

平成 30 年 6 月 21 日現在

機関番号：17701

研究種目：基盤研究(B) (一般)

研究期間：2015～2017

課題番号：15H02832

研究課題名(和文) 水銀汚染を受けた水田におけるメチル水銀の生成とその生態系への影響

研究課題名(英文) Production of methylmercury in Hg contaminated paddy field and its effect to biological system

研究代表者

児玉谷 仁 (KODAMATANI, Hitoshi)

鹿児島大学・理工学域理学系・助教

研究者番号：30434468

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 13,200,000円

研究成果の概要(和文)：水銀汚染を受けた水田土壌でのメチル水銀の生成とその生態系への影響を調べるため、10 mg/kgとなるように土壌にHg(II)イオンを添加した模擬水田を調製し稲の育成を進めた。2015年から3年間同一の土壌を用いて稲の栽培を行い、その期間の土壌や稲を試料として採取した。結果として、水田土壌ではHg(II)イオンの添加により容易にメチル水銀が生成し、その濃度は土壌組成や環境により変化することが確認された。また米の水銀濃度は、メチル水銀濃度の高い土壌で栽培されたものほど高いことが確認され(玄米で最大1.3 mg/kg)、実際に玄米に含まれる水銀の80%ほどがメチル水銀であった。

研究成果の概要(英文)：We prepared different samples of Hg(II) ion-contaminated soils and cultivated rice therein, to confirm the differences in MeHg production in soils and its effect on MeHg accumulation in rice grain. Pot experiments were performed in two different soil types, soil I and soil II, to each of which 10 mg/kg Hg(II) ion was added. Rice was planted on 2015, 2016, and 2017 at same soil.

The maximum MeHg concentrations of soil I and II were obtained in 2015. However, MeHg concentrations of soils were decreased in 2016 and 2017 in comparison with 2015. We believe that the reason is the change of added Hg(II) ion form to other inorganic Hg forms. MeHg concentrations in brown rice at each pots were decidedly affected by the MeHg concentration in soils. MeHg and T-Hg concentrations were measured in all three parts of the brown rice grain (embryo, bran, and endosperm) and found to be 3.18 and 3.86 mg/kg, 0.74 and 0.90 mg/kg, and 0.49 and 0.53 mg/kg, respectively.

研究分野：環境分析化学

キーワード：水銀汚染 メチル水銀 米 稲 土壌

1. 研究開始当初の背景

水銀の一形態であり、水俣病の原因物質として知られるメチル水銀は、環境中に放出された無機水銀から生成し、食物連鎖を通じて濃縮していくとされる。一般的に人体のメチル水銀曝露源は、海洋生態系で高度に生物濃縮を受けたマグロなどの大型魚の摂取によるものとされてきた。しかし近年、中国の水銀鉱山付近で栽培された米からメチル水銀が検出され、周辺住民のメチル水銀曝露源が魚ではなく米であったことが報告され、新たなメチル水銀曝露経路として注目されている[1]。

一方、現在、人為的な水銀放出源として最も憂慮されているのは、小規模違法金精錬活動である。これら違法に行われる金精錬による水銀消費は、世界における水銀消費の20%を占めるとされている[2]。特に稲作地帯である東南アジア諸国では、農作業の合間の現金収入として金精錬を行っており、高度に水銀を含む廃水や鉱石残渣が農地に入ること、農地の水銀汚染が発生している状況にある[3]。

これらのことから、違法金精錬活動に伴う水田の水銀汚染、そして米のメチル水銀汚染が起こることは想像に難くない。さらに水田は湿地の代替機能を担っており、鳥、水生生物、昆虫など様々な生物の生活環境となっている。よって、米を経由したメチル水銀曝露以外にも水田が様々な生態系へのメチル水銀の進入経路の一つとなっている可能性が高い。しかし、水田は人の手が入る環境であり、その挙動をフィールド調査のみから詳細に明らかにすることは困難である。

2. 研究の目的

本研究は、水田が無機水銀汚染を新たに受けたとして、水銀イオンを非水銀汚染土壌に添加し、土壌でのメチル水銀の生成挙動、そして水生生物や稲(コメ)のメチル水銀汚染を調べる目的で進めた。特に水銀汚染レベル(添加水銀濃度)、土壌環境(化学成分、温度)を変化させることで、メチル水銀がどのような環境で生成しやすいのか、そして生成したメチル水銀がどのような挙動を示すのか基礎データを得ることを目的とした。

