パッシブサンプリング法による環境水中の除草剤（農薬）のモニタリング

地方独立行政法人
大阪府立環境農林水産総合研究所
矢吹　芳教
野呂　和嗣
伴野　有彩

はじめに

農薬は，農作業の省力化，農作物の生産性向上および安定的な供給のための不可欠な資材であり国内外の農耕地等で多く使用されている。近年，殺虫剤や殺菌剤の出荷量が減少の一途をたどる中で，除草剤の出荷量は2010年付近を底として，上昇傾向にある。農耕地等に散布された農薬は農作物，樹木あるいは土壌に付着するだけでなく，一部は降雨等により田面水や土壌を経て河川や湖沼のような水環境へ非意図的に輸送される。このため，農薬は環境水中での検出事例が最も多い化学物質のひとつとなっている。

農薬使用にかかる安全性については，農薬取締法や食品衛生法などの法律により農薬の使用基準や作物残留基準が設定され，また環境基本法により，人への健康影響を考慮した水環境中での農薬濃度基準値が定められている。さらに，農薬取締法における農薬の登録を認める判断基準として，水域の生活環境動植物の被害防止に係る農薬登録基準（2021年4月26日現在447農薬）及び水質汚濁に係る農薬登録基準（2021年4月26日現在341農薬）が定められている（環境省ホームページ）。環境中へ排出される農薬は，生態系あるいは人の健康に影響を及ぼす恐れがあることから，その影響を適切に評価・管理するため，水環境モニタリングおよび農薬使用実態に基づく予測によって環境中濃度を正確に把握する必要がある。

従来，農薬を含む環境水中の化学物質濃度モニタリングはグラブサンプリング（grab sampling: GS）法によって実施されてきた。GS法は環境水をガラスあるいはポリ容器等に一定量（約1L程度）採取して持ち帰り，実験室で固相カラムによる濃縮および分析妨害成分の除去を行い，ガスクロマトグラフや液体クロマトグラフなどで定量する。GS法は，スポットサンプリング（spot sampling）とも称される方法で，採水時の化学物質の正確な濃度が得られる。しかし，化学物質の一時的・突発的な流出時にサンプリングを実施できなかった場合，それらの農薬は捕捉できない。特に農薬には田植の時期に集中的に施用される除草剤や病害虫の発生に応じて散布する殺虫剤および殺菌剤など，様々な剤型・使用法があり，農薬の種類によって使用される地域･時期は大きく異なること，水環境への農薬の流出は降雨などの気象条件に依存することから，水環境中で検出される農薬濃度は期間の短いスパイク状であることが多い。したがって，GS法で農薬の環境水中の濃度変化を正確に捉えるためには，高頻度サンプリングを長期に渡って継続しなければならず，多大なコストと労力が必要となる。例えば，我々は，大阪府の南河内地域の河川において水田施用除草剤を中心に様々な農薬を10年以上モニタリングしているが，濃度実態の正確な把握のため，農薬が頻繁に検出される時期（初夏～）には3回／週のGS法によるサンプリングを実施している（環境省ホームページ）。環境水中において高頻度で検出される除草剤はプレチラクロール，ブタクロールおよびブロモブチドなど主に移植前後に水田に施用される剤である（環境省ホームページ；Iwafune *et al*. 2010）。

近年，GS法のデメリットを解消できる手法として，受容相(吸着剤)を水環境中に静置・暴露し，吸着した化学物質の質量からその濃度を算出できるパッシブサンプリング(passive sampling: PS)法が注目を集めている。本稿では，環境水中の農薬のモニタリング方法として研究が進みつつあるPS法について，その概説，研究例および今後の発展性や課題について紹介する。

1. パッシブサンプリング法の概要と理論

PS法を環境水の化学物質モニタリングへ応用するための研究は1990年代から米国，EU諸国およびオーストラリアを中心に行われ，2000年以降に国際誌に掲載された論文数は年々増加の一途を辿っている。それらの対象物質は，極性有機化学物質（極性農薬や医薬品など），非極性有機化学物質（非極性農薬，多環芳香族炭化水素およびポリ塩化ビフェニルなど）のような有機化学物質や金属イオンまで多岐にわたっている（Gimpel *et al*. 2003; Zhang and Davison 1995; Verweij *et al*. 2004; Harman *et al*. 2008）。

