

## 北海道美唄市宮島沼周辺の早期湛水・有機栽培水田における 2008-2009年のメタン放出

吉田 磨<sup>1,2)</sup>・澤本 卓治<sup>2,3)</sup>・藤原 沙弥香<sup>1,4)</sup>  
小林 香雪<sup>1)</sup>・今井 翔<sup>1,2)</sup>・窪田 千穂<sup>1,2)</sup>  
岡崎 祐樹<sup>1)</sup>・荻本 拓史<sup>1)</sup>・牛山 克己<sup>5)</sup>

Methane emission of early pooled and organic paddy rice field  
around the lake Miyajimanuma in Bibai city, Hokkaido during 2008-2009

Osamu YOSHIDA<sup>1,2)</sup>, Takuji SAWAMOTO<sup>2,3)</sup>, Sayaka FUJIWARA<sup>1,4)</sup>, Kayuki KOBAYASHI<sup>1)</sup>, Shou IMAI<sup>1,2)</sup>,  
Chiho KUBOTA<sup>1,2)</sup>, Yuuki OKAZAKI<sup>1)</sup>, Hiroshi OGIMOTO<sup>1)</sup> and Katsumi USHIYAMA<sup>5)</sup>  
(Accepted 22 July 2010)

### 1. はじめに

#### 1.1. メタン発生源

メタンは二酸化炭素に次ぐ重要な温室効果気体である。*Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)* [2007]によると、大気中の全球メタン濃度は産業化以前の約715 ppbから1990年代初期には約1732 ppbに増加し、2005年には1774 ppbとなっている。メタン発生源の約70%は生物起源によるものであり、最大発生源は自然起源の湿地で、約31%を占めている。その他としては自然起源によるシロアリ、自然火災などや、人為起源による反芻胃を持つ畜産動物、水田、バイオマスの燃焼、埋め立て、化石燃料の燃焼などがあり、中でも水田からのメタン放出の寄与は約15%と、大きなメタン発生源となっている。しかしながら、その見積り幅は依然不確実性が高い。

#### 1.2. 水田におけるメタンの発生過程とその要因

水田でのメタンは、まず灌水後の嫌気的環境下でメタン生成菌が有機物を分解して生成する。そのメタンの起源となる有機物として土壌有機物、根からの滲出物、稲わら、緑肥、堆肥といった施用有機物

の3つが考えられる。これらの有機物が分解されてできた水素と二酸化炭素、酢酸、ギ酸、メチルアミン等を基質としてメタン生成菌がメタンを生成する。酢酸やギ酸は植物に有害な物質であるため、メタンへの変換、大気への放出は土壌からそれらを除去する重要な役割を担っている。水田で生成されたメタンのうち、酸化分解されなかったものは水中の拡散、またはイネを媒体として大気中へ放出される。土壌中で生成されたメタンは土壌溶液に溶存したまま水稻根内に吸収され、根の組織内で気化されて通気組織を經由して地上部へ運ばれ、主に下位葉の葉鞘にある微小孔を通して大気中へ放出される。この水稻体を媒体としたメタン放出が、水田におけるメタンの放出経路の約90%を占めると考えられており、そのため水稻体の生長段階がメタンの放出量に大きく関わっている [波多野, 2003]。

一方、好気的な土壌条件に生息するメタン酸化菌はメタンを二酸化炭素に酸化分解する。水田の田面水のように、薄く湛水した土壌表面には溶存酸素が供給されており、メタン酸化菌が生息できる環境にある。また、イネ科植物の通気組織を通して酸素が根圏土壌に供給され、メタン酸化菌によるメタンの酸化分解が生じる。さらに水田土壌の下層には、不

<sup>1)</sup> 酪農学園大学環境システム学部生命環境学科環境地球化学研究室

Laboratory of Environmental Geochemistry, Department of Biosphere & Environmental Sciences, Faculty of Environment Systems, Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

<sup>2)</sup> 酪農学園大学大学院酪農学研究科酪農学専攻修士課程

Graduate school of Dairy Science, Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

<sup>3)</sup> 酪農学園大学酪農学部酪農学科土壌環境学研究室

Laboratory of Soil and Environmental Science, Department of Dairy Science, Faculty of Dairy Science, Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

<sup>4)</sup> 北海道大学大学院環境科学院

Graduate School of Environmental Science, Hokkaido University, Sapporo, Hokkaido 060-0810, Japan

<sup>5)</sup> 宮島沼水鳥・湿地センター

Miyajimanuma Waterbird & Wetlands Center, Bibai, Hokkaido 072-0057, Japan

飽和な酸化層が存在する 경우가多く、そこに生息するメタン酸化菌により、浸透水に溶存して溶脱したメタンの酸化分解が行なわれる。

通常土壌が湛水されると、まず酸素が消費され、ついで硝酸が脱窒し、つぎに酸化マンガン(IV)が2価のマンガンイオンに還元され、引き続き酸化鉄(III)が2価鉄イオンへの還元と硫酸イオンの硫酸への還元が進み、最後にメタンが生成される還元状態に進行する。各物質の存在量により、還元状態の進み方が異なり、また硫酸イオンがメタン生成を抑制することも知られている [波多野, 2003]。

このように土壌中でのメタン生成と分解は微生物反応により生じるため、その活性は温度、水分、pHに強く影響を受ける。メタン生成菌は、水分飽和した有機物の多い土壌条件で、温度は10℃前後から30℃までの範囲で増殖し、pH 6-7の微酸性が生育に適しており、酸化還元電位が低く、酸化容量(O<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>, 易還元性鉄, マンガン含量)が小さいときに活性が高まる。メタン酸化菌は、酸化的条件でメタン濃度が高く、温度は25℃前後、pHは7前後が適している [那須・佐久間, 1997; 波多野, 2003]。その他、水田からのメタン発生にはイネを通しての放出が大きいこと植物の生長段階にも強く関連し [Sass *et al.*, 2002], 水稻密度が高くなるとメタン放出量も多くなる [Xu *et al.*, 2004]。さらに、植物生長に影響する気象要因もメタンの発生の増減に関与し、またイネを栽培する時の水管理の方法についても同様であり、例えば、水田から水を抜いた時は土壌が通気されるため顕著にメタン放出が減少する [Li *et al.*, 2002]。

