

原著論文

イノシシの個体群動態の推定 (淡路島 2011 年)

関香菜子¹・岸本康誉^{1,2}・坂田宏志^{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

- ・ 2011 年までに入手されたデータから、兵庫県淡路島のイノシシの自然増加率や個体数を、階層ベイズモデルを構築し、マルコフ連鎖モンテカルロ法によって推定した。
- ・ 推定は、銃猟時の目撃効率、狩猟捕獲数、有害捕獲数のデータを基に、それぞれデータの誤差変動を組み込んだモデルを構築した。
- ・ 自然増加率は、75.2%(90%信頼限界で 31.3~126.2%)と推定された。
- ・ イノシシは増加率が高いため、推定モデルの中で設定する自然増加の前後で大きく推定値が異なるため、それぞれの個体数を推定した。
- ・ 推定個体数は、単純な増加傾向にあり、2010 年の自然増加前の段階で、8879.8 頭(90%信頼限界では 2891.2~9880.2 頭程度)、その自然増加後の最大個体数で 13898.3 頭(90%信頼限界では 5993.2 ~15155.4 頭程度)と推定された。

key words : 個体数管理 自然増加率 ベイズ推定 マルコフ連鎖モンテカルロ法 個体数推定

1. はじめに

この論文では、淡路島におけるイノシシ (*Sus scrofa*) の保全と管理に資するため、自然増加率や生息個体数の推定を行う。

推定には、兵庫県で体系的に収集している 2002 年から 2010 年までのデータを用いる。具体的には、兵庫県森林動物研究センターが収集している狩猟登録者の報告に基づく銃猟時の平均目撃数(目撃効率)、狩猟による捕獲数、有害捕獲許可による捕獲数である。

自然増加率や個体数の推定は、上記のデータと時系列的な関係を記述する階層ベイズモデルを構築し、パラメータの推定にはマルコフ連鎖モンテカルロ法によるランダムサンプリングを用いる。これらの作業の中では、自然増加率、個体数の他に、捕獲率や目撃効率と個体数の関係を表す係数に加え、観測データに含まれる誤差変動の大きさなどを構築したモデルの中で推定する。

* 連絡先 : 〒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

e-mail: sakata@wmi-hyogo.jp

2. 方法

対象とする期間と地域

対象期間は、2002年から2010年までとした。対象地域は淡路島とする。

用いたデータ

推定には以下のデータを使用した。

有害捕獲数（年度） $i_yugai[i]$: i 年度の有害許可による捕獲数。個体数を反映する指標として用いる。

目撃効率 $spue[i]$: i 年度の狩猟期間中に、狩猟者登録者から得られた銃猟時の目撃効率。個体数を反映する指標として用いる。

狩猟捕獲数 $r_ca[i]$: i 年度に狩猟による捕獲数。個体数を反映する指標として用いる。

有害捕獲数（年） $y_ca[i]$: i 年度の1月から $i+1$ 年度の12月までの有害許可による捕獲数。

森林面積 f_area : 淡路島の森林面積。生息密度の期待値を計算する際に用いる。

以上の方法で収集したデータセットを表1に示す。

表1 入力データセット

year	i_yugai	$spue$	r_ca	y_ca	f_area
2002	212	0.40	229	211	342.70
2003	204	0.50	352	310	342.70
2004	315	0.58	397	220	342.70
2005	237	0.74	373	346	342.70
2006	372	0.46	381	646	342.70
2007	670	0.52	436	976	342.70
2008	1069	0.52	582	1156	342.70
2009	1110	0.47	749	1505	342.70
2010	1457	0.52	1933		342.70

推定するパラメータ

以下の考え方に基づいて、 $lire$ 、 lr_spue 、 pr 、 py 、 $\ln Nins$ 、 v_spue 、 v_ryo 、 v_yugai の8の変数について推定し、目的である自然増減率や個体数を推定する。推定変数の初期値と事前分布は表2のとおりで、各推定変数の定義と事前分布設定の際の考え方は、以下のとおりである。

1. 自然増減率の対数値 $lire[i]$: 出生と自然死亡の結果としての雌雄合わせた全個体数に対する増減の比率とする。 $lire$ については、環境省の特定哺乳類生息動向調査の個体数推定（環境省生物多様性センター 2011）に採用された事前分布を用いる。また、 $\exp(lire)$ を自然増加率 ire とする。
2. 生息密度と目撃効率の比率を示す係数の自然対数値 lr_spue : 事前分布は正規分布を仮定し、事前の情報は十分でないため、その分散は大きめに設定した。また、 $\exp(lr_spue)$ を rs とした。

