

日本海側積雪寒冷地水田のメタン発生量の特徴
と実用的な削減技術に関する研究

塩野宏之

目次

第 I 章 緒言

- 1 . 稲作と環境 p1
- 2 . 地球温暖化と温室効果ガス p2
- 3 . 水田から発生するメタンの測定とその削減方法 p4
- 4 . 東北地域及び山形県の稲作の特徴 p9
- 5 . 本論文の目的 p12

第 II 章 日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田における田 畑輪換がメタン・一酸化二窒素発生に及ぼす影響

- 1 . はじめに p14
- 2 . 材料および方法
 - (1) 試験圃場及び試験区 p15
 - (2) 作物残渣 p16
 - (3) 栽培概要 p17
 - (4) 圃場におけるガスフラックスの測定 p18
 - (5) 圃場における地温及び土壌 Eh の測定 p18
 - (6) 活性二価鉄 p19
 - (7) メタン生成能 p20
- 3 . 結果
 - (1) メタンフラックス p20
 - (2) 土壌 Eh p21
 - (3) 土壌中の活性二価鉄 p22
 - (4) 復元田及び連作水田土壌のメタン生成能 p22
 - (5) 一酸化二窒素フラックス p22

(6) 転換畑における地温, 土壌水分及び降水量	p23
(7) メタン, 一酸化二窒素の積算発生量	p23
(8) 二酸化炭素等価量	p24
4. 考察	
(1) 田畑輪換水田でのメタン低減の特徴	p25
(2) 田畑輪換水田での一酸化二窒素発生の特徴	p27
(3) メタン, 一酸化二窒素のトレードオフ	p28
5. まとめ	p30

第Ⅲ章 日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田における耕起法の違いが翌年のメタン, 一酸化二窒素発生量に及ぼす影響

1. はじめに	p32
2. 材料および方法	
(1) 試験圃場及び栽培概要	p33
(2) メタン及び一酸化二窒素の測定	p34
(3) Eh の測定	p35
(4) 水稻の生育調査及び収量調査	p35
(5) 稲わらの分解率と熱水可溶性有機物	p35
(6) 土壌水分	p36
(7) 活性二価鉄	p36
(8) 統計解析	p37
3. 結果	
(1) メタンフラックス, Eh	p37
(2) メタン, 一酸化二窒素の発生量	p38

(3)	水 稻 の 生 育 及 び 収 量	p 39
(4)	稲 わ ら の 分 解 率 と 熱 水 可 溶 性 有 機 物	p 40
(5)	土 壌 水 分	p 40
(6)	活 性 二 価 鉄	p 41
4 .	考 察	
(1)	耕 起 法 の 違 い が メ タ ン 発 生 量 に 及 ぼ す 影 響	p 41
(2)	稲 わ ら 分 解 率	p 42
(3)	消 雪 から 春 耕 ま で の 土 壌 水 分 及 び 活 性 二 価 鉄	p 43
(4)	耕 起 法 の 違 い が 一 酸 化 二 窒 素 発 生 量 を 含 む 温 室 効 果 ガ ス 発 生 量 に 及 ぼ す 影 響	p 45
(5)	水 稻 生 育 , 収 量	p 45
5 .	ま と め	p 46

第 IV 章 日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田における中 干し期間の延長がメタン発生量と水稻生育へ及ぼす影響

1 .	は じ め に	p 48
2 .	材 料 お よ び 方 法	p 50
3 .	結 果	
(1)	中 干 し 期 間 の 延 長 に よ る 水 稻 の 生 育 , 収 量 へ の 影 響	p 52
(2)	中 干 し 期 間 を 延 長 し た 場 合 の メ タ ン フ ラ ッ ク ス , 土 壌 Eh の 推 移	p 53
(3)	中 干 し 試 験 圃 場 に お け る 土 壌 の 含 水 率 と 二 価 鉄 含 量	p 54

4. 考察

(1) 中干し期間の前延長が水稻の生育，収量に及ぼす影響 p55

(2) 中干し期間の後ろ延長が水稻の生育，収量に及ぼす影響 p56

(3) 中干し期間の前延長，後ろ延長の違いが土壤環境とメタン発生量の低減効果に及ぼす影響 p57

5. まとめ p59

第 V 章 日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田におけるメタン発生量の年次変動と気温，土壤 Eh の影響

1. はじめに p61

2. 材料および方法 p61

3. 結果

(1) 測定期間中のメタン発生量 p63

(2) 6月（中干し前～中干し開始）のメタンフラックス p64

(3) 7月（中干し中～中干し終了後）のメタンフラックス p64

(4) 8月（間断灌漑～落水）のメタンフラックス p65

4. 考察

(1) 過去の測定事例によるメタン発生量 p66

(2) 6月のメタンフラックスの年次変動 p66

(3) 7月のメタンフラックスの年次変動 p67

(4) 8月のメタンフラックスの年次変動	p68
5 . まとめ	p68

第VI章 資材添加による土壌 pH の変化が日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田における稲わらの腐熟とメタン発生量に及ぼす影響

1 . はじめに	p70
2 . 材料および方法	
(1) 圃場試験	p72
(2) メタン及び土壌 Eh の測定	p74
(3) 稲わらの分解率	p74
(4) 統計解析	p75
3 . 結果	
(1) 圃場における土壌 pH の経時的変化	p75
(2) 稲わらの分解率	p76
(3) メタンフラックス, メタン発生量と土壌 Eh の 推移	p76
(4) 水稻の生育	p77
4 . 考察	
(1) 土壌 pH の変化が稲わらの分解に及ぼす影響	p78
(2) 土壌 pH の変化が水田からのメタン発生量に及 ぼす影響	p79
(3) 使用した資材の施用効果の持続性	p82
(4) 土壌 pH を改良する際の留意点	p83
5 . まとめ	p84

第 VII 章 総合考察

1. 山形県の水田におけるメタン発生量の推定・・・p85

2. 水田からのメタン発生量削減技術の評価・・・p87

摘要・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ p92

文献・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ p94

図表・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ p115

第 I 章 緒言

1. 稲作と環境

米は、小麦やトウモロコシと並び世界の 3 大穀物の一つである。米は、栽培種イネ (*Oryza sativa*.L) の子実であり、その約 9 割がモンスーンアジアで生産されている⁹⁾。モンスーンアジアは日本を含む東アジアの沿海、東南アジア、南アジア一帯の地域を指し、季節によって卓越風がほぼ逆に吹くことが特徴で、その結果、雨季と乾季が生じ、温暖湿潤な気候となっている⁵⁵⁾。温暖湿潤なモンスーンアジアは米の栽培に適し、イネは多量の水を必要とすることから、そのほとんどが水田で作付けされている。モンスーンアジアにおいて、米の生産量は中国、インドで多く、2018 年の米の生産量は中国で 21,408 万トン、インドで 17,472 万トンであり、それぞれ日本の 20.2 倍、16.5 倍となっている⁹⁾。

水田は畑に比べ優れた食糧生産システムとされる⁵⁶⁾。例えば、水田は湛水することにより、好気条件で活動する多くの土壌病原性糸状菌や線虫を死滅させ、連作障害を回避している。また、土壌が還元状態になるため、好気条件に比べ微生物の活動による有機物の消耗が抑えられ、灌漑水からの養分の供給によって畑に比べ土壌養分が保持される。他にも、過剰な塩類の洗脱作用や、固定化されたリン酸の一部が土壌の還元によって可溶化されイネに供給される¹²²⁾。これら以外にも、周辺水環境における水質浄化、涵養

効果，里山環境の保全効果等があり，水田が有する環境保全効果は多岐に渡る^{45,72)}。

このように，水田は食物生産以外の環境保全効果を有する一方で，環境や人体へ負の影響を及ぼす一面もある。東南アジアでは水田を含む水系で発生した蚊や住血吸虫による風土病が発生しており，近年では農薬，化学肥料の大量投入による水系環境の悪化が一部で問題となっている⁴⁵⁾。さらに，地球環境に対する影響では，地球温暖化の一因として，水田からのメタン放出が注目されている。

水田土壌が畑地や森林土壌と最も異なる点は，湛水下で還元状態となることであり，土壌還元の進行は土壌中の微生物活動の結果として生じる。通常，水田作土は表層数 mm ~ 1cm 程度の酸化層とその下 10 数 cm の還元層に分かれ，湛水後，還元層では分子状の酸素が速やかに消失し，続いて硝酸の消失，硫酸イオンが減少し，酸化還元電位が -150 mV を下回るとメタン (CH₄) が生じる¹¹³⁾。

2. 地球温暖化と温室効果ガス

メタンは，二酸化炭素 (CO₂)，一酸化二窒素 (亜酸化窒素，N₂O)，フロン (CFCs)，と並び，主要な温室効果ガスの一つであり，同じ重量の二酸化炭素に比べ温室効果への 100 年当たりの寄与がメタンは 28 倍，一酸化二窒素は 265 倍であり，28，265 はそれぞれメタン，一酸化二窒素の地球温暖化係数 (GWP: Global Warming Potential) である²⁸⁾。大気中のメタン発生は湿地や水田，海洋や湖沼，廃棄物埋

立地，反芻動物，シロアリ等に存在する嫌氣的微生物の活動や，石油・石炭の採掘，マグマ生成火山等が由来で，湿地，水田，家畜からの発生が全体の 50% 近くを占める²⁵⁾．地球大気的气体組成は，多い順に約 78% の窒素，21% の酸素，0.9% のアルゴン，0.038% の二酸化炭素，その他のガスとなっている⁶³⁾．大気中に含まれる温室効果ガスは，地表から外に向かう太陽からの赤外線を蓄積し，地球上を温暖に保つ作用がある．産業革命以降，温室効果ガスの濃度が高まっており，温室効果ガス世界資料センター(WDCGG)によれば，世界の二酸化炭素濃度の平均は，工業化する以前の 1750 年に 278ppm であったのに対し，2018 年は 408ppm となっている⁴¹⁾．また，産業革命以降，人間の生産活動の増大に伴いこれら微量ガスの大気中濃度は上昇しており，2011 年における大気中のメタン及び一酸化二窒素濃度はそれぞれ 1803ppb，324 ppb であり，産業革命以前の水準に比べ約 150%，20% 高くなっている．その結果，陸域と海上を合わせた世界平均地上気温は，1880 年から 2012 年の期間に 0.85℃ 上昇しており，地球温暖化は疑う余地がないとされている²⁸⁾．

IPCC 第 4 次報告書(2007)によれば，世界の農業分野から発生する温室効果ガスは 2005 年時点で 5.1~6.1Gt CO₂-eq yr⁻¹となっており，うちメタンが 3.3 Gt CO₂-eq yr⁻¹，一酸化二窒素が 2.8 Gt CO₂-eq yr⁻¹であり，全温室効果ガス排出量の 10~12% を占めている²⁷⁾．人為的に発生する温室効果ガスのうち，メタンは水田から世界総量の約 11%

が発生していると推定されている¹⁾。また、地球温暖化の進行によって、海面上昇による海岸浸食、水害の頻発や台風の発生回数が増加する¹¹⁰⁾。農業分野では、温暖化による農産物の品質低下がすでにみられ、例えば果樹では、以前に比べウンシュウミカンの浮皮症、ブドウの着色障害の発生頻度が増加しており、水稲では白未熟粒発生率が上昇している⁷⁶⁾。さらに、平均気温が1°C上昇するごとに、世界の穀物生産はコムギで6.0%、トウモロコシで7.4%、ダイズで3.1%の減収となると予想される¹⁵³⁾。このようなことから、温暖化による負の影響をできるだけ緩和するためには、エネルギー、輸送、建築、工業分野等、他の産業分野と同様、農業分野からの温室効果ガスの発生量を削減することが必要であり、特に、温暖化への寄与が高い水田からのメタン発生量を削減することが重要である。

3. 水田から発生するメタンの測定とその削減方法

水田からのメタン発生量は、1981年に Cicerone and Shetter⁵⁾によってアメリカのカリフォルニアで初めて測定され、その後アメリカ⁹³⁾、イタリア¹⁷⁾を初め、世界の水田の87%⁹⁾を占めるアジアにおいて、中国³⁶⁾、タイ¹³³⁾、インド⁹⁰⁾で測定されている。また、日本では陽・八木⁶²⁾が水田圃場から発生するメタンをクロードチャンバー法で測定し、その後、農林水産省が実施した土壌生成温室効果等ガス動態調査事業によって全国の農耕地から発生するメタン、一酸化二窒素が測定された。その結果、稲わらが

施用され、中干しが実施されている水田からのメタン発生量の全国平均値は $19 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ であった³⁵⁾。水田の土壤中で生成するメタンは、主に水稻体内を通じて大気中へ放出され²³⁾、その発生量に影響する要因として、温度^{52, 129)}、水管理^{12, 29, 32, 92)}、土壌型^{23, 131)}や施用される有機物等¹³¹⁾がある。これらの違いにより、湛水後の土壌還元（Ehの低下程度）に違いが生じ、メタンフラックスのパターンとメタン発生量が異なってくる。このことから、先の Kanno *et al.*によれば、全国の水田における単位面積当たりのメタン発生量には変動がみられ、 $1 \sim 90 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ の範囲にあった³⁵⁾。

水田からのメタン発生量に対する影響が大きい要因として、圃場に施用される稲わらがある。圃場に施用される稲わらは、イネ根の分泌物や根枯死体由来の有機物と並び、水田から発生するメタンの主要な基質である。Watanabe *et al.*は、水田から発生するメタンの由来を調査するため、¹³Cでラベルした土壌と稲わらを用いたポット試験を行った¹²⁸⁾。その結果、生育期間中に発生したメタンに対する寄与は、土壌有機物が約20%、根由来の有機物が約40%、稲わら由来が約40%であり、稲わら由来のメタンの寄与は生育初期には80%と高く、生育中期に約20%まで低下し、その後徐々に低下した。新鮮な稲わらを施用した場合に比べ、圃場への放置期間が長い稲わらを施用した場合や¹²⁵⁾、土壌へのすき込み時期が早い場合にメタン発生量が少なくなった²⁴⁾。非栽培期間中の稲わらの好氣的分解を進めるため、

後藤らは、地表 5～8 cm の深さによる秋浅耕のメタン削減効果を検討し、稲わら秋散布春すき込みの場合に比べメタン発生量が 30～45% 減少した¹¹⁾。同様に、松本らによれば、耕深 15 cm の秋耕に対し、耕深 3 cm の秋浅耕ではメタン発生量が 28% 減少した⁵⁹⁾。また、土壌中の微生物は稲わらを分解する際に窒素を必要とするため、石灰窒素の秋施用による稲わら分解とメタン削減効果が検討されている。三浦によれば、稲わらと石灰窒素を秋に施用し、春にすき込むと、石灰窒素無施用に比べ翌年の水稲栽培期間におけるメタン発生量が 64% 減少した⁶⁶⁾。これらのことは、非栽培期間中に稲わらをできるだけ好氣的に分解させることでメタンの基質となる炭素量が減少し、栽培期間中に発生するメタン量が削減されることを示している。さらに、熊谷らは、稲わらを圃場外に搬出し、代わりに栽培基準量の家畜ふん堆肥を施用することで、稲わら施用時に比べメタン発生量が牛糞堆肥施用では 37～51%、豚ふん堆肥施用では 72～121%、鶏ふん堆肥施用では 14% となることを報告している⁵⁴⁾。

石橋ら²⁹⁾は、水田からのメタンフラックスは水管理や土壌型の違いにより 4 つのパターンに分かれることを報告している。それによれば、中干しが十分、または不十分な場合において、土壌型が異なる乾田と湿田それぞれのメタンフラックスのパターンが異なり、湿田で中干しが不十分な場合でメタン発生量は最も多くなった。このことは、中干しの強さと期間を人為的に調節することでメタン発生量

を減少させうることを示しており，福島県の水田では，実際に中干し期間を延長することで慣行中干しの水田に比べ土壌の酸化還元電位（Eh）が高く推移し，メタン発生量が減少した⁹²⁾．圃場の水管理の違いがメタン発生量に及ぼす事例として，冬季湛水水田のメタン発生量が慣行水田に比べ多いこと¹²⁾や，暗渠を設置した水田では排水性が向上し，暗渠未設置の水田に比べメタン発生量が減少することが報告されている¹⁰⁴⁾．

その他，水田から発生するメタン削減技術として，土壌中でメタン生成と競合作用を持つ資材の施用が検討されている．水田土壌中のメタン生成は，酸化鉄や酸化マンガン，硫酸の還元と競合することから^{19, 20, 152)}，これらを含育する資材施用によるメタン発生量の削減が報告されている．例えば，古川らは，製鉄時の副産物であり，酸化鉄を含む転炉スラグと，使い捨てカイロ使用後の鉄粉を水田に施用し，メタンの削減効果を検討した．それによれば， $10\sim 40\text{ t ha}^{-1}$ の転炉スラグまたは 10 t ha^{-1} の鉄粉施用により，単位面積当たりのメタン発生量が10%程度削減したこと，水稻収量が増加したため単位収量当たりのメタン削減量は最大30%となったことを報告している¹⁰⁾．吉羽らの報告では，稲わら無添加の場合，ポット栽培期間中のメタン発生量は鉄>マンガン>鉄+マンガンの順に抑制効果がみられ¹⁵²⁾，Minamikawa *et al.*は，硫酸アンモニウム（硫安）の施肥量を3段階に設定した圃場でメタンを測定したところ，硫安施用量が最も多い試験区では土壌Ehの低下が遅

れ，メタン発生量が最も少なくなったことを報告している⁶⁴⁾。しかし，八木によれば，水管理や稲わらの施用方法も含む有機物管理に比べ，塩類や鉄，硫酸を含む資材の施用は稲体や環境への負荷やコストを考えると広範囲への適用は実現性が低いとしている¹³²⁾。

さらに，土地利用の変化によるメタン発生量の減少が指摘されている⁴³⁾。例えば，水田と畑を数年ごとに交互に繰り返す田畑輪換では，畑期間に土壌が好気条件となることから絶対嫌気性菌であるメタン生成菌の活動が抑えられ，復田時は作物残渣量が減少し，酸化還元電位が連作水田に比べ高く推移することからメタンの発生が減少する^{51,75)}。しかし，畑転換期間にはメタン発生量の減少が期待されるが，いわゆるトレードオフの関係として一酸化二窒素が発生する。そのため，田畑輪換の温室効果ガス発生量を評価するためには，メタン，一酸化二窒素それぞれの地球温暖化係数を考慮した上で田畑転換期間中の両ガスの発生量を把握し，水稲連作水田と比較する必要がある。

水田土壌における微生物代謝と還元の進行メカニズムが高井による優れた研究により明らかとなり^{111,112)}，陽・八木により我が国の水田からのメタン発生量の測定⁶²⁾が1987年に始まって以来，全国の水田でメタンの発生が観測され，様々なメタン発生の削減技術について検討され，一定の成果が挙げられている。これまで得られた知見や温室効果ガス発生量の削減技術を生産現場へ普及させ，個々の生産者が実践していくことが，地球温暖化の進行を抑制させ

ることとなり，気象災害等のリスクを低減し，食料供給を安定させ，持続可能な社会を維持，発展させることに繋がる．

水田からのメタン削減技術に求められることとして，①導入コストが低く，簡易で個々の生産者が取組みやすい技術であること，②地域，場所を選ばず実施可能であることが挙げられる．これまで述べてきた「田畑輪換」「秋浅耕」「中干し延長」は，慣行に比べ追加コストがほとんど発生せず，導入しやすい技術である．また，これらの技術は地域を問わず実施できるものである．特に，東北地域のように，水田が多く，水田からのメタン発生量が多い地域において実施可能な削減技術を開発し，導入することは，温室効果ガスの削減に大きく寄与する．

4．東北地域及び山形県の稲作の特徴

東北地域の農業は稲作の割合が高く，2018年の農業産出額に対する米の割合は東北地域で32.3%であり，全国の19.2%を上回っている⁸⁰⁾．同年における東北地域の米の生産量(子実用)は213万7千トン，子実用水稲の作付面積は379,100haであり，生産量は国内の27%を占めている．このように，東北地域の稲作は国内の食糧生産の中で重要なものとなっている．しかし，Hayano *et al.*¹⁵⁾によれば，東北地域の水田は国内水田面積の約25%であるにもかかわらず，同地域水田からのメタン発生量は国内水田からのメタン発生総量の54%を占めると推定されており，他の

地域に比べて単位面積当たりのメタン発生量も多い。東北地域からのメタン発生量が多い理由の一つとして、秋季に稲わらが田面散布され、翌年春季の水田耕起時に作土へすき込まれる水田が多いことが挙げられ、日本海側積雪寒冷地に位置する山形県の場合、秋耕が実施される水田面積割合は5%程度である¹⁴⁵⁾。また、嫌気条件で稲わらが分解すると生じる有機酸により水稻の生育阻害が起こることから^{57, 68, 115)}、稲わらの酸化的分解により有機酸等の生成が減少すると生育阻害が回避され、初期生育量の増加等が期待される。東北地域の稲作は、寒冷な気候のため初期生育が確保しにくい場合があり⁸⁹⁾、稲わらの分解を促進し、初期生育を増加させることは、安定した収量を確保するために重要である。山形県の水稲栽培においても、初期生育の確保はメタン発生量の削減とともに重要な課題である。

山形県は、本州東北部の日本海側に位置し、西北側が日本海に面している。北は秋田県、東は宮城県、東南は福島県、西南は新潟県にそれぞれ隣接し、東西約97km、南北約164km、総面積9,323.15km²で全国第9位、東北6県で第5位の広さとなっている。宮城県との県境沿いに奥羽山脈が南北に縦貫しており、北部の出羽山地、南部の越後山脈との間にそれぞれ最上、村山、置賜盆地を挟み、日本海側沿岸に庄内平野が広がっている¹⁴⁷⁾。気象は内陸地方と庄内地方の二つに大別され、内陸地方は一般的に内陸性気候で乾燥の傾向にあり、全国有数の多雪地帯である。庄内地方は多雨・多湿の海洋性気候、冬季間は季節風が強くなる¹⁴⁴⁾。

年平均気温は 11.7℃，年降水量は 1,163 mm，年日照時間は 1,613 時間，年積雪日数は 104 日となっている（1981 年～2010 年の平年値）⁴²⁾。2018 年における農業産出額（畜産，加工含む）は 2,480 億円で全国 12 位，うち米の産出額は 835 億円と全体の 33.7% を占め，最も高くなっている⁷⁸⁾。このように，山形県の農業において米は基幹作物であるが，近年，山形県だけでなく，全国的に担い手への農地集積が進み，全国の水田経営体当たりの水田作付延べ面積は徐々に増加しており，2014 年は 1.83ha だったが 2018 年には 2.23ha となっている⁸⁰⁾。一方，国民一人当たり米の年間消費量は 1962 年（昭和 37 年度）の 118.3 kg をピークとして 2018 年（平成 30 年度）には 53.8 kg となるなど，減少傾向が続いており⁷⁹⁾，1990 年から 2006 年にかけて米価（民間流通米，玄米 60 kg 当たり）も約 5,800 円低下している⁷⁷⁾。そのため，生産コストを低減せざるを得ないことから，土づくり資材へ充てる費用が低下し，ケイカル等の施用量が全国的に減少している⁸³⁾。土づくり肥料の施用量の変化は土壌の理化学性に変化をもたらしており，例えば，山形県の水田土壌における調査では，1979～1983 年にそれぞれ 678 mg kg⁻¹，2530 mg kg⁻¹ だった可給態ケイ酸及び交換態石灰が 1999～2003 年にそれぞれ 361 mg kg⁻¹，2260 mg kg⁻¹ に減少しており⁶⁹⁾，複数の都道府県では以前に比べ水田の土壌 pH が低下していることが報告されている^{18, 22, 109, 130)}。また，その一方で，積極的な土づくり資材の施用により，2003 年頃までは減少傾向だった水田の土壌 pH

が 2008 年頃以降上昇に転じた事例も報告されている¹⁰⁵⁾。このような，水田での土づくり資材施用の減少にともなう土壌 pH の低下とそれに歯止めをかけようとする対策による土壌 pH の上昇は，水稻の生産性のみならず，収穫時に圃場へ散布される稲わらの分解程度や，メタンの発生量へ異なる影響を与えている可能性がある。そのため，水田から発生するメタンの発生量削減技術を開発，評価するためには，年次毎に土壌 Eh とメタン発生量を変動させる要因を明らかにするとともに，近年の土壌環境の変化，特に土壌 pH が稲わらの分解とメタン発生量へ及ぼす影響を評価する必要がある。

5. 本論文の目的

以上のことから，本論文では，日本海側積雪寒冷地に位置する山形県において，稲わらが秋に散布され，春にすき込まれる水田から発生するメタン削減のための実用的な技術として，「田畑輪換」「秋浅耕」「中干し延長」について検討した。次に，これまでの測定事例を解析し，メタン発生量の年次変動に影響を及ぼす要因を検討した。さらに，近年の土壌 pH の変化が当該地域水田の稲わら分解とメタン発生量に及ぼす影響を調査した。さらに，山形県の水田からのメタン発生量を推定するとともに，削減技術を導入した場合の効果について考察した。

第 II 章では，田畑輪換を導入した際のメタン発生量の削減効果と一酸化二窒素によるトレードオフについて述べる。

第 III 章では秋浅耕のメタン発生量の削減効果と稲わら分解への影響を，第 IV 章では中干し延長によるメタン発生量の削減方法について述べる．第 V 章では，これまで測定したメタン発生事例から，メタン発生量の年次変動に及ぼす要因について検討した．第 VI 章では，近年の土壌 pH の変化が稲わら分解とメタン発生量に及ぼす影響を把握するため，資材を施用して土壌 pH を低下または上昇させた圃場で稲わらの分解とメタン発生量を検討した．これらの結果を踏まえ，第 VII 章 総合考察では，山形県内の水田から発生するメタン発生量の推定と，メタン発生量の削減技術を導入した場合の効果を評価した．

本論文を取りまとめるにあたり，山形県農業総合研究センター食の安全環境部長（現在，片倉コープアグリ株式会社 技術主管）熊谷勝巳博士には，終始助言と励ましを頂いた．また，同センターの職員には，圃場の管理，分析業務等に多大なご協力を頂いた．山形大学農学部教授 程為国博士には，本論文による博士号申請に対し多大な御支援，御協力を頂いた．農研機構 農業環境変動研究センター（現在，タイ王国モンクット王工科大学トングリ校エネルギー・環境連合大学院 教授） 八木一行 博士，農研機構本部管理本部技術支援部 北海道技術支援センター長 永田 修博士を始め，農林水産省委託プロジェクト研究で共同研究を行った皆様には，終始励ましと研究に関するアドバイスを頂いた．ここに記して感謝します．

第 II 章 日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田における田畑輪換がメタン・一酸化二窒素発生に及ぼす影響

1. はじめに

田畑輪換は水田転作と水田復元を交互に行う栽培方式である。2001年度から2010年度にかけて全国では毎年2,260 ha～5,840 haが水田から畑へ転換され、31 ha～252 haが畑から水田へ復元されている⁸⁰⁾。この栽培方式では数年毎に土壌水分が大きく変化し、水田復元時の土壌の酸化還元電位が連作水田に比べ高くなるため水稻根の伸張が促進され、養分吸収量が増加するなど生産性を高める効果が期待されている^{44,60)}。しかし、近年、田畑輪換の畑地利用期間が長い場合には土壌有機物の消耗が促されることが報告されている¹⁰⁷⁾。

第 I 章 緒言で述べた通り、田畑輪換を行うことにより水田からのメタン発生が削減される可能性が指摘されている⁴³⁾。しかし、畑転換を行った場合メタン発生量は減少するが、一酸化二窒素が発生することから^{4,61)}、地球温暖化係数²⁸⁾を考慮したメタン、一酸化二窒素の発生量により田畑輪換が地球温暖化へ与える影響を評価する必要がある。これまで、田畑輪換による水田からのメタン発生の削減については Nishimura *et al.* が報告しているが^{74,75)}、比較的温暖な関東地域の結果である。それに対し積雪寒冷地である東北地域では作付け直前の春に稲わらをすき込む場合が多く、かつ気温が低い冬期間に稲わら分解が進ま

ない。すき込み時期が遅いと稲わらが好氣的条件下で分解される期間が短くなり，メタン生成の基質が多く残存しメタン発生量が増加する²⁴⁾ことから，田畑輪換によるメタン削減効果が積雪寒冷地では異なる可能性がある。また，水田復元を含む田畑輪換期間中のメタン，一酸化二窒素を同一圃場で継続して測定した報告は Nishimura *et al.*⁷⁵⁾，蓮川ら¹³⁾以外にない。

山形県の水田のように，稲わらが春にすき込まれる水田では，メタン発生による温室効果への寄与が大きいことから，田畑輪換を導入することでメタンの発生量が減少し，地球温暖化への寄与を大幅に削減できる可能性があるが，積雪寒冷地におけるその効果は明らかになっていない。

そこで，本章では稲わらを秋散布，春すき込みした積雪寒冷地水田において田畑輪換を実施した際に発生するメタン及び一酸化二窒素の発生量を4ヵ年継続して調査を行い，温室効果ガス発生量の抑制効果を明らかにすることを目的とした。

2. 材料および方法

(1) 試験圃場及び試験区

試験は2006年から2009年にかけて山形県農業総合研究センター（山形市みのりが丘）の，過去10年以上水稻を作付けしている水田圃場で実施した。土壌は細粒灰色低地土¹¹⁸⁾であり，作土の特性を表1，表2に示す。稲わらの秋散布，春すき込みを行った圃場（以下R圃場という）と，稲

わらを搬出した圃場（以下 N 圃場という）を設置した。両圃場に田畑輪換区（以下田畑輪換（R）区，田畑輪換（N）区という），連作水田区（以下連作水田（R）区，連作水田（N）区という）を設置した。試験区の境界は畦畔を設置し灌漑水の浸透を遮断した。両圃場では試験の 2 年前は化学肥料のみを用いた慣行栽培を，試験前年は化学肥料由来の窒素成分を 50% とした特別栽培を行い均一な栽培管理下にあったことに加え，田畑輪換と稲わら施用によるメタン及び一酸化二窒素フラックスの変化が極めて明瞭であることから，反復数は 2 連とした。試験区は各区 100 m²（10m×10m）である。

各年の土地利用を表 3 に示した。田畑輪換は転換ダイズ作 2 年－水田作 2 年とし，田畑輪換を行った田畑輪換（R）区，田畑輪換（N）区は畑転換 1 年目，畑転換 2 年目の 2006 年および 2007 年にダイズを栽培した。その後 2008 年に水田に復元し，2009 年は水田復元 2 年目である。

（2）作物残渣

各年次の圃場に投入または搬出された前作物残渣量を表 3 に示した。各年次の収穫期に稲わら及びダイズ茎葉の乾物重（イネ 80 株，ダイズ 40 株）を測定し，CN コーダー MT-700（ヤナコテクニカルサイエンス製）で分析した残渣中の炭素率を乗じて残渣炭素量を求めた。連作水田（R）区，田畑輪換（R）区では試験開始の前年である 2005 年 9 月の収穫時にコンバインで裁断された稲わら 6 Mg ha⁻¹（乾物 4.8 Mg ha⁻¹）をそのまま同区に散布し，2006 年 4 月にすき込ん

だ。連作水田（R）区はその後毎年同様に稲わらを施用し、田畑輪換（R）区は水田復元1年目の2008年秋の収穫時に稲わらを 5.6 Mg ha^{-1} （乾物 4.5 Mg ha^{-1} ）田面に散布し、2009年4月にすき込んだ。田畑輪換（N）区、連作水田（N）区は2005年以降、水稻を作付けした年は、毎年秋にバインダーまたは手刈りで収穫し、稲わらを圃場外へ搬出した。

田畑輪換（R）区、田畑輪換（N）区は2006年、2007年のダイズの収穫は手刈りでを行い、子実とともに茎葉も圃場外に搬出した。

（3）栽培概要

転換畑および水田における耕種概要を表4、表5に示した。水稻、ダイズの栽培方法は、山形県の栽培指針^{137,138})にしたがった。水田は4月17日～22日の間に耕起、4月30日～5月8日の間に基肥施用、5月8日～13日の間に代かきを行った。水稻品種「はえぬき」を5月16日～20日に1株あたり4本、栽植密度 22.2 株 m^{-2} で移植、9月22日～10月2日に収穫した。移植から中干しまでは常時湛水管理とし、中干し後は2,3日毎の間断灌漑とした。中干し期間は6月26日～7月14日、追肥は7月12日～14日、落水口の解放日は9月4日～9月8日である。基肥は化成肥料（ $\text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O}: 15-17-15$ ）を窒素成分で 60 kg ha^{-1} 、追肥はNK化成（ $\text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O}: 20-0-20$ ）を窒素成分で 20 kg ha^{-1} とした。しかし、2008年の田畑輪換（R）区、田畑輪換（N）区は水田復元初年目であるため山形県の栽培指針¹³⁷)に基づき、基肥は施用せず1回あたり窒素成分で 20 kg ha^{-1} の

追肥を2回行った。

ダイズは品種「タチユタカ」を供試し，栽植密度 7.7 株 m^{-2} （畝間 65cm，株間 20cm，2本立）で6月4日～5日に耕起，施肥，播種を行い，2006年は6月28日，2007年は7月9日と7月31日に培土，10月26日～31日に収穫した。施肥は基肥のみとし，化成肥料（N- P_2O_5 - K_2O ：5-15-20）を窒素成分で 25 kg ha^{-1} とした。

（4）圃場におけるガスフラックスの測定

ガスフラックスの測定は陽・八木の方法⁶²⁾に従い，5～11月までの間，栽培期間中はおおむね7～10日間隔で，収穫後はおおむね2～3週間間隔でガスの採取を行った。ただし，転換畑では施肥後2，3日は毎日測定した。ガスの採取は午前9時から正午までに行った。水田では水稻8株を透明ポリカーボネート製チャンバー（底部 $60 \times 60 \text{ cm}$ 。水稻非作付け期間と移植後40日頃までは高さ45cm，移植後40日以降から収穫までは高さ100cm）で覆い，転換畑ではダイズ畦間にステンレス製チャンバー（底部 $60 \times 60 \text{ cm}$ ，高さ45cm）を設置し，0，10，20分後の内部の空気を1L容のテドラーバックに採取した。チャンバーを置く場所には架台（水田は塩ビ製，転換畑はステンレス製で，チャンバーとの設置面に5cm程度水が溜まる構造）を設置し，水稻の中干し期間や落水期間および転換畑では架台に水をいれ，チャンバー内が密閉状態になるようにしてガスを採取した。

（5）圃場における地温及び土壌 Eh の測定

転換畑では深さ5cmの作土に温度センサー（SK-L200T，

佐藤計量器製作所製)を埋設し, 2006年6月9日から9月19日までと, 2007年7月1日から9月18日までの地温を測定した。水田では田面から5 cmの深さに設置した白金電極をポータブル土壌 Eh 計 (PRN-41, 藤原製作所製) に接続しガス採取時の土壌 Eh を測定した。2007年の転換畑では, ガス採取時に地表下5 cmまでの土壌の体積水分率を TDR 土壌水分計 (F35-7250, 藤原製作所製) で測定した。

メタン濃度は水素炎イオン化検出器付き GC-8A 型ガスクロマトグラフ (島津製作所製) を用い, 純窒素 (> 99.9995 vol.%) をキャリアーガスとし, カラムはモレキュラーシーブ 5A を用い長さは 2m, カラム温度は 90℃, 検出器温度は 120℃ で測定した。一酸化二窒素濃度は ECD 付き GC-14A 型ガスクロマトグラフ (島津製作所製) を用い, キャリアーガスは純窒素, 検出器の感度向上のためメークアップガスとして純メタンを添加した。カラムはポラパック Q を用い長さは 2m, カラム温度は 60℃, 検出器温度は 325℃ で測定した。

圃場におけるメタン, 一酸化二窒素の発生量は単位時間当たりのフラックスから日発生量を求め, 測定日間の平均値と測定間隔の日数より積算して求めた。二酸化炭素等価量 (CO₂-eq) はメタン, 一酸化二窒素の発生量にそれぞれ 28, 265 の地球温暖化係数²⁸⁾ を乗じて求めた。

(6) 活性二価鉄

水田では中干し開始直前から再湛水直後の期間に数回, 先端を切除したポリプロピレン製 50 ml シリンジを田面か

ら垂直に差込み，0～10 cmの土壌を採取し，酢酸塩緩衝液抽出法⁷⁾で活性二価鉄を測定した。

(7) メタン生成能

復元田と連作水田におけるメタン発生量の違いを考察するため，2008年及び2009年4月に田畑輪換(R)区と連作水田(R)区について，区内5地点の地表下10cmまでの土壌を採取，混合し(合計約1 kg)，室内培養で風乾土のメタン生成能を測定した⁴⁹⁾。すなわち，風乾土3gを試験管へ入れ水分を36.2～42.4%に調整し，脱気後試験管内を窒素ガスで置換した。次に試験管の開口部をブチルゴム栓で封じ，25℃で6日間培養した。メタン生成能は培養後に試験管内のヘッドスペースにおけるメタン濃度を測定し，1日当たりのメタン増加量で表した。

3. 結果

(1) メタンフラックス

図1にメタンフラックスの推移を示す。田畑輪換(R)区では，畑転換期間である2006年と2007年は $-0.01 \sim 0.48 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ とごく低い値であった。水田に復元した初年目(2008年)及び2年目(2009年)は湛水後から最終落水時まで漸増し，栽培期間の値は $0.0 \sim 12.9 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 及び $0.0 \sim 22.4 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ の範囲であり，それぞれ出穂27日後，14日後となる9月3日，8月20日に最大となった。一方，田畑輪換(N)区では，2006年と2007年が $-0.01 \sim 0.04 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ と田畑輪換(R)区と同様にご

く低い値であり，2008年，2009年における栽培期間の値は $0.0 \sim 14.4 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 及び $0.0 \sim 1.5 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ の範囲で推移し，それぞれ9月3日，8月20日に最大となった。

連作水田（連作水田（R）区および連作水田（N）区）では各年次とも栽培期間のメタンフラックスは湛水後徐々に増加し，連作水田（R）区は $0.0 \sim 83.0 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，連作水田（N）区は $0.08 \sim 8.60 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ の範囲で推移した。特に連作水田（R）区では，出穂期以降の8月中下旬にメタンフラックスの大きなピークがみられた。

（2）土壌 Eh

土壌 Eh の推移を図2に示す。2008年，2009年における田畑輪換（R）区の土壌 Eh は湛水後緩やかに低下し，それぞれ7月28日，6月18日に -150 mV 以下となり，それぞれ出穂直前の8月4日，幼穂形成期の7月17日に -200 mV 以下となった。一方，田畑輪換（N）区はそれぞれ7月28日，8月20日に -150 mV 以下となり，2008年は8月4日に -200 mV 以下となったが，2009年は -200 mV 以下にはならなかった。連作水田（R）区は2006～2009年のいずれの年次も中干し直前である6月20日から再湛水後の7月28日に -150 mV 以下に低下し，7月18日～8月11日に -200 mV 以下に低下した。連作水田（N）区は7月12日～8月20日に -150 mV 以下に低下し， -200 mV 以下に低下しなかった2009年を除いて，出穂直前から穂揃期に当たる8月4日～11日に -200 mV 以下に低下した。また，2007年の連作水田

(R) 区と連作水田 (N) 区, 2009 年の田畑輪換 (N) 区を除き, 各区とも中干し期間に一時的な Eh の上昇がみられた.

