スギ・ヒノキ人工林を利用する確率の高い鳥類種の推定

遠藤 幸子^{*1,2}・成瀬真理生^{1,3}・近藤 博史^{1,4}・田村 淳¹

人工林は日本の森林の約 40%を占めており、木材供給だけでなく生物にとっての適した生息場所として機能することが期待されている。しかしながら、人工林内の生物の多様性およびその生態について十分に理解されているとはいえない。本研究ではスギ・ヒノキ人工林で観察される鳥類種を明らかにし、その生態的特徴について考察した。調査は 2014 年から 2018 年の鳥類の繁殖期にあたる 5 月から 6 月にかけて神奈川県西部の 3 山域 57 地点において実施した。観察調査から 8 目 26 科 45 種がスギ・ヒノキ林を利用していることが明らかとなった。確認された種数およびその種組成は、スギ林とヒノキ林との間で有意な違いはみられなかった。確認された鳥類のうち留鳥 10 種と夏鳥 2 種を含む 2 目 9 科 12 種は、全ての山域で年を経ても繰り返し確認されており、これらはスギ・ヒノキ人工林を利用する確率の高い種であると示唆された。これら 12 種のうち 11 種は昆虫食であった。さらに、10 種は樹上と樹洞に営巣する傾向があった。このように、人工林を利用する確率の高い種では、食性と営巣場所の選択において高い共通性がみられた。

キーワード：ヒノキ、人工林、神奈川県、スギ、鳥類

Sachiko Endo,^{*1,2} Mario Naruse,^{1,3} Hirofumi Kondo,^{1,4} Atsushi Tamura¹ (2020) Estimation of Bird Species that Utilize Japanese Cedar and Cypress Plantations with High Probability. J Jpn For Soc 102: 147–156 Artificial forests account for approximately 40% of the forested area in Japan, and these forests are expected to serve not only as timber sources, but also as important habitats for wildlife. However, the diversity and ecology of species constituting this ecosystem is not well understood. In this study, we revealed the bird species that observed in Japanese cedar and cypress plantations and discussed the ecological characteristics of the species. Surveys were conducted at 57 study points located in 3 mountain areas in western Kanagawa Prefecture during the breeding season of birds from May to June from 2014 to 2018. We observed 45 species of birds within 8 orders and 26 families in the forests; the number of species and the composition was not different between Japanese cedar and cypress plantations. We repeatedly confirmed 12 species within 2 orders and 9 families, including 10 resident birds and 2 summer species, across years and study areas, suggesting that they are the species which utilize coniferous plantations with high probability. Of those 12 species, 11 species were insectivorous. Furthermore, 10 of those species tended to build nests in trees or within tree cavities. Our results suggest that species with a high probability of utilizing coniferous plantations have high commonality with respect to food habits and nest site selection.

Key words: coniferous plantations, birds, *Cryptomeria japonica*, *Chamaecyparis obtuse*, Kanagawa Prefecture

I. は じ め に

日本の国土の約 70%は森林であり、そのうちの 41%は人工林である（林野庁 2017）。天然林が多様な樹種と複数の階層構造をもつ一方、人工林の多くは同一林齢の単一樹種による単純な林内構造が特徴的である（五十嵐ら 2014）。これまでの研究において、人工林における鳥類種の多様性の低さが指摘されている（藤巻 1970；石城・松岡 1972；石城ら 1973；小林・藤巻 1985；多田・安齋 1994；山浦 2007）。例えば、人工林の調査面積の小ささを考慮する必要があるが、人工林内で確認される鳥類の種数は天然林内より少ない傾向がみられる（藤巻 1970；石城・松岡 1972；石城ら 1973；小林・藤巻 1985；多田・安齋 1994）。さらに人工林が卓越する森林景観においても、周囲の広葉樹林パッチが小さいと林内の鳥類種の多様性が低い（Yamaura *et al.* 2009b）。そのため、人工林における鳥類種の多様性の保全および向上につながる森林管理が探索されている（白井 2018；柿澤ら 2018）。

一般的にみられる人工林内の鳥類種の多様性の低さには、人工林の単純な林内構造が関与しているかもしれない。例えば、鳥類は種によって営巣場所として利用する環境が異なる（樹洞や低木、地上など：高川ら 2011）。林内の環境要素の多様性が低いと、鳥類が利用できる営巣場所も乏しい可能性が高い。そのような環境下においては、林内で繁殖できる鳥類種は制限されうる。このように、人工林における鳥類種の多様性は、人工林による資源供給と鳥類の生態に基づく資源要求によって決定していると考えられる。したがって、人工林の利用率の高い種の生態的な特徴を明らかにすることで、人工林の鳥類種の多様性を制限している要因を解明することができると考えられる。しかしながら、実際に人工林を利用している種による林内での資源利用の実態や種の生態的特徴については十分に理解されているとはいえない（ただし参照：水谷 2002；Kondo *et al.* 2017）。そこで本研究では人工林内に高い確率でみられる鳥類種とその構成種の生態を明らかにすることを目的とした。鳥類種による人工林の利用を制限する要因を明らか

*連絡先著者（Corresponding author）E-mail: s.endo.sh07@gmail.com

¹ 神奈川県自然環境保全センター 〒243-0121 神奈川県厚木市七沢 657 (Kanagawa Prefecture Natural Environment Conservation Center, 657 Nanasawa, Atsugi, Kanagawa 243-0121, Japan)

² 現所属：東京農業大学大学院 〒243-0034 神奈川県厚木市船子 1737 (Current address: Graduate School of Agriculture, Tokyo University of Agriculture, 1737 Funako, Atsugi, Kanagawa 243-0034, Japan)

³ 現所属：神奈川県西部地域政総合センター 〒258-0021 神奈川県足柄上郡開成町吉田島 2489-2 (Current address: Prefectural Administration Center in West Region of Kanagawa Prefecture, 2489-2 Yoshidazima, Kaisei-machi, Ashigarakami-gun, Kanagawa 258-0021, Japan)

⁴ 現所属：横浜国立大学大学院環境情報研究院 〒240-8501 神奈川県横浜市保土ヶ谷区常盤台 79-7 (Current address: Faculty of Environment and Information Sciences, Yokohama National University, 79-7 Tokiwadai, Hodogaya-ku, Yokohama 240-8501, Japan)
(2019 年 8 月 29 日受付；2020 年 3 月 9 日受理)

にすることは、生物多様性の保全に向けた森林管理の方法を検討する上でも有用である。

本研究では、日本の人工林面積の約70%を占めるスギ (*Cryptomeria japonica*)・ヒノキ (*Chamaecyparis obtuse*) 林 (林野庁 2017) を利用する鳥類を対象とした。神奈川県には森林が約95,000 haあり、その39%は主にスギ・ヒノキが優占する人工林である (林野庁 2017; 神奈川県 2018)。県西部には三つの山地が存在し、その低山帯それぞれにスギ・ヒノキ林が分布している。本研究ではこれらの3山地に57の調査地点を設け、鳥類の繁殖期にあたる5月から6月に人工林内の鳥類相を調査した。定点観察の調査結果から全ての地域において経年で繰り返し確認された種を抽出することで、人工林の利用率の高い種を特定した。さらにこれらの種の生態的特徴を明らかにするため、人工林の利用率が高かった種と低かった種の生態を以下の観点から比較した。

繁殖期の鳥類は、適した餌 (Orians and Wittenberger 1991; Burke and Nol 1998) と営巣場所 (Newton 1994; Burke and Nol 1998) が存在する環境を利用する。そのゆえ、人工林内では、人工林が提供する資源を利用する種がより高い確率で観察されると予測される。そこで、人工林の利用率が高かった種の食性と営巣場所の特性を明らかにした。また、体重が重い種ほど代謝率が高いことから (Lasiewski and Dawson 1967; Nagy 1987, 2005), 生存や活動のためにより多くのエネルギー摂取が必要となる。そのため、人工林内の餌資源量が乏しい場合、多くのエネルギーを効率的にとる必要のある体重の重い種の利用率は低い可能性がある。これより、人工林の利用率の高かった種の体重の傾向を明らかにする。

