始後	0.6	24.6	45.1	11.4	17.5	74.0	98.6	0.1	<0.1	0.1	<0.1	98.7
	1	23.1	46.9	11.6	17.2	75.8	98.8	0.1	<0.1	0.1	<0.1	99.0
	4	33.7	36.9	10.5	16.3	63.7	97.4	0.1	0.1	0.2	<0.1	97.6
	6	33.7	40.5	9.5	15.5	65.5	99.2	0.1	0.1	0.2	<0.1	99.4
	14	40.0	39.3	8.2	12.4	59.9	100.0	0.1	0.1	0.2	<0.1	100.1
	32	48.6	31.3	8.4	12.5	52.2	100.8	0.1	0.1	0.2	<0.1	101.0
	60	51.4	28.5	8.3	12.2	48.9	100.4	0.1	<0.1	0.2	<0.1	100.5
	90	52.6	26.8	7.8	11.6	46.3	98.9	0.1	0.1	0.2	<0.1	99.1
	120	55.2	26.2	6.7	10.7	43.6	98.8	0.1	0.1	0.2	<0.1	98.9
	180	58.7	25.3	6.8	7.9	40.0	98.7	0.1	<0.1	0.1	<0.1	98.8

N.A.：該当無し。

分解物の同定

親化合物スピロテトラマト【P】の他、

が同定された。

また極微量の

が確認された。

分解物の生成量（表 3～表 5）

水層試料及び土壌抽出物（土壌層）中の分解物生成量をそれぞれ表 3 及び表 4 に示し、また試験系全体における分解物の生成量を表 5 に示す。

試験系（水層及び土壌層）全体における親化合物【P】は急速に減少し、嫌氣的培養開始後 1 週間以内に 2%AR 未満となった。

水層及び土壌層それぞれにおいて最も多く認められた分解物は
であった。

試験系（水層及び土壌層）全体において、
は

した。対して

は、

となった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 3：水層における分解物（表中の数値は処理放射能に対する％、n=2 の平均値）

分解物	好氣的培養		嫌氣的培養									
	-0.2	0.0	0.6	1	4	6	14	32	60	90	120	180
親化合物 【P】	該当無し		1.5	3.0	0.3	<LOQ	0.5	<LOQ	0.1	<0.1	<LOQ	<LOQ
計	該当無し		24.6	23.1	33.7	33.7	40.0	48.6	51.4	52.6	55.2	58.7

LOQ：定量限界値未満、括弧〔 〕内は報告書で使用されている記号。

表 4：土壌層における分解物（表中の数値は処理放射能に対する％、n=2 の平均値）

分解物	好氣的培養		嫌氣的培養									
	-0.2	0.0	0.6	1	4	6	14	32	60	90	120	180
親化合物 【P】	95.5	59.0	7.9	3.7	2.9	1.4	1.1	1.5	1.4	0.9	1.0	<LOQ
計	99.8	85.2	56.5	58.5	47.4	50.0	47.5	39.7	36.8	34.7	32.9	32.1

LOQ：定量限界値未満、括弧〔 〕内は報告書で使用されている記号。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 5：試験系(水層及び土壌層)における分解物 (表中の数値は処理放射能に対する%、n=2 の平均値)

分解物	好氣的培養		嫌氣的培養									
	-0.2	0.0	0.6	1	4	6	14	32	60	90	120	180
親化合物 【P】	95.5	59.0	9.4	6.7	3.2	1.4	1.6	1.5	1.5	0.9	1.0	<LOQ
計 (水層及び土 壌層)	99.8	85.2	81.1	81.6	81.1	83.7	87.6	88.3	88.2	87.3	88.1	90.8
¹⁴ CO ₂	N.A.	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1
揮発性有機 物	N.A.	N.A.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
土壌結合型 残留	1.7	11.7	17.5	17.2	16.3	15.5	12.4	12.5	12.2	11.6	10.7	7.9
総回収率	101.5	97.0	98.7	99.0	97.6	99.4	100.1	101.0	100.5	99.1	98.9	98.8

(#)：計 28 成分 (放射能域) で構成され、単一成分 (放射能域) の最大値は 1.8%AR であった。
<LOQ：定量限界値未満。括弧 [] 内は報告書で使用されている記号。N.A.：該当無し。

分解速度

マルチコンパートメントモデルでの一次速度式で算出した親化合物の分解速度を示す。

	DT50 [days]	DT90 [days]	Chi ² 誤差	適合モデル
試験系全体 (水層及び土壌層)	0.06	1.33	5.27	FOMC

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

以上の結果、4.8 時間にわたって好氣的培養した後の嫌氣的土壤運命試験において、スピロトラマト【P】の DT50 値（試験系全体：水層及び土壤層）0.06 日（0.84 時間）であり、処理量の大部分が好氣的前培養及び嫌氣的培養初期に分解された。

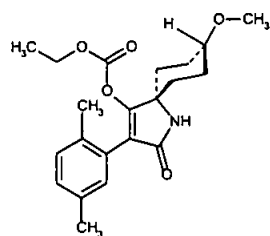
嫌氣的培養開始後の水層中放射能は経時的に増加し、嫌氣的培養終了時には最高値 58.7%AR となった。土壤からの抽出放射能は好氣的培養終了時に 79.0%AR を示し、嫌氣的培養開始後は経時的に減少して嫌氣的培養終了時の 32.1%AR となった。また、土壤結合型残留は好氣的培養終了時に 11.7%AR へと急速に増加した。土壤結合型残留は嫌氣的培養開始後第 0.6 日に最高値 17.5%AR を示し、以降は嫌氣的培養終了時まで経時的に減少した。揮発性放射能は二酸化炭素のみであった。二酸化炭素は好氣的培養終了時に 0.1%AR 認められ、また嫌氣的培養開始後も 0.1~0.2%AR の水準で認められた。

本試験条件下における主要分解物は、
であった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

好氣的培養後の嫌氣的条件下における推定分解経路を以下に示す。

推定土壤中分解経路



スピロテトラマト【P】

VII. 参考

4. 土壌表面光分解試験

(資料No. 参考4)

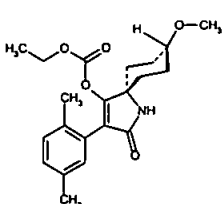
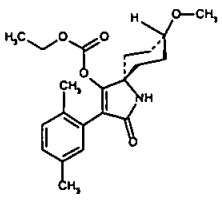
試験機関:

[GLP 対応]

報告書作成年: 2005 年

供試標識化合物:

次の 2 種類の標識体を使用した。

標識体名	標識体 (報告書では label #1 と表記)	標識体 (報告書では label #2 と表記)
構造式		
化学名	シス-4-(エトキシカルボニルオキシ)-8-メトキシ-3-(2,5-キシリル)-1-アザスピロ [4.5]デカ-3-エン-2-オン	シス-4-(エトキシカルボニルオキシ)-8-メトキシ-3-(2,5-キシリル)-1-アザスピロ [4.5]デカ-3-エン-2-オン
比放射能	MBq/mg	MBq/mg
放射化学的純度 (HPLC)	%	%

【試験方法: 分解速度試験】

・本試験

試験パラメータ:

照射装置及び光源: Suntest CPS+照射装置、キセノンランプ(フィルターにより 290nm 未満の波長光を除去)

光強度: 1115W/m² (測定波長範囲: 300~800nm、 標識体処理試験) 及び 1132W/m² (測定波長範囲: 300~800nm、 標識体処理試験)

試験温度: 20±1°C

試験容器: 石英製 (内径: 36mm、高さ 35mm)、土壌量: 3g 乾土重

照射期間: 最長 7 日間

供試土壌:

本試験では、次に示す米国土壌 1 種類を使用した。地表から 20cm 深までの供試土壌をプラスチック袋に採取し、2mm の篩を通過させた。供試土壌 3g (乾土) を試験容器に土壌深 3mm となるように詰めた。

採取地	土性 (USDA)	有機炭素含有率 (%)	pH		陽イオン交換容量 (meq/100 g 乾土)	1/3bar での保水容量 (g/100g 乾土)	土性 (%) (砂/シルト/粘土)
			水	CaCl ₂			
米国 フロリダ州	砂壤土	0.93	6.1	4.5	6	8.8	77.3 / 12.7 / 10.0

処理溶液の調製:

2 種類の標識体をそれぞれアセトニトリル 10mL に溶解し、それらの一部をアセトニトリル及び Milli-Q 精製水で希釈して各処理溶液を調製した。

処理量及び試験系の維持：

設定試験濃度 1.9mg 有効成分/kg 土壌 (288 g 有効成分/ha) となるように、各処理溶液をエッペンドルフピペットで試験容器の土壌表面に滴下し、3~5 分間にわたって有機溶媒を蒸散させた。

有機溶媒の蒸散後、試験容器をソーダ石灰 (二酸化炭素捕集用) 及びポリウレタンフォーム栓 (揮発性有機物質捕集用) で構成された揮発性物質用トラップで密栓した。

光照射試料を Suntest 照射装置内に設置し、所定の期間にわたって光を継続照射した。また暗対照試料を気象チャンバ内 (暗条件) に設置し、所定の期間にわたって培養した。

本試験での土壌水分を 1/3bar での保水容量の 75% とし、光照射試料及び暗対照試料とも各試料採取時点で Milli-Q 精製水を添加した。

試料採取及び抽出処理：

照射開始直後 (0 時間) に標識体処理毎に光照射試料 2 連を採取し、開始後第 0.2、1、2、3、4 及び 7 日の時点で、各標識体処理光照射及び暗対照試料の試験容器各 2 連を採取した。

揮発性物質用トラップの除去前に試験容器をデシケータ内に設置し、試験容器上部の空気をトラップに通過させた。

土壌試料を 0.5% のギ酸を含有するアセトニトリル/水混合液 (1/1 v/v、計 3 回)、アセトニトリル/1M 塩酸混合液 (1/1 v/v、計 2 回) 及びアセトニトリル (1 回) の順で室温にて攪拌抽出した。各抽出物中の放射能を測定後、アセトニトリル/水抽出物及びアセトニトリル/1M 塩酸抽出物をそれぞれ濃縮した。なおアセトニトリル抽出物中の放射能が処理放射能の 3% 未満であったため、濃縮及びクロマトグラフィーは行わなかった。

揮発性物質トラップのうち、揮発性有機物質捕集用のポリウレタンフォーム栓には 50mL の酢酸エチルによる抽出を行った。ソーダ石灰に捕集された放射性二酸化炭素は 18% 塩酸で遊離させ、液体シンチレーションカクテルに捕集した。なお照射開始直後の揮発性物質トラップの抽出/分析は行わなかった。

試料中放射能の測定

液体試料の放射能測定は液体シンチレーションカウンター (LSC) で行った。抽出処理後の土壌試料は粉碎後にオキサダイザーで燃焼させ、生成した放射性二酸化炭素を液体シンチレーションカクテルに捕集し、放射能を LSC で測定した。

