

No. 25
MAY 2025

滋賀県農業技術振興センター
特別研究報告 第 25 号
SPECIAL BULLETIN OF THE
SHIGA AGRIC. TECH. PROM.
CENT.

水田農業における温室効果ガス排出量削減技術の開発と
その定量評価に関する研究

Development of greenhouse gas emission reduction technology in paddy agriculture
and its quantitative evaluation

滋賀県農業技術振興センター

(〒521-1301 滋賀県近江八幡市安土町大中 516)

2025 年 5 月

SHIGA PREFECTURE AGRICULTURAL TECHNOLOGY
PROMOTION CENTER
(516 DAINAKA, AZUCHI-CHO, OMIHACHIMAN-SHI, SHIGA 521-1301, JAPAN)

滋賀農技セ特別研究報告 第25号：1-71(2025)

Spec. Bull. Shiga Agric. Tech. Prom. Cent.

水田農業における温室効果ガス排出量削減技術の開発と その定量評価に関する研究

蓮川博之

Development of greenhouse gas emission reduction technology in paddy agriculture
and its quantitative evaluation

Hiroyuki HASUKAWA

滋賀県農業技術振興センター

2025年5月

SHIGA PREFECTURE AGRICULTURAL TECHNOLOGY
PROMOTION CENTER

MAY 2025

水田農業における温室効果ガス排出量削減技術の開発と その定量評価に関する研究

目 次

1. 序論	る被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果
1. 1 研究背景	3. 1 緒言
1. 2 滋賀県における環境保全型農業の推進について	3. 2 材料および方法
1. 3 滋賀県および国における温室効果ガス削減の取り組みについて	3. 2.1 試験圃場および試験区の設置
1. 4 田畠輪換について	3. 2.2 N ₂ O排出量の測定
1. 5 本研究の目的	3. 2.3 コムギ・ダイズの収量、土壤および作物体の成分の測定方法
2. 水稲連作と田畠輪換におけるメタンおよび一酸化二窒素排出量と土壤炭素貯留量の合計としての温室効果ガスの正味の収支の比較	3. 2.4 統計解析法
2. 1 緒言	3. 3 結果
2. 2 材料および方法	3. 3.1 N ₂ O フラックス
2. 2.1 試験圃場および試験区の設置	3. 3.1.1 コムギ作付期
2. 2.2 CH ₄ とN ₂ O排出量の測定	3. 3.1.2 ダイズ作付期
2. 2.3 水稲の収量・品質、コムギ・ダイズの収量、土壤および作物体の成分の測定方法	3. 3.2 気象およびWFPS、土壤無機態窒素濃度
2. 2.4 RothCモデルに基づく土壤炭素貯留量の推定	3. 3.2.1 コムギ作付期
2. 2.5 温室効果ガスの正味の収支の推定	3. 3.2.2 ダイズ作付期
2. 2.6 統計解析法	3. 3.3 N ₂ O排出量およびN ₂ O排出係数
2. 3 結果	3. 3.3.1 コムギ作付期
2. 3.1 CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ eq 排出量	3. 3.3.2 ダイズ作付期
2. 3.1.1 CH ₄ およびN ₂ O フラックス	3. 3.3.3 通年(コムギ作+ダイズ作)
2. 3.1.2 降水量および気温、地温	3. 3.4 被覆肥料活用時における生育初期のN ₂ O排出量および基肥の速効性窒素成分量の比較評価
2. 3.1.3 WFPS	3. 3.4.1 コムギ作付期
2. 3.1.4 土壤Eh	3. 3.4.2 ダイズ作付期
2. 3.1.5 CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ eq 排出量	3. 3.5 コムギ、ダイズの収量および窒素蓄積量
2. 3.2 RothCモデルを用いた土壤炭素貯留量の予測評価	3. 4 考察
2. 3.3 GHG ネットバランスの推定	3. 4.1 N ₂ O排出量削減効果とその影響要因の検討
2. 3.4 水稲の収量・品質、コムギ・ダイズの収量、地上部の窒素蓄積量	3. 4.2 収量確保とN ₂ O排出量削減の両立を図る
2. 4 考察	3. 5 結論
2. 4.1 温室効果ガス排出量の緩和効果とその規制要因の時間的変化	4. 灰色低地土の3年4作田畠輪換体系を通した水稲作での中干し期間の延長とコムギ・ダイズ作での被覆肥料活用による温室効果ガス排出量削減効果
2. 4.2 田畠輪換ローテーションシステムの緩和効果に対する気候の影響	4. 1 緒言
2. 4.3 土壤炭素貯留量とGHG排出量の総合評価	4. 2 材料および方法
2. 5 結論	4. 2.1 試験圃場および試験区の設置
3. 灰色低地土の水田転換畑のコムギ・ダイズ作体系における被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果	4. 2.2 CH ₄ とN ₂ O排出量の測定
	4. 2.3 コムギ・ダイズの収量、水稻の収量・品質、土壤および作物体の成分の測定方法
	4. 2.4 統計解析法
	4. 3 結果
	4. 3.1 CH ₄ およびN ₂ O フラックス

4. 3. 2 気象および土壤 Eh, WFPS, 土壌無機態 窒素濃度	34	6. 2 温室効果ガス排出量削減と収量確保の両立	56
4. 3. 3 CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ eq 積算排出量	38	6. 3 残された課題とその解決に向けて	56
4. 3. 4 コムギ, ダイズの収量および窒素蓄積量, 水稻の 収量・品質, 窒素蓄積量	38	6. 4 総括	57
4. 4 考察		摘要	58
4. 4. 1 CH ₄ 排出量の時間的変化とその影響要因	40	謝辞	62
4. 4. 2 CH ₄ およびN ₂ O排出量のトレードオフ	41	参考文献	62
4. 4. 3 緩和策導入による生産性への影響	41	Summary	69
4. 4. 4 田畠輪換体系を通した緩和策導入による温室効果 ガス排出削減効果	41		
4. 5 結論	42		
5. 水田転換ダイズ畑からの一酸化二窒素排出量に対する肥 効調節肥料と減肥の影響			
5. 1 緒言	43		
5. 2 材料および方法			
5. 2. 1 試験圃場および試験区の設置	43		
5. 2. 2 N ₂ O排出量の測定	44		
5. 2. 3 ダイズの収量, 作物体および土壌の成分の 測定方法	45		
5. 2. 4 収量あたりの N ₂ O排出量	45		
5. 2. 5 統計解析法	45		
5. 3 結果			
5. 3. 1 N ₂ O排出量	45		
5. 3. 1. 1 N ₂ O フラックス	45		
5. 3. 1. 2 地温および降水量	45		
5. 3. 1. 3 WFPS	45		
5. 3. 1. 4 土壌無機態窒素濃度	46		
5. 3. 1. 5 N ₂ O排出量	46		
5. 3. 1. 6 N ₂ O排出係数	46		
5. 3. 2 ダイズ収量および窒素蓄積量	49		
5. 3. 3 収量あたりの N ₂ O排出量	49		
5. 4 考察			
5. 4. 1 N ₂ O排出量削減効果とその規定要因	50		
5. 4. 1. 1 N ₂ O フラックス	50		
5. 4. 1. 2 N ₂ O排出量	50		
5. 4. 2 施肥窒素と N ₂ O排出量の関係	52		
5. 4. 3 ダイズ収量と N ₂ O排出量の関係	52		
5. 4. 4 水田輪作体系と温室効果ガス排出量との関係	52		
5. 5 結論	53		
6. 総合考察			
6. 1 水田における温室効果ガス排出削減技術と正味の 収支について	54		

1. 序論

1. 1 研究背景

近年世界的に平均気温が上昇し、地球温暖化が指摘されているが、その温暖化を抑制するには温室効果ガス排出量の大幅かつ持続的な削減が必要とされている（IPCC, 2014）。農業からの温室効果ガス排出は林業や他の土地利用変動と合わせた排出セクター（AFOLU セクター）として扱われているが、その排出量は全人為排出量の約 1/4 を占めると見積もられている（農林水産省, 2021a）。農耕地から排出される温室効果ガスとしては、二酸化炭素（CO₂）、メタン（CH₄）および一酸化二窒素（亜酸化窒素：N₂O）があり、CH₄ の主な排出源は水田である。水田土壤において、湛水開始後、土壤中の酸化物質が徐々に還元され、酸化還元電位（Eh）が -150 mV 程度に低下し、還元状態になった後、CH₄ の生成が開始される。土壤中で生成された CH₄ は、主に水稻の通気組織を通じて放出され、一部は田面水中を拡散する気泡として大気へと放出される（八木, 2009）。また、農耕地における N₂O は主に化学肥料および有機質肥料の窒素施用に起因し、発生している。農地土壤に施用された窒素の一部は、微生物の硝化作用や脱窒作用により一酸化窒素（NO）と N₂O として放出される（Akiyama and Tsuruta, 2003）。

一酸化二窒素（亜酸化窒素：N₂O）は二酸化炭素の約 300 倍の温室効果を持ち、京都議定書により削減義務を負うことが決定されている。また N₂O は、オゾン層破壊の主要な原因物質の一つでもある。N₂O の人為的発生源のうち、最大のものは農業であり、肥料が施用された土壤と家畜排泄物の処理過程（堆肥化等）からの N₂O 排出量は、地球全体の人為的発生量の約 40%を占めると推定されている（IPCC, 2007）。

そのような中、CH₄ と N₂O は、世界的な水田耕作の拡大と窒素肥料の施肥量の増加により過去半世紀以上にわたって急激に増加していることが指摘されており（Fagodiya et al., 2020; Fagodiya et al., 2017; 八木, 2009），水田由来（CH₄）および合成肥料由来（N₂O）の温室効果ガス排出量は AFOLU セクターの 23%を占めると見積もられている（農林水産省, 2020a）。水田作のイネはアジアで約 90%を生産していることから（FAO, 2020），アジアではこれまで水田からの CH₄ 排出削減対策として様々な研究が実施してきた（Yagi and Minami, 1990; Kimura et al., 1991; Gupta et al., 2016; Yagi, 2002; Setyanto et al., 2018; Oo et al., 2018）。

八木（1997a）は、水田の還元状態が進むことでより多く発生する CH₄ の排出削減技術を評価した。その中で、削減技術を①水管理、②肥料・資材、③有機物管理、④土壤改良、⑤その他（品種選抜や輪作）に分類しており、最も有効な技術は間断灌漑や排水促進（中干し）の水管理、堆肥化や酸化的分解等の有機物管理であると位置づけている。

水田からの CH₄ 排出削減技術である水管理としては、間断灌漑や中干し期間の延長等が有効であることが数多く報告されている（北田, 1991; Yagi et al., 1996; 魚木・野田, 2001; Itoh et al., 2012; 須藤, 2010; Malyan et al., 2016; 塩野ら, 2019）。その中でも、Itoh et al. (2012) は全国 9か所で中干し期間の延長による水田からの CH₄ 発生量の削減効果を検証した結果、稻わらなどの有機物を施用した水田では、通常より中干し期間を 3 日から 1 週間程度延長することで、コメ収量への影響を抑えながらメタン発生量を平均 30%削減できることを明らかにした。これらの実証試験の成果は「水

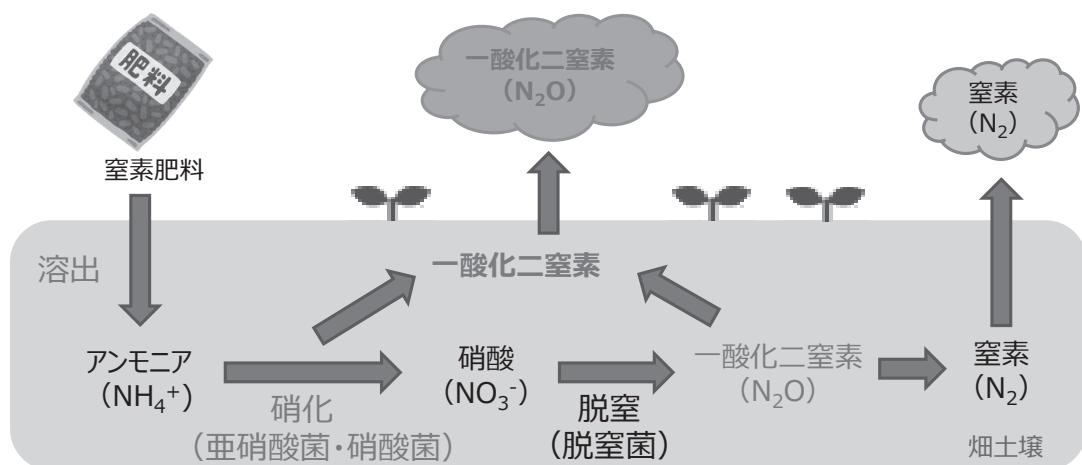


図 1.1 N₂O 排出経路。

田メタン発生抑制のための新たな水管理技術マニュアル」((独)農業環境技術研究所, 2012)としてとりまとめられた。これらを基に、2013年度から環境保全型農業直接支払制度の滋賀県における地域特認取組として「長期中干し」が承認され(2019年度からは国の全国共通取組として追加), 2020年度においては滋賀県の水稻栽培面積の約40%で取り組まれ、温暖化防止に地域全体で大きく貢献している。

一方、堆肥化や酸化的分解等の有機物管理としては、収穫後の稻わらを秋鋤き込みすることにより、春鋤き込みと比較して鋤き込まれた稻わらの腐熟化が促進され、CH₄排出量を削減できることが明らかになっている(犬伏ら, 1994; 後藤ら, 2004; 松本ら, 2002; 三浦, 2003; 塩野ら, 2016)。また、有機物を堆肥化することによりCH₄排出量が消除できること(三浦, 1996; 犬伏ら, 1994)や、資材添加に伴う稻わら腐熟促進によりCH₄排出量が削減できること(塩野ら, 2020)も明らかにされている。

これらの水管理や有機物管理については、実際の生産現場において、中干しへ収穫作業にかかる地耐力の維持や水稻の収量や品質向上の観点から、稻わらの秋鋤き込みは移植後の還元障害による初期生育不良を回避する観点から、現地で指導され(滋賀県, 2015)，実践されていることが多い。

水田における一酸化二窒素(亜酸化窒素:N₂O)排出量の報告については、湛水期間中は通常の施肥量では、N₂Oはほとんど発生しなかったという報告(Yagi et al., 1996; Cai et al., 1997; 石橋ら, 2007; Nishimura et al., 2011; 蓮川ら, 2013; 塩野ら, 2014)がある。水田からは湛水期間中にCH₄が排出され、落水期間中にN₂Oが排出されるというトレードオフ関係にあり、中干し時や間断灌漑時等の落水時に一時的なN₂Oフラックスが認められる(Nishimura et al., 2011)。また、水稻収穫後から次作の入水までの水稻非作付期においても、N₂O排出量が認められるもの(Nishimura et al., 2011; 石橋ら, 2007; Toma et al., 2019)，水田ではCH₄排出量削減を目的とした中干し期間の延長や田畠輪換の導入により、トレードオフとしてN₂O排出量の増加が懸念されるため、年間を通じたCH₄とN₂O排出量の調査が必要である。

農耕地におけるN₂Oの排出削減には、施肥管理と排水性の改善、および耕作放棄が有効な対策である(IPCC, 2007)。この中でも、施肥管理は生産現場でも実用可能であると考えられ、被覆肥料および硝化抑制剤入り肥料によるN₂O排出量削減技術は数多く研究されている(Akiyama et al., 2010; 野田, 2001; 渡辺ら, 1999; 三浦・田口, 1995; 森本ら, 2008; Yamamoto et al., 2013)。一般的にN₂O排出量は窒素施用量と正の相関関係にあり、窒素施用が少ないとN₂O排出量が少なくなるとされており(Van Groenigen et al., 2010)，窒素利用効率を高めた被覆肥料活用に伴う窒素減肥によるN₂O排出量削減効果が報告されている(Shcherbak et al., 2014; Shasha et al., 2016)。世界の窒素肥料の消費量は1961

年に11.8 Tg N 年⁻¹であったが、2010年には104.5 Tg N 年⁻¹へと約9倍に増加し(IFAP, 2016)，今後の食料増産に伴う窒素肥料の消費により、N₂O排出量は将来さらに増加すると予想される。また、食料増産の観点から、主要穀物の収量向上および生産安定は国際的な課題であることからも、収量を確保しながら、N₂O排出量を削減する技術の開発評価がより重要な課題である。

二酸化炭素(CO₂)はCH₄やN₂Oと同様に農耕地から排出される温室効果ガスの一つである。CO₂収支は、土壤中の有機物分解に伴うCO₂排出分(炭素アウトプット)と土壤中の有機物施用に伴うCO₂源である炭素貯留分(炭素インプット)で評価され、入力が output を上回り、炭素を吸収すれば地球温暖化を抑制することになる(IPCC, 2007; 白戸, 2006)。

CO₂の排出および吸収である土壤炭素含量の変動を知る方法として、長期の圃場試験は有用であるものの、さまざまな気候帯や農耕地管理においてそれを行うことは困難である。このため、これらの要因を含む土壤炭素動態モデルを使った予測が、炭素収支の評価手法として利用されている(野内, 2006)。日本では英國発の Rothamsted Carbon (RothC) モデル(現行版)を水田用改良版として実用化され(Shirato and Yokozawa, 2005)，さらに現行版と水田用改良版を組み合わせることで、田畠輪換圃場においてもその適用性を認めている(Shirato et al., 2011)。なお、水田における土壤CO₂フラックスの測定事例は水稻非作付期ではMinamikawa and Sakai(2007)や石橋ら(2009)，水稻作付期(湛水期間中)ではYamagishi et al. (1980)，およびKoizumi et al. (2001)で報告されているものの、田畠輪換圃場における調査事例は見当たらない。これらのことからも、CO₂収支については、モデルを活用した土壤炭素量の増減から、CO₂の排出や吸収を算出する手法が有効であると考えられる。さらに、これらのモデルを活用して土壤からのCO₂の排出への温度の影響が定量的に予測できることが明らかになっており、日本国内においても寒冷地と温暖地では土壤炭素(CO₂)収支に違いがあると推察される。

今後の農耕地からの地球温暖化防止を図るために、CH₄とN₂O, CO₂の3成分の温室効果ガス収支の定量評価とその対策が重要な課題となる。この点については、異なる水田圃場でCH₄, N₂O, CO₂の3成分を調査した温室効果ガスの事例解析(GWP換算値)から、CH₄が最大の発生量であると推定されていること(鶴田, 2000)や、不耕起乾田直播水稻栽培における3成分の調査事例(GWP換算値)からも、CH₄が最大の発生量であり、全体への影響が最も大きいこと(石橋ら, 2009)が報告されている。

また、生産面の観点からは、地球温暖化の影響により、水稻では白未熟粒の増加に伴う品質低下が認められていること(杉浦, 2018)，コメの販売価格も1992年に22,813円60kg⁻¹だったものが、2016年には14,302円60kg⁻¹まで下落

していることから(仁井田, 2019), コメを主体とした水田農業経営はさらに厳しくなることが想定されるため, 新たな技術導入の際には, 収量および品質の維持向上は農業経営面から重要な課題である。

世界的には, FAOは2010年にClimate-Smart Agriculture (CSA)を「生産性を持続的に向上させ, 回復力(適応力)の強化, 温室効果ガス(GHG)排出を最大限削減(緩和), 国家食料安全保障および開発目標の達成を推進する農業」と定義づけており, 今後 CSAが世界的にも導入・拡大されることが予想される。さらに, Paustian et al. (2016)は, 作物を生産する土壤が温室効果ガス排出を軽減する可能性として, Climate-smart soilsを提案している。その中で, 温室効果ガスの排出量と削減量を定量的に把握することは大きな課題であり, 新たな研究と情報技術の開発により, 土壤が温室効果ガス政策により広く関連する可能性があることを報告している。

以上のことから, 温暖化の抑制と生産性の確保が両立できる水田の土壤施肥管理技術を開発し, その両面を評価し, 持続的で生産性の高い農業に貢献する必要がある。

1.2 滋賀県における環境保全型農業の推進について

滋賀県では近畿圏1400万人の水源である琵琶湖の水質保全が重要な課題として位置づけられている。滋賀県では耕地面積の92%を水田が占めており(滋賀県, 2021), 農業系負荷を低減するため, これまで水田ハローによる浅水代かき, 代かき・移植時の強制落水防止, 緩効性肥料の利用, 施肥田

植機による側条施肥, 稲わら秋鋤込みなどによる栄養塩類・濁水の流出負荷低減技術を確立し, 現地実証と普及に努めてきた(長谷川, 1992; 小林ら, 2005; 柴原ら, 1992; 柴原ら, 1994; 柴原, 2002)。しかしながら, 工業系や生活系の点源からの負荷低減対策が進む中, 面源の一つである農業系(農耕地)からの負荷が相対的に高まってきており, より一層の流出負荷低減対策が求められていた。このような背景から, 滋賀県では, 生産者, 消費者および流通が一体となって, より安全で安心な農産物を消費者へ供給し, 環境と調和のとれた農業生産を確保するため, 2003年3月に「滋賀県環境こだわり農業推進条例」を制定した。これにより, 化学肥料(窒素成分)および化学合成農薬の使用量を通常の5割以下に削減するとともに, 濁水の流出防止など琵琶湖をはじめとする環境への負荷を削減する「環境こだわり農業」を推進してきた。

また, 2004年度から全国に先駆けて創設した環境農業直接支払制度(環境こだわり農産物の栽培について, 農業者等が県と協定を締結し, 経済的助成を受ける)についての県民理解を深めるため, 本県農業の主体である水稻栽培について, 集落営農によって一體的に環境こだわり農業に取り組むモデル地域でその取組効果を定量評価した。

その結果, 図1.2に示すとおり, 化学肥料・化学合成農薬の使用削減と適正な水管理を組み合わせた環境こだわり農業の面的な取り組みにより, 常行栽培と同程度の収量・品質を確保しつつ, 水稻作付期に安定した栄養塩類等の流出負荷低減効果が得られ, 窒素収支がゼロに近くなり, 改善できることを明らかにした(蓮川ら, 2009)。

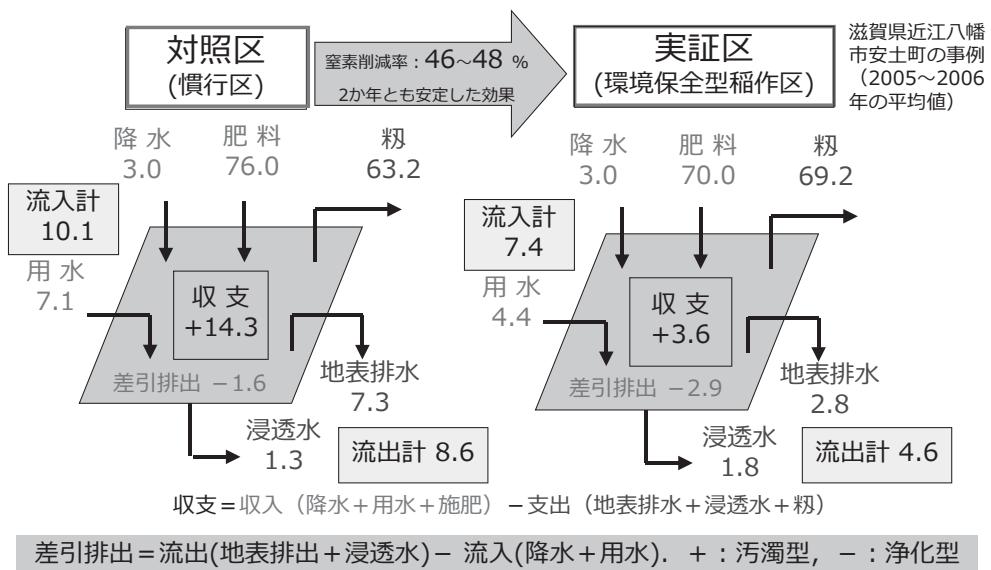


図1.2 環境こだわり農業における窒素流出負荷低減効果と窒素収支改善効果(蓮川ら, 2009)。

注) 実証区: 滋賀県の環境こだわり農産物栽培基準に基づき, 化学合成農薬および化学肥料(窒素成分)の使用量を通常(慣行)の5割以下に削減し(化学肥料使用削減分は有機質肥料で代替), 田植前の落水防止により濁水流出防止等を実施し, 農業排水を適正管理した。

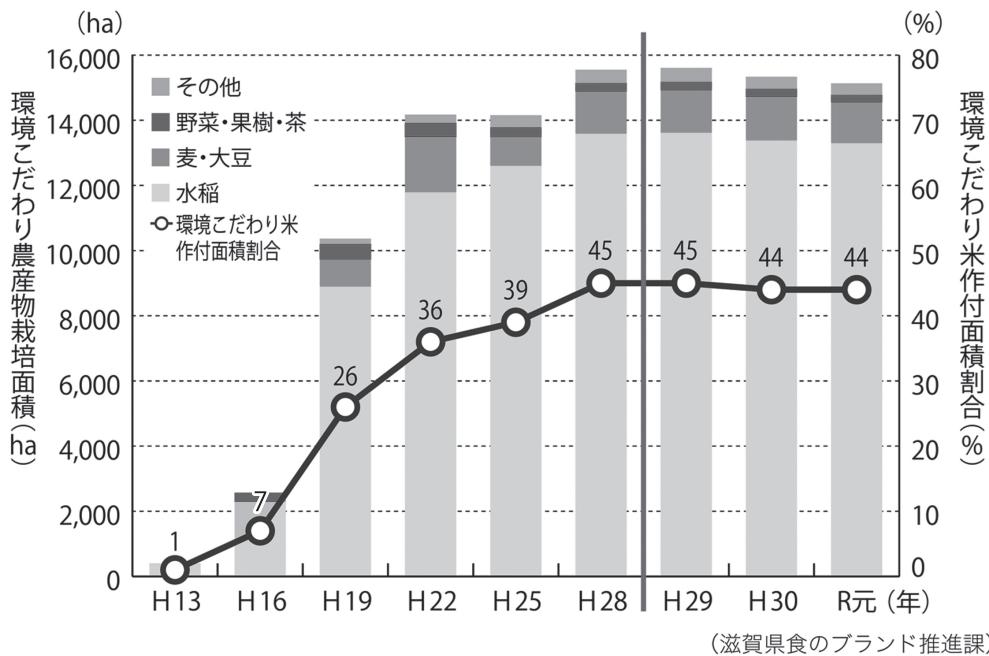


図1.3 滋賀県における環境こだわり農産物の栽培面積と環境こだわり米栽培面積の推移

これらの研究成果は、国の環境保全型農業直接支払制度の導入（2007年）に寄与し、滋賀県では、比較的取り組みやすい水稻を中心に面積が年々増加した（図1.3）。

しかしながら、近年は栄養塩類等の流出負荷低減に加えて地球温暖化防止や生物多様性保全に効果の高い技術導入が必要とされるようになり、国の環境保全型農業直接支払制度についても、それらの技術が取組要件に2013年から追加された。

2021年度の環境保全型農業直接支払交付金においては、全国共通取組として有機農業、カバークロップ（緑肥作物）、堆肥の活用等、地域特認取組として水稻の緩効性肥料の利用と長期中干し等が支援対象取組とされており、水質保全と併せて地球温暖化防止、生物多様性保全等に効果の高い取組を支援している（滋賀県、2021）。

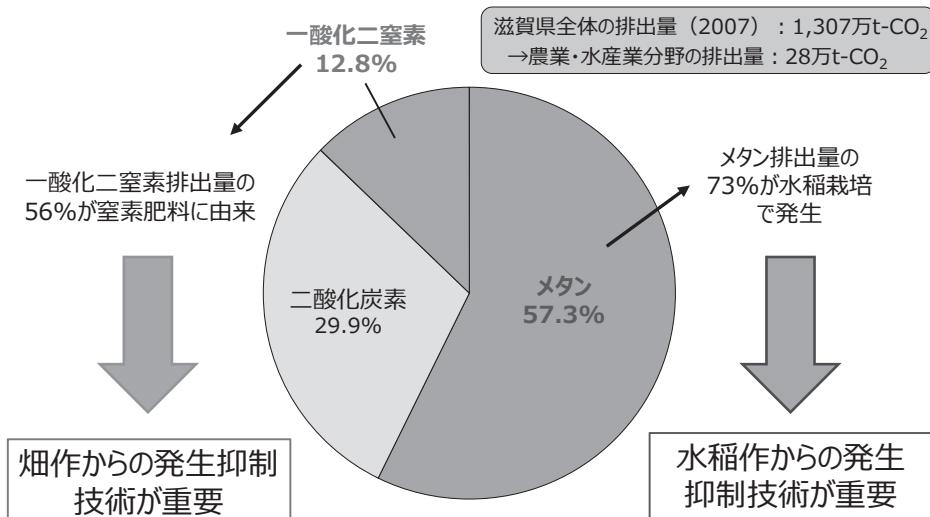
なお、2019年には環境こだわり農産物の生産面積は15,135ha（うち水稻は13,291haで水稻栽培面積の44%）にまで拡大した。2019年における環境保全型農業直接支払交付金については、耕地面積に占める取組面積の割合は全国第一位である（滋賀県、2021）。

1.3 滋賀県および国における温室効果ガス削減の取り組みについて

滋賀県では2011年3月に「滋賀県低炭素社会づくりに関する条例」を制定した。条例の中で、農業および水産業に係る低炭素社会づくりに関する取組として、温室効果ガス排出

量が少ない農業・水産業および地球温暖化に適応した農業・水産業の育成・振興などを位置づけた。また、2012年3月に「滋賀県低炭素社会づくり推進計画」を策定し、2017年3月に改定した目標では温室効果ガス排出量を2030年に2013年比で23%削減している。さらに、2020年1月には、2050年までに二酸化炭素の排出量を実質ゼロにすることを目指し、「“しがCO₂ネットゼロ”ムーブメント」キックオフ宣言をした。

農業分野においては、進行する地球温暖化に対応し、本県の農業・水産業の持続的発展を図るとともに、低炭素社会の実現に貢献する農業・水産業の推進を図るために、長期的目標を2030年度、中期的目標を2015年度とする「滋賀県農業・水産業温暖化対策総合戦略」を2011年3月に策定した。滋賀県の農業・水産業分野の換算値としてのCO₂排出量は28万t-CO₂で、CH₄排出量が57.3%を占め、次いで、CO₂(29.9%)、N₂O(12.8%)の順に多い。CH₄排出量については、そのうちの約70%が水稻で発生しているため、削減対策が最も重要である。また、N₂O排出量については、うち窒素肥料由来が56%を占めているため、畠地を中心とした削減対策が重要である。このような中、滋賀県の農業・水産業の特徴を反映した温暖化緩和策として「水稻栽培における中干しの適期実施」「炭素貯留の高い土壤管理方法、温室効果ガスを抑える営農方法の開発」を位置づけ、推進した（滋賀県、2011）。

図1.4 滋賀県農業分野での温室効果ガス排出量（CO₂換算）（滋賀県, 2011）。

注) 滋賀県農業・水産業温暖化総合戦略（2011年滋賀県農政水産部）を基に一部追記。

さらに、2017年3月に「滋賀県低炭素社会づくり推進計画」の改定等を踏まえ、「滋賀県農業・水産業温暖化対策総合戦略」（2011年3月策定）を見直し、温暖化緩和策・適応策を着実に進めるため、「滋賀県農業・水産業温暖化対策行動計画」を策定した。その中では、「水稻の中干し」や「家畜ふん堆肥の散布」に加えて、「緩効性肥料の利用」や「カバークロップのすき込み」などの温暖化緩和技術に取り組む「環境こだわり農業の推進」を行うこととしている（滋賀県, 2017）。

国においては、2014年にIPCC（気候変動に関する政府間パネル）第5次評価報告書が公表されるとともに、京都議定書に代わる2020年代以降の温室効果ガス排出削減等のための新たな国際枠組み「パリ協定」（2015年）が採択され、2016年5月に中長期の温室効果ガス削減目標等を定めた「地球温暖化対策計画」が閣議決定された。2017年3月には「農林水産省 地球温暖化対策計画」が決定された。また、持続可能な食料システムの構築に向け、2021年5月に「みどりの食料システム戦略」を策定し、長中期的な観点から、調達、生産、加工・流通、消費の各段階の取組とカーボンニュートラル等の環境負荷削減のイノベーションを推進し、2050年までの目指す姿の一つとして農林水産業のCO₂ゼロエミッション化の実現を位置づけた（農林水産省, 2021b）。

1.4 田畠輪換について

田畠輪換は、水田を数年単位に水田状態と畠状態とに周期的に繰り返して利用する土地利用方式であり、田畠輪換栽培は、その土地利用方式における作物栽培で、水田作物と畠作物との輪作の概念が含まれる（高橋, 1983）。また、水稻は連作障害がなく、長期の生産安定性および持続可能性が大きな利点である（久馬, 2016）。しかしながら、日本における水田ではコメの生産調整のために1969年から転作が開始され、

1978年に水田利用再編対策が開始されてから、連作の回避、地力回復、村落内の負担の公平性等の理由から田畠輪換が広く実施されてきた（新良ら, 2010）。2009年度には作物の作付けされた水田面積 2,330,000 ha の約3分の1 (710,000 ha) が畠地利用されているとみられる（新良ら, 2010）。

田畠輪換には、畠作による透水性の改良、過度の土壤還元の防止、土壤窒素の有効化等の利点があるのに加え、畠作に伴う塩基成分の欠乏、有機物の消耗、土壤の酸性化、雑草の増加等の問題が復田により改善されることが知られている（川口, 1977）。食料自給率向上のためのアプローチとして、農地資源が限られる我が国において、農地を有効に活用することが不可欠であり、稲作農家は水田において米だけではなく、ムギ、ダイズ等の転作作物を作付することとしている（農林水産省, 2010）。滋賀県では、農耕地面積で水田が92%を占め（滋賀県, 2020），主要な栽培体系として田畠輪換体系（3年一巡のブロックローテーションに伴う水稻・水稻・ムギ・ダイズの3年4作）が定着しており（図1.5），水田の高度利用が図られている。

1. 1の通り、八木（1997）は、水田からのCH₄排出削減技術として、水管理や有機物管理と併せて輪作も取り上げており、田畠輪換は水稻連作と比較して圃場が酸化的な状態で管理されることから、CH₄排出削減効果が期待される。

田畠輪換による温室効果ガス削減効果については、熊谷・今野（1998）、Nishimura et al. (2011)、塩野ら（2014）による報告がある。これらの報告では、水稻連作と比較して田畠輪換により復元田1年目ではCH₄排出量の顕著な削減効果が認められ、復元田2年目ではその削減効果が復元田1年目より低下することが報告されている。また、Takakai et al. (2017)は田畠輪換後のCH₄発生量を積雪寒冷地で3か年調査した結果、水稻連作との直接的な比較ではないが、田畠

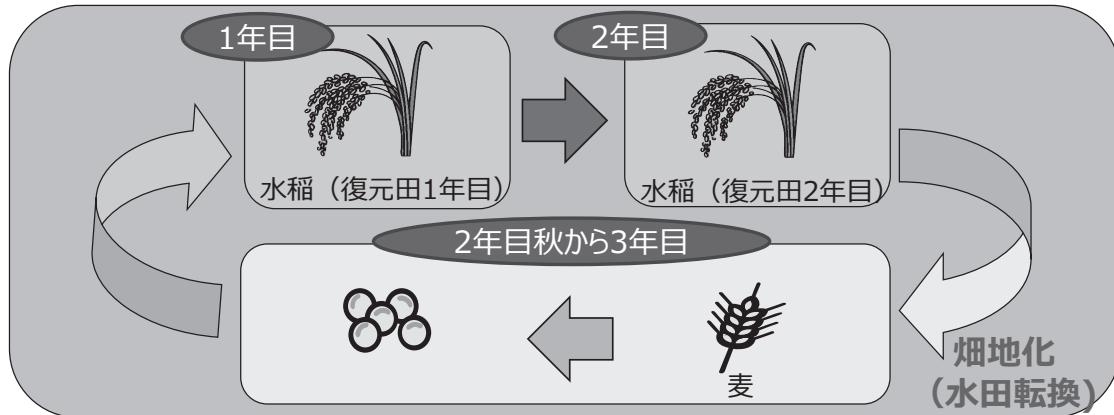


図1.5 滋賀県の主要な栽培体系である田畠輪換体系。

注) 2019年産栽培面積 ムギ類7,580ha, 大豆6,690ha.

輪換によるメタン削減効果は転換後2か年継続することを報告している。さらに、Cha-un et al. (2017) は熱帯モンスーン気候のタイにおいてコメ・トウモロコシの2毛作とコメ2期作を2か年調査した結果、復元田ではCH₄削減効果が認められたことを報告している。一方で、畑転換の際、CH₄排出量は削減できるが、一酸化二窒素(亜酸化窒素:N₂O)排出量は増加することが報告されている(Nishimura et al., 2011; 塩野ら, 2014)。この点については、塩野ら(2014)は田畠輪換によるCH₄排出削減とN₂O排出増加のトレードオフについては、CH₄排出削減効果の方が顕著に大きいことを報告している。以上のような調査結果があるものの、田畠輪換体系で管理された圃場において複数年に渡ってCH₄、N₂Oを継続調査し、水稻連作と比較調査し、田畠輪換による温室効果ガス排出削減効果を定量的に評価した事例は、積雪寒冷地水田における塩野ら(2014)の報告、ライシメーター水田におけるNishimura et al. (2011)の報告以外は見あたらない。従って、圃場レベルでこのような地域に定着した田畠輪換体系による温室効果ガス削減効果を複数年に渡り水稻連作と比較調査し、さらに土壤炭素収支も含めた正味の収支について評価した知見は未だ得られていない。

また、生産面の観点からは、地球温暖化による水田作物への影響として、水稻の白未熟粒の増加と併せて、ムギ類は高温で、登熟期間が短縮し光合成期間が短くなることによる減収・品質低下(細粒化)、ダイズは、開花期の高温・少雨等による落花や落英、また、これによる莢数減少に起因する青立ちの増加による減収が報告されている(杉浦, 2018)。さらに、温暖化に伴う高温条件では土壤有機物の分解が促進され、土壤有機物の減耗による土壤肥沃度(地力)の低下が懸念される(西田, 2018)。近年の地力低下の要因としては、①土づくりの停滞化、②田畠輪換の継続による可給態窒素(地力窒

素)の減少、③圃場整備や大型機械作業による土壤物理性悪化等が報告されており(高橋ら, 2015)、温暖化は土壤肥沃度低下に拍車をかける可能性がある(西田, 2018)。土壤肥沃度の低下(地力低下)に伴い、ダイズの収量が低下傾向にあると報告事例も数多い(稻原ら, 2006; 服部ら, 2013; 新良, 2013; 小田原ら, 2012)。

以上のことから、ムギ・ダイズを組み入れた田畠輪換体系によるCH₄やN₂Oへの影響評価と併せて土壤炭素収支も含めた総合的な温室効果ガス削減効果を評価すること、また田畠輪換作物であるムギ・ダイズの収量確保と温暖化緩和の両立を図る技術開発およびその評価は今後の水田農業の発展からも重要な課題である。

1. 5 本研究の目的

本論文では、アジアで最も主要な穀物であるコメを中心とした水田農業において、農業経営で最も重要である収量・品質を維持しながら、温暖化防止に貢献する技術を開発評価し、温室効果ガス排出量削減と収量確保の両立を目的とした。コメを中心とした水田農業としては、滋賀県の主要な体系であるムギ・ダイズを組み入れた田畠輪換体系(水稻・水稻・ムギ・ダイズの3年4作体系)を対象とした。

温室効果ガス排出量削減と収量確保のロードマップを図1.6に示す。収量および品質を維持しながら、①現状の水田農業の実践(田畠輪換)による温室効果ガス排出削減、②田畠輪換体系におけるコムギ・ダイズ栽培での被覆肥料*等の活用と水稻栽培での中干し期間の延長による温室効果ガス排出削減、③田畠輪換体系におけるダイズ栽培での被覆硝酸性肥料と減肥の組み合わせによる一層の温室効果ガス排出削減効果を明らかにし、モンスーンアジアも含めた水田農業における“気候変動にも配慮した”最適な土壤管理の確立を目指した。

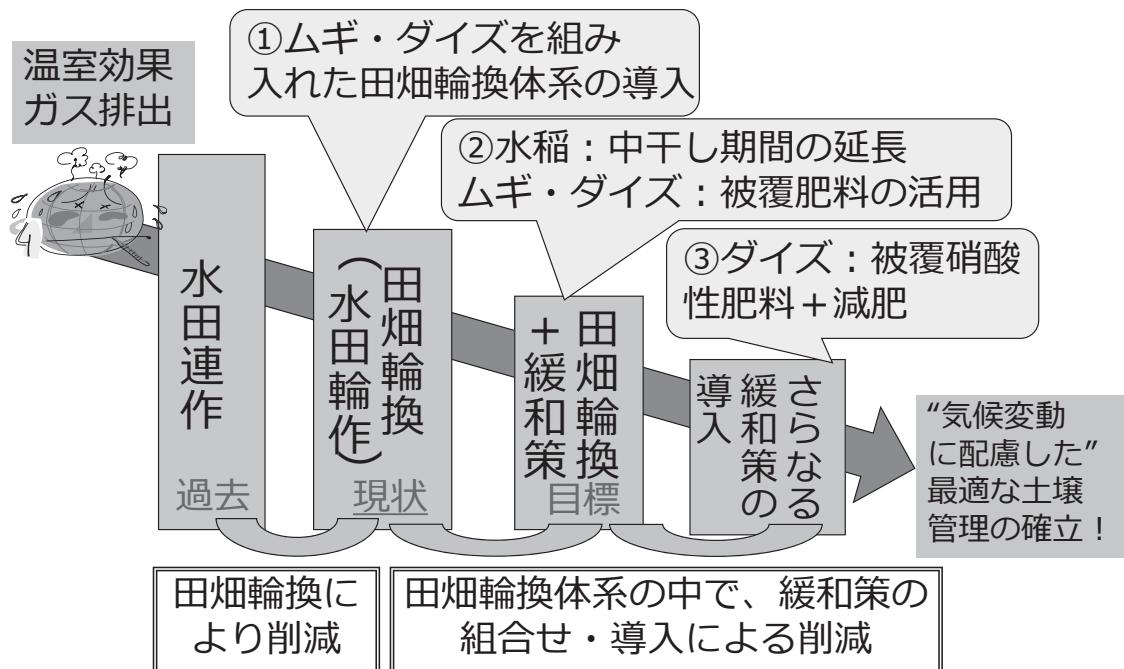


図 1.6 温室効果ガス排出量削減と収量確保のロードマップ。

表 1.1 第 2~5 章における調査内容。

供試圃場	供試作目	測定ガス	調査年度	備 考
第2章 水田および水田転換畑	水稻, ムギ・ダイズ	CH ₄ , N ₂ O	2012~2015	土壤炭素量も含む正味の収支を評価
第3章 水田転換畑	ムギ・ダイズ	N ₂ O	2010~2012	
第4章 水田および水田転換畑	水稻, ムギ・ダイズ	CH ₄ , N ₂ O	2012~2015	
第5章 水田転換畑	ダイズ	N ₂ O	2017~2020	

第2章では、水稻連作圃場と田畠輪換圃場における温室効果ガス排出量を比較調査し、田畠輪換による温室効果ガス排出量削減効果を定量的に評価した。さらに、田畠輪換に伴う土壤炭素量の変化を水田土壤用改良 RothC モデルにより予測し、温室効果ガスの排出および吸収から、温室効果ガスの正味の収支を評価した。これらにより、現状の水田農業の実践（田畠輪換）による温室効果ガス排出削減効果を明らかにした（図 1.6 の①）。第3章では、田畠輪換体系のムギ・ダイズ畑における温室効果ガス排出量の緩和策として、被覆肥料等の緩効性肥料を活用した N₂O 排出削減効果を収量性とともに評価した。第4章では、第3章の調査結果を基に田畠輪換体系を通じた緩和策として、水稻栽培では長期中干し、ムギ・ダイズ栽培では被覆肥料を組み合わせて、田畠輪換体系を通じた温室効果ガス排出削減効果を定量的に評価した。第3章および4章を通して、田畠輪換体系の中で緩和策導入に

よる温室効果ガス排出量削減効果を明らかにした（図 1.6 の②）。第5章では、第3章の調査結果から N₂O 排出削減効果が不安定であったコムギ跡ダイズ畑において N₂O 排出量に対する被覆肥料の種類と施用量の影響を調査し、さらなる緩和策技術による N₂O 排出削減効果を定量的に評価した（図 1.6 の③）。さらに、収量あたりの N₂O 排出量を算出し、収量と N₂O 排出量削減の最適バランスを評価した。第6章では、第2章から第5章からの結果に基づいた水田農業における温室効果ガス排出削減技術の削減効果と生産性への影響を総合的に評価した。

