室蘭工業大学
学術資源アーカイブ
Muroran Institute of Technology Academic Resources Archive

富栄養化傾向にある旧川水質の空間分布

メタデータ	言語: Japanese 出版者: 土木学会 公開日: 2012-08-24 キーワード (Ja): キーワード (En): Barato River, Eutrophication, Chlorophyll-a, Towed Chlorophyll Meter, Remote Sensing 作成者: 加藤, 晃司, 中津川, 誠, 太田, 陽子 メールアドレス: 所属:
URL	http://hdl.handle.net/10258/1548

室蘭工業大学
学術資源アーカイブ
Muroran Institute of Technology Academic Resources Archive

富栄養化傾向にある旧川水質の空間分布

その他（別言語等）のタイトル	SPATIAL DISTRIBUTION OF WATER QUALITY COMPONENTS IN A EUTROPHIC OXBOW RIVER
著者	加藤　晃司，中津川　誠，太田　陽子
雑誌名	河川技術論文集
巻	8
ページ	477-482
発行年	2002-06
URL	http://hdl.handle.net/10258/1548

富栄養化傾向にある旧川水質の空間分布

SPATIAL DISTRIBUTION OF WATER QUALITY COMPONENTS IN A EUTROPHIC OXBOW RIVER

加藤晃司[1]・中津川誠[2]・太田陽子[3]

Koji KATO, Makoto NAKATSUGAWA and Yoko OTA

[1]正会員　（株）シン技術コンサル　技術企画部（〒003-0021　札幌市白石区栄通2丁目8-30）
[2]正会員　博士（工学）　（独）北海道開発土木研究所　環境研究室（〒062-8602　札幌市豊平区平岸1条3丁目）
[3]正会員　国土交通省北海道開発局　江別河川事務所（〒067-0074　江別市高砂町5番地）

The Barato River is the largest oxbow river channel formed by cutoff works on the Ishikari River. Its water area has polluted as a result of flow stagnancy and inflow of pollutant loads from urbanized areas. While organic pollution has been considerably reduced by pervasion of the sewage system, it is still in an eutrophication condition and further improvement of the Barato's water environment is needed.

In planning effective water quality improvement measures in a water body as long as the Barato, which runs for 20 km, the eutrophication condition needs to be understood in terms of spatial characteristics. To clarify the causes of eutrophication in the Barato River, an attempt was made to investigate the temporal and spatial changes in water quality using novel technology (a towed meter and remote sensing). The results suggest that the degree of eutrophication depends on suspended substances and the stagnancy characteristics of water body.

Key Words *: Barato River, Eutrophication, Chlorophyll–a, Towed Chlorophyll Meter, Remote Sensing*

1.　はじめに

石狩川のショートカットによって形成された旧川中の最大のものが茨戸川である．茨戸川では洪水調節や漁業，レクリエーションや水辺環境の保全といった多方面での機能が期待される一方，流れが停滞することや，周辺都市域からの汚濁負荷の流入で水質の悪化が問題となってきた．近年は下水道整備などの対策が実を結び，有機汚濁等に改善はみられているものの，依然として富栄養化傾向にある水質をはじめ，水環境の改善が望まれている．

富栄養化傾向にある水環境を改善するためには，それを象徴する藍藻類がどのような状況で発生するのか，また，連続した時間・空間においてどのように変化・分布するのかを把握する必要がある．そこで，本報告では既往の調査結果や係留観測から水質の連続した時間変化を把握し，船舶からの曳航観測，およびリモートセンシング技術の活用から水質の空間分布を広域にわたって把握した．得られた結果より，水温，懸濁物質，栄養塩などと植物プランクトン（クロロフィル a）の因果関係を把握することにより，富栄養化傾向にある水質の実態解明を目指した．

2.　茨戸川の特徴

茨戸川は流路延長20.2km，流域面積145.1km^2，湖容積1320万m^{3}をもつ．**図-1**に示すように，主な流入河川は伏古川，創成川，発寒川などであり，通常は志美運河から石狩川へ流出している．しかし，洪水時には志美運河の水門は閉鎖されて，石狩川からの逆流を防ぎ，さらなる流入に対しては石狩放水路水門から海に直接放流されるようになっている．また，通常時は石狩川の河口が近