3. 研究の方法

(1) 模擬水田の調製と設置

2015年6月に市販育苗土(育苗土)および鹿児島大学農学部附属農場の水田土壌(鹿大土)を20Lバケツに採取し、水を加え湛水状態として、水銀濃度が10mg/kg(乾燥重量)となるように水銀イオン(Hg^{2+})を添加し、良く攪拌した模擬水田を調製した。また、水銀を添加しないものもブランクとして調製し、設置環境の影響を確認するため温室1、温室2、恒温室(25度一定)の三箇所を設置した。

稲の育成期間中、井戸水により湛水状態を保った。水銀添加土壌は、毎年の稲の栽培後、

乾燥させ、稲の根等を取り除き、再度設置することで、研究期間(3年間)同一のものを利用した。稲の品種として台中65号を採用した。

(2) サンプリング方法

土壌試料は、3年間にわたり稲の育成期間中、表層3cm程度を毎月採取した。また、水銀濃度の鉛直分布を確認するためコア試料を年一回採取した。

稲試料は、各バケツで穂ごとに採取した。また育成途中での水銀取込みを確認するため、葉や未成熟の穂等も採取した。

(3) 試料処理

土壌試料は採取後直ちに凍結し、そのまま凍結乾燥した。乾燥後2mmの篩でゴミや小石を取り除き、メノウ製のボールミルで粉砕して試料とした。この粉末試料は測定まで冷凍保存した。

稲試料は、採取後、凍結乾燥した。根や茎、葉部分はブレンダーで粉末化して試料とし、籾は、測定目的に合わせ籾、玄米、白米として、1粒ずつ、また粉末化して試料とした。

(4) 水銀測定法

総水銀濃度の測定は、加熱気化-冷原子吸光分光装置(MA-3000,日本インスツルメンツ株式会社)により実施した。またメチル水銀の測定は、土壌については酸溶出、稲試料についてはアルカリ溶解後、溶媒抽出による前処理を実施し、独自開発したHPLC-ルテニウム錯体化学発光検出法により測定した。測定値の信頼性は他分析法との比較により確認した[4]。

4. 研究成果

(1) 水田土壌でのメチル水銀の生成とその挙動

土壌のメチル水銀濃度は、採取によっておこる環境変化により、容易に変化することが確認されたことから[5]、採取後、すぐに凍結乾燥処理することとした。

2015年6月に模擬水田として水銀イオンを添加した湛水土壌を調製し、約一ヶ月経過した7月15日にコア試料を採取し、土壌中の総水銀濃度およびメチル水銀濃度の鉛直分布を調べた。結果を図1(a)に示す。総水銀濃度の分布は、良く攪拌したにも関わらず育苗土・鹿大土とも表層で高く、下層にいくほど急激に濃度が低下した。一方、メチル水銀濃度は土壌種に大きく依存し、鹿大土では表層で最大70.4 $\mu g/kg$ のメチル水銀が検出されたのに対し、育苗土では1 $\mu g/kg$ 以下の濃度であった。

2015年度の表層土壌の総水銀濃度およびメチル水銀濃度の経時変化を表1に示す。土壌深度により無機水銀濃度の勾配が出来てしまったことから、採取土壌ごとに総水銀濃度が異なり、メチル水銀濃度の変化を評価することは出来なかったが、総水銀濃度に対するメチル水銀濃度の比の変化から、メチル水銀濃度は稲の育成期間中大きく変動してい