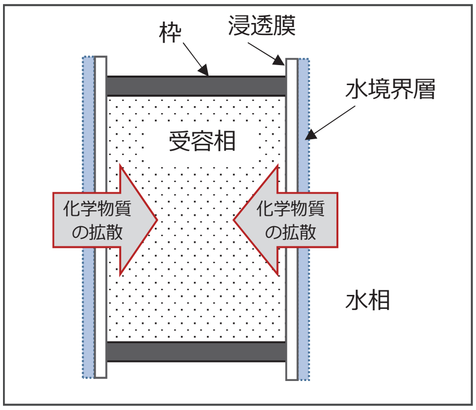

図 -1　パッシブサンプラーの構成の概略図

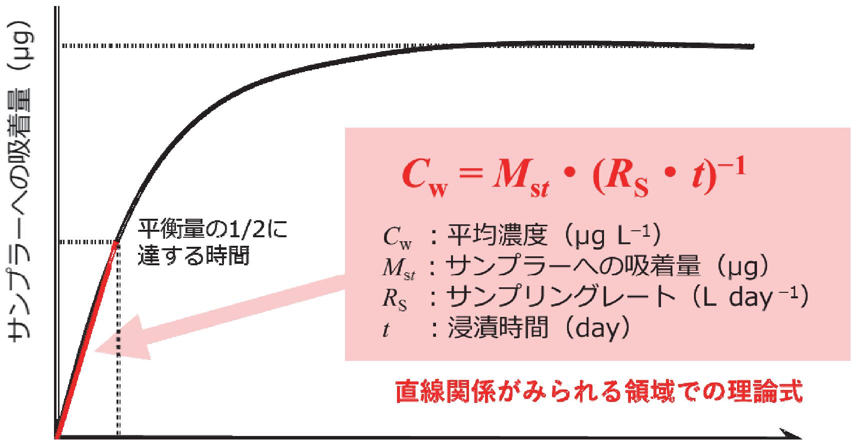

図 -2　目的物質のサンプラーへの吸着量の時間変化

PS 法は，平衡型とキネティック型との 2 種類に大別される。平衡型 PS 法は，環境水中の化学物質濃度と受容相への吸着量とが短期間で平衡に達する場合に吸着量と平衡定数を用いて環境水中の濃度を逆算することができ，濃度変化の少ない環境での使用が有効である。キネティック型 PS 法は，サンプラー内の受容相中に環境水中の化学物質を徐々に蓄積するため，校正試験によって吸着速度を算出しておけば，受容相への吸着量から時間加重平均濃度（time-weighted average: TWA）を算出できる（Vrana *et al*. 2005）。一般的に，TWA の算出が可能なキネティック型 PS 法は化学物質濃度が変動する河川水等のモニタリングに広く使用されていることから，本稿ではこのキネティック型 PS 法について解説する。

パッシブサンプラーの構成の概略図を図 -1 に示す。サンプラー内部の受容相は膜によって環境水と隔てられており，膜を透過した溶存物質のみが受容相に到達・吸着される。PS はサンプラー内部と外部の濃度勾配による拡散が化学物質の受容相への輸送を支配していることから，受容相への吸着量の時間変化は図 -2 に示す関係となる。吸着量の時間変化は 1 次反応速度式に従うことが知られており，また，最大吸着量の半値までは吸着量の時間変化を直線近似できる (式 (1))。この半値までの期間を直線範囲 (linear range: LR) と呼び，キネティック型 PS 法はこの LR 内でサンプリングを行う。

$$C = M \cdot (R_s \cdot t)^{-1} \qquad (1)$$

ここで，C (μ g/L) は環境水中の化学物質濃度, M (μ g) は吸着量, Rs (L/d) はサンプリングレート，t (d) はサンプリング期間である。この式からもわかるように，吸着量から環境水中の濃度を算出するためには，一定濃度のサンプル溶液を用いた校正試験によって求めた R_s が必要となる。R_s は物質に固有の値であるが，概ね 0.05 ～ 1.0 (L/d) の範囲で得られていることが多い。