なお、本論文は令和4年3月23日に京都府立大学大学院から授与された博士（農学）の学位論文を基に編集したものである。

* : 速効性肥料の表面を樹脂等で被覆し、肥料成分の溶出をコントロールする肥効調節肥料の一種。

2. 水稲連作と田畠輪換におけるメタンおよび一酸化二窒素排出量と 土壤炭素貯留量の合計としての温室効果ガスの正味の収支の比較

2. 1 緒言

気候変動を抑制するには温室効果ガス排出量の大幅かつ持続的な削減が必要とされている（IPCC, 2014）。農業・林業・その他土地利用（AFOLUセクター）からの温室効果ガス排出量は全人为排出量の約1/4を占めると見積もられている（農林水産省, 2021a）。2019年の日本における農林水産分野からの温室効果ガス排出量（CO₂換算）は約4,747万t-CO₂で、うち水田の還元状態でより多く発生するメタン(CH₄)が46%を占め、その中でも水田から排出されるCH₄が約1,200万t-CO₂と家畜の消化管内発酵（約750万t-CO₂）や家畜排泄物管理（約230万t-CO₂）と比べて最も多いことから（農林水産省, 2021a），その削減対策が重要である。日本を含むアジアでは水田作のコメの約90%を生産していることから（FAO, 2020），水田からのCH₄排出削減対策として様々な研究が実施してきた（例えば、Yagi and Minami 1990；犬伏, 1992；Yagi et al., 1996；石橋ら, 2001；Minamikawa et al., 2014；Oo et al., 2018）。水田からのCH₄排出削減技術の一つとして、圃場を還元状態から酸化状態にする間断灌漑や中干し期間の延長等の水管理による削減技術が明らかにされている（北田, 1991；Yagi et al., 1996；Itoh et al., 2012；塩野ら, 2019）。また、水田の土地利用の観点からのCH₄排出削減技術として、例えば不耕起栽培等の導入（石橋, 2012）以外に、圃場を酸化状態にする田畠輪換が期待される。

田畠輪換では水稲連作と比較して有機物の消耗が速く、土壤炭素貯留が減少することが想定される（白戸ら, 2014）。しかしながら、田畠輪換による土壤炭素貯留量の減少を水稲連作と比較し、CH₄とN₂O排出量も含めた温室効果ガス収支を算出し、水稲連作と直接比較した評価事例はない。農地の高度利用として生産現場に既に定着している田畠輪換体系による温室効果ガスの正味の収支を水稲連作と比較評価し、その削減効果を定量評価する意義は非常に大きいと考えられる。

Shirato and Yokozawa (2005) は土壤中炭素量を予測するモデルであるRothCモデルを日本の水田でも活用できるよ

うに改良した。これら水田用の改良 RothC モデルと畑用オリジナル RothC モデルの併用により、田畠輪換圃場における土壤炭素量の変動を精度よく予測できたことが報告されている（Shirato et al., 2011）。土壤炭素の変化はゆっくりであること、また、空間的なばらつきが大きいこともあります。実測で変化を検出するには、長期間が必要となる。長期のデータを取ることにより、農地管理と土壤炭素の増減の関係が理解でき、解析可能となる場合が多い（矢内ら, 2020）。

そこで、灰色低地土水田においてコムギ・ダイズを組み入れたコムギ・ダイズ・水稲・水稲の3年4作体系の田畠輪換圃場と水稲連作圃場の温室効果ガス（CH₄とN₂O）排出量を比較調査し、その削減効果を定量的に評価した。さらに、田畠輪換に伴う土壤炭素量の変化を水田土壤用改良 RothC モデルにより試算し、温室効果ガスの排出および吸収を算出し、正味の収支を水稲連作と比較評価した。

2. 2 材料および方法

2. 2. 1 試験圃場および試験区の設置

試験は滋賀県近江八幡市の滋賀県農業技術振興センター（以下：滋賀農技セ）（35°18'N, 136°12'E）内の水稲連作圃場（面積：850m²）と田畠輪換圃場（面積：1,350m²）の隣接する2つの圃場で実施した。水稲連作圃場では1975年から年1回の水稻を栽培している。田畠輪換圃場では2003年の水稻収穫後にコムギ作を開始して以降、滋賀県の主要な作付体系であるコムギ・ダイズ・水稲・水稲の3年4作体系で管理されている。試験期間は2012年10月から2015年10月までの1ローテーションの3年間とした。各圃場の3年間の作付体系を表2.1に示す。田畠輪換圃場では2012年の水稻収穫後の10月下旬からコムギを栽培し、コムギ跡の2013年の6月下旬からダイズを栽培した。その後2014年に水田に復元し、2014年と2015年は水稻が栽培された。水稻連作圃場では2013年、2014年、2015年の3年連続で水稻が栽培された。

表2.1 試験区の設置。

処理 [†]	2012～2013 (調査1年目)		2013～2014 (調査2年目)		2014～2015 (調査3年目)	
	水稻連作 (2012/10/9～2013/5/13)	水稻作 (2013/5/13～9/12)	水稻連作 (2013/9/12～2014/4/22)	水稻作 (2014/4/22～9/17)	水稻連作 (2014/9/17～2015/5/7)	水稻作 (2015/5/7～10/27)
水稻連作	水稻跡非作 (2012/10/9～2013/5/13)	水稻作 (2013/5/13～9/12)	水稻跡非作 (2013/9/12～2014/4/22)	水稻作 (2014/4/22～9/17)	水稻跡非作 (2014/9/17～2015/5/7)	水稻作 (2015/5/7～10/27)
田畠輪換	コムギ作 (2012/10/9～2013/7/1)	ダイズ作 (2013/7/1～11/18)	ダイズ跡非作 (2013/11/18～2014/4/22)	水稻作 (2014/4/22～9/17)	水稻跡非作 (2014/9/17～2015/5/7)	水稻作 (2015/5/7～10/27)

† 前作（2012）：水稻

第2章 水稻連作と田畠輪換におけるメタンおよび一酸化二窒素排出量と 土壤炭素貯留量の合計としての温室効果ガスの正味の収支の比較

両圃場ともに本暗渠が70cm深で、7~10m間隔で設置されており、田畠輪換圃場ではコムギ作前に定期的に弾丸暗渠が約30cm深で、本暗渠に直交して3~5m間隔に設置されている。調査圃場の土壤は世界土壤照合基準(FAO, ISRIC, and ISSS, 2006)ではGleyic Fluvisols, 農耕地土壤分類第3次案(農耕地土壤分類委員会, 1995)では細粒質グライ化灰色低地土(Nishina et al., 2015)に分類された。表2.2に試験開始前(2012年)の土壤理化学性を示す。田畠輪換圃場では、T-CとT-N値が水稻連作圃場よりも低かったが、これは調査開始までの3回の田畠輪換の影響によるものと考えられた。土壤pH, 可給態窒素, CEC, K₂Oは滋賀県の改善目標値(滋賀県, 2002)の概ね範囲内であった。

今回の試験では、水稻連作と田畠輪換の2つの処理区を設置した。両処理とも各圃場の中央部分に3つのサブプロットを配置した。各サブプロットの面積は、水稻連作圃場で33.3m², 田畠輪換圃場で46.0m²であった。コムギとダイズは水稻よりも広い条間で栽培されたため、植栽スタイルを反映して水稻連作と田畠輪換ではサブプロットの面積が異なった。田畠輪換圃場では、滋賀県の栽培技術指針(滋賀県, 2012)

に基づき、コムギおよびダイズを栽培した。コムギの品種は「農林61号」、ダイズの品種は「ことゆたか」であった。ダイズの栽培法は狭条無中耕無培土栽培であった。水稻連作圃場、田畠輪換圃場ともに滋賀県環境こだわり農産物栽培基準(滋賀県, 2010)に基づき水稻を栽培した。水稻の品種は「みずかがみ」であった。水稻の施肥は、有機態窒素50%入り肥料を活用し、基肥-穂肥体系で施用した。水管理は、代かきから中干しまでは3~5cmの浅水管理、6月中旬以降に7日~12日間中干し、中干し以降落水までは間断灌水、8月下旬に落水した。水稻の収穫は9月上旬に行なった。水稻、コムギおよびダイズの栽培管理の詳細をそれぞれ表2.3および表2.4に示した。

表2.2 調査圃場の土壤理科学性。

処理	pH (H ₂ O)	T-C (g kg ⁻¹)	T-N (g kg ⁻¹)	可給態窒素 ² 2014年 2015年		可給態 P ₂ O ₅ (mg kg ⁻¹)	可給態 SiO ₂ (mg kg ⁻¹)	遊離 Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	CEC (cmol _c kg ⁻¹)	交換性塩基			三相分布 ³			仮比重 ³ (g cm ⁻³)
				Ca (cmol _c kg ⁻¹)	Mg (cmol _c kg ⁻¹)					気相率 (%)	液相率 (%)	固相率 (%)				
				9.6	2.25					14.3	52.7	33.0				
水稻連作	5.4	25.0	2.26	42.6	36.3	55.0	122.7	27.6	21.6	9.6	2.25	0.43	14.3	52.7	33.0	1.11
田畠輪換	5.9	22.6	1.95	51.1	31.5	95.0	165.7	24.5	21.4	11.3	3.66	0.56	24.1	40.0	36.0	1.01

¹ 調査開始前の2012年10月に調査圃場全体から作土を5か所採取・混合し、風乾し2.0mm篩で調整後、土壤化学分析に供した。

² 土壤は2014年および2015年の水稻栽培前に採取した。

³ 2013年11月(ダイズ収穫後)に各サブプロットの作土を3か所100mLコアで採取後、分析に供し、平均値で示した。

表2.3 水田の耕種概要。

年次	処理	栽培管理(月/日)										総施肥 窒素量 (gN m ⁻²)	炭素 投入量 ² (gC m ⁻²)	
		耕起	基肥	入水	荒代 かき	植代 かき	移植	中干し	穂肥	収穫前 落水	収穫			
2012~2013	水稻連作	5/13	5/13	5/13	5/13	5/15	5/17	6/20~7/2	7/5	8/25	9/6	11/1	7(4-3) ¹	297
2013~2014	水稻連作	4/24	4/24	4/25	4/25	4/30	5/2	6/16~6/23	6/27	8/19	9/8	11/12	7(4-3)	274
2014~2015	水稻連作	5/7	5/7	5/7	5/7	5/11	5/13	6/15~6/23	7/3	8/24	9/4	10/29	6(3-3)	310
2013~2014	田畠輪換	4/24	4/24	4/25	4/25	4/30	5/2	6/16~6/23	6/27	8/19	9/8	11/12	3(0-3)	308
2014~2015	田畠輪換	5/7	5/7	5/7	5/7	5/11	5/13	6/15~6/23	7/3	8/24	9/4	10/29	6(3-3)	308

¹ 基肥-穂肥の内訳を示す。² 当年次の水稻収穫後の稻わら鋤き込み量。2012年稻わら鋤き込み量(水稻連作): 268 gC m⁻²。

表2.4 コムギ・ダイズ転換畑の耕種概要。

年次	処理	栽培管理(月/日)										総施肥 窒素量 (gN m ⁻²)	炭素 投入量 ² (gC m ⁻²)						
		コムギ					ダイズ												
		稲わら 働き込み	耕耘	播種	基肥	追肥	穂肥	実肥	収穫	残渣 働き込み	耕耘	播種	基肥	収穫	残渣 働き込み	コムギ	ダイズ	コムギ	ダイズ
2012～ 2013	田畠 輪換	10/24	11/6	11/8	11/7	1/23	3/11	5/8	6/17	7/1	7/1	7/2	7/1	11/14	11/26	14 (6-2-2-4) ¹	2	182	138

2012年（コムギ前）稲わら働き込み量：309 gC m⁻²。¹ 基肥・追肥・穂肥・実肥の内訳を示す。² コムギ：麦稈、ダイズ：茎およびさや。

2. 2. 2 CH₄とN₂O排出量の測定

各サブプロットにおける地表面と大気間のCH₄およびN₂Oガスフラックスをクローズドチャンバー法（八木, 1997b）で測定した。ガス採取は基本的には週1回、午前9時から12時の間にいった。測定頻度は、水稻作付期の代かき・移植時期、落水時期前後（中干し時、収穫時）、コムギ・ダイズの施肥直後は週2～3回行った。ただし、ダイズ跡と水稻跡非作付期の1月～3月のみ2週間に1回の測定頻度とした。各サブプロットの測定には、アクリル製のチャンバー（長さ60cm×幅30cm×高さ50cm）を使用した。チャンバー内部には空気攪拌用ファンと圧力調整用テトラーバッグを設置した。チャンバーベースは、8cmの深さまで土壤に挿入した。チャンバーの高さは、コムギでは実肥施用前の5月上旬から収穫まで、ダイズでは8月中旬から収穫まで、水稻では穂肥施用前の7月上旬から収穫まで中間台座（高さ50cm）を追加して1mとした。ガス採取は、チャンバー内のガスを50mLのシリジンで数回混合した後、30mLを10分間隔で3回採取した。ガス濃度は水素炎イオン化型検出器（FID）および電子捕獲型検出器（ECD）付きガスクロマトグラフ（GC；GC-14A、島津製作所製、京都、日本）を用いて、須藤ら（2012）の手法に基づき分析した。CH₄およびN₂Oフラックス（F, mg m⁻² h⁻¹）は、蓮川ら（2013）に基づき次式により計算した。

$$F = \rho \cdot V/A \cdot \Delta C/\Delta t \cdot 273/T$$

ここで、 ρ は標準状態のガスの密度（CH₄: 1.25 kg m⁻³, N₂O-N: 1.25 kg m⁻³）、Vはチャンバー内の空気の堆積（m³）、Aはチャンバー内の底面積（m²）、 $\Delta C/\Delta t$ はチャンバー内ガス濃度の平均増加速度（(10⁶ m³ m⁻³ h⁻¹)、Tはチャンバー内の気温（K）である。各ガスの積算排出量は台形積分法にて算出した。各ガスの積算排出量はCH₄で28、N₂Oで265の地球温暖化係数（GWP）変換係数（IPCC, 2013）に基づき、CO₂eq積算排出量（CH₄とN₂Oの合計）に変換した。

採取時のチャンバー内の温度と地温（5cm深）は温度データロガー（おんどとり、ティアンドデイ製、松本、日本）で測定した。

2. 2. 3 水稻の収量・品質、コムギ・ダイズの収量、土壤および作物体の成分の測定方法

水稻、コムギおよびダイズの収量は、成熟期に各サブプロットにおいて坪刈り調査を行い、平均値をもとめた。水稻の精玄米重は1.8mm以上で、水分14.5%換算値とした。水稻の品質を表す指標として、外観品質および玄米蛋白含量を調査した。外観品質は粒厚1.8mm以上の玄米を用い、穀粒判別器（RGQ I 10B、サタケ製、東広島、日本）により測定し、粒数比で算出した。玄米蛋白含量は米麦分析計（BR-5000、サタケ製、東広島、日本）により測定し、水分14.5%換算値で算出した。コムギ子実重は粒厚2.2mm以上で水分12.5%換算値とし、ダイズ子実重は粒径5.5mm以上で、水分15.0%換算値とした。

調査開始前に、圃場全体から土壤サンプルを5か所採取し、混合および風乾後に、2.0mm篩にかけ、土壤化学分析を行った。土壤理化学性分析は、土壤養分測定法委員会（1983）および土壤環境分析法編集委員会（1997）を参考にした。三相分布および仮比重はダイズ収穫後に各サブプロットから3か所の土壤コアサンプル（100mL）を採取し、デジタル実容積測定装置（DIK-1150、大起理化工業製、埼玉、日本）を用いて測定した。遊離酸化鉄はpH2.8酢酸緩衝液浸出法（Asami and Kumada, 1995）により抽出し、原子吸光光度計で定量した。可給態リン酸はトルオーグ法（南條, 1997）、可給態ケイ酸はpH4酢酸緩衝液浸出法により測定した。可給態窒素は、2014年と2015年の代かき直前に作土層を採取し、湿潤土を30℃で4週間密栓・湛水培養した後、アンモニア化成量をインドフェノール法にて分析した。また、各サブプロットにおける成熟期の作物体の窒素成分はケルダール法により分析した。

水稻作を除く非湛水期間においては、チャンバー周辺5か所の体積含水率（0～12cm深）を携帯型土壤水分計（HydroSense、Campbell社製、ユタ州、米国）を用いて測定した。体積含水率と固相率（33.0～36.4%）から、土壤空隙中に占める水分割合である土壤水分含量（WFPS: Water Filled Pore Space）を算出し、平均値を求めた。算出値が100%を超える場合は飽和状態とし、100%とした。降水量は滋賀農技セ内の気象観測データを用いた。水稻作のガス採取

第2章 水稲連作と田畠輪換におけるメタンおよび一酸化二窒素排出量と 土壤炭素貯留量の合計としての温室効果ガスの正味の収支の比較

時に酸化還元電位 (Eh) を測定した。測定はポータブル Eh 計 (PRN-41, 藤原製作所製, 東京, 日本) を深さ 5 cm に埋設した白金電極に接続して行った。測定はチャンバー周辺 4 か所で行い, 平均値を求めた。

2. 2. 4 RothC モデルに基づく土壤炭素貯留量の推定

土壤炭素の変化は緩やかで空間的な変動も大きい場合があり, 実測によりその変化を定量的に評価するには時間を要する (矢内ら, 2020)。そこで今回の研究では, 単純でかつ正確であることが確認された RothC モデルを活用 (Shirato and Yokozawa, 2005; 白戸, 2006; Shirato et al., 2011) し, 水稲連作および田畠輪換圃場の作土の土壤炭素含有量の時間変化を予測した。モデル計算は, 調査圃場の作土中の C 濃度データが入手できる 1995 年以降のデータ (25.2 g kg^{-1}) に対して実施した。1995 年の初期の土壤炭素量は, 作土深 15 cm, 仮比重 1.0 g cm^{-3} から, 初期土壤炭素量を 37.5 tC ha^{-1} とした。作土における粘土含量は 31.3% (西堀ら, 2009) とした。降水量と気温は滋賀県農業技術振興センターの気象観測データ (1995~2015 年) を用いた。蒸発散量は気温データを用いて Thornthwaite (1948) の方法により推定し, 0.75 で除してモデル計算に必要な水面蒸発散量に換算した。作土土壤中の C 濃度と仮比重, 水稲, コムギ, ダイズの作物収量等は, 滋賀県試験研究成績概要 (滋賀県, 1995~2015), 滋賀県農業総合センター農業試験場特別研究報告 (柴原, 2002) のデータを活用した。欠測値は平均値等で補完した。刈り株や根などの作物残渣由来の炭素投入量は, 各種作物の部位別乾物重構成比のデータ (小川ら, 1988; 白戸ら, 2006) を用い, 作物収量データから換算した。年間の土壤炭素貯留量は, 田畠輪換圃場, 水稲連作圃場とともに, 2003 年から 2015 年までの 12 年間の平均値を算出した。これらは時間的変化が小さく, 空間的変動が大きい場合, 長期のデータを活用することで, 農地管理と土壤炭素の増減との関係を理解し, 解析するのに適している場合が多い (矢内ら, 2020) ことから, その期間の平均値とした。

2. 2. 5 温室効果ガスの正味の収支の推定

温室効果ガスの正味の収支は, 調査期間中の温室効果ガス排出量と土壤炭素貯留量の合計として計算した。温室効果ガス排出量のデータは CH₄ と N₂O 排出量を GWP に基づき合計した年間総 CO_{2eq} 排出量を活用し, 水稲連作および田畠輪換圃場に年間貯留された土壤炭素量は炭素貯留に関連付け, CO_{2eq} 排出量に変換した。以下の計算式で算出した。

$$\text{正味の収支 } (\text{Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{year}^{-1}) =$$

$$\text{温室効果ガス排出量} + \text{土壤炭素貯留量}$$

この値がプラスの場合は正味の排出量を示し, マイナスの場合は正味の吸収量を示すこととした。また, 田畠輪換による温暖化の緩和効果を, 田畠輪換圃場の収支値から水稲連作

圃場の収支値を差し引いて評価した。

2. 2. 6 統計解析法

年間の CH₄, N₂O, およびそれらを合計した CO_{2eq} 排出量に対して処理および年次を要因とした二元配置分散分析 (ANOVA) を行った (R Core Team, 2017)。

2. 3 結果

2. 3. 1 CH₄, N₂O, CO_{2eq} 排出量

調査 3 か年の CH₄ と N₂O フラックスの推移を図 2.1(a), (b), 日降水量と土壤水分 (WFPS), 日平均気温と地温, 土壤 Eh を図 2.1(c)~(e) に示す。また, 調査 3 か年の CH₄, N₂O, CO_{2eq} 排出量を表 2.5 に示す。

2. 3. 1. 1 CH₄ および N₂O フラックス

水稻作における CH₄ フラックスは, 両区ともに中干しまで增加傾向にあり, 中干し時の落水に伴い一時的に減少した (図 2.1(a))。水稻連作圃場では, 中干し時の最大値は, 調査 1 年目, 2 年目, 3 年目でそれぞれ $7.9, 11.5, 4.6 \text{ mg-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ であった。田畠輪換圃場では, 調査 2 年目 $1.0 \text{ mg-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, 調査 3 年目 $2.3 \text{ mg-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ であり, 2 か年ともに水稻連作圃場と比較して顕著に低くなった。中干し後の入水開始から再び増加傾向を示し, 収穫前落水直後に大きな増加が認められ, その後に低下した。水稻連作圃場の最大値は, 調査 1 年目, 2 年目, 3 年目でそれぞれ $23.6, 25.7, 47.3 \text{ mg-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ であった。田畠輪換圃場では, 調査 2 年目 $6.2 \text{ mg-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, 調査 3 年目 $18.2 \text{ mg-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ であり, 2 か年ともに水稻連作圃場と比較して顕著に低くなった。また, 水稻連作区および田畠輪換区ともに中干し後の CH₄ フラックスは中干し前と比較して高くなる傾向にあった。CH₄ フラックスは水稻連作区では田畠輪換区と比較して, 調査期間を通して高いレベルで推移した。また, 田畠輪換区では復元田 2 年目より 1 年目で CH₄ フラックスが低く推移する傾向にあった。なお, 田畠輪換区ではコムギ・ダイズ作における CH₄ フラックスは調査期間を通して $0 \text{ mg-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 近くで推移した。

N₂O フラックスは, 田畠輪換区ではコムギ作およびダイズ作とも基肥施用直後に大きく増加し, その最大値はコムギ作で $267.5 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, ダイズ作で $321.9 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ であった (図 2.1(b))。また, ダイズ作では基肥施用直後以外にも降雨後にフラックスの増加する傾向が数回認められた。田畠輪換区では復元田 1 年目の中干し時においても $147.2 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ となり, 大きく増加した。コムギ作の追肥, 穂肥と実肥施用時には N₂O フラックスの大きな増加が認められなかった。その他の期間では, $0 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 近くで推移した。水稻連作圃場では, N₂O フラックスは 3 年間を通して $0 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 近くで推移した。

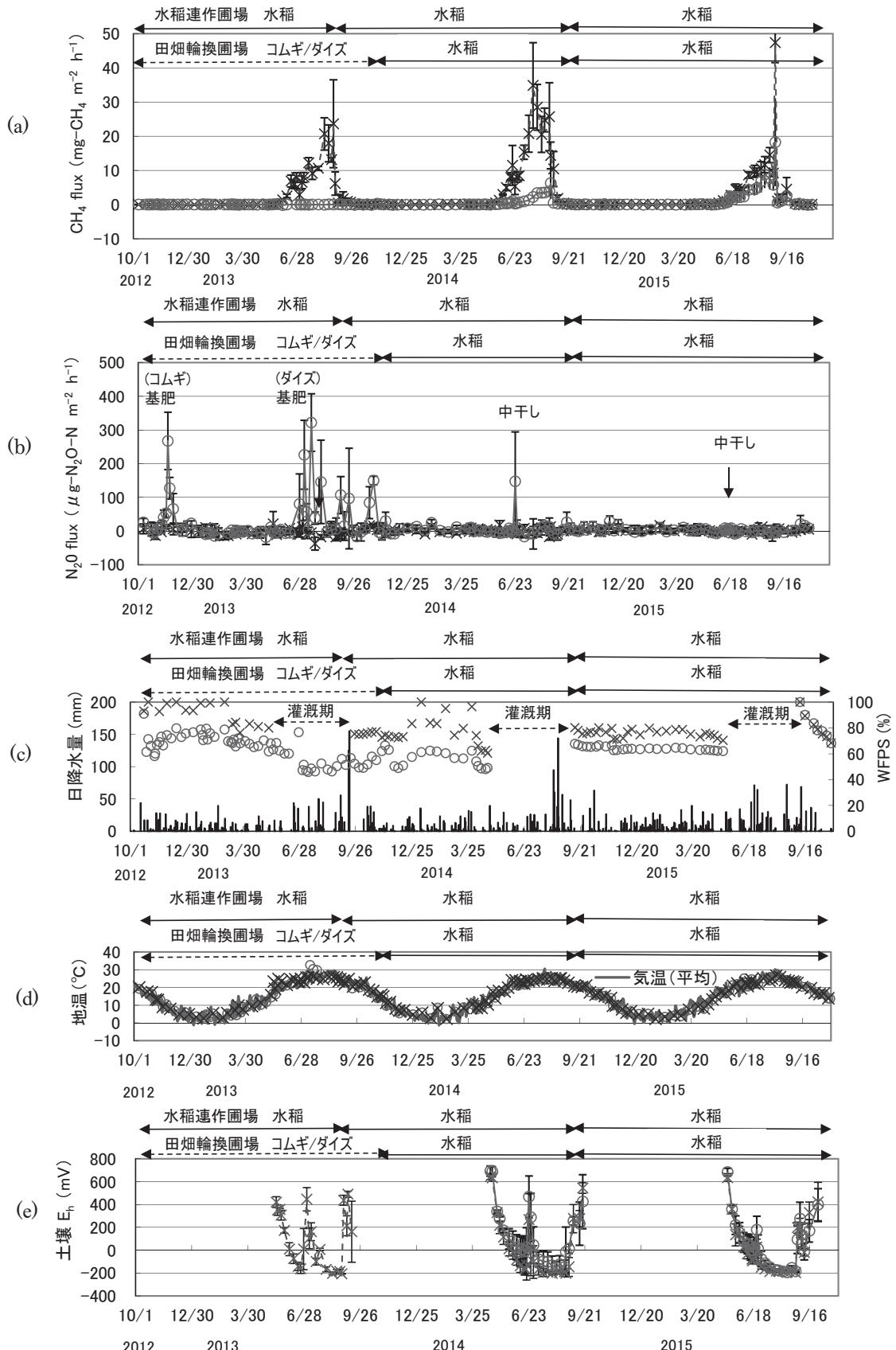


図 2.1 調査3年間の(a) CH_4 フラックス, (b) N_2O フラックス, (c) 日降水量および WFPS, (d) 日平均気温と地温, (e) 土壌 E_h の変化.

\times : 水稻連作, \circ : 田畠輪換, (c) |: 降水量. エラーバーは標準偏差を示す.

第2章 水稲連作と田畠輪換におけるメタンおよび一酸化二窒素排出量と 土壤炭素貯留量の合計としての温室効果ガスの正味の収支の比較

2.3.1.2 降水量および気温、地温

2013年、2014年、2015年の累積降水量は、それぞれ1,520, 1,583, 1,800 mmであった(図2.1(c))。2013年、2014年、2015年の年平均気温は、それぞれ14.7, 14.4, 15.0 °Cであった(図2.1(d))。気温は比較的暖かく、降水量および地温とともに年次間差はほとんどなかった。

2.3.1.3 WFPS

調査1年目のガス採取時のWFPSは、田畠輪換圃場で46~91% (平均64%) の範囲で推移した(図2.1(c))。水稻連作圃場では、入水までの非湛水期間は79~100% (平均92%) の範囲で推移した。調査2年目の水稻作入水までの非湛水期間のWFPSは、田畠輪換圃場では48~62% (平均56%) で、水稻連作圃場では60~100% (平均78%) の範囲で推移した。調査3年目の水稻作入水までの非湛水期間のWFPSは、田畠輪換圃場では62~67% (平均64%) で、水稻連作圃場では70~80% (平均76%) の範囲で推移した。水稻収穫後~調査終了時までのWFPSは、田畠輪換圃場では68~100% (平均82%)、水稻連作圃場では68~100% (平均81%) の範囲で推移した。両区ともに水稻収穫直後は高かったが、次第に低下する傾向にあった。調査3か年を通して両区ともに降雨時や気温が低下する冬季に上昇する傾向にあった。

2.3.1.4 土壤Eh

土壤Ehは水稻連作圃場では、入水開始とともに急速に低下し、3か年ともに中干し開始まで低下し続け、還元状態で推移した(図2.1(e))。中干しに伴いプラス値を示し、酸化的になったが、中干し後の入水に伴い減少し、収穫前落水まで

-200 mV付近で推移した。水稻収穫後はプラス値を示し、600 mV前後で推移した。田畠輪換圃場では、湛水開始とともに土壤Ehは緩やかに低下し、2年目と3年目の中干し直前で0 mV程度であった。

2.3.1.5 CH₄, N₂O, CO₂eq 排出量

水稻連作圃場における年間CH₄排出量は、調査1年目、2年目、3年目でそれぞれ165.3±14.8, 273.5±28.4, 155.4±7.9 kg CH₄·C ha⁻¹ year⁻¹であった(表2.5)。田畠輪換圃場における年間CH₄排出量は、調査1年目、2年目(復元田後の水稻作1年目)および3年目(復元田後の水稻作2年目)でそれぞれ-0.6±1.2, 28.4±5.3, および81.1±31.1 kg CH₄·C ha⁻¹ year⁻¹であった。田畠輪換圃場の年間CH₄排出量は、3年間ともに水稻連作圃場より有意に少なかった(調査1年目と2年目: p<0.01, 3年目: p<0.05)。このため、田畠輪換圃場における年間平均CH₄排出量は、水稻連作圃場と比較して有意に少なくなった(p<0.01)。

水稻連作圃場における年間N₂O排出量は、調査1年目、2年目、3年目でそれぞれ-0.169±0.185, 0.113±0.085, 0.263±0.109 kg N₂O·N ha⁻¹ year⁻¹であった。田畠輪換圃場における年間N₂O排出量は、調査1年目、2年目、3年目でそれぞれ2.591±0.322, 0.340±0.338, 0.342±0.259 kg N₂O·N ha⁻¹ year⁻¹であった。調査1年目における田畠輪換圃場の年間N₂O排出量は、水稻連作圃場より有意に多く(p<0.01), 2年目と3年目では有意差は認められなかった。このため、田畠輪換圃場における年間平均N₂O排出量は、水稻連作圃場と比較して有意に多くなった(p<0.01)。

表2.5 調査期間におけるCH₄, N₂O およびCO₂eq 排出量(2012–2015)。

年次	試験区	CH ₄	N ₂ O	GWP (CO ₂ eq) [†]		
		emission (kgCH ₄ ·C ha ⁻¹ year ⁻¹)	emission (kgN ₂ O·N ha ⁻¹ year ⁻¹)	CH ₄ (Mg ha ⁻¹ year ⁻¹)	N ₂ O (Mg ha ⁻¹ year ⁻¹)	Total (Mg ha ⁻¹ year ⁻¹)
2012~ 2013 (First year)	水稻連作区	165.3±14.8 ^A	-0.169±0.185 ^A	6.17±0.55 ^A	-0.07±0.08 ^A	6.10±0.48 ^A
	田畠輪換区	-0.6±1.2 ^B	2.591±0.322 ^B	-0.02±0.05 ^B	1.08±0.13 ^B	1.05±0.18 ^B
2013~ 2014 (Second year)	水稻連作区	273.5±28.4 ^A	0.113±0.085 ^A	10.21±1.06 ^A	0.05±0.04 ^A	10.26±1.03 ^A
	田畠輪換区	28.4±5.3 ^B	0.340±0.338 ^A	1.06±0.20 ^B	0.14±0.14 ^A	1.20±0.30 ^B
2014~ 2015 (Third year)	水稻連作区	155.4±7.9 ^A	0.263±0.109 ^A	5.80±0.29 ^A	0.11±0.05 ^A	5.91±0.33 ^A
	田畠輪換区	81.1±31.1 ^B	0.342±0.259 ^A	3.03±1.16 ^B	0.14±0.11 ^A	3.17±1.17 ^B
分散分析	水稻連作区	198.1±11.9	0.069±0.109	7.39±0.44	0.03±0.05	7.42±0.40
	田畠輪換区	36.3±11.1	1.091±0.219	1.36±0.42	0.45±0.09	1.81±0.38
	處理	**	**	**	**	**
分散分析	年	**	**	**	**	**
	相互作用	**	**	**	**	**

値は平均値±標準偏差で示す。† 換算GWPの算出方法は本文中に記載。分散分析は、処理および年次を要因とした二元配置分散分析を行った(**: 1%レベルで有意差あり)。年次間の異なる記号間に有意差あり(t-test, p<0.05)。

水稻連作圃場における年間 CO_2eq 換算 CH_4 排出量は、調査1年目、2年目、3年目でそれぞれ $6.17 \pm 0.55 \text{ Mg}$, $10.21 \pm 1.06 \text{ Mg}$, $5.80 \pm 0.29 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった（表2.5）。田畠輪換圃場における CO_2eq 換算年間 CH_4 排出量は、調査1年目、2年目、3年目でそれぞれ $-0.02 \pm 0.05 \text{ Mg}$, $1.06 \pm 0.20 \text{ Mg}$, $3.03 \pm 1.16 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。田畠輪換圃場における年間 CO_2eq 換算 CH_4 排出量は、3年間ともに水稻連作圃場と比較して有意に少なくなった（調査1年目と2年目: $p < 0.01$, 3年目: $p < 0.05$ ）。このため、田畠輪換圃場における年間平均 CO_2eq 換算 CH_4 排出量は、水稻連作圃場と比較して有意に少なくなった ($p < 0.01$)。

水稻連作圃場における年間 CO_2eq 換算 N_2O 排出量は、調査1年目、2年目、3年目でそれぞれ $-0.07 \pm 0.08 \text{ Mg}$, $0.05 \pm 0.04 \text{ Mg}$, $0.11 \pm 0.05 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった（表2.5）。田畠輪換圃場における年間 CO_2eq 換算 N_2O 排出量は、調査1年目、2年目、3年目でそれぞれ $1.08 \pm 0.13 \text{ Mg}$, $0.14 \pm 0.14 \text{ Mg}$, $0.14 \pm 0.11 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。田畠輪換圃場における年間 CO_2eq 換算 N_2O 排出量は、調査1年目のみ水稻連作圃場と比較しても有意に多くなった ($p < 0.01$)。このため、田畠輪換圃場における年間平均 CO_2eq 換算 N_2O 排出量は、水稻連作圃場と比較して有意に多くなった ($p < 0.01$)。

CH_4 と N_2O の両方の CO_2eq データに基づいた水稻連作圃場における年間の総 CO_2eq 排出量は、調査1年目、2年目、3年目でそれぞれ 6.10 ± 0.48 , 10.26 ± 1.03 , $5.91 \pm 0.33 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。田畠輪換圃場における年間の総 CO_2eq 排出量は、調査1年目、2年目、3年目でそれぞれ 1.05 ± 0.18 ,

1.20 ± 0.30 , $3.17 \pm 1.17 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。田畠輪換圃場における年間の総 CO_2eq 排出量は、3年間ともに水稻連作圃場と比較して有意に少なくなった（調査1年目と2年目: $p < 0.01$, 3年目: $p < 0.05$ ）。このため、田畠輪換圃場における年間の平均総 CO_2eq 排出量は、水稻連作圃場と比較して有意に少なくなった ($p < 0.01$)。3年間の年間総 CO_2eq 排出量に対する年間 CH_4 排出量の相対的な割合は、水稻連作圃場で 99.7%, 田畠輪換圃場で 74.9% であった。

2. 3. 2 RothC モデルを用いた土壤炭素貯留量の予測評価

水稻連作圃場における土壤炭素貯留量の予測値は 2003 年以降ほぼ一定であり、2003 年には $0.411 \text{ Mg C ha}^{-1}$, 2015 年には $0.408 \text{ Mg C ha}^{-1}$ であったのに対し、田畠輪換圃場では減少傾向にあり、2003 年には $0.411 \text{ Mg C ha}^{-1}$, 2015 年には $0.392 \text{ Mg C ha}^{-1}$ であった（図2-2）。田畠輪換 1 サイクルあたりの土壤炭素量の平均変化は、水稻連作圃場で $-0.03 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, 田畠輪換圃場で $-0.15 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。これらのことから、水稻連作および田畠輪換圃場における土壤炭素量のわずかな減耗を CO_2 排出量として換算すると、それぞれ 0.09 および $0.57 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ となった。RothC モデルによる予測値と各圃場の実測値との差から RMSE（平方根平均二乗誤差）を算出した。田畠輪換圃場と水稻連作圃場の RMSE は、それぞれ 2.64 と 2.39 であることから、両圃場ともに比較的小さな誤差であると示唆された。

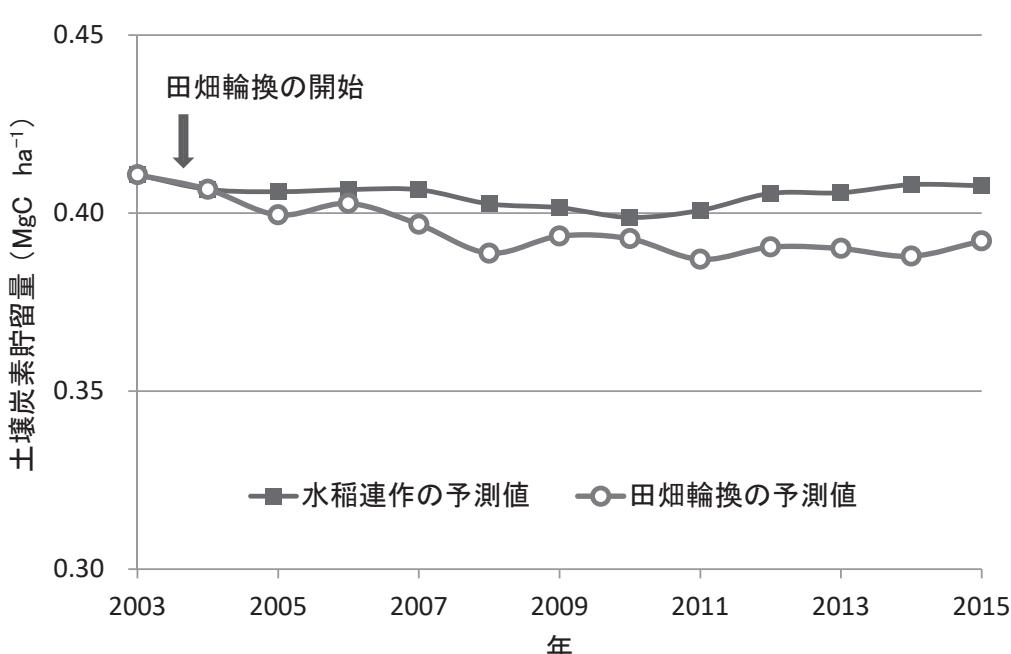


図 2.2 RothC モデルによる土壤炭素量の変化の推定。

第2章 水稲連作と田畠輪換におけるメタンおよび一酸化二窒素排出量と 土壤炭素貯留量の合計としての温室効果ガスの正味の収支の比較

2.3.3 GHG ネットバランスの推定

図2.3に、 CH_4 と N_2O 排出量を合計した年間総 $\text{CO}_{2\text{eq}}$ 排出量と土壤の炭素減耗量の合計としての温室効果ガスの正味の収支を示した。年間全体の温室効果ガス排出量は、水稲連作圃場で $7.42 \pm 0.40 \text{ Mg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 、田畠輪換圃場で $1.81 \pm 0.38 \text{ Mg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった（表2.5）。土壤の炭素貯留量は水稲連作圃場では $-0.09 \text{ Mg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 、田畠輪換圃場では $-0.57 \text{ Mg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ の排出に相当し、いずれもわずかに減耗した。したがって、温室効果ガスの正味の収支は、水稲連作および田畠輪換圃場でそれぞれ 7.51 Mg および $2.38 \text{ Mg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ と計算された。田畠輪換による温室効果ガス排出削減量は $5.13 \text{ Mg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であり、削減率は約70%となった。滋賀県のムギ・ダイズの面積は約7,000haであるため（滋賀県、2021）、田畠輪換の取組による温室効果ガス排出削減量は約35,000t CO_2 と試算される。図1.4に示したとおり、農業・水産業からの温室効果排出量が280,000t CO_2 であるため、現状の田畠輪換実施により、既に約11%の温室効果ガス量を削減していることが試算され、農業・水産業分野からの温暖化緩和に大きく貢献していることになる。

日本国内で試算した場合、令和2年産の水稻面積（子実用）は146万haであり（農林水産省、2020b）、その約1/3である50万haに田畠輪換に取り組んだ場合、約250万t CO_2 の

削減が可能と試算される。日本国内の農業分野からの温室効果ガス排出量は5,000万tであることから（農林水産省、2020c）、田畠輪換の取組により日本国内の約5%の温室効果ガス量を削減できることになる。

この結果から、田畠輪換体系が「Climate-smart soils」（Paustian et al., 2016）のコンセプト下で、Climate-smart soil managementの一つとして位置づけることができると考えられた。

2.3.4 水稲の収量・品質、コムギ・ダイズの収量、地上部の窒素蓄積量

水稻、コムギ、ダイズの収量および品質、窒素蓄積量を表2.6に示す。水稻連作圃場における水稻の収量は、2013年で 692 g m^{-2} 、2014年で 532 g m^{-2} 、2015年で 580 g m^{-2} であった。田畠輪換圃場では、2014年で 552 g m^{-2} 、2015年で 603 g m^{-2} であった。2014年および2015年ともに、外観品質と玄米蛋白含量、および地上部（玄米+わら）の窒素蓄積量に有意差は認められなかった。また、田畠輪換圃場のコムギの収量は 507 g m^{-2} 、ダイズの収量は 505 g m^{-2} であり、基準収量（滋賀県、2015）を確保した。地上部（コムギ：子実+わら、ダイズ：子実+茎+さや）の窒素蓄積量は、コムギで 10.2 g N m^{-2} 、ダイズで 33.8 g N m^{-2} となった。

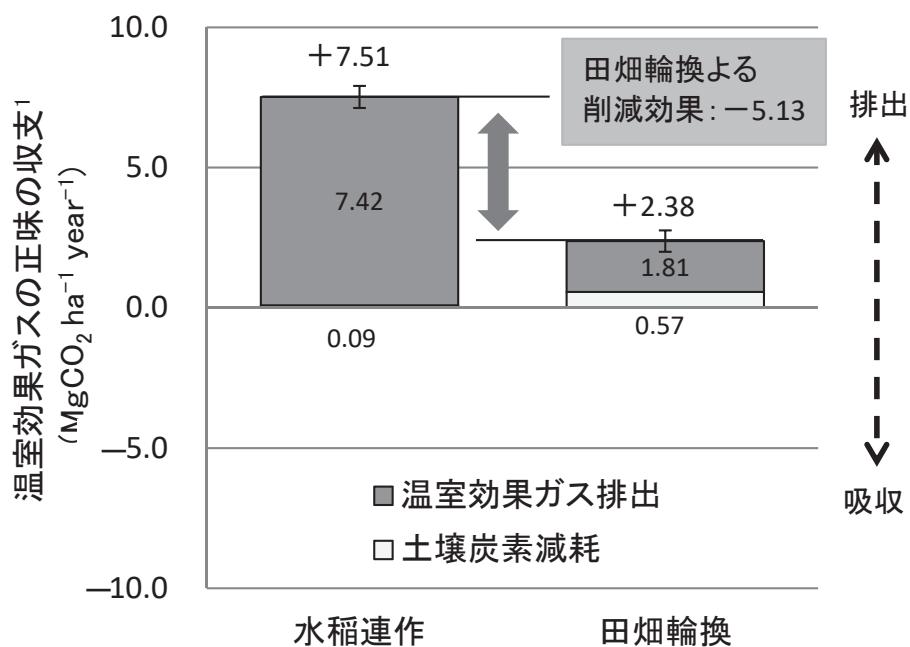


図2.3 調査圃場における温室効果ガスの正味の収支。

¹ CO_2 換算値。温室効果ガス排出量におけるエラーバーは標準偏差を示す。

表2.6 水稻、コムギ、ダイズの収量、品質および窒素蓄積量

年次	処理	水稻										コムギ・ダイズ									
		収量				外観 品質	玄米 蛋白 含量 ⁵	窒素蓄積量			収量 (コムギ)			窒素蓄積量 (コムギ)			収量 (ダイズ)			窒素蓄積量 (ダイズ)	
		粗重 ¹ (g m ⁻²)	わら重 ¹ (g m ⁻²)	精玄米重 ² (g m ⁻²)	倒伏 程度 ³ (0-5)			粗 (g N m ⁻²)	わら (g N m ⁻²)	計 (g N m ⁻²)	子実 重 ⁶ (g m ⁻²)	わら 重 ⁶ (g m ⁻²)	子実 重 ⁶ (g N m ⁻²)	わら 重 ⁶ (g N m ⁻²)	子実 重 ⁷ (g m ⁻²)	茎および さや重 ⁷ (g m ⁻²)	子実 重 ⁷ (g m ⁻²)	茎および さや重 ⁷ (g m ⁻²)	子実 重 ⁷ (g N m ⁻²)	計	
2012～	水稻連作	894	786	692	0.6	67.9	6.2	8.2	3.8	12.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
2013	田畑輪換	—	—	—	—	—	—	—	—	—	507	444	9.0	1.2	10.2	505	455	30.9	2.9	33.8	
2013～	水稻連作	787	689	532	4.0	43.9	8.0	8.7	3.9	12.6	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
2014	田畑輪換	820	777	552	4.1	45.6	8.3	9.2	4.6	13.8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
2014～	水稻連作	731	780	580	1.0	79.9	7.4	7.3	4.8	12.1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
2015	田畑輪換	769	775	603	0.3	82.0	7.3	7.7	4.2	11.9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	