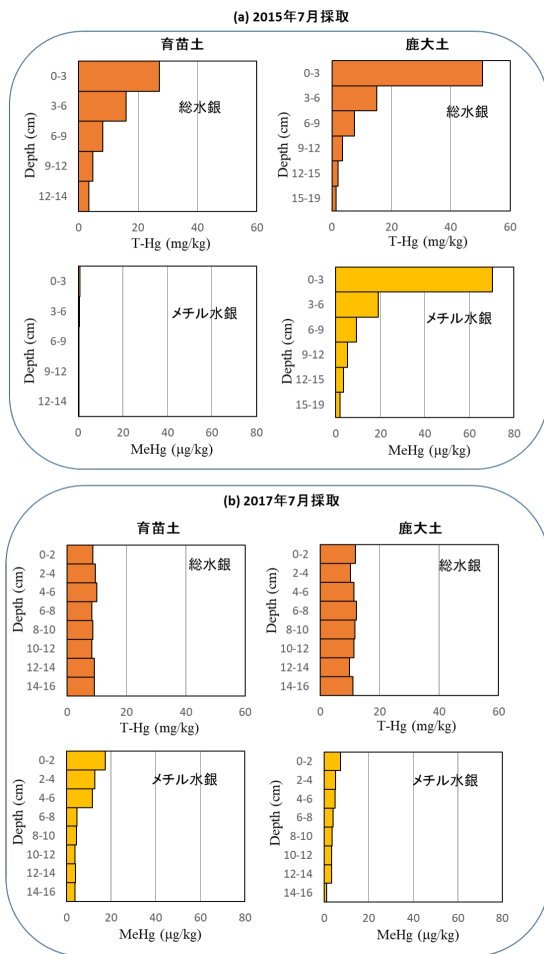


図1 模擬水田土壌の水銀濃度の鉛直分布 (a)2015年(初年度) (b)2017年(添加後3年目)

表1 表層土壌の水銀濃度経時変化(2015年)

| 採取(月) | 総水銀濃度(mg/kg) | | | | | | | | | |
|-------|--------------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|------|
| | 温室1 | | | | 温室2 | | | | 恒温室 | |
| | 育苗土 | | 鹿大土 | | 育苗土 | | 鹿大土 | | 育苗土 | |
| | Hgなし | Hgあり | Hgなし | Hgあり | Hgなし | Hgあり | Hgなし | Hgあり | Hgなし | Hgあり |
| | A | B | C | D | E | F | G | H | I | J |
| 7月2日 | 0.04 | 36.1 | 0.20 | 46.2 | - | - | - | - | - | - |
| 7月15日 | - | 27.2 | - | 50.6 | - | - | - | - | - | - |
| 8月 | 0.04 | 10.5 | 0.28 | 72.5 | - | - | - | - | - | - |
| 9月 | 0.15 | 43.3 | 0.18 | 51.9 | 0.07 | 50.3 | 0.46 | 19.6 | 0.06 | 21.4 |
| 10月 | 0.08 | 44.3 | 0.26 | 19.2 | 0.06 | 31.5 | 0.21 | 37.1 | 0.05 | 27.3 |
| 11月 | 0.05 | 49.8 | 0.29 | 36.5 | 0.08 | 41.9 | 0.24 | 26.0 | 0.06 | 20.9 |
| 12月 | 0.05 | 35.2 | 0.20 | 68.4 | 0.08 | 41.2 | 0.26 | 39.2 | 0.04 | 36.6 |
| 1月 | 0.06 | 34.9 | 0.20 | 70.4 | 0.07 | 54.7 | 0.22 | 33.1 | 0.03 | 27.3 |
| 2月 | 0.04 | 40.9 | - | 62.0 | 0.08 | 45.4 | 0.14 | 36.8 | 0.04 | 17.7 |
| 3月 | 0.03 | 20.7 | 0.14 | 31.3 | 0.02 | 40.4 | 0.13 | 12.0 | 0.03 | 25.8 |
| 採取(月) | メチル水銀(μg/kg) | | | | | | | | | |
| | A | | B | | C | | D | | E | |
| | | | | | | | | | | |
| 7月2日 | 0.1 | 1.7 | 0.9 | 8.9 | - | - | - | - | - | - |
| 7月15日 | - | 0.8 | - | 70.4 | - | - | - | - | - | - |
| 8月 | nd | 2.0 | 1.7 | 128.2 | - | - | - | - | - | - |
| 9月 | nd | 1.6 | 1.1 | 100.3 | 0.5 | - | 3.7 | 140.6 | - | - |
| 10月 | 1.1 | 112.1 | 0.9 | 39.9 | 1.3 | 5.3 | 0.9 | 43.3 | 1.1 | 0.2 |
| 11月 | nd | 76.7 | 0.4 | 36.5 | 0.5 | 198.3 | 0.6 | 38.3 | nd | nd |
| 12月 | nd | 35.0 | 0.2 | 63.8 | 1.2 | 242.9 | nd | 27.2 | nd | 1.0 |
| 1月 | nd | 23.0 | 0.1 | 63.1 | 2.1 | 357.9 | nd | 23.2 | nd | 1.0 |
| 2月 | nd | 74.0 | - | 52.8 | 0.6 | 350.8 | nd | 21.3 | nd | 5.5 |
| 3月 | nd | 18.0 | nd | 21.9 | 0.0 | 213.3 | nd | 17.0 | nd | 7.4 |

