

ヘドロ底質の改善に関する研究（平成 21 年度）

三重大学大学院生物資源学研究科 生物圏生命科学専攻

海洋生物科学講座

海洋微生物学研究室

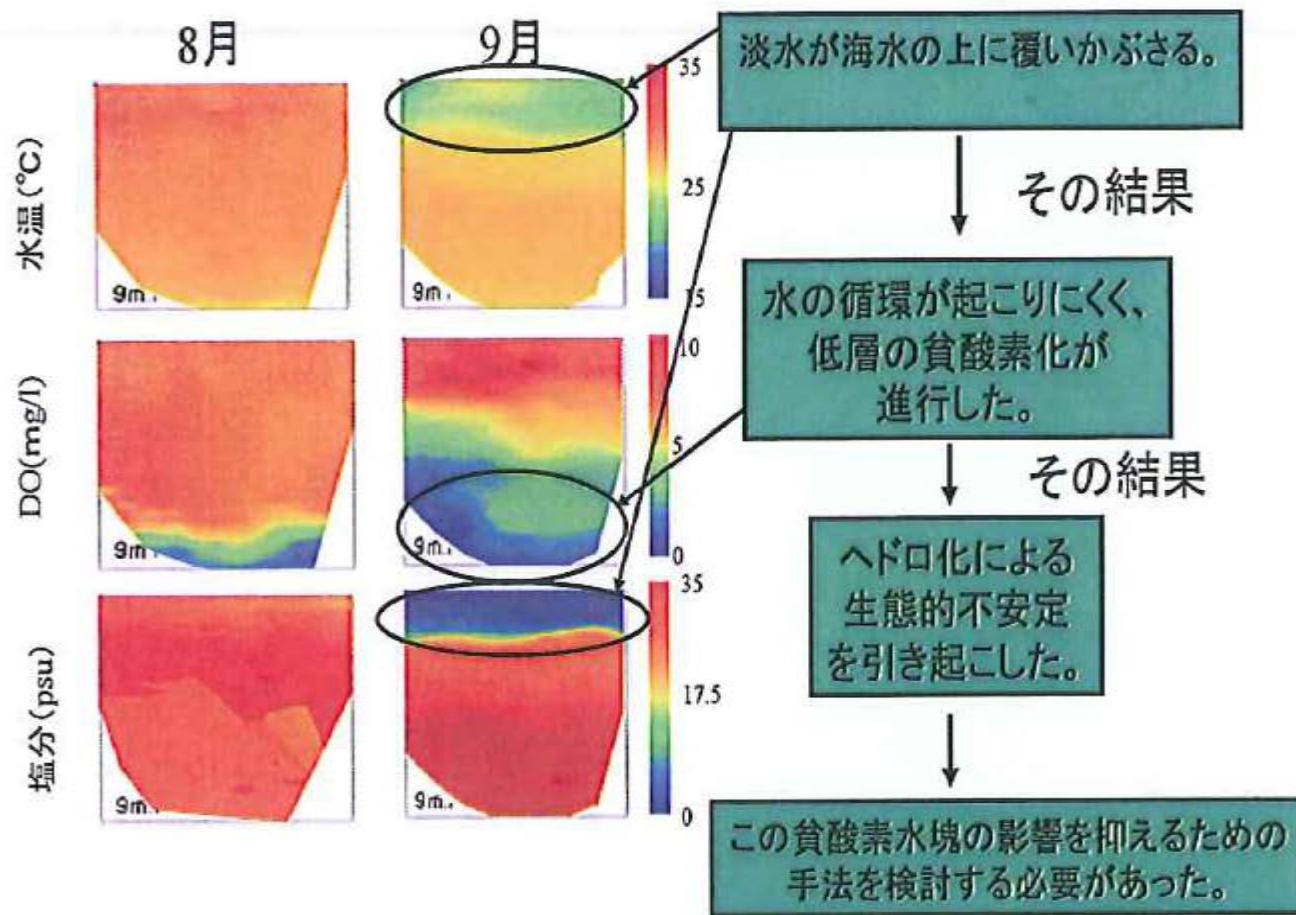
教授 前田広人

1. はじめに

三重県北牟婁郡紀北町にある白石湖は、船津川河口に開口部をもつ総湖面積472,000m²、最大水深約9m、周囲約4kmの汽水湖である。河川からの淡水と潮汐によって流入した海水が混じり合い、古くから天然カキの産地として知られている。

また、昨年度の調査により、白石湖では海水の上に淡水が覆いかぶさり、塩分躍層や水温躍層が形成されていることがわかった(Fig.1)。そのため、湖水の鉛直混合が起こりにくく、水底にヘドロが堆積し易い環境である。特に水温が上昇する夏季に水中に溶け込む酸素が欠乏する貧酸素状態となり、多くの生物が酸欠で死滅するため問題となっている。そのため、貧酸素水塊の発生、これを改善するためには曝気などにより底層部に酸素を供給することが合理的であるが、通常の曝気では酸素の溶解効率が悪いばかりでなく、強い上昇流を生じさせるため底層部に堆積したヘドロを巻き上げることにつながる。この様な行為は窒素やリンなどの栄養塩を表層に持ち上げることになり、植物性プランクトンの増殖にもつながりかねない。

Fig.1 夏季の水質

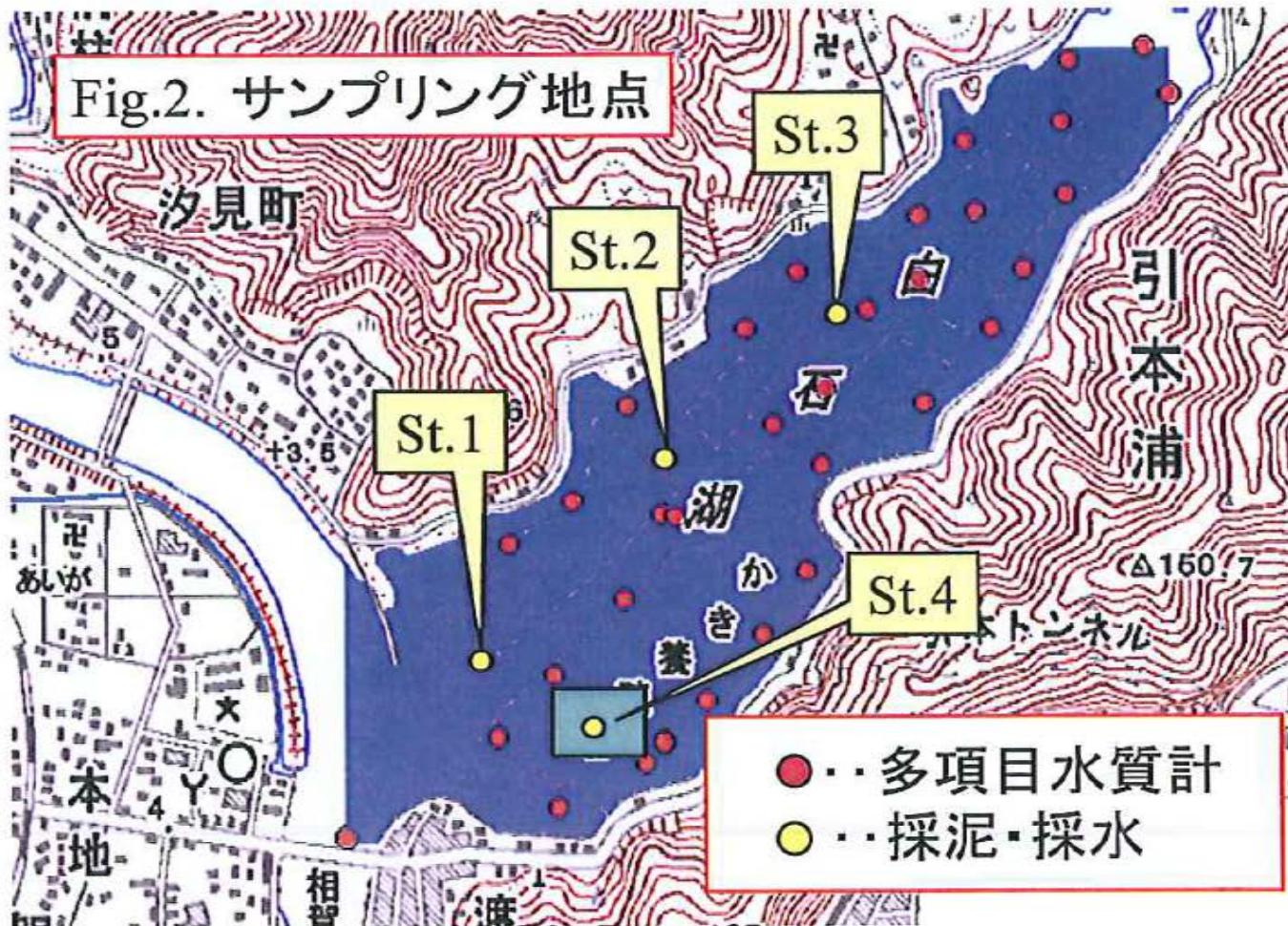


そこで本研究では高濃度酸素水を使用してそれが底質に与える影響を調査した。高濃度酸素水とは曝気とは異なり、湖水を揚水し、陸上にあるタンク内で水に酸素を溶解させたうえで、また湖水中に戻す手法である。

2. 現場実験地の底質のモニタリング、現場実証試験

(1) 実験方法

白石湖における底泥と湖水の採取は 2009 年 8/12・8/21・8/28・9/11・9/24・10/15・10/28・11/19・2010 年 1/14 に白石湖内の図(Fig.2)に示す 4 地点（以下 St. と省略する）においてサンプルを採取した。



直上水

：アンモニア態窒素量・亜硝酸態窒素量・硝酸態窒素量・リン酸態リン量の定量を行った。

・現場湖水

：アンモニア態窒素量・亜硝酸態窒素量・硝酸態窒素量・リン酸態リン量の定量を行った。

・底泥

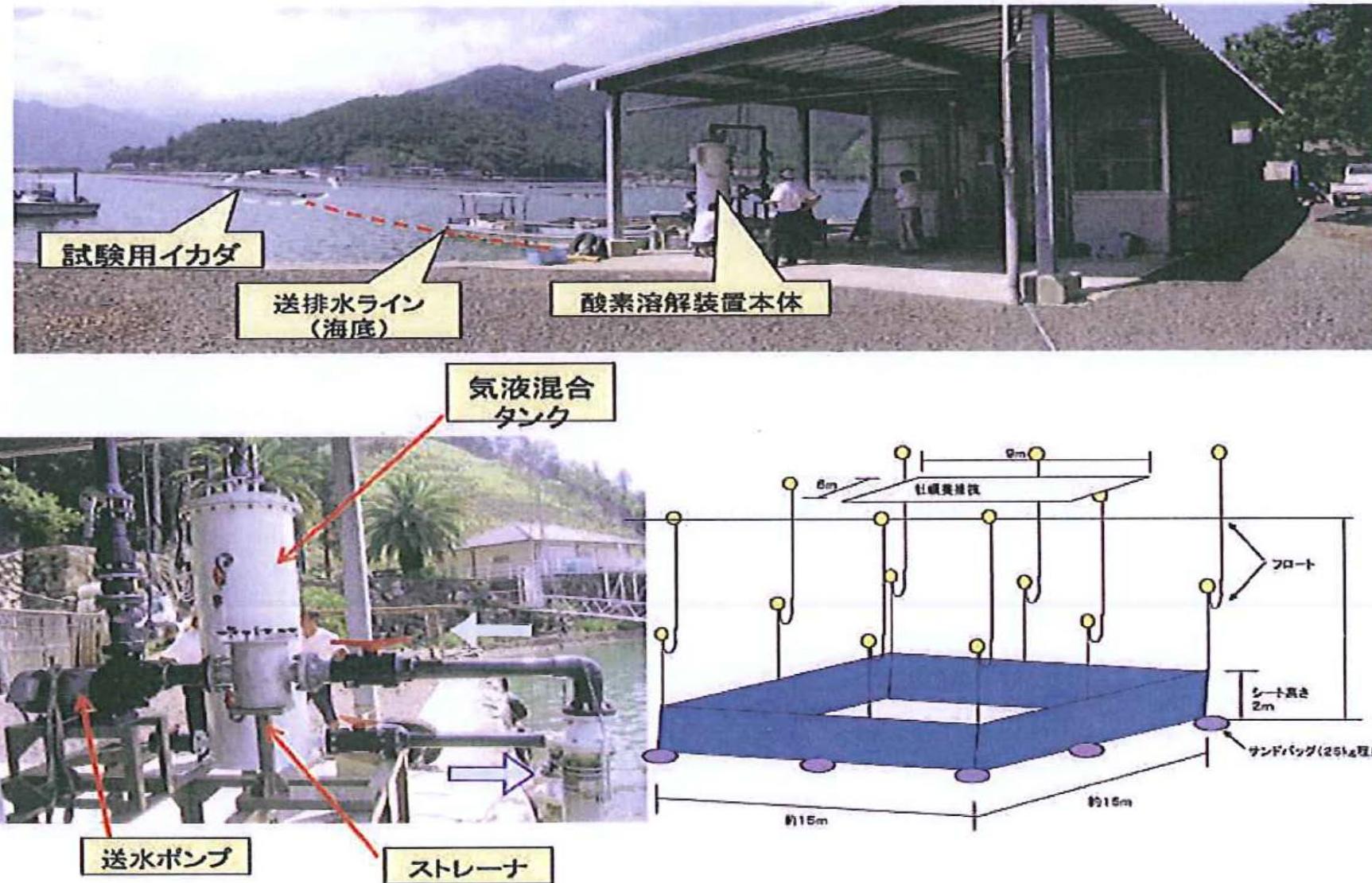
：水分含量・強熱減量・酸揮発性硫化物量(AVS)、化学的酸素要求量 (COD)を定量し、従属栄養細菌数・脱窒細菌数・硝酸還元菌数・アンモニア酸化細菌数・硫酸還元菌数を計数した。

