

熱帯炭素貯蔵庫における人為的な温室効果ガス放出

2015年1月提出

千葉大学大学院園芸学研究科

環境園芸学専攻生物資源科学コース

新井 宏徳

(千葉大学審査学位論文)

熱帯炭素貯蔵庫における人為的な温室効果ガス放出

2015年1月提出

千葉大学大学院園芸学研究科

環境園芸学専攻生物資源科学コース

新井 宏徳

目次

第1章	緒論	1
第2章	排水された熱帯泥炭地の人為的温室効果ガス放出 —熱帯有機質土壌湿地内の集約的農地および自然林地での観測—	
2-1	背景および目的	17
2-2	材料および方法	18
2-3	結果	29
2-4	考察	40
2-5	要旨	46
第3章	集約的水稻生産が行われている熱帯湿地の人為的温室効果ガス放出 —熱帯無機質土壌湿地内の集約的農地での観測—	
3-1	背景および目的	47
3-2	材料および方法	48
3-3	土壌理化学性・温室効果ガス放出速度の季節変化	60
3-4	考察	75
3-5	要旨	87
第4章	マングローブ林土壌の温室効果ガス生成活性 —熱帯無機質土壌湿地内の自然マングローブ林地での観測—	
4-1	背景および目的	88
4-2	材料および方法	89
4-3	土壌理化学性・温室効果ガス放出および生成活性	94
4-4	考察	100
4-5	要旨	110
第5章	総合考察	111
	Summary of general discussion	114
	和文要旨	117
	Abstract	119
	謝辞	120
	引用文献	122

第1章 緒論

地球上の人為的な二酸化炭素放出量の 1~2 割は土地利用変化に由来していること、メタン(二酸化炭素の 28 倍強力な温室効果ガス; IPCC, 2013)の大半は自然湿地・水田・永久凍土から放出されていること、亜酸化窒素(二酸化炭素の 265 倍強力な温室効果ガス; IPCC 2013)の大半は自然生態系土壌・農業から放出されていることが知られている(図 1-1)。2014 年 11 月、気候変動に関する政府間パネル(IPCC)の第五次評価報告書の統合報告書、政策決定者向け要約版が承認・公表されるとともに、統合報告書本体が採択された。大気中の各温室効果ガス濃度が継続的に高くなり続けていること、過去 30 年間の気温上昇速度が著しく高いこと(図 1-2)、今日まで放出されてきた温室効果ガスの内、24%が農業・土地利用変化に由来すること等が報告された。

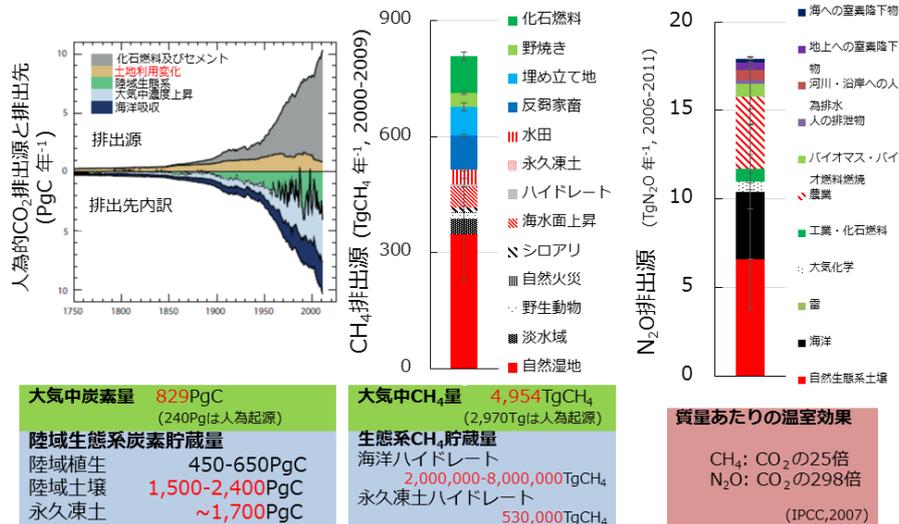


図 1-1. 温室効果ガス(CO₂, CH₄, N₂O)の放出源 (IPCC 2007, 2013 より作図)

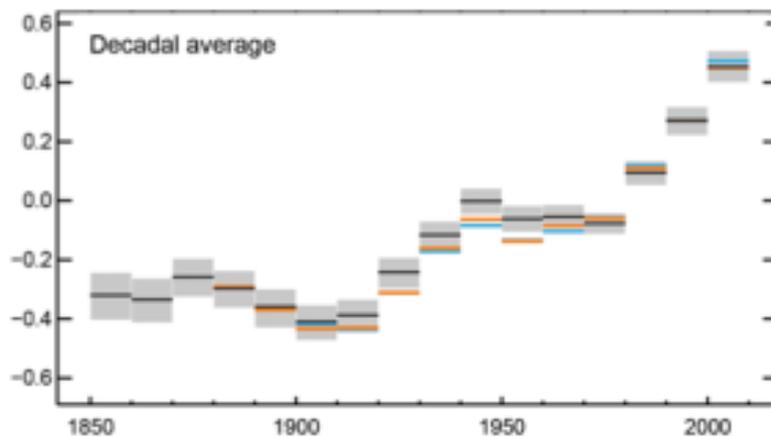


図 1-2. 過去 30 年の気温上昇 (IPCC 2014)

国際気候変動パネルでは、産業革命以降、2100年までの地球の大気温度上昇を2°Cまでに抑えることを目標としてきた。即ち1870年~2100年までに大気へ放出される全球上の温室効果ガス放出量を790GtonC以下に抑えることを目標としてきたが、統合報告書により、既に1870~2011年の間に515GtonCもの炭素が大気へ放出されていることが明らかになった(IPCC, 2014)。同報告書では、すでに65%もの許容温室効果ガス排出量が満たされてしまっており、30年以内に目標値に達してしまうとの見通しが立てられており、このまま緩和策が進められなければ2100年には急激な温度上昇が引き起こされ、農業生産性も大きく損なわれると予測されている(図1-3, 4)。

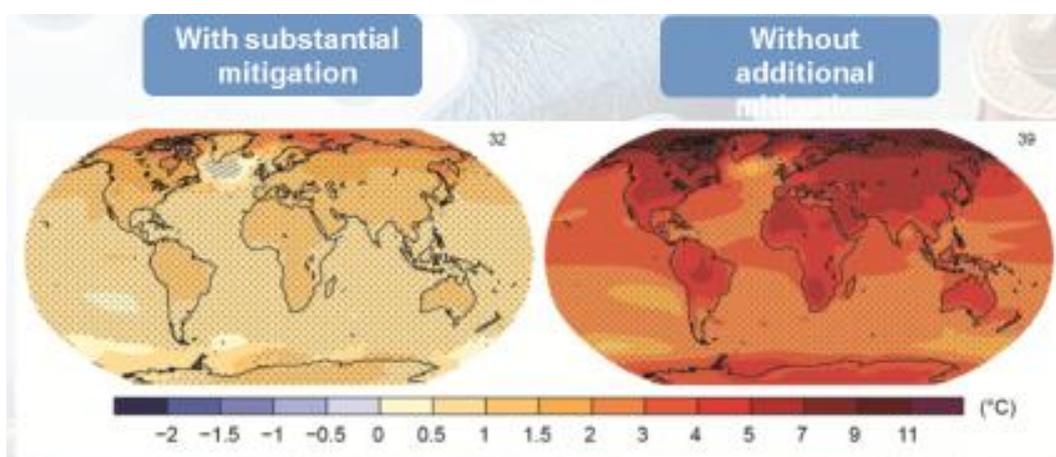


図1-3. 2100年までの気温上昇予測結果 (IPCC, 2014)

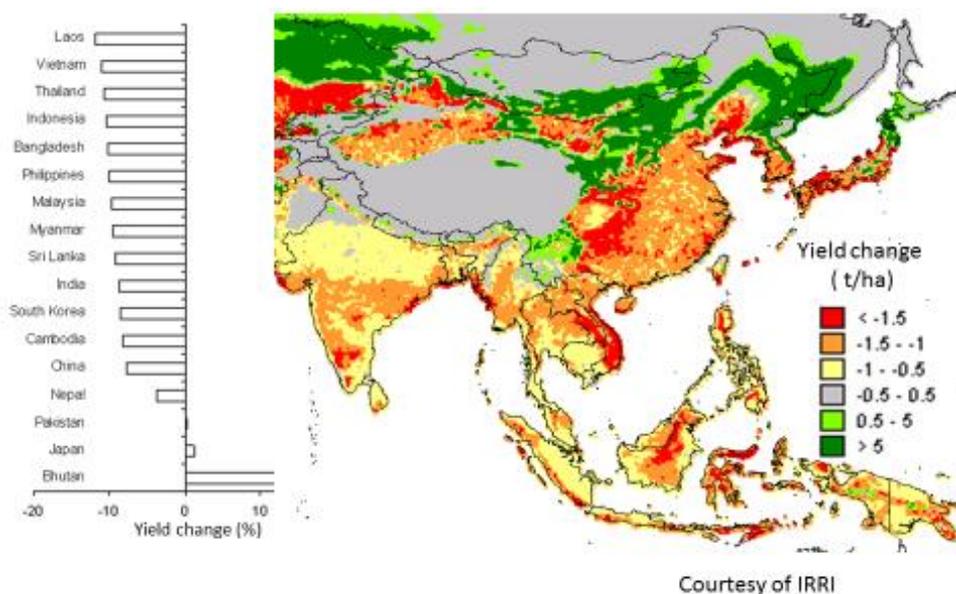


図1-4. 2100年までの気温上昇予測結果 (Iwanaga, 2014)

また、本統合報告書にて、1970年~2010年の間、地球上に集められる太陽エネルギーの90%以上が海洋に集められてきたこと、1970年来ほとんど変化していない地温(Land temperatures)に比べ、平均海水温度は著しく上昇し続けていることが明かされている(図1-5)。以上より、今後海岸域水位の上昇による洪水害が多発すると考えられている。

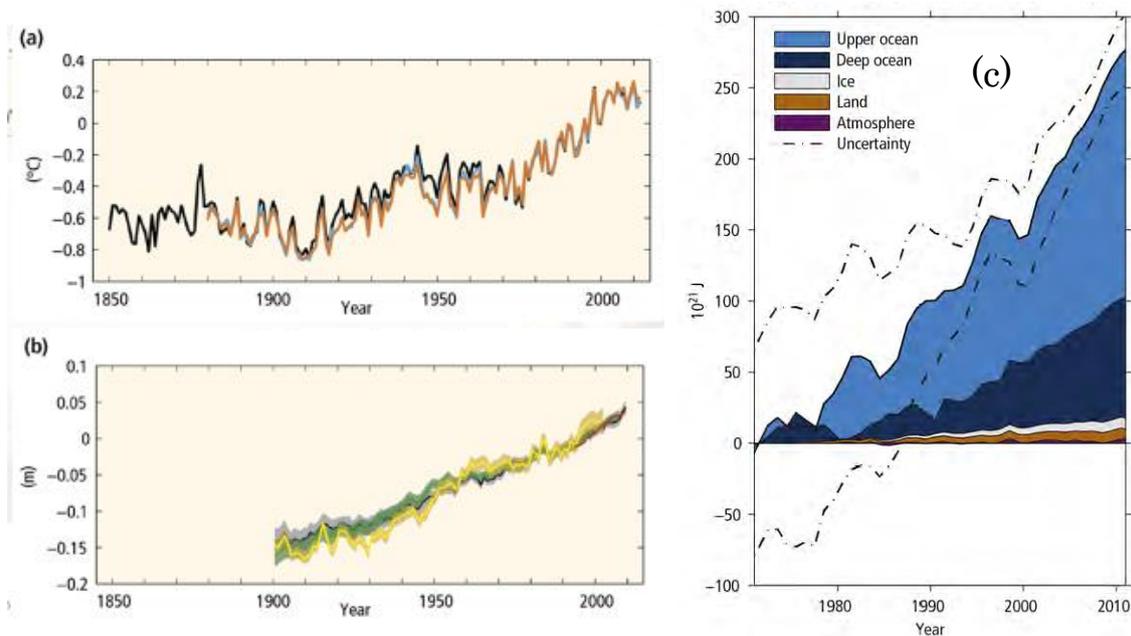


図 1-5. 平均気温(a)と平均海面水位(b)、海水温度(c)の継続的上昇(IPCC, 2014)

2013年10月、ドイツにてUNFCCC事務局による会議 **Technical and scientific aspects of ecosystems with high-carbon reservoirs not covered by other agenda items under the Convention** が催され、膨大な炭素、特に土壌有機物を蓄えている世界炭素貯蔵庫(永久凍土・湿地/泥炭地・沿岸生態系)の温室効果ガス観測の重要性が議論された(図 1-6, a)。特に、気温の高い熱帯林では微生物分解が急速に進むために北方林と比べると土壌炭素貯留量が小さいが(図 1-6, b)、その分、土壌有機物分解が急速に進み、多量の温室効果ガスが放出されうる可能性がある。

同会議の結果、世界炭素貯蔵庫は農業・水産業に由来する土地利用変化に晒され、多量の二酸化炭素を放出しているものの、その温室効果ガスを精緻に評価するMRV(Monitoring, Reporting and Verification)システムの確立にはいまだ至っていないと結論づけられた(UNFCCC, 2013)。したがって、人為的影響(農業・水産業に由来する森林伐採・排水・灌漑・施肥などの土地利用変化)に晒されている世界炭素貯蔵庫の温室効果ガス発生量を評価することが求められている。

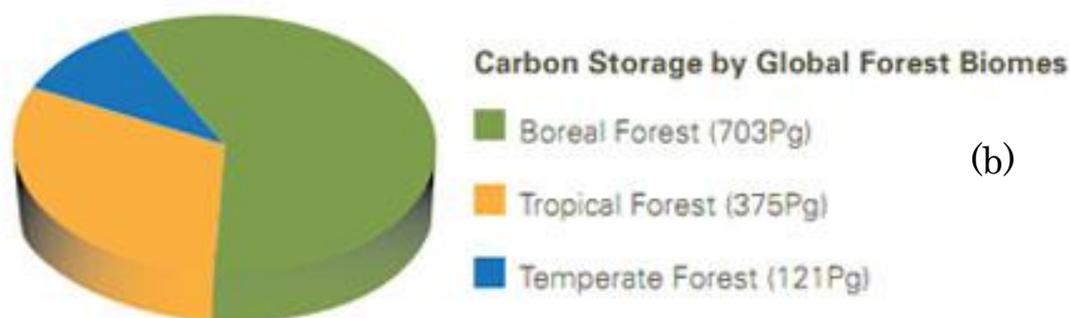
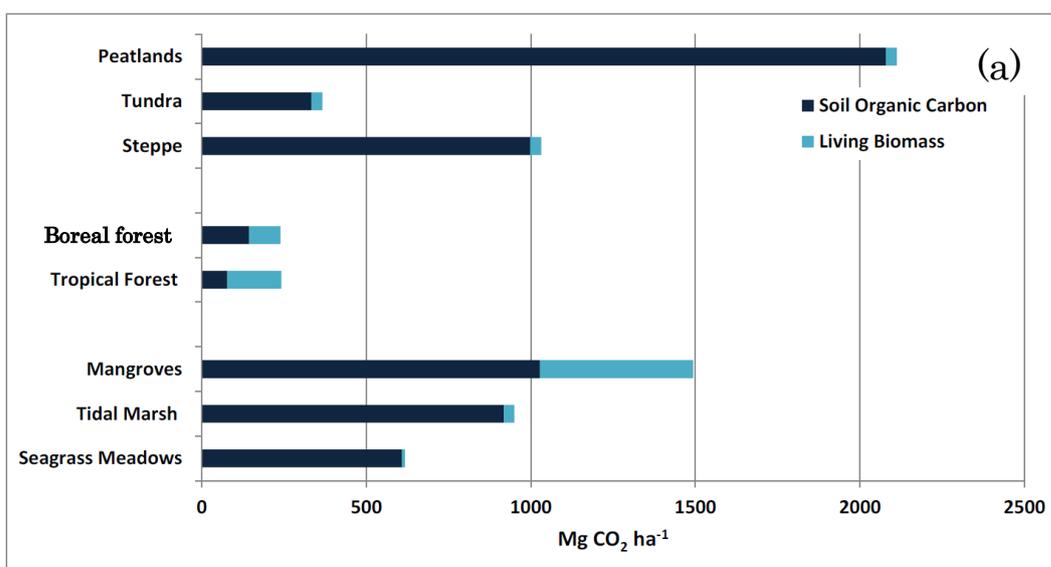


図 1-6. 豊富な土壌有機物量を保持している世界炭素貯蔵庫(a)と北方・温帯・熱帯での炭素貯蔵量の分布(b) (UNFCCC2013, Carlson *et al.* 2009)

特に、重要な炭素貯蔵庫としてモンスーンアジアが挙げられる。高温多雨であり、多くの巨大河川(メコン川、揚子江、珠江、ソンコイ川、サルウィン川、イラワジ川、ブラマプトラ川、ガンジス川、インダス川など)に恵まれた広大な低湿地環境である(新井, 2013)。北方には地球上森林生態系の保存している炭素の60%程度、熱帯には30%程度の炭素が蓄えられている(図 1-6)。熱帯林生態系の保存する炭素量は北方林が擁する量と比べるとやや劣っているが、気温が高く生物・生態系活性が高いことに加え、発展途上国のほとんどが熱帯に位置することから人為的活動(特に土地利用変化)の影響を受けやすいことから、多量の温室効果ガス放出が引き起こされやすいと考えられている(新井, 2013)。

特に、モンスーンアジア島嶼部の沿岸(スダダ棚海周辺の大地)は、約6000年前の1.9mの海面上昇により沈水し、かつての大地基盤の上に木質泥炭が堆積し、膨大な量の土壌有機物が貯蓄されている(世界の熱帯泥炭の約70%に相当する, 図 1-7, 古川, 1996)。

さらに耕地として利用できる低地の面積も世界全体の半分以上を擁する(祖父江, 1988)。潜在的可耕地の観点では、世界の潜在的可耕地の1/10が沖積土壌地帯であるとされるが、モンスーンアジアでは潜在的可耕地の1/3が沖積土壌地帯である(Kyuma, 2009)。以上のように農業に適した豊かな自然生態系であることから、世界の水田(人工湿地)の90%程度も同地域で設けられており(Kyuma, 2009)、農業開発と炭素貯蔵生態系保全のせめぎあいが顕在化している(新井, 2013)。加えて、モンスーンアジアでは広範に低湿地がひろがっており、海面上昇にともなう洪水被害の多発など世界的にみて気候変動の影響を最も強く受けている地域とされている(図 1-8)。

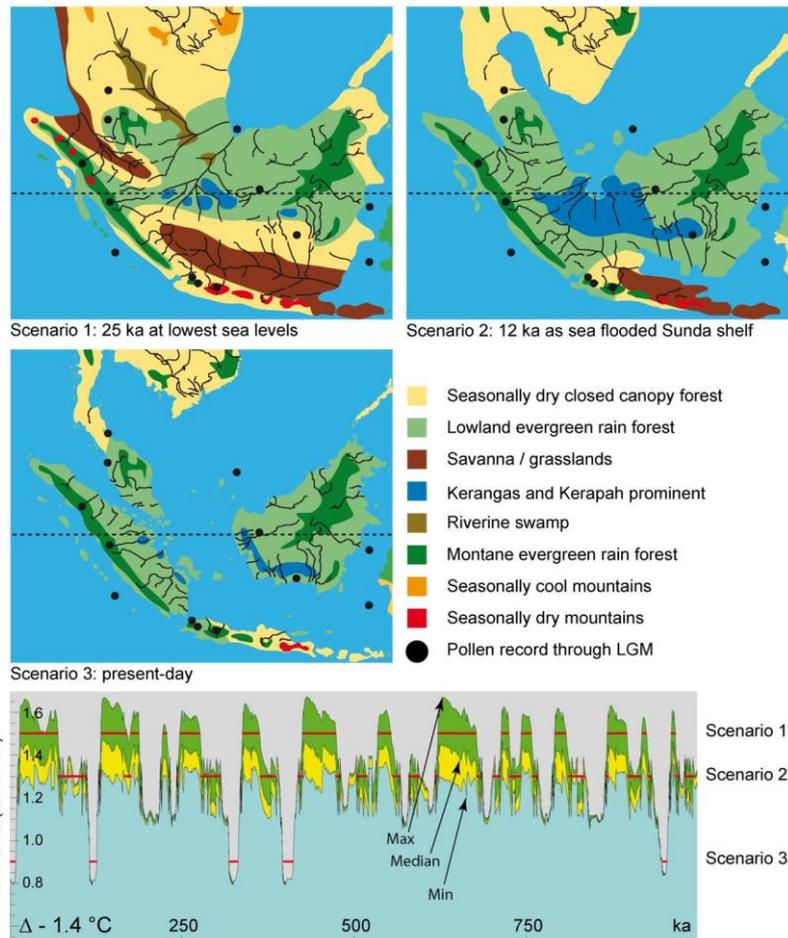


図 1-7. モンスーンアジアの位置およびスンダ海周辺の海底地図 (de Buyen *et al.*, 2014)

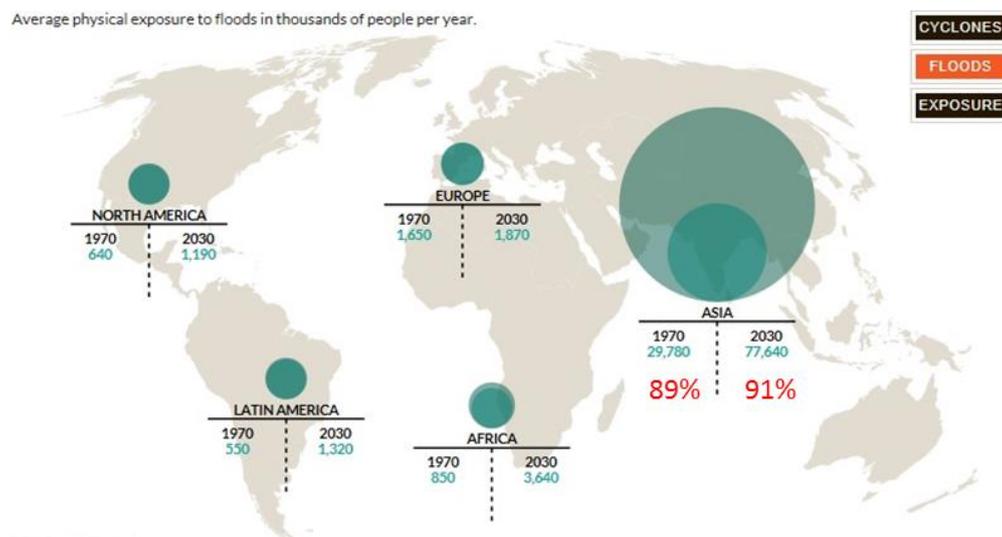


図 1-8. 世界の年間洪水被害者人口 (緑数字×1000 は被害者人口を、赤数字は世界の年間洪水被害者数の内、アジアが占める割合を示す。Iwanaga, 2014)

熱帯泥炭地(熱帯有機質土壌湿地)

気候変動に関する政府間パネル(IPCC)の第4次アセスメントレポートによると、全世界の化石燃料による二酸化炭素放出量は、2000-05年では年間264億トンと推計されている(IPCC, 2007)。しかし一方、同レポートは、森林火災によって放出される二酸化炭素総量は年間約60-150億トンと推定している。このことは、人為的攪乱などによる陸域生態系からの二酸化炭素の放出がいかに多いかを示しているが、この値は森林だけの評価で、地下に多量に炭素を蓄積している熱帯泥炭生態系を考慮していない。熱帯に泥炭があることはあまり知られていないが、低湿地では微生物分解が抑制されているために膨大な量の有機物、炭素を蓄積している生態系がある。この熱帯泥炭生態系の攪乱が進み、さらにエルニーニョの発生年には、森林火災が増加し化石燃料による二酸化炭素放出量に匹敵する量が熱帯泥炭生態系から放出されることも確認されている(Page et al., 2002)。

2008年のギネスブックに、インドネシアは世界一森林消失の早い国として掲載されている。WWF(世界自然保護基金)-インドネシアと北海道大学、ドイツのRemote Sensing Solutionsによる共同報告書「スマトラ島の自然林破壊が地球温暖化と種の絶滅を促進：WWF」によると、インドネシア国内でも、スマトラのリアウ州で特に森林消失が大規模に速い速度で進んでおり、リアウ州だけで、過去25年間で420万ヘクタールの自然林が消失したと報告されている。また、2005-6年の間にリアウ州では29万ヘクタールの自然林が消失した。これは年間11%の森林消失で、世界最高の速度である。以上のように、インドネシアでは泥炭地かく乱および土地利用・土地利用変化・林業(LULUCF)によって、多量の温室効果ガスが放出されており、結果、その温室効果ガス量は中国・アメリカに次いで世界第3位となっている(図1-9)。

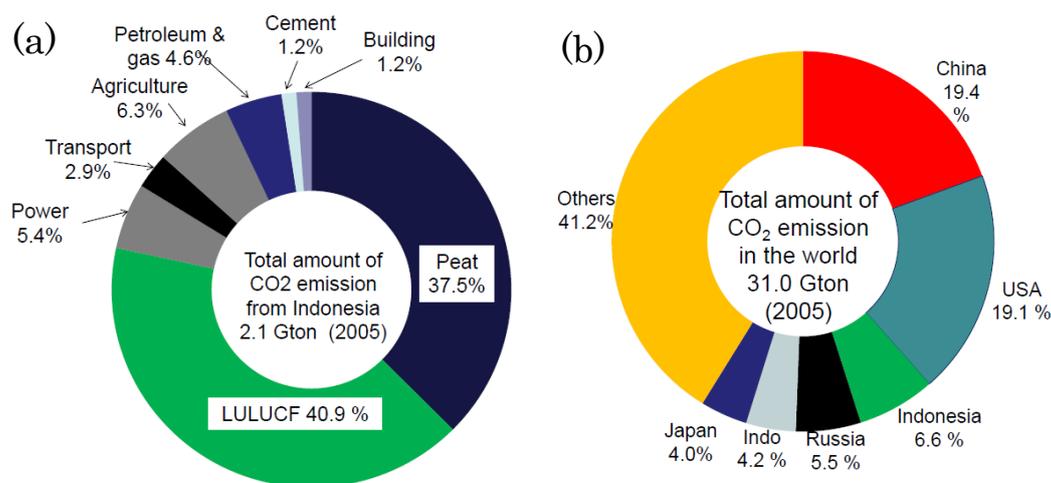


図1-9. 世界の温室効果ガス放出源(a)とインドネシア温室効果ガス放出源(b)
(LULUCF: Land Use, Land Use Change and Forestry; DNPI, 2010; Osaki, 2013; EIA, 2014)

タイ、マレーシア(サラワク州を除く)などでは、山岳部をのぞいて熱帯雨林は1980年代にはほぼ消失して、ゴムやオイルパームのプランテーションに転換した一方、インドネシアにはいまだ広大な森林地帯が残っている。「World Resources 2000-2001」(2000)の世界の森林被覆度によると、熱帯では、ボルネオ島やパプアニューギニア、アマゾン、中央アフリカで70%以上を示している。また、世界の土壌中の炭素蓄積量分布によると、1平方メートルあたり30キロ以上の炭素を含む地帯は森林被覆度の高い地域と重なる。

高温で微生物活性の高いとされる熱帯にて土壌炭素の蓄積が多い理由は、低湿地の地形で有機物が分解しにくい嫌氣的土壌環境があるからであり、現在、地球上で森林被覆度が高い熱帯地域は、低湿地で有機物が蓄積している「水の森」と呼ばれる。こうした地域は開発しても土地利用が極めて困難なことから、あまり手をつけられずに来た(大崎・岩熊, 2008)。

主要な熱帯の低湿地・泥炭は東南アジア島嶼部、アマゾン、中央アフリカに存在するが、熱帯の低湿地・泥炭の炭素蓄積量は二酸化炭素換算で3,070億トンに相当し、東南アジア島嶼部では地質的に浅い海が長期続いてきたため(図1-7)、その約70%が集中し、特に、インドネシアで世界の熱帯泥炭の約半分の1,950億トンが存在する(Strack, 2008; 図1-10)。1997年から98年にかけてエルニーニョが起き、極度の乾燥のために、泥炭を中心とする火災が頻発し、インドネシア全体から大気に放出された炭素は30-94億トンと推定されている(Page et al., 2002)。これは、世界の化石燃料による二酸化炭素放出の13-40%に相当する。

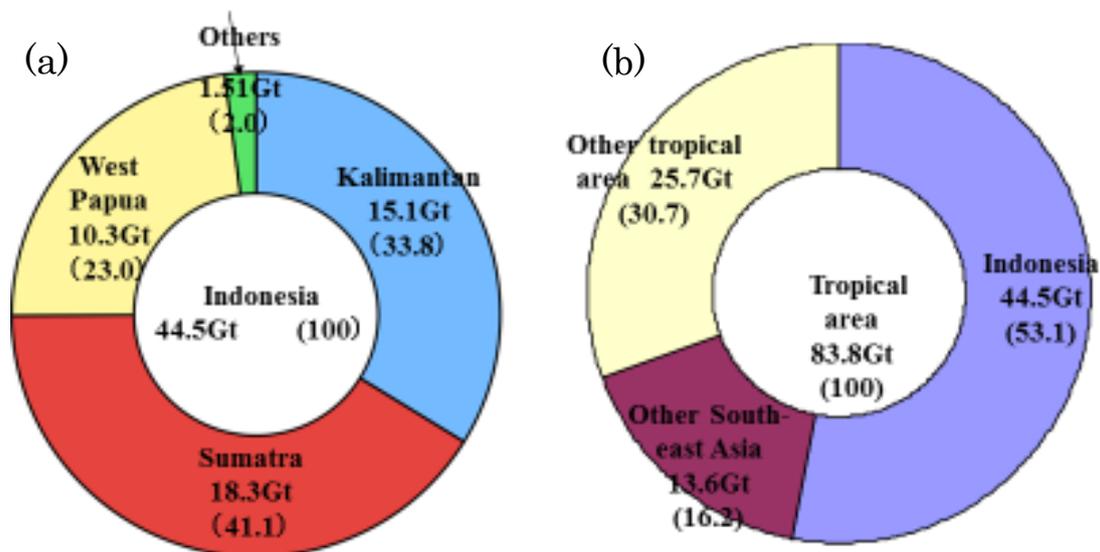


図1-10. インドネシアの熱帯泥炭の分布(a)と世界の熱帯泥炭の分布(b)
(Strack, 2008; Osaki, 2013)

近年、インドネシアの熱帯泥炭の開発圧は極めて高い状態で、特にオイルパームのプランテーション栽培が急拡大している。オイルパームは水に弱く、排水路を掘り、水位を下げて、泥炭を乾燥化する必要があるが、排水すると土壌が好氣的となり微生物分解が急速に高まる。インドネシア・カリマンタンでは1990年代にメガライスプロジェクト(100万ヘクタールイネ栽培)計画により、大規模な運河掘削と熱帯泥炭林の伐採が行われた。この地域の二酸化炭素の収支を求めるために、熱帯泥炭では世界で唯一の観測タワー3基(自然林、排水のダメージがある自然林、焼け跡地)を設置した結果、排水された泥炭地からは1平方メートルあたり年1,500(排水のダメージがある自然林)-3,000(焼け跡地)グラムの二酸化炭素が放出されていることが明らかになった。メガライス計画は頓挫して放棄されているが、ここの100万ヘクタールを生態区分して、観測値をあてはめて二酸化炭素の放出を試算すると、2-3千万トンになり、ここだけでも日本の年間排出量の1-2%に相当することになり、これに火災が加わると、メガライスプロジェクト地域だけで、火災のひどい年には日本の排出量に匹敵する二酸化炭素が放出されていると推計されている(Hooijer *et al.*, 2006; Hatano, 2009)。

熱帯無機質土壌湿地

酸素が乏しい湿地土壌では、有機物の微生物分解が進みにくく多量の炭素が蓄えられるが、一方で、自然湿地や人工湿地（水田）では絶対嫌気性メタン生成菌によって多量のメタンが放出される(新井, 2013)。熱帯生態系の中でも、特に広大な低湿地が広がっているのが上述のモンスーンアジアであり、その土壌肥沃度の高さ・灌漑水の豊かさから地球上の人口を支える重要な農業生産環境となっている(p5 参照)。しかしながら、集約的に水稻生産が行われるこの生態系は重要なメタンの放出源の一つともなっている(図 1-13)。

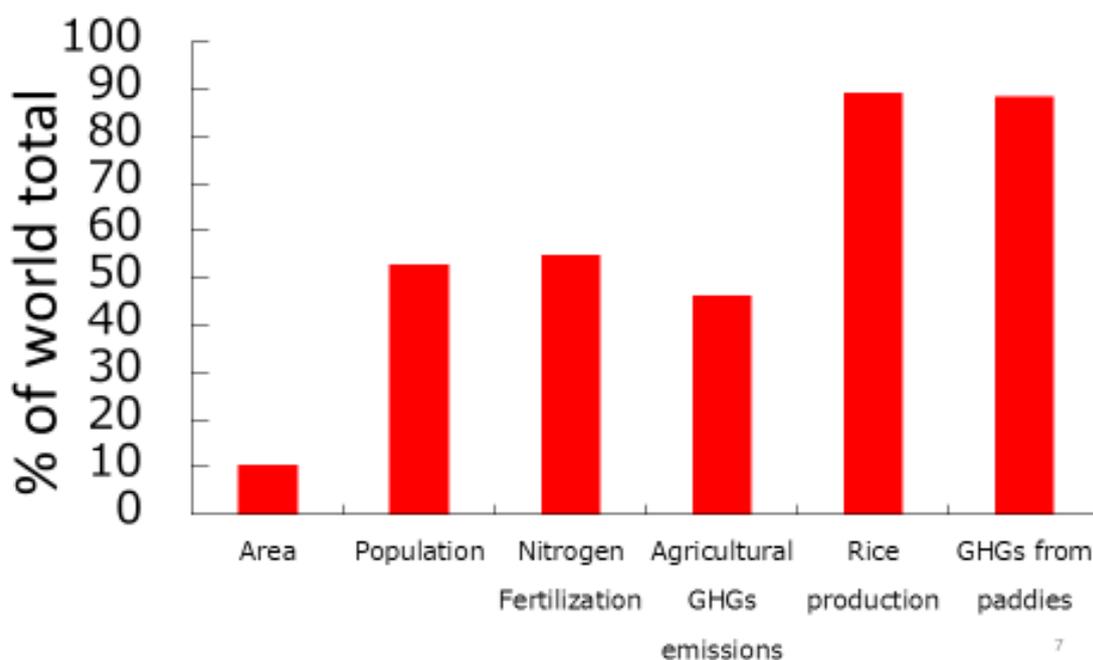


図 1-13. モンスーンアジア内の土地面積、人口、窒素施肥量、農業起源温室効果ガス放出量、水稻生産量、水稻由来の温室効果ガス放出量が世界全体の内に占める割合 (FAO-STAT, 2014)

5P に記載してあるように、モンスーンアジアは多くの巨大河川(メコン川、揚子江、珠江、ソンコイ川、サルウィン川、イラワジ川、ブラマプトラ川、ガンジス川、インダス川など)を擁するが、これらの河川の中でも合流河川、分流が少ないメコン河は特に特徴的である(新井, 2013)。合流河川が少なく、東南アジア最大の河川(総延長約 4800km)であるにもかかわらず、流域面積が狭いなどの独特な特徴をもち(同級河川の流域面積は 2~7Mkm² であるが、山岳地帯を流れているメコン河の流域面積は 0.8M km³ 程度しかない)、この地形から、浸食作用によって上流域から大量の土砂は分流せずにベトナム南部へ集中的に土砂を堆積し、肥沃な土壌を形成している。このメコンデルタはベトナム領内だけで面積は約 4Mha、ほぼ九州全域の面積に匹敵する広さを持つ(新井, 2013)。

メコン河の恩恵を受けているベトナムは、メコンデルタを中心に集約的な水稲生産を展開させ、年間水稲生産量が主要水稲輸出国(タイ、ベトナム、インド、パキスタン)の中でも最も高く(2010 年: 40Mt)、世界第 4 位に位置している(FAO STAT 2014)。国土 33.1M ha のうち、農地 9.4Mha・可耕地 6.54Mha・森林地帯が 13Mha によって占められている自然豊かなベトナムの風土は、高い農業生産性を有している。その内 3.9Mha が水田として存在、二・三期作の影響で水稲作付面積は 7.4Mha に上り、年間 40~42Mt の米が生産されている。しかしながら一方で、その集約的な水稲生産から、モンスーンアジアの中でも特に強力なメタンの放出源となっている可能性が指摘されている(図 1-14)。

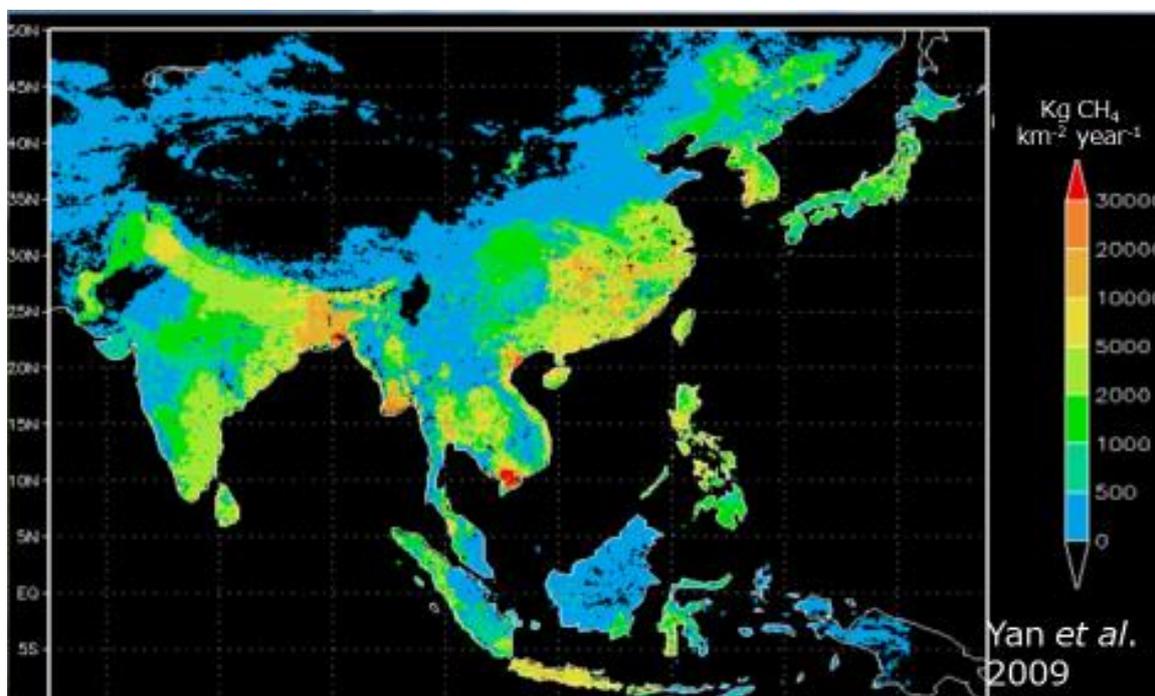


図 1-14. モンスーンアジア内水田から放出されるメタン量推定値(Yan *et al.*, 2009)

沿岸生態系

海洋および沿岸生態系にて、大気から固定された炭素は **BLUE CARBON** と呼ばれ、海洋中の生物バイオマスおよびマングローブ林・海草藻場への堆積物から構成される。その量は地上の炭素貯蔵庫(泥炭地・熱帯雨林など)の炭素貯蔵量に匹敵するものとして注目されている(UNFCCC, 2013)。

特に、マングローブ林は地上で最も生産性が高い生態系（あるいはその一つ）であり(Eong, 1993)、熱帯沿岸地域の大部分を占めていることから、重要な有機物供給源として注目されている(Robertson *et al.*, 1992、図 1-15)。特に、その豊富な炭素貯蔵量から、人為的活動による影響を受けて、多量の温室効果ガスを放出する可能性が指摘されている(表 1-1, Giani *et al.*, 1996; Holguin *et al.*, 2001)。例えば、マングローブ林地の養殖池への転換によっておよそ $75 \text{ t C ha}^{-1} \text{ 年}^{-1}$ もの炭素が大気へ放出されるとの算定結果や(Eong, 1993)、土壌中メタン生成活性・酸化活性・放出量いずれもが有意に高くなったとの報告がある(Strangmann *et al.*, 1999)。また、カリフォルニアのマングローブ林土壌の調査結果、下水汚物の廃棄によってメタン生成活性が 5 倍以上に高くなったなどの報告がある(Strangmann *et al.*, 1999)。

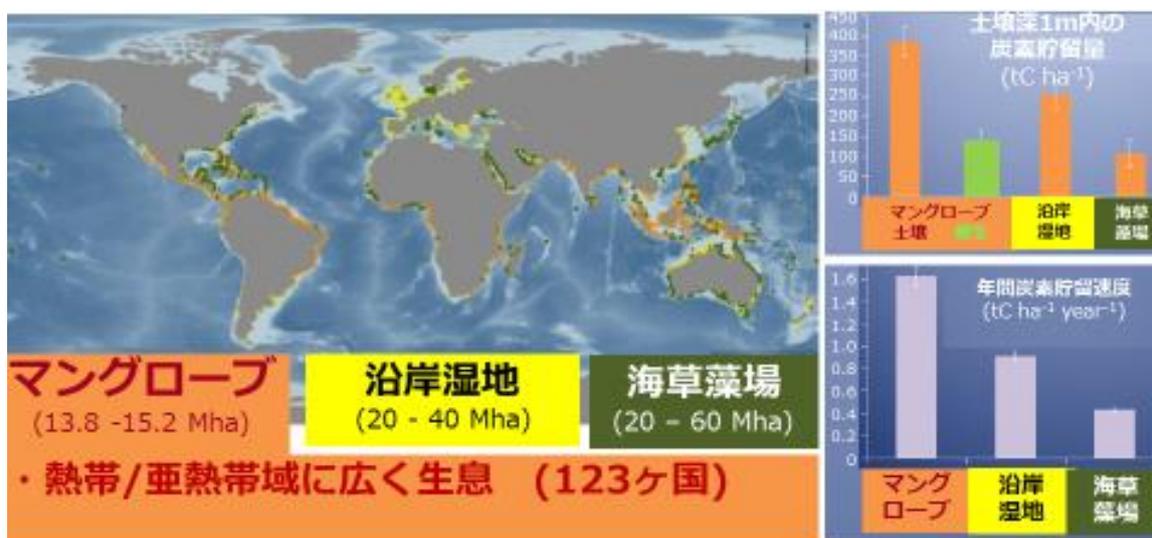


図 1-15. Blue Carbon の分布と各生態系の炭素貯留量

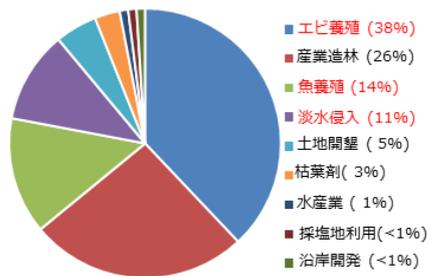
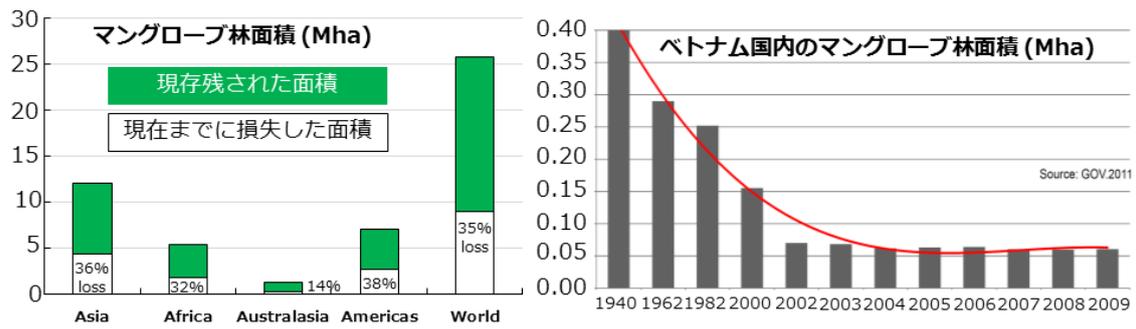
(Spalding *et al.*, 2010; Pendleton *et al.*, 2012; Kauffman *et al.*, 2013; Kennedy *et al.*, 2013)

表 1-1. Blue carbon 貯留量と年間炭素放出量 (Pendleton *et al.*, 2012)

Ecosystem	Inputs			Results	
	Global extent (Mha)	Current conversion rate (% yr ⁻¹)	Near-surface carbon susceptible (top meter sediment+biomass, Mg CO ₂ ha ⁻¹)	Carbon emissions (Pg CO ₂ yr ⁻¹)	Economic cost (Billion US\$ yr ⁻¹)
Tidal Marsh	2.2–40 (5.1)	1.0–2.0 (1.5)	237–949 (593)	0.02–0.24 (0.06)	0.64–9.7 (2.6)
Mangroves	13.8–15.2 (14.5)	0.7–3.0 (1.9)	373–1492 (933)	0.09–0.45 (0.24)	3.6–18.5 (9.8)
Seagrass	17.7–60 (30)	0.4–2.6 (1.5)	131–522 (326)	0.05–0.33 (0.15)	1.9–13.7 (6.1)
Total	33.7–115.2 (48.9)			0.15–1.02 (0.45)	6.1–41.9 (18.5)

Notes: 1 Pg = 1 billion metric tons. To obtain values per km², multiply by 100. See Methods section for detailed description of inputs and their sources. In brief, data for global extent and conversion rate are recently published ranges (minimum - maximum, and central estimate in parentheses). For near-surface carbon susceptible to land-use conversion (expressed in potential CO₂ emissions [48–50]), uncertainty range is based on assumption of 25–100% loss C upon land-use impact; thus, the high-end estimate is the literature-derived global mean carbon storage in vegetation and the top meter of sediment only (central estimate is thus 63% loss). Results for carbon loss are non-parametric 90% confidence intervals (median in parentheses) from Monte Carlo uncertainty propagation of the three input variables (see Methods). Economic estimates apply a multiplier of US\$ 41 per ton of CO₂ to lower, upper, and central emission estimates (see Methods).
doi:10.1371/journal.pone.0043542.t001

実際、既に人為活動によって世界のマングローブ林の 35%が失われている(図 1-16)。例えばベトナム・メコンデルタでは、ベトナム戦争時の枯葉剤の被害によって 100,000ha ものマングローブ林が破壊された(Binh *et al.*, 2003)。1970 年代初期、ベトナム最南部の Ca Mau 省ではおよそ 200,000ha ものマングローブ林が存在したが、建築用木材および炭材としてマングローブ林の過剰伐採が行われ(Green *et al.*, 1998; Tong *et al.*, 2004; Lebel *et al.*, 2002)、さらにエビ養殖池への転換が進み(Kovacs *et al.* 2004)、現在ではかつての 80%以上ものマングローブが失われ、炭素隔離能力が低下している可能性が懸念される(図 4-3; Vo *et al.*, 2013a)。世界のマングローブ林損失要因の中でも、エビや魚の養殖(52%)・淡水侵入(11%)が大部分を占めており、土壌への炭素供給量だけでなく、土壌の理化学性や水質変化が伴っていることが推察される(図 1-16)。また、堤防や畔の建設のための水飽和土壌の掘り起しに伴い、貯留されていた土壌有機物の微生物分解の促進も懸念されており(図 1-17)、再湛水化・再植林による炭素貯留能の回復が期待されている(図 1-18)。



世界のマングローブ林の損失原因

図 1-16. Blue Carbon の分布と各生態系の炭素貯留量 (Kennedy *et al.*, 2013; Vo *et al.*, 2014b; GOV, 2011)

