

## 西表島浦内川のマングローブ水域における 海水交換と化学成分の輸送

安田 訓啓<sup>1)</sup>・澤木 千恵<sup>2)</sup>・佐藤 義夫<sup>1)</sup>・横山 由香<sup>3)</sup>・澤本 彰三<sup>4)</sup>・福江 正治<sup>5)</sup>

### Tidal Water Exchange and Transport of Chemical Constituents in the Mangrove Area in the Estuary of Urauchi River, Iriomote Island

Kuniaki Yasuda<sup>1)</sup>, Chie Sawaki<sup>2)</sup>, Yoshio Sato<sup>1)</sup>, Yuka Yokoyama<sup>3)</sup>,  
Shozo Sawamoto<sup>4)</sup> and Masaharu Fukue<sup>5)</sup>

#### Abstract

Tropical and subtropical mangroves are growing in a vast forest without being hardly influenced in the human activity in the estuary of Urauchi River at Iriomote Island in Okinawa Prefecture. Physical and chemical characteristics in the mangrove area in the estuary of Urauchi River were investigated. Tidal water exchange ratio and fluxes and budgets of chemical constituents were evaluated.

In the mangrove swamp, the drag forces due to mangrove vegetation deform tide especially, the time of low water is remarkably delayed. The larger the tidal range is, the larger the tidal water exchange ratio between mangrove area and outer one becomes.

The concentration of chemical constituents such as nutrient salts, COD, transition elements, etc. vary roughly in tidal-periodicity in the mangrove area. The cause of tidal variation of the concentration of chemical constituents is possibly the environment around bottom mud in the swamp change in the aerobic and

---

1) 東海大学海洋学部海洋科学科 〒424-8610 静岡市清水区折戸3-20-1

Department of Marine Science, School of Marine Science and Technology, Tokai University, 3-20-1 Orido, Shimizu-ku, Shizuoka 424-8610, Japan

2) セムコ株式会社 〒651-2273 兵庫県神戸市西区糺台5-10-2

SEMCO Ltd., 5-10-2 Kouji-Dai, Nishi-Ku, Kobe 651-2273, Japan

3) 日本海洋株式会社 〒114-0005 東京都北区栄町9-2

Nippon Kaiyo Co., Ltd., 9-2 Sakae-cho, Kita-ku, Tokyo 114-0005, Japan

4) 東海大学海洋研究所 〒424-8610 静岡市清水区折戸3-20-1

Institute of Oceanic Research and Development, Tokai University, 3-20-1 Orido, Shimizu-ku, Shizuoka 424-8610, Japan

5) 東海大学海洋学部海洋建設工学科 〒424-8610 静岡市清水区折戸3-20-1

Department of Marine Civil Engineering, School of Marine Science and Technology, Tokai University, 3-20-1 Orido, Shimizu-ku, Shizuoka 424-8610, Japan

(2009年11月11日受付 / 2009年11月27日受理)

anaerobic conditions due to tidal variation of water level. It is supposed that nutrient salts, organic matters and heavy metals elute much from the bottom mud to the water in the swamp under the anaerobic condition, and that they are transported out of the mangrove area by the water exchange. Those chemical constituents which are transported from the mangrove area have large influence on the coastal ecosystem.

## 緒 言

西表島は周囲130km、面積約289km<sup>2</sup>で沖縄県では沖縄本島について二番目に大きな島である。島を構成する古見岳(標高470m)、テドウ山(標高441m)、御座岳(標高420m)の三峰は沖縄県の列島の中でも屈指の標高を有する。この山々を縫うように大小40ほどの川が海へと流れている。これらの川の下流、汽水域には数多くのマングローブ林が形成されており、西表島南部のマングローブ水域については、物理学的、化学的および生物学的立場からの研究が数多くなされている(池原・池原, 1984; 高谷ら, 1987; 佐藤ら, 1990; Mazda *et al.*, 1990)。

今回研究対象とした浦内川は全長39kmにも及ぶ沖縄県最長の河川であり、川の両端にはマングローブ林や亜熱帯性の豊かな原生林が広がっている。河口近

くにはマングローブ水域が広がり、上流に上がるとマリユードの滝やカンピラの滝といった滝も存在する。また、浦内川にしか生息していない生物や絶滅危惧種も確認されている。この豊かな生態系をはぐくむ要因のひとつにマングローブ林がある。浦内川河口のマングローブ水域は、東西方向に1360m、南北方向に1410mで、総面積は6.17×10<sup>5</sup>m<sup>2</sup>であるが、このうちマングローブ樹林(swamp)の面積が5.56×10<sup>5</sup>m<sup>2</sup>、主な川または水路(creek)の面積が0.61×10<sup>5</sup>m<sup>2</sup>であり、swampとcreekの面積比は9:1である(Fig. 1)。浦内川河口マングローブ水域に植生するマングローブ樹林は、西表島南部の仲間川のマングローブ水域に比べると若い木が多いようであり、全体的に樹高は低く、地上根も短い。また、樹林の密生度は高く、樹間間隔は狭い。

浦内川と浦内湾についての調査研究は1971年12月

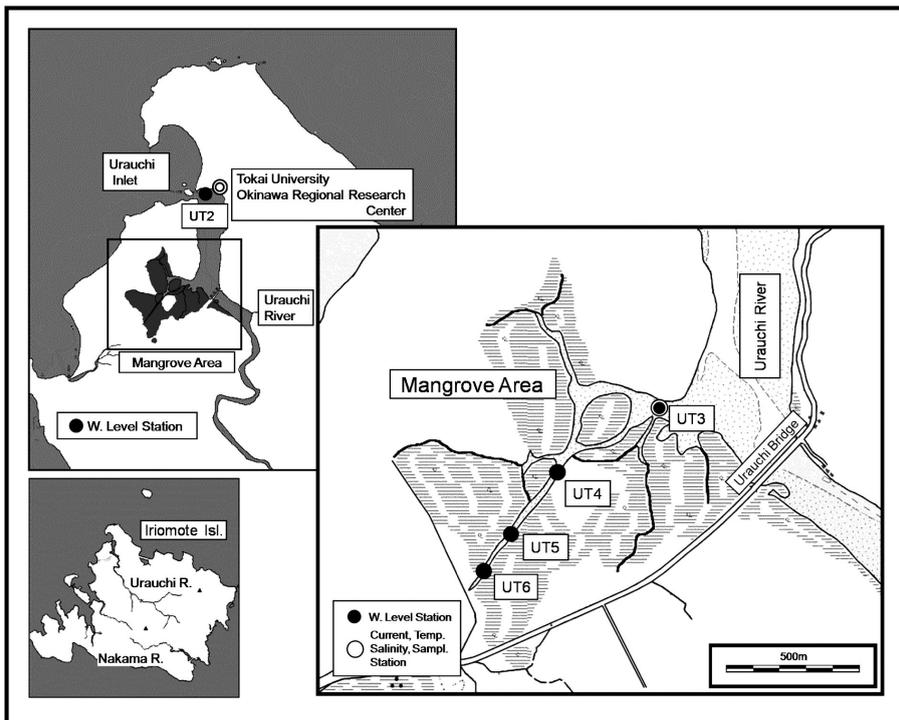


Fig. 1 Locations of water level, current, temperature, salinity observation and sampling points in the estuary of Urauchi River and mangrove area.

