



参考資料2-2

中環審第875号
平成27年12月7日

環境大臣臨時代理
国務大臣 石井 啓一 殿

中央環境審議会
会長 浅野 直人



水質汚濁に係る生活環境の保全に関する環境基準の見直しについて（答申）

平成25年8月30日付け諮問第358号により中央環境審議会に対してなされた「水質汚濁に係る生活環境の保全に関する環境基準の見直しについて（諮問）」については、別添のとおりとすることが適当であるとの結論を得たので、答申する。

水質汚濁に係る生活環境の保全に関する環境基準の見直しについて

(答申)

平成 27 年 12 月
中央環境審議会

目次

1. はじめに.....	1
2. 生活環境項目としての環境基準の検討について.....	2
(1) これまでの経緯.....	2
(2) 今回の検討事項.....	3
3. 底層溶存酸素量の目標設定の検討について.....	7
(1) 底層溶存酸素量の目標設定の基本的考え方.....	7
(2) 貧酸素耐性評価値の導出方法.....	7
(3) 底層溶存酸素量の目標値.....	8
(4) 底層溶存酸素量の目標の設定.....	10
(5) 測定方法.....	10
(6) 底層溶存酸素量の各水域における類型指定の方向性.....	10
(7) 底層溶存酸素量の監視及び評価方法.....	13
(8) 対策の方向性.....	13
4. 沿岸透明度の目標設定の検討について.....	14
(1) 沿岸透明度の目標設定の基本的考え方.....	14
(2) 沿岸透明度の目標値の導出方法.....	14
(3) 沿岸透明度の目標値.....	15
(4) 沿岸透明度の目標の位置付け.....	16
(5) 沿岸透明度の目標値の設定.....	17
(6) 測定方法.....	18
(7) 沿岸透明度の各水域における目標値設定の方向性.....	18
(8) 沿岸透明度の監視及び評価方法.....	20
(9) 対策の方向性.....	20
5. おわりに.....	21

1. はじめに

環境基本法に基づく水質汚濁に係る環境基準のうち、生活環境の保全に関する環境基準（以下、「生活環境項目環境基準」という。）については、化学的酸素要求量（COD）、全窒素、全リン等、現在 12 項目が定められている。

これまでの法制度に基づく施策及び地方公共団体や事業者等の取組により、激甚な水質汚濁を克服してきたが、水環境が良好でないと感じている国民は依然として多い。これからの水環境の保全・再生の取組に当たっては、近年の国民のニーズの多様化や社会情勢の変化を踏まえると、これまでの公害対策の側面のみならず、健全な水循環の維持又は回復¹⁾を含め、より望ましい水環境の実現を進めていくことが求められている。

生活環境項目環境基準は、利水目的（又は利水障害）に対応した水質のレベルを目標値としてこれまで定められてきた²⁾が、これに加え、地域の視点を踏まえた望ましい水環境を実現させるため、それぞれの地域特性に応じた目標についても検討を進める必要がある。その際には、水環境の構成要素である水質、水量、水生生物、水辺地の視点を含めた目標の導入について検討していく必要がある³⁾。

一方、内湾や湖沼等の閉鎖性水域での水質改善は未だ十分ではない状況にあり、水域によっては、貧酸素水塊の発生等により水生生物の生息や水利用等に障害が生じている状況にある。

こうした状況を踏まえ、平成 25 年 8 月の「水質汚濁に係る生活環境の保全に関する環境基準の見直しについて（諮問）」を受け、より国民の実感にあった分かりやすい指標により望ましい水環境の状態を表すことにより、良好な水環境の実現に向けた施策を効果的に実施するため、底層溶存酸素量及び透明度に着目し、生活環境項目環境基準の追加等について検討を行った。

検討の結果、底層溶存酸素量は生活環境項目環境基準とし、沿岸透明度は環境基準ではなく、地域において設定する目標とするとの結論を得たので、ここに答申する。

2. 生活環境項目としての環境基準の検討について

(1) これまでの経緯

底層溶存酸素量及び透明度については、これまで以下のような指摘等がなされている。

「海域の窒素及び磷に係る環境基準等の設定について（答申）」（平成5年6月中央公害対策審議会）では、今後の課題として、「透明度や底層の溶存酸素量についての目標値の導入、有機汚濁指標についての検討等を含め、海域の環境基準について幅広い観点から検討を加えつつ、海域環境の状況をよりの確に表しうる指標及び評価方法の検討を続けていく必要がある」と指摘がなされた。

「湖沼環境保全制度の在り方について（答申）」（平成17年1月中央環境審議会）⁴⁾では、湖沼の水環境の適切な評価の補助指標として「地域住民の理解を促進し、施策への参加が容易となる施策目標から評価までの体系を構築するため、湖沼の水環境の評価については、従来の水質環境基準項目を基本に置きつつ、地域住民にも分かりやすい補助指標を設けて活用することが適切である。具体的には、湖沼の利用目的等の特性に応じて、透明度又は透視度、植物プランクトンの指標となるクロロフィルa、底層のDO（溶存酸素量）、利水の観点からのカビ臭物質（2-MIB、ジェオスミン）、生物指標などが考えられる。」と指摘がなされた。

「閉鎖性海域中長期ビジョン」（平成22年3月今後の閉鎖性海域対策に関する懇談会）⁵⁾では、新たな水質目標として「貧酸素水塊による生物への影響を軽減し、良好な水環境の実現に向けた施策を効果的に実施するためには、底層においてDOに係る目標を設定する必要があると考えられる。他方、生物の再生産のみならず水質の浄化等に重要な役割を担っている藻場の保全・再生に向けては、透明度を指標とした目標を設定する必要があると考えられる。また、透明度は、良好な水環境であるかを市民が体感しやすい指標であり、親水利用の観点からも必要な指標であると考えられる。このため、底層DO及び透明度を新たな指標として目標値を設定することを提案する。」と指摘がなされた。

「第7次水質総量削減の在り方について（答申）」（平成22年3月中央環境審議会）⁶⁾では、今後の課題として、「水生生物の生育・生息や、必要に応じてその持続的な利用も考慮した閉鎖性海域の環境改善に向けて、広く水生生物（特に底生生物）の生息に影響を与える主要な要素の一つと考えられる底層DO及び水生植物の生育などや親水環境の要素も併せて示す透明度について、閉鎖性海域中長期ビジョンでの検討を出発点として、環境基準化を見据えた検討を行うことが必要である。」と指摘がなされた。

「今後の水環境保全の在り方について」（平成 23 年 3 月今後の水環境保全に関する検討会）³⁾では、閉鎖性海域の水質改善については、「「第 7 次水質総量削減の在り方について」を踏まえ、今後とも、各種汚濁負荷削減対策、干潟・藻場の保全・再生等により、水質総量削減を着実に推進していくとともに「閉鎖性海域中長期ビジョン」での検討を踏まえ、広く水生生物（特に底生生物）の生息に影響を与える主要な要素の一つと考えられる底層 DO 及び水生植物の生育などや景観的な要素もあわせて示す透明度の環境基準化に向け検討を進めることが必要である。」と指摘がなされた。

また、湖沼の水環境改善については、「「地域の観点」を踏まえ、国民の実感にあった分かりやすい目標となるように、例えば底層 DO や透明度といった新たな水質指標を設定することが重要である。」と指摘がなされた。

「第 4 次環境基本計画」（平成 24 年 4 月閣議決定）⁷⁾では、「底層における水生生物の生息、水生植物の生育への影響、新たな衛生微生物指標などに着目した環境基準等の目標について調査検討を行い、指標の充実を図る。」とされた。

以上のような、これまでの指摘等を踏まえ、平成 25 年 8 月に環境大臣から中央環境審議会会長に対し、「水質汚濁に係る生活環境の保全に関する環境基準の見直しについて」の諮問がなされた。

（２）今回の検討事項

1) 生活環境項目環境基準における課題

生活環境項目環境基準が最初に設定されてから 40 年以上が経ち、この間、環境基準を達成するために水質汚濁防止法、瀬戸内海環境保全特別措置法、湖沼水質保全特別措置法等に基づく各種施策が総合的に進められてきたところである。

COD、全窒素及び全燐の環境基準は環境水中の酸素を消費する有機汚濁物質及び富栄養化をもたらす栄養塩類の指標として設定され、負荷削減のための排水基準及び総量規制基準の設定とあわせて、環境水の状況を表しつつ対策と結びつける役割を担ってきた。全国の公共用水域における COD、全窒素及び全燐の環境基準達成率は年々上昇傾向にあり、COD、全窒素及び全燐の環境基準は水質改善のために大きな役割を果たしてきたところである。

一方で、貧酸素水塊の発生や藻場・干潟等の減少、水辺地の親水機能の低下等の課題が残されており、水生生物の生息環境や水辺地の親水機能などを評価するには、従来の汚濁負荷削減を中心とした水質汚濁防止対策の効果を把握するために指標としている COD、全窒素、全燐のみでは不十分であり、新たな指標が必要である。

こういった状況を踏まえ、これまで規制対象となっていた有機汚濁物質、窒素及び燐だけでなく、水生生物の生息への影響等を直接判断できる指標や国民が直

感的に理解しやすい指標など、水環境の状態をより直接的に表すことができる指標を導入し、総合的な対策の効果を適切に評価することで、水環境保全の取組を一層推進していくことが必要である。

なお、水辺空間については、人と水とのふれあいが希薄になっており、内閣府が実施した水に関する世論調査（平成 20 年 6 月調査）によれば、全体的に身近な水辺の環境に満足している人が少なく（40.7%）、特に大都市（東京 23 区及び政令指定都市）では身近な水辺環境に満足している人は 32.6%と少ない。一方で、生活環境項目の達成状況は、河川で生物化学的酸素要求量（BOD）が 9 割以上、海域で COD が 8 割程度となっており、このように水環境に関する国民の実感と比べて乖離している。環境基準の指標や目標が、水環境の実態を表していない、あるいは国民の実感にあった分かりやすい指標となっていないといった指摘がある（「今後の水環境保全の在り方について」平成 23 年 3 月今後の水環境保全に関する検討会⁶⁾）。

2) 基本的考え方

上記の課題を踏まえ、今回、以下の視点に着目して、良好な水環境の実現に向けた施策を効果的に推進していくため、新たな指標の検討を行う。

①魚介類等の水生生物の生息・再生産や海藻草類等の水生植物の生育に対して直接的な影響を判断できる指標

公共用水域における水質改善の取組については、これまで、その効果を判断する指標として環境基準が設定されている COD、全窒素及び全磷を主に用いてきており、水質の改善に一定の役割を果たしてきたところである。

しかし、COD、全窒素及び全磷の指標だけでは、その高低のみをもって生物の生息環境が良好であるかを必ずしも十分に表しきれていないことから、水生生物の生息・生育の場の保全・再生の観点から、水環境の実態をより適切に表す指標を検討する。

②国民が直感的に理解しやすい指標

水環境の保全を進めるに当たっては、一人一人が身近な水環境の魅力やそれが抱えている問題に気づき、主体的に活動することが重要であり、国民の水への関心をより一層高めていくことが求められている。そのため、水環境の実態を国民が直感的に理解しやすい指標を検討する。

3) 検討対象項目

上記の基本的考え方を踏まえ、望ましい水環境の状態を表す指標として底層溶存酸素量及び透明度を検討対象項目とした。

①底層溶存酸素量

魚介類を中心とした水生生物の生息が健全に保たれるためには、水質や底質等の様々な環境要素が適切な状態に保たれていることが重要であり、このうち、底層溶存酸素量は、底層を利用する生物の生息・再生産にとって特に重要な要素の一つである。

全国の海域の底層溶存酸素量の状況については、閉鎖性海域以外の海域では底層溶存酸素量が4 mg/L以下になる地点はほとんどみられない。一方、主な閉鎖性海域においては、特に湾奥で夏季に底層溶存酸素量が2 mg/L以下になる地点がみられる。また、湖沼についても、底層溶存酸素量が2 mg/L以下になる地点は少なくない。

このような底層溶存酸素量の低下は、有機汚濁物質の流入や富栄養化による有機物の増加（内部生産）に伴う酸素消費量の増加のほか、干潟等の減少に伴う浄化機能の低下、人工的な深堀り跡等における底層への酸素供給量の低下、水温上昇に伴う底層への酸素供給の阻害⁸⁾など、様々な原因により生じていると考えられる。

海域においては、底層溶存酸素量が一定レベル以下まで低下すると、それ自体が底層を利用する水生生物の生息を困難にさせる上、生物にとって有害な硫化水素を発生させて水生生物の大量斃死を引き起こすことがある⁹⁾。例えば、東京湾では、夏季には広範囲に貧酸素水塊が発生し¹⁰⁾、海底の水生生物が死滅したり^{11),12)}、生息海域が狭められたりする^{13),14)}。また、底層の貧酸素水塊の表層への上昇（青潮の発生）によりアサリなどの干潟生物の大量斃死も起きている¹⁵⁾。このように底層溶存酸素量の低下は、無生物域の形成や青潮などを引き起こし、海域の生態系に悪影響を与える可能性がある。また、底層溶存酸素量の低下により、底質から栄養塩が溶出するなど内部負荷が増加し、海域の富栄養化が促進される¹⁶⁾。このような栄養塩の増加は、植物プランクトンの異常増殖（赤潮発生等）のリスクを高める可能性がある。

湖沼においても底層溶存酸素量の一定レベル以下までの低下は、それ自体が水生生物の生息を困難にさせる上、底質から栄養塩を溶出させるなど内部負荷増加を促進させる影響が大きいと考えられている^{17),18)}。溶出した栄養塩が表層水に供給されると、それを栄養源にして植物プランクトン（微細藻類（アオコ）を含む）が異常発生して浄水過程におけるろ過障害、水道水におけるかび臭などの障害を生じさせるおそれがある。また、水道水の着色障害等を引き起こす鉄及びマンガンは、溶存酸素の欠乏による酸化還元電位の低下により溶出する可能性が高いとされている¹⁹⁾。

以上を踏まえ、水生生物の生息の場の保全・再生、ひいては健全な水環境保全の観点から、魚介類等の水生生物の生息に対する直接的な影響を判断できる指標として、海域及び湖沼を対象に底層溶存酸素量の目標設定（目標の位置付け及び目標値）の検討を行う。

②透明度

海藻草類の生育によって形成される藻場や湖沼の沈水植物帯等は、水生生物の生息の場であるとともに、富栄養化の原因となる栄養塩類を吸収するなどの水質浄化機能、及び物質循環機能を有している^{3),20)}。

海藻草類及び沈水植物等の水生植物の生育は、物理的要因（水中光量、附着基盤、水温等）、化学的要因（栄養塩濃度）及び水理学的要因（流れ、波浪等）など様々な影響²¹⁾を受ける。このうち、一定以上の水中光量を得るために必要な透明度を確保することは、水生植物の生育に不可欠である。

沿岸域の透明度の状況については、海域についてはほとんどの地点が2 m以上であるのに対し、湖沼については1 m未満の地点が少なくない。

透明度が低下し、光合成が妨げられれば、水生植物群落の衰退につながるのみならず、水質浄化機能を損なうおそれがある。

また、親水利用の観点からも、自然探勝や水浴など一定の透明度が求められる場合、透明度が低下することにより、それらの利用に影響を与える場合があり、良好な水辺地を損なうおそれがある。

以上を踏まえ、海藻草類及び沈水植物等の水生植物の生育の場の保全・再生、ひいては健全な水環境の保全の観点から、また、良好な親水利用の場を保全する観点から、水生植物の生育に対して直接的な影響を判断でき、かつ国民が直感的に理解しやすい指標として、海域及び湖沼を対象に透明度の目標設定の検討を行う。ただし、各水域に応じて生物生産性や生物多様性が確保された豊かな水域を目指すことが重要であり、そのためには、その水域に応じた適切な透明度を確保することが肝要である。

なお、水生植物の保全の観点からは、沿岸に水生植物が生育することが多いこと、また、親水利用の場の保全の観点からも、水浴や眺望など、沖合ではなく沿岸水域を対象とするものであることから、指標としての名称は「沿岸透明度」とすることが適当である。

3. 底層溶存酸素量の目標設定の検討について

(1) 底層溶存酸素量の目標設定の基本的考え方

水域の底層を生息域とする魚介類等の水生生物や、その餌生物が生存できることはもとより、それらの再生産が適切に行われることにより、底層を利用する水生生物の個体群が維持できる場を保全・再生することを目的に、維持することが望ましい環境上の条件として、底層溶存酸素量の目標設定の検討を行った。また、海水の水平方向の交換や鉛直方向の混合が生じにくい水域等の夏季に極端に貧酸素化する場所では、貧酸素耐性を有する小型多毛類等も生息できず、いわゆる無生物域となることがあり、底層溶存酸素量の目標設定の検討にあたっては、このような場を解消するための観点も考慮した。

(2) 貧酸素耐性評価値の導出方法

1) 活用する知見

底層溶存酸素量の低下が魚介類等の水生生物に与える影響の多くは、急性影響によるものと考えられるため、貧酸素に関する急性影響試験（以下、「貧酸素耐性試験」という。）により評価される致死濃度に着目し、関連する文献等の知見を活用する。致死濃度は、感受性の特に高い個体の生存までは考慮しないものとして、24時間の曝露時間における95%の個体が生存可能な溶存酸素量（24hr-LC₅：以下、「貧酸素耐性評価値」という。）として整理した。

貧酸素耐性評価値（24hr-LC₅）の算出にあたっては、ロジスティック回帰等の統計的手法や対数近似法を使って直接貧酸素耐性評価値が求められている場合は、その値をそのまま貧酸素耐性評価値（24hr-LC₅）とし、24時間の曝露時間における50%が致死する溶存酸素量（24hr-LC₅₀）、1時間の曝露時間における50%が致死する溶存酸素量（1hr-LC₅₀）の知見が得られた場合には、これらの間に一定の関係が認められることから、換算式を用いて貧酸素耐性評価値を算出した。

また、実際の底層溶存酸素量と生息分布の関係から、どの程度の溶存酸素量で生息するかを示唆している現場観測の知見もある。このような知見は、ある底層溶存酸素量においてある水生生物種が観測された旨の観測結果が存在することを示すものであり、貧酸素耐性評価値と必ずしも一致するわけではないが、実環境における溶存酸素量が水生生物の生息に与える影響に関する知見は重要であることから、これらの知見も活用した。

対象とする水生生物は、我が国の公共用水域（海域または湖沼）に生息する魚介類のうち、その生活史のいずれかの段階で水域の底層を利用する種とした。

2) 発育段階別の貧酸素耐性評価

魚介類の個体群が維持されるためには、生息域が確保されるのみならず、再生産も適切に行われる必要がある。魚介類は、稚魚、未成魚及び成魚の段階（以下、

「生息段階」という。)と比べて、浮遊生活をする仔魚や幼生、あるいは底生生活をはじめたばかりという発育段階の初期は、環境の変化に対して受動的にならざるを得ない段階(以下、「再生産段階」という。)であり、貧酸素に対して影響を受けやすいことに留意して、貧酸素耐性の評価を以下のとおり整理した。

①生息段階

魚類については、稚魚・未成魚・成魚の貧酸素耐性評価値を、甲殻類については、未成体・成体の貧酸素耐性評価値を、生息段階の評価値として扱う。

②再生産段階

魚類については、卵・仔魚の貧酸素耐性評価値を、甲殻類については、幼生・稚エビ・稚ガニの貧酸素耐性評価値を、再生産段階の評価値として扱う。

甲殻類については、現在得られている実験文献等による稚エビ・稚ガニの貧酸素耐性評価値は、幼生等の発育段階初期から未成体・成体の段階のうち、最も高い溶存酸素量を必要とすることから、これを再生産段階の貧酸素耐性評価値として扱う。

魚類については、卵や仔魚等の発育段階初期の貧酸素耐性評価値が貧酸素耐性試験や現場観測等から得られていない。

他方、米国環境保護庁(2000)²²⁾において、魚介類等の貧酸素耐性について知見が得られている全魚類のうち、 LC_{50} が求められているデータを、発育段階別に抽出した結果(暴露時間が24時間以下のもの)を見ると、 $24hr-LC_{50}$ から $24hr-LC_5$ への算出方法と同様の考え方により求めた LC_5 の差は 0.92 mg/L となっている。このことを踏まえ、再生産段階の貧酸素耐性評価値は、生息段階の貧酸素耐性評価値に 1 mg/L を加えた値として推定した。

なお、今後、魚類の再生産段階の貧酸素耐性評価値が貧酸素耐性試験や現場観測等から得られる場合には、甲殻類と同様に基本的にその値を用いることが適当である。

(3) 底層溶存酸素量の目標値

得られた貧酸素耐性評価値等を踏まえ(参考資料参照)、①水生生物の生息の場を確保する観点、②水生生物の再生産の場を確保する観点、③無生物域を解消する観点の3つの観点から目標値を設定することが適当である。

1) 目標値： 4.0 mg/L 以上

- ・生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物が、生息できる場を保全・再生する水域
- ・再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物が、再生産できる場を保全・再生する水域

この目標値を設定する範囲は、生息段階、又は再生産段階において貧酸素耐性が低い水生生物が生息できる場を保全・再生する範囲とする。

得られた貧酸素耐性評価値等を踏まえると、底層溶存酸素量が 4.0mg/L 以上あれば、ほとんどの水生生物種について、生息はもとより再生産ができる場を保全・再生することができるものと考えられる。

2) 目標値：3.0mg/L 以上

- ・生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が生息できる場を保全・再生する水域
- ・再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が再生産できる場を保全・再生する水域

この目標値を設定する範囲は、生息段階、又は再生産段階において貧酸素耐性が低い水生生物を除き、水生生物が生息及び再生産できる場を保全・再生する範囲とする。

得られた貧酸素耐性評価値等を踏まえると、底層溶存酸素量が 4.0mg/L 以上必要な水生生物を除き、水生生物が生息及び再生産できる場を保全・再生することができるものと考えられる。

3) 目標値：2.0mg/L 以上

- ・生息段階において貧酸素耐性の高い水生生物が、生息できる場を保全・再生する水域
- ・再生産段階において貧酸素耐性の高い水生生物が、再生産できる場を保全・再生する水域
- ・無生物域を解消する水域

この目標値を設定する範囲は、生息段階、又は再生産段階において貧酸素耐性が高い水生生物が生息及び再生産できる場を保全・再生する範囲、または、小型多毛類等も生息できない無生物域を解消するため、最低限の底層溶存酸素量を確保する範囲とする。

得られた貧酸素耐性評価値等を踏まえると、貧酸素耐性が高い水生生物が生息できる環境であり、また、小型多毛類等が生息でき、無生物域が解消される水域として、底層溶存酸素量 2.0mg/L 以上を最低限度とすることが考えられる。

(4) 底層溶存酸素量の目標の設定

底層溶存酸素量の低下は、魚介類等の水生生物の生息そのものに影響するとともに、青潮の発生等により生活環境の保全に影響を及ぼすおそれがある。このため、水生生物の保全等の観点から、海域及び湖沼において、底層溶存酸素量を環境基本法第16条に規定する環境基準として以下のとおり設定し、必要な施策を総合的にかつ有効適切に講ずることにより、その確保に努めることとすることが適当である。

底層溶存酸素量の類型および基準値

類型	類型あてはめの目的	基準値
生物1	<ul style="list-style-type: none"> ・生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物が、生息できる場を保全・再生する水域 ・再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物が、再生産できる場を保全・再生する水域 	4.0mg/L以上
生物2	<ul style="list-style-type: none"> ・生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が生息できる場を保全・再生する水域 ・再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が再生産できる場を保全・再生する水域 	3.0mg/L以上
生物3	<ul style="list-style-type: none"> ・生息段階において貧酸素耐性の高い水生生物が、生息できる場を保全・再生する水域 ・再生産段階において貧酸素耐性の高い水生生物が、再生産できる場を保全・再生する水域 ・無生物域を解消する水域 	2.0mg/L以上

なお、底層溶存酸素量は、既存の環境基準項目であるCOD、全窒素、全リン等と一定の関連性が見られるものの、目標設定の目的や設定方法が異なることから、既存の環境基準の類型指定を参考にしつつも、基本的にはこれらとは別に類型指定を検討することが適当と考えられる。

(5) 測定方法

底層溶存酸素量の測定方法については、以下の通りとすることが適当である。

項目	測定方法
底層溶存酸素量	日本工業規格 K0102 32 に定める方法 又は別紙1に掲げる方法

※ 底面近傍で溶存酸素量の変化が大きいことが想定される場合の採水には、横型のバンドン採水器を用いる。

また、これを踏まえ、既存の環境基準である溶存酸素量の測定方法について、同様に見直すことが適当である。

(6) 底層溶存酸素量の各水域における類型指定の方向性

類型指定は、底層の貧酸素化の防止により、水生生物の保全・再生を図る必要がある水域について行うが、現に底層の貧酸素化が著しく進行しているか、進行するおそれがある閉鎖性海域及び湖沼を優先すべきである。

類型指定の検討にあたっては、各地域の意見を踏まえた上で、以下の点に留意して実施することが適当である。

①水域の底層溶存酸素量の状況や、現状及び必要に応じて過去も含めた水生生物の生息状況等を踏まえたうえで、保全・再生すべき水生生物対象種（以下、「保全対象種」という。）の選定を行い、その保全対象種の生息・再生産の場を保全・再生する水域の範囲を設定することを基本とする。その際、水域の範囲は、生息段階、再生産段階の2つの観点から設定し、水域毎の水生生物の生息状況等に即した類型指定を行う。また、無生物域を解消する水域の設定については、底層が無酸素状態になっている、あるいは無酸素状態になるおそれがあるところで、無生物域の解消のために最低限の溶存酸素量を確保する必要がある範囲について類型指定を行う。

なお、基準値の検討にあたり、今回知見が収集された水生生物種以外の水生生物を保全対象種として検討する場合には、今回示した貧酸素耐性評価値の導出方法（参考資料参照）を参考とする。

②以下の範囲は必ずしも類型指定を行う必要はない。

○自然的要因による水深の深い範囲や、成層、底質の環境が水生生物の生息に適さない範囲等、設定する保全対象種が生息・再生産の場として底層の利用が困難な範囲

○ダムの死水域に代表されるような、構造物等により底層が構造上貧酸素化しやすくなっている範囲であって、その利水等の目的で、水生生物が生息できる場の保全・再生を図る必要がないと判断される範囲

なお、具体的な類型指定の手順については、図1のような流れを想定しているが、詳細については、実際の類型指定を行う際に検討する。

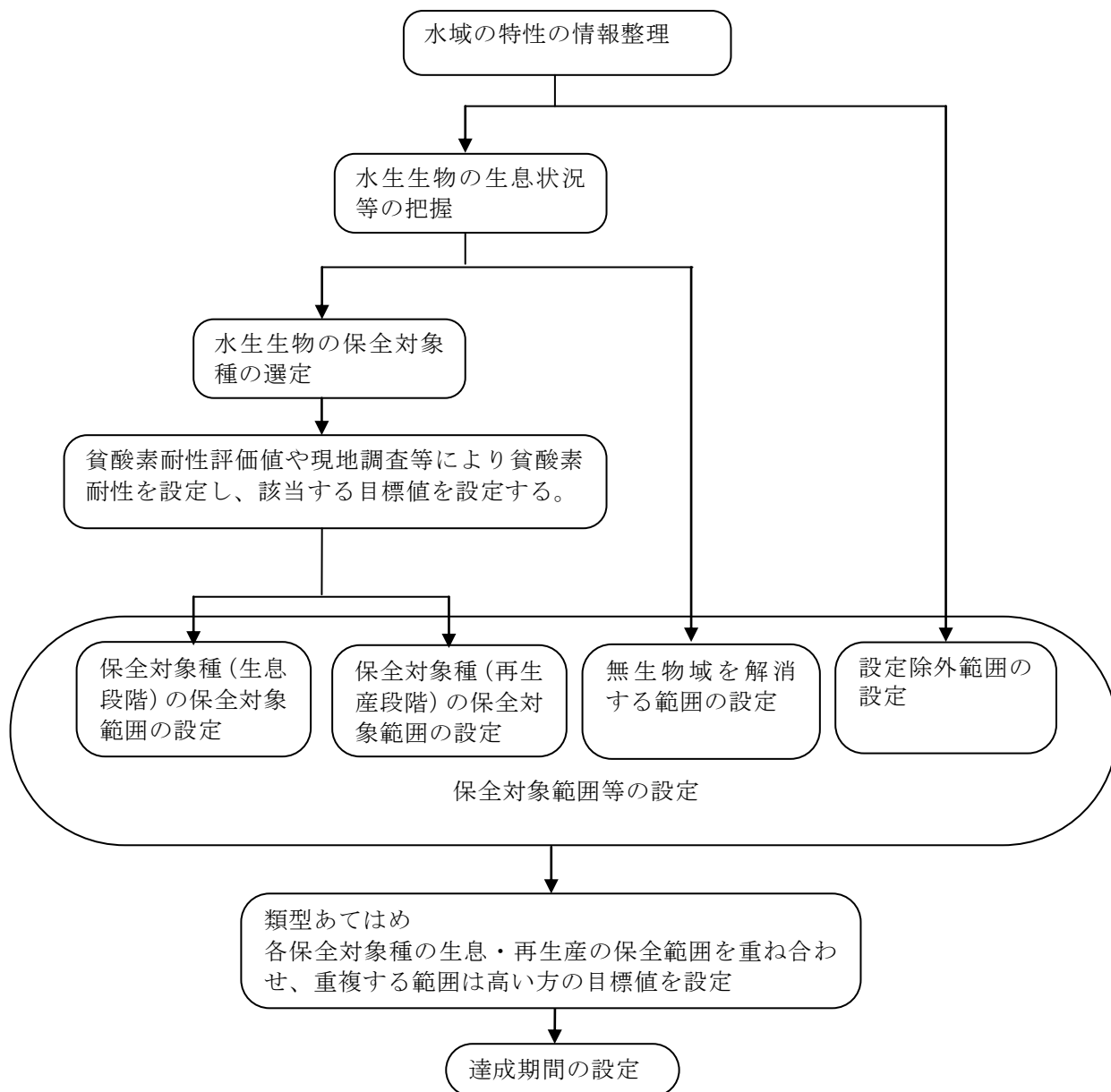


図1 底層溶存酸素量の各水域における類型指定の手順

(7) 底層溶存酸素量の監視及び評価方法

底層溶存酸素量の監視及び評価方法については、以下の点を基本とする。

1) 測定地点

測定地点（環境基準点及び補助地点）は、保全対象種の生息及び再生産、底層溶存酸素量等の水域の状況等を勘案して、水生生物の保全・再生を図る範囲を適切に評価できる地点を設定する。なお、測定水深については、可能な限り海底又は湖底直上で測定することが望ましいが、底泥の巻き上げや地形の影響等のためこれにより難しい場合には、海底又は湖底から1 m以内の底層とする。

2) 測定頻度

既存の環境基準と同様に、年間を通じ、原則として月1日以上測定することとし、底層溶存酸素量が低下する時期には測定回数を増やすことを考慮する。また、底層溶存酸素量の日間平均値を適切に把握するため、可能であれば、複数回の測定や、水生生物の生息・再生産の場を保全・再生するうえで重要な地点においては連続測定を行うことが望ましい。

3) 評価方法

底層溶存酸素量の目標値は、急性影響の視点（24時間の低溶存酸素耐性試験にもとづき、95%の個体の生存が可能な溶存酸素量(LC₅)）から設定しているため、日間平均値が底層溶存酸素量の目標値に適合していることをもって評価する。

なお、保全対象種の利用水域は面的な広がりをもつこと、底層溶存酸素量は季節的な変化が大きいことなどを踏まえ、時間的、空間的な観点からの評価方法は今後国において検討する必要がある。

(8) 対策の方向性

底層溶存酸素量の目標値を環境基準として設定すると、水環境の実態を底層溶存酸素量で監視及び評価することが可能となることから、底層溶存酸素量の改善に関し、対策が必要と判断される水域については、関係者が連携・協議し、従来の水質汚濁防止対策だけでなく、藻場・干潟の造成、環境配慮型港湾構造物の整備、深掘り跡の埋め戻し等の様々な対策を組み合わせ、将来のあるべき姿を見据えつつ、中長期的な対策も視野に入れた総合的な水環境保全施策を進めていくことが必要である。

4. 沿岸透明度の目標設定の検討について

(1) 沿岸透明度の目標設定の基本的考え方

1) 水生植物の保全・再生

海藻草類及び沈水植物等の水生植物の生育の場の保全・再生の観点から、維持することが望ましい環境上の条件として、沿岸透明度の目標設定の検討を行った。

2) 親水利用の場の保全

保全対象とする親水利用の目的として、①自然探勝に利用される水域で、自然環境保全上高い透明度が求められる場所における親水利用、②水浴、眺望などの日常的な親水行為（以下、「日常的親水」という。）の対象になる場所における親水利用、に分類した。海域及び湖沼における親水利用として勘案すべき水浴は、水浴場における水浴に限らず、水辺空間とのふれあいの観点から日常生活の中で行われる行為として広くとらえることが適当と考えられる。これらの親水利用の場の保全を目的に、維持することが望ましい環境上の条件として、沿岸透明度の目標設定の検討を行った。

(2) 沿岸透明度の目標値の導出方法

1) 水生植物の保全・再生

海域においては海藻草類を対象に、湖沼においては沈水植物を対象に、それぞれの分布下限水深において生育に必要な水中光量を確保できる沿岸透明度の条件について求めた。

①活用する海藻草類の知見

水生植物の生育に必要な最低光量を確保することができる水深は、透明度と水生植物の種によって異なる。そのため、水生植物の生育に必要な種ごとの必要最低光量をもとに、水生植物に求められる種ごとの分布下限水深とそれに必要な透明度の関係式を求めた。

②活用する沈水植物の知見

沈水植物は、必要最低光量の知見が得られなかったことから、沈水植物の分布下限水深に関する知見とその場（近傍を含む）の透明度のデータを活用して、水生植物の分布下限水深と必要な透明度の関係式を直接求めた。

