



## 日本におけるカワウの増加と被害 —地域別・問題別の概況と今後の課題—

石田朗<sup>1</sup>・松沢友紀<sup>2</sup>・亀田佳代子<sup>3</sup>・成末雅恵<sup>4</sup>

1. 愛知県林業センター。〒441-1622 愛知県南設楽郡鳳来町上吉田字乙新多43-1
2. 東京大学大学院農学生命科学研究科野生動物学研究室。〒113-8657 東京都文京区弥生1-1-1
3. 滋賀県立琵琶湖博物館。〒525-0001 滋賀県草津市下物町1091
4. 日本野鳥の会研究センター。〒191-0041 東京都日野市南平2-35-2

### はじめに

カワウ *Phalacrocorax carbo* は大型の魚食性水鳥で、日本では内湾、河川や湖沼といった環境で採食を行なう。また、水辺の林に集団繁殖地を形成して繁殖する(清棲 1979)。本種は、1960年代後半から1970年代前半には全国3か所程度の集団繁殖地に数千羽が生息するのみであった(福田 1994b)。1979年の全国的なカワウの調査では、青森、東京、愛知、三重、大分の全国5か所にカワウの集団繁殖地が確認され、生息個体数約10,000羽と推定された(日本野鳥の会 1980)。その後各地で新しい集団繁殖地が報告されるようになり(福田 1982, 樋口・藤岡 1982, 松村・小嶋 1995)、現在ではおもに青森から九州まで普通に生息が確認されるまでに回復し、集団繁殖地の数も全国で40か所近くにまでになっている(成末ほか 1998)。このようなカワウの個体数の増加や分布の広がりにもとない、様々な問題が起きている。1つは採食場所での魚の捕食による漁業被害、1つは集団繁殖地やねぐらにおける樹木の衰弱や枯死による森林被害である。これまで、各県により有害鳥獣駆除を中心とした対応がなされてきたが、多くの地域ではカワウの個体数の増加や分布の拡大はまだ続いており、より効果的な被害対策を考える上でもこれまでの状況を整理しておくことが大切である。そこで、この論文では、これまでのカワウの生息状況、被害状況、被害対策を概観し、今後人とカワウがどのような関係を築いていくかを考えるための資料を提供することを目的とした。具体的な内容として、まず現在カワウの生息の中心となっている関東、東海、関西の3つの地方ごとに、近年のカワウの個体数や分布の変化を記載した。次に、漁業被害と森林被害の全国的概況を述べた。さらに、日本と同じくカワウおよびその近縁種の増加やそれに伴う問題が起きている海外の状況の概要を、日本の状況の参考とするためにまとめた。最後に、問題を解決していくための今後の課題をまとめた。なお、関東、東海、関西の状況は、それぞれ松沢、石田、亀田が、漁業被害と海外の状況、森林被害はそれぞれ松沢、石田

2000年1月10日 受理

キーワード: カワウ, 漁業被害, 個体数変動, 森林被害, 野生動物管理

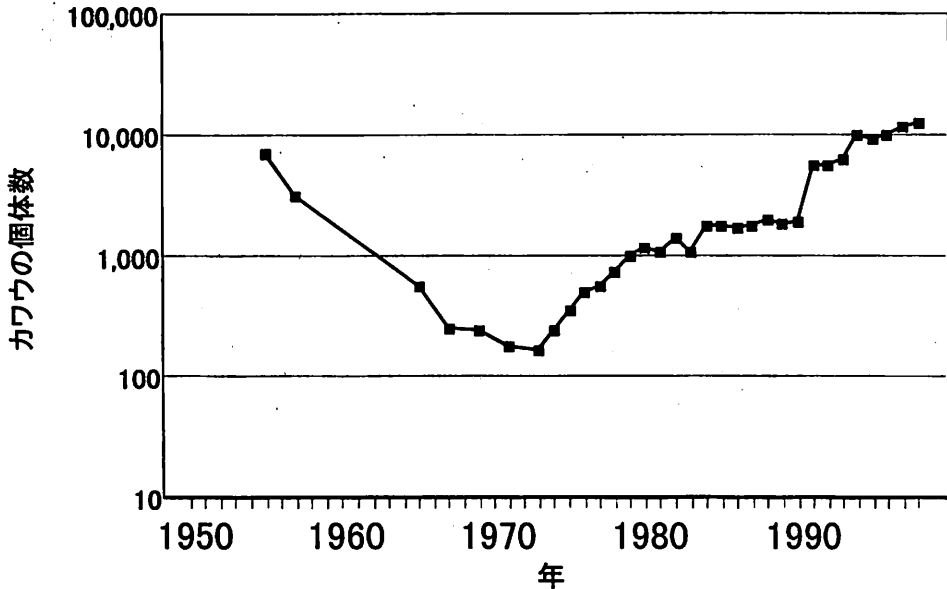


図1. 関東地方におけるカワウの個体数変化. 福田(1992), 日本野鳥の会(1994, 1995, 1996, 1997, 1998)より作成.

Fig. 1. Change of population size of the Great Cormorant in Kanto area.

が、課題を含めた全体のとりまとめについては石田、成末が担当した。

#### 関東におけるカワウ個体数の増加と問題

関東地方のカワウの個体数は、千葉県大巖寺の繁殖地が消失した1971年に最も少なくなったと考えられる。しかしながら、東京都上野動物園では、1962年から不忍池でカワウを放し飼いにしており、やがて一部が池の中島で繁殖を開始した。1969年までは卵を除去して繁殖を制限していたが、1970年からはバードサンクチュアリの的な位置づけがなされ、新たな繁殖地が形成された(福田 1981, 1994a)。不忍池の個体数は、1973年10月の170羽から1981年8月には約1,300羽と急増し、静岡県浜名湖など他地域への分散がみられるようになった(福田 1981, 1992)。1980年代から1990年代にかけて、浜離宮庭園や荒沢沼などに分散したカワウが繁殖を開始し、1995年7月に行なわれた関東の集団繁殖地とねぐらの調査では、合計約10,000羽が確認された(日本野鳥の会 1996)。1997年7月には、約12,000羽でゆるやかな増加傾向が認められた(日本野鳥の会 1998)(図1)。このような個体数変化の要因については、1970年までの減少は狩猟や有害鳥獣駆除、東京湾の埋め立てや水質汚濁による採食環境の悪化、それ以後の増加は不忍池における営巣地の保全や葛西沖などの干潟の保全、水質の改善などによる採食環境の回復によるものと考えられている(Matsuzawa 1998, 成末ほか 1994, 1997 a)。

集団繁殖地は、1920年代から1960年代までは常に数か所確認されていたが、千葉県の大巖寺のものが消滅した後は、東京都の不忍池1か所のみの時期がしばらく続き、そこで1980年

代後半には最大2,000羽近くにまで増加した(福田 1992, 成末ほか 1997a)。1983年に行なわれた不忍池の浚渫工事などを契機に分散がはじまり、東京都の浜離宮庭園などいくつかの場所で繁殖がはじまって以降、現在までに集団繁殖地の数は増加し、1998年春期には、東京都5か所、千葉県2か所、埼玉県1か所、群馬県1か所の計9か所が確認されている(日本野鳥の会 1998)。

個体数の増加に伴い、漁業被害を中心に問題も生じてきた。漁業被害は、千葉を除く1都5県(東京、埼玉、神奈川、茨城、栃木、群馬)で報告されている(成末ほか 1999, 栃木県自然環境課 私信)。漁業被害が報告されるのは、ほとんどの場合内水域であり、対象となる種はアユ *Plecoglossus altivelis*, コイ *Cyprinus carpio*, フナ類 *Carassius* spp. が多い。これらの魚類は釣り(遊漁)を目的に放流された魚であり、ここ数年放流量はあまり変わらないが、漁獲量は減っているという(君塚芳輝 私信)。しかしながら、実際にどれくらい被害があるのか、本当に魚類の減少がカワウによるものかは明らかになっていない。有害鳥獣駆除は、現在のところほとんど行なわれていないが、漁業関係者は駆除を含む漁業被害防除を強く望んでいる。

森林被害の報告は少なく、浜離宮庭園や一部の公園緑地で問題となっていただけである。浜離宮庭園では、1986年頃からカワウの生息数が増加し、カワウにより樹木が衰弱・枯死するようになった。公園を管理する東京都は文化財保護のために、生息地の移転を計画し、2 km離れた無人島・第六台場が候補地として選ばれた。1996年12月に行なわれた追い出しとともに、多くのカワウは第六台場と行徳鳥獣保護区へ移動し、それ以降浜離宮庭園では生息し

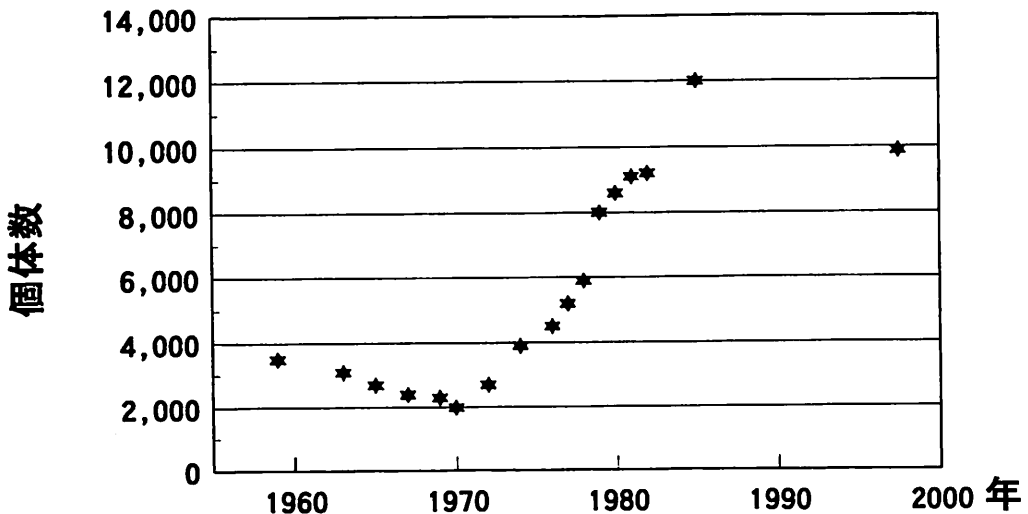


図2. 鵜の山におけるカワウの個体数変化。愛知県(1983)、日本鳥類保護連盟(1988)、佐藤ほか(1998)より作成。

Fig. 2. Change of population size of the Great Cormorant at Unoyama, Aichi Prefecture.