の東海大学第一次西表島調査(東海大学第一次西表島調査団, 1972), 2002年と2003年の「西表島リゾート開発計画」に関連した環境調査などが行なわれ(南西環境研究所, 2003), 浦内湾と浦内川の水質と底質が調べられている。また, 安田ら(2004)による浦内川および浦内湾における物理的, 化学的調査などもあるが, 浦内川河口のマングローブ水域についてはまだ十分な調査は行なわれていない。そこで, 本研究では浦内湾の海域も含めた浦内川水系全域の水理環境および水質環境へのマングローブ水域の役割りを明らかにすることを目的とし, 浦内川河口マングローブ水域の水理, 水質, 底質を含む理化学特性を調べ, マングローブ水域における潮汐の特性, 潮汐による塩分輸送や海水交換, 栄養塩や有機物, 微量遷移元素等の化学成分の輸送及び収支の定量的な評価を行った。

## 観 測

観測は2006年8月26日～9月1日および2007年8月9日～同月15日の間, 西表島北部の浦内川河口域(Fig. 1)において実施した。2006年8月27日から8月31日にかけて, マングローブ水域外の測点として浦内川河口付近のUT2, マングローブ水域内の測点として, 2つに分岐している主要なcreekのうち南側のcreekに沿ったマングローブ水域入口から奥部にかけてのUT3, UT4, UT5, UT6に水位計を設置し, また2007年8月11日から14日にかけては, マングローブ水域内の1点を除くUT2, UT3, UT4, UT6において水位の自記測定を実施した。なお, マングローブ水域内のUT3～UT6においては, 水位計をcreekの最深部に設置して測定を行なった。水位観測には離合社製RMD圧力式水位計を使用し, 大気開放条件下で1分間隔で測定した。得られた水位データは器差補正および大気圧補正の後, 平滑処理により15分以下の短周期変動を除去してから解析に用いた。

マングローブ水域入口のUT3においては, 流速計と水温・塩分計を設置し, 流れと水温, 塩分の自記測定を実施した。UT3付近ではcreekの幅は約60mあるが, そのうち左岸側の20mぐらいが深みになっており, 右岸側の40mほどは浅瀬になっていて干潮時には干出する。そこで, 2006年の観測では8月28日から8月30日にかけて, 左岸から12mの最も水深の大きい地点の底から0.5mの高さに測器を設置した。また2007年の観測では8月11日から8月13日にか

て, 2006年と同じ左岸から12mの地点の底から0.5mの高さに加え, 右岸から20mの浅瀬がやや低くなっている地点の底から0.1mの高さに測器を設置し, 浅瀬が浸水した時の流れと水温, 塩分の自記測定を行なった。流れおよび水温, 塩分の自記測定にはアレック電子製AEM-HR電磁流向流速計とACT-HR水温・塩分計を用い, 1分間隔で測定した。得られた流れの時系列データはベクトル分解し, UT3におけるcreekに沿った流軸方向成分を算出した。流れの流軸成分および水温, 塩分は, 器差補正の後, 水位データと同じく平滑処理により15分以下の短周期変動を除去してから解析に用いた。

UT3における1地点または2地点における各々1層の流れや水温, 塩分の時系列データから浅瀬も含めて幅60mのcreek全体の平均流速や平均の水温, 塩分の時系列を推定するために, 流れなどの自記測定期間中に2006年の観測では満潮, 干潮, 上げ潮, 下げ潮時に各1回の計4回, 2007年の観測では満潮と干潮時に各1回, 上げ潮と下げ潮時に各2回の計6回, 流れと水温, 塩分の横断面観測を実施した。2006年には4点, 2007年には6点, 等間隔に測点を設け, 水面から底まで0.125mまたは0.25m間隔で観測を行なった。流れおよび水温・塩分の横断面観測にはアレック電子製ACM210-D直読式電磁流向流速計またはAEM213-D直読式電磁流向流速計およびACT-HR水温・塩分計を使用した。

さらに2006年, 2007年ともに, 観測期間の満潮時と干潮時に各1回, creekに沿ってUT3からUT6までの4測点において, 水温, 塩分の縦断面観測を行なった。観測の方法はUT3における横断面観測と同じで, 観測層は水面から底まで0.125mまたは0.25m間隔とし, 測器はアレック電子製ACT-HR水温・塩分計を使用した。各測点の位置はEPEX製MAP21EXポータブルGPSにて測定し, 水深は浅い場合には直接メジャーにて測定し, 深い場合にはHNDEX製EE-6200魚群探知機を用いて測定した。

UT3においては, 観測期間中に1回, 2006年は8月28日午後から8月29日午前にかけて, 2007年では8月11日午後から8月12日午前にかけて, 半日周期の1潮汐周期の間に1時間毎の採水を実施し, pH, DO, 栄養塩(Si, P), COD, 微量遷移元素(Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd)等の化学成分の挙動を調べた。採水層は表層と底層の2層で, 採水にはポリ瓶を使用し

た。pHは水質チェッカー(堀場製作所, U-10)を用いて測定し, DOはウィンクラー法を用いて定量した。溶存態のケイ酸塩およびリン酸塩は, 試水を孔径約 $1\mu\text{m}$ のグラスファイバーフィルターを用いて濾過した後, それぞれモリブデン黄色およびモリブデン青色法により測定を行なった。硝酸塩は銅・カドミウム還元法によって亜硝酸塩に還元してアゾ色素を生成させ, 分光光度計を用いて求めた。同時に, 全リンおよび全窒素はそれぞれ酸性およびアルカリ性過硫酸カリウムによる加熱分解法で分解を行ない, 溶存態と同様の方法で測定を行った。また, CODについては酸性-過マンガン酸カリウム法により測定を行なった。なお, 試水中の塩化物イオンは当量の硫酸銀を加え, 塩化銀として除いた。微量元素試料は, 試料採取後, 直ちに酸洗浄したNuclepore Filter(孔径 $0.4\mu\text{m}$ )でろ過し, そのろ液に $\text{HNO}_3$ (和光Ultra pure)を添加し, pH 2以下で1週間以上保存した。その後, 保存試料をpH 6.8に調整し, イミノニ酢酸キレートディスク法(栗山, 2004)を用いて100倍に濃縮し, ICP-AES(Perkin Elmer Optima DV3300)で定量した。

