短 報 [Note]

汽水湖穴道湖における高頻度現場調査から観測された堆積物からの
窒素・リンの溶出

神谷 宏^{1,2)}・管原庄吾³⁾・嵯峨友樹¹⁾・野尻由香里¹⁾・
江角敏明¹⁾・神門利之¹⁾・大城 等¹⁾

Release of nitrogen and phosphorus from sediments observed during a high-frequency field
study in brackish Lake Shinji

Hiroshi KAMIYA¹⁾, Shogo SUGAHARA³⁾, Yuki SAGA¹⁾, Yukari NOJIRI¹⁾,
Toshiaki ESUMI¹⁾, Toshiyuki GODO¹⁾, Hitoshi OHSHIRO¹⁾

Abstract

The release of nitrogen and phosphorus from sediments at high water temperatures was studied by taking weekly measurements at Lake Shinji, a brackish lake in Japan. A severe phosphorus release was observed at high temperatures from August to September. On the other hand, a nitrogen release was observed in July, but not from August to September when the water temperature was higher. Lower nitrite-nitrogen and nitrate-nitrogen concentrations in the water during high water temperature period suggest that the effect of denitrification was minute. The results showed that nitrogen release from sediments in the lake occurs earlier in the year than the phosphorus release.

Key words: denitrification, high frequent field survey, Lake Shinji, nitrogen release, phosphorus release

要 旨

汽水湖である穴道湖において、高水温時の堆積物からの窒素・リンの溶出を調べるため、毎週一回の調査を行った。リンに関しては8から9月にかけての高水温時に激しい堆積物からの溶出が観測された。一方窒素に関しては7月に溶出が観測され、8から9月の高水温時に明確な溶出は観測されなかった。この時、水中には亜硝酸態窒素及び硝酸態窒素はわずかであったため、脱窒による影響は小さいものと考えられた。フィールド調査の結果から、窒素はリンよりも溶出が早い段階で発生すると考えられた。

キーワード：脱窒、高頻度現場調査、穴道湖、窒素溶出、リン溶出

(2014年12月24日受付；2015年5月27日受理)

¹⁾ 島根県保健環境科学研究所 〒690-0122 島根県松江市西浜佐陀町582-1 Shimane Prefectural Institute of Public Health and Environmental Science, 582-1 Nishihamasada, Matsue, Shimane 690-0122, Japan

²⁾ 島根大学汽水域研究センター 〒690-8504 島根県松江市西川津町1060 Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

³⁾ 島根大学大学院総合理工学研究科 〒690-8504 島根県松江市西川津町1060 Graduate School of Science and Engineering, Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

はじめに

堆積物からの窒素・リンの溶出に関しては1990年前後に世界的に盛んに研究された。方法としてはコアを用いた室内実験やフィールドでチャンバーを湖底に設置して測定するものがある。コアを用いた室内実験では、採取時の直上水そのままで実験を行ったもの (Enoksson et al., 1990; Moore et al., 1991) や直上水をろ過した水に交換してから実験を行ったもの (Raaphorst et al., 1992) があり、直上水中での有機物の無機化に伴う栄養塩の回帰について考慮がなされていなかった。採取時のコアを用いてそのまま実験を行うと、水中の懸濁物質からの無機化を測定するため (神谷ら, 1996), 溶出速度を過大に見積もってしまうことになる。チャンバーによる測定は、直上水をろ過水に交換しないことから同様に過大評価となっていると思われる。近年の研究でもコアによる実験 (Cornwell et al. 2011; Cornwell et al. 2014), チャンバーによる実験 (Alonso-Pérez et al. 2014) とともに水中懸濁物からの栄養塩の回帰は考慮されていない。

河川、湖及び海域の堆積物からの溶出は、堆積物表面に水中から沈降してきた有機物、いわゆる新生堆積物の無機化に伴う水中回帰と堆積物内部からの無機物 (アンモニアやリン酸) の拡散に分けられる。さらにリンの場合は直上水や堆積物内部の溶存酸素の減少により酸化還元電位が低下すると、堆積物中の鉄の還元が始まり、三