・間隙水

：アンモニア態窒素量・リン酸態リン量の定量を行った。

高濃度酸素水は Fig.2 における St.4 地点にある筏に試験区を設置し、くみ上げた湖水に陸上で酸素を溶解させた。(Fig.3) また、高濃度酸素水は 8/12 から 10/28 までの期間、機械を止めることなく酸素の溶解を行った。

Fig.3 実験設備

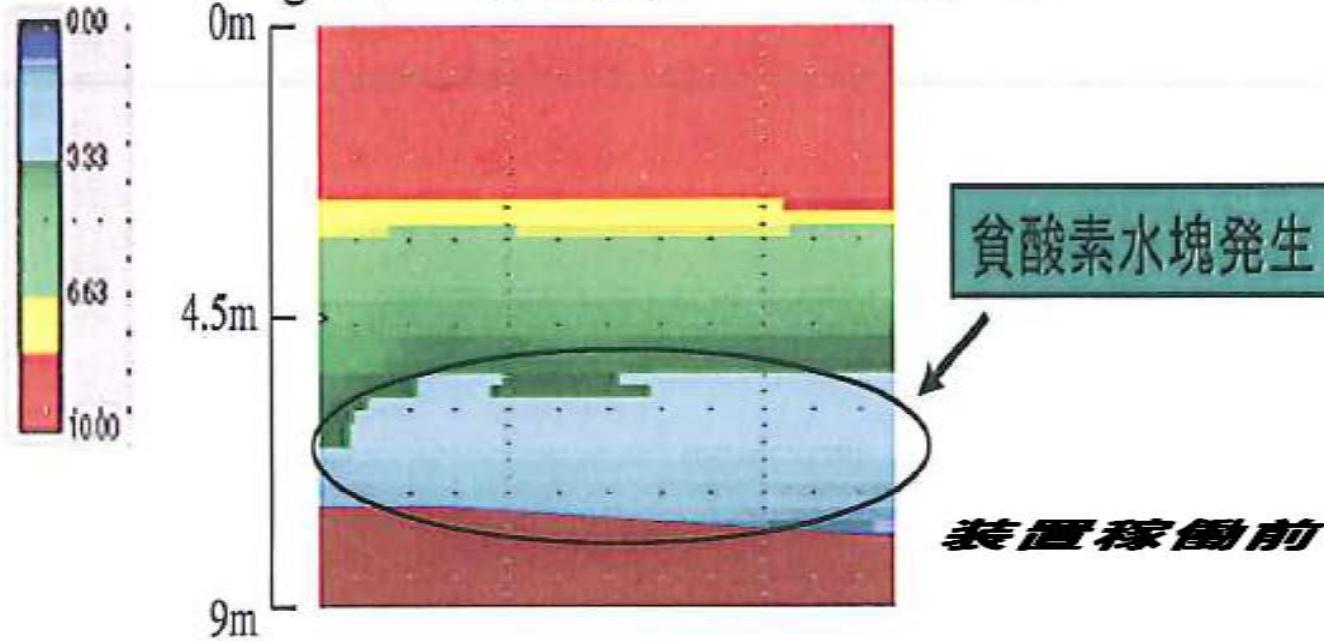


(2) 結果、考察

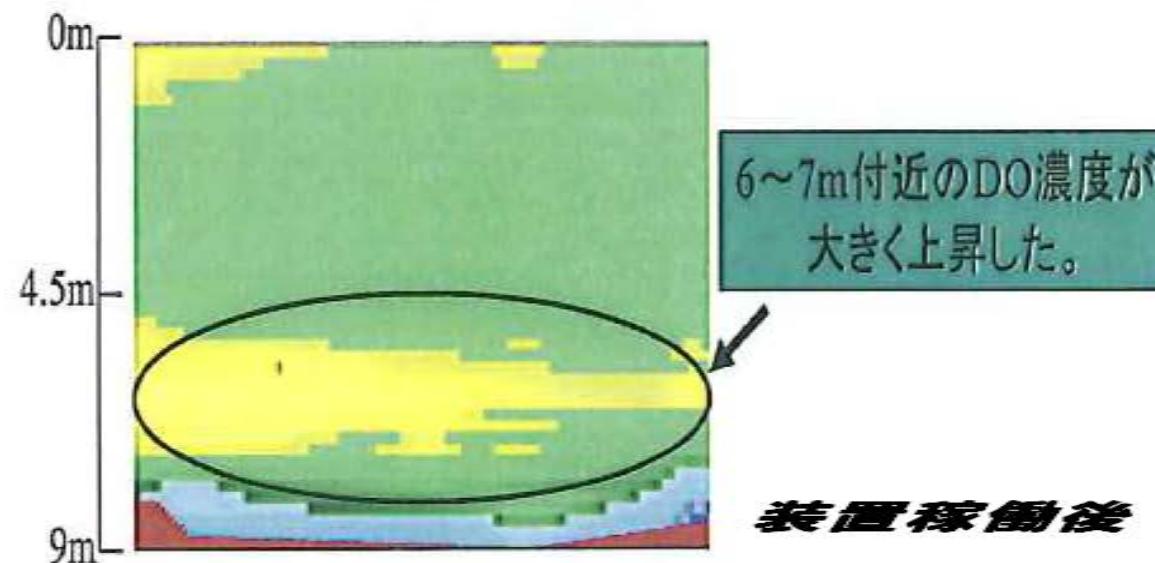
ア. DO (溶存酸素)

高濃度酸素水使用前後で DO 濃度がどのように変化したかを Fig.4 に示す。2009 年 8 月 12 日から 2010 年 1 月 14 日の DO における実験区及び湖内中央鉛直プロファイルを Fig.5-1,2 に示す。実験を開始する前の 8/12において、St.2 を中心に低層全体で DO 濃度が 3mg/l を切る貧酸素状態であった。高濃度酸素水を使用している 8/21 には低層から中層にかけて St.4 を中心に DO 濃度が、6 ~8mg/l に回復している。8/28 には St.4 を中心に 8~10mg/l 程度の DO 濃度が見られる。9/11 は中層全体で DO が高くなり、9/24 は湖全体で DO に差は見られなかった。これは前日までの雨により、湖水が混合されたこと、St.4 から DO を豊富に含んだ水が漏れ出したことが考えられる。10/15 には低層が貧酸素状態になっているが、これは前日に台風が来たことで底泥が巻き上げられ、それらの有機物を分解するために酸素が消費されたことが原因であると考えられる。11/19、1/14 には湖水の温度が低下し、鉛直混合が起こったため、DO が回復していた。

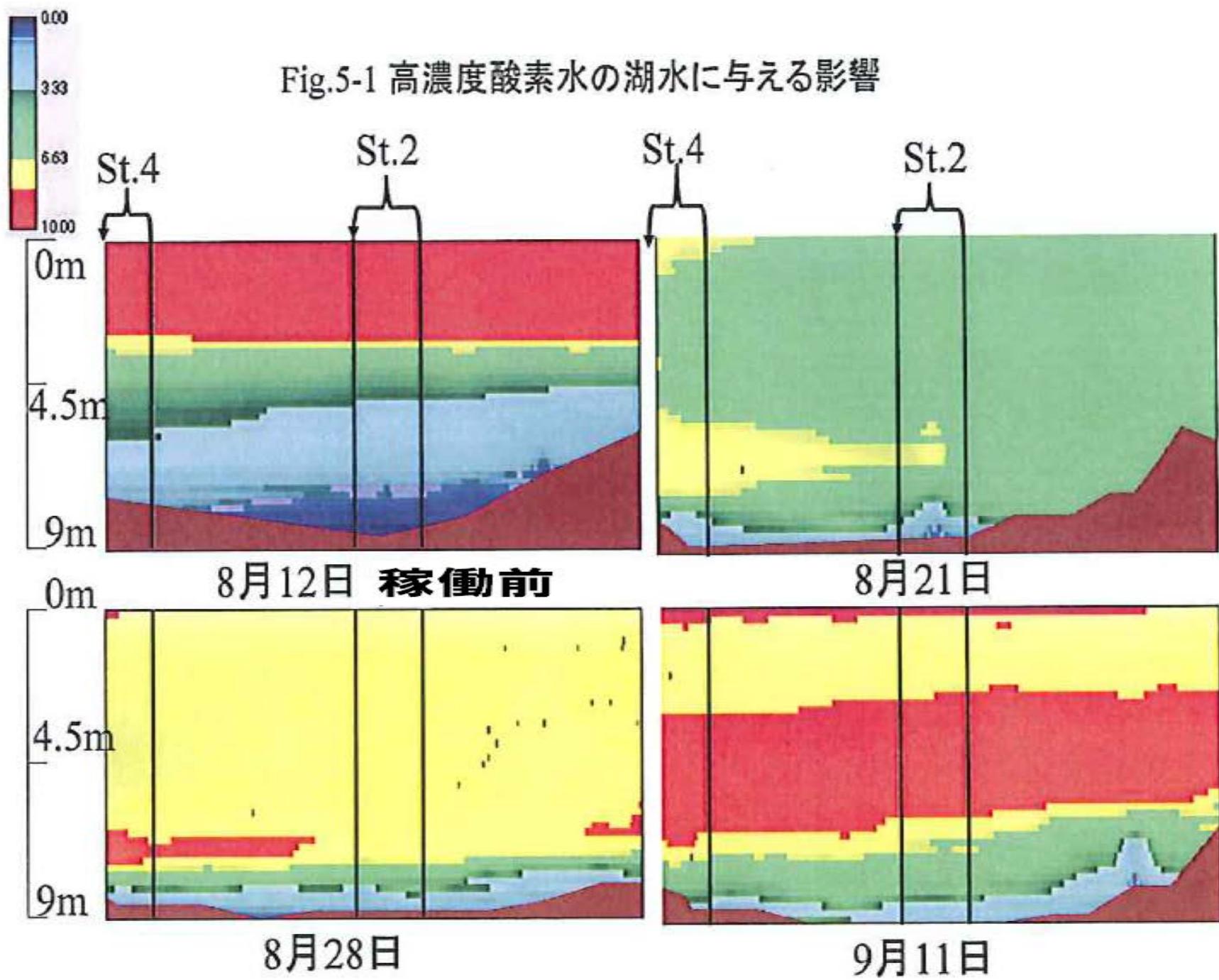
Fig.4 ポンプ起動前後のDO濃度比較

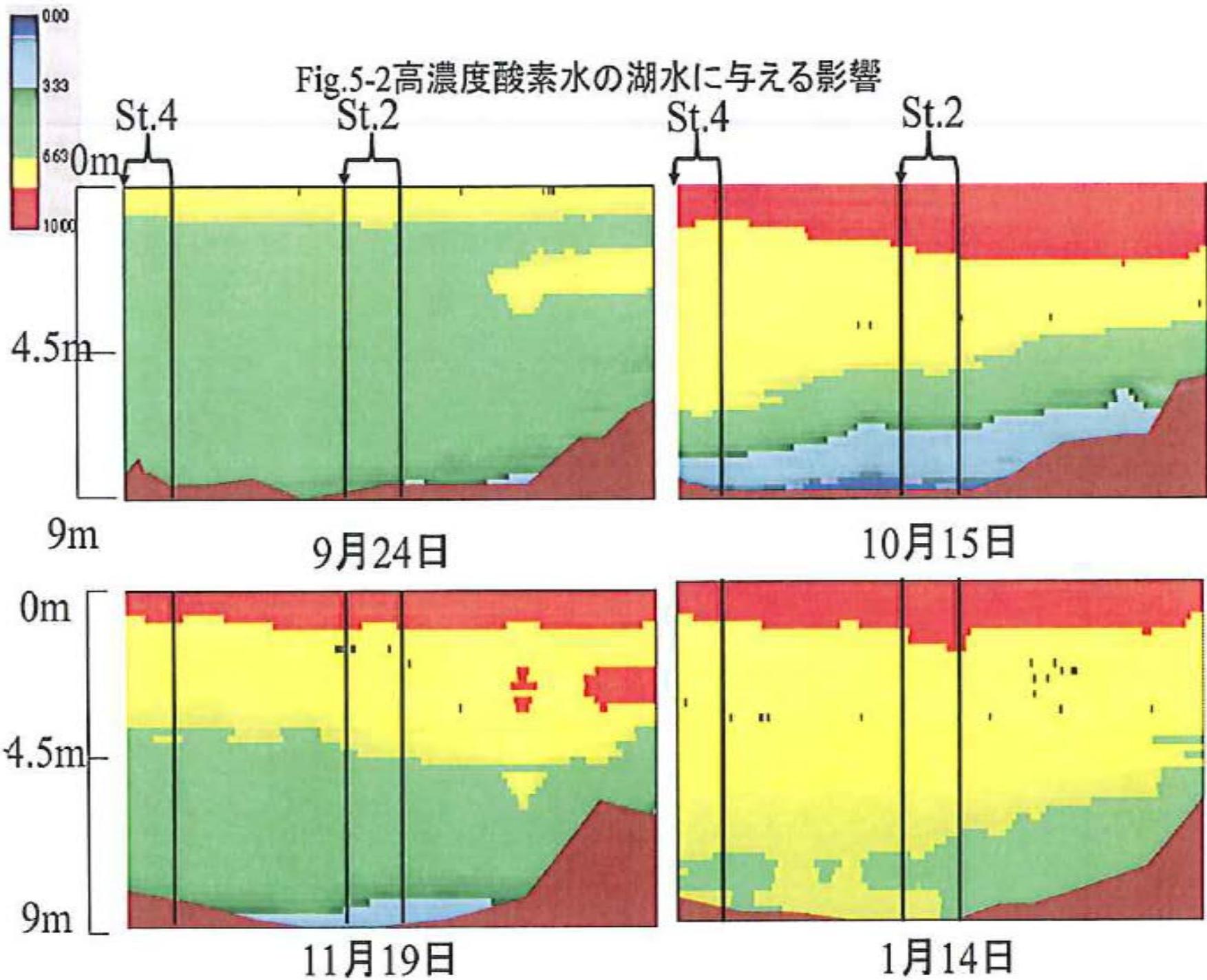


装置稼働前



装置稼働後





イ. 直上水

(ア) アンモニア態窒素量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における直上水中のアンモニア態窒素量をFig.6-1に示す。全9回分の各測点直上水中のアンモニア態窒素量は0.016~1.020 mg-N/lの範囲であった。8月21日のSt.4で最も高くなり、9月24日からは全体的に減少傾向を示した。

