

オイルパーム農園からの CH_4 ・ N_2O 放出量の統合的評価 (所内公募型提案研究)

Comprehensive evaluation of CH_4 and N_2O release from oil palm plantation

平成29～令和元年度
FY2017～2019

NIES



国立研究開発法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<https://www.nies.go.jp/>

国立環境研究所研究プロジェクト報告 第141号

NIES Research Project Report, No.141

SR-141-2024

オイルパーム農園からの CH_4 ・ N_2O 放出量の統合的評価 (所内公募型提案研究)

Comprehensive evaluation of CH_4 and N_2O release from oil palm plantation

平成29～令和元年度
FY2017～2019

所内公募型提案研究「オイルパーム農園からの CH₄・N₂O 放出量の統合的評価」

(期間：平成 29～令和元年度)

課題代表者：平田竜一

執筆 者：平田竜一、小野寺崇、高橋善幸、仁科一哉

編 者：高橋善幸

序

本報告書は、平成 29 年度～令和元年度の 3 年間で実施した、所内公募型研究提案 (A)「オイルパーム農園からの $\text{CH}_4 \cdot \text{N}_2\text{O}$ 放出量の統合的評価」(課題代表者：平田竜一)の研究成果をまとめたものです。

熱帯アジアは世界的に見ても土地利用変化が特に著しく進行している地域です。中でもマレーシアやインドネシアで問題になっているのが、熱帯泥炭林からオイルパーム農園への転用です。オイルパーム農園への転用には、地球環境問題に重要な影響を及ぼすいくつかの特徴があります。まず、パーム油の生産を効率的に行うために、しばしば広大な森林が皆伐されて農園に転換されます。これによって大気中二酸化炭素 (CO_2) の吸収源である熱帯の森林が失われると同時に、生物多様性の損失も引き起こします。嫌気的環境で蓄積された地下の泥炭が好氣的分解を受けるようになるため、大量の CO_2 を放出するようになります。オイルパームを植えた圃場では作物の成長を促進するために投入される窒素肥料から強力な温暖化ガスである亜酸化窒素 (N_2O) が発生すると考えられます。

次に、オイルパーム農園の中には必ず搾油プラントが建設され、その廃液処理過程において温室効果ガスが排出されています。搾油プラントを農園内に建設する理由は、オイルパームの果実を収穫する際に、果実に含まれる酵素によって収穫直後から油脂が分解され劣化が進むことから、収穫後 24 時間以内に搾油しなければならないためです。多くの場合、プラントから排出される廃液の処理場(ため池)は野外にさらされた状態になっており、そこからメタン (CH_4) などの温室効果ガスが大量に発生していると推測されていますがその量についての実測データは極めて限られています。

そこで本研究では、マレーシアやインドネシアに広く分布する熱帯泥炭林に着目し、熱帯泥炭林の伐採とオイルパーム農園への転用、そして搾油処理等の施設全体を含む地域を連続的にとらえ、その物質循環システムの全容を把握することを目標としました。

本研究は、はじめにオイルパーム農園内の廃液処理施設から発生する温室効果ガスの実測による定量、次に圃場における温室効果ガスの放出量と窒素循環の定量的な評価、さらに観測されたデータに基づいたオイルパーム農園からの温室効果ガス発生量推定モデルの構築、最後に圃場と廃液処理施設を含めた農園全体の温室効果ガス放出量の統合的評価を含みます。

本研究にはマレーシア・サラワク州の現地調査が重要な役割を果たしています。また、現地調査時の経験に基づき明らかになった安全対策上の必要項目を「安全管理マニュアル」としてまとめ、所内と現地協力機関で共有しました。最後に、現地調査に多大な協力をいただいたサラワク州熱帯泥炭研究所をはじめとする所内外の多くの方々から心から御礼申し上げます。

令和 6 年 3 月

国立研究開発法人 国立環境研究所
理事長 木本昌秀

目 次

1 研究の概要	1
1.1 研究全体の目的.....	1
1.2 研究の背景	1
1.3 研究の概要	3
2 研究の成果	6
2.1 オイルパーム農園における POME 処理 Pond からの温室効果ガス放出量の定量的評価	6
2.1.1 目的と経緯.....	6
2.1.2 方法.....	7
2.1.3 結果と考察.....	13
2.2 農地における一酸化窒素放出量および窒素循環の定量的評価.....	24
2.2.1 目的と経緯.....	24
2.2.2 方法.....	24
2.2.3 結果と考察.....	25
2.3 オイルパーム農園からの温室効果ガス発生量推定モデルの構築.....	28
2.3.1 目的と経緯.....	28
2.3.2 方法.....	28
2.3.3 結果と考察.....	29
2.4 農地および廃水ため池からの温室効果ガス放出量の統合的評価 全体まとめ	31
2.4.1 観測サイトと方法	31
2.4.2 結果.....	32
2.4.3 考察と全体まとめ	34
[付 録]	38
A. パーム油製造プロセスフローチャート.....	38
B. オイルパーム精製工場に関する情報（インタビュー）	40
C. 安全管理マニュアル	42
D. ガスクロマトグラフィーの精度向上.....	48
E. フローティングチャンバーの改良の詳細	56
[資 料]	
1 研究の組織と研究課題の構成.....	61
1.1 研究の組織.....	61
1.2 研究課題と担当者	61
2 研究成果発表一覧.....	62
2.1 誌上発表.....	62
2.2 口頭発表.....	62

1 研究の概要

1.1 研究全体の目的

本研究では熱帯泥炭林において土地被覆変化に伴う温室効果ガス放出量の変化について、本研究での観測やこれまでの同観測サイトでの研究結果を元に評価する。

熱帯泥炭林は高い地下水位が維持されている土壌の上に生育している。一方、オイルパームは高い地下水位の土壌では生育は難しく、低い地下水位でなければ順調に生育しない。そのため、泥炭林をオイルパーム農園に開発する際は、格子状に大小の排水路を建設し、泥炭下の地下水を排水し、地下水位を下げる必要がある。つまり、熱帯泥炭林からオイルパーム農園への転換において、植生や土壌の変化に加え、高い地下水位が低くなっていく事が大きな特徴の一つである。そのため、温室効果ガスは、オイルパーム農園への転換によって CO_2 の放出量は増えるが、 CH_4 の放出量は下がる事が予想される。また、オイルパームの育成には肥料を投入するため、 N_2O の放出量も増加すると考えられる。

ここでは排水のされていない保護林、比較的攪乱された二次林、そしてオイルパーム農園の3つの異なる熱帯泥炭地の温室効果ガス放出量を比較することにより、自然な熱帯泥炭林が二次林、そしてオイルパーム農園に変化、開発された際の温室効果ガスの吸収・放出量の変化を定量的に見積もることを目的とする。

保護林、二次林、オイルパーム農園の生態系からの温室効果ガスは、他の研究によって同サイトで実施された渦相関法を用いたフラックスの結果により評価する。オイルパーム農園に関してはオイルパームが植えられた圃場からの温室効果ガスに加え、本研究で得られた廃水処理目的のため池からの温室効果ガス放出量も考慮に入れる事により、開発に伴う温室効果ガスの変化をより総合的に評価する。ただし、工場そのものからの温室効果ガスの放出量は考慮しない。

1.2 研究の背景

世界の温室効果ガス排出量において土地利用変化の影響は20%を超すと推定されている。特に熱帯アジアでは人口の急増とともに農耕地やプランテーション開発を目的とした森林の破壊や泥炭地の劣化により、土地利用変化が急速に進行している (Pendrill et al., 2022)。しかしながら、熱帯アジアでの土地利用変化が温室効果ガス収支に与える影響については、十分に調査研究がなされているとは言えない状況にある。

熱帯アジアに特徴的な土地利用変化に、オイルパーム農園 (プランテーション) の開発がある。世界でもっとも多く使われる食用油はアブラヤシ (オイルパーム) から作られるパーム油である (Pendrill et al., 2022)。現在、食用、産業、バイオディーゼル等への活用といった世界的なパーム油の需要の高まりを受けて、東南アジア、とりわけマレーシアとインドネシアでは広大な土地がオイルパーム農園として開拓され、その生産量は現在ではそれぞれ第二位、第一位の生産量となっている (FAOSTAT, 2020) (図1)。パーム油は食用に用いられるだけでなく、バイオディーゼルとしても活用されており、 CO_2 フリーの燃料として欧州に輸出されてきた。オイルパームの単位面積あたりの生産量は、他の油脂植物に比べても格段に高く、高い換金性を有している。そのために、これらの国では、プランテーション面積は半世紀近く拡大し続けてきた。オイルパーム農園は、従来はパームツリーの生育適地である丘陵地帯などに造成されてきたが、近年のマレーシアとインドネシアにおいては、これまで高水位のため開発されていなかった、生育不適地と考えられてきた低地に立地する泥炭湿地林を皆伐して開墾を進めてしまっている (Feintrenie et al., 2010) (図2、本プロジェクトのサイト。軟弱な地盤で栽培しているため、ところどころオイルパームが倒木している)。

熱帯泥炭林は地下水位が高く嫌氣的な環境で樹木などの植物の遺骸が堆積された有機質土壌の上に形成された森林である。その地下部には二千年以上の時間をかけて蓄積された大量の炭素を留めている。ピートドームと呼ばれる場所には深さ20mを超える泥炭が発達するが、これは地下水によって還元的環境であることによって、有機物の分解が抑制されていることが主な形成要因である。熱帯泥炭林をオイルパーム農園に転用する際には、まず水路を掘ることで排水を行い、表面付近を乾燥させたのち、圧密 (コンパクション) を行ってから植林を実行する。排水によって地下水位が下がり乾燥化を進行させることで、もともと嫌氣的環境で保存されていた泥炭中の有機炭素が好氣的に分解されるようになり、大量の CO_2 が放出されるようになる。この影響については、土地利用変化にともなう全球的な温暖化ガス

収支の推定において重要性が認識されており、観測あるいは数値モデルによる研究が多くなされてきた (Cooper et al., 2019; Cooper et al., 2020; Hergoualch and Verchot, 2012; Tanks et al., 2017)。

土地利用に伴う温暖化ガス収支の変化という観点において、オイルパーム農園には留意すべき特徴が存在する。それは、オイルパームを植林した圃場と搾油処理を行うプラントが空間的に不可分であるということである。オイルパームの果実は収穫後、果実が内包する酵素により迅速に変質するため、製品としてのパーム油の品質および収量低下を防ぐために収穫後 24 時間以内に搾油施設に持ち込まれボイラーにより加熱し酵素の失活処理を行うことが必要となる。このため、オイルパーム農園は圃場の中心部近くに搾油処理プラントを設置し、年間を通して、定常的連続的に収穫と搾油処理ができるように、圃場での栽培と搾油処理プラントの稼働状態を最適化している。搾油処理の各段階で発生する果実の残渣成分については、ボイラーの燃料として利用されたり、発酵処理後、堆肥として圃場に還元されるなど有効に活用されている。また発生する廃液 (POME: Palm Oil Mill Effluent) は、ため池 (これを POME 処理ポンドと呼ぶ) や消化槽においてメタン発酵により有機物の嫌気分解を行う。さらに POME 処理ポンドでは、有機物の好氣的分解や窒素の硝化・脱窒等による窒素除去により浄化した後に処理後の水を圃場に還元する。浄化後は水には、POME に由来する微量の金属成分など植物の成長を促進する成分を含んでいることが知られている。このように、オイルパーム農園は圃場と搾油処理プラントや残渣・廃水処理のためのインフラを含んだ一体的で空間的に不可分な定常的・連続的な物質循環システムとして存在している。熱帯泥炭林を転用したオイルパーム農園においては多量の有機物を含んだ廃水の浄化処理が解放型の POME 処理ポンドで行われることが多く、ここで生じるメタン発酵によって大量の CH_4 が大気に放出されることとなる。オイルパーム農園の物質循環プロセスから発生する温暖化ガスについては、ライフサイクルあるいはマテリアルフロー的な観点での評価研究は比較的多くみられる (Aziz et al., 2020; Aziz and Hanafiah, 2020; Kaewmai et al., 2012; Nasrin et al., 2022) が、これはある意味、物質循環システムの理想的稼働状況を前提とした試算である。実際には解放型ため池でのメタン発酵プロセスはその効率が自然環境に依存しており、人為的に管理できないことから想定通りの処理効率を維持することは困難であり、このプロセスが生じる温暖化ガスの定量的な評価については不確かさが大きいものと予想されるが、実際の観測研究の事例は限られている (Shirai et al., 2003; Yacob et al., 2005; 谷川ら, 2013)。

オイルパーム農園では成長促進のため窒素肥料の添加が行われるが、東南アジアで用いられる窒素肥料は、安価な硫酸 (硫酸アンモニウム) や尿素など Straight Fertilizer と呼ばれるものである。これらは即効性肥料であるため、有効成

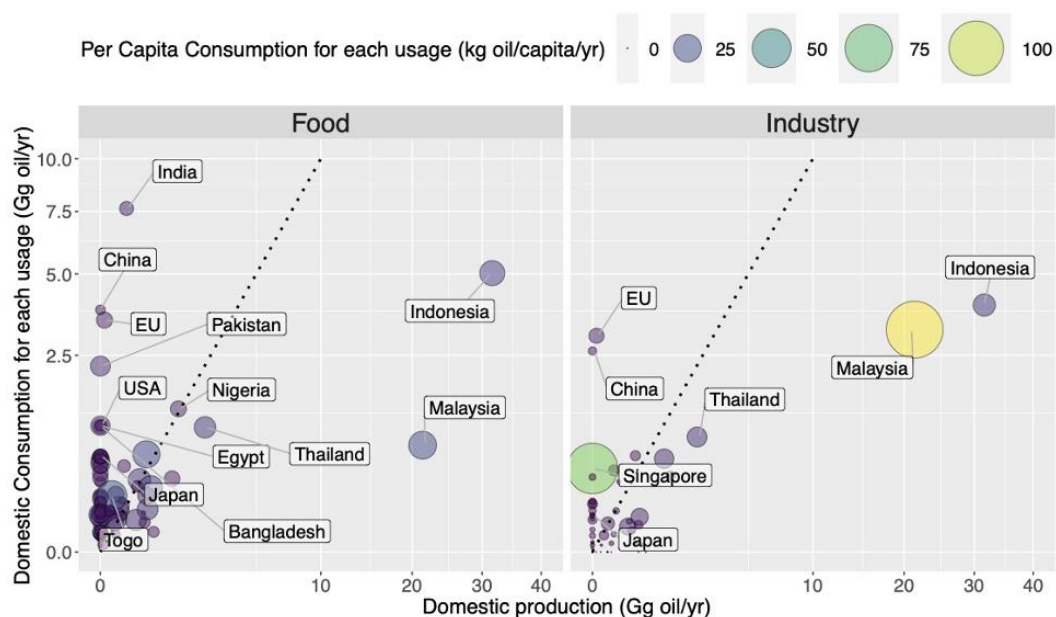


図 1. 世界のオイルパーム生産と消費 (食用・産業用途) の関係。丸の大きさは国民一人当たりの消費量を示す。データは FAOSTAT から入手。

分の土壌での保持時間が短く、結果として、高頻度に多量の施肥を行うことになる。植物の成長に必要な量に対して著しく過剰な反応性窒素を投入することにより、土壌中あるいは水路から排水される水の中で余剰の反応性窒素の硝化・脱窒プロセスから亜酸化窒素 (N_2O : Nitrous Oxide) が発生する可能性がある。これらについても、既往の研究例が乏しいことから実態解明のための現地観測研究の必要性が高い。

このように、オイルパーム農園には圃場のほか、搾油処理プラントや水路からも CH_4 や N_2O などの温暖化ガスが発生しているが、オイルパーム農園全体としての定量的評価は十分ではない。そのため、熱帯泥炭林からオイルパーム農園への土地利用変化が温暖化ガス収支に与える影響を考えるうえで、圃場以外の部分についての知見の集積が重要となる。また、圃場におけるタワー観測による CH_4 と CO_2 のフラックス観測の事例は近年増えつつあるが、航空機や人工衛星などを用いたトップダウン的な観測アプローチから得られる結果との整合性を前提とした研究を行う場合、上述したように圃場と搾油処理プラントや残渣・廃水処理インフラなどは空間的に不可分であることから、圃場でのガス収支のみを前提とした解析を行った場合にスケールギャップによるアーティファクトが生じることが予想される。こうしたことから、搾油処理プラントや残渣・廃水処理インフラも含めた総合的な温暖化ガス収支の評価が重要である。



図2. 対象とのオイルパームプランテーションの風景（撮影者 高橋（左）仁科（右））。

1.3 研究の概要

本研究ではボルネオ島北部のマレーシア・サラワク州の熱帯泥炭において開発中のオイルパーム農園を対象として、オイルパーム圃場と搾油工場の POME 処理ポンドにおける、温暖化ガス収支の現地調査を行い、生態系モデルの改良にその知見を利用することで、熱帯泥炭林をオイルパーム農園に転換した場合の総合的な温暖化ガス収支の変動を考察した。事前に想定した熱帯泥炭林とそれを転用したオイルパーム農園の温暖化ガス収支の変化のイメージを図3に示した。調査を行ったオイルパーム農園はサラワク州シブ郊外の熱帯泥炭林に位置し、総面積は 114 km^2 であり、そのうち POME 処理ポンドの占める面積は 0.4% にあたる 0.046 km^2 （設計値）であった（図4）。この農園を所有する Naman Oil Palm Plantation の協力を得て調査を実施するとともに、農園での物質フロー（付録A）や管理体制などについて聞き取り調査も行った（付録B）。

本研究課題は以下のサブテーマ構成で実施した。現地調査においては、全担当者が共同して作業を行うとともに、現地のサラワク州熱帯泥炭研究所の協力を得て調査を実施した。

（サブテーマ1）廃水ため池からの温室効果ガス放出量の定量的評価

このサブテーマでは、技術的困難により観測事例の少ない POME 処理ポンドにおいて、新たに開発した技術により温暖化ガスの収支を観測するとともに、水質調査から得られた環境データとの関係性について考察を行った。

(サブテーマ2) 圃場における温室効果ガス放出量および窒素循環の定量的評価

このサブテーマでは、オイルパーム圃場における圃場の温室効果ガス、特に N_2O の観測と窒素循環の観測を行った。圃場の CO_2 や CH_4 の収支については推進費や現地研究機関との別の研究として実施した結果を利用した。

(サブテーマ3) オイルパーム農園からの温室効果ガス発生量推定モデルの構築

このサブテーマでは観測データをもとにオイルパーム農園からの温室効果ガス発生量の推定モデルの構築を行った。

(サブテーマ4) 農地および廃水ため池からの温室効果ガス放出量の統合的評価

このサブテーマではサブテーマ1から3で得られた結果を用いた総合的な評価を行った。

サブテーマ構成についてのコンセプトを図5に示した。また開始当初の研究計画は図6に示した。

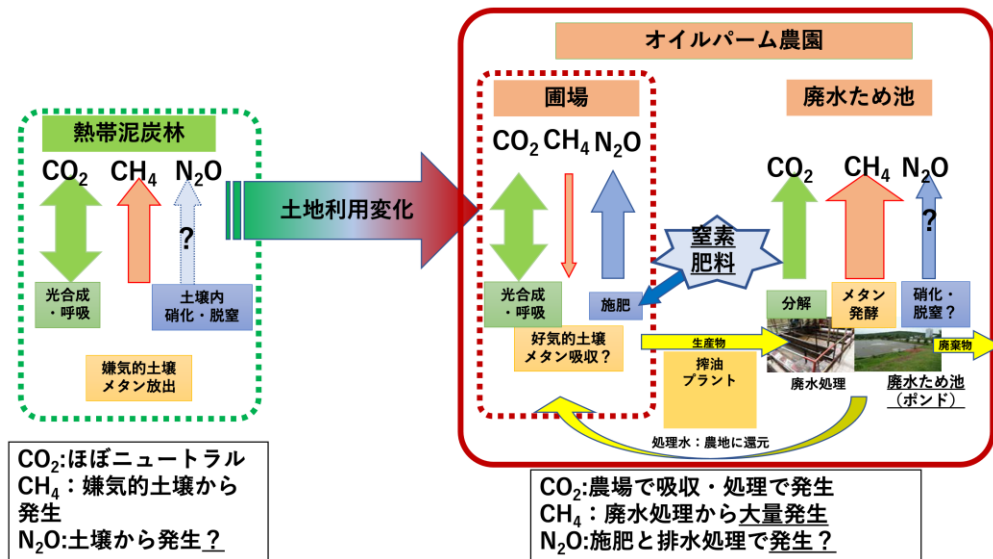


図3. 事前に想定した熱帯泥炭林をオイルパーム農園に転換した場合の温暖化ガス収支の変化。

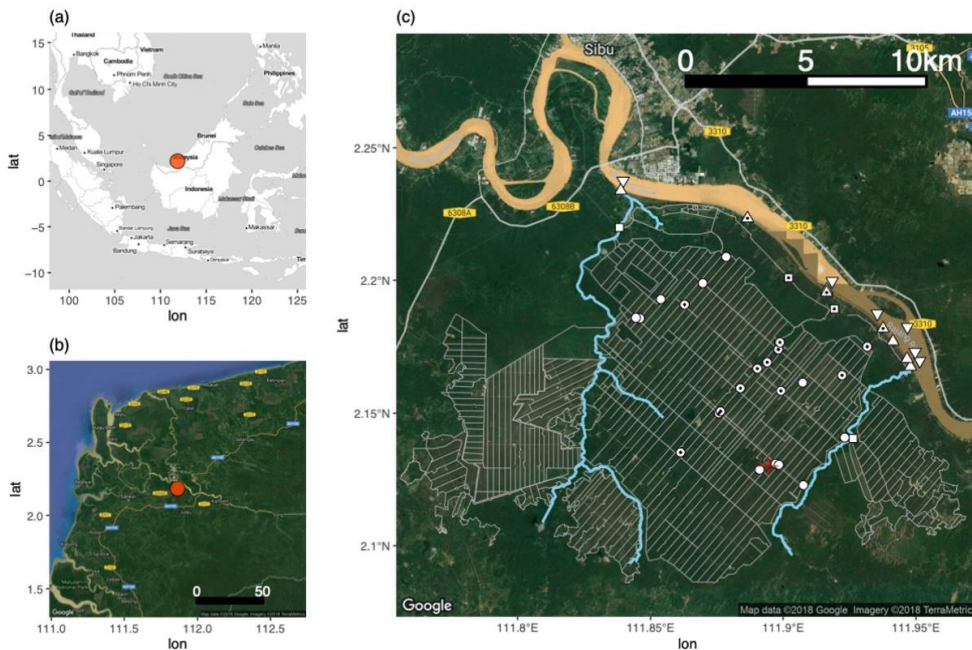


図4. 調査地の図。(a) マレーシア周辺、(b) シブ郊外、(c) 調査を行ったオイルパーム周辺。

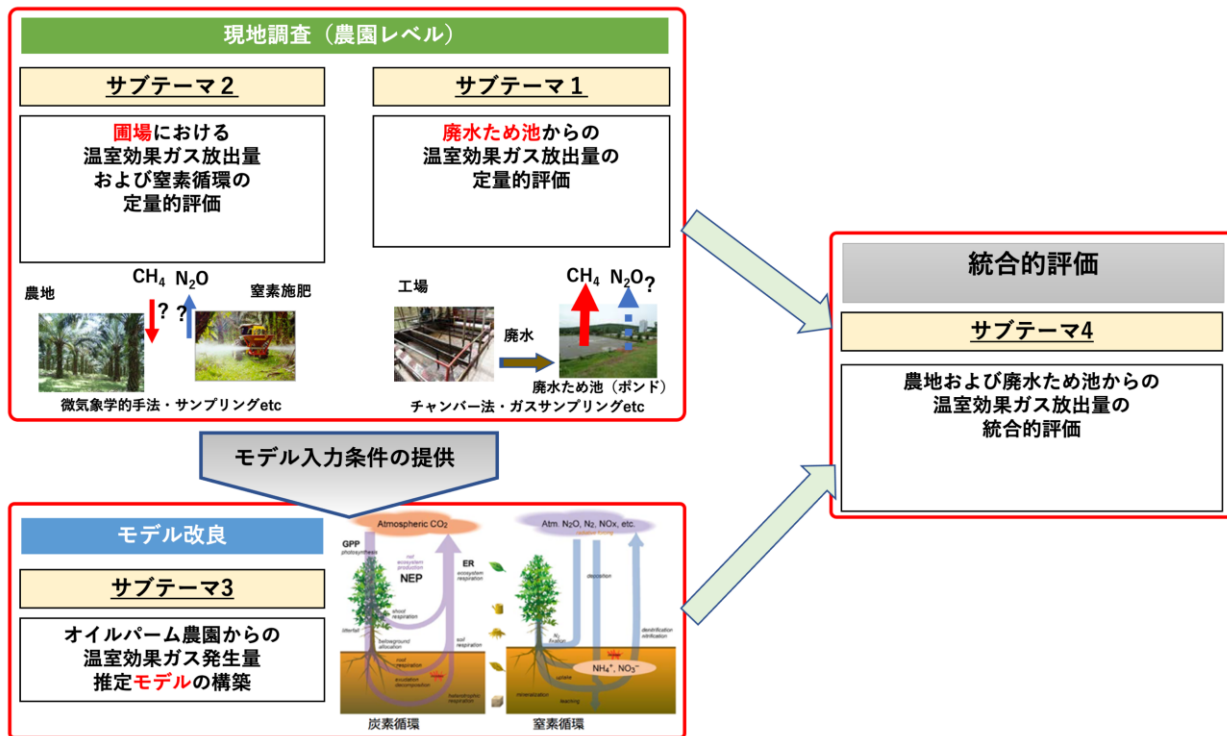


図5. 本研究のサブテーマ構成と相互の関係。

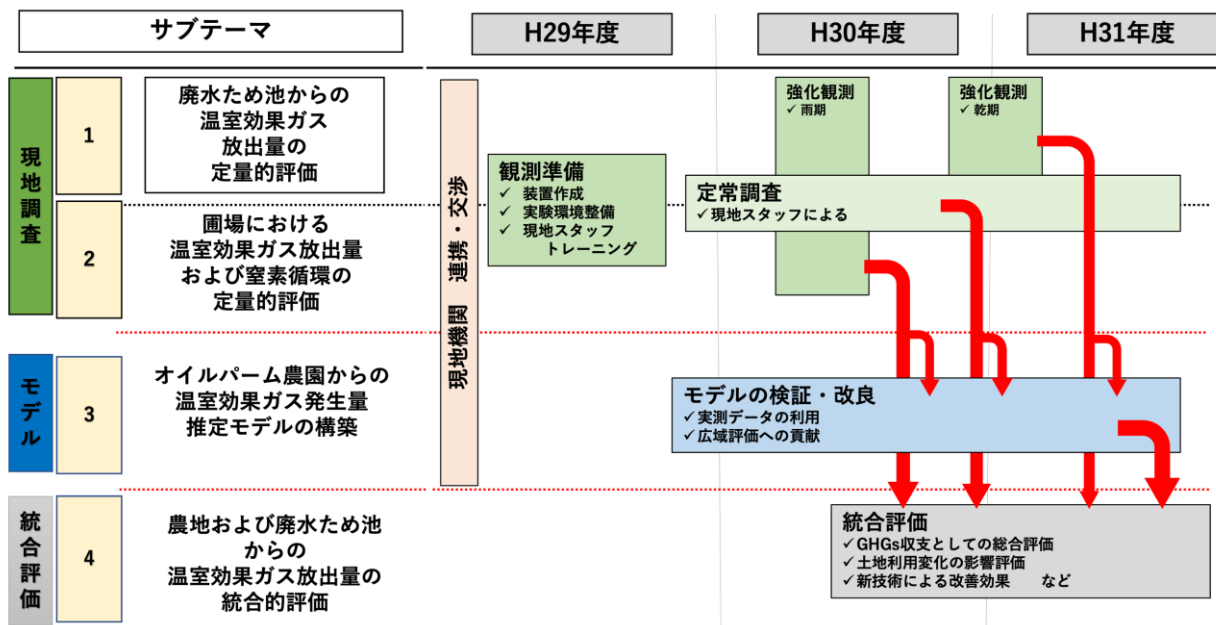


図6. 研究課題開始当初の研究計画。

2 研究の成果

2.1 オイルパーム農園における POME 処理 Pond からの温室効果ガス放出量の定量的評価

本章では「(サブテーマ1) 廃水ため池からの温室効果ガス放出量の定量的評価」において得られた成果について述べる。

2.1.1 目的と経緯

パームオイルはオイルパームの果実から採れる植物油であり、世界全体の生産量は2000年には2,222万トンであったが、2010年には4,584万トン、2020年には7,588万トンに増加している。パーム油の主な生産地は東南アジアであり、生産量世界第一位のインドネシアで年間4,476万トン、第二位のマレーシアで年間1,914万トン、第三位のタイで269万トンである(FAOSTAT, 2020)。パームオイル搾油工場の数は、インドネシアにおいては2015年時点で742箇所(Irwan, 2018)、マレーシアにおいては2018年時点で465箇所(Salleh et al., 2021)が存在しているとされる。パームオイルの生産時には、粗パームオイル(CPO: Crude Palm Oil)の2.5倍から3.0倍量の廃液(POME: Palm Oil Mill Effluent)が排出されており、このPOMEは油脂などの有機物を高濃度に含む有機性廃水である(Chin et al., 1996; Wong et al., 2009; Lok et al., 2020)。POMEは工場において処理された後に環境中に排出されており、簡易的な処理方法である Pond 法が適用されている(Chin et al., 1996; Ma and Ong, 1985; Yacob et al., 2006)。Pond 法は素掘りの池(深さ1mから5m程度)に廃水を流入させて自然浄化させる処理法であり、運転にかかるコストが安価な特長があるが、Pond にて嫌氣的な有機物分解が進行することにより、大量のメタンが大気中に放出される(Hasanudin et al., 2015; Lok et al., 2020)。POMEは1トンあたり、約28m³のメタンガスが排出されると報告されている(Harsono et al., 2014)。

