

農薬評価書

アゾキシストロビン

(第2版)

2007年11月

食品安全委員会

目次

	頁
○ 審議の経緯	3
○ 食品安全委員会委員名簿	4
○ 食品安全委員会農薬専門調査会専門委員名簿	4
○ 要約	6
I. 評価対象農薬の概要	7
1. 用途	7
2. 有効成分の一般名	7
3. 化学名	7
4. 分子式	7
5. 分子量	7
6. 構造式	7
7. 開発の経緯	7
II. 安全性に係る試験の概要	8
1. 動物体内運命試験	8
(1) 吸収・分布・代謝・排泄①	8
(2) 吸収・分布・代謝・排泄②	9
(3) 吸収・分布・代謝・排泄③	9
2. 植物体内運命試験	10
(1) 稲	10
(2) 小麦	11
(3) ぶどう	12
(4) 落花生	12
3. 土壌中運命試験	13
(1) 好氣的湛水土壌中運命試験	13
(2) 好氣的及び嫌氣的湛水土壌中運命試験	13
(3) 好氣的土壌中運命試験	14
(4) 土壌表面における光分解	14
(5) 土壌吸着試験①（日本土壌）	14
(6) 土壌吸着試験②（英国土壌）	15
(7) 土壌カラムリーチング試験（独国土壌）	15
4. 水中運命試験	15
(1) 加水分解試験	15
(2) 水中光分解試験（pH 7 滅菌緩衝液）	15

(3) 水中光分解試験 (自然水及び蒸留水)	16
5. 土壌残留試験	16
6. 作物等残留試験	17
(1) 作物残留試験	17
(2) 魚介類における最大推定残留値	17
7. 乳汁移行試験	17
8. 一般薬理試験	18
9. 急性毒性試験	19
(1) 急性毒性試験	19
(2) 急性神経毒性試験	20
10. 眼・皮膚に対する刺激性及び皮膚感作性試験	20
11. 亜急性毒性試験	20
(1) 90日間亜急性毒性試験 (ラット)	20
(2) 90日間亜急性毒性試験 (イヌ)	21
(3) 90日間亜急性神経毒性試験 (ラット)	22
12. 慢性毒性試験及び発がん性試験	22
(1) 1年間慢性毒性試験 (イヌ)	22
(2) 2年間慢性毒性/発がん性併合試験 (ラット)	23
(3) 2年間発がん性試験 (マウス)	23
13. 生殖発生毒性試験	24
(1) 2世代繁殖試験 (ラット)	24
(2) 発生毒性試験 (ラット)	25
(3) 発生毒性試験① (ウサギ)	25
(4) 発生毒性試験② (ウサギ・母動物)	25
14. 遺伝毒性試験	26
III. 食品健康影響評価	28
・別紙1: 代謝物/分解物略称	31
・別紙2: 検査値等略称	33
・別紙3: 作物残留試験成績	34
・別紙4: 推定摂取量	41
・参照	43

<審議の経緯>

第1版関係

ー清涼飲料水関連ー

2003年	7月	1日	厚生労働大臣より清涼飲料水の規格基準改正に係る食品健康影響評価について要請（厚生労働省発食安第0701015号）
2003年	7月	3日	関係書類の接受（参照1）
2003年	7月	18日	第3回食品安全委員会（要請事項説明）（参照2）
2003年	10月	8日	関係書類の接受（参照3） （アゾキシストロビンを含む要請対象93農薬を特定）
2003年	10月	27日	第1回農薬専門調査会（参照4）
2004年	1月	28日	第6回農薬専門調査会（参照5）
2005年	1月	12日	第22回農薬専門調査会（参照6）

ー適用拡大申請関連及びポジティブリスト制度関連ー

1998年	4月	24日	初回農薬登録
2004年	11月	16日	農林水産省より厚生労働省へ適用拡大申請に係る連絡及び基準設定依頼（だいこん、ピーマン）
2004年	11月	30日	厚生労働大臣より残留基準設定に係る食品健康影響評価について要請（厚生労働省発食安第1130001号）
2004年	12月	1日	関係書類の接受（参照7～58）
2004年	12月	9日	第73回食品安全委員会（要請事項説明）（参照59）
2005年	2月	9日	第24回農薬専門調査会（参照60）
2005年	11月	29日	残留農薬基準告示（参照61）
2006年	2月	22日	農林水産省より厚生労働省へ適用拡大申請に係る連絡及び基準設定依頼（にんじん、ねぎ等）
2006年	3月	6日	関係書類の接受（参照62～64）
2006年	7月	18日	厚生労働大臣より残留基準（暫定基準）設定に係る食品健康影響評価について追加要請（厚生労働省発食安第0718005号）、関係書類の接受（参照65）
2006年	7月	20日	第153回食品安全委員会（要請事項説明）（参照66）
2006年	10月	16日	第5回農薬専門調査会総合評価第二部会（参照67）
2006年	11月	1日	第6回農薬専門調査会幹事会（参照68）
2006年	11月	9日	第167回食品安全委員会（報告）
2006年	11月	9日より2006年12月8日	国民からの御意見・情報の募集
2006年	12月	19日	農薬専門調査会座長より食品安全委員会委員長へ報告
2006年	12月	21日	第172回食品安全委員会（報告） （同日付け厚生労働大臣に通知）（参照69）
2007年	9月	21日	残留農薬基準告示（参照70）

