

絶滅危惧 I B 類・天然記念物キンバトの繁殖生態

島嶼鳥学研究会

田中健太¹・大井沙綾子¹・櫻井宥昌瑚¹・仲地邦博²・岩崎哲也¹・高木昌興¹

キンバト (*Chalcophaps indica*) は、インドから東南アジア、台湾、南西諸島南部に広く分布する森林棲の小型のハトである。先島諸島宮古島はキンバトの分布北限であり、その個体群はキンバトの固有亜種リュウキュウキンバト (*C. i. yamashinai*) とされる。本種の研究は少なく、本亜種の調査研究例もほとんどなく、生態についてはわかっていない。日本国内では、国の天然記念物、特殊鳥類に指定され、環境省レッドリストでは、絶滅危惧 IB 類に指定されている。本研究では、基礎的な繁殖生態について記述することを目的とする。調査は 2014 年 4 月から 11 月に行なった。リュウキュウキンバトは上部開放型の皿形の巣を地上から 2 m ほどの位置にタブノキやシヤマヤマヒハツに営巣した。営巣成功率は約 20 % だった。繁殖失敗はほぼすべて捕食、特にハシプトガラスによると推察された。行動圏の調査から、雄は巣を中心とした相対的に狭い範囲を行動圏とし、雌の行動圏は広いもので 20 ha におよんだ。行動圏はリュウキュウマツの樹林地で占められていたが畑雑草群落と牧草地も利用した。個体群保全上の課題は、ハシプトガラスにリュウキュウキンバトの巣における卵の捕食を回避させることである。

キーワード：レッドリスト、亜種リュウキュウキンバト、沖縄県宮古島、捕食

I. はじめに

キンバト (*Chalcophaps indica*) は、インド南西部、スリランカ、インド中東からインドシナ半島、スマトラ、ジャワ、インドネシア、ボルネオ、フィリピン、台湾、南西諸島南部にかけて広く分布する森林性の小型のハトである (Baptista et al. 2014)。先島諸島宮古島はキンバトの分布北限であり、その個体群は固有亜種リュウキュウキンバト (*C. i. yamashinai*) とされる (日本鳥学会 2012)。本種の研究は少なく (Baptista et al. 2014)、本亜種の調査研究例もほとんどなく、生態についてはわかっていないのが現状である (金井・丸 1992, 金井 2014)。

日本国内では、生息域が限られていることから保護が必要な種として、1972 年に国の天然記念物、1990 年に特殊鳥類に指定された (金

井・丸 1992)。環境省レッドリストでは、判定基準 D 「成熟個体数が 250 未満であると推定される個体群である場合」により、絶滅危惧 I B 類に指定されている (環境省 2014)。

宮古諸島におけるキンバトの生息確認は 1980 年であり、1999 年に繁殖が確認された (砂川 2001)。現在では、街中の樹林地でも観察できる程に個体数は増加傾向である。希少なキンバトが増加した宮古島は、キンバトの生態の解明に適した地域である。本報告では、基礎的な繁殖生態について記述することを主な目的とする。

II. 方法

調査は沖縄県宮古島において、2014 年の 4 月から 10 月に行った。宮古島の面積は 159 km²

1: 大阪市立大学 2: 宮古野鳥の会
2014.12.8 受付, 2016.2.9 公開

で、森林面積は島面積の 16 %程度と少ない。その狭い森林も一部に集中し、森林棲のキンバトの主要な繁殖場所となっている。

樹林地内に調査路を設定し、午前 5 時から午前 11 時と午後 3 時から午後 7 時の時間に調査路を歩き、キンバトの行動を手がかりに巣の搜索を行った。巣の構造、営巣樹種、営巣樹の樹高、巣の外装底面から直下の地上まで長さ（巣高）を記録した。

繁殖が確認された巣では、親鳥の不在を確認した上で、巣内を確認し初卵日、一腹卵数、孵化日、一腹雛数、巣立ち日を記録した。ビデオカメラレコーダー（VCR）を用い繁殖活動の撮影を行った。VCR は巣から約 5 m 離れた場所にブラインドで隠蔽し設置された。午前 5 時から午後 7 時まで連続して撮影した。

