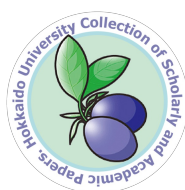




Title	海底下CO ₂ 地中貯留における海洋潜在的環境影響評価と海水CO ₂ 濃度監視
Author(s)	内本, 圭亮; Uchimoto, Keisuke; 渡辺, 雄二 他
Citation	低温科学, 82, 211-218
Issue Date	2024-03-29
DOI	https://doi.org/10.14943/lowtemsci.82.211
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/91742
Type	departmental bulletin paper
File Information	18_p211-218_LT82.pdf



海底下 CO₂ 地中貯留における 海洋潜在的環境影響評価と海水 CO₂ 濃度監視

内本 圭亮^{1), 2)}, 渡辺 雄二^{1), 2)}, 三角 和弘³⁾, 坪野 考樹³⁾,
津旨 大輔^{3)*}, 末国 次朗^{1), 2)}, 薛 自求^{1), 2)}

2023 年 10 月 30 日受付, 2023 年 12 月 5 日受理

海底下の地層にCO₂を貯留する場合に法令で求められているCO₂漏出を仮定した潜在的環境影響評価と貯留サイト海域での海水の化学的性状の監視について、海洋シミュレーション結果を基に考察した。漏出率が同じであればCO₂漏出による海水のCO₂濃度増加は夏季に最大となる。また、漏出したCO₂はすぐに希釈されるため、漏出継続期間は海水のCO₂濃度増加にほとんど影響を及ぼさない。したがって、潜在的環境影響評価のための海洋シミュレーションは夏季条件で1か月程度行えばよく、化学的性状の監視は夏季に行うべきである。

Marine potential environmental impact assessment and monitoring of CO₂ concentration in seawater for sub-seabed CO₂ storage

Keisuke Uchimoto^{1, 2)}, Yuji Watanabe^{1, 2)}, Kazuhiro Misumi³⁾, Takaki Tsubono³⁾,
Daisuke Tsumune^{3)*}, Jiro Suekuni^{1, 2)}, Ziqiu Xue^{1, 2)}

In the present paper, potential environmental impact assessment assuming CO₂ leakage and monitoring of chemical property in seawater, both of which are mandatory when CO₂ is stored in Japan, were discussed based on an ocean simulation. The increase of CO₂ concentration in seawater due to CO₂ leakage is largest in summer if CO₂ leak rate is the same, and the duration of the leakage has little influence on the increase of CO₂ concentration owing to quick dispersion. These suggest that the ocean simulation for the potential environmental impact assessment should be performed for a month of the summer season and that the monitoring of chemical property in seawater should be conducted in summer.

キーワード: CCS, 二酸化炭素回収・貯留, 潜在的環境影響評価, CO₂漏出, 海底下CO₂貯留

CCS, Carbon dioxide Capture and Storage, potential environmental impact assessment, CO₂ leakage, sub-seabed CO₂ storage

1. はじめに

地球温暖化緩和のためにCO₂の排出削減が急務となっているが (IPCC, 2021), CCSはCO₂排出削減において重

要な役割を果たすことが期待されている。CCSとはCO₂ Capture and Storageの頭字語であり、火力発電所など大量にCO₂を排出する施設でCO₂を分離回収し、地中深くの地層に貯留する技術のことである。

連絡先

内本 圭亮

公益財団法人 地球環境産業技術研究機構

〒619-0292 京都府木津川市木津川台9丁目2番地

Tel: 0774-75-2309

Email: uchimoto@rite.or.jp

1) 二酸化炭素地中貯留技術研究組合

Geological Carbon dioxide Storage Technology Research
Association, Kizugawa, Japan

2) 公益財団法人 地球環境産業技術研究機構

Research Institute of Innovative Technology for the Earth,
Kizugawa, Japan

3) 一般財団法人 電力中央研究所

Central Research Institute of Electric Power Industry, Abiko,
Japan

* 現在は筑波大学 放射線・アイソトープ地球システム研究センター

* Now at Center for research in radiation, isotopes, and earth system sciences,
Tsukuba University, Tsukuba, Japan

貯留層が適切に選定され管理された場合, 地中に貯留されたCO₂が漏出するおそれは小さいと考えられているが, CO₂の漏出はCCSに対する一般市民の懸念の一つと言われている (Johnsson et al., 2010). 海底下にCO₂を貯留した場合は, 万が一漏出が起きると海にCO₂が出てくる可能性が高い. 社会受容性を得るためには, 貯留したCO₂が漏出するおそれが極めて小さいことを示すだけでなく, CO₂の漏出による海洋の環境影響評価を行うこと, すなわち, 万が一CO₂が漏出すると, 海水のCO₂濃度指標 (pCO₂, pH など) がどの程度の範囲でどの程度変化し, その結果, 生物が影響を受けるのかどうかを示すことが重要となる. 日本では海底下地層にCO₂を圧入する場合にはこのような環境影響評価を行うことが海洋汚染防止法により法的にも義務付けられている. この環境影響評価は, 他の多くの事業で行われる環境影響評価とは異なっていることに注意が必要である. 通常, 環境影響評価は, 事業そのものを行うことや事業のための施設の建設などによる環境影響を評価する. それに対し, 海洋汚染防止法で求められている海洋の環境影響評価は, CO₂貯留や施設の建設による環境影響ではない. 万が一CO₂漏出が起きたら, という仮定の下での環境影響評価である. そのため, 潜在的環境影響評価と言われる (中村, 2019).