分解物の定量、同定及び特徴付け

濃縮したアセトニトリル/水抽出物及びアセトニトリル/1M 塩酸抽出物を放射能検出器付き高速液体クロマトグラフィー (ラジオ HPLC) で分析し、分解物の定量を行った。

また分解物の同定及び特徴付けとして、認証済標準品との薄層クロマトグラフィー (TLC コクロマトグラフィー) を行った他、エレクトロスプレーイオン化質量分析

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

及び核磁気共鳴スペクトルを行った。

・補足試験

本試験とは別に、分解物生成への土壌特異性及び土壌水分への影響を調べるため、ドイツ土壌（略称：Laacherhof AIII）及び乾燥させた本試験と同一土壌（米国土壌、砂壤土）を用いて分解物の生成・同定試験が行われた。

この補足試験では、試料採取が曝露開始後第0日及び第7日のみであったこと以外は本試験と同条件で実施された。

【試験結果】

・本試験

物質収支（表1及び表2）：

$3\text{-}^{14}\text{C}$ 標識体及び $5\text{-}^{14}\text{C}$ 標識体処理試料における物質収支をそれぞれ表1及び表2に示す。

光照射試料における物質収支は、処理放射能（AR）に対して $95.2\%\text{AR}\sim 101.7\%\text{AR}$ （標識体）及び $95.9\%\text{AR}\sim 104.7\%\text{AR}$ （標識体）と良好であり、照射期間を通じた平均物質収支は $99.1\%\text{AR}$ （標識体）及び $100.5\%\text{AR}$ （標識体）であった。また暗対照試料における物質収支は、 $99.6\%\text{AR}\sim 103.4\%\text{AR}$ （標識体、照射期間を通じた平均値： $101.7\%\text{AR}$ ）及び $101.6\%\text{AR}\sim 104.5\%\text{AR}$ （標識体、照射期間を通じた平均値： $103.1\%\text{AR}$ ）であった。

光照射試料では、標識体及び標識体処理試料とも抽出放射能の経時的な減少が認められた。抽出放射能は第0日の $99.5\%\text{AR}$ 及び $103.0\%\text{AR}$ （標識体及び標識体）を示し、第7日には $81.7\%\text{AR}$ 及び $76.5\%\text{AR}$ （標識体及び標識体）となった。抽出放射能の減少に対して土壌結合型残留の経時的な増加が認められ、第0日の $0.1\%\text{AR}$ 及び $0.1\%\text{AR}$ （標識体及び標識体）から第7日には $9.6\%\text{AR}$ 及び $12.1\%\text{AR}$ （標識体及び標識体）となった。

光照射試料と同様に、暗対照試料でも経時的な抽出放射能の及び土壌結合型残留の増加が標識体及び標識体処理試料ともに認められた。

光照射試料及び暗対照試料とも放射性二酸化炭素の生成が認められ、第7日の放射性二酸化炭素の生成量は光照射試料で $3.8\%\text{AR}$ 及び $7.3\%\text{AR}$ （標識体及び標識体）、暗対照試料で $1.6\%\text{AR}$ 及び $1.4\%\text{AR}$ （標識体及び標識体）であった。二酸化炭素以外の揮発性有機物質は光照射試料及び暗対照試料とも認められなかった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 1: 標識体処理試料における物質収支 (表中の数値は処理放射能に対する%, n=2 の平均値)

試料	放射能画分		採取時点 (照射開始後経過日数)						
			0	0.2	1	2	3	4	7
光照射 試料	揮発性 放射能	二酸化炭素	分析 せず	0.0	0.1	0.3	1.0	2.1	3.8
		揮発性有機物質		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		計		0.0	0.2	0.3	1.0	2.1	3.9
	抽出 放射能	CH ₃ CN/水 抽出	98.3	94.2	91.4	88.7	82.4	76.7	73.2
		CH ₃ CN/1M 塩酸 抽出	1.2	3.3	4.7	6.3	6.5	8.3	10.1
		CH ₃ CN 抽出	0.1	0.3	0.4	0.5	0.4	0.7	0.9
		計	99.5	97.7	96.2	93.3	88.8	87.4	81.7
	土壌結合型残留		0.1	3.0	5.3	6.9	8.0	8.4	9.6
物質収支		99.6	100.7	101.7	100.6	97.8	97.9	95.2	
試験期間の平均: 99.1									
暗対照 試料	揮発性 放射能	二酸化炭素	光 照 射 試 料 と 同 一	0.0	0.3	0.5	1.0	1.0	1.6
		揮発性有機物質		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		計		0.0	0.3	0.5	1.0	1.0	1.6
	抽出 放射能	CH ₃ CN/水 抽出	91.0	68.2	57.4	52.8	51.6	48.4	
		CH ₃ CN/1M 塩酸 抽出	5.4	11.6	15.4	14.5	17.2	17.7	
		CH ₃ CN 抽出	0.4	1.0	1.1	0.7	1.3	1.3	
		計	96.7	80.7	73.9	68.0	70.2	67.4	
	土壌結合型残留		6.7	21.8	27.8	32.8	30.9	30.9	
物質収支		—	103.4	102.8	102.1	101.8	102.1	99.9	
試験期間の平均: 101.7									

CH₃CN: アセトニトリル

表 2: 標識体処理試料における物質収支 (表中の数値は処理放射能に対する%, n=2 の平均値)

試料	放射能画分		採取時点 (照射開始後経過日数)						
			0	0.2	1	2	3	4	7
光照射 試料	揮発性 放射能	二酸化炭素	分析 せず	0.0	0.6	2.3	3.2	5.3	7.3
		揮発性有機物質		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		計		0.0	0.6	2.3	3.2	5.4	7.3
	抽出 放射能	CH ₃ CN/水 抽出	101.4	94.2	88.1	78.5	76.7	70.9	66.1
		CH ₃ CN/1M 塩酸 抽出	1.5	4.6	6.5	8.3	9.0	9.6	9.4
		CH ₃ CN 抽出	0.1	0.7	0.6	0.8	0.8	1.0	1.0
		計	103.0	99.5	95.2	87.6	86.5	81.4	76.5
	土壌結合型残留		0.1	5.2	7.4	9.3	9.8	10.9	12.1
物質収支		103.1	104.7	103.2	99.2	99.5	97.6	95.9	
試験期間の平均: 100.5%									
暗対照 試料	揮発性 放射能	二酸化炭素	光 照 射 試 料 と 同 一	0.0	0.3	0.7	0.9	1.0	1.4
		揮発性有機物質		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		計		0.0	0.3	0.7	0.9	1.0	1.4
	抽出 放射能	CH ₃ CN/水 抽出	88.3	61.8	56.9	57.0	58.5	56.7	
		CH ₃ CN/1M 塩酸 抽出	5.7	13.6	15.3	15.8	15.4	15.6	
		CH ₃ CN 抽出	1.0	1.2	1.5	1.4	1.6	1.5	
		計	95.1	76.6	73.7	74.1	75.5	73.7	
	土壌結合型残留		9.1	25.8	27.3	27.9	28.0	27.5	
物質収支		—	104.2	102.6	101.6	103.0	104.5	102.7	
試験期間の平均: 103.1									

CH₃CN: アセトニトリル

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

分解物の同定：

光照射試料及び暗対照試料において、親化合物スピロテトラマト【P】の他、

が同定された。

分解物の生成量（表 3～表 4）：

標識体及び 標識体処理試料における分解物の生成量をそれぞれ表 3 及び表 4 に示す。

標識体及び 標識体処理試料とも、親化合物【P】の分解は光照射試料及び暗対照試料の両方において速やかであった。

・ 標識体処理試料

光照射試料における照射開始後第 7 日の親化合物は 36.5%AR となり、主要分解物は と認められた。

暗対照試料における照射開始後第 7 日の親化合物は 9.4%AR となった、主要分解物は と認められ、これら分解物の最高生成量はそれぞれであった。

・ 標識体処理試料

光照射試料における照射開始後第 7 日の親化合物は 30.8%AR となり、処理放射能に対して 10%以上生成した主要分解物として

が認められた。主要分解物の最高生成量は でそれぞれあり、

が認められた。

暗対照試料における照射開始後第 7 日の親化合物は 7.2%AR となった、主要分解物は と認められ、これら分解物の最高生成量はそれぞれであった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 3: 標識体処理試料における物質収支 (表中の数値は処理放射能に対する%、n=2 の平均値)

	採取時点 (照射開始後経過日数)													
	光照射試料							暗対照試料						
	0(*)	0.2	1	2	3	4	7	0(*)	0.2	1	2	3	4	7
親化合物 【P】	98.3	94.6	84.2	74.8	68.7	53.7	36.5	98.3	92.4	53.2	26.7	18.1	14.0	9.4
総抽出放射能 (#)	99.5	97.7	96.2	93.3	88.8	87.4	81.7	99.5	96.7	80.7	73.9	68.0	70.2	67.4
二酸化炭素	n.a.	0.0	0.1	0.3	1.0	2.1	3.8	n.a.	0.0	0.3	0.5	1.0	1.0	1.6
揮発性有機物質	n.a.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	n.a.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
土壌結合型残留	0.1	3.0	5.3	6.9	8.0	8.4	9.6	0.1	6.7	21.8	27.8	32.8	30.9	30.9
総回収放射能	99.6	100.7	101.7	100.6	97.8	97.9	95.2	99.6	103.4	102.8	102.1	101.8	102.1	99.9

n.a.: 分析せず。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 4 : 5-¹⁴C 標識体処理試料における物質収支 (表中の数値は処理放射能に対する%、n=2 の平均値)

	採取時点 (照射開始後経過日数)													
	光照射試料							暗対照試料						
	0(*)	0.2	1	2	3	4	7	0(*)	0.2	1	2	3	4	7
親化合物 [P]	101.4	82.1	57.3	37.7	35.9	33.2	30.8	101.4	76.6	24.3	14.8	10.2	8.6	7.2
総抽出放射能 (#)	103.0	99.5	95.2	87.6	86.5	81.4	76.5	103.0	95.1	76.6	73.7	74.1	75.5	73.7
二酸化炭素	n.a.	0.0	0.6	2.3	3.2	5.3	7.3	n.a.	0.0	0.3	0.7	0.9	1.0	1.4
揮発性有機物質	n.a.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	n.a.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
土壌結合型残留	0.1	5.2	7.4	9.3	9.8	10.9	12.1	0.1	9.1	25.8	27.3	27.9	28.0	27.5
総回収放射能	103.1	104.7	103.2	99.2	99.5	97.6	95.9	103.1	104.2	102.6	101.6	103.0	104.5	102.7

n.a. : 分析せず。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

分解速度 (表 5) :

