

大阪南港野鳥園湿地における物質収支と水質浄化機能の評価

矢持 進*・柳川 竜一**・橘 美典***

造成後 20 年が経過した人工的な塩生湿地である南港野鳥園北池の水質浄化機能を明らかにするため 2001 年から 2002 年にかけて物質収支に関する観測を行った。その結果、浮游懸濁物質とクロロフィル *a* は湿地内に固定される傾向が見られ、さらに、溶存無機態窒素を海藻類が固定し、微生物などの働きにより有機態に変換して系外に排出しながらも、総窒素としては隣接海域への負荷を低減することがわかった。これらのことから、臨海域に多く残存する低・未利用地を人工塩生湿地に再生しても、自然干潟と同程度の水質浄化機能を維持できると期待された。

1. はじめに

大阪湾臨海部は急速な工業化に伴って 1960 年代後半から 70 年代に多くの埋立てが行われた。それによって産業が発展したものの、経済社会構造の変化により湾岸域には数多くの低・未利用地が残存し、その有効活用が社会的課題となっている。こうした低・未利用地に、都市住民の親水空間、渡り鳥の生息地、ならびに富栄養化した沿岸域の水質浄化など様々な機能を有する湿地や干潟を造成することは、環境共生型の街づくりのみならず沿岸環境の保全・修復という観点からも重要であると考えられる。本研究では、大阪湾臨海部の開発により失われた渡り鳥の飛来地を復活させるため、埋立地に造成された塩生湿地である大阪南港野鳥園北池の水質浄化機能に着目し、その効果を定量的に評価することを目的として、物質収支に関する観測を行った。

2. 調査概要

(1) 大阪南港野鳥園北池の概要

大阪南港野鳥園は、「シギ・チドリの楽園づくり」を目指して、1983 年に大阪南港の埋立て地内に造成され、塩生湿地としては北池・西池ならびに南池などがある。このうち北池(図-1)は、基礎地盤としての浚渫粘土の上に海砂を約 40 cm の厚みで覆土し造成された。また、この北池は 4.0 ha の湿地部と 1.5 ha のヨシ原部からなっており、大阪湾に面する北西端には 6 本の導水管(直径 74 cm)が石積み護岸に敷設され、この導水管や石積み護岸の空隙を通じて海水交換が行われるなど、潟湖干潟の特徴を持っている。

(2) 調査方法

野鳥園北池において、2001 年 10 月 17 日～18 日、2002 年 3 月 13 日～14 日、7 月 31 日～8 月 1 日、10 月 9 日～10 日、12 月 4 日～5 日の計 5 回、干潮から 2 潮汐の時間、導水管の湿地側直近において 1 分間隔で流向・流速を計測

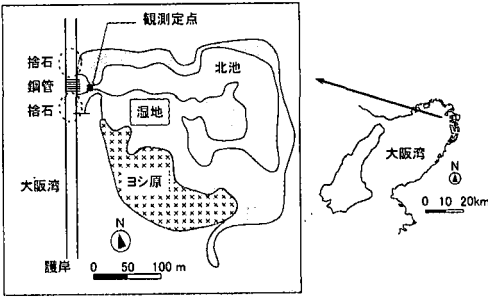


図-1 大阪南港野鳥園北池の観測点

した。この際、流向・流速はアレック電子製メモリー電磁流向流速計(Compact-EM 型)を用いて測定した。また、導水管を通過する海水のクロロフィル *a* 濃度については、1 時間ごとにクロロテック(アレック電子製 ACL 200-PDK 型)を用いて蛍光値を計測し、クロロフィル *a* 濃度に換算した。浮游懸濁物質と形態別の窒素濃度については、同じく 1 時間に 1 回導水管直近の海水を採取し、ワットマン GF/C 濾紙(孔径約 1.2 μ m)で濾過後、濾液と濾紙を実験室に持ち帰り、冷蔵または凍結保管したものについて分析した。なお、護岸を通過する海水のクロロフィル *a*・浮游懸濁物質・窒素濃度については、湿地からの流出時は導水管から排出されるものと見なし、流入時には湿地側の捨石直近において 1～2 時間ごとに計測または試水の採取を行い測定した。また、導水管直近の水位を 30 分間隔で測定し、導水管の流水断面積と流速から導水管通過流量を以下により求めた。

