学会受賞論文
(奨励賞)

水田メソコスムによる生物群集に及ぼす 殺虫剤の影響に関する研究

早坂大亮*

近畿大学農学部（前独立行政法人国立環境研究所）

（2014年5月19日受理）

Study of the impacts of systemic insecticides and their environmental fate in aquatic communities of paddy mesocosms

Daisuke HAYASAKA

Faculty of Agriculture, Kinki University, 3327-204 Naka-machi, Nara 631-8505, Japan

Keywords: agroecology, biodiversity conservation, community responses, cumulative impacts, ecological risk assessment, paddy mesocosms, pesticide residues.

はじめに

水田生態系は水域・陸域ともに生物多様性が高く、この多様性の高さは農業生産性の向上や生態系サービスの享受にとって重要な要素である¹⁾。しかし、生物多様性の脅威の一つに、人工合成化学物質が挙げられ、社会的関心が急速に高まっている。農薬は、安定した農業生産を持続させる上で必要不可欠であるが、農耕地という広域の開放系に面的に処理されるため、水を媒介して水域に流出・拡散した場合、農耕地周辺の生態系に影響を及ぼすことが危惧される。

我が国の農薬登録における要件として、OECDテストガイドラインに基づく試験²⁾、すなわち魚類1種（日本ではメダカまたはコイ）、甲殻類のオオミジンコ、および緑藻（*Pseudokirchneriella subcapitata*）の「3種類の標準試験生物種」に対する個体レベルの室内急性毒性試験の実施が義務

付けられている。これら試験生物は、（1）生態系の各栄養段階（高次捕食者、一次消費者、生産者）を代表している、（2）継代飼育・維持が容易である、（3）化学物質に対する感受性が比較的高い、等の理由で選定されている³⁾。農薬の新規登録または再登録時には、これら生物種による毒性試験データから得られる急性影響濃度（AEC）と環境中予測濃度（PEC）とを比較することで、必要に応じて農薬登録の保留や使用規制がかかる。一方、実験室内で限られた生物種による画一的な試験を元にした評価では、以下のような「リスクの見落とし」が考えられる。第一に複雑な生態系に対する影響、第二に地域の固有性、である⁴⁾。OECDで決められたガイドラインに準拠しつつも、全国各地域の特性を加味した指針を個別に検討していくことも必要である^{5,6)}。化学物質の真のリスクを的確に予測・評価し、生物多様性保全につなげるためには、個体～個体群～群集に至る各レベルで観察される生物反応のメカニズムの中から、化学物質の影響の観点からの共通性・相似性を解明することが重要であり、そのための各種評価手法の確立およびシステムの構築が急務である^{4,7,8)}。しかし、現状、生物の生態リスクに関して、室内毒

* 〒631-8505 奈良県奈良市中町 3327-204

E-mail: hayasaka@nara.kindai.ac.jp; awayotou@hotmail.com

© 日本農薬学会

性試験（個体レベル）よりも高次（群集・生態系レベル）の評価システムは、種の感受性分布（Species Sensitivity Distribution: SSD）などの統計学的推定アプローチを除き^{9,10}、各種農薬の物理化学特性等に柔軟に対応する目的から、明確な基準等は設けられていない¹¹。

そこで、本研究では、この課題に対応すべく、野外における生態リスク評価の有効な手法の一つと考えられている実験生態系（メソコスム）試験を用いて¹²、水稻用農薬として、近年、急速に普及している浸透移行型の箱苗処理剤に着目し、農耕地周辺生態系への影響に先立ち、農薬による水田における生物多様性への影響の解明を試みた。メソコスムは農薬に限らず、各種ストレスが生態系に与える影響を評価する手法の一つとして広く用いられており^{13,14}、(1) 多種類の生物種に対する影響を同時並行的に試験可能、(2) 無処理区が設置可能、という点で農薬濃度以外の環境条件を可能な限り均一化でき、農薬自体の影響を検出しやすいことから、室内毒性試験の検証や生態系の変動メカニズムの解明に重要な役割を担うと期待されている（農薬管理行政の現状と課題に関する詳細は、早坂ら⁸）を参照されたい）。加えて、従来のリスク評価で考慮されてこなかった、農薬の残留性・蓄積性^{15,16}に着目して、メソコスムにおける長期曝露、すなわち連用による影響も明らかにした。本稿では、筆者がこれまで実施してきたメソコスム試験の成果について概説する。