2) 親水利用の場の保全

親水利用の場の保全の観点からは、自然環境保全及び日常的親水それぞれの利用目的に対し、望ましい透明度を検討した。

既存の環境基準の設定の検討資料のうち透明度をもとに基準値を設定した資料、親水利用に関連する既往の指標等、現状の透明度と親水利用等の関係に係るデータを活用した。

(3) 沿岸透明度の目標値

1) 水生植物の保全・再生

①海藻草類に係る沿岸透明度の目標値

(2) 1) ①に記載した導出方法の考え方にに基づき、次のとおり、海藻草類の種ごとに、求められる分布下限水深から必要な透明度の目標値を算出する関係式についてまとめた。まず、水中の光量の減衰について Lambert-Beer の法則に従って²³⁾水深と水中光量の関係式を求め、Poole and Atkins (1929)²⁴⁾に従って透明度と減衰係数の関係式を求めた。これらの2つの式より、ある水中光量における透明度と水深の関係式を求めた。これに、海藻草類の種ごとの必要最低光量をあてはめ、生育に必要な年間平均透明度と分布下限水深の関係性を求めると、アマモ・アラメ・カジメのそれぞれについて下表のような関係式が得られる。

種名	年間平均透明度と分布下限水深の関係
アマモ	年間平均透明度 = $0.95 \times$ 分布下限水深
アラメ	年間平均透明度 = $0.83 \times$ 分布下限水深
カジメ	年間平均透明度 = $0.64 \times$ 分布下限水深

なお、アマモについて得られた上記の関係式は、実際の藻場で観測された分布下限水深と透明度の関係と概ね一致しており、上記の関係式は妥当なものであると考えられる。

②沈水植物に係る沿岸透明度の目標値

海藻草類の必要光量は、ほぼ単一種で構成される藻場で計測された光量を用いているため、種ごとの必要光量として整理した。しかし、沈水植物については、深場の車軸藻類などの例を除くと、多くの場合で複数種が混生して分布している。このため、沈水植物の生育を確保する透明度は、種ごとではなく沈水植物としてまとめて生育に必要な透明度を導出し、以下のとおり年間平均透明度と分布下限水深の関係式を求めた。

沈水植物の種類	年間平均透明度と分布下限水深の関係
維管束植物 車軸藻類	年間平均透明度 = $0.64 \times$ 分布下限水深

2) 親水利用の場の保全

①自然環境保全に係る沿岸透明度

海域公園地区や湖沼 AA 類型に指定されている湖沼のように清澄な水質を確保すべき水域の透明度は、海域については概ね 10 m 程度、湖沼については、6 ~ 7 m 程度となっている。

②日常的親水に係る沿岸透明度

水浴については、水浴場水質判定基準を踏まえると、水浴場開設前又は開設期間中における水浴場内の望ましい透明度は「全透（または1 m以上）」である。また、水浴場近傍海域の透明度は、平均的には6 m程度、最低で2 m程度であると考えられる。

眺望については、東京湾の赤潮判定の目安や琵琶湖の淡水赤潮発生時の透明度のデータを勘案すると、少なくとも1.5 m以上は必要であると考えられる。

全国の公共用水域の透明度とその地点または近傍における親水利用の関係に係るデータによると、全体として、湖沼については透明度と親水利用行為の間に目立った傾向は見られなかった。海域については、透明度と多くの親水利用行為との間に目立った傾向は見られなかったが、ダイビング及び水中展望については、現在、他の親水利用行為より高い透明度の水域において利用がみられる（湖沼における利用は11 m（1か所のみ）、海域における利用は平均8～9 m程度）。なお、このデータはあくまで各測定地点又はその近傍における現在の透明度と親水利用の状況を整理したものであり、各親水利用行為における「望ましい」透明度を整理したものでないことに留意が必要である。

（４）沿岸透明度の目標の位置付け

水生植物の保全の観点からの沿岸透明度については、一定の知見が得られたものの、目標値については、保全対象となる水生植物に対して、保全する水域ごとに、地域の意見等を踏まえて目標分布下限水深（以下、目標水深という）を検討し、目標値となる透明度を計算式により導出することとなり、地域の実情に応じて相当幅広い範囲で目標値が設定されることが想定される。この場合、従来の環境基準に設けられている「類型」とは異なる考え方となる。

また、親水利用の場の保全の観点については参考となる知見が得られたものの、①自然環境保全、②日常的親水のいずれも、同様な親水利用を行う場合であっても、求められる透明度は水域によって異なることが考えられる。

このため、沿岸透明度については、水環境の実態を国民が直感的に理解しやすい指標であることに鑑み、水生植物の目標水深や親水利用の目的に応じた指標として設定することは有効であると考えられるものの、上記を踏まえると、環境基本法に規定する環境基準として、政府が目標を定め、必要な施策を講じてその確保に努めるものとして位置付けるよりも、むしろ、地域の合意形成により、地域にとって適切な目標（地域環境目標（仮称））として設定することが適切と考えられる。

それぞれの地域において、藻場等の水生植物の保全・再生する水域や親水利用が行われる地点の水質の状態を把握しつつ地域の実情に応じた目標値を設定し、その達成や維持を目指して様々な対策が進められることが期待される。

(5) 沿岸透明度の目標値の設定

これまでの内容を踏まえると、水生植物の保全の観点からの沿岸透明度の目標値および親水利用の場の保全の観点からの沿岸透明度の目標値は、それぞれ次のとおり設定することが適当である。

①水生植物の保全の観点からの沿岸透明度の目標値

保全対象となる水生植物に対して、保全する水域ごとに、地域の意見等を踏まえて目標水深を検討し、保全対象種の生育に必要な透明度を以下の計算式から導出することにより、目標値を設定する。

(目標値の算出方法)

- 1) 目標値（以下 X という）は、水生植物の生育の場を保全・再生する水域における保全対象種の必要透明度（年間平均値）とする。
- 2) X は、保全対象種の必要光量に応じて、以下の式により計算し小数第2位を切り上げた値とする。

ただし、 Z (m) は、保全対象種の目標水深（水深の設定は年間平均水位を基準）とする。

<保全対象種の必要光量ごとの計算式>

(海域)

①アマモを保全対象種として設定した場合

目標水深 Z に対する透明度： $X=0.95 \times Z$

②アラメを保全対象種として設定した場合

目標水深 Z' に対する透明度： $X=0.83 \times Z'$

③カジメを保全対象種として設定した場合

目標水深 Z'' に対する透明度： $X=0.64 \times Z''$

(湖沼)

保全対象種をクロモ、エビモ等（維管束植物）、シャジクモ、ヒメフラスコモ等（車軸藻類）の沈水植物に設定した場合

目標水深 Z''' に対する透明度： $X=0.64 \times Z'''$

②親水利用の場の保全の観点からの沿岸透明度の目標値

親水利用については、以下のような親水利用行為の例やこれまでに得られた全国的な知見、当該水域の過去及び現在の透明度等を参考としつつ、水域の利水状況や特性、地域住民等のニーズ等に応じて目標値を設定する。

(親水利用の例)

- ・ 自然環境保全：自然再生活動、環境教育等が行われている。
- ・ 眺望（景観）：景観としての利用がある。
- ・ ダイビング：ダイビング場が存在している。
- ・ 水浴：水浴場が存在している。
- ・ 親水（水遊び）：泳ぐことはしないが、水には触れるといった利用がある（親水公園等）。
- ・ 散策：水には触れないが（触れる可能性はあるが、主たる目的ではない）、周辺を散策するなど、水面を眺めるといった利用がある（キャンプ、サイクリングなども含まれる）
- ・ 釣り：岸で釣りを行う、又は船を用いて釣りを行う。
- ・ 船：ボート、ヨット、遊覧船等による湖面の利用がある（ボート貸し出し、定期遊覧船の運行がある）。

(6) 測定方法

沿岸透明度の測定方法については、以下の通りとすることが適当である。

項目	測定方法
沿岸透明度	別紙2に掲げる方法

(7) 沿岸透明度の各水域における目標値設定の方向性

沿岸透明度の目標値の当てはめについては、水生植物の生育の場を保全・再生する水域又は親水利用のための水質を特に確保すべき水域を対象として、それぞれの水域ごとに特定し、以下の点に留意して目標値を設定することが適当である。

- 1) 現地調査等により、各水域の現状の透明度を把握する。既存の測定点において過去から測定を行っている場合にはその測定結果も活用する。併せて測定地点における水深を測定する。
- 2) 水生植物の保全・再生の観点からの沿岸透明度については、魚介類等水生生物の生息・産卵場確保、水質浄化機能、物質循環機能の確保等の観点から保全対象種を選定し、その生育の場を保全・再生すべき水域を設定する。その上で、その水域ごとに目標水深を設定し、各地域の幅広い関係者の意見等を踏まえて、透明度の目標値を導出することを基本とする。目標水深については、水生植物の生育の場の現状又は過去の分布状況や、自然再生に係る関連計画等の状況を踏まえて目標値を設定する。
- 3) 親水利用の場の保全の観点からの透明度については、親水利用行為を踏まえて、その範囲を設定し、水域の利水状況、水深、水質などの特性、地域住民等のニーズ等に応じて目標値を設定する。目標とする透明度は、各地域の幅広い

関係者の意見等を踏まえて合意形成を図った上で、現状及び過去の当該水域の状況も考慮しつつ設定する。例えば、水域ごとの親水利用の目的に照らし、現状の透明度の維持や過去の透明度の回復なども考えられる。

- 4) 水生植物の保全の観点と親水利用の場の保全の観点について、両方が重なる範囲においては、目標値の高い方を当該範囲の目標値として設定することが望ましいが、各地域の幅広い関係者の意見等を踏まえて、適切な透明度を設定する。

目標値の設定の検討の際は、場所によっては底泥の巻き上げ等の自然的要因等により透明度が低くなることに留意する。

なお、具体的な目標値設定の手順については、図2のような流れを想定している。目標値設定に係る考え方及び手順については、国として整理を行った上で示すことが望ましい。

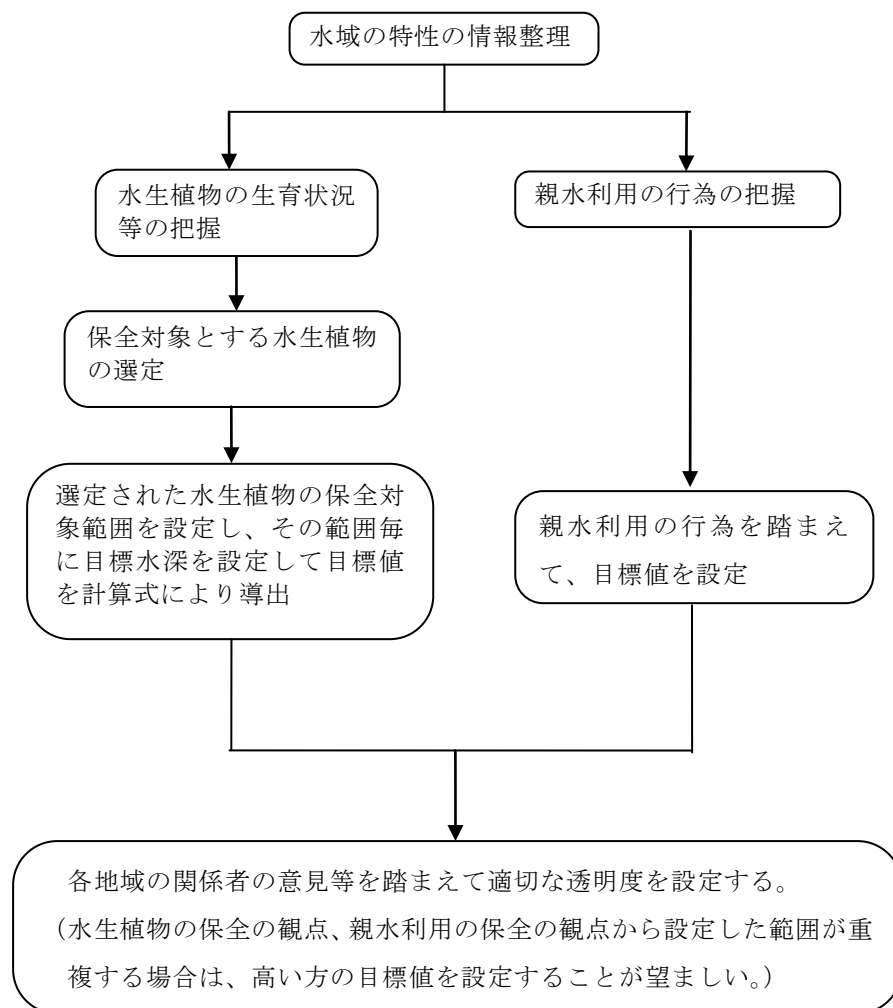


図2 沿岸透明度の各水域における目標値設定の手順

(8) 沿岸透明度の監視及び評価方法

沿岸透明度の監視及び評価方法については、以下の点を基本とすることが適当である。

1) 測定地点

測定地点は、目標値を当てはめる水域における水生植物の生育環境、親水利用行為、透明度の状況、水深等を勘案して、適切に評価できる地点（代表点もしくは複数点）を設定する。

2) 測定頻度

年間を通じ、原則として月1日以上測定する。

3) 評価方法

水生植物の保全・再生の観点からの沿岸透明度の目標値は、年間平均透明度と分布下限水深の関係式から求めるものである。このため、目標を達成しているかどうかの評価は、年間平均値が沿岸透明度の目標値を下回らないことをもって目標を達成しているものと評価すべきである。また、親水利用の場の保全の観点においても、親水利用の行為が期間限定で行われることも想定されるが、眺望など年間を通じた利用も考慮されうることから、年間平均値で評価して差し支えないと考えられる。

(9) 対策の方向性

地域環境目標（仮称）として沿岸透明度の目標値を設定することにより、それぞれの地域において水環境の実態を透明度で監視及び評価することが可能となる。地域の関係者が連携して、水生植物の分布状況や親水利用のニーズを踏まえて地域毎の望ましい水環境像を検討し、沿岸透明度の目標値を設定するとともに、対策が必要と判断される水域については、目標値の達成に向けて、効果的な水質保全対策について議論し、総合的に対策を推進していくことが重要である。なお、対策による効果等を踏まえ、状況に合わせて適切な目標値が設定されるよう、定期的な見直しを行うことが望ましい。

5. おわりに

本答申は、平成 25 年 8 月 30 日付けの環境大臣の諮問「水質汚濁に係る生活環境の保全に関する環境基準の見直しについて」を受け、これまでの知見等をもとに底層溶存酸素量及び沿岸透明度の目標設定について考え方を整理した。

本答申では、水生生物の生息への影響等を直接判断できる指標である底層溶存酸素量を環境基準として設定し、国民が直観的に理解しやすい指標である沿岸透明度を地域環境目標（仮称）とすることを提言したところであるが、これら水環境の状態を表す新たな目標の設定により、国民の水環境に関する関心が高まるとともに、良好な水環境の実現に向け、地域における水環境保全施策が促進されることを期待したい。

【引用文献】

1) 水循環基本法

<http://law.e-gov.go.jp/htmldata/H26/H26H0016.html>

2) 環境基本法

<http://law.e-gov.go.jp/htmldata/H05/H05H0091.html>

3) 「今後の水環境保全の在り方について」(平成23年3月今後の水環境保全に関する検討会)

<http://www.env.go.jp/press/files/jp/17164.pdf>

4) 「湖沼環境保全制度の在り方について(答申)」(平成17年1月中央環境審議会)

<http://www.env.go.jp/council/toshin/t090-h1607/mat01.pdf>

5) 「閉鎖性海域中長期ビジョン」(平成22年3月今後の閉鎖性海域対策に関する懇談会)

<http://www.env.go.jp/press/files/jp/15178.pdf>

6) 「第7次水質総量削減の在り方について(答申)」(平成22年3月中央環境審議会)

<https://www.env.go.jp/press/files/jp/15463.pdf>

7) 「第4次環境基本計画」(平成24年4月閣議決定)

http://www.env.go.jp/policy/kihon_keikaku/plan/plan_4.html

8) 本田是人, 戸田有泉, 二ノ方圭介, 中嶋康生, 鈴木輝明(2015) 三河湾における水質環境と貧酸素水塊の変動, 水産海洋研究, 79(1), pp. 19-30.

9) 中尾徹, 松崎加奈恵(1995) 地形形状による富栄養化の可能性, 海の研究, 4, pp. 19-28

10) 石井光廣(2003) 東京湾に発生する貧酸素水塊の規模の評価方法について, 千葉水研研報, 2, pp. 29-37

11) 風呂田利夫(1998) 東京湾における貧酸素水の底生・付着動物群集に与える影響について, 沿岸海洋研究ノート, 25, pp. 104-113

12) 石井光廣, 庄司泰雅(2005) 東京湾における2003年のアカガイ大量発生, 千葉水研研報, 4, pp. 35-39

13) 石井光廣(1992) 東京湾におけるマコガレイの分布・移動, 千葉水研研報, 50, pp. 31-36

14) 石井光廣, 加藤正人(2005) 東京湾の貧酸素水塊分布と底びき網漁船によるスズキ漁獲位置の関係, 千葉水研研報, 4, pp. 7-15

15) 柿野純(1986) 東京湾奥部における貝類へい死事例 特に貧酸素水の影響について, 水産土木, 23, pp. 41-47

16) 環境庁水環境研究会編(1996) 「内湾・内海の水環境」, 365pp, ぎょうせい

17) 神谷宏, 石飛裕, 井上徹教, 中村由行, 山室真澄(1996) 夏季の宍道湖の底層水に蓄積する栄養塩の起源, 陸水学雑誌, 57, pp. 313-326

18) 神谷宏, 石飛裕, 井上徹教, 中村由行, 山室真澄(2001) 富栄養化した汽水湖沼における高水温・貧酸素時の堆積物からの溶存有機態リン(DOP)とリン酸の溶出, 陸水学雑誌, 62, pp. 11-21

19) 中田英昭, 桑原連(1977) : 震生湖における水質の季節的变化と鉄・マンガンの底泥からの溶出について, J. Limology, Vol138, No3, pp75-89

20) 環境省(2004) 「藻場の復元に関する配慮事項」

- 21)財団法人港湾空間高度化センター港湾・海域環境研究所（1998）「港湾構造物と海藻草類の共生マニュアル」,pp98
- 22) United States Environmental Protection Agency(2000):Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen(Saltwater):Cape Cod to Cape Hatteras,EPA-822-R-00-012.
- 23)石川雄介,川崎保夫,本多正樹,丸山康樹,五十嵐由雄（1988）電源立地点の藻場造成技術の開発 第9報 水中の光条件に基づくアマモ場造成限界深度の推定方法,電力中央研究所研究報告 U880010, pp.1-20.
- 24) Poole, H. H. and W. R. G. Atkins. (1929) Photo-electric measurements of sub-marine illumination throughout the year. Jour. Mar. Biol. Assoc. U. K. 16, 297-324.

底層溶存酸素量の測定方法

1 試薬 規格 32.3 a)に定めるもの

2 器具

溶存酸素計

隔膜電極溶存酸素計もしくは光学式センサ溶存酸素計（いずれも、測定対象の水深（注1）で測定でき、水温、塩分及び深度センサ付きのものが望ましい。）

3 試験操作

(1) 規格 32.3 c) 2)から 5)に定める準備操作を行う。ただし、隔膜電極溶存酸素計を用いる場合は、規格 32.3 c) 1) の準備操作を先に行う。

(2) 規格 32.3 d) に定める操作を行う。また、測定前に底泥を巻き上げることのないように注意して、以下のいずれかの操作又はこれと同程度の計測結果の得られる操作を行う。

(a) データ直読式の測定器を用いる場合は、測定器を測定対象の水深まで降下させ（注2）、指示値が安定するのを待って（注3）溶存酸素量を読み取る。その際、あらかじめソナー等を用いて海底又は湖底までの水深を測定する。

(b) データ蓄積式の測定器を用いる場合は、測定器を測定対象の水深まで降下させた（注2）後、静かに降ろして着底させて水深と溶存酸素量との関係を示すグラフを作成した上で、測定対象の水深での溶存酸素量を読み取る。その際、測定器が安定する時間に留意して（注3）降下速度を決定する。

(c) 測定器を測定対象の水深に固定して、連続的に溶存酸素量を測定する場合は、測定器のセンサ出力のドリフト等に注意する。

（注1） 底層溶存酸素量の測定水深は、可能な限り海底又は湖底直上で測定することが望ましいが、底泥の巻き上げや地形の影響等のためこれにより難しい場合には、海底又は湖底から 1 m 以内の底層とする。

（注2） 測定対象の水深の確認方法としては、測定器に付属しているセンサを用いる、垂直に降下していることを確認して間縄を用いる、あるいは海底又は湖底から測定対象の水深までの距離に等しい長さで錘の付いた紐を測定器の先に付けて垂らす等がある。

（注3） 隔膜電極溶存酸素計では通常 1～5 分間を要する。光学式センサ溶存酸素計では 1 秒間以下から数分間を要する機種までがある。

備考

1 硫化水素が存在する場合には、センサの破損と高値を与える可能性について留意する。

2 この測定方法における用語の定義その他でこの測定方法に定めのない事項については、日本工業規格に定めるところによる。

沿岸透明度の測定方法

1 器具

原則として直径 30 cm の白色円板（透明度板、セッキー円板）を用いる。白色の色調の差は透明度にそれほど影響しないが、円板の反射能は透明度に微妙に影響するので、表面が汚れたときは磨くか塗り直しをする。

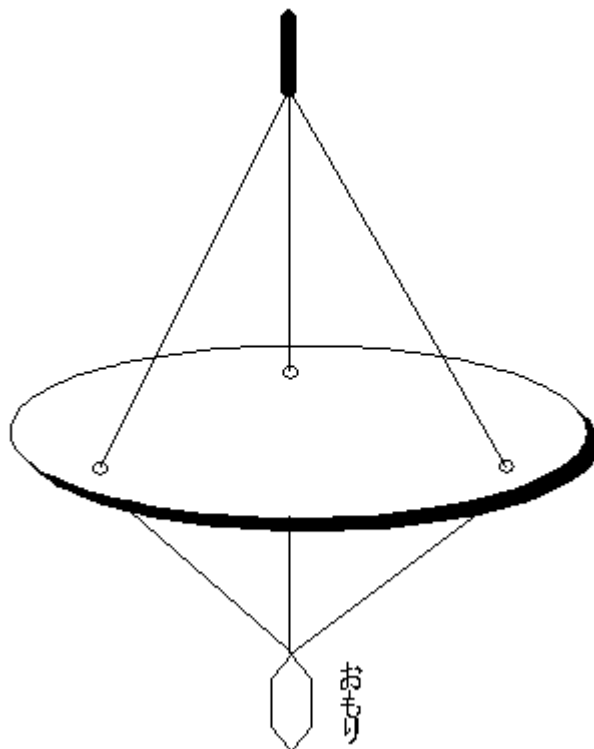


図 白色円板（径 30 cm）

2 測定

直射日光を避けながら船の陰等で測定するように心がける。白色円板を静かに水中に沈めて見えなくなる深さと、次にこれをゆっくり引き上げて見え始めた深さとを反復して確かめて平均し、測定結果をメートル（m）で表示する。

錘（おもり）は、通常 2 kg 程度であるが、流れがあってロープが斜めになるような場合には、錘を重くする等してロープが垂直になるようにする。

底層溶存酸素量及び沿岸透明度に係る目標設定に関する参考資料

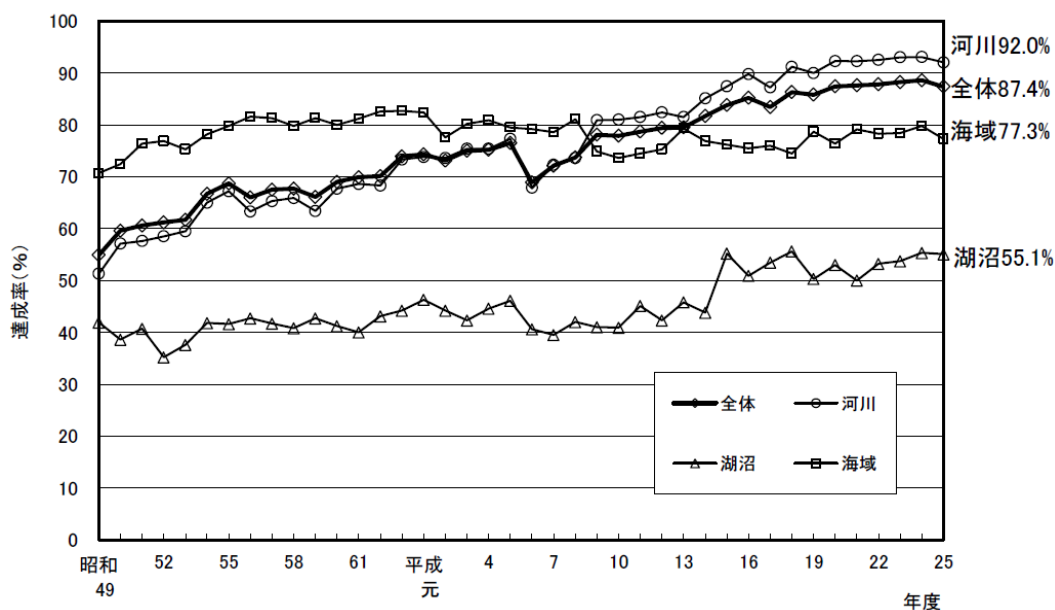
目次

1. 底層溶存酸素量及び透明度等の状況について	1
(1) CODの環境基準の達成状況	1
(2) 全窒素及び全燐の環境基準の達成状況	2
(3) 底層溶存酸素量の状況	4
(4) 透明度の状況	12
2. 底層溶存酸素量の目標設定の検討について	17
(1) 貧酸素耐性評価値の導出方法	17
(2) 底層溶存酸素量の各水域における類型指定の方向性	24
3. 沿岸透明度の目標設定の検討について	27
(1) 沿岸透明度の目標値の導出方法	27
(1) - 1. 海藻草類に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠	27
(1) - 2. 沈水植物に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠	37
(1) - 3. 親水利用の保全に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠	40
(2) 沿岸透明度の各水域における目標値設定の方向性	45
別紙	47
引用文献	59

1. 底層溶存酸素量及び透明度等の状況について

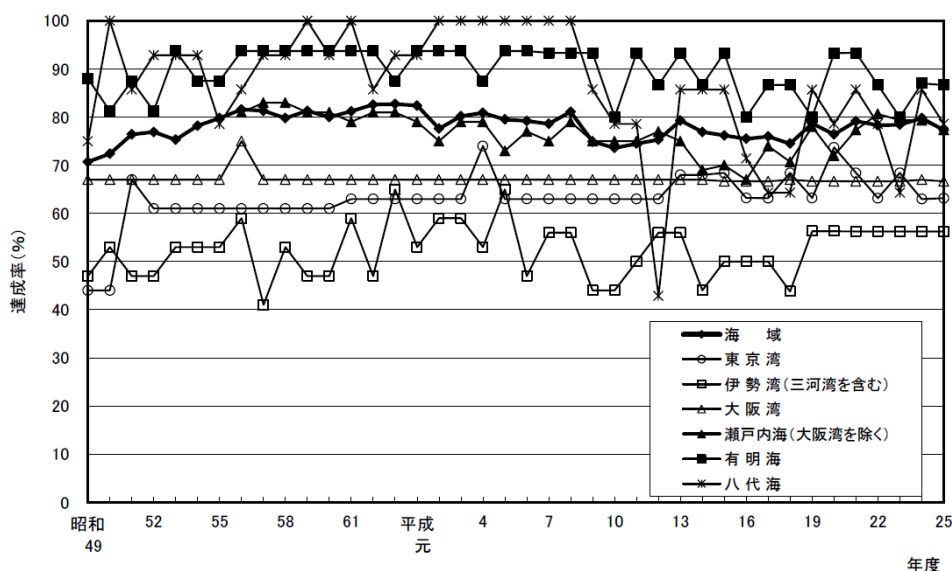
(1) CODの環境基準の達成状況

全国の公共用水域のCODの環境基準の達成率の推移をみると、海域及び湖沼ともに年々上昇傾向にある。しかし、湖沼は、平成25年度で55.1%と依然として低い状況である(図1)。また、主な閉鎖性海域をみると、平成25年度で東京湾63.2%、伊勢湾56.3%、大阪湾66.7%、となっており、水域によっては依然として低い状況である(図2)。



資料) 平成25年度公共用水域水質測定結果(平成26年12月、環境省水・大気環境局)

図1 全公共用水域の環境達成率の推移 (BOD又はCOD)

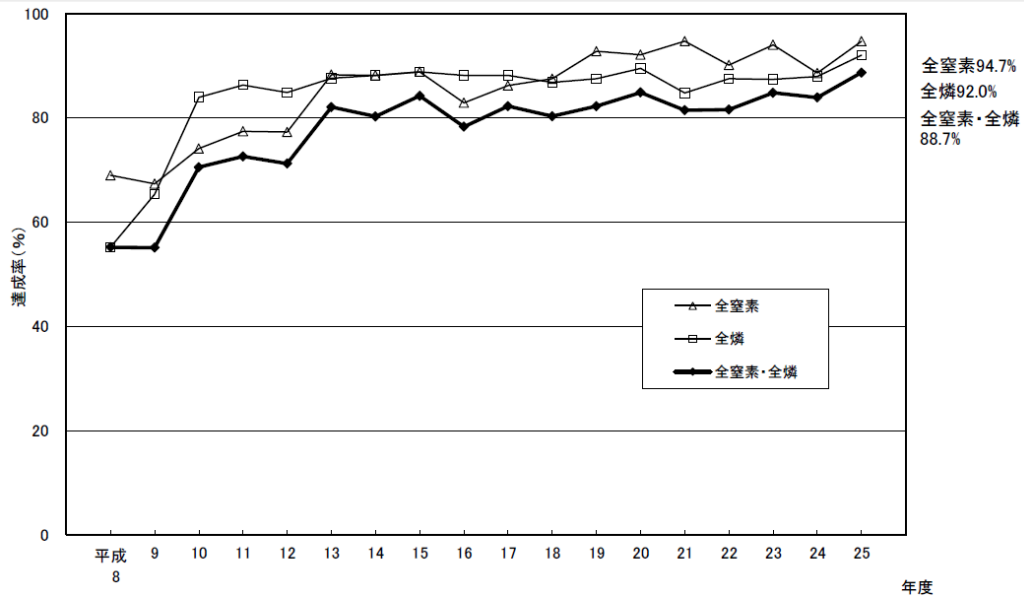


資料) 平成25年度公共用水域水質測定結果(平成26年12月、環境省水・大気環境局)

図2 主な閉鎖性海域の環境基準達成率の推移 (COD)

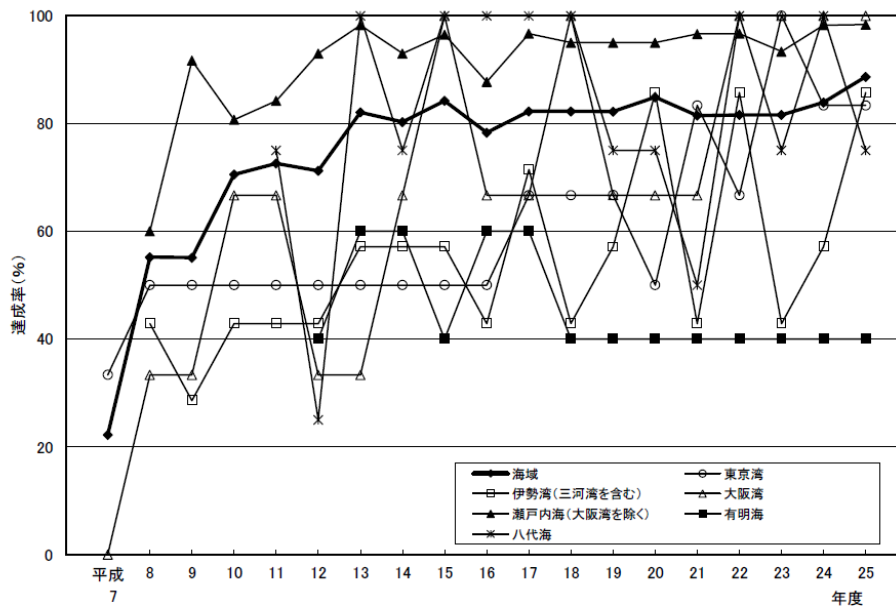
(2) 全窒素及び全燐の環境基準の達成状況

全国の海域の全窒素及び全燐の環境基準の達成率の推移をみると、年々上昇傾向にある(図3、図4)。しかし、湖沼については、依然として達成率が低い状況である(図5)。



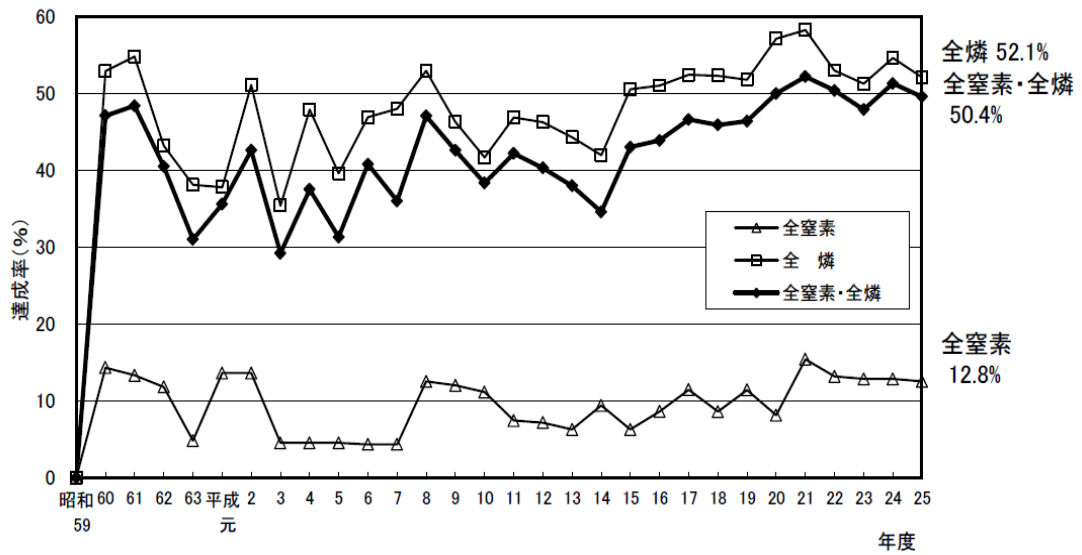
資料) 平成 25 年度公共用水域水質測定結果 (平成 26 年 12 月、環境省水・大気環境局)

図3 海域の環境基準達成率の推移 (全窒素及び全燐)



資料) 平成 25 年度公共用水域水質測定結果 (平成 26 年 12 月、環境省水・大気環境局)

図4 主な閉鎖性海域の環境基準達成率の推移 (全窒素及び全燐)



資料) 平成25年度公共用水域水質測定結果 (平成26年12月、環境省水・大気環境局)