### 1.3. ふゆみずたんぼ

近年、冬期湛水水田(通称: ふゆみずたんぼ)が環境にやさしい農法として各地で行われている。冬から水田に水をはるにより、疑似湖沼として湿地に依存する多様な生物の生息地として利用され、特に生物多様性保全の観点から渡り鳥に重要な越冬地の拡大・保全がなされることとして推奨されている。この効果に加え、微生物の繁殖により水田の生態系が豊かになり、水鳥による雑草種子採食による抑草効果や水鳥のリン酸分を多く含む糞による施肥効果がある。さらにふゆみずたんぼではイトミミズの数が増えるので、イトミミズがたんぼの土を食べ、体を通るときにその土が細くなり、菌類とちょうどよく混ざり合い、糞は泥の表面にたまりいわゆる「とろとろ層」となる。この層は雑草の種を1年で10 cm 近く埋めるため、雑草の種があっても発芽できず雑

草の抑草効果となる。このようにふゆみずたんぼには多くの有機物が堆積しさらに抑草効果もあるので、化学肥料や農薬の使用を抑えられる有機農法としても注目されている。一方で、水田からのメタン発生要因を考えると、有機物の多量な堆積や湛水状態による土壌の還元化はメタン生成菌を活発にし、ふゆみずたんぼから多量のメタンが大気中へ放出されていると予想される。しかしながら、ふゆみずたんぼにおけるメタンフラックスやその制限要因等も解明されておらず、ふゆみずたんぼを含めた水田全体としてフラックスの見積りには大きな幅があり、全球収支は十分に明らかにされていない。将来的に温室効果や大気化学に重要な影響を与えると予想されるメタンの循環を把握し、各ソースやシンクを定量的に評価することは今後の温暖化予測を行う上で大変重要である。

そこでこれまでメタン放出量の定量はほとんど行われていないふゆみずたんぼに着目し、メタン生成過程や大気へのメタン放出を把握するために、2008年度より北海道美唄市のラムサール条約に指定された宮島沼周辺の水田にて観測を行い、水田土壌・田面水水質調査及びメタン発生量の定量的観測を行った。なお2008年度の結果の一部は、吉田ら [2010]にて報告しており、本論文は続報として2008年及び2009年の結果を合わせて議論する。

## 2. 方 法

### 2.1. 観測圃場

北海道美唄市に位置するラムサール条約登録湿地である宮島沼に隣接するふゆみずたんぼ(以下、早期湛水・有機栽培水田)、及び対照区として慣行・無機栽培水田(以下、慣行田)にて観測を行った [吉田ら, 2010]。どちらも2007年までは小麦を栽培していた畑を水田へと転換した土地である。ふゆみずたんぼでは4月初めから出穂まで湛水状態で有機肥料のみを散布し、6月初旬に成苗から移植した。一方、慣行田では、5月始めから湛水状態にし5月下旬に稚苗から移植、数回中干しが行われ、化学肥料・除草剤を散布し、収穫は同時期に行った。

### 2.2. 試料採取期間と採取時の観測圃場の状態

観測は2008年、2009年共に7-10月にかけて行った。観測日のふゆみずたんぼにおける田面水や土壌とイネの詳しい状態は表1に示す。慣行田における田面水やイネの状態は、ふゆみずたんぼとほぼ同様であった。

表 1. ふゆみずたんぼにおける田面水、イネ、土壌表面の状態

観測日	田面水の有無	イネの状態	土壌表面の状態
2008年			
7月10日	あり	幼穂形成期	表面上にトロトロ層あり
8月5日	あり	出穂期	表面上にトロトロ層あり
8月26日	なし	イネ開花	湿った状態
9月9日	なし	稲穂が垂れてきた	湿った状態
9月19日	なし	収穫前	乾燥状態
10月7日	なし	稲刈り後	乾燥状態
2009年			
7月23日	あり	幼穂形成期	表面上にトロトロ層あり
8月2日	あり	出穂期	表面上にトロトロ層あり
8月12日	あり	イネ開花前	表面上にトロトロ層あり
10月6日	なし	稲穂が垂れてきた	湿った状態
10月10日	なし	収穫時	乾燥状態
10月25日	なし	稲刈り後	乾燥状態

### 2.3. 大気試料の採取方法

大気試料の採取は、基本的に *土壌環境分析法* [1997] に準じ、密閉チャンバー法を用いながらチャンバーの大きさ等を改良して行った。縦 60 cm、横 65 cm、高さ 130 cm の木枠で囲った透明塩化ビニル製の無底箱容器を、茎数が測点間ではほぼ一定となるように水稻約 8 株にかぶせてチャンバー内を外気と遮断し、0 分、10 分、20 分後にチャンバー内の空気を 1 L テドラーバッグ（近江オドエアサービスまたは東京硝子器械製）に採取した後、水素炎イオン化検出器（Flame Ionization Detector; FID）付きガスクロマトグラフ（SHIMADZU GC-8A）でメタン濃度を測定した [Yoshida *et al.*, 2004]。一般性を持たせるため、それぞれの水田で 2 ヶ所ずつ採取した。作成したチャンバー等の詳細は 吉田ら [2010] を参照されたい。なお、2008 年度に作成したチャンバーでは内部気体の攪拌に問題があったため、2009 年度よりチャンバー内のファンのみ改良した。

### 2.4. メタン濃度の測定方法

チャンバー内から採取した大気試料は FID 検出器付きガスクロマトグラフを用いてメタン濃度を測定した [Yoshida *et al.*, 2004]。機器の設定条件やスタンダードガス等は 2008 年、2009 年同様であり、吉田ら [2010] に示している。