種における渡りの有無は、鳥類の生活史の特徴の一つである (ギル 2007)。これまでの研究から、留鳥と渡り鳥とでは、森林の形状や景観構造に対する反応が異なることが示唆されている (Naoe *et al.* 2012; Yamaura *et al.* 2009b)。たとえば、人工林の卓越した森林景観で実施された調査における繁殖期の結果では、留鳥の種数は広葉樹林パッチが大きいほど多くなる傾向がみられた (Yamaura *et al.* 2009b)。その一方で、夏鳥の種数はパッチ面積に対して顕著な増減傾向は示さなかった (Yamaura *et al.* 2009b)。この先行研究を考慮すると、留鳥と夏鳥では人工林の利用傾向に違いがみられる可能性がある。

日本の人工林地域内には、その広さはさまざまだが、広葉樹林などの人工林とは異質な環境が含まれる (例えば、Yamaura *et al.* 2009b)。人工林を利用する確率の高い種は、異質な環境を柔軟に利用できる種であると推測される。先行研究では、異質な景観構造を利用する種は、日本国内での分布範囲が広い傾向があることが報告されている (Katayama *et al.* 2014)。それゆえ、人工林を利用する確率の高い種は国内における分布が広いという特徴をもつ可能性がある。そこで、これらの種の日本国内での分布範囲の特徴を調べた。

以上のように本研究では、生態的特徴として各種の主な食性、営巣場所、体重、長距離渡りの有無 (夏鳥かどうか)、日本における分布範囲の大きさに着目し、人工林の利用率

の高い種の特徴について分析した。

II. 方 法

1. 調査地

神奈川県の北北西に位置する小仏地域 (35°37'34"~35°39'34"N, 139°08'46"~139°10'51"E, 標高: 334~595 m) に優占樹種がスギである地点を九つおよびヒノキ9地点の計18の調査地点を設置した。さらに、丹沢山地の麓 (以下、丹沢地域: 35°24'13"~35°30'08"N, 139°09'24"~139°17'09"E, 標高: 145~618 m) にスギ10地点とヒノキ11地点の計21地点、箱根外輪山の麓 (以下、箱根地域: 35°15'29"~35°19'12"N, 139°02'42"~139°07'24"E, 標高: 135~422 m) にスギ9地点とヒノキ9地点の計18地点を設定した (図-1, 2; 表-1)。鳥類の観察を目的として、これらの地点に基本一片25 mの正方形枠 (約625 m²) を設置した。これらの調査枠は0.11~9.78 ha (平均1.13 ha) のスギもしくはヒノキが優占する林分内 (表-1) に設置した。なお林分内の樹種および生育状況は基本的に一様である。一方で、林分外には優占樹種の異なる人工林や広葉樹林が分布することが多いことから、林分内外の環境は区別できる。調査枠は隣接林分や林分境界の影響を小さくするため、林分境界から少なくとも10 m内側の範囲から選定した。選定の際には傾斜等の地形が均質なこと、さらに調査する上での安全性を考慮した。ゆえに、林分の中心に調査枠が設定されているわけではない。

調査枠内の林冠を優占するスギとヒノキの平均樹高は、調査範囲の一部で実施された調査から小仏地域のスギ林で約17~24 m、ヒノキ林で約14~21 m、丹沢地域のスギ林で約15~24 m、ヒノキ林で約13~20 m、箱根地域のスギ林で約20~22 mおよびヒノキ林で約13~20 mであったと推測される (2013~2015年時点: アジア航測株式会社・神奈川県自然環境保全センター 未発表)。さらに樹高1.5 m以上の広葉樹が、小仏地域の14地点 ($n=18$)、丹沢地域の16地点 ($n=21$)、箱根地域の18地点 ($n=18$) の林内で確認された。多数確認された種は、アオキ (*Aucuba japonica*)、アブラチャン (*Lindera praecox*)、アラカシ (*Quercus glauca*)、ムラサキシキブ (*Callicarpa japonica*) であった。ただしこの毎木調査は、調査枠内の一部の範囲

図-1. 神奈川県における調査地域の位置図

図-2. 各調査地域の森林の分布と調査地点の位置

A. 小仏地域；B. 丹沢地域；C. 箱根地域。森林の種類および土地の分類には神奈川県公表のデータを使用し、県内においてのみ描画した。

を対象として実施されたため、実際に広葉樹が生育している調査木の数を過小評価している可能性がある（2013～2015年時点：アジア航測株式会社・神奈川県自然環境保全センター 未発表）。なお、調査木内およびその周囲において林冠に大きな間隙（ギャップ）はなかった。また、調査木の周囲の広葉樹林率（調査地点を中心とした半径500 m バッファ内）は、小仏地域では平均約 35 %（ $n=18$ ）、丹沢地域では平均約 41 %（ $n=21$ ）、箱根地域では平均約 23 %（ $n=18$ ）であった。森林に生息している鳥類種の出現には、周囲の半径約 500 m 円の範囲内の森林構造の特徴が関与していることが示唆されている（森林内のギャップ構造；Murakami *et al.* 2008）。また半径 500 m 円の面積は、多くの森林性の鳥類種の縄張り面積よりも大きい

表-1. 調査地点情報

地域	地点	標高 (m)	林分 面積 (ha)	優占 樹種	平均胸高 直径 ±SD cm*	広葉樹林 面積率 (300 m バッ ファ内)
小仏	KS1	470	1.25	スギ	32 ± 11 (20)	0.29
	KS2	438	3.04	スギ	39 ± 7 (17)	0.41
	KS3	379	1.00	スギ	33 ± 5 (12)	0.30
	KS4	455	4.09	スギ	42 ± 6 (16)	0.38
	KS5	595	0.76	スギ	40 ± 12 (25)	0.14
	KS6	334	0.64	スギ	27 ± 8 (43)	0.47
	KS7	349	1.52	スギ	35 ± 17 (19)	0.39
	KS8	527	0.78	スギ	27 ± 7 (42)	0.41
	KS9	532	0.55	スギ	25 ± 6 (35)	0.37
	KH1	479	0.26	ヒノキ	25 ± 3 (43)	0.29
	KH2	437	0.86	ヒノキ	21 ± 2 (51)	0.44
	KH3	597	1.31	ヒノキ	29 ± 9 (30)	0.28
	KH4	352	0.12	ヒノキ	20 ± 9 (29)	0.49
	KH5	517	1.81	ヒノキ	22 ± 5 (41)	0.39
	KH6	530	0.41	ヒノキ	33 ± 5 (28)	0.39
	KH7	509	1.89	ヒノキ	22 ± 5 (34)	0.36
	KH8	530	0.23	ヒノキ	21 ± 4 (65)	0.32
	KH9	367	1.32	ヒノキ	23 ± 4 (48)	0.49
平均値 ($n=18$)		467	1.21		29	0.37
丹沢	TS1	363	1.34	スギ	38 ± 10 (18)	0.41
	TS2	389	0.70	スギ	30 ± 7 (19)	0.37
	TS3	191	0.59	スギ	30 ± 10 (25)	0.62
	TS4	153	1.06	スギ	29 ± 6 (42)	0.45
	TS5	414	3.11	スギ	32 ± 8 (23)	0.27
	TS6	145	0.72	スギ	35 ± 9 (41)	0.39
	TS7	328	0.90	スギ	27 ± 7 (24)	0.52
	TS8	335	0.11	スギ	33 ± 6 (28)	0.16
	TS9	428	2.16	スギ	26 ± 8 (42)	0.26
	TS10	280	0.15	スギ	25 ± 6 (55)	0.51
	TH1	475	0.56	ヒノキ	34 ± 7 (29)	0.48
	TH2	412	0.46	ヒノキ	21 ± 5 (36)	0.35
	TH3	174	1.07	ヒノキ	31 ± 5 (27)	0.46
	TH4	393	0.37	ヒノキ	31 ± 5 (26)	0.30
	TH5	618	9.78	ヒノキ	31 ± 4 (25)	0.55
	TH6	416	0.26	ヒノキ	29 ± 9 (30)	0.34
	TH7	346	0.48	ヒノキ	29 ± 5 (30)	0.23
	TH8	419	0.13	ヒノキ	23 ± 4 (46)	0.62
	TH9	463	8.18	ヒノキ	34 ± 4 (25)	0.05
	TH10	407	0.15	ヒノキ	22 ± 4 (41)	0.39
	TH11	315	0.20	ヒノキ	21 ± 4 (72)	0.48
平均値 ($n=21$)		355	1.55		29	0.39
箱根	HS1	195	0.63	スギ	27 ± 6 (38)	0.63
	HS2	422	0.28	スギ	25 ± 5 (48)	0.18
	HS3	358	0.65	スギ	28 ± 10 (31)	0.27
	HS4	294	1.24	スギ	28 ± 7 (44)	0.43
	HS5	247	0.37	スギ	28 ± 6 (33)	0.21
	HS6	270	0.16	スギ	29 ± 7 (25)	0.09
	HS7	140	0.91	スギ	39 ± 8 (15)	0.03
	HS8	185	0.28	スギ	32 ± 7 (30)	0.06
	HS9	235	0.29	スギ	32 ± 7 (25)	0.08
	HH1	350	0.96	ヒノキ	37 ± 4 (24)	0.03
	HH2	179	0.15	ヒノキ	23 ± 4 (43)	0.68
	HH3	395	0.29	ヒノキ	27 ± 6 (48)	0.07
	HH4	293	0.14	ヒノキ	23 ± 6 (63)	0.43
	HH5	231	0.80	ヒノキ	32 ± 4 (21)	0.27
	HH6	266	0.96	ヒノキ	26 ± 7 (57)	0.13
	HH7	135	0.36	ヒノキ	23 ± 5 (32)	0.07
	HH8	163	1.33	ヒノキ	31 ± 3 (25)	0.06
	HH9	207	0.12	ヒノキ	26 ± 6 (44)	0.14
平均値 ($n=18$)		254	0.55		29	0.21