図-1 茨戸川位置図（①中部湖盆と下部湖盆を結ぶ水路，②上部湖盆と中部湖盆を結ぶ水路）

いためにおこる塩水遡上や志美運河を通じての石狩川からの逆流という流動形態をもっている．

地形的には，**図-1** に示すように上部湖盆・中部湖盆・下部湖盆に大きく分類されるが，上部湖盆と中部湖盆，中部湖盆と下部湖盆が，それぞれが**図-1** の右上の写真に示すように 3m～5m程度の細い水路のみで繋がっている．これに加えて上部湖盆と中部湖盆では大きな流入河川がないために，とくに閉鎖性が強くなっている．

以上のような閉鎖性に加え，生活排水や産業排水の流入のほか，最近は降雨時に地表面の堆積物が流入する影響が大きいことも指摘されている[1]．このような河川からの流入負荷，特に降雨時に流入する都市内面源負荷，閉鎖的な地形による水の滞留，底泥からの溶出や巻上げなどが絡み合い，茨戸川の富栄養化傾向が継続しているものと考えられる．

3. 過去の水質変化の結果と考察

茨戸川ではかつて，有機汚濁や富栄養化現象が水質上の大きな問題となっていた．これは集水域である都市人口の増加，生活レベルの向上，生産活動の進展などにより，各種排水に含まれる多量の有機物や栄養塩類質などが水の交換の悪い停滞水域に流入し，蓄積することによって引き起こされてきた．そこで，いまだに高いレベルにある富栄養化状態の改善など，今後の水質問題を考える上で，茨戸川の過去の水質変化を整理してみた

水質調査は，北海道開発局や石狩市によって昭和 47 年から現在に至るまで継続して実施されている．調査頻度は北海道開発局が毎月 1 回で，石狩市が 4 月～11 月までの年 8 回調査している．他にも橘ら[2),3)]など大学，研究機関による調査も行われている．定期的に行われている調査箇所は，**図-2** に示す北海道開発局が 3 箇所，石狩

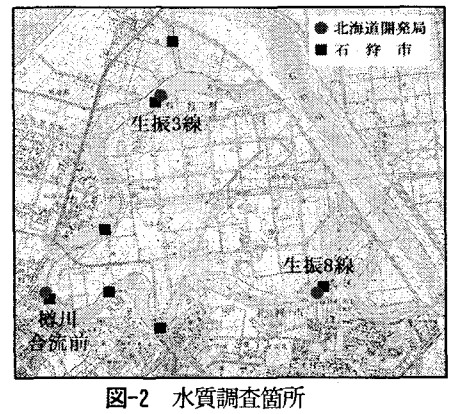

図-2 水質調査箇所

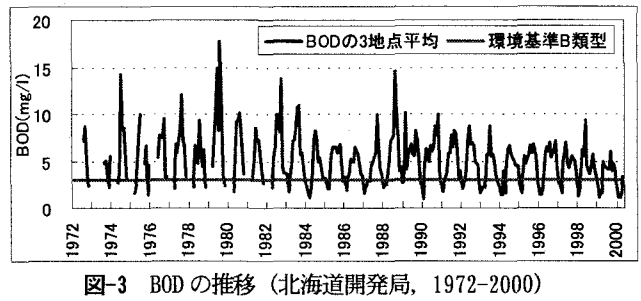

図-3 BOD の推移（北海道開発局，1972-2000）

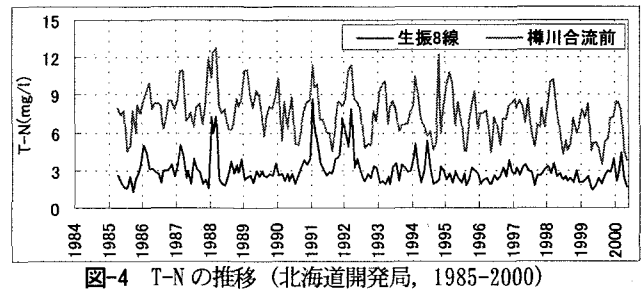

図-4 T-N の推移（北海道開発局，1985-2000）

市が 7 箇所である．分析項目としては，生活環境項目である pH，DO，BOD，COD，SS，大腸菌群数，全窒素，全リンなどである．このほか，北海道開発局では形態別の窒素，リンおよびクロロフィル a（Chl-a）などの項目について分析している．

