

# 汚濁池沼への空気供給が窒素および炭素動態に与える影響

千賀 有希子\* 渡辺 泰徳\*

キーワード：水域への空気供給、水質汚濁、窒素動態、脱窒、硝化、炭素動態、有機物分解、温暖化ガス

## 1. はじめに

水域への栄養塩の流入は、水域生態系への窒素と炭素の蓄積を促進する (Huttunen et al. 2001)。近年、人間活動にともなって陸域から流出する栄養塩が増大しているといわれており (Willems et al. 1997)、水域、特に止水域である湖沼や沿岸域への影響が懸念されている。窒素や炭素が蓄積すると、やがて溶存酸素 (DO) の欠乏状態 (貧酸素状態) が引き起こされる。一旦、水域が貧酸素化すると、物質はますますその場に蓄積していく一方となり、その結果、さらなる DO の低下を引き起こし、水域は汚濁化していく。このような水域では硫化水素 ( $H_2S$ ) など生物にとって毒となる還元物質の蓄積がおこるため水生生物の死亡が頻発する。そのため、貧酸素化を改善、あるいは防止する方法の開発が急がれている。

これまで開発されてきた水域の貧酸素化の改善方法として、空気や酸素をバブリングによって供給する方法 (Ashley 1988) や、酸素が飽和している表層水を貧酸素水塊に送り込む方法 (Huttunen et al. 2001) などが行われている。また、近年、圧力をかけることによって多量の酸素を水に溶け込ませた高圧酸素水を、貧酸素水塊に送り込む方法が開発され注目されている。これらの方法は、直接酸素を送り込むので DO 濃度は比較的短時間で回復し、低下した DO の改善に成果があると報告されている。しかし、これらの方法を実施することで物質循環がどのように影響を受けるのかについては、あまり検討されていない。水域の物質循環は、有機物分解、硝化など好気環境を必要とする過程と脱窒など嫌気環境を必要とする過程が複雑に絡み合っている。人為的に好気環境を作り出すことが、嫌気環境下で進行する過程にどのような影響を与え、他の物質循環過程に関与しているかは未解明な部分が多い。

本研究では、水域の貧酸素化に密接にかかわっている窒素と炭素に注目し、人為的な酸素の供給がこれらの動態にどのように影響するのか明らかにするために水槽実験を行った。人為的な酸素供給法としてバブリングにより空気を供給する方法を用い、空気供給した水槽での窒素および炭素動態が、行わなかった水槽とどのように違うか比較し、その影響を考察した。また、実験開始時と終了時の窒素と炭素の収支を見積もり、空気供給がこれらの物質の軽減にどのように影響するのか検討した。

## 2. 方法

### 2-1. 実験水槽の調製

高さ100cm、半径20cmの透明アクリル円柱水槽を6本用意した。これらの水槽に生活排水の流入がある汚濁化が進んだ池 (立正大学、パドマ池) の堆積物を約25Lと池水を約75L入れた。堆積物は、石やリターを除去し、均一化してから入れた。池水は、先に入れた堆積物が巻き上がらないようにサイホンによって1晩かけて静かに加えた。小型通気ポンプからエアーストーンを経て  $3 L min^{-1}$  で常時通気を行った水槽 (Bubbling) と行わなかった水槽 (Control) を3本ずつ用意し、ベランダで2007年7月28日から10月16日まで80日間実験を行った。

### 2-2. サンプリング

先端にテフロンチューブを取り付けたガラスシリンジを用い表層水および水深50cmの下層水を採水した。化学分析用の試水は、ガラス繊維ろ紙でろ過後、分析するまで冷凍保存した。DO測定用の試水は、約100ml DO瓶に泡が立たないように静かに採水した。その後、DO瓶に固定液を素早く加えDOを固定し密閉した。溶存態  $N_2O$ 、 $CH_4$ 、 $CO_2$ 測定用の試水は、30ml バイアル瓶にそれぞれ静かに採水しブチルゴム栓で密閉後、生物活

\* 立正大学地球環境科学部環境システム学科

# 2007年度立正大学大学院地球環境科学研究科オープンリサーチセンター業績

性を抑制するためにホルムアルデヒドを1%となるように添加した。

採泥は、内径10mmのガラス管にブチルチューブを介してプラスチックシリンジを取り付けたサンプラーで行った。ガラス管をポールに固定し、これを堆積物中に挿し、反対側のプラスチックシリンジを引いて堆積物を採泥した。堆積物中の間隙水の採水は、ポーラスカップを用いた。ポーラスカップをポールに固定し、堆積物中にポーラスカップを挿した後、シリンジを引いて間隙水を採水した。

