

環境保全型農業と除草剤(農薬)の新たな生態リスク評価法

(独)農業環境技術研究所 有機化学物質研究領域 永井孝志

1. はじめに

近年、農薬等の不適切な使用によって生物多様性が劣化する可能性が指摘されるようになった。このような生物多様性の劣化への懸念に基づき、農林水産省では環境保全型農業として農薬の使用等による環境負荷の軽減に配慮した持続的な農業を推進している。これまで、約5割の農業者が「土づくり」、「化学肥料の低減」、「農薬の低減」のような何らかの環境保全型農業に取り組んでいると報告されている¹⁾。

その一方で、農林水産省²⁾によると、

- ・環境保全型農業の取り組み効果を定量的に表す科学的な指標が未開発であることなどから、環境保全型農業の推進による生物多様性の保全効果に関する知見が十分蓄積されていない
- ・当面の間は農薬の使用量を指標として目標を設定することが適切である。しかし、生物多様性の保全については評価方法の確立を加速化することが望ましい

と、生物多様性の保全効果の定量的な評価が課題であると提起されている。すなわち、現時点では、農薬を減らしたことによってどの程度生態リスクを減らすことができたかは不明となっている。

現在の環境保全型農業においては、例えば慣行の栽培体系に比べて（化学合成）農薬の使用を5割低減することによって、特別栽培という

表示が可能となる。このように、現時点の環境保全型農業では、農薬使用量（使用回数）の低減が優先的に行われているが、この科学的根拠は薄弱である。使用する農薬の種類毎にそれぞれリスクの大きさは異なり、また同じ農薬であっても使用方法や流出防止対策などによりリスクは変化する。ところが、現状では農薬は使用回数のみで評価されるため、どんな農薬をどう使おうと同じ一回とカウントされる。生産現場では農薬の使用をなるべく減らす努力を行っているが、例えば種子消毒などの残留も少なく環境中への流出もない、つまり一番農薬使用のリスクが低いと考えられる使用方法から減らしている例もある。よって、農薬を減らす努力がそのままリスクの低減に貢献するとは限らない。

そもそも生態系保全を目的とした場合、低減の対象は「農薬使用量」ではなく、農薬使用に伴う「生態リスク」でなければならない。過剰な減農薬の推進は農業生産のリスクを増大させるため、本来の環境保全型農業の目的である「持続的な農業生産」と矛盾する。したがって、「農薬の使用量を減らす」、「より低毒性の農薬に切り替える」、「農薬の流出防止対策をとる」などの様々な環境保全型農業の体系における、生物多様性の保全効果と農業の生産性を定量的に解析していく事が望ましい。このような情報が得られるようになれば、農業生産への負の影響を抑

え、効率的にリスクを減らす対策を主体的に選択することが可能となる。そこで本稿では、農薬使用による生態リスクを防除体系毎に定量的に比較できるような新しいリスク評価方法について、筆者の研究等を紹介しながら解説を行う。

2. 現行の農薬の生態リスク管理制度とその問題点

農薬取締法に基づく「水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準（以下、登録保留基準）」が改正され、平成17年より農薬の水生生物に対するリスク評価に基づいた基準値の設定が順次進められている²⁾。現行の登録保留基準において、毒性の基準値（急性影響濃度又は Acute Effect Concentration, 以下 AEC）は、魚類（メダカ又はコイ）、ミジンコ（オオミジンコ）、藻類（緑藻 *Pseudokirchneriella subcapitata*）のいわゆる「3点セット」の急性毒性試験結果による LC₅₀（半数致死濃度）値もしくは EC₅₀（半数影響濃度）値を、それぞれの種間の感受性差に関する不確実係数（魚類と甲殻類は10、藻類は1）で除したものの最小値と設定される。また河川水の環境中予測濃度（Predicted Environmental

Concentration, 以下 PEC）はその算定のためのモデル流域における標準シナリオに基づいて、農薬使用時のピーク濃度として計算され、PEC < AEC であるときにリスクは懸念レベル以下であるので農薬として登録可能と判定される。

現行のリスク評価手法の問題点として、(1) リスクを定量的に表現できない、(2) 不確実性が十分に考慮されていない、という二つの点が挙げられる。PEC 算定のシナリオは架空の流域一つのみであり、地域差は考慮されない。このため、もっと PEC が高い場所があることが懸念される。また、種間の感受性差の不確実性についても幅広い生物種を考慮したものになっていないことから、もっと感受性の高い種がいることが懸念される。そのような不確実性を考慮すると、場合によっては PEC > AEC になるかもしれない。