*優占樹種の平均胸高直径である。()内は測定した樹木の本数である。なお、これらの数値は調査木内の一部で実施した調査結果に基づく参考値である（2013～2015年時点：アジア航測株式会社・神奈川県自然環境保全センター 未発表）。

い(中村・中村 1995; バードリサーチ 2011)。そのため調査地点を中心とした半径 500 m のバッファ内には、本研究で確認された多くの種の縄張り全体もしくはその大部分が含まれると推測される。したがって、このバッファ内に含まれる環境要素は鳥類種の出現に与える可能性が高いと考えられる。これらの調査地点において、小仏と箱根地域では 2014 年と 2017 年、丹沢地域では 2015 年と 2018 年に調査を実施した。

2. 鳥類調査

それぞれの調査地点において 4:30 から 9:30 までの 5 時間にわたり観察を行った。観察時間を 2014・2015 年では 30 分ごとに 10 区分、2017・2018 年は 15 分ごとに 20 区分に分け、各区分で独立して枠内に出現した鳥類種とその個体数を記録した。本研究で観察された個体は、足環などが装着されておらず個体の識別ができないため、長時間の継続観察では同一個体を重複して計測してしまう可能性が高い。そのため、上記のように記録時間を短く区切り、区分された時間内においては同一個体を重複して計測しないよう観察を行った。なお、各調査地点において確認された種数については、全ての区分のデータを総合した上で算出した。

観察は、調査枠内全体が観察可能である調査枠外に設定した地点から行った。種は目視による形態確認並びに鳴き声により同定した。調査時期は鳥類の繁殖期にあたる 5 月から 6 月とし、各地点において調査期間の前半と後半で 2 度の調査を実施した。それらの結果を総合し、各種が確認された調査地点には 1 を、確認されなかった地点には 0 を調査年ごとに各調査地点に配点した。ただし、調査地点において特定の種が 1 個体かつ 1 区分でしか観察されなかった場合、また林内を通過した個体のみしか確認されなかった場合は、該当種は林内をほぼ利用していないと考え解析データから除外した。なお調査年によって 1 区分当たりの時間が異なるが、除外された種は、実質的には 30 分ごとの 1 区分でのみ確認され、その個体数が 1 個体であったという同等の条件のもとで除外されている(2019 年の 1 例のみ除く)。したがって、このデータ除外処理によって解析に使用するデータの質に生じる偏りはほぼない、もしくは非常に小さいと考えられる。これらの方法によって得られたデータを用いて、3 地域計 6 回の全ての調査回において確認された種を「人工林を利用する確率の高い種」として抽出した。

野外調査は鳥類の姿と鳴き声から種を同定できる複数の調査員によって実施した(2014 年小仏地域: 9 人; 箱根地域: 14 人, 2015 年丹沢: 12 人, 2017 年小仏: 6 人; 箱根: 7 人, 2018 年丹沢: 13 人)。複数の調査員が関わる調査では個別の観察能力の差がデータに影響を及ぼす可能性が危惧された。そこで本調査では調査枠の大きさを一般的な定点センサスの調査範囲よりも小さく設定した。これは、どの調査者においても枠内における鳥類種の出現の記録に大きな見落としが起らないよう、容易に見渡せる範囲を考慮したためである。さらに、データの解析においては種の個体数ではなく在不在データを用いた。なぜなら、出現した「個体数」を記録することは、出現種の記録と比べて難

易度は高く、個人の観察能力の差がデータに反映される可能性が高いと推測されたからである。このように、複数人による調査が実施されたことによる調査結果への影響をできるかぎり排除した上でデータ解析をした。

3. 種の生態的特徴の文献調査

本調査地域の人工林の利用率が高かった種と低かった種において、既存のデータベースをもとに得られた生態および分布の特徴を比較した。各種の繁殖期の食性と営巣場所、体重、長距離渡りの有無(夏鳥かどうか)については、高川ら(2011)のデータベースを主に利用し、図鑑並びに論文により情報の確認および補完をした(中村・中村 1995; 樋口ら 1997; Amano and Eguchi 2002; 藤田 2008; 岡久ら 2016)。日本での各種の分布範囲については、1997 年から 2002 年に実施された第 6 回自然環境保全基礎調査種の多様性調査 鳥類繁殖分布調査の報告書(環境省自然環境局生物多様性センター 2004)の調査結果を利用し、各種の出現および繁殖が確認されたメッシュ(20×20 km 枠)数を分布範囲の指標として用いた。なお、シロハラは本調査で一時的に確認されていたがこの解析からは除外した。なぜなら、シロハラは夏に確認されることは稀であり、日本での繁殖期の生態情報等を得ることが難しかったためである。

4. 景観構造の解析

解析においては、スギ林とヒノキ林は「人工林」という同様のカテゴリとしてまとめて扱った。ただし、優占樹種がスギかヒノキかの違いによって出現する種が異なる可能性がある。そこで優占樹種の違いと林内に出現する種数と種組成との関係を解析した。また林内に出現する種は、周辺の環境要素によっても影響を受けている可能性がある。先行研究において人工林地域に生息する種には、人工林よりも広葉樹林への依存度の高い鳥類種が多いことが報告されている(Yamaura *et al.* 2009b)。それらの種は、調査地点の周囲に広葉樹林が多いときに出現し、人工林の利用は付随的なものかもしれない。そこで調査地点でみられる種の多様性に対する周囲の広葉樹林面積の影響についても解析した。広葉樹林面積の算出には、2011~2012 年に撮影された航空画像(神奈川県)から作成した土地利用区分図を利用した。ArcGIS10.3(ESRI Inc.)を用い、各調査地点の四角形枠の中心座標(緯度経度)より半径 100, 200, 300, 400, 500 m の円形バッファポリゴンを発生させ、それぞれの円形バッファポリゴン内における広葉樹林面積を算出した。広葉樹林面積率を算出する空間スケールは、森林に生息している鳥類種の出現が周囲約 100~500 m 円内における森林の構造の違いに影響を受けるとの報告(Murakami *et al.* 2008)および森林に生息する鳥類の縄張り面積(中村・中村 1995; バードリサーチ 2011)を参考に設定した。

5. 統計解析

人工林を利用する確率の高い種の生態的特徴を明らかにするため、人工林の利用率の低かった種との特徴の比較を行った。まず、各グループに属する鳥類各種の体重の違いについては Wilcoxon の順位和検定で検定した。同様に、

繁殖分布域の違いについては Welch の t 検定を用い検定した。渡り特性については、Fisher の正確確率検定を行った。なお算出した P 値は、検定の多重性による第 1 種の過誤を避けるため、ボンフェローニ補正を行った。