行動圏サイズ、行動圏内の利用環境に関する情報を得るために、ラジオテレメトリー法を用いて個体を追跡した。調査地内でカスミ網を用いて個体を捕獲し、体重を計測した。捕獲した 10 個体の体重は 130 から 172 g の範囲にあった。本研究で用いた電波発信機の重さは 3.9 g（ATS 社製 A1080）で、発信機を背負わせる形で装着するハーネスを含め 5 g であった。装着物すべての体重に占める割合は、2.9 から 3.8 % となり安全基準 5 % よりも低くすることができた（Kenward 2001）。

追跡調査は日の出直後から日没後まで 2 時間間隔・3 日連続を 1 セットとし、各個体に対して 2014 年 6 月と 7 月、9 月から 10 月に毎月 2 セットの調査を行った。追跡にはポータブル受信機（YAESU FT-817ND）とハンディータイプの二素子アンテナを用いた。追跡は徒歩で行い、時刻、方位探査位置、方位探査角度を記録した。1 個体につき 15 分以内に 3 点以上から位置を記録するように務めた。

テレメトリーデータ解析ソフトの Loas

ver.4.0 (Ecological Software Solutions) を用いて、三角測量法により追跡個体の位置を特定した。各時間に個体追跡を行った 3 つの方位探査位置から、それぞれで得られた方位探査角度に向けて直線を引き、3 本の直線が交差した地点の座標を個体位置として記録した。直線同士が 1 点で交差しなかった場合は、3 直線が形成する三角形の内部で最も個体の存在確率が高かったと思われる地点を最尤推定法により算出し、その座標を個体位置とした。同時に測定誤差面積も算出し、誤差面積の値が大きい個体位置は解析から除外した。算出された全個体位置から、Quantum GIS ver.1.71 を用いて 95 % fixed カーネル法に基づく行動圏（以下、行動圏）と 50 % fixed カーネル法によるコアエリア（以下、コアエリア）を算出した。カーネル法は追跡個体の利用分布に基づく確率密度を推定する計算法であり（Worton 1989）、最外郭法よりも正確に行動圏を把握できるとされている（佐伯・早稲田 2006）。

なお、解析においては抱卵中の行動を追跡できた 1 つがいの抱卵期の追跡結果を繁殖期とし、7 月から 11 月にはすべての追跡個体が繁殖しなかったため、この期間の追跡結果を非繁殖期とした。

行動圏およびコアエリアに含まれる環境の記述には、自然環境保全基礎調査第 6 回植生調査の植生区分を使用した。

III. 営巣環境

確認した 17 巣は、すべて上部解放型の皿形で、樹の枝を組み合わせて作られていた。巣が作られる樹木内の場所は、枝と枝が水平に近く開く股の部分や複数の枝が交差している部分であった。営巣樹種はタブノキ (*Machilus thunbergii*) 6 巣、シマヤマヒハツ (*Antidesma pentandrum*) 5 巣、クロツグ (*Arenga engleri*) 3 巣、

テリハボク (*Calophyllum inophyllum*) 3 巣, であった. 営巣樹の平均樹高 \pm SD (n, range) は, $4.0 \text{ m} \pm 1.3$ (17, 2.2-8), 巣高 \pm SD (n, range) は $1.8 \text{ m} \pm 0.5$ (17, 1.0-3.0) に造られていた. 巣には新しい巣材だけで作られた一層構造のタイプ (1 層タイプ) が 13 巣, 古い巣材が下に敷かれ新しい巣材が積上られたタイプ (2 層タイプ) が 4 巣であった.

IV. 繁殖成績

確認した 17 巣のうち, 1 巣は造巣期に放棄された. 卵もしくは雛を確認した 16 巣のうち 11 巣で卵が消失し, 1 巣は 1 卵の状態で卵が落下し, 1 巣は 2 卵がリュウキュウハシブトガラス (*Corvus macrorhynchos connectens*) に捕食された. 3 巣で巣立ちが確認されたので, 営巣成功率は 18.8 % (成功巣数 / 卵もしくは雛を確認した巣数 = 3/16) である. 3 巣の巣立ち日は, 7 月 15 日, 7 月 20 日, 8 月 2 日で, それぞれ 2 卵から 2 雛, 2 卵から 2 雛, 1 卵から 1 雛が巣立った. 一腹卵数 \pm SD (n, range) は 1.6 ± 0.5 (16, 1-2) であった. なお, 卵数の記録は繁殖行動の妨害になる可能性があり実施しなかった. 2 卵を超える一腹卵数は記録されないと推察される. しかし 1 卵で記録された一腹卵数は最終的に 2 卵になった可能性があるため, この数値は過小評価になっている.

