

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

吉田 磨^{1,2)}・藤原 沙弥香^{1,3)}・牛山 克己⁴⁾
今井 翔^{1,2)}・窪田 千穂^{1,2)}

Methane emission from early pooled and organic paddy rice field
around the lake Miyajimanuma in Bibai city, Hokkaido

Osamu YOSHIDA^{1,2)}, Sayaka FUJIWARA^{1,3)}, Katsumi USHIYAMA⁴⁾, Shou IMAI^{1,2)} and Chiho KUBOTA^{1,2)}
(Accepted 15 January 2010)

1. はじめに

1.1. メタン発生源について

メタンは単位質量当たりの温室効果が二酸化炭素の25倍以上で、二酸化炭素に次ぐ重要な温室効果気体であるが、大気中の全球的なメタン濃度は産業革命以後急速に上昇を始め、その値は産業革命以前の約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 [Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007]。IPCC [2007] によるメタンの主な供給源・除去源とそれらの収支を表1に示す。メタンの発生源の約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、除去源は対流圏でのOHによる酸化、成層圏での消失、乾燥した土壌での生物学的なメタン酸化がある。このようなメタン発生・消失過程がある中で、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。水田はほぼ90%がアジアに存在し、その約60%が中国とインドにある。1940年以降水田面積の拡大や二期作の発展により水田からのメタン放出量も増加したと考えられる。しかし、その見積り幅は不確実性が高い。

1.2. 水田におけるメタンの発生過程とその要因について

水田でのメタン生成は、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じ、メタンの分解は大気中の化学反応とともに土壌中のメタン酸化菌により生じる(図1)。湿地や水田におけるメタンの生成には、絶対嫌気性菌であるメタン生成菌が関与しており、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+二酸化炭素、酢酸、ギ酸、メタノール、メチルアミンなどから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ので、メタンへの変換、大気への放出はそれらを除去する重要な役割を持っている。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、または稲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、根の組織内でガス化され、通気組織を経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と大きく関わっている [波多野, 2003]。

¹⁾ 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

²⁾ 酪農学園大学大学院酪農学研究所
Graduate school of Dairy Science, Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

³⁾ 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

⁴⁾ 宮島沼水鳥・湿地センター
Miyajimanuma Waterbird & Wetlands Center, Bibai, Hokkaido 072-0057, Japan
所属学会: American Geophysical Union

表1 メタン ($\text{Tg}(\text{CH}_4)\text{yr}^{-1}$)^a の大気への供給源, 除去源 [IPCC, 2007]

References	Indicative ^{13}C , ‰ ^b	Hein et al., 1997 ^c	Houweling et al., 2000 ^c	Olivier et al., 2005	Wuebbles and Hayhoe, 2002	Scheehle et al., 2002	J. Wang et al., 2004 ^c	Mikaloff Fletcher et al., 2004a ^c	Chen and Prinn, 2006 ^c	TAR	AR4
Base year		1983–1989		2000		1990	1994	1999	1996–2001	1998	2000–2004
Natural sources			222		145		200	260	168		
Wetlands	-58	231	163		100		176	231	145		
Termites	-70		20		20		20	29	23		
Ocean	-60		15		4						
Hydrates	-60				5		4				
Geological sources	-40		4		14						
Wild animals	-60		15								
Wildfires	-25		5		2						
Anthropogenic sources		361		320	358	264	307	350	428		
Energy						74	77				
Coal mining	-37	32		34	46			30	48 ^d		
Gas, oil, industry	-44	68		64	60			52	36 ^e		
Landfills & waste	-55	43		66	61	69	49	35			
Ruminants	-60	92		80	81	76	83	91	189 ^f		
Rice agriculture	-63	83		39	60	31	57	54	112		
Biomass burning	-25	43			50	14	41	88	43 ^e		
C3 vegetation	-25			27							
C4 vegetation	-12			9							
Total sources		592			503		507	610	596	598	582
Imbalance		+33								+22	+1
Sinks											
Soils	-18	26			30		34	30	30	30	30 ^g
Tropospheric OH	-3.9	488			445		428	507	506	506	511 ^g
Stratospheric loss		45			40		30	40	40	40	40 ^g
Total sink		559			515		492	577	576	576	581 ^g

Notes:

^a Table shows the best estimate values.^b Indicative ^{13}C values for sources are taken mainly from Mikaloff Fletcher et al. (2004a). Entries for sinks are the fractionation, $(k_{13}/k_{12}-1)$ where k_n is the removal rate of $^{13}\text{CH}_4$; the fractionation for OH is taken from Saueressig et al. (2001) and that for the soil sink from Snover and Quay (2000) as the most recent determinations.^c Estimates from global inverse modelling (top-down method).^d Includes natural gas emissions.^e Biofuel emissions are included under Industry.^f Includes emissions from landfills and wastes.^g Numbers are increased by 1% from the TAR according to recalibration described in Chapter 2.

