

## 気候変動に伴う浅海生態系面積変化の全球推定

茂木 博匡\*・桑江 朝比呂\*\*

### 要 旨

浅海域における海底への炭素貯留速度は海洋全体のおよそ 73~79%を占めていることから、気候変動の緩和策として浅海域の活用に期待がもたれている。また、浅海域が有する懸濁物質の集積効果やサンゴの成長に伴う地盤高の形成が海面上昇の相殺に寄与することや、サンゴやマングローブなど流動抵抗を有する生態系は波浪を減衰することから、浅海域の減災効果にも注目が集まっている。しかしながら、近年では気候変動に伴う水温変化や海面水位の変化などが生態系に及ぼす影響への懸念が高まっている。したがって、気候変動による浅海生態系の面積変化の予測が重要となってくるが、現時点では特定の浅海域を対象とした予測、あるいは特定の生態系のみに着目した予測しかなされていない。そこで本研究では、全球における浅海域の地形データと植生分布データを整理して統合し、全球気候モデルから得られた水温や海面水位の計算値を用いて、主要な浅海生態系全て（サンゴ、海草藻場、海藻藻場、塩性湿地、マングローブ）の面積の将来変化を予測した。

その結果、サンゴの生息域においては海水温変化に伴い、2100年までに温室効果ガスの排出量が最小のシナリオ（RCP2.6）では現況のおよそ 75%、最大シナリオ（RCP8.5）ではおよそ 25%まで大幅にその面積が減少すると推定された。その他の浅海生態系（海草藻場・海藻藻場・塩性湿地・マングローブ）においては現況と比べて面積が大きく変わらないかあるいは拡大すると推定された。したがって、浅海生態系の緩和機能の観点からは、単位面積当たりの CO<sub>2</sub> 吸収速度が大きいマングローブや全球の浅海域において優先する海藻藻場の面積が大きく変化しなかったことから、将来的にも現況と同程度の CO<sub>2</sub> 吸収速度が維持される可能性が示された。さらに、浅海生態系の減災機能の観点からは、サンゴ生息域においては面積の大幅な減少により、その機能が低下する可能性があるものの、他の浅海生態系は海面水位の変化などの外力変化に適応し、減災効果を維持する可能性が示された。

本研究により、全球の各エリアにおける浅海生態系面積の将来変化を考慮した気候変動緩和効果の定量的な予測、そして海面水位の変化や極端気象の発生に伴う沖合波浪エネルギー増大に対応するための生態系を用いた減災（Eco-DRR）や人工資本（グレーインフラ）とのベストミックスといった様々な気候変動適応効果の定量予測も可能になることから、様々な気候変動対策への貢献が期待できる。

キーワード：浅海生態系、全球分布、気候変動

\* 沿岸環境研究領域 沿岸環境研究グループ 研究官

\*\* 沿岸環境研究領域 沿岸環境研究グループ長

〒239-0826 神奈川県横須賀市長瀬3-1-1 国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所 港湾空港技術研究所

電話：046-844-5046 Fax：046-844-1274 E-mail：moki-hi@p.mpat.go.jp

## **Projection of the global distribution of shallow water ecosystems influenced by climate change**

**Hirotsada MOKI\*, Tomohiro KUWAE\*\***

### **Synopsis**

As the carbon storage rate in the shallow coastal ecosystems reaches to 73 ~ 79 % in the global ocean, they can play important roles in the mitigation of climate change. Furthermore, it also receives attention that sea bed elevation offsets sea level rise by the accumulation of particulate matter and the elevation of coral reefs and that the ecosystems such as coral reefs and mangroves can attenuate wave energy. However, sea water temperature and sea level altered by climate change can influence shallow coastal ecosystems. Although it is important to predict the future area of global shallow coastal ecosystems given such climate change influences, the previous studies have projected on only specific coastal areas or ecosystems. In this study, we compiled and merged global geographical data and the distribution data of shallow coastal ecosystems and then predicted the future area of all types of shallow coastal ecosystems (coral habitats, seagrass meadows, macroalgal beds, tidal marshes, and mangroves) using projected data from the global climate model (GCMs) as external forcing data.

The results showed that 25 % and 75 % of global coral habitats are predicted to decrease in a scenario of lowest emission of Green House Gas (GHG) (RCP2.6) and in a scenario of highest GHG emission (RCP8.5), respectively. The area of other ecosystems (seagrass meadows, macroalgal beds, tidal marshes, and mangroves) were projected to be stable or increase up to 10 % of the current areas until 2090s. Additionally, mangroves and macroalgal beds, having not only among the highest rate of CO<sub>2</sub> uptake per unit area and the largest area in the shallow water ecosystems, are stable in terms of their areas in the future. Thus, the shallow coastal ecosystems can be effective on the mitigation of climate change in the future because these ecosystems can sustain the current areas.

Our study can contribute to shallow water ecosystems-based mitigation and adaptation measures through not only to quantify CO<sub>2</sub> uptake rate in the shallow coastal ecosystems in light of the future alteration of global area but also to evaluate the best combination of green infrastructure with grey infrastructures in order to attenuate the wave energy intensified by extreme event and sea level rise.

**Key Words:** Shallow water ecosystems, Global distribution, Climate change

---

\* Researcher, Coastal and Estuarine Environment Group, Coastal and Estuarine Environment Department

\*\* Head of Coastal and Estuarine Environment Group, Coastal and Estuarine Environment Department  
3-1-1, Nagase, Yokosuka, Kanagawa 239-0826, Japan Port and Airport Research Institute  
Phone : +81-46-844-5046 Fax : +81-46-844-1274 E-mail : moki-hi@p.mpat.go.jp

## 目 次

要 旨 .....	3
1. まえがき .....	6
2. 方法 .....	6
2.1 計算領域の設定 .....	6
2.2 標高データ .....	7
2.3 浅海生態系の分布・面積データ .....	7
2.4 気候変動影響の外力値 .....	9
2.5 計算期間 .....	11
2.6 面積変化の推定手法（サンゴ生息域） .....	11
2.7 面積変化の推定手法（海草藻場，海藻藻場） .....	12
2.8 面積変化の推定手法（塩生湿地，マングローブ） .....	13
2.9 懸濁物質の堆積速度 .....	14
3. 結果 .....	14
3.1 サンゴ生息分布面積の将来変化 .....	14
3.2 海草藻場分布面積の将来変化 .....	15
3.3 海藻藻場分布面積の将来変化 .....	17
3.4 塩生湿地分布面積の将来変化 .....	18
3.5 マングローブ分布面積の将来変化 .....	19
3.6 浅海生態系面積の統合解析 .....	19
3.7 大気-浅海生態系間のCO <sub>2</sub> フラックス .....	21
4. 考察 .....	22
4.1 水温上昇に伴うサンゴの消失 .....	22
4.2 光合成可能最大水深の変化 .....	23
4.3 海面水位変化の影響 .....	24
4.4 懸濁物質の堆積の影響 .....	28
4.5 SROCC（IPCC，2019）との比較 .....	28
4.6 水温上昇と浅海生態系における呼吸・有機物分解速度の変化 .....	29
4.7 GCMの計算結果（外力値）の差 .....	30
4.8 土地利用開発と浅海生態系 .....	31
4.9 グレーインフラと浅海生態系 .....	31
5. あとがき .....	31
謝辞 .....	32
参考文献 .....	32
付録 .....	37

## 1. まえがき

海洋生物による炭素の隔離・貯留（ブルーカーボン）など、気候変動の緩和効果において生態系の活用に期待が持たれている。中でも、海岸線から水深およそ 100m までの沿岸浅海域は全海洋域の僅か 0.2%にも関わらず、そこに分布する海草藻場、海藻藻場、塩性湿地、マングローブなどの浅海生態系は海洋内の炭素貯留速度の 73~79%を占めている (Nellman et al., 2009; Duarte et al., 2005; Kuwae and Hori, 2019a)。また、これらの浅海生態系を陸域の生態系と比較してみると、面積は極めて小さいが、単位面積当たりの炭素貯留速度が極めて大きいことから、全球の炭素貯留速度においてはマングローブ (23TgC/年) や海草藻場 (18TgC/年) は陸域の温帯湿地 (20TgC/年) に匹敵する (Bridgham, 2014)。よって、海洋生態系の中でも浅海生態系による気候変動の緩和効果は、特に期待できる可能性がある。

また近年では低気圧の大型化や頻発化から、高波浪などによる沿岸部での被害にも懸念が持たれており、このような極端気象の発生頻度は今後の気候変動の進捗によっては増大する可能性もある。さらに、海面上昇が加わることで、その被害は将来的により甚大なものになる可能性もある。また、今後十分に緩和策を進めても、今日までに放出された温室効果ガスによって気候変動が進行し、そこから生じる影響も無視できないものとなりうる。よって、緩和策と共に気候変動に伴う環境変化への適応策も重要なものとなる。沿岸域の防災・減災において、堤防や護岸などの人工資本 (グレーインフラ) の効果は高いが、将来を見据えた長期の維持管理を考慮すると、経済的な負担が大きいという欠点が生じる。そこで現在注目されているのが浅海生態系を含む自然資本 (グリーンインフラ) である。防災・減災効果ではグレーインフラに劣る可能性があるが、自然回復力を有することから維持管理コストが安価であり、さらには気候変動緩和効果や生態系内での懸濁物質の堆積やサンゴの成長による海面上昇のオフセット効果などの多機能性も充実している (例えば、桑江ら, 2019)。よって、気候変動適応策においても浅海生態系の効果は期待できる可能性がある。

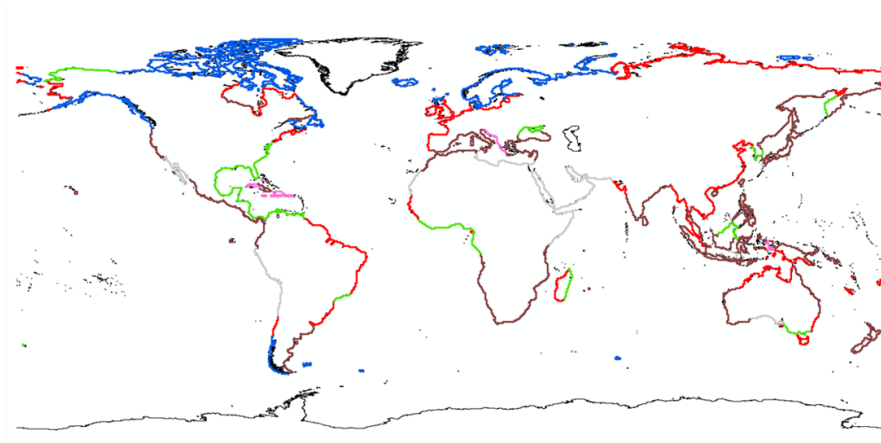
しかしこれらの浅海生態系自身も、気候変動に伴う環境変化の影響で、将来的にその分布面積などが変化する可能性がある。これまでに、Schuerch et al.(2018)は全球の海岸線を 12,000 以上のメッシュに分割した高精度な予測を実施し、塩性湿地やマングローブを含む干潟生態系が海面上昇や懸濁物質の堆積によって、面積が現況と比べて 2100 年までに-30~60%変化する可能性を示した。サンゴ礁においては、領域スケールでの予測はいくつか報告されている (例えば、Yara et al., 2012; Takao et al., 2015a など)。Frieler et al.(2013)は、全球スケールを対象とした予測を行い、2100 年までに最大で全球のほぼ全てのサンゴが消失する可能性を示した。しかし、サンゴの生息分布面積は考慮されておらず、主に水温変化のみでの予測となっている。海草藻場と海藻藻場においては、過去から近年に至るまでの分布面積変化は報告されているが (Waycott et al., 2009; Krumhansl et al., 2016)、全球スケールでの予測に関する研究例はない状況である。さらに、気候変動の緩和・適応策においては全ての浅海生態系が重要な役割を果たす可能性があるため、統合的な解析・予測を実施することが必要であるが、従来の研究は最大でも 2 種類程度の浅海生態系に着目したものとなっている。

そこで本研究では、全球スケールにおける沿岸浅海域の地形データおよび浅海生態系の分布データを整理・統合し、気候変動外力値として全球気候モデルの計算結果を用いて、サンゴ生息域、海草藻場、海藻藻場、塩性湿地、マングローブの浅海生態系の分布面積の将来予測を行った。さらに、これらの面積変化が、気候変動の緩和に資する大気-生態系間の CO<sub>2</sub> フラックスに与える影響を解析した。

## 2. 方法

### 2.1 計算領域の設定

本研究では、全球の沿岸浅海域 (2.2 を参照) が対象となる。地形や生態系分布は全球の浅海域ごとに異なるため、その特徴を考慮したうえで沿岸浅海域を区分して計算領域を設定することが最適手法の一つと考えられる。その際に計算負荷が過大になることを回避するため、計算領域をある程度広域に設定する必要がある。Durr et al.(2011)は、



— : Small delta — : Tidal system — : Lagoon — : Fjord — : Karst — : Arheic

図-1. 地形タイプの類型化 (Durr et al, 2011) に基づいて 198 のエリアに区分した本研究の計算領域. それぞれの配色の線分が一つの計算領域を表す.

全球の海岸域をデルタ地帯やフィヨルドなどのような海岸地形タイプに基づき類型化した. 本研究ではその報告に基づき, 図-1のように全球浅海域を 198 のエリアに区分し, 浅海生態系の面積変化を予測することとした.

## 2.2 標高データ

浅海生態系の面積変化を予測するうえで, 相対的な海面水位 (以降, 海面水位) の変化の影響は重要なパラメータの一つとなる. 本研究では, 海草藻場, 海藻藻場, 塩性湿地, マングローブにおいて海面水位変化の影響を考慮している (2.7, 2.8 で詳述). 海面水位の変化による浸水エリアや潮間帯エリアなどを算出するうえで, 地形データが欠かせないものとなる. 本研究では, 海陸の地形情報を全球的に網羅した Shuttle Rader Topography Mission 15 PLUS (SRTM-15PLUS) データを採用した ( WebGIS: <http://www.webgis.com/srtm3.html>). なお, 本データの空間解像度はおよそ 450m となっている. このデータに基づき, 陸側の予測範囲は, 浅海生態系面積の将来的な拡大を考慮した際に十分にカバーできるよう, 標高 50m までとした. 一方で海側については, 沿岸浅海域と定義される最大高潮面から有光層まで (Kuwae and Hori, 2019b) の水深 100m までを対象範囲とした (図-2). この標高データを,

GIS 解析ソフト ArcGIS (ESRI) を用いて, 前節で区分した 198 の全球浅海域それぞれのエリアで海岸線方向に地形データを平均化し, 岸沖方向の断面二次元地形データを作成した (図-3). ここで, 岸沖方向距離の空間解像度を 100m に整理した. なお, 断面二次元地形データの作成においては, それぞれの標高データと海陸の境界線となる標高 0m 地点, すなわち海岸線からの距離の情報が必要となる. 本研究では海岸線データとして, Open Street Map Data を採用した (<https://osmdata.openstreetmap.de/>).

## 2.3 浅海生態系の分布・面積データ

前述したとおり, 本研究における浅海生態系とはサンゴ, 海草藻場, 海藻藻場, 塩性湿地, マングローブを示す. これらの植生分布・面積データにおいて, サンゴ, 海草藻場, 塩性湿地およびマングローブは UNEP-WCMC から入手した (図-4, 表-1). 一方で, 海藻藻場については現時点で分布データが存在しないため, Krause-Jensen and Duarte (2016) で報告されている全球総面積を採用した. なお, これら浅海生態系面積の中では海藻藻場面積が最大となっている (表-1). 前節の地形データと同様に, 2.1 節で区分した 198 の全球浅海域それぞれのエリアで浅海生態系面積を整理した (図-5).

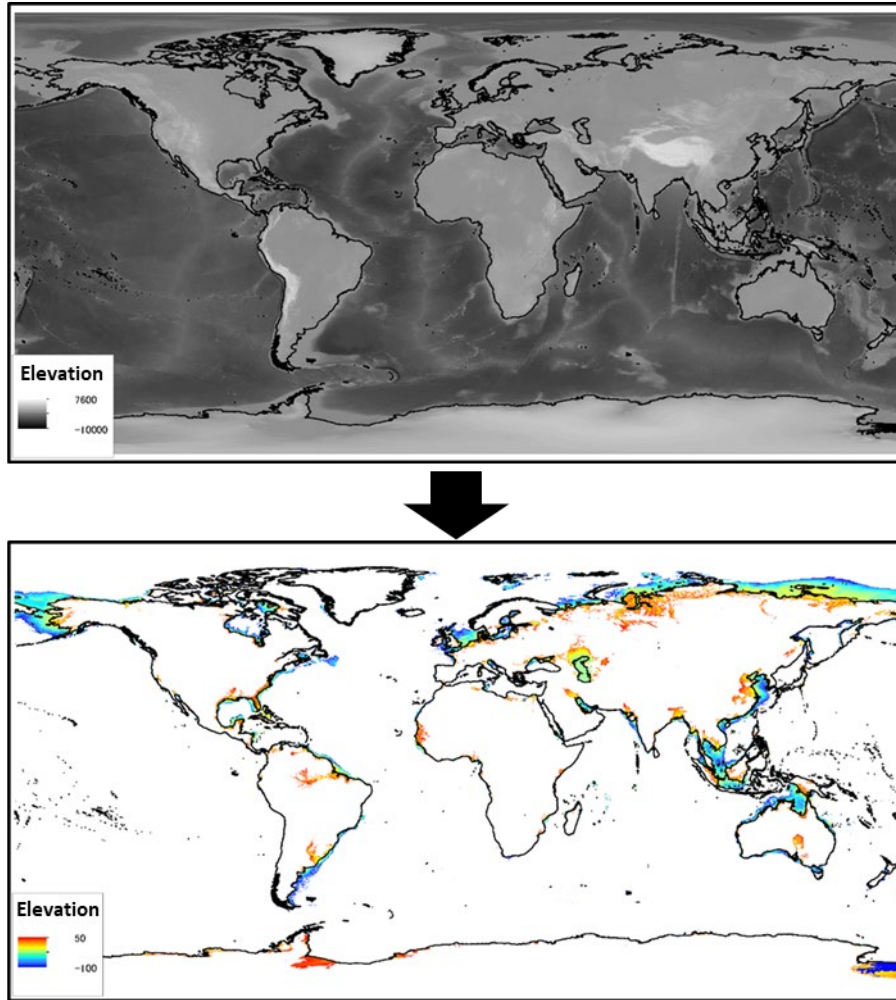


図-2. 全球の標高データ（上）から抽出した本研究の計算対象となる標高エリア（標高 50～-100m）（下）.

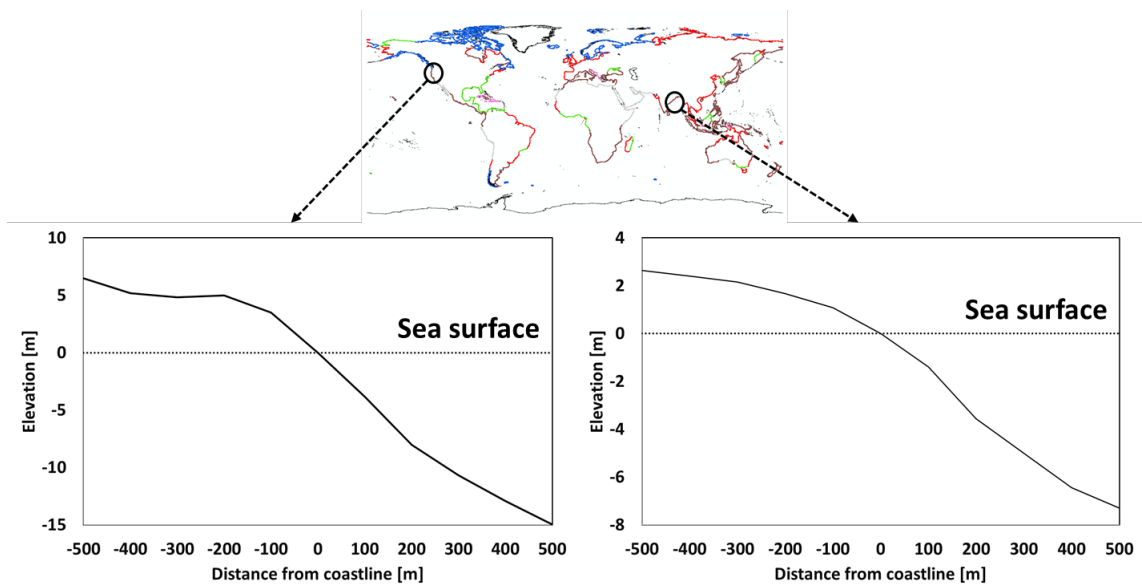


図-3. 標高データを海岸線方向に平均化して作成した岸沖方向断面二次元地形図の一例. 左図と右図はそれぞれアメリカ西岸とインド沿岸.