茨戸川は閉鎖性の大きい「湖沼」といってもよい水域であるが，過去の経緯から「川」として扱われている．したがって，有機汚濁に関する環境基準の達成度は BOD で評価される．**図-3** は過去 30 年ほどの BOD の推移を示している．なお，図の値は**図-2** に示す北海道開発局によって調査された 3 地点（生振 8 線，樽川合流前，生振 3 線）の平均値である．これから，有機汚濁については過去の高いレベルから徐々に改善されてきているのがわかる．しかしながら，環境基準 B 類型の 3mg/L というレベルで見ると，未だに目標への到達は十分とはいえない．

窒素（N）は無機態の状態で植物プランクトンに栄養塩として利用され，生長の要因となる一方，有機態の N は嫌気条件で分解無機化される．**図-4** は有機態と無機態を合わせた T-N の推移を表したものである．図より樽川合流前が生振 8 線に比べ常に T-N の値が高いことがわかる．これは，河川や下水処理水の流入の影響によるものと考えられる．逆に閉鎖性の高い生振 8 線では，樽川合流部の半分程度の T-N しかない．これは，T-N を多く含

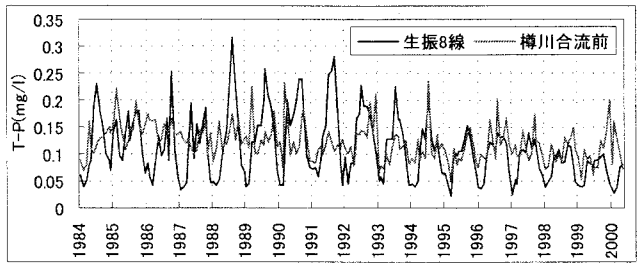

図-5 T-P の推移（北海道開発局，1984-2000）

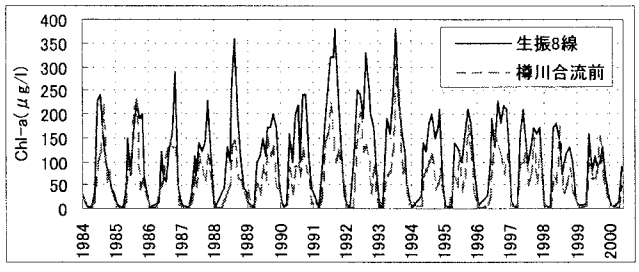

図-6 Chl-a の推移（北海道開発局，1984-2000）

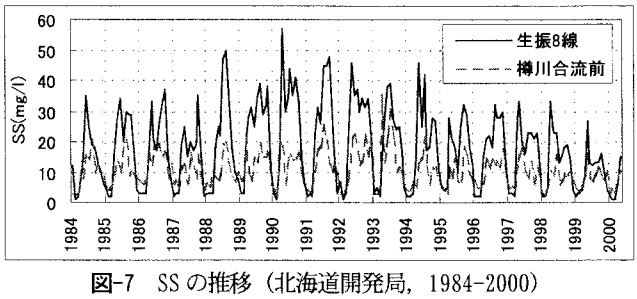

図-7 SS の推移（北海道開発局，1984-2000）

む河川からの流入水が，**図-1**，①の位置で中部湖盆へ流入することを抑制されているためと考えられる．

T-N と同様に，植物プランクトンの生長に不可欠なリン（P）も無機態の形で利用される．**図-5** は T-P の推移を示したものだが，樽川合流前では長期的な変化傾向はほぼ横ばいであるのに対し，生振 8 線では量的に減少傾向にあり，最近では樽川合流前より少なくなっている．しかし，時間変動が激しく，1993 年以前の過去にその傾向が顕著であったことがわかる．このような傾向は，後述する Chl-a や SS の挙動と類似しているようにみえる．

次に，富栄養化の状態を表す植物プランクトンの変化を，過去 16 年の Chl-a 濃度でみたものを**図-6** に示す．図より，閉鎖性の強い生振 8 線の Chl-a が顕著に高く，過去には 400 μg/L にも達していて，現在も 200 μg/L 近くまで増加することもある．また，8 月の前後に一度濃度ピークをむかえるが，10 月にも増加する傾向が見られる．とくに，その傾向は生振 8 線において顕著に現れているようにみえる．

