

---

**原 著**

---

**神奈川県金目川水系の河川水中における  
ネオニコチノイド系農薬の濃度調査**

梅津麻衣<sup>1)</sup> 寺山隼人<sup>1)2)</sup> 伊藤誠敏<sup>3)</sup> 松本晃一<sup>2)</sup> 塚本秀雄<sup>3)</sup>  
梅本佳納榮<sup>2)</sup> 曲寧<sup>2)</sup> 川上智史<sup>2)</sup> 藤野裕弘<sup>1)</sup> 坂部貢<sup>2)</sup>

1) 東海大学大学院人間環境学研究科

2) 東海大学医学部医学科基礎医学系生体構造機能学領域

3) 東海大学伊勢原研究推進部生命科学統合支援センター

**Concentrations of neonicotinoid in the Kaname  
River system in Kanagawa prefecture.**

Mai Umedu<sup>1)</sup>, Hayato Terayama<sup>1)2)</sup>, Masatoshi Ito<sup>3)</sup>, Koichi Matumoto<sup>2)</sup>,  
Hideo Tsukamoto<sup>3)</sup>, Kanae Umemoto<sup>2)</sup>, Ning Qu<sup>2)</sup>, Satoshi Kawakami<sup>2)</sup>,  
Yasuhiro Fujino<sup>1)</sup>, and Kou Sakabe<sup>2)</sup>

1) Graduate School of Human Environmental Studies, Couse of Human Environmental Studies, Tokai University

2) Department of Anatomy, Division of Basic Medicine, Tokai University School of Medicine

3) Support Center for Medical Research and Education, Tokai University School of Medicine

---

**抄録**

ネオニコチノイド系農薬 (NPs) は水溶性・浸透移行性・残効性に優れているため殺虫剤として非常に多用されている。しかしながら、近年 NPs の散布によって、水中や陸上の生態系に悪影響を及ぼす可能性が指摘されているが、散布された NPs が河川の環境中でどの程度の濃度で検出されるのかを知ることが必要と考えられる。本研究では、2017年4～12月の毎月1回、神奈川県を流れる金目川水系上流から下流にかけて計6地点の河川水を採水し、高速液体クロマトグラフ質量分析装置で NPs の7種の濃度測定を行った。その結果、イミダクロプリド、アセタミプリド、クロチアニジン、ジノテフランの最高濃度がそれぞれ0.836  $\mu\text{g}/\text{L}$ 、0.779  $\mu\text{g}/\text{L}$ 、0.482  $\mu\text{g}/\text{L}$ 、0.373  $\mu\text{g}/\text{L}$  で検出され、農業協同組合が提示している農薬暦に従った NPs が環境基準値以下で検出された。NPs の使用量は世界的に減少方向であるのに対し、日本は世界と逆行した動きがある。そのため、今後も継続した調査が必要である。(臨床環境 27: 47-55, 2018)

---

《キーワード》ネオニコチノイド系農薬、河川水、生態系、毒性、環境

---

受付：平成30年9月25日 採用：平成31年4月17日

別刷請求宛先：寺山隼人

東海大学医学部基礎医学系生体構造機能学

〒259-1193 神奈川県伊勢原市下糟屋143

## Abstract

Neonicotinoid pesticides (NPs) are neurotoxic. They are highly effective as insecticides owing to their water solubility, permeability, and residual effectiveness. However, recently, various problems caused by NPs have been reported. They inflict damage to land-dwelling creatures, such as mammals and birds, as well as to underwater ecosystems. Therefore, it is important to determine the residual concentration of NPs in the environment. In this study, the concentration of NPs was monitored in the Kaname River system, which flows through agriculturally active areas in the Kanagawa Prefecture. River water was obtained from six points along the Kaname River from the upstream to the downstream once per month from April to December 2017. The concentrations of NPs in the samples were determined using liquid chromatography-mass spectrometry. Among the seven NP species, the highest detected concentrations of imidacloprid, acetamiprid, clothianidin, and dinotefuran were 0.836  $\mu\text{g/L}$ , 0.779  $\mu\text{g/L}$ , 0.482  $\mu\text{g/L}$ , and 0.373  $\mu\text{g/L}$ , respectively. In addition, they matched the family of NPs sprayed in Kanagawa Prefecture. All the above NP species concentrations detected from the Kaname River system were lower than the environmental standard values; however, continued monitoring is still considered necessary.