そのため、POMEに由来するGHGs排出量を測定することは、現在のGHGs排出状況を把握するとともに、将来予測や対策を講じるために、極めて重要であるといえる。しかしながら、広大な Pond においては空間的な変動が大きく、精緻なGHGs発生量の把握のためには多点観測が求められるが、Pond からのGHGsの排出量に関する測定報告は限られている。実際に Pond システムからのGHGs発生量の調査の報告があるが(Yacob et al., 2006)、測定箇所は4箇所のみにとどまっている。また、Pond からの多点観測が行われた例もあるが、Pond システムの一部のみを対象としており(Enström et al., 2019)、Pond システム全体におけるガス発生量とその変化は明らかとされていない。精緻な調査が行われた例では、Pond を複数のグリッドに分けて多点観測することで、空間分布の把握とフラックスの精緻化が行われている(谷川ら, 2013)。本調査では Pond を28グリッドに分けて、1箇所あたり1日を要して測定を実施しており、さらにガス発生量が少ない Pond では3から4日を要しており(谷川ら, 2013)、GHGs排出量の測定には多大な労力が必要であった。そのため、効率的かつ高精度なGHGs排出量の測定を行うためには、短時間でGHGs発生量の観測が可能な装置を用いて、Pond システム全体のGHGs発生量を測定することが重要となると考えられる。

そこで本研究では、Pond におけるGHGsの発生量を効率的に測定するために、新たなフローティングチャンバーを開発して現場に適用した。本チャンバーの特長としては、低コストで作成できるとともに、軽量かつコンパクトなためにハンドリングが容易であることから、複数のチャンバーを同時に用いて、多点同時観測を実施することが可能である。そして、ガス捕集量とガス濃度からGHGsフラックスを計算することから、チャンバー内のガス置換などの時間を要さないことも測定時間の短縮に寄与している。なお、本チャンバーによる測定の詳細については後述する。

また、POMEを処理する Pond システムからは発生するガス量は空間的に偏在するとともに、Pond 内の廃水の流れが不均一なため、水質とガス発生量の関係を調べることも困難となる。そこで本研究では、10個の Pond が直列で連結する Pond システムにおいてGHGs発生量を調査することによって、流れ方向におけるGHGs発生量の変化を精緻に把握するとともに、GHGs発生量と水質の関係を調べることにした。特にガス発生量が多い Pond においては、観測点を増やすことによって、より精緻なデータを得るようにした。

2.1.2 方法

水質調査

パーム油製造工場における廃水処理のために設置されたポンドの概要を図7および表1にまとめた。廃水処理に用いられたポンドプロセスは、直列に連結する10個のポンドから構成されていた（本報告書ではそれぞれPond-1からPond-10と称する）。各ポンドは深さ4.5mで設計されているが、面積や形状はそれぞれ異なっていた。なお、Pond-9とPond-10は、追加的に設置されたものであった。現地では、各ポンドは流れ方向において、Pond-1はCooling pond（冷却池）、Pond-2から5はAnaerobic pond（嫌気池）、Pond-6と7はFacultative pond（通性嫌気池）、Pond-8と9はAerobic pond（好気池）、Pond-10はSetting pond（沈殿池）と称していた。

設計排水量は、日量約1500m³であったが、工場へのインタビューでは、年間300,000m³（日量820m³）とのことであった。また、同様に工場へのインタビューでは、パームオイルの生産量に関連して廃水量は年間変動しており、1月～5月は比較的生産量が少なく、6月～12月は多いと話していた。工場の記録では、2016年の各月のサンプリング日の1日の廃水量（月平均値ではないことに留意）は、1/14が961m³/day、2/29が867m³/day、3/21が773m³/day、4/26が771m³/day、5/25が858m³/day、6/23が1,159m³/day、7/27が1,139m³/day、8/13が1,265m³/day、9/21が1,350m³/day、10/17が1,408m³/day、12/2が1,370m³/day、12/16が1,390m³/dayとなった。

本研究におけるポンドの水質調査の実施日は、2017年10月3日、2018年4月11日、2018年6月29日、2019年1月31日、2019年7月4日とした。なお、激しい降雨（スコール）があると、Pond-1から3では、ポンド表面に浮いている油脂分が温度低下で固化するため、フラックス測定のためのフローティングチャンバーの設置が困難となるが、水質調査の実施日には降雨がある日を避けて実施した。

水質分析のためのサンプルとして、流入廃水および各ポンドの処理水を採取した。パーム油製造廃水（流入廃水）は、間欠的にPond-1に流入していた。流入水のサンプルは、廃水がポンドに流入する際には上に吹き出しており、この廃水をすくい取って採取した。また、各ポンドの処理水は、ポンド間を連結するパイプが地下にあり、その途中にある観測井（水質測定の際にサンプリングする井戸）から採取した（ただし観測井の無いPond-5の処理水を除く）。なお、観測井からの採取の際には、スカムが表面に浮遊して蓄積しているため、スカムを採取しないように細心の注意を払った。ポンドプロセスの最終処理水として、Pond-10処理水を採取した。ちなみにPond-10処理水はパームオイル圃場に放流されていた。

表1. 各ポンドの概要（設計値）

本報告書での名称	現地での名称	ポンド面積 m ²	ポンド深さ m	ポンド容積 m ³	滞留時間 day
P1	Cooling Pond	1240	4.5	5579	3.69
P2	Anaerobic Pond No. 1	3391	4.5	15259	10.09
P3	Anaerobic Pond No. 2	3678	4.5	16551	10.95
P4	Anaerobic Pond No. 3	5011	4.5	22551	14.91
P5	Facultative Pond No. 1	2867	4.5	12901	8.53
P6	Facultative Pond No. 2	3101	4.5	13955	9.23
P7	Aerobic Pond No. 1	7530	4.5	33884	22.41
P8	Aerobic Pond No. 2	6796	4.5	30583	20.23
P9	Aerobic Pond No. 3	9150	4.5	41175	27.23
P10	Settling Pond	3300	4.5	14850	9.82



図7. パームオイル製造工場とPOME処理ため池の配置。

サンプリングは下流側 (Pond-10) から上流側 (Pond-1) の順番で実施した。サンプリングには投げ込み式のサンプリングバケツ (合成樹脂製) を用いた。サンプリング後、サンプルをプラスチックボトル (ポリプロピレン製) に分注して、すみやかにクーラーボックスに保管して冷却した。現場から持ち帰ったサンプルは-20℃で冷凍保存した。また、溶存 N₂O 測定用のサンプルも採取した。サンプルはガラス製のボトルに満水となるように充填した後、ゴム栓およびアルミシールで密封した。また、イオン分析用のサンプルは、ガラス繊維濾紙 (0.45 μm, AS045AS, Advantech, Japan) を用いてろ過後に採取した。また、サンプリング時には現場測定を実施しており、温度、pH、溶存酸素 (DO: Dissolved Oxygen)、酸化還元電位 (ORP: Oxidation-Reduction Potential) のデータを得た。

有機物の指標である化学的酸素要求量 (COD: Chemical Oxygen Demand) の測定用として、サンプルは解凍後にガラス繊維濾紙 (0.45 μm, AS045AS) を用いてろ過して、溶解性有機物の測定用のサンプルを得た。なお、流入廃水、Pond-1 処理水、Pond-2 処理水などは、油脂分が固化していることから、温浴することで液化させてから測定を行った。COD (COD_C) は HACH 試薬と吸光度計を用いて測定した。全有機体炭素 (TOC: Total Organic Carbon) の測定は TOC 計を用いた。アンモニア態窒素 (NH₄⁺-N)、亜硝酸態窒素 (NO₂⁻-N)、硝酸態窒素 (NO₃⁻-N) を含むイオン類の分析は、サンプリング現場でろ過したサンプルを用いて、HPLC によって測定した。TN は Dumas 法によって測定した。

フローティングチャンバーの開発

パームオイルの搾油プロセスにおいて発生する大量の有機廃液の処理にはほとんどの場合においてポンド法が用いられている。ポンド法では、処理に時間がかかり、かなり大きな面積の確保が必要となるが、処理が簡易で労力や運転費用がかからないため、特に電力等のインフラの整備が不十分なインドネシアやマレーシアの熱帯泥炭林周辺でも適用が容易である。

オイルパームプランテーションにおいては、収穫後のオイルパームの果実は含有する脂質分解酵素の働きにより収穫後すぐに油脂の劣化が進行するため、24 時間以内に熱処理により酵素を失活させ搾油を行う搾油工場 (Palm Oil Mill) を中心に圃場が整備され、定常的に搾油処理システムが稼働するような構成となっている。

ここから排出される POME はまず、タンクにおいて資源として利用可能な油分を分離回収し、その後、数珠つなぎとなった数段階のポンドに導入される。初期段階では廃水中の溶解性有機物 (炭水化物、たんぱく質、脂肪) と不溶性固形物 (セルロース) が、嫌気性細菌であるが、酸素があっても生育できる通性嫌気性細菌の生成する酵素によって加水分解され、微生物の栄養源になる。その過程において悪臭成分である有機酸が生成し、処理水は酸性となる。この段階にあるポンドを酸生成ポンドと呼ぶ。生成された脂肪酸がメタン生成菌により分解され、メタン (CH₄)、二酸化炭素 (CO₂)、アンモニア (NH₃)、硫化水素 (H₂S) などのガスに変換される過程でアンモニウム塩が形成されることで処理水がアルカリ性を帯びる。この段階にあるポンドを嫌気性ポンドと呼ぶ。

実際には、多段階のポンドを順次滞留していく段階で、有機炭素含量や pH が変化していき、メタン発酵に好適な条件となったステージのポンドにおいて BOD が活発に分解・除去される。野外の開放された場所に設置されたポンドにおいては、気温や降水量により発酵条件が随時変化することとなるため、メタン・CO₂ といったガスの発生量の分布も条件によって変わってくるようになる。ポンド内での発酵分解プロセスに時間を要するため POME の滞留時間が長くなるように設計されており、ポンド内での有機炭素濃度などの発酵環境に空間分布が存在し、これにより同一ポンド内においてもバイオガスの発生状況に空間的分布が生じることが報告されている。

時間変動性と空間変動性のある POME の嫌気性ポンド処理の現場からのメタン、CO₂ を大量に含むバイオガスの量と組成を適切に把握するためには、多段階に別れたポンドを広範囲に迅速に把握するための観測戦略が必要となる。既存の研究 (Shirai et al., 2003; 谷川ら, 2013) においては、ポンドに浮かべた大型のチャンバーのヘッドスペースに溜まったガスをチューブを通じて陸上に輸送し、ガスメータで発生量を把握しながら、ヘッドスペース内が十分にバイオガスで置換されるのを待って、テドラーバッグなどに採取したサンプルのガス成分を実験室内でガスクロマトグラフなどを用いて分析することによって、バイオガスの発生量とガス組成を決定してきた。このアプローチにはいくつかの欠点が存在する。

- ・ 1つの場所からのバイオガスのサンプリングに約1日を有し、またサンプリング機材が大がかりなことから、短期間の多点観測が事実上不可能である。
- ・ サンプリングしたバイオガスの成分を実験室において複数の分析機で測定するため、サンプルの分析に長時間が必要であり、スループットが低い。
- ・ 大がかりな機材をポンド内部に設置するため、水面上で人力作業を行う必要がある。ポンド内は高熱であるとともに、バイオガスには硫化水素などの人体に有害な成分が含まれるため安全上の問題が存在する。
- ・ ポンド内の水面には大量のスカム（澱）が浮遊しているとともに、有機酸などの腐蝕性物質を多量に含むため、サンプリング機材の汚損が激しく、機材の不調が起りやすい。

今回の現地調査においては全部で10段階からなるポンドのうち、上流側8つを対象とし、バイオガスの発生量が多いポンドにおいては同一ポンド内で複数点での調査を、全行程3日程度の滞在時間で行うことを想定して、フローティングチャンバー型のサンプリング装置のデザインを行った。ポンド内での機材の汚損が激しいことを想定して、コストのかからない資材を用いて短時間に大量に作成できる構造とし、集中調査後はその都度廃棄し再使用しないこととした。複数のバージョンの試作機を用い、何回かの試行を重ねた結果、最終的に以下のような観測デザインを採用した。

1) 低コストで大量作成可能な軽量フローティングチャンバーを用いたプログラム制御によるバイオガスサンプリングを行う。2) 従来に比べて少量のバイオガスを迅速に定量するための改良型水上置換法を用いる。3) 多点で採取されたバイオガスサンプルの多成分のガス組成を可搬型ガスモニターで現地測定する。

それぞれについて、以下に説明する。

フローティングチャンバーによる多点同時サンプリング

多点同時観測を可能とするため、コストの低い資材でフローティングチャンバーを多数作成し、バイオガスについてはプログラム制御により開閉するバルブを通じてバルーンに捕集することとした。作成したチャンバーの概要を図8に示した。

チャンバー本体は直径47cmのアモルファスポリエチレンテレフタレート（A-PET）製オードブル蓋（NUオードブル10、シービー化成、日本）を用い、内壁に厚さ1mmのアルミ板を加工して作成したフレームを装着し、これに発泡ポリエチレンシート（TPEH-3010B、TRUSCO、日本）を貼り付け、浮力を調整した。チャンバー本体の素材であるA-PETは、耐油性が高く油脂を多く含むポンドでの使用に適しているほか、ガスバリア性が高くガス組成へ与える影響が小さいという測定上のメリットがある。また、燃焼したさいにも有毒ガスを発生しないため、使い捨て用途においても環境負荷が小さいことも利点である。このチャンバー上部に穴を空け、ここに塩ビ製継手を装着し、塩ビ製ユニオンテーパーで分岐を作成する。分岐の両側にバルブを設置し、片側を排気ポート（図8中SV1）、片側をサンプリングポート（図8中SV2）とする。初期のバージョンでは、このバルブは樹脂製のサニタリー用バルブ（直流3.6V駆動、メーカー不詳）の内部オリフィスを拡張加工して使用したが、スカム等の付着による流路の詰まりなどの不調がしばしば起こったため、2019年の観測では流路口径が大きく分解メンテナンスが容易な、空気圧機器制御用電磁弁（3V210型、AirTAC、台湾）のボディブロックおよびスプール部を使用した改良バージョンのチャンバーシステムを使用した（付録Eを参照）。流路切り替え時にはボディブロックに内蔵されたスプールの両側にプッシュソレノイド

（CBS08300120、タカハ機工、日本）を装着し、いずれかのプッシュソレノイドに連続パルス状に通電し負荷をかけることで、スプールを駆動し、バルブの流路を切り換える構造とした。このバルブのボディブロックとスプールの接合部分はグリスの固着が起りやすいため、連続パルス状の負荷をかけることで確実な動作が可能となるとともに、流路の切替動作を行うとき以外はソレノイドに電力を供給する必要がないため、省電力化が可能であり、長時間のサンプリング作業に耐えることができる。この流路切り替え部以外の部分については、3回の集中観測期間で変更は行っていない。流路切り替え部のサンプリングポート側には外径6mmのフッ素樹脂チューブ（SFT0640、日本ピスコ、日本）を

装着し、ハンドバルブ（BVU6-6、日本ピスコ、日本）を介してガス透過性の低い Eval 樹脂フィルム（クラレ、日本）を素材として作成された直径 40cm の円形バルーン（型式不明、相模バルーン、日本）を装着した。

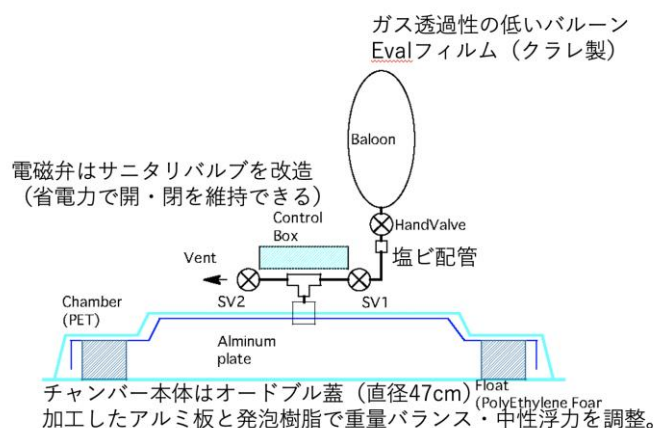


図 8. フローティングチャンバーの概要。

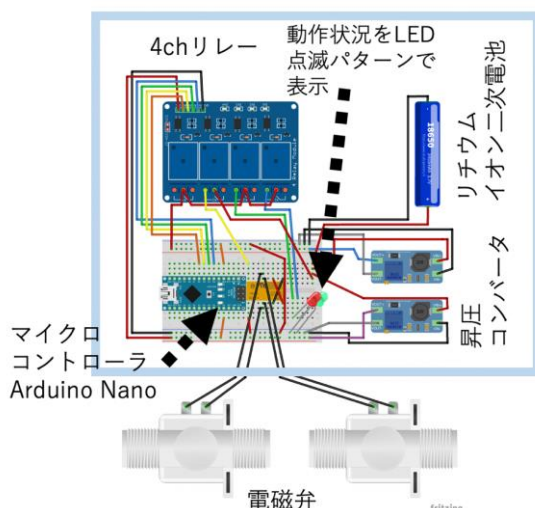


図 9. Control Box 内の電子機器類の構成。

流路切り替え部はチャンバー中央部の上部に固定した防水ケース（図 8 中の Control Box）内のワンボードマイコン（Arduino Nano V3.0 互換品、ELEGOO、中国）から 4ch リレーモジュール

（101-70-101、SainSmart、中国）を介してプログラム制御される。Control Box 内の電子機器の構成については図 9 に示した。バルブの開閉のタイミングは、サンプリング開始までの待機時間サンプリング開始直前にノート PC からワンボードマイコンにプログラムを転送することで決定される。通常はチャンバーをポンドの岸から目的位置に移動し係留するまでの時間を 15 分程度と設定し、この時間帯においては、チャンバー内に充満したバイオガスは排気ポートより排出されるように設定した。サンプリング時間はバイオガス発生量の多いポンドでは 10 分程度、バイオガスの発生量の少ないポンドでは 8 時間程度に設定した。動作状況については、防水ケース内に固定した赤と緑の高輝度 LED を固有のパターンで発光させることで、離れた位置からでも確認できるように工夫した。（例：待機時は赤点滅、サンプリング時は赤・緑の点滅のくり返し、サンプリング終了時は緑点滅など：点滅のサイクルとタイミングも適宜調節した）。2019 年に導入した改良型のフローティングチャンバーの詳細については付録 E に示した。

消費電力の小さなワンボードマイコンと待機時

に電力を消費しない流路切り替えシステムを使用することにより、このフローティングチャンバーは満充電された 1 本のリチウムイオン二次電池（18650 型）で 1 日以上 の駆動が可能である。また、プログラム動作により、設置後は無人運転となるため、少人数で効率的に多点同時観測を行うことができる。また、このチャンバーシステムの運転に用いる Arduino シリーズのワンボードマイコンや上述したリレーモジュールはオープンソースであり、互換品を現地でも安価に調達することが可能であることも利点である。

調査を行ったポンドの大きさはテニスコート程度の広さから野球場ぐらいの広さのものまで様々であったが、バイオガスの発生が盛んなものは縦横に数十 m の大きさがあつた。フローティングチャンバーの設置には、5m 長のアルミ伸縮棒（旗の平岡、日本）を利用したほか、広いポンドでの設置については、小型ドローン（MavicAir、DJI、中国）を利用して、ロープを片側の岸から反対の岸に渡し、これに固定したフローティングチャンバーを係留するなどの方法を用いた。ドローンを用いたフローティングチャンバーの多点設置の方法については図 10 に示した。

サンプリング終了を確認したら、チャンバーを係留に用いたロープを使って岸に引き上げ、サンプリング用バルーンに接続したハンドバルブをクローズして、これを取り外し、バイオガスの定量と分析を行った。ハンドバルブを装着したバルーンを多数用意しておくことで、バルーンを取り替えながら同じフローティングチャンバーを繰り返し使用することができるため、バイオガスの定量や組成分析の作業中にもサンプリングを効率的に継続できる。

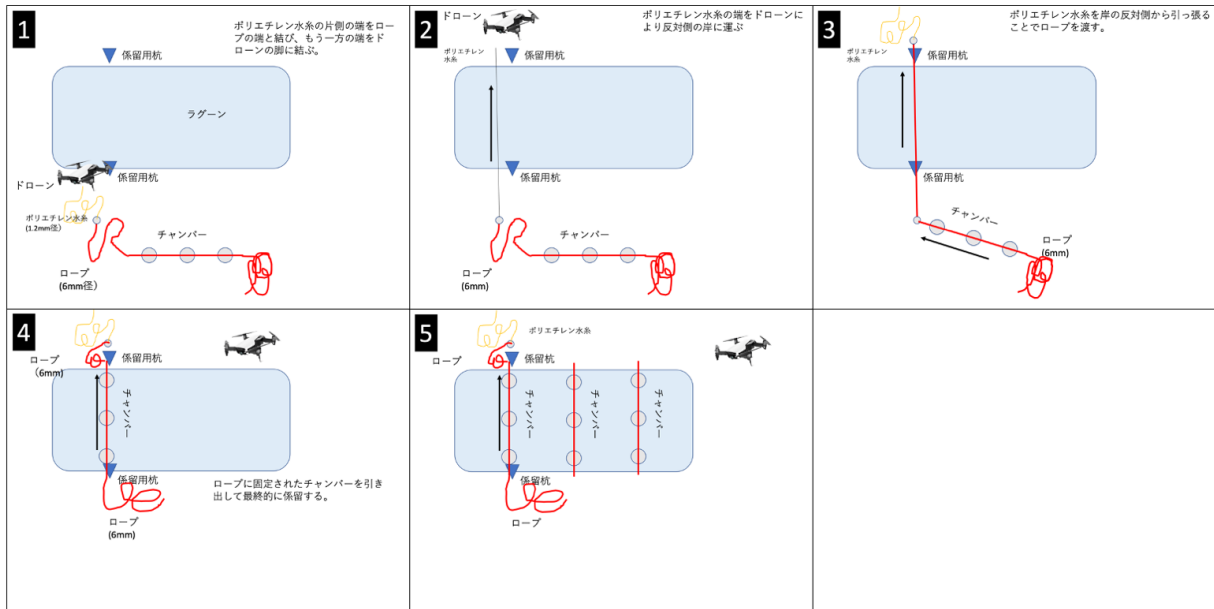


図 10. ドローンを利用したフローティングチャンバーの多点設置の作業イメージ。

改良型水上置換法によるバイオガス定量

従来の同様の研究例 (Shirai et al., 2003; 谷川ら 2013) においては、大型のフローティングチャンバーにチューブを接続し、ガスメータを用いてバイオガス発生量を測定していた。この方法は大型のチャンバーを用いることが前提となっており、今回のような比較的小さく軽量なチャンバーを用いたサンプリングではガスメータで測定するために必要なガスの圧力・流量を発生することが困難である。そのため、今回の観測システムでは上述したバルーンに捕集されたガスの容量を測定し、サンプリングに要した時間とチャンバーの被覆面積から測定対象ポンドの単位面積あたりのバイオガス発生量を計算した。

まずバイオガスのサンプルを採取したバルーンを後述するガスモニター (BIOGAS5000、GEOTECH、英国) のインレットに接続し、アウトレット側に内部を排気したバルーンを接続する。ガスモニターによる測定時に内蔵されたポンプにより、インレット側からアウトレット側へのガス流が発生し、バルーンに採集されていたバイオガスは最終的にもう一つの空のバルーンに全量移送される。(図 11) この間に、ガスモニターにより

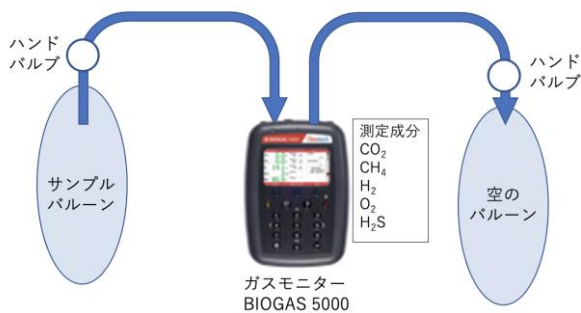


図 11. ガスモニターによる測定とバルーン間のバイオガスの移送。

により、インレット側からアウトレット側へのガス流が発生し、バルーンに採集されていたバイオガスは最終的にもう一つの空のバルーンに全量移送される。(図 11) この間に、ガスモニターにより CO₂、CH₄、H₂、O₂、H₂S の各成分が測定されるが、測定原理はそれぞれ飛分散赤外吸収法 (CO₂、CH₄) と電気化学センサ (H₂、O₂、H₂S) であるため、ガスの変質は起こらず、ガス移送中の量的な損失は生じない。

空のバルーンに全量移送されたバイオガスの容量は水上置換法を改良した以下の方法により測定し

た。まず、容量 10L で機密性の高いポリタンク (No.0192、瑞穂化成工業、日本) を 2 つ準備し、そのうち 1 つ (これをポリタンク A とする) については蓋の 2 箇所にて穴開け加工を施す。この 2 つの穴に隔壁継手 (PM6、日本ピスコ、日本) を装着し、O リングとシリコンシーラントにより機密性を確保する。2 つの隔壁継手の片方に外径 6mm のウレタンチューブ (UC0640、日本ピスコ、日本) を接続し、これをポンプ (CM50-12、榎本マイクロポンプ、日本) を通じてバルーンに接続する。もう一つ隔壁継手の内側にはウレタンチューブ (UC0640、日本ピスコ、日本) をポリタンクの底面に届く程度の長さに切断して装着する。外側にはウレタンチューブ (UC0640、日本ピスコ、日本) を接続し、その先端をもう一つのポリタンク (これをポリタンク B とする) に挿入する。ポリタンク B はデジタルスケール (SH-12K、エーアンドデイ、日本) に乗せておく。(図 12)

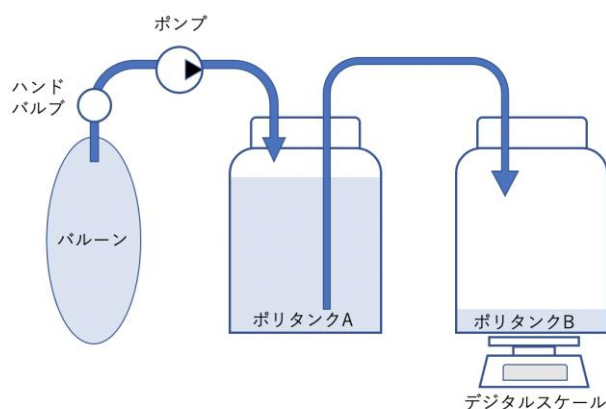


図 12. バルーン内のバイオガスの容量測定イメージ。

バルーン内に捕集されていたバイオガスの容量を決定することができる。(なお、バイオガスに含まれる CO_2 や H_2S は水へある程度溶解するが、この作業中に水に溶けるガスの量は無視できるものと仮定している。)

また、この作業の開始前にバルーン内のバイオガスの一部を GC 分析に用いる目的でシリンジを用いて真空バイアルに分取しておいた。バイオガスの定量にはこの部分も補正している。

この作業に要する時間はバイオガス 5L 程度の場合 15 分程度である。用いるポリタンク A の剛性が低い場合、内圧の上昇により生じたポリタンクの変形がもとに戻るのに長時間を要し、水の移送に時間がかかることが確認されたため、最終バージョンでは剛性の高いポリタンク (ストロングボトル 583250、東栄、日本) を採用した。

