

総 説

青潮と硫化水素の生物影響に関する文献調査

丸茂恵右・横田瑞郎

Review on Aoshio and Biological Effects of Hydrogen Sulfide

Keiyu Marumo and Mizurou Yokota

要約：青潮の発生機構，および硫化物の生物影響実験について知見を整理した。

東京湾の青潮は，1963年頃から報告例がみられ最奥部にあたる浦安から千葉，特に船橋・習志野沖を中心とした行徳から稲毛の海岸に集中して発生している。これらの海域では，夏から初秋にかけて離岸風（北東風）が吹くと底層に形成されていた貧・無酸素水塊が海岸に湧昇し，このなかに含まれる硫化水素が青白または青緑白色に海水を呈色させ，時として甚大な漁業被害を起こすことがある。ここでは，東京湾の青潮の発生条件，数値シミュレーションの結果，硫化物の溜まり場としての浚渫窪地や航路の存在について述べた。また，東京湾以外の海域の青潮の発生状況についても触れた。

硫化水素の毒性は，還元型チトクローム a₃の酸化を遮断して酸化的磷酸化を阻害することにより生じ，低酸素症と同様な症状を起こす。ここでは，バクテリアから魚類の生物群の実験例について紹介した。多くの生物種では，2.93～59 μMの範囲で影響を受け，淡水種と海産種の間では大きな違いがみられなかった。また，冷水性種では0.587～1.73 μM，暖水性種では2.9～31 μMで冷水性種のほうが感受性は高かった。また，同じ生物種でも水温や成長段階によって影響濃度が違うケースもみられた。

キーワード：青潮，発生条件，数値シミュレーション，浚渫窪地，硫化物，硫化水素，生物影響実験

目 次

1. はじめに	23	2) 多毛類	29
2. 東京湾の青潮	24	3) 貝類	29
1) 青潮の発生機構	24	4) 甲殻類	35
2) 浚渫窪地と航路	26	5) 魚類	36
3. 東京湾以外での青潮の発生事例	27	まとめ	38
4. 硫化物に対する生物影響実験	28	謝辞	38
1) バクテリア，プランクトン，扁形動物	28	引用文献	38

1. はじめに

大都市近郊の内湾域では，夏季に海底付近で海水の溶存酸素が少なくなる“貧酸素”状態になることが知られている。これは夏季に表層では，太陽の光エネルギーの増加に伴って水温が上昇し，更に，河川を通じて窒素やりんなどの栄養塩が供給され植物プランクトンの増殖能が高まる。これが極端な場合，赤潮になる。このような状態では，

表層は植物プランクトンの光合成により過飽和状態（海水が酸素を溶存する能力を酸素飽和度というが，これが100～200%になる）になる。一方，底層付近では表層から沈降してきた植物プランクトンを分解するために，好氣的細菌が酸素を消費することなどにより酸素が少なくなる（酸素飽和度で言うと10～20%になる）。この時，高水温の軽い表層水が低水温の重い底層水の上に乗る形に

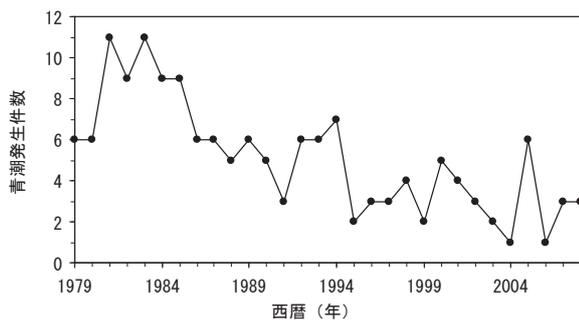
(2011年8月17日受付，2011年11月4日受理)

財団法人海洋生物環境研究所 中央研究所 (〒299-5105 千葉県夷隅郡御宿町岩和田300)

E-mail: marumo@kaiseiken.or.jp

なり安定した成層状態になる。この状態を貧酸素状態という。この貧酸素状態が更に進行して海底付近の酸素が無酸素（飽和度0に近くなる）に近くなると、硫化水素が発生してくる。これは、貧酸素化した海底に沈降した植物プランクトンの死骸を無酸素状態で分解する嫌氣的細菌の活動が活発になるため、このうち、硫酸還元菌は硫酸イオンを使って副産物として硫化水素を生成する。この硫化水素が風や流れの条件が合致した時に底層付近の海水が表層に持ち上げられて、時により海域に生息する生物に甚大な影響を与えることがある。この現象が青潮である。

青潮の確認件数についてみると、近年では漸減傾向にあり、特に1995年以降は減少傾向にあるが2005年のように種々の条件の重なり合いによっては突発的に多く発生するケースもみられる。また、局所的にマイクロな青潮が発生している可能性も考えられる（第1図）。



第1図 東京湾における青潮発生事例の推移

データ出典：環境省環境管理局水環境部水環境管理課閉鎖性海域対策室資料

ここでは主に東京湾における青潮の発生条件、発生機構および数値シミュレーションの知見について総述した。また、東京湾以外の内湾でも青潮と同じような現象が知られており、これについても若干例を紹介した。更に、硫化水素（硫化物）に対する水生生物の影響実験について総述した。

なお、本調査の文献は、基本的には独立行政法人科学技術振興機構(JST)の文献検索データベース(JSTPlus)を使用して検索を行い1996年～2010年の関連文献を収集した。

2. 東京湾の青潮

1) 青潮の発生機構

風呂田(1987)によると、東京湾では1963年ごろから青潮の報告例がみられるが(田村, 1970)、

それ以前も貧酸素水塊の湧昇現象は知られていた。東京湾では最奥部にあたる浦安から千葉、特に船橋・習志野沖を中心とした行徳から稲毛の海岸に集中して発生している。これらの海域では、夏から初秋にかけて離岸風(北東風)が吹くと底層に形成されていた貧・無酸素水塊が海岸に湧昇し、海水が青潮の名前の由来でもある青白色または青緑白色に濁ることが観察されている。この青緑色については、底層水中に含まれる硫化水素(硫化物)が湧昇するに従って酸化されコロイド状硫黄が生成され、このために青緑色を呈すると考えられる。その他、多硫化物イオンによる着色も原因の1つと考えられている(渡辺ら, 1998, Takeda et al, 1991, 富永ら, 1988)。

青潮の発生条件としては、風が大きく関係していることが知られている。柿野ら(1987)は、1979年～1980年6月から9月の調査で19回の離岸風を観測したが、このうち9回青潮が発生した。離岸風が吹き始めてから青潮が発生するまでの時間は、小規模なケースでは24時間以内のこともあったが、中規模以上の青潮では48～72時間必要とした。その際の底層水が流れた距離の積算値は、小規模な青潮では1km未満のケースもあったが、中規模以上の青潮では10km前後(6.4～25.7km)であった。また、規模が大きい青潮については、沖合で発生した貧酸素水塊が主体であり、同時に沿岸の航路や窪地で発生した貧酸素水も加わって発生していると考えるのが妥当であろうと述べている。渡辺・木幡(1995)は、青潮の発生条件として①底層に貧酸素水塊が存在すること、②北偏風が2日以上連吹すること、③気温が日平均気温にして4℃以上低下するという3つの条件を挙げた。彼らは、1989年～1993年の5年間に発生した青潮事例31件、延べ54日の青潮のうち50日が上記3条件を満たしており、これは青潮発生の約93%にあたり、経常的な海域モニタリングと数日先の気象予測が正確に行われるならば、青潮発生は高い確率で予測可能であると述べている。青潮の発生は東京湾の成層末期にあたる8月から9月に多くみられるが、小規模のものを含めると5月から11月にかけてみられる。青潮の発生頻度については、1980～1994年の15年間で約110件、延べ日数にして160～170日に及んでいるという報告例がある(渡辺ら, 1998)。

青潮は底層水の湧昇によって生じる。この底層水の湧昇の発生機構としては、成層化した海域に

離岸風が吹いた場合、風により上層水が沖合方向に流され、その補償流として底層水から向岸流が発生し、それが湧昇するという考え方がある(大坪・村岡, 1988, 原島ら, 1989)。一方、宇野木(1990)は、離岸流の吹送時間と青潮発生にタイムラグがあり、青潮は北東風が1~2日継続して吹いた後に発生していると述べている。すなわち、連吹により湾東側で上昇した密度界面が風の停止後に内部ケルビン波*として湾奥部に伝播し、底層水の湧昇を引き起こすという考え方である。渡辺ら(1998)は、3次元モデルのシミュレーション結果から、北風が連続的に吹き出す前に東~北東風が吹き続けた場合には、宇野木(1990)が指摘したように東岸側から先に湧昇が起こることもありうるが、秋季の湾奥部の青潮現象のように南風が急に北風が変わって北風が吹き続けて起こった場合は、むしろ千葉側の湾奥部においてまず湧昇が起こっていると考えるべきであると述べている。すなわち、青潮の発生機構については、直接の原因となる北風が連吹する直前の風向・風速によって異なった様相をみせる。また、湾奥部では、特に南北方向の風が吹く時には鉛直拡散係数が高くなる傾向があり、鉛直混合が促進される。モデル計算により算定された鉛直渦動拡散係数は、数時間の間に $10^4 \sim 10^6$ (cm²/s)のオーダーで変化している。北風の際には表層水の流出、底層水の流入という移流による効果に加えて増大した鉛直混合の結果、湾奥部における全水柱の水質は鉛直混合直前の底層水質が支配的になると結論づけている。

中辻ら(1995)は、1993年8月~9月と1994年6月~9月に環境庁水質保全局が千葉沖で実施した観測データを解析した。その結果、青潮の発生には、直接的な要因である離岸風(北東流)だけでなく前日までに大量の降雨もしくは強い南方風の連吹を伴っていることがわかった。すなわち、密度界面の成層の強化が青潮発生の前提条件となることを指摘している。これに対して、福岡ら(2005)は、1992年(2測点)と1993年(6測点)の5月から10月の2年間の連続観測の結果から、青潮の発生には降雨は必要条件になっていないと述べている。また、彼らは1993年の結果から最も岸よりの測点(距岸約1.7km)と最も沖合の測点(距

岸約10km)では南風連吹時の底層の水温、塩分、DOの急激な変化の時間差は15~20時間であることを指摘している。

青潮の伝播に関する数値実験に関しては、松山ら(1990)の研究がある。条件として湾奥から湾口に向かう北東風を与えた時、千葉県側の木更津、千葉、船橋付近で湧昇、神奈川県側の横浜、川崎で沈降が起こった。この時、下層の貧酸素水塊の表層への湧昇がある千葉県側で青潮が発生する。湧昇域は、北東風が止むと次第に弱まりながら岸に沿うように半時計回りに移動する。この速度は盛夏では 0.35ms^{-1} 、初秋には 0.27ms^{-1} であり、この湧昇の移動速度は内部ケルビン波の位相速度と一致する。密度成層の強さを変えて盛夏と初秋を比較した結果、同一の風条件の場合初秋のほうが盛夏より湧昇が大きくなることがわかった。初秋には、下層は相変わらず貧酸素状態であるにかかわらず、盛夏に比較して北偏風の頻度が増すことから湧昇の起こりやすい条件下にあると述べている。

