

### 資料 3

2020年12月23日  
第2回哺乳類WG資料

## 1.1 2014年度から2020年度の哺乳類相の推移

### 1.1.1 目的

2008年より赤谷プロジェクト・エリア全域に51箇所のカメラトラップを設置し、調査地点における動物相の継続モニタリングを行っている。2013年度には、2008年から2013年度の結果を用いて、分布状況の把握と評価を実施した。今回、2014年度から2020年度までの結果を用いて動物相の推移を把握することにより、哺乳類からみた赤谷の森の生態系の健全性の現状評価を行うことを目的とした。今回評価した結果をもとに、哺乳類管理の課題を抽出し、今後の哺乳類の生息地管理のあり方を検討した。

### 1.1.2 方法

赤谷プロジェクト・エリアの哺乳類相とその時間的変遷を把握するために、既存データの整理と、カメラトラップモニタリングを実施した。必要に応じ、2013年度のデータも用いて分析した。

### 1.1.3 カメラトラップモニタリング

赤谷プロジェクト・エリア全域51地点に赤外線センサーカメラを設置し、哺乳類の分布調査を2008年～2020年の13年間実施している（図1）。調査は、毎年、夏と秋の年2回実施した。2008年～2012年8月までは、フィルムカメラのFieldnote IIa（株）麻里府商事製）を用い、2012年9月～2020年10月は、デジタルカメラ（Bushnell Trophy Cam、Bushnell製）を用いて調査を実施した。

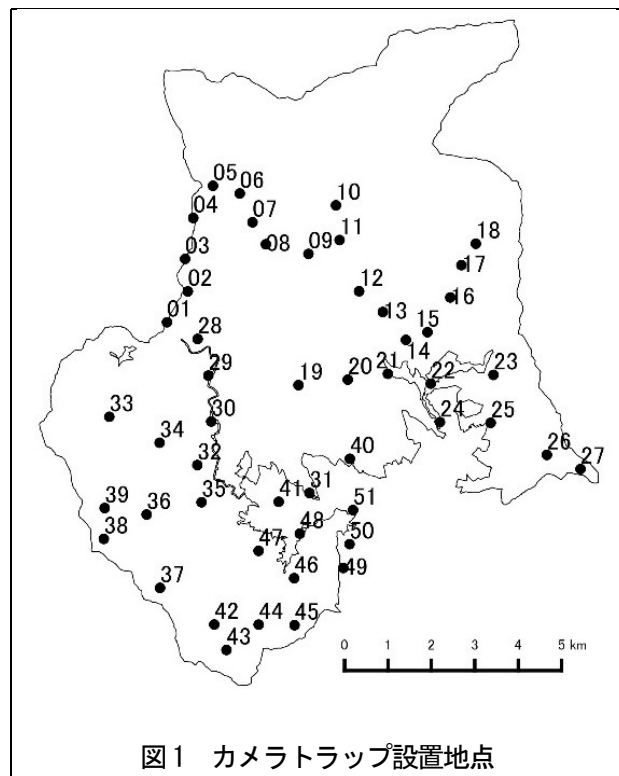
### 1.1.4 分析方法

カメラトラップモニタリングでは、個体識別が困難であり、同一個体の重複カウントを避けるために、相対的な撮影頻度を比較する指標 撮影頻度指標RAI (relative abundance index)を用いた。ここでは、各種同一地点において、30分以上離れた撮影のみを採用し（塚田ら2006）、複数確認された場合は、1撮影あたり最大頭数の個体数を用いて、種毎に集計した100カメラ稼働日あたりの個体数とした。小型哺乳類6種（ネズミ類、ニホンリス、コウモリ類、ホンドモモンガ、ムササビ、ヤマネ）については、カメラのかける高さや方向の影響を受けやすく、種毎の出現状況の推移を分析するには適切ではないと判断し、種別分析の対象から除外した。

### 1.1.5 結果

#### 1) 出現頻度の変化および出現地点数の変化

2012年8月～2020年9月までの各種の出現頻度（RAI値）を見ると、10-11月のRAI平均値が8-9月の平均値より高い値を示した（表1）。8-9月で最も高いRAI値はカモシカ3.22、次いでニホンザル2.92、ニホンジカ2.35、ツキノワグマ1.61、イノシシ1.56となった。10-11月で最も高いのはニホンジカ3.65、次いでカモシカ3.16、ニホンザル2.53、ネズミ類1.98、イノシシ1.59となった。



全種の出現地点数は2018年10-11月に208地点、2019年10-11月に207地点で、哺乳類が撮影されるカメラ数は増加の傾向を示した(図2)。全種のRAI総計は、2019年10月-11月に最も高い31.87となり、哺乳類全体として増加の傾向を示した(図3)。

表1 各種の出現頻度(撮影頻度指数\*;100日あたり)と出現地点数の経年変化

	12年 8-9月	12年 10-11月	13年 8-9月	13年 10-11月	14年 8-9月	14年 10-11月	15年 8-9月	15年 10-11月	16年 8-9月	16年 10-11月	17年 8-9月	17年 10-11月	18年 8-9月	18年 10-11月	19年 8-9月	19年 10-11月	20年 8-9月	8-9月平均	10-11月 平均
コウモリ類	0.00	0.00	0.09	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.07	0.03	0.00
ニホンザル	3.23	4.21	2.90	0.64	2.87	2.56	2.23	1.77	2.12	2.02	3.82	1.34	2.84	4.01	3.65	3.69	2.61	2.92	2.53
ノウサギ	0.17	0.40	0.23	0.04	0.37	0.60	0.15	0.61	0.25	0.38	0.12	0.61	0.03	0.65	0.77	1.36	0.28	0.26	0.58
ニホンリス	0.46	0.15	0.05	0.00	0.70	0.16	0.07	0.04	0.14	0.50	1.29	0.77	1.40	1.36	5.60	1.11	2.75	1.39	0.51
ホンドモモンガ	0.06	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.11	0.00	0.00	0.03	0.06	0.00	0.00	0.00	0.01	0.06
ネズミ類	3.57	0.54	0.36	0.26	5.48	2.89	0.04	0.40	0.61	2.02	0.08	5.26	0.67	1.00	1.81	3.44	1.36	1.55	1.98
ツキノフグマ	1.44	1.02	1.04	0.43	1.36	1.42	0.81	0.36	3.17	2.02	1.50	1.15	1.74	0.68	2.44	3.06	1.01	1.61	1.27
キツネ	0.52	0.76	0.59	0.30	0.59	0.60	0.29	0.47	0.18	0.08	0.17	0.46	0.90	1.42	1.18	1.22	1.32	0.64	0.66
タヌキ	0.92	1.02	1.22	1.33	1.14	0.87	0.66	0.51	0.76	1.41	0.83	1.61	1.94	2.36	2.09	2.30	1.67	1.25	1.43
イヌ	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.22	0.18	0.04	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.03	0.00	0.02	0.05
テン	0.92	1.16	0.27	0.39	0.88	0.87	0.37	0.29	0.18	0.65	0.42	0.92	0.60	1.78	1.43	1.67	1.11	0.69	0.97
オコジョ	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
イタチ類	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.07	0.18	0.11	0.12	0.19	0.27	0.32	0.10	0.28	0.52	0.13	0.13
アナグマ	0.17	0.11	0.23	0.21	0.29	0.11	0.00	0.04	0.29	0.50	1.37	0.23	0.84	0.39	1.91	0.03	0.66	0.64	0.20
ハクビシン	0.06	0.00	0.82	0.39	0.66	0.38	0.07	0.14	0.65	0.34	0.21	0.38	0.70	0.55	0.56	0.21	0.59	0.48	0.30
ネコ	0.12	0.04	0.05	0.00	0.15	0.00	0.00	0.11	0.00	0.11	0.12	0.08	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.04
ムササビ	0.00	0.47	0.00	0.04	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07
イノシシ	2.19	1.34	2.08	0.82	0.48	0.38	1.36	0.97	1.01	1.98	1.41	1.81	1.94	3.37	1.53	2.09	2.09	1.56	1.99
ニホンシカ	0.58	1.71	1.18	2.75	0.96	1.69	1.50	2.89	1.44	2.79	3.12	4.15	3.17	5.80	4.18	7.41	5.04	2.35	3.65
カモシカ	2.25	2.58	2.85	1.76	3.94	4.36	2.67	2.35	2.59	3.24	2.83	3.34	3.41	3.79	4.00	3.90	4.45	3.22	3.16
ヤマネ	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.07	0.00	0.02	0.01
総計	15.70	15.19	12.00	13.00	19.90	17.22	10.40	11.08	13.56	18.35	17.42	22.32	20.68	27.59	31.29	31.87	25.53	18.83	19.20
稼働カメラ台数	1,736	2,036	2,208	1,690	2,719	1,835	2,730	768	2,780	2,621	2,406	2,547	2,994	3,089	2,873	3,107	2,998	23,443	17,593

	12年 8-9月	12年 10-11月	13年 8-9月	13年 10-11月	14年 8-9月	14年 10-11月	15年 8-9月	15年 10-11月	16年 8-9月	16年 10-11月	17年 8-9月	17年 10-11月	18年 8-9月	18年 10-11月	19年 8-9月	19年 10-11月	20年 8-9月	8-9月合計	10-11月 合計
コウモリ類	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	5	0
ニホンザル	15	17	14	8	21	15	14	5	13	12	12	12	15	22	17	22	21	142	113
ノウサギ	2	2	1	1	5	3	2	2	3	6	2	6	1	5	8	8	4	28	33
ニホンリス	3	2	1	0	6	3	2	1	3	9	2	7	8	9	8	8	6	39	39
ホンドモモンガ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0	0	1	4
ネズミ類	3	7	4	2	7	6	1	0	4	5	1	9	5	5	8	7	7	40	41
ツキノフグマ	12	12	13	7	18	16	16	5	26	22	14	14	22	13	25	21	18	164	110
キツネ	4	12	2	3	5	6	4	3	4	2	4	6	9	12	8	11	11	51	55
タヌキ	9	8	8	8	16	11	5	4	12	10	7	15	16	16	10	15	20	103	87
イヌ	0	0	0	0	0	1	4	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	4	5
テン	7	8	4	8	9	10	6	2	4	7	7	16	6	18	13	18	13	69	87
オコジョ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
イタチ類	0	0	0	0	0	1	0	0	4	3	3	3	3	7	1	4	7	18	18
アナグマ	3	0	4	5	7	2	0	0	4	6	6	5	7	5	8	1	8	47	24
ハクビシン	0	0	7	4	9	4	2	4	3	6	2	9	7	9	7	4	4	41	40
ネコ	10	0	1	0	2	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	0	17	4
ムササビ	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
イノシシ	12	9	13	10	9	4	12	4	14	19	8	17	19	21	15	20	14	116	104
ニホンシカ	4	11	13	9	14	14	16	9	17	21	17	22	25	28	28	34	31	165	148
カモシカ	14	16	21	14	23	25	22	12	23	29	18	25	30	36	30	32	27	208	189
ヤマネ	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	2	2
総計	99	105	108	80	152	122	106	52	134	164	105	168	177	208	187	207	192	1260	1106
稼働カメラ台数	47	45	49	40	51	51	51	51	46	50	40	49	51	51	48	51	49		

※2020年度報告書の表 を加筆・修正

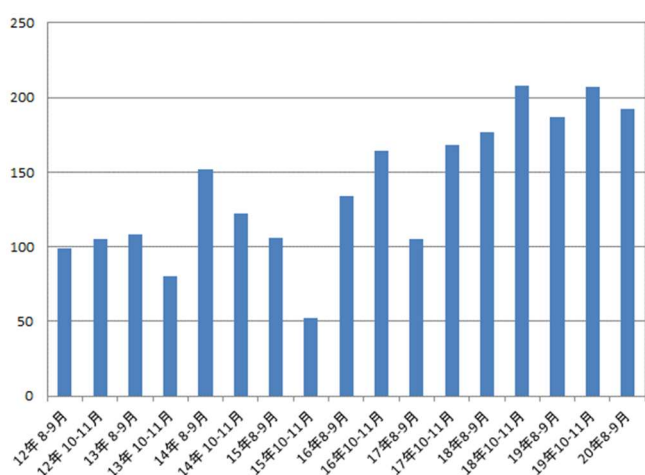


図2 全種の出現地点総数の変化

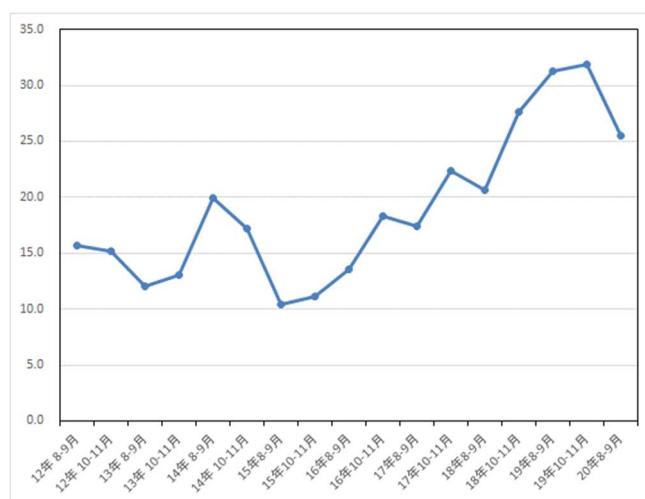


図3 全種のRAI総計値の変化

## 2) 2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月の種別RAI値比較

2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月の種別RAI値を比較すると、大型種、中型種の全種でRAI値が増加していた(図4)。最も増加したのは、アナグマの22.32倍(2014年:0.02、2020年:0.35)、続いてイタチ類の8.50倍(2014年:0.02、2020年:0.18)、ニホンジカの6.77倍(2014年:0.56、2020年:3.76)、ツキノワグマの6.07倍(2014年:0.17、2020年:1.05)となった。2014年10月～2015年9月平均でRAI値が最も高い値を示したのはカモシカで1.77、続いてニホンザル1.16、ニホンジカ0.56だった。2019年10月～2020年9月平均では、ニホンジカが最も多く3.76、続いてニホンザル2.04、カモシカ2.00の順となった。

