

温度変化が農薬の土壌残留性に及ぼす影響

国立研究開発法人
農業環境技術研究所

元木 裕

独立行政法人
農林水産消費安全技術センター

岩船 敬

はじめに

圃場で使用された農薬の多くは土壌に入り、畑地では散布量の約90%、水田では50～80%程度が土壌に分布すると言われている(鎌塚・山本1998a)。従って、散布された農薬の土壌における消長、すなわち土壌残留性を評価することは、農薬の環境中運命を予測する上で重要な過程である。農薬の土壌残留性は、土壌処理剤の効果の持続性に影響を与える他、残留性が高い薬剤の場合には、土壌を経由して後作物に移行する可能性が高く、後作物における葉害や残留を引き起こす。我が国の農薬登録制度においても、農薬の土壌中での半減期が100日を超える場合は、後作物葉害試験および後作物残留試験の実施が義務付けられている(農林水産省2001)。このように、土壌を経由した農薬の作物への影響を評価する上でも、土壌残留性に関する知見は不可欠である。一方、農薬の土壌中での消失には、微生物分解、加水分解、土壌表面における光分解、土壌吸着、揮発、さらに降雨や灌水による下方への浸透移行、地表面流出など様々な要因が関係するが(Müller *et al.* 2007)、これらは直接的あるいは間接的に温度変化の影響を受ける。日本は中緯度に位置するため季節の変化が顕著であり、また、地形が複雑で南北に長い地域による気温差が大きい(森本ら1993)。このため、農薬の土壌残留性も季節間および地域間で異

なる可能性がある。本稿では、筆者らが実施した容器内土壌残留試験(以下、容器内試験)の結果を例として挙げながら、特に土壌中での分解と吸着に焦点をあてて、温度との関係を解説する。

1. 土壌における農薬の分解・消失速度と温度依存性

農薬の土壌中での減衰は一次反応速度論に従うと仮定され、次式により表現される(FOCUS 2006)。

$$M = M_0 e^{-kt} \quad (1)$$

ここで、 M : t 日後の農薬濃度(mg/kg 乾土)、 M_0 : 初期($t=0$)の農薬濃度(mg/kg 乾土)、 k : 速度定数(day^{-1})、 t : 時間(day)である。また、農薬の土壌中半減期($t_{1/2}$)は、式-1より求めた速度定数を用いて下記のとおり、算出される。

$$t_{1/2} = \ln 2/k \quad (2)$$

筆者らは農林水産省の旧テストガイドライン(鎌塚・山本1998b)に従っ

て、異なる温度環境下(10℃、25℃および35℃)における畑地状態での容器内試験を実施した。土壌中農薬の分析にあたっては、まず蒸留水を用いて25℃で24時間の振とう抽出(固液比1:5)を行い、次いでアセトンによる抽出を行った。この逐次抽出法により、水抽出された農薬濃度(C_{water} , mg/kg 乾土)と水およびアセトンで抽出された全農薬濃度(C_{total} , mg/kg 乾土)の経時的な消長を明らかにした。通常、土壌中農薬の抽出はアセトン等の有機溶媒を用いて行われているため、本項では C_{total} の消長に着目し、 C_{water} の消長については後述する。 C_{total} の消長について、試験結果の例を図-1に示す。フェンチオンの灰色低地土における農薬濃度は式-1に従って減衰し、インキュベーション温度が高いほど k が大きくなり、半減期が短いことが示されている。本試験は暗所下で実施しているため、フェンチオンの減衰に微生物分解や加水分解、揮発が関与し、これらが温度によって影響を受