## 【尾張・海部・知多】

鶺鴒の山  
鍋田野鳥園  
森林公園

## 【東三河】

大崎島  
緑ヶ浜  
神野新田  
大沢池  
弥栄池  
大穴池  
初立ダム

## 【静岡】

浜名湖

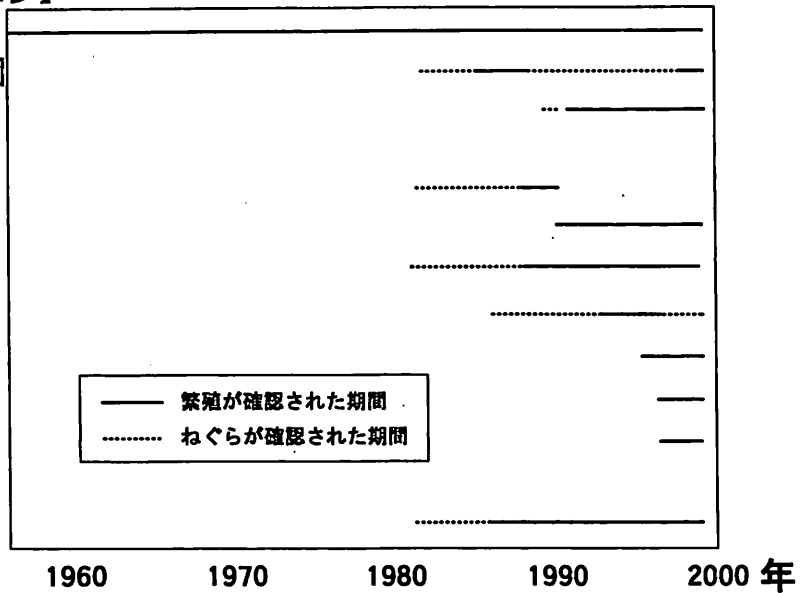


図3. 愛知県周辺の主なカワウ集団繁殖地の成立時期. 佐藤ほか(1994, 1998)より作成.

Fig. 3. Period of main colonies occurring in and around Aichi Prefecture.

ていない(成末ほか 1997b, 樋口・成末 1997, Narusue *et al.* 1998, 成末 1998, 日本野鳥の会 1998).

#### 東海におけるカワウ個体数の増加と問題

東海地方で1998年に確認されたカワウの繁殖地は、愛知県8か所、三重県8か所、静岡県3か所の計18か所(岐阜県では確認されず)である(斉藤成人 私信, 藤本和浩 私信)。これは、同時期の全国の約4割にあたる。また、最近各県で実施されている調査の報告では、愛知県で1997年冬期に20,000羽(佐藤ほか 1998)、三重県で1994年冬期に6,500羽(木村・木村 1995)となっており、調査の行なわれていない静岡県や岐阜県のものも含めると個体数においても当地方の全国に占める割合はきわめて大きいと考えられる。

カワウが全国的に減少した1970年代はじめに残っていた数少ない繁殖地の1つである鶺鴒の山での現在に至るまでのカワウの個体数変化を図2に示した。1970年までは減少し、その後増加、1980年代に入ってからほぼ10,000羽の規模で一定している(愛知県 1983, 日本鳥類保護連盟 1988, 佐藤ほか 1998)。このような個体数の変化の要因については、食物資源の供給量や食物を通して体内に入る有害物質などの採食環境に関わるものと、樹木の枯損や生息地付近での土地開発などの営巣地環境に関わるものが考えられているが(愛知県 1983)、実証的なデータに基づいた検討は行なわれていない。一方、東海地方における鶺鴒の山以外の繁殖地は、1980年代に入ってから形成されはじめた(図3)。この時期は、ちょうど鶺鴒の山での個体数増加が頭打ちに近づいた時期である。1990年代に入ると、さらに新しい集団繁殖地が

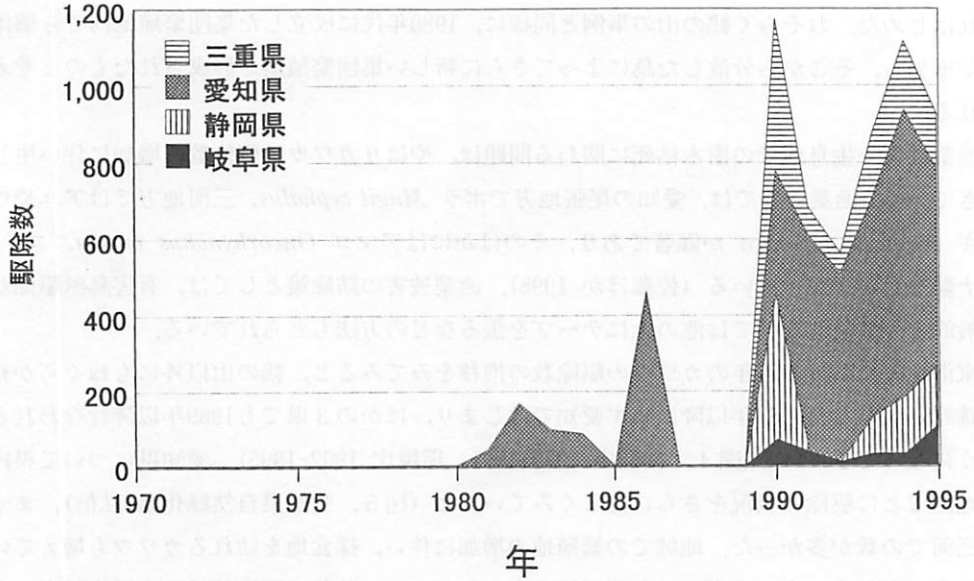


図4. 東海地方におけるカワウの駆除数の推移. 林野庁(1971-1990), 環境庁(1991-1996)より作成.  
Fig. 4. Change of the number of Great Cormorants exterminated in the Tokai area.

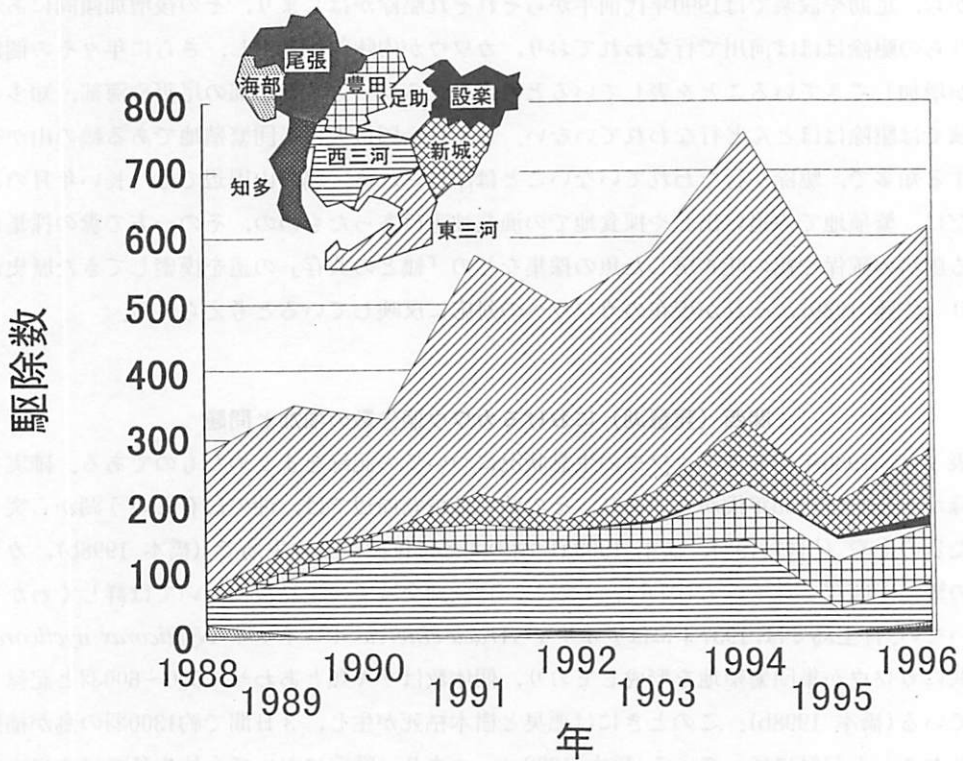


図5. 愛知県の各地域におけるカワウの駆除数の推移. 愛知県自然緑化課(私信)より作成.  
Fig. 5. Change of the number of Great Cormorants exterminated in divisions of Aichi Prefecture.

現れはじめた。おそらく鶺鴒の山の事例と同様に、1980年代に成立した集団繁殖地内でも個体数が増加し、そこから分散した鳥によってさらに新しい集団繁殖地が形成されたものと考えられる。

漁業被害や生息地での樹木枯死に関わる問題は、やはりカワウの個体数の増加に伴い生じてきている。漁業被害では、愛知の尾張地方でボラ *Mugil cephalus*、三河地方ではアユやウナギ *Anguilla japonica* が顕著であり、そのほかにはアマゴ *Oncorhynchus masou*、コイ、フナ類などが挙げられている（佐藤ほか 1998）。漁業被害の防除策としては、有害鳥獣駆除が一般的で、養魚池などでは池の上にテープを張るなどの方法もとられている。

東海地方における近年のカワウの駆除数の推移をみると、鶺鴒の山以外にもねぐらが複数確認されだした1980年以降にまず愛知ではじまり、ほかの3県でも1989年以降行なわれるようになってきている（図4、林野庁 1970-1991、環境庁 1992-1995）。愛知県について県内の地区ごとに駆除の状況をさらに詳しくみていくと（図5、愛知県自然緑化課 私信）、まず東三河での数が多かった。地域での繁殖地の増加に伴い、採食地を訪れるカワウも増えていると考えられる。次いで多いのが西三河であったが、ここ数年で駆除数はやや減少傾向になってきている。これは、この地域の沿岸部でかつて盛んであった池での魚の養殖が行なわれなくなってきたことが理由の1つと考えられる。また、内陸部の豊田や新城では1980年代後半から、足助や設楽では1990年代前半からそれぞれ駆除がはじまり、その後増加傾向にある。これらの駆除はほぼ河川で行なわれており、カワウが内陸部へ進出し、さらに年々その個体数が増加してきていることを表していると考えられる。一方、都市部の尾張や海部、知多の地域では駆除はほとんど行なわれていない。とくに全国最大の集団繁殖地である鶺鴒の山が存在する知多で、駆除が行なわれていないことは注目される。鶺鴒の山周辺では、長い年月のあいだに、繁殖地での追い出しや採食地での漁業被害はあったものの、その一方で糞の採集による肥料の確保や鶺鴒の吐き戻した魚の採集などの「鶺鴒との共存」の道を模索してきた歴史があり（佐藤 1989）、それが現在のカワウへの対応に反映していると考えられる。