¹ 風乾物あたり、² 1.8 mm 篩、水分 14.5%換算値、³ 倒伏程度 : 0.0～5.0 の数値で表示 (0 : 無、5 : 甚)。⁴ 1.8 mm 以上の玄米を用い、穀粒判別器により測定。粒数比。⁵ 米麦分析計による分析値。⁶ 2.2 mm 篩、水分 12.5%換算値。⁷ 粒径 5.5 mm 以上、水分 15.0%換算値。

2. 4 考察

2. 4. 1 温室効果ガス排出量の緩和効果とその規制要因の時間的変化

田畑輪換圃場および水稻連作圃場における年間の CO₂eq 排出量は、調査1年目で 1.05 と 6.10、2年目で 1.20 と 10.26、3年目で 3.17 と 5.91 Mg ha⁻¹ year⁻¹ であり（表 2.5）、田畑輪換により復元田1年目（調査2年目）で 89%，復元田2年目（調査3年目）で 47% の削減効果が認められ、復元後の期間が長くなるにつれてその削減効果が減少する傾向にあった。CO₂ 排出量に占める CH₄ の割合は、両圃場ともに N₂O の割合よりもはるかに高かった。同様の傾向は、日本の北東部の寒冷地水田地域の田畑輪換体系においても認められた（塩野ら, 2014）。さらに、Takakai et al. (2017) は日本北東部における田畑輪換体系による CH₄ 排出量削減の効果は、少なくとも田畑輪換後2年目まで認められ、その効果は3年目には認められなくなると報告した。CH₄ 排出は土壤の還元化（土壤 Eh の低下）によって制御されており、今回の排出削減効果については、水稻連作圃場における CH₄ 生成は、土壤 Eh が -200 mV に急速に低下した移植直後から始まつたのに対し、田畑輪換圃場では復元田2か年間で土壤 Eh が -200 mV に達した期間が限られており、CH₄ 排出がほとんど認められなかつたことによると考えられた。

さらに、土壤の酸化還元状態は、WFPS（土壤水分）と非作付期間中の有機物施用との関連が深い。大豆跡非作付期間および水稻跡非作付期間の田畑輪換圃場における WFPS は、水稻連作圃場と比較して比較的低いレベルで推移した。Shiratori et al. (2007) は、水稻作の入水開始前の土壤水分が高いほど、水稻作期間における CH₄ 排出量が多くなることを報告している。Su et al. (2017) は、稻作後に冬コムギを導入することにより、排水性が改善され、CH₄ 排出量が削減されると報告した。本調査では、入水直前の水稻連作圃場における WFPS は、田畑輪換圃場と比較して両期間とも高く維持されており、水稻連作圃場の CH₄ 排出量が増加した。ま

た、施用された有機物の分解の観点から、Nishimura et al. (2011) はライシメーター試験における復元田後1年目の水稻作では田畑輪換によって CH₄ 排出量が大幅に減少したことを見た。この報告では、転換作物の残渣は施用されておらず、復元田2年目に明確な違いは認められなかった。しかし、本調査では低く推移した WFPS や比較的高い気温条件下により水稻収穫後の秋に鋤き込まれた稲わらが分解され、復元田2年目においても CH₄ 排出量の一定の削減効果がみられたと考えられた。

2. 4. 2 田畑輪換ローテーションシステムの緩和効果に対する気候の影響

アジアにおける田畑輪換と水稻連作条件下における長期間の温室効果ガス排出量（CO₂eq 排出量 : CH₄ と N₂O 排出量を GWP に基づいた合計した総 CO₂eq 排出量）に関して比較した事例は表 2.7 に示した通り限定されている。塩野ら (2014) は、日本北東部の冷涼地域において温室効果ガス排出量を調査した。Cha-un et al. (2017) は熱帯モンスーン気候のタイにおいて温室効果ガス排出量を調査し、本研究では日本の比較的暖かい地域で調査を実施した。平均気温は Cha-un et al. (27.3 °C) > 本研究 (14.9 °C) > 塩野ら (11.7 °C)、降水量は本研究 (1,529 mm) > 塩野ら (1,238 mm) > Cha-un et al. (1,043 mm)。調査した土壤はすべて沖積土であった。

田畑輪換体系は塩野らの事例では、ダイズ-ダイズ-水稻-水稻の4年4作（ダイズ残渣持ち出し、水稻残渣は鋤き込み）であり、Cha-un らの事例ではコーン-水稻-コーン-水稻の2年4作（収穫残渣鋤き込み）で、本研究ではコムギ-ダイズ-水稻-水稻の3年4作（収穫残渣鋤き込み）であった。それぞれを水稻連作（塩野ら：水稻4年4作、Cha-un ら：水稻2年4作（2毛作）、本研究：水稻3年3作）と比較し、田畑輪換による CH₄ と N₂O 排出量を GWP に基づいた合計 CO₂eq 排出量の削減効果を比較評価した。その結果、水稻連作およ

第2章 水稲連作と田畠輪換におけるメタンおよび一酸化二窒素排出量と 土壤炭素貯留量の合計としての温室効果ガスの正味の収支の比較

表2.7 田畠輪換における温室効果ガス排出量の既存成果との比較

調査事例	調査地域	年平均気温 ¹	年降水量 ¹	土壌タイプ	田畠輪換体系 ²	調査期間	収穫残渣	CH ₄ -C排出量 ³ (水稻連作) (gCH ₄ -C m ⁻²)	平均CO ₂ eq排出量 ⁴ (水稻連作 田畠輪換 削減量 ⁵) (Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ year ⁻¹)			CO ₂ eq排出量 ⁶ 削減率 (%)		
									水稻連作	田畠輪換	削減量 ⁵	全体	復元田 1年目	復元田 2年目
塩野ら (2014)	日本 寒冷地	11.7 °C	1,238 mm	沖積土	S-S-R-R	4年	ダイズ残渣 持ち出し	30.5	10.15	2.54	7.61	75	83(84)	37(37)
Cha-un et al. (2017)	タイ	27.3 °C	1,043 mm	沖積土	C-R-C-R	2年	鋤き込み	50.3	16.97	4.30	12.67	75	61(63) ⁷	-
本研究	日本 温暖地	14.9 °C	1,529 mm	沖積土	W-S-R-R	3年	鋤き込み	19.8	7.42	1.81	5.61	76	88(89)	46(47)

塩野ら (2014), Cha-un et al. (2017) および本研究についてとりまとめた。¹ 気象庁の都道府県代表地点における 1981 年から 2010 年までの 30 年間の年平均値。Cha-un et al. (2017) : 論文から引用。² W: コムギ, S: ダイズ, R: コメ (水稻), C: コーン。Cha-un et al. (2017) 水稲連作区: コメ 2 作, 田畠輪換区: 年 2 作。³ 調査期間の平均値。⁴ CH₄ と N₂O 排出量を GWP に基づいた合計した CO₂eq 排出量。⁵ 田畠輪換による CO₂eq 排出削減量。⁶ (): CH₄ 排出削減率。⁷ コーン跡の水稻作 2 回の平均値を活用。

び田畠輪換圃場の平均 CO₂eq 排出量は、塩野らの事例で 10.15 と 2.54 Mg ha⁻¹ year⁻¹ (削減量: 7.61 Mg ha⁻¹ year⁻¹), Cha-un らの事例で 16.97 と 4.30 Mg ha⁻¹ year⁻¹, (削減量: 12.67 Mg ha⁻¹ year⁻¹), 本研究で 7.42 と 1.81 Mg ha⁻¹ year⁻¹ (削減量: 5.61 Mg ha⁻¹ year⁻¹) となった。両圃場の平均 CO₂eq 排出量および削減量は、Cha-un ら > 塩野ら > 本研究の順で多くなった。また、水稻連作に対する CO₂eq 排出削減率は塩野らおよび Cha-un らで 75%, 本調査で 76% であった。これら 3 つの調査事例から、植栽システム、気温、降水量の違いに関係なく、田畠輪換により水稻連作と比較して CO₂eq 排出量が顕著に削減でき、水田からの田畠輪換が非常に効果的な地球温暖化緩和技術であることが明らかになった。

復元田 1 年目の CH₄ 削減率は、いずれの事例も大きく、塩野らで 84%, Cha-un らで 63%, 本調査で 89% であった。復元田 2 年目の CH₄ 削減率は、塩野らでは 37% に、本調査では 46% となり、減少する傾向にあった。本調査では、ダイズ残渣物が鋤き込まれたが、塩野らと同程度以上の温室効果ガス排出削減効果が得られた。このことは、鋤き込み後の田畠輪換圃場における WFPS が水稻連作圃場の WFPS よりも低く推移し、田畠輪換圃場では酸化的条件下において有機物分解がより進行したことによるものと推察された。Cha-un et al. (2017) の報告では、年に 2 作の大量のバイオマス残渣が鋤き込まれた圃場においても、同程度の CO₂eq 排出削減効果が得られた。これは、タイでは他の 2 事例と比較して高温・少雨であり、鋤き込まれた有機物が酸化的条件下で速く分解されたためと考えられた。以上のことからも、田畠輪換圃場における CO₂eq 排出削減効果は、施用される有機物量が少なくなければその効果が大きくなり、また鋤き込まれた有機物がより高温・少雨条件下で速やかに分解され、圃場が酸化的状態で管理されることにより、水稻からの CH₄ 排出量が顕著に削減され、その効果はより大きくなることが明らかになった。

土壤炭素貯留の観点から、Takakai et al. (2017) は、ダイズ栽培の方が水稻栽培よりも土壤炭素貯留の減少が大きいと報告した。これは主に水田転換畑と水田の酸化還元状態の違いによるものと考えられた。本調査では、RothC モデルに基づく土壤炭素含有量は水稻連作圃場では維持されたが、田畠輪換圃場では減少した。これらの結果は、田畠輪換の繰り返しに伴い、土壤中の全炭素が漸減するという報告 (住田ら, 2005) とも一致した。

これらの結果に基づき、温室効果ガス排出に対して CO₂eq 排出削減効果と土壤炭素貯留の両面から評価することは、田畠輪換体系あるいは一般的な農業システムの全体的な影響を理解するために重要であることが本研究から実証された。

2. 4. 3 土壤炭素貯留量と GHG 排出量の総合評価

3 つの GHG 成分 (CH₄, N₂O および CO₂) のうち、農地からの温室効果に最も大きく貢献しているものを明らかにするためには、圃場内の 3 つの成分すべての排出量を調査する必要がある。しかし、農地で 3 つの GHG を測定する包括的な評価事例はほとんどない。本研究では、CH₄ と N₂O 排出量と土壤炭素貯留量の減少から計算された CO₂ 排出量を総合的に評価することにより、温室効果ガスの正味の収支の観点から既存の水稻連作と水田土地利用の主要体系である田畠輪換を直接比較して、田畠輪換による GHG 排出量削減効果を初めて定量的に評価した。

水田における温室効果ガスの 3 成分の同時評価の例として、石橋ら (2009) は、水田の水稻乾田直播栽培に関する研究結果に基づき、3 成分の中で CH₄ が最も排出量が大きいことを報告した。さらに、Takakai et al. (2017) は、水田転換畑ダイズ圃場で 3 年、その後のダイズ跡水稻圃場で 3 年にわたり、3 成分を慣行、未熟堆肥施用、完熟堆肥施用の 3 処理区で同時評価した。その結果、ダイズ圃場では正味の収支

が4.9～14.0 Mg ha⁻¹ year⁻¹の範囲にあり(慣行：4.9 Mg ha⁻¹ year⁻¹)，3成分の中でCO₂排出量が82～94%を占め最も多く、ダイズ跡の水稻圃場では正味の収支が9.6～14.3 Mg ha⁻¹ year⁻¹の範囲にあり(慣行：9.9 Mg ha⁻¹ year⁻¹)，3成分の中でCH₄排出量が72～84%を占め最も多かったことを報告している。これらの報告から、水田におけるGHGの3成分について、水稻ではCH₄排出量が最も多くなること、水稻転換ダイズ畑ではCO₂排出量が最も多くなることが示唆された。本研究では、GHGの3成分におけるCH₄排出量の占める割合が水稻連作圃場で98%，田畠輪換圃場で57%となり、CH₄排出量が最も多かったが、田畠輪換圃場では水稻が3か年うち2か年であったことから、その割合が低下したと考えられた。

また、Takakai et al. (2017)は、特に未熟な堆肥を施用した場合、ダイズ畑で大量のCO₂排出が発生し、これらのCO₂排出量の増加が田畠輪換によるダイズ跡水稻作におけるCH₄排出量の削減効果を打ち消す可能性があると報告した。このことからも、田畠輪換体系において適切な有機物管理が重要であると考えられた。本研究では水田の地力維持の観点（滋賀県、2015）から収穫残渣を鋤き込みましたが、今後土壤炭素貯留と温室効果ガス排出削減のトレードオフの観点からも一層の検討が必要である。

本研究から、田畠輪換の導入により、収量や品質は同水準を維持しつつ、復元田1年目と2年目のCH₄排出量が削減され、総CO_{2eq}排出量が約68%削減されることが明らかになった。また、本研究の結果から、CH₄排出量の削減が水田からの温室効果ガス排出量の削減に最も効果的であることが示唆された。そのため、田畠輪換による地球温暖化への寄与をさらに減らすためには、CH₄排出削減技術である中干し期間の延長等の水管理に関する温室効果ガス緩和策(Itoh et al., 2011)の導入を検討する必要があると考えられる。実際のところ、田畠輪換体系における温室効果ガス排出量（累積CO_{2eq}排出量）は、コムギとダイズ栽培における被覆肥料の活用と水稻栽培における中干し期間の1週間延長の組み合わせによって有意に削減された(蓮川ら、2019)。これらの緩和策の導入により、田畠輪換体系における温室効果ガス排出量をさらに削減することは、地球温暖化の緩和に貢献する点で有意義であると考えられた。

2. 5 結論

コムギ・ダイズを組み入れたコムギ-ダイズ-水稻-水稻の3年4作体系である田畠輪換と水稻連作における全体的な温室効果を比較するために、3年間圃場において調査を実施した。田畠輪換圃場における年間の総平均CO_{2eq}排出量は1.81 Mg CO_{2eq} ha⁻¹ year⁻¹となり、水稻連作圃場(7.42 Mg CO_{2eq} ha⁻¹ year⁻¹)より76%低減された。水田土壤用改良Rothamsted Carbon (RothC) モデルを使用して試算された

土壤炭素予測では、田畠輪換および水稻連作圃場の土壤炭素の減少がそれぞれ0.57および0.09 Mg CO_{2eq} ha⁻¹ year⁻¹となり、それらがCO_{2eq}排出量に相当することを示した。これらの結果から、田畠輪換および水稻連作圃場における全体的な温室効果は、それぞれ2.38および7.51 Mg CO_{2eq} ha⁻¹ year⁻¹であると推定された。これらのことから、本調査では、水稻連作圃場から田畠輪換圃場への転換により、全体的な温室効果の68%の削減が可能であることを明らかにした。

以上より、田畠輪換は水稻連作と比較して正味の温室効果を大幅に低減できるということが、国内外の調査結果も含めて明らかとなった。この結果は、日本だけでなくモンスーンアジアの様々な地域の水稻生産システムに広く適用できる有効な地球温暖化緩和技術であると結論づけられた。

3. 灰色低地土の水田転換畑のコムギ・ダイズ作体系における 被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果

3. 1 緒言

第2章の結果から、田畠輪換は水稻連作と比較して正味の温室効果を大幅に低減できることが明らかとなった。田畠輪換はモンスーンアジアをはじめとした様々な地域の水稻生産システムに広く適用できる有効な地球温暖化緩和技術である。田畠輪換は食料自給率向上のためのアプローチとして有効的な土地利用方法であり、農地資源が限られる我が国において、稻作農家は水田において米だけではなく、ムギ、ダイズ等の転作作物を作付することとしている(農林水産省, 2010)。国内の耕地面積は減少している中で、ムギ・ダイズの栽培面積は横ばいで推移しており、ムギは全国の約65%が水田で栽培され、北海道を除く都府県では約90%が水田転換畑で作付されている。特に、滋賀県では農耕地面積の92%を水田が占め(滋賀県, 2020)、ブロックローテーションに基づく田畠輪換体系(水稻-水稻-ムギ・ダイズの3年4作)によるムギ・ダイズの作付面積が多く、全国的にも3年4作体系や水稻-ムギ・ダイズの2年3作体系の普及推進がみられ、今後さらなる栽培面積の増加が予想される。

田畠輪換では、水稻連作と比較して水稻栽培に伴う CH_4 排出量が削減される一方で、ムギやダイズ等の水田転換畑作物の導入による N_2O 排出量の増加がトレードオフとして懸念される。さらに、コムギでは新たな施肥法である後期重点施肥の增收効果が報告されている(渡邊ら, 2016; 鎌田ら, 2016; 水田ら, 2017)。しかしながら、この施肥法では施肥窒素総量も増加(渡邊ら(2016)の報告: 13 gN m^{-2} から 16 gN m^{-2} へ)するため、 N_2O 排出量がより一層増加することが懸念される。

窒素施用に伴う N_2O 排出量の増加を抑制するためには、被覆肥料および硝化抑制剤入り肥料を活用し、溶出する窒素を緩やかにすることや硝化作用そのものを抑制することで硝化過程からの N_2O 発生を抑制することが効果的であると報告されている(Akiyama et al., 2010; 野田, 2001; 渡辺ら, 1999; 三浦・田口, 1995; 森本ら, 2008)。その一方で、農業経営の観点からは収量維持および確保は重要であり、新規施肥法導入時の収量への影響評価も重要である。

主要作物である水田転換畑のムギ作あるいはダイズ作における一酸化二窒素(N_2O)排出量に関する報告は数多いものの(金ら, 2005; Takakai et al., 2010; 塩野ら, 2014; 永田ら, 2009; 若澤・小杉, 2001他), 水田転換畑のムギ・ダイズ作を通じた N_2O 排出削減技術と収量性を複数年にわたり評価した事例は見当たらない。

そこで、本章では田畠輪換における温室効果ガス排出削減

効果を図るため、灰色低地土の水田転換畑のムギ・ダイズ作における被覆肥料等の活用が N_2O 排出量と収量性に及ぼす影響を調査した。

3. 2 材料および方法

3. 2. 1 試験圃場および試験区の設置

試験は滋賀県近江八幡市の滋賀県農業技術振興センター(以下: 滋賀農技セ) ($35^{\circ}18'\text{N}$, $136^{\circ}12'\text{E}$) 内の3筆の圃場を用いて、圃場毎に2010年, 2011年, 2012年の水稻跡の転換畑(概ね2003年以降はコムギ・ダイズ-水稻-水稻の3年4作体系)で栽培されるコムギと、コムギ跡のダイズを対象として行った。調査期間はコムギで10月下旬から11月上旬に調査を開始し、翌年の6月下旬までの約8か月間、ダイズでコムギ跡の6月下旬から11月~12月までの約5か月であり、コムギ・ダイズを通すと1年~1年2か月の範囲であった。

試験圃場には本暗渠が7~10m間隔、弾丸暗渠が本暗渠に直交して3~5m間隔に設置されている。水稻作後に苦土石灰を標準量(100 g m^{-2})散布し、ロータリで深さ10cm程度まで一様になるように耕起搅拌した。この際、収穫後の稻わらも全量(2010および2012年: 約 700 g m^{-2} , 2011年: 約 1000 g m^{-2})鋤込んだ。その後、畝立て(畝幅: 3.4~4.6m, 畝: 3.0~4.2m, 畝間: 0.4m)を行った。

調査圃場の土壤は世界土壤照合基準(FAO, ISRIC, and ISSS, 2006)ではGleyic Fluvisols、農耕地土壤分類第3次案(農耕地土壤分類委員会, 1995)では細粒質グライ化灰色低地土(Nishina et al., 2015)に分類された。試験開始前の土壤理化学性を表3.1に示す。土壤pH等は3か年ともに滋賀県改良目標値(滋賀県, 2002)の概ね範囲内にあった。

試験区の構成を表3.2に示す。速効性肥料に基づく「慣行区」、被覆肥料の活用や基肥への石灰窒素の併用などの「施肥改善区」、「無窒素区」の3処理区をコムギ・ダイズ作を通して3反復乱塊法により設置した。各区の処理面積は、調査1年目で 7.5 m^2 、2年目で 10.8 m^2 、3年目で 46.0 m^2 であった。

コムギおよびダイズはともに滋賀県栽培技術指針(滋賀県, 2012)に基づき栽培した。コムギ作付品種は「農林61号」で、11月上旬に条間25cmで条播した。また、収穫は6月中旬に行なった。

コムギ作における窒素肥料の施用について、慣行区では調査1年目と2年目は、基肥として尿素で 6 gN m^{-2} を播種前に全層施用(深さ5~10cm)し、追肥として尿素で 2 gN m^{-2}

表3.1 調査圃場の土壤理化学性

年 次	pH	T-C	T-N	可給態 P ₂ O ₅	CEC	交換性塩基(cmol _c kg ⁻¹)			三相分布			仮比重 (g cm ⁻³)
	(H ₂ O)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(cmol _c kg ⁻¹)	Ca	Mg	K	気相率 (%)	液相率 (%)	固相率 (%)	
2010～2011年 (調査1年目)	6.7	18.0	1.70	225.8	19.0	10.6	2.86	0.56	26.5	35.0	38.5	1.06
2011～2012年 (調査2年目)	6.0	16.3	1.48	137.4	14.1	10.5	1.85	0.38	27.6	36.4	36.0	1.11
2012～2013年 (調査3年目)	5.9	22.6	1.95	95.0	21.4	11.3	3.66	0.56	24.1	40.0	36.0	1.01

注) 調査開始前に圃場から作土を5か所採取・混合し、風乾し2.0 mm 篩で調整後、土壤化学性分析に供した。三相分布および仮比重はダイズ跡調査圃場から各試験区の作土を3か所100 mLコアで採取後、分析に供し、平均値で示した。

表3.2 試験区の構成

年 次	区 名	コムギ作				ダイズ作			
		基 肥		追 肥・穗 肥		実 肥		基 肥	
		窒素肥料の種類 (施肥量:gN m ⁻²)	施肥法						
2010～ 2011年 (調査1年目)	慣 行 区	尿素(6)	全層	尿素(2・2)	表層	尿素(4)	表層	尿素(2)	全層
	施肥改善区	石灰窒素 ^c (4)+尿素(2)	全層	尿素(2・2)	表層	尿素(4)	表層	被覆肥料 ^f (2)	全層
	無窒素区	—	全層	—	表層	—	表層	—	全層
2011～ 2012年 (調査2年目)	慣 行 区	尿素(6)	全層	尿素(2・2)	表層	尿素(4)	表層	尿素(2)	全層
	施肥改善区	被覆肥料 ^d (10)	全層	—	表層	尿素(4)	表層	硝化抑制剤入り肥料 ^g (2)	全層
	無窒素区	—	全層	—	表層	—	表層	—	全層
2012～ 2013年 (調査3年目)	慣 行 区	速効性肥料 ^a (6)	全層	速効性肥料 ^b (2・2)	表層	硫安(4)	表層	速効性肥料 ^a (2)	全層
	施肥改善区	被覆肥料 ^e (10)	全層	—	表層	硫安(4)	表層	被覆肥料 ^f (2)	全層
	無窒素区	—	全層	—	表層	—	表層	—	全層

注) 各試験区とも3回反復。施肥改善区を除き各試験区の施用肥料はコムギ作から連用。^a: 塩化アンモニウムをベースにリン酸と加里を加えてつくられた化成肥料。^b: 塩化アンモニウムをベースに加里を加えてつくられた化成肥料。^c: カルシウムシナミドを主成分とし、硝酸化成の抑制効果を持つ塩基性肥料。^d: 植物油系ポリウレタン樹脂で尿素をコーティングしたセラコートR25入り複合(速効性N:11.5%, セラコートR25:11.5%)。^e: セラコートR入り複合(速効性N:12.4%, セラコートR25:19.6%)。^f: セラコートR入り複合466(速効性N:3.5%, セラコートR50・70・90:10.5%)。^g: 腐植有機30%入り、硝化抑制剤(ジアンジアミド)入り肥料(アンモニア態N:9.8%, ジアン態N:1.2%)。各試験区とも滋賀県栽培技術指針に基づき、N肥料に加えてPK化成あるいは塩化カリを施用(無窒素区ではPK化成あるいは塩化カリを施用)。

を1月下旬、穗肥として尿素で2 gN m⁻²を3月上旬、実肥として尿素で4 gN m⁻²を5月上旬に表層施用した。調査3年目については、基肥、追肥および穗肥として塩化アンモニウムをベースとした速効性化成肥料を1年目および2年目と窒素で同量になるように施用した。また、実肥として硫酸アンモニウムで4 gN m⁻²を5月上旬に表層施用した。なお、リンとカリは、滋賀県栽培技術指針に基づきPK化成あるいは塩化カリを施用した。

施肥改善区の調査1年目については、基肥として石灰窒素4 gN m⁻²を尿素2 gN m⁻²と併用して全層施用(深さ5~10cm)し、追肥以降は慣行区と同一管理とした。調査2年目と3年目については、基肥として被覆肥料入り複合肥料10 gN m⁻²(2年目:速効性窒素5.0 gN m⁻², セラコートR25 5.0 gN m⁻², 3年目:速効性窒素3.9 gN m⁻², セラコートR25 6.1 gN m⁻²)を播種前に全層施用した。実肥は慣行区と同一管理とし

た。また、リンとカリは慣行区と同一に管理した。

無窒素区では窒素肥料を施用せず、リンとカリを慣行区と同一に施用した。

ダイズ作付品種は「ことゆたか」で、7月上旬に播種した。栽培法は狭条無耕無培土栽培である。調査1年目と2年目については、前作のコムギ作の麦稈は持ち出した。なお、調査3年目については、全区ともに収穫後の麦稈を全量(203~447 g m⁻²)鋤込んだ。栽植密度は条間30 cm、株間14 cmの1粒播であった。収穫は10月下旬から11月上旬の間に行った。

ダイズ作の施肥は基肥のみを播種前に全層(深さ5~10cm)に施用した。慣行区では調査1年目と2年目に尿素、3年目に塩化アンモニウムをベースとした速効性化成肥料を施用した。リンとカリは滋賀県栽培技術指針に基づきPK化成を施用した。

第3章 灰色低地土の水田転換畑のコムギ・ダイズ作体系における被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果

施肥改善区では調査1年目と3年目は、被覆肥料入り複合肥料を 2 gN m^{-2} (速効性窒素 0.5 gN m^{-2} , セラコートR50・70・90 計 1.5 g N m^{-2}), 2年目は硝化抑制剤入り肥料を 2 gN m^{-2} (アンモニア態窒素 1.8 gN m^{-2} , ジシアン態窒素 0.2 gN m^{-2}) を施用した。リンとカリは慣行区と同一に管理した。

無窒素区では窒素肥料を施用せず、リンとカリを慣行区と同一に施用した。

3. 2. 2 N_2O 排出量の測定

試験圃場における地表面と大気間の一酸化二窒素ガスフラックスをクローズドチャンバー法(八木, 1997)で測定した。測定頻度は、施肥直後2~3週間は週2~3回、それ以外は原則として週1回である。チャンバーベースは土壤に8cm差し込み、アクリル製のチャンバー(長さ60cm×幅30cm×高さ50cm)内には、コムギでは2条、ダイズでは2株を含んだ。チャンバーの高さは作物の生育に合わせて変更し、コムギでは実肥施用前の5月上旬から収穫まで、ダイズでは8月中旬から収穫まで、中間台座(高さ50cm)を追加して1mとした。採取したガスの一酸化二窒素濃度は電子捕獲型検出器(ECD)付きガスクロマトグラフ(GC; GC-14A, 島津製作所製、京都、日本)を用いて、須藤(2012)の手法に基づき分析した。

N_2O の積算排出量は台形積分法にて算出した。国際的な温室効果ガス排出量の算出に活用されている N_2O 排出係数(IPCC, 2006)は以下の計算式で算出した。

$$\text{N}_2\text{O}\text{排出係数}(\%) = (\text{各試験区の}\text{N}_2\text{O}\text{積算排出量} - \text{無窒素区の}\text{N}_2\text{O}\text{積算排出量}) / (\text{窒素施用量}) \times 100$$

また、施肥改善区における被覆肥料活用時(コムギ作:調査2年目と3年目、ダイズ作:調査1年目と3年目)の生育初期(コムギ作:基肥~追肥施用前、ダイズ作:基肥~開花期前)の N_2O 排出量と基肥の速効性窒素成分量を慣行区と比較検討した。

採取時のチャンバー内気温と地温(5cm深)は、温度データロガー(おんどとり、ティアンドディ製、松本、日本)で測定した。

3. 2. 3 コムギ・ダイズの収量、土壤および作物体の成分の測定方法

コムギとダイズの収量は、成熟期に各区で坪刈り調査を行い、平均値をもとめた。コムギ子実重は粒厚2.2mm以上で水分12.5%換算値とし、ダイズ子実重は粒径5.5mm以上で水分15.0%換算値とした。

調査開始前に、圃場全体から土壤サンプルを5か所採取し、混合および風乾後に、2.0mm篩にかけ、土壤化学分析を行った。土壤理化学性分析は、土壤養分測定法委員会(1983)および土壤環境分析法編集委員会(1997)を参考にした。三相分布および仮比重はダイズ収穫後に各処理区から3か所の

土壤コアサンプル(100mL)を採取し、デジタル実容積測定装置(DIK-1150、大起理化工業製、埼玉、日本)を用いて測定した。可給態リン酸はトルオーグ法(南條, 1997)により測定した。無機態窒素は亜硝酸態窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)、アンモニア態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)を窒素自動分析装置(TRAACS2000、ブランルーベ社製、ドイツ)により測定した。各処理区の土壤(0~10cm深)はガス採取時にチャンバー周辺から採取した。また、各処理区における成熟期の作物体の窒素成分はケルダール法により分析した。

さらに、ガス採取時に体積含水率(0~12cm深)を携帯型土壤水分計(HydroSense、Campbell社製、ユタ州、米国)を用いて、試験区あたり5か所で測定した。得られた体積含水率と固相率(35.1~39.8%)から、土壤中空隙中に占める水分割合である土壤水分含量(WFPS: Water Filled Pore Space)を算出し、試験区ごとの平均値をもとめた。降水量および気温は滋賀農技セ内の気象観測データを用いた。

3. 2. 4 統計解析法

分散分析の検定を行った後、多重比較検定をTukey HSD(R Core Team, 2012)により行った。排出係数のみt検定により行った。なお、 N_2O 排出量および排出係数は10%水準を採用し、その他は5%水準を採用した。

3. 3 結果

3. 3. 1 N_2O フラックス

調査3か年の N_2O フラックスの推移を図3.1~3.3(a)に示す。

3. 3. 1. 1 コムギ作付期

慣行区における N_2O フラックスは、3か年とも基肥施用直後に大きく増加し、その最大値は1年目 $142.2\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 、2年目 $339.4\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 、3年目 $267.5\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ であった。

一方、施肥改善区における基肥施用直後の N_2O フラックスの最大値は、1年目 $64.6\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 、2年目 $200.4\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 、3年目 $168.7\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ となり、慣行区と比較して3か年ともに小さかった。

追肥と穗肥施用時には慣行区および施肥改善区(1年目)とともに、 N_2O フラックスの大きな増加が認められなかった。その一方で、実肥施用時には、慣行区および施肥改善区とともに、 N_2O フラックスの増加する傾向が認められた(慣行区:1年目 $43.9\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 、2年目 $43.4\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 、3年目 $11.2\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 、施肥改善区:1年目 $44.4\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 、2年目 $26.6\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 、3年目 $30.1\text{ }\mu\text{g-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$).

3.3.1.2 ダイズ作付期

慣行区における N_2O フラックスは、3か年とも基肥施用直後に大きく増加し、その最大値は1年目が $522.7 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、2年目が $923.8 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、3年目が $321.9 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ であった。

一方、施肥改善区における基肥施用直後の N_2O フラックスの最大値は、1年目 $385.9 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、2年目 $685.4 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、3年目 $84.4 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ となり、慣行区と比較して3か年ともに小さかった。

調査1年目と2年目は、基肥施用直後以外にも8月中旬の降雨後に慣行区および施肥改善区ともに一時的にフラックスが増加した。3年目は、降雨後にフラックスの増加する傾向が数回認められ、他の2か年と異なる傾向にあった。その他期間は、すべての区において小さい値で推移した。

3.3.2 気象およびWFPS、土壤無機態窒素濃度

調査3か年の地温、日降水量、土壤水分(WFPS)、土壤無機態窒素濃度の推移を図3.1～3.3(b～e)に示す。

3.3.2.1 コムギ作付期

調査期間の積算降水量は1年目(243日間)で1,101mm、2年目(232日間)で905mm、3年目(248日間)で833mmであった。調査1年目では5月10～11日に計188mmのまとまった降水量があった。

ガス採取時の地温は調査3か年を通して処理区間で差は見られなかった。3か年ともに冬季(12～2月)の地温は5～10℃の低温で推移し、3月以降は気温の上昇に伴い上昇した。

ガス採取時の土壤水分(WFPS)は調査3か年を通して試験区間で差は見られなかった。調査1年目では52～81%（平均62%）で推移し、2年目では51～74%（平均60%）で推移し、3年目では58～80%（平均68%）で推移し、3か年ともに降水後や気温が低下する冬季に上昇する傾向にあった。

土壤無機態窒素濃度は、3か年ともに慣行区および施肥改善区ともに施肥直後に $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が上昇し、その後に $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が上昇した。施肥改善区では基肥施用直後における $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度および $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が慣行区より低く推移する傾向であった。12月中旬以降は、両区とも同レベルで推移する傾向であった。また、無窒素区では基肥全層施用後の小さなピークを除き、栽培期間を通して低く推移した。なお、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して、全区ともに概ね0（検出限界： 0.6 mg L^{-1} ）で推移した（データ省略）。

3.3.2.2 ダイズ作付期

調査期間の降水量は1年目(130日間)で622mm、2年目(141日間)で829mm、3年目(166日間)で888mmであった。調査2年目では8月18日に113mmのまとまった降水量があった。また、調査3年目では台風に伴い9月15～16日に計280mmのまとまった降水量があり、圃場が一部滯水した。

ガス採取時の地温は調査3か年を通して試験区間で差は見られなかった。3か年ともに播種後から8月下旬までは概ね25℃以上で推移したが、9月下旬以降は徐々に低下し、成熟期(11月)には15℃近くまで低下した。

土壤水分(WFPS)は調査3か年を通して試験区間で差は見られなかった。調査1年目では43～67%（平均52%）で推移し、2年目では42～59%（平均48%）で推移し、3年目では47～76%（平均55%）で推移し、3か年ともに降水後や気温の低下に伴い上昇する傾向であった。

土壤無機態窒素濃度は、3か年ともに慣行区および施肥改善区ともに施肥直後に $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が上昇し、その後に $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が上昇した。施肥改善区では調査1年目および2年目における $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度および $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は慣行区と同レベルで推移する傾向であった。調査3年目においては基肥施用直後の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の上昇が慣行区より小さくなり、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度も慣行区と比較して低かった。また、無窒素区では $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は栽培期間を通して低く推移したが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は基肥の全層施用後に慣行区および施肥改善区より小さいもののピークが認められた。なお、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して、全区ともに概ね0（検出限界： 0.6 mg L^{-1} ）で推移した（データ省略）。

3.3.3 N_2O 排出量および N_2O 排出係数

調査3か年間のコムギ作付期、ダイズ作付期および年間の N_2O 積算排出量および N_2O 排出係数を表3.3に示す。

3.3.3.1 コムギ作付期

N_2O の積算排出量は、慣行区では調査1年目 $58.7 \pm 13.6 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2}$ 、2年目 $91.4 \pm 59.1 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2}$ 、3年目 $59.5 \pm 37.6 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2}$ となった。一方、施肥改善区では調査1年目 $37.2 \pm 13.9 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2}$ 、2年目 $59.3 \pm 23.5 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2}$ 、3年目 $31.9 \pm 3.7 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-2}$ となった。3か年を通して施肥改善区では慣行区より少ない傾向を示したが、有意差は認められなかった。

第3章 灰色低地土の水田転換畠のコムギ・ダイズ作体系における
被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果

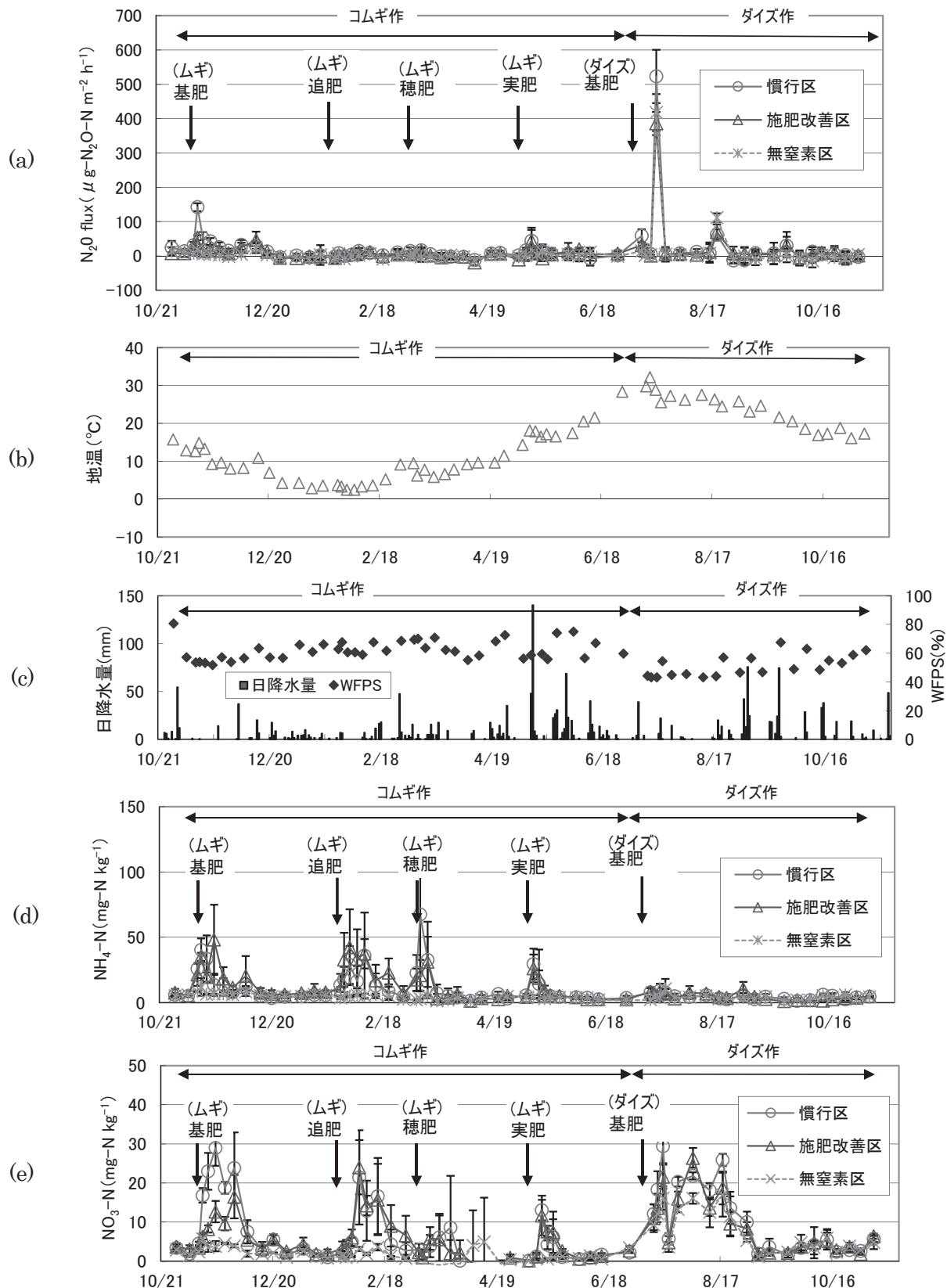


図 3.1 調査1年目の(a) N_2O フラックス, (b) 地温, (c) 日降水量およびWFPS, (d) 土壌 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度, (e) $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化.

注) エラーバーは標準偏差を示す. $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して両区ともに低かった (データ省略).

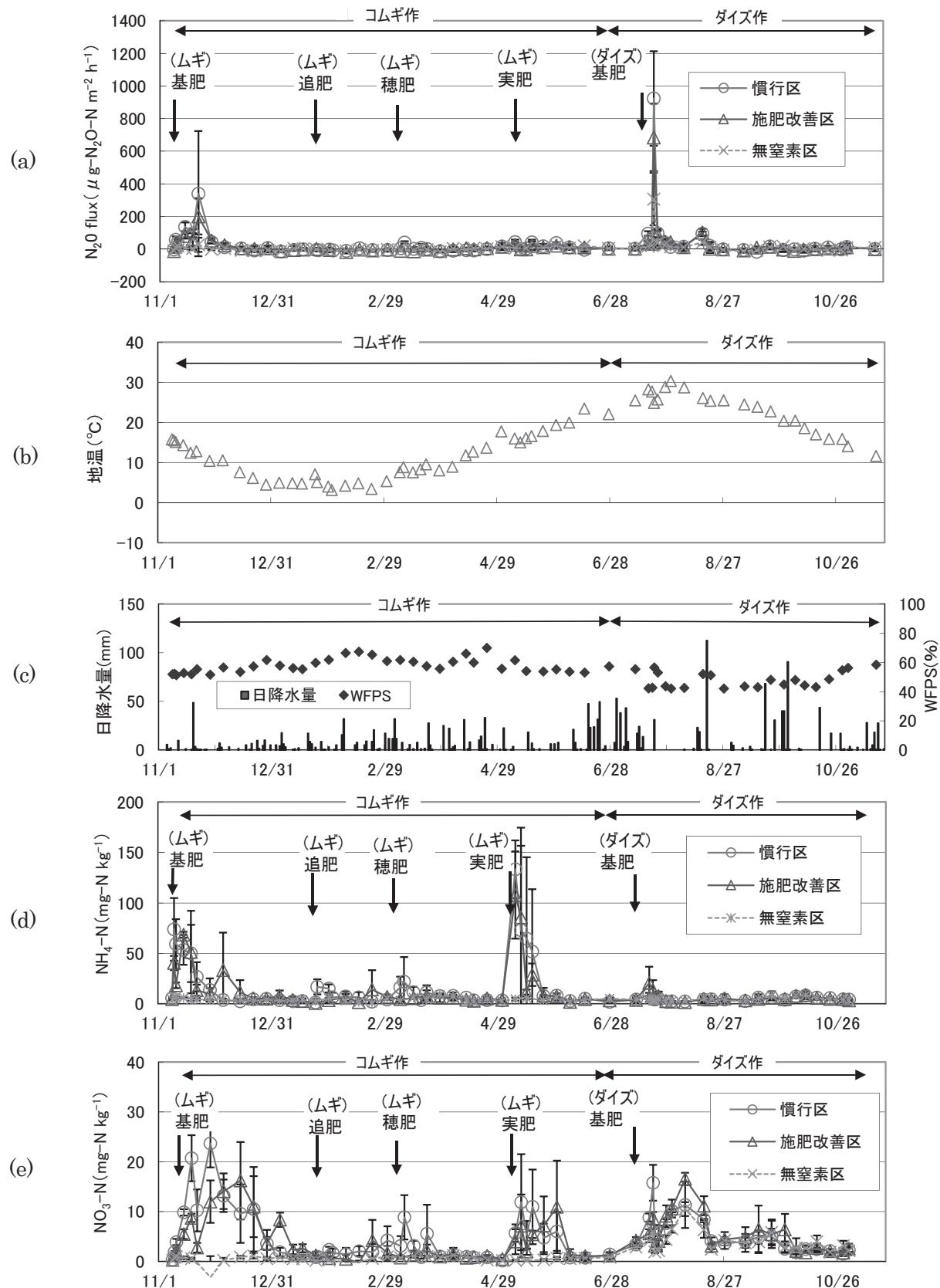


図 3.2 調査2年目の(a) N_2O フラックス, (b) 地温, (c) 日降水量およびWFPS, (d) 土壤 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度, (e) $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化.
注) エラーバーは標準偏差を示す。 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して両区ともに低かった(データ省略)。

第3章 灰色低地土の水田転換畠のコムギ・ダイズ作体系における
被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果

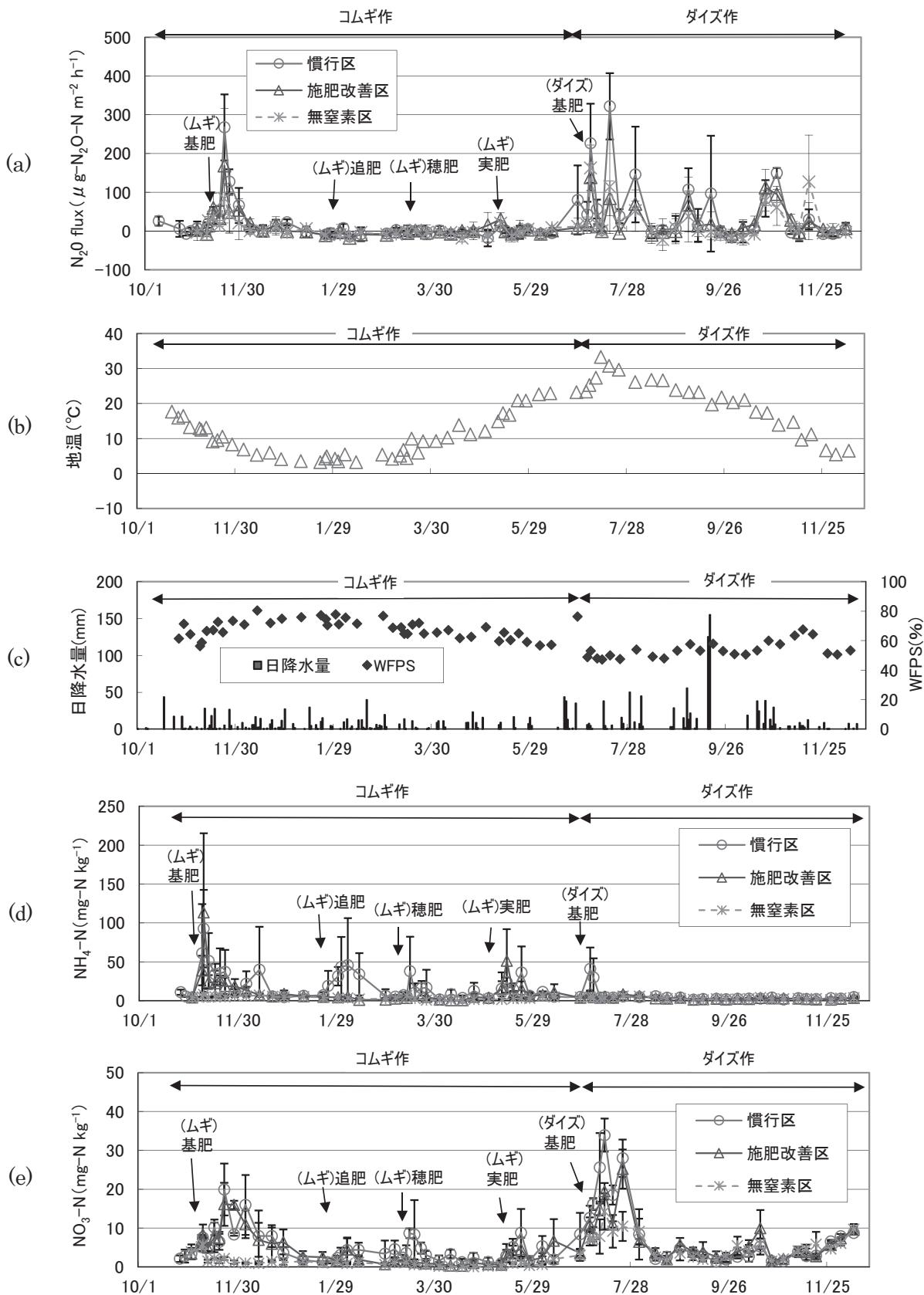


図 3.3 調査 3 年目の(a) N_2O フラックス, (b) 地温, (c) 日降水量および WFPS, (d) 土壤 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度, (e) $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化.
注) エラーバーは標準偏差を示す. $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して両区ともに低かった (データ省略).

