

人工海浜造成後の魚類, 鳥類, 水辺植生の遷移に関する研究

木村賢史¹・西村 修²・太田祐司³・三嶋義人⁴・柴田規夫⁵
稲森悠平⁶・須藤隆一⁷

¹正会員 工博 東京都環境科学研究所 基盤研究部 (〒136-0015 東京都江東区新砂 1-7-5)

²正会員 工博 東北大学大学院教授 工学研究科(〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉 06)

³東京都港湾局 開発部(〒163-8001 東京都新宿区西新宿 2-8-1)

⁴東京都環境局 環境改善部(〒163-8001 東京都新宿区西新宿 2-8-1)

⁵横浜水辺環境研究会 (〒230-0051 横浜市鶴見区鶴見中央 3010-44)

⁶正会員 理博 国立環境研究所 地域環境研究グループ(〒305-0053 茨城県つくば市小野川 16-2)

⁷正会員 理博 東北工業大学客員教授 土木工学科(〒982-8577 仙台市太白区八木山香澄町 35-1)

葛西人工海浜における造成後の魚類, 鳥類及び, 水辺植生の遷移の過程を検討した. 東なぎさの魚類種数は造成終了前後の時点に回復しているが, 個体数は変動が大きく河川水による塩分濃度の低下が制限要因と推測された. 葛西人工海浜(東なぎさ)の鳥類は立ち入り禁止という高い安全性と干潟の面的広がり等により造成前の種数に戻っており, 個体数は, 主な餌である底生動物の個体数と関連することが推測された. また, 東なぎさの水辺植生は, 造成後 15 年を経て遷移初期のヨシ湿原の段階にあり, 植生も多様化の傾向に向かっていると推測された.

Key Words: nursery, fishes, wild birds, restoration, shore flora, Kasai artificial beach

1. はじめに

人工干潟や海浜は, 埋立等により減少した水辺環境を回復・保全し, 親水の場や生物の生育・生息場を創出することを目的として各地で造成が進んでいる^{1) - 19)}. しかし, その後の干潟環境の変化や生物相の回復状況等, 当初の目的とした生態系が創出されているかどうか評価された事例は少ない^{20) - 24)}. 葛西人工海浜(Fig. 1, 2)は西なぎさと東なぎさから成り, 東京都内湾に造成した人工海浜の中で最も古くかつ最大の規模を有し都のレクリエーションの場・自然観察の場として親しまれている. 西なぎさは人々のレクリエーションの場として住民に公開されているが, 東なぎさは自然の生態を保全し観察する場としての機能から立ち入り禁止区域としている. そのため, 1983 年の造成以来, 人工海浜の清掃等の維持管理行為は一切行わず 15 年以上が経過した. このように造成後長期間放置した人工海浜は他に例がなく, 従って生物がどのような遷移を示すか検討した事例は皆無である. そこで, 葛西人工海浜の東なぎさを中心に, 既存及び独自に追加した調査データを基に魚類では自然干潟の城南大橋干潟との比較, 鳥類では公開されている西なぎさと比較しながら遷移の過程を考察し, 水辺植生では東なぎさ内

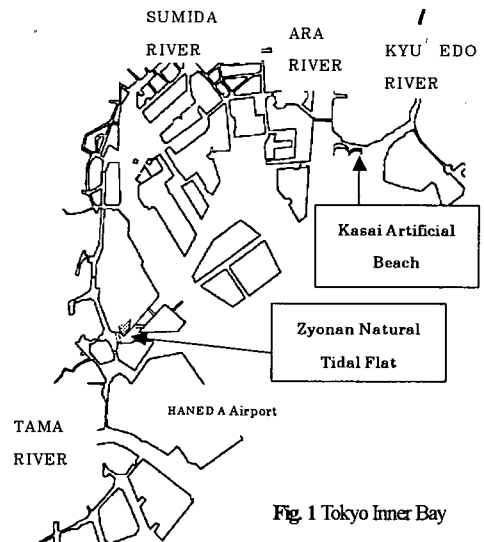


Fig. 1 Tokyo Inner Bay

の分布を基に遷移の状況を考察した.

2. 解析データ等

魚類解析データは, 東京都環境保全局の水生生物調査

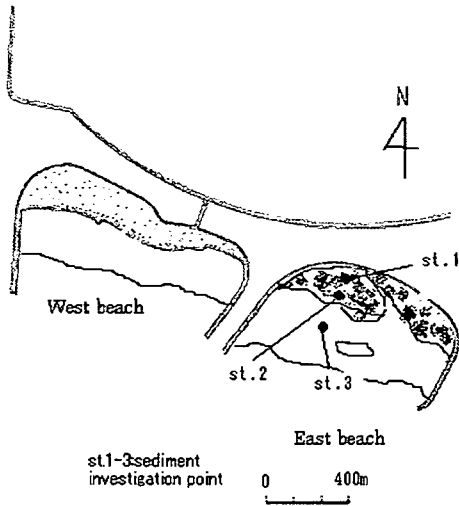


Fig. 2 Kasai artificial beach

結果²⁹⁻³¹⁾を用いた。調査は毎回同一地点で月1回、年12回、稚魚用小型地曳網(袖網目:14メッシュ(450cm),胴網:18メッシュ(210cm),袋網:18メッシュ(150cm))を水から2人1組で約10mを1回曳くことにより採取し、検体としたものである。

鳥類及び底生動物等の解析データは、東京都港湾局の資料²⁹⁻³⁰⁾を用いた。鳥類調査は東・西なぎさ別に導流堤上から8月~翌年4月にかけて年3~4回鳥類の種数と個体数、分布状況を把握した。底生動物は8月と12~1月の年2回調査した。植生解析データは1986年、1996年の東京都港湾局の資料^{29,30)}を用いた。調査は1986年4,8月、1996年9,10月及び筆者らが調査した2001年7,10月に導流堤上および内側において現地調査により植物を同定した。土壌のpH、電気伝導度は土壌環境分析法⁶⁾に則った。

3. 結果

(1) 魚類の経年変化

Fig. 3には魚類の種数の経年変化(月1回年12回の総数)をまとめた。東なぎさでは、造成終了前後の1982, 1983年に稚魚を中心に25~32種が確認されており、その後変動しつつも1997, 1998年には30~40種を確認している。魚類は移動能力が大きいことや魚種の習性、繁殖期・成長期等を反映して、調査時期や調査地点により生息魚種や密度が異なり、この影響で採取種数が調査年度によって変化するのは避けがたいが、Fig. 3をみる限り造成終了前後の種数に回復しつつあると考えられる。そこで、東なぎさの総種数の経年変化を自然に形成された城南大橋干潟(Fig. 1)の種数と比較すると、1989年、1997年を除