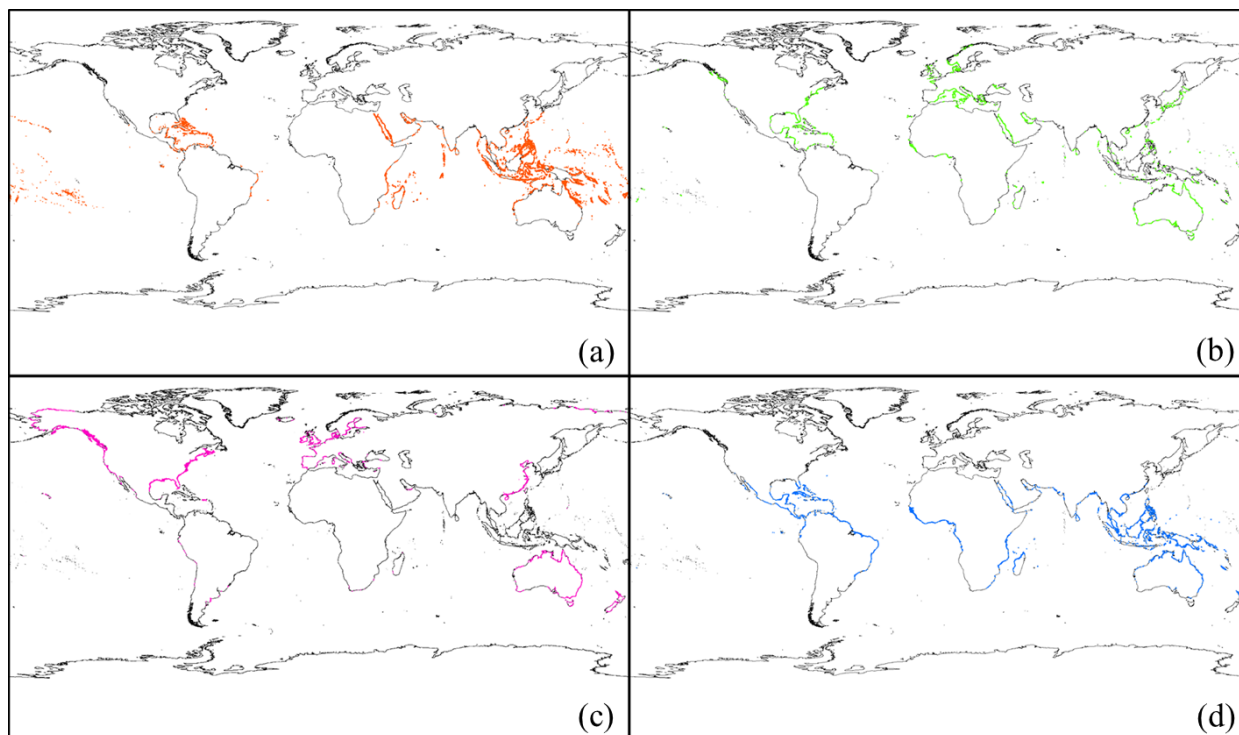


図-4. 浅海生態系の分布域：(a)サンゴ，(b)海草藻場，(c)塩性湿地，(d)マングローブ

表-1. 浅海生態系の全球総面積

	Extension [km <sup>2</sup> ]	References
Coral habitats	108,000	UNEP-WCMC(2017a)
Seagrass meadows	309,000	UNEP-WCMC(2017b)
Macroalgal beds	3,510,000	Krause-Jensen & Duarte(2016)
Salt marshes	54,700	UNEP-WCMC(2017c)
Mangroves	154,000	UNEP-WCMC(2017d)

## 2.4 気候変動影響の外力値

本研究では、気候変動に伴う浅海生態系面積変化の予測において、サンゴは水温（2.6で詳述）、海草藻場と海藻藻場はクロロフィル濃度と海面水位（2.7で詳述）、塩性湿地とマングローブにおいては海面水位を外力値としている（2.8で詳述）。この中の海面水位においては、IPCCの海洋・雪氷圏特別報告書（SROCC）で、2100年に最大110cmの上昇が報告されている（図-6）。また、図-6における青（RCP2.6）と赤（RCP8.5）は気候変動シナリオである Representative Concentration Pathways（代表濃度経路シナリオ）であり、RCP2.6は将来の気温上昇を2°C以下に抑え

るという目標のもとに考案された温室効果ガスの排出量の最も低いシナリオ（世紀末の放射強制力が2.6W/m<sup>2</sup>相当）である。一方のRCP8.5は2100年における温室効果ガス排出量が最大に相当するシナリオ（世紀末の放射強制力が8.5W/m<sup>2</sup>相当）であり、2100年に最大で4.8°Cの気温上昇が生じる予測となっている。また、図-6のRCP2.6と8.5におけるそれぞれの陰影は複数の数値モデルを用いて計算された予測誤差を示しており、中心線はその平均値となっている。ここでの数値モデルは全球気候モデル（Global Climate Model：GCM）であり、水圏・気圏・陸圏・極圏の地球上の環境圏を全て考慮したハイブリッドモデルとな

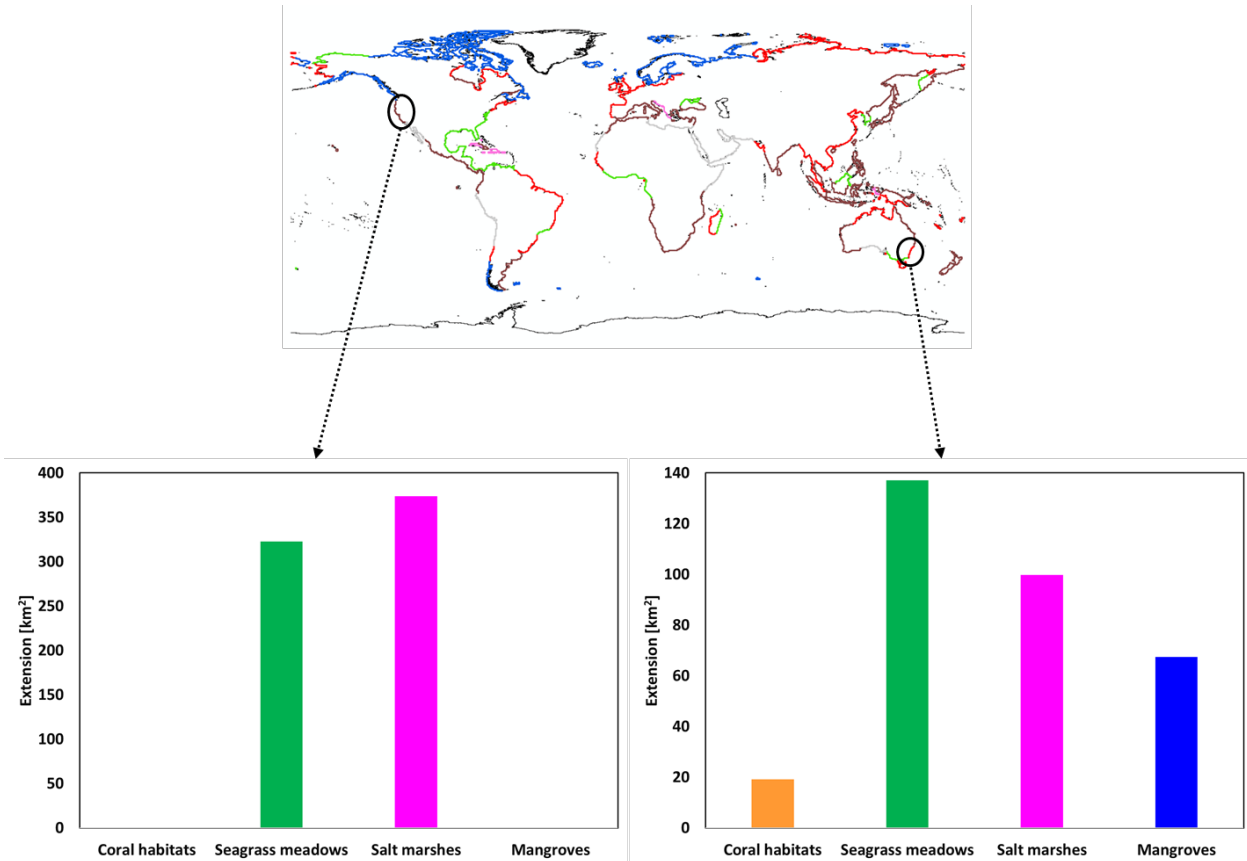


図-5. エリアごとに整理した浅海生態系の面積。左図と右図はそれぞれアメリカ西岸とオーストラリア東岸。

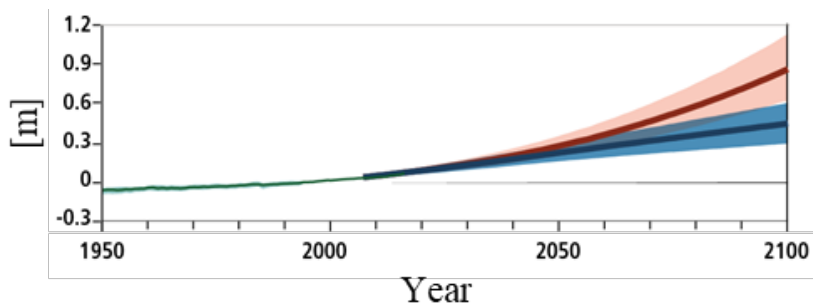


図-6. 海面水位変動の将来予測 (IPCC, 2019)。緑は過去から現在までの計算値。青と赤が将来予測であり、それぞれ RCP2.6 と RCP8.5 を示す。青と赤の陰影は複数の Global Climate Model によって示された予測誤差である。

っている。これまで先進国をはじめとした複数国において GCM は開発されてきており、Coupled Model Intercomparison Project phase 5 (CMIP5) (Taylor et al., 2012) でその計算結果が取りまとめられ、IPCC 第 5 次評価報告書(IPCC, 2013)ではその計算結果を集約した将来予測が報告されている。なお、RCP 実験では 40 を超える GCM が採用されており、本研究ではその中でも海洋化学・

物理の値が比較的充実している GFDL-ESM2M (Dunne et al., 2012)の計算結果を浅海生態系面積変化の外力値として適用した。また、RCP シナリオにおいては RCP2.6 と RCP8.5 を採用した。次節で詳述するが、本研究では現況計算および将来予測計算の 2 つの期間の計算を実施している。将来予測では RCP 実験の外力値を使用した。現況計算では産業革命以降から現在に至る historical 実験による外力



値を使用した。なお、外力値となる GCM の計算結果を適用する際には、2.1 で定義した 198 のそれぞれの計算エリアの海域から陸域に隣接するデータを抽出し、それらを平均することで浅海生態系面積変化の予測計算に適用した。

## 2.5 計算期間

浅海生態系の面積変化を予測するうえでは、面積変化計算の関数となる水温、海面水位、クロロフィル濃度を用いて現況からの変化を算出する必要がある。本研究では、現況計算期間を 1986～2005 年、将来予測期間を 2031～2100 年とし、計算は月ごとに実施した。また、海草藻場、海藻藻場、塩性湿地、マングローブの面積変化では、海面水位を外力値として使用しているが、GCM の海面水位変動の計算結果は「ジオイド面からの海面高さ (ZOS)」として公開されている。よって、現況計算期間で平均化した ZOS を基準とし、将来予測期間の各月における ZOS との差を海面水位の変化量とした。

予測計算は月ごとに実施するが、月ごとや年ごとの比較では計算結果にバイアスがかかることが予想されるため、現況計算では計算期間となる 20 年間で平均し、将来予測においてはそれぞれ 10 年ごとに平均化してバイアスを抑制することで、両者を比較・検討することとした (表-2)。

## 2.6 面積変化の推定手法 (サンゴ生息域)

サンゴ生息分布域の変化においては既往の研究で、年間最暖月の海表面水温 (Sea surface temperature : SST) が 30℃以上となった場合に白化現象が引き起こると報告されている (Kayanne et al., 1999; Guinotte et al., 2003; Yara et al., 2012)。ここで、サンゴの白化現象というのは、サンゴと共生している光合成生物である藻類 (褐虫藻) が高温などの環境ストレスによって損傷し、サンゴが褐虫藻を放出することで引き起こされる現象である。この際に、褐虫藻がいなくなることでサンゴの骨格が透けることから白くみえる。一方で、海水温が低く、サンゴが分布していないエリアで、年間の最寒月 SST と最暖月 SST が 18℃以上かつ 30℃未満に到達した場合、新たなサンゴ生息域となるという報告もある (Kleypas et al., 1999)。本研究では、これら二つの報告に基づき、現況から将来にかけてのサンゴの生

表-2. 浅海生態系面積計算のバイアス抑制のために平均化した期間

	Period
Present	1986 ~ 2005
2030s	2031 ~ 2040
2040s	2041 ~ 2050
2050s	2051 ~ 2060
2060s	2061 ~ 2070
2070s	2071 ~ 2080
2080s	2081 ~ 2090
2090s	2091 ~ 2100

息面積変化を推定した。白化の予測においては、10 年間のうち最暖月の SST が 5 年以上 30℃以上に到達した場合、白化に伴って斃死 (サンゴ生息域が消失) するとした。サンゴ生息域が拡大するエリアにおいては、現況 (1986～2005 年) 20 年平均の最寒月 SST が、18℃未満であるエリアを対象とした。拡大する面積においては、現況でサンゴが分布しているエリアの、沿岸浅海域の面積に対するサンゴ生息域の面積の比率の全球平均値を算出し、新たにサンゴが拡大するエリアの沿岸浅海域面積に乗ずることで決定した。現況において適水温範囲にも関わらずサンゴが分布していないエリアについては、その他の環境要因がサンゴの定着を妨げている可能性があることから、計算領域外とした。

サンゴの消失については高温が主要因と考えられているが、他にも酸性化や淡水・土砂の流入による海水中の光透過率の変化などの複合要因も指摘されている。Frieler et al.(2013)は全球スケールでのサンゴ消失予測に酸性化の影響を考慮したが、その影響は非常に小さかったことを報告している。さらに、栗原ら(2019)はサンゴの飼育実験を通して、水温と酸性化が石灰加速度に与える影響がそれぞれ 94%と 6%と、水温の影響が非常に大きいことを示している。一方で、光透過率を考慮する際には、サンゴから平均海面までの高さの情報が必要となるが、現時点で全球スケールでの空間的なサンゴー海面間の高さの情報は皆無である。以上のことから、本研究では SST のみをサンゴの生息分布変化の環境因子として考慮することとした。

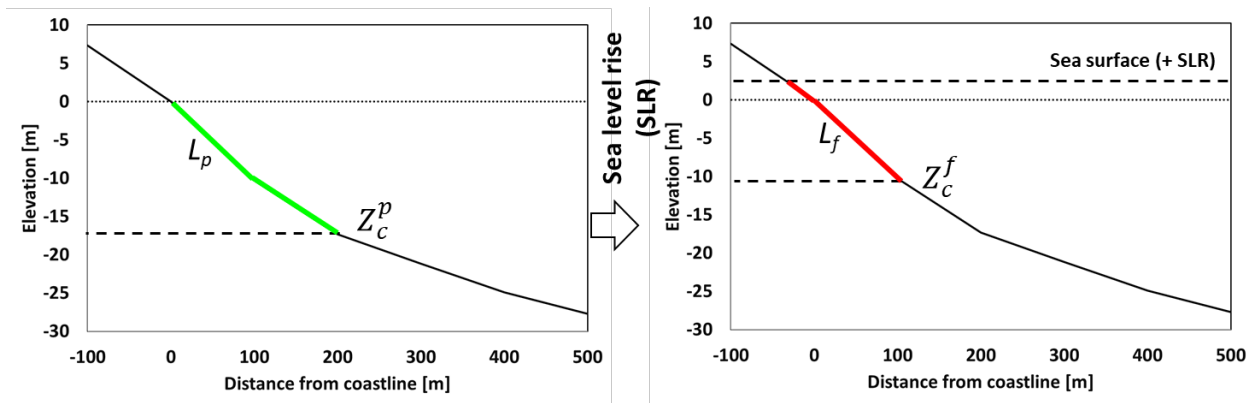


図-7. 気候変動に伴う海草藻場と海藻藻場の植生幅変化の模式図. 左図と右図はそれぞれが現況と将来を表す.  $Z_c^p$ と $Z_c^f$ はそれぞれ現況と将来における光合成可能最大水深[m],  $L_p$ と $L_f$ は現況と将来における海面からそれぞれ $Z_c^p$ と $Z_c^f$ までの岸沖方向の植生幅[m]で, 緑と赤の範囲で示す.