V. 営巣行動

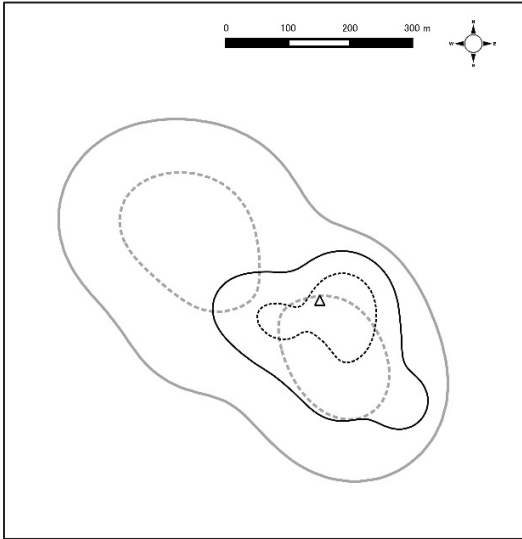
キンバトは雌雄ともに抱卵と抱雛を行ったが, 雌雄の在巣時間帯が明確に異なった. 明るい時間帯は雄が在巣し, それ以外の時間帯, 主に夜間は雌が在巣した. 抱卵期の雌から雄へ交代時間の平均時刻 \pm SD (n, range) は, $8:59 \pm 0:56$ (3, 8:11-10:01), 雄から雌の交代は, $16:16 \pm 1:33$ (3, 15:16-17:23) であった. 抱雛期の雌から雄へ交代時間の平均時刻は, $7:40 \pm 0:38$ (3,

7:09-8:23), 雄から雌の交代は, $15:42 \pm 1:30$ (3, 14:15-17:15) であった. 交代後, 次の交代時間まで, 巣には 1 度も戻らないことが, 5 時から 19 時までに行なった VCR 撮影により確かめられた. 19 時から翌日 5 時までの行動をラジオテレメトリー調査により追跡し, 雌は夜通し巣に滞在することを確認した. 抱卵期は必ず雌雄どちらかが在巣し, 抱雛期には離巣行動が平均 (回) \pm SD (n, range) は, 1.7 ± 1.5 (3, 0-3), 平均離巣時間 (分) \pm SD (n, range) は, 18.1 ± 10.7 (5, 4.05-26.55) であり, 親鳥の不在により長時間巣に雛が放置されることはなかった.

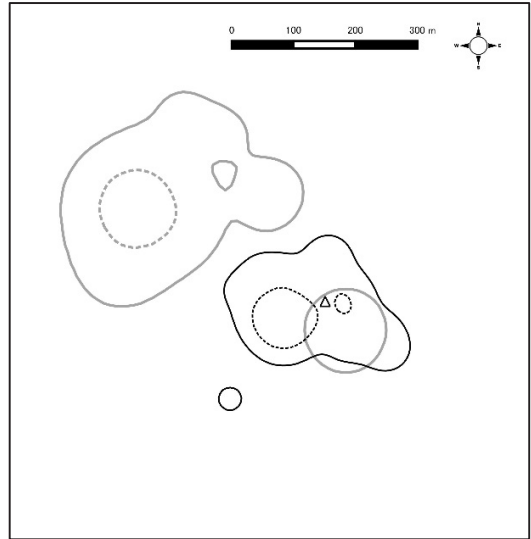
VI. 行動圏

雄 7 個体 (No.02, 03, 09), 雌 3 個体 (No.01, 04, 10) を捕獲した. 捕獲個体は, すべて 2014 年より前に生まれた個体と推定された (Baptista et al. 2014). 雄 No. 02 と雌 No. 01 については, 繁殖を確認した. 抱卵期 (6 月下旬) に追跡したが, 抱卵中に巣内から卵が消失したため, 繁殖期の行動圏に関する追加情報は得られなかった. 雄 No.03 と雌 No. 04, 雄 No.09 と雌 No. 10 は, 行動圏の重複からつがい関係にあったと推察されたが, これらのつがいは追跡中には繁殖を行わなかった. 以下では, つがいで捕獲した 6 個体について記述する.