表 5 に、一次速度式に従って算出した 標識体及び 標識体処理試料における親化合物【P】の分解速度を示す。

表 5 : 分解速度

		一次速度式		DT50 (days)	DT90 (days)
		分解速度定数 k	R ²		
標識体 処理試料	暗対照試料	0.588	0.986	1.2	3.9
	光照射試料	0.139	0.991	5.0	16.6
標識体 処理試料	暗対照試料	0.973	0.973	0.6	1.9
	光照射試料	0.830	0.830	2.4	8.1

・ 補足試験

乾燥した米国土壤 (砂壤土) において、親化合物【P】の分解は本試験と比較して遅かったが、分解経路は本試験と同様であった。ドイツ土壤 (略称: Laacherhof AIII) では、照射開始後第 7 日に
 がそれぞれ 生成した。

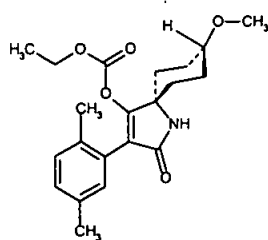
以上の結果、スピロテトラマト【P】は光照射試料において光分解を受け、光照射試料での DT50 値は 2.4~5.0 日であった。また暗対照でもスピロテトラマト【P】の分解が認められ、暗対照試料での DT50 値は 0.6~1.2 日であった。暗対照試料での分解が速やかであった理由として、光照射による土壤微生物活性の抑制効果が考えられた。

光照射試料における主要分解物は、
 であった。その他に
 が認められたが、その生成量は処理放射能 (AR) に対して であった。

次頁に、想定される土壤表面光分解経路を示す。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

土壌表面光分解経路



スピロテトラマト【P】

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

処理量の設定根拠及び試験土壌中濃度

試験系の調製、試験温度及び培養期間

試料採取

土壌試料及び揮発性物質トラップの抽出処理
土壌試料

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

試料中放射能の測定

分解物の定量、同定及び特徴付け

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

分解物の生成量（表 2）

全供試土壌における分解物の生成量を表 2 に示す。

分解物として複数の未同定放射能域が全供試土壌で認められたが、その生成量は何れも 5%AR 未満であった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

分解速度（表 3）

表 3 に、一次速度式に基づいて算出した被験物質の DT50 及び DT90 値を示す。

表 3：供試土壌での DT50 及び DT90 値

分解経路

VII. 参考

6. 分解物 の加水分解性試験

(資料No.参考6)

試験機関:

[GLP 対応]

報告書作成年: 2004 年

供試標識化合物:

次の 2 種類の標識体を使用した。

標識体名	標識 (報告書では label #1 と表記)	標識 (報告書では label #2 と表記)
構造式		
化学名		
比放射能	MBq/mg	MBq/mg
放射化学的純度 (HPLC)	%	%

【供試緩衝液】

以下の 3 種類の pH の緩衝液を調製した。

なお緩衝液の調製に使用した水は Milli-Q 精製水であった。また調製後の緩衝液の滅菌は高圧蒸気圧滅菌法で行い、酸素を除去した。

・ pH 4 緩衝液 (0.01M 酢酸ナトリウム/酢酸緩衝液)

1.36g の酢酸ナトリウム三水和物を 250mL の水に溶解し、この溶液を 0.01 mol/L (M) となるように水と混合 (混合比 1 : 3 v/v) した。pH の調製は必要に応じて酢酸で行った。

・ pH 7 緩衝液 (0.01M トリス(ヒドロキシメチル)アミノメタン/塩酸緩衝液)

50mL の 0.1M トリス(ヒドロキシメチル)アミノメタン水溶液 (12.1g/L) を 46.6mL の 0.1N 塩酸水溶液 (3.65g/L) と混合し、水で 100mL 定容とした。この溶液を 0.01 mol/L (M) となるように水と混合 (混合比 1 : 4 v/v) した。pH の調製は必要に応じて 0.1N 塩酸水溶液及び/又は 0.1N 水酸化ナトリウム水溶液で行った。

・ pH 9 緩衝液 (0.01M ホウ酸/水酸化ナトリウム緩衝液)

0.62g のホウ酸及び 0.75g の塩化カルシウムを 250mL の水に溶解し、当該溶液 125mL に 53mL の 0.04M 水酸化ナトリウム水溶液 (1.6 g/L) を添加して水で 250mL 定容とした。この溶液を 0.01 mol/L (M) となるように水と混合 (混合比 1 : 1 v/v) した。pH の調製は必要に応じて 0.4M 水酸化ナトリウム及び/又はホウ酸で行った。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

【試験方法】

試験区及び試験条件の設定

処理溶液及び試験溶液の調製

試験期間及び試料の採取

放射能測定、分解物の定量/同定及び半減期の算出

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

【試験結果】

物質収支

培養期間中の pH 及び滅菌状態の維持

各試験条件下において、試験溶液の pH は設定値に保たれ、また滅菌状態も維持されていた。

被験物質の安定性及び分解物の生成量 (表 2 及び表 3)

予備試験 (50°C、試験期間：5 日間、表 2)：

本試験 (25°C、試験期間：31 日間、表 3)：

被験物質の加水分解速度

試験及び本試験の結果から、被験物質は加水分解的に安定であり、pH4、7 及び 9 における推定半減期は「1 年以上」と考えられた。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

VII. 参考

7. 分解物

の水中光分解性試験

(資料No.参考7)

試験機関:

[GLP 対応]

報告書作成年: 2005 年

供試標識化合物:

非標識

化学名:

純度:

構造式:

【試験方法】

光分解性試験

量子収率 (光分解性試験での光量) 測定:

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

【試験結果】

被験物質の光分解性（表 2 及び表 3）：

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

VII. 参考

8. の土壌吸着性試験

(資料No.参考8)

試験機関:

(ドイツ) [GLP 対応]

報告書作成年: 2005 年

供試標識化合物 (標識):

構造式:

比放射能: $\mu\text{Ci}/\text{mg}$ (MBq/mg)

放射化学的純度: % (HPLC)

*: 標識位置

化学名:

供試土壌

次に示す 5 種類の海外土壌 (ドイツ土壌 3 種類、米国土壌 1 種類及びカナダ土壌 1 種類) を使用した。

土壌採取国	ドイツ			米国	カナダ	
土壌呼称	Hoefchen am Hohensch (土壌 No.1)	Laacher Hof AIII (土壌 No.2)	Laacher Hof AXXa (土壌 No.3)	Molino (土壌 No.4)	Saskatoon (土壌 No.5)	
土壌採取地	Burscheid	Monheim	Monheim	フロリダ	Saskatoon	
土性 (USDA)	シルト質壤土	シルト質壤土	砂壤土	砂壤土	壤土	
砂 (%)	12.7	36.9	72.4	76	27.3	
シルト (%)	72.5	51.1	22.6	16	48.3	
粘土 (%)	14.7	12.0	5.0	8	24.4	
有機炭素含有率 (%)	2.62	0.88	1.47	0.87	2.3	
陽イオン交換容量 (meq/100 g 乾土)	16.0	9.8	10.3	5.0	19.9	
pH	CaCl ₂	6.1	6.8	6.3	6.2	4.7
	H ₂ O	6.7	7.6	6.9	6.3	5.2
	KCl	6.4	未測定	6.4	5.4	未測定
OECD 土壌 No.	No.3	該当無し	No.5 に近似	No.5 に近似	No.4 に近似	

試験温度

20±1℃ (暗所)

試験方法

当該試験は OECD ガイドライン 106 (バッチ平衡法、2000 年 1 月 21 日付け採択)、米国 EPA Subdivision N, § 163-1、EC Commission Directive 95/36/EC 及びカナダ PMRA DACO No.8.2.4.2 に従って実施された。

なお土壌 (微生物) 存在下における被験物質の分解性への影響を把握するため、当該試験は殺生物剤 (バイオサイド、塩化水銀(II) (HgCl₂)) の存在及び非存在条件下で行われた。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

1) 0.01M 塩化カルシウム溶液の調製

本試験で使用した 0.01M 塩化カルシウム溶液は、塩化水銀(II)を含有または非含有の 2 種類であった。

塩化水銀(II)非含有 0.01M 塩化カルシウム溶液は、1.47g の塩化カルシウム二水和物 ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) を蒸留水 1L に溶解して調製した。一方、塩化水銀(II)含有 0.01M 塩化カルシウム溶液は、非含有 0.01M 塩化カルシウム溶液に塩化水銀(II)を 50mg/L となるよう添加して調製した。

1) 試験溶液の調製

被験物質を 10mL 容のメスフラスコに秤取り、9.5mL のメタノール及び 0.5mL の水で定容として保存原液を調製した。保存原液中の被験物質濃度及び pH は、それぞれ 0.495 $\mu\text{g}/\mu\text{L}$ 及び 9.0 であった。

土壌/水比測定用の処理溶液の調製

0.606mL の保存原液を緩やかな窒素流下で蒸発乾固後に、それぞれ 30mL の塩化水銀(II)含有または非含有 0.01M 塩化カルシウム溶液で希釈して行った。

吸着平衡時間及び物質収支測定用の処理溶液の調製

1.414mL の保存原液を緩やかな窒素流下で蒸発乾固後に、それぞれ 70mL の塩化水銀(II)含有または非含有 0.01M 塩化カルシウム溶液で希釈して行った。

2) 予備試験

被験物質の 0.01M 塩化カルシウム水溶液中での安定性及び試験容器への吸着

塩化水銀(II)非含有の 0.01M 塩化カルシウム溶液中での被験物質の安定性を、土壌非存在下の濃度 1.0mg/L で試験した。被験物質を 1.0mg/L 含有する 0.01M 塩化カルシウム溶液を試験溶液に入れ、密栓してそれぞれ 6 時間、24 時間及び 48 時間攪拌した。各攪拌時間終了時に 0.01M 塩化カルシウム溶液の一部を採取し、LSC 及び高速液体クロマトグラフィー (HPLC) で分析した。

土壌/水比の測定

土壌 No.1 及び No.4 について、それぞれ 6.67g、10g 及び 20g を遠心分離管に計り取り、それぞれに塩化水銀(II)含有または非含有 0.01M 塩化カルシウム溶液 18mL を加え、最短で 16 時間にわたって攪拌した。その後、塩化水銀(II)含有または非含有処理溶液 (土壌/水比測定用) 2mL を加え (水中被験物質濃度: 1.00mg/L)、24 時間にわたって攪拌した。24 時間の攪拌終了後に遠心分離し、上澄み液中の放射能を液体シンチレーションカウンター (LSC) で測定した。

吸着平衡化時間の測定

土壌 No.1 及び No.4 を用いて、試験濃度 1.0 mg/L で吸着平衡化時間の測定を行った。土壌/水比が「1/2 (25g/50mL)」となるように被験部室を含有する塩化水銀(II)含有または非含有 0.01M 塩化カルシウム溶液を試験容器に加え、密栓して 6 時間、24 時間及び 48 時間にわたって攪拌した。なお塩化水銀物質収支を得るため、各攪拌時間終了時点で遠心分離により土壌と水を分離し、土壌を pH 9 に調整した 40mL のアセトニトリル/水混合溶液 (1:1 v/v) で 30 分間抽出した。