東京湾の青潮は、主に水深の浅い湾奥部の北側(船橋、幕張、千葉周辺)で発生することが多いが、2003年と2004年には従来水深が深いため湧昇が発生しにくく、青潮が起こりづらいと考えられていた湾西側の横浜港から金沢八景にかけて青潮が発生した。鯉淵・磯部(2005)は、2004年に発生した青潮について現地調査と3次元モデルのシミュレーション結果によりその発生過程について検討を行った。その結果、湾西側で青潮が発生するためには、非常に強い南風が長期間連吹することにより、湾奥に堆積した表層水の補流として下層水が南西に移動し、西岸で湧昇することが考えられるとしている。ただ、強い南風が長期間連吹しても常に湾西岸で青潮が起きるわけではないので、2004年に発生した青潮の発生したケースでは、適度な密度成層強度の条件において強度の南風が長期間連吹する稀な気象条件下で、更に外洋水の浸入が西岸への流れを作ったことなどの条件が重なったことが原因であると述べている。

柿野(1986)は、1975年~1985年までの東京湾北部地区(船橋沖)のアサリ漁場における青潮の発生とアサリの斃死事例を検討した。その結果、大規模な青潮が発生しても必ずしもアサリの大量

* 夏季には表層の暖かい水と底層の冷たい水の水温躍層が形成され、この不連続面の振動を内部波と呼ぶ。この内部波にコリオリの力が作用して、水温躍層の傾斜が時間とともに半時計回りに伝播する。このような旋回性の内部波を内部ケルビン波と呼ぶ。

斃死に至るとは限らないことが明らかになった。この10年間の例では、全滅に近いほど大量斃死に至ったのは、アサリの資源量が増大している時であった。すなわち、青潮の資源量の受けやすい場所でまずアサリの斃死が発生し、資源量が多いほどアサリの斃死によって水質が悪化し、小潮や静穏な天気などの海水が攪拌しにくい要因が加わり、更に斃死が拡大していくのではないかと述べている。

2) 浚渫窪地と航路

東京湾では、沿岸部の埋め立てを行うため埋め立て用土砂を採取した跡が窪地として残っている場所や、航路として掘り下げた場所が硫化物の溜まり場となっていることが指摘されている。例えば、東京湾幕張沖では周辺水深約10mに対して水深30m程度の浚渫窪地が確認されている(風呂田, 1997)。佐々木ら(1996)は、1994年の8月と9月の浚渫窪地における水質の連続調査を行った。その結果、8月下旬と9月中旬に2回青潮が発生した。そのうち、8月のケースは中規模で窪地内の水塊の湧昇はみられなかったが、9月の大規模な青潮のケースでは沖合の相対的に高密度の硫化物を含む水塊の流入によって押し出され、湧昇したと述べている。さらに数値モデルによれば湾奥の平場(浚渫されていない地点)水塊の湧昇規模も8月時に比較して9月時のほうが大きく、窪地内の水塊との相乗効果により9月時に大規模な青潮が発生したと指摘している。底層水の硫化物イオンは湾奥中央部で1mg/L程度検出されることがあるが、継続して検出されることは稀であった。一方、浚渫窪地においては初夏から秋季まで継続して硫化物イオンが10~20mg/L、年によっては40mg/L以上検出された(青木, 1999)。細田(2007)は、2006年9月19日に幕張沖の浚渫窪地とその周辺の浚渫されていない地点で水質と底質の比較調査を行った。底質は周辺部では比較的硬く締まった砂泥質であるのに対して窪地は柔らかいシルトからなっており、硝酸還元菌のコロニーと思われる白い斑点が多数存在していた。窪地はほとんど無酸素状態であり、水温は低く9月でも周辺部の5月頃の水温であった。また、窪地は嫌気的な状態を示し $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が高い一方で、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ はほとんど検出されなかった。また、酸素消費速度は窪地では $1848.0\text{mg O}_2/\text{m}^2/\text{day}$ (水温 15°C)、周辺地点では $470.0\text{mg O}_2/\text{m}^2/\text{day}$ (水温 20°C)であり、窪地は周辺地点に比較して約4倍の値を示した。この値は夏季の東京湾の既往事例と概ね同様の値であったと述べている。

day(水温 20°C)であり、窪地は周辺地点に比較して約4倍の値を示した。この値は夏季の東京湾の既往事例と概ね同様の値であったと述べている。

浚渫窪地の湧昇のスケールについて佐々木(1997)は、硫化物が溜まりやすいと考えられる浚渫窪地の湧昇現象の数値モデルを開発し、窪地水塊の青潮に対する影響を検討した。その結果、窪地水塊の湧昇の水平スケールはせいぜい数km程度で湾奥全体の青潮を引き起こす程の規模ではないが、東京湾の場合漁業上重要な三番瀬において硫化物が高濃度で集積・滞留することが明らかとなり、その重大性が認識された。また、窪地起源と浚渫されていない海底起源の硫化物分布を比較すると、窪地起源の青潮域の水平スケールはかなり小さく、湾全体に広がるような大規模な青潮の直接原因となるのは浚渫されていない海底水塊を起源とする青潮であると述べている。更に、1994年8月下旬と9月中旬にみられた2度の青潮に関して数値シミュレーションにより検討したところ、青潮の規模の支配要因は風向きが重要であり、北風成分の卓越が青潮の発生規模を拡大するのに対して、東風成分の卓越は規模を縮小する傾向があった。また、内部ケルビン波の発達、湾奥沿岸に沿った広範囲にわたる青潮の原因になりうること、および強風や強潮流による拡散・希釈効果により青潮の規模が縮小されると述べている。

一般に野外で硫化物濃度を測定することは困難であることから、佐々木ら(2007)はpHと硫化物濃度の間に関係(pHが下がると硫化物濃度が上昇する)があることに注目し、両者の相関をみることにより、pHから硫化物濃度を推定する算定式を作成した。彼らはこれを用いて2003年から2006年(千葉県公共用水域及び地下水の水質測定結果報告書(平成15年~17年)、千葉県水産総合研究センター、貧酸素酸素水塊速報)のデータから平場および浚渫窪地水塊中の硫化物総量の概算を試みた。平場の硫化物の発生は無酸素水塊がみられるようになる6月頃から始まり、10月頃にはほぼ消滅しているが、時間変動が大きい。一方、浚渫窪地の硫化物の発生は4月頃から発達し、年によっては11月頃まで増加傾向にあるが、時間変動は小さく、夏季から秋季にかけてはかなり安定した水塊であった。青潮が6回みられた2005年の例では、9月26日~30日の青潮前後で平場では硫

化物量が150 t 程度減少したのに対して、浚渫窪地の減少量は30 t 程度であった。平場の硫化物量は8月初旬に550 t の最大値に達し、8月末には台風接近に伴う強風により約80t程度にまで減少した。この時は、台風による攪拌作用により青潮には至らなかった。一方、浚渫窪地の硫化物は8月頃までに発達し、以後11月まで250 t 前後で安定した状態にあった。

3. 東京湾以外での青潮の発生事例

青潮は通常東京湾で発生する事例が多く報告されているが、近年では大阪湾や伊勢湾などの内湾でも発生することが知られてきた。大阪湾の青潮は2002年の夏季に確認したのが報告例としては最初である(中辻ら, 2003)。入江(2007)によれば、大阪湾における青潮は東京湾に比較して規模も小さく、期間も短い。青潮の発生する海域は尼崎西宮芦屋港、大阪港、堺泉北港など湾奥の港湾域に限られる。発生規模は大きくても1 km × 1 km程度である。発生するタイミングは貧酸素水塊中に硫化水素が滞留していて、かつ台風が本州南岸または大阪湾周辺を通過する時である。青潮は北から北東風が吹く時には、尼崎西宮芦屋港など湾奥部の北岸側で、北東から東風が吹く時には堺泉北港など湾奥部の東岸側で発生する。また、大阪湾に限って言えば、青潮発生(港奥)と浚渫窪地(港外)の位置は異なる場合が多く、これらに関連付けることは難しいと述べている。

大阪湾の青潮は、近年では比較的コンスタントに発生しているようで、規模は別にして2002年3回、2003年1回、2004年2回、2005年5回、2006年3回と2002年以降5年連続して確認されている(神野ら, 2006)。藤原ら(2005)は、大阪湾の最奥部の鳴尾浜で2004年7月から2005年3月まで断続的に行った現地調査の結果、青潮が発生したのはいずれも風速10m/s程度の東北東の風が連吹し、発生海域の水深は10m未満であったことから吹送密度流により底層水が湧昇したのではないかと推測している。また10月13日と10月28日にも海底上4~6 mで酸素飽和濃度0%という状況が発生しており、この時期にも青潮が発生する可能性が十分にあると述べている。

入江ら(2007)は、2006年9月15日に大阪湾阪南港内浚渫窪地と周辺の平場の底質調査を行って比較検討した。夏季に底層水が貧酸素化する当海域では、底泥は全ての測点で還元状態になってい

た平場の測点では、還元状態は表層で強く下層に行くに従って弱くなっているのに対して、窪地では上層から下層まで還元状態が強くなっていた。また、無機態窒素、リンの溶出速度および酸素消費速度は窪地内のほうが大きかった。酸素消費速度は、窪地外1 mg/m²/dayに対して窪地内3~10 mg/m²/dayであった。土粒子中の全硫化物量および間隙水中の硫化物イオン(S²⁻)濃度は窪地内ではるかに大きな値を取る。S²⁻が生成されているところにFe-Pが存在する場合、硫化鉄FeSの沈殿とともにリンが多量に溶出する。一方、この反応があまり進まない条件下ではS²⁻が蓄積し、やがて溶出することになると述べている。

三河湾では、青潮と同様の現象を古くから苦潮と呼んでいる(溶出した鉄やマンガンの酸化によって表層水が赤褐色化する現象を苦潮と呼ぶ地方もある)。苦潮は1980年代をピークに近年減少傾向にある。最近の苦潮によるアサリの被害としては、2001年9月に殻長13~18mmのアサリ稚貝2400トン、2002年8月には約4000トンのアサリ稚貝が斃死した。なお、愛知県のアサリ漁獲量は近年1万トン前後である(石田, 2007)。鶴寄(2002)によれば、1989年から2000年にかけての苦潮発生海域と風向・風速の関係を調べたところ、それぞれの海域で離岸風となる風向と概ね一致した。風速との関連では、日平均風速が2 m以上で苦潮が観測され、4 m以上で頻度が高くなった。一方、武田・石田(2003)は、2002年8月に三河湾奥部豊川河口域に位置する六條干潟域で発生した苦潮(殻長25mm以下の稚貝約4000 t が被害を受けた)直後の8月21日から9月30日までの40日間、豊川河口に近い御津地先で連続的に浚渫窪地(東京湾のように30mも掘り下げているのと異なりこの海域では3~4 m程度掘り下げている)の表層(海面下1.5m)と底層(海底上1.0m)の酸素濃度を測定した。その結果、浚渫窪地の表層における貧酸素化は、風による湧昇が原因とは考えられず、むしろ潮位と正の相関を示していた。すなわち、潮流が海堆や陸棚斜面などの海底地形の急変部に衝突し、強い上昇・下降流を生じることによって生成される内部潮汐の影響によるものと推測している。

黒田・藤田(2006)は、伊勢湾と三河湾の貧酸素水塊の特徴について、伊勢湾では前年の湾内への流入負荷量やその結果として生産される有機物量が貧酸素水塊の規模に単純に反映される。一方、

三河湾では、前年からその年にかけての負荷量やそれに伴う有機物生産量でなく、むしろ淡水流入量の変動に伴う湾内外の海水交換量が貧酸素水塊の発達規模に影響を与えることを示していると述べている。富栄養化が著しい三河湾では常に貧酸素水塊を形成させる条件が内在しているために、気象による攪乱や海水交換量のような物理的要因が貧酸素水塊の発達規模に影響を与えているようであると述べている。