可搬型ガスモニターによるガス組成の現地迅速測定

上述したフローティングチャンバーによるサンプリングは多点同時サンプリングを可能とするが、多成分のガス分析に時間を要する場合には、サンプリングから分析までを通した工程全体としてのスループットが強く制約されることとなる。従来の研究事例においては複数のガスクロマトグラフを用いて、ラボ分析を行っていたケースが主であったが、今回の研究においてはバイオガス測定用に特化された可搬型ガスモニターを用いることで、 CO_2 、 CH_4 、 H_2 、 O_2 、 H_2S の 5 種類の成分をサンプリング現場において迅速に測定することとした。 CO_2 、 CH_4 は主要な温暖化ガスであり、今回の研究対象としてもっとも重要な成分である。 H_2 はメタン発酵などのプロセスの状況を把握する上で重要な情報となりうる。 H_2S は人体に有害な成分であるとともに発酵による CH_4 生成プロセスにも関連する。 O_2 は嫌気性ポンド処理において発生するバイオガスには通常含まれていないため、フローティングチャンバーを用いたサンプリングにおいては、ヘッドスペースへの環境大気の混入による希釈効果を O_2 濃度を用いて補正することが可能であり、ヘッドスペース内がバイオガスにより完全に置換されていない状況であっても、バイオガスに含まれていた CO_2 、 CH_4 の組成を計算することができるため、作業工程の大幅な時間短縮が可能となる。

この可搬型ガスモニターによる測定において CO₂、CH₄については赤外吸収を利用して測定しており、少量のガス量でも比較的短時間で安定した測定値が得られるが、電気化学センサにより測定される O₂、H₂S、H₂に関しては測定値が安定するまで時間がかかるため、全ての成分について十分な精度を得るにはサンプル量として 500mL 以上のバイオガスが必要であった。しかしながら、特に測定に時間を要する H₂S と H₂については、温暖化ガスフラックスの計算には直接影響せず、他の 3 成分については、150mL ほどのサンプル量で値が安定するため、ほとんどのサンプルについて測定値を得ることができた。

表 2. 可搬型ガスモニターの仕様

対象成分	受感部	測定濃度範囲	標準精度		応答時間(T90)
CH ₄	リファレンスチャンネル付き2波長赤外線センサ	0-100%	0~70% : ±0.5% (vol)	70~100% : ±1.5% (vol)	≤10 秒
CO ₂		0-100%	0~60% : ±0.5% (vol)	60~100% : ±1.5% (vol)	≤10 秒
O ₂	電気化学センサ	0-25%	0~25% : ±1.0% (vol)		≤20 秒
H ₂ S	電気化学センサ	0-10,000ppm	±5.0% FS		≤30 秒
H ₂	電気化学センサ	0-1,000ppm	±2.5% FS		<90 秒

2.1.3 結果と考察

水質調査

a) 各ポンドの観察結果

図 13 に代表的なポンドの外観を示す。また、図 14 には各サンプルのボトルに保存した様子を示した。Pond-1 には、POME が流入するが、全体的に黄土色の油分が表面を覆っており、廃水の流入箇所の周りは温度が高くなるので液化している。同様に Pond-2 においてもポンドの表面に油脂分が浮いていることが確認された。Pond-1 および 2 ともガス発生はあまり見られなかった。

Pond-3 では、全体的に黒色の廃水がみられた。このポンドでは表面が油分に覆われることはないが、スクールの際には表面の温度が低下したことで、ポンド全体の表面の油分の固化化が確認された。この Pond-3 では顕著ではないもののガスの発生が確認できた。

Pond-4 では、他のポンドの状況と大きく異なり、顕著なガス発生が確認された。ガスの発生はポンド全域にわたって行われているように確認された。なお、固化化した油分などは確認されなかったが、スカムと呼ばれる固形物の浮上が確認された。

Pond-5 ではガス発生は確認されたが、Pond-4 と比較するとガス発生量は大きく減少していた。同様に Pond-6 においてもガス発生量は少なかった。

Pond-7 および 8 では、ガス発生はあまりみられなかったが、表面に気泡が浮いている（気泡の状態に固まっている）ことが確認できた。本ポンドの廃水は、黒色であり、表面にガスの泡も確認できたことから、嫌気環境であると考えられた。このポンドでは、廃水が混合されているような様子はなく、止水域ではほとんど水の動きがなかった。また、ポンドの表面には汚泥が浮き、汚泥が堆積していることが確認された。

Pond-9 および 10 では、Pond-8 とは水質が異なっており、廃水の色が透明感のある緑色に変わり、藻類が含まれていることが確認された。日照時には廃水中に微粒な気泡が確認されたことから光合成によって酸素が生成されていることが示唆された。各ポンドから採取された水の外観を図 14 に示した。

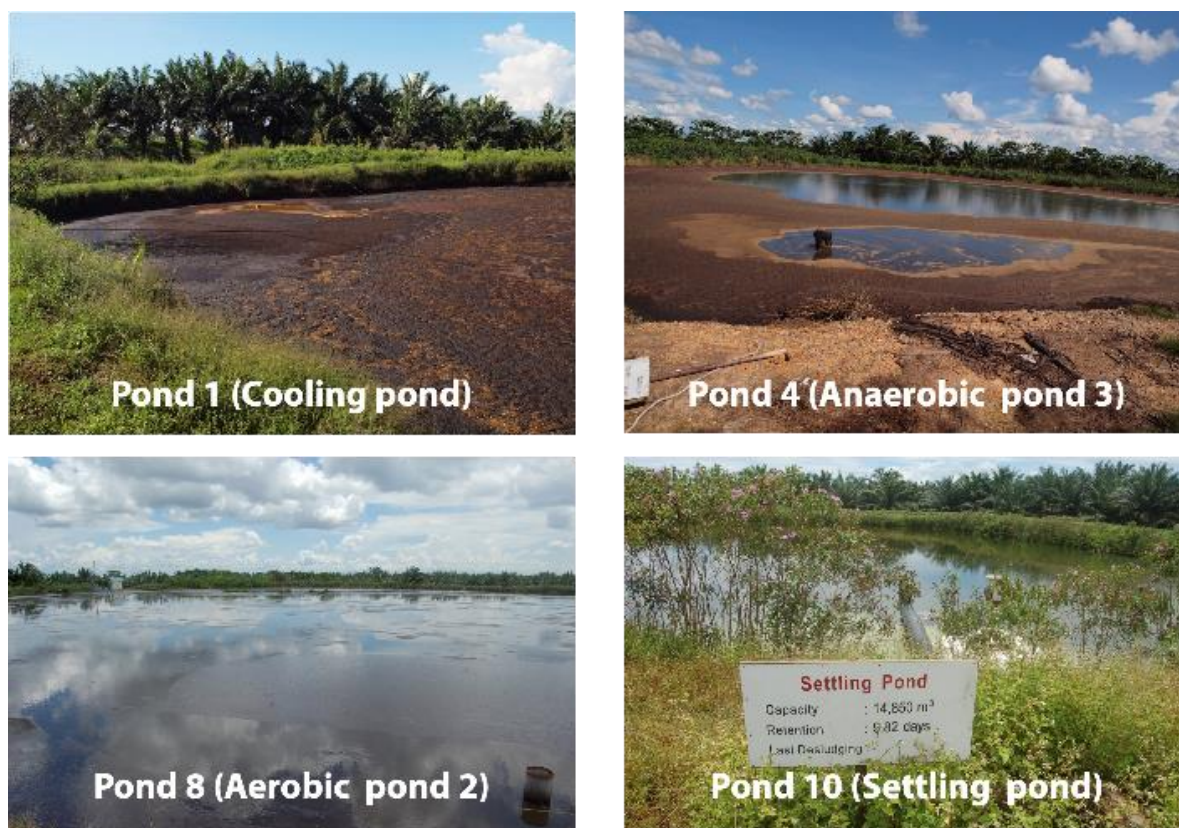


図 13. ポンドの外観

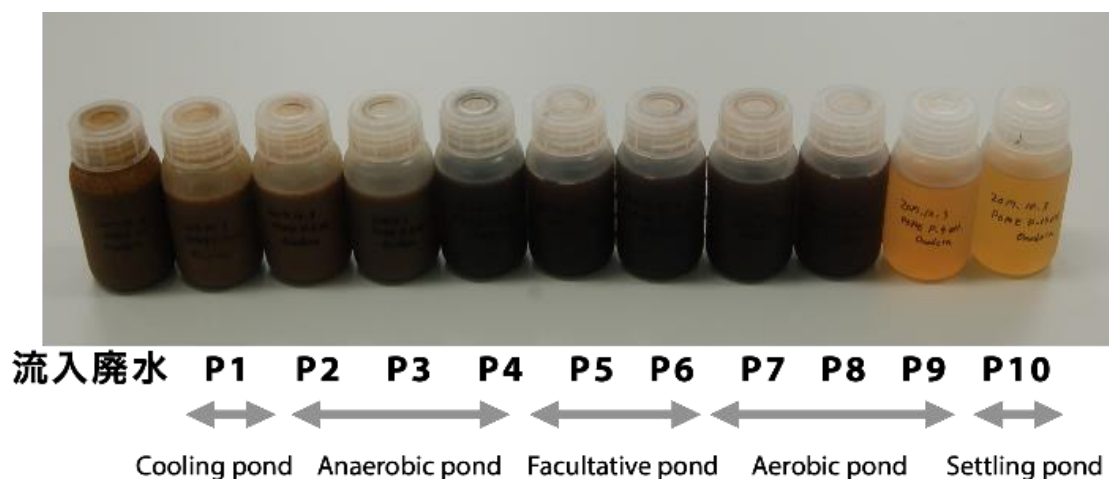


図 14. 各サンプルの外観 (100 mL ボトルを使用)

b) 現場測定の結果

図 15 に各サンプリングにおける温度、pH、DO、ORP の変化を示す。

ポンドへの流入廃水の温度は 50°C 以上であった。これは、POME は温度が極めて高いことが影響しているといえる。実際に工場を見学した際には、廃水は高温であったが、本廃水では工場からポンドまでにパイプ内で放熱されるためか、冷却池 (Cooling pond) へ流入時には温度が低下していたと考えられる。なお、80 から 90°C 程度で排出されるという報告 (谷川ら, 2013) もある。また、ポンドには間欠的に流入するため採水のタイミングで温度が異なることもあった。ポンドへの流入後、Pond-1 から Pond-3 までは温度が高く維持されていた。これらのポンドでは、ポンド表面が

油脂分を含むスカムで覆われていることで、外気との断熱効果によって高温が維持されたと考えられる。Pond-4以降は温度が安定しており、環境要因（気温、日射、降水など）によって温度が決定されていると考えられる。パーム油が製造される東南アジア地域の多くは熱帯に位置しており、ポンドの水温が比較的高く保たれると考えられる。温度は、ポンド内において有機物の分解を担う微生物の活性に大きな影響があり、嫌気性微生物（中温メタン発酵）の至適温度は35°C付近である。このため、Pond-3および4の処理水の温度から、Pond-4では至適温度に近い環境が保たれていたと考えられた。また、それ以降のポンドも30°C以上の温度であり、中温メタン発酵の至適温度であったといえる。

pHは、ポンドにおける有機物の嫌気分解過程を示す指標となり、有機物の酸生成が進行した場合にはpHが低下し、その後のCH₄生成反応ではpHが上昇する。なお、CH₄生成反応の至適pHは中性（6~8付近）である。現場での調査の結果、流入廃水からPond-3処理水ではpHが5以下であった。このため、パーム油廃水の有機物の酸生成反応が進行して、有機酸が生成・蓄積していることが示唆された。その後、Pond-4処理水では、pHが7以上に増加したが、これは後述するようにCOD濃度の減少が同時に起きていることから、CH₄生成反応が進行したことで、アルカリ度が増加してpHが上昇したと考えられた。メタン発酵の進行とともにVFA濃度が低下し、アルカリ度が上昇することでpHも増加する（Wong et al., 2009）。その後、Pond-5処理水以降においてもpHは8程度で維持されていた。またPond-9や10では、pHがさらに上昇したが、これらは好気環境であることに加えて、藻類が確認されたことから、藻類による光合成反応によって、水中の炭酸が消費されてpHがさらに上昇したと考えられる。同様にポンド処理では藻類の増殖によってpHが増加することが報告されている（Chin et al., 1996）。

DOは好気的な環境を示すための重要な指標となり、現地ではPond-7以降は好気性池と称されていることから、好気環境下における有機物分解が期待されていた。しかし、Pond-8処理水までは、DOは検出されなかったことから、各ポンドは嫌気環境であったと考えられる。なお例外的に、2018年4月では、Pond-6以降においてDOが検出される傾向があり、有機物の好気分解が進行していたことを示唆している。全サンプリング期間を通じて、Pond-9以降に関してはDOが検出されることから、ポンドが好気環境であることが示された。また、Pond-9および10では、晴天時において藻類の光合成に伴ってDOが過飽和となることも確認された。

ORPは、CH₄生成反応の状態を示す指標となり、ORPが-400 mV程度では、CH₄生成反応が活発に進行していることを示している。ORPは流入水においてもマイナス値であり、還元的環境であることを示しているが、Pond-4や5においては、-400 mVのレベルまで低下していた。後述するように、Pond-4では嫌氣的有機物分解が活発に進行していると考えられ、このORPと一致する傾向が確認された。Pond-5以降においても、Pond-8までのORPはマイナス値であり、還元的環境であったことから、嫌氣的な有機物分解が進行していたと考えられる。Pond-9および10では、ORPはプラス値であることから、酸化的環境であったと考えられる。この傾向は、DOの傾向とも一致していた。

以上のことから、本ポンドプロセスにおいては、Pond-1がCooling pond（冷却池）、Pond-2から4がAnaerobic pond（嫌気池）、Pond-5と6がFacultative pond（通性嫌気池）、Pond-7から9がAerobic pond（好気池）、Pond-10がSetting pond（沈殿池）と呼ばれているが、多くは嫌気環境下であり、Pond-9および10が好気環境下において廃水処理が行われていたといえる。ただし、有機物濃度が低下して、CH₄の生成量が少なくなったPond-5以降では見かけ上の溶存酸素濃度は0であっても、ポンド表面では大気中から酸素が供給されるため、表層付近では好氣的な有機物分解も進行している可能性もある。

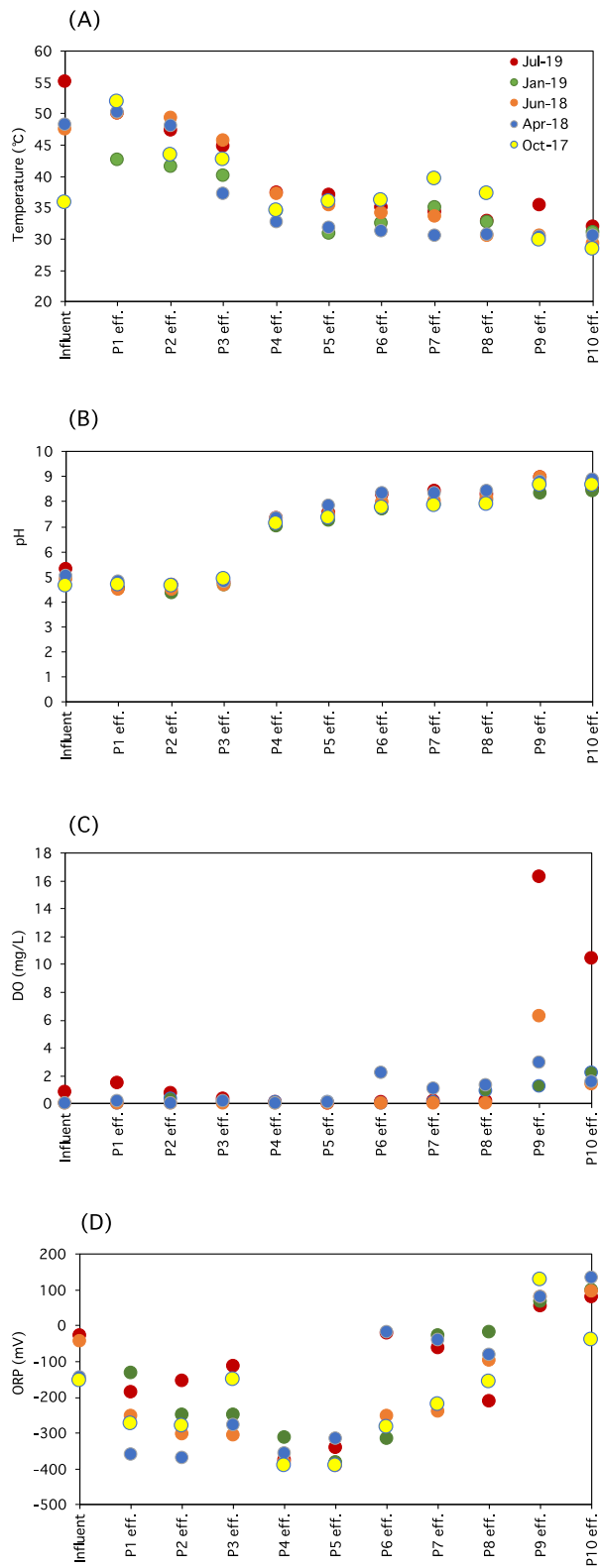


図 15. 現場での水質測定結果
 (A) 温度、(B) pH、(C) DO、(D) ORP

c) 有機物濃度

流入廃水や上流側のポンド（Pond-1 や 2）では、固形物が多く含まれることから、サンプリングの際に固形物を過剰に採取してしまう恐れがある。また、Pond-1 や 2 処理水のサンプリングにおいて、ポンド表層に浮いている油を採取してしまうと、油脂分の COD が極めて高いことから、サンプルの COD 濃度が高くなる。そのため、本サンプリングにおいては、固形物や油の混入を避けながら、代表的なサンプルを採取することに対して細心の注意を払って実施した。

しかし、サンプリング方法に留意したものの、流入水および Pond-1 処理水に関しては、固形物や油脂分を避けたサンプルを採取することは困難であった。実際に、COD の値も大きく変動しており、特に固形性 COD が大きく変動した。また、現場を確認したところ、Pond-2 からは油や汚泥を回収・除去しているが、工場においては回収した汚泥の量と質の把握は行っていなかった。すなわち、Pond に流入した POME の有機物の一部は工場にて再利用されており、その量についてはわからなかった。そこで、ポンドにおける有機物のマスバランスに関しては、Pond-2 処理水以降に着目して実施した。なお、Pond-1 や Pond-2 では、温度が高く、ポンドの容量が小さく、HRT が短いことから、沈殿などの物理的な有機物除去が主な除去機構であり、CH₄ の発生を伴う嫌気的有機物分解の進行は限定的であると考えられる。実際、GHGs の測定結果から、Pond-1 と 2 の GHGs 生成量は、Pond-3 以降のポンドと比較して僅かであった（詳細は後述）。

参考までに、比較的安定した水質結果であった 2018 年 6 月の流入水および Pond-1 と 2 処理水における COD 濃度を記す。流入廃水は 85000 mg/L（溶解性 COD: 28800 mg/L）、Pond-1 処理水は 72200 mg/L（28800 mg/L）、Pond-2 処理水は 59000 mg/L（25000 mg/L）であった。Pond-1 および 2 において COD 濃度が低下する傾向があった。これは前述したように油分の固化、沈殿物や固形物のポンドからの除去などの影響であると考えられた。なお、全期間（ただし採取できなかった 2019 年 1 月を除く）における溶解性 COD 濃度は、流入廃水が 22150 mg/L（標準偏差: ±7950 mg/L）、Pond-1 処理水が 19430 mg/L（±8060 mg/L）であった。また、工場への聞き取り調査では、廃水の COD は 50000 mg/L、BOD が 25000 mg/L と回答していた。

Pond-2 以降における各ポンドの COD 濃度を図 16 に示す。詳細は後述するが、本結果から Pond-3 処理水から Pond-4 処理水において大きく COD 濃度が低下しており、Pond-4 において廃水中の有機物分解が顕著に進行していることが明らかになった。このため、本処理プロセスでは Pond-4 において、CH₄ 生成が進行していることが示唆された。

Pond-2 以降における各ポンドの COD 濃度に関しては、Pond-2 処理水の平均全 COD は 56,400 mg/L（標準偏差±1,930 mg/L）であり、各サンプリング期間を通じて安定した水質であった。このため、Pond-2 において、水質が均一化したといえる。

Pond-3 処理水では、平均全 COD は、49,600 mg/L（±5,450 mg/L）であり、COD 濃度の低下は僅かであった。そのため、嫌気環境下において有機物の加水分解や酸生成の反応が進んだが、顕著な CH₄ 生成は起きていないと推察された。

Pond-4 処理水においては、全 COD および溶解性 COD が大きく低下している傾向が確認された。平均全 COD は 9,270 mg/L（±2,960 mg/L）であることから、Pond-4 では流入有機物の 8 割にも達する約 40,000 mg/L の COD が除去されたことを示している。この有機物除去量は、全サンプリング期間を通じて確認されており、嫌気的な有機物分解が進行していたと考えられる。これは、Pond-4 までに POME が嫌気分解するための十分な HRT が確保されているためと考えられる。実際の HRT は流量やポンドの有効容積によって若干異なると思われるが、Pond-4 までの設計 HRT は約 40 日であった。嫌気性リアクターを用いた実験では、HRT が 10 日や 20 日では COD 除去率は低いが、50 日から 60 日ではほぼ一定の COD 除去率であることから(Wong et al., 2009)、40 日以上で COD 除去率が安定化するといえる。

Pond-5 以降では、平均の全 COD は、Pond-5 処理水では 6,830 mg/L（±5,110 mg/L）、Pond-6 処理水では 7,030 mg/L（±5,930 mg/L）、Pond-7 処理水では 2,360 mg/L（±2,160 mg/L）、Pond-8 処理水では 1,740 mg/L（±230 mg/L）となった。平均溶解性 COD は、Pond-5 処理水では 1,450 mg/L（±390 mg/L）、Pond-6 処理水では 1,280 mg/L（±49 mg/L）、Pond-7 処理水では 910 mg/L（±360 mg/L）、Pond-8 処理水では 770 mg/L（±140 mg/L）となった。全 COD 濃度は、徐々に低下する傾向があった。このため、Pond-4 処理水に残存した溶解性 COD はその後のポンドにおいて嫌気的に分解している

と考えられた。一方、Pond-5や6において、固形性CODが高い傾向も確認されたが、これらはポンド内に蓄積した固形物が流出していた。これらの固形物の流出（処理水への混入）は、サンプリングのタイミングにも依存するが、ポンドの連続運転期間が長くなるとともにポンド内に汚泥やスカムが蓄積し、これらの固形物が処理水に含まれて流出する可能性も高くなると考えられる。

Pond-9以降は好気環境下において有機物分解が進行して、全CODはPond-9処理水では400 mg/L (±78 mg/L)、Pond-10処理水では270 mg/L (±44 mg/L)となった。なお、Pond-9以降は後から設置されたものであり、Pond-8処理水をポンプによって廃水が供給されているが、一部はPond-8から環境中（オイルパーム農園内の排水路）に放流されている。この結果、Pond-9以降では、HRTが十分に長く確保されることで、有機物分解が進行して、良好な処理水質が確保されていると考えられる。

図17に平均のTOCの濃度変化を示す（ただし2019年1月のPond-2のデータを除く）。COD同様にTOCもPond-4において、濃度が大きく低下する傾向が確認された。このため、Pond-4において有機物分解とCH₄生成が進行したと考えられる。

それぞれ平均TOCは、Pond-2処理水では7,440 mg/L (±870 mg/L)、Pond-3処理水では6,380 mg/L (±940 mg/L)、Pond-4処理水では870 mg/L (±380)、Pond-5処理水では730 mg/L (±440 mg/L)、Pond-6処理水では660 mg/L (±370 mg/L)、Pond-7処理水では510 mg/L (±400 mg/L)、Pond-8処理水では350 mg/L (±110 mg/L)となった。さらにPond-9およびPond-10では、143 mg/L (±63 mg/L) および110 mg/L (±43 mg/L) となった。

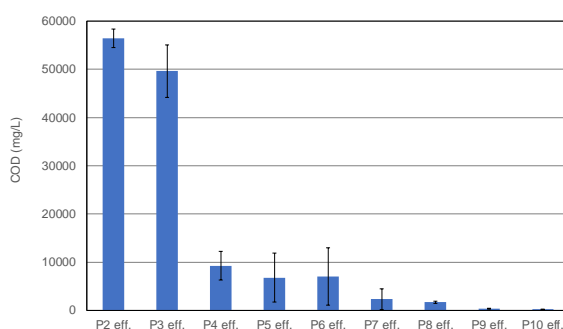


図16. ポンドシステムにおけるCODの変化

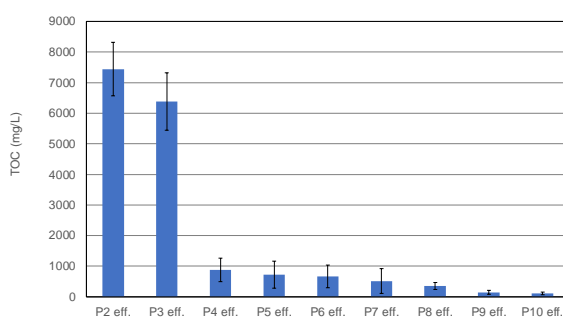


図17. ポンドシステムにおけるTOCの変化

d) 窒素濃度

図 18 に平均の窒素濃度を示す。なお、有機態窒素 (Org-N) に関しては、全窒素とアンモニア態窒素 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$) の差から算出したものとした。窒素濃度に関しては、Pond-2 処理水では全窒素が約 400 mg/L 程度であり、大部分を有機態窒素が占めていた。Pond-4 においてアンモニア態窒素の割合が増加しているが、これは Pond-4 において有機物分解が進行したことで、有機態窒素からアンモニアが生成されたと考えられる。そして、Pond-9 および 10 において、アンモニア態窒素が顕著に減少し、処理水では約 17 mgN/L、4 mgN/L となった。このため、Pond-9 および 10 の好気環境において硝化反応が卓越したと考えられる。なお、硝酸および亜硝酸窒素の蓄積が見られないことから、硝化反応後に生成された硝酸は脱窒や同化によって速やかに除去されたと考えられる。

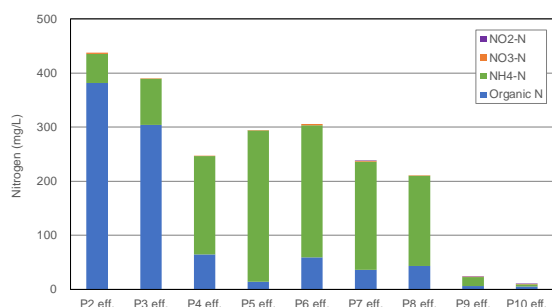


図 18. ポンドシステムにおける窒素濃度の変化

ガス組成とフラックス

フローティングチャンバーによる他段階の POME 処理ポンドでの多点集中観測は 2018 年 6 月、2019 年 1 月、2019 年 7 月の 3 回実施した。ポンドで観測された CO_2 、 CH_4 、 N_2O のフラックスについて表 3 に示した。2018 年 6 月に観測されたバイオガスに含まれる N_2O は微量であり、フラックスとしても小さいため、POME 処理ポンドの N_2O 放出源とし

表 3. POME 処理ポンドで観測された CO_2 、 CH_4 、 N_2O のフラックス

Pond	Jul. 2018							Jan. 2019					Jun. 2019				
	CO ₂	stdev	CH ₄	stdev	N ₂ O	stdev	n	CO ₂	stdev	CH ₄	stdev	n	CO ₂	stdev	CH ₄	stdev	n
	($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)		($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)		($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)			($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)		($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)			($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)		($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)		
1	2.3	-	1.6	-	0.00003	-	1	65.3	-	26.1	-	1	no data	-	no data	-	0
2	91.9	77.7	26.2	11.8	0.00032	0.00015	3	213.2	39.9	128.1	50.3	2	27.8	14.0	13.5	3.6	3
3	81.8	25.7	48.4	20.2	0.00148	0.00039	3	226.1	83.5	124.9	84.1	4	26.8	13.6	20.9	12.8	4
4	444.7	301.8	833.6	574.6	0.00000	-	8	630.1	496.4	1048.8	850.7	5	451.8	199.6	975.4	415.5	8
5	20.9	5.8	35.7	4.5	0.00072	0.00107	3	24.5	-	32.2	-	1	3.4	0.8	3.7	3.0	4
6	3.3	3.3	6.1	3.5	0.00019	0.00015	3	6.1	-	4.4	-	1	0.6	-	1.4	-	1
7	13.2	-	7.7	-	0.00145	-	1	1.3	-	no data	-	1	0.5	-	2.6	-	1
8	no data	-	no data	-	no data	-	0	4.0	3.2	6.6	0.6	2	0.3	0.1	0.8	0.7	2

右端の n は正常に測定ができたサンプル数。

での重要性は乏しいと判断された。

2018 年 6 月の観測結果におけるポンド毎のバイオガスの組成を図 19 に示した。その後の 2 回の集中観測においても、バイオガス発生量が多い Pond-4 より上流側のポンドにおけるバイオガスの組成についての傾向は同様であった。また、Pond-1 においては表面に多量に発生した気泡によりチャンバーの設置そのものが困難であったため、2019 年 1 月の集中観測においてはガスの採集ができなかった。本研究で観察された傾向と同様に、ガスが大量に発生するポンドの方向において、水素濃度が減少するとともに、 CH_4 濃度が増加する傾向が報告されている (谷川ら, 2013)。また、嫌気性池から発生するバイオガス中の CH_4 濃度は平均 54.4% であり、35.0% から 70.0% の範囲であったと報告されている (Yacob et al., 2006)。