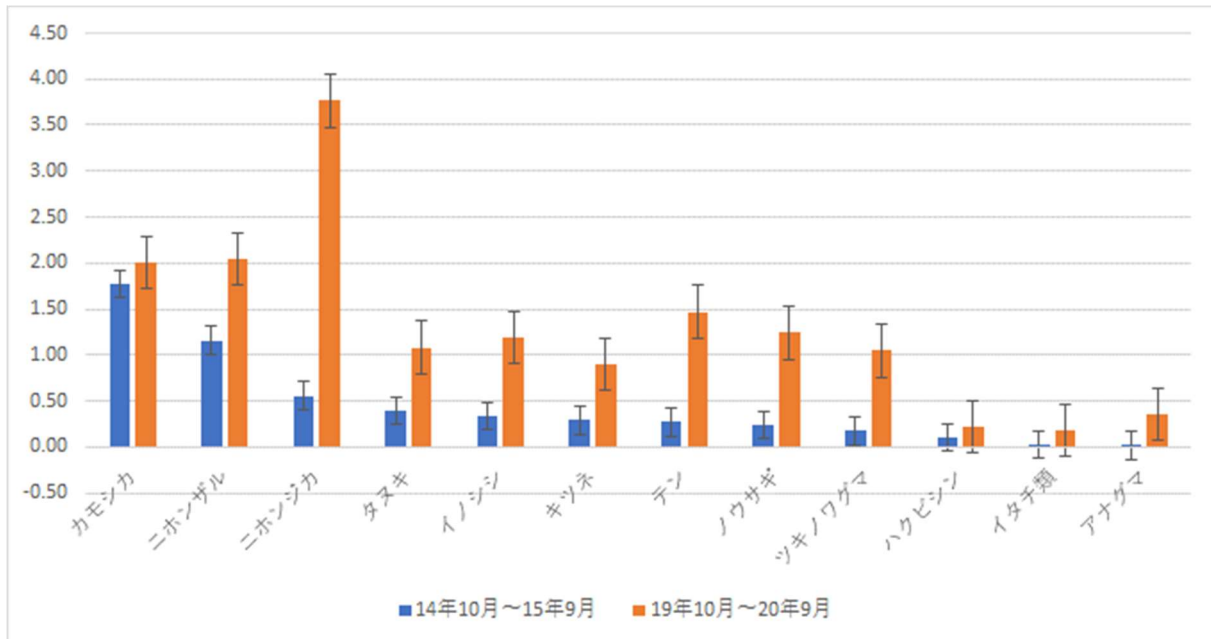


図4 2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月のカメラトラップ51地点の種別RAI平均値の比較

## 3) 植生帯別の出現動向

各種の分布状況を把握するため、51地点を植生帯別に低標高域(標高900m以下、地点数28)、高標高域(標高900m～1500m、地点数18)、高山帯(1500m以上、地点数5)の3つに分類し(図5、表2)、種毎の植生帯別出現傾向を調べて、2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月のRAI平均値を比較した。

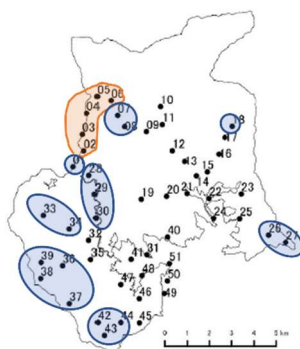


図5 植生帯分類図

\*オレンジは高山帯、青は高標高域、無地は低標高域としたカメラ地点

表2 植生帯別の地点番号一覧

植生帯	標高	地点番号
高山帯	1500m以上	N02～N06
高標高域	900～1500m	N01,N07,N08,N18,N26～N30,N33,N34,N36～N39,N42,N43
低標高域	900m以下	N09～N17,N19～N25,N31,N32,N35,N40,N41,N45～N51

\*高山帯は現地の植生を考慮し1500m以上とした。

2019年10月～2020年9月のRAI値を見ると、ニホンジカ、イタチ類、アナグマは高標高域でRAI値が高く、テンでは低標高域と高標高域に大きな差は見られなかった。ノウサギでは高山帯のRAI値が最も高くなり、その他の種は低標高域が最も高い値を示した（図6）。

2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月の平均値を比較すると、高標高域、高山帯のカモシカ以外は増加した。カモシカは、2014年～15年では低標高域と高標高域のRAI値に大きな差は見られなかったが、2019年～20年では低標高域の値が増加し、高標高域では減少した。キツネ、タヌキ、テンは、2014年～15年では見られなかった高山帯に出現が見られるようになった。



図6 2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月の種別植生帯別RAI値の比較

#### 4) エリア別の出現動向

各種の水平方向の分布状況と把握するため、51 地点をエリア別に茂倉、小出俣、南東部、南ヶ谷、赤谷林道、国道、南西部、高山帯の8つに分類し（図7、表3）、種毎のエリア別出現傾向を調べて、2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月のRAI 平均値を比較した。

表3 エリア別の地点数と標高

エリア名	地点数	標高平均 (m)	標準偏差
茂倉	3	793.5	40.9
小出俣	4	821.6	62.1
南東部	10	834.4	146.7
南ヶ谷	6	841.6	185.8
赤谷林道	8	897.0	229.2
国道	7	937.3	200.6
南西部	8	1017.9	180.9
高山帯	5	1616.4	72.8

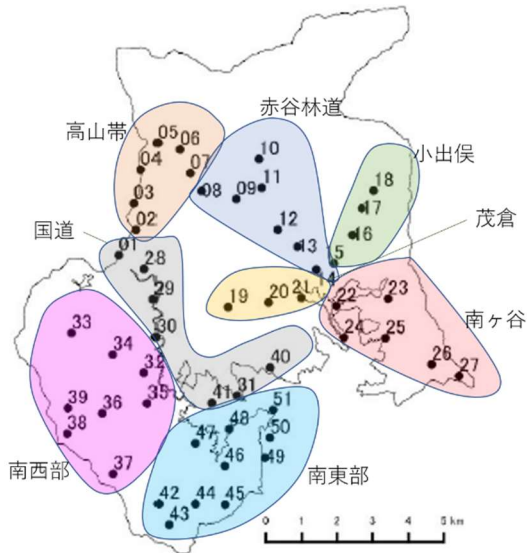


図7 エリア分類図

2019年10月～2020年9月のRAI 値を見ると、南ヶ谷のニホンジカが8.74 と最も高い値を示し、2014年10月～2015年9月から8.00 増加した（図8）。次いで南西部のニホンジカ5.39、国道のニホンザル5.08、小出俣のニホンジカ4.84 の順となった。ニホンジカは南ヶ谷、茂倉、小出俣、南東部でRAI 値2.00 以上の増加が見られた。ツキノワグマは、高山帯を除く全エリアで増加が確認され、南西部が最も高く、2.23 増の2.26 となった。2 期間の比較で減少傾向が見られたのはカモシカで、茂倉-2.44、南西部-1.83、小出俣-0.69 減少した。赤谷林道のノウサギも-0.57 減少した。ニホンザル、テン、ウサギ、アナグマは、国道沿いエリアでRAI 値が最も高くなった。

小出俣では、ニホンジカとツキノワグマが増加したが、それ以外の種はRAI 値1 以下となった。茂倉では、カモシカが-2.44 減少し、ニホンジカ、タヌキ、イノシシ、キツネ、テン、ツキノワグマでは1.00 以上増加した。同様にカモシカが減少した南西部では、ニホンジカ、ツキノワグマで1.00 以上の増加が見られた。

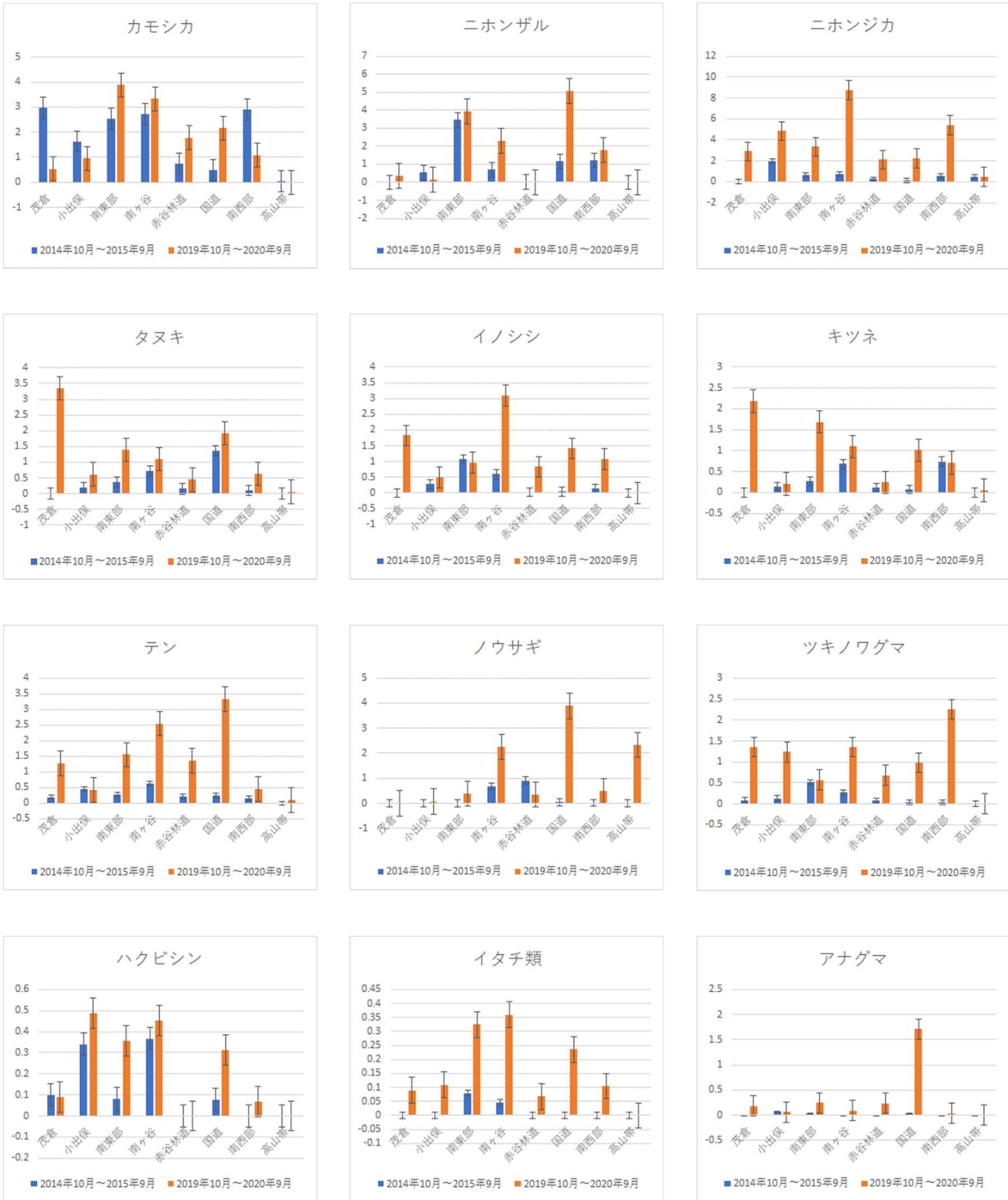


図8 2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月の種別エリア別RAI値の比較

### 5) 里地への出現傾向

近年、哺乳類の里への出没が増加していると言われていいる。里地への出没頻度が高い種を調べるため、定点カメラの半径2km以内に存在する建物数の上位5地点と下位5地点を抽出し(表4)、大型4種とキツネ、ハクビシン、ニホンザルのRAI値との関係を調べた。RAI値は、2012年8月～2020年10月までの各地点におけるRAI平均値を用いた。

カモシカ、イノシシ、キツネ、ハクビシン、ニホンザルでは、建物数が多い地点のRAI値が、建物がない地点を上回った(表5)。この5種では、51地点で調べた場合の建物数とRAI値との間に相関関係が見られた。ツキノワグマのRAI値も建物数が多い地点で高くなったが、差は1.4倍にとどまり、建物数が多い地点とない地点の差は見られなかった。ニホンジカのRAI値は建物がない地点では3.20、建物数が多い地点は1.60で、建物がない地点で高い値となった。ツキノワグマとニホンジカでは、51地点で調べた場合の建物数とRAI値との間に相関関係は見られなかった。

表4 半径2km以内の建物数上位5地点と下位5地点

建物数の上位5地点	
地点名	半径2km以内の建物数
N40	1008
N51	963
N50	832
N24	492
N49	398
建物数の下位5地点	
地点名	半径2km以内の建物数
N17	0
N18	0
N19	0
N37	0
N38	0

