

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazone

### 3. 土壤中動態に関する試験

#### 3-1 <sup>14</sup>C-ベンタゾンの好氣的畑条件下における土壤中動態試験

(資料 代-16)

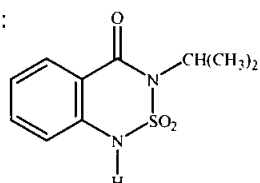
試験機関：

報告書作成年：

供試化合物：[ ]<sup>14</sup>C-標識ベンタゾン

化学名 (IUPAC) : 3-イソプロピル-1H-2,1,3-ベンゾチアジアジン-4(3H)-オン 2,2-ジオキシド

構造式：



\* : <sup>14</sup>C-標識位置

放射化学的純度：

比放射能：

供試土壌： 下記の 3 土壌について実施した。

土壌の組成 (%)	砂 土	シルト質	粘土質
砂壤土 ( )	72.0	85.3	46.4
埴土 ( )	16.1	6.9	29.4
壤質砂土 ( )	11.9	7.8	24.2

試験方法： 標識体をアセトンに溶解して 2 mg/mL とし、土壌に混和して土壌 1kg あたり 10 mg の添加量とした。土壌は 0.33 bar における約 75% 圃場容水量に調製した。

土壌反応器は、炭酸ガス除去空気を約 0.5 L/時で通気した。この反応器のトレーに処理土壌 100 g を入れて装置内に設置し、暗条件好氣的条件下、22±2°C でインキュベートした。試料採取時に水分量を測定し、不足分は補充した。

インキュベート期間中、揮発性物質は以下の捕集液に通気して捕集した。

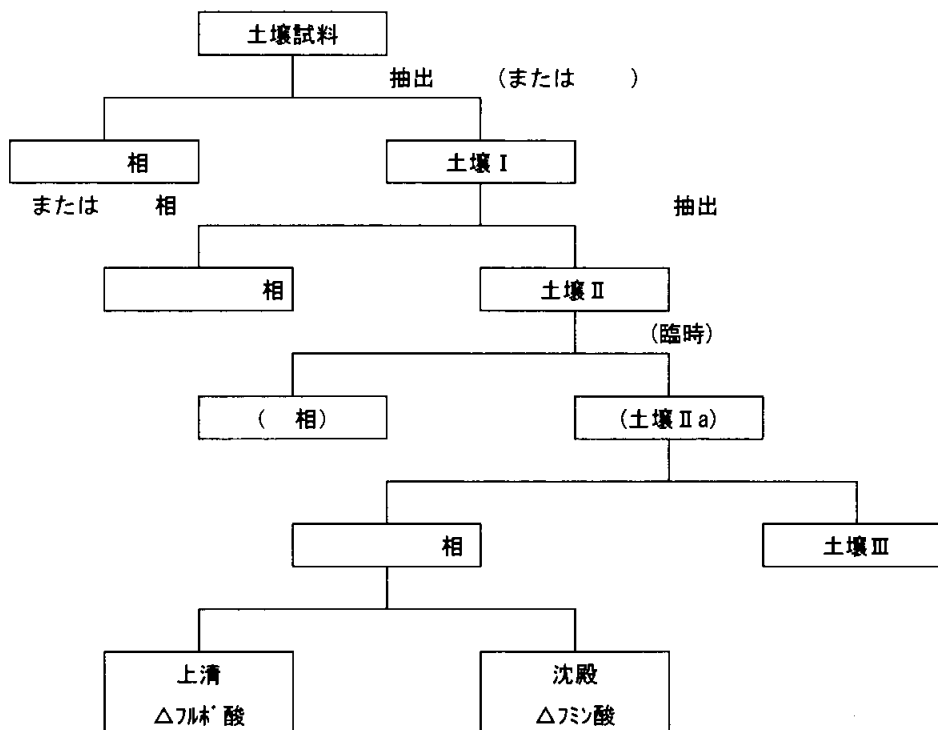
試料採取： 土壌試料は処理後 0、3、7、14、28、60、90、180、270 および 367 日に採取した。

抽出方法： 以下に抽出操作概要を示す。

室温で懸濁液をろ過、遠心分離して抽出した。抽出液は、LSC で放射能を計測し、TLC、

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

HPLC で分析した。



試験結果：土壌試料の総放射能の分布、物質収支を表 1 に示す。各土壌 100%の値は、抽出前に  
燃焼して測定した土壌中の総放射能。

表 1. 分布、物質収支 (%)

経過 日数	砂壤土 (9.46mg/kg=100%)				壤質砂土 (9.48mg/kg=100%)				埴土 (10.94mg/kg=100%)			
	非揮発性		CO <sub>2</sub>	物質 収支	非揮発性		CO <sub>2</sub>	物質 収支	非揮発性		CO <sub>2</sub>	物質 収支
	抽出性残 留 放射能	残留 放射能			抽出性残 留 放射能	残留 放射能			抽出性残 留 放射能	残留 放射能		
MeOH相	土壌 I	MeOH相	土壌 I	MeOH相	土壌 I	MeOH相	土壌 I					
7	87.3	10.8	0.16	98.3	86.8	23.7	0.14	110.7	68.8	13.5	0.3	81.9
28	60.1	20.4	2.4	83.0	59.4	29.3	1.0	89.7	50.1	34.5	1.7	86.3
60	57.3	33.4	6.1	96.8	34.1	53.4	3.6	91.0	29.4	49.1	4.6	83.3
90	42.7	43.6	9.1	95.4	19.2	74.6	*5.6	99.3	18.0	51.4	*7.8	77.2
180	23.0	60.3	15.6	98.9	6.8	80.4	8.9	96.0	5.8	58.0	15.1	78.9
367	9.9	59.5	24.2	93.6	6.2	74.8	12.4	93.4	2.4	62.2	23.3	87.8

\*: 91 日目の値。 土壌 I: 抽出残渣

物質収支は埴土を除き概ね良好であった。埴土において収支が低値を示したことは、  
試料が不均一であったため初期放射能が他の土壌に比べて高値 (10.94 mg/kg) となっ  
たことによる可能性がある。処理 1 年後には約 10~25%が無機化した。

表 2 に 相における放射性物質の同定結果を示す。

表 2. 相における放射性物質

時 間	M1 :		M2 :		M3 : ベンタゾン (A)		M4 :	
			mg/kg	%TRR	mg/kg	%TRR	mg/kg	%TRR
砂壤土 :								
180 日					1.77	22.5 [18.7]		
270 日					0.49	6.7 [5.2]		
367 日					0.17	2.6 [1.8]		
壤質砂土 :								
90 日					1.30	14.6 [13.7]		
180 日					0.16	1.9 [1.7]		
270 日					0.08	1.1 [0.8]		
367 日					0.07	0.9 [0.7]		
埴土 :								
90 日					1.75	23.1 [16.0]		
180 日					0.39	5.6 [3.6]		
270 日					0.14	1.8 [1.3]		
367 日					0.03	0.4 [0.3]		

- : 測定せず。

TRR : メタノール相および土壌 I の放射能の合計

[ ] 内数値は初期適用実測値を 100% とし、申請者が計算した。

抽出試料の分析において、砂壤土では 90 日まで、壤質砂土および埴土では 60 日まで、親化合物のみが検出可能であった。その後は 3 種類の土壌に 1 つの異なるピークのある TLC パターンが検出された。これらは HPLC で精製し、GC/MS により表の物質に同定された。土壌 I (抽出残渣) はさらに抽出を試みたが、抽出試料からはフルボ酸に関連する高極性物質が主であった。その後の抽出でも 10% を超える放射能を持つ物質の単離はできなかった。

以上、ベンタゾンの好氣的土壌における半減期は砂壤土で 65 日、壤質砂土および埴土で 45 日であった。処理後 2~3 ヶ月間は抽出可能放射能のほとんどが親化合物であったが、その後 1 つの分解物 [ ] が生成した。ベンタゾンの土壌での主な消失経路は腐植質への取り込みであり、恐らく分解中間体も取り込まれた。土壌結合した残渣は微生物等の影響を受け、無機化すると考えられる。

副次的経路である [ ] は土壌微生物によって行われることが知られているが、これらのベンタゾン代謝物はいずれも、検出量が処理放射能の [ ] であった。

また、本試験において [ ] は検出されなかった。この理由のひとつとして [ ] が [ ] ことがあげられる ( )。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

次ページにベンタゾンの好氣的畑条件下の土壌における推定代謝経路を示す。

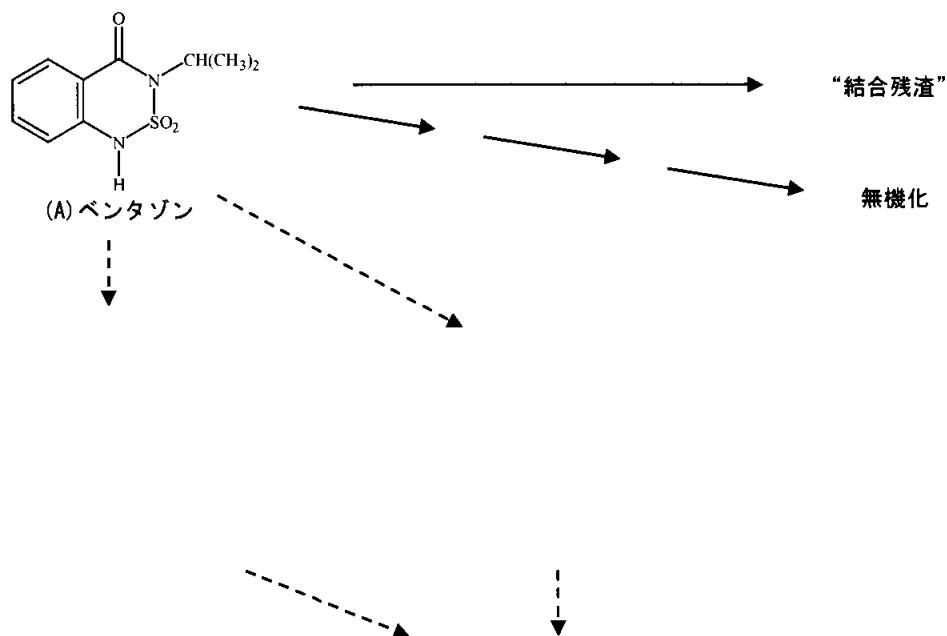


図 1. 好氣的土壌条件下における想定代謝経路

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

3-2 <sup>14</sup>C-ベンタゾンの好氣的湛水土壤中動態試験

(資料 代-17)

試験機関:

[GLP 対応]

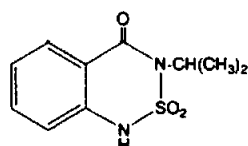
報告書作成年:

供試化合物: [ ]<sup>14</sup>C-標識ベンタゾンおよび非標識ベンタゾン

化学名 (IUPAC): 3-イソプロピル-1H-2,1,3-ベンゾチアジアジン-4(3H)-オン 2,2-ジオキシド

標識化合物

構造式:



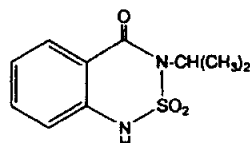
\* : <sup>14</sup>C 標識部位

比放射能:

放射化学的純度:

非標識化合物

化学構造:



純度: % (HPLC/UV, GLP)

供試土壌: 特性は次表のとおりである。

採取場所		
採取日		
pH (24°C)		6.1 (H <sub>2</sub> O), 5.0 (KCl), 5.5 (CaCl <sub>2</sub> )
有機炭素		27.9 g/kg (乾土あたり)
陽イオン交換容量 (CEC)		18.8 cmol <sub>c</sub> /kg (乾土あたり)
最大容水量		89.25 %
土性 (国際法)		軽埴土 (LiC)
粒 径 組 成	粗砂 2.0-0.2mm	5.9 %
	細砂 0.2-0.02mm	39.5 %
	シルト 0.02-0.002mm	28.2 %
	粘土 0.002mm 以下	26.4 %

試験土壌の調製 :

試験方法

検体の保存溶液の調製 :  $^{14}\text{C}$ -標識体 (18.5 MBq/L) を採り、酢酸エチル 50 mL に溶解して保存溶液を調製した (LSC 実測濃度 : 107.4 mg/L (675.8 MBq/L))。

非標識体を 10 mg 採り、アセトニトリル 10 mL に溶解し、1000 mg/L 濃度の保存溶液を調製した。

処理溶液の調製 : 50 mL 容ナス型フラスコに、非標識体の保存溶液および  $^{14}\text{C}$ -標識体を採取し、減圧・窒素気流下で有機溶媒を除去した後、Milli-Q 水/アセトン (9/1, v/v) の 30 mL に再溶解して目標濃度 400 mg/L の処理溶液を調製した。

処理量 : 乾土あたり 4.0029 mg/kg

処理方法 :

試験条件 : 恒温室内 (24.7~26.1°C) の暗所条件下でインキュベートした。揮発性物質はエチレングリコールおよび 2 連の 1M NaOH 溶液に、  
を  
通して捕集した。なお、滅菌土壌の容器には通気せず、密栓してインキュベーションした。

試料の採取 : 処理直後 (0)、7、14、28、56、84、112 および 168 日後に採取し、田面水中および土壌中の放射能を測定した。揮発性代謝分解物の分析用に、捕集液を 28、56、84、112、140 および 168 日後に同様に採取した。各時点につき、試料を 2 点採取した。滅菌処理区は処理後 31、88 および 174 日後に各 1 点採取した。

残留放射能の分離、同定 : 次頁以降の図 1 および 2 に示した抽出スキームによって残留放射能を分離した。代謝分解物および親化合物の同定には、参照標品との HPLC 保持時間の比較および TLC コクロマトグラフィーを行った。非抽出性土壌残留放射能については図 3 のスキームで特徴付けを行った。

放射能の測定：液体試料はシンチレーションカクテルに溶解した後、液体シンチレーションカウンター（LSC）で計測した。固体試料は燃焼した後、発生した  $^{14}\text{C}-\text{CO}_2$  をシンチレーションカクテルに捕集して、液体試料と同様に計測した。