つぎに、調査地点の優占樹種によって確認された種数が異なるかどうかを検証するため一般化線形混合モデル (GLMMs) によって解析した。統計解析ソフト R において (R Core Team 2019), glmer 関数 (package “lme4”: Bates *et al.* 2019) を使用しモデルを作成した。モデルの目的変数には各調査地点で確認された種数、説明変数には調査地点の優占樹種 (スギもしくはヒノキの 2 区分)、調査地域、標準化した標高の値、調査地点の周囲の広葉樹林面積率を、ランダム効果には調査年と調査地点名を指定した。これらの説明変数間における分散拡大係数 (VIF) は 2 未満であり、本モデルにおいて多重共線性は生じていなかった。目的変数の確率分布にポアソン分布 (“poisson”) を指定し、種数に対する各説明変数の影響について尤度比検定を行った。なおモデルの説明変数に、調査地点から半径 100~500 m 円内の五つのスケールの広葉樹林面積率を組み込むと多重共線性が生じる。それゆえ、五つのスケールのうちの一つを代表値としてモデルに含めた。事前にどのスケールにおける広葉樹林面積率をモデルに組み込むことが最適かを確かめるため、それぞれのスケールの広葉樹林面積率とそれ以外の全ての説明変数を含めた五つのモデルを作成し、モデルの AIC (赤池情報量規準, Akaike Information Criterion) を比較した。その結果、もっとも AIC 値の低かった半径 300 m 円内の広葉樹林面積率を代表値とした (J-Stage 電子付録付表-1)。

さらにスギとヒノキ林で種組成に違いがあるかを解析するため、非計量多次元尺度構成法 (Nonmetric Multidimensional Scaling; NMDS) による座標付けと、調査地点の優占樹種等の環境要素との関係の解析を行った。データセットは、各調査地点における種の確認の有無に応じて 1 もしくは 0 を配点したものをを用いた。NMDS の解析には R の “vegan” package に含まれる “metaNMDS” を、環境要素との関係性の解析には “envfit” 関数を使用した (Oksanen *et al.* 2019)。解析に用いる調査地間の種組成の非類似度指標には、在・不在データに対応している Jaccard 指数を用いた (土居・岡村 2011)。また NMDS による座標付けの次元数は、Stress 値 20% 以下のより低次元ものを採用した (Kraskal 1964; Oksanen *et al.* 2019)。なお調査地点の種組成は、調査地点の優占樹種の違いだけでなく、調査地域、調査地点の標高、調査地点の周囲の広葉樹林面積率、調査年などが関与している可能性がある。そこで種組成と上記の環境要素との関連を明らかにするために並び替え検定を実施した (envfit 関数; 並び替え回数 10,000 回)。さらに、種間の座標の位置関係と envfit 関数で有意となった要因との関係性を可視化するため、“vegan3d” package の “ordiplot3d” によってグラフ化した。

なお種組成の解析では、各調査地域の第 1 回目調査にあたる 2014 年と 2015 年、第 2 回目調査にあたる 2017 年と 2018 年の二つのグループにわけて解析を実施した。これ

は、同調査地点で得られた二つのデータによる結果への擬似反復の影響を排除するためである。それぞれのグループの解析で得られた P 値は、検定の多重性による第 1 種の過誤を避けるためボンフェローニ補正を行った。

上記の統計解析は全て R version 3.6.1 で行い、有意水準は $P < 0.05$ とした。結果において、代表値を平均値としたときは “平均値 $\pm$ SD”, 中央値としたときは中央値 (第一四分位数-第三四分位数) のように記載した。

III. 結 果

計 6 回のスギおよびヒノキ林における調査で 8 目 26 科 45 種が確認された (表-2)。スギ・ヒノキ林で確認された種のなかで、3 地域の全てで繰り返し確認された種はコゲラ (*Dendrocopos kizuki*), カケス (*Garrulus glandarius*), ヤマガラ (*Poecile varius*), ヒガラ (*Periparus ater*), シジュウカラ (*Parus minor*), ヒヨドリ (*Hypsipetes amaurotis*), ヤブサメ (*Urosphena squameiceps*), エナガ (*Aegithalos caudatus*), メジロ (*Zosterops japonicus*), キビタキ (*Ficedula narcissina*), カワラヒワ (*Chloris sinica*), イカル (*Eophona personata*) の 2 目 9 科 12 種であった (表-2)。

人工林の利用率が高かった 12 種の主な食性は、昆虫食が 11 種 (92%) と種子食が 1 種 (8%) であった (J-Stage 電子付録付表-2)。その一方で、上記以外の人工林の利用率の低かった種では、昆虫食が 21 種 (66%), ミミズなどの土壤動物が 3 種 (9%), 雑食が 3 種 (9%), 哺乳類などの大型の動物を主食とする 2 種 (6%), 植物食が 1 種 (3%), 種子食が 1 種 (3%), 果実食の 1 種 (3%) が確認された (J-Stage 電子付録付表-2)。人工林の利用率が高かった種群では、利用率が低かった種群と比較して群内における食性の多様性が低かった。

人工林の利用率が高かった種群のうちの 6 種が樹上 (50%), 4 種は樹洞 (33%), 1 種が地上 (8%), 多様な場所で営巣する傾向のあるキビタキ 1 種がその他 (8%) を営巣場所として利用する傾向があった (J-Stage 電子付録付表-2)。すなわち、12 種のうちの 10 種が営巣場所として樹木を利用する種であった。人工林の利用率が低かった種では、11 種が樹上 (34%), 6 種が樹洞 (19%), 5 種が藪や低木 (16%), 4 種が地上 (13%), 6 種 (19%) が人工物や崖などのその他を主な営巣場所としていた。その他には自ら巣を作らない托卵種も含む。このように、人工林の利用率が高かった種群では利用率の低かった種群よりも営巣場所の選択幅が狭い傾向がみられた。

人工林の利用率が高かった 12 種のうち、留鳥 (漂鳥を含む) は 10 種 (83%), 長距離渡りをする夏鳥は 2 種 (17%) であった。人工林の利用率が低かった種群では留鳥は 22 種 (69%), 夏鳥は 10 種 (31%) が確認された。人工林の利用率が高かった種群と低かった種群間において、留鳥と夏鳥の比率に有意な差はみられなかった (Fisher 正確確率検定: $P = 1$, 両側検定; J-Stage 電子付録付表-2)。また人工林の利用率が高かった種群の体重の中央値は 17.5 g (10.7~35.8 g) ($n = 12$) であり、利用率の低かった種群では 23 g (18.6~153.8 g) ($n = 32$) であった。両者に有意な