価の鉄が二価に還元され、吸着していた溶存反応性リン (SRP) の溶出する反応が始まることが知られている (Krom and Berner, 1980)。よって、嫌気的な場合の溶出は窒素とリンで機構が異なる。

堆積物からの窒素・リンの溶出はその湖等の栄養塩濃度に影響する重要なファクターであり、湖の栄養塩濃度の変化を知るために堆積物からの栄養塩回帰速度を明らかにすることがまず重要である。それ故過去から堆積物からの栄養塩の溶出に関して精力的に研究されてきた。過去の溶出に関する研究は室内実験 (コア) や堆積物直上 (チャンバー) によるものがほとんどである。しかし、重要なのは湖等が堆積物からの溶出によって実際に富栄養化 (溶出による現存量の増加) したり、堆積物から溶出する栄養塩が生産層まで到達するかどうかであるが、そのような観点からの研究は今のところ見られない。

そこで我々は溶出によって実際に水中の栄養塩の現存量がどのように変化するかを確認するため、主に夏季に塩分成層が発達する汽水湖である宍道湖において週1回の頻度の調査を1年間行い解析を行った。

方 法

水域

宍道湖 (Fig. 1) は湖面積 79.8 km^2 , 湖容積 $3.6 \times 10^8 \text{ m}^3$, 平均水深 4.5 m の汽水湖である。大橋川を介して流

Fig. 1. Location of the study area and sampling points. The lower figure shows a longitudinal cross-section.

図1. 調査位置地と採水地点。下図は縦断面を表す。

入する中海の高塩分水も考慮した宍道湖の1993年から2011年までの19年間の平均滞留日数は59.4日（神谷ら、受理）である。島根県（1990）によると、宍道湖の流域面積は1221.63 km²で、斐伊川（宍道湖流入まで）の流域面積は911.93 km²であり、淡水流入量の約75%が斐伊川からもたされている（Fig. 1）。塩分供給はそのほとんどが下流に位置する中海から大橋川を経由して行われ、塩分供給は気象等に大きく影響されている（Ishitobi et al., 1989, Ishitobi et al., 1993）。そのため、宍道湖の塩分濃度は年により大きく変動しているが、1993年1月から2012年12月までの平均で約3.5 psuである。同期間の中海の平均塩分濃度は、表層では15.1 psu、底層では27.4 psuであった。宍道湖へ流入した中海の高塩分水は、密度が大きいため密度流となって宍道湖へ侵入し、湖底上で成層を形成する（山室ら、2011）。夏季においては、水温及び生物活性が高いため、塩分成層した場合、成層下部は貧酸素化しやすく、また栄養塩濃度が著しく上昇する（神谷ら、1996）。よって宍道湖におけるリンの堆積物からの溶出量は塩分成層の強さに影響されている。しかし、潮汐変動に伴う中海からの高塩分水の侵入は少なく、そのため塩分成層は弱い。堆積物の巻き上げは風速が10 m s⁻¹以上の場合に発生しており（中村ら、1997）、その頻度は低い。

採水及び分析方法

2010年7月1日から2011年6月26日まで、毎週1回ずつ宍道湖湖心（地点：S-3、水深約5.7 m）において採水を行った。現場においてSTD（ASTD103-ZB JFE Advantech 神戸）を用いて表層から10 cm間隔で水温・電気伝導度（EC）を測定した。また、多項目水質計（Hydorrabo 4a Hach Denver）を用いて表層から1 m間隔と、湖底から0.5 m上層及び湖底直上の溶存酸素濃度（DO）を測定した。採水については、表層はステンレスバケツを用いて採取し、水面下はバンドーン採水器を用いて水深1 m間隔で行い、さらに湖底から0.5 m上層でも行ったため、合計で7層となった。採水後直ちに実験室に持ち帰り、ろ過等の前処理を行った。溶存反応性リン（SRP）はモリブデン-アスコルビン酸法（日本分析化学会、1981）で分析した。全リン（TP）は過硫酸カリウムを加えてオートクレーブ処理した原水を、SRPの分析法と同じく、モリブデン-アスコルビン酸法で分析した。溶存リン（DP）はろ液を用いてTPと同様に分析を行った。亜硝酸態窒素（NO₂-N）は、スルファニル酸とN-1ナフチルエチレンジアミン法（Bendschneider and Robinson、