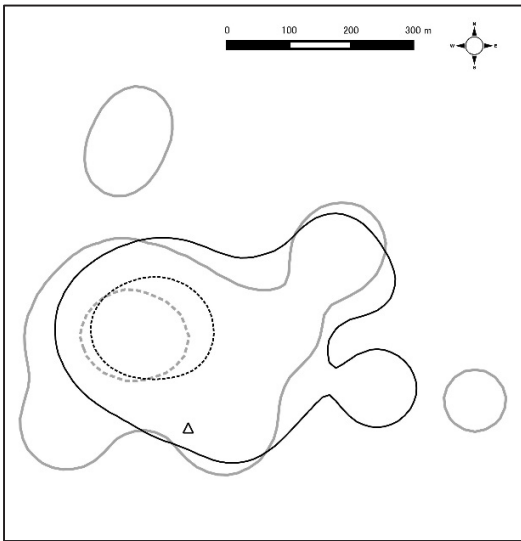
6 月 28 日に 2 卵を抱卵していた雄 No. 02 と雌 No. 01 の抱卵期における行動圏およびコアエリアを図 1A に示す. 雄は巣を中心とした相対的に狭い範囲を行動圏 (6.5 ha) としていたが, 雌の行動圏 (23 ha) は雄の約 3.5 倍広いことがわかった. 雄のコアエリアは巣の周囲 100 m 程度までであるのに対し, 雌は巣の周辺と巣から 200 m 程度離れた場所に独立したコアエリアが形成された. 7 月初旬に巣から卵が消失したため, 育雛期の行動に関する情報は得られなかった. このつがいの卵消失後の非繁殖期の行動



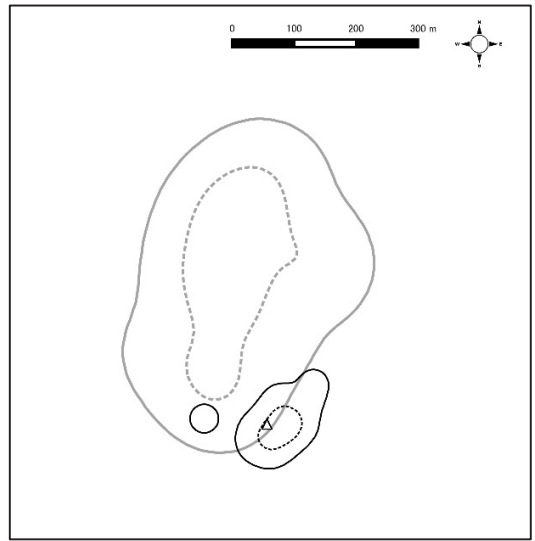
A) 雄 No.02、雌 No.01 の繁殖期



B) 雄 No.02、雌 No.01 の非繁殖期



C) 雄 No.03、雌 No.04 の繁殖期



D) 雄 No.09、雌 No.10 の非繁殖期

図1 追跡個体の行動圏. 95%カーネル法により推定された行動圏を実線, 50%カーネル法により推定されたコアエリアを点線, 営巣地点を三角形で示す. 雄は黒色, 雌は灰色である

圏を図 1B に示す。雄の行動圏 (4.5 ha) とコアエリア (0.8 ha) は多少の形状の変化が認められたものの、抱卵期から大きく変化していなかった。雌は巣の周囲での行動がほとんどなくなり、抱卵期に巣から遠くに位置していたコアエリアを中心に行動した。

雄 No.03 と雌 No. 04 のつがいの卵は追跡開始前に消失した。非繁殖期には巣から少し離れた位置でコアエリアが雌雄で重複しており、行動圏の重複も大きかった (図 1C)。このつがいの行動圏面積は雄 15.7 ha、雌 18.2 ha、コアエリア面積は雄 2.6 ha、雌 2.0 ha であった。