その他、中海（島根県・鳥取県）、網走湖（北海道）、小川原湖（青森県）などの汽水湖でも青潮の発生が観測されている（西田，2007）。

4. 硫化物に対する生物影響実験

硫化水素は、還元型チトクローム a_3 の酸化を遮断して酸化的磷酸化を阻害することにより、低酸素症と同様の症状を引き起こすことが知られている。この毒性はイオン化していない硫化水素 (H_2S) に限られるので硫化水素の毒性は、pHによって左右される。すなわち、硫化水素は酸性になるに従って比率が高くなる（例えば、水温 $28^\circ C$ 、塩分30の場合、pH 8 では全硫化物の4.8%、pH 7 では33.4%が H_2S である）（日向野，2004）。ここでは、単位は原則として原著の記載通りとした。なお、各単位の換算は以下の通りになる。1 mL/L = 1.428mg/L、1 mM = 32.0mg/L。また、酸素飽和度と酸素量の関係は、塩分と水温の関数で塩分30の場合、酸素飽和度100%の酸素量は $5^\circ C$ で10.57mg/L、 $10^\circ C$ で9.48mg/L、 $20^\circ C$ で7.89mg/L、 $25^\circ C$ で7.26mg/L、 $30^\circ C$ で6.65mg/Lとなる。

第1表に水生生物の硫化物に対する影響実験結果をまとめて示した。

1) バクテリア，プランクトン，扁形動物

Kuster *et.al* (2005) は、バクテリアの *Vibrio fischeri*、淡水植物プランクトン（緑藻類）の *Scenedesmus vacuolatus*、淡水動物プランクトン（枝角類）の *Daphnia magna* 幼生の3種の生物の硫化水素に対する影響実験を行った。一般に硫化水素は水中での減衰が大きい（減耗率30分後13%、24時間後39%、48時間後43%）のでここでは硫化ナトリウム溶液の代わりに、窒素と硫化水素から硫化水素ガスを発生させる装置を用いた。半数影響濃度 (EC_{50}) は酸素飽和度が50%以上、pHが6.2～6.6の条件下で、それぞれ *V. fischeri* では0.28mM(30分後、 $15^\circ C$)、*S. vacuolatus* では0.055mM (24

時間後、 $20^\circ C$)、*D. magna* では0.0036mM(48時間後、 $28^\circ C$)であった。*V. fischeri* および *S. vacuolatus* は硫化水素に対する感受性が最も低い生物種の範囲に属し、これに比較して *D. magna* は感受性が高かった。以下に示すように多くの生物種では2.93～59 μM の範囲で影響を受け、淡水種と海産種の間で大きな違いはみられなかった。また、冷水性無脊椎動物では0.587～1.73 μM 、暖水性無脊椎動物では2.9～31 μM で冷水性無脊椎動物のほうが感受性は高かった。

Oeschger and Vetter (1992) は、扁形動物の *Halicryptus spinulosus* (エラヒキムシ) を使って硫化物に対する耐性および解毒についての実験を行った。試料は1990年夏季と1991、1992年冬季に西バルト海の水深20mのところで採集し、硫化物耐性実験は酸素条件下と無酸素条件下で行った。酸素条件実験は1.5Lの水槽を使用し、暴露した硫化物濃度は両者とも200 μM であり、連続流水条件方式で行った（水温 $10^\circ C$ 、塩分22、酸素飽和度90～97%、pH7.84～7.98）。無酸素条件実験は、窒素またはアルゴンで酸素を除去した海水を500mLの水槽に入れ空気を遮断し、海水の表面を酸素の進入を防ぐためアルゴンの気体で覆った（水温 $9.5^\circ C$ 、塩分22、pHは塩酸で8に調整した）。これらの条件で、呼吸酵素のチトクロームcオキシダーゼと硫化物に感受性が強い酵素のカタラーゼを定量した。チトクロームcオキシダーゼの定量はHand and Somero(1983)、カタラーゼの定量はAebi(1985)によって行い、また無酸素代謝物としてコハク酸の定量を行った（Beutler, 1985）。試料は無酸素状態で、200 μM の硫化物に1時間接触させると一部の個体の体表面は黒化し、2時間後にはこの黒化現象は拡がり、5～6時間後には全ての個体が黒化した。あるケースでは、この黒化した個体を酸素を含んだ海水に戻したところ1～2分後には通常の色（pale brown, 薄茶色）に戻った。このような急速な体色の変化は、酵素が仲立ちとなる鉄と硫化物の相互作用によるものと考えられ、酸素条件の下では3日後に50%の個体が黒化したが、これ以上影響は拡がらなかった。体全体の硫化物濃度は $6.6 \pm 4.3 \text{ nmol g}^{-1}$ 、硫化物の酸化物質であるチオ硫酸は $1.02 \pm 1.39 \text{ nmol g}^{-1}$ であり、同様に体壁中の硫化物の取り込みは接触1日後で $0.028 \pm 0.03 \mu \text{ mol g}^{-1}$ 、10日後で $0.201 \pm 0.072 \mu \text{ mol g}^{-1}$ であった。チオ硫酸は1日後で $0.275 \pm 0.143 \mu \text{ mol g}^{-1}$ 、4日後に最大の $0.779 \pm 0.14 \mu$

molg^{-1} に達したが、その後減少し10日後には $0.422 \pm 0.17 \mu \text{molg}^{-1}$ になった。無酸素実験では更に大きな蓄積がみられ、10日後には $0.644 \pm 0.286 \mu \text{molg}^{-1}$ になった。

2) 多毛類

Llanso(1991)は、*Streblospio benedicti*を材料として貧酸素と硫化水素の耐性に対する実験を行った。各実験区20個体ずつの生残率を測定し、貧酸素と無酸素実験は培養した試料、硫化水素実験は野外(バージニア州Lafayette River)で採集した試料を使用した。野外で採集した個体は培養した個体に比較して小型であった。貧酸素実験は1989年9月15日から330時間(13.7日)流水式で行い、酸素飽和度で100%、14.5%、7%の3つの実験区を設定した(水温 26°C 、塩分19-21)。14日後の生残率は各実験区で有意な差はみられず(生残率100%区95%、14.5%区89%、7%区70%)、全体の86%の個体は生残しており、新鮮な糞粒もみられたことから摂餌も行われていたことが推測される。無酸素実験は、1990年10月に密閉した容器内に窒素ガスを2.5時間通して脱酸素を行い(酸素飽和度 $< 2\%$ 、コントロール79-88%、水温 $26 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$)、試料は1時間ごとに生死判定を行って死亡までの時間が記録された。最初の死亡は24時間後に起き、その後時間と共に死亡数は増加し、半数致死時間(LT₅₀)は43時間であり55時間後には全ての個体が死亡したが、コントロールは55時間後にも全て生存していた。硫化水素実験は1990年10月23日に開始し、48時間継続して行われた。実験は① 無酸素海水に硫化水素を添加、② 無酸素海水で硫化水素無添加、③ 酸素飽和海水の3条件の海水で行い(水温 $26 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$ 、塩分20)、無酸素は窒素ガスを連続的に流すことにより、また、硫化水素は硫化ナトリウムの原液を間歇的に添加することにより調節し(平均濃度 $20 \mu \text{M}$ 、最大濃度 $66 \mu \text{M}$)、試料は原則として2時間おきに状態、行動、死亡などが記録された。最初の死亡は硫化水素添加区で18時間後、無添加区で19時間後であった。半数致死時間は添加区で25時間、無添加区で27時間であり、両区の間で有意な差はみられずコントロールは48時間後も全て生存していた。

Vismann(1990)は、*Nereis (Hediste) diversicolor*と*Nereis (Neanthes) virens*の2種の多毛類を材料として硫化物に対する耐性と解毒に関する実験を

行った。試料はデンマークIsefjordenのVellerup湾の水深0.3-1.3mの地点で採集されたものを使用し、自然の堆積物を敷いた流水海水(7-10°C、塩分 28 ± 1)で馴致させた。実験は、短期と長期の2シリーズで行った。短期耐性実験(30分)は止水式で堆積物を入れずに行い、それぞれ10個体を100mLの無酸素海水に硫化物を30分連続的に暴露させ、その後2時間清浄な海水に移した後の死亡率を測定した。両種のLD₅₀は*N. diversicolor*(平均湿重量 410.80mgind^{-1}) 54mMg^{-1} 、*N. virens* 26mMg^{-1} (693.77mgind^{-1})であり、前者のほうが約2倍高い耐性があった。長期耐性実験(22日間)は、水槽中に堆積物を敷き開放流水式で行ない、設定条件は貧酸素(酸素飽和度約10%)、貧酸素+硫化物、コントロールの3条件とし、それぞれの条件に13個体収容した。暴露した硫化物の平均値は*N. diversicolor* $187 \pm 31 \mu \text{M}$ 、*N. virens* $172 \pm 62 \mu \text{M}$ であり、*N. diversicolor*は全ての個体が16日後まで生存していた。死亡率は、貧酸素条件のみの場合より貧酸素+硫化物条件のほうが高かった。*N. virens*の場合、死亡は2日後より発生し、硫化物に暴露させた群は6日後より死亡率が高くなり、8日後には50%の個体が死亡した。一方、*N. diversicolor*の場合50%の個体が死亡するのは外挿で求めた結果24日後であった。このように*N. diversicolor*のほうが*N. virens*より高い耐性を持っていたが、両種とも硫化物の存在により死亡率は増加した。また、10日後に*N. diversicolor*の35%の個体が堆積物の表面に存在し不活発となったが、*N. virens*は9日後には全ての個体が表面でみられ不活発であった(コントロールでは表面に存在した個体は7%であった)。解毒の指標としての硫化物酸化活性については体壁、腸壁、血液、体液のホモジェネートを定量した。測定は 20°C の無酸素状態で、5mMの硫化物濃度条件下においてbenzyl viologenを用いる比色法で行ったが、*N. diversicolor*の結果では、腸内液、血液、腸壁の順で高い活性がみられ、2種の腸内液および血液の硫化物の酸化度合の比較では、*N. diversicolor*のほうが*N. virens*に比較して有意に高い値であった。