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、イネ科植物の通气組織を通して、酸素が根圏土壌に供給されメタン酸化菌が生息できる条件では、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を行う。

普通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が2価のマンガンイオンに還元され、引き続き酸化鉄が2価の鉄イオンの還元と硫酸イオンのイオウへの還元が進み、最後にメタンが生成されるというように、還元状態が進行する。それぞれの物質の量の多少により、還元状態の進み方が異なり、その程度は相対的に量が多い活性な鉄の含量に支配される。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、水分飽和状態で、有機物が多い土壌条件で、温度は10℃前後から30℃までの範囲で増殖し、pHは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_2 , NO_3 , SO_4 , 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稲を通しての放出が大きいこと植物の成長にも強く関連し [Sass et al., 2002], 水田の植物が増加するとメタンの発生量も多くなる [Xu et al., 2004]。さらに、植物成長に影響する気象要因もメタンの発生の増減に関与し、また稲を栽培する時の水管理の方法について

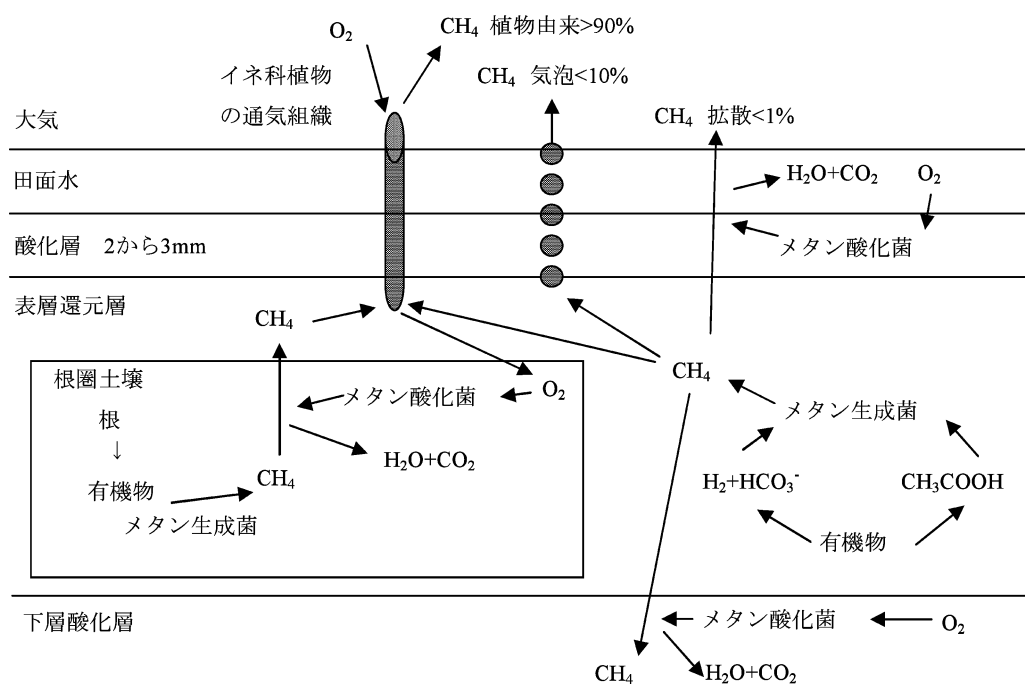


図1 水田におけるメタンの動態 (陽捷行, 1994 改変)

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放出が減少する [Li *et al.*, 2002]。

1.3. ふゆみずたんぼについて

近年、冬期湛水水田（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。冬の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・保全がなされるとして推奨されている。この効果と同時に、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かくなり、菌類とちょうどよく混ざり合い、糞は泥の表面にたまっていきこれがいわゆる「とろとろ層」となる。この層は雑草の種を1年で10 cm 近く埋めてしまい、雑草の種があっても発芽できない状態となるため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。しかし、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より還元的な状態はメタン生成菌を活発にし、ふゆみずたんぼからよ