第2版関係

- 2007年 9月 21日 農林水産省より厚生労働省へ基準設定依頼（魚介類）
2007年 10月 2日 厚生労働大臣より残留基準設定に係る食品健康影響評価について要請（厚生労働省発食安第1002002号）、関係書類の接受（参照71～73）
2007年 10月 4日 第209回食品安全委員会（要請事項説明）（参照74）
2007年 11月 7日 第30回農薬専門調査会幹事会（参照75）
2007年 11月 13日 農薬専門調査会座長より食品安全委員会委員長へ報告
2007年 11月 15日 第216回食品安全委員会（報告）
（同日付け厚生労働大臣へ通知）

<食品安全委員会委員名簿>

(2006年6月30日まで)	(2006年12月20日まで)	(2006年12月21日から)
寺田雅昭（委員長）	寺田雅昭（委員長）	見上 彪（委員長）
寺尾允男（委員長代理）	見上 彪（委員長代理）	小泉直子（委員長代理*）
小泉直子	小泉直子	長尾 拓
坂本元子	長尾 拓	野村一正
中村靖彦	野村一正	畑江敬子
本間清一	畑江敬子	廣瀬雅雄**
見上 彪	本間清一	本間清一

*：2007年2月1日から

**：2007年4月1日から

<食品安全委員会農薬専門調査会専門委員名簿>

(2006年3月31日まで)		
鈴木勝士（座長）	小澤正吾	出川雅邦
廣瀬雅雄（座長代理）	高木篤也	長尾哲二
石井康雄	武田明治	林 真
江馬 眞	津田修治*	平塚 明
太田敏博	津田洋幸	吉田 緑

*：2005年10月1日から

(2007年3月31日まで)		
鈴木勝士（座長）	三枝順三	根岸友恵
廣瀬雅雄（座長代理）	佐々木有	林 真
赤池昭紀	高木篤也	平塚 明
石井康雄	玉井郁巳	藤本成明

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

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

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

(2007年4月1日から)

鈴木勝士 (座長)
林 眞 (座長代理*)
赤池昭紀
石井康雄
泉 啓介
上路雅子
臼井健二
江馬 眞
大澤貫寿
太田敏博
大谷 浩
小澤正吾
小林裕子
三枝順三

佐々木有
代田眞理子****
高木篤也
玉井郁巳
田村廣人
津田修治
津田洋幸
出川雅邦
長尾哲二
中澤憲一
納屋聖人
成瀬一郎***
西川秋佳**
布柴達男

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

* : 2007年4月11日から

** : 2007年4月25日から

*** : 2007年6月30日まで

**** : 2007年7月1日から

要 約

ストロビルリン系殺菌剤である「アゾキシストロビン」(CAS No.131860-33-8)について、各種試験成績等を用いて食品健康影響評価を実施した。

評価に供した試験成績は、動物体内運命(ラット)、植物体内運命(稲、小麦、ぶどう及び落花生)、土壌中運命、水中運命、土壌残留、作物残留、急性毒性(ラット及びマウス)、亜急性毒性(ラット及びイヌ)、慢性毒性(イヌ)、慢性毒性/発がん性併合(ラット)、発がん性(マウス)、2世代繁殖(ラット)、発生毒性(ラット及びウサギ)、遺伝毒性試験等である。

試験結果から、アゾキシストロビン投与による影響は主に体重増加量、血液及び胆管に認められた。発がん性、繁殖能に対する影響、催奇形性及び生体において問題となる遺伝毒性は認められなかった。

ラットを用いた2年間慢性毒性/発がん性併合試験の無毒性量 18.2 mg/kg 体重/日を根拠として、安全係数 100 で除した 0.18 mg/kg 体重/日を一日摂取許容量(ADI)と設定した。