表5 半径2km以内の建物数上位5地点と下位5地点のRAI平均値の比較

	カモシカ	イノシシ	ニホンジカ	ツキノワグマ	キツネ	ハクビシン	ニホンザル
上位5地点平均	4.68	1.94	1.60	0.96	1.24	0.56	3.88
下位5地点平均	1.61	0.51	3.20	0.67	0.40	0.11	0.66
全地点平均	2.21	0.89	1.92	0.65	0.48	0.22	1.84

### 6) 外来種の出現動向

赤谷プロジェクト・エリアにおける外来種として、これまでハクビシン、イヌ、ネコが確認されている。2012年9月～2020年10月の3種の撮影個体数の変化を調べた。ハクビシンは年の変動はあるが、全体として増加傾向にある(表6)。イヌとネコについては、変化は見られず、過去3年は低い値で推移していた。

2019年には、赤谷プロジェクト・エリア外の里地のカメラトラップでアライグマが撮影された。今後、エリア内にも侵入してくる可能性もあり、注視していく必要がある。

表6 カメラトラップで撮影された外来種の個体数

	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年
ハクビシン	0	47	38	18	52	25	60	44	36
ネコ	2	7	6	6	8	6	1	0	1
イヌ	0	2	9	3	6	1	3	3	4

## 7) みなかみ町の積雪量と群馬県の豊凶指数

哺乳類の出現傾向には、積雪と豊凶の影響が想定される。赤谷プロジェクト・エリアにおける経年調査は行われていないため、参考値として、みなかみ町の降雪量（気象庁）と利根沼田地域の豊凶モニタリング結果（群馬県）を調べた。

みなかみ町では、毎年11月～4月に降雪がある。期間中の降雪量を見ると、2015-16年と2019-2020年で少なく、2014-15年で最も多くなった（図9）。月別の降雪量が最も多い値を示したのは、2017年1月で258cmとなった。

利根沼田地域の豊凶指数は、2015年までは毎年増減を繰り返していたが、2016年度以降は種によってばらつきが見られた（図10）。ブナは2016年、2017年に凶作、2018年に豊作、2019年、2020年が凶作となった。ミズナラとコナラは、ブナと比較して豊凶の変動幅は少ないものの、2013年をピークとして減少傾向が見られた。

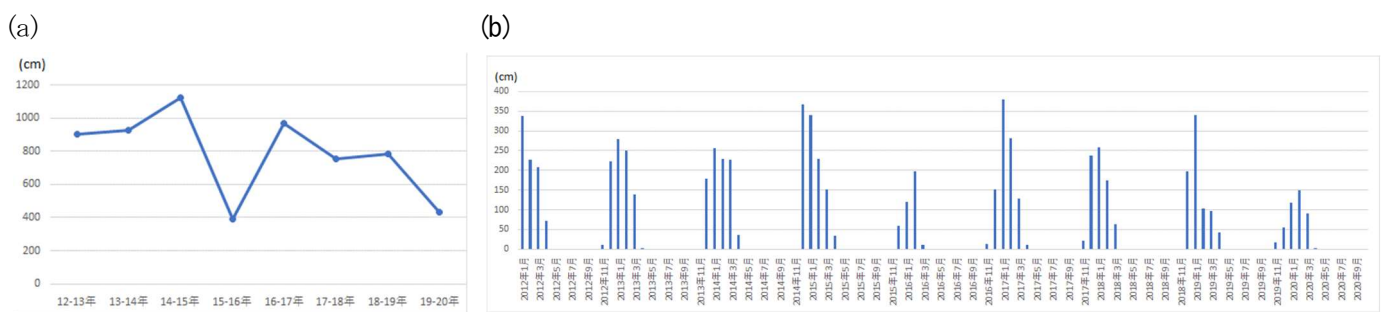


図9 みなかみ町における2012年1月～2020年9月の期間総降雪量(a)と月別降雪量(b)

\*気象庁過去の気象データ（<https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/>）をもとに作成

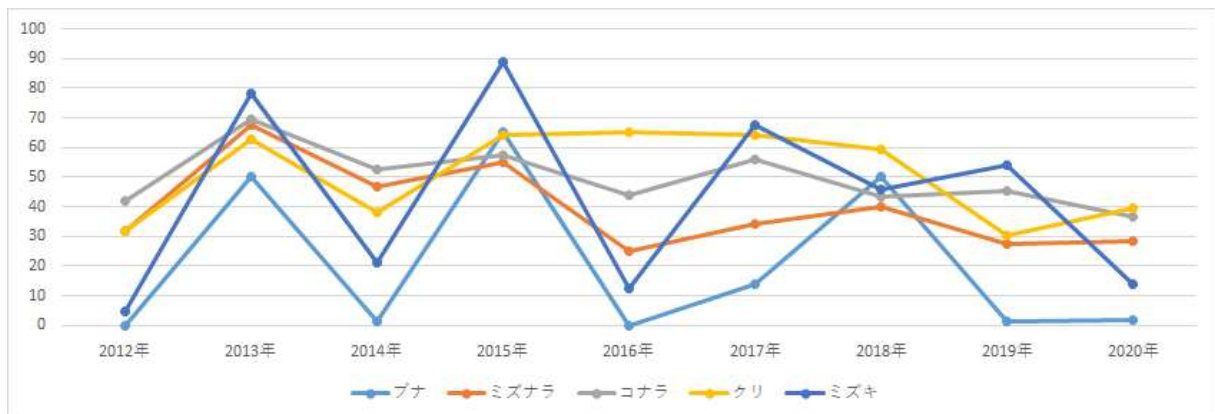


図10 群馬県利根沼田地域の豊凶指数の推移

\*群馬県自然環境課のデータをもとに作成

### 1.1.6 考察

2012年8月から2020年10月の赤谷プロジェクト・エリアの哺乳類には増加傾向が見られ、生物多様性保全の状況は、おおむね良好であることが分かった。原因としては、エリア外からの流入、積雪量の減少、実りの減少による行動範囲の拡大などが考えられる。



2014年～15年と2019年～2020年の比較において、アナグマ、イタチ類などの出現数が少ない種を除くと、ニホンジカとツキノワグマの増加が著しく、近年、獣害対策の課題として上げられるケースが増加している状況を裏付けた。出現場所としては、ニホンジカは里地から離れた高山帯での出現が多く、他の中型・大型哺乳類と異なる傾向を示した。これは、南ヶ谷、小出俣、ムタコ沢など、ニホンジカの出現が増加している地点の傾向を反映している。ニホンジカは新しく侵入してしばらくは警戒心が強く、徐々に慣れて里地にも出現する傾向があることが知られているが、赤谷プロジェクト・エリアのニホンジカは新規移入個体が多く、警戒心が強い状態にあると考えられる。捕獲試験では、人為的な環境変化を可能な限り排除するなどの工夫が必要である。

2期間の比較で高標高域のカモシカのみ、RAI値が減少した。カモシカはニホンジカとエサ資源をめぐって競合関係にあり、ニホンジカが増加した地域ではカモシカの生息数が減少することも報告されている。現在のところ、ニホンジカが増加しているエリアにおいて、カモシカも増加しているエリア（南東部、南ヶ谷）と減少しているエリア（茂倉、小出俣、南西部）があり、ニホンジカが原因でカモシカが減少しているかは不明である。赤谷プロジェクト・エリアのカメラで、カモシカとニホンジカが同時撮影されたケースもあり（写真1）、ニホンジカの摂食圧が低い現状では両者は共存していると考えられる。ニホンジカとカモシカが好む植生が異なる可能性もあり、カモシカへの影響を推測するためには、糞粒調査やGPSを用いた行動圏調査などが必要である。

2019年～2020年では、キツネ、タヌキ、テンの高山帯における出現が見られた。この間は冬期の降雪量が少なかったことが原因と考えられる。今後、気候変動の影響で降雪量が減少すれば、これまで高山帯に出現しなかった種が活動範囲を広げる可能性もあり、高山植物など植生への影響が起こることも考えられる。

赤谷プロジェクト・エリアの外来種はハクビシンに増加傾向が見られるものの、大きな攪乱は見られない。今後、エリア外の里地で確認されたアライグマなどの侵入が起こる可能性も想定され、侵入が確認されたあとの対策方法などを検討しておく必要がある。



写真1 赤谷プロジェクト・エリアで同時に撮影されたカモシカとニホンジカ

### 1.1.7 今後の赤谷プロジェクト・エリアにおける哺乳類モニタリングと管理

赤谷プロジェクト・エリア全体のモニタリングを継続しながら、ニホンジカやツキノワグマなど、生息数が大きく上昇した種については、出現傾向を分析し、具体的な対策へとつなげる必要がある。ニホ

ンジカとツキノワグマは行動圏も広く、赤谷プロジェクト・エリア外からの流入・流出が考えられることから、プロジェクト・エリアを包括したみなかみユネスコエコパークおよび周辺市町村と連携した取組が求められる。

高山帯の植生について、シカ柵で囲む、指標種調査などを使ってモニタリングする

外来種対策としては、引き続きモニタリングを行い、出現が確認されたら、みなかみ町と連携して対策を実施する。体制づくりなどは、ニホンジカやツキノワグマの対策と合わせて検討していく必要がある。

モニタリングの課題として、カメラトラップによる調査は、出現状況はわかるが傍証であるため、具体的な対策案作成のための材料としては不十分である。たとえば、ニホンジカの越冬地の解明など、季節変動や移動の状況などを把握するために、より詳細な調査を行う必要がある。GPS を用いた追跡調査や糞粒の DNA 調査など新しい技術を取り入れながら、評価手法の検証と管理計画策定を行う必要がある。

伐採地の哺乳類相へ影響について、2021 年度に小出俣試験地が 10 年目を迎えるため、他の伐採地と合わせて分析、とりまとめを行う。

森林との関係については、コウモリのモニタリングを継続して実施する。

## 1.2 赤谷プロジェクト・エリアにおけるニホンジカの動向と対策

### 1.2.1 背景

ニホンジカは、近年急速に分布を拡大し、全国各地の森林生態系に大きな影響を与えているほか、地域によっては里地にも出没し、農作物へ被害を及ぼしている。

赤谷プロジェクト・エリアでは、1996年頃から生息が確認されて以降、低密度の状態が続いていたが、2008年のカメラトラップ調査開始以降、撮影頻度指数RAI（撮影頻度指数）、出現地点数とも、右肩上がりが増えてきた（図11）。ニホンジカの摂食痕が確認される地点数も増加し、2020年度秋の調査では、51地点中39地点（76%）で摂食痕が確認された（図12）。また、不嗜好性植物への偏りが見られる地点が出現し、ニホンジカの影響が拡大しつつある現状を示した。

このような状況を受け、赤谷プロジェクトでは、ニホンジカの低密度下での管理を目指し、2013年度に、赤谷の森におけるニホンジカ管理の目標（ニホンジカ個体数の低密度維持）を設定、2015年度に、管理目標に基づいた評価項目・指標・評価基準・調査方法を『赤谷の森におけるニホンジカの摂食状況の現状評価の考え方と評価基準 2015年度版』として取りまとめた。また、2016年度からは具体的な対策としてニホンジカの捕獲試験を実施している。

### 1.2.2 目的

今回の分析では、51地点に設置したカメラトラップの情報を用いてニホンジカの分布状況や移動について検証し、低密度管理対策の参考とする。捕獲試験の実施や防鹿柵の設置など具体的な計画策定のためには、カメラトラップの情報は不十分である。分析の課題も検証し、計画策定に必要な追加調査の実施や調査・評価方法の検討なども行う。

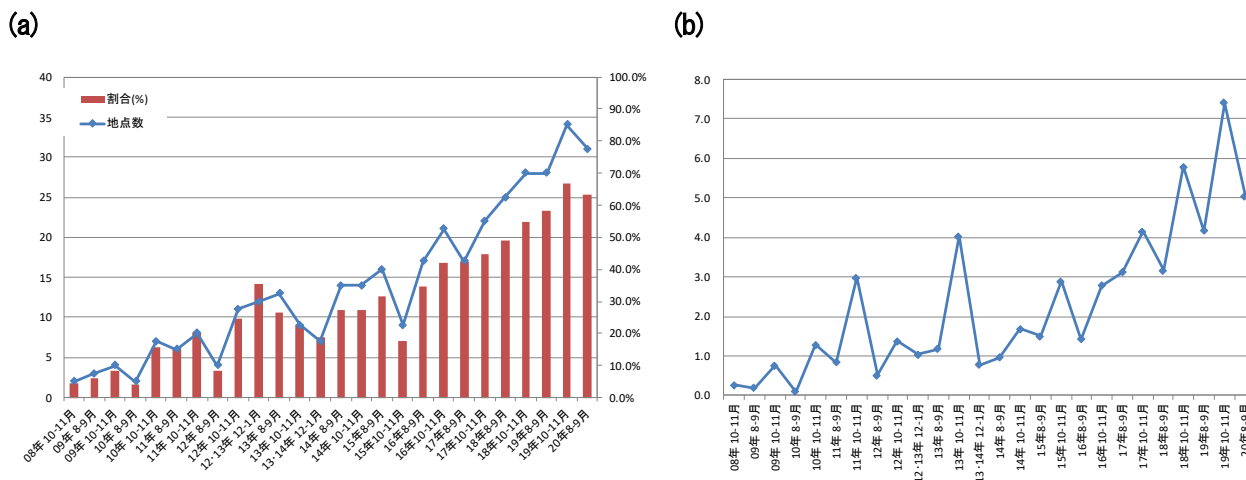


図11 モニタリング地点（全51地点）に対する出現地点の割合と出現地点数（a）  
及び撮影頻度指数（b; RAI\*100日あたり）の経年変化

\*撮影頻度指数(RAI)=(30分離れた撮影での最大頭数の合計/撮影日数合計)×100

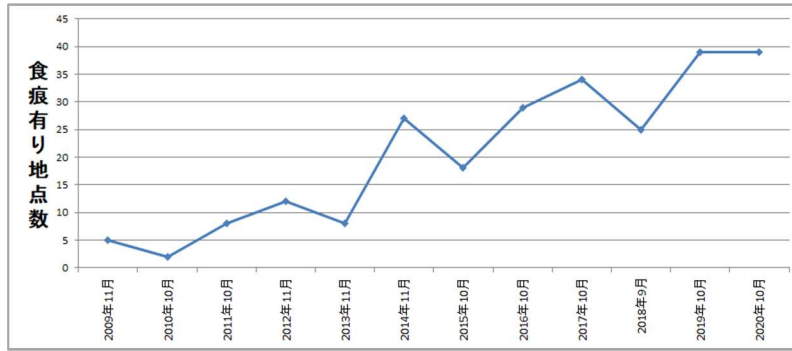


図12 カメラトラップ51地点における摂食痕の確認地点数の経年変化  
 ※2014年度以降に開始したニホンジカ影響簡易チェックシートデータを使用

### 1.2.3 結果

#### 1) 性別別の出現傾向

ニホンジカの雄と雌は行動範囲やパターンが異なることが知られている。性別による出現傾向の違いを把握するため、年別のRAI平均値の推移、植生帯別、エリア別の出現傾向を調べた。また、季節変動を把握するため、エリアごとの月別の出現傾向を調べた。データは、赤谷プロジェクト・エリア内の51地点に設置したカメラトラップの2012年9月～2020年10月までのデータを用いた。