り多くのメタンが大気中へ放出されていると予想される。水田は人為起源のため、水田でのメタン放出量に関わる様々な支配要因をコントロールしやすい。そのため水田からの大気中へのメタン放出量の増減は人の管理によるものが大きい。また、メタンの生成機構や大気への放出速度は完全に解明されておらず、自然・人為起源の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。

これまでふゆみずたんぼでのメタン放出量の定量はほとんど行われておらず、ふゆみずたんぼを用いた農法による生態系保全上の利点と温暖化に寄与するメタンの大気中への放出を科学的に把握した上で利用されるべきである。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では、周辺農地から沼への化学肥料や農薬の流入による富栄養化防止や水鳥等の生態系保全・有機栽培・沼の乾燥化防止等を目的に、ふゆみずたんぼによる水稻栽培が試みられている。本研究では、この宮島沼周辺でのふゆみずたんぼにおけるメタン発生量の定量的な観測と水田土壌・水質調査を行った。

2. 方 法

2.1. 調査圃場

調査は、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（早期湛水・有機栽培水田）と、対象区として慣行・無機栽培水田（以下、慣行田）にて行った。調査圃場の所在地を図2に示した。どちらも前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。ふゆみずたんぼでの水稻品種はナナツボシで、6月7日に成苗から移植、4月初めから出水まで湛水状態で有機肥料のみを散布した。一方、慣行田での水稻品種はオボロヅキ、5月末に稚苗から移植、5月始めから湛水状態で何回かの中干しが行われ、化学肥料・除草剤を散布し、収穫は同時期に行われた。

2.2. 試料採取期間と採取時の調査圃場の状態

調査は2008年7-10月に行った。調査日のふゆみずたんぼにおける田面水や土壌と稲の詳しい状態は表2に示した。慣行田における田面水や稲の状態は、ふゆみずたんぼと同様であった。

2.3. 大気試料の採取方法

大気試料の採取は、*土壌環境分析法* [1994] 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。図3に示すような縦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、基数が測点間で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、FID検出器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。

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を用いてメタン濃度を測定した [Yoshida *et al.*, 2004]。カラムおよび検出器の温度はそれぞれ50℃、70℃に設定し、キャリアガスのヘリウムは約120 kPa、水素は70 kPa、空気は50 kPaの圧力で流した。メタンの標準気体には1.02 ppm、1.82 ppm、29.6 ppm（大陽日酸株式会社製）を用いた。図4にガスクロマトグラフ前処理ライン図を示す。

また田面水のメタン濃度を測定する際は田面水を

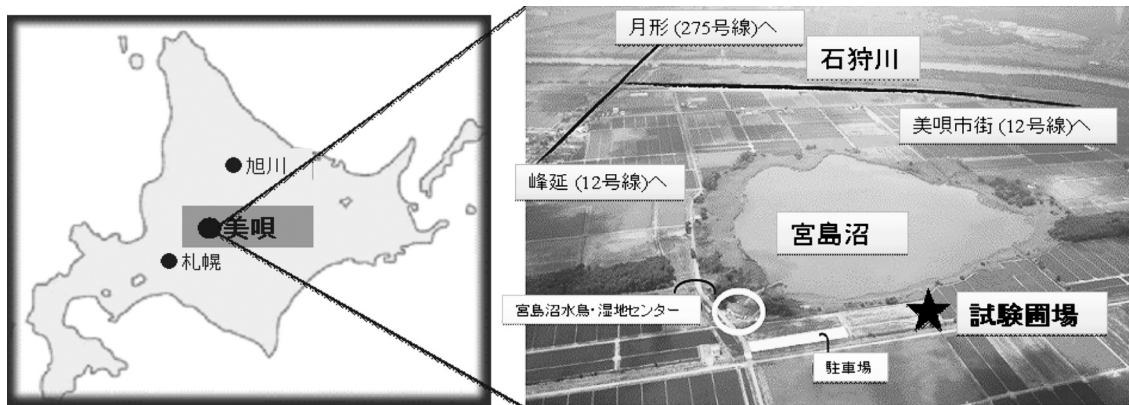


図2 調査地の位置 Investigation spot

表2. 田面水、稲、土壌表面の状態

調査日	田面水の有無	稲の状態	土壌表面の状態
7月10日	あり	幼穂形成期	表面上にとろろ層あり
8月5日	あり	出穂期	表面上にとろろ層あり
8月26日	なし	稲開花	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

