海岸工学論文集，第48巻（2001）
土木学会，1061-1065

海生生物の生息空間に及ぼす貧酸素水塊の定量的影響評価

中西　敬*　・上嶋英機**・上月康則***
平田元美****・宮城佳世****

1. はじめに

沿岸域においては，新たな開発行為に対してミティゲーションの考え方が適用されるとともに，既に悪化した環境の修復・回復が求められている．

ミティゲーションは予測される損失に対する予防措置であり，環境修復・回復は，既に生じた損失に対する対処措置といえる（中西ら，2001）．いずれの場合にも，代償や修復のための具体的な技術並びに手法の開発と併せて，いかなる指標を用い，どのような尺度で環境を評価し，代償や修復の目標を設定するのかという点が課題となっている．

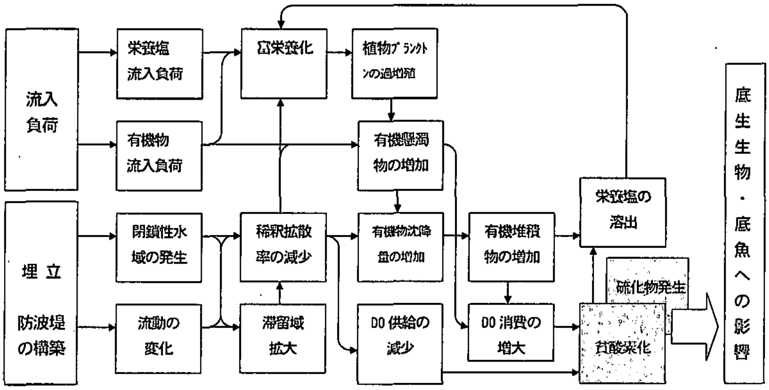
沿岸域の環境悪化は，陸域からの流入負荷，埋立て等複合的な要因が関係し合っており，またその原因者が不特定であることなどから，修復・回復を進める上で様々な課題が残されている．

本研究においては，評価の指標として貧酸素水塊に着目し，貧酸素水塊によって，生物の生息空間としての価値がどの程度低下しているのかを定量的に評価する方法を考案した．

2. 環境修復の指標としての貧酸素水塊

閉鎖性が強く人口が集積した都市を擁する大阪湾では，陸域からの流入負荷等に起因する様々な問題が生じている．中でも貧酸素水塊の発生は，海底近傍を主な生息場とする魚類や定着性が強いベントスに対し生死に係わる重大な影響を及ぼしている．また，嫌気的な底質環境下で発生する硫化物が，同様に生物に重大な影響を及ぼしている．これらのことから，貧酸素水塊は海生生物の生息環境を評価する上で重要な指標である．

また，貧酸素水塊は，図―1に示すように（中西ら，2000を改変），海域の富栄養化，停滞域の発生，有機物の堆積等，複合的な要因が互いに影響し合い発生しており，底層の貧酸素水塊を指標にすることで，自ずと，流入負荷，海水交換，底質の問題を評価することにもつながることから，有効な指標といえる．



図―1　貧酸素水塊発生の連関

貧酸素水塊については，その発生範囲や発生メカニズムに関する調査・研究が進められ，生物にとって重大な影響を及ぼすことが指摘されている（例えば，城，1989）．しかし，その影響の程度を定量的に評価したものは少なく，多くは定性的な評価に止まっている．

このような背景を踏まえ，本研究では，海底の溶存酸

* 正会員　徳島大学大学院　工学研究科　エコシステム工学専攻
** 正会員　工博　徳島大学大学院　教授　工学研究科　エコシステム工学専攻
*** 正会員　工博　徳島大学大学院　助教授　工学研究科　エコシステム工学専攻
**** 学生会員　徳島大学大学院　工学研究科　エコシステム工学専攻

素（以下DO）を尺度に，貧酸素水塊が海生生物の生息空間の価値をどの程度低下させているのかを定量的に評価するための新しい手法を考案し，海生生物の生息空間としての大阪湾の価値損失を定量化した．

なお，貧酸素水塊については，「ベントスの正常な分布状態が危うくなる2.5 ml/l以下の状態」（柳，1989）と定義されており，本論においてもそれに準じて「貧酸素水塊」という文言を用いた．