(Jpn J Clin Ecol 27 : 47 – 55, 2018)

---

《Key words》 neonicotinoid pesticide, river water, ecosystem, toxicity, environment

---

## I. はじめに

農薬とは、「農作物等を害する菌、線虫、ダニ、ネズミやその他の動植物、またはウイルスの防除に用いられる殺菌剤、殺虫剤、除草剤やその他の薬剤、ならびに農作物の生理機能の増進や抑制に用いられる成長促進剤、発芽抑制剤などの薬剤」と定義されており、その使用目的によって殺菌剤、殺虫剤、除草剤などに分類される<sup>1)</sup>。農薬使用の普及は農産物の安定供給、労働力の省力化などに多大な貢献をしてきたが、標的害虫以外への毒性や河川の汚染問題も指摘されるようになった<sup>2)</sup>。散布された農薬の一部は土壤中の水の流れに伴い河川や海などの環境中に流出し、大気中に浮遊したものは降雨と共に地上に落下し水系に流入する。さらに、水田で使用された水稲用農薬においては、水田と河川等が農業用水路を通じて直結しているため、水田からの排水等によって河川に直接流入しやすい状況にある<sup>2-3)</sup>。過去には、有機塩素系殺虫剤である DDT (Dichloro-Diphenyl-Trichloroethane) を散布したことで昆虫に蓄積および残留し、それを鳥などが食べることで生物濃縮による問題などが報告<sup>4-6)</sup>され、農薬の環境基準値は大幅に改定された。1990年代から7種類 (イミダクロプリド、アセタミプリド、ニテン

ピラム、クロチアニジン、チアメトキサム、チアクロプリド、ジノテフラン) のネオニコチノイド系農薬が開発され、現在最も使用されている農薬の一つである。この農薬は神経毒を持ち、浸透移行性・水溶性・残効性に優れているため殺虫剤として非常に効果が高い<sup>7)</sup>。そのため、農薬としてだけでなく、シロアリ駆除のための家庭用殺虫剤や建築材、ペットのノミ取りなど多くの用途がある。しかしながら、2006年秋以降アメリカで人工飼育されているミツバチが大量死したり大量失踪する蜂群崩壊症候群 (Colony Collapse Disorder : CCD) が報告され、こうした被害は世界的に広がり、ネオニコチノイド系農薬が CCD の原因の一つであると報告された<sup>8-10)</sup>。また、鳥の餌となる昆虫がネオニコチノイド系農薬によって減少し、鳥の個体数の減少に影響する事も示唆された<sup>11)</sup>。さらに、マウスの実験では、ネオニコチノイド系農薬の投与によって、血清テストステロンの低下や出生児数の低下などの悪影響を及ぼすこと等が示唆されている<sup>12-13)</sup>。また、トンボの研究において早坂らは、「殺虫剤が土壤中に残留することで、底泥もしくは土壌表層を生息場とする多くの水生生物が汚染に曝露されることや、トンボの餌資源であるユスリカ類の幼虫が減少するなど、水生生