田面水の溶存メタン濃度を測定する際は田面水を 100 ml シリンジで採取し、現場でメンブランフィルター（sartorius stedim, minisart 0.45  $\mu\text{m}$ ）でろ過した後 30 ml バイアル瓶に採取した。直ちに飽和塩化水銀（II）溶液を 20  $\mu\text{L}$  加え [Tilbrook and Karl, 1995; Yoshida *et al.*, 2004]、ゴムキャップとアルミ

シールで密封し、冷暗所にて保存した。試料を研究室に持ち帰り脱気・精製し、大気試料と同様に FID-GC を用いてメタン濃度を測定した。

### 2.5. メタンフラックスの計算方法

*土壌環境分析法* [1997] に準じ、GC でメタン濃度を測定した後、メタンフラックス  $F$  ( $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) は以下の式により求めた。

$$F = \rho (273/T) (V/A) (\delta c / \delta t)$$

ここで  $\rho$  は標準状態におけるメタンの気体密度；0.717 ( $\text{kg m}^{-3}$ )、 $T$  はデジタル温度計で測定したチャンバー内の平均温度 (K)、 $V$  はチャンバー内の空気の体積 ( $\text{m}^3$ )、 $A$  はチャンバー内の底面積 ( $\text{m}^2$ )、 $\delta c / \delta t$  は測定されたチャンバー内のメタン濃度の増加速度 ( $\text{ppm h}^{-1}$ ) である。

土壌-大気間の気体フラックスは主に拡散によるもので、一般に、チャンバー内の気体成分の濃度変化はほぼ直線的に増加する。このような場合は、上記のようにデータセットを直線回帰してフラックスを計算するが、後の 2 点の傾き (10-20 分) が明らかに低下している場合は、非直線回帰を以下のように行った。

$$F = \rho (273/T) (V/A) \{ (C_1 - C_0)^2 / t(2C_1 - C_2 - C_0) \ln(C_1 - C_0 / C_2 - C_1) \}$$

$C_0$ ,  $C_1$ ,  $C_2$  はそれぞれ 0, 10, 20 分でのチャンバー内濃度 (ppm)、 $t$  は測定間隔 (この場合 10 分 = 0.167 h) である。

## 2.6. 土壌試料の採取方法と土壌 pH 測定方法

土壌試料は2008年7月ではふゆみずたんぼ、慣行田からそれぞれ1ヶ所ずつ、2008年8月以降はそれぞれ3ヶ所ずつスコップで土壌表面よりわずかに下層から採取した。水田が湛水されている時期には、ふゆみずたんぼからとろとろ層の土壌試料も採取した。

ふゆみずたんぼと慣行田からそれぞれ土壌試料を採取した後は、ステンレス製の容器を用いて60℃で約48時間送風定温乾燥機にかけて乾燥土壌試料の作成を行った。

乾燥土壌試料を用いる土壌のpHは、乾燥土壌試料5gを50mLポリボトルに計り取り、1M-KCl溶液を2008年は5mL、2009年は12.5mL加えて攪拌機を用いて振とう後、懸濁液をポータブルpH計(METTLER TOLEDO, SG6-ELK)を用いて測定した。土壌環境分析法[1997]によると、通常国際土壌学会で土壌反応委員会が決定した1:2.5が用いられているが、2008年の研究では研究内でのサンプル比較を目的としているので、1:1で抽出操作を行い測定比較した後、2009年より国際標準法にあらためた。

## 2.7. 田面水中 pH の測定方法

田面水中のpHはポータブルpH計(METTLER TOLEDO, SG6-ELK)を用いてデュラン瓶に採取した水試料を観測現場で測定した。

## 2.8. 栄養塩の測定方法

田面水中のケイ酸塩、リン酸塩、硝酸塩、亜硝酸塩を測定する際には田面水をフィルターでろ過した後50mLポリボトルに採取し、冷凍保存した。その後ろ紙(ADVANTEC, 5C)でさらにろ過した後自動分析装置(BLTEC Auto Analyzer)で測定した。また、土壌中の硝酸、亜硝酸については、土壌試料を2N-KClで抽出した抽出液をオートアナライザーで測定した。抽出液作成方法は、三角フラスコに土壌試料10g、2N-KCl 50mLをメスシリンダーで測りとり、フラスコの口にパラフィルムをかぶせてマルチシェーカーでおよそ200rpmの回転数で約1時間攪拌し、ろ紙(ADVANTEC, 2)でろ過して冷蔵保存した。その際、サンプリング日ごとに対照試料として2N-KClのみも同様にろ過して冷蔵保存した。オートアナライザーで測定する前に再度ろ紙(ADVANTEC, 5C)を用いてろ過した後測定した。土壌中のケイ酸塩、リン酸塩については、土壌試料を超純水で抽出した抽出液をオートアナライ

ザーで測定した。抽出液作成方法は、三角フラスコに土壌試料2g、超純水40mLを計りとり、フラスコの口にパラフィルムをかぶせてマルチシェーカーを用いておよそ200rpmで約1時間攪拌した。ろ紙(ADVANTEC, 5C)を用いてろ過した後冷蔵保存し、後日オートアナライザーで測定した。オートアナライザーでの測定方法は、吉田ら[2009]の方法を用いた。

## 2.9. その他のデータ

気象データは宮島沼から最寄りの月形にある気象庁の観測所における現場観測時の10分ごとのデータを用いた(表2)。

測点の地温は5, 10, 15cmの深さにてデジタル温度計を用いて測定し、同様の温度計を用いて気温と田面水の水温も測定した。それぞれの田んぼにおけるイネの生育状況はイネの高さ(草高)、茎数を測定した(表3)。

## 3. 結 果

### 3.1. メタン濃度及びメタンフラックス

田面水中のメタン濃度を図1に示す。

田面水中のメタン濃度は2008年7月10日のふゆみずたんぼで $1.67 \mu\text{mol kg}^{-1}$ となり、慣行田では $0.10 \mu\text{mol kg}^{-1}$ を示し、ふゆみずたんぼは慣行田より約17倍高い濃度となった。また2008年8月5日のふゆみずたんぼで $1.59 \mu\text{mol kg}^{-1}$ となり慣行田では $0.34 \mu\text{mol kg}^{-1}$ を示し、ふゆみずたんぼは慣行田より約5倍高い値を示した。2009年7月23日、8月2日、8月12日のふゆみずたんぼではそれぞれ