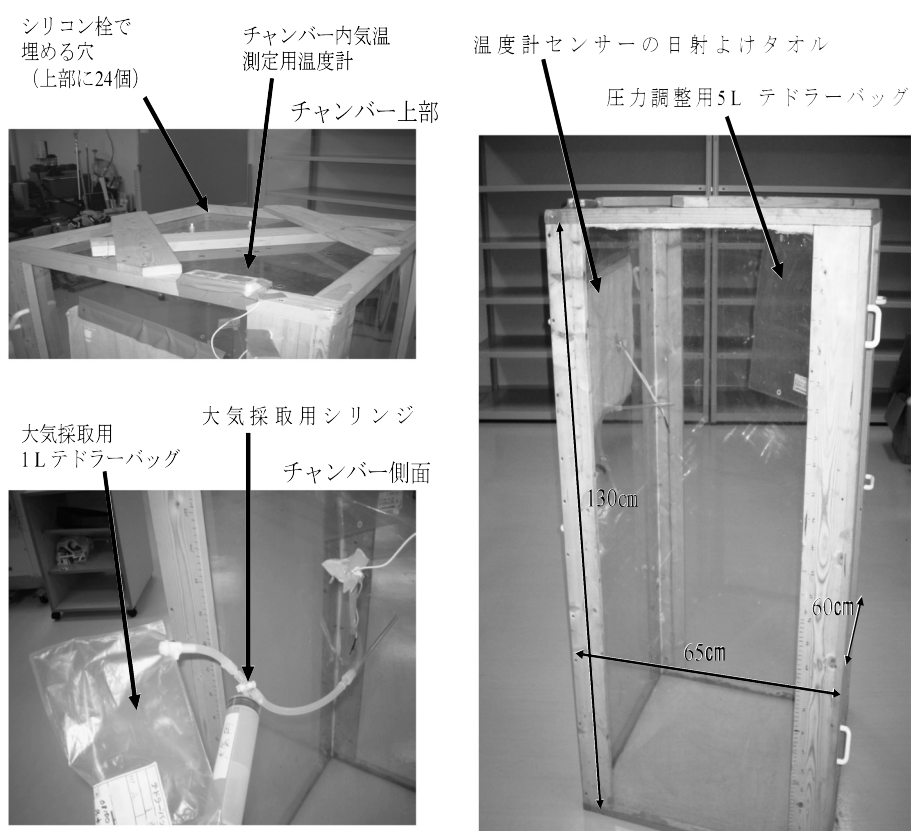


図3 塩化ビニル製チャンバーの詳細

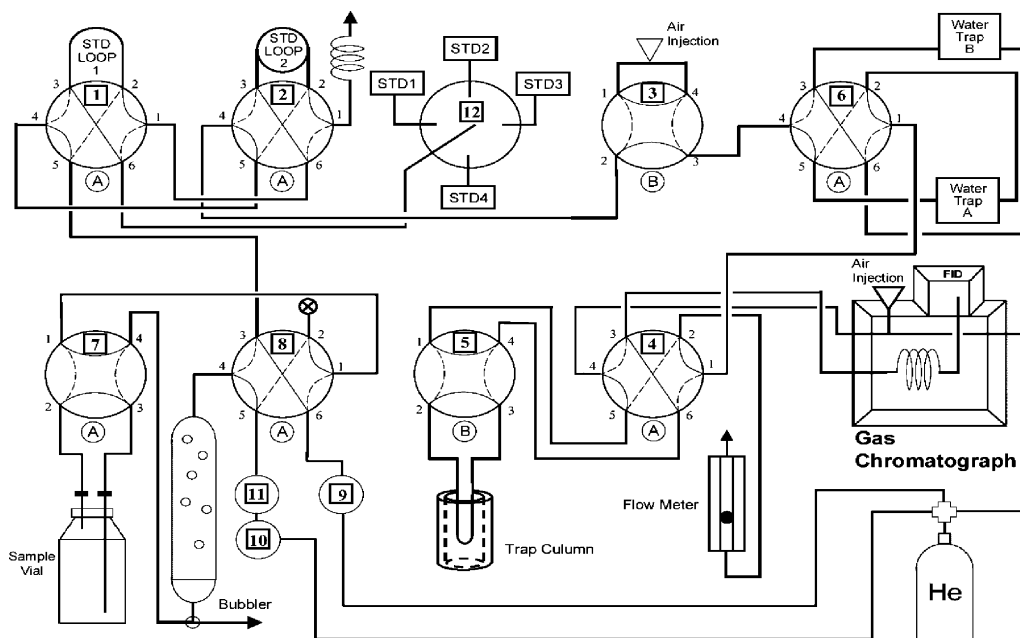


図4 ガスクロマトグラフ前処理ライン

100 ml シリンジ (JMS, JS-SOOL) で採取し、現場でメンブランフィルター (sartorius stedim, minisart 0.45 μm) でろ過した後 30 ml バイアル瓶に採取した後直ちに飽和塩化水銀 (II) 溶液を 20 μL 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