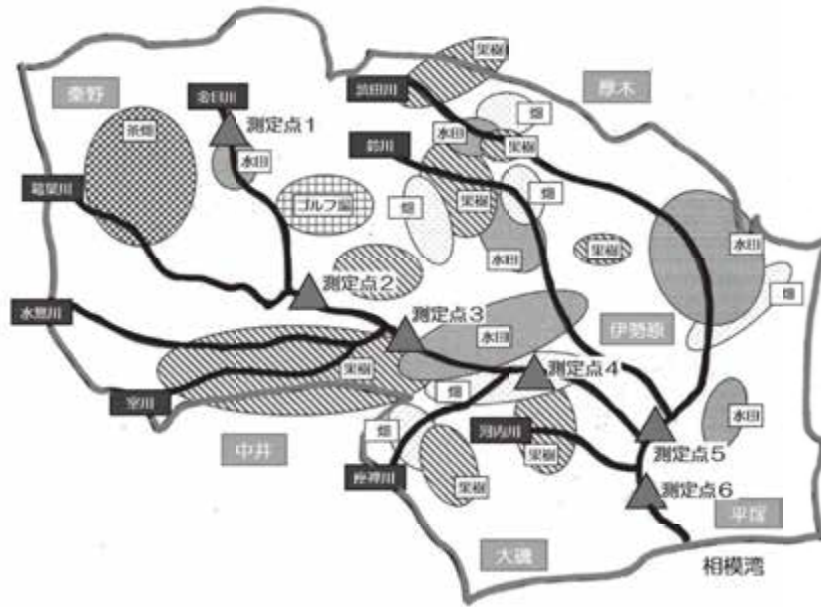


図1 採水地点と周辺の土地利用図

物にも悪影響を及ぼしている。」と報告した<sup>14)</sup>。したがって、陸上だけでなく水中の生態系にも多大なネオニコチノイド系農薬による影響が懸念される。水生生物は、環境の変化に敏感であり、場所により存在する生物の種類が異なり、魚類や鳥類の餌資源としても重要であることから水生生態系を維持するために重要な役割を担っている<sup>15)</sup>。農薬や人為的な生息環境の悪化などによる影響も受けやすく、畑や果樹園、水田などが周辺に多い河川では農薬による水生生物への影響が顕著に表れる可能性が高くなると考えられる。したがって、河川水中のネオニコチノイド系農薬の濃度の把握は重要である。

本調査の対象とした金目川水系が流れる伊勢原市・秦野市・平塚市・大磯町は、神奈川県の中でも特に米や果樹・生花栽培などの農業が盛んな地域である。しかしながら、神奈川県において、一級河川である相模川や鶴見川はネオニコチノイド系農薬の河川水中濃度を調査されているが、二級河川である金目川水系は調査されていない。

これらのことから本研究では、金目川水系の河川水中のネオニコチノイド系農薬を2017年4月から12月の9ヵ月間の濃度調査を実施し、河川水中

の存在実態を明らかにすることを目的とした。また、農薬散布時と農薬非散布時との濃度変化の比較も合わせて考察を行った。

## II. 対象と方法

### 1. 調査対象

神奈川県伊勢原市・秦野市・平塚市・中郡大磯町を流れる二級河川の金目川水系を対象とし、金目川本川より5地点、支川より1地点の計6地点を上流から測定点1とし最下流の測定点6まで選定した(図1)。各測定点の選定に関しては、河川の周辺地域の利用状況を確認し、支川の合流した後の地点を採水することで支川を含めた河川の状況が把握できる地点とした。測定点1は本川の最上流地点(図2a)、測定点2は葛葉川との合流後の地点(図2b)、測定点3は水無川と室川の合流後の地点(図2c)、測定点4は座禅川の合流後の地点(図2d)、測定点5は支川の鈴川で、渋田川の合流後の地点(図2e)、測定点6は河内川の合流後で本川である金目川水系の最下流地点である(図2f)。金目川の上流域(測定点1や2)では、茶畑や果樹園、水田、ゴルフ場などが広がり、中流域(測定点3や4)には果樹園や水田、



図2 採水地点の写真

畑などが広がっており、下流域（測定点5や6）には市街地が広がる。

## 2. 測定対象

水温、水深、水素イオン濃度（pH）とネオニコチノイド系農薬であるイミダクロプリド、アセタミプリド、ニテンピラム、クロチアニジン、シアメトキサム、チアクロプリド、ジノテフランの計7種を測定した。

## 3. 調査方法

1ℓポリボトル（瑞穂化成工業、大阪）を用い、一地点ごと河川水の上層と川底に近い下層の二つの部分から採水した。水深は直尺シルバー（シンワ測定、三条）を用いて測定した。水温とpHの

測定はガラス電極式水素イオン濃度指示計（HORIBA、京都）を用いて採水後すぐに行った。その後、採水した河川水はネオニコチノイド系農薬の測定まで冷凍保管（ $-20^{\circ}\text{C}$ ）した。採水期間は2017年4月から12月の計9ヶ月間毎月1回実施した。また、散布されたネオニコチノイド系農薬の降雨により土壤中や大気中、河川水中に流出するという報告があるため、調査日前日に雨が降った場合調査を中止した<sup>16)</sup>。環境基準値（水産PEC）は環境省から出ている水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準として環境大臣が定める基準の設定に関する資料から引用し、表1にまとめた<sup>17)</sup>。