ると言える結果が得られた。特に設置当初メチル水銀が確認されなかった育苗土でも10月頃には約0.4 ppmの高濃度のメチル水銀が生成していた。一方、同様に水銀を添加した育苗土でも恒温室に設置したバケツでは、メチル水銀濃度は2016年2月まで1 μg/kg程度であった。これらの結果は、土壌でのメチル

水銀生成は、水銀濃度や土壌種だけではなく、その環境に大きく依存していることを示しているといえる。

2017年に採取したコア試料では、土壌中総水銀濃度はほぼ一定となっていた(図1(b))。表面積が大きい細かな粒子に水銀が付着し、その沈降が遅いため2015年の総水銀濃度の鉛直方向の大きな変化が起こったとすると、2017年も同様になるはずであるが、そのような傾向を示さなかったことから、2015年の鉛直分布の濃度変化は、添加した水銀イオンの土壌への吸着が遅いために起こったものと考えている。そして2017年には添加した水銀イオンが、他の無機水銀形態に変化しており、攪拌しても鉛直分布が均一な状態となったと考えている。実際に2015年度の鹿大土における総水銀に対するメチル水銀の割合は、一年間を通し平均0.2%であったのに対し、2016年、2017年のメチル水銀の割合は、平均0.02%と1/10程度まで低下していた。つまり、2015年に比べメチル水銀が生成しにくい無機水銀形態となったものと考えられる。無機水銀のメチル水銀化は、主に微生物活動により起こるため、微生物が利用している無機水銀形態がどのようなものか、無機水銀の形態別測定を実施することで確認を進める予定である。

本研究により、水銀濃度(汚染レベル)、土壌の化学組成のみならず、環境さらには無機水銀の存在形態が、メチル水銀の生成に大きく影響を及ぼしている可能性が明らかになった。実際の水銀汚染土壌は、様々な要因で発生するため、存在する無機水銀形態も異なり、そのメチル水銀への変化のしやすさを評価していく上で、無機水銀の存在形態別分析は重要な課題と言える。本研究では、稲を育成でき、稲の水銀取込みを無視できるレベルを考え20Lバケツで模擬水田を調製したが、膨大な水銀廃棄物の発生、そして処理の問題が起こるため必要最低限で実施した。しかし、土壌での無機水銀の形態変化も確認しながら、土壌でのメチル水銀生成を検討していく必要が確認されたことから、今後は土壌でのメチル水銀生成挙動については、土壌でのメチル水銀生成に絞って、少量の土壌で実験をすすめることで詳細なデータを得ていく予定である。

(2) 土壌メチル水銀濃度とコメの水銀濃度の関係

稲の水銀取込みを確認するため、同一バケツで採取された複数の穂について、穂ごとに玄米1粒ずつ総水銀濃度の測定を進めた。土壌中のメチル水銀濃度が全体的に最も高かった2015年に各バケツで栽培された玄米の総水銀濃度を表2に示す。最大0.4 mg/kgのメチル水銀生成が確認されたバケツFで、1.3 mg/kgの水銀を含む玄米が確認され、水銀イオンを添加してもメチル水銀の生成がほとんど確認できなかったバケツJでは0.06

mg/kg と、メチル水銀濃度が高いバケツほど玄米の水銀濃度が高いことが確認された。この結果は、明らかに土壌で生成したメチル水銀が優先的に稲に取り込まれていることを示唆している。