3. 狩猟時の捕獲率 $pr[i]$: 狩猟の捕獲数の生息個体数に対する比率を表す。この係数は、0 から 1 の間で変動すると考え、 $pr=1/(1+\exp(-prp))$ とし、 prp を推定する。また、 pr は事前の情報は十分でないため、その分散は大きめに設定した。
4. 有害時の捕獲率 $py[i]$: 有害の捕獲数の生息個体数に対する比率を表す。この係数は、0 から $1 - pr[i]$ の間で変動すると考え、 $py[i]=(1-pr[i])/(1+\exp(-pyp))$ とし、 pyp を推定する。また、 py は事前の情報は十分でないため、その分散は大きめに設定した。
5. 1 年前 (2009 年) の生息個体数の自然対数値 $\ln Nins$: 2009 年度の個体数に関する事前の情報はないため、分散を大きめに設定した。
6. 目撃効率、狩猟捕獲数、有害捕獲数の期待値からの誤差分散 v_spue v_ryo v_yugai : それぞれ、観測モデルで示す確率分布の誤差分散として観測データから推定する。これらの誤差分散の事前分布は、それぞれ、形状母数、尺度母数ともに 0.01 の逆ガンマ分布を用いた。
7. 各推定変数の初期値は、事前分布の期待値とした。捕獲率の尤度関数の変動部分 v_spue 、 v_ryo 、 v_yugai については、それぞれ初期値を 0.01 とした。

表 2 推定した変数とその初期値および事前分布

正規分布は (期待値, 分散) を、逆ガンマ分布は (形状、尺度) をそれぞれ示す。

ブロック	推定変数	初期値	事前分布
1	lire	0.0865	正規分布((log(1.4)-0.5*0.5),var=0.5)
1	prp	-0.8473	正規分布(log(0.3/(1-0.3)),var=3)
1	pyp	-1.3863	正規分布(log(0.2/(1-0.2)),var=3)
1	lr_spue	-2.3026	正規分布((log(0.1)),var=5)
1	lnNins	10.0000	正規分布(10,var=10)
2	v_spue	0.0100	逆ガンマ分布(0.01,scale=0.01)
2	v_ryo	0.0100	逆ガンマ分布(0.01,scale=0.01)
2	v_yugai	0.0100	逆ガンマ分布(0.01,scale=0.01)

個体群動態の過程モデル

個体群動態の過程モデルは、全生息個体数は 2009 年を起点とし、

翌年の 2010 年までの変化を

$$N[2010] = ire \times N[2009] - caa [2009]$$

2000 年までの変化を

$$N[i] = (N[i+1]+caa[i]) / ire$$

のように変化するものと仮定する

ここで、 $N[i]$ は、 i 年の生息個体数を示す。また、 $caa[i]$ は、 i 年の捕獲数であり、 i 年の狩猟捕獲数 $r_ca[i]$ と有害捕獲数 $y_ca[i]$ の合計値である。

2009 年の個体数は $N_{2009} = \text{round}(\exp(\ln Nins))$ とした。なお、生息個体数は、年末時点での個体数を想定している。また、自然増加を踏まえて推定できる最大個体数 $N_{max}[i]$ を、

$N_{\max}[i] = \text{ire} \times N[i]$ として計算した。

観測モデル

推定する個体数と観測されるデータとの関係を示す観測モデルは以下のとおりとする。

1. 目撃効率に関する観測モデル

$$\log(\text{SPUE}[i]) = \log(\text{rs} \times N[i] / \text{f_area}) - 0.5 \times v_{\text{spue}} + e_{\text{spue}}[i]$$

2. 狩猟捕獲数に関する観測モデル

$$\log(r_{\text{ca}}[i]) = \log(\text{pr}[i] \times N[i]) - 0.5 \times v_{\text{ryo}} + e_{\text{ryo}}[i]$$

3. 有害捕獲数に関する観測モデル

$$\log(i_{\text{yugai}}[i]) = \log(\text{py}[i] \times N[i]) - 0.5 \times v_{\text{yugai}} + e_{\text{yugai}}[i]$$

$e_{\text{spue}}[i]$ 、 $e_{\text{fun}}[i]$ 、 $e_{\text{ryo}}[i]$ 、 $e_{\text{yugai}}[i]$ は、誤差変動を示し、それぞれ期待値 0、分散が v_{spue} 、 v_{fun} 、 v_{ryo} 、 v_{yugai} の正規分布に従うものとする。