また，**図-7** に示す SS は，植物プランクトンの増殖や，風による底泥の巻上げ，出水にともなう濁水の流入により増加すると考えられる．とくに閉鎖性の強い生振 8 線は，濁水流入の影響は少なく，ほとんどが植物プランクトンの増殖か，巻上げによるものと考えられる．なお，橘[4] は藻類増殖の上で溶存態だけでなく多量に存在する懸濁態のリンが寄与していることを示唆している．また，懸濁態リン（PP）の T-P に対する割合を，都市内河川では 40～70%，自然水域である河川，湖沼では 80～90%と高くなることを指摘し，PP と SS が対応関係にあることと，リンの形態について，懸濁態 P の約 50%が反応リン（オルトリン酸態リン，PO_4-P）であることを報告している．今回整理された結果においても，Chl-a と T-P および SS の変動が類似しており，植物プランクトンの増殖に懸濁態 P が強く関与していることをうかがわせる．

4. 定点における水質の時間変化

富栄養化の象徴といえる藍藻類がどのような状況で発生するのか，また，連続した時間でどのように変化するのかについて把握を試みる．そこで，蛍光光度計（「ACL104 型」，アレック電子㈱製）の係留観測を平成 13 年 7 月 6 日から 11 月 7 日にかけて実施した．その結果について**図-8**，**10**，**12**，**14** に樽川合流前，**図-9**，**11**，**13**，**15** に生振 8 線における観測結果を示す．なお，観測結果は時間データを日平均して示している．

Chl-a と水温の関係をみると，**図-8** に示す樽川合流前では，水温の極大点と Chl-a の極大点がほぼ一致していることがわかる．しかし，**図-9** に示す生振 8 線では，9 月以降に水温が低下しているにもかかわらず Chl-a は増加しつづけていることがわかる．

また，Chl-a と濁度の関係からは，**図-10** に示す樽川合流前では，出水による濁度の増加にともない，Chl-a が減少していることがわかる．また，出水後に濁度の低下にともない，Chl-a が増加している．これは，出水による濁度の増加とともに水交換が行われたためだと推察される．また，出水後に Chl-a が増加するのは，植物プランクトンの増殖に用いられる栄養塩が出水による負荷として供給されたためと考えられる．しかし，**図-11** に