## 2.7 面積変化の推定手法 (海草藻場, 海藻藻場)

海草と海藻が光合成を通して成長および現存量を維持する際には, 光の利用が必須となる. 海草などは, 光量がゼロからある上限値まで大きくなるにつれ, 成長速度は指数的に大きくなるが, その上限値を超えると成長速度はほぼ一定となることが報告されている (例えば, Lee et al., 2007 など). よって, 強光に伴う成長阻害は起きないと考えられている. 一方で成長に最低限必要な光量 (成長可能最低光量) についての報告もあり (例えば, Duarte, 1991; Gattuso et al., 2006), この下限値を下回ると光合成が行われず, 現存量は減少していく. よって, 強光よりも成長可能最低光量の方が海草などの成長に致命的であると考えられる. よって, 本研究では既往の研究 (Morel, 1988; Duarte, 1991; Gattuso et al., 2006) で提案された下式を用いて海草と海藻が光合成を行うのに十分な光量が到達する水深を算出した.

$$LN(Z_c) = \alpha - \beta \cdot LN(K_{PAR}) \quad (1)$$

$$K_{PAR} = 0.121 \cdot Chl^{0.428} \quad (2)$$

$Z_c$ : 成長可能最大水深 (PAR 深度) [m]

$K_{PAR}$ : 光消散係数

$Chl$ : クロロフィル a 濃度の月平均値 [ $\mu\text{g/L}$ ]

ここで,  $\alpha$  と  $\beta$  は係数となっており, 海草では  $\alpha=0.26$ ,  $\beta=1.07$  (Duarte, 1991), 海藻では  $\alpha=1.81$ ,  $\beta=0.884$  (Gattuso et al., 2006) を適用した. 本式は, 海水中のクロロフィル a 濃度 ( $Chl$ ) を濁度の代表値とすることで光消散係数 ( $K_{PAR}$ ) を求め, その  $K_{PAR}$  を関数として生息可能最大水深を算出している. ここで求めた  $Z_c$  と 2.2 で作成した岸沖方向の断面二次元の地形データ (図-3) を用いることで, 海面から  $Z_c$  までの岸沖方向の植生幅 ( $L$ ) の推定が可能となる (図-7). さらに, 将来のクロロフィル a 濃度と海面水位変化量を用いて  $Z_c$  を再計算することで, 将来の  $L$  が推定できる. 本研究では, 現況の植生幅 ( $L_p$ ) に対する将来の植生幅 ( $L_f$ ) の変化率を現況の生態系面積に乗ずることで将来の面積を推定した. なお本研究では, 海草藻場においては 198 の計算エリアそれぞれにおいて面積変化を推定した後, それらを積分することで将来の全球分布面積とした (式 3). 一方で, 海藻藻場においては現時点で分布データが存在しないため, 植生幅の変化率を全計算エリアで積分した後, 現況の総面積に乗じることで将来の全球分布面積を推定した (式 4).

$$\text{海草藻場: } E_f^{sg} = \sum_{n=1}^{Ln_{max}} E_{psg}^n \cdot \frac{L_f^{sg}}{L_p^{sg}} \quad (3)$$

海藻藻場:

$$E_f^{sw} = E_{psw} \cdot \sum_{n=1}^{L_{nmax}^n} \frac{L_{fsw}^n}{L_{psw}^n} \quad (4)$$

$E_f^{sg}$  : 将来における海草藻場の全球総面積 [km<sup>2</sup>]

$L_{nmax}$  : 計算エリア数 (198)

$E_{psg}^n$  : 現況における各エリアの海草植生面積 [km<sup>2</sup>]

$L_{fsg}^n$  : 将来の各エリアにおける海草藻場の岸沖方向の植生幅 [m]

$L_{psg}^n$  : 現況の各エリアにおける海草藻場の岸沖方向の植生幅 [m]

$E_f^{sw}$  : 将来における海藻藻場の全球総面積 [km<sup>2</sup>]

$E_{psw}$  : 現況における海藻の全球総面積 [km<sup>2</sup>]

$L_{fsw}^n$  : 将来の各エリアにおける海藻藻場の岸沖方向の植生幅 [m]

$L_{psw}^n$  : 現況の各エリアにおける海藻藻場の岸沖方向の植生幅 [m]

水温については、成長速度が最大となる成長可能最適水温と成長可能水温範囲が報告されているが、その範囲は種類ごとに異なり、複数種を考慮すると全球浅海域が生息可能となりうる幅広い水温範囲を有している (例えば、Lee et al., 2007 など)。種類ごとでは、中・高緯度域で優先する種類の成長可能水温範囲は比較的低水温域に存在し、低緯度域における種類は比較的高水温域となる。温暖化によって中・高緯度域の海水温が上昇した場合、現況の優占種から形成される生態系面積は縮小する可能性が考えられる反面、低緯度域での優占種の分布面積がより高緯度域へ拡大することも考えられ、気候変動に伴って種の遷移が引き起こる可能性がある (Takao et al., 2015b)。よって、特定の種類ではなく種全体を考慮した場合、水温変化に対する適応力は大きい可能性がある。よって、本研究では成長可能最低光量を面積変化の主要パラメータとし、水温については未考慮とした。

海草藻場と海藻藻場、および次節で述べる塩性湿地とマングローブにおいて、現況で分布していないエリアにこれらの生態系が出現する環境条件については、現状では未解明な点が多々あることから、本研究では非分布エリアへの拡大は考慮せず、現況で分布しているエリアの岸沖方向の

分布変化のみ考慮することとした。

## 2.8 面積変化の推定手法 (塩性湿地, マングローブ)

塩性湿地とマングローブは潮間帯に分布する生態系である。本研究では、平均海面 (MSL) から大潮時の干潮海面 (MLWS) までの潮間帯に塩性湿地、大潮時の満潮海面 (MHWS) までの潮間帯にマングローブが分布することとした。そして、前節の海草藻場と海藻藻場の推定法と同様に、地形データと海面水位データから、まず海面水位の変化に伴う各生態系分布幅の変化を算出し (図-8)、現況と将来の分布幅の変化率を現況の生態系面積に乗ずることで将来の面積を推定した。また、198 の各エリアでの面積を推定した後、それらを積分することで将来の面積とした。

塩性湿地 :

$$E_f^{sal} = \sum_{n=1}^{L_{nmax}^n} E_{psal}^n \cdot \frac{L_{fsal}^n}{L_{psal}^n} \quad (5)$$

マングローブ :

$$E_f^{mg} = \sum_{n=1}^{L_{nmax}^n} E_{pmg}^n \cdot \frac{L_{fmg}^n}{L_{pmg}^n} \quad (6)$$

$E_f^{sal}$  : 全球における将来の塩性湿地の総面積 [km<sup>2</sup>]

$E_f^{mg}$  : 全球における将来のマングローブの総面積 [km<sup>2</sup>]

$L_{nmax}$  : 計算エリア数 (198)

$E_{psal}^n$  : 全球における現況の塩性湿地の総面積 [km<sup>2</sup>]

$E_{pmg}^n$  : 全球における現況のマングローブの総面積 [km<sup>2</sup>]

$L_{fsal}^n$  : 各エリアにおける将来の塩性湿地の岸沖方向の分布幅 [m]

$L_{fmg}^n$  : 各エリアにおける将来のマングローブの岸沖方向の分布幅 [m]

$L_{psal}^n$  : 各エリアにおける現況の塩性湿地の岸沖方向の分布幅 [m]

$L_{pmg}^n$  : 各エリアにおける現況のマングローブの岸沖方向の分布幅 [m]

なお、潮汐データにおいては TOPEX/Poseidon データセット (TPX08-ATLAS; Egbert and Erofeeva, 2002) の 8 分

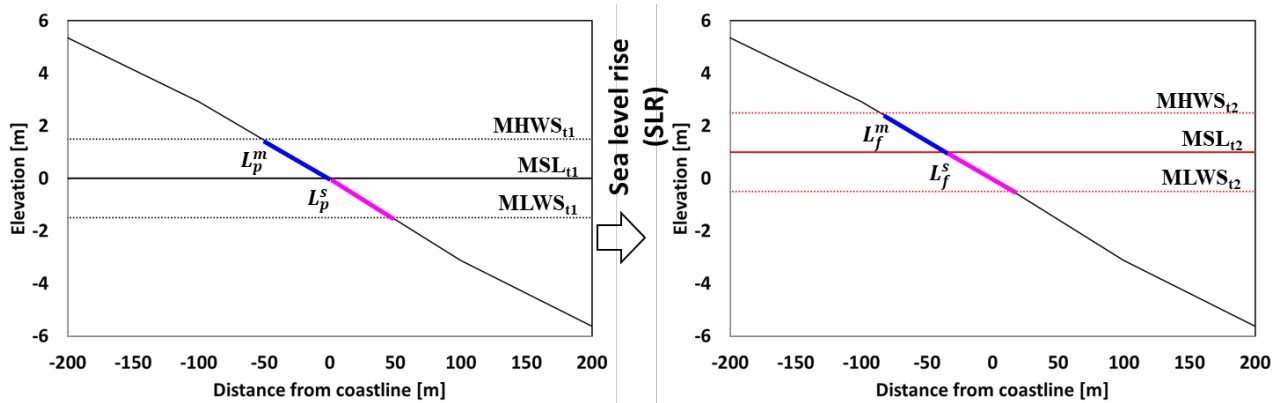


図-8. 気候変動に伴うマングローブの植生幅と塩性湿地の分布幅の変化の模式図. 左図と右図はそれぞれ現況と将来を表す.  $MSL_{t1}$  は現況の平均海面[m],  $MSL_{t2}$  は将来の海面水位変動が加わった平均海面[m],  $MHWS_{t1}$  と  $MLWS_{t1}$  はそれぞれ現況の大潮時の満潮海面[m]と干潮海面[m],  $MHWS_{t2}$  と  $MLWS_{t2}$  は将来の海面水位変動が加わった大潮時の満潮海面[m]と干潮海面[m],  $L_p^m$  と  $L_p^s$  はそれぞれ現況における岸沖方向のマングローブの植生幅[m]と塩性湿地の分布幅[m],  $L_f^m$  と  $L_f^s$  は将来の海面水位変動が加わった岸沖方向のマングローブの植生幅[m]と塩性湿地の分布幅[m], マングローブと塩性湿地の分布域はそれぞれ青と桃色の範囲で示す.

潮における現況 (1986~2005 年) の計算値から各月における大潮時の最高潮位と最低潮位を抽出し, それらを平均化することで予測計算に適用した. また 198 のエリアのうち, マングローブは分布せず, 塩性湿地のみ分布しているエリアが複数ある. そこでは, MSL から MHWS までの潮間帯も塩性湿地の分布域とした.

### 2.9 懸濁物質の堆積速度

底質が砂泥で形成される浅海生態系 (海草藻場, 塩性湿地, マングローブ) では懸濁物質の堆積作用が生じる. さらに, 底面摩擦や植生抵抗が集積速度を高め (Ward et al., 1984; Struve et al., 2003; Bouma et al., 2007 など), 海面上昇の相殺効果を促進する可能性がある. 本研究では Duarte et al.(2013)に基づき, 海草藻場においては  $1.68 \times 10^{-4}$  [m/月]の懸濁物質の堆積速度を考慮した. また, 堆積速度は計算期間を通して一定とした. 塩性湿地とマングローブにおいては, これらの浅海生態系が分布する潮間帯が全エリアにおいて岸沖方向 100m 以内となる. よって, 本研究において整理した岸沖方向の地形データの空間解像度を下回り, 堆積効果を十分に考慮できないことから, これら二つの浅海生態系においては堆積速度を未考慮とした.

## 3. 結果

### 3.1 サンゴ生息分布面積の将来変化

サンゴ生息域は RCP2.6 と RCP8.5 それぞれにおいて 2100 年に 75%と 25%まで消失し, RCP8.5 において大幅に消失する結果となった.

図-9 は, サンゴ生息分布域の将来変化予測の結果である. 現況 (図-9a) と比べると, RCP2.6 の 2050s では, 東南アジアとオーストラリアの北岸およびキューバ沿岸で, 水温上昇に伴うサンゴの消失が確認できる (図-9b). RCP2.6 の 2090s になると, 東南アジアでの消失域がさらに広がるが (図-9d), 2050s と 2090s とともに東南アジアとオーストラリア北岸, キューバ沿岸以外のエリアは比較的消失を免れる結果となった (図-9b, d). RCP8.5 では, 2050s において東南アジアとオーストラリア北岸やキューバのみならず, アメリカ西岸とスリランカや, 中央アジアからアフリカ東岸にかけて, RCP2.6 よりも幅広い範囲で消失が確認できる (図-9c). 2090s になるとさらに消失域は広がり, 低緯度域におけるほとんどのサンゴは消失する可能性が示された (図-9e). 一方で, 日本を含む温帯域で

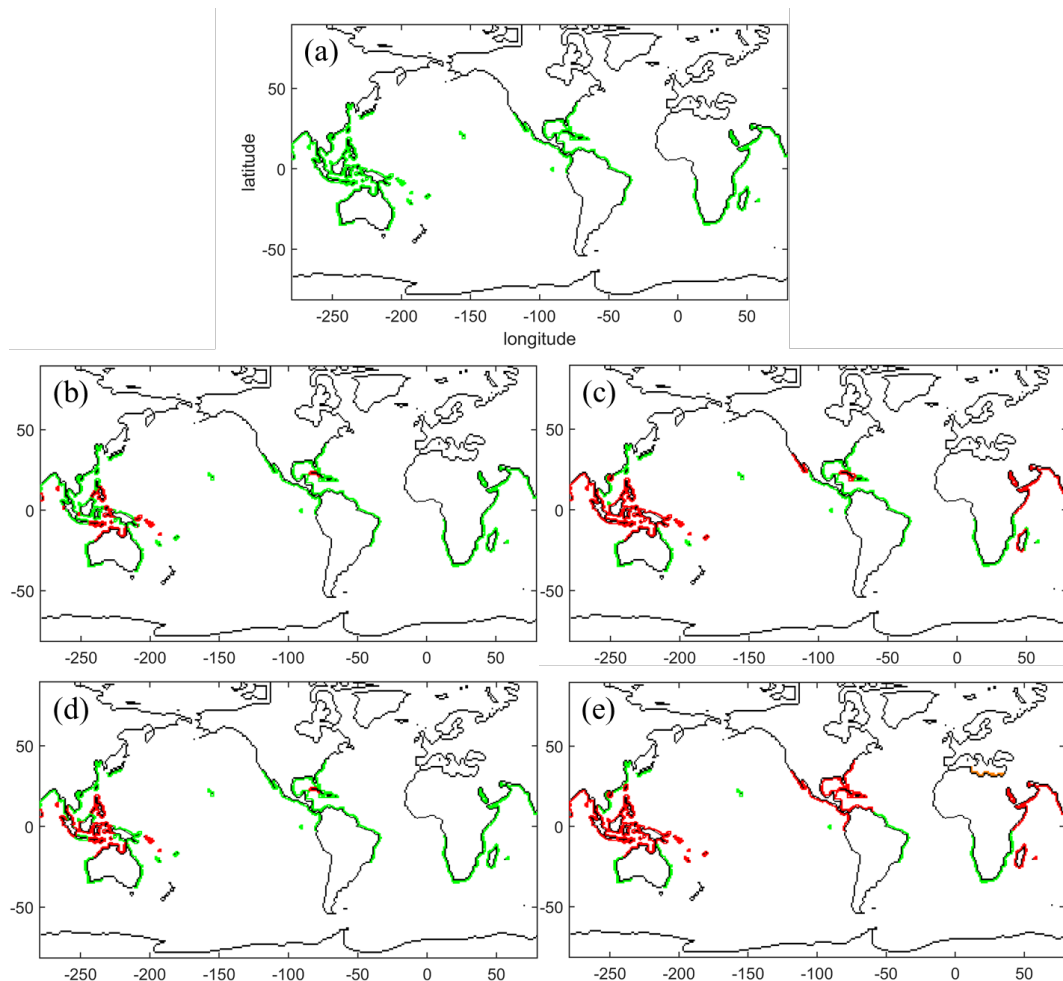


図-9. サンゴ生息分布域の将来変化予測：(a)現況，(b)RCP2.6 2050s，(c)RCP8.5 2050s，(d)RCP2.6 2090s，(e)RCP8.5 2090s（緑：現況のサンゴ生息分布域 赤：水温上昇によるサンゴ生息分布消失域 橙：水温上昇によるサンゴ生息分布拡大域）

は RCP8.5 でも消失を免れる結果となった（図-9c, e）。また水温上昇に伴うサンゴ生息分布域の拡大では、RCP8.5 の 2090s においてのみ、地中海が新たなサンゴ生息分布域となる可能性が示された（図-9e）。

続いて、図-10 は現況から将来にかけての全球におけるサンゴ生息分布面積の変化である。現況から 2030s にかけて、RCP2.6 と 8.5 ともにおよそ 80%まで面積は縮小するが、RCP2.6 ではその後緩やかな拡大・縮小がみられ、2090s には現況の 75%まで縮小する可能性が示された。一方で RCP8.5 においては、2030s 以降も右肩下がりでの縮小し、2090s に現況の約 25%の面積となり、RCP2.6 に比べるとサンゴは広域にわたって消失し、生息面積が大幅に縮小する可能性が示された。

### 3.2 海草藻場分布面積の将来変化

海草藻場は RCP2.6 では 2090s において現況と大きく変わらないが、RCP8.5 においては現況よりも 10%以上拡大する予測となった。

図-11 に海草藻場分布域将来変化の予測結果を示す。現況（図-11a）と比べると、RCP2.6 では、2090s にドミニカ共和国沿岸において顕著に拡大する可能性が示された（図-11d）。一方で RCP8.5 では、アメリカ大陸東岸やドミニカ共和国沿岸、中央から南アメリカにかけての沿岸、アフリカ西岸の幅広いエリアで面積が拡大する予測となった。

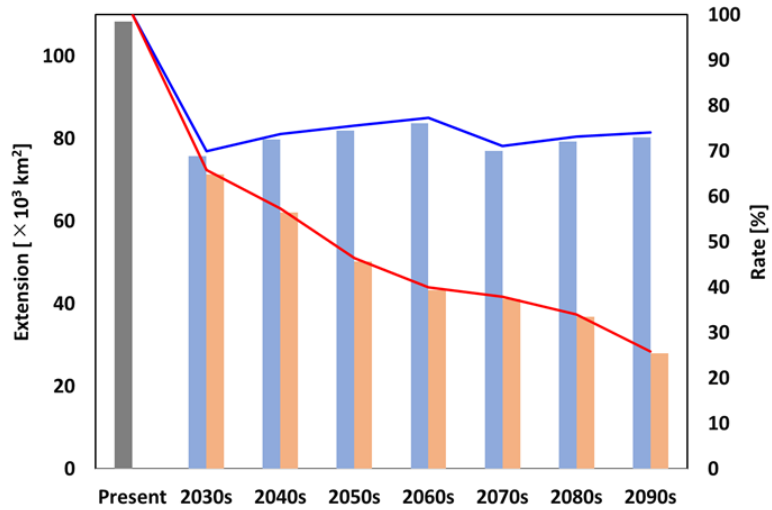


図-10. サンゴの全球生息分布面積の変化：棒グラフは面積[ $\times 10^3 \text{ km}^2$ ]（灰色：現況面積，青：予測（RCP2.6），赤：予測（RCP8.5）），実線は現況面積を100%とした面積変化[%]（青：RCP2.6，赤：RCP8.5）

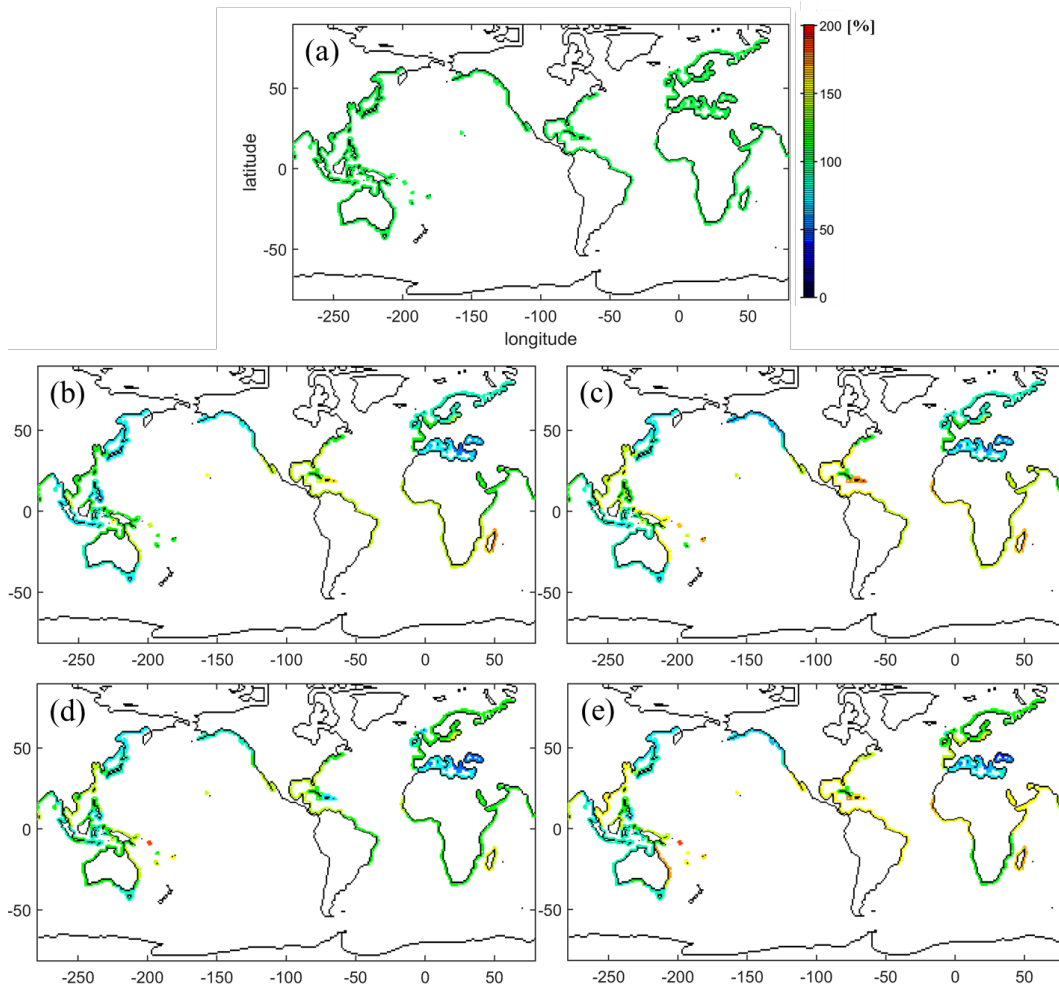


図-11. 海草藻場の全球分布域の将来変化予測：(a) 現況，(b) RCP2.6 2050s，(c) RCP8.5 2050s，(d) RCP2.6 2090s，(e) RCP8.5 2090s（カラーバーは現況面積を100%とした面積変化を示す）