### 2-3. 測定

DOは、ウィンクラー法によって測定した。表層水および間隙水中の $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ 濃度はイオンクロマトグラフ (DX-120, Dionex)、溶存有機態炭素 (DOC) 濃度はTOC計 (TOC-5000A, Shimadzu) でそれぞれ測定を行った。水中および間隙水中の溶存有機態窒素 (DON) は、溶存有機物をアルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム溶液で分解し生成した $\text{NO}_3^-$ の濃度をイオンクロマトグラフで測定後、溶存無機態窒素 (DIN;  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ ) 濃度を差し引いて求めた。水中および間隙水中の溶存 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CH}_4$ の測定は、水試料が入ったバイアル瓶に $\text{N}_2$ を10ml注入して気相をつくり、気液平衡 (20 ) とした後、気相中のガスを測定するというヘッドスペース法を用いて行った (Senga et al. 2001, 2002)。溶存 $\text{CO}_2$ 測定用のバイアル瓶には、 $1 \text{ mol l}^{-1}$  HCl を1ml添加し、液相に溶け込んでいる炭酸イオンを全て気相に追い出した後測定した。 $\text{N}_2\text{O}$ 濃度はECD付きガスクロマトグラフ (6850, Agilent) で測定した。 $\text{CO}_2$ と $\text{CH}_4$ 濃度は、TCDおよびFID検出器付きガスクロマトグラフ (GC 390B, GL Science) で測定した。溶存 $\text{N}_2\text{O}$ および $\text{CH}_4$ 量は、Weiss and Priceの式 (1980) とブンセン吸収係数をそれぞれ用いて算出した。

水中の懸濁態有機窒素 (PON)、懸濁態有機炭素 (POC) は、化学分析用にろ過した後のろ紙を105 で1晩乾燥させたものを元素分析計 (Micro Corder JM 10, J-Science Group) で測定した。乾燥堆積物中の窒素および炭素も同様の元素分析計で測定した。また、実験最終日に堆積物表層部の脱窒活性をアセチレン阻害法 (Yoshinari and Knowles 1976; Yoshinari et al. 1977; Senga et al. 2001, 2006) で測定した。

表面からの水深5cmと50cmと泥深5cmの水温および泥温を測定するために、温度計 (Data Logger

Stowaway TIDBIT 32K, Onset Computer Co.) をポールに固定しそれぞれの水槽に設置した。水温および泥温は、15分に1回連続測定した。また、堆積物内の酸化還元電位 (ORP) を測定するために、泥深5cmに白金電極を設置し、データロガー (Thermic 2300A, Eto Denki) に値を取り込んだ。

測定値の多重比較検定には、Turkey-Kramer法 (StatView software Version J 5.0, SAS Institute) を用いた。

## 3. 結果

### 3-1. 水

#### 3-1-1. DO変化

2007年8月28日から8月29日にかけて数時間毎に測定したDOの日変化を図1に示す。BubblingのDOの日変化は観られず、ほぼ一定に飽和に近い値で推移した。また、上層、下層のDOに大きな差はなかった。一方、ControlのDOは、10:30から増加し、15:00に最大となった。その後、夜間から早朝5:30にかけて減少した。また、Controlの上層のDOは下層よりわずかに高い値を常に示した。ControlおよびBubblingのDOはこのような日変化を実験期間を通じて示した。

#### 3-1-2. 窒素動態

溶存無機態窒素種 (DIN;  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ ) の経時変化を図2に示す。ControlとBubblingとも表層水および下層水の各濃度に大きな差は観られなかった (図2-a~e)。したがって、以下の各濃度の経時変化は表層水と下層水の値を合わせて述べると共に、Con-

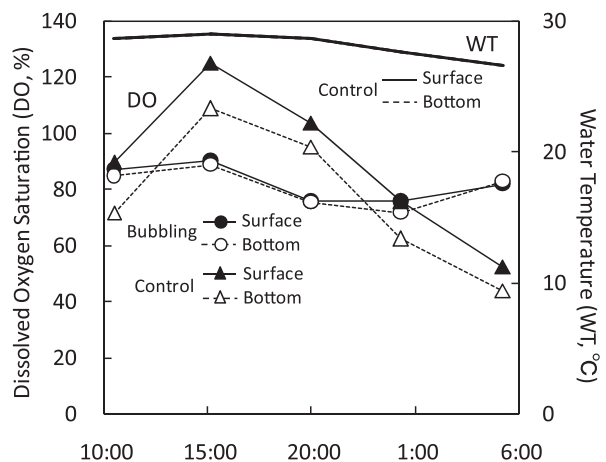


図1. 水中の溶存酸素 (DO) 濃度および水温 (WT) の日変化

(2007年8月28日~29日)

