

第 5 章

兵庫県におけるブナ科堅果の豊凶観測に基づいた

ツキノワグマの出没予測

藤木 大介^{1,2*}

¹兵庫県森林動物研究センター

²兵庫県立大学自然・環境科学研究所

要 点

- ・ 兵庫県におけるツキノワグマの出没予測のためのモニタリング体制と出没予測モデルの構築状況、活用状況、課題について概観した。
- ・ 主要ブナ科 3 樹種（ブナ、ミズナラ、コナラ）の堅果の豊凶データを用いて、県域スケールでの秋季のクマの出没数並びに有害・錯誤捕獲数を高い精度で予測することができた。
- ・ 同様の手法で、市町レベルでの出没予測も実施できることが確認されたが、一部の市町では予測精度が低い課題があった。
- ・ 有害捕獲数の増加に伴い、有害捕獲の効果を適切に予測モデルに組み込まないと精度の高い予測が困難になった。
- ・ 今後より実用的な出没予測をするためには、近隣府県との連携、結実期より早い段階での豊凶予測、樹種間で凶作が同調する機序の解明が必要とされる。

Keywords: 出没情報、県域スケール、市町レベル、有害捕獲

Prediction of Japanese black bear occurrence in Hyogo Prefecture based on mast production data for Fagaceae species

Daisuke Fujiki^{1,2*}

¹ Wildlife Management Research Center, Hyogo

² Institute of Natural and Environmental Sciences, University of Hyogo

Abstract: I summarized the development of a system to predict the bear frequency in Hyogo Prefecture. I demonstrated that the bear frequency in the autumn in and around residential areas in Hyogo Prefecture can be predicted with a high degree of accuracy from the statistical modeling of long-term monitoring data for mast production in three Fagaceae species. Furthermore, the model can be extended to predict bear occurrence at

受付日: 2022 年 1 月 6 日、受理日: 2022 年 2 月 16 日

* 責任著者: 藤木 大介 ✉ fujiki@wmi-hyogo.jp

〒669-3842 兵庫県丹波市青垣町沢野 940 兵庫県森林動物研究センター

the municipal level. However, because the number of culled bears increased after 2017, it was difficult to obtain accurate predictions using these models. For the development of a more reliable predictive model, I highlighted three key areas for future research.

Keywords: bear occurrence, culled bears, municipal level, prefectural scale

1. はじめに

近年、西日本の多くの地域でツキノワグマ（以下、クマ）の個体数の増加と分布の拡大が認められるようになってきた（坂田ほか 2014; 広島県 2017; 京都府 2017; 岡山県 2017）。それに伴いクマの人里への出没が頻繁に生じるようになり、農業被害や人身被害など人との軋轢が各地で深刻化してきている（山崎 2017）。特に 2004 年には、全国的にクマの大量出没が生じて大きな社会問題になった（Oi et al. 2009; 山崎 2017）。クマの有害捕獲数には大きな年変動があることが報告されており（Oka et al. 2004; Oka 2006）、その変動にはブナ科堅果の豊凶が関係していることが示されている（谷口・尾崎 2003; Oka et al. 2004; 水谷ほか 2013）。以上のことから、この事件を契機に多くの府県では、クマの出没を事前に予測するためのブナ科堅果の豊凶観測を開始した（水谷ほか 2013）。

兵庫県における秋季のクマの出没情報数は 2005 年から 2016 年の期間に 19~1198 件もの幅で激しい年変動を示した（図 1）。このように激しい年変動を示す場合は、事前の出没レベルの予測が対策を講ずるうえでとりわけ重要になる。しかし、現状ではほとんど全ての府県において過去の豊凶と出没の間の相関に基づいて（谷口・尾崎 2003; Oka et al. 2004; 水谷ほか 2013）、定性的な出没予測するに留まっており、出没件数を高い精度で具体的数値を示すような予測は実施されていない。この理由としては、各府県において、とくに複数のブナ科樹種が優占する西日本において、出没に影響する「鍵植物」と鍵植物間の相対的な重要性の相違が必ずしも明確でないことが挙げられる（Oka 2006）。上記の問題に加えて、予算と労力の関係から定量的解析に耐えうる規模の観測体制を確立できていない府県が多いことが挙げられる。さらに、これらの課題を一定程度クリアできている府県においても、観測開始からの年数が浅いため、信頼性のある定量的な解析ができるデータの蓄積がこれまでなかったことが挙げられる。

兵庫県では 2003 年度にクマの特定鳥獣保護管理計画を策定し、科学的分析に基づいた管理計画を推進するための体制を整備してきた（兵庫県 2017）。その取り組みの一環として、住民によるクマの出没情報を一元的に収集する体制を整備し、データの蓄積を図ってきた。さらにブナ科堅果の結実度合いの豊凶に関しては、県内でとくに資源量の多いブナ科 3 樹種（ブナ、ミズナラ、コナラ）を対象に広域多地点で観測する体制を 2005 年に整備し、データを蓄積してきた。現在では、これらの長期観測データを統計解析することで、クマの出没件数を高い精度で数量的に予測することが可能になってきている（Fujiki 2018; 藤木 2019; Fujiki 2021）。そこで本稿では、兵庫県におけるクマの出没予測のための観測体制と出没予測モデルの構築状況、活用状況について概観するとともに、今後の課題と展望についても考察