1952）、硝酸態窒素（NO₃-N）は、銅-カドミウム還元（Wood et al., 1967）した試料をNO₂-Nの分析法に従い、アンモニア態窒素（NH₄-N）は、フェニル-ハイポクロライト法（Scheiner, 1976）によった。上記項目の測定には全自動分析装置（ブランルーベTRAACS-2000 東京）を用いた。これらの方法での測定精度を変動係数で表わすと、10（N or P）μg L⁻¹あたりの濃度ではNO₃-N、NO₂-N及びSRPの変動係数は3%程度、NH₄-N及びTPのそれは9%であった（神谷、1992）。全窒素（TN）は熱分解・化学発光法（三菱化成 TN-100）で測定した。各試料は3回測定を行い、その変動係数は全て5%以下であった。懸濁態リン（PP）及び懸濁態窒素（PN）、溶存態有機リン（DOP）、溶存態有機窒素（DON）、懸濁態有機リン（POP）及び懸濁態有機窒素（PON）等は計算により求めた。

結果及び考察

調査期間中、8月中旬からアオコの全面発生が見られ、翌年の3月まで継続した。アオコが越年したのは宍道湖の観測を始めてから初のことであった。Fig. 2aに1年間の表層における水温・ECの推移を示す。水温は1.7～31.4℃の範囲で変動した。最低水温は2月1日、最高水温は8月23日であった。ECは1.7～11.7 mS cm⁻¹の範囲で変動し、調査を開始した7月から徐々に濃度が上昇し12月が最も高くなり、その後低下した。Fig. 2bにECのコンターを示す。塩分成層は1年間のうち所々で発生が見られた。特に8月9日から11月8日にかけては上層のECは4.0～10.0 mS cm⁻¹まで次第に増加したが、堆積物直上のECは常に20.0 mS cm⁻¹を超えており、成層が確認されている。よってこの間、少なくとも底層部分は上層との混合が阻害されていたことを示すものである。

Fig. 3aに宍道湖のTN及びTPの現存量の変化を示す。現存量を算出するにあたり、各採水層のうち、表層は水深0.5 mまで、1 mごとの採水層はその層の上下0.5 m、最下層は水深5.5 m以下の水質を代表させて計算を行った。また各水深の面積は宍道湖の水深図から計算を行った。よって現存量には水位変動も考慮されている。なお、宍道湖の護岸率は70%であり（国土交通省出雲河川事務所）、残りの30%は自然護岸である。人工護岸はほぼ垂直であるため、水位上昇によるその部分の湖面積は変化しないが、自然護岸は水位の上昇により表面積が増加することが考えられる。しかしこの影響はわずかであるとして無視した。TPの現存量（Fig. 3a）は調査開

Fig. 2. (a) Temporal changes of surface water temperature and electrical conductivity (EC) and (b) State of occurrence of high salinity water in Lake Shinji.

図2. (a) 宍道湖における表層の水温と電気伝導度の変化、及び(b) 宍道湖における高塩分水の発生状況。

始時の7月1日に14800 kgであったが、次第に増加していき、9月27日に最高値76800 kgとなり、その後大きな減少が見られる。TP現存量の変動はSRPに影響されており、その原因は堆積物からの溶出と考えられた。溶出したSRPは流出と堆積物への再吸着によって減少したと考えられる（神谷ら、受理）。一方、TNの現存量（Fig. 3b）は調査を開始した7月1日に151000 kgであったが、7月6日には210000 kg、7月12日には268000 kgに増加し、8月9日には313000 kgに増加した。この間NH₄-Nと亜硝酸態窒素＋硝酸態窒素（NO_x-N）の増加が見られた。ちなみに島根県保健環境科学研究所の定期調査では宍道湖湖心の表層のTN濃度は6月1日が355 μg L⁻¹、7月1日が360 μg L⁻¹、7月6日が521 μg L⁻¹と、7月1日から7月6日にかけての上昇が大きい。斐伊川の河川流量は1993年1月から2012年12月までの平均で48 m³ s⁻¹である。2010年7月1日から2011年6月30日にかけて、斐伊川神立橋（宍道湖入り口より約12 km上流）において毎日採水が行われている（宮廻ら、2014a；宮廻ら、2014b）。宍道湖で調査を行った7月1日10:00から7月6日13:00の間の収支を計算する。7月1日の宍道湖のTN濃度は380 μg L⁻¹で、現存量は151 000 kg、7月6日のTN濃度は488 μg L⁻¹