## 結果および考察

### 1. マングローブ水域の潮汐

マングローブ水域には, 著しく大きな流体抵抗をもつマングローブ樹林(swamp)と多量の水を運ぶ

ことのできるcreekとが共存する。マングローブ樹林内の流体抵抗の大きさを表す粗度係数は, 一般的な河川の岩石と樹林のある谷における値の5~10倍の大きさになる。そのため, マングローブ水域は中緯度の感潮河川とは異なる流動特性を示し, 潮汐の変形が見られることが多い(松田, 1994)。オーストラリアのCoral Creek(Wolanski *et al.*, 1995)やWenlock River(Wolanski and Ridd, 1986), Dickson Inlet(Wolanski and Mazda, 1989), Hinchinbrook Channel(Wolanski *et al.*, 1990), Ross Creek(Wolanski *et al.*, 1992), ニューゼーランドのTuff Crater(Woodroffe, 1985), タイのKlong Ngao(Wattayakorn *et al.*, 1990), ザンジバルのChwaka Bay(Wolanski, 1989)などの各地のマングローブ水域のcreekにおいて, 上げ潮流速よりも下げ潮流速が強い非対称な潮汐流が測定されている。金澤・松田(1994)およびMazda *et al.*(1995)は数値実験によりマングローブ水域のcreekにおける潮汐流の非対称性の生成機構について検討し, この潮汐流の非対称性は, creekからswampへの海水の氾濫を補償する流速がswamp内の抵抗に依存する非線形的な振幅および位相特性を持ち, このswampへの海水の氾濫による流速の, swampに氾濫せずにcreek内を流れる海水による流速に対する位相関係が, 上げ潮時と下げ潮時で異なるためであることを示した。金澤・松

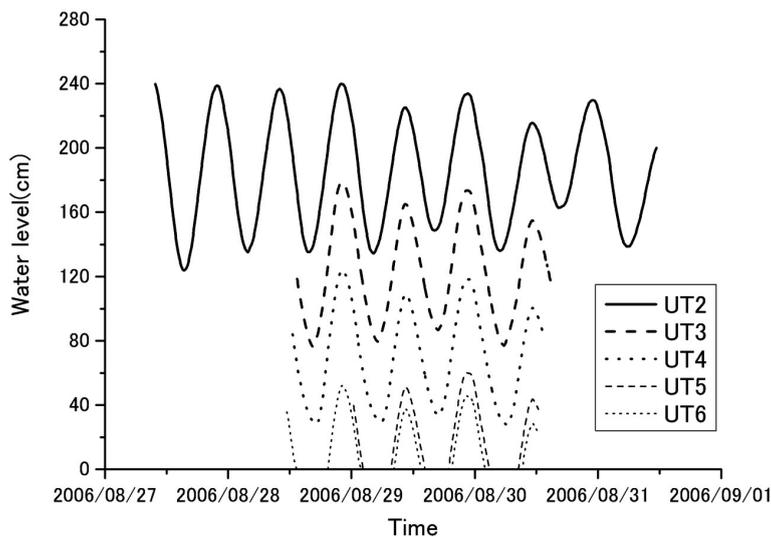


Fig. 2 Temporal changes of smoothed water levels at stations UT2, UT3, UT4, UT5 and UT6 in 2006.

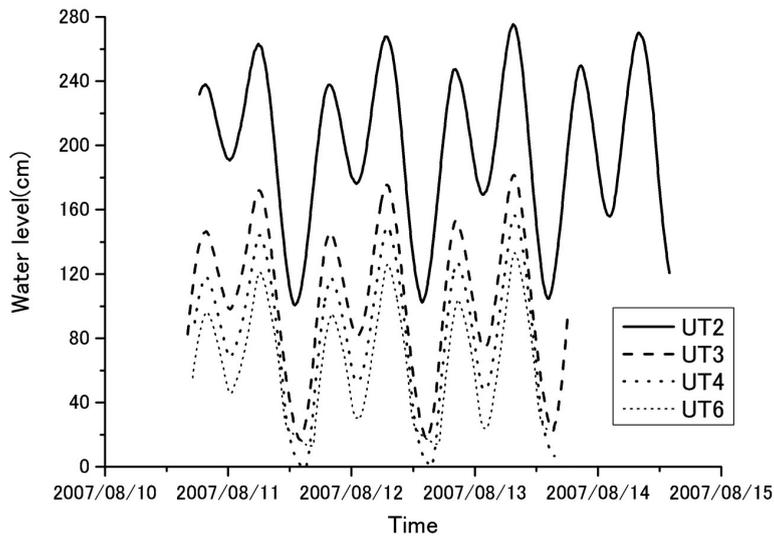


Fig. 3 Temporal changes of smoothed water levels at stations UT2, UT3, UT4 and UT6 in 2007.

Table 1 Time lag of high and low water at UT3 behind at UT2 in 2007.

		High Water						Low Water					
W. Level	UT2	238	263	238	268	247	275	191	101	176	102	170	105
	UT3	147	172	146	175	154	182	98	17	82	17	74	22
		(cm)											
Time Lag		11	9	11	13	11	8	5	65	19	56	8	47
Mean Time Lag		10						33					
		(min.)											

田 (1994) による数値実験の結果を詳細に検討すると、swamp 内の抵抗が大であることによる上げ潮時と下げ潮時の swamp 内の水面勾配の非対称性により、上げ潮時の creek から swamp への海水の氾濫は短時間で速やかに起きるのに対し、下げ潮時の swamp から creek への流入は長時間継続する。そのため、swamp と creek との境界における水位変化も非対称になり、干潮の潮時が遅れる傾向が認められる。

浦内川の河口マングローブ水域においても潮汐には変形が認められた。Fig. 2 および Fig. 3 に 2006 年および 2007 年の観測期間内の UT2 から UT6 までの各測点における水位の測定結果を示した。2006 年、

2007 年ともに半日周期潮汐が卓越しているが、2006 年は日潮不等が小さいのに対し、2007 年は日潮不等が大きく、潮差も大きくなっている。マングローブ水域における潮汐の変形の度合いを確認するために、マングローブ水域外の UT2 における満潮と干潮の潮時に対するマングローブ水域内の UT3～UT6 における潮時の遅れを調べた。マングローブ内の測点の満潮時の遅れは場所によってあまり変わらず、2006 年では 10 分以内、2007 年でも 10 分前後であった。干潮時には creek の中流から上流に位置する UT4～UT6 では creek の深みに設置した測器が干出してしまうことも多いが、干潮時の遅れは 2006 年では 40 分～1 時間

程度であった。2007年では干潮時の遅れにはばらつきが大きかった。Table 1に2007年におけるUT2とUT3の満潮時と干潮時の潮位およびUT2に対するUT3の潮時の遅れを示した。満潮の潮時の遅れは10分前後であるが、干潮の潮時の遅れは日潮不等による低い干潮(低低潮)には47~65分と大きい、高い干潮(高低潮)では5~19分と遅れは小さくなっているのがわかる。