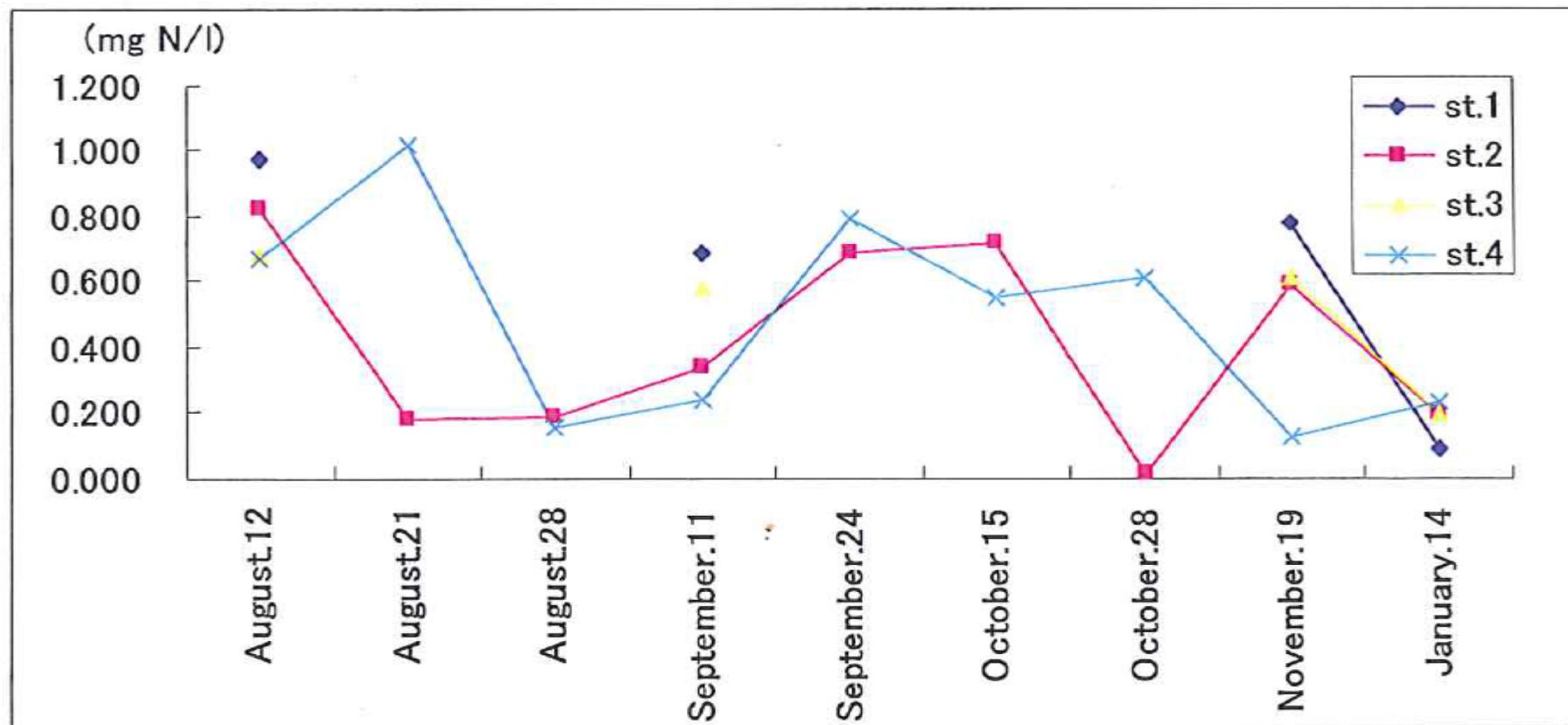


Fig.6-1 直上水中のアンモニア態窒素量の変化

(イ) 亜硝酸態窒素量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における直上水中の亜硝酸態窒素量を、Fig.6-2に示す。全9回分の各測点直上水中の亜硝酸態窒素量は0.000~0.009 mg·N/lの範囲であった。

年間を通じて、8、9、10月には大きな変動は見られないが、11月19日にSt.2、St.4で大幅に増加した。

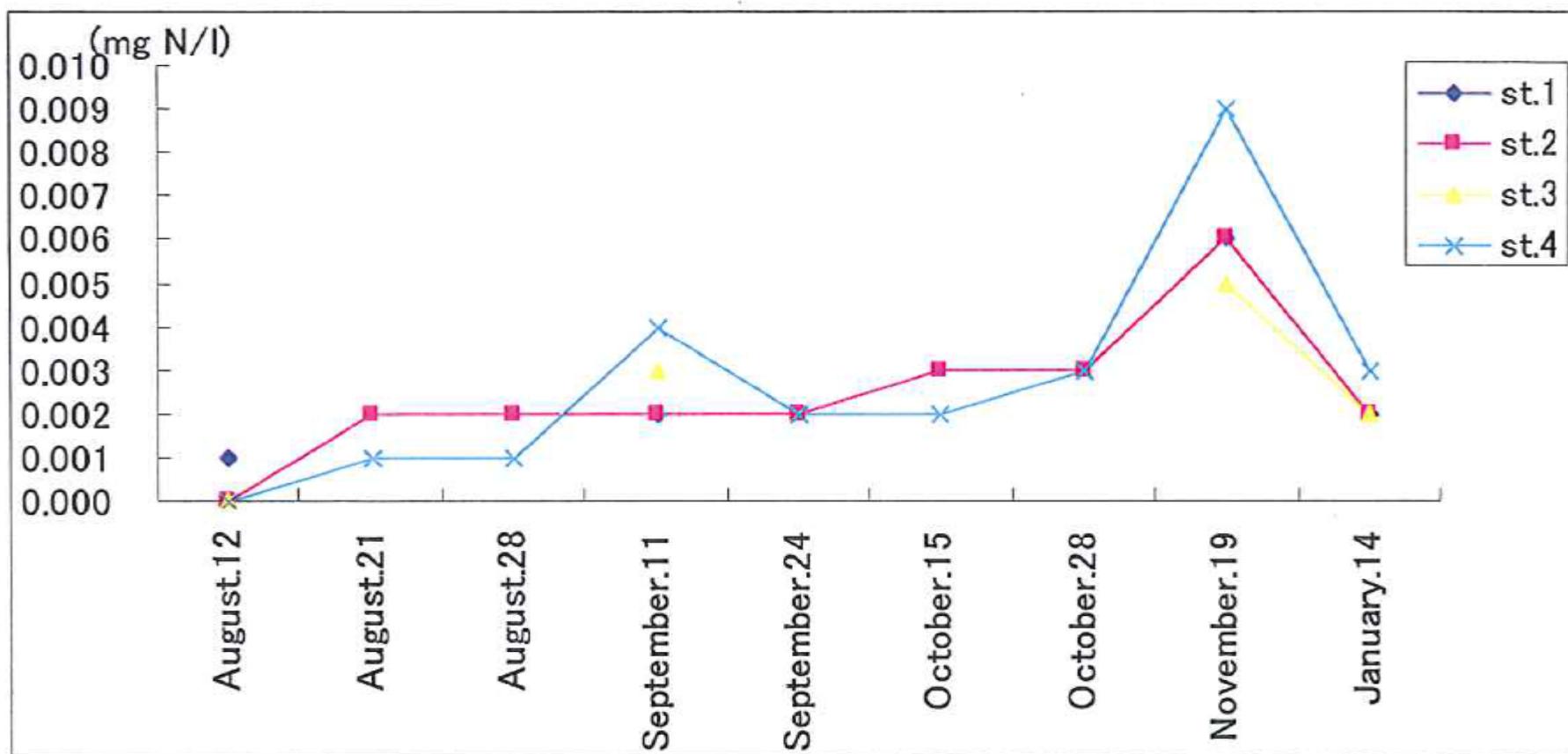


Fig.6-2 直上水中の亜硝酸態窒素量の変化

(ウ) 硝酸態窒素量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における直上水中の硝酸態窒素量をFig.6-3に示す。全5回分の各測点直上水中の硝酸態窒素量は0.000～0.040 mg·N/lの範囲であった。8月12日から9月11日までは大きな変化はなかったが台風が来た10月15日にSt.2、4ともに減少し、その後は大きく増加した。

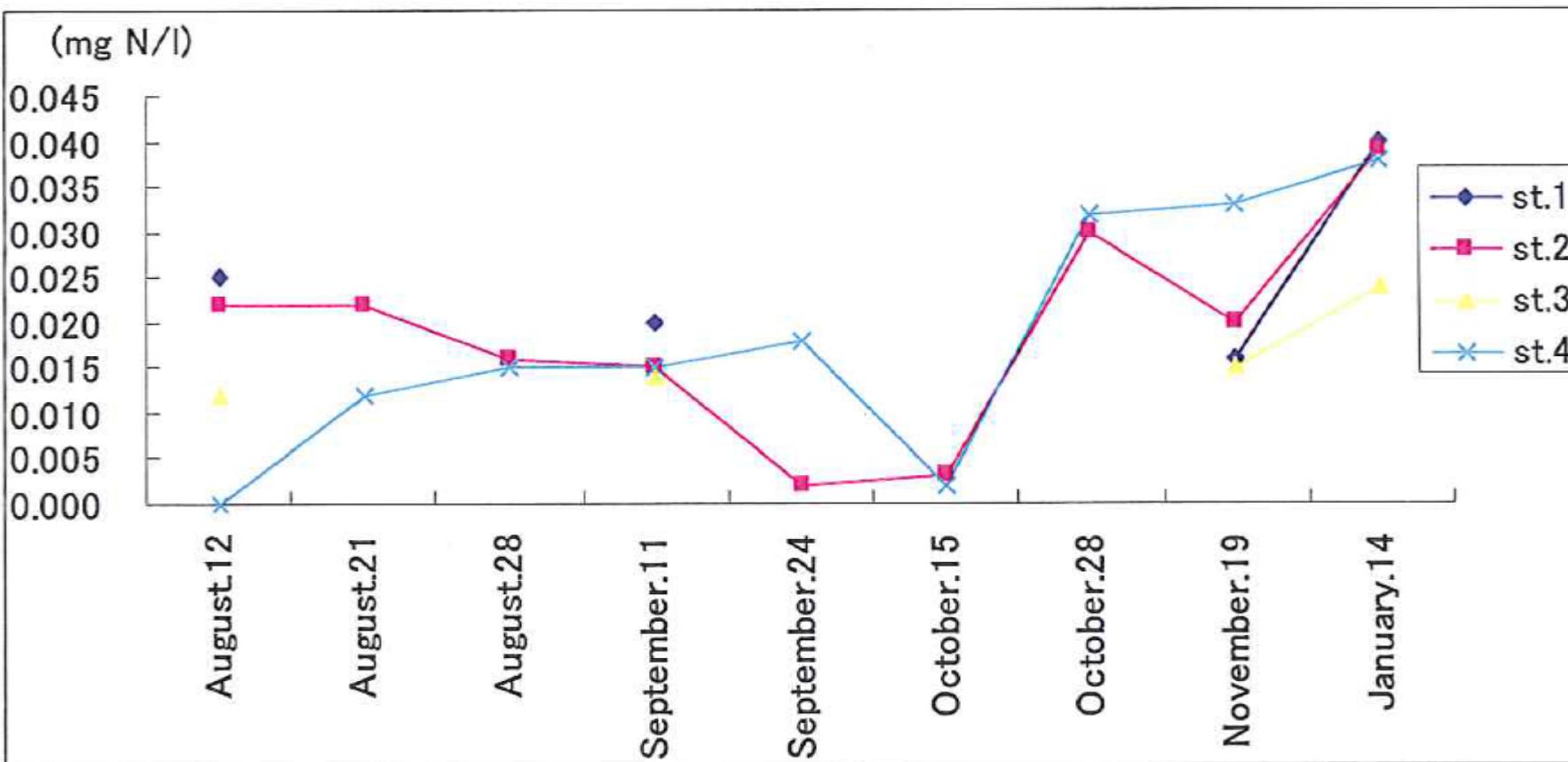


Fig.6-3 直上水中の硝酸態窒素量の変化

(エ) リン酸態リン量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における直上水中のリン酸態リン量をFig.6-4に示す。全5回分の各測点直上水中のリン酸態リン量は0.006~0.620 mg·P/lの範囲であった。