I. 評価対象農薬の概要

1. 用途

殺菌剤

2. 有効成分の一般名

和名：アゾキシストロビン

英名：azoxystrobin (ISO 名)

3. 化学名

IUPAC

和名：メチル=(*E*)-2-{2-[6-(2-シアノフェノキシ)ピリミジン-4-イルオキシ]フェニル}-3-メトキシアクリラート

英名：methyl (*E*)-2-{2-[6-(2-cyanophenoxy) pyrimidin-4-yloxy] phenyl}-3-methoxyacrylate

CAS(No.131860-33-8)

和名：メチル (*E*)-2-[[6-(2-シアノフェノキシ)-4-ピリミジニル]オキシ]- α -(メトキシメチレン) ベンゼンアセテート

英名：methyl (*E*)-2-[[6-(2-cyanophenoxy)-4-pyrimidinyl]oxy]- α -(methoxymethylene) benzeneacetate

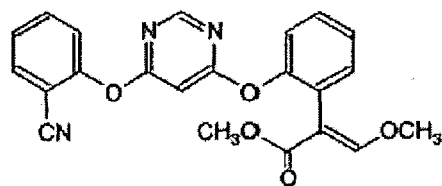
4. 分子式

$C_{22}H_{17}N_3O_5$

5. 分子量

403.4

6. 構造式



7. 開発の経緯

アゾキシストロビンは、1992年に英国ゼネカ社により開発されたストロビルリン系殺菌剤であり、ミトコンドリアのチトクローム bc1 複合体の Q_o 部位に結合することで電子伝達系を阻害し、細菌の呼吸を阻害すると考えられる。なお、本化合物には立体異性体が存在するが、本品の有効成分は *E* 体のみである。

アゾキシストロビンは、約 50 カ国で主に米、小麦、豆類及びぶどう等に登録されており、我が国では 1998 年 4 月 24 日に初めて登録され、その後、農薬取締法に基づく適用拡大申請（大根、ピーマン等）がなされ、残留基準値が設定されている。

今回、魚介類への残留基準値の設定が申請されている。

II. 安全性に係る試験の概要

各種運命試験（II-1～4）は、アゾキシストロビンのピリミジン環の5位の炭素を¹⁴Cで標識したもの（[pyr-¹⁴C]アゾキシストロビン）、シアノフェニルのフェニル環を均一に¹⁴Cで標識したもの（[cya-¹⁴C]アゾキシストロビン）及びフェニルアクリレート（[phe-¹⁴C]アゾキシストロビン）を用いて実施された。放射能濃度及び代謝物濃度は特に断りがない場合はアゾキシストロビンに換算した。代謝物/分解物略称及び検査値等略称は別紙1及び2に示されている。

1. 動物体内運命試験

(1) 吸収・分布・代謝・排泄①

SDラット（一群雌雄各3匹）に[pyr-¹⁴C]アゾキシストロビンを1 mg/kg体重（低用量）または100 mg/kg体重（高用量）の用量で単回経口投与し、アゾキシストロビンの吸収・分布・代謝・排泄試験が実施された。

血中放射能濃度推移については、血中最高濃度到達時間（ T_{max} ）が低用量投与群の雄で4～8時間、雌で1～4時間、高用量投与群の雌雄で2～12時間、血中放射能最高濃度（ C_{max} ）が低用量投与群の雌雄で0.101～0.218 µg/g、高用量投与群の雌雄で5.10～12.4 µg/g、消失半減期（ $T_{1/2}$ ）が低用量投与群の雌雄で14～21時間、高用量投与群の雌雄で16～33時間であった。

単回投与における主要組織の残留放射能濃度は表1に示されている。

いずれの投与群でも組織中の放射能は、小腸、大腸、肝及び腎に多く分布していた。各組織からの消失も速やかで、投与192時間後までに T_{max} 時の1/2,000～1/10以下の濃度に低下した。血中濃度、組織内分布及び各組織からの消失プロフィールについて性差は認められなかった。（参照8）