3) 貝類

貝類の実験では、萩田(1985)は三重県英虞湾内浜島地先の養殖場において底層の貧酸素と硫化水素の発生が確認された1984年8月上旬と下旬、

第1表 水生生物の硫化物に対する影響実験

生物種	サイズ(個体数)	実験日時	実験項目	実験条件	実験結果	文献
<i>Vibrio fischeri</i> (バクテリア)		記載なし	硫化水素影響 半数効果濃度 (EC ₅₀)	pH6.2-6.5, 酸素飽和度50%以上, 15°C	1. 硫化水素の減耗率は30分後13%, 24時間後39%, 48時間後43%	Kuster et.al(2005)
<i>Scenedesmus vacuolatus</i> (淡水緑藻類)				pH6.4-6.5, 酸素飽和度50%以上, 20°C	2. <i>V.fischeri</i> のEC ₅₀ は0.28mM(30分後), <i>S.vacuolatus</i> のEC ₅₀ は0.055mM(24時間後), <i>D.magna</i> のEC50は0.0036mM(48時間後)	
<i>Daphnia magna</i> 幼生 (淡水枝角類)				pH6.5-6.6, 酸素飽和度50%以上, 28°C	3. 3種のうち <i>V.fischeri</i> と <i>S.vacuolatus</i> は硫化水素に対する感受性が最も低く, <i>D.magna</i> はほぼ中間的な値を取る種 4. 多くの淡水・海産動物プランクトンは2.93~59μMで影響	
<i>Halicyrtus spinulosus</i> (扁形動物 エラヒキムシ)		記載なし ※ 試料は1990年夏季と1991年, 1992年冬季に西バルト海の水深20mのところから採集	硫化物耐性 チトクロームc オキシダーゼ, カタラーゼの 定量	硫化物濃度 200μM 水温9.5~10°C, 塩分22, pH7.84~8.00 酸素条件, 無酸素条件	1. 無酸素状態で200μMの硫化物に1時間暴露させると一部個体の体表面は黒化, 2時間後には黒化現象は拡がり, 5~6時間後にはすべての個体が黒化 2. この現象は酵素が仲立ちになる鉄と硫化物の相互作用と考えられる 3. 酸素条件下では3日後に50%の個体が黒化した, これ以上拡がらなかった 4. 体全体の硫化物濃度は6.6±4.3nmol1g ⁻¹ , 硫化物の酸化物であるチオ硫酸は 1.02±1.39nmol1g ⁻¹ 5. 体壁中の硫化物の取り込みは1日後0.028±0.03nmol1g ⁻¹ , 10日後0.201±0.072nmol1g ⁻¹ チオ硫酸の取り込みは1日後0.275±0.143nmol1g ⁻¹ , 4日後最大0.779±0.14nmol1g ⁻¹ (酸素条件下)	Oeschger et.al(1992)
<i>Streblospio benedicti</i> (多毛類)		1989年9月15日~28日 1990年10月 1990年10月23日~25日	貧酸素影響 無酸素影響 硫化水素影響	酸素飽和度7, 14.5, 100%(26°C, 19-21) 酸素飽和度<2%, コントロール79-88% (26±0.5°C) 1. 無酸素海水・硫化水素を添加 2. 無酸素海水・硫化水素無添加 3. 酸素飽和海水 硫化水素濃度平均20μM, 最大66μM (26°C, 20)	1. 14日後の生存率は各実験区で有意差なし 2. 全体の86%の個体は生存しており, 新鮮な糞粒もみられたことから摂餌も行われていたことが推測された 3. 最初の死亡は24時間後に発生し, 半数致死濃度は43時間 4. 55時間後に全個体が死亡, コントロールは全て生存 5. 最初の死亡 硫化水素添加区18時間後, 無添加区19時間後 6 半数致死時間 硫化水素添加区25時間, 無添加区27時間, 両実験区で有意差なし 7. コントロールは48時間後に全て生存	Llanso (1991)
<i>Nereis diversicolor</i> (多毛類)		記載なし	短期耐性 (30分)	止水式, 堆積物なし, 1実験区 10個体	1. LD ₅₀ は, <i>N. diversicolor</i> 54mg ⁻¹ , <i>N. virens</i> 26mg ⁻¹	Vismann (1990)
<i>N. virens</i> (多毛類)			長期耐性 (22日)	開放流水式, 堆積物 1実験区13個体 貧酸素, 貧酸素+硫化物, コントロールの条件 平均硫化物濃度 <i>N. diversicolor</i> 187μM <i>N. virens</i> 172μM 酸素濃度 酸素飽和度約10% 試料は自然の堆積物を敷いた水槽で2週間馴致 (7-10°C, 28±1)	2. <i>N. diversicolor</i> は, 全ての個体が16日後まで生存 3. 死亡率は貧酸素条件のみより, 貧酸素+硫化物で高い 4. <i>N. virens</i> の場合, 死亡は2日後より発生, 硫化物暴露群は6日後より死亡率が高くなり, 8日後には50%の個体が死亡 5. <i>N. diversicolor</i> の場合, 50%個体の死亡は24日後(外挿) 6. 10日後に <i>N. diversicolor</i> 群の35%は堆積物表面に存在・不活発, <i>N. virens</i> は9日後に全個体が表面も存在・不活発 7. 硫化物酸化活性は, <i>N. diversicolor</i> の結果では腸内液, 血液, 腸壁の順で高い活性がみられた 8. <i>N. diversicolor</i> が <i>N. virens</i> より高い活性がみられた	
			硫化物酸化 活性	20°C, 無酸素状態, 5mM硫化物 濃度 benzyl viologenを用いる比色 法		

丸茂・横田：青潮と硫化水素の生物影響

第1表（つづき） 水生生物の硫化物に対する影響実験

生物種	サイズ(個体数)	実験日時	実験項目	実験条件	実験結果	文献
アサリ	平均殻長32mm (50個体) 平均殻長25mm (各10個体)	1984年 8月 8日 8月29日 10月31日	現場垂下実験 3日間 2日間 10日間 室内実験Ⅰ (4日間) 室内実験Ⅱ (3日間)	0, 2, 6, 11, 14, 15m層 0, 2, 6, 11, 13, 13, 14, 15m層 0, 2, 6, 11, 13, 13, 14, 15m層 酸素量0.36mg >, 硫化物量27 mg/L 硫化物量0, 3.7, 8.1, 17.0, 69.2mg/L	1. 死亡は8月の底層部 (14m以深)では死亡率85 ~100% 2. この時の底層部の環境は溶存酸素量0%, 硫 化物は6.5~13.9mg/L (8月8日), 1~5mg/L (8 月29日), pH7.6~7.8 3. 10月31日はアサリの斃死みられず 4. 室内実験では, 溶存酸素量0.36mg/L以下で 死亡みられず 5. 硫化物区では, 2日目30%, 3日目90%, 4日 目100%斃死 6. 硫化物3.7mg/Lで80%, 8.1mg/Lで100%死亡 (3日間)	萩田(1985)
アサリ	殻長3cm前後	記載なし 試料入手 1980年6月7日 (試料Ⅰ) 9月25日 (試料Ⅱ) 11月27日 (試料Ⅲ)	貧酸素耐性 (止水式) 硫化水素耐性 (流水式)	酸素濃度0.5ppm 試料Ⅰ 72, 96, 120, 144時間 (24 °C) 試料Ⅱ 24, 48, 72, 96, 120時間 (24.2~25.3°C) 試料Ⅲ 72, 96, 120, 144, 168時 間(16.8~18.5°C) 試料Ⅰ 硫化物量 3, 5, 10, 20ppm(24, 48, 72時間) 試料Ⅱ 0.5, 1ppm(24, 48, 72時間) 試料Ⅲ 0.5, 1ppm(24, 48, 72時間)	1. 貧酸素水による影響では, 試料Ⅰのアサリ は96時間後から斃死が始まり, 120時間後には 80~100%, 144時間後には全個体が斃死 2. 試料Ⅱのアサリは48時間後から斃死が始ま り, 120時間後には全個体が斃死 3. 試料Ⅲのアサリは168時間経過しても全く斃 死はみられず 4. 1個体が斃死すると水が白濁し, 酸素がなく なり他の個体も急速に斃死 5. 硫化物量による影響では, 試料Ⅰでは10ppm で80%, 20ppmでは100%斃死 6. 試料Ⅱでは0.5ppmで60%, 1.0ppmで100%斃 死, 試料Ⅲでは斃死はみられず	柿野(1982)
ヤマトシジミ	稚貝 (殻長約3mm, 20個体) 成貝(殻長約15mm <, 20個体) 殻長17.9~25.1mm (20個体) 殻長18.4~24.1mm (20個体)	1994年12月15日 ~19日 1995年11月22日 ~12月6日 1995年11月28日 ~96年1月6日 95年12月10日 ~ 96年1月29日	成長段階別耐 性(14日間) 設定濃度別耐 性(40日間) 致死濃度 (40日間)	0, 5, 10mg/L (18, 28°C) 0, 3, 5, 7, 10, 20, 30.50mg/L (28 °C) 0, 3, 5, 7, 10, 20, 30.50mg/L (18 °C) 0, 0.5, 1.0, 3.0mg/L (28°C)	1. 成貝と稚貝では, 硫化水素耐性に大きな違 いはなかった 2. 硫化水素耐性時間は同じ水温であれば濃度 が高いほど短い 3. 18°Cでは, 7mg/L以下ではLT ₅₀ , LT ₁₀₀ は算出さ れない(40日間) 4. 28°Cでは, 3mg/L以上ではLT ₁₀₀ は14日以内, 高温時に耐性弱い 5. 28°Cでは1mg/L以上では影響があるが, 0.5 mg/L以下では影響なし 6. ヤマトシジミの硫化水素耐性は他の生物種 と比較して強い	中村ら (1997)
シズクガイ	殻長6.1~9.8mm (15.1°C) 殻長8.1~10.3mm (24.2)	記載なし	硫化水素耐性	硫化水素濃度 0, 15, 46, 157, 333, 778 μ M(15.1°C) 0, 12, 50, 163, 316, 736 μ M(24.2°C)	1. 硫化水素濃度は時間とともに低下した (0~84%) 2. 15°CのLT ₅₀ は, 157 μ Mで40.5時間, 333 μ Mで 35時間, 778 μ Mで40.5時間 3. 同じくLT ₁₀₀ は, 333 μ Mで42時間, 778 μ Mで24 時間 4. 24°CのLT ₅₀ は, 0 μ Mで27時間, 12 μ Mで23時間, 50と163 μ Mで21時間, 316 μ Mで19.5時間, 736 μ M で15時間 5. 同じくLT ₁₀₀ は, 0と12 μ Mで45時間, 163 μ M で33時間, 50と316 μ Mで30時間, 736 μ Mで27時 間 6. 24°Cでは15°Cに比べて影響は早く現れ, 濃 度の違いによる生存期間の差は小さい	玉井(1994)