CO₂漏出による海水のCO₂濃度指標の変化は, 漏出を仮定した海洋シミュレーションを行って計算するしかない. しかし, このシミュレーションは実際にCO₂の漏出が起きたときに行うことになるであろうシミュレーションとは異なるはずである. 実際に漏出が起きた場合には, ある程度具体的な情報 (例えば, 漏出点, 漏出域やその広さ, 漏出率, 海洋の物理場, 季節) があり, それを基にシミュレーションが行われ, 可能な限り具体的に正確な結果 (例えば, いつ, どこで, どの程度の海水CO₂濃度上昇が生じるか, さらにそれにより生物影響が生じるのか, 生じるならどんな影響か, など) が期待される. それに対し, 潜在的環境影響評価のシミュレーションは全ての条件を仮定して行うことになる. 漏れるおそれがないと考えられるところが貯留層として選ばれるため, 漏出点 (漏出範囲) や漏出率も仮定するしかない. そのため, 特別な条件を仮定して計算した, 過度に詳しい, あるいは過度に具体的な結果が必ずしも有用とは言えない.

海洋汚染防止法では, 潜在的環境影響評価だけでなく, CO₂圧入開始後に海水の化学的性状 (すなわち海水のCO₂濃度指標) を1年に1回の頻度で監視することも求められている.

本稿では, CO₂海底下貯留の実証試験 (経済産業省ほか,

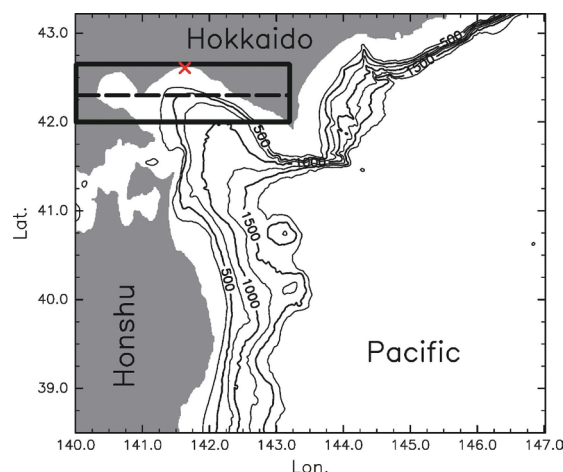


図1: モデル領域. コンターは水深, 赤×はトレーサー放出点.
Figure 1: Model region. Contour lines represent depth, and the red cross denotes the tracer release point.

2020) が行われた苫小牧沖をモデル海域として, 漏出CO₂とみなしたパッシブトレーサーの拡散シミュレーションを行い, 法令で求められている潜在的環境影響評価と海水の化学的性状の監視について考察したUchimoto et al. (2023) の研究を紹介し, 潜在的環境影響評価のためのシミュレーションや海水の化学的性状の監視の時期に関する提案を行う.

2. Uchimoto et al. (2023) のシミュレーション

2.1 海洋モデル

電力中央研究所 (CRIEPI) で開発された海洋モデルが用いられた. このモデルはRegional Ocean Modeling System (Shchepetkin and McWilliams, 2005) をベースとした静水圧ブリミティブモデルであり, モデル領域は東西が東経140° ~ 147°, 南北が北緯38.5° ~ 43.2°である (図1). 解像度は東西南北とも1/120° (東西が約700 m, 南北が約900 mに相当) で, 鉛直45レベルである. 領域以外は, 福島第一原発事故の評価に用いられた福島沖のモデル (Tsumune et al., 2013) とほぼ同じモデル設定である. 海面にはNuWFAS (橋本ほか, 2011) による風応力, 熱・淡水フラックスが与えられている. また開境界にはTPX07 (Egbert and Erofeeva, 2002) の潮汐データ8成分 (M₂, S₂, N₂, K₂, K₁, O₁, P₁, Q₁) が与えられ, モデル内に潮汐が再現されている. 河川流量はHYDREEMS (豊田・平口, 2009) のデータが用いられ, 河口格子に与えられている. また現実的な物理場を再現するために, 漏出CO₂とみなしたパッシブトレーサーを放出する日高湾 (図1の矩形

内)を除くモデル全域で, JCOPE2再解析データ (Miyazawa et al., 2009) に水温, 塩分がNudgingされている。日高湾では, 北緯42°から42.3° (図1の矩形内破線以南) にかけてNudgingが弱められ, 北緯42.3°以北 (図1の矩形内破線以北) ではNudgingが行われていない。計算期間は1年間で, 2011年3月1日のJCOPE2の水温, 塩分分布, 静止状態から計算が開始されている。

