

吸収された。吸収された放射能はその大半（処理 14 日後で 47%TRR）が根部に、一部（処理 14 日後で 5%TRR）が茎葉部に分布した。

ペントキサゾンには根ではほとんど代謝されず、14 日後に根部の 68.1%TRR（5.34 mg/kg）が親化合物であった。代謝物はⅢ、XⅡ及びXⅢが 2~3%TRR（0.156~0.209 mg/kg）検出された。葉ではペントキサゾンの代謝速度は根よりも速く、処理 1 日後に 78.2%TRR（0.122 mg/kg）、14 日後には 33.8%TRR（0.226 mg/kg）に減少した。茎葉部から代謝物Ⅲ、XⅡ及びXⅢが検出されたが、10%TRR 未満（0.006~0.040 mg/kg）であった。

土耕試験における放射能と代謝物の分布は表 11 に示されている。

表 11 土耕試験における放射能と代謝物の分布 (mg/kg)

	茎葉部	根部	玄米
14 日	0.17	0.99	
27 日	0.35	1.14	
137 日	0.25(3.9)*	0.23(2.9)*	0.05(0.15)*
137 日試料中に同定された代謝分解物	ペントキサゾン：0.0006 代謝物Ⅵ**：0.036 代謝物ⅩⅢ：0.002 代謝物ⅩⅡ：0.002 代謝物Ⅲ：0.0002 未抽出残渣：0.107	ペントキサゾン：0.003 代謝物ⅩⅡ：0.003 代謝物ⅩⅢ：0.002 代謝物Ⅲ：0.0004 未抽出残渣：0.193	ペントキサゾン：<0.0001 代謝物ⅩⅡ：<0.0001 代謝物ⅩⅢ：<0.0001 代謝物Ⅲ：<0.0001 未抽出残渣：0.044

注) *：（ ）内は処理量に対する割合（%TRR）、**：抱合体、斜線：試料なし

茎葉部及び根部中の放射能は処理 27 日後に最高濃度に達し、収穫時を除くすべての調査時期で、茎葉部の濃度は根部に比して顕著に低かった。

玄米中放射能の 95%TRR は未抽出残渣中に存在し、その大部分は ^{14}C -グルコースからなるデンプンとして同定された。茎葉部（わら）中の放射能の 43%TRR は未抽出残渣中に存在し、その 35%が加水分解後のリグニン画分から回収された他、14%は ^{14}C -グルコースからなるセルロースとして同定された。

土耕栽培ではペントキサゾンの植物体への移行性は水耕栽培の場合より小さく、地上部への移行性も少なかった。

水稻における主要代謝経路は、加水分解によって代謝物Ⅲが生成され、さらに XⅡを経て XⅢまたはⅥへ至るものと推定された。（参照 4）

3. 土壤中運命試験

(1) 好氣的湛水土壤中運命試験

^{14}C -ペントキサゾンを 2 種の水田土壌〔洪積土・埴壤土（山形）及び洪積土・火山灰含有軽埴土（茨城）〕に乾土あたり 0.45 mg/kg の用量で土壌混和し、非滅菌湛水条件、畑条件及び滅菌湛水条件の 3 条件で、 $25 \pm 1^\circ\text{C}$ 、暗条件下でインキュベ

ートして、好氣的湛水土壌中運命試験が実施された。インキュベート期間は、山形土壌及び茨城土壌で、非滅菌湛水条件ではそれぞれ 32 及び 45 週間、滅菌湛水条件では両土壌とも 32 週間、畑条件ではそれぞれ 24 及び 16 週間とされた。

湛水条件では、添加後の放射能は急速に土壌層に移行し、滅菌の有無にかかわらず、水層中の放射能濃度は土壌混和直後 1% TAR 未満であった。非滅菌土壌中には、処理 4 週間後にペントキサゾンが 73.3% TAR (山形土壌) 及び 84.1% TAR (茨城土壌) 存在した。ペントキサゾンは、山形土壌で 32 週間後 20.6% TAR まで減少したが、茨城土壌では 45 週間後で 48.5% TAR 残留していた。分解物としては、いずれの土壌でも X V が最大で 4~5% TAR 検出された他、分解物 III、V、X II 及び X IV が最大で約 2% TAR 検出された。未抽出残渣中の放射能の約 50% はフミン画分に、残部はフミン酸及びフルボ酸画分に存在していた。滅菌湛水条件の土壌中では、ペントキサゾンが、32 週間後でもいずれの土壌中も 80% TAR 以上を占めた。その他に見いだされた分解物としては、III が最大で約 2% TAR 存在した。

