HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	中層プランクトンへのCO2の影響
Author(s)	渡辺, 雄一; 石田, 洋; 山口, 篤 他
Citation	月刊海洋, 33(11), 813-818
Issue Date	2001-11-01
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/56604
Type	journal article
File Information	88)yamaguchi-kaiyo-33.pdf

Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP



CO_2海洋隔離
－隔離技術と生物影響について－

中層プランクトンへのCO_2の影響

渡辺雄二
石田洋
山口篤
石坂丞二

二酸化炭素の海洋隔離の対象となる中層のプランクトンに対する影響評価手法を検討するために，西部北太平洋においてプランクトン群集構造の調査と中層プランクトンへの二酸化炭素曝露実験を実施した．亜寒帯海域と亜熱帯海域のプランクトン群集構造の特徴が明らかとなった．また，中層プランクトンの二酸化炭素による急性致死影響について初めて実験値が得られた．

1. はじめに

溶解希釈型の海洋隔離は，1,000～3,000mの中層から深層に放出することを想定した技術であるが，海洋の中深層にも様々な生物が生息している．中深層の生物現存量は海洋表層に比べて大きく減少するが，種多様性は逆に高く，また日周鉛直移動を行う種が多いとされており[1]，単に生物量だけでは議論できない．中深層の生物については，一部の分類群に関して調べられた例はあるが，広範囲の分類群にわたり，かつ表層から深海まで調べられた事例は極めて少ない[2]．海洋隔離技術は，そこに生息する全ての生物に影響を与える可能性があるため，深層への影響を検討するためには生物群集の構成を把握する必要がある．

ところで，海洋の中深層は表層に比べて水温，塩分，流れなどの環境条件の変動が小さい．このような安定した環境に生息している中深層生物は外部環境が変化した場合に適応性が乏しく，表層の生物に比べて大きな影響を受けるかもしれないと懸念されている[3]．

このため実際に中深層生物を用いた曝露実験により，その影響を検討することが海洋隔離技術の妥当性を判断する上で必要となる．新エネルギー・産業技術総合開発機構では，CO_2の海洋隔離に伴う環境影響評価技術研究開発の中で，「海洋調査及びCO_2隔離能力評価技術の開発」（WEST-COSMIC）を実施し，調査を行っている（図1）．この調査の中で，中深層のプランクトン群集の構造を明らかにするとともに，中深層から採集したプランクトンを用いた曝露実験を実施している．

わたなべゆうじ　：(株) 関西総合環境センター
　　・長崎大学大学院海洋生産科学
いしだひろし　：(株) 関西総合環境センター
やまぐちあつし　：(株) 関西総合環境センター
いしざかじょうじ：長崎大学水産学部

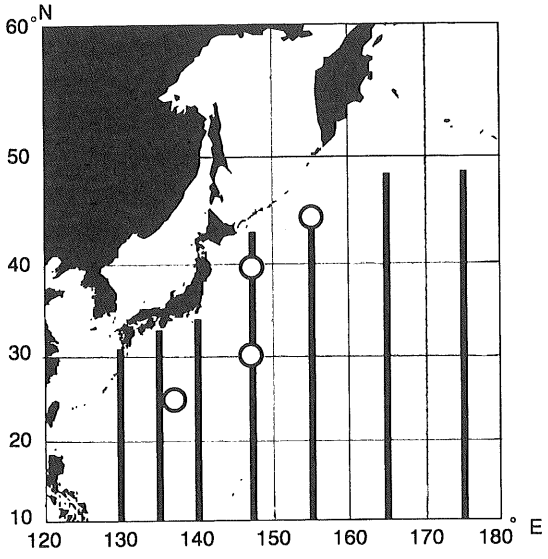


図1　海洋調査の測線と生物現存量調査点（○）.