農薬のモニタリングを目的としたパッシブサンプラーとして，polar organic chemical integrative sampler (POCIS)，semipermeable membrane device (SPMD) あるいは Chemcatcher（Ibrahim *et al*. 2013; Alvarez *et al*. 2004; Hofelt and Shea 1997; Vrana *et al*. 2006）など，様々なタイプが開発されてきた。これらの中で，POCIS は広範囲のオクタノール／水分配係数（Log Kow）を有する化学物質に対して適用されているなど，汎用性が高い（Vrana *et al*. 2005）。

2. POCIS の概要

POCIS の外観および構成を図 -3 に示す。POCIS は，化学物質を吸着する受容相，膜，さらに膜を固定する金属リングから構成される。受容相は目的の化学物質が浸透可能な膜で包まれる。一般的な POCIS は，受容相として Oasis HLB 樹脂，膜として polyethersulfone（PES）を使用し，市販されている。また，目的化学物質に応じて様々な吸着剤と膜の組合せが検討されてきた。前項で示した通り，校正試験で得られる R_s と，サンプリング期間，吸着量から環境水中の化学物質の TWA が得られる。

これまでに，発表されている論文の中で POCIS の R_s が求められている化学物質のうち，“ 農薬 ” として記載されている化学物質は約 300 種類ある。それらの農薬のうち約 8 割は，膜に PES，受容相に Oasis HLB を用いた POCIS (PES-HLB POCIS) が用いられている。PES-HLB POCIS の R_s は物質ごとに異なり，その範囲は 0.001 から 3 (L/d) であり，9 割近くが 0.05 ～ 1.0 (L/d) である（Ahrens *et al*. 2018; Kaserzon *et al*. 2013）。また，親水性が高いなどの理由で代表

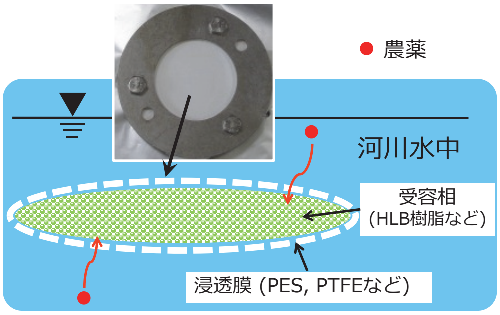

図 -3　POCIS の外観および構成

的な PES と Oasis HLB の組合せでは検出が難しい物質についても，様々な膜と吸着剤の組合せが試されており，現在では，POCIS 開発のための膜と吸着剤の選定方法も確立されている（Noro *et al*. 2020）。

3. POCIS の測定値に影響を与える環境因子

POCIS に限らず PS 法の R_s に影響を与える環境因子としては，共存有機物濃度，流速，温度および膜に吸着する浮遊物質 (SS) などが挙げられる。共存有機物質の影響については，溶存有機態炭素 3～5 mg/L の共存下では，R_s に及ぼす影響は明白ではないが，下水など，有機物が高濃度に含有されている場合は有機物濃度の上昇とともに R_s が低下することが報告されている（P.A. Helm *et al*. 2011; Bailly *et al*. 2013）。サンプラー周辺の流速がゆるやかな条件下では膜表面に水相とは濃度の異なる水境界層が存在し，流速が遅くなるにしたがってその水境界層が厚くなることから理論的に R_s は低下する。いくつかの論文では，流速の上昇に伴って R_s 値が有意に増加することが示唆されているが，流速が 6 cm/s 以上の条件では溶液から膜を透過する速度が R_s の支配要因であり，流速の影響はないことが報告されている (Toteu Djomte *et al*. 2018)。また，Harman *et al*. (2012) は，流速の変化が 2.6 ～ 37 cm/s の範囲であれば，流速による R_s の補正は必要ないと考察している。したがって，河川等の一定程度の流速がある場所での観測において，流速による R_s への影響は小さいと推察される。温度が高くなると化学物質の拡散速度が上昇し，R_s も上昇することも明らかになっている。この R_s の温度依存性はアレニウス式で記述され，いくつかの温度条件で R_s を算出しておくことで，任意の温度の R_s を計算できる（Toteu Djomte *et al*. 2018; Yabuki *et al*. 2016）。近年，膜に蓄積する SS の影響についても報告されている。PES 膜表面への SS の蓄積によって膜の表面構造が破壊されていることが走査電子顕微鏡で観察されたが，R_s への影響は無視できる程度であった（Toteu Djomte *et al*. 2020）ことから，現時点での補正等の必要はないと考えられる。