図5 湖沼の環境基準達成率の推移 (全窒素及び全磷)

(3) 底層溶存酸素量の状況

1) 海域

①現在の状況

ア. 全国の海域

平成 23 年度～平成 25 年度の全国の海域の底層溶存酸素量の年間最低値の状況をみると、閉鎖性海域以外の水域では 4 mg/L 未満となる地点はほとんどみられないが、閉鎖性海域では、4 mg/L 未満となる地点は 3～4 割程度みられる（表 1）。

表 1 海域の底層溶存酸素量の年間最低値の状況

《平成 23 年度》

全測定地点数		閉鎖性海域外	閉鎖性海域
		34	380
地点数の内訳	2mg/L 未満	0 (0%)	61 (16.1%)
	2mg/L 以上 3mg/L 未満	0 (0%)	38 (10.6%)
	3mg/L 以上 4mg/L 未満	1 (2.9%)	39 (9.4%)
	4mg/L 以上	33 (97.1%)	242 (62.2%)

《平成 24 年度》

全測定地点数		閉鎖性海域外	閉鎖性海域
		93	450
地点数の内訳	2mg/L 未満	0 (0%)	56 (12.4%)
	2mg/L 以上 3mg/L 未満	0 (0%)	32 (7.1%)
	3mg/L 以上 4mg/L 未満	1 (1.1%)	42 (9.3%)
	4mg/L 以上	92 (98.9%)	320 (71.1%)

《平成 25 年度》

全測定地点数		閉鎖性海域外	閉鎖性海域
		69	317
地点数の内訳	2mg/L 未満	0 (0%)	39 (12.3%)
	2mg/L 以上 3mg/L 未満	0 (0%)	28 (8.8%)
	3mg/L 以上 4mg/L 未満	0 (0%)	39 (12.3%)
	4mg/L 以上	69 (100%)	211 (66.6%)

注) 1.括弧内の数字は全測定点数に占める割合である。

2.底上 1m 程度の測定データを対象とした。

3.上記は、各自治体により環境基準点及び補助点等で測定したデータを集計したものであり、全ての公共用水域のデータが得られているわけではない

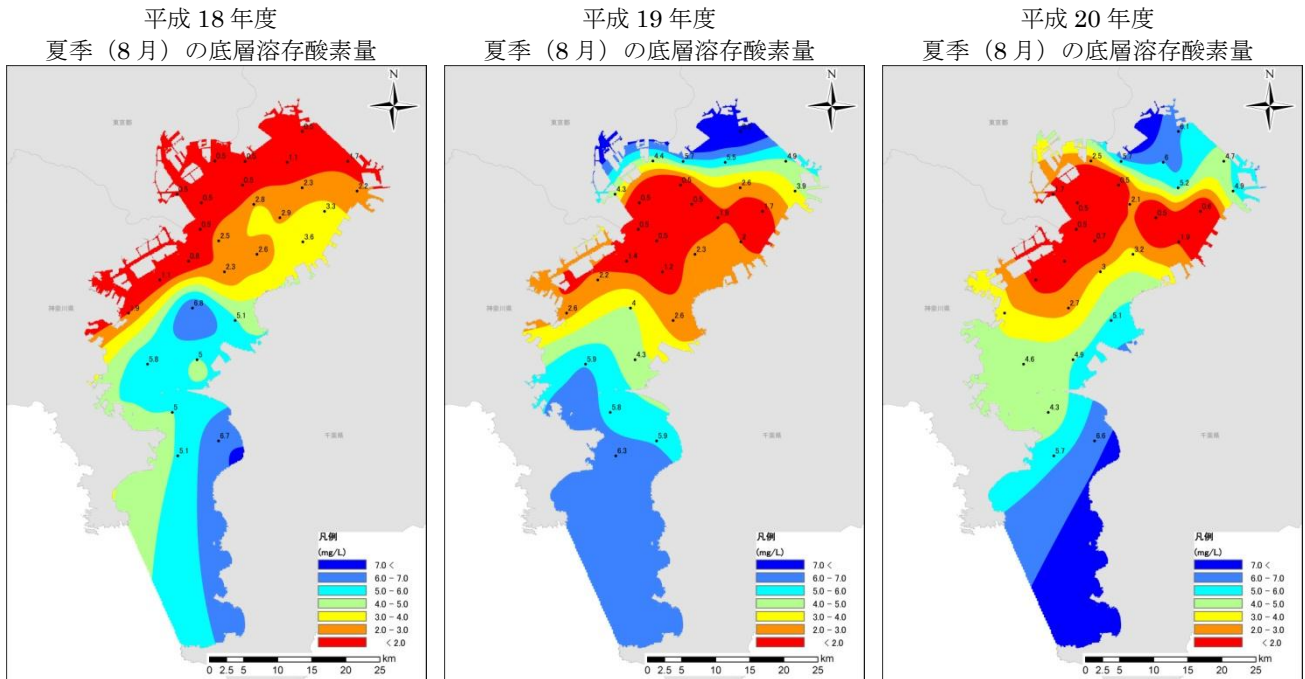
備考) 1.括弧内の数字は全測定点数に占める割合

2.底上 1m 以内の測定データを対象とした

資料) 各自治体における水質測定結果

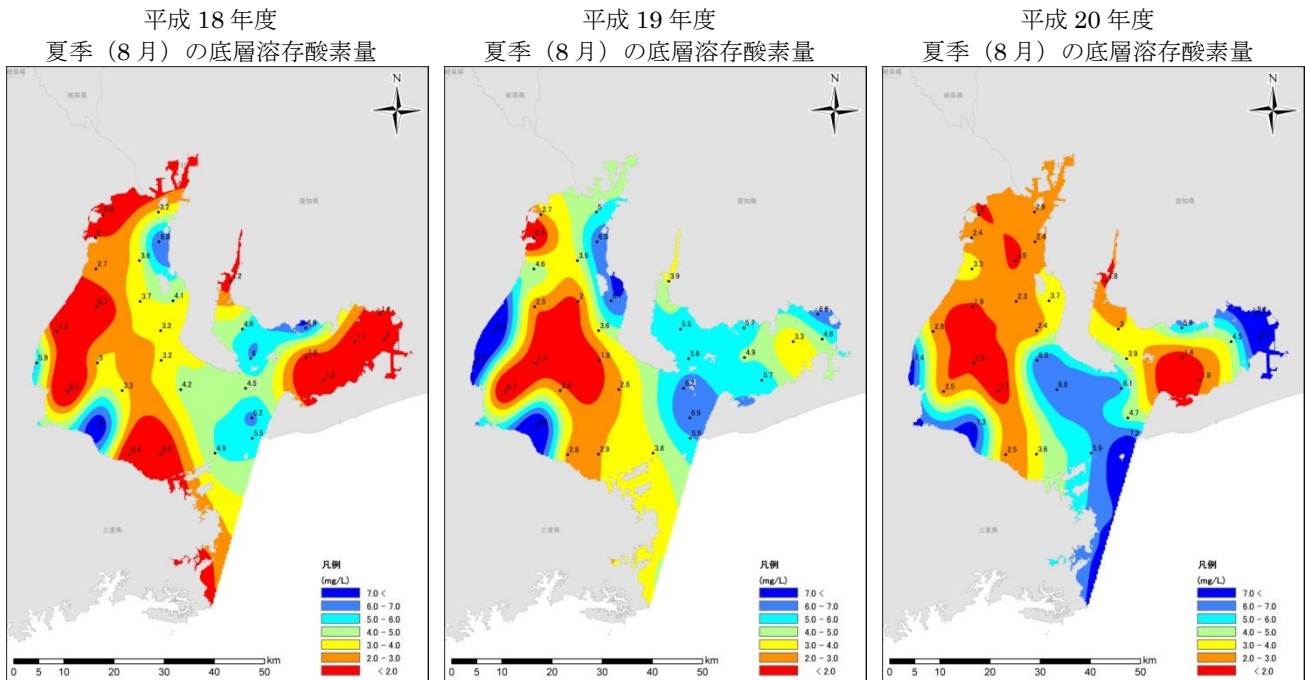
イ. 主な閉鎖性海域

平成 18 年度～20 年度の、主な閉鎖性海域である東京湾、伊勢湾及び瀬戸内海における夏季の底層溶存酸素量の分布をみると、特に湾奥で底層溶存酸素量の低下がみられる（図 6～図 8）。



注) 図は、広域総合水質調査で行われている四季調査のうち、一般的に底層溶存酸素量が低下する傾向にある夏季調査の結果を用いて作成した。図中の数字は、近傍黒丸地点の測定結果を表し、分布は測定結果から内挿及び外挿を行った。
資料) 広域総合水質調査 (環境省)

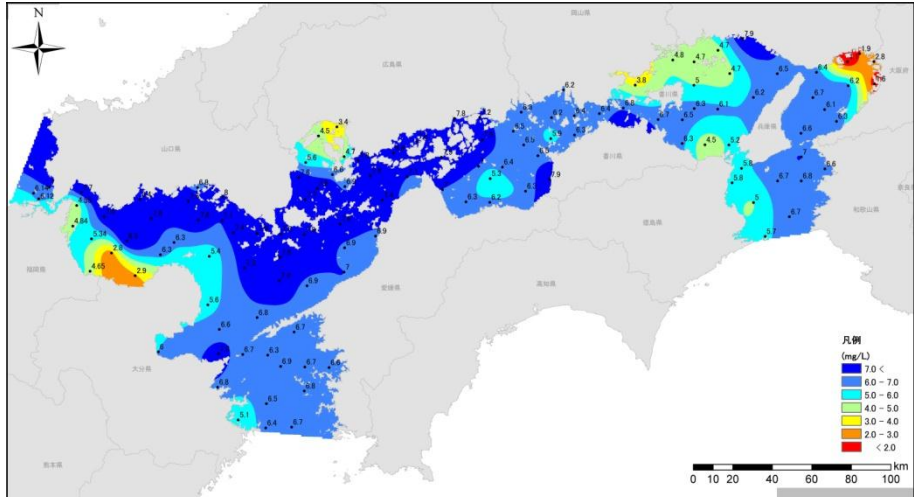
図 6 東京湾の夏季の底層溶存酸素量の分布



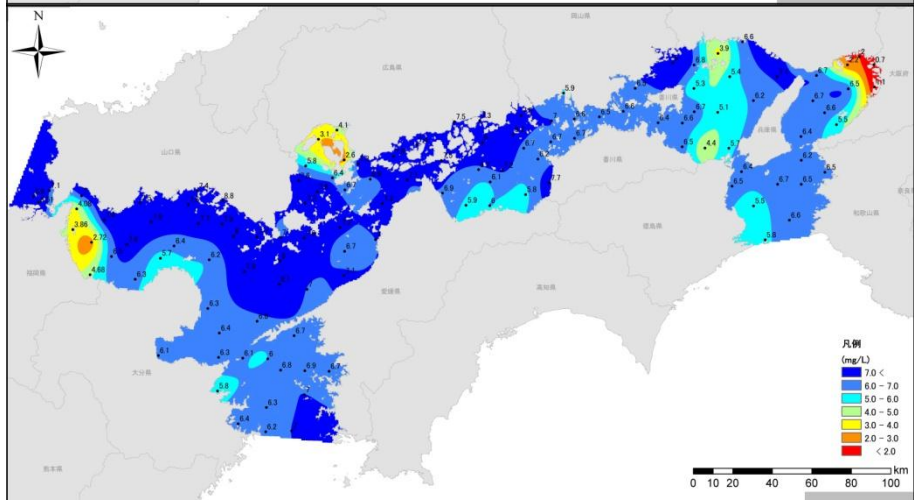
注) 図は、広域総合水質調査で行われている四季調査のうち、一般的に底層溶存酸素量が低下する傾向にある夏季調査の結果を用いて作成した。図中の数字は、近傍黒丸地点の測定結果を表し、分布は測定結果から内挿及び外挿を行った。
資料) 広域総合水質調査 (環境省)

図 7 伊勢湾の夏季の底層溶存酸素量の分布

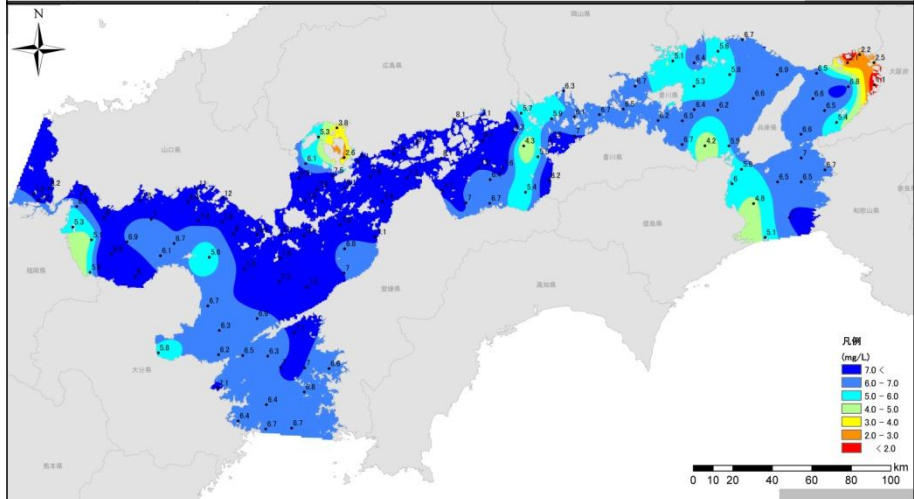
平成 18 年度夏季(8 月) の
底層溶存酸素量



平成 19 年度夏季(8 月) の
底層溶存酸素量



平成 20 年度夏季(8 月) の
底層溶存酸素量



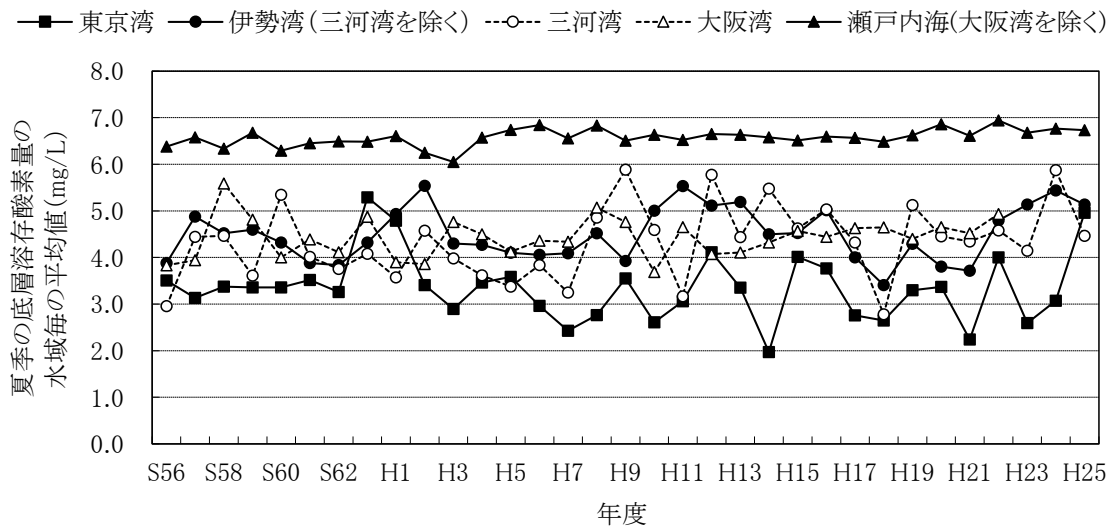
注) 図は、広域総合水質調査で行われている四季調査のうち、一般的に底層溶存酸素量が低下する傾向にある夏季調査の結果を用いて作成した。図中の数字は、近傍黒丸地点の測定結果を表し、分布は測定結果から内挿及び外挿を行った。
資料) 広域総合水質調査 (環境省)

図 8 瀬戸内海の夏季の底層溶存酸素量の分布

②過去からの推移

ア. 主な閉鎖性海域

昭和 50 年代から平成 25 年度に至るまで、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海等主な閉鎖性海域の、夏季底層溶存酸素量の水域ごとの平均値をみると、いずれも変動はあるものの横ばいで推移している（図 9）。

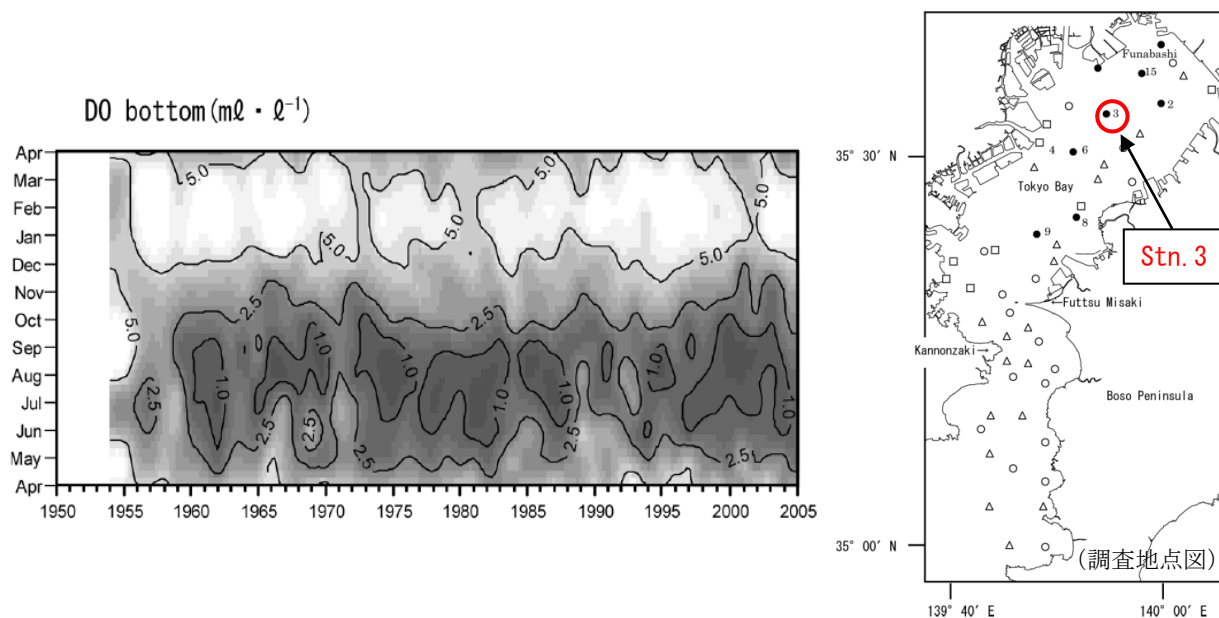


資料) 広域総合水質調査 (環境省)

図 9 主な閉鎖性海域の夏季の底層溶存酸素量の推移

イ. 東京湾奥

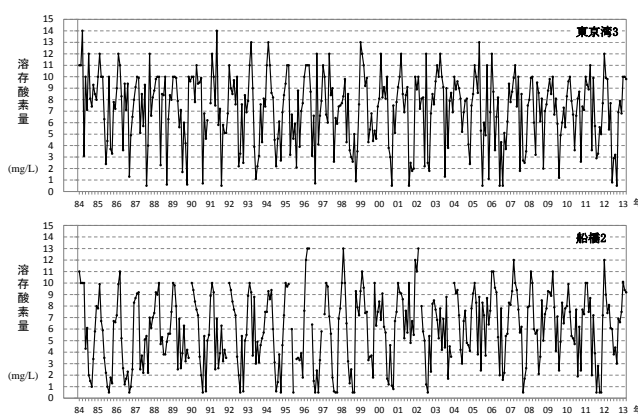
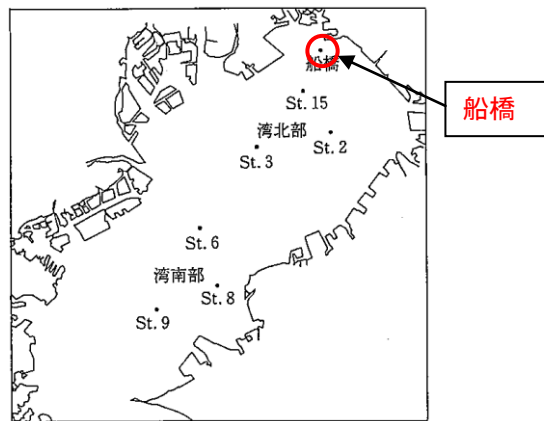
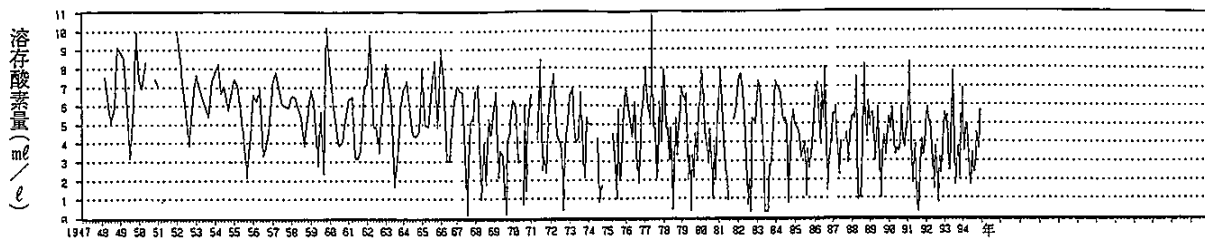
昭和30年(1955年)～平成17年(2005年)の東京湾奥の地点(Stn. 3)における底層(海底上1m)の溶存酸素量をみると、昭和30年(1955年)時点で、夏季を中心に2.5ml/L(3.6mg/L)以上の状況が大部分を占めているが、その後、2.5ml/L(3.6mg/L)以下となる期間が多くなっていることがうかがえる(図10)。



資料) 石井光廣,長谷川健一,柿野純(2008)千葉県データセットから見た東京湾における水質の長期変動,水産海洋研究,72(3), 189-199

図10 東京湾奥の底層溶存酸素量の推移①

また、他の東京湾奥の調査結果としては、昭和23年(1948年)～平成6年(1994年)の底層溶存酸素量の推移を表したもの(図11の上図)と、それとほぼ同じ地点で、昭和59年(1984年)～平成25年(2013年)の底層溶存酸素量の推移を表したもの(図11の下図)がある。これらの底層溶存酸素量の最低値をみると、昭和30年(1955年)までは、2.0ml/L(2.9mg/L)程度を示していることがわかり、昭和30年から現在までをみると、昭和42年(1967年)以降は1.0ml/L(1.4mg/L)を下回る頻度が多くなっていることがうかがえる。



- 資料) 1. (上図) 田辺伸,山口利夫(1995)東京湾の長期的水質変化について・I 水温・塩分・底層の溶存酸素量の変化, 千葉水試研報, No.53
 2. (下図) 東京湾内湾海域・公共用水域水質測定結果, 千葉県

図11 東京湾奥の底層溶存酸素量の推移②

2) 湖沼

①現在の状況

平成 23 年度～平成 25 年度の全国の湖沼の底層溶存酸素量の年間最低値の状況をみると、4 mg/L 未満の測定地点は 3～6 割程度、2 mg/L 未満の測定地点は 2～4 割程度となっている（表 2）。

表 2 湖沼の底層溶存酸素量の年間最低値の状況

年度		平成 23 年度	平成 24 年度	平成 25 年度
全測定点数		155	165	61
地点数の内訳	2mg/L 未満	44 (28.4%)	65 (39.4%)	14 (23.0%)
	2mg/L 以上 3mg/L 未満	13 (8.4%)	13 (7.9%)	2 (3.3%)
	3mg/L 以上 4mg/L 未満	12 (7.7%)	12 (7.3%)	3 (4.9%)
	4mg/L 以上	86 (55.5%)	75 (45.5%)	42 (68.9%)

注) 1.括弧内の数字は全測定点数に占める割合である。

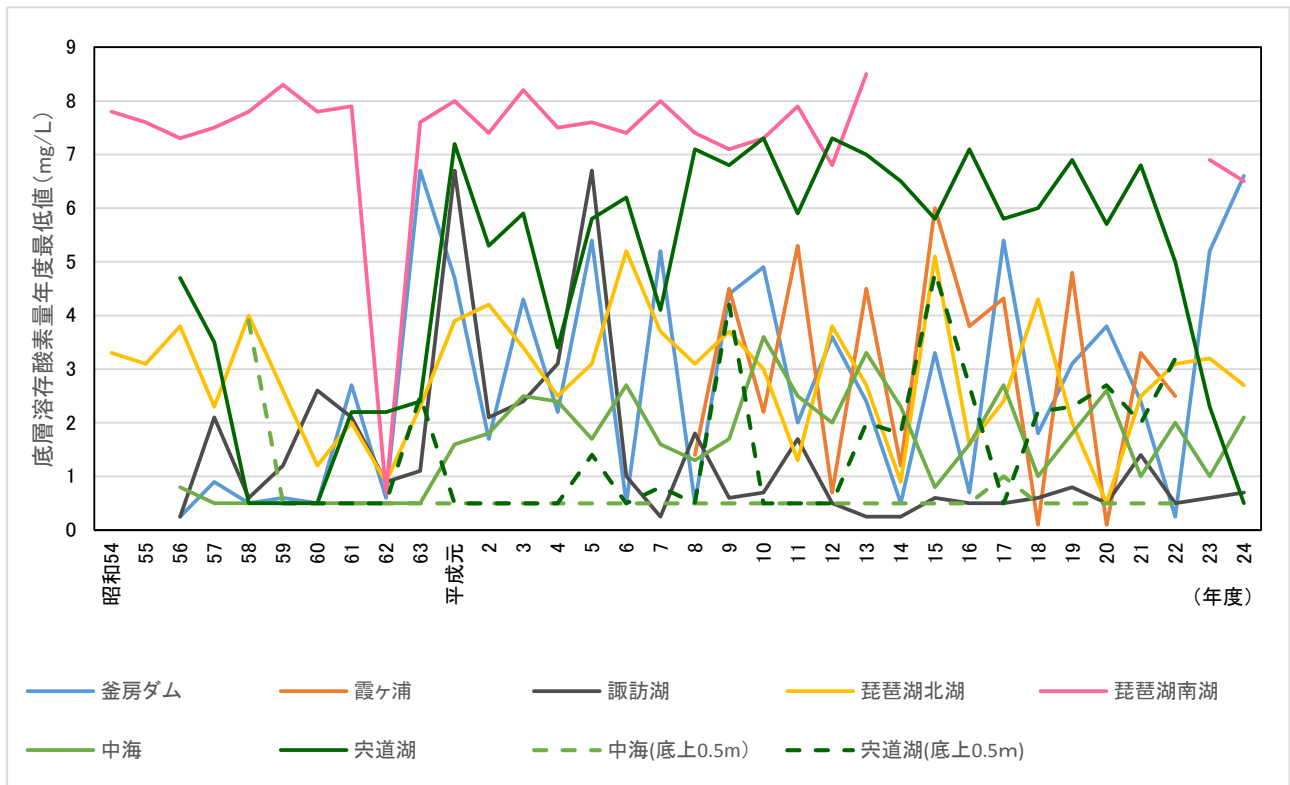
2.底上 1m 程度の測定データを対象とした。

3.上記は、各自治体により環境基準点及び補助点等で測定したデータを集計したものであり、全ての公共水域のデータが得られているわけではない。

資料) 各自治体における水質測定結果

②過去からの推移

昭和 50 年代から平成 24 年度まで、主な指定湖沼（釜房ダム、霞ヶ浦、諏訪湖、琵琶湖、中海、宍道湖）における底層溶存酸素量の年間最低値の推移をみると、底上 1 m の底層溶存酸素量は変動が激しいものの、琵琶湖南湖、宍道湖を除き、底層溶存酸素量が 2mg/L を下回る頻度が多い。また、中海及び宍道湖について、底上 0.5m の底層溶存酸素量をみると、ほとんどが 2mg/L を下回って推移しており、宍道湖の底上 1 m と 0.5m の底層溶存酸素量を比べてみると、全く傾向が異なることが分かる（図 12）。



注) 各湖沼の測定地点は、湖心付近に位置している地点を対象とした。実線は底上 1 m、破線は底上 0.5 のデータ。
 釜房ダム：ダムサイト（全水深 24～32m程度）、霞ヶ浦：St.9（全水深 5.5～6.5m程度）、諏訪湖：湖心（全水深 5.5～6.5m程度）、琵琶湖北湖：今津沖中央（全水深 91～93m程度）、琵琶湖南湖：唐崎沖中央（全水深 3.4～4m程度）、中海 N-6（全水深 6～7m程度）、宍道湖 S-3（全水深 5～6m程度）

資料) 1.環境数値データベース（国立環境研究所）

- 2.宮城県における水質測定結果
- 3.霞ヶ浦データベース（国立環境研究所）
- 4.長野県における水質測定結果
- 5.滋賀県における水質測定結果
- 6.島根県における水質測定結果

図 12 主な指定湖沼における底層溶存酸素量の年間最低値の推移

(4) 透明度の状況

1) 海域

①現在の状況

ア. 全国の沿岸海域

平成23年度～平成25年度の沿岸海域の透明度の年間平均値の状況をみると、各年度とも全測定地点の7割以上が3m以上である(表3)。また、透明度が3m未満の水域は、内湾等に多く見られる(図13)。

表3 海域の透明度の年間平均値の状況

年度		平成22年度	平成23年度	平成24年度
全測定地点数		730	755	805
地点数の内訳	1m未満	3 (0.4%)	5 (0.7%)	6 (0.7%)
	1m以上	727 (99.6%)	750 (99.3%)	799 (99.3%)
	2m以上	668 (91.5%)	680 (90.1%)	721 (89.6%)
	3m以上	518 (71.0%)	549 (72.7%)	604 (75.0%)
	4m以上	402 (55.1%)	429 (56.8%)	465 (57.8%)
平均値 (m)		5.3	5.2	5.3

注) 1.括弧内の数字は全測定点数に占める割合である。

2.測定地点の水深について測定値があり、かつ、透明度の測定結果に水深≦透明度が1度も含まれていないこと地点を対象とした。

3.海岸から1km以内の測定地点を対象とした。

4.年間平均値は全測定地点を対象とした平均値である。

資料) 公共用水域水質測定結果



注) 表3で対象とした測定地点の結果である。

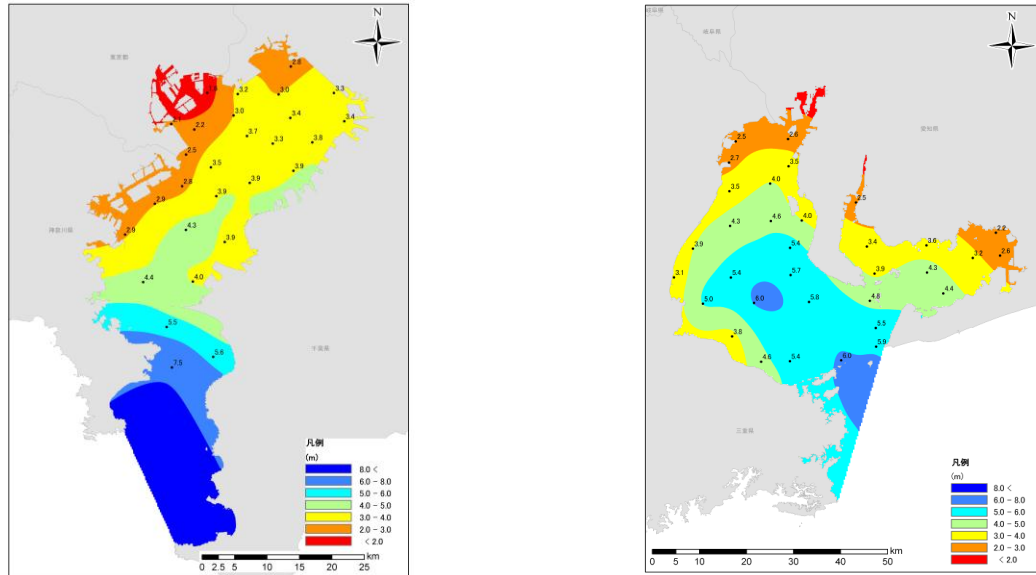
資料) 公共用水域水質測定結果

図13 海域の透明度の年間平均値の状況 (平成24年度)

イ. 主な閉鎖性海域

平成 18 年度～平成 20 年度の、主な閉鎖性海域である東京湾、伊勢湾及び瀬戸内海における透明度の平均値の分布状況を見ると、東京湾及び伊勢湾では湾奥部、瀬戸内海でも一部の水域で透明度が 3 m 未満の水域がみられる（図 14、図 15）。

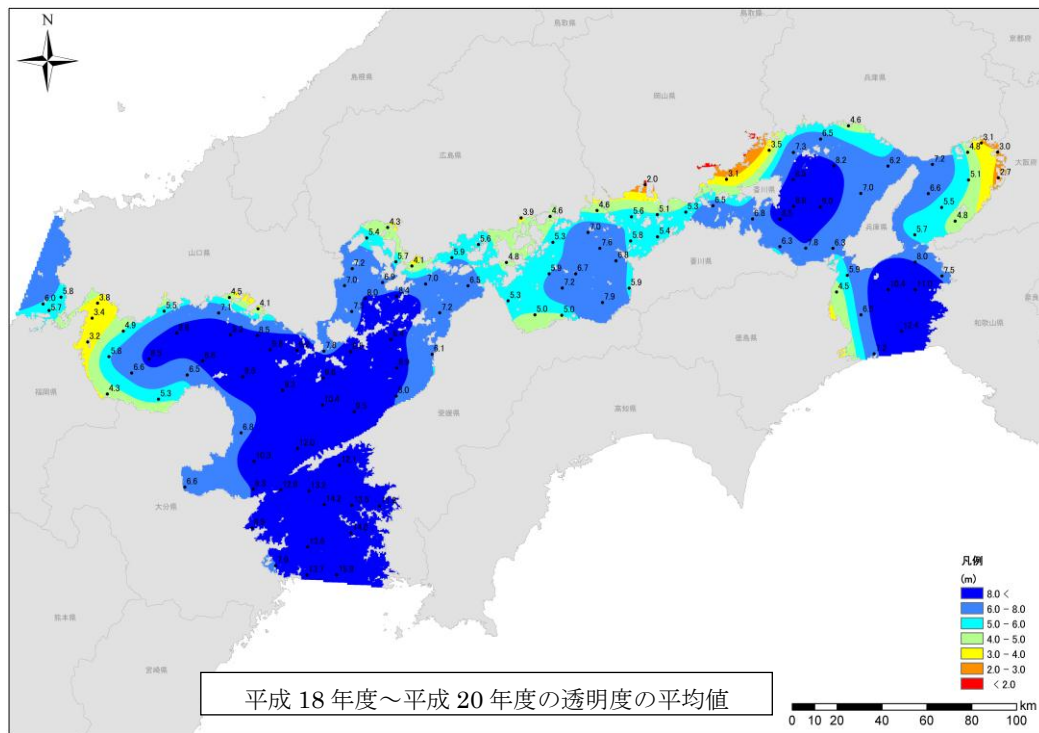
平成 18 年度～平成 20 年度の透明度の平均値



注) それぞれの図は、平成 18 年度～平成 20 年度において測定された結果の平均値を用いて作成した。図中の数字は、近傍黒丸地点の測定結果を表し、分布は測定結果から内挿及び外挿を行った。