2. 中・深層の現存量と群集構造

外洋におけるプランクトン現存量に関して中・深層に至る知見は未だに少ない．Vinogradov (1968)[4]，Angel & Baker（1982)[5]，Kikuchi & Omori（1985)[6]などの過去の研究から，動物プランクトンやマイクロネクトンの現存量は表層で多く，水深の増加に伴い指数関数的あるいはべき乗関数的に減少することが知られているが，種多様性に関してマイクロネクトンは中層で種多様性が極大となることが指摘されている[5]．近年，採集機材の開発に伴って中深層プランクトンに関する研究事例が増加してきたが[7]，西部北太平洋についてはこの限りではない．

本研究では，亜寒帯から亜熱帯に至る4測点（北緯44度，東経155度，北緯39度，東経147度，北緯30度，東経147度および北緯25度，東経137度）について生物群集構造を調査している（図1）．各測点において細菌から大型プランクトンにいたるサイズレンジについて，分類群ごとの炭素態現存量を推定し，各海域の生物群集構造の特徴を把握しようというものである[2]．群集構造の特徴を明らかにすることにより，二酸化炭素の隔離が行われた場合の影響を海域別に比較検討することができよう．

大きな分類群として亜寒帯海域と亜熱帯海域を比較してみる（図2）．最も北に位置する北緯44度と最も南の測点である北緯25度について，4つの大分類群（細菌，植物，原生動物および後生動物）の鉛直分布を示した．植物はいずれの海域においても表層に限定された．細菌は表層で最も多くなり，水深が深くなると減少する傾向がみられた．しかし，北緯44度では水深1,000m付近で極小を示し，これ以深では逆に増加する傾向があった．亜熱帯ではこのような極小をもつパターンは見られず，水深の増加に伴い指数関数的に減少した．原生動物は両海域ともに表層で最も多く，水深の増加に伴い減少した．しかし，亜寒帯の方が亜熱帯よりも生物現存量が1桁多く，逆に亜熱帯のほうは水深の増加に伴う減少率が小さいなどの違いがみられる．後生動物は亜寒帯のほうが亜熱帯よりも数倍多く生物現存量が存在し，亜寒帯では水深200～500mに極大がみられた．亜熱帯海域では後生動物は表層で最も多く，水深の増加に伴い急激に減少した．亜寒帯海域の中深層の特徴として細菌と大型の後生動物が優占するのに対して，亜熱帯海域では細菌と原生動物と主に小型のものだけで構成されている．

さらに詳細な分類群別サイズ別の炭素態現存量で比較すると，両海域の違いが明らかとなる．図3に亜寒帯海域と亜熱帯海域の22の分類群について生物を等価球体として換算したサイズ別の炭素態現存量を示した．亜寒帯海域の表層では細菌とシアノバクテリアおよび独立栄養微小べん毛藻（AMF）からなる2μm以下のグループ，渦べん毛藻，渦べん毛虫およびせん毛虫よりなる20μmのグループ，およびカイアシ類とヤムシ類からなる2,000μmを中心としたグループと，サイズで比較すると大きく3つのグループで構成されている．中層になると，光合成を行う植物プランクトンがなくなるとともに，20μmのグループである渦べん毛虫も急減し，細菌と2,000μmサイズのカイア