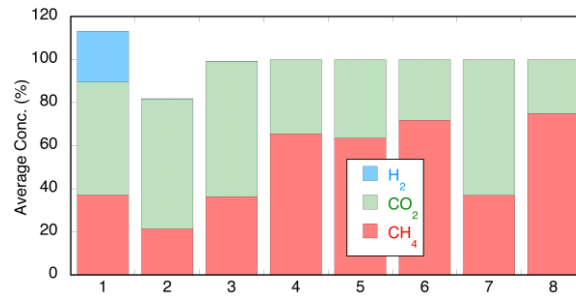


図 19. 各ポンドにおけるバイオガスの組成。(2018年9月の観測結果)

各ポンドにおける CH₄ および CO₂ のフラックスを図 20 に示す。本図からポンドプロセスにおける CH₄ のフラックスは Pond-4 が他のポンドと比較して著しく高い傾向であった。具体的には Pond-4 の CH₄ フラックスは 834 から 1,050 μmol m² s⁻² であった。一方、Pond-1 から 3 では 130 μmol m² s⁻² 以下で 9 あり、Pond-5 以降においても 36 μmol m² s⁻² 以下であった。このため、本ポンドプロセスから生成される CH₄ の大部分が Pond-4 から発生していることが明らかとなった。この傾向は、水質分析の結果と一致している。そのため、Pond-4 において有機物が CH₄ に転換されたことで、有機物濃度の低下とともに、CH₄ 生成が起きたといえる。

CO₂ のフラックスは、主に Pond-2 から 4 で観測されており、Pond-4 が最も高い傾向を示した。有機物の嫌気分解においては、CH₄ 生成と同時に二酸化炭素が生成するが、酸生成過程においても二酸化炭素が生成するため、Pond-2 や 3 においても CO₂ フラックスがあったといえる。Pond-4 では、3 回の集中観測において 445 から 630 μmol m² s⁻² であった。観測日において違いがあるが、ガス組成 (バイオガス中の CH₄ と CO₂ の割合) は CH₄ が 65% 程度、CO₂ が 35% 程度であり、各集中観測期間においては同一ポンド内ではバイオガス発生量に関係なくほぼ一定の組成を示していた。また、3 回の集中観測実施期間の間ではガス発生量が異なっていたため、フラックスに違いが生じたと考えられる。なお、Pond-5 以降においては、CO₂ フラックスが相対的に低い傾向が確認された。これは CH₄ と同様に、廃水中の有機物濃度が低下したことで、嫌気環境下の有機物分解に伴う CO₂ 生成が低下しと考えられる。

CH₄ と CO₂ のフラックスを比較すると、CH₄ は CO₂ の 2 倍程度であった。これは、前述したとおり、バイオガスの組成において、CH₄ が CO₂ の 2 倍程度であることと一致している。そのため、CH₄ の温暖化係数が CO₂ の 28 倍 (100 年間での比較値 (GWP-100)) あることを考慮すると、ポンドプロセスからの GHGs では、CH₄ が CO₂ を大きく上回って温暖化に寄与していることを示している。

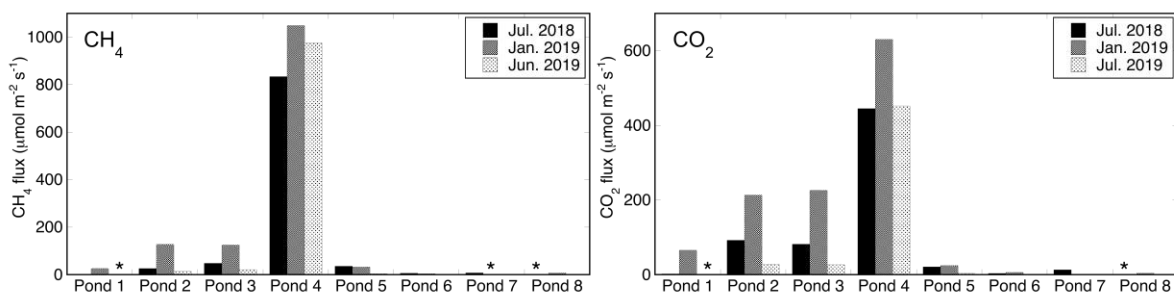


図 20. 各ポンドにおいてチャンバーにより観測された (左) CH₄ フラックスと (右) CO₂ フラックス。*は有効なデータが取得できなかったことを示す。

ポンドの物質収支

各ポンドにおける水質分析結果から算出される CH₄ 生成量を図 21 に示した。本算定では、廃水の COD の除去量から CH₄ の生成量を算出した。また、廃水中に含まれる有機物の総量は TOC によって求める。廃水の嫌気分解に伴って、廃水中に含まれる有機物の炭素 (C) は最終的には CO₂ もしくは CH₄ に分解されることが考えられるため、各ポンドにおけ

る有機物除去量から、 CO_2 と CH_4 に含まれる炭素の合計排出量を算出した。先にCODから CH_4 発生量を求めて、残りの炭素が CO_2 に転換されたと仮定して算出した。なお、実際には、流入する有機物の一部は、固形物の沈殿などにより直接的にポンドに蓄積することや、微生物の菌体に転換後に沈殿するなど間接的に蓄積することが想定されるが、ポンド内に蓄積した固形物の分解も進行することなどから、ここでは簡易的に除去されたCODはすべて CH_4 に転換されたものとして計算した。

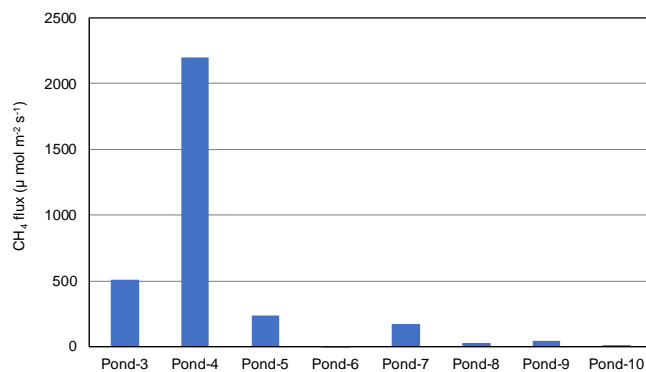


図 21. 各ポンドの COD 除去量から推定した CH_4 発生量 (ポンドの設計値から算出)

ポンドにおけるフラックスと除去された COD から算出した CH₄ の比較

COD 除去量から推定した CH₄ 発生量とフローティングチャンバーにより測定した CH₄ フラックスの比較を行った (図 22)。ポンドからの GHGs フラックスの精緻化のためには、特に GHGs 排出量が大きい Pond-4 のフラックスを精確に観測することが求められる。そこで、Pond-4 において観測された CH₄ フラックスと、水質分析の結果に基づいて算定した CH₄ 生成の推定値を比較したところ、いずれの観測日においても水質分析に基づく推定値が実際に観測された CH₄ フラックスよりも 2 倍以上も高い値であった。

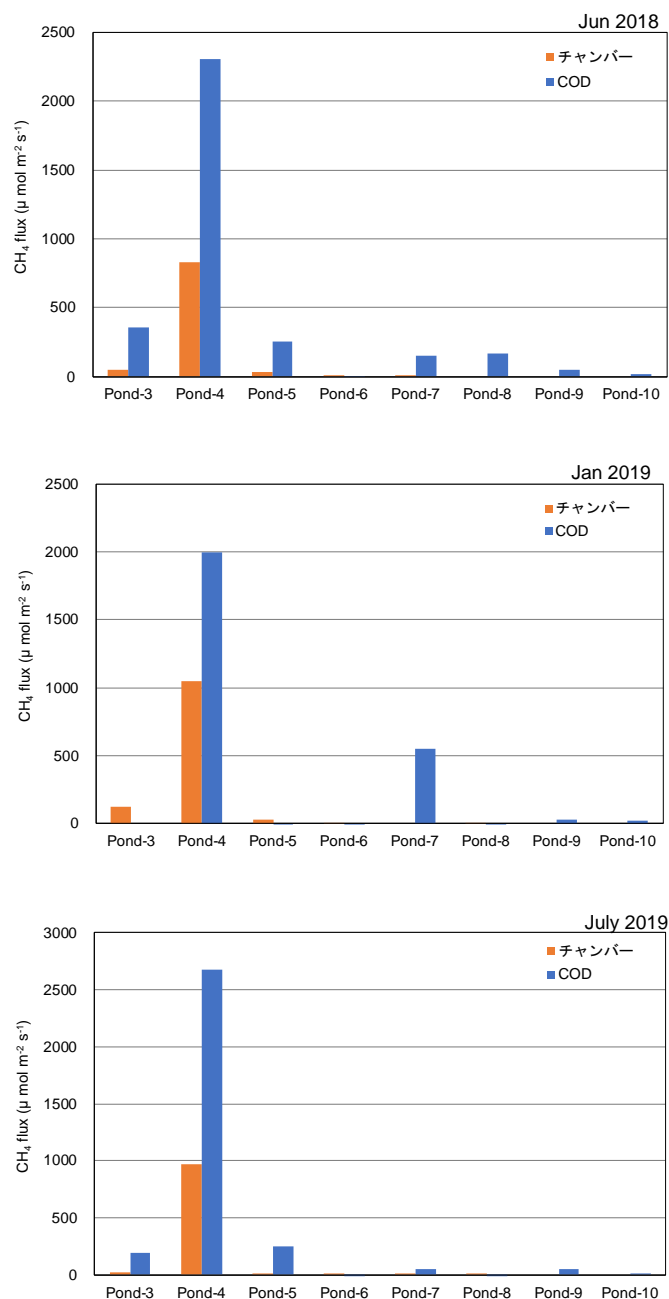


図 22. フローティングチャンバーにより測定された CH₄ フラックスと、COD 除去量から推定された CH₄ 発生量の比較。3 回実施された集中観測の結果を示した。(Pond-3 より上流側のポンドにおいてはサンプル中の油分が極めて多いため、測定誤差が非常に大きく、参考情報として扱うべきと判断する。)

このように両者に大きな違いがあることの原因を検討していきたい。まず、POMEのポンドへの流入量、有機物濃度、ポンドの形状などの諸条件が与える影響について考える。POMEは高濃度で濃度変化が大きいことや、工場からの排出量変動しているため、COD濃度や流量の変動が影響していることが想定された。しかしながら、Pond-1から3までの滞留時間は設計値で25日程度と長く、Pond-3処理水のCOD濃度も比較的安定的であったため、短期的には濃度や流量変動は十分に平準化されていると考えられた。一方で、流量に関しては設計値の約1,500 m³を下回ることが多く、パームオイルの生産量に関連して廃水量の年間変動しており、2016年では、1月～5月の期間では比較的生産量が少なく771から961 m³/day程度であり、6月～12月の期間は1,150から1,408 m³/dayと回答していた。このため、水質分析の結果に基づいて算定したCH₄生成の推定値は、設計値の流量に基づいて算出しているために過大となったことが考えられた。そのため、工場におけるPOMEの流量を正確に把握することが求められる。

また、ポンドの敷地面積については、工場からの聞き取り調査での数値（全ポンド合計で0.046km²）に関しては、地図情報による面積の推定値（全ポンド合計で0.070km²）と比較的大きな違いが存在することを確認した。この拡大は意図的なものではないと仮定すると、風雨などの影響による縁辺部の自然崩落により結果として水面が拡大した可能性がある。その場合は、崩落した土砂によりポンドの深さにも影響を与えている可能性がある。さらに、汚泥の蓄積などにより、ポンドの深さが設計値と異なり、ポンドの単位面積あたりの廃液量の減少によるフラックスへの影響には、ポンド深さの低下とともに滞留時間の短縮が起きるため、単位面積あたりで算出されるフラックスの値には計算上は影響されない。以上のことから、実際にPond-4からはPOMEが嫌氣的に分解され発生したCH₄よりも多くの有機炭素が除去されており、この部分は汚泥などとして蓄積されている可能性が高いことが示された。

そこで改めて現場のポンドの運転および維持管理の状況を考慮したところ、Pond-1や2においては、POMEから油脂を回収していることや、Pond-4付近にはポンドから引き抜かれたと思われる汚泥（ポンド底部に溜まった泥）が近くに排出された跡があった。また、Pond-4からPond-3へポンプを使って廃液を再循環させる作業が一時的に行われていることも確認した。ポンドへの汚泥の蓄積は、目視とともに、長い棒などを使って確認している。詳細な堆積量は分からないが、ポンド内には大量の汚泥があると考えられた。これらの汚泥は、POME中の固形物が沈殿したものであり、POME廃水に含まれていたものや、有機物分解の過程で増殖した微生物に由来するものであると考えられる。ポンド内で固形物が沈殿すれば、ポンドの入口と出口の廃水の有機物濃度からみれば、見かけ上はフラックスが低い値となる。実際に、本ポンドは10年以上の長い期間運転が継続されており、底部に蓄積した大量の汚泥が緩やかに分解されると想定される。同様の結果は報告されており、特にCH₄発生量の多いポンドにおいて、汚泥の蓄積が確認されたという報告（Chin et al., 1996）がある。また、ポンドにおいて観測したCH₄生成量が、除去CODから算出したCH₄量の約2倍に達していたことが報告されている（谷川ら, 2013）。その後、ポンドに蓄積した汚泥を引き抜いたことで、GHGs排出量が大幅に減少し、除去CODから算出したCH₄と同程度になったことから、ポンドに蓄積した有機物や汚泥の分解によってCH₄発生量が相対的に大きくなったと指摘している（谷川ら, 2013）。また、並列で稼働する嫌気性ポンドにおいて、汚泥の引き抜きの実施の有無で比較するため、8週間の測定期間で比較したところ、汚泥の引き抜きによってCH₄生成量が54%削減されたことも報告されている（Enström et al., 2019）。本研究の対象とオイルパーム農園については、後述する「2.3.2 方法」に示すように、最近20年程度で急速に圃場の面積を拡大しており、これに対応してPOME処理ポンドを拡張してきている。この遷移過程において、流入する有機物負荷とポンドの処理キャパシティのバランスが適切に維持されなかったため、メタン発酵による有機物除去が設計通りに進まず、結果として汚泥として沈殿する有機炭素分がCODの変化に現れている可能性がある。フラックスが水質分析に基づく推定値よりも低いのは、POMEの有機物はその分解に由来するCH₄を発生するだけでなく、有機物の汚泥としての蓄積が進行しているためであると考えられた。以上のことから、実際の流量が少ないこと、実際のポンド面積が広いこと、汚泥蓄積の影響などによって、COD除去量から推定されたCH₄発生量が過大評価されたこと可能性が考えられた。

2.2 農地における一酸化窒素放出量および窒素循環の定量的評価

本章では「サブテーマ2：圃場における温室効果ガス放出量および窒素循環の定量的評価」で実施された圃場における一酸化二窒素（ N_2O ）の現地調査と窒素循環の評価に関する部分について述べる。

なお、サブテーマ2のうち、圃場における二酸化炭素（ CO_2 ）およびメタン（ CH_4 ）の放出量の定量的評価の部分については「2.4 農地および廃水ため池からの温室効果ガス放出量の統合的評価 全体まとめ」の中で述べる。

2.2.1 目的と経緯

1970年代以降、増大する需要に応えるため、年々プランテーション面積が拡大し、近年では低地での泥炭湿地林のプランテーションへの転換が広がってきている。このような土地では、地下水を下げるための排水溝の設置が必要であるが、排水溝の面積はプランテーション面積の5%以上にも達するところもある。農耕地における排水路網は一般的に温室効果ガスである一酸化二窒素（ N_2O ）の間接排出がおきる場であると認識されているが、このように大きな排水路の表面積を持つ農業生態系は泥炭地に立地する農園に特有なものである。そもそも熱帯域の観測は限られており、これまで泥炭湿地を開拓したオイルパームプランテーションの排水路において観測がなされてこなかった。その排出源としての重要性はほとんどわかっていないのが現状である

本研究では、アブラヤシプランテーションにおける N_2O の間接排出に着目し、その空間分布を調査し、ホットスポットを特定することを目的とした。

2.2.2 方法

排水溝、河川・地下水の溶存 N_2O 濃度の観測

排水溝/プランテーション内外の河川の採水は雨季（2018年7月, N=99）と乾季（2019年3月, N=75）の2回において、対象のプランテーションの全域から行った。詳細には排水溝、アブラヤシプランテーション内の小河川、プランテーションとRajang川の間、Raja川から採取した（図23）。乾季には、河岸付近と河川中流域の両方から試料を採取した。採水にはバイアル瓶を用い、ブチルゴム栓とアルミキャップで密栓した（図24）。土壌間隙水については、タワーサイトにおいて、2018年3月から2019年5月までの間に11回、2深度（80cm、110cm）から、二重壁間隙水サンプラーを用いて採水を行った。サンプラーは深度ごとに6繰り返しとしたが、地下水位の状況により間隙水を採取できな



図 23. プランテーション内の排水路網（灰色）と農園内・隣接河川



図 24. （上）採水の様子と（下）ガス分析のためのサンプル

かったため、サンプリング日によってサンプルサイズが異なる。採水時には、温度、pH、DOを現場で測定した。サンプルは分析まで4°C以下の環境で保存した。

供試サンプルは、ヘッドスペース法を用いて溶存 N₂O 濃度を測定した。N₂O は ECD 付きガスクロマトグラフィー (Model 6890, Agilent, 米国) を用いて定量した。またイオンクロマトグラフィーを用い、各種、陽イオン、陰イオン濃度について分析を行った。また一部の採取ポイント (図 23) については、溶存 N₂O 同位体分析用のサンプル (200 ml のバイアル瓶) を採取し、飽和塩化水銀溶液を添加し、滅菌処理を行った。

溶存 N₂O の同位体分析は N₂O ガスを濃縮した後、同位体比モニタリング質量分析計 (MAT252, Thermo Fisher Scientific Inc, 米国) によって分析を行った (詳細は Toyoda et al., 2017) 。

2.2.3 結果と考察

排水溝・河川・地下水の溶存 N₂O 濃度分布

乾季 (2018 年 7 月) の溶存 N₂O 濃度 (dN₂O) は、排水路で 1.55~34.4 mg-N L⁻¹、河川で 9.06~23.8 mg-N L⁻¹ の範囲に分布していることがわかった。飽和率で表すと、これらの範囲は乾季の試料では 25.9% から 573.4% に相当し、中央値は 156.6% (図 25) である。雨季 (2019 年 3 月) では、乾季と比較して dN₂O の範囲がより広範囲 (すなわち、0.23~2690.98 mg-N L⁻¹ に変動していた (図 26))。ここで、乾季と雨季に採取した排水サンプルのそれぞれ 87% と 63% が N₂O で過飽和であり、アブラヤシプランテーションの排水面が大気への N₂O の大きな供給源として機能していることが示唆される。雨季の dN₂O の最頻値 (200~400%) は乾季のそれ (120~160%) よりも高かった (図 25、26) 。また、dN₂O 濃度の全体の平均値および最大値は、乾季よりも雨季の方が高かった。地下水中の dN₂O 濃度は大きな繰り返し変動を示し、その季節的傾向は明確ではなかったが、排水路の溶存 N₂O 濃度と同様に雨季に高く、乾季に低くなる傾向があった。

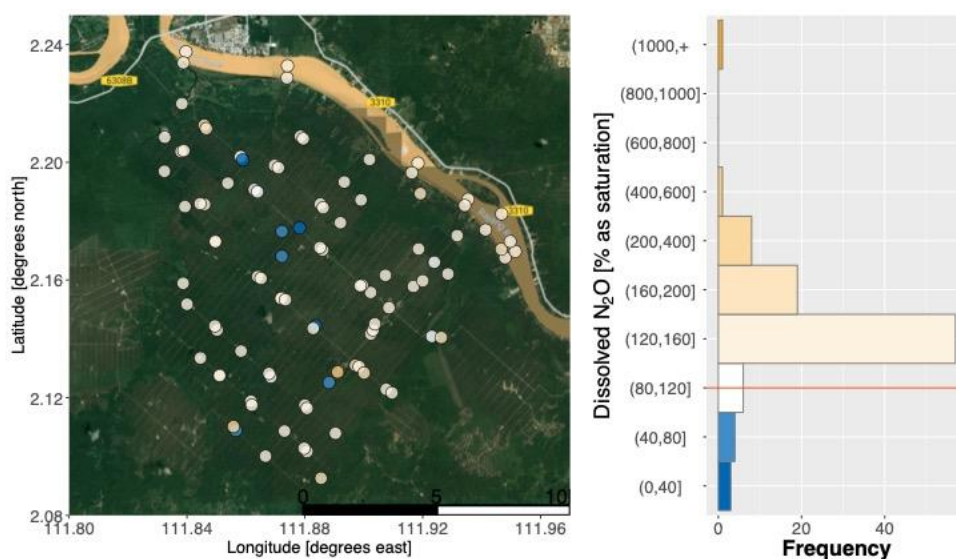


図 25. 乾季 (2018 年 7 月) の溶存 N₂O 濃度の空間分布. 溶存濃度は大気平衡を 100%として表した。

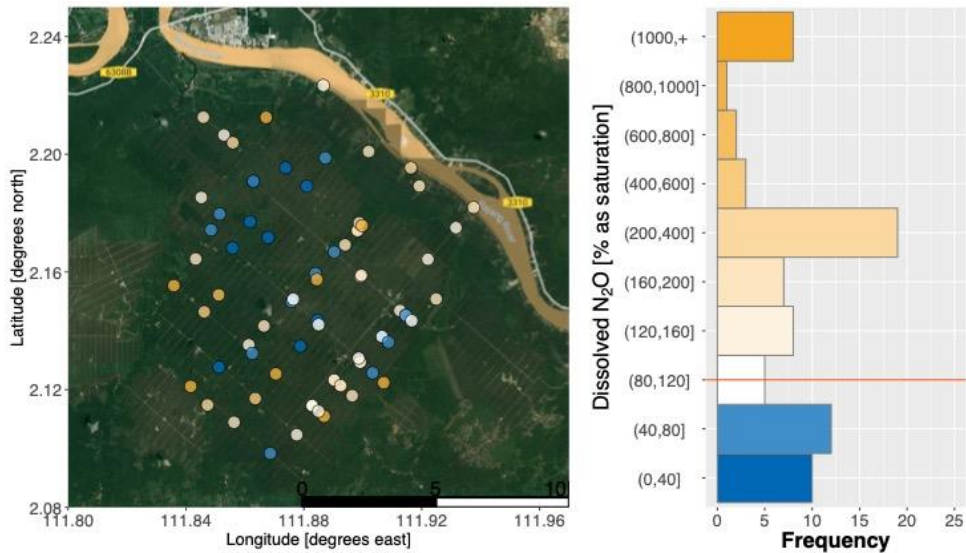


図 26. 雨季（2019 年 3 月）の溶存 N_2O 濃度の空間分布。溶存濃度は大気平衡を 100%として表した。

簡易的な間接 N_2O 排出の排出係数の算出方法である、溶存 N_2O と NO_3^- 濃度比 (dN_2O/NO_3^-) から排出係数である EF_{5g} (地下水/排水路) と EF_{5r} (河川) を求めた。本研究における N_2O の EF_{5g} の中央値は、排水路において 0.0405 であった。本研究では、 EF_{5g} の中央値については乾季と雨季で明らかな差は見られなかった（それぞれ 0.0406 と 0.0404）。タワーサイトの地下水で推定された EF は、排水路のそれと同様の範囲を示し、中央値は 0.0701 であった。一方、 EF_{5r} の中央値は、0.028 と推定された。しかし、IPCC のデフォルト値や Tian et al (2019) のメタ解析の結果を比べると、本研究で推定した EF はデフォルト値よりも大幅に高いことが確認された（図 27）。本サイトの排水溝や河川は有機有機物に富み、かつ水温が高いため、脱窒活性が高い条件になっており、すみやかに硝酸が消費されている可能性がある。そのため、簡易式での排出係数を算出方法は、著しく排出係数を過大評価することが示された。Well et al. (2005) は、 EF_{5g} 算出の分母に、実測の NO_3^- 濃度ではなく、初期 NO_3^- 濃度を用いることを提案しているが、本サイトにおいては、 dN_2O/NO_3^- からの EF_{5g} の値は、使用すべきではないと結論づけた。

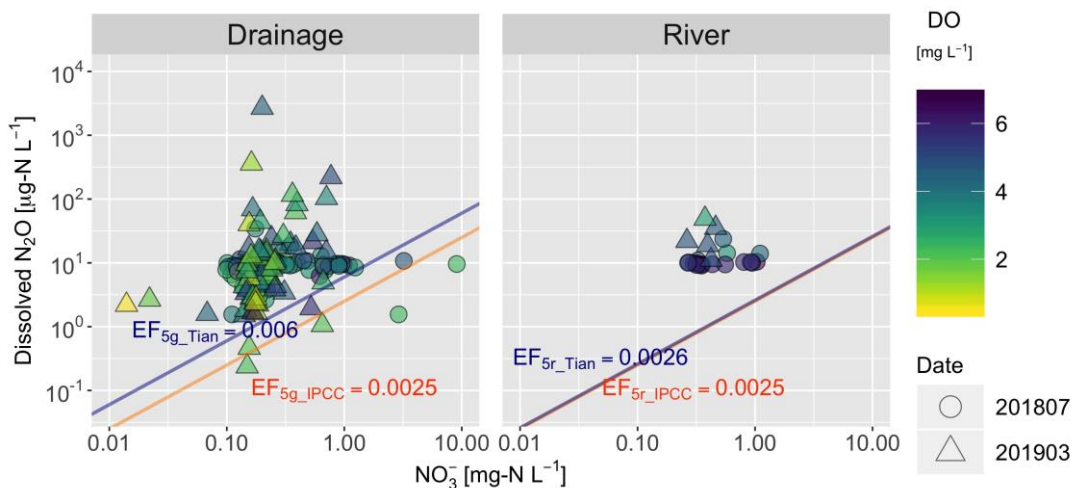


図 27. 硝酸イオン濃度と溶存 N_2O 濃度の関係。実線はそれぞれ、IPCC（オレンジ）およびメタ解析（青、Tian et al., 2019）で得られたの間接排出係数を示す。

N_2O の生成プロセスに固有な N_2O のサイトプレファレンス（SP）値が存在する。SPとは N_2O 分子内の2つの異なる窒素原子（酸素原子に結合している位置の窒素を α , 外側の窒素を β ）の同位体比の差として定義されるものである（すなわち $\delta^{15}N_{\alpha}-\delta^{15}N_{\beta}=SP$ ）。例えば、脱窒プロセス（硝酸塩と亜硝酸塩の呼吸）から得られる N_2O はSP値が決まっており、 $-14\text{‰} \sim 2\text{‰}$ (Toyoda et al., 2017)の範囲を取る。一方、バクテリアとアーキアが硝化する N_2O は 20‰ から 40‰ (Toyoda et al., 2017)の値を示す。本研究で観測された過剰な dN_2O のSP値は、 2.0‰ から 49.1‰ と様々であり、2つの観測結果を除き、脱窒プロセスから得られる N_2O のSPより高く、硝化により生成される N_2O のSPとほぼ同じか低い値である（図28）。

排水溝と河川水中に溶存する $d^{15}N$, $d^{18}O$, dN_2O のSPはそれぞれ -46‰ から 20‰ , 34‰ から 67‰ , 2‰ から 49‰ だった（図28）。 dN_2O の同位体比は、基質の同位体比、 ϵ 値で表され各生産経路に固有の同位体分別、複数の供給源から生産される N_2O の混合、 N_2O 還元による同位体分別によって決まる（Toyoda et al., 2017）。ここでは、以下の理由からバクテリアによる硝化と脱窒を潜在的な N_2O 源と仮定し、図29のマップを用いて、この二つの生成過程からの寄与と脱窒による N_2O 減少の程度をToyoda et al. (2011)と同様の方法で解析した結果、 dN_2O の8割以上は脱窒由来であり（ $d^{15}N$ -SPの結果）、9割以上は硝酸還元を受けていることが示唆された。