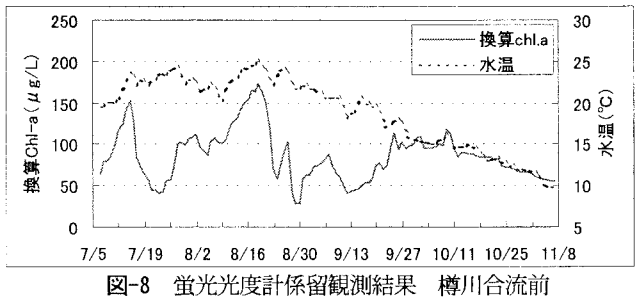

図-8 蛍光光度計係留観測結果　樽川合流前
Chl-a と水温の比較（2001.7.6～2001.11.7）

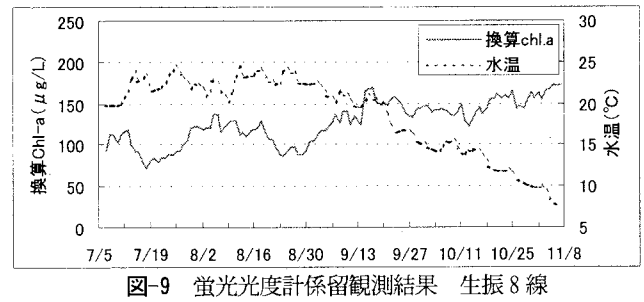

図-9 蛍光光度計係留観測結果　生振 8 線
Chl-a と水温の比較（2001.7.6～2001.11.7）

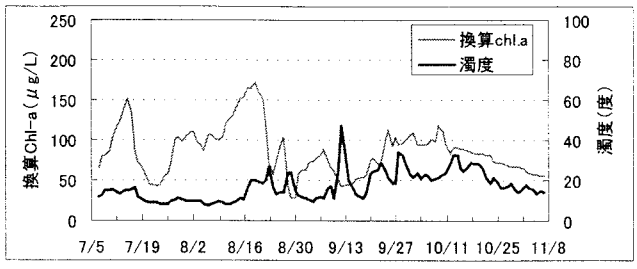

図-10 蛍光光度計係留観測結果　樽川合流前
Chl-a と濁度の比較（2001.7.6～2001.11.7）

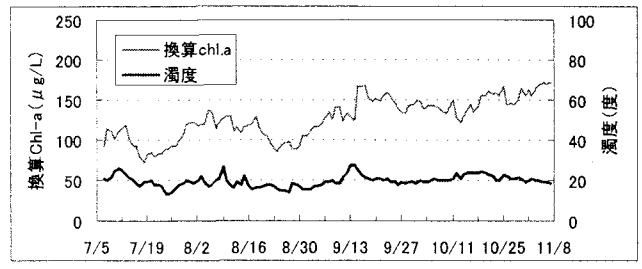

図-11 蛍光光度計係留観測結果　生振８線
Chl-a と濁度の比較（2001.7.6～2001.11.7）

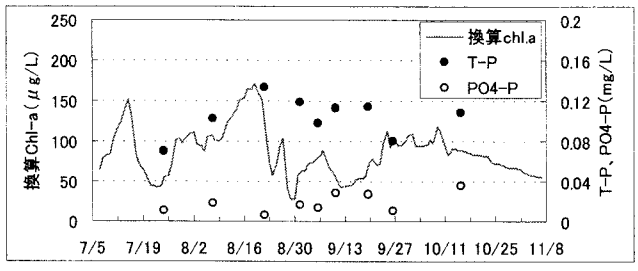

図-12 蛍光光度計係留観測結果　樽川合流前
Chl-a と栄養塩の比較（2001.7.6～2001.11.7）

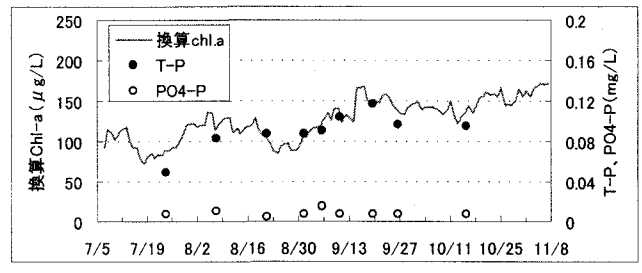

図-13 蛍光光度計係留観測結果　生振８線
Chl-a と栄養塩の比較（2001.7.6～2001.11.7）

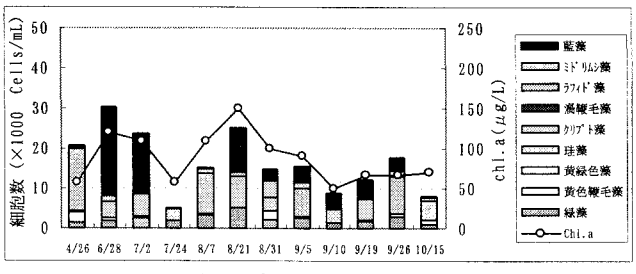

図-14 植物プランクトンの現存量変化図
樽川合流前　（2001.4.26～2001.10.15）

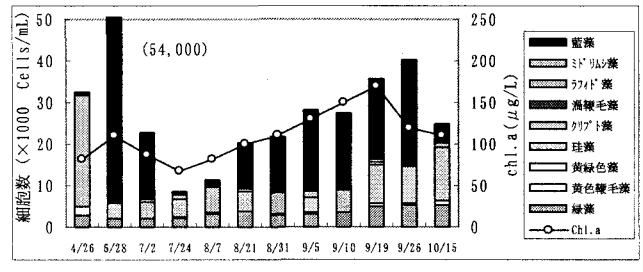

図-15 植物プランクトンの現存量変化図
生振８線　（2001.4.26～2001.10.15）

示す生振８線では，出水による濁度の増加はほとんどなく，Chl-a は単調増加していることがわかる．これは，生振８線が水交換が抑制されている閉鎖水域であることによると考えられる．

次に，Chl-a と栄養塩（T-P，PO_4-P）の関係からは，**図-12** に示す樽川合流前では，T-P が十分にあっても，出水による水交換により濃度変化することがわかる．これに対して，**図-13** に示す生振８線では，T-P が Chl-a の挙動と一致していることがわかる．このことから，出水による影響を受けない生振８線では，樽川合流前のように河川からの流入負荷による栄養塩の供給とは異なり，巻き上げなどによる供給が植物プランクトンの増減に関与しているものと考えられる．また，ここで示す PO_4-P は溶存態しか分析されていないので，橘[4] が指摘するようなリンの形態について把握するために，懸濁態の PO_4-P（反応リン）も分析することが必要である．