(3) 土壌中の活性二価鉄

表 6 に土壌中の活性二価鉄の季節変化を示す. 連作水田である連作水田 (R) 区と連作水田 (N) 区では, 2006 年 7 月 11 日測定時を除き各年次とも稲わらを施用している連作水田 (R) 区の方で活性二価鉄量が高かった. 2008 年の田畑輪換 (R) 区では 6 月 4 日から 7 月 4 日までの間連作水田 (R) 区に比べ低く推移し, 2009 年は田畑輪換 (R) 区, 連作水田 (R) 区とも $4.0 \sim 7.9 \text{ g kg}^{-1}$ で推移した. 一方, 2008 年の田畑輪換 (N) 区では連作水田 (N) 区に比べ $0.1 \sim 1.6 \text{ g kg}^{-1}$ 高く推移し, 2009 年は $1.2 \sim 6.3 \text{ g kg}^{-1}$ で推移し, 両区とも同等の値だった.

(4) 復元田及び連作水田土壌のメタン生成能

表 7 に 2008 年, 2009 年の田畑輪換 (R) 区と連作水田 (R) 区における風乾土のメタン生成能を示す. 2008 年, 2009 年の田畑輪換 (R) 区土壌のメタン生成能はそれぞれ 0.091 ± 0.009 , $0.054 \pm 0.004 \mu \text{gC g}^{-1} \text{d}^{-1}$ となり, 2 カ年とも連作水田 (R) 区土壌より低かった.

(5) 一酸化二窒素フラックス

図 3 に一酸化二窒素フラックスの推移を示す. 2006 年, 2007 年にダイズ転換畑とした田畑輪換 (R) 区では, それぞれ $-0.01 \sim 1.06$, $-0.02 \sim 0.57 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ の範囲で推移した. 同様に田畑輪換 (N) 区ではそれぞれ $0.00 \sim 0.76$, $-0.01 \sim 0.46 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ の範囲で推移した. 両区と

も 2006 年は施肥後 14 日目にあたる 6 月 19 日に，2007 年は施肥後 23 日目の 6 月 27 日に高いピークが見られ，一旦発生が少なくなった後 8 月上旬に再び高まる傾向にあった。

一方，連作水田と復元田での一酸化二窒素フラックスは $-0.07 \sim 0.13 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ で推移し，2008 年の田畑輪換（R）区，田畑輪換（N）区（水田復元初年目）及び 2009 年の田畑輪換（N）区では代かき直後に $0.1 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 程度と低いながらも明確な一酸化二窒素フラックスがみられた。

（6）転換畑における地温，土壤水分及び降水量

図 4 に転換畑における地温，土壤水分及び降水量を示した。2006 年 6 月 9 日（施肥 4 日後）の地温は $18 \text{ }^\circ\text{C}$ であり，その後 9 月 13 日まで $20 \text{ }^\circ\text{C}$ を下回ることはなかった。また，6 月 9 日に 21 mm の降雨があったものの，その後は 6 月 15 日まで降雨がなかった。2007 年は 6 月 6 日に 23 mm の降雨があり，その後わずかな降雨をはさんで 6 月 14 日と 15 日にそれぞれ 9 mm ， 11.5 mm の比較的まとまった降雨があった。2007 年の土壤水分（体積水分率）は 6 月 7 日に 24% に上昇したがその後 15% に低下し，6 月 27 日から 7 月 24 日までは $26 \sim 31\%$ と比較的高く推移した。

（7）メタン，一酸化二窒素の積算発生量

表 8 に各測定年のメタン及び一酸化二窒素の積算発生量を示す。田畑輪換（R）区，田畑輪換（N）区の転換畑ではメタンが年間で $0.3 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ 未満とほとんど発生せず，一酸化二窒素の発生が目立った。田畑輪換（R）区では水田

復元 1 年目及び 2 年目のメタン発生量がそれぞれ $7.18 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$, $19.0 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ であり, 同年の連作水田 (R) 区と比べ少なかった. 一方, 同様に田畑輪換 (N) 区ではメタン発生量が $9.49 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$, $1.72 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ であり, 同年の連作水田 (N) 区では $4.83 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$, $2.34 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ であった. 田畑輪換 (R) 区や田畑輪換 (N) 区の復元田や連作水田 (R) 区, 連作水田 (N) 区の一酸化二窒素発生量は年間最大でも $0.05 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2}$ というわずかな量であった. 一方, 転換畑は年間 $0.52 \sim 0.69 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2}$ であり, 復元田や連作水田に比べ明らかに発生量が多かった.

(8) 二酸化炭素等価量

表 8 にメタンと一酸化二窒素を併せた二酸化炭素等価量 ($\text{CO}_2\text{-eq}$) を, 表 9 に田畑輪換によるトレードオフ量を示す. 二酸化炭素等価量は畑転換を行った 2006 年, 2007 年の田畑輪換 (R) 区では両年とも $158 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$ となり, 連作水田 (R) 区の $1116 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$, $1316 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$ と比べ大幅に減少した. 復元田である 2008 年, 2009 年の田畑輪換 (R) 区では $208 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$, $533 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$ であり, 連作水田 (R) 区の $1261 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$, $855 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$ と比べ減少した. 一方, 田畑輪換 (N) 区の値は連作水田 (N) 区と比べ毎年の値が減少することにはなかった. 試験期間 (転換畑 2 年 - 水田 2 年) を通じての二酸化炭素等価量の合計は田畑輪換 (R) 区で $1057 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$, 連作水田 (R) 区では $4548 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$ となり, 田畑輪換 (R) 区は連作水田 (R) 区の約 1/4 までに削減された.

4. 考察

(1) 田畑輪換水田でのメタン低減の特徴

転換畑でのメタン発生量は年間 0.3 g m^{-2} にも満たないわずかな量であり，連作水田に比べメタン発生量が 99% 以上減少し，削減効果が認められた．とりわけ，稲わら春すき込み水田を対象とした場合にその効果は大きかった．転換畑におけるメタン発生量が少ないことはこれまでも報告されており⁷⁴⁾，土壌が酸化的な状態となる畑転換栽培において，前歴となる水稻栽培時の稲わら施用によりメタン発生量が大きく増加することは考えにくい．一方，連作水田では 1 または 2 回の明瞭なメタンフラックスのピークが観測された．連作水田 (N) 区に対する連作水田 (R) 区のメタン発生量の比は 2006 年，2007 年がそれぞれ 8.3 倍，7.4 倍であり，稲わらを施用している連作水田 (R) 区でメタン発生量が多かった (図 1，表 8)．このように，稲わら施用水田でのメタン発生量が多いことが，稲わら施用水田で畑転換した場合のメタン削減効果を高めていた．

2008 年，2009 年の田畑輪換 (R) 区におけるメタン発生量は同年の連作水田 (R) 区のそれぞれ 16%，63% であり，復元田でも稲わら施用水田の場合にメタン削減効果が高く，とりわけ復元 1 年目のメタン削減割合が大きかった (図 1，表 8)．復元 1 年目は連作水田に比べて土壌 Eh が高く推移し⁴⁴⁾，メタン発生量が著しく少なくなる^{51, 75)}ことが知られており，本報告でも同様の特徴が見られた．また，2008

年，2009年の活性二価鉄量も各試験区の土壌 Eh の推移と対応しており，土壌 Eh が低い試験区で活性二価鉄量が多くなった．2008年の田畑輪換（R）区におけるメタン発生量は田畑輪換（N）区と同程度であった（表8）．2009年の田畑輪換（R）区におけるメタン発生量は田畑輪換（N）区より多く，復元2年目のメタン削減割合は復元1年目より小さくなった．復元田におけるこのようなメタン発生的一方で2008年，2009年の連作水田（R）区でのメタン発生量が極めて多かったことから，稲わら施用水田において削減効果は大きくなった．このことは，稲わら施用によりメタンが多く発生する水田での田畑輪換の導入が，温室効果ガスの削減により効果的であることを示唆している．復元田2年目（2009年）のメタン発生量が復元1年目に比べて増加することは，常時湛水管理下での熊谷らの報告⁵¹⁾があるが，通常管理下の本報告では増加程度は少なく，連作水田（R）区に対して63%の発生量にとどまった．また，復元田2年目に田畑輪換（R）区の土壌 Eh は連作水田より低く推移したが，室内培養試験における土壌のメタン生成能が低く（表7），連作水田（R）区よりメタン発生量が減少した要因の一つと考えられる．土壌のメタン生成能が低下した原因としてメタン生成菌数や基質が減少した可能性等が考えられ，復元田2年目におけるメタン発生量の減少に中干しの有無や期間等の水管理と，土壌のメタン生成能が影響した可能性がある．

なお，本試験ではダイズ収穫時に茎と莢を圃場から搬出

したが、慣行栽培ではダイズ収穫時に圃場で裁断、散布され春にすき込まれることが多い。ダイズ茎と莢のすき込みが復元田でのメタン発生量にどのような影響を与えるかは今後の課題である。

(2) 田畑輪換水田での一酸化二窒素発生の特徴

連作水田や復元田では一酸化二窒素発生量はわずかであったが、転換畑での発生量は連作水田や復元田に比べ明らかに多かった。水田での発生量は Nishimura *et al.*⁷³⁾、石橋ら^{30,31)}が報告しており、本報告の最大値 ($0.05 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2}$)と同程度であった。また、転換畑での値は秋田県での灰色低地土ダイズ転換畑における発生量と同程度であった¹¹⁴⁾。一酸化二窒素の発生は主に施肥窒素の硝化や脱窒過程で起こるとされ、施肥直後や降雨等により土壌水分が高まった際にみられるが^{2,150)}、本試験では施肥直後に発生はほとんどみられず、施肥14日後にあたる6月20日以降に一酸化二窒素フラックスの上昇がみられた。秋田県の結果¹¹⁴⁾や本試験とほぼ同じ時期の6月上旬に播種及び施肥を行った新潟県の細粒グライ土ダイズ転換畑の測定結果¹⁰³⁾においても7月上旬以降にフラックスの上昇が見られ、本試験の傾向と類似している。本県を含む日本海側の寒冷地では6月下旬～7月上旬に土壌水分および地温が上昇したことで一酸化二窒素の発生が増加した可能性がある。また、ダイズ開花期における一酸化二窒素の発生は根粒菌が有する脱窒代謝系の関与や老化した根粒根圏の微生物群による可能性が指摘されており^{38,65)}、本報告においても、ダ

イズ開花期（8月上旬）にフラックスの上昇がみられた。以上のことは、一酸化二窒素発生量は田畑輪換をすることにより転換畑時に増加するが、水田復元時には連作水田並に低下することを示しており、前歴水田における稲わら施用の有無は一酸化二窒素発生量に関して明確な影響を及ぼさないと考えられる。

（3）メタン、一酸化二窒素のトレードオフ

Nishimura *et al.*⁷⁵⁾ は、水田を畑転換した場合、連作水田と比較してメタン発生量が減少し一酸化二窒素が増加するトレードオフ現象が起こることを報告している。本報告においても表 8、表 9 に示すように同様の現象が認められた。しかし、2006 年、2007 年の稲わら施用水田のメタン減少量に対してトレードオフとして発生する一酸化二窒素増加量は少なく、二酸化炭素等価量でそれぞれ 15%、12% に過ぎなかった。一方、稲わら無施用水田での同様の割合は 143%、75% であり、稲わら施用水田と異なった。稲わらは水田から発生するメタンの基質となり、メタン発生への寄与が大きいですが、転換畑から発生する一酸化二窒素に対し稲わらの寄与はほとんど無く、主に施肥窒素に由来することから、稲わら施用により連作水田におけるメタン発生量は大きくなり、畑転換した場合の一酸化二窒素発生量が稲わら施用により大きな影響を受けなかったと考えられる。このことが稲わら施用水田での温室効果ガス削減効果に繋がったと考えられる。復元田におけるメタン発生量削減効果は表 9 に示すように、稲わら施用水田が無施用水田より高

く、復元 2 年目まで持続している。しかし、湛水条件では施肥由来の一酸化二窒素が発生し難く、前述のように稲わら由来の発生はほとんどないと考えられるため、復元田における一酸化二窒素発生量は連作水田の水準に低下しており、稲わら施用水田か否かによる差は無い。二酸化炭素等価量の 4 ヶ年合計値をみると（表 8）、稲わら施用の場合は連作水田に比べ約 75% 削減した。しかし、稲わら無施用の場合は明らかな削減効果がみられなかった。これは前述のように、稲わら施用水田では田畑輪換により削減される稲わら由来のメタン量がトレードオフとして発生する一酸化二窒素量を上回るが、稲わら無施用ではメタン量と一酸化二窒素量が同等であるためである。このことから、稲わらが春すき込みされるようなメタン発生量の多い水田において、田畑輪換は有効な温室効果ガス削減技術の一つであるといえる。

本試験ではメタン、一酸化二窒素と同様に温室効果ガスである二酸化炭素を測定していない。田畑輪換を繰り返すと土壤中の全炭素が漸減することが住田ら¹⁰⁷⁾により報告されており、それによれば、稲わら施用水田より無施用水田で、また畑利用の頻度が高くなるほど低下程度が大きい。本試験ではダイズ 2 作 - 水稻 2 作の田畑輪換体系で検討したが、さらに畑利用割合を高くした場合、温室効果への寄与が大きいメタン発生量が減少することから温室効果ガス削減効果が高くなる可能性がある。しかし、畑利用割合を高くすればそれだけ土壤中の全炭素の減少量も大きくなり、

減少した土壌の全炭素の一部は二酸化炭素として放出されていると考えられることから，転換畑における二酸化炭素の発生量についてはさらに検討が必要である．また，本試験では，稲わら無施用の連作水田において二酸化炭素等価量の4ヵ年合計値が最も少なかった．しかし，大部分の水田で稲わらが圃場へ還元されている東北地域では，圃場からの稲わら搬出は限界がある．また，田畑輪換においては地力の維持のためには稲わらを圃場へ還元することが望ましい¹⁰⁷⁾．メタンの削減と地力の維持を図るために水田から一度稲わらを搬出し，堆肥化してから圃場へ戻すことが提案されている⁵⁴⁾が，回収コストや手間がかかるためすべての水田で実施するのは困難である．地力の維持とコスト面から，現状では水田への稲わら施用を前提とした温室効果ガス削減技術が求められる．そのため，水田からのメタンを含む温室効果ガスの削減を目的とした場合，田畑輪換は有効な技術の一つであり，本試験の結果から，稲わらを秋散布，春すき込みを実施している積雪寒冷地水田においても温室効果ガスを削減できることが明らかとなった．

5. まとめ

積雪寒冷地水田における田畑輪換の導入が温室効果ガス発生量へ及ぼす影響を評価するため，前年秋に稲わらを施用，または無施用の水田のそれぞれに，田畑輪換（ダイズ2年-水田2年）区と水稻連作区を設置し，メタン，一酸化二窒素の発生量を4ヵ年調査した．

(Ⅰ) 田畑輪換区の転換畑では、メタンはほとんど発生せず、メタン削減効果が認められた。稲わら施用水田では稲わら無施用水田に比べメタン発生量が7～8倍多かったことから、畑輪換によるメタン削減効果は特に稲わら春すき込み水田で大きかった。

(Ⅱ) 稲わら施用の場合、水田復元1, 2年目の復元田におけるメタン発生量は連作水田のそれぞれ16%, 63%であり、復元田でも稲わら施用水田でメタン削減効果が高く、とりわけ復元1年目のメタン削減割合が大きかった。

(Ⅲ) 一酸化二窒素の発生量は、転換畑では連作水田や復元田に比べ明らかに多かった。連作水田や復元田での発生量はわずかであった。

(Ⅳ) 稲わら施用水田のメタン減少量に対して、畑転換1, 2年目にトレードオフとして発生する一酸化二窒素増加量は少なく、二酸化炭素等価量でそれぞれ15%, 12%だった。一方、稲わら無施用水田での同様の割合は143%, 75%であり、稲わら施用水田と異なった。

(Ⅴ) 二酸化炭素等価量の4ヵ年合計値は、稲わら施用の場合、連作水田に比べ約75%削減された。しかし、稲わら無施用の場合は明らかな削減効果がみられなかった。稲わらが春すき込みされるようなメタン発生量の多い水田における田畑輪換は温室効果ガス発生量の削減に有効であった。

第三章 日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田における耕起法の違いが翌年のメタン，一酸化二窒素発生量に及ぼす影響

1. はじめに

東北地域の水田から発生するメタンが多い理由の一つとして，秋季における稲わらの田面散布と翌年春季における水田耕起時の作土へのすき込みが挙げられる．稲わらのすき込みは水稻栽培における湛水期間中のメタン発生量を増加させるため¹³¹⁾，収穫後の秋耕により速やかに稲わらをすき込み稲わらの好氣的な分解を促進させる^{24, 66)}ことが，翌年のメタン発生量の減少に有効である．また，稲わらの酸化的分解により有機酸等の生成が減少すると生育阻害が回避され^{57, 68, 115)}，初期生育量の増加等が期待される．山形県の栽培指針¹⁴²⁾においても，15 cm程度の通常の耕起深による秋耕が推奨されているが，積雪寒冷地である東北地域では，秋耕後の降雨や冬期間の積雪による地耐力の低下を懸念し秋耕を避ける生産者が多い．そのため，秋にコンバインで収穫する際，同時に裁断，散布された稲わらはそのまま田面に放置され，春耕時にすき込まれることが多い．第I章緒言で述べたように，後藤ら¹¹⁾，松本ら⁵⁹⁾は，深さ3～8 cmの地表面に限定した秋の浅耕（以下，秋浅耕）により非栽培期間における稲わらの酸化的分解が促進し，春耕に比べてメタン発生量が減少することを報告している．秋浅耕では地表に近い部分のみが耕起されるため，

春作業時に作業機械の沈下が少なく，積雪寒冷地においても秋耕を導入しやすいと考えられる．しかし，日本海側の積雪寒冷地水田において，山形県の栽培指針で推奨されている通常深での秋耕との比較で，温室効果ガスの発生量と水稲生育に対する秋浅耕の効果を検討した報告はない．一方，一酸化二窒素は単位重量当たり二酸化炭素の265倍の温室効果を持つが²⁸⁾，水田における当ガスの発生は，水稲栽培時の中干し期間と非栽培期間に限られる傾向にあり，発生量は極めて少ない^{30,99)}．しかし，秋耕の有無や秋耕深の違いによる一酸化二窒素発生量への影響は把握されていない．

以上のことから，本章では日本海側の積雪寒冷地低地土水田における秋浅耕が翌年のメタン発生と水稲の生育に及ぼす影響を調査するとともに，秋浅耕による一酸化二窒素発生量への影響を調査した．

2. 材料および方法

(1) 試験圃場及び栽培概要

試験は2010年から2013年に山形県農業総合研究センター（山形市みのりが丘）内の水田圃場で行った．土壌の粒径組成及び理化学性を表10に，栽培概要を表11に示す．水稲品種は「はえぬき」を用いた．毎年水稲収穫時に稲わらを 6 Mg ha^{-1} （乾物 4.8 Mg ha^{-1} ）をコンバインで長さ約7 cmに裁断，散布し試験区と対照区を設けた．初雪は12月8日～15日に観測され，消雪日は3月14日～4月1日

だった。消雪後，4月23日または28日に全区で耕深18～20 cmの春耕起を実施し，基肥として尿素系の化成肥料（尿素磷加安， $N-P_2O_5-K_2O=15-17-15$ ） 60 kgN ha^{-1} を4月28日～5月10日に施用した。その後圃場に灌漑し，代かきを5月10日～15日に行い，5月18日～22日に栽植密度 22.2 株 m^{-2} ，1株当たり4本で水稻苗（稚苗）を移植した。中干しを6月28日～7月17日に行い，追肥として7月13日～17日に塩安系の化学肥料（NK化成，同16-0-18） 20 kg N ha^{-1} を散布した。出穂期は8月2日～5日であり，収穫は9月14日～10月5日に行った。

試験区は2区設定し，前年の10月22日～11月5日にロータリーで耕深5～8 cmに稲わらをすき込んだ秋浅耕区と，同様に耕深18～20 cmで行った秋通常耕区とした。対照は，秋耕をせず稲わらを春耕時にすき込んだ春耕区とした。各々3連で設置した。さらに2013年のみ前年秋に稲わらを圃場外に搬出した稲わら無施用区を3連で設置した。稲わら無施用区における前年秋の収穫はバインダーを使用し，刈高は約5 cmであった。いずれも1区当たりの面積は 66 m^2 （ $6.6\text{ m}\times 10\text{ m}$ ）とした。

（2）メタン及び一酸化二窒素の測定

ガスフラックスの測定は第II章に記載した通り行い，栽培期間中は概ね7～10日間隔で，収穫後から初雪までの期間は15～40日間隔で5月から12月までの間ガスの採取を行った。また，二酸化炭素等価量（ $CO_2\text{-eq}$ ）は，メタンの地球温暖化係数28，一酸化二窒素の同265をそれぞれのガ

スの発生量に乗じて求めた²⁸⁾。

(3) Eh の測定

ガス採取時の土壌 Eh は、田面から 5 cm の深さに設置した白金電極にポータブル土壌 Eh 計 (PRN-41, 藤原製作所製) を接続し測定した。白金電極の設置本数は試験区当たり 5 本とした。

(4) 水稻の生育調査及び収量調査

各区内の生育中庸で連続した 10 株の草丈、莖数 (又は穂数) を分けつ盛期の 6 月 20 日、最高分けつ期頃の 7 月 10 日、成熟期の 9 月 10 日に調査した。成熟期に各区 80 株を刈り取り脱穀調整し、粒厚 1.9 mm 以上の玄米を精玄米収量 (水分 15.5 % 換算値) とした。玄米粗タンパク質含有率、アミロース含有率は透過型近赤外分析機 (InfratecTM 1241, Foss Japan 製) により測定し、乾物当たりで表示した。

(5) 稲わらの分解率と熱水可溶性有機物

2012 年秋耕時から 2013 年春耕までの稲わらの分解率は、志賀⁹⁵⁾、久保田ら⁴⁸⁾ のメッシュ法に準じて調査した。すなわち、成熟期の稲株を地際から 5 cm 上で刈り取り後風乾し、株元から 30 cm までの部位の莖及び葉鞘を長さ 5 cm 毎に裁断した稲わら 10 g を不織布 (材質: ポリプロピレン, 遮光率: 90%, 三菱樹脂アグリドリーム製) で作成したメッシュ袋 (25 cm×20 cm) に入れた。2012 年 11 月 13 日に試験圃場各区の反復区の 1 つに、それぞれの秋耕起深の約半分の深さとなるように秋浅耕区は地表下 4 cm, 秋通常

耕区は地表下 10 cm, 対照 (春耕) 区は地表面にメッシュ袋 5 個を水平に設置し, 2013 年 4 月 20 日に回収した. 同時に, 稲わらを設置した深さに記録式温度計 (TR-52i, ティアンドデイ製) を秋浅耕区及び秋通常耕区では 3 連で, 対照 (春耕) 区では 2 連で設置し, 地温を測定した.

回収した稲わらは, 蒸留水で湿らせた紙製ワイピングクロス (日本製紙クレシア製) で表面を拭き取り洗浄後, 乾物重を測定した. その後 1 mm 以下の大きさに粉碎し, 全炭素含有率と全窒素含有率は全窒素・全炭素測定装置 (SUMIGRAPH NC-22, 住化分析センター製) を用いて測定し, 熱水可溶性有機物は堆肥等有機物分析法⁷¹⁾ に従い分析した. 稲わら設置時の乾物重を A, 回収時の稲わらの乾物重を B とすると, 稲わらの乾物分解率 (D) は $D = (A - B) / A \times 100$ とした. 同様に, 稲わら設置時の炭素量を S, 回収時の炭素量を T とすると, 稲わらの炭素分解率 (C) は $C = (S - T) / S \times 100$ とした.

(6) 土壌水分

2013 年の消雪後から春耕起までの土壌水分を測定した. すなわち, 同年 3 月 22 日から 4 月 23 日まで秋浅耕区及び秋通常耕区に土壌水分測定用のセンサー (10HS 土壌水分センサー, Decagon 製) を設置し, 地表から地表下 16 cm までの土壌水分 (体積水分率) を測定した. センサーによる測定値は, 後述する活性二価鉄分析時に採取した土壌を 105 °C で乾燥させて求めた含水率を用いて補正した.

(7) 活性二価鉄

活性二価鉄は，2012年は4月23日に，2013年は4月1日，15日，23日に深さ10 cmまでの土壌を供試し求めた．土壌採取後，直ちに酢酸塩緩衝液で抽出し，ジピリジル法⁷⁾により分光光度計（U-2900，HITACHI製）を用いて比色定量した．

（8）統計解析

統計解析は，多重比較及びt検定をJMP7（SAS Institute Japan製），分散分析を表計算ソフトExcel（Microsoft製）のアドインソフトを用いて行った．

3．結果

（1）メタンフラックス，Eh

図5にメタンフラックスの推移を示す．メタンフラックスは各区とも，中干し開始期である6月下旬（湛水44～51日後）に1つ，出穂期以降である8月中旬～9月上旬（湛水100～122日後）に明瞭な1または2つのピークがみられた．2013年の稲わら無施用区を除き，メタンフラックスは秋浅耕区が概ね最も低く，秋通常耕区が対照（春耕）区並～低く推移し，対照（春耕）区が高かった．最も発生量が多い2013年の中干し開始期（湛水44日後）のピーク時の値は，秋浅耕区，秋通常耕区，対照（春耕）区，稲わら無施用区でそれぞれ55.1，58.6，88.6，39.8 mg CH₄ m⁻² h⁻¹となった．同様に，同年の出穂期（湛水86日後）におけるピーク時の値は，それぞれ47.6，58.8，69.3，33.9 mg CH₄ m⁻² h⁻¹となった．

図 6 に Eh の推移を示す。各区とも Eh は湛水開始より低下し始め、中干し前の湛水 50 日後頃には 2012 年は -150 mV、それ以外の年次は -200 mV 程度まで低下した。中干し期である 6 月下旬から 7 月中旬は、2013 年を除き一時的に -4 ~ +370 mV まで上昇した。再湛水後は 2010、2013 年の秋浅耕区、2013 年の対照（春耕）区等の一部を除き、-200 ~ -100 mV で推移し、最終落水（湛水 99 ~ 123 日後）以降は +200 ~ +600 mV まで上昇した。2011 年は湛水 3 日後から各区の Eh は -160 mV 程度まで低下し、他年次よりも還元の進行が早かった。また秋浅耕区と秋通常耕区の湛水 30 日後における Eh を比較すると、2010 年、2011 年、2013 年は秋通常耕区に比べ秋浅耕区でそれぞれ 1、18、8 mV 高く、2012 年は逆に秋浅耕区で 79 mV 低かった。

（2）メタン、一酸化二窒素の発生量

表 12 に測定期間におけるメタン、一酸化二窒素の発生量及び二酸化炭素等価量を示す。メタン発生量は、4 カ年を通じ秋浅耕区が最も少なく、次いで秋通常耕区、対照（春耕）区の順であり、それぞれ 19.9 ~ 85.6、24.8 ~ 107.6、45.6 ~ 134.1 g CH₄ m⁻² であった。対照（春耕）区に対する試験区の発生量の比は秋浅耕区、秋通常耕区がそれぞれ 44 ~ 80、54 ~ 92 となり、後者に比べ前者は試験年次を通じてメタン削減効果が高かった。なお、2013 年の稲わら無施用区のメタン発生量は他区に比べ最も少なかった。他区のメタン発生量から稲わら無施用区のメタン発生量を差し引いた値を稲わら由来のメタン発生とすると、全発生量に占

めるその割合は 2013 年の結果から秋浅耕区では 39.7% , 秋通常耕区では 52.0% , 対照 (春耕) 区では 61.5% となった。また, 試験年度によりメタン発生量の傾向が異なり, 4カ年のうち 2012 年が最も少なく, 2010 年, 2011 年は同程度, 2013 年が最も多くなった。

一酸化二窒素の発生量は他区に比べ秋浅耕区で多い傾向であったが, メタンに比べ発生量は僅かであった。そのためメタン, 一酸化二窒素の二酸化炭素等価量の合計値はメタンによるものが大部分であり, メタンによる温室効果ガス発生量への寄与が大きかった。各区のメタン, 一酸化二窒素の二酸化炭素等価量の合計値 ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$) は秋浅耕区で 572~2407, 秋通常耕区で 706~3017, 対照 (春耕) 区で 1273~3766, 2013 年の稲わら無施用区では 1458 $\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2}$ であった。

(3) 水稻の生育及び収量

表 13 に水稻の生育, 収量, 玄米品質を示す。草丈は 2013 年の稲わら無施用区を除き, 区間差はみられなかった。秋浅耕区の茎数は秋通常耕区, 対照 (春耕) 区に比べ 4カ年を通じて多く推移した。秋通常耕区の茎数は分けつ盛期の 6月 20 日では対照 (春耕) 区よりやや多かったが, 最高分けつ期頃である 7月 10 日では年次により異なり, 対照 (春耕) 区と比べて 2010 年, 2011 年は同等, 2012 年は少なく, 2013 年は多くなった。これら 3 区の穂数には区間差が見られなかった。なお, 2013 年の稲わら無施用区は茎数, 穂数とも他区より多くなった。

4 カ年の精玄米収量は，秋浅耕区では 6.25～6.78 Mg ha⁻¹，秋通常耕区では 6.14～6.76 Mg ha⁻¹，対照（春耕）区では 6.26～6.51 Mg ha⁻¹ であった．稲わら無施用区を除き，精玄米収量，玄米粗タンパク質含有率及びアミロース含有率に区間差はみられなかった．

（4）稲わらの分解率と熱水可溶性有機物

表 14 に非栽培期間（2012 年 11 月 13 日～2013 年 4 月 20 日）におけるメッシュ法で測定した稲わら分解率と有機物組成を示す．乾物及び全炭素分解率は，対照（春耕）区に比べ秋浅耕区及び秋通常耕区で高くなり，秋浅耕区と秋通常耕起区の分解率は差がなかった．熱水可溶性有機物は，設置前は 22.4 % であったが，回収時には 3.5～5.0% へ減少した．