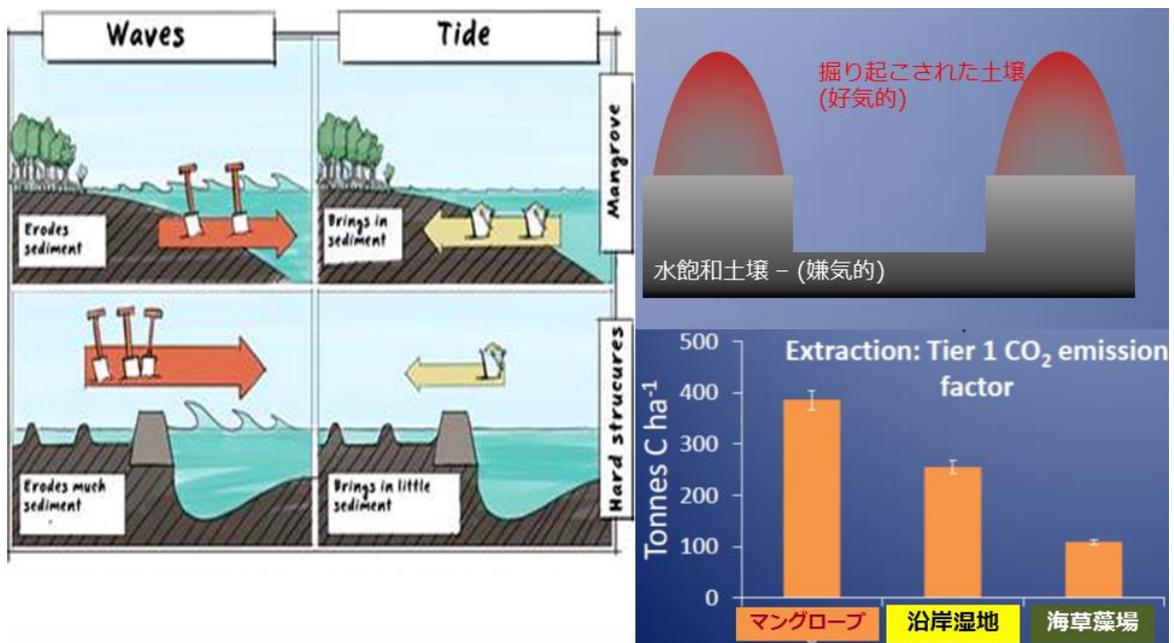


図 1-17. マングローブの養殖池化に伴う sediment 集積量の低下 (Winterwerp, 2014) および土壌の掘り起しに伴う土壌有機物分解の促進 (Kennedy *et al.*, 2013)

以上より、マングローブ林から放出される温室効果ガス発生量と、人為活動の影響を評価する必要がある。しかしながら、不均一な解放系生態系であるマングローブ林では、温室効果ガス観測例はいまだ限られており、正確なベースラインの評価例は限られている。近年では、渦相関法(一種の微気象学的手法)によるメタンの観測も、世界最大のマングローブ林であるインド・スンダルバンにて行われるようになったが(Jha *et al.*, 2014)、同レポートでは、 $-0.8 \text{ umol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($-30 \text{ mgC m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 以下)もの強力な負のメタンフラックスが時折検出されるなど、いまだ精度の高い観測が困難な状態にある。

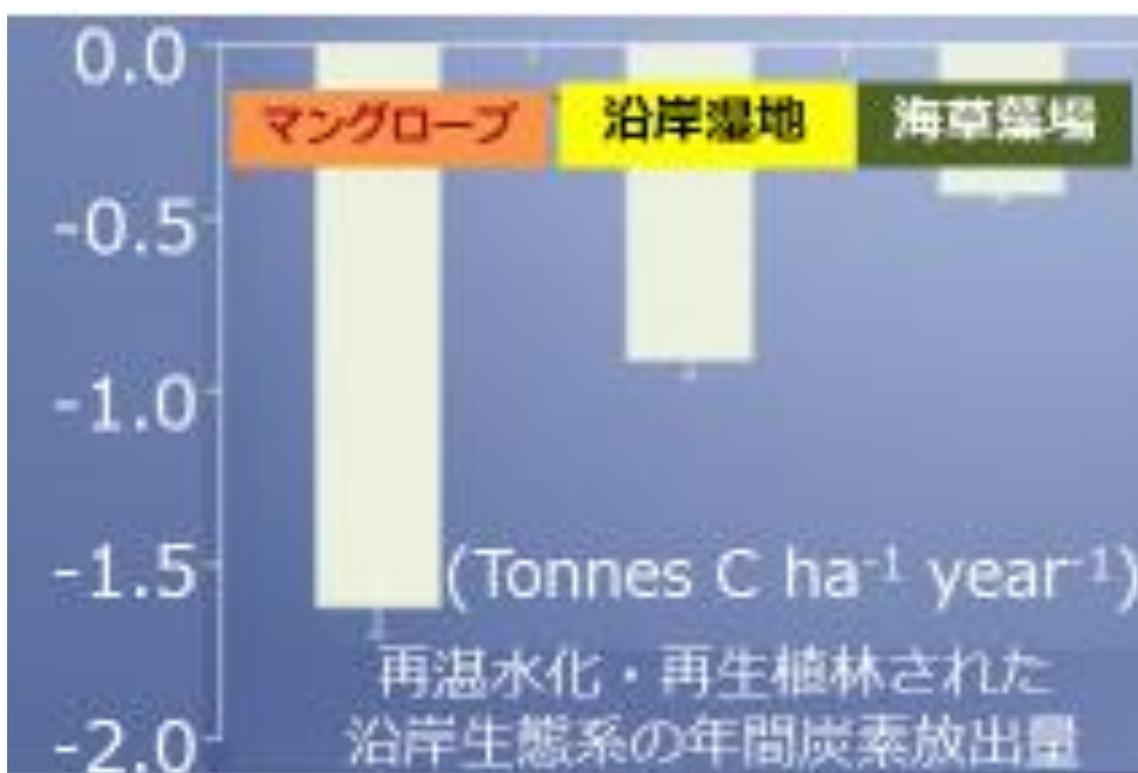


図 1-18. 掘り起こされた土壌の再湛水・再生植林に伴う年間炭素放出量 (Kennedy *et al.*, 2013)

本研究では、豊かな炭素貯蔵環境を擁するものの、活発な農林水産業開発にもさらされているモンスーンアジア内の熱帯炭素貯蔵庫[有機質土壌湿地内の集約的農地および自然林地(第2章)、無機質土壌湿地内の集約的農地(第3章)・自然マングローブ林地(第4章)]を対象に、より持続的な(生産性を維持・あるいは高めつつ温室効果ガス放出量を低く抑える)水・炭素管理技術を提案するため、現地調査と圃場試験をおこなった(図 1-19)。

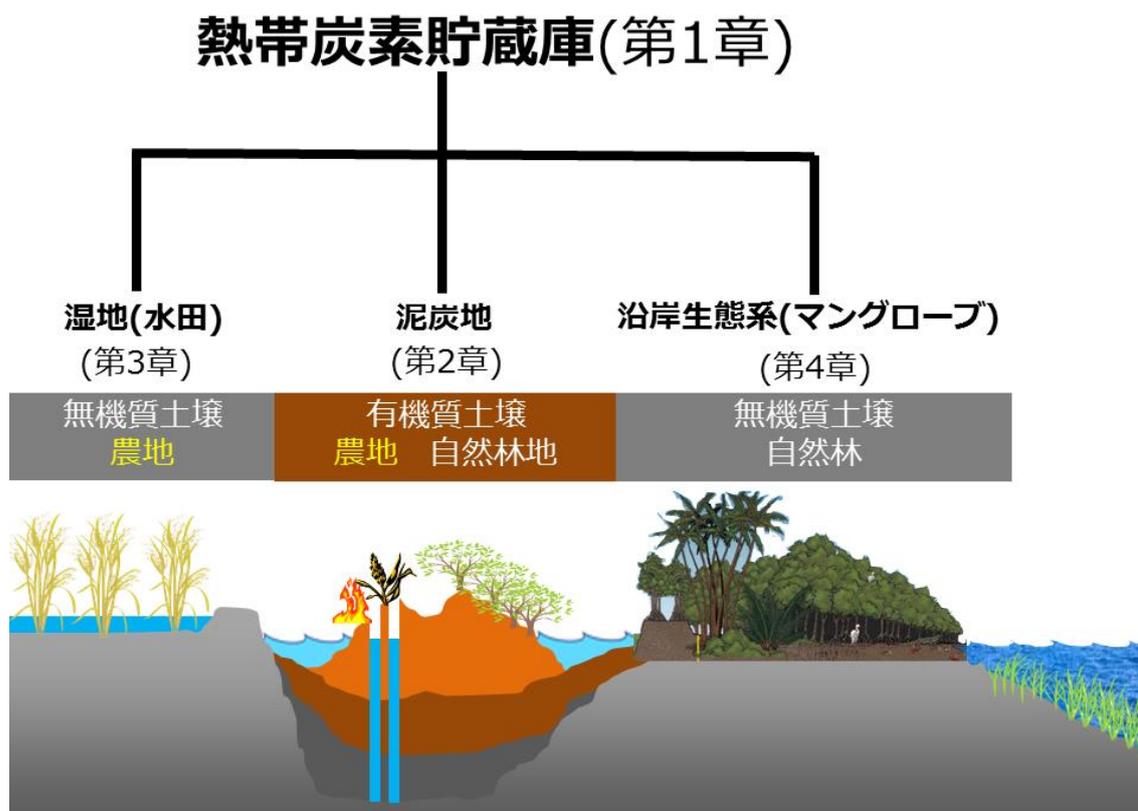


図 1-19. 本論文の構成. 熱帯の炭素を豊富に蓄えている生態系(炭素貯蔵庫)を[有機質土壌湿地内の集約的農地および自然林地(第2章: 熱帯泥炭地)、無機質土壌湿地内の集約的農地(第3章: 熱帯水田)・自然林地(第4章: マングローブ林)]に分けて調査し、各々の生態系で最も持続的な(生産性を維持・あるいは高めつつ温室効果ガス放出量を低く抑える)水・炭素管理技術を提案するため、現地調査と圃場試験をおこなった。

第2章 排水された熱帯泥炭地の人為的温室効果ガス放出

—熱帯有機質土壌湿地内の集約的農地および自然林地での観測—

2-1 背景および目的

これまで熱帯の泥炭地は有機物を集積し、炭素の貯蔵庫としての機能を果たしてきた。しかしこの乱開発で、巨大な炭素放出源に転じている。正確な値を出すのはいまだ困難な状態であるが、(1)世界の熱帯泥炭地に 3,070 億トンの二酸化炭素が蓄積しており、わずか 1%破壊しても(実際にはそれ以上のスピードで破壊が進んでいる)、世界の化石燃料による二酸化炭素の 10%が放出されること、(2)1997-8 年のエルニーニョにより、主に泥炭火災で、膨大な炭素が放出され、他の火災と併せて通常の大気二酸化炭素増加速度の約 2 倍になった(つまり化石燃料による二酸化炭素放出量に匹敵する量が陸域生態から放出された)こと、(3)二酸化炭素の現地でのタワー観測によっても、インドネシア・カリマンタンの泥炭地内に位置する 100 万ヘクタールのメガライズプロジェクトの放棄地から、微生物分解により日本の排出量の 1-2%が常時排出されていることなどから、現在すでに、熱帯泥炭地から、少なくとも化石燃料による全世界の二酸化炭素放出量の数%が恒常的に排出され、エルニーニョによる異常気象年には、泥炭以外の火災も含めて多くの炭素が放出されている。

また、排水や森林火災による泥炭分解は二酸化炭素の放出だけではなく、亜酸化窒素やメタンの放出にも影響することが知られている。亜酸化窒素フラックス調査により、排水後の湿地からは特に大きな亜酸化窒素発生が多数報告されている他、熱帯の湿地が地球における主要なメタンの放出源である可能性が示唆されている(Goodroad *et al.*, 1984)。本研究では排水によって、強力な二酸化炭素放出が報告されているインドネシア中央カリマンタンの熱帯泥炭地において(Page *et al.*, 2002)、森林火災・農地化が、泥炭土壌分解に由来する温室効果ガス放出に及ぼす影響を、土壌微生物学的解析法を用いて評価した。

2-2 実験法

調査地

木材と農地の需要が高まったために、中央カリマンタンにおいては、1970年代から森林破壊と排水が大規模に進み、20-30年前から経済発展のため集中的な伐採、排水、プランテーション化にさらされた。対象地には70PgCもの泥炭があり、この量は世界の泥炭の20%、世界の土壌炭素の2%に匹敵する。 $4.2 \times 10^5 \text{ km}^2$ 存在する中、カリマンタンには $6.8 \times 10^4 \text{ km}^2$ 、つまり、世界の泥炭の約12%をしめる泥炭がある(Page *et al.*, 1999)が、中央カリマンタンではメガライズプロジェクトが失敗し(1995年にインドネシア政府によって実行されたものの、1999年に経済危機のためこのプロジェクトは中止になっており、広大な荒れた泥炭が残された)、100万haを超える泥炭の生態系が破壊された。排水用運河は幅30m、約4500kmの長さで建設された。インドネシアの泥炭の厚さは20mで莫大な炭素を抱える最大の浅地であるが、排水や伐採がおこなわれた場合、泥炭土壌は火災に対してより脆弱になる。さらに加えて、エルニーニョ南方振動(ENSO)による日照りや乾燥条件によって泥炭火災や腐植分解がより悪化した。多くの場合、泥炭への火入れは除草のために農家が行ったり、偶然的にタバコから点火して起きたりする。乾燥状態によって火災はより拡大し、泥炭攪乱のリスクが大きくなる。また、排水により森林が攪乱され、地下水も下がり、土壌の泥炭酸化分解からの二酸化炭素放出を促進させ、純生態系二酸化炭素吸収量も季節変動をみせる。また、濃い煙によって光量子束密度が下がるといった現象も報告されている。

とくに、エルニーニョのときには乾燥の影響が大きく1997/98年にはインドネシアにおいて $2.4\text{-}6.8 \times 10^6 \text{ ha}$ の泥炭土壌が燃えた。さらに、その後も、2002、2006年に再び火災が起きた。2006年では日照りが長く続き、40601地点のファイアホットスポットが衛星により見つけられた(http://www.census.hokudai.ac.jp/html/JST_JICA/index.html)。1997から2006年の十年間における1年間の泥炭火災CO₂排出量は世界の1年間における化石燃料由来CO₂排出量の19-60%に相当する(Hooijer *et al.*, 2006)。以上のように、インドネシアの泥炭はCO₂シンクからソースへと変わっている。泥炭土壌の高さは端と中央で4-10mとの違いがあり、我々のサンプリング地点は泥炭ドームの頂上部に位置する、降水依存型の貧栄養泥炭である。この地域の樹高は最大35m、平均26m(Hirano *et al.* 2005)であり、乾燥仮比重0.1g/cm³、炭素含量は58%(インドネシアの泥炭土壌の平均)と報告されている。年間、1.4-5.3Gtの二酸化炭素が乾期の火災や土地開発の火によって放出されているとの推定がタワー計測値から報告されている。なお、このサンプリング地点の自然林における泥炭の厚さは

3.50-4.85m であるとされる(Tuah *et al.*,2001)。

試験対象としている森林はSebangau川とKahayan川に挟まれており、運河は森の中を流れていて、森の面積は50 km²とされている。地表高度は海拔30mしかない。森林は平均樹高26mの均一な二次林（いくつかは1990年終わりまでに選択的に伐採されている）となっている。自然林における主要な植生は落葉性樹林で構成されており、アノフィレア（*Combretocarpus rotundatus*）, *Tetramerista glabra* Miq., *Calophyllum* sp., *Shorea* sp., Danser, *Palaquium* sp., *Buchanania sessifolia* Bl., *Syzygium* sp., *Dactylocladus stenostachys* Oliv., in Hook, *Dyera costulata* (Miq.) Hook.f., *Ilex cymosa* Bl., *Tristaniopsis obovata* R. Br. and *Dyospyros* sp. (Tuah *et al.* 2003)などである。一方、火災跡地の火災前(2002年)においても豊富な樹種(*C. rotundatus*, *Camnosperma coriaceum* (Jack.), Hall.f., *Palaquium* sp., *T. glabra*, *Calophyllum* sp., *D. costulata*)に覆われていた (Tuah *et al.*2001)。しかし、火災後この地域はシダ類(*Stenochlaena palustris* (Burm.f.) Bedd. and *Nephrolepis* sp.)によって覆われるようになった(Takakai *et al.*, 2006)。

USDAの分類では対象土壌はTropofibristsに分類される(Takakai *et al.*, 2006)。

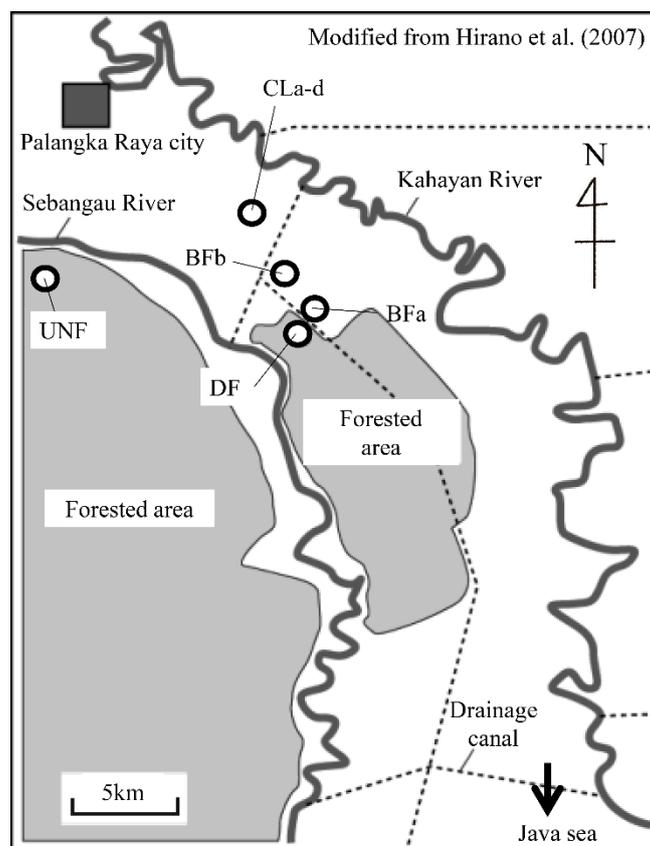


図 2-1. 試料採取地(インドネシア中央カリマンタン、パランカラヤ)
UNF自然林; DF:排水林; BFa-b:森林火災跡地; CLa-d:農耕地

2009年6,12月;2010年7,9,11月;2011年3月にて現地調査を行った。

UNF S2° 19'25.2" E113° 54'16.4"

DF S02° 20'47.7" E 114° 02'15.2"

BFa S 02° 20'30.8" E 114° 02'16.9"

BFb S 2° 19'23.0" E 114° 0'59.2"

CL(Crop land)

農耕地

CLa・・・トウモロコシ・ハウレンソウの混作(2009年12月のみ
ハウレンソウ)

CLb・・・パパイヤ

CLc・・・トウガラシ、パパイヤ

CLd・・・トウモロコシ

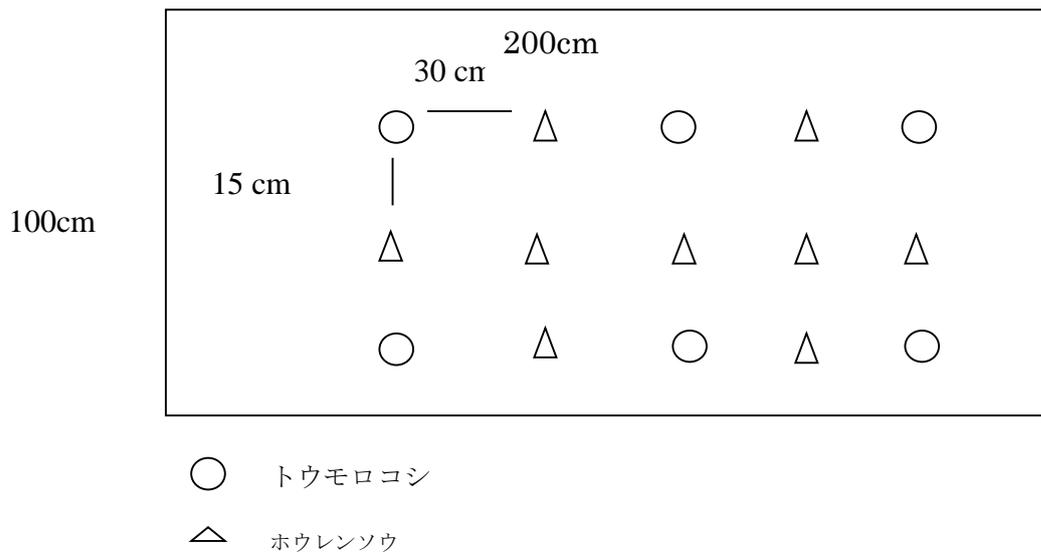


図 2-2. CLa の圃場図. 作付されている作物の株間が記載されている。

栽培期間 2 カ月

1 週目・・・除草、残渣除去

2 週目・・・Abu (焼却したトウモロコシ残渣)、牛糞たいひ肥料投入、芽生えを移植。

8 週目・・・収穫

施肥情報・・・以下に栽培期間 2 カ月、トウモロコシ 1 株における施肥情報を記す。

CLa においては、尿素(スプーン一杯、11.23g 程度)が 3 回(33.69g 程度)栽培期間内(2 カ月)にトウモロコシ 1 株周辺へ投入される。同様に Pupuk NPK Phonska (化学肥料 N 15%、P₂O₅ 15%、K₂O 15%、S 10%)を 14.61g×3 回、TSP(牛糞堆肥 C 12.5%、C/N 比 10-25、pH 4-8、Kader Air 4-12%)を 20.34g×3 回、Yara Mila MUTIARA(化学肥料 N 16%、P₂O₅ 16%、K₂O 16%)を 15.58g×3 回施肥した。

なお、CLb、CLc においては、Yara Mila MUTIARA のかわりに Pupuk NPK Pealangi(化学肥料 N 20%、P₂O₅ 10%、K₂O 10%)18.73g×3 回が投入されていた。

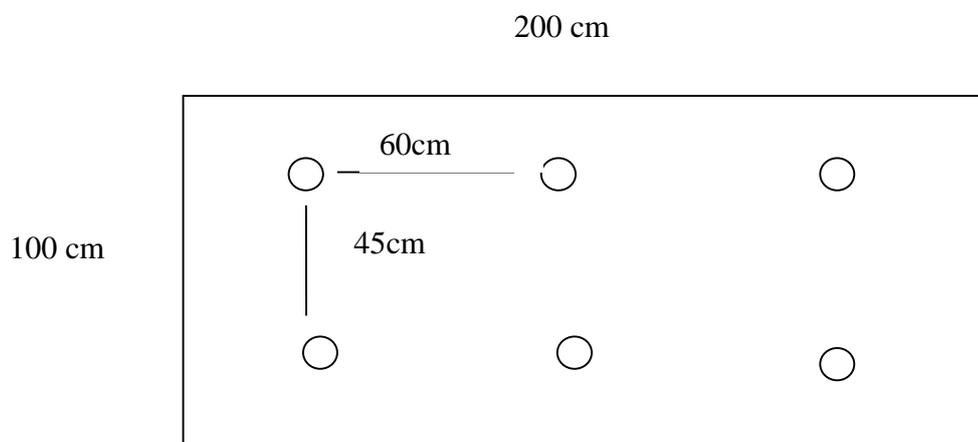


図 2-3. CLd の圃場図. 作付されている作物の株間が記載されている。

CLd・・・年間施肥回数 6 回、株数/m² 3 株

1 株当たり、1 回の施肥で土壌へ投入される量

尿素	11.23g
化学肥料 Phonska	14.61g
堆肥 TSP	20.34g
化学肥料 Yara	15.58g
合計窒素量	7.51g

施肥窒素量 1351kgN/ha/year

分析法

1) 土壌水分(乾熱法) (土壌環境分析法編集委員会、1997)

測定に用いる秤量管は前もって 105°C にした乾燥機(オーブン)で 5 時間以上乾燥させ、デシケーター内で室温まで放冷後(約 30 分)、化学天秤で精秤した(恒量を測る) (a)。湿潤細土を 5~10 g アルミ秤量管に取って精秤し(b)、105°C で 24 時間以上乾燥させた乾土の重量 (c)を測り、その減量 (b-c) をもって水分量とした。

$$\cdot \text{含水率} : (b-c) / (b-a) \times 100$$

2) 可溶性有機態炭素量 (SOC ; Soluble Organic Carbon)

採取湿潤土壌 10g に 50mL の超純水を加え、30 分間往復振とうした後、ろ紙(東洋ろ紙 6 号)でろ過し、抽出液を得た。抽出液中の可溶性有機体炭素は有機体炭素計(島津製作所 TOC-5000)を用いて 2 連で行った。検量線はフタル酸カリウムを用いて求めた。

3) WFPS

採土管の土壌サンプルを土壌三相計 DIK-1130(大起理化工業株式会社製)に 3 反復で供し、三相率および孔隙率を求めて、以下の式に代入した。

$$\cdot \text{WFPS} = (\text{液相}) / (\text{孔隙率})$$

4) pH (H₂O, KCl)

pH (H₂O, KCl) の測定はガラス電極法(土壌環境分析法編集委員会編 1997)を用いた。pH (H₂O) は土壌と超純水の比率が 1 : 2.5 となるように混合した後 1 時間放置し、懸濁液の pH を pH メーター(堀場製作所 pH METER D-52)のガラス電極を懸濁液に浸し、AUTO HOLD 機能を用いて測定した。

5) EC (電気伝導率)

EC の測定は 1 : 5 水抽出法(土壌環境分析法編集委員会編 1997)を用いた。土壌と超純水の比率が 1 : 5 となるように混合した後 1 時間振とうし、懸濁液の EC を EC メーター(東亜 DKK 社 EC METER CM-14P)を用いて測定した。

6) アンモニア態窒素量

土壌中のアンモニア態窒素量はニトロプルシッド法 (Anderson and Ingram, 1989) を用いて比色定量した。土壌 10g に 1 M 塩化カリウム溶液を 50mL 加え 30 分振とうした後ろ過し、そのろ液を抽出液とし測定に用いた。抽出液 1mL を試験管にとり、A 液を 5mL 加え混合し 15 分放置した。その後 B 液を 5mL 加え混合し、60 分間静置した後、分光光度計 (島津製作所 UV-1200V) で 655nm の吸光度を測定した。検量線は $0\sim 10\text{mgL}^{-1}$ の範囲で作製した。アンモニア態窒素量は以下の式を用いて算出した。

$$\text{アンモニア態窒素量 (mgN kg}^{-1}\text{ 乾土)} = x \times (50 + v) \times (1/1000) \times (1000/ f)$$

x : 測定液中のアンモニア態窒素濃度 ($\mu\text{gN mL}^{-1}$)

v : 湿潤細土 10g 中の水分量 (mL)

f : 湿潤細土 10g 中の乾土重 (g)

7) 硝酸態窒素量

土壌中の硝酸態窒素量はヒドラジン還元—ナフチルエチレンジアミン法 (林ら 1997) を用いて比色定量した。アンモニア態窒素の測定と同様に抽出を行い作製した抽出液はマグネシウムイオンと水溶性有機物による発色の障害を避けるために 10 倍に希釈した。希釈倍率はあらかじめ山砂を用いた予備実験で検討して決定した。この希釈液を 5mL 正確に試験管に採り、水酸化ナトリウム溶液を 1mL 加え混合後、銅試薬 (保存液を 500 倍に希釈したもの) を 1mL 加え混合し、次に硫酸ヒドラジン溶液を 1mL 加えて混合し 38°C の恒温槽内で 30 分間反応させた。その後 20% アセトン溶液を 1mL 加え混合し反応を停止させ、2 分後にスルファニルアミド試薬を 1mL 加え混合した。約 5 分後に NED \cdot 2HCl 試薬を 1mL 加え混合し 20 分後に分光光度計 (島津製作所 UV-1200) で 540nm の吸光度を測定した。検量線は $0\sim 1.0\text{mg L}^{-1}$ の範囲で作製した。硝酸態窒素量は以下の式を用いて算出した。

$$\text{硝酸態窒素量 (mgN kg}^{-1}\text{ 乾土)} = x \times 10 \times (50 + v) \times (1/1000) \times (1000/ f)$$

x : 測定液中のアンモニア態窒素濃度 ($\mu\text{gN mL}^{-1}$)

v : 湿潤細土 10g 中の水分量 (mL)

f : 湿潤細土 10g 中の乾土重 (g)

8) 全炭素量と全窒素量

土壌中の全炭素量および全窒素量は乾式燃焼法(土壌環境分析法編集委員会編 1997c)を用いて測定した。風乾細土をメノウ乳鉢を用いて微粉碎し 0.5mm の篩を全通させ風乾細微土とした後、風乾微細土約 500~1000mg をオートサンプラー付 CN コーダー(柳本製作所: MT-700)で測定した。検量線には馬尿酸を用い、40~70mg の範囲で作製した。

9) バイオマス炭素量(Inubushi *et al.*, 1991; Joerensen, 1996)

バイオマス炭素量の測定は、バイアル瓶内に土壌を調整し、培養器(日本医科機械製作所: LP-200-D)で 10 日間前培養した。分析は 3 反復で行った。

①クロロホルムくん蒸処理

市販のクロロホルムには安定剤としてエタノールが入っているのであらかじめこれを除去した。分液ロートにクロロホルム 50mL と蒸留水 100mL を入れ、よく混合した後に蒸留水を捨てた。蒸留水を交換してこの操作を計 5 回繰り返した。処理後のクロロホルムには無水硫酸ナトリウムを少量加え、脱水を行った。

100mL 振とう瓶に培養したくん蒸用土壌を入れた。くん蒸用のコックが付いたデシケーターの底部に 70~80°C の約 300mL の温水を入れ、くん蒸用の土壌の入った振とう瓶を、エタノールを除去したクロロホルム約 25mL と沸騰石を入れた 100mL 容ビーカー 2 個とともにデシケーターに入れた。デシケーターの蓋を閉め、水流アスピレーターで減圧し、沸騰石からの気泡の発生が始まってから 2 分後にコックを閉じた。この状態で 24 時間 25°C の暗所に静置し、くん蒸を行った。

くん蒸終了後、デシケーターのコックを開け、空気が入るのを確認してからデシケーターの蓋を開けた。なお、この際蓋が非常に開きにくいことがあるが、そうした場合にはデシケーターに温水をかけて開けるのが有効である。まずデシケーターの中からクロロホルムの入ったビーカーを取り出し、底部に溜まっている水を取り除いた。次に土壌からクロロホルムを除去するため新しい温水を入れ替えて、くん蒸した土壌の入った振とう瓶を再びデシケーター内に戻し、水流アスピレーターで減圧した。減圧は底部の温水から気泡が発生するのを確認した後 2 分間行い、その後徐々に空気を入れてから蓋を開けて中の温水を捨て、新しい温水を加えた。この操作を 5 回以上繰り返し、最後にクロロホルム臭が消えたことを確認した。

②土壌抽出液の作成

くん蒸後の土壌に 0.5M 硫酸カリウム溶液を 50mL 加え、30 分間往復振とうした後ろ過して得られた抽出液を測定に用いた。なお、非くん蒸用土壌もくん

蒸開始時に同様の方法で抽出した。

③可溶性有機態炭素

硫酸カリウム抽出液を超純水を用いて2倍に希釈後、希硫酸で pH を約2に調整し、有機態炭素計（島津製作所：TOC-5000）を用いて可溶性全有機態炭素量を定量した。測定は2連で行った。検量線はフタル酸水素カリウムの1000ppmC標準液を10倍希釈した100ppmCの溶液を用いて作成した。微生物バイオマス炭素量は、以下の式およびファクター（ F_c ）によって求めた。

微生物バイオマス炭素量（mgC/kg 乾土） = $F_c \times (C_F - C_C)$

C_F ：くん蒸土壌中の可溶性全有機態炭素量

C_C ：非くん蒸土壌中の可溶性全有機態炭素量

F_c ：1/0.45

バイオマス窒素量

バイオマス炭素で使用したのと同じ土壌抽出液を用いて測定した。可溶性全窒素の定量は、ペルオキシ二硫酸カリウム分解-ヒドラジン還元法を用いて行った。

①ペルオキシ二硫酸カリウム分解

くん蒸土壌及び非くん蒸土壌の土壌抽出液5 mLをポリカーボネート製ねじ栓付き遠沈管に採り、酸化試薬5 mLを加えて密栓した後、120°Cで30分間オートクレーブで分解を行い、放冷した。分解液を超純水で25倍に希釈し、供試液とした。供試液中の硝酸態窒素量は、ヒドラジン還元法を用いて定量した。検量線は硝酸カリウムを0.5M硫酸カリウムに溶かし、0~1.0 μ g N mL⁻¹の範囲で作成した。これら以外の操作は上記の硝酸態窒素量と同様に行った。

③微生物バイオマス窒素量の算出

微生物バイオマス窒素量は、以下の式およびファクター（ F_N ）によって求めた。

微生物バイオマス窒素量（mgC/kg 乾土） = $F_N \times (N_F - N_C)$

N_F ：くん蒸土壌中の可溶性全窒素量

N_C ：非くん蒸土壌中の可溶性全窒素量

F_N ：1/0.45

11) MPN-Griss 法によるアンモニア酸化菌、亜硝酸酸化菌、従属硝化菌測定法

Brans *et al.* (1999)、De Boer and Kowalchuk. (2001)を参考にマイクロプレートに ATCC480、ATCC929 培地を分注、それぞれ 25°C、28°Cで8週間培養した後、グリースイロスベ液より亜硝酸の有無を分析し、菌数を調べた。

12) MPN 法によるメタン酸化菌測定法

Saitoh *et al.* (2002)を培地、培養条件の参考にし、マイクロプレートに分注後、メタン及び酸素で置換したデシケーター内に 30°C 6 週間培養を行い、白濁からメタン酸化菌数の有無を確認、菌数をしらべた。

13) MPN 法による脱窒菌数測定

新編土壌微生物実験法を参考に NB 培地を利用、ジフェニルアミンで陽性の試験管気相を、ECD 装備のガスクロマトグラフィーで亜酸化窒素生成の有無を確認し、菌数を調べた。

14) クローズドチャンバー法

クローズドチャンバー（直径 20.8cm、高さ 14.2cm）を静置し、3 反復で測定した、チャンバー本体を設置後、およそ 5 分後にチャンバーにふたをかぶせ、5 分後、15 分後、25 分後にチャンバー内のガスを 30ml シリンジで採取し、22ml 真空バイアルビンに移す。実験室において採取したガス中のメタン、亜酸化窒素、二酸化炭素をそれぞれ FID 付きガスクロマトグラフィーGC-14B, Shimadzu, Japan)、ECD 付きガスクロマトグラフィーGC-14B, Shimadzu, Japan)、TCD 付きガスクロマトグラフィーGC-14B, Shimadzu, Japan)にて測定した。

FID-GC

カラム： ガラスカラム 長さ 2m 内径 2mm
カラム充填剤： Porapack-R80-100mesh
カラム温度： 50°C
インジェクター温度： 100°C
ディジェクター温度： 100°C
キャリアーガス： N₂(100kPa)
流速： 100mL/min

ECD-GC

カラム： ガラスカラム 長さ 2m 内径 2mm
カラム充填剤： Porapack-Q80-100mesh
カラム温度： 70°C
インジェクター温度： 120°C
ディジェクター温度： 280°C
キャリアーガス： PR ガス(100kPa)
流速： 35mL/min

TCD-GC

カラム：	ガラスカラム 長さ 2m 内径 2mm
カラム充填剤：	Porapak-Q80-100mesh
カラム温度：	40°C
インジェクター温度：	50°C
ディジェクター温度：	50°C
キャリアーガス：	He(100kPa)
流速：	100mL/min

測定したメタン、二酸化炭素、亜酸化窒素を以下の式で単位面積当たりの放出メタン炭素量、二酸化炭素炭素量、亜酸化窒素窒素量(F;mg/m²/h)に換算した。

$$F = \rho \times V/A \times (\delta C / \delta t) \times (273/T) \text{ (mg/m}^2\text{/h)}$$

ρ : ガス密度(kg/m³)

CH₄-C: 0.536

CO₂-C: 0.536

N₂O-N: 1.25

V: 体積(m³)

A: 底面積(m²)

$\delta C/\delta t$: ガス濃度平均増加速度(ppmv/h)

T: チャンバー内の平均気温(K)

15) DNA の抽出・PCR・DGGE

農業環境技術研究所：「PCR-DGGE による土壌細菌・糸状菌相解析法 Ver. 3.2 2008 年1 月28 日改訂」を参考におこなった。

シーケンスと系統解析：宇津木 (2010)を参考に行った。

16) 培養実験の処理区および培養条件

30ml 試験管に WFPS60%に調整した排水林の泥炭土壌 5g を加え、①コントロール区、②リター0.5g 添加区、③湛水区(深さ 3.0cm)、④湛水+リター0.5g 添加区に分け、ガス分析用 5 反復、抽出用、MPN 分析用に 20 本程度用意して 25°C 培養を行い、1 週毎にガスを分析した。なお、リターは排水林 DF の O 層より採取したリターを 5mm のふるいに通したものを利用した。

17) 測定値の統計処理方法

得られた測定値は各試験区ごとに平均値と標準誤差を算出し表示した。統計処理は SPSS (SPSS 社、13.0J) を用いて分析した。培養試験結果について、ANOVA 解析後、Tukey-Kramer の多重比較処理に供した。

2-3 結果

火災によって可溶性炭素・微生物バイオマス量、二酸化炭素フラックスが小さくなった。農地化によって土壤中硝酸濃度、二酸化炭素フラックスが著しく高くなった(表 2-1, 図 2-4)。

表 2-1. 土壤理化学性 (n=3, 平均値±標準誤差、2010 年 9 月土壤採取)

	pH	Total organic C (g kg ⁻¹)	Soluble organic C (mg kg ⁻¹)	Total N (g kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg kg ⁻¹)	WFPS (%)
Undrained natural forest	3.6 ± 0.2	504 ± 10	580 ± 23	13.3 ± 0.28	53 ± 13	0.03 ± 0.05	95 ± 2.0
Drained forest	3.8 ± 0.01	494 ± 1.0	562 ± 16	18.2 ± 0.04	173 ± 3.6	0.03 ± 0.02	57 ± 5.9
Burned forest-a	3.8 ± 0.02	537 ± 22	206 ± 21	15.6 ± 0.59	18 ± 2.8	1.39 ± 1.1	94 ± 4.1
Burned forest-b	3.8 ± 0.02	568 ± 9.4	153 ± 9.1	13.3 ± 0.26	16 ± 3.4	1.45 ± 0.10	51 ± 2.7
Cropland-a	4.2 ± 0.10	325 ± 0.8	86 ± 13	10.6 ± 0.11	64 ± 24	200 ± 3.0	56 ± 4.8
Cropland-b	3.7 ± 0.03	437 ± 14	138 ± 14	13.0 ± 0.31	439 ± 34	624 ± 11	52 ± 5.9
Cropland-c	4.3 ± 0.01	372 ± 4.4	118 ± 5.0	10.0 ± 0.01	3.0 ± 4.8	0.6 ± 0.01	53 ± 4.5
Cropland-d	5.1 ± 0.04	336 ± 1.1	141 ± 11	11.2 ± 0.16	18 ± 9.7	283 ± 0.59	61 ± 6.0

Cropland-a: companion cropping of maize (*Zea mays* L.) and spinach (*Spinacia oleracea* L.); Cropland-b: cassava (*Manihot esculenta* Crants.); Cropland-c: cassava (*Manihot esculenta* Crants.) and vegetables [e.g. egg plants (*Solanum melongena*), etc.] (Toma et al., 2011); Cropland-d: maize (*Zea mays* L.).

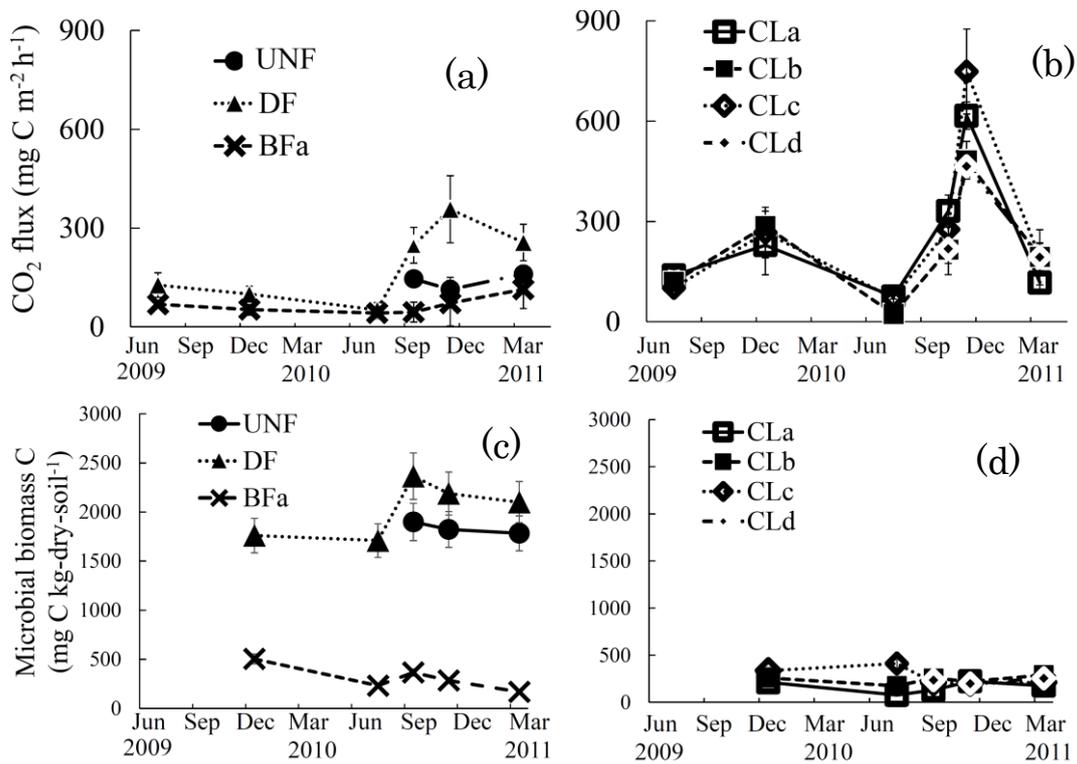


図 2-4. 森林(a)および農耕地(b)の二酸化炭素フラックス、森林(c)および農耕地(d)の土壌微生物バイオマス量の季節変化。UNF:自然林; DF:排水林; BFa-b:森林火災跡地; CLa-d:農耕地。

降水量が高くなるほど、亜酸化窒素フラックスが著しく高くなる傾向が森林・農耕地を問わず認められたが、農耕地土壌の亜酸化窒素フラックスは森林土壌の亜酸化窒素フラックスとくらべると 1000 倍程度高かった(図 2-5)。

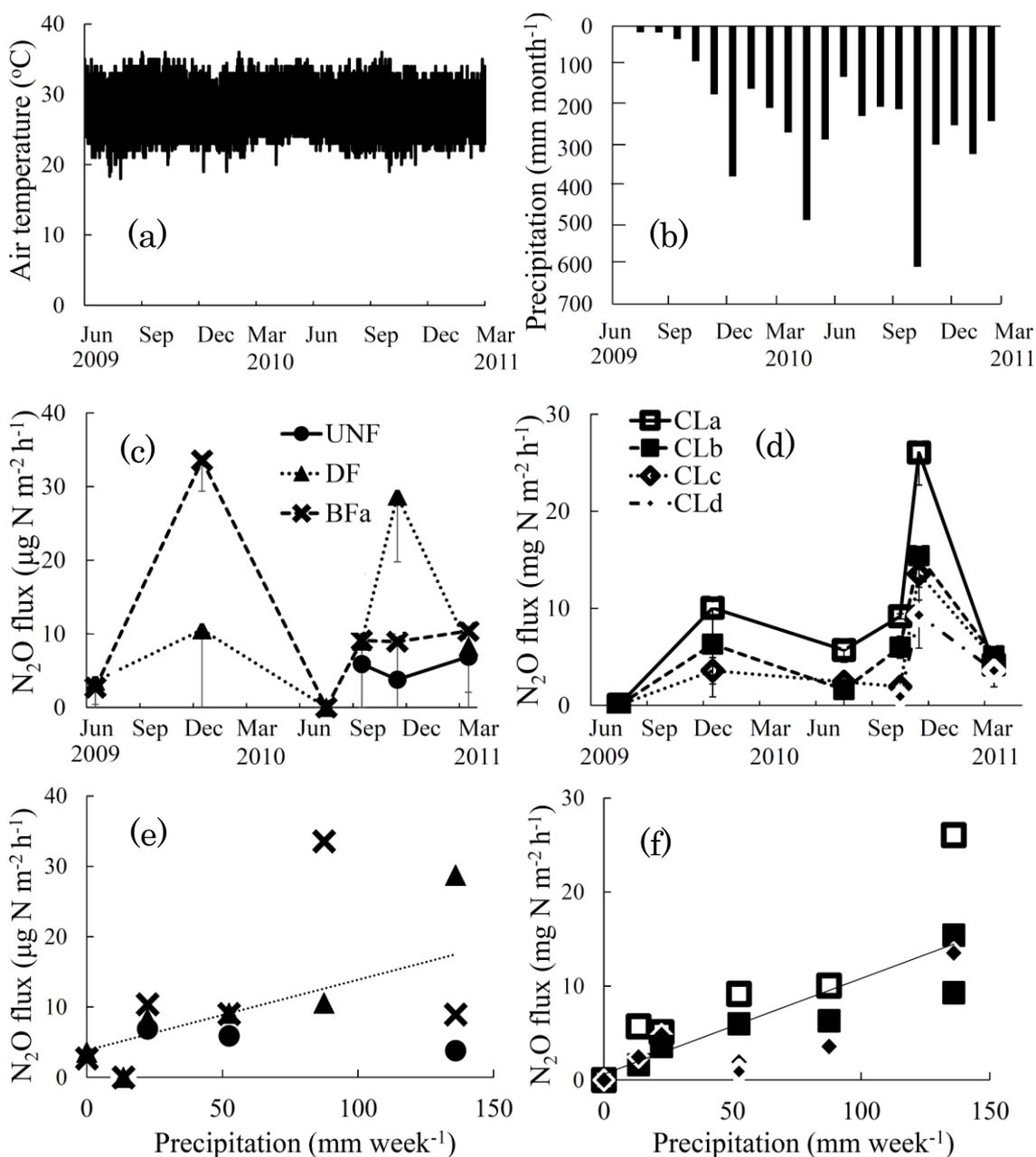


図 2-5. 気温(a)、降水量(b)、亜酸化窒素フラックスの季節変化[森林(c)、農耕地(d)、降水量と亜酸化窒素フラックス[森林(e; $p < 0.05$, $n = 15$), 農耕地(f; $p < 0.01$, $n = 21$)。UNF: 自然林; DF: 排水林; BFa-b: 森林火災跡地; CLa-d: 農耕地。

森林土壌では降水量と二酸化炭素フラックスの間で関係が認められなかったが、農耕地では降水量が高くなるほど二酸化炭素フラックスが高くなった(図 2-6)。森林土壌では亜酸化窒素フラックスと二酸化炭素フラックスで関係が認められなかったが、農耕地では二酸化炭素フラックスが高くなるほど亜酸化窒素フラックスが大きくなった(図 2-7)。