また1つの穂内で玄米に含まれる水銀濃度を見ると、その濃度はほぼ一定であったが、同一バケツでも穂ごとでは、倍程度是水銀濃度の変動しうることが確認された。この穂ごとの変動は、各穂の出穂日が異なるため、そのときの土壌メチル水銀濃度を反映していると考えた。そこで2016年、2017年は出穂した日を記録し、出穂日ごとでの穂の水銀濃度を調べた。しかし、同一出穂日でも穂ごとに水銀濃度は異なった。1バケツ中の全穂について10粒ずつ程度総水銀の測定を進めたところ、同程度の水銀濃度を持つ2~3グループに分かれることが確認された。この結果から、穂ごとの濃度差が生じている理由は、

表2 各バケツから採取された玄米の穂ごとの総水銀濃度(2015年)

| 温室1 | | | | | | | |
|-----|------|-----|--------|-----------|-----|-------------|-------|
| バケツ | 育苗土 | 穂No | 試料数(n) | 1粒の重量(mg) | | T-Hg(mg/kg) | |
| | | | | Ave | sd | Ave | sd |
| A | Hgなし | ① | 128 | 23.7 | 2.5 | 0.009 | 0.001 |
| | | ② | 110 | 23.9 | 2.8 | 0.009 | 0.001 |
| | | ③ | 70 | 22.9 | 1.7 | 0.009 | 0.001 |
| B | Hgあり | ① | 96 | 25.3 | 2.2 | 0.219 | 0.027 |
| | | ② | 85 | 25.0 | 2.3 | 0.198 | 0.017 |
| | | ③ | 80 | 24.2 | 2.1 | 0.229 | 0.016 |
| C | Hgなし | ① | 130 | 20.9 | 1.9 | 0.008 | 0.001 |
| | | ② | 58 | 22.8 | 4.0 | 0.007 | 0.001 |
| | | ③ | 61 | 13.6 | 2.8 | 0.011 | 0.002 |
| D | Hgあり | ① | 77 | 22.9 | 1.8 | 0.495 | 0.077 |
| | | ② | 74 | 16.3 | 1.5 | 0.727 | 0.036 |
| | | ③ | 87 | 22.1 | 1.8 | 0.521 | 0.083 |
| 温室2 | | | | | | | |
| バケツ | 育苗土 | 穂No | 試料数(n) | 1粒の重量(mg) | | T-Hg(mg/kg) | |
| | | | | Ave | sd | Ave | sd |
| F | Hgあり | ① | 51 | 23.3 | 2.7 | 1.15 | 0.06 |
| | | ② | 80 | 24.0 | 2.7 | 1.25 | 0.11 |
| | | ③ | 91 | 23.6 | 2.1 | 1.08 | 0.11 |
| | | ④ | 63 | 23.7 | 2.1 | 1.31 | 0.10 |
| | | ⑤ | 74 | 24.8 | 1.8 | 0.98 | 0.06 |
| バケツ | 鹿大土 | 穂No | 試料数(n) | 1粒の重量(mg) | | T-Hg(mg/kg) | |
| | | | | Ave | sd | Ave | sd |
| H | Hgあり | ① | 121 | 21.4 | 2.3 | 0.62 | 0.08 |
| | | ② | 118 | 16.6 | 2.9 | 0.73 | 0.05 |
| | | ③ | 64 | 23.5 | 2.0 | 0.54 | 0.06 |
| | | ④ | 54 | 24.5 | 1.7 | 0.44 | 0.04 |
| | | ⑤ | 60 | 24.2 | 1.8 | 0.41 | 0.07 |
| | | ⑥ | 146 | 21.3 | 2.0 | 0.44 | 0.08 |
| 恒温室 | | | | | | | |
| バケツ | 育苗土 | 穂No | 試料数(n) | 1粒の重量(mg) | | T-Hg(mg/kg) | |
| | | | | Ave | sd | Ave | sd |
| J | Hgあり | ① | 68 | 19.2 | 2.9 | 0.058 | 0.010 |

土壌のメチル水銀濃度分布と、稲の根の張り方に依存しているものと考えている。2016、2017年に得られた籾試料では、土壌のメチル水銀濃度の低下から予測されるように最大0.3 mg/kgと2015年の籾(玄米)に比べ低いものとなった。

米の水銀取込みに関して情報を得るため、未成熟の穂等についても籾をそのまま試料として測定を進めた。結果、横軸に籾の重量、縦軸に籾に含まれる水銀量を取ると、直線関係が得られた。このことは、成熟した籾でも未成熟の穂でも籾中の水銀濃度が一定であり、籾(胚乳)の成長に合わせ水銀が取り込まれていることを示す結果と言える。