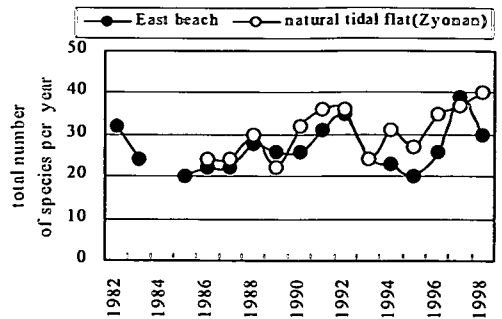


Fig. 3 Yearly change of number of fish species

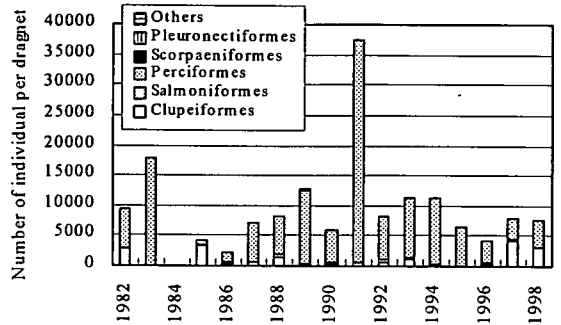


Fig. 4 Composition of order classification in East beach(number of fish)

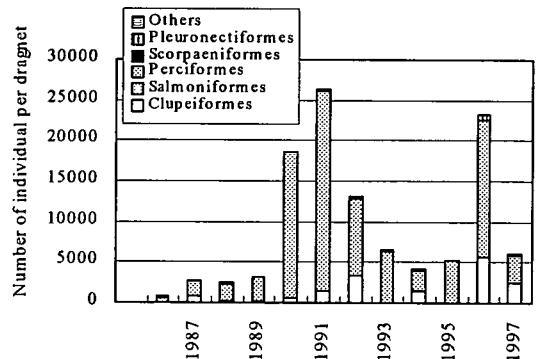


Fig. 5 Yearly change of composition of order classification in Zyonan natural tidal flat(number of fish)

いて常に東なぎさの種数が下回っていた(Fig. 3)。種数の内訳は、ハゼ科(Gobiidae) ボラ科(Mugilidae)、スズキ科(Percichthyidae)等のスズキ目(Perciformes)が過去15年間平均65%(51~88%)と圧倒的に多く、次いでニシン目(Clupeiformes)、カレイ目(Pleuronectiformes)の稚魚が主に出現するという傾向は造成終了前後とほとんど変わっていない。このような傾向は自然干潟の城南大橋干潟(過去13年間のスズキ目比率は平均64%(58~79%)である)でも同様であった。東なぎさの種の遷移状況を見ると、造成中の1982年以来、1998年現在までサッパ、コノシロ、ボラ、スズキ、イシガレイ、コチ、マハゼ、エドハゼ等

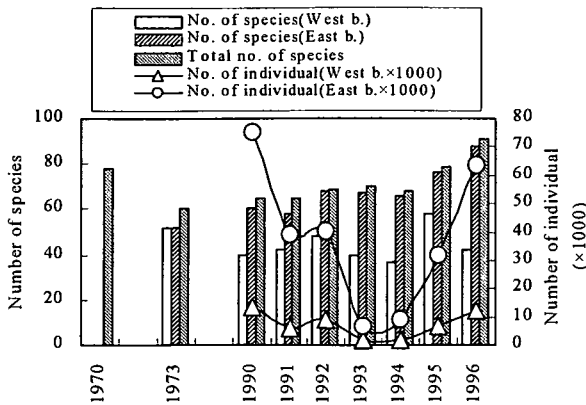


Fig.6 Yearly change of number of species and individuals in West/East beach(wild birds)

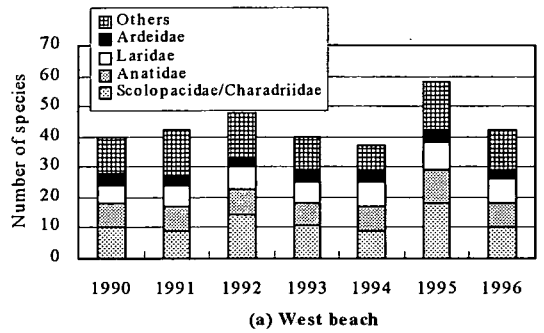
12種の稚魚は毎年確認され、ギンボ、コトヒキ、クサフグは概ね確認されている。しかし、ヒラメの稚魚は1985年に、マコガレイ、カンゾウヒラメは1982年、1983年に確認された後、全く確認されていない。一方、造成終了前後にはみられず、新たに確認された種ではギマが1995年に、ミズハゼは1990年に、シログチ、シモフリハゼは1989年に、ニクハゼは1988年に初めて確認され、その後も確認されている。一方、城南大橋干潟では、東なぎさで確認できないヒラメの稚魚が概ね毎年確認できる。

個体数の遷移 (Fig.4) をみると、造成終了前後 (1982, 1983年) と比べると安定的には回復していない。個体数はマハゼ、ビリンゴが大量に採取された1991年を除くと概ね5000~10000個体/1網で推移している。内訳をみると、種数の内訳同様東なぎさではスズキ目が平均85.9% (16年間平均8737個体、このうちハゼ類が78.6%を占める)、ニシン目11.6% (1175個体)、サケ目1.8% (180個体)、カサゴ・カレイ目各0.3% (28個体) とスズキ目が80%以上を占めている。

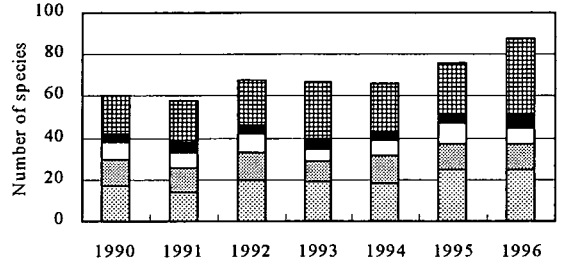
一方、城南大橋干潟 (Fig.5) では、ハゼ類が大量に採取された1991年にピークがあるのは東なぎさと同様であるが、調査開始当時の1986年に降着実に個体数は増えており、干潟環境の安定化が推測される。内訳をみると、スズキ目が平均84.5% (13年間平均7845個体、このうちハゼ類が78.9%を占める)、ニシン目13.8% (1285個体)、サケ目0.1% (10個体)、カサゴ目0.2% (23個体)、カレイ目0.9% (82個体) とスズキ目が優占しているのは東なぎさと同じであるが、サケ目は東なぎさが、カレイ目は城南大橋干潟がやや高い比率を示している。

(2) 鳥類の種類数・個体数の経年変化

夏季~冬季における両なぎさ合計の全種数及び全個体数の経年変化 (Fig.6) をみると、種数では海浜公園内陸部の埋立工事が行われていない1970年では78種が確認できたが、内陸部の淡水湿地の埋立 (1972年に埋立を開始