#### 4. ネオニコチノイド系農薬の定量

解凍した河川水試料を300 ml ずつに分け、ろ紙 (QUALITATIVE FILTER PAPER No.101, ADVANTEC、東京) を用いて夾雑物を除去した。試料水に内部標準物質としてクロチアニジン d<sub>3</sub> (富士フイルム和光純薬、大阪) を 5 ng/ $\mu$ l となるように添加した。抽出には固相抽出法を用いた。固相カートリッジ (Oasis HLB Plus, Waters、東京) を用い、高速液体クロマトグラフ用メタノール (富士フイルム和光純薬) を 5 ml、Milli-Q 水を 5 ml の順で洗浄及びコンディショニングし、試料水300 ml を通水した。その後、5 %メタノール 5 ml で洗浄した後、メタノール 5 ml で抽出した。抽出液を窒素気流下で 1 ml まで濃縮し、液体クロマトグラフ質量分析計 (LC-MS、SHIMAZU、京都) を用いて測定を行った。なお、河川水の上層と下層での有意差は見られなかったため平均した値を用いた。

表1 環境基準値 (水産 PEC)

成分名	水産PEC ( $\mu$ g/L)
イミダクロプリド	1.0
アセタミプリド	1.1
クロチアニジン	0.79
チアメトキサム	0.58
チアクロプリド	0.45
ジノテフラン	9.0
ニテンピラム	6.0

#### III. 結果

調査地点近くの3か所の外的環境である水温、水深、pH について、神奈川県環境農政部大気水質課から発表されている神奈川県水質調査年表<sup>18)</sup>を用いて、小田急鉄橋、立堀橋、花水橋地点の過去10年間の平均値と比較した (表2)。水温は、最大でも  $\pm 3$  °C の違いで大きな変化は見られなかった。水深は、最も差があるところでは 24.7 cm の差が見られた。pH に関しては過去10年間7から8の値であり、大きな変化は見られなかった。

表3a~fにネオニコチノイド系農薬の河川水中濃度について、地点と採取月を示してまとめた。イミダクロプリド、アセタミプリド、ジノテフランは上流域ではほぼ検出されず、下流域の方が検出濃度は高かった。それぞれの最大検出濃度は、6月の測定点6で0.836  $\mu$ g/L、7月の測定点6で0.779  $\mu$ g/L、8月の測定点6で0.373  $\mu$ g/Lであった。ニテンピラムとチアクロプリドにおいては全ての地点、及び採水月においてほぼ検出されなかった。クロチアニジンは、最上流である測定点1以外のすべての地点で検出された。最大検出濃度は5月の測定点4で0.482  $\mu$ g/Lであった。チアメトキサムは、全ての調査地点及び採水月においても大きな変化はなかった。4月、5月においてはクロチアニジンのみ測定点1以外の地点で検出され、4月で最も高い値は測定点4の0.372  $\mu$ g/Lであり、5月で最も高い値は測定点4の0.482  $\mu$ g/Lであった。6月はイミダクロプリドとクロチアニジンがそれぞれ測定点6の0.836  $\mu$ g/L、測定点5の0.472  $\mu$ g/L 検出され、6月に検

表2 金目川水系における水温、水深、pH の過去10年間との比較

	本調査			神奈川県水質調査 <sup>18)</sup>		
	測定点3	測定点5	測定点6	小田急鉄橋	立堀橋	花水橋
水温(°C)	20.0	21.6	21.8	19.5	19.7	19.0
水深(cm)	37.7	49.0	41.7	38.9	49.0	66.4
pH	8.3	7.9	8.1	7.9	7.5	7.6



表3 ネオニコチノイド系農薬の河川水中濃度

a: 測定点1											
成分名 (μg/L)	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月		
イミダクロプリド	0.003	0	0.001	0	0	0	0	0	0		
アセタミプリド	0.009	0	0.002	0.018	0.005	0.002	0.046	0.007	0.039		
クロチアニジン	0.004	0	0	0	0	0	0.004	0	0		
ジノテフラン	0.002	0	0	0	0	0	0	0	0		
チアメトキサム	0.0006	0	0	0	0	0.0008	0.0005	0.005	0		
チアクロプリド	0.0008	0	0.0008	0	0	0	0	0.0003	0		
ニテンピラム	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

b: 測定点2											
成分名 (μg/L)	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月		
イミダクロプリド	0.006	0	0.22	0.011	0.051	0.009	0	0	0.002		
アセタミプリド	0.007	0	0.002	0.001	0.008	0.002	0.336	0	0.002		
クロチアニジン	0.283	0.284	0.191	0.055	0.10	0.10	0.168	0.086	0.08		
ジノテフラン	0.001	0	0.003	0.003	0	0.005	0.038	0.011	0		
チアメトキサム	0.003	0	0.002	0.003	0.007	0.008	0.017	0.017	0		
チアクロプリド	0.0009	0	0.0008	0.0004	0	0	0	0	0		
ニテンピラム	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