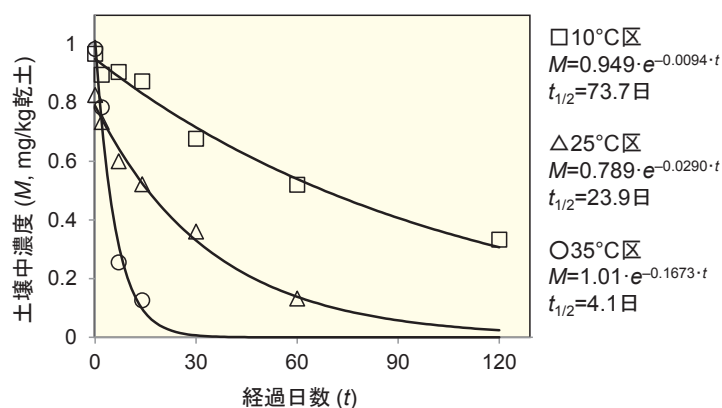


図-1 灰色低地土におけるフェンチオンの減衰

けたものと推察される。温度に依存した減衰速度の変化はアレニウスの式(式-3)で表せられる(PPR-Panel 2008)。

$$\ln k = \ln A - \frac{E_a}{RT} \quad (3)$$

ここで、 A : 頻度因子, E_a : 活性化エネルギー (kJ/mol), R : 気体定数 (8.314 J/mol·K), T : 絶対温度 (K) である。式-3について再びフェンチオンの例を図-2に示す。 $\ln k$ と $1/T$ の間には負の比例関係が成立するため、得られた回帰式の傾きから活性化エネルギーが算出される。図-2の例では、灰色低地土におけるフェンチオンの活性化エネルギーは80.6 kJ/molと計算された。この活性化エネルギーを用いることで、下記のとおり温度による半減期の補正が可能となる。

$$t_{1/2}(T_1) = t_{1/2}(T_2) \cdot \exp\left(\frac{E_a}{R}\left[\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2}\right]\right) \quad (4)$$

ここで、 $t_{1/2}(T_1)$ および $t_{1/2}(T_2)$ は、それぞれ温度 T_1 および T_2 における半

減期である。活性化エネルギーは農薬と土壌の組合せにより異なる値を示すが、EFSA (欧州食品安全機関) の PPR-Panel (農薬残留専門委員会) は、53 農薬に関する 99 のデータセットを用いて活性化エネルギーの変動を解析している (PPR-Panel 2008)。解析の結果、各農薬について算出した活性化エネルギーの中央値は対数正規分布に従い、5、50 および 95 パーセントイル値は、それぞれ 45.8、65.4、93.3 kJ/mol であった。さらに同報告書では、農薬のクラス別に活性化エネルギーの変動を解析しており、イソプロツロン、クロロトルロンおよびリニュロンといったフェニルウレア系除草剤の値が他の農薬と比べて有意に低いことを示している (対数正規分布における中央値は 46.6 kJ/mol)。クロロトルロン (3 データ) およびリニュロン (2 データ) の活性化エネルギーは、8つのデータから得られたイソプロツロンにおける活性化エネルギーの分布の範囲内に取まることから、これ

ら3種の除草剤に共通する基本構造の開裂反応に温度が影響したことを指摘している。過去の知見によると、活性化エネルギーが30 kJ/molを下回る場合は微生物分解が、60 kJ/molを上回る場合は物理化学反応が農薬の土壌中での消失に主として寄与するとの報告がある (Cupples *et al.* 2000)。活性化エネルギーが低いフェニルウレア系除草剤に関しては数種の分解菌が単離されており、分解菌が産生するアリルアシルアミダーゼなどの加水分解酵素が開裂反応に関与することが明らかにされている (Sørensen *et al.* 2003)。従って、フェニルウレア系除草剤については、これらの酵素反応が温度によって影響を受けたものと推察される。一方、上述のフェンチオンの例では活性化エネルギーが80.6 kJ/molと算出されたため、土壌中での消失に微生物由来の酵素反応よりも物理化学反応、すなわち加水分解や揮発が寄与した可能性が高い。フェンチオンの農薬評価書 (食品安全委員会 2013) では、フェンチオンが滅菌土壌中でも分解し、その半減期が14~21日 (好氣的土壌中運命試験) であること、25°CにおけるpH7緩衝液中の半減期が6日 (加水分解試験) であることが示されていることから、フェンチオンの土壌中での消失が微生物の影響を排除した場合でも進行することが示唆される。しかし、一般に有機リン系農薬は微生物によって容易に分解されることが報告されており (Singh and Walker 2006)、土壌の種類が異なれば、フェンチオンの分解過程に