このような問題を解決するための手法が、確率論的リスク評価と呼ばれる手法である。これは、毒性や曝露などの様々な不確実性を確率的に表現し、PEC > AEC になってしまう確率はどのくらいかを定量的に評価する方法である。図-1 に示した概念図では、生物種による感受性

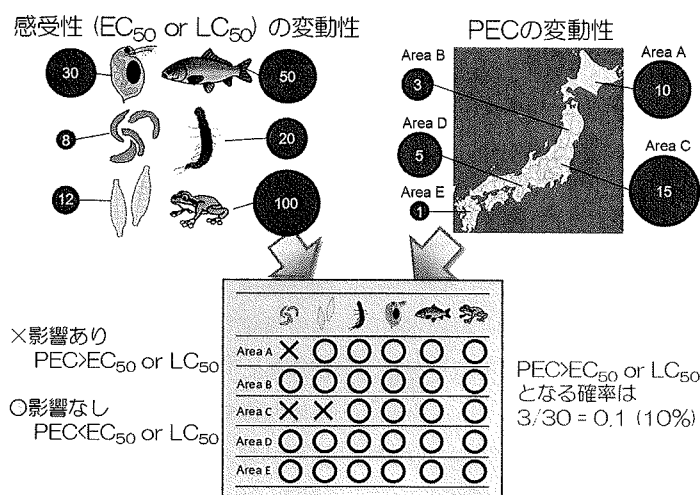


図-1 確率論的リスク評価の概念図

の変動性と、PECの地域差による変動性を考慮し、6生物種の感受性と5地域のPECを総当たりで評価した場合のPEC>EC₅₀になってしまう確率を表している。30通りの組み合わせのうち、3つの組み合わせでPEC>EC₅₀、すなわち影響ありとなってしまうので、影響を受ける確率は3/30 = 10%という事になる。この確率の大小によって、生態リスクの大きさを相互比較できることになる。このような確率論的リスク評価の応用例として、北米における除草剤アトラジンの生態リスク評価³⁾や、除草剤ジクワットの例^{4), 5)}が報告されている。

3. 種の感受性分布

化学物質などのストレス要因に対する生物の感受性は一般的に種によって異なり、その違いを統計学的に表現したものが、種の感受性分布 (Species Sensitivity Distribution, SSD) である⁶⁾。図-1に示したような確率論的にリスクを評価したい場合、幅広い生物種に対する毒性データが必要になる。しかしながら、全ての生物種に対する毒性試験を行って、毒性データを得ることは現実的には不可能である。一方、経験則により、多数の生物種の感受性は対数正規分布に適合することが知られており、図-2の

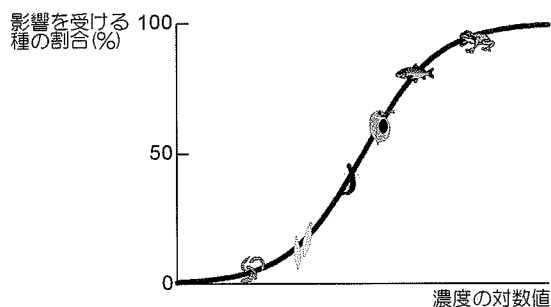


図-2 種の感受性分布の概念図。6生物種の毒性値のバラツキを対数正規分布（図中の曲線）に適合させている。

ように累積確率分布で表現できる。つまり、ある程度の数の毒性データが揃っていれば環境中濃度と影響を受ける種の割合の関係を推定して表現できることになる。これが種の感受性分布の基本的な考え方である。

SSDの活用方法は主に2種類ある。欧州などでは、SSDの5パーセンタイル値に相当する濃度（5%の種が影響を受ける濃度、逆に言えば95%の種が保護される濃度）をHC₅（5% Hazardous Concentration）と表現し、これを無影響濃度とすることで、水生生物保全のための水質基準値の設定の根拠として用いている。これは、95%以上の種を保護できれば、種の多様性には大きな影響は無い、という仮定に基づいている。このように基準値設定の根拠として活用するのが一つの方法となる。また、SSD法は生態系への影響を濃度との関数として表すことができるので、定量的なリスク評価方法として有用である。農薬の環境中予測濃度（PEC）がわかると、影響を受ける種の割合が計算できる。この指標は、生物多様性（種の多様性）にどれだけ影響があるか、という定量的な「生物多様性影響度指標」として位置づけることができる。これがもう一つの活用方法である。