で、TN現存量が210000 kgとなり、59000 kg増加している。この間の宍道湖の流域の75%を占める斐伊川の流量が 5.7×10^7 m³なので、この期間の宍道湖への総流入量は 7.6×10^7 m³となる。宮廻ら（2014b）のデータから斐伊川からのTN負荷量は38100 kgとなり、残りの流域25%のTN負荷が同程度と仮定すると宍道湖へのTN流入負荷量は51100 kgとなるが、宍道湖から流出するTN濃度を7月1日と6日の平均値と仮定すると、宍道湖からTN濃度434 μg L⁻¹の水が 7.6×10^7 m³流出しており、そのTN流出量は33000 kgとなる。よって、この間TNの現存量が40900 kgが宍道湖において増加している計算となる。この増加はおそらく堆積物からもたらされたものと考えられる。9月21日と9月27日にTNの現存量が505000 kg及び427000 kgと異常に高くなっているが、この時はPNが異常に増加しており、無機態窒素は関与していない。この原因はアオコの発生によるもので、この時高濃度のアオコ状態の水塊が到来したためと考えられた。この2日を除けばTN現存量はTPに見られたような夏季における増加は観測されなかった。また12月以降4月までNO_x-Nの高濃度の蓄積が見られたが、これは河川からの流入のためであり、同様な現象が中海でも観測されている（清

Fig. 3. Temporal changes of (a) nitrogen stock, (b) phosphorus stock, and (c) TN:TP ratio in Lake Shinji. a : DOP, PP, SRP, b : DON, PN, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_x\text{-N}$.

図3. 宍道湖におけるリンと窒素の存在量及びTN/TP比の変化. a: DOP, PP, SRP, b: DON, PN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_x\text{-N}$.

家ら, 1986a)。Fig. 3cに現存量のTN/TP比を示す。値は4.1～26.0の間で変化した。冬季高く夏季低い値を示したため、宍道湖は冬季はリン制限、夏季は窒素制限であると考えられた。

Fig. 4に7月1日から11月1日までの表層と湖底から0.5 m上層のSRPの濃度変化 (Fig. 4b) と湖底直上のDOの変化 (Fig. 4a) を示す。湖底から0.5 m上層のSRPは8月9日から増加が始まり、11月1日まで存在していた。濃度変動が大きいが、これは塩分成層の厚さと関係があり、成層内部のSRP濃度は高い (神谷ら, 1996) ため、成層が薄い場合 (採水時の成層が0.5 m以下の時) は成層の上部を採水するためSRP濃度が低くなっている。8月9日から11月1日までの上下層のEC差と下層にお

けるSRP濃度の関係を調べたところ (Fig. 5), ECの差が小さい、つまり成層が発達していない時には下層のSRP濃度も低く、成層が発達した場合は下層のSRP濃度が高くなる正の相関関係 ($r = 0.68$) が得られている。表層のSRP濃度は8月2日から上昇している。ECは7月20日から上昇を継続しており (Fig. 2a), 底層に存在する高塩分水が緩やかな鉛直混合によって上層へ輸送されたものと考えられた。 $\text{NH}_4\text{-N}$ (Fig. 4c) は湖底から0.5 m上層ではSRPの濃度上昇が観測されなかった7月に高濃度に存在が確認されている。 $\text{NO}_x\text{-N}$ はほとんどが $\text{NO}_3\text{-N}$ が占めおり、7月にある程度存在していたが、8月23日以降、表層及び湖底から0.5 m上層ともほぼ検出限界に近い値で推移した (Fig. 4d)。

Fig. 4. Temporal changes of (a) dissolved oxygen above the bottom, (b) SRP (○: 0 m ●: 0.5 m from the bottom), (c) $\text{NH}_4\text{-N}$ (○: 0 m, ●: 0.5 m from the bottom), (d) NOx-N (○: 0 m, ●: 0.5 m from the bottom) and (e) $\text{NH}_4\text{-N}:\text{SRP}$ on 0.5 m from the bottom.