畑条件では、ペントキサゾンの土壌中の残留量は、いずれの土壌でも土壌混和 2 週間後で約 80% TAR、16 週間後には 25~33% TAR にまで減少した。親化合物は畑条件下では水田状態よりも速く分解した。同定された主要分解物は X IV 及び V であり、X IV が最大値で 4~5% TAR、V が最大値で 3~4% TAR 検出された。

非滅菌湛水条件での $^{14}\text{CO}_2$ の累積発生量は、32 週間で 8.2~23.3% TAR に達した。 $^{14}\text{CO}_2$ の発生に伴って、非抽出放射エネルギーが 32 週間で 27.8~48.0% TAR に達した。滅菌条件下では $^{14}\text{CO}_2$ の発生はなく、32 週間での非抽出放射エネルギーは、11% TAR 以下であった。ペントキサゾンは、土壌中で微生物によりその一部が CO_2 へ無機化されると考えられた。畑条件での $^{14}\text{CO}_2$ 発生は、16~24 週間で 22.8~30.8% TAR、非抽出放射エネルギーは 36.7~47.8% TAR であった。

ペントキサゾンの推定半減期は、非滅菌条件では山形土壌で 10.3 週、茨城土壌で 40.4 週、滅菌条件では山形土壌で 122 週、茨城土壌で 141 週と算出された。畑条件での推定半減期は、両土壌とも 6.8~6.9 週であった。

ペントキサゾン及び分解物 X II の山形土壌及び茨城土壌を用いた TLC (移動相: 水) での移動性は $R_f=0.03$ 及び 0.05 であり、土壌中での移動性は小さく、地下水への汚染はないと考えられた。(参照 5)

(2) 温室内ポット中での土壌中運命及び後作物への移行性

^{14}C -ペントキサゾンを、ポット中の水田土壌 [洪積土・火山灰含有軽埴土 (茨城)] に添加し、ポット内での土壌中運命試験及び後作物への移行性試験が実施された。

ポット中の湛水土壌に、 ^{14}C -ペントキサゾンを乾土あたり 450 g ai/ha (0.89 mg/ポット) の用量で田面水処理し、98 日間 20~25°C の温室内で湛水状態が維持された (光源: 自然太陽光)。処理 98 日後に落水させ、土壌を攪拌して畑条件とした後、処理 132 日後にだいず (品種: 白鳥) を播種し、播種 104 日後まで栽培された。

処理直後ならびに処理 14、98 及び 132 日後 (土壌のみ) に採取された田面水及

び土壌、播種 21 日及び 104 日後に採取されただいの植物体が試料とされた。だいの植物体は地上部と根部に分けられた。

水層中の放射能は、処理直後に 46.2% TAR であったが、14 日後には 1.04% TAR に減衰した。土壌中の放射能は、施用直後 64.6% TAR であったが、14 日後には 93.8% TAR となった。98 日後の土壌中の残留放射能は、77.7% TAR で、この間消失した放射能は $^{14}\text{CO}_2$ として揮散したと推定された。98 日以後播種時まで、土壌中放射能の有意な減少は認められなかった。

処理直後及び処理 14 日後の土壌中に検出された化合物は、ペントキサゾンのみ (62.3~62.4% TAR, 0.32~0.36 mg/kg) であり、98 日後で 26.8% TAR (0.14 mg/kg)、132 日後で 19.8% TAR (0.10 mg/kg) となった。98 日以降の土壌中には、分解物 V が 2.65~3.35% TAR、XIV が 2.10~2.41% TAR 検出された他、分解物 I、III、XII 及び XV がごく微量検出・同定された。分解物 V 及び XIV は、いずれも酸化的分解を受けた分解物であり、湛水土壌中運命試験 [3. (1)] で検出された還元的分解物 XII 及び XV は、微量であった。

だいを播種した時点での土壌中放射能は 76.9% TAR (0.397 mg/kg) であった。この土壌で栽培した、播種 104 日後のだいの根部には、0.17% TAR (0.095 mg/kg) の放射能が検出され、同じ温室内に設置した対照区 (ペントキサゾン処理をしていない土壌で栽培) よりも高い濃度であったが、地上部に検出された放射能は、0.26% TAR と極めて少なく、対照区と同程度であった。この結果から、だいの地上部に検出された放射能の大半は、ポット内の土壌から吸収・移行したのではなく、無機化して温室内に揮散した $^{14}\text{CO}_2$ が取り込まれたものに由来すると考えられた。