表2. 月形における降水量, 気温, 平均風速, 風向, 日照時間

観測日	降水量 (mm)	気温 (°C)	平均風速 (m s <sup>-1</sup> )	風向	日照時間 (分)
2008年					
7月10日	0	23.2	3.1	南	0
8月5日	0	28.0	1.6	南	10
8月26日	0	22.6	3.3	西	9.8
9月9日	0	23.4	3.3	南	10
9月19日	0	21.6	3.4	西	4.3
10月7日	0	13.3	0.5	南	0
2009年					
7月23日	0	19.6	2.5	南	0
8月2日	0	19.4	1.1	東	0
8月12日	0	26.8	4.2	南	1.9
10月6日	0	17.2	1.8	南	7.5
10月10日	0	13.5	2.9	南	7.3
10月25日	ND	ND	ND	ND	ND

ND: no data

表 3. 観測時における水温, 田面水中 pH, 地温, イネの高さ, 茎数

観測日	採取土壌	水温 (°C)	田面水中pH	地温 (°C)			イネの高さ (cm)	茎数 (本)
				5 cm	10 cm	15 cm		
2008年								
7月10日	ふゆみずたんぼ	ND	6.45	ND	ND	ND	ND	ND
	とろとろ層	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	慣行田	ND	6.43	ND	ND	ND	ND	ND
8月5日	ふゆみずたんぼ	23.1	6.70	21.0	21.0	ND	92.0	37
	とろとろ層	21.9	6.27	ND	ND	ND	—	—
	慣行田	27.2	6.54	25.2	24.3	23.0	73.0	33
8月26日	ふゆみずたんぼ	—	—	20.8	18.3	18.0	89.3	35
	慣行田	—	—	22.3	20.3	19.7	81.3	32
9月9日	ふゆみずたんぼ	—	—	19.8	19.6	19.8	87.7	27
	慣行田	—	—	22.4	20.3	20.2	82.7	45
9月19日	ふゆみずたんぼ	—	—	23.4	21.0	19.8	89.7	40
	慣行田	—	—	25.5	23.2	19.9	91.7	28
10月7日	ふゆみずたんぼ	—	—	12.4	12.3	12.3	—	—
	慣行田	—	—	17.2	14.0	13.4	—	—
2009年								
7月23日	ふゆみずたんぼ	23.5	7.09	21.7	20.7	20.0	ND	22
	とろとろ層	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	慣行田	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
8月2日	ふゆみずたんぼ	21.4	6.99	22.0	22.2	ND	74.0	25
	とろとろ層	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	慣行田	21.6	ND	21.0	21.2	ND	64.2	ND
8月12日	ふゆみずたんぼ	27.9	7.26	25.0	24.4	24.2	84.6	22
	とろとろ層	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	慣行田	27.0	ND	25.4	25.3	24.9	80.1	25
10月6日	ふゆみずたんぼ	—	—	18.5	18.5	14.4	86.0	26
	慣行田	—	—	18.9	18.9	14.7	ND	33
10月10日	ふゆみずたんぼ	—	—	14.9	14.9	11.7	ND	26
	慣行田	—	—	12.2	12.2	12.3	ND	33
10月25日	ふゆみずたんぼ	—	—	11.9	11.9	10.5	ND	ND
	慣行田	—	—	10.6	10.6	10.5	ND	ND

ND : no data

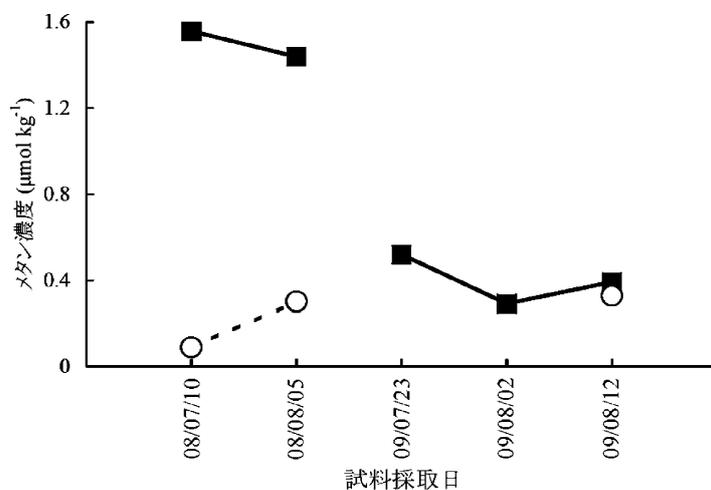


図 1. ふゆみずたんぼ (■) と慣行田 (○) における田面水メタン濃度

0.52, 0.29, 0.39  $\mu\text{mol kg}^{-1}$  となり、2008年に比べて3分の1程度の値であった。慣行田では7月23日及び8月2日は田面水が無く、8月12日では0.33  $\mu\text{mol kg}^{-1}$  を示し、慣行田はふゆみずたんぼより僅かに低い濃度となった。

ふゆみずたんぼ及び慣行田におけるメタンフラックスの値を図2に示す。表1に示すように、2008年は8月5日まで、2009年は8月12日の観測まで田面水があった。それぞれ2ヶ所ずつ別の地点から採取した試料から得たメタン濃度をもとにフラックスを算出した。2008年はふゆみずたんぼ及び慣行田の違いによるフラックスの差は見られなかった。一方2009年におけるふゆみずたんぼでの2測点の値は、特に8月12日で大きな差が生じた。2測点の差は大きいものの、全ての観測日においてふゆみずたんぼのフラックスが慣行田の値よりも高い結果を示した。なおサンプルが2測点のため、平均値等による