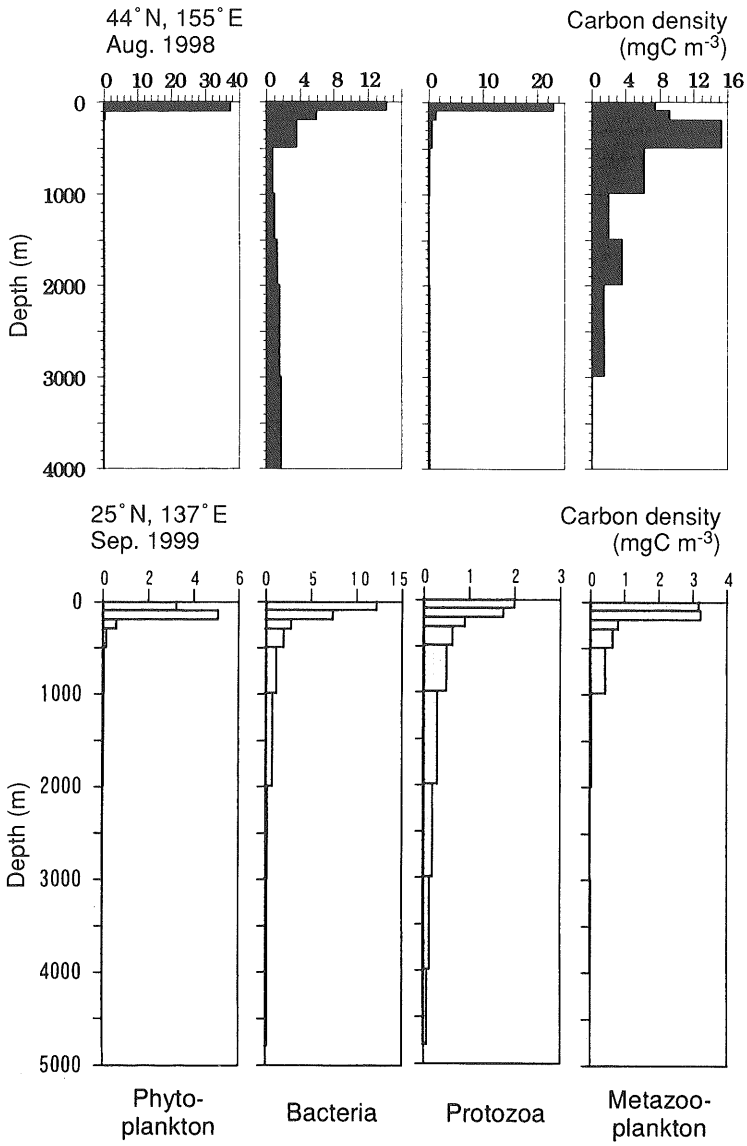


図2　亜寒帯海域（北緯44度，東経155度）と亜熱帯海域（北緯25度，東経137度）における大分類群（細菌，植物，原生動物，後生動物）のプランクトン炭素現存量（山口他，2000[2]）．

シ類とヤムシ類が優占した．1,000m以深になると構成する分類群とサイズの傾向は中層と同じで，細菌とカイアシ類およびヤムシ類が優占動物となっているが，全体として生物現存量が減少した．

一方，亜熱帯海域では200m以浅の表層では細菌は亜寒帯海域とおなじ現存量をもっていた．しかし，植物プランクトンではピコサイズのシアノバクテリアが優占し，次いでピコからナノサイズの独立栄養微小べん毛藻が出現するが，亜寒帯海域で見られた20μmサイズの渦べん毛藻は少ない．同様に20μmサイズの動物も極大を示さず，2～20μmにかけての従属栄養微小べん毛虫や従属栄養渦べん毛虫が均一に分布していた．より大きいサイズでは，ヒドロ虫類が優占した．サイズを指標とした場合には2～20μmと2,000μm以上のサイズの2山型となる．200～1,000mの中層になる