c: 測定点3											
成分名 (μg/L)	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月		
イミダクロプリド	0.008	0	0.006	0.005	0.041	0.007	0.002	0	0.0009		
アセタミプリド	0.004	0	0.011	0.0002	0.006	0.0008	0.014	0	0.004		
クロチアニジン	0.22	0.205	0.097	0.044	0.09	0.075	0.125	0.092	0.057		
ジノテフラン	0.005	0	0.002	0.003	0	0.008	0.036	0.023	0.0007		
チアメトキサム	0.003	0	0.0006	0.003	0.008	0.007	0.018	0.018	0		
チアクロプリド	0.003	0	0.0006	0.0002	0	0	0	0	0		
ニテンピラム	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

d: 測定点4											
成分名 (μg/L)	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月		
イミダクロプリド	0.023	0.017	0.289	0.143	0.203	0.049	0.008	0	0.007		
アセタミプリド	0.008	0	0.009	0.001	0.003	0.022	0.047	0	0.004		
クロチアニジン	0.372	0.482*	0.107	0.064	0.451	0.158	0.138	0.116	0.042		
ジノテフラン	0.013	0	0.012	0.011	0.029	0.023	0.044	0.027	0.01		
チアメトキサム	0.01	0	0.003	0.006	0.197	0.01	0.019	0.029*	0		
チアクロプリド	0.002	0	0.0005	0	0	0	0	0.009	0		
ニテンピラム	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

e: 測定点5											
成分名 (μg/L)	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月		
イミダクロプリド	0.038	0.032	0.735	0.028	0.348	0.033	0.024	0	0.008		
アセタミプリド	0.01	0	0.002	0.304	0.007	0.001	0.095	0	0.005		
クロチアニジン	0.083	0.394	0.472	0.175	0.263	0.065	0.126	0.147	0.045		
ジノテフラン	0.034	0	0.017	0.008	0.114	0.035	0.287	0.009	0.018		
チアメトキサム	0.009	0	0.0008	0.004	0.073	0.01	0.058	0.053	0		
チアクロプリド	0.006	0	0.001	0.003	0	0	0	0.001	0		
ニテンピラム	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

f: 測定点6											
成分名 (μg/L)	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月		
イミダクロプリド	0.026	0.035	0.836*	0.373	0.458	0.348	0.012	0	0.016		
アセタミプリド	0.01	0	0.005	0.779*	0.008	0.323	0.159	0.012	0.002		
クロチアニジン	0.271	0.334	0.422	0.206	0.334	0.398	0.141	0.07	0.041		
ジノテフラン	0.018	0	0.023	0.013	0.373*	0.342	0.104	0.132	0.032		
チアメトキサム	0.008	0	0.007	0.011	0.073	0.313	0.038	0.039	0		
チアクロプリド	0.003	0	0.001	0.003	0	0	0	0.006*	0		
ニテンピラム	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

\* : 各測定点および採水月の中で各種ネオニコチノイド系農薬の最高濃度

出された中では高い値だった。7月は、アセタミプリドとイミダクロプリド、クロチアニジンがそれぞれ測定点6の0.779 μg/L、測定点6の0.373 μg/L、測定点6の0.206 μg/L 検出され、7月に検出された中では高い値だった。8月はイミダクロプリドとジノテフラン、クロチアニジンがそれぞれ測定点6の0.458 μg/L、測定点6の0.373 μg/L、測定点6の0.334 μg/L 検出され、8月に検出された中では高い値だった。9月は、ネオニコチノイド系農薬7種全てほとんど検出されなかった。10月はアセタミプリドとジノテフラン、クロチアニジンがそれぞれ測定点2の0.336 μg/L、測定点5の0.287 μg/L、測定点6の0.141 μg/L 検出され、10月に検出された中では高い値だった。11月の最高濃度はクロチアニジンの測定点5の0.147 μg/Lであった。12月においてはネオニコチノイド系農薬7種全てほとんど検出されなかった。また、測定点5のみ支川の鈴川を採水地点としたが、他の地点と比べると濃度が高かった。