丸茂・横田：青潮と硫化水素の生物影響

第1表（つづき） 水生生物の硫化物に対する影響実験

生物種	サイズ(個体数)	実験日時	実験項目	実験条件	実験結果	文献
<i>Mulinia lateralis</i> (バカガイ科)	殻長>10mm <5mm	記載なし	無酸素・硫化水素耐性	硫化水素濃度 50, 161, 322, 463, 644mg/L 10, 20, 30°C, pH7.5-7.7	1. 無酸素単独実験では、10°Cと30°C実験区では殻長の大小で生残時間に大きな差はみられなかったが、20°Cでは小型群が大型群より耐性が高かった 2. 無酸素+硫化水素実験区では、10°Cで硫化水素が高くなるにつれて生残時間は減少し、その影響はおおがた個体のほうが大きかった。 3. 20°Cでも同様な傾向がみられたが、大型群と小型群の差はみられなかった 4. 全体として、生残時間は20°C区のほうが10°C区よりも短い	Shumway <i>et al.</i> (1983)
ヨシエビ ガザミ テナガエビ	稚仔(20個体) 稚仔(20個体) 成体(28.5~37.2mm, 20個体)	記載なし ※ガザミは1992年7月に孵化、テナガエビは1991年12月の漁獲物を使用	毒性(96h-LC ₅₀) 耐性(LT ₅₀)	10, 20, 30, 50 μg/L ⁻¹ (22°C, 塩分32) 10, 20, 30, 50 μg/L ⁻¹ (21.5°C, 32) 20, 35, 50, 75 μg/L ⁻¹ (20.2°C, 10) 10 μg/L ⁻¹ (ヨシエビ, ガザミ) 25 μg/L ⁻¹ (テナガエビ)	1. 96h-LC ₅₀ はガザミ, ヨシエビ, テナガエビの順に31.5, 35.2, 51.0 μg/L ⁻¹ 2. 無酸素条件下でガザミ, ヨシエビ, テナガエビのLT ₅₀ は28, 22, 35時間 3. 無酸素と硫化水素の複合条件下のLT ₅₀ はガザミ, ヨシエビ, テナガエビでそれぞれ20, 22, 26時間 4. 上記結果よりガザミ, ヨシエビは, テナガエビより耐性が弱い	姜ら(1993a)
ガザミ	ゾエア期(30個体) メガロバ期(20個体) 稚ガニ期(20個体)	記載なし ※ガザミ幼生は1992年6月に孵化したものを使用	発育段階別毒性 硫化水素・貧酸素複合	5.2, 9.5, 19.7, 31.2 μg/L ⁻¹ , 48時間後生存率 DO濃度1.3, 2.5, 3.6mg/L ⁻¹ , 硫化水素濃度5, 10 μgH ₂ SL ⁻¹ , 72時間後生存率	1. 硫化水素暴露により, ゾエア期≧5.2 μgH ₂ SL ⁻¹ , メガロバ期≧9.5 μgH ₂ SL ⁻¹ , 稚ガニ期≧19.7 μgH ₂ SL ⁻¹ で生存率の有意な減少を示した(48時間後) 2. 貧酸素条件下により, ゾエア期≦3.4mgO ₂ L ⁻¹ , メガロバ期≦2.6mgO ₂ L ⁻¹ , 稚ガニ期≦1.5 μgH ₂ SL ⁻¹ で有意に生存率が減少(72時間後) 3. 貧酸素と硫化水素の複合条件では, 単独条件の場合より有意に生存率が減少	姜ら(1993b)
テナガエビ	1実験区 25個体	記載なし	逃避行動 貧酸素 硫化水素・貧酸素複合	貧酸素条件 0.6, 1.2, 2.0, 3.2mg/L (20°C, 塩分10) 複合条件 DO 2.3, 3.2mg/L, H ₂ S 5, 25 μS/L	1. DO濃度1.2mg/L以下で逃避する 2. 3.2mg/L+25 μS/Lおよび2.0mg/L+≧5 μS/Lの複合条件で逃避する 3. DO, H ₂ Sの両条件が厳しくなるにつれて実験区から逃避するまでの時間と実験区内の総停滞時間が短くなる	姜ら(1995a)
テナガエビ	体長23.5~38.2mm	記載なし	硫化水素急性毒性 生存率 貧酸素単独 貧酸素と硫化水素の複合	96時間後半数致死濃度(20°C, 塩分10), 52-132, 55-121, 22-92, 14-82 μS/L 15日後半数致死濃度(20°C, 塩分10), 14-82 μS/L DO濃度0.6, 1.2, 2.0, 3.2mg/L ⁻¹ DO濃度1.2, 3.2mg/L ⁻¹ , 硫化水素濃度10, 25 μgSL/L	1. 急性毒性実験の半数致死濃度は96時間後51.2 μgSL/L, 15日後は23.5 μgSL/L 2. 単独条件でのエビの生存率はDO濃度1.2mg/L以下で対象区に対して有意な差が認められたが, 2.0mg/L以上では有意な差はみとめられなかった 3. 複合条件でのエビの生存率は1.2mg/L+≧10 μgS/L, 3.2mg/L+25 μgS/Lでは対象区に対して有意な減少を示したが, 3.2mg/L+10 μgS/Lでは有意な差を示さなかった	姜ら(1995b)
ヨシエビ	ゾエア期 ミス期 稚エビ期 それぞれ1実験区 25個体	記載なし	硫化水素急性毒性 生存率 貧酸素単独 貧酸素と硫化水素の複合	48時間後半数致死濃度(21~22.2°C, 塩分32), 5.5, 10.2, 19.5, 32.3 μS/L DO濃度1.5, 2.5, 3.4mg/L ⁻¹ DO濃度2.5, 3.4mg/L ⁻¹ , 硫化水素濃度5, 10 μgSL/L	1. 硫化水素の48時間後の半数致死濃度はゾエア期, ミス期, 稚エビ期, それぞれ8.7, 11.4, 18.5 μgS/Lであった 2. 貧酸素条件下で生存率は, ゾエア期3.4mg/L以下, ミス期と稚エビ期では1.5mg/Lで有意に減少した 3. 複合条件下では, ゾエア期とミス期では酸素濃度3.4mg/L以下と硫化水素濃度10 μgS/L, 稚エビ期では2.5mg/L以下と10 μgS/Lで貧酸素単独条件よりも有意な減少を示した	Kang <i>et al.</i> (1994)
クルマエビ	ポストラバ(平均体長9.5mm) 若年エビ(平均体長8.3mm)	記載なし	硫化水素急性毒性	2, 3, 4, 5ppm (23.5°C,)	1. 海中の硫化水素の1時間後の減少率エアレーションなし34%, エアレーションあり80%(24.8°C) 2. 1時間後の半数致死濃度はポストラバで3.1ppm, 若年エビで3.2ppm	平岡(1999)

第1表 (つづき) 水生生物の硫化物に対する影響実験

生物種	サイズ(個体数)	実験日時	実験項目	実験条件	実験結果	文献	
<i>Gallichthys mirabilis</i> (ハゼ科)	体長 5-15cm	記載なし	硫化物耐性	20℃, 塩分34, pH8.3, 酸素飽和度50~80%	1. 実験下魚種の耐性の幅は1(1.5時間)~53(20時間) μ M	Bagarinao et al. (1983)	
<i>Fundulus parvipinnis</i> (メダカ科)	5-10cm		1. 段階暴露	50, 100, 200, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 μ Mに2時間間隔で順次暴露していく	2. 潮溜まりに生息するようなハゼ科の <i>G.mirabilis</i> や卵性メダカ類の <i>F.parvipinnis</i> は他の魚種に比較して耐性が高かった (96時間LC50はそれぞれ525, 700 μ M)		
<i>Mugil cephalus</i> (ボラ科)	10-15cm		2. 一定濃度暴露	200 μ Mの濃度に暴露させて全ての魚が死亡するか平衡を失うまで追跡	3. 外海性の <i>C.stigmaeus</i> と <i>E.mordax</i> は, 耐性が低く30~80 μ Mで1~3時間後には死亡		
<i>Urolophus halleri</i> (ヒラタエイ科)	15-25cm		3. LC ₅₀	1mMの濃度に96時間以上暴露してLC ₅₀ を求める	4. 遊泳性魚類より定着性魚類の耐性が高かった		
<i>Paralichthys californicus</i> (ヒラメ科)	10-25cm		4. チトクロームc		5. 硫化物に暴露している間呼吸数は20%~80%増加した		
<i>Pleuronichthys ritteri</i> (カレイ科)	10-20cm		5. 硫化物酸化活性		6. チトクロームcオキシダーゼ活性は血液では0, 脾臓や腎臓で比較的低く, 肝臓, 鰓, 心臓, 筋肉で比較的高かった		
<i>Hypsoblennius gentilis</i> (イソギンボ科)	8-13cm				7. チトクロームcオキシダーゼ活性の阻害は硫化物濃度30~500nMの範囲で全ての種で起こっていた		
<i>Paralabrax clathratus</i> (ハタ科)	10-20cm				8. 全ての種でチオ硫酸塩の酸化による硫化物の解毒作用がみられた		
<i>P. nebulifer</i> (ハタ科)	10-20cm				9. 高い濃度に暴露しても, 魚の筋肉からは硫化物はほとんど検出されない, 魚類の血液は短時間で硫化物に対して防御を行い, 内臓等の生命維持期間に到達する量を最小限に抑えているメカニズムが考えられる		
<i>Embiotoca jacksoni</i> (ウミタナゴ科)	8-10cm						
<i>Heterostichus rostratus</i> (アサヒギンボ科)	10-15cm						
<i>Citharichthys stigmaeus</i> (ヒラメ科)	10-15cm						
<i>Engraulis mordax</i> (カタクチイワシ科)	10-15cm						
<i>Coregonus clupeaformis</i> (サケ科)	卵囊付稚魚は1実験区30~40尾 ※3種は卵囊付稚魚と稚魚で実験	記載なし	硫化水素耐性	冬季条件(7-15℃, pH7.5) 夏季条件(10-25℃, pH8.0) 流水式(液状硫化水素17mg/L)	1. 魚類の硫化水素に対する耐性は, 魚種によっては成長段階による幅がみられた 2. 1時間後と96時間後のLC50はそれぞれ0.046-1.719mg/L, 0.002-0.063mg/L 3. 全体としては, <i>C. clupeaformis</i> と <i>S. gairdneri</i> の卵囊付稚魚を除いて冬季条件のほうが夏季条件よりも高い耐性がみられた		Fung et al. (1980)
<i>Perca flavescens</i> (スズキ上科)							
<i>Micropterus salmoides</i> (オオクチバス)							
<i>Salmo gairdneri</i> (ニジマス)	稚魚, 成魚は1実験区10尾 ※稚魚, 成魚で実験						

およびコントロールとして底層の環境が好転した10月下旬に現場垂下式実験でアサリに対する影響を調査した。室内実験では耐性値を求め、垂下式実験では、平均殻長32mmのアサリを各50個養殖筏から垂下して影響を調査し、室内実験では約2~3時間窒素ガスを通気し、溶存酸素量0.36mg/L以下にしたものを使用した。硫化水素水は貧酸素水にマイワシ5尾を入れ、20℃の恒温室に4日間以上密封した状態で放置し、硫化水素の発生を確認した後使用した。この試水を500mLのポリ容器に入れ、その中に平均殻長25mmのアサリを10個ずつ収容し、20℃の恒温室で実験を行った。その結果、現場垂下実験ではアサリの斃死は下層部で8月(14m以深の斃死率85~100%)にはみられたが10月にはみられず、この時、底層では溶存酸素量0mg/L、硫化物量は8月上旬6.5~13.9mg/L、下旬1~5mg/L、pHは7.6~7.8であった。室内

実験では溶存酸素量0.36mg/L以下では4日間生存したが、27mg/Lの硫化物(sulfide-S)条件では2日目30%、3日目90%、4日目には100%の個体が死亡した。濃度別硫化物量では、3日間の実験で3.7mg/Lで80%、8.1mg/Lで100%がへい死した。

柿野(1982)は1980年6月7日(試料I)、9月25日(試料II)、11月27日(試料III)の異なる時期に採取したアサリを用いて、貧酸素と硫化ソーダに対する影響実験を行った(実験日時未記載)。貧酸素水は、水槽上に2cmの厚さの流動パラフィン置き、水槽中に窒素ガスを吹き込むことによって調整した。水槽内の酸素量は、おおむね8時間程度で0.5ppmになったのでこれを貧酸素水とし、硫化ソーダは再蒸留水を用いて溶かし、トリス-塩酸緩衝液を用いてpHを実際の青潮と同じ約7.7に調整した。このうち貧酸素実験は止

水式で行い、硫化ソーダ実験は流水式で行った。実験水温は貧酸素実験の試料Ⅰ、Ⅱは24～25.3℃、試料Ⅲは16.8～18.5℃、硫化ソーダ実験は、試料Ⅰ、Ⅱは25.2～26.8℃、試料Ⅲは18.3～21.0℃であった。貧酸素に対するアサリの斃死までの耐久時間は、採取月により大きく異なっており、試料Ⅰは96時間後には斃死が始まり、120時間後には80～100%が斃死し、144時間後には全個体が斃死した。試料Ⅱは48時間後には斃死が始まり、120時間後には全個体が斃死し、試料Ⅲでは168時間後にも全く斃死はみられなかった。一方、硫化ソーダの耐性も採取月により異なる傾向がみられ、試料Ⅰは5 ppmでは斃死がみられず10ppmで80%、20ppmで100%の斃死がみられ、試料Ⅱは0.5ppmで60%、1.0ppmでは100%の個体が死亡し、試料Ⅲは1.0ppmでは斃死はみられなかった。このように、今回の実験では9月に採取したアサリが他の時期に採取したアサリより貧酸素や硫化ソーダに弱い傾向がみられた。この原因として柿野は、① 6月、9月の実験水温(24～25℃)が11月の実験水温(17～19℃)より高かったこと、② 生理条件の違いとして、4月～7月にはグリコーゲンを主体とする炭水化物含量が多く、これは8月～10月にかけて急激に減少する。このグリコーゲンは、酸素欠乏条件下においてエネルギーとして用いられ、9月25日に採取したアサリはこのグリコーゲンが急減している時期にあたりアサリにとっては最も酸欠に弱かった時期ではなかったかと推測している。硫化物のアサリに対する毒性は H_2S に限られる。これは、 H_2S は細胞膜を通過して細胞質に入って毒性を発揮するのに対して、 HS^- は細胞膜を通らず細胞質に入らないと解釈される(藤原, 2010)。また、1個体でもアサリが斃死すると水質が非常に悪くなるので、実際のアサリの生息場においても腐敗した水により同じ生息場のアサリに急速に斃死が広まることが推察されると述べている。