表 15 に稲わら試料を設置した期間を含む深さ別の積算地温を示す．秋耕起から消雪までの期間（2012 年 11 月 8 日～3 月 13 日）は 10 cm 深の積算地温が 4 cm 深及び地表面の値を上回った．消雪から春耕起直前までの期間（2013 年 3 月 14 日～4 月 20 日）は 4 cm 深及び地表面の積算地温が 10 cm 深の値を僅かに上回った．

（5）土壌水分

図 7 に 2013 年の消雪から春耕起までの秋浅耕区及び秋通常耕区の土壌水分の推移を示す．秋浅耕区の土壌水分は春耕起の 7 日前にあたる 4 月 16 日まで秋通常耕区に比べ低く推移した．しかし，その後 4 月 20 日頃に両区の土壌水分は 31 % 程度まで低下した後再び上昇した．

(6) 活性二価鉄

表 16 に 2012 年，2013 年の春耕起前土壌の活性二価鉄含有量を示す。両年とも秋浅耕区では秋通常耕区に比べ活性二価鉄含有量が少なかった。2013 年の春耕起直前の 4 月 23 日の値は秋通常耕区，対照（春耕）区，稲わら無施用区，秋浅耕区の順に多かった。

4. 考察

(1) 耕起法の違いがメタン発生量に及ぼす影響

本報告におけるメタン発生量は秋浅耕区 < 秋通常耕区 < 対照（春耕）区となり，稲わら春すき込みの場合に対し秋耕起によるメタン削減効果が認められ，さらに秋の耕深が 5～8 cm と浅い場合，その効果は高くなった（図 5，表 12）。前述のように，各区のメタン発生量から稲わら無施用区のメタン発生量を差し引いて求めた稲わら由来のメタン発生量に区間差が生じたことは，秋耕の有無や秋耕深により稲わら分解に差が生じている可能性が示唆される。本報告の対照（春耕）区におけるメタン発生量は，45.6～134.1 g CH₄ m⁻² であり，2010～2012 年の値はこれまで山形県の低地土水田で報告された値^{50,53,99)}と同程度，2013 年の値はそれ以上の発生量だった。本県でのこれらの値は Kanno *et al.*³⁵⁾によって間断灌漑が実施されている稲わら施用水田の全国平均とされた 19 g CH₄ m⁻² を大きく上回っている。また，本報告の秋浅耕区における稲わら由来のメタン発生量の割合は木村⁴⁰⁾が報告した値（42 %）と同程度だった。

本報告と木村⁴⁰⁾の結果は、気象、土壌、水管理等の栽培条件が異なっており単純な比較はできないが、両者の間においても稲わらの分解程度の差が影響している可能性がある。

一方、同様の試験を愛知県で実施した田中ら¹¹⁹⁾、岩手県で実施した Nakajima *et al.*⁷⁰⁾によれば、秋浅耕区のメタン発生量は秋通常耕区と同等かまたはそれ以上であり、メタン削減効果がみられなかった。田中らによれば、秋浅耕区では秋通常耕区に比べ、非作付け期間中に稲わらが多く残存し、その後湛水期間中にメタンとして放出される炭素量が多くなり、メタン発生量の削減に繋がらなかったとしている¹¹⁹⁾。また、Nakajima *et al.*の報告では、非作付け期間中の土壌水分飽和度（モデルによる算定値）は両区とも稲わらの好氣的分解に適した範囲だった。そのため、秋浅耕のメタン削減効果は非作付け期間の土壌水分が多い場合に限られると考察している⁷⁰⁾。これらのことから、秋浅耕のメタン削減効果を明らかにするためには、気象や土壌条件が異なる複数地点でさらに検討する必要がある。

（２）稲わら分解率

稲わらの分解程度の差は、本県をはじめとする東北地域でのメタン発生量が多い要因の一つに関与している可能性がある。秋耕から春耕までの稲わらの炭素分解率は秋浅耕≒秋通常耕>地表面となり、春すき込みに比べ秋すき込みでは稲わらの分解が促進された（表 14）。Watanabe *et al.*¹²⁵⁾は、愛知県の圃場において 9 月にコンバインで裁断された時点の稲わらと、圃場に表面散布され、2 月に採取し

た稲わらを供試したポット試験でメタン発生量を比較検討している。それによれば、9月に採取した稲わらと2月に採取した稲わらの全炭素はそれぞれ40.0%、37.7%であり、後者のメタン発生量は前者に比べ15%ほど削減された。稲わらを土壌と混和した本試験においても、稲わらの全炭素分解率の低下がメタン発生量の低下につながったと考えられる。

後藤ら¹¹⁾は、耕起深毎の比較試験を行っていないものの、秋浅耕でメタン発生量が削減される理由として秋通常耕に比べ秋浅耕の方がより地表面に近いいため稲わらの分解に必要な地温を得られる利点を挙げている。本報告の結果によれば秋浅耕区(4cm深)と地表面の積算地温の差はほとんどなく、秋耕起から消雪までの積算地温は秋通常耕区で高くなった(表15)。このことは、地温のみが稲わらの分解に影響し、秋浅耕区のメタン削減効果に繋がる要因とは考えにくいことを示しているが、今後年次を重ねた検討が必要である。

(3) 消雪から春耕までの土壌水分及び活性二価鉄

秋浅耕で翌年のメタン発生が低減するもう一つの要因として、後藤ら¹¹⁾、松本ら⁵⁹⁾は、浅耕では通常耕より地表面に近く、より好氣的に稲わら分解が促進される可能性を挙げている。さらに、久保田ら⁴⁸⁾は稲わら分解に影響する要因として土壌水分を挙げており、重粘土水田ではネットに入れて埋設した稲わらの分解率が半湿田に比べ水分の高い湿田で高くなり、その理由として湿田では土壌が泥状

になり稲わらと十分接触するが，半湿田ではロータリーの碎土率が悪く，稲わらと土壌の接触が不十分であり，吸水が遅れ初期分解率が低下するとしている．本報告では稲わらの乾物及び全炭素分解率は秋浅耕区と秋通常耕区で有意差は認められなかった．秋耕圃場では地表から耕起された深さまで稲わらが分布しており，Watanabe *et al.*¹²⁶⁾はポット試験において，ポット下半分の土壌に稲わらを混和した場合のメタン発生量が多くなることを報告している．本報告では秋耕による稲わら分解率を地表下 4 cm と地表下 10 cm の場合のみで検討したが，今後，耕起深毎の稲わら分布割合や，深さ毎の土壌水分，酸素分圧等の影響を室内実験等によりより細かく調査する必要があると考えられる．Shiratori *et al.*¹⁰⁴⁾は，暗渠設置水田と暗渠未設置水田を比較し，後者は春先の土壌水分が高く，土壌が還元化することから活性二価鉄が多くなり，水稻栽培期間中のメタン発生量が多くなることを報告している．また，蓮川ら¹²⁾によれば，慣行水田のメタン発生量 $22.5 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ に対し，冬期湛水し春耕起前に落水しなかった水田からのメタン発生量は $35.3 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ と増加した．本報告において，秋通常耕区では秋浅耕区に比べ秋耕による孔隙が深い位置まで生じ，土壌水分がより多く保持されたため，消雪後の3月下旬～4月中旬の土壌水分が高くなった(図7)．そのため，Shiratori *et al.*¹⁰⁴⁾，蓮川ら¹²⁾と同様の現象が起こり，秋通常耕区では秋浅耕区に比べメタン発生量の削減に繋がらなかったと考えられる．春耕起直前の土壌水分は

調査日前の天候により左右されるが，2012年，2013年の結果から土壌の活性二価鉄は秋通常耕区で最も高かった（表16）。前述のように，本報告では秋浅耕区と秋通常耕区の稲わら分解率に差がみられず，秋浅耕区では秋通常耕区に比べ春耕起前土壌の活性二価鉄量が少ないことから，秋浅耕によるメタン発生量の減少は秋通常耕に比べ土壌の還元が進行しにくいことが影響したと考えられた。

（4）耕起法の違いが一酸化二窒素発生量を含む温室効果ガス発生量に及ぼす影響

一酸化二窒素の発生量は秋浅耕でやや増加したが，年間の温室効果ガス発生量（CO₂-eq）のうち一酸化二窒素の占める割合は最大でも3%程度となり，温室効果ガス発生量への寄与はメタンが主であった。このことから，積雪寒冷地低地土水田において温室効果ガス（メタン，一酸化二窒素）の発生量を削減するためには5～8cmの秋浅耕が有効と考えられた。しかし，前述のとおり，他県の報告では秋浅耕によるメタン削減効果がみられない場合もあることから^{70, 119)}，今後は，秋浅耕がどのような気象条件や土壌型で技術として適用可能か検討していく必要がある。

（5）水稻生育，収量

東北地域では，特に冷害年において，初期生育の抑制はそのまま穂数の減少と減収に繋がるため⁸⁹⁾，初期生育の阻害を回避することは温室効果ガス発生抑制のみならず，水稻の安定生産の面からも重要である。秋浅耕区では翌年の水稻莖数が増加し，生育改善効果がみられた（表13）。本

報告では土壌中の有機酸等の生育阻害物質を測定していないが、2013年の稲わら無施用区では茎数が他区と比べ最も多くなっていることと、対照（春耕）区の茎数が最も少ないことから、初期生育改善効果は稲わらの分解により生成される有機酸等が減少したことによると推測される。酢酸、n-酪酸、プロピオン酸等の有機酸は水稻生育阻害の原因となるだけでなく、メタン生成の基質でもあることから⁸⁶⁾、有機酸を減少させる技術は温室効果ガス発生削減のみならず、水稻の生育改善を同時に達成できる技術であると考えられた。一方、秋通常耕区では秋浅耕区に比べ茎数が少なく対照（春耕）区並となり、メタン発生量の削減効果が低かったと同様に初期生育の改善効果へ繋がらなかったと考えられる。

本報告では各試験区の収量に有意差はみられなかったものの、先述のように冷害年には初期茎数の低下がそのまま穂数及び収量の減少に結び付くため、安定生産のためには初期生育の確保が重要であり、秋浅耕は積雪寒冷地水田における安定生産の上で有効な技術であると考えられた。

5. まとめ

積雪寒冷地水田におけるメタン発生量の削減と水稻生育改善を目指し、収穫後に裁断、散布された稲わらの好氣的分解を促進するため、秋耕によるメタン削減効果と稲わら分解及び水稻生育へ及ぼす影響について調査した。秋耕は耕起深を2段階設定し、秋浅耕（水稻収穫時に稲わらを散

布した後 10 月下旬から 11 月上旬の間に 5～8 cm の深さで耕起し，翌春にも耕起）または秋通常耕（同様に 18～20 cm の深さで耕起し，翌春にも耕起）とし，対照は春耕のみとした．

（Ⅰ）メタン発生量は秋浅耕＜秋通常耕＜対照（春耕）となり，両秋耕によるメタン削減効果が見られた．また，秋通常耕に比べ秋浅耕の方でメタン削減効果は高くなった．

（Ⅱ）秋耕時から春耕までの稲わら分解率は秋浅耕（地表下 4 cm に埋設）≒秋通常耕（地表下 10 cm に埋設）＞地表面設置となり，秋耕により稲わらの分解が進んだ．

（Ⅲ）水稻の茎数は，秋浅耕で最も多くなり，秋通常耕と対照（春耕）は同等だった．穂数，精玄米収量，玄米品質は各区同等だった．

（Ⅳ）秋通常耕に比べ秋浅耕でメタン削減効果と水稻生育改善効果が高かった要因として，秋通常耕に比べ秋浅耕では消雪から春耕起前の土壌水分が低く推移し同時期における土壌中の活性二価鉄量が少なく，以降の土壌還元が進みにくいことが影響していると推察された．

第IV章 日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田における中干し期間の延長がメタン発生量と水稻生育へ及ぼす影響

1. はじめに

水田からのメタン発生量は大気中メタンの4~17%を占めるとされるが²⁷⁾,その発生量に影響を及ぼす栽培技術の一つに中干しが挙げられる.中干しは古くから行われてきた水管理技術の一つであり,水稻栽培の基本技術として位置付けられている.中干しは,土壤を酸化的条件にし,有害な有機酸や硫化水素の発生を抑えてイネの根を健全に保つとともに,土壤中の窒素を脱窒させることでイネの窒素吸収を抑制し,過剰な分げつを減少させる⁸⁴⁾.特に,山形県の水田のように,稲わらを春にすき込む場合,水稻の生育が初期には抑制される一方で,その後生育中期には過剰になりやすいため,中干しによる生育量の制御は重要である.また,中干しは最近の良食味米生産のために玄米粗タンパク質含有率を制御するうえでも重要な技術とされており^{108, 151)},また,森らは,乾土効果が高く,水稻の生育量が多い年次に中干しの開始時期を早めることで,過剰な籾数を適正域に制御できることを報告している⁶⁷⁾.

水田からのメタン発生量を減らすには,土壤中におけるメタンの起源となり易い形態の炭素量を低減させることや,土壤還元を抑制する水管理が重要である.このような管理技術の中で,中干しは栽培期間中のメタンフラックスを削減する技術の中で,効果的な手法の一つとされており²⁶⁾,

現在，当地においても栽培の基本技術として実施されている．さらに，Itoh *et al.*は，山形県を含む国内9地点で調査を行い，中干し期間を慣行より3～14日延長することで，メタン発生量がさらに減少する事例が多く，その場合の精玄米収量が慣行と同等からやや減少するが，登熟歩合が向上し，玄米粗タンパク質含有率が低下し食味が向上する傾向にあること，中干し期間中の無降雨日数とメタン発生量には負の相関があることを報告している³²⁾．しかし，Itoh *et al.*は，中干しの延長が水稻の生育及び土壌環境へ及ぼす影響について検討していない．山形県の指導指針等によれば，中干しは有効茎数の8～9割に到達した時期（出穂前40～35日頃，6月下旬～7月上旬頃）に約10日間落水し，通常は田面に小ヒビが入る程度に乾かすこととしている^{140, 148)}．そのため，仮に中干しを前に延長する場合，従来の指針とは異なる生育量（茎数）で中干しを開始することが想定され，慣行栽培との生育量の違いを明確にする必要がある．また，積雪寒冷地に位置する本県では，西南暖地に比べ初期の茎数が確保しにくいため，仮に中干しの延長により茎数が減少すれば，穂数不足による収量への影響が懸念される．さらに，中干し延長がメタン発生量の削減へ繋がる根拠を示すため，土壌Ehや二価鉄量の変化等，土壌環境へ及ぼす影響を明らかにする必要がある．これらのことから，当該地域において中干し期間の延長を栽培技術として普及する場合，メタン発生量の削減効果や収量及び品質だけではなく，水稻の生育や土壌環境に及ぼす影響を

明確にしておく必要がある。

そこで，本章では，積雪寒冷地の稲わら春すき込み水田における中干し期間の延長が水稻の生育，収量，品質，メタン発生量，土壤環境へ及ぼす影響について検討した。

2. 材料および方法

試験は 2008 年，2009 年に山形県農業総合研究センター内の水稻連作水田で実施した。供試水田は日減水深が約 15 mm の細粒灰色低地土であり，主な土壤化学性は表 17 のとおりである。土壤理化学性の分析は土壤標準分析・測定法委員会⁶⁾に準じた。

供試圃場には 2007 年及び 2008 年 9 月にそれぞれ 6.4，7.0 t ha⁻¹ の稲わら現物を表面散布し，翌年 4 月の耕起時にすき込んだ。

水稻 (*Oryza sativa*.L) 品種「はえぬき」の稚苗を 5 月 20 日に栽植密度 22.2 株 m⁻² で移植した。基肥は高度化成肥料 (N : P₂O₅ : K₂O = 15 : 17 : 15) を用い，2008 年は窒素成分で 60 kg ha⁻¹，2009 年は 50 kg ha⁻¹ 施用した。追肥は NK 化成 (N : P₂O₅ : K₂O = 16 : 0 : 18) を用い，2008 年 7 月 13 日，2009 年 7 月 14 日に窒素成分で 20 kg ha⁻¹ 施用した。

移植後，中干しまでは水深 3～5 cm の湛水管理とし，その後中干し前延長区（以下，前延長区），中干し後ろ延長区（以下，後ろ延長区）を設置した。対照として慣行区を設置した（表 18）。1 区の面積は 34 m² で，3 反復とした。中干し以後は間断灌漑とし，落水口を 9 月 4 日～6 日に最終

解放し，9月24日に収穫した．その他の栽培管理は，原則として本県の栽培指針¹⁴⁰⁾に従った．

メタンフラックス及び圃場からのメタン発生量は第II章と同様の方法で求め，さらに，二酸化炭素等価量($\text{CO}_2\text{-eq}$)はメタンの地球温暖化係数である28を乗じて求めた²⁸⁾．なお，本試験ではメタンと同じく農耕地から発生する温室効果ガスとして重要な一酸化二窒素(N_2O)も測定したが，発生量に地球温暖化係数265を乗じた二酸化炭素等価量($\text{CO}_2\text{-eq}$)はメタンの1%未満だったため，議論しなかった．

また，任意の時期に作土を採取し，含水率及び二価鉄含量を常法⁷⁾により測定した．中干し期間中の降雨日数及び降水量は山形県農業総合研究センターで観測しているデータを用いた．さらに，各区の連続する中庸な水稻10株の生育(草丈，茎数，葉色)を定期的に調査した．

成熟期に80株を刈取り，脱穀後，1.9 mmの選別網目を用いて精玄米収量を調査した．次に，穀粒判別器(RN-300，ケット科学研究所製)により整粒歩合を，透過型近赤外分析機(InfratecTM1241，Foss Japan製)により乾物当たりの玄米粗タンパク質含有率を測定した．また，各区の平均穂数に該当する3株の穂の半数ずつを調査し，玄米全粒数に対する粒厚1.9 mm以上の粒数割合を精玄米粒数歩合とした．統計解析にはJMP7(SAS Institute Japan製)を用いた．

3. 結果

(1) 中干し期間の延長による水稲の生育，収量への影響

各年次の生育及び収量の特徴をみると，2008年は試験区，慣行区とも初期生育が悪く，有効茎決定期に相当する6月下旬に生育が回復した後，最高分けつ期から幼穂形成期に相当する7月上～中旬は高温多照になり，遅発分けつが多く，葉色が濃く推移し籾数過剰が懸念された年次であった。平年より穂数，籾数がやや多く，県の作況指数は104だった¹³⁹⁾。水稲の生育は，試験区と慣行区との間に統計的な有意差はなかったが，いずれも平均値の処理間の比較として，試験区（前延長区，後ろ延長区）の稈長は慣行区より1 cm程度短かった（表19）。試験区の精玄米収量は，前延長区は慣行比97%，後ろ延長区は慣行比101%だった。収量構成要素では，試験区では慣行区に比べ1穂籾数が5.1粒および3.4粒少なかった。m²籾数は前延長区が慣行比93%，後ろ延長区が慣行比94%だった。対照的に，試験区の精玄米粒数歩合は慣行区に比べ4.2および5.2ポイント高かった。試験区の玄米粗タンパク質含有率は慣行区より約0.5ポイント低く，整粒歩合は慣行並だった（表20）。

2009年は試験区，慣行区とも初期生育が平年並みだったが，葉色は幼穂形成期である7月中旬まで淡く，幼穂形成期から8月上旬の穂揃期にかけて日照不足のため，乾物生産が影響を受けた。しかし，穂数，籾数が平年並みであり，県の作況指数は100だった¹⁴¹⁾。前延長区では慣行区に比べ稈長が短くなり（表19），1穂籾数が8.9粒有意に少なく

なった。前延長区の m^2 当たり籾数は慣行比 87%、精玄米収量は慣行比 90% だった（表 20）。後ろ延長区では慣行区に比べ最高分けつ期の葉色が淡く、茎数が少なくなり、成熟期の穂数は慣行比 94% だった（表 19、表 20）。後ろ延長区の m^2 当たり籾数は慣行比 94%、収量は慣行比 95% だった。2008 年と同様、試験区の精玄米粒数歩合は慣行区より若干高まり、玄米粗タンパク質含有率は 0.3~0.4 ポイント低下した（表 20）。試験区（前延長区、後ろ延長区）では慣行区に比べ精玄米収量がほぼ同じか僅かに減少する傾向にあり、精玄米粒数歩合が向上し、玄米粗タンパク質含有率が低下する傾向だった。

（2）中干し期間を延長した場合のメタンフラックス、土壌 Eh の推移

2008 年の湛水 12~112 日後（5 月 24 日~9 月 1 日）における前延長区、後ろ延長区のメタンフラックスはそれぞれ $0.1 \sim 43.6 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、 $0.2 \sim 38.1 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ で経過した。両区とも湛水 100 日後（8 月 20 日）にメタンフラックスが最大となった。2009 年の湛水 13~121 日後（5 月 26 日~9 月 14 日）における前延長区、後ろ延長区のメタンフラックスはそれぞれ $0.1 \sim 13.7 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、 $0.0 \sim 15.4 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ で経過した。メタンフラックスが最大値を示したのは前延長区が湛水 34 日後（7 月 17 日）、後ろ延長区が湛水 90 日後（8 月 13 日）であった。両年とも中干し開始から 8 月上旬のメタンフラックスは前延長区が最も小さく、次いで後ろ延長区となり、慣行区が最も大きく

なる傾向を示した。特に 2008 年 7 月 2 日～8 日の前延長区の値は慣行区より有意に小さく，2009 年は 6 月 29 日～8 月 5 日の前延長区と 7 月 14 日～8 月 5 日の後ろ延長区の値が慣行区より有意に小さかった（図 8）。

土壌 Eh を図 9 に示した。2008 年中干し開始前の 6 月 23 日における試験区の土壌 Eh は約 -160 mV であり，慣行区の -185 mV と同程度であるが，中干し期間中の前延長区が 7 月 2 日に，同じく後ろ延長区が 7 月 8 日にプラスの値になり， -80 mV 以下で推移した慣行区と異なった。2009 年は中干し開始前の 6 月 25 日における試験区の値はそれぞれ -120 ～ -140 mV であったが，中干し期間中に前延長区で約 $+420$ mV，後ろ延長区では約 -60 mV まで上昇した。一方，慣行区はこの期間 -140 mV 以下で推移した。

栽培期間中のメタン発生量を表 21 に示した。慣行区に比べて中干し延長区のメタン発生量は少なかった（2008 年は統計的有意差なし，2009 は有意差あり）。前延長区では両年とも慣行区の 6 割前後のメタン発生量であり，削減効果が大きかった。試験区では慣行区に比べメタンフラックスが低く推移し，メタン発生量も少なくなった。

（3）中干し試験圃場における土壌の含水率と二価鉄含量

土壌含水率を図 10 に示した。2008 年は中干し前に 40% 以上だった土壌含水率が中干し期間中に低下し，試験区では 32～34% まで低下し，中干し終了後は 36% 前後の値となった。同様に，慣行区の土壌含水率は中干し期間中に

37%まで低下し、中干し後は38～39%であった。2009年は中干し前に38%であった土壌含水率が、前延長区では中干し開始後32%まで低下したが、後ろ延長区は36%までの低下で止まり、慣行区と同様な推移であった。中干し期間中の降水量は、後ろ延長区に比べ前延長区で少なかった。慣行区の中干し期間、後ろ延長区の中干し後半（7日間）に比べ、前延長区の中干し期間前半（7日間）の降水量は少なく、2008年は3mm、2009年は7mmだった。

二価鉄含量を図11に示した。土壌の還元程度を示す二価鉄含量は、2008、2009年とも、どの区においても湛水後徐々に増加したが中干し期間に減少し、中干し後もその傾向が持続した。特に前延長区で低く推移した。

4. 考察

(1) 中干し期間の前延長が水稻の生育、収量に及ぼす影響

中干しは水稻の生育量を減少させることで過剰な生育を抑制し、倒伏防止や品質向上を図ることが目的であり、実際に中干しをしない場合と比べて稲の茎数増加を抑制し最高分けつ期を早める効果がある¹⁵¹⁾。中干しは有効茎数（目標とする穂数）の8～9割を確保した後に開始するのが一般的であり¹⁴⁸⁾、山形県の主要品種である「はえぬき」では、内陸地域における穂数の指標値を480本 m^{-2} としている¹⁴⁰⁾。前延長区における中干し開始期の茎数は、有効茎数（目標とする穂数）を100とした場合、2008年は96%、

2009 年は 63% である。2009 年の中干し前延長区では，必要な有効茎数を確保する前に中干しを開始したが，2 カ年とも前延長区の茎数や穂数が慣行区より減少することはなかった。しかし，精玄米収量が低下し，これは中干しの前延長によって 1 穂粒数及び m^2 当たり粒数が減少したためだった。

(2) 中干し期間の後ろ延長が水稻の生育，収量に及ぼす影響

中干しの後ろ延長が収量構成要素に及ぼす影響は年次により異なり，2008 年は慣行に比べ 1 穂粒数が減少したが，精玄米粒数歩合は高くなり，その結果精玄米収量は慣行と同等だった。2009 年は穂数の減少により m^2 当たり粒数が減少し，精玄米収量が低下した。森らによれば，中干しを後ろに 10 日間延長した場合の穂数減少の有無は年次や土壌条件等により一定でなく⁶⁷⁾，本試験においても 2009 年の後ろ延長区で茎数，穂数が減少する傾向が見られたが，2008 年の同区では慣行区と同様の値となった。7 月 10 日の葉色値は 2009 年の同区のみ生育指標¹⁴⁰⁾で適正值とする 38 まで値が低下しており，稲体窒素濃度が適切な生育であることが推察される。2009 年の同区では中干しの後ろ延長によって他区に比べ稲体の窒素濃度が低くなり，このことが茎数，穂数の減少に影響した可能性があるが，穂数の減少は水稻の品種，生育状態，土壌水分等により異なると考えられ，今後さらに検討が必要である。

中干しがよく効いた場合には稈長，穂長が短くなり，1 穂

籾数が減少するのが一般的であり¹⁰⁸⁾、本報告においても同様の傾向であった。特に1穂籾数に対する影響はより明確であり、2009年の後ろ延長区以外では慣行区よりも5～12%少なくなった。2009年の後ろ延長区の中干し期間中の含水率低下度は、慣行区より1ポイントの低下に過ぎないが、それ以外では中干しの延長により2～4ポイント低下しており、土壌乾燥が進み、中干しの効果がより高まったことを示唆している。

各試験区の m^2 当たり籾数と精玄米収量は2008年、2009年とも慣行区より減少傾向となった。しかし、試験区では慣行区に比べ精玄米粒数歩合が上昇し、玄米粗タンパク質含有率が低下した。 m^2 当たり籾数の減少は玄米粒数歩合と整粒歩合を高め、さらに1穂籾数の減少が米粒粗タンパク質含有率を低下させることから⁵⁸⁾、本報告においても品質と食味に好影響があったと考えられた。

(3) 中干し期間の前延長、後ろ延長の違いが土壌環境とメタン発生量の削減効果に及ぼす影響

常時湛水条件下でのメタンフラックスの年次変動は有効積算地温の影響を強く受ける¹²⁹⁾。しかし、一般に水田圃場の水管理は、間断灌漑と中干しが組み合わされる。西南暖地では降水量や水管理の影響によりメタン発生量の年次変動が大きく、年間の発生パターンに一定の傾向が見られない²⁹⁾。しかし、積雪寒冷地の同一地点で同一管理を行っている本論文の水田では、第V章で後述するように、年間のメタン発生量の年次変動に以下のような特徴が認められ

た。すなわち，同水田における 17 年間の 21 測定事例では，6 月の土壤還元が進行し，気温が高い年次はメタンフラックスが高くなり，水稻の生育量が大きくなることから強い中干しを実施され，その結果，7 月以降の土壤還元が進行せず，メタンフラックスが低くなった。

この特徴を踏まえると，栽培期間を 6 月，7 月，8 月と区分した中で，中干しによる制御が可能である 7 月以降のメタン発生量をいかに低く抑えるかが栽培期間を通したメタン発生量を少なくする上での重要なポイントになる。すなわち，6 月のメタンフラックスが気温の上昇により高まったとしても，中干しにより 7 月の土壤 Eh を -100 mV 以上，つまり土壤をより酸化的にすれば，7 月のメタンフラックスは高まらない場合が多い。7 月のメタンフラックスが小さければ，8 月のメタンフラックスも小さくなる可能性がある。これまでの報告でも中干し後のメタンフラックスは，一定期間低い状態が続いている^{29, 135)}ことから，中干し，あるいは中干しの延長は 7 月のメタンフラックスを削減するための極めて有効な方法である。

中干しの前延長と後ろ延長を比べると，メタン削減効果は中干しの前延長で大きく，図 8 の 2009 年の結果で示すように，後ろ延長よりもメタンフラックスが削減している期間が長かった。前延長区でメタン削減効果が高くなった理由として，中干しを前延長した 7 日間の降水量が 2 ヶ年とも少なく土壤の乾燥が進み，後ろ延長区よりも土壤の含水率と二価鉄量が低下する傾向にあり，土壤 Eh が上昇し

ている期間が長かったためと考えられる。また，中干し終了から出穂（8月上旬）前までは間断灌漑で管理することから，中干しの後ろ延長に比べ，湛水期間を短くできる前延長の方がよりメタン発生の削減効果を発揮しやすい方法と考えられる。表 22 に示すように各月のメタン発生量を比較すると，前延長した場合の7月のメタン発生量は慣行区の4割以下であり，かつ後ろ延長区より効果的である。栽培期間を通したメタン発生量も前延長の方が後ろ延長より慣行中干し対比で10ポイント以上少なくなった。

以上のことから，積雪寒冷地水田においては，中干し前の生育が平年以上であった場合は慣行より早め（前延長）の中干しを行い，一方，平年の生育量に達しない場合には慣行の中干しに入った上で生育を見ながら中干しを延長（後ろ延長）すれば，収量，品質，食味を確保しながら，より実用的・現実的にメタン発生量を削減できると考えられた。

5. まとめ

積雪寒冷地水田における中干し期間の延長が水稻の生育，収量，メタン発生量に及ぼす影響を検討した。

（Ⅰ）中干しを慣行より7日間程度前または後ろに延長すると，1穂籾数， m^2 当たり籾数，収量が減少傾向となるが，精玄米粒数歩合が高まり玄米粗タンパク質含有率が低下傾向を示し，品質や食味に良好な影響を与えられた。

（Ⅱ）中干しの延長は7月のメタン発生量を低く抑える効

果があり，それにより栽培期間を通したメタン発生量を削減することができた．

（Ⅲ）中干し延長によるメタン発生量の削減効果は，中干しを後ろに延長するよりも，前に延長する場合で大きかった．

第 V 章 日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田におけるメタン発生量の年次変動と気温，土壤 Eh の影響

1. はじめに

水田からのメタン発生は，土壤の酸化還元電位 (Eh)，施用される有機物の量と種類，地温等の影響を受ける．稲わら施用水田からのメタン発生量は，無施用水田に比べて数倍の量であることが知られており^{97, 135)}，これまで述べたように，山形県の水田から発生する単位面積当たりのメタンは全国の稲わら施用水田の平均値 ($19 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$) に比べ約 2 倍多い^{35, 100)}．さらに，Watanabe *et al.*¹²⁷⁾ や熊谷ら⁵²⁾ は，それぞれ 6 年，3 年の観測に基づいて，水稻栽培期間中の積算地温が高いほど同期間のメタン発生量が多いことを指摘した．しかし，わが国において水稻栽培期間に水田圃場から発生するメタンの測定が本格的に始まったのは 1987 年であり⁶²⁾，特定地点における継続的な測定事例が少なく，数十年にわたり年次変動を調査した報告はみられない．

このことから，本章では，積雪寒冷地の同一地点における稲わら秋散布・春すき込み水田を対象に，17 年間の 21 測定事例を用いてメタン発生量及びメタンフラックスの年次変動に及ぼす気温，土壤 Eh の影響を検討した．

2. 材料および方法

メタン発生量の年次変動の解析を行う試験地は，山形県

農業総合研究センター(山形市みのりが丘, 38° 15' N, 140° 14' E)内の山形県稲作指針¹⁴⁰⁾に基づく慣行栽培を実施している水稻連作水田である。供試水田は, それぞれ 150 m 以上離れず位置する日減水深が約 15 mm の細粒灰色低地土水田の圃場 4 枚である。これら近接する圃場管理や土壌条件が近い水田において, 表 23 に示す 21 事例, メタン発生量を観測した。いずれの事例でも稲わら現物を前年秋に 6.4~7.0 t ha⁻¹ 表面散布し, 翌年 4 月の耕起時にすき込んだ。水稻 (*Oryza sativa* L.) の栽培品種は 1992~1994 年の 3 事例がササニシキ, 1995~1996 年の 2 事例がどまんなか, 1994 年および 2003 年以降の 16 事例がはえぬきである。稚苗を 5 月 16 日~22 日に栽植密度 22.2 株 m⁻² で移植した。基肥として高度化成肥料を窒素成分でそれぞれ 40~60 kg ha⁻¹ 施用し, 7 月中旬以降に NK 化成肥料を窒素成分で 10~30 kg ha⁻¹ 追肥した。移植後中干しまでは 3~5 cm の湛水管理とし, 18 事例では 6 月 23 日~7 月 20 日の間に 5~20 日間の中干しを実施し, 中干し以後は間断灌漑とした。1994~1996 年の 3 事例では中干しを実施せず, 常時湛水とした。出穂は 8 月上旬であり, 最終的な落水口の解放を 8 月 18 日~9 月 13 日に実施した。その他の栽培管理は, 原則として本県の栽培指針に従った。水田からのメタンフラックスの測定は, クローズドチャンバー法^{62, 131)}により, 各年, 水稻栽培期間である 5 月から 9 月を中心に測定した。

メタンフラックスの測定期間を通して, 深さ 5 cm の土壌に白金電極を差し込んだままにし, メタンフラックス測

定時の土壌の酸化還元電位 (Eh) を測定した。メタンフラックス及び土壌 Eh は年次により測定月日が異なるが、各年次とも 6 月 (6 月 1 日～30 日)、7 月 (7 月 1 日～31 日)、8 月 (8 月 1 日～31 日) の 3 期間に区分し、以降では期間毎に 4、5 回測定した算術平均値を示す。ただし、6 月は、中干し前の最も土壌還元が進んだ状態と、中干し開始後に土壌が酸化になった状態のメタンフラックス及び土壌 Eh の平均値がその年次の特徴 (中干し開始後の土壌 Eh 上昇程度とメタンフラックスの低下程度) をよく反映しており、中干し前と中干し後それぞれの測定回数が年次によって異なることから、最大と最小の算術平均値を用いた。さらに、気温は試験地である山形県農業総合研究センター内で観測した。