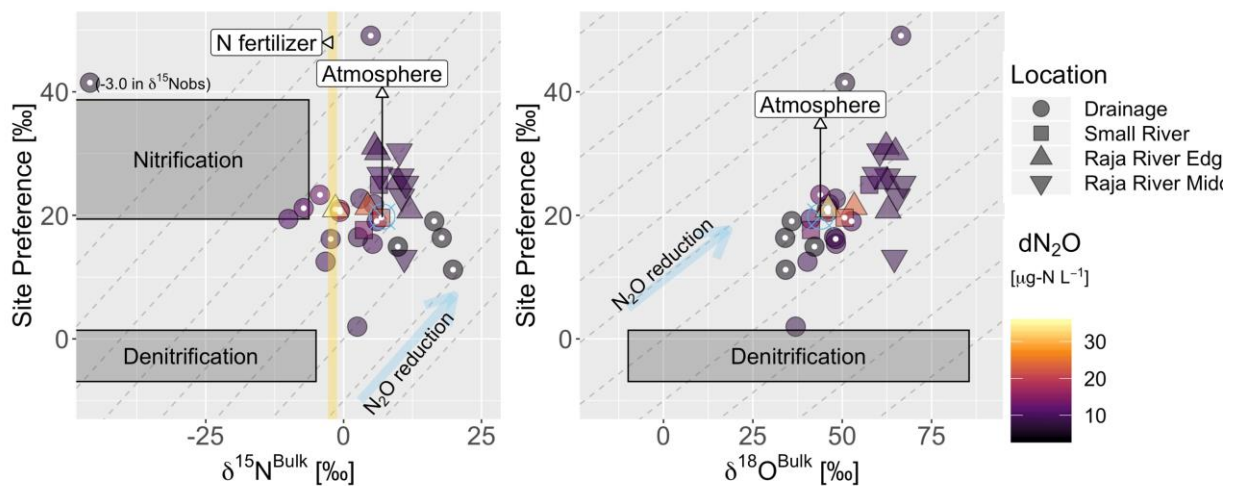


図28. 溶存 N_2O の窒素（左）/酸素同位体比（右）とサイトプレファレンス（site preference ; SP）の関係。

2.3 オイルパーム農園からの温室効果ガス発生量推定モデルの構築

本章では「サブテーマ3：オイルパーム農園からの温室効果ガス発生量推定モデルの構築」で得られた成果について述べる。

2.3.1 目的と経緯

熱帯林の地上部と地下部バイオマスに保持されている炭素は非常に多く、熱帯林の土地利用変化に伴う陸域生態系のGHG収支変化の把握は、全球の気候調整機能を考える上でも非常に重要である。東南アジアではオイルパーム農園への転換が最も面積的に大きい、CO₂以外のGHG収支への影響への評価は、未だ検証例が少ないのが現状である。そこで、本研究では、生物地球化学モデル VISIT を使って、包括的なGHG収支への影響を評価した。

2.3.2 方法

農園の拡大把握と VISIT を用いた GHG 収支評価

生物地球化学モデル VISIT を使って、GHG 収支を評価した。まず初めに Landsat、Sentinel 等の光学衛星画像から、2000年から2019年までの当該地域の森林とオイルパームプランテーション区域について目視判別を行い、プランテーション面積の変遷について調査した（図29）。

次に当該地域の NCAR/NCEP の気象値再解析データを利用し、VISIT モデルで森林（落葉広葉樹として）およびアブラヤシー森林としてそれぞれ、CO₂、CH₄、N₂O に関する生態系収支を計算した。アブラヤシの光合成等のパラメータについては、Adachi et al. (2013)を参照した。窒素沈着量については、ACCMIP (Lamarque et al., 2013) のデータを参照し、化学窒素肥料投入量については、31.5 kg-N/ha を年2回投入するもの（聞き取り調査による）として計算した。

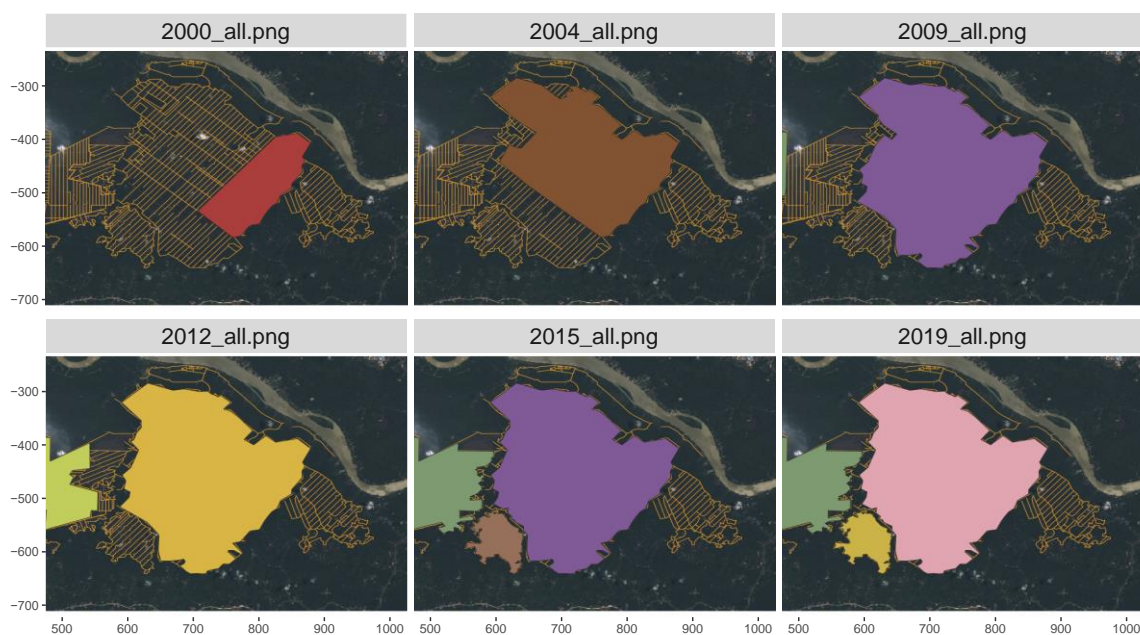


図 29. 対象プランテーションの面積の拡大。衛星画像は Google Earth より転載。

2.3.3 結果と考察

農園の拡大把握と VISIT を用いた GHG 収支評価

研究サイトのプランテーションは、2000年次から開発が始まり、当初は約20km²開墾され、現在までに約114km²まで拡大した(図30)。また2000年から2019年までに、生産性の低下のために、一部の地域は伐採され再植林が行われていることもわかった(図30)。

次に VISIT モデルを用いて、当該地域の GHG 収支の計算を行った。例として、2004年時にオイルパームプランテーションに転換したケースの各種 GHG 収支について図31に示した。転換前の森林では、純生態系生産量 (NEP) は、年間収支でわずかに正であり、CO₂吸収源として機能していたものの、オイルパーム転換後には、CO₂排出源に転じた。特に、伐採直後は NEP が急激に低下したが、これは、バイオマスの低下によって光合成能力が低下したことに加え、伐採直後に林床部からのバイオマス分解の促進されたためと考えられる(図31 土壌の CO₂ 放出を参照)。N₂O に関しては、転換後は、窒素施肥によって高い放出(施肥直後から2~3週間くらいの放出ピーク)が見られるようになったこと、有機物分解促進による無機態窒素供給の増加によって放出量が大幅に増えることが示された。

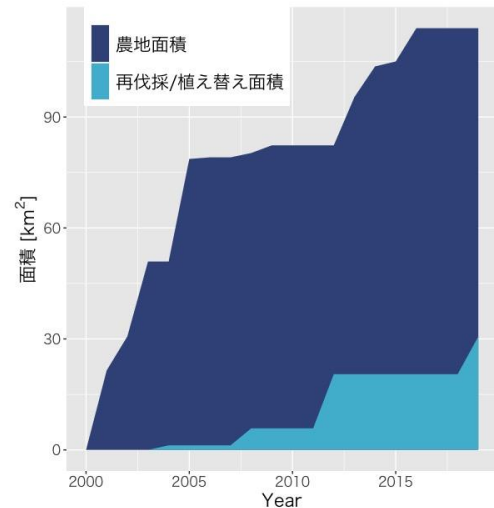


図30. 対象プランテーションの面積の拡大の時系列変化

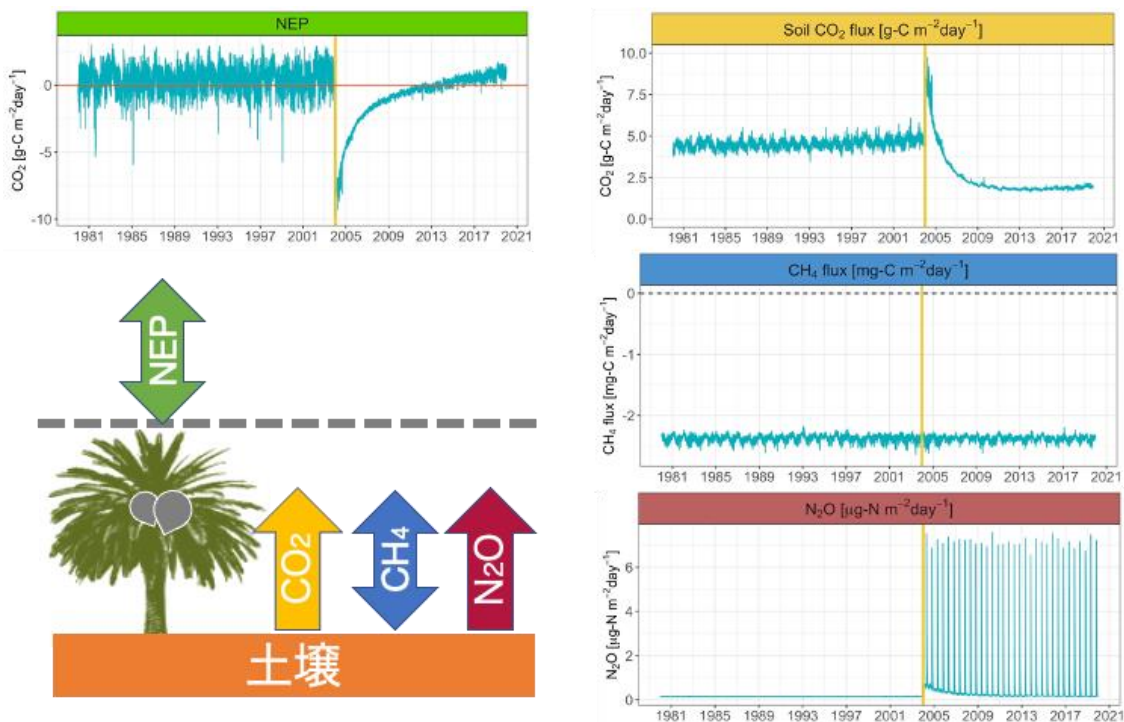


図31. 2004年のオイルパーム農園に転換したときの各種 GHG フラックスの変化

N₂O放出に関しては当該プロジェクトによって観測されたN₂OフラックスデータとVISITモデルの検証を行った(図32)。観測されたN₂Oフラックスのばらつきは大きい、施肥後には放出のピークが観測され、およそ三週間程度で施肥の効果が減衰する傾向にあった。VISITモデルの出力においても施肥後のピークが観察されたが、ピークはやや過大になる傾向があった。一方で、施肥による放出量増加の効果は三週間程度と観測と一致した。面積の拡大を考慮し、当該地域の年間GHG収支にオイルパーム農園転換による変化量を推計した結果を図33に示した、NEPについては開梱後17年まで負の値を示し、より強いCO₂発生源となっていることが示された。N₂Oに放出に関しては、オイルパーム農園の転換は常に放出の増加に寄与していることが示され、114 km²まで拡大した2017年次に年間で17 Mg-NのN₂O放出量が土地利用変化によって増加したと試算された。

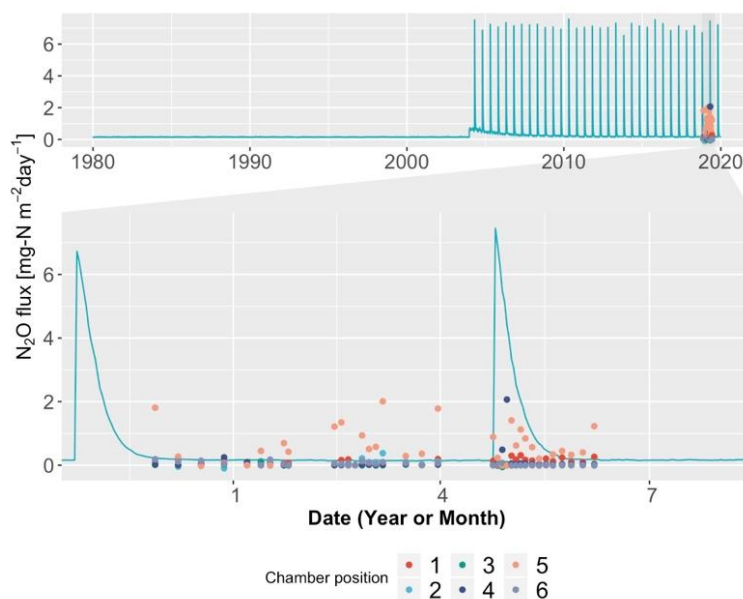


図 32. Sibul サイトのクローズドチャンバー法で得られた N₂O flux の観測値 (点) と VISIT モデルの出力結果の計算結果 (線) の比較

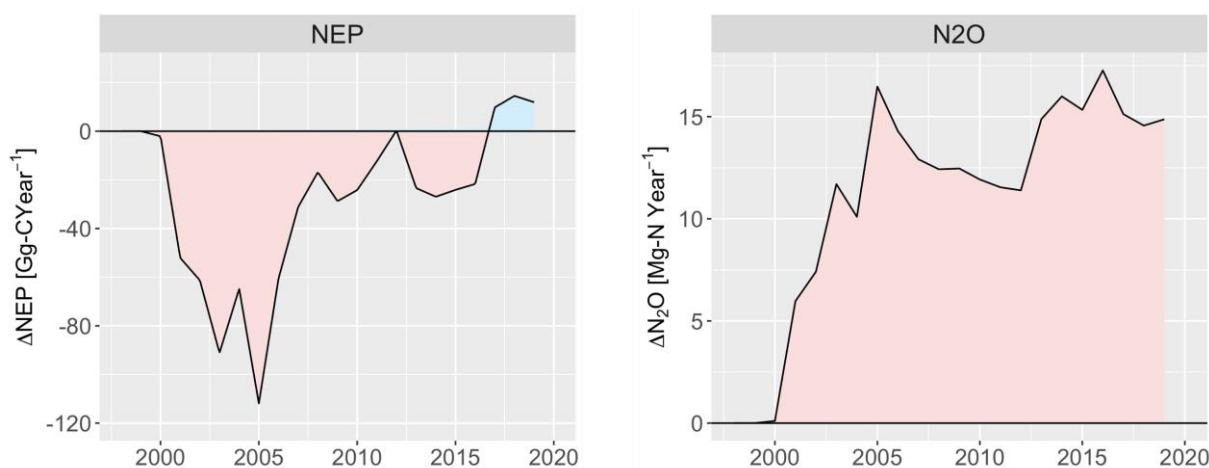


図 33. VISIT による拡大造林に伴う純生態系生産量と N₂O 放出の変化量。土地利用変化がなく期間中すべて森林であったケースと土地利用変化があったケースの差分として表している

2.4 農地および廃水ため池からの温室効果ガス放出量の統合的評価 全体まとめ

本章では「サブテーマ2：圃場における温室効果ガス放出量および窒素循環の定量的評価」で実施された圃場における二酸化炭素（CO₂）とメタン（CH₄）の現地調査と「サブテーマ4：農地および廃水ため池からの温室効果ガス放出量の統合的評価」で得られた成果について述べるとともに、本研究課題全体の成果をまとめる。

2.4.1 観測サイトと方法

本研究においては、熱帯泥炭地において植生の状況の異なる3つの研究サイトにおいて集積された観測データを利用して、土地利用変化に伴う温室効果ガス放出量の変化の総合的評価を行った。3つの熱帯泥炭地の研究サイトは、排水のされていない保護林（UFサイト;1° 27'N,111° 8'E）、比較的攪乱された二次林（DFサイト;1° 23'N,111° 24'E）、シブ市のオイルパーム農園（OPサイト;2° 11'N,111° 50'E）である（表4および図34）。排水のされていない保護林はマルダム国立公園に位置しており、最も自然に近い状態の熱帯泥炭林とみなす。日本語では保護林、図中など英語の略称はUFサイトと称する。比較的攪乱された二次林は、保護林から東に約29kmに位置する。1980年代まで択伐が行われ、樹木が再生してきた。本サイトの面積は25.6km²だが、その周りは既に1990年代から開発されたオイルパーム農園が広がっている。そのため、サイトの周りには多くの排水路が建設されており、対象サイトも地下水位は低下している。本サイトは日本語では二次林、英語ではDFサイトと呼称する。オイルパーム農園はこれらのサイトより北におよそ100kmに位置する。対象となる領域は2004年に植林されており、観測が開始された2011年には樹齢7年となる。年間の平均の地下水位は保護林、二次林、オイルパームそれぞれ-0.05、-0.21、-0.6m（2011～2014年の平均）だった。用いたデータは2014～2016年である。POME処理 Pondからの放出量の観測は2018年7月、2019年1月、6月に実施した。これらから得られた値を用い議論を進める。

表4. 非排水の保護林（UF;1° 27' N, 111° 8' E）、二次林（DF;1° 23' N,111° 24'E）、オイルパーム（OP;2° 11' N, 111° 50' E）のサイト情報

サイト	高度 (m)	主な樹種	植物面積指数 (m ² m ⁻²)	樹高 (m)	泥炭の深さ (m)	バルク密度 (g cm ⁻³)
非排水の保護林 (UF)	10	<i>Shorea albida</i>	6.4	35	10	0.11
排水された二次林 (DF)	9	<i>Litsea spp. Shorea albida</i>	7.9	25	10	0.12
オイルパーム (OP)	6	<i>Elaeis guineensis Jacq.</i>	3.7	8	12.7	0.24

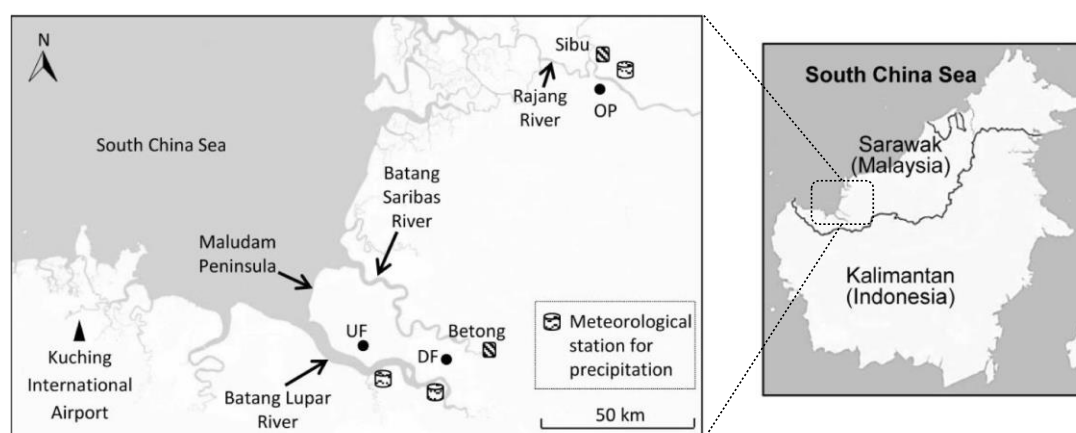


図34. 観測サイトの位置。非排水の保護林（UF; 1° 27' N, 111° 8' E）、二次林（DF; 1° 23' N, 111° 24'E）、オイルパーム（OP; 2° 11' N, 111° 50'E）

観測方法

ここでは CO₂、CH₄、N₂O の 3 つの温室効果ガスを対象とする。表 5 に森林やパームなどの植生生態系における CO₂、CH₄ の吸収・放出量は渦相関法を用いたフラックス観測により評価した。

渦相関法の観測システムは 3 サイトで共通しており、超音波風速計 (CSAT-3、Campbell Scientific、米国)、オープンパス型の CO₂/H₂O 分析計 (LI7500、Li-COR、米国)、同じくオープンパス型の CH₄ 分析計 (LI7700、Li-COR、米国) で構成され、それぞれ、三次元風速、CO₂ および H₂O 濃度、CH₄ 濃度を 10Hz で測定し、データはデータロガー

(CR3000、Campbell Scientific、米国) に記録される (Wong *et al.*, 2020)。CO₂ および CH₄ フラックスは鉛直風速と各成分 (CO₂、CH₄) の共分散により算出される。フラックスの算出においては空気密度補正等を適用した (Wong *et al.*, 2020)。

本研究では保護林および二次林の N₂O フラックスはゼロと仮定した。また、オイルパームからの N₂O フラックスはチャンバー法による 6 ヶ月の結果の平均を用いている。

表 5. 各熱帯泥炭地における各温室効果ガスの測定方法

サイト	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
非排水の保護林 (UF)	渦相関法	渦相関法	観測なし・VISITモデルで計算
排水された二次林 (DF)	渦相関法	渦相関法	観測なし・VISITモデルで計算
オイルパーム農園 (OP)	圃場	渦相関法	チャンバー法観測・VISITモデルで計算
	POME処理ポンド	チャンバー法	チャンバー法・水質変化からの算出

放出量の算出

オイルパーム農園の面積は Google の航空写真をもとに GIS ソフトウェアを利用して 114 km² と推定した。この面積には道路や搾油工場、作業員の宿舍等の生活インフラを含む。POME 処理ポンドの面積については上述したそれぞれのポンドの設計面積の総和としては 0.046 km² とした。このポンドの水面の面積はオイルパーム農園全体のうち 0.04% を占めるに過ぎない。それぞれの温室効果ガス放出量を算出するため、フラックスに各面積を乗じた。3 サイトを比較するため、保護林および二次林もオイルパーム農園と単位面積あたりの炭素換算でのフラックスを計算し、3 つのサイトを比較した。また、温室効果ガス係数を乗じて Global Warming pPotential (GWP) ベースの放出量も算出した。用いた GWP は同じ重量で比較した場合の温室効果の大きさを CO₂ を 1 として表したものである。IPCC 第 5 次報告書に記載されたフィードバック効果を含まない 100 年値を採用した。CH₄ と N₂O の GWP はそれぞれ 28 と 265 である。これは温室効果において 1kg の CH₄ は 28kg の CO₂ と等価であり、1kg の N₂O は 265kg の CO₂ と等価であることを示している。単位としては CO₂-eq (CO₂-equivalent : CO₂ 換算量) を使用する。

2.4.2 結果

表 6 に各サイトにおける炭素量ベースの GHG 放出量を示す。まず各サイトの CO₂ について見ていく。二次林は 136 gC m² yr⁻¹ とわずかに CO₂ を吸収していたのに対し (Kiew *et al.*, 2018)、保護林では 420 gC m² yr⁻¹ と炭素を放出していた (Tang *et al.*, 2020)。

次にオイルパーム農園の CO₂ 放出量について見ていく。オイルパーム圃場の炭素収支は 992.6 gC m² yr⁻¹ と、保護林や二次林と比べても大きな CO₂ の放出源となっていた。POME 処理ポンドからの CO₂ 放出量は最大で 11.5 gC m² yr⁻¹ とオイルパームからの CO₂ 放出量の 1.2% 程度であった。

次に各サイトの CH_4 を見ていく。保護林、二次林、オイルパーム圃場の3タイプの熱帯泥炭林はいずれのサイトも CH_4 の放出源となっており、特に地下水水位の高い保護林において大きな CH_4 の放出が見られた。保護林と二次林の CH_4 フラックスは各サイトにおいて地下水水位の上昇とともに指数関数的に放出量が増大する関係性が見られた。オイルパーム圃場は年間を通して地下水水位の変動が低く調整されているため、その傾向は小さかった。さらにサイト間の年 CH_4 フラックスも地下水水位の上昇とともに増加した。インドネシアスマトラ島においても同様の傾向が見られた (Deshmukh *et al.*, 2021)。

オイルパーム圃場では CH_4 の放出量は $2.2 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ であり、 CO_2 の放出量に比べて約 0.2% 程度と非常に小さな値となっている。これはオイルパーム圃場の地下が排水により酸化的となったこと、泥炭酸化由来の CO_2 放出量が他の生態系より著しく大きい事と、嫌氣的分解による CH_4 の発生が小さくなった効果の両方が影響している。POME 処理ポンドの面積は 0.04% と極めて小さいにも関わらず、そこから放出される CH_4 はオイルパーム圃場から放出される量の 8 倍にも達した。

保護林、二次林、オイルパーム圃場の3つの熱帯泥炭植生の炭素吸収・放出量 ($\text{CO}_2 + \text{CH}_4$) を比較する。最も炭素放出量が大きかったのはオイルパーム圃場、続いて保護林で、二次林はわずかに吸収をしていた。いずれも炭素吸収・放出量の中でも CO_2 が支配的ではあったが、保護林では CH_4 の放出量が $8.5 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ となり他の二つの植生よりも大きかった。これは地下水水位が最も高い事が原因である。

POME 処理ポンドからの炭素放出量はフローティングチャンバーのデータを元にした場合、 CO_2 が $11.5 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 、 CH_4 は $17.7 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ であり、総量は $29.2 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ となった。この POME 処理ポンドからの炭素放出量はオイルパーム農園全体の炭素放出量の約 3% となり、炭素収支の観点では、オイルパーム農園転換が与える影響としては圃場から放出される CO_2 が卓越することがわかる。観察されたポンドの水質 (COD) 変化に相当する有機炭素が全て CH_4 として放出されると仮定すると CH_4 の放出量は $49.8 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 、POME 処理ポンドとしての炭素放出総量は $61.3 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ となりオイルパーム農園全体の炭素放出量への寄与はおおよそ 6% となり、やはり圃場からの CO_2 の放出が卓越しているとい解釈は変わらない。POME 処理ポンドからの CH_4 発生量は、フローティングチャンバーの観測値をもとに推算した場合でも、保護林の約 2 倍、二次林の約 4 倍となり、熱帯泥炭林のオイルパーム農園への転換の際に土壌の乾燥により減少する CH_4 発生量をはるかに卓越する量の CH_4 が発生することが分かった。

熱帯泥炭林を起源とする3つの生態系タイプに共通する特徴として、いずれの生態系においても、炭素収支に関しては CO_2 の寄与が卓越していることと、 CH_4 の放出が起きているということが挙げられる。多くの森林においては土壌微生物による CH_4 酸化の影響が卓越することで CH_4 の吸収となることが報告されており、この地域で観測される CH_4 の放出には地下部で炭素の嫌氣的分解による CH_4 の発生が起こる熱帯泥炭林の特徴が現れている。

次に GWP ベースの各 GHG 吸収・放出量を見ていく (表 7)。 CO_2 と CH_4 の数値は表 5 に示した数値と GWP から算出したものである。二次林や保護林などの自然植生からの N_2O フラックスについては陸域生態系モデル VISIT により推定を行った。施肥の行われるオイルパーム圃場の数値は 6ヶ月間チャンバー法によるデータで調整した VISIT による推

表 6. 各熱帯泥炭地における質量ベースの各 GHG 吸収・放出量。正が吸収、負が放出を示す。オイルパーム農園の圃場と POME 処理ポンドの数値はオイルパーム農園全体に平滑化した値を示す。(単位 $\text{gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)

サイト	$\text{CO}_2 + \text{CH}_4$	CO_2	CH_4
非排水の保護林 (UF)	428.5	420 Tang et al. 2020	8.5 Wong et al. 2020
排水された二次林 (DF)	-131.8	-136 Kiew et al. 2018	4.2 Wong et al. 2020
オイルパーム農園 (OP)	圃場	994.8	2.2 Wong et al. 2020
	POME 処理ポンド	29.2 (61.3)	17.7 (49.8) This study
	1024.0 (1056.1)	992.6 This study	

POME 処理ポンドの値の中で()で囲まれた数値は水質 (COD) 変化から求めた計算値

表 7. 各熱帯泥炭地における CO₂ 換算量ベースの温室効果ガスフラックス。正が吸収、負が放出を示す。オイルパーム農園の圃場と POME 処理ポンドの数値はオイルパーム農園全体に平滑化した値を示す。(単位 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹)

サイト	CO ₂ +CH ₄ +N ₂ O	CO ₂	CH ₄	N ₂ O		
非排水の保護林 (UF)	1879	1540	316	23	This study	
排水された二次林 (DF)	-320	-499	156	23	This study	
オイルパーム農園 (OP)	圃場	3803	3640	82	81	This study
	POME 処理ポンド	705 (1900)	42	663 (1858)	0.1	This study
	4508 (5703)					

POME 処理ポンドの値の中で()で囲まれた数値は水質 (COD) 変化から求めた計算値とそれをもとに計算した値。

CO₂換算量の計算に用いた CH₄ と N₂O の GWP は IPCC 第 5 次報告書のフィードバック効果を含まない 100 年値であり、それぞれ 28 と 265 である。

GWP は等重量ベースの比として定義されるため、1 gCH₄=28 gCO₂-eq、1 gN₂O=265 gCO₂-eq となる。

定値である。各数値は、日毎に計算したフラックスについて積算して年間値を得た後に、10 年間の平均値として求めた。オイルパーム圃場の値は、森林からの転換後 10 年以上経過したフラックスを用いた (すなわち土地利用転換後 10~20 年の値を用いた)。(圃場の値の根拠確認) POME 処理ポンドから発生する N₂O については 2018 年 7 月に実施した集中観測においてチャンバー法によって得られた結果である。