水相とアセトニトリル/水抽出物を合わせ、LSC 及び HPLC による分析に供した。抽出後の土壌にセルロース (0.4 g/g 土壌) を加えて風乾させ、オキシダイザー内で燃焼させて生成した放射能を LSC で測定した。

試験結果

1) 被験物質の0.01M塩化カルシウム水溶液中での安定性及び試験容器への吸着

被験物質は土壌非存在下の0.01M塩化カルシウム水溶液中で安定であると示された。48時間攪拌後の被験物質の試験容器への吸着は、処理放射能(AR)に対して1.0~1.2%であり、無視しうるものであった。

2) 土壌/水比の測定(表1)

24時間攪拌後の塩化水銀(II)非存在下における上澄み液への放射能分布率は、供試2土壌を通じて17.4%(平均)~65.1%(平均)であった。この上澄み液分布放射能は被験物質のみで構成されたものではなく、土壌/水比が低下するにつれて上澄み液分布放射能に占める被験物質量が低下した。上澄み液中の被験物質残存量(HPLCピーク面積に占める%、%ROI)は、土壌No.1で47.1%(平均、土壌/水比=1:3)~77.3%(平均、土壌/水比=1:1)、土壌No.2で70.5%(平均、土壌/水比=1:1)~89.7%(平均、土壌/水比=1:3)であった。

24時間攪拌後の塩化水銀(II)存在下における上澄み液への放射能分布率は、供試2土壌を通じて27.2%(平均)~68.7%(平均)であり、塩化水銀(II)非存在下の値と類似していた。塩化水銀(II)非存在下と同様に、土壌/水比が低下するにつれて上澄み液分布放射能に占める被験物質量が低下し、土壌No.1で36.7%(平均、土壌/水比=1:3)~81.6%(平均、土壌/水比=1:1)、土壌No.2で74.9%(平均、土壌/水比=1:1)~90.3%(平均、土壌/水比=1:3)であった。

上澄み液への放射能分布率に基づき、吸着平衡化時間測定での土壌/水比を「1:2」に設定した。

表2: 土壌/水比の測定

土壌	土壌量(g) (土壌/水比)	反復	塩化水銀(II)非存在下			塩化水銀(II)存在下		
			上澄み液中放射能濃度(mg/L)	上澄み液への放射能分布率(%)	上澄み液中の被験物質残存量(%ROI)	上澄み液中放射能濃度(mg/L)	上澄み液への放射能分布率(%)	上澄み液中の被験物質残存量(%ROI)
土壌No.1	20 (1:1)	a	0.17	17.6	42.8	0.26	26.3	37.2
		b	0.17	17.1	51.4	0.27	28.1	36.1
		平均	0.17	17.4	47.1	0.27	27.2	36.7
	10 (1:2)	a	0.32	32.5	69.8	0.49	50.1	79.6
		b	0.33	33.2	71.3	0.48	51.0	78.7
		平均	0.33	32.9	70.6	0.49	50.6	79.2
	6.67 (1:3)	a	0.47	47.6	76.8	0.56	57.6	82.7
		b	0.48	48.8	77.7	0.56	57.5	80.4
		平均	0.48	48.2	77.3	0.56	57.6	81.6
土壌No.4	20 (1:1)	a	0.17	26.5	68.6	0.34	35.3	73.1
		b	0.17	27.6	72.4	0.34	34.5	76.6
		平均	0.17	27.1	70.5	0.34	34.9	74.9
	10 (1:2)	a	0.32	53.1	86.3	0.56	57.1	87.4
		b	0.33	59.1	87.9	0.55	56.1	86.9
		平均	0.33	56.1	87.1	0.56	56.6	87.2
	6.67 (1:3)	a	0.47	64.9	90.1	0.68	69.9	90.5
		b	0.48	65.2	89.3	0.66	67.4	90.1
		平均	0.48	65.1	89.7	0.67	68.7	90.3

3) 吸着平衡化時間の測定(表2~表5)

6時間、24時間及び48時間攪拌(平衡化)後の上澄み液中濃度(被験物質当量濃度)

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

及び被験物質濃度)を表2に、物質収支を表3(塩化水銀(II)非存在下)及び表4(塩化水銀(II)存在下)に示す。また上澄み液及び土壌抽出物のHPLCクロマトグラフにおいて、被験物質が占めるピーク面積(%ROI)を表5に示す。

塩化水銀(II)非存在下及び存在下とも、被験物質の土壌への吸着は高い動力学的過程を示した。

塩化水銀(II)非存在下では、平衡化(攪拌)開始後6時間から24時間にかけて上澄み液中の被験物質濃度は土壌No.1で0.652 mg被験物質/Lから0.200 mg被験物質/L、土壌No.4では0.773mg被験物質/Lから0.487mg被験物質/Lへと減少し、試験2土壌において平衡化48時間でもプラトーに達しなかった(表2)。

塩化水銀(II)存在下においても、上澄み液中の被験物質濃度は土壌No.1で0.670 mg被験物質/Lから0.361 mg被験物質/L、土壌No.4では0.727mg被験物質/Lから0.553mg被験物質/Lへと減少し、塩化水銀(II)非存在下と同様に試験2土壌において平衡化48時間でもプラトーに達しなかった(表2)。

塩化水銀(II)非存在下及び存在下において、上澄み液中の被験物質濃度の減少は試験2土壌において類似していた。従って、塩化水銀(II)は被験物質の吸着過程に影響しないものと考えられた。

表2: 上澄み液中被験物質濃度

塩化水銀(II)	土壌	初期濃度 (0時間) (mg TI/L)	平衡化時間					
			6時間		24時間		48時間	
			mg TI/L 当量	mg TI/L	mg TI/L 当量	mg TI/L	mg TI/L 当量	mg TI/L
非存在下	No.1	0.971	0.686	0.652 (95.0%)	0.296	0.200 (67.6%)	0.204	0.078 (38.2%)
	No.4		0.796	0.773 (97.1%)	0.541	0.487 (90.0%)	0.303	0.201 (66.3%)
存在下	No.1	0.963	0.709	0.670 (94.5%)	0.468	0.361 (77.1%)	0.354	0.228 (63.2%)
	No.4		0.753	0.727 (96.5%)	0.553	0.481 (87.0%)	0.437	0.336 (69.9%)

TI: 被験物質

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 3 : 塩化水銀(II)非存在下の物質収支

土壌	平衡化時間	反復	上澄み液		土壌抽出物		土壌残留(%AR)	被験物質回収率(%AR)	総回収率(%AR)
			被験物質(%AR)	総放射能(%AR)	被験物質(%AR)	総放射能(%AR)			
No.1	6時間	a	66.0	69.7	6.0	7.1	20.4	72.0	97.2
		b	68.4	71.7	5.2	6.3	20.3	73.6	98.3
		平均	67.2	70.7	5.6	6.7	20.4	72.8	97.8
	24時間	a	18.6	29.4	6.9	14.8	52.3	25.5	96.5
		b	22.5	31.7	7.3	14.8	51.3	29.8	97.8
		平均	20.6	30.6	7.1	14.8	51.8	27.7	97.2
	48時間	a	10.9	22.5	6.0	14.0	59.3	16.9	95.8
		b	5.2	19.6	5.8	15.5	61.8	11.0	96.9
		平均	8.1	21.1	5.9	14.8	60.6	14.0	96.4
No.4	6時間	a	80.3	82.8	9.0	9.4	7.2	89.3	99.4
		b	78.9	81.2	8.8	9.3	7.7	87.7	98.2
		平均	79.6	82.0	8.9	9.4	7.5	88.5	98.8
	24時間	a	49.7	55.2	12.4	17.5	25.5	62.1	98.2
		b	50.6	56.4	11.8	17.1	24.5	62.4	98.0
		平均	50.2	55.8	12.1	17.3	25.0	62.3	98.1
	48時間	a	19.6	29.9	8.8	20.1	46.9	28.4	96.9
		b	21.8	32.6	10.5	21.4	45.3	32.3	99.2
		平均	20.7	31.3	9.7	20.8	46.1	30.4	98.1

表 4 : 塩化水銀(II)存在下の物質収支

土壌	平衡化時間	反復	上澄み液		土壌抽出物		土壌残留(%AR)	被験物質回収率(%)	総回収率(%AR)
			被験物質(%AR)	総放射能(%AR)	被験物質(%AR)	総放射能(%AR)			
No.1	6時間	a	70.4	74.3	6.2	7.1	17.0	76.5	98.3
		b	69.0	73.1	6.1	6.9	18.2	75.0	98.2
		平均	69.7	73.7	6.2	7.0	17.6	75.8	98.3
	24時間	a	36.9	48.3	8.8	14.3	35.9	45.7	98.4
		b	38.1	49.0	8.7	13.3	34.9	46.8	97.2
		平均	37.5	48.7	8.8	13.8	35.4	46.3	97.8
	48時間	a	25.7	38.9	9.6	17.3	42.6	35.3	98.7
		b	21.6	34.7	8.2	15.6	40.4	29.8	90.7
		平均	23.7	36.8	8.9	16.5	41.5	32.6	94.7
No.4	6時間	a	75.9	78.3	11.2	11.8	10.8	87.2	100.9
		b	75.0	78.2	9.6	10.9	9.0	84.7	98.1
		平均	75.5	78.3	10.4	11.4	9.9	86.0	99.5
	24時間	a	49.4	57.2	11.8	18.7	20.3	61.2	96.2
		b	50.6	57.6	12.5	18.8	20.7	63.1	97.1
		平均	50.0	57.4	12.2	18.8	20.5	62.2	96.7
	48時間	a	34.5	44.7	12.4	24.1	29.8	46.9	98.6
		b	35.4	46.2	12.1	21.6	29.3	47.4	97.1
		平均	35.0	45.5	12.3	22.9	29.6	47.2	97.9

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

表 5 : HPLC クロマトグラフ(上澄み液及び土壌抽出物)における被験物質が占めるピーク面積 (%ROI)

塩化水銀 (II)	土 壌	平衡化 時間	上澄み液 (%ROI)			土壌抽出物 (%ROI)		
非存在下	1	6						
		24						
		48						
	4	6						
		24						
		48						
存在下	1	6						
		24						
		48						
	4	6						
		24						
		48						

VIII. スピロテトラマトの代謝・動態試験の要約

スピロテトラマト【P】の動物代謝、植物代謝及び土壤中動態試験、その他の環境動態試験結果を以下に要約する。結果の概要を表1に、動物、植物、土壌及び水中における推定代謝・分解経路を図1に示す。