St.1、3の8月28日に高い値を示し、高濃度酸素水使用中のSt.4では低い値を示した。

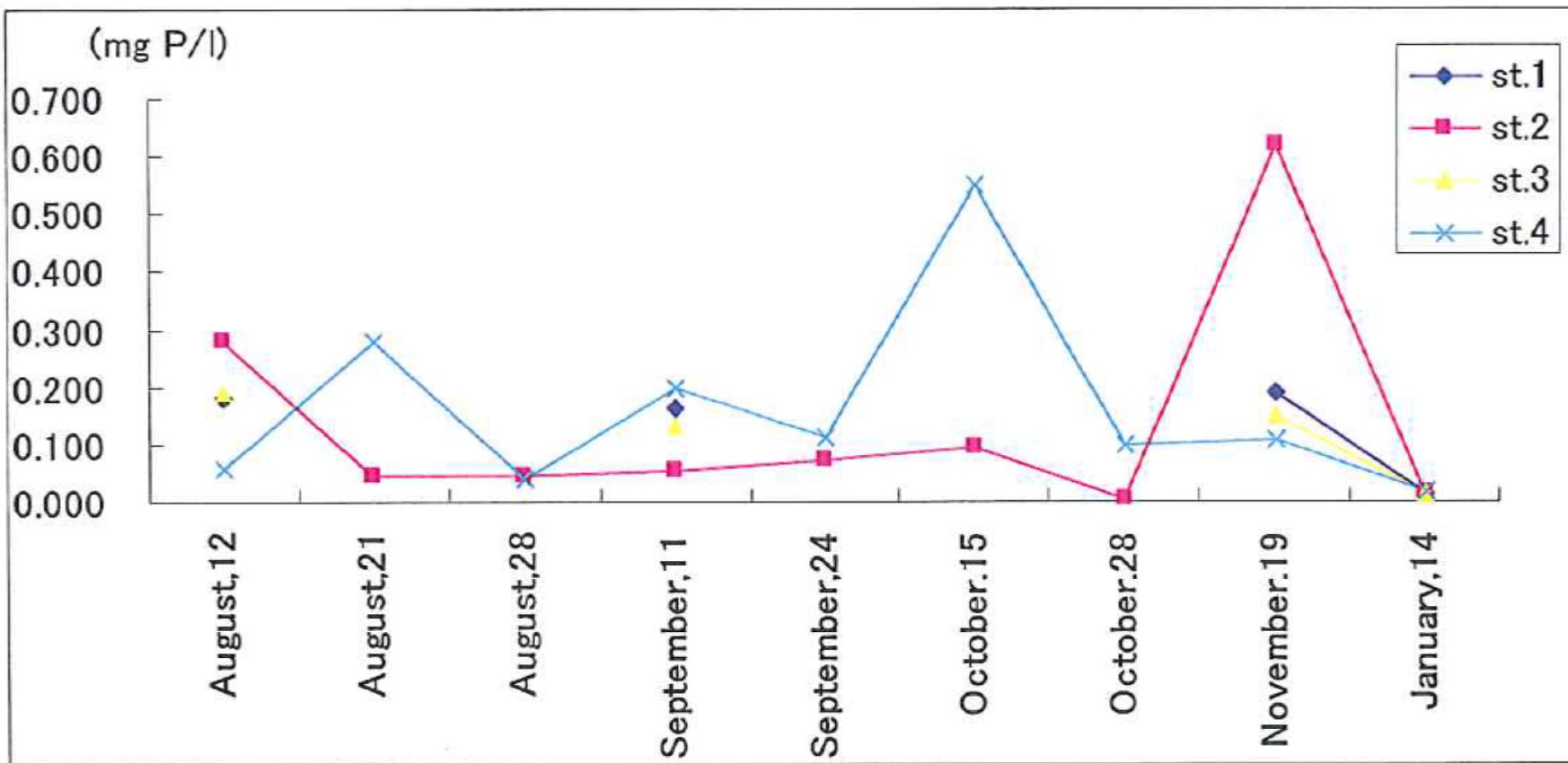


Fig.6-4 直上水中のリン酸態リン量の変化

ウ. 現場湖水

(ア) アンモニア態窒素量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における湖水中のアンモニア態窒素量をFig.6-5に示す。全9回分の各測点湖水中のアンモニア態窒素量は0.003~1.450 mg·N/lの範囲であった。年間を通じて、11・1月はどの地点でも上・中・下層とも低い値を示したが、8、9月では下層で高い値を示した。このように下層で高い値を示したのは底泥に沈降した窒素有機物が従属栄養細菌によってアンモニア態窒素に分解されたためと考えられた。

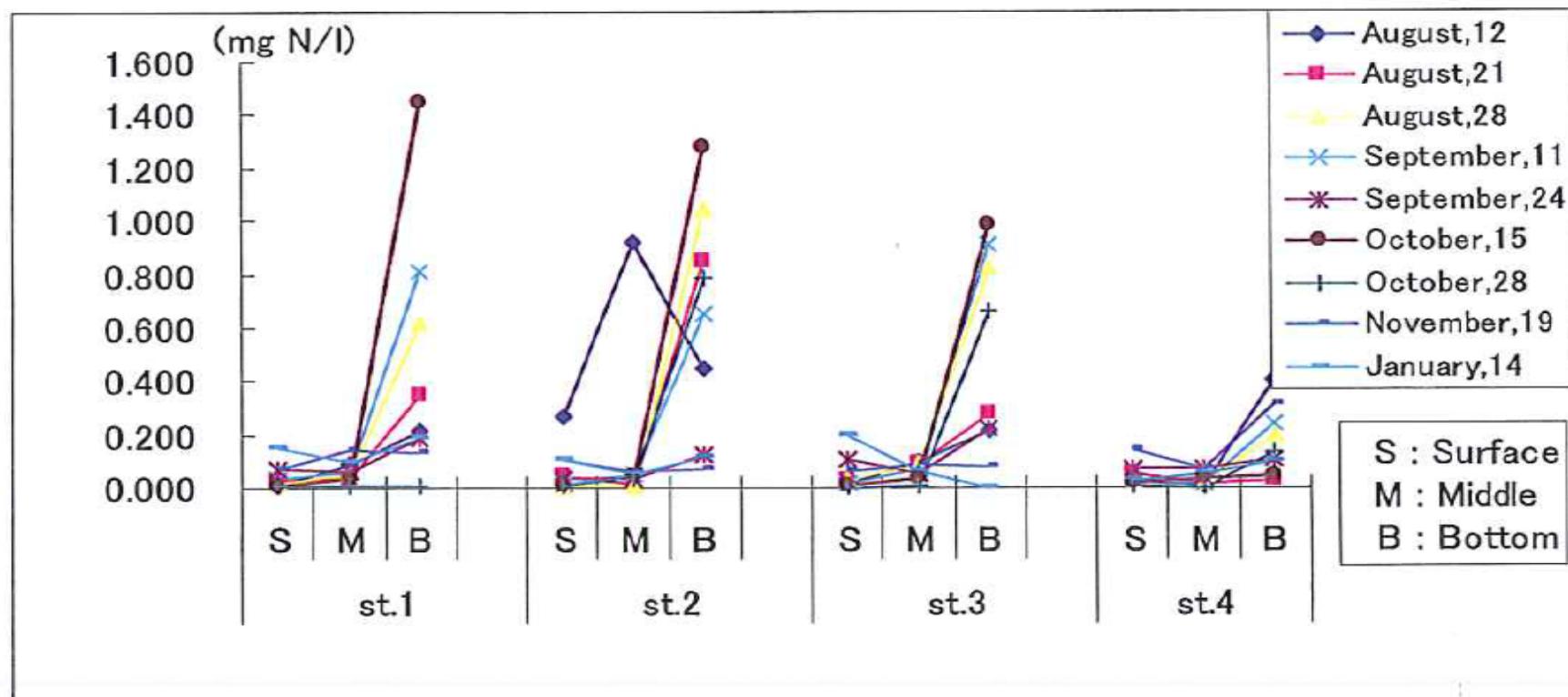


Fig.6-5 湖水中のアンモニア態窒素量の変化

(イ) 亜硝酸態窒素量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における湖水中の亜硝酸態窒素量をFig.6-6に示す。全9回分の亜硝酸態窒素量は0.000~0.010 mg·N/lの範囲であった。年間を通じて上層は低い値を示したが、11月19日はどの地点でも中層で高い値を示し、10月15日はSt.2,3,4の下層で高い値を示した。

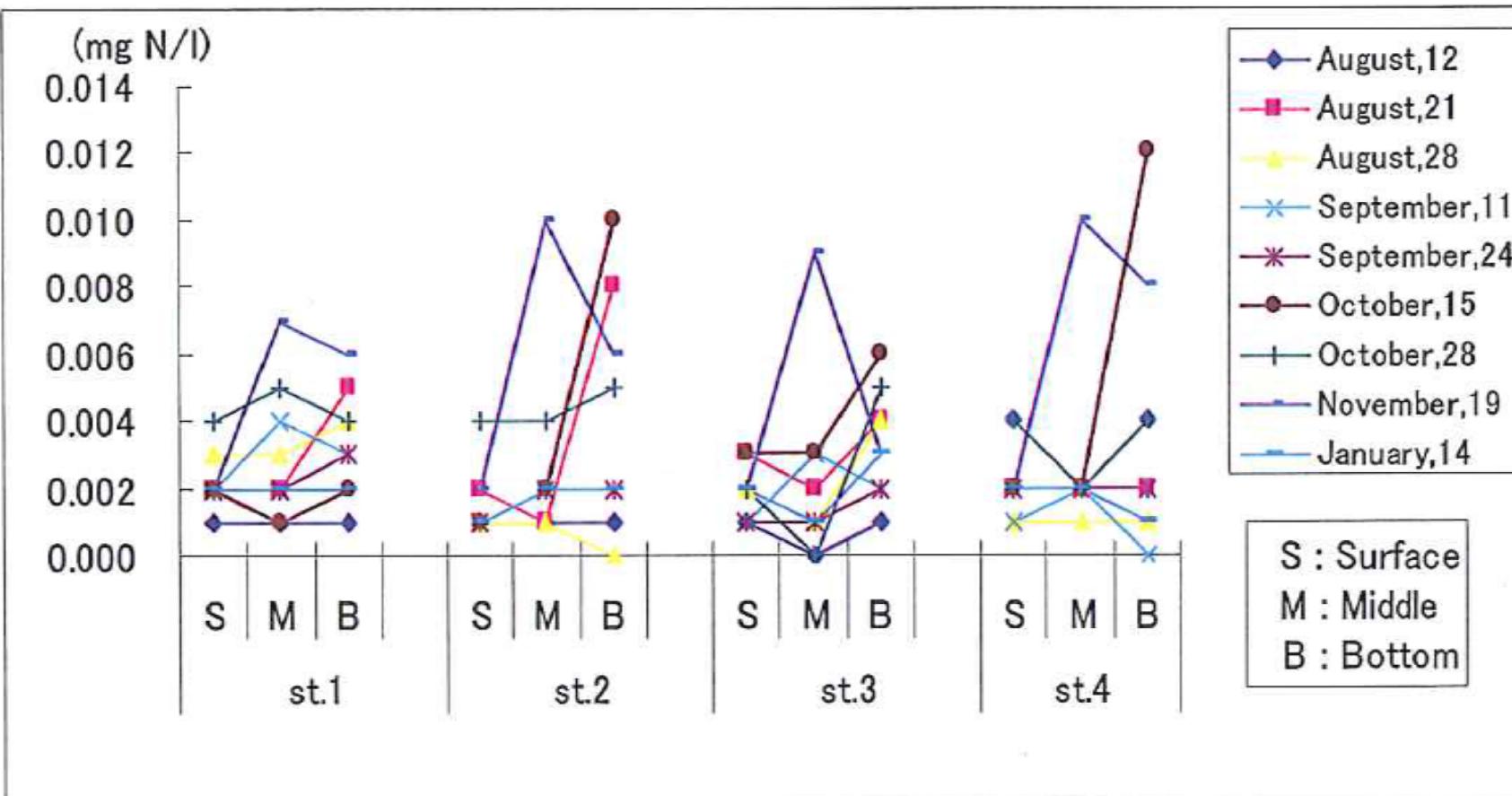


Fig.6-6 湖水中の亜硝酸態窒素量の変化

(ウ) 硝酸態窒素量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における湖水中の硝酸態窒素量をFig.6-7に示す。全9回分の各測点湖水中の硝酸態窒素量は0.001～0.590 mg·N/lの範囲であった。