図4. (a)堆積物直上のDO濃度, (b)SRP濃度 (○:0 m, ●:底から0.5 m), (c) $\text{NH}_4\text{-N}$ (○:0 m, ●:底から0.5 m), (d) NOx-N (○:0 m, ●:底から0.5 m) 及び (e)湖底から0.5 m上層の $\text{NH}_4\text{-N}:\text{SRP}$ 比の経時変化。

Fig. 4に湖底から0.5 m上層の7月1日から11月1日までのSRP (Fig. 4b), $\text{NH}_4\text{-N}$ (Fig. 4c) 及び $\text{NH}_4\text{-N}:\text{SRP}$ (Fig. 4e) の変化を示す。7月中はSRPの溶出はないが $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積が見られる。そのため、 $\text{NH}_4\text{-N}:\text{SRP}$ は7月に高くなっている。8月以降, SRPの溶出が見られるようになり, 同時に $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出 (蓄積) も観測されている。ところが $\text{NH}_4\text{-N}:\text{SRP}$ は8月に入ると極端な低下傾向を示した。8月2日から9月27日にかけてTPの現存量は急激に増加した (Fig. 3a)。9月21日及び27日は高濃度のアオコの

到来によるものであるが, この2点を除いた9月13日までのTP現存量の増加は大きい。しかし, TNについては同期間に明確な増加が観測されなかった (Fig. 3b)。先に述べたように, 6月から7月にかけてTNの現存量が増加しており, 湖底から0.5 m上層において $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積が観測されていること (Fig. 4c) から, 原因は堆積物からの溶出にある可能性がある。しかし8, 9月にTNの現存量は増加しなかった。この原因として脱窒が考えられる。7月6日から8月9日にかけて湖底から0.5 m上層

で $\text{NO}_x\text{-N}$ の蓄積が見られる (Fig. 4d)。清家ら (1986b) によるとDOの飽和度が10% (約 1 mg L^{-1}) でも硝化が進行すると報告しているため、この期間に $\text{NH}_4\text{-N}$ が硝化・脱窒された可能性がある。この期間は湖底直上に比較的DOも高い時があり、この期間 (7月6日～8月9日) では硝化・脱窒によりTNの現存量が増えなかった可能性がある。しかし、8月16日から10月4日にかけては $\text{NO}_x\text{-N}$ は表層及び湖底から0.5 m上層とも検出限界に近い濃度で推移した (Fig. 4d)。この期間、DOは10月4日を除き、極めて低濃度で推移していたことから硝化はかなり抑制されていたものと推察される。また、脱窒は従属栄養の通性嫌気性細菌により水中よりも主に堆積物で行われ (Goering and Dugdale, 1966)、脱窒速度は基質濃度と水温に依存する (清家ら, 1986c) ことから、 $\text{NO}_x\text{-N}$ が低濃度であったこの期間 (8月16日～10月4日) の脱窒は、硝化が律速となるため、小さかったものと考えられる。それにもかかわらずTN現存量が増加しなかった要因としては溶出速度そのものが小さかったことが考えられる。夏季のN/P比の減少要因には、内部負荷 (湖底からの溶出) の観点からは、次の3点が重要と考えられる。①硝化・脱窒によるNの系外除去、②貧酸素化に伴う湖底からのSRPの溶出増大、に加えて、③湖底表面の未分解の新生堆積物量の減少、の3点である。③は、高水温の夏季には、植物プランクトン遺骸の沈降過程において分解・溶出が増大するため、湖底に到達時にはかなり分解されていることを意味する。③の沈降過程においては、N・Pのいずれも分解されるが、Pは湖底堆積物中に元々無機粒子として多く存在するため、湖底からの溶出に及ぼす未分解の新生堆積物量の多少は、Nの溶出量に影響が大きいことが想定される。