【動物代謝】

ラットを用いてスピロテトラマト【P】の動物代謝試験が検討された。また、代謝・分解物であるラットにおける代謝試験も実施された。

なお動物代謝試験では、 ^{14}C で標識した被験物質（ ^{14}C 標識体）を使用した。

1. ラットでの代謝

低投与量（3mg/kg体重）の雌雄ラットへの単回経口投与後に、経時的な定量的全身オートラジオグラフィー（QWBA）が行われた（資料No.運命1）。

投与放射能の消化管からの吸収は速やかに開始され、投与放射能（AR）の90%AR以上が体内に吸収された。本試験における投与放射能の体外への排泄は速やかであり、投与放射能の大部分が尿排泄された。また、投与放射能の呼吸排泄は0.01%AR未満と無視しうるものであり、被験物質の標識位置の安定性が示された。投与放射能の速やかな吸収及び分布は単回経口投与後1時間の定量的全身オートラジオグラフィー（QWBA）でも示され、広範囲の臓器・組織に残留放射能濃度のピーク値が認められた。

低投与量単回投与後1時間では、腎臓（雄：腎髄質 12.7 mg eq./kg 及び腎皮質 10.6 mg eq./kg、雌：腎髄質 7.3 mg eq./kg 及び腎皮質 5.1 mg eq./kg）、肝臓（雄 7.4 mg eq./kg 及び雌 4.5 mg eq./kg）及び血液（雄 2.7 mg eq./kg 及び雌 1.2 mg eq./kg）の順に高い臓器・組織内濃度が認められた。次いで雄：1~2 mg eq./kg、雌：0.5~1 mg eq./kgの臓器・組織内残留が肺、心筋、褐色脂肪、皮膚及び腺及び生殖臓器・組織（卵巣、子宮）に認められた。

全臓器・組織内における残留放射能は経時的に減少し、雄では単回投与後48時間、雌では単回投与後24時間以内に検出限界未満となった。また血液中放射能濃度と比較して、腎臓及び肝臓の放射能濃度が何れの時点でも高かった。

（以上、資料No.運命1）

低投与量（2mg/kg体重）及び高投与量（100mg/kg体重）をラット雌雄に投与したADME（吸収・分布・代謝・排泄）試験が実施された（資料No.運命2）。なお投与は、単回経口投与の他、非標識体を投与量2mg/kg体重で14日間反復投与後に同投与量の標識体を経口投与した。

全試験群の雌雄における消化管からの吸収は標識体投与直後から開始され、速やかに体内に吸収された。吸収率は雄：89.27~93.36%AR、雌：88.04~96.62%ARであり、投与放射能の大部分が吸収された。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

全試験群の雌雄の血漿中放射能濃度は、標識体投与後 0.09 時間（低投与量単回経口投与群：雌）～2.03 時間（高投与量単回経口投与群：雄）に最高値（モデル値、 $C_{max \text{ model}}$ ）となり、以降は標識体投与後 48 時間の屠殺時まで二相性の減衰パターンを示した。なお、高投与量単回経口投与群の血漿中放射能濃度曲線に非線形性が認められた。血漿中放射能濃度から得られた薬物動態パラメータを下表に示す。

高用量単回経口投与群の血漿中濃度時間曲線下面積（ $AUC_{(0-\infty)}$ ）は、雄及び雌でそれぞれ $1380 \mu\text{g/g}\cdot\text{hr}$ 及び $451 \mu\text{g/g}\cdot\text{hr}$ であった。低投与量単回投与群の同パラメータ値（雄： $16.4 \mu\text{g/g}\cdot\text{hr}$ 、雌： $10.2 \mu\text{g/g}\cdot\text{hr}$ ）と比して、高用量単回投与群ではそれぞれ 84 倍及び 44 倍の値となり、雄では投与量比（50）以上に増加し、雌ではほぼ投与量に比例して増加した。

薬物動学的パラメータ

試験群		低投与量単回経口投与群		高投与量単回経口投与群		(前投与処置後) 低投与量単回経口投与群	
		2		100		2	
投与量 [mg/kg 体重]							
性別		雄	雌	雄	雌	雄	雌
C_{max} (モデル)	$\mu\text{g/g}$	4.41	4.15	210	117	5.21	2.98
t_{max} (モデル)	hr	0.89	0.09	2.03	0.77	0.45	0.35
$t_{1/2 \text{ e}(1)}$ (第1相)	hr	0.31	4.79	1.70	0.06	3.62	0.47
$t_{1/2 \text{ e}(2)}$ (第2相)	hr	20.1	29.7	17.5	27.2	92.7	13.2
$AUC_{(0-\infty)}$	$\mu\text{g/g}\cdot\text{hr}$	16.4	10.2	1380	451	14.6	7.46
K_{1e}	1/hr	246	258	0.98	3.53	5.61	8.53
CL/f	mL/min/kg	2.03	3.27	1.21	3.70	2.28	4.36
CL _R (腎クリアランス)	mL/min/kg	1.89	2.89	1.08	3.47	2.09	4.13
MRT	hr	3.39	9.68	4.90	4.26	5.29	4.38
V _{ss}	L	0.10	1.67	0.17	0.28	0.46	0.64

投与放射能の体外への排泄は速やかであり、何れの試験群でも投与後 24 時間以内に排泄はほぼ完了した。主排泄経路は、全試験群及び雌雄とも尿であり、投与放射能の尿中排泄率は約 88～95% であった。

屠殺時（標識体投与後 48 時間）の消化管を除く臓器・組織内残留放射能は、全試験群の雌雄を通じて低く、これら臓器・組織の中では肝臓（ $0.002\sim 0.008 \text{ mg eq./kg}$ ）及び腎臓（ $0.001\sim 0.11 \text{ mg eq./kg}$ ）の残留放射能濃度が高かった。標識体投与後 48 時間における消化管を除く体内残存放射能は 0.13%AR 以下であった。

スピロテトラマト【P】は急速に代謝され、その主代謝経路は

への代謝であった。また、副代謝経路として、

が認められた。

(以上、資料 No. 運命 2)

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

(以上、資料 No.運命 3)

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

(資料 No.運命 3)。

(以上、資料 No.運命 4)

(資料 No.運命 5)。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

(以上、資料 No.運命 5)

(資料 No.運命 6)。

(以上、資料 No.運命 6)

2. 代謝・分解物のラットでの代謝

主要植物代謝物である を雄ラットに 2mg/kg 体重の投与量で単回経口投与し、ラット代謝を検討した（資料 No. 運命 7）。

単回経口投与された は親化合物スピロテトラマト【P】と同様に速やかに吸収され、最高血漿中濃度（ C_{max} ：モデル値、1.126 $\mu\text{g/g}$ ）及び最高血漿中濃度到達時間（ t_{max} ：モデル値、0.81 時間）に到達した。投与放射能は親化合物と比較して広範囲の臓器・組織に分布し（ V_{ss} ：1.23L）、血漿における消失半減期（ $t_{1/2 e(1)}$ ）は 4.23 時間であった。投与放射能（AR）の体外への排泄も速やかであり、投与後 24 時間以内に排泄がほぼ完了した。排泄経路は尿（54.45%AR）及び糞（44.09%AR）であった。

臓器・組織内放射能は急速な体外排泄を反映して低く、大部分の臓器・組織内濃度は 0.01mg/kg 未満であった。比較的高い放射能濃度が認められた臓器は肝臓（0.0182mg/kg）及び消化管（0.0103mg/kg）であった。

の主要代謝経路は への代謝で
あり、更に へと代謝
された。

（以上、資料 No. 運命 7）

主要植物代謝物である を雄ラットに 0.10mg/kg 体重の投与量で単回経口投与し、ラット代謝を検討した（資料 No. 運命 8）。

単回経口投与された の吸収は速やかであるが親化合物スピロテトラマト【P】と比して遅く、最高血漿中濃度（ C_{max} ：モデル値）及び最高血漿中濃度到達時間（ t_{max} ：モデル値）はそれぞれ 0.0232 $\mu\text{g/g}$ 及び 4.32 時間と示された。

投与放射能は広範囲の臓器・組織に分布し（ V_{ss} ：1.00L）、血漿における消失半減期（ $t_{1/2 e(1)}$ ）は 2.94 時間であった。投与放射能（AR）の体外排泄は速く、尿（53.3%AR）及び糞（43.7%AR）を介して排泄された。体外排泄は投与後 24 時間以内にほぼ完了した。

屠殺時（投与後 48 時間）の体内残存放射能は低く、消化管及び皮膚の残存放射能は投与放射能（AR）に対してそれぞれ 0.09%AR 及び 0.11%AR、またカーカスの残存放射能は約 1%AR であった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

の主要代謝経路は への変換であり、
へと代謝
された。

(以上、資料 No. 運命 8)

の薬物動態パラメータを、親
化合物スピロテトラマト【P】の薬物動態パラメータとともに下表に示す。

		親化合物 スピロテトラマト 【P】		
投与量 [mg/kg 体重]		2		
性別		雄		
C_{max} (モデル)	$\mu\text{g/g}$	4.41		
t_{max} (モデル)	hr	0.89		
C_{max} (実験)	$\mu\text{g/g}$	4.40		
t_{max} (実験)	hr	1.00		
$t_{1/2 a}$	hr	<0.01		
$t_{1/2 e(1)}$	hr	0.31		
$t_{1/2 e(2)}$	hr	20.1		
$t_{lag a}$	hr	<0.01		
AUC (0- ∞)	$\mu\text{g/g} \cdot \text{hr}$	16.4		
k_{1e}	1/hr	246		
CL/f	mL/min/kg	2.03		
CL _R	mL/min/kg	1.89		
MRT	Hr	3.39		
MRT _{abs}	Hr	2.55		
MRT _{disp}	Hr	0.84		
V _{ss}	L	0.10		

3. 泌乳山羊及び産卵鶏での代謝 (参考資料)

参考資料 (試験) として、泌乳山羊 1 頭に飼料中濃度 73.03mg/kg に相当する投与量 2.22mg/kg 体重が 4 日間反復経口投与され、家畜 (泌乳山羊) における代謝が検討された。搾乳は午前に行われた第一回投与後 8 時間から開始し、投与開始後第 5 日迄の午前及び午後に行った。また所定の時点で採血し、最終投与後 1 日 (投与開始後第 5 日) に屠殺した (資料 No. 参考 1)。

投与放射能の吸収は投与直後から開始され、広範囲の臓器・組織に分布した。投与放射能は速やかに最高血漿中濃度 (0.38 mg eq./kg、モデル値、理論的等配分濃度の約 17%) に到達し、血漿からの消失も速やかであった ($t_{1/2e} = 6.75\text{hr}$)。総投与放射能 (TAR) の体内への吸収は約 78% であり、体外への排泄経路は尿であった。屠殺時の可食臓器・組織 (筋肉、肝臓、腎臓及び脂肪) 内残留は 0.061% TAR と微量であった。可食臓器・組織の放射能残留は、肝臓 (0.0496 mg eq./kg、0.0128% TAR) 及び腎臓 (0.1835 mg eq./kg、0.0057% TAR) で高かった。また乳汁中の放射能濃度は血漿中放射能濃度の約 1/15 (0.0038~0.0261 mg eq./kg) と低く、蓄積性は認められなかった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