SSDの他国における活用事例を紹介する。米国においては、SSDの5パーセンタイル（HC₅）から水生生物保全のための水質基準値を導出している⁷⁾。例えば除草剤アトラジンの例では、17種類の水生動物の急性毒性の試験データを解析し、その5パーセンタイル値が3021 μg/lと計算され、それを2で割ったもの（1500 μg/l）が急性影響の基準値と設定された⁸⁾。オランダや、オーストラリアとニュージーランドにおいても、同様にHC₅を環境基準値の導出に利用している^{9), 10)}。EUの生態リスクアセスメントでの

利用では、HC₅を生態系に対する無影響濃度として、PECとの大小を比較してリスクを評価している¹¹⁾。HC₅の値を無影響濃度とすることの妥当性については、隔離実験水界を用いた模擬生態系試験(メソコスム・マイクロコスム試験)によって、様々な除草剤について安全側な評価となることが確認されている¹²⁾。

SSDは安全レベルを決めるための応用のみならず、リスクの定量化に応用した事例も報告されている。100種類以上の農薬のリスクを定量化してランク付けを行った例¹³⁾や、さらにそれらのリスクを統合化して野外生物調査の結果と比較した例¹⁴⁾などがこれまであり、影響を受ける種の割合が10%を超える地点で生物相の変化が確認されている¹⁴⁾。

SSD法の特徴として、(1)定量的である、(2)予測に利用できる、(3)幅広い生物を対象としている、(4)時間やコストがあまりかからない、などが挙げられる。環境保全型農業の生態リスク低減効果を評価することを目的としたい場合、これらの4つの条件を満たすことは必須である。まず、定量的でなければ慣行防除体系と環境保全型防除体系のリスクを比較できない。次に、リスクを事前に予測できなければ「やってみなければわからない」となってしまう、効率的ではない。さらに、単一の生物種(多くの場合、愛好家がたくさんいる種)に注目しすぎると、特定の生物のみを過剰に保護する一方で、注目されない生物への影響が無視されてしまうという危険性がある。ある生物にとっては良い対策でも、違う生物にとっては悪影響となるかもしれない。最後に、評価に必要となる時間やコストも無視できない。多数の農薬を横並びで評価してリスクを比較する場合、詳細すぎるリスク評価は時間とコストがかかりすぎて実用的に利用できない。

利便性と詳細さのバランスを考慮する必要がある。

野外で生物調査を行う手法では(2)と(4)を達成できず、室内試験によるバイオアッセイは(3)を達成できない。また、メソコスムと呼ばれる野外の隔離水界実験は(4)が達成できない。SSD法を用いることによって、農薬を減らすなどの環境保全対策を策定した場合に、事前に様々な管理対策オプションの効果を事前に予測して、費用対効果の高い対策を選択していくことが可能となる。評価手法もシンプルで簡便であり、リスク指標も「影響を受ける種の割合」というわかりやすいものである。しかしながら、SSD法にもいくつかの欠点があり、様々な仮定や推測に基づいたものであることや、長期的影響や生物間相互作用を考慮しないなど、実際の生態系からは離れた評価である。このように、メリット・デメリットがあることを理解したうえでSSDを活用することが必要である。SSD法は様々な問題点を含むものの、生物多様性を考慮して影響を定量化でき、さらに活用場面が広いという条件を満たす方法としては、現時点では最も有効な方法であると考えられる。

4. 除草剤の生物多様性への影響に関する確率論的リスク評価手法

近年筆者らは日本で使用されている水稻用除草剤を対象として、確率論的リスク評価を行ってリスクを定量的に比較した^{15), 16)}。これらのリスク評価の基本的な考え方として、急性毒性試験をベースとしたEC₅₀又はLC₅₀値と農薬使用時のピーク濃度に相当するPECの比較によりリスクを評価する手法を適用している。すなわち、EC₅₀又はLC₅₀値を超えた曝露を受けた場合に「その種は農薬による影響を受けた」と定義し、