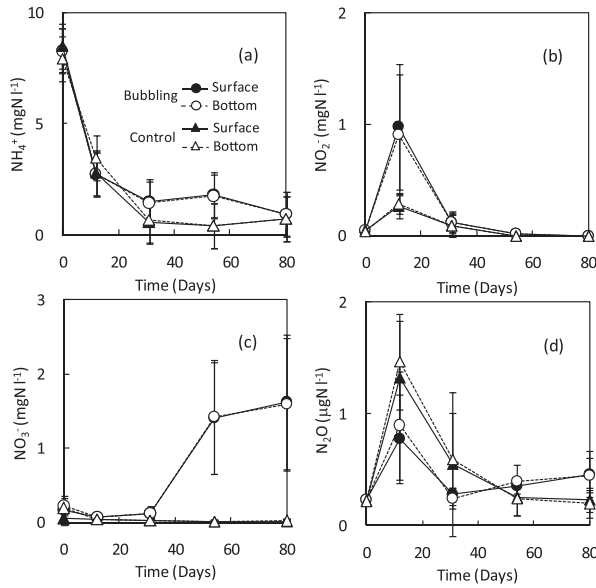


図2. NH<sub>4</sub><sup>+</sup>(a), NO<sub>2</sub><sup>-</sup>(b), NO<sub>3</sub><sup>-</sup>(c), N<sub>2</sub>O(d)濃度の経時変化

control と Bubbling の値の多重比較検定についても表層水と下層水の値を同列に用いて検定した結果である。

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>濃度は、Control、Bubbling とともに31日目までは減少傾向にあった (図2 - a)。実験終了時の80日目においては両水槽間の NH<sub>4</sub><sup>+</sup>濃度に有意な差は観られなかった。NO<sub>2</sub><sup>-</sup>濃度は、12日目には Control のほうが Bubbling よりも高かった ( $p < 0.01$ ) が、後半は両水槽間で有意な差は観られなかった (図2 - b)。実験後半の54~80日目には Bubbling の NO<sub>3</sub><sup>-</sup>濃度は、Control よりも

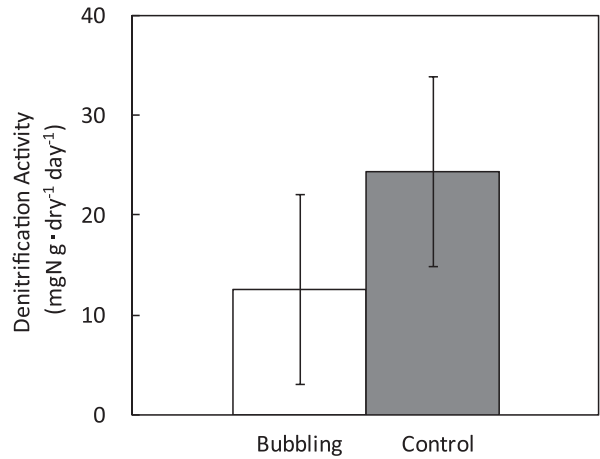


図3. 堆積物表層部における脱窒活性

高かった ( $p < 0.01$ ; 図2 - c)。また、N<sub>2</sub>O濃度は、両水槽とも12日目で大きく増加し、31日目で減少する傾向が観られた (図2 - d)。12日目の Bubbling の N<sub>2</sub>O濃度は、Control よりも低かった ( $p < 0.05$ )。Bubbling の N<sub>2</sub>O濃度は54~80日目に緩やかな増加傾向にあったが、Control は減少傾向を示した。実験終了時の N<sub>2</sub>O濃度は Control よりも Bubbling の方が高かった ( $p < 0.05$ )。これらの結果より、硝化における NH<sub>4</sub><sup>+</sup>から NO<sub>2</sub><sup>-</sup>へのアンモニア酸化過程は、12日目の NH<sub>4</sub><sup>+</sup>濃度に両水槽で有意な差は観られなかったものの、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>濃度の有意差から少なくとも12日目までは Bubbling の方が速く進行していたといえる。12日目以降は、両水槽とも