する。

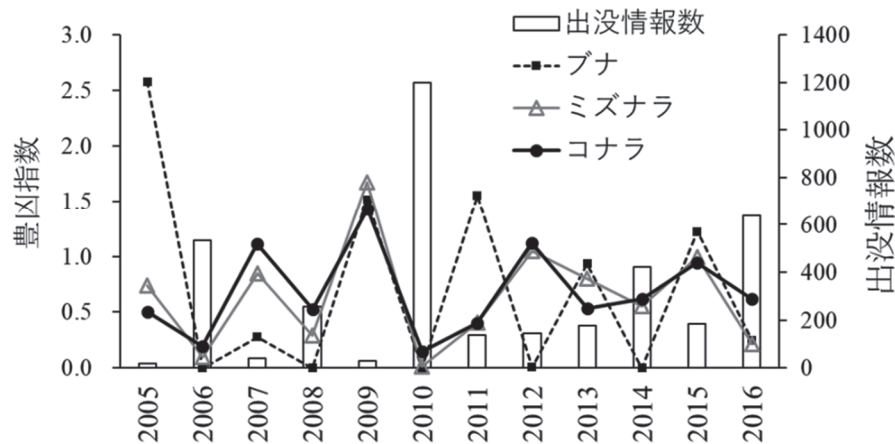


図 1. ブナ、ミズナラ、コナラの豊凶指数と秋季（9～11 月）におけるツキノワグマの出没情報の経年変化。Fujiki (2018) を改変。

2. 兵庫県におけるモニタリング体制

出没情報の収集

兵庫県では、住民から市町に通報された集落周辺におけるクマの出没情報を、2001 年以来、一元的に収集する体制を整備し蓄積している（図 2）。出没情報は、クマを目撃、或いはクマ棚や糞、食痕などの痕跡が集落周辺で確認された場合に住民から通報されるもので、クマが人里近くに出没した際に、行政が現場での対応をするための基盤情報として利用されている。また、2004 年に最初のクマの大量出没が生じて以来、出没情報に基づいた行政による現場での対応が地域住民にも周知されるようになってきている。それゆえ 2004 年以降は各市町から情報が安定的に収集できている。収集された情報は、兵庫県森林動物研究センター（以下、センター）においてデータベース化されている（図 1）。

堅果の豊凶観測

兵庫県では 2005 年より、成熟堅果が落下する前の 8 月下旬～9 月上中旬の期間にブナ、ミズナラ、コナラの堅果の豊凶調査をクマの生息域である県本州部全域で実施している。2021 年時点における各樹種の観測地点数は以下のとおりである：ブナ（16 地点）、ミズナラ（19 地点）、コナラ（218 地点）（図 3）。観測地点数に樹種間で違いがあるのは、コナラが県内の低山帯に広く分布するのに対し、ブナとミズナラは中国山地の山地帯に分布が限定されるためである。調査は、各観測地点において、10 本の成木の樹冠を双眼鏡で目視し、堅果の結実量に応じて単木毎にその豊凶度を以下の 4 段階で判定している。

0: 前方投影面積で樹冠 1m²当たりの平均結実数 1 個未満

1: 前方投影面積で樹冠 1m²当たりの平均結実数 1–4 個

2: 前方投影面積で樹冠 1m^2 当たりの平均結実数 5–9 個

3: 前方投影面積で樹冠 1m^2 当たりの平均結実数 10 個以上

このようにして判定された 10 本の観察木の豊凶度の平均値が、その地点の豊凶指数として用いられている。各樹種の豊凶指数の全県平均値の年変動を図 1 に示した。

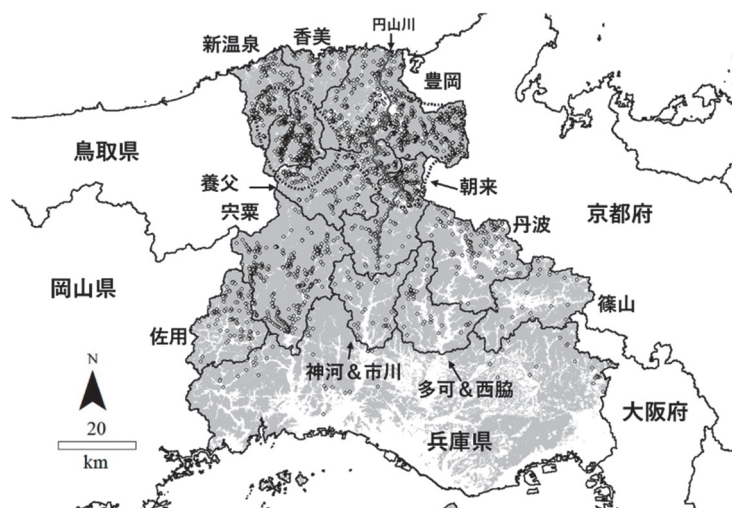


図 2. 2005 年～2018 年に期間にツキノワグマの出没情報が得られた地点(○)。実線は府県境と出沒予測を実施した市町区分を示す。破線は出沒情報を基に固定カーネル法で算出したツキノワグマの 50%出沒圏。灰色の実線と塗りつぶしは、円山川と森林域を示す。Fujiki (2021) を改変。

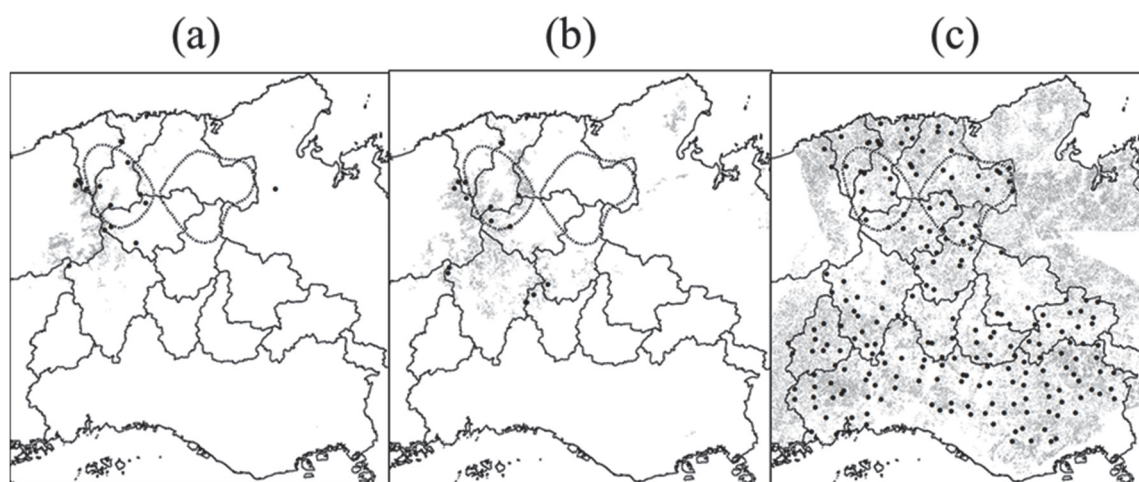


図 3. 2021 年のブナ (a)、ミズナラ (b)、コナラ (c) の堅果の豊凶観測地点の分布 (Fujiki 2021)。灰色部は各樹種が優占する林分の分布を示す。実線は県境と出沒予測を実施した市町区分。破線はツキノワグマの 50%出沒圏。