2.2 パッシブトレーサー

苫小牧実証試験の貯留層直上にあたる東経141.63°, 北緯42.61° (図1の×) の最下格子から4つのパッシブトレーサー (以下ではdye01, dye02, dye03, dye04と呼ぶ) が放出された。4つのトレーサーは放出開始時期のみが異なっている。5月1日 (dye01), 8月1日 (dye02), 11月1日 (dye03), 2月1日 (dye04) の0時にそれぞれ放出が始まり, 放出開始後は一定の放出率で放出し続けられた。

このトレーサーを海底下の貯留層から漏出したCO₂による溶存無機炭素 (dissolved inorganic carbon: DIC) の増分 (Δ DIC) とみなし, 炭酸系計算モジュール mocsy (Orr and Epitalon, 2015) を使って二酸化炭素分圧 (pCO₂) の増分 (Δ pCO₂) が計算されている。 Δ pCO₂に変換する理由は, pCO₂が生物影響因子であり影響指標に用いられることに加え, 海洋での漏出検知の指標として使われ得るということによる (Uchimoto et al., 2018; Totland et al., 2020)。変換に用いる背景場のDICは観測値 (https://www.env.go.jp/water/31_1autumn_appendix.pdf) を参照し, 季節によらず2,093 μ mol/m³としている。水温, 塩分 (S) はモデルの出力値が用いられ, 全アルカリ度 (TA [mol/L]) は, 田口ほか (2009) の経験式 (TA=46.29S+747) で塩分から求めた値を用いている。 Δ pCO₂への変換ではCO₂漏出率も仮定する必要がある。CCSでは漏出が起き得ないと考えられる地層がCO₂貯留層として選ばれるうえ, これまでにCO₂漏出が起きたことがないため, 起き得る漏出率を科学的に見積もることは困難である。Uchimoto et al. (2023) は, 海底下の貯留層からCO₂が漏れ出て海底から漏出するシミュレーション結果 (Nakajima et al, 2014; Kang et al., 2015) やこれまでに行われた海洋での漏出CO₂シミュレーション (例えば, Blackford et al., 2008; Kano et al., 2010) で用いられた漏出率を考慮した上で, 1,000トン/年と10,000トン/年の2つの漏出率を仮定している。

2.3 生物影響閾値

生物影響閾値として Δ pCO₂=500 μ atmを用いている研究もある (例えばKano et al., 2010; Jeong et al., 2020)。し

かし生物影響は Δ pCO₂だけでなく曝露時間も関係する (Watanabe et al., 2006)。そのため, Uchimoto et al. (2023) は生物影響データを新たにコンパイルし, 次の4つの生物影響閾値を設定した。

閾値①: Δ pCO₂=13,000 μ atm, 時間には依存しない

閾値②: 60時間平均した Δ pCO₂=2,500 μ atm

閾値③: 28日平均した Δ pCO₂=1,200 μ atm

閾値④: 160日平均した Δ pCO₂=200 μ atm

2.4 シミュレーション結果

トレーサーは, おおまかには, 8月までは西に, その後東に広がる。これはRosa et al. (2007, 2009) が示した日高湾の流れの季節変動とおおよそ整合する。しかし, トレーサー濃度は放出点格子で最大であり, 放出点を離れると急速に低下するため, Uchimoto et al. (2023) では放出点の濃度にのみ着目している。

放出点のトレーサーの鉛直分布や濃度は特徴的な季節変動をする (図2)。夏は底近くの濃度が高く表層の濃度は低い。一方, 冬は底付近の濃度が比較的低く, 表層は夏に比べて高い。これは成層の有無による。すなわち, 夏は上層に密度の小さい水, 下層に密度の大きい水がある成層構造を成しており, 水が鉛直に混合されないため最下格子に与えられたトレーサーは下層 (底付近) にたまることになる。一方, 冬は鉛直によく混合されているためトレーサーは上層にまで運ばれやすい。しかし, 冬は最下層格子の濃度が低くなるだけでなく, 鉛直積分した濃度も低くなるため (図3), 鉛直にかき混ぜられるだけでなく水平移流も大きいことが示唆される。

4つのトレーサーの濃度の時系列を比較すると, 放出期間がトレーサー濃度にほとんど影響していないことがわかる (図2)。dye02, dye03, dye04の放出開始時には, dye01はそれぞれ3か月間, 6か月間, 9か月間放出され続けているが, dye02, dye03, dye04の放出点の濃度は1週間以内にdye01の濃度とほぼ同じになる (図4)。トレーサー濃度は放出点で最大であるが, 異なるトレーサーの濃度差が最大になるのは放出点ではない。しかし, dye01とdye02, dye03, dye04の濃度差の最大値もdye02, dye03, dye04の放出開始後急速に小さくなる。モデル領域内のトレーサー量は時間の経過とともに増えていくが, 急速に拡散され希釈されるため, 放出期間はトレーサーの濃度にほとんど影響を与えないということである。万が一CO₂が海に漏出した場合, 直感的には漏出期間の増加とともにCO₂濃度の上昇幅やその影響範囲が大きくなりそうであるが, 実際には漏出率と物理場でほぼ決まるということ