(3) 米のメチル水銀取込み

土壌のメチル水銀濃度と籾の水銀濃度の関係から、土壌で生成したメチル水銀が優先的に玄米に取り込まれていると考えられたことから、玄米の各部位に含まれる水銀の形態別分析を進めた。結果としてバケツDから採取された玄米で、胚芽で3.66 mg/kg、食用となる胚乳(白米)で0.53 mg/kg、糠(ただし胚芽と完全分離できているかは不明)で0.90 mg/kgの総水銀濃度が確認された。そしてメチル水銀の割合はいずれも80%以上であった。この結果は、土壌で生成したメチル水銀生成が優先的に稲に取り込まれ、米に蓄積していることを証明するものと言える。また、この実験を実施するため、コメのメチル水銀測定に関する試料処理法についても検討を進め、籾一粒中のメチル水銀測定も可能とした。

本研究では、10 mg/kgという土壌汚染対策法で規制となる15 mg/kg以下の土壌水銀濃度であっても魚の水銀暫定基準値0.4 mg/kg(メチル水銀として0.3 mg/kg、可食部、湿重量)を超えうる水銀を含む米が栽培されることを確認した。米が主食であること、日本には米に関する水銀の規制がないことを考えると憂慮すべき結果といえる。また、稲の成長とそれに伴う選択的なメチル水銀取込みが起こっている可能性が高いことが確認された。現在、稲の水銀取込みに関してより詳細な情報を得るため、各種水銀溶液を添加した培養液による水耕栽培により、稲に各形態の水銀がどのように取り込まれるのか確認を進めているところである。

<引用文献>

- [1] S.E. Rothenberg, L.W. Myers, J.E. Creswell, *Environ. Res.*, 133, 407-423, 2014
- [2] 水銀に関する水俣条約の概要, 環境省 HP, <https://www.env.go.jp/chemi/tmms/convention.html>
- [3] T. Tomiyasu, H. Kodamatani, Y. Kono, A. Matsuyama, R. Imura, N. Hidayati, J.S. Rahajoe, *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 2643-2652, 2017.
- [4] H. Kodamatani, S.J. Balogh, Y.H. Nollet, A.

Matsuyama, V. Fajon, M. Horvat, T. Tomiyasu, *Chemosphere*, 169, 32-39, 2017.

[5] H. Kodamatani, C. Maeda, S.J. Balogh, Y. H. Nollet, R. Kanzaki, T. Tomiyasu, *Chemosphere*, 173, 380-386, 2017.

5. 主な発表論文等

(研究代表者、研究分担者及び連携研究者には下線)

〔雑誌論文〕(計 4 件)

Hitoshi Kodamatani, Shannon Roback, Meagan Plumlee, Hiroto Masunaga, Noboru Maruyama, Takahiro Fujioka, “An inline ion-exchange system in a chemiluminescence-based analyzer for direct analysis of N-nitrosamines in treated wastewater”, *Journal of Chromatography A*, 1553, 51-56.

10.1016/j.chroma.2018.04.030 (査読あり).

Hitoshi Kodamatani, Chihiro Maeda, Steven J. Balogh, Yabing H. Nollet, Ryo Kanzaki, Takashi Tomiyasu, “The influence of sample drying and storage conditions on methylmercury determination in soils and sediments”, *Chemosphere*, 173, 380-386, 2017.

10.1016/j.chemosphere.2017.01.053 (査読あり).

Hitoshi Kodamatani, Yoshimi Iwaya, Makoto Saga, Keiistu Saito, Takahiro Fujioka, Shigeo Yamazaki, Ryo Kanzaki, Takashi Tomiyasu, “Ultra-sensitive HPLC-photochemical reaction-luminol chemiluminescence method for the measurement of secondary amines after nitrosation”, *Analytical chimica acta*, 952, 50-58, 2017. 10.1016/j.aca.2016.11.045 (査読あり).

Hitoshi Kodamatani, Steven J. Balogh, Yabing H. Nollet, Akito Matsuyama, Vesna Fajon, Milena Horvat, Takashi Tomiyasu, “An inter-laboratory comparison of different analytical methods for the determination of monomethylmercury in various soil and sediment samples: A platform for method improvement”, *Chemosphere*, 169, 32-39, 2017. 10.1016/j.chemosphere.2016.10.129 (査読あり).