代謝物として、未変化の親化合物スピロテトラマト【P】は認められず、乳汁及び可食臓器・組織における主要代謝物は

であった。泌乳山羊におけるスピロテトラマト【P】の主要代謝経路は、

であった。

(以上、資料 No. 参考 1)

同じく参考資料(試験)として、産卵鶏に投与量 1.01mg/kg が 14 日間反復経口投与され、家禽(産卵鶏)における生代謝が検討された。投与期間中は排泄物(糞尿)を 24 時間間隔で採取し、投与前の午前に鶏卵を採取した。投与開始後第 15 日に屠殺した(資料 No. 参考 2)。

総投与放射能(TAR)の 90.12%が排泄物、鶏卵及び可食臓器・組織から回収され、排泄物中の放射能は 90.05%TAR であった。可食臓器・組織(肝臓、腎臓、筋肉、卵巣及び卵、皮膚及び脂肪)には 0.0230%TAR のみが分布していた。可食臓器・組織のうち、比較的高い放射能残留は肝臓(0.0174 mg eq./kg、0.0028%TAR)及び腎臓(0.0388 mg eq./kg、0.0018%TAR)に認められた。

鶏卵には 0.045%TAR が分布し、鶏卵中の放射能濃度は 0.0005~0.0173 mg eq./kg と低く、鶏卵中の放射能濃度は急速に平衡状態に達した。

排泄物、鶏卵、筋肉、脂肪及び肝臓において、未変化の親化合物スピロテトラマト【P】は認められなかった。鶏卵、筋肉、脂肪及び肝臓における主要代謝物として、

が認められ、総放射能残留(TRR)に対して 以上を占めた。また肝臓でも主要代謝物であった。

産卵鶏におけるスピロテトラマト【P】の主要代謝経路は、

であった。

(以上、資料 No. 参考 2)

【植物代謝】

スピロテトラマト【P】の植物代謝試験は、りんご(資料 No. 運命 9)、レタス(資料 No. 運命 10)、ばれいしょ(塊茎及び茎葉、資料 No. 運命 11)及び棉(資料 No. 運命 12)の 4 作物を用いて行われた。また代謝物同定のため、りんご果実の従属栄養細胞培養液を用いた in vitro 代謝試験(資料 No. 運命 13)も実施された。

なお植物代謝試験では、

を ^{14}C で標識した被験物質(標識

体)を使用した。

1. りんご（果実及び葉）における代謝

スピロテトラマト【P】をりんご樹（品種：Elstar）に設定処理量：576 g 有効成分/ha で 2 回散布処理（20 日間隔、合計設定処理量：1152 g 有効成分/ha、実処理量：1100 g 有効成分/ha）を行い、最終散布 63 日後の成熟期に果実及び葉を採取した。

果実

果実の総残留放射能（TRR）は 0.61 mg eq./kg であった。果実表面洗浄液として回収された放射能は 48.5%TRR（0.30 mg eq./kg）であり、全て未変化の親化合物スピロテトラマト【P】で構成されていた。果実抽出物は 49.5%TRR（0.31 mg eq./kg）であり、未変化の親化合物スピロテトラマト【P】は 2.8%TRR（0.02 mg eq./kg、果実抽出放射能の 6.5%）を占めていた。

果実（表面洗浄液及び抽出物の合計）における主要代謝物として、未変化の親化合物スピロテトラマト【P】が 51.3%TRR（0.32 mg/kg）が認められた他、

認められた。また

認められた。

また果実での微量代謝物として、

が認められたが、個々の生成量は

であった。

葉

葉の TRR は 36.63 mg eq./kg であり、主要代謝物として未変化のスピロテトラマト【P】及び
がそれぞれ 72.0%TRR（26.37 mg eq./kg）及び
認められた。微量代謝物として、果実でも認められた

が認められ、その生成量は

であった。

りんご（果樹及び葉）におけるスピロテトラマト【P】の主代謝経路は、
への代謝であった。果実において、

も認められた。また果実及び葉に共通して、

が生成した。

（以上、資料 No.運命 9）

2. レタスにおける代謝

スピロテトラマト【P】をレタス（品種：Alexandrina）に設定処理量：72 g 有効成分/ha で 2 回散布処理（14 日間隔、合計設定処理量：144 g 有効成分/ha、実処理量：166.8 g 有効成分/ha）を行い、最終散布 7 日後にレタス（頭部）を採取（収穫）した。

レタスにおける総残留放射能（TRR）は 3.13 mg eq./kg であり、その 55.9%TRR（1.75 mg eq./kg）が未変化の親化合物スピロテトラマト【P】であった。代謝物として、

が認められ

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

た。

レタスにおけるスピロトラマト【P】の主代謝経路は、
への代謝であった。

(以上、資料 No.運命 10)

3. ばれいしょにおける代謝

スピロトラマト【P】をばれいしょ（品種：Grata）に設定処理量：96 g 有効成分/ha で 3 回散布処理（14 日間隔、合計設定処理量：288 g 有効成分/ha、実処理量：308 g 有効成分/ha）を行い、最終散布 14 日後にばれいしょ塊茎及び茎葉を採取した。

塊 茎

塊茎における総残留放射能（TRR）は 0.239 mg eq./kg（代謝物分離用）～0.255 mg eq./kg（放射性成分定量用）であった。

塊茎（TRR：0.255 mg eq./kg）において、未変化の親化合物スピロトラマト【P】は検出されず、主要代謝物として を占めていた。また 認められた。

塊茎での微量代謝物として、

が認められ、その生成量は であった。また

認められた。

茎 葉

茎葉における総残留放射能（TRR）は 11.057 mg eq./kg であり、主要代謝物は未変化の親化合物スピロトラマト【P】及び であった。親化合物スピロトラマト【P】及びケトヒドロキシ体【M5】は茎葉 TRR に対してそれぞれ 49.4% TRR（5.455 mg eq./kg）及び を占めていた。また

生成した。

ばれいしょにおけるスピロトラマト【P】の主代謝経路は、
への代謝であった。

(以上、資料 No.運命 11)

4. 棉における代謝

スピロテトラマト【P】を棉（品種：Cocker 315）に 96g 有効成分/ha（第1回散布、第5本葉展開期）次いで 216g 有効成分/ha（第2回散布、綿花の50%開花時）の処理量で計2回の散布処理が行った。第1回散布後19日に成熟前植物体を採取し、最終散布後39日の成熟期に棉試料（棉毛除去種子、棉残体及びリント（長繊維））の収穫が行われた。

成熟前植物体

成熟前植物体の総残留放射能（TRR）は 2.381 mgeq./kg であり、未変化の親化合物スピロテトラマト【P】が 46.94%TRR（1.117 mg eq./kg）を占める主要代謝物であった。その他に認められた複数の代謝成分の生成量は、何れも 10%TRR 未満であった。

棉毛除去種子

棉毛除去種子の TRR は 0.119 mg eq./kg であり、主要代謝物として

を占め、
認められた。また
も
代謝物として、
認められた。棉毛除去種子における

未変化の親化合物スピロテトラマト【P】の存在量は微量であり、0.42%TRR（<0.001 mg eq./kg）であった。

棉残体

家畜の飼料となりうる棉残体の TRR は 1.614 mg eq./kg であった。棉残体 TRR に対して 10%以上認められた主要代謝物は、未変化の親化合物スピロテトラマト【P】 [19.78% TRR（0.319mg/kg）]、

であり、
も
認められた。

リント

リントにおける TRR は 1.078 mg eq./kg であり、主要代謝物として未変化の親化合物スピロテトラマト【P】（32.32%TRR、0.348 mg eq./kg）、

が認められた。ま
た、
もそれぞれ
認められた。

りんご、レタス及びばれいしょと同様に、棉におけるスピロテトラマト【P】の主要代謝経路は
への代謝であった。

へと代謝された。

へと代謝されると考えられた。
（以上、資料 No.運命 12）

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

以上の結果、りんご（資料 No. 運命 9、果実）、レタス（資料 No. 運命 10）、ばれいしょ（資料 No. 運命 11、塊茎）及び棉（資料 No. 運命 12、棉毛除去種子及び棉残体）で認められた主要代謝物（10%TRR 以上生成した代謝物）を以下に示す。

・植物代謝試験（資料 No. 運命 11～14）における主要代謝物

資料 No.		運命 9	運命 10	運命 11	運命 12	
供試作物名		りんご	レタス	ばれいしょ	棉	
人畜可食部		果実	頭部	塊茎	棉毛除去種子	棉残体
主要代謝物	スピロテトラマト	%TRR	51.3	55.9	非検出	0.42
	[P]	mg eq./kg	0.32	1.75	非検出	<0.001

5. りんご果実の従属栄養細胞培養液における代謝（*in vitro* 試験）

スピロテトラマト [P] をりんご果実の従属栄養細胞培養液（濃度：747µg 有効成分/40mL 細胞培養液）中で7日間（25±2℃）培養し、*in vitro* 条件下での代謝物生成を調査した。

代謝物として、

が認められた。

（以上、資料 No. 運命 13）

【土壌中動態】

スピロテトラマト [P] の適用作物が畑地園芸作物に限られるため、土壌運命試験として好氣的土壌中動態試験（資料 No. 運命 14）及び屋外での好氣的土壌中動態試験（資料 No. 16）が実施された。また、スピロテトラマト [P] の主要分解物である を用いて好氣的土壌中動態試験が別途実施された（資料 No. 15）。

1. スピロテトラマト [P] の好氣的土壌中動態試験（資料 No. 運命 14）

スピロテトラマト [P] の好氣的土壌中動態試験は、4種類の土壌（米国土壌：砂壤土、ドイツ土壌：砂壤土、シルト質壤土、シルト）を用いて、米国土壌（砂壤土）で360日間及びドイツ土壌3種類で50日間にわたって好氣的土壌中動態を検討した。試験で用いた土壌中処理濃度は、288g 有効成分/ha の処理量が土壌深 15cm（米国土壌）及び 2.5cm（ド

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

イツ土壤)に均一に分布したと仮定し、米国土壤：0.127 mg 有効成分/g 乾土及びドイツ土壤：0.741 mg 有効成分/g 乾土とした。

スピロテトラマト【P】は供試4土壤において急速に に分解され、スピロテトラマト【P】のDT50値は0.083日(2.0時間、ドイツ土壤：シルト)～0.327日(7.8時間、米国土壤：砂壤土)と算出された。