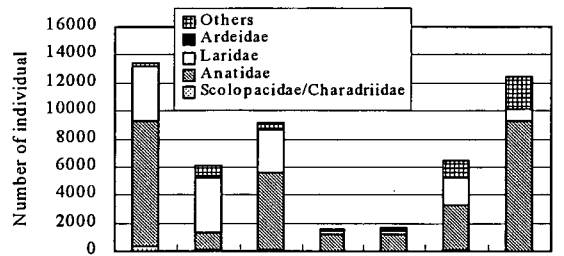


(a) West beach

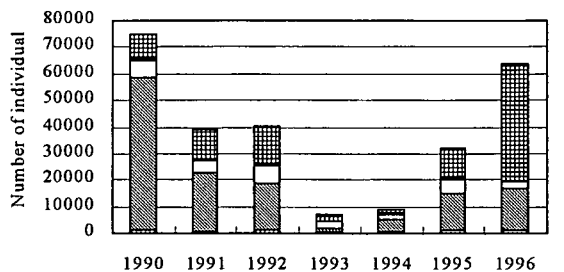


(b) East beach

Fig.7 Yearly change of family classification of wild bird species in East beach



(a) West beach



(b) East beach

Fig.8 Yearly change of family classification of wild bird individual in West/East beach (annual average)

し、1975年3月に完了)が進むなかで種類数は52~60種に減少し、葛西人工海浜の両なぎさの造成が完了した1989年以降は徐々に回復しており1995, 1996年には79, 91種と造成前の種類数を上回った。自然干潟の三番瀬 (89種, 1996, 1997年の合計) と同程度の種数を確認

Table1 Change of family and species of shore flora

F.Y.	FAMILY AND SPECIES	PTERIDOPHYTA	SPERMATOPHYTA				Total
			GYMNOSPERMAE	ANGIOSPERMAE			
				<i>Dicotyledoneae</i>		<i>Monocotyledoneae</i>	
				<i>Choripetalae</i>	<i>Gamopetalae</i>		
1986	Number of families	0	0	11	4	3	18
	Number of species	0	0	26	18	23	67
1996	Number of families	1	1	19	5	3	29
	Number of species	1	2	44	29	31	127
2001	Number of families	0	1	26	8	5	40
	Number of species	0	1	60	38	30	129

している³²⁾。

西と東なぎさを比較すると、立ち入り禁止にしている東なぎさは、種類数で西なぎさの1.5～1.8倍、個体数で4.2～6.4倍程度の鳥類を確認している(Fig.7,8)。種類数の内訳をみると、カモメ類、サギ類では西と東で大きな差はみられない。経年的にみると、西なぎさは特に傾向がみられないが、東なぎさは増加傾向がみられる。ガンカモ類、シギ・チドリ類とその他の類が東なぎさで明らかに西なぎさに比べて出現種が多くシギ・チドリ類で1.4～2.5倍、その他の類で1.3～2.8倍である(Fig.7)。個体数は経年的には東西なぎさいずれも類似した変動を示しており、西なぎさでの再養浜工事終了前後の1993,1994年に激減した後、増加傾向を示している。個体数はいずれの科も東なぎさが多く、特にカムリカツブリやハジロカツブリ、チュウヒ、ミサゴ、カワウ等のその他の類が多い(Fig.8)。種の遷移状況を日本版レッドデータブック³¹⁾の希少種または危急種に相当する種の出現でみると、希少種では陸地も含めた公園の整備が行われていない1970年にヨシゴイ(*Ixobrychus sinensis*)やズグロカモメ(*Larus saundersi*)各1個体、ホウロクシギ(*Numenius madagascariensis*)、コアジサシ(*Stema albifrons*)が複数個体確認されたが、ズグロカモメは1972年から1996年現在まで全く確認されていない。ヨシゴイは1970年に確認された後、姿を消したが、1996年に東なぎさで26年ぶりに確認された。クロツラヘラサギも1993年以降から1996年現在まで安定的に確認されている。チュウサギ(*Egretta intermedia*)やコアジサシは1970年以降毎年確認されているが、これらの希少種はいずれも東なぎさで圧倒的に多い。また、危急種ではミサゴは1970年と1979年に、チュウヒは1979年

と1986年に確認されたが、安定的に確認されるのは1991～1993年以降であり、いずれも東なぎさのみで確認されている。特に近年、数を減らしつつあり、その保護が強く求められているカムリカツブリ(*Podiceps cristatus*)は1996,1997年には4,000～18,000羽を確認している。自然干潟の三番瀬でも120個体程度³²⁾であることを考えると、葛西人工海浜東なぎさは野鳥の保護地として重要な空間となっていることがわかる。西なぎさでは確認できず、東なぎさのみに出現した種を1989年～1996年の間でみると、年によって異なるものの、オオソリハシシギ(*Limosa lapponica*)やメダイチドリ(*Charadrius mongolus*)、ヨシゴイ、ササゴイ(*Butorides striatus*)、コアジサシ、ミサゴ、チュウヒ等を中心に23～43種と多く、葛西人工海浜のなかでも東なぎさはバードサンクチュアリとしての存在価値が高い。

(3) 東なぎさの水辺植生

a) 植生の変化

東なぎさ導流堤上や堤内の陸地および干潟面に移る移行帯に生息する植生を調査した結果(Table 1)^{29),30)}、調査時期は異なるものの造成から3年後の1986年には、18科67種が出現したのに対して、10年後の1996年には29科107種、15年後の2001年には40科129種を確認している。同時期でみると、1986年4・8月に対して2001年7月では科数で2.0倍、種数で1.6倍に、1996年10月に対して2001年10月では科数で1.2倍、種数で1.04倍に増加している。

b) 植生の内訳

植生の内訳の変化をみると、科では1996年は1986年に出現していなかったシダ植物(PTERIDOPHYTA)、裸子植

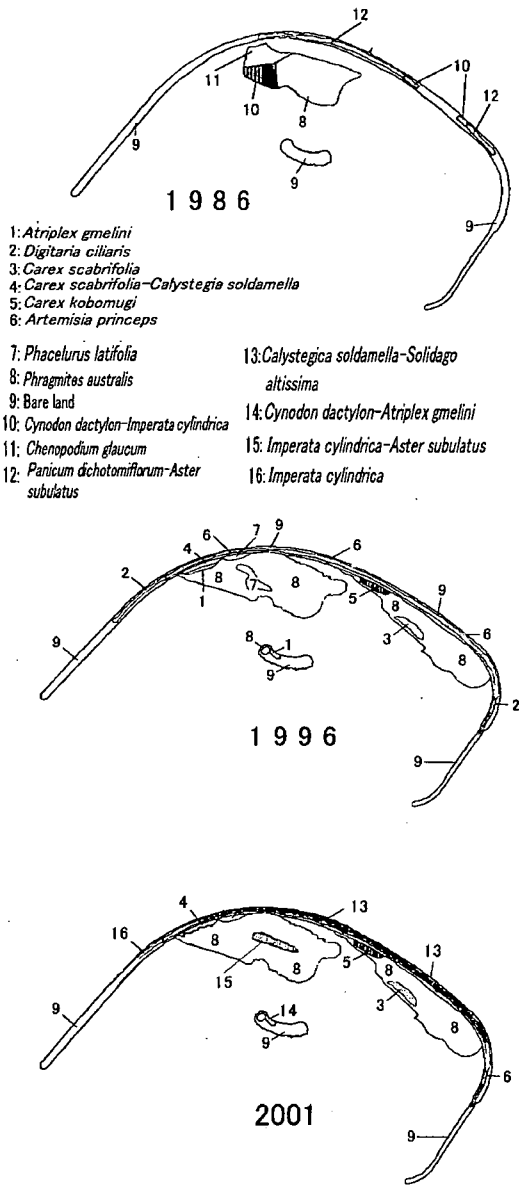


Fig. 9 Change of distribution of dominant species

物亜門(GYMNOSPERMAE)が新たに出現していたが、2001年にはシダ植物は姿を消した。

また、双子葉植物綱(Dicotyledoneae)の合弁花亜綱(Gamopetalae)や単子葉植物綱(Monocotyledoneae)が2001年でも微増に対して、離弁花亜綱(Choripetalae)は11年間に11から19科に、15年間(2001年)に26科に増加しているのが特徴である。一方、種の内訳をみると、1986年と比べて1996年にはいずれの科でも種数が1.3~1.7倍に増加しているが、2001年には単子葉植物綱はほとんど変化していないのに対して、双子葉植物綱は増加し種の多様性が増している。