中村ら(1997)は、島根県宍道湖産のヤマトシジミを用いて硫化水素耐性実験を行った。実験は700mLの容器にろ過海水(塩分5)を入れ窒素ガスで無酸素状態にし、これに硫化水素原液(1000mg/L)を加え所定の濃度に設定し、これに20個体のヤマトシジミを収容して9時と16時の1日2回生死を判別した。実験は① 1994年12月5日～19日に成長段階、水温別硫化水素耐性実験(0, 5, 10mg/L, 水温18, 28℃)、② 1995年11月

22日～12月6日(水温28℃)、11月28日～1996年1月6日(水温18℃)に水温別、濃度別硫化水素耐性実験(0, 3, 5, 7, 10, 20, 30, 50mg/L)、③ 1995年12月20日～1996年1月29日に硫化水素致死濃度実験(0, 0.5, 1.0, 3.0mg/L)の3系列の実験を行った。その結果、成貝(殻長15mm以上)と稚貝(殻長3mm前後)の間で硫化水素耐性について大きな違いはみられなかった(14日間)。水温18℃の条件で、40日間の期間中硫化水素濃度が7mg/L以下では LT_{50} 、 LT_{100} は算出されないが、28℃の水温で3mg/L以上では LT_{100} は14日以内であり、高水温時に耐性は弱くなった。また、水温28℃では、長期間に1mg/L以上では影響を受けるが、0.5mg/L以下では影響を受けなかった。全体的にヤマトシジミの硫化水素耐性はこれまでに報告された他の生物種に比較して強い傾向が認められた。宍道湖における調査結果から、底泥中硫化物は2.92mg/乾泥gより多いところではヤマトシジミは確認されておらず、1㎡あたり1000個体以上が確認されているのは0～0.09mg/乾泥gのところであることから、中村らはヤマトシジミ資源の維持のためには、夏季宍道湖の湖底に0.5mg/L以上の硫化水素が発生しないように努めることが望ましいと述べている。

玉井(1994)は、日本沿岸の富栄養化した内湾に広く分布するシズクガイ(殻長6.1～9.8mm, 15.1℃, 8.1～10.3mm, 24.2℃)の硫化水素耐性について実験を行った。実験水槽に窒素ガスを吹き込んで無酸素状態にした後、硫化ナトリウムを溶かした硫化水素原液を6段階の設定濃度(平均濃度: 0, 15, 46, 157, 333, 778 μ M/ 15.1℃; 0, 12, 50, 163, 316, 736 μ M/ 24.2℃)になるように添加した。実験中の硫化水素濃度の減少は著しく、低濃度区では実験終了時に0になり、中高濃度区でも実験終了時には42～84%に減少した。硫化水素が高い区ほど生存期間が短くなり、 LT_{50} は平均濃度が157 μ Mの場合で40.5時間、333 μ Mで35時間、778 μ Mで15.5時間であり、 LT_{100} は333 μ Mで42時間、778 μ Mで24時間であった。殻長と生存期間の関係では、殻長6～10mmの範囲でははっきりした関係はみられなかったが、24.2℃では影響が15.1℃の場合よりやや早く現れ、硫化水素濃度の違いによる生存期間の差は小さくなる傾向にあった。 LT_{50} は、0 μ Mで27時間、12 μ Mで23時間、50 μ Mと163 μ Mで21時間、316 μ Mで19.5時間、736 μ Mで15時間であり、163 μ Mと736 μ Mの

差は6時間と短く15.1°Cの場合の約1/4であった。LT₁₀₀は0, 12 μMで45時間, 163 μMで33時間, 50, 316 μMで30時間, 736 μMで27時間であった。玉井は、シズクガイは酸素濃度が1.3mg/L以上であれば低酸素には強く4日間以上生存できるものの、無酸素には弱く25°Cでは約1日しか生存できなかったと述べている。また、硫化水素耐性は他の生物種に比較して弱いと述べている。

Shumway and Scott(1983)は、ニューヨークのPort Jefferson Harborで採集した二枚貝の*Mulinia lateralis*を使用して無酸素と硫化水素(水中の硫化水素は、H₂S, HS⁻, S²⁻の3形態で存在するが、この3形態を含めて硫化水素とする)の暴露に対する生残実験を行った。ここで、残留酸素濃度は窒素の添加により4 mm Hg以下とし、硫化水素濃度は硫化ナトリウムを加えることにより50, 161, 322, 463, 644mgL⁻¹の5段階とした。これらを、1 Lのガラスビーカーに入れてそれぞれ10°C, 20°C, 30°Cの水温で実験(pH7.5-7.7)を行った。実験試料は、体長>10mmの大型群と<5mmの小型群の2段階のサイズをそれぞれ20個体ずつ使用して無酸素単独実験は5回、無酸素+硫化水素実験は3回繰り返し実験を行った。その結果、無酸素単独実験では、10°Cと30°Cでは体長の大小で生残時間(LT₅₀:日)に大きな違いはみられなかったが、20°Cでは小型群は大型群に比較して高い耐性がみられた(LT₅₀:小型群7日, 大型群4日)。一方、無酸素+硫化水素実験では水温10°Cで硫化水素濃度が高くなるにつれて生残時間は減少し、その影響は大型個体ほど大きく、LT₅₀は4~6日間の範囲であり、20°Cでも同様な傾向がみられたが、大型群と小型群の差はみられなかった。全体として、生残時間は20°Cのほうが10°Cよりも短い傾向がみられた。

4) 甲殻類

姜ら(1993a)は、ガザミの幼生(ゾエア期, メガロパ期, 稚ガニ期)におよぼす貧酸素と硫化水素の影響について、硫化水素の毒性実験と貧酸素と硫化水素(H₂S, HS⁻, S²⁻)の複合影響実験を行った(水温20.5~22.3°C, 塩分32, 実験日時未記載)。貧酸素状態は窒素ガスを注入することにより、硫化水素区は硫化ナトリウム溶液を所定の濃度添加することにより設定した。毒性実験の硫化水素濃度は、5.2±0.5, 9.5±1.1, 19.7±0.7, 31.2±2.5 μg L⁻¹の4段階であり、溶存酸素濃度は6.7~7.1mg

L⁻¹に調整した。供試個体数はゾエア期30個体, メガロパ期20個体, 稚ガニ期20個体であり、48時間後に死亡した個体数を計数し、2回の反復実験の平均生存率とした。貧酸素と硫化水素の複合影響実験については、貧酸素に対する影響については1.3, 2.5, 3.5mg L⁻¹の3段階とし、複合影響については酸素濃度2.5, 3.5mg L⁻¹と硫化水素濃度約5, 10 μg L⁻¹の組み合わせにより4実験区を設定した。48時間の硫化水素の接触によりゾエア期≥5.2 μg H₂S L⁻¹, メガロパ期≥9.5 μg H₂S L⁻¹, 稚ガニ期≥19.7 μg H₂S L⁻¹で生存率は発達に伴い有意に減少し、72時間の貧酸素接触ではゾエア期≤3.4mg O₂ L⁻¹, メガロパ期≤2.6mg O₂ L⁻¹, 稚ガニ期≤1.5mg O₂ L⁻¹で生存率は発達に伴い有意に減少した。貧酸素と硫化水素の複合影響下では、ゾエア期には≤3.4mg O₂ L⁻¹と≥5.2 μg H₂S L⁻¹の組み合わせの生存率は≤3.4mg O₂ L⁻¹の場合よりさらに低下し、メガロパ期には≤3.4mg O₂ L⁻¹と≥10.1 μg H₂S L⁻¹および≤2.6mg O₂ L⁻¹と≥5.2 μg H₂S L⁻¹の組み合わせで、稚ガニ期には≤2.6 mg O₂ L⁻¹と≥10.1 H₂S L⁻¹の組み合わせでそれぞれ貧酸素単独条件の場合より有意な生存率の減少を示した。

同じく姜ら(1993b)は、ヨシエビ(稚仔), ガザミ(稚仔), テナガエビ(成体)の3種の底生甲殻類で硫化水素の毒性試験と耐性実験を行った(実験日時未記載)。毒性実験は硫化ナトリウム溶液の継続的な供給により濃度を設定し、設定濃度は毒性実験ではヨシエビ, ガザミに対しては10, 20, 30, 50 μg L⁻¹, テナガエビは20, 35, 50, 75 μg L⁻¹であった。一方、耐性実験では無酸素区(ほぼ無酸素状態が保たれており、平均酸素濃度はガザミ, ヨシエビ, テナガエビの実験でそれぞれ0.35, 0.20, 0.15mg L⁻¹であった), 無酸素硫化水素複合条件区, 対照区の3区で無酸素区は窒素ガスの通気により調整し、無酸素硫化水素複合条件区は無酸素区硫化ナトリウム溶液を12時間毎に添加した。硫化水素濃度はヨシエビ, ガザミについては10 μg L⁻¹, テナガエビは25 μg L⁻¹であった。96時間後のLC₅₀はガザミ, ヨシエビ, テナガエビに対して31.5, 35.2, 51.0 μg L⁻¹であり、無酸素条件下での半数致死時間(LT₅₀)は、ガザミ, ヨシエビ, テナガエビで28時間, 22時間, 35時間であった。無酸素耐性はテナガエビ, ガザミ, ヨシエビの順で高く、無酸素と硫化水素の複合的条件下の半数致死時間はガザミ, ヨシエビ, テナガエビでそれぞれ20時間, 22時間, 26時間であった。

Kang and Matsuda(1994)は、ヨシエビの初期段階（ゾエア期，ミス期，稚エビ期）の貧酸素，硫化水素およびこれらの複合影響について実験を行った。貧酸素は，窒素ガスと酸素ガスの所定量の混合によって調整（1.5, 2.5, 3.4mg L⁻¹）し，硫化水素は所定の濃度の窒素ガスおよび硫化水素溶液を試験水のなかに連続的に注入することにより調整した。硫化水素濃度は，5.5, 10.2, 19.5, 32.3 μg L⁻¹の4段階を設定し，貧酸素と硫化水素の複合影響は貧酸素（2.5, 3.4mg L⁻¹）と硫化水素（5, 10 μg L⁻¹）のそれぞれ2段階の組み合わせで合計4段階の実験区を設定した（水温21～22.2℃，塩分32）。48時間後の半数致死濃度は，ゾエア期，ミス期，稚エビ期それぞれ8.7, 11.4, 18.5 μg L⁻¹であり，貧酸素条件下での生存率はゾエア期では3.4mg L⁻¹以下，ミス期，稚エビ期では1.5mg L⁻¹以下で有意に減少した。複合影響については，ゾエア期，ミス期では酸素濃度3.4mg L⁻¹以下と硫化水素濃度10 μg L⁻¹，稚エビ期では酸素濃度2.5mg L⁻¹と硫化水素濃度10 μg L⁻¹で貧酸素単独条件下よりも有意な減少を示した。