$$Q = 60 \sum_{t=1}^{60} S_t (V_t + V_{t+1}) / 2 \dots\dots\dots (1)$$

ここで Q は 1 時間の流量 (m^3/h)、 S_t は導水管 6 本の流水断面積 (m^2)、 V_t は時刻 t の、 V_{t+1} は時刻 t から 1 分後の各流速 (m/s) である。そして、北池内約 1500 点の地盤高から求めた北池容積(例えば導水管の湿地側直近の水位が 100 cm の場合、北池の容積は 20068 m^3)の時間変化量と上げ潮または下げ潮時の導水管通過流量との差を石積み護岸通過流量と見なした。その他、野鳥園湿地北

* 正 会 員 島 博 大阪市立大学助教授大学院工学研究科都市系専攻
** 学生会員 工 修 大阪市立大学大学院工学研究科都市系専攻
*** 大阪市立大学大学院工学研究科都市系専攻

池と西池との海水の往来を防止するため北池と西池の連絡部に海水遮断板(長さ 9.1 m, 高さ 1.1 m)を敷設した。分析法はアンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) がインドフェノール法, 亜硝酸+硝酸態窒素 ($\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$) がカドミウム-銅カラム法, 溶存態有機窒素 (DON) が加圧分解法で, 懸濁態窒素 (PN) の測定には CHN コーダ (柳本製作所製 MT-6 型) を用いた。

なお, 2001 年 10 月と 2002 年 12 月は観測期間中にそれぞれ 22.5 mm と 7.0 mm の降雨があり, 雨水の形態別窒素の分析結果から野鳥園北池への負荷量を試算し, 収支を補正した。

3. 調査結果と考察

(1) 水位, 流速および海水交換量

導水管直近の観測地点における干潮と満潮の水位を表-1 に, 導水管を通過した海水の平均流速を表-2 に, また, 上げ潮・下げ潮に伴う導水管や石積み護岸の通過海水量を表-3 に示す。なお, 2001 年 10 月, 2002 年 3 月と 12 月は大潮, 2002 年 7 月是小潮, 同 10 月是中潮であった。基準とした導水管直近の観測地点は北池の中で地盤高が低い所の一つであり, ここでの水位が小さいことは(例えば 2002 年 3 月の 10 cm), ほぼ北池が干出していることを示している。また, 表-1 から野鳥園北池の導水管付近では年間の最低水位と最高水位の差が 170 cm 程度であることがわかる。平均流速については大潮の海水流入時(上げ潮時)が 0.52~0.93 m/s, 流出時(下げ潮時)が 0.31~0.83 m/s, 中潮の流入時が 0.53~0.78 m/s, 流出時が 0.55~0.73 m/s, 小潮の流入時が 0.25~0.34 m/s, 流出時が 0.27~0.32 m/s と, 大潮に近づくに従って流入時の平均流速が流出時のそれを上回る傾向が認められた。この流入時の流速が流出時のそれを上回る特徴は 2001 年にも観測されている(矢持ら, 2003)。さらに, 表-3 から, 上げ潮に伴い野鳥園北池に流入する海水の 57~88% が, また下げ潮に伴い流出する海水の 52~81% が導水管を通じて行われると考えられた。導水管の下端は地盤面から 41 cm の高さにあり, 水位が 41 cm 以下になると海水の流入・流出が石積み護岸の空隙を通じてのみ行われる。2002 年 3 月は最低水位が 10 cm で, そのためか捨石間を通じての海水交換が流入時で総海水流入量の 43%, 流出時で同じく 48% に達した。このことは導水管 6 本を有しているものの, 野鳥園北池の物質循環において石積み護岸を通じての交換量を軽視できないことを示している。一方, 2002 年 7 月は最低水位が他の観測日と比べて高いため, 流速は小さく, 石積み護岸を通じての海水交換量も少なくなっている。