保護林においては CH₄ の放出量 (317 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹) が CO₂ 放出量 (1540 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹) のおよそ 5 分の 1 程度となった。二次林では CH₄ の放出量 (156 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹) が CO₂ の吸収量 (499 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹) のおよそ 3 分の 1 を打ち消している。炭素収支の上で寄与の小さかった CH₄ の放出が、GWP ベースの収支においては全体の収支に大きく影響することがわかる。オイルパーム圃場においては、CO₂ の放出 (3640 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹) が著しく大きいため、CH₄ の放出 (82 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹) 寄与率は相対的に小さく CO₂ のおよそ 2% 程度ということになった。POME 処理ポンドにおいてはフローティングチャンバーの結果による推計値として 42 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹ の CO₂ と 663 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹ の CH₄ が発生している計算となった。これらはそれぞれオイルパーム農園全体の GWP 放出量 (4508 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹) の 1%、15% に相当し、特に POME 処理ポンドから発生する CH₄ の影響は全体の収支に大きな影響を与えることがわかる。POME 処理ポンドの水質 (COD) 変化に相当する量が CH₄ として放出された場合は、POME 処理ポンドからの CH₄ 放出量は 1858 g CO₂-eq m⁻² yr⁻¹ となり、POME 処理ポンドからの CO₂ 換算放出量がオイルパーム農園全体のおよそ 3 分の 1 を占めることとなる。また、オイルパーム圃場からの N₂O の発生量は保護林・二次林に比べておよそ 4 倍と推定されたが、量的にはオイルパーム農園全体の 2% 弱を占めるに過ぎない。POME 処理ポンドから発生する N₂O については 0.1 程度でありその寄与は無視できる程度となった。

3 つのサイトを比較すると、最も GHG を放出していたのはオイルパーム農園で、次に GHG 放出量の大きかった保護林の約 2.4 倍でとなった。

2.4.3 考察と全体まとめ

3 つのサイト比較と通して熱帯泥炭地の土地被覆変化が GHG 吸収・放出量に与える影響について考察する。熱帯泥炭地は保護林から開発の進んだ二次林、そしてオイルパーム農園と土地被覆が変化すると考え、サイト間比較を行う。当初、私たちは保護林は二次林よりも炭素吸収量は大きいという仮説を立てていた。インドネシアスマトラ島の保全された熱帯泥炭地も本研究の保護林と同様に炭素を放出すると報告されている (Deshmukh *et al.*, 2021)。保護林の生態系呼吸量 (Tang *et al.*, 2020)、土壌呼吸量、従属呼吸量 (Ishikura *et al.*, 2019) はそれぞれ 2795 ± 284 gC m⁻² yr⁻¹、926 ± 616 gC m⁻² yr⁻¹、891 ± 476 gC m⁻² yr⁻¹ であり、土壌からの炭素放出量は 3 割程度で、他の森林と比較して大きいという事はなく、土壌の

劣化による分解の促進は見られなかった。そのため、保護林において炭素が放出される原因は土壌より上の樹木や残置木にあると考えられる。例えば、保護林や保全された森林は老齢で光合成による炭素吸収力が若齢林や壮齢林に比べて低下していること、枯死木が増加し、その分解が進むことなどが原因として考えられる。一方、二次林の樹齢は比較的若く、光合成が活発であるため、炭素吸収能力が高かったと考えられる。今後、枯死木や個葉の光合成など個別のコンポーネントの炭素吸収・放出量の測定による検証が必要である。

保護林は老齢林になると炭素吸収能力が低下し、炭素を放出するようになったのに加え、高い地下水位のため、比較的大きな CH_4 放出が見られた。質量ベースの炭素放出量ではその影響は比較的小さかったが、GWP ベースの GHG 放出量として見た場合、その量は大きかった。保護林が二次林となり、樹齢が若くなり、一方で周辺の開発が進んだのが本研究での二次林サイトである。周囲の開発が進み、地下水位が低下すると土壌の分解が進み、 CO_2 放出量は増加する。一方、二次林となり、樹齢が若くなると光合成による CO_2 吸収量が老齢林より大きくなる。本サイトでは、 CO_2 の放出量の増大より光合成による吸収量の増加が上回り、わずかに CO_2 を吸収していた。保護林よりは小さいが、 CH_4 も放出しているため、質量ベースでの CH_4 放出量の影響は小さいものの、GWP ベースの CH_4 放出量は CO_2 吸収量のおよそ 3 分の 1 を相殺するが、GHG ガスとしての収支は吸収のままであった。

開発された二次林がオイルパーム農園に転換されると、非常に大量の炭素および GHG が放出されることとなった。質量ベースで見た場合、放出されるのはほとんどがオイルパーム圃場からの CO_2 であり、圃場からの CH_4 放出量や POME 処理 Pond からの放出量の影響は小さかった。本サイトのオイルパーム植生は葉面積指数が小さいため、総光合成量が小さい (Kiew et al., 2020)。またオイルパーム開発前の残置木や倒壊したオイルパームの樹木、地上に放置された生育管理のために刈り取られたオイルパームの葉などの分解が進み、生態系呼吸量も大きかった (Kiew et al., 2020)。これらがオイルパームの植生が大きな炭素ソースとなった理由である。質量ベースで見た場合、POME 処理 Pond からの炭素の放出量の影響は小さかった。 CH_4 の収支に注目した場合、オイルパーム圃場のみでは保護林の 26% しか CH_4 を放出しないが、POME 処理 Pond を算定に加えることで保護林の 235% に相当する CH_4 を放出することになる。これにより、GWP ベースで見た場合、面積割合がわずか 0.04% の POME 処理 Pond の GHG 放出量の割合が約 16% と非常に大きな影響を与えており、土地被覆変化を考える上で無視できない役割を持っていた。また、今回対象としたオイルパーム農園のように熱帯泥炭林を転換した場合は、地下の泥炭起源の CO_2 が非常に大きい、地下部に泥炭の存在しない熱帯林を転換したオイルパーム農園においては地下からの CO_2 放出がかなり少ないと考えられるため、相対的に POME 処理 Pond の寄与が大きくなることが予想される。したがって、今回の研究結果はオイルパーム農園の温室効果ガス収支を算定するうえで、オイルパーム農園を単なる生態系ではなく、それに付随する人工的なプロセスも含めた包括的な物質循環システムとして扱うことの重要性を示している。

熱帯泥炭林をオイルパーム農園に転換すると、大量の炭素や GHG が放出されることとなった。質量ベースでみるとオイルパーム植生からの CO_2 放出量が大きい。その対策として既に地下水位を 0.6m 以上と比較的水位を高く維持することが推奨されている。オイルパームに転換する際、残置木を残さず、木材として活用することや倒壊したオイルパームの樹木の適切な処理により CO_2 放出量を低減させることができると考えられる。GWP ベースで見た場合、POME 処理 Pond からの GHG 放出は大きな影響を持っている。オイルパーム農園においては、開放型の Pond システムによる排水処理ではなく、バイオガスリアクターなどの閉鎖系の処理システムの導入により、大気中に排出される CH_4 を削減できると同時に安定的な水質浄化による環境負荷の低減がもたらされるほか、回収された CH_4 の燃料資源としての利用も含めて、今後の環境技術導入により大きなベネフィットが得られる可能性が高い。

引用文献

- 1) Adachi, M., Ito, A., Ishida, A., Kadir, W. R., Ladpala, P., & Yamagata, Y. (2011) Carbon budget of tropical forests in Southeast Asia and the effects of deforestation: an approach using a process-based model and field measurements. *Biogeosciences*, 8(9), 2635-2647
- 2) Aziz, M. M. A., Kassim, K. A., ElSergany, M., Anuar, S., Jorat, M. E., Yaacob, H., Ahsan, A., Imteaz, M. A., Arifuzzaman (2020) Recent advances on palm oil mill effluent (POME) pretreatment and anaerobic reactor for sustainable biogas production, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119, 109603, ISSN 1364-0321, doi: 10.1016/j.rser.2019.109603.
- 3) Aziz, N. I. A. A., Hanafiah, M. M. (2020) Life cycle analysis of biogas production from anaerobic digestion of palm oil mill effluent, *Renewable Energy*, 145, 847-857, ISSN 0960-1481, doi:10.1016/j.renene.2019.06.084.
- 4) Chin, K.K., Lee, S.W., Mohammad, H.H. (1996) A study of palm oil mill effluent treatment using a pond system. *Water Sci Technol* 34, 119–123. <https://doi.org/10.2166/wst.1996.0270>
- 5) Cooper, H. V., Vane, C. H., Evers, S., Aplin, P., Girkin, N. T., Sjögersten, S. (2019) From peat swamp forest to oil palm plantations: The stability of tropical peatland carbon, *Geoderma*, 342, 109-117, ISSN 0016-7061, doi: 10.1016/j.geoderma.2019.02.021.
- 6) Cooper, H., Evers, S., Aplin, P. *et al.* (2020) Greenhouse gas emissions resulting from conversion of peat swamp forest to oil palm plantation. *Nature Communications*, 11, 407, doi:10.1038/s41467-020-14298-w
- 7) Deshmukh C.S., Julius D., Desai A.R. *et al.* (2021) Conservation slows down emission increase from a tropical peatland in Indonesia. *Nature Geoscience*, 14, 484-490
- 8) Enström, A., Haatainen, T., Suharto, A., Giebels, M., Lee, K.Y. (2019) Introducing a new GHG emission calculation approach for alternative methane reduction measures in the wastewater treatment of a palm oil mill. *Environ Dev Sustain* 21, 3065–3076 <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0181-4>
- 9) FAOSTAT (2020) Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/faostat/en/>
- 10) Feintrenie, L., Chong, W., & Levang, P. (2010) Why do Farmers Prefer Oil Palm? Lessons Learnt from Bungo District, Indonesia. *Small-scale Forestry*, 9, 379-396
- 11) Harsono, S.S., Grundmann, P., Soebronto, S. (2014) Anaerobic treatment of palm oil mill effluents: potential contribution to net energy yield and reduction of greenhouse gas emissions from biodiesel production. *J Clean Prod* 64, 619–627 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.07.056>
- 12) Hasanudin, U., Sugiharto, R., Haryanto, A., Setiadi, T., Fujie, K. (2015) Palm oil mill effluent treatment and utilization to ensure the sustainability of palm oil industries. *Water Sci Technol* 72, 1089–1095 <https://doi.org/10.2166/wst.2015.311>
- 13) Hergoualch, K., and Verchot, L. V. (2011), Stocks and fluxes of carbon associated with land use change in Southeast Asian tropical peatlands: A review, *Global Biogeochem. Cycles*, 25, GB2001, doi:10.1029/2009GB003718.
- 14) Wong G.X., Hirata R., Hirano T., Kiew F., Aeries E.B., Musin K.K., Waili J.W., Lo K.S., Melling L. (2020) How do land use practices affect methane emissions from tropical peat ecosystems? *Agricultural and Forest Meteorology*, 282-283, 107869
- 15) IPCC (2014) Fifth Assessment Report Climate Change 2014.
- 16) Irvan (2018) Processing of palm oil mill wastes based on zero waste technology, *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering*, 309, 012136; doi:10.1088/1757-899X/309/1/012136
- 17) Ishikura K., Hirata R., Hirano T., Okimoto Y., Wong G.X., Melling L., Aeries E.B., Kiew F., Lo K.S., Musin K.K., Waili J.W., Ishii Y. (2019) Carbon Dioxide and Methane Emissions from Peat Soil in an Undrained Tropical Peat Swamp Forest. *Ecosystems*, 22, 1852-1868
- 18) Kaewmai, R., Kittikun, A. H., Musikavong, C. (2012) Greenhouse gas emissions of palm oil mills in Thailand, *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 11, 141-151, ISSN 1750-5836, doi: 10.1016/j.ijggc.2012.08.006.
- 19) Kiew F., Hirata R., Hirano T., Wong G.X., Aeries E.B., Musin K.K., Waili J.W., Lo K.S., Shimizu M., Melling L. (2018) CO₂ balance of a secondary tropical peat swamp forest in Sarawak, Malaysia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248 (15), 494-501

- 20) Lamarque, J. F., Shindell, D. T., Josse, B., Young, P. J., Cionni, I., Eyring, V., et al. (2013) The Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project (ACCMIP): overview and description of models, simulations and climate diagnostics. *Geoscientific Model Development*, 6(1), 179-206
- 21) Lok, X., Chan, Y.J., Foo, D.C.Y. (2020) Simulation and optimisation of full-scale palm oil mill effluent (POME) treatment plant with biogas production. *J Water Process Eng* 38, 101558 <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101558>
- 22) Ma, A.N., Ong, A.S.H. (1985) Pollution control in palm oil mills in Malaysia. *J Am Oil Chem Soc* 62, 261–266 <https://doi.org/10.1007/bf02541389>
- 23) Nasrin, A. B., Raman, A. A. A., Bukhari, N. A., Sukiran, M. A., Buthiyappan, A., Subramaniam, V., Aziz, A. A., Loh, S. K. (2022) A critical analysis on biogas production and utilisation potential from palm oil mill effluent, *Journal of Cleaner Production*, 361, 132040, ISSN 0959-6526, doi: 10.1016/j.jclepro.2022.132040.
- 24) Pendrill, F., Gardner, T.A., Meyfroidt, P., Persson, U.M., Adams, J., Azevedo, T., Bastos Lima, M.G., Baumann, M., Curtis, P.G., de Sy, V., Garrett, R.D., Godar, J., Goldman, E.D., Hansen, M.C., Heilmayr, R., Herold, M., Kuemmerle, T., Lathuillière, M.J., Ribeiro, V., Tyukavina, A., Weisse, M.J., & West, C. (2022) Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation. *Science*, 377
- 25) Salleh et al. (2021) Transitioning to a sustainable development framework for bioenergy in Malaysia: policy suggestions to catalyse the utilisation of palm oil mill residues, *Energy, Sustainability and Society*, 10:38 <https://doi.org/10.1186/s13705-020-00269-y>
- 26) Shirai, Y., Wakisaka, M., Yacob, S. et al. (2003) Reduction of Methane Released from Palm Oil Mill Lagoon in Malaysia and Its Countermeasures. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 8, 237–252, doi: 10.1023/B:MITL.0000005641.97009.14
- 27) Tang A.C.I., Melling L., Stoy P.C., Musin K.K., Aeries E.B., Waili J.W., Shimizu M., Poulter B., Hirata R. (2020) A Bornean peat swamp forest is a net source of carbon dioxide to the atmosphere. *Global Change Biology*, 26, 6931-6944
- 28) 谷川 大輔, 久保田 健吾, 佐瀬 信哉, 珠坪 一晃, CHEN Sau Soon, YUNUS Mohammed Faisal Mohammed, 山口 隆司, 原田 秀樹 (2013) パームオイル工場廃液を処理するラグーンシステムからのメタンガス放出量の測定, 土木学会論文集 G (環境) , 69(4), 157-165, doi: 10.2208/jscej.69.157
- 29) Tian, L., Cai, Y., & Akiyama, H. (2019) A review of indirect N₂O emission factors from agricultural nitrogen leaching and runoff to update of the default IPCC values. *Environmental pollution*, 245, 300-306
- 30) Tonks, A. J., Aplin, P., Beriro, D. J., Cooper, H., Evers, S., Vane, C. H., Sjögersten, S. (2017) Impacts of conversion of tropical peat swamp forest to oil palm plantation on peat organic chemistry, physical properties and carbon stocks, *Geoderma*, 289, 36-45, ISSN 0016-7061, doi: 10.1016/j.geoderma.2016.11.018.
- 31) Toyoda, S., Yano, M., Nishimura, S. I., Akiyama, H., Hayakawa, A., Koba, K., Sudo S., Yagi K., Makabe A., Tobar Y., Ogawa N., Ohkouchi N., Yamada K., & Yoshida, N. (2011) Characterization and production and consumption processes of N₂O emitted from temperate agricultural soils determined via isotopomer ratio analysis. *Global Biogeochemical Cycles*, 25(2)
- 32) Toyoda, S., Yoshida, N., & Koba, K. (2017) Isotopocule analysis of biologically produced nitrous oxide in various environments. *Mass Spectrometry Reviews*, 36(2), 135-160
- 33) Well, R., Weymann, D., & Flessa, H. (2005) Recent research progress on the significance of aquatic systems for indirect agricultural N₂O emissions. *Environmental Sciences*, 2(2-3), 143-151
- 34) Wong G.X., Hirata R., Hirano T., Kiew F., Aeries E.B., Musin K.K., Waili J.W., Lo K.S., Melling L. (2020) How do land use practices affect methane emissions from tropical peat ecosystems? *Agricultural and Forest Meteorology*, 282-283, 107869
- 35) Wong, Y.S., Kadir, M.O.A.B., Teng, T.T. (2009) Biological kinetics evaluation of anaerobic stabilization pond treatment of palm oil mill effluent. *Bioresource Technol* 100, 4969–4975 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.074>
- 36) Yacob, S., Ali Hassan, M., Shirai, Y., Wakisaka, M., Subash, S. (2005) Baseline study of methane emission from anaerobic ponds of palm oil mill effluent treatment. *Science of The Total Environment*, 366(1), 187-196, doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.07.003.

[付 録]

A. パーム油製造プロセスフローチャート

オイルパーム農園の搾油工場で、粗パーム油（Crude Palm Oil）、パーム核油（Palm Kernel Oil）、汚泥から回収される油（Sludge Oil Recovery）と空果房から回収される油（Empty Bunch Oil Recovery）の製造フローチャートを示す。それぞれの油は組成や品質が異なり、目的とする用途や価格も異なる。

Crude Palm Oil (CPO) Production

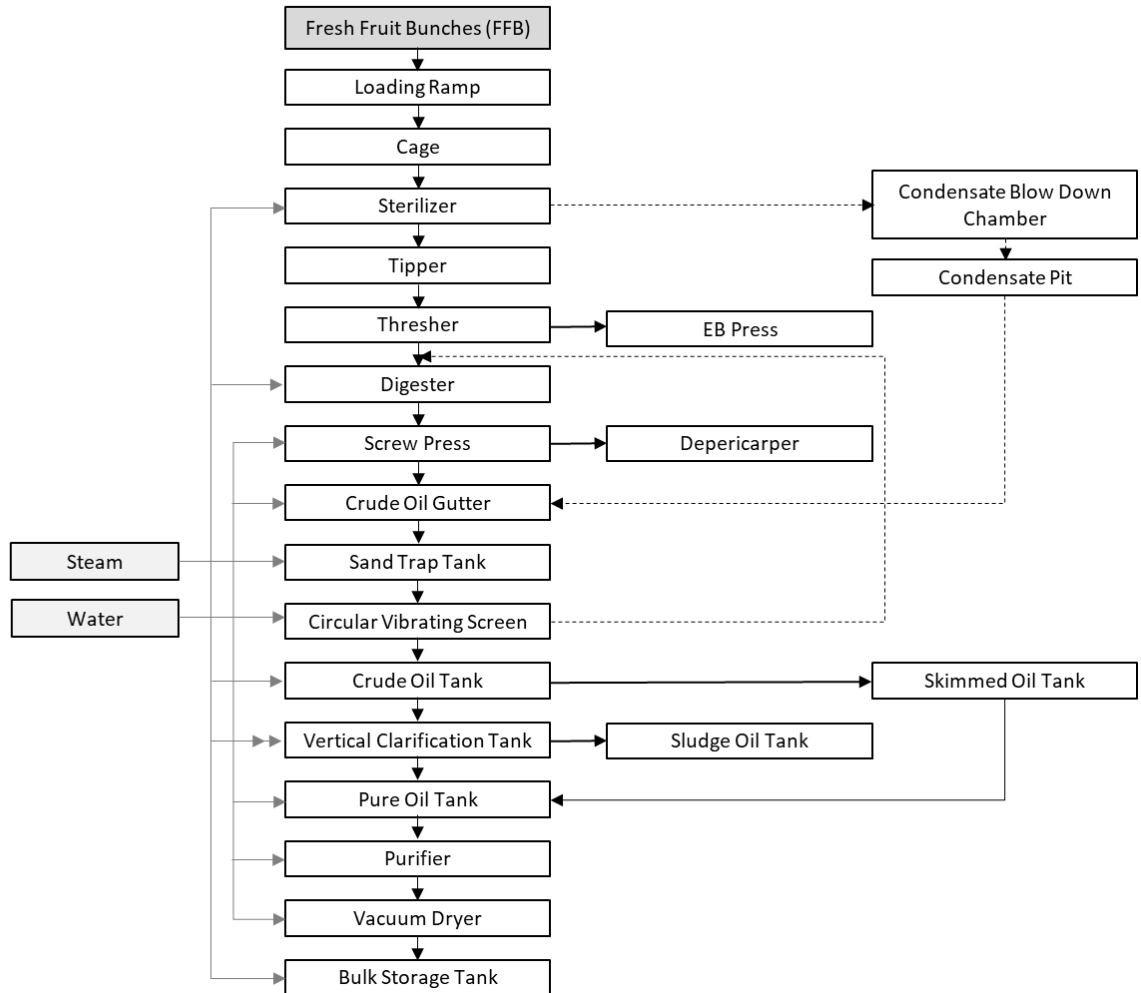


図 A-1. 粗パーム油（Crude Palm Oil: CPO）生産のフロー

Palm Kernel (PK) Production

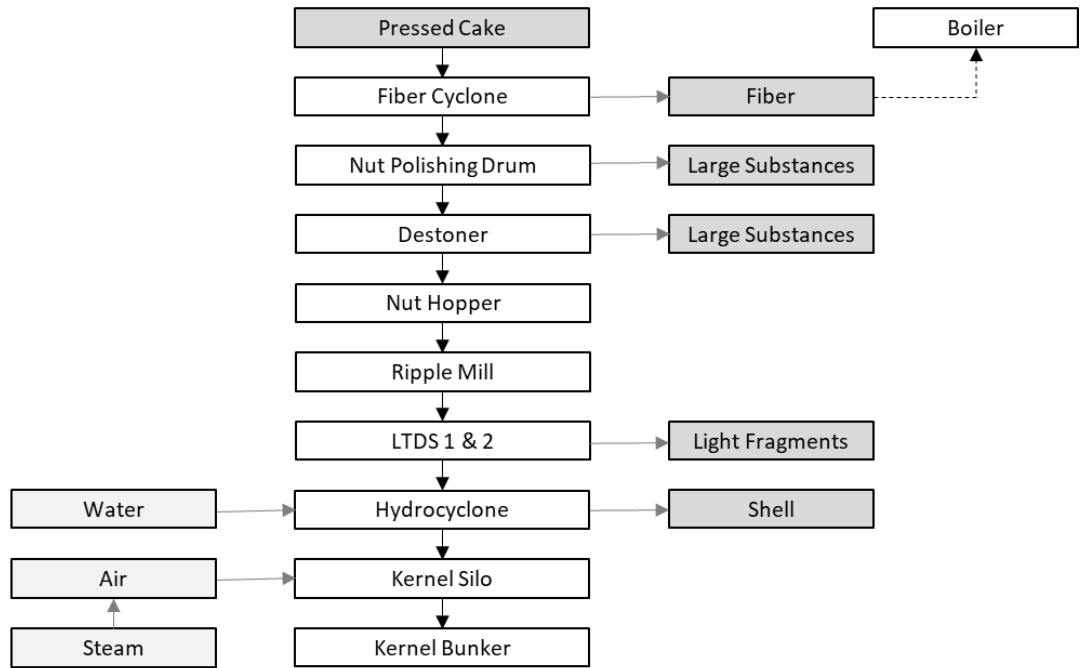
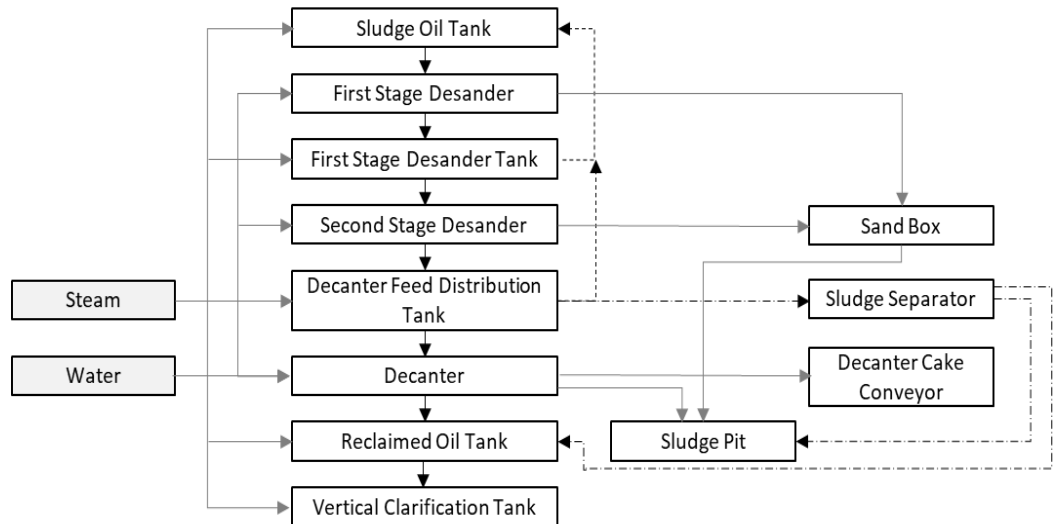


図 A-2. パーム核油 (Palm Kernel Oil) 生産のフロー

Sludge Oil Recovery



Empty Bunch Oil Recovery

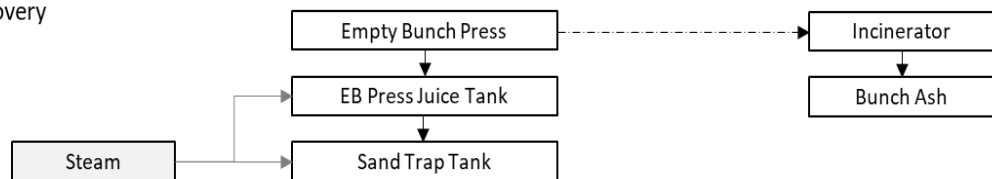


図 A-3. 汚泥 (Sludge) に含まれる油と空果房 (Empty Fruit Bunch) に含まれる油分の回収のフローチャート。

[付 録]

B. オイルパーム精製工場に関する情報（インタビュー）

<Inquiry>

Q1. Amount of crude palm oil (CPO) production

年間 CPO 生産量: 100,000 m³/day

Q2. Changes in CPO production during a year (daily, monthly, yearly production)

1月～5月は比較的生産量が少なく、6月～12月が多い（参考資料として廃水量の表を取得する）

Q3. Amount of palm oil mill effluent (POME)

年間の廃水排出量: 300,000 m³/year

Q4. Characteristics of the palm oil mill effluent (organic, nitrogen, phosphate etc...)

分析項目: Temp, pH (毎日), DO (2/week), Solid, BOD, COD (1/week)

BOD: 25,000 mg/L

COD: 50,000 mg/L

pH: 4-5

（参考資料として分析結果の表を取得する）

Q5. Amount of palm oil recovery from the pond

オイルとしての回収はないが、汚泥（肥料）として回収している。

Q6. Other resource recovery from the palm oil mill effluent

嫌気池の汚泥（Sludge from anaerobic pond）をポンプで獲得してマルチング（？）に使う。

Q7. Resource recovery during CPO production (such as empty fruit bunch for boiler)

Bunch Ash は 40% を占める。肥料に使う

Mesocarp fibre は 5% を占める。

PKS (Palm Kernel Shell) は 0.5% を占める。

Kernel（種の中心部）は品質が高く化粧品などに使う。工場ではこれを売っている。

Q6. Wastewater treatment system

Ponding system を採用している。なお、マレーシアでは処理方法は Ponding system と Digester tank の 2 種類がある。

Q7. Pond information (depth, area, operation period, and so on)

（参考資料としてポンドの概要図を取得する）

Pond no.	Type	Volume (m ³)
1	Cooling pond	5577
2	Anaerobic pond no.1	15259.2
3	Anaerobic pond no.2	16551

4	Anaerobic pond no.3	22551
5	Facultative no.1	12901.03
6	Facultative no.2	13954.71
7	Facultative no.3	33884.38
8	Aerobic pond no.1	30583.42
9	Aerobic pond no.2	41175
10	Setting pond	14850

*HRT 137 days

工場ができたのは25年前(1992年)、ポンドの運転期間は11年(2006年に可動開始)。ポンドno.9&10は2015年に稼働開始(以前はno.8から処理水放流)

Q8. Aerator in the pond process (purpose, frequency)

DO供給のために連続運転している

Q9. Pond operation and maintenance (such as removing the settled sludge from the pond)

- ・棒で汚泥の蓄積量を確認
- ・6ヶ月に1度のペースで汚泥を除去している
- ・ポンプを使用して汚泥を除去
- ・汚泥除去はどこかのポンドで常に行っている
- ・主に嫌気池にて汚泥を除去している

Q10. Effluent discharging place

放流量は1500 m³/day

計算すると、

毎秒 約17 L/s

年間 547500 m³/day (300,000 m³/year)

放流するポンドはno.10(一部no.8)

Q11.生産量の今後の見通しは。廃水処理に関する政府などからの要求はあるか?

サラワク政府は資源があるのでバイオガスの買い取りはやっていない。

Q12. 嫌気性処理システムなどが求められているのか?