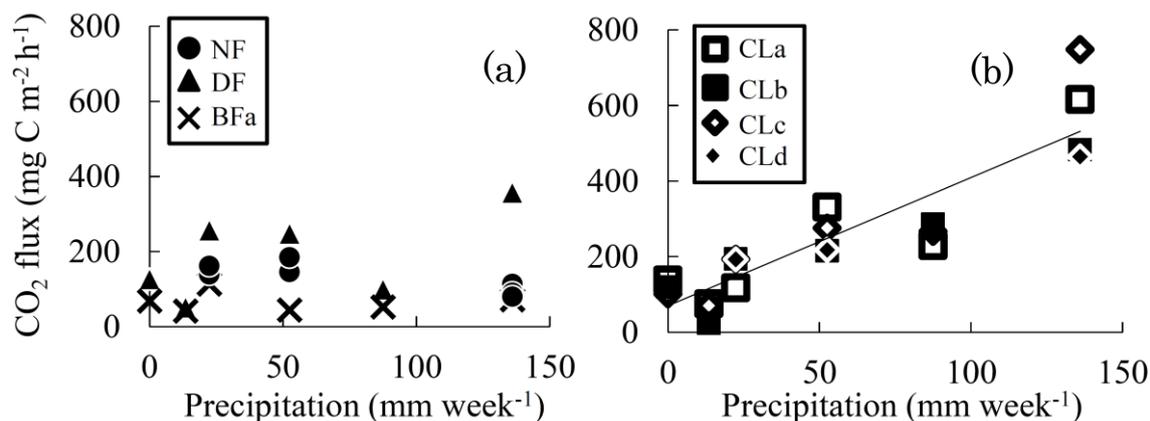


図 2-6. 降水量と二酸化炭素フラックスの関係[森林(a), 農耕地(b; $p < 0.01$, $n = 21$)]. UNF: 自然林; DF: 排水林; BFa-b: 森林火災跡地; CLa-d: 農耕地。

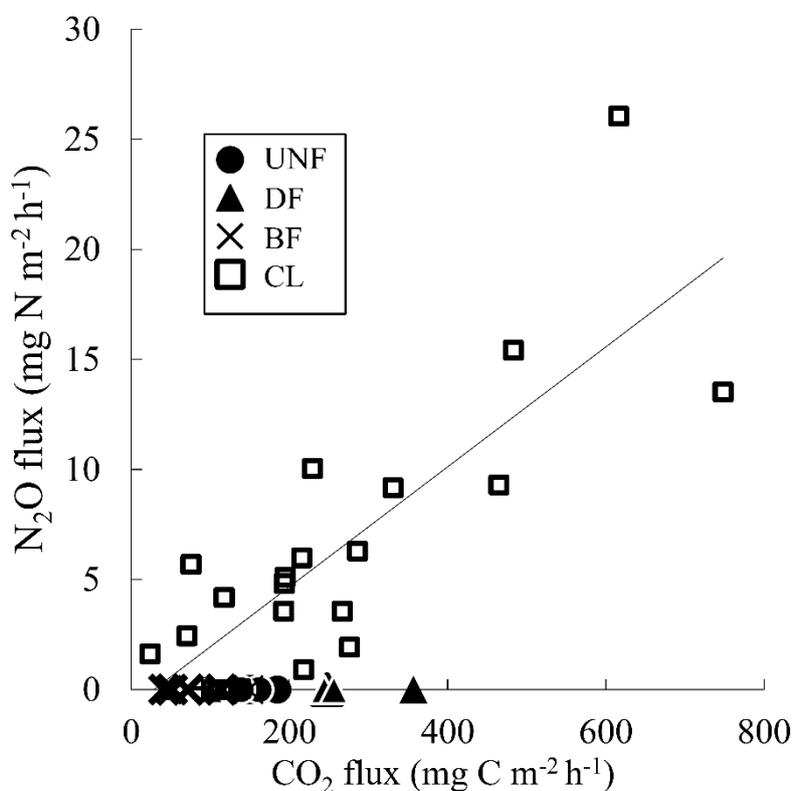


図 2-7. 二酸化炭素フラックスと亜酸化窒素フラックスの関係 (農耕地; $p < 0.01$, $n = 21$)。UNF: 自然林; DF: 排水林; BFa-b: 森林火災跡地; CLa-d: 農耕地。

森林土壌の二酸化炭素フラックスは降水量や亜酸化窒素フラックスと有意な関係を示さなかったが、土壌微生物バイオマス炭素量と有意な正の相関関係をしめした(図 2-8)。一方、農耕地土壌では土壌微生物バイオマスや可溶性炭素は二酸化炭素フラックスに有意な影響を示さなかった。

農耕地泥炭土壌の亜酸化窒素フラックスに関与する土壌環境因子を解析したところ、可溶性有機態炭素と微生物バイオマス窒素($p<0.01$, $n=21$)、微生物バイオマス窒素とアンモニウム酸化菌数($p<0.01$, $n=21$)、亜硝酸酸化菌数と亜酸化窒素フラックス($p<0.05$, $n=21$)の間で有意な相関関係が認められた(表 2-2)。

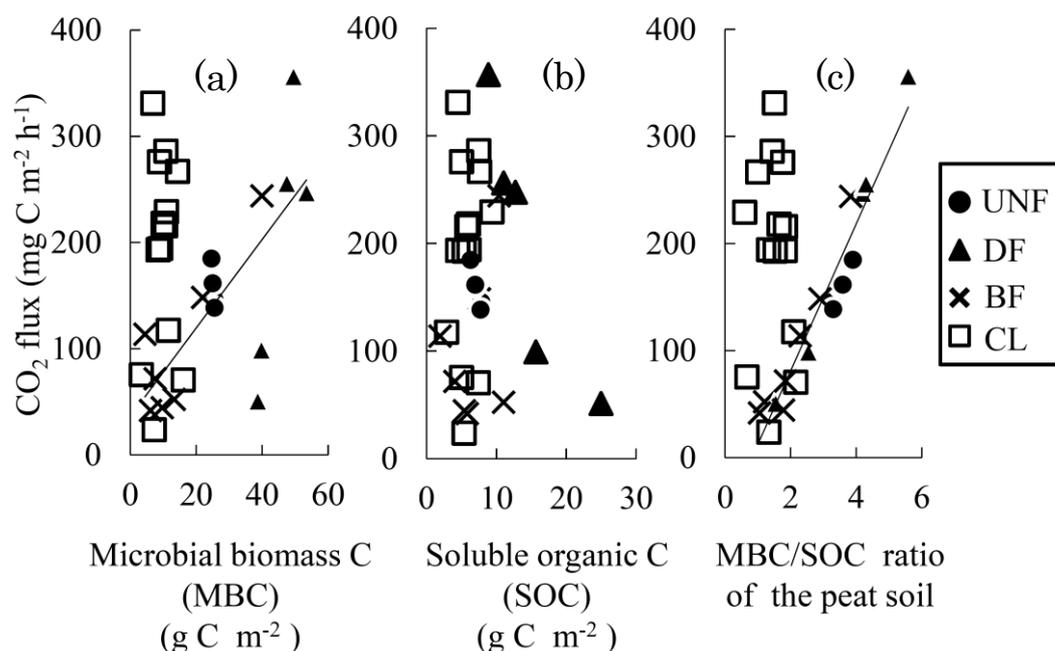


図 2-8. 土壌微生物バイオマス炭素(a), 可溶性炭素(b), 土壌微生物バイオマス炭素/可溶性炭素比と二酸化炭素フラックスの関係。UNF:自然林; DF:排水林; BFa-b:森林火災跡地; CLa-d:農耕地。

表 2-2. 農耕地泥炭土壌の理化学性と N₂O フラックスの相関行列

	pH	EC	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺ oxidizers	NO ₂ ⁻ oxidizers	SOC	MBC	MBN	N ₂ O flux
EC	-0.469*									
NH ₄ ⁺	-0.117	0.273								
NO ₃ ⁻	-0.507*	0.933**	0.314							
NH ₄ ⁺ oxidizers	0.066	-0.192	-0.110	-0.062						
NO ₂ ⁻ oxidizers	-0.474*	0.276	0.550**	0.461*	0.210					
SOC	0.626**	-0.273	0.279	-0.294	-0.408	-0.347				
MBC	0.311	0.264	-0.070	-0.276	-0.109	-0.258	0.598**			
MBN	0.532*	-0.168	0.318	-0.269	-0.586**	-0.396	0.922**	0.303		
N ₂ O flux	-0.100	0.030	0.360	0.024	0.276	0.485*	-0.299	-0.363	-0.222	
CO ₂ flux	0.048	0.124	0.258	0.282	0.365	0.469*	-0.371	-0.081	0.284	0.783**

pH, EC (mS m⁻¹), SOC: Soluble organic carbon (mg C kg-drysoil⁻¹),
 NH₄⁺ and NO₃⁻ (mg N kg-drysoil⁻¹),
 NH₄⁺ (ammonium) oxidizers and NO₂⁻ (nitrite) oxidizers (MPN g-soil⁻¹),
 MBN: microbial biomass nitrogen (mg N kg-drysoil⁻¹), N₂O flux (mg N m⁻² h⁻¹)
 (** and * denote significance at 1 and 5 per cent levels, n=21).

可溶性有機態炭素は微生物バイオマス炭素・微生物バイオマス窒素量共に有意な正の相関関係が見られたが、微生物バイオマス窒素($p<0.01$, $n=28$)は微生物バイオマス炭素($p<0.05$, $n=28$)よりもより強い相関関係を示した(図 2-9)。

可溶性有機態炭素・微生物バイオマス窒素が少ないほど土壤中硝酸濃度が高く、アンモニウム酸化菌数が多くなった(図 2-10)。

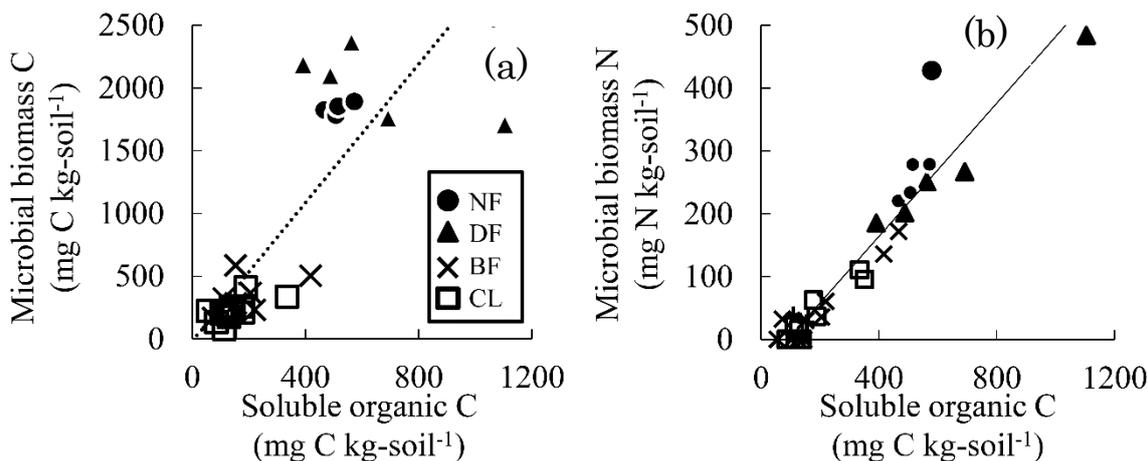


図 2-9. 可溶性炭素と微生物バイオマス炭素(a)および微生物バイオマス窒素(b)の関係。UNF:自然林; DF:排水林; BFa-b:森林火災跡地; CLa-d:農耕地。破線は5%有意、実線は1%有意。

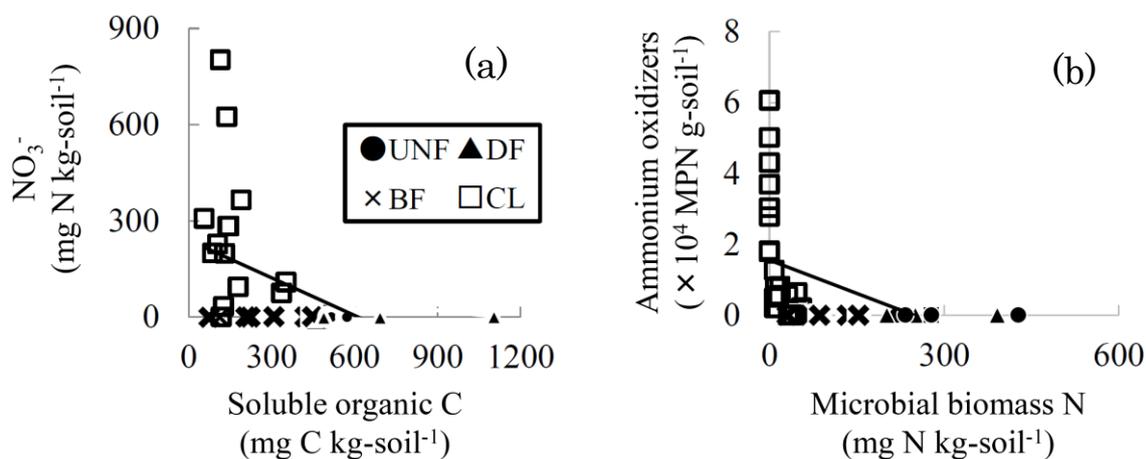


図 2-10. 可溶性炭素と硝酸濃度の関係(a)、微生物バイオマス窒素とアンモニウム酸化菌数の関係(b)。UNF:自然林; DF:排水林; BFa-b:森林火災跡地; CLa-d:農耕地。実線は1%有意。

農地土壌のアンモニウム酸化菌数、亜硝酸酸化菌数、脱窒菌数は農耕地土壌で森林土壌よりも多かった(図 2-11)。

該当調査地点の亜酸化窒素フラックス観測は 2002 年より継続されてきたが、年々亜酸化窒素放出量は増えてきており、我々の調査年度では既往の文献から報告されている最大値よりも大きかった($115 \pm 21.1 \text{ g N m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, 図 2-12)。

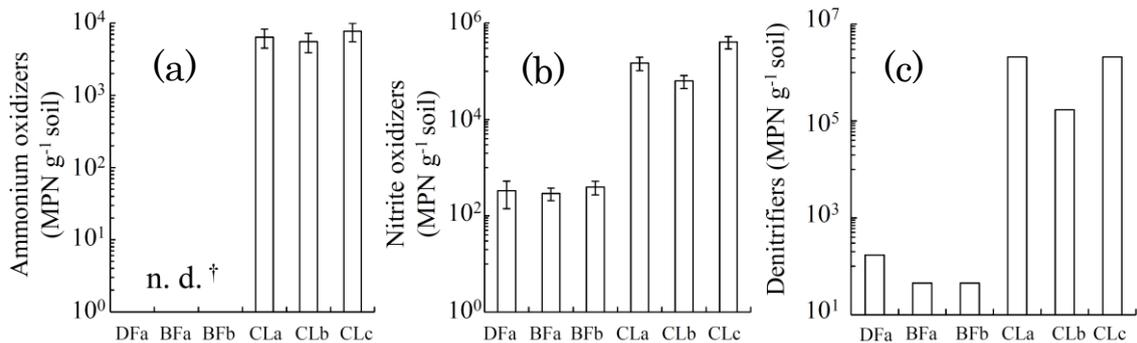


図 2-11. アンモニウム酸化菌数、亜硝酸酸化菌数、脱窒菌数。UNF:自然林; DF:排水林; BFa-b:森林火災跡地; CLa-d:農耕地。

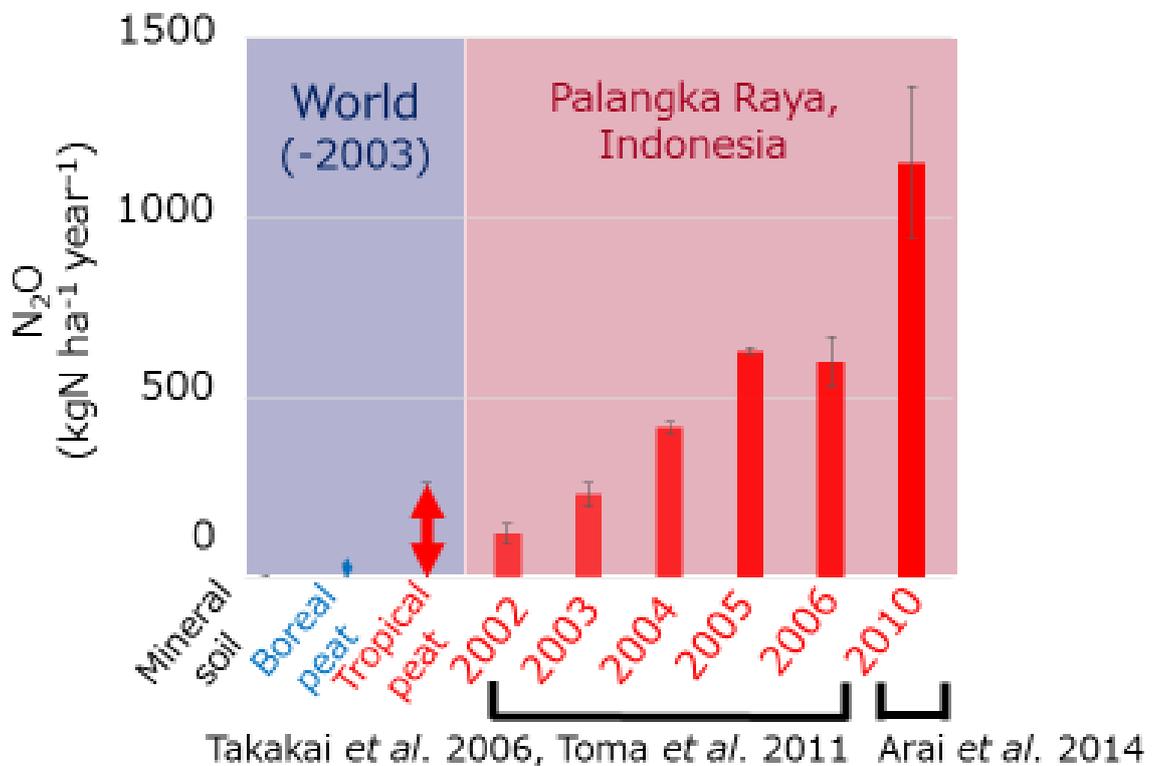


図 2-12. 世界の年間亜酸化窒素フラックスの範囲

火災跡地では土壌水分(WFPS)が比較的高くなり、メタンフラックスが高くなり(図 2-13)、メタン吸収微生物(メタン酸化菌)数が排水林よりも有意に少なくなる傾向が認められた(図 2-14)。

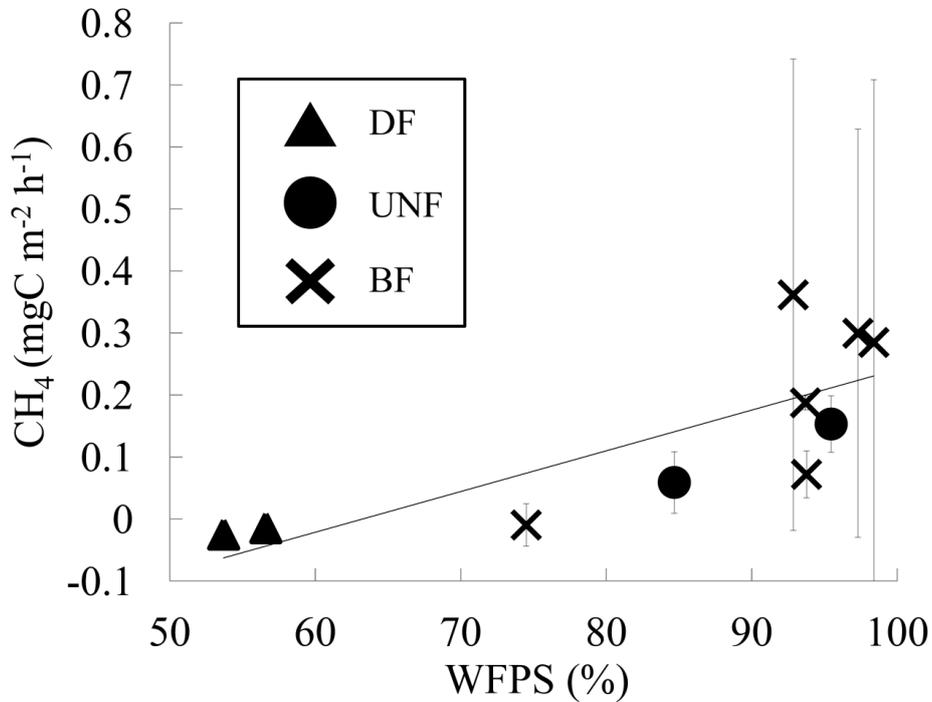


図 2-13. 土壌水分(WFPS)とメタンフラックスの関係。UNF:自然林; DF:排水林; BFa-b:森林火災跡地。実践は 5%有意を示す(n=10)。

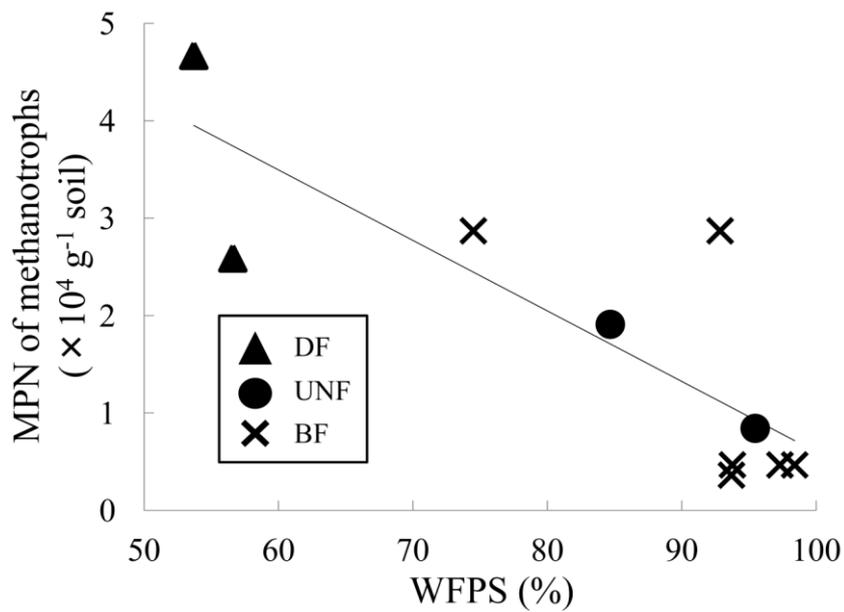


図 2-14. 土壌水分(WFPS)とメタン酸化菌数の関係。UNF:自然林; DF:排水林; BFa-b:森林火災跡地

PCR-DGGE 法を用いてメタン酸化菌の土壤中優占種を評価したところ、タイプ I の *Methylomonas* sp. に近縁な種が主に優占していた(図 2-15)。培養試験の結果、WFPS60%条件ではリター添加によりメタン酸化吸収活性が有意に高くなり、湛水培養してもリターを添加しない限り、メタン生成活性よりも吸収活性のほうが高い結果となった(図 2-16)。

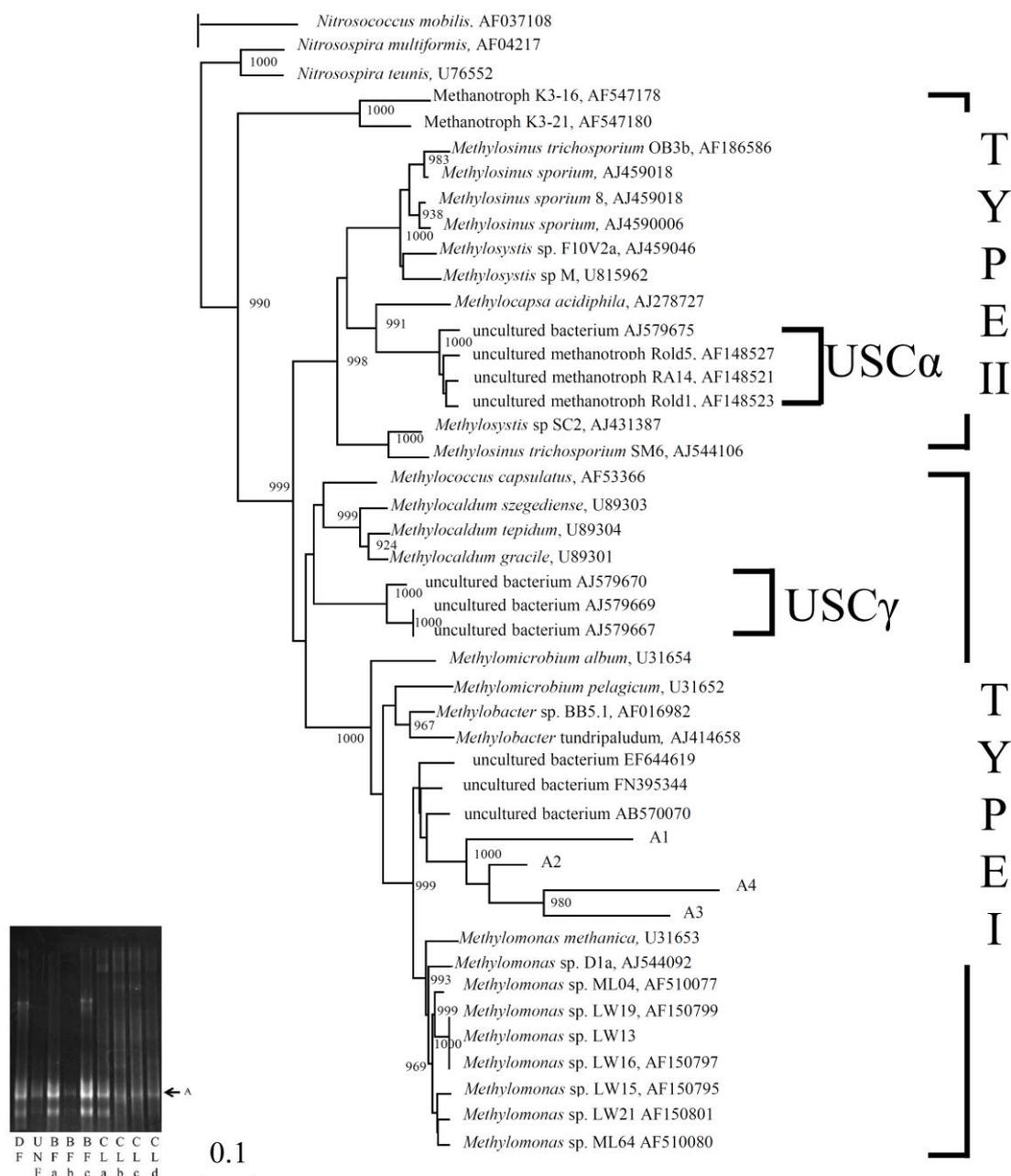


図 2-15. メタン酸化菌の PCR-DGGE の解析結果

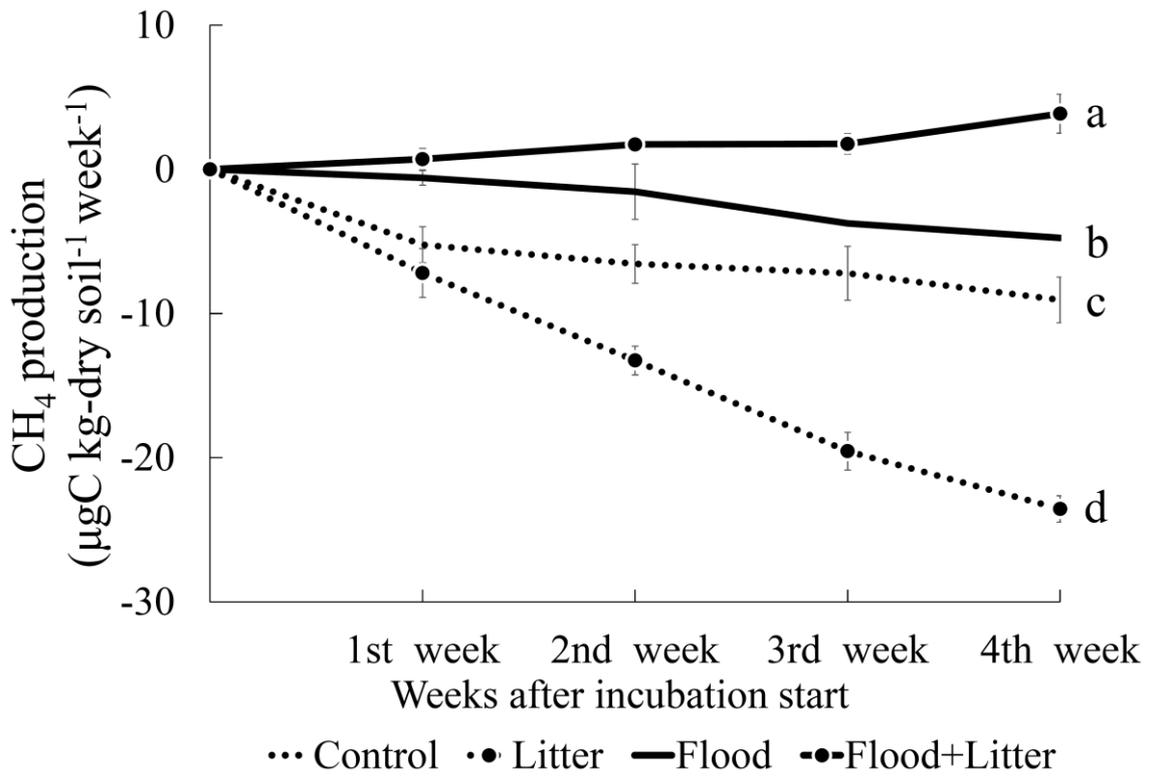


図 2-16. メタン生成/吸収能の培養試験結果

2-4 考察

熱帯泥炭地の農地化

排水された泥炭地(排水林・農耕地)土壤の二酸化炭素フラックスは自然林の二酸化炭素フラックスよりも高く、排水による泥炭土壤有機物の微生物分解の促進が認められた。特に、農耕地土壤の二酸化炭素フラックスは森林土壤のそれよりも高く、排水・施肥によって有機物分解が著しく進んでいると考えられた。森林土壤の二酸化炭素フラックスは土壤微生物バイオマス量によって制御されており(図 2-8)、排水林で自然林よりも微生物バイオマス量・二酸化炭素フラックスともに高くなっていたことから(図 2-4)、排水によって従属栄養微生物の活性が高められていると推察された。しかしながら、農耕地土壤においては、森林土壤よりも微生物バイオマス量が小さいものの二酸化炭素フラックスは森林土壤よりも高かった。特筆すべきは、森林土壤では降水量と二酸化炭素フラックスで有意な関係は認められなかったものの、農耕地土壤では降水量が高くなるにつれて、二酸化炭素フラックスが高くなった点と(図 2-6)、森林土壤・農耕地土壤いずれにおいても降水量は亜酸化窒素フラックスと有意な正の相関関係を示したが、スロープは農耕地土壤で森林土壤の 1000 倍ほど高くなった点である(図 2-5)。これらは、泥炭土壤の農耕地利用が、土壤環境を著しく変化させ、土壤有機物分解が降雨により強く影響を受けやすくなっていることを示唆していた。古川(2005)が報告するように、降水量が高くなるほど、土壤の通気性が劣化し、嫌気環境が発達しやすく、二酸化炭素フラックスは一般的に低くなると考えられているが、本研究結果ではむしろ二酸化炭素フラックスは高くなった。以上から、降雨による土壤の乾燥-再湿潤化によって土壤有機物組成・構造が変化し、土壤有機物分解が促されていたと考えられる。一般に乾土効果とよばれるこの現象は、土壤有機物の非生物的反応(科学的酸化・加水分解・易分解性有機物の水溶化および土壤孔隙への溶出化、固相からの分離、菌体外酵素による有機物の易分解性化など)によるものと考えられている(Kemmitt *et al.*, 2008; Sawada *et al.*, 2010)。しかしながら、本研究で観測された農耕地土壤の二酸化炭素フラックスの放出には、既往文献では認められていないほどの強力な亜酸化窒素の放出も伴っていたことから、脱窒(硝酸呼吸)による土壤有機物分解への寄与も考慮する必要がある(図 2-7)。

本研究によっておこなわれたガスフラックスの観測頻度は、正確な年間ガス放出量を計算するには不十分であるかもしれないが、同調査地でより高頻度に温室効果ガス観測を行った Toma *et al.* (2011)の計測結果と同様に、既往文献の値と比べても世界最大レベルの年間亜酸化窒素放出量が算出された ($55.1 \pm$

4.5– 115 ± 21.1 g N m⁻² year⁻¹, 図 2-12)。亜酸化窒素は質量あたりの温室効果が二酸化炭素の 298 倍強いことを考慮し(IPCC, 2007)、各温室効果ガス(二酸化炭素, メタン, 亜酸化窒素)を二酸化炭素等量に換算して年間総温室効果ガス放出量を算出すると、農耕地土壌から放出される温室効果ガスのうち 69.7–84.5%は亜酸化窒素によるものであると算出された。この結果は、泥炭土壌の農業利用は多量の二酸化炭素放出を引き起こすが、それ以上に亜酸化窒素放出のほうが深刻な環境負荷となっていることを示している。

森林土壌では土壌微生物バイオマス量および微生物バイオマス量/可溶性有機態炭素量比が二酸化炭素フラックスと有意な正の相関関係を示していたが、農耕地では認められなかった(図 2-8)。一方、農耕地では降水量が二酸化炭素フラックスと有意な正の直線関係を示していたが、森林土壌ではそのような傾向は認められなかった。このことは、森林土壌と農耕地土壌で温室効果ガス放出量を制御する環境因子が異なることを意味する。

泥炭土壌中の微生物バイオマス量の動態を解析した結果、土壌中の可溶性有機態炭素濃度は微生物バイオマス炭素よりも微生物バイオマス窒素により強い正の直線関係を示した(図 2-9)。さらに、可溶性有機態炭素は土壌中硝酸濃度と有意な負の相関関係を示した。これらの結果は、可溶性有機態炭素は炭素の有機化よりも窒素の有機化を促し、硝化を抑制している可能性を示唆している。農耕地土壌では可溶性有機態炭素は微生物バイオマス窒素量と正の優位な相関関係を示した。加えて、微生物バイオマス窒素はアンモニア酸化菌数と負の相関関係を示した。これらの結果は従属栄養微生物の基質である可溶性有機態炭素は従属栄養微生物の窒素吸収を促し、独立栄養型硝化菌と窒素競合(窒素飢餓)を引き起こしている可能性を示している。亜硝酸酸化菌数は亜酸化窒素・二酸化炭素フラックスと有意な正の相関関係を示し、硝化細菌の窒素飢餓は亜酸化窒素・二酸化炭素フラックスの発生量に密接に関与している可能性が考えられた。既往文献から、窒素飢餓が亜酸化窒素発生量を抑制している可能性が指摘されてきた(例えば Khalil and Inubushi 2007; Wang *et al.* 2011)。可溶性有機態炭素や微生物バイオマスの窒素飢餓に対する影響はほとんど報告されていないが、Cai *et al.*(2003)は土壌有機態炭素と微生物バイオマス炭素の関係と窒素飢餓を考慮して denitrification-decomposition (DNDC) model を用いた亜酸化窒素発生量の推定を行っている。本研究では SOC は二酸化炭素フラックスとは有意な関係を示さなかったが微生物バイオマス量と直線的な正の相関関係を示したことから、SOC 量が低い農耕地土壌では窒素飢餓が促され、二酸化炭素フラックスを高めずに亜酸化窒素を低減させる可能性が示された。以上から、温室効果ガス低減のために、土壌中の SOC 量を高く維持することで、窒素飢餓を促し、亜酸化窒素を低減する技術が期待された。本研究では SOC

量、即ち微生物の基質の量は二酸化炭素フラックスに影響しなかったが、SOCは炭素同化および呼吸を通じて菌体バイオマスおよび二酸化炭素へと転換されているはずと考えられる。興味深いことに、本研究の対象の森林土壌ではMBC/SOC比がMBCよりも強い相関関係を二酸化炭素フラックスと示し、熱帯泥炭土壌の微生物活性の指標としてMBC/SOC比がMBCよりも適切である可能性を示唆した。Sawada *et al.* (2008)は、土壌微生物は土壌環境中の易分解性有機物濃度が一定の閾値以上の条件下で、取り込んだ易分解性有機物を用いた菌体構成を行い、活発に二酸化炭素を放出すると述べている。この土壌微生物の性質に着眼すると、本研究にて森林土壌で認められたMBC/SOC比と二酸化炭素フラックスの直線関係は、土壌微生物の菌体構成によって泥炭土壌から放出される二酸化炭素放出が制御されている可能性を示唆した。しかしながら、この関係は森林土壌で認められたものの、農地土壌で認められなかった点について、今後さらに調査される必要がある。

結論として、土壌環境変化の土壌微生物バイオマスへの影響を考慮して、熱帯泥炭から放出される温室効果ガス放出量を評価する重要性が本研究から示された。特に本研究では、熱帯泥炭地の農地化によって各種土壌環境要因の温室効果ガス放出量への影響度を著しく変えていることを明らかにした。

熱帯泥炭林土壌からのメタン放出

対象の森林泥炭土壌の特性として高い孔隙率(88.7 - 91.8%)と炭素含有量が挙げられる(494 - 568 mg kg⁻¹)。以上から、対象土壌は、高い通気性を持ち、酸素が土壌中に供給されやすい環境にあることが示唆された。対象の泥炭土壌のWFPSは土地利用によって大きく異なり(53.7 - 97.3%)、排水林DFの泥炭土壌はその他の森林泥炭土壌と比べて低かった。対象の森林泥炭土壌では、WFPSが90%でかつ、土壌の炭素含有量が高いにもかかわらず、検出されるメタンフラックスは微量であった(-0.02 ± 0.01 - 0.36 ± 0.30 mg C m⁻² hr⁻¹, 図.2-13)。この数値はInubushi *et al.* (1998)の報告するサゴ(*Metroxylon sagu* R.)プランテーション泥炭地のメタンフラックス 0.83 ± 0.46 -1.04 ± 0.62 mg C m⁻² hr⁻¹、Melling *et al.* (2005)が熱帯森林泥炭地で報告しているメタンフラックス(-0.005 -0.008 mg C m⁻² h⁻¹)とほぼ同程度である。メタンの基質について、Segers (1998)は、泥炭土壌中のほとんどのメタンは、最近光合成によって大気から固定された若い有機態炭素に由来すると述べており、本研究では多量の腐植性有機態炭素が土壌に含まれているにもかかわらず、それらの有機物は難分解性のメタンの基質にはなりにくい木質性有機物であることが示唆された。以上より、熱帯泥炭土壌を構成する有機物そのものは、メタンの基質として作用していない可能性が示

唆された。本研究では、負のメタンフラックスも WFPS が比較的低い排水林 DF 土壌にて検出され、WFPS とメタンフラックスの間で正の優位な相関($r = 0.75$, $n = 10$, $p < 0.05$, 図.2-14)、メタン酸化菌数とメタンフラックスの間で負の優位な相関($r = -0.79$, $n = 10$, $p < 0.01$, 図 2-15)が認められた。既往の文献で報告されているように、WFPS が高くなるほど、土壌が嫌氣的になり、メタンフラックスが高くなる傾向が認められた。興味深いことに、本研究では、メタン酸化菌数が高くなるほど、メタンフラックスは低くなった。メタン酸化菌の *pmoA* 遺伝子を標的とした DGGE プロファイルは土地利用や土壌水分の影響を示さなかったが、採取した 4 つのバンドの塩基配列を解析した結果、メタン酸化菌タイプ I 型の *Methylomonas* spp. が同定された。Hanson and Hanson (1996) はメタン酸化菌群集をタイプ I 型(低親和性:高酸素濃度・低メタン濃度環境にて優占するタイプ)とタイプ II 型(高親和性:低酸素濃度・高メタン濃度環境にて優占するタイプ)に分別しており、本研究の DGGE 解析で検出されたメタン酸化菌の優占種はタイプ I 型であったこと、WFPS が低いほどメタン酸化菌数が増えたことから、熱帯泥炭土壌環境は、土地利用を問わず、タイプ I 型のメタン酸化菌の生育に適した高酸素・低メタン濃度環境であり、メタンフラックスに影響を及ぼすほど、タイプ I 型が優占している可能性を示した。熱帯森林土壌のメタン酸化菌群集を解析した先行研究として、Knife *et al.*(2005) はタイの再生林、トウモロコシ畑の無機質土壌を DGGE 解析に供した。結果、主に *Methylobacter* spp. や *Methylocystis* spp. が優占種として同定されたが、本研究で検出された *Methylomonas* spp. は検出されなかった。現在まで、*Methylomonas* spp. は水田の刈り株や田面水などから単離されており(Dianou *et al.*, 2012)、熱帯泥炭土壌のメタン酸化菌群集は熱帯無機質土壌よりも水田の好気環境により近い可能性が示された。

培養実験の結果、WFPS 約 60%・好気条件下で培養した場合(コントロール区およびリター添加区)、湛水培養区で有意なメタン酸化活性が確認された。興味深いことに、湛水培養を行ってもメタン酸化活性のほうがメタン吸収活性よりも高くなった。この結果は、泥炭土壌中に豊富に含まれる腐植性有機物は難分解性であり、メタンの基質として働いていないことを示している。湛水処理によってメタン酸化活性が抑えられていたが、リター添加処理によってメタン酸化活性が有意に高められたことから、リターなどの未分解易分解性有機物が土壌に供給されなければメタン生成は起こらないため、泥炭土壌中の腐植性有機物はメタン生成において副次的な役割を持つにとどまっていると考えられる。有意なメタン生成活性は、湛水+リター添加区でのみ検出された。湛水条件下では、リター添加によって有意にメタン生成活性が高められた一方、非湛水好気条件下ではリター添加によって有意にメタン吸収活性が高められた。加えて、

ANOVA 解析の結果、リター添加処理と湛水処理による有意な交互作用が認められた($p < 0.001$)。以上から、湛水処理によってリターのメタンへの分解が加速されるものの、好条件ではリターはメタン生成よりもメタン酸化反応をより加速させていることがわかった。既往の研究においても、グルコースの土壌への添加や糸状菌の活発な活動によってメタン酸化活性が高められることが報告されており(Murase and Frenzel, 2007; Xu and Inubushi, 2007)、土地利用変化に伴う植生やリター供給量の変化は土壌のメタン酸化量を変化させる可能性が示唆された。泥炭地の排水は土壌微生物によるメタン酸化を促すかもしれないが、火災によって泥炭が消失・沈下することで再び湛水条件下になり、メタンを放出する可能性や、リター供給能を低下させ、メタン酸化活性を弱める可能性が考えられる。

熱帯泥炭林土壌のより持続的生産性を高める水・炭素管理

同サイトにて、荒廃した泥炭地の植林に適した樹種のスクリーニングが行われた結果、湛水環境化でも活着率の高い *Shorea Balangeran* (フタバガキ科) の樹種の有望性が示された(Tawaraya *et al.*, 2003; Turjaman *et al.*, 2007, 2011)。さらに *Shorea Balangeran* は (1) 当地泥炭湿地林の自生種であり、生物多様性保全の点で安全であり、(2) 優れた苗木生産性をもち (*Shorea* 属には珍しく種子の採取が毎年可能、発芽率が高く種子の取り扱いが容易、な苗木生産が容易で得苗率がほぼ 100%)、(3) 植栽・育林への高い適性(活着率約 90%でかつ成長も良く、現地住民に高い達成感を与えやすい)、(4) 高い炭素固定能を持っていることが検証されている(大崎, 2014)。以上のように、成長率・植林効率がその他の樹種と比べて高いだけでなく、経済的需要(建築用資材)も高いことから、環境造林・産業造林に最も高い適性を示す樹種であると考えられている(図 2-17)。通常、成長率・植林効率と経済的需要はトレードオフの関係にあるとされるものの、*Shorea Balangeran* は例外的に、そのどちらも高い樹種として期待された(大崎, 2014)。

Discovery of co-benefit tree : *Shorea balangeran*

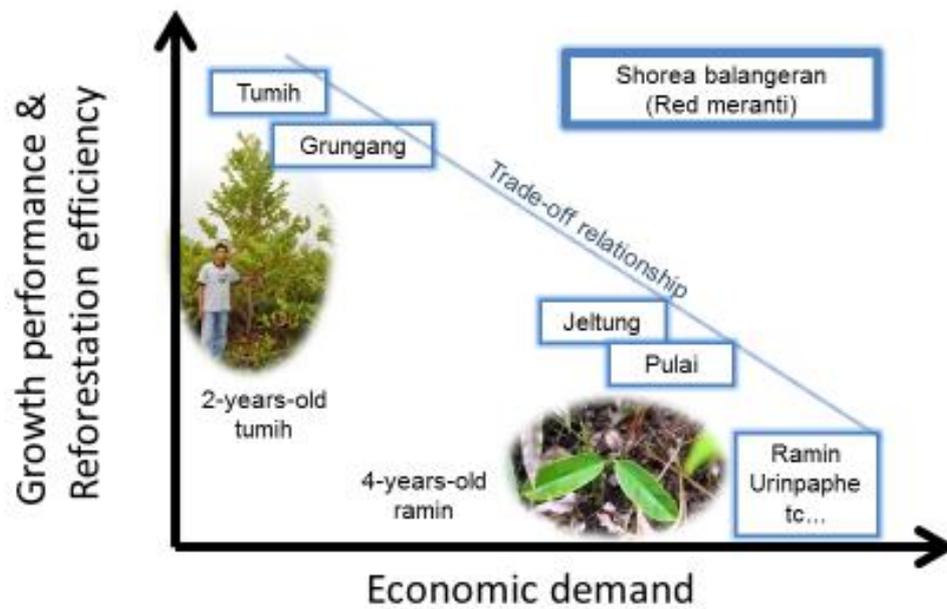


図 2-17. *Shorea Balangeran* の高い、成長率・植林効率および経済的需要 (大崎, 2014)

2-5. 要旨

湛水し、微生物分解が抑えられ、膨大な有機物が土壌中に蓄えられた熱帯泥炭地(熱帯有機質土壌)は、重要な炭素貯蔵庫の一つであると考えられている。しかしながら、泥炭地の農地開発を目的とした排水路の建設が進み、泥炭地の水位が過剰に下がり、土壌有機物分解の促進・泥炭火災の深刻化が引き起こされてしまっている。結果、熱帯泥炭地が炭素の貯蔵庫から、二酸化炭素の放出源へと変わってしまっている。また、排水や森林火災による泥炭分解は二酸化炭素の放出だけではなく、亜酸化窒素やメタンの放出にも影響することが知られている。本研究では排水によって、強力な二酸化炭素放出が報告されているインドネシア中央カリマンタンの熱帯泥炭地において、森林火災・農地化が、泥炭土壌分解に由来する温室効果ガス放出に及ぼす影響を、土壌微生物学的解析法を用いて評価した。

2009年6月~2011年11月の間、インドネシア中央Kalimantang, Palangka Raya (S02° 20' E 114° 02')の自然林・排水林・火災跡地・農耕地にて土壌および空気試料を採取した。採取された試料は温室効果ガスフラックス計測・土壌理化学性・微生物性の分析、培養実験に利用した。

排水林土壌にて排水されていない泥炭地の土壌よりも高い二酸化炭素フラックスが観測された。特に、排水された後、農地化した泥炭地で、世界最高レベルの亜酸化窒素・二酸化炭素フラックスが観測されたことから、泥炭地の排水・農地化によって泥炭地が強力な温室効果ガス放出源になっていることが明らかになった。また、土壌中の可溶性炭素量が多いほど、土壌中の窒素は土壌微生物の菌体に取り込まれ、有機化される傾向がみられたこと、窒素の有機化が進むほど、土壌中硝化菌数が減り、亜酸化窒素フラックスが削減されたことに加え、二酸化炭素フラックスと土壌中可溶性炭素量の間で関係が認められなかったことから、土壌へ有機体炭素を供給することで二酸化炭素放出量へ影響を及ぼさずに亜酸化窒素放出量を削減できる可能性が示された。一方、湛水した泥炭地では、高い土壌水分および土壌中有機物含量にもかかわらず、観測されたメタンフラックスは、二酸化炭素フラックスと比べて無視できるほど小さかった。メタン酸化菌群集構造およびその菌数動態を評価した結果、現地の土壌は低メタン濃度環境に適応した微生物菌群集構造となっており、調査した熱帯泥炭地は例え、湛水していてもメタンを放出しにくい土壌であることがわかった。これらの結果から、泥炭地の排水・農地化によって、泥炭土壌が温室効果ガスの吸収源から強力な放出源となっていることが示された。今後、泥炭地の排水を防ぎ、湛水条件に高い適応性を示す樹種で植林することが、泥炭地の強力な温室効果ガス放出を防ぐ上で重要であることが示唆された。