(2) 浮游懸濁物質 (SS) とクロロフィル *a* (Chl *a*)

図-2 に 2001 年 10 月, 2002 年 3 月, 7 月, 10 月, 12 月

表-1 観測地点の水位 (cm)

観測日	干潮	満潮	干潮	満潮	干潮
2001 年 10 月	59	182	59	169	59
2002 年 3 月	10	106	50	117	10
7 月	107	133	99	145	107
10 月	57	164	80	169	57
12 月	30	164	99	170	30

表-2 流入・流出海水の平均流速 (m/s)

観測日	流入	流出	流入	流出
2001 年 10 月	0.93	0.79	0.85	0.83
2002 年 3 月	0.69	0.31	0.53	0.54
7 月	0.25	0.27	0.34	0.32
10 月	0.78	0.55	0.53	0.73
12 月	0.66	0.69	0.52	0.75

表-3 上げ潮・下げ潮に伴う導水管と石積み護岸の通過海水量 (m^3)

観測日	流入		流出	
	導水管	石積み護岸	導水管	石積み護岸
2001 年 10 月	81270	29868	-79987	-31151
2002 年 3 月	27621	21069	-25283	-23409
7 月	34741	4870	-31988	-7494
10 月	57562	37706	-67186	-28165
12 月	67920	25004	-72048	-20933

の導水管からの流入・流出海水の浮游懸濁物質濃度の時間変動を示す。流入海水と流出海水の浮游懸濁物質の平均濃度はそれぞれ, 2001 年 10 月が 2.3 mg/l と 3.2 mg/l, 2002 年 3 月が 4.2 mg/l と 4.9 mg/l, 7 月が 21.1 mg/l と 19.1 mg/l, 10 月が 13.7 mg/l と 13.3 mg/l, 12 月が 5.2 mg/l と 6.3 mg/l となった。また, 2002 年 7 月は 15.0~31.6 mg/l の範囲を変動し, 総じて値が高いが, これは赤潮海水の流入に起因した。なお, 導水管から流入する海水と石積み護岸の空隙を通過して流入する海水の浮游懸濁物質濃度を比較したが, 石積み護岸を通過する海水の方が導水管通過海水より値が低いという傾向は見られなかった。

浮游懸濁物質の収支を表-4 に示す。表中の正の値は, 野鳥園北池における物質の固定を, 負の値は大坂湾への排出を示している。2001 年 10 月と 2002 年 12 月はそれぞれ 35 kg と 66 kg の浮游懸濁物質が湿地から流出したが, 2002 年 3 月・7 月・10 月は 19 kg, 89 kg, 72 kg が湿地内に固定された。特に赤潮海水が流入し, また, 水温が 28.0~33.1°C と高く, 生物活性も高かったと推察される 7 月は浮游懸濁物質の固定量が多かった。また, 石積み護岸の空隙を通じての海水交換が比較的多い 2002 年 3 月は, 浮游懸濁物質の流出に関して, 石積み護岸からのものが導水管のそれとほぼ同量であった。

クロロフィル *a* の時間変動(図-2)に関しては 2002 年 3 月と 7 月は流入時に高くなり, 流出時に減少するという特徴が認められるが, 濃度が低いその他の観測月はこの傾向が顕著でなく, ほぼ同じ濃度レベルで推移した。