浦内川河口マングローブ水域においても creek の各測点における潮時の遅れは、満潮時に比べて干潮時に大きいことがわかった。マングローブ水域内のどの測点でも測器を設置したのは creek であるが、上げ潮時には潮汐波は creek を通って上流まで遡上するため、短時間でマングローブ水域の奥部まで達すると考えられる。swamp 内では流体抵抗が大きい、金澤・松田(1994)による数値実験の結果によれば、前述のように上げ潮時には短時間で swamp に氾濫するのに対し、下げ潮時には swamp 内に氾濫していた水の creek への流出は長時間継続する。そのため、creek での干潮は満潮に比べて遅れが大きいと考えられる。しかし、2007年の観測結果に見られたように日潮不等が大きい場合は、干潮であっても低低潮と高低潮では潮時の遅れ、すなわち潮汐の変形の度合いがかなり異なる。この低低潮と高低潮の潮時の遅れの違いの原因は、以下のように考えられる。浦内川河口マングローブ水域での観測時の目視観察によれば、2006年の干潮時や2007年の低低潮時には swamp はほぼ全域が干出していたが、2007年の高低潮時には干出したのは swamp 奥部だけで swamp の大部分は浸水したままであった。マングローブ樹林の植生と形状により、swamp 内での流体抵抗は上層よりも地上根の錯綜する下層の方が大きいと考えられる。特に浦内川河口マングローブ水域のマングローブ樹林は樹齢の若い木が多く、地上根の長さも概ね1m以下で比較的短い。そのため、2007年のように日潮不等が大きい時には、swamp が全て干出する低低潮までの下げ潮では、流体抵抗の大きな swamp 内の下層の水も流出するために下げ潮時の流体抵抗は相対的に大きく、低低潮の潮時の遅れは大きい。一方、高低潮までの下げ潮では、流体抵抗の比較的小さな swamp 内の上層の水が先に流出し、流体抵抗の大きな下層の水が流出しないうちに上げ潮に転ずるために下げ潮時の流体抵抗は相対的に大きく、高低潮の潮時の遅れはあまり大きくならな

い。

## 2. 海水交換

浦内川河口マングローブ水域と水域外の浦内川本流や外海との間の水や物質の出入りは、主に潮汐による海水交換によって行なわれる。上げ潮でマングローブ水域に流入した水域外の海水が下げ潮時にそのまま流出すれば、マングローブ水域内の水の入替わりは起きない。潮汐による海水交換は、上げ潮時に流入した水域外の水が creek から swamp に氾濫する際に swamp 内の水と混合することにより下げ潮時に全て流出せず、マングローブ水域内に留まる部分があるこ

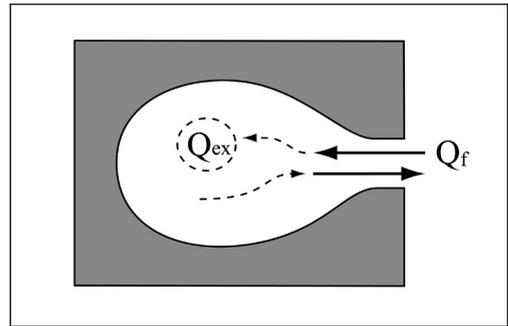


Fig. 4 Tidal water exchange in exclusive area.  $Q_f$ : transported water volume in flood,  $Q_{ex}$ : exchanged water volume.

とにより生じる。これをタイダルトラッピング現象と呼ぶ。

Fig. 4のように上げ潮時に  $Q_f$  の量の水域外の水が流入すると、下げ潮時には同量の水が流出する。この量を交流量と呼ぶ。上げ潮時に流入した水域外の水のうち  $Q_{ex}$  の量がタイダルトラッピングによってマングローブ水域内に留まると、同量の水域内の水が代わりに流出することになる。この量を交換量と呼ぶ。1潮汐周期の間の交流量に対する交換量の比を交換率(トラップ率)と呼び、(1)式で定義される(Mazda, 1984)。

$$\alpha_{ex} = \frac{Q_{ex}}{Q_f} \quad (1)$$

交換率を求めるにはいくつかの方法があるが、本研究では上げ潮や下げ潮による塩分の輸送量から算出す

る方法を用いた。S<sub>M</sub>をマングローブ水域内の水の平均塩分、S<sub>O</sub>を水域外の海水の平均塩分とし、M<sub>f</sub>を上げ潮によるマングローブ水域内への塩分輸送量、M<sub>ex</sub>を上げ潮時の水域内への塩分輸送量と下げ潮時の水域外への塩分輸送量の差とすると、交換率  $\alpha_{ex}$  は(2)式により求められる。

$$\alpha_{ex} = \frac{S_O}{S_O - S_M} \frac{M_{ex}}{M_f} \quad (2)$$

2006年と2007年の浦内川河口マングローブ水域入口のUT3における流れと塩分の自記測定結果および横断面観測結果からUT3の横断面における流入・流出方向の流量(m<sup>3</sup>/s)および塩分輸送率(kg/s)の時系列を求めた。安田ら(2004)による浦内川河口域の観測により、上げ潮時には浦内川本流の河口域は鉛直的に良く混合していることが知られている。また今回の観測における横断面観測結果からも、外海から浦内川本流経由で河口マングローブ水域に流入する上げ潮流と水域内から流出する下げ潮流ともに、UT3の横断面における流速や塩分の分布はほぼ一様であることが確認できた。そこで、UT3における水位の自記測定結果と横断面の水深測定結果から横断面積の時系列を算出し、これにUT3における1地点1層のcreek軸方向の流速時系列または2つに分割した横断面積時系

列に2地点各1層の流速時系列を掛けて、流量の時系列を計算した。ただし、干潮時の測器の干出を防止するために測定層を底近くに設定したため、底面での摩擦のために自記測定により得られた流速は断面平均流速より小さい恐れがある。そこで、2006年には4回、2007年には6回の横断面観測による流速の分布からその時の流量を算出し、これらの値を用いて流量の時系列を補正した。流量の補正に際し、補正式には1次式を用い、1潮汐日の間で上げ潮と下げ潮の流量の積分値が等しくなる条件下で最少二乗法を行ない、補正係数を決定した。また、補正した流量の時系列に自記測定による塩分を掛けて(ただし、2地点での測定では断面を分割し、断面積によるウェイトを掛けて計算する)、塩分輸送率の時系列を計算した。さらに横断面観測による塩分分布とその時の補正流量より塩分輸送率を算出し、これによって、最少二乗法により1次補正式の補正係数を求め、塩分輸送率の時系列を補正した。

以上の方法によって求めたUT3の横断面における補正流量と補正塩分輸送率の時系列を1潮汐日の間時間積分し、卓越周期である半日周期潮汐による平均交流量(m<sup>3</sup>)と平均塩分輸送量(kg)を算出した。満潮時と干潮時のマングローブ水域内の塩分の縦断面分布よりマングローブ水域内外の平均塩分を求め、これらと上げ潮および下げ潮時の塩分輸送量とから、(2)式を

Table 2 Mean tidal range, alternated water volume, transported salt in flood and in ebb, mean salinity and tidal water exchange ratio.