図 1

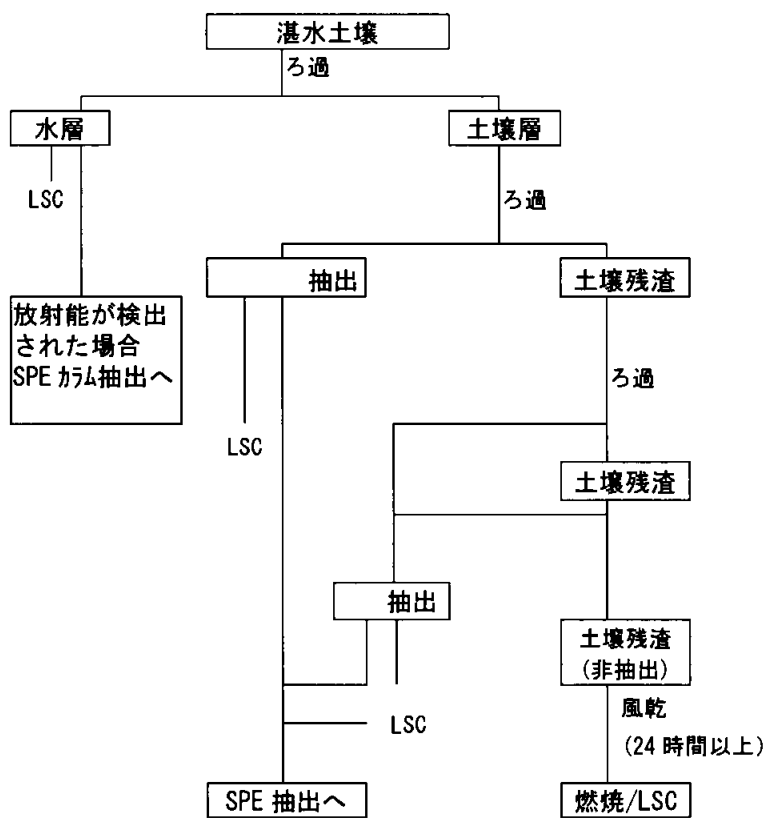


図 2

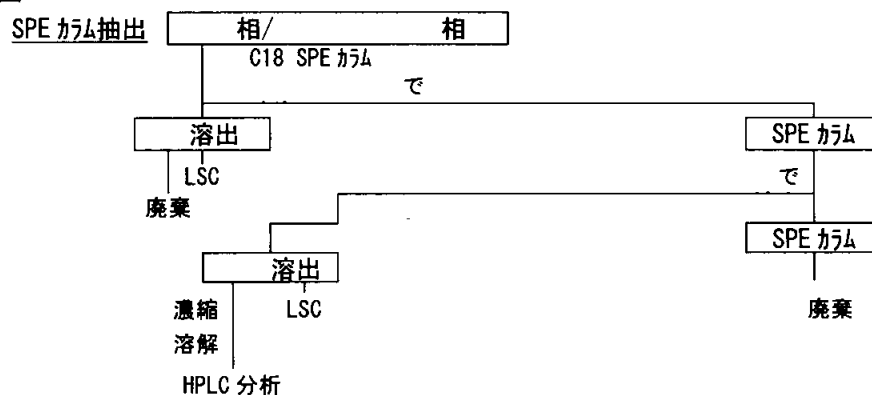
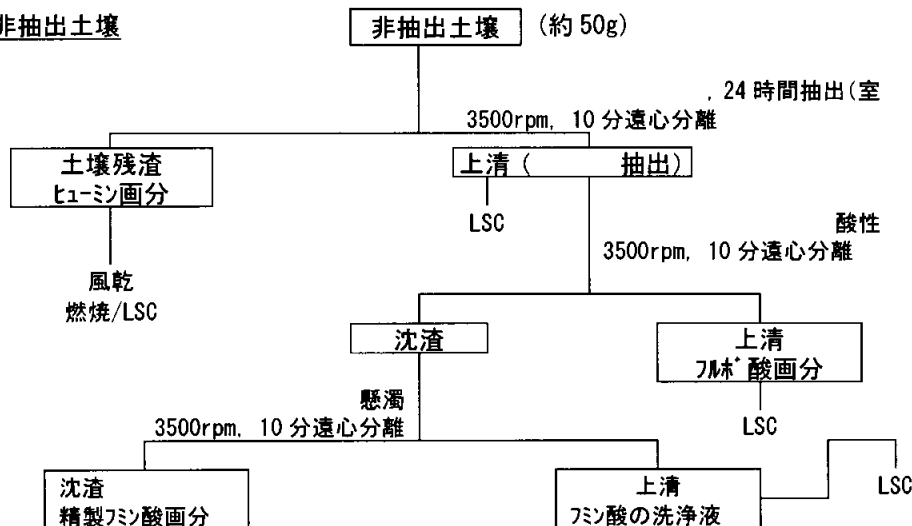


図 3

非抽出土壌



結果：

放射能の分布および物質収支； 非滅菌土壌の結果を表 1 に示す。

表 1. 放射能分布および物質収支 (2 反復の平均)

試料採取時点 (日)	非滅菌土壌							
	0	7	14	28	56	84	112	168
画分	上段：%処理放射能 (AR)、下段：(mg ベンゾン eq./kg 乾土)							
田面水	7.12 (0.2849)	18.42 (0.7374)	17.37 (0.6952)	16.77 (0.6713)	16.86 (0.6747)	16.17 (0.6471)	15.02 (0.6014)	15.50 (0.6203)
土壌 <sup>a)</sup>	91.97 (3.6815)	80.92 (3.2391)	79.62 (3.1872)	81.00 (3.2424)	81.33 (3.2557)	81.28 (8.2537)	80.83 (3.2354)	80.09 (3.2060)
抽出性放射能 <sup>b)</sup>	90.63 (3.6277)	78.47 (3.1409)	74.51 (2.9826)	71.40 (2.8580)	70.75 (2.8320)	69.14 (2.7678)	68.08 (2.7252)	65.20 (2.6099)
抽出	78.31 (3.1345)	66.60 (2.6658)	63.39 (2.5374)	61.87 (2.4764)	61.30 (2.4539)	58.61 (2.3463)	58.64 (2.3473)	56.77 (2.2724)
抽出	12.32 (0.4931)	11.87 (0.4751)	11.12 (0.4451)	9.53 (1.3816)	9.45 (0.3781)	10.53 (0.4215)	9.44 (0.3779)	8.43 (0.3375)
非抽出性放射能	1.35 (0.0539)	2.45 (0.0982)	5.11 (0.2046)	9.60 (0.3843)	10.58 (0.4237)	12.14 (0.4860)	12.75 (0.5102)	14.89 (0.5961)
揮発性物質	N.M.	N.M.	N.M.	0.78	1.13	1.42	1.71	2.38
有機物質	N.M.	N.M.	N.M.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
<sup>14</sup> CO <sub>2</sub>	N.M.	N.M.	N.M.	0.78	1.13	1.42	1.71	2.38
総放射能回収率 (%)	99.09	99.34	96.99	98.55	99.32	98.87	97.57	97.97

100% AR = 3128721.6 dpm, N.M. : 分析せず, N.D. : 不検出。

<sup>a)</sup> : 抽出 + 非抽出, <sup>b)</sup> : 抽出 + 抽出

非滅菌土壌では、土壌中の抽出可能な放射能は経時的に緩やかに減少し、168 日後には約 65% となった。これに伴い非抽出性土壌残渣中の放射能が緩やかに増加し、168 日後には約 15% となった。田面水中の放射能は 7 日後には最大となり、以降は減少した。放射性揮発性物質は <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> のみで 168 日間の累積で約 2.4% に過ぎなかった。物質収支は 96.99-99.34%AR (処理放射能) で良好であった。



本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazone

放射性成分の定量および同定；結果を表 2 および 3 に示す。また、代表的な HPLC/FSA クロマトグラムを図 4 に示す。

表 2. 非滅菌土壌における田面水および土壌抽出液の HPLC/フローシンチレーションアナライザー (FSA) 分析結果

画分	経過日数	[親化合物]					合計
土壌抽出液	0	88.91 (3.5591)					90.63
	7	77.55 (3.1043)					78.47
	14	73.03 (2.9234)					74.51
	28	70.47 (2.8209)					71.40
	56	68.71 (2.7503)					70.75
	84	67.16 (2.6884)					69.14
	112	66.24 (2.6514)					68.08
	168	63.42 (2.5386)					65.20
田面水	0	7.12 (0.2849)					7.12
	7	18.19 (0.7281)					18.42
	14	15.97 (0.6393)					17.37
	28	16.77 (0.6713)					16.77
	56	16.79 (0.6720)					16.86
	84	16.11 (0.6449)					16.17
	112	15.02 (0.6014)					15.02
	168	15.38 (0.6155)					15.50

-: 不検出。

上段: %処理放射能 (AR)、下段: (mg ベンタゾン eq./kg 乾土)

100% AR = 3128721.6 dpm

表 2. 非滅菌土壌における田面水および土壌抽出液の HPLC/FSA 分析結果 (つづき)

画分	経過 日数	[親化合物]					合計
田面水 + 土壌 抽出液	0	96.03 (3.8440)					97.74
	7	95.74 (3.8324)					96.89
	14	89.00 (3.5627)					91.88
	28	87.24 (3.4922)					88.17
	56	85.50 (3.4223)					87.61
	84	83.27 (3.3333)					85.31
	112	81.26 (3.2528)					83.10
	168	78.79 (3.1540)					80.70

- : 不検出。

上段 : %処理放射能 (AR)、下段 : (mg ベンタゾン eq. / kg 乾土)

100% AR = 3128721.6 dpm

非滅菌土壌において、水層および土壌抽出液中の主要放射性成分はいずれの分析時点においても親化合物のベンタゾンであった。ベンタゾンは経時的に緩やかに減少し、最終分析時点(168日)では約79%となった。その他に種の代謝分解物のピークが認められたが、  
であり、田面水および土壌抽出液の合計でも処理放射能の  
はなかった。

は認められなかった。

半減期： ベンタゾンの半減期を一次反応式とみなし、以下の計算式を用いて求めた。

$$-dC/dt = kC$$

$$\ln(C/C_0) = -kt$$

または

$$\log(C/C_0) = -kt/2.303$$

$$DT_{50} = -\ln(1/2)/k$$

$$DT_{90} = -\ln(1/10)/k$$

C = 任意の時間 t におけるベンタゾンの濃度

C<sub>0</sub> = 初期濃度

k = 減衰速度定数

ベンタゾンの 50%消失期間(半減期) : DT<sub>50</sub> = 620 日

ベンタゾンの 90%消失期間 : DT<sub>90</sub> = 2060 日

滅菌土壌試料 ; 表 3 および 4 に滅菌土壌での放射能の分布および物質収支ならびに放射能の分離・定量・同定結果を示した。

表 3. 滅菌土壌における放射能分布および物質収支

試料採取時点 (日) 分 画	滅菌土壌		
	31	88	174
	上段 : %処理放射能 (AR)、下段 : (mg ベンタゾン eq. /kg 乾土)		
田面水	16.64 (0.6660)	16.82 (0.6732)	17.81 (0.7128)
土壌 <sup>a)</sup>	85.04 (3.4040)	85.30 (3.4144)	83.96 (3.3608)
抽出性放射能 <sup>b)</sup>	82.13 (3.2877)	81.30 (3.2542)	78.45 (3.1404)
抽出	68.96 (2.7603)	68.79 (2.7537)	65.66 (2.6285)
抽出	13.18 (0.5274)	12.79 (0.5119)	12.79 (0.5119)
非抽出性放射能	2.90 (0.1162)	4.00 (0.1602)	5.51 (0.2205)
総放射能回収率 (%)	101.68	102.12	101.77

100% AR = 3128721.6 dpm, <sup>a)</sup> : 抽出+非抽出、<sup>b)</sup> : 抽出+ 抽出

表 4. 滅菌土壌における田面水および土壌抽出液の HPLC/FSA 分析結果

	経過 日数	[親化合物]				合計
土壌 抽出液	31	82.13 (3.2877)				82.13
	88	81.30 (3.2542)				81.30
	174	78.45 (3.1404)				78.45
田面水	31	16.46 (0.6589)				16.64
	88	16.82 (0.6732)				16.82
	174	17.81 (0.7128)				17.81
田面水 + 土壌 抽出液	31	98.64 (3.9467)				98.77
	88	98.12 (3.9274)				98.12
	174	96.26 (3.8532)				96.26

- : 不検出。

上段 : %処理放射能 (AR)、下段 : (mg ベンタゾン eq. /kg 乾土)

100% AR = 3128721.6 dpm

滅菌土壌では、田面水中の放射能は試験期間を通して一定（処理量の 16~18%）であり、土壌から抽出された放射能は経時的に減少し、174 日後には 78%となった。土壌残渣中の放射能は 174 日後では 5.5%であった。非滅菌土壌と比較して、非抽出性放

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

射能の割合が少なく、抽出性放射能の割合が多かった。回収率がいずれの分析時点においても約 102%であったことより、揮発性分解物は生成しなかったと考えられる。

HPLC クロマトグラムにおいても親化合物以外の種の代謝分解物は

。土壤残渣中への放射能の移行など、滅菌土壌での分布は若干異なっており、湛水土壌中におけるベンタゾンの挙動分解には主に生物的な要因が関係していると推測された。

土壌中の非抽出性放射能の特徴づけ： 168 日後の試料を用いて図 3 に示したスキームで分析した結果を表 5 に示す。

表 5. 非抽出性放射能の特徴づけ

画 分	168 日-Rep1	168 日-Rep2	平均
非抽出残渣	13.39 (100.00)	16.40 (100.00)	14.89 (100.00)
NaOH 抽出	7.93 (59.21)	10.22 (62.36)	9.08 (60.78)
フルボ酸	5.31 (39.63)	6.42 (39.17)	5.86 (39.40)
フミン酸	2.62 (19.58)	3.80 (23.19)	3.21 (21.38)
精製フミン酸	1.20 (8.96)	1.75 (10.67)	1.47 (9.81)
フミン酸洗浄液	1.42 (10.62)	2.05 (12.52)	1.74 (11.57)
ヒューミン	5.52 (41.21)	6.74 (41.11)	6.13 (41.16)
総 <sup>14</sup> C 回収率	13.44 (100.41)	16.96 (103.47)	15.20 (101.94)