4. POCIS の性能評価試験

上述のように，R_s は環境要因の影響を受けることから，環境要因を再現あるいは制御した条件で実験可能な人工水路やチャンバーが開発され，POCIS の性能評価が進められている（Noro *et al*, 2019; Vermeirssen *et al*. 2008）。スイス国立水環境科学技術研究所 (Eawag) に設置された人工水路では，河川水を引き込み，流速と温度を制御した条件で PS 法の性能評価を行うことができる。また，排水を活性炭で処理しているため，低濃度（<1 μ g/L）であれば親水性有機化合物を添加した条件で実験することができる。この人工水路は，様々なタイプのパッシブサンプラーについて，温度，流速，共存物質，濃度変化の影響を評価するために利用されてきた（Kaserzon *et al*. 2013; Noro *et al*. 2021a; Becker *et al*. 2021; Li *et al*. 2010）。我々の研究グループでは，POCIS の性能を評価するチャンバーを開発し，半減期が 1 日程度のピークであれば POCIS の測定値は水中濃度の理論値と大差がないことを報告している（Noro *et al*. 2019; Noro *et al*. 2021b）。チャンバー試験は，少量 (27 L) の水道水に対象化学物質を添加して試験を行うため，人工水路と比べると低コストで高濃度条件（<1 mg/L) の試験ができるという利点があり，POCIS について人工水路試験とチャンバー試験による性能評価結果を比較したところ，両試験区間の農薬濃度は 50 ～ 150 % の範囲内であったことから，チャンバー試験は簡易な性能評価手法として有効であることが示唆されている。

5. PS 法による環境水中の農薬モニタリング

室内実験で R_s が得られ，様々な環境因子による R_s の変化の程度が明らかになりつつあるとはいえ，実際に PS 法で環境水中の農薬をモニタリング可能かどうかは現地調査での PS 法と GS 法との比較が欠かせない。

実際のフィールドにおいてPS法とGS法とで得られる結果は概ねよく一致していることが報告されている(Noro *et al*. 2020; Yabuki *et al*. 2018; Booij *et al*. 2017)。例えばYabuki *et al*.(2018)の調査では，POCISを河川に2週間設置し，その間にGSを週に3回以上実施した。2年間に4地点で3回実施した調査で，GS法では延べ84種の農薬が検出され，PS法では延べ98種が検出された。PS法とGS法の農薬平均濃度を比較した結果，おおむね1：1の関係（傾き＝1.00，r＝0.897，n＝79）が得られている。このように，PS法とGS法の平均濃度が一致し，かつPS法ではGS法で捕捉できていない農薬を検出できていることが報告されている。

PS法は化学物質を積算するため，前述のようにスポット的にサンプリングするGS法では検出されなかった化学物質が検出されることがある(Noro *et al*. 2020; Yabuki *et al*. 2018)。GS法で検出されなかった要因として，GSとGSの間に濃度のピークが存在したことや，GSでサンプリングした試料中の農薬濃度が検出下限値未満で推移していたことなどが考えられる。いずれにせよ，PS法がGS法と比較して取りこぼしの少ない観測方法であることを示唆しており，例えば，「農薬が使用されているはずなのに検出されていないのは，農薬散布時期に採水できていないからではないか」という懸念の払拭につながる。