		2006	2007
Mean Tidal Range		88	113
		cm	
Alternated Water Volume		7.24×10 <sup>4</sup>	2.97×10 <sup>5</sup>
		( m <sup>3</sup> )	
Transported Salt	Ebb	2.03×10 <sup>6</sup>	9.68×10 <sup>6</sup>
	Flood	-2.15×10 <sup>6</sup>	-9.95×10 <sup>6</sup>
		( kg )	
Mean Salinity	Mangrove Area	18.02	30.53
	Outer Area	34.30	34.30
		( psu )	
Exchange Ratio		0.11	0.24

用いて潮汐による海水交換の交換率を求めた。これらの結果を Table 2 に示す。

2007年に比べて2006年のマングローブ水域の平均塩分がかなり低くなっているが、この平均塩分の違いは観測期間以前の降水量の違いによる。西表島のアメダスデータ(気象庁, 2006; 気象庁, 2007)によれば、2007年では観測期間以前の20日間の総降水量が37mmであるのに対し、2006年では112mmと約3倍の総降水量であった。そのため、2006年の方がよりマングローブ水域の淡水化が顕著であったと考えられる。

両年の観測期間における潮汐は、2006年は中潮～小潮で観測期間の平均潮差は約88cm、2007年は大潮で平均潮差は約113cmであり、2007年の平均潮差は2006年の約1.3倍であった。これに伴い、半日周期潮汐による流量は2006年の $7.24 \times 10^4 \text{ m}^3$ に対し、2007年では $2.97 \times 10^5 \text{ m}^3$ と約4倍となっており、潮差の比に比べて流量の比が大きい。一般に干出のない閉鎖水域では流量の比は潮差の比と同じになる。浦内川河口マングローブ水域において潮差の比に比べて流量の比が大きくなったのは、干潮時にはほぼ完全に干出する広いマングローブ樹林(swamp)を持ち、細いcreekが深く切れ込んだマングローブ水域特有の地形によると考えられる。さらに、交換率も2006年では約11%、2007年では約24%と約2倍であった。

一般に閉鎖性水域の潮汐による交換率は閉鎖性の度合いや地形、成層の強さなどによって異なる。本研究において対象とした浦内川河口のマングローブ水域は、水域面積が $6.17 \times 10^5 \text{ m}^2$ 、水域口の平均断面面積が $40 \text{ m}^2$ と見積もられる。その潮汐による交換率は面積が約120倍の浜名湖(面積 $7.4 \times 10^7 \text{ m}^2$ 、容積 $3.4 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、平均湖口断面面積 $1 \times 10^3 \text{ m}^2$ )の14%～39%(松田, 1982)と同程度であるが、面積が約2倍と比較的規模の近い佐鳴湖(面積 $1.2 \times 10^6 \text{ m}^2$ 、容積 $1.7 \times 10^6 \text{ m}^3$ 、平均湖口断面面積 $60 \text{ m}^2$ )の下流河川水との交換率62%(安田, 2008)と比べると、浦内川河口マングローブ水域の交換率はかなり小さい。佐鳴湖では潮差が大潮期で平均32cmと小さく、湖底の干出はほとんど見られない。湖水容量(平均湛水量)に対する大潮期の潮汐による平均流量の比は22%程度(安田, 2008)である。一方、浦内川河口マングローブ水域では干潮時には水域面積の90%を占めるswampの大部分が干出してしまうため、水域の満潮時の湛水量に近い水量が潮汐により出入りしていることになり、水域内外での混

合過程が佐鳴湖と同程度の大きさであるとする、佐鳴湖よりも交換率が大きくなってもおかしくない。しかしながら、本研究の結果では逆に浦内川河口マングローブ水域のほうが交換率が小さくなった。この原因として、マングローブ水域の複雑な地形の影響が考えられる。このマングローブ水域では干潮時にはswampの大部分が干出し、creekの上流部分も滯筋を除いて干出してしまうが、実際には干潮時においても、creekの下流部のみならず、swampのマングローブ樹林内に無数に入り込んでいるcreekの支流やswamp内の窪地等に相当量の水が残留しているのではないかと考えられる。またswampの間に深く刻み込まれたcreekの地形や、swampの斜面状の地形とマングローブ樹林の流体抵抗が上げ潮や下げ潮時の水の動きを制限し、水域内外の水の混合はcreekやswampを流れる上げ潮流や下げ潮流の上流端付近に制限されて、結果的に混合が抑制され、交換率が小さくなると推定される。2006年と2007年の交換率の違いは主に潮差の大小によると考えられる。潮差が大きい時には満潮時のswampでの水深が大きくなり、上げ潮や下げ潮時の上層と下層のマングローブ樹林の流体抵抗の違いによる流速の鉛直シアによって、混合の抑制効果が相対的に小さくなり、交換率が大きくなると推定される。

### 3. 化学成分の輸送

本研究では浦内川河口マングローブ水域から流出する化学成分のうち、2006年および2007年の観測による栄養塩(Si, P), COD, 微量遷移元素(Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd)の挙動について詳細に検討した。

はじめに、河口マングローブ水域の出入り口UT3における化学成分の濃度変化の例として、2006年の観測における栄養塩, COD, 微量遷移元素濃度の半日周期潮汐の1潮汐の間の変動をFig.5に示す。水位および流れの潮汐変動に伴って、これらの化学成分も潮汐変動し、その濃度変化が極めて大きいことが分かった。この変動要因として、マングローブ水域の底泥が潮位の変動により酸化環境(好氣的環境)と還元環境(嫌氣的環境)を繰り返している可能性が考えられる。これらの化学成分の多くはUT3において干潮の前後に濃度が最大値を示している。これは上げ潮でswamp内にマングローブ水域外の海水が氾濫し、swampが浸水している満潮の前後に底泥表層が還元