急性毒性試験をベースとしたSSDと曝露濃度から計算した「影響を受ける種の割合」を定量的なリスク指標とした。

曝露評価では、環境省が定めたPECの計算モデルをベースとして、PECが全国の地域毎にどの程度ばらつく可能性があるのかをモンテカルロシミュレーションを用いて解析した（図-3）。すなわち、まずPEC算定に必要なパラメータ（水田面積、河川流量、農薬の普及率など）が地域的にどの程度ばらつくかを解析し、それぞれを確率分布として表現した。次に、各パラメータの分布からランダムサンプリングされた値を用いてPECを算定する、という過程を10000回

繰り返した。この結果得られたPECの分布は地域的なPECのばらつきを表している。

PECの地域分布と感受性の分布（SSD）から、確率論的にリスクを定量化できる。実際に水稻用除草剤のシメトリンのデータを用いて解析した例を図-4に示す。まず、PECのモンテカルロシミュレーションの結果から、PECの超過確率を（1-PECの累積確率密度）で求め、それをSSDと重ね合わせた（図-4左）。そこから、ある割合の種が影響を受ける濃度レベルの超過確率をリスクカーブとして表した（図-4右）。この例では、1%の種が影響を受ける確率は1.8%、5%の種が影響を受ける確率は0.3%、10%の種



図-3 モンテカルロシミュレーションによるPECの分布計算の概念図

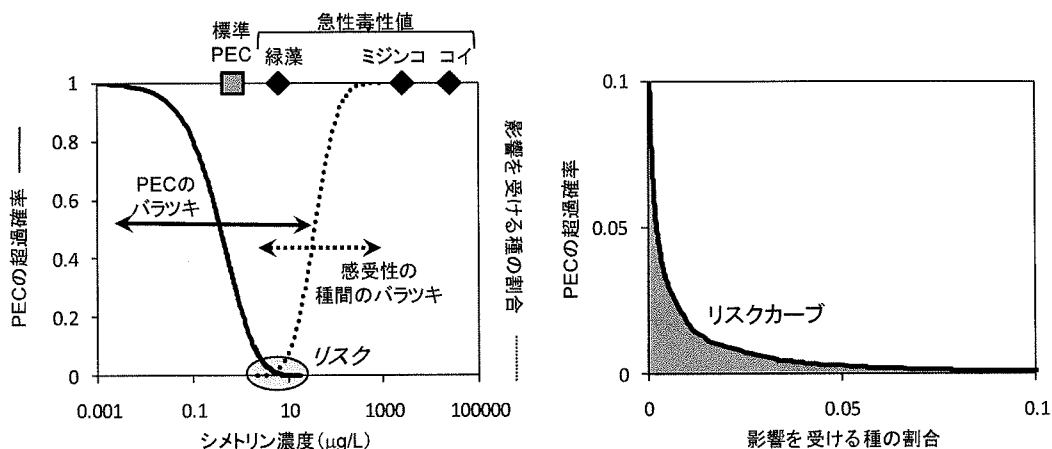


図-4 除草剤シメトリンを例にした、PECの分布とSSD（左図），とリスクカーブ（右図）。右図のリスクカーブの下の部分（塗りつぶした部分）の面積は0.04%となり、これは全国平均的に影響を受ける種の割合と意味付けられる。参考として標準シナリオで計算したPECと標準試験生物3種のEC50（緑藻，ミジンコ），LC50（コイ）を示す。

が影響を受ける確率は0.1%などと計算された。さらに、リスクカーブの下を面積を計算すると、全国平均的にどの程度の割合の種が影響を受けるか、というリスクの定量的な指標とみなすことができる。リスクの地域毎のばらつき加減を見たい場合には、リスクカーブによるリスクの表現が適しており、リスクを一つの数字にまとめて比較したい場合には面積による表現がわかりやすい。また、筆者らはデータの質・量がバラバラな11種の除草剤の生態リスクを横並びで評価できるように評価手法に改良を加え、リスク比較を行った¹⁶⁾。このような情報は、対策の優先順位付けや、使用する除草剤を選定する際の参考として活用することができる。

5. 環境保全型農業における定量的リスク評価の活用方法

環境保全型農業における定量的リスク評価の活用方法の具体例なイメージを以下に示す。慣行防除体系と二つの環境保全型防除体系のイメージを図-5に示す。このとき、慣行防除体系では8回農薬を使用し、環境保全型防除体系1ではそのうちの3剤のみを使用、環境保全型防除体系2では別の5剤を使用している。回数だけで考えれば、環境保全型防除体系1)環境保全