ペントキサゾンは、湛水条件、畑条件いずれにおいても、土壌微生物により $^{14}\text{CO}_2$ にまで無機化されると考えられた。湛水条件では、主たる分解経路は、非生物的な加水分解による分解物 III の生成と、土壌微生物が関与した還元的分解物である XII 及び XV の生成であった。畑条件では、生物的分解による V 及び XIV の生成が主であり、加水分解は主たる分解経路ではなかった。また、本試験において、土壌残留化合物の後作物への移行についてだいをを用いて調査した結果、地上部への移行性は小さいと考えられた。(参照 6)

(3) 土壌吸着試験

4 種類の国内土壌 [軽埴土 (北海道、茨城及び高知)、砂壤土 (鹿児島)] を用いて、ペントキサゾンの土壌吸着試験が実施された。吸着平衡試験の結果、ペントキサゾンは土壌吸着性が強く、通常の試験条件下では高次試験の実施ができなかった。(参照 7)

4. 水中運命試験

(1) 加水分解試験

¹⁴C-ペントキサゾン を、pH 4.0 及び 5.0 (いずれも酢酸緩衝液)、pH 7.0 (リン酸緩衝液) ならびに pH 9.0 (ホウ酸緩衝液) の各滅菌緩衝液に 0.05 mg/L の濃度で添加し、25±0.2°C、暗所条件下で 14 または 30 日間インキュベートし、加水分解試験が実施された。

ペントキサゾンの推定半減期は pH 4.0、5.0 及び 7.0 でそれぞれ 35.5、22.3 及び 4.75 日、pH 9.0 で 1.91 時間と、酸性条件より塩基条件で加水分解速度が速くなった。

すべての試験条件下で、10%以上 TAR を占めた分解物は、I 及びⅢであった。pH 4.0 及び 5.0 では分解物Ⅲがほぼ唯一の分解物であり、pH 7.0 及び 9.0 ではⅢの他に I が同定された。(参照 8)

(2) 水中光分解試験

¹⁴C-ペントキサゾン を滅菌酢酸緩衝液 (pH 5.0) 及び田面水 (山形、pH 7.3) に加えて 0.05 mg/L の溶液を調製し、25°C でキセノン光 (光強度: 142 W/m²、測定波長: 290~800 nm) 及び太陽光 [東京、光強度: 23.9 W/m² (測定波長: 290~400 nm)、光強度: 381 W/m² (:測定波長 290~800 nm)] を照射し、ペントキサゾンの水中光分解試験が実施された。

推定半減期は、キセノン光照射区において、緩衝液及び田面水中で、それぞれ 16.2 及び 4.5 日、太陽光照射区において、緩衝液及び田面水中で、それぞれ 24.0 及び 3.6 日と算出された。加水分解要因を除いた、光分解のみによる推定半減期は、キセノン光照射区において、緩衝液及び田面水中では、それぞれ 34.0 及び 8.4 日であり、太陽光下 [北緯 35 度 (東京)、春] に換算すると、それぞれ 79.6 及び 20.0 日と算出された。太陽光照射区における、光分解のみによる推定半減期は、田面水中で 8.4 日であったが、緩衝液中では、光照射区と暗対照区で推定半減期に差が認められず、計算できなかった。田面水中では、光照射によって分解速度が急速に高まったことから、田面水中の何らかの物質による光増感効果により、光分解が促進されたと考えられた。

緩衝液中では、光源の種類に関わりなく、分解物としてⅢが検出されたが、暗所対照区に比べ、光照射区で値が小さくなっているため、分解物Ⅲは比較的容易に直接光分解を受けやすいと考えられた。また、光分解により ¹⁴CO₂ が発生したと推定された。

田面水中での主要分解物は、光源の種類にかかわらず I 及びⅢであった。これらの加水分解物は、暗所対照区では経時的に増加したのに対し、光照射区ではほぼ一定の水準で推移したことから、加水分解により生成する一方で、光分解を受けて減衰したものと考えられた。また、光分解により ¹⁴CO₂ が発生した他に、多種類の高極性物質が存在したが、いずれも 4% TAR 以下であった。

光照射下における、田面水中でのペントキサゾンの主要分解経路は、加水分解によるⅠ及びⅢの生成、それら分解物の光分解による¹⁴CO₂までの無機化であると考えられた。(参照9)

5. 土壤残留試験

洪積火山灰土・軽埴土（茨城）及び洪積土・埴壤土（大阪）を用いて、ペントキサゾンを分析対象とした土壤残留試験（容器内及び圃場）が実施された。

推定半減期は表12に示されている。(参照10)

表12 土壤残留試験成績

試験	濃度*	土壤	推定半減期(日)
			ペントキサゾン
容器内試験	0.5 mg/kg	洪積火山灰土・軽埴土	28.3
		洪積土・埴壤土	28.7
圃場試験	450 g ai/ha	洪積火山灰土・軽埴土	23.3
		洪積土・埴壤土	5
	450 g ai/ha ×2	洪積火山灰土・軽埴土	40.2
		洪積土・埴壤土	10