なお，植物プランクトンの出現種についてみると，**図-14** に示す樽川合流前では Chl-a が極大点の時に藍藻類が優占種であることがわかる．また，９月以降には珪藻類が優占種となっている．これに対して**図-15** に示す生振８線では９月末まで Chl-a が増加していて，優占種も藍藻類となっている．ただし，水温が 15℃を下回る９月末以降は優占種が藍藻類から珪藻類に変化していることがわかる．

5.　広域における水質の空間分布

富栄養化傾向にある水環境を改善するためには，それを象徴する藍藻類がどのような状況で発生するのか，また，連続した時間・空間においてどのように変化・分布するのかを把握する必要がある．しかし，現在行われている調査では採水地点が限られているため，時間的・空間的に連続した変化や分布を捉えることは難しい．

すなわち，富栄養化状況の全貌把握を目指すには，広域的な調査が必要といえる．そこで，本研究では船舶による曳航式水質観測や近年進歩の著しいリモートセンシング技術の活用を図り，茨戸川の水質の空間的構造を明らかにした．

(1) 曳航観測

船舶による曳航式水質観測は，写真-1 に示す水質センサー（曳航式クロロフィル計「ACL2180-TPM 型」，アレック電子㈱製）を船舶に固定し，曳航しながら観測を行うものである．観測当初は，橋梁などで遮へいされた水面とそうでない箇所で，Chl-a 値が不連続に変化する現象

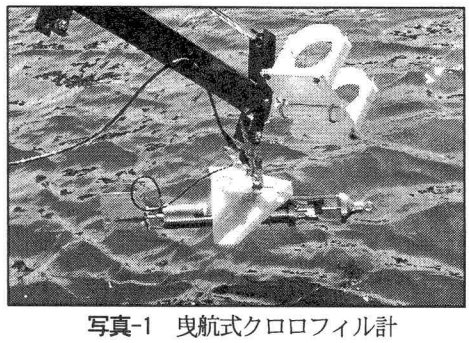

写真-1　曳航式クロロフィル計

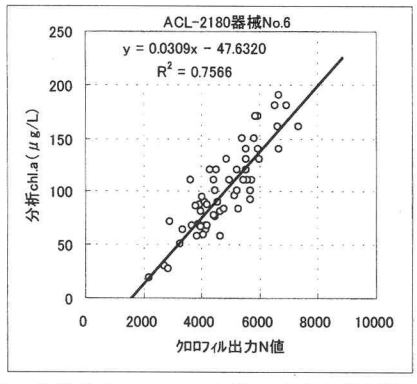

図-16　曳航式クロロフィル計の出力と分析値の関係

がみられた．これは，センサー部分に当たる日射の影響で，値が飽和したことによるものと判明した．そこで，**写真-1** に示す翼の部分を大きくすることにより，センサーに当たる日射を抑制し，問題を解決している．

なお，平成 13 年に実施された観測においては，曳航式クロロフィル計のセンサー値と Chl-a 濃度分析値の関係は**図-16** のように高い相関が得られた．これに基づき，次式から曳航観測値を実際の Chl-a 濃度に換算している．

$$\text{Chl-a} = 0.0309 \cdot N + 47.632 \qquad (1)$$

ここで N は，曳航式クロロフィル計によるクロロフィル観測値を示す．

図-17 には，2001 年 8 月 21 日の曳航観測で得られた Chl-a と濁度の分布状況を定点観測による採水の分析値とともに示す．**図-17** より，曳航観測の結果と採水による分析結果が一致していることを確認している．

また，**図-18** に示す Chl-a の時間的な変化を見ると，8 月 21 日に下部湖盆の花畔大橋の付近で最も高かった Chl-a が，9 月 26 日の観測では低下しているというように下部湖盆では変動が激しい．しかし，上部湖盆と中部湖盆においては，Chl-a は増加傾向にある．これは，観音橋（**図-1**，①の位置）上下流の閉鎖性の違いに起因するものと考えられる．とくに 2001 年は，9 月中旬に大きな出水があり，下部湖盆では 8 月下旬に増加した Chl-a が流動希釈により，出水後の 9 月下旬には低下していることが推察できる．