6. 農薬モニタリングに求められるPS法の課題と発展

これまで述べてきたように，平均濃度の測定が可能で，さらにGS法で見逃した化学物質の捕捉が可能なPS法は環境水中の農薬モニタリング法として有効である。加えて，POCISは膜を透過した化学物質の受容相への蓄積量を評価しており，これは水生生物への化学物質暴露評価に近いと考えられる。したがって，PS法は一定期間の平均濃度で判断する基準項目のモニタリングの他に，水生生物への慢性毒性評価などに有用である。今後は，PS法とGS法との比較データの蓄積や水生生物への影響評価とリンクした調査の進展が期待される。

PS法が国際的に認知されるにつれ，各機関の分析精度差が問題となってきた。このため，同一のサンプルを各国の研究機関に配布し，分析結果をとりまとめることでPS法の精度を担保する取り組みが行われている（Vrana *et al*. 2016; Hageman *et al*. 2019)。単独の研究機関内の分析結果と比べると，研究機関間の変動が5倍程度あったことから，PS法の誤差要因は，サンプリングではなく，分析手順にあったことが示唆された（Vrana *et al*. 2016)。この取り組みは，PS法，対象物質，参加機関を拡大しながら現在も続けられており，2021年度から筆者らも参画している。このような取組が進むことにより，PS法の精度向上につながることが期待されている。

限定された地域で使用される農薬のように検出対象をある程度絞り込めるものから，災害時に流出する化学物質のように対象の絞り込みが難しい化学物質まで，我々が水環境中で測定しなければいけない化学物質は多岐にわたる。現在，ガスクロマトグラフ／液体クロマトグラフ質量分析計の精度向上に伴い，スペクトルデータを活用した農薬を含む化学物質のノンターゲット分析あるいは半定量分析(スクリーニング分析)法とPS法を組合せた手法が提案されている（Rico *et al*. 2019)。この手法は，当然ながら新規の製剤が次々と登録・使用される農薬のモニタリングにも有効である。R_sを算出する煩雑な校正試験がこのような研究の課題であるが，校正試験を行わずにR_sを求める方法として，化学物質の物性や構造等から，機械学習を活用したモデル計算による予測が試みられている（Miller *et al*. 2016)。その精度はいまだ不十分ではあるものの，将来的に校正試験を経ずにR_sを推定できる方法を確立することで，PS法と定量網羅分析との組合せが実現し，使用した農薬の濃度や生態影響評価が網羅的に進むことを期待したい。

謝　辞

本解説における文献調査及び取り纏めは，JSPS科研費（17K00543）および環境省環境研究総合推進費（JPMEERF18S11713）の一部として実施された。

参考文献

Ahrens, L. *et al*. 2018. Concentrations, fluxes and field calibration of passive water samplers for pesticides and hazard-based risk assessment. Sci. Total Environ. 637-638, p.835–843.

Alvarez, D.A. *et al*. 2004. Development of a passive, in situ, integrative sampler for hydrophilic organic contaminants in aquatic environments. Environ. Toxicol. Chem. 23(7), 1640–1648.

Bailly, E. *et al*. 2013. Calibration and field evaluation of polar organic chemical integrative sampler (POCIS) for monitoring pharmaceuticals in hospital wastewater. Environ. Pollut. 174, 100–105.

Becker, B. *et al*. 2021. Passive sampler phases for pesticides: Evaluation of AttractSPE™ SPD-RPS and HLB versus Eempore™ SDB-RPS. Environ. Sci. Pollut. Res. 28(9), 11697-11707.

Booij, K. *et al*. 2017. Laboratory performance study for passive sampling of nonpolar chemicals in water. Environ. Toxicol. Chem. 36, 1156-1161.

Gimpel, J. *et al*. 2003. In Situ Trace Metal Speciation in Lake Surface Waters Using DGT, Dialysis, and Filtration. Environ. Sci. Technol. 37(1), 138-146.

Hageman, K.J. *et al*. 2019. Current-use pesticides in New Zealand streams: Comparing results from grab samples and three types of passive samplers. Environ. Pollut. 254, 112973.

Harman, C. *et al*. 2008. Uptake rates of alkylphenols, PAHs and carbazoles in semipermeable membrane devices (SPMDs) and polar organic chemical integrative samplers (POCIS). Chemosphere 72(10), 1510-1516.

Harman, C. *et al*. 2012. Calibration and use of the polar organic chemical integrative sampler—a critical review. Environ. Toxicol. Chem. 31(12), 2724-2738.