第3章 集約的水稻生産が行われている熱帯湿地の人為的温室効果ガス放出 —熱帯無機質土壌湿地内の集約的農地での観測—

3-1 背景および目的

前章にて、熱帯泥炭地(熱帯有機質土壌の自然林・農地)から放出される温室効果ガス発生量・過程に現地の水・炭素管理の及ぼす効果が定量的に議論された。しかしながら、熱帯無機質土壌についての議論はまだ行われていない。そこで本章では、熱帯無機質土壌の中でも、特に強力な温室効果ガス(メタン)放出源であろう熱帯水田(熱帯無機質土壌の農地)を対象に議論する。

本章では、水稻の三期作が行われているベトナム・メコンデルタにてAWD(Alternate wetting and drying)節水灌漑技術の導入によって、水稻生産性に負の影響を及ぼさず、メタン発生量がどの程度削減できるかどうか検証するため、現地慣行の稲わら管理を考慮して、現地の農家水田で圃場試験を行った。

3-2 実験法

調査地

詳細については新井(2013)に記載してあるが、概要は以下の通りである。

メコンデルタ中央部・沖積土壌地帯に位置し、水稻の三期作が行われている農村集落 Tan Loi2 を対象に、2011 年 9 月～2012 年 9 月の間、調査活動を行った (Tan Loi 2 hamlet, Tan Hung ward, Thot Not district, Can Tho city. GPS: N 10°17'52", E105°54'28")。対象地域は、河口から 100km 離れているにもかかわらず、標高は 2m 程度の低地であるために、潮汐に由来する河川水位の大きな日変動・年変動を示す。灌漑主水路の用水路の水位は 1 日に 1m 近くまでの大きな変化をみせ、水位が高まった時に灌水を行う潮汐灌漑が主な灌漑方法となっている。水位が低い時期にはポンプ灌漑が行われるため、AWD により慣行灌漑法よりも必要灌水量・灌漑コストを下げられる可能性がある。日変動を利用した潮汐灌漑が現地の一般的な灌漑様式となっているが、9 月上旬に水位が高くなりはじめ、2 か月間水位が下がらなくなる年変動により、毎年緩慢な洪水が発生する。

水位が減少しはじめる 11 月上旬ではポンプによる強制排水が 2-3 日間行われた後、速やかに圃場の均平化・播種が行われ、三期作が開始される。次の洪水が始まるまでのおよそ 10 か月間は、以下のような 3 作期に大別される([1] 冬春作(11 月中旬～2 月下旬)、[2] 春夏作(3 月上旬～6 月上旬)、[3] 夏秋作(6 月中旬～9 月中旬))。収穫後、速やかに灌水して土壌を軟化させ、稲わら処理・レベリングなどの整地作業・播種が行われるため、収穫後、次作期の播種までおよそ 1 週間程度しか休閑期がない(ただし、洪水期間は除く)。以上から、水稻の三期作地域において、洪水期間を除けば休閑期はほとんどなく、唯一ながい休閑期といえる洪水期間においても、土壌が湛水していることから、三期作を行うことで、土壌は 1 年中ほぼ常時湛水条件化にあるといえる。これに伴い、対象地の水田土壌は還元環境が強く発達して水稻根の生長を阻害している懸念があり、AWD 灌漑によってもたらされる土壌の酸化的環境が水稻根の発達を促す可能性が期待される。

対象集落の中央に位置する Pham Thanh Ut 氏の水田圃場 1.3ha のうち、0.78ha を試験圃場に設定した(図 3-1)。上述の水・稲わら・施肥・管理・利用品種情報を参考に、試験圃場の管理条件を決定した。試験圃場内に常時湛水区・AWD 灌漑区を入子状に設けた。水管理法は AWD 灌漑を行う以外は現地慣行法に従って決められた。播種後、種子根の活着を図るため、土壌水分が水飽和状態になるよう、極力圃場水位を土壌表面から下がらないように 7 日間管理した。その後 7 日間、常時湛水(圃場水位 0-5cm)で管理し、AWD 灌漑を開始し、常時湛水区は落水まで常時湛水処理を続けた。AWD 灌漑区では灌水を停止しするが、圃場水位が

地下 15cm に達した時点¹で灌水を行う。この作業を出穂開始日²まで繰り返した。出穂開始後 10 日間は高温障害を避けるため、常時湛水処理を続けた(Rejesus *et al.*, 2011)。その後、収穫予定日 2 週間前まで AWD 灌漑を再開した。収穫予定日 2 週間前を落水日とし、落水処理を行った(ただし、夏秋作については、落水ができなかったため、灌水停止のみとした)。なお、施肥については、慣行農法に従い、Ut 氏のスケジュールの元、毎作期 4 回ずつ行われ、各施肥前には水位を問わず、AWD 圃場も灌水を行った。

それぞれの水管理区を 3 つずつ分けた異なる有機物管理区(稲わら還元区・稲わら灰還元区・稲わら持ち出し区)を各々無作為に配置した(図 3-2)。以上から、試験区は以下、合計 6 処理である。

- ① 常時湛水 + 稲わら全量還元区
- ② 常時湛水 + 稲わら灰還元区
- ③ 常時湛水 + 稲わら持ち出し区
- ④ AWD 灌漑区 + 稲わら全量還元区
- ⑤ AWD 灌漑区 + 稲わら灰還元区
- ⑥ AWD 灌漑区 + 稲わら持ち出し区

稲わら還元区では収穫時に発生した稲わらを、次作期播種前に行われる圃場均平化作業時に土壤中に投入した。稲わら灰還元区では冬春作・夏春作において、各試験区土壌表面に稲わらを散布して火を這わす「野焼き」方式を採った。夏秋作期収穫時においては、洪水によって圃場水位が高いことから、我々の試験圃場では「野焼き」方式は採用が困難であった。しかしながら、いくつかの周辺農家では洪水発生前に収穫・「野焼き」を行っていたので、本試験においても稲わらを一度圃場外に持ち出し、各処理区毎に 1 日かけて燃焼し、灰を各処理区へ還元した^{3,4}。稲わら持ち出し区は刈り株残差は土壌に還元するものの、粃と同様刈り

1 宙水位計の読み取り値

2 出穂した穂が全穂の 5%に達した日

3 直径 2m、深さ 50cm ほどの穴を掘り、トタン板で地面を覆い、稲わら焼却処理に利用した。償却期間中の雨の影響を回避するため、ビニルシート製の雨よけを利用した。

4 稲わらの焼け残りが調査地域で多くみられ、焼却処理後でも圃場に焼け残りの稲わらが土壌に還元されていた(図 20)。そのため、稲わら全量還元区と稲わら全量焼却灰還元区、稲わら持ち出し区の 3 稲わら処理区を用意し、各稲わら処理条件下での AWD 灌漑が水田からの温室効果ガス放出量に及ぼす影響を調査した。稲わら施用は一般にメタンの発生を促すことから、現地の稲わら焼却処理水田(焼け残り多)からのメタン放出量は、本試験圃場における稲わら施用区と稲わら灰施用区からのメタン発生量の間となることが想定される。

取られた稲わら部分は圃場に戻さず、土壤に還元しなかった。

稲わら投入量、稲わら燃焼量、持出し量を以下の式で計算するため、刈り株残差の草丈を各試験区で75反復ごとに測定した。

全稲わら発生量(t/ha)

=坪刈(2m×2m)時に採取された地上部植物体乾物重 (ただし、籾と根は除く)

稲わら刈り株残差量(t/ha)

=全稲わら発生量(t/ha)×(刈り株草丈/坪刈前草丈)

稲わら持出し量または焼却量(t/ha)

=全稲わら発生量(t/ha)－稲わら刈り株残差量(t/ha)



図 3-1. 試験対象集落 Tan Loi 2 と圃場位置(Google earth より作成)
 CF・・・常時湛水区、AWD・・・AWD 灌漑区

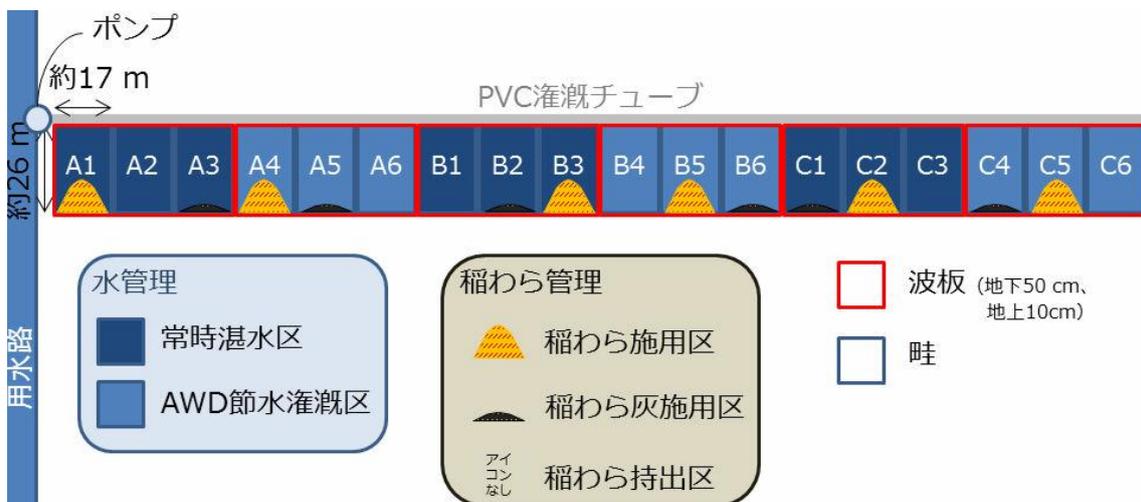


図 3-2. 試験圃場

調査法

- ・ 灌水量

水口に流量計を設置し、ポンプ灌漑によって灌水された水流量を測定した。

- ・ 水位計(目視)

U20 水位・水温ロガ- (HOBO 製) を用いて測定した。

- ・ ガス放出量測定

畦畔から 5m 離れた位置に塩ビ製のガス採取用チャンバー台座を設置した。ガス採取時には 60cm×80cm×100cm の透明アクリル製チャンバー台座のうえに静置し、静置 5 分後、25 分後にシリンジでガス採取した。採取したガスは 10ml バイアル瓶に速やかに移され、実験室へ輸送した。実験室において採取したガス中のメタン、亜酸化窒素、二酸化炭素をそれぞれ FID 付きガスクロマトグラフィーGC-14B, Shimadzu, Japan)、ECD 付きガスクロマトグラフィーGC-14B, Shimadzu, Japan)、TCD 付きガスクロマトグラフィーGC-14B, Shimadzu, Japan)にて測定した。

FID-GC

カラム：	ガラスカラム 長さ 2m 内径 2mm
カラム充填剤：	Porapak-R80-100mesh
カラム温度：	50℃
インジェクター温度：	100℃
ディジェクター温度：	100℃
キャリアーガス：	N ₂ (100kPa)
流速：	100mL/min

ECD-GC

カラム：	ガラスカラム 長さ 2m 内径 2mm
カラム充填剤：	Porapak-Q80-100mesh
カラム温度：	70℃
インジェクター温度：	120℃
ディジェクター温度：	280℃
キャリアーガス：	PR ガス(100kPa)
流速：	35mL/min

TCD-GC

カラム：	ガラスカラム 長さ 2m 内径 2mm
カラム充填剤：	Porapak-Q80-100mesh
カラム温度：	40°C
インジェクター温度：	50°C
ディジェクター温度：	50°C
キャリアーガス：	He(100kPa)
流速：	100mL/min

測定したメタン、二酸化炭素、亜酸化窒素を以下の式で単位面積当たりの放出メタン炭素量、二酸化炭素炭素量、亜酸化窒素量(F;mg/m²/h)に換算した。

$$F = \rho \times V/A \times (\delta C / \delta t) \times (273/T) \text{ (mg/m}^2\text{/h)}$$

ρ : ガス密度(kg/m³)

CH₄-C: 0.536

CO₂-C: 0.536

N₂O-N: 1.25

V: 体積(m³)

A: 底面積(m²)

$\delta C/\delta t$: ガス濃度平均増加速度(ppmv/h)

T: チャンバー内の平均気温(K)

・ Eh

ヒロセ理科製白金電極を深さ 5cm にガス採取用台座内に設置し、ポータブル土壌 Eh/pH 計 PRN-41(藤原製作所)を用いて測定した。

・ 土壌ガス中硫化水素濃度

土壌ガス中の硫化水素濃度を 1 週間ごとに測定するため、長さ 45 cm の 3 本の土壌ガス採取用のステンレス製チューブ(内径 3 mm, 外径 5 mm)を、長方形の各圃場の約 17 m 長の側辺から約 5 m、約 26 m 長の側辺から約 8 m 離れた地点に、5 cm, 10 cm, 20 cm の深さごとに挿入した。その後、管内の土壌を直径 3 mm のステンレス棒で押し出し、各土壌ガス採取用チューブの上端には三方活栓を接続し、その接続部をシリコンゴム・チューブで覆い土壌ガス採取用チューブ

ブ上端を密閉可能とした。その後、土壌ガス採取管上端に接続された三方活栓から 20 ml の灌漑水を土壌ガス管内に充填し、三方活栓を閉じて密閉した。

1 週間後、三方活栓付シリンジを再び土壌ガス採取管上端に接続された三方活栓に接続し、土壌ガスおよび管内土壌溶液計 20 ml を採取した。シリンジ内の土壌ガス体積量をシリンジの目盛から読み取り、記録した。

採取直後、土壌ガス・土壌溶液 20 ml を採取した三方活栓付シリンジを、controlled potential electrolysis-single gas sensor Toxi RAE 3 (RAE Systems, Inc. USA) の gas inlet に、ガスが漏れないように接続し、シリンジ内の土壌ガスのみをガスセンサーの gas inlet に速やかに(1 秒以内に)流し込んだ。土壌ガスをガスセンサーに供した直後から、センサーに表示される硫化水素濃度(ppm)は上昇し、ピークに達した後、低下した。本試験では、このピーク時の濃度を記録した。

Gas sensor の読み取り値と実際に供した土壌ガス H₂S の濃度は、供する土壌ガスの体積によって異なるため、10 ppm の H₂S 標準ガスを 1 ml, 5 ml, 10 ml, 15 ml, 20 ml、それぞれ計 3 回ずつ 1 秒以内に注入したところ、以下の関係が得られた。

$$ac / prc = 3.0408 \times (ap \times vg)^{-0.089} \quad (n = 15, R^2 = 0.85)$$

ここで、*ac* は供試標準ガスの硫化水素濃度(actual H₂S concentration; ppm)、*prc* は硫化水素ガスセンサーの読み取り値(peak of the reading concentration of the Toxi RAE 3 H₂S sensor; ppm), *ap* は大気圧(atm), *vg* はガスセンサーに供した標準ガスの体積(volume of applied standard gas, ml)。

この関係が土壌ガス試料においても成り立つと仮定し、以下により、ガスセンサーに供した土壌ガス体積(ml)およびピーク時の硫化水素濃度読み取り値(ppm)から各土壌ガス試料の硫化水素濃度を推定した。

$$\text{Soil H}_2\text{S concentration} = prc \times 3.0408 \times (ap \times vg)^{-0.089}$$

各土壌ガス採取後、三方活栓つきシリンジを用いて、20 ml の灌漑水で土壌ガス採取管を再度充填し、三方活栓を閉じ、1 週間毎に同様にして土壌ガス濃度を計測した。

先端部を切り落とした 50ml シリンジを利用し、深さ 0-1 層、1-10cm 層に分けて土壌を採取し、遊離鉄、二価鉄、三価鉄、アンモニウム、全炭素、全窒素、微生物バイオマス窒素の定量に利用した。

- ・遊離鉄・二価鉄・三価鉄

Asami and Kumada (1959).を参考に、フェナントロリン法を用いて測定した。なお、二価鉄測定用土壌は、採取後すぐに現地で酢酸バッファーを用いて抽出した。

- ・アンモニウム

KCl 溶液で抽出後、インドフェノールブルー法を用いて測定した(土壌環境分析法 p.243)。

- ・硫酸

根域土壌溶液採取器(大起理科: DIK-302-A-A1, 100cm 用)を用いて深さ 5cm 層の土壌溶液を採水した。採水後、イオンクロマトグラフィーに供し、4500-SO₄²⁻ 白濁法により測定した。

- ・pH (H₂O, KCl)

pH (H₂O, KCl) の測定はガラス電極法(土壌環境分析法編集委員会編 1997)を用いた。pH (H₂O) は土壌と超純水の比率が 1 : 2.5 となるように混合した後 1 時間放置し、懸濁液の pH をポータブル土壌 Eh/pH 計 PRN-41(藤原製作所)を用いて測定した。

- ・全炭素量と全窒素量

土壌中の全炭素量および全窒素量は乾式燃焼法(土壌環境分析法編集委員会編 1997c)を用いて測定した。風乾細土をメノウ乳鉢を用いて微粉碎し 0.5mm の篩を全通させ風乾細微土とした後、風乾微細土約 500~1000mg をオートサンプラー付 CN コーダー(柳本製作所: MT-700)で測定した。検量線には馬尿酸を用い、40~70mg の範囲で作製した。

- ・バイオマス窒素量

バイオマス炭素で使用したのと同じ土壌抽出液を用いて測定した。可溶性全窒素の定量は、ペルオキシ二硫酸カリウム分解-ヒドラジン還元法を用いて行った。

- ①ペルオキシ二硫酸カリウム分解

くん蒸土壌及び非くん蒸土壌の土壌抽出液 5 mL をポリカーボネート製ね

じ栓付き遠沈管に採り、酸化試薬 5 mL を加えて密栓した後、120°C で 30 分間オートクレーブで分解を行い、放冷した。分解液を超純水で 25 倍に希釈し、供試液とした。供試液中の硝酸態窒素量は、ヒドラジン還元法を用いて定量した。検量線は硝酸カリウムを 0.5M 硫酸カリウムに溶かし、0~1.0 $\mu\text{g N mL}^{-1}$ の範囲で作成した。これら以外の操作は上記の硝酸態窒素量と同様に行った。

③微生物バイオマス窒素量の算出

微生物バイオマス窒素量は、以下の式およびファクター (F_N) によって求めた。

$$\text{微生物バイオマス窒素量 (mgC/kg 乾土)} = F_N \times (N_F - N_C)$$

N_F : くん蒸土壌中の可溶性全窒素量

N_C : 非くん蒸土壌中の可溶性全窒素量

F_N : 2.41 (坂本・林, 1999)

・収量および収量構成要素調査

各試験区のガス採取地点から 10 m 離れない範囲で、生育が標準的で各試験区中央寄りの地点を選定し、予め準備しておいた 2 x 2 m の塩ビ枠を用いて坪刈り対象区の内外を明確に区別した後に、その内部を手刈り収穫した。坪刈りでは、水稻体はすべて地際で刈り取り、地上部全バイオマスを回収した。水位計付近坪刈り枠内の水稻体 30 個体を無作為に選択し、草丈、茎数、穂長を計測し、各水稻体第 2 葉の SPAD 値 (葉色の指標) を測定後、坪刈り枠内全水稻体の穂数を計数し、すべての穂を回収した (以上、圃場内にて)。穂を試験圃場所有農家宅に持ち帰り、穂数を再計数後、塩水選 (比重 1.06) を経た後に、全粒数、精玄米数を計数し、籾刷りした精玄米 20 g を千粒重測定に供した。

・根系調査

塩ビ製の根系採取用採土円筒 (外径 168 mm, 内径 159.4 mm) を作成し、深度別 (0-5、5-10、10-20、20-30 および 30-35 cm) に各試験区の坪刈り地点の土壌を坪刈り直後に採取した。熱湯を使って各採取土壌から根を洗い出して回収し、冷凍保存した。以後、根長密度および根重の測定に供する。根長密度は、交点計数板を用いる Tennant 法に従った (Murakami *et al.*, 1999)。

・測定値の統計処理方法

得られた測定値は各試験区ごとに平均値と標準誤差を算出し表示した。統計処理は SPSS (SPSS 社、13.0J) を用いて分析した。2 元配置分散分析で分析後、Tukey 検定で多重比較を行った。

・稲わら焼却実験

稲わら焼却に由来する温室効果ガス発生量の定量試験方法

仕様上のガス交換速度 $95 \text{ (m}^3 \text{ 分}^{-1}\text{)}$ の換気扇（直径 465mm の円状）が排気口（高さ 3.2m ）に備えられたトタン製チャンバー（縦 $15 \text{ m} \times$ 横 $4.5 \text{ m} \times$ 高さ 5 m ；体積約 300 m^3 ）をカントー大学のキャンパス内に設置した。排気口から 2 m 離れた直径 2 m の円内に稲わらを円錐状に積み、それを燃焼させて試験を行った（新井, 2013）。集中試験圃場より冬春作期に持ち出された稲わらと、キノコ栽培後に残った稲わら残渣を試験に供した。稲わらの水分・積み上げ様式が不完全燃焼および排出されるガス種の構成に影響をおよぼすことが想定されたため、含水率の異なる稲わらを $5, 10, 20$ もしくは 40 kg 積んで各種ガス排出量の比較を行った^{5,6}。ガス試料は、チャンバー吸気口（チャンバー外側）、排気口（チャンバー内側）にて 3 L テドラーバックおよび 10 ml バイアル瓶に採取した^{7,8}。テドラーバック内のガス試料は、ガス採取後直ちに携帯型ガス分析器（MultiRAE IR, RAE systems, USA）で分析し、二酸化炭素・一酸化炭素・揮発性有機体炭素（VOC）・可燃性ガス（LEL）・酸素濃度を測定した。一方、バイアル瓶内のガス試料は、後日ガスクロマトグラフ（GC-14B, 島津）を用いて分析し、メタンおよび亜酸化窒素濃度を測定した。なお、試料ガスの採取は、携帯型ガス分析器（MultiRAE IR, RAE systems, USA）で検出される排気口と吸気口の各ガス濃度が一致するまで続けた⁹。

炭素放出量・各炭素ガス放出速度は以下のように計算した。

⁵ 含水率の調整・・・稲わらを浸水処理した場合、稲わらが微生物分解してしまうことが懸念されたため、燃焼直前に稲わらに霧吹きで水を加えながらよく混合した後に積み重ね、点火した。点火直前の一部稲わらサンプルを回収し、含水率の測定に供した。

⁶ 稲わらの積み方・・・円錐上に積み上げた稲わらは以下高さを調整した。

① 5 kg ：高さ 25 cm 、② 10 kg ：高さ 50 cm 、③ 20 kg ：高さ 1 m 、④ 40 kg ：高さ 2 m

⁷ テドラーバックによるガス採取は、稲わら点火後 1 時間は毎分 1 回、その後 1 時間は 2 分毎に 1 回、その後 2 時間は 3 分毎に 1 回、その後は 30 分毎に 1 回行った。

⁸ バイアル瓶によるガス採取は、稲わら点火後 1 時間は 5 分毎に 1 回、その後 1 時間は 10 分毎に 1 回、その後 2 時間は 20 分毎に 1 回行った。

⁹ ガスセンサー MultiRAE IR の検出分解能: O_2 0.1% , CO_2 10ppm , CO 1ppm , VOC 0.1ppm , LEL 1% ,

① 炭素放出量 (g)
 = 燃焼前稲わら乾物重 (kg) × 稲わら炭素含量 (g/kg) - 燃焼後灰乾物重 (kg) × 灰炭素含量 (g/kg)

② 仮の各炭素ガス・亜酸化窒素放出速度¹⁰ (gC / h or gN / h)
 = (12 (C g / mol) or 28 (N g / mol)) / 22.4 (L/mol) × 1000 (L / m³)
 × (排気口ガス濃度 - 吸気口ガス濃度) (mol / mol) × 95 (m³ min⁻¹)¹¹ × 60 (min / h) × 273 (°C) / (273 (°C) + 分析時気体温度 (°C))

③ 仮の積算炭素ガス放出量 (gC)
 = 仮の積算二酸化炭素放出量¹² + 仮の積算一酸化炭素放出量¹⁴ + 仮の積算メタン放出量¹⁴ + 仮の積算揮発性有機体炭素放出量¹⁴

④ 積算二酸化炭素放出量 (gC)
 = 仮の積算二酸化炭素放出量¹⁴ / ③ × ①
 *一酸化炭素、メタン、揮発性有機体炭素も同様に計算した。

⑤ 放出された各炭素・窒素ガスによる地球温暖化寄与度 (g CO₂ eq.)

以下の各ガスの質量あたりの温室効果ガスポテンシャル (GWP) を用いて、各燃焼過程に放出された温室効果ガスによる地球温暖化への寄与度を計算した (IPCC 2007)。

Direct GWP CO₂ = 1, CH₄ = 25, N₂O = 298

Indirect GWP CO = 1.9, NO_x = 0,

GWP (g CO₂ eq.)

= 積算二酸化炭素放出量 / 12 × 44 × 1 + 積算一酸化炭素放出量 / 12 × 28 × 1.9 + 積算メタン放出量 / 12 × 16 × 25 + 積算亜酸化窒素放出量 / 28 × 44 × 298 + 積算揮発性有機体炭素放出量 / 12 × 12 × (2.4~21)

¹⁰ 換気扇によるガス排出速度はその仕様書に記載のそれと必ずしも一致しないはずであるが、ここでは仮に仕様書に記載の値で一定であったと仮定して計算を行っている。④で各ガスの積算放出量を計算する際に、①で計算される焼却前後の稲わら(灰)中の炭素(あるいは亜酸化窒素)量の実測変化量を用いて補正を行った。

¹¹ 仕様上の換気扇の流速、

¹² 台形法により燃焼期間中の各炭素ガス放出速度を積算した。

・キノコ栽培試験

春夏作期、収穫時に Tan Loi 2 の試験用水田圃場から持ち出された稲わらの量およびそこに含まれる炭素含量を調査した。その稲わらをキノコ栽培農家管理の元、栽培試験に供した。収量および温室効果ガス発生量を調査した。

開閉式チャンバー（60 cm×60 cm×30 cm）を対象圃場に設置し、ガス試料の採取および試料中の二酸化炭素濃度測定を行った。また、キノコ栽培中に稲わら体から消失した炭素量を以下の式で計算した。

キノコ栽培中に稲わら体から消失した炭素量

=稲わら乾物重 (kg)×稲わら中炭素含量 (gC/kg)

－キノコ栽培後稲わら乾物重 (kg)×キノコ栽培後稲わら中炭素含量(gC/kg)

－キノコ乾燥重 (kg)×キノコ中炭素含量 (gC/kg)

対象地域ではキノコ栽培に利用した稲わら残渣は焼却処理されることが多いため、キノコ栽培後の稲わらも燃焼試験に供して、キノコ栽培後の稲わらを焼却した際に放出される温室効果ガス量も測定した。

3-3. 結果

気象データ・灌漑水路水位を観測した結果、冬春作中期~春夏作中期にかけて乾季のため、降雨がほとんど観測されないものの、春夏作中期~夏秋作・洪水期にかけて雨季となり降水量が高くなった(図 3-3a)。気温の季節変化パターンから、夜温は冬春作で最も低くなる傾向が見られた(図 3-3b)。灌漑水路の水位は洪水期・冬春作初期にかけて高いものの、夏秋作までにかけて徐々に低くなる傾向が認められた(図 3-3c)。

AWD 灌漑区では圃場水位はいずれの作期の水稻栽培期間中に、土壌深-15cm に達しているが、最も降水量の多い夏秋作では、最も水位の低下頻度が少なくなっていた(図 3-4)。土壌深 5cm における土壌酸化還元電位は、水位が低くなった際に著しく高くなった。灌水量は AWD 灌漑によって年間 57%削減された(冬春作: 53%, 春夏作: 41%, 夏秋作: 68%; 図 3-5)。

土壌窒素肥沃度の指標(アンモニウム, 可溶性 N, 微生物バイオマス N)の季節変化では水管理の影響は認められないが、洪水直後に著しく高くなり、作期が進むにつれて徐々に低くなる傾向が認められた(図 3-6)。AWD 灌漑により水位が低くなった際、土壌中の硫酸濃度が著しく高くなったものの、土壌 pH には影響が認められなかった(図 3-7)。AWD 灌漑により、高い硫酸濃度のピークが認められるもの、硫化水素濃度は AWD 灌漑によって常時湛水区よりも低くなった(図 3-8)。

収穫時の収穫時の水稻根乾物重および根長密度を測定した結果、春夏作・夏秋作において、稲わら管理を問わず、AWD 区で常時湛水区よりも水稻根乾物重が高くなった(図 3-9)。収穫時の SPAD 値および収量構成要素を測定した結果、春夏作・夏秋作において、収穫時の SPAD 値は AWD 区にて常時湛水区よりも低くなったが、登熟歩合(登熟粒数/全粒数比)は AWD 区にて常時湛水区よりも高くなった(図 3-10)。地上部(特に、茎葉部の)バイオマス(C,N)は AWD により小さくなった(図 3-11)。しかしながら、収量は、春夏作・夏秋作において、稲わら管理を問わず、AWD 区で常時湛水区よりも多くなった。収穫指数・water productivity については、季節・稲わら管理を問わず、AWD 灌漑区にて常時湛水区よりも高くなった(図 3-12)。

常時湛水水田においてメタン放出量は水稻連作が進むに連れて多くなり、夏秋作で最大となった。AWD 灌漑によって高い亜酸化窒素フラックスのピークが認められることはあるが、メタン放出量は小さくなった(図 3-13)。亜酸化窒素の放出量・地球温暖化への寄与度はメタンと比べると無視できるほど小さかった(図 3-14)。メタン放出量が AWD 灌漑によって削減されるため、年間の水田から放出される温室効果ガス量の 25~45%が削減された。

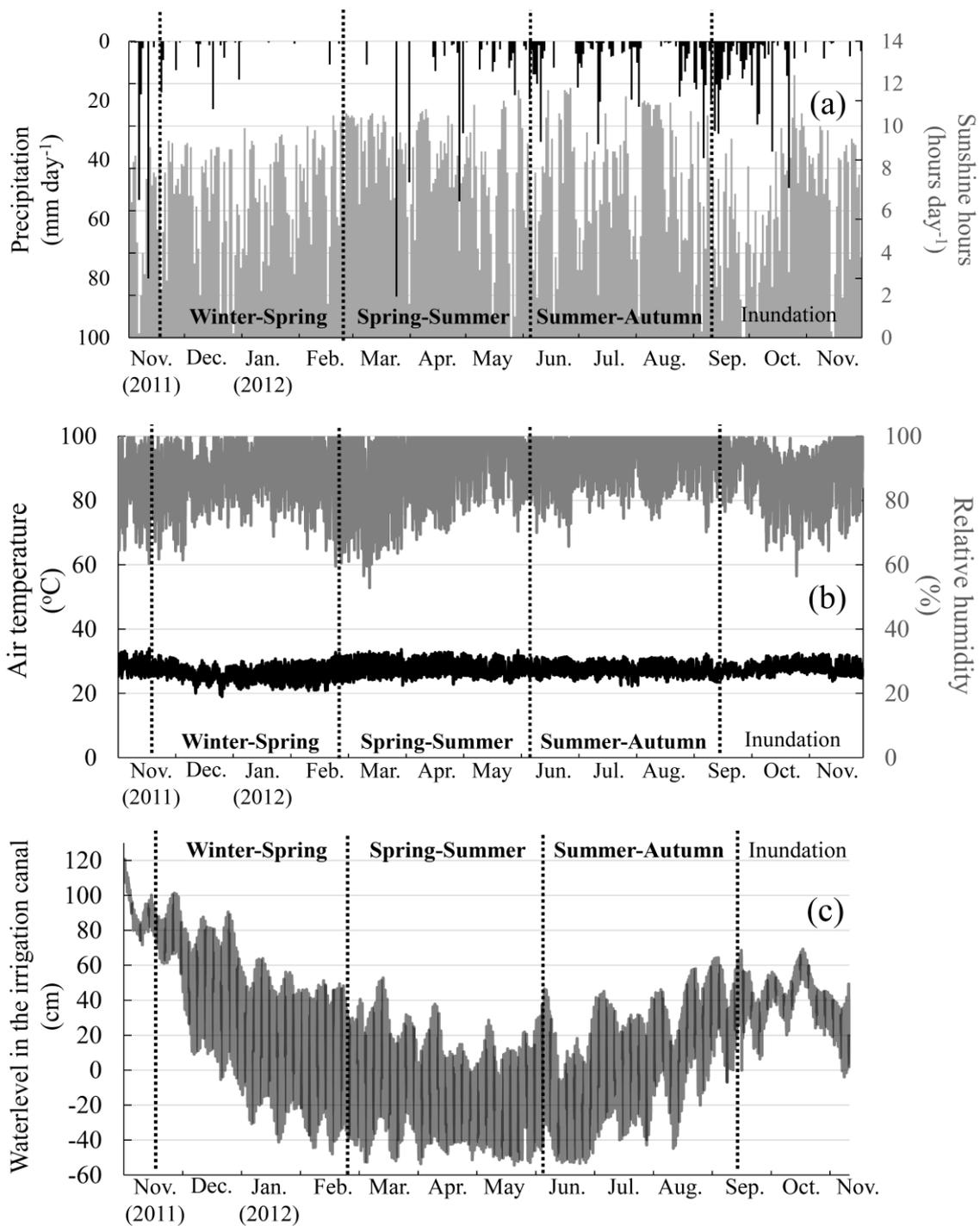


図 3-3. 降水量・日照時間(a)、気温・相対湿度(b)、灌漑水路の水位(c)。

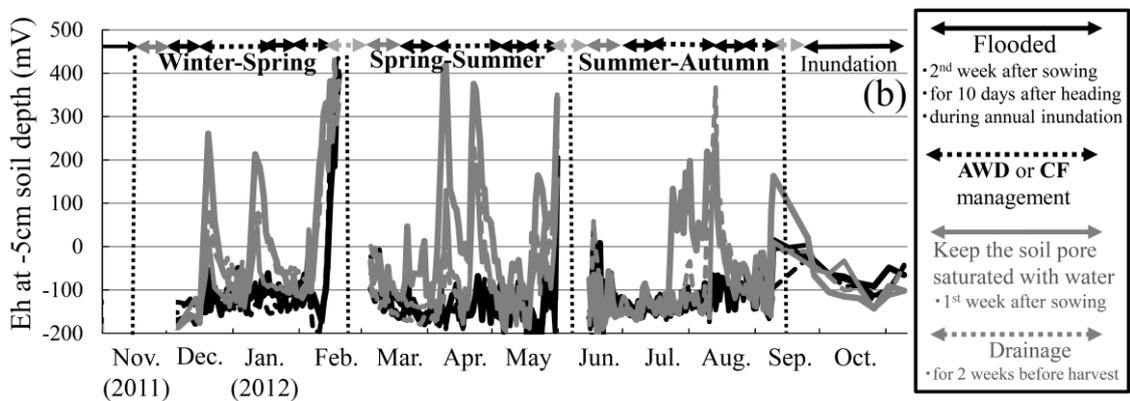
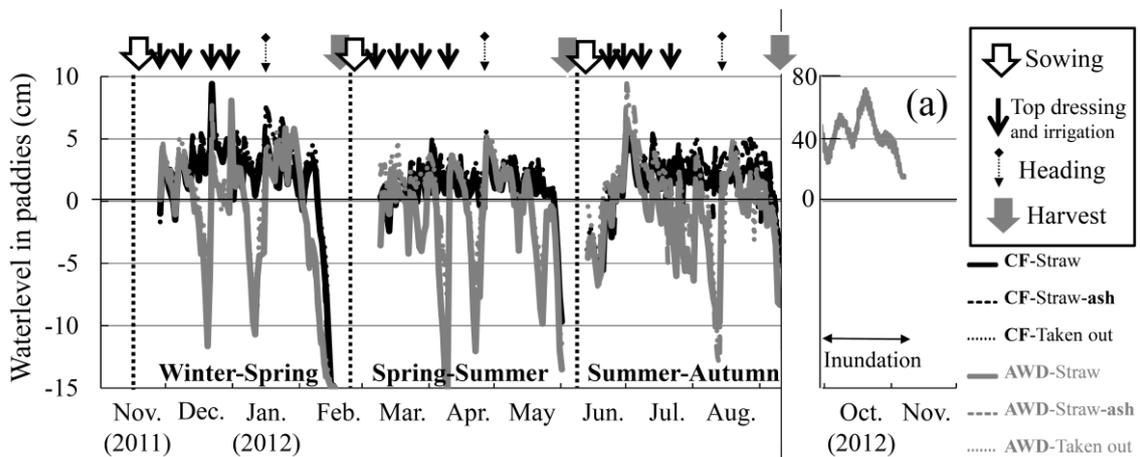


図 3-4. 圃場水位(a)、土壌の酸化還元電位(b)の季節変化。CFは常時湛水区、AWDはAWD灌漑区を示している。Strawは稲わら還元区、Straw-ashは稲わら野焼き区、Taken outは稲わら持ち出し区を示している。

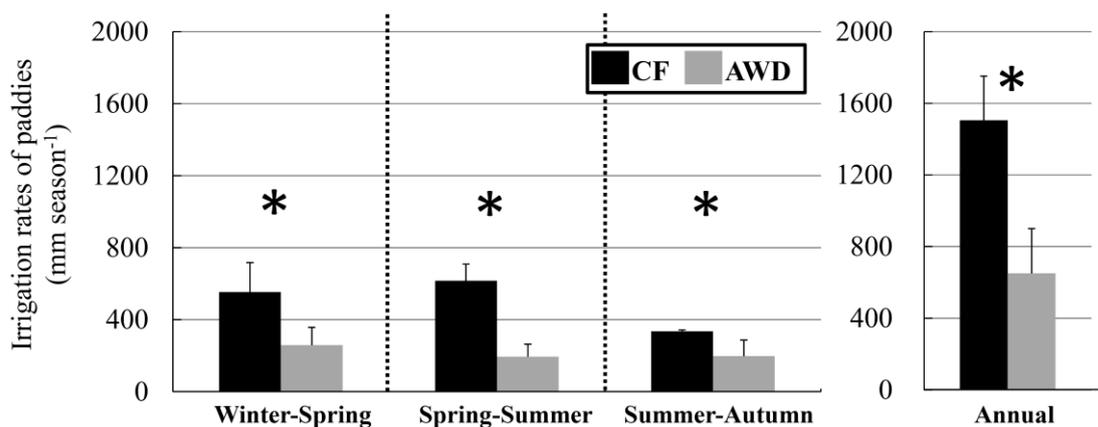


図 3-5. 各作期の灌漑水量。CFは常時湛水区、AWDはAWD灌漑区を示している。Strawは稲わら還元区、Straw-ashは稲わら野焼き区、Taken outは稲わら持ち出し区を示している。*...有意水準5%

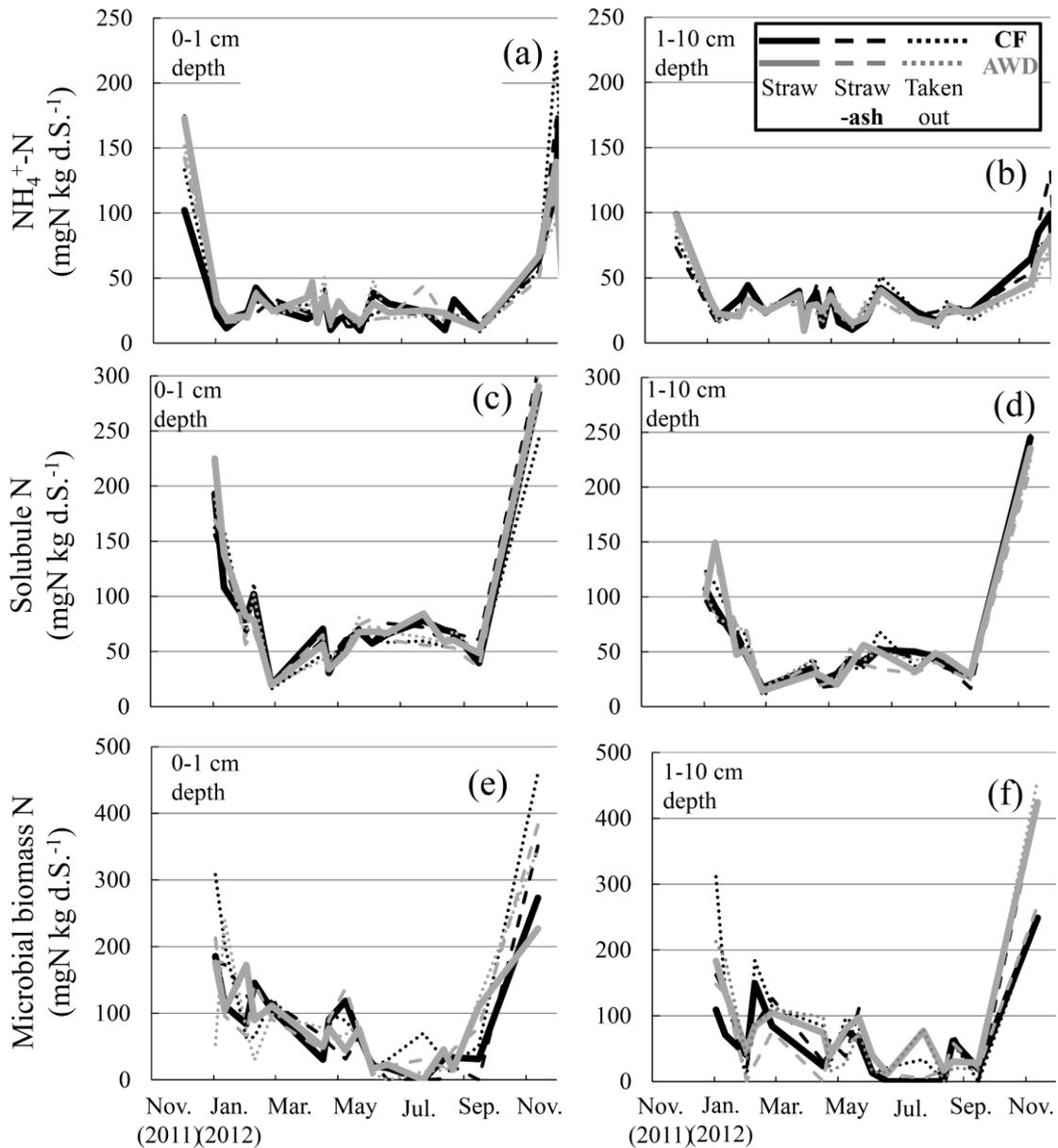


図 3-6. 土壌窒素肥沃度の指標(アンモニウム: a,b; 可溶性 N: c,d; 微生物バイオマス N: e,f)の季節変化. 左側の図は土壌深(0-1cm: a,c,e)、右側の図は土壌深(1-10cm: b,d,f)の季節変化を示している. CF は常時湛水区・AWD は AWD 灌漑区を示している. Straw は稲わら還元区、Straw-ash は稲わら野焼き区、Taken out は稲わら持ち出し区を示している。

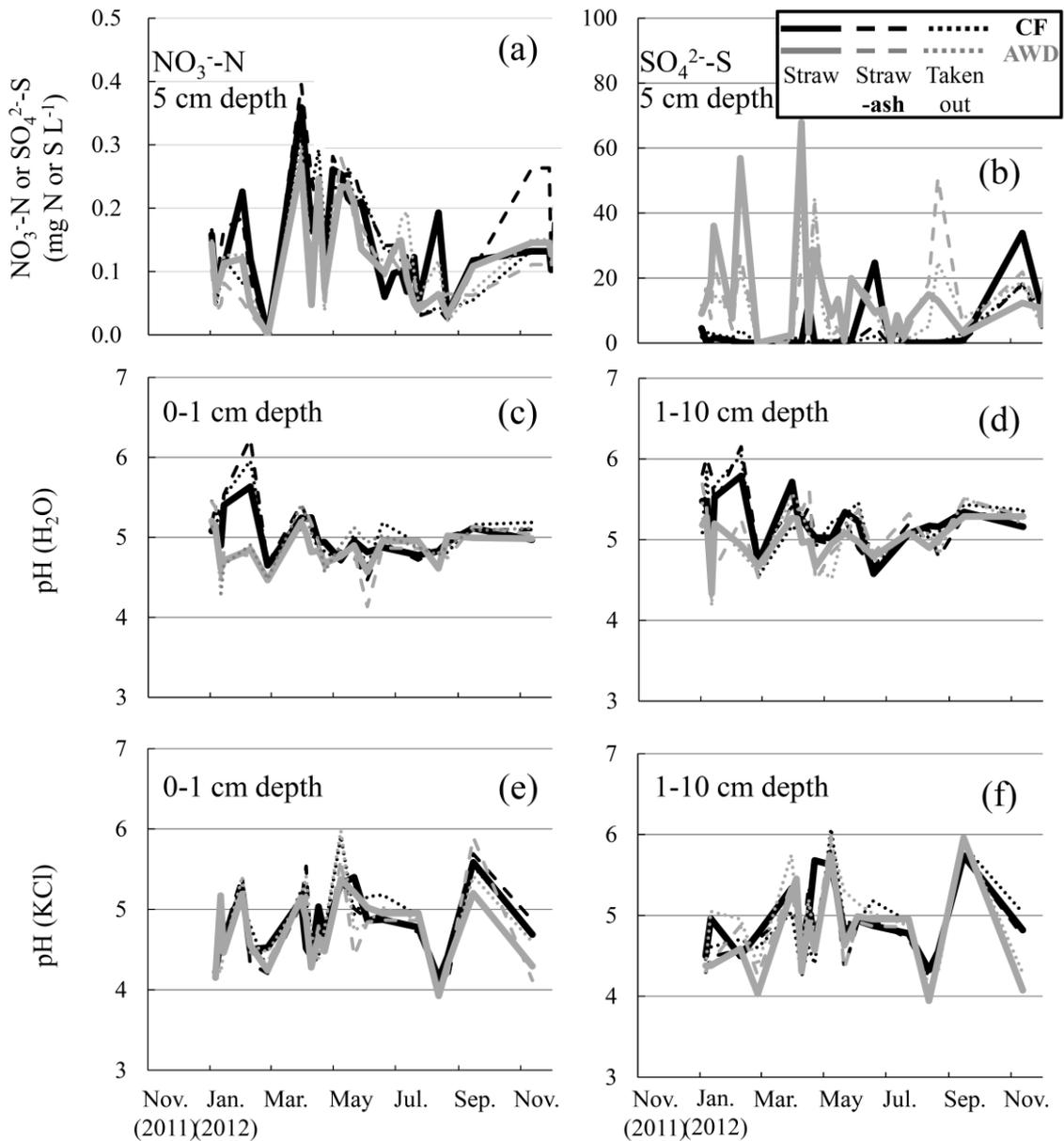


図 3-7. 土壌中の無機酸(硝酸: a; 硫酸 b)、土壌 pH(H₂O)(0-1cm: c; 1-10cm: d)、土壌 pH(KCl)(0-1cm: e; 1-10cm: f)の季節変化。CF は常時湛水区・AWD は AWD 灌漑区を示している。Straw は稲わら還元区、Straw-ash は稲わら野焼き区、Taken out は稲わら持ち出し区を示している。