1. 材料と方法

1.1. 対象農薬

試験対象農薬は、普及率が高く、かつ物理化学的性状の異なるイミダクロプリド（商品名：アドマイヤー[®]1粒剤、バリエルクroppサイエンス、東京）およびフィプロニル（商品名：プリンス[®]粒剤、日産化学工業、東京）を有効成分とする2つの箱苗処理剤とした。各農薬の標準使用量の年1回のみの投薬による生物群集への影響について、流水式の人工水田（長さ5.2m×幅1.6m／田）という半自然条件（水田メソコスム）で、2010年4月から2012年9月まで、3年にわたり調査した（なお、本試験は現在も継続中である）。試験は、茨城県つくば市の国立環境研究所で行った（Fig. 1）。イミダクロプリドは水溶性が高く土壤に吸着しにくい特性を有し、一方、フィプロニルは、疎水性が高く土壤に吸着しやすいとされている。なお、光、加水分解、底質、および土壤中の半減期間に両剤で大きな違いは見られない（Table 1）。標準試験生物種等に対する安全性は、イミダクロプリドの方が数十～数千倍高いと評価されている^{17,18}。

これらの物理化学的性状および環境生物に対する安全性の差が、水田メソコスム内に生息する生物群集に対してどのような影響を及ぼし、また、どのような回復過程をたどるのかについて評価した。

(a)

(b)

Fig. 1. Outlines of the paddy mesocosm study. (a) Nursery-box applied systemic insecticides, (b) experimental paddies.

Table 1. Characteristics of imidacloprid and fipronil (Source: Footprint Database <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/>)

Compound	Water solubility (mg/L)	Partition coefficient (log K_{ow})	Half-life (d)			
			Photolysis (pH 7)	Hydrolysis (pH 5 to 7)	Water-sediment	Soil (range)
Imidacloprid	610	0.57	0.2	Stable	30–129	191 (104–228)
Fipronil	3.78	3.75	0.33	Stable	54–68	142 (5.6–346)

1.2. モニタリング方法

作付期間中（5月上旬から9月下旬までの4カ月）の無処理区および農薬処理区における、水中・土壌中の農薬濃度および生物データ（動物プランクトン、底生生物、水生昆虫類各種の個体数、および放流したヒメダカの生残・成長）について、1～2週間に1度の頻度で分析・計測した。

水サンプルについては、水田メソコスム内の任意の複数の箇所から、併せて500mL採水した。土壌サンプルについても同様に、任意の複数の箇所から表層3cm以内の土壌を計500g採取した。なお、水・土壌ともに分析までの期間、光分解等の影響を排除するため、サンプルボトルにアルミホイルをまいて遮蔽し、 -80°C のディープフリーザー内で凍結保存した。

動物プランクトンは、水田メソコスム内の任意の複数の地点から計1Lの水を採水し、直径30cm、メッシュサイズ250 μm の簡易プランクトンネットで濾し、ネット内に残った各種の個体数を計測した。底生生物は、直径10cmの塩化ビニル製パイプを水田内の任意の3か所に設置し、表層3cm以内の土壌について、メッシュサイズ850 μm のふるいで洗浄して、ふるいに残った個体について計測した。水生昆虫類は、水田内の両端に設置した畔と移植株との間の20cm程度の隙間を対象に、幅20cmの魚網ですくい取った各種の個体数を計測した^{16,19)}。