年間を通じて、どの時期も中・下層で低い値を示し、上層で高い値を示す傾向が見られた。上層ではSt.2の8月12日で特に高い値を示した。

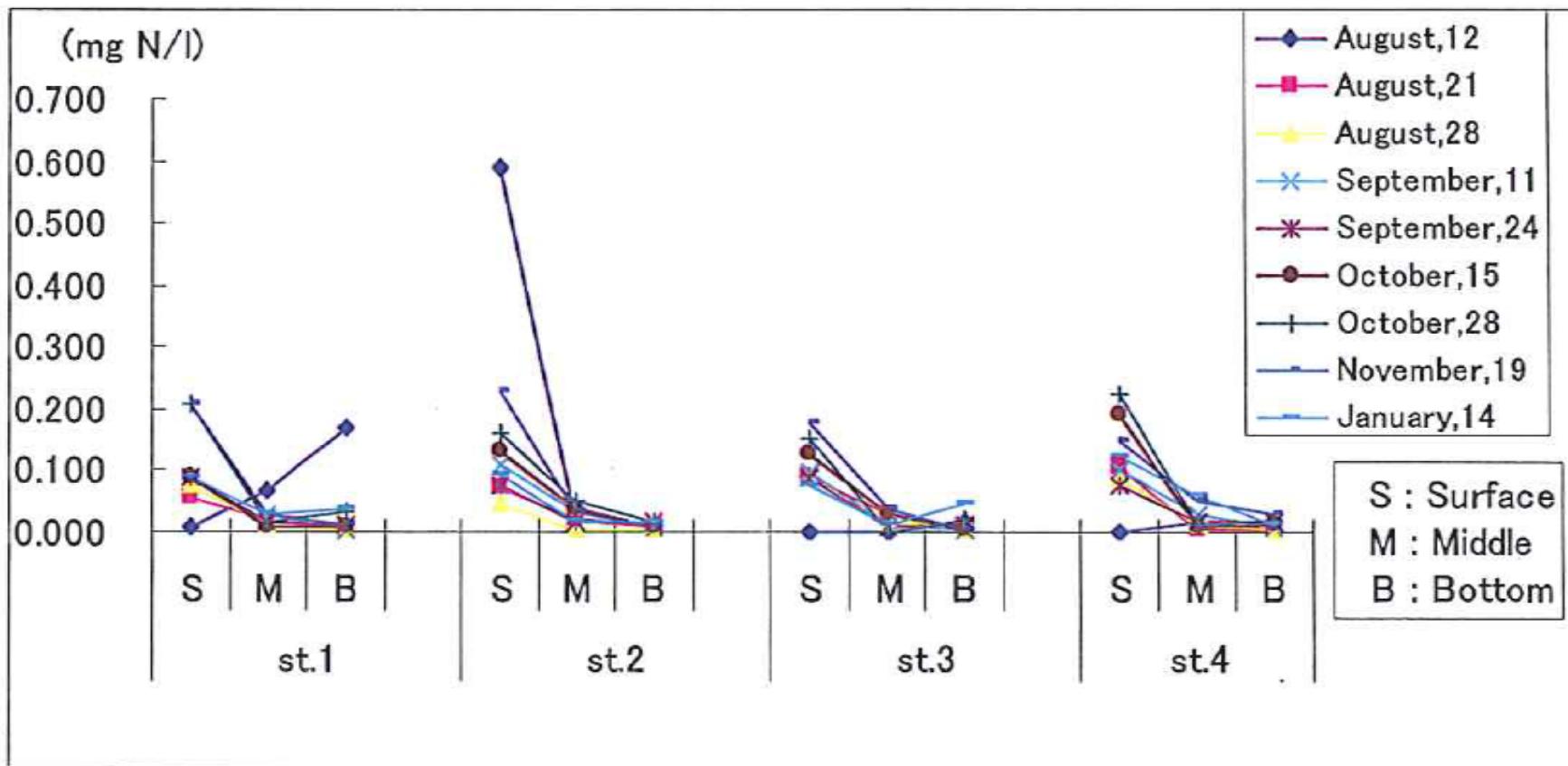


Fig.6-7 湖水中の硝酸態窒素量の変化

(エ) リン酸態リン量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における湖水中のリン酸態リン量をFig.6-8に示す。全9回分の各測点湖水中のリン酸態リン量は0.000～0.820 mg·P/lの範囲であった。

全体的に上層で低く、St.1、2、3の下層で高い値を示す傾向があり、沈殿物からの溶出が原因であると考えられる。しかしSt.4では夏季にも値は変化せず、上層、中層と差は見られなかった。

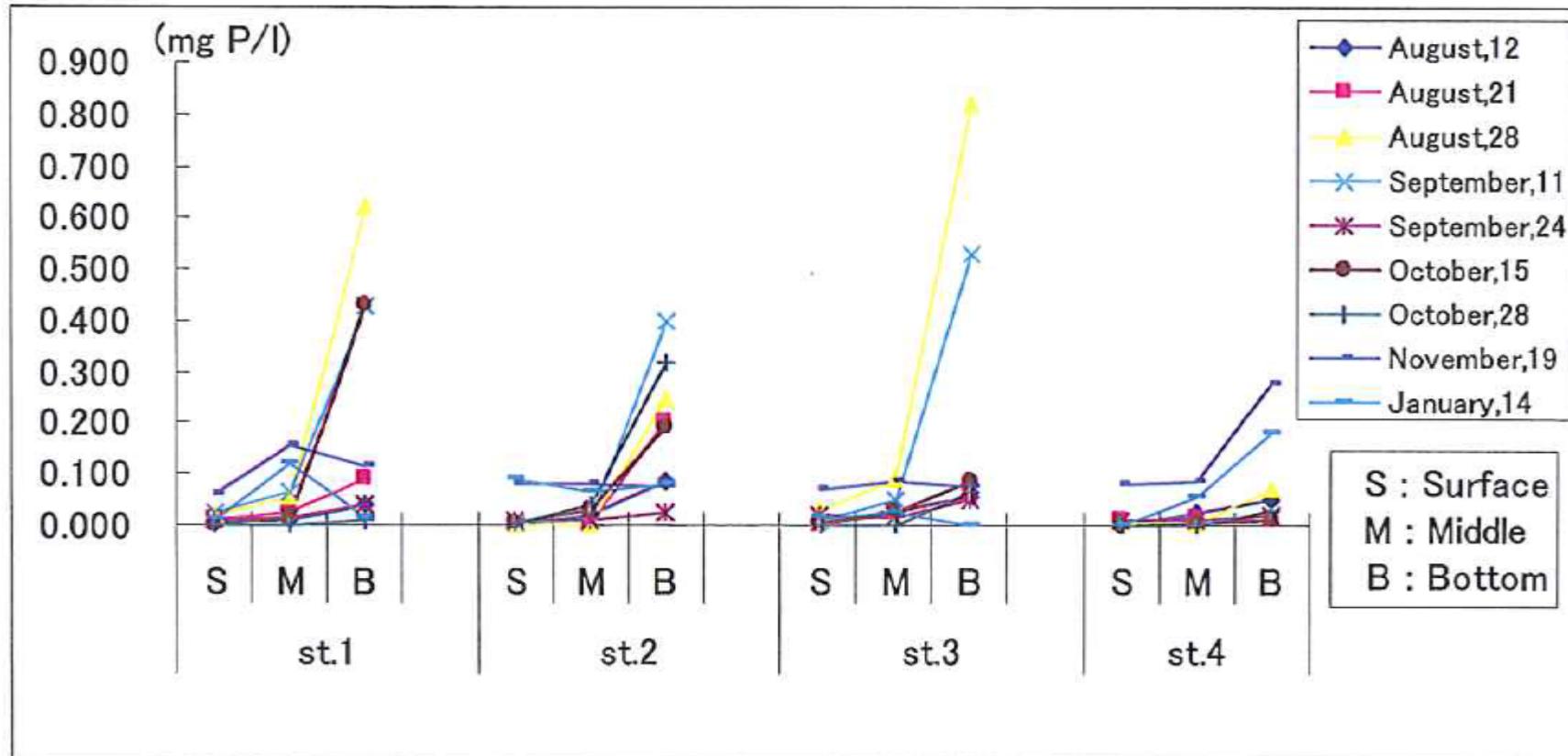


Fig.6-8 湖水中のリン酸態リン量の変化

エ. 底泥

(ア) 水分含量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における底泥中の水分含量をFig.6-9に示す。全回分の各測点底泥中の水分含量は51.3~74.2%の範囲であった。年間を通じて、0-1cmで各地点に大きく差はないが、St.2は2-3cmの値が高くなっていた。これはSt.2は深度がいちばん大きく、有機物が蓄積しやすいことからヘドロが蓄積し、高くなつたと考えられる。

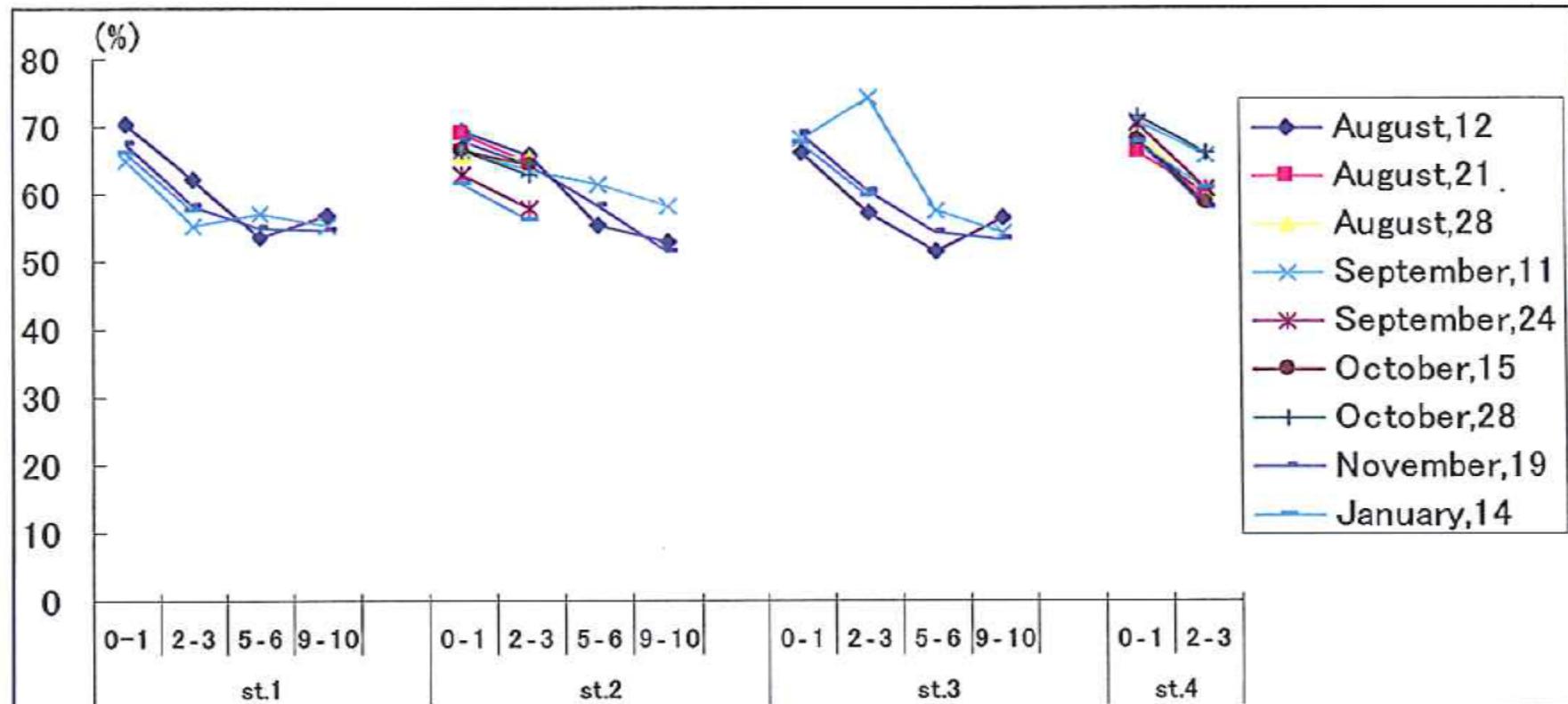


Fig.6-9 底泥の各層における水分含量の変化

(イ) 強熱減量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における底泥中の強熱減量をFig.6-10に示す。全9回分の強熱減量は9.4~14.6%の範囲であった。St.2の2-3cmが他の地点と比較して高くなっているが、水分含量と同様にSt.2は深度が最も大きく、有機物が蓄積しやすいことからヘドロが蓄積し、高くなつたと考えられる。またSt.4は10月から1月にかけて高い値を示すが、これは牡蠣の成長に伴い排出される糞などの有機物が蓄積されたためだと考えられる。

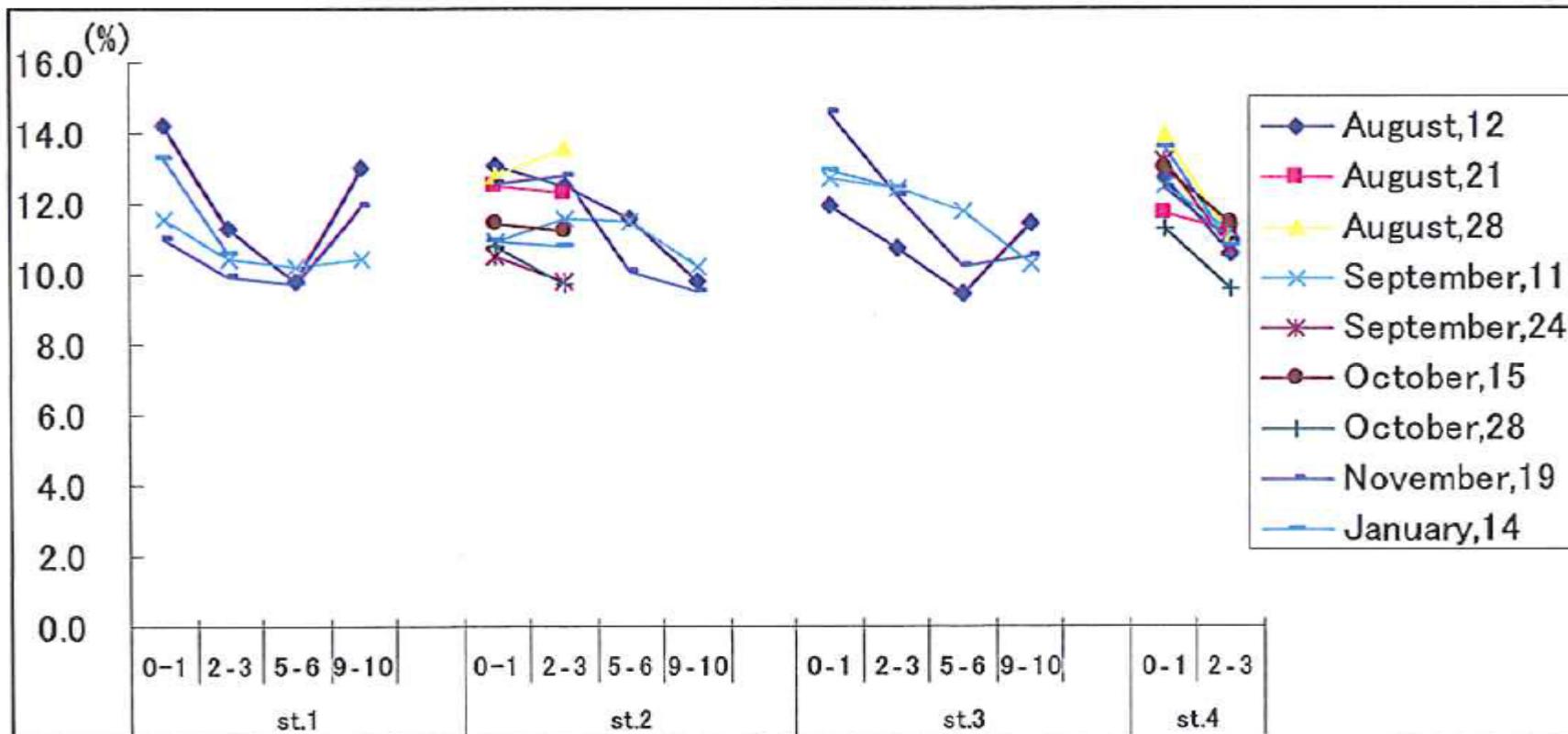


Fig.6-10 底泥の各層における強熱減量の変化

(ウ) 酸揮発性硫化物量(AVS)