特に、離弁花亜綱と合弁花亜綱は196年には1.6~1.7倍に、2001年には2.1倍~2.3倍に増加しており双子葉植物の生息に適した環境が拡大しつつあることを示している。出現種については、種によって発芽時期や生長期間等が異なるため、これらの出現種が安定して生息していると断定するのは難しいが、オオイヌタデ(*Polygonum lapathifolium*)やギシギシ(*Rumex japonicus*)、ホソバナハマアカザ(*Atriplex gmelini*)、コマツヨイグサ(*Oenothera laciniata*)、ヨモギ(*Artemisia princeps*)、ギョウギシバ(*Cynodon dactylon*)、ヨシ(*Phragmites communis*)等31種は1986年、1996年、2001年を通して出現しており定着していると推測された。植物の遷移状況を見ると、1986年に確認された後1996年、2001年には確認できない種は1年草のイヌタデ、サナエタデ、ハイミチヤナギ、イヌビユ、イガオナモミ等14種、多年草ではクバオオジシバリ、セイタカハハコグサ、ネズミホソムギ、ヒメクグ、エゾウキヤガラ等7種であった。一方、1986年には確認されず、1996年、2001年に確認された種は木本類のクロマツ、オニグルミ、アキノレ、トベラ、オオシマザクラ等の9種、1・2年草のカナムグラ、アキノミチヤナギ、コアカザ、オオマツヨイグサ等の19種、多年草のセンニンソウ、ハマエンドウ、カタバミ、カガイモ等11種であった。植物群落を優占種(Fig. 9)で区分すると、1986年では導流堤上はオオクサキビ(*Panicum dichotomiflorum*)・ホウキギク(*Aster subulatus*)群落が進め、堤内側の陸地にはヨシ群落を中心にウラジロアカザ(*Chenopodium glaucum*)群落、ギョウギシバ(*Cynodon dactylon*)群落が優占していたのに対して、1996年には砂泥が波浪等により岸側に打ち寄せられ陸域が拡大したため、植物生息環境の多様化と植物群落の遷移により堤上ではメヒシバ(*Digitaria ciliaris*)群落とヨモギ群落が進占し、堤内の陸地では大部分をヨシ群落が進占し、堤内の陸地にはオオクサキビにパッチ状にホソバナハマアカザ(*Atriplex gmelini*)群落、シオクグ(*Carex scabrifolia*)群落、ハマヒルガオ(*Calystegia soldanella*)群落、コウボウムギ群落、ヨモギ群落、アイアシ(*Phacelurus latifolia*)群落が分布し、1986年には導流堤上に生息していたホウキギクが2001年には東側ヨシ群落内側中央付近にチギヤ・ホウキギク群落として出現しており、陸地の乾燥化が進んでいると推測された。

4. 考察

(1) 魚類の生息状況

a) 自然干潟と人工海浜の比較

東京都内湾に残存する小さな自然干潟である城南大橋

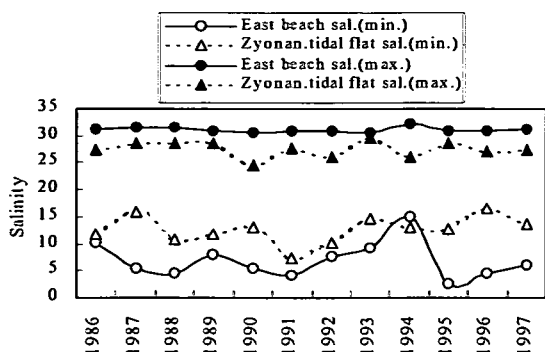


Fig. 10 Yearly change of salinity (min., max.) in East beach and Zyonan natural tidal flat

干潟と比較すると、城南大橋干潟の確認魚種数は 1960 年から 22~37 種で変化しており、葛西人工海浜（東なぎさ）に比べて全般的に多い。過去 5 年間の平均魚種数は東なぎさが 26 種に対して、城南大橋干潟は 30 種と東なぎさの約 1.2 倍の魚種を示している。東なぎさの種の遷移状況を見ると、ヒラメ、カンゾウヒラメは造成終了後に姿を消す一方、従来確認できなかったミミズハゼ、シモフリハゼ、ニクハゼ等が出現している。これに比べて、城南大橋干潟ではヒラメの稚魚が調査開始(1986 年)以来、ほぼ毎年確認されている。また、カレイ目のイシガレイの稚魚は東なぎさで年平均 29 個体/1 網(13 年間、2~54 個体)に対して、城南大橋干潟では年平均 78 個体(13 年間、8~555 個体)と多い。逆に、サケ目のアユは 13 年間平均で東なぎさ 233 個体、城南大橋干潟 32 個体と東なぎさで多く確認できる。総個体数を比べると、東なぎさが 16 年間平均 10166 個体(2256~37483 個体)に対して城南大橋干潟は 13 年間平均 9280 個体(758~26371 個体)と個体数では東なぎさが優っていた。

そこで双方の環境条件をみると、東なぎさは干潟面積約 10ha、干潟勾配は 1/70~1/100 から 1/1600 と極めて緩やかな勾配に変化しているに対して、城南大橋干潟では約 0.5ha、約 3/100 でほとんど変化がみられない。東なぎさは城南大橋干潟に比べて干潟面積で 20 倍、干潟勾配では 50 倍以上緩やかである。干潟の奥域は城南大橋干潟が 30m 程度に対して、東なぎさは 400~500m と広い。いずれも底質は砂質(砂分 90%以上)が中心で、水質の DO 濃度は生物生息限界濃度といわれる 3mg/l を上回っており、生息に問題ない⁵⁰⁾。水質の pH は東なぎさ 7.3~8.5、城南大橋干潟 7.0~8.5 と大差はない。塩分の経年変化(年度平均値)をみると、城南大橋干潟は 18.6~23.2(平均 20.9)と東なぎさ 19.1~24.4(22.3)に比べて低めである。

しかし、塩分の最小値の変化(Fig. 10)⁴⁰⁾をみると、城南大橋干潟は 7.4~16.5(平均 12.6)と東なぎさ 2.5~14.9(6.8)に比べて約 2 倍弱高い。東なぎさでは荒川や旧江戸川の影響を受けて塩分が 10 を下回る年度が 1986