表-2. スギ・ヒノキ林で観察された鳥類種

目・科	和名	学名	小仏 (n=18)		丹沢 (n=21)		箱根 (n=18)	
			2014	2017	2015	2018	2014	2017
キジ目								
1 キジ科	ヤマドリ	<i>Syrnaticus soemmerringii</i>						1 (6%)
2 カモ科	カルガモ	<i>Anas zonorhyncha</i>					1 (6%)	
ハト目								
3 ハト科	キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i>	2 (11%)	4 (22%)	3 (14%)		2 (11%)	4 (22%)
4	アオバト	<i>Treron sieboldii</i>	1 (6%)	1 (6%)				2 (11%)
カッコウ目								
5 カッコウ科	ホトトギス	<i>Cuculus poliocephalus</i>			1 (5%)	1 (5%)	1 (6%)	
タカ目								
6 タカ科	トビ	<i>Milvus migrans</i>			1 (5%)			
フクロウ目								
7 フクロウ科	フクロウ	<i>Strix uralensis</i>		1 (6%)				
キツツキ目								
8 キツツキ科	コゲラ	<i>Dendrocopos kizuki</i>	12 (67%)	14 (78%)	16 (76%)	12 (57%)	15 (83%)	14 (78%)
9	アカゲラ	<i>Dendrocopos major</i>	1 (6%)					1 (6%)
10	アオゲラ	<i>Picus awokera</i>	5 (28%)	6 (33%)	2 (10%)		2 (11%)	5 (28%)
スズメ目								
11 サンショウクイ科	サンショウクイ	<i>Pericrocotus divaricatus</i>				1 (5%)	2 (11%)	
12 カササギヒタキ科	サンコウチョウ	<i>Terpsiphone atrocaudata</i>		1 (6%)	1 (5%)		3 (17%)	5 (28%)
13 カラス科	カケス	<i>Garrulus glandarius</i>	10 (56%)	10 (56%)	4 (19%)	2 (10%)	3 (17%)	4 (22%)
14	ハシボソガラス	<i>Corvus corone</i>			2 (10%)			2 (11%)
15	ハシブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i>	2 (11%)		6 (29%)	3 (14%)	1 (6%)	1 (6%)
16 キクイタダキ科	キクイタダキ	<i>Regulus regulus</i>		6 (33%)				5 (28%)
17 シジュウカラ科	コガラ	<i>Poecile montanus</i>		3 (17%)				1 (6%)
18	ヤマガラ	<i>Poecile varius</i>	10 (56%)	13 (72%)	11 (52%)	14 (67%)	15 (83%)	16 (89%)
19	ヒガラ	<i>Periparus ater</i>	10 (56%)	12 (67%)	9 (43%)	9 (43%)	2 (11%)	8 (44%)
20	シジュウカラ	<i>Parus minor</i>	11 (61%)	17 (94%)	17 (81%)	12 (57%)	10 (56%)	16 (89%)
21 ツバメ科	ツバメ	<i>Hirundo rustica</i>			1 (5%)		3 (17%)	
22	イワツバメ	<i>Delichon dasypus</i>			1 (5%)		9 (50%)	
23 ヒヨドリ科	ヒヨドリ	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	18 (100%)	18 (100%)	19 (90%)	16 (76%)	18 (100%)	18 (100%)
24 ウグイス科	ウグイス	<i>Cettia diphone</i>	2 (11%)	6 (33%)		2 (10%)	3 (17%)	2 (11%)
25	ヤブサメ	<i>Urosphena squameiceps</i>	2 (11%)	4 (22%)	3 (14%)	4 (19%)	5 (28%)	9 (50%)
26 エナガ科	エナガ	<i>Aegithalos caudatus</i>	9 (50%)	12 (67%)	12 (57%)	6 (29%)	12 (67%)	13 (72%)
27 ムシクイ科	センダイムシクイ	<i>Phylloscopus coronatus</i>		2 (11%)		1 (5%)		3 (17%)
28 メジロ科	メジロ	<i>Zosterops japonicus</i>	16 (89%)	13 (72%)	17 (81%)	15 (71%)	18 (100%)	17 (94%)
29 ゴジュウカラ科	ゴジュウカラ	<i>Sitta europaea</i>		1 (6%)				
30 キバシリ科	キバシリ	<i>Certhia familiaris</i>		2 (11%)	1 (5%)			
31 ミソサザイ科	ミソサザイ	<i>Troglodytes troglodytes</i>		1 (6%)				1 (6%)
32 ヒタキ科	トラツグミ	<i>Zoothera dauma</i>					1 (6%)	1 (6%)
33	クロツグミ	<i>Turdus cardis</i>	2 (11%)	1 (6%)	2 (10%)		5 (28%)	3 (17%)
34	シロハラ	<i>Turdus pallidus</i>				1 (5%)		
35	アカハラ	<i>Turdus chrysolaus</i>		2 (11%)			1 (6%)	2 (11%)
36	コサメビタキ	<i>Muscicapa dauurica</i>						1 (6%)
37	キビタキ	<i>Ficedula narcissina</i>	6 (33%)	10 (56%)	8 (38%)	9 (43%)	9 (50%)	12 (67%)
38	オオルリ	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>		3 (17%)	2 (10%)	1 (5%)		2 (11%)
39 セキレイ科	セキレイ	<i>Motacilla cinerea</i>						1 (6%)
40 アトリ科	カワラヒワ	<i>Chloris sinica</i>	1 (6%)	2 (11%)	7 (33%)	1 (5%)	16 (89%)	12 (67%)
41	イカル	<i>Eophona personata</i>	11 (61%)	6 (33%)	6 (29%)	6 (29%)	9 (50%)	12 (67%)
42 ホオジロ科	ホオジロ	<i>Emberiza cioides</i>		1 (6%)	2 (10%)		4 (22%)	11 (61%)
43	アオジ	<i>Emberiza spodocephala</i>						6 (33%)
44 チメドリ科	ガビチョウ	<i>Garrulax canorus</i>			1 (5%)	2 (10%)	1 (6%)	6 (33%)
45	ソウシチョウ	<i>Leiothrix lutea</i>	2 (11%)					
8 目 26 科	45 種		20	28	26	20	27	34

表中の数字は、確認された調査地点数、カッコ内は各地域の総調査地点のうちの確認地点の割合である。太字により全ての調査地域および調査回で確認された種を示した。目・科・学名は、日本鳥類目録改訂第7版に準拠した(日本鳥学会 2012)。

差はみられなかった(Wilcoxonの順位検定; $W=252.5$, $P=0.33$; J-Stage 電子付録付表-2)。

環境省自然環境局生物多様性センター(2004)における確認メッシュ数は、人工林の利用率が高かった種群では 820 ± 163 メッシュ ($n=12$) であり、利用率が低かった種群では 522 ± 298 メッシュ ($n=30$) であった。人工林の利用率が高かった種において有意に確認メッシュ数が多かった(Welchのt検定; $t=4.02$, $df=35.2$, $P<0.001$; J-Stage

電子付録付表-2)。

スギ林とヒノキ林の間で確認された種数に有意な差はみられなかった(GLMMs; $df=1$, $\chi^2=2.95$, $P=0.09$)。その一方で、地域によって確認された種数は有意に異なっていた(GLMMs; $df=2$, $\chi^2=18.39$, $P<0.001$)。小仏地域では 7 ± 3 種(2014年)および 10 ± 2 種(2017年)(それぞれ $n=18$)、丹沢地域では 7 ± 2 種(2015年)および 6 ± 2 種(2018年)($n=21$)、箱根地域では 10 ± 2 種(2014年)

および 12 ± 3 種 (2017 年) ($n=18$) が観察され、箱根地域で種数の多い傾向がみられた。さらに、標高が高いほど確認種数が有意に多かった (GLMMs; $df=1$, $\chi^2=5.97$, $P=0.01$, Estimate $\pm$ SD = 0.11 ± 0.05)。なお、調査地点の周囲の広葉樹林面積率による確認種数への有意な影響は検出されなかった (GLMMs: $df=1$, $\chi^2=0.05$, $P=0.82$)。

種組成の非類似度を用い、NMDS によって 3 次元に調査地点の座標付けを行った (第 1 回グループ; Stress 値: 16.5%, 第 2 回グループ; Stress 値: 14.7%)。これを用い、envfit 関数を用いた環境要素との相関関係の解析を行った結果、種組成と調査地域および標高との間には有意な関係が検出された (調査地域; 第 1 回目: $R^2=0.18$, $P<0.01$, 第 2 回: $R^2=0.19$, $P<0.01$, 標高; 第 1 回: $R^2=0.46$, $P<0.01$, 第 2 回: $R^2=0.22$, $P=0.03$)。さらに、2017 年と 2018 年の調査間でも種組成が有意に異なっていた (第 1 回: $R^2=0.03$, $P=1$, 第 2 回: $R^2=0.14$, $P<0.01$)。その一方で、種組成と林内の優占樹種との間に有意な関連はみられなかった (第 1 回: $R^2=0.007$, $P=1$, 第 2 回: $R^2=0.03$, $P=1$)。また、種組成と広葉樹林面積率との間にも有意な関係性は検出されなかった (第 1 回: $R^2=0.06$, $P=1$, 第 2 回: $R^2=0.19$, $P=0.10$)。これらの結果を用い、調査地点の種組成と有意な関係性が検出された要素と NMDS より座標付けした種スコアとの関係性を図示した (図-3)。

IV. 考 察

本研究から、繁殖期にスギとヒノキの人工林を利用する確率の高い留鳥 10 種と夏鳥 2 種の計 12 種が明らかとなった。これらの種は、他地域のスギとヒノキ林で行われた鳥類相調査においてもそれらの全てもしくは一部が確認されている (山口ら 1997; 丸岡 2013; 池田 2018)。例えば、神奈川県の大果山のスギ・ヒノキ林では 12 種全てが確認されている (丸岡 2013)。栃木県のヒノキ林においても、コゲラ、ヤマガラ、シジュウカラ、ヒヨドリ、エナガ、メジロ、カワラヒワ、キビタキの 8 種の出現が確認されている (池田ら 2018)。これより今回抽出された種群は、本調査地域に限らず、関東地方の他地域においても広く共通して人工林を利用している可能性が高いことが示唆された。

