

海藻海草場における二酸化炭素吸収量と生成有機物の分解特性評価

久保 篤史

静岡大学理学部地球科学科

概要 大気中の二酸化炭素濃度増加による気候変動の影響評価を行うためには、海洋における二酸化炭素吸収量の評価が必要不可欠である。近年、水生植物による炭素固定(ブルーカーボン)が全球規模での二酸化炭素収支に寄与していることが報告されている。水生植物は光合成による二酸化炭素固定に加え、有機炭素を堆積物中に長期間貯留する。また、枯死後水生植物から溶存有機炭素(DOC)が水柱へ放出(浸出)されることが報告されている。DOC浸出の一部が難分解性DOCであれば現在のブルーカーボン量の推定は過小評価となる可能性がある。本研究では枯死後の褐藻(*Ecklonia cava* カジメ)、海草(*Zostera japonica* コアマモ)を用いて培養実験を行い、浸出したDOCの量とその蛍光特性・分解特性を評価した。培養は現場ろ過海水中に植物体を封入し、塩化水銀添加の有無の2系統を暗所・22°Cで30日間行った。培養期間中好気条件を保つために酸素供給を行う培養も併せて行った。

DOC浸出量はカジメ($6850 \pm 1569 \mu\text{molC/g dry-wt.}$)の方がコアマモ($3417 \pm 692 \mu\text{molC/g dry-wt.}$)に比べて多かった。これは、細胞壁の主成分がコアマモは難分解性のセルロースであるのに対して、カジメはアルギン酸が主成分であることに起因していると考えられる。また、難分解性DOCの割合はカジメの方が3倍程度高かった。培養水から得られた励起蛍光マトリックスを用いてPARAFACを行った結果、カジメ・コアマモ共にタンパク質様蛍光の蛍光強度が培養初期に上昇し、塩化水銀未添加培養実験では細菌による分解により速やかに低下していた。一方、腐植様蛍光は塩化水銀添加の有無にかかわらず培養期間を通じて増加していた。そのため、難分解性DOCが直接浸出していたと考えられる。また、好気条件下のコアマモの培養実験では塩化水銀未添加培養実験の方が、添加培養実験結果に比べて腐植様蛍光の蛍光強度が高くなっていた。そのため、易分解性DOCを用いて難分解性DOCが生成している可能性がある。

1. 研究目的

大気中の二酸化炭素濃度増加による、気候変動の影響評価のため、二酸化炭素吸収に関する研究が精力的に行われてきた⁽¹⁾。人間活動による大気中の過剰な二酸化炭素は陸圏では植物による光合成によって利用され、植物体となって一部は固定されている。陸上植物によって吸収された二酸化炭素はグリーンカーボンと呼ばれており古くから炭素循環への寄与が評価され、吸収量は年間 $2.5 \pm 1.3 \text{ PgC}$ と報告されている⁽¹⁾。一方、海洋でも植物プランクトンなどの光合成によって陸圏同様に大気中の二酸化炭素を吸収している。海洋では年間 $2.4 \pm 0.7 \text{ PgC}$ の人為起源二酸化炭素の吸収が報告されている⁽¹⁾。近年、これま

でほとんど議論されていなかった沿岸浅海域(塩性湿地、海草場、海藻場、マングローブ林)の水生植物による二酸化炭素の吸収が海洋における炭素循環に大きく寄与していることが報告されている⁽²⁾。水生植物による二酸化炭素の固定は2009年に国連環境計画によって初めて定義され、陸圏でのグリーンカーボンに対して、ブルーカーボンと呼ぶことが提唱されている⁽²⁾。沿岸浅海域は海洋の表面積に占める割合は0.5%程度にも関わらず、海洋の二酸化炭素吸収域としての役割に大きく寄与している⁽³⁾。沿岸浅海域における単位面積当たりの炭素固定量が外洋域に比べて非常に多いのは、水生植物の光合成による二酸化炭素吸収に加え、枯死後に堆積物中へ有機炭素として

埋没するためである。これは、堆積物中は嫌気的環境であり植物体の分解速度が低下し、長期間堆積物中に隔離されているためだと考えられている⁽³⁾。そのため、沿岸浅海域の水生植物による二酸化炭素吸収量や沿岸浅海域堆積物中の有機炭素残存量を評価する研究が精力的に行われている。

枯死後の植物体の一部は加水分解やバクテリアによる分解により、海洋中に溶存有機炭素 (Dissolved Organic Carbon, DOC) を放出することが報告されている⁽⁴⁾。海洋中の大型藻類の純一次生産の内 23% が DOC として海水中に放出され、そのうちの 67% が速やかに分解されると報告されている⁽⁵⁾。これまで、水生植物により排出された有機物の外洋域への炭素輸送量評価が行われた研究例はいくつかあるが、その全てが Enriquez et al. (1993)⁽⁶⁾ によって推定された植物体の分解速度定数を用いている。しかし、この分解速度定数の推定は植物体の炭素含有量変化に着目しており、排出された有機物が難分解性 DOC (Recalcitrant DOC, RDOC) となり海水中に残存し、外洋域へと輸送されることは考慮されていない。そのため、これまで外洋域へ輸送されているとされている炭素量は過小評価となっている可能性がある。また、水生植物の枯死後に浸出する DOC 量は植物種により大きく異なることが報告されている^(4, 6, 7)。浸出した一部の易分解性 DOC (Labile DOC, LDOC) はバクテリアによって速やかに利用されることが報告されており、生態系のエネルギー源として重要であることが指摘されている。これに加え、バクテリアは LDOC を利用し、RDOC を生成することが知られている (微生物炭素ポンプ; Microbial Carbon Pump, MCP)⁽⁸⁾。そのため、枯死後に放出された有機物の一部はバクテリアによって RDOC と変換され、海洋炭素循環に寄与している可能性がある。