上段：%処理放射能 (AR)、下段：(非抽出残渣の放射能を 100%とした場合の分布割合 (%))  
100% AR = 3128721.6 dpm

抽出残渣中の放射能の約 39~40%がフルボ酸画分に分布し、約 41%がヒューミン画分に分布していた。フルボ酸画分を土壤抽出と同様の方法で固相抽出したところ、有機溶媒溶出画分に約 68%の放射能が回収された。この有機溶媒溶出液画分を HPLC 分析した結果(図 4)、土壤抽出液あるいは田面水中の放射性成分とは異なる種のから構成されていることが示唆された。

この結果から、ベンタゾンの代謝分解により土壌中で生成する分解生成物の多くは土壤有機物に結合しているか、腐植成分に親和した形態でフルボ酸画分に分布していることが示唆された。また、一部は土壤有機物に強く結合あるいは取り込まれ、ヒューミン画分に分布するものと推定された。

図 4. 有機溶媒溶出液画分の HPLC 分析

結 論： 以上より、好氣的湛水状態の水田土壤に処理したベンタゾンが緩やかに分解され、その少量は CO<sub>2</sub> にまで分解無機化される。半減期は 620 日であった。代謝物の一部は土壤有機物に結合するか、腐植成分に親和した形態となる。以下の図 5 に好氣的湛水条件下の土壤中におけるベンタゾンの想定代謝経路を示す。

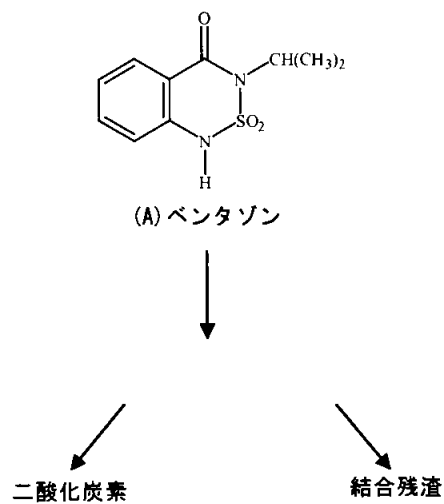


図 5. 想定代謝経路

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

3-3 ベンタゾンの土壌中動態試験

(資料 代-18~21)

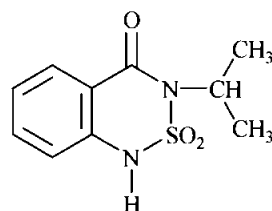
試験機関：

報告書作成年：

供試標識化合物：  $^{14}\text{C}$ -標識ベンタゾン および非標識ベンタゾン

化学名 (IUPAC) : 3-イソプロピル-1H-2,1,3-ベンゾチアジアジン-4(3H)-オン 2,2-ジオキ  
シド

構造式：



\*  $^{14}\text{C}$ -標識位置

比放射能：

放射化学純度：

供試土壌：

	土質	pH	陽イオン置換 容量 (mVol Ba/100g)	最大圃場 容水量 (%)	有機質 含量 (%)	鉱物質組成 (%)			
						粗砂	細砂	シルト	粘土
土壌	壤質砂土	6.7	5.2	28	1.4	75.6	4.9	14	5.5
土壌	砂質 埴壤土	7.5	25.6	40	5.3	30.9	23.1	22	24
土壌	砂壤土	5.7	10.0	41	1.6	9	42	37	12
土壌	壤質砂土	4.6	4.0	42	1.6	81	5	8	6

試験方法：

ベンタゾンの消長 (資料 代-18)：

暗条件下で供試土壌に添加した非標識体について表 1 のように異なる土壌、濃度、温度、水分含量 (以下は全て圃場容水量で記載した)、pH の差における分解の差異を調べるため、経時的に土壌を採取した。

採取した土壌試料は で抽出し、抽出液の を凝固溶液で沈殿させた後、ベンタゾンを 及び により分離した。次いでフロリジルカラムで精製し、GC 分析でベンタゾンを分析した (試験報告書補足資料)。

ベンタゾンの分解(資料 代-18) :

<sup>14</sup>C-標識体をもちいて、処理後 1 年間にわたりベンタゾンの消長及び分解を検討した(表 1)。供試土壌に 3 ppm になるように <sup>14</sup>C-標識体を混合後、暗条件で温度 22 ±2°C、湿度 50±5%に保った。土壌を経時的に採取し、抽出、抽出液を液体シンチレーション法により測定し放射能を計測し、TLC 分析により代謝物分析を行った。抽出残渣(結合残留)については、燃焼後生成した <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>を捕集し、液体試料と同様に放射能を計測した。また、試験開始 60 日後まで、生成した揮発性物質 <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>を採取し、定量した。

代謝物の同定(資料 代-18) :

標識体を添加し 18 週間インキュベートした土壌試料を用いた。土壌を 0.1N 水酸化ナトリウムでアルカリ性にした後抽出し、抽出液を濃縮後、1N 塩酸で酸性にした。層を除き、層を 10N 水酸化ナトリウムでアルカリ性にし、抽出した。抽出液は、乾固後一定量の溶解し標品とともに TLC 分析に供した。

表 1 非放射性物質あるいは放射性物質を用いた種々試験

試験項目 <sup>a</sup>	供試土壌	試験条件			
		処理濃度 (ppm)	土壌水分 <sup>b</sup> (%)	温度 (°C)	その他/試料採取時期
濃度の違い	壤質砂土	2 5 10	54	23	処理直後、2, 5, 7, 9, 11 週に採取 処理直後、2, 5, 9, 13, 15, 17 週に採取 処理直後、2, 5, 9, 13, 17, 21, 25 週に採取
土壌の違い		2	72	23	処理直後、その後 2 週ごとに 24 週まで採取。
土壌水分の違い	壤質砂土	2	18, 36, 54	23	処理直後、その後 2 週ごとに 16 週まで採取。
温度の違い	壤質砂土	2	42	10, 23, 36	処理直後、その後 2 週ごとに 24 週まで採取。
pH の違い	壤質砂土	2	42	23	Sandhofen の pH4.6 を、炭酸カルシウムで、5.5、6.4 に調整。処理直後、その後 2 週ごとに 24 週まで採取。
分解	壤質砂土	3	36	23	処理後約 1 年間調査
同定		-	72	23	処理後 18 週に採取

<sup>a</sup>: 分解及び同定は <sup>14</sup>C-標識体を用い、その他は非標識体を用いた。

<sup>b</sup>: 土壌水分は圃場容水量に対する%である。

-: 報告書に記載なし

代謝物の消長(資料 代-18) :  
土壌水分含量 43%、室温で、試験した。

を 10 ppm になるように土壌に混合。  
が分解されるごとに補充し、消長を試験した。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

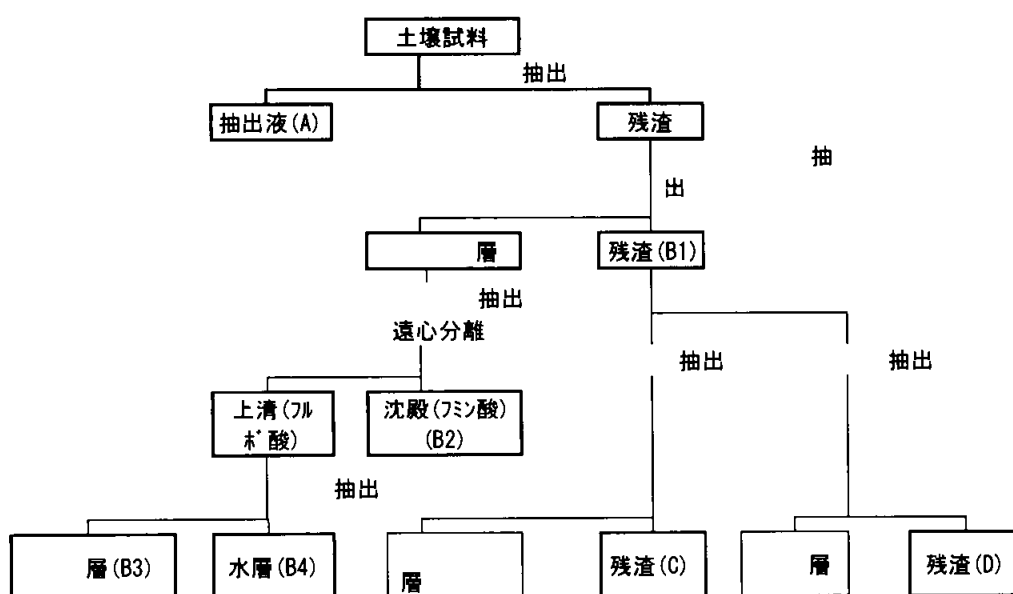
土壌試料を 0.1N NaOH および ともに振盪抽出し、上清の 層を 1N HCl で抽出した後、塩基性とし で抽出した。この抽出物を して の 誘導体として GC 分析に供した。

好気/嫌氣的条件下における消長(資料 代-19) : 比較的速やかにベンタゾン分解する特性を有する 壤質砂土を用いた。土壌に  $^{14}\text{C}$ -標識体 3 ppm を処理後、処理直後、その後は 2 週間ごとに採取した。処理土壌は室温で、最初に好氣的条件下に置き、6 週間後に、一部土壌に関して 嫌氣的条件とし、好氣的条件及び嫌氣的条件下の土壌ともにさらに 6 週間インキュベートした。嫌氣的条件下の土壌のみ、8 週間経過後、再度好氣的条件とし、さらに 8 週間インキュベートした。

採取した土壌の一部は、 で抽出し、液体シンチレーションにより抽出液中の放射能を計測し、抽出残渣は燃焼後生成した二酸化炭素を回収して放射能を計測した。ベンタゾン定量は上記のベンタゾンの消長、 は上記の代謝物の消長に示したのと同様の方法で行った。

代謝・分解(資料 代-20 および 21) : 好気/嫌氣的条件下における消長実験に使用した 壤質砂土試料(処理 12 および 24 週後試料)を用いて、また、砂質埴壤土に同様に処理して 2 週間ごとに 38 週間まで採取した土壌を用いて(資料 代 21)以下のスキームに基づき、土壌結合残留の特性を検討した。 砂質埴壤土に関して、2 週間ごとに採取した土壌試料は、上記好気/嫌氣的条件下における消長と同様の方法で、 抽出液及び抽出残渣の放射能計測及び GC 分析によるベンタゾン及び の定量を行った。

土壌試料の分画スキーム





試験結果：

ベンタゾンの消長(資料 代-18)：異なる土壤条件下における消長のまとめは下表の如くであった。

表1 異なる土壤条件下における消長のまとめ

試験項目	条件	半減期(週)	消失(週)
土壤の違い	壤質砂土	1.5~4.5	10
	砂質埴壤土	7	24
	砂壤土	14	24
	壤質砂土	4.5	10
濃度の違い (壤質砂土)	2 ppm 添加	1.5	10
	5 ppm 添加	2.4	15
	10 ppm 添加	4.5	25
温度の違い (壤質砂土)	8~10°C	20	24<
	23°C	4.5	14
	36°C	4.5	24
水分含量の違い (壤質砂土)	水分含量の違い(圃場容水量の18%~54%の範囲)による分解速度への影響はなかった。		
pHの違い (壤質砂土)	pH 4.6	4.5	10
	pH 5.5	4.5	10
	pH 6.4	10.5	24

土壤の違いと消長：消失半減期は土壤により異なり、1.5~14 週間、消失期は 10~24 週間であった。

濃度の違いと消長：2、5 および 10 ppm 処理で半減期はそれぞれ 1.5、2.4 および 4.5 週で、消失期はそれぞれ 10、15 および 25 週間であった。

土壤水分の違いと消長：土壤水分 18%~54%の範囲で分解速度への影響はなかった。

温度の違いと消長：8~36°Cの範囲で低温では最も遅く、36°Cでも分解速度は緩慢であった。

pHの違いと消長：pH4.6 および 5.5 では 10 週間で消失したが、pH6.4 では 24 週間と遅かった。

分解： 壤質砂土に 3 ppm を添加して、土壤水分 36%として、好気的条件下で所定の期間後に土壤を採取して、抽出して残留の消長を検討した。抽出性放射能の経時変化はベンタゾンの分解を概ね反映し、最初の 14 週間でおよそ 80%が分解されたが、土壤結合残渣として残留した。その後の分解は緩慢となった。処理 60 日後、処理放射能の 2%が <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>として消失した。処理 日後には 代謝物が生成し、 と同定された。

壤質砂土に添加した の消長： は親化合物に比較してし、土壤に反復添加すると、添加回数が増すに従い、

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

。したがって、  
は見つかっていない。

表 2 壤質砂土に添加した の消長

処理後 日数	検出量 (ppm)	添加量 (ppm)	処理後 日数	検出量 (ppm)	添加量 (ppm)
0		/1 回目	0		/4 回目
2			3		
4			8		
7			0		
9		3			
11		6			
14		10			
21		/2 回目	0		/6 回目
25			3		
0			5		
3			0		
6		5			
10		8			
13		12			
17		/3 回目	15		/8 回目
23			0		
30			4		
0					
5			添加総回数 : 8 回		
8			添加量合計 : ppm		
12					
15					

好気/嫌気的条件下における消長(資料 代-19) : 窒素ガス気流中の嫌気的条件下で分解  
は完全に停止するが、好気的条件下に暴露すると再び分解が始まった。 は  
したが、 た。

表 2 好気/嫌気的条件下における消長 (ppm)