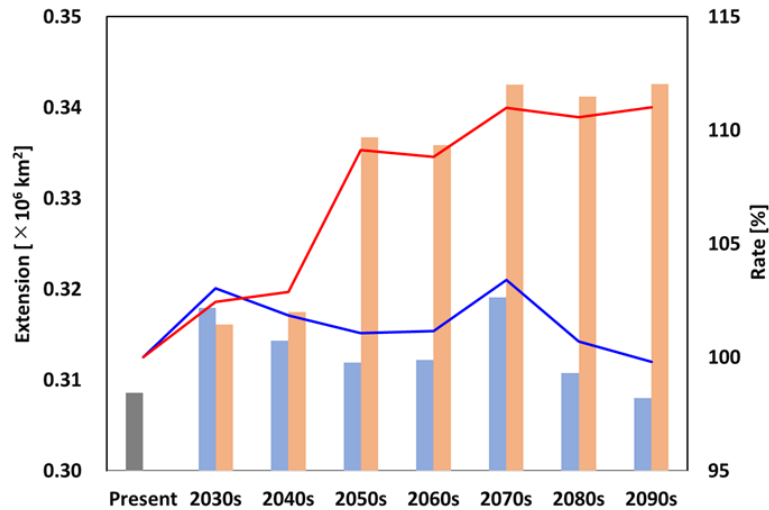


図-12. 海草藻場の全球分布面積の変化：棒グラフは面積[ $\times 10^6 \text{ km}^2$ ]（灰色：現況面積，青：予測（RCP2.6），赤：予測（RCP8.5）），実線は現況面積を100%とした面積変化[%]（青：RCP2.6，赤：RCP8.5）

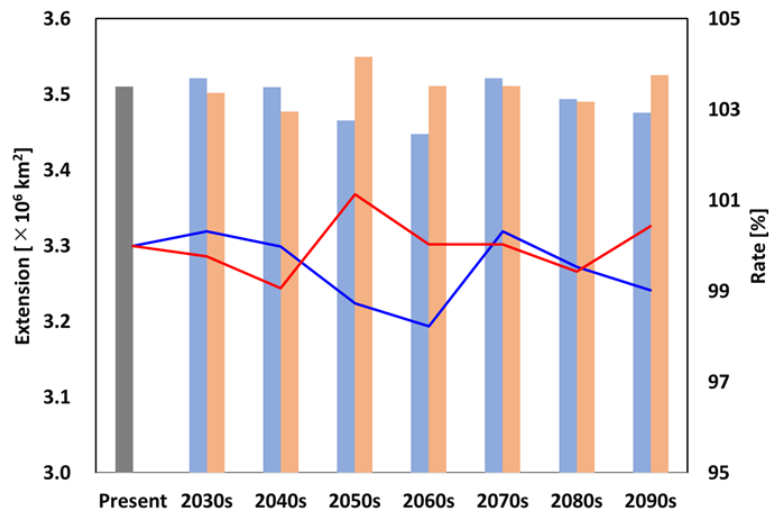


図-13. 海藻藻場の全球分布面積の変化：棒グラフは面積[ $\times 10^6 \text{ km}^2$ ]（灰色：現況面積，青：予測（RCP2.6），赤：予測（RCP8.5）），実線は現況面積を100%とした面積変化[%]（青：RCP2.6，赤：RCP8.5）

(図-11c, e). また RCP8.5 の 2090s の中央アジア沿岸でも面積が拡大する予測となった(図-11e). RCP2.6 と 8.5 の両シナリオでは現況に比べて、日本と朝鮮半島から北側のアジア東岸や東南アジア、地中海沿岸、東部を除いたオーストラリア沿岸において面積が縮小し、オーストラリア東岸とスリランカでは拡大する結果となった(図-11b-e). それ以外の地域では現況と面積が大きく変わらない結果となった. 全体的な海草藻場の空間分布の変化においては、RCP8.5 で拡大するエリアが多い結果となった(図-11c, e).

海草藻場の全球総面積の将来変化については図-12 に示す. RCP2.6 と 8.5 とともに、現況から 2030s にかけて分布

面積が拡大し、RCP2.6 においてはそれ以降にわずかに縮小した. 2070s には再度拡大するがそれ以降再び縮小し、2090s には現況とほぼ変わらない面積となった. 一方で、RCP8.5 は 2030s 以降も拡大を続け、2090s では現況よりも 10%以上拡大する結果となった.

### 3.3 海藻藻場面積の将来変化

図-13 は海藻藻場の全球面積の将来変化である. 現況から 2090s まで、RCP2.6 と 8.5 共に-2~+1%程度の範囲内で面積変化を繰り返しているが、2040 年あたりからは RCP8.5 において拡大傾向が強くなり、2090s にはおよそ 1% 拡

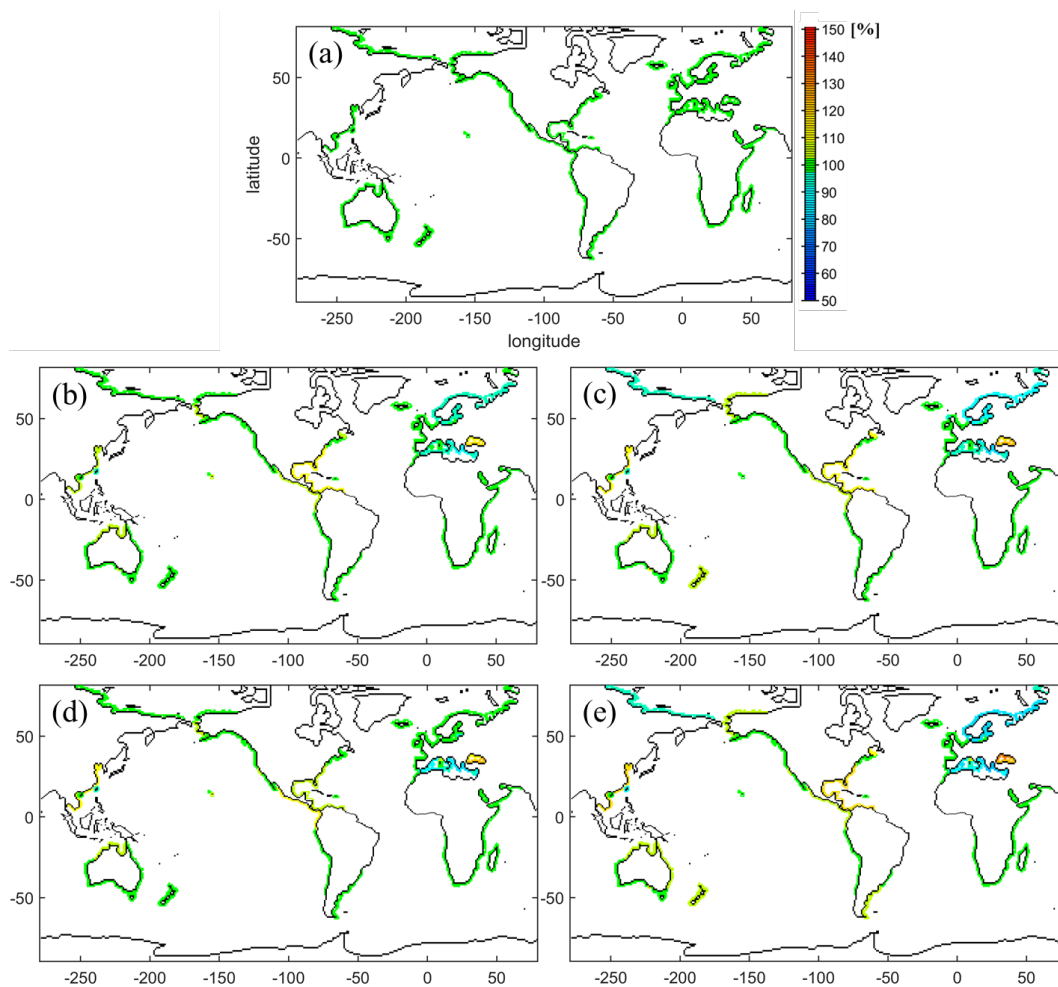


図-14. 塩性湿地の全球分布域の将来変化予測：(a) 現況，(b) RCP2.6 2050s，(c) RCP8.5 2050s，(d) RCP2.6 2090s，(e) RCP8.5 2090s

(カラーバーは現況面積を 100%とした面積変化を示す)

大する可能性が示された。一方で、RCP2.6 は 2090s には現況 よりも 1%程度縮小する予測結果となった。

### 3.4 塩性湿地分布面積の将来変化

塩性湿地分布域は、RCP2.6 においては 2090s において現況と大きく変わらない結果となったが、RCP8.5 においては 6%程度拡大する予測となった。

塩性湿地分布域の将来変化を図-14 に示す。RCP2.6 では現況 (図-14a) と比較し、中央アメリカ西岸では 2050s においては現況よりやや拡大するが (図-14b)、2090s では海面水位の変化によってその面積がさらに拡大する予測となった (図-14d)。また、2050s の北ヨーロッパでは海面水位の変化によって面積が縮小する結果となったが (図-

14b)、2090s には現況とほぼ同じ面積まで回復する予測となった (図-14d)。RCP8.5 では 2050s と 2090s ともに中央アメリカ西部沿岸域では現況よりやや拡大する結果となったが、北ヨーロッパでは縮小する予測となった (図-14c, e)。他のエリアにおいては RCP2.6 と RCP8.5 共に台湾や地中海では海面水位変化に伴って面積が縮小する予測となったが、東アジア沿岸や中央アメリカ東岸、黒海ではむしろ拡大する結果となった (図-14b-e)。その他のエリアでは面積変化は小さく、現況とほぼ変わらない予測となった。

図-15 において、塩性湿地全球分布面積の将来変化を示す。全球総面積では、RCP2.6 と RCP8.5 とともに 2090s にかけて、海面水位の変化により現況よりも面積が拡大する



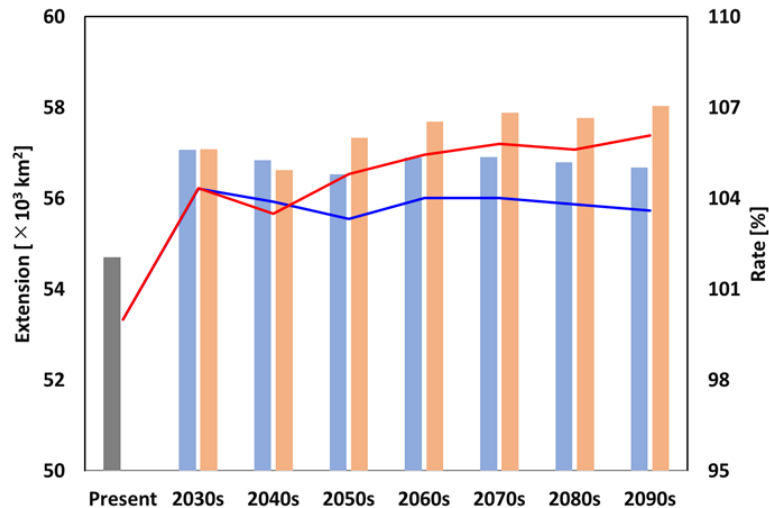


図-15. 塩性湿地の全球分布面積の変化：棒グラフは面積[ $\times 10^3 \text{ km}^2$ ] (灰色：現況面積，青：予測 (RCP2.6)，赤：予測 (RCP8.5))，実線は現況面積を100%とした面積変化[%] (青：RCP2.6，赤：RCP8.5)

結果となった。両シナリオとも2030sにかけての面積拡大率はおよそ4%で同等であったが、それ以降RCP2.6では2090sにかけて大きく変化しなかった。一方で、RCP8.5では2030s以降も面積は少しずつ拡大し、2090sでは現況に比べておよそ6%拡大する可能性が示された。

### 3.5 マングローブ分布面積の将来変化

マングローブの分布域は2090sまで現況から1%以内の変化となり、RCP2.6とRCP8.5共に現況と大きく変わらない予測となった。

図-16はマングローブ分布域の将来変化である。RCP2.6の2050sでは北アメリカから中央アメリカにかけての東岸は現況と変わらない結果であったが(図-16b)、2090sにはやや減少する予測となった(図-16d)。RCP2.6と8.5の両シナリオでは、東南アジアにおいて、現況(図-16a)と比べて海面水位の変化による生態系面積の拡大と縮小が混在する結果となった(図-16b-e)。他の地域では現況と面積は大きく変化せず、全球的において現況と大きな差は生じなかった。

マングローブ全球分布面積の将来変化を図-17に示す。RCP2.6においては、現況から2050sにかけて海面水位変化の影響により生態系面積はおよそ0.7%縮小したが、それ以降はやや回復し、2090sでは現況と比べて0.5%縮小する結果となった。RCP8.5では2040sにかけておよそ0.6%縮

小したが、RCP2.6と同様にそれ以降はやや回復し、2090sでは現況と比べておよそ0.3%の縮小となった。マングローブ分布域の将来変化においては、現況から2090sまでおよそ1%以内での変化に留まり、現況と大きく変わらない可能性が示された。

### 3.6 浅海生態系面積の統合解析

図-18は全浅海生態系の全球分布面積の将来変化である。RCP2.6と8.5の両シナリオとも、現況から2090sまでに面積の縮小と回復が生じるが、現況と比べて最大で2%程度の変化であった。また、2090sには現況と比べてRCP2.6はおよそ1.5%、RCP8.5はおよそ0.7%の縮小となり、現況と大きく変わらない可能性が示された。全浅海生態系の分布における各生態系の割合については、RCP2.6と8.5において、サンゴが2.6~2.7%、海草藻場が7.4~7.6%、塩性湿地が1.3%、マングローブが3.7~3.8%の割合で変化し、変化率は最大でも0.2%程度となっていた。一方で、最大面積を有する海草藻場の割合が84.6~86.3%での変化となり、浅海生態系の中での変化率が最大となっていた。各生態系の面積の割合は、2090sにいたるまで海草藻場が最大で、次いで海草藻場、マングローブ、サンゴ、塩性湿地となっており、将来にわたって面積割合の順位は変動しない予測となった。

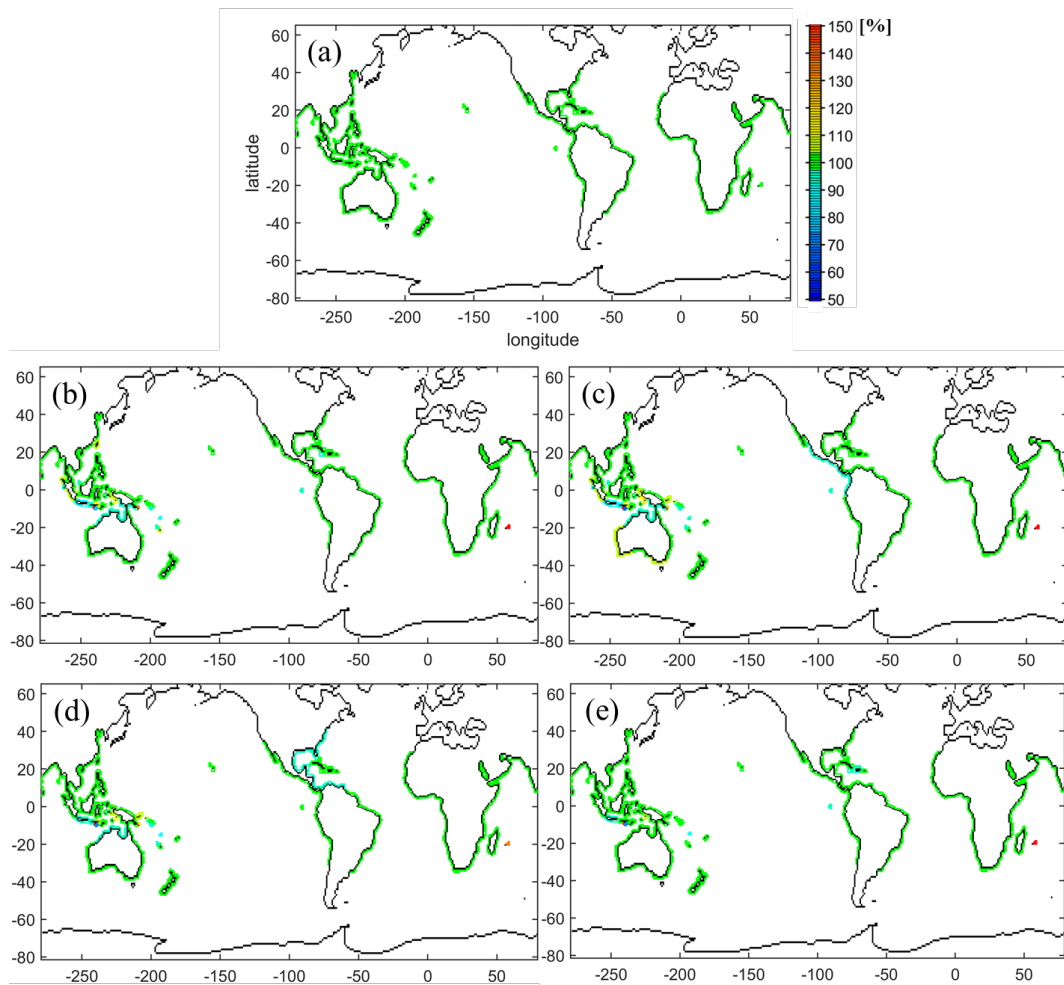


図-16. マングローブの全球分布域の将来変化予測：(a) 現況，(b) RCP2.6 2050s，(c) RCP8.5 2050s，(d) RCP2.6 2090s，(e) RCP8.5 2090s

(カラーバーは現況面積を 100%とした面積変化を示す)

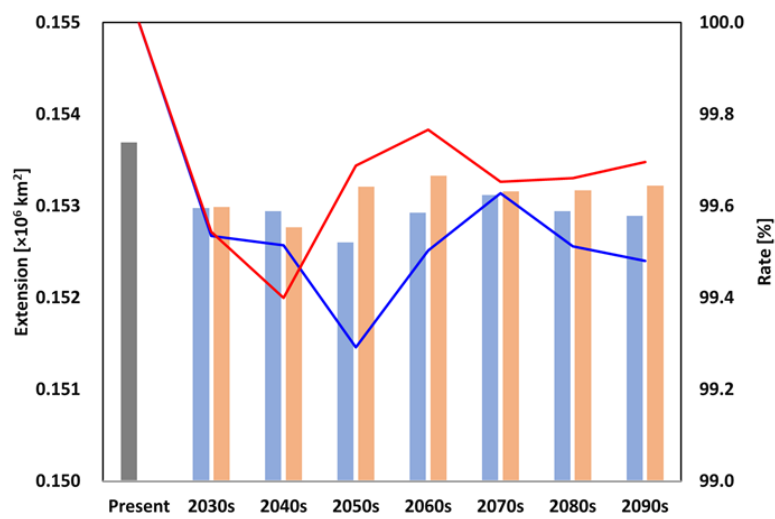


図-17. マングローブの全球分布面積の変化：棒グラフは面積[ $\times 10^6 \text{ km}^2$ ] (灰色：現況面積，青：予測 (RCP2.6)，赤：予測 (RCP8.5))，実線は現況面積を 100%とした面積変化[%] (青：RCP2.6，赤：RCP8.5)

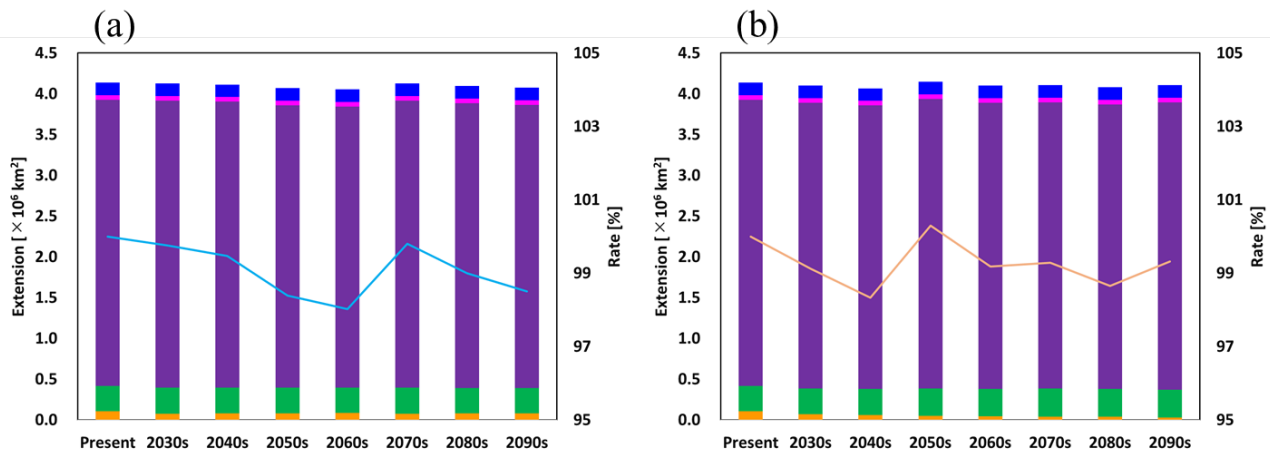


図-18. 浅海生態系の全球分布面積の変化：(a) RCP2.6, (b) RCP8.5, 棒グラフは面積[ $\times 10^6$  km<sup>2</sup>] (橙：サンゴ生息域, 緑：海草藻場, 紫：海藻藻場, 桃：塩性湿地, 青：マングローブ), 実線は現況面積を 100%とした浅海生態系の面積変化.