姜ら（1995a）は，テナガエビに対する硫化水素の急性毒性と生存に及ぼす貧酸素と硫化水素の影響を実験的に求めた。供試個体は体長23.5–38.2 mmの範囲であり（水温20℃，塩分10），実験は所定の濃度の硫化ナトリウム溶液が実験水槽に供給され，排水はオーバーフローを通して流出し，その半分の実験水はポンプにより再循環されるような半流水式により行った。硫化水素の急性毒性実験（96時間後，15日後）は，硫化水素濃度15～130 μg S/Lの範囲で4回の実験を行い（52–132, 55–121, 22–92, 14–82 μg S/L），96時間後の半数致死濃度は51.2 μg S/L，15日後は23.5 μg S/Lであった。生存に及ぼす貧酸素と硫化水素の影響については，酸素濃度は窒素ガスと酸素ガスを一定の比率で混合することにより，約0.6, 1.2, 2.0, 3.2mg/Lの4実験区を設定し，貧酸素と硫化水素の複合条件では，酸素濃度約1.2, 3.2mg/Lと硫化水素濃度10, 25 μg S/Lの組み合わせにより4実験区を設定した。生存率は，貧酸素単独条件では1.2mg/L以下では対照区（約6.8mg/L）に対して有意な減少がみられたが，2.0mg/L以上では差は認められなかった。複合条件でエビの生存率は1.2mg/L + ≥10 μg S/L, 3.2mg/L + 25 μg S/Lでは対照区に対して有意な減少を示したが，3.2mg/L + 10 μg S/Lでは差はみられなかった。すなわち，

硫化水素25 μg S/Lを付加すると酸素濃度3.2mg/L以下では生存率が有意な減少を示した。

姜ら（1995b）は，テナガエビの貧酸素と硫化水素に対する逃避行動を観察した。貧酸素条件は0.6, 1.2, 2.0, 3.2mg/L，貧酸素と硫化水素の複合条件としては貧酸素条件2.0, 3.2mg/L，硫化水素条件5, 25 μg S/Lの組み合わせで行い，供試個体数は，各実験区25個体であった。貧酸素単独条件では，1.2mg/L以下で逃避がみられたが，2.0mg/L以上では有意な逃避行動は認められなかった。複合条件では，3.2mg/L + 25 μg S/Lと2.0mg/L + ≥5 μg S/Lの組み合わせで逃避したが，貧酸素と硫化水素の条件が厳しくなるにつれて逃避するまでの時間と停滞時間が短くなった。更にテナガエビは逃避の他に貧酸素では実験初期における活動水準の上昇，眼柄の頻動，対象区への移動，複合条件ではアンテナの屈曲が観察された。

平岡（1999）は，硫化水素のクルマエビへの急性毒性実験を行った。硫化水素は市販の固形硫化物（ケイソウ土に有機硫黄化合物を染みこませたもの）7 gをアルコールランプで15分加熱し，発生した硫化水素を海水1 Lに捕集し，硫化水素濃度440ppmの海水を作り，これを適宜海水で薄めて試水とした。実験は止水式で行い，実験区は2, 3, 4, 5 ppmおよびの対照区（ろ過海水）の5区であり，クルマエビは，平均体長9.5mmのポストラバと8.3mmの若年エビを各実験区5尾使用した。毒性実験に先立って硫化物の海水中における濃度変化を測定した結果，海水中で硫化水素の濃度は減少し，測定開始時に6.8ppmあったものが，1時間後には4.5ppm（66%）にまで減少した。これにエアレーションを加えると，その減少率は更に速くなり10分後には5.0ppm（74%），30分後には3.0ppm（44%），1時間後には1.4ppm（21%）になった。1時間後の半数致死濃度（エアレーションなし）は，ポストラバ3.1ppm，若年エビ3.2ppmであった。

5) 魚類

Bagarinao and Vetter(1989)は，カリフォルニア州サンディエゴ市のMission湾の沿岸に生息する魚種13種（*Gallichthys mirabilis*ハゼ科 体長5–15 cm, *Fundulus parvipinnis*メダカ科 5–10cm, *Mugil cephalus*ボラ科10–15cm, *Urolophus halleri*ヒラタエイ科15–25cm, *Paralichthys californicus*ヒラメ科10–25cm, *Pleuroichthys ritteri*カレイ科10–20cm,

*Hypsoblennius gentilis*イソギンポ科8–13cm, *Paralabrax clathratus*ハタ科10–20cm, *P. nebulifer*ハタ科10–20cm, *Embiotoca jacksoni*ウミタナゴ科8–10cm, *Heterosticus rostratus*アサヒギンポ科10–15cm, *Citharichtys stigmaeus*ヒラメ科10–15cm, *Engraulis mordax*カタクチイワシ科10–15cm) について硫化物 (H_2S , HS^- , S^{2-} の合計値) の耐性実験 (流水式) を行った。耐性実験は、次の3実験であった。① 最初50 μM に暴露させ、2時間毎に50%の個体が死亡するか平衡を失うまで100, 200, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 μM へ順次暴露させていく実験 (供試種数11種), ② 200 μM の濃度へ暴露させてすべての魚が死亡するか平衡を失うまで追跡する実験 (供試種数7種), ③ 1 mMの濃度に96時間以上暴露して LC_{50} を求める実験 (供試種数2種), ③の実験については試料が入手しやすく硫化物耐性が高い*G. mirabilis*, *F. parvipinnis*について行った。実験期間中は、水温20°C, 塩分34, pH8.3, 酸素飽和度50~80%であった。耐性実験に加えて、異なる濃度の硫化物を筋肉に加えてホモゲナイズした数種の魚類の筋肉中のチトクロームcオキシダーゼの定量および50%阻害定数を計算し (Hand and Somero, 1983), 併せて実験 (200 μM 暴露) で死亡した個体 (死亡後6時間以内) のチトクロームcオキシダーゼの定量も行い、更に硫化物酸化活性の定量を行った。また、コントロールと硫化物暴露の魚の血液、脾臓、腎臓、肝臓、鰓、筋肉の組織をホモゲナイズして測定し、その結果硫化物に対する耐性はその魚の棲み場所や生態により異なっていた。すなわち、潮溜まり (tidal-marsh) に棲むような*G. mirabilis*, *F. parvipinnis*は、他の魚種に比較して耐性が高く (96時間後の LC_{50} は、それぞれ525, 700 μM)、これらの種は1500 μM という高濃度でも20時間以上生存した。その一方で、外海性の*Citharichtys stigmaeus*と*Engraulis mordax*は耐性が低く、30~80 μM で1~3時間後には死亡がみられ、その他の種はこの中間の値であった。全体の耐性の幅は1 (1.5時間) ~53 μM (20時間) であり、同じような場所に生息している魚類の比較では、遊泳性の魚に比較して定着性魚類のほうが耐性は高かった。多くの種では硫化物に暴露している間の呼吸数は20~80%増加し、死亡に至らない異常遊泳をした魚を硫化水素が含まれていない海水に戻すとそのほとんどは5~10分後には正常に遊泳した。チトクロームcオキシダーゼ活性は種間で異なっており、各器官でも異なり

血液で0, 脾臓や腎臓で比較的lowく、肝臓、鰓、心臓、筋肉で高かった。チトクロームcオキシダーゼ活性は、硫化物酸化活性と逆の関係がみられた。実験的にはチトクロームcオキシダーゼ活性の阻害は、硫化物の毒性に対して30~500nMの間ですべての種の組織で起こっており、このうち、潮溜まりに棲む2種 (*G. mirabilis*, *F. parvipinnis*) については、他の種ではチトクロームcオキシダーゼが阻害されて死亡するような硫化物濃度でも生き残っていた。全ての種でチオ硫酸塩の酸化による硫化物の解毒作用がみられたが、それらは血液、脾臓、腎臓、肝臓、鰓での硫化物の酸化活性でヘム色素量と有意な相関がみられた。チオ硫酸塩は硫化物に暴露された魚の組織中に現れ、暴露濃度と暴露時間に比例して高濃度 (2mM程度まで) に蓄積され、暴露されない魚からはほとんど検出されなかった。硫化物は、高い濃度に暴露した魚でも筋肉組織からはほとんど検出されておらず、これらのことから高い硫化物酸化活性を持ち、かつチトクロームcオキシダーゼ持たない魚類の血液は短時間のうちに一次的に硫化物に対して防御を行い、内蔵などの生命維持器官に到達する量を最小限に抑えるように働くと考えられると述べている。

硫化水素の魚類に対する影響は、酸素濃度、水温、pHなどにより変化する。Adelman and Smith (1970) は、ノーザンパイク (*Esox lucius*) に対する硫化水素の96時間の LC_{50} が溶存酸素濃度6.0mg/Lで26.0 $\mu\text{g/L}^{-1}$ であるのに対して、2.0mg/Lでは9.0 $\mu\text{g/L}^{-1}$ に低下することを指摘した。また、キンギョ *Carassius auratus*に及ぼす硫化水素の毒性は、水温が7°Cから17°Cまで10°C増加することにより5.5倍増加した (Adelman and Smith, 1972)。Bonn and Follis (1967) はチャンネルキャットフィッシュ (*Ictalurus punctatus*) に対する硫化水素の TL_m がpH6.8で800 $\mu\text{g/L}^{-1}$ であるのに対して、pH7.8では530 $\mu\text{g/L}^{-1}$ になることを明らかにした。

Fung and Bewick (1980) は、ヒューロン湖に生息する4種の魚類レイクホワイท์フィッシュ *Coregonus clupeaformis* (稚魚: 52–74mm), イエローパーチ *Perca flavescens* (稚魚: 47–68mm), オオグチバス *Micropterus salmoides* (稚魚: 48–64mm), ニジマス *Salmo gairdneri* (卵嚢稚魚: ふ化後数日, 稚魚: 6–8cm, 成魚25–30cm) の短期間の硫化水素に対する影響を調べた。生育段階別には、ニジマスを除く3種については卵嚢付き稚魚期と稚魚期の

2期, ニジマスについてはこれに加えて成魚期の3期に分けた。実験水温は冬季条件と夏季条件の2つに分け, ニジマスとレイクホワイトフィッシュは冬季7°C, 夏季はニジマスの卵囊付き稚魚が10°C, 稚魚と成魚が20°C, レイクホワイトフィッシュは10°C, イエローパーチは冬季10°C, 夏季20°C, オオグチバスは冬季15°C, 夏季卵囊付き稚魚20°C, 稚魚は25°Cで実験を行った。この時のpHは冬季条件7.5, 夏季条件8.0, 酸素飽和度は両実験とも95±5%であった。これに, 液状の硫化水素(17mg/L)を連続的に送り込んだ。実験に使用した尾数は, 1実験区当たり卵囊付き稚魚は30~40尾, 稚魚と成魚はそれぞれ10尾であった。魚類の硫化水素に対する耐性は魚種により, あるいは成長段階により幅がみられた。1時間後と96時間後のLC₅₀はそれぞれ0.046~1.719 mg/L, 0.002~0.063mg/Lの範囲であり, 全体としてニジマスとレイクホワイトフィッシュの卵囊付き稚魚を除いて冬季条件のほうが夏季条件より高い耐性がみられた。