Hofelt, C.S. and D. Shea 1997. Accumulation of Organochlorine Pesticides and PCBs by Semipermeable Membrane Devices and Mytilus edulis in New Bedford Harbor. Environ. Sci. Technol. 31(1), 154–159.

Ibrahim, I. *et al*. 2013. Polar organic chemical integrative sampler (POCIS) uptake rates for 17 polar pesticides and degradation products: laboratory calibration. Environ. Sci. Pollut. Res. 20(6), 3679–3687.

Iwafune, T. *et al*. 2010. Behavior of paddy pesticides and major metabolites in the Sakura River, Ibaraki, Japan. J. Pestic. Sci. 25(2), 114-123.

環境省 . 農薬登録基準について . http://www.env.go.jp/water/dojo/noyaku/touroku_kijun.html（2021 年 8 月 27 日閲覧）

環境省 . 農薬残留対策総合調査（河川モニタリング，後作物残留等）の結果について . http://www.env.go.jp/water/dojo/noyaku/zanryutaisaku.html(2021年8月27日閲覧)

Kaserzon, S.L. *et al*. 2013. Characterisation and comparison of the uptake of ionizable and polar pesticides, pharmaceuticals and personal care products by POCIS and Chemcatchers. Environ. Sci. Process Impacts. 16(11), 2517–2526.

Li, H. *et al*. 2010. Controlled field evaluation of water flow rate effects on sampling polar organic compounds using polar organic chemical integrative samplers. Environ. Toxicol. Chem. 29(11), 2461–2469.

Li, H. *et al*. 2011. The effects of dissolved organic matter and pH on sampling rates for polar organic chemical integrative samplers (POCIS). Chemosphere 83(3), 271–280.

Miller, T.H. *et al*. 2016. The First Attempt at Non-Linear in Silico Prediction of Sampling Rates for Polar Organic Chemical Integrative Samplers (POCIS). Environ. Sci. Technol. 50(15), 7973–7981.

Noro, K. *et al*. 2019. Validation of the Application of a Polar Organic Chemical Integrative Sampler (POCIS) in Non-steady-state Conditions in Aquatic Environments. J. Water Environ. Technol. 17(6), 432–447.

Noro, K. *et al*. 2020. Development and Calibration of the Polar Organic Chemical Integrative Sampler (POCIS) for Neonicotinoid Pesticides. Environ. Toxicol. Chem. 39(7), 1325–1333.

Noro, K. *et al*. 2021a. Comparative Evaluation of the Polar Organic Chemical Integrative Sampler (POCIS) in Two Types of Validation Systems Simulating Peak Concentration Events. Environ. Toxicol. Chem. Accepted Author Manuscript.

Noro, K. *et al*. 2021b. Development and Evaluation of the Performance of the Polar Organic Chemical Integrative Sampler for Linear Alkylbenzene Sulfonate. ChemRxiv. doi:10.26434/chemrxiv.14608164.v2.

Rico, A. *et al*. 2019. Identification of contaminants of concern in the upper Tagus river basin (central Spain). Part 1: Screening, quantitative analysis and comparison of sampling methods. Sci. Total Environ. 666, 1058–1070.

Toteu Djomte, V. *et al*. 2018. Effects of hydrodynamic conditions and temperature on polar organic chemical integrative sampling rates. Environ. Toxicol. Chem. 37(9), 2331–2339.

Toteu Djomte, V. *et al*. 2020. Effects of suspended sediment on POCIS sampling rates. Chemosphere 241, 124972.

Vermeirssen, E.L.M. *et al*. 2008. The role of hydrodynamics, matrix and sampling duration in passive sampling of polar compounds with empore™ sdb-rps disks. J. Environ Monit. 10(1), 119–128.

Verweij, F. *et al*. 2004. Assessment of bioavailable PAH, PCB and OCP

concentrations in water, using semipermeable membrane devices (SPMDs), sediments and caged carp. Chemosphere 54(11), 1675–1689.

Vrana, B. *et al*. 2005. Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. TrAC, Trends Anal. Chem. 24(10), 845–868.