浸出した DOC の質評価はこれまでいくつかの研究で行われてきた^(6, 7, 9)。DOC の質評価には発色団含有溶存有機物 (Chromophoric Dissolved Organic Matter, CDOM) を測定することができる蛍光法が多く用いられている。特に、1990 年代に導入された CDOM の三次元励起蛍光光度法により、溶存有機物には腐植様蛍光に加え、タンパク質様蛍光が存在することが明らかとなった⁽¹⁰⁾。更に、2000 年代後半には、Parallel Factor Analysis (PARAFAC) と呼ばれる多変量解析を用いて、分析で得られた励起蛍光マトリッ

クス (Excitation-Emission Matrix, EEM) を統計的に各蛍光成分へと分ける方法が適用されてきた⁽¹¹⁾。Chen et al. (2020)⁽⁹⁾ は培養実験の結果に PARAFAC を行い、タンパク質様、腐植様蛍光の培養期間中の蛍光強度変化を報告した。しかし、培養日数に応じた詳細な変化を評価した研究は、緑藻類に適応した 1 例のみである。

以上のことから、本研究では海草・海藻の枯死後の植物体から浸出した DOC の量変化・質変化を評価し、分解特性を明らかにすることを目的として研究を行った。

2. 研究方法

本研究では、静岡県浜松市浜名湖、及び牧之原市相良海岸にて海岸に打ち上げられた水生植物の採取を行った。2020 年 4・6・7・10 月に海草 (*Zostera japonica*, コアマモ), 2020 年 4・7・9 月に海藻 (*Ecklonia cava*, カジメ) の採取を行った。植物試料は現場海水でよく洗浄しポリエチレン袋に入れ、実験室に持ち帰った。また、培養のための現場海水をポリプロピレンボトルに 20 L 程度採取し、実験室に持ち帰った。試料採取の際、現場海水の水温、塩分 (EC300, YSI nanotech Inc., OH, USA) を測定した。

培養実験は、植物体 (湿重量 10 g) を濾過海水 (1.05 L) と共に広口メディウム瓶 (1 L, SIMAX, Czech) に封入したものを 2 系統準備した。培養水は、現場海水をガラス繊維濾紙 (Whatman GF/F 孔径約 0.7 μm) で濾過した試水 1 L に、バクテリア接種のためにガラス繊維濾紙 (Whatman GF/C 孔径約 1.2 μm) で濾過した試水を 50 mL 添加した。ガラス繊維濾紙は使用前に 450°C で 3 時間燃焼処理をした。一方は飽和塩化水銀(II) を 2.0 mL 添加し試水中のバクテリアの活動を抑制した。もう一方は未添加でバクテリア活性がある状態で実験を行った。培養は 30 日間暗所・一定温度 (22°C or 5°C) でインキュベーター (FCI-280G, AS ONE Corporation, Japan) 内で行った。また、2020 年 4・6・7 月に行なった培養実験は他の研究と同様にガラス瓶の蓋を開け、大気に解放した状態で行っているが、有機物浸出量・分解量が多いために培養途中から嫌気条件となっている。そのため、2020 年 9・10 月にはエアーポンプを用いて酸化状態を維持した 2 系統 (飽和塩化水銀添加の有無) を追加して浸出実験を行った。培養中はガラス瓶にアルミホイルで軽く蓋をして中の培養水の蒸発を極力防いだ。培養 30 日終了後、試水量 (mL) を測定し、一定割合で蒸発が起こったと仮定し蒸発量 (mL/day) を算出し濃度

の補正に用いた。試水は一定期間毎(0, 3, 7, 15, 30 日)に一定量分注し、ガラス繊維濾紙(Whatman GF/F)で濾過・冷凍保存を行い DOC, CDOM 測定用試料とした。培養 30 日終了後のサンプル処理終了後には植物体を取り出し、湿重量(g wet-wt.), 乾燥重量(g dry-wt.)を測定した。

試水の DOC 濃度 (mg/L) は高温接触酸化法 (TOC-VCSH, Shimadzu, Japan) を用いて測定した。DOC 濃度 (mg/L), 蒸発量を加味した試水量 (L), 培養開始時の植物体の乾燥重量 (g dry-wt.) を用いて、植物体 1 g 当たりの DOC 濃度 ($\mu\text{molC/g dry-wt.}$)・培養期間中の DOC 浸出量 ($\mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$) を算出した。塩化水銀未添加培養実験による DOC 浸出量 ($\mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$) を RDOC 浸出量とした。本研究で定義した RDOC は、植物体から直接浸出した RDOC に加え、バクテリア活動による有機物生成によるものが含まれる。一方、塩化水銀添加培養実験と未添加培養実験の DOC 浸出量 ($\mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$) の差を LDOC として解析に用いた。