年別推移を見ると、雄が最も増加した(図13)。撮影個体総数に占める雄の割合は48%で、次いで、雌、不明、雌仔、仔の順となった(表7)。

2014年10月～9月と2020年10月～9月を比較すると、すべての性別においてRAI値が最も増加したのは高標高域だった(図14)。雌仔と仔は、高山帯では見られなかった。

エリア別に雄と雌に注目すると、2014～15年でRAI値が最も高いエリアは小出俣(雄1.00、雌0.69)だったが、2019～20年では南ヶ谷となった(雄3.03、雌2.58)(図15)。

2019～20年の期間において、雄と雌で異なる傾向が見られたのは、国道、茂倉、南西部で、雄は雌の3.0倍(国道:雄1.39、雌0.46)、2.8倍(茂倉:雄1.81、雌0.65)、2.6倍(南西部:雄2.78、雌1.05)の値を示した。仔は小出俣で最も多く出現した。

月ごとの性比の変動は、エリアごとに異なることがわかった。茂倉、小出俣では、出産期にあたる5～7月に雌の割合が高く、雄はほとんど見られなかった(図16)。繁殖期の9～11月を見ると、小出俣、南東部、南ヶ谷、赤谷林道、南西部で雄の増加が見られた。小出俣では雌にも増加傾向が見られた。積雪期の1～3月は、茂倉、南東部、赤谷林道、国道では出現が見られたが、小出俣、南ヶ谷、南西部、高山帯ではほとんど見られなかった。繁殖期に値が最も高くなる地点が多いが、茂倉では11月～2月ごろの冬季、国道では6月～8月ごろの夏季に値が高くなる傾向が見られた。

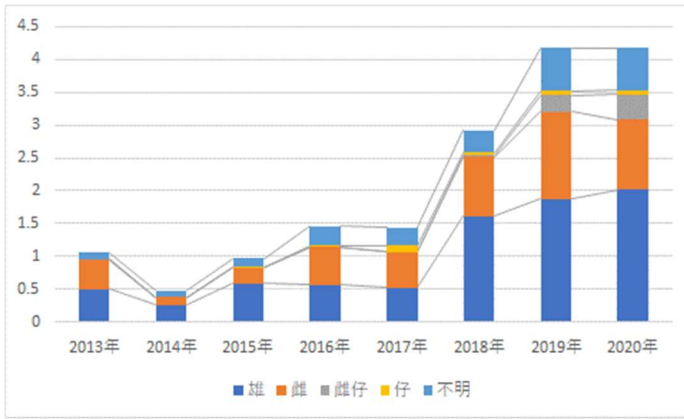


図13 51地点全域における性別別RAI値の推移  
(2013年1月～2020年10月)

\*2020年は10月の調査日までのデータを用いた

表7 2012年9月～2020年10月にカメラトラップで撮影されたニホンジカの個体数

全期間	撮影頭数	割合
雄	1456	48%
雌	935	31%
雌仔	120	4%
仔	55	2%
不明	488	16%
<b>総計</b>	<b>3054</b>	<b>100%</b>

\*2020年は10月の調査日までのデータを用いた

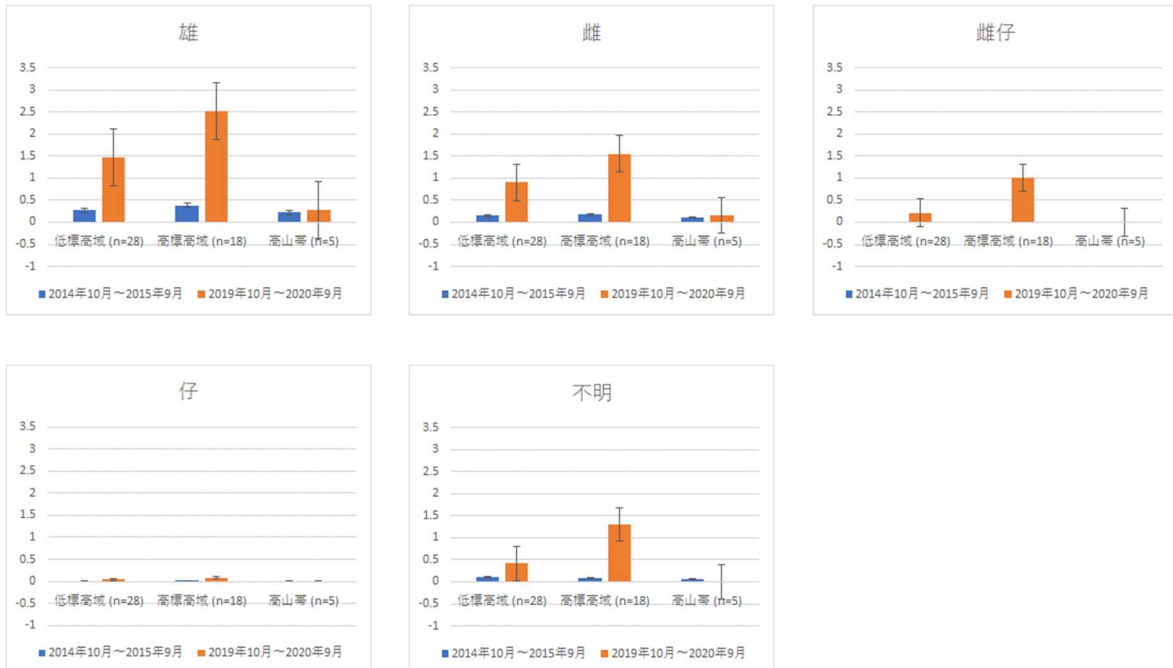


図14 2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月の性別別植生帯別RAI値の比較

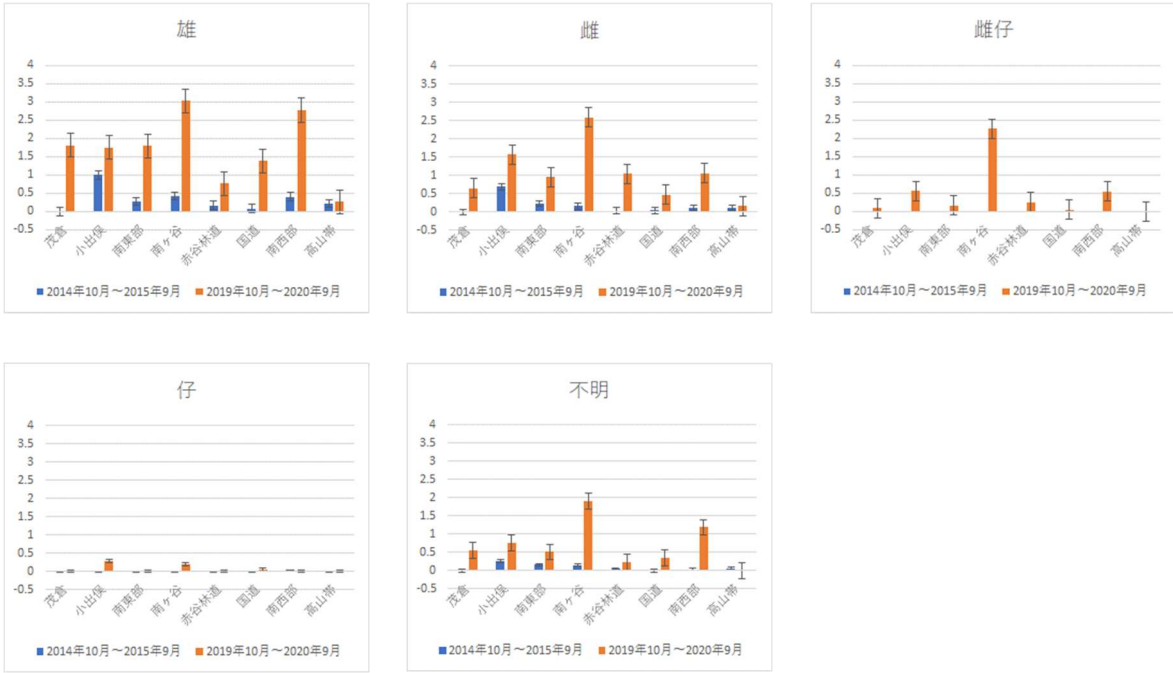


図 15 2014年10月～2015年9月と2019年10月～2020年9月の性別別エリア別RAI値の比較

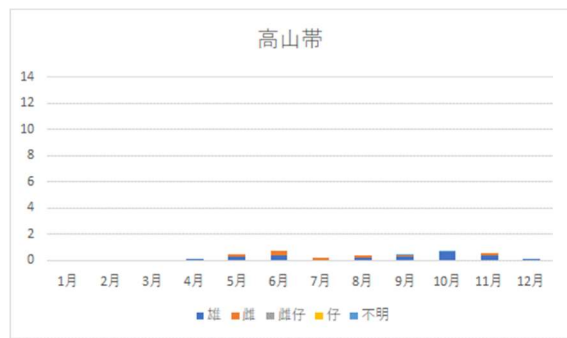
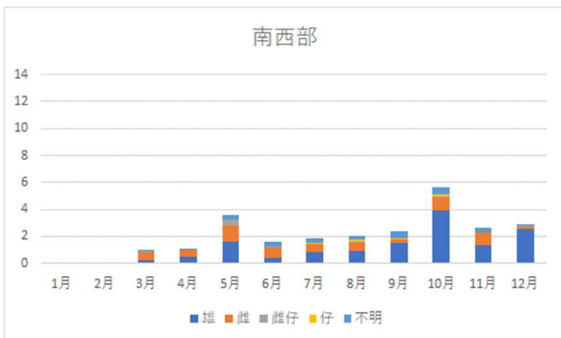
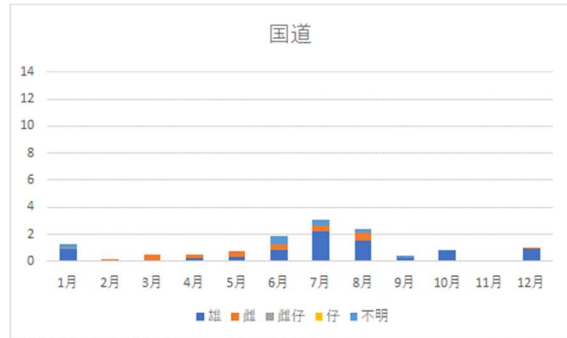
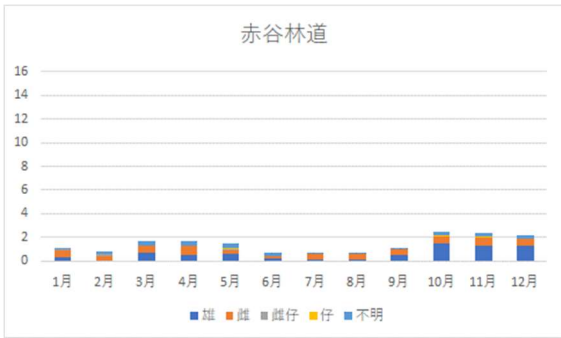
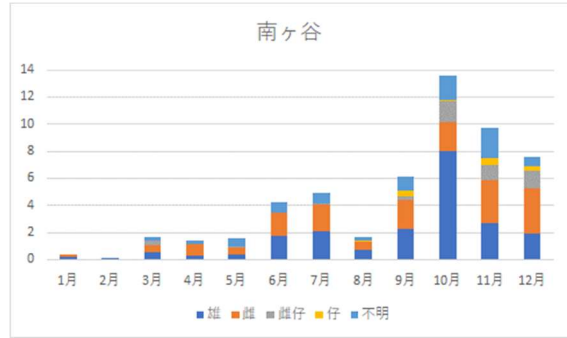
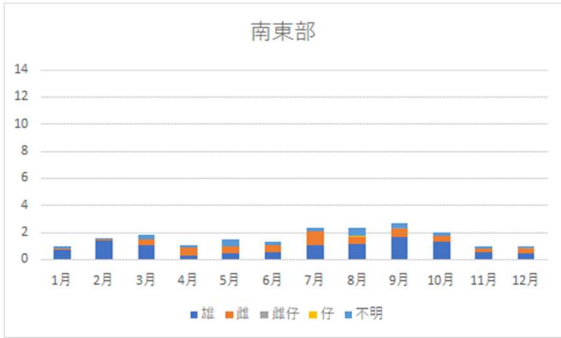
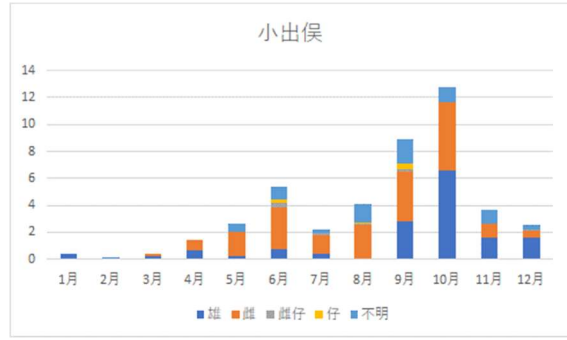
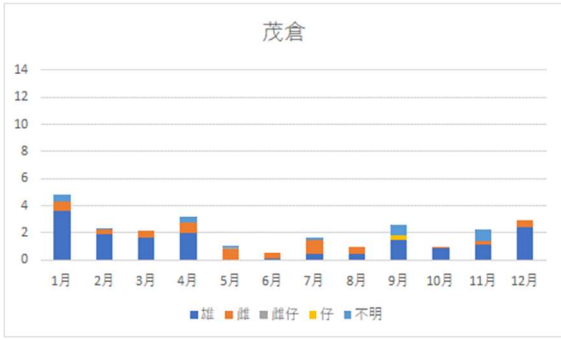