雄 No.09 と雌 No.10 のつがいの卵も追跡開始前に消失した。非繁殖期の雄の行動圏は巣の周辺のごく限られた区域であった (図 1D)。測位数は十分ではなかったが、このつがいでは行動圏、コアエリア共に面積の雌雄差が際立って大きくなる傾向が認められた。このつがいの行動圏面積は雄 1.7 ha、雌 15.1 ha、コアエリア面積

は雄 0.3 ha、雌 4.5 ha であった。

非繁殖期の行動圏に含まれる各植生の面積を図 2 に示した。どのつがいも高木層を形成するリュウキュウマツ (*Pinus luchuensis*) の樹林地に生息していた。つがいの雌雄では、類似した植生を行動圏内に含む傾向があった。雄 No. 02 と雌 No. 01 のつがいは畑雑草群落、雌はさらに牧草地、雄 No.03 と雌 No. 04 のつがいは主に牧草地、雄 No.09 と雌 No. 10 のつがいも畑雑草群落と牧草地を利用していた。

VII. 個体群保全上の重要点

卵の消失と捕食による繁殖失敗が 75 % を占めた。キンバトの営巣成功率は 20 % に達しなかった。キジバトに営巣成功率が 40 % (中尾 1984)、シラコバトでは 48 % (Robertson 1990) であることから、宮古島におけるキンバトの営巣成功率は極めて低いといえる。これは第一に解消されるべきである。本調査期間中に特定さ

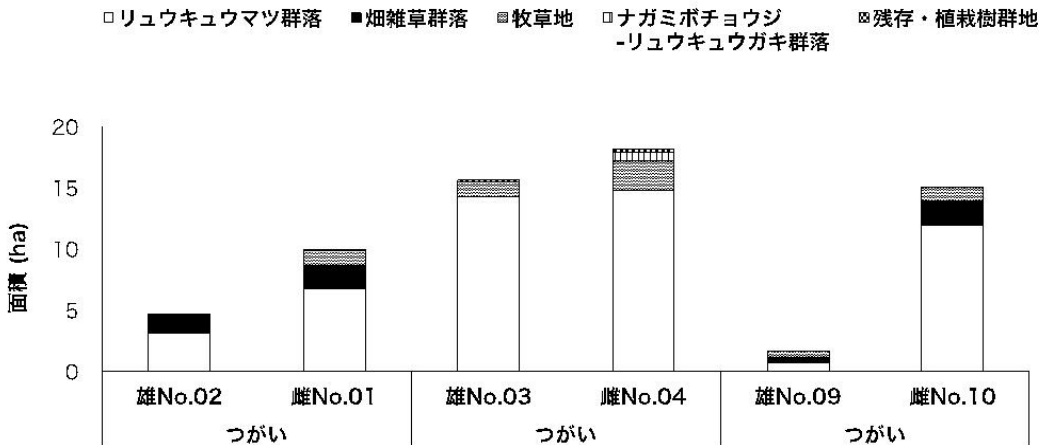


図 2 非繁殖期のつがい雌雄別の行動圏に含まれる植生面積

れた捕食者は、リュウキュウハシブトガラスであった。宮古島における潜在的な捕食者としては、ハシブトガラスの他に、サキシママダラ (*Dinodon rufozonatum walli*) とサキシマスジオ (*Elapha taeniura schmackeri*) の地上のヘビ類2種、人為的移入種であるイタチ (*Mustela* sp.), クマネズミ (*Rattus rattus*), ノネコ (*Felis* sp.) が挙げられる。卵が消失した巣は、攪乱はなく、卵殻は残っていなかったことからハシブトガラスと2種類のヘビが捕食者と推測された。不安定な巣の形状、位置にも関わらず巣の破壊が起きていないことから、ハシブトガラスによる捕食の可能性が高いと考えられる。雄のキンバトの行動圏は、巣の周囲の狭い区域に限定されることがわかった。もしハシブトガラスが卵や雛の主要な捕食者であれば、一度捕食された巣の周囲では繰り返し捕食に遭遇する可能性がある。キンバトが増加してきた1980年代から約30年、宮古島にはハシブトガラスが生息しておらず、2010年頃から個体数が増加させており、今後のハシブトガラスの個体群の状況に注意が必要である。ハシブトガラスの個体数が増えすぎないように宮古島全体でゴミの管理が徹底される必要がある。