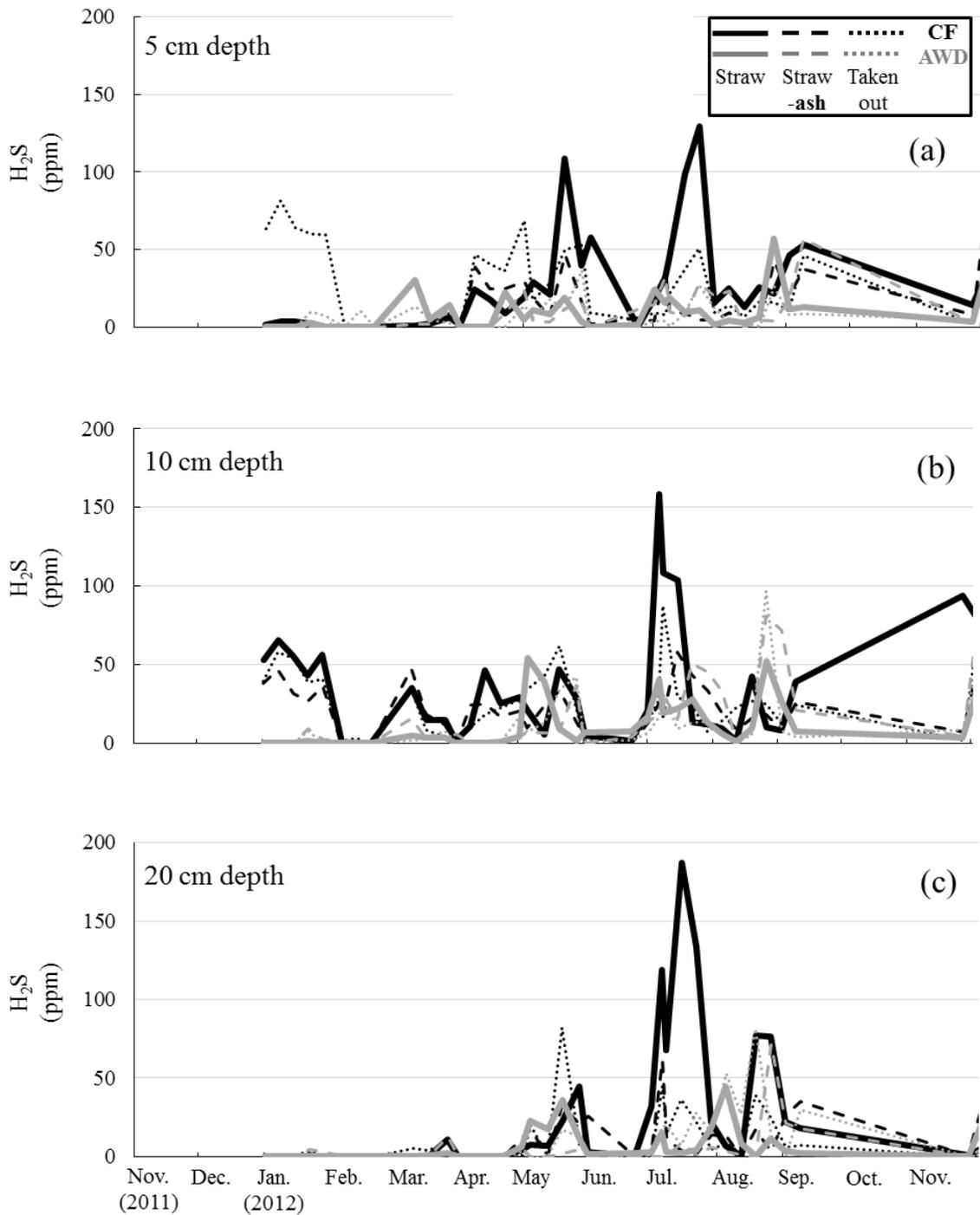


図 3-8. 土壤ガス中の硫化水素濃度(土壤深 5cm: a, 土壤深 10cm: b, 土壤深 20cm: c)の季節変化。CF は常時湛水区・AWD は AWD 灌漑区を示している。Straw は稲わら還元区、Straw-ash は稲わら野焼き区、Taken out は稲わら持ち出し区を示している。

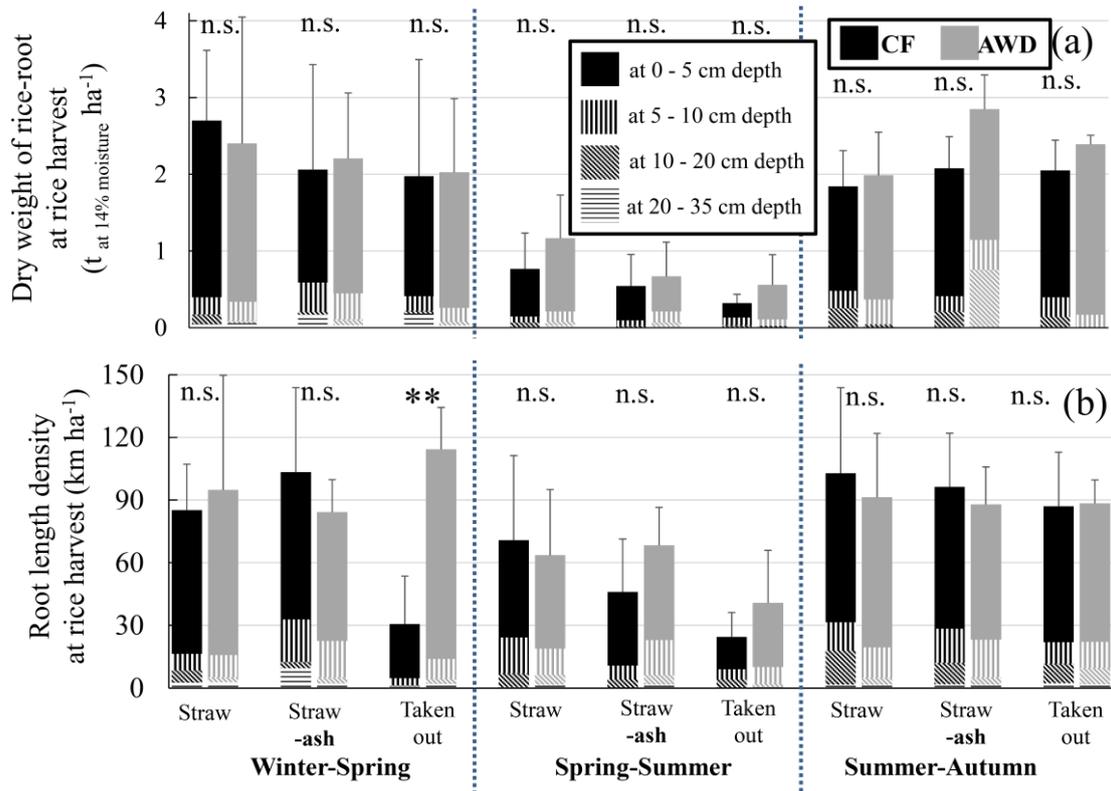


図 3-9. 稲わら還元区(Straw)、稲わら野焼き区(Straw-ash)、稲わら持ち出し区(Taken out)の収穫時の水稻根乾物重(a)および根長密度(b)。CFは常時湛水区・AWDはAWD灌漑区を示している。Strawは稲わら還元区、Straw-ashは稲わら野焼き区、Taken outは稲わら持ち出し区を示している。
n.s. 有意差無、*...10%有意、**...5%有意、***...1%有意。

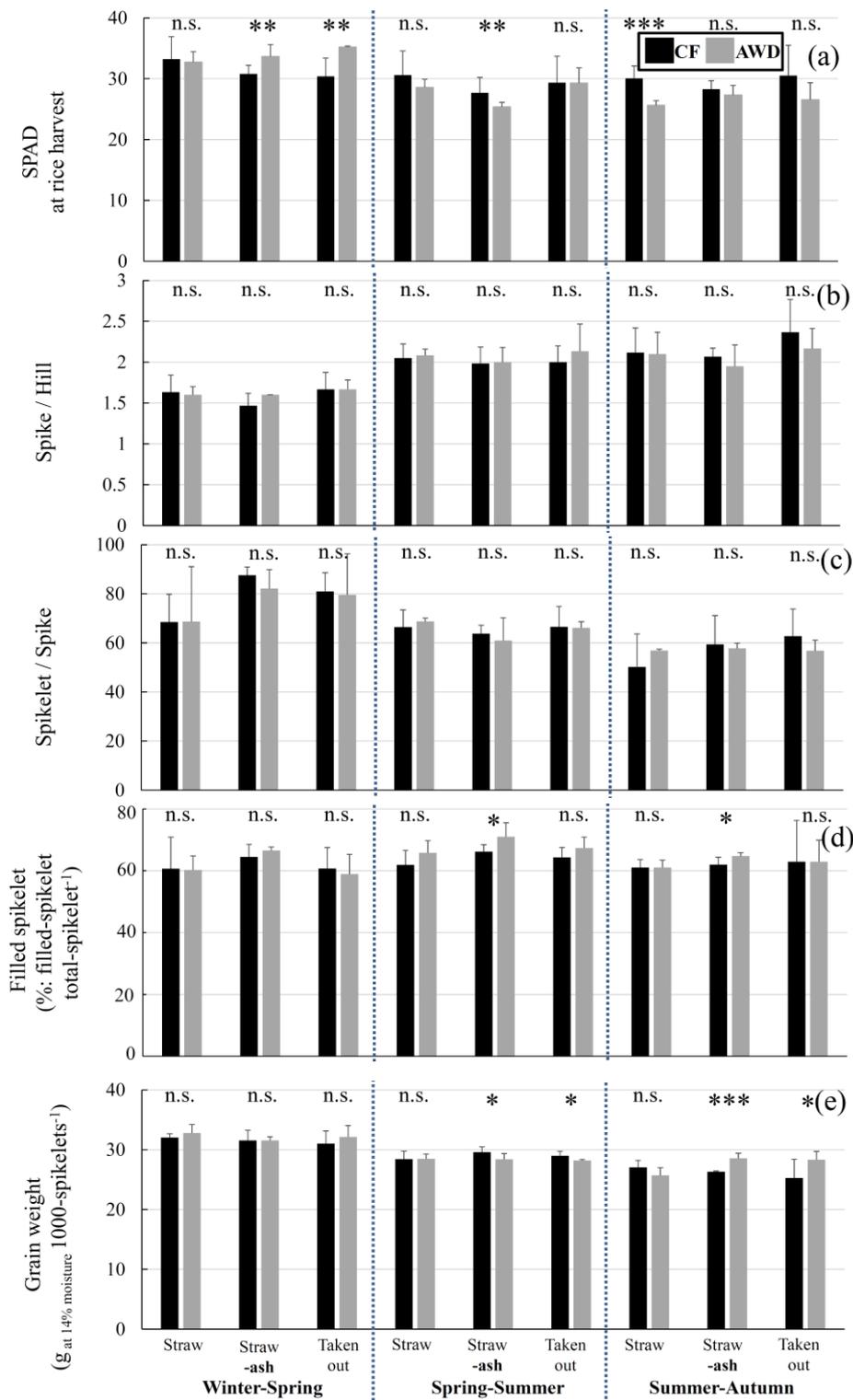


図 3-10. 稲わら還元区(Straw)、稲わら野焼き区(Straw-ash)、稲わら持ち出し区(Taken out)の収穫時 SPAD 値(a)、収量構成要素(穂数/株数:b, 全籾数/穂数:c, 登熟籾数/全籾数:d, 千粒重:e)。CF は常時湛水区・AWD は AWD 灌漑区を示している。n.s. 有意差無、*...10%有意、**...5%有意、***...1%有意。

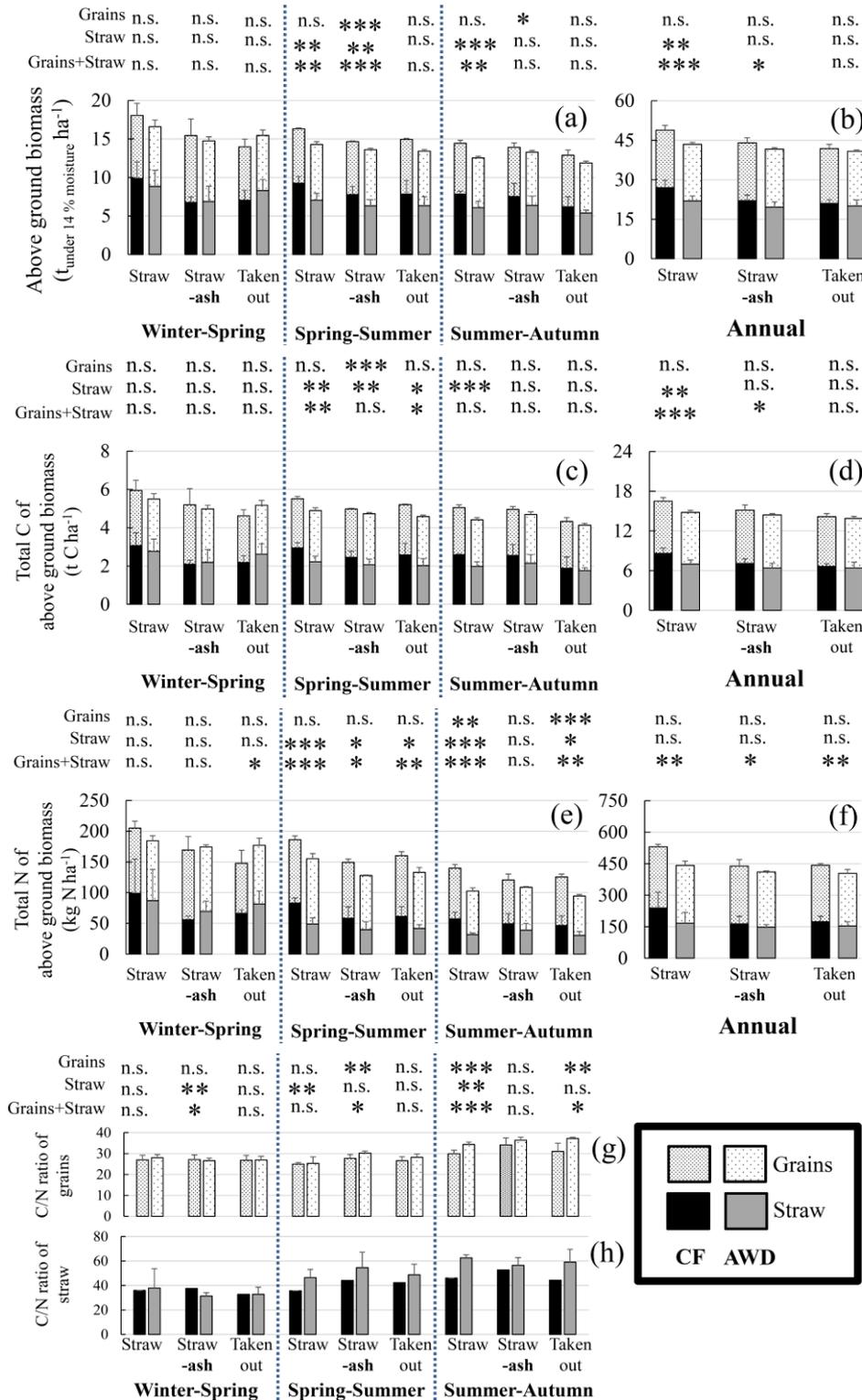


図 3-11. 稲わら還元区(Straw)、稲わら野焼き区(Straw-ash)、稲わら持ち出し区(Taken out)の地上部バイオマス(a,b)、地上部バイオマス C(c,d)、地上部バイオマス N(e,f)、粃・稲わらの C/N 比(g,h)。左側の図は各作期の測定結果(a,c,e,g,h)、右側の図は年間の積算値(b,d,f)。CFは常時湛水区・AWDはAWD灌漑区を示している。n.s. 有意差無、*...10%有意、**...5%有意、***...1%有意。

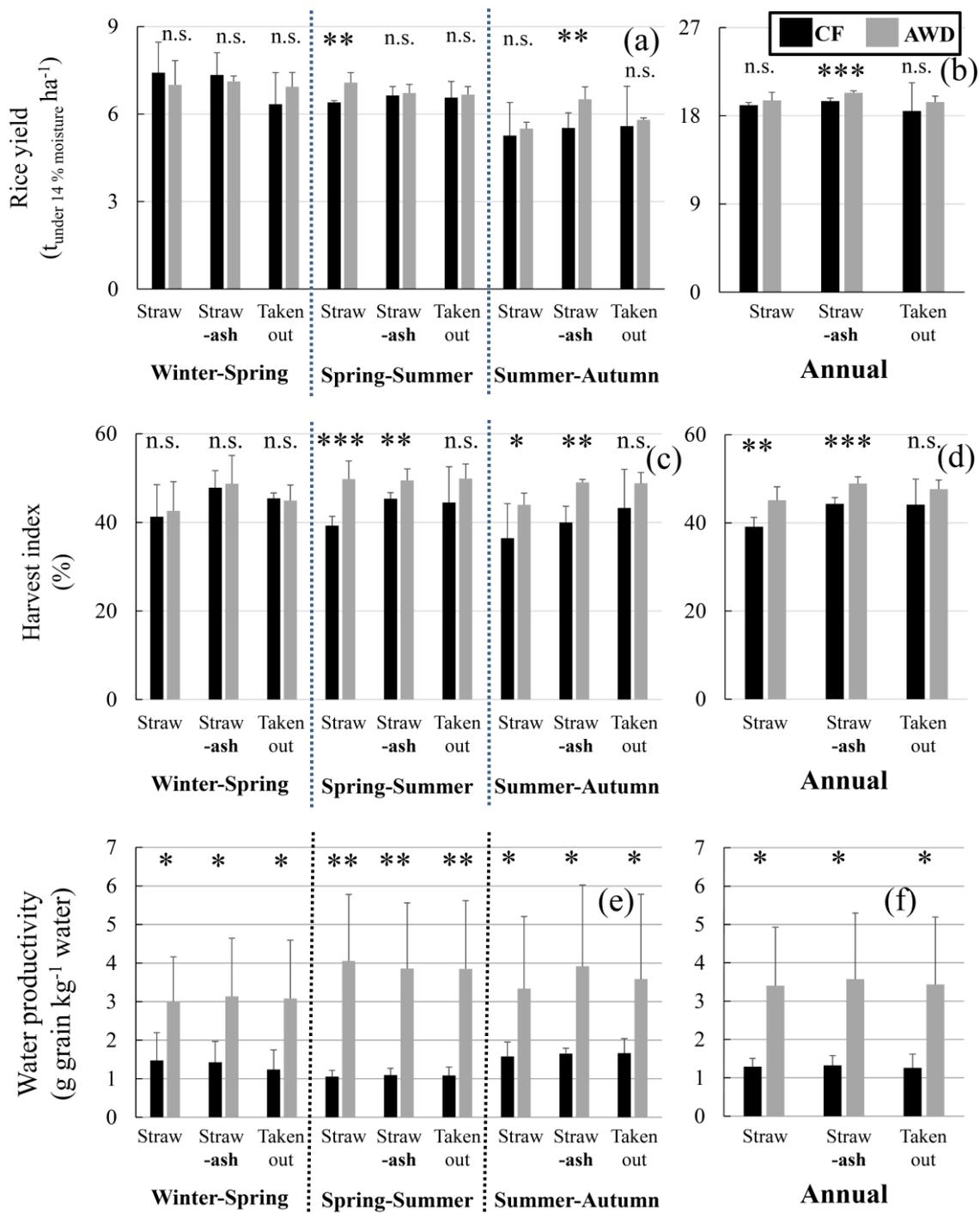


図 3-12. 稲わら還元区(Straw)、稲わら野焼き区(Straw-ash)、稲わら持ち出し区(Taken out)の米収量(a,b)、収穫指数(c,d)、water productivity(e,f)。左側の図は各作期の測定結果(a,c,e)、右側の図は年間の積算値(b,d,f)。CFは常時湛水区・AWDはAWD灌漑区を示している。Strawは稲わら還元区、Straw-ashは稲わら野焼き区、Taken outは稲わら持ち出し区を示している。n.s. 有意差無、*...10%有意、**...5%有意、***...1%有意。

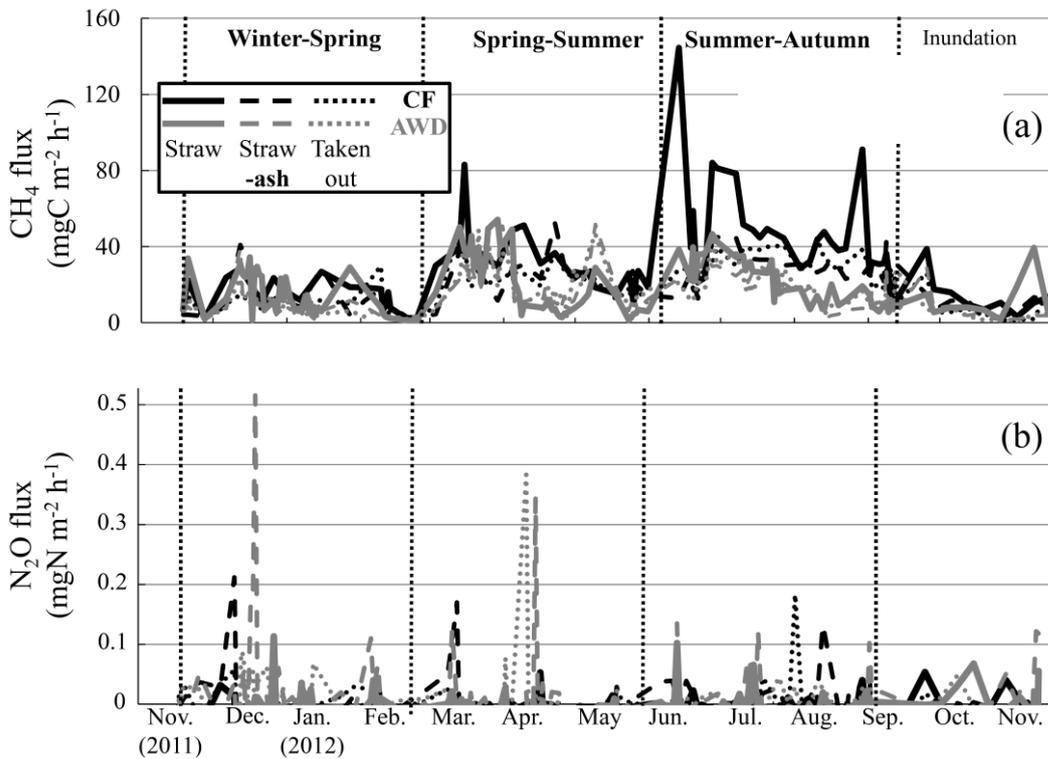


図 3-13. 稲わら還元区(Straw)、稲わら野焼き区(Straw-ash)、稲わら持ち出し区(Taken out)のメタンフラックス(a)と亜酸化窒素フラックス(b)の季節変化。CFは常時湛水区・AWDはAWD灌漑区を示している。Strawは稲わら還元区、Straw-ashは稲わら野焼き区、Taken outは稲わら持ち出し区を示している。

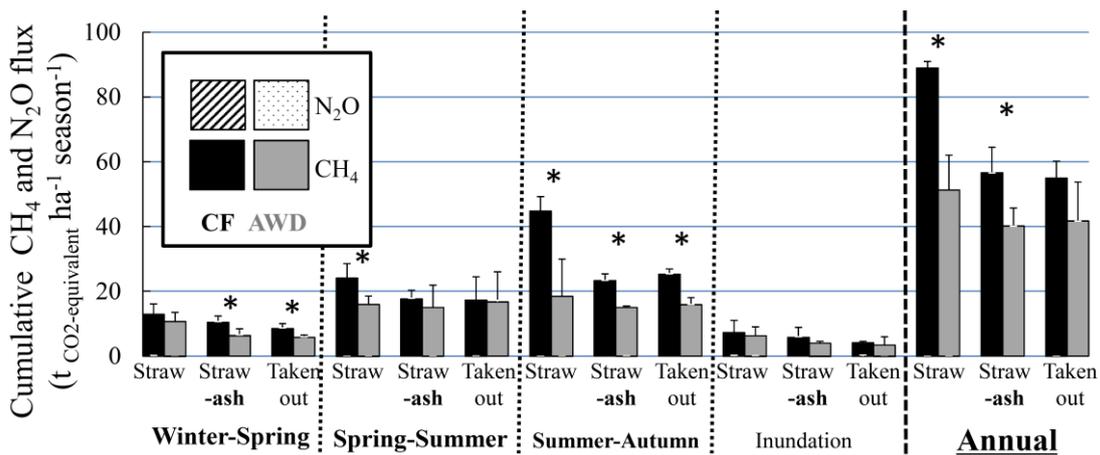


図 3-14. 各作期の積算温室効果ガス発生量。CFは常時湛水区・AWDはAWD灌漑区を示している。Strawは稲わら還元区、Straw-ashは稲わら野焼き区、Taken outは稲わら持ち出し区を示している。n.s. 有意差無、*...5%有意。

稲わら焼却試験の結果、水分の高い稲わらを焼却するほど、点火後、100°C以上に達するまでの時間がより長くなり、特に、大きな稲わらのスタックでその傾向が顕著になった(図 3-15A)。小さな稲わらのスタックが燃やされる際、稲わらの水分が多いほど、修正燃焼効率(MCE)は低くなった(図 3-15B)。また、MCE が低くなるほど CH₄, NMVOC/全炭素放出量比よりも高くなった(図 3-16)。

稲わらを用いたキノコ栽培にて放出される温室効果ガスを測定した結果、稲わらの発酵処理時に比較的高い CO₂, CH₄, N₂O フラックスのピークが認められた(図 3-17)。しかし、稲わら焼却によって放出される温室効果ガス量と比べると、キノコ栽培に由来する温室効果ガス放出量は少なかった(図 3-18)。

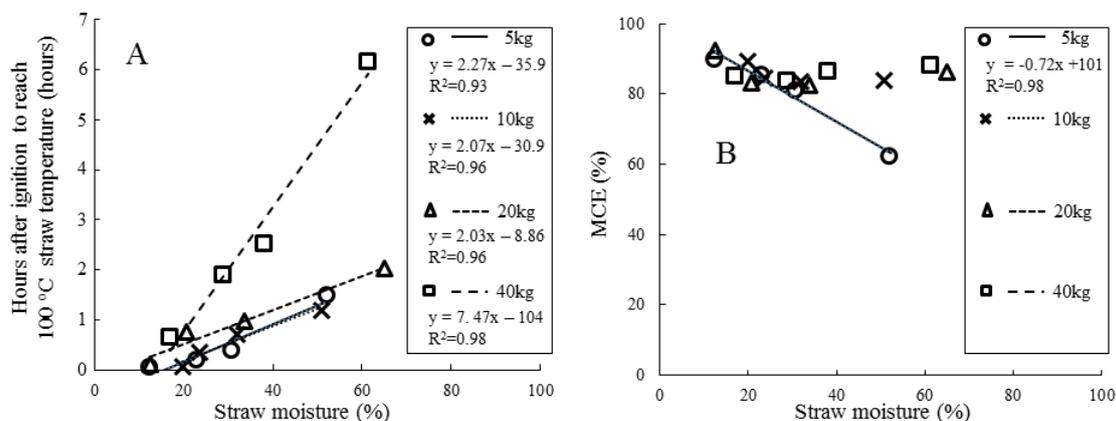


図 3-15. 焼却された稲わらの水分、点火後 100°Cに達するまでの時間(A)と、修正燃焼効率 MCE(B)の関係。

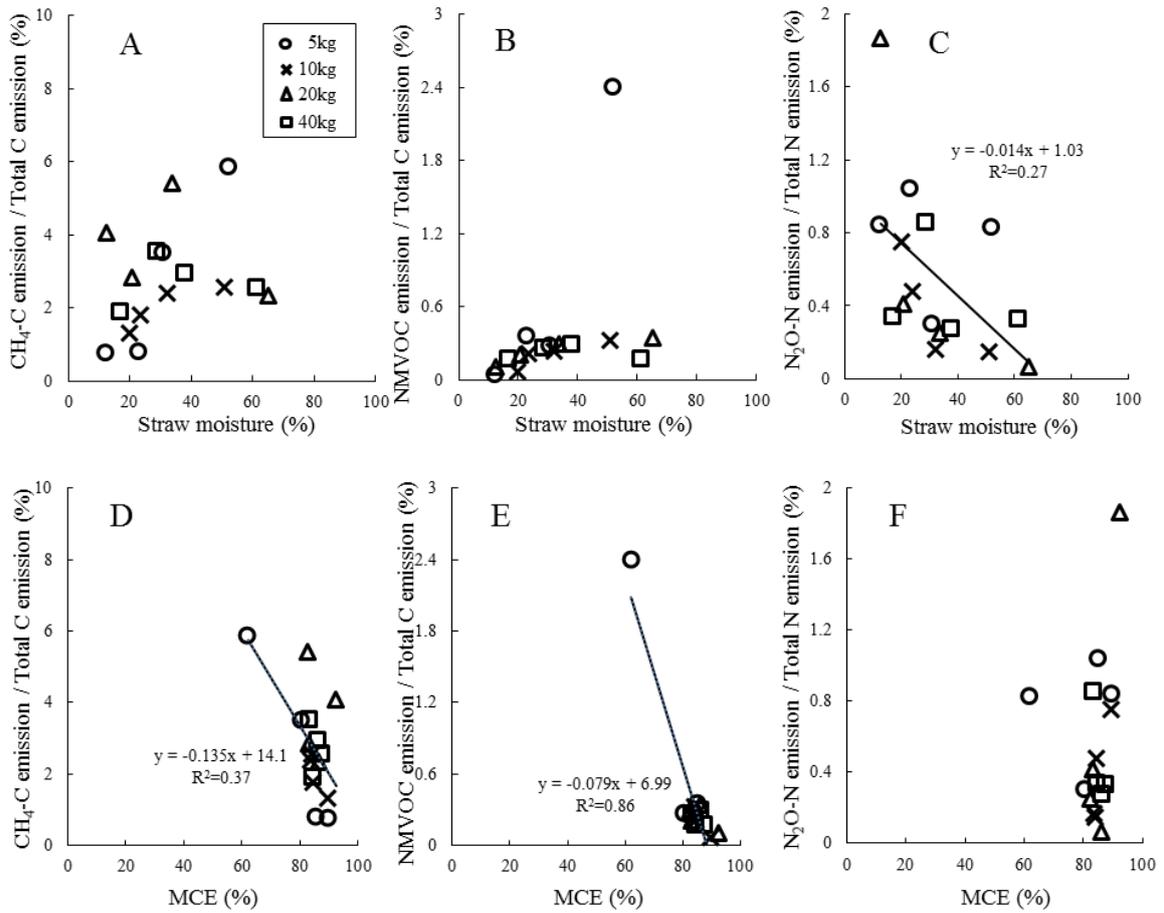


図 3-16. 稲わら水分(A, B, C)と修正燃焼効率 MCE(D, E, F)が、CH₄-C/全炭素放出量比(A, D)、NMVOC/全炭素放出量比(B, E)と N₂O-N/全窒素放出量比に及ぼす影響。

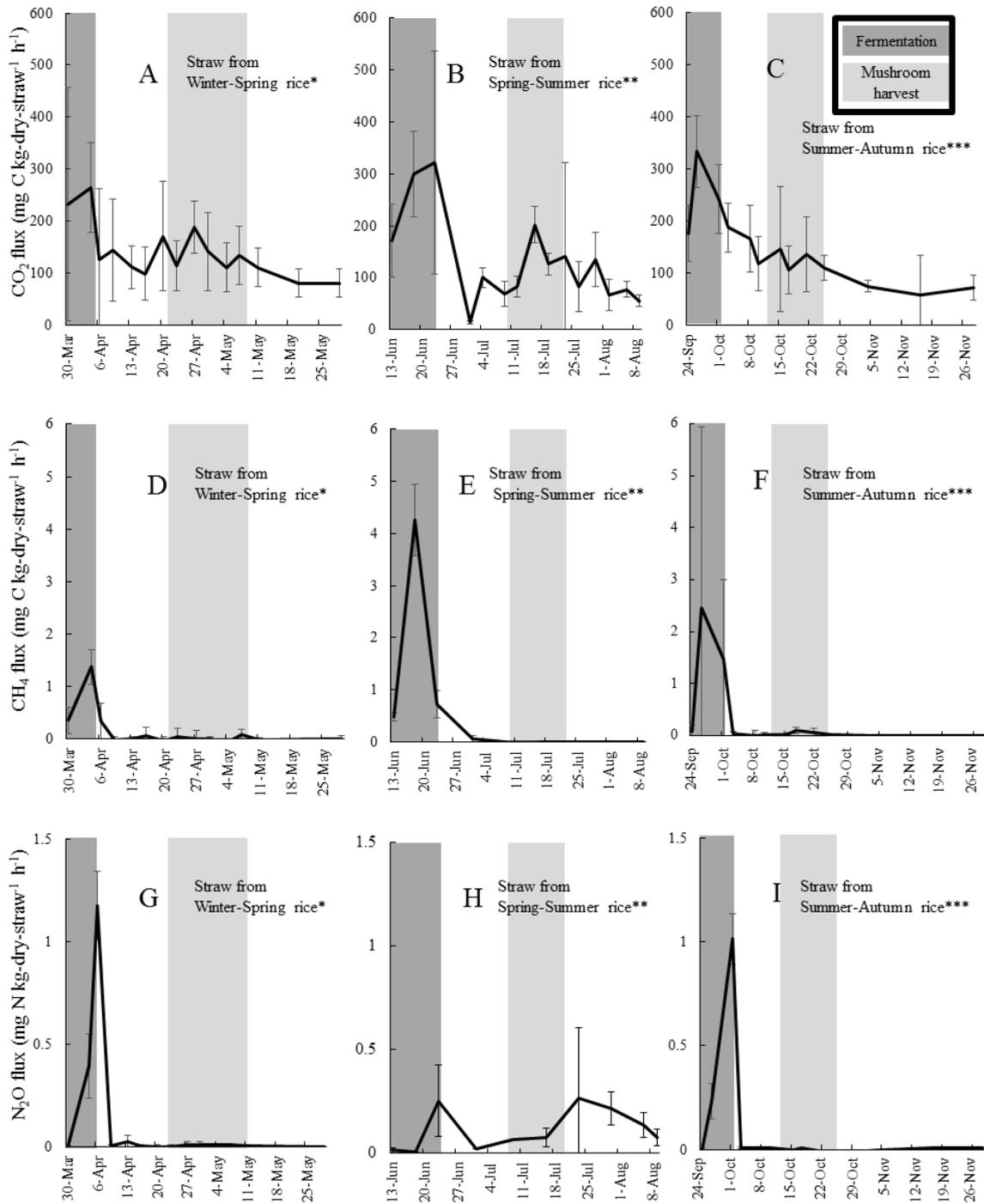


図 3-17. 稲わらを用いたキノコ栽培が二酸化炭素放出速度(A, B, C)、メタン(D, E, F)、亜酸化窒素(G, H, I)に及ぼす影響。エラーバーは標準偏差を示す(n=3)。
 Winter-Spring rice...冬春作(2011年11月~2012年2月)に水田で生育した水稻。
 Spring-Summer rice...春夏作(2012年3月~5月)に水田で生育した稲わら。
 Summer-Autumn rice...夏秋作(2012年6月~9月)に水田で生育した稲わら。

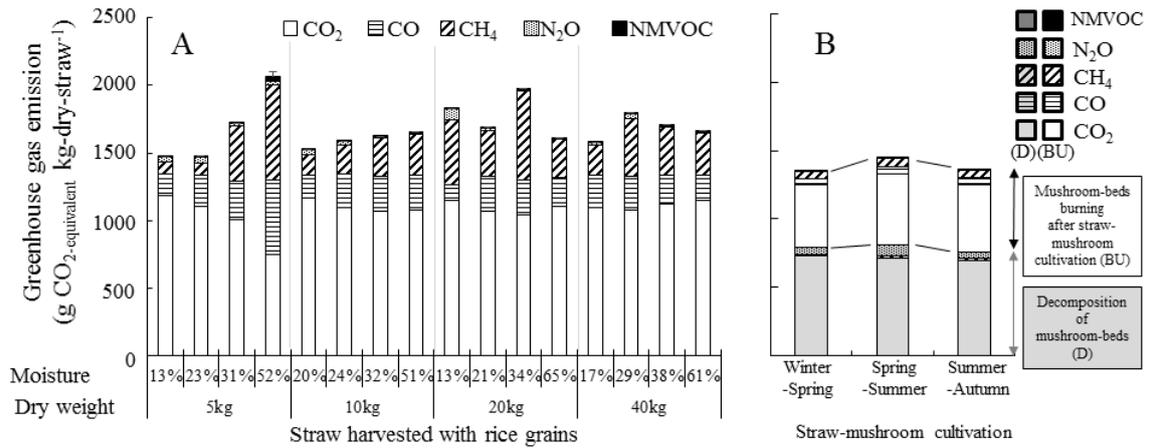


図 3-18. 稲わら焼却・キノコ栽培から放出される温室効果ガス発生量。エラーバーは NMVOG の質量あたりの温室効果の範囲を示している[* NMVOG にもメタノール、プロピレンなど無数のガス種が存在し、それぞれのガス種で GWP が異なる(IPCC, 2009)]。

3-4. 考察

乾季・雨季を問わず灌水量は AWD 灌漑によりおよそ半減され(冬春作: 53%, 春夏作: 41%, 夏秋作: 68%)、灌水量を下げられることが AWD 導入のインセンティブとなる可能性が示唆された。また、灌水量の削減に伴い、土壌酸化容量が高まり、pH が低くなった。硫酸濃度は AWD 灌漑により、顕著に高まったが、原因としては、パイライトの酸化の他、蒸発散量の増加に伴う、水の移動に由来している可能性があり、検証の必要がある。降水量が高い夏秋作を除き、冬春作・春夏作の硫酸濃度の増加に伴い、pH も低くなったが年間を通じて変化する pH は 4~6 程度であり、AWD 灌漑導入による土壌の酸性化のリスクは低いと考えられた。最も降水量の多い夏秋作では、最も水位の低下頻度が少なくなっていたが、AWD 灌漑区では圃場水位はいずれの作期の水稻栽培期間中に、土壌深・15cm に達していた。土壌の Eh においても、AWD 灌漑区では水位低下時に Eh が顕著に高くなることから、AWD 灌漑により、土壌の還元を抑えられることが示された。

収量および収穫指数は春夏作・夏秋作で AWD 灌漑の導入により地上部バイオマスが有意に小さくなったものの、籾収量は有意に高められた。作期が進むにつれて収量が低くなったこと、検出される硫化水素の濃度が高くなったことから、稲わらの投入が繰り返されるたびに土壌の還元が発達し、硫化水素害が多く発生、収量を低下させていたと考えられた。硫化水素濃度が特に高い 3 作目(夏秋作)において AWD 灌漑による硫化水素削減効果がより重要となっている可能性が示唆された。AWD 灌漑導入によって地上部バイオマス量・窒素量が小さくなっていることから、窒素吸収量は AWD によって抑制されているものの、登熟歩合・収穫指数が AWD によって有意に高められたことから、同化産物の再転流が AWD によって進められ、収量が高くなったと考えられた。深さ 0-5cm 層の根長密度が千粒重・収量と有意な正の相関関係を示したことから、硫化水素の削減効果が表層根の生育・発達を通じ、収量に影響を及ぼしている可能性が示唆された。

同様な研究成果として Yang and Zhang, (2010)が挙げられる。ここでは WMD (穏やかな AWD 節水灌漑: 灌水基準-15 kPa at 15-20 cm depth) 灌漑、WSD(厳しい AWD 節水灌漑: 灌水基準-30 kPa at 15-20 cm depth.)、慣行水管理の 3 種の処理区を設け、水管理が水稻生育、収量に及ぼす影響が調査された。結果、WMD 区では慣行水管理と比べ、高い根の酸化活性が灌水時に認められるが、WSD 区では慣行水管理区よりさらに根の酸化活性が低くなると報告している。再転流については、WMD 区で収穫指数が高く、光合成産物が有効に籾へ転流していると報告している。この点については、開花以降の土壌乾燥も有効な管理法

の一つとして挙げられており、水稻体の老化、登熟期間の短縮を招いてしまうが、再転流を収穫までに完了させることができるため、多施肥管理下や、ハイブリッド品種・耐倒伏性が強すぎる品種の栽培時に有効とされている。以上のように、AWD や開花以降の土壌乾燥が転流を促し、収穫指数を高められる可能性がある。転流の指標とされている収穫指数は、水稻体の水利用効率とも密接な関係を示すことが知られており、品種や気候などの栽培環境が同一の場合、水蒸散量当たりの収量(Water use efficiency)は収穫指数と比例関係にあるとされている。

以上の知見をもとに、本研究の結果と合わせて考察すると、WMD に近い水管理である safe-AWD は、表層根の根長密度の発達を通して、根の酸化活性を高めている可能性が考えられた。AWD 灌漑導入による収穫指数の増加は水蒸散量当たりの収量増加を意味した。収量・収穫指数に対する AWD 灌漑導入効果は冬春作の Jasmine 85 栽培時にはみられなかったが、春夏作・夏秋作時の OM4218 利用時には有意に高められた(収量 1~17%, 収穫指数 10~23%)。AWD 灌漑導入により、収量よりも収穫指数のほうが大きく増加したこと、稲わら生産量が減少したことから、水稻体の蒸散量が AWD にある程度削減された可能性が示唆された。また、土壌の有機物管理によっても収穫指数が異なり、特に OM4218 栽培時は常時湛水区・稲わら還元時には収量・収穫指数がその他の処理区より低く稲わら発生量が高くなった。このことから、土壌の強還元によって転流が抑えられ、収穫指数・蒸散量が高くなり、水損失量にも影響を及ぼしている可能性が示唆された。実際、AWD 灌漑区において、稲わら還元圃場の水位低下速度がその他の圃場よりも著しく早く、稲わらを圃場に還元しているにもかかわらず、水位低下時の Eh の上昇速度がその他の有機物管理区と比べても最も早かった。以上から、AWD 灌漑導入によって土壌の還元を抑え、転流を促し、収量高めつつ、稲わら発生量・蒸散量・灌水量を削減できる可能性が示唆された。硫化水素が転流を抑制する効果は、秋落ち減少の解明が活発に進められた日本の土壌肥料学関係者の知見から認識されているが(Yoshida, 1981)、転流抑制について硫化水素が原因とされる報告例はほとんどない。今後、硫化水素の動態・起源と根長生育の関係をより詳細に調査する必要がある。また、有機物管理区ごとに流量計を設け、土壌の有機物管理が灌水量に及ぼす影響を比較するほか、蒸散量の計測を行う必要があると思われる。

一方、土壌環境には硫化水素のような生育抑制因子だけでなく、地力窒素の供給源などの生育促進因子も存在する。可溶性窒素、微生物バイオマス窒素ともに、洪水直後の冬春作期に高くなっており、洪水による有機物・粘土の供給が地力窒素を増加させている可能性が示唆された。洪水の水深・期間は年によって異なり、年によって供給される土砂・有機物の流入量が異なる可能性が示唆される。今後、この洪水期間などのちがいが冬春作の水稻体生育量に及ぼす影響を調査する必

要があると想定される。

メタンの発生量・AWD 灌漑導入による削減効果は後の作期ほどより高くなったことから、三期作によって稲わらが繰り返し圃場に投入されることで、土壌の還元が促されていることが示唆された。また、AWD 灌漑によるメタン放出量の削減効果は雨季である 3 作目(夏秋作期)に最も高くなった。当初、夏秋作において、降水頻度が増えたことによって水位低下速度が特に遅く、水位が 15cm 深まで下がらなかったため、AWD 灌漑導入による土壌の酸化効果は低いと考えられていた。しかしながら、実際には、水位が灌水基準である土壌深 15cm に達せず、灌水頻度が少なくなったため水位低下期間が雨季で最も長くなった。この水位低下期間の延長がメタン発生量に最も強く作用したと考えられる。近年、同様な報告として中干期間の延長が有効なメタン削減策の一つであることが実証されており(Itoh *et al.*, 2011)、今後、降水量、稲わら投入の有無による蒸散速度・透水速度の違いが水位低下速度・水位低下期間・灌水頻度に及ぼす影響を解析する必要がある。

一方、メタンと共に重要な温室効果ガスである亜酸化窒素については、冬春作期に比較的高い放出速度が検出されたが、作期が進むにつれて放出速度が低くなる傾向が見られた。また、水管理の影響は見られず、稲わら全量を漉き込んだ区(稲わら還元区)では、他の処理区(稲わら灰還元区および稲わら持ち出し区) 亜酸化窒素フラックスが低くなる傾向が認められた。稲わら還元処理によって亜酸化窒素放出速度が削減されるとの報告はいくつかある(Singh *et al.*, 2004, Zou *et al.*, 2004, Khalil and Inubushi, 2007, Wang *et al.*, 2011)。特に、Singh *et al.*(2004)は稲わら-小麦の輪作時には、稲わらより C/N 比が高い小麦の藁を土壌に還元することで水稻収量・窒素利用率が低下すると報告している。本研究においても稲わら還元区で高い亜酸化窒素放出量が認められなかったこと、作期が経つにつれ、検出される亜酸化窒素フラックスが小さくなった原因の一つとして、稲わら還元が繰り返され、土壌中に蓄積したこと由来すると考えられた。

結果、年間のメタン発生量を有意に 25~45%削減できることが示された。メタンと同様、強力な温室効果ガスである亜酸化窒素とその発生過程に強いかわりを持つ硝酸濃度については、AWD 灌漑による有意な影響は見られず、放出された亜酸化窒素の地球温暖化への寄与はメタンの 1%にも及ばなかった。一般的に中干などの水管理は亜酸化窒素の発生を促進するとされるが(IPCC, 2007)、水位低下時に施肥を行わず、灌水後に施肥を行うことでその発生量を著しく下げられることが報告されている(Hosen, 2010)。本試験においても、各施肥前に灌水が行われていることに加え、保水性の高い重埴土に、水位が土壌深 15cm に達した時点で灌水を行う Safe AWD を行っているため、従来の AWD よりも土

壤が乾燥せず硝化が促進されにくい環境であると考えられた。また、密植で株密度が高いため(122~283 株 m⁻²)、非根圏が表土にはほとんど無いことに加え、4回に分けて施肥されているので緩効性肥料と同様、水稻体施肥窒素吸収効率が高い状態にあると考えられた。以上から、Galloway *et al.* (2004)が述べている窒素損失(アンモニア揮散、硝化、溶脱、脱窒)が起こりにくい水稻生産環境であることが示唆された。当試験圃場から放出される亜酸化窒素量が、既往の試験結果(Akiyama, 2011)や施肥量がほぼ等しい試験から報告されている亜酸化窒素量(たとえば、Wang *et al.*, 2011)と比べても低いこともこれによって説明されうると考えられる。

以上から、硫酸酸性が問題となりやすい対象地域において、土壌中の硫酸濃度の上昇は有害となる可能性があるが、本試験においては収量に悪影響を及ぼすほどではなく、逆に酸化土壌環境は硫化水素の発生を抑えることが示された。AWD 灌漑の導入は収量と土壌肥沃度を維持、あるいは高めつつ灌水量とメタンを同時に削減できる可能性が示された。今後は硫化水素・洪水の水稻生育・収量におよぼす影響を2-3年スケールで調査する必要がある。

水田土壌から放出される温室効果ガスの測定だけでなく、稲わら燃焼試験を行い、稲わら焼却・稲わらを用いたキノコ栽培から放出される温室効果ガス量を評価した。不完全燃焼の基準として扱われる修正燃焼効率 (MCE : CO₂ / (CO₂+CO)) を計算した結果、稲わら 5 kg, または 10 kg を燃やした場合、稲わらの含水率が高くなるほど MCE が低くなり、不完全燃焼が起きやすくなっていると言えた。しかしながら、20 kg もしくは 40 kg を燃やした場合、この傾向は見られなかった。しかしながら、20 kg もしくは 40 kg を燃やした場合、この傾向は見られなかった。これらの結果から、稲わらを平焼きにする場合、高水分条件の稲わらを用いると不完全燃焼を引き起こしやすく、CO や CH₄ の発生を促すが、稲わらを高く積んで燃やした場合、稲わらの水分が燃焼中に蒸発しやすくなるため不完全燃焼が起きにくくなるものと解釈した。二酸化炭素、一酸化炭素、メタン、揮発性有機体炭素、亜酸化窒素の発生量に質量あたりの地球温暖化ポテンシャル (GWP) を乗じ、各燃焼条件における稲わら焼却が地球温暖化に及ぼす影響度を求めた。その結果、稲わらを 5 kg または 10 kg 燃やした場合、水分が高まるにつれて MCE が低下し、地球温暖化に及ぼす影響度が高まった。一酸化炭素、メタン、揮発性有機態炭素の発生量が高まっているためと考えられる。含水率上昇に伴う地球温暖化に及ぼす影響度の増加は 5 kg 燃焼した際にもっとも顕著であったが、10 kg 燃焼時では影響度の変化率が小さくなり、20kg もしくは 40kg 燃焼時にはこの傾向が見られなくなった。