〔学会発表〕(計 11 件)

Production of methylmercury in Hg(II) ion-added flooded paddy field soil and its accumulation in Rice, Kodamatani Hitoshi, Daiba Yuri, Takeuchi Akinori, Ichitani Katsuyuki, Kanzaki Ryo, Tomiyasu Takashi, MP-080, 13th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, 2017.

鹿児島県旧金鉱山周辺地域における土壌中水銀の形態別分布(C3016), 安松空良, 外園寿宗, 児玉谷仁, 神崎亮, 富安卓滋, 日本分析化学会第 66 年会, 2017.

鹿児島湾における海水中水銀化学種の濃度変動と海底熱水噴気活動の影響(C3017), 三ツ井亮洸, 児玉谷仁, 神崎亮, 富安卓滋,

日本分析化学会第 66 年会, 2017.

HPLC-PR-CL 法を利用した N-ニトロソジメチルアミン前駆物質の探索と評価(Y2044), 谷末武人, 児玉谷仁, 藤岡貴浩, 神崎亮, 富安卓滋, 日本分析化学会第 66 年会, 2017.

東シナ海および周辺海域底質の水銀濃度分布(P2044), 内田 葵, 児玉谷仁, 武内章記, 丸本幸治, 堀川恵司, 神崎亮, 富安卓滋, 日本分析化学会第 66 年会, 2017.

イオン交換モジュールを利用した N-ニトロソアミン類の HPLC-化学発光検出, 児玉谷仁, 増長洋登, 丸山昇, 藤岡貴浩, 富安卓滋, 日本分析化学会 第 77 回分析化学討論会, 2017.

水処理過程における N-ニトロソジメチルアミン生成能評価法の再検討, 谷末武人, 児玉谷仁, 藤岡貴浩, 神崎亮, 富安卓滋, 日本分析化学会 第 77 回分析化学討論会, 2017.

水素化物発生原子吸光度法による環境水中のヒ素およびアンチモンの定量, 中川美里, 児玉谷仁, 神崎亮, 富安卓滋, 日本分析化学会 第 77 回分析化学討論会, 2017.

鹿児島湾奥部における海水中水銀濃度分布の季節変動, 三ツ井亮洸, 児玉谷仁, 神崎亮, 富安卓滋, 日本分析化学会 第 77 回分析化学討論会, 2017.

鹿児島県北部旧金鉱山周辺における水銀動態, 安松空良, 児玉谷仁, 神崎亮, 富安卓滋, 日本分析化学会 第 77 回分析化学討論会, 2017.

無機水銀汚染を受けた水田土壌からのメチル水銀の生成と米への蓄積, 児玉谷仁, 森崎 心太郎, 児玉 裕里, 一谷 勝之, 神崎 亮, 富安 卓滋, 日本分析化学会第 65 年会, 2016.

〔図書〕(計 0 件)

〔産業財産権〕

出願状況(計 0 件)

取得状況(計 0 件)

〔その他〕
ホームページ等

6. 研究組織

(1) 研究代表者

児玉谷 仁 (KODAMATANI, Hitoshi)

鹿児島大学・理工学域理学系・助教

研究者番号: 3 0 4 3 4 4 6 8

(2) 研究分担者

一谷 勝之 (ICHITANI, Katsuyuki)

鹿児島大学・農水産獣医学域農学系・准教授

研究者番号: 1 0 3 0 5 1 6 2

神崎 亮 (KANZAKI, Ryo)

鹿児島大学・理工学域理学系・准教授

研究者番号：5 0 3 6 3 3 2 0

富安 卓滋 (TOMIYASU, Takashi)
鹿児島大学・理工学域理学系・教授
研究者番号：6 0 2 1 7 5 5 2

(3)連携研究者

山本 正浩 (YAMAMOTO, Masahiro)
独立行政法人海洋研究開発機構・海洋・極限
環境生物圏領域・研究員
研究者番号：6 0 4 3 5 8 4 9

松山 明人 (MATSUYAMA, Akito)
国立水俣病総合研究センター・疫学研究部・
部長
研究者番号：0 0 3 9 3 4 6 3