人工林の利用率が高かった 12 種は、利用率が低かった種よりも日本国内での分布範囲が広がった。人工林の利用率が高かった 12 種は、いずれも森林で観察される種として一般的に分類されている (高川ら 2011)。そのうちの 5 種 (コゲラ、シジュウカラ、ヒヨドリ、メジロ、カワラヒワ) は市街地や住宅地、公園でも繁殖するなど環境選択の幅が広い (高川ら 2011)。エナガとキビタキにおいても森林だけでなく農耕地や住宅地での生息や繁殖が確認されている (穴田・藤巻 1984; 赤塚 2001; 岡久 2015)。このように、人工林の利用率が高かった 12 種のうちの 7 種は、多様な景観構造を利用できる特性がある。先行研究では、異質な景観構造を利用する鳥類種の日本国内での分布範囲は広いという一般的な傾向が示されている (Katayama *et al.* 2014)。これらのことを考慮すると、本研究でみられた人工林の利用率の高かった種における国内での分布傾向

図-3. NMDS による鳥類種の座標と環境要因との関係

A, 2014 年と 2015 年調査による第 1 回グループ; B, 2017 年と 2018 年調査による第 2 回グループのデータを用いた解析結果。図内の各番号は (表-2) と対応している。人工林を利用する確率の高い種として抽出された種は太字で表示した。envfit 関数による解析によって種組成との相関関係が有意 ($P<0.05$) であった標高、調査地、第 2 回グループにおける調査年について関係性を図示した。図中で番号が重なっているものについては以下の通り、A, *23 と 24, **18 と 33, ***21 と 41, ****2 と 35; B, *36 と 39。

は、これらの種に異質な景観構造を利用する種が多く含まれていたことが関係していると考えられた。ヒガラについては、カラマツ (*Larix leptolepis*) などの他の針葉樹人工林でもよく観察されていることから (由井 1976; 山浦・加藤 2007)、構成樹種にかかわらず人工林の環境を広く利用している種であると推測される。日本では 1970 年以降に人工林を含む森林の成熟が進み、成熟林種 (Yamaura *et al.* 2009a) とされる留鳥が国内で分布域を広げたと示唆されている (Yamaura *et al.* 2009a)。成熟林種に含まれるヒガラは 1978 年に実施された繁殖分布調査では 547 メッシュで確認され、1997 年から 2002 年の調査では 606 メッシュとその数を増加させた (環境省自然環境局生物多様性センター 2004)。人工林の成熟は、人工林を忌避しないヒガラ

の利用可能な環境の増加に寄与したと推測される。このように人工林を利用する確率が高い種は、異質な景観構造や人工林環境を柔軟に利用する特性をもち、国内で広く分布する傾向があると示唆された。

人工林の利用率が高かった種の食性は、昆虫食に偏っていた。その一方で、人工林の利用率が低かった種群では、種による食性のばらつきが大きく、種間での食性の多様性が高かった。人工林の利用率の高かった種群では、利用率が低かった種群では記録された、土壌動物や果実、種子等を主な餌とするような種が確認されなかった。人工林の卓越する森林景観で行われた先行研究では、種子や果実食の種の出現率は、大きな面積の広葉樹林パッチのある場所ほど高いことが報告されている (Yamaura *et al.* 2009b)。この先行研究の結果も考慮すると、人工林内では広葉樹が生産する種子などの餌資源が少なく、これらを餌とする種による人工林の利用が制限されていると考えられた。このように、人工林を利用する確率の高かった種群では餌の選択性の幅が全体的に狭く、共通性が高いことが明らかとなった。

鳥類によって繁殖場所が選択される上で、適した営巣場所の有無は重要な要素の一つである (Jones 2001)。人工林の利用率が高かった種群は、低かった種群と比較して利用する営巣場所の多様性が低かった。例えば、人工林の利用率の高かった種群では、藪や低木に営巣する種は確認されなかった。これは、本調査地の人工林が藪や低木に営巣する種にとって適した環境ではなかったことを示唆している可能性がある。山浦 (2007) は総説において、成熟した人工林のなかでも、間伐が適切に行われず、下層植生が生育していない人工林は、下層の植生に営巣する種にとっては不適地となる可能性を指摘している。また海外の二次林で行われた研究では、択伐からおおよそ3~6年後ほど経過した藪の発達した林内において、下層に営巣する種の繁殖なわばり密度が高いことが示されている (Fuller and Henderson 1992)。このように、藪や低木に営巣する種は、森林管理による林内の植生の変化による影響を受けやすい。そのため、適切な林内の管理はこれらの種の利用可能な環境の創出に貢献すると考えられる。

なお本調査では、現地での巣の確認は行っていないため、人工林内における営巣状況は明らかにできていない。人工林内で確認された種が必ずしも林内で営巣しているとは限らない。周辺環境に巣が造られている可能性も留意しておく必要がある。なお、本調査地域ではないが、いくつかの種においてはスギ・ヒノキを営巣場所として利用することが確認されている。例えば、樹上にボール型の巣を造るエナガは、スギに営巣する (中村 1962)。また、カワラヒワとキビタキについてもスギやヒノキに営巣するとの記載がある (日向 1952; 浅川ら 2003)。イカルでは人工林での営巣に関する情報は乏しかったが、天然林におけるウラジロモミ (*Abies homolepis*) での営巣が報告されており (丸山 1975)、針葉樹もイカルの営巣木となりうることが推測される。このように、いくつかの樹上営巣種に対してスギ・ヒノキ林は営巣環境を提供している。一方で、樹洞営巣種の繁殖では自然樹洞や樹洞を造る上で適した樹木が必要と

なる。それゆえ、カラマツのような樹洞の少ない人工林は樹洞営巣種にとって繁殖不適地であることが指摘されている (山浦 2007)。その一方でスギ林ではしばしば樹洞が確認され、フクロウ (*Strix uralensis*) やニホンモモンガ (*Pteromys momonga*) 等の哺乳類によって利用されている (安藤・今泉 1982; 鈴木ら 2011)。スギの樹洞が他の鳥類にとっても利用可能な営巣環境かどうか、さらに自ら樹洞をつくるコゲラなどによる営巣状況について今後明らかにする必要がある。このように営巣場所としての人工林の利用に関する情報については不足しているため、さらなる調査が期待される。

人工林内を利用する種の食性と繁殖場所の分析から、人工林を利用する確率の高い種群は、利用率の低かった種群と比べて利用する資源の多様性が低いと示唆された。一方で、種の渡り特性と体重においては、人工林の利用率が高かった種群と低かった種群間で顕著な差はみられなかった。それゆえ、渡り特性は人工林の利用傾向に強く関与する特性ではないことが示唆された。さらに、種の体重に関しても林内における出現傾向への関与は検出されなかった。ただし、種の体重によって人工林内における滞在時間は異なっていたかもしれない。一般的に鳥類では体重が重い種ほど大きな行動圏をもつ傾向がある (Ottaviani *et al.* 2006)。そのため、体重の重い種では軽い種と比較して、1回当たりの滞在時間が短い可能性がある。このような種の滞在時間といった行動的特徴をより詳細に調べることで、種の体重と人工林環境への依存度との関係が明らかとなるかもしれない。

本調査において観察された鳥類種数やその種構成は、スギ林とヒノキ林との間で有意な違いはみられなかった。したがって、本調査地域の人工林では、林内の優占樹種の違いは鳥類相に影響を与えていないことが示唆された。このようなスギ・ヒノキ林間での鳥類相の共通性は、スギ・ヒノキがともに常緑針葉樹であることや同林齢の個体がまとまって生育しているなどの人工林特有の類似した林相の特徴によるものかもしれない。なぜなら、このような特徴的な林内の構造は、その空間を利用できる鳥類種を限定する可能性があるからだ。ただし、スギ林とヒノキ林間で、林内を利用する種の個体数が異なる可能性はある。林内における単位時間当たりの出現個体数や繁殖した個体の繁殖成功度に関する調査を実施することで、鳥類の繁殖場所としてのスギ林とヒノキ林の質の違いをより詳細に検討することができると考えられる。