土壤環境分析法 [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 ρ は気体密度 (0.717 mg m^{-3})、 T はデジタルソーラー温度計 (AD-5656) 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 (m^3)、 A はチャンバー内の底面積 (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 (ppm h^{-1}) である。

土壤—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ガス濃度 (ppm)、 t は測定間隔 (この場合 10 分 = 0.167 h) である。

2.6. 土壤試料の採取方法と土壤 pH 測定方法

土壤試料の採取は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、8月以降はそれぞれ3ヶ所ずつスコップで土壤表面より少し下の土壤を採取した。ま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壤試料も採取した。

ふゆみずたんぼと慣行田からそれぞれ土壤試料を採取した後は、約30gをステンレス製の容器 (サンダイヤ、ステン保存容器 SUS304) に測りとり、60度で約48時間送風定温乾燥機にかけて乾燥土壤試料の作成を行った。

乾燥土壤試料を用いる土壤のpHを測定する方法としては、5mLホールピペットで測りとった1N-KCl約5mLに対して乾燥土壤試料を同量50mLポリボトルに採取し、懸濁した状態でポータブルpH計 (METTLER TOLEDO, SG6-ELK) で測定した。土壤環境分析法 [1997] によると、通常国際土壤学会で土壤反応委員会が決定した1:2.5が用いられているが、本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で抽出を行い相対比

較した。

2.7. 田面水中 pH と溶存酸素の測定方法

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調査圃場で測定し、田面水中の溶存酸素はポータブル溶存酸素計 (METTLER TOLEDO, SevenGo pH) を用いて同様に調査圃場で測定した。

2.8. 栄養塩の測定方法

植物への生育に影響を与えるであろう田面水中のケイ酸、リン酸、亜硝酸、硝酸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 オートアナライザー) で測定した。また、土壤中の硝酸、亜硝酸については、土壤試料を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、三角フラスコに土壤試料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。土壤中のケイ酸塩、リン酸塩については、土壤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、三角フラスコに土壤試料2g, 超純水40mLを測りとり、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. その他のデータの測定・算出方法

気象条件の観測としては、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調査圃場観測時の10分ごとのデータを用いた。

実際に観測した地点の地温は5, 10, 15cmの深さをデジタルソーラー温度計 (A&D, AD-5656) で測定し、また同様の温度計を用いて気温と田面水の水温も測定した。加えてそれぞれの田んぼにおける稲の生育状況は稲の高さ、茎の本数を測定し、また水田を管理している農家さんから収穫量を教えて頂き

参考にした。

3. 結果

3.1. メタン濃度及びメタンフラックスの測定結果

ふゆみずたんぼ及び慣行田に設置したチャンバー内から採取した大気メタン濃度の値を図5に示す。

それぞれ0分、10分後、20分後にチャンバー内から採取した大気試料を平均し、さらにそれぞれ2ヶ所の測点で採取した値を平均したものである。また、田面水中のメタン濃度の値を図6に示す。

大気中のメタン濃度の値は8月26日と9月9日のふゆみずたんぼの値が12.8 ppm・10.3 ppmで、慣行田の値が2.18 ppm・2.06 ppmと、ふゆみずたんぼの値が慣行田に比べて約5倍から6倍近い値を示した。しかし、一方その後の9月19日と10月7日のふゆみずたんぼの値は2.03 ppm・2.21 ppmで、慣行田の値が1.86 ppm・1.90 ppmと、わずかにふゆみずたんぼの値の方が高いが、慣行田とあまり変わらない値となった。8月から10月になるにつれ