処理後 (週)	放射能計測分析		GC 分析		放射能計測分析		GC 分析	
	抽出液	抽出残渣	親化合物		抽出液	抽出残渣	親化合物	
0	0.05	3.0	3.4					
2	0.34	2.7	2.9					
4	0.54	2.4	2.7					
					嫌気的条件下に変更			
6	0.96	1.8	1.7		0.96	1.8	1.7	
8	1.9	0.78	0.46		1.2	1.3	1.1	
10	2.6	0.44	0.08		1.3	1.3	1.2	
12	3.1	0.24	0.03		1.4	1.3	1.1	
					好気的条件下に変更			
14					1.4	1.3	1.2	
16					1.5	1.3	1.1	
18					2.0	0.89	0.52	
20					2.7	0.46	0.15	
22					3.0	0.25	0.06	

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

代謝・分解(資料 代-20 および 21) : 処理後の残留の抽出残渣土壤中における残留の特性を次表に示す。

表 3 処理後の残留の抽出残渣土壤中における残留の特性

画分	壤質砂土 (資料 代 20)		砂質埴壤土 (資料 代 21)
	処理 12 週後	処理 24 週後	処理 38 週後
抽出液 (A)	0.19	0.29	0.40
抽出残渣土壤	2.15	1.92	2.10
抽出液	1.89	1.69	1.30
フルボ酸画分	1.11	1.08	1.12
抽出液 (B3)	0.43	0.47	0.23
層 (B4)	0.68	0.61	0.89
腐植酸画分 (B2)	0.78	0.61	0.18
抽出残渣 (B1)	0.26	0.23	0.80
抽出残渣 (C)	0.24	0.23	0.81
抽出残渣 (D)	0.18	0.14	0.59

壤質砂土の処理後 12 週間と 24 週間では、放射能の抽出性にほとんど差がなかった。土壤結合残留の各画分中の放射能は でその多くが抽出され、残留の一部は腐植酸およびフルボ酸に結合していた。

抽出液 (A) 中から TLC により親化合物と が少量検出された。

抽出物 (B3) からは および が TLC あるいは GC で確認されたが の可能性が考えられた。

砂質埴壤土では 溶液抽出残渣が 0.8 ppm で 壤質砂土の場合と比較して多かった。この抽出残渣は により抽出できなかったが、 処理によって 0.21 ppm が抽出された。このことよりそれらは土壤のフミン画分に取り込まれていたことが示唆される。 画分 (B2) 中の放射能は 砂質埴壤土では 0.18 ppm で 壤質砂土の約 1/4 であった。

砂質埴壤土における残留の特性(資料 代-21) :

ベンタゾン は、処理後初期に比較的速やかに減衰したが、20 週以降、分解は緩やかであった。処理 週以降に が検出された。38 週経過後に添加放射能の約 70%(2.1 ppm) が残渣土壤中に残留していた。

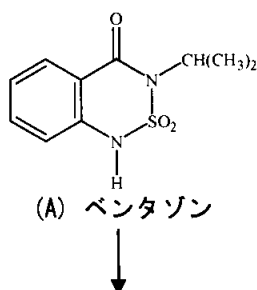
表 4 砂質埴壌土における残留の消長 (ppm)

処理後週	放射能計測分析		GC 分析	
	残渣土壌	抽出液	抽出液	
			ベンタゾン	
0	0.06	2.9	3.2	
4	0.31	2.6	2.8	
6	0.55	2.4	2.2	
10	1.1	1.8	1.5	
16	1.4	1.3	1.2	
20	2.2	0.95	0.59	
24	1.9	0.69	0.52	
28	2.0	0.58	0.56	
32	2.0	0.50	0.28	
38	2.1	0.39	0.29	

以上の結果より、土壌処理したベンタゾンは好氣的条件下で分解速度に土壌水分の影響はほとんどなく、低温 (8~10°C) で消失は遅く、高温 (23~36°C) で緩慢であった。土壌の種類では半減期は約 5~14 週間の差があった。また、処理量 (2~10 ppm) が多くなると半減期が長く (1.5~4.5 週まで) になった。

処理したベンタゾンは比較的速やかに分解/消失し、溶媒で抽出不可能な土壌結合残留となり、土壌中の腐植酸、フミンおよびフルボ酸類と結合残留を形成した。代謝物として  $\text{CO}_2$  を生成する、これは  $\text{CO}_2$  である。また、処理 2 ヶ月後には約 2% が  $^{14}\text{CO}_2$  となって消失したことより、ベンタゾンの一部は  $\text{CO}_2$  および  $\text{CO}_2$  により代謝されることが示唆された。

推定代謝経路を下記に示す。



3-4 ベンタゾンの土壌微生物による水酸化 (資料 代-22)

試験機関:

報告書作成年:

供試化合物: ベンタゾン

供試土壌菌類: *Mucor*, *Choanephora*等の10種の菌類

試験方法:

試験 1. 土壌菌類の菌糸体を 5% biomalt 溶液に接種し、これに 100 ppm のベンタゾンを加え、25°Cで 70 時間インキュベートした後、希硫酸を添加後、  
抽出し、抽出物を でメチル化し、 および  
の生成の有無をガスクロマトグラフ法で確認した。

試験 2. 試験 1.において、 菌類についてベンタゾンを加えてインキュベートし、  
をガスクロマトグラフ法で再確認した。

試験結果:

1. 10 種類の土壌菌類を用いて試験した結果、下表のように、 および  
が 特に大きかった。

菌名		
1. 未同定 <i>Rhizopus</i>		
2. 未同定 <i>Mucor</i>		
3. <i>Mucor circinelloides</i>		
4. <i>Choanephora cucurbitanum</i>		
5. <i>Penicillium expansum</i>		
6. 未同定 <i>Trichoderma</i>		
7. <i>Paecilomyces variotti</i>		
8. 未同定 <i>Cladosporium</i>		
9. <i>Botrytis cinerea</i>		
10. <i>Fusarium culmorum</i>		

++ : 中程度の生成量    + : 検出可能量    (+) : 痕跡量    - : 検出せず

2. 特に大きかった 種類の土壌菌類について再確認した結果、  
では添加量に関係なく、ほぼ等しい比率 (約 ~ %) で  
に変換していたが、 は認められなかった。 場合は、

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

は 上昇（ 日後 %、 日後 %）したが、 は少量が  
検出されたに過ぎなかった。

以上の事から、ベンタゾン は土壌微生物、藻菌類により に分解されるが、  
も検出された。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

3-5 および の土壤中動態 (資料 代  
-23)

試験機関：

報告書作成年：

供試化合物： 体；

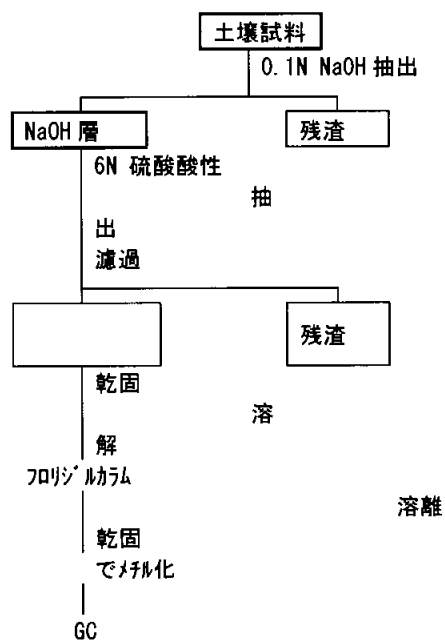
体；

供試土壌：

	土 質	pH	陽イオン置換能 (mVol Ba/100g)	圃場 容水量%	有機質 含 量 (%)	鉱物質組成 (%)			
						粗砂	細砂	シルト	粘土
壤質砂土	砂壤土	6.7	5.2	28	1.4	75.6	4.9	14	55

試験方法： および 、おのおの 5 mg を風乾した 壤質砂土 880 g に均一に混合して 5 ppm とし、土壌水分含量は約 12% (圃場容水量の 43%) 室温 (20°C) の暗所に置いて、混合直後、1 日後および 1 週間後に採取し、以下のスキームで精製してガスクロマトグラフ法で分析した。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone



試験結果： および は、添加直後では 良好な収率で回収された  
 が、添加 日後には は となり、 は  
 た。ベンタゾン は土壤微生物によって  
 であるが(資料 代 22)生成した は急速に腐植酸あ  
 るいはヒューミンと同様の挙動を示すところの に変化するものと  
 考えられる。



本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

3-6 環境モデル (model ecosystem) におけるベンタゾンの挙動 (資料 代-24)

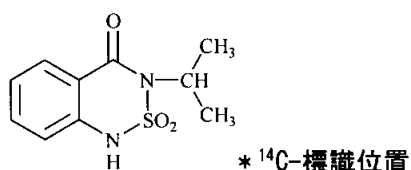
試験機関 :

報告書作成年 :

供試化合物 :  $^{14}\text{C}$ -標識体

化学名 (IUPAC) : 3-イソプロピル-1H-2,1,3-ベンゾチアジジン-4(3H)-オン 2,2-ジオキシド

構造式 :



放射化学純度 :

種の代謝物標品

供試生物 : 淡水産カニ、藻類、ミジンコ、蚊 (ボウフラ)、カタツムリ、食用二枚貝

試験方法 : 1) 濃縮試験

Metcalfe らの環境モデル (model ecosystem \*1) の方法に準じて、 $^{14}\text{C}$ -標識体 (50  $\mu\text{Ci}$ ) をソルガムに 112 g/10a の割合で処理。30 日後に水および供試作物中の  $^{14}\text{C}$  を TLC および液体シンチレーションで測定した。代謝物についてもラジオオートグラムで確認した。また水からの抽出効率の差を検討するため、加水分解した場合 ( を抽出前に加える) と、しない場合についても試験した。試験は、2 連制で実施 (試験 I、II) した。

\*1. Environ. Sci. Technology, 5(8) : 709~713

2) 毒性試験

ベンタゾンの水棲生物に対する毒性を検討するため、カダヤシ (メダカ的一种)、カタツムリ、蚊 (ボウフラ)、ミジンコおよび食用二枚貝に対して、0.01、0.1、1.0 および 10 ppm の濃度で 24 時間試験した。

試験結果 : 1. 水および供試生物中のベンタゾンとしての量および濃縮係数は、次表の通りであった。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

試料/供試生物	濃度 (ppm)		濃縮係数 *2		
	試験 I	試験 II	試験 I	試験 II	平均
水中の濃度	0.150	0.086	1	1	—
淡水産カニ	5.84	5.76	38	67	52
藻類	—	0.868	—	10	10
ミジンコ	0.88	1.09	5.9	12.8	9
蚊 (ボウフラ)	0.83	0.89	5.5	10.4	8
カタツムリ	0.37	0.555	2.4	6.5	5
食用二枚貝	0.084	0.023	0.56	0.27	0.4

\*2. 濃縮係数 = 供試生物中の濃度 ÷ 水中の濃度

濃縮係数は淡水産カニにおいて最も高く約 50、その他の生物については 10 以下であり濃縮性は極めて小さいといえる。

2. 代謝物については、以下の表の通りであり、淡水産カニにおいては  
であり、ベンタゾンの量は少なく、  
については  
検出された。

分析対象	試験 I			試験 II		
	淡水産カニ	水 (非加水分解)	水 (加水分解)	淡水産カニ	水 (非加水分解)	水 (加水分解)
ベンタゾン	0.818	0.051	0.104	1.325	0.018	0.060
原点	0.701	0.003	0.008	0.691	0.003	0.002
Total	5.841	0.147	0.150	5.760	0.084	0.092

3. 水棲生物に対する毒性について試験した結果、24 時間後において最高濃度 10 ppm でミジンコの死亡率が 20%であったが、他の供試動物に対しては影響を認めなかった。

以上のことより、ベンタゾンは淡水産カニにおいて濃縮係数が最も高く約 50、藻、ミジンコ、蚊 (ボウフラ)、カタツムリ、食用二枚貝では 10 以下であり、DDT について報告されている値 (魚 600~84500、カタツムリ 3660~34500、貝 4550~690000) と比べてベンタゾンの水棲生物における蓄積はないものと考えられる。

申請者注：

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

#### 4. 水中動態に関する試験

##### 4-1 加水分解動態試験

(資料 代-25)

試験機関：

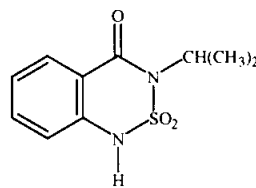
[GLP 対応]

報告書作成年：

供試化合物：<sup>14</sup>C-標識ベンタゾン

化学名 (IUPAC)：3-イソプロピル-1H-2,1,3-ベンゾチアジアジン-4(3H)-オン 2,2-ジオキシド

構造式：



\*：<sup>14</sup>C 標識部位

比放射能：

放射化学的純度：

水溶解度：540ppm (20°C)

供試緩衝液：各緩衝液をろ過滅菌して用いた。

pH 5：酢酸と酢酸ナトリウムの各 0.1 M 溶液を混合

pH 7：リン酸二水素ナトリウムとリン酸水素二ナトリウムの各 0.1M 溶液を混合

pH 9(炭酸塩)：炭酸水素ナトリウムと炭酸ナトリウムの各 0.1M 溶液を混合

pH 9(硼酸塩)：0.05M 硼酸ナトリウムを濃塩酸で pH を調整

試験方法：

試験溶液：所定量の<sup>14</sup>C 標識体と非標識体を各緩衝液中に加え、超音波処理して溶解した。

調製濃度は、pH5 で 100ppm、pH7 で 101ppm、pH9.0(炭酸塩)で 108ppm、pH9(硼酸塩)で 265ppm であった。

試験温度：25±1°Cに設定した恒温暗室内で試験した。

試験期間：30 日間

分析方法：反応液は所定の時間後に直接 HPLC/UV に注入して分析した。

反応液中の分解物は反応液を強酸性 (pH<2) とした後、等量の 抽出した (液体シンチレーションカウンターで計測した放射能の回収率は 84~91% であった)。抽出液は蒸発・乾固し、 に溶解した。これを と混合して 誘導体を生成させ、GC/MS で分析した。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