図 16 エリアごとの性別別月別出現動向 (2012年9月～2020年10月平均)

## 2) ニホンジカとカモシカの関係

ニホンジカとカモシカはエサ資源をめぐり競合関係にあることが知られている。長野などニホンジカが急増した地域では、カモシカの減少も報告されている。赤谷プロジェクト・エリアにおけるニホンジカの他種に対する影響を検証するため、RAI 値は、2012年8月～2020年10月までの各地点におけるRAI 平均値を用いて比較した。

カモシカのRAI 値は2018年に3.35となり、最も高い値を示したが、それ以降減少している（図17）。ニホンジカは2020年に4.08で最も高い値となり、増加傾向を示した。

エリア別に見ると、カモシカは、茂倉、小出俣、南西部で減少傾向を示したが、ニホンジカのRAI 値が最も高い南ヶ谷では、わずかに増加傾向を示した（図18）。

月別の出現傾向を全域で見ると、カモシカは7月がピーク、シカは10月がピークで、活動時期が異なる可能性が示唆された（図19）。エリア別に見ると、2014～15年と2019～20年の比較で、ニホンジカとカモシカとも増加傾向が見られた南ヶ谷と減少傾向が見られた茂倉、小出俣、南西部で大きな違いは見られなかった（図20）。茂倉と小出俣では、6月と7月に出現のピークが見られたのに対し、南ヶ谷と南西部では、夏季（6～7月）と繁殖期（11月ごろ）の2回ピークが見られた。

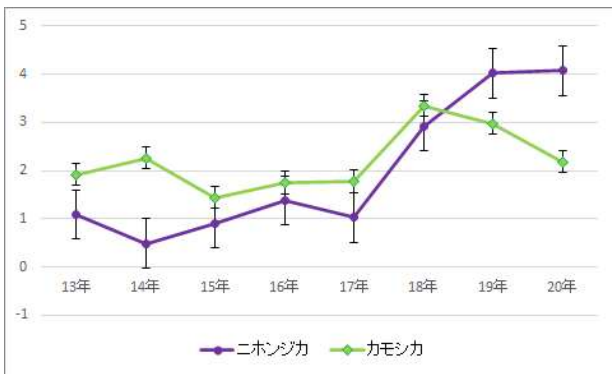


図17 ニホンジカとカモシカのRAI 値の年推移

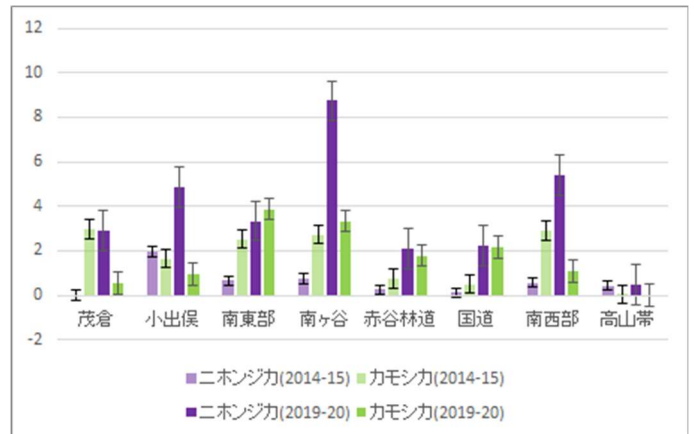


図18 ニホンジカとカモシカのエリア別RAI 値の比較 (2014年10月～2015年9月・2019年10月～2020年9月)



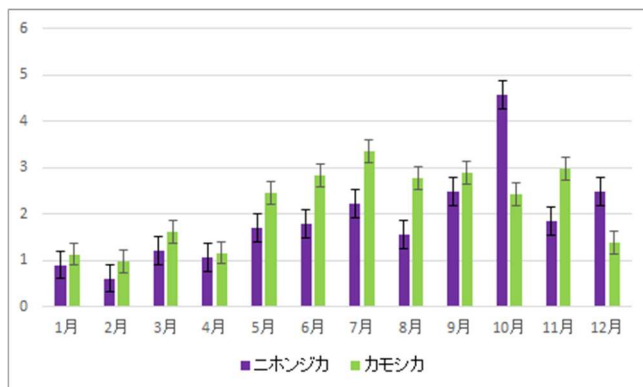
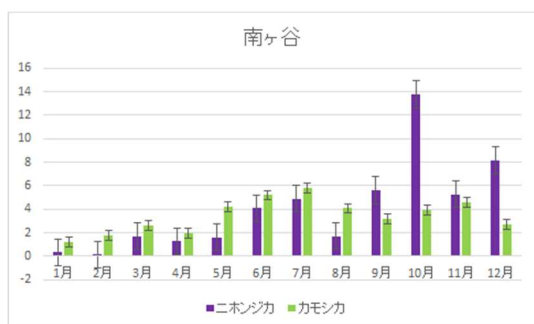
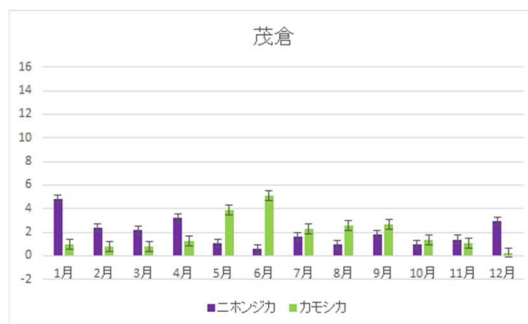


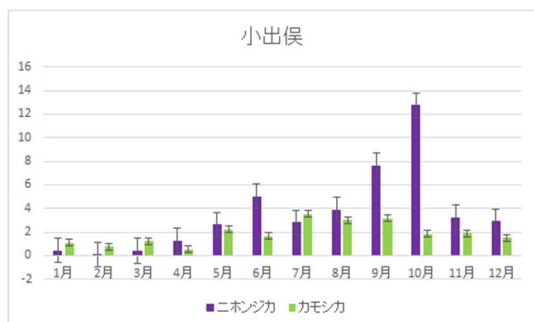
図19 ニホンジカとカモシカの月別出現傾向（全域）



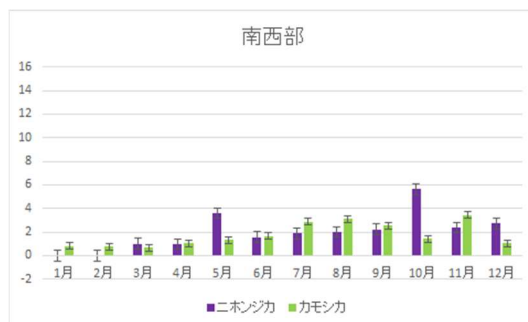
ニホンジカ+ カモシカ+



ニホンジカ+ カモシカ-



ニホンジカ+ カモシカ-



ニホンジカ+ カモシカ-

図20 南ヶ谷、茂倉、小出俣、南西部のニホンジカとカモシカの月別出現傾向

\* +と-は2014年10月~2015年9月と2019年10月~2020年9月の変化を示す（+：増加、-：減少）

### 1.2.4 考察

赤谷プロジェクト・エリアの傾向として、ニホンジカの増加傾向は加速している様子が示された。図に示したみなかみ町の降雪量との関連を見ると、降雪量が減少した2015~16年冬の2年後にRAI値が急増しており、16年に生まれた仔が一斉に繁殖を行い、密度が高まった可能性が示唆される。

小出俣は赤谷プロジェクト・エリアで最も早くニホンジカの増加が確認された地点にあたる。小出俣は仔のRAI値が最も高く、出産期には、雌と雌仔の割合が増加する傾向にあることがわかった。隣接する茂倉エリアも5月~7月の出産期の雌の割合が高くなっており、この周辺が出産場所となっている可能性が疑われる。茂倉は他のエリアと異なる月別変動を示している。隣接する赤谷林道と国道のエリアも含めて、積雪期にもシカが出現しており、赤谷プロジェクト・エリア内の越冬地として利用されてい

る可能性が疑われる。秋に雄のRAI値が特に高い、小出俣、南ヶ谷、南西部のうち、南ヶ谷と南西部は2014～15年と2019～20年の比較において、大幅な増加を示した。この2エリアにおけるニホンジカの増加は経年の調査結果からも明らかとなっている。このエリアは、赤谷プロジェクト・エリアの周縁部にあたり、エリア外からの流入が示唆される。

赤谷プロジェクト・エリア内において、ニホンジカとカモシカは概ねシーズンサイクルに従って活動しており、エサ資源の取り合いなどの競合は、現在のところ生じていないと考えられる。カモシカは茂倉、小出俣、南西部では減少傾向が見られており、病原菌の流行などニホンジカ以外の要因を検証する必要がある。また、今後、現在のスピードでニホンジカが増加すると、相対的に資源量が少ないエリアでは、直接的な影響が出る可能性もあり、植生や資源量の把握などと合わせて分析する必要がある。

今回の分析では、カメラトラップで撮影されたデータを用いた。カメラトラップデータは、個体識別が困難であるため、個体数の推定が難しい。そのため、概略を把握するには適切だが、越冬地や出産場所などの土地利用状況を把握するには不十分である。今後、捕獲や防鹿柵の設置など具体的な取組の精度を上げるためには、GPSによるトラッキングや糞粒のDNA調査などを組み合わせた、詳細なモニタリング調査が必要とされる。

また、ニホンジカ急増を察知するための情報としても、カメラトラップの情報だけでは不十分である。増減の要因分析ができないため、増加が一過性のものか経年の傾向なのかを見極めることが難しい。ニホンジカが増加傾向にある現状を踏まえ、毎年実施している簡易摂食シートや階層別植生調査などを含めて調査と評価方法の見直しと検討を行う必要がある。

### 1.2.5 今後の赤谷プロジェクト・エリアにおけるニホンジカの影響評価と管理

今回の分析により、ニホンジカのエリア外からの流入とエリア内での越冬、繁殖の可能性が示唆された。特に、茂倉では積雪期に値が増加することから、冬季にこの周辺に留まる個体が一定数いることも推測された。近年、降雪量の減少が言われており、2015～16年の降雪量減少の影響が2018年の個体数急増につながったと仮定すると、昨年～今年の小雪の影響は、今年生まれた個体が仔を産む2022年～23年に出てくる可能性がある。2021年度を計画と体制づくりの1年と位置付け、増加に備える必要がある。

表8 赤谷プロジェクトのニホンジカ対策

年度	体制構築と継続的な対策等
2008	カメラトラップによるモニタリング調査の開始
2009	カメラトッ設置地点における摂食痕調査の開始
2011	小出俣スギ人工林漸伐試験地（241た1林小班）におけるカメラトッモニタリング調査の開始
2013	赤谷の森におけるニホンジカ管理の目標（ニホンジカ個体数の低密度維持）設定
	シカplot設置によるシカ柵内外植生調査の開始
2014	ニホンジカ影響簡易チェックシートによる評価の導入
	カメラトッ設置地点における階層別植生率調査の開始
	皆伐実施林分（247い1林小班、248れ1林小班）におけるカメラトッモニタリング調査の開始
	コウモリによる種多様性モニタリング調査の開始
2015	『赤谷の森におけるニホンジカの摂食状況の現状評価の考え方と評価基準 2015年度版』作成
2016	低密度管理下におけるニホンジカ捕獲試験の開始
	地元猟友会とのニホンジカ捕獲に関する意見交換会の開始
2017	鉢塩による誘引試験の開始
2018	シャープシューティング、箱罠、くくり罠の設置試験開始
2019	みなかみBRで赤谷プロジェクトの低密度管理の考え方を取り入れたモニタリング、試験の開始
2020	『赤谷の森におけるニホンジカの摂食状況の現状評価の考え方と評価基準 2020年度版』改定