Digester system はイニシャルコストに問題がある。設置費用はポンドシステムに比べて4~5倍高い。また、55°Cで運転する高温消化のために、加温の必要がある。そのため消化槽は求めている。ただし、サラワクの北の方でクボタが導入した Digester system があるとのこと。

サラワク政府もバイオガスの買い取りサポートがある。

[付 録]

C. 安全管理マニュアル

オイルパーム農園での搾油プロセスから発生する廃液は、通常メタン発酵による有機物の除去、脱窒による反応性窒素の除去を経て浄化され、環境基準を満たしたのちに河川や農園の圃場に排出される。最近のオイルパーム農園の開発においては、閉鎖系の消化槽（Digester tank）を用いるケースも増えつつある。このシステムは、占有面積を小さくでき、メタン発酵により発生するバイオガスを回収し燃料としてさまざまな用途に供することができるほか、発酵条件をある程度管理することができるため、廃液処理の効率を安定化することにも貢献する。今回、調査を行ったサラワク州シブ周辺では、多くのオイルパーム農園において解放系の POME 処理ポンドで発酵を行うシステムが一般的である。これは、（1）土地の費用が安く廃液処理システムの面積の縮小のインセンティブが少ない、（2）化石燃料を算出する地域にありバイオガスの燃料としての資源の価値が相対的に小さい、（3）搾油施設におけるボイラーなどの熱源は果実の残渣成分で賄うことができるためバイオガスをボイラーや発電の燃料に使うメリットがほとんどないなどの地域的特徴による。

このような POME 処理ポンドにおいては、高温の廃液の流入が常時あり、バイオガスに有毒成分が高濃度で含まれるため、その調査には人命に関わるさまざまな安全上の懸念がある。上流側のポンドは厚いスカム（油脂成分とその泡を含む高粘度の浮遊性の膜）で覆われており、水蒸気の発生による湯気がほとんどないため、外見上は高温に見えないが実際には 60 度を超す高温であり、転落すれば命に関わるだけでなく、廃水のサンプリングの際にも火傷などの危険性が存在する。また、嫌氣的分解により発生するバイオガスには、5,000ppm を超えるような硫化水素が含まれている場合があり、そのまま吸い込んだ場合には即死の危険がある。また、硫化水素自体は強い悪臭を持っているが嗅覚を麻痺させる作用があり、長時間の作業においては知らず知らずのうちに環境濃度の上昇があっても作業者がそれに気づくことなく事故の回避が遅れる可能性がある。POME 処理ポンドには表面を覆うスカムの他に、底部には粘性の高い汚泥が蓄積されており、転落した場合、自力で岸に戻ることが極めて困難であるため転落防止の策を講じることも重要である。

さまざまな危険回避策に合わせて、万が一事故が起きた時を想定して、研究関係者のみならず、搾油工場のスタッフや医療機関の連絡先についても情報を整理しマニュアル化したうえで、これを本研究課題の参加者と現地の協力機関との間で共有した。このマニュアルを参考として掲載する。

Safety Manual

for field survey in POME treatment ponds

This manual describes the safety during field survey in POME (palm oil mill effluent) treatment system especially from

1. High temperature
2. Toxic H₂S (Hydrogen Sulfide)
3. Fall into the ponds

They pose **risks to life**.

Ver.1.1 (2019, Jan. 15th)Yoshiyuki TAKAHASHI (NIES, Japan)

①

Basic Points

- Researchers **must consult to responsible person** of the processing plant about work plan.
- Researchers must **confirm and obey safety guideline** of the processing plant.
- Carry this safety manual on every site work.
- During field sampling, **work is carried out in two or more operators.**

②

図 C-1. 「Safety Manual ver1.1」 の p.1-2。

1

Warning! :High temperature

Do not judge by appearance

Upper stream of POME treatment system is at a high temperature (>50deg C).

Situation is life-threatening if you fall in.

Temperature can not be judged by appearance, **because pond water is covered with scum and they do not get steamy.**



Safety measures against high temperature

1. Check temperature objectively

- Thermal camera will be helpful to check temperature remotely.

"FLIR ONE"
Thermal imager
(about US\$ 250)



2. Keep off from hot water

- The pond bank tends to collapse.
- Using rods or ropes for remote work.

Stiff aluminum rod
(6m long)
for remote work



3. Protect your body from hot water

- Wear rubber boots.
- Use disposable gloves during sampling.

4. Do not use steel objects for body support

- Steel objects around the ponds are **corroded** by H₂S. Do not grasp. Collapses cause falling.

Corroded steel pipes



2

Warning! :H₂S is toxic
Do not judge by smell

Threshold limit of ambient H₂S
for workers in Japan is
10ppm
(assuming working hours 8hr/day
and 40hr/week)

H ₂ S concentration	Symptom
~5ppm	Unpleasant odor
10ppm	Allowable limit, membrane irritation
20ppm	Bronchitis, pneumonia, Pulmonary edema
350ppm	Danger of life
700ppm	Faint, respiratory arrest, death

Biogas possibly contains >5000ppm of H₂S.

Caution:

H₂S paralyzes the olfactory.

High concentration H₂S does not smell even at lethal level!

Do not judge by smell.

5

Safety measures against H₂S

1. Monitor concentration objectively.

- Smell is an unreliable index. Use gas monitor for work environment measurement.



2. Prevent inhalation of H₂S.

- Pay attention to adequate ventilation in working space.
- Use gas mask in high H₂S area.
- ✓ Use absorbing can for H₂S.
- ✓ Exchange the absorbing can regularly.



Portable gas monitors for H₂S



Gas mask with absorbing can

6

3. Do not release biogas sample indoor and/or close to the workers.

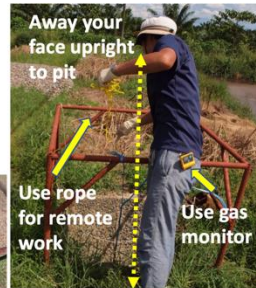
- Biogas possibly contains **extremely high level of H₂S (>5000ppm)**. Sample bag should not be handled in the room.
- Measurement of biogas should be performed in the open air at sampling site by gas monitor.
- Exhaust of gas monitor and residue in the bags should be released and diffused into open air through plastic tube apart from operator.



Biogas in sampling container is not diluted by air. It possibly contains lethal concentration of H₂S. Handle with care.

4. Do not close your face to pit

- Since H₂S is heavier than air, it is likely to condense in pit.
- Away your face upright to pit.
- Use rope or rod for remote work.



Recommended working posture

7

3 Warning! :Fall into the ponds

The POME treatment ponds are likely **covered with thick scum and filled with sludge**.

If you fall, It is **difficult to escape** from the pond by yourself.



Sludge

Scum

It is like bottomless swamp

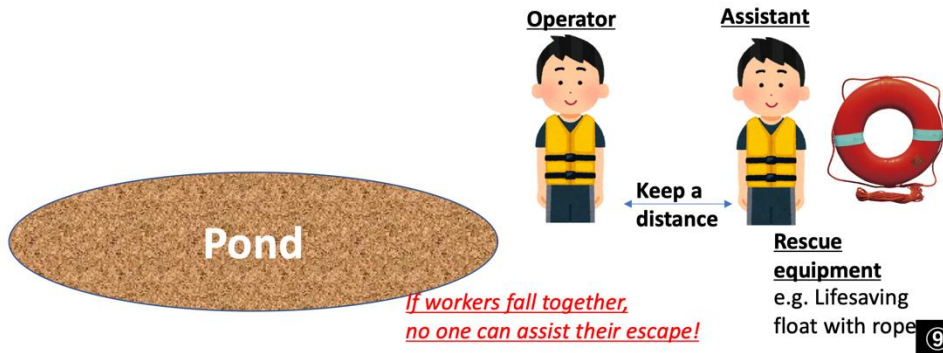


8

1. Pond shore operation must be carried out in two or more workers.
2. It is important to clarify the roles, operator(s) and assistant(s).
3. All the workers should wear life-jackets.
4. Assistant should keep away from the pond and prepare rescue equipment in advance.



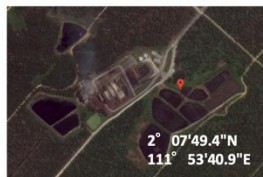
Lifes jacket



9



Information of research field



Naman Oil Palm Plantation
Ta Ann Plywood Sdn. Bhd.
4VJV+5V Julau, Sarawak, Malaysia

Contact information

Scientist Team from NIES

Ryuichi HIRATA, Ph.D [REDACTED]
Yoshiyuki TAKAHASHI, Ph.D [REDACTED]
Takashi ONODERA, Ph.D [REDACTED]
Kazuya NISHINA, Ph.D [REDACTED]

Center for Global Environmental Research, National Institute for Environmental Studies(NIES)

Director
Nobuko SAIGUSA, Ph.D [REDACTED]
Secretary
Mrs. Mayumi TOMIMURA [REDACTED]

Embassy of Japan in Malaysia

11, Persiaran Stonor, Off Jalan Tun Razak,
50450 Kuala Lumpur, Malaysia
Phone [REDACTED]
Fax [REDACTED]

Scientist Team from TROPI

Guan Xhuan Wong (Ken)
Frankie Kiew
Edward Baran Aeries [REDACTED]
Kevin Kemudang Musin
Joseph Wenceslaus Waili [REDACTED]
Kim San Lo [REDACTED]

Tropical Peat Research Institute, Sarawaku

Director
Lulie MELLING, Ph.D [REDACTED]

Naman Oil Palm Plantation

Contact person
Siaw Ting Chuan [REDACTED]

Local medical institution
to be confirmed later.

10

図 C-5. 「Safety Manual ver1.1」 の p.9-10。

[付 録]

D. ガスクロマトグラフィーの精度向上

今回の研究で対象とした温暖化ガスに CO_2 、 CH_4 、 N_2O があり、ラグーンから放出されたバイオガスに含まれる CH_4 と CO_2 については高濃度であるため赤外吸収センサを内蔵したガスモニターでサンプリング直後に現場で測定を行うことが可能であったが、 N_2O については可搬型分析装置が存在しないため、観測現場で真空バイアルに分取したガスサンプルを実験室において ECD (Electron Capture Detector: 電子捕獲検出器) 付き GC (Gas Chromatograph: ガスクロマトグラフ) を用いて測定した。ガスサンプルに含まれる N_2O は濃度の範囲が広いうえ、水分や酸素などを多く含むため ECD の特徴上、感度の変動が起こりやすい。感度変動を補正するために標準ガスによる校正の回数を増やすことで、分析のスループットが著しく低下することが懸念された。このため、現地で共同で研究を実施したサラワク州熱帯泥炭研究所の実験室の GC について、感度と成分分離の安定化を目的として改造を行った。

酸素や水蒸気を含むガスサンプルの N_2O を、流路切り替えシステムを持たない GC-ECD で測定をする際には、以下の問題がある。

- ・ 空気中の含まれる酸素の大きなシグナルは検出器の感度と GC のピーク面積の積算に影響を与える。
- ・ ガスサンプルに含まれる H_2O は N_2O のシグナルのあとに検出される。 H_2O が分離カラム内を通過するには長い時間を要するため、分析全体での処理効率が低下する。
- ・ 繰り返し分析により H_2O がカラムに蓄積されることで、カラムの分離能力が低下する。

これらの問題を解決し、良好なピーク分離と感度の安定化による分析精度の向上を目指して、カラムスイッチングシステムを導入した。カラムスイッチングシステムの導入による具体的なメリットは以下の通りである。

- ・ ECD による N_2O の検出に酸素が与える影響を除くことができる。
- ・ H_2O がカラムの分離性能に与える影響を除くことができる。
- ・ 分離カラムの前段で H_2O を取り除くことで分析時間を短縮することができる。

まず、カラムスイッチングシステム導入前の現地のラボの GC のクロマトグラムにおけるピーク分離の状態について

Peak separation (example)

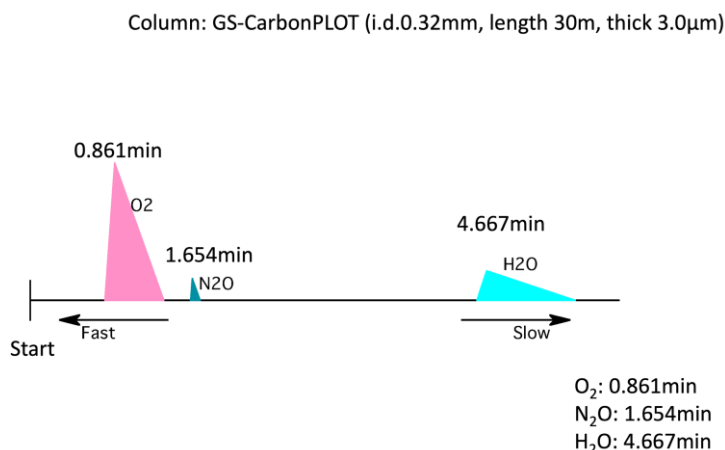


図 D-1. 改造提案前の現地ラボの GC-ECD による環境大気分析でのクロマトのピーク分離のイメージ。

の概略を図 D-1 に示す。 N_2O のシグナルは O_2 に比べて小さく、また O_2 のピークのテールリングの上に出現する。カラムは GS-CarbonPLOT (内径 0.32mm、長さ 30m、膜厚 3.0 μm) を使用していた。 H_2O のシグナルのリテンション時間は N_2O のおよそ 3 倍となっており、分析時間の短縮の障害となると同時に、繰り返し分析によってカラムの分離性能が低下するため、カラムのエイジングが高頻度で必要となっていた。感度の変動が大きいことも問題であった。この GC-ECD は現地機関で定常的に実施している調査活動でも使用しているため、従来通りの分析も可能な形での改造を提案した。

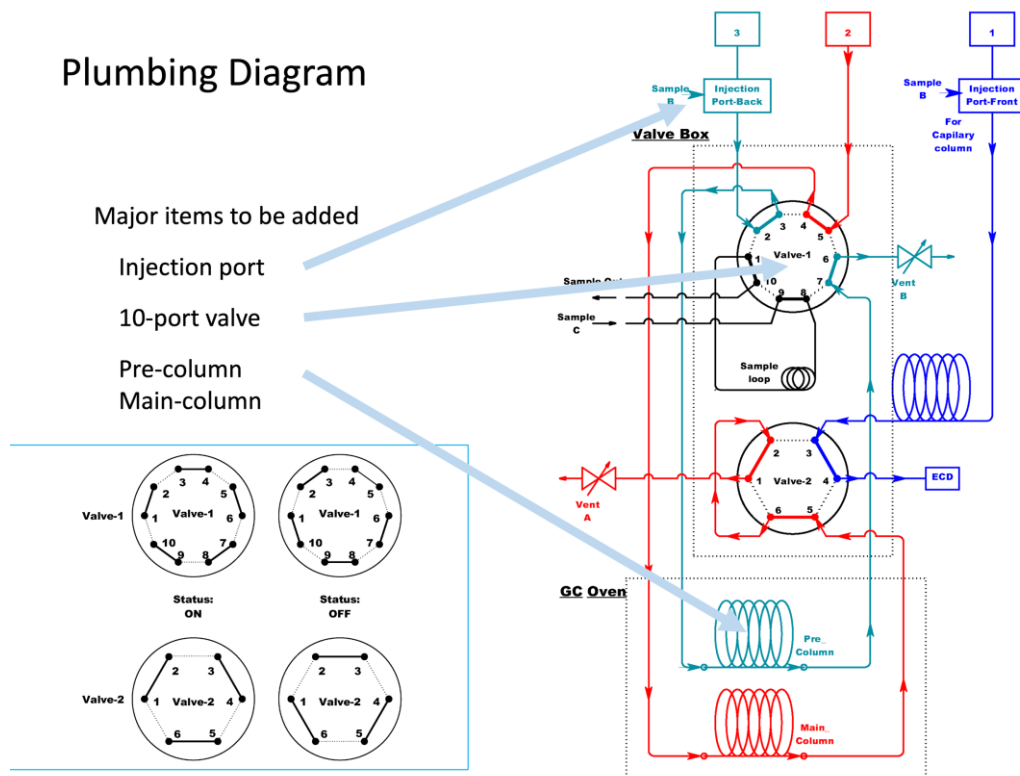


図 D-2. 提案した GC の改造案。青い線に示した部分を使うことで従来と同じ条件での分析も可能で、増設した部分を使用することで高精度の分析にも対応する。

提案した GC の流路図を図 D-2 に示す。この中で従来通りの分析に使用する流路は青い線で示してある。このシステムでインジェクションポート（図中の左上にある緑色の部分）、10 ポート切替バルブ（図中の Valve-1）、プレカラム（図中の緑色となっているコイル状の部分）、メインカラム（図中の赤色となっているコイル状の部分）を追加することにより、カラムスイッチングシステムを構築した。このシステムを使用することで（1） O_2 が ECD に導入されないプレカット (pre-cut) により感度変動が起りにくく、（2） H_2O がメインの分離カラムに導入される前にプレカラムを流路から分離し逆方向のキャリアーガス流により系外に排出を行うバックフラッシュ (back-flush) で分離性能の変動が起りにくいというメリットが得られる。

具体的な流路切り替えについて以下に記述する。2 種類の流路切替バルブ（Valve-1: 新設した 10 ポート切替バルブ、Valve-2: 既存の 6 ポート切替バルブ）の ON-OFF の組合せにより 4 パターンの流路を作り出すことが出来る（図 D-3）。今回、現地機関のラボで使用されていた GC (Model 6890、Agilent Technology、米国) では本体の制御プログラムに統合されたイベント制御コードによりこの 2 つのバルブを任意のタイミングで切り換えることでサンプルの導入以降の操作を必要としない自動分析が可能である。切替のタイミングについては、実際のガスサンプルを導入した際に得られる各成分のピークの位置やバンド幅をもとに、繰り返し分析によって最適条件を導出した。

プレカットとバックフラッシュを行う際の手順とガスの流れ

今回、改造を行った GC については以下の順序でバルブの切替を行う。

待機状態（図 D-4 「1. Standby」参照）

Valve-1 を OFF、Valve-2 を ON のポジションにする。ガスの導入にサンプルループを用いる場合はサンプルループにサンプルガスを導入する。サンプルループを用いない場合（シリンジによるポート注入の場合）はガラスバイアルのサンプルをシリンジに分取する。

サンプル導入 (図 D-5 「2. Sample Introduction」 参照)

Valve-1 を ON のポジションにする。サンプルループを用いない場合は後側のインジェクションポート (図中の下側の緑で示された側のポート) にシリンジでガスを注入する。サンプルループを用いる場合は Valve-1 を ON のポジションに下と同時にガスが流路に導入される。サンプルガスはまずプレカラムに導入される。

プレカラムによる H₂O の分離 1 (図 D-6 「3. H₂O separation by pre-column-1」 参照)

導入されたサンプルガスはプレカラムの中で成分が分離される。

プレカラムによる H₂O の分離 2 (図 D-7 「4. H₂O separation by pre-column-2」 参照)

プレカラムで分離された成分のうち O₂ と N₂O がメインカラムに導入されたタイミングで Valve-1 のポジションを OFF に切り換える。

メインカラムでの O₂ と N₂O の分離と H₂O のバックフラッシュ (図 D-8 「5. O₂/N₂O separation in main-column and H₂O back-flush」 参照)

メインカラムの中に導入された O₂ と N₂O はさらに分離が進む。プレカラムには逆方向のキャリアーガスの流れが生じ、中を通過中だった H₂O は Vent-B (図中の右下の緑色の部品) から系外に排出される。

酸素のプレカット (図 D-9 「6. O₂ pre-cut」 参照)

メインカラムの中で O₂ と N₂O の分離が進む。分離された O₂ が Vent-A (図中の右中の赤い部品) から排出されるので、排出が終わるタイミングで Valve-2 のポジションを OFF に切り換える。O₂ は ECD に導入されず系外に排出されるため、ECD の感度に影響を与えない。また、プレカラム内の H₂O は Vent-B より排出される。

N₂O の検出 (図 D-10 「7. N₂O detection」 参照)

N₂O のバンドのみが ECD に導入され、定量される。N₂O のピークの検出ののち、Valve-2 を ON に切り換えることで、次のサンプル導入への待機状態となる。

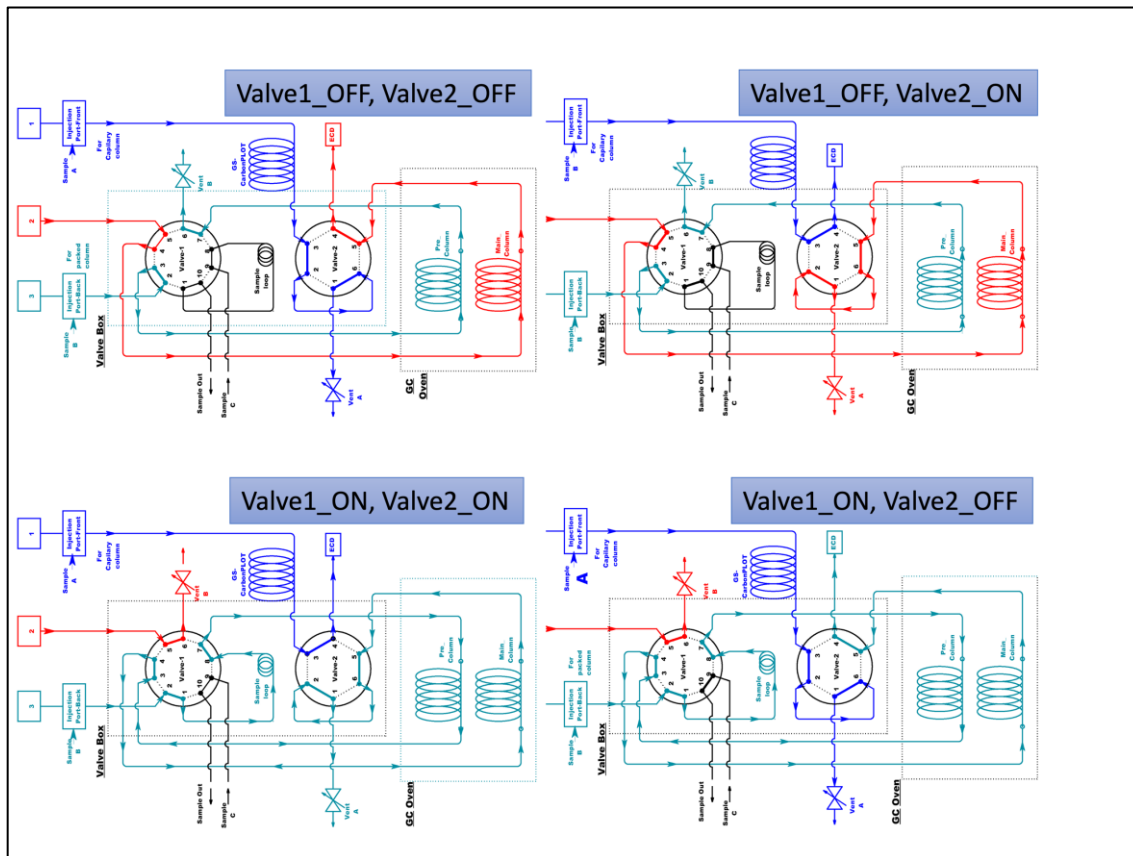
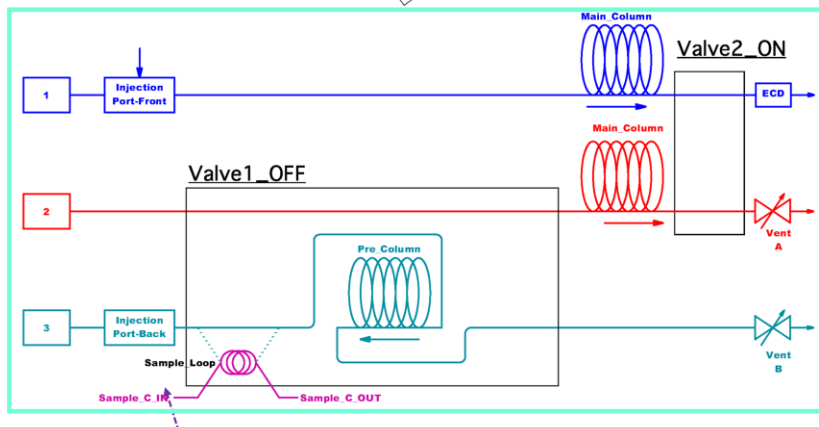
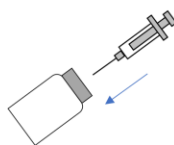


図 D-3. 2つのバルブの組合せで切り換えられる4パターンの流路

1. Standby

Valve1: OFF, Valve2: ON

- ① ***In case of syringe injection,***
distribute sample gas into the syringe
from sample vial.



- ② ***In case of sample loop injection,***
fill the sample loop with sample

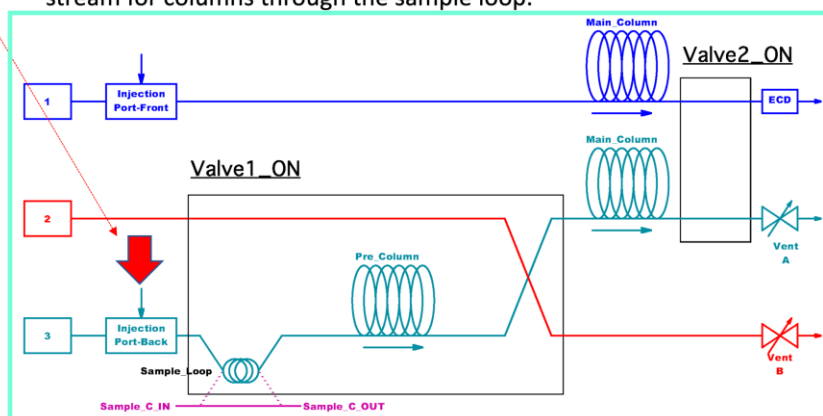
図 D-4. 待機状態でのガスの流れ

2. Sample introduction

Turn valve1 'ON'.

Valve1: ON, Valve2: ON

- ① ***In case of syringe injection,*** inject sample gas into
back-side injection port. Sample gas is introduced in gas
stream for columns through the sample loop.



- ② ***In case of sample loop injection,***
Sample gas in the loop is introduced in
gas stream for columns.

図 D-5. サンプル導入時のガスの流れ

3. H₂O separation by pre-column-1

Valve1: ON, Valve2: ON

Gas components in the sample is separated in the columns. Pre-column is used to eliminate H₂O prior to the main-column. Retention time of H₂O has a long delay from that of N₂O.

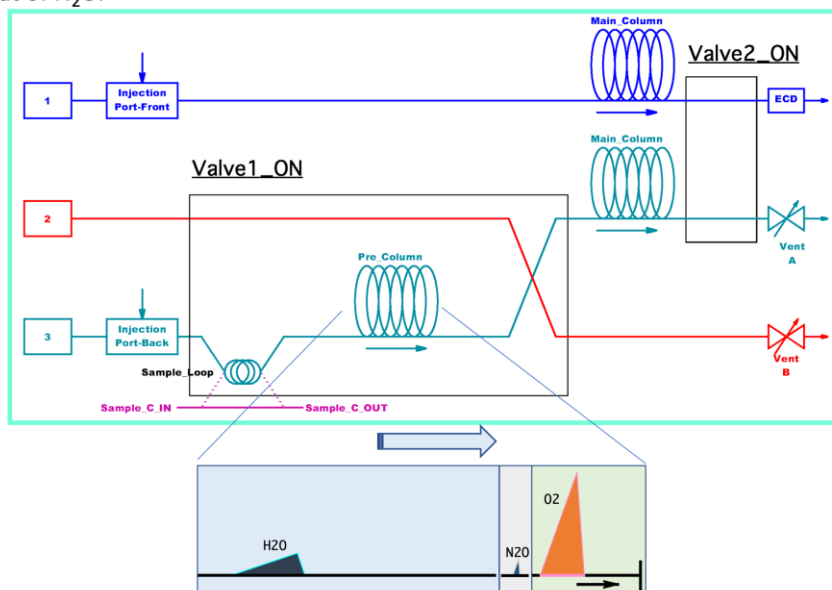


図 D-6. プレカラムによる H₂O の分離-1

4. H₂O separation by pre-column-2

Valve1: ON, Valve2: ON

When the O₂ and N₂O band in the gas stream has entered into main-column, the H₂O band is remained in the pre-column.

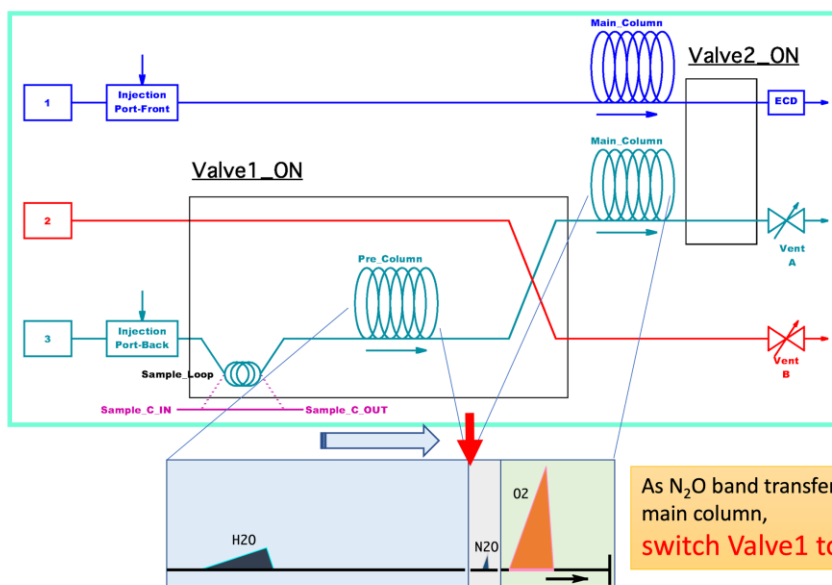


図 D-7. プレカラムによる H₂O の分離-2

5. O₂/N₂O separation in main-column and H₂O back-flush

Valve1: OFF, Valve2: ON

As valve1 is turned 'OFF', the H₂O band in pre-column is back-flushed in reverse gas stream and discharged from vent B.