採取時期；各溶液の採取時期を次表に示した。

試験溶液の pH	試料採取時期(処理後時間)
pH 5	0、67、259、452、650、738
pH 7	0、69.5、261、454、653、741
pH 9(炭酸塩)	0、71.5、263、456、655、743
pH 9(硼酸塩)	0、143、335、504、725

放射能の計測；放射能は液体シンチレーションカウンターで計測した。

試験結果：

物質収支および分解物の分析；回収率を次表に示す。

実験 pH	初期放射能 (dpm)	終了時放射能 (dpm)	回収率%	最終溶液の pH
5	42.058	40.530	96.4	5.0
7	41.859	41.584	99.3	7.0
9(炭酸塩)	47.610	47.981	100.8	9.4*
9(硼酸塩)	517.280	515.634	99.7	8.9

\*：pH を再測定した結果、初期溶液も pH は 9.4 であった。

回収率は全試料において 96~101% と良好であった。

HPLC 分析による検体の経時的変化を次表に初期値を 100 としたときの値を示す。

反応時間	pH5	pH7	pH9(炭酸塩)	pH9(硼酸塩)
0	100	100	100	100
67	98.4			
69.5		97.2		
71.5			99.2	
143				97.5
259	96.2			
261		96.4		
263			100.7	
335				98.6
452	95.6			
454		96.5		
456			100.6	
504				97.9
650	93.4			
653		97.3		
655			99.0	
725				97.1
738	95.2			
741		96.9		
743			101.3	

いずれの pH においても、HPLC で親化合物に該当するピーク以外は認められず、検体は安定であった。このピークは  であることが MS で確認された。したがって、ベンタゾンはいずれの pH でも加水分解しないと考えられる。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

4-2 ベンタゾンの pH7 緩衝液中での水中光分解動態試験 (資料 代-26, 27)

試験機関：  
報告書年： [GLP 未対応]，  
[GLP 対応]

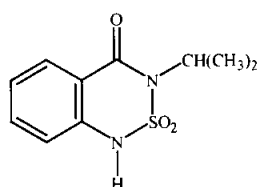
供試標識化合物：<sup>14</sup>C-標識ベンタゾン

化学名 (IUPAC) : 3-イソプロピル-1H-2,1,3-ベンゾチアジアジン-4(3H)-オン 2,2-ジオキシ  
ド

分子式： $C_{10}H_{12}N_2O_3S$

分子量：240.3

構造式：



\*：<sup>14</sup>C 標識部位

比放射能；

放射化学的純度；

供試水溶液：滅菌緩衝液 (pH7)

リン酸二水素ナトリウムとリン酸水素二ナトリウムの各 0.1M 溶液を混合して pH7 に調製し、0.2 $\mu$  のシリンジフィルターでろ過滅菌した。希釈等には HPLC 級水をろ過滅菌して使用した。

光源：キセノンランプ (Suntest 照射装置)  
UV および石英フィルターを通して 290 nm 未満の波長をカットした。

光強度：860 W/m<sup>2</sup> (290~800 nm)

試験方法：

試験溶液の調製：<sup>14</sup>C 標識体約 1 mg にメタノールを加えて 25 mL とし、これを原液とした (実測：38.47 ng/mL, 3730.34 dpm/ $\mu$ L)。非標識体 (純度 ) を 50.2 mg にメタノールを加えて 50 mL とし、これを原液とした (理論値：1.004 mg/mL)。これらを試験溶液の調製に用いた。遮光溶液の調製には同様の手法で別に調製して用いた。

放射性原液 (21 mL) および非放射性原液 (18 mL) を混合後、溶媒を留去して乾固し、pH7 滅菌緩衝液 (75 mL) に再懸濁して調製した。

試験溶液 252.73  $\mu$ g/mL (設定濃度)、229.14  $\mu$ g/mL (実測濃度)

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

遮光対照 243.06  $\mu\text{g}/\text{mL}$  (設定濃度)

この濃度は被験物質の水溶解度 570 mg/L の 1/2 以下に相当する。

揮発性物質捕集液： 有機性揮発性物質、カルボニル揮発性物質及び  $\text{CO}_2$  を捕集するため、  
それぞれ 、 及び  
捕集液を光分解装置に設置した。

インキュベーションの条件：

試験温度：25°C

光照射： 明/暗 12 時間毎、 週末は光照射なし。

遮光対照区はアルミホイルで覆い遮光環境チャンバーに收容した。

反応混合液の初期容量： 光照射区；50 mL, 遮光対照区；25 mL

試料採取時点： 光照射区：直後(0)、26、53、80 および 142 時間後

遮光対照区：4、16 および 28 日

反復数： 1 反復

分析方法：

試料の採取及び分析： 各時点で試験溶液および遮光対照より試料を にて試料ボトルに採取した。採取前後に 採取量を得た。光照射区試料は HPLC/UV 分析に供して光分解の進行をモニターし、試験終了時を決定した。試料は全て LSC 分析で直接放射能を計測し、また、HPLC 分析溶出液は 30 秒毎に分けて集め、各画分を LSC 分析に供して HPLC/LSC クロマトグラムを作成、HPLC 分析における放射能回収率も算出した。HPLC/UV 分析による定量は、被験物質非標識体の検量線を用いて行った。

遮光対照区試料は全て HPLC/UV 及び HPLC/LSC 分析に供した。

及び 捕集液は、各試料採取時に新たな捕集液にいれかえた。 は試験終了後に で洗淨した。各捕集液及び洗淨液は LSC 分析にて放射能を計測した。

半減期の算出： 光照射区試料の HPLC/UV 分析結果より、下記の式に従って被験物質の半減期を算出した。

$$C = C_0 e^{-kt}$$

C : 各時点における被験物質濃度

$C_0$  : 被験物質の初期濃度

t : 時間

k : 定数 = 0.0109

(ベンタゾンの UV 面積測定値および光照射時間を最小二乗線形回帰法により算出)

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

代謝物同定のための光分解物分離：142 時間後の光照射区試料の一部を凍結乾燥し、蒸留水に懸濁し、LSC で放射能を計測した。HPLC 分析に数回供し、溶出液を分画した。0.5 分～2 分に溶出した極性画分をあわせて凍結乾燥し、誘導化反応に供した。ピーク B は  $^1\text{H-NMR}$ 、 $^{13}\text{C-NMR}$  及び MS 分析により同定した。

結果：

光分解の進行及び半減期：光分解は、HPLC/UV 分析結果において被験物質が初期値の 19% に減少した 142 時間後に終了した（表 1）。

半減期は 63.6 時間（2.65 日）と算出された。これは東京（北緯 35 度）における春季の放射光に暴露した場合の 146.8 日に相当する。遮光対照区では被験物質の分解は認められなかった。

表 1 光照射区におけるベンタゾンの HPLC/UV 分析結果

光照射時間 (hr)	初期ベンタゾン濃度に対する割合 (%)
0	100
26	78.20
53	58.42
80	42.11
142	19.23

物質収支：光照射区反応液試料及び揮発性物質を LSC 分析した結果より光照射区における放射能回収率を算出した（表 2）。

回収率は試験期間を通して 99%以上であり、二酸化炭素生成は時間の経過とともに増加し、142 日後には初期放射能の 14%であった。二酸化炭素以外の揮発性物質は初期総放射能の 0.001%以下であった。

表 2 光照射区における物質収支

光照射時間 (hr)	反応混合液		$^{14}\text{CO}_2$	合計 (%)
	放射能 (dpm/10 $\mu\text{L}$ )	初期濃度に対する割合 (%) <sup>1)</sup>	初期濃度に対する割合 (%)	
0	10,538	100.0	0.00	100
26	10,391	98.61	1.88	100.49
53	10,018	95.07	4.91	99.98
80	9,781	92.82	7.94	100.76
142	9,084	86.20	14.10	100.30

<sup>1)</sup>：光分解中の総容量に変化なしと仮定して放射能 (dpm/10  $\mu\text{L}$ ) より算出した。

HPLC/LSC 分析及び代謝物同定：HPLC 分析の溶出液を 30 秒毎に集めた画分を LSC 分析に供し、結果を合計して HPLC 分析での放射能回収率を算出、また、結果よりクロマトグラムを作成して代謝物を定量した（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 BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

HPLC 分析で分析に供した全ての放射能は定量的に溶出されており、回収率は 97%以上であった。親化合物であるベンタゾン<sup>®</sup>は0時間から142時間において、97.79%から28.04%まで減少した。代謝物として、  
%、  
%、  
%の混合物(各成分、放射能の %未満)が %認められた。 は以前の試験(物化性資料13参照)で 同定されている であった。  
は、<sup>1</sup>H-NMR、<sup>13</sup>C-NMR 及び MS 分析により、

と同定された。

極性物質は、 誘導体化反応の結果、数種のカルボニル化合物及び非カルボニル化合物を含むことが明らかとなり、いずれも %を超える成分はなかった。その他に %を超える代謝物は検出されなかった。

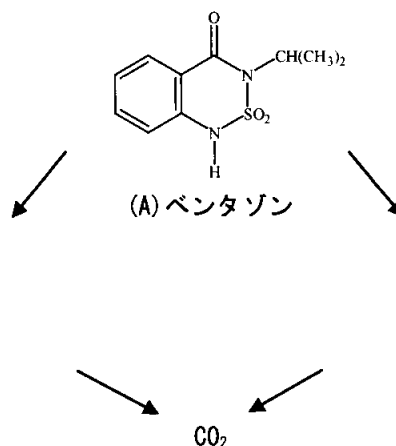
推定代謝経路を下图に示した。

表3 光照射区試料の HPLC/LSC 分析結果

光照射時間 (時間)	0	26	53	80	142
HPLC 分析回収率 (%) <sup>a)</sup> (溶出液各画分の合計)	101.47	97.38	97.88	97.53	98.75
各物質の HPLC/LSC 放射能 (%) <sup>b)</sup>					
ベンタゾン	97.79	77.13	60.32	47.36	28.04
回収率 [%TRR]	100.00	94.63	91.70	89.21	83.88

a) HPLC 分析に供した各試料中放射能に対する割合。つまり、HPLC 分析前に含まれた放射能に対する分画後に回収された放射能の割合。

b) 0 時間試料で HPLC 分画後に回収された放射能に対する割合。





本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

4-3 ベンタゾンの自然水中での光分解動態試験

(資料 代-28)

試験機関 :

[GLP 対応]

報告書年 :

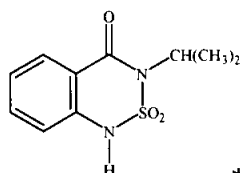
供試標識化合物 : <sup>14</sup>C-標識ベンタゾン

化学名 (IUPAC) : 3-イソプロピル-1H-2,1,3-ベンゾチアジアジン-4(3H)-オン 2,2-ジオキシ  
ド

分子式 : C<sub>10</sub>H<sub>12</sub>N<sub>2</sub>O<sub>3</sub>S

分子量 : 240.3

構造式 :



\* : <sup>14</sup>C 標識部位

比放射能 :

放射化学的純度 :

供試水溶液 : 自然水 (湖水)

採取場所	
採取日	
pH	5.8
組成	Na ; 9.8 ppm, Ca ; 7.9 ppm, Mg ; 0.8 ppm, 硬度 (CaCO <sub>3</sub> ) ; 23 ppm, Na 吸着比 (SAR) ; 0.89 酸化還元電位 ; 434.9 mv (20°C), 溶存酸素 ; 11.1 mg/L
7クチミセス属放線菌	76 CFU/mL 水 (66.0 時間)
糸状菌類	1 CFU/mL 水 (66.1 時間)
細菌類	194 CFU/mL 水 (66.1 時間)

供試水は、0.2 μm の滅菌フィルターを通して滅菌して用いた。

光源 : キセノンランプ (Atlas Suntest CPS Plus ユニット)  
フィルターを通して 290 nm 未満の波長をカットし、擬似太陽光とした。

光強度 : 平均 596 W/m<sup>2</sup> (300~800 nm)

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

試験方法：

試験溶液の調製：<sup>14</sup>C 標識体をメタノールに溶解して、滅菌自然水に添加して、約 23 ppm の試験溶液を調製した。この試験溶液を 200 mL ずつ 3 つの光分解容器に入れ、反応装置に設置した。2 容器はそれぞれ揮発性分解物（二酸化炭素）の捕集装置（ ）に接続した。残る 1 つは光分解物の同定用とした。

さらに、試験溶液 10 mL を 2 つの LSC バイアルに移し取り、遮光対照とした。

インキュベーションの条件：

試験温度： 25±2°C

光照射： 連続照射

遮光対照は遮光環境インキュベーターに收容した。

反応混合液の初期容量： 光照射区；200 mL，遮光対照区；10 mL

反応混合液の初期濃度： 22.71 ppm（光照射区および遮光対照区とも）

試料採取時期：光照射区および遮光対照区ともに、直後(0)、1、2、5、10、14 および 21 日

反復数： 2 反復

分析方法：

試料の採取： 各時点で試験溶液および 捕集液を採取した。

放射能の測定： 各試料は液体シンチレーションカウンター(LSC)にて直接放射能を計測した。測定は 1 試料につき 3 反復で行った。

試験溶液中放射性成分の分離および定量： 各時点での試料を HPLC で分析し、放射能の定量的分布を調べた。

試験溶液中放射性分解物の分離および同定： 21 日後の分析用試料を採取した後、残りの光分解サンプルを調整した に通し、予備溶出液を LSC でカウントした。各カートリッジを および、 で溶出し、全ての各溶出液を LSC で計測した後、再び混合して、蒸発・乾固し、 に溶解した。この 溶液を 1 mL になるまで N<sub>2</sub> 下で濃縮し、 で 1.5 mL に希釈した。この溶液を 2000 rpm で 10 分間遠心分離し、45 μm シリンジフィルターでろ過後、HPLC で分画して分解物を分離し、LC/MS で分析した。