これらの結果から、稲わらを湿った土壌表面に散布して焼却することは、稲わら焼却の地球温暖化に及ぼす影響を高めるリスクがあると言える。

IPCC2007以降、大気中のメタンを消失させるOHラジカルがGWPの算出に考慮されるようになり、一酸化炭素、揮発性有機態炭素、メタンのGWPが高まった。これにより、水田由来のメタン排出量およびバイオマスバーニングに由来する一酸化炭素の定量結果が一層重要になった。今後、地球温室効果ガスの放出源として、水田およびバイオマスバーニングの重要性がより増すことになると予想された。

稲わらを利用したキノコ栽培においてチャンバー法を用いた結果、稲わら体炭素の内の多くは菌接種前に大気へ放出されていることが分かった。現地では船を使って稲わらが流通しているが、船上ですでに発酵処理が施され、キノコ栽培農家圃場に到着した際には内部は濃い茶褐色をしており、温度は約80°Cになっている。以上から、種駒を接種する前にほとんどの炭素が放出済みであると予測された。

稲わら体炭素の45%がキノコ栽培期間中に放出され、50%が栽培後の焼却処理によって放出されることから、キノコ栽培後のわらを焼却せず、その他の利用に用いることができれば、温室効果ガス発生量をさらに低くできる可能性が考えられた。

水田圃場における集中試験により、AWD灌漑を導入して収量を下げずに灌漑コスト、温室効果ガス発生量を削減できる可能性が示された。稲わらを圃場に投入するとメタン発生量が高くなるため、対象集落で行われている稲わらの持出し・焼却によりAWD灌漑同様、温室効果ガスの発生量を削減できる可能性も示唆された。稲わら持出し後・焼却時の温室効果ガス放出量も評価するべきであるが既往の研究では、評価例は限られている。本研究では持ち出された後の稲わら利用様式および主要な稲わら利用に由来する温室効果ガス発生量を調査した。以上の結果を用い、農業生産者の所得を維持・あるいは高めつつ水稻生産に由来する温室効果ガス発生量を削減しうる水・稲わら管理を提案することを目的とし、水田および稲わら利用から発生する温室効果ガス発生量を比較した(表3-1)。結果、AWD灌漑は水田からの温室効果ガスを削減するだけでなく、稲わら発生量を削減するため、稲わら利用に由来する温室効果ガス発生量(稲わら野焼き・キノコ栽培)をも削減した。

対象集落の現状として、近年、コンバインハーベスターが普及しているとの情報を農家から得た(新井2013)。2000年以降、年間平均GDP成長率は平均7%以上を達成しているベトナムにおいて、クボタ製のトラクタ・コンバインの合計新車販売数が、2009年から2010年にかけて5倍になったとの情報もある(<http://giweb.kubota.co.jp/pdf2011/g>)。

しかしながら、コンバインハーベスターは稲わらを裁断し、散布するため燃焼効率も低く土壌への稲わら還元率を高めるため、今後、より一層圃場への稲わら

還元量が増えるようになる可能性がある。稲わら全量還元時に AWD 灌漑導入による温室効果ガス発生量の削減効果が最も高かったことから(43%, 表 3-1)、今後 AWD 導入効果が、より一層高まる可能性があると期待される。

表 3-1. 各水・有機物管理条件下の温室効果ガス発生量

	Amount of straw annually burned or taken out (t under 14 % moisture ha ⁻¹)	Annual CH ₄ and N ₂ O emission from paddies (t CO ₂ -equivalent ha ⁻¹)	Annual GHGs emission from straw-use (straw burning and mushroom cultivation) (t CO ₂ -equivalent ha ⁻¹)	Total GHGs emission (t CO ₂ -equivalent ha ⁻¹)
CF-straw	0±0	88.67± 1.39	0±0	88.67± 1.39
CF-ash +straw burning	6.67±0.62	56.92± 8.11	9.99±0.93	66.90± 8.93
CF-taken out +mushroom cultivation	6.40±0.39	54.87± 5.28	7.94±0.48	62.81± 5.47
AWD-straw	0±0	50.71±10.53	0±0	50.71±10.53
AWD-ash +straw burning	5.93±0.62	40.19± 5.19	8.87±0.93	49.06± 5.92
AWD-taken out +mushroom cultivation	6.10±0.71	40.68±10.71	7.58±0.88	48.25±10.43
Water (CF or AWD)	<i>p</i> <0.1	<i>p</i> <0.01	<i>p</i> <0.1	<i>p</i> <0.01
Straw (straw, straw-ash or taken-out)	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.1
Water*Straw	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

農家所得の収入・支出に対する水・稲わら管理の影響を調査した。結果、稲わら・キノコの売り上げは収支全体の内、それぞれ 2~3%、11~16%程度であった。このことから、米生産者の収入は米の売り上げ額に依存していることがわかった。米の売り上げ額が地域の主要な収入であることは、AWD 灌漑および稲わら管理が米収量に及ぼす影響の重要性を意図している。AWD 灌漑・稲わら管理が長年連用された際に顕在化する収量差は、今後も継続して評価される必要がある。

支出においては、主に、施肥・脱穀・灌漑が大きな割合を占めていた。施肥量 $90\sim 200\text{kg ha}^{-1}$ は、秋山(2011)の報告と比べると、世界的によく見られる施肥量である。現地では 4-6 回に分けて施肥されているため、水稻体の肥料吸収効率は良好であり、環境負荷の観点で減肥の必要性は低いと思われる。しかし、収穫時の水稻の SPAD 値は 30 を上回っている農家がほとんどであり、肥料の過剰吸収・不完全転流の可能性が懸念される。脱穀については、今後、コンバインハーベスターが普及することで脱穀方法・費用が変化する可能性がある。灌漑については、現地での灌水はポンプ灌漑と潮汐灌漑が併用されており、作期間、ポンプ灌漑のみに灌水を依存していた本試験の結果よりも実際は低いと推測される。しかしながら、本試験の結果、AWD 灌漑の導入によりポンプ灌漑費をおよそ 2 万円程度削減できるポテンシャルが示された。

2 万円の支出削減はおよそ 10-15 万円である収支(収入-支出)を、20%程度高められることを示唆する(図 3-19)。キノコの栽培が全収支の 11~16%程度を占めており、水稻栽培農家が 10 軒程度あれば、キノコ栽培専業農家が 1 軒生計を建てられることが分かった。したがって、各々の米生産農家がキノコ栽培を行い、自分の圃場の稲わらを使って収支を大きく増やす効果は低いが、一部の農家が、周辺農家の稲わらを購入し、大規模にキノコ栽培を行うことができると考えられた。

実際、農村調査の結果、水稻栽培農家が自分の圃場から発生した稲わらを用いてキノコ栽培を行う例は少ないことがわかっている。また、水稻栽培とキノコ栽培を兼業している農家の中でも、現地の稲わらを利用する農家は冬春作において 0%、春夏作において 7.3%、夏秋作において 6.9%程度しかない。降水量が高くなる春夏作では 45.3%、夏秋作では 51%の農家が稲わらの売却による収入は少ないにもかかわらず、売却を行っている。これらのことから、降雨により稲わらを焼却できず、次作期の圃場の均平化作業に支障が出ることを避けるため、稲わらを圃場外へ持ち出すことを目的に、稲わらを売却していると推察される。圃場外へ持ち出された各農家の稲わらは集約的なキノコ栽培を行う一部の農家へ流通し、キノコ栽培に利用されているものと解釈された(図 3-19,20)。稲わら持出しが長期間継続された場合、窒素やケイ酸などの土壌中の養分が系外

へ持ち出され、地力が損なわれる可能性がある。また、稲わらの輸送には船の燃料消費が伴うため、温室効果ガスがさらに放出されることになる。これらのことから、水稲生産農家がより有効な稲わら利用法を用いれば、水稲生産農家の所得収支向上だけでなく、土壌肥沃度の維持、稲わら運搬船利用に由来する燃料費・温室効果ガス放出の削減が期待できる。

温室効果ガス発生量に炭素価格を乗じて農業所得の収支の計算に加えたところ、AWD 灌漑の導入により収支が 2 倍程度となることがわかった (図 3-21)。このことは、炭素市場の視点から対象集落の AWD 灌漑導入効果を評価した際、AWD によって農業生産性がおおよそ 2 倍に高まる可能性を示唆すると考えられる。対象集落であるベトナム・メコンデルタ、中央部の集約的水稲生産地では、3 期作・洪水によって 1 年中ほぼ常時湛水・多量の稲わらが還元されている状態である。これらのことから、土壌の過剰還元が温室効果ガスであるメタンや水稲生育を阻害する硫化水素の発生を促している可能性が高い栽培環境である。しかし、AWD 灌漑導入により灌漑コストをおよそ半減、温室効果ガス発生量を削減(25-45%)、表層根の活性化とともに収量・収穫指数を維持、あるいは高められる可能性が示された。このことは、AWD 灌漑は収量を下げずに、灌水コスト・温室効果ガス発生量を削減することが、炭素市場の観点で水稲生産性を大きく向上させていることを意味する。特に、OM4218 品種を栽培した春夏作・夏秋作では収穫指数の増加が顕著にみられ、転流が促されていることが認められた。稲わら発生量・蒸散量が抑えられる可能性が示された。このことから、AWD 灌漑は水稲の転流を促すことで、メタン放出量を高める稲わらの発生量と水消費として重要な蒸散量を低減する可能性が期待された。現地では稲わら焼却、稲わら持出しが行われ、水田へ還元される稲わら量が削られてはいるが、稲わら焼却・稲わら運搬時の燃料消費・稲わらを用いたキノコ栽培によって多量の温室効果ガス(二酸化炭素、一酸化炭素、メタン、亜酸化窒素)が放出されている。これらを考慮した結果、最も温室効果ガス発生量を削減できる水・稲わら管理は土壌に稲わらを還元し、AWD 灌漑を行うことであると考えられた(図 3-22)。

本研究においても、2 章・4 章同様に微生物学的・分子生物学的手法を用いた方法も、AWD のメタン削減過程の理解に有望であるように思われる。しかし、Watanabe *et al.* (2013)にて報告されているようにフィリピン水田にて、より強力に土壌を酸化させる AWD を導入した試験を行って CF 水田と比較を行ってもメタン生成菌数に違いが出なかった。本研究においてもメタン生成菌数への影響を微生物学的手法で行っても得られる情報が限られていると予測され、本研究では微生物学的手法を用いた解析を行っていない。今後は、AWD 灌漑および稲わら管理の長期連用・洪水の影響が米収量・温室効果ガス放出量に及ぼす影響を明らかにする必要がある(図 3-22)。水田付近への家畜への飼料化、家畜糞尿

の水田圃場への供給、適切な土壌への稲わら投入法などを考慮しつつ、水稻生産性・水稻生産者の所得収支・温室効果ガス発生量の観点からより有効な稲わら利用法を調査することが望ましい。

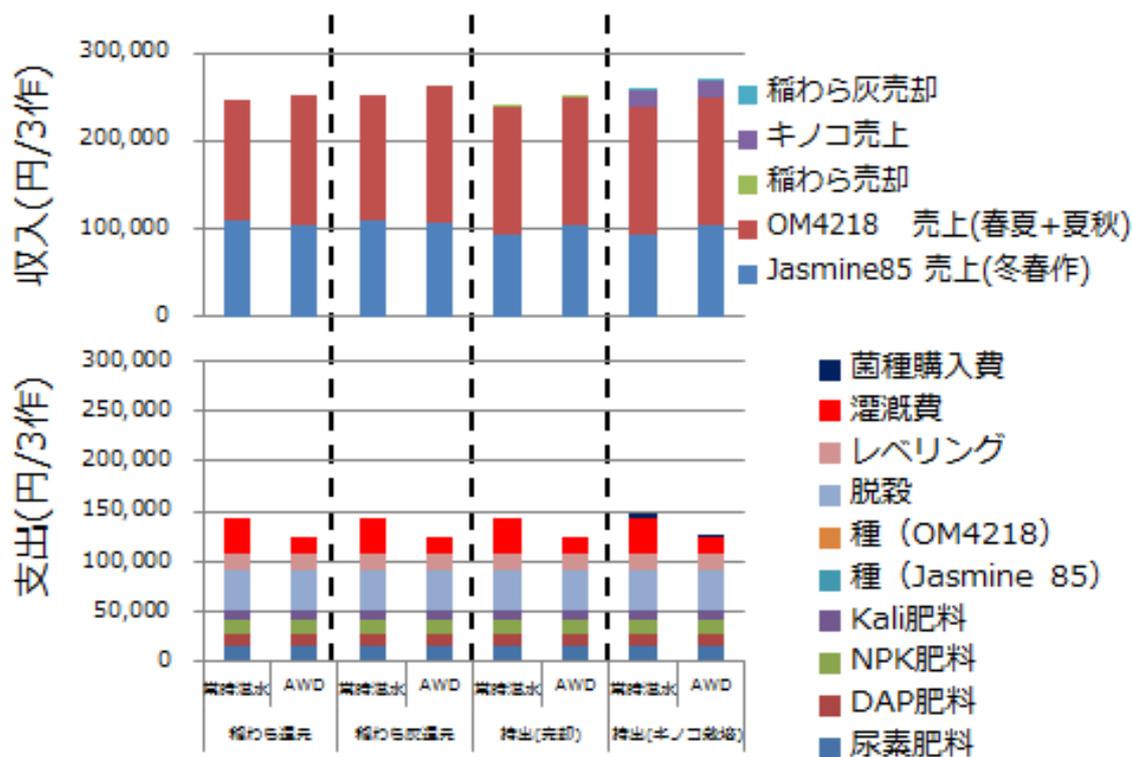


図 3-19. 3 期作間の農家所得の収入および支出^{13,14}

¹³ 1 農家当たりの水田圃場面積は同集落内 35 農家の平均値である 0.62ha とした。また、各農家内で Ut 氏の圃場と施肥・稲わら・水管理、収量・稲わら発生量が同じであるとして計算した。

¹⁴以下の現地情報を利用した。

Jasmine 85 米卸売り価格 6,000VND/kg、OM4218 米 4,750VND/kg、
 キノコ 48,000VND/kg、
 キノコ栽培後発生した稲わら灰 20kg あたり卸売り価格 3,000~4,000VND、
 尿素肥料 10,300VND/kg、
 DAP15,600VND/kg、
 NPK 肥料 13,200VND/kg、
 Kali13,600VND/kg、
 種子(Jasmine 85) 18,000VND / kg、種子(OM4218, IR504, OM1940)10,000VND
 脱穀機 700,000VND (水田面積 1cong=1300m³あたり)
 レベリング用耕耘機使用日 300,000VND(水田面積 1cong=1300m³あたり)、
 ポンプ燃料および潤滑油使用日 971VND(1m³水を灌漑する際の消費費)、
 キノコ菌種購入費 250,000VND/稲わら 1t あたり
 1,000VND=約 4 円
 ただし、いなわら運搬時の燃料消費は加味していない。

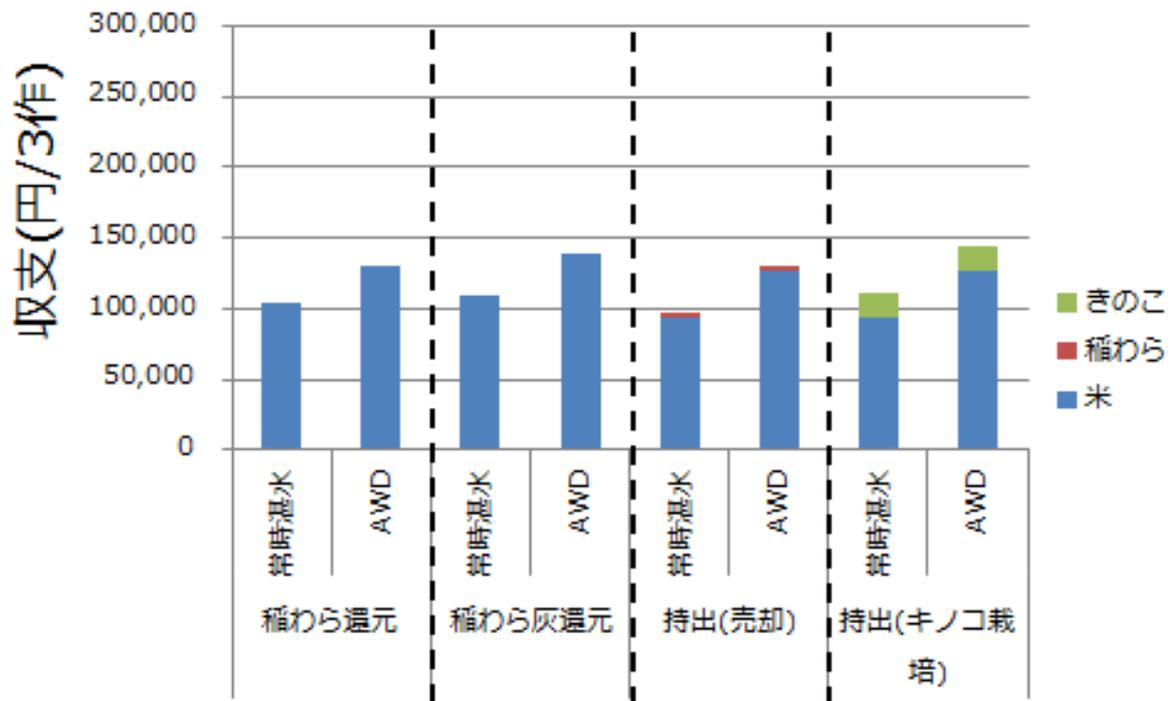


図 3-20. 3 期作間の農家所得の収支

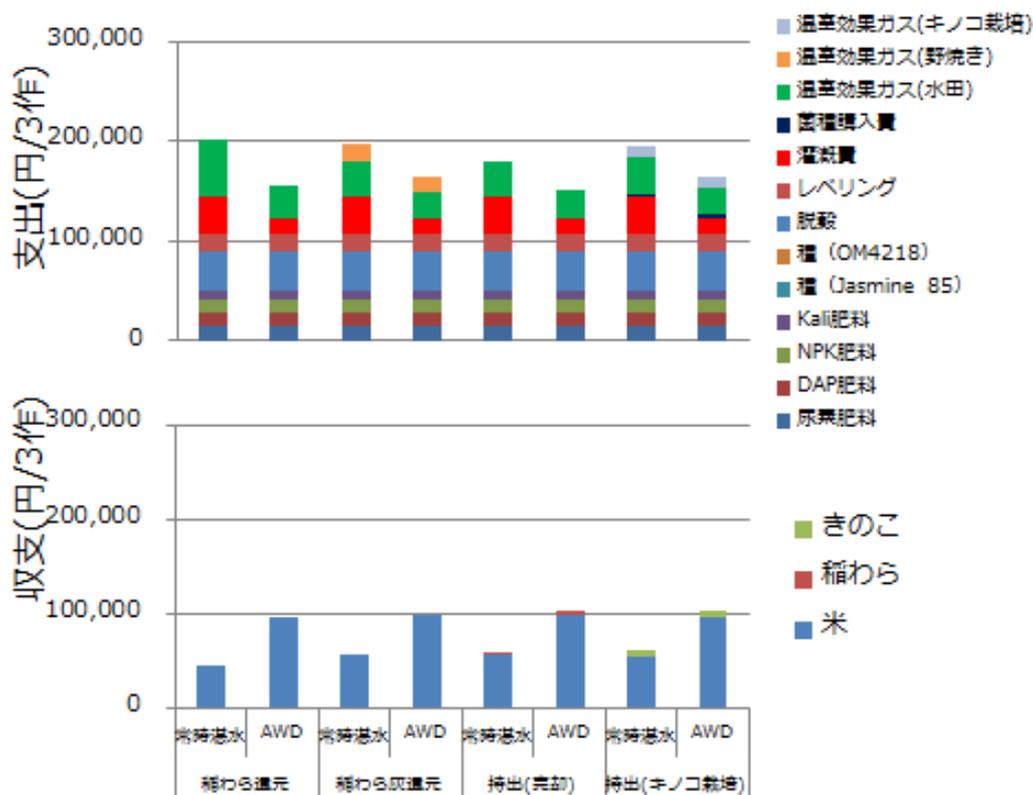


図 3-21. 炭素価格を考慮に入れた場合の経済的支出・収支¹⁵

¹⁵ 炭素価格を考慮した支出額
 =支出額(図 48)+温室効果ガス放出量(図 46)×炭素価格(12.76USD /1tCO₂ equivalent)*
 *12.76USD /1tCO₂ equivalent . . . State and trends of the carbon market 2012
 Spot and Secondary offset market 2011,
 1,822Mt =23,250million USD

*1USD=90 円とした。

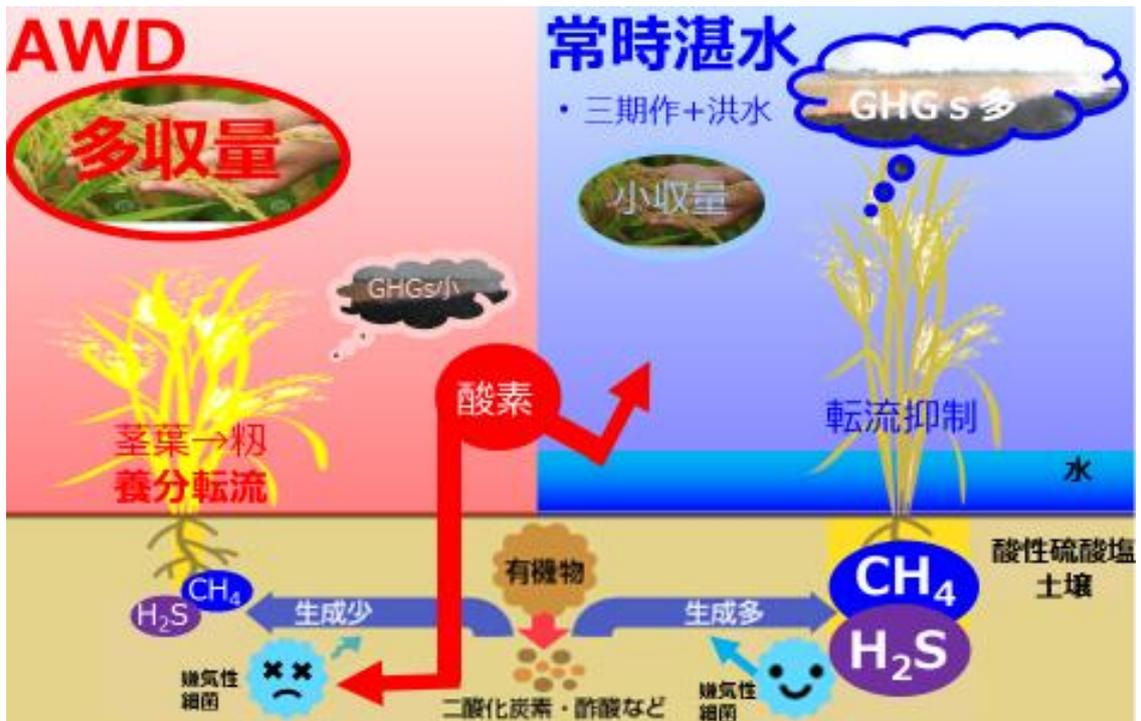


図 3-22. 本章の総括図

AWD 灌漑により、土壤水分が減少し、酸素が土壤に供給されることで嫌気性古細菌の活性が抑えられ、温室効果ガスであるメタンや、水稻の養分転流を阻害する硫化水素の発生が抑えられると考えられる。

3-5. 要旨

世界的にも高い水稲生産量を誇るメコンデルタでは、三期作の普及によって水稲栽培地域が年間を通じてほぼ常時湛水し、多量の稲わらが発生しているため、土壌が過剰な還元状態となり、水稲生育を阻害する硫化水素やメタンを多量に発生させている危険性がある。そこで、本研究では国際稲研究所で開発されたAWD(Alternate Wetting and Drying)節水灌漑技術に着目し、より適切な水・稲わら管理を導入することで、水田の収量を維持・あるいは高めつつ温室効果ガス発生量を下げることができるとの仮説を立て、ベトナム・メコンデルタの水稲三期作地域を対象にAWD節水灌漑導入試験を行った。

2011年11月～2012年9月の三作期間(2011年11月～2012年2月:冬春作、同年3～6月:春夏作、同年6～9月:夏秋作)・洪水期間(2012年9月～11月)にベトナム、カントー市の農家水田圃場で、稲わら管理(全量還元・焼却・持ち出し)、水管理(常時湛水・AWD)を組合わせた試験区を設け、その他の管理は地域の慣行に沿って試験を行った。次いで、対象集落内50農家を対象に、対象集落の主要な稲わら利用様式を聞き取り調査した。現地で主要な稲わら利用法である、キノコ栽培用堆肥としての利用時と焼却処理時に放出される温室効果ガス放出量を評価した。

AWD導入により対象水田の年間のポンプ灌水量の57%が有意に削減された。AWD灌漑区ではEhと硫酸濃度が高まり、土壌pHと硫化水素濃度が低下する傾向がみられた。年間の稲わら発生量は低くなったが、収量は $0.50\sim 0.91\text{t ha}^{-1}\text{年}^{-1}$ 高くなった。水田から放出される温室効果ガス、水田から発生した稲わらが焼却処理・キノコ栽培へ利用された際に放出する温室効果ガスを評価したところ、AWD灌漑導入による温室効果ガス放出量の削減効果が認められ、全量還元区で43%、焼却区で24%、稲わら持ち出し区(キノコ栽培区)で19%有意に低減した。稲わらを圃場に還元しつつAWD灌漑を導入した際、温室効果ガス発生量が最も低かった。

以上から、対象地域では、土壌中硫酸濃度の上昇は有害となる可能性があるが、農家水田圃場における試験においては収量に有意な悪影響を及ぼすほどではなく、逆に酸化的土壌環境は同じく有害な硫化水素濃度を低く抑え、収量を高めつつ、温室効果ガスの発生原因物質である稲わらの発生量を削減できる可能性が示された。本試験により、AWD灌漑を導入して収量維持・あるいは高めつつ、灌漑コスト・温室効果ガス放出量を削減できる可能性が示された。地球温暖化へ及ぼす影響度の視点から、水田を対象とした水・稲わら管理法を比較評価すると、AWD導入水田に稲わら還元することが当地域の水田生態系の地球温暖化への寄与を最小にする方策であると考えられた。

第4章 マングローブ林土壌の温室効果ガス生成活性 —熱帯無機質土壌湿地内の自然マングローブ林地での観測—

4-1 背景および目的

前章までに、熱帯泥炭地(熱帯有機質土壌の自然林・農地)、熱帯水田(熱帯無機質土壌の農地)から放出される温室効果ガス発生量・過程に現地の水・炭素管理の及ぼす効果が定量的に議論された。しかしながら、熱帯無機質土壌自然林についての議論はまだ行われていない。そこで本章では、面積的に多量の土壌有機物を蓄えている熱帯無機質土壌自然林で重要な炭素貯蔵庫の一つであり、かつ人為活動の影響を強く受けているとされるマングローブ林を対象に議論する。

本章では、ベトナム・メコンデルタ、インド・スンダルバン内のマングローブ林にて、人為的活動(土地利用変化)および気候変動によってメタン発生量がどのように変わるか、即ち、人為影響のない自然マングローブ林土壌から放出している温室効果ガス量(ベースライン)から人為影響によって違いが生じるかどうかを明らかにするため、海岸線から異なる距離に位置する複数の地点で空気および土壌試料を採取し、メタン生成活性・放出量に影響を及ぼす土壌環境要因を解析した。

4-2 材料および方法

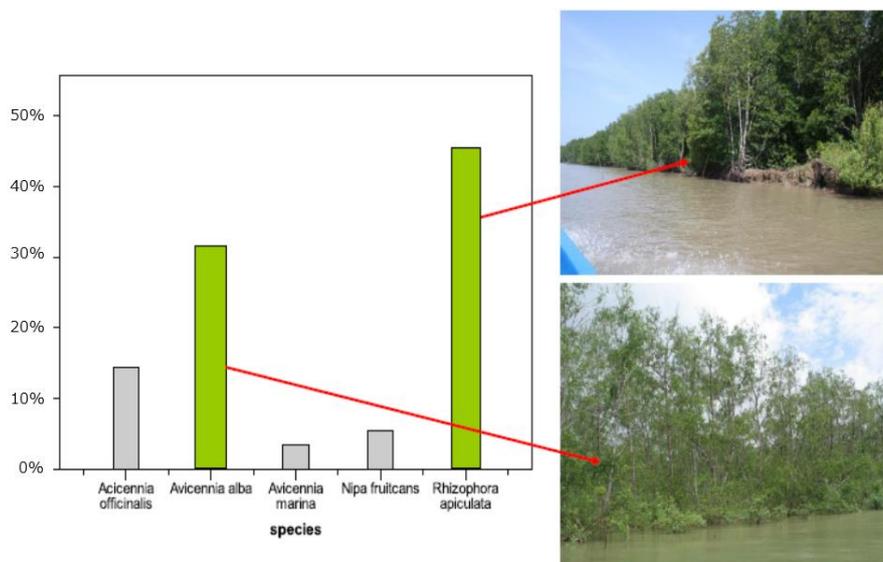
ベトナム国内の調査対象マングローブ林

2014/6/28(昼頃干潮後)のベトナム Ca Mau 省(N: 8°36', E: 104°43')および2014/6/29(午前中干潮前後)Soc Trang 省(N: 9°20', E: 106°05')内の海岸線から距離の異なる複数の地点で土壌および空気試料(クローズドチャンバー法)の採取を行った(図 4-1)。マングローブ林を構成する樹種は主に、*Rhizophora apiculata* (フタバナヒルギ、), *Avicennia alba*(ウラジロヒルギダマシ、ブラックマングローブ)であり(図 4-2)、植林の際には、高冠水頻度域に高い適応性をもつ前者のモノカルチャー植栽(単一品種の栽植)が行われている(Vo *et al.*, 2014a)。



図 4-1.メコンデルタ調査地

(Ca Mau の白塗りつぶし区は海岸部、赤塗りつぶし区は内陸部を示す)



Rhizophora and Avicennia are the main species in Ca Mau

図 4-2. ベトナム Ca Mau 省内マングローブ林を構成する主要樹種 (Vo *et al.*, 2014b)

近年では、Ca Mau 省内のマングローブ林は Full protection zone と呼ばれ、マングローブ林として植林・保存されなければいけない指定保護地域と Buffer zone と呼ばれる指定された域内の 60%以上はマングローブ林として保護されなければならない指定保護地域に分けられている(図 4-3, Vo *et al.*, 2014a)。しかしながら、実際には Buffer zone 内においても、制限以上にエビ養殖池が拡大しつつあることがリモートセンシングの結果、示唆されている(図 4-4)。

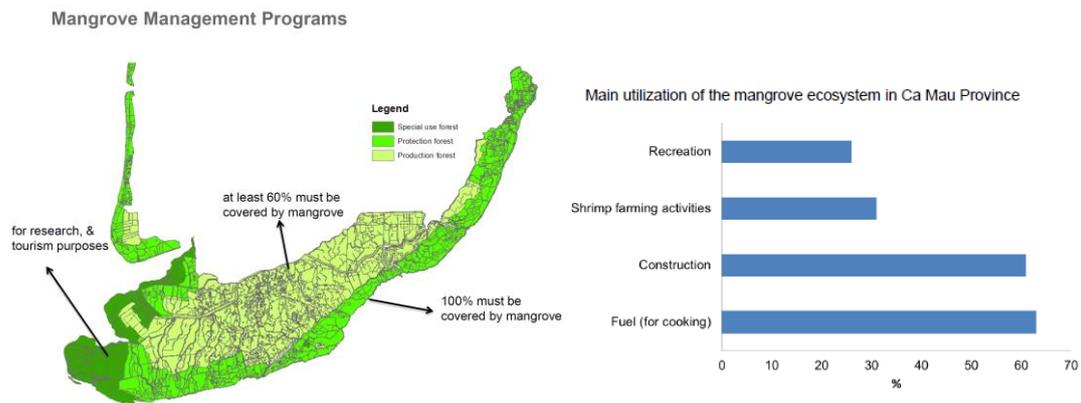


図 4-3. ベトナム Ca Mau 省内、マングローブ利用用途(Vo *et al.*, 2014b)

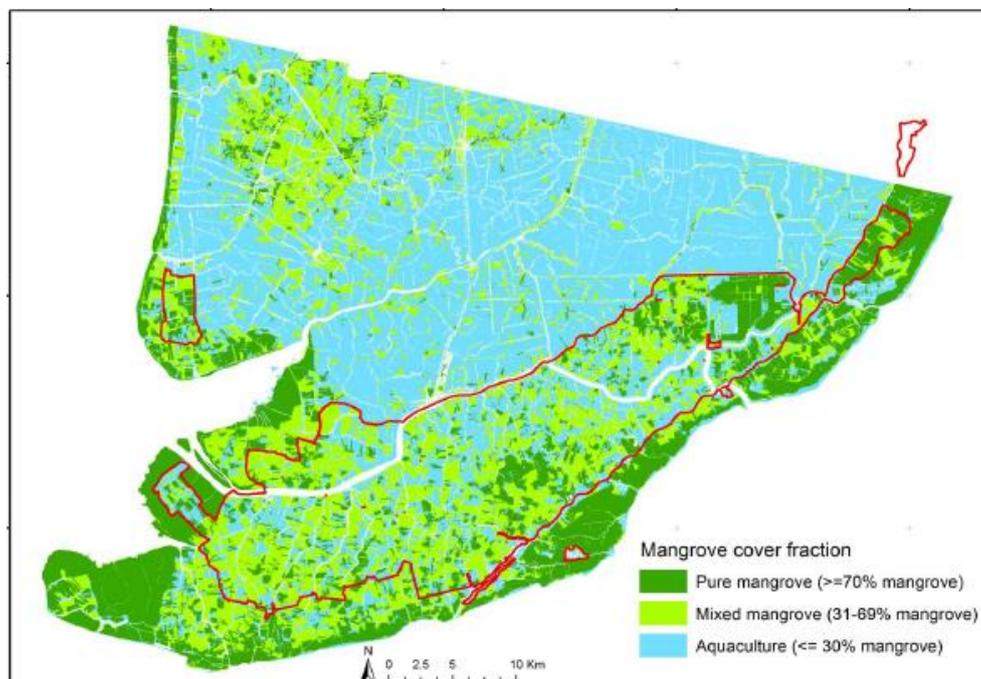


図 4-4. 違法に拡大するエビ養殖池、(Vo *et al.*, 2014b)
水色部は水産業の影響でマングローブ林が浸食している地域を示している。
赤線枠内は Buffer zone を示している。

インド国内の調査対象マングローブ林(スンダルバン)

2014/8/6 夕方～8/7 朝(干潮前後)、西ベンガル(インド・バングラデシュ)にまたがって存在する世界最大のマングローブ林 Sundarban にて土壌および空気試料の採取を行った(図 4-5)。土壌・空気試料は、Jha *et al.* (2014)にて報告されている渦相関観測測器が設置してある地点(N: 21°48'55.081" E: 88°37'49.26")にて採取された。

Sundarban 全体ではおよそ 9000km²の面積を擁し、インド側の面積は 34%、バングラデシュ側は 66%程度に相当する(Naskar *et al.* 2009)。インド側の Sundarban デルタだけでも、Ganga 川-Brahmaputra 川-Meghna 川河口流域を覆っている。

Rhizophora, *Avicennia alba*, *Bryguiera gymnorrhiza* など多様な樹種によって構成されているマングローブ林だが(平均樹高 5m)、現地でも最も優占している樹種は *Heritiera fomes* (アオギリ科サキシマスオウノキ属、サキシマスオウ、現地の言葉で Sundari と呼ばれる。樹高約 25m) である。

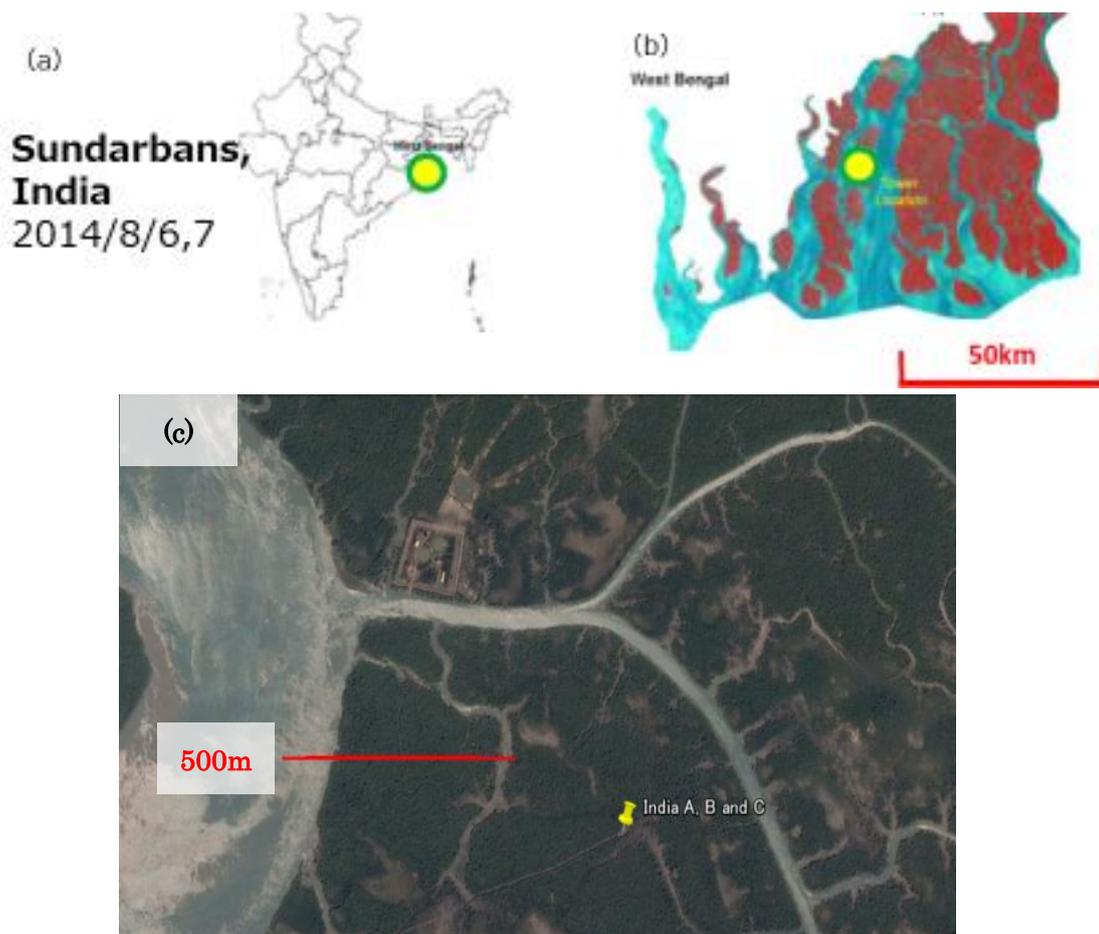


図 4-5. インド・スンダルバンマングローブ林調査地(Jha *et al.*, 2014)

実験方法

・ 土壌理化学性・温室効果ガス放出量測定法

遊離鉄・硫酸濃度・全炭素・溶存有機体炭素・アンモニウム, CH₄を2, 3章に記載済みの方法で測定した。

・ DNA の抽出・PCR・DGGE

農業環境技術研究所：「PCR-DGGE による土壌細菌・糸状菌相解析法 Ver. 3.2 2008 年1 月28 日改訂」およびWatanabe *et al.* (2013)を参考におこなった。

シーケンスと系統解析：宇津木 (2010)を参考に行った。

・ メタン生成菌数および酸化菌数定量法

ABI PRISM 7500 system(Applied Biosystems, Foster city, CA, USA)および real-time master mix (THUNDERBIRD Probe qPCR Mix; TOYOBO, Tokyo, Japan)を用い、Ikeda *et al.* 2014 を参考に、メタン生成菌数(*mcrA* 遺伝子プライマーセット, 45 サイクル; denaturation 95°C40 秒, annealing55 °C30 秒, extention72 °C60 秒)・酸化菌数(*pmoA* 遺伝子, A189-f - mb661r プライマーセット, 40 サイクル; denaturation 95°C30 秒, annealing65.5 °C20 秒, extention72 °C40 秒)を測定した。検量線作成のために、名古屋大学土壌学研究室が水田土壌から単離したメタン生成菌・酸化菌の以下の配列を利用した

メタン生成菌

Methanobrevibacter arboriphilus SA (AB300777,プライマー込みで 760bp)、

Methanosarcina mazei TMA (AB300778,プライマー込みで 778bp)、*Methanoculleus*

chikugoensis MG62(AB300779,プライマー込みで 784bp)

メタン酸化菌

Methiromonas koyamae (AB538965,プライマー込みで 508bp)

Methylosinus trichosporium OB3b (U31650,プライマー込みで 508bp)

・培養実験-1

採取した各湿潤土を乾土 3g 等量ずつ、各 22ml ねじ口試験管 4 本に充填した。うち 2 本は窒素置換し嫌気培養を行い、残り 2 本は窒素置換せずに好気培養をおこなった。各試験管の気相中メタン・二酸化炭素濃度は 1 週間ごとに測定した。測定後、嫌気培養している試験管の気相は再度 1 分間窒素置換しなおし、好気培養している試験管の気相は 1 時間、実験室内にて空気置換した。培養前後で土壌の DOC 濃度(分析法 2 章参照)、アンモニウム濃度(分析法 2 章参照)、硫酸濃度(分析法 3 章参照)、セルラーゼ活性(Deng and Tabatabai, 1994)を測定し、培養前後の変化を分析した。また、培養前に遊離酸化鉄濃度・全炭素/窒素を測定した。

・培養実験-2

培養実験-1 にて、特に高いメタン生成活性を示したベトナム CaMau 省の湿潤土を、乾土 3g 等量ずつ各 22ml ねじ口試験管 12 本に充填し、嫌気培養を行った。それぞれ 2 反復で以下の処理を行い、実験-1 と同様にガス生成活性・土壌理化学性変化を分析した。

- ・無添加区
- ・超純水 10ml 添加区
- ・海水 1/8 希釈液 10ml 添加区
- ・海水 1/4 希釈液 10ml 添加区
- ・海水 1/2 希釈液 10ml 添加区
- ・海水 10ml 添加区

*海水は、Camau(N: 8°36'27", E: 104°43'24")にて 2014/6/29(正午頃)に土壌ともに採取したもの(5.1gS L⁻¹)を使用した。

4-3 土壌理化学性・温室効果ガス放出および生成活性

現地にてメタンフラックスを観測した結果、ベトナム Ca Mau(内陸部)・Soc Trang においては、メタンフラックスはチャンバー内の筍根の数と有意な正の相関関係を示していた(図 4-6)。Ca Mau(海岸部)ではチャンバー内に筍根が含まれていないにもかかわらず、その他の地点と比べて著しく高いフラックスが検出された。

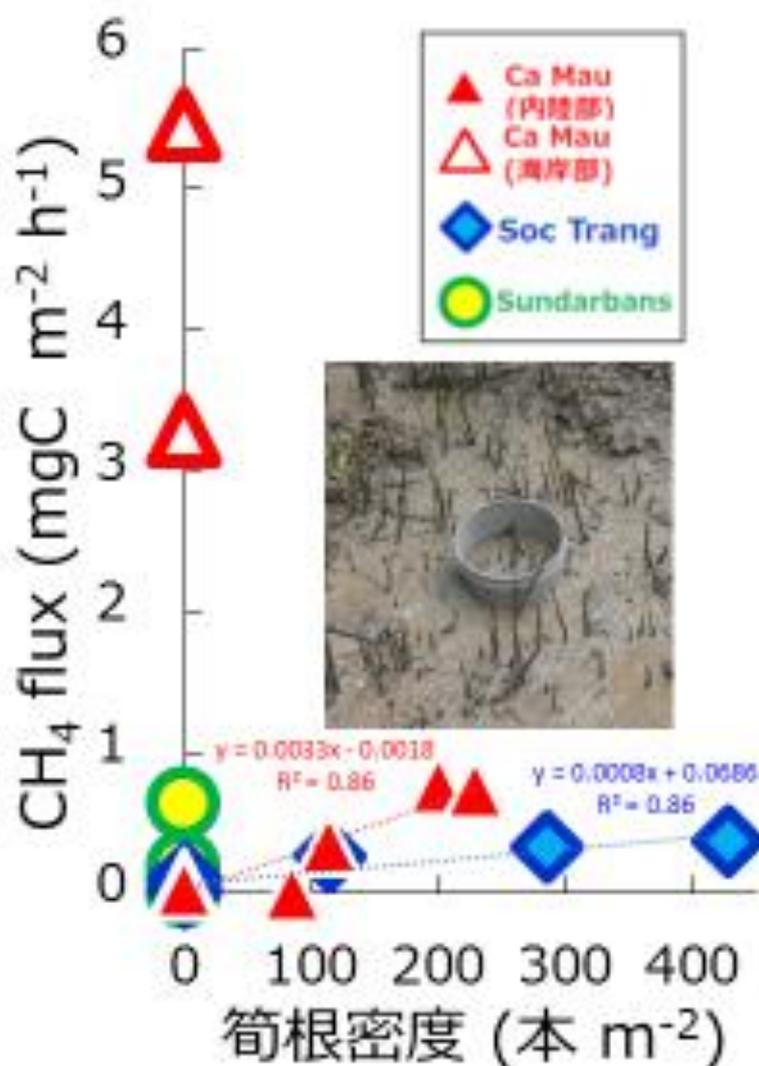


図 4-6. 筍根密度(本 m⁻²)とメタンフラックス(mgC m⁻² h⁻¹)

PCR-DGGEにて古細菌群集構造を解析した結果、インドスンダルバンの古細菌群集構造は、ベトナムカマウ・ソクチャンのメタン生成菌群集構造と異なっていた(図 4-7)。また、検出された DGGE バンドを、相同性解析に供したところ、ほとんどのバンドは、好塩性古細菌である halobacteriaceae 科に属する微生物と近縁であった(表 4-1)。