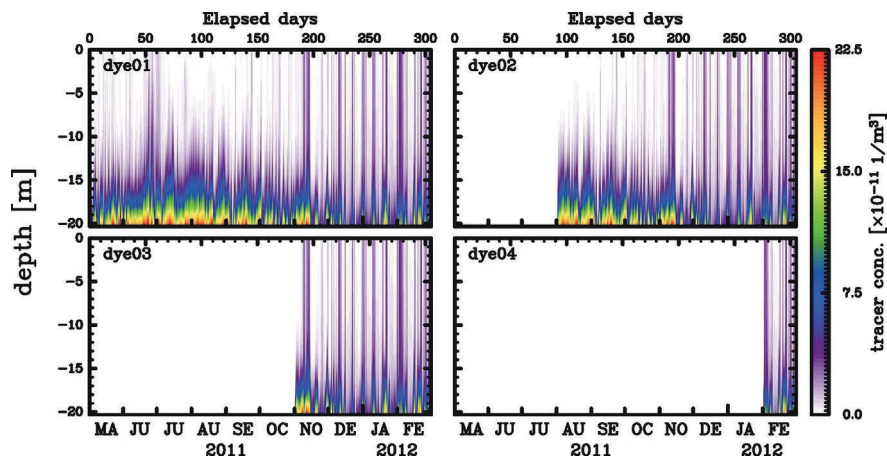


図2: トレーサー放出点におけるトレーサー濃度の時系列. Uchimoto et al. (2023) より引用.

Figure 2: Times series of the concentration of the tracers at the release point (from Uchimoto et al., 2023).

が示唆される。これはCO₂漏出による生物影響を評価するうえでも、また漏出監視をするうえでも重要な点である。

$\Delta p\text{CO}_2$ の時系列を見ると (図5), 10,000トン/年の場合でも $\Delta p\text{CO}_2$ の最大値は400 μatm 以下で、4つの生物影響閾値のうち、図5のグラフ縦軸の範囲に閾値の $\Delta p\text{CO}_2$ が入るのは、閾値④ (160日平均した $\Delta p\text{CO}_2=200 \mu\text{atm}$) だけである。しかし、160日移動平均は200 μatm を超えないため、漏出率10,000トン/年では閾値①~④のいずれも超過せず、生物に致死影響は生じないということが示唆される。

なお、水温以外の条件が同じであれば、水温が高いほど $p\text{CO}_2$ が高くなるため、夏と冬の水温の違いも $\Delta p\text{CO}_2$ の値に影響するが、成層/鉛直混合の効果に比べると小さい。

3. 潜在的環境影響評価と海水の化学的性状の監視への示唆

3.1 シミュレーション結果の過大評価、過小評価

前節に「生物に致死影響は生じない」と書いたが、これはあくまでもこのモデルの解像度 (約700m×900m) における $\Delta p\text{CO}_2$ の推定に基づいている。モデルの解像度がもっと高ければ、漏出格子付近では図5よりも高い値になり得る。実際、英国で行われた人為的に海底下にCO₂を放出する実験 (QICS) では、放出率は210kg/日 (すなわち約77トン/年) 以下であったが、CO₂漏出点付近で、1,000 μatm 程度の $p\text{CO}_2$ の上昇が観測された (Atamanchuk et al., 2015)。

しかし、粗いモデルで $\Delta p\text{CO}_2$ が過小評価されていることが、必ずしも生物影響の過小評価を意味するわけではないことに注意が必要である。閾値①のように $\Delta p\text{CO}_2$ だけで影響の有無を判定する場合には、 $\Delta p\text{CO}_2$ の過小評価は生物影響の過小評価になる。例えば、Uchimoto et

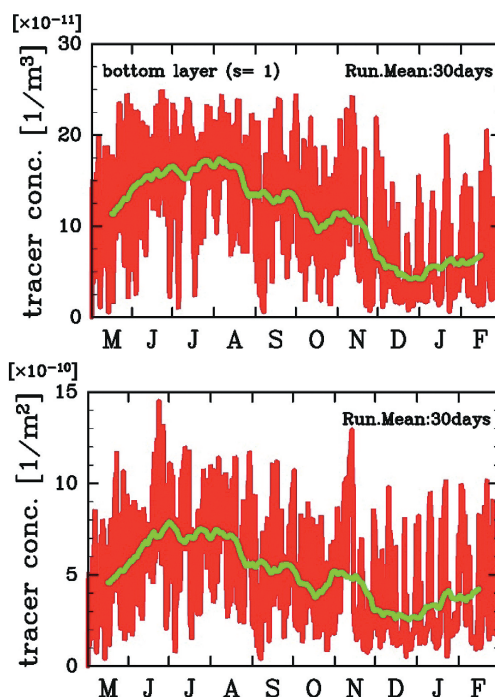


図3: トレーサー放出格子におけるトレーサー (dye01) 濃度の時系列とトレーサー放出点で鉛直積分したトレーサー (dye01) 濃度の時系列、およびその30日移動平均 (緑). Uchimoto et al. (2023) より引用.