まとめ

1. 青潮の発生機構, および硫化物の生物影響実験について知見を整理した。
2. 東京湾の青潮は夏季に最奥部の浦安から千葉にかけて, 北東の離岸風が吹くと上層水が沖合方向に流されその補償流として底層水が湧昇し, 硫化物が上層に持ち上げられることにより起こる。
3. 東京湾では沿岸部の埋め立て用の土砂の採取した後の窪地や, 航路として掘り下げた場所が硫化物の溜まり場となっているところが確認されている。
4. 近年では, 東京湾以外でも大阪湾や伊勢湾の内湾でも青潮と同様な現象が確認されている。
5. 硫化水素は還元型チトクローム a₃の酸化を遮断して酸化的磷酸化を阻害することにより, 低酸素症と同様な症状を引き起こす。この毒性は, 硫化物のなかでもイオン化していない硫化水素に限られる。
6. 硫化物の生物に対する影響実験はバクテリアから魚類まで行われ, 多くの生物種では2.93~59Mmの範囲で影響を受けた。淡水種と海産種の間では大きな違いはみられなかったが, 冷水性種と暖水性種では冷水性種のほうが感受性が

高かった。また, 同じ生物種でも水温や成長段階によって影響濃度が異なるケースもみられた。

謝辞

本稿を校閲して貴重なご意見・ご示唆をいただいた東京大学名誉教授 日野明德先生, (財)海洋生物環境研究所 清野通康博士, 木下秀明博士, 土田修二博士, 道津光生博士の諸氏に感謝の意を表します。また, 本稿は東電環境エンジニアリング(株)委託の平成22年度川崎地点における貧酸素水塊等の海生物影響評価報告書のなかの既往知見調査をベースにして, その後の研究結果を追加して手を加えてまとめたものである。

引用文献

- Adelman, I.R. and Smith, L.L.Jr. (1970). Effect of hydrogen sulfide on northern pike eggs and sac fry. *Tras. Am. Fish. Soc.*, **No.99**, 501-509.
- Aebi, H., E. (1985). Catalase. In: Bergmeyer, H. U. (ed.). "Method of enzymatic analysis", Vol. III. Verlag. Chemie. Weinheim, 273-286.
- 青木延浩(1999). 貧酸素酸素水塊形成機構とその挙動. 月刊海洋, **31**(8), 477-485.
- Bagarinao, T. and Vetter, R.D. (1989). Sulfide tolerance and detoxification in shallow-water marine fishes. *Mar. Biol.*, **No.103**, 291-302.
- Beutler, H. O. (1985). Succinate. In: Bergmeyer, H. U. (ed.). Method of enzymatic analysis, Vol. III. Verlag. Chemie. Weinheim, 25-33.
- Bonn. E. W. and Follis, B. J. (1967). Effect of hydrogen sulfide on channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Tras. Am. Fish. Soc.*, **No.96**, 31-37.
- 福岡一平・北原宏一・和田 明・川永充人・賀上裕二・高野泰隆(2005). 東京湾奥部における青潮現象の現地観測結果について. 海洋調査技術, **17**(1), 13-24.
- 藤原隆一・小竹康夫・上田悦子・知振佐苗(2005). 大阪湾で発生した青潮の現地調査. 海洋開発論文集, **No.21**, 361-366.
- 藤原建紀(2010). 内湾の貧酸素化と青潮. 沿岸海洋研究, **48**(1), 3-15.
- 風呂田利夫(1987). 東京湾における青潮の発生. 水質汚濁研究, **10**(8), 14-18.

- 風呂田利夫(1997). 東京湾の生態系と現状. 東京湾の生物誌 (沼田 眞, 風呂田利夫編), 3-23.
- Fung, D., K., and Bewick, P., H. (1980). Short-term toxicity of aqueous hydrogen sulfide to representative fish species of Lake Huron. *Aquatic Toxicology*, J. G. Eaton, P. R. Parish, and A. C. Hendricks Eds., American Society for Testing and Materials, 377-396.
- 萩田健二(1985). 貧酸素水と硫化水素水のへい死に与える影響. 水産増殖, **33** (2), 16-21.
- Hand, S.C., and Somero, G.N. (1983). Energy metabolism pathways by hydrothermal vent animals; adaptations to a food-rich and sulfide-rich deep-sea environment. *Biol. Bull. mar. biol. Lab., Woods Hole*, **No.165**: 167-181.
- 原島省・大坪浩爾・宮崎忠国・安岡善文 (1989). 青潮のモデリング. 1989年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集, 139-140.
- 平岡三登里 (1999). 硫化物の海水中における濃度変化とクルマエビに対する急性毒性. 山口県内海水産試験場報告, **No.27**, 25-27.
- 細田昌広(2007). 東京湾の深掘跡の水質等調査. 瀬戸内海, **No.50**, 16-21.
- 日向野純也(2005). 貧酸素・硫化水素・浮泥等の環境要因がアサリに及ぼす影響. 水産総合研究センター 特殊号別冊3, 27-33.
- 石田基雄(2007). 三河湾における貧酸素水塊と漁業被害. 瀬戸内海, **No.50**, 28-32.
- 入江政安(2007). 大阪湾の貧酸素水塊. 瀬戸内海, **No.50**, 33-38.
- 入江政安・中辻啓二・寺中恭介(2007). 大阪湾阪南港の浚渫窪地における底質環境に関する調査研究. 海岸工学論文集, **No.54**, 1091-1095.
- 柿野 純 (1982). 青潮によるアサリへい死原因について 貧酸素水および硫化物の影響. 千葉県水産試験場研究報告, **No.40**, 1-6.
- 柿野 純 (1986). 東京湾奥部における貝類斃死事例 特に貧酸素水の影響について. 水産土木, **23**(1), 41-47.
- 柿野 純・松村皐月・佐藤善徳・加瀬信明 (1987). 風による流れと青潮との関係. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **53** (8), 1475-1481.
- 神野夏樹・藤原隆一・矢持 進 (2006). 大阪湾における青潮の発生. 平成18年度日本水産学会, 近畿支部後期例会資料.
- 黒田伸郎・藤田弘一 (2006). 伊勢湾と三河湾の貧酸素水塊の短期変動および長期変動の比較. 愛知県水産試験場研究報告, **No.12**, 5-12.
- 姜 柱賛・松田 治 (1993a). 広島湾の貧酸素と硫化水素がガザミ幼生の初期発達段階に及ぼす影響. 広島大学紀要, **No.32**, 61-70.
- 姜 柱賛・松田 治 (1993b). 有用甲殻類3種の無酸素と硫化水素に対する耐性. 広島大学紀要, **No.32**, 71-78.
- 姜 柱賛・松田 治・今村憲史 (1995 a). 児島湖における貧酸素と硫化水素の発生がテナガエビの生存に及ぼす影響. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **61** (6), 821-826.
- 姜 柱賛・松田 治・今村憲史 (1995b). 貧酸素と硫化水素に対するテナガエビの逃避行動. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **61** (6), 827-831.
- Kang, J. C., and Matsuda, O. (1994). Combined effects of hypoxia and hydrogen sulfide on early developmental stages of white shrimp *Metapenaeus monoceros*. *J. Fac. Appl. Biol. Sci., Hiroshima Univ.* (1994), **No.33**, 21-27.
- 鯉渕幸生・磯辺雅彦(2005). 2004年の東京湾西岸横浜港周辺における青潮の発生要因. 海岸工学論文集, **No.52**, 896-900.
- Kuster, E., Falk, D. and Altenburger, R. (2005): Effects of hydrogen sulfide to *Vibrio fischeri*, *Scenedesmus vacuolatus* and *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **24** (10), 2621-2629.
- Llanso, R. (1991). Tolerance of low dissolved oxygen and hydrogen sulfide by the polychaete *Streblospio benedicti* (Webster). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **No.153**, 165-178.
- 松山優治・当麻一良・大脇 厚(1990). 東京湾の湧昇に関する数値実験 一青潮に関連して一. 沿岸海洋研究ノート, **28**(1), 63-74.
- 中村幹雄・品川 明・戸田顕史・中尾 繁 (1997). ヤマトシジミの硫化水素耐性. 水産増殖, **45**(1), 17-24.
- 中辻啓二・尹 鐘星・湯浅泰三・村岡浩爾 (1995). 東京湾における吹送密度流と青潮発生機構との関連性. 海岸工学論文集, **No.42**, 1066-1070.
- 中辻啓二・入江政安・西田修三・湯浅楠勝 (2003). 大阪湾湾奥部閉鎖性海域における貧酸素水塊の現地調査. 水工学論文集, **No.47**,

- 1285-1290.
- 西田修三(2007). 汽水湖と湖沼の無酸素化と青潮現象. 瀬戸内海, **No.50**, 11-15.
- Oeschger, R and Vetter, R. D.(1992). Sulfide detoxification and tolerance in *Haricryptus spinulosus* (Priapulida): a multiple strategy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **No.86**, 167-179.
- 大坪国順・村岡浩爾(1988). 青潮発生の物理メカニズムに関する一考察. 第22回水質汚濁学会講演集, 193-194.
- 佐々木淳・磯辺雅彦・渡辺 晃・五明美智男(1996). 東京湾における青潮の発生規模に関する考察. 海岸工学論文集, **No.43**, 1111-1115.
- 佐々木淳(1997). 東京湾湾奥水塊の湧昇現象と青潮への影響. 海岸工学論文集, **No.44**, 1101-1105.
- 佐々木淳・川本慎哉・吉本侑矢・石井光廣・柿野純(2007). 東京湾の青潮に及ぼす平場と浚渫窪地水塊の影響評価. 海岸工学論文集, **54**(1), 1041-1045.
- Shumway, S., E. and Scotto, T., M(1983). The effects of anoxia and hydrogen sulfide on survival, activity and metabolic rate in the coot clam, *Mulinia lateralis* (Say). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **No.71**, 135-146.
- 武田和也・石田基雄(2003). 土砂採取に伴う浚渫窪地における顕著な貧酸素化現象について. 愛知県水産試験場研究報告, **No.10**, 7-14.
- 玉井恭一(1994). シズクガイの硫化水素耐性. 日本ベントス学会誌, **No.46**, 41-48.
- 田村静夫(1970). 東京湾内湾海域の水質変動と漁業生産. 海洋科学, **No.2**, 51-59, .
- Takeda, S., Nimura, Y. and Hirano, R. (1991): Optical, biological, and chemical properties of Aoshio, hypoxic milky blue-green water, observed at the head of Tokyo bay. *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, **No.47**, 126-137.
- 富永 衛・木村 明・寒川 強・太田一之・松尾 信・山本雅洋・北村 博・近 磯晴(1988). 東京湾北部海域における青潮の化学的特性—硫化物のオートオキシデーションについて. 公害, **No.23**, 17-26.
- 鶴寄直文(2002). 三河湾における1989年から2000年にかけての苦潮発生状況. 愛知県水産試験場研究報告, **No.9**, 11-18.
- 宇野木早苗(1990). 東京湾の湧昇と青潮. 日本海洋学会秋季大会講演要旨, 156-157
- 渡辺正孝・木幡邦男(1995). 内湾の環境保全. 赤潮の発生機構と青潮の生成環境. 環境科学会誌, **8** (4), 449-460.
- 渡辺正孝・天野邦彦・石川裕二・木幡邦男(1998). 秋期の東京湾奥部における風による成層破壊と底層の無酸素水塊の湧昇過程. 土木学会論文集, **No.608** (VII-9), 13-29.
- 松山優治・当麻一良・大脇 厚(1990). 東京湾の湧昇に関する数値実験 —青潮に関連して—. 沿岸海洋研究ノート, **28**(1), 63-74.
- Viseman, B.(1990). Sulfide detoxification and tolerance in *Nereis(Hediste) diversicolor* and *Nereis(Neanthes) virens* (Annelida:Polychaete). *Mar.Ecol.Prog.Ser.*, **No.59**, 229-238.