#### 関西（琵琶湖）におけるカワウ個体数の増加と問題

表1は、1980年代までのカワウの生息状況についての記録をまとめたものである。確実な記録があるのは1930年代からであり、その頃の琵琶湖周辺では、沖の白石という湖から突き出た岩の上や（川村 1934、橋本 1998a）湖の北部に位置する竹生島で（橋本 1998b）、カワウの繁殖が確認されている（図6）。しかし、琵琶湖全域での生息数については詳しくわかっていない。竹生島では、1937年にはアオサギ *Ardea cinerea* やゴイサギ *Nycticorax nycticorax* と共にカワウが集団繁殖地を形成しており、個体数はサギ類とあわせて500~600羽と記録されている（橋本 1998b）。このときには悪臭と樹木枯死が生じ、3日間で約1300羽の鳥が捕獲されたことも記録に残っている（橋本 1998c）。つまり、戦前においても竹生島ではカワウの営巣数が短期的に増大し、大々的な駆除が行なわれたことがうかがえる。

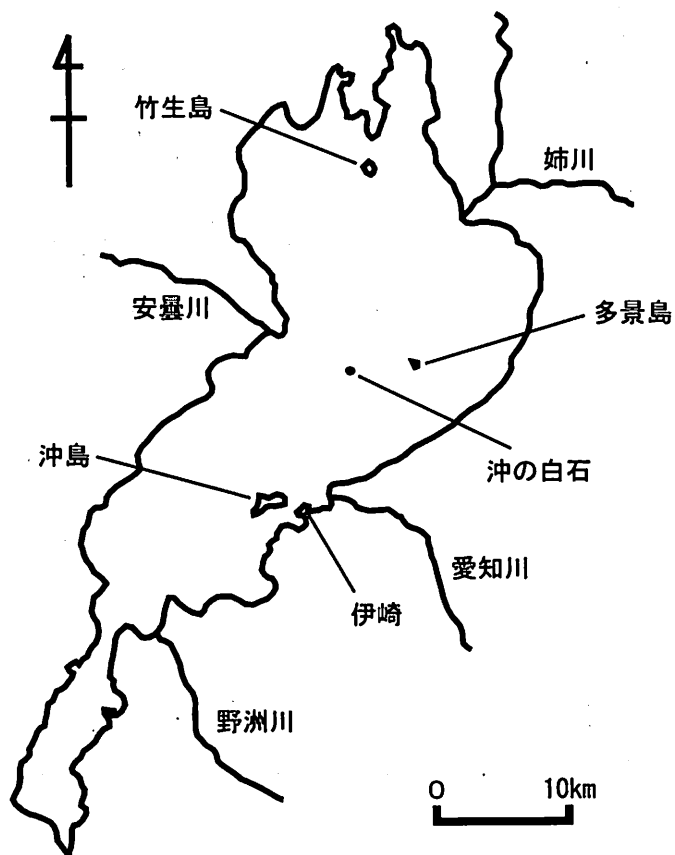


図 6. 琵琶湖の島および主要流入河川。  
Fig. 6. Islands and inflow river of Lake Biwa.

表 1. 1980年代以前の琵琶湖のカワウの記録  
Table 1. Records of the Great Cormorant on Lake Biwa before 1980's

年	生息場所	生息数	巣数	その他の記載	文献
1934	沖の白石, 沖島, 多景島, 島岬など	あまり多くない	多くて7-8 (白石)	巣材: 藁・藻	川村 (1934)
1934	沖の白石	約50	5	卵なし	橋本 (1998a)
1937	竹生島	サギ類とあわせて 500-600		繁殖数増大→悪臭・樹木枯死→サギ類とあわせて約1300捕獲	橋本 (1998b, c)
1937	竹生島			著名な繁殖地のひとつ	清椋 (1952)
1978	竹生島	20-30			高橋 (1979)
1982	竹生島		5	戦後竹生島での最初の繁殖確認	高橋 (1982)

その後、琵琶湖周辺ではカワウは比較的少なかったと考えられ、繁殖も確認されなかった。1979年の竹生島保存管理計画（滋賀県教育委員会）においては、竹生島に20～30羽のカワウが生息しているとあり（高橋 1979）、繁殖の可能性もあるようであったが、実際に巣が確認されたのは1982年になってからであった（高橋 1982）。

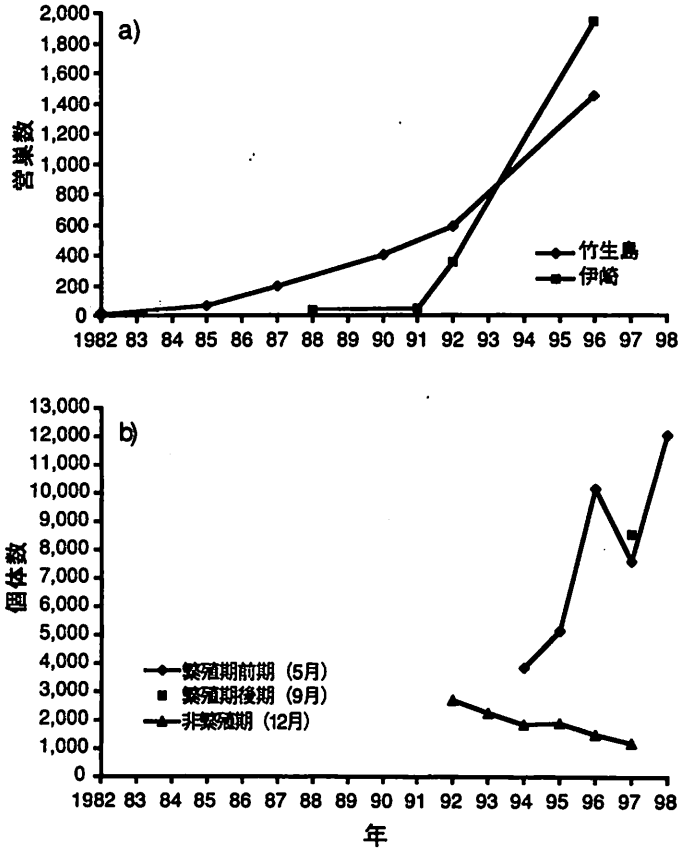


図7. 琵琶湖のカワウの営巣数と個体数変化。カワウ環境研究会 (1997a), 滋賀県自然保護課 (私信) より作成。

Fig. 7. Change of the number of nests and population size of the Great Cormorant on Lake Biwa.

1982年、竹生島でカワウの巣、5巣が発見され、戦後始めて竹生島でのカワウの繁殖が確認された(高橋 1982)。その後、営巣数は1985年には62巣となり、1987年頃には約200巣、1990年には約400巣、さらには1992年に590巣、1996年に1,439巣と急速に増加した(カワウ環境研究会 1997a) (図7)。琵琶湖周辺の集団繁殖地は、最初竹生島のみであり、小規模な営巣がみられた場所もあったものの定着することはなかった。しかし、1988年に近江八幡市の伊崎に30~40巣のカワウの巣が発見され、その後1992年に350巣、1996年に1,939巣にまで増加した(カワウ環境研究会 1997a)。

集団繁殖地の範囲も年々広がっている。竹生島では、1992年には北西斜面側の2.5haのみに集団繁殖地があったが、1996年になると南側の寺社のある付近を除く島全体に営巣の範囲が広がり、集団繁殖地の面積は9.1haになった(カワウ環境研究会 1997a)。伊崎の集団繁殖地も、1992年では岬の西側に1.3haの範囲であったものが、1996年には4.7ha(7月)、1998年には19.2haに拡大しつつある(藤原 1999)。



表 2. 琵琶湖のカワウの生息状況の変化と対策

Table 2. Increase of the Great Cormorant and measures taken against it on Lake Biwa.

年	営巣数		個体数			対策	
	竹生島	伊崎	繁殖期		非繁殖期 (12月)	竹生島での 対策	駆除数 (駆除割合*)
			前期 (5月)	後期 (9-10月)			
1982	5						
83							
84							
85	62						
86							
87	200						
88		30-40					
89							
90	約400						30
91		42+					58
92	約590	350			2,713	目玉装置	592
93					2,238	巣落とし のべ932巣	933
94			3,843		1,862	爆音機設置	1,780 (46.3)
95			5,158		1,908	銃猟	2,216 (43.0)
96	1,439	1,939: 5月 1,517: 7月	10,135		1,518	銃猟 駆除数95羽	4,663 (46.0)
97			7,592	8,570	1,223 **	銃猟 駆除数812羽	4,206 (55.4)
98			12,057			銃猟 駆除数258+羽	

カワウ研究会 (1997a) にデータを加え改変。

\*駆除割合は繁殖期 (前期) の個体数に対する割合 \*\*調査方法が異なっている

一方、琵琶湖周辺の総個体数に関しては、1991年まではデータがない。滋賀県自然保護課によるカワウ生息数一斉調査によれば、非繁殖期 (12月) の個体数は約1,500~2,800羽で、若干減少気味であるが、ほぼ一定の個体数を示している。一方繁殖期 (5月) の個体数は、1997年にいったん減少がみられたものの増加しており、1998年現在12,000羽をかぞえている (表 2)。

カワウの集団繁殖地が形成された竹生島では、樹木枯死と景観の悪化および悪臭の2つの問題が生じている。竹生島は周囲の陸地から隔離された島であり、周りの陸地の森林と比べ特有の生物相を持つと考えられている (北村 1979)。特に樹齢約300年といわれるタブノキの巨木があるなど、タブ林としてはよい状態を保っていたと考えられる。そうした森林がカワウの営巣によって短期間のうちに衰退しており、もとの森林に戻るにはかなりの年月がかかる。また、竹生島には宝巖寺や都九夫須麻神社があり、「西国三十三所観音巡礼」の札所でもあることから、巡礼や観光に訪れる人も多い。昭和5年には名勝および史跡に指定されており、森林衰退による景観の悪化やカワウの糞による悪臭は、聖地・観光地としての島の価値を下けている。

琵琶湖およびその周辺河川における漁業被害では、アユに対する漁業被害が問題になっている。滋賀県農政水産部水産課 (1999) によれば、平成9年の琵琶湖沿岸漁業の資料では、アユ苗 (河川放流用と養殖用) が14.8%、コアユが33.3%となっており、アユの漁獲量はほ

	8月			9月			10月			11月	12月	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月							
	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下				
アユの生活史	←産卵(河口付近)→ ←ふ化後すぐ琵琶湖へ流入→ ←産卵(河口付近)→ ←ふ化後すぐ琵琶湖へ流入→														←河川中上流部へのその上→			←そのまま琵琶湖にとどまる→			←コアユ→				
漁法 河口付近・湖岸	8/1 ~ 11/20										←追いさで漁(河川放流用)→ ←やな・四つ手網(河川放流用)→ ←(養殖用)→														
エリ (湖岸 定置性漁法)											←11/21~エリ(トン数制限(養殖用)一時休止)→													←エリ(河川放流・養殖用)→	
琵琶湖沖帯	禁漁										←沖びき(2月)(主に養殖用)→						←6/10~沖すくい(食用)→ ←アユ小糸(食用)→								
放流 (河川中流)											←河川中上流への放流→														
カワウの繁殖期	→																					←			

図8. 琵琶湖のアユの生活史と漁法・用途。

Fig. 8. Life history of the Ayu *Plecoglossus altivelis* and its fishing methods.