宍道湖においては、堆積物コアを用いた窒素の溶出実験は神谷ら (1996) 及び菅井ら (2015) の報告がある。宍道湖湖心において1994年8月6日に潜水により採取した堆積物コアを用いた神谷ら (1996) の実験結果では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出速度は $2.1 \sim 8.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であった。またSRPの溶出速度は最大で $23 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であった。この室内実験時の水柱のDOは1.5から 1.0 mg L^{-1} へ低下しており、設定水温は約 28°C であった。一方、2006年11月14日に潜水により採取した堆積物コアを用いた菅井ら (2015) の実験結果では全無機窒素 (TIN: ほとんどが $\text{NH}_4\text{-N}$) 及びSRPの溶出速度は26及び $20 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であった。この室内実験時の水柱のDOは 1.0 mg L^{-1} 、水温は 20°C に設定されている。2つの室内実験で、水温は異なるが、SRPの溶出速度はほぼ同じで $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出速

度は水温が低いにもかかわらず菅井ら (2015) の方が高い値であった。堆積物からの $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出は堆積物表面における有機物の分解無機化と堆積物内部からの拡散によるものがあるが、前者の寄与が特に重要であるという仮説を立て考察を試みた。菅井らは2006年11月14日に堆積物コアを採取しており、採取時の水温が 15.3°C と低かったことから、採取前には有機物の分解・無機化は比較的小さく、分解・溶出可能な新生堆積物が十分に存在していた可能性がある。一方、水温の高い1994年8月6日に採取した神谷ら (1996) の堆積物試料は、採取以前に堆積物表面の有機物が分解されてしまっていた可能性がある。堆積物の間隙水中には $\text{NH}_4\text{-N}$ が高濃度に存在した (島根県) と考えられるが、その拡散による溶出の寄与が主体となり、有機物の分解・無機化による寄与が少なかったものと推察される。本調査で得られた結果である、 $\text{NH}_4\text{-N}$ /SRPが7月に高く、8月には極端に低下する事実 (Fig. 4e)、神谷ら (1996)、菅井ら (2015) の実験結果はこの仮説に矛盾しない。以上の事実は堆積物からの窒素の溶出量が堆積物コアをいつ採取するかによって異なることを示唆しており、今後SRPや $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出実験を行う場合には堆積物の履歴を考慮し、もう少し高頻度で行い、結果を比較する必要があると考えられる。また、この現象は宍道湖特異なものである可能性もあるため、湖底から栄養塩回帰の影響を受ける他の湖の状況も解析する必要があると考える。

宍道湖においては、夏季には窒素に比較してリンの溶出量が大きく、その結果TN/TP比が低下し (Fig. 3c) 窒素制限湖沼となる。夏季に窒素の上昇は少ないことから、リンの蓄積は実質的にはあまり大きな問題とは考えられない。しかし、藍藻 (*Anabaena* sp.) の最大成長速度はN/P比8、珪藻 (*Cheatosira simplex*) の最大成長速度はN/P比12との報告 (Ganguly et al. 2013) もあり、N/P比が低下した場合にアオコ形成種の藍藻が増殖する例が報告されている。今回の調査で、夏季の宍道湖のTN/TP比は最小で4.1にまでなっており (Fig. 3c)、アオコの発生に都合の良い状況であったと推察された。宍道湖のTN及びTP濃度は上昇傾向にあることから (石飛ら, 2014)、宍道湖の将来を考える場合、窒素及びリン両方の削減は必須である。さらに宍道湖のTN/TP比は1984年度から2012年度までに年間-0.08で減少傾向にある (島根県) ことから、藍藻の発生抑制のために流入するリンを削減が重要と考える。また、中国大陸からの窒素の越境汚染 (Yoshioka et al., 2009; 宮廻ら, 2014a) やリンの越境汚染 (Miyazaki et al. 2015) により、斐伊川の平水

Fig. 5. Distribution of the difference between EC of lower layer and upper layer and TP concentration of lower layer.