処理は行わなかった。

### 3.2. 土壌中 pH, 硝酸塩, ケイ酸塩, リン酸塩

土壌中 pH の測定結果を図3に示す。2008年及び2009年の観測におけるすべての土壌試料においてふゆみずたんぼの値が慣行田より高く、2008年の7月10日と8月5日ではとろとろ層の値がふゆみずたんぼより低く慣行田よりも高い値となり、2009年8月2日ではとろとろ層の値はふゆみずたんぼとほぼ等しい値を示した。2008年及び2009年におけるふゆみずたんぼと慣行田の値をそれぞれ t 検定で統計処理した結果、有意水準1%で有意な差がみられた。2008年・2009年のふゆみずたんぼ並びに慣行田での pH の平均値はそれぞれ 3.74, 3.24 で、2009年は同様に 4.13, 3.82 であり、僅かではあるが慣行田の pH は2008年に比べて2009年の観測値が高い傾向にあった。

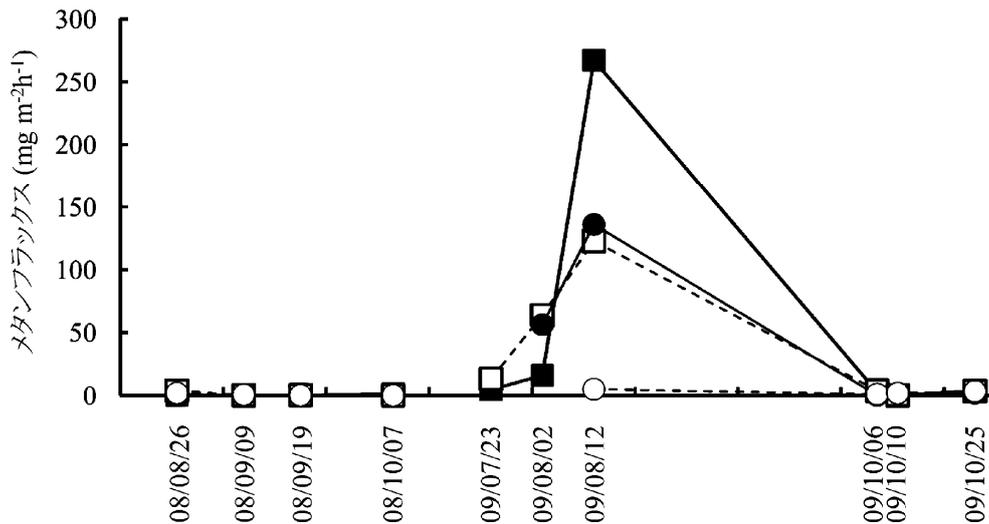


図2. ふゆみずたんぼ (■・□) と慣行田 (●・○) におけるメタンフラックス。実線と点線で各測点での値を表している

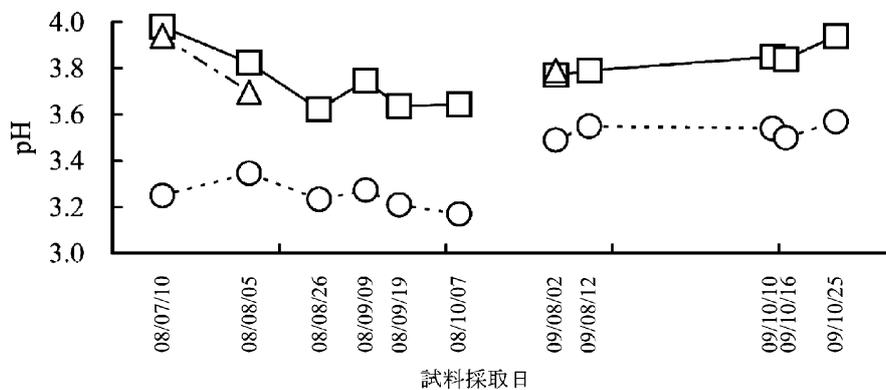


図3. ふゆみずたんぼ (□), 慣行田 (○), とろとろ層 (△) における土壌中 pH

土壌抽出液中の硝酸塩濃度を図 4 に示す。2008 年 7 月 10 日と 8 月 5 日、26 日のふゆみずたんぼでの濃度は 1.57  $\mu\text{M}$ 、0.857  $\mu\text{M}$ 、0.643  $\mu\text{M}$  であり、慣行田では 1.57  $\mu\text{M}$ 、0.857  $\mu\text{M}$ 、0.571  $\mu\text{M}$  と、ふゆみずたんぼと慣行田ではあまり差は見られなかった。しかし、その後の 9 月 9 日、19 日と 10 月 7 日のふゆみずたんぼでは 10.9  $\mu\text{M}$ 、10.6  $\mu\text{M}$ 、2.00  $\mu\text{M}$  となり、慣行田では 17.2  $\mu\text{M}$ 、19.9  $\mu\text{M}$ 、35.1  $\mu\text{M}$  とふゆみずたんぼは 9 月 9 日と 19 日で高い濃度となったが 10 月 7 日には再び 7 月、8 月と同様に下がり、慣行田では 9 月から 10 月にかけて高くなっていった。とろとろ層では 1.29  $\mu\text{M}$ 、0.429  $\mu\text{M}$  とその時期のふゆみずたんぼと慣行田での濃度と大きな差はみられなかった。2009 年も 2008 年と同様の傾向を示し、田面水が無く刈り取り時期の 10 月 6 日の慣行田では 45.4  $\mu\text{M}$  となり高い濃度を示した。その後収穫後では僅かにふゆみずたんぼに比べて慣行田での濃度が高いが、次第にふゆみずたんぼと同程度にまで減少した。