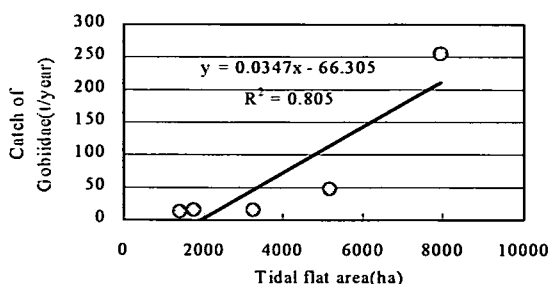


Fig. 11 Relationship between catch of Gobiidae and tidal flat area in Tokyo Bay

年と 1994 年を除いて毎年発生しているのに対して、城南大橋干潟では近隣に流入河川もなく 10 未満は 1991 年のみであり、城南大橋干潟の塩分は比較的高い値で周年安定していることがわかる。千葉県館山湾でのヒラメの稚魚生息調査結果⁵⁰⁾によると、稚魚の生息場の塩分は雨天直後でも 13.4~20.5(平均 16.0)、晴天時には 20.1~23.2(平均 21.6)と 10 を下回ることはないと報告している。このため、東なぎさでは塩分の低下に弱いヒラメやカンゾウヒラメ等の稚魚は消える一方、塩分の低い汽水域に生息するミミズハゼ、シモフリハゼ等のハゼ類やアユにとって生息しやすい環境になっていると考えられる。

以上のことから、魚類種数は干潟面積の大きさや勾配の緩急等の条件よりも淡水の流入という周辺条件に大きく左右されるが、個体数は干潟面積の大小に影響を受けることが推測された。

b) 海浜から魚類育成の場へ

一般に、内湾の干潟や浅海域は魚類の初期生活の場として極めて重要であると指摘されている⁶⁰⁾。魚類の幼稚仔の生育場条件としては餌条件がよく、無機的環境条件が好適であり、安全であることが挙げられる⁶⁰⁾。現在の東なぎさの場合、秋季~冬季に餌となる底生動物は激減する⁶⁰⁾が、代って甲殻類のニホンイサザアミが大量(最大 20 万個体以上/1 網)に発生し餌を供給している^{26), 27)}。また、無機的環境条件では、東なぎさは浚渫砂泥で造成し、造成当時は底質 COD6.6mg/g、IL3.7%、硫化物 0.2 mg/g 未満と比較的有機物の多い底質であったが、現在の東なぎさは、一部は泥質化(鳥堤北側)しトビハゼの生息もみられるものの、大部分は砂質(細砂 90%前後)で、底質 COD2~3mg/g、強熱減量 2~3%、全硫化物 0.2mg/g 未満と酸化的であり DO も豊富にある⁴⁰⁾。干潟勾配は造成時に比べて 1/1600 と緩やかとなり、また奥域もあるため満潮時には遠浅の広い水面が広がり⁴⁰⁾、大型魚等の害敵の侵入も少ない。干潟面積がわずかに約 10ha の東なぎさでもハゼ類を中心に造成以来 16 年間 2,256~37,483 個体/網、1 網当たり年平均 10,167 個体(ハゼ類 8123 個体)を確認している。東なぎさでは人工的にでも海浜を造成すると速やかにハゼ類を中心に 30 種前後の稚魚が餌場や休息の場と

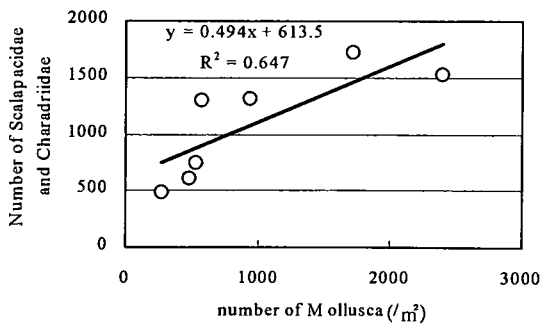


Fig.12 Relationship between number of Mollusca and number of Scolopacidae and Charadriidae

して集まってくるのがわかる。そこで、大槻が 30 年間の漁業統計等⁶¹⁻⁶³からまとめた東京湾のハゼ類と干潟面積との関係 (Fig.11) をみると、正の相関 ($R^2=0.8$) があり、東京湾のハゼ類が干潟に依存していることが推測できる。

東京湾内湾域の近年 30 年間の魚類漁獲量の推移⁶⁴をみると、底魚であるハゼ類、タイ類は減少の一途を辿っているのに対して、浮魚類であるイワシ類やコノシロ類の漁獲量は増加しており、魚類全体の漁獲量は増加している。その原因として、干潟の減少や底質のヘドロ化等生息環境の悪化が底魚の減少を招く一方、富栄養化によるプランクトンの増加が浮魚でプランクトン食性であるイワシ類やコノシロ類の増加をもたらしていることを挙げている⁶⁵。また、これらの稚魚等を餌としているスズキ類も増加しており、このような傾向は東京都内湾域でもみられる⁶⁶。なお、コノシロ・スズキ・ボラ科の稚魚は東なぎさでも造成直後から多く確認できる。東なぎさでは全捕獲稚魚数の 16.6% (16 年間年平均 1083 個体/1 網) がコノシロ・スズキ・ボラ科の稚魚で占められている。東京都内湾域の過去 5 年間の漁獲量⁶⁰の推移をみると、全漁獲量の 53~64% はハゼ、カレイ、コノシロ、ボラ、スズキで占められている。また、東なぎさは河口域に位置すること、餌となるニホンイサザアミが大量に発生することから毎年アユの稚魚が 11~4 月に平均 233 個体/1 網 (13 年間平均) 捕獲されており、東なぎさは淡水水産資源の保全にも寄与している。以上のことから、東なぎさは造成直後からアユ、ハゼ類、コノシロ等の稚魚の育成場として機能していると推定できる。東なぎさのイシガレイについては、千葉県三番瀬の調査報告書でも指摘されている⁶⁷。

(2) 鳥類の生息

a) 鳥類の遷移状況

鳥類の種数の遷移状況 (Fig. 7) をみると、西なぎさはほぼ横這いで推移しているのに対して、東なぎさは増加傾向がみられ西なぎさに比べて出現種が多い。このことは個体数にもよく現れている (Fig. 8)。個体数は経年的