揮発性成分の同定/特徴付け： 捕集液は と反応させ、生成する二酸化炭素を に捕集し、LSC にて放射能を計測した。 捕集液及び の反応液も LSC にて放射能を計測し、二酸化炭素以外の揮発性物質を定量した。

半減期の算出： 光照射区における被験物質の半減期は、下記の式に従って算出した。算

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazone

出した本試験条件下における半減期より、北緯 35° (東京)、春(4月~6月)での半減期を算出した。

$$C = C_0 e^{-kt}$$

C : 各時点における親化合物の濃度(%TAR)

C<sub>0</sub> : 0 時点における親化合物の初期濃度(%TAR)

e : 指数関数

t : 時間

k : 光分解/加水分解定数

(ベンタゾンの UV 面積測定値および光照射時間を最小二乗線形回帰法により算出)

$$\ln C = \ln C_0 - kt$$

$$\ln C_0/C = kt$$

$$T_{1/2} = \ln 2/k = 0.693/k$$

結果 :

物質収支 : 各測定時間での放射能分布および物質収支を表 1 に示す。光照射区試料における物質収支は試験開始時の総放射能(1 反復=TAR)に対し 94%~102%、遮光対照区試料においては 99%~102%であった。光照射区では、試験の経過につれて揮発性物質が生成し、21 日後には平均で TAR の 8%であった。

表 1 光照射区および遮光対照区における物質収支

処理後 経過日数	光照射区			遮光対照区		
	試験溶液の放射能		累積 揮発性物質 (%TAR)	物質収支 (%TAR)	試験溶液の 放射能 (dpm/mL)	物質収支 (%TAR)
	(dpm/mL)	(%TAR)*				
0 日	8571900	100	0	100	8571900	100
	8568133	99.96	0	99.96	8568133	99.96
1 日	8599566	100.32	0.03	100.35	8647833	100.89
	8601350	100.34	0.08	100.42	8558950	99.85
2 日	8738300	101.94	0.12	102.06	8561333	99.88
	8637333	100.76	0.31	101.07	8532933	99.55
5 日	8490583	99.05	0.61	99.66	8604483	100.38
	8523083	99.43	1.17	100.6	8663583	101.07
10 日	8205466	95.73	0.95	96.68	8660000	101.03
	8245150	96.15	3.06	97.55	8696716	101.46
14 日	7951300	92.76	2.07	94.83	8642016	100.82
	7983566	93.14	4.41	97.55	8711300	101.63
21 日	7452616	86.94	6.65	93.59	8589233	100.20
	7589516	88.54	9.47	98.01	8543933	99.67

TAR100% = 8571900 dpm/mL

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazone

分解物の分離及び定量/同定；光照射区試料の HPLC 分析結果を、試験開始時の総放射能 (1 反復=TAR) に対する割合として表 2 に示す。

親化合物は時間の経過とともに減少し、21 日には TAR の 36% となった。一方、分解物は時間の経過とともに増大し、 日には 種の分解物が検出された。ほとんどの分解物が試験開始 日後から生成し始め、主要分解物は 日後にそれぞれ TAR の 及び % 生成した 及び であった。親化合物及び は、標準品との HPLC コクロマトグラフィー及び MS 分析により同定され、 は MS 分析により同定された。その他の分解物はいずれも TAR の % 以下であった。

揮発性物質は全て二酸化炭素であり、それ以外の揮発性物質は検出限界以下であった。

遮光対照区試料では親化合物のみが安定に存在し、分解物は検出されなかった。

表 2 HPLC 分析による光照射区の各時点での分解物の定量的推移 (%TAR)

処理後経過日数	0 日	1 日	2 日	5 日	10 日	14 日	21 日
<sup>14</sup> C0 <sub>2</sub>	0.00	0.06	0.22	0.89	2.01	3.24	8.06
ベンタゾン	99.98	100.33	101.35	92.46	76.05	60.00	36.13
計	99.98	100.39	101.57	100.13	97.96	96.1	95.80

TAR100% = 8571900 dpm/mL

各々の値は 2 反復の平均値を示した。

<sup>1)</sup> : 2 反復の片方に検出されなかったため併記とした。

-は非検出

半減期の計算；本試験条件下におけるベンタゾンの水中光分解による半減期は 14.47 日であった。

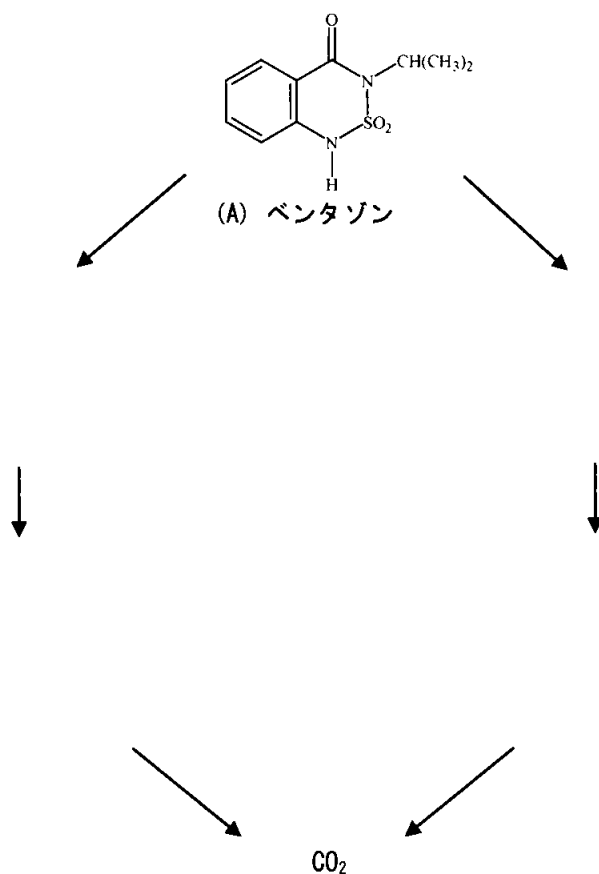
$$T_{1/2} = \ln 2/k = 0.693/k = 0.693/0.04789 = 14.47 \text{ 日}$$

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

これは東京(北緯 35 度)における春季の放射光に暴露した場合の 121.7 日に相当する。

無菌性の確認: 試験溶液を試験開始前および最終試料採取時に寒天プレートで培養したが、いずれのプレートにも微生物の増殖は認められず、照射期間中の無菌性が確認された。

#### 自然水中における光分解による推定分解経路



本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

5. 土壌吸着性に関する試験

(資料 代-29)

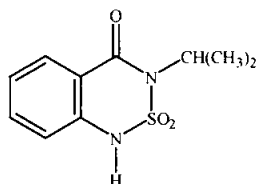
試験機関:

報告年:

供試化合物:

化学名 (IUPAC): 3-イソプロピル-1H-2,1,3-ベンゾチアジアジン-4(3H)-オン 2,2-ジオキシド

化学構造:



純度:

供試土壌: 下記の4種類の土壌(より入手)を試験に使用した。

土壌試料名		土壌	土壌	土壌	土壌
採取場所					
土質/土性		軽埴土	洪積/軽埴土	軽埴土	砂壤土
粒径分布	砂(%)	14.0	39.8	42.2	71.7
	シルト(%)	44.1	24.0	31.9	13.6
	粘土	41.9	36.2	25.9	14.7
有機炭素(%)		3.37	2.83	1.21	1.75
pH	H <sub>2</sub> O	5.7	6.4	7.5	6.2
	KCl	4.9	5.7	6.5	5.5
土壌水分含量(%)		2.6	2.5	1.3	3.0
CEC(me/100g)		27.7	22.9	11.3	8.9
リン酸吸収係数		830	920	390	430
粘土鉱物の種類		カオリン鉱物 モンモリロナイト	ハロイサイト	クロライト イライト	ハロイサイト

試験方法: OECD 化学品テストガイドライン(No. 106 吸着/脱着)に準拠した。

試験溶液の調製: 0.01M CaCl<sub>2</sub>水溶液 500 mL に検体 2.2 mg を加え、25±1°Cの恒温槽で 24 時間攪拌し、4.4 μg/mL 溶液を調製した。これを 0.01M CaCl<sub>2</sub>水溶液で希釈して 0.88、0.176 および 0.0352 μg/mL 溶液を調製した。

スクリーニング試験:

吸着: 各土壌 5 g を秤取し、純水 10 mL を加えて室温で 24 時間放置して平衡化し、4.4 μg/mL の 0.01M CaCl<sub>2</sub>溶液 15 mL を加えて、25±1°Cの恒温槽で攪拌する。16 時

間後、3000 rpm で 20 分間遠心分離した。上清を分取して検体濃度を分析した。ブランクは土壌に 0.01M CaCl<sub>2</sub> 溶液を加えたものと土壌を加えない検体のみの溶液を同様に操作して水層を分析に供した。

脱着：上清を分取した後の土壌に、分取した上清液と同量の 0.01M CaCl<sub>2</sub> 溶液を加えて、25±1℃で 16 時間攪拌した後、同様に遠心分離し、上清液を分取した。この操作を再度繰り返して、上清液を合わせ、検体濃度の分析に供した。

結果：土壌への吸着率は 6.0～14.8%、脱着率は 9.95～49.5%であった。吸着係数 K' は 0.316～0.860、吸着係数 K' oc は 16.3～28.2 であった。

#### 吸着平衡試験(高次試験)：

スクリーニング試験の吸着と同様に各土壌を平衡化した後、0.88 μg/mL の 0.01M CaCl<sub>2</sub> 溶液を加えて、恒温槽で攪拌し、4、8 および 16 時間後にそれぞれ取り出し、遠心分離した後、上清液を分析に供した。各経過時間における水層濃度の変化率を次式により求め、この変化率がすべての土壌で 10%以内となった経過時間を平衡化時間とした。

$$\text{変化率} = [(n \text{ 回時の濃度}) - (n-1 \text{ 回時の濃度})] / (n-1 \text{ 回時の濃度})$$

平衡化時間は 8 時間であった。

#### 吸着等温試験(高次試験)：

各土壌を上記のように平衡化した後、4 濃度の試験溶液を加えて、8 時間恒温槽で攪拌し吸着平衡化した。同様に遠心分離して、上清液中の検体濃度を分析した。ブランクは土壌に 0.01M CaCl<sub>2</sub> 溶液を加えたものと、土壌を加えない検体のみの溶液 (0.88 μg/mL) を同様に操作して水層を分析に供した。

#### ベンタゾンの抽出・分析法：

上清液：10 mL に および を加えて振盪し、溶媒層を分取した後、再度同様に抽出し、溶媒層を合わせ、減圧濃縮・乾固した。この残留物は に溶解して高速液体クロマトグラフィーで定量した。

土壌層：遠心分離後の土壌層に および を加えて振盪ろ過した後、再度同様に操作し、残渣を で洗浄した。ろ液および洗液を合わせ、 を加えて減圧濃縮(5 mL まで)した。濃縮液は で分液漏斗に移し、 を加えて振盪し、溶媒層を取り、さらに 2 回同様の操作を繰り返して抽出した。残渣の 層は別の漏斗に移し、 および を加えて振盪ろ過した後、再度同様に操作して抽出した。全ろ液を合わせ、減圧濃縮・乾固した。この残留物は上清液と同様に定量した。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazone

試験結果:

物質収支: 0.88  $\mu\text{g/mL}$  試験溶液における、放射能の分布(処理放射能に対する割合)を表 1 に示した。

表 1 物質収支

供試土壌	初期 添加量 $\mu\text{g}$	遠沈管内 物質質量 <sup>1)</sup> Mg	固相水分 中吸着量 $\mu\text{g}$	平衡到達時 吸着量 $\mu\text{g}$	吸着率 %	平衡溶液 中の量 <sup>2)</sup> $\mu\text{g}$	回収率 %
軽埴土	13.2	4.49	2.22	2.37	18.0	11.01	101.4
軽埴土	13.2	3.72	2.37	1.36	10.3	12.37	104.0
軽埴土	13.2	2.49	2.38	0.11	0.8	12.49	95.5
砂壤土	13.2	3.65	2.31	1.35	10.2	11.56	97.8

<sup>1)</sup> 吸着平衡後の遠沈管内物質質量の実測値(土壌の回収率で補正)

<sup>2)</sup> 固相水分中に含まれる物質質量を含む

物質収支は土壌間で 96~104%と良好であった。土壌への吸着率は 0.8~18.0%であった。なお、ブランクからペンタゾン検出されなかった。土壌からの回収率が平均 71%とやや低かったため、物質収支の算出時に補正した。

吸着係数: フロインドリッヒの吸着等温式より、土壌吸着係数を算出し、表 2 に示した。

表 2 フロインドリッヒの土壌吸着係数および Koc

供試土壌	吸着指 数 1/n	吸着平衡 乗数 k	相関係 数 r	有機炭素 含有率 c%	有機炭素吸 着係数 koc'
軽埴土	0.790	1.09	0.98945	3.37	32
軽埴土	0.808	0.38	0.96329	2.83	13
軽埴土	0.693	0.34	0.94351	1.21	28
砂壤土	0.625	0.40	0.98219	1.75	23

吸着平衡定数 K は 0.34~1.09、その相関係数 r は 0.944~0.989 であった。有機炭素吸着係数 Koc は 13~32 であった。

吸着平衡乗数と有機炭素含有率との関係は吸着平衡定数 Koc (K 値と 00%の一次相関を取り、その勾配)は 27、切片-0.08、相関係数 0.75009 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 BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazone

## 6. 生物濃縮性に関する試験

(物化性 資料 17)

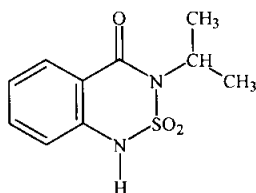
### ベンタゾンの魚類濃縮性試験

試験機関：

[GLP 対応]