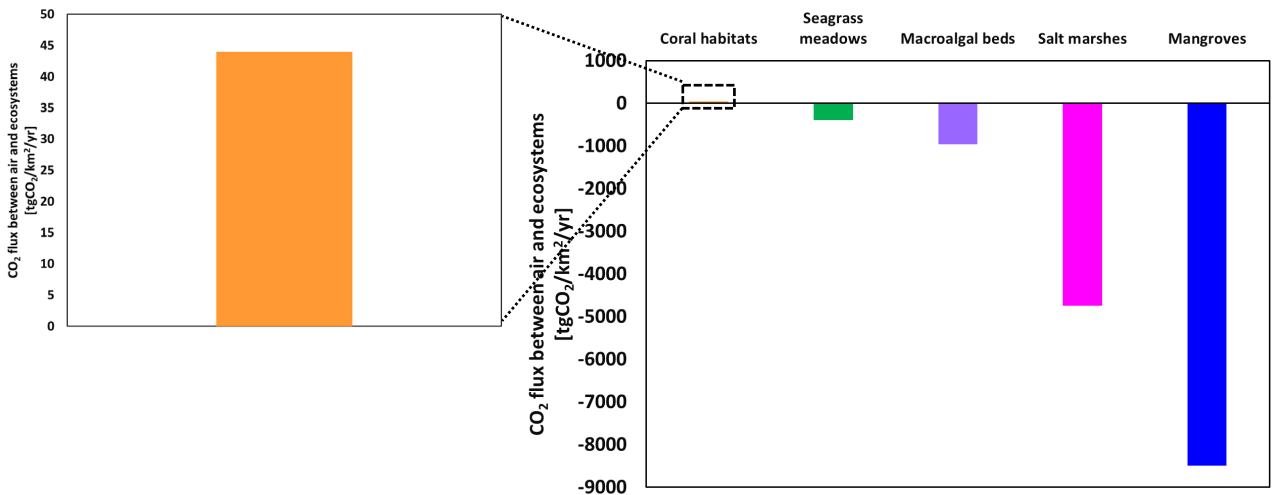


図-19. 単位面積当たりの大気-浅海生態系間の CO<sub>2</sub> フラックス (サンゴ域：Watanabe and Nakamura (2018), 海草藻場：Tokoro et al.(2014), Tokoro and Kuwae (2018), 海藻藻場：Ikawa and Oechel (2015), 塩性湿地：Otani and Endo (2018), マングローブ：Akhand et al.(2018))

### 3.7 大気-浅海生態系間の CO<sub>2</sub> フラックス

全浅海生態系による大気-浅海生態系間の CO<sub>2</sub> フラックスは、現況から 2090s にわたって大きく変化しない予測となった。

前述した通り、浅海生態系は高い CO<sub>2</sub> 吸収機能を持つ。既往の研究で報告されたそれぞれの浅海生態系の単位面積当たりの大気-浅海生態系間の CO<sub>2</sub> フラックスを図-19 に

示す。マングローブにおける吸収速度が -8,000 [tgCO<sub>2</sub>/km<sup>2</sup>/yr] を超えて最大となっており、次いで塩性湿地、海藻藻場、海草藻場となっている。サンゴのみ大気への放出源となっているが、その放出速度は他の浅海生態系による吸収速度と比べると非常に小さい。本研究では、この CO<sub>2</sub> フラックスを浅海生態系の分布面積予測結果に乗じることで、全球における大気-浅海生態系間の CO<sub>2</sub> フラックスの将来変化を予測した (図-20)。両シナリオとも、現況

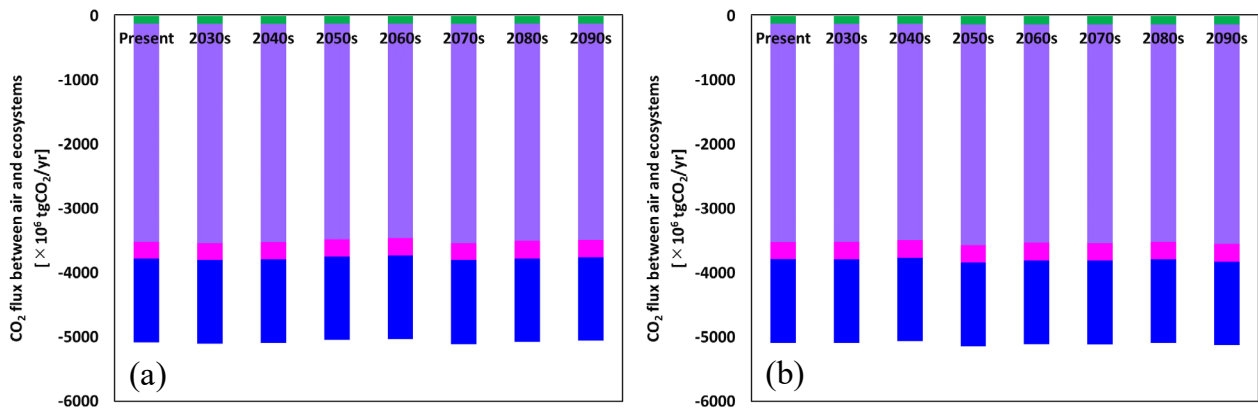


図-20. 全球における大気-浅海生態系間の CO<sub>2</sub> フラックスの将来変化：(a)RCP2.6, (b)RCP8.5

(黄：サンゴ域, 緑：海草藻場, 紫：海藻藻場, 桃：塩性湿地, 青：マングローブ)

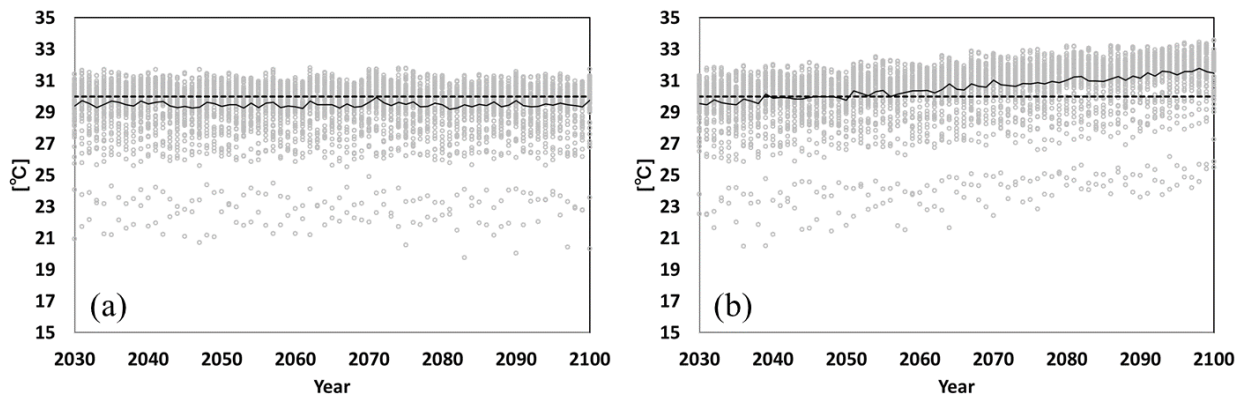


図-21. サンゴ生息分布エリアにおける年間最暖月 SST：(a)RCP2.6, (b)RCP8.5

(灰色プロット：各計算領域における SST, 黒い実線：全計算領域の SST の平均値, 黒い点線：サンゴ白化の閾値となる SST30°Cライン)

から 2090s にいたるまで浅海生態系の総面積が大きく変化しなかったことから (図-18), 大気-生態系間の CO<sub>2</sub> フラックスも  $-5,000 \times 10^6$  [tgCO<sub>2</sub>/yr] 程度を維持し, 大きく変化しなかった. 単位面積当たりでの CO<sub>2</sub> 吸収速度はマングローブが最大であったが (図-19), 全球の浅海生態系における CO<sub>2</sub> フラックスでは海藻藻場が最大となり, 次いでマングローブ, 塩性湿地, 海草藻場となる予測結果となった. 海藻藻場における CO<sub>2</sub> フラックスが最大となったのは, 現況における面積が浅海生態系の中で最大であること (表-1) と, 将来予測においてもその最大面積が大きく変化せず維持されたためである (図-13, 18). よって, 気候変動の緩和効果においても海藻藻場の役割は重要なものとなる可能性がある. 一方で, 唯一 CO<sub>2</sub> の放出源となりうるサンゴ礁の寄与率はほとんど確認できなかった. 他の浅海生態系と

比べて, 気候変動によって消失する生息面積が極めて大きい (図-9, 10), それよりも単位面積当たりの放出速度が極めて小さいことが原因と考えられる (図-19).

## 4. 考察

### 4.1 水温上昇に伴うサンゴの消失

サンゴの全球生息分布面積の変化においては, 現況面積と比べて RCP2.6 では 2090s におよそ 75% まで縮小 (25% 減), RCP8.5 ではおよそ 25% まで縮小 (75% 減) となる結果となった (図-10). 図-21 はサンゴ生息分布エリアにおける年間最暖月の SST である. RCP2.6 における水温の将来変化はほぼ横ばいで, 半分以上のエリアでサンゴが白化する水温閾値 (30°C) を下回る予測となっていた (図-21a).

一方で RCP8.5 においては 2100 年まで全エリアにおいて SST が上昇し続け、2050 年あたりを境に、半分以上のエリアが閾値を上回る予測となっていた (図-21b)。

既往の研究におけるサンゴ生息分布域の将来変化では、最良のシナリオで現況のおよそ 1/3、最悪のシナリオではほぼすべての面積が 2100 年までに消失する可能性が報告されている (Frieler et al., 2013)。本研究における結果、特に最悪シナリオの RCP8.5 の結果 (75%減) (図-10) と比べると、大きな差がみられる。この原因については、1) サンゴ生息域の面積と白化・斃死する水温条件、2) 適用した外力値 (GCM) の二つが考えられる。まず 1) においては、本研究では UNEP-WCMC (2017d) のサンゴ生息域の分布データを用いて、将来の面積変化を予測しているが、Frieler et al. (2013) は面積を考慮せず、水温変化のみでの予測となっている。水温変化においては、本研究では Kayanne et al. (1999) に基づき、年間最暖月の平均 SST が 30°C 以上となった場合にサンゴの白化が生じることとし、10 年間に於いて 5 年以上生じた場合は白化に伴う斃死でサンゴ生息分布域が消失することとした。一方で Frieler et al. (2013) は、Degree Heating Month (DHM) を導入している。1DHM (°C month) は、月平均 SST が基準となる期間の年間最暖月 SST より 1°C 高い状態を示しており、 $1 \leq \text{DHM} < 2$  の時に白化、2 以上の時に大量死をもたらす深刻な白化と診断される (Donner et al., 2005)。他にも DHM を Week に置き換えた Degree heating Week (DHW) という指標もあり、これは DHW が 4 (°C weeks) 以上 8 (°C weeks) 未満の時に白化、8 以上の時に深刻な白化となる (NOAA Coral Reef Watch: <https://coralreefwatch.noaa.gov/satellite/index.php>)。手法ごとの再現性などについては今後も議論の余地があるが、本研究と既往研究とではこのような違いがある。次に 2) については、Frieler et al. (2013) は将来にかけての水温変化を CMIP3 (Climate Model Intercomparison Project phase 3) のモデルにおける予測結果を外力値としており、本研究ではその後継となる CMIP5 モデルを導入している (2.4 参照)。一方で、本研究では CMIP5 から 1 つの GCM (GFDL-ESM2M) を選択したが、既往研究では CMIP3 から 19 の GCM を用いてサンゴ生息分布面積変

化の予測計算を実施し、アンサンブル平均を算出している。よって二つの研究では、適用した CMIP のバージョンや GCM 数に違いが生じている。このような主に二つ違いによって、本研究と既往研究では予測結果に差が生じていると考えられる。また、複数の GCM の適用に関する議論については 4.7 において詳述する。

また、Yara et al. (2012) では日本の沿岸浅海域を対象として将来のサンゴ生息域の変化を予測しており、2030s までに現況の半分、2040s までにほとんどが消失する可能性を示した。一方で本研究では、RCP2.6 と 8.5 共に日本沿岸部のサンゴ生息域は 2090s にいたるまで消失しない予測となっている。このような差異が生じた原因としては、1) 空間解像度、2) サンゴのタイプ分け、3) 使用した GCM が考えられる。1) については、Yara et al. (2012) は日本沿岸域のみを対象としており、日本近海を 1° の解像度で離散化して予測計算を実施している。一方で本研究では全球沿岸浅海域を対象として、計算負荷軽減などの理由から全球沿岸域を 198 のエリアに区分しており、日本の沿岸域はその内の 1 エリアとなっている (図-1)。2) では、Yara et al. (2012) は、サンゴを熱帯・亜熱帯性と温帯性の二種に区分しており、水温による生息可能・消失条件などについてそれぞれ区別している (熱帯・亜熱帯性サンゴの生息可能 SST 範囲: 18~30°C, 温帯性サンゴの生息可能 SST 範囲: 10~18°C)。それに対し本研究では、1 種のサンゴを考慮しており、サンゴの分布率は熱帯・亜熱帯域が圧倒的に高いことから、生息可能 SST 範囲においては熱帯・亜熱帯性サンゴの 18~30°C を適用している。また、本研究では全球沿岸浅海域に着目し、計算領域を 198 に区分していることから、緯度方向において広範囲にわたって熱帯域から温帯域まで統合されるエリアもあるため、サンゴは 1 種のみとしている。3) においては、本研究は CMIP5 の GCM の予測結果を適用しているのに対し、Yara et al. (2012) は Frieler et al. (2013) と同様に CMIP3 の GCM を採用している。主にこれらの原因から、日本沿岸域でのサンゴ生息域の将来変化に差異が生じたと考えられる。

#### 4.2 光合成可能最大水深の変化

海藻藻場と海藻藻場の分布面積変化の予測においては、

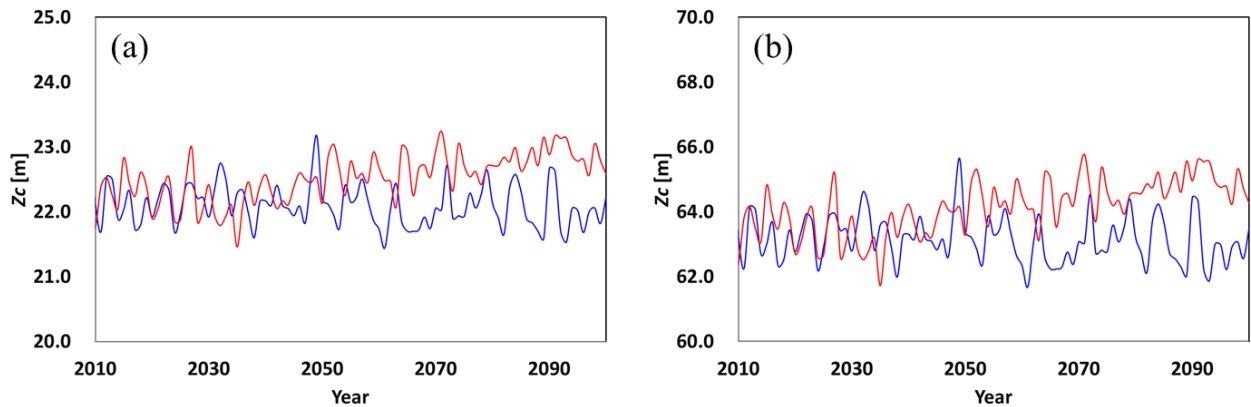


図-22. 全球沿岸域において平均した(a)海草と(b)海藻の光合成可能最大水深（青：RCP2.6，赤：RCP8.5）

クロロフィル濃度を関数として、光合成可能最大水深を算出した(式1-4)。予測結果としては、2090sに海草藻場は現況と比べて最大で10%程度拡大、海藻藻場は大きく変わらない可能性が示された(図-12,13)。ここでGFDL-ESM2Mにおけるクロロフィル濃度の予測結果から求めた海草と海藻の成長可能最大水深( $Z_c$ )の将来変化を図-22に示す。海草藻場と海藻藻場の $Z_c$ はそれぞれ21~23mと62~66m程度の範囲内で、現況から将来にかけて変化していた。また、2050年あたりからRCP2.6よりもRCP8.5の方がやや大きくなり、両シナリオの差は海草藻場において最大でおよそ1.6m(図-22a)、海藻藻場において最大でおよそ3.7mとなっていた(図-22b)。本研究では、海草藻場と海藻藻場の将来的な面積変化は、RCP2.6よりもRCP8.5において拡大傾向が強い結果となっていた(図-12,13)。これまでの研究で、気候変動に伴うクロロフィル濃度の将来的な変化は、温暖化による表層の水温上昇によって成層化が強化され、湧昇などによるより深い層からの栄養塩供給が減少し、植物プランクトンの生産速度も低下することから、クロロフィル濃度が低下する可能性が指摘されている(付録A)。その結果、海洋の透明度が高くなるので、本研究ではRCP8.5において面積の拡大傾向が顕著であった可能性がある。

しかし、沿岸域の植物プランクトンは、河川や湧水を通じた栄養塩負荷の影響を強く受けるため、外洋に比べてクロロフィル濃度の変化が大きいことが予想される。また、本研究で適用した $Z_c$ の計算手法はクロロフィルを関数としており、懸濁物質は考慮していない。陸域からの栄養塩や

懸濁物質流入量の将来的な変化が植物プランクトンや透明度を大きく変化させる可能性があるが、陸域からの負荷は、土地利用開発などの影響を受けるため、特に将来にかけての定量予測が非常に困難なものとなっている。これまでに、外洋からの海水と陸域由来の淡水が沿岸環境に与える影響についての研究例はいくつかあるが(例えば、Bianucci et al., 2018 など)、特定の沿岸域を対象としたものとなっており、全球規模においては知見が不十分となっている。また、それに関する将来予測についての研究はさらに不十分な状況となっているため、今後も研究を続けることが重要であると考えられる。

#### 4.3 海面水位変化の影響

海草藻場と塩性湿地の将来の全球面積はやや拡大で、海藻藻場とマングローブはやや縮小となり、これらの浅海生態系はサンゴ生息域と比べると現況から将来にかけての面積変化は小さかった(図-12,13,15,17)。しかし空間分布において、特に海草藻場と塩性湿地においてはエリアごとに将来面積の縮小と拡大の度合いに明確な差が生じている(図-11,14)。この原因については二つの理由が考えられる。一つはエリアごとの海面水位変化の違いである。図-23は、全球沿岸域における将来の海面水位変化である。RCP2.6における2090sの平均海面水位変動はおよそ0.008m、RCP8.5は0.06mで、平均的な変化量はあまり大きくなかった。一方で、2090sにおける海面水位変化の最大値と最小値は、RCP2.6でおよそ0.2mと-0.3m、RCP8.5でおよそ0.3mと-0.6mとなり、RCP8.5における海面水