表1 単回投与における主要組織の残留放射能濃度（µg/g）

投与条件		T_{max} 時付近*	投与192時間後
低用量	雄	小腸(1.92)、大腸(0.90)、肝臓(0.78)、腎臓(0.44)、血漿(0.24)、全血(0.15)	腎臓(0.03)、肝臓、肺、心臓、大腿骨、全血(0.01未満)
	雌	小腸(1.85)、大腸(1.06)、肝臓(0.42)、腎臓(0.27)、血漿(0.11)、全血(0.07)	腎臓(0.03)、全血(0.01)
高用量	雄	大腸(138)、小腸(57.3)、肝臓(30.2)、腎臓(18.6)、血漿(13.3)、全血(9.19)	腎臓(1.73)、大腸(1.18)、小腸(1.17)、筋肉(0.90)、肝臓(0.84)、肺(0.69)、腹部脂肪(0.60)、全血(0.52)
	雌	大腸(128)、小腸(60.4)、肝臓(25.4)、腎臓(13.8)、血漿(7.09)、心臓(5.71)、全血(4.96)	腎臓(1.44)、大腸(1.20)、小腸(1.16)、筋肉(0.92)、肝臓(0.63)、肺(0.63)、全血(0.49)

※低用量：投与4時間後、高用量：投与12時間後

(2) 吸収・分布・代謝・排泄②

SD ラット（一群雌雄各 5 匹）に[pyr-¹⁴C]アゾキシストロビンを 1 mg/kg 体重（低用量）または 100 mg/kg 体重（高用量）の用量で単回経口投与し、アゾキシストロビンの組織内濃度（腎、肝、血液、血漿等）が測定された。

アゾキシストロビンの消失は速く、投与後 168 時間の糞及び尿中排泄量はそれぞれ低用量投与群で総投与放射能(TAR)の 72.6~83.2 及び 10.2~17.9%、高用量投与群でそれぞれ 84.5~89.4 及び 8.5~11.5%TAR であり、雌雄とも糞中が主な排泄経路であった。

投与 7 日後の組織内に残留していた総放射能は高用量ならびに低用量投与群で 0.7%TAR 未満であった。放射能が最も高かった組織は、雌雄ともに腎（高用量投与群：1.12~1.37、低用量投与群：0.023~0.027 µg/g）、肝（高用量投与群：0.714~0.812、低用量投与群：0.009 µg/g）であった。（参照 9、10）

(3) 吸収・分布・代謝・排泄③

胆管カニューレを挿入した SD ラット（一群雌雄各 2 匹）に[pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C]または[cya-¹⁴C]アゾキシストロビンを 100 mg/kg 体重の用量で単回経口投与し、尿、糞及び胆汁中排泄量が測定された。

投与後 48 時間の胆汁排泄量は、56.6~74.2%TAR であった。アゾキシストロビンの吸収に用量依存性が認められ、低用量ではほぼ全量が吸収され、高用量では約 70%TAR が吸収された。

標識位置間で、尿、糞及び胆汁への排泄パターンに明らかな差は見られなかった。雌雄とも胆汁が主な排泄経路と考えられた。

2 つの主要な代謝経路があり、メチルエステルの加水分解とこれに続くグルクロン酸抱合（代謝物 Y）の経路と、シアノフェニル環のグルタチオン抱合（代謝物 Z）及びこれに続くメルカプツール酸の生成（代謝物 AA、AB あるいは AC）の経路が考えられた。

代謝物の種類には性差が認められた。

標識位置によって排泄パターン及び代謝物のプロフィールに大きな違いがみられなかった。[pyr-¹⁴C]アゾキシストロビンを用いた場合の尿、糞及び胆汁中における代謝物は表 2 に示されている。（参照 11、12）

表 2 尿、糞及び胆汁中における代謝物（%TAR）

代謝物	雄			雌		
	尿	糞	胆汁	尿	糞	胆汁
アゾキシストロビン	-	15.1	-	-	13.6	-
K	-	-	6.5	0.3	0.1	6.8
V	0.1	-	-	-	-	1.7

代謝物	雄			雌		
	尿	糞	胆汁	尿	糞	胆汁
W+Z*	-	-	6.8	0.3	-	9.0
X+Z*	-	-	-	0.2	0.1	1.4
Y	0.1	-	29.3	1.7	-	27.4
AA**	-	-	7.0	0.3	-	1.6
AB+AE*	0.1	-	3.2	0.3	-	6.1
AC	-	-	4.5	0.4	0.1	2.4
C	-	-	-	0.4	-	4.8
I	trace	-	2.8	trace	-	0.9
M	0.3	0.2	4.1	0.4	0.2	1.5
未同定代謝物 6 種の合計	1.4	0.1	8.0	2.6	0.1	10.2