3.3.3.2 ダイズ作付期

N_2O の積算排出量は、慣行区では調査1年目 $83.2 \pm 18.0 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、2年目 $82.8 \pm 25.2 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、3年目 $195.7 \pm 15.4 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ となった。一方、施肥改善区では調査1年目 $70.7 \pm 11.2 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、2年目 $70.3 \pm 17.9 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、3年目 $103.9 \pm 28.7 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ となった。3か年を通して施肥改善区では慣行区より少ない傾向を示し、調査3年目においては慣行区より有意に少なくなった。

3.3.3.3 通年（コムギ作+ダイズ作）

コムギ・ダイズ作を通した年間の N_2O の積算排出量は、慣行区では調査1年目 $141.9 \pm 16.1 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、2年目 $174.2 \pm 72.9 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、3年目 $255.3 \pm 32.4 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ となった。一方、施肥改善区では調査1年目 $107.9 \pm 19.3 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、2年目 $129.6 \pm 19.1 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、3年目 $135.9 \pm 32.1 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ となった。

施肥改善区では3か年を通して慣行区より積算 N_2O 排出量が少なくなる傾向にあり、慣行区に対する比率は調査1年目が76%、2年目が74%、3年目が53%、すなわち削減率でそれぞれ24%、2年目26%、3年目47%（平均32%）であったが、有意差は認められなかった。

年間の N_2O 排出係数は慣行区では調査1年目0.50%、2年目0.85%、3年目0.99%となった。施肥改善区では調査1年目0.28%、2年目0.57%、3年目0.24%となり、調査1年目および3年目においては慣行区より有意に小さくなった。

3.3.4 被覆肥料活用時における生育初期の N_2O 排出量および基肥の速効性窒素成分量の比較評価

被覆肥料活用時におけるコムギ・ダイズ作の生育初期の N_2O 排出量と基肥の速効性窒素成分量を表3.3に示す。

3.3.4.1 コムギ作付期

生育初期（基肥～追肥施用前）の積算 N_2O 排出量は、慣行区では2年目 $72.1 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、3年目 $59.9 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ となり、作付全期間の積算排出量に占める割合は2年目79%、3年目101%と高かった。

施肥改善区では生育初期（基肥～追肥施用前）の積算 N_2O 排出量は、2年目 $52.0 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、3年目 $37.8 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ となり、2か年とも少なくなる傾向を示したが、有意差は認められなかった。施肥改善区では、慣行区に対する生育初期の N_2O 排出量の減少率が2年目28%、3年目37%となり、基肥の速効性窒素成分の削減率（2年目：17%，3年目：36%）と概ね一致した。また、 N_2O 排出量の減少率は基肥の速効性窒素成分の削減率の増大に伴い大きくなる傾向にあつた。

3.3.4.2 ダイズ作付期

生育初期（基肥～開花期前）の N_2O 排出量は、慣行区では1年目 $65.7 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、3年目 $98.6 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ となり、全体積算排出量に占める割合は1年目79%、3年目50%と高かった。

施肥改善区では生育初期（基肥～開花期前）の N_2O 排出量は、1年目 $47.0 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ 、3年目 $31.8 \text{ mgN}_2\text{O-N m}^2$ となり、慣行区より有意に少なくなった。施肥改善区では、慣行区に対する N_2O 排出量の削減率が1年目29%、3年目68%となり、基肥の速効性窒素成分の削減率（1・3年目：75%）と3年目では概ね一致したが、1年目では一致しなかった。

3.3.5 コムギ、ダイズの収量および窒素蓄積量

各処理区のコムギ、ダイズの収量および窒素蓄積量を表3.4に示す。

コムギの子実重は慣行区では調査1年目 374 g m^2 、2年目 411 g m^2 、3年目 507 g m^2 となった。一方、施肥改善区では調査1年目 400 g m^2 、2年目 457 g m^2 、3年目 533 g m^2 となり、3か年を通して慣行区と比較して有意差は認められなかつたが、慣行区に対する比率は調査1年目で107%、2年目で111%、3年目で105%（平均108%）の微増傾向にあつた。なお、慣行区および施肥改善区の子実重は3か年を通して、無窒素区と比較して有意に多かつた。

ダイズの子実重は慣行区では調査1年目 216 g m^2 、2年目 527 g m^2 、3年目 505 g m^2 となった。一方、施肥改善区では調査1年目 225 g m^2 、2年目 531 g m^2 、3年目 433 g m^2 となり、3か年を通して慣行区と比較して有意差は認められなかつたが、慣行区に対する比率は調査1年目で104%、2年目で101%、3年目で86%（平均97%）の範囲にあり、調査1年目および2年目では微増傾向にあり、調査3年目は減少傾向にあつた。なお、慣行区および施肥改善区の子実重は3か年を通して、無窒素区と比較して有意差は認められなかつた。

また、地上部（コムギ：子実+わら、ダイズ：子実+茎+さや）の窒素蓄積量は施肥改善区では精子実重と同様に3か年とも慣行区と比較して有意差は認められなかつた。

第3章 灰色低地土の水田転換畠のコムギ・ダイズ作体系における
被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果

表3.3 コムギ・ダイズ作付期のN₂O排出量とN₂O排出係数.

作 期	年 次	区 名	投入N量 ¹⁾			N ₂ O排出量		排出 係数 ⁵⁾	
			期間計		基肥速効性	期間計 ³⁾			
			(gN m ⁻²)	(%)		(mg-N ₂ O-N m ⁻²)	(%)		
コムギ 作付期	2010~	慣行区	14.0	—	—	58.7±13.6 ^a	—	0.36 ^a	
	2011年 (調査1年目)	施肥改善区	14.0	—	—	37.2±13.9 ^a	—	0.21 ^a	
		無窒素区	0.0	—	—	8.4±11.5 ^b	—	—	
	2011~	慣行区	14.0	6.0	(100) ²⁾	91.4±59.1 ^a	72.1 ^a (100)	0.61 ^a	
	2012年 (調査2年目)	施肥改善区	14.0	5.0	(83)	59.3±23.5 ^{ab}	52.0 ^{ab} (72)	0.38 ^a	
		無窒素区	0.0	—	—	6.0±8.1 ^b	0.5 ^b	—	
	2012~	慣行区	14.0	6.0	(100)	59.5±37.6 ^a	59.9 ^a (100)	0.39 ^a	
	2013年 (調査3年目)	施肥改善区	14.0	3.9	(64)	31.9±3.7 ^{ab}	37.8 ^a (63)	0.19 ^a	
		無窒素区	0.0	—	—	5.5±22.4 ^b	19.6 ^a	—	
ダイズ 作付期	投入N量			N ₂ O排出量			排出 係数		
	2011年 (調査1年目)	区 名	期間計		基肥速効性	期間計			
			(gN m ⁻²)	(%)		(mg-N ₂ O-N m ⁻²)	(%)		
			慣行区	2.0	2.0 (100)	83.2±18.0 ^a	65.7 ^a (100)	1.45 ^a	
	2012年 (調査2年目)		施肥改善区	2.0	0.5 (25)	70.7±11.2 ^a	47.0 ^b (71)	0.83 ^a	
			無窒素区	—	—	54.1±19.1 ^a	44.0 ^b	—	
			慣行区	2.0	2.0	82.8±25.2 ^a	—	2.50 ^a	
	2013年 (調査3年目)		施肥改善区	2.0	2.0	70.3±17.9 ^{ab}	—	1.87 ^a	
			無窒素区	—	—	32.9±14.8 ^b	—	—	
			慣行区	2.0	2.0 (100)	195.7±15.4 ^a	98.6 ^a (100)	5.19 ^a	
年間(コムギ・ ダイズ作付期)	2011年 (調査1年目)	区 名	投入N量			N ₂ O排出量		排出 係数	
			(gN m ⁻²)	(%)		(mg-N ₂ O-N m ⁻²)	(%)		
			慣行区	16.0		141.9±16.1 ^a	0.50 ^a		
	2012年 (調査2年目)		施肥改善区	16.0		107.9±19.3 ^{ab}	0.28 ^b		
			無窒素区	—		62.5±29.5 ^b	—		
			慣行区	16.0		174.2±72.9 ^a	0.85 ^a		
	2013年 (調査3年目)		施肥改善区	16.0		129.6±19.1 ^a	0.57 ^a		
			無窒素区	—		38.9±10.8 ^b	—		
			慣行区	16.0		255.3±32.4 ^a	0.99 ^a		
			施肥改善区	16.0		135.9±32.1 ^{ab}	0.24 ^b		
			無窒素区	—		97.5±83.4 ^b	—		

注：各作での異なる記号間は10%水準で有意差があることを示す(Tukey法による多重比較検定、排出係数はt検定)。被覆肥料を活用した調査年時は、投入N量の基肥速効性N量および生育初期のN₂O排出量を記載した。

1) 投入N量(窒素施肥量)：コムギ 14 gN m⁻² (基肥 6—追肥 2—穗肥 2—実肥 4), ダイズ 2 gN m⁻² (基肥のみ)。

2) コムギ作付期とダイズ作付期における基肥速効性N量の()は慣行区を100とした比数を示す。

3) 期間計のN₂O排出量の±は標準偏差を示す。

4) 生育初期のN₂O排出量はコムギ作付期では基肥前から追肥前まで、ダイズ作付期では基肥前から開花期前までの期間排出量を示し、()は慣行区を100とした比数を示す。

5) 排出係数= (各試験区N₂O排出量-無窒素区排出量) / 投入N量×100.

表3.4 コムギ、ダイズの収量および窒素蓄積量。

区名		コムギ作						
		収量性(g m ⁻²)		窒素蓄積量(gN m ⁻²)				
		子実重	わら重	子実	わら	合計		
2010～ 2011年 (調査1年目)	慣行区	374 ^a	531 ^a	7.2 ^a	1.4 ^a	8.6 ^a		
	施肥改善区	400 ^a	578 ^a	7.8 ^a	1.5 ^a	9.3 ^a		
	無窒素区	174 ^b	189 ^b	2.6 ^b	0.4 ^b	3.0 ^b		
2011～ 2012年 (調査2年目)	慣行区	411 ^{ab}	493 ^a	7.6 ^a	0.9 ^a	8.5 ^a		
	施肥改善区	457 ^a	546 ^a	9.3 ^a	1.2 ^a	10.5 ^a		
	無窒素区	204 ^c	197 ^b	2.9 ^b	0.4 ^b	3.3 ^b		
2012～ 2013年 (調査3年目)	慣行区	507 ^a	444 ^a	9.0 ^a	1.2 ^a	10.2 ^a		
	施肥改善区	533 ^a	431 ^a	10.3 ^a	1.4 ^a	11.7 ^a		
	無窒素区	237 ^b	203 ^b	3.3 ^b	0.4 ^b	3.7 ^b		
区名		ダイズ作						
		収量性(g m ⁻²)		窒素蓄積量(gN m ⁻²)				
		子実重	茎重	さや重	子実	茎	さや	
2010～ 2011年 (調査1年目)	慣行区	216 ^a	199 ^a	83 ^a	14.1 ^a	1.3 ^a	1.0 ^a	16.4 ^a
	施肥改善区	225 ^a	163 ^a	82 ^a	14.1 ^a	0.9 ^a	0.9 ^a	15.9 ^a
	無窒素区	210 ^a	162 ^a	89 ^a	13.1 ^a	0.8 ^a	0.9 ^a	14.8 ^a
2011～ 2012年 (調査2年目)	慣行区	527 ^a	235 ^a	185 ^a	32.3 ^a	1.0 ^a	1.5 ^a	34.8 ^a
	施肥改善区	531 ^a	231 ^a	182 ^a	32.3 ^a	1.0 ^a	1.3 ^a	34.6 ^a
	無窒素区	472 ^a	201 ^a	159 ^a	28.1 ^a	0.6 ^a	1.1 ^a	29.8 ^a
2012～ 2013年 (調査3年目)	慣行区	505 ^a	302 ^a	153 ^a	30.9 ^a	1.3 ^a	1.6 ^a	33.8 ^a
	施肥改善区	433 ^a	295 ^{ab}	143 ^a	26.3 ^a	1.5 ^a	1.4 ^{ab}	29.2 ^{ab}
	無窒素区	389 ^a	248 ^a	121 ^a	23.7 ^a	1.4 ^a	1.1 ^b	26.2 ^b

注) コムギ子実重: 2.2 mm 篩, 水分 12.5%換算値, ダイズ子実重: 粒径 5.5 mm 以上, 水分 15.0%換算値. 各作での異なる記号間は 5%水準で有意差があることを示す (Tukey 法による多重比較検定).

3. 4 考察

3. 4. 1 N₂O 排出量削減効果とその影響要因の検討

今回調査した水田転換畠のコムギ・ダイズ作における速効性の化成肥料(慣行区)のN₂O排出係数は調査1年目0.50%, 2年目0.85%, 3年目0.99%となり, 日本の畠地からのN₂Oの排出係数である0.62±0.48% (Akiyama et al., 2006) と比較して同水準となった.

また, 今回の調査で実施した, 被覆肥料の活用や基肥への石灰窒素併用等は, 水田転換畠のコムギ・ダイズ作において, 収量を確保しつつ, コムギ・ダイズ作を通じた年間のN₂O排出係数を低下できる施策であることが示された. なお, 被覆肥料等の活用による年間のN₂O排出量の削減率は24~47%となり, Akiyama et al. (2010) による既報値35%と同程度の削減効果が期待できると考えられた.

コムギ作においては, 基肥の全層施肥直後にN₂Oフラックスの顕著なピークが認められ, 表層施肥した追肥以降の期間は低い値で推移した. 谷崎 (1992) は, 基肥では表層混和により窒素肥料(硫安)の溶解が速やかに進行し, N₂Oフラックスのピークが認められるが, 追肥では表層施肥であるた

め, 硫安の溶解が遅れ, N₂Oフラックスのピークが認められないことを報告しており, 本調査でも同様の傾向が認められた. また, N₂O排出量の削減率は速効性窒素成分の削減率の増大に伴い大きくなる傾向にあった. 以上のことから, 基肥に被覆肥料を活用して, 速効性窒素成分を削減することにより, 基肥施用直後のN₂Oフラックスが抑制され, コムギ栽培期間のN₂O排出量削減が可能になると考えられた.

また, 石灰窒素施用による灰色低地土野菜畠からのN₂O排出量削減効果が明らかにされている (Yamamoto et al., 2013). このことは, 石灰窒素の主成分のカルシウムシアニドの硝化および脱窒の抑制によるものであると報告されている. さらに, 重粘土転換畠のコムギ作における石灰窒素の深層施肥により25%の施肥節減と生産性維持が認められている (金田ら, 2014). これらのことから, 今後被覆肥料や石灰窒素と局所施肥等を組み合わせた施肥節減により, コムギ作のさらなるN₂O排出量削減効果が期待できると考えられた.

ダイズ作においては, 施肥窒素量はコムギ作より少ないものの, N₂O排出量は調査2年目の慣行区を除きコムギ作より

第3章 灰色低地土の水田転換畠のコムギ・ダイズ作体系における被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果

多くなつた。また、調査3年目にN₂O排出量が他2か年と比較しても多くなつた。

今回の調査3年目圃場における気相率は調査1年目および2年目と比較してやや低い傾向にあり、ダイズ栽培期間の土壤水分(WFPS)の平均値は調査1年目および2年目と比較してやや高かつた。Davidson(1991)はWFPSが最大容水量の60%を超えると脱窒に伴いN₂O発生が多くなり、80%を超えるとより還元が進むためほとんどが窒素(N₂)になることを報告している。今回の調査3年目のWFPSは、9月中旬の降雨後にN₂O発生が多くなるとされる60%前後を複数回示しており、それに伴い高いN₂Oフラックスが複数回観測された。さらに、調査3年目では台風に伴う豪雨によるN₂Oフラックスの上昇が認められた。また、Kusa et al.(2002)は灰色低地土の普通畠において、春の基肥施用後の表層土壤中の無機態窒素濃度のピークを過ぎた後でも、夏～秋にかけての降雨や収穫等のイベントに伴って、一時的な高いN₂Oフラックスが頻繁に観測されており、これらは主に脱窒の促進によるものと考察している。八木(2011)もまた、記録的な豪雨に伴って、N₂O排出量が大幅に増加することを報告している。以上のことを考え合わせると、今回の3年目の調査結果は降雨後の脱窒促進に伴うN₂Oフラックスの増加による影響と考えられた。また、N₂Oは土壤中での硝化および脱窒の両方の過程で副生成物または中間生成物として生成され、大気へ放出されるが(秋山ら, 2011), 硝化は25～35℃、脱窒は30～45℃前後で最大の活性となることが明らかとされている(甲斐, 1981)。これらのことから、ダイズ作のN₂O排出量が低温期のコムギ作と比較して増加したことは、地温による影響が大きいと推察された。

ダイズ作において被覆肥料を活用した施肥改善区では生育初期のN₂O排出量が調査1年目および3年目ともに有意に削減できたが、削減率は1年目29%, 3年目68%となり、基肥の速効性窒素成分の削減率(1・3年目: 75%)と3年目では概ね一致したが、1年目では一致しなかつた。1年目が一致しなかつた理由としては判然としないが、一致した3年目では、1年目と異なり基肥施用直後のN₂Oフラックスの増加が降雨に伴い複数回あり、施肥改善区ではその増加の抑制効果が継続して認められたことによるものと推察された。

また、近年新たなN₂O排出量削減技術としてN₂O還元酵素活性を強化したダイズ根粒菌の活用(Itakura et al., 2013)が報告されている。今後、被覆肥料等の活用とこれらの技術を組み合わせて技術の体系化を図ることで、ダイズ作のさらなるN₂O排出量削減効果が期待できると考えられた。

3. 4. 2 収量確保とN₂O排出量削減の両立を図る

収量についてみると、今回の調査ではコムギ・ダイズの収量および窒素蓄積量は、被覆肥料等の活用においても、慣行と同水準を確保でき、既報(高橋ら, 2002他)と同様の傾向

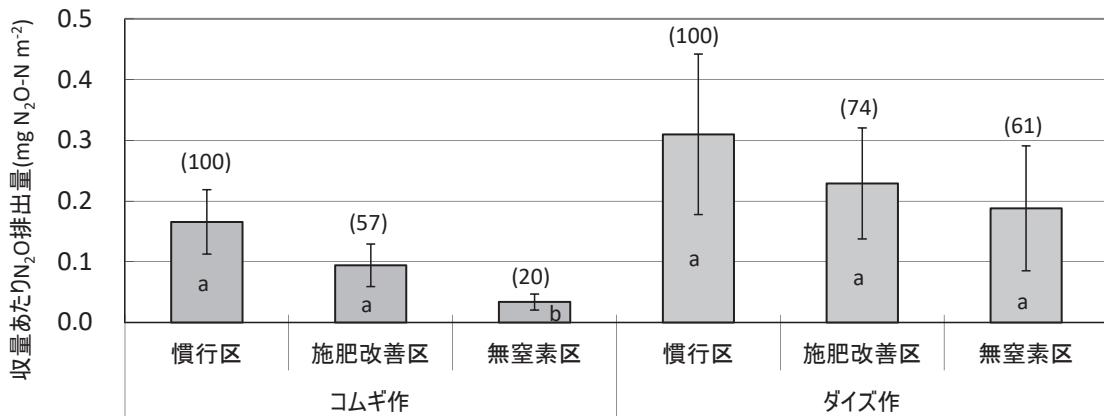
が認められた。なお、2012年のダイズの収量は他2年と比較して少なかつた。このことは、9月上旬の低日射による落英に伴う一株当たりの莢数が少なったことによるものと推察された。作物の生産性と温室効果ガスの削減のバランスは、持続可能な農業にとって重要であり、Mosier et al. (2006)は収量あたりのN₂O排出量の概念を提案しており、収量あたりのN₂O排出量を以下の計算式で算出した。

$$\text{収量あたりのN}_2\text{O排出量} (\text{kg N}_2\text{O-N Mg}^{-2}) = (\text{各試験区のN}_2\text{O積算排出量}) / (\text{各試験区のダイズ収量})$$

今回の調査結果に基づいて収量あたりのN₂O排出量を試算した結果を図3.4に示す。コムギ・ダイズ作とともに有意差は認められなかつたものの、施肥改善区では収量あたりのN₂O排出量が慣行区よりも低い値となり、収量を確保しながら、N₂O排出量削減が可能であることを確認できた。コムギでは特に慣行区と比較して約40%削減でき、標準偏差も小さく、安定した削減効果が認められた。その一方で、ダイズ作では慣行区と比較して約25%の削減率を示したが、コムギ作と比較して夏季の高温時でもあり、無窒素区においても収量あたりのN₂O排出量が多く、年次間のバラつきも大きかつた。ダイズ作については温暖化緩和と生産性確保の双方に最適な施肥管理の実現に向け、今後は硝酸化成の過程由来のN₂O発生がない硝酸性被覆肥料ではN₂O排出量が削減されることが報告されていることから(Akiyama and Tsuruta, 2002)，これらを活用した減肥での事例も含めた検討を重ねる必要があると考えられた。

滋賀県は琵琶湖に面しているため、水系への窒素等の流出にも注意を払う必要がある。コムギ作における基肥への石灰窒素併用による窒素流出負荷低減効果(小松ら, 2003)が認められている。さらに、コムギ作やダイズ作において被覆肥料を活用した減肥による窒素流出負荷低減効果(宇野ら, 2014)が認められている。これらの知見と今回の調査結果を考え合わせると、コムギ・ダイズ作における被覆肥料等の活用は水質保全にも配慮した温暖化緩和技術としても期待されると考えられた。

さらに、水稻、コムギ・ダイズを組み合わせる田畠輪換体系で考えると、水稻作からのメタンについて考慮する必要がある。農地から発生する温室効果ガスの中でメタンが全体発生量の78%を占めると推定(鶴田, 2000)されており、水稻作では中干し期間延長によるメタン排出量削減効果が近年明らかにされている(Itoh et al., 2011; 須藤, 2010; 独立行政法人農業環境技術研究所, 2012)。これらの緩和策と組み合わせることで、田畠輪換体系(滋賀県で一般的とされる水稻・水稻・ムギ・ダイズの3年4作他)を通じた温室効果ガス排出削減技術の効果評価が今後期待される。

図 3.4 コムギ・ダイズ作における収量あたりの N₂O 排出量.

注) 値は3か年の平均値。エラーバーは標準偏差を示す。各作での異なる記号間は5%水準で有意差があることを示す(Tukey 法による多重比較検定)。()は慣行区を 100 とした比数。

3. 5 結論

灰色低地土の水田転換畠のコムギ・ダイズ作において、被覆肥料等の活用が N₂O 排出量と収量性に及ぼす影響を 3 か年調査し、温暖化緩和策としての有効性を評価した。

その結果、水田転換畠のコムギ・ダイズ作において被覆肥料の活用や基肥への石灰窒素併用等の施肥改善により、収量を確保しつつ、年間(コムギ作+ダイズ作)を通じた N₂O 排出量を概ね安定的に低下できることを明らかにした。これによる N₂O 排出量の削減率は 24~47% の範囲にあり、平均 32% であった。

また、コムギ作においては、基肥に被覆肥料を活用することで、速効性窒素成分量が削減でき、基肥時の顕著な N₂O フラックスのピーク上昇が抑制され、N₂O 排出量削減が可能であった。一方でダイズ作においては、基肥の被覆肥料の活用により基肥施用後の N₂O 排出量は有意に削減できたが、その削減割合と速効性窒素成分の削減割合が一致しない調査年もあり、より安定した N₂O 排出量削減のため減肥等の施肥改善も組み入れた技術の体系化が必要であると考えられた。

4. 灰色低地土の3年4作田畑輪換体系を通した水稻作での中干し期間の延長と コムギ・ダイズ作での被覆肥料活用による温室効果ガス排出量削減効果

4. 1 緒言

第2章では田畠輪換圃場と水稻連作圃場における温室効果ガス排出量を調査し、田畠輪換に伴う圃場の酸化的条件化により、CH₄を中心とした温室効果ガス排出量を約68%削減できることを明らかにした。田畠輪換は全国的にも普及定着が進んでおり、特に農耕地面積の92%を水田が占める滋賀県では主要な栽培体系としてムギ・ダイズを組み入れた田畠輪換栽培体系（水稻・水稻・ムギ・ダイズの3年4作）が定着している。

このような中、第2章の結果からも田畠輪換体系において、3年間うち2年間が水稻作を占め、CH₄排出量が温室効果ガス排出割合の57%を占めることから、水稻のCH₄排出量削減対策が最も重要となる。

水稻のCH₄排出の緩和策として、水稻栽培の途中で、湛水している水を落水する中干し期間の延長が効果的であることが報告されている(Itoh et al., 2011; 須藤, 2010; 塩野, 2019)。これら報告は、水稻連作における調査事例であり、田畠輪換体系における水稻の中干し期間の延長によるCH₄排出削減効果を複数年調査した事例はない。また、田畠輪換後の水田復元田1年目および2年目では圃場の酸化的状態が異なることから、中干し期間の延長によるCH₄排出削減効果も異なることが想定される。

一方で、田畠輪換体系におけるコムギ・ダイズ畑からのN₂O排出削減効果については、第3章で被覆肥料等の活用が有効であることを既に報告した。

以上のことから、本章では温室効果ガス排出削減効果が認められる田畠輪換体系においてさらなる温室効果ガス排出削減を図るため、コムギ・ダイズ栽培の被覆肥料の活用と復元田2年間の水稻栽培の中干し期間の延長を組み合わせて、田畠輪換栽培体系を通じた温室効果ガス排出量削減効果を定量的に評価した。

4. 2 材料および方法

4. 2. 1 試験圃場および試験区の設置

試験は滋賀県近江八幡市にある滋賀県農業技術振興センター（以下：滋賀農技セ）内の田畠輪換圃場（35°18'N, 136°12'E）で行った。田畠輪換圃場は、2003年の水稻収穫後にコムギ作を開始して以来、コムギ・ダイズ・水稻・水稻の3年4作体系で管理されている。試験期間は2012年10月のコムギ作から2015年10月の水稻作後（コムギ開始前）までの3年間である。3年間の作付体系を表4.1に示す。作付体系は2012年の水稻収穫後の10月下旬からコムギを栽培し、コムギ跡の2013年6月下旬からダイズを栽培した。ダイズ跡非作付後2014年4月水田に復元し、2015年は水田復元2年目となる。

調査圃場の土壤は世界土壤照合基準（FAO, ISRIC, and ISSS, 2006）ではGleyic Fluvisols、農耕地土壤分類第3次案（農耕地土壤分類委員会, 1995）では細粒質グライ化灰色低地土（Nishina et al., 2015）に分類された。試験開始前の土壤理化学性を表4.2に示す。土壤pH等は3か年ともに滋賀県改良目標値（滋賀県, 2002）の概ね範囲内にあった。

試験区の構成を表4.1に示す。「慣行区」、「緩和区」の2処理区とし、処理区は、調査期間を通して3反復乱塊法により設置した。各試験区の面積は46.0 m²であった。

緩和区ではコムギ・ダイズ作で被覆肥料の活用、水稻作で中干し期間の延長を実施した。すなわち、コムギ・ダイズ作においては、慣行区の速効性化成肥料から緩和区では被覆肥料入り複合肥料に変更した。水稻作においては、慣行区の中干し期間1週間から緩和区では中干し開始時期を慣行区より1週間前から実施し、中干し期間を2週間以上とした。その他の管理は、慣行区と同一とした。

コムギ・ダイズ作における耕種概要を表4.3に示す。コムギおよびダイズはともに滋賀県栽培技術指針（滋賀県, 2012）に基づき栽培した。コムギ作付品種は「農林61号」で、11

表4.1 作付体系と試験区の構成。

試験区	前作 (2012年)	調査1年目 (2012/10/22～ 2013/11/18)	調査2年目 (2013/11/18～ 2014/9/17)	調査3年目 (2014/9/17～ 2015/10/27)
慣行区	水稻	コムギ・ダイズ	水稻 (中干し1週間)	水稻 (中干し約1週間：8日)
緩和区	水稻	コムギ・ダイズ (被覆肥料の活用)	水稻 (中干し2週間)	水稻 (中干し約2週間：15日)

注) 両区とも3反復乱塊設置。緩和区の（ ）は実施した緩和技術。

表4.2 調査圃場の土壤理化性

pH (H ₂ O)	T-C (g kg ⁻¹)	T-N (g kg ⁻¹)	可給態窒素		可給態 P ₂ O ₅ (mg kg ⁻¹)	可給態 SiO ₂ (mg kg ⁻¹)	遊離 Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	CEC (cmol _c kg ⁻¹)	交換性塩基			三相分布			仮比重 (g cm ⁻³)
			2014年	2015年					Ca (cmol _c kg ⁻¹)	Mg (cmol _c kg ⁻¹)	K (cmol _c kg ⁻¹)	気相率 (%)	液相率 (%)	固相率 (%)	
5.9	22.6	1.95	51.1	31.5	95.0	165.7	24.5	21.4	11.3	3.66	0.56	24.1	40.0	36.0	1.01

注) 調査開始前(2012年10月)に圃場から作土を5か所採取・混合し、風乾し2.0mm篩で調整後、土壤化学性分析に供した。可給態窒素は2014年および2015年の水稻栽培前に土壤採取した。三相分布および仮比重は2013年11月(ダイズ収穫後)に作土を3か所100mLコアで採取後、分析に供し、平均値で示した。

月上旬に条間25cmで条播した。また、収穫は6月中旬に行った。コムギ作における窒素肥料の施用は、慣行区では基肥として塩化アンモニウムをベースとした速効性化成肥料を播種前に6gN m⁻²全層施用(深さ5~10cm)し、追肥として同肥料を1月下旬に2gN m⁻²、穗肥として同肥料を3月上旬に2gN m⁻²、実肥として硫酸アンモニウムを5月上旬に4gN m⁻²表層施用した。なお、リンとカリは、滋賀県栽培技術指針に基づきPK化成あるいは塩化カリを施用した。緩和区では基肥として被覆肥料入り複合肥料10gN m⁻²(速効性窒素3.9gN m⁻²、セラコートR25 6.1gN m⁻²)を播種前に全層施用(深さ5~10cm)した。実肥は慣行区と同一管理とした。また、リンとカリは慣行区と同一に管理した。無窒素区では窒素肥料を施用せず、リンとカリのみを慣行区と同量施用した。

ダイズ作付品種は「ことゆたか」で、7月上旬に播種した。栽培法は狭条無中耕無培土栽培である。栽植密度は約25株m⁻²(条間30cm、株間14cm)であった。肥料は播種前に全層(深さ5~10cm)に施用した。慣行区では塩化アンモニウムをベースとした速効性化成肥料を2gN m⁻²施用した。緩和区では被覆肥料入り複合肥料を2gN m⁻²(速効性窒素0.5gN m⁻²、セラコートR50・70・90計1.5gN m⁻²)を施用した。リンとカリは慣行区と同一に管理した。収穫は11月中下旬に行った。また、収穫後のダイズ地上部残渣(茎、さや)は全量をロータリにより深さ10cm程度まで一様に耕起攪拌し、11月中旬から12月上旬に鋤込んだ。

水稻作における耕種概要を表4.4に示す。水稻作は滋賀県

環境こだわり農産物栽培基準に基づき栽培した。入水および代かきは4月下旬から5月中旬に行った。作付品種は「みずかがみ」で、5月上旬に移植した。栽植密度は18.2株m⁻²とした。施肥については、基肥は復元田1年目の2014年(調査2年目)では無施用、復元田2年目の2015年(調査3年目)では有機態窒素50%入り肥料を5月上旬に3gN m⁻²全層施用した。穗肥は2か年とも同肥料を7月上旬に3gN m⁻²表層施用した。水管理は代かきから中干しまでは3~5cmの浅水管理、6月上旬以降に中干しを慣行区では7~8日間、緩和区では中干し開始時期を慣行区より1週間前進させ14~15日間とし、終期は慣行区と同じとし、中干し以降落水までは間断灌水、8月中下旬に落水した。収穫は9月上旬に行った。収穫後の稻わらは全量をロータリにより深さ10cm程度まで一様に耕起攪拌し、10月下旬から11月中旬に鋤込んだ。

4.2.2 CH₄とN₂O排出量の測定

試験圃場における地表面と大気間のCH₄・N₂Oガスフラックスをクローズドチャンバー法(八木, 1997)で測定した。測定頻度は、水稻作付期の代かき・移植時期、落水時期前後(中干し時、収穫時)、コムギ・ダイズの施肥直後は週2~3回、それ以外は原則として週1回とした。ただし、ダイズ跡と水稻跡非作付期の1月~3月のみ2週間に1回の測定頻度とした。測定には、アクリル製のチャンバー(長さ60cm×幅30cm×高さ50cm)を使用した。チャンバーの高さは、コムギでは実肥施用前の5月上旬から収穫まで、ダイズでは

表4.3 コムギ・ダイズの耕種概要

試験区	年次	栽培管理(月/日)										施肥窒素総量 (gN m ⁻²)	投入炭素量 (gC m ⁻²)					
		コムギ作					ダイズ作											
		稻わら鋤 き込み	耕起	播種	基肥	追肥	穗肥	実肥	収穫	残渣鋤 き込み	耕起	播種	基肥	収穫	残渣鋤 き込み			
慣行区	2012~	10/24	11/6	11/8	11/7	1/23	3/11	5/8	6/17	7/1	7/1	7/2	7/1	11/14	11/26	14(6-2-2-4)	182	138
緩和区	2013	10/24	11/6	11/8	11/7	1/23	3/11	5/8	6/17	7/1	7/1	7/2	7/1	11/14	11/26	14(10-0-0-4)	177	135

注) 施肥窒素総量のコムギ作()は基肥・追肥・穗肥・実肥の内訳を示し、緩和区では総量14gN m⁻²のうち10gN m⁻²が被覆肥料入り複合肥料で、4gN m⁻²は慣行区と同様に硫安施用。投入炭素量 コムギ作:麦稈、ダイズ作:茎、さや。2012年(コムギ作前) 稻わら鋤き込み量: 309 gC m⁻²。

第4章 灰色低地土の3年4作田畑輪換体系を通じた水稻作での中干し期間の延長と コムギ・ダイズ作での被覆肥料活用による温室効果ガス排出量削減効果

表4.4 水稻の耕種概要.

試験区	年次	水稻作栽培管理(月/日)											窒素施肥 総量 (gN m ⁻²)	投入 炭素量 (gC m ⁻²)
		耕起	基肥	入水	荒代 かき	植代 かき	移植	中干し	穂肥	収穫前 落水	収穫	稻わら 鋤き込み		
慣行区	2014	4/24	4/24	4/25	4/25	4/30	5/2	6/16～6/23	6/27	8/19	9/8	11/12	3(0-3)	308
	2015	5/7	5/7	5/7	5/7	5/11	5/13	6/15～6/23	7/3	8/24	9/4	10/29	6(3-3)	308
緩和区	2014	4/24	4/24	4/25	4/25	4/30	5/2	6/9～6/23	6/27	8/19	9/8	11/12	3(0-3)	312
	2015	5/7	5/7	5/7	5/7	5/11	5/13	6/8～6/23	7/3	8/24	9/4	10/29	6(3-3)	294

注) 施肥窒素総量の()は基肥一穂肥の内訳を示す。投入炭素量：当年次の稻わら鋤き込み量。

8月中旬から収穫まで、水稻では穂肥施用前の7月上旬から収穫まで中間台座（高さ50cm）を追加して1mとした。ガス濃度は水素炎イオン化型検出器（FID）および電子捕獲型検出器（ECD）付きガスクロマトグラフ（GC; GC-4A, 島津製作所製, 京都, 日本）を用いて、須藤ら（2012）の手法に基づき分析した。 CH_4 および N_2O フラックス($\text{F}, \text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)は、蓮川ら（2013）に基づき計算した。

CH_4 および N_2O の積算排出量は台形積分法にて算出した。なお、調査2年目および3年目の水稻作付期は、調査開始時～中干し、中干し期間、中干し終了～調査終了時の CH_4 および N_2O の期間別積算排出量を算出した。また、調査3か年の各ガスの積算排出量は CH_4 で28, N_2O で265の地球温暖化係数（GWP）変換係数（IPCC, 2013）に基づき、 $\text{CO}_{2\text{eq}}$ 積算排出量（ CH_4 と N_2O の合計）に変換した。

採取時のチャンバー内気温と地温（5cm深）は、温度データロガー（おんどとり、ティアンドディ製、松本、日本）で測定した。

4. 2. 3 コムギ・ダイズの収量、水稻の収量・品質、土壤および作物体の成分の測定方法

コムギおよびダイズ、水稻の収量は成熟期に各区で坪刈り調査を行い、平均値をもとめた。コムギ子実重は粒厚2.2mm以上で水分12.5%換算値とし、ダイズ子実重は粒径5.5mm以上で、水分15.0%換算値とした。水稻の精玄米重は1.8mm以上で、水分14.5%換算値とした。水稻の品質を表す指標として、外観品質および玄米蛋白含量を調査した。外観品質は粒厚1.8mm以上の玄米を用い、穀粒判別器（RGQ I 10B, サタケ製、東広島、日本）により測定し、粒数比で算出した。玄米蛋白含量は米麦分析計（BR-5000, サタケ製、東広島、日本）により測定し、水分14.5%換算値で算出した。

調査開始前に、圃場全体から土壤サンプルを5か所採取し、混合および風乾後に、2.0mm篩にかけ、土壤化学分析を行った。土壤の成分は、土壤養分測定法委員会（1983）および土壤環境分析法編集委員会（1997）に基づき分析した。

三相分布および仮比重はダイズ収穫後に各処理区から3か所の土壤コアサンプル（100mL）を採取し、デジタル実容積測定装置（DIK-1150, 大起理化工業製、埼玉、日本）を用い

て測定した。遊離酸化鉄はpH 2.8酢酸緩衝液浸出法（Asami and Kumada, 1995）により抽出し、原子吸光光度計で定量した。可給態リン酸はトルオーグ法（南條, 1997）、可給態ケイ酸はpH4酢酸緩衝液浸出法により測定した。可給態窒素は、代かき直前に作土層を採取し、湿潤土を30℃で4週間密栓・湛水培養した後、アンモニア化成量をインドフェノール法にて分析した。非湛水期間の無機態窒素は亜硝酸態窒素（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ）、硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）、アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）を窒素自動分析装置（TRAACS2000, ブランルーベ社製、ドイツ；QuAAstro39, ビーエルテック社製、大阪、日本）により測定した。各処理区の土壤（0～10cm深）はガス採取時にチャンバー周辺から採取した。また、各処理区における成熟期の作物体の窒素成分はケルダール法により分析した。

水稻作を除く非湛水期間においては、チャンバー周辺5か所の体積含水率（0～12cm深）を携帯型土壤水分計（HydroSense, Campbell社製、ユタ州、米国）を用いて測定した。体積含水率と固相率（33.9～37.0%）から、土壤空隙中に占める水分割合である土壤水分含量（WFPS: Water Filled Pore Space）を算出し、平均値を求めた。算出値が100%を超える場合は飽和状態とし、100%とした。降水量は滋賀農技セ内の気象観測データを用いた。水稻作のガス採取時に酸化還元電位（Eh）を測定した。測定はポータブルEh計（PRN-41, 藤原製作所製、東京、日本）を深さ5cmに埋設した白金電極に接続して行った。測定はチャンバー周辺4か所で行い、平均値を求めた。

4. 2. 4 統計解析法

試験年次毎および3か年合計の CH_4 , N_2O , $\text{CO}_{2\text{eq}}$ 積算排出量、コムギ・ダイズ、水稻の収量、品質および窒素蓄積量等については、t検定を行った。本調査では、 $p < 0.05$ で、有意差ありとした（R Core Team, 2017）。

4. 3 結果

4. 3. 1 CH₄ および N₂O フラックス

コムギ・ダイズ作および水稻作（調査2年目と3年目）におけるCH₄およびN₂Oフラックスの推移を図4.1～4.3(a)および(b)に示す。

コムギ・ダイズ作のCH₄フラックスは、両区とも調査期間を通して0 mg·CH₄ m⁻² h⁻¹近くで推移した(図4.1(a))。水稻作のCH₄フラックスは両区ともに中干しまで増加傾向にあり、中干し時の落水に伴い一時的に低下した。中干し時までは、2か年ともに両区で大きな差はみられなかった(図4.2(a), 4.3(a))。中干し後の入水開始からCH₄フラックスは両区ともに再び増加傾向を示し、収穫前落水直後に最も大きな増加が認められ、その後低下した。中干し以降のCH₄フラックスは緩和区では慣行区と比較して、2か年ともに小さな値で推移した。収穫前落水時までの最大値は慣行区で2年目6.2 mg·CH₄ m⁻² h⁻¹、3年目18.2 mg·CH₄ m⁻² h⁻¹であった。一方、緩和区では2年目2.3 mg·CH₄ m⁻² h⁻¹、3年目11.7 mg·CH₄ m⁻² h⁻¹であり、緩和区では2か年ともに慣行区と比較して小さくなかった。また、調査3年目においては、CH₄フラックスが2年目と比較して両区ともに高く推移した。

N₂Oフラックスは、慣行区ではコムギ作およびダイズ作とも基肥施用直後に大きく増加し、その最大値はコムギ作で267.5 μg·N m⁻² h⁻¹、ダイズ作で321.9 μg·N m⁻² h⁻¹であった(図4.1(b))。一方、緩和区ではコムギ作で168.7 μg·N m⁻² h⁻¹、ダイズ作で84.4 μg·N m⁻² h⁻¹であり、慣行区と比較してコムギ、ダイズ作ともにその最大値は小さくなかった。コムギ作の追肥、穗肥と実肥施用時には両区ともN₂Oフラックスの大きな増加が認められなかった。その他の期間については、0 μg·N m⁻² h⁻¹近くで推移した。また、慣行区では調査2年の水稻作の中干し時で147.2 μg·N m⁻² h⁻¹となり、大きく増加した(図4.2(b))。緩和区では2年目の水稻作の中干し時で112.8～139.3 μg·N m⁻² h⁻¹となり、慣行区と比較して長期間増加し、3年目の中干し時も177.0 μg·N m⁻² h⁻¹となり(図4.3(b))、2年目同様大きく増加する傾向にあった。