資料) 広域総合水質調査（環境省）

図 14 東京湾（左図）及び伊勢湾（右図）の透明度の平均値の分布



注) 図に示す期間において測定された透明度の平均値より作図した。図中の数字は、近傍黒丸地点での測定された透明度を表し、分布は測定結果から作成した。

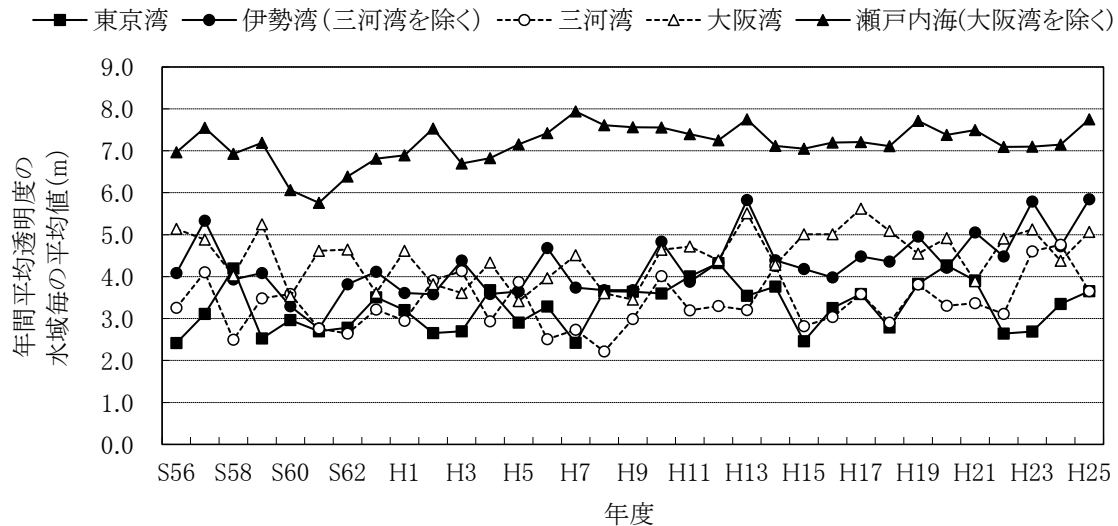
資料) 広域総合水質調査（環境省）

図 15 瀬戸内海の透明度の平均値の分布

②過去からの推移

ア. 主な閉鎖性海域

昭和50年代から平成25年度に至るまで、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海等主な閉鎖性海域の、年間平均透明度の水域ごとの平均値をみると東京湾、三河湾及び瀬戸内海（大阪湾を除く。）では、横ばいで推移している（図16）。

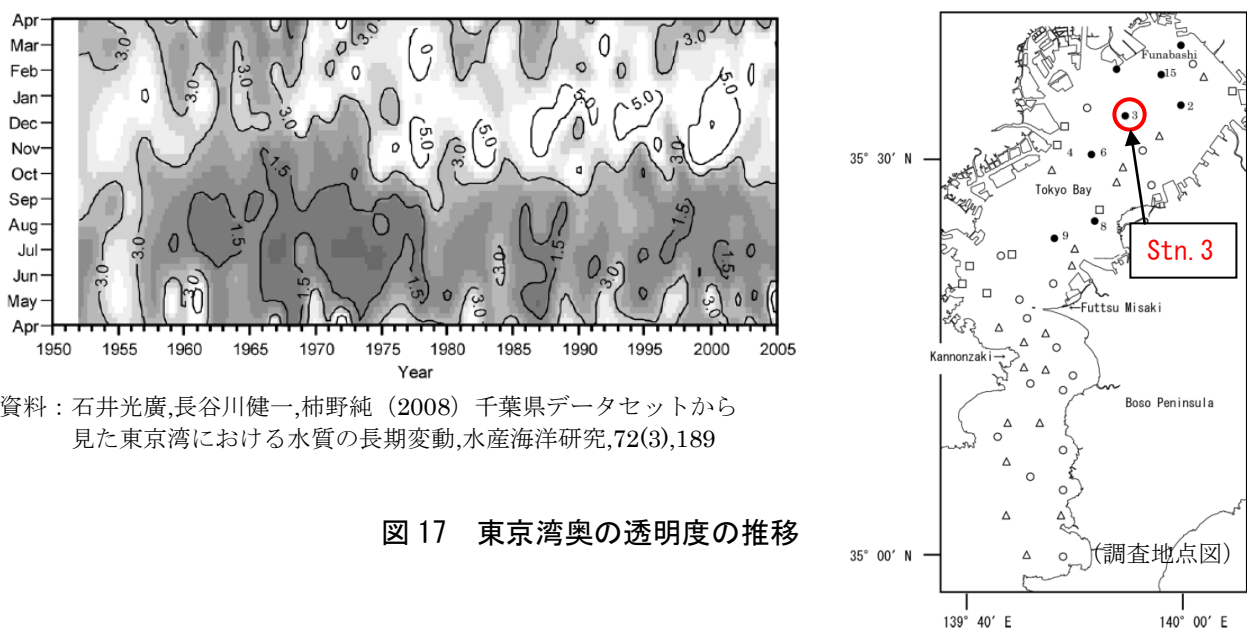


資料) 広域総合水質調査 (環境省)

図16 主な閉鎖性海域の夏季の透明度の推移

イ. 東京湾奥

昭和30年（1955年）～平成17年（2005年）の東京湾奥の地点（Stn. 3）における透明度をみると、昭和30年（1955年）時点で、3～5m程度の範囲が大部分を占めていることがうかがえる。夏季において、昭和40年代～昭和50年代にかけて透明度が1.5m未満まで下がっているが、それ以降は1.5～3m程度で推移している（図17）。



資料：石井光廣,長谷川健一,柿野純（2008）千葉県データセットから見た東京湾における水質の長期変動,水産海洋研究,72(3),189

図17 東京湾奥の透明度の推移

2) 湖沼

①現在の状況

平成 23 年度～平成 25 年度の湖沼の透明度の年間平均値の状況をみると、各年度とも全測定地点の約 6 割が 3 m を下回っている（表 4、図 18）。

表 4 湖沼の年間平均透明度の集計結果

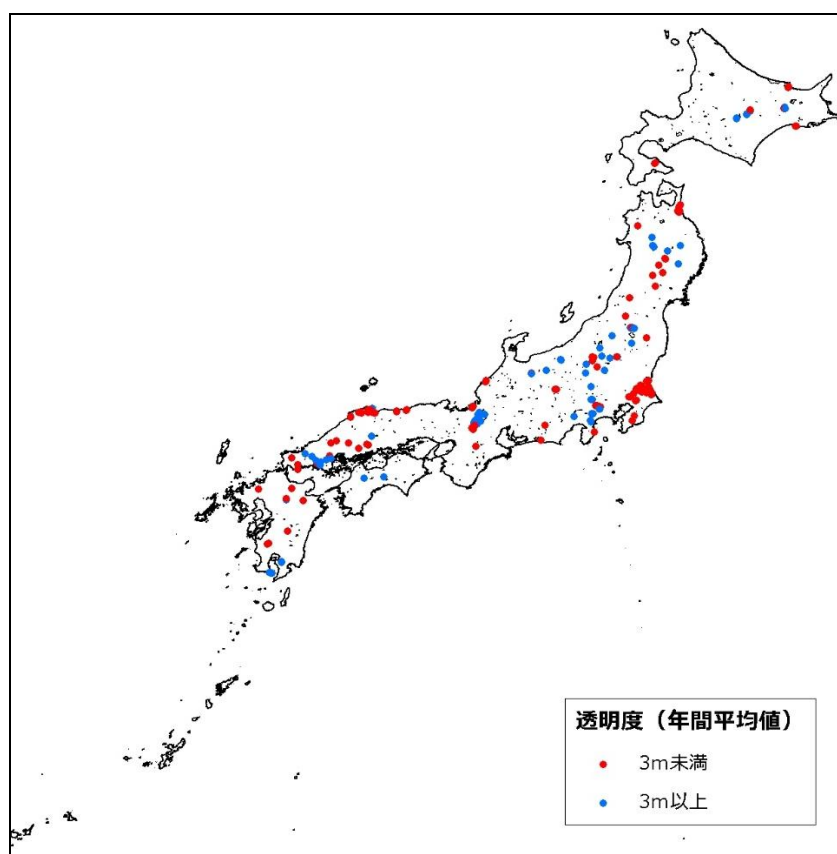
年度		平成 22 年度	平成 23 年度	平成 24 年度
全測定地点数		208	212	225
地点数の内訳	1m未満	42 (20.2%)	36 (17.0%)	34 (15.1%)
	1m以上	166 (79.8%)	176 (83.0%)	191 (84.9%)
	2m以上	133 (63.9%)	116 (54.7%)	129 (57.3%)
	3m以上	85 (40.9%)	74 (34.9%)	85 (37.8%)
	4m以上	60 (28.8%)	51 (24.1%)	52 (23.1%)
平均値 (m)		3.1	2.8	3.0

注) 1.括弧内の数字は全測定地点数に占める割合である。

2.測定地点の水深について測定値があり、かつ、透明度の測定結果に水深≤透明度が1度も含まれていないこと地点を対象とした。

3.湖岸から 1km 以内の測定地点を対象とした。

4.年間平均値は全測定地点を対象とした平均値である。資料) 公共用水域水質測定結果



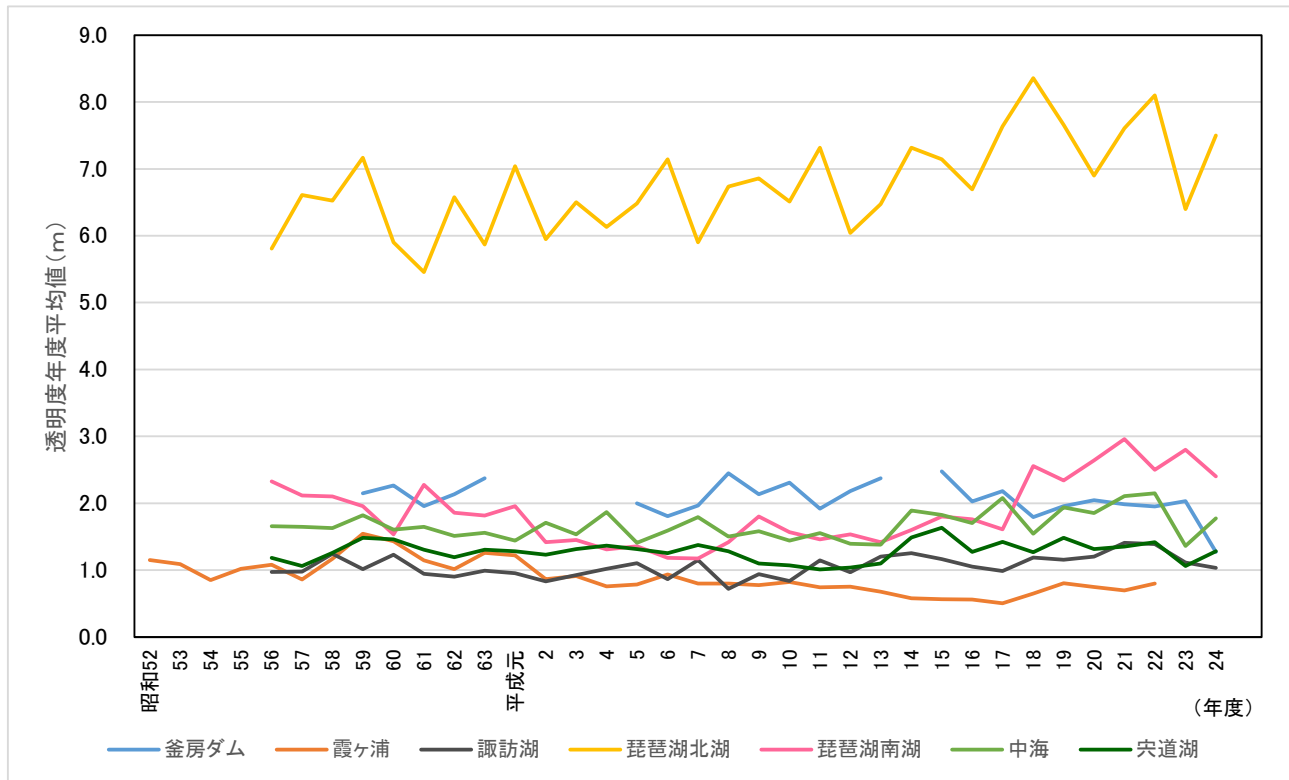
注) 表 4 で対象とした測定地点の結果である。

資料) 公共用水域水質測定結果

図 18 湖沼の透明度の年間平均値の状況 (平成 24 年度)

②過去からの推移

昭和50年代から平成24年度まで、主な指定湖沼（釜房ダム、霞ヶ浦、諏訪湖、琵琶湖、中海、宍道湖）における透明度の年間平均値の推移をみると、琵琶湖の北湖を除き、透明度は2 m程度かそれ以下で推移している（図19）。



注) 各湖沼の測定地点は、湖心付近に位置している地点を対象とした。

釜房ダム：ダムサイト、霞ヶ浦：St.9、諏訪湖：湖心、琵琶湖北湖：今津沖中央、琵琶湖南湖：唐崎沖中央、中海 N-6、宍道湖 S-3

資料) 1.環境数値データベース（国立環境研究所）

2.宮城県における水質測定結果

3.霞ヶ浦データベース（国立環境研究所）

4.長野県における水質測定結果

5.滋賀県における水質測定結果

6.島根県における水質測定結果

図19 主な指定湖沼における透明度の年間平均値の推移

2. 底層溶存酸素量の目標設定の検討について

(1) 貧酸素耐性評価値の導出方法

1) 貧酸素耐性試験に係る知見の収集方法

貧酸素耐性試験については、室内に設置した実験装置において、溶存酸素量への暴露実験に基づき溶存酸素量と生存率（あるいは死亡率）との関係が数値で記載された文献等を収集する。なお、貧酸素化しやすい夏季の水域の底層を想定し、水温条件が概ね 20～25℃前後で実施された貧酸素耐性試験とし、その試験の条件が、毒性試験に関する各種のテストガイドライン¹⁾²⁾に準拠しているとともに、その試験方法や結果の妥当性について、専門家による確認を受けて精度が担保されているものとする。

2) 貧酸素耐性試験に係る知見の収集結果

得られた貧酸素耐性試験の知見について、ロジスティック回帰等の統計的手法や対数近似法を使って直接貧酸素耐性評価値が求められている場合は、その値をそのまま貧酸素耐性評価値 (24hr-LC₅) とした。

その他、24 時間の曝露時間における 50%が致死する溶存酸素量 (24hr-LC₅₀)、1 時間の曝露時間における 50%が致死する溶存酸素量 (1hr-LC₅₀) の知見についても収集できたため、以下のとおり、24hr-LC₅ を算出した。

①24hr-LC₅₀ から 24hr-LC₅ を算出

表 5 は、米国環境保護庁(2000)³⁾が作成している種別の LC₅₀ および LC₅ の表である。この表には各属の LC₅/LC₅₀ 比が示されている。この比について魚類及び甲殻類別に幾何平均値を求めた結果、LC₅/LC₅₀ 比は、甲殻類 1.49、魚類 1.31 となった。この値を用いて 24hr-LC₅₀ から 24hr-LC₅ を算出した。

表5 U. S. EPA (2000)によるLC₅/LC₅₀比 (一部抜粋)³⁾

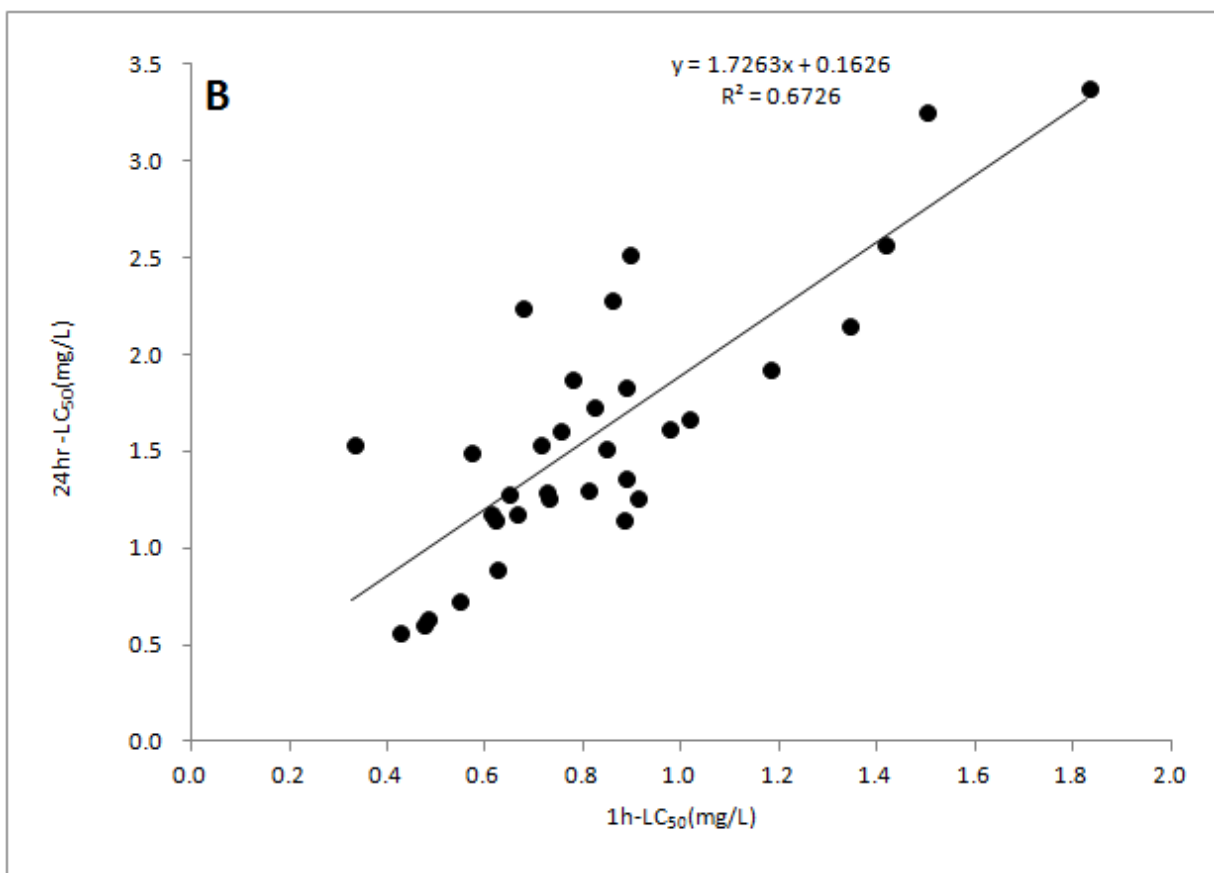
	学名	種名	一般名称	発育段階	GMAV	
					LC5	LC5/LC50
甲殻類	<i>Carcinus maenus</i>	Carcinus maenus	グリーンクラブ	稚ガニ・成体		
軟体類	<i>Spisula solidissima</i>	アメリカウバガイ	Atlantic surfclam	稚貝	0.70	1.63
甲殻類	<i>Rithropanopeus harrisi</i>	Rithropanopeus harrisi	ハリスノコギリガザミ	稚ガニ		
魚類	<i>Prionotus carolinus</i>	ノーザンシーロビン	北ホウボウ	稚魚	0.80	1.45
甲殻類	<i>Eurypanopeus depressus</i>	Eurypanopeus depressus	平坦なノコギリガザミ	稚ガニ		
魚類	<i>Leiostomus xanthurus</i>	Leiostomus xanthurus	スポットクローカー (ニベ科の魚)	稚魚	0.81	1.16
魚類	<i>Tautoga onitis</i>	Tautoga onitis	tautog (ペラ科の魚)	稚魚	1.15	1.40
甲殻類	<i>Palaemonetes vulgaris</i>	テナガエビ科	沼地グラスシュリンプ	稚エビ	1.24	1.45
甲殻類	<i>Palaemonetes pugio</i>	Palaemonetes pugio	daggerbladeグラスシュリンプ	稚エビ		
甲殻類	<i>Ampelisca abdita</i>	海洋端脚類スガメソコエビ科	端脚類	稚仔		
魚類	<i>Scophthalmus aquosus</i>	Scophthalmus aquosus	ヒラメ	稚魚	1.20	1.48
魚類	<i>Apeltes quadracus</i>	ヨンキョクトゲウオ	ヨンキョクトゲウオ	稚魚・成魚	1.20	1.32
甲殻類	<i>Homarus americanus</i>	アカザエビ科の一種	アメリカンロブスター	稚エビ	1.6	1.76
甲殻類	<i>Crangon septempinosus</i>	エビジャコ科	砂エビ	稚エビ・成体	1.6	1.65
甲殻類	<i>Callinectes sapidus</i>	ブルークラブ	アオガニ	成体		
魚類	<i>Brevoortia tyrannus</i>	ニシンダマシ亜科の一種	アトランティックメンハーデン	稚魚	1.72	1.53
軟体類	<i>Crassostrea virginica</i>	バージニアガキ	イースタンオイスター	稚貝		
魚類	<i>Stenotomus chrysops</i>	Stenotomus chrysops	スカップ (スズキ目科)	稚魚		
甲殻類	<i>Americamysis bahia</i>	甲殻類のアミ	アミ	稚仔	1.50	1.16
魚類	<i>Paralichthys dentatus</i>	ナツビラメ	ナツビラメ	稚魚	1.57	1.19
魚類	<i>Pleuronectes americanus</i>	Pleuronectes americanus	フユビラメ	稚魚	1.65	1.20
魚類	<i>Morone saxatilis</i>	ストライブドバス	ストライブドバス	稚魚	1.95	1.23
魚類	<i>Syngnathus fuscus</i>	ヨウジウオの一種	パイブウオ	稚魚	1.9	1.17

注) GMAV : Genus Mean Acute Values

②1hr-LC₅₀ から 24hr-LC₅ を算出

湖沼に生息する種を供試個体として行われた暴露実験の中には、1hr-LC₅₀のみしか得られないデータも含まれる。米国環境保護庁(2000)³⁾は、魚類・甲殻類の試験結果を用い、各種でTTD (time-to-death) 曲線を作成し、それらに対数関数化した式を作成している。

この魚類・甲殻類の種ごとの式を用いて、米国の魚類・甲殻類の1時間致死濃度(1hr-LC₅₀)及び24時間致死濃度(24hr-LC₅₀)のデータをプロットし、直線回帰式($y=1.7263x+0.1626$ 、 $R^2=0.6726$)を得た(図20)。この回帰式を用いて日本の魚種の1hr-LC₅₀から24hr-LC₅₀を求めた後、①で示した方法で、24hr-LC₅を算出した。



注) 図は、U.S.EPA(2000)³⁾で示されているTTD曲線から作成した式($Y=m(\ln X)+b$; X:時間=24時間、Y:溶存酸素量、m:傾き、b:切片)を使い作成した。

図20 1h-LC₅₀と24h-LC₅₀との関係

貧酸素耐性試験により得られた貧酸素耐性評価値は以下のとおり。

表6 実験文献から導出した貧酸素耐性評価値の一覧

引用文献	分類群	種	発育段階	個体サイズ(mm) ±:標準偏差 ()内は最小~最大	実験水温(°C)	暴露時間(hr)	LC50(mg/L)				LC5(mg/L) (DO耐性評価値)			
							プロビット法	Moving average angle 法	対数近似法	1hr-LC50からEPA換算式で24hr-LC50	プロビット法	ロジスティック回帰	対数近似法により直接導出	EPAの比から導出
4)	淡水産魚類	ウナギ	未成魚・成魚	平均全長 144±12mm	27.0±0.1	1h				1.2				1.6
5)		カマツカ	未成魚・成魚	平均全長 90±6mm	20.0±0.1	1h				1.8				2.3
6)		カマツカ	未成魚	平均全長 68.3±7.1mm (56.1~86.8mm)	25±1	24h	1.5							2.0
4)		コイ	未成魚・成魚	平均全長 116±4mm	27.1±0.1	1h				1.6				2.1
4)		タモロコ	未成魚・成魚	平均全長 78±8mm	26.9±0.1	1h				2.3				3.0
6)		ドジョウ	成魚	平均全長 94.6±6.5mm (77.4~109.3mm)	25±1	24h	0.9							1.2
7)		ホンモロコ	未成魚・成魚	平均全長 65.2mm (57.7~73.4mm)	25±1	24h	1.0							1.3
7)		モツゴ	未成魚・成魚	平均全長 59.6mm (47.7~68.2mm)	25±1	24h	0.9							1.2
7)		ヤリタナゴ	未成魚・成魚	平均全長 72.6mm (59.7~84.1mm)	25±1	24h	1.1							1.4
8)		海産魚類	キジハタ	稚魚	平均 40.1±2.2mm (33.1~46.0mm)	25±1	24h	1.1						
9)	シロギス		未成魚	平均全長 82.3±7.50mm	25±1	24h	2.0							2.6
8)	シロメバル		稚魚	平均全長 39.2±1.8mm (33.7~44.2mm)	25±1	24h	2.5							3.3
10)	スズキ		未成魚	平均全長 76.7±7.2mm	25±1	24h	1.9							2.4
8)	トラフグ		稚魚	平均全長 45.9±3.0mm (37.6~53.5mm)	25±1	24h	1.9							2.5
6)	ヒラメ		未成魚・成魚	平均全長 50.0±3.9mm (41.4~58.6mm)	24±1	24h	1.6							2.1
10)	ホシガレイ		未成魚	平均全長 62.8±5.0mm	25±1	24h	1.9							2.5
11)	マコガレイ		稚魚	(全長 45~72mm)	22.4~24.3	24h			1.8					2.4
6)	マダイ		未成魚・成魚	平均全長 37.0±2.1mm (32.1~42.0mm)	25±1	24h	2.0							2.6
6)	淡水産甲殻類		スジエビ	未成体・成体	平均全長 35.4±2.2mm (29.2~44.3mm)	25±1	24h	0.9						
12)	海産甲殻類	ヨシエビ	幼生 (ノ-フリウス期)	平均体長 0.30mm	28	24h						<1.1		
12)		ヨシエビ	幼生 (プロソエア期)	平均体長 1.42mm	28	24h						1.8		
12)		ヨシエビ	幼生(ミス期)	平均体長 2.78mm	28	24h						2.0		
12)		ヨシエビ	幼生 (ホストラ-ハ期)	平均体長 3.37mm	28	24h						3.2		
13)		ヨシエビ	幼生(ホストラ-ハ 4日齢期)	平均体長 約3mm	25±1	24h							2.9	
13)		ヨシエビ	幼生(ホストラ-ハ 15日齢期)	平均体長 約13mm	25±1	24h							2.3	
6)		ヨシエビ	未成体・成体	平均全長 40.4±2.5mm (32.0~46.5mm)	25±1	24h	0.5		0.5					0.7
12)		ガザミ	幼生(ソエア期)	平均甲長 0.50mm	24	24h							1.5	
12)		ガザミ	幼生 (カ'ロハ期)	平均甲長 2.0mm	24	24h							3.1	
12)		ガザミ	稚ガニ	平均甲長5.11mm	24	24h							3.7	
12)	クルマエビ	幼生 (ノ-フリウス期)	平均体長 0.39mm	24	24h							3.1		
12)	クルマエビ	幼生(ソエア期)	平均体長 2.24mm	24	24h							2.8		
6)	クルマエビ	未成体・成体	平均全長 45.8±4.3 mm (33.6~56.2 mm)	25±1	24h		0.8						1.2	
8)	海産棘皮動物	マナマコ	稚ナマコ	平均全長 11.3 ± 0.9mm (9.6~15.2 mm)	25±1	24h	0.2					0.4		

二枚貝については、成貝などでは貧酸素耐性を有しており^{14), 15), 16), 17)}、貧酸素耐性評価値の知見はないものの、浮遊幼生期では溶存酸素量が低い海水（貧酸素海水）に遭遇すると沈降するなど他の魚介類とは異なる生態上の特質がある。二枚貝についての貧酸素耐性評価値を導出するためには、この点に留意し、更なる検討を行うことが必要である。

なお、実験方法は異なるが、アサリの浮遊幼生の実験文献は表7に示すような知見もある。

表7 アサリの浮遊幼生の実験文献

引用文献	種	実験方法	実験水温(°C)	実験結果
18)	アサリ(D型幼生、アンボ期幼生、フルグロウン期幼生)	<ul style="list-style-type: none"> 流水水槽内で溶存酸素濃度を所定の濃度に調整。1濃度区に20~100個体のアサリ幼生を収容。 実体顕微鏡下で全く動かない個体を斃死と判定。 	20、25	24時間後の半数致死濃度は0.4mg/L(D型幼生、25°C)。
19)	アサリ(D型幼生、アンボ期幼生、フルグロウン期幼生)	<ul style="list-style-type: none"> 円筒形の水槽を用い、鉛直方向に溶存酸素濃度の濃度勾配を設定。1水槽当たり1,977~4,333個体のアサリ幼生を収容し、行動を観察。 実体顕微鏡下で全く動かない個体を斃死と判定。 	23	<ul style="list-style-type: none"> アサリ幼生は低溶存酸素濃度層で殻を閉じ沈降し(生存)、後に斃死する。 沈降幼生の24時間半数致死濃度は1.88mg/L(D型幼生°C)。 沈降後の斃死を考慮すると5%沈降/致死濃度は3.1mg/L(アンボ期幼生)。

3) 現場観測に係る知見の収集

現場観測の知見については、現場において、明らかに溶存酸素量の影響を受けていると判断される検討対象種の分布と、溶存酸素量との関係が記載されている文献を収集対象とし、魚介類の分布の調査と溶存酸素量の測定が同時に行われているものとした。

4) 現場観測に係る知見の収集結果

得られた現場観測の知見については、大きく2種類に分けられる。

- ①検討対象種の分布図（平面分布図、漁場メッシュ図等）と溶存酸素量分布図との重ね合わせによる場合は、その溶存酸素量を下回ると魚介類の生息が確認できなくなる溶存酸素量から分布境界がわかるもの。
- ②検討対象種の出現密度と溶存酸素量との関係から、検討対象種の生息が確認できなくなる溶存酸素量について、溶存酸素量を説明変数とした主成分分析等の統計的手法を用いて導出したもの。

収集した知見は以下のとおり。

表 8 現場観測から導出した底層溶存酸素量の分布境界一覧

引用文献	対象種	発育段階	分布境界
20)	シャコ	稚シャコ	4.0mg/L
21)	シャコ	幼生	2.5mg/L
22)	シャコ イッカククモガニ アカガイ ジンドウイカ ホシザメ ハタタテヌメリ アカハゼ ゲンコ マコガレイ テンジクダイ	成体・成魚	2.4mg/L
23)	シノブハネエラスピオ (ヨツバネスピオ)	成体	0.4mg/L
	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (コオニスピオ)		1.4mg/L

注) 上記表中の文献 22) の値は、生物群集データから統計解析により導出した値である。

5) 発育段階別の分類

貧酸素耐性試験から得られた貧酸素耐性評価値を、発育段階別に以下のとおり整理した。

表9 発育段階別に分類した貧酸素耐性評価値

(単位：mg/L)

貧酸素耐性評価値(海域)		貧酸素耐性評価値(湖沼)	
生息段階	再生産段階	生息段階	再生産段階
シロメバル 3.3	ガザミ 3.7 ヨシエビ 3.2 クルマエビ 3.1		
マダイ 2.6 シロギス 2.6 ホシガレイ 2.5 トラフグ 2.5 スズキ 2.4 マコガレイ 2.4 ヒラメ 2.1		タモロコ 3.0 カマツカ 2.3 コイ 2.1	
キジハタ 1.5 クルマエビ 1.2 ヨシエビ 0.7 マナマコ 0.4		ウナギ 1.6 ヤリタナゴ 1.4 ホンモロコ 1.3 モツゴ 1.2 ドジョウ 1.2 スジエビ 1.4	

1. 貧酸素耐性評価値は、一定の条件下における実験値（24時間の曝露時間において5%が致死する溶存酸素量）であり、地域の環境の条件によって、貧酸素耐性が変わるものであることに留意する必要がある。
2. 複数の貧酸素耐性評価値が得られた場合は、最も高い貧酸素耐性評価値を記載した

現場観測から得られた値を、発育段階別に以下のとおり整理した。

表10 発育段階別に分類した現場観測から得られた値

(単位：mg/L)

現場観測から導出した値			
生息段階		再生産段階	
コオニスピオ 1.4	シヤコ 4.0	シノブハネエラスピオ 0.4	シヤコ 2.5

現場観測から導出した値(生物群集データによる)	
生息段階	
マコガレイ, ホシザメ, テンジクダイ, ゲンコ, アカハゼ, ハタタテヌメリ, イッカククモガニ, シヤコ, ジンドウイカ, アカガイ	2.4