注) *：容器内試験で純品、圃場試験で粒剤を使用

6. 作物等残留試験

(1) 作物残留試験

水稻及びひえを用いて、ペントキサゾン、代謝物Ⅵ、Ⅵ抱合体、ⅩⅡ及びⅩⅢを分析対象化合物とした作物残留試験が実施された。

結果は表13に示されている。水稻（玄米）及びひえ（種子）では、ペントキサゾン及び各代謝物はすべて定量限界未満であった。(参照11~14)

表 13 作物残留試験成績

作物名 実施年	試験 圃場 数	使用量,剤形 (g ai/ha)	回 数 (回)	PHI (日)	残留値(mg/kg)										
					ペントキサゾン		VI		VI抱合体		X II		X III		
					最高値	平均値	最高値	平均値	最高値	平均値	最高値	平均値	最高値	平均値	
水稻 (玄米) 1994年	2	430,SC	1	91	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	<0.02
			2		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	<0.02
	2	450,G	1	91	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	<0.02
			2		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	<0.02
	2	450,J	1	91	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
			2		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
水稻 (玄米) 2000年	2	450,EC	2	90-101	<0.01	<0.01									
水稻 (稲わら) 1994年	2	430,SC	1	91	0.23	0.11*	<0.07	<0.07	<0.05	<0.05	<0.03	<0.02	<0.03	<0.03	
			2		0.14	0.07*	<0.07	<0.07	<0.05	<0.05	<0.03	0.02*	<0.03	<0.03	
	2	450,G	1	91	<0.02	<0.02	<0.07	<0.07	<0.05	<0.05	<0.03	<0.02	<0.03	<0.03	
			2		<0.02	<0.02	<0.07	<0.07	<0.05	<0.05	<0.03	0.02*	<0.03	<0.03	
	2	450,J	1	91	<0.02	<0.02	<0.07	<0.07	<0.05	<0.05	0.03	0.02*			
			2		<0.02	<0.02	<0.07	<0.07	<0.05	<0.05	0.03	0.02*			
水稻 (稲わら) 2000年	2	450,EC	2	90-101	<0.02	<0.02									
ひえ (脱穀した 種子) 2003年	2	145,SC	2	128-135	<0.01	<0.01									

注) ai : 有効成分量、PHI : 最終使用から収穫までの日数

剤形 ; SC : フロアブル、G : 粒剤、J : ジャンボ剤、EC : 乳剤

・一部に定量限界未満を含むデータの平均を計算する場合は定量限界値を検出したものとして計算し、*印を付した。

・すべてのデータが定量限界未満の場合は定量限界値の平均に<を付して記載した。

(2) 魚介類における最大推定残留値

ペントキサゾンの公共用水域における予測濃度である水産動植物被害予測濃度(水産 PEC)及び生物濃縮係数(BCF)を基に、魚介類の最大推定残留値が算出された。

ペントキサゾンの水産 PEC は 0.024 µg/L、BCF は 616 (試験魚種 : ニジマス)、魚介類における最大推定残留値は 0.074 mg/kg であった。(参照 57)

上記の作物残留試験の分析値及び魚介類における最大推定残留値を用いて、ペントキサゾンを暴露評価対象化合物とした際に食品中より摂取される推定摂取量が表

14に示されている。なお、本推定摂取量の算定は、登録に基づく使用方法から、ペントキサゾンが最大の残留を示す使用条件で水稻に使用され、かつ、魚介類への残留が上記の最大推定残留値を示し、加工・調理による残留農薬の増減が全くないと仮定の下に行った。

表 14 食品中より摂取されるペントキサゾンの推定摂取量

食品名	残留値 (mg/kg)	国民平均 (体重：53.3 kg)		小児 (1~6 歳) (体重：15.8 kg)		妊婦 (体重：55.6 kg)		高齢者 (65 歳以上) (体重：54.2 kg)	
		ff	摂取量	ff	摂取量	ff	摂取量	ff	摂取量
魚介類	0.074	94.1	6.96	42.8	3.17	94.1	6.96	94.1	6.96
合計			6.96		3.17		6.96		6.96

- ・残留値は最大推定残留値を用いた。
- ・玄米のデータはすべて定量限界未満であったため、摂取量の計算に含めていない。
- ・「ff」：平成 10~12 年の国民栄養調査 (参照 62~64) の結果に基づく食品摂取量 (g/人/日)
- ・妊婦及び高齢者の魚介類の ff は国民平均の ff を用いた。
- ・「摂取量」：残留値から求めたペントキサゾンの推定摂取量 (µg/人/日)