Figure 3: Time series of the concentration at the release grid cell and its vertical integral of dye01 (red) and their 30 day running mean (green) (from Uchimoto et al., 2023).

al. (2023) と同じ条件の計算を高解像モデルで計算して13,000 μatm (閾値①)を超える格子があるとすれば、その格子では閾値①の対象生物に影響が生じることになるためUchimoto et al. (2023) は生物影響を過小評価していることになる。しかし、閾値②、③、④のように曝露時間を考慮している場合にはそう単純ではない。高解像モデ

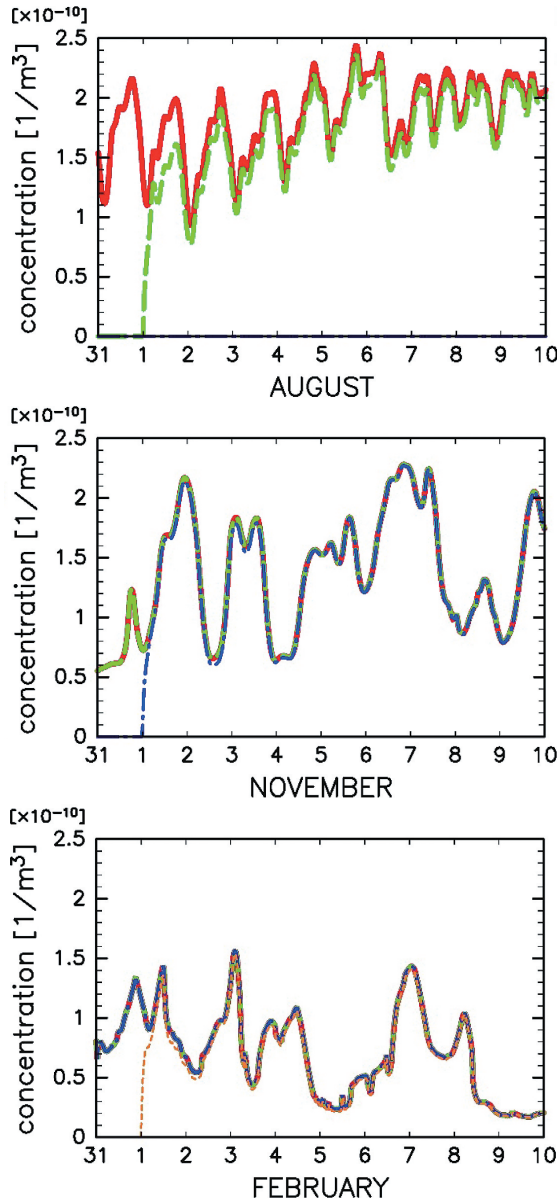


図4：トレーサー放出格子におけるdye01（赤実線），dye02（緑破線），dye03（青点鎖線），dye04（橙点線）の時系列。ほぼ完全に重なって見えない線もあるが全ての図に4本の線が描かれている。Uchimoto et al. (2023) より引用。

Figure 4: Time series of the concentration of dye01 (red solid), dye02 (green broken), dye03 (blue long dashed), and dye04 (orange dashed) at the release grid cell. Note that all the 4 lines are plotted in every panel although some lines are almost completely overlapped (from Uchimoto et al., 2023).

ルでこのような曝露時間を考慮した閾値を超える格子があったとしても、その曝露時間の間、その影響を受け得る生物がずっとその格子に留まっているのかどうか問題になる。たとえある格子で ΔpCO_2 が60時間以上 $2,500 \mu atm$ 以上になっていたとしても（閾値②を超えていたとしても）、閾値②の対象生物が60時間以内にその格子から出