また本調査では、周囲の広葉樹林面積による人工林内の鳥類種数と種組成への影響はみられなかった。これは、周囲の広葉樹林パッチ面積が大きいほど、鳥類種数が増加するといった先行研究の結果と一致していない (Yamaura *et al.* 2009b)。先行研究とは異なる結果であったことは、本調査における調査地点の設置状況が関与している可能性がある。本調査地点の周囲 (300 m バッファ内) には、平均して約 33% の割合で広葉樹林が存在していた (表-1)。このような人工林と広葉樹林が混在する地域では、周囲の広葉樹林率の影響が検出されにくい可能性がある。さらに、

本調査では調査枠が林分の中心に設置されていないことから、林分外の環境の影響を受けた可能性がある。例えば、広葉樹林が隣接している林分内に設置された調査地点では、広葉樹林を利用する種が人工林内にも飛来する確率が高くなる可能性がある。この場合、広域の広葉樹林の面積率とは関係なく、広葉樹林由来の鳥類種の増加がみられると推測される。このように、周囲の広葉樹林面積と人工林内を利用する鳥類種数との関係については、本調査の調査方法を考慮して注意深く解釈する必要がある。さらに今後は、種の在不在データだけでなく、個体数といった各種の量的な情報についても考慮し、広葉樹林の影響を検討していくことが期待される。なぜなら、各種の出現個体数は、種数とともに群集の多様性並びに構造を理解する上で有用であるからである (Peet 1974)。森林の環境要素と種の出現個体数や縄張りの密度との関連が検出されている報告も多い (e.g. Fuller and Henderson 1992: 前述参照)。そのため、周囲の広葉樹林率が種の在不在には影響を与えていなかったとしても、その個体数には影響を及ぼす可能性があることを留意する必要がある。

林内でみられる種数と種構成は、標高と調査地域によって異なることが明らかとなった。人工林で観察された鳥類種は、標高が高いほど多く、さらにその種組成は異なっていた。山地における鳥類種の多様性は、高標高域で低いという一般的な傾向はあるが、その高標高域に至るまでの増減傾向については主に四つの型に分けられる (McCain 2009)。そのなかの一つの型である、種多様性が標高 300 m 以上でピークおよび水平となり、その後種数が減少していくという型が本調査結果と一致していると考えられた。経年調査を通して標高が高い場所で出現する傾向がみられた種は、カケスとヒガラであった (図-3)。また観察頻度は低かったが、アカゲラも標高の高い場所でみられる傾向があった。これらの標高の上昇に伴い出現する種が、低標高域から広く分布する鳥類種に加わることで、標高の上昇に応じた確認種数の増加がもたらされていると考えられた。

調査地域間で確認種数と種組成が異なったことは、地域環境の特性、林分の大きさや配置、空間的自己相関などの複数の要因が関与している可能性が考えられる。例えば、地域によるニホンジカ (*Cervus nippon*) の生息状況の違いが (永田 2019)、鳥類相に影響を与えているかもしれない (奥田ら 2012)。また、3 地域間における調査を実施した標高域の違いが (表-1)、地域による種組成の違いの原因となっている可能性もある。したがって、本研究からは3 地域間で見られた種数と種組成の違いに影響を与える要因について特定することはできなかった。しかしながら、少なくとも今回調査を実施した三つの調査地域間で種数および種組成が異なっていたことは明らかとなった。これより、本研究では種組成の異なる3 地域において共通して確認された種を「人工林を利用する確率の高い種」として抽出したといえる。それゆえ、今回明らかにした「人工林を利用する確率の高い種」は、種組成に違いがみられるような人工林地域においても汎用性のある推定であると考えられ

た。これは、第一段落で述べた関東地方の他の地域との出現種の一致からも支持される。さらに、種組成の解析から、特にコゲラ、ヤマガラ、ヒヨドリは地域に関係なく人工林内に出現する傾向の高い種であることが明らかとなった (図-3, 表-2)。このような人工林を利用する一般性の高い種と標高に依存した種の出現傾向を考慮することで、より詳細で確実性の高い「人工林を利用する確率の高い種」の推定が可能になると考えられる。さらに今後は、気候などの環境条件が異なる地域における鳥類相調査の結果と照合し、今回の「人工林を利用する確率の高い種」の推定が適用可能となる地理的範囲を明らかにする必要があると考えられる。

なお、本研究はあくまで繁殖期における調査をもとに、人工林を利用する鳥類相とその特徴について明らかにした結果である。越冬期では、各種が必要とする餌資源、各種の行動範囲や群れで行動するなどの行動様式が繁殖期とは異なる場合が多い (中村・中村 1995)。そのため、越冬期においては、人工林を高い確率で利用する種が本調査結果とは異なる可能性は十分に考えられる。

本研究から繁殖期に人工林の利用する確率の高い種が明らかとなったが、これらの種にとって人工林は適した繁殖場所となっているのだろうか。先行研究においてヤマガラ、ヒガラ、シジュウカラの繁殖成績が、人工林と他の広葉樹林などの繁殖環境との間で大きな違いがみられないことが示唆された (水谷 2002; Kondo *et al.* 2017)。しかしながらヤマガラでは、広葉樹林から 50 m 以上離れた針葉樹人工林内で繁殖したつがいのクラッチサイズが小さい傾向にあることが報告されている (Kondo *et al.* 2017)。これらのことから、人工林内および周囲の環境も考慮し、詳細に繁殖状況を見る必要があると考えられた。さらに樹洞営巣性の種だけではなく、異なる生態的特徴をもつ他の種においても繁殖状況の調査をすることが人工林の繁殖場所としての価値を明らかにする上で役立つにちがいない。これまでの人工林の種多様性に影響を与える要因の解明に加え、林内に生息する種の生存率や繁殖成功度を明らかにすることで、鳥類にとっての人工林環境の質をより適切に評価できる。これらの知見は人工林の生態系の仕組みのさらなる理解につながり、人工林における生物多様性の保全および向上に向けた取り組みにおいても貢献すると考えられる。

謝 辞

本研究では、神奈川県が下記に委託した人工林の生物多様性に関する調査によって得られたデータを使用した。野外調査においては、委託先であるアジア航測株式会社、株式会社 CTI アウラ、株式会社地域開発コンサルタンツの調査員の方々にご尽力いただいた。また、イカルの営巣環境に関するご助言を吉川徹郎博士より、ヤブサメに関するご助言を上沖正欣氏より、統計に関するご助言を大平 充博士からいただいた。査読者と編集委員のお三方には、原稿の改訂に際し多くの貴重なご意見とご助言をいただいた。これらの方々に心より感謝申し上げる。