7. 一般薬理試験

マウス及びウサギを用いた一般薬理試験が実施された。結果は表 15 に示されている。(参照 15)

表 15 一般薬理試験

試験の種類	動物種	動物数 匹/群	投与量 (mg/kg 体重) (投与経路)	最大 無作用量 (mg/kg 体重)	最小 作用量 (mg/kg 体重)	結果の概要	
中枢神経系	一般状態 (Irwin 法)	ICR マウス	雄 5 雌 5	0, 19.5, 78.1, 313, 1,250, 5,000 (腹腔内)	313	1,250	1,250 mg/kg 体重以上：認知力及び運動性の低下、運動失調、筋緊張の低下、反射の低下、自律神経系の異常 5,000 mg/kg 体重：投与後 4 日以内に死亡 (雄 2 例、雌 5 例)
	一般状態	日本 白色種 ウサギ	雄 3	0, 19.5, 78.1, 313, 1,250, 5,000 (経口)	5,000	—	投与による影響なし
	体温	日本 白色種 ウサギ	雄 3	0, 19.5, 78.1, 313, 1,250, 5,000 (経口)	5,000	—	投与による影響なし

試験の種類	動物種	動物数 匹/群	投与量 (mg/kg 体重) (投与経路)	最大 無作用量 (mg/kg 体重)	最小 作用量 (mg/kg 体重)	結果の概要
呼吸循環器系	日本 白色種 ウサギ	雄 3	0, 19.5, 78.1, 313, 1,250, 5,000 (経口)	5,000	—	投与による影響なし

注) 検体は、1%Tween80 水溶液に懸濁して用いた。 — : 最小作用量が設定できなかった。

8. 急性毒性試験

(1) 急性毒性試験

ペントキサゾン（原体）を用いた急性毒性試験が実施された。結果は表 16 に示されている。（参照 16～19）

表 16 急性毒性試験結果概要

投与経路	動物種	LD ₅₀ (mg/kg 体重)		観察された症状
		雄	雌	
経口	SD ラット (雌雄各 6 匹)	>5,000	>5,000	症状及び死亡例なし
	ICR マウス (雌雄各 6 匹)	>5,000	>5,000	症状及び死亡例なし
経皮	SD ラット (雌雄各 6 匹)	>2,000	>2,000	症状及び死亡例なし
吸入	SD ラット (雌雄各 5 匹)	LC ₅₀ (mg/L)		症状及び死亡例なし
		>5.1	>5.1	

(2) 急性毒性試験（代謝物）

ペントキサゾンの代謝物（Ⅲ及びⅥ）の、マウスを用いた急性毒性試験が実施された。各試験の結果は表 17 に示されている。

表 17 急性毒性試験結果概要

検体	LD ₅₀ (mg/kg 体重)		観察された症状
	雄	雌	
代謝物Ⅲ	>2,500	1,600～ 2,000	自発運動量減少、腹臥位、呼吸緩徐、皮温低下、正向反射消失、失調性歩行、軟便 雄：2,500 mg/kg 体重で死亡例 雌：2,000 mg/kg 体重以上で死亡例
代謝物Ⅵ	>5,000	>5,000	自発運動量減少（雄）、雌では症状なし 死亡例なし

9. 皮膚感作性試験

Hartley モルモットを用いた皮膚感作性試験 (Maximization 法) が実施され、ペントキサゾン¹は軽度の皮膚感作性を有すると考えられた。(参照 22)

10. 亜急性毒性試験

(1) 90 日間亜急性毒性試験 (ラット)

Fischer ラット (一群雌雄各 12 匹) を用いた混餌 (原体 : 0、80、400、2,000 及び 10,000 ppm : 平均検体摂取量は表 18 参照) 投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

表 18 90 日間亜急性毒性試験 (ラット) の平均検体摂取量

投与群		80 ppm	400 ppm	2,000 ppm	10,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	4.65	23.6	117	606
	雌	5.24	26.1	129	664

各投与群で認められた毒性所見は表 19 に示されている。死亡例はなかった。

本試験において、10,000 ppm 投与群の雄及び 2,000 ppm 以上投与群の雌で胆管増生等が認められたので、無毒性量は雄で 2,000 ppm (117 mg/kg 体重/日)、雌で 400 ppm (26.1 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 23)