1.3. 濃度分析方法

水中および土壌中のイミダクロプリド残留物の抽出は、固相抽出法を用いて行った^{16,19)}。得られた抽出物を精製し、LC-MS/MS（Waters社製Xevo-TQ）にて測定を行い、濃度を算出した。フィプロニルについてもイミダクロプリドと同様の手法で抽出・精製を行い、GC-MS/MS（Varian社製

CP-3800）により濃度を測定した。

以下に、水田メソコスム試験結果の概要を述べる。

2. イミダクロプリドおよびフィプロニル剤の水田環境中の動態

イミダクロプリド剤の水中における最高濃度は3年間通じて移植直後（2時間後）であり、濃度の差も比較的小さかった（20～50 $\mu\text{g/L}$ ）。フィプロニル剤における最高濃度はいずれの年も、イミダクロプリドの1/10以下の1 $\mu\text{g/L}$ 程度の微量濃度であった（Fig. 2）。なお、両剤の水中における濃度半減期（ $\text{DT}_{50_{\text{water}}}$ ）はいずれの年も、1～2週間程度であった。このことから、これら農薬の水中における曝露濃度は、農薬の使用年数に関わらずおおそ一定であることがわかる。この理由として、両剤ともに排水²⁰⁾、日射²¹⁾や光分解²²⁾により通減しやすいことが指摘されている。なお、上記濃度は、登録保留基準値（イミダクロプリド：8,500 $\mu\text{g/L}$ 、フィプロニル：19 $\mu\text{g/L}$ ）の数十～数千分の一の濃度であるが、後述のように、群集・生態系レベルでは長期的影響をもたらす濃度である。

一方、土壌中の残留濃度には、農薬間、年度間で大きな違いが見られた。フィプロニル剤はその土壌吸着性の高さから（Table 1）、サンプル日間で濃度に大きなばらつきがみられた（数～200 $\mu\text{g/kg}$ ）。このことは、本剤が移植株元から溶出～拡散にくい性質を有するため、濃度分布が空間的に不均一になることを示唆している。また、3年間通じて試験終了時点で数 $\mu\text{g/kg}$ 程度の残留が見られた。イミダクロプリド剤の土壌半減期（ $\text{DT}_{50_{\text{soil}}}$ ）は2週間～1.5カ月程度であったが、処理2年目（2011年）以降、土壌中の濃度が明確に上昇するとともに、試験終了時点で2 $\mu\text{g/kg}$ の濃度が検出された（Fig. 2）。この結果は、本試験の水田メソコスム条件で

Fig. 2. Dissipation behaviors of (a) imidacloprid and (b) fipronil in water and soil of experimental paddy fields during three years (2010–2012).

は、前年度の農薬が残留していたことを示すものである。

本研究において、両剤とも2011年の試験終了時とほぼ同じ濃度が2012年の試験開始前の土壌から検出された。このことは、晩秋から早春季の乾田期間中に日射等により分解・消失することなく、残留したことを示唆するものである。加えて、土壌吸着係数 (K_{oc}) の低い、すなわち土壌中の残留性が低いと想定されていたイミダクロプリドを含め、連続して処理すると土壌中での残留が長期化する傾向が見られた。その原因の一つとして、連用に伴う微生物活性の低下により、環境中での分解速度が遅くなったことが考えられる。一方、イミダクロプリドの土壌中の分解パターンは光条件に大きく依存するとともに、嫌気性土壌条件下で分解速度が速まることが知られている。²³⁾

3. 水田生物多様性に対する農薬の連用の影響

これまでの農薬の生態リスク研究の多くは、処理後の比較的短期間（数週間～数カ月）における生物の挙動で評価してきた^{24–26)}。EUのガイダンス文書においても、水圏生態系への影響評価期間を8週間と定めている²⁷⁾。

本研究の結果から、生物群集の構造に対する農薬曝露の影響は、処理2年目以降に顕著に現れはじめ、かつ、連用を続けるほど大きくなる、また、その傾向は主に水生昆虫類の結果を反映していることが明らかとなった (Fig. 3)。特に、フィプロニル処理区においては、処理2年目以降、作付期間