表1. 実験開始時と終了時における水槽あたりの窒素収支

		DIN (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + N <sub>2</sub> O)	DON	PON	Total N
水					
Bubbling	開始時	657 (22)	8 (15)	56 (2)	722 (10)
	終了時	313 (203)	137 (24)	60 (30)	510 (220)
Control	開始時	641 (89)	95 (12)	56 (19)	791 (109)
	終了時	58 (100)	8 (15)	87 (11)	154 (109)
堆積物					
Bubbling	開始時	349 (28)	6 (10)	18 (1)	373 (31)
	終了時	386 (16)	nd	39 (1)	424 (17)
Control	開始時	344 (19)	121 (210)	18 (1)	484 (212)
	終了時	333 (36)	nd	36 (2)	370 (34)
水 + 堆積物					
Bubbling	開始時	1006 (8)	14 (13)	75 (2)	1095 (22)
	終了時	698 (189)	137 (24)	99 (29)	934 (205)
Control	開始時	985 (70)	216 (206)	74 (18)	1275 (227)
	終了時	392 (134)	8 (15)	123 (11)	523 (142)

mgN  
( ) : 標準偏差  
nd : 検出限界以下

ほとんど NO<sub>2</sub> が検出されていないことから、硝化の亜硝酸酸化過程が活性化し、生成された NO<sub>2</sub> は NO<sub>3</sub> へ連続的に酸化されたと考えられる。また、実験後半にかけて、Control の NO<sub>3</sub> がほとんど検出されなかったのに対して、Bubbling では大きな蓄積が観られた。これは、空気供給によって脱窒が阻害されたためと考えられる。

無機態窒素種の濃度をトータルした DIN 濃度で観てみると、実験開始時から終了時にかけての濃度の減少は、Bubbling ( $p < 0.05$ ) においても Control ( $p < 0.01$ ) においても観られたが、Control の方が減少の割合が大きかった (表 1)。この結果は、Bubbling で脱窒が阻害されたことを反映していると考えられる。

図 3 にそれぞれの水槽の堆積物表層部 (0 - 1 cm) における脱窒活性を示した。Bubbling の脱窒活性は、Control より低かった ( $p < 0.05$ )。空気供給は堆積物表層部の脱窒を阻害することが解った。

### 3 - 1 - 3 . 有機物分解

図 4 に DOC 濃度の経時変化を示した。Control と Bubbling とも表層水および下層水の各濃度に大きな差は観られなかった。窒素動態と同様に、以下の経時変化は表層水と下層水の値と合わせて述べると共に、Control と Bubbling の値の多重比較検定についても表層水と下層水の値を同列に用いた。DOC 濃度は、31日目までは Control と Bubbling 間に大きな差は観られなかつ

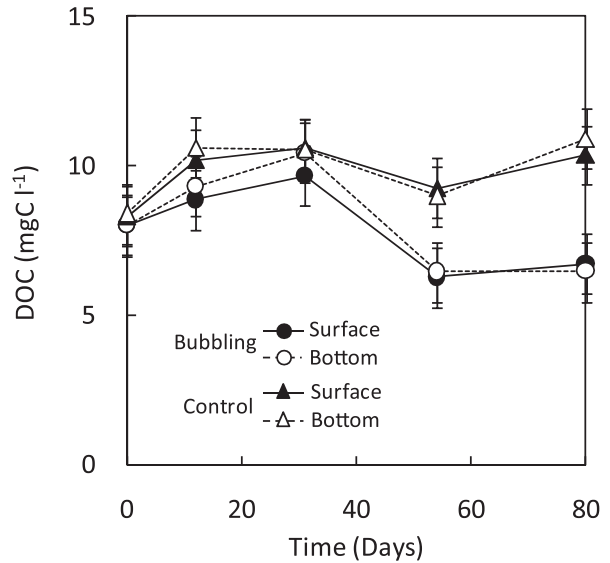


図 4 . 溶存有機態炭素 (DOC) 濃度の経時変化

たが、54 ~ 80日目においては Bubbling の方が Control より低かった ( $p < 0.01$ )。また、Bubbling では、実験開始時と終了時に DOC の減少がはっきりと観られた (表 1,  $p < 0.01$ )。このことから、空気の供給により水中の好氣的有機物分解が促進されたと考えられる。有機物分解の最終生成物である CH<sub>4</sub> と CO<sub>2</sub> は、両水槽で実験開始時と終了時に減少が観られたが、Control ( $p < 0.05$ ) に比べ Bubbling ( $p < 0.01$ ) の方が大きく減少していた (表 2)。