表 19 90 日間亜急性毒性試験 (ラット) で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
10,000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> ・ 体重増加抑制 ・ Ht、MCV 減少 ・ 肝絶対及び比重量増加 ・ 腎比重量増加 ・ 胆管増生 ・ 小葉周辺性肝細胞肥大 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 体重増加抑制 ・ 肝絶対重量増加 ・ 副腎比重量増加 ・ 肝腫大 ・ 膀胱粘膜上皮過形成
2,000 ppm 以上	2,000 ppm 以下毒性所見なし	<ul style="list-style-type: none"> ・ 肝比重量増加 ・ 胆管増生
400 ppm 以下		毒性所見なし

(2) 90 日間亜急性毒性試験 (マウス)

ICR マウス (一群雌雄各 12 匹) を用いた混餌 (原体 : 0、80、400、2,000 及び 10,000 ppm : 平均検体摂取量は表 20 参照) 投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

¹ 体重比重量のことを比重量という (以下同じ)。

表 20 90 日間亜急性毒性試験（マウス）の平均検体摂取量

投与群		80 ppm	400 ppm	2,000 ppm	10,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	9.79	48.0	251	1,240
	雌	10.9	54.3	271	1,430

各投与群で認められた毒性所見は表 21 に示されている。

本試験において、10,000 ppm 投与群の雄で膀胱粘膜上皮過形成等が、2,000 ppm 以上投与群の雌で膀胱粘膜上皮好酸性小体沈着が認められたので、無毒性量は雄で 2,000 ppm (251 mg/kg 体重/日)、雌で 400 ppm (54.3 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 24)

表 21 90 日間亜急性毒性試験（マウス）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
10,000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> ・肝比重量増加 ・小葉中心性肝細胞肥大 ・膀胱粘膜上皮好酸性小体沈着 ・膀胱粘膜上皮過形成 	<ul style="list-style-type: none"> ・RBC 減少 ・AST、CPK 増加 ・尿比重減少 ・肝比重量増加 ・小葉中心性肝細胞肥大 ・膀胱粘膜上皮過形成
2,000 ppm	2,000 ppm 以下毒性所見なし	<ul style="list-style-type: none"> ・膀胱粘膜上皮好酸性小体沈着 (PAS 反応陰性、アザン染色にて赤色) 毒性所見なし
400 ppm 以下		

(3) 90 日間亜急性毒性試験（イヌ）

ビーグル犬（一群雌雄各 4 匹）を用いた混餌（原体：0、400、2,000 及び 10,000 ppm：平均検体摂取量は表 22 参照）投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

表 22 90 日間亜急性毒性試験（イヌ）の平均検体摂取量

投与群		400 ppm	2,000 ppm	10,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	12.3	58.8	312
	雌	13.2	64.3	318

各投与群で認められた毒性所見は、表 23 に示されている。

死亡例はなかった。全投与群に泡沫液の嘔吐が対照群より有意に高い頻度で認められたが、発生個体数に用量相関性が認められないことや、背景データ（発生頻度 0~60%）との差が小さかったことから、検体投与との関連性はないと判断された。

本試験において、10,000 ppm 投与群の雌雄で肝細胞肥大等が観察されたので、本試験における無毒性量は、雌雄で 2,000 ppm（雄：58.8 mg/kg 体重/日、雌：64.3

mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 24)

表 23 90 日間亜急性毒性試験 (イヌ) で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
10,000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> ・ ALP 増加 ・ 肝絶対及び比重量増加 ・ 肝腫大 ・ 肝細胞肥大 (小葉周辺～中間帯) 	<ul style="list-style-type: none"> ・ ALP 増加 ・ 肝細胞肥大 (小葉周辺～中間帯)
2,000 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

1 1. 慢性毒性試験及び発がん性試験

(1) 1 年間慢性毒性試験 (イヌ)

ビーグル犬 (一群雌雄各 4 匹) を用いた混餌 (原体: 0、200、1,000 及び 5,000 ppm: 平均検体摂取量は表 24 参照) 投与による 1 年間慢性毒性試験が実施された。

表 24 1 年間慢性毒性試験 (イヌ) の平均検体摂取量

投与群		200 ppm	1,000 ppm	5,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	4.50	23.1	113
	雌	4.76	25.2	121

各投与群で認められた毒性所見は、表 25 に示されている。死亡例はなく、一般状態に検体投与による影響は認められなかった。5,000 ppm 投与群の雄に認められた肝細胞肥大 (び慢性) は同群の雌にも認められ、発生頻度に統計学的有意差はなかったが、血液生化学検査及び臓器重量において検体の肝臓への影響が認められることから検体投与に起因する変化と考えられた。

本試験において、5,000 ppm 投与群の雌雄で肝細胞肥大等が認められたので、無毒性量は 1,000 ppm (雄: 23.1 mg/kg 体重/日、雌: 25.2 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 26)