土壌抽出液中のケイ酸塩濃度を図 5 に示す。2008

年 7 月 10 日と 8 月 5 日のふゆみずたんぼでの濃度は 26.4  $\mu\text{M}$ 、22.0  $\mu\text{M}$  であり、慣行田で 22.4  $\mu\text{M}$ 、18.0  $\mu\text{M}$ 、とろとろ層では 25.0  $\mu\text{M}$ 、19.5  $\mu\text{M}$  であり、どちらの日も濃度が高い順にふゆみずたんぼ、とろとろ層、慣行田となり 7 月 10 日から 8 月 5 日と同じ傾きで低くなっていった。その後の 8 月 26 日、9 月 9 日と 19 日、10 月 7 日のふゆみずたんぼでは 20.3  $\mu\text{M}$ 、25.0  $\mu\text{M}$ 、27.8  $\mu\text{M}$ 、28.2  $\mu\text{M}$  と濃度が増加し、慣行田の 8 月 26 日、9 月 9 日と 19 日、10 月 7 日の値は 22.7  $\mu\text{M}$ 、26.3  $\mu\text{M}$ 、19.8  $\mu\text{M}$ 、25.9  $\mu\text{M}$  と 9 月 9 日まではふゆみずたんぼより僅かに高い濃度で同様の傾きで増加しているが、9 月 19 日で減少し、10 月 7 日には 9 月 9 日と同様の濃度まで再び増加している。一方 2009 年では 10 月 25 日以外常に慣行田よりもふゆみずたんぼでの濃度が高い結果を示した。濃度レベルは 2008 年と同様であり、イネ開花付近で慣行田・ふゆみずたんぼ・とろとろ層全ての測点において最も濃度が低くそれぞれ 1.56  $\mu\text{M}$ 、20.0  $\mu\text{M}$ 、21.0  $\mu\text{M}$  となり、その後増加して 10 月 10 日に慣行田・ふゆみずたんぼ共に極大をとりそれぞ

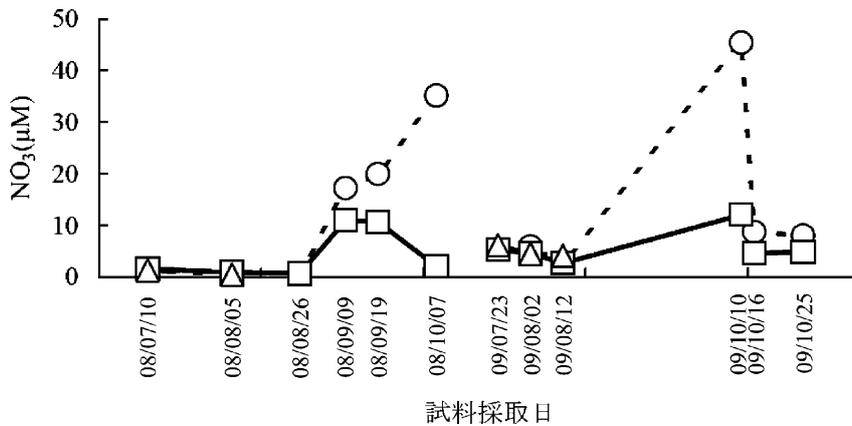


図 4. 土壌中硝酸塩濃度。図 3 と同様に示す

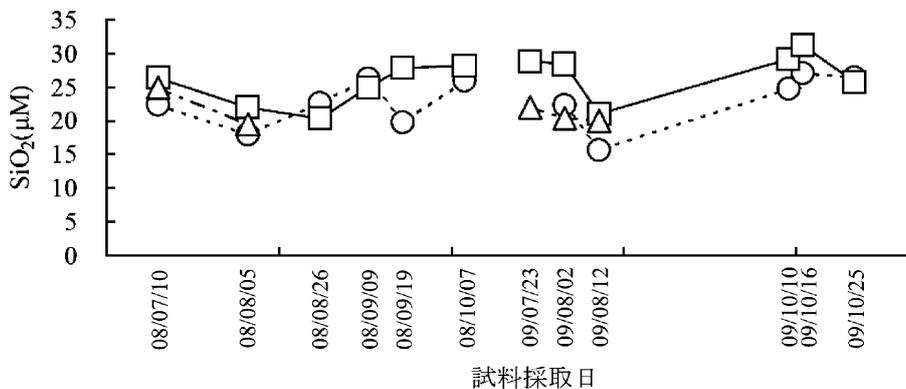


図 5. 土壌中ケイ酸塩濃度。図 3 と同様に示す

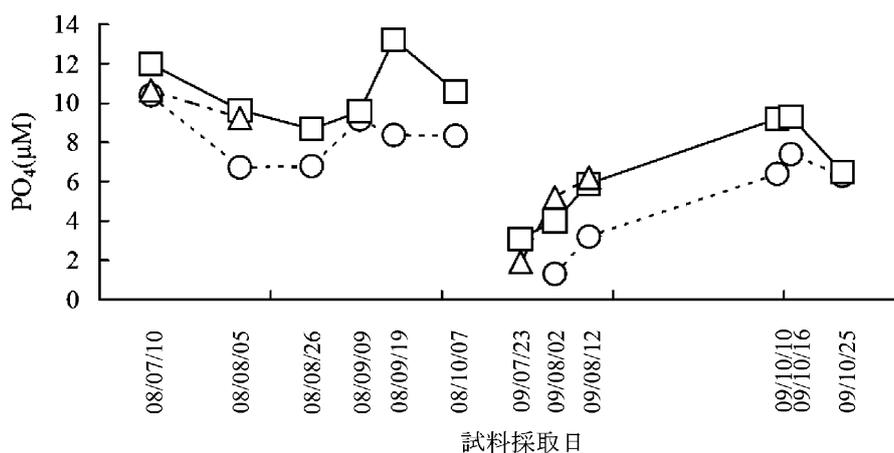


図6. 土壌中リン酸塩の分析結果。図3と同様に示す

れ 27.1  $\mu\text{M}$ , 31.2  $\mu\text{M}$  であった。

土壌抽出液中のリン酸塩濃度を図6に示す。2008年の観測では全ての観測日において高濃度からふゆみずたんぼ，とろとろ層，慣行田の順となっており7月10日から8月26日までは濃度が低くなっていた。ふゆみずたんぼではその後増加して9月19日で最大値となり10月7日で濃度が減少している。慣行田では9月9日に増加して9月19日でやや低くなり，その後の10月7日では9月19日と差はみられなかった。一方2008年の観測値と比べて2009年はふゆみずたんぼ，とろとろ層，慣行田全てにおいて低い濃度を示した。8月2日と12日を除き，2008年と同様に高濃度からふゆみずたんぼ，とろとろ層，慣行田の順となっているが，観測を開始した7月より徐々に濃度が増加し，収穫時期の10月6日，10日で極大を示した。収穫後の10月25日には2008年と同様ふゆみずたんぼ，慣行田で差はみられなかった。