3. 結果

(1) 測定期間中のメタン発生量

各年の測定期間中 (5 月下旬～11 月中旬) におけるメタン発生量を表 24 に示した。メタン発生量は 20.2～134.1 g CH₄ m⁻² の範囲であり、平均は 46.6 g CH₄ m⁻² だった。この値は前述したとおり、稲わら施用水田におけるメタン発生量の全国平均値³⁵⁾ の 2 倍以上、山形県と隣接する新潟県の稲わら秋鋤き込み水田からのメタン発生量 7.6～23.3 g CH₄ m⁻² に比べ多かった¹⁰⁴⁾。測定期間中のメタン発生量と同時期の積算気温との間には正の関係がみられた (図 12)。また、5 月、6 月、7 月、8 月、9 月以降のメタン発生量は

同順で 0.1～2.7, 1.2～44.2, 4.9～40.8, 0.4～41.3, 0.0～14.7 g CH₄ m⁻² の範囲であり, 6月～8月の発生量が多かった。そこで, 以降では年次毎, 時期別のメタン発生量の特徴とその要因について明らかにするため, 時期別のメタンフラックスと土壌 Eh 及び気温の関係について検討した。

(2) 6月(中干し前～中干し開始)のメタンフラックス

6月のメタンフラックスは土壌還元が比較的進行しない年次(土壌 Eh が -100 mV 以上)には低くなる傾向があった。一方, 6月の土壌還元が進行した年次, 例えば土壌 Eh が -100 mV 未満の場合でみると, メタンフラックスは 4.2～33.6 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ の範囲にあり, メタンフラックスは土壌 Eh によらず, 年による変動が大きかった(図 13)。6月の土壌 Eh が -100 mV 未満の年次についてメタンフラックスと同期間の平均気温の関係を示すと図 14 のように高い正の関係があった($R^2=0.69$, $p<0.001$)。月平均気温が高い年にはメタンフラックスも高い傾向が認められたが, 月平均気温が 19℃前後の年次に比べて 21℃前後の年のメタンフラックス値の変動幅は大きかった。

(3) 7月(中干し中～中干し終了後)のメタンフラックス

6月と異なり, 各年次における7月のメタンフラックスと7月の平均気温および土壌 Eh の間に一定の関係は認められなかった(それぞれ $R^2=0.00$, 0.01 , 図省略)。6月と

7月のメタンフラックスにも相関はみられなかったが、7月の土壌 Eh を -100 mV で区分すると、7月の土壌 Eh が -100 mV 以上の年、つまり、7月の土壌還元が比較的進行しなかった年は6月のメタンフラックスが高い年が多かった(図15)。唯一2013年は6月のメタンフラックスが 33.6 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ であったにもかかわらず、7月の土壌 Eh は -184 mV と土壌還元が進行し、7月のメタンフラックスは 53.1 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ と最も高くなったが、この年は中干し期間中の降雨で十分な中干しができなかった。6月のメタンフラックスが 14.7 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ 未満の場合、7月の土壌還元が進行し土壌 Eh が -100 mV 以上となることはなかったが、6月のメタンフラックスが 14.7 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ 以上の値となる場合には、7月の土壌還元が進行せず、土壌 Eh が -100 mV 以上になることが多かった。7月の土壌還元が進行した年次(土壌 Eh が -100 mV 未満の年次)は6月と7月のメタンフラックスに正の相関がみられた ($R^2=0.70$, $p<0.001$)。

(4) 8月(間断灌漑～落水)のメタンフラックス

各年次における8月のメタンフラックスは8月の月平均気温および土壌 Eh の間に一定の関係がみられなかった(それぞれ $R^2=0.03$, 0.00 , 図省略)。しかし、8月のメタンフラックスは7月のメタンフラックス及び Eh との間に図16に示すような関係がみられた。また、7月のメタンフラックスが最も高い2013年は、8月のメタンフラックスも 60.2 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ と最も高い値を示した。

4. 考察

(1) 過去の測定事例によるメタン発生量

本報告におけるメタン発生量は既往の知見と同様，積算気温が高い程多くなった．メタン発生量の年次変動に対し，気温がどのような過程で影響を与えるかは明確でないが，温度の上昇はメタン生成に関与する微生物の活性を高め，20～40℃の間ではより温度の高い方がメタン生成量は多くなること¹⁴⁹⁾，有効積算温度は稲わら施用に伴って増加するメタン発生量に定量的に影響することが報告されている¹²⁷⁾．また，気温の上昇は稲体のコンダクタンス（メタンの通りやすさ）を増加させる²¹⁾．年次毎の気温の違いがこれらの要因に複合的に影響し，メタン発生量の年次変動に繋がったと考えられる．

(2) 6月のメタンフラックスの年次変動

積雪寒冷地に位置する当地での水稻栽培において，6月の水管理は初期生育を確保するための保温的水管理が基本となる．そのために，移植後から中干しまでの期間は水深3～5 cmの湛水管理を基本とし，田面の“わき”（強還元状態）が激しいときに水の交換や夜間落水をすることとしている．中干し開始の時期は有効茎数の8～9割に到達した時点とし，6月25日頃を目安としているが¹⁴⁰⁾，年次により異なる．各年次における6月の湛水期間のメタンフラックスは，日数の経過とともに増加した．しかし，図13に示すように土壌還元が比較的進行しない年次（土壌Ehが-100 mV以上）にはメタンフラックスが20 mg CH₄ m⁻²h⁻¹を超え

る事例がなかった。メタン発生量に影響する要因として、酸化還元電位（土壌 Eh）、土壌中の酸化物質、施用される有機物の量と種類、温度などが示されている¹³⁴⁾が、6月の土壌還元の進み方は年次により異なり、土壌 Eh の値は-203～78 mV の範囲であった。土壌中の酸化物質や地温、人為的な水管理等が影響したと考えられるが、当地で毎年慣行的な水稻栽培を行っている圃場では、6月のメタンフラックスの年次変動をみる上で土壌 Eh が一つの目安になると考えられる。

また、前述のとおり、土壌還元が進み6月の土壌 Eh が-100 mV 未満となった年には、6月の月平均気温が高いほど同時期のメタンフラックスが大きかったことから、このような年は、メタンフラックスの年次変動に対し気温の影響が明確になると考えられる。

（3）7月のメタンフラックスの年次変動

当地において7月初旬は中干し期間であり、中干し終了後は間断灌漑に切り替えて管理する。その年の天候により田面の乾燥程度は異なり、かつ6月末の水稻の茎数の多少が異なることから、中干しの期間や強弱が異なってくる。6月が好天で月平均気温が高く、20℃を超えるような年次は、水稻の初期生育も旺盛であることが多く、図14に示すようにメタン発生量が多い。しかし、その生育の結果、中干しを強く行い水稻の生育量を調節することになる¹⁴⁰⁾。6月のメタンフラックスが約 15 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ を超える年次は強い中干しが行われ、その結果、図15に示すように、

7月には土壌還元が進行せず，土壌 Eh が -100 mV 以上に高まる年次が多くなったと考えられる．一方，2013年の中干し期間中に降雨があり，結果的に十分な中干しが実施できなかった¹⁴³⁾．この年を含む，7月の土壌 Eh が -100 mV より低い年次では，6月のメタン発生量に比例して7月のメタン発生量が増加したと推察される．

(4) 8月のメタンフラックスの年次変動

当地において8月上旬は水稻の出穂期であり，稲に十分な灌漑水を供給するため湛水管理となり，その後再び間断灌漑で管理する．8月の土壌 Eh は2006年以外全て -100 mV 以下でありメタン発生¹⁴³⁾の年次間差を引き起こす要因ではないと考えられる．8月の月平均気温が $21.9\sim 27.7$ °C の変動幅があったにもかかわらず，月平均気温とメタンフラックスとの関係は認められなかった．一方で，7月のメタンフラックスと8月のメタンフラックスの間に緩やかな関係が認められた．また，2013年のように，6月のメタンフラックスが高く，中干しの程度が弱い年は7月，8月のメタンフラックスが高いままである可能性があるが，他の年次は中干しが効果的に行われた結果，中干し以降のメタンフラックスの上昇が回避された可能性がある．

5. まとめ

本章では，積雪寒冷地に位置する山形県の標準的な水稻連作水田におけるメタンフラックスの年次変動を17年間21測定事例から解析した．

(I) 水稻栽培期間中のメタン発生量は積算気温と正の相関がみられた。

(II) 6月のメタンフラックスは，土壤還元が進行しなかった年次には低く，土壤還元が進行した年次には高くなる傾向があった。6月の土壤 Eh が -100 mV 未満であった年次（土壤還元が進行した年次）は，メタンフラックスと平均気温との間に強い正の関係がみられた。

(III) 6月の土壤還元が進行した年次は強い中干しが行われ，7月の土壤還元が進行せず，同時期のメタンフラックスが低下したと推察される年次が多かった。

(IV) 十分な中干しができず，中干しの程度が弱い年次は6月と7月のメタンフラックスの間に正の相関関係がみられた。

(V) 7月の土壤還元が進行した年次は6月と7月のメタンフラックスに正の相関がみられた。

(VI) これらのことから，強めの中干しが7月以降のメタン発生量を少なくしている可能性が示唆された。

第 VI 章 資材添加による土壌 pH の変化が日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田における稲わらの腐熟とメタン発生量に及ぼす影響

1. はじめに

近年，水田で土づくり資材を施用する農家が減少し，土壌の理化学性に変化をもたらしている．山形県を含む，複数の都道府県では以前に比べ水田の土壌 pH が低下していることが報告されている^{18, 22, 69, 109, 130})．その一方で，2008 年頃以降上昇に転じた事例も報告されている¹⁰⁵)．このような，水田の土壌 pH の変化は，水稻の生産性のみならず，収穫時に圃場へ散布される稲わらの分解程度や，重要な温室効果ガスの一つであるメタン (CH_4) の発生量へ異なる影響を与えている可能性がある．

メタンの基質となる稲わらの分解程度は土壌 pH の影響を受ける．有機物の分解率は土壌 pH が 5 の場合に比べ，6.5 程度の場合で高くなり¹⁴)，佐藤らによれば，無処理の土壌 pH が 4.8 程度であるのに対し，ケイカルを施用すると土壌 pH が 5.4 程度に上昇し，無処理に比べセルロース分解率が上昇した⁹⁴)．このことは，酸性側の土壌に比べ pH が上昇した水田土壌の表面に秋散布した方が稲わらの腐熟が促進しやすいことを示唆しており，稲わら腐熟程度の違いは水稻作付け期間のメタン発生量に影響すると考えられる．

一方，メタン生成活性は，pH が 6~7 の場合に最大とな

ることが知られており^{3, 8, 124)}, メタン発生量を削減する目的で含鉄資材を施用する場合, カルシウム含有率が高い含鉄資材では, カルシウムの溶出により土壌 pH がアルカリ側に傾き, 土壌の酸化還元電位 (Eh) が低下し^{85, 87)}, 単位面積あたりのメタン発生量を抑制しない場合がある¹⁰⁾. また, タイの事例では, 測定した 3 地点のうち土壌 pH が 4.3 と低い酸性硫酸塩土壌の水田からのメタン発生量が少なく¹³³⁾, 硫酸還元がメタン生成に先行し, メタン発生量が低減した^{19, 20)} と考えられる.

これらのことは, 土壌 pH の違いをもたらす資材の成分自体がメタン発生量に影響していることを示しているが, 主に室内実験やポット試験の結果であり, 稲わらが秋に散布され, 春にすき込まれる日本海側積雪寒冷地の水田圃場で測定した事例はほとんどない.

以上のことから, 水田土壌の pH, および資材施用に伴う pH の変化や資材に含まれる成分の添加が稲わら腐熟と水田からのメタン発生量に及ぼす影響を圃場試験で明らかにすることが重要であり, 環境に配慮しつつ効果的な土づくりにつながる. 本章ではその前段として, 秋に稲わらが散布され, 春にすき込まれる積雪寒冷地水田において, 代表的な酸性資材とアルカリ資材を用いた場合の稲わらの分解やメタン発生量に及ぼす影響を明らかにし, 併せて水稻の生育, 収量を調査した.

2. 材料および方法

(1) 圃場試験

試験は2015年、2016年に山形県農業総合研究センター（山形市みのりが丘， $38^{\circ}15'N$ ， $140^{\circ}14'E$ ）内の水稲連作圃場で実施した。供試した水田の土壌型は灰色低地土，減水深は約 15mm日^{-1} であり，土壌理化学性は表25のとおりである。土壌理化学性の分析は土壌標準分析・測定法委員会に準じた⁶⁾。

水稲 (*Oryza sativa* L.) の耕種概要を表26に示す。品種は「つや姫」を供試した。基肥は有機質入り化成肥料 (N-P₂O₅-K₂O=10-10-10，窒素成分のうち51%が有機質由来) を用い，代かき前の5月上旬に窒素成分で 40kg ha^{-1} 施用した。移植は稚苗を用い5月中旬～下旬に1株当たり4本，栽植密度 22.2株 m^{-2} で行った。移植後は6月下旬まで水深3～5cm程度に保ち，中干しを6月下旬～7月中旬まで行った。中干し後は出穂1週間前頃の8月上旬まで間断灌漑を行った。出穂期～穂揃期は湛水状態とし，その後は最終落水時まで再び間断灌漑を行った。追肥は7月中旬に有機質入り化成肥料 (N-P₂O₅-K₂O=10-0-10，窒素成分のうち有機質由来51%) を用い，窒素成分で 15kg ha^{-1} を表面施用した。

試験区は低pH区及び高pH区の2区とし，無処理区と比較した。無処理の土壌pHが5.5であるのに対し，試験区はそれぞれ5.0，7.0程度となるように以下の処理を行った。試験前年の2014年10月2日の水稲収穫時に稲わらを結束し，一旦圃場外へ持ち出した後，低pH区は硫黄資材（商品

名サンドセット，サンアグロ製） 7.5 t ha^{-1} を，高 pH 区は炭酸カルシウム（アルカリ分 53%） 10 t ha^{-1} を施用し，耕起深 5cm の浅耕を行った．浅耕後，コンバインを走行して土壌を鎮圧し，圃場外へ持ち出した稲わら 6 t ha^{-1} を 7cm 程度に裁断し，圃場内へ散布した．さらに，低 pH 区は 2015 年 4 月に常法により作土（風乾土）の pH を測定後，試験目標とする pH まで低下していなかったため，硫黄資材を 4.5 t ha^{-1} 追加散布した．なお，使用した硫黄資材は，通常は育苗培土の土壌酸度を調整するために用いる資材であり，成分として三酸化硫黄（ SO_3 ）15% を含む．各区の面積は $3.9 \times 10 \text{ m}$ （ 39 m^2 ）とし，3 連で設置した．2015 年 10 月は資材を散布せず，収穫時にコンバインで稲わらを裁断，散布した．2016 年 4 月の耕起時に稲わらをすき込んだ後，前年同様に水稻を栽培した．

各区から栽培期間中に数回湿潤土を採取し，速やかに 4mm の篩を通し，湿潤土 10g に 25ml の蒸留水を加え，時々攪拌し 30 分後の pH をガラス電極法で測定した．2015 年 10 月，2016 年 4 月，2016 年 10 月は，作土（風乾土）の pH を常法により測定した．

水稻の生育は，各区内の生育中庸な連続する 10 株の草丈，茎数または穂数，葉色（葉緑素計 SPAD-501，コニカミノルタ製）を中干し前の 6 月 20 日，最高分けつ期の 7 月 10 日，成熟期（2015 年は 9 月 16 日，2016 日は 9 月 12 日）に調査した．収量は，成熟期に各区内の 64 株を刈取り，脱穀調製し，粒厚 1.9mm 以上の玄米を精玄米収量（水分 15.5%

換算値)とした。

(2) メタン及び土壌 Eh の測定

メタンフラックスの測定は、陽・八木の方法⁶²⁾に従った。水稻の作付け期間は7~10日間隔で、非作付け期間は21~28日間隔でガスを採取し、メタン濃度をFID付ガスクロマトグラフ(GC-8A, 島津製作所製)で測定した。測定期間中における単位面積当たりのメタン発生量は、測定日間の平均値と測定間隔の日数より積算して求めた。また、田面から5cmの深さに区当たり5連で設置した白金電極とポータブルEh計(PRN-41, 藤原製作所製)を接続し、メタン測定時の土壌Ehを測定した。

(3) 稲わらの分解率

処理区毎の稲わらの分解率を調査するため、秋から翌年までの稲わらの分解率をメッシュ法^{48,95)}で2カ年調査した。すなわち、試験前年に地際から5cm上の位置で刈り取った稲株を風乾し、刈取り位置から高さ30cmまでの部位の茎及び葉鞘を5cmの長さに裁断し、不織布で作成した袋(15cm×20cm)に10gずつ入れた。前述のとおり圃場に硫黄資材または炭酸カルシウムを施用した後、2014年10月23日に不織布の袋へ入れた稲わらを圃場表面に設置した。翌年、耕起2日前の2015年4月20日に一旦回収し、半数で4月時点の分解率を測定し、全炭素及び全窒素含有率を全窒素・全炭素測定装置(SUMIGRAPHNC-22, 住化分析センター製)で分析した。残りの半数は耕起後、田面から5cmの深さに埋設した。代かき時には取り出し、代かき後に再

度同じ深さに埋設した。同年 8 月 14 日に回収し，分解率，全炭素及び全窒素含有率を調査した。2015 年 10 月 27 日にも同様に調製した稲わらを各区に設置し，2016 年 4 月 18 日に回収した後，分解率，全炭素及び全窒素含有率を調査した。区当たりの設置数は，2014 年は 10 個，2015 年は 6 個とした。

(4) 統計解析

統計解析は JMP7 (SAS Institute Japan 製) または表計算ソフト Excel (Microsoft 社製) のアドインソフトで行った。

3. 結果

(1) 圃場における土壌 pH の経時的変化

土壌 pH の推移を表 27 に示す。2015 年 4 月の風乾土 pH は，無処理に比べ低 pH 区では 0.5 低下し，高 pH 区では 1.5 上昇した。

2015 年作付け期間中の低 pH 区の土壌 pH は，作付け前の風乾土の土壌 pH より高い値で推移した。低 pH 区では 6 月 7 日に無処理区より 0.9 低く，6 月 24 日以降は無処理区と同等だった。高 pH 区はいずれも 7.2 前後であり，無処理区より常に約 0.4 高かった。作付け後，風乾土の土壌 pH は各区に差があり，4 月と同様な傾向を示した。

2016 年の作付け期間中の土壌 pH は，低 pH 区が無処理区に比べ同等から 0.2 低く，2015 年のように 6 月上旬の値が他の測定日と比べ極端に低くなることはなかった。一方，

高 pH 区は無処理区より 0.1~0.4 高かった。2 作後の 2016 年 10 月 14 日における風乾土の土壌 pH は、無処理区に比べて低 pH 区が 0.3 低く、高 pH 区は 0.8 高かった。2015 年 4 月に 2.0 あった低 pH 区と高 pH 区の差は同年 10 月には 1.6、2016 年 10 月には 1.1 となり、次第に小さくなった。

(2) 稲わらの分解率

2014 年 10 月に圃場へ設置した稲わらの炭素分解率は、2015 年 4 月時点で 28.1~35.2%、8 月時点で 65.8~73.1% であり、いずれの時点でも高 pH 区、無処理区、低 pH 区の順で高かった(表 28)。1 作後の 2015 年 10 月に圃場へ設置し、2016 年 4 月に回収した稲わらの炭素分解率は、高 pH 区でやや高かったものの、処理区間で有意差はみられなかった(表 29)。

(3) メタンフラックス、メタン発生量と土壌 Eh の推移

メタンフラックスは、両年、各区とも中干し前の 6 月中旬~7 月上旬と、出穂期頃である 8 月上旬にピークがみられ、2016 年 8 月 16 日、8 月 23 日などの一部を除き、高 pH 区 > 無処理区 > 低 pH 区の順で高く推移した(図 17)。両年とも 6 月下旬~7 月上旬のピークにおいて、高 pH 区は無処理区と低 pH 区に比べピークの出現が早かった。2015 年のメタンフラックスは、高 pH 区は 6 月 15 日に、無処理区及び低 pH 区は 7 月 2 日に最大値を示し、それぞれ 36.7、46.0、17.7 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ だった。2016 年は、6 月下旬~7 月上旬に比べ 8 月上旬のメタンフラックスが高い値となり、各区のばらつきが大きいものの、高 pH 区が最も高くなった。

いずれの試験区もメタンフラックスは 8 月 9 日に最大値を示し，高 pH 区，低 pH 区，無処理区それぞれ 42.5，39.1，27.9 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ だった。

測定期間中のメタン発生量は，高 pH 区 > 無処理区 > 低 pH 区の順で多くなり，特に 2015 年の低 pH 区では他区より有意に低くなった。2015 年は高 pH 区，無処理区，低 pH 区の順で 37.8，31.4，11.7 g CH₄ m⁻²，同様に 2016 年は 50.9，33.5，29.6 g CH₄ m⁻² となった（表 30）。無処理区では，2015 年，2016 年ともメタン発生量はほぼ同等の値となった。低 pH 区，高 pH 区では 2015 年に比べ 2016 年のメタン発生量が多くなった。

土壌 Eh は，各年次，各区とも湛水後に低下し，中干し開始直前には -150 mV ~ -200 mV 程度となった（図 18）。中干し中である 7 月上旬に一時的に上昇したが，中干し終了後は再び低下し，最終落水前の 8 月下旬頃に -100 mV ~ -200 mV 程度まで低下した。2015 年の中干し時の土壌 Eh は，2016 年に比べ高い値を示した。2015 年は，ほとんどの場合で低 pH 区の土壌 Eh が他区に比べ高く，高 pH 区では最も低く推移した。2016 年は，低 pH 区の土壌 Eh は最終落水まで無処理区とほぼ同様に推移した。一方，高 pH 区の土壌 Eh の低下は 6 月 14 日まで他区に比べ早かったが，それ以降は同等だった。

（4）水稲の生育

水稲の生育及び収量は，すべての項目で有意差はみられなかったが，処理区間の平均値の差で見ると，2 ヶ年とも

高 pH では他区に比べ中干し前（6月20日）の茎数が 12～46 本 m^{-2} 少なく，葉色が 0.9～1.8 高かった．同区における最高分けつ期（7月10日）の葉色は他区に比べ 1.1～2.3 高かったが，茎数は中干し前とは逆に 18～80 本 m^{-2} 多くなった．穂数，精玄米収量は，処理の違いによる一定の傾向はみられなかった（表 31）．

4. 考察

（1）土壌 pH の変化が稲わらの分解に及ぼす影響

本試験において，資材施用初年目の 10 月から翌年 4 月及び 8 月までの稲わらの分解率は，土壌 pH が 5.2 の場合に比べ 7.2 の場合に高くなった．しかし，資材施用 2 年目における稲わらの分解率は，土壌 pH による違いはみられなかった．土壌微生物数は pH が 5 の場合に比べ 7 程度の場合に多くなることから¹⁶⁾，わらの分解に関与する土壌微生物が増加し，資材施用初年目の稲わらの分解率が高くなったと考えられる．積雪寒冷地水田では，前年秋に田面に散布した稲わらを春にすき込む場合が多い．長沢ら⁶⁹⁾によれば，山形県の水田における 1998 年までの土壌 pH は約 5.6 であるが，多くの報告^{18, 22, 109, 130)}があるように，最近の土壌 pH が低下傾向であるとすれば，以前に比べ水田における稲わらの分解が低下している可能性があり，稲わらの分解を促進させるうえで土壌 pH も重要な要素になることが本試験により確認できた．稲わら施用水田では水田からのメタン発生量が増加し，排水不良田等では異常還元が

生じ水稻の初期生育が抑制されやすい¹¹⁷⁾。塩野ら¹⁰⁰⁾は、水稻作付けまでに稲わらをできるだけ分解させるための一方法として秋浅耕を提案し、メタン発生の抑制と水稻の初期生育確保の同時達成を目指している。本報告では秋浅耕を実施しなかったが、土壌 pH が低い場合は秋浅耕を行ったとしても稲わらの分解が劣り、その効果が低減する可能性がある。秋浅耕の効果を十分に発揮させるには、土壌 pH を稲わら分解がより進みやすい適域にすることが重要である。

(2) 土壌 pH の変化が水田からのメタン発生量に及ぼす影響

本試験における水田からのメタン発生量は、土壌 pH が 5 程度に低下した低 pH 区で減少し、土壌 pH が 7 程度に上昇した高 pH 区で増加した。Wang *et al.*¹²³⁾ は、水田土壌を用いた培養試験において、メタン発生量が最大となる至適 pH は 7 付近であり、培養時の pH が 5.5 の時はほとんどメタンが発生しないことを報告している。また、Wassmann *et al.*¹²⁴⁾ は、湛水培養を開始すると土壌 pH は 7 程度まで上昇するため、培養開始前の土壌 pH は培養初期のメタン発生量と相関が低いことを報告している。本試験でも、低 pH 区の作付け前の土壌 pH は無処理区に比べ低かったが、湛水後の作付け期間中は無処理区と概ね同等で推移しており、作付け前の土壌 pH がメタン発生量に大きな影響を及ぼしたことは考えられない。

作付け前までの稲わらの分解程度は作付け期間中のメタ

ン発生量に影響し，分解の進んだ稲わらほどメタン発生量は少なくなる¹²⁵⁾．低 pH 区の稲わらは，他区より分解率が低かったことからメタン発生量を増加させる要因となり得るが，本試験では 2015 年及び 2016 年 7 月上旬までの低 pH 区におけるメタンフラックスが他区より少なく，メタン発生量も同区で最も少なかった．本試験では，pH を低下させる資材として三酸化硫黄を主成分とする資材を用いた．水田土壌においては基質をめぐり硫酸還元とメタン生成が競合関係にあることが知られている^{19, 20, 39)}．メタン発生量が低下した要因として，三酸化硫黄の施用による硫酸還元反応の増大によってメタン生成が阻害されたことが大きいと推察される．すなわち，低 pH 区では稲わらの腐熟が少ないことによるメタン生成量の増加効果よりも，硫酸還元によるメタン生成量の低減効果の方が上回り，結果として 2015 年及び 2016 年 7 月までのメタン発生量が少なくなったと考えられる．その後 8 月に発生したメタンは主に稲の根から浸出される有機物や根の枯死体に由来するが¹²⁸⁾，後述のように，硫酸還元によるメタン低減が弱まり，同時期の低 pH 区でメタン発生量が減少しなかったものと考えられる．硫酸根 (SO_4^{2-}) を含む肥料の施用によるメタン発生量の削減効果はこれまでも報告され，硫酸アンモニウムや硫酸根の施用量が増加すると土壌 Eh の低下が遅れ，メタン発生量が減少した^{64, 91)}．また，硫黄を含む資材を施用する際は硫化水素の発生による水稻生育への影響が出ないようにすることが求められている¹⁵²⁾．最近では，水田で

の硫黄欠乏も報告されている^{88, 121)}。これらのことから、硫黄を含む資材を用いる場合、土壌の硫黄含有量が少ない水田だけではなく、稲わらが秋に散布され、春にすき込まれる水田においても、土壌 Eh の低下や異常還元を抑制し、水稻の生育を適正に保ちながらメタン発生量を削減できる可能性がある。そのためには、今後、稲わら施用水田における硫黄添加量がメタン生成量や水稻の生育に及ぼす影響について圃場規模での定量的な関係を把握する必要がある。

一方、高 pH 区で稲わらの分解が促進したことはメタン発生量を低下させる要因になる。しかし、作付け期間中のメタンフラックスはほとんどの測定日において、無処理区、低 pH 区より高かった。メタン発生量も高 pH 区が最も多く、特に 2015 年の低 pH 区とは明確な有意差があった。本試験の高 pH 区では炭酸カルシウムを用いて pH を上昇させた。カルシウム含有率が高い含鉄資材を水田に施用した場合、カルシウムを主体としたアルカリ成分の溶出による土壌 pH の上昇とそれに伴う Eh の低下がおこることが指摘されている⁸⁷⁾。本試験においても、作付け期間の高 pH 区の土壌 pH は他区より常に高く、7.0 を超えている。土壌 Eh も他区より低い場合が測定日の大半を占めており、野副ら⁸⁷⁾が指摘したことと同様の現象が生じたと考えられる。したがって、土壌 Eh の低下により高 pH 区のメタンフラックスが大きくなり、メタン発生量も他区より多くなったと考えられる。今後、稲わら施用水田におけるカルシウム施用量がメタン生成量に与える影響についても、圃場規模で定量

的に把握しておく必要がある。

(3) 使用した資材の施用効果の持続性

本試験で使用した資材が稲わらの分解とメタン発生量に及ぼす影響の持続性をみると，試験初年目の稲わらの分解率とメタン発生量への影響は明確であったものの，試験2年目の稲わら分解率には処理区間に有意差がみられなかった。試験2年目では，中干し前のメタンフラックスには資材施用による影響がみられたが，それ以降のメタンフラックスは処理による違いはみられなかった。また，作付け期間中の湿润土の土壌 pH は，低 pH 区の一部を除き各区とも7付近の値となったが，風乾土の土壌 pH は試験2年目の作付け後においても差がみられた。本試験では，資材の施用によって稲わらの分解とメタン発生に明らかな影響がみられたのは1年～1年半程度であった。しかし，風乾土の土壌 pH をみると，2作後も有意差があったことから，資材処理による影響は少なくとも2年程度はみられ，その後は成分の溶脱等により徐々に効果が低下していくと考えられる。田中らによれば，ジャガイモそうか病の対策として施用された硫酸第一鉄資材及び硫酸アルミニウム資材の残効は，土壌のかく乱がなければ2年目にも認められた¹¹⁶⁾。菅原は，黒ボク土の畑において炭酸カルシウムを5～20 t ha⁻¹施用した場合，4年後も pH 上昇の持続効果が認められたが，土壌 pH は年々低下したことを報告している¹⁰⁶⁾。資材の施用による土壌環境への影響やその効果の持続性は，施用量，土壌条件，作物の栽培条件等によって異なるため，使用の

際はこれらに留意する必要がある。

(4) 土壌 pH を改良する際の留意点

東北地域における水田土壌 pH の維持すべき目標値は 5.5 ~ 6.0 とされている¹²⁰⁾。本試験の低 pH 区では、水稻の生育と収量への影響はみられなかった。しかし、低 pH の状態が長く続けば稲わら腐熟の遅延が重なり栽培環境が著しく悪化することから、水田の土壌 pH を適正な範囲で維持する肥培管理が必要である。

高 pH 区では生育初期に土壌還元の影響を受け、最高分けつ期の茎数が少なくなった。その後中干しにより還元状態が緩和され、土壌中の無機態窒素が遅れて吸収され、葉色が濃くなり茎数が増加したと考えられる。カルシウム資材の施用は、年次や土壌条件によって生育に大きな影響が出る可能性がある。

したがって、低 pH 土壌の改良にあたっては、カルシウム施用による作付け期間のメタン発生量の増加を効果的な中干し等で極力抑え^{32, 92, 101)}、稲わら腐熟の促進によるメタン発生量の減少と水稻生育の改善効果を十分に発揮させることが重要である。

本章では、稲わら秋散布春すき込み水田において、土壌 pH が稲わらの分解率に及ぼす影響と、土壌 pH を変えるために施用した硫黄及びカルシウムが本田でメタン発生量に及ぼす影響について圃場試験により明らかにした。土づくりにあたっては多様な資材があるが、その成分や施用量によって土壌 pH への影響や土壌中の成分量も異なってくる。

したがって、個々の資材の施用について水稻の生育、メタン発生量への影響を総合的に判断し、検証することが今後必要である。

5. まとめ

資材添加による土壌 pH の変化が積雪寒冷地水田から発生するメタンと非作付け期間における稲わら分解に及ぼす影響を調査した。

(Ⅰ) 稲わら分解率は、高 pH 区 > 無処理区 > 低 pH 区の順で高くなった。

(Ⅱ) メタン発生量は高 pH 区 > 無処理区 > 低 pH 区の順で多くなった。低 pH 区におけるメタン発生量の減少は、硫酸還元の影響が大きいと推察された。高 pH 区では他区に比べ土壌 Eh の低下が早くメタン発生量が増加した。

(Ⅲ) 水田からのメタン発生量は稲わら腐熟の程度より、供試した資材に含まれる成分の影響をより強く受けていた。

第 VII 章 総合考察

1. 山形県の水田におけるメタン発生量の推定

本研究では，積雪寒冷地の稲わらすき込み水田から発生するメタンの削減技術として，田畑輪換，秋浅耕，中干し延長を検討し，その効果を明らかにした．また，近年の水田土壌の pH の変化がメタン発生量に及ぼす影響を明らかにするため，資材を添加して土壌 pH を上昇または低下させ，その効果を検討した．さらに，これまで観測されたメタンフラックスの値と土壌 Eh，平均気温を解析し，その特徴を明らかにした．そこで，総合考察では，これらのメタン削減技術を広範囲に適用した場合のメタン削減効果を評価するため，山形県の水田におけるメタン発生量を推定し，メタン削減技術を適用した場合の削減量を試算した．

本論文で測定したメタン発生量の他に文献値も加え，山形県の水田におけるメタン発生量を表 32，表 33，表 34，表 35 にまとめた．表 32 は灰色低地土の稲わら施用水田，表 33 はグライ低地土の稲わら施用水田，表 34 は灰色低地土の有機物無施用水田，表 35 は多湿黒ボク土の有機物無施用水田で観測されたメタン発生量である．それぞれのメタン発生量の平均値は 41.3，34.8，11.8，4.3 g CH₄ m⁻²であった．灰色低地土の稲わら施用水田におけるメタン発生量の平均値は，第 V 章 表 24 の 21 事例と合わせた平均で 43.7 g CH₄ m⁻²であった．また，灰色低地土水田における稲わら施用水田に対する有機物無施用水田のメタン発生量

の割合は $11.8 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} / 43.7 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} = 0.27$ だった。土壌型の違いとメタン発生量について、Yagi and Minami の測定事例では、泥炭土 > グライ土 > 黒ボク土の順で多く¹³¹⁾、犬伏らのポット試験では、グライ土 > 灰色低地土 > 褐色低地土の順が多かった²³⁾。山形県における測定事例でも、Yagi and Minami と同様、黒ボク土水田からのメタン発生量が少なかった。また、犬伏らの報告とは異なり、山形県の測定事例では、グライ低地土に比べ灰色低地土のメタン発生量がやや高い値となった。次に、山形県内の水稲が作付けされている水田面積を農林水産省 平成 30 年産作物統計⁸⁰⁾から、土壌型毎のメタン発生量を本論文と文献値^{32, 33, 34, 50, 52)}及び日本国温室効果ガスインベントリ報告書⁴⁷⁾から、土壌群の割合を「地力保全基本調査総合成績書(昭和 53 年)」¹³⁶⁾、稲わら無施用水田(有機物無施用水田)の割合(=2%)を「気象経過と農作物の生育概況 生育診断圃等調査成績報告書 平成 28 年版」¹⁴⁵⁾の値を用い、山形県の水田から発生するメタン量を試算した。表 36 に示したように、稲わら施用水田からの単位面積当たりのメタン発生量は $32.0 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ 、県内水田から発生するメタン総量は $21,775 \text{ t yr}^{-1}$ と試算された。本論文で試算したメタン発生量は、単位面積当たり、総量共に、熊谷が山形県の水田から発生するメタン発生量を同様に試算した値⁵³⁾である $20.8 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ 、 $16,553 \text{ t}$ 、及び全国調査の平均値³⁵⁾である $19 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ を上回った。近年の測定事例では、第 III 章で示した 2013 年の対照(春耕)区 ($134.1 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$)