3. 研究方法

本研究においては，大阪湾の夏季（8月）における底層のDOをGIS（Geographic Information System）を用いて整理するとともに，アメリカにおいて，開発事業に対するミティゲーションの評価手法の1つとして用いられているHEP（Habitat Evaluation Procedures）を参考に（田中，1998），生物の生息空間としての適性を算出し，生息場の価値評価を行った．

3.1 大阪湾の底層におけるDO分布の図化

大阪湾内において，1972年以降毎月実施されている「浅海定線調査」の1997年までのデータを用い，各年8月の底層（海底+1 m）のDO分布をGISによって整理した．この結果を用い，各年のDO別面積を算出すると図—2のとおりとなった．DOが3 ml/lを下まわる場所の面積が大きな，1972年，1974年，1977年，1979年，1984年，1994年の底層DOの状態は図—3のとおりであり，湾奥部で0～1 ml/lのほぼ無酸素状態の海底が広がり，沖合に向けて3 ml/l以下の海域がおおむね大阪湾の面積の半分を占める範囲まで広がっていることが分かった．

3.2 指標生物の選定及び生息範囲の図化

大阪湾で生息が確認されている魚介類（以下魚類）のうち，漁業の対象種で，生活史段階別の生息域（産卵場，幼稚仔魚の分布域，成魚の分布域）が明らかにされている71種（兵庫県，1973）の中から，大阪湾をおおむね周年の住み場とし，生活史のいずれかの段階で，湾奥部の中層・底層を主な生息場とする，アカシタビラメ，カサゴ，アイナメ，マダイ，スズキ，シログチを指標生物として選定した．また，海底を生息場とする甲殻類の中から，ガザミ，クルマエビを指標生物として選定した．これらの魚類の生息場所を同様にGISにて図化した．

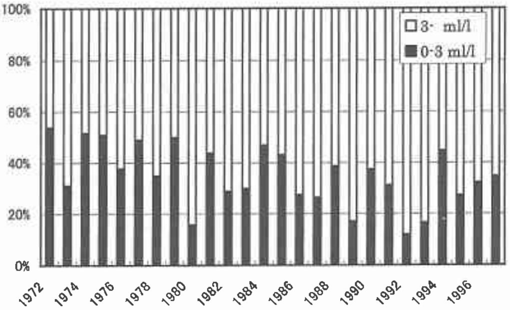
アカシタビラメ，マダイ，スズキ，クルマエビの各成魚の生息時期と範囲，ガザミについては，成体と未成体（以下幼体）の生息時期と範囲を図—4に示した．

3.3 「生息環境好適度」の設定

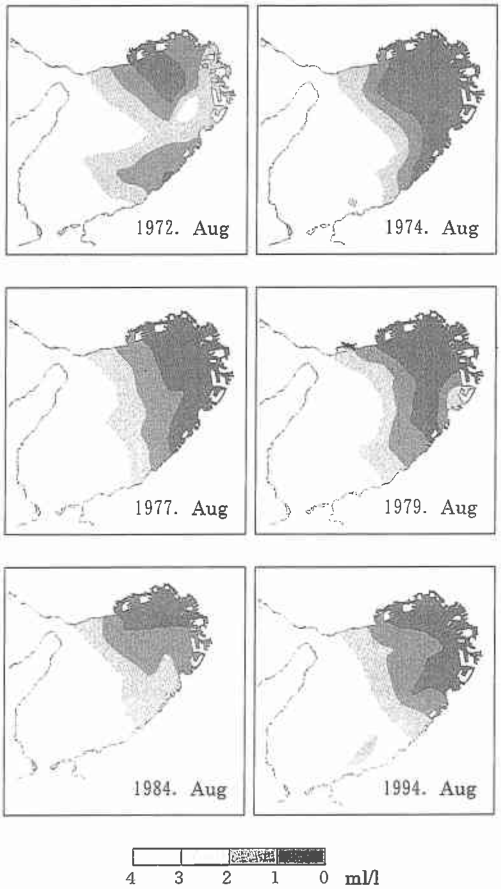
8種の魚類を底魚，甲殻類に2分し，「水産用水基準」に示された既存の知見に基づき，生理的な活性とDOの関係を表—1のように規定した．また，生物の生息環境としての適性を示す値を「生息環境好適度」として，0～1の値で図—5のように設定した．