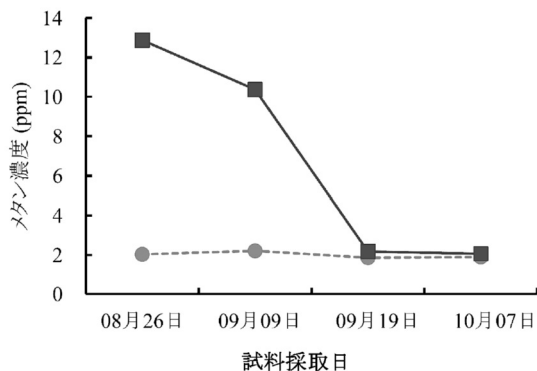


図5 ふゆみずたんぼ (■) と慣行田 (〇) における大気メタン分析結果

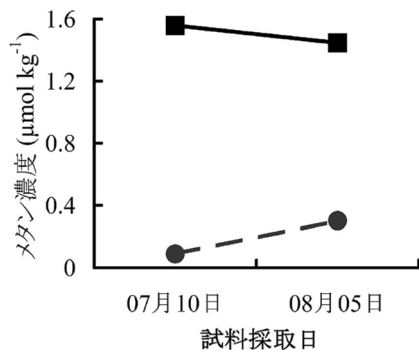


図6 田面水におけるメタン分析結果。図5と同様に示す

て、メタン濃度が低くなっていく傾向があった。

田面水中のメタン濃度の値は7月10日のふゆみずたんぼの値が1.58 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ で、慣行田の値が0.1 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ を示し、ふゆみずたんぼが慣行田より約18倍高い値となった。また8月5日のふゆみずたんぼの値が1.45 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ で慣行田の値が0.30 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ となり、ふゆみずたんぼの値が慣行田の値より約5倍高い値を示した。

ふゆみずたんぼ及び慣行田のメタンフラックスの値を図7に示す。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が、8月26日におけるふゆみずたんぼの2測点の値が極めて差が大きい結果となった。それ以外の値では、8月26日と9月9日の値が慣行田の方がやや高いが、その他はふゆみずたんぼの方が高い値を示した。

3.2. 土壌中のpH、硝酸、ケイ酸、リン酸の測定結果

土壌中pHの測定結果の値を図8に示す。6回の観測時におけるすべての土壌試料において僅かながらふゆみずたんぼの値が慣行田の値より高く、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っていた。6回の観測のふゆみずたんぼでのpHの平均値は3.74で、慣行田のpHの平均値は3.24であった。

土壌中の硝酸塩の値を図9に示す。7月10日と8月5日、26日のふゆみずたんぼの値は1.57 μM ・0.857 μM ・0.643 μM で、慣行田の値が1.57 μM ・0.857 μM ・0.571 μM と、ふゆみずたんぼの値と慣行田の値に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