図5. ECの上下層の差と下層のTP濃度の分布

時のTN及びTP濃度も増加傾向にあり、しかもTN/TP比は減少傾向にある（島根県）。しかし、栄養塩の負荷は出水時に多くもたらされ（宮廻ら，2014b），それはおそらく土砂が関係していると考えられるが，その発生源所は山林や田畑などの面源が原因であるが，今のところ特定は出来ていない。更に，神谷ら（受理）により計算された月ごとの宍道湖の堆積物からのTPの溶出量は有意に増加傾向にあり（Kamiya et al. in preparation），その原因としては日本沿岸における海水位の上昇による宍道湖の塩分濃度の上昇が考えられる。宍道湖のTN/TP比の上昇は様々な原因が考えられるが，藍藻類の増殖，とりわけアオコの発生は宍道湖の主要なベントスであるヤマトシジミの餌とならない可能性が指摘されていることから，珪藻が優占する湖沼にするための対策が必要と考える。

文 献

- Alonso-Pérez F. and Castro C. G (2014): Benthic oxygen and nutrient fluxes in a coastal upwelling system (Ria de Vigo, NW Iberian Peninsula): seasonal trends and regulating factors. *Marine Ecology Progress Series*, 511: 17–32. DOI: 10.3354/meps10915
- Bendschneider, K. and Robinson, R. J. (1952): A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. *Journal of Marine Research*, 11: 87–96.
- Cornwell J. C., Owens M. S. (2011): Sediment Nitrogen Releases Associated with Estuarine Dredging. *Aquatic geochemistry*, 17:499–517. DOI 10.1007/s10498-011-9139-y
- Quantifying
- Cornwell J. C., Glibert P. M., Owens M. S. (2014): Nutrient

Fluxes from Sediments in the San Francisco Bay Delta. *Estuaries and coasts*, 37: 1120–1133. DOI 10.1007/s12237-013-9755-4

Enoksson, V., F. Sorensson, W. Granel (1990): Nitrogen transformations in the Kattegat. *Ambio*, 19: 159–166.

Ganguly, D., R. S. Robin, K. V. Vardhan, P. R. Muduli, K. R. Abhilash, S. Patra, and B. R. Subramanian (2013) Variable response of two tropical phytoplankton species at different salinity and nutrient condition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 440: 244–249.

Goering J. J and Dugdale V. A. (1966): Estimates of the rates of denitrification in a subarctic lake. *Limnology and Oceanography*, 11: 113–117.

Ishitobi, Y., H. Kamiya, K. Hayashi and M. Gomyoda (1989): The tidal exchange in Lake Shinji under low discharge conditions. *Japanese Journal of Limnology*. 50: 105–113.

Ishitobi, Y., H. Kamiya and H. Itogawa (1993): Tidal, meteorological and hydrological effects on the water level variation in a lagoon, Lake Shinji. *Japanese Journal of Limnology*, 54: 69–79.

石飛 裕・神谷 宏・山室真澄(2014): 中海宍道湖の科学。ハーベスト出版，松江市。

神谷宏 (1992): 浮遊物質及び栄養塩類の測定精度と問題点. 島根県衛生公害研究所報, 34: 58–62.

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: 313–326.

神谷 宏・管原庄吾・嵯峨友樹・佐藤紗知子・野尻由香里・岸 真司・藤原敦夫・神門利之 (受理): 浅い汽水湖沼における夏季に堆積物から溶出したリンの湖底への再沈降割合とその機構. 陸水学雑誌.

Krom, M. D. and R. A. Berner (1980): Adsorption of phosphate in anoxic marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 25: 797–806.