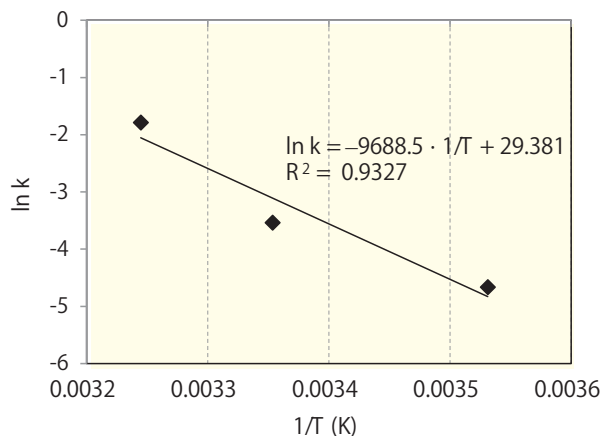


図-2 灰色低地土におけるフェンチオンの速度定数と温度の関係 (アレニウス・プロット)

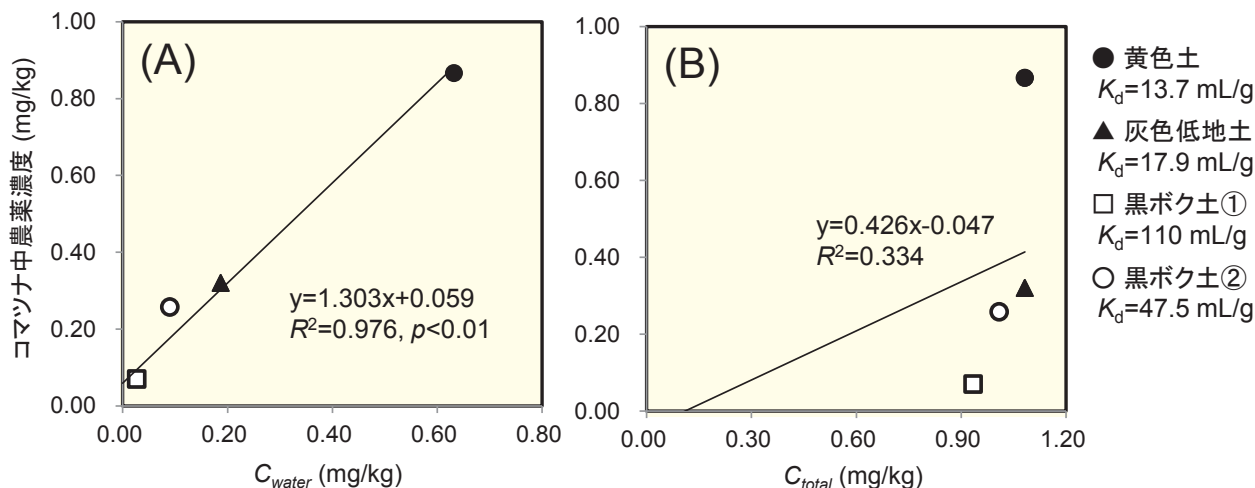


図-3 テトラコナゾールの土壤中農薬濃度 (A: 水抽出濃度 (C_{water}), B: 全抽出濃度 (C_{total})) とコマツナ中農薬濃度の関係 (Motoki *et al.* 2015 一部改変)

おける微生物の寄与および活性化エネルギーも大きく異なる可能性がある。本項で示した灰色低地土におけるフェンチオンの活性化エネルギーがその代表値ではないことを補足する。

2. 土壌残留農薬が作物に及ぼす影響

土壌残留性は農薬の後作物への影響を評価する上で重要な指標となる。一般に土壌中農薬の抽出には、抽出力の強い有機溶媒が用いられており、その概ね全量が抽出・定量される。農薬の登録申請のために実施される試験においても、土壌中農薬の定量のために、有機溶媒で土壌中の農薬が抽出されている。しかし、土壌に残留した全ての農薬が作物体へ吸収されるわけではなく、主に土壌粒子から土壌溶液へ溶出した農薬のみが作物体へ移行することが想定される。従って、作物への利用性(アベイラビリティ)の評価を試みる場合、有機溶媒で抽出された農薬量では土壌から作物へ移行した農薬量を精緻に評価できない可能性がある。筆者らは、農薬処理土壌で栽培したコマツナ中の農薬濃度が、 C_{total} (有機溶媒抽出の濃度に相当)よりも、 C_{water} との間でより高い正の相関を示すこと