表-4 浮游懸濁物質、クロロフィル *a* および形態別窒素の収支

		SS(kg)	Chl <i>a</i> (g)	NH ₄ -N(kg)	NO ₂ +NO ₃ -N(kg)	DON(kg)	PN(kg)	TN(kg)
2001 年 10 月	流入	導水管	186	270	8.6	27	24	2.6
		石積み護岸	98	94	1.8	13	9.2	1.0
	流出	導水管	-233	-260	-8.7	-23.4	-30.3	-2.2
		石積み護岸	-87	-101	-3.3	-9.1	-11.0	-0.86
	収支		-35	3.7	-1.6	7.5	-7.6	0.49
								-1.2
2002 年 3 月	流入	導水管	122	193	4.9	11	8.9	3.8
		石積み護岸	107	127	1.9	11	6.3	2.5
	流出	導水管	-104	-106	-2.9	-7.9	-10	-1.7
		石積み護岸	-106	-97	-2.7	-6.7	-10	-1.6
	収支		19	117	1.2	7.6	-4.2	3.0
								7.6
	7 月 流入	導水管	748	2367	0.89	6.4	11	14
		石積み護岸	109	238	0.088	1.2	1.6	1.4
	流出	導水管	-621	-1211	-0.70	-3.0	-12	-10
		石積み護岸	-147	-313	-0.19	-0.80	-2.9	-2.2
	収支		89	1081	0.10	3.8	-2.0	3.1
								5.0
10 月	流入	導水管	787	209	6.8	29	17	4.6
		石積み護岸	580	120	2.3	22	9.0	2.8
	流出	導水管	-899	-200	-7.0	-30	-18	-3.9
		石積み護岸	-396	-84	-3.1	-13	-7.9	-2.0
	収支		72	44	-1.0	7.5	-0.83	1.4
								7.0
12 月	流入	導水管	296	52	5.6	24	17	1.8
		石積み護岸	166	27	0.91	9.4	5.7	1.1
	流出	導水管	-422	-56	-2.8	-24	-20	-2.7
		石積み護岸	-106	-19	-0.76	-6.4	-6.2	-0.80
	収支		-66	4.8	3.1	4.0	-3.3	-0.58
								3.3

* 表中の正の値は野鳥園湿地北池での固定を、負の値は大阪湾への排出を示す

導水管を通過した海水の流入・流出時におけるクロロフィル *a* の平均濃度を表-5 に示す。流入および流出海水の濃度はそれぞれ、2001 年 10 月が 3.4 mg/l と 3.3 mg/l、2002 年 3 月が 6.5 mg/l と 4.2 mg/l、7 月が 64 mg/l と 36 mg/l、10 月が 3.6 mg/l と 3.0 mg/l、12 月が 0.91 mg/l と 0.92 mg/l となり、2002 年 12 月を除き、流入時の濃度が流出時を上回る傾向が見られた。さらに、1 潮汐目と 2 潮汐目の流出時の濃度を日周期との関連において比較すると、日中の濃度は夜間のその 0.60~0.94 倍に低減していた。

クロロフィル *a* の収支を表-4 に示す。表から 3.7~1081 g の範囲で流入量が流出量を上回り、クロロフィル *a* が湿地に固定されることがわかる。特に赤潮海水が流入した 2002 年 7 月は固定量が大きかった。野鳥園北池には、表層堆積物食者の *Corophium* sp. (ドロクダムシ科) や *Capitella* sp. (イトゴカイ科) などを優占種とする小型底生動物が 32.4 g 湿重/m² の年平均現存量で比

較的多量に生息していることが知られている(柳川ら, 2002)。したがって、水深の小さな野鳥園北池の海底表面に沈積した植物プランクトンはこれらの底生動物に摂食されるものと考えられる。これらのことと昼間に平均クロロフィル *a* 濃度が減少することから、野鳥園北池では、大阪湾から流入した植物プランクトン起源の有機物が底生動物によって摂食・固定されており、それが日中に活発であると考えられる。なお、石積み護岸を通過した海水のクロロフィル *a* 濃度は、導水管を通過した海水の 0.92 倍程度であり、石積み護岸の間隙によるクロロフィル *a* の濾過作用はあまり見られず、これは SS においても同様の傾向であった。