引用文献

赤塚隆幸 (2001) 河川敷で笹藪を利用して繁殖するエナガ群. *Strix* 19: 21-30

- Amano HE, Eguchi K (2002) Nest-site selection of the red-billed leiothrix and Japanese bush warbler in Japan. *Ornithol Sci* 1: 101-110
- 穴田 哲・藤巻裕蔵 (1984) 帯広市における農耕地と住宅地の繁殖期の鳥相. *Strix* 3: 19-27
- 安藤元一・今泉吉晴 (1982) 狭小生息地におけるムササビの環境利用. *哺乳動物学雑誌* 9: 70-81
- 浅川真理・越尾淑子・湯山隼之助・亀井裕幸・大澤 力・宮澤弘二・菊池健夫・中村信也 (2003) 東京家政大学板橋キャンパスの鳥類. *東京家政大学博物館紀要* 21: 155-163
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2019) Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4 R package version 1.1-21: 32-35
- バードリサーチ (編) (2011) 生態図鑑. 認定 NPO 法人 バードリサーチ. URL https://www.bird-research.jp/1_shiryo/seitai.html (DL 2019-4-28)
- Burke DM, Nol E (1998) Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *Auk* 115: 96-104
- 土居秀幸・岡村 寛 (2011) 生物群集解析のための類似度とその応用: R を使った類似度の算出, グラフ化, 検定. *日生態誌* 61: 3-20
- 藤巻裕蔵 (1970) 北海道中央部における天然林と人工林の鳥相の比較. *北林試報* 8: 41-51
- 藤田 剛 (2008) 生態図鑑: ツバメ. (生態図鑑. バードリサーチ編, バードリサーチ). 222-223
- Fuller RJ, Henderson ACB (1992) Distribution of breeding songbirds in Bradfield Woods, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. *Bird Stud* 39: 73-88
- ギル フランク B (2007) 鳥類学. 新樹社
- 樋口広芳・森岡弘之・山岸 哲 (編) (1997) 日本動物大百科 第4巻 <鳥類 II>. 平凡社
- 日向郁夫 (1952) キビタキの巣箱利用に就いて. *鳥* 13: 19-20.
- 五十嵐哲也・牧野俊一・田中 浩・正木 隆 (2014) 植物の多様性の観点から人工林施業を考えるー日本型「近自然施業」の可能性ー. *森林総合研究所研究報告* 13: 29-42
- 池田一穂・福沢朋子・逢沢峰昭・大久保達弘 (2018) 船生演習林におけるヒノキ人工林の発達段階と鳥類群集の多様性の関係. *宇都宮大学農学部演習林報告* 54: 15-25
- 石城謙吉・松岡 茂 (1972) 北海道大学苫小牧地方演習林の鳥類相その1: 広葉樹天然林と針葉樹人工林における夏期の種構成と生息密度. *北海道大学農学部演習林研究報告* 29: 43-54
- 石城謙吉・松岡 茂・小川 巖 (1973) 北海道大学苫小牧地方演習林の鳥類相その2: 広葉樹天然林と針葉樹人工林における冬期の種構成と相対密度. *北海道大学農学部演習林研究報告* 30: 55-68
- Jones J (2001) Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *Auk* 118: 557-562
- 柿澤宏昭・山浦悠一・栗山浩一 (編著) (2018) 保持林業 - 木を伐りながら生き物を守る. 築地書館
- 神奈川県 (2018) 神奈川の森林・林業. http://www.pref.kanagawa.jp/docs/xp8/documents/summary_3teisei.pdf (参照 2019-7-25)
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2004) 第6回自然環境保全基礎調査生物多様性調査鳥類繁殖分布調査報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨
- Katayama N, Amano T, Naoe S, Yamakita T, Komatsu I, Takagawa SI, Sato N, Ueta M, Miyashita T (2014) Landscape heterogeneity-biodiversity relationship: effect of range size. *PLoS One* 9: e93359
- 小林茂雄・藤巻裕蔵 (1985) 落葉広葉樹林とカラマツ人工林における繁殖期の鳥類群集. *鳥* 34: 57-63
- Kondo T, Mizutani M, Hijii N (2017) Small patches of broadleaf trees influence nest-site selection and reproductive performance of two tit species (Paridae) in a Japanese cedar plantation. *J For Res* 22: 15-21
- Kruskal JB (1964) Multidimensional scaling by optimizing goodness-of-fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29: 1-28
- Lasiewski RC, Dawson WR (1967) A re-examination of the relation between standard metabolic rate and body weight in birds. *Condor* 69: 13-23.
- 丸岡禮治 (2013) 仏果山の定線センサス 13 年間のまとめ (2000 年～2012 年). *BINOS* 20: 43-54
- 丸山 栄 (1975) 弱いなわばり意識 <イカル>. (野鳥の生活. 羽田健三監修. 築地書館). 38-42
- McCain CM (2009) Global analysis of bird elevational diversity. *Global Ecol Biogeogr* 18: 346-360
- 水谷瑞希 (2002) 針葉樹人工林におけるカラ類 2 種の繁殖生態と餌資源利用様式. *名古屋大学森林科学研究* 21: 95-157
- Murakami M, Hirao T, Iwamoto J, Oguma H (2008) Effects of windthrow disturbance on a forest bird community depend on spatial scale. *Basic Appl Ecol* 9: 762-770
- 永田幸志 (2019) 神奈川県におけるシカによる森林被害. *日緑工誌* 44: 475-478
- Nagy KA (1987) Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds. *Ecological monographs* 57: 111-128
- Nagy KA (2005) Field metabolic rate and body size. *J Exp Biol* 208: 1621-1625
- 中村登流 (1962) エナガの繁殖期生活の観察. *山階鳥研報* 3: 155-173
- 中村登流・中村雅彦 (1995) 原色日本野鳥生態図鑑<陸鳥編>. 保育社
- Naoue S, Sakai S, Masaki T (2012) Effect of forest shape on habitat selection of birds in a plantation-dominant landscape across seasons: comparison between continuous and strip forests. *J For Res* 17: 219-223
- Newton I (1994) The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biol Conserv* 70: 265-276
- 日本鳥学会 (目録編集委員会) (2012) 日本鳥類目録 改訂第7版. 日本鳥学会
- 岡久雄二 (2015) 生態図鑑: キビタキ. (生態図鑑. バードリサーチ編, バードリサーチ). 272-273
- 岡久雄二・佐々木礼佳・大久保香苗・東郷なりさ・小峰浩隆・高木憲太郎・森本 元 (2016) 青木ヶ原における森林性鳥類の営巣環境. *富士山科学研究報告* 10: 41-45
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGinn D, Minchin PR, O'hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens HH, Szocs E, Wagner H (2019) Package 'vegan': Community ecology package version 2.5-5: 11-14
- 奥田 圭・關 義和・小金澤正昭 (2012) 栃木県日光地域におけるニホンジカの高密度化による植生変化が鳥類群集に与える影響. *日林誌* 94: 236-242
- Orians GH, Wittenberger JF (1991) Spatial and temporal scales in habitat selection. *Am Nat* 137: S29-S49
- Ottaviani D, Cairns SC, Oliverio M, Boitani L (2006) Body mass as a predictive variable of home-range size among Italian mammals and birds. *J Zool* 269: 317-330
- Peet RK (1974) The measurement of species diversity. *Annu Rev Ecol Systemat* 5: 285-307
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/> (参照 2019-7-11)
- 林野庁 (2017) 都道府県別森林率・人工林率 (平成 29 年 3 月 31 日現在). <http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h29/1.html> (参照 2019-7-19)
- 白井聰一 (2018) 針葉樹林ギャップ地を落葉広葉樹林に再生する過程における鳥相の変化: 録音によるデータの収集. *日本鳥学会誌* 67: 227-235
- 鈴木 圭・寫本 樹・滝澤洋子・上開地広美・安藤元一・柳川 久 (2011) 丹沢山地におけるニホンモモンガ *Pteromys momonga* の営巣木の特徴. *哺乳類科学* 51: 65-69
- 多田 満・安齋友巳 (1994) 奥日光外山山麓における繁殖期の鳥類群集. *日本鳥学会誌* 43: 35-39
- 高川晋一・植田睦之・天野達也・岡久雄二・上沖正欣・高木憲太郎・高橋雅雄・葉山政治・三上 修・森さやか・森本 元・山浦悠一 (2011) 日本に生息する鳥類の生活史・生態・形態的特性に関するデータベース「JAVIAN Database」. *Bird Research* 7: R9-R12
- 山口喜盛・石井隆・浜口哲一・青木雄司・白鳥勝洋・平田寛重・斎藤常實・西ヶ谷修一・岩佐昌夫・川手隆生・荒木尚登・藤井幹・望月和芳・佐藤誠三・四角目勝二・井上 基 (1997) 第8章 動物相とその特色 I. 鳥類. (丹沢大山自然環境総合調査報告書, 神奈川県環境部編, 神奈川県). 565-591
- 山浦悠一・加藤和弘 (2007) カラマツ人工林による落葉広葉樹林の消失が鳥類群集に及ぼす影響. *日本鳥学会誌* 56: 9-21
- 山浦悠一 (2007) 広葉樹林の分断化が鳥類に及ぼす影響の緩和. *日林誌* 89: 416-430
- Yamaura Y, Amano T, Koizumi T, Mitsuda Y, Taki H, Okabe K (2009 a) Does land-use change affect biodiversity dynamics at a macro-ecological scale? A case study of birds over the past 20 years in Japan. *Anim Conserv* 12: 110-119
- Yamaura Y, Ikeno S, Sano M, Okabe K, Ozaki K (2009b) Bird responses to broad-leaved forest patch area in a plantation landscape across seasons. *Biol Conserv* 142: 2155-2165
- 由井正敏 (1976) 森林性鳥類の群集構造解析 I. 林相類似性と類型化及び種構成 (繁殖期). *山階鳥研報* 8: 223-248