を確認している (Motoki *et al.* 2015)。図-3にテトラコナゾールの例を示す。理化学性の異なる4種の土壌でコマツナを栽培した場合、いずれの土壌も C_{total} は概ね一定の値を示したが、 C_{water} は土壌吸着係数(K_d)が大きい土壌ほど低い値を示し、これに伴いコマツナ中の農薬濃度も低下した。また、杉山ら(1990)は、イタリアンライグラスに対する土壌に処理したペンディメタリンの活性が土壌水分当たりの水抽出濃度(水抽出濃度を土壌水分率で補正)との間で、高い相関関係を示したことを報告している。このように、土壌に残留した農薬の作物への移行量を評価するためには、土壌中農薬の水抽出濃度に着目する必要がある。

3. 土壌から水抽出される農薬の減衰特性

C_{total} の減衰および K_d (mL/g)が明らかになっている場合、 C_{water} は下記の式により算出される。

$$C_{water} = C_{total} \cdot \frac{a}{a+K_d} \quad (5)$$

ここで、 $a:K_d$ を測定した際の固液比(1:a)である。農薬の登録申請時には、土壌残留試験成績および土壌吸

着試験成績が提出されるため、それぞれの試験より求められた C_{total} の減衰曲線および K_d は、 C_{water} の減衰を推測する上で重要な知見となりえる。土壌吸着試験は、OECD(経済開発協力機構)のテストガイドラインに準じて実施されており、試験結果の K_d は、農薬添加後概ね24時間以内におこる水相と土壌相の間の分配を示している(OECD 2000)。しかし、 K_d の経時変化を日単位あるいは月単位で見ると、時間の経過とともに高くなる 경우가多くの論文で報告されている(Walker 1987; Beigel *et al.* 1997; Cox *et al.* 1998; Cox and Walker 1999; Louchart and Voltz 2007)。従って、 K_d の経時変化を考慮しない場合には、 C_{water} を過大に推算してしまう可能性がある。容器内試験の結果である C_{total} と C_{water} の実測値から求めた半減期を図-4に示した。全体的に C_{total} よりも C_{water} の半減期が短い傾向にあり、 C_{water} の消失に C_{total} とは異なる消失要因が関係していることが推察された。また、 C_{water} の半減期を土壌間で比較すると、半減期は砂丘未熟土>灰色低地土>黒ボク土の順で短い傾向を示し、有機炭素含量が多く土壌吸着が強い土壌ほど C_{water} の減衰は速やかであった。農薬の土壌吸着の経時的な

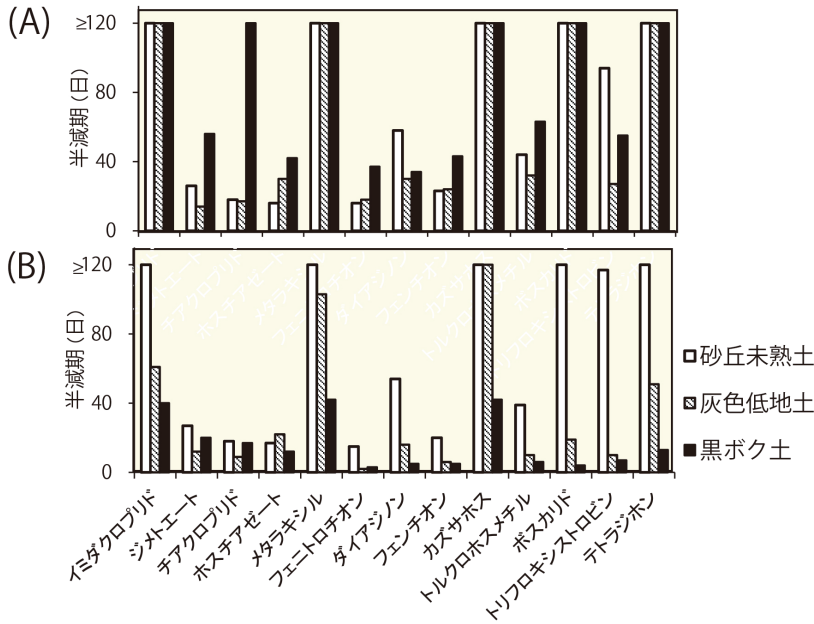


図-4 砂丘未熟土、灰色低地土および黒ボク土における13種の農薬の半減期 (A: 全抽出濃度, B: 水抽出濃度)