中に無処理区と同様の群集構造に回復することはなかった (Fig. 3a)。このことは初期曝露の効果が、その後の曝露に対する生物の反応に大きく影響する²⁸⁾ことを支持するものである。もちろん、水田土壌中の微生物活性の低下や気象条件の年変動等による影響の可能性も否定できない。一方、曝露後の群集の回復性は生物群で大きく異なった。動物プランクトンおよびユスリカ科の幼虫やイトミミズ類をはじめとする底生生物は、3年間通して影響期間は一時的であり、また、群集変化の程度や変動のパターンも2年目以降おおむね類似していた (Fig. 3b,c)。しかし、ガムシ、ゲンゴロウやミズムシ等の水生昆虫類は、処理1年目ではほとんど影響は確認されなかったが、2年目になって見られるようになり、3年目では、フィプロニル処理区において、作付期間中の群集の回復が見込めないほど顕著な群集影響を引き起こした (Fig. 3d)。同様の傾向は、トンボ類の幼虫群集においても報告されており²⁹⁾、フィプロニル処理の影響は1年目では明確に検出できなかったが、処理2年目にはトンボ類幼虫の個体数が無処理区に対して77%も低下する傾向が見られた (Figs. 4, 5)。これら農薬に対する生物群間の感受性の違いには、各生物種の生息域（ハビタット）が大きく関わると考えられる¹⁶⁾。プランクトンは浮遊性であり、水中での曝露が主要な経路となるため、水溶性が高いイミダクロプリドによる曝露を受けやすいと推察される。一方、底生生物や水生昆虫類は土壌表層や土中を主要な生息場所とすることから、土壌吸

Fig. 3. Principal Response Curve (PRC) indicating the effect of the insecticides imidacloprid and fipronil on paddy communities of the experimental paddy mesocosms during three years (2010–2012). The vertical axis represents the difference in community structure between controls *versus* insecticide-treated mesocosms, expressed by the regression coefficient (C_{dt}) of the PRC model. (a) All aquatic organisms, (b) zooplankton communities, (c) benthic communities, and (d) aquatic insects.

Fig. 4. Observed and predicted abundance of dragonfly nymphs between (a) imidacloprid-treated fields and controls and (b) fipronil-treated fields and controls throughout the entire cultivation period of 2010 and 2011. The symbols ($\circ$, controls; $\blacktriangle$, imidacloprid; and $\blacksquare$, fipronil) indicate the mean observed values of two replicates of each treatment. A set of three lines indicates the predicted mean and quantiles of standard error (SE) estimated by the generalized additive model (GAM). The SE calculated by the GAM was of a logarithmic mean, and we showed $\text{mean} \times \exp(\text{SE})$ and $\text{mean}/\exp(\text{SE})$ as upper and lower quantiles, respectively. Reprinted with permission from ref. 29.

Fig. 5. Example of differences in number of individuals of dragonfly nymphs among (a) controls, (b) imidacloprid-, and (c) fipronil-treated fields.

着性の高いフィプロニルによる曝露を受けやすいと推察される。また、世代期間の長さも、曝露後影響や回復性を評価するうえでは重要な生態的特性であると言える。

これまでのリスク評価は主に、プランクトン、バクテリアや藻類等、世代期間の短い生物種を対象に行われてきた³⁰⁻³²⁾。生活史サイクルの長い生物種を考慮しないリスク評価は、農薬の安全性を過小に評価してしまう可能性が高いと考えられる¹⁶⁾。その意味においても、生物多様性に対する農薬の真のリスクを評価するうえでは、2年以上のモニタリングを実施することが望ましい。