型防除体系2)慣行防除体系の順で環境保全効果が高いことになる。

ここで、SSDを用いて農薬成分毎にリスク評価を行い、そのリスクの大きさから農薬を4段階に分けて、使用回数に重み付けを行う場合を想定する。最もリスクが低い農薬を☆☆☆として、使用回数を0.1回相当とする。次にリスクが低い農薬を☆☆として、使用回数を0.3回相当とする。その次にリスクが低い農薬を☆として、使用回数を0.7回相当とする。最もリスクが高い農薬は無印として使用回数を1回相当とする(図-6)。こうして、重み付けを行った後の使用回数の合計を環境保全効果の指標とする。この場合は、環境保全型防除体系2)環境保全型防除体系1)慣行防除体系の順で環境保全効果が高いことになる。環境保全型防除体系2は、農薬の使用回数は環境保全型防除体系1よりも多いが生態リスクはむしろ少なく、環境保全効果が高い体系であると評価される。また、複数の農薬による複合影響を考慮したリスクの累積評価も可能である。

このように、「減らすべきは農薬ではなく農薬使用に伴うリスクである」という原則を基に、このリスクの大きさを考慮して農薬使用回数に重み付けがなされるようになると、環境保全効果

図-5 慣行防除体系と二つの環境保全型防除体系の概念図

慣行防除体系	環境保全型防除体系1	環境保全型防除体系2
農薬 A	農薬 A	農薬 D
農薬 B	農薬 B	農薬 E
農薬 C	農薬 C	農薬 F
農薬 D		農薬 G
農薬 E		農薬 H
農薬 F		
農薬 G		
農薬 H		
計 8回	計 3回	計 5回

図ー6 慣行防除体系と二つの環境保全型防除体系の、
リスクによる重み付け後のイメージ

慣行防除体系			環境保全型防除体系1			環境保全型防除体系2		
農薬 A	★	0.7	農薬 A	★	0.7	農薬 D	★★	0.3
農薬 B		1.0	農薬 B		1	農薬 E	★★★	0.1
農薬 C	★	0.7	農薬 C	★	0.7	農薬 F	★	0.7
農薬 D	★★	0.3				農薬 G	★★	0.3
農薬 E	★★★	0.1				農薬 H	★★★	0.1
農薬 F	★	0.7						
農薬 G	★★	0.3						
農薬 H	★★★	0.1						
計 8回		3.9	計 3回		2.4	計 5回		1.5

を定量的に示すことができる、生産現場への影響を最小限に抑えられる、などのメリットが生じる。リスクの大きさを定量化することで、ある農薬を減らした結果、元のリスクがどの程度でそこからどの程度リスクが下がったかが明確になり、環境保全効果をよりアピールしやすくなる。また、やみくもに農薬を減らして生産効率を下げるよりも、より低リスクの農薬に切り替えて流出防止対策を徹底することでリスクを下げることができ、農業生産の安定化と環境保全対策が両立する方向を探ることができる。

農業生産の現場で、定量的リスク評価を活用するための場面をまとめたが、それを実現するためには、いくつかの課題も残されている。その一つに、簡便なリスク評価ツールの開発・普及が挙げられよう。各農業団体や、地域の防除体系や使用農薬を選定する都道府県の農業試験場やJAなどの農家を指導する立場の人が、リスクの大きさをもとに農薬を選定できるようなツールを整備する必要がある。今後、このような課題への取り組みの推進が期待される。

6. おわりに

農薬は様々な安全性に関わる審査を経て初めて登録され使用可能となるが、これはゼロリス

クを意味するものではない。ただし、リスクはゼロではないが程度というものがあり、リスクがあることを認めつつもリスクの程度をなるべく低く抑えることはできる。こう考えることで、農薬を使いつつリスクを下げる、という選択肢がはじめて生まれてくる。そもそも、安全か危険かの二分法の考え方の下では、「登録を受けた農薬は安全である」、ということと「環境保全型農薬を推進して農薬を低減する」、ということが矛盾してしまう。

絶対安全を主張するようなリスク管理の誤りは、東日本大震災後に起こった原子力発電所の事故によって改めて明らかになった。放射線の影響を巡っては、安全か危険かの二分法的な対立によって社会は混乱を極めた。放射線の影響に閾値があるかどうかは科学的には決着がついていないが、現状で科学ではわからないからこそ、閾値はないという安全側の仮定に乗っ取ってリスクを定量的に扱い、リスクの程度に応じて対策をとっていくような管理をする以外に現時点での道筋はない。