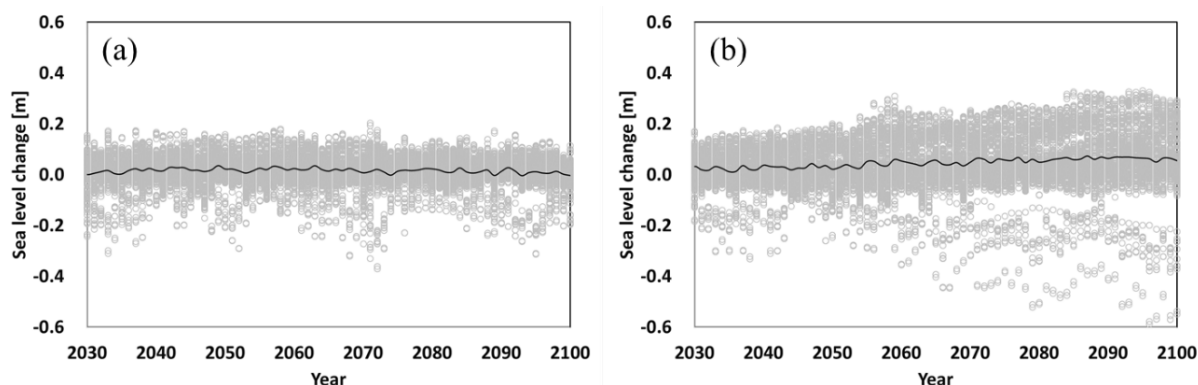


図-23. GFDL-ESM2M の全球沿岸域における将来の海面水位の変動：(a) RCP2.6, (b) RCP8.5

(灰色プロット：各計算領域における海面水位変化, 黒い実線：全計算領域における海面水位変化の平均)

位変化の幅はおよそ 0.9m となっている。ここで留意すべきは、気候変動によって海面が上昇するだけでなく、低下するエリアも存在することである。全球平均では、気候変動によって海面水位は上昇傾向であるが、海上風の変化や水温上昇、融解氷の増加に伴う海流の変化や地盤沈下などによって、局所的には水位低下をもたらす可能性がある

(Syvitski et al., 2009; Church et al., 2013)。このように、地域ごとに海面水位変化量が異なるため、エリアごとの浅海生態系の面積変化率も異なってくる。二つ目は、海面水位の変化と岸沖方向の地形勾配の関係によるものである。

図-24 は、塩性湿地における地形勾配と海面水位との関係の模式図である。平均海面を基準として、陸側の地形勾配が海側の地形よりも比較的緩やかとなるエリアで海面上昇が生じた場合、潮間帯に分布する塩性湿地では、海面上昇による浸水幅(生態系面積消失域)よりも、海面上昇によって新たに出現する潮間帯(生態系面積拡大域)の方が広がる(図-24a)。一方で海面が低下した場合、海面上昇時とは逆に、拡大域よりも消失域の方が大きくなる(図-24b)。陸側の地形勾配が海側の地形よりも比較的急峻となる場合は、緩やかな場合とは逆に、海面上昇時は拡大域よりも消失域が大きくなり(図-24c)、海面下降時は拡大域の方が大きくなる(図-24d)。塩性湿地では、2030s にかけて急激な面積拡大が予測された(図-15)。これは、2030s にかけて急激な海面低下が予測されている地域があること、またその地域における海岸線から陸側の地形勾配よりも海側の地形勾配が顕著に緩やかであることから(図-24d に該当)、

急激な面積拡大へと繋がった。

本研究では、塩性湿地とマングローブの面積変化においては海面水位変化の影響のみを考慮している。よって、海面水位変化がこれら二つの浅海生態系に与える影響を評価するため、塩性湿地とマングローブの海面水位変化による消失面積と拡大面積を図-25 に示す。塩性湿地の RCP2.6 においては、2060s にかけて消失する面積が比較的大きい(図-25a)。最大消失面積はおよそ 15,500 km<sup>2</sup> であるが、最大拡大面積はそれを超える 16,700 km<sup>2</sup> となっている。続いて RCP8.5 は RCP2.6 よりも変化が大きく、2080s まで消失・拡大面積は大きくなり続け、最大消失面積はおよそ 23,300 km<sup>2</sup> となった(図-25b)。現況面積がおよそ 54,700 km<sup>2</sup> であるため、RCP8.5 においては海面水位の変化によって塩性湿地のおよそ 43% が将来的に消失する予測となっている。しかし、拡大面積は消失面積を上回っており、およそ 24,700 km<sup>2</sup> となっている。マングローブにおいても、塩性湿地と同様で RCP2.6 での消失・拡大面積の変化率は比較的小さく、RCP8.5 では相対的に 2090s まで大きくなり続ける予測となっていた(図-25c, d)。RCP2.6 における最大消失面積と拡大面積は 2060s であり、それぞれおよそ 23,900 km<sup>2</sup>, 23,000 km<sup>2</sup> となった(図 25c)。RCP8.5 では 2090s で最大で、消失面積は 28,200 km<sup>2</sup>, 拡大面積は 27,700 km<sup>2</sup> となり、マングローブにおいては消失面積が拡大面積を上回る結果となった。塩性湿地(拡大面積 > 消失面積)とマングローブ(消失面積 < 拡大面積)で消失と拡大面積の比率が異なるのは、それぞれの生態系が分布する潮間帯

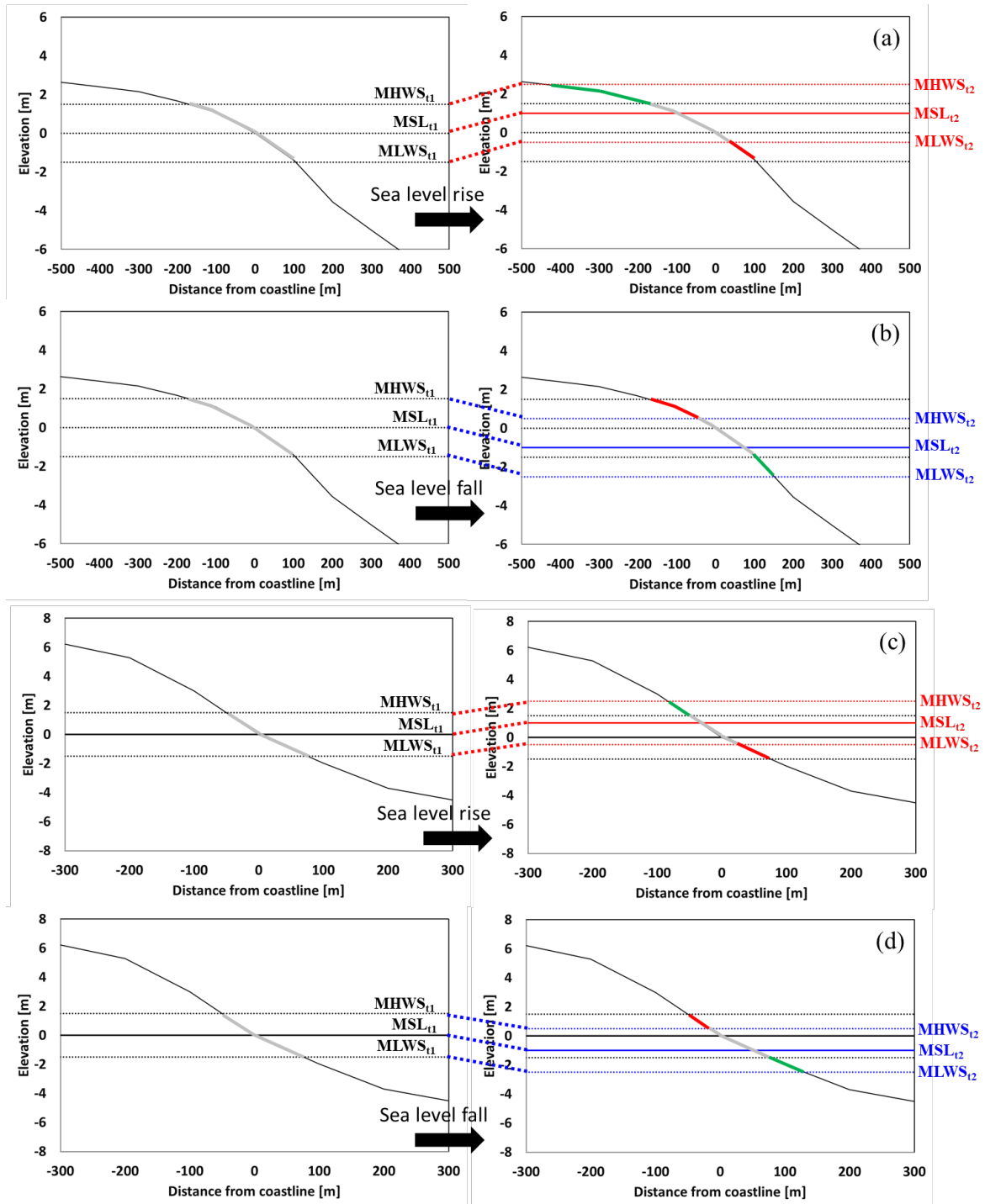


図-24. 塩性湿地における地形勾配と海面水位変化との関係の模式図（マングローブが存在しないと仮定していることから平均海面から満潮海面までの潮間帯も塩性湿地の分布域としている）：(a)海岸線から海側よりも陸側の勾配が緩やかな地形で海面上昇が生じた場合、(b)海面下降が生じた場合、(c)海岸線から海側よりも陸側の勾配が急峻な地形で海面上昇が生じた場合、(d)海面下降が生じた場合、地形分布図の緑は海面水位の変動によって塩性湿地が拡張する範囲、赤は消失する範囲を表す。

(MSL<sub>1</sub> : 現況の平均海面, MHWS<sub>1</sub> : 現況の大潮時における満潮海面, MLWS<sub>1</sub> : 現況の大潮時における干潮海面, MSL<sub>2</sub> : 将来の平均海面, MHWS<sub>2</sub> : 将来の大潮時における満潮海面, MLWS<sub>2</sub> : 将来の大潮時における干潮海面)



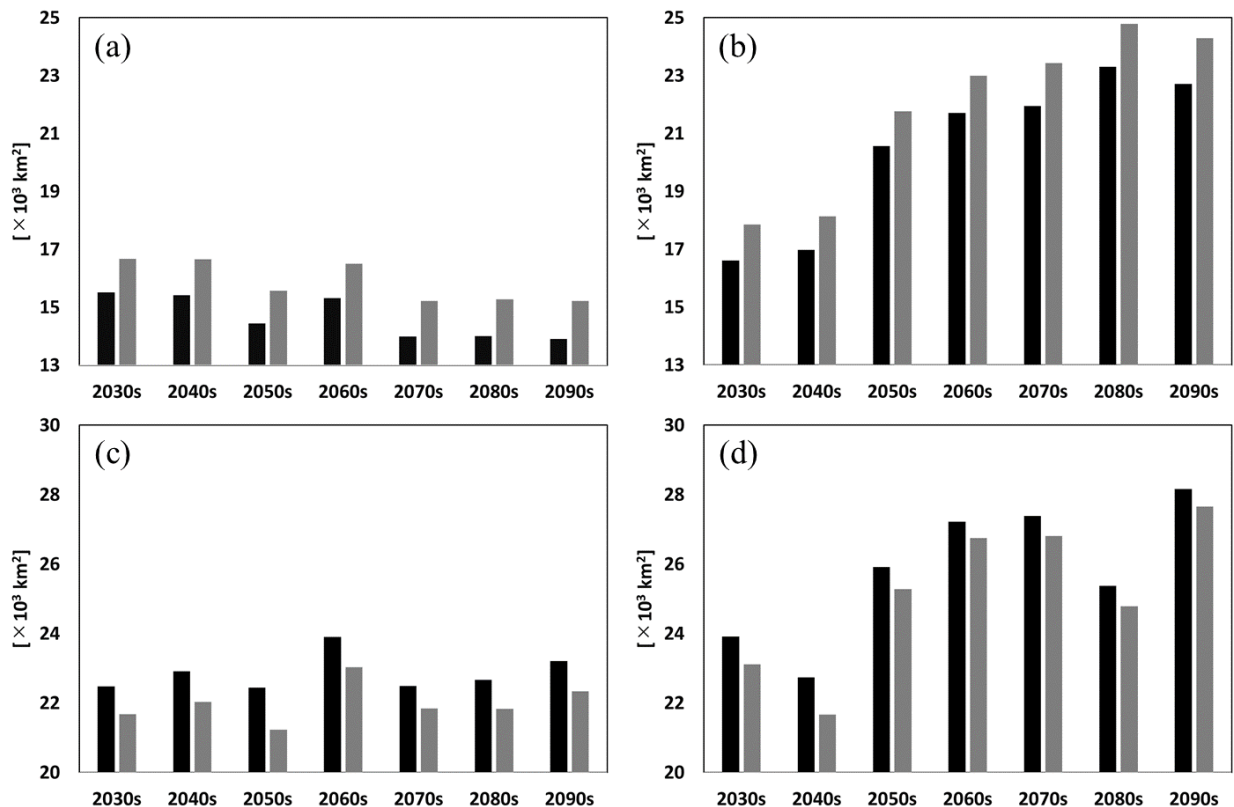


図-25. 海面水位変化による塩性湿地とマングローブの消失面積（黒）と拡大面積（灰）：(a) RCP2.6における塩性湿地，(b) RCP8.5における塩性湿地，(c) RCP2.6におけるマングローブ，(d) RCP8.5におけるマングローブ

の違いによる影響である。マングローブは平均海面よりも陸側の潮間帯に分布するのに対し、塩性湿地は平均海面よりも海側の潮間帯（マングローブが存在しないエリアでは陸側にも分布）するため、生態系が分布するエリアの地形が受ける海面水位変化の影響が異なるためである。しかし、両生態系それぞれの消失面積と拡大面積は比較的近い値となっている。このように海面水位変化によって浅海生態系面積の消失は起きるが、一方で海面水位変化によって新たに同等面積の浅海生態系が出現することで、拡大面積が消失面積を相殺し、将来の浅海生態系面積を大きく変化させなかった。しかし、海面上昇に伴う消失域、すなわち浸水域の被害などについても今後定量評価していくことが必須である。

塩性湿地やマングローブを含む干潟生態系の面積変化に関する既往研究においては、Schuerch et al.(2018)も全球規模における面積変化を予測しており、彼らは現況と比べて2100年におよそ90~120% (RCP2.6), RCP8.5で70~160% (RCP8.5)の予測結果を示している。本研究におけ

る RCP2.6 の面積は現況と比べて、2090s に塩性湿地は104%、マングローブは99.5%、RCP8.5においては塩性湿地で106%、マングローブでは99.7%の予測結果となり、既往研究の予測域内に含まれているが、シナリオごとに一つの予測結果となっている。既往研究においてそれぞれのシナリオで予測幅がみられるのは、RCPシナリオに加えて、1) 懸濁物質の堆積による海面上昇の相殺を考慮且つ堆積速度を変化させたケースを加えていること、2) 沿岸部における人口密度を社会経済(SSP)シナリオ(van Vuuren et al., 2014)に基づいて変化させ、それに基づき海面水位変化に対する適応度合いを変化させたケースを加えているためである。他にも、主に全球沿岸域の計算領域数や使用したGCMと地形データなどが異なっていることで(付録B)、予測結果に差が生じていると考えられる。4.2で述べたように、全球規模において陸域からの負荷が沿岸域に与える影響についてはいまだ知見が不十分であること、また将来の社会経済の動向に伴う土地利用開発などによる浅海生態系への人為的影響についての予測もいまだ不十分であるため

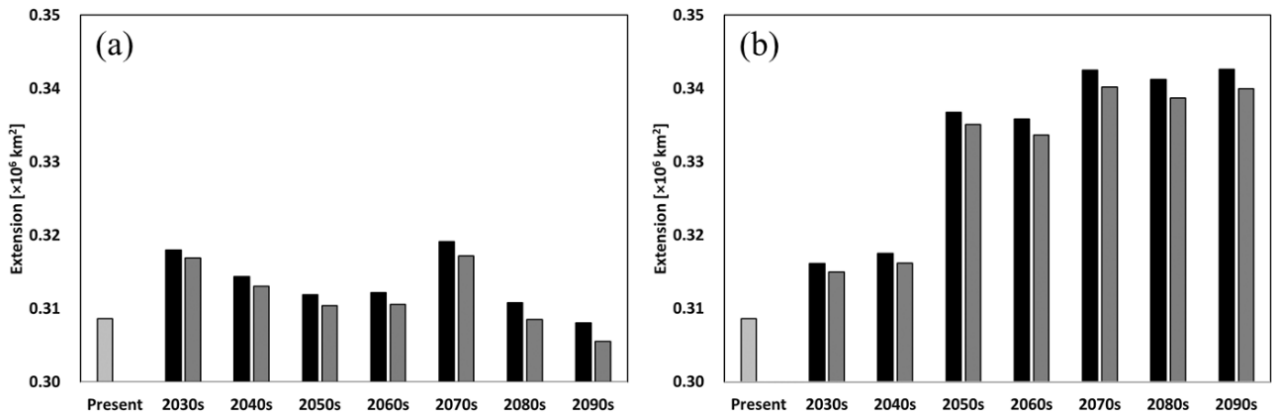


図-26. 懸濁物質堆積効果の有無による海草藻場面積変化の違い：(a)RCP2.6, (b)RCP8.5 (薄い灰色は現況面積, 黒は「堆積効果あり」の面積, 濃い灰色は「堆積効果なし」の面積を示す)

(4.7で詳述), この既往研究には多くの誤差が含まれている可能性も示唆される. また, 既往研究で採用している地形データ (SRTM-3) は樹木などの植生高さによる誤差の除去が不十分であることも指摘されており ([http://hydro.iis.u-tokyo.ac.jp/~yamada/MERIT\\_DEM/](http://hydro.iis.u-tokyo.ac.jp/~yamada/MERIT_DEM/)), それが予測誤差をさらに大きくしている可能性も考えられる.

海草藻場および海藻藻場の分布面積変化においても海面水位変化の影響を受けるが, 生息可能水深が深いことから, 岸沖方向の分布幅は塩性湿地やマングローブと比べて大幅に広く, また海面水位の将来的な変化 (図-23) に比べて, クロロフィル濃度変化に伴う光合成可能最大水深の変化の方が大きいことから (図-22), 海草藻場と海藻藻場においては塩性湿地とマングローブに比べて海面水位変化の影響は小さいと考えられる.

#### 4.4 懸濁物質の堆積の影響

図-26は, 懸濁物質の堆積による海草藻場の面積変化の違いである. RCP2.6と8.5共に, 「懸濁物質の堆積あり」のケース (図-12の結果と同様) の方が, 面積縮小率が軽減された. RCP2.6における「堆積あり」と「堆積なし」のケース間の差は2030sで最小 (およそ107km<sup>2</sup>) となり, 2090sで最大 (およそ250km<sup>2</sup>) となり, それぞれ堆積効果による面積縮小軽減率はおおよそ0.3%と0.8%であった. RCP8.5における両ケース間の差もRCP2.6と同程度で, 2030sと2090sに両ケース間の差が最小 (およそ113km<sup>2</sup>)

および最大 (およそ262km<sup>2</sup>) となり, 堆積効果による面積縮小軽減率はおおよそ0.4%と0.8%であった. よって, 懸濁物質の堆積による海底面のかさ上げ効果が, 生息可能最大水深までの分布幅を拡大し, 0.3~0.8%程度の面積拡大に寄与している可能性が示された. しかし, 陸域由来の懸濁物質濃度は環境変化や土地利用状況などによって変化する可能性があるため, 懸濁物質の堆積効果についてはこれからも検討し続ける必要がある.