採取した試料の一部は湿重量 (g wet-wt.) を測定後、50°C で 48 時間乾燥させ乾燥重量 (g dry-wt.) を測定した。乾燥重量測定後の試料は培養開始前の植物体炭素含有量 (%) 測定試料として分析まで冷凍保存した。炭素含有量 (%) は元素分析計 (CHN コーダー, MT-5, Yanako, Japan) を用いて測定した。培養前の植物体の炭素含有量と DOC 浸出量 ($\mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$) から得た炭素量を比較し、培養 30 日間での植物体からの炭素浸出率 (%) を算出した。

試水中の CDOM の EEM は蛍光分光光度計 (RF-6000, Shimadzu, Japan) を用いて測定した。EEM は励起波長 250-550 nm, 蛍光波長 300-600 nm の範囲で測定した。ブランク水 (MilliQ, 18.2 M Ω , Merck, Japan) に対する EEM を各サンプルの EEM から減算し、MilliQ 水の励起波長 350 nm におけるラマンエリアの蛍光強度で補正した (Raman Unit, RU)。サンプルによる励起光の吸収 (インナーフィルターエフェクト) を補正するために吸収スペクトル (UV-1900, Shimadzu, Japan) を測定した。CDOM の吸収スペクトルは 200-800 nm を 1 cm の石英セルを用いて測定した。ブランク水は Milli-Q 水を用いて各試料の値から減算した。得られた EEM データ, 吸収スペクトルを用いて、

腐植化の指標となる Humification index (HIX) や Specific UV Absorption (SUVA₂₅₄) を算出した。

最後に、カジメ・コアマモのそれぞれの EEM の結果 (カジメ・コアマモ共に n=108) を用いて、PARAFAC を行った (MATLAB_R2020a)。PARAFAC モデルで得られた各成分と先行研究のデータを比較することから各成分の種類を同定した。

3. 研究結果

カジメ・コアマモの培養日数に対する DOC 濃度 ($\mu\text{molC/g dry-wt.}$) の変化を **Figure 1** に示した。カジメ・コアマモの塩化水銀を添加した培養系は、温度変化・酸素供給の有無に関わらず、全ての培養実験で培養初期 (3・7 日) に DOC 濃度の上昇が見られた。その後、濃度は一定、もしくはわずかに低下していた。一方、カジメの塩化水銀未添加培養実験では、培養初期は塩化水銀添加と同様の変動を示していたが、低濃度で推移していた。また、DOC 濃度は 7 日以降低下した。コアマモの塩化水銀未添加 22°C 培養実験ではカジメと同様の DOC 濃度の変動を示していた。しかし、酸素供給培養実験は、他の培養系とは異なり、培養日数に伴い濃度が上昇していた。

カジメの塩化水銀添加培養実験の 30 日後の DOC 浸出量は、22°C, 5°C, 22°C 酸素供給培養実験それぞれで、 $6,850 \pm 1,569$, $10,089$, $4,535 \pm 783 \mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$ であった。5°C 培養実験で最も DOC 浸出量が多く、酸素供給培養実験が最も少なかった。一方、カジメの塩化水銀未添加培養実験の 30 日後の DOC 浸出量 (RDOC 浸出量) は、22°C, 5°C, 22°C 酸素供給培養実験それぞれで、 $1,978 \pm 1,115$, $6,518$, $1,597 \pm 172 \mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$ であった。塩化水銀添加培養実験同様に 5°C 培養実験が最も RDOC 浸出量が多く、他の培養系の約 3 倍だった。塩化水銀未添加 22°C 培養実験は培養 3 日に DOC 濃度が最大となり、培養 7 日に急速に濃度が低下し、その後、緩やかに低下した。塩化水銀未添加 5°C, 22°C 酸素供給培養実験では、培養 7 日後に DOC 濃度が最大となり、培養 30 日まで緩やかに低下した。

コアマモの塩化水銀添加培養実験の 30 日後の DOC 浸出量は、22°C, 5°C, 22°C 酸素供給培養実験それぞれで、 $3,417 \pm 692$, $2,578 \pm 473$, $3,998 \pm 52 \mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$ であった。カジメとは異なり 5°C 培養実験が