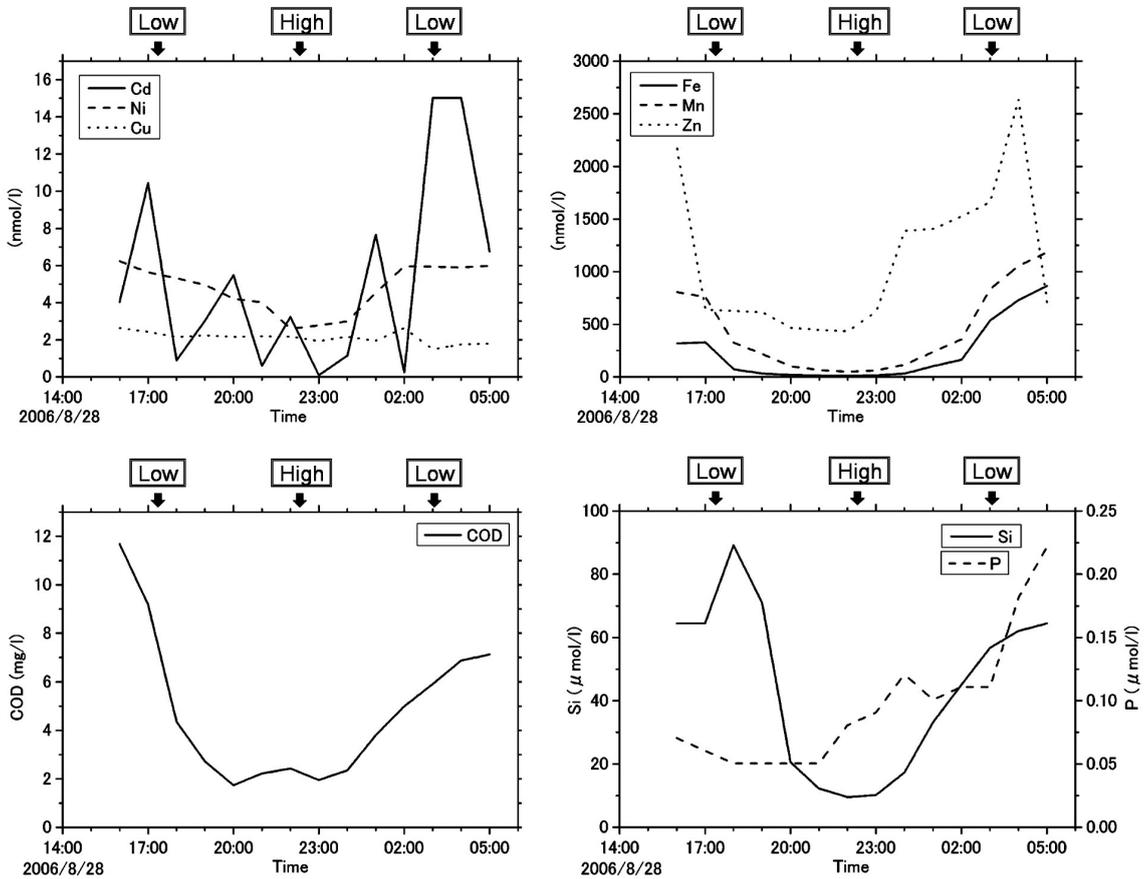


Fig. 5 Temporal changes of concentration of transition elements, COD and nutrient salts during semi-diurnal tidal period in 2006.

的になり、還元環境下で底泥から溶出した高濃度の栄養塩や有機物、微量遷移元素を含んだ水が下げ潮から干潮時にかけてマングローブ水域の出口 (UT3) を通過するためである。

最近の浦内川河口マングローブ水域の swamp における底泥中の酸化・還元電位の測定結果(未公表)によれば、表面から約 10 cm までの底泥表層は満潮前後の浸水時には還元的になり、干潮前後の干出時には酸化的になる。すなわち、潮汐による浸水と干出の繰り返しともない、swamp の底泥表層は還元環境(嫌気的環境)と酸化環境(好気的環境)とを繰り返す。swamp の底泥表層のこのような潮汐周期での環境の変化は、酸素を豊富に溶存した外海水の氾濫による浸水であっても、底泥表層が有機物に富んでいるために、浸水時には底泥表層や底泥付近の酸素が短時間で消費されてしまうことと、干出時には底泥が直接大気に接触す

ることによる aeration の効果が大きいことを示している。また比較的短時間の還元環境下での微量遷移元素の溶出が可能であるのは、微量遷移元素の酸化(還元)時間が短いためである。例として、Fe の酸化(還元)による濃度が半分になる半減時間(half life time)は 20 分程度であり(Sato, 1989)、Mn では 40~50 分である(Sato *et al.*, 1984)。さらに、swamp の氾濫水に溶出した化学成分は、底泥からの溶出であるため、上層よりも底に近い下層の方が高濃度になる。1 節において示したように下層の方がマングローブ樹林による流体抵抗が大きいため、下げ潮で swamp 内の水が creek に流出する時には上層の低濃度の水から流出し、遅れて下層の高濃度水が流出する。そのため、下げ潮の間化学成分の濃度が高くなり続け、流出が止まる干潮の前後に濃度が最大になると考えられる。

次に、UT3 における流量と濃度の時系列から各元

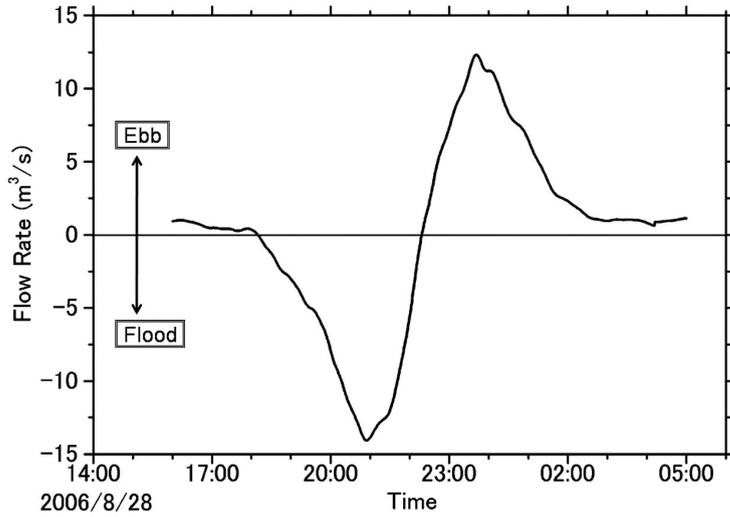


Fig. 6 Temporal changes of flow rate during semi-diurnal tidal period in 2006.

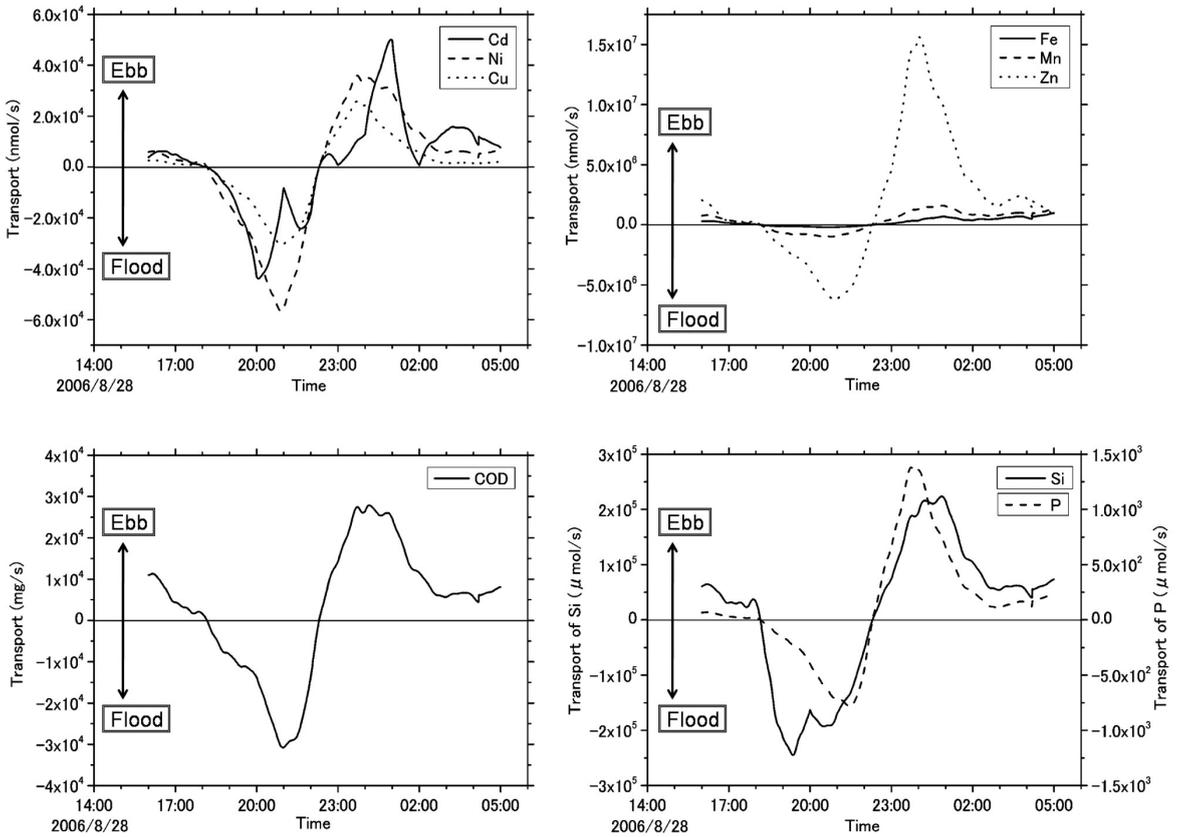


Fig. 7 Temporal changes of transport of transition elements, COD and nutrient salts during semi-diurnal tidal period in 2006.