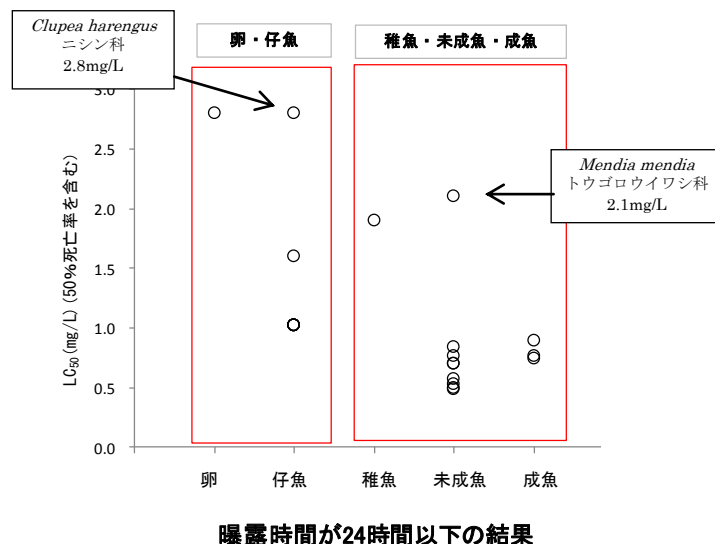
※) 上記は生物群集データから統計解析により導出した値である。

6) 再生産段階の貧酸素耐性評価値の推定

魚類については、卵や仔魚等の発育段階初期の貧酸素耐性評価値が得られていない。

米国環境保護庁 (2000) ³⁾において、魚介類等の貧酸素耐性について、知見の集積を図っている。図 21 は、知見が得られている全魚類のうち、LC₅₀ が求められているデータを、発育段階別に抽出した (暴露時間が 24 時間以下の結果を抽出した)。この結果では、仔魚 (*Clupea harengus* ニシン科の魚類、暴露時間 6hr) の LC₅₀ の最大値は 2.8mg/L、未成魚 (*Mendia mendia* トウゴロウイワシ科の魚類、暴露時間 6hr) の最大値は 2.1mg/L であり、LC₅₀ の最大値の差は 0.7mg/L である。3. (2) の 24hr-LC₅₀ から 24hr-LC₅ への算出方法と同様の考え方により、魚類の LC₅/LC₅₀ 比 1.31 を使うと、仔魚の LC₅ は 3.67mg/L、未成魚の LC₅ は 2.75mg/L と換算でき、その差は 0.92 mg/L となる。このため、再生産段階の貧酸素耐性評価値は、生息段階の貧酸素耐性評価値に 1mg/L を加えた値として推定する。

なお、今後、再生産段階の貧酸素耐性評価値が得られる場合には、基本的にその値を用いることとする。



注) 図は暴露時間が 6 時間の値での比較であり、24 時間の暴露時間では LC₅₀ の最大値の差が 0.7mg/L 以上になる可能性がある。

図 21 発育段階別の LC₅₀

なお、底層溶存酸素量が低下する時期に再生産を行わない魚種については、生息段階における水生生物の生息の場の底層溶存酸素量が確保されることで、再生産もできることが明らかであれば、必ずしも上記のように 1mg/L を加えた値として推定する必要はない。

(2) 底層溶存酸素量の各水域における類型指定の方向性

具体的な類型指定のイメージは図 22～図 23 のとおり。詳細については、実際の類型指定を行う際に、検討する。

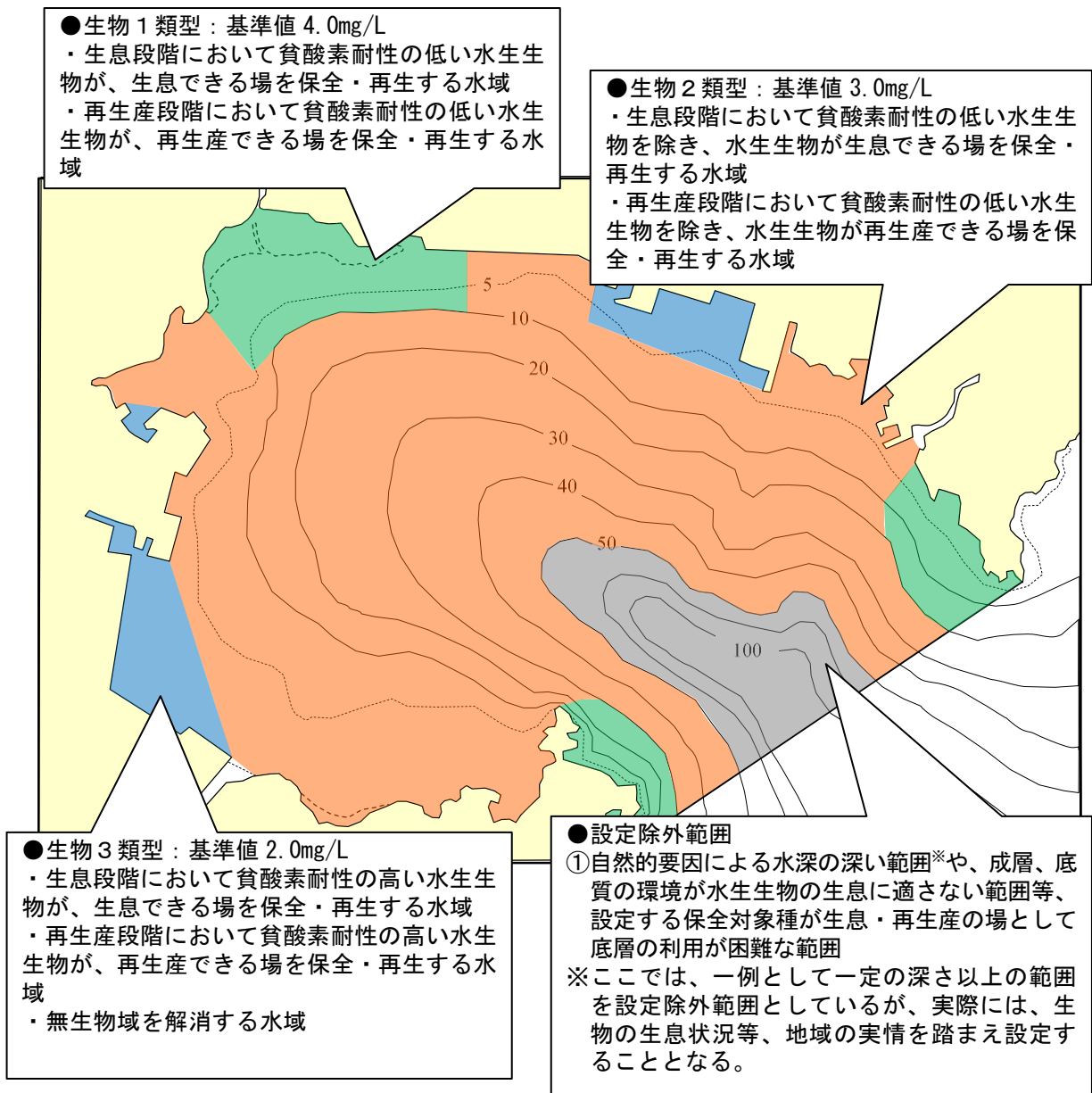


図 22 海域の類型指定のイメージ

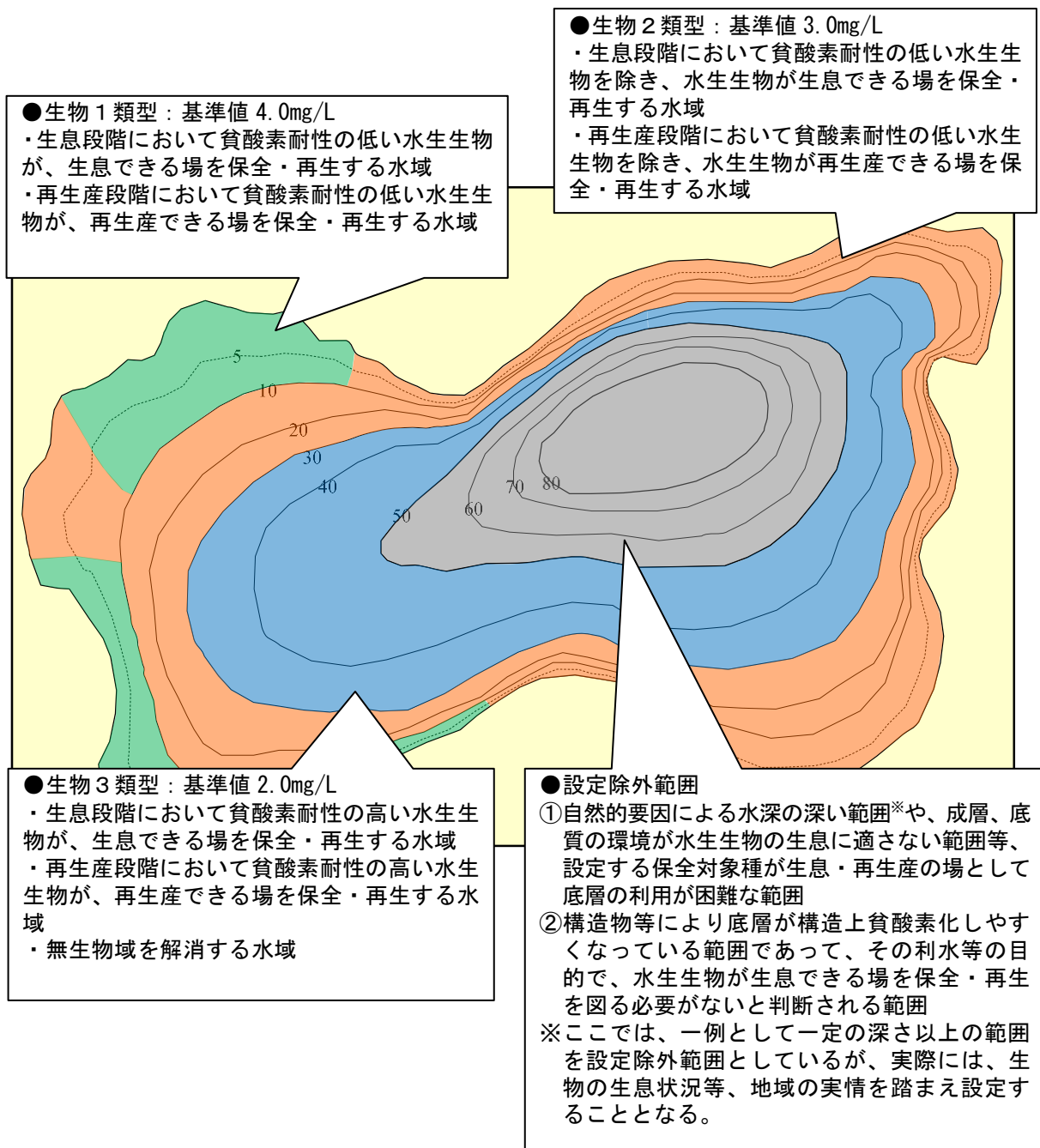


図 23 湖沼の類型指定のイメージ

図 22 及び図 23 については、比較的広範な水域を想定して、複数の範囲と基準値を設定した例である。比較的狭い水域については、水域全体、あるいはその一部分を保全・再生する範囲等として一律に当てはめて、目標値を設定することも考えられる。

3. 沿岸透明度の目標設定の検討について

(1) 沿岸透明度の目標値の導出方法

(1) - 1. 海藻草類に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠

1) 海藻草類の知見の収集方法

必要最低光量に関する知見は、実際の環境中において光量の不足が水生植物の分布の制限要因となっている場合で、その分布下限近傍において水中光量が長期間観測され、必要最低光量が記載されている文献（以下、「現地調査文献」という。）を収集した。なお、多年生の水生植物については1年の中で減衰と繁茂を繰り返しているが、そのなかで水生植物群落が長期的に維持されることを考慮し、必要最低光量は日積算光量の年間平均値を採用することとした。また、水深は年間の平均水位を基準とした。

2) 海藻草類の知見の収集結果

必要最低光量について得られた種の知見は、アマモ、アラメ、カジメである（表 11（1）、表 12（1）、表 13（1））。

なお、現地調査文献の他に、水槽等を用いた培養実験で光量条件に対する水生植物の生育状況が記述されている文献（以下、「水槽実験文献」という。）や、プロダクトメーター（差働式検容計）などを用いて光合成、呼吸速度を測定した文献（以下、「光合成実験文献」という）といったものがある。これらの人為的に光条件のみを変えて生育状況を観察した水槽実験文献や光合成及び呼吸を測定する光合成実験の結果は、条件が整った環境下での値であり、実験期間が短期間であるものがほとんどである。このことから、生育できる最低光量が把握できるものの、実際の海域において長期間生育できる光量としては過小評価である可能性があると考えられる。そのため、水槽実験文献及び光合成実験文献により得られた結果は、現地調査文献で得られた生育に必要な光量の妥当性の検証のため整理した（表 11（2）及び表 11（3）、表 12（2）及び表 12（3）、表 13（2）及び表 13（3））。

表 11 (1) アマモの生育に必要な光量に関する文献の読み取り結果 (現地調査文献)

引用文献	場所	必要光量に関する調査方法、結果	アマモの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
24)	神奈川県 小田和湾	<p>●方法：小田和湾近傍の日射量データ (東京・月別平均値) を用い、実測した減衰係数から分布下限水深の日積算光量の年間平均値を推定した。</p> <p>●結果：2カ所の分布下限水深における日積算光量の年間平均値： St.A：3.1 mol/m²/d (水深 4.5m) St.B：3.0 mol/m²/d (水深 6.5m)</p>	<p>St.A：3.1 mol/m²/d St.B：3.0 mol/m²/d (いずれも年間平均値)</p>
24)	山口県 柳井湾	<p>●方法：上記①と同様の方法で、柳井湾におけるアマモの分布下限水深、減衰係数 (既往知見より)、広島 の 全 天 日 射 量 から、アマモの分布下限水深における日積算光量の年間平均値を推定した。</p> <p>●結果： アマモの分布下限水深 ：2.9 mol/m²/d (水深 5.0m) 分布がみられない水深 ：1.8 mol/m²/d (水深 6.3m) ：2.5 mol/m²/d (水深 5.3m)</p>	2.9 mol/m ² /d (年間平均値)
25)	広島湾 岩国地先	<p>●方法：アマモ分布下限水深付近における光量子計による測定を 2000 年 12 月～2001 年 10 月に 1～2 カ月ごとに調査を行った。1 回の調査は 2～3 週間連続観測した。日積算光量の年間平均値を算定。</p> <p>●結果：アマモの分布下限水深の日積算光量 日積算光量の月平均：0.9±0.4～6.6±2.7 mol/m²/d 日積算光量の年間平均：3.3 mol/m²/d (水深 4m (原記載 D.L.-2mより換算))</p>	3.3 mol/m ² /d (年間平均値)
26)	広島湾 岩国地先	<p>●方法：光量子量を月に 1 回鉛直観測し、全天日射量 (広島) からアマモの分布下限水深における日積算光量を推定した。 期間：1996 年 9 月～98 年 3 月 (1 年半)</p> <p>●結果： 日積算光量の年間平均値：3mol/m²/d (水深 4m (原記載 D.L.-2mより換算))</p>	3.0 mol/m ² /d (年間平均値)
27)	三河湾 三谷町地先	<p>●方法：アマモ場群落直上で 2000 年 4 月～01 年 2 月、隔月 10 日間連続観測し、石川ら (1988) が求めたアマモの生育に必要なとされる日積算光量 3mol/m²/d の水深を推定。</p> <p>●結果：2カ所で実測した光量から減衰係数を算定し、日積算光量の年間平均値が計算上 3mol/m²/d となる水深は、D.L.-1.8m (水深約 3.1m) と推定され、実際の分布下限水深 D.L.-1.6m (水深約 2.9m) とほぼ一致した。</p>	— (日積算光量の年間平均値が 3 mol/m ² /d になる水深と実際の分布下限水深がほぼ一致)

表 11 (2) アマモの生育に必要な光量に関する文献の読み取り結果 (水槽実験文献)

引用文献	必要光量に関する調査方法、結果	アマモの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
28)	<p>●方法：陸上水槽にアマモを移植し、園芸用遮光ネットによって、日積算光量が 0～20mol/m²/d の範囲で 5 段階 (1.1、2.1、5.7、8.1、19.8 mol/m²/d) に実験区を設定し、生長、生残を観察した。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 実験期間：8～10 月 ・ 水温：約 21～26℃ <p>●結果：</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 光量が 1.1mol/m²/d、2.1mol/m²/d の実験区は 2 カ月経過しても分枝せず、葉長、地下茎長の生長抑制が顕著であった。 ・ 1.1 mol/m²/d では、1 カ月間は枯死しないが、2 カ月続くと生残率は 60% になり、2.1mol/m²/d では 2 カ月で生残率は 70% であった。 ・ 5.7 mol/m²/d 以上の実験区は分枝がみられた。 	2.1mol/m ² /d 以下では生長が抑制され、2 カ月後の生残率が 60～70%。

表 11 (3) アマモの生育に必要な光量に関する文献の読み取り結果 (光合成実験文献)

引用文献	必要光量に関する調査方法、結果	アマモの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
29)	<p>●方法：補償光量について既往の文献の実験結果を用いて算定している。</p> <p>●結果：</p> <ul style="list-style-type: none"> 水温 (t) と補償光量 (I_c) の関係は、 $I_c = 0.9712 \exp[0.1088t]$ (R²=0.92) で表せる。 生育限界付近の水温 28°Cでの補償光量は、25 μ mol/m²·/s (算定式から算出) (1.7 mol/m²/d) アマモ場の分布下限水深は、水中光量 I_Z から補償光量 I_c を差し引いた純光合成光量 I_n の月別平均値が 0 になる水深で概ね表現できる。 	1.7 mol/m ² /d (生育限界付近の水温 28°C時)
30)	<p>●方法：種子を発芽させ、10cm 程度のアマモ実生を用いて、プロダクトメーターを用いて光合成、呼吸速度を計測し補償光量を調べた。水温 5~35°C。</p> <p>●結果：</p> <ul style="list-style-type: none"> 補償光量は、5~28°Cまでは、約 10~20 μ mol/m²·/s (0.9~1.7 mol/m²/d) の範囲で推移 (グラフから読み取り)。 29°C以上では 40 μ mol/m²·/s (3.5 mol/m²/d) 以上に急増。ただし、29°C以上では草体の変色、枯死がみられ、生育上限水温を超えていたと考えられる。 	0.9~1.7 mol/m ² /d (5~28°C)
31)	<p>●方法：プロダクトメーターによって葉片だけでなく株全体を用いて光合成、呼吸速度を計測し補償光量を調べた。水温：10~25°C</p> <p>●結果：</p> <p>補償光量は、6.89~13.67 μ mol/m²·/s (0.6~1.2 mol/m²/d)</p>	0.6~1.2 mol/m ² /d (10~25°C)
32)	<p>●方法：</p> <p>アマモ葉片を用いて、年間を通してプロダクトメーターを使って光合成、呼吸速度を計測し補償光量を調べた。水温 5.5~30.5°C。</p> <p>●結果：年間を通して、概ね 10~20 μ mol/m²·/s であった。</p>	0.9~1.7 mol/m ² /d (5.5~30.5°C)

表 12 (1) アラメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (現地調査文献)

引用文献	場所	必要光量に関する調査方法、結果	アラメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
33)	千葉県御宿町	<p>●方法：アラメの分布水深を把握し、調査海域近くで観測した日射量から、アラメ分布水深の光エネルギーを推定。</p> <p>分布調査：1983年11月 日射量観測：1979年1月~1985年8月</p> <p>●結果：アラメは、水深約12mまで確認。 水深12mにおける年間平均光量を推定。 約 58.6 μ mol/m²/s (2×10²cal/m²/分) (グラフから読み取り) (文献値を元に、日照時間 12 時間と仮定すると日積算光量では 2.5mol/m²/d となる)</p>	2.5 mol/m ² /d (年間平均値)

表 12 (2) アラメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (水槽実験文献)

引用文献	場所	必要光量に関する調査方法、結果	アラメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
34)	神奈川県 小田和湾	<p>●方法： 陸上水槽において、光条件を変えてアラメの配偶体、幼孢子体を培養した。 光条件：0,25,50,100,200,400,800,1300 (μ mol/m²/s) 水温：20±0.5℃、培養期間：20 日間 明暗 12 時間周期</p> <p>●結果： ＜配偶体＞ 0、1300 μ mol/m²/s は全て枯死 (8 日間)。 25~200 μ mol/m²/s では 90%以上生残 (16 日間)。 生長が認められた最低光量：25 μ mol/m²/s (1.1mol/m²/d) 以上 ＜幼孢子体＞ 25 μ mol/m²/s (1.1mol/m²/d) では葉面積はほとんど増加しないが、20 日間枯死しなかった。 50 μ mol/m²/s (2.2mol/m²/d) 以上で光量に比例し面積が増加。 生長が認められた最低光量：50 μ mol/m²/s 以上</p>	<p>(配偶体) 1.1 mol/m²/d (孢子体) 2.2 mol/m²/d (いずれも 20 日間)</p>
35)	神奈川県 秋谷地先	<p>●方法： 光条件を、0、2.5、6.3、13、16、25 μ mol/m²/s で、配偶体、孢子体の葉面積の増加率を観察した。 水温：20℃、期間：30 日間、明暗 12 時間周期</p> <p>●結果： ・生長が認められた下限光量 配偶体：雄性配偶体 0.26 mol/m²/d 雌性配偶体 0.35 mol/m²/d 孢子体：1.1 mol/m²/d 葉面積が 1.2 倍に増加</p>	<p>(配偶体) 1.1 mol/m²/d (孢子体) 2.2 mol/m²/d (いずれも 20 日間)</p>

表 12 (3) アラメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (光合成実験文献)

引用 文献	必要光量に関する調査方法、結果	アラメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
36)	<p>●方法：</p> <ul style="list-style-type: none"> ・光量と温度条件を変えて、プロダクトメーターを用いて、アラメの胞子体、配偶体の光合成、呼吸速度を測定。 <p><胞子体> 水温：5～29℃の7段階 光量：0～400 μ mol/m²/s</p> <p><配偶体> 水温：5～27℃の6段階 光量：0～50 μ mol/m²/s の4段階</p> <p><生長実験> 水温：5、15、25℃ 光量：10、50 μ mol/m²/s 明暗周期：12/12 時間</p> <p>●結果：</p> <ul style="list-style-type: none"> ・光補償点 (20℃) <p>配偶体：3.4 μ mol/m²/s (日補償積算光量：0.3 mol/m²/d)</p> <p>胞子体：11.9 μ mol/m²/s (日補償積算光量：1.0 mol/m²/d)</p> <p>ただし、25℃では 12.5 μ mol/m²/s でもほとんど生長せず一部が枯死した。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・水温が高いほど補償光量は高くなるが、胞子体では光量が 25 μ mol/m²/s (2.0mol/m²/d) 以上であれば、水温が 5～27℃の間で純光合成量は正の値であった。 ・日補償積算光量は、25℃では約 1.6mol/m²/d、15℃では約 0.8mol/m²/d となった。 	<p>(配偶体) 0.3 mol/m²/d (20℃) (胞子体) 1.0 mol/m²/d (20℃)</p> <p>(配偶体) 約 0.8～1.6 mol/m²/d (水温 15～25℃) (補償光量をもとに日補償積算光量を算定)</p>
37)	<p>●方法：アラメの幼胞子体を用いてプロダクトメーターによって光合成速度を測定</p> <p>水温：20℃ 光量：0～20klux (0～370 μ mol/m²/s)</p> <p>●結果：・幼胞子体の補償光量 約 9 μ mol/m²/s</p>	<p>(胞子体) 0.8 mol/m²/d (20℃)</p>

表 13 (1) カジメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (現地調査文献)

引用文献	場所	必要光量に関する調査方法、結果	カジメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
38)	三浦半島西部	<p>●方法： 光量子計による鉛直観測を行い、日射量と平均減衰率から水深別の日積算光量を月別に算定 水深：5, 10, 15, 20m</p> <p>●結果：カジメの分布水深は 5-23m ・分布下限水深に近い水深 20m の日積算光量は年間平均で、1.4mol/m²/d であった。</p>	1.4mol/m ² /d (年間平均値)
33)	千葉県夷隅郡御宿町	<p>●方法： ・現地でカジメの分布水深を把握し、調査海域近くで観測した日射量から、カジメの分布水深の光エネルギーを推定。 分布調査：1983 年 11 月 日射量観測：1979 年 1 月～1985 年 8 月</p> <p>●結果：カジメは、水深 5～48m まで確認された。 カジメの成長が良好であった水深帯の光エネルギーは 8.79～29.3 μ mol/m²/s (0.38～1.27 mol/m²/d) を中心とした、2.93～87.9 μ mol/m²/s (0.13～3.8 mol/m²/d) で、この範囲を外れると個体の大きさは急速に小型になった。この結果のうち、分布下限の光量は、2.93 μ mol/m²/s (0.13mol/m²/d) である。 (() は日照時間 12 時間と仮定した日積算光量の算定値。)</p>	0.13mol/m ² /d (年間平均値)

表 13 (2) カジメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (水槽実験文献)

引用文献	必要光量に関する調査方法、結果	カジメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
34)	<p>●方法：受精後 30 日の幼胞子体を用い、水温 20℃、光量 0, 25, 50, 100, 200, 400, 800 μ mol/m²/s、明暗 12 時間周期で、20 日間室内培養し、4 日ごとに生残率と生長を測定。</p> <p>●結果：光量 0～25 μ mol/m²/s (0～1.1mol/m²/d) 区では実験終了時の葉面積、湿重量は実験開始時とほぼ同じであった。 ・光量 50-800 μ mol/m²/s (2.2～35 mol/m²/d) 区では、光量に比例して葉面積が増加する傾向が認められた。</p>	ほとんど生長がみられなかった光量：1.1mol/m ² /d 明らかに生長が認められた最低光量：2.2mol/m ² /d (いずれも胞子体)
36)	<p>●方法：葉状体を用いて光強度 10, 50 μ mol/m²/s、温度 5, 15, 25℃、明暗 12 時間周期で培養。24 時間ごとに藻体の面積を測定。6 日間培養。</p> <p>●結果： 10 μ mol/m²/s (0.43mol/m²/d) でも葉面積は拡大した (15℃ で最も生長) 。</p>	生長が認められた最低光量： 0.43mol/m ² /d (胞子体)
35)	<p>●方法：胞子体を用いて、水温 20℃ で、光量 0, 2.5, 6.3, 13, 16, 25 μ mol/m²/s (L/D : 12h r / 12h r) の 6 段階で 30 日間培養。葉面積を測定。</p> <p>●結果： < 胞子体 > ・ 0.69mol/m²/d 以上で平均相対葉面積が増加。 ・ (0.56mol/m²/d 区では相対葉面積は約 1.0 で生長がみられなかった。) ・ 胞子体の生長下限光量は 0.7mol/m²/d 付近と考えられる。 < 配偶体 > ・ 0.11mol/m²/d でほとんど生長しなかった ・ 0.27mol/m²/d では明らかに生長した。 ・ 配偶体の生育下限光量は 0.3mol/m²/d と推定</p>	生長が認められた最低光量： 0.69mol/m ² /d 以上 (胞子体) 0.3mol/m ² /d 以上 (配偶体)
38)	<p>●方法：胞子体を用い、20℃ で、光量 0.7, 18, 35, 71, 210, 430, 850 μ mol/m²/s の 8 段階で、日長を 6, 9, 12 時間の 3 段階で培養。14 日後、大きい方から 10 個体の葉面積増加率を求めた。</p> <p>●結果： ・ 日積算光量が 1mol/m²/d 以下になるとほとんど生長しない (配偶体は暗黒条件下でも 5 ヶ月間生存可能)</p>	1mol/m ² /d 以下ではほとんど生長がみられなかった

表 13 (3) カジメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (光合成実験文献)

引用文献	必要光量に関する調査方法、結果	カジメの生育に必要な光量 (日補償積算光量 (mol/m ² /d))
36)	<p>●方法：プロダクトメーターを用いて光合成速度を測定。水温 5-27℃ の 6 段階、光強度 0-50 μmol/m²/s の範囲で 4 段階</p> <p>・光補償積算光量は、独自の式で算定。 補償積算光量=0.0864×補償光量×α⁻¹(μmol/m²/s、(αは光合成-光曲線の低光量(0-25 μmol/m²/s)での初期勾配)</p> <p>●結果：胞子体の日補償積算光量は季節や水温により異なり、夏に大となる。</p> <p>・光補償点は胞子体で 4.8 μmol/m²/s、配偶体で 1.3 μmol/m²/s (20℃)。 日補償積算光量は、胞子体での 0.3~1.7mol/m²/d であった (5~27℃)。 ・実際に生育している静岡県鍋田湾の水温では、日補償積算光量は水温に左右され 0.6~1.3mol/m²/d の範囲で変動する (13~25℃)。</p>	<p>日補償積算光量： 0.6~1.3mol/m²/d (静岡県鍋田湾、水温 13~25℃)</p>
39)	<p>●方法：1 歳未満の胞子体を用いて、光合成速度を測定。水温 20℃ 得られた光合成-光曲線と、生育場所の相対光強度からモデルを作成し、日補償積算光量を推定。</p> <p>●結果： ・光補償点は 4.8 μmol/m²/s ・分布下限水深の光量は、海面に対する相対光強度で 0.6% (0.24 mol/m²/d に相当) と推定された</p>	<p>日補償積算光量 (モデル式による推定)： 0.24 mol/m²/d</p>

以上の調査結果より、アマモ、アラメ、カジメそれぞれの必要最低光量は分布下限水深の日積算光量の年間平均値のうち、安全側を見込み最大値を採用した (表 14)。

表 14 海藻草類の必要最低光量 (年間平均値)

種名	必要最低光量
アマモ	3.3mol/m ² /d
アラメ	2.5mol/m ² /d
カジメ	1.4mol/m ² /d

3) 海藻草類に係る沿岸透明度の目標値の検討

水中での光量の減衰は Lambert-Beer の法則に従い²⁴⁾、ある水深における水中光量が算定できる (式 1)。

$$A = B \cdot \exp(-kZ) \quad (\text{式 1})$$

(A: 水深 z における水中光量、B: 水面直下の光量、k: 減衰係数)

一方、透明度と減衰係数の関係は、Poole and Atkins (1929)⁴⁰⁾に従うと、式 2 のとおりとなる。

$$Tr = D/k \quad (\text{式 2})$$

(D: 定数、Tr: 透明度)

したがって、式1及び式2より、透明度と水深の関係を求めると式3のとおりとなる。

$$Tr = \frac{D}{\ln(B/A)} \cdot Z \quad (\text{式3})$$

したがって、定数 D 及び水面直下の光量 B (mol/m²/d) を定めれば、表14に示す、必要光量 A (mol/m²/d) ごとに、分布下限水深 Z (m) に応じた必要透明度 Tr (m) を算出することができる。

ここで、まず定数 D について以下のとおり求めた。

式2で表される透明度と減衰係数の関係は海域によって異なる。表15のとおり、透明度と減衰係数の知見を集めたが、国内における知見はデータが少なく、どの程度その海域を代表しているのか明らかにできなかったため、濁った海から澄んだ外洋にわたる広範囲な透明度より見積もられ、多くの文献等で引用されている「1.7」を採用することとした。

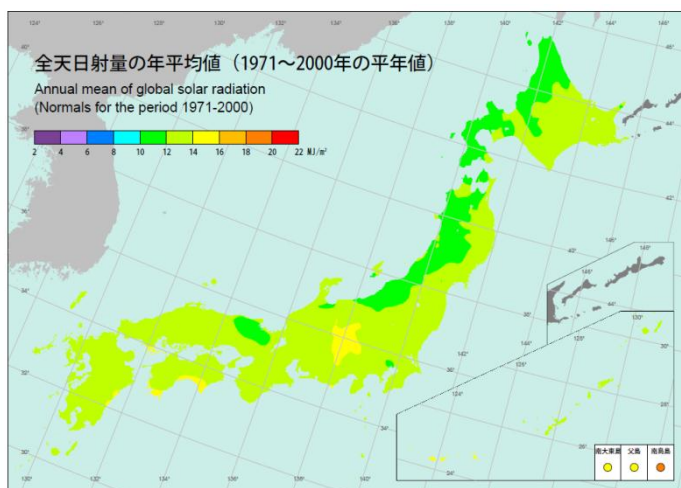
表15 透明度と減衰係数との関係式

引用文献	関係式	対象海域等
41)	透明度=1.6/k	東京湾
42)	透明度=1.6/k	瀬戸内海 (広島湾)
43)	透明度=1.45/k	チェサピーク湾
45)	透明度=1.7/k	<ul style="list-style-type: none"> ・経験式より定数1.7が見積もられている¹⁷⁾。 ・濁った海から澄んだ外洋にわたる広範囲な透明度について、光学的な実測値と比較した結果、定数1.7を使って減衰係数をかなりの的確に見積もることができるとしている⁴⁴⁾。

次に、我が国の海面直下における日積算光量の年間平均値 B (mol/m²/d) について以下のとおり求めた。

海面に入射する太陽光の量は、1日あたりの全天日射量から、海面の反射、吸収によるエネルギーロスと全短波放射にしめる光合成有効放射 (PAR) の割合を考慮して求めることができる。

ここで、まず、1日あたりの全天日射量を求める。我が国の全天日射量のデータ (1974年~2000年) (図24) をみるとほとんどの領域において年間平均値で10~16MJ/m²/dの範囲に入っていた。そこで、1日あたりの全天日射量の代表値として平均値の13MJ/m²/dを用いる。



資料) 閉鎖性海域中長期ビジョン (平成 22 年 3 月)

図 24 我が国の全天日射量年平均値の分布 (1971 年～2000 年平均値)

また、海面の反射、吸収による光エネルギーのロスについては 79%とし¹⁾、さらに、全短波放射に占める PAR の割合は、実測等で報告されている 42%を用いる^{46), 47)}。

したがって、光合成に有効な波長の光の水面直下における年間平均光量 B ($\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$) は、

$$B = 13 \text{ (MJ}/\text{m}^2/\text{d}) \times 0.42 \times 0.79 = 19.6 \text{ (mol}/\text{m}^2/\text{d})$$

となる。なお、全天日射量の単位は $\text{MJ}/\text{m}^2/\text{d}$ であるため、 $1\text{MJ}/\text{m}^2/\text{d} = 1/0.22 \text{ mol}/\text{m}^2/\text{d}$ であることから光量子量へ単位換算を行っている。

以上を踏まえ、式 3 より、2) で得られた必要最低光量を確保するために必要な透明度と水深の関係は、以下のとおり。

種名	年間平均透明度と分布下限水深の関係
アマモ	年間平均透明度 = $0.95 \times$ 分布下限水深
アラメ	年間平均透明度 = $0.83 \times$ 分布下限水深
カジメ	年間平均透明度 = $0.64 \times$ 分布下限水深