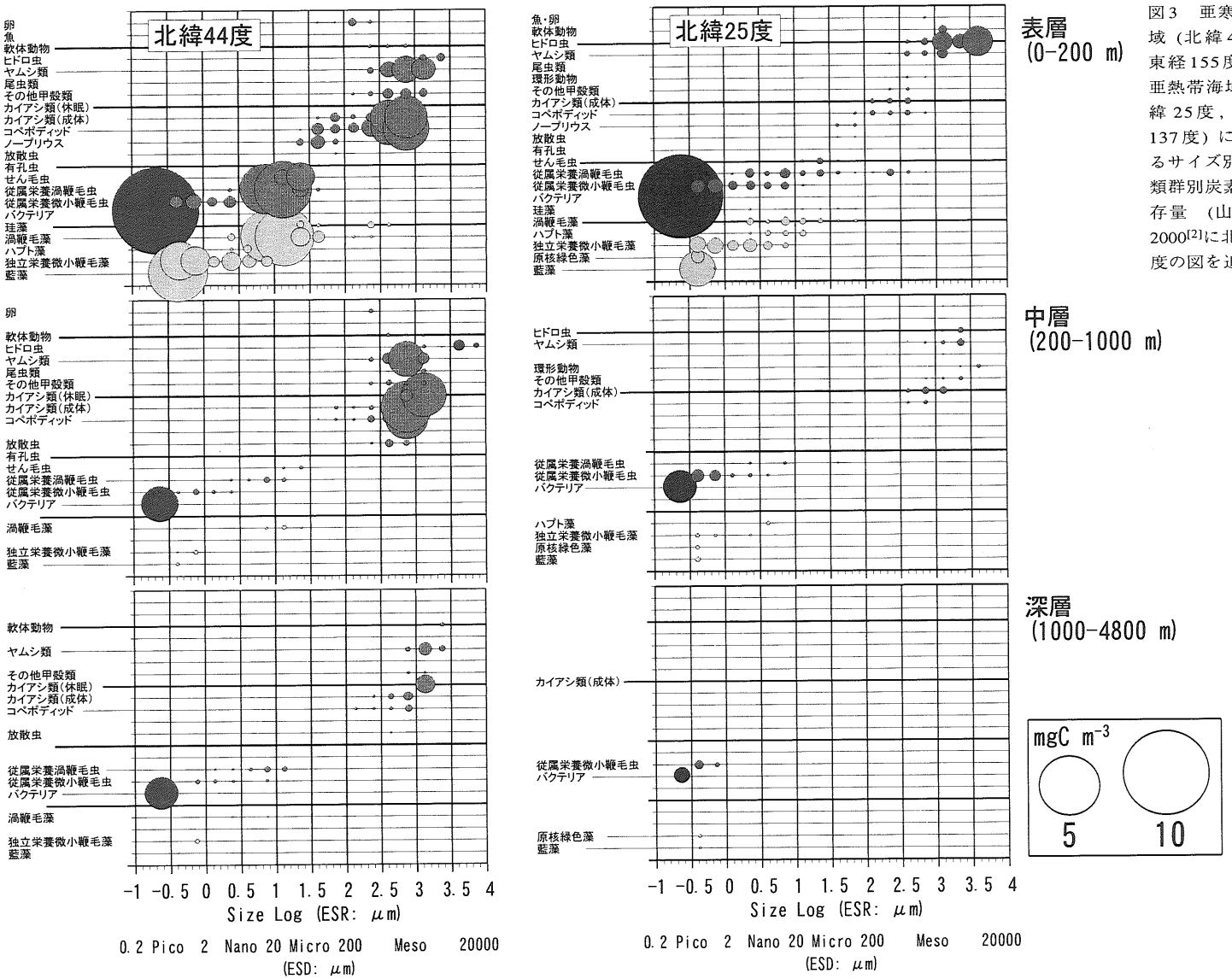


図3　亜寒帯海域（北緯44度，東経155度）と亜熱帯海域（北緯25度，東経137度）におけるサイズ別・分類群別炭素態現存量　（山口他，2000[2]に北緯25度の図を追加）.

とヒドロ虫類が減少し，優占生物はピコサイズの細菌と従属栄養微小べん毛虫となる．カイアシ類とヤムシ類が出現するが，現存量としては少なく，サイズを指標とした場合，亜熱帯海域の中深層の生物群集構造はピコサイズのみの1山形といえる．深層になると上記の傾向はさらに顕著となり，殆ど細菌と従属栄養微小べん毛虫により構成されるようになった．

以上のように，亜寒帯海域と亜熱帯海域では，優占する分類群とサイズレベルが異なり，食物連鎖構造が異なる．このような違いは，二酸化炭素の海洋隔離を行った際の生物群集への影響の違いにも反映されると考えられ，特定の分類群だけではなく広い範囲の調査を実施することが重要である．