かの魚分類と比べて多い。さらに、アユは1匹当たりの単価が高いため、アユ苗44.4%、コアユ18.4%と、その生産額は年間の総生産額の半分以上を占めている。カワウによるアユの漁業被害が琵琶湖の漁師にとって大きな問題とされるのには、このような背景がある。琵琶湖とその周辺におけるアユ漁にはいくつかの方法があり、季節によって漁の場所、漁法が異なっている。被害の発生する可能性の高いところは、大まかに琵琶湖沿岸・河口部での河川放流用・養殖用アユに対する漁業被害、エリ(琵琶湖特有の定置性の漁具)における漁業被害および商品価値の低下、産卵期(禁漁期)のアユの漁業被害、河川中上流部での放流後のアユに対する漁業被害、の4つに分けられる。

一般にアユは秋にふ化し、いったん海へ下った後、再び春に河川に遡上するという生活史をもつ。しかし、琵琶湖周辺ではアユは海へは下らず、琵琶湖を「海」にみだてて、いったん琵琶湖に下ってから春に河川を遡上するタイプと、そのまま琵琶湖にとどまり秋の産卵まで琵琶湖で過ごすタイプの2つに分かれる(図8)。河口付近や湖岸では、3月中旬から7月まで、河川放流用・養殖用に河川を遡上するアユを捕らえるための漁が行なわれる。ちょうど繁殖期のカワウが、このアユをねらって集まり、捕食する。また、4月から6月には河口付近や湖岸で捕獲されたアユを河川の中上流部で放流するが、そのアユもカワウの捕食の被害にあう。琵琶湖に流れ込む河川の大部分には途中に堰があり、中上流部まで自力で遡上できるアユはほとんどいない。そのため、釣り人からの入漁料で収入を得ている中上流部の漁師は、放流の前後でアユが捕食されると死活問題となる。一方、エリでは、アユを含むすべ

ての魚種が、漁師が魚を捕獲する「ツボ」と呼ばれる部分に集まり、カワウもこのツボに入り魚を採食することがある。そのため、実際に魚を捕食するだけでなく、カワウに追われた魚が網に接触し、傷ついて商品価値が下がったり、エリ付近を釣りのボートやジェットスキーなどが通ると、驚いたカワウが飛び去る際に食べた魚を吐き出し、ツボの中の魚に臭いが付いて、魚が売り物にならない、ツボの掃除までしなければならない、という話も出ている。また、漁師が禁漁となるアユの産卵期にカワウがアユの産卵場所に群がり、産卵に集まったアユを食べてしまうこともあるようである。

琵琶湖におけるカワウの現状や森林被害に関しては、滋賀県による実態調査が行なわれているが(カワウ環境研究会 1997a, b, カワウ生息数一斉調査など)、効果的な対策とその評価を考える上では必ずしも十分ではない部分もある。一方漁業被害に関しては、総合的な実態把握の調査は全く行なわれていない。

森林被害、漁業被害の問題に対し、滋賀県ではいくつかの被害対策を行なってきた(表2)。まず、最初に問題となった竹生島の森林被害に対する対策として、1992年10月には目玉模様の風船や風車、鳥よけテープが竹生島内に設置された。その翌年には繁殖期にも同様のものが設置されたが、一時的移動はあったもののほとんど効果はなかった。1993年には古巣や造巣中の巣落としが行なわれたが、これも短期間に再び造巣を行ない、生息数を抑える効果は少なかった。1994年からは島内に爆音機が設置されたが、これも最初のうちは多少カワウを追い払い効果があったものの、完全に島からカワウを追い出すことはできなかった。現在も爆音機は設置されているが、ほとんどのカワウは反応していない状態である。

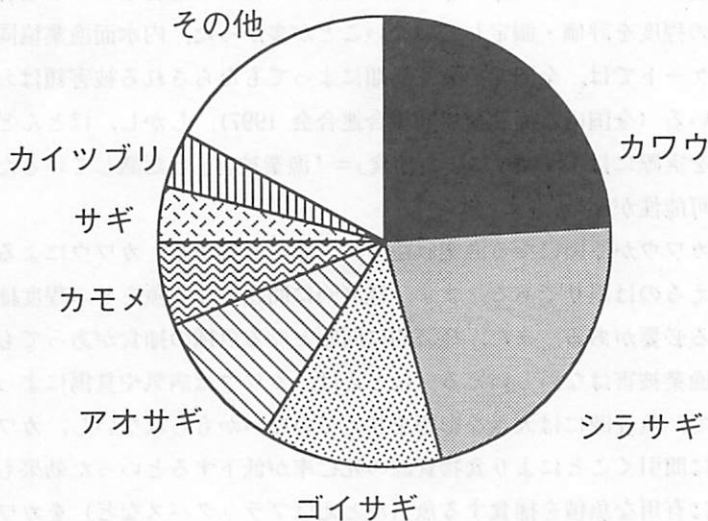


図9. アンケート調査による食害をもたらす鳥類. 日本野鳥の会 (未発表) より作成.

Fig. 9. Fish-eating birds damaging stocked fish populations the result of a questionnaire to the Inland Water Fisheries Cooperatives and to the Fishery Section of each prefectural government in Japan.

一方、漁業被害に対する対策としては、1992年から有害鳥獣駆除として銃による捕殺が行なわれている。駆除数は1992年の592羽から年々増加し、1995年から集団繁殖地の森林被害対策としても駆除が行なわれるようになってからは、毎年繁殖期(前期)の総個体数の約40~50%が捕殺されている。それにも関わらずカワウが増え続けている原因については、繁殖増加率が大きいのか、あるいは外からの移入が多いのか明らかでない。

### 漁業被害とその対応

日本野鳥の会や全国内水面漁業協同組合連合会が行なったアンケート調査によると、1998年現在、少なくとも37都府県でカワウの生息が確認されており、その多くでは漁業被害が起こっているとされている(成末ほか 1999)。漁業被害をもたらす鳥類は複数報告されているが、カワウはその中でも最も重要な種である(図9)。また、漁業被害を受ける魚種はアユが最も多く、次いでフナ類、コイ、ウグイ、オイカワであった。こうした魚類は遊漁を目的に放流される魚種であることから、カワウによる漁業被害は主に遊漁業で発生していると考えられる。特に、アユについては稚魚の放流がはじまる3月からアユ漁が解禁となる5月にかけて被害発生時期が集中しているとの回答が多かった(成末ほか 1999)。

このようなカワウの被害に対して、具体的な対策はあまり行なわれておらず、有害鳥獣駆除のほかに空砲や花火による威嚇、テグスや網による防除を行なっている漁業関係者が若干ある程度であった。また、多くの漁業関係者は有害鳥獣駆除を望んでいた(成末ほか 1999)。

漁業被害の程度については、大きいないし、非常に大きいと回答している場合が多いが、実際に漁業被害の程度を評価・測定していないことが多かった。内水面漁業協同組合連合会が行なったアンケートでは、全国で魚食性鳥類によってもたらされる被害額はおよそ16億円と試算されている(全国内水面漁業協同組合連合会 1997)。しかし、ほとんどの漁協では漁業被害の評価を実際には「カワウによる捕食」=「漁業被害」と認識しているため、この値は不適當である可能性が高い。

漁業被害は、カワウが原因になる漁業収益の減少額であるから、カワウによる捕食量をそのまま被害と考えるのは誤りである。まず、経済的に問題となる魚をどの程度捕食しているかを明らかにする必要がある。また、経済的に問題となる魚種の捕食があっても漁業収益が減少しなければ漁業被害はないといえる。たとえば、カワウは病気や負傷によって弱った魚を捕食することで、魚資源には大きな影響を与えていないかもしれないし、カワウが食物となる資源を適当に間引くことにより食物資源の死亡率が低下するといった効果も考えられる。さらに、経済的に有用な魚種を捕食する魚(たとえばブラックバスなど)をカワウが捕食する場合の評価も必要である。しかし、逆に捕食が無くても、魚を負傷させることで魚の価値を下げ、漁業収益を減少させている場合も考える必要がある。

漁業被害問題の解決に向けて重要なことは、被害の評価方法を捕獲業、遊漁業、養殖業の

表 3. カワウの繁殖地の環境と樹木枯死問題への対応の有無

Table 3. Location of cormorant colonies and measures taken to prevent damage to trees.

環境	繁殖地
半島 (湖)	伊崎 (滋賀)
(内湾)	迫間浦 (三重)
島 (湖)	竹生島 (滋賀)
(内湾)	第六台場 (東京), <u>三ッ島</u> (三重), 冠者島 (福井), 沖黒島 (大分)
養魚池	新居, 舞阪 (静岡), 千里 (三重), 田原, 神野 (愛知)
ため池	<u>山辺沢沼</u> (青森), 鶴の山, 弥栄池, 大穴池, 初立 (愛知)
(ダム湖)	風早池, 千歳池, ニッ池 (三重)
公園の池	<u>不忍池</u> , <u>浜離宮</u> (東京), 新浜 (千葉), 森林公園, <u>弥富野鳥園</u> (愛知)
	石垣池 (三重), 毘陽池 (兵庫)
河川敷	柳田川 (三重)

下線で示した繁殖地では、樹木枯死の問題で何らかの対策がとられている。

業種別に確立していくとともに、漁業被害発生のメカニズムを解明していくことである。また、有効な漁業被害軽減策を個々の業種や地域別に具体的に開発していくことも重要である。カワウの管理目標を設定し、対策とその評価が短時間のうちに行なわれるようなフィードバックのあるシステムを行政をはじめ関係者らが構築していくことが望まれる。

#### 森林被害とその対応

カワウは海外では樹上、崖や岩の上、アシ原などさまざまな場所に営巣するもの (Johnsgard 1993)、日本ではほとんどが河川、湖沼、ため池など水辺の林の樹上に営巣する。このような営巣場所やねぐらでは、その糞の葉への付着や飛散による土壌の変性、鳥自体の接触や巣材採取による枝葉の損失など、カワウの様々な作用により、営巣木をはじめとした周辺の植物が枯れたり樹形を悪くしたりする (石田 1998)。1980年代に入り、全国各地で新たなカワウの営巣地が形成されはじめた頃から、そのうちのいくつかの場所で樹木の衰弱や枯死が問題とされるケースが増えてきている。これまでカワウの営巣地やねぐらで問題となってきた主な点は、景観が損なわれる、営巣木が枯死して木材としての価値がなくなる、悪臭がひどい、などが挙げられる。表 3 には、現存する主な営巣地とその場所の環境をまとめた。ひとえに水辺といっても内湾、ため池、河川、放棄された養魚池、公園の池など様々な環境が認められた。問題になりやすい環境としては、都市の公園、観光地、史跡・名勝など人目につく場所が多い。逆に郊外にあることが多く、林自体が人間に利用されていないため池や放棄された養魚池での問題は、現在のところほとんど起こっていない。