試験開始時に放流したヒメダカについて、農薬曝露による奇形、遊泳阻害³³⁾や死亡個体が見られなかった理由として、両剤の魚類に対する急性影響濃度はそれぞれ105,000~211,000 $\mu\text{g/L}$ (イミダクロプリド)、85~340 $\mu\text{g/L}$ (フィプロニル)であり¹⁷⁾、水田メソコスム内の濃度はこれら急性影響濃度を大きく下回っているためと考える。しかし、魚類の健全性の指標の一つである体サイズ比^{16,19,34)}については、処理区間で比較を行った結果、無処理区と農薬処理区との間で有意な差が見られた。特に、この傾向はイミダクロプリド処理区で顕著に見られた。さらに、体サイズへの影響は、試験開始時に放流された個体に留まらず、次世代の個体にいたるまで、慢性的に影響していた。これは、水中に拡散しやすいイミダクロプリド剤の曝露に伴う餌資源としての動物プランクトンの減少、という間接効果によるもの、もしくは、農薬曝露に対する解毒、代謝に、本来、成長に用いるべきエネルギーコストの一部を転換したことによるものと想定される。

これら実験生態系 (メソコスム) 試験から得られる情報は、生物学的複雑さ、すなわち生物多様性そのものであることから、生物多様性への影響を総合的に評価する手法の一つとして極めて有効であることは疑いないものである。一方、生態系影響評価には多大な労力とコストがかかるのも事実であることから、実用化に向けてはある程度限られたものにならないを得ず、また、データ不足や不確実性に対応可能なリスク解析手法の開発が必要である³⁵⁾。さらに、環境の不確

実性や生物間相互作用等が複雑に絡み合うことで検出・予測が難しい低濃度曝露³⁶⁾に対する評価手法の開発も望まれる。

4. 農薬の物理化学的性状の違いが示すこと

本研究を通じて、物理化学的性状の異なる農薬が、水田における生物多様性に及ぼす影響の違いを明らかにすることができた。水溶性が高く、土壌吸着性の低いイミダクロプリドは、水中浮遊・生活者に対して高い生態影響を及ぼしたが、分解性も早いことから影響は一時的であった。しかし、餌資源としての動物プランクトンの減少に伴う魚類の成長阻害という間接影響を引き起こした可能性が示唆された。一方、疎水性で土壌吸着性の高いフィプロニルは、主に土壌生活者に対して強い負の影響を与え、また、長期残留による慢性影響も見られたが、水中に溶け出す量は微量のため、水中浮遊・生活者に対する影響は相対的に小さいなど、異なる生態影響のカスケード効果を示した。これは、両農薬の物理化学的性状、すなわち水溶性、土壌吸着性や試験生物に対する安全性の違いが、曝露影響の差に結びついた結果と考えられ、実際の野外環境における生態影響を議論するうえでは、化学物質の物理化学的性状の違いによる環境中動態の違いも十分に考慮する必要があることを示したものである⁸⁾。同様の傾向は、Sánchez-Bayo and Goka³⁴⁾において、「ドミノ倒し効果」として報告されている。

おわりに

水田メソコスムを利用した一連の研究により、農薬施用による生態影響を議論するうえで、(1) 農薬の物理化学的性状の違いによる環境中動態と生物の生息域、(2) 水生生物各種の生活史サイクルを考慮した試験期間の設定、および(3) 食物連鎖を介した間接影響、の重要性を示すことができた。

本研究では水田内 (On-farm) における農薬の影響を調べたが、周辺生態系 (Off-farm) における農薬のリスクを把握するための基礎的知見を提供できたと考える。一方、前述の通り生態系は極めて複雑なため、今回対象とした On-farm の生物種が必ずしも、Off-farm の生物種と一致するとは限らず、また、環境も大きく異なる。農薬の真のリスクを評価するためには、それぞれの環境・生態系にフィットした試験方法を個別に整備・開発する必要があると考える。加えて、畑地、果樹園等の陸域農生態系も含めた農薬の生態リスク評価をより高度化し、生物多様性保全に繋げるための手法の確立も進める必要がある。

本研究は国立環境研究所において、国内外の多くの方々との共同研究によって行われた。本研究を遂行するに当たり、国立環境研究所五箇公一主席研究員には終始厚くご指導、ご鞭撻を頂くとともに、同主席研究員室のスタッフ一同には、データ取得から同定に至るまで多大なるご協力を賜った。ここに深く感謝の意を表す。Francisco Sánchez-Bayo 博