熟土<灰色低地土<黒ボク土の順で高かった。従って、有機炭素含量が多く土壤吸着が強い土壤ほど時間に依存した $K_{d,app}$ の増加率が高く、結果として C_{water} の半減期が短い値を示したことが示唆された。

4. 温度変化が農薬の土壤吸着に及ぼす影響

筆者らが実施した容器内試験の結果で示したように、 C_{water} の消長は土壤吸着の経時変化の影響を受けながら、 C_{total} よりも速やかに減衰した。一方、実圃場においては、農薬の消失に降雨や灌水によって生じる下方移行や地表面流出も寄与し、これらの消失要因も土壤吸着の経時変化の影響を受けることが想定される。農薬の土壤吸着は、大きく2つの過程に分けることができる。最初に農薬は土壤粒子の表層に吸着し (Fast process), 次いで土壤粒

増加要因の一つとして、農薬の脱着が起りやすい土壤粒子表層から、脱着が起りにくい土壤粒子内部 (細孔や土壤有機物内部) への拡散が指摘されている (Alexander 2000)。一般に粒子内拡散に起因する化学物質の吸着量の増加は、時間の平方根と正の比例関係にあることが理論的に導かれている (Kookana *et al.* 1992)。土壤への吸着量ではなく K_d の経時変化を示した式-6 は物理化学的な意味を持った理論式ではないが、 K_d もまた時間の平方根に比例して直線的に増加することが過去の知見 (Walker 1987; Beigel *et al.* 1997; Louchart and Voltz 2007) において報告されており、吸着過程への粒子内拡散の関与が示唆されている (式-6)。

$$K_d = k_1 + k_2 \sqrt{t} \quad (6)$$

ここで、 k_1 : 初期 ($t=0$) の K_d (mL/g), k_2 : 経時的な K_d の増加率 (\sqrt{t}^{-1}) である。筆者らは容器内試験の結果から得られた C_{water} および C_{total} を用いて、見かけの土壤吸着係数 ($K_{d,app}$, mL/g) を算出した (式-7)。

$$K_{d,app} = \frac{C_{sorb}}{C_{aq}} = \frac{C_{total} - C_{water}}{C_{aq}} \quad (7)$$

ここで、 C_{sorb} : 土壤に吸着した農薬濃度 ($\mu\text{g/g}$ 乾土), C_{aq} : 水相の農薬濃度 ($\mu\text{g/mL}$) である。 $K_{d,app}$ の経時変化についてフルトラニルの例を図-5に示す。砂丘未熟土の場合、 $K_{d,app}$ の経時変化は少なく式-6に対する適合度 (R^2) は低い傾向にあったが、灰色低地土および黒ボク土では R^2 が高く、良好な相関関係が得られた。また、回帰式の傾きである k_2 値は、砂丘未

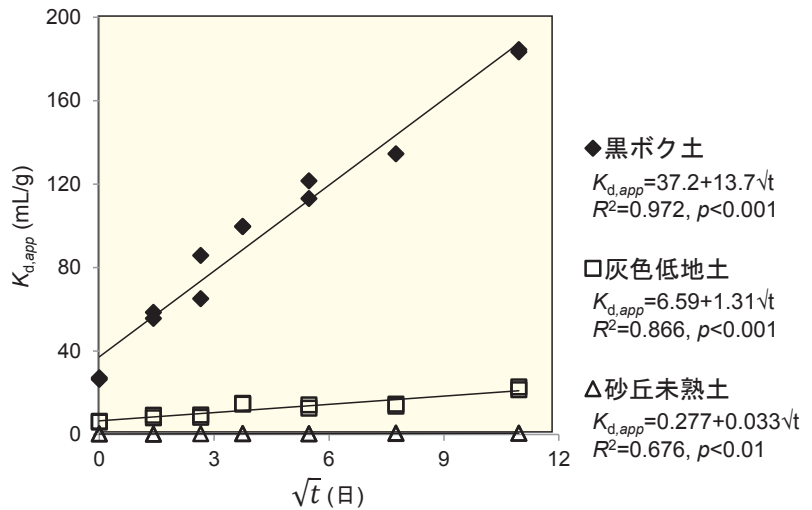


図-5 見かけの土壤吸着係数 ($K_{d,app}$) の経時変化 (25°C におけるフルトラニルの例)