には東西なぎさいずれも類似した変動を示しているが、個体数はいずれの科も東なぎさが多い。種数の内訳 (Fig. 7) をみると、種類では警戒心の強いガンカモ類、シギ・チドリ類やその他の類のチュウヒ (*Circus aeruginosus*) やミサゴ (*Pandion haliaetus*) などが東なぎさにおいて多く観察されており、立入り禁止という環境条件が影響していると推測される。個体数の内訳 (Fig. 8) でも東なぎさでは神経質なカンムリカツブリが多くを占めるその他の科の比率が高いのに対して、西なぎさは人の接近をあまり恐れないカモメ科の比率が高いのが特徴である。なぎさを公開するか否かで飛来する鳥類の種数や個体数、その内訳に大きな影響を与えることがわかる。

b) 鳥類の生息・休息環境としての東なぎさ

鳥類の生息・休息場の条件としては①餌が豊富なこと②安全であること③生息・繁殖・休息のための広い空間があることなどが挙げられる。東なぎさは砂質干潟が多くを占めるため、造成以来、餌となる底生動物は量的には二枚貝が多く、多毛類は量的には少ない⁴⁹。そこで、東なぎさでのシギ・チドリの個体数と餌である底生動物との関係を過去 7 カ年の夏季~冬季のデータでみると、二枚貝・腹足類等の軟体動物の個体数 (Fig.12) との間には概ね正の相関がみられ、底生動物の個体数とシギ・チドリの個体数とは関連していることが推測された。東なぎさの軟体動物の 1 個当たり湿重量は過去 10 年間平均で 1.1g (0.004~4.9g) と小さく、シギ・チドリにとって捕食し易い大きさであることがわかる。このような環境でのシギ・チドリの種数は過去 7 年間の平均で全鳥類種数の 28% を占めるが、個体数は全体の 3.9% にすぎず、出現種数は多いが、個体数は少ないという傾向がみられた。底生動物との関係は、アカアシシギと端脚類のドロクダムシ、ミヤコドリと二枚貝のザルガイとの間にも報告されている^{50,51}。シギ・チドリの餌は季節や場所によって異なるが、その中心は多毛類や二枚貝、腹足類、甲殻類、昆虫である。

ミヤコドリは 1 日に体重の 40%、アカアシシギで 30% を必要とする⁵²。この量を確保するためには採餌に適した場所に集まることが知られている⁵³。シギ・チドリは干潟面とともに汀線付近の水深 1~10cm の場所をよく利用⁴⁰し、利用限界水深は干潮時で最大 0.4m 以内との報告⁴¹もある。干潟面積とシギ・チドリの個体数との間には正の相関がみられることから推測される^{54,55}。

以上のことから、東なぎさは造成後 15 年以上を経過して干潟勾配は 1/1600 と極めて緩やかに変化し、干潟 (干出) 面積は西なぎさの約 1.6 倍と拡大し、かつ汀線も長く遠浅の水域が広がってきた東なぎさはシギ・チドリ等の野鳥の休息や素餌の場として適しつつあるといえる。しかも、東なぎさは人の立入りを禁止しているため安全性

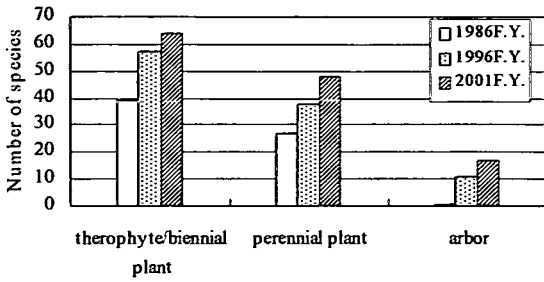


Fig. 13 Change of flora in East Beach

の面でも優れている。人間が鳥類の行動に影響を与えない距離として、葛西人工海浜調査報告書ではシギ・チドリ類は約 80m, カモ類は約 120m と報告している³⁹⁾。淀川河川敷で調査した結果では、コサギ (*Egretta garzetta*) 150m, カモ類 100~150m という距離を報告している⁴⁷⁾。これらの要因が、東なぎさが西なぎさに比べて鳥類の種類数や個体数の多い原因と考えられる。

(3) 植生の変化

a) 植生の多様化

東なぎさの植生が多様化している原因についてみると、①波浪等による砂泥の導流堤内側への移動により陸地面積が約 2 倍に拡大したこと、②陸地の乾燥化や干潟面への移行帯の地盤の安定化により多様な植物が生息しやすくなっていることが挙げられる。土壌の水分含有率をみると、陸域の st. 1 が 7.7%, st. 2 で 4.1%, 干潟面の st. 3 で 23.3% と陸域の乾燥化が進んでいる。また、土壌の pH は st. 1 が pH 6.93, st. 2 で 7.18, st. 3 7.40, 同様に電気伝導度は st. 1 < 0.1 dsm^{-1} , st. 2 < 0.1 dsm^{-1} , st. 3 2.8 dsm^{-1} と陸地内部ほど pH, 電気伝導度は低下している。植物のための土壌の評価基準(試案)⁶⁴⁾で優レベルの pH が 5.6~6.8, 電気伝導度が 0.2 dsm^{-1} であることから、東なぎさの陸域の内部は植物に適した環境になりつつあるといえる。このことは、帰化植物の出現率でも推察できる。埋め立て地や人工海浜のように地表改変の大きな土地では帰化植物の出現率が高いという共通の傾向がみられる^{42), 43)}。

帰化率の変化を岡山大学「日本の帰化植物一覧表」に基づいてみると、1986 年では約 52% に対して 1996 年には約 33%, 2001 年 39% と徐々に低下している。河川の場合、多くの水辺植生の帰化率が 20%前後である⁵⁶⁾ことを考慮すると、東なぎさの水辺植生は河岸ほどには安定していないと推測される。

b) 遷移の段階

埋め立て地の植生は遷移の過程にあり生育環境と植物群落との相互作用のなかで年々変化している。一般に、植物の生育環境は背後域から汀線に近づくに伴い厳しくなるため、植生は高木→低木→多年草→2 年草→一年草と変化する。この方向は植物遷移の逆である。この変化は砂

浜、岩礁、干潟といった海岸地形に関わらないという⁴⁸⁾。

出現種の内訳 (Fig. 13) を 1989 年から 10 年後、15 年後と比べると、木本類 1→11→17 種、多年草類 27→38→48 種、1・2 年草類 39→57→64 種と特に 1996 年以降多年草類、木本類の増加が著しい。これは陸域の地盤が安定しつつあることを示しており、着実に遷移が進行しているのがわかる。倉内⁴⁴⁾が愛知県下の豊川流域の塩沼地で行った植生調査によると、塩沼地→シバナ (*Triglochin maritimum* L.)・ウラギク (*Aster tripolium* L.) などの塩湿地→ヨシ湿原→ススキ (*Miscanthus sinensis*)・チガヤ (*Imperata cylindrica*) 草原→アカメガシワ (*Mallotus japonicus*)・クロマツ (*Pinus thunbergii*) などの低木林→クロマツ林→タブ (*Machilus thunbergii*) 林→スダジイ (*Castanopsis sieboldii*) 林と遷移し、タブ林となるにはおよそ 300 年、そして極相のスダジイ林には 600 年を要すると推測している。この遷移と比べると、東なぎさではウラギク (*Aster tripolium*)、ヨシ、ススキ、チガヤ及びクロマツの幼木が確認されるが、圧倒的な優占種はヨシであることからヨシ湿原の段階にあると考えられる。遷移速度は①その地域の気候的条件(温度、降水量)、②周囲の植生の有無、またその植生を構成する種の質、③周囲の植生からの距離④最多風向(種子散布期を中心に)、⑤土壌の物理・化学的条件、⑥地形、⑦埋土種子集団、等の要因の影響を受ける⁴⁶⁾。以上のことから、塩水や飛沫、飛砂、強風等の厳しい環境条件下にある東なぎさの植生の遷移は、陸地の乾燥化など土壌・地質条件や地形の安定化は進みつつあるが、集中豪雨時には陸地も一時的に海水に洗われることもある。そのため東なぎさの遷移は極めてゆるやかに推移することが推測される。

c) 植生と鳥との関係

琵琶湖岸の場合、ヨシ群落は野鳥の営巣地、集団ねぐら地、越冬地、渡りの中継地として活用されており、群落面積が大きいほど群落内で営巣する野鳥の種類数は増える可能性があるという⁵⁷⁾。また、ヨシ群落面積の増加とともに越冬期の野鳥出現種数は増える傾向にあり、特に 1600 m^2 を超えるとその傾向は顕著になると報告している⁵⁷⁾。