士 (The University of Sydney) にはメソコスム研究の試験計画に当たり惜しみないご協力を頂いた。農業環境技術研究所興語靖洋研究コーディネータ、永井孝志主任研究員、横山淳史主任研究員、国立環境研究所林 岳彦主任研究員、および土木研究所真野浩行研究員にはデータ解析等において多大なご助言を頂いた。また、本研究の取りまとめに際し、種々の励ましとご協力を頂いた、日本植物防疫協会上路雅子技術顧問、農業環境技術研究所桐谷圭治名誉研究員、岡山大学中筋房夫名誉教授、日本植物調節剤研究協会竹下孝史専務理事、愛媛大学日鷹一雅准教授、東京農工大学渡邊裕純教授、本林隆講師、宮城大学神宮字 寛准教授、および石川県立大学上田哲行教授に心から感謝の意を表す。なお、本研究の一部は、環境省事業「農薬による生物多様性への影響調査」の補助を受けて行われた。

付 記

本稿のうち主張や考察に関する部分は著者の個人的見解であり、所属組織、や環境省としての見解ではない。

引 用 文 献

- 1) M. J. Swift and J. M. Anderson: "Biodiversity and Ecosystem Function," ed. by E. D. Schulze and H. A. Mooney, Springer, Berlin, pp. 15–41, 1994.
- 2) OECD: "Guidelines for Ecotoxicologic Testing of Chemicals," OECD, Paris, 1982.
- 3) 横山淳史: 農薬誌 **36**, 434–439 (2011).
- 4) 五箇公一, 早坂大亮: 環境毒性誌 **16**, 21–28 (2013).
- 5) Y. Wu, C. Lin and L. Yuan: *Ecol. Indic.* **7**, 768–775 (2007).
- 6) D. Hayasaka, T. Suzuki, T. Nomura, M. Nishiyama, T. Nagai, F. Sánchez-Bayo and K. Goka: *J. Pestic. Sci.* **38**, 44–47 (2013).
- 7) R. A. Pastorok, S. M. Bartell, S. Ferson and L. R. Ginzburg (eds.): "Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Population, Ecosystem and Landscapes," Lewis, Boca Raton, 2001.
- 8) 早坂大亮, 永井孝志, 五箇公一: 生態誌 **63**, 193–206 (2013).
- 9) L. Posthuma, G. W. Suter and T. P. Traas (eds.): "Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology (Environmental and Ecological Risk Assessment)," Lewis Publishers, CRC Press, 2002.
- 10) T. Nagai and A. Yokoyama: *J. Pestic. Sci.* **37**, 233–239 (2012).
- 11) P. J. Campbell, D. J. S. Arnold, T. C. M. Brock, N. J. Grandy, W. Heger, F. Heimbash, S. J. Maund and M. Streloke (eds.): "Guideline Document, Higher-tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides (HARAP)," SETAC-Europe Publication, Brussels, 1999.
- 12) 村岡哲郎: 農薬環境科学 **14**, 7–22 (2006).
- 13) 西條八束, 坂本 充: メソコスム湖沼生態系の解析, 名古屋大学出版会, 愛知, 1993.
- 14) U. Riebesell, K. G. Schulz, R. G. J. Bellerby, M. Botros, P. Fritsche, M. Meyerhöfer, C. Neill, G. Nondal, A. Oschlies, J. Wohlers and E. Zöllner: *Nature* **450**, 545–549 (2007).
- 15) M. Liess and M. Beketov: *Ecotoxicology* **20**, 1328–1340 (2011).