(3) 形態別窒素

導水管を通過した海水の形態別窒素濃度の時間変動を図-3 に示す。図から南港野鳥園北池は亜硝酸+硝酸態窒素と溶存態有機窒素の総窒素に占める割合が比較的高いことがわかる。ただ、2002 年 7 月については赤潮海水が流入したため、懸濁態窒素の比率の高いことが特徴的である。各観測時について導水管通過海水の総窒素の平均濃度を流入・流出別に比較してみると、2001 年 10 月の流入水が 0.80 mg/l、流出水が 0.83 mg/l、2002 年 3 月が各 1.26 mg/l と 0.99 mg/l、7 月が 1.03 mg/l と 0.87 mg/l、10 月が 1.20 mg/l と 0.98 mg/l、12 月が 0.82 mg/l と 0.77 mg/l であった。このように、2001 年 10 月を除き、流出水の平均濃度は流入水のそれより低く、79~94% に低下していた。

表-5 流入・流出時のクロロフィル *a* の平均濃度

観測日	1 潮汐目		2 潮汐目		平均	
	流入	流出	流入	流出	流入	流出
2001 年 10 月	3.3	3.2	3.4	3.4	3.4	3.3
2002 年 3 月	7.2	3.3	6.0	4.9	6.5	4.2
7 月	37	29	83	48	64	36
10 月	3.7	2.9	3.4	3.1	3.6	3.0
12 月	1.1	0.71	0.71	1.0	0.91	0.92