いくつかのケースを個々にみていくと、青森県の山辺沢沼では、酪農組合が用材やチップとして利用していたアカマツの林での営巣が、木を枯死させるとして問題となり、1992年に営巣地のマツが枯死する前に伐採するという対応がなされている (石田 1993)。

東京都の浜離宮庭園では、特別名勝・特別史跡に指定されている園内で、近年では1988年頃より鴨場の池の林にカワウが営巣を開始した。繁殖するカワウは年々増加し、池周辺の林

が急速に枯死したため、池の上にシュロ縄を張り巡らすことによる追い出しと第六台場でのデコイの設置による誘引を行なった。その結果、ほとんどの繁殖個体は第六台場と行徳鳥獣保護区へ分散して繁殖するようになった(成末 1997a, b; 日本野鳥の会 1998)。

三重県鳥羽湾にある景勝地である三ッ島でも、1980年頃よりカワウがねぐらをとるようになってからマツが枯れはじめ、観光地の景観が損なわれるとして問題視されている(木村・木村 1995)。このあたりは、観光船の行き来も頻繁なため銃弾禁止区域となっており、また近くにホテルなどの宿泊施設もあるため爆音機も使えず、対応が困難を極めている(石田 1993)。

滋賀県琵琶湖の竹生島は、現在営巣地での森林被害がもっとも深刻な場所である。島における営巣地域は、樹木の枯死が問題とされはじめた1991年には島の北西部に限られていたが、1996年の時点では南東部の寺・神社等の敷地以外の島のほぼ全域に広がっていた(カワウ環境研究会 1997b)。史跡・名勝に指定されている島の景観を維持するために、目玉模様、爆音機、巣落とし、駆除などの方法がとられてきたが、カワウの営巣は続いている。島は尾根部以外は急斜面が多く、林床にはササやそのほかの草本が繁茂しているために、営巣地に踏み込んでのきめの細かい調査や管理を困難にしている。

このほかにも、愛知県弥富野鳥園では園内の営巣地が拡大して樹林地がこれ以上減らないように、テープを張るなどの試行を続けている。また、都市の公園などを中心に樹木の枯死が管理上問題となり、追い出しが試みられている例がいくつかある。そのようなケースでは、規模が小さいものについては追い出し自体は成功している。ただし、追い出しには根気を要し、かなりの期間と高頻度のプレッシャーを与え続けないと戻ってくる場合が多い。また、追い出された個体は付近の既存の営巣地に移住する場合もあれば、新たに営巣地を形成する場合もある。

営巣地やねぐらにおける問題の解決に向けて必要なこととして、石田(1998)は以下の提案をしている。まず、樹木枯死現象の解明が挙げられる。カワウの営巣の密度や期間と森林の衰退の早さとの関係、樹木の衰弱・枯死のメカニズムと樹種ごとの耐性などを明らかにすることにより、単に森林が荒れて問題であるという漠然とした認識から脱却し、将来の植生の変化を予測して今後の対応を検討し、生息地の森林を保全するための方策を探ることが可能になる。

既存の集団繁殖地から分散する個体については、それまで営巣が行なわれていなかった新しい場所で繁殖をはじめものも出てくる。そのような場合には、できるだけ営巣(もしくはねぐら)がはじまった初期の段階で対応を決定する必要がある。竹生島や浜離宮などの例では、一度繁殖地として定着した場所に対するカワウの執着は強く、追い出しを決定して実施してもそれを成功させるのは容易ではない。さらに、もし追い出しが成功しても、新たな営巣場所ができてそこでまた問題を引き起こす可能性もある。対応にあたっては、ある程度の面積や攪乱が少ないなどの条件が整った安定した営巣地を確保しておく必要がある。これは、追い出しが実施された場合の受け皿として重要な役割を果たすためである。

一方、樹木の衰弱や枯死を容認して追い出しを行なわないにしても、ある程度の営巣地の植生や景観を保持しようとする場合には、樹木が衰弱する要因をとり払うような工夫（例えば散水による糞の除去、土壌の改良、巣材の供給など）やカワウの活動に強い樹種の植栽などの方策が考えられる。このような対応は、今まで一部の繁殖地で試みられているようであるが、その効果についてしっかりと評価が行なわれているケースはない。今後、科学的な評価を同時に行なうことで、よりよい方策を確立していくことが必要である。

### カワウおよびその近縁種の海外の状況とその対応

#### 1. ヨーロッパと北アメリカにおける生息状況

ヨーロッパにも亜種は異なるものの、カワウ *P. c. carbo* が生息している。これらのカワウの個体数は、1970年頃にかけて減少し、最も少なくなった (Veldkamp 1996)。この時期は、日本国内でのカワウの個体数が最も少なかった時期とほぼ一致する。その原因は、環境中の有害物質のほか、狩猟圧、食物資源の減少であったといわれている (Fox & Weselof 1987, Hobson *et al.* 1989, Koeman *et al.* 1973, Ledwig 1984, Price & Wesekoh 1986, Vemeer & Rankin 1984)。その後、個体数は増加し、1990年代に入ってから、沿岸部などでは個体数の増加が止まり環境収容力に達したと考えられる地域もある。現在では内陸部での分布の拡大と個体数の増加が各地で報告されている。現在カワウは、ヨーロッパ全域で20万つがい以上生息していると考えられている (Veldkamp 1996)。

北アメリカでは、カワウ *P. c. carbo* は北東部の沿岸部に分布するだけであり、その代わりに東西の海岸部や五大湖を中心にミミヒメウ *Phalacrocorax auritus* の5亜種が生息している (Johnsgard 1993)。大西洋沿岸部のミミヒメウは、他の数種の海鳥と同様に19世紀に急激に減少しており、これは沿岸部の島における釣り場や農場としての利用や狩猟のためと考えられている。20世紀に入るとこれらの個体群は増加を続け現在に至っている (Krohn *et al.* 1995)。一方、内陸部のミミヒメウは、やはり20世紀に入ると増加をはじめているが、1940頃から1970年にかけては急激に減少し、それ以後再び増加してきている (Hatch 1995)。

#### 2. 人との軋轢の種類と大きさ

漁業被害の報告例が多く、1950年代は商業漁業への影響を評価する研究報告、最近では臨海域や内水域での遊漁魚種への漁業被害と養魚場での漁業被害に注目した研究報告が目につく。アメリカのミシシッピ川河口域のナマズ養魚場では、年間200~300万ドル相当の捕食があると試算されている (Glahn & Brugger 1995)。イギリスでは、沿岸部の養魚場での被害が稀に大きい場合もあるものの、通常はカワウによる捕食はほかの死亡率に比べて低く大きな問題ではないと考えられている (Carss & Marquiss 1995)。イギリス内陸部での養魚場での漁業被害はほとんど報告されていないが、これはそのほとんどが零細で防護柵などの設置が容易であるためと考えられる。放流魚への漁業被害は一部の地域の河川で起こっており、多量の放流がカワウを誘引している可能性も指摘されている (Kennedy & Greer 1988)。1970~1985

年にかけてマスの捕獲量が減少したのが、カワウによるものではないかと懸念されていたが、調査の結果、カワウは採食量の13%以内しかマスを捕食していないことがわかり、むしろ海水域での過剰な商業捕獲が漁業資源の減少をもたらしていることが明らかになった(Macdonald 1987)。

一方、森林被害についての報告はほとんどなく、北アメリカのセントローレンス川で、ミヒメウの集団繁殖地が貴重な森林生態系にダメージを与えることが問題視されている例(Bedard *et al.* 1995)がみつかる程度である。これは、海外ではカワウやその近縁種は地上営巣するものが多いことと、営巣可能で人の干渉が少ない水辺の林地が豊富にあるためであると考えられる。

### 3. カワウの採食と漁業被害との関係

カワウによる捕食は、被害としてのマイナスの面だけでなく、水産業によい影響を与える例もある。イギリスのWindermere湖では、商業価値の高いブラントラウトの稚魚がパーチ *Parca fluviatilis* やほかのマスの捕食されているが、カワウがこのパーチやマスを多量に捕食しているのでブラントラウトの死亡率が下がった (Macan & Worthington 1951)。また、カワウはブラントラウトも捕食するが、それは病気であったり弱った個体であるので、ブラントラウトにとってはむしろ有益であると報告されている (Feare 1988)。逆に捕食されなくても魚に傷を負わせることで、死亡率が上がったり、商業的価値が低くなる可能性も指摘されている。イギリスのChew Valley湖では21.3%のトラウトの腹部にカワウによる傷害がみつまっている (Carss 1990)。以上のように、カワウによる捕食は、単純にそのまま漁業被害とならないと言える。

経済的に有用な魚種の捕食割合は、自然の河川や湖沼しかない場所では、1～5%と低い (Madsen & Sparck 1950, Bowmarker 1963, Linn & Campbell 1986)、付近に養魚場がある場合には24% (Im & Hafner 1984) や35～90% (Barlow & Bock 1984) と高くなっていた。また、Osieck (1982, 1983) やMorebeek (1984) は、養魚場の2才齢の魚の現存量が減少することから、カワウの捕食がある特定の大きさの魚に集中していることを示した。これらのことから、自然の河川や湖沼ではカワウが大きな漁業被害をもたらすことが少なく、養魚場の様に魚の密度が自然状態に比べ非常に高く、魚の隠れ場所も少ない場所では被害が出やすいと考えられている (Draulans 1988)。

### 4. 被害防除策の実例と効果の有無

カワウによる漁業被害の防除策については、鳥類の被害防除策の実例と効果の有無についての Mott & Boyd (1995) の総説があり、参考になるであろう。内容は大きく分けて以下のとおりである。

#### 1) 物理的な防除

規模が小さな水域ではネットや屋根を設置することでほとんど完全に漁業被害を防除できる。問題となるのは規模の大きな水域である。ワイヤーを20m間隔で設置することで、大きな



群れによる捕食がなくなり被害が軽減された (Im & Hafner 1984, Morebeek *et al.* 1987).

## 2) 追い払いによる防除

視覚的なものでは、風船、かかし、旗、反射板、フラッシュなどがあるがいずれも長期間に渡っての効果は認められない (Morebeek *et al.* 1987). 音響的なものでは、花火、爆薬、ガス砲、スクリーマー、クラッカーなどがあるがいずれも長続きしない (Balow & Bock 1984, Draulans 1988, Morebeek *et al.* 1987, Littauer 1990). ディストレスコールの再生は、長期間効果があったが、有効範囲が狭かった (Im & Hafner 1984). 人間が継続的に存在するのが最も効果があったが、これは予算がかかる方法である (Morebeek *et al.* 1987). 釣り人の存在がカワウを採食地から遠ざけるのに有効であるという主張もある (Morebeek *et al.* 1987).