3. 中層生物への曝露実験

二酸化炭素の中層への隔離を行った場合に，まずそこに生息する生物への影響が懸念されるが，1,000m以深の中深層に生息する生物を生きた状態で採集し，かつ長期に維持することは困難である．仮に実施できるとしても，殆どの実験は短期実験に限られるだろう．一方，陸上の実験室においては，中深層生物ではないが，広範な分類群について長期にわたる詳細な実験をすることが可能である．このような詳細な検討が可能な陸上実験の結果を現場生物を用いた実験結果と比較検討することにより，中深層生物への影響をより正確に推定することが可能となる．今回二酸化炭素の曝露実験を中層プランクトンに対して具体的に実施し，急性の閾値をもとめることを一つの目標とした．

1999年の調査航海において，亜寒帯海域から亜熱帯海域の数点で表層および中深層プランクトンを採集して，船上において高二酸化炭素の曝露実験を行った．表層のプランクトン採集にはNORPACネットに口径20cmの大型コッドエンドを装着して0～500mの鉛直引きを，中深層プランクトンは，開口面積1m^{2}のVMPS（鶴見精機製）に簡易閉鎖式のコッドエンドを装着して，1,500～500mを鉛直引きして採集した．採集した動物は低温下に置き，活発な動物個体を分取した．このようにして得られた動物は，主にカイアシ類が中心で，その他には介形類，オキアミ類，ヤムシ類などであった．分取した動物を2,000～30,000μatmの二酸化炭素分圧のろ過海水中で飼育し，生死の観察を行った．また，未曝気海水での観察も平行して行った．飼育時間の経過に伴い，活動の低下，それに続く死亡個体が出現した．この死亡個体の出現時期は二酸化炭素の濃度により異なり，二酸化炭素分圧が高いほど早く生じる傾向があった．また，死亡個体の出現してからの死亡速度の傾きはやはり二酸化炭素分圧が高いほど大きかった．このように二酸化炭素分圧の増加は，プランクトンにとって致死的に作用する．

海洋隔離を行った場合の海洋生物への影響については，従来実験データがなかったために影響の閾値が不明であり，その代替法として酸による低pH曝露の急性影響の結果を利用した方法が提案された[8]．これは，二酸化炭素が海水に溶解した場合にpHを下げることから，沿岸域を中心とした海洋生物について，塩酸や硫酸による低pH下での致死作用をもとに，二酸化炭素の影響評価に外挿して検討したものである．また，その他に外洋の動物プランクトンへの低pH曝露実験も行われてきた[9]．これらによると，pH5に曝露されると24～100時間で半数が死亡する．すなわち，pH5での半致死曝露時間（Lt50）は24～100時間となる．さらに長時間曝露される条件では，より高いpHで死亡する．すなわち，致死作用はpH値と曝露時間の積算として影響を与えている．

実際に二酸化炭素分圧を上げた今回の実験結果を上記の低pHの影響と比較するために全てpH換算して比較した．塩酸などによる低pH曝露の場合に比べて二酸化炭素では致死に至るpH値が高くなる（図4の●印）．例えば，pH6でLt50が24時間とより短い曝露時間で生じている．すなわち，pHを指標とすると塩酸などよりも二酸化炭素で曝露した方が生物の感受性が高い．この理由として，細胞膜の透過性の違いが考えられる．一般的に細胞膜は，H^+のような荷電したものよりもCO_2

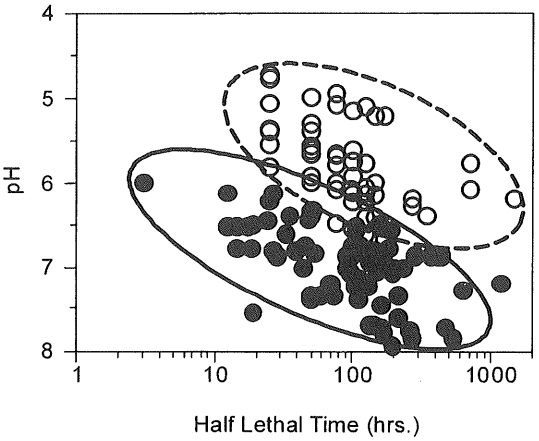


図4　カイアシ類に関する曝露されたpH値と半致死曝露時間 (Lt50) の関係. 塩酸, 硫酸による曝露 (○) に対して二酸化炭素による曝露 (●) を比較した.