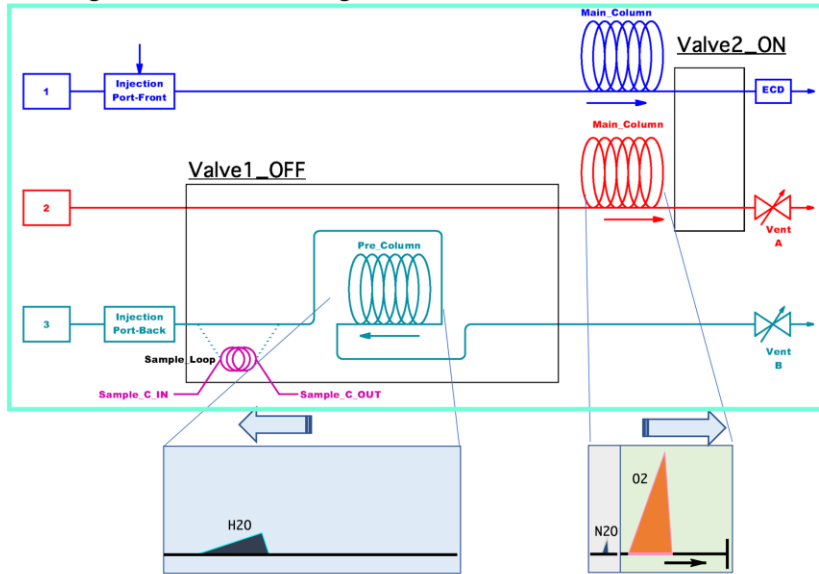


図 D-8. メインカラムでの O₂ と N₂O の分離と H₂O のバックフラッシュ

6. O₂ pre-cut

Valve1: OFF, Valve2: ON

O₂ band passed through faster than N₂O band. O₂ band is discharged from vent A.
After O₂ passed through main column, valve2 is turned 'OFF'.

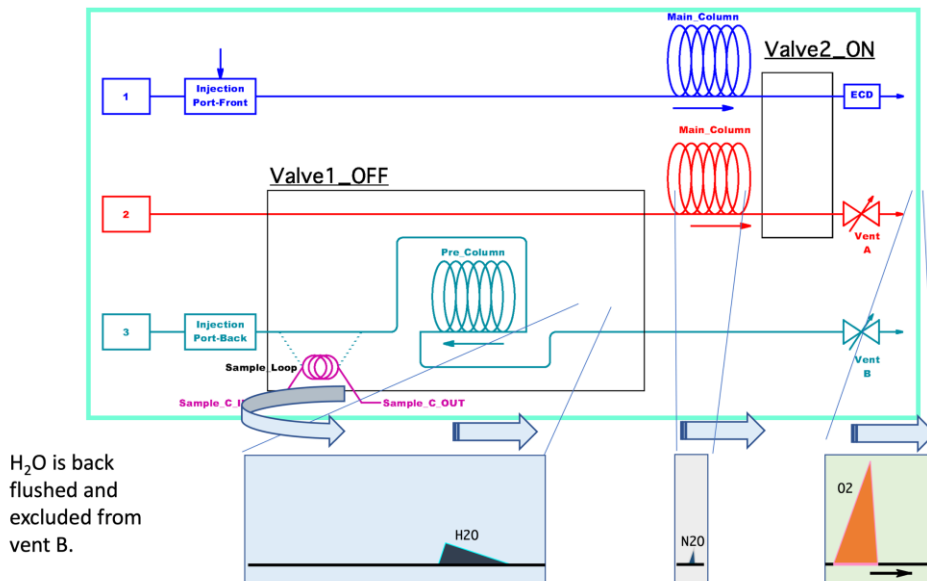


図 D-9. 酸素のプレカット

7. N₂O detection

Valve1: OFF, Valve2: OFF

After pre-cut of O₂ band, only N₂O band is introduced to ECD.
When N₂O peak detection is completed, turn valve 2 'ON' ('stand by' condition).

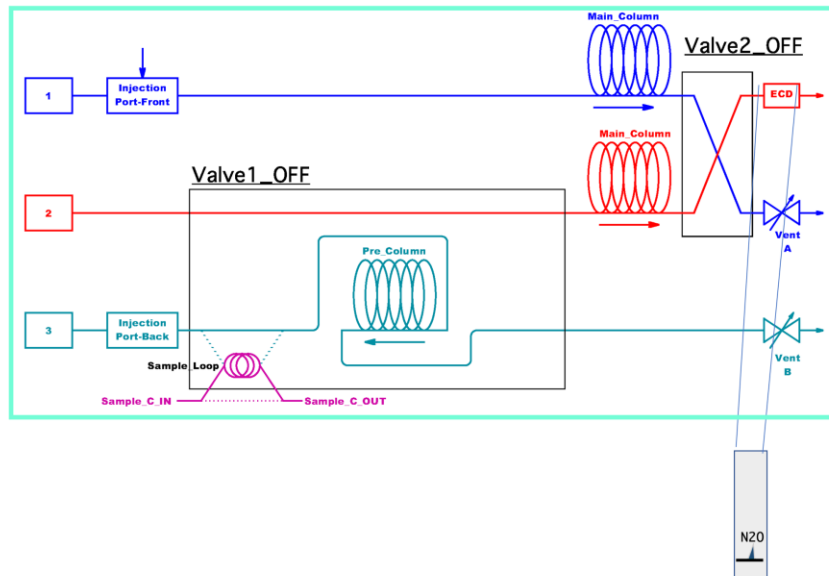


図 D-10. N₂O の検出

従来通りの分析（プレカットとバックフラッシュを行わない場合）

現地機関の実験室に設置されている GC-ECD では定常的な行政調査でのサンプル分析を継続的に実施しているため、従来通りの分析方法にも対応する必要がある。改造を行った GC においてもバルブ位置を Valve-1、Valve-2 とともに ON にした状態で、手前側のインジェクションポートにサンプルガスをシリンジで注入することで、サンプル全量がカラムで分離されたあと ECD に導入される流路となり、改造を実施しなかった場合と同じ条件での分析が可能となる。この際のガス流のイメージを図 D-11 に示す。

1. Normal analysis

Valve1: ON, Valve2: ON

Inject sample gas into **front-side** injection port. Sample gas is introduced in gas stream for main column.

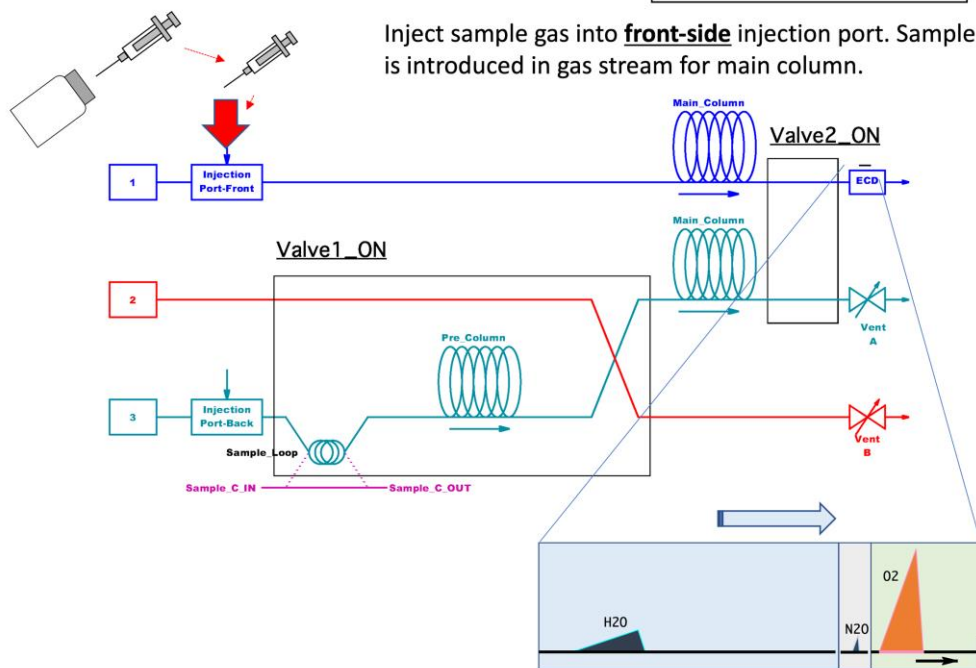


図 D-11 プレカットとバックフラッシュを行わない場合のガスの流れとピークの出現の様子。

[付 録]

E. フローティングチャンバーの改良の詳細

初期のフローティングチャンバーでは流路切り替えに内部オリフィスを拡張加工したサンタリーバルブを使用していたが、スカムや泡の侵入によって、流路が塞がることでサンプリングが不調になるトラブルがしばしば発生したため、より流路の口径が大きくメンテナンスが容易な機構が求められた。また、バイオガス発生量の小さな場所では長時間のサンプリングが必要となるため、流路切り替え時以外に可能な限り電力を消費しない構造とする必要もあった。そのため、空気圧システムを駆動するために使用されるパイロット式電磁弁（3V210, AirTAC, 台湾）を改造して、流路の口径が大きく、切り替え時以外には電力を消費しない流路切換機構を作成した。

パイロット式電磁弁では内部に供給される加圧空気等の流体の圧力を利用してスプールと呼ばれる弁機構を組み込んだ棒状の部品をスライドさせて流路を切り替えるため、小さな電力での切り替え操作が可能であるが、内部に加圧流体がない場合は駆動することができず、そのままではバイオガス採取用のフローティングチャンバーには使用できない。そのため、電磁弁を分解し取り出したバルブボディとスプールのみを使用し（図 E-1）、スプールの両側に設置した小型のプッシュソレノイド（CB08300120、タカハ機工、日本）でスプールをスライドさせる構造とした（図 E-2）。

バルブボディにはパイロット操作のための圧力空気を流すために主流路に通じる小径の穴が空いているが、今回の装置では、この穴からサンプリング対象のバイオガスがリークするため、シリコンシーラントを用いて穴を埋めた。

パイロット式バルブでは大きな流路の口径が得られるが、スプールのスライドには大きな力を必要とするため、今回用いた小型のプッシュソレノイドで直接駆動することができない。また、スプールはしばしばボディと固着することもあり、安定した流路の切換動作のために、プッシュソレノイドのロッドの先端に肉厚のステンレスワッシャー（外径 16mm、厚さ 5mm、内径に M3 タップ加工：FWTAS-D16-M3-T5、ミスミ、日本）を固定し、その重みによるモーメントを利用して、これをパルス状にスプールに打ち付けてスライドさせることで確実に流路の切換ができるようにした。パルスの回数や時間感覚は制御プログラム上で設定の変更が可能である。

流路切換を制御するコントロールボックスの部品と配線を図 E-3 に示すとともに、構成部品のリストを表 E-1 にまとめた。ソレノイド以外の構成部品については、樹脂製の防水ボックス内に固定した。制御プログラムの例を表 E-2 に示した。通電開始からサンプリングが開始されるまでの待機時間、バルーンにサンプリングを行う時間、サンプリン



図 E-1. パイロット式電磁弁を分解し、流路切換に必要なバルブボディとスプールだけを使用する。

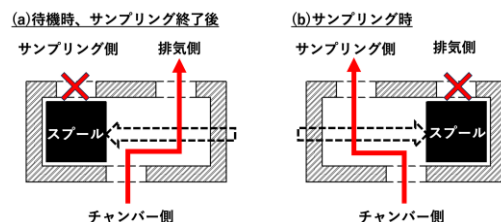
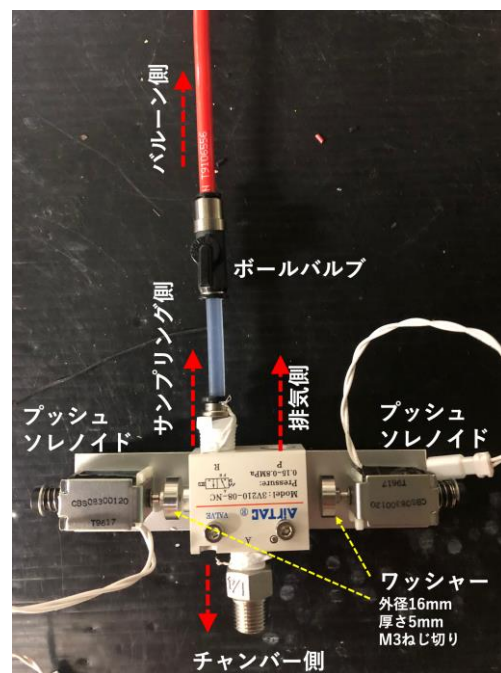


図 E-2. (上) 流路切換機構の外観と (下) 原理。スプールを両端に装着したプッシュソレノイドでスライドさせることにより流路を切り替える。

グ完了後にLEDでステータスを表示する時間などを状況に合わせて変数として設定し、チャンバー設置前にノートPCからワンボードマイコンにプログラムをロードする。ワンボードマイコンに通電した時点でプログラムが開始されるため、チャンバーの設置に要する時間や、バイオガスの発生量、チャンバー回収までの時間などを想定して、これらの変数を最適な値に設定し、設置作業を開始する際に通電を開始するという手順とした。無線リレースイッチなどを用いた遠隔操作も想定したが、本研究課題実施段階では実装しなかった。

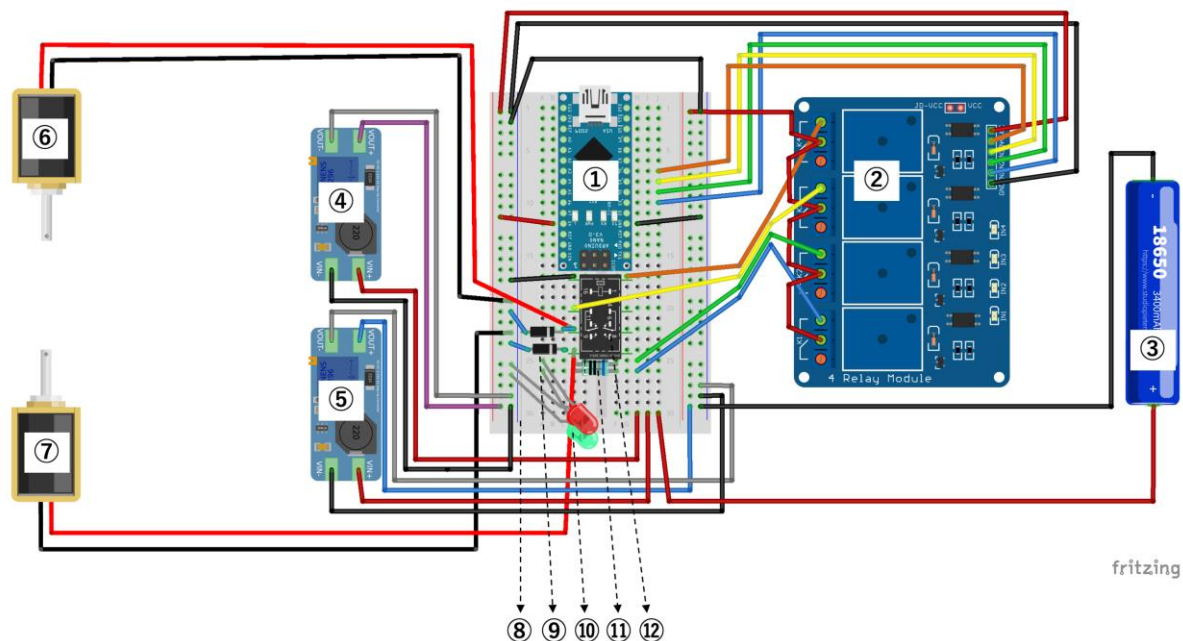


図 E-3. コントロールボックスの構成部品と配線図。それぞれの番号に対応する部品は表 E-1 に示した。

表 E-1. コントロールボックスの構成部品。番号は図 D-4 に対応。

番号	品名	形式・仕様	製造元	参考価格	備考
①	ワンボードマイコン	Arduino Nano V3.0互換品	ELEGOO	¥1,000	オープンソースのため同等品多数あり。
②	4チャンネルリレーモジュール	101-70-101	SainSmart	¥700	オープンソースのため同等品多数あり。
③	リチウムイオン二次電池	18650型 3.7V 3500mAh 保護回路付き	KEEPPOWER	¥1,600	同等品あり。
④	DCDC昇圧モジュール	MT3608使用 出力2A	不明	¥100	5V出力に調整。 オープンソースのため同等品多数あり。
⑤	DCDC昇圧モジュール	MT3608使用 出力2A	不明	¥100	12V出力に調整。 オープンソースのため同等品多数あり。
⑥	プッシュレノイド	CBS08300120	タカハ機工	¥3,600	12Vで駆動。
⑦	プッシュレノイド	CBS08300120	タカハ機工	¥3,600	12Vで駆動。
⑧	ブレッドボード	400ホールタイプ	不明	¥220	
⑨	ダイオード (2個)	1000V 1A	不明	¥5	
⑩	高輝度LED (2個)	5mm 超高輝度 赤、緑	不明	¥20	
⑪	カーボン抵抗	680R 0.25W	不明	¥5	
⑫	リレー	G5V-2-12V	OMRON	¥500	

表 E-2. ワンボードマイコン Arduino nano V3.0)による制御プログラムコードの例。

```

1 void setup() {
2 //connect White/Gray to Vent valve/ Black/Brown to sampling valve
3 // put your setup code here, to run once:
4 pinMode(2, INPUT); //2 番ピンを入力モードに設定
5 pinMode(3, OUTPUT); //3 番ピンを出力モードに設定
6 pinMode(4, OUTPUT); //4 番ピンを出力モードに設定
7 pinMode(5, OUTPUT); //5 番ピンを出力モードに設定
8 pinMode(6, OUTPUT); //6 番ピンを出力モードに設定
9 digitalWrite(3, HIGH);
10 //LED_red 赤 LED の状態を High に
11 digitalWrite(4, HIGH);
12 //LED_green 緑 LED の状態を High に
13 digitalWrite(5, HIGH);
14 //Power supply for Valve /バルブへの通電を High に
15 digitalWrite(6, HIGH);
16 //Relay drive/polarity change リレーへの通電を High に
17 }
18
19 void loop() {
20 //put your main code here, to run repeatedly:
21 int inputState1; //今回は使わない変数
22 int samplingState; //今回は使わない変数
23 int standbyTimeSec; //サンプリングまでの待機時間(秒)の変数
24 int samplingTimeSec; //サンプリング時間(秒)の変数
25 int afterSamplingTimeSec; //サンプリング後の LED 表示が終了するまでの時間(秒)の変数
26 inputState1 = 0; //今回は使わない変数
27 samplingState = 0; //今回は使わない変数
28 standbyTimeSec = 10; //サンプリングまでの待機時間(秒)を設定
29 samplingTimeSec = 20; //サンプリング時間(秒)を設定
30 afterSamplingTimeSec = 100; //サンプリング後の LED 表示が終了するまでの時間(秒)を設定
31
32 //Valve vent position /バルブを排気ポジションにする。
33 for (int i=0; i<20; i++){
34 digitalWrite(6, LOW);
35 digitalWrite(5, LOW);
36 delay(50);
37 digitalWrite(5, HIGH);
38 delay(100);
39 digitalWrite(6, HIGH);
40 }
41
42 //signal indicator -A before sampling start LED で待機中ステータスを点滅表示。
43 for (int i=0; i<standbyTimeSec; i++){
44 digitalWrite(4, LOW);
45 delay(30);
46 digitalWrite(4, HIGH);
47 delay(970);
48 }
49
50 //Valve Samp position /バルブをサンプリングポジションにする。
51 for (int i=0; i< 20; i++){ //片側のソレノイドに20回のパルスを繰り返す。
52 digitalWrite(6, HIGH);
53 digitalWrite(5, LOW);
54 delay(50);
55 digitalWrite(5, HIGH);
56 delay(100);
57 }
58

```

表 E-2. ワンボードマイコン Arduino nano V3.0)による制御プログラムコードの例 (続き)

```

59 //signal indicator -A before sampling start LED でサンプリング中ステータスを点滅表示。
60 for (int i=0; i<samplingTimeSec; i++){
61     digitalWrite(3, LOW);
62     delay(30);
63     digitalWrite(3, HIGH);
64     delay(970);
65 }
66
67 //Valve vent position バルブを排気ポジションにする。
68 for (int i=0; i<20; i++){ //片側のソレノイドに20回のパルスを繰り返す。
69     digitalWrite(6, LOW);
70     digitalWrite(5, LOW);
71     delay(50);
72     digitalWrite(5, HIGH);
73     delay(100);
74     digitalWrite(6, HIGH);
75 }
76
77 //signal indicator -A before sampling start LED で終了ステータスを点滅表示。
78 for (int i=0; i<afterSamplingTimeSec; i++){
79     digitalWrite(3, LOW);
80     delay(30);
81     digitalWrite(3, HIGH);
82     delay(140);
83     digitalWrite(4, LOW);
84     delay(30);
85     digitalWrite(4, HIGH);
86     delay(800);
87 }
88 exit(0); //プログラム終了
89 }

```


[資料]

1 研究の組織と研究課題の構成

1.1 研究の組織

[A 研究担当者]

地球環境研究センター	平田 竜一
地球環境研究センター	高橋 善幸
地域環境研究センター	小野寺 崇
地域環境研究センター	仁科 一哉

(注) 所属・役職は年度終了時点のもの。

1.2 研究課題と担当者

サブテーマ1 廃水ため池からの温室効果ガス放出量の定量的評価

高橋 善幸、小野寺 崇

サブテーマ2 圃場における温室効果ガス放出量および窒素循環の定量的評価

平田 竜一、仁科 一哉

サブテーマ3 オイルパーム農園からの温室効果ガス発生量推定モデルの構築

仁科 一哉

サブテーマ4 農地および廃水ため池からの温室効果ガス放出量の統合的評価

平田 竜一、高橋 善幸、小野寺 崇、仁科 一哉

2 研究成果発表一覧

2.1 誌上发表

<雑誌>

発表者・(刊年)・題目・掲載誌・巻(号)・頁

Kiew F., Hirata R., Hirano T., Wong G.X., Aeries E.B., Musin K.K., Waili J.W., Lo K.S., Shimizu M., Melling L. (2018) CO₂ balance of a secondary tropical peat swamp forest in Sarawak, Malaysia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248 (15), 494-501

Nishina K., Melling L., Toyoda S., Itoh M., Terajima K., Waili J.W., Wong G.X., Kiew F., Aeries E.B., Hirata R., Takahashi Y., Onodera T. (2023) Dissolved N₂O concentrations in oil palm plantation drainage in a peat swamp of Malaysia Author links open overlay panel. *Science of The Total Environment*, 872, 162062

Wong G.X., Hirata R., Hirano T., Kiew F., Aeries E.B., Musin K.K., Waili J.W., Lo K.S., Melling L. (2020) How do land use practices affect methane emissions from tropical peat ecosystems? *Agricultural and Forest Meteorology*, 282-283, 107869

2.2 口頭発表

発表者・(暦年)・題目・学会等名称・予稿集名・頁

Hirata R., Wong G.X., Kiew F., Takahashi Y., Onodera T., Nishina K., Aeries B.A., Musin K.K., Waili J.W., Lo K.S., Melling L. (2022) Changes in GHG fluxes by converting from disturbed secondary peat swamp forest to oil palm plantation. *AsiaFlux conference 2022, Abstracts*, 126

Kiew F., Hirata R., Hirano T., Wong G.X., Aeries E.B., Musin K.K., Waili J.W., Lo K.S., Melling L. (2019) Net ecosystem exchange of CO₂ from two land uses on tropical peatlands in Sarawak, Malaysia. *AsiaFlux2019 20th Anniversary Workshop, Proceeding*, 51

Musin K.K., Hirata R., Tang A.C.I., Wong G.X., Kiew F., Aeries E.B., Waili J.W., Lo K.S., Hirano T., Melling L. (2019) Evapotranspiration from three tropical peat ecosystems in Sarawak, Malaysia. *AsiaFlux2019 20th Anniversary Workshop, Proceedings*, 115

Nishina K., Hirata R., Takahashi Y., Onodera T., Melling L., Musin K., Waili J., Ratai J., Abdullah M., Merikan C., Toyoda S., Terajima K. (2018) Preliminary Survey for Evaluation of N Cycling in Oil Palm Plantation on Peat Soil in Malaysia-Spatial Distribution of Dissolved Nitrous Oxide and Nitrate Concentrations in Drainage Water on a Plantation Scale-. *AGU Fall Meeting, Abstract*

Nishina K., Melling L., Toyoda S., Itoh M., Waili J.W., Wong G.X., Kiew F., Aeries E.B., Hirata R., Takahashi Y., Onodera T. (2022) Seasonal dynamics of dissolved N₂O in the drainage ditch water & palm oil mill effluent of oil palm plantation in Sarawak. *AsiaFlux 2022, Abstracts*, 52-53

Shiraishi T., Hirata R., Hayashi M., Hirano T. (2019) Estimation of carbon dioxide emissions through tropical peatland subsidence using interferometric synthetic aperture radar analysis. *AsiaFlux2019 20th Anniversary Workshop, Proceedings*, 158

高橋善幸, 平田竜一, 小野寺崇, 仁科一哉, Joseph Wenceslaus Waili, Kevin Kemudang Musin, Edward Baran Aeries, Frankie Kiew, Guan Xhuan Wong (2019) オイルパームプランテーションでの廃液処理ため池から発生する温暖化ガスの観測. 日本農業気象学会 2019 年全国大会, 同講演要旨, 121

高橋善幸, 平田竜一, 小野寺崇, 仁科一哉, Waili J., Musin K., Aeries E., Kiew F., Wong G., Melling L. (2020) オイルパームプランテーションの廃液処理ため池における 温暖化ガス発生量の把握のための技術開発. *JpGU-AGU Joint Meeting 2020, 同予稿集*

Takahashi Y., Onodera T., Hirata R., Nishina K., Waili J.W., Aeries E.B., Kiew F., Wong G.X., Melling L. (2022) Field Observations of Greenhouse Gas Emissions from Palm Oil Mill Effluent (POME) Treatment Ponds in an Oil Palm Plantations on Tropical Peatlands. *AsiaFlux 2022, Book of Abstracts*, 130

高橋善幸, 小野寺崇, 平田竜一, 仁科一哉, Waili, J. W., Aeries, E. B., Kiew, F., Wong, G. X., Melling (2023) 熱帯泥炭地のアブラヤシプランテーションにおけるパーム油工場排水処理池からの温室効果ガス排出の現地観測. 日本農業気象学会 2023 年全国大会, 同講演要旨, P.64

Tang A.C.I., Stoy P.C., Hirata R., Musin K.K., Aeries E.B., Waili J.W., Shimizu M., Poulter B., Melling L. (2019) Biophysical controls on the variability of ecosystem scale CO₂ exchange in a Bornean peat forest. AsiaFlux2019 20th Anniversary Workshop, Proceedings, 114

Waili J.W., Aeries E.B., Wong G.X., Lo K.S., Hirata R., Melling L. (2019) Field challenges of eddy covariance measurement in tropical peat ecosystems in Sarawak, Malaysia The TROPI experience. AsiaFlux2019 20th Anniversary Workshop, Proceedings, 111

Wong G.X., Hirata R., Hirano T., Kiew F., Aeries E.B., Musin K.K., Waili J.W., Lo K.S., Melling L. (2019) Net ecosystem CH₄ exchange of three tropical peat ecosystems in Sarawak, Malaysia. AsiaFlux2019 20th Anniversary Workshop, Proceedings, 113

国立環境研究所研究プロジェクト報告 第 141 号
NIES Research Project Report, No.141

(SR-141-2024)

オイルパーム農園からの CH₄・N₂O 放出料の統合的評価
(所内公募型提案研究)

平成 30～令和 2 年度

Comprehensive evaluation of CH₄ and N₂O release from oil palm plantation
FY2017～2019

令和 6 年 3 月発行

編 集 国立環境研究所 編集分科会
発 行 国立研究開発法人 国立環境研究所
〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16 番 2
E-mail : pub@nies.go.jp

Published by the National Institute for Environmental Studies
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan
March 2024

無断転載を禁じます

国立環境研究所の刊行物は以下の URL からご覧いただけます。

<https://www.nies.go.jp/kanko/index.html>