単位: μg/l

* 表中の灰色部分は夜間であることを示す

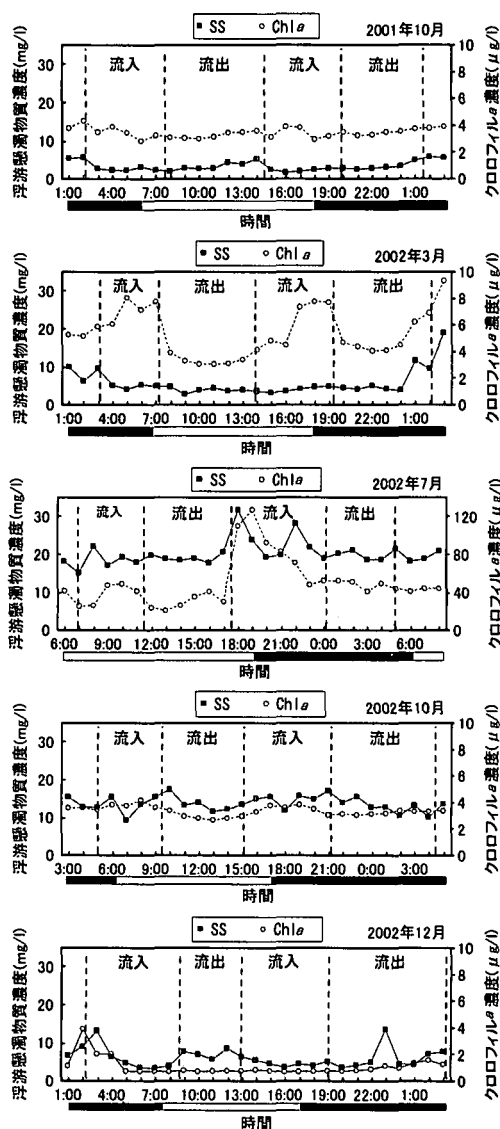


図-2 浮遊懸濁物質とクロロフィルa濃度の時間変動

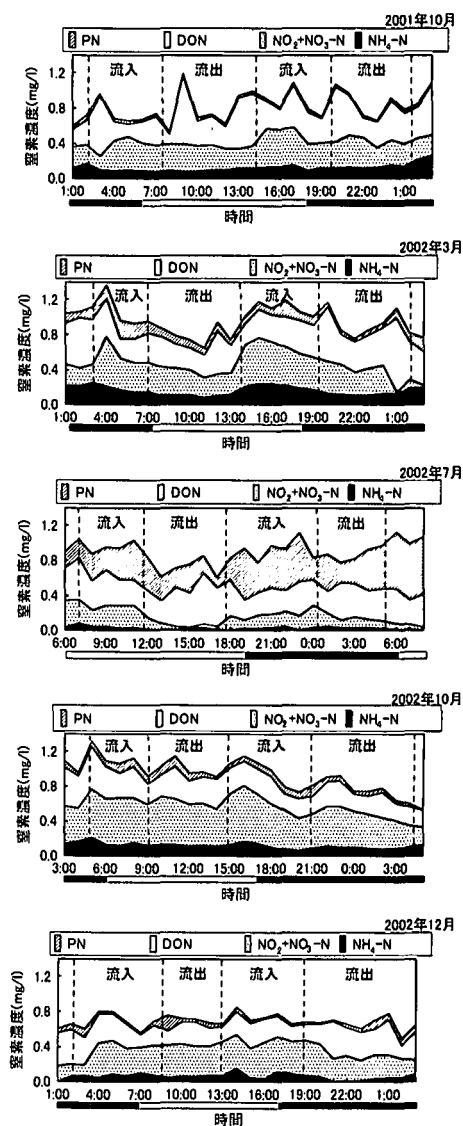


図-3 形態別窒素濃度の時間変動

各観測における形態別窒素の収支を表-4に示す。アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) は、2001年と2002年の10月に流出量が流入量を各1.6 kgと1.0 kg上回ったが、他の季節には流入>流出となった。亜硝酸+硝酸態窒素 ($\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$) は流入量が流出量を3.8~7.6 kg上回り、結果として、全ての観測において溶存態無機窒素 ($\text{DIN}:\text{NH}_4\text{-N}+\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$) は野鳥園北池に固定されていることが明らかになった。一方、溶存態有機窒素 (DON) については流出量が流入量を0.83~7.5 kg上回り、季節を問わず野鳥園北池から大阪湾に排出されていることがわかった。また、懸濁態窒素 (PN) は2002年12月に0.58 kgの流出過多となった以外は、0.49~3.1

kgの範囲で北池内に固定されていた。さらに、無機態と有機態の窒素を合わせた総窒素については、2001年10月が1.2 kgの排出、2002年3月、7月、10月、12月がそれぞれ7.6 kg、5.0 kg、7.0 kg、3.3 kgの固定となり、野鳥園北池が流入した窒素を除去する傾向にあることがわかった。このように野鳥園北池は無機態窒素を有機態窒素に変換しながらも、総窒素としては隣接海域への負荷を低減することが示唆された。

北池では2002年7月・10月・12月にそれぞれ0~0.08 kg 湿重/ m^2 、0~1.96 kg 湿重/ m^2 、0.076~5.32 kg 湿重/ m^2 の分布密度でアオサが分布し、現存量はそれぞれ0.33 ton、21.7 ton、37.5 tonと見積られた。この量は窒

素換算で1.8 kg, 121 kg, 210 kgに相当する(矢持ら, 未発表)。このうち7月の現存量が少なかったのは、観測前の6月に行われた人為的なアオサ回収による系外除去のためである。これらのことから、野鳥園北池に繁茂するアオサが溶存態無機窒素を藻体内に取り込むことによって無機態窒素濃度を低下させ、また、小型底生動物や微生物の働きで懸濁態窒素や溶存態有機窒素に変換されて排出される過程が、この池の窒素循環において重要と考えられた。ちなみに、同じ大阪湾の阪南2区人工干潟現地実験場では、優占海藻であるアオサ類による溶存態窒素の固定量はボックスモデルから推定した溶存態総窒素の水中からの消失量(3.5 kg/日)とほぼ等しいとの結果が得られている(矢持ら, 2003)。