2) のように年間のメタン発生量が多い場合がたびたびみられ、それらの平均値を試算に用いたことから、単位面積当たりのメタン発生量の値が大きくなっている。また、熊谷が試算に用いた稲わら施用水田（黒ボク土以外）のメタン発生量の原単位⁵³⁾は $23.1 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ と本論文に比べ小さいことから、メタン総発生量も本論文に比べ少なくなっている。本論文で試算した山形県内の水田から発生するメタン総発生量（ $= 21,775 \text{ t yr}^{-1}$ ）は、日本国温室効果ガスインベントリ報告書（2020年）⁴⁷⁾で示している2018年における全国の水田からのメタン発生量（ $542,426 \text{ t}$ ）の4.0%であり、この割合は全国に占める山形県の水稲作付面積の割合である4.3%（山形県 $69,100 \text{ ha}$ 、全国 $1,592,000 \text{ ha}$ ）と同様の水準である。しかし、同報告書（2020年）によると、稲わらが施用され、排水性が比較的良好（ 15 mm day^{-1} ）な東北地域の間断灌漑水田におけるメタン発生量の原単位は2018年の値で $53.9 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ ($404 \text{ kg-CH}_4\text{-C ha}^{-1} \times 16$ （メタンの分子量）/12（炭素の分子量） $\times 1000$ （ $\text{kg} \rightarrow \text{g}$ ）/10000（ $\text{ha}^{-1} \rightarrow \text{m}^{-2}$ ））であり、本報告で示した単位面積当たりのメタン発生量（ $32.0 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ ）を上回る。このことから、山形県の水田におけるメタン発生量の原単位はさらに高くなる可能性があり、今後、水田からのメタン発生量の推定精度を高めるためには、測定事例を増やす等、さらに検討する必要がある。

2. 水田からのメタン発生量削減技術の評価

第Ⅱ章から第Ⅳ章までで明らかにした水田からのメタン発生量削減技術について、面積当たりと生産物（玄米）重量当たりの温室効果ガス（メタン及び一酸化二窒素）発生量の削減効果を表 37 に、山形県の水田でメタン削減技術を導入した場合のメタン削減量（試算値）を表 38 に示した。面積当たりの温室効果ガス削減量（表 37）をみると、畑転換では 86～88%，畑から水田への復元は、1年目で 84%，復元 2年目で 38%の温室効果ガス削減効果があった。同様に、秋浅耕は 20～55%，秋通常耕は 8～45%，中干し前延長は 36～48%，中干し後ろ延長は 24～37%の温室効果ガス削減効果があった。また、山形県の水田面積のうち 5%で実際に秋耕が行われており¹⁴³⁾、そのすべてが稲わら施用水田で実施されているとすると、メタン削減技術を導入しない場合に比べ、年間のメタン削減量は秋浅耕で 390t、秋通常耕で 223tと試算された。さらに、同面積で中干し延長が導入されると仮定すると、中干し前延長で 454t、中干し後ろ延長で 331tのメタンが削減されると試算された。

滋賀県では、平成 29年に県内水田の 37.3%で中干し延長が導入されている^{80,96)}。同様の水準で、仮に山形県の稲わら施用水田の 40%で秋耕、中干し延長が導入されると仮定すると、秋浅耕で 3,117t、秋通常耕で 1,785t、中干し前延長で 3,634t、中干し後ろ延長で 2,648tのメタンが削減されると試算された。

第Ⅱ章で述べたように、畑から水田へ復元すると、連作水田に比べ土壌が酸化的に推移し、メタンの発生が少なく

なる。また，本論文では復元 1 年目で減肥したこと等により，収量は連作水田に比べやや低下した。しかし，多くの場合，畑から水田へ復元すると根域が広くなり，稲体の窒素吸収量が増加することから増収傾向となる^{43,60)}。実際には，田畑輪換はブロックローテーション等地域や経営体の作付け計画に基づいて実施される。そのため，増収効果，病虫害や雑草害の回避等のこれまで指摘されてきた田畑輪換が持つ栽培上のメリットだけでなく，温室効果ガスを削減できるという環境保全上のメリットがあることを把握し，消費者に示しながら，田畑輪換を進めていくことが重要である。

次に，第 III 章で議論した秋耕であるが，これは水稻の作付け期間中ではなく，非作付け期間中に，翌年のメタン削減と水稻の生育改善効果を狙って行う管理技術である。秋通常耕と秋浅耕を比べると，秋浅耕でメタン削減効果が安定して高いこと，秋浅耕の方が融雪後の地耐力が高く翌年春の耕起時にトラクターの作業性が高いことから，積雪寒冷地に位置する山形県では，秋浅耕を採用した方が良い。また，秋浅耕，秋通常耕とも，慣行の稲わら秋散布春すき込み水田と比べ収量は同等から僅かに高くなった。このことから，秋浅耕は，初期生育の改善とメタン発生量の削減を狙いとして，労力や圃場条件が適用可能ならば積極的に導入すべき技術である。実際に，山形県の地域別秋耕実施割合をみると，西村山地域では 25% と高いが，水田の面積が広い庄内地域では 3~4% と低く，山形県全体では 5%

程度である¹⁴³⁾。一方、農林水産省では、平成26年から中山間地域等直接支払、多面的機能支払とともに環境保全型直接支払を日本型直接支払として定め、環境に配慮した農業技術を実践している農業者に対し交付金を支払っている⁸¹⁾。山形県では、総合的病虫害・雑草管理（IPM）、除草剤を使わない畦畔除草、秋浅耕の3つを組み合わせる実施することが県内水田の643～1,622ha（2014～2018年）で実施されており¹⁴⁶⁾、平成27年から環境保全型直接支払の地域特認技術として採用されている。さらに、秋耕は、令和2年度（2020年度）から地域特認技術だけでなく、全国型の取組みに採用されており⁸¹⁾、取組みの拡大が期待される。秋浅耕については、温室効果ガス排出削減と水稻生育改善という2つのメリットを生産現場と消費者へ示しつつ、圃場条件等により秋浅耕が実施しにくい場合は、石灰窒素の秋散布⁹⁸⁾や、耕畜連携が盛んな地域では稲わらに代えての堆肥施用等⁵⁴⁾、を検討することも必要である。

次に、中干しの延長は、水稻を移植した後、当該年の気象経過と生育状況を勘案した上で適用可能な技術である。第IV章で述べたとおり、中干しの前延長と後ろ延長を比べると、前延長の方がメタン削減効果と粃数を抑制する効果が高い。しかし、収量は前延長、後ろ延長とも慣行に比べ低下する傾向を示し、前延長の方で低下割合が大きい。そのため、中干しの前延長は、乾土効果が高い等、中干し前に平年以上の生育があり、粃数過剰が懸念される場合に実施し、中干しの後ろ延長は、中干し前の生育量が平年に達し

ない場合に通常の中干しを行った上で，生育と気象をみながら実施すれば，収量，品質，食味を確保しながら，より実用的・現実的にメタン発生量を削減できる．

中干し延長は，秋耕と同じく 2020 年度（令和 2 年度）の環境直接支払の全国取組みの技術にも採用されている⁸¹⁾．さらに，滋賀県は，総合的病虫害・雑草管理（IPM）と組み合わせた畦畔の人手除草及び長期中干しと，緩効性肥料の利用及び長期中干しを地域特認技術として採用している⁸²⁾．中干しの延長は，資材，設備等の追加コストが掛からないため，実施すること自体は容易であるが，今後さらに本技術を普及するためには，生産者に対し，食味，品質，収量への影響を丁寧に説明し，周知していく必要がある．

本論文では，積雪寒冷地に位置する山形県の水田において発生するメタンを削減するため，「田畑輪換」「秋浅耕」「中干し延長」を検討し，その削減効果を明らかにした．水田からの温室効果ガス発生量を削減した上で，安定生産と生産者の所得向上を目指すためには，削減技術の導入に対する支援の拡充や，これらの栽培技術によって生産された農産物の付加価値を向上させるため，農産物の栽培から流通段階で排出される CO₂ を表示するカーボンフットプリント表示等³⁷⁾の充実等，温室効果ガス削減の「見える化」を進めていく必要がある．

摘 要

本論文では，日本海側積雪寒冷地水田におけるメタン発生の特徴を明らかにするとともに，実用的なメタン削減技術として，「田畑輪換」「秋耕」「中干し延長」を検討した．

田畑輪換試験では，田畑輪換（ダイズ 2 年 - 水田 2 年）区と水稲連作区を設置し，温室効果ガスである一酸化二窒素とメタンの発生量を 4 カ年調査した．メタン及び一酸化二窒素による二酸化炭素等価量の 4 カ年合計値は，稲わら施用圃場の場合，連作水田に比べ約 75% 削減された．

秋耕試験では，秋耕の耕起深を 2 段階設定し，秋浅耕（水稲収穫時に稲わらを散布した後 10 月下旬から 11 月上旬の間に 5～8 cm の深さで耕起し，翌春にも耕起）または秋通常耕（同様に 18～20 cm の深さで耕起し，翌春にも耕起）とした．メタン発生量は秋浅耕 < 秋通常耕 < 対照（春耕）となり，両秋耕によるメタン削減効果が見られ，その効果は秋浅耕で安定して高かった．

中干し延長試験では，慣行に比べ 1 週間程度中干しを前または後ろに延長することで，メタン発生量が削減され， m^2 当たり粃数が減少した．その効果は中干しを後ろに延長するよりも前延長の場合に高かった．

次に，1992 年から 2013 年までの 17 年間の栽培期間中に山形県内の水田で測定された 21 事例のメタン発生量とメタンフラックスと土壌 Eh 及び気温との関係を解析した．その結果，6 月のメタンフラックスは，土壌還元が進行しなかった年次には低く，土壌還元が進行した年次には高く

なる傾向があった。6月の土壌 Eh が -100 mV 未満であった年次（土壌還元が進行した年次）は，メタンフラックスと平均気温との間に強い正の関係がみられた。また，強めの中干しが7月以降のメタン発生量を少なくしている可能性が示唆された。

さらに，近年，全国的に水田土壌の pH が低下している状況を踏まえ，水田の土壌 pH の変化が稲わらの分解と翌年のメタン発生に及ぼす影響を調査するため，三酸化硫黄または炭酸カルシウムを圃場へ施用して土壌 pH を上昇または低下させ，稲わらの分解とメタン発生に及ぼす影響を調査した。土壌 pH を上昇または低下させた場合のメタン発生量は，高 pH 区 > 無処理区 > 低 pH 区の順で多くなった。低 pH 区におけるメタン発生量の減少は，硫酸還元の影響が大きいと推察された。高 pH 区では他区に比べ土壌 Eh の低下が早くメタン発生量が増加した。稲わら分解率は，高 pH 区 > 無処理区 > 低 pH 区の順で高くなった。

本論文及び他文献から，山形県の稲わら施用水田における単位面積当たりのメタン発生量は $32.0 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ ，県内水田から発生するメタン総量は $21,775 \text{ t yr}^{-1}$ と試算された。また，本論文で検討した水田からのメタン削減技術によって，メタン発生量は削減技術を導入しない水田に比べ，田畑輪換の畑転換では 86～88%，水田復元（1年目）では 84%，秋浅耕は 20～56%，秋通常耕は 8～46%，中干し前延長は 36～48%，中干し後ろ延長は 24～37% 削減された。

文献

- (1) 秋山博子 2001. 耕地から発生する温室効果ガスの削減技術の開発を目指して. 農業技術, 56, 10-15.
- (2) Akiyama, H., and Tsuruta, H. 2003. Effect of matter application on N₂O, NO, and NO₂ fluxes from an Andisol field. Global Biogeochem. Cycle., 17(4), 1100, doi:10.1029/2002GB002016.
- (3) 張 祖恩・野池達也・松本順一郎 1983. 嫌気性消化のメタン生成相に及ぼす pH の影響. 土木学会論文報告集, 333, 101-108.
- (4) Chu, H., Hosen, Y., and Yagi, K. 2004. Nitrogen Oxide Emissions and Soil Microbial Activities in a Japanese Andisol as Affected by N-Fertilizer Management. Soil Sci. Plant Nutr., 50, 287-292.
- (5) Cicerone, R. J., and Shetter, J. D. 1981. Source of atmospheric methane. Measurements in rice paddies and a discussion. J. Geophys. Res., 86, 7203-7209.
- (6) 土壌標準分析・測定法委員会 1997. 土壌標準分析・測定法. 博友社, 東京.
- (7) 土壌養分測定法委員会編 1981. 土壌養分分析法, 養賢堂, 東京.
- (8) Dunfield, P., Knowles, R., Dumont, R., and Moore, T.R. 1993. Methane Production and Consumption

in Temperate and Subarctic Peat Soils: Response to Temperature and pH. Soil Biol Biochem, 25, 321-326.

- (9) FAOSTAT: FAO統計データベース <http://www.fao.org/faostat/en/#data>, 2020年9月閲覧
- (10) 古川勇一郎・辻 堯・犬伏和之 2001. 含鉄資材施用による水田からのメタン放出抑制. 土肥誌, 72, 257-264.
- (11) 後藤英次・宮森康雄・長谷川 進・稲津 脩 2004. 寒地水田における稲わらの分解促進と水管理によるメタン発生軽減効果. 土肥誌, 75, 191-201.
- (12) 蓮川博之・高橋有紀・鳥塚 智・須藤重人・仁科一哉 2013. 水稻非灌漑期の異なる土壌管理法が年間の温室効果ガス発生量に及ぼす影響. 土肥誌, 84, 462-472.
- (13) 蓮川博之・猪田有美・鳥塚 智・須藤重人・大浦典子・佐野智人 2019. 灰色低地水田の3年4作田畑輪換体系を通じた緩和策導入による温室効果ガス排出量削減効果. 土肥誌, 90, 1-12.
- (14) 速水和彦 1985. 農耕地における土壌有機物変動の予測と有機物施用基準の策定. 農林水産技術会議事務局編研究成果166, 29-31.
- (15) Hayano, M., Fumoto, T., Yagi, K., and Shirato, Y. 2013. National-scale estimation of methane emission from paddy fields in Japan: Database

construction and upscaling using a process-based biogeochemistry model. Soil Sci. Plant Nutr., 59, 812-823.

- (16) 東田修司 1993. 天北地方における重粘土草地の土壌微生物活性と牧草生産. 北海道立農業試験場報告, 80, 33-45.
- (17) Holzapfel - Pschorn, A., and Seiler, W. 1986. Methane emission during a cultivation period from an Italian rice paddy. J. Geophys. Res., 91(D), 11803-11814.
- (18) 本間利光 2008. 新潟県の農業と土壌肥料. 土肥誌, 79, 119-120.
- (19) 堀謙三・犬伏和之・松本聰 1990. 水田土壌におけるメタン生成と硫酸還元の前酸をめぐる競合. 土肥誌, 61, 572-578.
- (20) 堀謙三・犬伏和之・松本聰・和田秀徳 1993. 水田土壌におけるメタン生成と硫酸還元の水素をめぐる競合の程度. 土肥誌, 64, 363-367.
- (21) 細野達夫 2000. 水田におけるメタンフラックスと水稻体を通じたメタン放出機構に関する研究. 農環研報, 18, 33-80.
- (22) 伊森博志・牧田康宏・西端善丸・坂東義仁・栗波哲・森永一・長谷光展 2002. 福井県の水田土壌の変化と土壌施肥管理の方向. 福井県農業試験場研究報告, 39, 17-28.

- (23) 犬伏和之・堀 謙三・松本 聰・梅林正直・和田秀徳 1989. 水稻体を経由したメタンの大気中への放出. 土肥誌, 60, 318-324.
- (24) 犬伏和之・村松康彦・梅林正直 1994. わら施用時期が水田からのメタン放出に及ぼす影響. 土肥誌, 65, 22-26.
- (25) IPCC 1994. Climate Change 1994, Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios: eds. J. T. Houghton *et al*, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- (26) IPCC 2006. Guideline for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and other land use. https://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_05_Ch5_Cropland.pdf.
- (27) IPCC 2007. AR4 Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Eds B. Metz, O.R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, L. A. Meyer, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- (28) IPCC 2013. Climate Change 2013: The Physical science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the IPCC. Eds. Thomas F. Stocker, Dahe Qin, Gian-Kasper Plattner, Melinda M. B. Tignor, Simon K. Allen,

Judith Boschung, Alexander Nauels, Yu Xia,
Vincent Bex, Pauline M. Midgley, Cambridge Univ.
Press, Cambridge.

- (29) 石橋英二・赤井直彦・糸島康裕・川中弘二・柳井雅美 1997. 岡山県における水田からのメタン発生に及ぼす土壌型並びに水管理の影響. 土肥誌, 68, 417-422.
- (30) 石橋英二・山本章吾・赤井直彦・鶴田治雄 2007. 不耕起乾田直播水田における亜酸化窒素発生要因. 土肥誌, 78, 453-463.
- (31) 石橋英二・山本章吾・赤井直彦・岩田 徹・鶴田治雄 2009. 水稻の不耕起乾田直播栽培が温室効果ガス発生に及ぼす影響—(第5報)水田から発生するメタン, 亜酸化窒素および二酸化炭素の年間発生量と水田土壌への炭素貯留—. 土肥誌, 80, 123-135.
- (32) Itoh, M., Sudo, S. Mori S., Saito, H., Yoshida, T., Shiratori, Y., Suga, S., Yoshikawa, N., Suzue, Y., Mizukami, H., Mochida, T. and Yagi, K. 2011. Mitigation of methane emissions from paddy fields by prolonging midseason drainage. Agric. Ecosyst. Environ., 141, 359-372.
- (33) 神尾 彪 2002. 乾田と湿田におけるメタン発生量の比較. 農土論集, 218, 139-147.
- (34) 神尾 彪・小林孝生 2004. 水稻田におけるメタン(CH₄)の発生量. 農土誌, 72, 799-802.

- (35) Kanno, T., Miura, Y., Tsuruta, H., and Minami, K. 1997. Methane emission from rice paddy fields in all of Japanese prefecture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, 147-151.
- (36) Khalil, M. A. K., Rasmussen, R. A., Wang, M. X. and Ren, L. 1991. Methane emission from rice fields in China. *Environ. Sci. Tech.*, 25, 979-981.
- (37) 菊地克行・伊坪徳宏 2009. 地産地消を担う農作物直売所におけるCO₂排出量の表示とその効果分析. *日本LCA学会誌*, 5, 446-455.
- (38) 金 榮厚・中村卓司・中山則和・山本 亮・島村 聡・高橋 幹・島田信二・有原丈二 2004. 大豆からの亜酸化窒素(N₂O)と一酸化窒素(NO)の発生. *日本作物學會紀事* 73(別号2), 248-249.
- (39) Kimura, M., Murakami, H., and Wada, H. 1991. CO₂, H₂, and CH₄ production in rice rhizosphere. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 37, 55-60.
- (40) 木村真人 2009. 水田土壤における炭素循環と微生物群集. *土と微生物*, 63, 64-73.
- (41) 気象庁HP 各種データ・資料, 二酸化炭素濃度の経年変化: https://ds.data.jma.go.jp/ghg/kanshi/ghgp/co2_trend.html. 2020年9月閲覧
- (42) 気象庁HP
<http://www.jma.go.jp/jma/index.html>. 2020年9月

閲 覧

- (43) 北田 敬宇 1991. 水田から発生する温室効果ガスの制御技術の試案. 農業技術, 46, 302-306.
- (44) 北田 敬宇・下田 英雄・亀川 健一・秋山 豊 1993. 灰色低地土水田における田畑輪換による土壌養分動態と最適な水田・畑期間. 土肥誌, 64, 154-160.
- (45) 北村 義信・矢野 友久・鈴木 真一 1998. アジア諸国にみる水田の環境保全に及ぼす影響とその対策. 農業土木学会誌, 66, 129-135.
- (46) (独)国立環境研究所 2014. 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 2014年4月
- (47) (独)国立環境研究所 2020. 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 2020年4月
- (48) 久保田 勝・高柳 英夫 1984. 北陸地方の重粘土水田における稲わらの分解. 土肥誌, 55, 36-42.
- (49) 熊谷 勝巳・八木 一行・鶴田 治雄・陽 捷行 1993. 水田土壌におけるメタン生成・酸化分解能の測定. 土肥誌, 64, 431-434.
- (50) 熊谷 勝巳・今野 陽一 1997. 山形県の農耕地から発生するメタンと亜酸化窒素. 山形農試研報, 31, 79-94.
- (51) 熊谷 勝巳・今野 陽一 1998. 水田復元後の年数によるメタン発生量の変化と特徴. 土肥誌, 69, 333-339.
- (52) 熊谷 勝巳・今野 陽一・富樫 正博 2000. 寒冷地水田における水稻生育にともなう水管理がメタン発生に及ぼす影響. 土肥誌, 71, 643-650.

- (53) 熊谷勝巳 2002. 寒冷地水田におけるメタン発生とその削減技術に関する研究. 山形県農事特別報告, 25, 1-48.
- (54) 熊谷勝巳・塩野宏之・森岡幹夫・長沢和弘・中川文彦 2010. 稲わら春すき込みに代えて家畜ふん堆肥を施用した水田におけるメタン発生の特徴と低減効果. 山形農業研報, 2, 1-18.
- (55) 久馬一剛 2003. イネはなぜ水田で栽培されてきたか. 熱帯農業, 47, 327-331.
- (56) 久馬一剛 2016. モンスーンアジアの土と水—とくにその低湿地利用について—. 水利科学, 351, 1-30.
- (57) 前田 要・南 松雄 1981. 強粘質水田土壌の物理・化学的特性と生産力向上に関する研究 V. 稲わら施用に伴なう水稲の初期生育阻害要因の解析. 北海道立農試集報, 46, 41-50.
- (58) 松田裕之・藤井弘志・安藤豊・森静香・小南力・柴田康志 2000. 一穂穎花数の多少が精米中のタンパク質含有率に与える影響. 土肥誌, 71, 697-699.
- (59) 松本次郎・南山泰宏・赤堀 伸・高橋克征 2002. 有機物施用水田におけるメタンの発生抑制対策. 土肥誌, 73, 315-318.
- (60) 松村 修 2002. 水田における作物生産と環境問題. 日作紀, 71, 523-539.
- (61) 陽 捷行・大西 将・福士定雄 1983. 土壌中の硝酸化の過程で発生する N_2O . 土肥誌, 54, 277-280.

- (62) 陽 捷行・八木一行 1988. 水田から発生するメタンのフラックスの測定法. 土肥誌, 59, 458-463.
- (63) 陽 捷行 2009. 地球温暖化 農と環境と健康に及ぼす影響評価とその対策・適応技術 (北里大学農医連携学術叢書), 養賢堂, 東京.
- (64) Minamikawa, K., Sakai, N., and Hisayoshi, H. 2005. The effects of ammonium sulfate application on methane emission and soil carbon content of a paddy field in Japan. Agriculture, Ecosystems & Environment, 107, 371-379.
- (65) 南澤 究・犬伏和之 2006. 農耕地からの地球温暖化ガス N_2O 発生とその抑制. 水環境学会誌, 29, 67-71.
- (66) 三浦吉則 2003. 水田からのメタン発生の実態と抑制のための稲わら管理に関する研究. 福島農試特研報, 7, 1-38.
- (67) 森 静香・柴田康志・横山克至・安藤正・藤井弘志 2003. 土壌乾土効果が大きい年次における中干しおよび幼穂形成期追肥窒素量の調整による水稻籾数の制御効果. 土肥誌, 74, 823-825.
- (68) 長井武雄 1973. 稲わら施用による水稻の初期生育障害に関する研究(第1報). 鳥取大農研報, 25, 1-13.
- (69) 長沢和弘・熊谷勝巳・中川文彦・佐藤之信・今野陽一・森岡幹夫・上野正夫・山口金栄 2006. 山形県における農耕地土壌の実態と変化. 山形農事研報, 38,

41-57.

- (70) Nakajima, M. Cheng, W, Hanayama, S., and Okada, M. 2017. Shallow autumn tillage does not reduce CH₄ emission from an Andisol paddy field in Morioka, a cold region in Japan. *Journal of Agricultural Meteorology*, 73, 92-99.
- (71) 日本土壌協会編 2000. 堆肥等有機物分析法, 日本土壌協会, 東京.
- (72) 日本学術会議 2001. 地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について (答申), 平成13年11月
- (73) Nishimura, S., Sawamoto, T., Akiyama, H., Sudo, S., Yagi, K. 2004. Methane and nitrous oxide emission from a paddy field with Japanese conventional water management and fertilizer application. *Global Biogeochem. Cycl.*, 18, GB2017.
- (74) Nishimura, S., Yonemura, S., Sawamoto, T., Shirato, Y., Akiyama, H., Sudo, S., and Yagi, K. 2008. Effect of land use change from paddy rice cultivation to upland crop cultivation on soil carbon budget of a cropland in Japan. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 125, 9-20.
- (75) Nishimura, S., Akiyama, H., Sudo, S., Fumono, T., Cheng, W., and Yagi, K. 2011. Combined

emission of CH₄ and N₂O from paddy field was reduced by preceding upland crop cultivation, Soil Sci. Plant Nutr., 57, 167-178.

- (76) 農林水産省農林水産技術会議 2007. 地球温暖化が農林水産業に与える影響と対策. 農林水産研究開発レポート, 23. 1-17.
- (77) 農林水産省九州農政局 2010. 民間流通米(自主流通米)の価格の推移,(財)全国米穀取引・価格形成センターに基づく価格.
- (78) 農林水産省 2020. 平成30年生産農業所得統計(確報)
- (79) 農林水産省 2020. 令和元年度 食料・農業・農村の動向 令和2年度 食料・農業・農村施策 第201回国会(常会)提出.
- (80) 農林水産省HP 統計情報, <https://www.maff.go.jp/j/tokei/>. 2020年9月閲覧
- (81) 農林水産省 2020. 環境保全型農業直接支払交付金について 令和2年4月.
- (82) 農林水産省 2020. 令和2年度環境保全型農業直接支払交付金(地域特認取組の一覧).
- (83) 農林統計協会 2019. ポケット肥料要覧. 農林統計協会, 東京.
- (84) 農山漁村文化協会 1982. 農業技術体系 作物編, 2, イネ 基本技術① 追記第4号, p220. 農文協, 東京.
- (85) Nozoe, T., Nishibata, Y., Sekiguchi, T. and Inoue, T. 1999. Effect of the addition of Fe-

- containing slag fertilizers on the changes in paddy soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45, 729-735.
- (86) 野副卓人 2000. 水田土壌中における有機酸の集積及びメタン生成機構とその抑制対策に関する研究. 東北農試研報, 97, 75-129.
- (87) 野副卓人・関口哲生・西端善丸・井上恒久 2003. 鉱さい含鉄資材の水田土壌中への添加が土壌のpHおよびEhの変化に及ぼす影響. 土肥誌, 74, 81-83.
- (88) 小野寺和英・島秀之・長谷川榮一 2011. カドミウム汚染圃場における水稲生育停滞の回復技術. 宮城古川農試報, 9, 7-12.
- (89) 大山信雄 1985. 地力増強・施肥改善による水稲冷害軽減効果 [2]. 農及園, 60, 1385-1389.
- (90) Parashar, D. C., Rai, J., Gupta, P. K. and Singh, N. 1991. Parameters affecting methane emission from paddy fields. *Ind. J. Radio Space Phys.*, 20, 12-17.
- (91) Ro, S., Seanjan, P., Tulaphitak, T. and Inubushi K., 2011. Sulfate content influencing methane production and emission from incubated soil and rice-planted soil in Northeast Thailand. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 57, 833-842.
- (92) 齋藤隆・中山秀貴・横井直人 2004. 中干し期間の長期落水処理によるメタン発生の低減. 農研機構, 平成16年度 東北農業研究成果情報.

- (93) Sass, R. L., Fisher, F. M., Harcombe, P. A. and Turner, F. 1990. T. Methane production and emission in a Texas rice field, *Global Biogeochem. Cycles*, 4, 47-68.
- (94) 佐藤紀男・小林 淳・平井英明 2012. ベンチコートシート法による水稲収穫後水田におけるセルロース分解促進技術の検証. *土肥誌*, 83, 589-593.
- (95) 志賀一 1968. いねわらの性状と分解過程, 水田におけるいねわらの施用法と施用基準. 農林水産技術会議事務局研究調査官編, 10-14.
- (96) 滋賀県 2019. 環境保全型農業直接支払交付金 最終評価報告書.
- (97) 篠田正彦・八槇 敦・安西徹郎 1999. 水田から発生するメタンの現況とその抑制対策. *千葉農試研報*, 40, 55-64.
- (98) 塩野宏之 2013. 前年秋の石灰窒素施用がメタン発生, 水稲の生育・収量へおよぼす影響. *石灰窒素だより* No. 148, 15-18.
- (99) 塩野宏之・齋藤 寛・中川文彦・西村誠一・熊谷勝巳 2014. 積雪寒冷地の稲わら春すき込み水田における田畑輪換がメタン・一酸化二窒素発生に及ぼす影響. *土肥誌*, 85, 420-430.
- (100) 塩野宏之・齋藤 寛・今野陽一・熊谷勝巳・永田 修 2016. 積雪寒冷地低地土稲わらすき込み水田における耕起法の違いが翌年のメタン, 一酸化二窒素発生

量に及ぼす影響．土肥誌，87，101-109.

- (101) 塩野宏之・齋藤 寛・熊谷勝巳 2019. 日本海側積雪寒冷地の稲わら施用水田におけるメタン発生量の年次変動と中干し期間の延長によるメタン発生量の低減効果 第2報 中干し期間の延長によるメタン発生量の低減効果と水稻生育への影響．土肥誌，90，193-200.
- (102) 塩野宏之・菅原令大・熊谷勝巳 2020. 資材添加による土壌pHの変化が日本海側積雪寒冷地水田における稲わらの腐熟とメタン発生量に及ぼす影響．土肥誌，91，437-444.
- (103) 白鳥 豊・笠原敏夫・南雲芳文・根津 潔 1999. 転換畑条件下における亜酸化窒素フラックスの変動とその要因の解明．新潟県農業総合研究所研究報告，1，33-38.
- (104) Shiratori, Y., Watanabe, H., Furukawa, Y., Tsuruta, H and Inubushi, K. 2007. Effectiveness of a subsurface drainage system in poorly drained paddy fields on reduction of methane emissions. Soil Sci. Plant Nutr., 387-400.
- (105) 園田敬太郎・猪田有美・北川照美・武久邦彦 2014. 滋賀県における農耕地土壌の実態（第3報）．滋賀県農技セ研報，52，29-39.
- (106) 菅原清康 1981. 熟畑化過程における雑草植生の変遷に関する研究 第11報 土壌酸度の変化による

- 雑草の生態的防除について．雑草研究，26，233-238．
- (107) 住田弘一・加藤直人・西田瑞彦 2005．田畑輪換の繰り返しや長期畑輪換に伴う転作大豆の生産力低下と土壌肥沃度の変化．東北農研研報，103，39-52．
- (108) 庄子貞雄・前忠彦 1984．中干しとイネの生育作物の生態生理，156-158．文永堂，東京．
- (109) 高橋彩子・佐藤久美・梅本英之・堂本晶子・松森信・金田吉弘・伊藤豊彰・藤井弘志 2015．水田土壌の地力低下の実態とその対策．土肥誌，86，332-338．
- (110) 高橋裕 2008．地球温暖化の新時代へ向けての治水・水資源対策への私見．水利科学，304，27-36．
- (111) 高井康雄・小山忠四郎・加村崇雄 1957，水田土壌の微生物代謝に関する研究（第3報）各種水田土壌における還元状態の発達について（その1）．日本農芸化学会誌，31，211-215．
- (112) 高井康雄・小山忠四郎・加村崇雄 1957．水田土壌の微生物代謝に関する研究（第4報）各種水田土壌における還元状態の発達について（その2）．日本農芸化学会誌，31，215-220．
- (113) 高井康雄 1961．水田土壌の還元と微生物（5）．農業技術，16，213-216．
- (114) Takakai, F., Takeda, M., Kon, K., Inoue, K., Nakagawa, S., Sasaki, K., Chida, A., Sekiguchi, K., Takahashi, T., Sato, T., Kaneda, Y. 2010. Effect of preceding compost application on the

nitrogen budget in an upland soybean field converted from a rice paddy field on gray lowland soil in Akita, Japan. Soil Sci. Plant Nutr., 56, 760-772.

- (115) 瀧嶋康夫・塩島光洲・有田 有 1960. 水田土壌中の有機酸代謝と水稲生育阻害性に関する研究 (第2報) 有機酸の根生長並に養分吸収阻害. 土肥誌, 31, 441-446.
- (116) 田中 元・竹内晴信・田中文夫 1997. ジャガイモそわか病に対する土壌酸度調整資材の抑制効果と残効性. 北海道立農試集報, 73, 57-62.
- (117) 田中福代・小野信一 2000. 有機質資材を施用した水田土壌における芳香族カルボン酸の集積と起源および水稲の生育阻害. 土肥誌, 71, 350-355.
- (118) 田中伸幸 1984. 新農試圃場の化学性と粘土鉱物. 山形県立農業試験場研究報告, 18, 81-98.
- (119) 田中雄一・菅野淳夫・尾賀俊哉・鈴木玉与・井手康人・林 元樹 2019. 水田における秋冬季の浅耕が稲わら分解と灌漑期のメタン排出量に及ぼす影響. 土肥誌, 90, 372-380.
- (120) 東北農政局 1978. 東北地域における土壌管理方針, 1-41.
- (121) 辻 藤吾 2000. ペースト肥料による水稲の初期生育抑制障害と障害に対する資材の施用効果. 土肥誌, 71, 454-463.

- (122) 和田秀徳 1984. 水田土壤「新土壤学」久馬一剛ら編, 159-183. 朝倉書店, 東京.
- (123) Wang, Z. P., DeLaune, R. D., Masscheleyn, P. H., and Patrick Jr, W. H. 1993. Soil Redox and pH Effect on Methane Production in a Flooded Rice Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 382-385.
- (124) Wassmann, R., Neue, H. U., Bueno, C., Iantiri, R. S., Alberto, M. C. R., Buendia, L. V., Bronson, K., Papen, H., and Rennenberg, H. 1998. Methane production capacities of different rice soil derived from inherent and Exogenous substrates. *Plant Soil*, 203, 227-237.
- (125) Watanabe, A., Katoh, K., and Kimura, M. 1993. Effect of rice straw application on CH₄ emission from paddy fields. I. Effect of weathering of rice straw in the field during off-crop season, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 39, 701-706.
- (126) Watanabe, A., Katoh, K. and Kimura, M. 1994. Effect of rice straw application on CH₄ emission from paddy fields. III. Effect of Incorporation Site of Rice Straw on CH₄ Emission Rates and Their Variation among Shoots of a Rice Plant, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 40, 497-504.