表 2 . 実験開始時と終了時における水槽あたりの炭素収支

			DIC (CH <sub>4</sub> + CO <sub>2</sub> )	DOC	POC	Total C
水						
Bubbling	開始時		956 (54)	600 (19)	306 (14)	1862 (77)
	終了時		58 (27)	495 (30)	458 (183)	1012 (190)
Control	開始時		920 (44)	627 (28)	344 (73)	1891 (67)
	終了時		424 (218)	798 (148)	892 (520)	2113 (625)
堆積物						
Bubbling	開始時		2669 (949)	276 (16)	206 (6)	3151 (944)
	終了時		2943 (1121)	247 (20)	445 (12)	3635 (1117)
Control	開始時		3320 (1736)	337 (77)	201 (9)	3857 (1715)
	終了時		4947 (4134)	242 (19)	452 (29)	5641 (4130)
水 + 堆積物						
Bubbling	開始時		3624 (977)	876 (35)	512 (11)	5012 (989)
	終了時		3001 (1120)	742 (23)	903 (187)	4646 (1276)
Control	開始時		4240 (1712)	963 (100)	545 (65)	5748 (1694)
	終了時		3371 (1091)	1040 (154)	1343 (507)	5754 (975)

mgC  
( ) : 標準偏差  
nd : 検出限界以下

### 3 - 2 . 堆積物

#### 3 - 2 - 1 . ORP 変化

Bubbling と Control の堆積物の ORP は、実験初期にはプラスの値を示していたが、8月26日以降は急激に変化しマイナス値を示した (図5)。このことは両水槽の堆積物は、実験初期には比較的酸化環境であったが、実験後半には安定した還元環境を形成したことを示している。しかしながら、実験期間中、両水槽の堆積物中の ORP に有意な差は観られなかった。加えて ORP の日変化はなく、したがって両水槽間の差もなかった (data not shown)。これらの結果より、水中への空気供給は堆積物中の酸化還元環境に影響を与えなかったと考えられる。

#### 3 - 2 - 2 . 窒素動態と有機物分解

実験期間中の堆積物中の  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NO}_3^-$  濃度と DOC 濃度を図6に示す。無機態窒素種濃度および DOC 濃度ともに両水槽間で有意な差は観られなかった。 $\text{N}_2\text{O}$  濃度も両水槽中で有意な差は観られなかった (data not shown)。実験終了時における DON、PON、POC 濃度も両水槽中で有意な差は観られなかった (表1、2)。このことから、本研究で用いた空気供給は、堆積物中の酸化還元環境に変化を与えず、結果として窒素動態および有機物分解にも影響を与えなかったことが解った。実験初期におけるそれぞれの濃度の増減は、主に堆積物中の空間的な不均一性によるものであると考えられる。実験後半時の  $\text{NH}_4^+$  濃度の緩やかな上昇は、有機物分解によって  $\text{NH}_4^+$  が生成された結果と考えられる。また、実験終了時における間隙水中の DON は、両水槽とも検出限界以下であった (表1)。間隙水中の溶存窒素種のほ

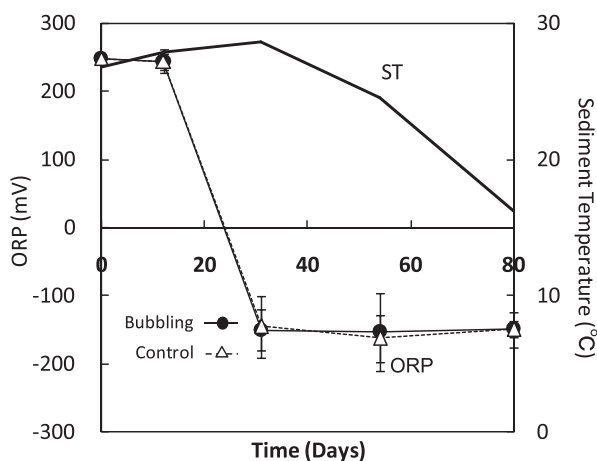


図5. 堆積物中 (泥深5cm) の酸化還元電位 (ORP) および泥温 (ST) の経時変化

とんでは  $\text{NH}_4^+$  で存在していたといえる。DOC 濃度も実験後半にわずかに減少しており、これも有機物が分解したためと考えられる。

### 3 - 3 . 窒素および炭素収支

#### 3 - 3 - 1 . 窒素収支

水槽あたりの窒素収支を表1に示す。Bubbling の水中における全窒素量は、実験開始時と終了時に有意な差は観られなかったが、Control においては約80%の減少が観られた ( $p < 0.01$ )。堆積物の全窒素量は、Bubbling も Control も実験開始時と終了時間で有意差はなかった。水と堆積物を合わせて水槽全体で観ると、Bubbling に有意な差は観られなかったが、Control では実験開始時から終了時にかけて約60%の減少が観られた ( $p < 0.01$ )。