## 3) 銃による個体数のコントロール

銃による追い払いと駆除を行なうことで、飛来数が減少することがいくつか報告されている。また、駆除によるカワウの総個体数の抑制も試みられている。ただし、このことにより被害がどれだけ減少したかを評価した例はない。オランダではほとんど駆除が行なわれていないが、現在では個体数は横ばいで環境収容力に達したものと考えられている。環境収容力に達しても被害がそれほど大きくないならば、防除の方に重点をおくのが最も有効な方法かもしれない。ただし、この周辺地域では個体数が増加傾向にあり、内水域を中心に漁業被害が問題視されつつある。

## 4) そのほかの被害軽減策

イギリスのある場所ではカワウは冬鳥であるため、養魚場への魚の放流をカワウがいなくなってから行なったところ、被害が減少した (Morebeek *et al.* 1987). また、採食地において水の透明度を下げることで採食効率を低下させると、被害が大きく減少した (Feare 1988). さらに、水中に魚が隠れることのできる場所を作る方法も考えられているが、この方法によって効果があった例はまだ知られていない。

## 5. カワウとその近縁種の管理体制

イギリスでは、捕獲許可は農水省農林水産局に権限があつて、全国の捕獲許可数をコントロールしている。アメリカでは、Fish and Wildlife Service が包括的な管理を行なっている (Trapp *et al.* 1995). 一方、カナダでは各州政府が独自の管理政策を行なっているため、保護に熱心な地域と狩猟や有害鳥獣駆除を行なう地域がある (Keith 1995).

## 今後の課題

### 1. 基礎的調査とモニタリング上の課題

まず、カワウ問題の対応を考える上で各地域で最低限必要な情報を得るための調査を実施し、継続することが大切である。集団繁殖地とねぐらの場所、その場所を利用している個体

数（繁殖期と非繁殖期の1回ずつ、できれば年間を通じての季節的変動）、繁殖状況（営巣数、できれば1巣あたりの巣立ちヒナ数）の3項目はおさえておきたい。これまでも、県単位でいくつかの報告書が作成されているが、単年度の調査であるため、状況変化の察知や実施された対応の評価に利用できないことが多い。毎年のデータがあればよいが、少なくとも3年に1回はこのような情報を整える必要がある。その際、調査の時期や方法を統一して比較ができるように注意する。

つぎに、被害状況の客観的評価である。集団繁殖地における植物や土壌への影響、さらにはその結果としての植生の変化については評価が行なわれているケースはいくつかでてきている（日本鳥類保護連盟 1988, カワウ環境研究会 1997a, b）。その一方で、魚の種類ごとの捕食量などの漁業被害に対する定量的データはまだほとんどない（日本鳥類保護連盟 1988）。漁業被害に関しては、その実態の調査方法や被害額の算出方法が確立していないため、これらの方法を確立しつつ、データの収集や被害の評価を行なう必要がある。

さらに、対策を行なったときの効果を判断するための調査である。対策の効果は、上述の最低限必要な情報だけでもある程度の判断はできるが、対策ごとにその前後でポイントをおさえてカワウの生息状況や被害状況を計画的に調査しておくことで、より確信を持って対策を継続したり、有効でない部分を早期に発見して修正することができるようになる。実際にこれまで行なわれてきた対策の多くは、このような評価のための調査を伴っていないため、ある程度効果が上がっていた場合でも「効果なし」と一言で片づけられている可能性もあり、新たなケースで利用したい場合にも、参考にしにくくなっている。少なくとも、対策の種類とそのやり方の詳細を記載し、予想した結果が得られたかのコメントだけでも記録として残しておき、新たなケースで参考となるようにしたい。

## 2. 基礎的研究上の課題

近年被害が発生するようになった原因、すなわちカワウ個体数の増加の要因、内陸部への分布の拡大の要因の解析が必要である。すでに、前者については狩猟圧の低下、水質の回復による採食効率の向上、営巣地での保護（成末ほか 1998）、後者については放流による誘引、河川改修による河川構造の単純化による採食環境の好転（成末ほか 1999）といくつかの仮説が出されているが、まだ実際のデータに基づいた解析はほとんど行なわれていない。過去の狩猟捕獲数、河川や内湾での漁獲量、水質分析値などの統計資料や現在の採食環境、鳥への環境汚染物質の影響（佐藤・関 1987）から解析を行なうことにより、今後問題がどの程度大きくなるかの予測をしたり、問題の根元的な解決が可能かが判断できるであろう。

カワウそのものの生態に関する研究も充実させることが大切である。カワウの食物および採食量の定量的解析（幸田ほか 1994, Mizutani *et al.* 1990, 1992, 佐藤ほか 1988）や行動範囲の推定（愛知県 1983）、繁殖成功率（Fukuda 1997）、集団繁殖地間の移動や他地域との移出入（福田 1993, 1994b, 1997, 1998, 佐藤・斉藤 1993, 佐藤ほか 1995）の実態などの情報が多くあるほど、より効果的な対策を立てられる。さらには、カワウが河川や湖沼とい

った水域や森林の生態系においてどのような役割を果たしているかについても明らかにしておく必要がある (Ishida 1996a, b, 1997, Kameda 1998, Kameda *et al.* 1998). これらの視点を抜きに目の前の問題のみに目を向けることは、対応による予期せぬ別の問題の発生を招く可能性がある。

### 3. 対策上の課題

まず、管理目標の設定が必要である。被害の評価にもとづき、どれくらい問題が深刻であるかを客観的に把握し、そのほかの基礎的調査や研究にもとづき、今後の被害拡大の可能性やその許容限度、さらには対策の副作用を検討して目標を設定する。野生生物の問題には、さまざまな感情的な意見が寄せられるため、なかなか思い切った対応ができないことが多いが、それにしっかり答えるためにも、データにもとづいた指針を立てることが大切である。ヨーロッパでは、カワウの数を減らすために大量のカワウが駆除されたが、これらの効果はほとんどあがらなかった (Veldkamp 1996)。わが国でも、地域の個体数のほぼ50%を駆除しても個体数が増加を続けている滋賀県のような例もある (表 2)。しかもこの場合の増加速度は、ほとんど駆除を行っていない関東地方や、駆除を行なっても地域個体群の5%以内の愛知県とほぼ変わらないか、それ以上にさえみえる (図 1, 2, 7)。現段階では、カワウの個体数を減少させる目的で駆除を行なうことが、その地域の被害軽減にとって有効かどうかは検討する余地がある。したがって、当面の管理目標としては、まず被害の防除を目指すことが適切であろう。

管理目標の設定にあたっては、周辺の県、あるいは被害地の間で情報交換と調整を行なっていく必要がある。カワウは日々、営巣やねぐらと採食地のあいだを往復し、1日の行動範囲は60kmという報告がある (愛知県 1983)。すなわち、漁業被害のある採食地で駆除を行ないそこで個体数を減らしたとしても、まわりから新たな個体が入ってくれば問題の解決にはなかなか至るものではない。また、営巣地での樹木の枯死を問題として追い出しをかけた場合、追い出された群れが新たに住み着いた場所で問題を起こさない保証はない。さらには、標識調査の結果として、東京から愛知、滋賀から愛知、愛知から静岡などのカワウの移動が確認されている (福田 1994a, 1998, 佐藤ほか 1995)。

管理目標の設定の次に、それを果たすための具体的な方策を決定する。これも、現場の調査・研究や現在までの知見に基づいて行なう。また、これらの対策を実施したあと、必ず被害状況や対策の効果をモニタリング調査により管理目標と照らし合わせ、もし有効でない部分があれば修正を加える。

### 4. 問題に対応するためのシステムの構築

カワウは、内陸部の河川から内湾までは広い環境で食物を採り、かつ様々な管理形態の森林で営巣を行なうため、現在の行政区分では対応が難しい部分がある。また、県の試験場など研究機関も人員が少ないため、必要なデータの収集などに対応できる体制になっていない。本来なら、国家レベルではアメリカの Fish and Wildlife Service のような、県レベル

では鳥獣保護管理センターのような基礎的な調査から管理まで包括的な対応が可能な組織を作っていくことが、カワウ以外の種も含めた野生生物の諸問題へ対処する上では望ましい。ただし、現状ではそのような組織を立ち上げるには時間がかかるため、過渡的には行政が主体となって、漁業従事者などの被害者、被害地の管理者、研究者、日本野鳥の会などのNGOなどが密に連絡を取り合い問題に対応するためのシステムを構築していくのが一番妥当であろう。野生動物の保護や管理を行なう場合には、基礎的な調査を行なった後、保護管理策を検討・実施し、モニタリング等による実施後の評価に基づいて対策の継続・修正を行なうという流れが望ましい(由井・石井 1994)。今後は、それぞれの立場を生かした役割分担を明確にした上で、この流れがスムーズに機能するようにしていく必要がある。このようなシステムは、カワウだけに限らずその他の鳥獣の被害問題、さらには希少種の保護といった野生動物の問題を考える上でも必要となってくるものである。

## 謝 辞

本論文は、1998年11月に北九州大学で開催された日本鳥学会の自由集会「カワウを通じて野生動物と人との共存の道を探る(その1)」での講演内容をまとめたものである。須川恒氏には、自由集会の発案者として、本論文の作成にも多くのアドバイスをいただいた。また、葛西臨海水族館の福田道雄氏には、長年のカワウの生態研究で得られた知見を通じて、カワウ問題に関する多くのご指摘をいただいた。日本野鳥の会研究センターの加藤七枝氏、福井和二氏には、関東のカワウに関して様々な情報をいただくとともに、本論文にも多くのご指摘をいただいた。愛知県自然緑化課鳥獣担当の方々には、県内のカワウの動向に関する情報の収集にご協力いただいた。滋賀県琵琶湖環境部自然保護課鳥獣保護係の方々には、竹生島での対策の情報をいただいた。滋賀県漁業共同組合の横川正己氏には、琵琶湖のアユ漁の時期の確認をしていただいた。京都大学農学部藤原里美氏には、琵琶湖のカワウの森林被害に関しての調査資料を参考にさせていただいた。大岡百合子、浅黄正明、岩村恵子の各氏には、外国文献の収集にご協力いただいた。これらの方々に感謝の意を表したい。

## 要 約

関東、東海、関西の3地方におけるカワウの個体数増加や分布の拡大をまとめ、各地での漁業被害や森林被害について触れるとともに、その対応や有害鳥獣駆除などの実態を概括し、海外の事例なども参考にしながら今後の課題についてまとめた。

どの地方においても、カワウは1970年頃には非常に数の少ない鳥であったが、80年代以降、特に90年代に入ってから急激に個体数の増加がみられている。それと共に、関東地方や東海地方を中心に集団繁殖地の数も増加傾向にある。これらの動きに伴い、各地方において漁業被害や森林被害が生じてきている。