素の単位時間あたりの輸送量の時系列を求めた。2006年度の流量の時間変動を Fig. 6, 各元素の輸送量の時間変動を Fig. 7に示す。下げ潮時の輸送量が上げ潮時よりも大きくなっているものが多い。これは前述のように、マングローブ水域において満潮の前後にswampの底泥から溶出した化学成分が、下げ潮で流出しているためである。特にFeやMnでは下げ潮から干潮にかけて流量が小さい時期でも大きな輸送量を示している。これは干潮前後の濃度が極めて高いことによる。

各元素の単位時間当たりの輸送量を1潮汐周期の間で平均し、平均輸送量を求めた。平均輸送量が正(+)であれば、マングローブ水域入口における潮汐による海水交換によってその元素が水域外に輸送されていることを表わす。マングローブ水域内の化学成分の濃度

が長期間では変化しないと仮定すると、海水交換による水域外への平均輸送量はマングローブ水域内全域のswampにおける単位時間当たりの底泥からの平均溶出量に等しい。そこで、各元素について水域外への平均輸送量すなわち単位時間当たりの底泥からの平均溶出量をswampの面積で割り、底泥からの平均溶出フラックスを算出した。ただし、Fig. 5を見るとCdの濃度は検出限界(0.11 nmol/l)よりは大きい、その変動はバラバラで潮汐周期変動とは異なる。これは分析時の濃縮倍率による誤差が大きかったためであると考えられる。また、NiとCuの濃度は低く、潮汐による濃度変化も小さい。これらの検出限界はそれぞれ1.23 nmol/l, 1.14 nmol/lであり、測定値の精度はかなり低い。2007年の観測結果ではPとCODの濃度が検出限界に近く、測定値の精度が低い。そこで、平均

Table 3 Mean concentration, net mean transport, mean elution flux of Fe, Mn, Zn and Si in 2006.

	2006			
	Fe	Mn	Zn	Si
Mean Concentration	$1.63 \times 10^5$	$3.50 \times 10^5$	$1.04 \times 10^6$	$4.14 \times 10^4$
	(nmol/m <sup>3</sup> )			( $\mu$ mol/m <sup>3</sup> )
Net Mean Transport	$1.96 \times 10^5$	$3.09 \times 10^5$	$1.85 \times 10^6$	$1.08 \times 10^4$
	(nmol/s)			( $\mu$ mol/s)
Mean Elution Flux	$3.53 \times 10^{-1}$	$5.56 \times 10^{-1}$	3.33	$1.94 \times 10^{-2}$
	(nmol/m <sup>2</sup> /s)			( $\mu$ mol/m <sup>2</sup> /s)
$\frac{\text{Mean Elution Flux}}{\text{Mean Concentration}}$	$2.17 \times 10^{-6}$	$1.59 \times 10^{-6}$	$3.20 \times 10^{-6}$	$4.69 \times 10^{-7}$
Area of Swamp	556000			
	(m <sup>3</sup> )			

Table 4 Mean concentration, net mean transport, mean elution flux of Fe, Mn, Zn and Si in 2007.

	2007			
	Fe	Mn	Zn	Si
Mean Concentration	$1.21 \times 10^5$	$7.35 \times 10^4$	$1.74 \times 10^5$	$2.07 \times 10^4$
	(nmol/m <sup>3</sup> )			( $\mu$ mol/m <sup>3</sup> )
Net Mean Transport	$1.37 \times 10^5$	$1.46 \times 10^5$	$1.54 \times 10^5$	$1.41 \times 10^4$
	(nmol/s)			( $\mu$ mol/s)
Mean Elution Flux	$2.47 \times 10^{-1}$	$2.63 \times 10^{-1}$	$2.76 \times 10^{-1}$	$2.54 \times 10^{-2}$
	(nmol/m <sup>2</sup> /s)			( $\mu$ mol/m <sup>2</sup> /s)
$\frac{\text{Mean Elution Flux}}{\text{Mean Concentration}}$	$2.04 \times 10^{-6}$	$3.57 \times 10^{-6}$	$1.59 \times 10^{-6}$	$1.23 \times 10^{-6}$
Area of Swamp	556000			
	(m <sup>3</sup> )			

溶出フラックスの算出は Fe, Mn, Zn と Si についてのみ行なった。2006年と2007年について計算した結果を Table 3 および Table 4 に示す。平均溶出フラックスは元素によって異なるが、各元素の平均濃度で規格化すると、Fe, Mn および Zn は 2006年, 2007年の両年を通して  $1.59 \times 10^{-6} \sim 3.57 \times 10^{-6}$  でほぼ同程度のオーダーである。一方, Si は  $4.69 \times 10^{-7} \sim 1.23 \times 10^{-6}$  で特に 2006年の値が Fe や Mn, Zn よりも小さい。

マングローブ水域におけるこれらの化学成分は、同じ底泥からの溶出プロセスによって供給され、海水交換による輸送プロセスによって水域外に流出していると考えられる。2節で示したように 2007年の交換率が 2006年の2倍になっているが、規格化した Fe, Mn および Zn の平均溶出フラックスには両年の交換率の比に対応した違いは見られない。これは溶存物質の交換率が水の交換率とは一致しないからである。2007年は水の交換率が大きくなっていると同時に流量も大きく、満潮時のマングローブ水域内の水量は 2006年よりも多い。したがって底泥からの溶出フラックスが同じであれば 2007年の方が水域内の水に含まれる濃度は低い。Table 3 と Table 4 より、たしかに 2007年の平均濃度は 2006年よりも低くなっている。規格化した溶出フラックスが同じであれば海水交換による平均輸送量も同じになるが、平均輸送量と交換率の関係は塩分を当該の化学成分に置き換えて、(2) 式を用いて表わすことができる。交換率が2倍になっても、水域内の濃度が低くなることにより水域内外の濃度差が  $1/2$  になれば、平均輸送量は変わらない。以上より、交換率が変化しても規格化した平均溶出フラックスが変化しない理由を定性的に説明できる。Si の平均溶出フラックスが小さい理由は、Fe や Mn, Zn と違って Si はマングローブ水域外の外海水や浦内川の河水にも含まれているため、水域内外の濃度差が小さくなっているためであると考えられる。