3.4 「生息空間適性値」の算出

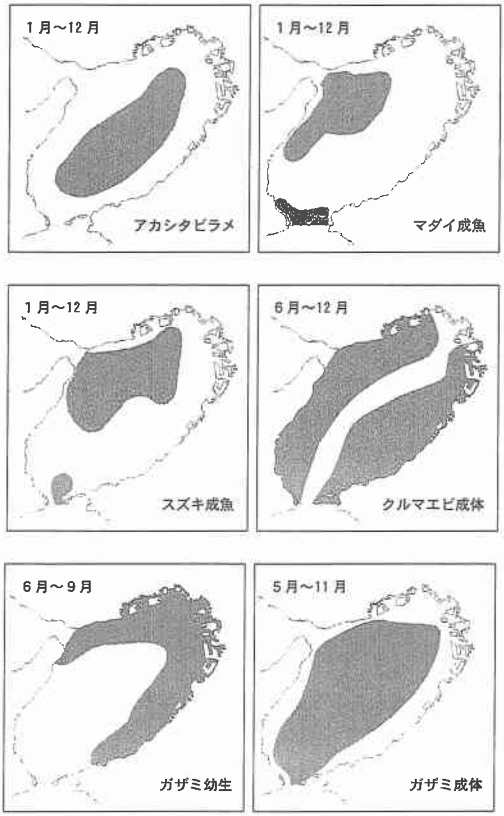
このようにして図化したDO分布と各魚類の生息範囲を重ね合わせ，さらにDOの状態に応じた生息空間の好適度を乗じることによって（図—6），対象魚類にとっての生息場としての大阪湾の価値を「生息空間適性値」と



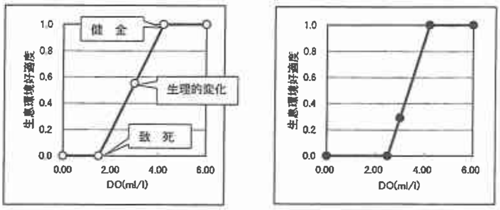
図—2　大阪湾の面積に占める貧酸素水塊の面積



図—3　DOが3 ml/lを下まわる場所の面積が大きな年における底層のDO分布



図―4　指標生物の生息範囲

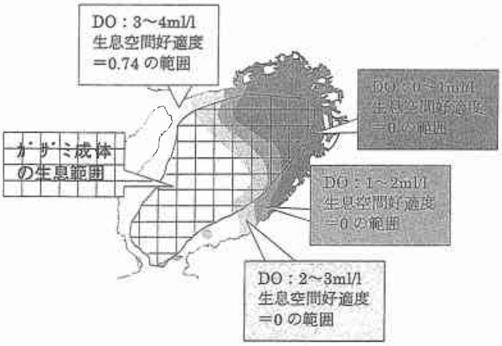


(底魚タイプ)　　(甲殻類タイプ)

図―5　生息空間好適度

表―1　生物の活性とDOの関係に関する既存の知見

	DO(ml/l)	状態
魚類	1.5	底生魚類の致死濃度
	3.0	魚類・甲殻類に生理的変化を引き起こす臨界濃度
	4.2	海産生物の活動性が確保される健全濃度 (6 mg/l)
甲殻類	2.5	甲殻類の致死濃度
	3.0	魚類・甲殻類に生理的変化を引き起こす臨界濃度
	4.2	海産生物の活動性が確保される健全濃度 (6 mg/l)



図―6　生息空間適性値の算出方法（模式図）

して算出した．対象生物の全生息範囲において，底層のDOが良好な状態に保たれている場合，生息空間適性値は1となる．

生息空間適性値（HS）は次式で算出される．

$$HS=\sum(A_i \times ES_i)/A \quad \cdots\cdots(1)$$

ここで，i：DO (ml/l)

A_i：対象魚類の生息範囲のうち，DOがiの部分の面積

ES_i：DOがiの場合の生息環境好適度

A：対象魚類の大阪湾内における生息範囲の全面積

4. 結　　果

このようにして求めた，指標生物にとっての大阪湾の生息空間適性値は，**表―2**に示すとおりとなり，1972年～1997年の間に**図―7，8**のように変動した．