表 25 1 年間慢性毒性試験 (イヌ) で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
5,000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> ・ ALP、T.Chol 増加 ・ 肝細胞肥大 (び慢性) 	<ul style="list-style-type: none"> ・ ALP 増加 ・ 肝絶対及び比重量増加 ・ 肝細胞肥大 (び慢性)
1,000 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

(2) 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験 (ラット)

Fischer ラット (一群雌雄各 50 匹、26、52 及び 78 週齢で各群 10 匹を計画殺) を用いた混餌 (原体: 0、200、1,000 及び 5,000 ppm: 平均検体摂取量は表 26 参

照) 投与による2年間慢性毒性/発がん性併合試験が実施された。

表 26 2年間慢性毒性/発がん性併合試験(ラット)の平均検体摂取量

投与群		200 ppm	1,000 ppm	5,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	6.92	35.2	180
	雌	8.74	43.8	225

対照群と各投与群間の死亡率に、有意差は認められなかった。

各投与群で認められた毒性所見(非腫瘍性病変)は表 27 に、膀胱粘膜増殖性病変については表 28 に示されている。

肝臓の胆管増生について、雄においては発生頻度は対照群と比べ有意差はなかったが、病変の程度をスコア化して統計学的処理を行った。

腫瘍性病変では、5,000 ppm 投与群の雌で膀胱の移行上皮乳頭腫が発生し、検体投与による影響と考えられた。

本試験において、5,000 ppm 投与群の雌雄で膀胱び慢性粘膜上皮過形成等が認められたことから、無毒性量は、雌雄とも 1,000 ppm (雄: 35.2 mg/kg 体重/日、雌: 43.8 mg/kg 体重/日) であると考えられた。また、5,000 ppm 投与群の雌で膀胱の移行上皮乳頭腫が発生した。(参照 27)

(膀胱の増殖性病変の発生機序及び遺伝毒性学的影響については、[14. (1)~(6)] を参照)

表 27 2年間慢性毒性/発がん性併合試験(ラット)で認められた毒性所見

(非腫瘍性病変)

投与群	雄	雌
5,000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> ・体重増加抑制 ・TG 減少 ・尿量増加、尿比重減少 ・肝絶対及び比重量増加 ・膀胱び慢性粘膜上皮過形成、膀胱限局性粘膜上皮過形成 ・胆管増生(病変の程度増加) 	<ul style="list-style-type: none"> ・外陰部被毛の尿による汚れ及び湿潤 ・体重増加抑制 ・Ht、Hb、RBC 減少、MCHC 増加 ・TG 減少 ・尿量増加、尿比重減少 ・肝絶対及び比重量増加 ・膀胱び慢性粘膜上皮過形成 ・胆管増生(発生頻度、病変の程度増加)
1,000 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

表 28 2年間慢性毒性/発がん性試験（ラット）で認められた膀胱粘膜増殖性病変

性別	雄				雌			
	80	80	80	80	80	80	80	80
検査動物数	80	80	80	80	80	80	80	80
投与群 (ppm)	0	200	1,000	5,000	0	200	1,000	5,000
膀胱粘膜移行上皮 乳頭腫	0	0	0	0	0	0	0	11**
膀胱粘膜移行上皮癌	0	0	0	0	0	0	0	1
膀胱粘膜上皮 び慢性過形成	0	0	0	33**	0	0	0	67**
膀胱粘膜上皮 限局性過形成	0	0	0	6*	1	0	2	0

注) Fisher の直接確率計算法 * : p<0.05 ** : p<0.01

(3) 18 カ月間発がん性試験（マウス）

ICR マウス（一群雌雄各 50 匹、衛星群雌雄各 15 匹）を用いた混餌（原体：0、80、400 及び 2,000 ppm：平均検体摂取量は表 29 参照）投与による 18 カ月間発がん性試験が実施された。

マウスを用いた 90 日間亜急性毒性試験[10. (2)]において、10,000 ppm 投与群の雄及び 2,000 ppm 投与群の雌で検体投与の影響が認められたことから、生存期間短縮の可能性のない 2,000 ppm が発がん性試験の最高用量に設定された。

表 29 18 カ月間発がん性試験（マウス）の平均検体摂取量

投与群		80 ppm	400 ppm	2,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	7.88	41.4	203
	雌	7.59	37.1	191

対照群と各投与群間の死亡率に有意差は認められなかった。また、いずれの投与群でも、検体投与の影響は認められなかったので、本試験における無毒性量は、雌雄とも本試験の最高用量 2,000 ppm（雄：203 mg/kg 体重/日、雌：191 mg/kg 体重/日）であると考えられた。発がん性は認められなかった。（参照 28）