#### IV. 考察

本研究において、水温、pHは、過去10年間の平均値と比較したが、大きな相違は見られなかった。水深については、本研究の調査地点（測定点6）と神奈川県水質調査地点（花水橋）で最大24.7 cmの差が見られたが、本研究で調査している地点と神奈川県水質調査地点が同じではないこと、金目川水系は漁業権がなく農業用水への利用のため人為的な流路変更が行われていること、また、月ごとの降水時の河流による川底の変化などを考慮すると誤差範囲と思われる。したがって、採水時の金目川水系の状況は過去10年と比較しても平年の変化内であったと考えられる。

検出されたネオニコチノイド系農薬の中でイミダクロプリド、アセタミプリド、クロチアニジン、ジノテフランの4種が6月、7月、8月、10月の各採水月の中で高い値で検出された。また、下流域で他の流域より高い値が検出されたことから中流域で多く使用された農薬が流れ込むことが考え

られた。調査結果と環境基準値を比較すると全て環境基準値以下であった。チアクロプリドとニテンピラムはどの地点においてもほぼ検出されなかった。

水田で使用された水稻栽培用の農薬は、水田と河川等が農業用水路を通じて直結しているため、水田からの排水等によって河川に直接流入しやすい状況にある。そのため、水稻栽培における農薬散布による影響が特に大きいと考えられた。水稻栽培における農薬散布では、金目川水系が流れている神奈川県伊勢原市・秦野市・平塚市・中郡大磯町の4つの地域で使用される農薬とその農薬を散布する暦を農業協同組合 (Japan Agricultural Cooperatives : JA) が提示しており、事業者はそれに従って農薬散布を行っている。5月下旬から6月にかけての育苗時ではイネミゾウムシ、ツマグロヨコバイ、ウンカ類、イネアザミウマに適応するイミダクロプリドを使用する。6月から7月にかけてはいもち病、ウンカ類、イネアザミウマに適応するイミダクロプリド、カメムシ類に適応するクロチアニジンを使用し、7月下旬から8月の出穂期ではカメムシ類、ウンカ類、ツマグロヨコバイ、ニカメイチュウに適応するジノテフラン、カメムシ類に適応するアセタミプリド、クロチアニジンを使用し、10月の収穫期ではカメムシ類に適応するアセタミプリド、ジノテフランを使用するよう提示している<sup>19)</sup>。本研究でネオニコチノイド系農薬7種のうち、農薬散布時期である6月、7月、8月、10月で検出されたイミダクロプリド、アセタミプリド、クロチアニジン、ジノテフランの4種は水稻栽培において農協が使用を推奨しているものであるため他と比べ使用量も多くなり検出濃度が高くなったと考えられた。また、チアクロプリドとニテンピラムは病害虫防除基準<sup>19)</sup>に記載はなく、推定国内流通量もネオニコチノイド系農薬7種の中で少ないため、どの地点においても検出されなかったと考えられた。一方、畑や果樹園、ゴルフ場などにおける農薬散布は決められたものがなく事業者任せられている。事業者は神奈川県の農業技術センターが提供している病害虫発生予測などの情報<sup>20)</sup>を参考に、その都

度適応するものを選択し使用している。本研究結果ではクロチアニジンが、4月、5月の測定点4でも比較的高い値で検出されている。農業技術センターの病害虫情報によると、梨・柿において赤星病や黒星病、カメムシ、うどんこ病などが発生する可能性があるとされており、クロチアニジンは黒星病やカメムシ類、うどんこ病などに効果があることから、水稻栽培以外にも柿や梨などの果樹園で多く使用されていると考えられる。測定点4の周辺や支流である座禅川周辺で、クロチアニジンのみが高濃度で検出されたことも、同流域に果樹園が多くあることで説明できるであろう。

各採水地点の中で測定点6は最も検出濃度が高い値となった最下流であり、それは支流の合計によるだけでなく、中流域の調査地点周辺で特に田畑や果樹園が多くあり、そこで使用された農薬が下流域に流れ込むためと考えられる。また、測定点5の値が他の地点より比較的高く検出された理由としては、鈴川や渋田川の周辺が特に水稻栽培や畑、果樹などのバラエティーに富んだ農業が盛んであるため、それに伴い散布月の農薬の種類や使用量も多くなったためであると考えられる。また、測定点2についてアセタミプリドが比較的高い値で検出された。アセタミプリドは芝で発生するヨトウやツトガ、コガネなどの害虫に適しており<sup>21)</sup>、測定点2の周辺にあるゴルフ場で使用されていると考えられる。従って農薬の検出の多様性は、果樹園が周辺に多くある測定点4でクロチアニジンの検出が多いことなども含めて、調査地点周辺の土地利用に起因することが考えられる。