塩性湿地とマングローブも, 海草藻場と同様に底質が砂泥で形成される生態系であるため, 懸濁物質の堆積作用が生じているが, 2.9で述べたように潮間帯の幅が本研究で整理した地形データの岸沖方向の空間解像度を大きく下回ることから, 堆積効果を未考慮としている.

#### 4.5 SROCC (IPCC, 2019) との比較

これまでの浅海生態系の面積変化に関する研究は, 特定の生態系のみに着目してきたため, 本研究では主要生態系全てを考慮して将来予測を行った. その結果, サンゴ以外の生態系は気候変動の影響に適応することから, 将来面積は現況と大きく変わらない予測となった. 一方で, IPCC (2019)でもこれら浅海生態系を扱っており, 中でも塩性湿地・マングローブ・海草藻場を「沿岸湿地」という生態系に統合し, Blankespoor et al.(2014)とCrosby et al.(2016), Spencer et al.(2016)の報告を踏まえて, 2100年までに現況から20~90%と大幅に消失すると予測している. 本研究では, これらの3生態系は現況と同程度か拡大する予測とな

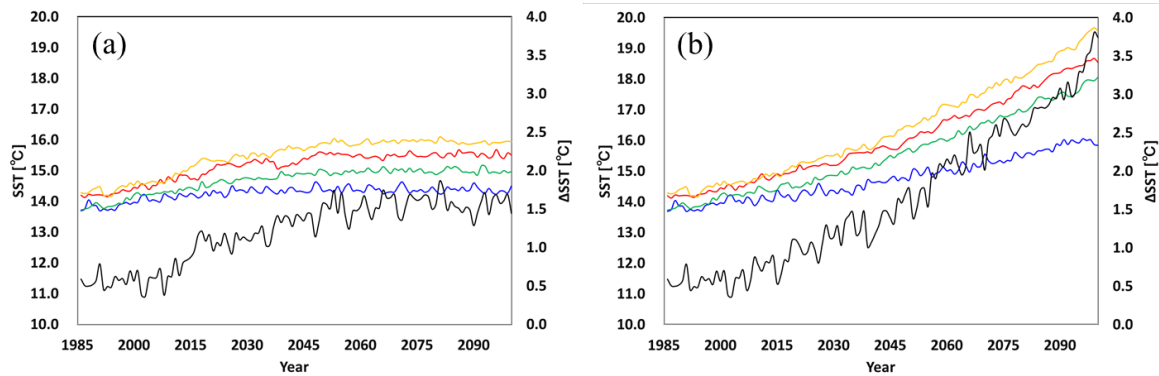


図-27. 4GCMにおける(a) RCP2.6 と(b) RCP8.5の全球沿岸域の平均 SST の比較 (青：GFDL-ESM2M, 赤：HadGEM2-ES, 緑：IPSL-CM5A-LR (Dufrense et al., 2013), 黄：MIROC-ESM-CHEM (Watanabe et al., 2011), 黒：最大・最小値の  $\Delta$ SST)

っており、IPCC (2019)の予測結果と差異が生じている。Blankespoor et al.(2014)は2100年までの海面上昇量を1mとして予測しているが、この上昇量はIPCC(2019)のRCP8.5の予測値(図-6参照)を超える過大なものとなっている。Crosby et al.(2016)は海面上昇速度観測値のメタ解析に基づいた将来予測となっており、対象エリアも既往研究の観測エリアに限定されるため、全球スケールでの予測には至っていない。よって、空間的なバイアスが生じていることが懸念される。Spencer et al.(2016)はHadGEM2-ESによる海面上昇速度の予測値を用いて将来の湿地面積変化を推定しているが、海面上昇による生態系面積の拡大は未考慮となっている。本研究でも、海面変位による塩性湿地の拡大面積を未考慮とした場合、RCP8.5において2100年までに現況のおよそ43%が消失する予測となる(図-25b)。以上のことから、IPCC(2019)では沿岸湿地面積が大幅に消失する予測となった可能性が示唆される。他にも、地形データの空間解像度において、Blankespoor et al.(2014)では約500 km, Spencer et al.(2016)では約3.6 kmと本研究(約450 m)と比べてかなり低いという違いもある。一方で、Spencer et al.(2016)は全球沿岸域の計算領域数をScherch et al.(2018)と同様に12,148と高解像度に分割したうえで、グレーインフラの影響や沿岸湿地の生態系タイプの遷移(例えば、植生のある沿岸湿地から非植生の沿岸湿地への遷移など)を考慮している。但しここで考慮したグレーインフラは、実際の分布データに基づいて考慮したものではなく、Hinkel et al.(2014)が将来の沿岸浸水域

の予測に基づいて仮定した分布である。今後、実際のグレーインフラの分布を考慮することで塩性湿地やマングローブの面積の予測精度を向上できる可能性がある(4.9にて詳述)。ちなみに、Scherch et al.(2018)も、これら既往研究の地形の考慮が不十分であることを指摘し、それを解消したうえで将来的に塩性湿地などの面積が拡大することを予測している(4.3で詳述)。

また、IPCC (2019)における沿岸湿地では海草藻場も含めているが、実際のところ海草は潮下帯まで分布している(最深生息域は90m (Den Hartog, 1970))。よって、海草が生息可能とするポテンシャルエリアは幅広いが、IPCC (2019)ではその生息可能域の考慮が不十分であるため、海草藻場の全体面積の将来変化予測にはいたっていない。海藻藻場面積の将来変化について、IPCC (2019)では2050年から2100年にかけて、RCP2.6で南限が40 kmの北上、RCP8.5では406 km北上することを報告しているが、これは太平洋西北部に限定した予測に留まっており(Wilson et al., 2019)、面積変化についても定量的な予測には至っていない。サンゴ生息可能面積の将来変化については、IPCC (2019)はFrieler et al.(2013)と同様の手法を採用しており、サンゴ生息域の面積を考慮しておらず、主に水温変化での予測に留まっている(4.1参照)。

#### 4.6 水温上昇と浅海生態系における呼吸・有機物分解速度の変化

浅海生態系の中で最大面積となる海藻藻場をはじめ、海

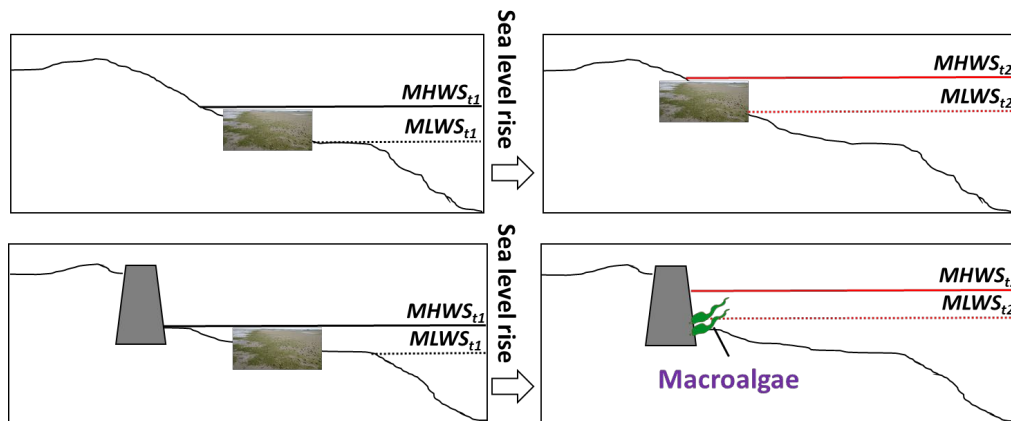


図-28. 海面上昇に対する塩性湿地の適応におけるグレーインフラが及ぼす影響の模式図. 上段と下段はそれぞれ「グレーインフラなし」と「グレーインフラあり」を表す. ( $MHWS_{t1}$ : 現況の満潮海面,  $MLWS_{t1}$ : 現況の干潮海面,  $MHWS_{t2}$ : 海面上昇後の満潮海面,  $MLWS_{t2}$ : 海面上昇後の干潮海面)

草藻場、塩性湿地、マングローブは RCP2.6 と RCP8.5 の両シナリオにおいて現況から将来にかけて面積が大きく変化しなかったことから、大気-浅海生態系間の  $CO_2$  フラックスも現況と大きく変わらない結果となった(図-20)。しかし、水温上昇に伴って浅海生態系における呼吸速度や有機物分解速度も上昇することが知られている(付録C)。気候変動によって海水温が上昇すると、呼吸速度と有機物の分解速度の促進により、海水中の  $CO_2$  濃度が上昇し、大気からの  $CO_2$  吸収速度が低下、あるいは浅海生態系から大気への放出に転じる可能性がある。また、緯度方向の違いや大気・海洋循環の変化によって、水温の変化傾向は時空間的に異なる可能性がある(例えば、Minobe, 1997; Lober and Garrett, 1978 など)。さらには、生活排水などの人為影響や河川の有無や地下水供給量などの違いで、陸域負荷も時空間的に異なる可能性がある(例えば、Beusen et al., 2005; Seitzinger et al., 2005; He et al., 2011)。このような影響を考慮したうえで、大気-浅海生態系間の  $CO_2$  フラックスを予測していく上ためには、水温や水質などの変化に伴って光合成速度や呼吸速度などをダイナミックに定量評価できるプロセスモデル(例えば、田口ら, 2014; Sohma et al., 2018 など)を応用していくことが有効手法の一つと考えられる。

#### 4.7 GCM の計算結果(外力値)の差

本研究では浅海生態系の面積変化予測の外力値として海

洋化学・物理データが比較的充実している GFDL-ESM2M の計算結果を適用した。2.4 で前述したとおり、CMIP5 における RCP 実験においては 40 を超える GCM が採用されている。しかし、それぞれのモデルによって計算結果が異なるため、予測幅が生じていることが指摘されている。図-27 は、一例として GFDL-ESM2M を含む 4 つの GCM の全球沿岸域における平均 SST の予測値を比較したものである。RCP2.6 と 8.5 とともに、現況計算(1986-2005)においては最大値と最小値の差がおおよそ  $0.6^{\circ}C$  であるが、2090 年代においては RCP2.6 ではおおよそ  $1.6^{\circ}C$ (図-27a)、RCP8.5 ではおおよそ  $3.3^{\circ}C$  の予測差が生じる(図-27b)。このような差が発生する原因を特定するには、GCM の構造が複雑であるためその議論は容易ではないが、それぞれのモデルで設定している空間・時間解像度、計算スキームや取り入れている変数量の違いなどから、計算結果の再現性が異なっていると考えられる。また計算期間が長期にわたるにつれ、誤差が積み重なる期間が長くなることから、現況よりも将来予測の方が予測差は大きくなる。さらには、温室効果ガスなどの負荷量が大きくなるにつれて、環境変化の振幅も大きくなることから、RCP2.6 よりも 8.5 において予測幅が大きくなると考えられる。よって、適用する GCM によって浅海生態系の面積変化にも差が生じる可能性があることから、今後複数の GCM の外力値を用いて予測幅を示し、将来変化を議論していくことも重要となる。

#### 4.8 土地利用開発と浅海生態系

本研究における浅海生態系の分布変化予測は、気候変動の影響のみを考慮したものである。だが、沿岸域においては埋め立てや生活排水を含んだ河川水の流入などの土地利用開発も、浅海生態系に多大な影響を与える可能性がある。例えば、東京湾においては人間活動による影響で、1930年代から1980年代までのおよそ50年の間に約26%の干潟が消失している(古川ら, 1999)。また全球スケールでは主に土地利用開発によって、海草藻場は1990~2000年の間に約1.26%が消失(Waycott et al., 2009)、マングローブとケルブ(コンブ目に属する海藻)においては今日に至るまでにそれぞれ年間あたり約1%(Thomas et al., 2017)と1.8%(Krumhansl et al., 2016)の速度で消失してきたことが報告されている。さらには、塩性湿地とマングローブを含む干潟は、1984年以降に16.02%(約20,000km<sup>2</sup>)が消失したとの報告もある(Murray et al., 2018)。今後も気候変動のみならず土地利用開発の影響を受ける可能性があるが、これらは社会経済の動向によって大きく左右されるため、その定量予測が困難な状況である。気候変動のみならず、それによって変化する社会経済の動向や、両者の相互作用を考慮したうえで、浅海生態系の分布予測を検討していくことが必要である。

#### 4.9 グレーインフラと浅海生態系

日本を含めた海に面する多くの国々では、その沿岸部に堤防や護岸などのグレーインフラが分布している。グレーインフラが存在する浅海域で気候変動に伴う海面水位の変化が生じた場合、浅海生態系の分布に大きな影響を及ぼす可能性がある。例えば海面上昇が生じた場合、グレーインフラの存在によって、潮間帯に分布する塩性湿地やマングローブなどは陸側への拡大・移動が妨げられ、海面上昇に対する適応力が大幅に低下する可能性がある(図-28)。また、海面上昇とグレーインフラの存在によって、潮間帯が消失し、浸水したコンクリート部分に、岩礁帯を生息域とする海藻類が新たに分布する可能性がある。よって、グレーインフラの存在と気候変動の影響によって、将来の浅海生態系の空間分布はより複雑化する可能性がある。熊野ら(2018)は衛星画像とDigital Surface Modelを用いてグレ

ーインフラの抽出を試みたが、大韓民国などのようにグレーインフラデータの公開状況が不十分な国もあり、全球スケールでの抽出には至っていない。また衛星画像の解像度の限界から、比較的大きな長さや天端幅を有する堤防の抽出だけに留まっており、護岸の抽出には到達していない。よって、グレーインフラ分布データの全球スケールでの集積情報は不十分であるため、本研究でもグレーインフラの影響を考慮するには至っていない。今後、全球スケールでのグレーインフラの分布データを充実させるだけではなく、グレーインフラを考慮したうえで気候変動が浅海生態系分布の将来変化に与える影響を予測していくことが必要となる。特に我が国日本はグレーインフラの分布データが十分整備されているので、適応に重点を置いた気候変動対策として、防災効果や費用対便益効果を最大限に引き出せるグリーンインフラとグレーインフラのベストミックスなどに関する研究をリードしていくべきであろう。

#### 5. あとがき

浅海生態系はCO<sub>2</sub>吸収速度が極めて高いことから気候変動の緩和としての活用が期待されている。また、サンゴやマングローブを中心とした生態系は波浪減衰など防災・減災効果(Eco-DRR)を有することなどから、気候変動の適応においても関心が高い。生態系は気候変動に伴う水温や海面水位などの変化に適応できず分布面積が縮小する可能性があるが、一方で環境変化に適応し、分布域が変化あるいは拡大する可能性もある。しかし、現時点で浅海生態系の将来予測に関する研究は、全球浅海域ではなく特定の浅海域を対象としているか特定の浅海生態系のみに着目したものがほとんどである。そこで本研究では、全球における沿岸浅海域の地形データと浅海生態系分布データを整理・統合し、全球気候モデルの計算結果を外力値として、主要な浅海生態系(サンゴ生息域、海草藻場、海藻藻場、塩性湿地、マングローブ)の面積の将来変化を統合的に予測した。

その結果、サンゴは海水温変化に伴い、将来的な温室効果ガスの排出量が最小となるシナリオ(RCP2.6)では、2090s年に現況のおよそ26%、温室効果ガスの排出量が最大となるシナリオ(RCP8.5)では75%まで大幅に消失する

可能性が示された。その他の生態系（海草藻場、海藻藻場、塩性湿地、マングローブ）においては、沿岸域のクロロフィル濃度の減少に伴う光透過率の増大や海面水位変化への適応によって、面積は現状維持あるいは拡大する可能性が示された。よって、サンゴは大幅に消失してしまう可能性があるが、その他の浅海生態系は気候変動に伴う環境変化に適応し、気候変動の緩和や防災・減災に効果をもたらす可能性が示された。

本研究の成果は、全球浅海域の生態系面積の将来変化を考慮したうえでブルーカーボンの定量化が可能となるので、浅海生態系による気候変動緩和効果のより高精度な定量評価に貢献できる可能性がある。さらには、海面上昇や極端気象の発生によって増大する沖合波浪エネルギーを抑制させるうえで Eco-DRR や堤防や護岸などの人工資本（グレーインフラ）とのベストミックスの検討にも貢献し、気候変動の適応効果への応用も期待できる。今後、保全や移植などの活動によって浅海生態系による気候変動対策効果をさらに高くできることが期待できる。しかし、気候変動に伴う温度上昇などは社会経済に対しても大きな影響を与えうるので、浅海生態系の保全活動などに伴う費用対便益を十分に考慮しつつ、気候変動対策を推進していくことが重要となる。

(2020年3月6日受付)

## 謝辞

地形データおよび生態系分布データなどの整理・統合においては、(株)サイエンスアンドテクノロジーの柳田圭悟氏、近藤桂一氏から多大なるご助力を頂いた。また、地形データと生態系分布データの活用においては、国立環境研究所の山野博哉博士、井上智美博士からご助言、ご助力を頂いた。同じく山野博哉博士からは、サンゴの生息分布面積変化の予測においてもご助言を頂いた。GCM や TPXO などのデータ解析においては、港湾空港技術研究所の小裕大地氏からご指導、ご助言を頂いた。本論文の作成においては、港湾空港技術研究所の吉江宗生氏および栗山善昭博士から貴重なコメントを頂いた。

本研究の一部は、環境省環境研究総合推進費 S-14「気候

変動の緩和策と適応策の統合的戦略研究」の助成によるものである。

## 参考文献

- 熊野直子, 川嶋良純, 箭内春樹, 田村誠, 横木裕宗, 桑原祐史 (2018): 衛星画像と数値表層モデルを用いた海岸堤防抽出手法の提案, 沿岸域学会誌, Vol.30, No.4, pp.89-100.
- 栗原晴子, Wouters J, 安田直子 (2019): 海洋酸性化によるサンゴ礁形成への影響, 日本海洋学会 2019 年度秋季大会講演要旨集, pp.222.
- 桑江朝比呂, 吉田吾郎, 堀正和, 渡辺謙太, 棚谷灯子, 岡田知也, 他 (2019): 浅海生態系における年間二酸化炭素吸収量の全国推計, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.75, No.1, pp.10-20.
- 田口浩一, 刘阳, 叶灵娜 (2014): 大村湾の貧酸水塊の消長に関する考察, 海洋理工学会誌, Vol.20, No.1&2, pp.11-27, doi:10.14928/amstec.20.1-2\_22.
- 田所和明 (2014): 「海」の変化 II プランクトン・基礎生産-海洋生態系に対する地球温暖化の影響-, 農林水産省 平成 26 年度 委託プロジェクト研究 気候変動に対応した循環型食料生産等の確立のためのプロジェクト, 地球温暖化による「海」と「さかな」の変化 日本の海, サケ・サンマ・イカはどうなる?, pp.9-18, [https://www.naro.affrc.go.jp/org/niaes/ccaff/conference2014/images/seika20141204\\_fishery.pdf](https://www.naro.affrc.go.jp/org/niaes/ccaff/conference2014/images/seika20141204_fishery.pdf).
- 古川恵太, 桑江朝比呂, 細川恭史 (1999): 干潟環境調査-環境条件と生物分布-, 港湾技研資料, No.97.
- Akhand A, Chanda A, Das S, Hazra S and Kuwae T (2018): CO<sub>2</sub> fluxes in mangrove ecosystems., In Kuwae T and Hori M (eds) Blue carbon in shallow coastal ecosystems: carbon dynamics, policy and implementation, Springer, Singapore, pp.185-221.
- Beusen WHA, Dekkers MLA, Bouwman FA, Ludwig W and Harrison J (2005): Estimation of global river transport of sediments and associated particulate C, N, and P., Global Biogeochem. Cycles, Vol.19,