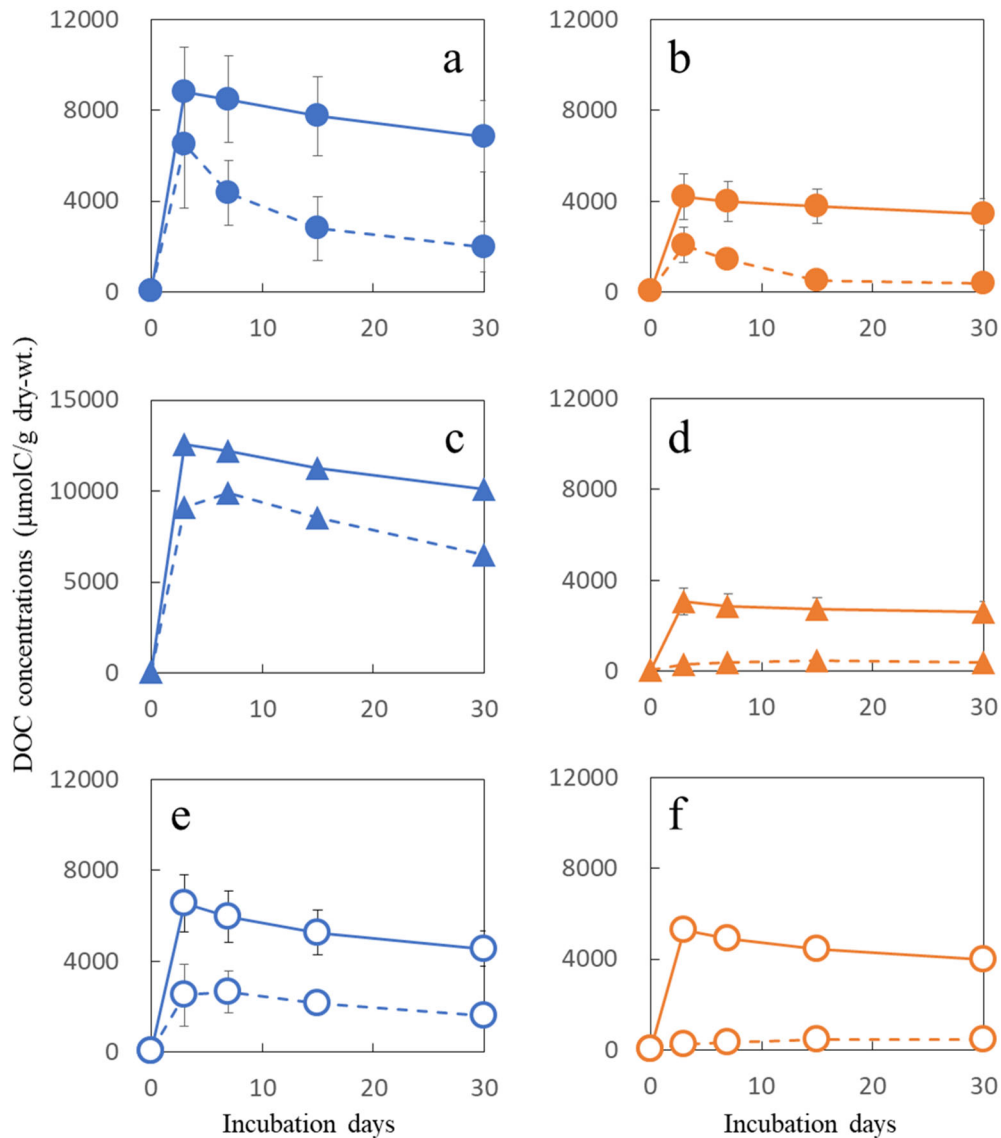


Figure 1: DOC concentrations of leaching incubations. a, b) 22°C incubation for *Ecklonia cava* and *Zostera japonica*, respectively. c, d) 5°C incubation for *Ecklonia cava* and *Zostera japonica*. e, f) 22°C incubation with oxenic condition for *Ecklonia cava* and *Zostera japonica*. Solid and dashed line indicate incubation with and without HgCl_2 , respectively.

最も DOC 浸出量が少なかった。一方、コアマモの塩化水銀未添加培養実験の 30 日後の RDOC 浸出量は、22°C、5°C、22°C酸素供給培養実験それぞれで、 354 ± 47 、 368 ± 195 、 $458 \pm 17 \mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$ であった。22°C酸素供給培養実験が最も RDOC 浸出量が多く、22°C、5°C培養実験はほぼ同程度だった。塩化水銀未添加 22°C培養実験は培養 3 日に DOC 濃度が最大となり、培養 15 日まで濃度が急速に低下し、培養 30 日でもわずかに低下した。塩化水銀未添加 5°C、22°C酸素供給培養実験では、DOC 濃度は 22°C培養実験に比べ低い、培養 15

日まで上昇した。特に塩化水銀未添加 22°C酸素供給培養実験では、培養 30 日間 DOC 濃度が上昇し続けた。

カジメの DOC 浸出量は全ての培養系でコアマモよりも大きく、22°C培養実験では約 2 倍、5°C培養実験では 3 倍以上となっていた。RDOC 浸出量も同様にカジメの方が多く、特に 5°C培養実験では約 18 倍となっていた。塩化水銀未添加 22°C培養では、カジメ・コアマモともに培養 7 日に最も DOC 濃度が低下し、培養後期になるほど DOC 濃度低下が緩やかとなった。カジメでは DOC 濃度低下速度が培養 3 日から 30 日にかけて緩やかに小さくなった。一