1 2. 生殖発生毒性試験

(1) 2 世代繁殖試験 (ラット)

SD ラット (一群雌雄各 24 匹) を用いた混餌 (原体: 0、50、1,000 及び 10,000 ppm: 平均検体摂取量は表 30 参照) 投与による 2 世代繁殖試験が実施された。

表 30 2 世代繁殖試験 (ラット) の平均検体摂取量

投与群			50 ppm	1,000 ppm	10,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	P 世代	雄	3.57	71.2	716
		雌	4.07	84.5	821
	F ₁ 世代	雄	4.14	85.5	858
		雌	4.81	98.6	986

各投与群で認められた毒性所見は、表 31 に示されている。

本試験において、親動物では 10,000 ppm 投与群の雄で腎絶対及び比重量増加等が、雌で体重増加抑制等が認められ、児動物では 10,000 ppm 投与群で生後 21 日低体重が認められたので、無毒性量は親動物及び児動物の雌雄で 1,000 ppm (P 雄: 71.2 mg/kg 体重/日、P 雌: 84.5 mg/kg 体重/日、F₁ 雄: 85.5 mg/kg 体重/日、F₁ 雌: 98.6 mg/kg 体重/日) であると考えられた。繁殖能に対する影響は認められなかった。(参照 29)

表 31 2 世代繁殖試験 (ラット) で認められた毒性所見

	投与群	親: P、児: F ₁		親: F ₁ 、児: F ₂	
		雄	雌	雄	雌
親動物	10,000 ppm	10,000 ppm 以下 毒性所見なし	・体重増加抑制 ・摂餌量減少 ・肝絶対及び比重量増加	・肝比重量増加 ・腎絶対及び比重量増加	・肝絶対及び比重量増加
	1,000 ppm 以下		毒性所見なし	毒性所見なし	毒性所見なし
児動物	10,000 ppm	・生後 21 日低体重	・生後 21 日低体重	・生後 21 日低体重	・生後 21 日低体重
	1,000 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし	毒性所見なし	毒性所見なし

(2) 発生毒性試験 (ラット)

SD ラット (一群雌 24 匹) の妊娠 6~15 日に強制経口 (原体: 0、40、200 及び 1,000 mg/kg 体重/日、溶媒: 0.5%MC 水溶液) 投与して、発生毒性試験が実施された。

母動物では、検体投与による影響は認められなかった。

胎児では生存率、体重、性比等に投与の影響は認められず、形態学的検査でも検体投与の影響は認められなかった。

本試験における無毒性量は、母動物及び胎児で本試験の最高用量 1,000 mg/kg 体重/日であると考えられた。催奇形性は認められなかった。(参照 30)

(3) 発生毒性試験 (ウサギ)

日本白色種ウサギ (一群雌 18 匹) の妊娠 6~18 日に強制経口 (原体: 0、100、300 及び 1,000 mg/kg 体重/日、溶媒: 0.5%MC 水溶液) 投与して、発生毒性試験が実施された。

母動物では、1,000 mg/kg 体重/日投与群で肛門周囲の被毛汚染の増加、摂餌量減少が認められた。この群は流産の出現頻度が、対照群より有意に高かった他、死亡が 2 例、早産が 1 例認められた。300 mg/kg 体重/日投与群で死亡が 1 例、流産が 2 例、早産が 1 例認められ、いずれも対照群より出現頻度が高かった (有意差なし)。死亡個体及び流産または早産の認められた個体を剖検したところ、ガスまたは内容物による大腸膨満が認められた。

胎児では投与の影響は認められなかった。

本試験における無毒性量は、母動物で 100 mg/kg 体重/日、胎児で本試験の最高用量 1,000 mg/kg 体重/日であると考えられた。催奇形性は認められなかった。(参照 31)

13. 遺伝毒性試験

ペントキサゾン (原体) の細菌を用いた DNA 修復試験、復帰突然変異試験、チャイニーズハムスターの肺由来細胞 (CHL) を用いた染色体異常試験及びマウスを用いた小核試験が実施された。結果は表 32 に示されている。

染色体異常試験において、代謝活性系存在下で陽性の結果が得られたが、*in vivo* の小核試験を含めた他の試験ではすべて陰性であった。また、ペントキサゾンのラット膀胱を用いたコメットアッセイ及びラット骨髄を用いた小核試験 [14. (5) 及び (6)] の結果も併せて考えると、ペントキサゾンには生体にとって特に問題となるような遺伝毒性はないものと考えられた。(参照 32~36)