アカシタビラメ，カサゴ，アイナメ等魚類6種にとって，夏季の生息空間としての大阪湾の価値は，最小0.37，

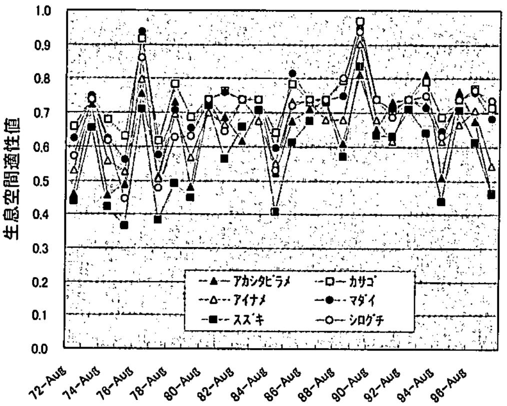
表―2　各魚種の生息空間適性値の算出結果

種名	生息空間適性値		
	最小値	最大値	平均値
アカシタビラメ	0.45	0.81	0.65
カサゴ	0.62	0.92	0.74
アイナメ	0.50	0.90	0.66
マダイ	0.56	0.95	0.72
スズキ	0.37	0.84	0.59
シログチ	0.45	0.94	0.70
魚類平均			0.68
ガザミ	0.30	0.74	0.48
クルマエビ	0.24	0.76	0.44
甲殻類平均			0.46
全平均			0.62

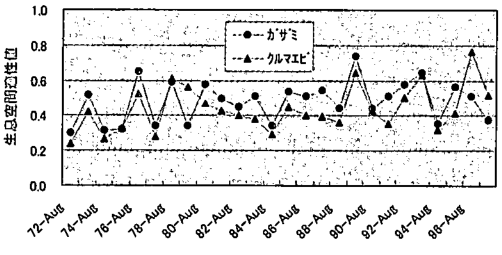
最大0.92，平均0.68となり，1972年以降，毎年夏季には，生息空間としての大阪湾の価値が，3割程度低下していると評価された．

これに対して，ガザミ，クルマエビといった甲殻類の場合，生息空間適性値は，最小0.24，最大0.76，平均0.46となり，生息場としての大阪湾の価値が半分以下に低下していると評価された．

また，成体と幼体とで生息域が異なるガザミを対象に，各生活史段階別に生息空間適性値を算出すると，図—9のようになる．幼体の場合，生息空間適性値は，最小0，最大0.58，平均0.21となり，湾奥部の浅海域を生息場として利用する幼体期のガザミにとって，生息空間としての大阪湾の価値が著しく低下していると評価された．



図—7 魚類の生息空間適性値の変化



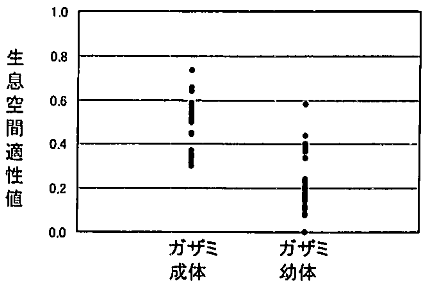
図—8 甲殻類の生息空間適性値の変化

このように貧酸素水塊が，生物の生息空間としての大阪湾の価値を大きく低下させていることが分かった．

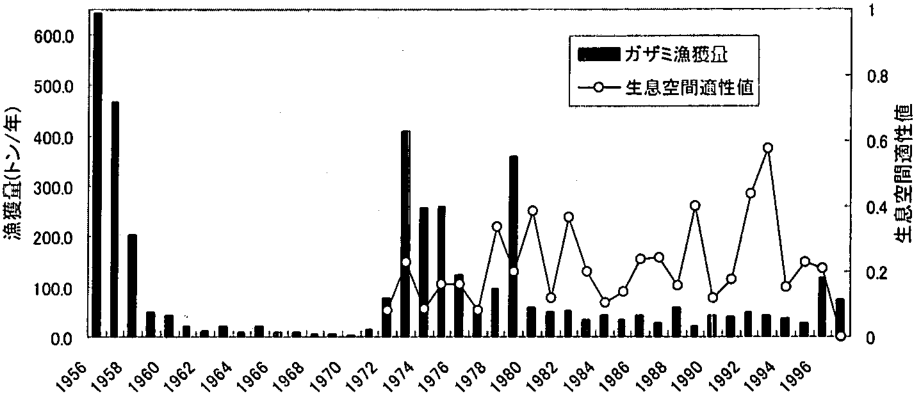
次に，ガザミの漁獲量が，幼体の生息空間適性値に制限されると仮定し，ここで求めた生息空間適性値とガザミの漁獲量を対比した．なお，大阪湾におけるガザミの漁獲量のほとんどが大阪府下で水揚げさていることから（大阪農林水産統計年報，1956-1997；兵庫農林水産統計年報，1956-1997），大阪湾における漁獲量として大阪府の値を用いた．