方、コアマモでは培養 15 日以降 DOC 濃度低下速度が急激に小さくなり、培養 15 日以前の約 10 分の 1 となっていた。

DOC 浸出率 (%) (培養開始前の植物体の炭素含有量に対する塩化水銀添加培養実験の 30 日後の DOC 浸出量)、DOC 浸出量に占める RDOC 浸出量の割合 (%) はカジメで、浸出率は 22°C, 5°C, 22°C 酸素供給培養実験それぞれで、25.3 ± 5.9, 37.1, 16.7 ± 2.9% であった。浸出率は 5°C 培養実験が最も高く、22°C 酸素供給培養の 2 倍以上だった。コアマモの DOC 浸出率は 22°C, 5°C, 22°C 酸素供給培養実験それぞれで、12.1 ± 2.3, 9.2 ± 1.2, 14.1 ± 0.2% であった。コアマモの場合は培養系によって浸出率に大きな違いは無かった。カジメはコアマモよりも浸出率が高く 22°C, 5°C 培養実験では 2 倍以上であった。カジメの RDOC (%) は 22°C, 5°C, 22°C 酸素供給培養実験それぞれで、28.1 ± 11.5, 64.6, 35.8 ± 4.5% であった。特に 5°C 培養実験が高く、他の培養系の約 2 倍の RDOC (%) であった。22°C 酸素供給培養実験の方が 22°C 培養実験よりも浸出率が高く、コアマモの RDOC (%) は 22°C, 5°C, 22°C 酸素供給培養実験それぞれで、10.7 ± 2.3, 13.4 ± 5.7, 11.5 ± 0.5% であった。コアマモは培養系によって大きな違いは見られず、カジメよりもそれぞれの培養系で 2 分の 1 以下であった。コアマモもカジメ同様に 22°C 酸素供給培養実験の方が 22°C 培養実験よりも RDOC (%) が高かった。

4. 考察

培養期間中の植物体からの DOC 浸出量は植物体(カジメ・コアマモ)、培養条件により大きな違いが見られた。カジメの塩化水銀添加 22°C 培養実験の 30 日後の DOC 浸出量 ($\mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$) はコアマモの約 2 倍であった。カジメとコアマモでは培養開始前の植物体の炭素含有量 (%) に有意差が無かったため、浸出量の違いは植物体の構造とその分解特性が原因だと考えられる。コアマモは、陸上植物と同様の細胞壁の構造を持っており、セルロースが主成分である。アマモ (*Zoostera marina*) は細胞壁の構成成分が難分解のセルロースやリグニンであり、セルロースは約 57% を占めている⁽¹²⁾。それに対しカジメの様な褐藻類は、細胞壁の主成分がアルギン酸 (10-40%) であり、セルロースの割合は低い (1-8%)⁽¹³⁾。そのため、コアマモはカジメよりも頑丈な細胞壁を持ち、培養期間中に

より安定して植物体を保っていると考えられる。一方、カジメの細胞壁は相対的に易分解であり、加水分解されやすいと考えられる。その結果、カジメは加水分解による DOC 浸出量がコアマモよりも大きくなり、カジメ・コアマモで DOC 浸出量・浸出率が大きく異なると考えられる。

また、カジメはコアマモに比べ浸出した DOC に占める RDOC の量・割合ともに高かった。PARAFAC の結果では、カジメ・コアマモ共に腐植様蛍光を示す C3 成分が塩化水銀添加の有無にかかわらず培養時間と共に増加していた (Figure 2 and 3)。そのため、植物体から RDOC が直接浸出していたと考えられる。芳香族化合物の相対的寄与の指標となる SUVA₂₅₄ や腐植化の指標である HIX は、カジメの塩化水銀未添加培養実験では培養日数の増加に伴い増加していた。これは、LDOC の分解に伴い相対的に高くなっていると考えられる。カジメの 22°C 培養実験では、PARAFAC から得られた成分のうちタンパク質様蛍光 (C1, C2 成分)、ポリフェノール様蛍光 (C4 成分) の蛍光強度が塩化水銀添加の有無に関わらず培養 3 日に上昇した。一方、コアマモではタンパク質様蛍光 (C1, C2 成分) の蛍光強度は塩化水銀未添加培養実験でのみ培養 3 日に上昇し、塩化水銀添加培養に比べ高くなっていた。このことから、コアマモは細菌活動による細胞壁の分解に伴う DOC 放出の影響もある可能性が考えられる⁽¹⁴⁾。また、塩化水銀未添加の細菌活性有りの培養実験に伴う CDOM の生成は他の水生植物の培養実験でも報告されている^(7, 15)。Chen et al. (2020)⁽⁹⁾ は細菌活性有りの培養実験において、PARAFAC により得られた細菌由来の腐植様蛍光の蛍光強度が培養期間中に上昇することを報告した。このことから、カジメ・コアマモ培養の PARAFAC より得られた腐植様蛍光 (C3 成分) は浸出からだけではなく細菌によって生成されていた可能性も考えられる。

22°C, 5°C 培養実験では培養期間中に試水中の溶存酸素が全て利用され嫌気的な培養環境になっていた。これまでの先行研究では、嫌気条件下では浸出した有機物の分解速度が低下することが報告されている⁽¹⁶⁾。本研究では、同月の植物体を用いて行った 22°C 培養実験と塩化水銀添加 22°C 酸素供給培養実験の DOC 浸出量は、2020 年 9 月のカジメ培養実験ではそれぞれ 6,160 ± 905, 4,535 ± 783 $\mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$ 、2020 年 10 月のコア