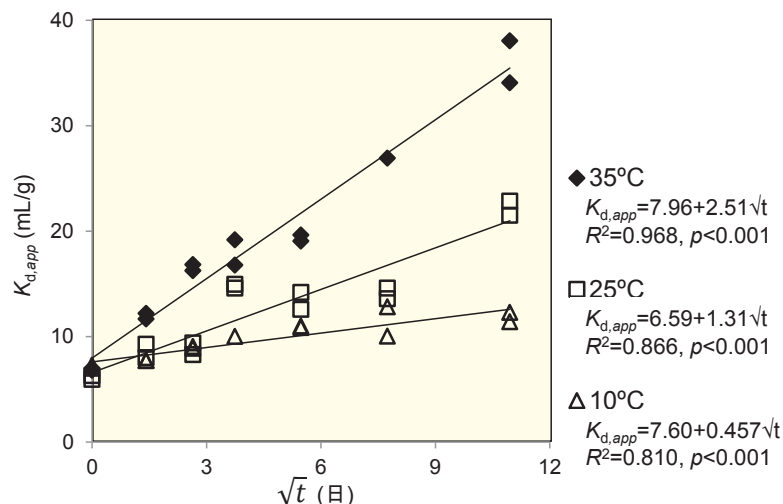


図-6 温度変化が見かけの土壌吸着係数 ($K_{d,app}$) に及ぼす影響 (灰色低地土におけるフルトラニルの例)

子の内部へ拡散する (Slow process)。農薬の土壌吸着に対する温度の影響を解析する場合、この2つの過程に及ぼす影響をそれぞれ分けて考える必要がある。熱力学的に見ると、次式により表現されるギブズの自由エネルギー変化が負の値を示す場合に吸着反応は自発的に進行する (Ten Hulscher and Cornelissen 1996)。

$$\Delta G = \Delta H - T\Delta S \quad (8)$$

ここで、 ΔG :ギブズの自由エネルギー変化 (kJ/mol), ΔH :エンタルピー変化 (kJ/mol), ΔS :エントロピー変化 (kJ/mol/K) である。また、 ΔG と分配係数 (K_p , mol/mol) との間には下記の関係式が成立する。

$$\Delta G = -RT \cdot \ln K_p \quad (9)$$

従って、式-8および式-9より、ファンツ・ホッフの式が導出される (式-10)。

$$d(\ln K_p)/d(1/T) = -\Delta H/R \quad (10)$$

Fast processにおける配置エントロピーを考えると、吸着に伴い吸着分子の運動の自由度が減少するので、 ΔS は負の値を示す。従って、吸着反応が進行するためには ΔH が負の値を示す必要がある。この場合、反応は発熱的であり、温度の上昇に伴って吸着量は減少する (北原 1994)。Brücher (1997) らは、平衡化時間を16~25時間で実施した試験で求めたリニュロンの K_d が、温度の上昇に伴って低くなることを示している。Ten Hulscher (1996) らは式-10から算出される ΔH に着目し、土壌または底質における ΔH の変動を種々の有機化学物質について解析してい

る。 ΔH の平均値は、疎水性相互作用による吸着の場合は -0.25 kJ/mol (平衡化時間:2~70時間)、水素結合などの静電的な吸着の場合は -8 kJ/mol (平衡化時間:2時間~6日間、ほとんどが24時間)であり、多くの化学物質が負の値を示した。平衡化時間が24時間前後の場合、土壌または底質における有機化学物質の吸着は発熱反応であったため、2つの吸着過程のうち主にFast processが温度の影響を受けたものと考えられる。一方、Slow processの解析にあたっては、土壌有機物のモデル物質として用いたポリウレタンやラバー等の種々のポリマーにおける有機化学物質の拡散過程に着目し、 ΔH の平均値が 3.5 kJ/molであることを示している (Ten Hulscher and Cornelissen 1996)。Fast processとは対照的にSlow processである粒子内拡散の過程では、反応が吸熱的に進行し、温度が高くなると吸着量が増加することが推察される。筆者らは異なる温度 (10°C , 25°C および 35°C) で容器内試験を実施し (水抽出時の温度は 25°C で一定)、その結果から得られた $K_{d,app}$ の経時変化に基づいて、Slow processにおける温度の影響を解析した (図-6)。いずれの温度区において