- GB4S05, doi:10.1029/2005GB002453.
- Bianucci L, Long W, Khangaonkar T, Pelletier G, Ahmed A, Mohamedali T, et al. (2018): Sensitivity of the regional ocean acidification and carbonate system in Puget Sound to ocean and freshwater inputs., *ELEMENTA Science of the Anthropocene*, Vol.6, No.2, doi:10.1525/elementa.151.
- Blankespoor B, Dasgupta S and Laplante B (2014): Sea-level rise and coastal wetlands., *Ambio*, Vol.43, No.8, pp.996-1005, doi:10.1007/s13280-014-0500-4.
- Bouma TJ, van Duren AL, Temmerman S, Claverie T, Blanco-Garcia A, Ysebaert T and Herman JMP (2007): Spatial flow and sedimentation patterns within patches of epibenthic structures: Combining field, flume, and modelling experiments., *Cont. Shelf Res.*, Vol.27, pp.1020–1045, doi:10.1016/j.csr.2005.12.019.
- Bridgman SD (2014): Carbon dynamics and ecosystem processes., In: Batzer DP, Sharitz RR (eds), *Ecology of freshwater and estuarine wetlands.*, University of California Press, Berkeley, pp.277-309.
- Church JA, Clark PU, Cazenave A, Gregory JM, Jevrejeva S, Levermann A, et al. (2013): Sea level change., *PM Cambridge University Press*, pp.1148.
- Collins JW, Bellouin N, Doutriaux-Boucher M, Gedney N, Halloran P, Hinton T, et al. (2011): Development and evaluation of an Earth-System model – HadGEM2., *Geoscientific Model Development*, Vol.4, No.4, pp.1051-1075, doi:10.5194/gmd-4-1051-2011.
- Crosby CS, Sax FD, Palmer EM, Booth SH, Deegan AL, Bertness DM and Leslie MH (2016): Salt marsh persistence is threatened by predicted sea-level rise., *Estuarine, Coastal Shelf Sci.*, Vol.181, pp.93-99, doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.018.
- Den Hartog C (1970): *The seagrasses of the world.*, North Holland Publishing Company, Amsterdam.
- Donner SD, Skirving WJ, Little CM, Oppenheimer M and Hoegh-Guldberg O (2005): Global assessment of coral bleaching and required rates of adaptation under climate change., *Glob. Change Biol.*, Vol.11, pp.2251-2265, doi:10.1111/j.1365-2486.2005.01073.x.
- Duarte C (1991): Seagrass depth limits., *Aquat. Bot.*, Vol.40, pp.363-377.
- Duarte CM, Middelburg JJ and Caraco N (2005): Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle., *Biogeosciences Discuss*, Vol.1, pp.659-679.
- Duarte CM, Losada JJ, Hendriks EI, Mazarrasa I and Marba N (2013): The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation., *Nature Clim. Change.*, Vol.3, pp.961-968, doi:10.1038/NCLIMATE1970.
- Dufrense -LJ, Foujols -AM, Denvil S, Caubel A, Marti O, Aumont O, et al. (2013): Climate change projections using the IPSL-CM5 Earth System Model: from CMIP3 to CMIP5., *Clim Dyn.*, Vol.40, pp.2123-2165, doi:10.1007/s00382-012-1636-1.
- Dunne PJ, John GJ, Adcroft JA, Greffies MS, Hallberg WR, Shevliakova E, et al. (2012): GFDL's ESM2 global coupled climate-carbon earth system model. Part I: Physical formulation and baseline simulation characteristics., *J. Clim.*, Vol.25, pp.6646-6665.
- Durr HH, Laruelle GG, van Kempen MC, Slomp PC, Meybeck M and Middelkoop H (2011): Worldwide typology of nearshore coastal systems: Defining the estuarine filter of river inputs to the oceans., *Estuaries Coasts*, Vol.34, pp.441-458, doi:10.1007/s12237-011-9381-y.
- Egbert GD and Erofeeva SY (2002): Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides., *J. Atmos. Ocean. Technol.*, Vol.19, pp.183-204.
- Frieler K, Meinshausen M, Golly A, Mengel M, Lebek K, Donner DS and Hoegh-Guldberg O (2013): Limiting global warming to 2 °C is unlikely to save most coral reefs., *Nat. Clim. Change*, Vol.3, pp.165-170, doi:10.1038/NCLIMATE1674.

- Gattuso J-P, Gentili B, Duarte MC, Kleypas AJ, Middelburg JJ and Antoine D (2006): Light availability in the coastal ocean: impact on the distribution of benthic photosynthetic organisms and contribution to primary production., *Biogeosciences Discussions*, Vol.3, pp.895-959.
- Guinotte JM, Buddemeier RW and Kleypas JA (2003): Future coral reef habitat marginality: temporal and spatial effects of climate change in the Pacific basin., *Coral Reefs*, Vol.22, pp.551-558.
- He B, Kanae S, Oki T, Hirabayashi Y, Yamashiki Y and Takara K (2011): Assessment of global nitrogen pollution in rivers using an integrated biogeochemical modeling framework., *Water Research*, Vol.45, pp.2573-2586, doi:10.1016/j.watres.2011.01.011.
- Hinkel J, Lincke D, Vafeidis AT, Perrette M, Nicholls RJ, Tol RSJ et al.(2014): Coastal flood damage and adaptation cost under 21st century sea-level rise., *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, Vol.111, No.9, pp.3292-3297.
- Ikawa H and Oechel WC (2015): Temporal variations in air-sea CO<sub>2</sub> exchanges near large kelp beds near San Diego, California., *J Geophys Res Ocean*, Vol.120, pp.50-63, doi:10.1002/2014JC010229.
- IPCC (2013): 第5次評価報告書第一作業部会報告書(自然科学の根拠), 環境省公表版, <http://www.env.go.jp/earth/ipcc/5th/>
- IPCC (2019): Special report on the ocean and cryosphere in a changing climate (SROCC)., <https://www.ipcc.ch/srocc/home/>.
- Ishikawa M, Nishimura H (1983): A new method of evaluating the mineralization of particulate and dissolved photoassimilated organic matter., *J. Oceanogr. Soc. Jpn*, Vol.39, No.2, pp.29-42.
- Kayanne H, Harii S, Yamano H, Tamura M, Ide Y and Akimoto F (1999): Changes in living coral coverage before and after the 1998 bleaching event on coral reef flats of Ishigaki Island, Ryukyu Islands., *Journal of the Japanese Coral Reef Society*, Vol.1, pp.73-82 (in Japanese with English abstract).
- Kleypas JA, Buddemeier RW, Archer D, Gattuso JP, Langdon C and Opdyke BN (1999): Geochemical consequences of increased atmospheric carbon dioxide on coral reefs, *Science*, Vol.284, pp.118-120.
- Krause-Jensen D and Duarte CM (2016): Substantial of macroalgae in marine carbon sequestration., *Nature Geoscience*, Vol.9, No.10, 737-742, doi:10.1038/NGEO2790.
- Krumhansl AK, Okamoto KD, Rassweiler A, Novak M, Bolton JJ, Cavanaugh CK, et al. (2016): Global patterns of kelp forest change over the past half-century., *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, Vol.113, No.48, pp.13785-13790, doi:10.1073/pnas.16061021113.
- Kuwaie T and Hori M (2019a): Blue Carbon in Shallow Coastal Ecosystems: Carbon Dynamics, Policy, and Implementation., Springer Nature, pp.373.
- Kuwaie T and Hori M (2019b): Blue Carbon in Shallow Coastal Ecosystems: Carbon Dynamics, Policy, and Implementation., Springer Nature, pp.7.
- Lee K-S, Park RS and Kim KY (2007): Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review., *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol.350, pp.144-175, doi:10.1016/j.jembe.2007.06.016.
- Loder, JW and Garrett C (1978): The 18.6-year cycle of sea surface temperature in shallow seas due to variation in tidal mixing., *J. Geophys. Res.*, Vol.83, pp.1967-1970.
- Matsunaga K (1981): Studies on the decomposition processes of phytoplanktonic organic matter., *Jpn. J. Limnol*, Vol.42, No.4, pp.220-229.
- Minobe S (1997): A 50-70 year climatic oscillation over the North Pacific and North America., *Geophys. Res. Lett.*, Vol.24, pp.683-686.



- Morel A (1988): Optical modelling of the upper ocean in relation to its biogenous matter content (Case 1 waters), *J. Geophys. Res.*, Vol.93, C9, pp.10749-10768.
- Murray JN, Phinn RS, DeWitt M, Ferrari R, Johnston R, Lyons BM, et al. (2018): The global distribution and trajectory of tidal flats., *Nature*, Vol.565, No.7738, pp.222, doi:10.1038/s41586-018-0805-8.
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdes L, De Young C, Fonseca L and Grimsditch G (2009): Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environmental Programme, GRID-Arendal, Birkeland Trykkeri AS, Birkeland.
- Ogura N (1972): Decomposition of dissolved organic matter derived from dead phytoplankton. In: Takenouti AY (Ed.), *Biological Oceanography of the Northern Pacific Ocean*, Idemitsu Shoten, Tokyo, pp.507-515.
- Otani S and Endo T (2018): CO<sub>2</sub> flux in tidal flats and salt marshes., In: Kuwae T and Hori M (eds) *Blue carbon in shallow coastal ecosystems: carbon dynamics, policy, and implementation*, Springer, Singapore, pp.223-250.
- Seitzinger PS, Harrison AJ, Dumont E, Arthur H, Beusen W and Bouwban FA (2005): Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application., *Global Biogeochem. Cycles*, Vol.19, GB4S01, doi:10.1029/2005GB002606.
- Schuerch M, Spencer T, Temmerman S, Kirwan LM, Wolff C, Lincke D, et al. (2018): Future response of global coastal wetlands to sea-level rise., *Nature*, Vol.561, pp.231-234, doi:10.1038/s41586-018-0476-5.
- Sohma A, Shibuki H, Nakajima F, Kubo A and Kuwae T (2018): Modeling a coastal ecosystem to estimate climate change mitigation and a model demonstration in Tokyo Bay., *Ecol. Modell.*, Vol.384, pp.261-289, doi:10.1016/j.ecolmodel.2018.04.019.
- Spencer T, Scherch M, Nicholls RJ, Hinkel J, Lincke D, Vafeidis AT, et al. (2016): Global coastal wetland change under sea-level rise and related stresses: The DIVA Wetland Change Model., *Global and Planetary Change*, Vol.139, pp.15-30, doi:https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.12.018.
- Struve J, Falconer RA and Wu Y (2003): Influence of model mangrove trees on the hydrodynamics in a flume., *Estuarine, Coastal Shelf Sci.*, Vol.58, No.1, pp.163-171, doi:10.1016/S0272-7714(03)00072-6.
- Syvitski JP, Kettner AJ, Overeem I, Hutton EW, Hannon MT, Brakenridge GR, et al. (2009): Sinking deltas due to human activities., *Nature Geoscience*, Vol.2, No.10, pp.681, doi:10.1038/NGEO629.
- Takao S, Yamano H, Sugihara K, Kumagai HN, Fujii M and Yamanaka Y (2015a), An improved estimation of the poleward expansion of coral habitats based on the inter-annual variation of sea surface temperatures., *Coral Reefs*, Vol.34, pp.1125-1137, doi:10.1007/s00338-015-1347-2.
- Takao S, Kumagai HN, Yamano H, Fujii M and Yamanaka Y (2015b): Projecting the impacts of rising seawater temperatures on the distribution of seaweeds around Japan under multiple climate change scenarios., *Ecology and Evolution*, Vol.5, No.1, pp.213-223, doi:10.1002/ece3.1358.
- Taylor KE, Stouffer RJ and Meehl GA (2012): An overview of CMIP5 and the experiment design., *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, Vol.93, No.4, pp.485-498, doi:10.1175/BAMS-D-11-00094.1.
- Thomas N, Lucas R, Bunting P, Harby A, Rosenqvist A and Simard M (2017): Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996-2010., *PLoS One*, Vol.12, No.6, doi:10.1371/journal.pone.0179302.
- Tokoro T, Hosokawa S, Miyoshi E, Tada K, Watanabe K,

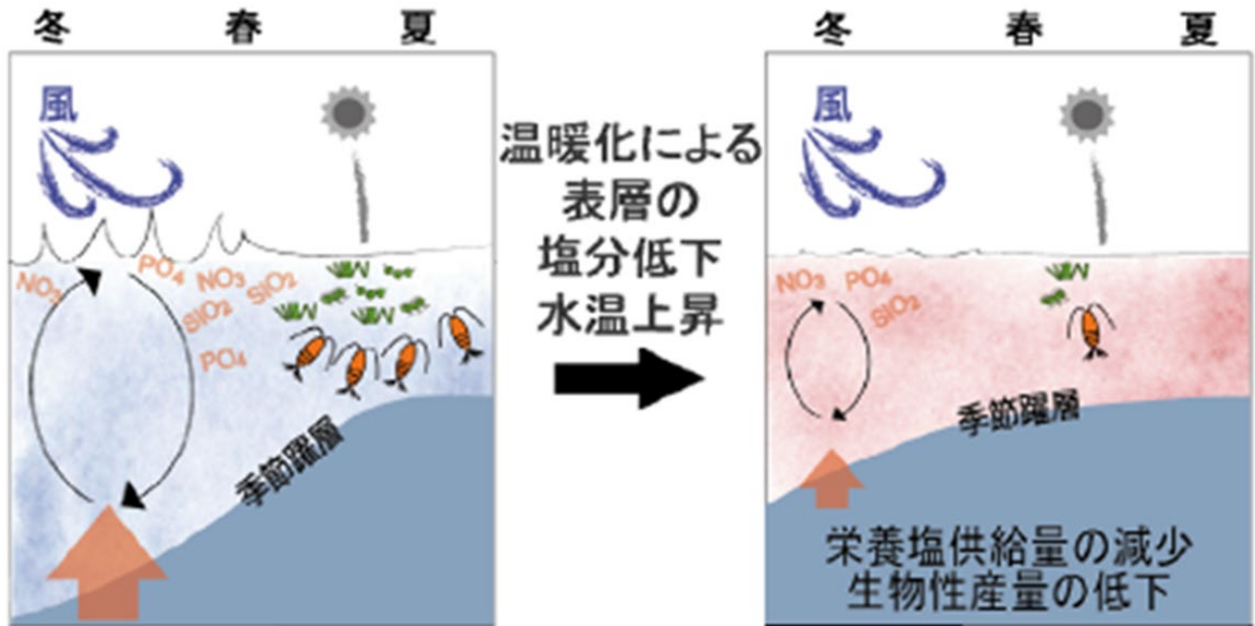
- Montani S, et al. (2014): Net uptake of atmospheric CO<sub>2</sub> by coastal submerged aquatic vegetation., *Glob Chang Biol*, Vol.20, pp.1873-1884, doi:10.1111/gcb.12543.
- Tokoro T and Kuwae T (2018): Improved post-processing of eddy-covariance data to quantify atmosphere-aquatic ecosystem CO<sub>2</sub> exchanges., *Frontiers in Marine Science*, Vol.5, No.286, doi:10.3389/fmars.2018.00286.
- UNEP-WCMC (2017a): Global Distribution of Coral Reefs., <http://data.unep-wcmc.org/datasets/1>.
- UNEP-WCMC (2017b): Global Distribution of Seagrasses., <http://data.unep-wcmc.org/datasets/7>.
- UNEP-WCMC (2017c): Global Distribution of Saltmarshes., <http://data.unep-wcmc.org/datasets/43>.
- UNEP-WCMC (2017d): Global Distribution of Mangroves., <http://data.unep-wcmc.org/datasets/5>.
- Van Vuuren DP, Kriegler E, O'Neill BC, Ebi KL, Riahi K, Carter TR, et al. (2014): A new scenario framework for climate change research: scenario matrix architecture., *Climatic Change*, Vol.122, No.3, pp.373-386, doi:10.1007/s10584-013-0906-1.
- Ward GL, Kepm MW and bBounton RW (1984): The influence of waves and seagrass communities on suspended particulates in an estuarine environment., *Mar. Geol.*, Vol.59, pp.85-103, doi:10.1016/0025-3227(84)90089-6.
- Watanabe S, Hajima T, Sudo K, Nagashima T, Takemura T, Okajima H, et al. (2011): MIROC-ESM 2010: model description and basic results of CMIP5-20c3m experiments., *Geosci. Model Dev*, Vol.4, pp.845-872, doi:10.5194/gmd-4-845-2011.
- Watanabe A and Nakamura T (2018): Carbon dynamics in coral reefs. In: Kuwae T and Hori M (eds) *Blue carbon in shallow coastal ecosystems: carbon dynamics, policy, and implementation*, Springer, Singapore, pp.273-293.
- Waycott M, Duarte MC, Carruthers BJT, Orth JR, Cennison CW, Olyarnik S, et al. (2009): Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems., *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, Vol.106, No.30, pp.12377-12381, doi:10.1073/pnas.0905620106.
- Wilson KL Skinner AM and Lotze KH (2019): Projected 21st-century distribution of canopy-forming seaweeds in the Northwest Atlantic with climate change., *Diversity and Distributions*, Vol.25, No.4, pp.582-602, doi:10.1111/ddi.12897.
- Yara Y, Vogt M, Fujii M, Yamano H, Hauri C, Steinacher M, et al. (2012): Ocean acidification limits temperature-induced poleward expansion of coral habitats around Japan., *Biogeosciences*, Vol.9, pp.4955-4968, doi:10.5194/bg-9-4955-2012.
- Yoon S, Sakanishi Y and Kishi JM (2011): Estimation of particulate organic carbon flux produced from eelgrass, *Zostera marina* L., in a subarctic estuary of Hokkaido, Japan., *Current Development in Oceanography*, Vol.3, Nol.1, pp.1-32.

付録

付録 A 水温上昇などが植物プランクトンなどにもたらす影響の模式図

付録 B 既往研究 (Schuerch et al., 2018) との主な計算条件の比較

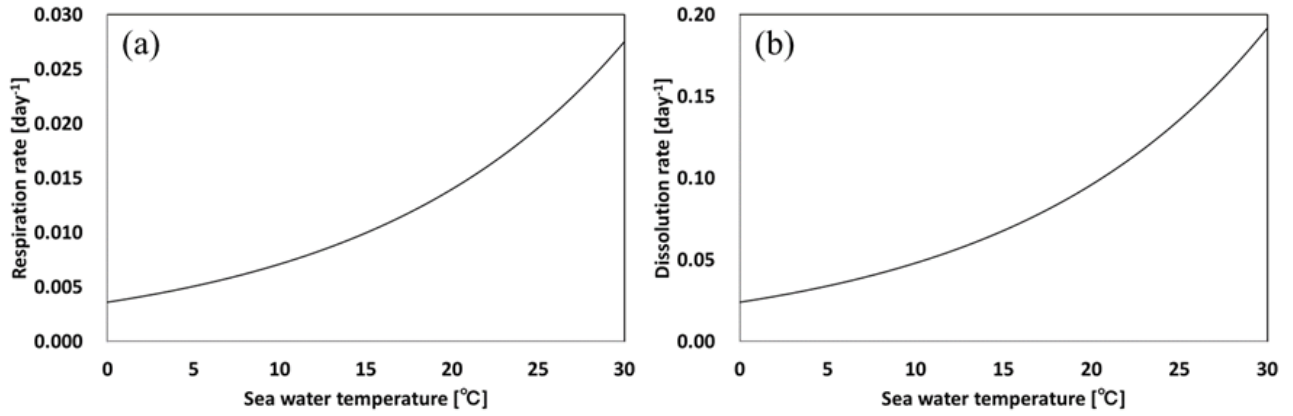
付録 C 水温に対する (a) 海草の呼吸速度 (Yoon et al., 2011) と (b) 懸濁有機物の分解速度 (Ogura, 1972; Matsunaga, 1981; Ishikawa and Nishimura, 1983) の変化



付録 A 水温上昇などが植物プランクトンなどにもたらす影響の模式図 (田所, 2014)

	This study	Schuerch et al.(2018)
Number of computational coastal regions	198	12,148
Topographical data	SRTM-15plus ( Horizontal resolution: ca. 450m, Coverage: land and sea)	SRTM-3 (Horizontal resolution: ca. 90m, Coverage: only land)
GCM used as external forcing	GFDL-ESM2M	HadGEM2-ES (Collins et al., 2011)
RCP scenarios	2.6 & 8.5	2.6, 4.5 & 8.5
SSP scenarios	No	SSP2

付録 B 既往研究 (Schuerch et al., 2018) との主な計算条件の比較



付録C 水温に対する(a)海草の呼吸速度(Yoon et al., 2012)と(b)懸濁有機物の分解速度(Ogura, 1972; Matsunaga, 1981; Ishikawa and Nishimura, 1983)の変化