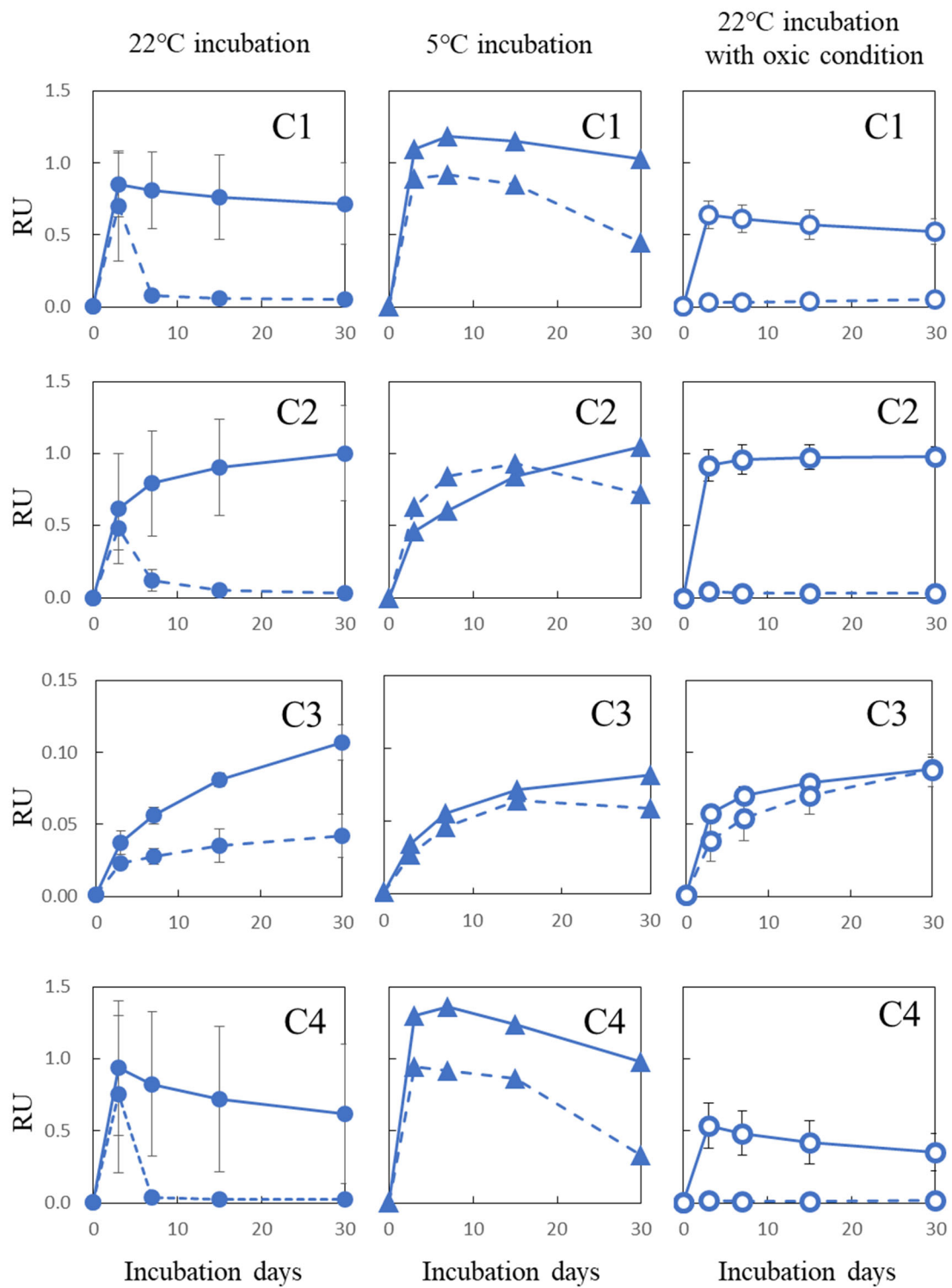


Figure 2: Time course of fluorescent components (C1-C4) identified using EEMs-PARAFAC for *Ecklonia cava*. Solid and dashed line indicate incubation with and without HgCl₂, respectively.