### 3.3. 気象庁の気象データおよびその他の現場データ

気象庁の気象データを表2にまとめた。気象庁の観測地点である月形(北緯43度19.8分，東経141度37.1分)における10分ごとの降水量・気温・平均風速・風向・日照時間を観測時間(10-14時)で平均した値である。

観測時に現場で測定した水温，田面水中pH，地温(深さ5cm)・(深さ10cm)・(深さ15cm)，イネの高さと茎数をふゆみずたんぼと慣行田それぞれで3株ずつ測定し平均した結果を表3に示す。観測日によって観測時間の都合等で測定できなかった項目もありデータ数は限られている。イネの高さはほぼふゆみずたんぼの方が慣行田より高い値を示しており，茎数もわずかではあるがふゆみずたんぼが慣行

田に比べて多くなっている。

## 4. 考 察

### 4.1. メタン濃度・メタンフラックス

吉田ら [2010] において，2008年の観測値で大気中メタン濃度は8月26日と9月9日でふゆみずたんぼが慣行田より約5-6倍高い濃度を示した要因としてこの時期には田面水はなかったがまだ土壌は湿っており表面に薄くとろとろ層も確認でき，より湛水状態が長いふゆみずたんぼの方がより多くの有機物が堆積してメタン生成菌がふゆみずたんぼでより活発になったと考察している。一方，その後の濃度に差がないのは，この時期には双方の土壌表面が乾燥しておりふゆみずたんぼで活発に活動していたメタン生成菌の活動が弱まったため慣行田と同様の値になったと考えた。また，気温が低くなったことによる活動の低下も要因の一つである。稲刈り後にも観測を行ったが，稲刈り前とメタン濃度は大きく差はないことがわかった。図1より2008年と比較して2009年の観測値では，2008年には観測を行っていない夏季の稲穂形成期や出穂期，開花前の7月から8月半ばにかけては10月以降に比べておよそ4-5倍からおよそ30倍高く，田んぼの温度が極めて高い夏場に顕著に濃度が増加していることがわかった。この結果は，2008年の観測でも得られたメタン生成の温度依存性とも一致している。ところが8月2日ではふゆみずたんぼよりも慣行田の方が高い濃度を示した。表3より水温や地温に大きな差は認められないことから，イネの生長状態によるものと推測されるが，イネの高さや本数の情報が必ずしも観測値として得られておらず，残念ながら限られたデータより考察することは難しい。イネの状態はメタン生成に直接的な影響を与えるので，茎数や高さ，

密度等のイネの情報は必ず取得しなければならない。

田面水中には水田から放出されるメタンの 1%以下しか放出されないとされるが、2008 年の観測では田面水中メタン濃度はふゆみずたんぼの濃度が慣行田よりも顕著に高い値を示しており、田面水中においても慣行田よりもふゆみずたんぼの有機物多量な土壌中のメタン生成菌から水中へより多くメタンが拡散された結果と考えられる(図 1)。この濃度は大気平衡濃度のおよそ 1000 倍であり、その後大気へ拡散されると考えられる。一方 2009 年の観測ではやはり大気平衡濃度に比べて数百倍と高いものの、慣行田とふゆみずたんぼにおいて大きな差はみられなかった。

2008 年の観測ではメタンフラックスの値は同じ水田における 2 つの値に一部大きな差が生じた。チャンバー設置方法やチャンバー内大気を採取する際の大気の攪拌に問題があったと考えられたため、2009 年の観測を始めるにあたりチャンバー内の装置を改良して十分に気体が混合するよう攪拌した結果、フラックス測定の高精度性が向上した。その結果、出穂期や開花期の夏季高温期に著しくフラックスが増大していることが観測され、慣行田に比べてふゆみずたんぼは単位時間当たりおよそ 2 倍大気へメタンを放出していることが確認できた。

#### 4.2. 土壌中の pH, 硝酸, ケイ酸, リン酸

図 3 より土壌中の pH の値は時期に関係なくほぼふゆみずたんぼ、とろとろ層、慣行田の順に低くなっているが、これはふゆみずたんぼにおける土壌中の微生物の方がより活発であったため酸素をより多く消費し、慣行田よりも還元的な状態になったためと考えられる。しかし 2008 年・2009 年共に通常の土壌で観測される pH よりも低い値が観測された。この要因については今後の課題とする。

図 4-6 より土壌抽出液中の硝酸塩・ケイ酸塩・リン酸塩濃度が田面水のある時期まではふゆみずたんぼと慣行田双方の値が同様に低いのは、栄養塩がイネに吸収されたことが要因のひとつであり、土壌表面に常に水を流していたことによって、土壌中から水中へ硝酸塩・ケイ酸塩・リン酸塩が溶出していたと考えられる。その後は全ての栄養塩の値が高くなっていくが、水を流さないことにより栄養塩が土壌中に蓄積されていくことや、イネの生長が成熟まで達してあまり養分を必要としない時期となりイネに吸収されなくなったため土壌中濃度が増加したものと考えられる(表 1)。

2008 年 9 月 9 日以降及び 2009 年 10 月 6 日以降土壌抽出液中の硝酸塩濃度が慣行田では増加し、ふゆみずたんぼは減少傾向を示したのは慣行田では土壌中に蓄積したが、ふゆみずたんぼでは一部は蓄積し、一部は多量の微生物によって硝酸が使われた可能性もある。窒素循環としての硝化や脱窒過程が関係しており、今後メタンのみならず温室効果気体の一酸化二窒素濃度も含めて田んぼ内の物質循環を議論していく必要がある。更に窒素循環をより正確に把握するため、土壌抽出液のみならず現場で間隙水中の硝酸塩濃度も測定する必要がある。