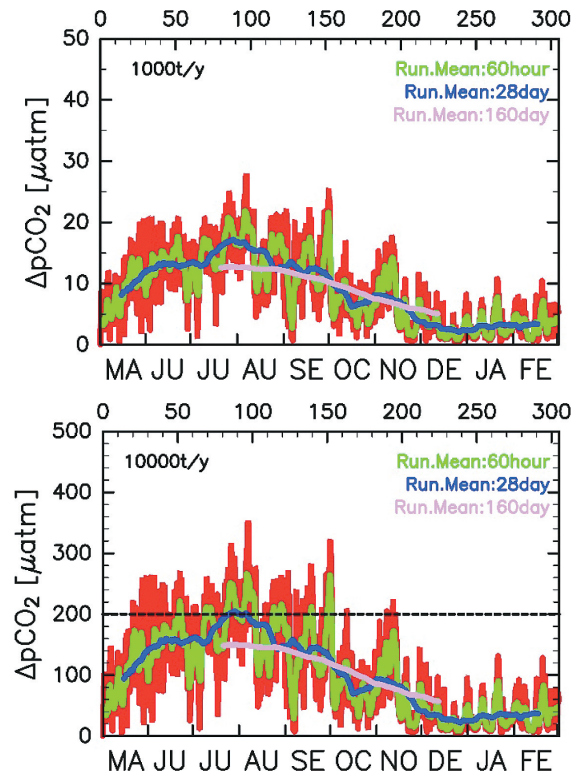


図5：漏出率を1000トン/年（左）とした場合と10000トン/年とした場合のトレーサー放出格子における ΔpCO_2 時系列（赤）とその60時間移動平均（緑）、28日移動平均（青）、160日移動平均（ピンク）。Uchimoto et al. (2023) より引用。

Figure 5: Time series of ΔpCO_2 (red) and its 60 hour (green), 28 day (blue), and 160 day (pink) running mean at the release grid cell when the leak rate is 1,000 tonnes/y and 10,000 tonnes/y (from Uchimoto et al., 2023).

ていけるのであれば、閾値②の生物影響は生じないことになるからである。また、閾値①の場合も、たとえ閾値①を超える範囲が粗い格子の一部に生じ得るはずだとしても、その範囲は一般には生物個体群の地理的分布範囲のごく一部に過ぎないため、個体群の維持という観点からみれば生物影響は生じないとみなしてよいとも考えられる。逆に、その海域のごく狭い範囲にしか存在しない貴重な生物や個体群がいるのであれば、その生物をターゲットにした考察をすべきであろう。

トレーサー濃度や ΔpCO_2 の過小評価、過大評価は気泡の扱いによっても生じ得る。漏出 CO_2 は海底から気泡で出てくると考えられるが、Uchimoto et al. (2023) では気泡は考えずに漏出点の最下格子にトレーサーを与え、漏出 CO_2 による ΔDIC とみなしている。これは、最下格子（格子高さ2.4m）で気泡が全て溶け切るという仮定を置いていることになる。海底から出て来た気泡が溶け切るまでに何m上昇するかは、海底から出てくる時の気泡サイズや

単位時間、単位面積当たりの漏出率などCO₂気泡に関する条件と、水温やpCO₂など海水の条件に依存する。少量のCO₂気泡を海底から放出した実験ではCO₂気泡が2～3m程度で溶け切っており (Uchimoto et al., 2020), 海底から2.4 m以内で溶け切るという仮定自体は必ずしも非現実的なものではない。しかし、大量のCO₂気泡が海底から出た場合には、気泡の上昇が作る鉛直流に気泡が移流されたり、気泡の溶解で周囲の海水のpCO₂が高くなるために気泡が溶けにくくなったりすることで、より高くまで気泡が上昇し得る。気泡モデルを結合した海洋モデルを用いた Jeong et al. (2020) のシミュレーションでは、CO₂気泡は溶け切るまでに海底から数十～100m程度上昇している。気泡が高くまで上がれば、漏出CO₂による最下層のΔDICやΔpCO₂は小さくなるため、Uchimoto et al. (2023) のシミュレーションは最もCO₂気泡が溶けにくいconservativeなシナリオ（極めて微小な気泡が広範囲から漏出）に基づいているとみなすこともできるが、ΔpCO₂が過大評価されているとも考えられる。Jeong et al. (2020) が用いたモデルは、Uchimoto et al. (2023) のモデルよりも遥かに高解像な20m×10mという格子サイズであるが、Uchimoto et al. (2023) が仮定した漏出率の10倍の10万トン/年でもΔpCO₂が500 μatmに満たないという結果である。両者のモデルは解像度だけでなく、計算スキームも海域も大きく異なるため、単純には言えないが、CO₂気泡が海底からの高さで溶け切ると仮定するかによりΔpCO₂の値が非常に大きな影響を受けることが示唆される。気泡モデルを用いていないモデルでのシミュレーションの場合には、CO₂気泡の溶解がどのように仮定されているのかを考慮して結果を解釈する必要がある。

3.2 潜在的環境影響評価のためのシミュレーションと海洋モニタリング

特定二酸化炭素ガスの海底下廃棄の許可の申請に係る指針（以下、指針；環境省, 2021）には、潜在的環境影響評価のためのシミュレーションに関しては、「予測時期については、影響の持続する期間を踏まえ、影響が最大となる時期を想定して行うなど適切な時期とする必要がある」と書かれており、海水の化学的性状（二酸化炭素濃度指標）の監視に関しては、「観測の頻度に関しては、海底下廃棄をする海域の特性、季節的な二酸化炭素濃度の変化を勘案し、必要に応じた適切な頻度で（1年に1回以上）実施することとする」と書かれている。どちらもどの時期にすべきかを考える必要がある。