4) 透明度と分布下限水深の関係式の検証

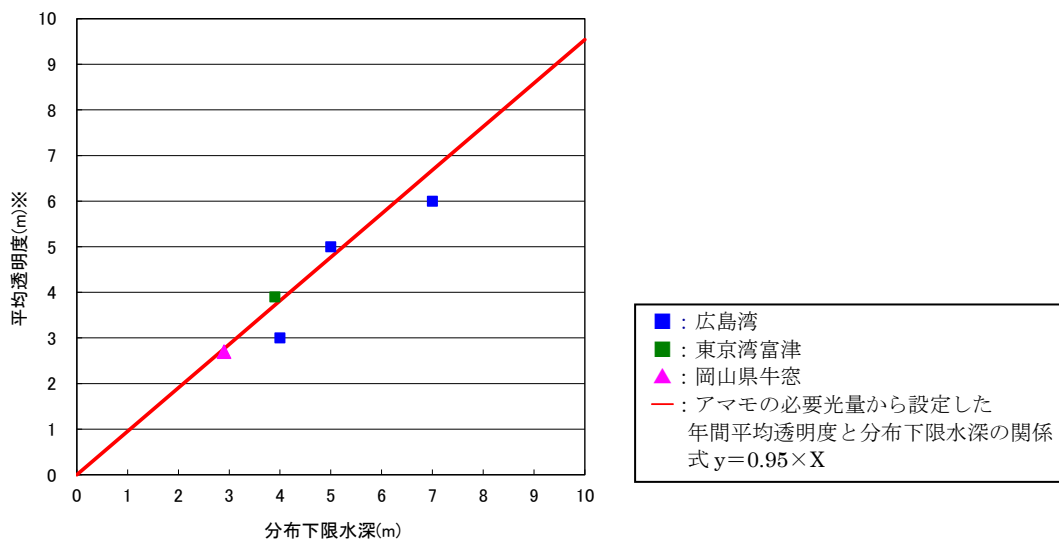
アマモについては、実際の分布下限水深と近傍の透明度のデータが得られたため、それらを整理し、必要光量から設定した透明度と分布下限水深関係式について、その妥当性について検証を行った。

広島湾のアマモ場において分布下限水深を潜水調査し、その場で6～8月に実測した平均透明度が得られた⁴⁸⁾。また、岡山県牛窓地先の周年濃密な群落を形成する藻場の分布下限水深と、その近傍15地点で観測された1972年から1986年の年間平均透明度が得られた¹⁾。加えて、文献としては整理されていないが、東京湾富津のアマモ場の分布下限水深が示されており⁴⁹⁾、この藻場の近傍で毎月調査されている公共用水域水質測定結果(千葉県実施、観測地点:「東京湾18」)の2003～2007年の年間平均透明度を整理した。これらの結果に必要な光量から設定した年間平均透明度と分布下限水深の関係式を重ねて示した(図25)。

その結果、広島湾、東京湾及び岡山県牛窓地先では、年間平均透明度と分布下限水深はほぼ一致していた。ただし、広島湾の透明度観測結果は、6～8月の3ヵ月間の平均値であることから、年間の平均透明度としてはやや異なる可能性はある。

また、海外の調査事例では、デンマークの海域及びアメリカ西海岸のカリフォルニアのラグーンにおける分布下限水深と減衰係数を整理し、アマモの分布下限水深は透明度深度の年間平均に相当すると記されている⁵⁰⁾。本検討結果も、水深10mまで平均透明度は分布下限水深と同程度必要であることとなり、概ね一致している。

以上より、アマモの生育に必要な最低光量から設定した年間平均透明度と分布下限水深の関係式は、実際の藻場で観測された分布下限水深と透明度の関係と比較しても概ね等しく、妥当な目標値であると考えられる。



- 注) 1. 広島湾のデータについては、引用文献 25) から、分布下限水深を潜水観察し透明度を実測している地点を示した。また、葉上浮泥が多いとしている地点及び海底勾配が急な地点を除いた。
2. ※の平均透明度について、広島県沿岸域の透明度は 6～8 月の平均透明度 (1999 年)。岡山県、東京湾の平均透明度は、年間平均透明度を示す (岡山県は 1972～1986 年、東京湾は 2003 年～2007 年の藻場近傍の地点の年間平均値)。
3. 広島県沿岸域の分布下限水深は、D. L. 基準を平均水面に換算 (+2.0m) して示した。

図 25 現存アマモ場での分布下限水深と平均透明度の関係

(1) - 2. 沈水植物に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠

1) 沈水植物の知見の収集方法

沈水植物の分布下限水深に関する文献並びにその近傍の透明度のデータを収集した。透明度の観測データは、分布下限水深と同時に観測されている文献以外は、沈水植物の分布調査と同年度に実施された公共用水域の水質測定結果のデータを用いて年間平均値を求めた。

2) 沈水植物の知見の収集結果

沈水植物の分布下限水深とその湖沼における年平均透明度の関係は、琵琶湖、十和田湖、小川原湖、木崎湖、諏訪湖から情報が得られた。なお、水深は平均水位を基準とした(表16)。

表16 既往文献から分布下限水深と平均透明度の関係整理

引用文献	分布下限水深(構成種)	湖沼名	沈水植物調査地点	平均透明度(m)	透明度調査地点
51)	クロモ(6.0m)	琵琶湖	St.48	3.8	長浜沖
	クロモ(6.1m)、センニンモ(6.1m)、イバラモ(5.8m)	琵琶湖	St.53	4.4	天野川沖
	クロモ(5.5m)	琵琶湖	St.58	4.4	彦根港沖
	クロモ(5.3m)、センニンモ(5.2m)、オオササエビモ(5.1m)	琵琶湖	St.60	4.5	石寺沖
	クロモ(5.4m)、センニンモ(5.3m)	琵琶湖	St.65	4.4	長命寺沖
	クロモ(5.2m)、センニンモ(4.9m)、ホザキノフサモ(4.6m)	琵琶湖	St.70	3.2	日野川沖
	クロモ(4.7m)、センニンモ(5.1m)	琵琶湖	St.75	3.0	吉川港沖
	クロモ(6.3m)、センニンモ(6.8m)	琵琶湖	St.3	4.1	丹出川沖
	クロモ(7.0m)、センニンモ(7.0m)、イバラモ(7.0m)	琵琶湖	St.48	3.8	長浜沖
	クロモ(7.0m)、センニンモ(7.0m)、イバラモ(7.0m)	琵琶湖	St.53	4.4	天野川沖
	クロモ(5.9m)、イバラモ(5.9m)	琵琶湖	St.58	4.0	彦根港沖
	クロモ(4.9m)、イバラモ(4.9m)、センニンモ(4.9m)、ホザキノフサモ(4.8m)	琵琶湖	St.60	5.1	石寺沖
	クロモ(5.8m)、イバラモ(5.8m)、センニンモ(5.8m)	琵琶湖	St.65	4.9	長命寺沖
	クロモ(5.3m)、イバラモ(4.7m)、センニンモ(5.5m)、ホザキノフサモ(5.3m)	琵琶湖	St.70	4.1	日野川沖
	クロモ(5.3m)、イバラモ(5.2m)、センニンモ(5.3m)、ホザキノフサモ(5.3m)、マツモ(5.3m)	琵琶湖	St.75	3.8	吉川港沖
	クロモ(6.5m)、センニンモ(6.5m)	琵琶湖	St.3	5.2	丹出川沖
	クロモ(9.0m)、センニンモ(9.0m)、マツモ(8.2m)	琵琶湖	St.48	3.9	長浜沖
	クロモ(7.3m)、センニンモ(6.9m)、コウガイモ(6.7m)、イバラモ(6.2m)、ネジレモ(5.9m)	琵琶湖	St.53	5.3	天野川沖
	クロモ(6.3m)、イバラモ(6.5m)、コウガイモ(6.4m)、センニンモ(6.2m)、ネジレモ(6.2m)、ホザキノフサモ(6.3m)	琵琶湖	St.58	5.0	彦根港沖
	クロモ(8.2m)、イバラモ(7.9m)	琵琶湖	St.60	5.5	石寺沖
クロモ(6.3m)、イバラモ(6.0m)、センニンモ(6.3m)	琵琶湖	St.65	5.7	長命寺沖	
クロモ(6.2m)、センニンモ(6.2m)、ホザキノフサモ(5.4m)	琵琶湖	St.70	4.3	日野川沖	
クロモ(6.4m)、センニンモ(6.0m)、ホザキノフサモ(5.2m)	琵琶湖	St.75	3.8	吉川港沖	
クロモ(8.0m)、センニンモ(8.0m)、イバラモ(8.0m)	琵琶湖	St.3	6.2	丹出川沖	
52)	エビモ(3m)	諏訪湖	湖岸全域	1.2	初島西、塚間川沖
53)	シャジクモ(5m)	小川原湖	NO.10	3.1	小川原湖総合観測所、中央
54)	ヒメフラスコモ(10.5m)	木崎湖	西岸NO.10	6.9	木崎湖湖心
55)	ヒメフラスコモ(29m)	十和田湖	西湖、東湖湖岸	12.6	St.102、119
56)	ヒメフラスコモ(24m)、カタシャジクモ(13m)	十和田湖	神田川川口北から大山岱	10	植物調査地点
	ヒメフラスコモ(14.5m)、センニンモ(10.4m)	十和田湖	西湖、東湖湖岸	9.8	St.1,2,9

注) 1.沈水植物調査地点は引用文献における調査地点を指す。

2.平均透明度について、十和田湖の情報は引用文献より透明度調査地点の平均透明度を算出し、十和田湖以外の湖沼の情報は、引用文献の調査年次における公共用水域水質測定結果(環境数値データベース(国立環境研究所))より透明度調査地点の平均透明度を算出した。

3) 沈水植物に係る沿岸透明度の目標値の検討

海藻草類の必要光量は、ほぼ単一種で構成される藻場で計測された光量を用いているため、種ごとの必要光量として整理した。しかし、沈水植物については、深場の車軸藻類などの例を除くと、多くの場合で複数種が混生して分布している。このため、沈水植物の生育を確保する透明度は、種ごとではなく沈水植物としてまとめて生育に必要な透明度を導出した（図 26）。

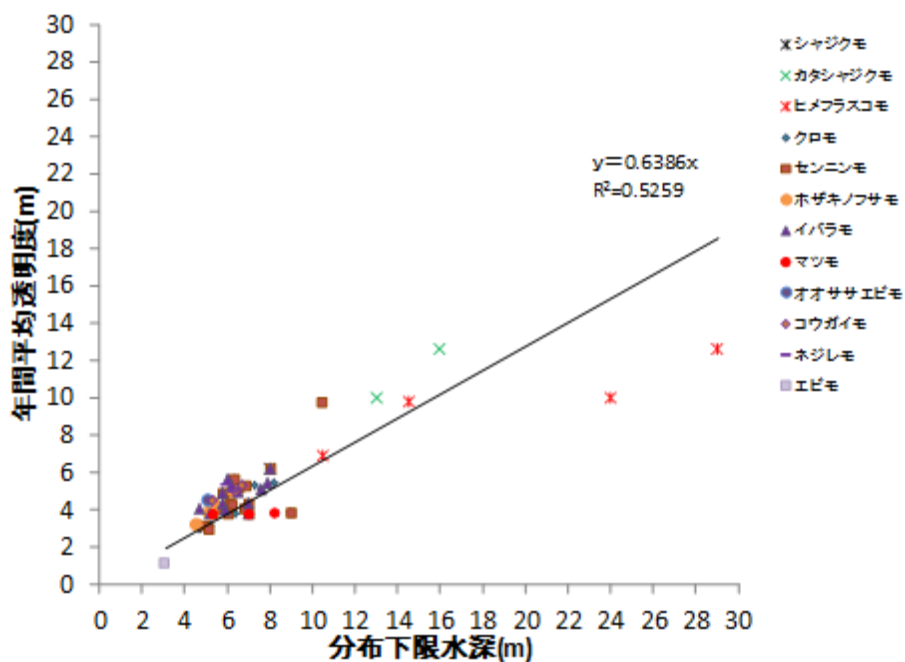


図 26 分布下限水深と年平均透明度の関係

一次回帰式から年平均透明度と分布下限水深の関係は、以下のとおりとなる。

沈水植物の種類	年間平均透明度と分布下限水深の関係
維管束植物 車軸藻類	年間平均透明度=0.64×分布下限水深

(1) - 3. 親水利用の保全に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠

1) 親水利用の保全に係る知見の収集結果

①自然環境保全（海域公園）

全窒素・全燐に係る環境基準のうち、海域の「自然環境保全」の利用目的に応じたレベルについては、以下のとおり整理されている。

我が国において透明度が十分に維持されている水域として海中公園地区（現在の海域公園地区に相当する）の水質データを整理すると、清澄な水質を確保するためには、10m程度以上の透明度を目標とすることが適当である。

水質項目	地点数	データ数*	平均	最小*	最大*	透明度 10m以上を超えるデータ数（割合）
透明度(m)	18	54	13	7	20	45 (83%)

(注)データの数、最小、最大は、各測定点の各年度の平均値を 1 データとした場合の値である。
 (備考)「海域の窒素及び燐に係る環境基準等の設定について（答申）」（平成 5 年 6 月中央公害対策審議会）の参考資料 p14 を一部改編

資料：「海域の窒素及び燐に係る環境基準等の設定について(答申)」（平成 5 年 6 月中央公害対策審議会）

現在の海域公園地区内及びその周辺の近年の透明度の状況を確認してみると、全窒素・全燐の環境基準策定時のデータと比較して、最小値、最大値及び平均値に大きな差は見られない。

表 17 海域公園地区の透明度（2010～2012 年度）

水質項目	地点数	データ数*	平均	最小*	最大*	透明度 10m以上のデータ数（割合）
透明度(m)	17	32	13.2	6.8	23.2	24 (75%)

- 注) 1. データの数、最小、最大は、各測定点の各年度の平均値を 1 データとした場合の値である。
 2. 対象とした地点は上表と同一地点を対象とした。なお、2010 年度は 4 地点、2011 年度及び 2012 年度は 1 地点が測定データがなかった。また、測定地点のうち、全水深が記載されていない地点、全透が観測された地点は集計から除外した。

資料) 各自治体の平成 22～24 年度の透明度測定データ

また、湖沼の「自然環境保全」の利用目的に応じたレベルについては、以下のとおり整理されている。

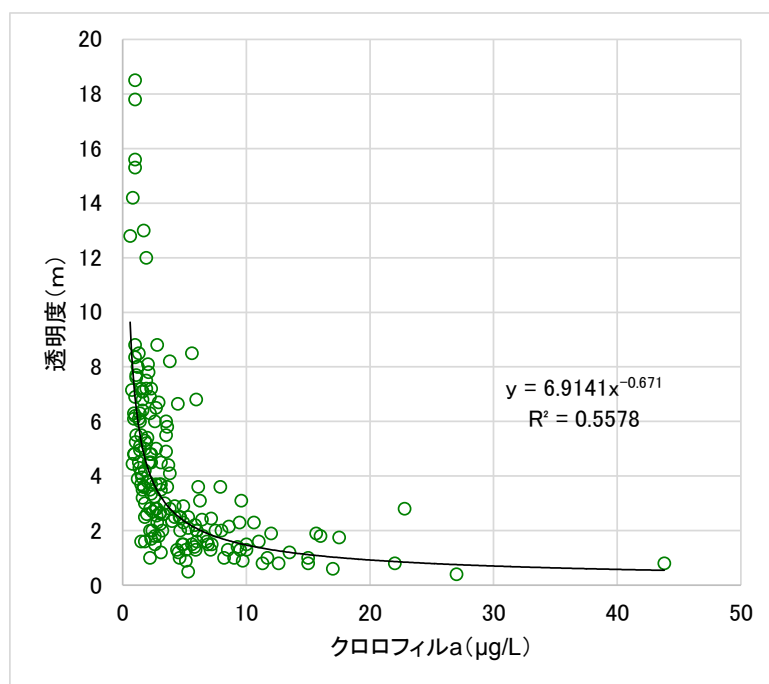
透明度とクロロフィルとの関係を考えて美観上からは透明度を十分に維持するためには、クロロフィル a の濃度を 1 mg/m^3 以下に保つことが望ましい。我が国でこれに該当する湖は摩周湖、支笏湖等の深い貧栄養湖である。

レベル	全窒素 年間平均値 (mg/L)	参考項目	
		夏季クロロフィル a 濃度 (mg/m^3)	透明度 (m)
I	0.07 以下	1 以下	6 以上
II	0.15 以下	3 以下	4 以上
III	0.4 以下	20 以下	2 以上
IV	0.6 以下	40 以下	1 以上
V	1.0 以下	—	—

レベル	全りん 年間平均値 (mg/L)	参考項目	
		夏季クロロフィル a 濃度 (mg/m^3)	透明度 (m)
I	0.005 以下	1 以下	7 以上
II	0.01 以下	3 以下	4 以上
III	0.03 以下	20 以下	2 以上
IV	0.05 以下	40 以下	1 以上
V	0.10 以下	100 以下	—

- 資料) 1.窒素、リン等水質目標検討会 (1983) 湖沼の窒素に係る水質目標についての検討結果-窒素、リン等水質目標検討会報告-, p2
 2.窒素、リン等水質目標検討会 (1980) 湖沼のリンに係る水質目標についての検討結果-窒素、リン等水質目標検討会報告-, p4

湖沼 AA 類型に指定されている湖沼のうち、平成 23 年度～平成 25 年度に各自治体において測定した透明度とクロロフィル a のデータを整理したところ、クロロフィル a 濃度 1 mg/m^3 ($1 \mu \text{ g/L}$) のとき、透明度 6.9m であった (図 27)。



資料) 各自治体における水質測定結果

図 27 湖沼 AA 類型のクロロフィル a 濃度と透明度との関係

② 日常的親水

現時点で、目標値の検討にあたり得られた知見は以下のとおり。

水浴利用の観点からの透明度の目安に関し、参考となる知見としては、「水浴場水質判定基準」(指針)がある。この基準で最も良い水質判定「適(水質 AA 及び水質 A)」に該当する透明度は、「全透(または 1m 以上)」である。ただし、この基準は、開設前又は開設中において、水浴場内で測定した透明度で評価している。

表 18 水浴場水質判定基準

区分	ふん便性大腸菌群数	油膜の有無	COD	透明度
適	水質 A A (検出限界 2個/100ml)	油膜が認められない	2mg/l 以下 (湖沼は 3mg/l 以下)	全透 (または 1m 以上)
	水質 A	油膜が認められない	2mg/l 以下 (湖沼は 3mg/l 以下)	全透 (または 1m 以上)
可	水質 B	常時は油膜が認められない	5mg/l 以下	1m 未満～ 50cm 以上
	水質 C	常時は油膜が認められない	8mg/l 以下	1m 未満～ 50cm 以上
不適	1,000個/100ml を超えるもの	常時油膜が認められる	8mg/l 超	50cm 未満*

また、全窒素・全燐に係る環境基準のうち、海域の「水浴」の利用目的に応じたレベルについては、以下のとおり整理されている。

既存の水浴場近傍の平均的な透明度は 6 m 程度以上であり、…							
水質項目	地点数	データ数*	算術平均	幾何平均	中央値	最小値*	最大値*
透明度(m)	76	227	6.7	6.1	6.2	2.0	16.0
(注)1.データの数、最小、最大は、各測定点の各年度の平均値を 1 データとした場合の値である。 2.水浴場から、1km 程度以内の測定点のデータを使用した。ただし、汚染源が少ないと考えられる水域では、2km 程度離れている場合でも使用した。 (備考) 「海域の窒素及び燐に係る環境基準等の設定について (答申)」(平成 5 年 6 月中央公害対策審議会)の参考資料 p15 を一部改編							

資料：「海域の窒素及び燐に係る環境基準等の設定について(答申)」(平成 5 年 6 月中央公害対策審議会)

最近 (2012 年度) のデータを用いて、水浴場近傍 (2km 以内) かつ沿岸から 1km 以内などの条件を満たす環境基準点等 (55 地点) における透明度を整理した結果は、算術平均値 6.6m、幾何平均値 5.9m、中央値 5.7m、最小値 2.0m、最大値 16.4m となり、大きな差はみられない。

このことを踏まえると、水浴場近傍海域の透明度は、平均的には 6 m 程度、最低で 2 m 程度と考えられる。ただし、これをもって必ずしも近傍の水浴場において「全透 (または 1 m 以上)」が確保されるわけではないことに留意が必要である。

眺望の観点からの透明度の目安に関し、参考となる知見としては、東京湾の赤潮発生判定の目安のひとつに透明度が設定されている (表 19)。ただし、赤潮と判定するかどうかは、各都県において、各項目を総合的にみて判断している。

表 19 東京湾における赤潮判定の目安

項目/県名	千葉県	東京都	神奈川県（東京内湾）
色	オリーブ色～茶色	赤褐色、黄褐色、緑褐色等	茶褐色、黄褐色、緑褐色等 通常と異なる色
透明度	1.5m 以下	概ね 1.5m 以下	概ね 1.5m 以下
クロロフィル a	SCORR/UNESCO 法: 50 μg/L 以上	吸光度法及び LORENZEN 法に準ずる方 法: 50mg/m ³ 以上	蛍光法: 50 μg/L 以上
溶存酸素飽和度	150%以上	—	—
pH	8.5 以上	—	—
赤潮プランクトン	—	顕微鏡で多量に存在してい ることが確認できる。	顕微鏡で多量に存在してい る。

資料) 東京湾岸自治体環境保全会議 (2013) 東京湾水質調査報告書 (平成 23 年度), p39

また、琵琶湖において、淡水赤潮発生時の透明度を測定していたため、以下のとおり整理した。淡水赤潮発生時の透明度は、0.3～2.5m となっており、平均をとると、1.3m 程度となっている。

表 20 琵琶湖の淡水赤潮の発生時の透明度の状況

調査日時	1995 年～2009 年の 5 月
検体数	37 検体
調査地点	琵琶湖全域
透明度	0.3～2.5m (平均 1.3m)
1m 未満	11 検体 (29.7%)
1m 以上 2m 未 満	21 検体 (56.8%)
2m 以上 3m 未 満	5 検体 (13.5%)

注) 琵琶湖の淡水赤潮判定は、植物プランクトン(*Uroglena americana*)の中群体 (300 細胞) 換算で、300 群体/mL 以上を目安としている。

資料) 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター資料

③透明度と親水利用の現況

参考として、全国の公共用水域における透明度（平成 22 年～24 年の平均値）と測定地点（またはその近傍 1 km 程度）の親水利用の現況について情報の整理を行った（別紙）。

その結果、全体として、湖沼については透明度と親水利用行為の間に目立った傾向は見られなかった。海域については、透明度と多くの親水利用行為との間に目立った傾向は見られなかったが、ダイビングや水中展望については、他の親水利用行為に比べて高い透明度の地点（またはその近傍）で行われていた。

なお、このデータはあくまで各測定地点又はその近傍における現在の透明度と親水利用の状況を整理したものであり、各親水利用行為における「望ましい」透明度を整理したものでないことに留意が必要である。

（2）沿岸透明度の各水域における目標値設定の方向性

具体的な目標値の当てはめのイメージは図 28、29 のとおり。

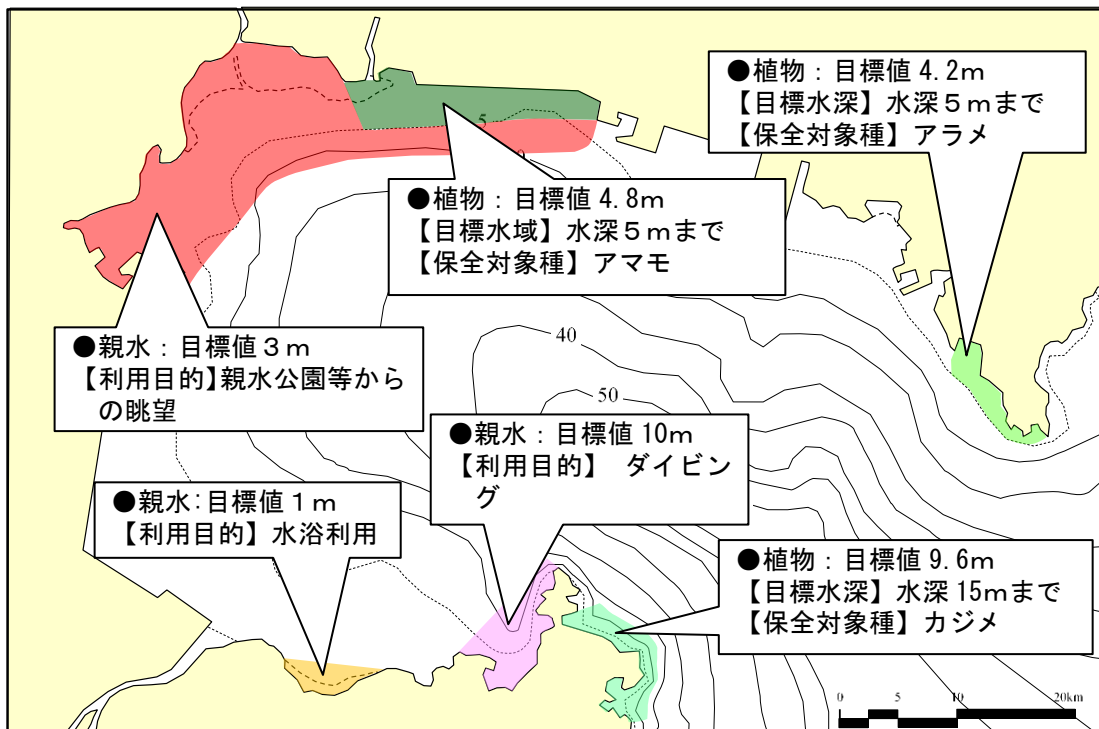


図 28 沿岸透明度の目標値の当てはめイメージ：海域（複数の目標値を設定する場合）

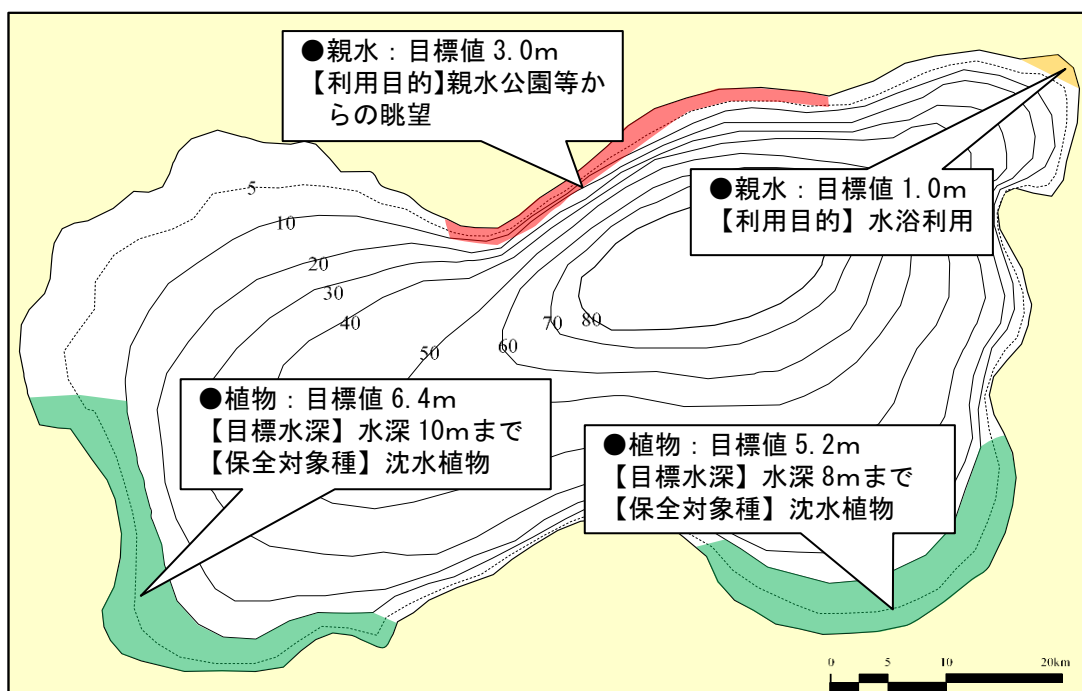


図 29 沿岸透明度の目標値当てはめのイメージ：湖沼（複数の目標値を設定する場合）

図 28 及び図 29 は、親水利用は様々な行為があり、比較的広範な水域については、複数の目標値があることもありうることを示すために作成したものである。比較的狭い水域については、水域全体、あるいはその一部分を親水利用の対象として一律に当てはめて、目標値を設定することも考えられる。

沿岸透明度と親水利用の関係

沿岸透明度と親水利用の関係について把握するため、公共用水域において地方自治体が透明度の測定を行っている地点のうち、利用目的が把握できたものについて整理を行った。

1. 湖沼

測定地点およびその周辺における親水利用の有無について、その地点数を図1に、親水利用の種類ごとの地点数を図2に示す。図1より、透明度のデータが存在する測定点およびその周辺において、親水利用が行われている水域は多いと考えられる。また、図2より、湖沼では水に直接触れる親水利用は少なかった。

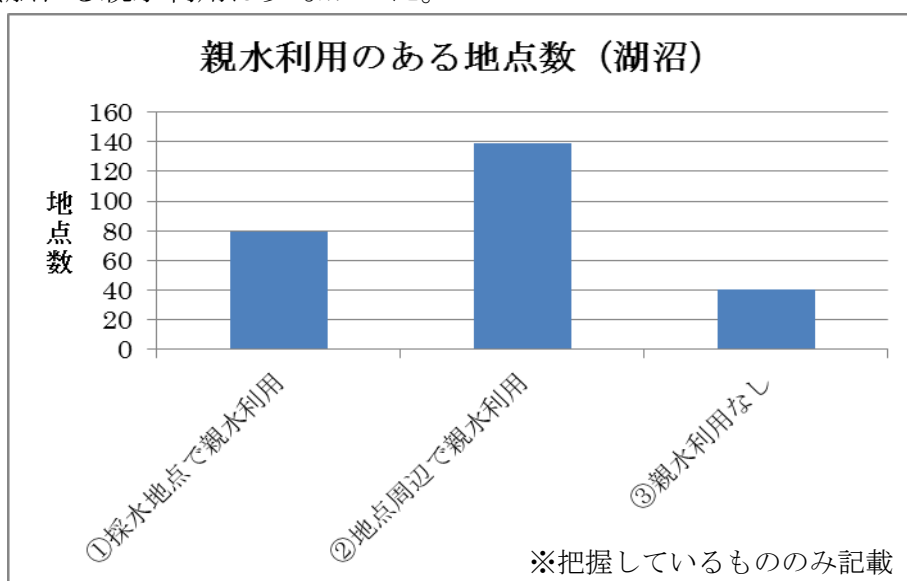


図1 測定地点と親水利用の有無について (湖沼)

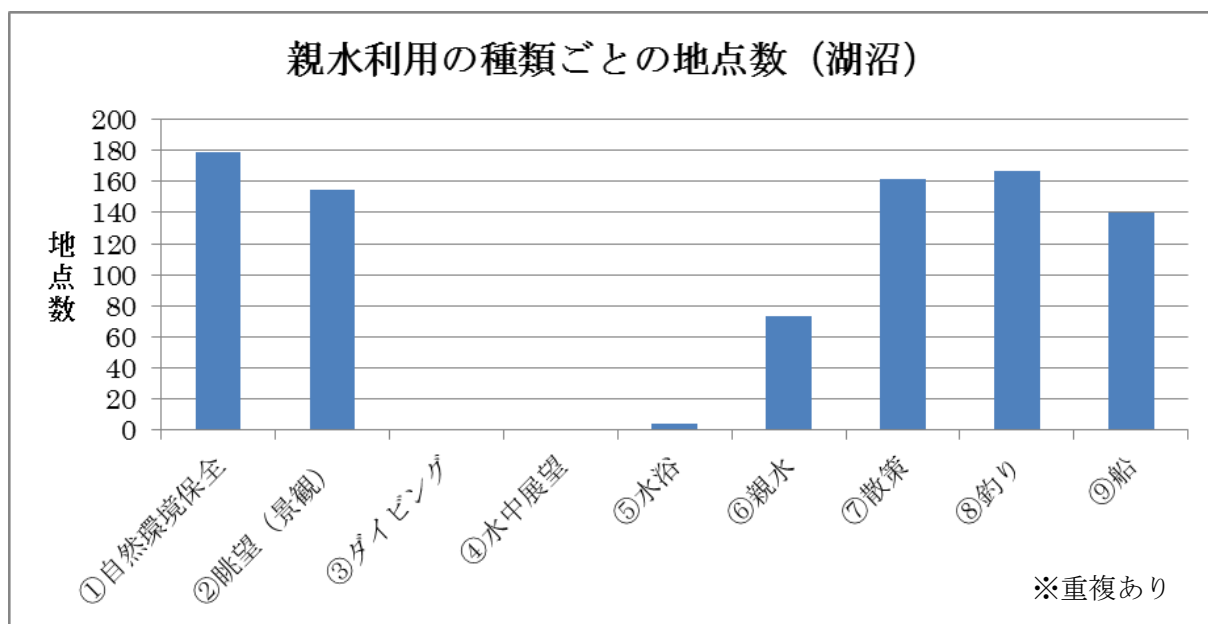


図2 親水利用の種類と測定地点数について (湖沼)

次に、以下のとおり、透明度の数値ごとの親水利用の種類について、測定地点数を表1に示す。また、それぞれの親水利用と透明度の関係について、図3から図7に示す。なお、②眺望（景観）は①自然環境保全に含めるとともに、把握された地点数が大幅に少なかった③ダイビング、④水中展望、⑤水浴については省く。

透明度のデータが存在する測定地点の多くが透明度5m未満であることから、全体としても透明度5m未満における親水利用が行われている地点数が多い。

表1 透明度別親水利用の種類と測定地点数について（湖沼）

透明度(m)	①自然環境保全	②眺望(景観)	③ダイビング	④水中展望	⑤水浴	⑥親水	⑦散策	⑧釣り	⑨船	全データ数※
0~1 未満	25	7	0	0	0	13	14	15	12	42
1~2 未満	40	38	0	0	0	20	40	41	31	65
2~3 未満	35	34	0	0	4	9	32	35	20	75
3~4 未満	26	26	0	0	0	10	29	28	27	39
4~5 未満	10	8	0	0	0	5	13	10	11	16
5~6 未満	5	7	0	0	0	2	6	6	5	8
6~7 未満	5	6	0	0	0	4	6	6	3	7
7~8 未満	8	4	0	0	0	0	5	7	5	8
8~9 未満	10	10	0	0	0	0	5	5	10	10
9~10 未満	4	4	0	0	0	3	3	3	4	4
10~11 未満	3	3	0	0	0	3	3	5	5	12
11 以上	8	8	1	1	0	4	6	6	7	9
合計	179	155	1	1	4	73	162	167	140	295