報告書作成年：

被験物質：<sup>14</sup>C-標識ベンタゾン



\*：<sup>14</sup>C 標識部位

比放射能：

放射化学的純度：

供試生物：ブチナマズ (学名) *Ictalurus punctatus* (各 120 匹)

体長：77mm(±7.0mm)、体重：7.4g(±2.1g)

方法： 暴露条件：流水式条件

試験期間：取込期間 28 日、排泄期間 14 日

被験物質濃度：5.0ppm(実測濃度 5.9(±0.98)ppm)

試験水槽：100L (試験水：70L)

取込期間；被験物質の 溶液(18,000 mg/L)0.5mL を脱イオン水 1800mL にて  
随時希釈し試験水槽に 330 mL/分の流速で連続的に流水した。

排泄期間；取込期間終了後、暴気した井戸水 70L にて被験物質水溶液を置換した。

溶存酸素濃度：7.6~9.2 mg/L(溶存酸素濃度；21°Cで 9.0mg/L、20°Cでは 9.2mg/L)

pH：7.9~8.4

温度：22(±2)°C

光周期：16 時間明、8 時間暗

観察及び測定：

水；試験開始時及び各魚採取時に水を分取し、水質検査を行い、LSC 分析により直接放射能を計測した。また、取込期間の 0、21、28 日及び排泄期間の 14 日には代謝物分析のための水も採取し保存した。

魚；取込期間の 0、17、1、3、7、14、21、28、排泄期間の 1、3、7、10 及び 14 日に採取し、各時点にて一部の魚は可食部及び非可食部に分け、一部の魚は全魚体をそれぞれホモジェナイズした。各試料は一部を分取し燃焼後、液体シンチレーションカウンター(LSC)分析により放射能を計測した。また、取込期間の 21 日、28 日及

び排泄期間の 14 日には代謝物分析のための魚も採取し保存した。

濃縮倍率：

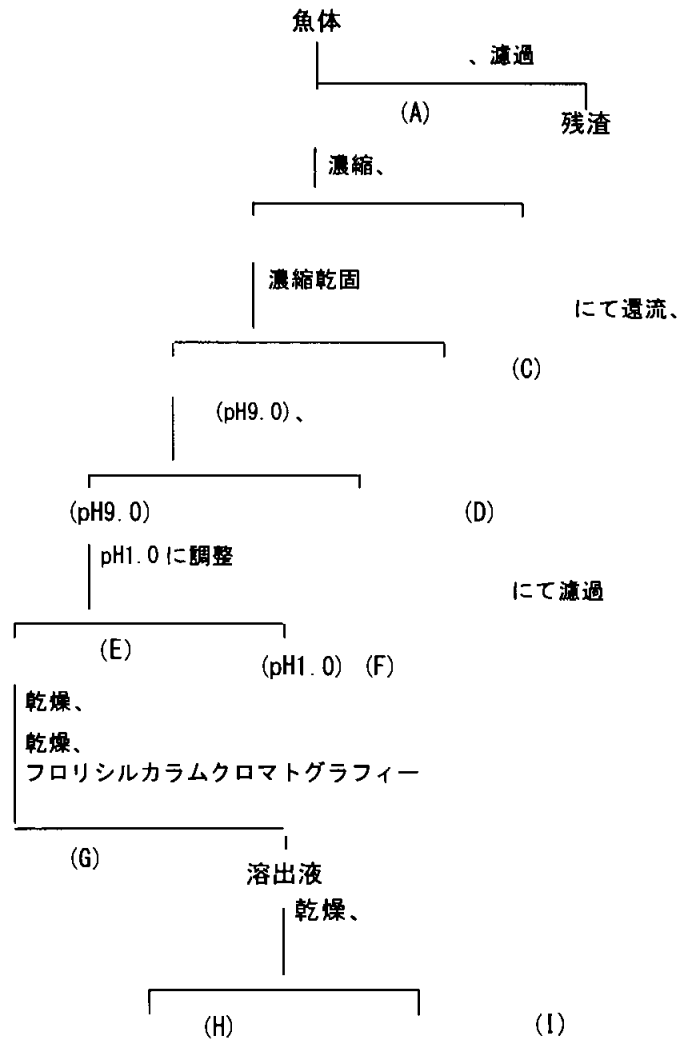
各試料採取日における濃縮倍率は、魚体の各部位における放射能を被験物質に換算した濃度を採取日までの水中における放射能を被験物質に換算した濃度の平均値により除して算出した。

全魚体における取込速度定数、排泄速度定数及び平衡状態における濃縮倍率は非線形動態モデルコンピュータープログラムを用いて算出した。

代謝物分析：

水；取込期間 21 日後の水試料を TLC 分析に供した。

魚；取込期間 14 日に見かけの平衡状態に到達したため、平衡取込期間 14 日後の全魚体を用い、下図に従って抽出を行った。残渣は燃焼後液体シンチレーション (LSC) により放射能を計測し、各抽出画分は LSC による放射能計測及び薄層クロマトグラフィー (TLC) による代謝物分析を行った。また画分はさらに GC/TSD 及び GC/MSD 分析に供した。



結果： (1) 魚体及び水中の放射能及びその分布

下記に水中及び魚体の各部位における放射能を被験物質に換算した濃度を示した。

水中の放射能は、取込期間を通じて 5.0~7.3ppm、平均で 5.9(±0.98)ppm であった。

魚の可食部、非可食部及び全魚体中の放射能は取込期間 28 日に最大を示し、それぞれ 17、27 及び 22ppm であった。排泄期間において、魚体中における放射能に変化はなかった。

試験日	水中濃度 (ppm)	魚体中濃度 (ppm)			
		可食部	非可食部	全魚体	
取込 期間	0	5.1	- <sup>a)</sup>	-	-
	0.17	5.1	<LOD <sup>b)</sup>	<LOD	<LOD
	1	5.0	<LOD	<LOD	<LOD
	3	5.0	<LOD	8.5	7.1
	7	7.2	<LOD	14	12
	14	6.1	11	23	14
	21	6.2	14	20	19
	28	7.3	17	27	22
排泄 期間	1	<LOD	19	26	24
	3	<LOD	16	22	17
	7	<LOD	20	27	26
	10	<LOD	17	28	26
	14	<LOD	13	31	27

a) 未分析

b) 検出限界以下

(2) 濃縮倍率

下記に、魚体の各部位における各試料採取日の濃縮倍率を示した。各部位における濃縮倍率は徐々に増加し、全魚体において最高値は 3.7 であった。

魚体中被験物質濃度及び濃縮倍率結果より、本被験物質は取込期間 14 日ないしは 21 日までに平衡状態に到達し、濃縮性は極めて低いと考えられた。平衡状態における

プログラムを用いた濃縮倍率は、排泄期間において本被験物質の減衰がみられなかったため算出できなかった。

試験日	濃縮倍率		
	食用部	非食用部	全魚体
0.17	- <sup>a)</sup>	-	-
1	-	-	-
3	-	1.7	1.4
7	-	2.6	2.2
14	2.0	4.1	2.5
21	2.5	3.5	3.4
28	2.9	4.6	3.7

a) 算出不可能

### (3) 代謝物分析

水；取込期間 21 日の水試料における放射能は全て親化合物であった。

魚；取込期間 14 日の全魚体における放射能抽出効率の結果を表 1 に示した。魚体中放射能は、全抽出画分に豊富に分布した。各画分の TLC 分析の結果は、(C) に含まれる成分が %TRR を超えたものの、数種の成分を含むことが予想され、その他画分に含まれる放射能は %TRR 以下成分の混合物であった。また、

(I) の GC/TSD 及び GC/MSD 分析は、含まれる放射能のうち 2.95%TRR が親化合物であることを示した。

表 1 魚体中放射能抽出効率

画分	TRR に対する割合 (%)	濃度 <sup>a)</sup> (ppm)
(A)	93.18	27.9
(B)	13.37	3.96
(C)	38.96	11.5
(D)	20.29	6.01
(E)	8.71	2.58
(F)	11.84	3.50
(G)	6.75	2.00
(H)	0.92	0.27
(I)	4.17	1.23
残渣	6.82	2.02
合計	100.00	29.6

a) 被験物質換算濃度

(申請者注) 親化合物のみを対象とした濃縮倍率

本試験条件下において試験水中における被験物質は親化合物として存在した。従って、親化合物に基づく全魚体における濃縮倍率は、総放射能に基づく全魚体における取込期間 28 日後濃縮倍率 3.7 に 2.95% を乗じた 0.11 と考える。

[ベンタゾン代謝・動態に関するまとめ]

ベンタゾン(酸および Na 塩)の、動物、植物、家畜および土壌における代謝・動態をまとめると以下のとおりであり、経路については 代 187 頁に図式化した。

動物における代謝

ベンタゾンは速やかに吸収され、そのほとんどが尿に排泄され、胆汁からの排泄は非常に少なく、組織に蓄積される可能性はないと判断される。また、性差、反復投与による代謝の亢進、種差およびベンタゾンの酸と Na の間の吸収・排泄に差は認められなかった。尿中の代謝物はそのほとんどが親化合物であったが、

の存在も確認された。さらに、マウスでは、および が同定された。また、経皮吸収は投与量の 2%以下と少なく、処理した皮膚上に残っていた。

ラットに対する代謝試験は種々の試験が実施されているが、1987 年に報告された「<sup>14</sup>C-標識酸およびその Na 塩を用い、低用量 (4 mg/kg) および高用量 (200 mg/kg) を経口あるいは静注投与を行いベンタゾンの吸収・排泄・分布・代謝について検討した」試験(資料 代 1)が現行の試験指針に最も準拠しているため、この成績を中心に動物における代謝についてまとめた。

吸収・排泄試験：<sup>14</sup>C-標識酸を用い低用量および高用量の単回経口投与、低用量反復経口投与(非標識体 14 回+投与後 15 日目に標識体 1 回)、また、<sup>14</sup>C-標識 Na を低用量単回静注投与した。その結果、吸収は投与量、投与経路および投与回数に係らず、速やかで、そのほとんどが、尿 (>97%) から排泄され、糞 (<2.5%) からの排泄は少なく、カーカス (<1%) 中の残留も少なかった。尿および糞中排泄のほとんどが投与後 24 時間以内に排泄された。また、排泄に性差は認められなかった。また、マウス(静注投与)およびウサギ(経口投与)の吸収・排泄もラットと同様で、吸収は速やかで、吸収された放射能のほとんどが尿から排泄された。

血中動態試験：<sup>14</sup>C-標識酸を用い、低用量および高用量の単回経口投与、<sup>14</sup>C-標識 Na を用い低用量単回経口および静注投与した。その結果、血漿中において、低用量経口投与では酸および Na とも投与 15 分後、高用量経口(酸)では 1 時間後に、低用量静注投与(Na)では投与 5 分後に平均最大濃度に達した。消失半減期は高用量経口投与の雄の 7.8 時間を除いて、0.9~2.2 時間であった。

胆汁排泄試験：<sup>14</sup>C-標識酸を用い、胆管カニューレ挿入動物に低用量および高用量の単回経口投与した結果、胆汁からの排泄は少なく (<2%)、用量による差および性差も認められなかった。

組織内分布：<sup>14</sup>C-標識酸を用い、7 日間反復投与後経時的に屠殺して放射能の消失を検討し

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazone

た結果、組織中の残留濃度は7日間反復投与後、0.5時間で最高に達し、胃腸管(内容物を含む)、腎臓、甲状腺および血漿の濃度が最も高く(5~20 $\mu$ g/g)、経時的に消失し、最終投与24時間後には、すべての組織で1 $\mu$ g/g以下となり、120時間後には甲状腺の<0.3 $\mu$ g/gを除いて、全て<0.1 $\mu$ g/g以下と減少した。7回反復投与と単回投与の比較で、反復投与による蓄積がないことが確認された。

代謝：尿中に排泄された放射能の大部分は未変化の親化合物(投与量の78~89%)の他に、(投与量の%)であった。も僅かに確認された。

ウサギの尿からラットと同様の代謝物が同定された。マウスの尿中の大部分は未変化の親化合物であったが、他に、およびが検出同定された。

経皮吸収： $^{14}$ C-標識 Na を用い0.12、1.2、12 および 120 mg/kg を経皮投与した結果、吸収量は経時的に僅かに増加したが、いずれの用量群とも、吸収は平均で投与量の2%以下と少なく、大部分は処理した皮膚上に残っていた。経皮投与における血中濃度は投与後1時間で最高に達した。

#### 植物における代謝

ベンタゾン(1)は植物の茎葉に処理したときは、処理部位にほとんど残留し、吸収量は非常に少ないが、土壌処理または水耕液に根部処理したときは抵抗性および感受性植物ともに容易に吸収される。稲、抵抗性の大豆品種、シシトウガラシのようなベンタゾンに抵抗性の植物は吸収したベンタゾンの代謝速度が早く、ベンタゾン(1)あるいは(2)に代謝し、(3)を生成するが、感受性の植物は代謝速度が非常に遅いか、ほとんど代謝しない。ベンタゾンと Na 塩をそれぞれ土壌処理して、水稻の根からの吸収および代謝に両化合物間に顕著な差は認められなかった。

稲：

$^{14}$ C-標識体を混合した土壌に水稻を播種し、4週間後に植物を採取して、吸収および代謝について検討した結果、ベンタゾンと Na 塩で植物への吸収および代謝にほとんど差は認められず、代謝物として(4)により稲藁から(5) ppmの(6)が検出され、(7)およびベンタゾンは(8)であった。籾から0.002 ppmのベンタゾンが検出されたのみで、籾に残留する放射能のほとんど(94%)が抽出されず、天然の生体反応系に入り込んでいた。

$^{14}$ C-標識体含有水耕液にイネ(抵抗性植物)およびミズガヤツリ(感受性植物)の幼植物を根部浸漬処理した結果、両植物とも容易に茎葉部に移行し、 $^{14}$ C-標識体の代謝速度はイネの方が速やかに(9)に代謝し、