各供試土壤では経時的な揮発性放射能の増加が認められ、揮発性放射能はその大部分または全てが二酸化炭素で構成されていた。二酸化炭素の最高値は、処理放射能(AR)に対して米国土壤(砂壤土)で15.5%AR(第86日)、ドイツ土壤(シルト)で19.4%AR(第50日：培養終了時点)であった。また試験開始直後から急速な土壤結合型残留の形成が認められた。最大量を示した時点での土壤結合型残留の特徴付け結果から、供試土壤ともフルボ酸画分に最も多い放射能分布が示された。

各供試土壤において10%AR以上生成したスピロテトラマト【P】の主要分解物として、 が認められ、その生成量は下表のとおりであった。

好氣的土壤中における主要分解物の最高生成量

主要分解物	供試土壤			
	米国土壤	ドイツ土壤		
	砂壤土	砂壤土	シルト質壤土	シルト

なお、 はドイツ土壤3種類で 認められ、 を上回った。

スピロテトラマト【P】は

へと分解された。 は へと分解され、最終的に土壤結合型残留及び二酸化炭素へと鉱化された。

また からの副分解経路として、

が認められ、これら微量代謝物は最終的に土壤結合型残留及び二酸化炭素へと分解されることが考えられた。

(以上、資料No.運命14)

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

2. の好氣的土壤中動態試験（資料 No. 運命 15）

資料 No. 運命 14 において、親化合物スピロトラマト【P】は好氣的土壤中急速に
へと分解された。本試験では、 を被験物質として 119 日
間（約 4 ヶ月）にわたって好氣的土壤中動態試験を実施した（資料 No. 運命 15）。供試土
壤は米国 1 土壌（砂壤土）及びドイツ 3 土壌（砂壤土、シルト質壤土及びシルト）であり、
資料 No. 運命 14 の土壌と同一であった。なお試験で用いた土壌中処理濃度は、米国土
壌：0.13 mg 被験物質/g 乾土及びドイツ土壌：0.31 mg 被験物質/g 乾土とした。

全供試土壌において は二相性の消失パターンを示した。

経時的な二酸化炭素の発生量の増加が試験終了時（処理後第 119 日）まで認められ、二酸
化炭素以外の揮発性有機物質の発生は認められなかった。なお二酸化炭素の生成は 10%
AR を上回った。また土壌からの抽出放射能は処理後 0.25 日に約 50~55%AR へと低下し、
その後も処理後 119 日の 25%AR 未満へと低下した。土壌結合型残留は、ドイツ土壌（シ
ルト質壤土）を除く全土壌において処理後第 1 日に最高値またはその近辺の値となり、処
理後第 119 日まで最高値近辺の水準で推移した。またドイツ土壌（シルト質壤土）での土
壌結合型残留は、処理後第 32 日に最高値またはその近辺の値となり、以降は他の土壌と
同様に最高値近辺の水準で推移した。

が各供試土壌に共通して認められた主要分解物であった。

その他に

が認められたが、その生成量は であった。

なお、 はスピロトラマト【P】の好氣的土壤中動態試験（資
料 No. 運命 14）で 10.0%AR 以上の生成量が認められた分解物であったが、アルカリ性抽
出条件を用いた当該試験では有意な水準で認められなかった。

好氣的土壌における の主要分解経路は

を経て最終的に土壌結合型残留及び二酸化炭素まで鉱化されると考えられた。ま
た、

に至る経路も考えられた。

副分解経路として、

の生成が認められた。

（以上、資料 No. 運命 15）

3. スピロテトラマト【P】の屋外における好氣的土壤中動態試験（資料 No. 運命 16）

ガラス屋根で覆った栽培エリアにて、スピロテトラマト【P】の開放試験系での好氣的土壤中動態試験が実施された。供試土壌は米国土壌 1 種類（砂壤土）及びドイツ土壌 1 種類（シルト質壤土）であり、設定処理量 288 g 有効成分/ha を供試土壌表面に散布後、127 日間にわたって屋外条件下での好氣的土壤中動態が検討された。

土壌からの抽出放射能は処理後第 1 日の 69.2%AR（ドイツ土壌：シルト質壤土）～87.2%AR（米国土壌：砂壤土）から経時的に減少した。土壌結合型残留の形成は処理後第 1 日に 4.6%AR（米国土壌：砂壤土）～7.3%AR（ドイツ土壌：シルト質壤土）と速やかであり、以降は米国土壌（砂壤土）で 10.6～16.8%AR 及びドイツ土壌（シルト質壤土）で 8.1～21.4%AR の範囲で推移した。なお本試験が開放系であるため、捕集できなかった揮発性放射能（二酸化炭素）の損失により物質収支は経時的に減少した。

両供試土壌において、親化合物スピロテトラマト【P】は急速に分解され、DT50 値は 1.2 日（米国土壌：砂壤土）～2.9 日（ドイツ土壌：シルト質壤土）と算出された。

両土壌とも 10%AR 以上認められた主要分解物は

量的に

であり、

に次ぐ分解物は

減少した。

その他に微量分解物として、資料 No. 運命 14 で認められた

が資料 No.17 でも認められた。これら微量分解物のうち、最高生成量は

以上の結果、好氣的土壤中におけるスピロテトラマト【P】の主要分解経路は、

への変換であった。

へと変換され、資料 No. 運命 16 及び資料 No. 運命 24 に示されるとおり最終的に土壌結合型残留及び二酸化炭素まで鉱化されると考えられた。また副経路として

に入ると考えられた。

（以上、資料 No. 運命 16）

4. その他（好氣的培養後の嫌氣的土壤中動態、土壌表面光分解性 及び 土壌表面光分解物の好氣的土壤中動態試験）

（資料 No. 参考 3、参考 4 及び参考 5）

ドイツ土壌 1 種類（砂壤土）を用いて、スピロテトラマト【P】の好氣的培養（4.8 時間）後の嫌氣的土壤中動態試験が実施された（資料 No. 参考 3）。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

処理量 288 g 有効成分/ha が土壌深 2.5cm に均一に分布したと仮定し、試験した土壌中濃度を 0.768 mg 有効成分/kg 乾土とした。4.8 時間の好氣的培養後に酸素除去脱イオン水を加え、180 日間の嫌氣的培養を行った。試験系の嫌氣的條件は嫌氣的培養開始後第 14 日（水層）及び第 6 日（土壌層）に確立された。

スピロテトラマト【P】は好氣的培養及び嫌氣的培養初期において急速に分解され、DT50 値は 0.06 日（0.84 時間）と算出された。

嫌氣的培養開始後の水層中放射能は経時的に増加し、嫌氣的培養終了時には最高値 58.7% AR となった。土壌からの抽出放射能は好氣的培養終了時に 79.0%AR を示し、嫌氣的培養開始後は経時的に減少して嫌氣的培養終了時の 32.3%AR となった。また、土壌結合型残留は好氣的培養終了時に 11.7%AR へと急速に増加した。土壌結合型残留は嫌氣的培養開始後第 0.6 日に最高値 17.5%AR を示し、以降は嫌氣的培養終了時まで経時的に減少した。揮発性放射能は二酸化炭素のみであった。二酸化炭素は好氣的培養終了時に 0.1%AR 認められ、また嫌氣的培養開始後も 0.1~0.12%AR の水準で認められた。

本試験条件下における主要分解物は、
であった。試験系（水層及び土壌層）全体において、
で
は
で推移した。対して
は、
となった。

生成量が 10%AR 未満であった微量分解物として、好氣的土壌中動態試験（資料 No. 運命 16 及び No. 運命 17）でも認められた

が認められた。

（以上、資料 No. 参考 3）

土壌表面に処理されたスピロテトラマトの光分解性を調査するため、土壌表面光分解性試験が実施された（資料 No. 参考 4）。この土樹氷面光分解性試験では、スピロテトラマトを処理量 288 g 有効成分/ha 及び土壌中濃度 1.9mg 有効成分/kg 乾土となるよう土壌（砂壤土）に処理し、290nm 以下の波長を除去したキセノンランプ光（1115~1132W/m²〔測定波長範囲：300~800nm〕、照射期間：7 日間、試験温度：20℃）を照射した。

スピロテトラマト【P】は光照射試料及び暗対照試料において分解した。光照射試料における DT50 値は 2.4 日（ 標識体）~5.0 日（ 標識体）であり、照射開始後第 7 日の残存量は 30.8%AR（ 標識体）~36.5%AR（ 標識体）であった。一方、暗対照試料における DT50 値は 0.6 日（ 標識体）~1.2 日（ 標識体）であり、照射開始後第 7 日の残存量は 37.2%AR（ 標識体）~9.4%AR（ 標識体）であった。

光照射試料での主要分解物として、

が認められた。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

の光照射試料における最高値として、標識体処理では5.3%AR
(照射開始後第7日)であったが、標識体処理試料(光照射試料)では10.0%AR
(照射開始後第1日)~10.1%(照射開始後第2日)が認められた。光照射試料での

は、
へと減少した。暗対照試料における

を示し、以降は減少に転じた。

は、
に増加し、
識体処理試料(光照射試料)では、

は、
けたる
加し、
となった。

また、
認められた。

その他に生成量が10%AR未満であった光照射試料での微量分解物として、
試料では

(以上、資料 No.参考 4)

(以上、資料 No.参考 5)

【水中動態】

スピロテトラマト【P】の水中動態試験として、加水分解動態試験（資料 No.運命 17）及び水中光分解動態試験（資料 No.運命 18 及び No.運命 19）が実施された。

1. 加水分解動態試験（資料 No.運命 17）

スピロテトラマト【P】の加水分解動態試験（本試験）は試験温度 25°C 及び試験濃度 1 mg/L で実施され、試験期間（培養期間）は pH 4：24 日間、pH 7：29 日間及び pH 9：24 日間であった。

本試験において、スピロテトラマト【P】の半減期（DT50 値）は pH 4：32.5 日、pH 7：8.6 日及び pH 9：0.32 日（7.6 時間）と算出された。

主要分解物として 〃 〃 〃 が各 pH 域（pH 4、7 及び 9）で認められた。

(以上、資料 No.運命 17)

2. 水中（pH 5 滅菌緩衝液中）光分解動態試験（資料 No.運命 18）

スピロテトラマト【P】の pH 5 滅菌緩衝液中における水中光分解動態試験は、試験濃度 1 mg/L の pH 5 滅菌緩衝液に 290nm 以下の波長を除去したキセノンランプ光（989.5W/m²〔測定波長範囲：300～800nm〕、照射期間：7 日間、試験温度：25°C）を照射して行われた。

スピロテトラマト【P】は pH 5 滅菌緩衝液中で光分解され、照射終了時（照射第 7 日）の光照射試料におけるスピロテトラマト【P】の残存量は、14.4%AR（供試標識体の平均値）であった。実験条件下での DT50 値は 2.7 日（北緯 35 度、4～6 月の春期太陽光下の DT50 値：27.02 日に相当）と算出された。なお暗対照では、処理放射能（スピロテトラマト【P】）の 〃 〃 〃 へと加水分解され、暗対照におけるスピロテトラマト【P】の DT50 値は 26.2 日であった。