豊凶観測に基づいた注意喚起

兵庫県における現場への活用としては、後述する出没予測モデルを用いて、2016年度からクマの出没予測に関するレポートを、毎年9月中旬にセンターが県本庁鳥獣対策課に情報提供している。レポートでは、ブナ、ミズナラ、コナラの豊凶観測の結果と共に、秋季の出没情報数と有害・錯誤捕獲数を目的変数に用いた統計モデルによる出没レベルの予測（過去5年平均比）を示している。また、県本州部を11の地域に分けた地域別の出没予測の結果も試行的に示している。情報提供したレポートは、本庁から、地方出先機関の鳥獣対策部局を通して、各市町の鳥獣担当者まで伝達されることで、現場対応準備のための資料として活用されている（野口ほか 2022）。さらに、ブナ科堅果の豊凶観測の結果については、本庁から9月中旬に「ドングリ類の豊凶調査結果とツキノワグマの出没注意喚起について」というタイトルで記者発表されているが、こちらの方では、出没予測モデルに基づいた具体的な出没予測の数値までは現状では公表されていない。

3. 県域スケールでの出没予測

出没情報と堅果の豊凶観測が揃っている2005年以降のデータを用いて、県域スケールでの出没予測モデルを2016年度から構築している（Fujiki 2018; 藤木 2019）。ここでは2016年までのデータ（ $n = 12$ ）を用いた出没予測モデルの概要と結果を紹介する。目的変数として各年の9月～11月におけるクマの出没情報数（以下、出没数）を、説明変数として各年のブナ・ミズナラ・コナラそれぞれの豊凶指数（ F_c 、 Q_c 、 Q_s ）と2005年からの経過年数（以下、 $YEAR$ ）の4つを用いて一般化線形モデル（GLM、ポアソン分布、リンク関数 $\log$ ）を構築した。なお、 $YEAR$ を含めた理由としては、堅果の豊凶では説明されないクマの出没数の長期的なトレンドの影響を考慮するためである。このような長期的トレンドに影響を及ぼす要因としては、個体数の増加や住民による報告努力の向上などが考えられる（Fujiki 2018）。

統計モデルの良さの指標である赤池情報量基準（AIC）による総当たり法でモデル選択を実施し、説明変数の選択を行った（表1）。その結果、3樹種の豊凶と $YEAR$ を説明変数に含むものがベストモデルとして選択された。次に、モデル予測の有効性に関して解析した。具体的には、説明変数に含まれる樹種の数異なるモデル間で、モデルの予測値と実際の観測値の関係を示す評価統計値の比較を実施した（表2）。その結果、豊凶の影響を一切考慮せずに前年度の出没数を当年の出没数の期待値としたモデル（Pre-year-M）に比べて、ブナ科堅果の豊凶を考慮した他のモデルは予測誤差が小さかった。さらに、ブナ科樹種の数が増えるほど予測誤差が小さくなり、モデルの精度が高まった。3樹種を同時に考慮した場合、予測値と観測値の関係が $R^2 = 0.96$ という極めて予測力の高いモデルを構築することができた。これらの結果は、ブナ科堅果の豊凶観測に基づいたクマの出没数の予測の有効性を示しているとともに、精度の高い予測をするためには、対象となるクマの地域個体群の分布域の中のブナ科樹種の構成に応じて、観測対象種を複数選択した方がよいことを示唆している。

表 1. モデル選択によって選ばれた上位 5 位モデルと、個々の樹種のみが含まれたモデルで AIC が最も低かったモデル、null モデルの AIC。

順位	モデル名	説明変数のセット	AIC	Δ AIC
1	3sp-BM	<i>Fc, Qc, Qs, YEAR</i>	284.6	0.0
2	2sp-BM	<i>Fc, Qs, YEAR</i>	298.6	13.9
3	2sp-SM	<i>Fc, Qc, YEAR</i>	500.3	215.7
4	2sp-TM	<i>Qc, Qs, YEAR</i>	670.2	385.6
5	Qc-BM	<i>Qc, YEAR</i>	727.7	443.1
11	Qs-BM	<i>Qs, YEAR</i>	1053.5	768.9
13	Fc-BM	<i>Fc, YEAR</i>	1886.2	1601.6
16	Null	切片	3613.6	3329.0

Fc: ブナ豊凶指数; Qc: ミズナラ豊凶指数; Qs: コナラ豊凶指数; YEAR: 2005 年からの経過年数。Fujiki (2018)を改変。

表 2. 説明変数に含まれる樹種の数異なる 6 つのモデル間の評価統計値の比較。

モデル	R^2		平均誤差	平均絶対 誤差	二乗平均 平方根 誤差
3sp-BM	0.96	**	0.0	50.4	68.0
2sp-BM	0.95	**	0.0	54.5	74.0
Qc-BM	0.81	**	0.0	109.2	143.5
Qs-BM	0.80	**	0.0	120.9	162.2
Fc-BM	0.43	*	0.0	179.1	264.3
pre-year-M	0.19	n.s.	56.2	422.9	557.2

各統計値はモデルの予測値と実際の観測値の関係を示す。

**: $P < 0.01$; *: $P < 0.05$; n.s.: not significant. Fujiki (2018)を改変。

以上は、目的変数に出没数を用いた統計モデルの解析結果である。しかし、クマの人里への出沒指標として、出沒情報より一般的に収集されているうえ、行政にとって出沒対応上より必要な情報となるのは、有害・錯誤捕獲数であろう。そこで秋季(9~11月)の有害・錯誤捕獲数($n = 461$)を目的変数に用いて、上記と同様の解析を実施した(藤木 2019)。その結果は、上記解析とほぼ同様で、ベストモデルは 3 樹種と YEAR を含むモデルであり、考慮する樹種数が多いほど予測精度は高まるという結果であった。ただし、予測精度に関して言えば、出沒情報を目的変数に使用する場合($R^2 = 0.96$)に比べて、若干劣るという結果($R^2 = 0.90$)であったものの(図 4)、行政機関が、その年の秋の有害・錯誤捕獲対応のために準備を講ずる上では十分有用な予測精度にはなっていた。