漁業被害については、漁業関係者に対して行なったアンケート調査で、37都府県でカワウの生息が確認されたが、その多くで食害が起きていると報告された。食害を受ける魚種はアユ、フナ類、コイ、ウグイ、オイカワなど遊漁業で放流される魚種であり、その被害発生時期は3月から5月にかけて

て多いとする回答が多かった。一方、ほとんどの都府県で漁業被害の評価や測定をしておらず、具体的な対策もあまり行なわれていなかった。しかし、漁業関係者らは食害を減らす対策として有害鳥獣駆除を強く望んでいた。海外では、遊漁魚種や養魚場での食害などが報告されているものの、漁業資源の減少についてはそれぞれについて科学的な調査が行なわれており、その結果に基づいた被害防除の対策が講じられている。

森林被害については、東京都浜離宮庭園や滋賀県琵琶湖の竹生島などの史跡名勝に指定された場所や都市公園など、人目につく場所で被害がおこっている。森林被害の内容は、カワウの糞や枝折りによって、景観や材としての価値が損なわれたり、悪臭の原因となることなどである。このような被害の対応として、カワウの追い出しなどの対策が成功する場合もあるが、多くの場所ではカワウは定住する期間が長いほど、その場所に執着するために追い出しは困難を極めている。またたとえ追い出しに成功しても、追い出された個体が移住した先で、別の森林被害が起こる可能性がある。したがって、カワウの森林被害の対策としては、ある程度の面積やカワウによる攪乱を受けにくい、しかも社会的にも許容できる安定した営巣地をまず確保することである。このような受け皿を用意した上で、追い出しを行ない、もし分散したカワウが新たにねぐらや営巣を開始した場合には、初期の段階であれば追い出すことが可能と考えられる。一方、カワウによる樹木の衰弱や枯死を容認する場合には、樹木が衰弱する要因をとり払うような工夫、たとえば散水による糞の除去や土壌の改良、カワウの活動に強い樹種の植栽などの方策が考えられる。

アメリカでは、野生動物の調査と管理を包括的に行なう国家レベルの機関があるが、日本においては、このような広域的な調査と管理を行なう機関がない。当面行政が研究者や漁業関係者、NGOなどの関係者らとともに、被害評価や被害防除の対策、カワウの管理目標などを検討していくことが課題と考えられた。

## 引用文献

- 愛知県. 1983. 「鷺の山」のカワウ生息調査報告書. 愛知県.
- Barlow, G.C. & Bock, K. 1984. Predation of fish in farm dams by cormorants *Phalacrocorax* spp. *Australian Wildlife Research* 11: 559-566.
- Bedard, J., Nadeau A. & Lepage M. 1995. Double-crested Cormorant Morphometry & Field Sexing in the St. Laurence River Estuary. *Colonial Waterbirds* 18(Special Publication 1): 86-90.
- Bowmarker, A.P. 1963. Cormorant predation on two Central African lakes. *Ostrich*, 34: 3-26.
- Carss, D.N. 1990. "Beak-prints" help in war against aerial invaders. *Fish Farmer* 13(6): 46-47.
- Carss, D.N. & Marquiss, M. 1995. Fish-eating birds: Perceptions and "Realities". The Proceedings of the Conference 1995. pp. 33-47. British Trout Farming Conference, Sparsholt, U.K.
- Draulans, D. 1988. Effects of fish-eating birds on freshwater fish stocks: an evaluation. *Biological Conservation* 44: 251-263.
- Feare, C.J. 1988. Cormorants as predators at freshwater fish stocks: an evaluation. *Biological*

- Conservation 44: 251-263.
- Fox, G.A. & Weselof, D.V. 1987. Colonial waterbirds as bio-indicators of environmental contamination in the Great Lakes. The value of birds. pp. 209-216. International Council for Bird No. 6. Cambridge, U.K.
- 藤原里美. 1999. カワウのコロニーにおける森林の衰退に関する研究. 京都大学農学部卒業論文.
- 福田道雄. 1981. カワウのコロニーの拡大と群の分散—不忍池の場合—. どうぶつと動物園33: 368-373.
- 福田道雄. 1982. 下北半島におけるカワウの繁殖. 鳥 31: 69-74.
- 福田道雄. 1992. 不忍池のカワウに対するまとめ, カワウ *Phalacrocorax carbo hanedae* の調査報告書. pp. 71-79. 東京都恩賜上野動物園, 東京.
- 福田道雄. 1993. カワウのカラーリングの登録 第1報(1992年現在). 鳥類標識誌 8(1): 1-14.
- 福田道雄. 1994a. カワウの生態と関東地方での生活. カワウの生息実態調査報告. pp. 38-45. 京都鳥獣保護員協会, 東京.
- 福田道雄. 1994b. 標識したカワウのコロニーからの長距離移動. 鳥類標識誌 9(1): 5-10.
- 福田道雄. 1997. カワウの創設コロニーと小型サブコロニーの関係. 鳥類標識誌 12(2): 31-38.
- Fukuda, M. 1997. Relationships between age and breeding success of great cormorant *Phalacrocorax carbo hanedae* at Shinobazu Pond colony, Tokyo, Japan. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 27: 439-443.
- 福田道雄. 1998. 続カワウと人の共存の道を探る—カワウの生活をさぐる—. 野鳥 (614): 42-43.
- Glahn, J.F. & Brugger, K.E. 1995. The impacts of Double-crested Cormorants on the Mississippi delta catfish industry: a bioenergetic model. Colonial Waterbirds 18(Special Publication 1): 168-175.
- 橋本多三郎. 1998a. 鳥獣報告集III. p. 337. 皓星社, 東京.
- 橋本多三郎. 1998b. 鳥獣報告集III. p. 657. 皓星社, 東京.
- 橋本多三郎. 1998c. 鳥獣報告集III. p. 661. 皓星社, 東京.
- Hatch, J.J. 1995. Changing population of Double-crested Cormorants. Colonial Waterbirds 18 (Special Publication 1): 8-24.
- 樋口広芳・成末雅恵. 1997. 湿地といきる自然環境とのつきあい方4. 岩波書店, 東京.
- 樋口行雄・藤岡正博. 1982. 三重県における新しいカワウのコロニー. Strix 1: 120-122.
- Hobson, K.A., Knapton, R.A. & Lysack, W. 1989. Population, diet and reproductive success of Double-crested Cormorants breeding on Lake Winnipegosis, Manitoba, in 1987. Colonial Waterbirds 12: 191-197.
- Im, B. & Hafner, H. 1984. Impact des oiseaux piscivores et plus particulièrement du grand Cormoran *Phalacrocorax carbo* sur les exploitations piscicoles en Camargue, France, Tour du Valat, Station Biologique.
- 石田朗. 1993. 日本のカワウの現状と問題点—森林に及ぼす影響を中心に—. 森林防疫 42(8): 145-148.

- Ishida, A. 1996a. Effects of the Common Cormorant, *Phalacrocorax carbo*, on evergreen forests in two nest sites at Lake Biwa, Japan. *Ecological Research* 11: 193-200.
- Ishida, A. 1996b. Changes of soil properties in the colonies of the Common Cormorant, *Phalacrocorax carbo*. *J. Forest Research* 11: 193-200.
- Ishida, A. 1997. Seed germination and seedlings survival in a colony of the Common Cormorant, *Phalacrocorax carbo*. *Ecological Research* 12: 249-256.
- 石田朗. 1998. カワウの生息が森林生態系に及ぼす影響—カワウ生息地の維持・管理に向けての基礎的研究—. *名古屋大学森林科学研究* 16: 75-119.
- Johnsgard, P.A. 1993. *Cormorants, darters and pelicans of the world*. Smithsonian Institution Press, Washinton.
- Kameda, K. 1998. Material flow from aquatic ecosystem to terrestrial ecosystem mediated by the Great Cormorant (Preliminary discussion). *Proceedings of the VII International Congress of Ecology*. p. 214.
- Kameda, K., Mizutani, H. & Koba, K. 1998. Analysis of material flow from aquatic ecosystem to terrestrial ecosystem mediated by the Great Cormorant by using stable isotope techniques (Preliminary framework). *Applications of Stable Isotope Techniques to Ecological Studies*. p. 59.
- 環境庁. 1991-1996. 鳥獣関係統計. 環境庁, 東京.
- 川村多実二. 1934. 琵琶湖に棲息せる鳥類調査. *鳥獣彙報* 1: 624-629.
- カワウ環境研究会. 1997a. カワウによる竹生島植生影響調査報告書. 平成8年度滋賀県自然保護課委託調査, 滋賀県.
- カワウ環境研究会. 1997b. 滋賀県カワウ生息状況調査報告書. 平成4年度滋賀県自然保護課委託調査, 滋賀県.
- Keith, J.A. 1995. Management policies for Cormorants in Canada. *Colonial Waterbirds* 18 (Special Publication 1): 234-237.
- Kennedy, G.J.A. & Greer, J.E. 1988. Predation by Cormorants, *Phalacrocorax carbo* (L.), on the salmonid populations of an Irish river (Northern Ireland, UK). *Aquaculture and Fisheries Management* 19(2): 159-170.
- 木村裕之・木村京子. 1995. 平成7年度カワウ生息実態調査報告書. 三重県環境安全部自然環境課, 津.
- 北村四郎. 1979. 竹生島の植生. *名勝史跡竹生島保存管理計画*. pp. 18-26. 滋賀県教育委員会, 滋賀県.
- 清棲幸保. 1979. カワウ. *日本鳥類大図鑑II増補改訂版*. pp. 608-610. 講談社, 東京.
- Koeman, J.H., van Velzen-Bald, H.C.W., De Vries, R. & Vos, J.G. 1973. Effects of PCB and DDE in Cormorants and evaluation of PCB residues from an experimental study. *J. Reproduction and Fertility. Supplement*. 19: 353-364.
- 幸田正典・山岸哲・原田俊司・堀田昌伸. 1994. 個体数の急増している琵琶湖のカワウ, *Phalacrocorax*