- 16) D. Hayasaka, T. Korenaga, K. Suzuki, F. Saito, F. Sánchez-Bayo and K. Goka: *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **80**, 355–362 (2012).
- 17) 日本植物防疫協会：農薬ハンドブック2011年版，日本植物防疫協会，東京，2011.
- 18) D. Hayasaka, T. Korenaga, K. Suzuki, F. Sánchez-Bayo and K. Goka: *Ecotoxicology* **21**, 421–427 (2012).
- 19) D. Hayasaka, T. Korenaga, F. Sánchez-Bayo and K. Goka: *Ecotoxicology* **21**, 191–201 (2012).
- 20) D. Q. Thuyet, B. C. Jorgenson, C. Wissel-Tyson, H. Watanabe and T. M. Young: *Sci. Total Environ.* **414**, 515–524 (2012).
- 21) H. Watanabe and K. Takagi: *Environ. Technol.* **21**, 1393–1404 (2000).
- 22) D. Q. Thuyet, H. Watanabe, K. Yamazaki and K. Takagi: *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **86**, 548–553 (2011).
- 23) D. P. R. California: "Environmental fate of imidacloprid," (<http://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/pubs/envfate.htm>), 2006.
- 24) A. Colville, P. Jones, F. Pablo, F. Krassoi, G. Hose and R. Lim: *Ecotoxicology* **17**, 173–180 (2008).
- 25) A. L. Downing, K. M. DeVanna, C. N. Rubeck-Schurtz, L. Tuhela and H. Grunkemeyer: *Ecotoxicology* **17**, 539–548 (2008).
- 26) S. Knillmann, N. C. Stampfli, M. A. Beketov and M. Liess: *Ecotoxicology* **21**, 1857–1866 (2012).
- 27) SANCO (Santé des Consommateurs): "Guideline document on aquatic ecotoxicology in the context of the Directive 91/414/EEC," European Commission, Health & Consumer Protection Directorate-General, SANCO/3268/2001 ver.4 (final), Brussels, 2002.
- 28) K. H. Reinert, J. M. Giddings and L. Judd: *Environ. Toxicol. Chem.* **21**, 1977–1992 (2002).
- 29) 早坂大亮，鈴木一隆，是永知子，諸岡（斎藤）歩希，野村拓志，深澤圭太，Sánchez-Bayo F，五箇公一：農薬誌 **38**, 101–107 (2013).
- 30) T. Hanazato and M. Yasuno: *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **19**, 77–83 (1990).
- 31) M. E. DeLorenzo, J. Lauth, P. L. Pennington, G. I. Scott and P. E. Ross: *Aquat. Toxicol.* **46**, 241–251 (1999).
- 32) S. Mohr, M. Feibicke, R. Berghahn, R. Schmiediche and R. Schmidt: *Environ. Pollut.* **152**, 530–542 (2008).
- 33) K. Goka: *Environ. Res. A* **81**, 81–83 (1999).
- 34) F. Sánchez-Bayo and K. Goka: *Environ. Toxicol. Chem.* **25**, 1677–1687 (2006).
- 35) 林 岳彦，岩崎雄一，藤井芳一：生態誌 **60**, 327–336 (2010).
- 36) M. Liess, R. B. Schäfers and C. A. Schriever: *Sci. Total Environ.* **406**, 484–490 (2008).

略 歴

早坂大亮（はやさか だいすけ）

生年月日：昭和52年7月20日

最終学歴：横浜国立大学大学院環境情報学府環境生命学専攻
博士課程後期修了

学位：博士（学術）

職歴：

平成18年4月～平成22年3月 日本工営株式会社環境部技師

平成22年4月～9月 九州産業大学工学部非常勤講師

平成22年4月～平成25年3月 独立行政法人国立環境研究所
特別研究員

平成25年4月～ 近畿大学農学部環境管理学科講師

現在に至る

研究テーマ：

- ・メソコスムを用いた農薬の生態リスク評価
- ・特定外来生物に対する化学的防除の有効性検討
- ・種の機能形質を指標とした攪乱に対する生態系の応答メカニズム 等

研究分野・キーワード：生態学，生態毒性学，環境アセスメント，生態系管理，外来生物防除 等

趣味：ダイビング