大塚ら(2003)は大阪府泉南海岸のりんくう公園内の人工ラグーンにおいて栄養収支を調べ、収支は海藻の栄養固定や枯死した海藻の底泥デトリタスへの移行量に強く支配され、浅場や海浜が存在しても系外への人為的な除去がないと栄養物質の固定機能は年とともに低下すると報告している。これに関連して、南港野鳥園湿地はシギ・チドリなどの野鳥の渡来が活発で、2001年の春季には約3000羽の飛来があった(高田, 2003)。野鳥による有機物の系外除去については定量的な情報が少ないが(例えば千葉県, 1998)、野鳥の渡来ルートにある野鳥園湿地では、鳥による栄養物質の持ち出し効果は軽視できないものと推察される。

結果として、南港野鳥園北池の総窒素固定量は2001年10月を除くと、58~144 mg/m²/日となり、東京湾三番瀬(約100 mg/m²/日)と同程度であることがわかる(千葉県, 1998)。以上のように、造成後20年経過した人工塩生湿地であるにもかかわらず、南港野鳥園湿地北池には、水域の富栄養化状況に応じて小型底生動物が棲み、水質の浄化機能が維持されている。本湿地は水深が浅く、潮汐により干出と水没を繰り返し、底質の好気的環境と嫌気的環境が水平ならびに垂直的に連続していると推察される。このような環境では微生物による脱窒活性が高く、系外除去がさらに促進されるものと考えられる。これらのことは、大都市沿岸の臨海部に数多く残存する低・未

利用地の再生方法として塩生湿地による近自然的再生の可能性を期待させる。

4. ま と め

本研究により以下のことが明らかになった。

① 導水管6本で隣接海域と繋がる野鳥園北池ではあるが、上げ潮時には海水交換量の12~43%が、また下げ潮時は19~48%が石積み護岸を通じて行われた。したがって、野鳥園湿地北池の物質循環において石積み護岸を通じての交換量を軽視できないことがわかった。

② 浮游懸濁物質とクロロフィル a は流入量が流出量を上回ることが多く、湿地内に固定される傾向が見られた。そして、これには湿地内の小型底生動物による摂食が深く関与すると考えられた。

③ 造成後20年経過した本湿地は無機態窒素を固定し、有機態に変換して系外に排出しながらも、総窒素としては隣接海域への負荷を58~144 mg/m²/日低減することがわかった。これらのことから、臨海域に多く残存する低・未利用地を人工塩生湿地に再生しても、自然干潟と同程度の水質浄化機能を維持できると期待された。

参 考 文 献

- 大塚耕司・中谷直樹・沢田 守・中西 敬・吉村直孝(2003): りんくう公園内海の水質浄化機能、りんくう公園内海調査報告書, pp. 1-91.
- 高田 博(2003): 大阪南港野鳥園における干潟・塩生湿地生態系の回復—シギ・チドリ類と底生生物を指標に一、シンポジウム「大阪湾のなごき環境を語る」要旨集, pp. 14-23.
- 千葉県土木部・千葉県企業庁(1998): 環境の補足調査によって把握した「市川二期地区・京葉港二期地区計画に係る環境の現況について」(要約版), 336 p.
- 柳川竜一・矢持 進・中谷恵美・小田一紀(2002): 大阪南港野鳥園湿地の環境特性と生物多様性を重視した浅場環境の造成条件, 海岸工学論文集, 第49巻, pp. 1281-1285.
- 矢持 進・柳川竜一・松久純世(2003): 高水温時の大阪南港野鳥園人工塩生湿地での窒素収支, 水環境学会誌, 第26巻, pp. 443-448.
- 矢持 進・平井 研・藤原俊介(2003): 富栄養化浅海域における生態系の創出—人工干潟現地実験場での生物と窒素収支の変遷—, 海岸工学論文集, 第50巻, pp. 1246-1250.