光照射試料における主要光分解物として、

〃 〃 〃 が認められた。なお

〃 〃 〃 は光照射試料中に認められなかった。

〃 〃 〃 は経時的に増加し、最高生成量はそれぞれ

〃 〃 〃 であった。

〃 〃 〃 の最

〃 〃 〃 高値はそれぞれ

〃 〃 〃 に認められ、以降は減少した。

(以上、資料 No.運命 18)

3. 水中（自然水中）光分解動態試験（資料 No.運命 19）

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

スピロテトラマト【P】の自然水（河川水）における水中光分解動態試験は、試験濃度 1 mg/L 及び pH 7.93 の滅菌自然水に 290nm 以下の波長を除去したキセノンランプ光（700W/m²〔測定波長範囲：300～800nm〕、照射期間：10 日間、試験温度：25℃）を照射して行われた。

スピロテトラマト【P】は滅菌自然水中において光分解を受け、照射開始後第 2 日には消失した。実験条件下での DT50 値は 0.19 日（北緯 35 度、4～6 月の春期太陽光下の DT50 値：1.35 日に相当）と算出された。なお暗対照では、スピロテトラマト【P】の

への加水分解が認められ、照射開始後第 10 日にはに分解されていた。暗対照において、以外の分解物は認められなかった。暗対照における暗対照におけるスピロテトラマト【P】の DT50 値は 1.54 日と算出された。

光照射試料における主要分解物として、が認められた。

はが認められ、以降はまで経時的に減少した。また、標識体の光照射試料において、

が主要分解物として認められた。

は経時

的に増加し、最高生成量はそれぞれであった。

（以上、資料 No.運命 19）

【土壌吸着性】

OECD ガイドライン 106（バッチ平衡法）に従い、スピロテトラマト【P】の土壌吸着性/脱着性試験がドイツ土壌 3 種類（壤質砂土、砂壤土及びシルト質壤土）、米国土壌 1 種類（砂壤土）及びカナダ土壌 1 種類（壤土）の計 5 種土壌を用いて行われた。また、火山灰土壌（砂壤土）を用いた土壌吸着性試験が別途実施された。

国外 5 土壌を用いて算出されたフロイントリッヒ吸着/脱着等温線のパラメータは以下のとおりであった。

$K_{F^{ads}_{oc}}$ は 158.9～435.0 であり、5 土壌の平均では 281.2 であった。 $K_{F^{des}_{oc}}$ は 609.8～3616.3 であり、5 土壌の平均では 1908.4 であった。 $K_{F^{des}_{oc}}$ は $K_{F^{ads}_{oc}}$ と比較して 4～8 倍高かった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

スピロテトラマト【P】のフロイントリッヒ吸着/脱着等温線パラメータ

供試土壌		吸着等温線			脱着等温線				
		K_F^{ads} (mg/L)	1/n	r^2	$K_F^{des_{oc}}$ (mg/L)	K_F^{des} (mg/L)	1/n	r^2	$K_F^{des_{oc}}$ (mg/L)
ドイツ	壤質砂土	4.794	1.001	0.9795	201.4	40.690	1.207	0.9003	1709.7
	砂壤土	3.784	0.892	0.9927	434.9	22.782	0.985	0.9876	2618.7
	シルト質壤土	4.097	0.945	0.9941	175.8	14.209	0.952	0.9856	609.8
米 国	砂壤土	4.046	0.823	0.9757	435.0	33.632	0.949	0.9965	3616.3
カナダ	壤土	3.703	1.042	0.9025	158.9	23.010	1.315	0.9229	987.5
平均		4.085	0.941	0.9689	281.2	26.865	1.082	0.9586	1908.4

得られた K_F^{ads} 及び $K_F^{des_{oc}}$ から、スピロテトラマト【P】の土壌での移動性は低く、また土壌に吸着されたスピロテトラマト【P】は溶脱しにくいと考えられた。

(以上、資料 No. 運命 20)

また火山灰土壌(砂壤土)を用いて算出されたフロイントリッヒ吸着等温線のパラメータ (K_F^{ads} 及び $K_F^{des_{oc}}$) は、それぞれ 6.617 及び 154 であった。

(以上、資料 No. 運命 21)

【分解物の環境動態試験】

土壌残留性試験で有意な水準で認められた K_F^{ads} 及び $K_F^{des_{oc}}$ について、加水分解性試験(資料 No. 運命 22)、土壌吸着性試験(資料 No. 運命 23 及び 運命 24)が実施された。

1. K_F^{ads} の加水分解性(資料 No. 運命 22)

の加水分解動態試験の結果、

25°C の pH 4、pH 7 及び pH 9 における K_F^{ads} の DT50 は、それぞれ安定(1年以上、pH 4)、82.7 日(pH 7) 及び 4.9 日(pH 9)であった。

2. $K_F^{des_{oc}}$ の土壌吸着性(資料 No. 運命 23 及び 運命 24)

OECD ガイドライン 106 (バッチ平衡法) に従い、 $K_F^{des_{oc}}$ の土壌吸着性/脱着性をドイツ土壌 3 種類 (No.1: シルト質土壌、No.2: 砂壤土及び No.3: シルト質壤土)、米国土壌 1 種類 (No.4: 砂壤土)、カナダ土壌 1 種類 (No.5: 壤土) を用いて土壌吸着性/脱着性が検討された(資料 No. 運命 23)。

算出されたフロイントリッヒ吸着/脱着等温線のパラメータは以下のとおりであった。 $K_F^{des_{oc}}$ は 23.0~99.1 であり、5 土壌の平均では 56.4 であった。また 1 回の脱着操作での $K_F^{des_{oc}}$ は 31.8~169.5 (5 土壌の平均: 82.82)、3 回の脱着操作での $K_F^{des_{oc}}$ は 18.5~73.1 (5 土壌の平均: 42.38) であった。

(以上、資料 No. 運命 23)

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任はバイエルクロップサイエンス株式会社にある。

また、火山灰土壌（砂壤土）を用いて算出されたフロイントリッヒ吸着等温線のパラメータ (K_F^{ads} $K_{F(ads)}$ 及び $K_F^{ads_{oc}}$) は、それぞれ 4.233 及び 98 であった。

(以上、資料 No. 運命 24)

なお、
は土壌中動態試験、水中動態試験及び土壌表面光分解性を通じて主要分解物として認められた。

このため、
については加水分解動態試験（資料 No. 参考 6）、水中光分解性試験（資料 No. 参考 7）及び土壌吸着/脱着性試験（資料 No. 参考 8）がそれぞれ参考資料（試験）として実施された。

4.
の加水分解性試験（資料 No. 参考 6）
の加水分解性が、pH 4、7 及び 9 において予備試験（50°C、5 日間培養）及び本試験（25°C、31 日間）で検討された。
は何れの pH 及び温度においても安定であり、加水分解は認められなかった。

(以上、資料 No. 参考 6)

2.
の水中光分解性試験（資料 No. 参考 7）
を用いて水中光分解性試験として、試験濃度
の滅菌緩衝液に 290nm 以下の波長を除去した水銀ランプ光が最長 500 分間（25°C）照射された。
被験物質
は本試験条件下で光分解を受け、DT50 値は 26.8~39.9 時間と算出された。

(以上、資料 No. 参考 7)

3.
の土壌吸着性/脱着性試験（資料 No. 参考 8）
OECD ガイドライン 106（バッチ平衡法）に従い、
の土壌吸着性/脱着性をドイツ土壌 3 種類（No.1：シルト質土壌、No.2：シルト質土壌及び No.3：砂壤土）、米国土壌 1 種類（No.4：砂壤土）、カナダ土壌 1 種類（No.5：壤土）を用いて試験した。
なお被験物質は、
を ^{14}C で標識した
標識体であった。

予備試験として土壌 No.1 及び No.4 を用いて吸着平衡化時間の測定を行った。なお被験物質が土壌存在下で分解されることが既知であったため、殺生物剤である塩化水銀 (II) の存在/非存在の 2 条件で吸着平衡化時間の測定が行われた。

結果として、48 時間の平衡化時間でも吸着平衡に到達せず、また塩化水銀 (II) の存在にかかわらず被験物質
の分解のため、経時的な物質収支の低下が認められた。従って、現行の試験ガイドライン（OECD ガイドライン 106、バッチ平衡法）に従った吸着係数の算出は不可能と考えられた。

(以上、資料 No. 参考 8)

動物体内運動

(表中の数値は対投与放射能%を示す)

供試動物	試験の概要	視化合物P	代謝・分解物																未測定放射能等	合計				
ラット雄	14C 標識体 2mg/kg 体重 (低投与量) 及び 1000mg/kg 体重 (高投与量) 単回経口投与	低投与量	尿	1~24h																25	1119			
			血漿	1時間																			352	
				8時間																				098
			肝臓	1時間																				2164
				8時間																				880
			腎臓	1時間																				467
				8時間																				145
	精巢	1時間																				042		
		8時間																				022		
	高投与量	尿	1~24h																		05	268		
		血漿	1時間																				052	
			8時間																				042	
		24時間																					014	
																							116	
肝臓		1時間																				084		
		8時間																				037		
24時間																					026			
																					018			
腎臓	1時間																				007			
	8時間																				008			
24時間																					009			
																					004			
泌乳山羊	排泄物	尿	0~24h																		19	784		
		第4日合計																				05	108	
	乳汁	第2日	%TRR																			159	100.0	
		mg/kg																				0.001	0.009	
	第4日	%TRR																				149	100.0	
		mg/kg																				0.001	0.008	
	筋肉	4日間	%TRR																			104	100.0	
		mg/kg																				0.001	0.011	
	脂肪	反復	%TRR																			207	100.0	
		mg/kg																				0.001	0.003	
	肝臓	経口投与後	%TRR																			157	100.0	
mg/kg																					0.008	0.050		
腎臓	%TRR																							
	mg/kg																							
産卵鶏	排泄物(第9日)	%TRR																			135	98.5		
	鶏卵	14日間	%TRR																			92	100.0	
		mg/kg																				0.002	0.015	
	筋肉	反復	%TRR																			313	100.0	
		mg/kg																				0.001	0.003	
	脂肪	経口投与後	%TRR																			816	100.0	
mg/kg																					0.003	0.004		
肝臓	%TRR																				349	100.0		
	mg/kg																				0.014	0.017		

空欄は検出 (ND) を示す。%TRR : 総残留放射能に占める百分率、mg/kg : mg 有効成分/kg。

スピロトラマトの開発年表

	1999	2000	01	02	03	04	05	06	07	08
化合物選抜										
特許										
物理的・化学的性質										
水産動植物影響試験										
適用作物等										
毒性										
代謝										
製造										