※全データ数は、透明度データが存在する全ての地点数であり、親水利用が行われていない地点を含む。

※①~⑨の親水利用とは、以下の行為を想定している。

① 自然環境保全：自然再生活動、環境教育、自然探勝等が行われている。 ※資料5に示す自然環境保全のように、海域公園地区に限定したものではない。
② 眺望（景観）：海岸又は湖岸からの視覚的な側面としての利用がある。
③ ダイビング：ダイビングポイントが存在している。
④ 水中展望：グラスボート、シュノーケリング、水中展望台など、水中を見る行為を目的とする利用がある。
⑤ 水浴：水浴場が存在している。
⑥ 親水（水遊び）：泳ぐことはしないが、水には触れるといった利用がある（潮干狩り、親水公園等）。
⑦ 散策：水には触れないが（触れる可能性はあるが、主たる目的ではない）、周辺を散策するなど、水面を眺めるといった利用がある（キャンプ、サイクリングなども含まれる）。
⑧ 釣り：岸で釣りを行う、又は船を用いて釣りを行う（釣り場や釣りのための船の貸し出しがある）。
⑨ 船：ボート、ヨット、遊覧船等による海面もしくは湖面の利用がある（ボート貸し出し、定期遊覧船の運航がある）。

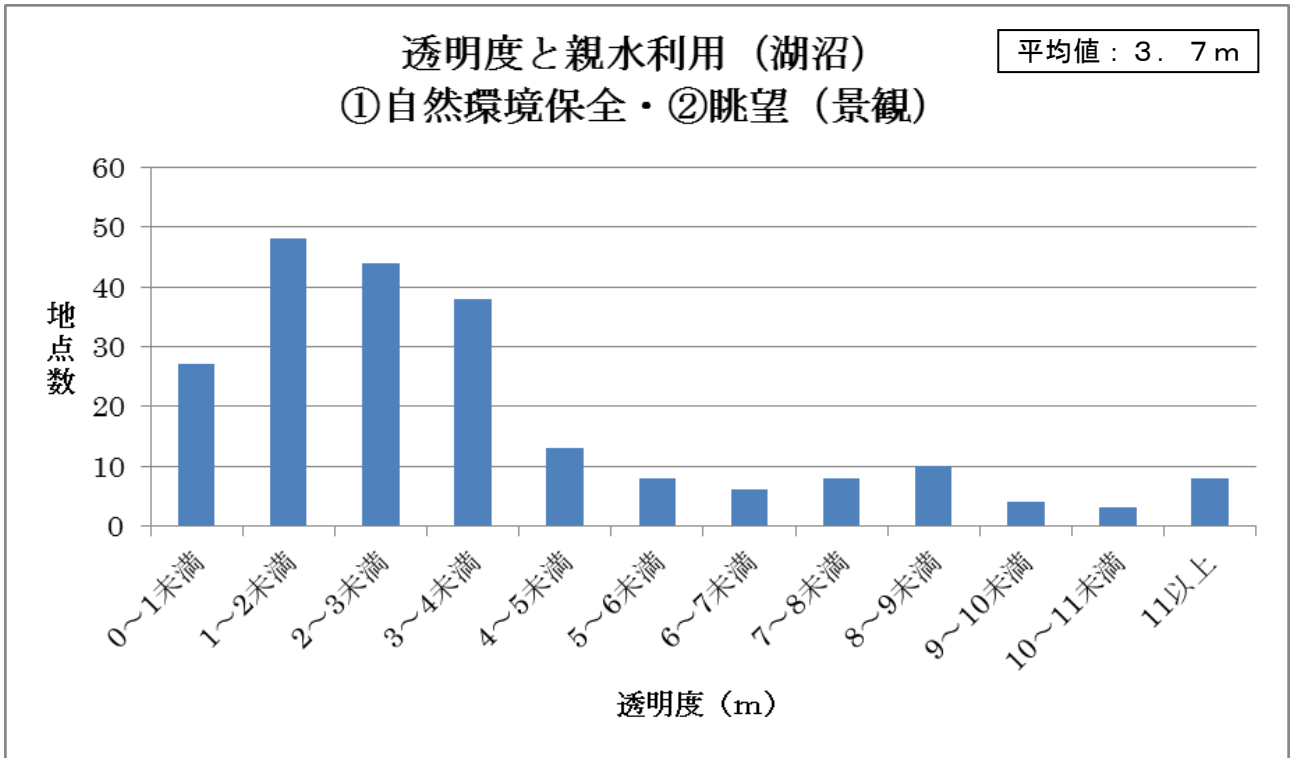


図3 透明度と親水利用の関係 ①自然環境保全・②眺望（景観）（湖沼）

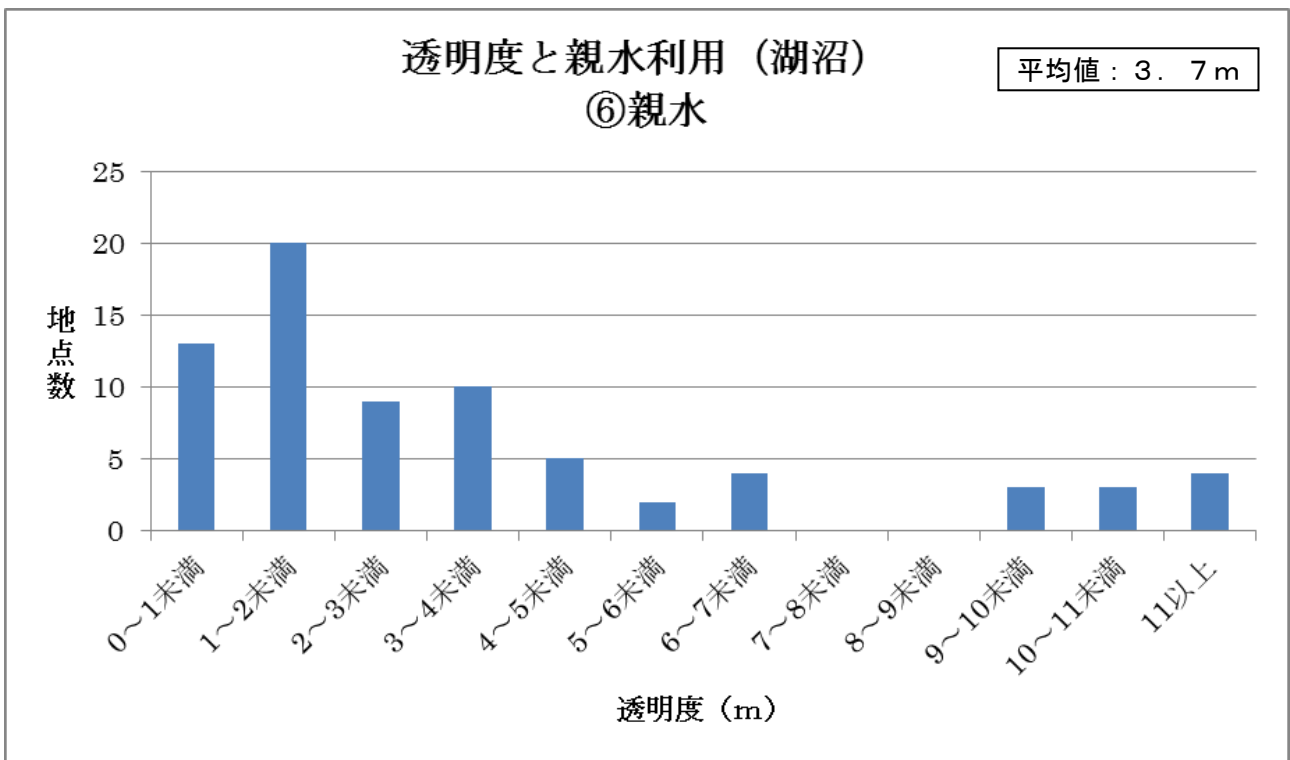


図4 透明度と親水利用の関係 ⑥親水（湖沼）

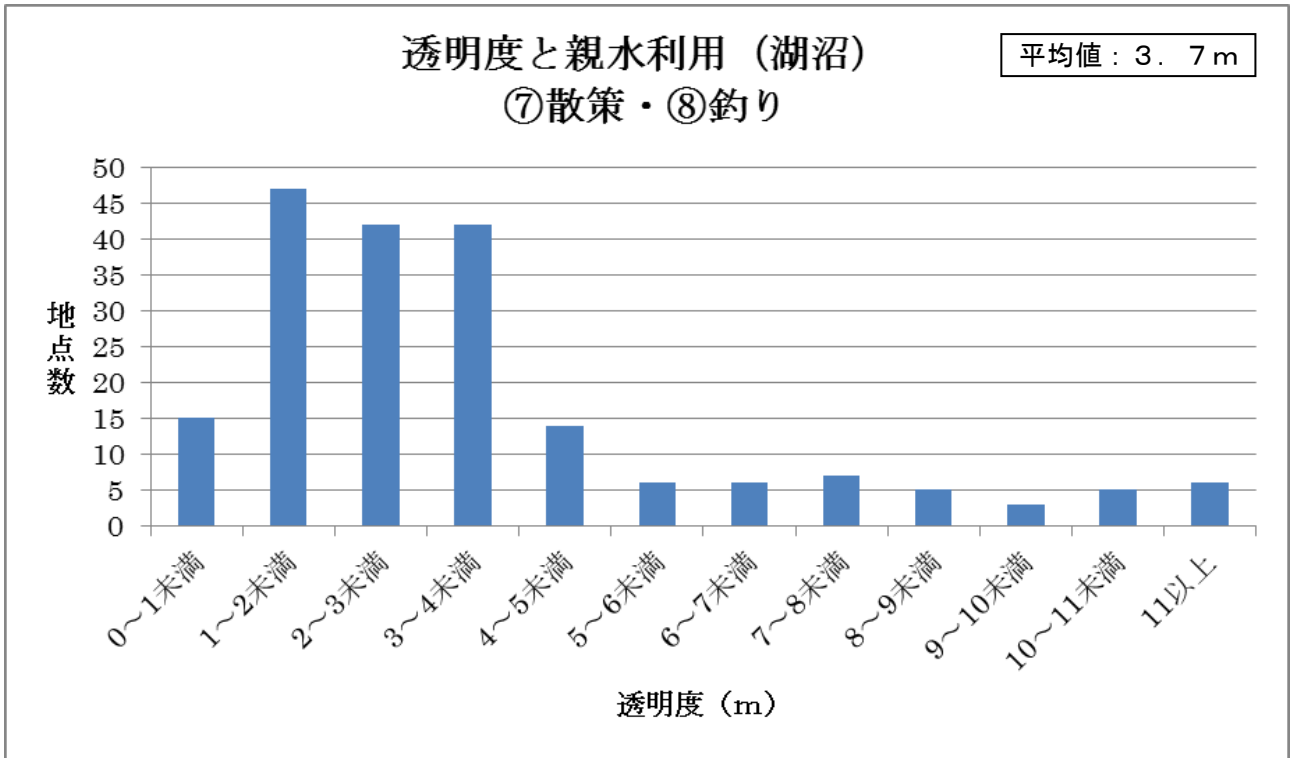


図5 透明度と親水利用の関係 ⑦散策・⑧釣り（湖沼）

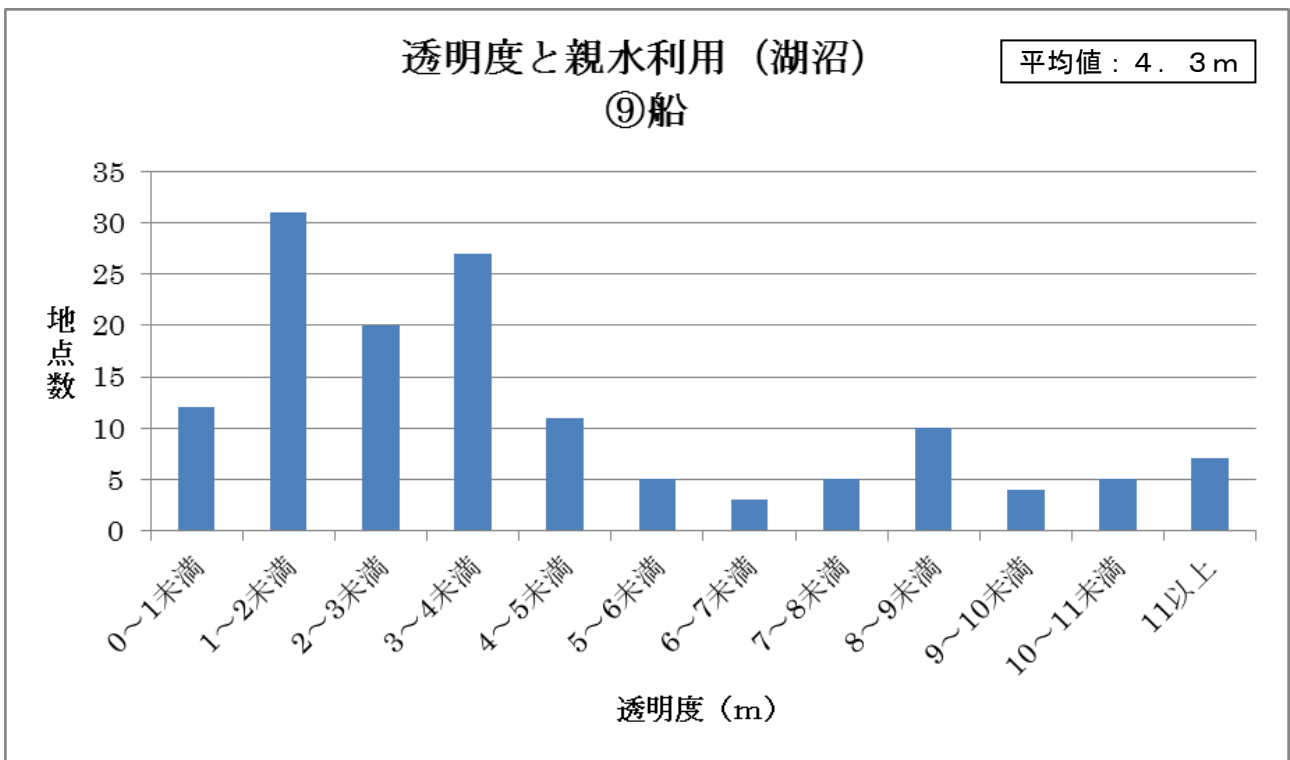


図6 透明度と親水利用の関係 ⑨船（湖沼）

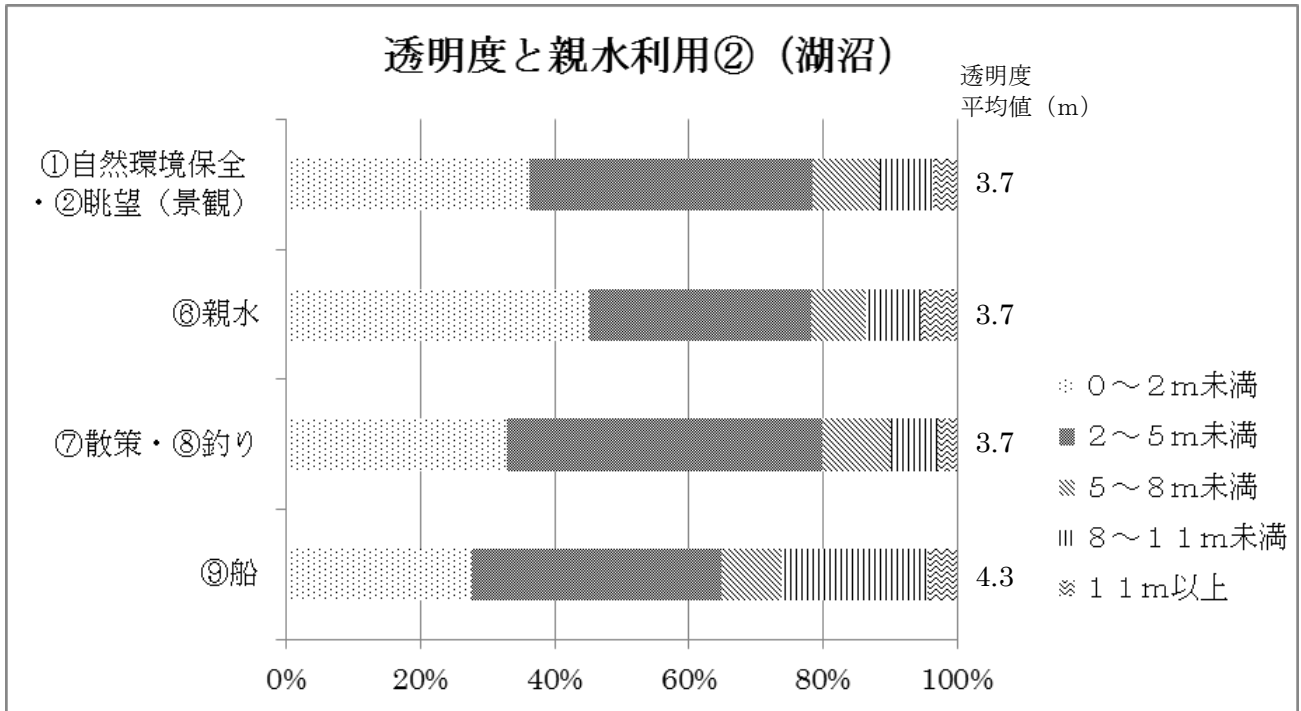


図7 透明度と親水利用の関係（湖沼）

湖沼については、全体として目立った傾向は見えにくいですが、親水利用が行われていることが把握された多くの地点で直接水に触れない種類の親水利用が行われている。また、データ数は少ないものの、直接水に触れ、水中の眺めを楽しむ③ダイビング、④水中展望が行われている地点は、透明度が11m以上であった。また、⑤水浴が行われている地点は、透明度が2m以上～3m未満であった。

2. 海域

測定地点およびその周辺における親水利用の有無について、その地点数を図8に、親水利用の種類ごとの地点数を図9に示す。図8より、透明度のデータが存在する測定点およびその周辺において、親水利用が行われている水域は多いと考えられる。また、図9より、海域では、他と比べて釣りの利用が多い。

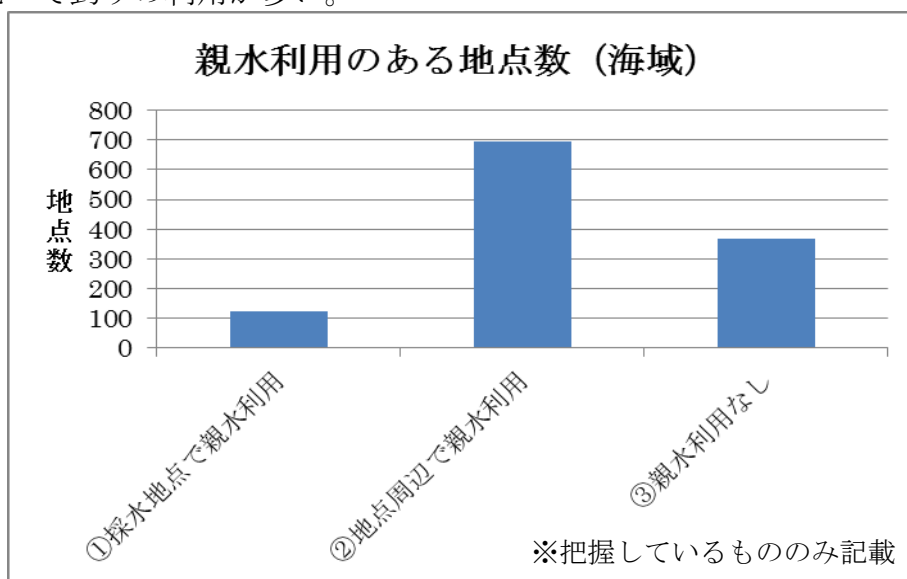


図8 測定地点と親水利用の有無について（海域）

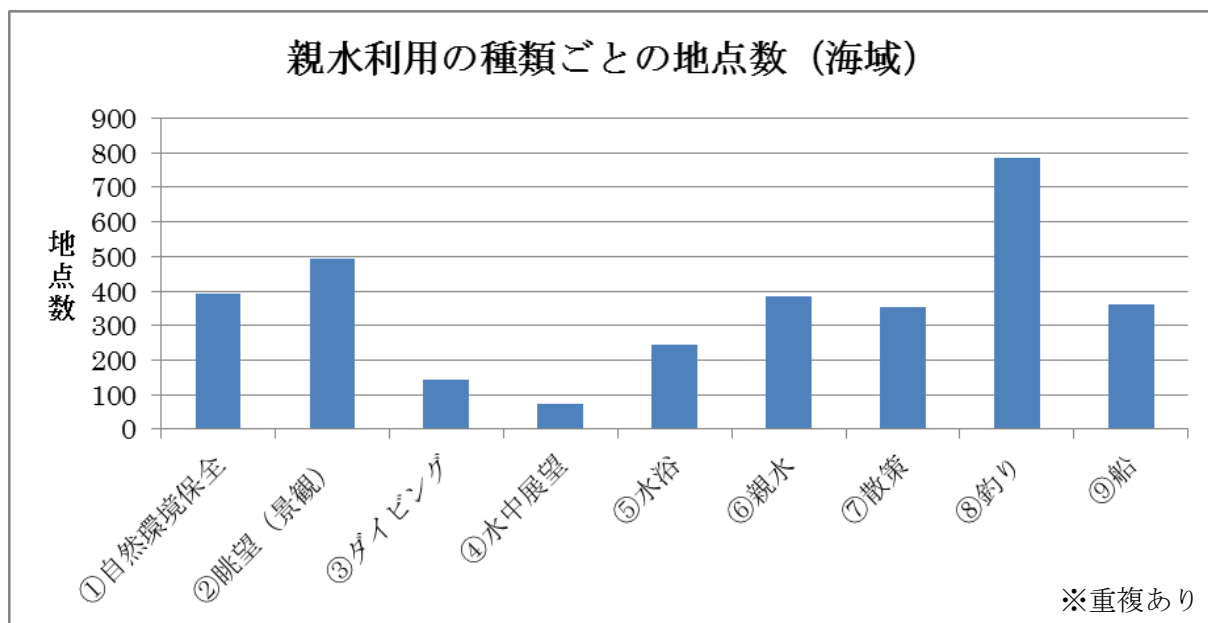


図9 親水利用の種類と測定地点数について（海域）

次に、以下のとおり、透明度の数値ごとの親水利用の種類について、測定地点数を表2に示す。また、それぞれの親水利用と透明度の関係について、図10から図19に示す。透明度0m以上～1m未満のデータについては、測定地点全体のデータ数が他と比べて大幅に少ない。

表2 透明度別親水利用の種類と測定地点数について（海域）

透明度(m)	①自然環境保全	②眺望（景観）	③ダイビング	④水中展望	⑤水浴	⑥親水	⑦散策	⑧釣り	⑨船	全データ数
0～1 未満	8	6	6	2	4	8	10	9	9	12
1～2 未満	22	30	4	3	33	8	19	27	16	142
2～3 未満	38	41	6	5	20	32	49	99	57	244
3～4 未満	43	58	10	5	34	37	37	119	39	257
4～5 未満	42	57	7	8	23	46	41	126	49	223
5～6 未満	51	64	12	5	27	51	53	113	45	228
6～7 未満	37	46	6	3	13	36	31	70	33	156
7～8 未満	38	55	19	4	16	43	30	72	29	132
8～9 未満	30	42	19	4	19	39	25	48	25	107
9～10 未満	22	24	12	5	11	23	17	26	16	62
10～11 未満	8	11	5	3	8	8	9	13	7	32
11～15 未満	38	41	23	17	24	34	21	45	29	115
15～20 未満	13	15	12	7	13	15	12	16	9	20
20 以上	4	3	3	2	0	3	0	3	0	4
合計	394	493	144	73	245	383	354	786	363	1734