(10)を生成した。ミズガヤツリでは

$^{14}\text{C}$  の殆どが親化合物のベンタゾンであった。

トウガラシ(ピーマンおよびシシトウガラシ) :

ピーマン(感受性植物)およびシシトウガラシ(抵抗性植物)の第 6 本葉期の苗を用い、その第 3 および第 4 本葉の中央に  $^{14}\text{C}$ -標識 Na を処理した。その結果、 $^{14}\text{C}$ -放射能の取込みおよび移行はこの 2 植物で類似しており、吸収された放射能は、僅かに求頂的および求基的に移行していたが、ほとんどが処理葉に残存していた。ピーマンと比較してシシトウガラシで明らかに代謝速度が速かった。代謝物 個が 2 種トウガラシの抽出液から単離され、  
、  
、または  
と  
植物構成成分との  
である可能性が示唆された。

大豆 :

大豆の幼苗を用い、葉面処理、水耕液による根部処理による吸収移行性、および代謝について試験した結果、葉面処理した放射能の 98%は処理部位に残存し、2%のみが吸収され、胚珠には移行しなかった。根部処理で、根部から吸収され、葉脈を經由して植物体内に移行した。大豆植物体内では処理葉中の 1/4 が未変化の親化合物で、  
あるいは  
が生成し、さらに  
は  
もしくは  
と  
を形成する。

小麦 :

小麦の生育期に茎葉処理し、吸収移行性および代謝について試験した結果、処理 83 日後の麦わらには 17.3ppm の放射能が残留していた。その内 71.5%TRR が抽出され、28.5%TRR が非抽出性であった。主要な同定化合物は、親が 48.8%TRR、  
が %TRR  
であった。その他に  
として、  
が確認された。

植物の培養細胞を用いた代謝 :

アルファルファ、ニンジン、トウモロコシ、ばれいしょ、稲、タバコ、コムギおよび抵抗性的大豆品種の培養細胞により、ベンタゾンは  
に代謝された。また、大豆では  
も生成した。稲における  
の代謝速度は、大豆における  
の代謝速度の約  
倍大きかった。  
は、これらの代謝物を高濃度で含む大豆細胞から容易には流出せず、代謝物は細胞膜又はトノプラストを容易に通過して拡散せず、培養細胞内に効率的に閉じ込められていた。

植物レベルでベンタゾンに感受性のイチビおよび大豆品種の培養細胞は、ベンタゾンを代謝しなかった。

## 環境中における動態

### 土壤中動態：

土壤処理したベンタゾンは好氣的畑条件下で分解速度に土壤水分の影響はほとんどなく、低温(8~10°C)で消失は遅く、高温(23~36°C)で緩慢であった。土壤の種類により半減期は異なるが約5~14週間の差があった。また、壤質砂土において、処理量(2~10ppm)が多くなると半減期が長く(1.5~4.5週まで)なった。処理したベンタゾンは較的速やかに分解し、  
または、  
等を生成し、土壤中の腐植酸およびフルボ酸類と結合残留を形成し、溶媒で抽出不可能な土壤結合残留となった。ベンタゾンの一部は土壤微生物により、  
および  
の  
により代謝され<sup>14</sup>C<sub>2</sub>となって消失した。また、代謝物として、  
も認められた。一方、好氣的湛水条件下あるいは嫌氣的条件下では分解はきわめて緩慢であった。

各試験の概要は以下のとおりである。

好氣的畑条件下における異なる土壤条件下での消長：土壤(4種)、処理量(2~10ppm)、温度(8~36°C)、土壤水分(圃場容水量の18~54%)および土壤pH(4.6~6.4)の異なる土壤にベンタゾンを処理した結果、分解速度に土壤水分の影響はほとんどなく、低温(8~10°C)で消失は遅く、高温(23~36°C)で緩慢であった。土壤の種類では半減期は約5~14週間の差があった。また、処理量(2~10ppm)が多くなると半減期が長く(1.5~4.5週まで)なった。処理したベンタゾンは比較的速やかに分解/消失し、腐植酸およびフルボ酸類と結合残留を形成して溶媒で抽出不可能な土壤結合残留となった。また、ベンタゾンの一部は、  
および  
が  
し、少量の<sup>14</sup>C<sub>2</sub>となって消失した。

土壤微生物あるいは藻菌類の影響：ベンタゾンは土壤微生物、藻菌類により  
に分解されるが、  
も検出された。

代謝物の消長：  
を土壤に添加したところ、速やかに分解し、添加量が増え  
ると分解はさらに速やかになり、蓄積することはなかった。また、土壤に添加した  
または  
は、添加直後の回収は良好であったが、添加1日後には検出限界以下あ  
るいは痕跡量となった。したがって、  
は急速に腐植酸あるいはヒューミン  
と結合して高分子化合物と同様の挙動を示すものと考えられる。

好氣的畑条件下における代謝：ベンタゾン約10ppmを添加した砂壤土、埴土および壤質砂土を圃場容水量の75%に調整し、22°Cの暗条件下で経時させたとき、半減期は7週間(壤質砂土および埴土)~10週間(砂壤土)であった。処理後2~3ヶ月間は抽出可能放射能のほとんどが親化合物であったが、その後、  
つの分解物( )  
が  
(%)生成した。ベンタゾンの土壤での主な消失経路は分解中間体を含めた



本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

腐植質への取り込みであった。土壤結合残渣は微生物等の影響を受け、無機化(処理6ヵ月後に10~15%;1年後の12~25%)した。別の試験で代謝物として同定された は半減期 日(壤質砂土)と短く、分解が速やかで、また添加量が多くなる程分解が速やかに進行し、蓄積することはなかった。

好氣的湛水条件下における代謝:、水田土壤(軽埴土)にベンタゾン約4ppm(慣行処理量440g成分/10a相当)を添加し、水深1cmとした後、約25°Cの暗条件下で経時した結果、ベンタゾンは緩やかに分解され、その少量(処理6ヵ月後に2.4%)はCO<sub>2</sub>にまで分解無機化した。半減期は620日であった。代謝物の一部は土壤有機物に結合するか、腐植成分に親和した形態となる。

#### 水中動態:

加水分解動態試験: pH5(酢酸緩衝液)、pH7(リン酸緩衝液)およびpH9(炭酸塩緩衝液)の緩衝液に約100ppm(水溶解度の約1/5の濃度)、pH9(硼酸塩緩衝液)の緩衝液に265ppm(水溶解度の約1/2の濃度)を添加して加水分解について試験した結果、いずれのpHにおいても、親化合物以外に分解物は認められず、検体は加水分解に対して安定であった。

水中光分解動態試験: pH7のリン酸緩衝液に253ppm(水溶解度の約1/2の濃度)を添加して、光強度860W/m<sup>2</sup>、波長290~800nmの人工光を照射した結果、半減期は63時間(北緯35度、春季の東京における推定半減期=146.8日)であった。主要な分解物として、照射142時間後に処理量の約14%が二酸化炭素となり、溶液中にはベンタゾン未変化体が28%、光分解物ピーク が %、 が %、 の混合物(各成分、放射能の %未満)が %認められた。

滅菌自然水に約23ppmのベンタゾンを添加し、平均光強度596W/m<sup>2</sup>、波長300~800nmの人工光を照射した結果、半減期は14.47日(北緯35度、春季の東京における推定半減期=121.7日)であった。主要な代謝物として、照射 日後 (処理量の %)および (処理量の %)が同定された。その他の代謝物はいずれもTARの %を超えるものはなかった。

#### 土壤吸着試験:

軽埴土、 軽埴土、 軽埴土および 砂壤土を用いて試験した結果、吸着平衡定数Kは0.34~1.09、その相関係数rは0.944~0.989であった。有機炭素吸着係数K<sub>oc</sub>は13~32であった。吸着平衡乗数と有機炭素含有率との関係は吸着平衡定数K<sub>oc</sub>(K値と00%の一次相関を取り、その勾配)は27、切片-0.08、相関係数0.75009であった。したがって、土壤中の移動性は大きいと考えられる。

#### 生物濃縮性試験:

被験物質を5ppm含む70Lの試験水中にてブチナマズを被験物質に28日間暴露(取込期間)

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。  
Bentazone

し、適当な時期に水中、魚の食用部及び非食用部の総放射能を測定した。28 日後、試験用水を井戸水に入れ替え、14 日間魚を井戸水に維持し（排泄期間）、適当な時期に水中、魚の食用部及び非食用部の総放射能を測定した。取込期間 21 日の試験水試料及び取込期間 14 日の魚体試料は、代謝物分析に供した。温度は 20~21℃、pH は 7.9~8.4、光周期は 16 時間明/8 時間暗、流水式、流速は 330mL/min とした。

定常状態には取込期間 21 日までに達し、排泄期間においても魚体中放射能の減少は見られなかった。濃縮倍率は、水中の総放射能を被験物質に換算した濃度に対する魚の食用部、非食用部、魚体全体の総放射能を被験物質に換算した濃度の割合として求めた。全魚体における濃縮倍率の最高値は 3.7（取込期間 28 日）であり、本被験物質は魚体中に蓄積しなかった。排泄期間において魚体中放射能の減少が観察されなかったのは、被験物質そのものではなく放射性炭素が魚体脂肪酸等に取り込まれたことによると推測された。

取込期間 日における全魚体中放射能は % TRR 以下の 化合物からなり、親化合物の割合は 2.95%TRR であった。

以上より、ベンタゾンとナトリウム塩は、動物および植物における吸収・分布・排泄、代謝あるいは分解の過程は同一であると判断される。

加えて、排泄・分解等が速いこと、および生物濃縮性の結果にみられるように蓄積性がほとんどなく、ベンタゾンがヒトをも含めて生物体中および自然環境中に長期間残留することはないものと判断される。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazon

## ベンタゾンの推定代謝経路

代謝分解の概要—動物代謝

資料 No.	動植物等	投与量 (mg/kg)	性別	投与回数・経路	試料	A																	
						親化合物																	
代 2	ラット	0.8/ラット	雌	単回経口	0-4 日尿	92.4																	
			雄		0-40 時間胆汁	28-35																	
代 4		4	雄	単回経口	0-24 時間尿	83.0																	
代 1			雌		反復経口			93															
								95															
								96															
		200	雄	単回経口	0-24 時間尿	99.5																	
			雌			94																	
			雄			97																	
代 1	4	雄	静注	96.5																			
		雌		100																			
代 5	マウス			静注	0-24 時間尿	46.5																	
代 6	ウサギ	5	雄	単回経口	0-24 時間尿	>99																	
代 30	ラット	200	雄	単回経口	0-168 時間尿	62.7																	
			雌			63.97																	
			雄		12-72 時間糞	0.86																	
			雌		12-48 時間糞	0.68																	

表中の数値は、試料中の放射能に対する各代謝分解物の割合%で、総回収率を 100 として換算した値である。

代謝分解の概要—植物代謝

資料 No.	動植物等	投与量 (mg/kg)	土壌/処理法/試料		A																					
					親化合物																					
代 8	稲	3ppm	水耕	7日後茎葉部		6.1(3.4)																				
		7日後根部		4.1(2.7)																						
代 9		8000ppm		土壌	土壌混合(酸体)	播種4週後の茎葉部	3.8 (0.35)																			
							1.0 (0.10)																			
				土壌	土壌混合(Na塩)		2.7 (0.26)																			
							0.8 (0.10)																			
代 10		225g/10a	5葉期茎葉処理	籾(ppm)	0.002																					
				藁(ppm)	<0.05																					
代 11	トウガラシ ピーマン	40 μL/植物	葉面処理/処理後茎葉		○																					
代 12/13	大豆	0.2% 水溶液	葉面処理/処理 35日後収穫		36.0+21.3* (11.6)																					
代 34	小麦	100g/10a	茎葉処理/処理 20日後収穫	飼料	55.6																					
				干し草	37.6																					
			茎葉処理/処理 83日後収穫	わら	48.8																					
				籾殻	4.2																					
			穀粒	0																						
代 14	大豆	1 μM (Na塩)	6時間培養細胞		21																					
			6時間培養胚軸切片		38																					
代 15	大豆 Clark 63	1 μM (Na塩)	6時間培養細胞		9																					
	大豆感受性品種				100																					
	アルファルファ				6																					
	にんじん				97																					
	トウモロコシ				7																					
	稲 IR54				7																					
	コムギ koga11				5																					
	ぼれいしよ				1																					
	タバコ			46																						

表中の数値は単位を特記した場合を除いて、試料中の放射能に対する各代謝分解物の割合%で、総回収率を100として換算した値である。( )内の値は ppm

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazone

代謝分解の概要—土壌代謝/加水分解/水中光分解

資料 No.	動植物等	投与量 (mg/kg)	土壌/処理法/試料		A															
					親化合物															
代 16	好気的畑土壌	10ppm	砂壤土	180 日後	18.9															
				367 日後	1.9															
			壤質砂土	180 日後	1.8															
				367 日後	0.7															
			埴土	180 日後	1.6															
				367 日後	0.3															
代 17	好気的湛水土壌	4ppm	軽埴土	168 日後	80.4															
代 21	好気的土壌*	3ppm	砂質埴壤土	4 週後(ppm)	2.8															
				6 週後(ppm)	2.2															
				20 週後(ppm)	0.59															
				38 週後(ppm)	0.29															
代 22	土壌微生物分解	100ppm		70 時間後																
代 26	加水分解**	100ppm	738 時間後/pH5		100															
		101ppm	741 時間後/pH7		100															
		108ppm	743 時間後/pH9.4(炭酸塩)		100															
		265ppm	725 時間後/pH9(硼酸塩)		100															
代 27/28	水中光分解	253ppm	53 時間後	pH7 緩衝液	62.3															
			142 時間後		28.7															
代 29	水中光分解	23ppm	10 日後	自然水	77.6															
			21 日後		37.7															

表中の数値は、試料中の放射能に対する各代謝分解物の割合%で、総回収率を100として換算した値である。

本資料に記載された情報に係る権利及び内容の責任は BASF ジャパン株式会社にある。

Bentazone

開発年表