国土交通省出雲河川事務所 宍道湖の湖岸再生に向けた浅場造成手法. <http://www.mlit.go.jp/chosahokoku/h19giken/program/kadai/pdf/innovation/inno1-02.pdf#search='%E5%AE%8D%E9%81%93%E6%B9%96+%E8%AD%B7%E5%B2%B8%E7%8E%87'> Accessed 6 March 2015

宮廻隆洋・田林 雄・大城 等・小山維尊・中島結衣・佐藤紗知子・野尻由香里・岸 真司・藤原敦夫・神谷 宏 (2014a): 日本海側河川に対する中国大陸からの越境汚染. 陸水学雑誌, 75: 27–34.

宮廻隆洋・管原省吾・田林 雄・大城 等・小山維尊・

- 中島結衣・神谷 宏・清家 泰 (2014b): 島根県東部を流れる斐伊川における実測負荷と二次のLQ式を用いた計算負荷との比較. 陸水学雑誌, 75: 151-160.
- Miyazako T., Kamiya H., Godo T., Koyama Y., Nakashima Y., Sato S., Kishi M., Fujihara A., Tabayashi Y. and Yamamuro M. (2015): Long-term trends in nitrogen and phosphorus concentrations in the Hii River as influenced by atmospheric deposition from East Asia. Article first published online: 31 JAN 2015 DOI: 10.1002/lno.10051
- Moore, P. A., K. R. Reddy, D. A. Graetz (1991): Phosphorus geochemistry in the sediment-water column of a hypereutrophic lake. Journal of Environmental Quality, 20: 869-875.
- 中村由行・柳町武志・井上徹教・Fatos K, 石飛 裕・神谷 宏・嘉藤健二・山室真澄 (1997): 汽水湖沼における強風下での混合現象の連続観測. 水工学論文集, 41: 475-480.
- 日本分析化学会北海道支部 (1981): 水の分析—第3版—. 化学同人.
- Raaphorst, W., H. T. Kloosterhuis, E. M. Berghuis, A. J. M. Gieles, J. F. P. Malschaert, G. J. Noort (1992): Nitrogen cycling in two types of sediments of the southern North Sea (Frisian Front, Broad Fourteens): field data and mesocosm results. Netherland Journal of Sea Research, 28: 293-316.
- Scheiner, D. (1976): Determination of ammonia and Kjeldahl nitrogen by indophenol method. Water Research. 10: 31-36.
- 島根県 (1990): 宍道湖に係る湖沼水質保全計画.
- 島根県: 汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ報告書. http://www.pref.shimane.lg.jp/shinjiko_nakaumi/mechanizumu-WG/mechanizumu_wg.html
- 清家 泰・近藤邦男・伊達善夫・石田祐三郎 (1986a): 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅰ—植物プランクトンによる無機態窒素の取り込み—. 陸水学雑誌, 47: 121-132.
- 清家 泰・近藤邦男・伊達善夫・石田祐三郎 (1986b): 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅱ—夏期における底泥表層部での脱窒特性—. 陸水学雑誌, 47: 133-141.
- 清家 泰・近藤邦男・伊達善夫・石田祐三郎 (1986c): 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅲ—低酸素濃度下における硝化・脱窒—. 陸水学雑誌, 47: 269-278.
- 菅井隆吉・伊藤 健・西尾正博・溝山 勇・菅原庄吾・清家 泰 (2015): 二つの繋がった汽水湖における湖底堆積物からの窒素, リン及びDOCの回帰速度からみた水域の特性評価. 陸水学雑誌, 76: 35-44.
- 山室真澄・神谷 宏・石飛 裕 (2011): 汽水湖沼である宍道湖における成層に伴う貧酸素化とCOD(Mn)との関係. 水環境学会誌, 34: 57-64.
- Wood, E. D., F. A. J. Armstrong F. A. J., Richards F. A. (1967): Determination of nitrate in seawater by cadmium-copper reduction to nitrite. J. Mar. Bio. Assoc. U. K. 47: 23.
- Yoshioka K, Kamiya H, Kano Y, Saki Y, Yamamuro M, Ishitobi Y (2009) The relationship between seasonal variations of total-nitrogen and total-phosphorus in rainfall and air mass advection paths in Matsue, Japan, Atmospheric Environment, 43: 3496-3501. DOI 10.1016/j.atmosenv.2009.04.027