測定結果が環境生態系への安全性を検討するために、環境基準値 (水産 PEC)<sup>17)</sup>と最大検出濃度を比較したが、すべて基準値以下であった。しかしながら、イミダクロプリド、アセタミプリド、クロチアニジンは検出濃度が高い3種であり、環境基準値に迫る値であった。環境基準値はここ数年で数回にわたり検討、改訂されており、2016年ではジノテフランの基準値が2,400  $\mu\text{g}/\text{L}$  に対して2018年では9.0  $\mu\text{g}/\text{L}$  になるなど<sup>22)</sup>、大幅に低い値に改定されている。そのため今後も値が改定されることが見込まれ、河川水中の濃度状況を把

握する必要がある。

本研究で実施した金目川の調査結果と、過去に調査が行われている神奈川県を流れる相模川<sup>16)</sup>と鶴見川<sup>23)</sup>の調査結果をそれぞれの最大検出濃度と比較すると、相模川はイミダクロプリドが0.104  $\mu\text{g/L}$ 、アセタミプリドが0.023  $\mu\text{g/L}$ 、クロチアニジンが0.085  $\mu\text{g/L}$ 、チアメトキサムが0.202  $\mu\text{g/L}$ 、チアクロプリドが0.002  $\mu\text{g/L}$ 、ジノテフランが0.373  $\mu\text{g/L}$ であり、鶴見川はイミダクロプリドが0.182  $\mu\text{g/L}$ 、アセタミプリドが0.054  $\mu\text{g/L}$ 、チアクロプリドが0.181  $\mu\text{g/L}$ という結果であるのに対して、金目川はイミダクロプリドが0.836  $\mu\text{g/L}$ 、アセタミプリドが0.779  $\mu\text{g/L}$ 、クロチアニジンが0.482  $\mu\text{g/L}$ 、チアメトキサムが0.197、チアクロプリドが0.008  $\mu\text{g/L}$ 、ジノテフランが0.373  $\mu\text{g/L}$ と、チアメトキサムとチアクロプリド以外の5種で相模川や鶴見川の河川結果より金目川の方が最大検出濃度に関しては高い値で検出されていることが分かった。金目川は神奈川県の中でも特に農業が盛んな地域である秦野市、伊勢原市、平塚市を流れており主に農業用水の水源として利用されている。農業用水とは、農耕に必要な水を人口的に供給するための水路である。水稻栽培では、田植えの給水のため河川から水を入れる。そして、田植え後約3～4週間目に行う中干し期、収穫前の落水時に排水を河川に流す。そのため、排水に混ざって使用された農薬が多いほど河川に流れる量も多くなると考えられる。それぞれの河川が流れる地域の田畑の合計面積を概算すると<sup>24)</sup>、相模川は1 km<sup>2</sup>あたり2.9 ha なのに対して鶴見川は16.4 ha、金目川は21.4 ha と田畑が多く存在し、それに伴って農薬の使用量も多くなり、河川に流出したと考えられる。

ネオニコチノイド系農薬に対する世界的な動向は、本農薬の使用を減少させる方針であることに対して、日本は2015年にクロチアニジンとアセタミプリド、2016年にはチアメトキサムの食品残留基準値を最大で2000倍など殺虫効果を高めるため大幅に緩和する動きがあり<sup>25)</sup>、世界とは逆行している。一方で日本の環境基準値は新たに見直されより厳しい値となっている側面もある。これらの

ことを踏まえ、現在環境基準値以下であっても継続したモニタリングが必要であると考えられる。

## 利益相反

本研究の内容に関連して開示すべき利益相反事項はない。

## 謝辞

稿を終えるにあたり、様々な情報を提供して下さった神奈川県、伊勢原市、平塚市、秦野市、大磯町の関連職員の皆様および農業協同組合 (Japan Agricultural Cooperatives : JA) の皆様に深謝します。また、東海大学医学部基礎医学系生体構造機能学領域の田中理先生、隅山香織先生、古谷祐生子秘書および東海大学教養学部人間環境学科自然環境課程の日比慶久先生、小栗和也先生、内田晴久先生、室田憲一先生の協力・支援に深謝します。なお、本研究は科学研究費・基盤研究 C (18K10031)、アクトビヨントラスト公募助成 (ネオニコチノイド系農薬問題)、東海大学連合後援会研究助成により遂行することができました。