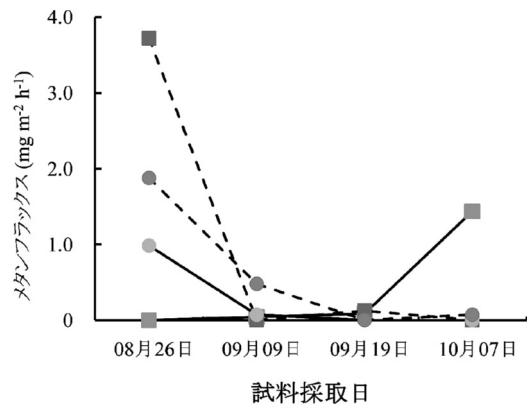


図7 ふゆみずたんぼ (■) と慣行田 (〇) におけるメタンフラックス分析結果。実線と点線でそれぞれ2ヶ所ずつの測点での値を表している

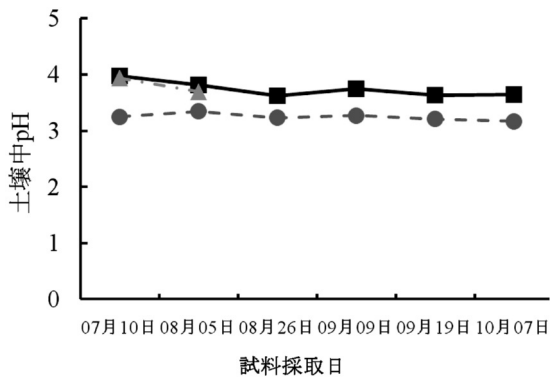


図8 ふゆみずたんぼ(■), 慣行田(●), とろとろ層(▲)における土壌中 pH

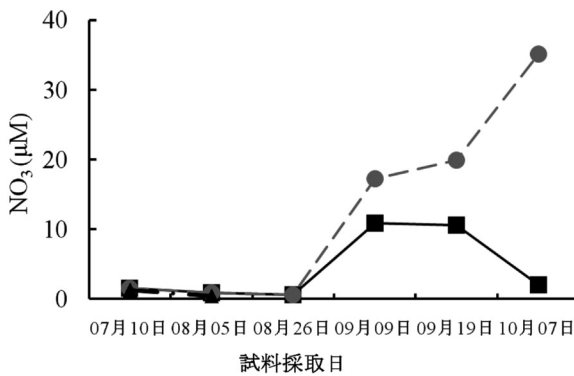


図9 土壌中硝酸塩の分析結果。図8と同様に示す

ぼの値は 10.9 μM・10.6 μM・2.00 μM で、慣行田の値が 17.2 μM・19.9 μM・35.1 μM とふゆみずたんぼの値は 9月9日と19日で高い値となったが10月7日にはまた7月、8月と同じくらいの値まで下がり、慣行田の値は9月から10月にかけて高くなっていった。とろとろ層の値は 1.29 μM・0.429 μM とその時期のふゆみずたんぼと慣行田の値と大きな差はなかった。

土壌中のケイ酸の値を図10に示す。7月10日と8月5日のふゆみずたんぼの値は 26.4 μM・22.0 μM で慣行田の値が 22.4 μM・18.0 μM、とろとろ層の値が 25.0 μM・19.5 μM であり、どちらの日も値の高い方からふゆみずたんぼ、とろとろ層、慣行田の順となり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の値は 20.3 μM・25.0 μM・27.8 μM・28.2 μM と増加し、慣行田の8月26日、9月9日と19日、10月7日の値は 22.7 μM・26.3 μM・19.8 μM・25.9 μM と9月9日までにはふゆみずたんぼより僅かに高い値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日と同様の値まで再び増加している。

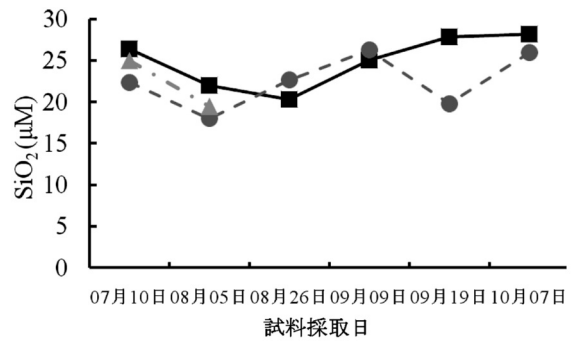


図10 土壌中ケイ酸塩の分析結果。図8と同様に示す

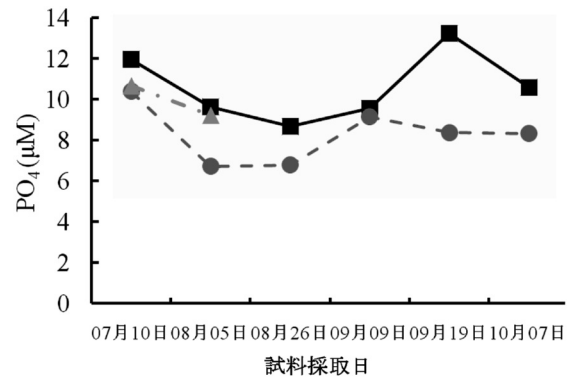


図11 土壌中リン酸塩の分析結果。図8と同様に示す

土壌中のリン酸塩の値を図11に示す。すべての観測日において値の高い方からふゆみずたんぼ、とろとろ層、慣行田となっており7月10日から8月26日までは値が低くなっている。冬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日で値が下がっている。また、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日の値は9月19日と差は見られなかった。

3.3. 気象庁の気象データと観測時に調査圃場で測定した項目の結果

気象庁の気象データを表3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・日照時間をサンプリング中の時間(10-14時)で平均した値である。降水があった日はなく、気温は徐々に寒くなっていくが20度前後くらいの値であり、風速は0.46-3.44日と差があり、風向は南か西、日照時間は0-10分となっていた。

観測時に調査圃場で測定した水温、田面水中 pH、田面水中溶存酸素、地温(深さ5cm)・(深さ10cm)・(深さ15cm)、加えて稲の高さと茎の本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4に示した。観測日によって測定

表3 月形における降水量, 気温, 平均風速, 風向, 日照時間

調査日	降水量 (mm)	気温 (°C)	平均風速 (ms ⁻¹)	風向	日照時間 (分)
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