- : 代謝物存在せず、* : HPLC 上でピークの分離が不完全、** : 未同定代謝物を含む

2. 植物体内運命試験

(1) 稲

温室内の模擬水田に移植した稲（品種名：石狩）の苗（3葉期）に[pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C]または[cya-¹⁴C]アゾキシストロビンを散布し、植物体内運命試験が実施された。水面散布試験では移植 11～13 日後に 0.841～0.971 kg ai/ha 相当量で 1 回、さらにその 36 日後の出穂直前に 0.892～0.946 kg ai/ha 相当量で 1 回の計 2 回散布し、2 回目の処理後の 95～98 日後に全ての穂を採取した。それぞれ穂を採取した後の株は土壌面から約 2 cm 上で刈り取って、稲わら試料とした。茎葉散布試験では、苗移植 69 日後に 0.355～0.553 kg ai/ha 相当量を 1 回散布し、処理 75～95 日後に全ての穂を採取した。

各試料中における放射能分布及び主要成分は表 3 に示されている。

玄米中の総残留放射能（TRR）には、3 種の標識体間で差が認められなかった。

植物体への吸収移行量は、水面散布では 5.2～7.0%TAR、茎葉散布では 19.0～28.9%TAR であった。玄米への移行量はわずかで、水面散布で 0.1%TAR、茎葉散布で 0.2～0.3%TAR であった。

処理方法に関わらず玄米中の残留放射能は主に糖（麦芽糖、ブドウ糖及び果糖）及び親化合物として分布した。水面散布した場合の玄米中に放射性残留物の糖が特に多くみられたが、これは土壌中で分解されたアゾキシストロビン由来の ¹⁴CO₂ が植物体内に取り込まれたためと考えられた。（参照 13）

表3 各試料中における放射能分布及び主要成分

処理方法	採取試料	残留放射能濃度 (mg/kg)	主要成分 (%TRR)
水面散布	玄米	0.527~0.743	糖(43.2~57.9)、親化合物(3.4~5.3)
	稲わら	8.16~10.5	親化合物(3.3~5.6)、B(3.6~6.7)、J+K(5.1~8.1)
茎葉散布	玄米	0.321~0.401	親化合物(36.3~71.5)、糖(4.9~16.5)
	稲わら	5.71~7.81	親化合物(37.6~45.9)、M*(5.2~8.5)

* : [phe-¹⁴C]アゾキシストロピン処理では不検出

(2) 小麦

小麦(品種名: mercia 及び apollo) の節間伸長期(収穫約 130 日前)及び出穂期(収穫約 60 日前)に [pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C] または [cya-¹⁴C] アゾキシストロピンを 500 g ai/ha の散布量で 2 回散布し、2 回目の散布の 13 日後に青刈小麦を、残りは散布 61~62 日後に子実と麦わらとして採取し、植物体内運命試験が実施された。

各試料中における放射能分布及び主要成分は表 4 に示されている。

植物体の総残留放射能は、種実、麦わら及び青刈小麦を合わせて 5.1~11.5% TAR であった。種実への吸収移行はわずかであった(0.08~0.10% TAR)。

種実、麦わら及び青刈小麦における代謝様式は類似しており、主要成分は親化合物であった。

種実中の主要成分は、親化合物及びブドウ糖であり、アゾキシストロピンが無機化されて生じた ¹⁴CO₂ がブドウ糖に取り込まれたと考えられた。

小麦における代謝経路として、①フェニルアクリレート環及びピリミジン環の間の開裂による代謝物 M の生成、さらにエーテル結合の開裂による代謝物 F の生成、②光化学反応による代謝物 U の生成、③光化学反応によるアゾキシストロピンの Z 異性体(代謝物 D)の生成、④アクリル結合の酸化的開裂により代謝物 L 及び G の生成、それに引き続く酸化による N の生成、⑤エステル結合の加水分解あるいは酸化的 O-脱メチル化による代謝物 B の生成、アクリル結合の水酸化による代謝物 T の生成、エーテル結合の加水分解による代謝物 O の生成、⑥代謝物 B のアクリル結合の還元による代謝物 S の生成、⑦無機化による CO₂ の取り込みによる糖への同化及び転化の経路が考えられた。(参照 14)

表4 各試料中における放射能分布及び主要成分

採取試料	残留放射能濃度 (mg/kg)	主要成分(%TRR)
種実	0.075~0.077	親化合物(17.1~22.0)、ブドウ糖(9.7~20.9)
麦わら	3.06~9.41	親化合物(22.1~43.4)、M(7.4~7.6)、M の糖抱

		合体(0.8~2.8)、D(2.1~3.5)、B(3.0~3.4)
青刈小麦	1.02~2.79	親化合物(54.9~64.7)、D(1.9~2.9)、M の糖抱合体(2.1)、M(1.1)

(3) ぶどう

ぶどう（品種名：Merlot）の樹に[pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C]または[cya-¹⁴C]アゾキシストロビンを収穫 99、70、41、21 日目の計 4 回散布し（1 及び 4 回目；250 g ai/ha、2 及び 3 回目；1,000 g ai/ha）、最終散布 21 日後に成熟果実を採取し、植物体内運命試験が実施された。