東なぎさのヨシ群落は 1996 年、2001 年時点で約 35,000 m^2 と 1986 年当時と比べると約 7 倍に増加している。そこで、東なぎさの越冬期の野鳥個体数をみると、再養浜工事終了前後の 1993 年 14930 個体、1994 年 24989 個体、1995 年 60957 個体、1996 年 66422 個体と着実に増加しており、ヨシ群落内を生息・休息・繁殖の場としているオオヨシキリやマガモ、カルガモ、コガモ等の野鳥にとって東なぎさの水辺植生は適しつつあるといえる。しかし、植生の少ない乾燥した砂礫浜で繁殖するコアジサシ⁵⁷⁾等の野鳥にとっては、東なぎさのヨシ群落の干潟内への拡大は障害となっている。

多様な野鳥に適した環境にするためにはヨシ群落の一

部除去など野鳥の種に応じた管理が必要となるが、自然生態系の復元という視点からみた場合、手を加えてよいのか否かは今後の課題である。

5. おわりに

葛西人工海浜の東なぎさを対象に物理化学的因子と魚類や鳥類、水辺植生の遷移との関係を検討した結果、次の事が明らかとなった。

- ① 造成後 15 年を経過した東なぎさの魚類種数は、造成終了前後の数に回復したが、個体数は安定していない。魚類種数は干潟面積の大きさや勾配の緩急等の条件よりも淡水の流入という周辺条件に大きく左右され、個体数は干潟面積の大小に影響を受けることが推測された。
- ② 東なぎさの鳥類の種数は造成前の種数に回復していた。その理由は立ち入り禁止区域のため野鳥にとって高い安全性が確保されており、かつ干出面積が大きいことが考えられる。野鳥の種数や個体数は、その主な餌となる底生動物の数・量との関連が推測された。
- ③ 東なぎさの水辺植生の遷移は造成後約 15 年を経てヨシ溼原の段階にあるが、植生の帰化率は河川の水辺植生程度までには至っておらず、植生の多様化は緩やかに進んでいることが推測された。

謝辞：資料の提供、助言等で多大なご協力を頂いた東京都港湾局開発部海上公園課および環境局水質監視係の関係各位、さらに植生については 2001 年の現場調査及びデータの解析で多大なご協力をいただいた横浜水辺環境研究会の木村尚氏、二見肇彦氏、高橋多枝子氏、楠瀬雄三氏、松田幸恵氏、鈴木光氏、渡辺彰氏、さらに植生の調査方法や生態について助言・指導していただいた(株)セルコの赤澤豊氏及び小宮健樹氏、ヒラメの生態について貴重な資料とご助言をいただいた千葉県水産センター養殖研究室の石田修氏、水鳥の生態について貴重なご助言をいただいた元東邦大学理学部教授秋山章男先生、東京湾の漁獲量や干潟面積に関して貴重な資料とご助言をいただいたエコテクノロジー研究所長の大槻忠先生に心から感謝申し上げます。

参考文献

- 1) 磯部雅彦：米国のミチゲーションの動向と日本への適用における課題、海岸工学論文集 43, pp. 1156-1160, 1996.
- 2) 大阪湾ベイエリア環境保全創造研究会：大阪湾ベイエリア環境保全創造のあり方に関する検討調査報告書（資料編）, 1995.
- 3) 海岸研究会編：ふるさとの海岸環境づくりアイデア集, 東京, 技報堂出版, pp. 143, 1992.
- 4) 海洋工事技術委員会編：これからの海洋環境づくり—海との共生をもとめて, 東京, (社)日本海洋開発建設会, p. 108, 110, 112, 114, 120, 122, 124, 130, 山海堂, 1995.
- 5) 北村圭一：市民のための人工なぎさ, 自然環境復元の技術, 杉山恵一・進士五十八編, 朝倉書店, pp. 118-128, 1992.
- 6) 柳沢克次：先進的な海域環境創造の取組—東京港における渚の造成—葛西海浜公園の渚一, 港湾 Vol. 72-6, pp. 22-25, 1995.
- 7) 田中常義：横浜市海の公園の「人工海浜」オープン, 土木学会誌, Vol. 65-7, 1980.
- 8) 運輸省港湾局：人工海浜の建設技術マニュアル, 1979.
- 9) 東京港埠頭公社：羽田沖建設残土処理十三年の足跡, 1994.
- 10) 根来譲二, 中村真幸：大阪南港野鳥園, 市建, No. 51, 1985.
- 11) 広島県土木建築部港湾課：厳島港海域環境創造事業に係る調査について, ヘドロ, No. 51, 1991.
- 12) 水産庁振興部開発課：沿岸漁場整備開発事業都道府県効果事例集, pp. 116, 1996.
- 13) 千葉市：第 8 節人工海浜の整備, In 稲毛海浜ニュータウンの歩み, pp. 113-124.
- 14) 西岡貴史：ミチゲーション手法について, 港湾 39-42, 1994.
- 15) 細川恭史：内湾の環境保全—海浜環境の創造—, 環境科学会誌 8, pp. 469-475, 1995.
- 16) 皆川和明：瀬戸内海の環境構成要素としての干潟の保全に関する研究結果について(その 1), 瀬戸内海, pp. 65-70, 1996.
- 17) 皆川和明：瀬戸内海の環境構成要素としての干潟の保全に関する研究結果について(その 2), 瀬戸内海, pp. 65-70, 1996.
- 18) Boesch, D. F.: 海洋生態系と開発の管理, チェサピーク湾及び合衆国のその他の湾岸生態系からの経験, 水産工学 33, pp. 13-18, 1996.
- 19) Coastal Planning & Engineering (C. P. E), Inc. : *City of Delray Beach Second Periodic Beach Nourishment Project, 65-Month Follow-up Study*, Boca Roton, Florida, pp. 1-22, 1990.
- 20) 日本野鳥の会：東京港野鳥公園観察指導等業務委託報告書（東京港埠頭公社委託）, 1991-1998.
- 21) 田中常義：横浜海の公園・人工砂浜における海産生物の追跡調査と維持管理上の問題点, 第 6 回港湾技術報告会報告概要集, pp. 41-59.
- 22) 東京港埠頭公社, 東京都内湾漁業環境整備協会：羽田沖浅場維持管理委託報告書, 昭和 63 年度～平成 10 年度.
- 23) Strock and Associates: *Schematic Design Report*, 1984 Delray Beach Maintenance Nourishment Project, Deerfield Beach, FL, pp. 1-70, 1983.
- 24) 今村均, 細川恭史：沿岸生物環境の再生・創造のための人工干潟造成, 第 33 回日本水環境学会セミナー, 東京, pp. 129-