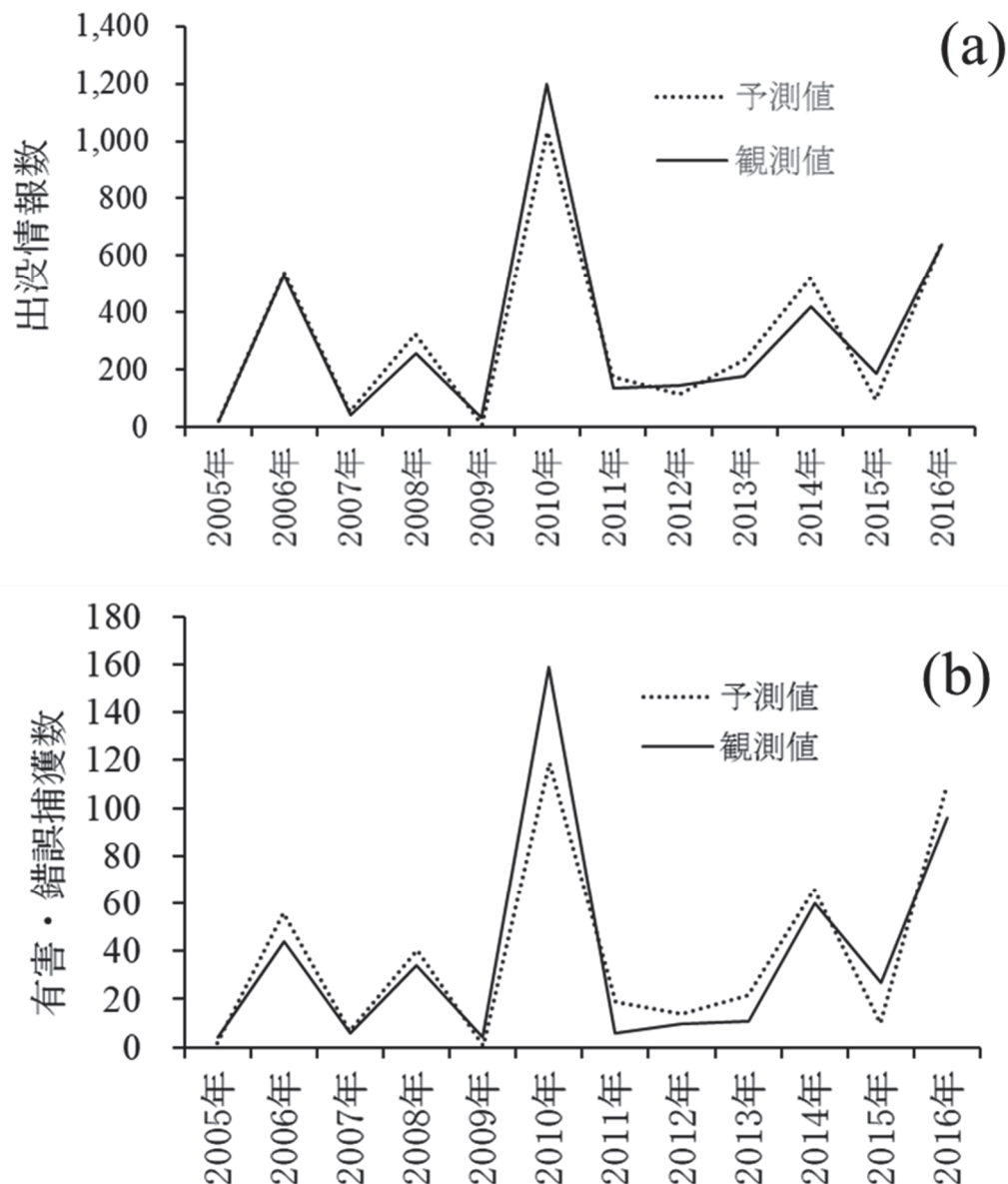


図 4. 秋季の出没数の観測値とベストモデル (3sp-BM) による予測値の経年変化。(a): 出没情報数ベース (Fujiki (2018)を改変)、(b): 有害・錯誤捕獲数ベース (藤木 2019)。

4. 市町レベルでの出没予測

県域スケールでの出没予測モデルは以上のような過程を経て 2016 年度に一応の確立をみた。しかし、兵庫県の中でも、鍵植物となるブナやミズナラの構成比は、大きな地域間差が存在する (図 3)。加えて、鍵植物となるブナ科樹種の豊凶の年変動パターン自体も県域スケールで常に同調する訳ではなく、地域間変異が存在する (Suzuki et al. 2005)。兵庫県内においてクマの出没の年変動パターンに地域間変異があることも報告されている (藤木ほか 2011)。クマの出没に際して現場対応をする行政組織は市町であることも考え合わせると、現場

レベルでの実態にあった出沒予測を実施するためには、県域スケール内部の地域性を考慮した上で市町単位での出沒予測モデルを確立する必要がある。

そこで県域スケールでの出沒予測モデルを拡張して、市町単位でクマの出沒を予測するモデルについて検討した (Fujiki 2021)。具体的には、説明変数として①～③2005 年～2018 年までの各年のブナ・ミズナラ・コナラそれぞれの豊凶指数、④2005 年からの経過年数 (YEAR)、⑤各市町、⑥ブナの豊凶指数と各市町の交互作用項、⑦YEAR と各市町の交互作用項の 7 つを用いた一般化線形混合モデル (ポアソン分布、リンク関数 log、変量効果として年度) を構築した。説明変数に“各市町”を含めた理由としては、市町間でクマの出沒数が大きく異なるためである (図 2)。ブナとミズナラの豊凶指数の値は全県の平均値を一括して用いた。ただし、調査地域内で不均一に分布するブナとミズナラ (図 3) の豊凶指数や YEAR の効果は市町間で異なる可能性があるため、“YEAR”と“ブナの豊凶指数”については、“市町”との交互作用項を設けた。ミズナラに関しては“市町”との交互作用項を入れると、説明変数間に多重共線性の問題が発生したため交互作用項は設けなかった。コナラは県下広く分布しているため、各市町の周辺 10 km 圏内の豊凶指数の平均値を市町毎に用いた。