果実中の総残留放射能濃度は 0.382~1.43 mg/kg であった。

主要な放射性成分は、親化合物が 34.6~64.6%TRR（0.132~0.924 mg/kg）であった。少なくとも 15 の代謝物が存在したが、主要な代謝物は代謝物 D が 1.9~4.0、F が 5.7、L が 2.5~3.9、M が 2.6~5.2% TRR であった。その他、水溶性画分の放射能の大部分（3.8~5.5%TRR）は糖（ブドウ糖、果糖及びショ糖）として存在した。さらに、放射性残留物に糖もみられており、分解されたアゾキシストロビン由来の ¹⁴CO₂ が取り込まれたと考えられた。葉部試料から代謝物 D、M、N、O 及び S が検出された。（参照 15）

(4) 落花生

慣行栽培法で栽培された落花生（品種名：Florunner）に[pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C]または[cya-¹⁴C]アゾキシストロビンを植付け 53、95 及び 144 日後の計 3 回散布した（試験区 1 m²あたり 1、2 回目；85 mg ai、3 回目；30 mg ai、総有効成分投下量；2 kg ai/ha）。最終散布 10 日後に土壌面より少し上部で茎葉部を刈り取り、落花生の莢を採取し、植物体内運命試験が実施された。

各試料中における放射能分布及び主要成分は表 5 に示されている。

植物体に 22.6~23.3%TAR が吸収され、可食部である子実への移行はわずか（0.10~0.27%TAR）であった。

子実中の残留放射能の主要成分は、脂肪酸（オレイン酸、リノレイン酸）及び糖（ショ糖等）であり、これらは分解されたアゾキシストロビン由来の ¹⁴CO₂ が取り込まれたと考えられた。

茎葉部（乾燥）及び殻中の主要成分は親化合物であり、主要代謝物として、代謝物 M 及びその抱合体である代謝物 R が認められた。

茎葉部（生）中の残留放射能濃度は 16.4~19.6 mg/kg であり、その組成は茎葉部（乾燥）と類似していた。（参照 16）

表 5 各試料中における放射能分布及び主要成分

採取試料	残留放射能濃度 (mg/kg)	主要成分(%TRR)
子実	0.241~0.650	脂肪酸(27.5~32.3)、リルイン酸(11.2~16.3)、糖(1~6)
茎葉部 (乾燥)	39.2~46.6	親化合物(33.0~43.8)、M+R(7.0~9.0)
殻	0.68~0.87	親化合物(12.9~13.5)、M+R(4.5~5.5)

3. 土壌中運命試験

(1) 好氣的湛水土壌中運命試験

河川水と底質土壌から構成される系（全量 200 mL のうち 10% が土壌）の水面に [pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C] または [cya-¹⁴C] アゾキシストロビンを 84~91 µg/L（水深 30 cm の水田に 252~273 g ai/ha を散布した場合に相当）の処理量で添加し CO₂ を含まない空気を通気させ、20±2 °C の暗条件下でインキュベートし、底質土壌における好氣的湛水土壌中運命試験が実施された。

2 種類の底質土壌（シルト質壤土、砂壤土：英国）及び土壌採取と同時に採取した河川水を用いた河川水-底質土壌系でのアゾキシストロビンの推定半減期は約 150 日であった。処理直後に親化合物が 92.6~95.4% TAR で、処理 120 日後には 49.3~69.8% TAR まで減少した。滅菌した試験系では 2 種類の試験土壌でそれぞれ 92.7 及び 84.8% TAR が親化合物であったことから、親化合物の分解に対する微生物の影響が示唆された。

主要分解物として分解物 B が 152 日後に最大 20.3% TAR 生成した。その他、少量の分解物 C が最大 2.7% 生成した。CO₂ の累積発生量は試験終了時で 1.5~6.2% TAR であった。（参照 17）

(2) 好氣的及び嫌氣的湛水土壌中運命試験

好氣的及び嫌氣的土壌（砂壤土、砂質埴壤土：英国、砂壤土：米国）において好氣的条件下と嫌氣的湛水条件下で [pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C] または [cya-¹⁴C] アゾキシストロビンを、1 ポットあたり 17 µg（0.56 µg/g 土壌、0.56 g/ha）の処理量で添加して混合させて、20°C の暗条件下でインキュベートし、好氣的及び嫌氣的湛水土壌中運命試験が実施された。