#### 3 - 3 - 2 . 炭素収支

水槽あたりの炭素収支を表2に示す。Bubbling の水

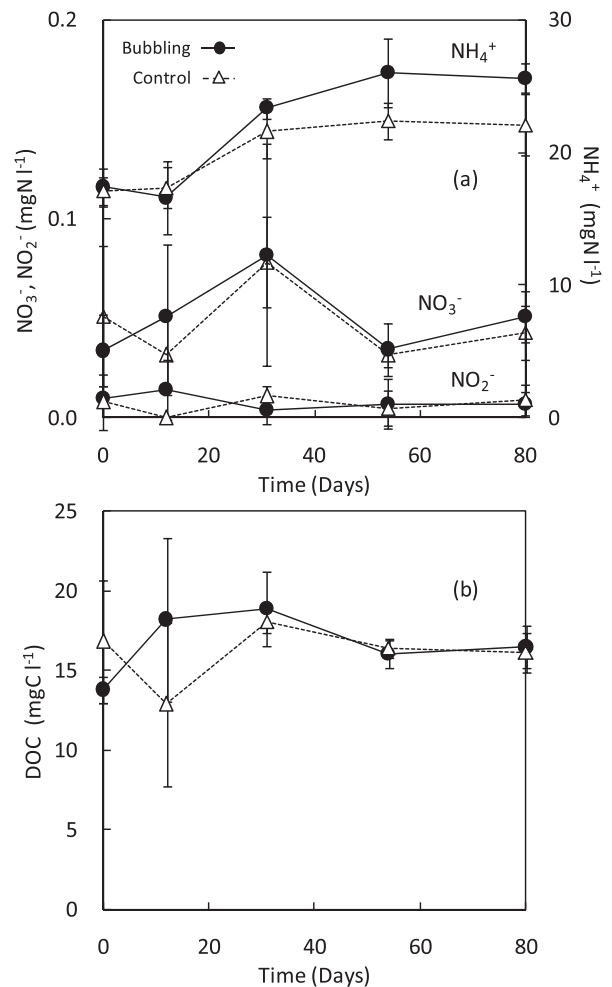


図6. 間隙水中における  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NO}_3^-$  (a) および DOC (b) の経時変化



中における全炭素量は、実験終了時には約45%減少していた ( $p < 0.01$ )。Control には有意な差は観られなかった。堆積物の全炭素量は、Bubbling も Control も実験開始時と終了時間で有意差はなかった。また、水と堆積物を合わせて水槽全体では、両水槽間に有意な差は観られなかった。

#### 4. 考 察

本研究では、汚濁池沼をモデルとした水槽実験により、水域改善法の1つである空気供給が窒素および炭素動態にどのような影響を与えるか検証した。空気を水中に供給した Bubbling では、DO は経時変化を示さず、飽和に近い一定の値で推移した (図1)。空気を供給しない Control の DO は、日中は過飽和となり、夜間から明け方にかけて未飽和となる日変化を繰り返していた。これは、日中は水槽内に存在した藻類の光合成によって酸素が生成され、一方で夜間から明け方にかけては微生物の呼吸が大きくなることによって酸素が消費されたためと考えられる。また、Control の下層の DO は表層よりもわずかに低い値を示していた。これは、空気からの酸素の拡散速度よりも下層の微生物による呼吸速度が大きかったためであろう。

空気供給することで観られた特徴的な結果の1つに、 $\text{NO}_3^-$  の蓄積があげられた (図2 - c)。Bubbling の堆積物表層部の脱窒活性は Control よりも低かった (図3)。このことは、空気供給によって脱窒の進行が阻害されることを示している。一般的な水域において、脱窒は水中よりも堆積物中で活発であり、表層で活性が最も高いといわれている (Terai and Yoh 1996 ; Senga et al. 2002)。本研究でも、水槽の堆積物表層部が活発な脱窒サイトであると考えられ、水中の  $\text{NO}_3^-$  の消長に大きく関与していたと推察される。脱窒の阻害は、空気供給が窒素動態に与える重要な結果といえる。すなわち、空気供給することで水域内から水域外へ窒素が放出されにくくなるということであり、水域の栄養塩レベルが上がることを意味している。また、 $\text{NO}_3^-$  の蓄積は、水域の酸性化を引き起こすと推察される。したがって、水域の窒素浄化を考えると脱窒の進行は重要であり、そのためには嫌気環境も必要であることが解った。