- (127) Watanabe, A., Satoh, Y. and Kimura, M. 1995.
Estimation of the increase in CH₄ emission from paddy soils by rice straw application. *Plant Soil*, 173, 225-231.
- (128) Watanabe, A., Takeda, T. and Kimura, M. 1999.
Evaluation of carbon origins of CH₄ emitted from rice paddies. *J. Geophys. Res.*, 104D, 23623-23629.
- (129) Watanabe, A., Yamada, H. and Kimura, M. 2005.
Analysis of temperature effects on seasonal and interannual variation in CH₄ emission from rice-planted pots. *Agric Ecosyst Environ.*, 105, 439-443.
- (130) 渡邊敏朗・兼子 明・黒柳直彦 1996. 福岡県における水田土壌の理化学性の実態と経年変化. 福岡県農業総合試験場研究報告, 15, 18-21.
- (131) Yagi, K., and Minami, K. 1990. Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 36, 599-610.
- (132) 八木一行 1991. 土壌生態系のガス代謝と地球環境 2, 水田からのメタン発生. *土肥誌*, 62, 556-562.
- (133) Yagi, K., Chairoj, P., Tsuruta, H., Cholitkul, W., and Minami, K. 1994. Methane Emission from Rice Paddy Fields in the Central Plain of

- Thailand. Soil Sci. Plant Nutr., 40, 29-37.
- (134) 八木一行 1994. 3. メタン, 陽捷行編著. 土壤圏と大気圏, 55-84. 朝倉書店, 東京.
- (135) Yagi, K., Tsuruta, H., Kanda, K. and Minami, K. 1996. Effect of water management on methane emission from Japanese rice paddy fields: Automated methane monitoring. Glob. Biogeochem. Cycles, 10, 255-267.
- (136) 山形県農林水産部 1958. 地力保全基礎調査総合成績書 63-111, 737pp.
- (137) 山形県農林水産部 1999. 稲作指針.
- (138) 山形県農林水産部 2001. 畑作指針.
- (139) 山形県農林水産部 2009. 平成20年版気象経過と農作物の生育概況 生育診断ほ等調査成績報告書.
- (140) 山形県農林水産部 2010. 稲作指針.
- (141) 山形県農林水産部 2010. 平成21年版気象経過と農作物の生育概況 生育診断ほ等調査成績報告書.
- (142) 山形県 2012. 水稻品種「つや姫」栽培マニュアル. p16.
- (143) 山形県農林水産部 2014. 平成25年版気象経過と農作物の生育概況 生育診断ほ等調査成績報告書.
- (144) 山形県農林水産部 2017. やまがたの農林水産業 平成29年11月.
- (145) 山形県農林水産部農業技術環境課 2017. 気象経過と農作物の生育概況 生育診断圃等調査成績報告

書 平成28年版 平成29年3月.

- (146) 山形県 2018. 環境保全型農業直接支払交付金 山形県 最終評価報告書 平成30年.
- (147) 山形県統計企画課2019. 山形県勢要覧, 平成31年刊.
- (148) 山形県農業技術普及協会 1987. やまがた米づくりのすべて, 126-128.
- (149) 山根一郎 1961. ガス分析法並びに水田土壌におけるガス成分の消長に関する研究. 東北大農研彙報, 12, 261-367.
- (150) 楊宗興・陽捷行 1991. 土壌生態系のガス代謝と地球環境3 土壌からの亜酸化窒素発生. 土肥誌, 62, 654-661.
- (151) 米野操・田中順一・板垣賢一・青柳栄助・田中伸幸 1982. 水稻生育中期の水管理にともなう土壌の2, 3の性質と生育収量に及ぼす影響. 山形農試研報, 17, 45-57.
- (152) 吉羽雅昭・森村大樹・麻生昇平・武長 宏 1996. 酸化鉄, マンガン(IV), 硫酸根資材添加による湛水土壌のメタン生成抑制. 土肥誌, 67, 362-370.
- (153) Zhao, C., Liu, B., Piao, S., Wang, X., Lobell, D. B., Huang, Y., Huang, M., Yao, Y., Bassu, S., Ciais, P., Durand, J.-L., Elliott, J., Ewert, F., Janssens, I.A., Li, T., Lin, E., Liu, Q., Martre, P., Müller, C., Peng, S., Peñuelas, J., Ruane, A. C., Wallach, D., Wang, T., Wu,

D., Liu, Z., Zhu, Y., Zhu, Z., and Asseng, S.
2017 . Temperature increase reduces global
yields of major crops in four independent
estimates. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 114,
9326-9331.

表 1 供試圃場の土壌理化学性（田畑輪換試験）

区	稲わらの有無	2006年4月（作付け前）				2008年4月（作付け前）				
		土性	pH(H ₂ O)	全炭素 (g kg ⁻¹)	全窒素 (g kg ⁻¹)	遊離酸化鉄 (g kg ⁻¹)	pH(H ₂ O)	全炭素 (g kg ⁻¹)	全窒素 (g kg ⁻¹)	遊離酸化鉄 (g kg ⁻¹)
田畑輪換 (R)	有 ^{注1)}	CL	5.6	25.2	1.7	14.5	5.9	24.4	1.9	15.8
連作水田 (R)	有	CL	5.6	25.2	1.7	14.5	5.9	25.0	1.9	14.1
田畑輪換 (N)	無	CL	5.6	22.9	1.7	14.6	5.9	22.4	1.7	16.4
連作水田 (N)	無	CL	5.6	22.9	1.7	14.6	5.7	21.9	1.7	16.4

pH (H₂O) はガラス電極法，全炭素及び全窒素はC/Nコーダー，遊離酸化鉄はジチオナイトークエン酸塩還元溶解法で分析した。

注1) 2007年と2008年の作付け前は稲わら無施用。

表2 土壌の物理性（田畑輪換試験）

区	2006年4月（作付け前）				2008年4月（作付け前）			
	固相率（%）	液相率（%）	気相率（%）	容積重（g/100cm ³ ）	固相率（%）	液相率（%）	気相率（%）	容積重（g/100cm ³ ）
田畑輪換（R）	37.1	56.2	6.7	107	40.4	45.5	14.1	104
連作水田（R）					42.1	55.3	2.6	106
田畑輪換（N）	41.9	51.6	6.4	97	42.8	43.5	13.6	106
連作水田（N）					45.5	50.5	4.0	113

区あたり5つの採土管（100ml容）で作土層の土壌を採取し、土壌三相計（大起理化DIK-1121）で測定した。

表3 各年の土地利用及び圃場に投入された前作物の残渣炭素量（田畑輪換試験）

区	各年における土地利用				前作残渣による投入炭素量 (MgC ha ⁻¹)			
	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009
田畑輪換 (R)	転換畑	転換畑	水田 (復元1年目)	水田 (復元2年目)	1.8	—	—	1.7
連作水田 (R)	水田	水田	水田	水田	1.8	1.8	1.8	1.8
田畑輪換 (N)	転換畑	転換畑	水田 (復元1年目)	水田 (復元2年目)	—	—	—	—
連作水田 (N)	水田	水田	水田	水田	—	—	—	—

—は圃場外へ搬出されたことを示す。

表4 転換畑の耕種概要（田畑輪換試験）

区	稲わらの有無	年次	土地利用	施肥量 (kg ha ⁻¹)				栽培管理 (月/日)				子実収量 Mg ha ⁻¹
				N	P ₂ O ₅	K ₂ O	苦土石灰	耕起、施肥 播種	培土 (1回目)	培土 (2回目)	収穫	
田畑輪換 (R)	有 ^{注1)}	2006	転換畑	25	75	100	800	6/5	6/28	—	10/31	2.01
		2007		25	75	100	800	6/4	7/9	7/31	10/26	2.78
田畑輪換 (N)	無	2006	転換畑	25	75	100	800	6/5	6/28	—	10/31	2.40
		2007		25	75	100	800	6/4	7/9	7/31	10/26	2.41

施肥は高度化成を用いた。

苦土石灰：アルカリ分55%，苦土15%。

注1) 2005年9月に施用。

—は培土を行わなかった。

表5 水田の耕種概要（田畑輪換試験）

区	稲わらの有無	年次	土地利用	施肥量(kg ha ⁻¹)			栽培管理(月/日)									精玄米収量 Mg ha ⁻¹
				N	P ₂ O ₅	K ₂ O	耕起	基肥施用	代かき	移植	中干期間	追肥	出穂	最終落水	収穫	
連作水田 (R)	有	2006	水田	60+20	70	60+20	4/20	5/8	5/8	5/16	6/26~7/12	7/12	8/7	9/4	9/22	5.86
連作水田 (R)	有	2007	水田	60+20	70	60+20	4/20	5/7	5/11	5/18	6/29~7/12	7/12	8/6	9/5	9/26	6.50
連作水田 (R)	有	2008	水田	60+20	70	60+20	4/22	4/30	5/13	5/20	6/26~7/8	6/6、7/8	8/5	9/8	10/2	6.70
連作水田 (R)	有	2009	水田	60+20	70	60+20	4/17	5/8	5/13	5/20	6/27~7/14	7/14	8/5	9/4	9/24	7.08
田畑輪換 (R)	有 ^{注1)}	2008	水田 (復元1年目)	0+20+20	0	60+20+20	4/22	4/30	5/13	5/20	6/26~7/8	6/6、7/8	8/5	9/8	10/2	6.44
田畑輪換 (R)	有	2009	水田 (復元2年目)	60+20	70	60+20	4/17	5/8	5/13	5/20	6/27~7/14	7/14	8/5	9/4	9/24	6.26
連作水田 (N)	無	2006	水田	60+20	70	60+20	4/20	5/8	5/8	5/16	6/26~7/12	7/12	8/7	9/4	9/22	6.08
連作水田 (N)	無	2007	水田	60+20	70	60+20	4/20	5/7	5/11	5/18	6/29~7/12	7/12	8/6	9/5	9/26	6.54
連作水田 (N)	無	2008	水田	60+20	70	60+20	4/22	4/30	5/13	5/20	6/26~7/8	6/6、7/8	8/5	9/8	10/2	6.78
連作水田 (N)	無	2009	水田	60+20	70	60+20	4/17	5/8	5/13	5/20	6/27~7/14	7/14	8/5	9/4	9/24	6.24
田畑輪換 (N)	無	2008	水田 (復元1年目)	0+20+20	0	60+20+20	4/22	4/30	5/13	5/20	6/26~7/8	6/6、7/8	8/5	9/8	10/2	6.85
田畑輪換 (N)	無	2009	水田 (復元2年目)	60+20	70	60+20	4/17	5/8	5/13	5/20	6/27~7/14	7/14	8/5	9/4	9/24	6.41

施肥量の値は基肥量+追肥量で示した。

基肥は尿素系化成、追肥は塩安系NK化成を用いた。

注1)2008年の作付け前は稲わら無施用。

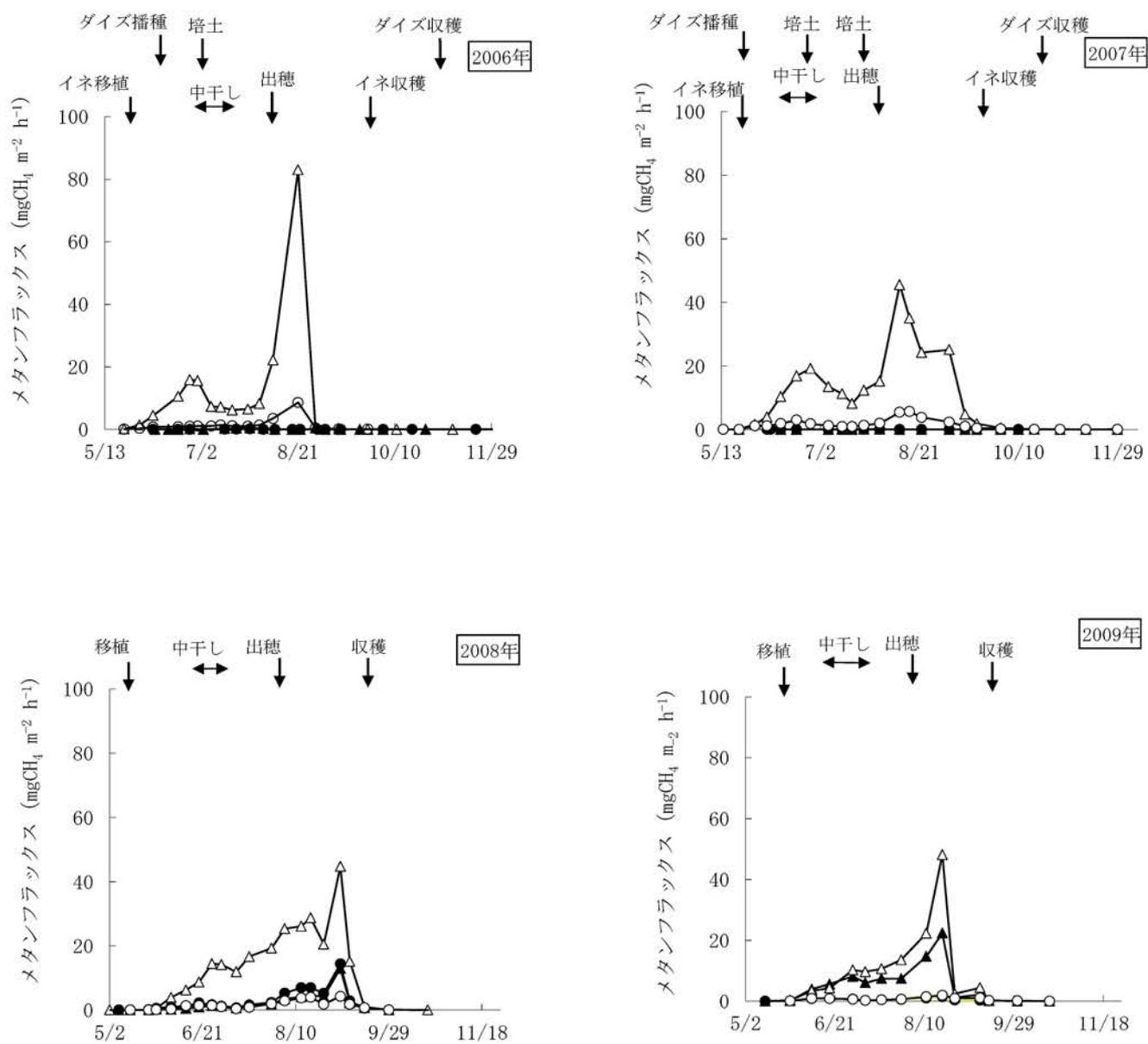


図 1 メタンフラックスの推移 (田畑輪換試験)

凡例 ▲ : 田畑輪換 (R) 区, △ : 連作水田 (R) 区,
 ● : 田畑輪換 (N) 区, ○ : 連作水田 (N) 区.
 値は 2 反復の平均値.

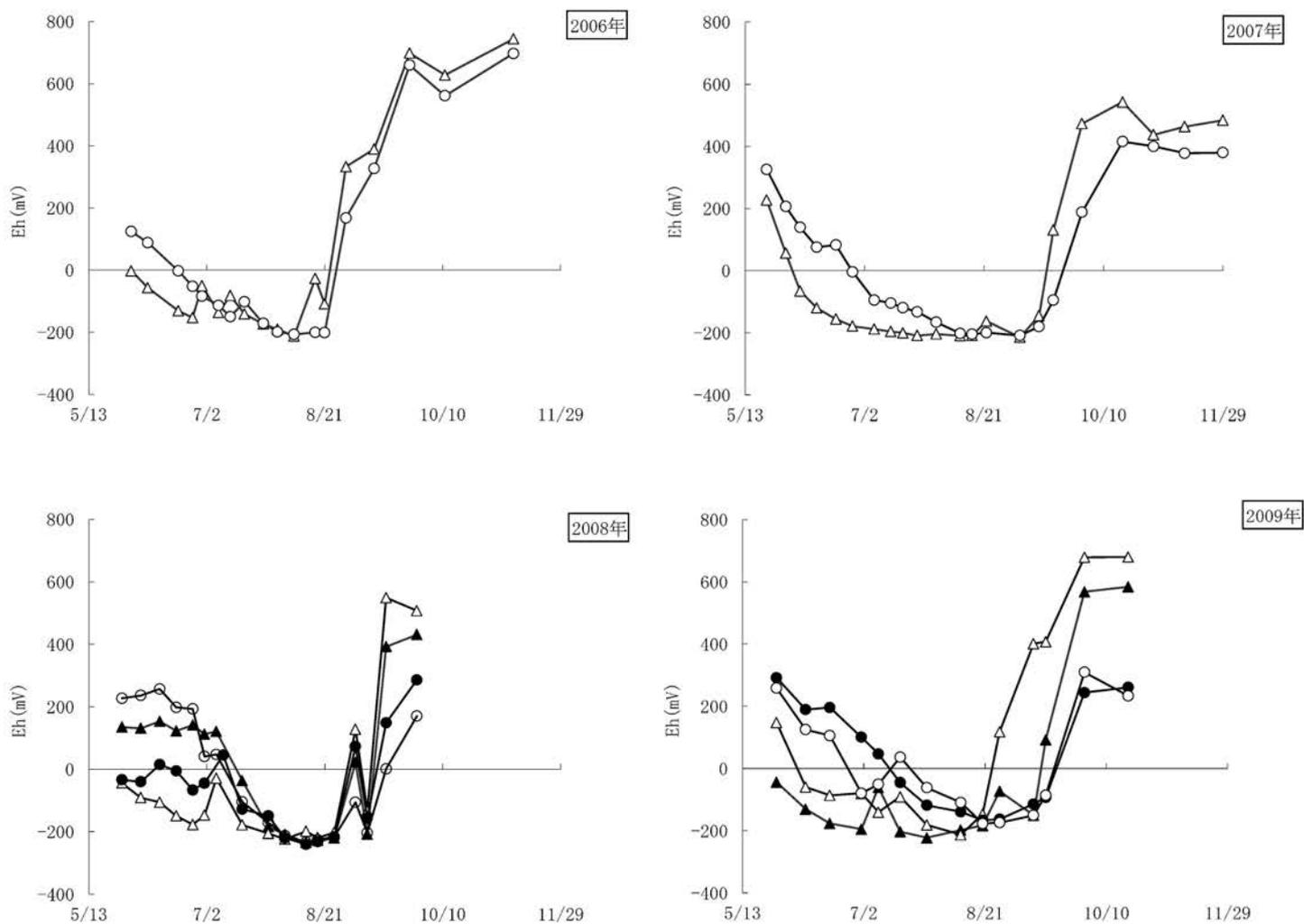


図 2 連作水田および復元田の Eh の推移

(田畑輪換試験)

凡例 ▲ : 田畑輪換 (R) 区, △ : 連作水田 (R) 区,

● : 田畑輪換 (N) 区, ○ : 連作水田 (N) 区.

区当たり 5 本の白金電極を用いて測定し, 値は 2 反復の平均値.

表 6 土 壌 中 の 二 価 鉄 (田 畑 輪 換 試 験)

区	(g kg ⁻¹)											
	2006年		2007年		2008年			2009年				
	6月27日	7月11日	6月19日	7月8日	6月4日	6月18日	6月25日	7月4日	7月24日	6月25日	7月7日	8月12日
	中干し 開始直前	中干し 終了時	中干し 開始直前	中干し 終了時			中干し 開始直前	中干し 期間中	再湛水後	中干し 開始直前	中干し 期間中	再湛水後
田畑輪換 (R)	—	—	—	—	0.6	1.8	1.0	2.5	6.7	4.3	4.2	7.9
連作水田 (R)	2.3	1.9	3.9	3.7	2.9	4.4	5.2	4.8	6.1	4.0	4.6	6.2
田畑輪換 (N)	—	—	—	—	1.2	1.7	2.4	4.0	5.5	1.2	2.0	6.3
連作水田 (N)	1.1	2.4	1.6	2.8	0.7	1.5	2.3	2.4	4.3	2.2	2.1	5.0

—は転換畑のため未調査.

表7 水田復元1, 2年目の風乾土メタン生成能(田畑輪換試験)

区	メタン生成能($\mu\text{gC g}^{-1}\text{ d}^{-1}$)	
	2008年作付け前	2009年作付け前
田畑輪換 (R)	0.091 \pm 0.009	0.054 \pm 0.004
連作水田 (R)	0.151 \pm 0.026	0.310 \pm 0.015
分散分析		
p値	0.064	8.05×10^{-5}
区間	n. s	**

表中の数値は平均値 \pm 標準誤差で示した (n=5) .

n. s : 有意差なし, ** : $P < 0.01$.

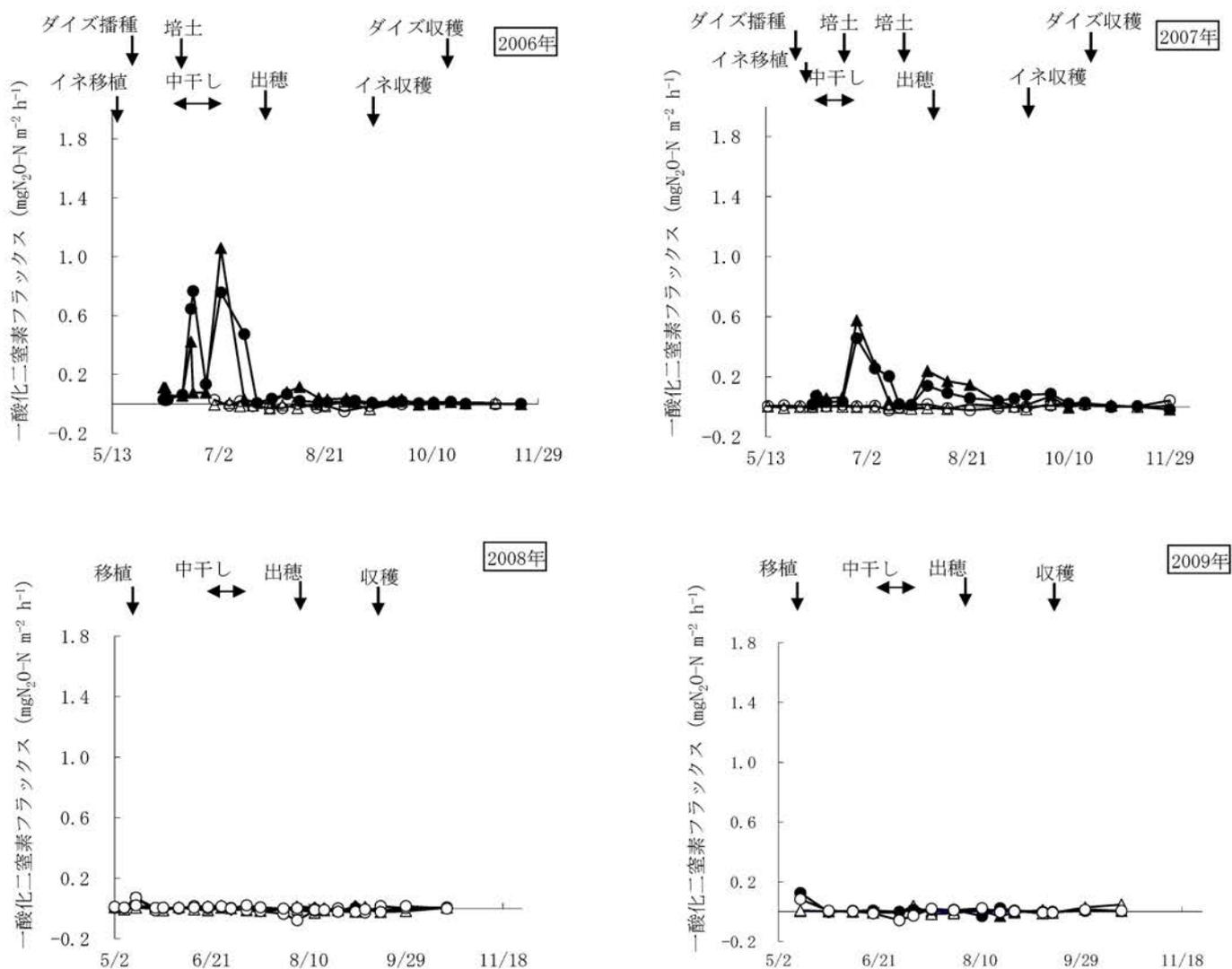


図 3 一酸化二窒素フラックスの推移（田畑輪換試験）

凡例 ▲：田畑輪換（R）区，△：連作水田（R）区，
 ●：田畑輪換（N）区，○：連作水田（N）区。
 値は 2 反復の平均値。

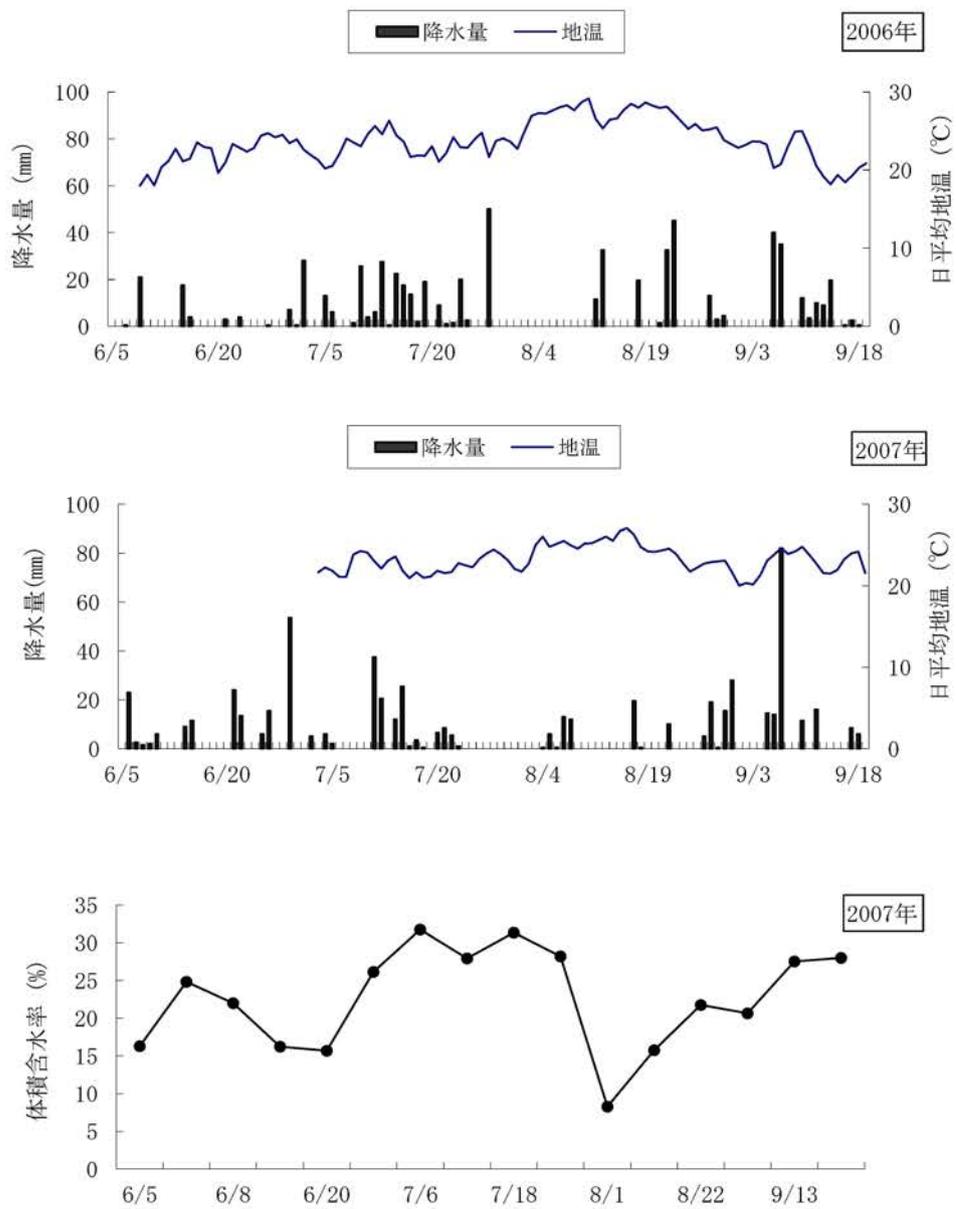


図4 転換畑の地温，日降水量，及び土壌水分（2006年，2007年 田畑輪換試験）

表 8 各測定年のメタン，一酸化二窒素の発生量（田畑輪換試験）

区	年次	土地利用	メタン		一酸化二窒素		二酸化炭素等価量	
			CH ₄ (g m ⁻²)	[CO ₂ -eq g m ⁻²] 注1)	N ₂ O (g m ⁻²)	[CO ₂ -eq g m ⁻²] 注1)	年間合計値	4カ年合計値
							[CO ₂ -eq g m ⁻²] 注1)	
田畑輪換 (R)	2006	転換畑	0.24	[7 ± 3]	0.57 ± 0.40	[151 ± 120]	[158]	[1057]
	2007	転換畑	0.07	[2 ± 1]	0.59 ± 0.07	[156 ± 20]	[158]	
	2008	水田 (復元1年目)	7.18	[201 ± 43]	0.03 ± 0.01	[7 ± 2]	[208]	
	2009	水田 (復元2年目)	19.0	[531 ± 24]	0.01 ± 0.02	[2 ± 6]	[533]	
連作水田 (R)	2006	水田	40.4	[1130 ± 19]	-0.05 ± 0.05	[-14 ± 14]	[1116]	[4548]
	2007	水田	46.8	[1311 ± 224]	0.02 ± 0.01	[5 ± 3]	[1316]	
	2008	水田	45.5	[1273 ± 15]	-0.05 ± 0.01	[-12 ± 3]	[1261]	
	2009	水田	30.2	[846 ± 41]	0.04 ± 0.00	[9 ± 1]	[855]	
田畑輪換 (N)	2006	転換畑	0.04	[1 ± 0]	0.69 ± 0.16	[183 ± 49]	[184]	[646]
	2007	転換畑	0.05	[1 ± 0]	0.52 ± 0.01	[139 ± 3]	[140]	
	2008	水田 (復元1年目)	9.49	[266 ± 109]	-0.03 ± 0.00	[-7 ± 0]	[259]	
	2009	水田 (復元2年目)	1.72	[48 ± 8]	0.05 ± 0.00	[15 ± 1]	[63]	
連作水田 (N)	2006	水田	4.89	[137 ± 43]	-0.04 ± 0.03	[-10 ± 9]	[127]	[520]
	2007	水田	6.32	[177 ± 57]	0.03 ± 0.02	[7 ± 6]	[184]	
	2008	水田	4.83	[135 ± 32]	0.01 ± 0.04	[3 ± 12]	[138]	
	2009	水田	2.34	[65 ± 11]	0.02 ± 0.04	[6 ± 13]	[71]	
分散分析 ^{注2)}			メタン		一酸化二窒素		二酸化炭素等価量	
2006年	稲わらの有無 (R)	***		n. s	**			
	土地利用 (L)	***		*	**			
	交互作用 (R×L)	***		n. s	**			
2007年	R	*		n. s	*			
	L	**		***	*			
	R×L	*		n. s	*			
2008年	R	**		n. s	**			
	L	**		n. s	**			
	R×L	***		n. s	***			
2009年	R	***		n. s	***			
	L	**		n. s	**			
	R×L	**		n. s	**			
4カ年	R	***		n. s	***		***	
	L	***		**	***		***	
	R×L	***		n. s	***		***	

表中の数値は2反復の平均値で示した。

注1) 地球温暖化係数をメタン28，一酸化二窒素265とし，二酸化炭素等価量とした。

注2) n. s : 有意差なし，* : P<0.05，** : P<0.01，*** : P<0.001。

表9 田畑輪換によるメタン，一酸化二窒素のトレードオフ（田畑輪換試験）

水田の条件	年次	メタン減少量 ^{注1)} (A) (CO ₂ -eq g m ⁻²)	一酸化二窒素増加量 ^{注2)} (B) (CO ₂ -eq g m ⁻²)	B/A×100 (%)	差引量 B-A
稲わら施用水田	2006	1,124	166	15	-958
	2007	1,309	151	12	-1,158
	2008	1,072	19	2	-1,053
	2009	315	-7	-2	-322
稲わら無施用水田	2006	136	193	143	57
	2007	176	132	75	-44
	2008	-130	-10	8	120
	2009	17	9	52	-8

注1)メタン減少量=連作水田（RまたはN）区のメタン発生量-田畑輪換（RまたはN）区のメタン発生量.

注2)一酸化二窒素増加量=田畑輪換（RまたはN）区の一酸化二窒素発生量-連作水田（RまたはN）区の一酸化二窒素発生量.
値が-の場合は田畑輪換により二酸化炭素等価量が減少し，+の場合は増加したことを示す.