4. 3. 2 気象および土壤 Eh, WFPS, 土壌無機態窒素濃度

コムギ・ダイズ作（調査1年目）の地温、日降水量、土壤水分(WFPS)、土壤無機態窒素濃度の推移を図4.1(c～f)に示す。また、水稻作（調査2年目と3年目）の地温、日降水量、土壤水分(WFPS)、土壤Eh、土壤無機態窒素濃度の推移を図4.2(c～g)と図4.3(c～g)に示す。

ガス採取時の地温は調査1年目では両区で明らかな差はみられず、ダイズ播種後から8月下旬までは概ね25 °C以上で推移したが、9月下旬以降は徐々に低下し、成熟期(11月)には15 °C近くまで低下した(図4.1(c))。また、調査2年目、3年目ともに両区で明らかな差がみられず、水稻収穫後

は概ね15～20 °Cで推移した(図4.2(c), 図4.3(c))。冬季(12～2月)は5～10 °Cの低温で推移し、4月以降の気温の上昇に伴って高くなった。中干し終了後～水稻収穫までは概ね25～30 °Cで推移した。

調査1年目の積算降水量は1,700 mmであった。台風に伴い9月15～16日に計280 mmのまとまった降水量があり、ダイズ圃場が一部滯水した(図4.1(d))。調査2年目の積算降水量は1,317 mmであった。8月～水稻収穫までの合計降水量が552 mmと集中的な降水が観測された(図4.2(d))。調査3年目の積算降水量は1,874 mmであった。7月1～9日に計123 mm、9月6～10日に計100 mmと集中的な降水が観測された(図4.3(d))。

WFPSは、調査1年目では両区で差はみられず、慣行区では46～91%（平均64%）、緩和区では48～91%（平均63%）で推移した(図4.1(d))。両区ともにダイズ作と比較してコムギ作で高く推移する傾向にあった。また、水稻作入水までの非湛水期間のWFPSは、調査2年目、3年目ともに両区で差はみられず、調査2年目の慣行区では48～68%（平均56%）、緩和区では49～65%（平均57%）、調査3年目の慣行区では62～67%（平均64%）、緩和区では62%（平均62%）で推移した(図4.2(d), 図4.3(d))。なお、3年目の水稻収穫後～調査終了時のWFPSは、慣行区では68～100%（平均82%）、緩和区では67～99%（平均79%）で推移した。両区ともに水稻収穫直後は高かったが、次第に低下した。

土壤Ehは、調査2年目、3年目とともに湛水開始とともに、両区で緩やかに低下し、中干し直前においても0 mv程度であった(図4.2(e), 図4.3(e))。しかし、中干しに伴い正の値を示し、酸化的になり、緩和区では慣行区より正の値が大きく、酸化状態の期間が長かった。また、中干し後の入水から収穫前落水では、調査2年目、および3年目ともに緩和区では慣行区より高い値で推移した。両区とも収穫前落水に伴い、正の値となった。

土壤無機態窒素濃度は、調査1年目では両区ともに施肥直後にNH₄-N濃度が上昇し、その後にNO₃-N濃度が上昇した(図4.1(e), (f))。緩和区ではNH₄-N濃度の上昇が慣行区よりも小さくなり、NO₃-N濃度も慣行区と比較して低く推移する傾向であった。また、非湛水期間の土壤無機態窒素濃度は、調査2年目、3年目ともに両区で明らかな差はみられず、NH₄-N濃度およびNO₃-N濃度とともに低く推移する傾向にあった(図4.2(f), (g), 図4.3(f), (g))。なお、NO₂-N濃度は調査期間を通して、両区ともに概ね0（検出限界：0.6 mg L⁻¹）で推移した（データ省略）。

第4章 灰色低地土の3年4作田畑輪換体系を通じた水稻作での中干し期間の延長と
コムギ・ダイズ作での被覆肥料活用による温室効果ガス排出量削減効果

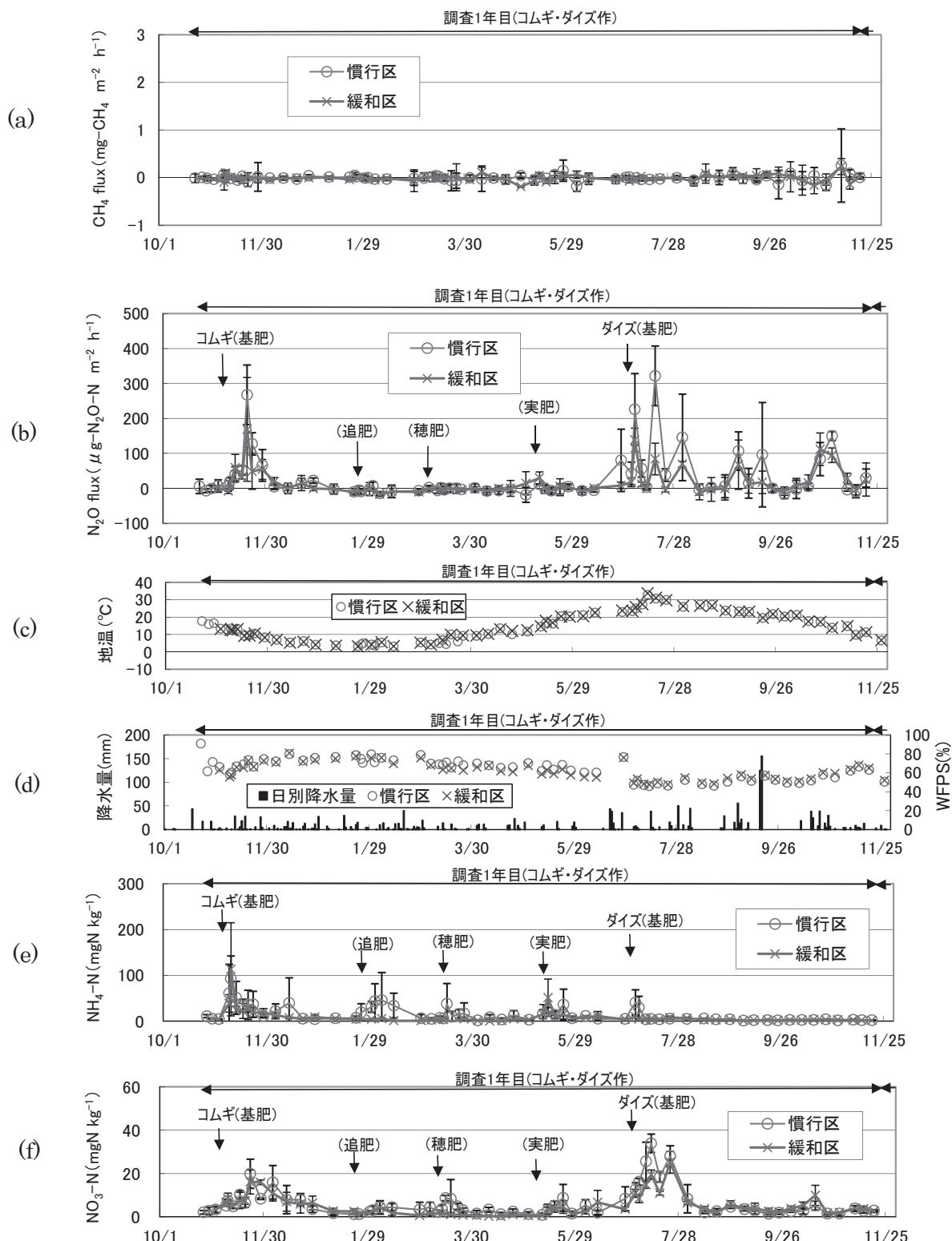


図 4.1 調査1年目の(a) CH_4 フラックス, (b) N_2O フラックス, (c) 地温, (d) 日降水量およびWFPS, (e) 土壤 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度, (f) $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化.

注) ○: 慣行区, ×: 緩和区, (b) | : 降水量. エラーバーは標準偏差を示す. $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して両区ともに低かった (データ省略).

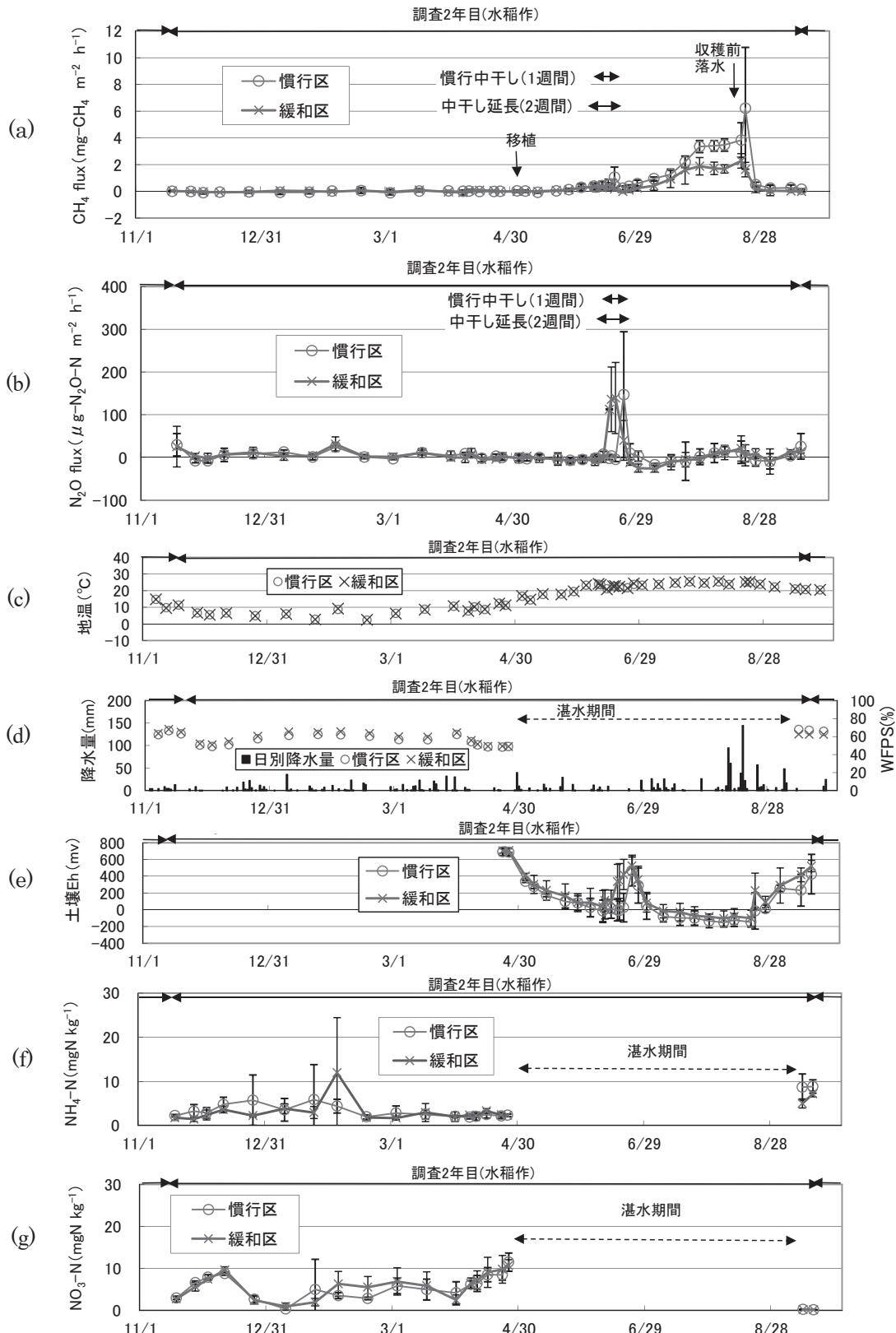


図 4.2 調査2年目の(a) CH_4 フラックス, (b) N_2O フラックス, (c) 地温, (d) 日降水量および WFPS, (e) 土壤 Eh, (f) 土壤 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度, (g) $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化.

注) ○: 慣行区, ×: 緩和区, (b) | : 降水量. エラーバーは標準偏差を示す. $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して両区ともに低かった (データ省略).

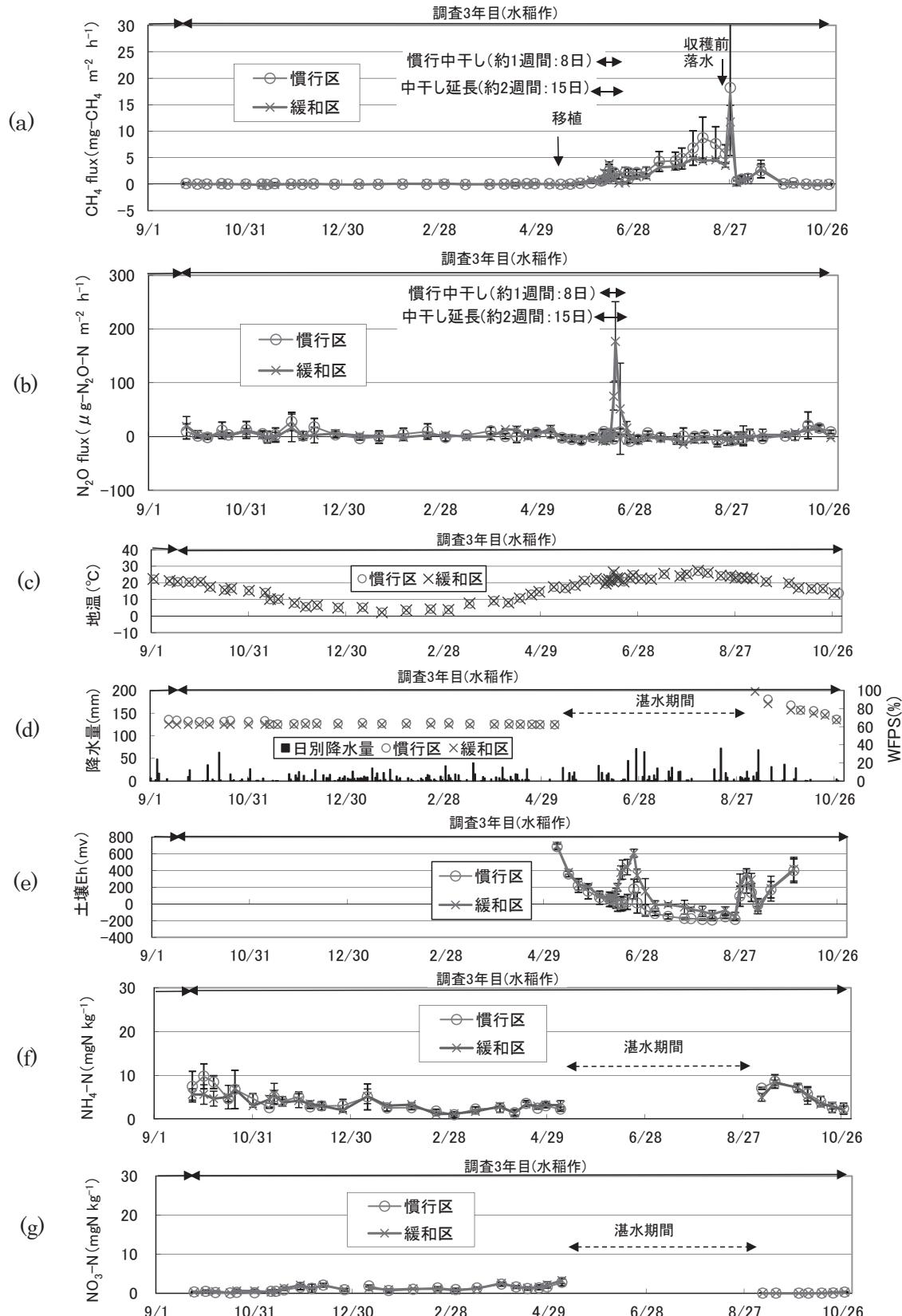


図4.3 調査3年目の(a) CH_4 フラックス, (b) N_2O フラックス, (c) 地温, (d) 日降水量およびWFPS, (e) 土壤 Eh, (f) 土壤 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度, (g) $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化.

注) ○: 慣行区, ×: 緩和区, (b) | : 降水量. エラーバーは標準偏差を示す. $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して両区ともに低かった (データ省略).

4. 3. 3 CH₄, N₂O, CO₂eq 積算排出量

各調査年のCH₄, N₂O 積算排出量を表4.5に、調査3か年のCO₂eq 積算排出量を表4.6に示す。調査3か年の田畠輪換体系における緩和策導入による温室効果ガス排出削減効果を図4.4に示す。

CH₄ 積算排出量は、慣行区では調査1年目 -0.6 ± 1.3 kgCH₄·C ha⁻¹, 2年目 28.4 ± 5.3 kgCH₄·C ha⁻¹, 3年目 81.1 ± 31.1 kgCH₄·C ha⁻¹となり、3年間の合計で 108.9 ± 33.4 kgCH₄·C ha⁻¹となった。一方、緩和区では調査1年目 -0.9 ± 0.6 kgCH₄·C ha⁻¹, 2年目 14.8 ± 5.1 kgCH₄·C ha⁻¹, 3年目 55.7 ± 10.0 kgCH₄·C ha⁻¹となり、3年間の合計で 69.7 ± 14.3 kgCH₄·C ha⁻¹となった。緩和区では調査2年目に慣行区より有意に少なくなった($p < 0.01$)。調査1年目および3年目のCH₄ 積算排出量は、両区で有意差は認められなかった。調査3年間を合計したCH₄ 積算排出量は両区で有意差は認められるものの、緩和区で36%削減された。

また、水稻作付期のCH₄期間別積算排出量は調査2年目では入水～中干しまでおよび中干期間で、両区における有意差は認められなかつたが、中干し終了～水稻作調査終了時で、緩和区では中干し期間の延長により 13.6 kgCH₄·C ha⁻¹となり、慣行区(27.4 kgCH₄·C ha⁻¹)より有意に少なくなった($p < 0.01$)。調査3年目では全期間について、両区で有意差は認められなかつたものの、中干し終了～調査終了時で、緩和区では中干し期間の延長により 47.6 kgCH₄·C ha⁻¹となり、慣行区(72.8 kgCH₄·C ha⁻¹)より35%少なくなる傾向にあつた(データ省略)。

N₂O 積算排出量は、慣行区では調査1年目 2.542 ± 0.345 kgN₂O·N ha⁻¹, 2年目 0.340 ± 0.338 kgN₂O·N ha⁻¹, 3年目 0.342 ± 0.259 kgN₂O·N ha⁻¹となり、3年間の合計で 3.272 ± 0.658 kgN₂O·N ha⁻¹となった。一方、緩和区では調査1年目 1.321 ± 0.279 kgN₂O·N ha⁻¹, 2年目 0.410 ± 0.208 kgN₂O·N ha⁻¹, 3年目 0.357 ± 0.278 kgN₂O·N ha⁻¹となり、3年間の合計で 2.136 ± 0.423 kgN₂O·N ha⁻¹となった。緩和区では調査1年目に慣行区より有意に少なくなり($p < 0.05$), 削減率は48%となつた。調査2年目および3年目のN₂O 積算排出量は両区で有意差は認められなかつた。調査3年間を合計したN₂O 積算排出量は両区で有意差は認められなかつたものの、緩和区で35%削減された。

また、水稻作付期のN₂O 期間別積算排出量は調査2年目の中干し期間で、緩和区では 0.217 kgN₂O·N ha⁻¹となり、慣行区(0.069 kgN₂O·N ha⁻¹)より有意に多くなつた($p < 0.05$)。その他の入水～中干しまで、中干期間および中干し終了～水稻作調査終了時におけるN₂O 期間別積算排出量は、両区で有意差は認められなかつた。調査3年目では全期間のN₂O 期間別積算排出量については、両区で有意差は認められなかつたものの、中干し期間で、緩和区では 0.157 kgN₂O·N ha⁻¹と

なり、慣行区(0.007 kgN₂O·N ha⁻¹)より多くなる傾向にあつた。

CO₂eq 積算排出量は、慣行区では調査1年目 1.04 ± 0.19 CO₂eq Mg ha⁻¹, 2年目 1.20 ± 0.30 CO₂eq Mg ha⁻¹, 3年目 3.17 ± 1.17 CO₂eq Mg ha⁻¹であったのに対し、緩和区では調査1年目 0.52 ± 0.10 CO₂eq Mg ha⁻¹, 2年目 0.72 ± 0.28 CO₂eq Mg ha⁻¹, 3年目 2.23 ± 0.32 CO₂eq Mg ha⁻¹となり、調査3か年とも有意差は認められなかつたものの、緩和区では慣行区より少くなり、その削減率は調査1年目で50%, 2年目で40%, 3年目で30%であった。慣行区と緩和区のCO₂eq 積算排出量に占めるCH₄ 積算排出量割合は、調査2年目および3年目で高くなつた。慣行区と緩和区における調査3か年のCO₂eq 積算排出量の差(慣行区-緩和区)は $0.48 \sim 0.94$ CO₂eq Mg ha⁻¹の範囲にあり、調査1年目ではN₂Oの差が大きく、調査2年目および3年目ではCH₄の差が大きかつた。調査3か年におけるCO₂eq 積算排出量の合計値は、慣行区では 5.41 ± 1.12 CO₂eq Mg ha⁻¹, 緩和区では 3.47 ± 0.48 CO₂eq Mg ha⁻¹となり、有意差は認められなかつたものの、削減率は36%であった。また、両区ともCO₂eq 積算排出量に占める割合は、CH₄ 積算排出量で75%, N₂O 積算排出量で25%となり、CH₄ 積算排出量が大部分を占めた。CO₂eq 積算排出量の差は 1.94 CO₂eq Mg ha⁻¹となり、CH₄の差が大きかつた。調査3か年におけるCO₂eq 積算排出量の平均値は、慣行区では 1.80 CO₂eq Mg ha⁻¹, 緩和区では 1.16 CO₂eq Mg ha⁻¹となり、対応のあるt検定を行つた結果、緩和区では慣行区より有意に少なくなつた($p < 0.05$)。

4. 3. 4 コムギ, ダイズの収量および窒素蓄積量, 水稻の収量・品質, 窒素蓄積量

コムギ, ダイズの収量, 窒素蓄積量を表4.7, 水稻の収量および品質, 窒素蓄積量を表4.8に示す。

コムギおよびダイズの収量は両区で有意差は認められなかつた。また、地上部(コムギ:子実+わら, ダイズ:子実+茎+さや)の窒素蓄積量は、両区で有意差は認められなかつた。

水稻の収量は2か年ともに両区で有意差は認められなかつた。整粒歩合および玄米蛋白含量は2か年とも両区で有意差は認められなかつた。また、地上部(穀+わら)の窒素蓄積量は、2か年とも両区で有意差は認められなかつた。

第4章 灰色低地土の3年4作田畑輪換体系を通じた水稻作での中干し期間の延長と
コムギ・ダイズ作での被覆肥料活用による温室効果ガス排出量削減効果

表4.5 調査期間におけるCH₄, N₂O 積算排出量

試験区	調査1年目				調査2年目			
	CH ₄ 排出量 (kgCH ₄ -C ha ⁻¹)	N ₂ O 排出量 (kgN ₂ O-N ha ⁻¹)	CH ₄ 排出量		N ₂ O排出量			
	年間	うち水稻作	年間	うち水稻作	年間	うち水稻作		
慣行区	-0.6±1.3	2.542±0.345	28.4±5.3	29.3±4.5 (27.4)	0.340±0.338	0.105±0.370 (0.069)		
緩和区	-0.9±0.6	1.321±0.279	14.8±5.1	14.9±4.8 (13.6)	0.410±0.208	0.156±0.175 (0.217)		
t検定	n.s.	*	**	*	**	n.s.	n.s.	*
	調査3年目				3年間合計			
試験区	CH ₄ 排出量		N ₂ O排出量		CH ₄ 排出量	N ₂ O排出量		
	年間	うち水稻作	年間	うち水稻作	(kgCH ₄ -C ha ⁻¹)	(kgN ₂ O-N ha ⁻¹)	(kgCH ₄ -C ha ⁻¹)	(kgN ₂ O-N ha ⁻¹)
	81.1±31.1	81.3±31.7 (72.8)	0.342±0.259	0.033±0.052 (0.007)	108.9±33.4	3.272±0.658		
慣行区	55.7±10.0	55.7±9.2 (47.6)	0.357±0.278	0.128±0.231 (0.157)	69.7±14.3	2.136±0.423		
t検定	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

注) 両区とも3反復。各排出量ともに平均値±標準偏差を示す。表中の**は1%水準、*は5%水準で有意差があること、n.s.は有意差がないことを示す。調査2年目および3年目のCH₄排出量の()は中干し以降の排出量、N₂O排出量の()は中干し期間の排出量を示す。なお、調査2年目および3年目のその他期間におけるCH₄, N₂O期間別排出量では有意差が認められなかった。

表4.6 調査期間におけるCO₂eq 積算排出量

	CO ₂ eq積算排出量 (Mg ha ⁻¹)		差	うちCH ₄ の差	うちN ₂ O の差	削減率 (%)
	慣行区	緩和区				
調査1年目	1.04±0.19 (0)	0.52±0.10 (0)	0.52	0.01	0.51	50
調査2年目	1.20±0.30 (88)	0.72±0.28 (77)	0.48	0.51	-0.03	40
調査3年目	3.17±1.17 (96)	2.23±0.32 (93)	0.94	0.95	-0.01	30
合計	5.41±1.12 (75)	3.47±0.48 (75)	1.94	1.47	0.47	36
平均値	1.80	1.16	0.65* ±0.25			

注) CO₂換算係数: CH₄ 28倍, N₂O 265倍。両区とも3反復。排出量は平均値±標準偏差を示す。()はCO₂eq 積算排出量に占めるCH₄積算排出量の割合を示す。表中の*は5%水準で有意差があることを示す(対応のあるt検定)。調査1~3年目および合計のCO₂eq 積算排出量に有意差は認められなかった。

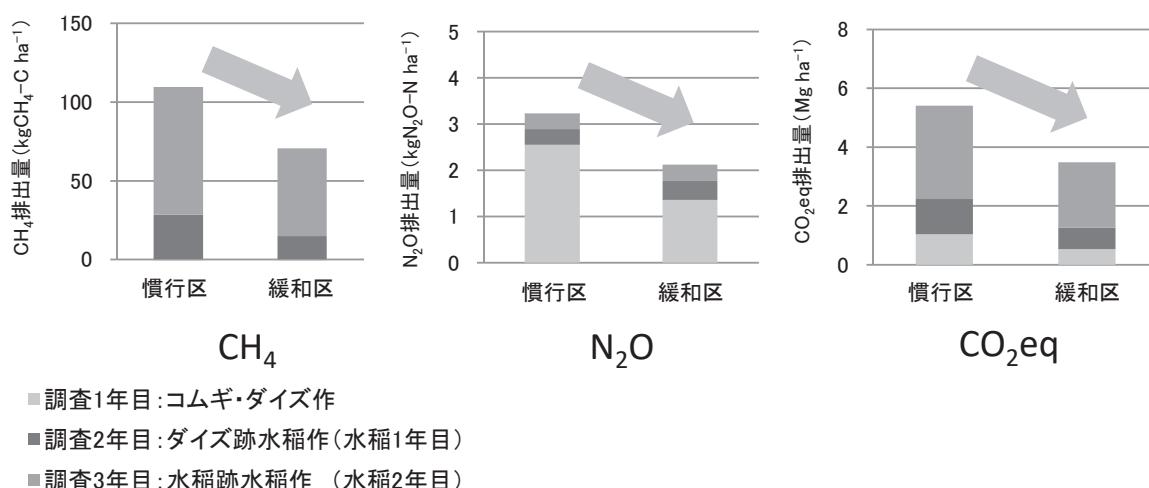


図4.4 田畑輪換体系における緩和策導入による温室効果ガス排出削減効果。

注) 田畑輪換: コムギ・ダイズ・水稻・水稻の3年4作。緩和区の導入技術: コムギ, ダイズ 被覆肥料の活用, 水稻 中干し期間の延長。

表4.7 コムギ、ダイズの収量および窒素蓄積量。

年次	試験区	収量性 (コムギ)		窒素蓄積量 (コムギ)			収量性 (ダイズ)		窒素蓄積量 (ダイズ)				
		子実重	わら重	子実	わら	計	子実重	茎重	さや重	子実	茎	さや	
		(g m ⁻²)	(g m ⁻²)			(gN m ⁻²)	(g m ⁻²)	(g m ⁻²)	(g m ⁻²)			(gN m ⁻²)	
2012～	慣行区	507	444	9.0	1.2	10.2	505	302	153	30.9	1.3	1.6	33.8
2013	緩和区	533	431	10.3	1.4	11.7	433	295	143	26.3	1.5	1.4	29.2

注) コムギ子実重: 2.2 mm 篩, 水分 12.5%換算値. ダイズ子実重: 粒径 5.5 mm 以上, 水分 15.0%換算値. 各測定項目とともに 5%水準で有意差はみられなかった (t検定).

表4.8 水稻の収量および品質、窒素蓄積量。

年次	試験区	収量性				外観品質 整粒歩合	玄米蛋白 含量 (%)	窒素蓄積量 (gN m ⁻²)		
		穀重	わら重	精玄米重	倒伏程度 (0-5)			穀	わら	計
		(g m ⁻²)	(g m ⁻²)	(g m ⁻²)	(0-5)			(%)	(%)	(gN m ⁻²)
2014	慣行区	820	777	552	4.1	45.6	8.3	9.2	4.6	13.8
	緩和区	868	786	612	3.9	47.5	8.0	9.6	4.1	13.7
2015	慣行区	769	775	603	0.3	82.0	7.3	7.7	4.2	11.9
	緩和区	731	740	573	0.3	83.2	7.3	7.4	4.0	11.4

注) 水稻作における穀重およびわら重は風乾物あたり. 精玄米重: 1.8 mm 網目, 水分 14.5%換算値. 倒伏程度: 0.0~5.0 の数値で表示 (0: 無, 5: 甚). 各測定項目とともに 5%水準で有意差はみられなかった (t検定).

4. 4 考察

4. 4. 1 CH₄排出量の時間的変化とその影響要因

今回の慣行区における調査2年目(復元田1年目)および調査3年目(復元田2年目)の年間のCH₄積算排出量はそれぞれ28.4 kgCH₄·C ha⁻¹, 81.1 kgCH₄·C ha⁻¹となり(表4.5), 日本の平均的な水管理法で稲わらを前年の秋に鋤込んだ水稻連作圃場の年平均発生量(143 kgCH₄·C ha⁻¹: 鶴田, 2000のデータを換算)や本県のライシメーター圃場の調査結果(169 kgCH₄·C ha⁻¹) (蓮川ら, 2013)と比較し, 復元田1年目では2割程度, 復元田2年目で5割程度と低いレベルであり, 田畠輪換に伴い温室効果ガス排出削減効果が認められた. このことは, 田畠輪換に伴いCH₄が生じる酸化還元電位(-200~-300mV)まで還元が進まなくなるとともに, 酸化的条件下において有機物分解がより進行することで, CH₄積算排出量が削減されたと推察された.

また, 緩和区では中干し期間の1週間延長により調査2年目(復元田1年目)のCH₄積算排出量は慣行区と比較して有意に削減された. CH₄積算排出量の削減率は調査2年目で45%, 3年目で31%となり, Itoh et al. (2011)の約30%,

塩野ら (2019) の中干し前1週間延長(本研究と同様の中干延長)の約40%と同程度の削減効果が得られたものと考えられた. なお, 調査3年目(復元田2年目)では, 調査2年目(復元田1年目)と比較すると還元的な状態での管理になることに加えて, さらに中干し期間の降水量が緩和区で90 mmと調査2年目と比較しても多かった. これらのことから, 今の中干し期間の1週間延長では十分な酸化的な状態で管理できず, CH₄排出削減率が調査2年目(復元田1年目)と比較すると小さくなつたと考えられた.

今回の中干し期間の1週間延長によるCH₄排出削減効果は, 調査2年目と3年目で異なつた. 調査2年目では, 前作がダイズであることに加えて, 中干し期間の降水量が慣行区3.5 mm, 緩和区13 mmと少なく, 中干し終了時の土壤Ehが慣行区においても500 mV程度と高い値となり, 緩和区では中干し期間の1週間延長により, 圃場が十分な酸化状態で管理された. CH₄の発生抑制を目的として, 中干しや間断かんがいを行うことによって, 水田土壤が還元状態から酸化状態に変化すると, 土壤中のアンモニウム態窒素が硝酸態窒素に変化する過程で N₂O 積算排出量が増加することが懸念さ

第4章 灰色低地土の3年4作田畠輪換体系を通した水稻作での中干し期間の延長と コムギ・ダイズ作での被覆肥料活用による温室効果ガス排出量削減効果

れる (Minami, 1997; 石橋, 2012) と報告されている。以上のことから、緩和区では調査2年目の中干し以降のCH₄積算排出量が慣行区と比較して有意に削減でき、その一方で中干し期間のN₂O積算排出量が有意に増加したと考えられた。

4. 4. 2 CH₄およびN₂O排出量のトレードオフ

今回の慣行区における調査2年目（復元田1年目）および調査3年目（復元田2年目）において、緩和区では中干し期間の延長によるCH₄排出削減効果が認められ、特に調査2年目の中干し以降のCH₄積算排出量が慣行区と比較して有意に削減できた。しかし、その一方で中干し期間のN₂O積算排出量が有意に増加した。これらトレードオフの関係は、既存の報告 (Yagi et al., 1996; 石橋ら, 2009) においても同様に確認されている。調査2年目と3年目の緩和区のCH₄積算排出量の減少量は、調査2年目で0.51 CO₂eq Mg ha⁻¹、調査3年目で0.95 CO₂eq Mg ha⁻¹であった。一方、緩和区のN₂O積算排出量の増加量は、調査2年目で0.03 CO₂eq Mg ha⁻¹、調査3年目で0.01 CO₂eq Mg ha⁻¹であった。減少するCH₄積算排出量に対して増加するN₂O積算排出量はそれぞれCO₂換算で5.7%と0.7%と少なかった。従って、中干し期間の1週間延長に伴いN₂O積算排出量が増加しても、その影響は小さいため、CH₄とN₂Oを合わせたCO₂eq積算排出量は削減できたと考えられた。以上の結果、田畠輪換と中干し期間の延長との組み合わせにより、一層の温室効果ガス排出削減効果が発揮できると結論付けた。

なお、今回の調査では地表流出水および浸透排水に溶存したCH₄とN₂Oの間接排出を測定していないが、ライシメーター水田において、中干しを強めることで、土壤亀裂が大きくなり、土壤の透水係数が大きくなる事例 (永石, 1981) からも、緩和区では中干し期間の1週間延長に伴い、より水田の排水性が促進され、中干し後の透水速度が慣行区より大きくなると推定される。作土から下層土へのCH₄溶脱量が透水速度に伴って増加すること (Miura et al., 1992) を考え合わせると、緩和区ではCH₄間接排出量が多くなることが想定される。また、Minamikawa et al. (2010) はライシメーターによる4年間の調査結果から、N₂O間接排出量がダイズ・コムギを組み入れた田畠輪換では水稻連作より多くなり、そのN₂O間接排出量はN₂O直接排出量の約50%に相当すると報告している。これらのこととN₂Oは水溶解度が高いこと (糟谷, 2012) を考え合わせると、今回の田畠輪換体系の調査でも、N₂O間接排出量が一定量あると推察され、緩和区では地表および浸透排水量が慣行区より多くなることからも、N₂O間接排出量がさらに多くなると推察される。今後まとまりのある水田群のような単位で評価を行う場合は、これらの間接排出も考慮する必要があると考えられた。

4. 4. 3 緩和策導入による生産性への影響

コムギ・ダイズへの被覆肥料活用による生産性への影響については、第3章で、被覆肥料等の活用により、収量を確保しつつ、年間（コムギ作+ダイズ作）を通じたN₂O排出量を概ね安定的に低下できることを明らかにした。

一方、水稻では近年夏期の高温に伴う白未熟粒の増加等による玄米外観品質の低下が問題となっており、その対策として初期生育の抑制が有効であるとされている (滋賀県, 2015)。この点を踏まえて分けつつの高温により茎数の増加が早い場合があるので、中干しが遅れないよう注意すること (滋賀県, 2015) やカドミウム吸収対策技術 (出穂前後3週間湛水) (滋賀県, 2015) を考慮し、今回の中干し期間の1週間延長は目標穂数の8割 (栽植密度18.2株 m⁻²で16本株) (滋賀県, 2015) を確保後、速やかに開始し、慣行より1週間前倒しとした。その結果、緩和区では調査2か年を通して有意差は認められなかったが、外観品質の向上と玄米蛋白含量の維持～低下傾向を認めつつ、目標収量(540 g m⁻²)を確保した。なお、復元田1年目では、ダイズ跡で可給態窒素発現量も多く、生育が旺盛であり、両区とも玄米蛋白含量が高くなった。さらに、収穫前の2回の台風に伴い両区とも倒伏程度も大きくなり、外観品質は低下した。乾土効果が高く、水稻の生育量が多い場合、中干しの開始時期を早めることにより、過剰になる粒数を適正域に制御できることが報告されていることからも (森ら, 2003)、本研究の通り、ダイズ跡水稻では中干しの開始時期を前倒しする中干し期間の延長により、水稻の収量、品質向上とCH₄排出削減効果の両立が可能と考えられた。なお、復元田2年目では基肥窒素施用量を減肥 (4 g N m⁻² → 3 g N m⁻²) することで、目標収量を維持しながら、外観品質は1等基準 (整粒歩合: 70%以上) を確保した。中干し期間の延長によって、慣行より登熟歩合が向上し、玄米蛋白含量が低下する傾向を認めていくことから (独立行政法人農業環境技術研究所, 2012; 塩野ら, 2019)、田畠輪換圃場での中干し期間の前延長に伴う品質改善効果等についても、今後も引き続き調査する必要があると考えられた。

4. 4. 4 田畠輪換体系を通じた緩和策導入による温室効果ガス排出削減効果

本研究における調査1年のコムギ・ダイズでは、被覆肥料により窒素溶出が緩やかになり、主に硝化過程からのN₂O排出量の削減が可能となった。また、調査2年目および3年目の水稻では中干し期間の延長により、酸化的な状態によるCH₄排出量の削減が可能となった。これらの結果から、調査3か年の総CO₂eq排出量は有意に削減され、その削減率は30～50%の範囲にあり、平均36%となった。調査3か年におけるCO₂eq積算排出量の合計値は、慣行区では5.41 ± 1.12 CO₂eq Mg ha⁻¹、緩和区では3.47 ± 0.48 CO₂eq Mg ha⁻¹となり、両区ともCO₂eq積算排出量に占める割合は、CH₄積算

排出量で75%, N₂O 積算排出量で25%となり, CH₄ 積算排出量が大部分を占めた。このことからも、田畠輪換体系においてさらなる温室効果ガス排出削減を図るために、新たなCH₄排出削減技術の導入が重要である。また、N₂O 積算排出量のうち最も排出量が多く、排出削減効果が不安定であるダイズ栽培への安定したN₂O 排出削減技術の導入も重要な課題である。

4. 5 結論

コムギ・ダイズを組み入れた2012年から2015年までの3か年の田畠輪換体系（コムギ・ダイズ・水稻・水稻の3年4作）を通して、コムギ・ダイズ栽培での被覆肥料の活用と、水稻栽培での中干し期間の延長による、温室効果ガス排出量削減効果を評価した。

その結果、これらの緩和策の導入により、慣行と同水準の収量を確保しつつ、調査3か年の田畠輪換体系を通じてCH₄とN₂Oに由来する総CO_{2eq}排出量は有意に削減された。調査3か年の削減率は30～50%の範囲にあり、平均36%であった。

コムギ・ダイズでは、被覆肥料の活用によって窒素溶出が緩やかとなり、硝化に伴う基肥施用直後の顕著なN₂Oフラックスのピーク上昇が抑制され、N₂O 積算排出量は慣行より有意に少なくなった。一方、ダイズ跡水稻（復元田1年目）および次作水稻（復元田2年目）では、中干し期間の1週間延長（中干し期間：2週間以上）により、中干し後のCH₄フラックスのピーク上昇が2か年ともに抑制された。特にダイズ跡水稻作では、中干し期間の延長により、圃場がより酸化的な状態となり、CH₄ 積算排出量が慣行より有意に少なくなった。

以上より、水稻連作と比較して温室効果ガス排出削減効果が認められる田畠輪換体系にこれら緩和策を導入することで、さらなる温室効果ガス排出量を削減できることを明らかにした。

5. 水田転換ダイズ畠からの一酸化二窒素排出量に対する肥効調節肥料と減肥の影響

5. 1 緒言

一酸化二窒素 (N_2O) 排出量は、食料生産の増加に伴う窒素肥料の消費により、将来さらに増加すると予想される。食料生産の増加という観点から、主要な穀物の収量を改善し、生産を安定させることは重要な国際的課題である。主要な転換畠作物の一つであるダイズの収量は100年前に比べて増加しているが、日本の平均収量は世界平均の 2.77Mg ha^{-1} (2019年産) に対して 1.52Mg ha^{-1} (2019年産) であり、世界的には低水準にとどまっている (FAO, 2020)。日本ではダイズ生産の 80% 以上が地下水位の比較的高い水田転換畠で栽培され、土壤水分が課題となっていることが報告されている (Kokubun, 2013)。この報告からも、水田転換ダイズ畠における収量維持向上は農業経営面からも重要な課題である。

N_2O は窒素肥料施用後の微生物の硝酸化成と脱窒のプロセスによって土壤中で生成される (Akiyama et al., 2003)。このため、硝酸化成の過程由来の N_2O 発生がない被覆硝酸性肥料を利用することで、 N_2O 排出量が削減されることが黒ボク土で報告されている (Akiyama and Tsuruta, 2002)。さらに、一般的に N_2O 排出量は窒素施用量と正の相関関係にあり、窒素施用が少ないと N_2O 排出量が少なくなるとされている (Van Groenigen et al., 2010)。しかしながら、窒素施用量が減少すると、一般的には作物の収量が減少する。持続可能な農業生産のためには、生産性を維持しながら温室効果ガス排出を低減することが重要である。穀物収量の維持改善と N_2O 排出量削減を関連づけた適切なレベルの窒素肥料の施用により、経済的な実行可能性と環境保全を最大化することができるとされている (Mosier et al., 2006)。このような中で、Van Groenigen et al. (2010) は農業生産性に対する環境の持続可能性の指標として、収量あたりの N_2O 排出量を評価する方法を提案した。

第3章において、灰色低地土の水田転換畠のコムギ・ダイズにおける基肥への石灰窒素の併用や被覆複合肥料等を活用した施肥改善により、慣行と同水準の収量を確保しつつ、年間 (コムギ+ダイズ) を通した N_2O 排出量を概ね安定的に削減できることを報告した。しかし、ダイズ作では、コムギ作と比較して被覆肥料による N_2O 排出削減効果が低く、降雨によってその効果が不安定であることも明らかになっている。

そこで、本章では、灰色低地土の水田転換畠のコムギ跡ダイズ圃場において N_2O 排出量を安定的に削減するためのさらなる緩和策を開発するために、ダイズ畠からの N_2O 排出量に対する窒素肥料の種類と施用量の影響を評価した。さらに、ダイズ生産性と収量あたりの N_2O 排出量削減における最適バランスの検討を行った。

5. 2 材料および方法

5. 2. 1 試験圃場および試験区の設置

試験は 2017 年から 2020 年までの 3 年間、滋賀県近江八幡市にある滋賀県農業技術振興センター (以下: 滋賀農技セ) 内の水田転換畠 ($35^{\circ}18'N$, $136^{\circ}12'E$, 年平均気温: 14.5°C , 年間降水量: $1,731\text{ mm}$) で実施した。試験は田畠輪換体系 (水稻—コムギ—ダイズ) のダイズ転換畠で行ったため、3 か年ともにダイズ畠が使用できるように試験圃場を移動した。田畠輪換体系では、前年の水稻収穫後の 10 月末からコムギを栽培し、コムギ収穫後の 6 月下旬からダイズを栽培した。各圃場の調査期間は、6 月のダイズ播種から翌年 5 月の水稻移植前までの約 1 年である。調査圃場の土壤は世界土壤照合基準 (FAO, ISRIC, and ISSS, 2006) では Gleyic Fluvisols, 農耕地土壤分類第 3 次案 (農耕地土壤分類委員会, 1995) では細粒質グライ化灰色低地土 (Nishina et al., 2015) に分類された。表 5.1 に試験開始前の土壤理化学性を示す。

表 5.1 調査圃場の土壤理化学性

年次	pH (H_2O)	T-C (g kg^{-1})	T-N (g kg^{-1})	可給態 P_2O_5 (mg kg^{-1})	CEC ($\text{cmol}_{\text{e}} \text{kg}^{-1}$)	交換性塩基			三相分布			仮比重 ¹ (g cm^{-3})
						Ca ($\text{cmol}_{\text{e}} \text{kg}^{-1}$)	Mg ($\text{cmol}_{\text{e}} \text{kg}^{-1}$)	K ($\text{cmol}_{\text{e}} \text{kg}^{-1}$)	気相率 (%)	液相率 (%)	固相率 (%)	
2017～2018 (調査1年目)	6.5	19.7	1.71	170.8	17.1	13.6	3.11	0.45	27.3	35.0	37.7	1.06
2018～2019 (調査2年目)	6.8	17.8	1.55	149.2	17.6	15.1	4.47	0.54	29.3	33.1	37.6	1.03
2019～2020 (調査3年目)	6.1	20.7	1.73	83.3	18.5	13.4	3.88	0.56	33.0	31.6	35.4	0.97