## 文献

- 1) 佐藤仁彦. 農薬学. 朝倉書店, 東京, 2003, pp8.
- 2) Iwafune T, Inao K, et al. Behavior of paddy pesticides and major metabolites in the Sakura River, Ibaraki. *J Pestic Sci* 35: 114-123, 2010
- 3) 石原悟. 河川生態系の一次生産性に及ぼす除草剤の影響評価手法開発農薬環境技術研究所報告書 25 : 1-6, 2008
- 4) Ratcliffe DA. Decrease in eggshell weight in certain birds on prey. *Nature* 215: 208-210, 1967
- 5) Ian N, Bogan JA. Organochlorine residues, eggshell thinning and hatching success in British Sparrowhawks. *Nature* 249: 582-583, 1974
- 6) Cade TJ, Lincer JL, et al. DDE residues and eggshell changes in Alaskan falcons and hawks. *Science* 172: 955-957, 1971
- 7) Simon-Delso N, Amaral-Rogers V, et al. Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. *Environ Sci Pollut Res* 22: 5-34, 2015
- 8) Henry M, Beguin M, et al. A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science* 336: 348-350, 2012
- 9) Whitehorn PR, O' Connor S, et al. Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and



- queen production. *Science* 336: 351-352, 2012
- 10) Gill RJ, Ramos-Rodriguez O, et al. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491: 105-108, 2012
- 11) Hallmann CA, Foppen RPB, et al. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511: 341-343, 2014
- 12) Burke A, Niibori Y, et al. Mammalian susceptibility to a neonicotinoid insecticide after fetal and early postnatal exposure. *Sci Rep* 8: 16639, 2018
- 13) Terayama H, Ning Q, et al. Effect of acetamiprid on the immature murine testes. *Int J Environ Res Public Health* 28: 683-696. 2018
- 14) Hayasaka D, Suzuki K, et al. Effects of two successive annual treatments of two systemic insecticides, imidacloprid and fipronil, on dragonfly nymph communities in experimental paddies. *J Pestic Sci* 38: 101-107, 2013
- 15) 川合 禎次. 日本産水水生昆虫-科・属・種への検索-第二版. 東海大学出版部, 東京, 2018. pp1-10.
- 16) Sato M, Uemura H, et al. Survey of pesticide concentrations, including neonicotinoids, in the Sagami River, Its tributaries and tap water. *J Soc Water Environ* 39: 153-162, 2016
- 17) 水産動植物の被害防止に係る農薬登録基準値として環境大臣が定める基準の設定に関する資料  
<http://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun.html>  
 (2018.8.9)
- 18) 神奈川県水質調査年表 (平成 28 年度) 神奈川県ホームページ  
<http://www.pref.kanagawa.jp/docs/b4f/suisitu/nenpyo2016.html> (2018.8.10.)
- 19) 秦野市農業協同組合, 2017 年度作物別病害虫防除基準. 神奈川県, 2017
- 20) 病害中発生予察情報 - 神奈川県ホームページ  
<http://www.pref.kanagawa.jp/docs/cf7/cnt/f450002/p1124195.html> (2018.8.9)
- 21) 芝害虫適用農薬一覧 (殺虫剤)  
<http://www.midori-kyokai.com/pdf/shiba-mushi.pdf>  
 (2018.8.9)
- 22) 水産動植物の被害防止に係る農薬登録基準値として環境大臣が定める基準の設定に関する資料 ジノテフラン  
[http://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun/rv/350dinotefuran\\_1.pdf](http://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun/rv/350dinotefuran_1.pdf) (2018.8.9)
- 23) 鎌田素之, 川寄悦子, 他. 鶴見川における新たな農薬類の実態調査, 第 49 回日本水環境学会年会講演集. 2015. pp82
- 24) 農林水産省-わがマチ・わがムラー  
<http://www.machimura.maff.go.jp/machi/>  
 (2018.8.15)
- 25) アセタミプリドとクロチアニジンの残留基準値変更  
<https://www.actbeyondtrust.org/wp-content/uploads/2015/05/neonico20150521.pdf> (2018.8.15)