一方、Control では、 $\text{NO}_3^-$  の蓄積は観られず、水中の全窒素量も実験終了時には大きく減少していることから (表2)、脱窒が活発に進行していたと考えられる。前述したように Control では、藻類が光合成と呼吸を繰り返

返すことで自然に酸化還元環境をつくりだし、好気環境下を必要とする硝化と嫌気環境下を必要とする脱窒がうまく進行し合っていたと考えられる。したがって、窒素浄化を行う場合は、連続的な空気供給ではなく間隔をとって供給する、あるいは嫌気環境である堆積物を維持するなど好気環境と嫌気環境を時間的あるいは空間的に組み合わせる必要があると考えられる。

Höhener and Gächter (1994) は、人為的な酸素の供給は底層の脱窒を高めたと報告した。その理由として彼らは、酸素供給によって硫酸酸化細菌 *Beggiatoa* sp. が活性化し、この細菌が硝化を阻害する  $\text{H}_2\text{S}$  を酸化し除去することで、結果として硝化 ( $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$ ) - 脱窒 ( $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$ ) の連続過程を促進したためであると述べている。本研究の結果は、彼らの結果とは異なり、人為的な空気供給によって脱窒が阻害されることを示した。 $\text{H}_2\text{S}$  の測定はしなかったが、本研究で用いた池の堆積物中には  $\text{H}_2\text{S}$  がそれほど多く存在しなかったためと推察される。

実験後半の  $\text{N}_2\text{O}$  は、Bubbling では増加傾向、Control では減少傾向を示した。 $\text{N}_2\text{O}$  は、他の気体と比べると非常に水に溶存しやすい性質をもっている (Weiss and Price 1980)。水中に溶存している  $\text{N}_2\text{O}$  は、嫌気環境下では脱窒に取り込まれ  $\text{N}_2$  となり不活性化されて大気中へ放出されるが、好気環境下ではそのまま放出される (Mengis et al. 1996)。このことから、窒素浄化を行うには還元環境の形成も必要であるといえる。

空気供給は水中の有機物分解を促進した (図4、表2)。したがって、本研究で用いた空気供給法は、水中の有機物を軽減するのに有効であるといえる。しかしながら、空気供給によって有機物分解で生成される  $\text{CO}_2$  は増加すると考えられる。 $\text{CH}_4$  の生成は強い嫌気下でしかおこらないため無視できる。水中の  $\text{CO}_2$  の減少の原因として、空気供給することで大気中へ放出するものと、藻類の光合成による取り込みによって消費されるものと2通り考えられる。Bubbling では Control に比べると有機物分解が促進されたので、 $\text{CO}_2$  の生成量は大きかったと考えられるが、実験終了時の  $\text{CO}_2$  濃度は Bubbling の方が小さかった (表2 ; 水中の DIC はほとんどが  $\text{CO}_2$ )。POC と PON の値から (表1、2)、両水槽内の藻類量に違いがなかったと仮定すると、日中の光合成による  $\text{CO}_2$  の取り込み量は差がなかったと推察できる。したがって、 $\text{CO}_2$  は空気供給することで泡と一緒に大気中へ放出された可能性が高い。 $\text{CO}_2$  の生成が促進され放出が大きくなることは地球温暖化にとって大きな問題である。本研究

では水槽内の  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$  と DOC 濃度からのみの考察になるが、今後、 $\text{N}_2\text{O}$  も含めて空気供給という水域改善に用いられている手法が地球温暖化ガスの大気への放出にどの程度影響を与えているか検討する必要があるだろう。

80日間空気供給することによって、水中の炭素量は減少した(表2)が、窒素量は変化がなく、逆に空気を供給しない方が脱窒が進行し減少した(表1)。また、堆積物中の窒素量、炭素量は変化しなかった。これは、空気供給によって堆積物内の酸化還元環境が変化しなかった(図5)ためであった。堆積物の環境を変える必要があるのであれば、酸素の供給法を改善する必要があると考えられる。しかし、前述したように、窒素浄化の観点からすると、還元環境の存在は重要である。 $\text{H}_2\text{S}$  などの生物に被害を与える物質が多く溶出しないう限り、堆積物内の還元環境を人為的に壊す必要はないだろう。今後、水域全体の窒素および炭素を軽減するためには、自然がもつ浄化機能と空気供給など人為的な手法をうまく組み合わせ合わせた技術の開発が必要であると考えられる。