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における底泥中のAVS値をFig.6-11に示す。全9回分の各測点底泥中のAVS値は0.1389~2.5974 mg/g dryの範囲であった。同時期のSt.2、4を比較して、年間を通じてSt.4が高い値を示した。また、ほとんどのサンプルで水産環境用水基準(0.2mg/g dry)⁹⁾を上回っており、底質の汚染が進行していることを示した。

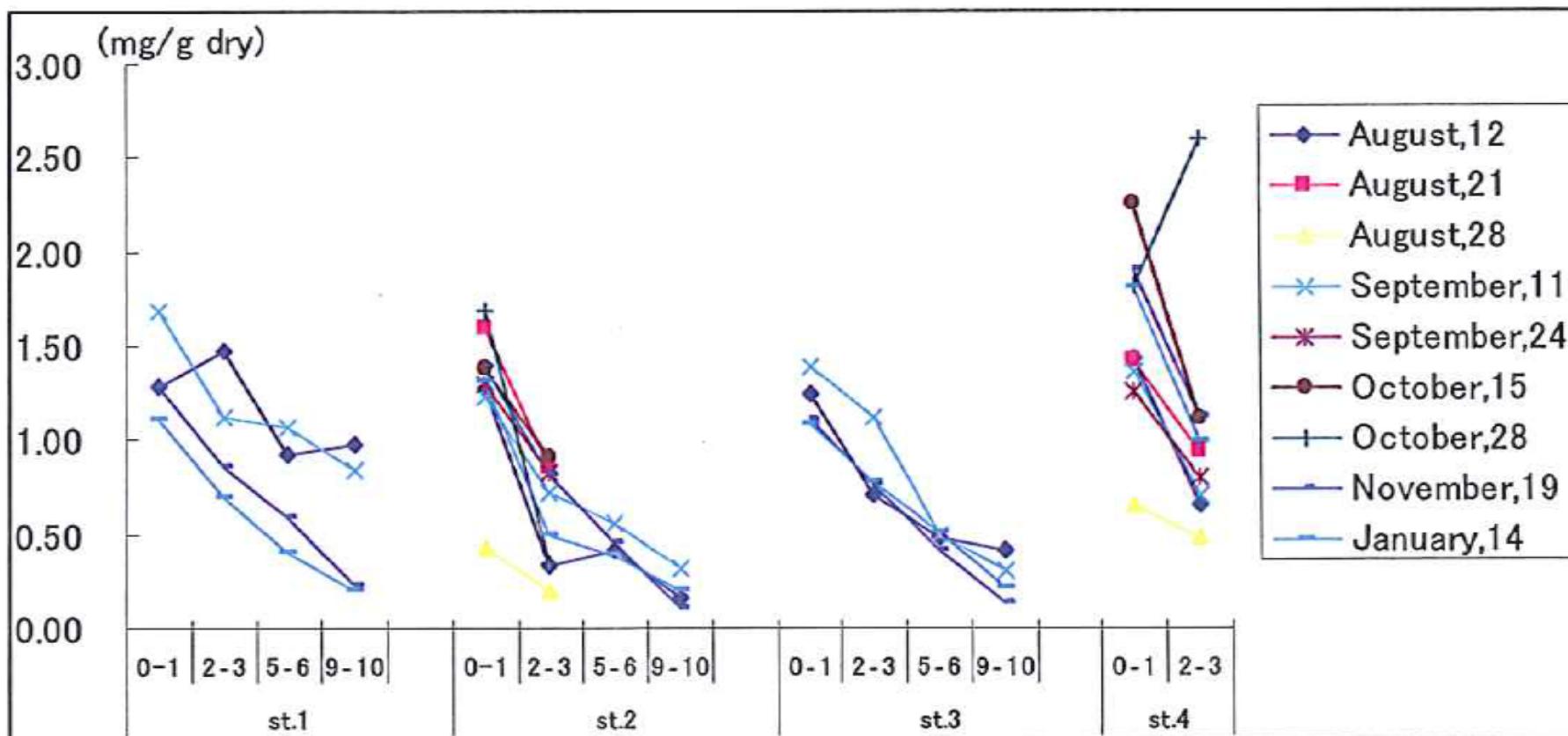


Fig.6-11 底泥の各層における酸揮発性硫化物量の変化

(エ) 従属栄養細菌数

2008年7月から2009年1月の各測点における底泥中の従属栄養細菌数をFig.6-12に示す。全9回分の各測点底泥中の従属栄養細菌数は $3.3 \times 10^3 \sim 3.6 \times 10^7$ cells/g dry の範囲であった。St.4の0-1cmでは8月12日から8月21日にかけて従属栄養細菌数は大きく増加した。これは高濃度酸素水の影響により、DOを豊富に含んだ水が好気性の細菌に好影響を与え、数が増加したと考えられる。しかし、8月28日にはまた細菌数が減少したことから、細菌が増加したことで、低層のDOを消費してしまい減少したと考えられる。

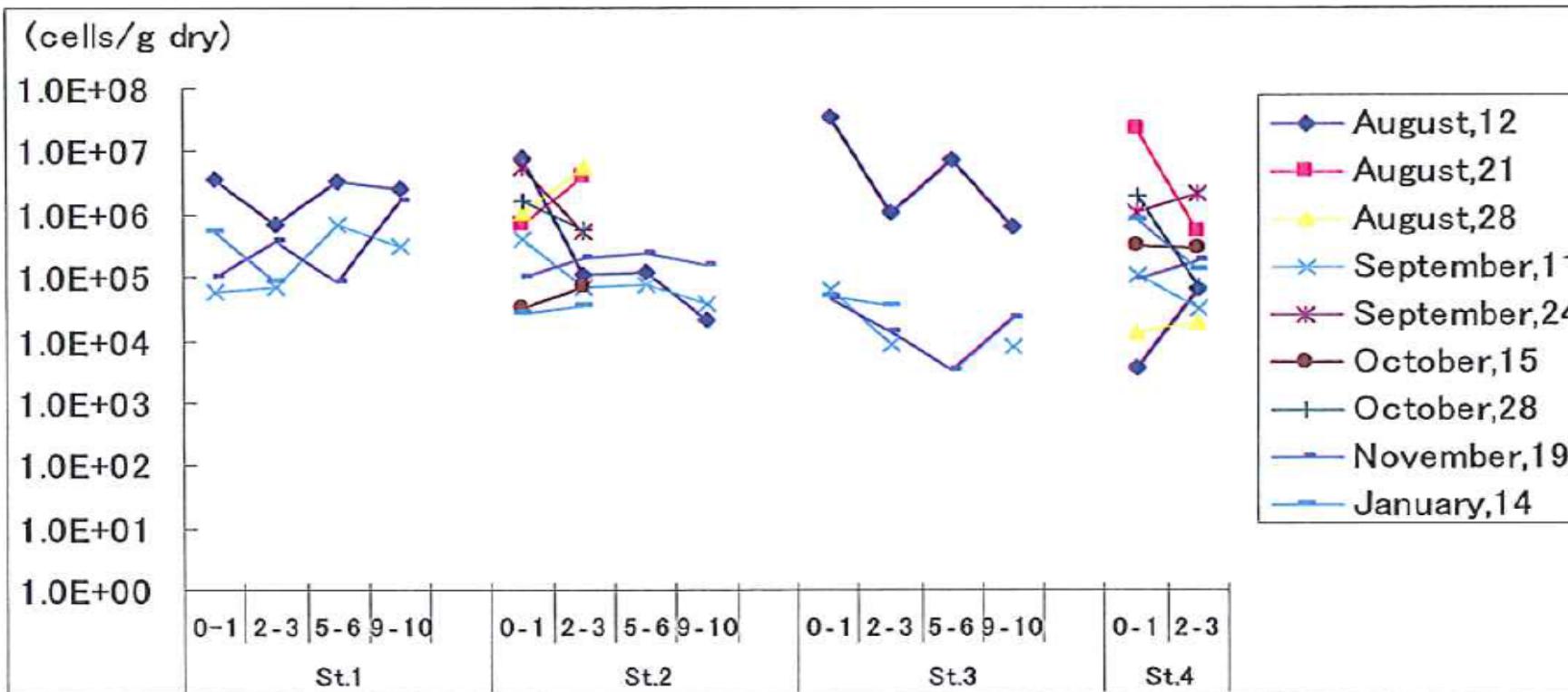


Fig.6-12 底泥の各層における従属栄養細菌数の変化

(才) 脱窒細菌数

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における底泥中の脱窒細菌数をFig.6-13に示す。全9回分の各測点底泥中の脱窒細菌数は $0.0 \sim 3.6 \times 10^4 \text{ cells/g dry}$ の範囲であった。

高濃度酸素水による影響は少なかったが、全体的に底泥の下層で減少する傾向が見られた。

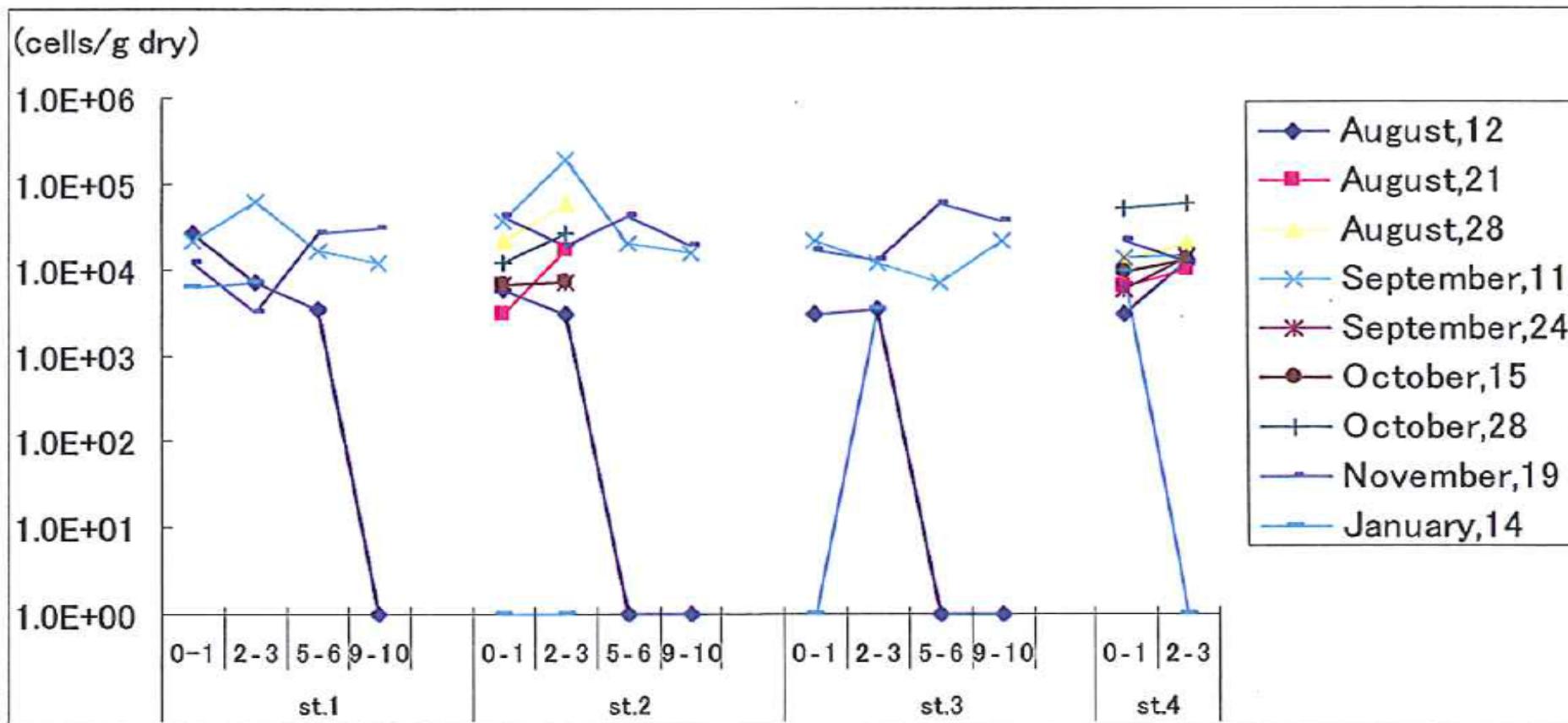


Fig.6-13 底泥の各層における脱窒細菌数の変化

(カ) 硝酸還元菌数

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における底泥中の硝酸還元菌数をFig.6-14に示す。全4回分の各測点底泥中の硝酸還元菌数は 3.0×10^2 ～ 4.0×10^5 cells/g dry の範囲であった。