Uchimoto et al. (2023) のシミュレーションでは、

- 漏出率が同じであればΔpCO₂は夏季に大きくなること
- 漏出継続期間は漏出によるトレーサー濃度（ひいてはΔDICやΔpCO₂）にほとんど影響を与えないこと

が示された。これらのことから、たとえ漏出が長期にわたって続くとしても、海洋のシミュレーションの期間を長期にする必要はなく、最もΔpCO₂が高くなる夏季に1か月程度の期間の計算をすればよいということになる。ただし、閾値④のように計算期間（1か月）より長い期間の平均値が必要な閾値に関しては、計算期間中の平均値が閾値のΔpCO₂を超えていた場合には、閾値を超える、超えないがはっきりするまでシミュレーション期間を延長する必要がある。また、閉鎖性の内湾など水交換が小さい海域の場合には、漏出継続期間がΔDICに影響することとも考えられるため、計算期間の検討が必要になる。監視に関しても夏季に実施するのがよいということになる。

ただし、夏季と冬季のΔpCO₂の違いに最も大きな影響を与えるのは成層の違いである。このため、潮汐混合等により一年を通して成層が弱い海域の場合には、必ずしも夏季が適しているとは限らない。またUchimoto et al. (2023) は背景場のDIC値として、季節によらず一定値を用いているが、背景場のDIC値もΔpCO₂に影響することにも注意が必要である。

経済環境省ほか(2020)の観測結果からは、苫小牧沖ではpCO₂を溶存酸素の関数として見た場合でもpCO₂の自然変動幅は少なくとも100 μatmはあることが示唆されるため、Uchimoto et al. (2023) のシミュレーション結果からは、漏出率10,000トン/年以上の規模でないとpCO₂の観測で漏出を検知するのは困難であることが示唆される（図5）。Jeong et al. (2020) のシミュレーションでは漏出率を10万トン/年としても最大のΔpCO₂が500 μatmに満たないことや、沿岸域の場合には、pCO₂の変動幅が100 μatmより大きくなることもあること（例えば Uchimoto et al., 2021）を考えると、海水の化学的性状の監視でCO₂漏出が見つかるのはかなり大規模な漏出に限られるかもしれない。そう考えると、海水の化学的性状の監視の目的は、CO₂漏出の検知ではなく、海底下にCO₂を貯留しても海に影響が生じていないことを示すことと考えるべきかもしれない。

謝辞

この成果は、国立研究開発法人新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）の委託業務（JPNP18006）の結果得られたものである。図1の作成には地球流体電脳ライブラリを用いた。