以上の結果は，先ほどの**図-9**，**12** で示した定点での蛍光光度計係留観測で示された Chl-a や濁度の傾向と一致していることがわかる．

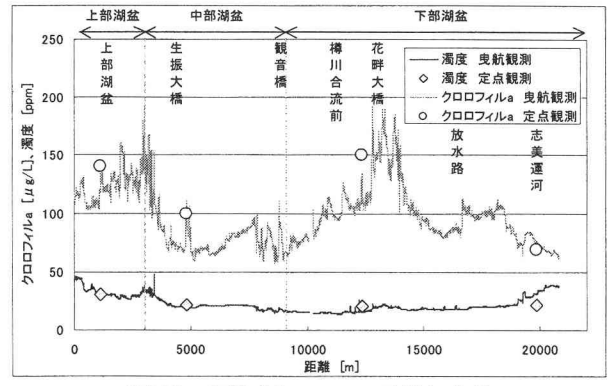

図-17　曳航式クロロフィル計による曳航観測と定点観測の比較（2001.8.21）

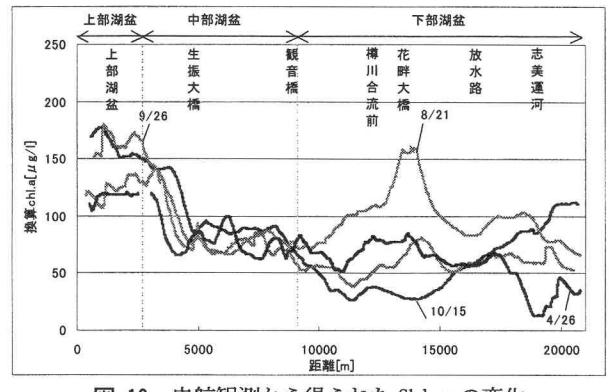

図-18　曳航観測から得られた Chl-a の変化

(2) リモートセンシング技術の活用

広域にわたる調査が可能なリモートセンシングの基本原理は，水面反射光の分光特性に応じて，Chl-a や濁度といった水質を推定することにある．

佐渡ら[5),6)]は，網走湖（面積 32.3km²）を対象とした分光特性から Chl-a の推定を行っている．ここでは Chl-a の吸収帯である 660～680nm の分光反射率と蛍光放射帯である 690～710nm の分光反射率に注目し，蛍光放射帯−吸収帯の差分値が Chl-a と相関が良いことを報告している．この知見に基づき，NOAA 衛星データ（分解能：1km）の ch.1（580～680nm）の値と，地上で計測された蛍光放射帯，吸収帯各々の値の関係式をつくり，Chl-a の推定を行っている．

茨戸川においてもリモートセンシングを用いた広域的な水質観測に適用するため，Chl-a と濁度について，水面反射光との対応関係を検討した．そのために，分光放射計（「FieldSpec Pro FR」，ASD 社製）を用いて水面で反射される放射スペクトルの観測を行った．また，同時に白色標準反射板（反射率=1）を用い，水面に入射する放射スペクトルを測定し，前者を後者で除すことにより，**図-19** に示すように波長毎の「反射率」を求めた．この結果，**表-1** に示すように，Chl-a は 700nm と 640nm，濁度は 770nm と 420nm における反射率の差を各々実測値と比較したときに最もよい相関が得られることがわかった．

さらに，人工衛星（Landsat ETM+（分解能：30m），

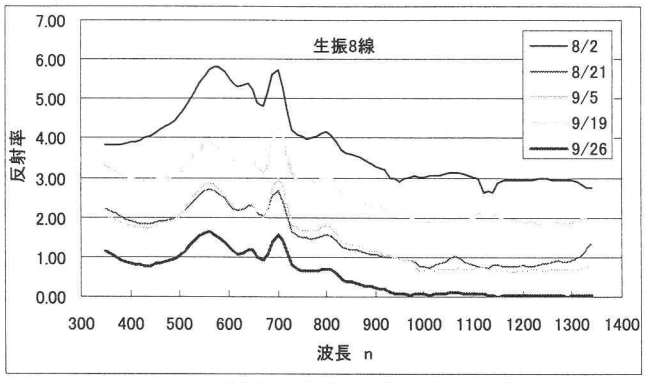

図-19 反射率の時系列変化（生振８線）

表-1 水質と関連づけるために選択した波長帯

	波長別の反射率の差と水質の相関		バンド毎の反射率の差	
	相関	波長 nm	LANDSAT	SPOT
クロロフィルa	0.80	700-640	Band4-Band1	Band3-Band1
濁度	0.79	770-420	Band4-Band5	Band2-Band3

Landsat ETM+(Band1:420～520nm, Band4:750～900nm, Band5:1550～1750nm)