もフルトラニルの $K_{d,app}$ は式-6に従って経時的に増加し、増加率を示す k_2 は高温下で高い値を示した。本結果は、土壌吸着のSlow processが高温下で促進されるというTen Hulscher (1996) らの仮説を支持している。

一方、農薬の土壌粒子および土壌溶液における分解と吸着平衡の関係に着目すると、土壌中の農薬は土壌粒子に吸着した状態では分解されにくく、土壌粒子から土壌溶液中に脱着・溶出された農薬が分解される (Alexander 2000)。土壌溶液における農薬の分解が遅く、分解速度よりも土壌粒子からの脱着速度が速い場合には、土壌粒子と土壌溶液間の農薬の分配平衡は維持されるため、 K_d は一定値を示す。しかし、農薬の土壌溶液中での分解速度が速く、土壌粒子からの脱着速度を上回る場合には、 K_d は分解速度に依存して変動し、分解速度が速く土壌溶液中の農薬濃度が低いほど高い値を示す (Cox *et al.* 1998)。農薬の土壌溶液中の分解速度は温度の上昇に伴って速くなることから、結果として K_d の増加率は高温下で上昇する。Coxら (1999) はリニュロンとイソプロツロンを用いて容器内試験を実施し、インキュベーション温度が高い場合に時間経過に伴う K_d の増加率が大きかったことを示

した。高温下で経時的な K_d の増加率が大きかった原因として、粒子内拡散に加えて、農薬の土壌溶液中の分解速度が温度の影響を受けたことを挙げている。 K_d の経時変化が温度の影響を受ける要因としては、土壌粒子内部への拡散速度と水相（土壌溶液）における分解速度の両者が関係しているものと考えられる。

以上より、農薬の土壌吸着には Fast process と Slow process が関与し、これら2つの吸着過程が受ける温度の影響は相反関係にあると言える。一般に農薬の土壌吸着は OECD 法で測定されるため Fast process を評価している場合が多く、土壌吸着と温度変化との関係についても Fast process に関する報告が多い。しかし、実圃場における土壌吸着の変動を長期的に解析するためには、両吸着過程を考慮した複合的な解析が必要であろう。

おわりに

本稿では土壌残留性に及ぼす温度の影響について、筆者らが実施した容器内試験の結果を交えながら基礎的な理論の解説を行った。土壌中農薬の消失は低温下で抑制されることから、実圃場においても気温が低い冬季または高緯度地域では農薬の土壌中での減衰が遅く、半減期は長くなると推察される。現行の農薬登録制度においては、土壌残留試験の実施に際して試験時期の指定はなく、試験期間中の気温条件は報

告されているものの、半減期の算定には考慮されていない。今後は、土壌残留性の評価にあたって温度補正の概念が必要かもしれない。また、土壌に残留した農薬の後作物における薬害および残留性の評価に関しては、土壌から水抽出される農薬濃度に着目する必要がある、その減衰には土壌吸着の経時変化が寄与している。土壌吸着の温度依存性については未解明な部分が多く、今後さらなる知見の集積が必要であるが、これらは土壌における作物が吸収可能な農薬濃度の減衰を季節変動あるいは地域間差の観点から解析する上でも重要な知見となろう。

謝辞

本研究は、環境省の環境研究総合推進費「適切な農薬の後作物残留リスク評価に基づく実効的な管理技術の開発(5-1302)」の一環として実施いたしました。

参考文献

Alexander, M. 2000. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4259-4265.
Beigel, C. *et al.* 1997. Time dependency of triticonazole fungicide sorption and consequences for diffusion in soil. *J. Environ. Qual.* 26, 1503-1510.
Brücher, J. and L. Bergström 1997. Temperature dependence of linuron sorption to three different agricultural soils. *J. Environ. Qual.* 26, 1327-1335.
Cox, L. *et al.* 1998. Changes in sorption

of imidacloprid with incubation time. *Soil Sci. Soc. AM. J.* 62, 342-347.

Cox, L. and A. Walker 1999. Studies of time-dependent sorption of linuron and isoproturon in soils. *Chemosphere* 38, 2707-2718.

Cupples, A.M. *et al.* 2000. Effect of soil conditions on the degradation of cloransulam-methyl. *J. Environ. Qual.* 29, 786-794.

FOCUS (The forum for co-ordination of pesticide fate models and their use) 2006. Guidance Document on Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration. European Union.