メタンフラックスが著しく増加した 2009 年 8 月 12 日の土壌抽出液中のケイ酸塩濃度は他の観測日に比べて低い値となったが、リン酸塩濃度には同様の傾向はみられなかった。水温や水管理等田んぼの素データと共に議論しなければならないが、前述した通り残念ながら議論に足るデータは得られていない。

イネの生長状態や田んぼ内の様々な物質循環も含めて田んぼの生態系を総合的に理解するためには、より詳細な観測を行い多くのデータを積み重ねる必要がある。2 年間の観測によって、今後改善すべき課題もみえてきた。温室効果により気候変動・変化や環境の急速な変化が進んでいる今日では、温室効果等地球環境保全をも考慮に入れたふゆみずたんぼの活用が課題となり、農と生命を環境でつなぐ更なる継続的研究が必要である。

## 5. 結 論

2008 年の観測におけるチャンバーの不備を改良した 2009 年の観測では、予想どおりふゆみずたんぼでは慣行田よりもより多くのメタン放出が観測された。特に温度の高くなる夏季に顕著であり、温室効果への寄与は慣行田よりも大きい。

## 謝 辞

本研究を行うにあたり観測場所を提供して下さり多くの情報提供や協力をして下さった宮島沼水鳥湿地センター職員の岡野香子様、ふゆみずたんぼ・慣行田の管理をしている坂本一弘様に心から感謝申し上げます。

本研究に関する多くの助言をいただきました酪農学園大学環境システム学部生命環境学科生態系物質循環研究室の保原達様に深く感謝申し上げます。

生命環境学科水質化学研究室の加藤勲様には実験・分析器具を貸与していただき、多くのご助言を賜りました。同学科生物多様性保全研究室の赤坂猛

様には観測場所の提供やふゆみずたんぼに関する情報を提供していただきました。同学科環境生化学研究室の井上博紀様には土壌の肥料を分析する上で多くの助言を賜りました。同学科の臨時職員森本陽子様には栄養塩の分析に関して多くのご支援をいただきました。深く感謝申し上げます。

同学科環境地球化学研究室の全ての学生には、準備・現場観測及び分析において多大なる協力をいただきました。深く感謝致します。

本稿の改訂に際し貴重なコメントを頂きました2名の校閲者に深く感謝致します。

本研究の一部は2009年度酪農学園大学・酪農学園大学短期大学部共同研究の助成(採択 No.9)を受けたものである。

### 参考文献

- 波多野隆介. (2003), *生物の化学 遺伝 別冊17号*, pp.69-77, 裳華房, 東京.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007), *Climate Change 2007: Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry*, Cambridge Univ. Press, New York.
- Li, C., J. Qiu, S. Frohking, X. Xiao, W. Salas, B. Moore III, S. Boles, Y. Huang, and R. Sass (2002), Reduced methane emissions from large-scale changes in water management of China's rice paddies during 1980-2000. *Geophys. Res. Lett.*, 29(20), doi: 10.1029/2002GL015370.
- 那須淑子, 佐久間敏雄. (1997), *土と環境*, 第1版, pp. 81-83, 三共出版, 東京.
- 日本土壌肥料学会 監修. (1997), *土壌環境分析法*, 第3版, pp.129-133, 博友社, 東京.
- Sass, R.L., J.A. Andrews, A.J. Ding, and F.M. Fisher (2002), Spatial and temporal variability in methane emissions from rice paddies: implications for assessing regional methane budgets. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 64(1-2), 3-7.
- Tilbrook, B.D. and D.M. Karl (1995), Methane sources, distributions and sinks from California coastal waters to the oligotrophic North Pacific gyre. *Marine Chem.*, 49, 51-64.
- Xu, Z., X. Zheng, Y. Wang, S. Han, Y. Huang, J. Zhu, and K. Butterbach-Bahl (2004), Effects of elevated CO<sub>2</sub> and N fertilization of CH<sub>4</sub> emissions from paddy rice fields. *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB3009, doi: 10.1029/2004GB002233.
- Yoshida, O., H.Y. Inoue, S. Watanabe, S. Noriki, and M. Wakatuchi (2004), Methane in the western part of the Sea of Okhotsk in 1998-2000. *J. Geophys. Res.*, 109, C09S12. doi: 10.1029/2003JC001910.
- 吉田磨, 今井翔, 窪田千穂, 林えれな, 藤原沙弥香, 河島弘幸, 土屋愛 (2009), 環境地球化学で生命圏の環境を化学する, *35年間の酪農学園に感謝して—加藤勲教授退職記念論文集—*, 191-227, 北海道.
- 吉田磨, 藤原沙弥香, 牛山克己, 今井翔, 窪田千穂 (2010), 北海道美唄市宮島沼周辺の早期湛水・有機栽培水田におけるメタン放出, *J. Rakuno Gakuen Univ.*, 34(2), 211-221.

### Abstract

Each rice paddy field is a large anthropogenic source of methane, a major source of greenhouse gas. The more reductive the soil becomes and the more the organic matter in the soil increases, the more the methane in the paddy field increases. Early pooled and organic rice paddy fields have received attention in recent years, but it would appear that methane emission has increased precisely because of the early pooled and organic matter in the paddy fields. However, quantification of the methane emission has not gained major attention in research fields. Therefore, in this study we tried to observe the methane emission quantitatively in early pooled and organic paddies. We observed early pooled and organic paddies and existing farming paddies around Lake Miyajimanuma, in Bibai city, Hokkaido during 2008-2009. Lake Miyajimanuma is a registered wetland under the Ramsar Convention. The results indicated that the atmospheric methane concentration in early pooled and organic paddies is higher than that in farm paddies under submerged conditions. This demonstrates that early pooled and organic paddies contribute more to the greenhouse effect than existing farm paddies. Early pooled and organic paddies have the advantage of sustaining the waterfowl habitat; however, it is hoped that additional use of early pooled and organic paddies will coincide with greater concern for the greenhouse effect on the global environment.