表4 観測時における水温, 田面水中pH, 田面水中溶存酸素, 地温, 稲の長さ, 茎の本数

調査日	採取土壌	水温 (°C)	田面水中pH	田面水中溶存酸素 (mL ⁻¹)	地温(深さ5m) (°C)	地温(深さ10m) (°C)	地温(深さ15m) (°C)	稲の長さ (cm)	茎の本数 (本)
7月10日	ふゆみずたんぼ	ND	6.45	3.80	ND	ND	ND	ND	ND
	とろとろ層	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
8月5日	慣行田	ND	6.43	3.10	ND	ND	ND	ND	ND
	ふゆみずたんぼ	23.1	6.70	2.63	21.0	21.0	ND	92.0	37.0
	とろとろ層	21.9	6.27	ND	ND	ND	ND	—	—
	慣行田	27.2	6.54	3.93	25.2	24.3	23.0	73.0	33.0

調査日	採取土壌	地温(深さ5m) (°C)	地温(深さ10m) (°C)	地温(深さ15m) (°C)	稲の長さ (cm)	茎の本数 (本)
8月26日	ふゆみずたんぼ	20.8	18.3	18.0	89.3	35.3
	慣行田	22.3	20.3	19.7	81.3	32.3
9月9日	ふゆみずたんぼ	19.8	19.6	19.8	87.7	27.0
	慣行田	22.4	20.3	20.2	82.7	44.7
9月19日	ふゆみずたんぼ	23.4	21.0	19.8	89.7	39.7
	慣行田	25.5	23.2	19.9	91.7	28.3
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	—	—

しなかった項目もありデータ数は少ないが結果から傾向としてわかることは、田面水中pHはふゆみずたんぼが慣行田より高い値を示しており、地温は深さが5cm・10cm・15cmのどの深さでも慣行田の方がふゆみずたんぼより高い値となっていた。稲の長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、茎の本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

大気中メタン濃度における8月26日と9月9日の値ではふゆみずたんぼが慣行田より約5-6倍高い値を示しているが、この要因としては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た。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えられる。一方、その後の値があまりどちらも差がない結果となったのは、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られる。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。

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、田面水中メタン濃度はふゆみずたんぼの値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慣行田よりもより多く放出されたものと考えられる。

メタンフラックスの値は同種水田における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る。今後改良をしてフラックスを測定する必要がある。

4.2. 土壌中のpH, 硝酸, ケイ酸, リン酸

土壌中のpHの値は時期に関係なくふゆみずたんぼ, 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ものと思われる。

土壌中の硝酸塩・ケイ酸塩・リン酸塩の値が田面水のあった8月5日・26日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、栄養塩が稲に吸収されたことが要因であることや、土壌表面に常に水を流していたことによる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のではないかと考えられる。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、稲の成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稲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。

9月9日以降土壌中の硝酸塩が慣行田では増加し、ふゆみずたんぼは低い値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使われていく硝酸もあったので慣行田より低い値となったと考えられる。これには硝化や脱窒過程が関係していると考えられる。

5. 結 論

5.1. 結論

ふゆみずたんぼでは予想どおり慣行田よりも多くのメタン濃度が測定され、温室効果への寄与は慣行田よりも大きいと考えられる。しかし、温室効果以外の環境や生物保全の点から考えるとふゆみずたんぼは湿地に依存する生物の生息域であり、農薬・殺虫剤や除草剤の使用を抑えられるなどよりよい点もたくさんある。現在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、温室効果への寄与も考慮に入れたふゆみずたんぼの活用が課題となり、更なる研究が必要である。

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し御礼申し上げます。

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酪農学科土壌環境学研究室の澤本卓治様、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。同学科の臨時職員である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。

参考文献

- Butterbach, K., H. Papen, and H. Rennenberg (1997), Impact of gas transport through rice cultivars on methane emission from rice paddy fields, *Plant, Cell Environ.*, 20, 1175-1183.
- 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. Frohling, 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 CO₂ and N fertilization of CH₄ 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—*, pp. 191-227, 北海道.
- 陽捷行 編著 (1994), *土壌圏と大気圏—土壌生態系のガス代謝と地球環境*, pp. 140, 朝倉書店, 東京.

Summary

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 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 paddy fields. However, quantification of the methane emission has not gained major attention for 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 from July to October 2008. 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 slightly 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 green house effect.