キンバトは森林棲の種ではあるが、行動圏の調査から開けた畑雑草群落や牧草地も利用することがわかった。金井・丸(1992)は夜間に人家周辺の畑で採食している可能性を指摘しており、それに付随して建物への衝突事故が誘発されると考えている。宮古島市総合博物館には交通事故死したキンバトが持ち込まれることがある。宮古島の調査地においてキンバトが畑雑草群落や牧草地を利用するには車道を横切る必要が生じる。交通事故の対策も必要と考えられる。

謝辞

キンバトの捕獲および付随作業については、許可証(鳥獣捕獲等又は鳥類の卵採取等)第11-59号、国内希少野生動植物種捕獲等従事者証環九地那許第1310152号、天然記念物リュウキュウキンバトの現状変更(生態調査及び試料採取)25受庁財第4号の87を受けた。

文献

- Baptista, L.F., Trail, P.W., Horblit, H.M., Boesman, P. and Garcia, E.F.J. 2014. Grey-capped Emerald Dove (*Chalcophaps indica*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds.) 2014. Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions. (retrieved from <http://www.hbw.com/node/54186> on 4 December 2014)
- 金井 裕・丸 武志 1992. 石垣島と西表島におけるキンバト *Chalcophaps indica* の生息状況. 環境省特殊鳥類調査.
- 環境省 2014. 「レッドデータブック 2014 - 日本の絶滅のおそれのある野生生物 - 2 鳥類」ぎょうせい.
- 環境省自然環境局生物多様性センター. 自然環境保全基礎調査第6回植生調査. <http://www.vegetation.biodic.go.jp>
- Kenward, R. 2001. A manual for wildlife radio tagging. Academic Press.
- 中尾弘志 1984. 北海道におけるキジバトの生息密度と繁殖成功率の変動. 日本応用動物昆虫学会誌 28: 193-200
- 日本鳥学会 2012. 「日本鳥類目録 改訂第7版」日本鳥学会目録編集委員会.
- Robertson, H.A. 1990. Breeding of Collared Doves *Streptopelia decaocto* in rural Oxfordshire, England. *Bird study* 37: 73-83.
- 佐伯 緑・早稲田宏一 2006. ラジオテレメトリを用いた個体追跡技術とデータ解析法. 哺乳類科学 46: 193-210.
- 砂川栄喜 2001. 「きらめく生命・宮古諸島の野鳥」ニライ社.
- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164-168.

Breeding biology of an endangered natural treasure, Emerald Dove

TANAKA Kenta, OI Sayako, SAKURAI Yumako, NAKACHI Kunihiro,
IWASAKI Tetsuya and TAKAGI Masaoki

Emerald Dove (*Chalcophaps indica*) is known to largely range from India, Southeast Asia, Taiwan to south of the Nansei Islands. Miyakojima Island is the northern limit of the species' distribution. The population in the Nansei Islands is considered to be an endemic subspecies *C. i. yamashinai*. The dove is listed as Endangered in the Red List of Japan. It is also designated as a national natural treasure and a special bird. However, there are few ecological studies of the subspecies as well as the species. We aimed to describe a basic breeding ecology of the doves. The study was conducted on Miyakojima Island from April to November in 2014. Their nest was a slight platform of twigs mainly placed in *Machilus thunbergii* and *Antidesma pentandrum*; positioned approximately 2 m up. Nesting success was less than 20 %. It was inferred that nesting failures were mainly caused by depredation, especially the Jungle Crow *Corvus macrorhynchos*. Home ranges varied individually (ca. 2-18ha). A female always had a larger home range than a mated male. Although their home ranges were largely composed by a forest of *Pinus luchuensis*, they also included open-lands (crops field, pasture, and wasteland). To conserve and/or preserve the population on Miyakojima Island, we should prevent Jungle Crows from depredating eggs and/or nestling on doves' nests.

Key words: redlist, *Chalcophaps indica yamashinai*, Miyakojima Island, depredation