参考文献

- Atamanchuk, D., A. Tengberg, D. Aleynik, P. Fietzek, K. Shitashima, A. Lichtschlag, P. O. J. Hall and H. Stahl (2015) Detection of CO₂ leakage from a simulated sub-seabed storage site using three different types of pCO₂ sensors. *Int. J. Greenh. Gas Control*, **38**, 121-134. doi:10.1016/j.ijggc.2014.10.021.
- Blackford J.C., N. Jones, R. Proctor and J. Holt (2008) Regional scale impacts of distinct CO₂ additions in the North Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **56**(8), 1461-1468. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.04.048.
- Egbert G. D. and S. Y. Erofeeva (2002) Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. *J. Atmos. Ocean. Technol.*, **19**(2), 183-204. https://doi.org/10.1175/1520-0426(2002)019<0183:EIMOBO>2.0.CO;2.
- 橋本篤, 平口博丸, 豊田康嗣, 中屋耕 (2011) 温暖化に伴う日本の気候変化予測 (その1) - 気象予測・解析システム NuWFASの長期気候予測への適用性評価 - . 電力中央研究所報告, N10044.
- IPCC (2021) Summary for policymakers. in: Climate change 2021: *The physical science basis*. contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.
- Jeong S. M., S. Ko and W. Y. Sean (2020) Numerical prediction of the behavior of CO₂ bubbles leaked from seafloor and their convection and diffusion near southeastern coast of Korea. *Appl. Sci.*, **10**(12), 4237. https://doi.org/10.3390/app10124237.
- Johnsson F., D. Reiner, K. Itaoka and H. Herzog (2010) Stakeholder attitudes on carbon capture and storage—an international comparison. *Int. J. Greenh. Gas Control*, **4**(2), 410-418. https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2009.09.006.
- Kang K., C. Huh and S. G. Kang (2015) A numerical study on the CO₂ leakage through the fault during offshore carbon sequestration. *Journal of the Korean Society for Marine Environment and Energy*, **18**(2), 94-101. [in Korean with English abstract] doi:https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2015.18.2.94.
- 環境省 (2021) 特定二酸化炭素ガスの海底下廃棄の許可の申請に係る指針 (改訂版), 令和3年 (2021年) 9月 環境省 水・大気環境局 水環境課 海洋環境室.
- Kano Y., T. Sato, J. Kita, S. Hirabayashi and S. Tabeta (2010) Multi-scale modeling of CO₂ dispersion leaked from seafloor off the Japanese coast. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**(2), 215-224. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.024.
- 経済産業省, 国立研究開発法人新エネルギー・産業技術総合開発機構, 日本CCS調査株式会社 (2020) 苫小牧におけるCCS大規模実証試験 30万トン圧入時点報告書 (「総括報告書」) .
- Miyazawa Y., R. Zhang, X. Guo, H. Tamura, D. Ambe, J. S. Lee, A. Okuno, H. Yoshinari, T. Setou and K. Komatsu (2009) Water mass variability in the western North Pacific detected in a 15-year eddy resolving ocean reanalysis. *J. Oceanogr.*, **65**(6), 737-756. https://doi.org/10.1007/s10872-009-0063-3.
- Nakajima T., Z. Xue, S. Chiyonobu and H. Azuma (2014) Numerical simulation of CO₂ leakage along fault system for the assessment of environmental impacts at CCS site. *Energy Procedia*, **63**, 3234-3241. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.11.350.
- 中村健太郎 (2019) CCS の環境影響評価に係る法的課題. 法学研究論集, **50**, 63-79.
- Orr J. C. and J. M. Epitalon (2015) Improved routines to model the ocean carbonate system: mocsy 2.0. *Geosci. Model Dev.*, **8**(3). https://doi.org/10.5194/gmd-8-485-2015.
- Rosa A. L., Y. Isoda, K. Uehara and T. Aiki (2007) Seasonal variations of water system distribution and flow patterns in the southern sea area of Hokkaido, Japan. *J. Oceanogr.*, **63**(4), 573-588. doi:10.1007/s10872-007-0051-4.
- Rosa A. L., Y. Isoda and N. Kobayashi (2009) Seasonal variations of shelf circulation in Hidaka Bay, Hokkaido, Japan, with an interpretation of the migration route of juvenile walleye pollock. *J. Oceanogr.*, **65**(5), 615-626. doi:10.1007/s10872-009-0052-6.
- Shchepetkin A. F. and J. C. McWilliams (2005) The regional oceanic modeling system (ROMS): a split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. *Ocean Model.*, **9**(4), 347-404. https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2004.08.002.
- 田口二三生, 藤原建紀, 山田佳昭, 藤田弘一, 杉山雅人 (2009) 沿岸海域のアルカリ度. 沿岸海洋研究, **47**(1), 71-75. https://doi.org/10.32142/engankaiyo.47.1_71.
- Totland C., E. Eek, A. E. Blomberg, I. K. Waarum, P. Fietzek and A. Walta (2020) The correlation between pO₂ and pCO₂ as a chemical marker for detection of offshore CO₂ leakage. *Int. J. Greenh. Gas Control*, **99**, 103085. https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2020.103085.
- 豊田康嗣, 平口博丸 (2009) 気象予測モデルと連携した出水予測手法の開発 - 九州地方に襲来する台風事例 - .

電力中央研究所報告書, N08058.

- Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., Uematsu, M., Misumi, K., Maeda, Y., Yoshida, Y. and Hayami, H. (2013) One-year, regional-scale simulation of ^{137}Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences*, **10**, 5601–5617. <https://doi.org/10.5194/bg-10-5601-2013>.
- Uchimoto, K., Nishimura, M., Kita, J. and Xue, Z. (2018) Detecting CO_2 leakage at offshore storage sites using the covariance between the partial pressure of CO_2 and the saturation of dissolved oxygen in seawater. *Int. J. Greenh. Gas Control*, **72**, 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2018.03.020>.
- Uchimoto, K., Nishimura, M., Watanabe, Y. and Xue, Z. (2020) An experiment revealing the ability of a side-scan sonar to detect CO_2 bubbles in shallow seas. *Greenh. Gases Sci. Technol.*, **10(3)**, 591–603. <https://doi.org/10.1002/ghg.1991>.
- Uchimoto, K., Watanabe, Y. and Xue, Z. (2021) Seasonal dependence of false-positives in detection of anomalous pCO_2 using the covariance method with dissolved oxygen in monitoring offshore CO_2 storage sites. *Mar. Pollut. Bull.*, **166**, 112238. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112238>.
- Uchimoto, K., Watanabe, Y., Misumi, K., Tsubono, T., Tsumune, D., Suekuni, J. and Xue, Z. (2023) Implications of Simulation of CO_2 Dispersion on Marine Potential Environmental Impact Assessment and Monitoring at CO_2 Storage Sites. *J. Water Environ. Technol.*, **21(5)**, 258–272. <https://doi.org/10.2965/jwet.23-041>.
- Watanabe, Y., Yamaguchi, A., Ishida, H., Harimoto, T., Suzuki, S., Sekido, Y., Ikeda, T., Shirayama, Y., Takahashi, M. M., Ohsumi, T. and Ishizaka, J. (2006) Lethality of increasing CO_2 levels on deep-sea copepods in the western North Pacific. *J. Oceanogr.*, **62**, 185–196. <https://doi.org/10.1007/s10872-006-0043-9>.