※全データ数は、透明度データが存在する全ての地点数であり、親水利用が行われていない地点を含む。
 ※①～⑨の親水利用は、表1下部に記載のとおり。

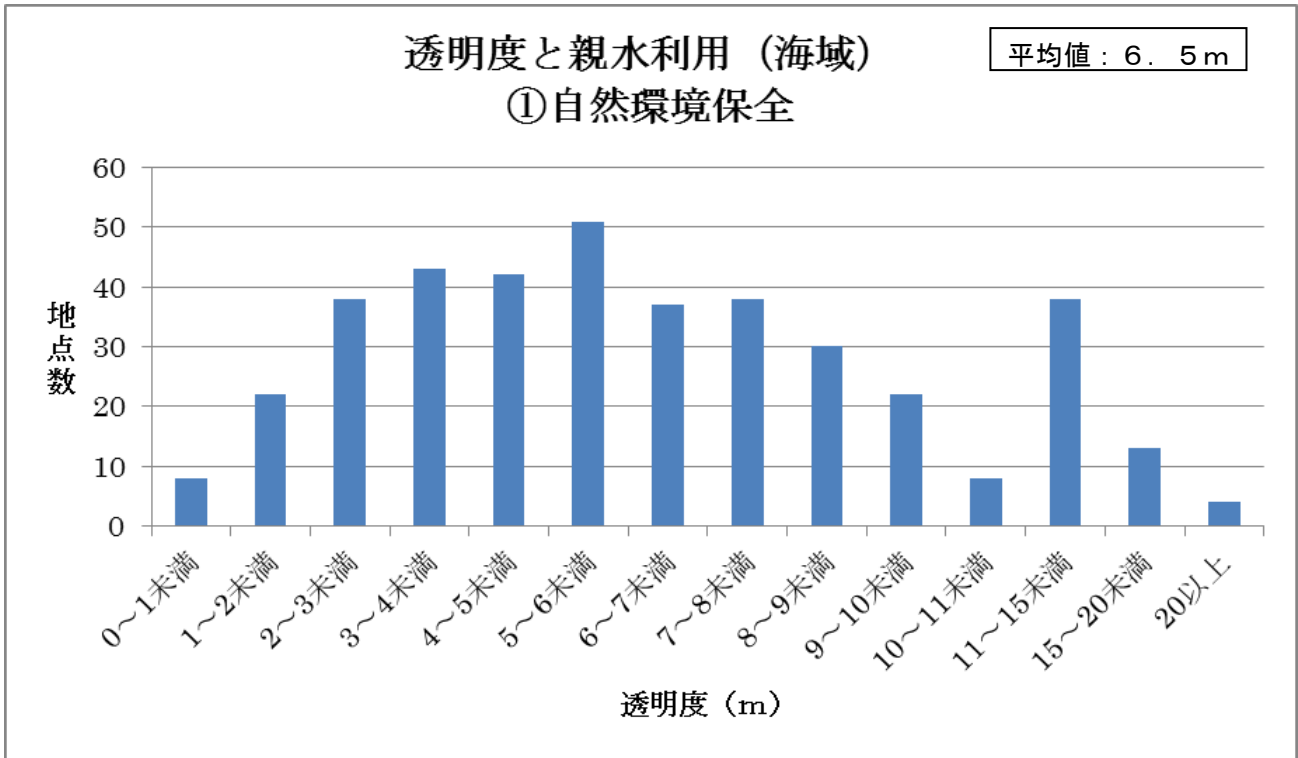


図 10 透明度と親水利用の関係 ①自然環境保全（海域）

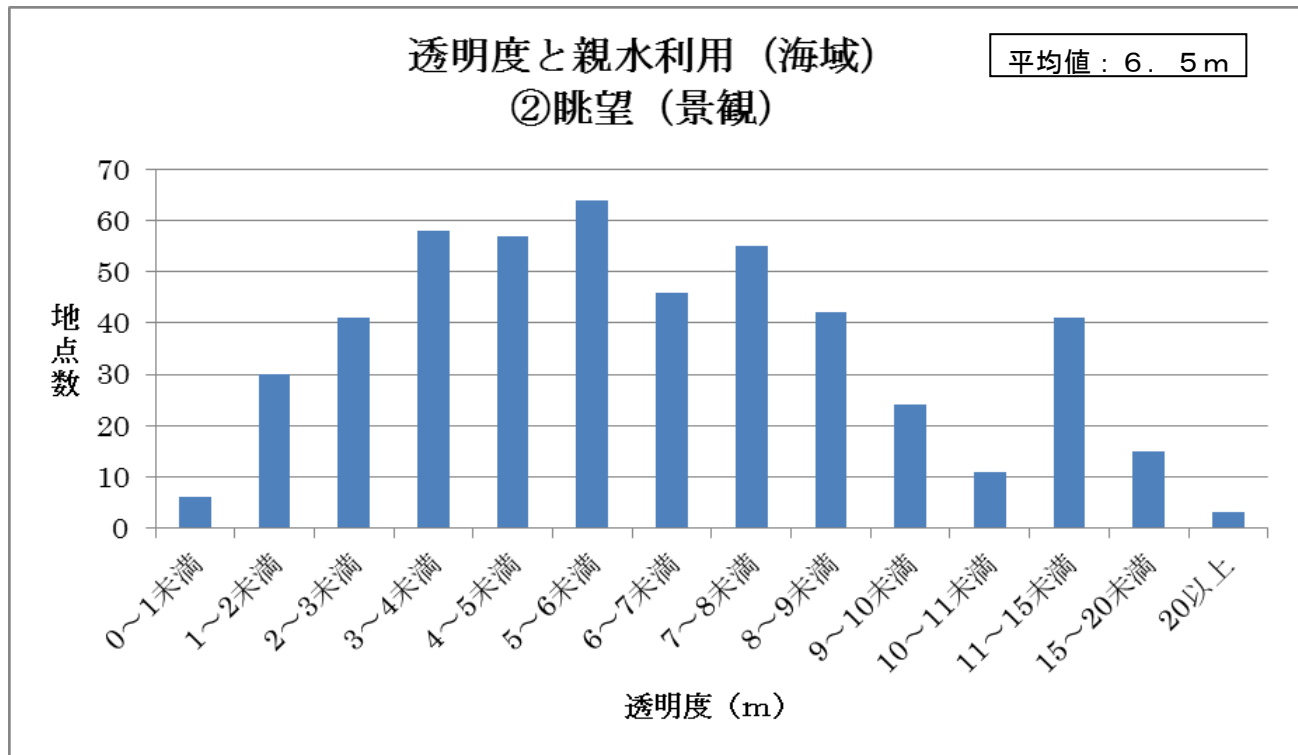


図 11 透明度と親水利用の関係 ②眺望（景観）（海域）

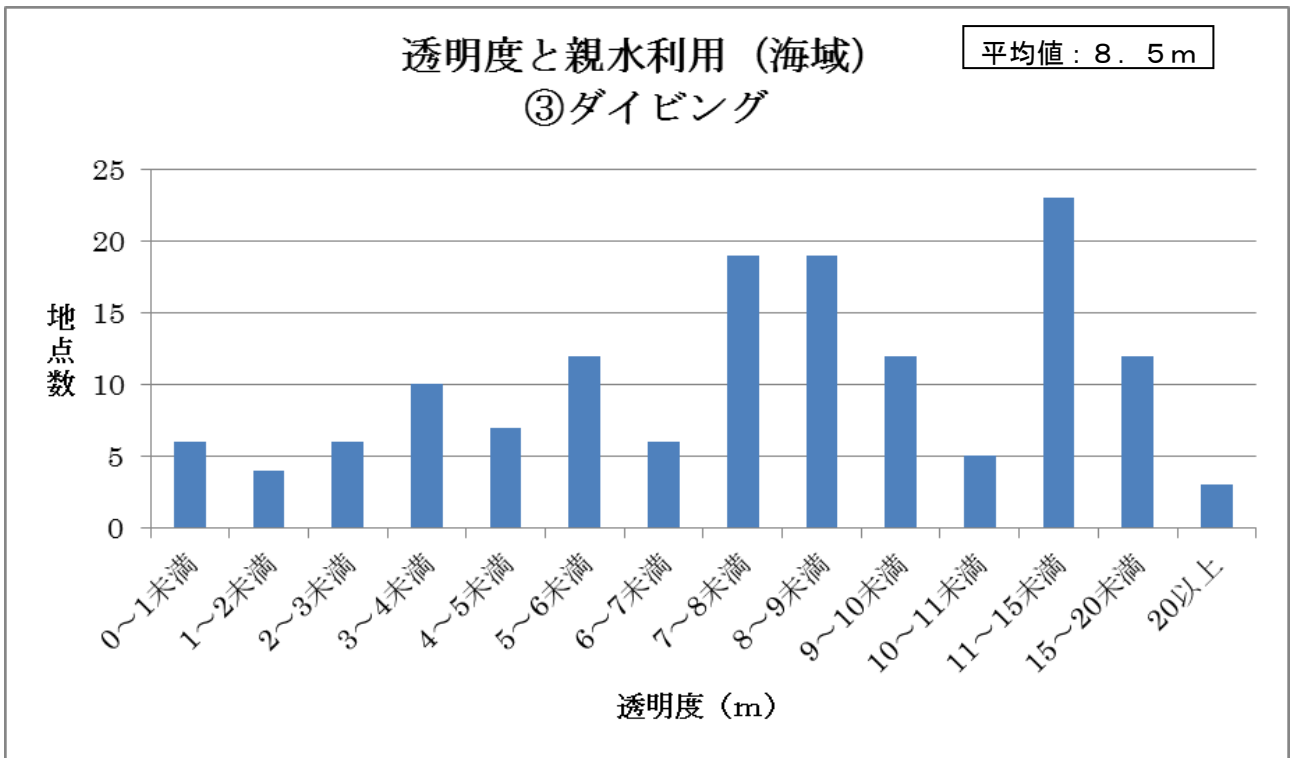


図 12 透明度と親水利用の関係 ③ダイビング（海域）

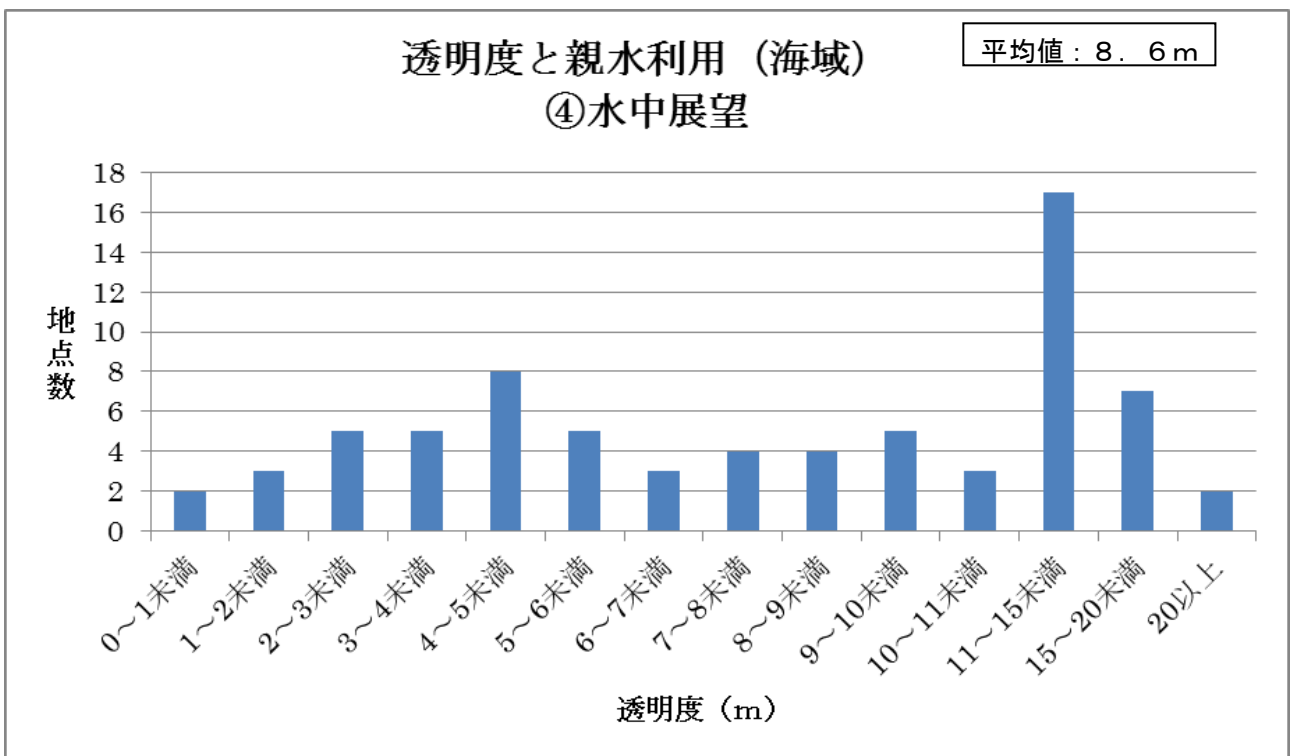


図 13 透明度と親水利用の関係 ④水中展望（海域）

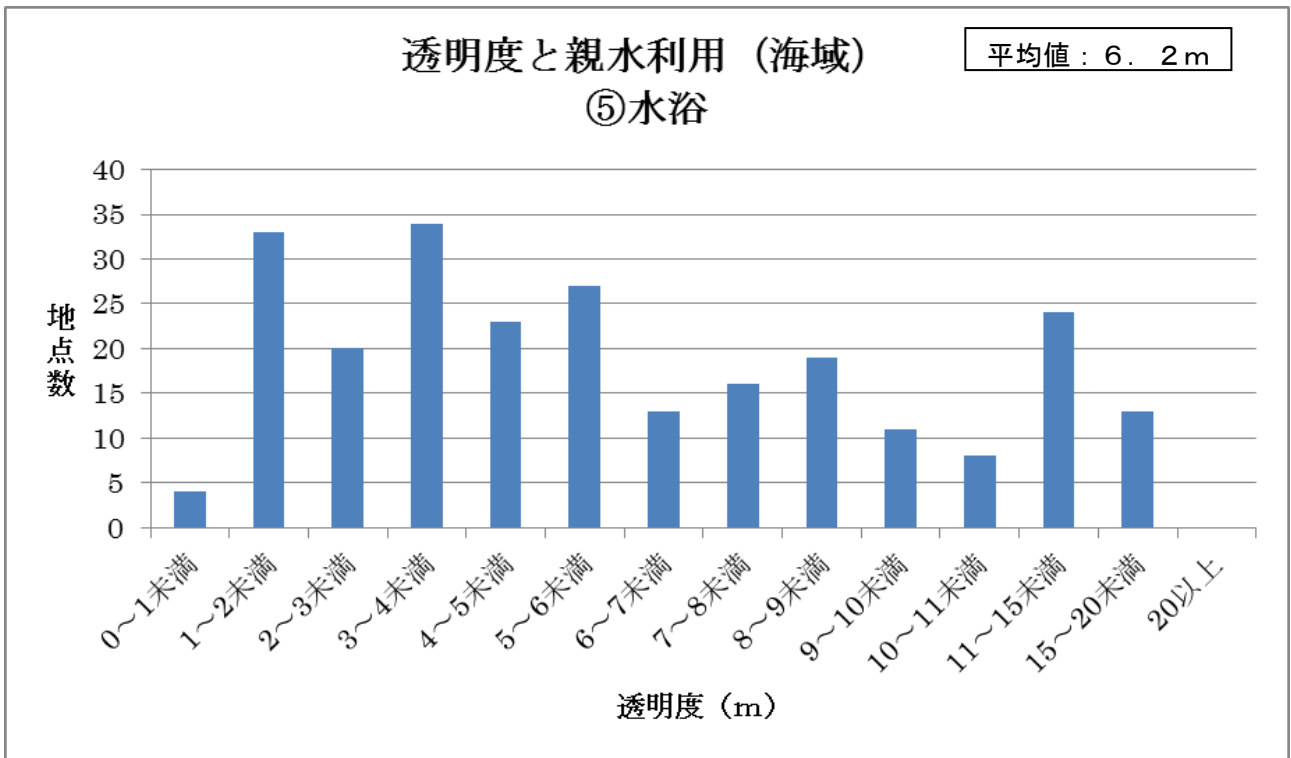


図 14 透明度と親水利用の関係 ⑤水浴（海域）

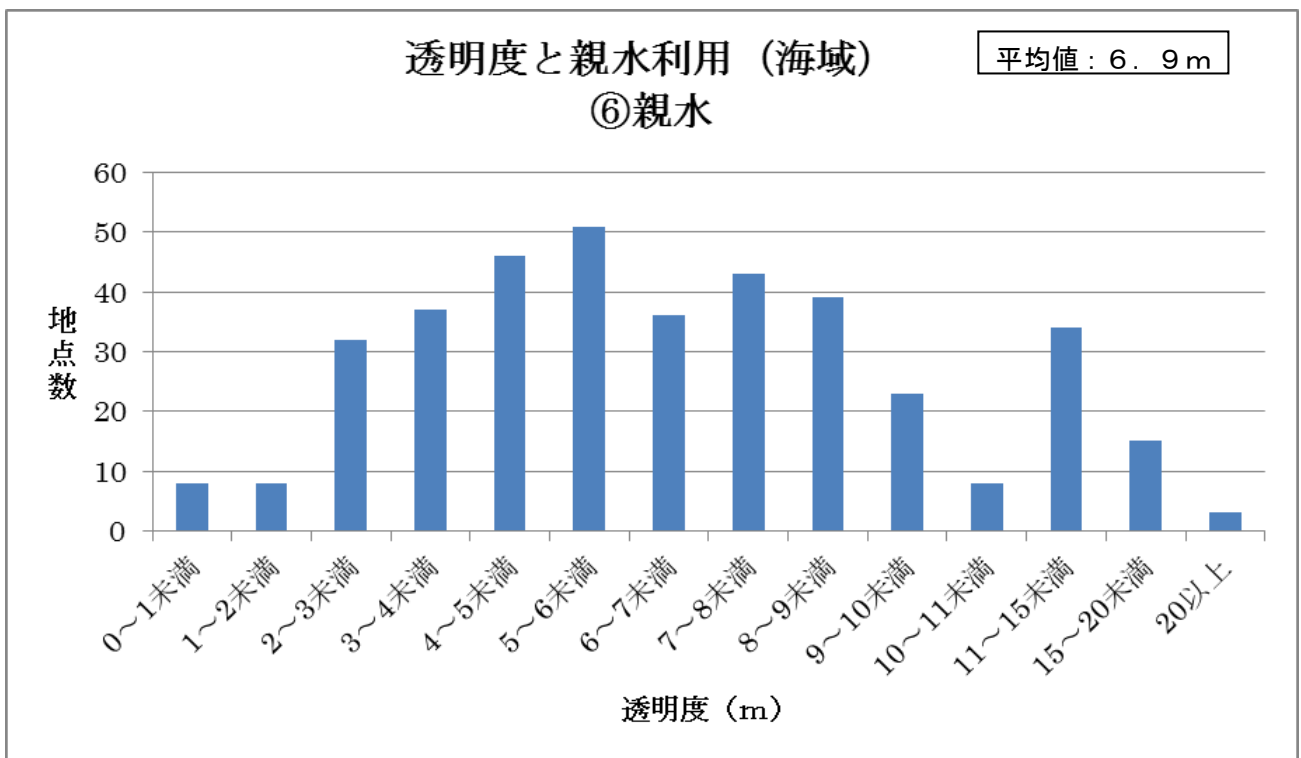


図 15 透明度と親水利用の関係 ⑥親水（海域）

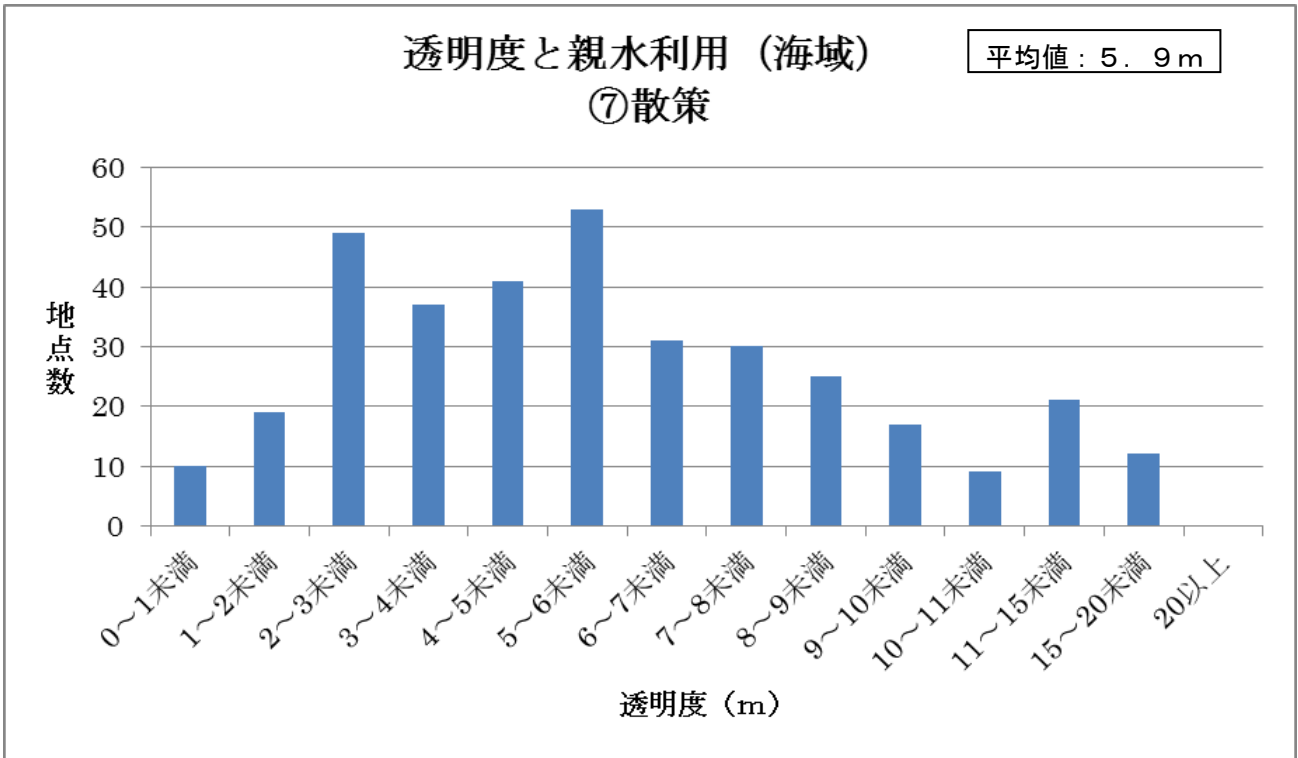


図 16 透明度と親水利用の関係 ⑦散策（海域）

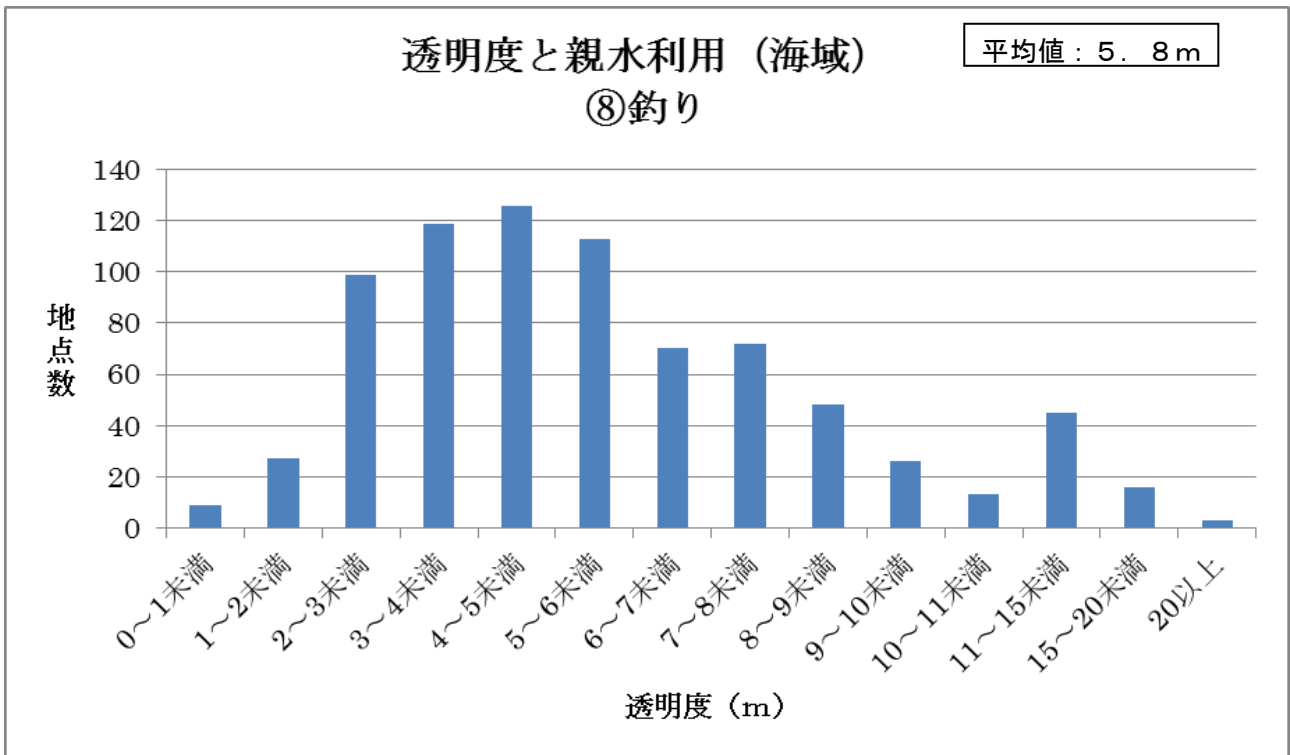


図 17 透明度と親水利用の関係 ⑧釣り（海域）

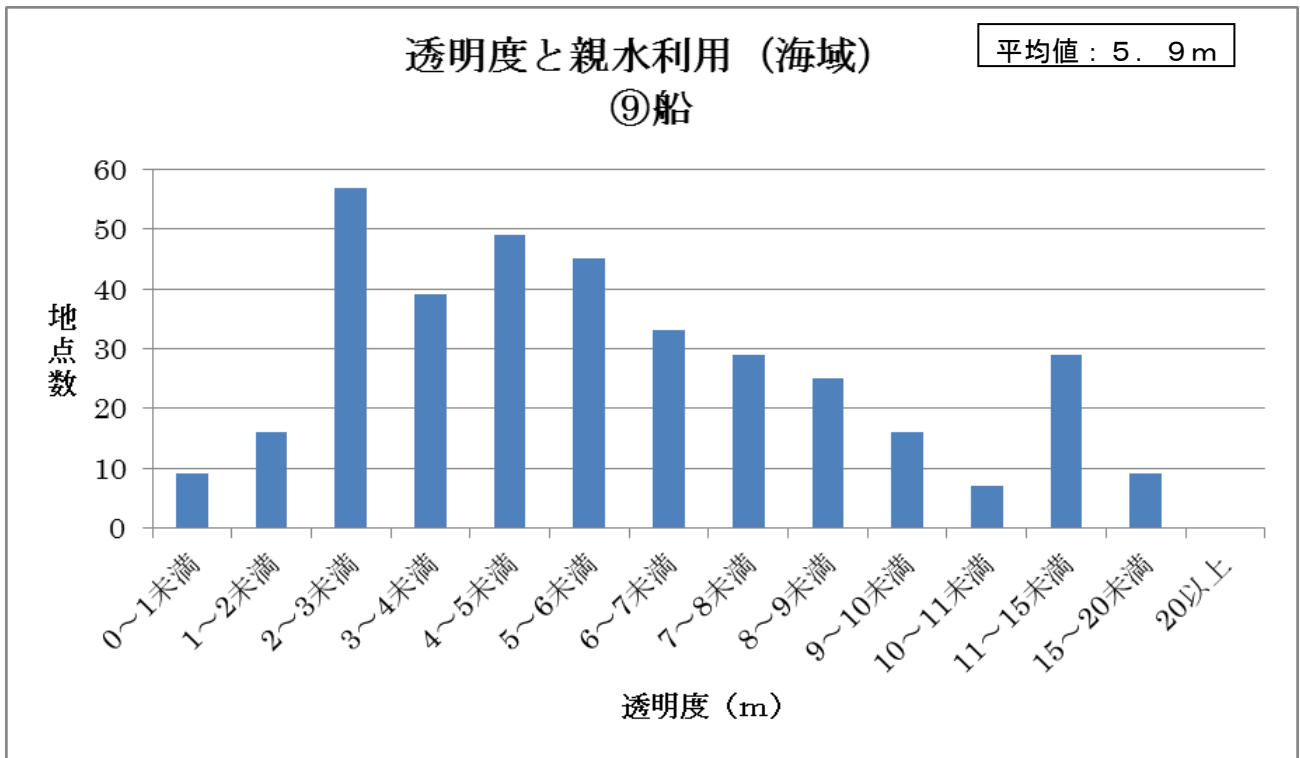


図18 透明度と親水利用の関係 ⑨船（海域）

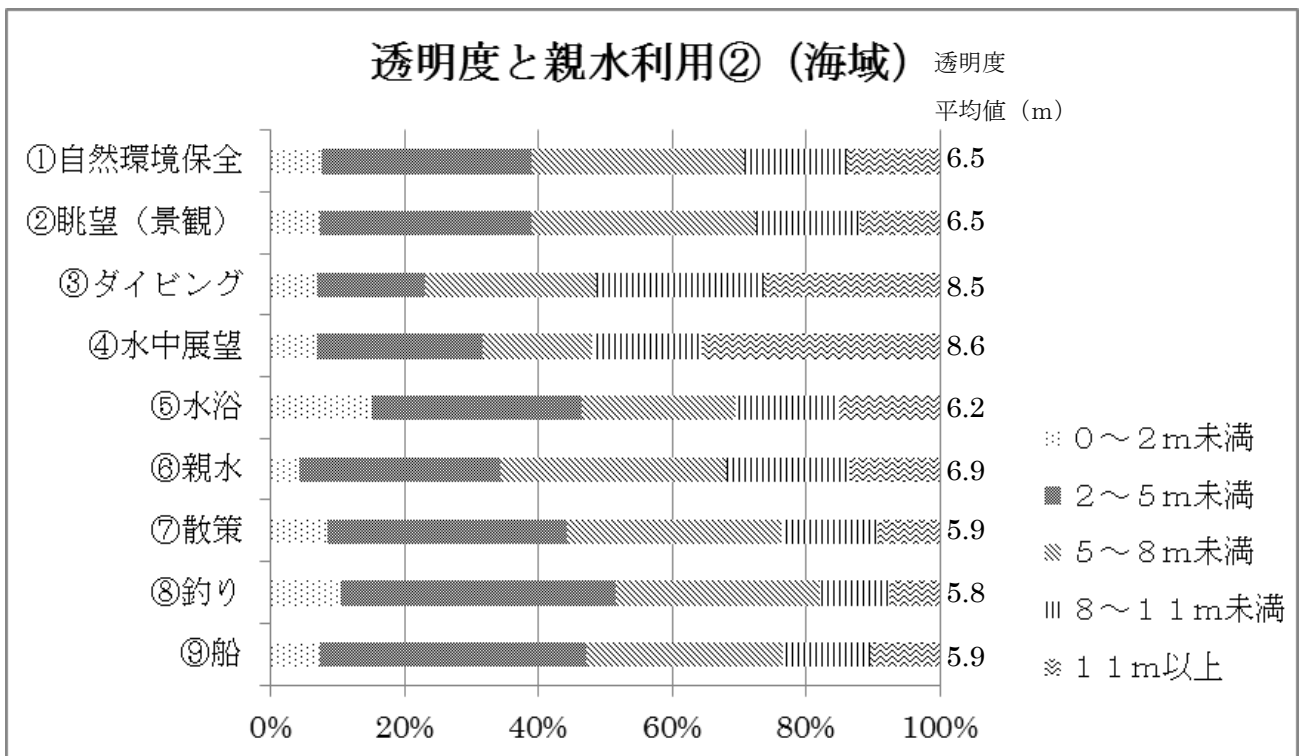


図19 透明度と親水利用の関係（海域）

海域については、湖沼に比べて直接水に触れる親水利用が行われている地点の割合が高かった。このうち、水中の眺めを楽しむ③ダイビングや④水中展望については、他の親水利用行為と比べて高い透明度（ともに平均8m以上）が見られる地点で行われている。

透明度に係る目標値等の設定を行っている例

現在、地域において透明度に係る目標値等の設定が行われている例を以下に示す。

海域・湖沼名		目標値	当該目標値を定めた計画等	目標設定の考え方
湖沼	青森県 小川原湖	おおむね 2.4m 以上	小川原湖水環境改善計画 (小川原湖水環境対策協議会)	アオコ発生前の透明度ま で回復させる
	青森県・秋田県 十和田湖	12m 以上	十和田湖水質・生態系改善行動 指針 (青森県・秋田県)	水質改善及び ヒメマス資源量回復
	茨城県 涸沼	1m	第3期涸沼水質保全計画	将来水質予測による
	栃木県 湯ノ湖	3.6m	第2期奥日光清流清湖保全計画	第1期計画目標値の 達成状況より
	栃木県 中禅寺湖	10.0m	第2期奥日光清流清湖保全計画	第1期計画目標値の 達成状況より
	長野県 野尻湖	6.5m	第五期野尻湖水質保全計画	過去5年間の平均値より
	鳥取県 湖山池	1m	湖山池水質管理計画	一般的に透明度が低い 4月～11月の平均値を 指標として設定
	鳥取県・島根県 中海	2m	第6期中海に係る湖沼水質保全 計画	見た目にも快適と感じ られる水環境の指標
海域	東京湾	1.5m以上	東京湾再生のための行動計画 (第二期)	これまでの東京湾の環境と 水質各項目の変化をもとに した夏季の目標値を設定

【参考資料引用文献】

- 1) OECD TEST GUIDELINE FOR TESTING OF CHEMICALS. Adopted by the Council on 17th July 1992. Fish, Acute Toxicity Test.
- 2) 海産魚類及び海産エビ類の急性毒性試験法（案）, (独)国立環境研究所, 平成 17 年 11 月
- 3) United States Environmental Protection Agency(2000):Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen(Saltwater):Cape Cod to Cape Hatteras,EPA-822-R-00-012.
- 4) 山元憲一・平野修・原洋一・三代建造（1988）淡水産魚類 11 種の低酸素下における鼻上げおよび窒息死, 水産増殖 36(1), 49-52
- 5) 山元憲一・平野修・原洋一・吉川浩史(1987)カマツカの低酸素下における呼吸および逃避反応,魚類学雑誌,Vol.33(4)
- 6) 環境省（2014）平成 25 年度下層DO及び透明度新規環境基準化検討業務報告書
- 7) 環境省（2013）平成 24 年度下層DO・透明度設定検討及び魚介類調査検討業務報告書
- 8) 環境省（2015）平成 26 年度下層DO及び透明度新規基準化検討業務報告書
- 9) 環境省（2014）平成 25 年度下層DO環境基準化調査業務報告書
- 10) 環境省(2014) 平成 26 年度下層DO環境基準化調査業務報告書
- 11) 矢持進,有山啓之,佐野雅基（1998）大阪湾湾奥沿岸域の環境修復 -堺泉北港干潟造成予定地周辺の水質・底質ならびに底生動物相とマコガレイの貧酸素に対する応答-,海の研究,Vol.7,No.5
- 12) 山田智・蒲原聡・曾根亮太・堀口敏弘・鈴木輝明（2014）ガザミ(*Portunus trituberculatus*),クルマエビ(*Penaeus japonicus*)およびヨシエビ(*Metapenaeus ensis*)の浮遊幼生に及ぼす貧酸素水の影響, 水産海洋研究 78 (1) 45-53
- 13) Susumu Yamochi, Ken Ikeda and Kazuma Mutsutani（2013）An experimental research to clarify the response of larval and postlarval greasyback prawn to hypoxia, Global Congress on ICM, Lessons Learned to Address New Challenges, EMECS10-MEDCOAST 2013 Joint Conference, Book of Extended Abstracts, Edited by Erdal Ozhan, p.43-44.
- 14) 柿野純（1982）青潮によるアサリへい死原因について 貧酸素水及び硫化物の影響, 千葉県水産試験場研究報告, 第 40 号, p.1-6
- 15) 萩田健二（1985）貧酸素水と硫化水素水のアサリのへい死に与える影響, 水産増殖, 33 巻, 2 号, p.67-71
- 16) 中村幹雄, 品川明, 戸田顕史, 中尾繁(1997)ヤマトシジミの貧酸素耐性, 水産増殖, 45 巻, 1 号, p.9-15
- 17) 中村幹雄, 品川明, 戸田顕史, 中尾繁（1997）宍道湖および中海産二枚貝 4 種の環境特性, 水産増殖, 45 巻, 2 号, p.179-185
- 18) 堀口敏宏,蒲原聡,山田智,和久光晴,岩田靖宏,石田基雄,鈴木輝明,白石寛明(2012)：流水式曝露試験装置によるアサリ幼生及び稚貝の貧酸素耐性評価, 第 21 回環境化学討論会、ポスター発表（松山）
- 19) 蒲原聡, 山田智, 曾根亮太, 堀口敏宏, 鈴木輝明(2013)：貧酸素水がアサリ浮遊幼生の遊泳停止と沈降後のへい死に及ぼす影響, 水産海洋研究 77(4) 282-289
- 20) K.Kodama, T. Horiguchi, G. Kume, S.Nagayama, T. Shimizu, H. Shiraishi, M. Morita and M. Shimizu（2006）Effects of hypoxia on early life history of the stomatopod *Oratosquilla oratoria* in a coastal sea, Marine Ecology Progress Series, vol. 324
- 21) 大富潤, 風呂田利夫, 川添大徳（2006）東京湾におけるシャコ幼生の発生に伴う分布の変化,日本水産学会誌,Vol.72, No.3

- 22) Keita Kodama, Masaaki Oyama, Gen Kume, Shigeko Serizawa, Hiroaki Shiraiishi, Yasuyuki Shibata, Makoto Shimizu, Toshihiro Horiguchi(2009) Impaired megabenthic community structure caused by summer hypoxia in a eutrophic coastal bay. *Ecotoxicology*, Published online: 20 November 2009.
- 23) Hisashi Yokoyama (1999) Three polychaetes indicating different stages of organic pollution. *J. Rech. Oceanographique*, 1998, vol. 23, No.2, pp.67-74
- 24) 石川雄介, 川崎保夫, 本多正樹, 丸山康樹, 五十嵐由雄 (1988) 電源立地点の藻場造成技術の開発 第9報 水中の光条件に基づくアマモ場造成限界深度の推定方法, 電力中央研究所研究報告 U880010, pp.1-20.
- 25) 平岡喜代典, 杉本憲司, 太田誠二, 寺脇利信, 岡田光正 (2005) 葉上浮泥による光量低下と砂面変動がアマモ場の分布に及ぼす影響—広島湾でのケーススタディー, *水環境学会誌*, 28 (4), pp.257-261.
- 26) 平岡喜代典, 高橋和徳, 中原敏雄, 寺脇利信, 岡田光正 (2000) 移植実験によるアマモの生育制限要因の検討, *環境科学会誌*, 13 (3), pp.391-396.
- 27) 吉田司, 芝修一, 小山善明, 新井義昭, 鈴木輝明 (2004) アマモ場造成に必要な生育環境条件に関する研究 三河湾三谷町地先における事例, *水産工学*, 40 (3), pp.205-210.
- 28) 川崎保夫, 飯塚貞二, 後藤弘, 寺脇利信, 渡辺康憲, 菊池弘太郎 (1988) アマモ場造成に関する研究, 電力中央研究所我孫子研究所報告 U14, pp.77-83.
- 29) 森田健二, 竹下彰 (2003) アマモ場分布限界水深の予測評価手法, *土木学会論文集*, 741, VII-28, pp.39-48.
- 30) 阿部真比古, 倉島彰, 前川行幸 (2007) アマモの光合成活性からみたアマモ場の保全と再生, *日本水環境学会シンポジウム講演集*, 10th, pp.6.
- 31) Abe, M., Hashimoto, N., Kurashima, A. and Maegawa, M. (2003) Estimation of light requirement for the growth of *Zostera marina* in central Japan., *Fisheries Science*, 69 (5), pp.890-895.
- 32) 尾田正 (2006) プロダクトメーターによって測定したアマモの光合成量の季節的变化, *岡山県水産試験場報告*, 21, pp.11-15.
- 33) 須藤静夫 (1992) 千葉県御宿町前面の沿岸域におけるアラメ・カジメの鉛直分布と光エネルギー (海洋生物環境研究所 S), *海洋生物環境研究所研究報告* 92101, pp.1-22.
- 34) 後藤弘, 伊藤康男 (1988) 石炭灰利用人工藻礁の開発 -アラメ・カジメの配偶体および幼孢子体の成長に対する光量の影響-, 電力中央研究所報告 U88038, pp.1-27.
- 35) 川崎保夫, 山田貞夫 (1991) 海中砂漠緑化技術の開発 第5報アラメ、カジメ、クロメの配偶体および幼孢子体に対する成長限界光量と浮泥堆積量, 電力中央研究所報告 U91034, pp.1-22.
- 36) 倉島彰, 横浜康継, 有賀祐勝 (1996) 褐藻アラメ・カジメの生理特性, *藻類*, 44 (2), pp.87-94.
- 37) Maegawa, M., Yokohama, Y. and Aruga, Y. (1987) Critical light conditions for young *Ecklonia cava* and *Eisenia bicyclis* with reference to photosynthesis, *Hydrologia*, (151/152), pp.447-455.
- 38) 寺脇利信, 川崎保夫, 本多正樹 (1991) 海中林造成技術の実証 第2報 三浦半島西部でのアラメおよびカジメの生態と生育特性, 電力中央研究所我孫子研究所報告 U91022, pp.1-69.
- 39) Maegawa, M., Kida, W., Yokohama, Y. and Aruga, Y. (1988) Comparative studies on critical light conditions for young *Eisenia bicyclis* and *Ecklonia cava*, *Jpn, J Phycol*, 36, pp.166-174.
- 40) Poole, H. H. and W. R. G. Atkins. (1929) Photo-electric measurements of sub-marine illumination throughout the year. *Jour. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 16, 297-324.
- 41) 東京湾広域環境調査結果より作成
- 42) 橋本俊也, 多田邦尚 (1997) 広島湾における海水の光学的特性、海の研究, 6 (3), pp.151-155.

- 43) U. S. EPA (2003) Ambient Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen, Water Clarity and Chlorophyll *a* for the Chesapeake Bay and Its Tidal Tributaries, pp.81-99.
- 44) Idso, S.B. and R.G. Gilbert. 1974. On the universality of the Poole and Atkins secchi disk-light extinction equation. *Journal of Applied Ecology*, 11, pp.399-401.
- 45) 高橋正征, 古谷研, 石丸隆 (1996) 生物海洋学 2 粒状物質の一次生成, pp.19, 東海大学出版会, 東京
- 46) 古川厚, 須藤静夫 (1979) : 浅沿岸水内の太陽エネルギー分布. 昭和 53 年度沿岸水内の太陽エネルギー分布に関する事業報告書. 海洋生物研究所, pp.70
- 47) Bassham, J.A. (1977) Increasing crop production through more controlled photosynthesis. *Science*, 197, pp.630-638.
- 48) 玉置仁, 西島渉, 富永春江, 寺脇利信, 岩瀬晃盛, 岡田光正 (2002) 海水の透明度変化がアマモ場面積の消長に及ぼす影響-広島県沿岸域におけるケーススタディ-, *水環境学会誌*, 25 (3), pp.151-156.
- 49) 輪島毅, 福島朋彦, 有松健, 伊東永徳, 豊原哲彦, 吉澤忍 (2004) 東京湾藻場分布調査-盤洲干潟・富津干潟-, *日本海洋生物研究所 年報 2003*, pp.7-20.
- 50) Backman T. W. and D.C. Barilotti. (1976) Irradiance reduction, effects on standing crops of the eelgrass *Zostera marina* in a coastal lagoon, *Marine Biology*, 34, pp.33-40.
- 51) 独立行政法人 水資源機構琵琶湖開発総合管理所 (2009) : 琵琶湖枕水植物図説、pp253. および本資料の元となる調査データ (独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所より提供)
- 52) 武居薫 (2004) : 諏訪湖における沈水植物エビモ (*Potamogeton crispus* L.) 分布の変遷, *長野県水産試験場研究報告 第6巻*.
- 53) 浜端悦治 (1998) : 小川原湖 (青森県) における沈水植物の分布状況 (要旨)、*水草研究報*、No65、pp1-3
- 54) 樋口澄男、北野聡、近藤洋一、野崎久義、渡邊信 (2005) : 木崎湖における車軸藻類の分布 (2001~2002)、*長野県環境保全研究所研究報告*、Vol1, pp.29-37
- 55) 神保忠男 (1958) 植物生態学的調査研究、青森県. 十和田湖環境調査研究報告書.
- 56) 野原精一、上野隆平、加藤秀男 (2001) : 十和田湖の水生植物分布の現状と現存量、*国立環境研究所報告*、第 167 号、pp.64-74