表 10 土 壤 の 理 化 学 性 (秋 耕 試 験)

粒径組成			pH (H ₂ O)	可給態窒素 (mg kg ⁻¹)	全炭素 (g kg ⁻¹)	全窒素 (g kg ⁻¹)	遊離酸化鉄 (g kg ⁻¹)
砂 (%)	シルト (%)	粘土 (%)					
55	19	26	5.7	118	18.6	2.1	9.60

土壌は2009年10月に採取し、風乾し粉碎した後に遊離酸化鉄は0.5mm、その他の項目は2mmの篩を通したものを供試した。pH(H₂O)はガラス電極法、全炭素及び全窒素は全窒素・全炭素測定装置を用いた乾式燃焼法、可給態窒素は30℃ 4週間湛水培養法、遊離酸化鉄はジチオナイト-クエン酸塩還元溶解法で分析した。各分析は土壌標準分析・測定法 (1997)⁶⁾ に従い行った。

表 11 耕種概要（秋耕試験）

試験年度	秋耕	春耕	基肥	代かき	移植	中干し開始	中干し終了	追肥	出穂	最終落水	収穫
2010	2009年10月30日	4月28日	5月9日	5月10日	5月18日	6月30日	7月12日	7月13日	8月2日	9月3日	9月14日
2011	2010年10月22日	4月28日	4月28日	5月10日	5月19日	6月30日	7月13日	7月13日	8月5日	9月6日	9月28日
2012	2011年10月28日	4月23日	5月8日	5月15日	5月22日	6月29日	7月17日	7月17日	8月5日	9月7日	10月5日
2013	2012年11月5日	4月23日	5月10日	5月14日	5月22日	6月28日	7月16日	7月16日	8月5日	8月20日	10月5日

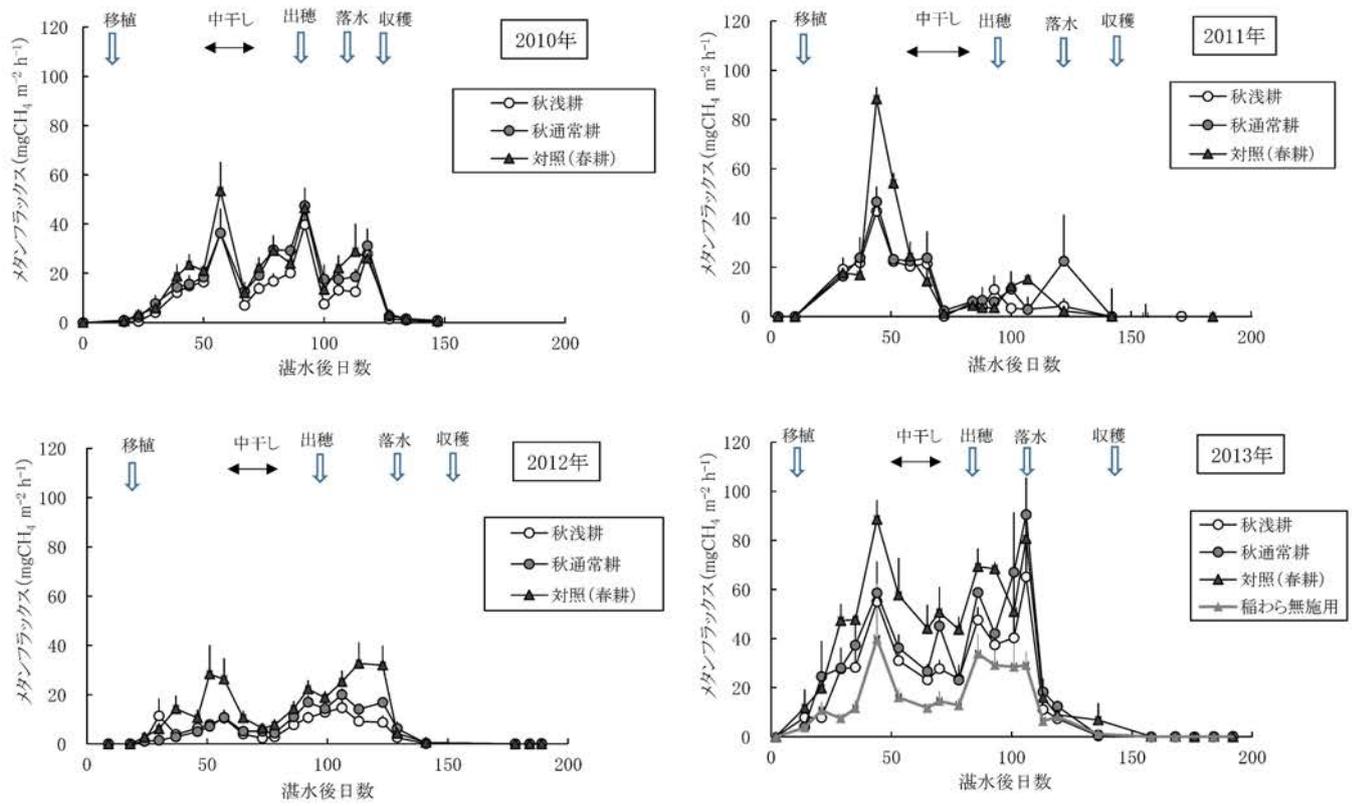


図 5 メタンフラックスの推移（秋耕試験）

エラーバー：標準誤差

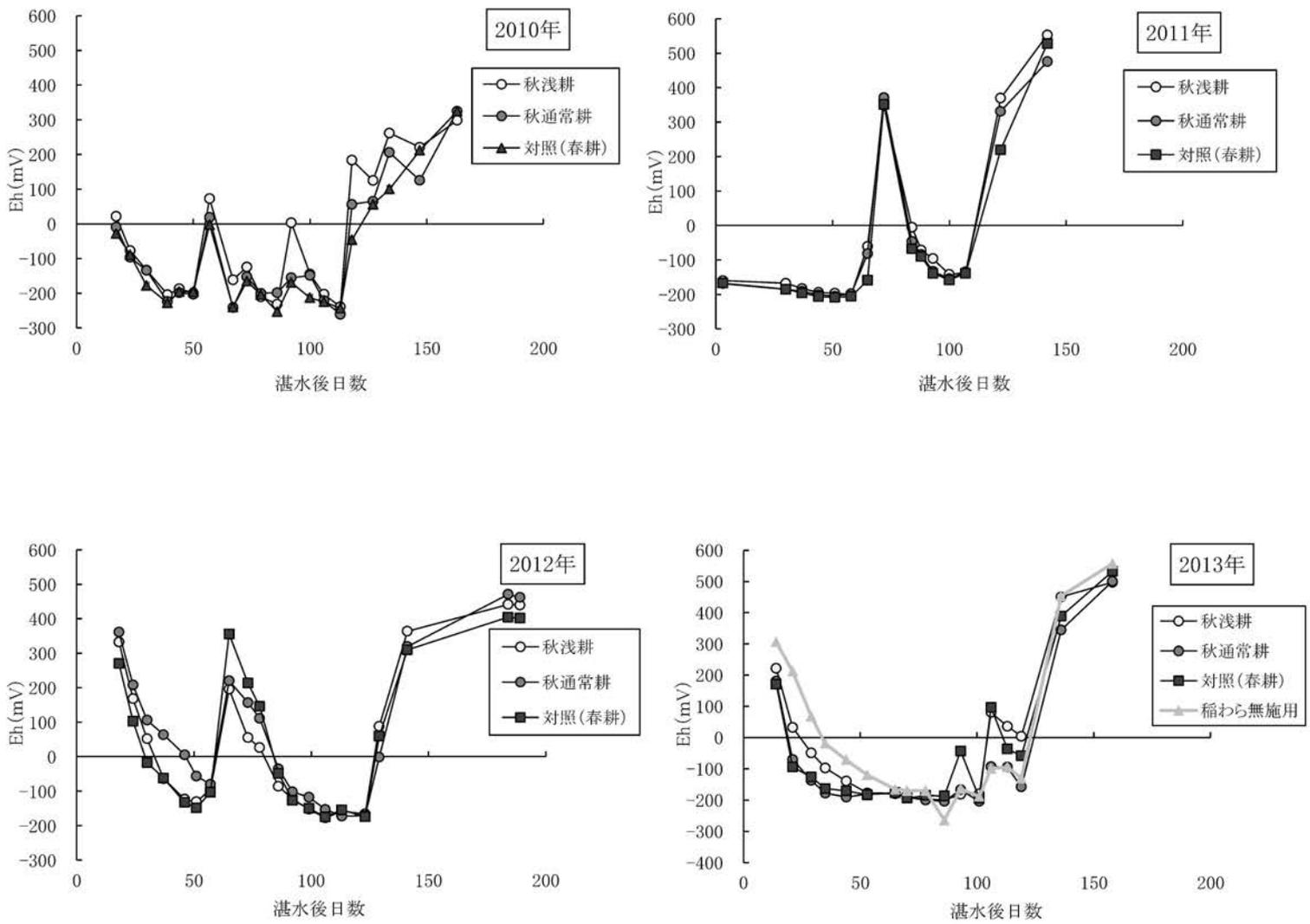


図6 Ehの推移（秋耕試験）

表 12 メタン，一酸化二窒素の発生量（秋耕試験）

試験年度	試験区	メタン (A)			一酸化二窒素 (B)		二酸化炭素等価量 (A+B)	
		(g CH ₄ m ⁻²)	(g CO ₂ -eq m ⁻²)	対照比 ^{注1)}	(g N ₂ O m ⁻²)	(g CO ₂ -eq m ⁻²)	(g CO ₂ -eq m ⁻²)	対照比 ^{注1)}
2010年	秋浅耕	40.9	1145	69 a	-0.93×10 ⁻² a	-2.45	1143	69 a
	秋通常耕	54.0	1512	91 a	-1.03×10 ⁻² a	-2.73	1509	91 a
	対照（春耕）	59.4	1663	100 a	-1.10×10 ⁻² a	-2.91	1660	100 a
2011年	秋浅耕	49.9	1397	80 a	9.35×10 ⁻² a	24.77	1422	80 a
	秋通常耕	57.6	1613	92 a	3.81×10 ⁻² a	10.10	1623	92 a
	対照（春耕）	62.6	1753	100 a	5.59×10 ⁻² a	14.80	1768	100 a
2012年	秋浅耕	19.9	557	44 b	5.70×10 ⁻² a	15.11	572	45 b
	秋通常耕	24.8	694	54 ab	4.20×10 ⁻² a	11.14	706	55 ab
	対照（春耕）	45.6	1277	100 a	-1.27×10 ⁻² a	-3.37	1273	100 a
2013年	秋浅耕	85.6	2397	64 ab	3.74×10 ⁻² a	9.91	2407	64 ab
	秋通常耕	107.6	3013	80 ab	1.66×10 ⁻² a	4.40	3017	80 ab
	稲わら無施用	51.6	1445	38 b	5.11×10 ⁻² a	13.55	1458	39 b
	対照（春耕）	134.1	3755	100 a	4.12×10 ⁻² a	10.92	3766	100 a
分散分析（繰り返しのある二元配置．メタンは (g CH ₄ m ⁻²) ，一酸化二窒素は (g N ₂ O m ⁻²) の結果．2013年の稲わら無施用区を除く．) ^{注2)}								
	区間	*			*		*	
	年次	**			n. s		**	
	交互作用	n. s			n. s		n. s	

注1) 対照比を角変換した値について、同じ年度内の同一符号間にはTukeyの多重比較で有意差なし (p>0.05) .

注2) * : p<0.05, ** : p<0.01, n. s:有意差なし.

2010年は秋浅耕区と対照（春耕）区のメタン発生量にt検定による有意差あり (p<0.05) ,秋通常耕区と対照（春耕）区には有意差なし.

各年のメタン発生量を反復としたTukeyの多重比較で秋浅耕区と対照（春耕）区に有意差あり (p<0.05) ,秋通常耕区と対照（春耕）区には有意差なし.

表 13 水稲の生育，収量及び品質（秋耕試験）

試験年度	試験区	草丈または穂長 (cm)			茎数または穂数 (本 m ⁻²)			精玄米 収量 (Mg ha ⁻¹)	玄米粗タンパク質 含有率 (乾物%)	アミロース含有率 (乾物%)
		6月20日 (分けつ盛期)	7月10日 (最高分けつ期)	9月10日 (成熟期)	6月20日 (分けつ盛期)	7月10日 (最高分けつ期)	9月10日 (成熟期)			
2010年	秋浅耕	38.4 a	71.7 a	81.1 a	558 a	537 a	455 a	6.64 a	7.4 a	19.2 a
	秋通常耕	37.7 a	67.6 a	79.1 a	440 a	489 a	441 a	6.50 a	7.5 a	19.0 a
	対照 (春耕)	35.0 a	69.1 a	81.7 a	422 a	490 a	444 a	6.42 a	7.6 a	19.1 a
2011年	秋浅耕	39.2 a	72.9 a	82.5 a	578 a	549 a	467 a	6.78 —	7.3 a	20.0 a
	秋通常耕	38.9 a	68.9 a	81.0 a	455 a	502 a	452 a	6.60 —	7.6 a	20.2 a
	対照 (春耕)	36.4 a	69.0 a	82.1 a	440 a	499 a	451 a	6.51 —	7.6 a	20.2 a
2012年	秋浅耕	31.7 a	53.1 a	79.9 a	480 a	724 a	545 a	6.25 a	7.2 a	19.2 a
	秋通常耕	33.5 a	53.3 a	80.5 a	427 a	615 b	543 a	6.14 a	7.4 a	19.3 a
	対照 (春耕)	32.0 a	51.9 a	80.1 a	414 a	684 ab	549 a	6.31 a	7.2 a	19.3 a
2013年	秋浅耕	36.2 a	58.5 a	78.2 a	437 a	529 a	434 a	6.78 a	7.6 a	22.7 a
	秋通常耕	35.9 a	57.0 a	79.0 a	403 a	503 a	452 a	6.76 a	7.2 a	22.9 a
	稲わら無施用 対照 (春耕)	38.5 a	61.4 b	81.1 b	485 a	588 b	472 b	6.95 a	7.3 a	22.7 a
		35.5 a	54.9 a	75.3 a	357 a	447 a	385 a	6.26 a	7.3 a	22.9 a
分散分析（繰り返しのある二元配置，2013年の稲わら無施用区を除く。） ^{注1)}										
	区間	n. s	n. s	n. s	**	**	n. s	n. s	n. s	n. s
	年次	**	**	**	*	**	**	n. s	n. s	n. s
	交互作用	n. s	n. s	n. s	n. s	n. s	n. s	n. s	n. s	n. s

同じ年度内の同一符号間にはTukeyの多重比較で有意差なし (p>0.05)。

注1) * : p<0.05, ** : p<0.01, n. s: 有意差なし。

-は3連のデータがないため，多重比較を行っていない。

表 14 稲わらの分解率及び組成（秋耕試験）

試験区	分解率 (%)		全炭素 (%)	全窒素 (%)	C/N	熱水可溶性有機物 (%)	
	乾物	全炭素					
(設置前)	-	-	39.6	0.64	61.5	22.42	
秋浅耕	31.3 a	35.2 a	37.4	0.77	48.6	4.09	ab
秋通常耕	29.9 ab *	33.1 ab *	37.8	0.76	49.5	3.52	a **
対照 (春耕)	27.0 b	30.2 b	37.8	0.78	48.7	4.96	b

同じ年度内の同一符号間にはTukeyの多重比較で有意差なし。* : $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$, ns:有意差なし。
 設置 : 2012年11月13日, 回収 : 2013年4月20日.

表 15 非栽培期間における深さ別積算地温（秋耕試験）

区	測定深 (c m)	秋耕～初雪まで (11月8日～12月8日)	積雪期間 (12月9日～3月13日)	消雪～春耕まで (3月14日～4月23日)	合計
秋浅耕	4	185 *	82 n. s	273 n. s	541 *
秋通常耕	10	218 *	129 n. s	266 n. s	614 *
対照（春耕）	0	179 -	83 -	274 -	537 -

* : $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$, n. s: 有意差なし (t検定による), - : 未検定.

測定開始 : 2012年11月8日, 測定終了 : 2013年4月23日.

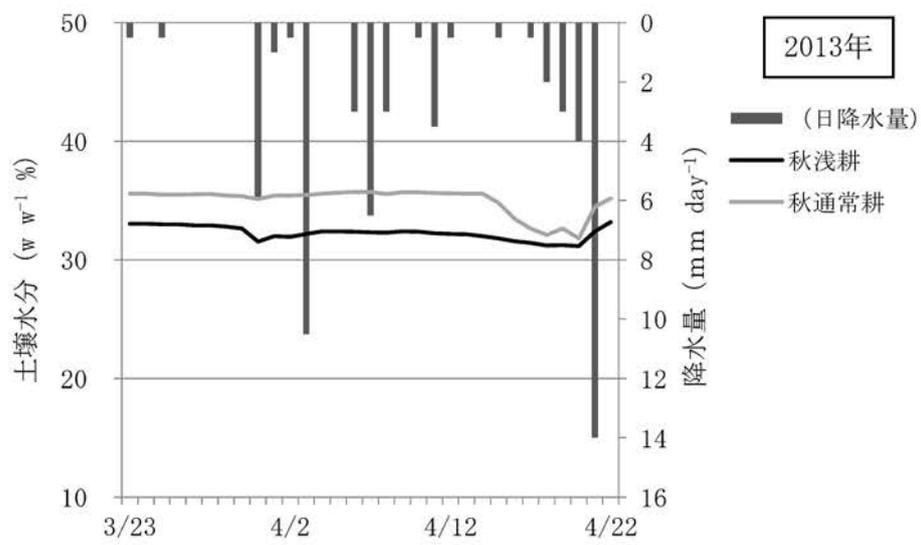


図7 土壤水分の推移（秋耕試験）

表 16 春耕起前の土壤活性二価鉄（秋耕試験）

	(g kg ⁻¹)			
	2012年 4月23日	2013年		
		4月1日	4月15日	4月23日
秋浅耕	0.07	0.04	0.52	0.04
秋通常耕	0.24	0.95	1.14	1.10
対照（春耕）	-	0.06	0.73	0.79
稲わら無施用	-	0.00	0.01	0.16

-：未測定.

表 17 土壤の理化学性（中干し延長試験）

粒径組成 (%)			pH (H ₂ O)	全炭素 g kg ⁻¹	全窒素 g kg ⁻¹	遊離酸化鉄 Fe ₂ O ₃ g kg ⁻¹	酸性
砂	シルト	粘土					シュウ酸鉄 Fe ₂ O ₃ g kg ⁻¹
52.3	20.7	27.0	5.8	21.8	1.6	24.1	15.7

表 18 試験区の構成（中干し延長試験）

年次	区名	中干し期間			
		月日	日数	降雨日数	降水量 (mm)
2008	前延長区	6/20～7/4	14日	5	36
	後ろ延長区	6/27～7/11	14日	7	58
	慣行区	6/27～7/4	7日	3	33
2009	前延長区	6/22～7/6	14日	7	50
	後ろ延長区	6/29～7/13	14日	8	109
	慣行区	6/29～7/6	7日	4	43

表 19 水稲の生育（中干し延長試験）

年次	区名	中干し前（6月20日）		最高分げっ期（7月10日）			成熟期（9月10日）	
		草丈 cm	茎数 本 m ⁻²	草丈 cm	茎数 本 m ⁻²	葉色 SPAD値	穂数 本 m ⁻²	稈長 cm
2008	前延長	30.0 a	464 a	57.7 a	656 a	43 a	518 a	78.8 a
	後ろ延長	29.6 a	440 a	56.5 a	643 a	41 a	516 a	78.7 a
	慣行	30.0 a	432 a	57.6 a	658 a	42 a	520 a	79.7 a
2009	前延長	29.9 a	300 a	52.8 a	555 a	40 a	492 a	75.0 a
	後ろ延長	30.6 a	332 a	53.5 a	538 a	38 a	464 a	77.1 a
	慣行	31.4 a	337 a	55.0 a	571 a	40 a	494 a	77.7 a

同一年次の同一列において異なるアルファベット間にはTukeyの多重比較で有意差有り（ $p < 0.05$ ）。

表 20 水稲の収量・収量構成要素・品質（中干し延長試験）

年次	区名	精玄米収量		籾数			千粒重 (g)	精玄米粒数 歩合 ^{注1)} (%)	整粒歩合 (%)	玄米粗タンパク 質含有率(%)
		t ha ⁻¹	比 ^{注2)}	1穂	×100粒	m ⁻²				
2008	前延長	6.48 a	97	67.9 a	352 a	93	22.3 a	82.4 a	84.2 a	7.1 a
	後ろ延長	6.73 a	101	69.6 a	358 a	94	22.5 a	83.4 a	85.2 a	7.0 a
	慣行	6.67 a	100	73.0 a	380 a	100	22.4 a	78.2 a	85.3 a	7.5 a
2009	前延長	5.92 a	90	62.7 a	308 a	87	22.7 a	84.1 a	82.3 a	6.7 a
	後ろ延長	6.30 a	95	71.5 b	331 a	94	22.7 a	83.1 a	81.7 a	6.8 a
	慣行	6.60 a	100	71.6 b	354 a	100	22.6 a	82.4 a	79.7 a	7.1 a

注1) 1.9mmの篩で選別される玄米粒数の割合.

注2) 慣行を100としたときの値.

同一年次, 同一列において異なるアルファベット間にはTukeyの多重比較で有意差有り (p<0.05) .

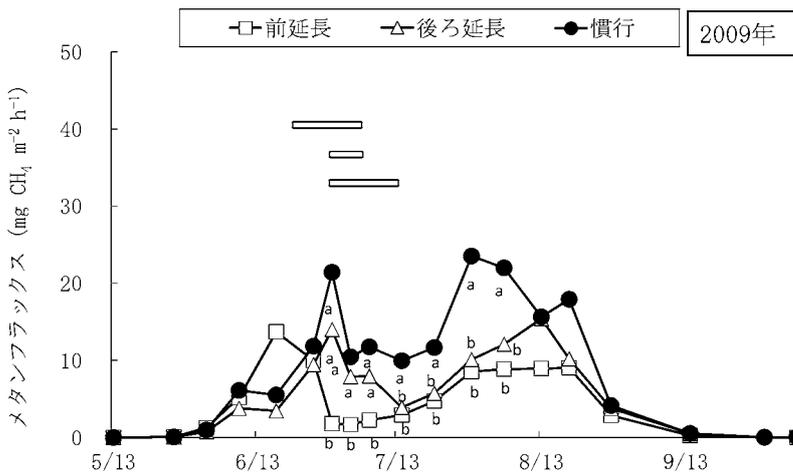
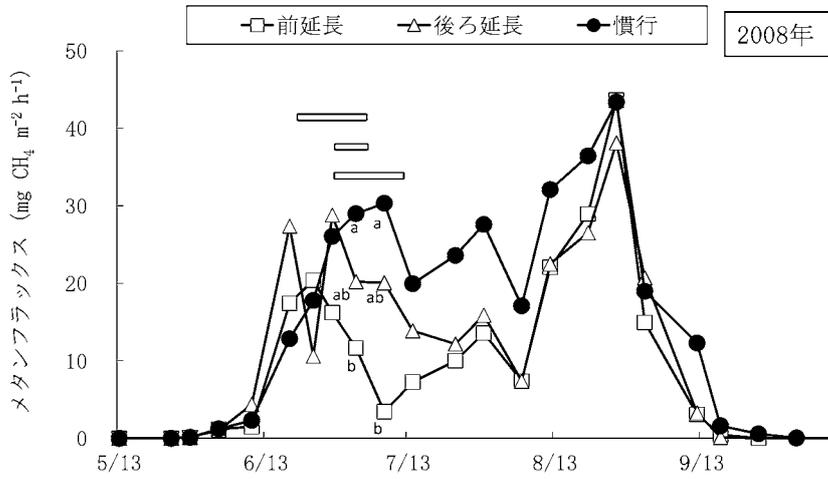


図8 メタンフラックスの推移（中干し延長試験）

図中の横棒は上から前延長区，慣行，後ろ延長区の中干し期間を示す。

（同一測定日において異なるアルファベット間にはTukeyの多重比較で有意差有り。

$p < 0.05$ ）

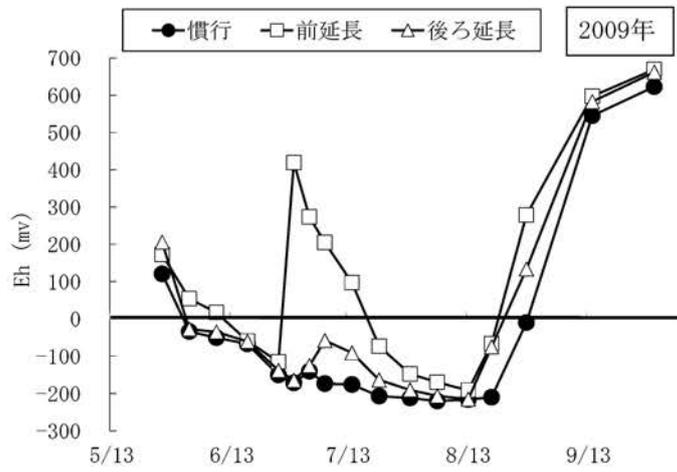
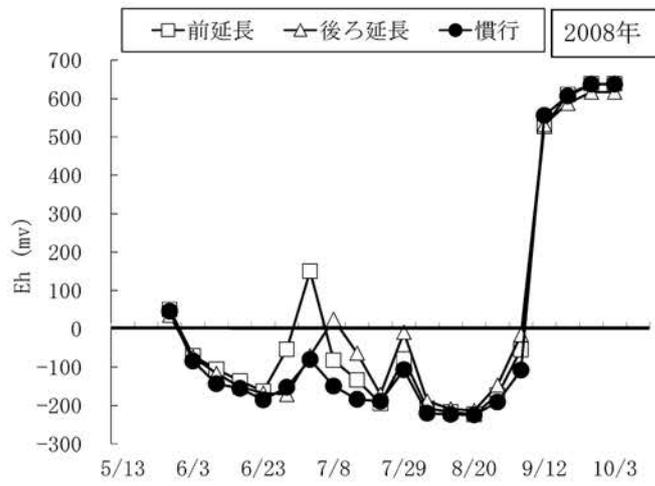


図9 土壌 Eh の推移 (中干し延長試験)

表 21 栽培期間中のメタン発生量（中干し延長試験）

年次	区名	中干し 期間	中干し 日数	メタン発生量		
				栽培期間		
				g CH ₄ m ⁻²	g CO ₂ -eq m ⁻²	慣行比 ^{注1)}
2008	前延長	6/20~7/4	14	35.5 a	993	64
	後ろ延長	6/27~7/11	14	41.9 a	1175	76
	慣行	6/27~7/4	7	55.0 a	1540	100
2009	前延長	6/22~7/6	14	14.5 a	405	52
	後ろ延長	6/29~7/13	14	17.5 a	491	63
	慣行	6/29~7/6	7	28.0 b	785	100

注1) 慣行を100としたときの値.

同一年次, 同一列において異なるアルファベット間にはTukeyの多重比較で有意差有り(p<0.05).

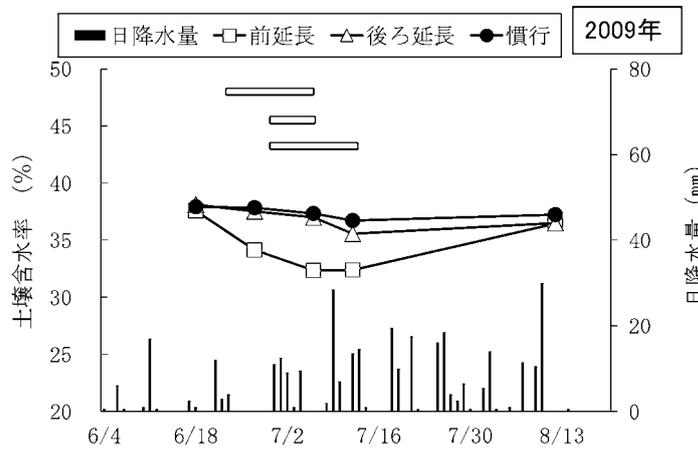
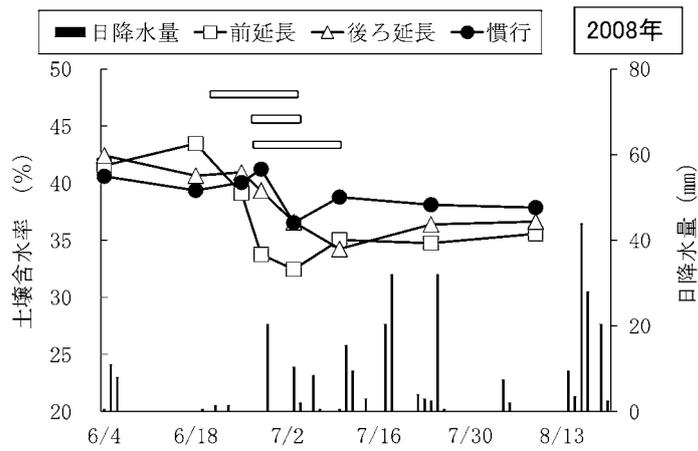


図 10 土壤含水率と日降水量（中干し延長試験）
 図中の横棒は上から前延長区，慣行，後ろ延長区の中干し期間を示す。

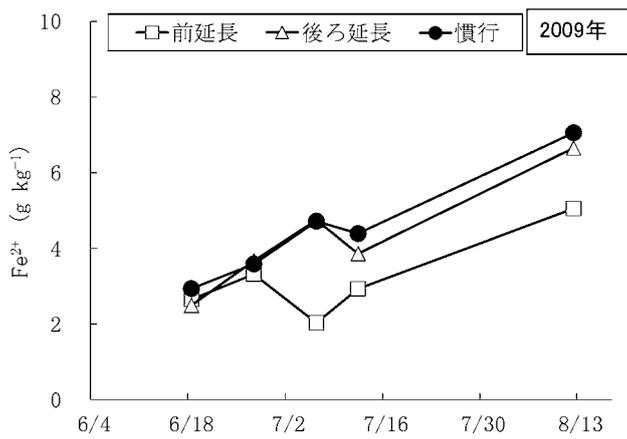
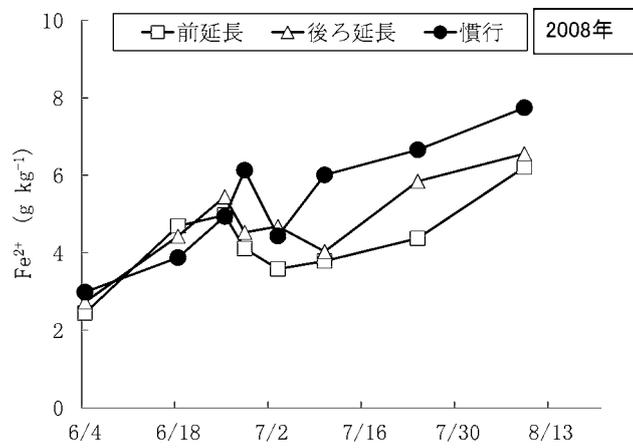


図 11 土壌中の二価鉄の推移（中干し延長試験）

表 22 月別のメタン発生量（中干し延長試験）

年次	区名	5月		6月		7月		8月	
		g CH ₄ m ⁻²	慣行比						
2008	前延長	0.2	91	9.5	81	6.8	38	18.4	81
	後ろ延長	0.2	116	12.7	108	10.4	58	18.0	79
	慣行	0.2	100	11.7	100	17.9	100	22.8	100
2009	前延長	0.1	137	5.3	96	3.1	30	5.5	48
	後ろ延長	0.0	82	3.8	69	5.3	52	7.6	67
	慣行	0.1	100	5.5	100	10.2	100	11.4	100

表 23 供試圃場の主な管理（メタン発生量の年次変動と気温，土壌 Eh の影響）

年次	栽培期間 (日)	耕起	灌水	移植	中干し	落水口 開放	収穫	品種
1992	129	4/25	5/11	5/17	7/3~10	9/3	9/22	ササニシキ
1993	125	4/23	5/12	5/18	7/1~7	9/13	9/19	ササニシキ
1994(a)	119	4/26	5/8	5/17	7/4~12	9/1	9/12	ササニシキ
1994(b)	121	4/24~28	5/7~8	5/17	なし	9/1~5	9/12~15	はえぬき
1995	121	4/24~28	5/7~8	5/17	なし	9/1~5	9/12~15	どまんなか
1996	121	4/24~28	5/7~8	5/17	なし	9/1~5	9/12~15	どまんなか
2003	122	4/末頃	5/16	5/20	6/26~7/1	8/25	9/18	はえぬき
2004(a)	125	4/末頃	5/15	5/21	7/2~7/12	8/29	9/下	はえぬき
2004(b)	125	4/末頃	5/15	5/21	7/2~7/12	8/29	9/下	はえぬき
2005	127	4/末頃	5/10	5/19	6/27~7/10	8/18	9/下	はえぬき
2006	130	4/20	5/7	5/16	6/26~7/12	9/4	9/22	はえぬき
2007	132	4/20	5/7	5/18	6/29~7/12	9/5	9/26	はえぬき
2008(a)	136	4/22	5/12	5/20	6/26~7/8	9/8	10/2	はえぬき
2008(b)	136	4/23	5/12	5/20	6/27~7/4	9/6	9/24	はえぬき
2009(a)	128	4/17	5/12	5/20	6/27~7/14	9/4	9/24	はえぬき
2009(b)	128	4/17	5/12	5/20	6/29~7/6	9/4	9/24	はえぬき
2010	120	4/28	5/9	5/18	6/30~7/12	9/3	9/14	はえぬき
2011	133	4/28	5/9	5/19	6/30~7/20	9/6	9/28	はえぬき
2012	137	4/23	5/14	5/22	6/29~7/17	9/7	10/5	はえぬき
2013	137	4/23	5/13	5/22	6/28~7/16	8/20	10/5	はえぬき
2014	134	4/24	5/12	5/20	6/23~7/3	9/3	9/30	はえぬき

1994, 2004, 2008, 2009年は同じ年に異なる栽培管理の測定事例が2件あったことから, (a)と(b)で区別して示した。
 1994年(b), 1995年, 1996年の栽培期間は9/14まで, 2004年と2005年の栽培期間は9/22(収穫日の平年値)までとした。
 稲わらは秋に散布し, 春に鋤き込んだ。

表 24 期間別のメタン発生量（メタン発生量の年次変動と気温，土壌 Eh の影響）

年次	測定期間中の メタン発生量 ($\text{gCH}_4 \text{ m}^{-2} \pm$ 標準偏差)	期間別のメタン発生量 ($\text{gCH}_4 \text{ m}^{-2}$)					期間別のメタン発生割合 (%)				
		5月	6月	7月	8月	9月以降	5月	6月	7月	8月	9月以降
1992	24.4	0.4	2.5	6.1	14.8	0.6	1.6	10.2	24.9	60.7	2.6
1993	21.5	0.6	3.6	6.3	6.3	4.7	2.7	17.0	29.3	29.2	21.8
1994(a)	20.2	1.4	6.1	5.5	6.9	0.3	6.9	30.1	27.4	34.3	1.3
1994(b)	37.6	0.6	2.6	9.2	22.8	2.4	1.5	7.0	24.4	60.6	6.5
1995	43.2	0.1	5.0	18.3	18.9	0.9	0.2	11.6	42.3	43.7	2.2
1996	33.9	1.0	15.1	17.3	0.5	0.0	2.9	44.6	50.9	1.6	0.0
2003	52.2	1.4	10.5	12.2	20.8	7.3	2.7	20.1	23.3	39.9	14.0
2004(a)	29.0	0.1	1.2	4.9	8.1	14.7	0.4	4.0	16.8	27.9	50.9
2004(b)	48.8	0.9	9.6	9.9	14.3	14.1	1.8	19.6	20.3	29.4	28.9
2005	54.6	0.5	19.5	11.9	22.4	0.3	0.9	35.7	21.7	41.0	0.7
2006	40.4	0.2	6.2	5.8	28.1	0.1	0.4	15.4	14.4	69.5	0.3
2007	46.8	0.2	8.5	9.2	22.0	6.9	0.4	18.2	19.7	47.1	14.6
2008(a)	45.5	0.2	5.8	11.9	19.4	8.2	0.3	12.9	26.2	42.6	18.0
2008(b)	55.0	0.2	11.7	17.9	22.8	2.4	0.3	21.4	32.5	41.5	4.3
2009(a)	30.2	0.5	10.2	19.0	0.4	0.1	1.8	33.9	62.9	1.2	0.2
2009(b)	27.4	0.1	6.5	11.4	9.3	0.1	0.3	23.8	41.5	34.0	0.4
2010	59.4	0.4	10.4	21.7	19.4	7.5	0.7	17.5	36.5	32.7	12.6
2011	62.6	2.0	36.1	13.8	8.6	2.1	3.2	57.6	22.1	13.7	3.4
2012	45.6	1.0	13.0	8.6	20.1	2.9	2.1	28.6	18.8	44.0	6.5
2013	134.1	2.7	44.2	40.8	41.3	5.1	2.0	33.0	30.4	30.8	3.8
2014	67.1	1.2	30.1	10.5	22.9	2.4	1.9	44.8	15.6	34.2	3.5
平均	46.6 \pm 24.2	0.7 \pm 0.7	12.3 \pm 11.4	12.9 \pm 8.0	16.7 \pm 9.7	4.0 \pm 4.4	1.6	26.4	27.8	35.7	8.4