年間を通じて、高濃度酸素水による影響、月に関して顕著な差が見られなかった。

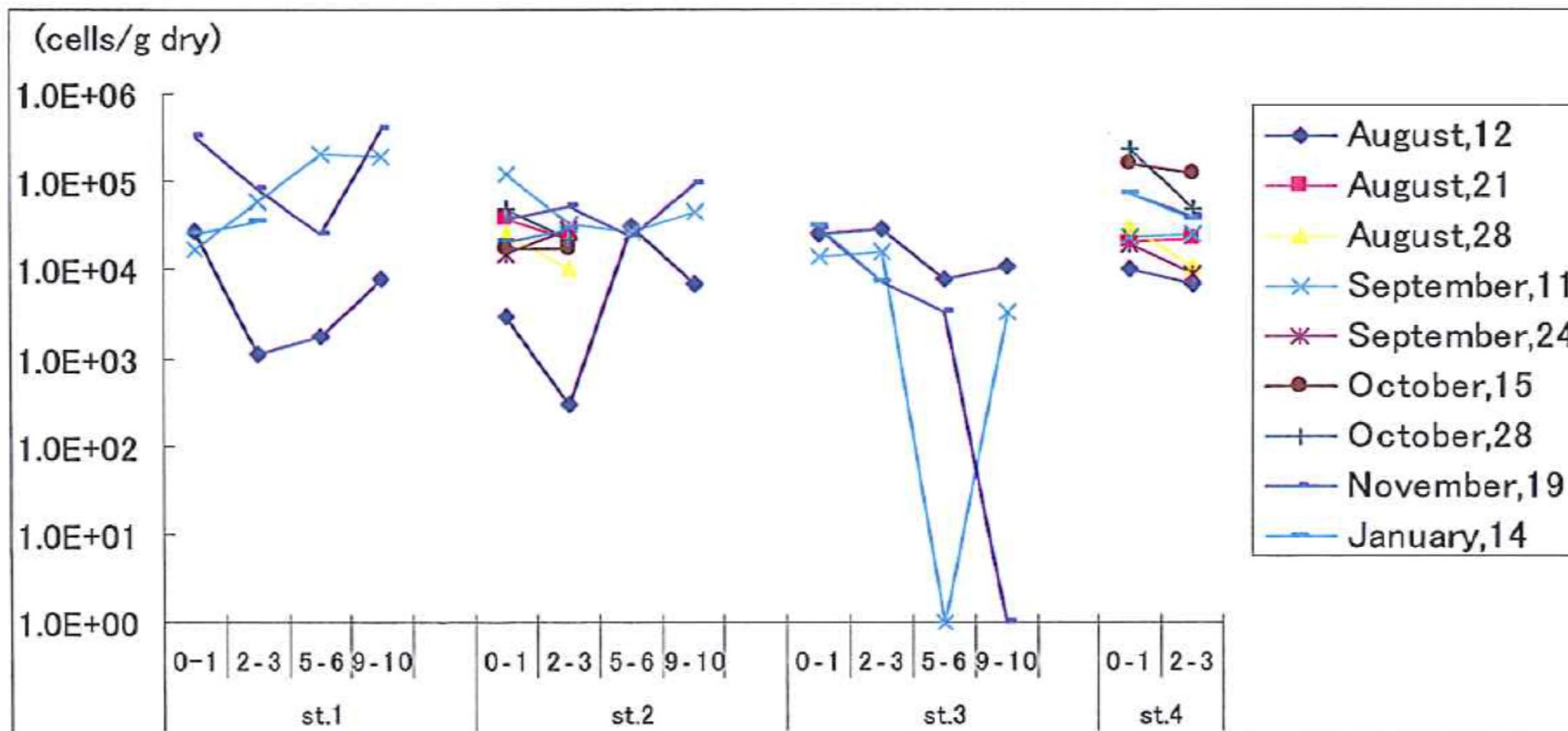


Fig.6-14 底泥の各層における硝酸還元細菌数の変化

(キ) アンモニア酸化細菌数

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における底泥中のアンモニア酸化細菌数をFig.4-15に示す。全9回分の各測点底泥中のアンモニア酸化細菌数は $0\sim7.6\times10^4\text{ cells/g dry}$ の範囲であった。

全体的にSt.4で高い値を示し、8月12日から8月21日にかけて大きな増加が見られた。これは高濃度酸素水により水中のDOが増加したことによるアンモニア酸化細菌が活性化し、それにより増加したと考えられる。

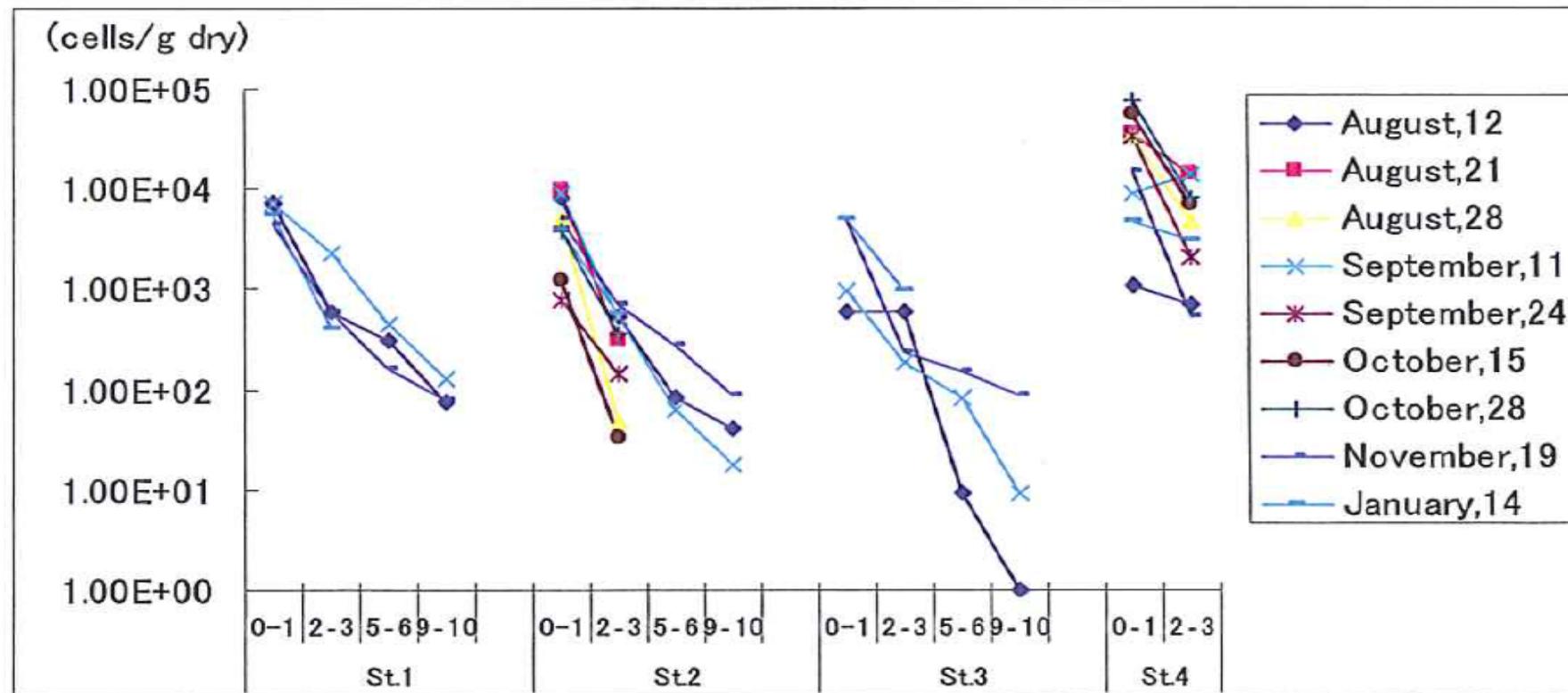


Fig.6-15 底泥の各層におけるアンモニア酸化細菌数の変化

(ク) 硫酸還元菌数

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における底泥中の硫酸還元菌数をFig.6-16に示す。全9回分の各測点底泥中の硫酸還元菌数は0.0～ 1.8×10^5 cells/g dryの範囲であった。St.4の0-1cmで8月12日から8月21日にかけて細菌数が大きく減少した。これは高濃度酸素水により、嫌気性の硫酸還元細菌の活性が抑制され、数が減少したと考えられる。

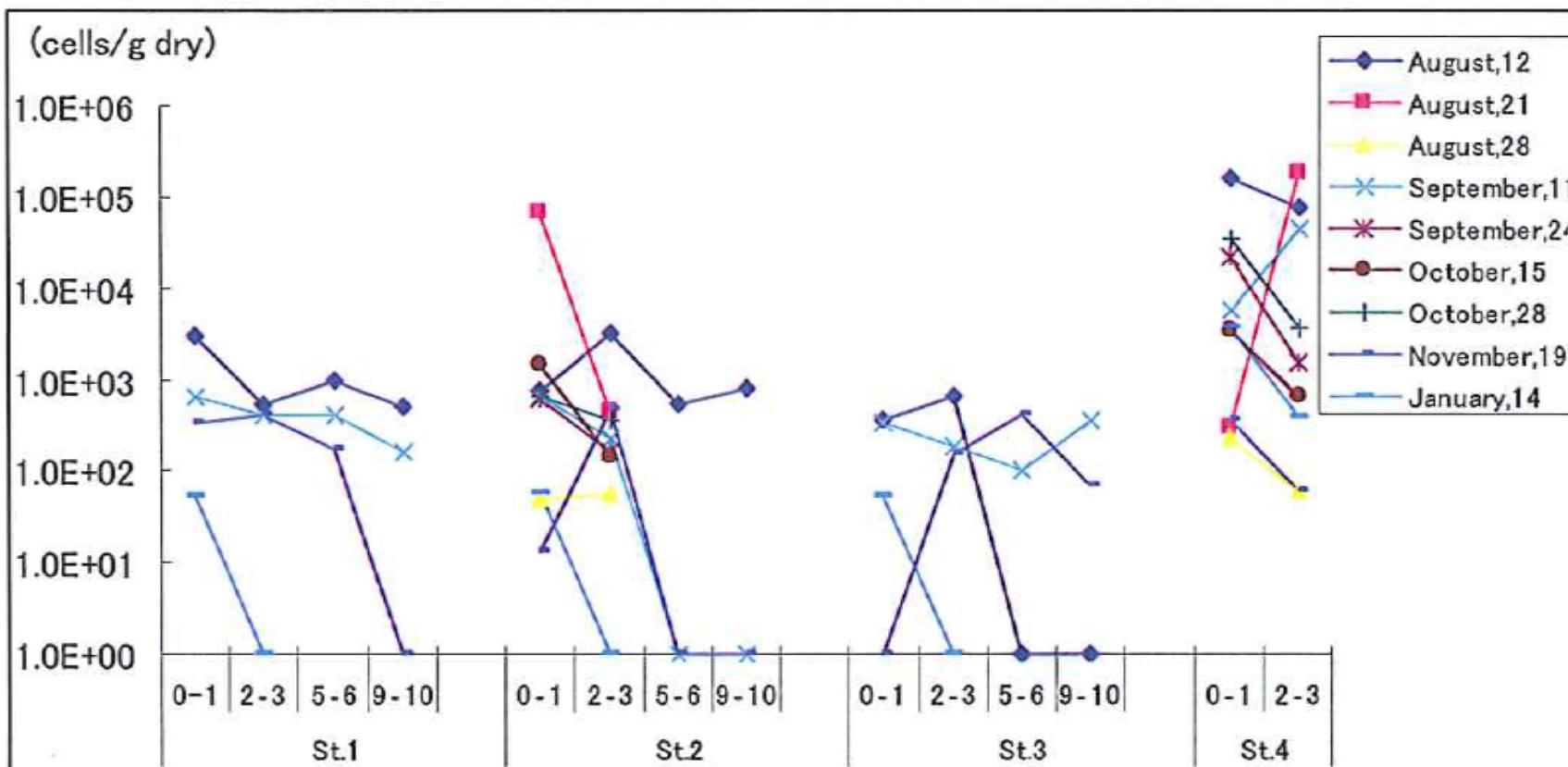
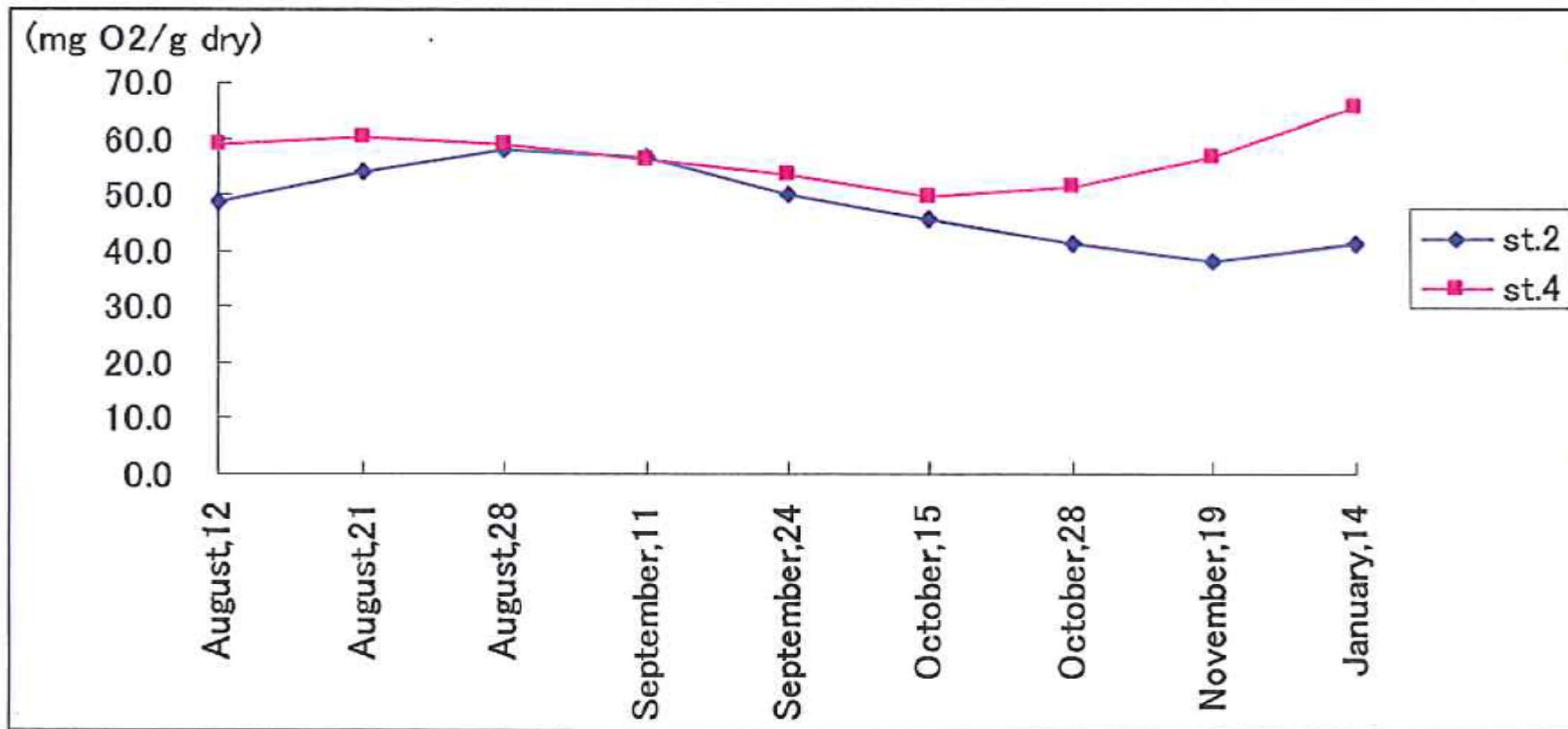