注) 調査開始前に圃場から作土を 5 か所採取・混合し、風乾し 2.0 mm 篩で調整後、土壤化学性分析に供した。三相分布および仮比重はダイズ収穫後に各処理区の作土を 2 か所 100 mL コアで採取後、分析に供し、平均値で示した。

試験計画を表5.2に示す。本試験では、第3章で用いた慣行の速効性の化学合成肥料と、肥効調節肥料として第3章でN₂O排出削減効果は認められたものの、その削減効果がやや不安定であったセラコートを主体とした被覆尿素複合肥料と、黒ボクでN₂O排出削減効果が確認されている被覆硝酸性肥料を施用する処理区を設置した。施用窒素量は標準的な施用量である20 kg N ha⁻¹とした（滋賀県、2012）。なお、速効性成分の割合は慣行で100%，被覆尿素複合肥料で25%，被覆硝酸性肥料で0%であった。また、さらなるN₂O排出削減効果を目指して肥効調節肥料は滋賀県環境こだわり農産物栽培基準に基づき（滋賀県、2015），窒素施用量を標準量の半分にする減肥区を被覆2処理区について各々設置した。

以上の処理区と無窒素区を含む6つの処理区の詳細は以下の通りであった。①慣行（AC (ammonium chloride)：塩化アンモニウムとPKとの配合肥料、施用量：20 kgN ha⁻¹），②被覆尿素肥料（CRCU (controlled release coated urea)：塩化アンモニウム5 kgN ha⁻¹および被覆尿素（Ceracoat R50 /70/90）15 kgN ha⁻¹の複合肥料、総施用量：20 kgN ha⁻¹），③被覆硝酸性窒素肥料（CRCN (controlled release coated calcium nitrate)：被覆硝酸カルシウム70日タイプ、23%カルシウム含む、施用量：20 kgN ha⁻¹），④被覆尿素肥料減肥（CRCU-R (CRCU-reduced rate)、施用量：10 kgN ha⁻¹），⑤被覆硝酸性窒素肥料減肥（CRCN-R (CRCN-reduced rate)、施用量：10 kgN ha⁻¹），⑥無窒素（NF (nitrogen free)、施用量：0 kgN ha⁻¹）。各処理は、毎年3回反復乱塊法により設置した。各処理区の面積は、3年間を通して約20 m²であった。

ダイズは滋賀県栽培技術指針（滋賀県、2012）に基づき栽培した。6月中旬のコムギ収穫後、調査3か年とも収穫後の麦稈を全量（433～618 g m⁻²）鋤込んだ。ダイズ作付品種は

「ことゆたか」（2017年および2018年）、「ことゆたかA1号」（2019年）で、6月下旬から7月中旬に播種した。栽培法は狭条無中耕無培土栽培である。窒素肥料は播種前に全層（深さ5～10 cm）に施用した。リンとカリは滋賀県栽培技術指針（滋賀県、2012）に基づき、PK複合肥料として全層（深さ5～10 cm）に施用した（P₂O₅ : 60 kg ha⁻¹, K₂O : 60 kg ha⁻¹）。栽植密度は約25株 m⁻²（条間30 cm, 株間14 cm）であった。収穫は11月中下旬に行った。また、収穫後のダイズ地上部残渣（茎、さや）は11月中旬から12月上旬に全量鋤き込んだ。

5. 2. 2 N₂O排出量の測定

圃場地表面と大気間のN₂Oガスフラックスをクローズドチャンバー法（八木、1997）で測定した。測定頻度は、施肥直後は週2～3回、それ以外は原則として週1回行った。ただし、ダイズ跡の1月～3月のみ2週間に1回の測定頻度とした。チャンバーベースは土壤に8 cm差し込み、アクリル製のチャンバー（長さ60 cm×幅30 cm×高さ50 cm）内には、ダイズ2株を含めた。チャンバーの高さはダイズの生育に合わせて変更し、8月中旬から収穫まで中間台座（高さ50 cm）を追加して1 mとした。ガス濃度はECD（Electron Capture Detector）付きガスクロマトグラフ

（GC-14A、島津製作所製、京都、日本）を用いて、須藤ら（2012）の手法に基づき分析した。N₂Oの積算排出量は台形積分法にて算出した。国際的な温室効果ガス排出量の算出に活用されているN₂O排出係数（IPCC, 2006）は以下の計算式で算出した。

$$\text{N}_2\text{O排出係数(%)} = (\text{各試験区のN}_2\text{O積算排出量} - \text{無窒素区のN}_2\text{O積算排出量}) / (\text{窒素施用量}) \times 100$$

表5.2 試験区の構成。

処理区	窒素肥料の種類	基肥肥料			施肥法	
		施肥窒素量		(kg N ha ⁻¹)		
		総量	うち速効性			
AC	慣行化学合成肥料 ^a	20.0	20.0	(100)	全層施肥	
CRCU	被覆尿素複合肥料 ^b	20.0	5.0	(25)	全層施肥	
CRCN	被覆硝酸性窒素肥料 ^c	20.0	0.0	(0)	全層施肥	
CRCU-R	被覆尿素複合肥料-減肥 ^b	10.0	2.5	(25)	全層施肥	
CRCN-R	被覆硝酸性窒素肥料-減肥 ^c	10.0	0.0	(0)	全層施肥	
NF	-	0	0.0	(-)	-	

注) 各区とも3反復。（）はACを100とした比数。^a: 塩化アンモニウムを主体とした複合肥料 (N-P₂O₅-K₂O(%):5-15-20)。^b: 塩化アンモニウムと被覆尿素（セラコートR）の混合複合肥料 (N-P₂O₅-K₂O(%):16-14-14, 速効性窒素3.5%, セラコートR10.5%)。^c: 被覆硝酸カルシウム肥料 (N-P₂O₅-K₂O(%):12-0-0, 窒素肥効70日タイプ12%, カルシウム23%)。NFでは窒素肥料を施用せず、ACと同量のリンとカリウムのみを施用。

採取時のチャンバー内気温と地温（5 cm 深）は、温度データロガー（おんどとり、ティアンドディ製、松本、日本）で測定した。

5. 2. 3 ダイズの収量、作物体および土壤の成分の測定方法

ダイズの収量は、成熟期に坪刈り調査を行い、3 反復の平均値を求めた。坪刈りの調査規模は 1.2m² (1.0 m × 4 条) とした。ダイズ子実重は粒径 5.5 mm 以上で、水分 15.0% 换算値とした。

調査開始前に、圃場全体から土壤サンプルを 5 カ所採取し、混合および風乾後に、2.0 mm 篩にかけ、土壤化学分析を行った。土壤理化学性分析は、土壤養分測定法委員会（1983）および土壤環境分析法編集委員会（1997）を参考にした。三相分布および仮比重はダイズ収穫後に各処理区から 2 カ所の土壤コアサンプル (100 mL) を採取し、デジタル実容積測定装置 (DIK-1150、大起理化工業製、埼玉、日本) を用いて測定した。可給態リン酸はトルオーグ法（南條、1997）により測定した。調査期間中の土壤無機態窒素は亜硝酸態窒素 (NO₂-N)、硝酸態窒素 (NO₃-N)、アンモニア態窒素 (NH₄-N) を窒素自動分析装置 (TRAACS 2000、ビーエルテック社製、大阪、日本) により測定した。各処理区の土壤 (0~10 cm 深) はガス採取時にチャンバー周辺から採取した。また、各処理区における成熟期のダイズ作物体の窒素成分はケルダール法により分析した。体積含水率 (0~12 cm 深) を携帯型土壤水分計 (HydroSense、Campbell 社製、ユタ州、米国) を用いて、チャンバー周辺 5 カ所で測定した。得られた体積含水率と固相率(調査1年目:35.6~40.4%, 2年目:36.4~39.9%, 3年目:30.5~36.8%) から、土壤空隙中に占める水分割合である土壤水分含量 (WFPS : Water Filled Pore Space) を算出し、試験区ごとの平均値を求めた。降水量は滋賀農技セ内の気象観測データを用いた。

5. 2. 4 収量あたりの N₂O 排出量

生産性と温暖化緩和策とのバランスは持続可能な農業には重要であり、Mosier et al. (2006) は温室効果ガス排出量を作物収量で除することによる温室効果ガス排出の影響を評価する概念の導入について提案した。また、Venterea et al. (2011) は単位収量あたりの N₂O 排出量を算出することにより、N₂O 排出量と収量の両方に対する管理上の影響を説明でき、温室効果ガスインベントリに役立つ指標として提供できる可能性があることを報告している。

本章においても、収量と N₂O 排出量のバランスを評価するために、収量あたりの N₂O 排出量を以下の計算式で算出した。

$$\text{収量あたりの N}_2\text{O 排出量 (kg N}_2\text{O-N Mg}^{-1}) = (\text{各試験区の N}_2\text{O 積算排出量}) / (\text{各試験区のダイズ収量})$$

5. 2. 5 統計解析法

試験年次毎の N₂O 排出量、ダイズ収量性（子実重、茎重、さや重）および窒素蓄積量については、処理による一元配置分散分析を行った後、TukeyHSD による多重比較を行った。本調査では、*p*<0.05 で、有意差ありとした (R Core Team, 2017)。

5. 3 結果

5. 3. 1 N₂O 排出量

調査 3 か年の N₂O フラックスを図 5.1~5.3 (a) に示し、地温、日降水量、土壤水分 (WFPS)、土壤無機窒素 (NH₄-N および NO₃-N) 濃度を図 5.1~5.3 (b~e) に示した。調査 3 か年の N₂O 排出量は表 5.3 および図 5.4 に示した。

5. 3. 1. 1 N₂O フラックス

N₂O フラックスは、調査 1 年間の中で比較的高い 2 つのピークが認められた。基肥施肥直後と 7 月末から 8 月までの高温条件下における降雨後であった (図 5.1~5.3 (a))。N₂O フラックスは、3 か年とも基肥施用直後 (施用後 1 週間以内) に大きく増加した。最も大きなピークは調査 3 年目にみられた (690~1,145 μg-N m⁻² h⁻¹)。N₂O フラックスは、3 年間とも基肥施用直後よりも高温条件下での降雨後 (施肥後 40 日以内) に高いピークを示す傾向にあった。高温下での降雨後のピーク (調査 1 年目: 8 月 9 日, 2 年目: 7 月 30 日, 3 年目: 8 月 16 日) は調査 3 年目 (2,155~3,307 μg-N m⁻² h⁻¹) で最も高く、次いで 2 年目、1 年目の順であった。3 年間とともに、ダイズ跡の非作付期における N₂O フラックスは、一時的な増加を除き、すべての処理区でダイズ作付期よりも低く推移した。

5. 3. 1. 2 地温および降水量

地温 (5 cm 深) は処理区間および年次間ともに明らかな差は認められず、ダイズ播種後から 8 月下旬までは概ね 25°C 以上で推移したが、9 月下旬以降は徐々に低下し、成熟期 (11 月) には 15°C 近くまで低下した (図 5.1~5.3 (b))。また、冬季 (12~2 月) は 5~10°C の低温で推移した。

累積降水量は、調査 1 年目で 1,482 mm、2 年目で 1,040 mm、3 年目で 1,196 mm であった (図 5.1~5.3 (c))。調査 1 年目は 8 月上旬に 133 mm、10 月下旬に 289 mm、2 年目は 7 月 5~7 日に 204 mm、9 月下旬に 116 mm、3 年目は 7 月中旬に 147 mm、7 月下旬に 102 mm、8 月中旬に 97 mm、10 月下旬に 120 mm のまとまった降水量があった。

5. 3. 1. 3 WFPS

WFPS は年間を通して降水量とともに増加する傾向にあった (図 5.1~5.3 (c))。処理間および年次間では明らかな差は認められなかった。WFPS の範囲は、調査 3 年間とも概ね

同範囲であった。1年目で43～62%（AC：平均53%），2年目で42～65%（AC：平均50%），3年目で41～72%（AC：平均53%）であった。3年目では、WFPSの最大値が他の2年よりも高くなる傾向にあり、やや還元状態で推移した。

5.3.1.4 土壌無機態窒素濃度

調査1年目における土壌中のNH₄-N濃度は、ACでは施肥直後に増加し、その後NO₃-N濃度が増加した（図5.1(d), (e)）。CRCUではNH₄-NおよびNO₃-N濃度がACと比較して緩やかに増加する傾向にあり、施肥直後の最大値も小さくなつた。CRCNのNH₄-N濃度は常に低く推移し、被覆NO₃⁻の活用により、NO₃-N濃度は8月1日で最も高くなつた。窒素減肥したCRCU-RではCRCUと比較してNH₄-NおよびNO₃-N濃度が低く推移する傾向にあつた。また、CRCN-RではCRCNと比較してNO₃-N濃度が低く推移する傾向にあつた。NH₄-N濃度およびNO₃-N濃度は基肥施用後の初期のピーク後、低いままで推移し、処理区間で明確な差はみられなかつた。

調査2年目における土壌中のNH₄-N濃度は、全区を通して明確な上昇が認められなかつた（図5.2(d), (e)）。NO₃-N濃度は6月下旬から7月上旬に上昇し、CRCUではACと比較してその上昇が緩やかになつた。CRCNでは7月中旬に一時的な上昇が認められた。窒素減肥したCRCU-RおよびCRCN-Rでは基肥施用後の上昇は認められなかつた。NH₄-N濃度は基肥施用後の初期のピーク後、低いままで推移し、処理区間で明確な差はみられなかつた。一方、NO₃-N濃度は、ダイズ収穫後の11月下旬から12月上旬にかけて増加する傾向にあつたが、処理区間で明確な差はみられなかつた。

調査3年目における土壌中のNH₄-N濃度は、ACでは施肥直後に増加し、その後NO₃-N濃度が増加した（図5.3(d), (e)）。CRCUではNH₄-NおよびNO₃-N濃度がACと比較して緩やかに増加する傾向にあり、施肥直後の最大値も小さくなつた。CRCNのNH₄-N濃度は常に低く推移し、被覆NO₃⁻の活用により、NO₃-N濃度は8月1日で最も高くなつた。窒素減肥したCRCU-RではCRCUと比較してNH₄-NおよびNO₃-N濃度が同水準で推移する傾向にあつた。また、CRCN-RではCRCNと比較して同水準で推移する傾向にあつた。NH₄-N濃度は基肥施用後の初期のピーク後、低いままで推移し、処理区間で明確な差はみられなかつた。一方、NO₃-N濃度は、ダイズ収穫後の11月下旬から12月下旬にかけて増加する傾向にあつたが、処理区間で明確な差はみられなかつた。なお、NO₂-N濃度は、調査3年間を通してすべての処理区でほぼゼロ（検出限界：0.6 mg L⁻¹）で推移した。

5.3.1.5 N₂O排出量

調査1年目の年間N₂O排出量は、ACで2.13 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCUで1.74 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCNで1.45 kg N₂O-

N ha⁻¹、CRCU-Rで1.33 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCN-Rで1.27 kg N₂O-N ha⁻¹、NFで1.14 kg N₂O-N ha⁻¹であった（表5.3）。CRCN、CRCU-R、CRCN-RおよびNFの年間N₂O排出量は、ACと比較して有意に少なくなり（CRCN: *p*<0.05；CRCU-R、CRCN-RおよびNF: *p*<0.01），削減率はそれぞれ32%，37%，41%，47%であった。CRCUの年間N₂O排出量はACと比較して有意差は認められなかつたものの、少なくなる傾向にあり、削減率は18%であった。

調査2年目の年間N₂O排出量は、ACで2.85 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCUで2.31 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCNで2.07 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCU-Rで2.00 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCN-Rで1.96 kg N₂O-N ha⁻¹、NFで1.93 kg N₂O-N ha⁻¹であった。CRCN、CRCU-R、CRCN-RおよびNFの年間N₂O排出量は、ACと比較して有意に少なくなり（CRCN、CRCU-R、CRCN-RおよびNF: *p*<0.05），削減率はそれぞれ27%，30%，31%，32%であった。CRCUの年間N₂O排出量はACと比較して有意差は認められなかつたものの、少なくなる傾向にあり、削減率は19%であった。

調査3年目の年間N₂O排出量は、ACで5.55 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCUで4.78 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCNで4.59 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCU-Rで4.31 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCN-Rで4.22 kg N₂O-N ha⁻¹、NFで4.01 kg N₂O-N ha⁻¹であった。年間N₂O排出量は各処理区間で有意な差は認められなかつたが、削減率はそれぞれ14%，17%，22%，24%，28%であった。

調査3か年を通した年間のN₂O積算排出量の平均値は、ACで3.51±1.61 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCUで2.94±1.43 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCNで2.70±1.45 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCU-Rで2.55±1.41 kg N₂O-N ha⁻¹、CRCN-Rで2.48±1.36 kg N₂O-N ha⁻¹、NFで2.36±1.34 kg N₂O-N ha⁻¹となり、調査3年目で最も多くなり、次いで2年目、1年目の順となつた。

以上の結果、有意差は認められなかつたものの、被覆肥料の活用や窒素減肥によるN₂O排出削減傾向が認められた。

5.3.1.6 N₂O排出係数

調査1年目のN₂O排出係数は、CRCN-Rの1.30%からACの4.97%の範囲にあつたが、処理区間で有意差は認められなかつた（表5.3）。調査2年目のN₂O排出係数は、CRCN-Rの0.29%からACの4.59%の範囲にあつたが、処理区間で有意差は認められなかつた。調査3年目のN₂O排出係数は、CRCN-Rの2.05%からACの7.70%の範囲にあつたが、処理区間で有意差は認められなかつた。

調査3か年ともに、N₂O排出係数はACで最も高くなり、CRCN-Rで最も低くなる傾向にあつた。以上の結果、有意差は認められなかつたものの、被覆肥料の活用および窒素減肥によるN₂O排出係数の低減傾向が認められた。

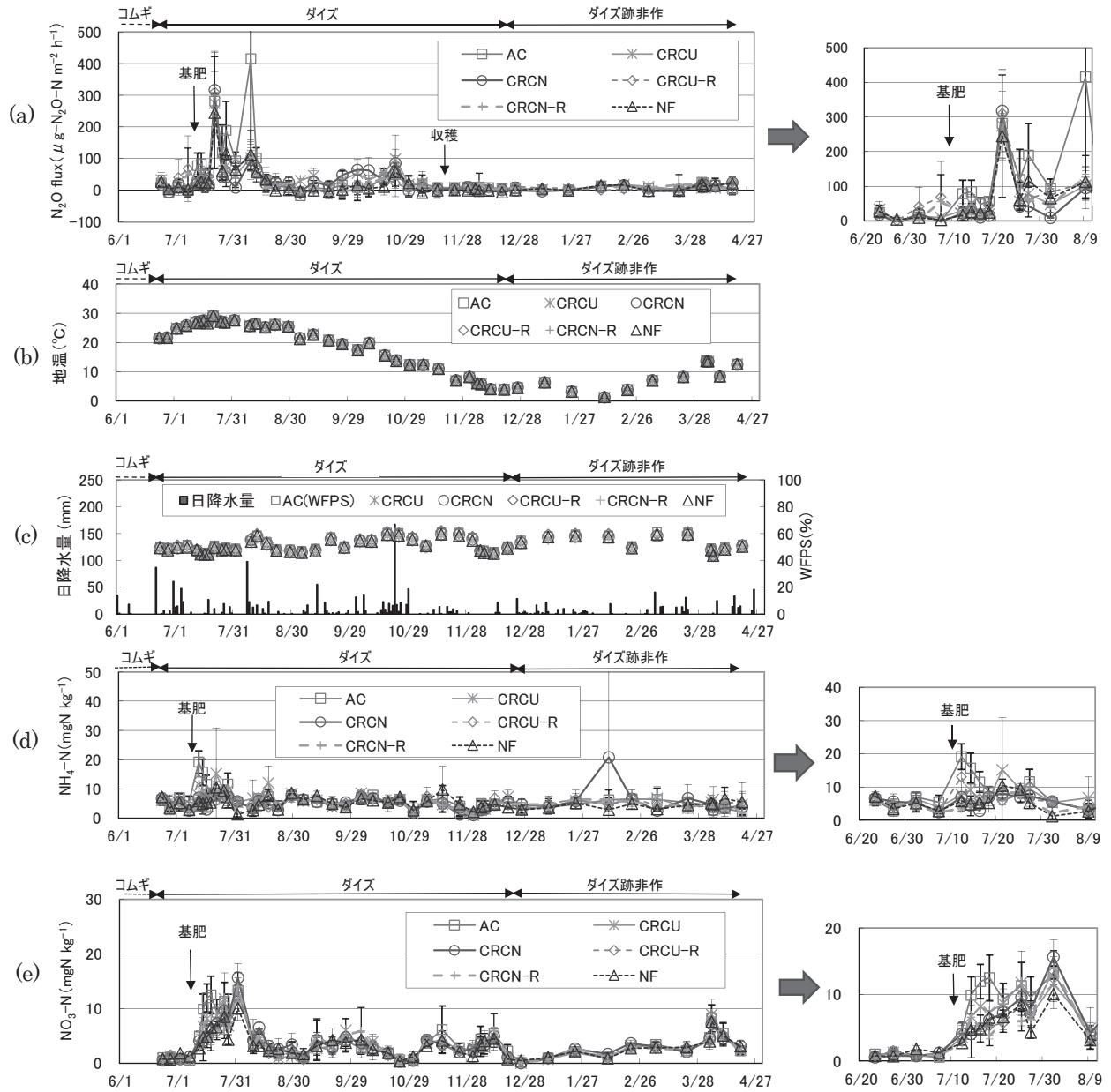


図 5.1 調査 1 年目の(a) N_2O フラックス, (b) 地温, (c) 日降水量およびWFPS, (d) 土壌 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度, (e) $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化.

注) エラーバーは標準偏差を示す. $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して両区ともに低かった (データ省略) .

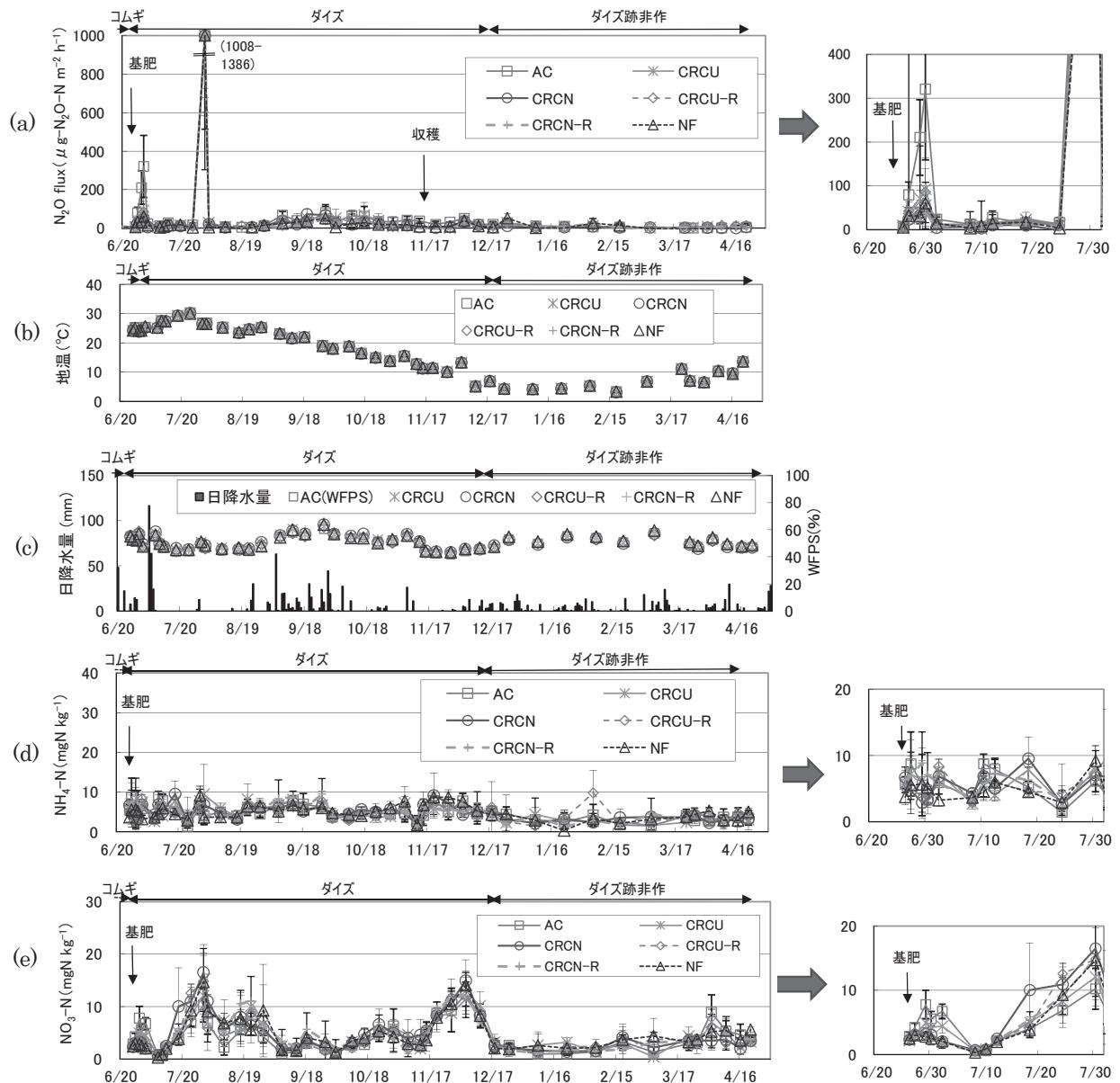


図5.2 調査2年目の(a) N_2O フラックス、(b) 地温、(c) 日降水量およびWFPS、(d) 土壌 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、(e) $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化。

注) エラーバーは標準偏差を示す。 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して両区ともに低かった（データ省略）。

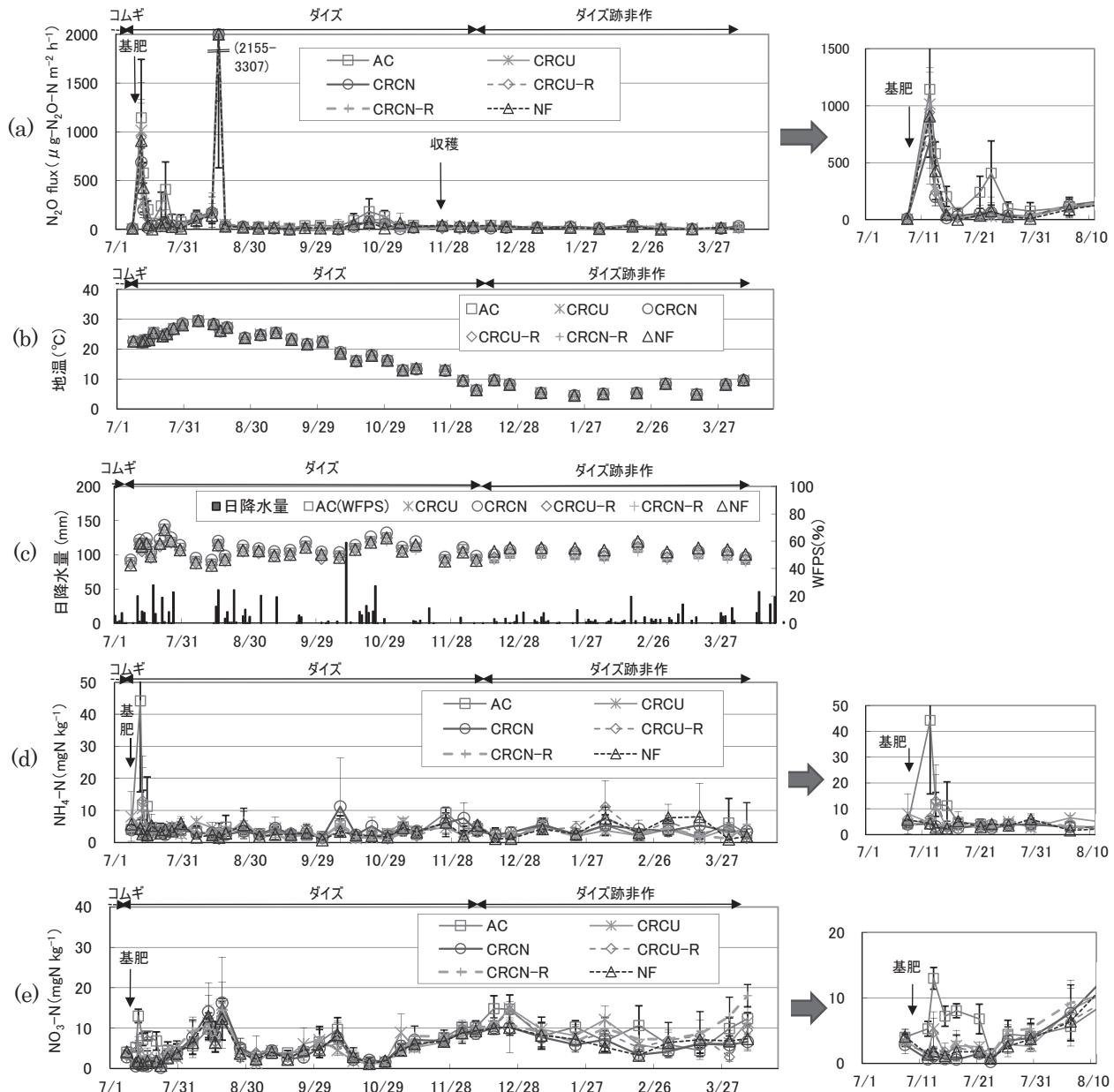


図 5.3 調査 3 年目の(a) N_2O フラックス、(b) 地温、(c) 日降水量および WFPS、(d) 土壤 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、(e) $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化。

注) エラーバーは標準偏差を示す。 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は調査期間を通して両区ともに低かった（データ省略）。

5. 3. 2 ダイズ収量および窒素蓄積量

調査 1 年目のダイズの収量は、CRCU-R の 3.03 Mg ha^{-1} から AC の 3.91 Mg ha^{-1} の範囲にあったが、処理区間で有意差は認められなかった。調査 2 年目の収量は、NF の 2.39 Mg ha^{-1} から CRCU-R の 2.96 Mg ha^{-1} の範囲にあったが、処理区間で有意差は認められなかった。調査 3 年目の収量は、NF で 2.84 Mg ha^{-1} から CRCU-R の 3.73 Mg ha^{-1} の範囲にあり、NF の収量は他の処理区よりも有意に少なかった ($p < 0.01$)。ダイズの収量は調査 1 年目と 3 年目で同レベルであり、2 年

目ではやや少ない傾向にあった。地上部の窒素蓄積量は収量と同じ傾向を示し、3 年目の NF を除いて ($p < 0.05$)、処理区間で有意差は認められなかった。結論として、収量と窒素蓄積量について、処理区間で統計的な有意差は認められなかった。

5. 3. 3 収量あたりの N_2O 排出量

調査 1 年目の収量あたりの N_2O 排出量は、NF の $0.30 \text{ kg N}_2\text{O-N Mg}^{-1}$ から AC の $0.50 \text{ N}_2\text{O-N Mg}^{-1}$ の範囲にあり、NF

とAC間で有意差は認められたが（ $p < 0.05$ ），その他の処理区間で有意差は認められなかった。調査2年目の収量あたりのN₂O排出量は，CRCU-Rの0.70 kg N₂O-N Mg⁻¹からACの0.98 N₂O-N Mg⁻¹の範囲にあったが，処理区間で有意差は認められなかつた。調査3年目の収量あたりのN₂O排出量は，CRCN-Rの1.15 kg N₂O-N Mg⁻¹からACの1.51 N₂O-N Mg⁻¹の範囲にあったが，処理区間で有意差は認められなかつた。調査3か年ともに収量あたりのN₂O排出量はACで高い傾向にあつた。以上の結果，有意差は認められなかつたものの，被覆肥料の活用および窒素肥料の削減による収量あたりのN₂O排出量の削減傾向が認められた。

5.4 考察

5.4.1 N₂O排出量削減効果とその規定要因

5.4.1.1 N₂Oフラックス

本調査では，調査3年間ともにダイズの初期生育である6月末～8月にかけて，N₂Oフラックスの2つの大きなピークが認められた（図5.1～5.3(a)）。N₂Oフラックスは温度と正の相関関係があるため（Aguilera et al., 2013），この2つの大きなピークは土壤水分だけでなく温度の影響を受ける可能性もある。1つ目の大きなN₂Oフラックスのピークは基肥施用直後にみられ，ACで最も増加し，次いでCRCUで増加し，CRCNで最も低くなつた。ACにおける土壤中のNH₄⁺-Nが上昇した後，NO₃⁻-N濃度が上昇する傾向にあつたことからも，1つ目の大きなピークは主に硝化過程によるものと考えられた。CRCUにおける土壤中のNH₄⁺-NおよびNO₃⁻-N濃度は，ACと比較して緩やかに増加する傾向にあり（図5.1～5.3(d), (e)），これは被覆肥料ではNH₄⁺の溶出が緩やかになることによるものと考えられた。さらに，CRCNではNH₄⁺-N濃度が常に低く推移し，被覆NO₃⁻の活用により，NO₃⁻-N濃度は高くなつた。これらのことから，CRCUおよびCRCNでは硝化作用が最小限になるため，N₂OフラックスがACより低くなつたと考えられた。CRCU-RおよびCRCN-Rでは，N₂Oフラックスのピークは窒素施肥量の削減に伴い低下する傾向にあつたが，NH₄⁺-NとNO₃⁻-N濃度はほぼ同水準であった。1つ目のピーク時において，WFPSは処理区間で差は認められなかつた（図5.1～5.3(c)）。WFPSは調査1年目および2年目で約50%であり，N₂Oフラックスのピークが大きかつた3年目は約60%であった。Smith et al. (2003)の報告のとおり，WFPSの約60%までの上昇とともにN₂Oフラックスは増加する傾向が認められた。

2つ目のN₂Oフラックスの大きなピークは，7月末から8月中旬に認められ，調査3か年ともに処理区間で差は認められなかつた。土壤のNH₄⁺-NおよびNO₃⁻-N濃度は3か年ともに比較的低かつたが，WFPSは約60%まで増加した。また，Kusa et al. (2010)は脱窒によるN₂O生成は比較的好気的な環境下においても，土壤の团粒内部等の局所的な嫌気

的部分において発生する可能性があると報告した。これらのことから，2つ目のN₂Oフラックスの大きなピークは，主に硝化ではなく脱窒過程によるものと考えられた。

5.4.1.2 N₂O排出量

CRCNの年間N₂O排出量は，調査1年目と2年目でACよりも有意に少なくなり（ $p < 0.05$ ，表5.3），3年目では有意差は認められなかつた。CRCUの年間N₂O排出量は3か年ともに統計的な有意差は認められなかつたが，ACよりも少なくなる傾向にあつた。ACに対する3か年を通したN₂O排出削減率はCRCUで14～19%，CRCNで17～32%の範囲にあり，年間N₂O排出量は肥効調節肥料の活用により安定して削減される傾向にあつた。

基肥施用直後の速効性肥料（塩安）に対する肥効調節肥料のN₂O排出削減効果を明らかにするため，基肥施用前から施用後30日間の生育初期のN₂O排出量を表5.3に示す。CRCNの生育初期のN₂O排出量は，調査1年目と2年目でACよりも有意に少なくなり（ $p < 0.05$ ），CRCUのN₂O排出量は2年目で有意に少なくなった（ $p < 0.05$ ）。これらの結果から，被覆硝酸カルシウムでは被覆尿素と比較してN₂O排出削減に効果的であることが示唆された。このことは，被覆硝酸カルシウムを活用した場合，N₂Oは脱窒過程からのみ生成されるが，被覆尿素の場合，N₂Oは脱窒および硝化過程の両方から生成されることによる違いと考えられた。蓮川ら（2017）はダイズ栽培において被覆尿素によるN₂O排出削減効果は不安定であることを報告したが，本研究の結果から被覆硝酸カルシウムの活用により課題解決できることが示唆された。また，排水の悪い水田転換ダイズ畠（Gleyic Fluvisols）における本調査の結果は，Akiyama and Tsuruta (2002)が報告した排水の良いAndosolの畠土壤と同様の結果であったものの，降雨に伴い土壤水分が高い調査3年目では，削減効果がやや劣る傾向にあつた。これらのことから，被覆硝酸カルシウムによるN₂O排出削減効果は土壤排水性に関わらず安定して認められるが，土壤水分が低い状態では硝化過程からのN₂O排出削減効果がより高まると考えられた。CRCU-RおよびCRCN-Rでは，Shcherbak et al. (2014)での報告のとおり，窒素施用量の減少（減肥）に伴いN₂O排出量が削減される傾向にあつた。

N₂O排出量の平均削減率は，NFで33%と最も高く，次いでCRCN-R, CRCU-R, CRCN, CRCUの順となつた（表5.3）。削減率は生育期間全体より生育初期で大きかつた。これらのことから，被覆硝酸性窒素の活用とともに，緩効性割合の増加と窒素施用量の減少により，N₂O排出量は削減される傾向にあつた。Akiyama et al. (2010)はメタアナリシスで被覆肥料によるN₂O排出量削減効果が平均35%（95%信頼区间：14%から58%）であることを明らかにした。また，N₂O排出量削減における被覆肥料の効果は土壤の種類によ

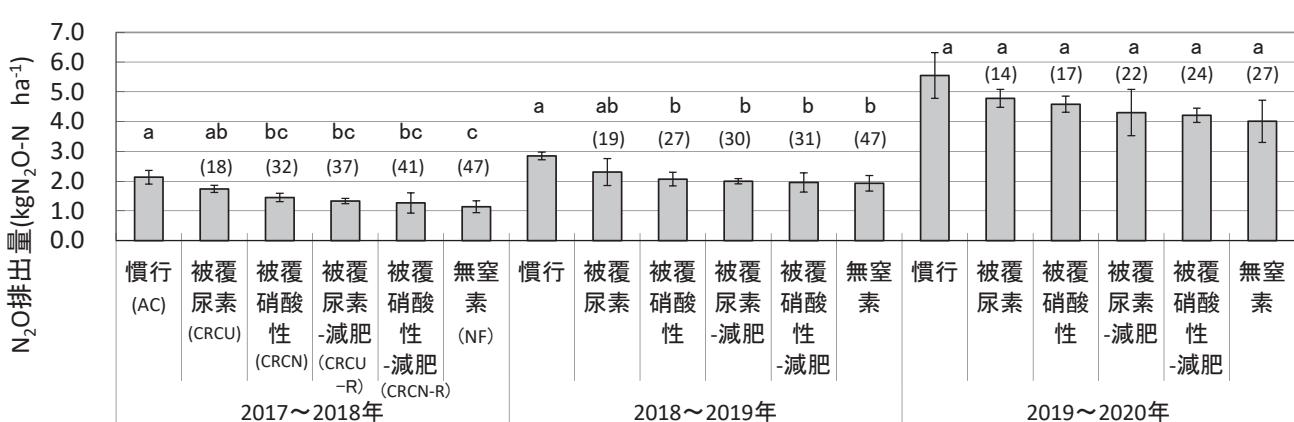
表 5.3 調査期間を通した N₂O 排出量、ダイズ収量およびダイズ収量あたりの N₂O 排出量

年	処理	N ₂ O排出量				N ₂ O排出削減率		N ₂ O 排出係数 (%)	収量 (子実重)	地上部 窒素蓄積量	収量あたり N ₂ O排出量 (kg N ₂ O-N Mg ⁻¹)				
		合計		生育初期		合計	生育初期								
		(kg-N ₂ O-N ha ⁻¹)	(%)	(%)	(Mg ha ⁻¹)	(kg N ha ⁻¹)	(kg N ha ⁻¹)								
	AC	2.13 ±0.23	a	1.41 ±0.55	a	4.97 ±2.07	a	3.91 ±0.34	a	325 ±31	a	0.55 ±0.08	a		
2017~ (1年目)	CRCU	1.74 ±0.12	ab	0.67 ±0.06	ab	(18)	(52)	3.01 ±1.40	a	3.85 ±0.80	a	328 ±60	a	0.47 ±0.11	ab
	CRCN	1.45 ±0.14	bc	0.58 ±0.05	b	(32)	(59)	1.57 ±1.52	a	3.81 ±0.19	a	318 ±21	a	0.38 ±0.02	ab
	CRCU-R	1.33 ±0.09	bc	0.79 ±0.21	ab	(37)	(44)	1.95 ±1.54	a	3.03 ±0.82	a	249 ±63	a	0.46 ±0.09	ab
	CRCN-R	1.27 ±0.34	bc	0.64 ±0.34	ab	(41)	(55)	1.30 ±1.76	a	3.64 ±0.87	a	298 ±72	a	0.35 ±0.09	ab
	NF	1.14 ±0.20	c	0.72 ±0.11	ab	(47)	(49)	—	—	3.89 ±0.85	a	317 ±74	a	0.30 ±0.06	b
	処理	**	*	—	—	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*				
2018~ (2年目)	AC	2.85 ±0.13	a	0.31 ±0.10	a	4.59 ±1.32	a	2.93 ±0.34	a	213 ±24	a	0.98 ±0.12	a		
	CRCU	2.31 ±0.45	ab	0.13 ±0.06	b	(19)	(57)	1.89 ±1.41	a	2.86 ±0.09	a	214 ±7	a	0.81 ±0.18	a
	CRCN	2.07 ±0.23	b	0.07 ±0.03	b	(27)	(77)	0.70 ±1.12	a	2.53 ±0.20	a	195 ±16	a	0.82 ±0.06	a
	CRCU-R	2.00 ±0.09	b	0.14 ±0.04	b	(30)	(56)	0.71 ±2.65	a	2.96 ±0.73	a	219 ±51	a	0.70 ±0.17	a
	CRCN-R	1.96 ±0.32	b	0.08 ±0.03	b	(31)	(73)	0.29 ±4.87	a	2.76 ±0.24	a	209 ±15	a	0.71 ±0.10	a
	NF	1.93 ±0.26	b	0.11 ±0.05	b	(32)	(66)	—	—	2.39 ±0.56	a	183 ±47	a	0.85 ±0.29	a
2019~ (3年目)	AC	5.55 ±0.77	a	1.94 ±0.18	a	7.70 ±6.70	a	3.67 ±0.07	a	247 ±10	a	1.51 ±0.19	a		
	CRCU	4.78 ±0.30	a	1.19 ±0.39	a	(14)	(39)	3.86 ±2.87	a	3.43 ±0.15	a	233 ±13	a	1.39 ±0.03	a
	CRCN	4.59 ±0.27	a	1.03 ±0.46	a	(17)	(47)	2.87 ±4.39	a	3.36 ±0.23	a	226 ±19	a	1.37 ±0.17	a
	CRCU-R	4.31 ±0.78	a	1.14 ±0.53	a	(22)	(41)	2.95 ±14.61	a	3.73 ±0.04	a	253 ±8	a	1.15 ±0.20	a
	CRCN-R	4.22 ±0.24	a	1.05 ±0.16	a	(24)	(46)	2.05 ±5.79	a	3.63 ±0.14	a	251 ±9	a	1.16 ±0.06	a
	NF	4.01 ±0.71	a	1.11 ±0.25	a	(28)	(43)	—	—	2.84 ±0.12	b	194 ±6	b	1.42 ±0.26	a
2017~ (平均値)	処理	n.s.	n.s.	—	—	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.				
	AC	3.51 ±1.61	—	1.22 ±0.78	—	—	—	5.75 ±3.86	—	3.50 ±0.51	—	262 ±54	—	1.01 ±0.43	—
	CRCU	2.94 ±1.43	—	0.66 ±0.50	(16)	(46)	—	2.92 ±1.94	—	3.38 ±0.59	—	258 ±61	—	0.89 ±0.42	—
	CRCN	2.70 ±1.45	—	0.56 ±0.48	(23)	(54)	—	1.71 ±2.57	—	3.23 ±0.59	—	246 ±58	—	0.86 ±0.44	—
	CRCU-R	2.55 ±1.41	—	0.69 ±0.52	(27)	(44)	—	1.87 ±7.53	—	3.24 ±0.66	—	240 ±43	—	0.77 ±0.34	—
	CRCN-R	2.48 ±1.36	—	0.59 ±0.46	(29)	(52)	—	1.21 ±3.96	—	3.34 ±0.63	—	253 ±53	—	0.74 ±0.36	—
2020	NF	2.36 ±1.34	—	0.64 ±0.46	(33)	(47)	—	—	3.04 ±0.84	—	231 ±78	—	0.86 ±0.52	—	

注) 値は平均値土標準偏差を示す。表中の**は1%水準、*は5%水準で有意差があること、n.s.は有意差がないことを示す。

ACに対する削減率 (%) = 100 - (各処理区の N₂O 排出量 / AC の N₂O 排出量) × 100。排出係数 = (各試験区 N₂O 排出量 - 無窒素区排出量) / 投入 N 量 × 100。

各作における各項目での異なる記号間は5%水準で有意差があることを示す(Tukey 法による多重比較検定)。

生育初期の N₂O 排出量は基肥施用前から施用後 30 日間の期間排出量を示す。図 5.4 調査 3か年の N₂O 排出量。

注) エラーバーは標準偏差を示す。() は慣行区に対する削減率、異なる記号間は5%水準で有意差あり(Tukey 法の多重比較検定)。

って異なること（Gleysol の草地で 77% の削減率であるが、排水性の良い Andosol の畑土壤では削減率が低い）についても報告した。今回の Gleyic Fluvisols 土壤では、14～41%（NF 最大値を除く）となり、同様の削減率が認められた。