## ま と め

西表島の浦内川河口マングローブ水域において、水理特性と化学成分の輸送について調べた。その結果、マングローブ樹林の流体抵抗による潮汐の変形が認められた。Creek での水位測定結果では、満潮では奥近くまでほとんど潮時の遅れは見られないが、干潮ではマングローブ水域入口においても最大1時間前後潮時が遅れた。干潮の潮時の遅れは水位の高さによって変

わり、日潮不等が大きい時には高低潮時に遅れが小さくなった。

潮汐による交換率は小潮～中潮で 11%, 大潮で 24% であり、干出のない同程度の規模の閉鎖性水域に比べると小さい。それはマングローブ水域の複雑な地形によっており、干潮時の相当量の水の水域内への残留と、深い creek の地形や広い swamp の斜面状の地形とマングローブ樹林の流体抵抗が水域内外の水の混合を抑制するためと考えられる。交換率は潮差の大小によって変わり、潮差の大きい大潮期には交流量が大きくなると同時に交換率も大きくなった。潮差が大きい時には swamp での水深が高くなり、それに伴って混合の抑制効果が相対的に小さくなるためではないかと考えられる。

潮汐によるマングローブ水域内の水位の昇降に伴って、底泥が酸化環境(好氣的環境)と還元環境(嫌氣的環境)を繰り返している可能性が考えられる。満潮前後の還元環境下で底泥から栄養塩や有機物、微量遷移元素(重金属)が多量に溶出し、潮汐による海水交換によってマングローブ水域外に輸送され、亜熱帯域の沿岸生態系に大きな影響を与えていることが推察される。ただし、潮差によっては底泥からの平均溶出フラックスおよび水域外への平均輸送量は変化しなかった。

## 謝 辞

本研究は、東海大学沖縄地域研究センターのプロジェクト研究および東海大学連合後援会助成金研究の一環として行われた。本研究を遂行するにあたり、観測、実験等に際し、海洋研究所の河野裕美准教授、沖縄地域研究センターの崎原健技術員および水谷晃技術員に協力と援助を賜った。潮位・潮流観測および試料採取、試料分析にご協力いただいた卒業生の玉盛志乃さん、大学院生の鐘ヶ江隆、卒研究生の河野正三郎、船木隆平の諸君に感謝いたします。

## 引用文献

- 池原貞雄・池原規勝(1984): マングローブ生態系に関する生理生態学的研究. 文部省科学研究費補助金(一般研究 A) 研究成果報告書, 187pp.  
 金澤延幸・松田義弘(1994): マングローブ河川における潮汐流の非対称特性. 海の研究, 3, 1-11.  
 気象庁(2006): 気象統計情報. 気象庁, <http://>

- www.jma.go.jp/jma/.
- 気象庁(2007): 気象統計情報. 気象庁, <http://www.jma.go.jp/jma/>.
- 栗山清治(2004): キレートディスクを用いた固相抽出法による環境水中の微量元素の抽出. 環境と測定技術, **31**, 37-45.
- 松田義弘(1982): 浜名湖の海水交換(I) 塩分輸送形態と地理的環境. 東海大学紀要海洋学部, **15**, 1-16.
- Mazda, Y. (1984): Water exchange and material exchange through a strait due to tidal flow. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, **40**, 19-28.
- Mazda, Y., Y. Sato, H. Yokochi and E. Wolanski (1990): Links between physical, chemical and biological processes in Bashita-minato, a mangrove swamp in Japan. *Estuar., Coast. Shelf Sci.*, **31**, 817-833.
- 松田義弘(1992): マングローブ域における物理学的研究の現状. 東海大学海洋学部紀要, **35**, 169-184.
- Mazda, Y., N. Kanazawa and E. Wolanski (1995): Tidal asymmetry in mangrove creeks. *Hydrobiologia*, **295**, 51-58.
- 南西環境研究所(2003): 西表島リゾート開発計画に係る環境調査, 平成14・15年度調査中間報告書. (株)南西環境研究所, 13pp.
- Sato, Y., H. Matsumoto, S. Okabe and N. Takematsu (1984): The oxidation rate constant and the residence time of manganese in seawater pumped from underground. *La mer*, **22**, 241-247.
- Sato, Y. (1989): The rate of oxidation of ferrous iron in seawater and the partition of elements between iron oxides and seawater. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, **45**, 270-278.
- 佐藤義夫・松田義弘・岡部史郎(1990): マングローブ水域の底層における水質変化とその物理的, 化学的機構. 沿岸海洋研究ノート, **28**, 51-62.
- 高谷晃・松田義弘・佐藤義夫(1987): マングローブ水域の海洋環境-西表島バシタ湊の水利・水質-. 沿岸海洋研究ノート, **25**, 52-60.
- 東海大学第一次西表島調査団(1972): 第一次西表島調査概要報告書. 東海大学海洋研究所, 黒船印刷, 清水, 111pp.
- 安田訓啓・佐藤義夫・吉野美紀・稲葉章(2004): 西表島の浦内川と浦内湾の物理的・化学的特性. 東海大学海洋研究所研究報告, **25**, 73-89.
- 安田訓啓(2008): 第3章佐鳴湖の水質と浄化技術, 1項佐鳴湖の水利特性と水質特性, 2. 潮汐による水交換(海水の流入). 静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書, 静岡県産業部, 137-145.
- Wattayakorn, G., E. Wolanski and B. Kjerfve (1990): Mixing, trapping and outwelling in the Klong Ngao mangrove swamp, Thailand. *Estuar., Coast. Shelf Sci.*, **31**, 667-688.
- Wolanski, E., M. Jones and J. S. Bunt (1980): Hydrodynamics of a tidal creek-mangrove swamp system. *Aust. J. Mar. Freshwater. Res.*, **31**, 431-450.
- Wolanski, E. and P. Ridd (1986): Tidal mixing and trapping in mangrove swamps. *Estuar., Coast. Shelf Sci.*, **23**, 759-771.
- Wolanski, E. (1989): Measurements and modelling of the water circulation in mangrove swamp. UNESCO/COMARAF Regional Project for Research and Training on Coastal Marine Systems in Africa RAF/87/038, Serie Documentaire No.3, 1-43.
- Wolanski, E. and Y. Mazda (1989): Dickson Inlet: Preliminary report on the dynamical processes. Australian Institute of Marine Science, Australia, 9pp.
- Wolanski, E., Y. Mazda, B. King and S. Gay (1990): Dynamics, flushing and trapping in Hinchinbrook Channel, a giant mangrove swamp, Australia. *Estuar., Coast. Shelf Sci.*, **31**, 555-579.
- Wolanski, E., Y. Mazda, and P. Ridd (1992): Mangrove Hydrodynamics. *Tropical Mangrove Ecosystems*, ed. by A. I. Robertson and D. M. Alongi, American Geophysical Union, Washington, DC, 43-62.
- Woodroffe, C. D. (1985): Studies of mangrove basin, Tuff Crater, New Zealand, II Comparison of volumetric and velocity-area methods of estimating tidal flux. *Estuar., Coast. Shelf Sci.*, **20**, 431-445.