ガスの方が透過性が高いとされている[10]. 塩酸などで処理をした場合には，体外の海水中のH^+は増加するが，このH^+そのものは細胞膜を通過しにくい．一方，二酸化炭素分圧が増加した場合には，CO_2が細胞膜を透過した後に細胞内で解離してH^+を増加させ，細胞内のpHを下げることになる．このため，海水中のpHが同じであっても二酸化炭素分圧が高くなるほうが影響が大きく現れると考えられる．

海洋生物への二酸化炭素曝露の影響実験は，始まったばかりであり今後も引き続き様々な生物について実験的に調べることが重要である．

4. 深海現場実験系の開発

上記の船上での曝露実験は現場生物を用いているとはいえ，採集時の生物へのストレスが予想されることや，深海圧力下に生息する生物を常圧下で実験しており，現場の状態を完全に再現しているわけではない．このため，現場実験を実施することが理想であるが，ピコサイズのプランクトンを除くと深海中のプランクトン密度は非常に希薄であり，プランクトン群集を囲い込んだ現場実験系を実施することは困難である．一方，同じ深海ではあるが底泥中は生物密度も高く，数十センチ四方を囲い込むだけで海底で優占するメイオベントスへの影響実験も可能である．深海底生生物群集への二酸化炭素分圧の現場実験を実施することにより深海生物としての特性の把握が可能となることが期待される．現在，現場実験装置であるベンチックチャンバーの開発を進めており，2001年夏に最終的なシステムの作動試験を経て完成する予定である．

参考文献

[1] Omori, M., Norman, C. P. and Ikeda, T. (1998) : Oceanic disposal of CO_2 : Potential effects on deep-sea plankton and micronekton - a review. Plankton Biol. Ecol., **45**, 87-99.

[2] 山口篤, 石坂丞二, 渡辺雄二 (2000) : 西部北太平洋におけるプランクトン群集の鉛直分布 (WEST-COSMIC). 日本プランクトン学会報, **47**, 144-156.

[3] Shirayama, Y. (1997) : Biodiversity and biological impact of ocean disposal of carbon dioxide. Waste Management, **17**, 381-384.

[4] Vinogradov, M. E. (1968) : Vertical distribution of the oceanic zooplankton. Israel, (English version), 1-339.

[5] Angel, M. V. and Baker, C. (1982) : Vertical standing crop of plankton and micronekton at three stations in the north-east Atlantic. Biol. Oceanogr., **2**, 1-30.

[6] Kikuchi, T. and Omori, M. (1985) : Vertical distribution and migration of oceanic shrimps at two locations off the Pacific coast of Japan. Deep-Sea Res., **32**, 837-851.

[7] Koppelmann, R. and Weikert, H. (1992) : Full-depth zooplankton profiles over the deep bathyal of the NE Atlantic. Mar. Ecol. Prog. Ser., **82**, 263-272

[8] Auerbach, D. I., Caufield, J. A., Adams, E. E. and Herzog, H. J. (1997) : Impacts of ocean CO_2 disposal on marine life : I. A toxicological assessment interfering constant-concentration laboratory assay data with variable-concentration field exposure. Environ. Model. Assess., **2**, 333-343.

[9] Yamada, Y. & Ikeda, T. (1999) : Acute toxicity of lowered pH to some oceanic zooplankton. Plankton Biol. Ecol., **46**, 62-67.

[10] Randall, D., Burggren, W. & French, K. (1997) : Animal Physiology, W. H. Freeman and Company, NewYork, p.723.