5. 4. 2 施肥窒素と N_2O 排出量の関係

調査 3 年間の年間 N_2O 排出係数は、AC で 4.59～7.70%，CRCU で 1.89～3.86%，CRCN で 0.70～2.87%，CRCU-R で 0.71～2.95%，CRCN-R で 0.29～2.05% であった（表 5.3）。これらの値は、日本の畠地における排出係数 0.62%±0.48%（Akiyama et al., 2006）および IPCC 報告の排出係数 1%（IPCC, 2006）よりも高かった。本調査における高い N_2O 排出係数は、Shcherbak et al. (2014) によって報告されているように、窒素固定を行うダイズの施肥量が 10～20 kg N ha⁻¹ と少ないことによるものと考えられた。

調査 3 年間の CRCU, CRCN, CRCU-R および CRCN-R の年間 N_2O 排出係数は、AC と比較してそれぞれ 39～59%，63～85%，61～85% および 73～94% 削減された。肥効調節肥料の活用と窒素施用量の減少の両方により、有意な削減効果は認められなかったものの、 N_2O 排出係数を削減させた。Shcherbak et al. (2014) は、被覆尿素肥料では従来の化学合成肥料よりも有意に低かったことを報告している。

ダイズの生産には施肥窒素が必要であり、特に収量が低い場合は非常に効果的である。ダイズ根粒菌の窒素固定機能は、例えば干ばつや湿害（島田, 2013）や連作（田村, 2000）などの環境要因により小さくなるため、播種時に基肥肥料として少量の窒素（20 kg N ha⁻¹）を施肥して、根粒菌の発達と窒素固定の前の初期生育をサポートするのが一般的である。また、Takakai et al. (2010) は、水田転換ダイズ畠の窒素収支がマイナスであることを示していることから、持続可能な生産を行うには適切な窒素施用と有機物施用が必要となる。肥効調節肥料の活用により得られた低い N_2O 排出係数は、これらの肥料からの窒素溶出速度とダイズの窒素蓄積が一致したことを見えていている。窒素施用量の削減は窒素利用効率の観点から効果的であるが、収量と N_2O 排出量のバランスを考慮する必要があると考えられた。

5. 4. 3 ダイズ収量と N_2O 排出量の関係

調査 3 年間の収量あたりの年間 N_2O 排出量は、AC で 0.55～1.51 kg $N_2O\text{-N Mg}^{-1}$ ，CRCU で 0.47～1.39 kg $N_2O\text{-N Mg}^{-1}$ ，CRCN で 0.38～1.37 kg $N_2O\text{-N Mg}^{-1}$ ，CRCU-R で 0.46～1.15 kg $N_2O\text{-N Mg}^{-1}$ ，CRCN-R で 0.35～1.16 kg $N_2O\text{-N Mg}^{-1}$ ，NF で 0.30～1.42 kg $N_2O\text{-N Mg}^{-1}$ であった（表 5.3）。全処理区ともに N_2O 排出量と収量の傾向に基づき、収量あたりの N_2O 排出量は調査 3 年目で最も多くなり、1 年目で最も低くなった。CRCU-R および CRCN-R 処理の収量あたりの年間 N_2O 排出量は、有意差は認められなかったが、AC と比較し

て調査 3 年間ともに安定した削減傾向にあった。肥効調節肥料の活用と窒素施用量の削減の組み合わせは、 N_2O 排出量のより一層の削減と収量維持の両立が可能であった。これらの組み合わせで生産されたダイズは滋賀県では環境こだわり農産物として認証されており（滋賀県, 2019），施肥コストを低減した農産物に付加価値づけることが可能になる。Van Groenigen et al. (2010) は、収量あたりの N_2O 排出量が施肥窒素利用効率（植物体の地上部に吸収される施肥窒素の割合と定義）と有意な負の関係があることを報告した。このことは、施肥窒素利用率を高めることが N_2O フラックスを最小限にすることと直接関連していることを示唆した。本研究の結果からも、肥効調節肥料の窒素減肥した場合、地上部窒素吸収量が同水準であることから施肥窒素利用率が高まっていたため、窒素利用効率を高めることが N_2O 排出量削減に直結すると推察された。

土壤中の T-C および TN 濃度が比較的高いと、ダイズの初期生育が確保され、ダイズの安定生産につながる。しかしながら、ダイズの窒素吸収は一般に開花期以降に増加するため、開花期以降に窒素供給が可能な肥効調節肥料を活用することで、収量レベルをさらに向上させることができる（古畠ら, 2011）。本調査では、NF においても一定水準の収量を確保できた。このことは、土壤が比較的肥沃で、ダイズが窒素固定植物であったためと考えられた。

さらに、Venterea et al. (2016) は施用時期と窒素源の両方を最適化することにより、子実収量に影響は与えず N_2O 排出量が削減できる適切な窒素施用量の削減が可能であることを報告した。これらのことからも、基肥への肥効調節肥料の活用により、ダイズ生育に適した窒素供給や窒素施用量の削減が可能となり、これに伴い施肥窒素利用効率を向上することにより、収量あたりの N_2O 排出量を削減することができると考えられた。

5. 4. 4 水田輪作体系と温室効果ガス排出量との関係

Snyder et al. (2007) は、バランスの取れた窒素施用や輪作などベストマネジメントプラクティス管理（BCP 管理）が N_2O 排出量削減につながると報告した。また、Adviento-Borbe et al. (2007) は、トウモロコシの連作をトウモロコシとダイズの輪作に切り替えることで、高い窒素利用効率に伴うバランスのとれた栽培管理を行うことにより、CO_{2eq} 排出量を削減できると報告した。Hasukawa et al. (2021) は、田畠輪換体系（コムギ・ダイズ・水稻 水稻の 3 年 4 作体系）と水稻連作の正味の温室効果ガス（CH₄, N_2O , CO₂）収支がそれぞれ 2.38, 7.51 Mg CO₂ ha⁻¹ year⁻¹ と推定され、田畠輪換体系による削減効果が 68% であることを報告している。温室効果ガス排出量の削減と作物の生産性のバランスをとるために、作物や畠輪作などの土地利用管理と施肥管理を組み合わせた総合的な対策を取ることの有効性を、本研究では検証す

ることができた。

5. 5 結論

水田転換ダイズ畑において、肥効調節肥料と減肥による一酸化二窒素 (N_2O) 排出削減効果を3年間調査した。処理区は、慣行 (AC : 塩化アンモニウム 20 kg N ha^{-1} ; 以下 kg), 被覆尿素 (CRCU : 塩化アンモニウム 5 kg, 被覆尿素 15 kg, 合計 20 kg), 被覆硝酸性窒素 (CRCN : 被覆硝酸カルシウム 20 kg), 被覆尿素-減肥 (CRCU-R : 10 kg), 被覆硝酸性窒素-減肥 (CRCN-R : 10 kg), 無窒素 (NF : 0 kg)とした。CRCN の年間 N_2O 排出量は、調査1年目と2年目で AC よりも有意に削減され ($p < 0.05$), 3年目で有意差が認められなかった。3年間の削減率は17~32%であり、収量は3か年とも同水準を確保した。CRCU の年間 N_2O 排出量は、AC と有意差が認められなかつたが、3年間ともに削減傾向にあり、削減率は14~19%であった。これらのことから、 N_2O 生成が脱窒過程のみである被覆硝酸性肥料が N_2O 排出削減により有効と考えられた。また、CRCU-R, CRCN-R の N_2O 排出量は、有意差は認められなかつたが、削減率は22~37%, 24~41%となり、減肥によるさらなる削減傾向にあつた。さらに、肥効調節肥料により、3年間の収量あたりの N_2O 排出量は減少傾向にあり、減肥に伴いさらに減少した。以上から、肥効調節肥料と減肥の組み合わせは、水田転換ダイズ畑における“気候変動に配慮した”最適な土壤管理 (Climate-smart soil management) と位置づけられた。

6. 総合考察

6. 1 水田における温室効果ガス排出削減技術と正味の収支について

本研究では、温室効果ガス排出削減技術として、第2章では田畠輪換、第3章および第4章ではムギ・ダイズ作における被覆肥料の活用および水稻作における中干し期間の延長、第5章ではダイズ作における被覆硝酸性窒素肥料等と減肥の組み合わせを評価した。これらの技術導入による温室効果ガス排出削減効果を総合的に評価したものを図6.1に示す。ここで、水稻連作および田畠輪換は表2.5、田畠輪換・緩和1は表4.5のCH₄およびN₂O排出量の合計CO₂eq排出量(Mg CO₂eq ha⁻¹ year⁻¹)を活用した。田畠輪換・緩和2は表5.3の被覆尿素肥料(CRCU)に対する被覆硝酸性窒素肥料減肥(CRCN-R)のN₂O排出量の削減率(16%)を求め、田畠輪換・緩和1のダイズ作におけるN₂O排出量にその削減率を乗じて、それ以外は同緩和1の値を活用して算出した。

図1.6に示したロードマップに基づく各段階の緩和策を導入することで、先ずは水稻連作からムギ・ダイズを組み入れた3年4作の田畠輪換の導入により、水稻連作と比較してCO₂eq排出量(Mg CO₂eq ha⁻¹ year⁻¹)を76%削減できた。また、水稻栽培での中干し期間の延長とコムギ・ダイズ栽培での被覆肥料を組み合わせることでさらに8%削減し(合計84%)、N₂O排出量がコムギ作よりも多く、削減効果の不安定であるダイズ栽培において被覆硝酸性窒素肥料と減肥の組み合わせを導入することで、さらに1%削減が可能であった(合計85%)。

次に、温室効果ガス排出削減技術導入時における温室効果ガス正味の収支の改善効果を、図6.2に示す。水稻連作および田畠輪換の正味の収支は図2.3を活用した。田畠輪換・緩和1および同緩和2における温室効果ガス排出は図6.1のCO₂eq排出量を活用した。なお、田畠輪換・緩和1および同緩和2における土壤炭素減耗は、水稻、コムギ・ダイズの残渣鋤込み量が田畠輪換と同水準であること、栽培管理上の違いが水稻の中干し期間やコムギ・ダイズの施肥管理のみであることから、田畠輪換と同一と想定し、温室効果ガスの正味の収支を試算した。その結果、水稻連作における正味の収支は+751 g CO₂eq量 m⁻² year⁻¹であったが、田畠輪換の導入により、68%削減され、+238 g CO₂eq量 m⁻² year⁻¹となった。また、田畠輪換に緩和策を導入することにより田畠輪換・緩和1ではさらに9%削減でき(合計77%)、+173 g CO₂eq量 m⁻² year⁻¹となった。さらに、ダイズ作に被覆硝酸性窒素肥料と減肥を組み合わせた田畠輪換・緩和2では削減率は田畠輪換・緩和1と同じであったが(合計77%)、+171 g CO₂eq量 m⁻² year⁻¹まで削減することが可能であると試算された。以上のように、水稻連作と比較して田畠輪換、田畠輪換・緩和1および田畠輪換・緩和2における温室効果ガスの正味の削減効果を、CH₄およびN₂O排出量と土壤炭素減耗量に基づいて定量的に評価することができた。

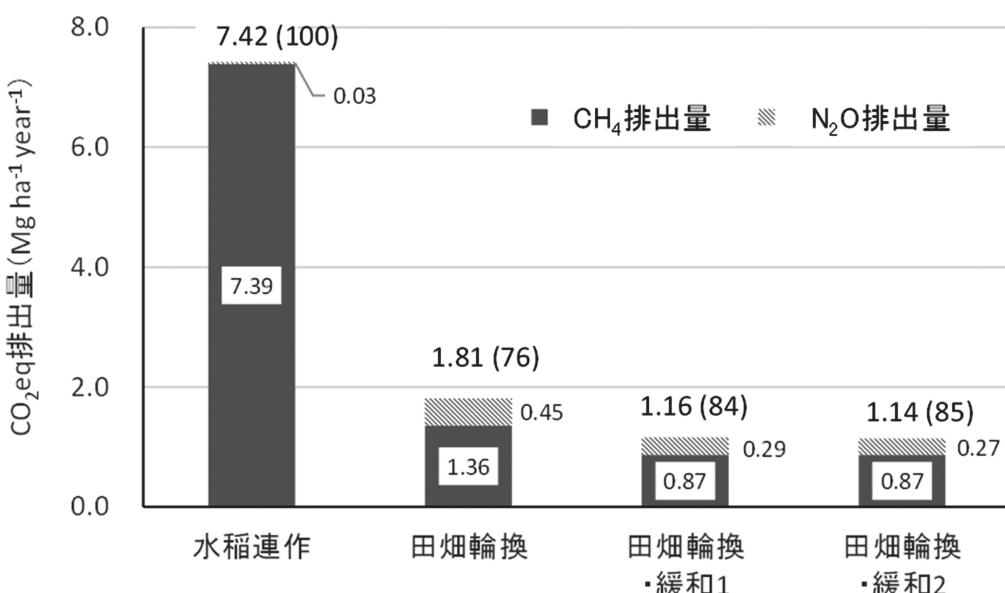


図6.1 温室効果ガス排出削減技術の導入効果。

注) ()は水稻連作に対する削減率を示す。

田畠輪換および緩和策の効果

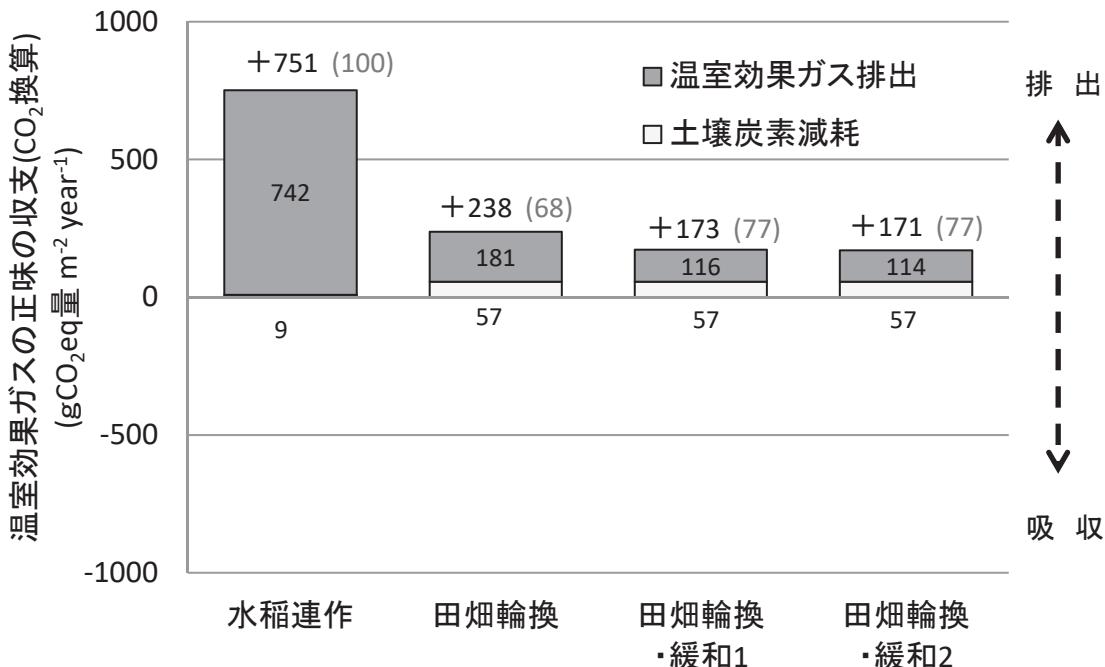


図 6.2 温室効果ガス排出削減技術による温室効果ガスの正味の収支の改善効果。

注) ¹ CO₂換算値 () は水稻連作に対する削減率を示す。

図 6.1 に示した田畠輪換・緩和 2 における CO_{2eq} 排出量 ($1.14 \text{ Mg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) については、CH₄ 排出量が約 75% を占めることから、今後さらなる温室効果ガス排出削減を目指すには水稻栽培において中干し期間の延長以外の CH₄ 排出削減技術を導入していく必要がある。その技術の一つとして、田畠輪換体系において、水稻のローテーションを短くするような水稻・ムギ・ダイズ 2 年 3 作体系の導入が有効と考えられる。これは、田畠輪換後の復元田 2 年目では CH₄ 排出削減効果が 1 年目より低下することや、農家経営の観点から米価は 2021 年ではさらなる低下傾向にある一方で（農林水産省, 2021c）、ムギ・ダイズの多収阻害要因マニュアルが作成され（農研機構, 2020）、ムギ・ダイズの収量増加による経営改善が期待されることからも有効であると考えられた。

また、土壤が酸化状態で管理される水稻の乾田直播栽培の導入等が考えられる。石橋ら（2001）は、不耕起乾田直播栽培における CH₄ 排出量は耕起移植栽培の 21~91% となり、減水深が大きいほど不耕起直播による CH₄ 排出の削減量が大きかったことを報告している。これらのことから、田畠輪換体系に水稻の乾田直播栽培を導入することも有効と考えられる。

Wang et al. (1997) は水稻の乾物重（バイオマス）投入量が翌水稻作の CH₄ 排出量に影響していると報告している。また、上木ら（1995）は稻わら施用量に応じて CH₄ 排出量が多

くなる傾向が認められることを報告している。これらのことを考え合わせると、水稻品種について草型が穂数型と穂重型では、茎数が少ない穂重型品種の方が稻わら施用量も少なくなることが報告事例もあり（中川ら, 2014）、CH₄ 排出量削減が期待される。本研究で供試した水稻品種「みずかがみ」は水稻主要品種「コシヒカリ」と比較して熟期が 4 日早く、やや短稈で偏穂重型の草型を示し、稻わら重も少なかったことからも（中川ら, 2014）、「コシヒカリ」と比較して CH₄ 排出量が既に削減されていることが想定される。

正味の収支改善に向けたさらなる取組としては、水稻栽培における CH₄ 排出削減技術による温室効果ガス排出削減以外には、土壤炭素蓄積を増やす（土壤炭素減耗を減らす）技術の導入が期待される。その技術として、堆肥や緑肥の活用が考えられる（廣川ら, 2011）。しかしながら、牛ふん堆肥の多量施用により、CH₄ 排出量が増加する事例（前田ら, 2005）やレンゲ活用による CH₄ 排出量が増加する事例（鈴江ら, 2011）が報告されている。これらの CH₄ 排出量の増加は、堆肥施用量の増加により土壤の還元化が進むこと（大橋ら, 2015）が報告されていることから、有機物施用による還元化の進行によるものと考えられた。なお、これらの CH₄ 排出量の増加に関する報告は湛水制限や中干し期間の延長の水管理を導入することにより、CH₄ 排出增加を抑制できることを併せて報告していることから、今後これら水管理を組み合わせ

た有機物施用による CH_4 排出量の増加と土壤炭素蓄積を含めた正味の収支を評価する必要があると思われた。

6. 2 温室効果ガス排出量削減と収量確保の両立

本研究では水稻の中干し期間の延長により CH_4 排出削減効果と併せて、玄米蛋白質含量の低下や外観品質の向上等の品質が向上する傾向が認められ（表4.8）、塩野ら（2019）と同様の傾向が認められた。塩野ら（2019）は中干し期間の延長により、生育を抑制し、粒数を制限することで品質向上を図ることができたことを報告している。また、塩野ら（2019）は中干し期間の前延長と後ろ延長の比較を検討した結果、前延長で土壤含水率と土壤二価鉄含量が低下し、 CH_4 低減効果が大きかったことを報告している。本研究においても、初期生育を抑制するために、目標茎数が確保できた地点で、中干し開始時期を慣行より1週間前から実施する中干し前延長を実施したことにより、2か年を通して粒数制限に伴い外観品質（整粒歩合）が向上する傾向にあったと考えられた。

近年、コムギでは新たな施肥法として後期重点施肥の導入による增收効果が報告されている（渡邊ら、2016；鎌田ら、2016；水田ら、2017）。この中でも、渡邊ら（2016）は基肥なしで窒素総量を追肥する後期重点施肥の導入により15～50%の增收効果があったと報告している。しかしながら、この施肥法では施肥窒素総量も増加（渡邊ら（2016）の報告：13 gN m⁻² から 16 gN m⁻²へ）するため、 N_2O 排出量が増加することが懸念される。今後、速効性の化学肥料を活用したこの施肥法における収量あたりの N_2O 排出量を比較調査するとともに、肥効調節肥料を活用した N_2O 排出削減効果についても評価する必要があると考えられた。また、ダイズでは水田転換畑での作付が主体であり、蓮川ら（2019）は滋賀県におけるダイズ多収阻害要因は作土の低い可給態窒素、高い土壤水分、低いCEC、高いpF4.2含水比であり、収量向上のための可能な改善対策は作土の可給態窒素を高めることや土壤水分を低下させることであることを報告している。これらのことからも、排水改良により土壤水分が低下し、収量増加が期待されるとともに、酸化条件下において脱窒による N_2O 排出量の削減も併せて期待できる。

さらに、水田転換ムギ・ダイズ畑における N_2O 排出量削減については、収量を確保しながら、施肥窒素効率を高め、施肥窒素量を低減するかが重要なポイントになることから、土壤診断に基づく適正施肥や局所施肥が有効な対応技術の一つであると考えられた。

以上のことを考え合わせると、収量維持・向上と温暖化緩和の両立は可能であるが、今後食料増産に向けた技術開発を継続するとともに、評価軸として収量あたりの温室効果ガス排出量を活用し、そのバランスを評価する必要があると判断された。

6. 3 残された課題とその解決に向けて

2019年における我が国の農業分野からの温室効果ガス排出総量は約4,747万t-CO₂で、うち水田からの CH_4 排出量が約1,200万t-CO₂で全体の約25%を占める（農林水産省、2021a）。水田における温室効果ガス排出量削減の観点からは、水稻の CH_4 排出削減が最重要であり、その対策としては田畠輪換や乾田直播栽培、中干期間の延長のような酸化的な状態で圃場管理することにより、 CH_4 排出量削減は可能となることが明らかになっている。しかしながら、酸化的な状態では有機物は分解されるため、土壤炭素貯留効果は少なく、また透水性向上のため、溶存態 N_2O 排出量の流出も多くなることが予想される。農業分野における N_2O 排出量は5,581千t-CO₂換算で、うち約1/3が大気沈降および窒素溶脱・流出の間接排出が占め、特に窒素溶脱・流出が総 N_2O 排出量の約23%も多い。糟谷（2012）は水溶解度の高い N_2O は、農耕地土壤で生成されて一部が地下水に達し、また溶脱した NO_3^- も地下環境で脱窒により N_2O を生ずることから、地下水を経由する N_2O の間接排出は、農業の地球温暖化への影響評価にあたって無視できないと報告している。また、中干し期間の延長に伴い窒素溶脱量が増加する可能性もある。これらのことからも、溶脱する NO_3^- と併せて N_2O の間接排出についても今後検討する必要がある。

今後の課題についての解決法の一つとして、品種改良的なアプローチが考えられる。水稻品種間における CH_4 排出量を比較した調査事例として数事例あるが（三浦、1995；Watanabe, 1995; Kesheng and Zhen, 1997; 高階ら、2020）， CH_4 排出量に品種間差があることや水稻生育量に伴い CH_4 排出量が多くなることが報告されている。今回、本研究で供試した水稻品種「みずかがみ」は6.1で記載した通り、「コシヒカリ」と比較して熟期が4日程度早く、やや短稈で偏穀重型の草型であることから、 CH_4 排出削減効果が期待される。蓮川ら（2016）もライシメーター水田において、「みずかがみ」と「コシヒカリ」等の CH_4 排出量を比較調査した結果、「みずかがみ」では CH_4 および N_2O 排出量の合計 CO₂eq 排出量が約35%少なくなることを認めており、「みずかがみ」は高温登熟性の優れる品種であり、夏季の高温条件下においても白未熟粒発生も少なく、品質向上効果が期待されるため、田畠輪換や中干延長の緩和策を組みわせることで、温暖化と生産性を両立できる持続可能な品種であると考えられる。今後、 CH_4 排出削減に関するメカニズム解明も含めた研究を進めていく必要があると考えられた。

ムギでは、6.2で記載した通り、後期重点施肥等の施肥改善に伴い収量増加することが明らかになっていることから、今後ドローン等を活用した可変施肥の導入によって余剰施肥の防止による施肥節減を図ることで、 N_2O 排出量の面的な削減が可能になると考えられた。

ダイズでは、近年新たな N_2O 排出量削減技術として土着

ダイズ根粒菌株の脱窒遺伝子を調べたところ N_2O 還元酵素活性を強化したダイズ根粒菌の存在が認められ、その活用 (Itakura et al., 2013) が報告されている。これらを活用することにより、ダイズ収穫後に根粒の崩壊において発生する N_2O を約 30% 削減できることが明らかになっている (Akiyama et al., 2016)。今後、これらの技術と被覆肥料の活用等を組み合わせて技術の体系化を図ることで、ダイズ作のさらなる N_2O 排出量削減効果が期待できると考えられた。

また、稻わらや殻等の収穫残渣を土壤中で分解しにくい炭化物（バイオ炭）として農地施用し、炭素貯留効果を図る報告がある（岸本, 2018）。バイオ炭の固定炭素の半減期は 100~1000 年と長く安定していることからも（岸本, 2018），今後バイオ炭活用した地球温暖化防止も組み入れた正味の温室効果ガスの収支についても評価していく必要があると考えられた。

国は持続可能な食料システムの構築に向け、「みどりの食料システム戦略」を策定し、中長期的な観点から、調達、生産、加工、流通、消費の各段階の取組とカーボンニュートラル等の環境負荷削減のイノベーションを推進するとしている（農林水産省, 2021b）。これら環境負荷削減のイノベーションの推進に対して積極的に貢献するため、気候変動が進行する中でモンスーンアジアの中心である水田農業において生産性を維持しながら、より一層の温暖化緩和策の技術開発およびその効果評価を継続していくことが重要である。

6. 4 総括

本研究により、水田農業において生産性を維持しながら、温室効果ガス排出削減が可能な技術を開発し、その削減効果を定量的に評価できた。

水稻連作からムギ・ダイズを組み入れた 3 年 4 作の田畠輪換を導入することで、水稻連作と同水準の収量を確保しつつ、 CH_4 と N_2O に由来する総 CO_2eq 排出量 ($\text{Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{year}^{-1}$) を 76% 削減できた。また、水稻栽培での中干し期間の延長やコムギ・ダイズ栽培での被覆肥料等の活用を組み合わせることで総 CO_2eq 排出量を 84% 削減できた。さらに、 N_2O 排出量がコムギ栽培より多いものの削減効果の不安定であるダイズ栽培において被覆硝酸性肥料と減肥の組み合わせを追加導入することで、総 CO_2eq 排出量を 85% 削減することができた。

また、土壤からの炭素消耗 (CO_2 放出) も考慮した温室効果ガスの正味の収支改善効果は、水稻連作では +751 g CO_2eq 量 $\text{m}^{-2} \text{year}^{-1}$ であったが、田畠輪換の導入により +238 g CO_2eq 量 $\text{m}^{-2} \text{year}^{-1}$ に削減された。さらに、田畠輪換にダイズ作の被覆硝酸性窒素肥料と減肥も含めた緩和策まで導入することにより +171 g CO_2eq 量 $\text{m}^{-2} \text{year}^{-1}$ の削減効果(削減率 77%) が得られると試算された。これらの知見は、

モンスーンアジアも含めた水田農業における“気候変動に配慮した (Climate-smart)” 取り組みとして極めて有用であると結論づけられた。

摘要

水田農業における温室効果ガス排出量削減技術の開発とその定量評価に関する研究

本研究は、アジアで最も主要な穀物であるコメを主体とした水田農業において、農業経営で最も重要である作物の収量・品質を維持しながら、温暖化防止に貢献する技術を開発評価し、水田農業における温暖化防止と生産性の確保の両立を図ることを目的とした。

第1章 序論

農耕地から排出される温室効果ガスとしては、二酸化炭素(CO_2)、メタン(CH_4)および一酸化二窒素(亜酸化窒素： N_2O)がある。その中でも、水田農業における CH_4 と N_2O の発生量は、世界的な水田耕作の拡大と窒素肥料の施肥量の増加により過去半世紀以上にわたって急激に増加していることが指摘されている。

また、地球温暖化の影響により水稻の品質低下やムギ・ダイズでの収量低下等が認められており、収量および品質の維持向上は農業経営面から重要な課題である。

そこで本研究は、温暖化防止と生産性の確保の両立を目指した水田の土壤施肥管理技術を開発し、その両面を評価することを目的とした。まずは温室効果ガス排出削減技術として、水田の土地利用体系の一つとして取り組みの多い田畠輪換に着目し、田畠輪換による温室効果ガス排出削減と土壤炭素貯留も含めた正味の収支を水稻連作と比較評価した。次いで、田畠輪換体系における水稻栽培での中干し期間の延長やコムギ・ダイズ栽培での被覆肥料等の活用による温室効果ガス排出削減効果を評価した。さらに、ダイズ栽培における被覆硝酸性肥料と減肥を組み合わせによる一層の温室効果ガス排出削減効果を明らかにした。各管理技術における生産性も

併せて評価した。以上により、水田農業における温室効果ガス排出削減技術の削減効果と生産性への影響を総合的に評価した。

第2章 水稻連作と田畠輪換におけるメタンおよび一酸化二窒素排出量と土壤炭素貯留量の合計としての温室効果ガスの正味の収支の比較

第2章では、コムギ・ダイズを組み入れた田畠輪換体系(コムギ・ダイズ・水稻・水稻の3年4作)における温室効果ガス(CH_4 と N_2O)排出量を水稻連作と比較し、田畠輪換体系の温室効果ガス排出削減効果を評価した。また、田畠輪換に伴う土壤炭素量の変化を水田土壤用改良 Rothamsted Carbon (RothC) モデルにより試算し、温室効果ガスの正味の収支について評価した。調査は2012年から2015年まで3か年実施した。

その結果、調査3か年を通じた田畠輪換圃場における年間の総平均 CO_2eq 排出量は $1.81 \text{ Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ となり、水稻連作圃場($7.42 \text{ Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$)より76%削減された。また、RothC モデルで試算された土壤炭素予測では、田畠輪換および水稻連作圃場の土壤炭素の減耗がそれぞれ 0.57 および $0.09 \text{ Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ となった。そのため、田畠輪換および水稻連作圃場における温室効果ガスの正味の収支は、それぞれ 2.38 および $7.51 \text{ Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であると推定された。以上の結果から、水稻連作圃場から田畠輪換圃場への転換により、全体的な温室効果を68%削減できることを明らかにした。

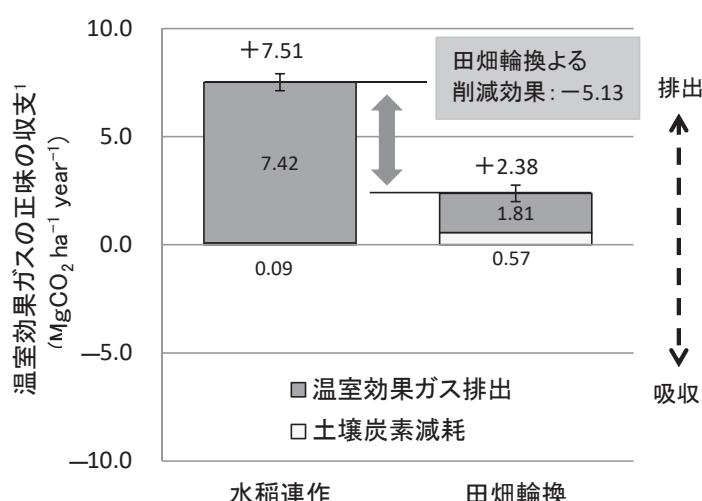


図1 調査圃場における温室効果ガスの正味の収支。

¹⁾:CO₂換算。温室効果ガス排出量のエラーバーは標準偏差を示す。

第3章 灰色低地土の水田転換畑のコムギ・ダイズ作体系における被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果

第3章では、灰色低地土の水田転換畑のコムギ・ダイズ作において、被覆肥料等の活用が N_2O 排出量と収量性に及ぼす影響を 2010 年から 2013 年まで 3 か年調査し、温暖化緩和策としての有効性を評価した。

その結果、水田転換畑のコムギ・ダイズ作において被覆肥料の活用や基肥への石灰窒素併用等の施肥改善により、収量を確保しつつ、年間（コムギ作+ダイズ作）を通じた N_2O 排出量を概ね安定的に削減できることを明らかにした。これによる N_2O 排出量の削減率は 24~47% の範囲にあり、平均 32% であった。

また、コムギ作においては、基肥に被覆肥料を活用することで、速効性窒素成分量が削減でき、基肥時の顕著な N_2O フラックスのピーク上昇が抑制され、 N_2O 排出量が削減された。その一方でダイズ作においては、基肥の被覆肥料の活用により基肥施用後の N_2O 排出量は有意に削減できたが、その削減割合と速効性窒素成分の削減割合が一致しない調査年もあり、より安定した N_2O 排出量削減のため減肥等の施肥改善も組み入れた技術の体系化が必要であると考えられた。

第4章 灰色低地土の3年4作田畠輪換体系を通じた水稻作での中干し期間の延長とコムギ・ダイズ作での被覆肥料活用による温室効果ガス排出量削減効果

第4章では、コムギ・ダイズを組み入れた 2012 年から 2015 年までの 3 か年の田畠輪換体系を通して、コムギ・ダイズ栽培での被覆肥料の活用と、水稻栽培での中干し期間の延長による、温室効果ガス排出量削減効果を評価した。

その結果、コムギ・ダイズ栽培での被覆肥料の活用と、水稻栽培での中干し期間の延長という 2 つの緩和策の導入により、慣行と同水準の収量を確保しつつ、調査 3 か年の田畠輪換体系を通じた CH_4 と N_2O に由来する総 CO_{2eq} 排出量を有意に削減できた。調査 3 か年の削減率は 30~50% の範囲にあり、平均 36% であった。

田畠輪換体系のダイズ跡水稻作（復元田 1 年目）および次作水稻作（復元田 2 年目）では、中干し期間の 1 週間延長（中干し期間：2 週間以上）により、中干し後の CH_4 フラックスのピーク上昇が 2 か年ともに抑制された。特にダイズ跡水稻作では、中干し期間の延長により、 CH_4 積算排出量が慣行より有意に少なくなった。また、コムギ・ダイズ作での被覆肥料の活用により、基肥施用直後の顕著な N_2O フラックスのピーク上昇が抑制され、 N_2O 積算排出量は慣行より有意に少なくなった。

以上より、水稻連作と比較して温室効果ガス排出削減効果が認められる田畠輪換体系にコムギ・ダイズ栽培での被覆肥料の活用と、水稻栽培での中干し期間の延長を導入することで、さらなる温室効果ガス排出量を削減できることを明らかにした。

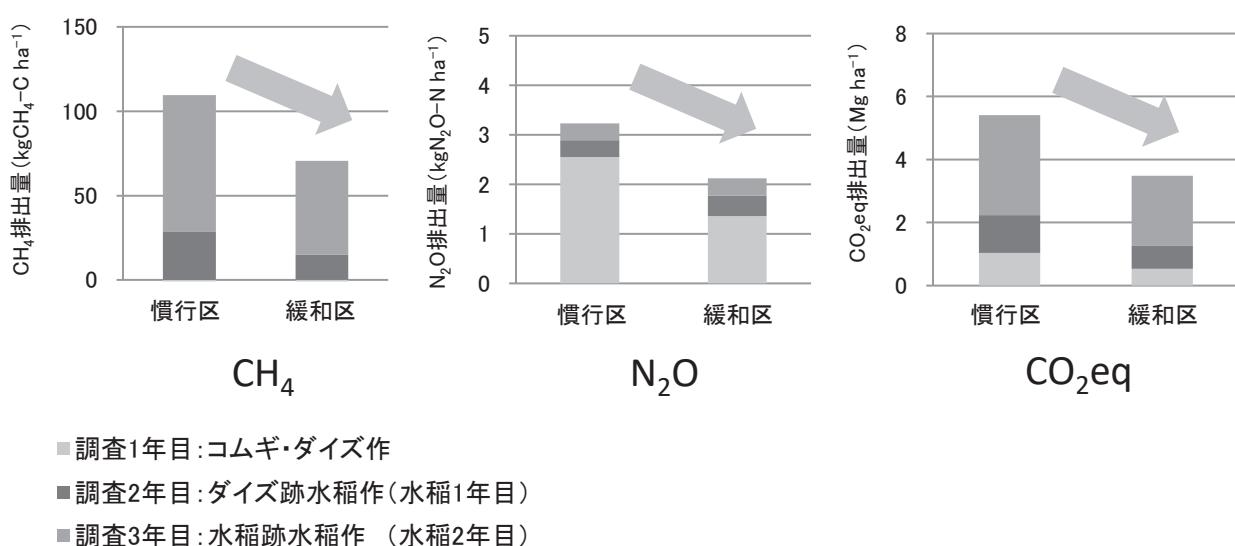


図 2 田畠輪換体系における緩和策導入による温室効果ガス排出削減効果。

田畠輪換：コムギ・ダイズ・水稻・水稻の 3 年 4 作。緩和区の導入技術：コムギ・ダイズ栽培 被覆肥料の活用、水稻栽培 中干し期間の延長。

第5章 水田転換ダイズ畑からの一酸化二窒素排出量に対する肥効調節肥料と減肥の影響

第5章では、第3章の水田転換コムギ・ダイズ畑の結果から、 N_2O 排出量削減効果が不安定であったコムギ跡ダイズ畑において、肥効調節肥料として硝化過程の N_2O 発生がない被覆硝酸性肥料を活用するとともに、それら肥料の減肥も含めた N_2O 排出量排出削減効果を2017年から2020年まで3か年評価した。また、収量との関連性についても評価した。

その結果、被覆硝酸性窒素の年間 N_2O 排出量は、調査1年目と2年目では慣行よりも有意に減少し、3年目では有意差が認められず、3か年の削減率は17~32%となった。また、収量は3か年を通して慣行と同水準を確保した。一方、被覆尿素の年間 N_2O 排出量は、慣行と有意差が認められなかつたが3か年ともに減少傾向にあり、削減率は14~19%となつた。これらのことから、 N_2O 生成が脱窒過程のみである被覆硝酸性肥料が N_2O 排出削減により有効と考えられた。また、被覆尿素-減肥、被覆硝酸性窒素-減肥の N_2O 排出量は、慣行に対する削減率が22~37%, 24~41%となり、減肥によるさらなる削減傾向が認められた。さらに、肥効調節肥料による収量あたりの N_2O 排出量は調査3か年とも減少傾向にあり、減肥に伴いさらに減少した。

以上の結果から、被覆硝酸性肥料と減肥の組み合わせは、水田転換ダイズ畑における“気候変動にも配慮した”最適な土壤管理と位置づけることができた。

第6章 総合考察

本研究により、水田農業において生産性を維持しながら、温室効果ガス排出削減が可能な技術を開発し、その削減効果を定量的に評価できた。

水稻連作からムギ・ダイズを組み入れた3年4作の田畠輪換を導入することで、水稻連作と同水準の収量を確保しつつ、 CH_4 と N_2O に由来する総 CO_2eq 排出量($\text{Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1}\text{year}^{-1}$)を76%削減できた。また、水稻栽培での中干し期間の延長やコムギ・ダイズ栽培での被覆肥料等の活用を組み合わせることで総 CO_2eq 排出量を84%削減できた。さらに、 N_2O 排出量がコムギ栽培より多いものの削減効果の不安定であるダイズ栽培において被覆硝酸性肥料と減肥の組み合わせを追加導入することで、総 CO_2eq 排出量を85%削減することができた。

また、土壤からの炭素消耗(CO_2 放出)も考慮した温室効果ガスの正味の収支改善効果は、水稻連作では+751 g CO_2eq 量 $\text{m}^{-2}\text{year}^{-1}$ であったが、田畠輪換の導入により+238 g CO_2eq 量 $\text{m}^{-2}\text{year}^{-1}$ に削減された。さらに、田畠輪換にダイズ作の被覆硝酸性窒素肥料と減肥も含めた緩和策まで導入することにより+171 g CO_2eq 量 $\text{m}^{-2}\text{year}^{-1}$ の削減効果(削減率77%)が得られると試算された。以上のことから、水田農業における地球温暖化抑制と生産性の確保の両立を図ることができた。これらの知見は、モンスーンアジアも含めた水田農業における“気候変動に配慮した(climate-smart)”取り組みとして極めて有用であると結論づけられた。

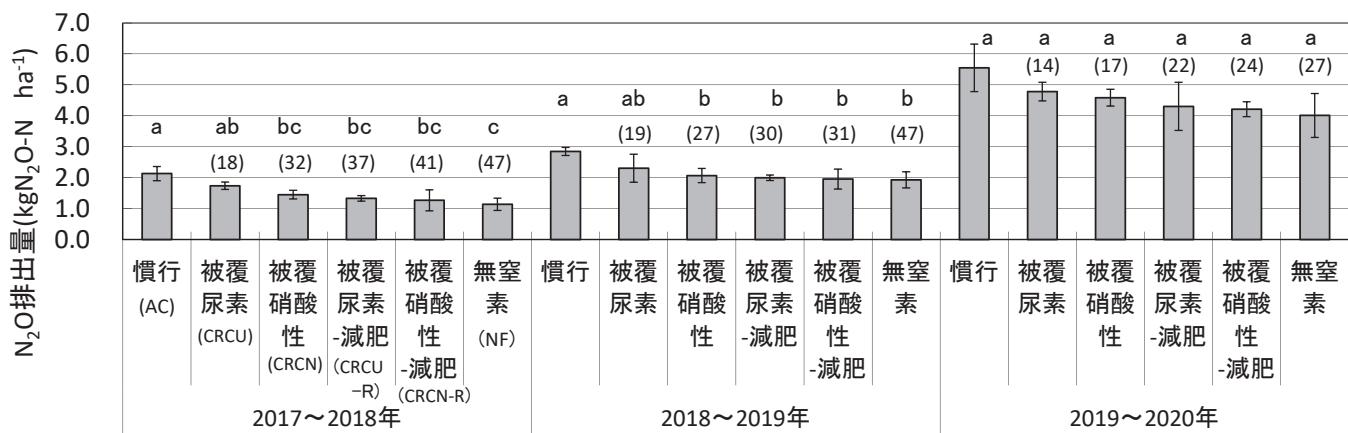


図3 水田転換ダイズ畑における調査3か年の N_2O 排出量。

注) エラーバーは標準偏差を示す。()は慣行区に対する削減率。異なる記号間は5%水準で有意差あり(Tukey法の多重比較検定)。

田畠輪換および緩和策の効果

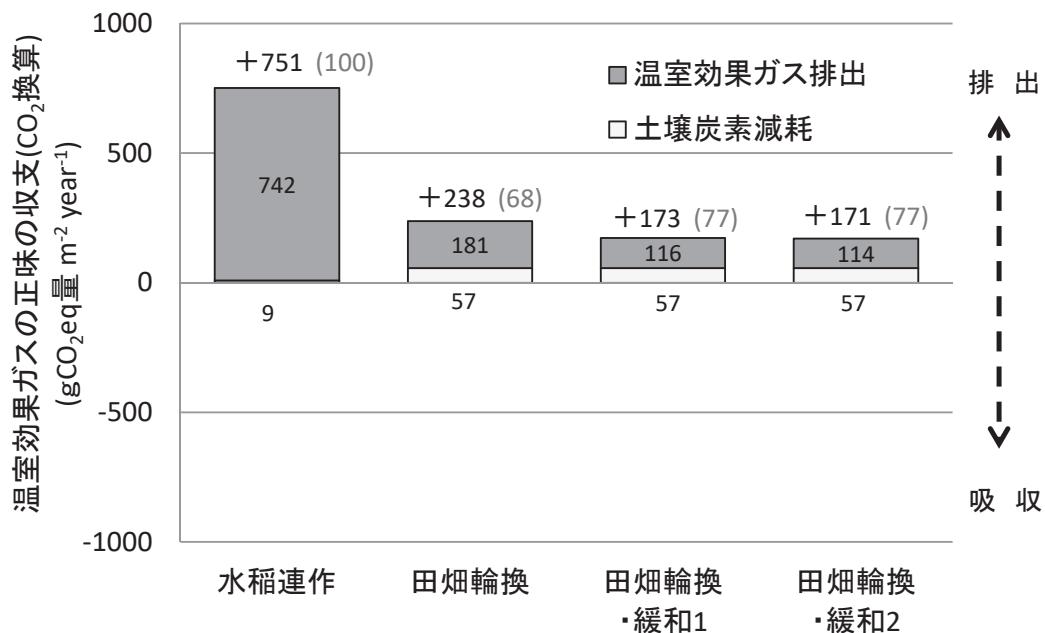


図4 温室効果ガス排出削減技術による温室効果ガスの正味の収支の改善効果.