AIC による総当たり法でモデル選択を実施し、説明変数の選択を行った (表 3)。その結果、県域スケールと同様に考慮するブナ科樹種の数を増やすことによってより高い精度で出沒数が説明できる結果が得られた (表 4)。特に 3 種のうちコナラのみが豊富な 4 市町 (図 3: 佐用・丹波・丹波篠山・多可&西脇) において、市町周辺のコナラの豊凶のみでは予測精度が低く、市町外に主に分布しているブナ、ミズナラの豊凶を考慮することによって予測精度が改善された結果は注目に値する (表 4)。このことは市町単位での予測に際しては、市町から一定距離離れたエリアで優占しているブナ科樹種の豊凶も考慮することも重要であることを示唆しているからだ。この理由としては、市町面積 (241～698 km²) はクマの凶作年の行動圏面積 (100～200 km²) の数倍から同程度に過ぎないため (Kozakai et al. 2011; 横山ほか 2011; 兵庫県 2019)、ある市町に出沒するクマには、周辺エリアの堅果の凶作の影響を受けて、周辺エリアから流入して出沒する個体が一定割合いるためと推測される。本調査地域における電波発信機による個体追跡調査では、ブナの凶作年 (2008 年) には集落伝いに移動を繰り返し行動圏の長径を 20 km 程度まで拡大させた成獣メスグマが、豊作年 (2009 年) はブナ林が分布する山地のごく狭いエリアを利用していたことが明らかにされている (横山ほか 2011)。調査地域以外では、東日本の奥日光においてブナの堅果の凶作時にメスグマが 3 日間で 30 km 移動したことが確認されている (Kozakai et al. 2011)。台湾のツキノワグマでは、約 30 km もの長径の行動圏をもつ個体がいることが個体追跡調査によって確認されている (Hwang et al. 2010)。以上の報告は、ブナやミズナラの凶作時にその分布地域から少なくとも 20～30 km 程度離れた地域まで代替餌を求めて人里へ出沒する個体が存在することを示唆している。

表 3. モデル選択によって選ばれた上位 5 位モデルと、個々の樹種のみが含まれたモデルで AIC が最も低かったモデル、null モデルの AIC。

順位	モデル名	選択された説明変数							AIC	Δ AIC
		Fc	Qc	Qs	YEAR	Area	Fc:Area	YEAR:Area		
1	3sp-BM	+	+	+	+	+	+	+	865.4	0
2	2sp-BM	+		+	+	+	+	+	873.8	8.4
3	2sp-SM	+	+		+	+	+	+	881.9	16.5
4	Fc-BM	+			+	+	+	+	897.9	32.5
5	3sp-SM	+	+	+	+	+		+	904.2	38.8
8	Qs-BM			+	+	+		+	922.8	57.4
10	Qc-BM		+		+	+		+	936.1	70.7
52	Null								4669.0	3803.6

Fc: ブナ豊凶指数; Qc: ミズナラ豊凶指数; Qs: コナラ豊凶指数; YEAR: 2005 年からの経過年数; Area: 各市町。Fujiki (2021)を改変。

表 4. 考慮する樹種の数異なるモデル間における市町別の予測値と観測値の間の決定係数 (R^2)の比較。

市町区分	3sp-BM	2sp-BM	Qc-BM	Fc-BM	Qs-BM
新温泉	0.72 ***	0.53 **	0.58 **	0.14 <i>n.s.</i>	0.32 *
香美	0.87 ***	0.88 ***	0.68 **	0.51 **	0.62 ***
養父	0.66 ***	0.71 ***	0.45 *	0.47 **	0.27 <i>n.s.</i>
宍粟	0.94 ***	0.78 ***	0.82 ***	0.35 *	0.56 **
佐用	0.67 ***	0.47 **	0.62 ***	0.27 <i>n.s.</i>	0.34 *
神河&市川	0.69 ***	0.31 *	0.64 ***	0.29 <i>n.s.</i>	0.25 <i>n.s.</i>
豊岡	0.52 **	0.46 **	0.34 *	0.16 <i>n.s.</i>	0.17 <i>n.s.</i>
朝来	0.59 **	0.49 **	0.36 *	0.17 <i>n.s.</i>	0.20 <i>n.s.</i>
丹波	0.78 ***	0.63 ***	0.61 ***	0.47 **	0.47 **
多可&西脇	0.46 **	0.08 <i>n.s.</i>	0.79 ***	0.17 <i>n.s.</i>	0.05 <i>n.s.</i>
丹波篠山	0.31 *	0.42 *	0.10 <i>n.s.</i>	0.22 <i>n.s.</i>	0.17 <i>n.s.</i>
全体	0.87 ***	0.69 ***	0.60 ***	0.47 ***	0.44 ***

3sp-BM, 説明変数に 3 種を用いたモデル; 2sp-BM, 2 種を用いたモデル; Qc-BM, ミズナラのみを考慮したモデル; Fc-BM, ブナのみを考慮したモデル; Qs-BM, コナラのみを考慮したモデル。出没数が少ない市町は統合した (神河&市川、多可&西脇)。Fujiki (2021)を改変。*** $P < 0.001$; ** $P < 0.01$; * $P < 0.05$; *n.s.*, not significant.

次に 3 種の豊凶を考慮したモデル (3sp-BM) の予測精度 (決定係数) は、市町間で比較すると大きなばらつきがあった (表 4)。3sp-BM に基づくと、ブナの係数の絶対値が大きな市

町ほど予測値と観測値の間の決定係数は高い傾向があることが示された（図 5）。同様に、ブナの係数の絶対値の大きさは、各市町のブナ林面積割合と正の相関があった（図 6）。以上のことから、予測精度の市町間変異の一因としては、出沒へのブナの影響力の強さが市町間で異なることが関係しているものと推測された。また、ブナの影響力の強さには、市町内またはその近隣におけるブナ林の分布量が関係していることが示唆された。