SPOT(Band1:500～590nm, Band2:610～680nm, Band3:790～890nm)

SPOT（分解能：20m）から得られるバンドで，水質との相関が期待できるものを，分光放射計による観測結果(**表-1** の左側)を参考に，**表-1** の右側に示すように選択した．例えばLandsat ではBand4 とBand1 の反射率差をChl-a と関連づけることを意味する．これによって人工衛星データからChl-a と濁度と推定し，その空間分布を表した結果を**図-20** に示す．これより，閉鎖性の強い上部湖盆と中部湖盆のChl-a は曳航式クロロフィル計の観測結果と同様に100μg/L 以上の高いレベルとなっており，下部湖盆末端の真勲別では最も値が低くなっていることが確認できた．このことから，適切なクランドトゥルースが事前になされていれば，現地に行かなくても，低コスト（例：Landasat7 ETM+の１シーン ¥84,000，平成13年現在の税抜定価）で，数十kmスケールの広範囲における空間分布，および季節変化を把握することが可能となる．

6. おわりに

得られた知見を以下に示す．

- 植物プランクトンの増殖に懸濁物質の大きな寄与が推察できる．
- 樽川合流前におけるChl-a は，出水の影響を受けて減少し，その直後には増加していた．
- 閉鎖水域である生振８線は，Chl-a，濁度ともに河川水の流入（出水）の影響をほとんど受けない．
- 8月中旬から9月末にかけて優占種が藍藻類であるが，水温が15℃を下回る9月末以降は優占種が藍藻類から珪藻類に変化する．

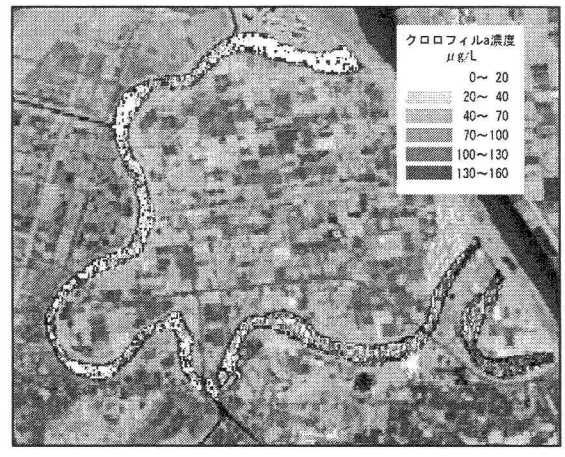

図-20 LandsatによるChl-aの推定値分布(2001.9.24)

- Chl-a の季節変化から，上部湖盆と中部湖盆は，夏季から秋季にかけて高い値を継続しつづけているのに対し，下部湖盆は変動が激しい．

以上のような観測結果などに基づき，今後は富栄養化の因果関係を定量化していくことを目指す．

謝辞：本研究の一部は北海道開発局受託研究費によって実施された．また，石狩川開発建設部石狩川総合水管理調査室からはデータ・資料の提供を頂いた．ここに記して謝意を表す．

参考文献

1) 橘治国，米谷功，吉田邦伸，行木美弥；茨戸湖の富栄養化と栄養塩負荷，土木学会北海道支部論文報告集，**50**，pp.680～683，1994.
2) 橘治国，吉田邦伸，行木美弥，井上聰；茨戸湖の水質特性と藻類増殖，水文・水資源学会 1994 年研究発表会要旨集，pp.350～351，1994.
3) 橘治国，川辺英行，吉田邦伸；茨戸湖の水質の変遷，土木学会北海道支部論文報告集，**52**（B），pp.34～39，1996.
4) 橘治国；藻類増殖能力に関する一考察，衛生工学研究論文集，**20**，pp.53～60，1984.
5) 佐渡公明，塩見秀之；網走湖における分光反射率とクロロフィル a 濃度，濁度との相関，土木学会北海道支部論文報告集，**54**，pp.126～129，1998.
6) 佐渡公明，吉川泰弘；NOAA および全天日射量データを用いた網走湖のクロロフィル a 濃度の推定，日本写真測量学会，2000.
7) 加藤晃司ら；茨戸川における分光特性を用いた水質計測，土木学会北海道支部論文報告集，**58**（B），pp.456～459，2002.
8) 中津川誠ら；長大な停滞水域における富栄養化状態について，第９回世界湖沼会議発表論文集，Session3-1，pp.305～308，2001.

（2002.4.15 受付）