注) ¹CO₂換算値。 () は水稻連作を 100 とした比数を示す。田畠輪換は水稻・水稻・コムギ・ダイズの 3 年 4 作体系。田畠輪換・緩和 1 の導入技術：水稻栽培での中干し期間の延長とコムギおよびダイズ栽培での被覆肥料、同緩和 2 の導入技術：緩和 1 のダイズ栽培での被覆肥料を被覆硝酸性窒素肥料・減肥に変更。なお、田畠輪換・緩和 1 および同緩和 2 における土壤炭素減耗は、水稻、コムギ・ダイズの残渣鋤き込み量は田畠輪換と同水準であること、栽培管理上の違いは水稻の中干し期間やコムギ・ダイズの施肥管理のみであることから、田畠輪換と同一と想定して温室効果ガスの正味の収支を試算した。

謝　　辞

本研究を遂行するに当たって貴重なご教示とご助言を下さるとともに、本論文を作成するに当たって、査読の労をとつて下さった、京都府立大学大学院生命環境科学研究科教授の矢内純太博士、同教授渡部邦彦博士、同教授増村威宏博士、同准教授中尾淳博士に厚く御礼申し上げます。本研究は農林水産省の「土壤由来温室効果ガス・土壤炭素調査事業」「農地土壤温室効果ガス排出量算定基礎調査事業」において実施されました。本調査事業の委員として、千葉大学大学院の犬伏和之教授および北海道大学大学院の波多野隆介教授からは終始ご指導とご助言をいただきました。とりまとめ機関代表として、国立研究開発法人 農業・食品産業技術総合研究機構（農研機構）セグメントIV 農業環境研究部門（以下、農環研）の八木一行博士（現、地球環境戦略研究機関）、白戸康人博士からは終始ご助言をいただきました。農環研の須藤重人博士には本研究開始から現在まで懇切丁寧にご指導いただきました。また、農環研の大浦典子博士、秋山博子博士、西村誠一博士、仁科一哉博士（現、国立研究開発法人 国立環境研究所）、佐野智人博士（現、農研機構 セグメントII 中日本農業研究センター）、農研機構 本部管理本部技術支援部の永田修博士をはじめ、参画機関の多くの皆様からあたたかく励ましやご助言をいただきました。大阪府環境農林水産総合研究所の内山知二博士（現、DGC 基礎研究所）には、本研究のとりまとめにあたり、貴重なご助言をいただきました。本研究を遂行するに当たって、滋賀県農業技術振興センターの江波義成博士、鳥塚智氏、西村誠氏（現、湖北農業農村振興事務所農産普及課）、武久邦彦氏、小松茂雄氏、谷有紀氏（現、甲賀農業農村振興事務所農産普及課）、猪田有美氏、山田善彦氏、高山尊之氏、柴原藤善博士（現、名古屋大学）には、ご協力やご助言をいただきました。また、同センターの前田武彦氏、井口裕美子氏、阪江由紀氏には、実験の遂行に当たって多くの支援をいただきました。

最後に、本研究のとりまとめにあたり、色々と迷惑をかけた中、理解し、支えてくれた家族の皆さんに心から感謝します。

参考文献

- Adviento-Borbe, M. A. A., Haddix, M. L., Binder, D.L., Walters, D.T., Dobermann, A. 2007. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. *Glob Chang Biol*, 13, 1972–1988.
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Sanz-Cobena, A., Garnier, J., Vallejo, A. 2013. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agric Ecosyst Environ*, 164, 32–52.
- Akiyama, H., and Tsuruta, H. 2002. Effect of chemical fertilizer form on N₂O, NO and NO₂ fluxes from Andisol field. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 63, 219–230.
- Akiyama, H., and Tsuruta, H. 2003. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soil after manure and urea application. *J. Environ. Qual.*, 32, 423–431.
- Akiyama, H., Yan, X., Yagi, K. 2006. Estimations of emissions factors for fertilizer-induced direct N₂O emissions from agricultural soils in Japan: Summary of available data. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 52, 774–787.
- Akiyama, H., Yan, X., Yagi, K. 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Glob Chang Biol*, 16, 1837–1846.
- 秋山博子・澤本卓治・八木一行 2011. 窒素循環と土壤からのN₂O排出. 化学と生物. 49(5), 335–341.
- Akiyama, H., Takada, Y., Itakura, M., Shimomura, Y., Wang, Y., Yamamoto, A., Tago, K., Nakajima, Y., Minamisawa, K., Hayatsu, M. 2016. Mitigation of soil N₂O emission by inoculation with a mixed culture of indigenous *Bradyrhizobium diazoefficiens*. *Sci. Rep.*, 6, 1–8.
- Asami, T., Kumada, K. 1995. A new method for determining free iron in paddy soils. *Soil. Plant Food*, 5, 141–146.
- Cai, Z.C., Xing, G., Yan, X., Xu, H., Tsuruta, H., Yagi, K., Minami, K. 1997. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. *Plant Soil*, 196, 7–14.
- Cha-un, N., Chidthaisong, A., Yagi, K., Sudo, S. 2017. Towprayoon, S. Greenhouse gas emissions, soil carbon sequestration and crop yields in a rain-fed rice field with crop rotation management. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 237, 109–120.
- Davidson, E.A. 1991. Fluxes of nitrous oxide from terrestrial ecosystems. In J. E. Rogers and W.B. Whitman (eds.) *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*, p. 219–235. American Society for Microbiology, Washington, D.C.
- (独) 農業環境技術研究所 2012. 水田メタン発生抑制のための新たな水管理技術マニュアル, p.1–13.
- Fagodiya, R. K., Pathak, H., Kumar, A., Bhatia, A., Jain, N. 2017. Global temperature change potential of

- nitrogen use in agriculture: A 50-year assessment. *Sci. Rep.*, 7, 1-8.
- Fagodiya, R. K., Pathak, H., Bhatia, A., Jain, N., Kumar, A., Malyan, K. 2020. Global warming impacts of nitrogen use in agriculture: an assessment for India since 1960. *Carbon Manag*, 11, 291-301.
- FAO, ISRIC, ISSS. World Reference Base for Soil Resources 2006, *A framework for international classification correlation and communication*, World Soil Resources Reports 103, pp. 1-128. Rome, Italy.
- FAO. Climate-Smart Agriculture. 2010, <http://faostat.fao.org/> (April, 2021).
- FAO. FAOSTAT database. 2020, <http://faostat.fao.org/> (February, 2020).
- 古畠昌巳・足立一日出・大野智史 2011. 圃場排水性の良否が北陸地域のダイズの乾物と子実生産に及ぼす影響. 日作紀, 80, 65-72.
- 後藤英次・宮森康雄・長谷川進・稻津脩 2004. 寒地水田における稻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.
- Gupta, K., Bhatia, A., Kumar, A., Das, K., Jain, N., Tomer, R., Malyan, K., Fagodiya, R. K., Dubey, R., Pathac, H. 2016. Mitigation of greenhouse gas emission from rice-wheat system of the Indo-Gangetic plains: Through tillage, irrigation and fertilizer management. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 230, 1-9.
- 長谷川清善 1992. 水田における窒素の動態と環境への影響評価に関する研究. 滋賀農試特別研報, 17, 1-164.
- 蓮川博之・柴原藤善・駒井佐知子・水谷智・大林博幸・藤井吉隆・須戸幹 2009. 環境こだわり農業の取り組みによる水稻作付期の流出負荷低減効果. 滋賀農技セ研報, 48, 1-21.
- 蓮川博之・高橋有紀・鳥塚智・須藤重人・仁科一哉 2013. 水稻非灌溉期の異なる土壤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.
- 蓮川博之・鳥塚智・高橋有紀・須藤重人・大浦典子・仁科一哉・佐野智人 2017. 灰色低地土の水田輪換畑のコムギ・ダイズ作体系における被覆肥料等を活用した一酸化二窒素排出量削減効果. 土肥誌, 88, 109-119.
- 蓮川博之・猪田有美・鳥塚智 2016. 水稻の熟期の早晚が作付期間中の温室効果ガス排出量に及ぼす影響. 土肥誌講演要旨, 62, 289.
- 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.
- 蓮川博之・藤井清孝・小松茂雄・長谷部匡昭・山田善彦・新谷浩樹・小嶋俊彦・宮村弘明・鳥塚智・武久邦彦・谷口真一 2019. 滋賀県の大豆多収を阻害する要因の解明. 滋賀県主要研究成果, 令和元年度, 8.
- Hasukawa, H., Inoda, Y., Toritsuka, S., Sudo, S., Oura, N., Sano, T., Shirato, Y., and Yanai, J. 2021. Effect of paddy-upland rotation system on the net greenhouse gas balance as the sum of methane and nitrous oxide emissions and soil carbon storage: a case in western Japan. *Agriculture*, 11, 52.
- Hasukawa, H., Inoda, Y., Takayama, T., Takehisa, K., Sudo, S., Akiyama, H. and Yanai, J. 2021. Effects of controlled release N fertilizers and reduced application rate on nitrous oxide emissions from soybean fields converted from rice paddies, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 67, 716-726.
- 服部誠・南雲芳文・佐藤徹・藤田与一・樋口泰浩・大山卓爾・高橋能彦 2013. 新潟県における水田転換畑ダイズの収量低下要因. 日作紀, 82, 11-17.
- 廣川智子・稻原誠・小池潤 2011. 中粗粒灰色低地土における田畑輪換圃場の土壤窒素肥沃度の変化と緑肥, 家畜ふん堆肥を活用した対策技術. 富山農総セ農研研報, 2, 11-26.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2006. 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: *Agriculture, Forestry and Other Land Use*, Volume 4 (eds E. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe). Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa, Japan.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2007. 2007. *Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry*, Cambridge Univ. Press, New York.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2013. 2013. *The physical science basis, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge Univ. Press, New York.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2014. 2014. *Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge Univ. Press, New York.
- Itakura,M., Uchida,Y., Akiyama,H., Hoshino,Y., Shimomura,Y., Morimoto,S., Tago,K., Wang,Y., Hayakawa,C., Uetake,Y., Sanchez,C., Eda,S., Hayatsu,M., Minamisawa,K. 2013. Mitigation of nitrous oxide emissions from soils by Bradyrhizobium

- japonicum inoculation, *Nat Clim Chang*, 3, 208-212.
- Itoh, M., Sudo, S., Mori, S., Saito, H., Yoshida, T., Shiratori, Y., Suga, S., Yoshikawa, N., Suzue, Y., Mizukami, H., Mochida, T., Yagi, K. 2011. Mitigation of methane emissions from paddy fields by prolonging midseason drainage, *Agric. Ecosyst. Environ.*, 141, 359-372.
- 稻原誠 2006. 富山県の農業と土壤肥料. 土肥誌, 77, 241-242.
- 犬伏和之・村松康彦・梅林正直 1992. 透水処理が水田からのメタン放出に及ぼす影響. 土肥誌, 63, 184-189.
- 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.
- 石橋英二・山本章吾・赤井直彦・鶴田治雄 2001. 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2報）不耕起乾田直播栽培の継続とメタン発生量の関係. 土肥誌, 72, 542-549.
- 石橋英二・山本章吾・赤井直彦・鶴田治雄 2007. 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4報）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.
- 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壤への炭素貯留. 土肥誌, 80, 123-135.
- 石橋英二 2012. 水稻の不耕起直播栽培における 温室効果ガスの発生実態の解明と削減技術の開発. 岡山県農業研報, 3, 41-111.
- 甲斐秀明 1981. 土壤中における窒素の動態「土の微生物」 土壤微生物研究会編, p.352-372. 博友社, 東京.
- 鎌田英一郎・高橋肇・池尻明彦・内山亜希・金子和彦・松永雅志・内田早耶香・荒木英樹・丹野研一 2016. 積肥窒素の増施および重点化による後期重点型施肥栽培が裸麦の分げつの有効化に及ぼす影響. 日作紀, 85, 16-22.
- 金田吉弘・後藤紗布子・佐藤孝・高階史章・保田謙太郎・野坂佳史・坂下普志・浦野保徳・大山卓爾 2014. 重粘土転換畠の秋播コムギ栽培における石灰窒素の深層施肥効果. 土肥誌, 85, 446-452.
- 糟谷真宏 2012. 酸化還元研究の新展開—土壤の酸化還元がもたらす現象を追う— 4. 農業生態系における脱窒の評価と活用—地下水と水田における硝酸イオンと一酸化二窒素、メタンの動態—. 土肥誌, 83, 606-612.
- 川口桂三郎 1977. 土壤学概論. 養賢堂, 東京.
- Kesheng S., and Zhen L. 1997. Effect of rice cultivars and fertilizer management on methane emission in a rice paddy in Beijing. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 49, 139-146.
- Kimura, M., Miura, Y., Watanabe, A., Katoh, T., Haraguchi, H. 1991. Methane emission from paddy fields (Part 1). Effect of fertilization, growth stage and midsummer drainage: Pot experiment, *Environ. Sci.*, 4, 265-271.
- 金榮厚・中山則和・中村卓司・高橋幹・島田信二・有原丈二 2005. 根粒着生能力が異なるダイズ系統圃場からの一酸化窒素と亜酸化窒素の発生. 日作紀, 74, 427-430.
- 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.
- 岸本（莫）文紅 2018. 地球温暖化防止の土壤炭素隔離機能から見たバイオ炭. 木質炭化会誌, 15(1), 2-7.
- 小林敏正・小森信明・徳田裕二 2005. 施肥改善および水管理の適正化によるグライ土水田からの栄養塩類等の流出負荷軽減対策. 滋賀農経セ農試研報, 45, 13-36.
- Koizumi, H., Kibe, T., Mariko, S., Ohtsuka, T., Nakadai, T., Mo, W., Toda, H., Nishimura, S., Kobayashi, K. 2001. Effect of free-air CO₂ enrichment (FACE) on CO₂ exchange at the flood-water surface in a rice paddy field. *New Phytol.* 150, 231-239.
- Kokubun, M. 2013. Genetic and cultural improvement of soybean for waterlogged conditions in Asia. *Field Crops Res.*, 152, 3-7.
- 小松茂雄・小林敏正・北浦裕之・武久邦彦 2003. 田畠輪換栽培における土壤・施肥管理の総合改善技術. 滋賀農技セ研報, 43, 33-46.
- 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.
- Kusa, K., Sawamoto, T., Hatano, R. 2002. Nitrous oxide emission for 6 years from a gray lowland soil cultivated with onions in Hokkaido, Japan. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 63, 239-247.
- Kusa, K., Sawamoto, T., Hu, R., and Hatano, R. 2010. Comparison of N₂O and CO₂ concentrations and fluxes in the soil profile between a Gray Lowland soil and an Andosol. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 56, 186-199.
- 久馬一剛 2016. モンスーンアジアの土と水 ーとくにその低湿地利用についてー. 水利用学, 351, 1-30.
- 前田忠信・久保二郎・平井英明 2005. 堆肥連年施用有機水田における堆肥多量施用および水管理が水稻の生育、収量と温室効果ガス発生量に及ぼす影響. 日作紀, 74, 58-64.
- Malyan, K., Bhatia, A., Kumar, A., Gupta, K., Singh, R., Kumar, S., Tomer, R., Kumar, O., Jain, N. 2016. Methane production, oxidation and mitigation: A mechanistic understanding and comprehensive evaluation of influencing factors. *Sci. Total Environ.*, 572,

- 874-896.
- 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.
- Minami, K. 1997. Atmospheric methane and nitrous oxide
sources, sinks, and strategies for reducing agricultural
emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 49, 203-211.
- Minamikawa, K., and Sasaki, N. 2007. Soil carbon budget
in a single-cropping paddy field with rice straw
application and water management based on soil redox
potential. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 53, 657-667.
- Minamikawa, K., Nishimura, S., Sawamoto, T., Nakajima,
Y., and Yagi, K. 2010. Annual emissions of dissolved
CO₂, CH₄, and N₂O in the subsurface drainage from
three cropping systems. *Glob. Chang Biol.*, 16, 796-809.
- Minamikawa, K., Fumoto, T., Itoh, M., Hayano, M., Sudo,
S., and Yagi, K. 2014. Potential of prolonged midseason
drainage for reducing methane emission from rice
paddies in Japan: a long-term simulation using the
DNDC-Rice model. *Biol. Fertil. Soils*, 50, 879-889.
- Miura, Y., Watanabe, A., Murase, J., and Kimura, M. 1992.
Methane production and its fate in paddy fields. II.
Oxidation of methane and its coupled ferric oxide
reduction in subsoil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 38, 673-679.
- 三浦吉則・田口明弘 1995. 肥効調節型肥料 (LP) による野
菜畑から発生する亜酸化窒素の抑制. 東北農業研究, 48,
259-260.
- 三浦吉則 1995. 農耕地からの温室効果ガス発生実態と発生
軽減技術の確立 (1) 水田からのメタン発生に対する水稻
品種及び有機質肥料、農薬施用の影響 (ポット試験). 福
島農試研報, 32, 55-61.
- 三浦吉則 1996. 農耕地からの温室効果ガス発生実態と発生
軽減技術の確立 (第2報) 水田からのメタン発生に関する
稻わらの有機成分. 福島農試研報, 33, 15-21.
- 三浦吉則 2003. 水田からのメタン発生の実態と抑制のため
の稻わら管理に関する研究. 福島農試特別研報, 7, 1-38.
- 水田圭祐・荒木英樹・中村和弘・松中仁・丹野研一・高橋肇
2017. パン用コムギ品種「ミナミノカオリ」における穂肥
重点施肥が収量や子実タンパク質含有率におよぼす影響.
日作紀, 86, 319-328.
- 水田圭祐・荒木英樹・高橋肇 2019. 穂肥重点施肥による
多収パン用品種「せときらら」の高品質多収化. 日作紀,
88, 98-107.
- Mosier, A.R., Halvorson, A.D., Reule, C.A., Liu, X.J. 2006.
Net global warming potential and greenhouse gas
intensity in irrigated cropping systems in northeastern
Colorado. *J. Environ. Qual.*, 35, 1584-1598.
- 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
追肥窒素量の調節による水稻粒数の制御効果. 土肥誌, 74,
823-825.
- 森本昌子・黒田康文・横田香 2008. 硝酸化成抑制剤入り
被覆窒素肥料による窒素負荷低減対策. 徳島農総セ研報,
5, 25-34.
- 永石義隆 1981. 粘質水田における中干しの土壤排水効果.
農土誌, 49(9), 789-795.
- 永田修・杉戸智子・小林創平・鯨島良次 2009. 小麦残渣
および肥料が施与された慣行耕起・省耕起・不耕起栽培体
系における亜酸化窒素の発生. 農業気象, 65(2), 151-159.
- 中川淳也・吉田貴宏・森茂之・日野耕作・山田善彦・宮村弘
明・西谷清彦 2014. 高温熟性に優れる水稻新品种「み
ずかがみ」の育成. 滋賀農技セ研報, 52, 1-14.
- 南條正巳 1997. 可給態リン酸 (トルオーグ法). 土壤環
境分析法編集委員会編 土壤環境分析法, pp. 262-273, 博
友社, 東京.
- 仁井田紀之 2019. 農業者における米のインターネット販売
活動に関する研究. 農經研報, 50, 75.
- 新良力也・西田瑞彦・森泉美穂子・赤羽幾子・棚橋寿彦・佐
藤孝・鳥山和伸・木村武・矢内純太 2010. 田畠輪換土壤
の肥沃度変化のメカニズムと長期的管理の考え方. 土肥誌,
81, 73-80.
- 新良力也 2013. 水田輪作の新しいフレームワークと土壤
学・植物栄養学の展開方向 4. 輪作体系下の地力の問題と
維持管理. 土肥誌, 84, 487-492.
- 西堀康士・柴原藤善・武久邦彦・北川靖夫・久馬一剛
2009. 滋賀県内水田土壤 の粘土鉱物および微生物バイオ
マスの特性と土壤類型化. 滋賀農技セ研報, 48, 35-52.
- 西田瑞彦 2018. 気候変動に伴い顕在化してきた作物栽培管
理における問題と適応技術 水稻作における気候変動への
土壤肥料的適応技術 6. 土肥誌, 89, 522-528.
- Nishimura, S., Sawamoto, T., Akiyama, H., Sudo, S., Yagi,
K. 2011. Combined emission of CH₄ and N₂O from a
paddy field was reduced by preceding upland crop
cultivation. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 57, 167-178.
- Nishina, K., Sudo, S., Yagi, K., Sano, T., Takata, Y., Obara,
H., Eguchi, S., Oura, N., Yano, S., Ohkoshi, S., Fujita, Y.,
Shiratori, Y., Tsuji, M., Hasukawa, H., Suzue, Y.,
Yamada, Y., Mizukami, H., Uezono, I. 2015. Multi-site
monitoring for N₂O emission factors of synthetic
fertilizer in various soils with different redoximorphic
features across Japan. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 103, 87-
99.
- 野田滋 2001. 施肥改善による亜酸化窒素の発生量削減. 土
肥誌, 72, 575-581.
- 農耕地土壤分類委員会 1995. 農耕地土壤分類第3次改訂

- 版、農環研資、17、1-79。
- 野内勇 2006. 農業における温室効果ガスの排出と削減. 大気環境学会誌、41(3), 103-122.
- 農研機構 2020. 診断に基づく栽培改善技術導入支援マニュアル（大豆・麦類）.
https://www.naro.affrc.go.jp/org/narc/crop_diagnosis/index.html
- 農林水産省 2010. 食料自給率目標の考え方及び食料安全保障について.
<http://www.maff.go.jp/j/council/seisaku/kikaku/bukai/18/pdf/data1-1.pdf>
- 農林水産省 2017. 農林水産省地球温暖化対策計画.
<https://www.maff.go.jp/j/council/seisaku/kikaku/goudou/attach/pdf/28-4.pdf>
- 農林水産省 2020a. 農業と気候変動をめぐる国際的状況.
<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/kankyo/seisaku/climate/attach/pdf/kentoukai-4.pdf>
- 農林水産省 2020b. 令和2年産水稻の作付面積及び予想収穫量（10月15日現在）.
https://www.maff.go.jp/j/kanbo/kankyo/seisaku/GR/attach/pdf/s_win_abs-71.pdf
- 農林水産省 2021a. 農林水産分野における地球温暖化対策.
<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/kankyo/seisaku/attach/pdf/index-34.pdf>
- 農林水産省 2021b. みどりの食料システム戦略（本体）.
<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/kankyo/seisaku/midori/attach/pdf/index-7.pdf>
- 農林水産省 2021c. 令和3年産米の相対取引価格・数量について（令和3年9月）.
<https://www.maff.go.jp/j/press/nousan/kikaku/attach/pdf/211014-1.pdf>
- 小田原孝治・福島裕助・荒木雅登・兼子明・荒巻幸一郎 2012. 筑後川流域の田畠輪換圃場における土壤肥沃度とダイズ子実収量性の実態. 土肥誌、83, 405-411.
- 小川和夫・竹内豊・片山雅弘 1988. 北海道の耕草地におけるバイオマス生産量及び作物による無機成分吸収量. 北海道農試研報、149, 57~91.
- Oo, A.Z., Sudo, S., Inubushi, K., Mano, M.T., Yamamoto, A., Ono, K., Osawa, T., Hayashida, S., Patra, P.K., Terao, Y., Palanisamy, E., Vanitha, K. 2018. Umamageswari, C.; Jothimani, P; Rari V. Methane and nitrous oxide emissions from conventional and modified rice cultivation systems in South India. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 252, 148-158.
- 大橋祥範・伴佳典・尾賀俊哉・加藤恭宏・糟谷真宏 2015. 稲わら堆肥の89年間の連用がイネの収量、リン吸支に及ぼす影響. 愛知農試総研報、47, 23-30.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P. 2016. Climate-smart soils. *Nature*, 532, 49-57.
- R Core Team 2012. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- R Core Team 2017. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Setyanto, P., Pramono, A., Adriany, T.A., Susilawati, H.L., Tokida, T., Agnes, T., Padre, A.T., Minamikawa, K. 2018. Alternate wetting and drying reduces methane emission from a rice paddy in Central Java, Indonesia without yield loss. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 64, 23-30.
- Shasha, L., Lingling, Y., Yu, L., Ying, Z., Wenting, Y., Zhixian, L., Jianwu, W. 2016. Effects of reduced nitrogen input on productivity and N₂O emissions in a sugarcane/soybean intercropping system. *Eur J Agron.*, 81, 78-85.
- Shcherbak, I., Neville Millar, G.Philip Robertson. 2014. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *PNAS*, 111, 9199-9204.
- 柴原藤善・辻藤吾・西村誠 1992. 被覆肥料利用による水稻の施肥窒素効率向上と肥料成分の流出軽減. 滋賀農試研報、33, 17-29.
- 柴原藤善・河村政彦・小林正幸 1994. 水田におけるわら施用が排水水質および土壤微生物に及ぼす影響. 特に稻わら施用による水稻非作付期の硝酸塩流出軽減について. 滋賀農試研報、35, 1-18.
- 柴原藤善 2002. 水田生態系における微生物バイオマス窒素の動態とその意義に関する研究. 滋賀農総セ農試特別研報、22, 1-149.
- 滋賀県 2002. 土づくり技術対策指針, p.57. 滋賀県庁, 大津.
- 滋賀県 2010. 環境こだわり農業営農技術指針, p. 1-35. 滋賀県庁, 大津.
- 滋賀県 2011. 滋賀県農業・水産業温暖化対策総合戦略, p.1-60. 滋賀県庁, 大津.
- 滋賀県 2012. 売れる麦・大豆づくりに向けての指針, pp. 1-177. 滋賀県庁, 大津.
- 滋賀県 2015. 稲作技術指導指針, pp. 201-205. 滋賀県庁, 大津.
- 滋賀県 2017. 滋賀県農業・水産業温暖化対策行動計画, pp. 1-23. 滋賀県庁, 大津.

滋賀県 2019. 環境保全型農業直接支払交付金（環境こだわり農産物の栽培に対する支援）.
<https://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/5115818.pdf>

滋賀県 2021. しがの農林水産業 令和3年度(2021年度), p.21. 滋賀県庁, 大津.

滋賀県 2021. 滋賀県環境保全型直接支払交付金（概要）.
<https://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/5250018.pdf>

滋賀県 2021. 滋賀県環境こだわり農業審議会 令和3年度 第1回資料-1.
<https://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/5273867.pdf>

島田信二 2013. 水田輪作の新しいフレームワークと土壤学・植物栄養学の展開方向 2. 水田転換畑ダイズの総合的肥培管理技術への期待. 土肥誌, 84, 208-214.

塙野宏之・齋藤寛・中川文彦・西村誠一・熊谷勝巳 2014. 積雪寒冷地の稻わら春すき込み水田における田畠輪換がメタン・一酸化二窒素発生に及ぼす影響. 土肥誌, 85, 420-430.

塙野宏之・齋藤寛・今野陽一・熊谷勝巳・永田修 2016. 積雪寒冷地稻わら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.

塙野宏之・齋藤寛・熊谷勝巳 2019. 日本海側積雪寒冷地の稻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.

塙野宏之・菅原令大・熊谷勝巳 2020. 資材添加による土壤pHの変化が日本海側積雪寒冷地水田における稻わら腐熟とメタン発生量に及ぼす影響. 土肥誌, 91, 437-444.

Shirato,Y., Yokozawa,M. 2005. Applying the Rothamsted Carbon Model for long-term experiments on Japanese paddy soils and modifying it by simple turning of the decomposition rate. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 51, 405-415.

白戸康人 2006. 日本およびタイの農耕地における土壤有機物動態モデルの検証と改良. 農環研報, 24, 23-94.

Shirato,Y., Yagasaki,Y., Nishida, M. 2011. Using different versions of the Rothamsted carbon model to simulate soil carbon in long-term experimental plots subjected to paddy-upland rotation Japanese. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 57, 597-606.

白戸康人・西村誠一・南川和則 2014. 水田輪作の新しいフレームワークと土壤学・植物栄養学の展開方向 6. 水田輪作と環境負荷. 土肥誌, 85, 533-538.

Shiratori, Y., Watanabe, H., Furukawa, Y., Tsuruta,H., Inubushi,K. 2007. Effectiveness of a subsurface drainage system in poorly drained paddy field on reduction of methane emissions. *Soil Sci. Plant Nutr.*,

53, 387-400.

Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J., Rey, A. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: Interactions of soil physical factors and biological processes. *Eur. J. Soil Sci.*, 54, 779-791.

Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL. 2007. *Greenhouse Gas Emissions from Cropping Systems and the Influence of Fertilizer Management –A Literature Review*. International Plant Nutrition Institute, Norcross, GA.

土壤養分測定法委員会 1983. 土壤養分分析法, pp.1-440. 養賢堂, 東京.

土壤環境分析法編集委員会 1997. 土壤環境分析法, pp.1-427. 博友社, 東京.

Su, M., Kuang, F., Lv, Y., Shi, X., Liu, X., Shen, J., Zhang, F. 2017. Nitrous oxide and methane emissions from paddy soils in southwest China. *Geoderma. Reg.* 8, 1-11.

須藤重人 2010. 環境にやさしい農業—農業と地球の温暖化－. 圃場と土壤, 10&11, 33-37.

須藤重人 2012. 酸化還元研究の新展開－土壤の酸化還元がもたらす現象を追う－3. ガスクロマトグラフによる農耕地温室効果ガス計測法. 土肥誌, 83, 599-605.

杉浦俊彦 2018. 気候変動に伴い顕在化してきた作物栽培管理における問題と適応技術 作物における気候変動の影響の顕在化と適応技術. 土肥誌, 89, 461-467.

住田弘一・加藤直人・西田瑞彦 2005. 田畠輪換の繰り返しや長期畑転換に伴う転作大豆の生産力低下と土壤肥沃度の変化. 東北農研研報, 103, 39-52.

鈴江康文・森本昌子・和田健太郎・伊藤雅之・須藤重人 2011. 中干し期間の延長はレンゲ (*Astragalus sinicus L.*) すき込み水田からのメタン発生を低減させる. 近中四農業研究, 18, 7-11.

高橋均 1983. 田畠輪換と集団的土地利用－技術的研究サードから－. 農業経営研究, 20, 14-22.

高橋能彦・土田徹・大竹憲邦・大山卓爾 2002. シグモイド型被覆尿素側条施肥によるダイズの增收効果. 土肥誌, 74, 55-60.

高橋彩子・佐藤久実・梅本英之・堂本晶子・松森信・金田吉弘・伊藤豊彰・藤井弘志 2015. 気候変動に伴い顕在化してきた作物栽培管理における問題と適応技術 作物における気候変動の影響の顕在化と適応技術. 土肥誌, 86, 332-338.

Takakai, F., Takeda, M., Kon, K., Inoue, K., Nakagawa, S., Sasaki, K., Chida, A., Sekiguchi, K., Takahashi, T., Sato, T., Kaneta, 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.
- Takakai, F., Nakagawa, S., Sato, K., Kon, K., Sato, T., Kaneta, Y. 2017. Net Greenhouse Gas Budget and Soil Carbon Storage in a Field with Paddy-Upland Rotation with Different History of Manure Application. *Agriculture*, 7, 49.
- 高階史章・菅田季伸・松田英樹・佐藤孝・金田吉弘 2020. 水稲品種の違いが水田からのメタン放出量に及ぼす影響. 多収品種作付けによるメタン放出削減の可能性. 秋田県立大ウェブジャーナルA, 8, 69-75.
- 田村有希博 2000. 東北北部地域におけるダイズの根粒を活用した多収技術の確立. 東北農試報, 97, 1-73.
- 谷崎司 1992. 黒ボク土壤から発生する亜酸化窒素. 山口農試研報, 44, 55-58.
- Thornthwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geogr Rev*, 38, 55-94.
- Toma, Y., Nufita Sari, N., Akamatsu, K., Oomori, S., Nagata,O., Nishimura, S., Benito H. H.Purwanto, B., Ueno, H. 2019. Effects of Green Manure Application and Prolonging Mid-Season Drainage on Greenhouse Gas Emission from Paddy Fields in Ehime, Southwestern Japan. *Agriculture*, 9, 29.
- 鶴田治雄・尾崎保夫 2000. 水田における温室効果ガス及び水質に関するLCA. 農林水産技術研究ジャーナル, 22(10), 20-25.
- 上木厚子・石田朋靖・大渕光一・加来伸夫・長野敏英・上木勝司・我妻忠雄 1995. 有機物管理の違いが水田における水稲の生育と土壤環境およびメタン放出量に与える影響. 環科誌, 8(3), 293-303.
- 宇野史生・梅本英之・北田敬宇 2014. 大豆-大麦輪作体系における施肥改善による水質負荷低減. 土づくりとエコ農業, 46, 41-45.
- 魚木陽子・野田滋 2001. 水管理による強グライ土壤水田からのメタン発生抑制技術. 土肥誌, 72, 449-452.
- Van Groenigen, JW., Velthof, GL., Oenema, O., Van Groenigen, KJ., Kessel, CV. 2010. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *Eur. J. Soil Sci.*, 61, 903–913.
- Venterea, RT., Maharjan, B., Dolanet, MS. 2011. Fertilizer Source and Tillage Effects on Yield-Scaled Nitrous Oxide Emissions in a Corn Cropping System. *J. Environ. Qual.*, 40, 1521–1531.
- Venterea RT, Coulter JA, Dolanet MS. 2016. Evaluation of Intensive “4R” Strategies for Decreasing Nitrous Oxide Emissions and Nitrogen Surplus in Rainfed Corn. *J. Environ. Qual.*, 45, 1186–1195.
- 若澤秀幸・小杉徹 2001. 県内代表土壤における亜酸化窒素発生量と堆肥及び肥料の種類が亜酸化窒素発生に及ぼす影響. 静岡農試研報, 46, 45-57.
- Wang, B., Neue, H.U., Samonte, H.P. 1997. Effect of cultivar difference ('IR72', 'IR65598' and 'Dular') on methane emission. *Agric Ecosyst Environ*, 62, 31-40.
- Watanabe, A., Kajiwara, M., Tashiro, T., Kimura, M. 1995. Influence of rice cultivar on methane emission from paddy fields. *Plant Soil*, 176, 51-56.
- 渡邊和洋・中園江・中村大輔・西谷友寛・西村奈月・松島弘明・谷尾昌彦・江原宏 2016. 生育後期重点施肥がコムギの生育と収量に及ぼす影響. 日作紀, 85, 373-384.
- 渡辺武・石川隆之・陽捷行 1999. 肥効調節型肥料および硝酸化成抑制剤入り肥料による亜酸化窒素の発生抑制効果. 土肥誌, 70, 747-753.
- Yagi, K.; Minami, K. 1990. Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 36(4), 599-610.
- Yagi K., H.Turuta, K. Kanda and K. Minami 1996. Effect of water management on methane emission from a Japanese rice paddy field: Automated methane monitoring. *Global Biogeochem Cycles*, 10, 255-267.
- 八木一行 1997a. 水田からのメタン発生－食糧生産と地球環境保全とのバランス－. *Tropics*, 6(3), 227-246.
- 八木一行 1997b. 温室効果ガス発生・吸収, 土壤環境分析法編集委員会編 土壤環境分析法, p.129-138. 博友社, 東京.
- Yagi, K. Mitigation options for methane emissions in rice. In R Lal (ed.) *Encyclopedia of Soil Science*, 2002, pp 814-818, Marcel Dekker, Columbus, OH.
- 八木一行 2009. 農耕地土壤における温室効果ガスの発生量評価に関する研究. 土肥誌, 80, 446-449.
- 八木一行 2011. 温室効果ガス発生抑制と土壤炭素蓄積. 農業環境研究叢書, 18, 76-95.
- 矢内純太・白戸康人・西田瑞彦・糟谷真宏・新良力也・田中壯太 2020. 土壤肥沃度の長期的変動の評価と管理－パラダイムシフトの時代に－. 土肥誌, 91, 99-105.
- Yamagishi, T., Okada, K., Hayashi, T., Kumura, A., and Morita, Y. 1980. Cycling of carbon in a paddy field I. Carbon dioxide exchange between the surface of a paddy field and the atmosphere. *Japan. Jour. Crop Sci.*, 49, 135–145.
- Yamamoto, A., Akiyama, H., Naokawa, T., and Yagi, K. 2013. Lime-nitroge application reduces N₂O emission from a vegetable field with imperfectly-drained sandy clay-loam soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 59, 442-449.

Summary

Development of greenhouse gas emission reduction technology in paddy agriculture and its quantitative evaluation

Hiroyuki HASUKAWA

Summary

This study was conducted to develop and evaluate technologies that contribute to preventing global warming while maintaining crop yield and quality, which are the most important aspects of paddy field agriculture management for rice, the most important grain crop in Asia.

Chapter 1: Introduction

Greenhouse gases emitted from agricultural land include carbon dioxide (CO_2), methane (CH_4), and nitrous oxide (N_2O). Among these, the emissions of CH_4 and N_2O from paddy field agriculture have been pointed out to have increased considerably during the past half century because of the global expansion of paddy cultivation and because of the increase in nitrogen fertilizer application.

Additionally, global warming effects have degraded rice grain quality and reduced yields of wheat and soybeans, making the maintenance and improvement of yield and quality an important issue from the perspective of agricultural management.

Therefore, this study was conducted to develop soil and fertilization application management for paddy fields that balances climate change mitigation and stable productivity, and to evaluate both aspects. First, as strategies for reducing greenhouse gas emissions, this study specifically addressed paddy-upland rotation: an extremely popular system of farmland use in paddy field agriculture. Then we compared the net balance of greenhouse gas emission reduction and soil carbon storage through the paddy-upland rotation system with continuous paddy field cultivation. Next, the study evaluated the effects of prolongation of the midsummer drainage period in paddy-rice cycles and the use of controlled release fertilizer in the wheat-soybean rotation system on greenhouse gas emissions from a paddy field on gray lowland soil under a paddy-upland rotation system. Furthermore, the study assessed the effects of further reducing greenhouse gas emissions by controlled-release N fertilizers and reduced application rates from soybean fields converted from rice paddies. Additionally, we assessed the correlation with yield for each crop.

Consequently, we comprehensively evaluated the reduction effects and productivity effects of greenhouse gas emission reduction technologies in paddy field agriculture.

Chapter 2: Effects of Paddy-Upland Rotation System on the Net Greenhouse Gas Balance as the Sum of Methane and Nitrous Oxide Emissions and Soil Carbon Storage

In Chapter 2, to investigate paddy-upland rotation system effects on greenhouse gas emissions, methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) emissions were monitored for three years during 2012–2015 for a paddy-upland rotation field (four cultivations of wheat-soybean-rice-rice over three years) and continuous paddy field on alluvial soil in western Japan. Soil carbon storage was also calculated using an improved Rothamsted Carbon (RothC) model. The net greenhouse gas balance was finally evaluated as the sum of CO_2eq of the CH_4 , N_2O and changes in soil carbon storage.

In total, the average CO_2eq emissions of CH_4 plus N_2O in the paddy-upland field were $1.81 \text{ Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, representing a 76% reduction compared to the continuously cultivated paddy field ($7.42 \text{ Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). The RothC model revealed that changes in soil carbon storage corresponded respectively to CO_2eq emissions of 0.57 and $0.09 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in both fields. Consequently, the net greenhouse gas balance in the paddy-upland and continuous paddy fields were estimated respectively as 2.38 and $7.51 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, suggesting a 68% reduction in the paddy-upland system.

Chapter 3: Effects of controlled release fertilizer on nitrous oxide emissions from gray lowland soil of a wheat-soybean cropping system

As explained in Chapter 3, we evaluated the effects of controlled release fertilizer [urea with lime nitrogen (N), coated fertilizer, and nitrification inhibitor containing an N fertilizer] on nitrous oxide (N_2O) emission and yields in a wheat-soybean

cropping system in a converted rice paddy field during three years in Shiga prefecture, Japan.

Our findings revealed that treatments using the coated fertilizer and urea with lime N reduced the annual N_2O emission factor (including both wheat and soybean cropping periods) by 24%–47% (average 32%) compared to treatments using a quick-acting fertilizer, while wheat production and soybean production were stable. During the wheat cultivation period, the use of controlled release fertilizer considerably reduced the peak N_2O emissions immediately after base fertilizer application because of reduction in inorganic nitrogen during this period. During the soybean cultivation period, clear effects of treatment on N_2O emission were noted after base fertilizer application because of large annual variations in N_2O emissions. Further research and development of management approaches are necessary for mitigating N_2O emissions steadily in converted rice paddy fields.

Chapter 4: Effects of prolonging midsummer drainage in paddy-rice cycles and using controlled release fertilizer in the wheat–soybean rotation system on reduction of greenhouse gas emissions from a paddy field on gray lowland soil under a paddy-upland rotation system with four crops during three years

As described in Chapter 4, we examined a paddy-upland rotation system comprising four cultivation periods during three years (wheat–soybean–rice–rice) in Shiga prefecture, Japan to evaluate greenhouse gas emission reduction effects of prolonged midsummer drainage during paddy-rice cycles and effects of controlled release fertilizer in the wheat–soybean rotation system.

The results revealed that the overall potential of combining CH_4 and N_2O emissions decreased significantly under the implemented mitigation scheme, although paddy rice, wheat, and soybean yields remained stable. The reductions in the rate of the overall potential found for the four cultivation periods over three years were 30%–50%, with an average of 36%. For the two paddy-rice cropping seasons, following the soybean and paddy-rice cycles in the first and second year of the rotational scheme, respectively, a one-week long extension in the midsummer drainage reduced the intensity of peak CH_4 emissions. Particularly for the first paddy-rice crop, extending the duration of the midsummer drainage led to a significant reduction in CH_4 emissions. The use of controlled release fertilizer during the wheat and soybean cropping cycles significantly reduced the intensity of the peak N_2O emissions immediately after the base fertilizer application.

In conclusion, findings from this study suggest that greenhouse gas emissions can be reduced further by application of greenhouse gas mitigation strategies to paddy-upland rotation systems, thereby reducing greenhouse gas emissions compared to continuous paddy field cultivation.

Chapter 5: Effects of controlled release N fertilizers and reduced application rates on nitrous oxide emissions from soybean fields converted from rice paddies

In Chapter 5, based on findings obtained from the wheat–soybean fields converted from rice paddies in Chapter 3, N_2O emission reduction effects were found to be unstable from soybean fields converted from rice paddies. This study investigated the effects on nitrous oxide (N_2O) gas emissions when using controlled release coated nitrate, which does not generate N_2O during nitrification processes, with reduced application rates. For this study conducted for three years in Japan, i.e., during 2017–2020, we monitored the N_2O emissions from soybean fields converted from rice paddies under six nitrogen fertilizer treatments: conventional (AC: ammonium chloride, 20 kg N ha^{-1}), controlled release coated urea (CRCU: ammonium chloride, 5 kg N ha^{-1} , coated urea, 15 kg N ha^{-1} , total 20 kg N ha^{-1}), controlled release coated nitrate (CRCN: coated calcium nitrate, 20 kg N ha^{-1}), CRCU at a reduced rate (CRCU-R: 10 kg N ha^{-1}), CRCN at a reduced rate (CRCN-R: 10 kg N ha^{-1}), and no nitrogen fertilizer (NF: 0 kg N ha^{-1}). Additionally, we assessed the correlation with yield. The field soil was classified as Gleyic Fluvisol.

The annual N_2O emissions of the CRCN treatment were significantly lower than those of AC during the first and second years ($p < 0.05$) and were not significantly different during the third year, with reductions of 17–32%, although the same yield was maintained. The annual N_2O emissions of the CRCU treatment tended to be lower than those of the AC for the three years, with reductions of 14–19%, although they were not significant. This finding suggests that coated nitrate fertilizers were more effective for reducing N_2O emissions because nitrate produces this gas via denitrification only. In addition, the N_2O emissions of the CRCU-R and CRCN-R treatments were 22–37% and 24–41% lower, respectively, than those of the AC treatment. Although not significant, these reductions were slightly greater than those obtained for the N_2O emissions of CRCU and CRCN, suggesting the effect of further mitigation of N_2O emissions through reduction of the application rate. Furthermore, the N_2O emissions per unit of yield tended to decrease because of the use of controlled release fertilizers for the three years, and further decreased because of the

Summary

reduced application rate. Results show that the use of controlled release fertilizers with reduced application rates can improve climate-smart soil management of soybean fields converted from rice paddies.

Chapter 6: Comprehensive consideration

This study developed technologies that can reduce greenhouse gas emissions while crop yields remained stable in paddy field agriculture. Moreover, this study quantitatively evaluated their reduction effects. Using continuous paddy fields to paddy-upland rotation system comprising four cultivation periods over three years (wheat–soybean–rice–rice), the sum of CO₂eq emissions (Mg CO₂eq ha⁻¹ year⁻¹) of the CH₄, N₂O can be reduced by 75%, while paddy rice, wheat, and soybean yields remained stable.

Additionally, by prolonging the midsummer drainage period in paddy rice fields and by using controlled release fertilizer in wheat–soybean fields, total CO₂eq emissions were reduced by 84%. Furthermore, by the additional use of controlled release fertilizers with reduced application rates in soybean fields, which have higher N₂O emissions but unstable reduction effects compared to wheat fields, total CO₂eq emissions can be reduced by 85%.

Moreover, considering carbon consumption from the soil (CO₂ release), the net greenhouse gas balances in the continuous and paddy-upland fields were estimated, respectively, as 751 and 238 g CO₂ m⁻² year⁻¹, suggesting reduction in the paddy-upland system. The study results revealed further reduction of greenhouse gas emissions by the application of the mitigation strategies of controlled release N fertilizers and reduced fertilizer application rates from soybean fields converted from rice paddies: a reduction effect of +168 g CO₂eq m⁻² year⁻¹ (78% reduction) was estimated.

In conclusion, these research results are expected to be extremely useful for "climate-smart" soil management of paddy field agriculture in many regions, including monsoon Asia.

滋賀県農業技術振興センター特別研究報告第 25 号

令和 7 年（2025 年）5 月発行

発行所

滋賀県農業技術振興センター

〒521-1301 滋賀県近江八幡市安土町大中 516

(0748)-46-3081

発行代表者

日野 耕作

編 集

滋賀県農業技術振興センター編集委員会