北原文雄 1994. 界面・コロイド化学の基礎. 講談社サイエンティフィック, pp72-73.

Kookana, R. S. *et al.* 1992. Time-dependent sorption of pesticides during transport in soils. *Soil sci.* 154, 214-225.

鎌塚昭三・山本広基 1998a. 土と農薬. (社) 日本植物防疫協会, p.59.

鎌塚昭三・山本広基 1998b. 土と農薬. (社) 日本植物防疫協会, pp.69-73.

Louchart, X. and M. Voltz 2007. Aging effects on the availability of herbicides to runoff transfer. *Environ. Sci. Technol.* 41, 1137-1144.

森本陸世ら 1993. 気象情報と農作物生育被害予測. 全国農林統計協会連合会, pp.60-61.

Motoki, Y. *et al.* 2015. Relationship between plant uptake of pesticides and water-extractable residue in Japanese soils. *J. Pestic. Sci.* 40, 175-183.

Müller, K. *et al.* 2007. A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120, 93-116.

農林水産省 2001. 「農薬の登録申請に係る試験成績について」の運用について. 13 生産第 3986 号農林水産省生産局生産資材課長通知生産局生産資材課長通知. 一部改正

2014.
OECD 2000. Adsorption-Desorption Using a Batch Equilibrium Method; Guideline for Testing of Chemicals No. 106. Paris.
PPR-Panel 2008. Opinion on a request from EFSA related to the default Q10 value used to describe the temperature effect on transformation rates of pesticides in soil. The EFSA J. 622, 1-32.
食品安全委員会 2013. 農業評価書 フェンチオン (第2版). <http://www.fsc.go.jp/>

fscii/evaluationDocument/show/kya20110117003 (2015年12月22日閲覧).
Singh, B. K. and A. Walker, 2006. A. Microbial degradation of organophosphorus compounds. FEMS Microbiol. Rev. 30, 428-471.
Sørensen, S.R. *et al.*. 2003. Microbial degradation of isoproturon and related phenylurea herbicides in and below agricultural fields. FEMS Microbiol. Ecol. 45, 1-11.

杉山浩ら 1990. ペンディメタリンの土壌中濃度の経時的変動と植物の生育に及ぼす影響. 雑草研究 35 (2), 122-128.
Ten Hulscher, T. E. and G. Cornelissen, 1996. Effect of temperature on sorption equilibrium and sorption kinetics of organic micropollutants-a review. Chemosphere 32, 609-626.
Walker, A. 1987. Evaluation of a simulation model for prediction of herbicide movement and persistence in soil. Weed Res. 27, 143-152.



カタバミ
(醉漿草・片喰)

(公財)日本植物調節剤研究協会
兵庫試験地 須藤 健一

カタバミ科カタバミ属の多年生草本。3枚のハート型の葉が基部のとがったところで合わさり、誰が見ても簡単にわかる。本来3出複葉であるが、どれが頂葉かはわかりにくい。カタバミ属の中にムラサキカタバミやイモカタバミなど多くの種があり、カタバミの中にも変種、品種がある。また、花の美しいものはオキザリスとして園芸店に並ぶ。

通常、春から秋に花を咲かせるというのが兵庫県南部辺りでは一年中咲いている。この花、乾燥と日照を好み、庭の花壇はもちろん、石垣の隙間、道路のアスファルトの間、樋の中、フェンスのちょっとした窪みなどでも、日当たりがよければ、ほんのわずかな土のところでも花を咲かせている。

まばゆい光の中で花を咲かせるが、陰ってきたり陽が

落ちたりするとパタリと花を閉じる。花だけではなく暗くなってくると葉も閉じる。閉じた葉は、ちょうど破れたハートのように半分になる。それを、片方だけ食べられた『片喰』という。その破れたハートに思いを馳せたこんな歌がある。

「逢ふことの酔漿 (かたばみ) 草も摘まなくに など我が袖のこころ露けき」(古今和歌六帖)

四葉のクローバーを持っていると幸せが訪れるという。しかし、私にはかたばみのハートの方がより幸せな気がするのだが、世間ではこの『片喰』ゆえに見向きされないのだろうか。

かたばみにもハートが4枚の葉がまれに見つかる。見つけたときにはハートが4倍になるのだろうか。それとも『片喰』が4倍になるのだろうか。