本年は、2015年に作成された『赤谷の森におけるニホンジカの接触状況の現状評価の考え方と評価基準』見直しの年に当たる。今回の分析結果から把握されたニホンジカの動向を参考に、調査やモニタリング手法の見直し、実施計画の策定と体制構築が求められる。

具体的な課題として、以下が挙げられる。

- ・包括的な管理計画策定
- ・ニホンジカ影響評価の見直し（危険水準に達するエリアを検出する仕組み）
- ・調査方法の見直し（不嗜好性植物の調査やGPSによるトラッキングなど）
- ・分析方法の見直し（伐採地の評価、カモシカなど他種に与える影響など）
- ・ニホンジカの増加傾向が著しい地点、湿地等脆弱な植生など重点対策地域の絞り込み
- ・エリアや地点の特性に基づく対策の検討（捕獲手法、希少種保護など）
- ・みなかみユネスコエコパークとの連携（連携体制、モニタリング調査結果の相互利用など）

今回の分析により、ニホンジカが特に増加しているのは、南ヶ谷、小出俣エリアであることがわかった。捕獲を実施する際、出産前の雌を捕獲することができれば効果的である。小出俣エリアは雌の比率が高く、5月～7月に捕獲試験を実施できれば低密度管理に資するものは大きい。小出俣では、伐採も予定されており、ニホンジカの捕獲実施を組み込んだ伐採計画を策定する試験地としても望ましいと考えられる。

ニホンジカの増加は赤谷プロジェクト・エリアの東部で多く見られ、エリア外からの流入が想定される。みなかみユネスコエコパークでは2019年度から、赤谷プロジェクトで行ってきた低密度管理の手法を応用したニホンジカのモニタリング調査と捕獲試験を全域で実施している。ニホンジカの増加傾向が明らかとなり、繁殖・越冬が示唆される現状においては、赤谷プロジェクト・エリア内で行う対策だけでは限界がある。低密度管理のためには、エリア外からの侵入を食い止めるための対策を、エリアの外でも実施する必要がある。今後のニホンジカの管理には、みなかみユネスコエコパーク、みなかみ町の鳥獣害対策とも連携した広域の取組が求められる。それぞれの活動計画の中に、連携を位置づけるなど、さらに踏み込んだ対策を検討する必要がある。

### 1.3 人工林を自然林に誘導するための伐採試験地におけるコウモリを指標とした生物多様性復元状況の把握

コウモリ類は、哺乳類の中でも豊富な種数・個体数と広大な分布域を擁し (Simmons, 2005), 送粉者や昆虫の捕食者としての高い生態系機能や、環境変動に対する特異的な応答が指摘されている (例えば Fujita and Tuttle, 1991; Clarke et al., 2005; Kalka et al., 2008; Williams-Guillén et al., 2008). 近年、森林生態系や生物多様性のモニタリングに対する重要性が指摘されるようになり、様々な分類群を対象とした多面的な生物モニタリングが活発になりつつあるが (例えば「モニタリングサイト 1000」:

<http://www.biodic.go.jp/moni1000/index.html>), コウモリ類が指標生物として扱われた例は日本国内では見られない。しかし、上記に挙げたような生態的特性から、海外では様々な空間スケールでの環境変化に対する指標生物群としての注目が高まっている (Jones et al., 2009). 森林環境においても、森林施業や攪乱に対する各種コウモリ類の特異的反応が国内外で報告されている (Clarke et al., 2005; Grindal and Brigham, 1999; Patriquin and Barclay, 2003; Peters et al., 2006; Fukui et al. 2011).

群馬県みなかみ町では、これまでにコウモリの会有志グループによる調査で 11 種のコウモリ類が捕獲され、そのうち 10 種については赤谷プロジェクト・エリア内での生息が確認されている (佐々木ほか 2012)。

つまり、哺乳類の中でも極めて高い多様性を擁している事を意味し、鳥類と並ぶ高次捕食者の指標生物として期待される。人工林を自然林に誘導することで生物多様性を復元することを目標の一つとしている赤谷プロジェクトでは、人工林の現状に合わせた様々な伐採実験を行った上で各種知見を集積し、生物多様性復元のための今後の森林管理に反映させる取組が行われている。

2012 年には、生物多様性復元指標としてのコウモリ類の有効性を検証するため、自然林復元試験地 (241 林班た小班) の各種伐採試験地における各種コウモリ類の活動状況及び多様性の音声モニタリングが開始された (図 21)。

2014 年 (伐採後 3 年目), 2017 年 (伐採後 6 年目) には、コウモリ類の活動状況を把握するために、2012 年と同様の音声モニタリングを継続実施した。

2014 年は調査期間中を通じて 18,267 個の音声ファイルが記録され、これらのうち明らかにコウモリ類の音声が録音されていたものは 11,301 ファイルであった。記録された音声ファイルは、音声解析ソフト (SonoBat 2.9.7) を用いてソナグラム化した。

2017 年は、調査期間中を通じて 3,209 個の音声ファイルが記録され、これらのうち明らかにコウモリ類の音声が録音されていたものは 2,625 ファイルであった。記録された音声ファイルは、音声解析ソフト (Kaleidoscope Pro 4, Wildlife Acoustics Inc., USA) を用いて、コウモリのパルスの形状を分類した。

調査地点としては、各試験処理区 (自然林対照区, 2 代目帯状伐採試験地 (40m), 2 代目帯状伐採試験

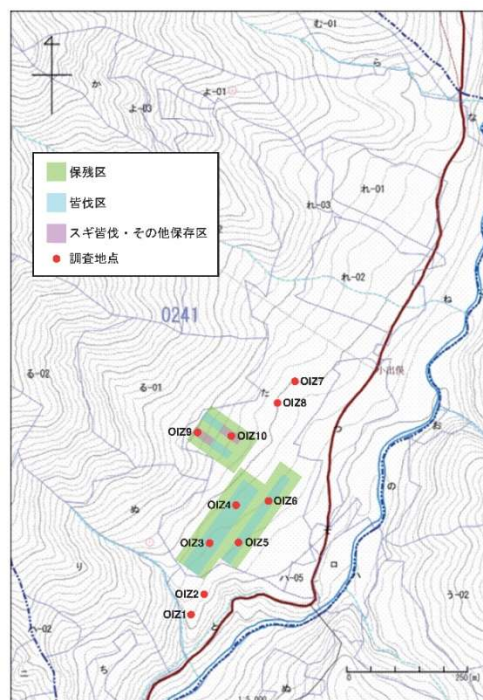


図 1: 調査地点概要

図 21 コウモリモニタリング実施地点の地図

地 (20m) , 広葉樹保残試験地, 間伐試験地) にそれぞれ2カ所, 合計10カ所設定した (図1) .

自然林対照区の調査地点をOIZ1, OIZ2, 2代目帯状伐採試験地 (40m) (以下, 40m伐採区) の調査地点をOIZ3, OIZ4, 2代目帯状伐採試験地 (20m) (以下, 20m伐採区) の調査地点をOIZ5, OIZ6, 広葉樹保残試験地 (以下, 広葉樹保残区) の調査地点をOIZ9, OIZ10, 間伐試験地 (以下, 間伐区) の調査地点をOIZ7, OIZ8とした.

施業後6年後におけるコウモリの行動等からみた生物多様性復元に貢献する施業の検討としては, 20m伐採区, 40m伐採区, 広葉樹保残区の施業前の環境が間伐区と同じであると仮定した場合, 広葉樹保残区では多様度の変化はほとんど見られなかった. 一方で40m伐採区と20m伐採区では多様度が低下し, 特に40m伐採区では有意に低下している. また, 40m伐採区と自然林対照区間でも有意な差が見られた. この理由の一つとして, 伐採面積が大きいため林内空間が減少し, 林内を利用するギルドの出現量が減少した一方で開放空間を利用する種の出現が増えている事が考えられる. 2012, 2014年と比較して両ギルドの活動量は減少したが, 依然としてその影響は残っている.

伐採エリアが狭い広葉樹保残区では, 伐採区内に残された広葉樹が餌資源あるいは空間構造という点で機能し, 林内利用及び林縁利用のギルドに伐採が及ぼす負の影響を軽減させている可能性もある. 従って, 本調査地における各種施業方法の中では, 施業後6年後においても広葉樹保残区がコウモリ類の多様度に及ぼす負荷が比較的少ないものであると考えられる.

ただし, 過去のモニタリング同様データのばらつきが多いことや気象状況などに注意を払う必要はあるにしても, 経年の本調査の結果, これらの問題コウモリ類が森林環境変化の指標として有用であることを示すものであると考えられる. そのため今後, 森林が遷移していくに従ってコウモリ類がどのような応答を示すかをモニタリングすることで, より精度の高い施業方法の評価を行うことが可能になると考えられることから, 1年目 (2012年) , 3年目 (2014年) , 6年目 (2017年) につづき, 10年目となる2021年にも森林の遷移に沿ったモニタリングを継続して行うことが必要と考えられる.

## 引用・参考文献

- Clarke, F.M., Rostant, L.V. and Racey, P.A. 2005. Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology*, 42: 409-420.
- Fujita, M.S. and Tuttle, M.D. 1991. Flying foxes (Chiroptera: Pteropodidae): threatened animals of key economic importance. *Conservation Biology*, 5: 455-463.
- Fukui, D., Hirao, T., Murakami, M. and Hirakawa, H. 2011. Effects of treefall gaps created by windthrow on bat assemblages in a temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 261: 1546-1552.
- Grindal, S.D., Brigham, R.M. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience*, 6: 25-34.
- Hothorn, T., Bretz, F. and Westfall, P. 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50: 346-363.
- Jones, G., Jacobs, D.S., Kunz, T.H., Willig, M.R. and Racey, P.A. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8: 93-115.
- Jones, G. and Rayner, M.V., 1989. Foraging behavior and echolocation of wild horseshoe bats *Rhinolophus ferrumequinum* and *R. hipposideros* (Chiroptera, Rhinolophidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 25: 183-191.
- Kalka, M.B., Smith, A.R. and Kalko, E.K.V. 2008. Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. *Science*, 320: 71.

- Norberg, U.M. and Rayner, J.M.V., 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Philos. Trans. Roy. Soc. B* 316, 335-427.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H. and Wagner, H. 2012. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-5. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Patriquin, K.J., Barclay, R.M.R. 2003. Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. *Journal of Applied Ecology* 40: 646-657.
- Peters, S.L., Malcolm, J.R., Zimmerman, B.L. 2006. Effects of selective logging on bat communities in the southeastern Amazon. *Conservation Biology* 20: 1410-1421.
- 佐々木尚子・三笠暁子・福井大・吉倉智子・水野昌彦・今井英夫・大沢啓子・大沢夕志・佐藤顕義・野口郊美・本多宣仁・峰下耕・藤田卓・出島誠一 2012. 群馬県みなかみ町のコウモリ類. 群馬県立自然史博物館研究報告, 16: 131-144.
- Simmons, N.B. 2005. Order Chiroptera. *In*: Wilson D.E. and Reeder, D.M. (eds.) *Mammal Species of the World: A taxonomic and Geographic Reference*, 3rd ed. John Hopkins University Press, Baltimore, p.312-529.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0
- Williams-Guillén, K., Perfecto, I. and Vandermeer, J. 2008. Bats limit insects in a Neotropical agroforestry ecosystem. *Science*, 320: 70.