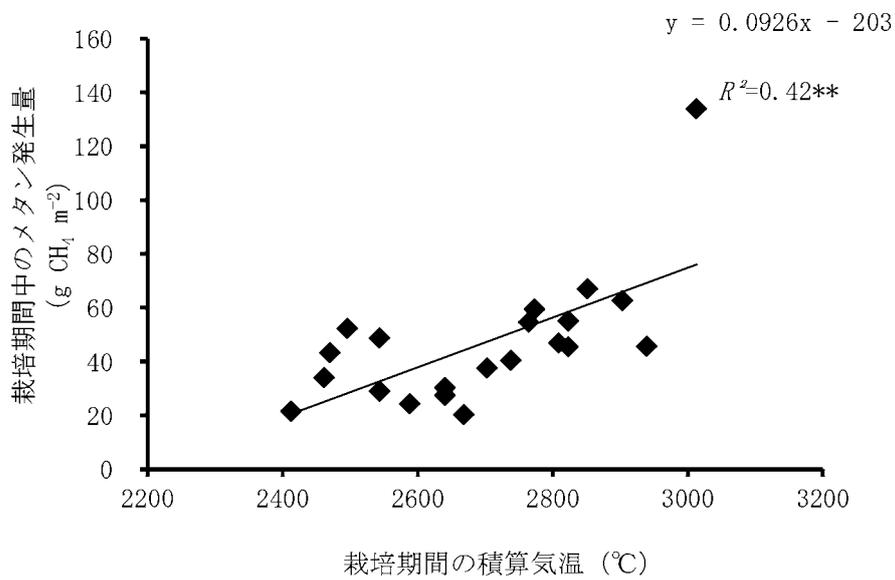


図 12 栽培期間中の積算気温とメタン発生量（メタン発生量の年次変動と気温，土壤 Eh の影響）

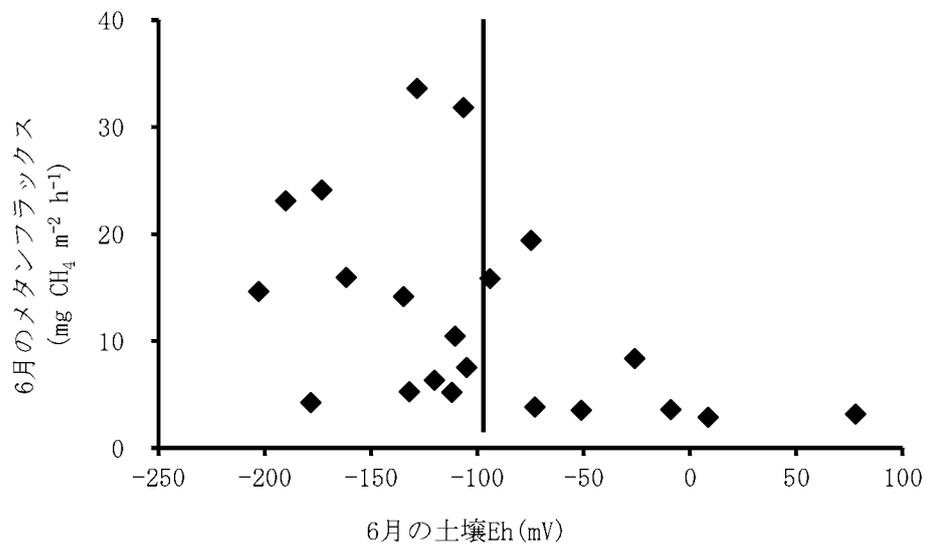


図 13 6月の Ehとメタンフラックスの関係(メタン発生量の年次変動と気温，土壌 Ehの影響)

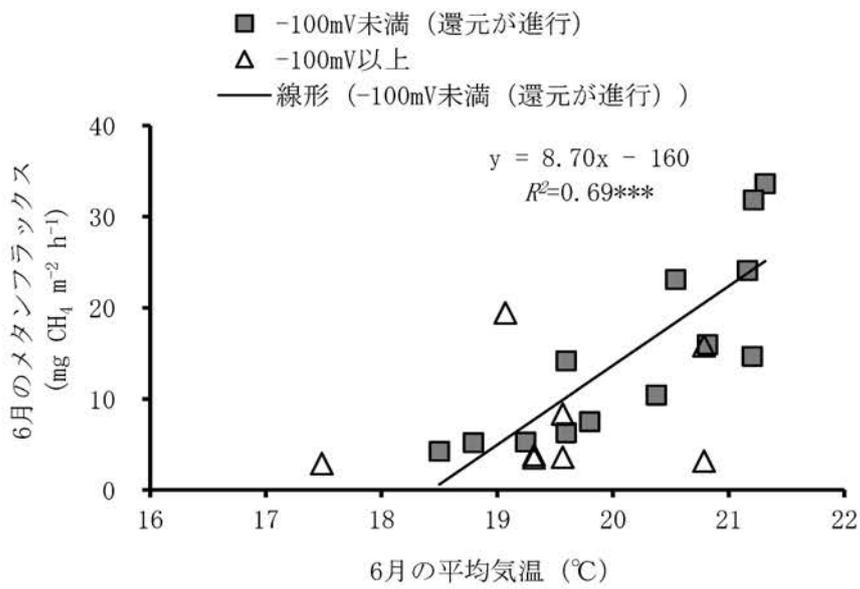


図 14 土壌 Eh で区分した場合の 6 月の気温とメタンフラックスの関係 (メタン発生量の年次変動と気温, 土壌 Eh の影響)

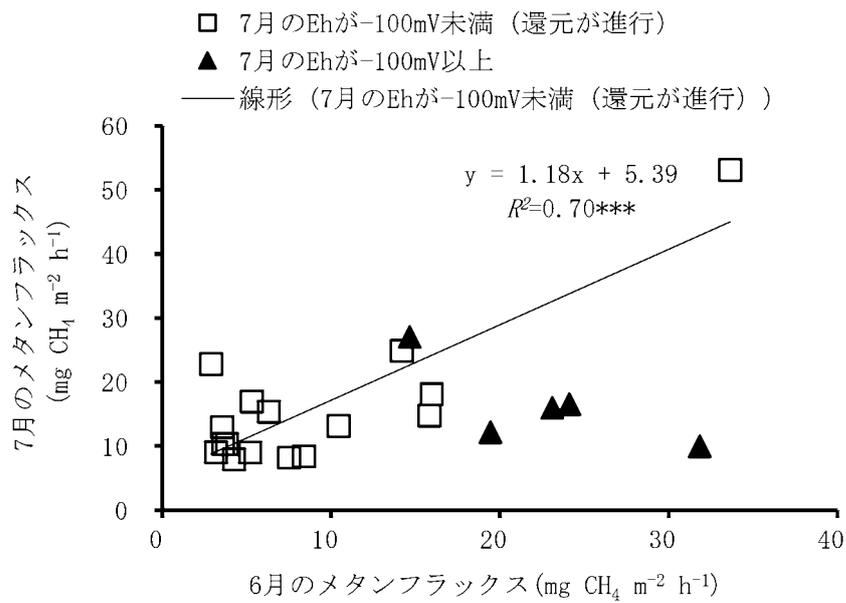


図 15 6月のメタンフラックスと7月の土壌 Eh, メタンフラックスの関係(メタン発生量の年次変動と気温, 土壌 Ehの影響)

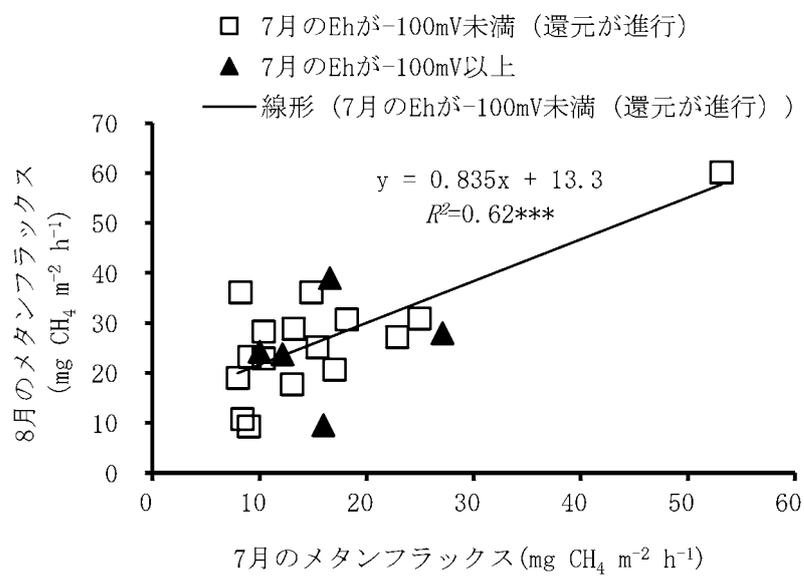


図 16 7月のメタンフラックス，土壌 Ehと 8月のメタンフラックス (メタン発生量の年次変動と気温，土壌 Ehの影響)

表 25 供試圃場の土壌理化学性（土壌 pH 試験）

pH (H ₂ O)	全炭素 (%)	全窒素 (%)	Truog	交換態			遊離酸化鉄
			P ₂ O ₅ (mg kg ⁻¹)	K ₂ O (mg kg ⁻¹)	CaO (mg kg ⁻¹)	MgO (mg kg ⁻¹)	Fe ₂ O ₃ (%)
5.5	2.16	0.16	70	522	2640	398	2.41

表 26 耕種概要（土壌 pH 試験）

年次	耕起	基肥 施用	灌漑, 代かき	移植	中干し	追肥	出穂	最終 落水	収穫
2015	4/23	5/7	5/15	5/21	6/30~7/14	7/15	8/8	9/1	9/28
2016	4/21	5/2	5/13	5/19	6/27~7/13	7/13	8/11	8/31	9/26

表 27 土 壤 pH の 推 移 (土 壤 pH 試 験)

区名	風乾土	湿潤土			風乾土		湿潤土			風乾土	
	作付け前	作付け期間中			作付け後	作付け前	作付け期間中			作付け後	
	2015年 4月	6月7日	6月24日	8月9日	10月28日	2016年 4月18日	6月8日	6月24日	8月5日	10月14日	
低pH	5.2	5.8 a	6.8 a	6.7 a	5.1 a	5.1 a	6.6 a	6.8 a	6.8 a	5.8 a	5.1 a
高pH	7.2	7.1 b	7.3 b	7.2 b	6.7 c	6.4 b	7.1 b	7.0 b	7.1 c	6.8 b	6.2 c
無処理	5.7	6.7 ab	6.9 a	6.7 a	5.5 b	5.4 a	6.7 a	6.8 a	7.0 b	6.5 ab	5.4 b

同一測定日の異なる文字間には有意差あり (Tukeyの多重比較, $p < 0.05$) .
 2015年4月作付け前の値は反復無し.

表 28 試験 1 年目における稲わらの分解率（土壌 pH 試験）

試験区	回収日	設置位置	全炭素 (%)	全窒素 (%)	C/N	分解率 (%)			
						乾物	炭素	±	標準誤差
(設置前)	-	-	37.9	0.30	126.4	-	-	-	-
低pH	2015年 4月23日	地表	37.8	0.47	80.2	27.8	28.1	± 0.9	a
高pH			37.5	0.48	78.3	34.5	35.2	± 0.4	c
無処理			38.0	0.49	78.1	31.8	31.7	± 1.1	b
低pH	2015年 8月6日	地表後, 5cm深 ^{注1)}	38.7	0.81	47.8	66.4	65.8	± 1.2	a
高pH			42.4	1.10	38.5	75.9	73.1	± 1.0	b
無処理			41.6	0.89	46.8	73.5	70.9	± 1.5	b

注1) 春耕直前に一旦回収し，春耕後に地表下5cmの位置に設置した。

同一回収日における異なる文字間には有意差あり（Tukeyの多重比較, $p < 0.05$ ）。

表 29 試験 2 年目における稲わらの分解率（土壌 pH 試験）

試験区	回収日	設置位置	全炭素 (%)	全窒素 (%)	C/N	分解率 (%)			
						乾物	炭素	±	標準誤差
(設置前)	-	-	39.6	0.28	143.5	-	-	-	-
低pH	2016年 4月18日	地表	39.4	0.54	72.3	32.3	32.7	± 1.4	a
高pH			39.8	0.53	74.5	34.3	34.0	± 0.4	a
無処理			40.3	0.47	85.6	31.3	30.2	± 0.9	a

異なる文字間には有意差あり（Tukeyの多重比較, $p < 0.05$ ）。

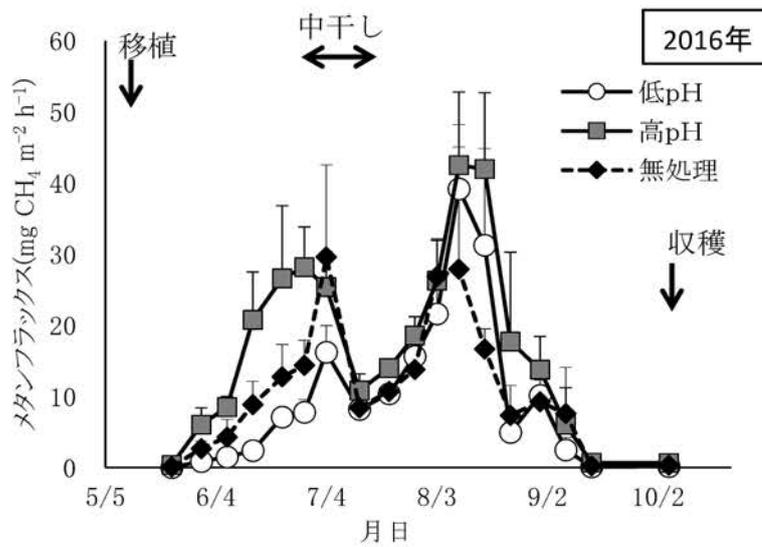
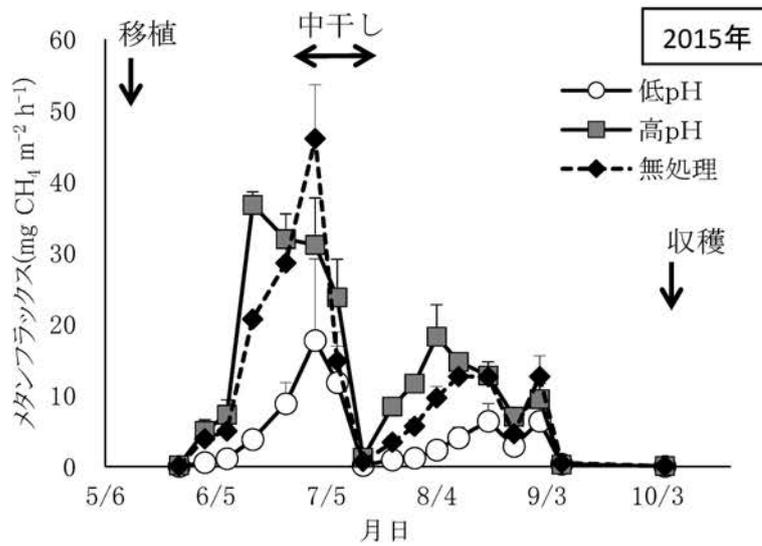


図 17 メタンフラックスの推移 (土壤 pH 試験)

エラーバー : 標準誤差

表 30 栽培期間中のメタン発生量（土壌 pH 試験）

年次	区名	CH ₄ 発生量			CO ₂ 等価量 (g CO ₂ -eq m ⁻²)
		(g CH ₄ m ⁻²) ±	標準誤差		
2015	低pH	11.7 ±	4.6	a	328
	高pH	37.8 ±	2.0	b	1059
	無処理	31.4 ±	4.2	b	880
2016	低pH	29.6 ±	6.0	a	830
	高pH	50.9 ±	13.3	a	1426
	無処理	33.5 ±	10.3	a	938

同一年の異なる文字間には有意差あり（Tukeyの多重比較, p<0.05）.
測定期間：2015年5月26日～10月5日，2016年5月23日～10月5日.

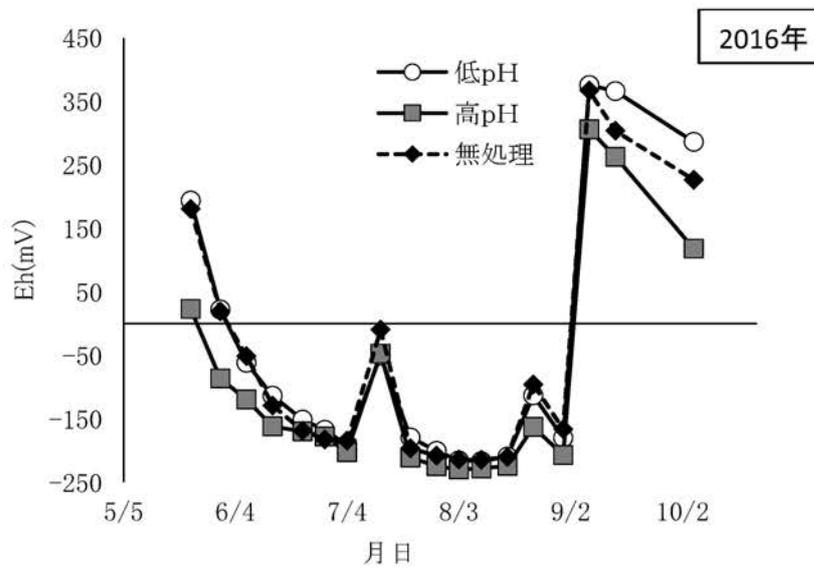
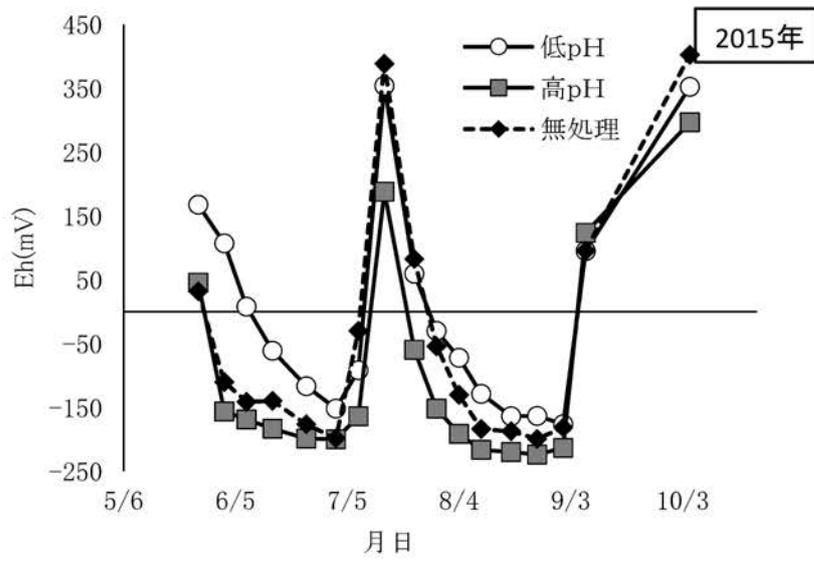


図 18 Ehの推移（土壌 pH試験）

表 31 水稲の生育と収量（土壌 pH 試験）

年次	区名	中干し前（6月20日）			最高分けつ期（7月10日）			成熟期（9月）		
		草丈 (cm)	茎数 (本 m ⁻²)	葉色 (SPAD値)	草丈 (cm)	茎数 (本 m ⁻²)	葉色 (SPAD値)	稈長 (cm)	穂数 (本 m ⁻²)	精玄米重 (t ha ⁻¹)
2015	低pH	30.7 a	285 a	38.3 a	52.5 a	464 a	38.0 a	81.6 a	415 a	5.66 a
	高pH	30.4 a	269 a	39.2 a	53.1 a	525 a	40.2 a	81.9 a	435 a	5.80 a
	無処理	31.8 a	281 a	38.4 a	52.9 a	445 a	39.1 a	80.2 a	386 a	5.70 a
2016	低pH	35.2 a	279 a	36.6 a	55.2 a	324 a	37.6 a	74.8 a	325 a	5.89 a
	高pH	33.7 a	233 a	38.0 a	57.6 a	342 a	39.6 a	77.8 a	332 a	5.83 a
	無処理	34.8 a	263 a	36.2 a	56.4 a	317 a	37.3 a	76.0 a	331 a	5.94 a

同一年の異なる文字間には有意差あり（Tukeyの多重比較, p<0.05）。

表 32 山形県内の稲わら施用水田におけるメタン測定事例（灰色低地土，表 24 以外）

年次	栽培期間中の メタン発生量 (g CH ₄ m ⁻² ±標準偏差)	中干しの 程度	連作田 または 復元田	処理区	測定地点	文献
2000	49.6	中	連作水田		鶴岡市	神尾ら(2004), 農土誌, 72, 799-802 ³⁴⁾
2001	32.9	中	連作水田		鶴岡市	神尾ら(2004), 農土誌, 72, 799-802 ³⁴⁾
2002	27.9	中	連作水田		鶴岡市	神尾ら(2004), 農土誌, 72, 799-802 ³⁴⁾
2002	44.0	中	連作水田		鶴岡市	神尾ら(2004), 農土誌, 72, 799-802 ³⁴⁾
2002	50.3	中	連作水田		鶴岡市	神尾ら(2004), 農土誌, 72, 799-802 ³⁴⁾
2002	40.7	中	連作水田		鶴岡市	神尾ら(2004), 農土誌, 72, 799-802 ³⁴⁾
1996	43.0	無	復元3年目		山形市	熊谷ら(1998), 土肥誌, 69, 333-339 ⁵¹⁾
2008	35.5	中・前延長	連作水田	第IV章の前延長区	山形市	塩野ら(2019), 土肥誌, 90, 193-200 ¹⁰¹⁾
2008	41.9	中・後延長	連作水田	第IV章の後延長区	山形市	塩野ら(2019), 土肥誌, 90, 193-200 ¹⁰¹⁾
2009	14.2	中・前延長	連作水田	第IV章の前延長区	山形市	塩野ら(2019), 土肥誌, 90, 193-200 ¹⁰¹⁾
2009	17.1	中・後延長	連作水田	第IV章の後延長区	山形市	塩野ら(2019), 土肥誌, 90, 193-200 ¹⁰¹⁾
2010	40.9	中	連作水田	第III章の秋浅耕区	山形市	塩野ら(2016), 土肥誌, 87, 101-109 ¹⁰⁰⁾
2010	54.0	中	連作水田	第III章の秋通常耕区	山形市	塩野ら(2016), 土肥誌, 87, 101-109 ¹⁰⁰⁾
2011	49.9	中	連作水田	第III章の秋浅耕区	山形市	塩野ら(2016), 土肥誌, 87, 101-109 ¹⁰⁰⁾
2011	57.6	中	連作水田	第III章の秋通常耕区	山形市	塩野ら(2016), 土肥誌, 87, 101-109 ¹⁰⁰⁾
2012	19.9	中	連作水田	第III章の秋浅耕区	山形市	塩野ら(2016), 土肥誌, 87, 101-109 ¹⁰⁰⁾
2012	24.8	中	連作水田	第III章の秋通常耕区	山形市	塩野ら(2016), 土肥誌, 87, 101-109 ¹⁰⁰⁾
2013	85.6	中	連作水田	第III章の秋浅耕区	山形市	塩野ら(2016), 土肥誌, 87, 101-109 ¹⁰⁰⁾
2013	107.6	中	連作水田	第III章の秋通常耕区	山形市	塩野ら(2016), 土肥誌, 87, 101-109 ¹⁰⁰⁾
2015	11.7	中	連作水田	第VI章の低pH区	山形市	塩野ら(2020), 土肥誌, 91, 437-444 ¹⁰²⁾
2015	37.8	中	連作水田	第VI章の高pH区	山形市	塩野ら(2020), 土肥誌, 91, 437-444 ¹⁰²⁾
2015	31.4	中	連作水田	第VI章の無処理区	山形市	塩野ら(2020), 土肥誌, 91, 437-444 ¹⁰²⁾
2016	29.6	中	連作水田	第VI章の低pH区	山形市	塩野ら(2020), 土肥誌, 91, 437-444 ¹⁰²⁾
2016	50.9	中	連作水田	第VI章の高pH区	山形市	塩野ら(2020), 土肥誌, 91, 437-444 ¹⁰²⁾
2016	33.5	中	連作水田	第VI章の無処理区	山形市	塩野ら(2020), 土肥誌, 91, 437-444 ¹⁰²⁾
平均値	41.3 ± 21					

表24の21事例を合わせた平均値は43.7 g CH₄m⁻².

表 33 山形県内の稲わら施用水田におけるメタン測定事例（グライ低地土）

年次	栽培期間中の メタン発生量 (g CH ₄ m ⁻² ±標準偏差)	中干しの 程度	測定地点	文献
2001	44.7	無	三川町	神尾ら(2002), 農土論集, 218, 139-147 ³³⁾
2008	35.9	中	鶴岡市	Itoh, <i>et al.</i> (2011), Agric. Ecosyst. Environ., 141, 359-372 ³²⁾
2008	33.9	中・早期中干し	鶴岡市	Itoh, <i>et al.</i> (2011), Agric. Ecosyst. Environ., 141, 359-372 ³²⁾
2009	36.5	中	鶴岡市	Itoh, <i>et al.</i> (2011), Agric. Ecosyst. Environ., 141, 359-372 ³²⁾
2009	23.0	中・後延長	鶴岡市	Itoh, <i>et al.</i> (2011), Agric. Ecosyst. Environ., 141, 359-372 ³²⁾
平均	34.8 ± 7.8			

すべて連作水田で測定された事例.

表 34 山形県内の有機物無施用水田におけるメタン測定事例（灰色低地土）

年次	栽培期間中の メタン発生量 (g CH ₄ m ⁻² ±標準偏差)	中干しの 程度	処理区	測定地点	文献
1994	4.2	強		山形市	熊谷ら(2000), 土肥誌, 71, 643-650 ⁵²⁾
1992	8.3	弱		山形市	熊谷ら(2000), 土肥誌, 71, 643-650 ⁵²⁾
1993	11.6	弱		山形市	熊谷ら(2000), 土肥誌, 71, 643-650 ⁵²⁾
2006	4.9	中	第Ⅱ章の連作水田 (N) 区	山形市	塩野ら(2014), 土肥誌, 85, 420-430 ⁹⁹⁾
2007	6.3	中	第Ⅱ章の連作水田 (N) 区	山形市	塩野ら(2014), 土肥誌, 85, 420-430 ⁹⁹⁾
2008	4.8	中	第Ⅱ章の連作水田 (N) 区	山形市	塩野ら(2014), 土肥誌, 85, 420-430 ⁹⁹⁾
2009	2.3	中	第Ⅱ章の連作水田 (N) 区	山形市	塩野ら(2014), 土肥誌, 85, 420-430 ⁹⁹⁾
2013	51.6	中	第Ⅲ章の稲わら無施用区	山形市	塩野ら(2016), 土肥誌, 87, 101-109 ¹⁰⁰⁾
平均	11.8 ± 16.3				

すべて連作水田で測定された事例.

表 35 山形県内の有機物無施用水田における測定事例（多湿黒ボク土）

年次	栽培期間中の メタン発生量 (g CH ₄ m ⁻² ±標準偏差)	中干しの 程度	測定地点	文献
1992	1.8	中	新庄市	熊谷ら(1997), 山形研報, 31, 79-94 ⁵⁰⁾
1993	5.3	中	新庄市	熊谷ら(1997), 山形研報, 31, 79-94 ⁵⁰⁾
1994	5.8	中	新庄市	熊谷ら(1997), 山形研報, 31, 79-94 ⁵⁰⁾
平均	4.3 ± 2.2			

すべて連作水田で測定された事例.

表 36 山形県内の水田におけるメタン発生量（試算値）

土壌群	面積	割合	単位面積当たりメタン発生量 (g CH ₄ m ⁻²)		メタン (CH ₄) 発生量 (t year ⁻¹)			備考
	(ha)	(%)	稲わら	無施用 ^{注1)}	稲わら施用	無施用	合計	
グライ低地土	31,431	45.5	34.8	9.4	10,719	59.1	10,778	文献値（表33）
灰色低地土	17,054	24.7	43.7	11.8	7,306	40.3	7,346	文献値及び本論文での測定事例（表24、表32、表34）
多湿黒ボク土	7,381	10.7	8.5	4.3	615	6.3	621	日本国温室効果ガスインベントリ報告書（2014） ⁴⁶⁾ 、表35
黒泥土	3,619	5.2	26.8	7.2	951	5.2	956	日本国温室効果ガスインベントリ報告書（2014） ⁴⁶⁾
褐色低地土	3,484	5.0	19.1	5.2	652	3.6	656	日本国温室効果ガスインベントリ報告書（2014） ⁴⁶⁾
泥炭土	2,568	3.7	26.8	7.2	674	3.7	678	日本国温室効果ガスインベントリ報告書（2014） ⁴⁶⁾
黒ボクグライ土	1,569	2.3	8.5	2.3	131	0.7	132	日本国温室効果ガスインベントリ報告書（2014） ⁴⁶⁾
グライ台地土	983	1.4	34.8	9.4	335	1.8	337	グライ低地土の値（表33）
黄色土	741	1.1	21.4	5.8	155	0.9	156	日本国温室効果ガスインベントリ報告書（2014） ⁴⁶⁾
灰色台地土	269	0.4	43.7	11.8	115	0.6	116	灰色低地土の値（表24、表32、表34）
合計	69,100	100.0	-	-	21,653	122.2	21,775	
平均	-	-	32.0	8.8	-	-	-	

県内の水田面積（青刈り面積を含む）は平成30年産作物統計（農水省）⁸⁰⁾、土壌群の割合は地力保全基本調査総合成績書（昭和53年）¹³⁶⁾による。

注1)有機物無施用水田(灰色低地土)のメタン発生量平均 11.8g/稲わら施用水田(灰色低地土)のメタン発生量平均43.7g=0.27を、各土壌群の稲わら施用水田のメタン発生量に乗じた（多湿黒ボク土を除く）、多湿黒ボク土における無施用水田の値は表35による。

単位面積当たりメタン発生量の平均値は、土壌群毎のメタン発生量合計を総面積で除して求めた。

表 37 水田から発生するメタンの削減技術と温室効果ガス削減割合及び精玄米収量

年次	水田からの メタン削減技術	温室効果ガス ^{注1)} 削減割合 (%)		温室効果ガス発生量 (CO ₂ 等価量kg) ^{注1)}				精玄米収量		慣行比 収量 (%)
		面積当たり	玄米重量当たり	(ha ⁻¹)		(玄米kg ⁻¹)		(t ha ⁻¹)		
				処理区	慣行区	処理区	慣行区	処理区	慣行区	
2006	畑転換	86	-	1,581	11,160	-	-	-	5.86	-
2007	畑転換	88	-	1,579	13,159	-	-	-	6.50	-
2008	畑→水田復元 (1年目)	84	83	2,080	12,614	0.32	1.88	6.44	6.70	96
2009	畑→水田復元 (2年目)	38	29	5,334	8,554	0.85	1.21	6.26	7.08	88
2010	秋浅耕	31	33	11,428	16,603	1.72	2.59	6.64	6.42	103
2011	秋浅耕	20	23	14,218	17,676	2.10	2.72	6.78	6.51	104
2012	秋浅耕	55	55	5,723	12,734	0.92	2.02	6.25	6.31	99
2013	秋浅耕	36	41	24,067	37,657	3.55	6.02	6.78	6.26	108
2010	秋通常耕	9	10	15,093	16,603	2.32	2.59	6.50	6.42	101
2011	秋通常耕	8	9	16,229	17,676	2.46	2.72	6.60	6.51	101
2012	秋通常耕	45	43	7,055	12,734	1.15	2.02	6.14	6.31	97
2013	秋通常耕	20	26	30,172	37,657	4.46	6.02	6.76	6.26	108
2008	中干し前延長	36	34	9,876	15,427	1.52	2.31	6.48	6.67	97
2009	中干し前延長	48	42	4,121	7,928	0.70	1.20	5.92	6.60	90
2008	中干し後ろ延長	24	25	11,710	15,427	1.74	2.31	6.73	6.67	101
2009	中干し後ろ延長	37	34	4,991	7,928	0.79	1.20	6.30	6.60	95

注1) メタン及び一酸化二窒素.

表 38 水田から発生するメタンの削減技術と山形県内で導入した場合のメタン削減量（試算値）

導入技術	メタン削減割合 ^{注1)}				精玄米収量		観測数	県内の稲わら施用水田からのメタン削減量試算値 (t・year ⁻¹) ^{注2)}	
	面積当たり		精玄米重量当たり		慣行比	(平均値)		5%の水田で削減技術導入と仮定	40%の水田で削減技術導入と仮定
	(%)	(平均値)	(%)	(平均値)					
畑転換	86~88	(86.9)	-	-	-	-	2	941	7,527
畑→水田復元 (1年目)	84	-	84	-	96	-	1	909	7,275
畑→水田復元 (2年目)	37	-	29	-	88	-	1	401	3,205
秋浅耕 (5~8cm程度)	20~56	(36.0)	23~56	(38.5)	99~108	(104)	4	390	3,117
秋通常耕 (15cm~20cm程度)	8~46	(20.6)	9~44	(22.3)	97~108	(102)	4	223	1,785
中干し前延長	36~48	(42.0)	34~42	(38.0)	90~ 97	(93)	2	454	3,634
中干し後ろ延長	24~37	(30.6)	24~34	(29.4)	95~101	(98)	2	331	2,648

注1) 畑転換はトレードオフで発生する一酸化二窒素も考慮している。その他の導入技術はメタンのみの削減割合を評価している。

注2) 表36から県内の稲わら施用水田からのメタン発生量を21,653tとし、面積当たりメタン削減割合（平均値）を乗じた。