Vrana, B. *et al*. 2006. Calibration of the Chemcatcher passive sampler for the monitoring of priority organic pollutants in water. Environ. Pollut. 142(2), 333–343.

Vrana, B. *et al*. 2016. An interlaboratory study on passive sampling of emerging water pollutants, TrAC Trends in Anal. Chem. 76, 153-165.

Yabuki, Y. *et al*. 2016. Temperature dependence on the pesticide sampling rate of polar organic chemical integrative samplers (POCIS). Biosci. Biotechnol. Biochem. 80(10), 2069–2075.

Yabuki, *et al*. Y. 2018. Determining the suitability of a polar organic chemical integrated sampler (POCIS) for the detection of pesticide residue in the Ishikawa River and its tributary in Osaka, Japan. J. Pestic. Sci. 43(1), 18–23.

Zhang, H. and W. Davison 1995. Performance Characteristics of Diffusion Gradients in Thin Films for the in Situ Measurement of Trace Metals in Aqueous Solution. Anal. Chem. 67(19), 3391–3400.

統計データから

令和２年度の食料自給率

令和２年度のカロリーベースの食料自給率は，１人１日当たり供給熱量2,269kcalに対し，国産供給熱量843calは米の需要減少や小麦の単収減により，前年度より１ポイント低い37％となった。また，飼料自給率を反映しない食料国産率では，畜産物の生産増加により，国産供給熱量が1,052kcalとなり，前年度同の46％であった。なお，飼料自給率は前年度と同じ25％である。供給熱量に占める品目の割合は，高い順に米21％，畜産物18％，油脂類15％，小麦13％，砂糖類8％となっている。

生産額ベースの食料自給率は，国内消費仕向額15兆4,308億円に対し，国内生産額10兆4,032億円で，前年度より１ポイント高い67％である。また，生産額ベースの食料国産率は71％である。消費仕向額に占める品目の割合は，畜産物32％，野菜16.4％，魚介類15.6％，米11％，果実9％の順である。　(K. O)

表　カロリーベースと生産額ベースの食料自給率（令和２年度）

品目	国産供給熱量	供給熱量	自給率	国内生産額	国内消費仕向額	自給率
	(kcal／人・日)		(%)	(億円)		(%)
米	467	475	98	16,740	16,811	100
小麦	45	300	15	505	2,701	19
いも類	25	38	66	2,175	2,930	74
でん粉	13	147	9	450	1,102	41
大豆	16	77	21	435	923	47
野菜	51	67	76	22,832	25,362	90
果実	20	65	31	9,047	13,892	65
畜産物	64	408	16	28,922	49,830	58
(食料国産率)	258		63	34,987		70
魚介類	43	83	51	11,745	24,004	49
砂糖類	65	177	36	1,630	2,880	57
油脂類	11	349	3	2,625	5,590	47
その他	24	84	29	6,929	8,285	84
合計	843	2,269	37	104,032	154,308	84
(食料国産率)	1,052		46	110,098		71

令和３年８月　農林水産省　　注）畜産物及び合計の下段の数字は、飼料自給率を反映しない国内生産額

修正のご連絡

55巻4号に掲載した「統計データから」の中で,「農業・食料関連産業の国内生産額は全経済活動の１割」の記事に誤りがありました。申し訳ありませんが,修正をお願いします。

右段４行より

農業部門における国内生産額（表-2）は，1兆7,543億円（9.1 ％）で，そのうち，野菜が2,152億円(農業部門の20％),米が1,823億円(16.9％),肉用牛が1,197億円(11.1％),酪農が1,055億円(9.8％),農業サービス(稲作共同育苗，青果物共同選果等の売上高等）が937億円となっている。(赤字が誤植部分)

➡

農業部門における国内生産額（表-2）は，10兆7,543億円（9.1 ％）で，そのうち，野菜が２兆1,520億円（ 農業部門の20％），米が１兆8,230億円（16.9％），肉用牛が１兆1,970億円（11.1％），酪農が１兆550億円（9.8％），農業サービス（稲作共同育苗，青果物共同選果等の売上高等）が9,370億円となっている。