## 謝 辞

本研究は、文部科学省私立大学学術研究高度化推進事業オープンリサーチセンター整備事業(研究代表者:高村 弘毅)および文部科学省科学研究費基盤(A)「高酸素水生成装置を用いる汽水湖貧酸素水塊の水質改善及び湖底の底質改善」(研究課題番号:19201016、研究代表者:清家泰)による研究成果の一部である。また、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CH}_4$ および $\text{CO}_2$ の分析に関しては、国立環境研究所アジア自然共生研究グループの野原精一室長に協力いただいた。心より感謝の意を表します。

## 参考文献

Ashley KI (1988) Hypolimnetic aeration research in British Columbia. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 215-219  
Gallizia I, Vezzulli L, Fabiano M (2004) Oxygen supply for biostimulation of enzymatic activity in organic-rich

marine ecosystem. *Soil Biol Biochem* 36: 1645-1652  
Höhener P, Gächter R (1994) Nitrogen cycling across the sediment-water interface in an eutrophic, artificially oxygenated lake. *Aquat Sci* 56: 115-132  
Huttunen JT, Hammar T, Alm J, Silvola J, Martikainen PJ (2001) Greenhouse gases in non-oxygenated and artificially oxygenated eutrophied lake during winter stratification. *J Environ Qual* 30: 387-394  
Mengis M, Gächter R, Wehrli B (1996) Nitrous oxide emissions to the atmosphere from an artificially oxygenated lake. *Limnol Oceanogr* 41: 548-553  
Senga Y, Seike Y, Mochida K, Fujinaga K, Okumura M (2001) Nitrous oxide in brackish Lakes Shinji and Nakaumi, Japan. *Limnology* 2: 129-136  
Senga Y, Mochida K, Okamoto N, Fukumori R, Seike Y (2002) Nitrous oxide in brackish Lake Nakaumi, Japan II: the role of nitrification and denitrification in  $\text{N}_2\text{O}$  accumulation. *Limnology* 3: 21-27  
Senga Y, Mochida K, Fukumori R, Okamoto N, Seike Y (2006)  $\text{N}_2\text{O}$  accumulation in estuarine and coastal sediments: The influence of  $\text{H}_2\text{S}$  on dissimilatory nitrate reduction. *Est Coast Shelf Sci* 67: 231-238  
Terai H, Yoh M (1996) Denitrification and  $\text{N}_2\text{O}$  production in Lake Kizaki. *Mitt Internat Verein Limnol* 25: 97-104  
Weiss RF, Price BA (1980) Nitrous oxide solubility in water and seawater. *Mar Chem* 8: 347-359  
Willems HPL, Rotelli MD, Berry DF, Smith EP, Reneau, Jr RB, Mostaghim S (1997) Nitrate removal in riparian wetland soils: effects of flow rate, temperature, nitrate concentration and soil depth. *Water Research* 31: 841-849  
Yoshinari T, Knowles R (1976) Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. *Biochem Biophys Res Commun* 69: 705-710  
Yoshinari T, Hynes R, Knowles R (1977) Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biol Biochem* 9: 177-183

## The Effect of Artificial Oxygenation on Nitrogen and Carbon Dynamics of Polluted Pond

SENGA Yukiko\*, WATANABE Yasunori\*

\*Department of Environment Systems, Faculty of Geo-environmental Science, Rissho University

### Abstract:

The impact of air bubbling on nitrogen and carbon dynamics was studied with a water tank experiment as a model of polluted pond to demonstrate availability of artificial oxygenation. In nitrogen dynamics in water column denitrification was inhibited by saturated dissolved oxygen, as a result of the accumulation of  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{N}_2\text{O}$  in air bubbling tank. This indicated that nitrogen was conserved in the water area by the air bubbling. These results indicated that formation of anaerobic condition will be also needed to decrease nitrogen in water column. On the other hand, carbon dynamics in water phase, mineralization was accelerated by the air bubbling and the increase of  $\text{CO}_2$  production through mineralization was concerned, because  $\text{CO}_2$  is one of the most important greenhouse gases. In sediment, the air bubbling did not affect oxidative-reductive states, resulting in no clear change of nitrogen and carbon dynamics. The air bubbling experiment could not decrease the amount of nitrogen in water tank at the end of the experiment, meanwhile had no clear change of carbon budget.

Keywords: artificially oxygenation, nitrogen dynamics, denitrification, nitrification, carbon dynamics, mineralization, greenhouse gas, polluted pond