一般的にブナの堅果の豊凶の空間的同調性はミズナラやコナラに比べて顕著に強いと考えられている（水谷ほか 2013; Fujiki 2018）。ブナは複数の都府県をまたがるスケールで、時には全国スケールで、結実が同調することが知られている（Suzuki et al. 2005; Masaki et al. 2008）。本研究においても、ブナはコナラやミズナラに比べて豊凶の年変動が激しかった（図 1）。ブナでは結実が全く認められない年が 12 年中 5 回観測されたのに対し、ミズナラとコナラではそのような年は観測されなかった。調査地域は西部にブナ林とミズナラ林が豊富に分布している一方、東部には、これらの林はほとんど分布していなかった（図 3）。このような東西間の植生の違いを反映して、予測精度は調査地域の西部の市町（新温泉・香美・養父・宍粟・佐用）で高く、東部の市町（豊岡・朝来・多可&西脇・丹波篠山）で低い地理的な傾向が認められた（表 4）。

総括すると市町別の予測モデルは、県全体を対象とした Fujiki (2018) のモデル ($R^2=0.96$) と同等の精度をもつ市町（宍粟: $R^2=0.94$, $P<0.001$ ）がある一方、低い精度でしか予測できない市町（丹波篠山: $R^2=0.31$, $P<0.05$ ）も存在している。後者の予測を実用的なレベルまで引き上げることが、現場への活用へと落とし込むために今後改善すべき課題であることが浮き彫りとなった。

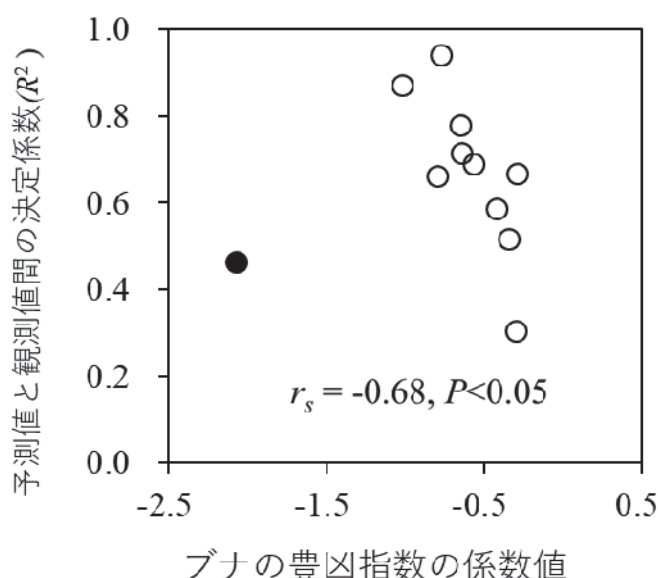


図 5. 予測モデルから導かれた各市町におけるブナの豊凶指数の係数値とクマの出沒数の予測値と観測値間の決定係数の関係。黒点（多可&西脇）は外れ値のため、相関係数 (r_s) の算出からは除いた。Fujiki (2021) を改変。

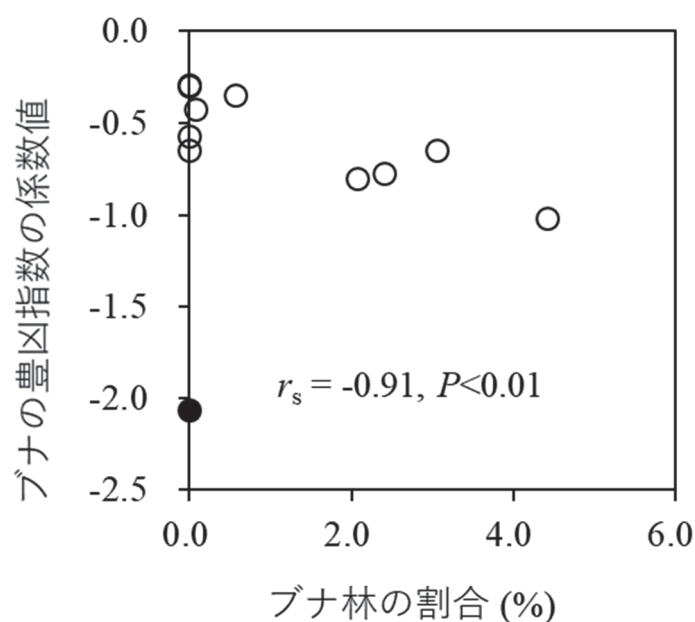


図 6. 各市町におけるブナ林の割合と予測モデルから導かれたブナの豊凶指数の係数値の関係。黒点（多可&西脇）は外れ値のため、相関係数（ r_s ）の算出からは除いた。Fujiki (2021) を改変。

5. 有害捕獲の増加が出没予測に及ぼした影響

兵庫県では 2016 年度までは有害捕獲数は低い値で推移していた（図 7）。しかし、2017 年において新たに策定された「ツキノワグマ管理計画」では、クマの生息数が絶滅の危機を脱するまで増加したと判断されたことから、集落近隣に出没する個体に対する有害捕獲の緩和措置がとられた（野口ほか 2022）。その結果、2017 年以降はクマの有害捕獲数が大きく増加することとなり（図 7）、出没予測は新たな課題に直面することになった。それは有害捕獲の効果をモデルにうまく組み込まないと精度の高い出没予測ができなくなったことである。特に 2019 年に 4 月から 8 月までの有害捕獲数が過去最高値を記録した。その結果、3 節で構築された県域スケールのモデル（以下、従来型モデル）では、2019 年以降の秋季のクマの出没数が予測値を大幅に下回るようになった（図 8a）。このことは、有害捕獲の強化によって、集落に出没しやすいクマが数多く除去されたことによって、出没数が予測よりも減少するようになったものと思われる。

そこで試行的に従来モデルに、説明変数として 2019 年の有害捕獲の強化の効果（2018 年以前 or 2019 年以降）をモデルに追加すると、このような予測の上振れが改善された（図 8b）。しかし、有害捕獲強化後の経過年数が短いために、得られた説明変数の係数値が適切に有害捕獲の効果を推定できているかどうかは判断できない。今後、継続的に観測を続けながら、有害捕獲の効果を適切にモデルに組み込み方法を模索する必要があるだろう。

このように有害捕獲の強化によって、従来型モデルでの出没予測は困難となった。しかし

一方で、有害捕獲数が大きく変動する場合は、クマの出没数にその影響が無視できなくなる場合があることを従来型モデルは示唆したともいえる。出没抑止対策の文脈でこれを述べるならば、集落に出没しやすいクマを選択的に捕獲することができれば、堅果の凶作時に出没の増加を抑制できることが従来型モデルから示唆されたといえるかも知れない。