アゾキシストロビンの推定半減期は好氣的条件下で 54~164 日であり、分解速度が遅い原因はバイオマス量（バイオマス量が他の土壌の 1/6）によると推定された（注：分解速度が最も遅かった土壌の圃場条件下の実験では推定半減期は 2 週間との報告があり、その原因は光分解と推定された。）。嫌氣的条件下での推定半減期は、表面水中で約 2 日、表面水を含む土壌中で 50~56 日（英国土壌）であった。好氣的条件下での主要分解物はいずれも分解物 B で、62 日後に 7~21% TAR に達し、

120 日後に 9~16%TAR に減少した。最も分解の遅い米国土壌のみ、分解物 B が 120 日後に 12%TAR に増加した。この他、分解物 C、M 及び P が 3.2%TAR 以下検出された。120 日間の CO₂ の累積発生率は 15.1~27%TAR に達し、嫌氣的条件下では、120 日の試験期間中、分解物 B は徐々に増加して 14~69%TAR に達した。その他、分解物 M が約 4%TAR 検出された。CO₂ の発生はほとんどみられなかった（120 日後；0~4.7%TAR）。（参照 18）

（3）好氣的土壤中運命試験

[3. (2)] の試験で使用した土壌（砂壤土：米国）の圃場において [pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C] または [cya-¹⁴C] アゾキシストロビンをそれぞれ区画あたり 589、575 または 536 g ai/ha となるように処理し、裸地における好氣的土壤中運命試験が実施された。土壌試料は 46 cm の深度まで採取し、深度ごとに分別した。

放射能のほとんどが 0~5 cm から回収された。アゾキシストロビンの推定半減期は約 14 日で、4 カ月後には 12%TAR 以下に減少した。主要な分解物として分解物 M が 28 日後に最大 8%TAR に達し、4 カ月後には 4%TAR 以下に減少した。その他、分解物 N が 28 日後に最大 6%TAR に達し、4 カ月後に 2%TAR 以下に減少した。なお、容器内試験でみられた分解物 B はほとんど生成しなかった。（参照 19）

（4）土壌表面における光分解

砂壤土（英国）に [pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C] または [cya-¹⁴C] アゾキシストロビンを 463 ~498 g ai/ha となるように処理し、23.8~28 °C で、フィルター使用のキセノンランプ（光強度：38.2 W/m²、測定波長：300~400 nm）を 19 日間照射し、土壌表面における光分解試験が実施された。

推定半減期は 6.6 日であり、東京春季の太陽光換算値は 32.4 日であった。光分解物は 9 種類（分解物 C、D、F、G、L、M、N、U 及び CO₂）認められたが、CO₂ を除いて 10%TAR を超えることはなかった。いずれの標識化合物でも ¹⁴CO₂ が主要分解物で 28.6%TAR を占めた。（参照 20）

（5）土壌吸着試験①（日本土壌）

シルト質埴壤土（宮城）、砂壤土（岡山）、シルト質壤土（茨城）及び砂土（宮崎）に [cya-¹⁴C] アゾキシストロビンを添加し、土壌吸着試験が実施された。

Freundlich の吸着係数 K_{ads} は 4.3~150、有機炭素含有率により補正した吸着係数 K_{oc} は 270~4,500 であった。

アゾキシストロビンの吸着は、供試した 4 土壌において中等度から強度であり、土壌中での移動性が低いことが示唆された。また、有機炭素含有率により補正した脱着係数が 24~96% の増加を示し、アゾキシストロビンの吸着は完全には可逆的でないことが示された。（参照 21）

(6) 土壌吸着試験② (英国土壌)

砂質埴壤土、壤質砂土 (2 種類)、砂土、シルト質埴壤土及び埴壤土 (英国) に [cya-¹⁴C]アゾキシストロビン を添加し、土壌吸着試験が実施された。

Freudlich の吸着係数 K_{ads} は 1.5~15、有機炭素含有率により補正した吸着係数 K_{oc} は 210~580 であった。

アゾキシストロビンの吸着は、供試した 6 土壌において中等度から強度であり、土壌中での移動性が低いことが示唆された。また、有機炭素含有率により補正した脱着係数が 0~47% の増加を示し、アゾキシストロビンの吸着は完全には可逆的でないことが示された。(参照 22)

(7) 土壌カラムリーチング試験 (独国土壌)

砂土、埴質砂土及び砂壤土 (独国) を用いて土壌カラムリーチング試験が実施された。

内径 5 cm×高さ 35 cm の土壌カラムに 750 g ai/ha の割合でアゾキシストロビン処理後、22±2 °C の条件下、雨量換算 200 mm/日 で 48 時間溶出した。