大阪農林水産統計年報で，過去最高のガザミの漁獲量が記録されている1956年の生息環境適性値を1とした場合，1972年以降の生息環境適性値と漁獲量を対比すると図—10のような関係となった．1972年以降のガザミの漁獲量は，生息空間適性値と概ね一致する傾向にあった．ただし，1970年代では生息空間適性値の方が低めであり，1980年代以後は，生息空間適性値の方が高めとなっている．

このことは，ガザミの漁獲量が，貧酸素水塊のみならず，気象・海象の自然変動に加え，埋立てによって生息空間そのものが消失した影響，人為的な種苗放流，漁具



図—9 ガザミ成体と幼体の生息空間適性値



図—10 ガザミの生息空間適性値と漁獲量の関係

や漁法の進歩等の影響を受けていることを含んでいるためと考えられる．

5. おわりに

本来大阪湾が有していた，海生生物の生息空間としての価値が，貧酸素水塊によって大きく損なわれていることが分かった．底層を主な生息の場とする魚類にとって，大阪湾の価値が夏季に3割程度低下しており，甲殻類にいたっては，半分以下に低下しているという結果が得られた．

このように，大阪湾では，部分的に生物が生息できないというような，危機的な状態が発生している．しかし，海中で起こっているこのような問題は，一般市民の目にふれ難く，実感として理解されないのが現状である．

沿岸域において環境修復・回復を進めるためには，修復技術や手法の開発と併せて，修復目標をいかに設定するかが重要な課題である．ここで考案した手法は，環境の現状評価並びに修復・回復目標設定のための有効な手段であるとともに，沿岸域の環境問題の実態を分かりやすく説明するための有効な手法と言える．

ただし，本手法を適用するに当たっては，指標とする生物の生息範囲やDOに対する活性等の知見が不足している等の課題が残されている．今後，生物別に生息時期や生息範囲を詳細に把握するとともに，DOのみならず，他の水質項目について，生息環境好適度を設定することにより(例えば，新保ら，2000)，生息空間としての価値に関する総合的な評価や環境アセスメントにおける生物・生態系への影響の定量的な評価が可能になるものと考えられる．

謝辞：本論に用いたデータの一部は，多田清富氏（国土交通省，近畿地方整備局）の修士論文を利用したものであることを付記するとともに，同氏に謝意を表す．

参考文献

城　久 (1989)：大阪湾の貧酸素水塊，沿岸海洋研究ノート，第26巻，第2号，pp. 87-98.

新保裕美・田中昌宏・池谷　毅・越川義功 (2000)：アサリを対象とした生物生息地適性評価モデル，海岸工学論文集，第47巻，pp. 1111-1115.

田中　章(1998)：生態系評価システムとしてのHEP，環境アセスメントここが変わる，環境技術研究協会，pp. 81-96.

中西　敬・上嶋英機 (2000)：沿岸域における環境修復技術の現状と課題に関する考察，TECHNO OCEAN 2000 PROCEEDINGS, Volume III, pp. 709-712.

中西　敬・大塚耕司・上嶋英機 (2001)：沿岸域におけるミチゲーションと環境修復技術，水環境学会誌，Vol. 24, No. 3, pp. 2-7.

柳　哲雄 (1989)：シンポジウム「貧酸素水塊」のまとめ，沿岸海洋研究ノート，第26巻，第2号，pp. 141-145.

兵庫県瀬戸内海における主要魚介類の生息分布及び漁場図 (1973)：兵庫県立水産試験場，pp. 1-104.

社団法人日本水産資源保護協会 (1995)：水産用水基準（1995年版），pp. 16-18.

近畿農政局大阪統計情報事務所編(1956-1997)：大阪農林水産統計年報.

近畿農政局兵庫統計情報事務所編集(1956-1997)：兵庫農林水産統計年報.