- 139, 1998.
- 25) 東京都環境保全局水質保全部: 昭和 57, 58 年度 東京都内湾生物調査結果報告書.
- 26) 東京都環境保全局水質保全部: 昭和 60, 61, 62, 63 年度 水生生物調査結果報告書.
- 27) 東京都環境保全局水質保全部: 平成元 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 年度 水生生物調査結果報告書.
- 28) 東京都港湾局: 昭和 48 年度 葛西沖公園水域自然環境調査報告書, 1973.
- 29) 東京都港湾局: 昭和 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63 年度 葛西海浜公園水域環境調査委託報告書.
- 30) 東京都港湾局: 平成元 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 年度 葛西海浜公園水域環境調査委託報告書.
- 31) 環境庁: 日本の絶滅のおそれのある野生動物(レッドデータブック)一脊椎動物編一, 1991.
- 32) 千葉県土木部・千葉県企業庁: 「市川二期地区・京葉二期地区計画に係わる環境の現況について」(要約版), pp. 258-327, 1996-9, 1998.
- 33) 宮地傳三郎, 川那部浩哉, 水野信彦: 原色日本淡水魚類図鑑, pp. 359-375, 保育社, 1976.
- 34) 阿部宗明: 原色魚類検索図鑑 I, pp. 183-186, 北隆館, 1963.
- 35) 東京都水産試験場: 東京都内湾生息環境調査報告書(昭和 59-63 年度), pp. 18-25, 1990-3.
- 36) 加納光樹, 小池哲, 沢川浩一, 河野 博: 東京湾の河口干潟で採集されたチクセ^トンハセ^トとエト^トハセ^トの仔稚魚, *Larmer* 37, pp. 59-68, 1999.
- 37) 千葉県・新浜研究会: 千葉県新浜水鳥保護区生物調査報告 IV, 昭和 53 年度, pp. 55-74, 1979.
- 38) 人工干潟実態調査委員会: 葛西人工海浜底生生物調査, p. 9, 環境庁, 1998-10.
- 39) 東京都港湾局: 昭和 55 年度, 葛西海浜公園野鳥生息現況調査報告書, 1980.
- 40) 秋山章男, 松田道夫: 干潟観察ハンドブック, p. 17, 332p, 東洋館出版社.
- 41) 小河原孝生: 東京港野鳥公園-総合的な自然復元計画-, 「大規模空間開発における環境創造・維持管理・復元技術集成-快適空間の創造と自然の再生-, 第 1 巻, ランドスケープ・エコロジー編/地域環境管理編」, pp. 47-74, 総合ユニコム.
- 42) 沼田真, 大野景徳: 帰化植物の生態学的研究 I, 植物生態学会報 2(3), pp. 117-122, 1952.
- 43) 東京都江東区: 続江東区の野草(Vol. 2), pp. 92-95, 1986-2.
- 44) 倉内一二: 沖積平野におけるタブ林の発達, 植物生態学会報, 3, pp. 121-127, 1953.
- 46) 中西哲, 大場達之, 武田義明, 服部保: 日本の植生図鑑(1) 森林, pp. 146-160, 保育社, 1987.
- 47) 小河原孝生: 水辺の鳥類, 亀山章・樋渡達也編「水辺のリハビリテーション-現代水辺デザイン論」, pp. 104-123, ソフトサイエンス社, 1993.
- 48) 加藤史訓: 砂浜の植生と地形変化, ヘドロ, No. 76, pp. 18-23, 1999-9.
- 49) 木村實史, 鈴木伸治, 西村修, 稲森悠平, 須藤隆一: 葛西人工海浜における生物生息環境の不安定化に係わる環境因子の検討, 土木学会論文集, No. 664/VII-17, pp. 55-63, 2000. 11.
- 50) Hamilton, R. D. and Preslon, J. E.: *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 4, pp. 90-99, 1969.
- 51) Parker, J. G.: *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 24, pp. 213-226, 1976.
- 52) 秋山章男: 河口/沿岸域の生態学とエコテクノロジー, pp. 98-108, 東海大学出版会, 1988.
- 53) Reiswig, H. M.: *Can. J. Zool.*, 53, pp. 582-589, 1975.
- 54) 日本鳥類保護連盟: 昭和 48, 49 年干潟鳥類保護対策調査報告書, 1974, 1975.
- 55) 干潟研究会: 開発の干潟に及ぼす影響に関する研究(昭和 49, 50 年), 1975, 1976.
- 56) 奥田重俊, 佐々木寧: 河川環境と水辺植物一植生の保全と管理一, pp. 208-212, 1996.
- 57) 滋賀県: ヨシ群落現存量等把握調査報告書(鳥類調査編), 滋賀県, 1992.
- 58) 石田修, 田中邦三, 佐藤秀一, 庄司泰雅(1977): ヒラメの資源生態系調査 II, 館山湾における若令期の生態, 千葉県水産試験場研究報告第 36 号, pp. 23-31.
- 59) (社)日本水産資源保護協会: 水産用水基準 2000 年版, pp. 21-23, 2000 年 12 月.
- 60) 東京都労働経済局農林水産部水産課: 東京都の水産, 平成 5~9 年版.
- 61) 関東農政局統計情報部: 東京都の漁業動向, 1960~1996.
- 62) 関東農政局千葉統計事務所: 千葉県漁業の動き, 1960~1996.
- 63) 農林省神奈川統計事務所: 神奈川県農林水産統計年報, 1960~1996.
- 64) 東京都建設局: 緑化に関する調査報告(その 26), pp. 23-27, 1999 年 3 月.
- 65) 日本土壌肥科学会監修: 土壌環境分析法, pp. 195-204.
- 66) 栗原康(編著): 河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー, 東海大学出版会, pp. 108-118.
- 67) 千葉県土木部・千葉県企業庁(1998): 「市川二期地区・京葉二期地区計画に係わる環境の現況について」(要約版), pp. 214-253, 1996-9.
- 68) (社)海洋産業研究会: 多目的干潟・藻場・浅場の造成に関する調査研究報告書, pp. 86-92, 1989 年 8 月.

(2001. 7. 16 受付)

STUDY ON THE SUCCESSION PROCESSES OF FISH, WILD BIRDS AND SHORE FLORAE IN ARTIFICIAL BEACHES

Kenshi KIMURA, Osamu NISHIMURA,
Yuzi OTA, Yoshihito MISHIMA, Norio SHIBATA,
Yuhei INAMORI and Ryuichi SUDO

Although the number of fish species around the artificial beach has recovered, the number of fish is fluctuating greatly, and it is inferred that the number in East beach is restricted due to decreasing salinity. The number of species of wild birds in East beach has recovered to that before construction. The reason is considered to be because the off-limits area and relatively wide tidal flat are suitable living environments for wild birds, and it is inferred that the number of wild birds is related to the number and biomass of macrobenthos. The shore florae in East beach are situated at the reed marshland and are in the early stages of succession. The species diversity of shore florae is tending to increase.