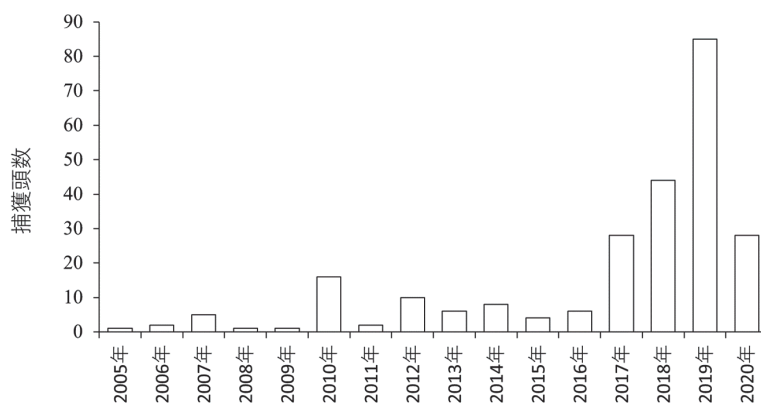


図 7. 各年度の春から夏（４月～８月）にかけてのツキノワグマの有害捕獲数の推移。

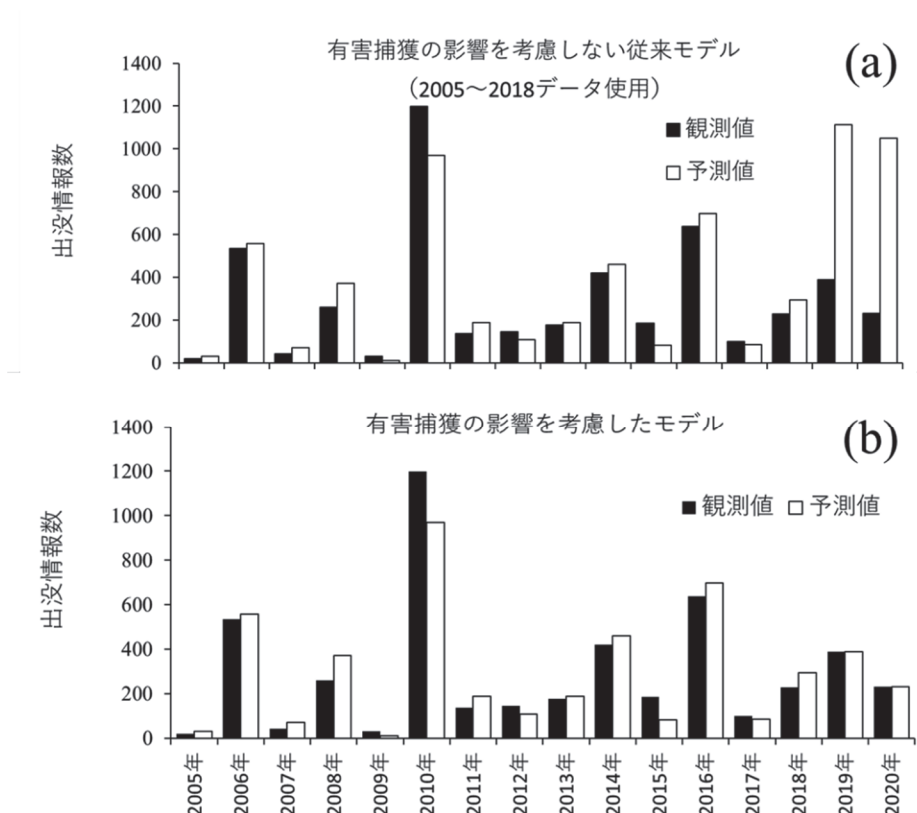


図 8. 有害捕獲数の考慮の有無による出沒予測モデルの応答の違い。(a) 有害捕獲の効果を考慮しない従来モデル、(b) 考慮したモデル。(藤木 未発表)

6. 今後の展望

本章では、兵庫県におけるブナ科堅果の豊凶観測によるクマの出没予測の到達点を概観したが、今後より実用的な出没予測へと発展させるための課題を3点指摘しておきたい。

1 点目は、現状予測性の低い市町の出没予測を高めることである。現状では大半の府県でクマの出没予測のための堅果の豊凶観測は、県単位で実施されている（水谷ほか 2013; Fujiki 2018）。しかし、GPS 電波発信機を用いた個体追跡調査から、豊岡に出没するクマは京都府側との移出入が頻繁にあることが確認されている（Yokoyama & Morimitsu 未発表）。このことから京都府に隣接した市町（豊岡、丹波篠山）で予測精度が低かった理由としては、京都府側の堅果の豊凶がクマの出没に及ぼす影響を評価できなかったことも一因である可能性がある。それゆえ市町単位での出没予測において、隣接府県と接した市町の予測精度を確保するためには、隣接府県と連携して統一的な手法でモニタリングを実施し、隣接府県の豊凶の影響も考慮した出没予測モデルを構築する必要があるだろう。クマの個体数推定に関しては、2021 年度から近畿北部・東中国ツキノワグマ広域保護管理協議会において、4 府県が収集したデータを統合し、それに基づいた推定を実施している（高木 2022）。出没予測においても、同様の枠組みによる連携を進める必要があるだろう。また、この際、予測モデルに個体数変動の情報を適切に組み込むことによって、予測精度を高めることもできるかも知れない。

2 点目は、堅果の結実期よりも早い段階での出没予測への発展である。現在の堅果の豊凶観測に基づいた予測手法の欠点は、成熟堅果が結実する8~9月以前に出没予測をすることが不可能なことである。事前に出没に向けた人員配置や予算措置などの対策を講ずるうえでは、春の段階、できれば前年度の段階で出没予測できる方が望ましい。現在のところ、ブナに関しては開花数や花芽数の観測により、春の時点や前年度秋の段階で堅果の豊凶を予測できることが実証されている（八坂ほか 2001; 松井ほか 2009; 中島・小谷 2013）。コナラに関しては近年、航空機や衛星から取得されるマルチスペクトル画像を用いて、初夏の樹冠の反射輝度データからその年の堅果の豊凶レベルを予測する手法などが検討されている（Akita et al. 2008; Yao et al. 2008; Yao and Sakai 2010）。したがって、今後はこのようなアプローチから、より早い段階での結実予測を広域的に可能にする技術開発も進めていく必要があるだろう。