いずれの土壌カラム溶出液からもアゾキシストロビンは検出されなかった。このことから、アゾキシストロビンの土壌中での移動性は低いと考えられた。(参照 23)

4. 水中運命試験

(1) 加水分解試験

pH 5、pH 7 (酢酸緩衝液)、pH 9 (ホウ酸緩衝液) の各滅菌緩衝液に [cya-¹⁴C]アゾキシストロビンを約 2.5 mg/L となるように加えた後、25 及び 50 °C で 31 日間インキュベートし、加水分解試験が実施された。

アゾキシストロビンの推定半減期は、pH 5 及び 7、25 及び 50 °C で加水分解は認められなかった。pH 9、25 °C で極わずかな加水分解が認められ、50 °C で有意な分解が見られた。主要分解物として、分解物 B (最大 12.0% TAR、288 時間後) 及び H (7.6% TAR、288 時間後) が同定され、推定半減期は 290 時間であった。(参照 24)

(2) 水中光分解試験 (pH 7 滅菌緩衝液)

pH 7 の滅菌緩衝液 (3,3-ジメチルグルタル酸緩衝液) に [pyr-¹⁴C]、[phe-¹⁴C] または [cya-¹⁴C]アゾキシストロビンをそれぞれ 3.27、3.04 または 3.29 mg/L となるように加えた後、25 °C で 21 日間、光学フィルター使用のキセノンランプ (光強度: 29~33 W/m²、測定波長: 300~400 nm) を照射し、水中光分解試験が実施された。

アゾキシストロビンの推定半減期は、8.4~12.5 日で、東京春期太陽光換算で 32.2~49.7 日であった。主な分解物は、アゾキシストロビンの Z 異性体である分解物 D であり、最大 12.9~15.7% TAR (1~4 日後) となり、その後 2.7~6.6% TAR (21 日後) に減少した。その他、分解物 M が 4.9~8.6% TAR、I が 1.7~5.4% TAR、分解物

N、L及びFがそれぞれ2.2%TAR以下検出された。暗所対照区における分解はほとんど認められなかった。

光分解反応は試験条件下で2相性が認められ、初期分解で急速な光異性化が起こり、Z異性体が生じ平衡に達した後、一次反応に従って分解を続けたと考えられた。(参照 25)

(3) 水中光分解試験 (自然水及び蒸留水)

アゾキシストロビンを自然水(河川水、英国)及び蒸留水に0.5 mg/Lとなるように加えた後、自然水は24±0.9℃、蒸留水は27.5±2.5℃で25日間、フィルター使用のキセノンランプ(光強度:24~25 W/m²、測定波長:300~400 nm)を照射し、水中光分解試験が実施された。

アゾキシストロビンの光分解は2相性であった。初期に急速な光異性化が起こり、アゾキシストロビンのZ異性体である分解物Dが生じ、その後やや緩慢に光分解が続いた。分解物Dは自然水で17.8、蒸留水で18.2%TAR(ともに24時間後)存在し、分解物Mは2%TAR未満であった。東京春期太陽光換算をした推定半減期で比較すると、自然水中での推定半減期(8.3日)は、蒸留水中の推定半減期(35.3日)に比べ短かった。暗所対照区における分解はほとんど認められなかった。(参照 26)

5. 土壌残留試験

火山灰・埴壤土(岩手)及び沖積・埴壤土(高知)を用いて、アゾキシストロビンと分解物B、M及びNを分析対象化合物とした土壌残留試験(容器内及び圃場)が実施された。推定半減期は表6に示されている。(参照 27)

表6 土壌残留試験成績(推定半減期)

試験	薬剤の濃度/量/回数*		土壌		アゾキシストロビン	アゾキシストロビンと分解物 ¹⁾ の含量
容器内試験	0.6 mg/kg	純品	畑地条件	火山灰・埴壤土	180日	240日
				沖積・埴壤土	67日	80日
	0.6 mg/kg	純品	湛水条件	火山灰・埴壤土	68日	115日
				沖積・埴壤土	110日	170日
圃場試験	20 g ai/10a 1回	F	畑地 土壌	火山灰・埴壤土	93日	105日
	60 g ai/10a 4回	F		沖積・埴壤土	31日	38日
	0.025 gai/箱 1回	F	水田 土壌	火山灰・埴壤土	4日	10日
	60 g ai/10a 1回	G		沖積・埴壤土	1日以内	1日以内
	60 g ai/10a 2回	G				

※F:フロアブル、G:粒剤を使用

1) 分解物: B、M及びN