Fig.6-16 底泥の各層における硫酸還元細菌数の変化

(ケ) 化学的酸素消費量(COD)

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における湖水中のCOD値をFig.6-17に示す。全9回分の各測点湖水中のCOD値は38.0~65.6 mg·O₂/g dryの範囲であった。

全てのサンプルで水産環境用水基準(20.0 mg/g dry)⁹⁾を大きく上回り、底泥の汚染が進行していることが示された。10月28日から1月14日にかけてCOD値が増加しているが、牡蠣養殖に伴う糞等の有機物の蓄積が原因と考えられる。



オ. 間隙水

(ア) アンモニア態窒素量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における底泥から採取した間隙水中のアンモニア態窒素量をFig.6-18に示す。全9回分の各測点底泥における間隙水中のアンモニア態窒素量は0.020~0.820 mg-N/lの範囲であった。St.4の8月12日、8月21日に他の時期より高い値を示した。

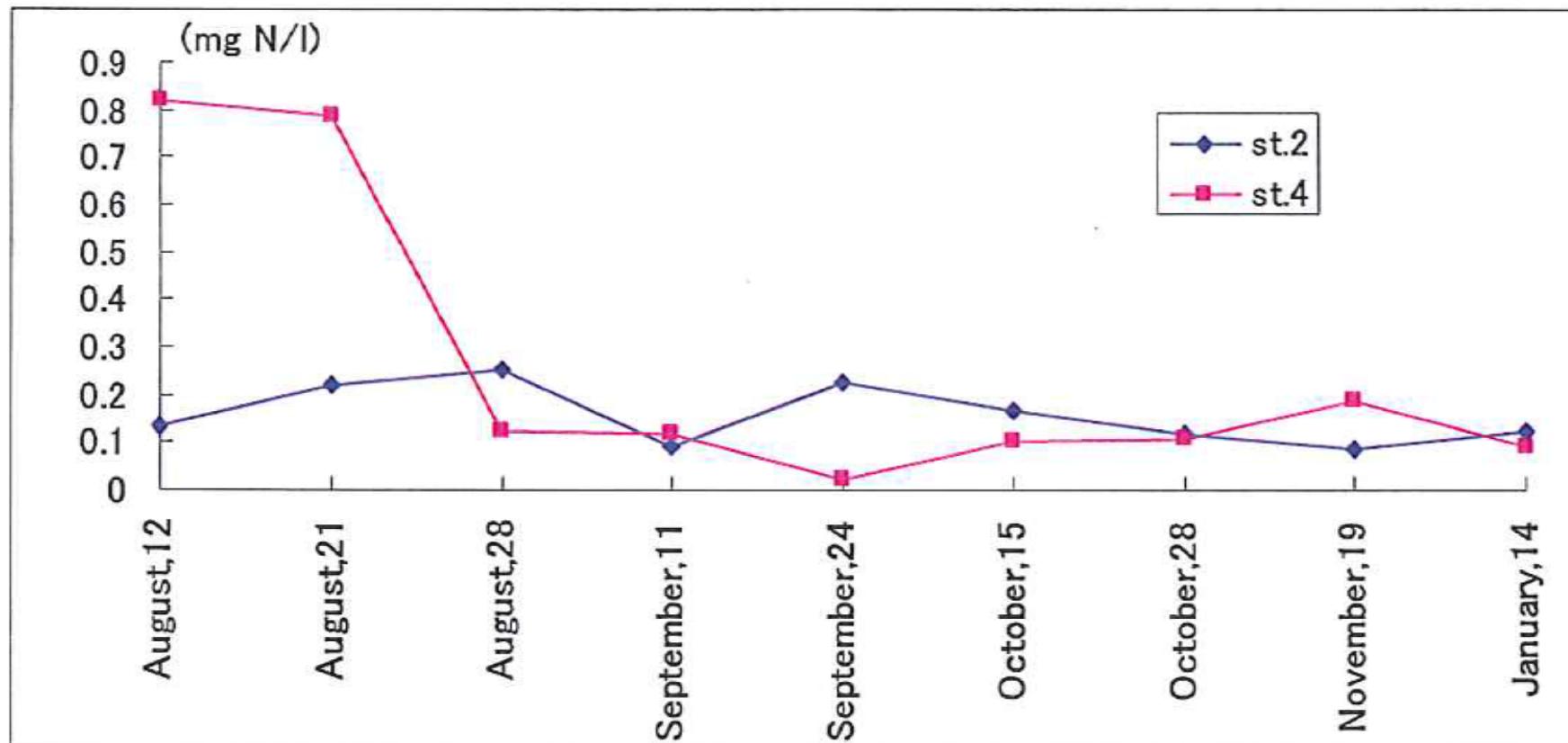


Fig.6-18 底泥表層（0–1cm）における間隙水中のアンモニア態窒素量の変化

(イ) リン酸態リン量

2009年8月12日から2010年1月14日の各測点における底泥から摂取した間隙水中のリン酸態リン量をFig.6-19に示す。全9回分の各測点底泥における間隙水中のリン酸態リン量は0.000~0.060 mg·P/lの範囲であった。

年間を通じて、どの地点も低い値を示した。

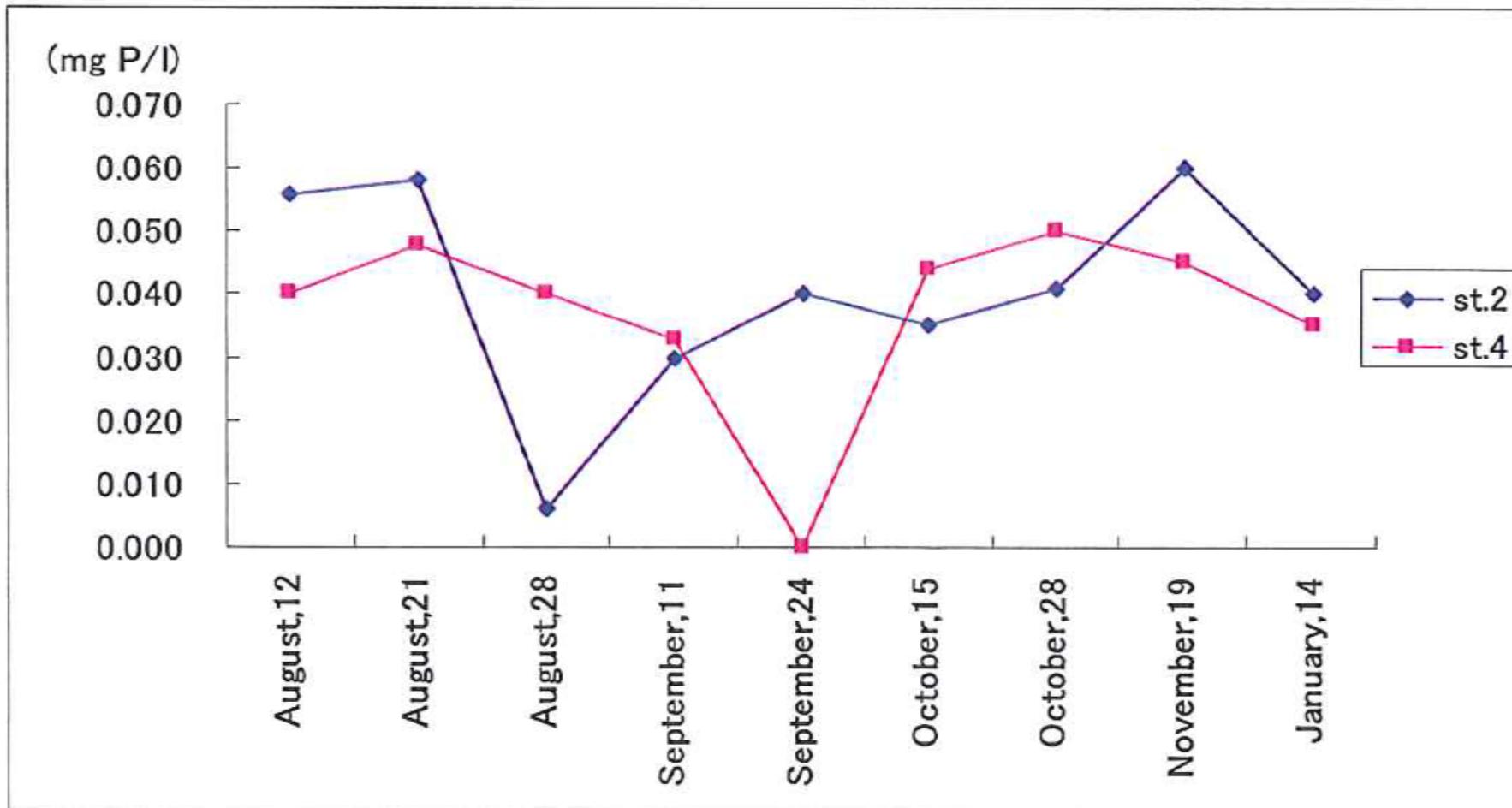


Fig.6-19 底泥表面(0~1cm)における間隙水中のリン酸態リン量の変化

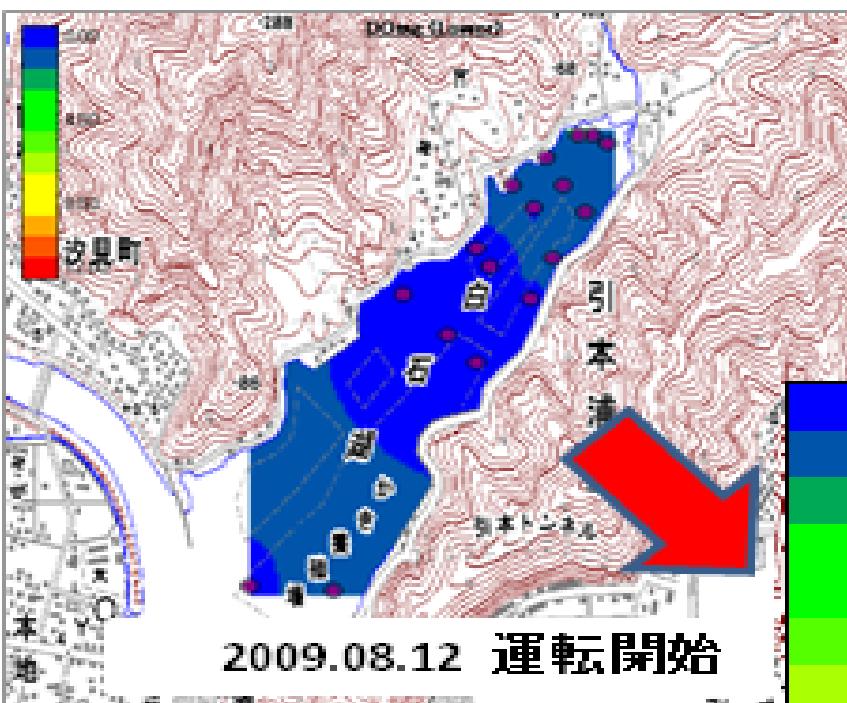
(3) まとめ

高濃度酸素水使用に際し、最も大きな変化が起きたのは底泥表層の硫酸還元細菌数、従属栄養細菌数の変化であった。そして昨年度は9月に中層まで貧酸素状態に陥った状態が観測されたが、今年度は高濃度酸素水によるDO増加の影響を調査した結果、試験区域では貧酸素水塊の発生を減少させることができた。¹⁹⁾

今回分離した従属栄養細菌数は好気性の細菌のみであるが、豊富なDOを得たことから 3.7×10^3 cells/g dry から 2.3×10^7 cells/g dry と大きく増加した。逆に硫酸還元細菌は嫌気性の細菌であり、高濃度酸素水により、 1.6×10^5 cells/g dry から 3.0×10^2 cells/g dry へと大きく減少した。しかし、酸揮発性硫化物量や化学的酸素要求量に大きな変化は見られなかった。

これらの結果から、高濃度酸素水は底泥表層の細菌群の活性に大きな影響を与え、底質改善の手法として有効であることが示唆された。¹⁴⁾

今後の課題は、今回、高濃度酸素水は8月12日から10月28日まで使用したが、顕著な有機物や硫化物の減少を確認するには至らなかつたため、試用期間の長期化を行つて底泥環境の変化を調査する必要があるであろう。また引き続き白石湖での調査を行い、実用レベルの費用対効果を検証する必要がある。



DO測定

酸素濃度の上昇が確認されました。