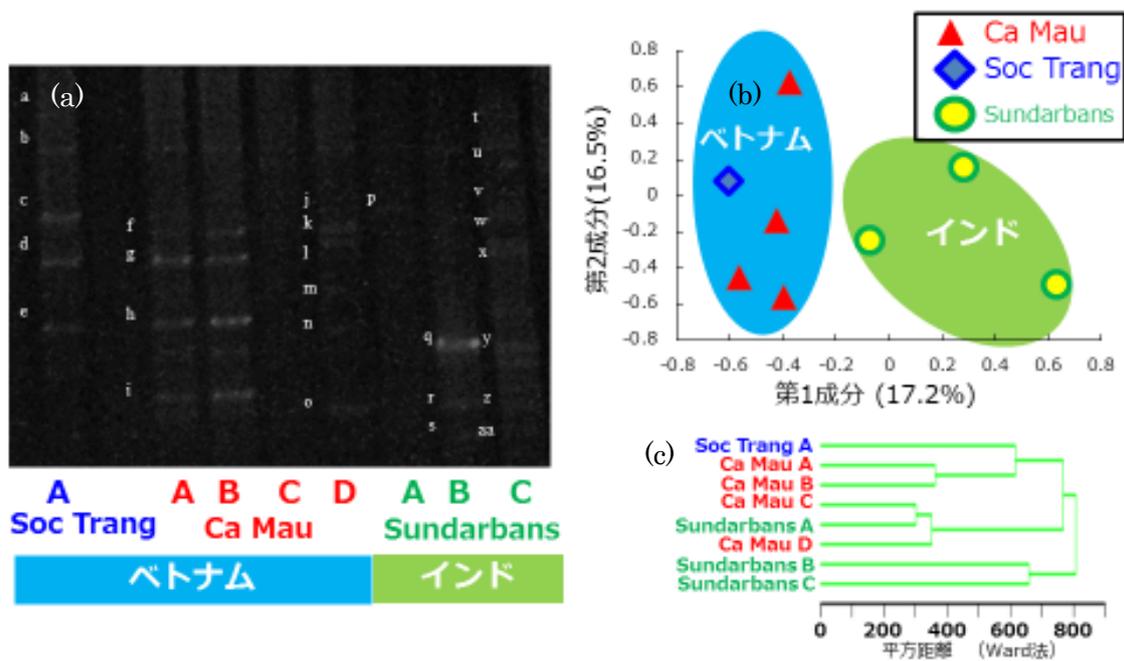


図 4-7. 古細菌群集構造の PCR-DGGE フィンガープリント(a)、その主成分分析結果(b)とクラスター解析結果(c)

表 4-1. 図 4-7(a)で採取されたバンドの相動性解析結果。

Sequence name	Phylum/Class	Nearest match (accession number)	%ID	Plot
a	Archaea	Uncultured archaeon isolate DIGGE band KF922352	100	Soc Trang
b	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>haloferax	<i>Haloferax</i> sp. strain GU361125	97	Soc Trang
c	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halogramum	<i>Halogramum gelatinilyticum</i> strain GQ282624	97	Soc Trang
d	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halogramum	<i>Halogramum gelatinilyticum</i> strain GQ282624	100	Soc Trang
e	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halomarina	<i>Halolamina salifodinae</i> strain JX014295	98	Soc Trang
f	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae	Uncultured archaeon clone JN714425	96	Ca Mau
g	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halogramum	<i>Halogramum gelatinilyticum</i> strain GQ282624	100	Ca Mau
h	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>unclassified halobacteriaceae	Halobacteriaceae archaeon strain JQ937359	99	Ca Mau
i	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>unclassified halobacteriaceae	Halobacteriaceae archaeon strain JQ937359	99	Ca Mau
j	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>haladaptatus	<i>Haladaptatus litoreus</i> strain FJ773394	98	Ca Mau
k	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae	Uncultured haloarchaeon clone JN714425	96	Ca Mau
l	Archaea	Uncultured archaeon clone HQ916488	100	Ca Mau
m	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae	Uncultured haloarchaeon clone EF533951	95	Ca Mau
n	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>haloarchaeobius	<i>Haloarchaeobius iranensis</i> strain KM055651	99	Ca Mau
o	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>haladaptatus	<i>Haladaptatus paucihalophilus</i> strain KM008715	98	Ca Mau
p	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halogramum	<i>Halogramum gelatinilyticum</i> strain GQ282624	97	Sundarbans
q	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae	Uncultured haloarchaeon clone EF533951	94	Sundarbans
r	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae	Uncultured haloarchaeon clone EU735596	99	Sundarbans
s	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halogramum	<i>Halogramum</i> sp. strain JN196457	98	Sundarbans
t	Archaea	Uncultured archaeon clone KJ507111	98	Sundarbans
u	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halogramum	<i>Halogramum</i> sp. strain JN196479	95	Sundarbans
v	Archaea>euryarchaeota>halobacteria	Uncultured haloarchaeon clone GQ374955	93	Sundarbans
w	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halogramum	<i>Halogramum gelatinilyticum</i> strain AB663387	99	Sundarbans
x	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halogramum	<i>Halogramum gelatinilyticum</i> strain AB663387	99	Sundarbans
y	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae	Uncultured haloarchaeon clone EU735596	95	Sundarbans
z	Archaea>euryarchaeota>halobacteria>halobacteriales>halobacteriaceae>halomarina	<i>Halomarina oriensis</i> strain AB519798	97	Sundarbans
aa	Archaea>euryarchaeota>halobacteria	Uncultured haloarchaeon clone EF106641	98	Sundarbans

リアルタイム PCR を用いてメタン生成菌数を測定した結果、ベトナム CaMau 土壌・Soc Trang 土壌中のメタン生成菌数は、インド・スンドルバンのメタン生成菌数よりも多い傾向にあった(図 4-8)。メタン生成菌数は、土壌中の電子受容体(遊離酸化鉄・硫酸など)の濃度と有意な相関関係は示さなかったものの、土壌中の電子供与体(土壌全炭素)量と有意な正の相関関係を示した。

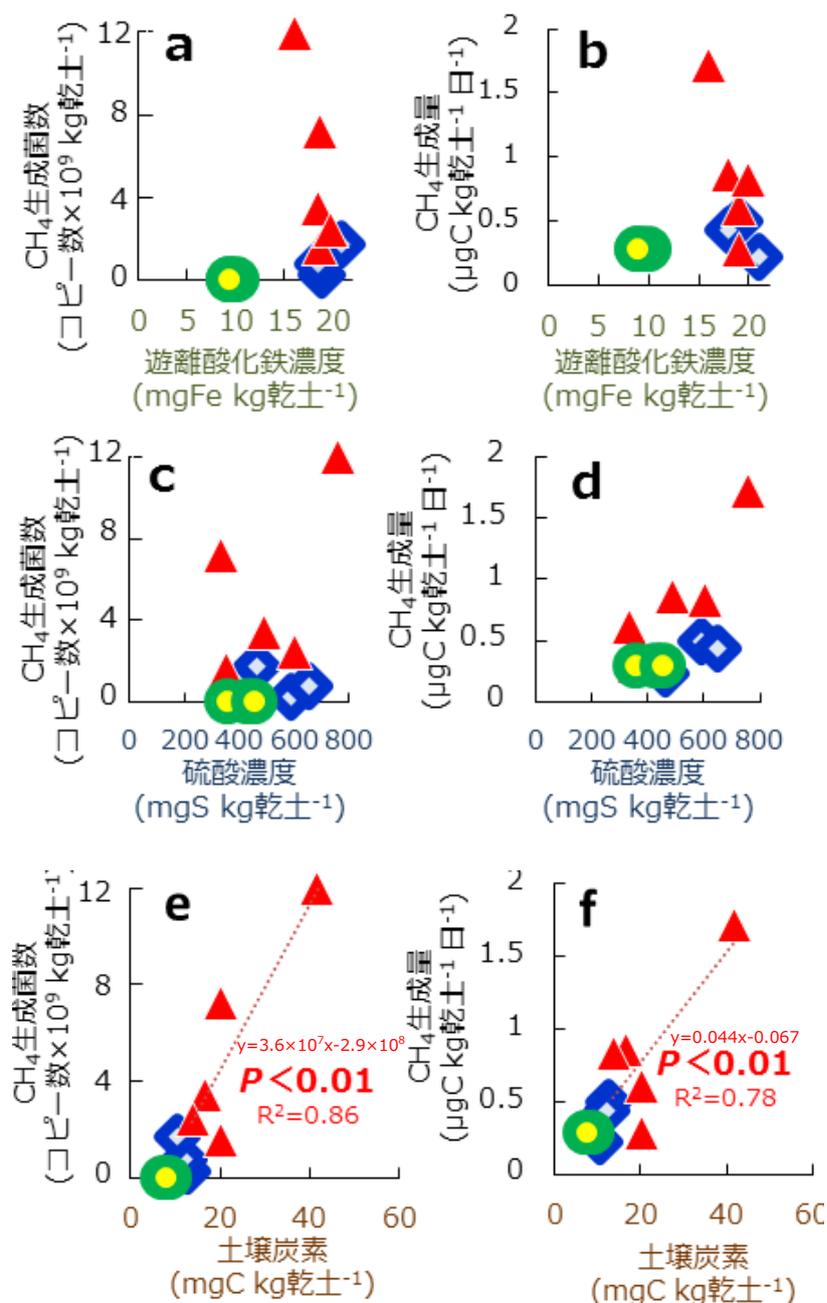


図 4-8.遊離酸化鉄濃度(a,b)、硫酸濃度(c,d)、土壌全炭素量(e,f)とメタン生成菌数(コピー数×10⁹ kg 乾土⁻¹; a,c,e)および嫌気培養メタン生成量(μgC kg 乾土⁻¹ 日⁻¹; b,d,f)

嫌気培養条件下・好気培養条件下でのメタン生成量を比較した結果、8 地点中 7 地点のサンプルで好気培養条件下のメタン生成量が嫌気培養条件下のメタン生成量よりも多くなった(図 4-9)。セルラーゼ活性についても同様の結果となり、すべての地点のサンプルで好気培養条件下のほうが嫌気培養条件下よりも高いセルラーゼ活性を示した。好気培養区において、Ca Mau, Soc Trang いずれのマングローブ林においても海岸部の土壌で、内陸部よりも高いメタン生成活性が認められた。

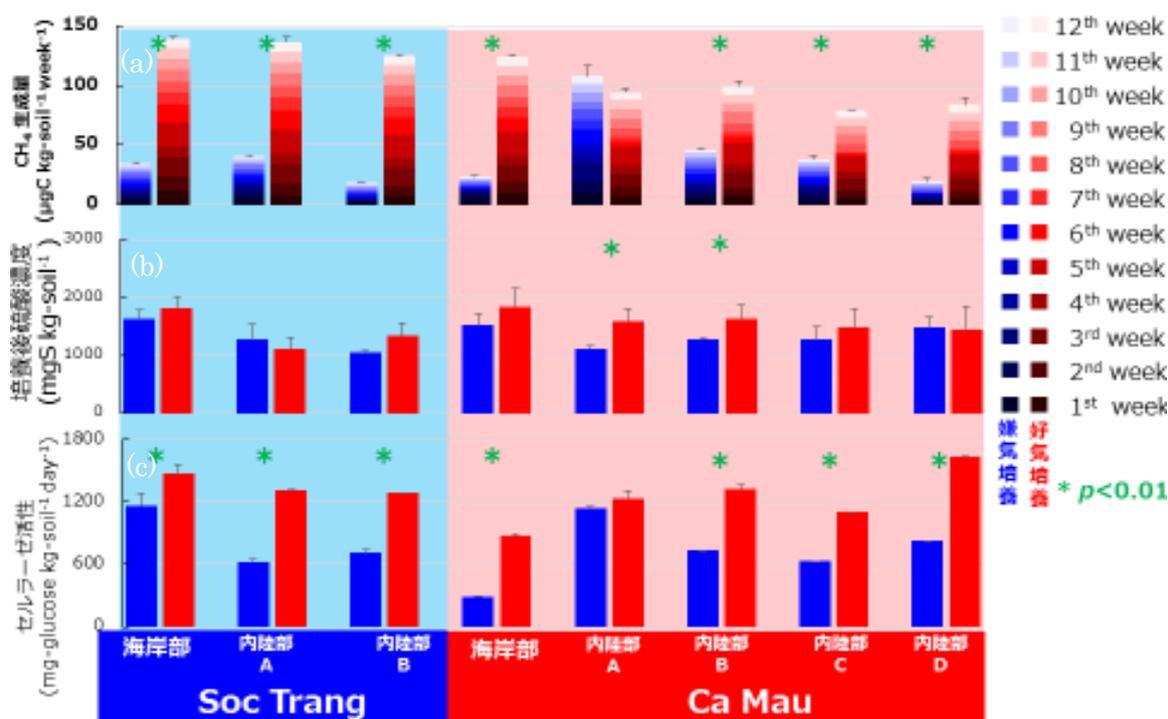


図 4-9. 嫌気・好気培養条件下での積算メタン生成量(μgC kg 乾土⁻¹ 週⁻¹, a)、培養後硫酸濃度(mgS kg-soil⁻¹, b)とセルラーゼ活性(mg-glucose kg 乾土⁻¹ 週⁻¹, c)

海水、または超純水で希釈した海水を添加した土壌を嫌気培養した結果、添加される海水が 1/4 濃度に達するまでメタン生成活性は高くなり続け、より添加海水濃度が低くなると、メタン生成活性がより低くなる傾向が見られた(図 4-10)。

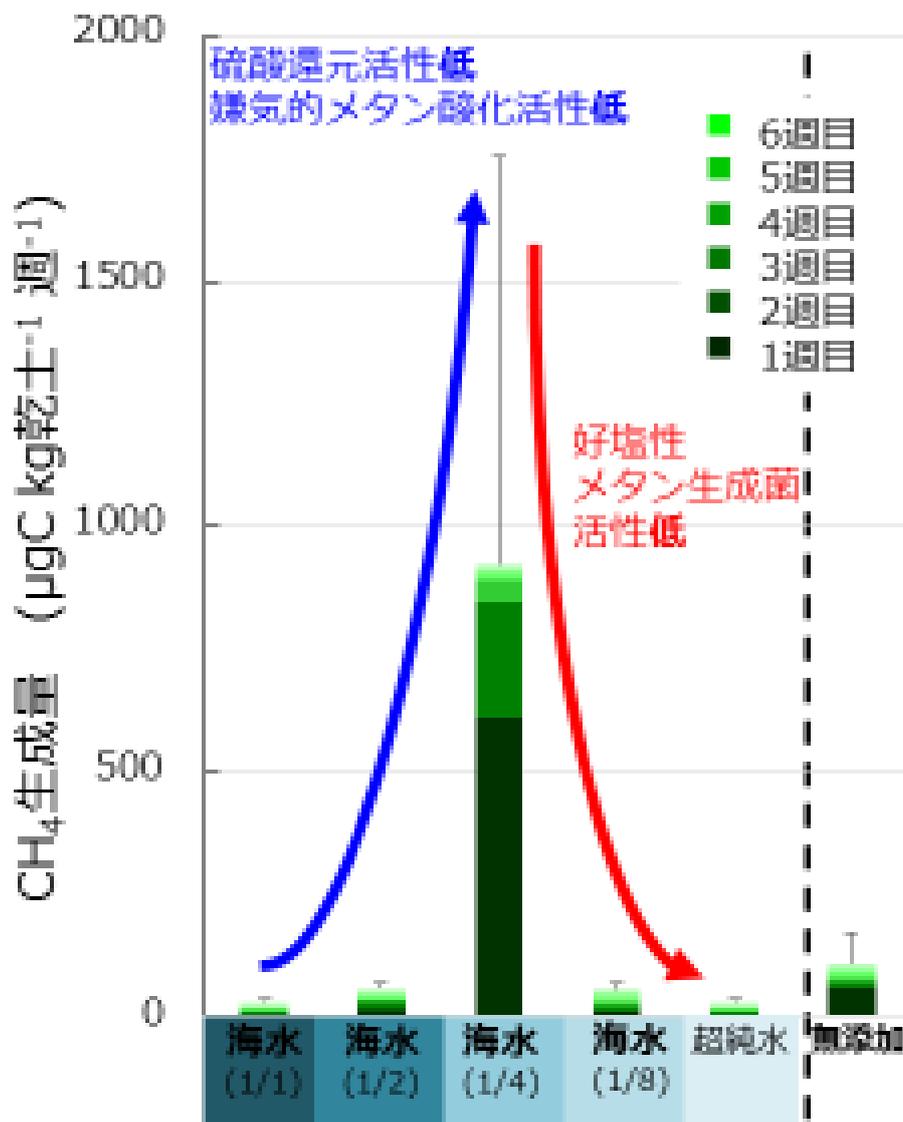


図 4-10. 嫌気条件下でのメタン生成量に海水添加処理が及ぼす影響

4-4 考察

古細菌の群集構造を解析した結果、PCR-DGGEにてメタン生成菌群集構造を解析した結果、インド・スンダルバンの古細菌群集構造は、ベトナム・カマウ、ソクチャンのメタン生成菌群集構造と異なり、地域間での古細菌群集構造の違いがメタン放出量に違いを及ぼしている可能性が示された。しかし、検出された DGGE バンドを、相同性解析に供したところ、ほとんどのバンドは、好塩性古細菌である *halobacteriaceae* 科に属する微生物と近縁であることがわかり、マングローブ林土壌中の古細菌は地域を問わず、塩分要求性の高い好塩性菌で構成されている可能性が示された。Ca Mau の海岸部において、その他地点で調査されたマングローブ林生態系土壌のメタンフラックス($0.01 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1} \sim 0.77 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)よりも著しく高いフラックスが認められた($3.29 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1} \sim 5.46 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)。この高いフラックスは、急激な潮汐の運動(浜辺の波の往来)によって土壌中のガスが強制的に大気へ押し上げられたことに由来し、一時的に観測されたものと考えられる。しかしながら、Jha *et al.* (2014)にて記載されている渦相関法を用いたインド Sundarbans マングローブ林の日平均メタンフラックスは、 $150.22 \pm 248.87 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($4.69 \pm 7.78 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 相当)であり、我々の沿岸域で観測された高いフラックスとほぼ同等である。以上から、マングローブ林のメタンフラックスには、潮汐運動に伴う強制的な土壌ガスの大気への放出が大きく寄与している可能性が示唆された。

しかしながら、急激な潮汐の運動は土壌を頻繁に大気へさらし、酸素を土壌に供給するため、メタンの発生が抑えられると一般的に考えられている(例えば、新井, 2012)。そこで、土壌を好気培養・嫌気培養し、メタン生成量を比較した結果、好気培養のほうが嫌気培養よりもより多くのメタンを生成する土壌が、ほとんどであった(全 8 試料中 7 試料)。以上より、既往の研究とは異なり、本研究で調査されたマングローブ林土壌では、酸素の供給によってメタンの生成が促進されている可能性が示唆された。メタンは土壌中の絶対嫌気性細菌によって生成されるため、酸素の供給はメタンの発生を阻害するはずであるが(新井, 2012)、本試験の結果、マングローブ林土壌においては逆の傾向が示された。土壌の好気培養を行った結果、SocTrang, CaMau いずれにおいても、潮汐の影響を最も強く受け、頻繁に酸素が土壌に供給される海岸部で、最も強いメタン生成活性が検出された。

セルラーゼ活性を測定したところ、好気条件のほうが嫌気条件よりも高い活性が示されていたことにより、マングローブ林では、粗大有機物の分解(脱重合過程)が有機物分解の律速となっており、ある程度酸素が供給されることによる好気性細菌のセルロース分解などが加速されることで、よりメタンが発生

しやすくなっているのではないかと考えられた。特に、海岸部の土壌では干潮時に酸素が供給されやすく、多糖類の脱重合が進み、再湛水した際にマングローブ林土壌の嫌氣的部位に生存していたメタン生成菌に利用され、メタン生成が比較的活発に行われていると考えられた。

また、嫌気培養条件下では、硫酸還元菌などによる嫌氣的メタン酸化が活発化し、メタン生成量が小さくなった可能性が考えられる。我々の培養実験の結果においても、培養後の硫酸濃度を測定したところ、8試料中6試料で嫌気培養条件のほうが、好氣的培養条件よりも硫酸濃度を低く抑えていた。この結果により、嫌気培養条件によって、硫黄酸化菌の活性が低くなった可能性も懸念されるが、嫌気培養条件下で硫酸還元が進み、嫌氣的メタン酸化がより進んでいる可能性も示唆された。高塩濃度環境下での微生物マットでは好氣的メタン酸化菌の活性は無視できるほど小さいとの報告や(Conrad *et al.*, 1995)、海洋堆積物では硫酸還元菌や新規性微生物群による嫌氣的メタン酸化活性が検出された報告があり(Alperin and Reeburgh 1985)、本研究結果においても、嫌気条件下において嫌氣的メタン酸化活性が著しく高くなった可能性が考えられた。また、海水を添加して培養した結果、降雨や淡水の流入により、ある程度、マングローブ林土壌に供給される海水が希釈されると、硫酸還元・嫌氣的メタン酸化活性が低くなり、メタンがより生成される可能性が示唆された。しかし、さらに海水濃度が過剰に希釈されれば(1/8濃度・超純水添加時)、メタン生成活性が著しく低くなった。PCR-DGGEの結果、現地の古細菌群集は主に好塩生古細菌で構成されており、そのマングローブ林土壌に優占する主要な古細菌は高い塩分要求性を持つ高塩性であることが示唆されており、海水濃度の希釈がさらに過剰に進むことで、好塩性メタン生成菌の活性もが抑えられていると考えられた。以上より、海水濃度の低い汽水域のマングローブ林土壌ではメタン生成が高くなる可能性、堤防建設や淡水用水路の建設によってマングローブ林土壌の海水濃度が低くなれば、メタン発生量が多くなる可能性が示唆された。また、高濃度の海水が供給される海岸部では塩分要求性の高い古細菌の活性が高まり、好塩性メタン生成菌の活性が高くなっている可能性が示された。

一方、内陸部においては、筍根密度が高いほどメタンフラックスが高くなり、有意な正の相関関係が認められた。このことから、水田における水稻体同様に、マングローブ林土壌における筍根は、土壌中メタンの大気へ主要な放出経路として機能している可能性が示された。湛水しており筍根だけ水面より出ているような地点、非湛水土壌の両方でガスを採取してもメタンフラックス/筍根密度比が各地で一定であったことから、水稻同様にほとんどのメタンは筍根を通じて出ていると考えられた。例えば水田では90%ほどのメタンが水稻体を出て放出されているといわれているように(犬伏ら, 1989)、マングローブ林でも、ほと

んどが筍根から出ていると考えられる。また、筍根はメタンだけでなく、酸素を地上から地下部へ移動させる役割をもち、筍根によって地上部から地下部へ移動した酸素は土壌の嫌氣的メタン酸化を阻害したり、セルラーゼ活性・多糖類の脱重合を促す効果も引き起こしてメタン生成を促している可能性が示唆された。

メタンフラックス/筍根密度比は CaMau マングローブ林にて SocTrang マングローブ林よりも高くなったことから、現地のメタンフラックスの制御因子は筍根密度だけでなく、各マングローブ林の土壌環境（メタン生成環境）やマングローブ林の構成樹種の違いも影響していると考えられた。実際、CaMau マングローブ林は高さおよそ 18m の木々で構成されているものの、SocTrang マングローブ林を構成する樹木の高さは 3~4m 程度であり、マングローブ林構成樹木の大きさもメタンフラックス/筍根密度比同様、CaMau のほうが、SocTrang よりも大きかった。そこで土壌環境とメタン生成菌活性の関係を評価した結果、メタン発生量を低減する鉄や硫酸などの電子受容体の土壌中濃度はメタン生成菌数と関係を示さなかったものの、メタン生成の基質量の指標である電子供与体濃度（土壌全炭素量）はメタン生成活性と有意な正の相関関係を示していた。以上より、植生が発達し、炭素貯留が進み土壌中の炭素量が多くなっているマングローブ林土壌ほど、より強力なメタン発生源となっている可能性が示唆された。

これらの結果より、植生だけでなく、潮汐や有機物供給が現地のメタン生成活性に影響を及ぼしていることがわかった。本研究の結果、マングローブ林土に貯留されている豊富な土壌有機物は、メタンの重要な発生源として地球環境に作用している可能性が示された。潮汐差・海水濃度（汽水域か否か）・筍根密度の内、どれが一番メタンフラックスを強く制御している因子であるかについては、本研究では、海岸からの距離と土壌塩濃度の関係は認められず、考察が難しいと考えられる。しかし、本研究の結果、筍根密度がフラックスと有意な相関を示している唯一のパラメーターであることから、少なくとも内陸部では筍根密度が最も重要なメタンフラックス制御因子であると考えられた。潮汐差の影響とメタンフラックスの関係を明らかにするためには、より多くのデータセットが必要であり、今後の継続的なモニタリングが求められると考えられる。

近年では、マングローブ林土壌からの温室効果ガス放出としては、自然マングローブ林土壌から放出している温室効果ガス量（ベースライン）よりも、人為的影響下に晒された際に放出される量の方が、より注目を浴びている（UNFCCC, 2013）。確かに、近年、マングローブ林が養殖池建設のために急激に減少しており、その堤防・畦建設のため、多量のマングローブ林土壌が湛水・嫌気環境下から掘り起こされ、空気に晒され多量の二酸化炭素を放出しているとされている（図 1-17）。しかしながら、本研究の結果、人為的影響に晒されていないマングローブ林においても、降雨や上流域からの淡水流入に伴い、汽水域マングローブ林

の海水濃度が低下すれば多量のメタン生成が起こりうる可能性が示され、自然環境下排出量の精緻な観測の重要性が示された。マングローブ林のように生産量の高い開放系では潮汐や植生変化に伴い、各環境因子の大きな時空間変動があるため、地域・時間代表性のある精緻な温室効果ガスベースライン観測が求められると考えられる。

マングローブ林のベースラインの測定の試みも近年始められており、時間分解能が高く、地域代表性のあるデータが得られる微気象学的渦相関法が用いられている(例えば、Jha *et al.* 2014)。渦相関でのメタンフラックス測定は、しばしばオープンパス式とよばれる方法で行われる。この方法では、降雨時にメタンフラックス測定ができず、土壌・気象観測データを推定モデルに当てはめ、データロス補完が行われる。水田では、しばしば水位が高いほど、湛水期間が長いほどメタンフラックスも高くなると考えられていますが、本研究の結果、海水・汽水によって湛水されれば、硫酸根が流入し、硫酸還元促進・嫌氣的メタン酸化の促進やセルラーゼ活性の低下など引き起こされ、メタン放出速度はむしろ阻害される可能性が高いことが示された。よって、水田や森林など、その他の生態系で利用されているデータ補正モデルをそのままマングローブ林にて利用することは危険であり、注意深く取り扱わなければならないと考えられた。また、海岸部でメタンフラックスが高いことから、渦相関設置個所の海岸からの距離(または付近の海岸の形状)、土壌中の硫酸濃度、植生に注意して代表的な渦相関観測機器設置地点を設定しなければならないと考えられた。また、データ補完に用いるパラメータとして、メタン生成菌がメタンを生成する際に発行する補酵素 F420 の蛍光度や、土壌や土壌を覆う海水の Salinity (EC)、硫酸濃度等をリアルタイム測定するセンサーの開発・利用が求められると考えられた。

さらなる今後の課題として、適切な人為かく乱の影響のない自然マングローブ林のメタン排出量(ベースライン)観測結果と比較し、人為影響を評価する必要があると考えられる。マングローブ林減少のその主な原因が水産業の開発(エビ・魚養殖)や淡水侵入など、水質変化の伴ったものである(図 1-16)。我々の調査の結果、土壌中の海水濃度が低くなり、淡水流量が増えることで、メタン発生量が増える可能性が示された。また、高タンパク飼育用資材の養殖池・マングローブ林土壌への供給に伴い、より強力な土壌有機物の分解(プライミング効果)、メタンや亜酸化窒素の放出が予想される(図 4-11)。

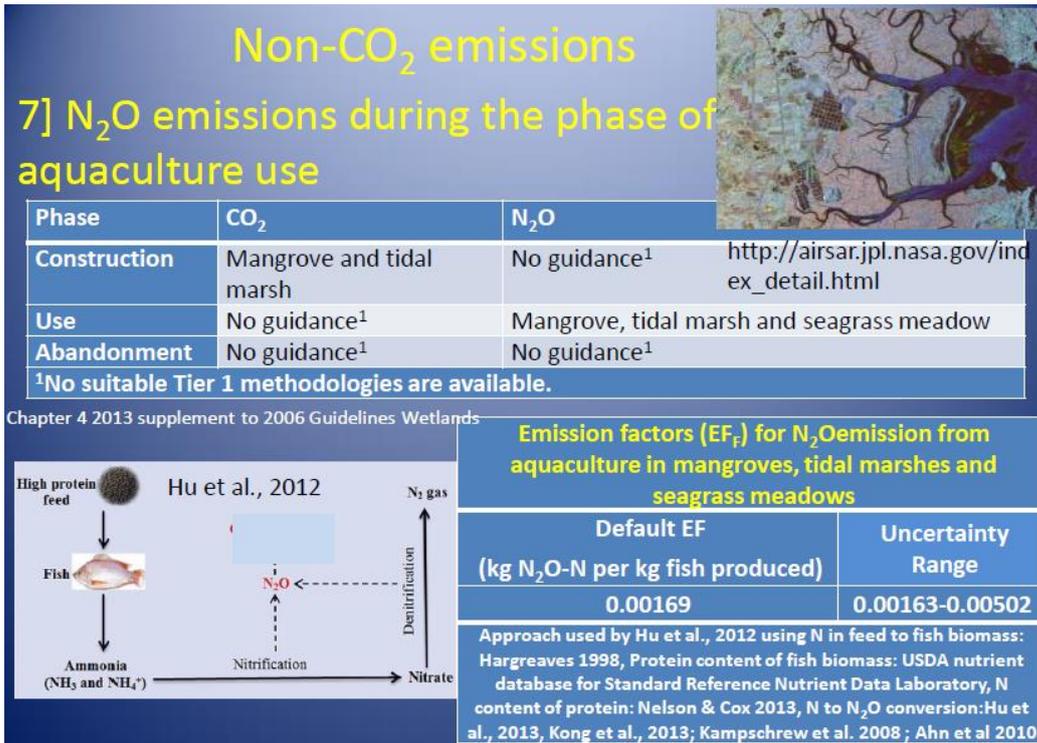


図 4-11. マングローブの養殖池化に伴い放出される亜酸化窒素の予測経路(Kennedy *et al.* 2013)
 沿岸生態系から放出される N₂O の放出量は不明である。しかしながら、一般に生態系を問わず、高タンパク飼育用資材（高窒素含有有機質）が土壌・水圏への供給されれば、有機体窒素が無機化・硝化・脱窒され、温室効果ガスである N₂O へと変換されることが知られている。マングローブ生態系においても、硝化・脱窒過程で温室効果ガスである N₂O が放出されることが想定されている。

近年では、マングローブ林再生のために再湛水化・植林技術が推奨・提案されている。しかし Poffenbarger *et al.* (2012), Kennedy *et al.* (2013)の報告によると再湛水後の土壌の塩分濃度が低いほど多量のメタンが放出することが沿岸湿地にて示されており(図 4-12)、湛水後の水質変化・管理にも注意が必要である(表 4-2)。

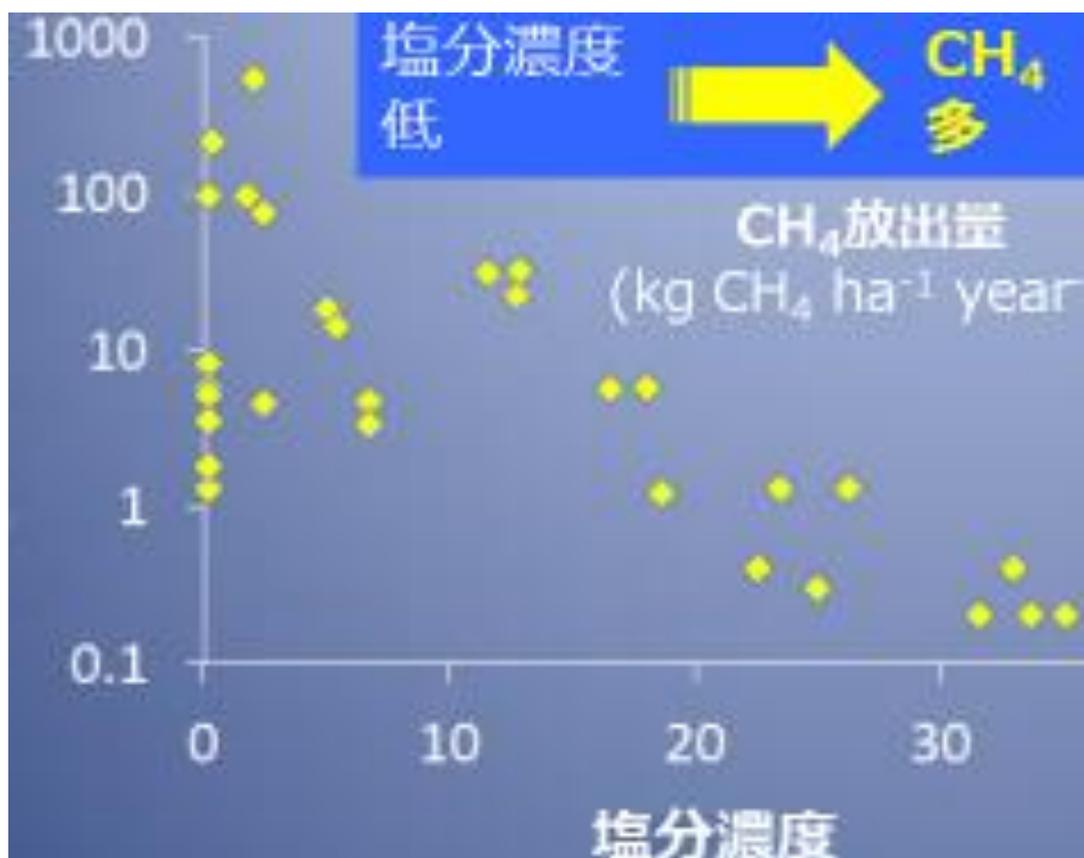


図 4-12. 土壌の塩分濃度とメタン発生量の関係
(Poffenbarger *et al.* 2012, Kennedy *et al.* 2013)

表 4-2. 土壌の塩分濃度とメタン排出係数(Poffenbarger *et al.* 2012, Kennedy *et al.* 2013)

	塩分濃度	再湛水化によるメタンの排出係数 (kg CH ₄ ha ⁻¹ year ⁻¹)	
	(ppt)	平均	範囲
沿岸/汽水域湿地、 マングローブ	<18	194	(11 - 5392)
沿岸湿地、 マングローブ	>18	0	(0 - 40)

Chapter 4, 2013 supplement to 2006 Guidelines Wetlands; Kennedy *et al.* 2013

* ppt (parts per thousand)

環境価値・経済的生産性を考慮した再湛水・植林に伴うマングローブ林の経済的価値についての評価も重要である。マングローブ林内に生産されたすべての産物および環境サービスを経済評価すると 200,000-900,000USD/ha に及ぶと考えられている(Wells *et al.*, 2006)。具体的には、マレーシア国内の海岸線におけるマングローブの沿岸防風林効果・洪水制御機能は 300,000USD/km にもおよぶと考えられている(Gilman *et al.*, 2008)。より人為的なマングローブ林の利用に着眼すると、メキシコでのマングローブ林の水産業利用では 37,500USD/ha/年もの生産性があるとされている(Aburto-Oropeza *et al.*, 2008)。これらに加え、Blue Carbon の社会的経済価値は 41USD/ton あると考えられており(Pendleton *et al.*, 2012)、生態系機能（環境サービス能）と水産業由来の経済的生産性の両方を維持・共存させるシステムが理想的であると考えられる。

本研究にて調査された CaMau マングローブ林内の農業生産者らの教育レベル・職業などを調査した Vo *et al.* (2014b)の調査結果によると、大部分の現地住民は Intermediate school（日本の中学校）までしか進学しておらず、環境サービスや生態系機能についての理解は不十分であると考えられる(表 4-3)。

現地住民の職業のほとんどはエビ養殖業であることから、マングローブ林保全の重要性を理解せずに水産業開発が進められている可能性が示された。

表 4-3. Ca Mau 現地住民の教育レベルおよび職業(Vo *et al.* 2014b)

Variable	No. of Interviewees	%	
Age (year)	≤ 30	22	7.7
	31-50	157	55.1
	> 50	106	37.2
Gender	Male	264	92.6
	Female	21	7.4
Education Level	Primary school	121	42.6
	Intermediate school	107	37.7
	Secondary school	45	15.8
	College of university	0	0.0
	Illiterate	11	3.9
Experience in mangrove management (year)	1-10	130	50.6
	11-20	102	39.7
	21-30	23	8.9
	> 30	2	.8
Major occupation	Shrimp farmer	272	96.8
	Government officer	2	0.7
	Trader	2	0.7
	Hired laborer	1	0.4
	Unemployed	4	1.4

Vo *et al.* (2014b)に記載された Ca Mau マングローブ林がもたらす環境サービスの経済価値評価結果によると、炭素貯留効果が約 46,000,000USD、沿岸浸食防除効果によって約 137,000,000USD、木材貯蓄量として約 422,000,000USD、合計約 620,000,000USD に匹敵するとされる(表 4-3)。今後は、さらに温室効果ガスの排出に伴う炭素価格も考慮することで、水産業の影響を反映させ、マングローブ林の水・炭素管理の経済効果を精緻化させることが求められると考えられる。

表 4-3. Ca Mau マングローブ林がもたらす環境サービスの経済価値評価結果(Vo *et al.* 2014b)

Ecosystem service	Based on		Mean value (US\$/ha/yr)	Value	Sum
Fisheries	Mangrove cover in ponds (%)	≤ 30%	991	5913,297	17,720,222
		31-69%	1,289	3,966,253	
		≥ 70%	3,248	7,840,672	
Erosion Control	Distance to the Coastline (m)	1,000	7,904	80,307,000	136,566,000
		3,000	1,651	40,185,000	
		4,000	450	16,074,000	
Carbon Sequestration	Mangrove area (ha)	73,994	620	45,876,280	45,876,280
Timber	Mangrove area (ha)	73,994	5,700	421,770,246	421,770,246
Total value of Ca Mau in 2010 (US\$)					621,932,748
Total area (ha)					187,533
Mean value/US\$/ha/year					3,316

Vo *et al.* (2014a)によると、現地のエビ養殖池拡大に伴い、マングローブ林がほとんど失われた地域もあるが、近年では Ca Mau 省内のマングローブ林は Full protection zone と呼ばれ、マングローブ林として植林・保存されなければならない指定保護地域と Buffer zone と呼ばれる指定された域内の 60%以上はマングローブ林として保護されなければならない指定保護地域に分けられるようになった。この影響のためか、エビ養殖池内にもある程度マングローブ林を残している shrimp-farming モデルが構築されるようになっている(図 4-13)。今後は、マングローブ林を養殖池内により多く保全しつつ、生態系機能・環境サービス能を高く維持しつつ、かつメタン発生量を天然マングローブ林のベースラインから著しく高くない範囲で極力高くエビ養殖生産効率を維持する shrimp-farming 技術の開発とその適用が求められる。

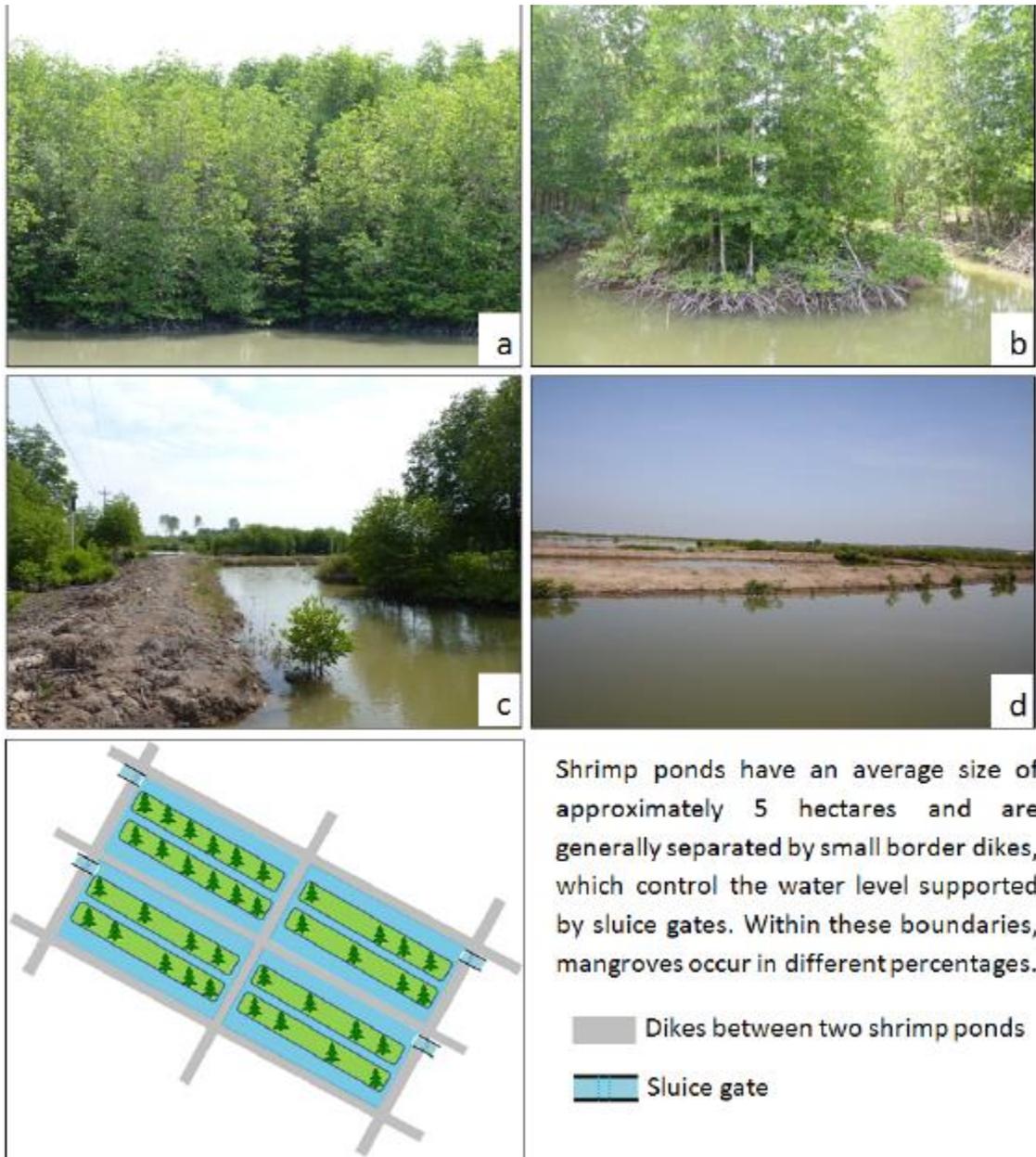


図 4-13. 多様な shrimp-farming モデル (Vo *et al.*, 2014b)
 養殖池内のマングローブ林密度によって環境サービス能・生態系機能が異なると考えられる。

以上をまとめ、マングローブ林の環境因子とメタン放出の関係を調査し、今後への求められる展開について考察を加えた。本研究は保全されているマングローブ林でのみしか行われていない。しかし、本研究の結果、植生だけでなく、土壌環境因子や潮汐がメタン発生を制御している可能性が示された。土壌中の炭素が供給されたり、海水濃度が低くなることで、多量のメタンが発生しうると考えられた。今後、マングローブ林内の炭素・水管理に極力悪影響を及ぼさない、即ち、海水濃度や水位を下げず、過剰な高タンパク資材を供給せず、マングローブ樹木を極力高密度に残す Shrimp-farming システムの確立が求められると考えられた(図 4-14)。

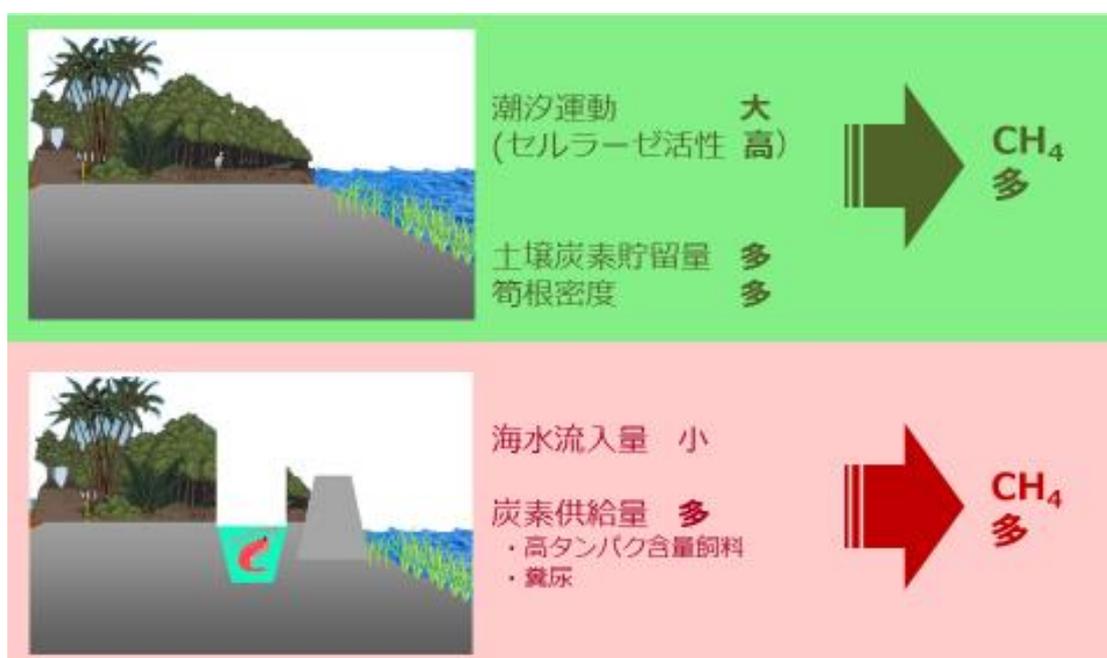


図 4-14. 本章での総括図

4-5. 要旨

沿岸生態系にはBlue Carbonと呼ばれる炭素が貯留されており、その量は地上の湿地/泥炭地の炭素貯蔵量に匹敵すると考えられている。特に、マングローブ林は地上で最も生産性の高い自然生態系であるとされ、熱帯低湿地域に広範に広がっている。この低湿地域からも多量のメタンが放出しうる可能性があるものの、その定量評価結果の報告例は限られている。本章では、気候変動・人為利用の影響を受けているマングローブ林のメタン排出量のベースラインを明らかにするメタン観測システムを設置するため、メタン発生量を制御する環境因子・土壌微生物性を明らかにするために行われた。

2014年6月24日にベトナム国内のCa Mau(N8°37', E104°43'), Soc Trang(N9°21', E106°05')に8月6,7日に2014年インド国内Sundarbans(N21°49', E88°38')にて土壌および空気試料採取が海岸から距離の異なる複数の地点で行われた。20ml試験管を用いて各土壌3gずつを2反復・30°C好気または嫌気培養した。

結果、特に高い現地メタンフラックスがCa Mauの海岸線上で認められた。土壌を好気培養した結果、Ca Mau, Soc Trangにて共に海岸線上で採取された土壌が最も高いメタン生成量・セルラーゼ活性を示した。8試料中7試料においてセルラーゼ活性・メタン生成活性共に好気培養時のほうが嫌気培養よりも高くなった。以上の結果は、マングローブ林では、粗大有機物の分解（脱重合過程）が有機物分解の律速となっており、潮汐の影響を最も強く受け、頻繁に酸素が土壌に供給される海岸部にてある程度酸素が供給されることによる好気性細菌のセルロース分解などが加速されることで、よりメタンが発生しやすくなっているのではないかと考えられた。

内陸部についてのメタンフラックスについては、筍根密度と正の優位な相関関係が認められたが、Ca MauとSoc Trangでメタンフラックス/筍根密度比が異なった。土壌中のメタン生成菌数・嫌気培養条件下メタン生成量は土壌中の遊離鉄や硫酸濃度と関係を示さなかったが土壌全炭素量と正の相関関係を示した。これらの結果は、現地のメタン発生量は植生、特に筍根密度に影響をうけているが、筍根密度だけでなく、地域間の土壌有機物量の違いによっても影響を受けている可能性が示された。また、土壌のメタン生成量は4倍希釈された海水が加わった際に著しく高くなっており、水質変化、特に水産業や淡水流入などの人為影響に強い影響を受けて高くなる可能性が示唆された。

第5章 総合考察

本研究では、豊かな炭素貯蔵環境を擁するものの、活発な農林水産業開発にもさらされているモンスーンアジア内の熱帯炭素貯蔵庫[有機質土壌湿地内の集約的農地および自然林地(第2章)、無機質土壌湿地内の集約的農地(第3章)・自然マングローブ林地(第4章)]を対象に、より持続的な(生産性を維持・あるいは高めつつ温室効果ガス放出量を低く抑える)水・炭素管理技術を提案するため、試験が行われた。