最後に、兵庫県の過去のクマの大量出没年（2006 年と 2010 年）では、ブナ、ミズナラ、コナラの3種の堅果の結実が揃って大凶作であった。秋季の大量出没はこのようなクマの主要な餌植物が同調して凶作になる年に発生している可能性が高い。このように複数の樹種が広域的に同調して凶作になる理由としては、何らかの気象合図が関与していると考えられる（Sork et al. 1993）。大量出没に備えるためには、樹種間での凶作の同調性をもたらす気象合図の特定も必要になるだろう。

引用文献

- Akita T, Sakai K, Iwabuchi Y, Hoshino Y, Ye X (2008) Spatial autocorrelation in masting phenomena of *Quercus serrata* detected by multi-spectral imaging. *Ecological Modelling*, 215(1-3): 217–224
- Fujiki D (2018) Can frequent occurrence of Asiatic black bears around residential areas be predicted by a model-based mast production in multiple Fagaceae species? *Journal of Forest Research*, 23(5): 260–269
- 藤木 大介 (2019) 複数のブナ科堅果の豊凶観測に基づいたツキノワグマの出没予測モデルの構築. *森林防疫*, 68(730): 21–32
- Fujiki D (2021) A model to predict the occurrence of Asiatic black bears at the municipal level using mast production data. *Ursus*, 2021(32e6): 1–11
- 藤木 大介, 横山 真弓, 坂田 宏志 (2011) 兵庫県内におけるツキノワグマの出没変動パターンの地域変異とブナ科堅果の豊凶の影響. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 3: 50–58
- Hwang MH, Garshelis DL, Wu YH, Wang Y (2010) Home ranges of Asiatic black bears in the Central Mountains of Taiwan: Gauging whether a reserve is big enough. *Ursus*, 21: 81–96
- 広島県 (2017) 第一種特定鳥獣（ツキノワグマ）保護計画ー西中国地域ツキノワグマ個体群ー. 広島県, 広島
- 兵庫県 (2017) ツキノワグマ管理計画. 兵庫県, 神戸
- 兵庫県 (2019) 兵庫県統計書 令和元年. 兵庫県, 神戸
- Kozakai C, Yamazaki K, Nemoto Y, Nakajima A, Koike S, Abe S, Masaki T, Kaji K (2011) Effect of mast production on home range use of Japanese black bears. *Journal of Wildlife Management*, 75: 867–875
- 京都府 (2017) 第一種特定鳥獣保護計画ーツキノワグマー. 京都府, 京都
- Masaki T, Oka T, Osumi H, Suzuki W (2008) Geographical variation in climatic cues for mast seeding of *Fagus crenata*. *Population Ecology*, 50: 357–366
- 松井 太郎, 小山 浩正, 伊藤 聡, 高橋 教夫 (2009) 山形県のブナ林における豊凶予測手法の適用と改良の可能性. *森林立地*, 51: 49–55
- 水谷 瑞希, 中島 春樹, 小谷 二郎, 野上 達也, 多田 雅充 (2013) 北陸地域におけるブナ科樹木の豊凶とクマ大量出没との関係. *日本森林学会誌*, 95: 76–82
- 中島 春樹, 小谷 二郎 (2013) 北陸地方における雄花序落下数によるブナの結実予測. *日本森林学会誌*, 95: 51–59
- 野口 和人, 廣瀬 泰徳, 石川 修司, 高木 俊, 横山 真弓 (2022) 兵庫県におけるツキノワグマの生息・被害状況と管理政策の概要. *兵庫ワイルドライフモノグラフ*, 14: 30–48
- Oi T, Ohnishi N, Koizumi T, Okochi I (2009) FFPRI Scientific Meeting Report 4 “Biology of Bear Intrusions”. Forestry and Forest Products Research Institute, Ibaragi

- Oka T, Miura S, Masaki T, Suzuki W, Osumi K, Saitoh S (2004) Relationship between changes in beechnut production and Asiatic black bears in northern Japan. *Journal of Wildlife Management*, 68: 979–986
- Oka T (2006) Regional concurrence in the number of culled Asiatic black bears, *Ursus thibetanus*. *Mammal Study*, 31: 79–85
- 岡山県 (2017) ツキノワグマ保護計画書. 岡山県, 岡山
- 坂田 宏志, 岸本 康誉, 太田 海香, 松本 崇 (2014) ツキノワグマの個体群動態の推定 (兵庫県 2012 年). 兵庫ワイルドライフレポート, 2: 93–109
- Sork VL, Bramble J, Sexton O (1993) Ecology of mast-fruited in three species of North American deciduous oaks. *Ecology*, 74: 528–541
- Suzuki W, Osumi K, Masaki T (2005) Mast seeding and its spatial scale in *Fagus crenata* in northern Japan. *Forest Ecology and Management*, 205: 105–116
- 高木 俊 (2022) 兵庫県における捕獲再捕獲法を基にしたツキノワグマの個体数推定の経緯. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 14: 63–78
- 谷口 真吾, 尾崎 真也 (2003) 兵庫県氷ノ山山系におけるブナ・ミズナラの結実とツキノワグマの目撃頭数の関係. 森林立地, 45: 1–6
- 山崎 晃司 (2017) ツキノワグマ すぐそこにいる野生動物. 東京大学出版会, 東京
- 八坂 通泰, 小山 浩正, 寺澤 和彦, 今 博計 (2001) 冬芽調査によるブナの結実予測手法. 日本林學會誌, 83: 322–327
- Yao Z, Sakai K (2010) Mapping spatial variation in acorn production from airborne hyperspectral imagery. *Forestry Studies in China*, 12: 49–54
- Yao Z, Sakai K, Ye X, Akita T, Iwabuchi Y, Hoshino Y (2008) Airborne hyperspectral imaging for estimating acorn yield based on the PLS B-matrix calibration technique. *Ecological Informatics*, 3: 237–244
- 横山 真弓, 斎田 栄里奈, 江藤 公俊, 中村 幸子, 森光 由樹 (2011) 兵庫県におけるツキノワグマの行動圏の変異とその要因. 兵庫ワイルドライフモノグラフ, 3: 59–70