では、どのようなリスクの程度を「安全」とみなすのか？この質問に「科学的な」答えは存在しない。なぜならこれは「何をもって安全とするか」という合意形成の問題であり、リスクの

種類によっても「安全」の定義は異なり、時には国や文化によっても異なるだろう。相対的なリスク比較によって「安全」が決まることもあるし、そうでない場合もある。いずれにせよ、リスクの程度がわかっていなければ、そもそも建設的な合意形成は不可能である。程度がわずかであってもリスクの存在を認めることはタブー視されることが多く、勇気が必要なことではあるが、今こそそのようなリスクの定量的な評価と地道な合意形成が必要とされるのではないだろうか。

7. 参考文献

- 1) 農林水産省 (2008) 「今後の環境保全型農業に関する検討会」 報告書
- 2) 環境省 水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準について. <http://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun.html>
- 3) Solomon KR, Baker DB, Richards RP, Dixon KR, Klaine SJ, La Point TW, Kendall RJ, Weisskopf CP, Giddings JM, Giesy JP, Hall Jr LW, Williams WM (1996) Ecological risk assessment of atrazine in north American surface waters. *Environ Toxicol Chem*, 15, 31-76
- 4) Ritter AM, Shaw JL, Williams WM, Travis KZ (2000) Characterizing aquatic ecological risks from pesticides using a diquat dibromide case study. I. Probabilistic exposure estimates. *Environ Toxicol Chem*, 19, 749-759
- 5) Campbell KR, Bartell SM, Shaw JL (2000) Characterizing aquatic ecological risks from pesticides using a diquat dibromide case study. II. Approaches using quotients and distributions. *Environ Toxicol Chem*, 19, 760-774
- 6) Posthuma L, Suter GW, Traas TP (2002) *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology (Environmental and Ecological Risk Assessment)*, Lewis Publishers, CRC Press.
- 7) U.S. EPA (1985) Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. U.S. Environmental Protection Agency.
- 8) U.S. EPA (2003) Ambient aquatic life water quality criteria for atrazine, revised draft. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-822-R-03-023.
- 9) RIVM (2001) Guidance document on deriving environmental risk limits. National Institute of Public Health and the Environment.
- 10) ANZECC (2000) Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council.
- 11) ECB (2003) Technical guidance document on Risk Assessment. Part II Environmental risk assessment. European Chemical Bureau.
- 12) van den Brink PJ, Blake N, Brock TCM, Maltby L (2006) Predictive value of species sensitivity distributions for effects of herbicides in freshwater ecosystems. *Hum Ecol Risk Assess*, 12, 645-674
- 13) de Jong IH, van Zelm R, Huijbregts MAJ, de Zwart D, van der Linden TMA, Wintersen A, Posthuma L, van de Meent D (2008) Ranking of agricultural pesticides in the Rhine-Meuse-Scheldt basin based on toxic

pressure in marine ecosystems. Environ Toxicol Chem, 27, 737-745

14) de Zwart D (2005) Ecological effects of pesticide use in the Netherlands: modeled and observed effects in the field ditch. Integr Environ Assess Manag, 1, 123-134

15) 永井孝志, 稲生圭哉, 堀尾剛 (2008) 不確実

性を考慮した農薬の確率論的生態リスク評価:

水稻用除草剤シメトリンのケーススタディー.

日本農業学会誌, 33, 393-402

16) 永井孝志, 稲生圭哉, 横山淳史, 岩船敬, 堀尾剛 (2011) 11 種の水稲用除草剤の確率論的生態リスク評価. 日本リスク研究学会誌, 20, 279-291

新登場!!
ホクコー
エーワン

1キロ粒剤・フロアブル・ジャンボ

雑草を白く枯らす!
ノビエを長く抑える!
SU抵抗性雑草・特殊雑草に高い効果!

2成分で雑草撃退!

強力な2つの成分

- 新規成分
雑草を白く枯らす
テマリトリオン
(AVH-301)
- ノビエを長く抑える
オキサジクロメホン
(M4700-1)

取扱 全農 製造 北興化学工業株式会社

エーワンは北興化学工業(株)の登録商標