- carbo* の食性に関する報告. 関西自然保護機構 16(1): 43-48.
- Krohn, W.B., Allen, R.B., Moring, J.R. & Hutghinson, A.E. 1995. Double-crested Cormorants in New England: population and management histories. Colonial Waterbirds 18(Special Publication 1): 99-109.
- Ledwig, J.P. 1984. Decline, resurgence and population dynamics of Michigan and Great Lakes Double-crested Cormorants. Jack-Pine Warbler 62: 91-102.
- Linn, I.J. & Campbell, K.L.I. 1986. Cormorants and fisheries. A report on the biology of the White-breasted Cormorant *Phalacrocorax carbo* as it affects the commercial fisheries of Lake Malawi, Report of the Overseas Development Administration. pp. 1-51. London, UK.
- Littauer, G.A. 1990. Control of bird predation at aquaculture facilities strategies and cost estimates. U.S. Department of Agriculture, Mississippi State, Mississippi. Southern Regional Aquaculture Center Publication No. 402.
- Macdonald, R.A. 1987. Cormorant and game fisheries in Ireland. The Forest and Wildlife Service, Ireland Contract Reference K13/42/5.
- Madsen, F.J. & Sparck, R. 1950. On the feeding habitats of Southern Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis* Shaw) in Denmark. Danish Review of Game Biology 1: 45-76.
- 松村俊幸・小嶋明男. 1995. 福井県におけるカワウの初繁殖記録. 福井県自然保護センター研究報告 4: 37-40.
- Matsuzawa, T. 1998. Distribution and abundance of Common Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) in the Kanto District. 東京大学大学院農学生命科学研究科修士論文.
- Mizutani, H., Fukuda, M., Kabaya, Y. & Wada E. 1990. Carbon isotope ratio of feathers reveals feeding behavior of Cormorants. Auk 107: 400-403.
- Mizutani, H., Fukuda, M. & Kabaya, Y. 1992. <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N enrichment factors of feathers of 11 species of adult birds. Ecology 73: 1391-1395.
- Morebeek, D.J. 1984. Afweer van aalscholvers op de viskwekerij Lelystad; onderzoek 1983. Utrecht, Staatsbosbeheer.
- Morebeek, D.J., van Dobben, W.H., Boere, E.R. & Bungenberg, C.M. 1987. Cormorants damage prevention at a fish farm in the Netherlands. Biological Conservation 39: 23-38.
- Mott, D.F. & Boyd, F.L. 1995. A review of techniques for preventing cormorant depredations at aquaculture facilities in the southeastern United States. Colonial Waterbirds 18 (Special Publication 1): 176-180.
- 成末雅恵. 1997a. カワウと人の共存の道を探る. 野鳥 (606): 36-39.
- 成末雅恵. 1997b. 続カワウと人の共存の道を探る. 野鳥 (614): 40-41.
- 成末雅恵. 1998. カワウの移住作戦と湿地の保全. 遺伝 52(7): 27-31.
- 成末雅恵・福田道雄・福井和二・金井裕. 1997a. 関東地方におけるカワウの集団繁殖地の変遷. Strix 15: 95-108.



- 成末雅恵・金井裕・福田道雄. 1994. 関東地方におけるカワウの集団繁殖地の動向(発表要旨). 1994年度日本鳥学会講演要旨集. p. 72.
- Narusue, M., Kanai, Y., Fukui, K. & Kato, N. 1998. Project Cormorant : moving a breeding colony of Great Cormorants in central Tokyo, Japan. *Ostrich* 69(3&4): 300.
- 成末雅恵・加藤七枝・福井和二・金井裕. 1997b. カワウの集団繁殖地の誘致 一浜離宮庭園から第六台場へ. 1997年度日本鳥学会講演要旨集. p. 110.
- 成末雅恵・加藤七枝・福井和二・松沢友紀・石田朗. 1998. 日本におけるカワウの集団繁殖地と集団ねぐらの分布(発表要旨). 1998年度日本鳥学会大会講演要旨集. p. 93.
- 成末雅恵・松沢友紀・加藤七枝・福井和二. 1999. 内水面漁業におけるカワウの食害アンケート調査. *Strix* 17: 133-145.
- 日本鳥類保護連盟. 1988. 鳥獣害性対策調査報告書 カワウ. pp. 101-249. 環境庁, 東京.
- 日本野鳥の会. 1980. 日本におけるカワウの現状. 昭和54年度特定鳥類調査. pp. 47-86. 環境庁, 東京.
- 日本野鳥の会. 1994. 浜離宮庭園野鳥生息環境調査報告書. 東京都建設局南部公園緑地事務所, 東京.
- 日本野鳥の会. 1995. 浜離宮庭園野鳥生息環境調査その2報告書. 東京都建設局南部公園緑地事務所, 東京.
- 日本野鳥の会. 1996. 浜離宮庭園野鳥生息環境調査その3報告書. 東京都建設局南部公園緑地事務所, 東京.
- 日本野鳥の会. 1997. 浜離宮庭園野鳥生息環境調査その4報告書. 東京都建設局南部公園緑地事務所, 東京.
- 日本野鳥の会. 1998. 浜離宮庭園野鳥生息環境調査その5報告書. 東京都建設局南部公園緑地事務所, 東京.
- Osieck, E.R. 1982. Verjaging van aalscholvers en blauwe reigers op de viskwekrij Lelystad; proefnemingen 1981. Utrecht, Staatsbosbeheer.
- Osieck, E.R. 1983. Afweer van aalscholvers op de viskwekerij Lelystad; onderzoek 1982. Utrecht, Staatsbosbeheer.
- Price, I.M. & Wesekoh, D.V. 1986. Increased numbers and productivity of Double-crested Cormorants, *Phalacrocorax auritus*, on Lake Ontario. *Canadian Field Naturalist* 100: 474-482.
- 林野庁. 1971-1990. 鳥獣関係統計. 林野庁, 東京.
- 佐藤孝二. 1989. わが国におけるカワウコロニーの歴史と現況. 名古屋大学古川総合研究資料館報告 5: 43-64.
- 佐藤孝二・皇南宗・奥村純市. 1988. カワウの採食量と基礎代謝率. 応用鳥学集報 8: 58-62.
- 佐藤孝二・斉藤成人. 1993. カワウ(*Phalacrocorax carbo*)の集合と分散: 美浜個体群における標識調査. 一宮女子短期大学紀要 32: 145-163.
- 佐藤孝二・斉藤成人・石田朗. 1994. 愛知県におけるカワウコロニーの歴史と現況. 一宮女子短期

- 大学紀要 33: 87-105.
- 佐藤孝二・斉藤成人・石田朗. 1995. カワウ(*Phalacrocorax carbo*)の集合と分散: 美浜個体群における標識調査II. 一宮女子短期大学紀要 34: 109-123.
- 佐藤孝二・斉藤成人・倉橋義弘・石田朗. 1998. 愛知県におけるカワウの生息実態調査. 愛知県自然緑化課.
- 佐藤孝二・関比呂伸. 1987. カワウにおける重金属汚染 —とくにPb, CdおよびCrについて. 応用鳥学集報 7: 65-69.
- 滋賀県農政水産部水産課. 1999. 滋賀の水産(平成11年). 滋賀県.
- 高橋敏治. 1979. 竹生島の野鳥. 名勝史跡竹生島保存管理計画. pp. 28-33. 滋賀県教育委員会, 大津.
- 高橋敏治. 1982. 野鳥情報カワウ(繁殖). 野鳥 433: 32.
- Trapp J.L., Dwyer T.J., Doggett J.J. & Nigkum J.G. 1995. Management Responsibilities and Policies for Cormorants: United States Fish and Wildlife Service. Colonial Waterbirds 18(Special Publication 1): 226-230.
- Veldkamp, R. 1996. Cormorants(*Phalacrocorax carbo*)in Europe: : population size, growth rates and results of control measures. pp. 21-29. Proceedings of the workshop towards an international conservation and management plan for the Great Cormorant, 3 and 4 October 1996, Lelystad, the Netherlands.
- Vemeer, K. & Rankin, L. 1984. Population trends in nesting Double-crested and Pelagic Cormorants in Canada. Murrelet 65: 1-9.
- 由井正敏・石井伸夫. 1994. 林業と野生鳥獣との共存に向けて. 森林性鳥獣の生息環境保護管理. 日本林業調査会, 東京.
- 全国内水面漁業協同組合連合会. 1997. 野鳥の食害いよいよ深刻化地域は全国の河川に及ぶ. ないすいめん 9: 10-13.

The population increase of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo*  
 and its damaging effect on fisheries and trees in Japan  
 —The present situation, the problems in each area and future measures—

Akira Ishida<sup>1</sup>, Tomonori Matsuzawa<sup>2</sup>,  
 Kayoko Kameda<sup>3</sup> & Masae Narusue<sup>4</sup>

1. Aichi Forest Institute, Hourai, Minamishitara, Aichi 441-1622, Japan
2. Laboratory of Wildlife Biology, School of Agriculture and life Sciences,  
 Tokyo University, 1-1-1 Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan
3. Lake Biwa Museum, Oroshimo 1091, Kusatsu, Shiga 525-0001, Japan
4. Research Center, Wild Bird Society of Japan, 2-35-2  
 Minamidaira, Hino, Tokyo 191-0041, Japan

We summarize the increase of population size and the expansion of distribution of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in three areas in Japan: Kanto, Tokai, and Kansai. We also describe its damage to fisheries and forest in three areas and suggest future measures with reference to some cases in other countries.

Although the population size of the Great Cormorant was small in each area in Japan in the 1970's, it has increased from the 1980's, and an especially rapid increase has been observed during the 1990's. At the same time, the number of colonies has increased in the Kanto and Tokai areas. These changes have caused damage to fisheries and forest in each area.

A questionnaire survey of fishermen indicated that the cormorant occurs in 37 prefectures in Japan. Damage to fisheries was reported in most of the prefectures. Fish species released for game fisheries, such as *Plecoglossus altivelis*, *Carassius* spp., *Cyprinus carpio*, *Leuciscus hakonensis*, *Zacco platypus*, were thought to be preyed on mainly from March to May. However, most prefectural governments have not assessed the impact of cormorants and have rarely taken concrete measures. Nevertheless, fishermen have strongly requested the shooting of birds to solve the problem. Although damage to game fisheries and fish farming have also been reported in other countries, scientific research was done in each case and measures were taken according to the results of the research. Damage to forests and trees are reported at accessible places such as historic sites (Hama-rikyu Gardens in Tokyo and Chikubu Island in Lake Biwa, Shiga) or parks in cities. The main problems are decrease of scenic value, damage to forest products, or a bad smell. The cormorant could be driven out from the forest in some areas, but the longer the cormorants stay, the more difficult it is to force them out. Moreover, even if driving them out is successful, the cormorants may damage other forest. Thus, the first step for decreasing the damage caused to trees is to prepare a stable nesting place for the cormorants in a suitable area where no damage will be caused. They should only be

driven out after this first step has been taken. The cormorant may start making a new roost or colony at another site, but it is easy to drive them out from a new colony. If some damage to the trees is acceptable, it is possible to decrease the damage by sprinkling water to remove droppings, by improving soil conditions, or by planting trees resistant to the cormorant activities.

Although a national institute in the U.S., the Fish and Wildlife Service, is doing both comprehensive research and management of wildlife, there is no such nation-wide institute for wildlife management in Japan. For the present, each local government should assess the effects, take measures to decrease the negative impacts, and set up a target for management of the cormorants, in cooperation with researchers, fishermen, NGO members, and other interested parties.

*Key words: damage to fisheries, damage to forest, Great Cormorant, Phalacrocorax carbo, population size, wildlife management*