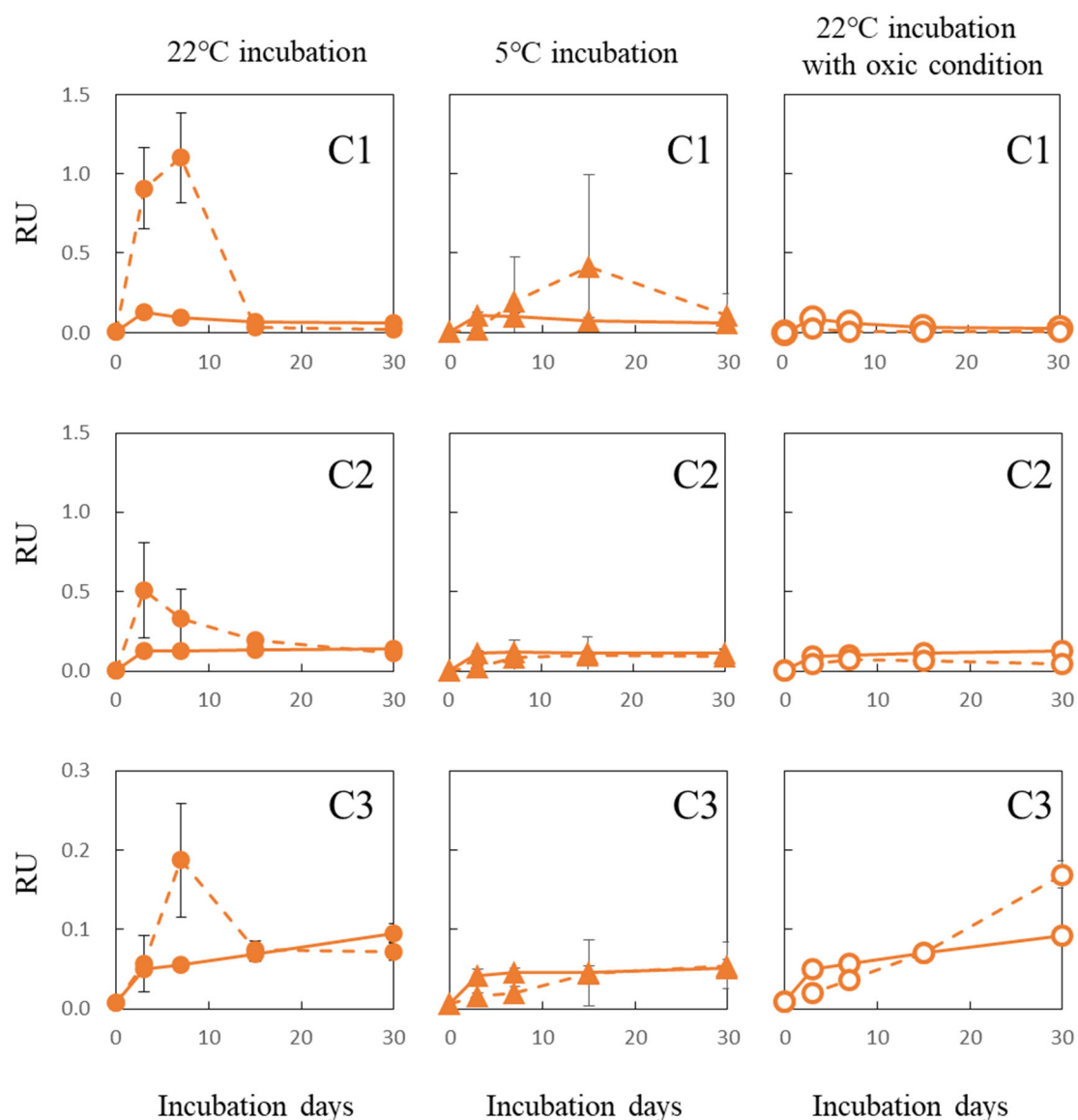


Figure 3: Time course of fluorescent components (C1-C4) identified using EEMs-PARAFAC for *Zostera japonica*. Solid and dashed line indicate incubation with and without HgCl_2 , respectively.

マモ培養実験では $4,054 \pm 236$, $3,998 \pm 52.4$ $\mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$ であった。カジメ・コアマモともに 22°C酸素供給培養実験の DOC 浸出量が少なかった。また、塩化水銀未添加培養実験の培養期間中の DOC 濃度変化は 22°C培養実験よりも低濃度であった。これは、好気条件のため細菌による LDOC の分解速度が上昇した為だと考えられる。PARAFAC の結果にも酸素供給培養における細菌の DOC 分解の促進が顕著に見られた。塩化水銀未添加 22°C培養実験ではカジメの C1, C2, C4 成分

と C1, C2 成分は培養期間中に蛍光強度の上昇が見られたが、塩化水銀未添加 22°C酸素供給培養ではほとんど上昇しなかった。これは、細菌により LDOC と考えられるタンパク質様・ポリフェノール様蛍光の分解が速やかに起こったためだと考えられる。

細菌による DOC 分解速度の増加により、浸出量に対する RDOC の寄与は増加していた。2020 年 9・10 月の 22°C培養実験の RDOC (%) はカジメ・コアマモそれぞれ 19.5 ± 6.2 , $8.6 \pm 0.7\%$ に対して、22°C酸素供給培養実

験の RDOC (%) はそれぞれ 35.8 ± 4.5 , $11.5 \pm 0.5\%$ であった。RDOC (%) が上昇したのはバクテリアによる RDOC 生成量が増加した為だと考えられる。特に、コアマモの培養実験では RDOC (%) だけではなく、RDOC 浸出量も酸素供給培養では 22°C 培養実験より多くなっていた (2020 年 10 月 22°C 培養実験: $347 \pm 21 \mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$, 22°C 酸素供給培養実験: $458 \pm 17 \mu\text{molC/g dry-wt./30 day}$)。塩化水銀未添加 22°C 酸素供給培養実験の HIX や SUVA₂₅₄ はカジメ・コアマモともに塩化水銀未添加 22°C 培養実験よりも大幅に上昇していた。加えて、PARAFAC の結果からもバクテリアによる RDOC 生成量増加が支持できる。カジメ・コアマモそれぞれの PARAFAC で得られた C3 成分 (腐植様蛍光) の蛍光強度は塩化水銀未添加 22°C 酸素供給培養実験ではカジメ・コアマモともに塩化水銀未添加 22°C 培養実験よりも上昇し、培養 30 日まで値が上昇し続けた。特に、コアマモ培養では、塩化水銀添加培養実験よりも蛍光強度が高くなった。そのため、コアマモの塩化水銀未添加 22°C 酸素供給培養実験では、MCP による難分解性成分の生成量増加により、 22°C 培養実験より RDOC の浸出量・率が高くなったと考えられる⁽⁸⁾。