## 1.4 赤谷プロジェクト・エリアにおけるツキノワグマの動向

### 1.4.1 背景と目的

ツキノワグマは、日本の森林生態系を代表する大型哺乳類であり、森林の健全性を示す指標種ともいわれている。近年、各地でツキノワグマの里地や市街地への出没が増加して問題となる一方、四国や九州などでは絶滅が危惧されている。

みなかみ町においてもツキノワグマの人家近くへの出没が増加し、住民の関心が高まっている。しかし、これまでこの地域のツキノワグマに関する情報は限られており、生態や行動範囲などもよくわかっていない。

赤谷プロジェクトでは、2008年のカメラトラップ調査開始以降、そこから得られた情報をもとに、8～9月と10～11月の全域51地点におけるツキノワグマの撮影頻度指数RAI（以下、RAI値という）、出現地点数を分析し、動向をモニタリングしてきた。

今回の分析では、51地点に設置したカメラトラップの情報とみなかみ町新治地区、隣接する湯沢町のツキノワグマの捕獲頭数のデータを用いて、ツキノワグマの出現傾向を把握することを目的とした。特に、エリア別の比較、里地に近い地点と奥山にある地点で経年の推移を比較し、住民との遭遇が起こりやすい場所や時期を推定することを目的とした。

### 1.4.2 結果

#### 1) 2008年10月～2020年9月のツキノワグマのRAI値と出現地点数の変化

2008年10月～2020年9月のカメラトラップ調査による「各種の出現頻度（撮影頻度指数\*；100日あたり）と出現地点数の経年変化」のデータ（2020年度報告書に掲載）を用いて、ツキノワグマのRAI値の変化と出現地点数の変化をまとめた。ツキノワグマの出現地点数、RAI値とも、増減を繰り返しながら、全体として増加の傾向を示した。出現地点数は、2016年8-9月に最も多い26地点となった。その後、増減を繰り返して2019年8-9月に25地点となり、その後は減少傾向となった。RAI値は2009年8-9月に5.0と期間中の最高値となって以降、増減を繰り返した。大きく上昇したのは、2016年3.2、2019年3.1であった。

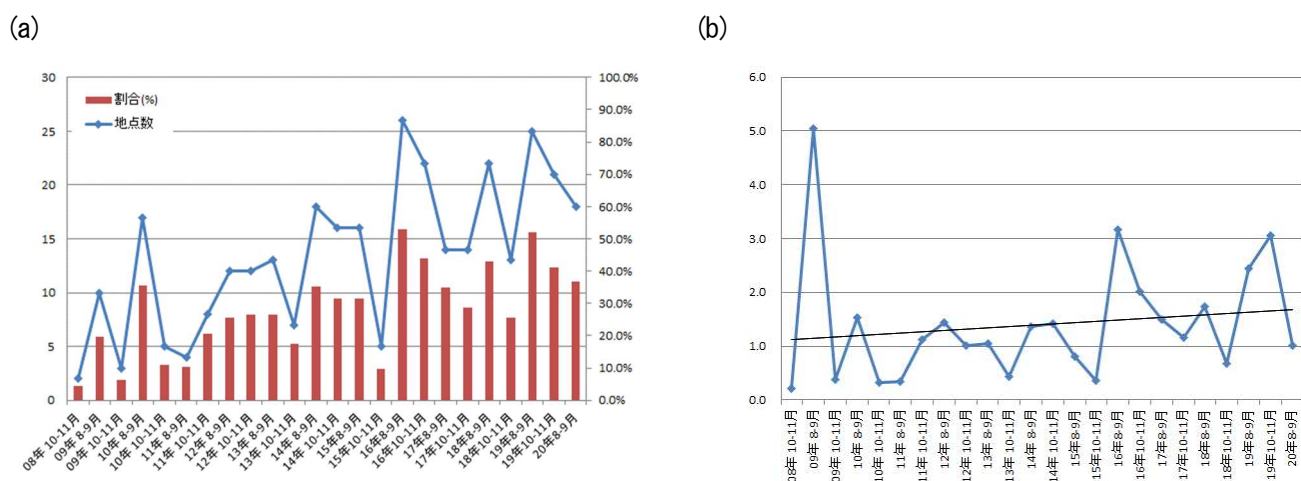


図 モニタリング地点（全51地点）に対するツキノワグマの出現地点の割合と出現地点数 (a) 及び撮影頻度指数 (b; RAI\*100日あたり) の経年変化

\*撮影頻度指数(RAI)=(30分離れた撮影での最大頭数の合計/撮影日数合計) × 100

## 2) エリア別の出現傾向

1.1.5-4) と同様の方法で、51 地点をエリア別に茂倉、小出俣、南東部、南ヶ谷、赤谷林道、国道、南西部、高山帯の8つに分類し(図7、表3)、2012年9月～2020年10月のカメラトラップで撮影されたツキノワグマのRAI 平均値を用いて、エリア別RAI 平均値、月別推移、月ごとのRAI 値を求めた。

エリア別RAI 平均値で最も高い値を示したのは小出俣で、ほぼ同値で茂倉、次いで、南西部、南東部となった。

各エリアの月別推移を見ると、最も高い値を示したのは、2019年10月に南西部で18.95、次いで2016年10月の小出俣で14.43、2016年9月の茂倉で11.11、2016年9月の南東部で10.00となった。2012年以降では、2016年と2019年に高い値を示していたが、出現エリアが異なることがわかった。

ほとんど出現が見られない高山帯を除く各エリアの月ごとのRAI 値を見ると、南ヶ谷と国道では6月、茂倉では7月、南東部では9月、小出俣、赤谷林道、南西部では10月が最も値が高くなった。冬眠期にあたる12月～4月の各エリアのRAI 値を見ると、12月に活動が見られたのは、南東部、南ヶ谷、赤谷林道、南西部だった。1月～4月に最も値が高くなったのは茂倉で1月0.40、4月0.28、次いで赤谷林道の1月0.10、4月0.36だった。3月に出現が見られたのは南ヶ谷のみで0.13、2月は期間中一度も出現は見られなかった。

エリア	RAI平均値
茂倉	1.037
小出俣	1.052
南東部	0.830
南ヶ谷	0.504
赤谷林道	0.592
国道	0.446
南西部	0.833
高山帯	0.020

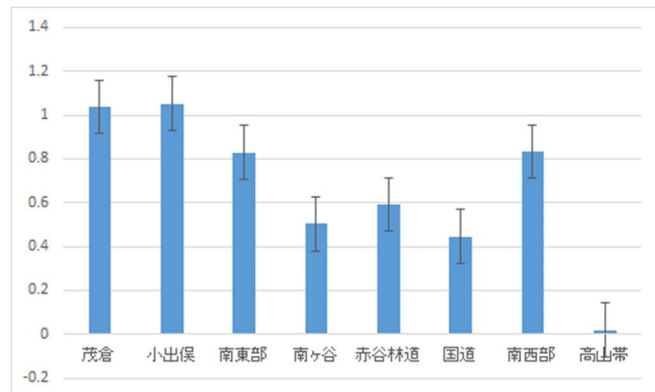


図 2012年9月～2019年10月のエリア別RAI 平均値



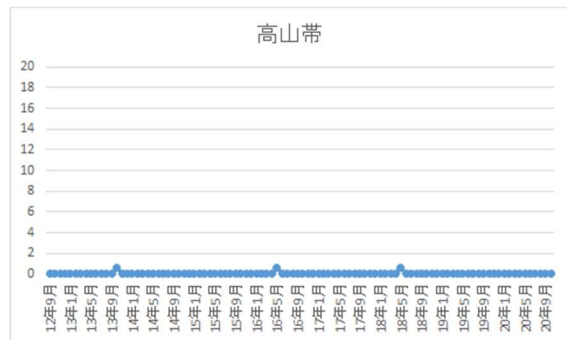
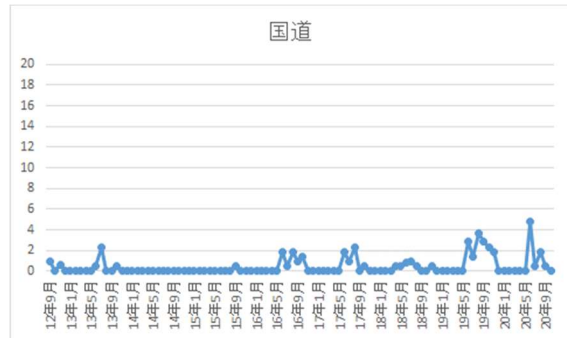
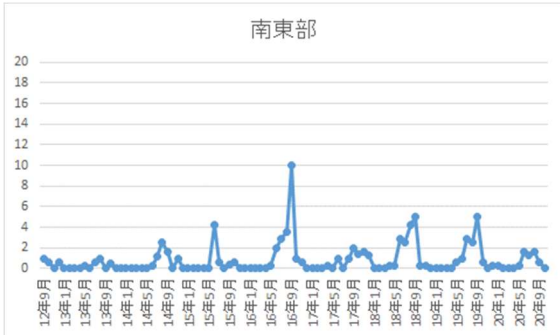
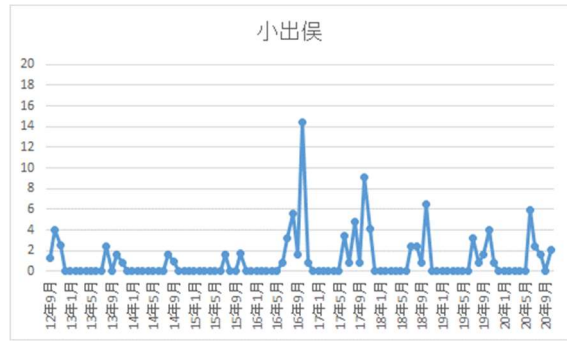
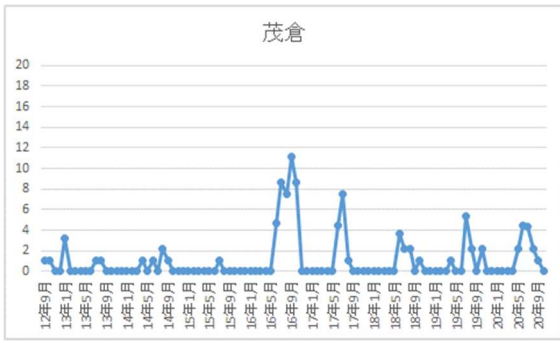


図 2012年9月～2020年10月のエリア別月別RAI値の推移

\*2020年10月は調査日までのデータを用いた

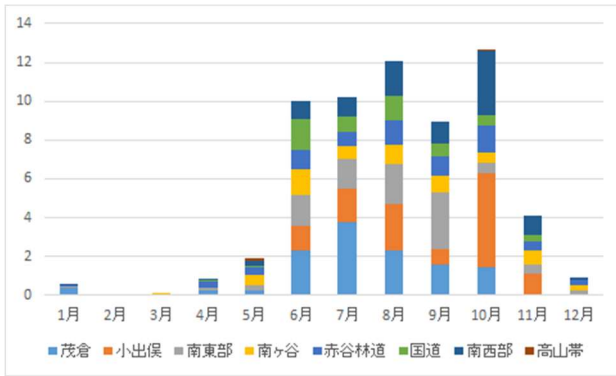


図 月ごとのRAI 値

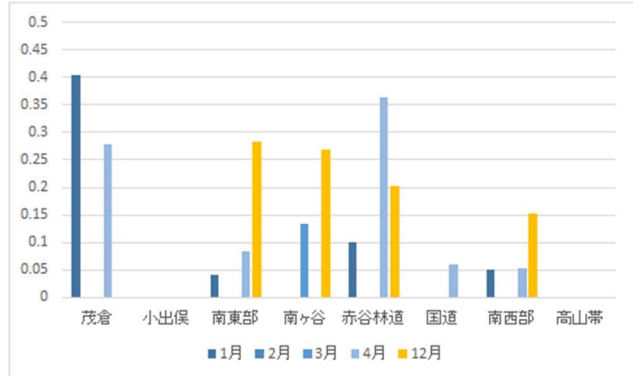


図 冬眠期のエリア別RAI 値

### 3) 里地への出現傾向

近年、ツキノワグマの里への出没が増加し、みなかみ町でも被害が報告されている。里地への出現傾向を調べるため、1.1.5-5)と同様に、定点カメラの半径2km以内に存在する建物数の上位5地点と下位5地点を抽出し(表4参照)、ツキノワグマのRAI値、利根沼田地区の豊凶指数、新治地区、湯沢町の捕獲頭数との関係を調べた。RAI値は、2012年9月～2020年10月までのRAI平均値を用いた。

全域51地点の平均値と里地に近い上位5地点、下位5地点の年別推移を比較したところ、下位5地点と全域の推移は、2017年に下位5地点が前年比プラス、全域が前年比マイナスになったほかは、大きな差は見られなかった。一方、上位5地点では年の変動が大きく、最大値は2019年の3.27、最小値は2012、2014、2015、2018年の0となり、出現する年としない年があった。

上位5地点と下位5地点で月ごとのRAI値を比較したところ、上位5地点では7月～8月と10月に下位5地点よりも高い値を示した。

月別の推移を見ると、2015年以降、利根沼田地域の豊凶指数で、ブナ・ミズナラ・コナラが不作の年は、上位5地点のRAI値が、下位5地点を上回った。2012年～2014年にはそのような傾向は見られなかった。

利根沼田地区の豊凶指数を見ると、2015年までは豊凶を1年ごとに繰り返していたが、2016年以降はサイクルが不規則となった。特に、ブナは、2016凶、2017少量、2018豊。2019凶、2020凶となり、2009～2014年の6年間と2015～2020年の6年間とを比べると、21%の減少となった。

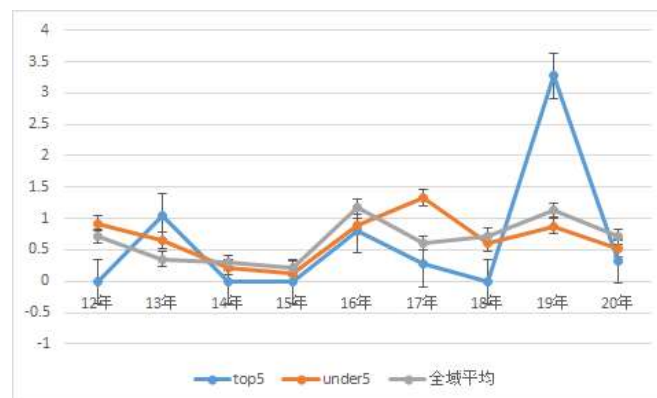


図 半径2km以内の建物数上位5地点(top5)、下位5地点(under5)、全域51地点のツキノワグマRAI値

表 半径 2km 以内の建物数上位 5 地点、下位 5 地点、全域 51 地点  
 年別 RAI 値の最大値と最小値 (2012 年～2020 年)

	最大値 (年)	最小値 (年)	最大値-最小値
top5	3.27 (2019年)	0.00 (2012、2014、2015、2018年)	3.27
under5	1.33 (2017年)	0.11 (2015年)	1.22
全域平均	1.19 (2016年)	0.20 (2015年)	0.98