第2章において、排水された熱帯泥炭地の土壌(有機質土壌)からは、排水されていない泥炭地の土壌よりも高い二酸化炭素フラックスが観測された。特に、排水された後、農地化した泥炭地で、世界最高レベルの亜酸化窒素・二酸化炭素フラックスが観測されたことから、泥炭地の排水・農地化によって泥炭地が強力な温室効果ガス放出源になっていることが明らかになった。また、土壌中の可溶性炭素量が多いほど、土壌中の窒素は土壌微生物の菌体に取り込まれ、有機化される傾向がみられたこと、窒素の有機化が進むほど、土壌中硝化菌数が減り、亜酸化窒素フラックスが削減されたことに加え、二酸化炭素フラックスと土壌中可溶性炭素量の間で関係が認められなかったことから、土壌へ有機態炭素を供給することで二酸化炭素放出量へ影響を及ぼさずに亜酸化窒素放出量を削減できる可能性が示された。一方、湛水した泥炭地では、高い土壌水分および土壌中有機物含量にもかかわらず、観測されたメタンフラックスは、二酸化炭素フラックスと比べて無視できるほど小さかった。メタン酸化菌群集構造およびその菌数動態を評価した結果、現地の土壌は低メタン濃度環境に適応した微生物群集構造となっており、調査した熱帯泥炭地は、たとえ湛水していてもメタンを放出しにくい土壌であることがわかった。これらの結果から、泥炭地の排水・農地化によって、泥炭土壌が二酸化炭素の吸収源から強力な二酸化炭素・亜酸化窒素の放出源となっていることが示された。今後、泥炭地の排水を防ぎ、湛水条件に高い適応性を示す樹種で植林することが、泥炭地の強力な温室効果ガス放出を防ぐ上で重要であることが示唆された。

第3章では、集約的な水稲栽培が行なわれているベトナム・メコンデルタ3期作水田にて、水稲栽培に由来する温室効果ガス放出量と水稲生産性の調査が行われた。筆者らは、現地の常時湛水水田およびAWD灌漑(国際稲研究所で開発された節水間断灌漑)が導入された水田土壌にて放出される温室効果ガス(メタンおよび亜酸化窒素)と稲わら利用(稲わら焼却およびキノコ栽培)に由来する温室効果ガス放出量を観測した。結果、AWD間断灌漑は年間の灌水量を半減しつつ、年間の温室効果ガス放出量(水田土壌から放出される温室効果ガスおよび、稲わら利用に由来する温室効果ガス放出量)を23~43%削減した。興味深い点は、

年間の水稲収量は AWD 灌漑によって高められたことにある。フィリピンやインドでは、AWD 灌漑の導入によって収量が落ちる傾向にあると報告されているが、本研究の結果、若干ではあるがパイライト(含硫黄鉱物)が含まれるメコンデルタ土壌では AWD 灌漑を導入することで、土壌に酸素が供給されて硫酸還元が抑制され、有毒な硫化水素ガス発生を阻害し、収量を高めている可能性が示された。これらの結果から、熱帯人工湿地では常時湛水ではなく、ある程度、土壌水位を低く抑えることで、水稲生産性を高めつつ、温室効果ガス排出量を削減できる可能性が示された。

第 4 章では、エビの養殖によって、その面積が大きく減っているベトナムメコンデルタ内のマングローブ林および世界最大のマングローブ林であるインドスダランバンの土壌を分析し、メタン生成菌活性に及ぼす影響因子を解析した。

結果、海岸から離れた位置にあり、土壌有機物が多い Ca Mau 省の土壌は高いメタン生成活性とメタン生成菌数を示した。培養試験の結果、超純水にて 4 倍希釈された海水を添加して培養することで、無添加区・海水添加区・2 倍希釈海水添加区よりも顕著に高いメタン生成活性が示された。これらの結果から、炭素の貯蓄が進んだマングローブ林土壌はメタンの放出源になりうる可能性が示唆された。また、海水の流入によって硫酸が供給されているマングローブ林土壌では、有機物をめぐって硫酸還元菌とメタン生成菌が競合し、メタン生成が抑えられている可能性も示唆された。以上より、海水流入を防ぐ堤防を創り、汽水環境で行うエビや魚の養殖がおこなわれることによって、マングローブ土壌への硫酸供給が滞ったり、魚介類の糞尿・養殖用餌やエビの抜け殻など有機物が土壌へ供給されることで、より強力にメタン放出が行われる可能性がある。また、汽水域からの湛水の流量変化などにも注意せねばならないと考えられた。

以上のように、各熱帯炭素貯蔵庫で適切な水・炭素管理は異なると考えられる。泥炭地(有機質土壌)では、いかに水位を高く維持し、かつ土壌へ炭素を隔離させるかが重要な反面、人工湿地である熱帯水田では、過剰な常時湛水環境は強力なメタン放出を引き起こしてしまうため、適度に土壌を乾かし、酸素を供給することで土壌の過剰還元を抑制する技術の重要性が示唆された。マングローブ林においては、海水の供給によって土壌中の硫酸濃度を高く維持することで、メタン生成菌活性を抑制する環境管理の有効性が示唆された反面、炭素の貯留が進んでいるマングローブ林土壌は、強力なメタン発生源となりうる可能性も示された(図 5)。

排水・農地化された泥炭地調査の結果、世界最大レベルの亜酸化窒素放出量が観測されたこと、また、その放出量は年々増加していることが分かり、今後も引き続き、観測を継続しながら、温室効果ガス発生過程理解に向けて研究を展開する必要がある。また、人工湿地である水田への AWD 間断灌漑技術の有用性が明

らかになり、今後は、その長期連用効果を引き続き調査することで、AWDの有
 望性を検証する必要がある。マングローブ林土壌においては、土壌炭素の貯留量
 の空間的変動は非常に大きいことが分かり、今後、土壌の不均一性を適切に考慮
 して温室効果ガス放出量観測システムを構築する必要があると示された。また、エビ養
 殖池に転用されたマングローブ林跡地や、エビ養殖がおこなわれているマング
 ローブ林のメタン生成菌活性・温室効果ガス放出量評価を行い、保全されている
 マングローブ林土壌と比較する必要もある。また、これら異なる生態系情報を統
 合的に扱い、各生態系の地球温暖化への寄与を比較化可能にするため、今後は異
 なる究分野との連携を強化しつつ、熱帯炭素貯蔵庫の全体像の把握に取り組む
 必要がある。著者らは今後もこれら生態系の地上観測を継続しつつ、加えて、先
 端の衛星リモートセンシング技術を用いて各生態系の炭素・水管理状況を把握
 し、衛星情報と地上観測結果の統合方法を確立するために取り組んでいく予定
 である。

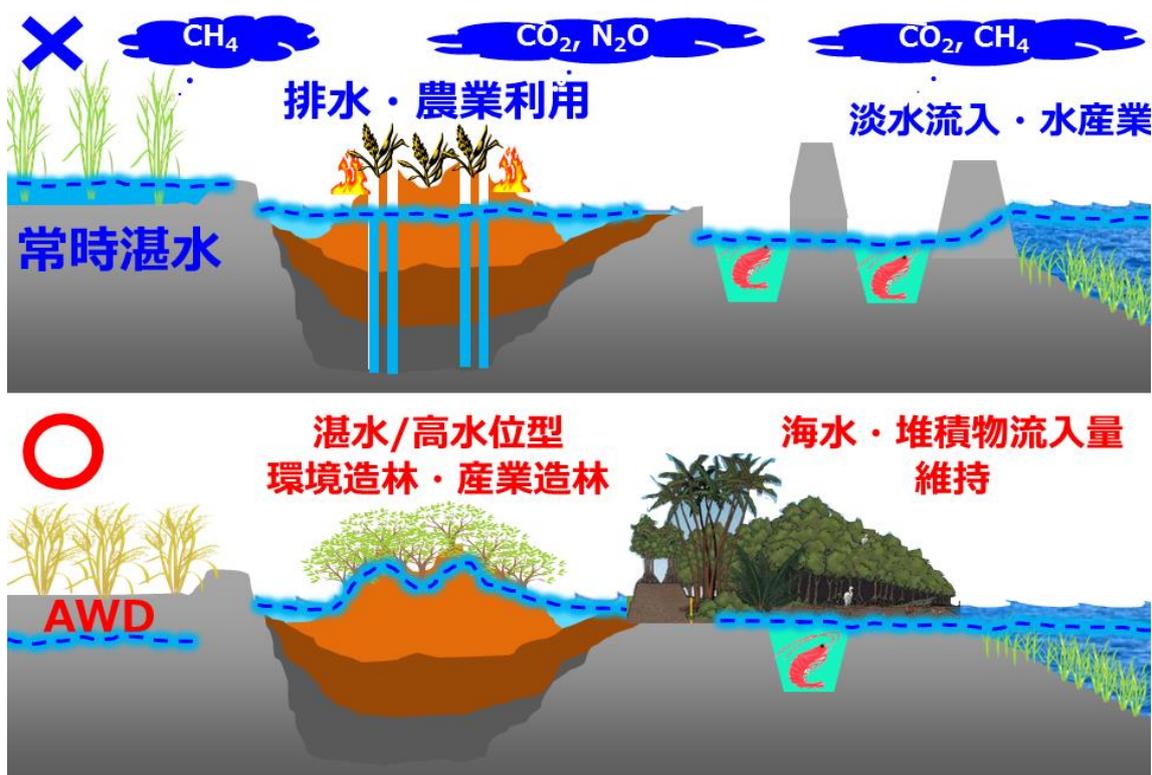


図 5. 本研究の総括図。青破線は地下水位・圃場水位を示す。

Summary of general discussion

This dissertation aimed to establish more sustainable water and carbon management of tropical-high-carbon-reservoirs than conventional management for mitigating greenhouse gas (GHG) emissions as explained by studies in subsequent chapters.

In the 2nd chapter, GHG emission from tropical peatlands as affected by drainage and agricultural land-use was studied where higher carbon dioxide (CO₂) emission was observed in drained than in undrained tropical peatlands. Especially in the drained peatland used for agriculture, where the global maximum levels of nitrous oxide (N₂O) and CO₂ emissions were observed. Therefore, drained peatland for agriculture might have become an important source of GHG emission. Because soluble organic carbon in the peat soils enhanced nitrogen (N) uptake of heterotrophic soil microbes, the N competition between the heterotrophic microbes and nitrifiers were expected to reduce N₂O emission from the soils. Regarding GHG emission from the flooded peatlands, methane (CH₄) emission was negligible even in the flooded soils with high organic carbon content. Analysis of methanotrophic microbial community in the soils showed that the community was adapted to the soil environment with low CH₄ concentration and high oxygen concentration (not methane productive condition) even in the flooded soils. These results suggested that drainage and agricultural land-use would have promoted the greenhouse gases emission more than keeping the peatland under wet conditions (high water levels) covered by vegetation supplying organic matter to the soils.

In the 3rd chapter, GHG emission from a triple rice cropping system in the Mekong Delta, Vietnam was studied for indigenous water and carbon management. Comparison of GHG emissions in continuously flooded-paddies and Alternate Wetting and Drying (AWD) irrigation paddies was conducted. In addition, GHG emissions from straw-use (straw-burning and straw-mushroom cultivation) was also quantified. Alternate Wetting and Drying irrigation halved annual irrigation rate and reduced annual GHG emissions from the rice-based agricultural systems (paddy soils and straw-use) from 23 to 43%. It is interesting to note that, annual grain yield was increased by AWD irrigation. In this study, it was found that hydrogen sulfide, a toxic gas prone to be produced in flooded pyritic soils in the Mekong Delta and AWD irrigation might have suppressed the toxic gas production to promote rice growth by supplying oxygen into the soils. It was suggested that tropical artificial wetlands, called rice paddies, should be air-dried moderately with AWD irrigation to improve rice productivity and reduce GHG emission.

In the 4th chapter, activities of methane producing bacteria and related soil

environmental factors were studied in mangrove forests located in Vietnamese Mekong Delta and Indian Sundarban forest. High activity of methane producing bacteria were found in the mangrove soils with relatively high carbon content. In addition, higher methane producing bacterial activity were detected as sea water added to the incubated soils were more distilled. These results indicated that, as the soils had a larger amount of carbon reserves, more methane can be produced. In addition, intrusion of water which contains sulfate might have inhibited the activities of methane producing bacteria by promoting competition of electron supplier between methane-producing bacteria and sulfate-reducing bacteria. For further study, the effect of anthropogenic activity, such as shrimp-farming aqua culture, needs to be studied for methane producing bacterial activity in the soil environment.

From the various studies above, it was suggested that different water and carbon management was required in each tropical carbon reservoir. In tropical peatlands (tropical organic soils), conserving water level as much as possible in forestry is a prospective way to reserve carbon in the soils. In contrast, moderate water level lowering technique was needed in triple rice cropping system, the artificial wetlands (tropical inorganic soils) to reduce GHG emission and promote rice productivity. For coastal ecosystems, mangrove soils with high carbon content was found to have a potential for reducing methane emission caused by inflow of tidal water.

和文要旨

2013年10月、国際気候変動枠組条約事務局による会議 **Technical and Scientific aspects of ecosystems with high-carbon reservoirs not covered by other agenda items under the convention** が催された。同会議では、永久凍土・泥炭地/湿地・沿岸生態系が世界最大の炭素貯蔵庫であり、農業・水産業開発によって土地利用変化・森林伐採の影響を受けて多量の二酸化炭素を放出されているものの、**MRV(Monitoring, Reporting and Verification)**システムの構築が発展途上にあると結論づけられた。そこで本研究では、世界炭素貯蔵庫の中でもとりわけ強力な温室効果ガス放出源として注目されている熱帯泥炭地・湿地を対象に温室効果ガスとその環境要因を定量的に評価した。

水田開発を目的とした大規模泥炭地開発事業により、泥炭土壌有機物の微生物分解・火災が助長され、多量の二酸化炭素放出が報告されているインドネシア中央カリマンタンにて、温室効果ガスと環境因子を計測した結果、世界最大レベルの強力な二酸化炭素放出と、それに伴う強力な泥炭有機物分解を計測し、人為的な熱帯泥炭地の開発が土壌の窒素循環を加速させ、強力な温室効果ガス放出を引き起こしていることを明らかにした。

世界で最も集約的な水稲生産が行われているベトナム・メコンデルタ人工湿地でも世界最大レベルのメタン放出を計測するとともに、**AWD** とよばれる間断灌漑や現地慣行の稲わら管理を用いて、水稲生産性を高めつつ・温室効果ガス排出量を削減できる可能性を示すことができた。

いまだ、温室効果ガス観測例が限られている沿岸地域を評価するため、マングローブ林土壌を対象に簡易試験を行い、筍根密度・土壌中海水濃度・水位変動が、現地のメタンフラックスやメタン生成活性の制御因子であることを明らかにした。

Abstract

In October 2013, UNFCCC workshop “Technical and scientific aspects of ecosystems with high-carbon reservoirs not covered by other agenda items under the convention” was held. In this workshop, permafrost, peatlands/wetlands and coastal ecosystems were respected as the highest carbon reservoirs in the world, which are emitting substantial amounts of carbon dioxide (CO₂) as affected by agriculture and aquaculture.

Because the establishment of MRV (Monitoring, Reporting and Verification) system for the high carbon reservoirs became required globally, this study was conducted to evaluate greenhouse gases emission and environmental factors in the tropical high carbon reservoirs where the especially high greenhouse gas emission has been reported, for the discovery of more sustainable carbon and water management.

Due to a massive peatlands draining national project called Mega-rice project in Kalimantan, Indonesia, huge amount of soil-carbon in the tropical peatland has been decomposed by soil microbes or burned by peat-fire to be emitted to the atmosphere artificially. In this study, greenhouse gas emission and environmental factors in the tropical peatlands were monitored. As results, the world-highest level of nitrous oxide emission accompanied with high CO₂ emission was recorded. It was suggested that, the artificial land-use such as drainage and fertilization might have driven the nitrogen circulation to stimulate intense greenhouse gas emission in the tropical peatlands.

The world highest level of methane emission was monitored in a triple rice cropping system, an artificial wetland of the Vietnamese Mekong Delta where the intensive rice cropping has been conducted. This greenhouse gases and rice productivity monitoring was conducted regarding intermittently irrigation called AWD (Alternate wetting and Drying), developed in International Rice Research Institute and three types of the conventional straw (carbon) management in the region. As results, the possibility of AWD to reduce regional greenhouse gas emission with increase of rice productivity in the triple rice cropping system was clarified.

So as to evaluate greenhouse gas emission from tropical coastal ecosystems where the monitoring report of greenhouse gases were still few, greenhouse gas emission and production was studied in several tropical mangrove forests in this study. As results, tidal movement (or oxygen supply to the soils) which could have promoted cellulase activity, the density of aerial roots of mangroves, carbon content of soils and the concentration of sea-water in soils might have controlled methane emission in the mangrove forest.

謝辞

博士後期課程での2年間の結果を本論文にてまとめさせていただくにあたり、研究を通じ様々な出会いから実に多くを学ばせていただいたことに対し、この場を借りて皆さまに深い感謝の意を表させていただきます。

指導教官である犬伏先生には、多くの現象に興味を持つことや様々なスケールで考えることの重要性を学ばせていただき、様々な要素から構成されている農学を学ぶことへの態度や楽しさを学びました。また、坂本先生・八島先生からは研究室ゼミを通して貴重な意見を頂きました。宍戸先生・松岡先生からは進路の相談に対応していただいたり、学位論文執筆作業において貴重な知見をご指導いただきました。

インドネシアでは、北海道大学土壌学研究室の波多野先生に重要な研究環境を共有させて頂いただけでなく、インドネシア国内の情報や特筆すべき特徴など教えていただいた他、研究態度や論文執筆に関するご指導や学会発表での励ましなど、多くの助言を頂きました。また、Palangkaraya 大学 Suwido 先生、Untung 先生から、現地調査のための移動やスタッフ、土壌試料輸出の手配など多くのサポートをしていただきました。CIMTROP スタッフの Pati さん、Jeny さん、Rogath さん、Ube さん、Eddy さんにはサンプリングにて積極的に手伝っていただきました。特に Jeny さん Rogath さんには現地調査にて農家のスギヤントさんとコミュニケーションや、Untung 先生不在時の現地移動など多くのサポートをいただきました。

ベトナムでは、国際農林水産業研究センターの宝川靖和(元)研究員(現:農林水産省技術会議)から、研究計画および活動内容・スライド・ポスター作製・論文執筆の指導などをいただき、実に多くを学ばせていただきました。実験器具およびカントー大学との研究打ち合わせの手配、現地生活など多くの指導・支援もいただきました。宝川研究員の技術会議栄転の間の2年間、浅井英利研究員に現地調査継続にあたって必要な協力をいただきました。加えて、川島知之プロジェクトディレクター、松原英治プロジェクトリーダー、藤井秀人元プロジェクトリーダー(現山形大学教授)、藤原洋一研究員(現石川県立大学準教授)、蔡義民(元)研究員、林恵介(元)研究員、渡辺武研究員、飯泉佳子研究員、近藤始彦研究員(農業・食品産業技術総合研究所)、などの多くの方々から、現地にて有益な情報提供などのサポートをいただきました。また、Can Tho 大学環境学部 Nguyen Huu Chiem 先生・Nguyen Cong Thuan 講師には、調査地の設定・現地移動方法の手配・試験内容打ち合わせなど、研究活動に関する様々な支援をいただきました。Tran Kim Tinh 講師、Trang Sy Nam 講師、Ngo Thi Nhang さん、Duong Hanh さんには現地での各種資料の分析・試験用機器準備などの支援をいただきました。Truong

Thi Nga 講師、修士学生 Ms. Hong Van Nguyen Pham, さんには現地での聞き取り調査、稲わら焼却試験の調査にご協力いただき、現地水稻栽培の状況など多くを学ばせていただきました。試験圃場の管理および試料採取・観測作業においては、対象集落内の農家の方々および通訳の Huy Vi Tuan 氏に大変お世話になりました。試験圃場管理者の Pham Thanh Ut 氏、Tran Thi Le Thuy 夫妻を中心に圃場管理および各種調査の作業工程・必要物資の手配が管理されました(圃場作業にてお世話になった方々: Nguyen Van Mao 氏、Nguyen Van Ha 氏、Nguyen Van Thuong 氏、Nguyen Thi Phuong 氏、Nguyen Tan Luc 氏、Nguyen Van Nay 氏、Phan The Truong 氏、Vo Phi Nhon 氏、Nguyen Van Dang 氏、Luong Van Lanh 氏など、収量調査および試料調整作業にてお世話になった方々: Dinh Thi Dieu Hien 氏、Ho Thi Hien 氏、Nguyen Thi Chieu 氏、Le Thi My Hanh 氏、Nguyen Thi Tot 氏、Nguyen Kim Lieu 氏、Nguyen Thi Mai 氏、Nguyen Kim Cai 氏、Tran Thi Thanh Nguyen 氏、Nguyen Thi Ngoc Thao 氏、Nguyen Thi Vem 氏、Le Thi Ngoc 氏、Le Ngoc Linh 氏、Pham Thi Nam 氏、Tran Tuyet Mai 氏、Bien Thi Thu 氏、Phan Thi Kiey Thi 氏など。その他、株間調整作業・農薬施用作業などに携わった多くの方々)。現地製作所の Le Bang 氏にはチャンバーなどの製作にてお世話になりました。マングローブ調査では、現地の調査許可申請にあたって、Vo Quang Minh 氏、Vo Quoc Tuan 氏、Tran Kim Tinh 氏、Trung Quoc Phu 水産学部学部長からご支援いただきました。また、マングローブ試料の分析にて土壌学研究室修士2年の吉岡遼君・花澤俊祐君の尽力をいただきました。

また、頭脳循環を加速する若手研究者戦略的海外派遣プログラムなど日本学術振興会への研究申請にあたって、農業気象学研究室の間野正美先生、工学部リモートセンシングセンター齋藤尚子先生に、必要な専門知識のご指導、関連研究者や AsiaFlux ネットワークの紹介などを頂きました。AsiaFlux ネットワークでは、農業環境技術研究所の宮田明研究員・小野圭介研究員、JAMSTEC 永井信研究員から貴重な情報・温かい励ましをいただきました。学術振興会特別研究員採用内定予定となった後、国際農林水産業研究センターの内田諭研究員・千葉大学工学部の齋藤尚子先生・農業環境技術研究所の坂本利弘研究員・東京大学竹内渉先生から貴重な知見をご指導いただきました。

最後に、渡航費や生活費など甚大なサポートを頂いたうえに大学院進学をお許し下さった両親・姉妹や、進路相談にて有益なご指導をいただきました千葉大学 OB 小寺孝治氏、現地での生活を支えてくださった Xuan anh Tang 氏に感謝いたします。

引用文献

- Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G, Valdez V, Murray J. and Sala E 2008: Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**(30), 10456-10459.
- 秋山博子 2011:農耕地から発生する亜酸化窒素と削減技術の評価. 第28回土水研究会
- AGROINFO agro.gov.vn/news/default.asp
- Alperin MJ, Reeburgh WS 1985: Inhibition experiments on anaerobic methane oxidation. *Appl. Environ. Microbiol.* **50**, 940-945
- 新井宏徳 2013:メコンデルタ水田におけるAWD節水灌漑技術の適用が水稻生産に由来する温室効果ガス放出量に及ぼす影響. 千葉大学園芸学研究科修士論文
- Arai H, Hadi A, Darung U, Limin SH, Takahashi H, Hatano R, Inubushi K 2014: Land-use change affects microbial biomass and fluxes of carbon dioxide and nitrous oxide in tropical peatlands. *Soil Sci. Plant Nutr.* **60**, 423-434.
- Arai H, Hadi A, Darung U, Limin SH, Takahashi H, Hatano R, Inubushi K 2014: A methanotrophic community in a tropical peatland is unaffected by drainage and forest fires in a tropical peat soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* **60**, 577-585.
- Belder P, Bouman BAM, Cabangon R, Guoan L, Quilang EJP, Li Y, Spiertz JHJ, Tuong TP 2004: Effect of water-saving irrigation on rice yield and water use in typical lowland conditions in Asia. *Agric. Water Manage.* **65**, 193-210.
- Belder P, Spiertz JHJ, Bouman BAM, Lu G, Tuong TP. 2005. Nitrogen economy and water productivity of lowland rice under water-saving irrigation. *Field Crops Research.* **93**, 169-185.
- Belder P, Bouman BAM, Spiertz JHJ. 2007: Exploring options for water saving in lowland rice using a modeling approach. *Agric. Syst.* **92**, 91-114.
- Binh TNK, Vromant N, Hung NT, Hens L, Boon EK. 2003: Land cover changes between 1968 and 2003 in Cai Nuoc, Ca Mau Peninsula, Vietnam. *Area.* **7**, 519-536.
- Bouman BAM. 2001. Water-efficient management strategies in rice production. In Rice Production. International Rice Research Notes **16**, 17-22.
- Bouman BAM, Tuong TP. 2001: Field water management to save water and increase its productivity in irrigated lowland rice. *Agric. Water Manage* **49**, 11-30.
- Bouman BAM, Peng S, Castaneda AR, Visperas RM. 2005: Yield and water use of irrigated tropical aerobic rice systems. *Agric. Water Manage* **74**, 87-105.
- Bouman BAM. 2007: A conceptual framework for the improvement of crop water

- productivity at different spatial scales. *Agric. Syst.* **93**, 46-60.
- Bouman BAM, Feng L, Tuong TP, Lu G, Wang H, Feng Y. 2007, Exploring options to grow rice under water short conditions in northern China using a modeling approach. II. Quantifying yield, water balance components, and water productivity. *Agric. Water Manage.* **88**, 23-33.
- Bruns MA, Stephen JR, Kowalchuk GA, Prosser JI, Paull EA 1999: Comparative diversity of ammonia oxidizer 16S rRNA gene sequences in native, tilled, and successional soils. *Appl. Environ. Microbiol.*, **65**, 2994–3000.
- Cabangon RJ, Tuong TP, Castillo EG, Bao LX, Lu G, Wang GH, Cui L, Bouman BAM, Li Y, Chongde Chen, Jianzhang W. 2004: Effect of irrigation method and N-fertilizer management on rice yield, water productivity and nutrient-use efficiencies in typical lowland rice conditions in China. *Rice Field Water Environ.* **2**, 195-206.
- Cai Z, Sawamoto T, Li C, Kang G., Boonjawat J, Mosier A, Wassmann R, Tsuruta, H 2003: Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems. *Global Biogeochemical Cycles*, **17**, 1107.
- Carlson MM, Wells J, Roberts D 2009: The carbon the world forgot. International boreal conservation campaign. <http://www.pewtrusts.org/en/research-and-analysis/reports/2009/11/12/the-carbon-the-world-forgot>
- Conrad R, Frenzel P, Cohen Y 1995: Methane emission from hypersaline microbial mats: lack of aerobic methane oxidation activity. *FEMS Microbiol. Ecol.* **16**, 297–306.
- De Boer W, Kowalchuk GA 2001: Nitrification in acid soils: microorganisms and mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* **33**, 853-866.
- de Bruyn M, Stelbrink B, Morley RJ, Hall R, Carvalho GR, Cannon CH, den Bergh GV, Meijaard E, Mercalfe I, Boitani L, Maiorano, Shoup R, von Rintelen TV 2014: Borneo and Indochina are major evolutionary hotspots for Southeast Asian biodiversity. *Systematic biology*, **63**, 879-901.
- Deng SP, Tabatabai MA 1994: Cellulase activity of soils. *Soil Biol. Biochem.* **26**, 1347-1354.
- Dianou D, Ueno C, Ogiso T, Kimura M, Asakawa S 2012: Diversity of cultivable methane-oxidizing bacteria in microsites of a rice paddy field: investigation by cultivation method and fluorescence in situ hybridization (FISH). *Microbes Environ.*, **27**, 278–287.
- Dobermann A, Fairhurst T. 2000: Rice-nutrient Disorders & Nutrient Management. International Rice Research Institute.

- Dewan Nasional Perubahan Iklim (DNPI) 2010: Indonesia's greenhouse gas abatement cost curve, Republic of Indonesia. Available at:<http://www.dnpi.go.id>. Cited Apr. 2012
- Eong OJ. 1993: Mangroves-a carbon source and sink. *Chemosphere*. **27**, 1097-1107.
- EIA 2014. U.S. Energy Information Administration.
<http://www.eia.doe.gov/iea/carbon.html>
- Fageria NK. 2003: Plant tissue test for determination of optimum concentration and uptake of nitrogen at different growth stages in low land rice. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*. **34**, 259-270.
- FAO 2014: FAOstat. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
<http://faostat.fao.org/default.aspx> (Accessed November, 2014)
- Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, Asner GP, Cleveland CC, Green PA, Holland EA. 2004: Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*. **70**, 153-226.
- Giani L, Bashan Y, Holguin G, Strangmann A. 1996: Characteristics and methanogenesis of Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur Mexico. *Geoderma*. **72**, 149-160.
- Gilman EL, Ellison J, Duke NC, Field C. 2008: Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic Botany*, *89*(2), 237-250.
- Goodroad LL, Keeney DR, Peterson LA. 1984. Nitrous oxide emission from agricultural soils in Wisconsin. *J. Environ. Qual.* **13**, 557-561.
- Government of Vietnam 2014: Mangrove Forest Area. Available online:
www.kiemlam.org.vn (accessed on 25 June 2011).
- Green EP, Clark CD, Mumby PJ, Edwards AJ, Ne T, Ellis AC. 1998: Remote sensing techniques for mangrove mapping. *Int. J. Remote Sens.* **19**, 935-956.
- Hanson RS, Hanson TE 1996: Methanotrophic bacteria. *Microbiol. Review.* **60**, 439-471.
- Hatano R. 2009: Necessity of research and education for tropical peatland management. International symposium on "The impact of climate change on region specific systems". 6 November 2009. Sapporo. Japan.
- Hirano T, Segah H, Limin S. 2005: Energy balance of a tropical peat swamp forest in central Kalimantan, Indonesia. *Phyton*, **45**, 67-71.
- Hirano T, Segah H, Harada T, Limin S, June T, Hirata R, Oosaki M 2007: Carbon dioxide balance of a tropical peat swamp forest in Kalimantan, Indonesia. *Glob. Change Biol.*, **13**, 412-425.
- Hirano T, Jauhainen J, Inoue T, Takahashi H 2008: Controls on the carbon balance of

- tropical peatlands. *Ecosystems*. **12**, 873-887.
- Hooijer AM, Silvius M, Wosten H, Page S. 2006: Peat CO₂, Assessment of CO₂, emissions from drained peatlands in SE Asia. Report Q3943. *Delft Hydraulics, Delft*, The Netherlands.
- Hosen Y. 2010: Interaction of CH₄ and N₂O emissions from a paddy field with AWD water-saving irrigation management. MARCO/GRA Joint Workshop on Paddy Field Management and Greenhouse gases.
- Holguin G, Vazquez P, Bashan Y. 2001: The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biol. Fertil. of Soils*, **33**, 265-278.
- Hong Van NP, Nga TT, Arai H, Hosen Y, Chiem NH, Inubushi K 2014: Rice straw management by farmers in a triple rice production system in the Mekong Delta, Viet Nam. *Trop. Agr. Develop.*, (accepted).
- 古川久雄 1996: 熱帯低湿地の地形発達. *Tropics*. 3, 163-188.
- Ikeda S, Sasaki K, Okubo T, Yamashita A, Terasawa K, Bao Z, Liu D, Watanabe T, Murase J, Asakawa S, Eda S, Mitsui H, Sato T, Minamisawa, K. 2014: Low Nitrogen Fertilization Adapts Rice Root Microbiome to Low Nutrient Environment by Changing Biogeochemical Functions. *Microbes Environ.*, **29**, 50-59.
- 犬伏和之, 堀謙三, 松本聰, 梅林正直, 和田秀徳. 1989. 水稻体を経由したメタンの大気中への放出. 日本土壤肥料学雑誌, **60**, 318-324.
- Inubushi K, Hadi A, Okazaki M, Yonebayashi K 1998: Effect of converting wetland forest to sago palm plantation on methane gas flux and organic carbon dynamics in tropical peat soil. *Hydrol. Process*, **12**, 2073–2080.
- Intergovernmental Panel on climate Change (IPCC), 2007: The Physical Science Basis: Frequently Asked Questions, 2: Changes in Atmospheric Constituents and Radiative Forcing. www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2.html
- Intergovernmental Panel on climate Change (IPCC), 2013: The Physical Science Basis: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- Intergovernmental Panel on climate Change (IPCC), 2014: Climate Change 2014: Synthesis report: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- Itoh M, Sudo S, Mori S, Saito H, Yshida 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.
- Iwanaga M. 2014: Impact of Climate Change on Food Security: Asia-Pacific Perspectives. High-Level Forum on “Climate change and food security in the

- landlocked developing countries and small island developing states in asia and the pacific region", Mongolia, 12th March 2014.
- Jha CS, Rodda SR, Thumaty KC, Raha AK, Dadhwal VK. 2014: Eddy covariance based methane flux in sundarbans mangroves, India. *J. Earth Syst. Sci.* **123**, 1089-1096.
- Kauffmann JB, Murdiyarso D, Adame F, Bhomia R, Cifuentes M, Donato D, Heider C, Purbopuspito J, Schile L, Megonigal P, Crooks S, Fourqueren J. 2013: Services, emissions and values of mangroves and their importance for inclusion in climate change mitigation and adaptation strategies. UNFCCCworkshop on technical and scientific aspects of ecosystems with high-carbon reservoirs not covered by other agenda items under the convention, such as coastal marine ecosystems, in the context of wider mitigation and adaptation efforts. Bonn, Germany, 24 to 25 October 2013.
- Kemmitt SJ, Lanyon CV, Waite IS, Wen Q, Addiscott TM, Bird NRA, O'donnell AG, Brookes PC 2008: Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass - a new perspective. *Soil Biol. Biochem.* **40**(1), 61-73.
- Kennedy H, Alongi DM, Karim A, Chen G, Chmura GL, Crooks S, Kairo JG, Liao B, Lin G, Troxler TG, Marba N, Hiebaum GK 2013: Vegetated coastal ecosystems in the IPCC wetlands 2013 supplement. UNFCCCworkshop on technical and scientific aspects of ecosystems with high-carbon reservoirs not covered by other agenda items under the convention, such as coastal marine ecosystems, in the context of wider mitigation and adaptation efforts. Bonn, Germany, 24 to 25 October 2013.
- Khalil MI, Inubushi K. 2007: Possibilities to reduce rice straw-induced global warming potential of a sandy paddy soil by combining hydrological manipulations and urea-N fertilizations. *Soil Biol. Biochem.* **39**, 2675-2681.
- 木村真人, 陽捷行 1997. 温室効果ガスの土壌中での動態. 土壌圏と地球環境問題. 名古屋大学出版会. 35-60.
- Knief C, Vanitchung S, Harvey NW, Conrad R, Dunfield PF, Chidthaisong A 2005: Diversity of methanotrophic bacteria in tropical upland soils under different land uses. *Appl. Environ. Microbiol.* **71**, 3826-3831.
- Kovacs JM, Flores-verdugo F, Wang J, Aspden LP. 2004: Estimating leaf area index of a degraded mangrove forest using high spatial resolution satellite data. *Aquat. Bot.* **80**, 13-22.
- クボタ株式会社 GLOBAL INDEX 2011.
- Kumada K & Asami T 1958: A new method for determining ferrous iron in paddy soils.

Soil Plant Food **3**, 187–193

- Kyuma K. 2009: Nature and Agriculture in Monsoon Asia. MARCO symposium 2009: Challenges for Agro-Environmental Research in Monsoon Asia.
- Lampayan RM, Bouman BAM, De Dios JL, Lactaoen AT, Espiritu AJ, Norte TM, Quilang EJP, Tabbal DF, Lorcal LP, Soriano JB, Corpuz AA, Malasa RB, Vicmudo VR. 2005: Transfer of water saving technologies in rice production in the Philippines. In: Thiyagarajan TM, Hengsdijk H, Bindraban P, editors. Transitions in agriculture for enhancing water productivity. Proceedings of the International Symposium on Transitions in Agriculture for Enhancing Water Productivity, 23-25 September 2003, Kilikukalm, Tamil Nadu Agricultural University, Tamil Nadu, India. 111-132.
- Lebel L, Tri NH, Saengnoee A, Pasong S, Buatama U, Thoa LK. 2002: Industrial transformation and shrimp aquaculture in Thailand and Vietnam: pathways to ecological, social, and economic sustainability? *Ambio*. 2002. **31**, 311-23
- Macleon JL, Dawe DC, ardy B, Hettel GP. 2002: *Rice almanac*. Los Banos, Philliines: International Research Research Institute, 1-10.
- Melling L, Hatano R, Goh KJ 2005: Methane fluxes from three ecosystems in tropical peat of Sarawak, Malaysia. *Soil Biol. Biochem.*, **37**, 1445–1453.
- Murakami T, Yamada K, Yoshida S. 1999: Improved method for easy and rapid determination of root length of vegetables. *Soil Sci. Plant Nut.* **45**, 471-478.
- Murase J., and P Frenzel. 2007: A methane-driven microbial food web in a wetland rice soil. *Environ. Microbiol.*, **9**, 3025–3034.
- Naskar NM, Naskar KR, Talai S. 2009: Addition to the list of brackish water zygnetaceae of Sundarbans and its adjoining areas, India Genus *Spirogyra* Link: *Our Nature*, **7**, 187-192.
- Nguyen NL. 2012: Rice production in Vietnam achievements and future development. Agri benchmark cash crop conference, South Africa June 9th – 15th.
- 大崎満, 岩熊敏夫 2008. ボルネオ-燃える大地から水の森へ. 岩波書店. p159.
- 大崎満 2014: インドネシアの泥炭・森林における火災と炭素管理. 終了報告書. 地球規模課題対応国際科学技術協力(分野・領域「環境・エネルギー分野研究領域 1[領域特定型]」) 科学技術振興機構
file:///C:/Users/PCUser/Desktop/h2004_final.pdf
- Osaki M, 2013: Future Aspect of Management in Tropical and Cool Temperate Peatlands : Harmonious and Sustainable Relationship with Nature. International Workshop on Peatland Management, Hokkaido university, 10th October 2013.
- Page SE, Slegert F, Rieley JO, Boehm HDV, Zaya A, Limin S 2002: The amount of

- carbon 551 released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nature*, **420**, 61-65.
- Pendleton L, Donato DC, Murray BC, Crooks S, Jenkins WA, Sifleet S, Craft C, Fourqurean JW, Kauffman JB, Marba N, Megonigal P, Pidgeon E, Herr D, Gordon D, Baldera A 2012: Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS One*, 7(9), e43542.
- Poffenbarger HJ, Needelman BA, Megonigal JP 2011: Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands*, **31**, 831-842.
- Robertson AI, Alongi DM and Boto KG. 1992: Food chains and carbon fluxes, in tropical mangrove ecosystems. *Coast. Estuar. Stud.* **41**, 293–326.
- Saitoh S, Iwasaki K, Yagi O 2002: Development of a new most-probable-number method for enumerating methanotrophs, using 48-well microtiter plates. *Microbes. Environ.*, **17**, 191-196.
- Sakamoto K, Hayashi A. 1999: A rapid method for determining the microbial biomass-N in soil –Determination of total-N in soil extract by peroxydisulfate oxidation method. *Soil Microorganisms*. **53**, 57-62 (in Japanese).
- Sawada K, Funakawa S, Kosaki T 2008: Soil microorganisms have a threshold concentration of glucose to increase the ratio of respiration to assimilation. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **54**, 216-223.
- Sawada K, Funakawa S, Kosaki, T 2010: Simulating short-term dynamics of non-increasing soil respiration rates by a model using Michaelis-Menten kinetics. *Soil Sci. Plant Nutr.* **56**, 570-578.
- Segers R 1998: Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochem.*, **41**, 23–51.
- Sharma PK, Bhushan Lav, Ladha JK, Naresh RK, Gupta RK, Balasubramanian BV, Bouman BAM. 2002: Crop-water relations in rice-wheat cropping under different tillage systems and water-management practices in a marginally sodic, medium-textured soil. In Buman BAM, Hengsdijk H, Hardy B, Bindraban PS, Tuong TP, Ladha JK, editors. Walter-wise rice production. International Rice Research Institute, Los Banos, Phillipines. 223-235.
- Singh Y, Sing B, Ladha JK, Khind CS, Gupta RK, Meelu OP, Pasquin E. 2004: Lonterm effects of organic inputs on yield and soil fertility in the rice-wheat rotation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **68**, 845-853.
- Singh AK, Choudhhury BU, Bouman BAM. 2002: Effects of rice establishment methods on crop performance, water use, and mineral nitrogen. In: Bouman BAM, Hengsdijk H, Hardy B, Bindraban PS, Tuong TP, Ladha JK, editors. Walter-wise

- rice reduction. Los Banos (Phillipines): International Rice Research Institute. 237-246.
- 祖父江孝男 1988: 稲から見たアジア社会. (財)放送大学教育振興会
- Spalding M, Kainuma M, Collins L. 2010: World atlas of mangroves. *Earthscan*, Ltd. London, UK.
- Stoop W, Uphoff N, Kassam A. 2002: A review of agricultural research issues raised by the system of rice intensification (SRI) from Madagascar: Opportunities for improving farming systems for resource-poor farmers. *Agric. Syst* **71**,249-274.
- Strack M 2008: Peatlands and climate change., *International Peat Society*. 223pp
- Strangmann A, Noormann M, Bashan Y, Giani L. 1999: Methane dynamics in natural and disturbed mangrove soils (Tropical salt dynamics in natural and disturbed mangrove soils (tropical salt marshes) in Baja California Sur, Mexico (in German). *MittDtsch Bodenkd Ges.* **91**, 1549-1552.
- Tabbal DF, Bouman BAM, Bhuiyan SI, Sibayan EB, Sattar MA. 2002: On-farm strategies for reducing water input in irrigated rice: case studies in the Phillipines. *Agric. Water Manage.* **56**,93-112.
- Takakai F, Morishita T, Hashidoko Y, Darung U, Kuramochi K, Dohong S, Limin SH, Hatano R 2006: Effects of agricultural land-use change and forest fire on N₂O emission from tropical peatlands, Central Kalimantan, Indonesia. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **52**, 662-674.
- Tawarayama K., Takaya Y, Turjaman M, Tuah SJ, Limin SH, Tamai Y, Cha JY, Wagatsuma T, Osaki, M. 2003: Arbuscular mycorrhizal colonization of tree species grown in peat swamp forests of Central Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management.* **182**, 381-386.
- Toma, Y., Takakai, F., Darung, U., Kuramochi, K., Limin, S.H., Dohong, S., Hatano, R., 2011. Nitrous oxide emission derived from soil organic matter decomposition from tropical agricultural peat soil in central Kalimantan, Indonesia. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **57**, 436–451.
- Tong PHS, Auda Y, Populus J, Aizpuru M, Al Habshi A, Al Blasco F. 2004: Assessment from space of mangroves evolution in the Mekong delta, in relation with extensive shrimp-farming. *Int. J. Remote Sens.* **25**, 4795-4812.
- Tuah SJ, Osaki M, Matsubara T 2001: Study on leaf elemental characteristics of native plants grown in a distinct ecosystem of tropical peatland in Central Kalimantan. *In Environmental Conservation and Land Use Management of Wetland Ecosystem in Southeast Asia, Annual Report of JSPS-LIPI Core University Program for April 2000 – Ma*

- Tuong TP, Bouman BAM, Mortimer M. 2005: More rice, less water: Integrated approaches for increasing water productivity In irrigated rice-based systems In asia. *Plant Production Science*. **8**, 231-241.
- Turjaman M, Saito M, Santoso E, Susanto A, Gaman S, Limin SH, Shibuya M, Takahashi K, Tamai Y, Osaki M, Tawaraya K. 2007: Effect of ectomycorrhizal fungi inoculated on Shorea balangeran under field conditions in peat-swamp forests. In *Carbon-climatehuman interaction on tropical Peatland. Proceedings of the international symposium and workshop on tropical Peatland, Yogyakarta, EU CARBOPEAT and RESTORPEAT partnership, Gadjah Mada University, Indonesia and University of Leicester, United Kingdom 27-29*.
- Turjaman M, Santoso E, Susanto A, Gaman S, Limin SH, Tamai Y, Osaki M, Tawaraya K. 2011: Ectomycorrhizal fungi promote growth of Shorea balangeran in degraded peat swamp forests. *Wetlands Ecology and Management*. **19**, 331-339.
- Toung TP, Macdonald B. 2012: Alternate wetting and drying from research to dissemination. Climate change affecting land use in the Mekong delta: adaptation of rice-based cropping systems (CLUES), First project review and planning meeting, Cantho University, Cantho city, Vietnam 17-19 October 2011.
- UNFCCC 2013. Technical and Scientific aspects of ecosystems with high-carbon reservoirs not covered by other agenda items under the convention. http://unfccc.int/science/workshops_meetings/items/7797.php
- UNFCCC 2014. Greenhouses gas inventory data, http://unfccc.int/ghg_data/items/3800.php
- 宇津木育実. 2010. 湛水土壤の嫌氣的アンモニア酸化(Anammox)と理化学的性質および細菌叢の変動. 千葉大学 園芸学研究科 環境園芸学専攻 生物資源科学コース 土壌学研究室.
- Vo QT, Oppelt N, Leinenkugel P, Kuenzer C. 2013a: Remote sensing in mapping mangrove ecosystems – An object based approach. *Remote Sens*. **5**, 183-201.
- Vo QT. 2013b: Valuation of mangrove ecosystems along the coast of the Mekong delta in Vietnam – an approach combining socio-economic and remote sensing methods. *Kiel, Christian-Albrechts-Universitat, Diss.*,
- Wang JY, Jia JX, Xiong ZQ, Khalil MAK, Xing GX. 2011: Water regime nitrogen fertilizer-straw incorporation interaction: field study on nitrous oxide emissions from a rice agroecosystme in Nanjing, China. *Agric. Ecosyst. Environ*. **141**, 437-446.
- Watanabe T, Hosen Y, Agbisit R, Llorca L, Katayanagi N, Asakawa S, Kimura M. 2013: Changes in community structure of methanogenic archaea brought about by water-

- saving practice in paddy field soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **58**, 235-243.
- Wei Z, Si-tu S. 1978: Irrigation model of water saving-high yield at lowland paddy field. In: Inter-national Commission on Irrigation and Drainage, Seventh Afro-Asian, Regional Conference. 15-25 October 1989. Tokyo, Japan. Vol. I-C:480-496.
- Wells S., Ravilous C, Corcoran E. 2006: In the Front Line: Shoreline Protection and Other Ecosystem Services from Mangroves and Coral Reefs. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK.
- Winterwerp H. : Mangrove-mud coasts; a muddy story.
<http://www.wetlands.org/News/Pressreleases/tabid/60/ID/3629/BLOG-Mangrove-mud-coasts-a-muddy-story-7.aspx>
- Wösten JHM, Clymans E, Page SE, Rieley JO, Limin SH 2008: Interrelationships between peat and water in a tropical peatland ecosystem in Southeast Asia. *Catena* **73**, 212–24.
- Xu H, Hosen Y. 2010: Effects of soil water content and rice straw incorporation in the fallow season on CH₄ emissions during fallow and the following ricecropping seasons. *Plant soil*. **335**, 373-383.
- Xu X, Inubushi K 2007: Production and consumption of ethylene in temperate volcanic forest surface soils. *Eur. J. Soil Sci.*, **58**, 668–679.
- Yang J and Zhang J. 2010: Crop management techniques to enhance harvest index in rice. *Journal of Experimental Botany*. *Journal of Experimental Botany*. **61**. 3177-3189.
- Yoshida S. 1981: Fundamentals of rice crop science. International Rice Research Institute.
- Zou JW, Huang Y, Zong LG, Zheng XH, Wang YS. 2004: Carbon dioxide, nitrous oxide and methane emissions from a rice-winter wheat rotation system as affected by crop residue incorporation and temperature. *Adv. Atmos. Sci.* **21**, 691-698.