以上のことから、好気条件下での培養実験は、LDOC の分解、RDOC の生成を促進しており、より長期間の浸出培養実験を行うことでコアマモからより多くの RDOC が生成する可能性が考えられる。

5. 今後の課題

本研究では、枯死後植物体から浸出する DOC から難分解性 DOC が生成されている可能性が明らかとなった。しかし、本研究で行った実験期間は全て 30 日で行ったため、より長期間の培養から正味の難分解性 DOC 生成量を評価していく必要があると考えている。また、水域の生物現存量を推定していくことで、植物体から浸出した DOC や難分解性 DOC の輸送量を評価していくことが必要である。

6. 文献

1. IPCC, 2013, Climate change 2013: the physical science basis. contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
2. Nellmann, C., Corcoran E, Duarte CM, Valdes L, De YC, Fonseca L and Grimsditch G, 2009, Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: a rapid response assessment. United Nations Environmental Programme, Arendal, Norway.
3. Krause-Jensen D and Duarte CM, 2016, Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9, 737-742.
4. Maie N, Scully NM, Pisani O and Jaffé R, 2007, Composition of a protein-like fluorophore of dissolved organic matter in coastal wetland and estuarine ecosystems. *Water Research*. 41, 563-570.
5. Enriquez S, Duarte CM and Sand-Jensen K, 1993, Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia*, 94, 457-471.
6. Zhang T and Wang X, 2017, Release and microbial degradation of dissolved organic matter (DOM) from the macroalgae *Ulva prolifera*. *Marine Pollution Bulletin*, 125, 192-198.
7. Zhang T and Feng Z, Luo C, Yixin S, Li J, Xu J and Wang X, 2020, Fluorescence characterization and microbial degradation of dissolved organic matter leached from salt marsh plants in the Yellow River delta. *Journal of Plant Ecology*, 13, 525-537.
8. Jiao N, Herndl GJ, Hansell DA, Benner R, Kattner G, Wilhelm SW, Kirchman DL, Weinbauer MG, Luo TW, Chen F and Azam F, 2010, Microbial production of recalcitrant dissolved organic matter: long-term carbon storage in the global ocean. *Nature Review Microbiology*, 8, 593-599.
9. Chen J, Li H, Zhang Z, He C, Shi Q, Jiao N and Zhang Y, 2020, DOC dynamics and bacterial community succession during long-term degradation of *Ulva prolifera* and their implications for the legacy effect of green tides on refractory DOC pool in seawater. *Water Research*, 185, 116268.
10. Coble PG, 1996, Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, 51, 325-346.

11. Stedmon CA, Markager S and Bro R, 2003, Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry*, 82, 239-254.
12. Davies P, Morvan C, Sire O and Baley C, 2007, Structure and properties of fibres from sea-grass (*Zostera marina*). *Journal of Materials Science*, 42, 4850–4857.
13. Kloareg B and Quatrano RS, 1988, Structure of the cell wall of marine algae and ecophysiological functions of the matrix polysaccharides. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 26, 259-315.
14. Peduzzi P and Herndl GJ, 1991, Decomposition and significance of seagrass leaf litter (*Cymodocea nodosa*) for the microbial food web in coastal waters (Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea). *Marine Ecology Progress Series*, 71, 163-174.
15. Qi Y, Xue Y and Wang X, 2017, Release and microbial degradation of dissolved organic carbon and nitrogen from *Phragmites australis* and *Suaeda salsa* in the wetland of the Yellow River estuary. *Oceanography and Marine Research*, 5, 2.
16. Wang X, Litz L, Chen RF, Huang W, Feng P and Altabet MA, 2007, Release of dissolved organic matter during oxic and anoxic decomposition of salt marsh cordgrass. *Marine Chemistry*, 105, 309-321.

Carbon Budget in Seagrass and Seaweed Meadows

Atsushi Kubo

Shizuoka University, Department of Geosciences, Faculty of Science

Summary

Dissolved organic matter (DOM) leached from coastal aquatic plants and decomposition by bacteria play key roles in coastal carbon biogeochemical cycles and contribute to marine carbon fixation. In this study, laboratory incubation experiments were conducted to investigate the quantity and quality of dissolved organic carbon (DOC) and chromophoric dissolved organic matter (CDOM) leached from seaweed (*Ecklonia cava*) and seagrass (*Zostera japonica*). DOC leached from *E. cava* and *Z. japonica* for 30 days were 6850 ± 1569 and 3417 ± 692 $\mu\text{molC/g}$ dry-wt. in the bacteria inhibited incubation experiments, respectively. In contrast, DOC leached 1978 ± 1115 and 354 ± 47 $\mu\text{molC/g}$ dry-wt. (28.1 ± 11.5 and $10.7 \pm 2.3\%$ of bacteria inhibited incubations; recalcitrant DOC component) in bacteria active incubation experiments, respectively. In the early incubation period, the fluorescent intensities of protein-like and polyphenol-like components sharply increased and after that rapidly decomposed by bacteria. In contrast, humic-like components were increased throughout the incubation periods both bacteria active and non-active incubations. Therefore, RDOC directly leached to the water from aquatic plants. In addition, DOC was probably produced by bacteria in bacteria active incubation with oxic condition.