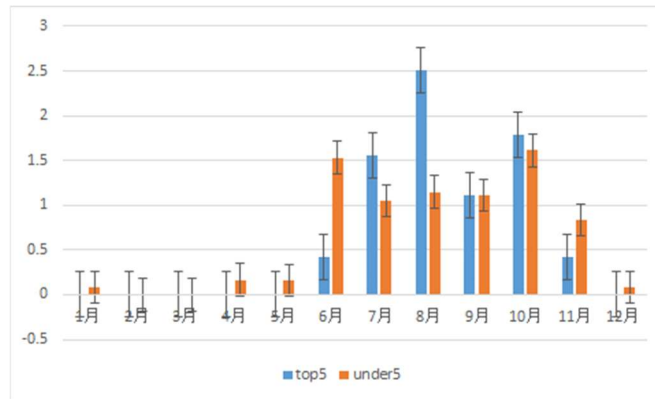


図 定点カメラの半径 2km 以内の存在する建物数の上位 5 地点 (top5) と  
 下位 5 地点 (under5) の月ごとの RAI 平均値

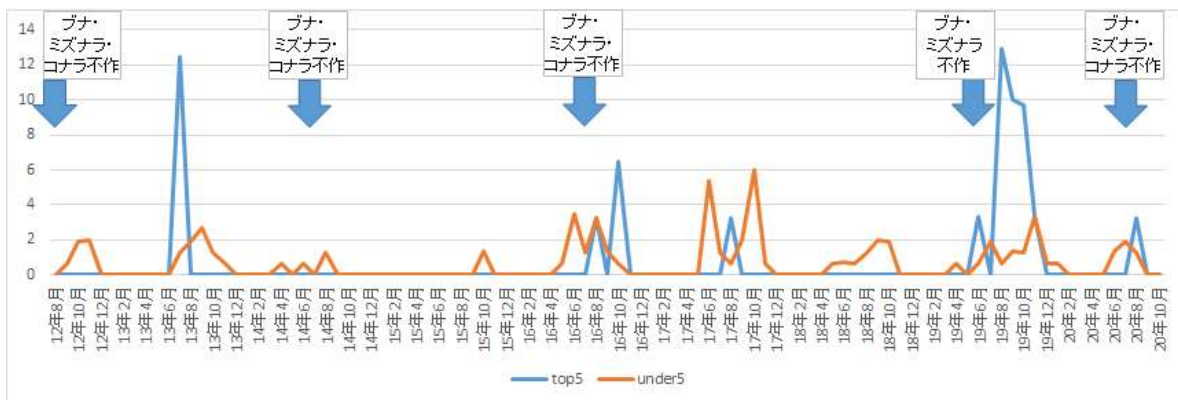


図 定点カメラの半径 2km 以内の存在する建物数の上位 5 地点 (top5) と  
 下位 5 地点 (under5) の月別 RAI 値の推移  
 \*2020 年 10 月は調査日までのデータを用いた

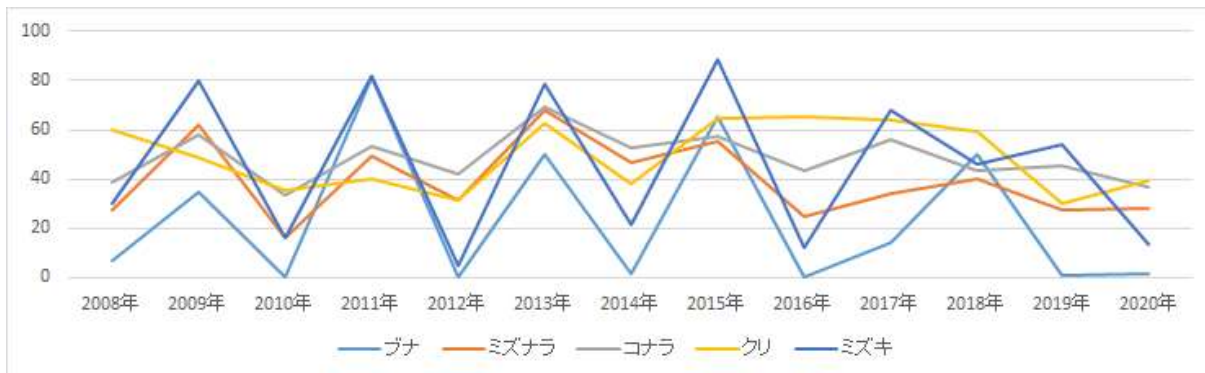


図 群馬県利根沼田地域の豊凶指数の推移 (2008 年～2020 年)  
 \*群馬県自然環境課のデータをもとに作成

#### 4) みなかみ町新治地区、湯沢町の捕獲頭数と RAI 値

新治地区の捕獲頭数を見ると 2020 年度が最も多く、11 月までに 36 頭を捕獲している。湯沢町では 2019 年が最も多い 14 頭だった。

新治地区と湯沢町の捕獲頭数と全域 51 地点の RAI 値との関係を見ると、2019 年までは全域 51 地点で RAI 値が上昇すると捕獲頭数が上昇する相関が見られた（相関係数 0.78）。2020 年度は全域での RAI 値は低下したが捕獲頭数は前年比 3 倍以上となったため、相関は見られなくなった。

2019 年までのデータを用いて新治地区、湯沢町の捕獲頭数と、上位 5 地点、下位 5 地点の RAI 値との関係を見ると、下位 5 地点よりも上位 5 地点の方に比較的強い相関が見られた（新治：上位 0.43、下位 0.26／湯沢：上位 0.63、下位 0.32）。

表 みなかみ町、新治地区、湯沢町の捕獲頭数と  
全域 51 地点、建物数上位 5 地点、下位 5 地点の RAI 値

	12年	13年	14年	15年	16年	17年	18年	19年	20年
みなかみ町全域	26	5	23	3	25	20	13	40	80
新治地区	8	5	8	1	17	3	4	11	36
湯沢町	7	3	7	7	9	9	0	14	-
全域RAI値	0.72	0.35	0.29	0.20	1.19	0.60	0.72	1.13	0.71
top5	0.00	1.04	0.00	0.00	0.81	0.27	0.00	3.27	0.32
under5	0.92	0.65	0.22	0.11	0.88	1.33	0.60	0.88	0.52

\*湯沢町の 2020 年度捕獲頭数は未発表のため、2019 年までのデータを用いた（データ元：新潟県）

\*みなかみ町の捕獲頭数は 2020 年 11 月までの頭数を用いた（データ元：みなかみ町）

\*2020 年の RAI 値は 10 月の調査日までのデータを用いた

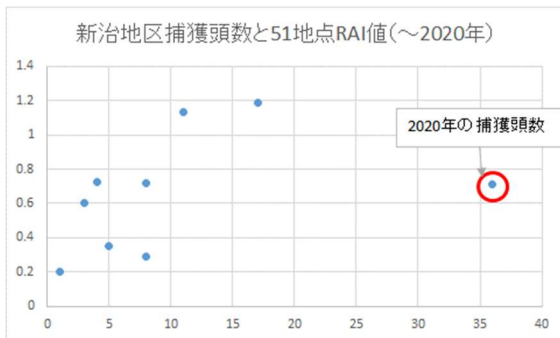


図 新治地区の捕獲頭数と 51 地点 RAI 値  
(2012 年～2020 年)

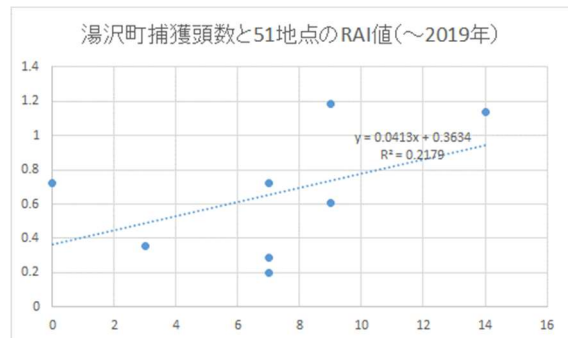


図 湯沢町の捕獲頭数と 51 地点 RAI 値  
(2012 年～2019 年)

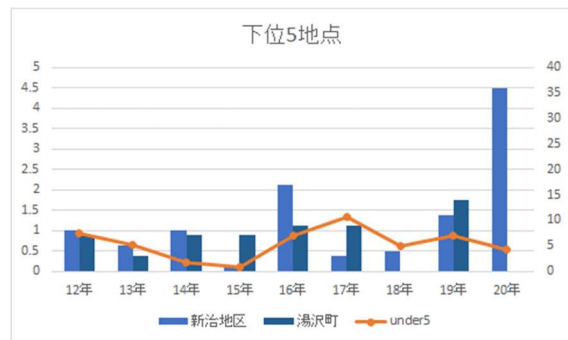
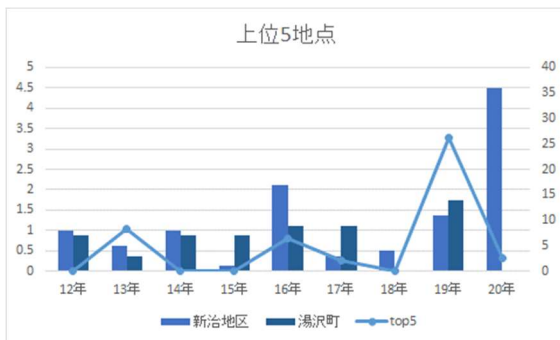


図 新治地区、湯沢町の捕獲頭数と  
半径 2km 以内の建物数上位 5 地点、下位 5 地点の RAI 値

### 1.4.3 考察

ツキノワグマのRAI 値から年推移を見ると増減を繰り返しながら微増となっており、赤谷プロジェクト・エリア全体としては安定的に一定の密度を保っていることが推察された。また、ニホンジカなど、出現エリアの偏りが大きい種とは異なり、高山帯を除く全エリアでRAI 平均値0.45（国道）～1.05（小出俣）の出現が見られることもわかった。このことから、赤谷プロジェクト・エリアのツキノワグマは高山帯を除く全域をまんべんなく利用しながら、安定的な個体群密度を維持していることが示唆された。

里地に近い定点カメラのRAI 値の推移は年変動が大きく、2016年以降は、ブナ、ミズナラ、コナラの不作の年には奥山の定点カメラより値が高くなる傾向が見られた。これには2つの要因が考えられる。1つ目は、赤谷プロジェクト・エリアの餌資源量が低下したために、追い出された個体が里地へ出没すること、2つ目は、通常は奥山に生息する個体の行動範囲が拡大したことである。里地に近いカメラへの出現は、7～8月に特に高くなっており、この傾向は奥多摩など他の地域でも見られる。

利根沼田地区の豊凶指数は、近年総量が低下しており、特に2016年以降は豊凶サイクルのばらつきが見られるようになっている。ツキノワグマの里地への出没傾向と豊凶指数との因果関係は定かではないが、今回の調査で示唆されたように、不作の年ほど里地への出没が増加するのであれば、特に出没が多い7月～8月に里地での対策を集中的に行うことも考えられる。

カメラトラップによる分析では厳密な個体識別は難しく、要因を特定して具体的な対策を実施するためには、GPSを取り付けた行動範囲調査や、個体群規模の推定、餌資源の調査など、より詳細な個体群の状況把握と、赤谷プロジェクト・エリアにおける豊凶指数の調査を行う必要がある。

みなかみ町新治地区と湯沢町の捕獲頭数とツキノワグマのRAI 値との関係は、奥山のカメラでは相関が弱く、捕獲は奥山のツキノワグマ個体群密度を減少させるほどの影響を及ぼしていないことが示唆された。新治地区の捕獲頭数とツキノワグマのRAI 値との関係は、今年度、大きく変化した。ツキノワグマのRAI 値は低下したが、捕獲頭数は上昇しており、これが赤谷プロジェクト・エリアの個体群にどの程度のインパクトとなるのか、注意深く見守る必要がある。

### 1.4.4 今後の赤谷プロジェクト・エリアにおけるツキノワグマのモニタリングと管理

赤谷プロジェクトにおいて、ツキノワグマの問題は、これまであまり集中的に取り上げられてはこなかった。過去数年の傾向として、学校の敷地近くなど、住民が普段生活する市街地への出没が目立つようになり、捕獲を含む対策が求められるようになってきている。他方、国内の他の地域においては、絶滅危惧種の指定を受けているところもあり、今後、ニホンジカの増加や気候変動などによって森林環境が変化することがあれば、赤谷プロジェクト・エリアにおいても、減少に転じる可能性がある。

今回、カメラトラップで得た情報を分析し、赤谷プロジェクト・エリアのツキノワグマの出現は全体として健全に推移していることがわかった。この奥山の個体数を安定的に管理しつつ、里地に出現する個体に対しては住民生活の観点から、対策を実行していく必要がある。里地に出現するツキノワグマが行動範囲を拡大した奥山の個体か、里地近くに生息するものかによっては、捕獲など個体群にインパクトを与える対策の取り方が異なる。今回の分析では、そのような詳細な情報を明らかにすることができなかった。今後のRAI 値の推移を見守りながら、減少傾向が見られた場合には、即、追加調査や対策を実施できるように準備しておく必要がある。ツキノワグマは行動範囲が広く、赤谷プロジェクト・エリアの個体群も、みなかみ町の他の地区、湯沢町など隣接する地域を利用しながら生息している可能性もある。管理は、赤谷プロジェクト単体で行うのではなく、みなかみユネスコエコパーク、みなかみ町の鳥獣対策、これらの隣接市町村とも連携を取りながら実施する必要がある。モニタリングを継続しながら、これら主体との連携体制を構築しておくことが求められる。