マルコフ連鎖モンテカルロ法

これまで述べたデータとモデルおよび事前分布の設定にもとづいて、マルコフ連鎖モンテカルロ法 (Gilks *et al.* 1996) による推定を行った。この推定は SAS/STAT9.3 の MCMC Procedure を用いた (SAS Institute Inc. 2011)。

サンプリング

推定変数を表 2 のとおり 2 つのブロックに分けて、メトロポリス法と conjugate サンプリングによる独立サンプラーを用いて事後分布をサンプリングした。サンプリング回数については、最初の 500 万回はサンプリングせず、次の 2000 万回のうち 2,000 回に 1 回サンプリングし、計 1 万回のサンプリングを行った。

提案分布は、正規分布とし、実際のサンプリング回数に合わせて 5 万回のサンプリングによる事後分布にもとづいて、Roberts *et al.* (1997) の示した最適な採択率 23.4% を目標に $\pm 7.5\%$ の範囲の採択率になるように、スケールと共分散行列のチューニングを行った。

収束判定

収束判定は、有効サンプルサイズ (Kass *et al.* 1998) と Geweke 検定 (Geweke 1992) の 2 つの基準で確認した。有効サンプルサイズによる判定では、これが 1,000 以上であることを基準とした。Geweke 法では、サンプリングされたデータのうち、最初の 1,000 回と最後の 5,000 回の期待値の差を検定し、棄却水準が 0.05 にならないことを基準とした。

3. 結果

収束状況

いずれの推定変数についてもサンプリングの際の自己相関はほとんどなく、有効サンプル数は 6,000 を超え、良好なサンプリングができたと判断された。Geweke 検定では、 v_{spue} 以外の推定変数は、すべての基準を上回り収束していると判断できた。 v_{spue} については、 $P=0.0072$ と前後のサンプル間で優位な差があった。ただし、その差は推定値で 0.034 であったが、他の指標と他のすべての変数で有意差がなかった結果を踏まえて、収束しているものと判断した。

推定値

推定した変数の事後分布は表3の通りであった。また、事前分布と事後分布の形状を図1に示した。

表3の結果に基づいて計算した自然増加率(ire)と、目撃効率の係数(rs)、狩猟捕獲率(pr)、有害捕獲率(py)は表4のとおりであった。自然増加率は、75.2%(90%信頼限界で31.3~126.2%)となり、推定幅は広がった。捕獲率も狩猟捕獲率が24.2%(90%信頼限界で5.0~47.0%)、有害捕獲が23.0%(90%信頼限界で4.9~44.6%)となり、推定幅は広がった。また、得られたデータの観測値と期待値との関係は、図2、図3に示した。

さらに、これらの結果に基づいて計算した個体数と最大個体数、増加個体数を表5、それらの動向を図4、図5、図6に示す。個体数は、2002年以降単調な増加傾向にあり、2010年末の段階で、中央値で8879.8頭(90%信頼限界では2891.2~9880.2頭程度)、と推定され、増加個体数についても、個体数の増加に伴い増加していると推定された。また、最大個体数は、中央値で13898.3頭(90%信頼限界では5993.2~15155.4頭程度)と推定された。

表3 事後分布の統計量

変数	平均	標準偏差	5%点	中央値	95%点
lire	0.5462	0.1717	0.2725	0.5491	0.8164
prp	-1.3271	0.8848	-2.9409	-1.2033	-0.1209
pyp	-0.8347	1.3668	-2.9096	-0.927	1.5878
lr_spue	-2.4412	0.7958	-3.8977	-2.3227	-1.3687
lnNins	8.5937	0.6711	7.7681	8.4546	9.8781
v_spue	0.5644	0.4115	0.1678	0.4578	1.3002
v_ryo	0.1522	0.1236	0.0549	0.1208	0.3426
v_yugai	0.1012	0.1082	0.0288	0.071	0.2649

表4 推定された自然増加率(ire)と、目撃効率の係数(rs)、狩猟捕獲率(pr[i])、有害捕獲率(py[i])

変数	平均	標準偏差	5%点	中央値	95%点
ire	1.7522	0.2991	1.3132	1.7317	2.2623
rs	0.1147	0.0944	0.0203	0.0980	0.2544
pr	0.2424	0.1336	0.0502	0.2309	0.4698
py	0.2298	0.1258	0.0489	0.2177	0.4459
lnN2010	8.8132	0.6676	7.9694	8.6828	10.0862

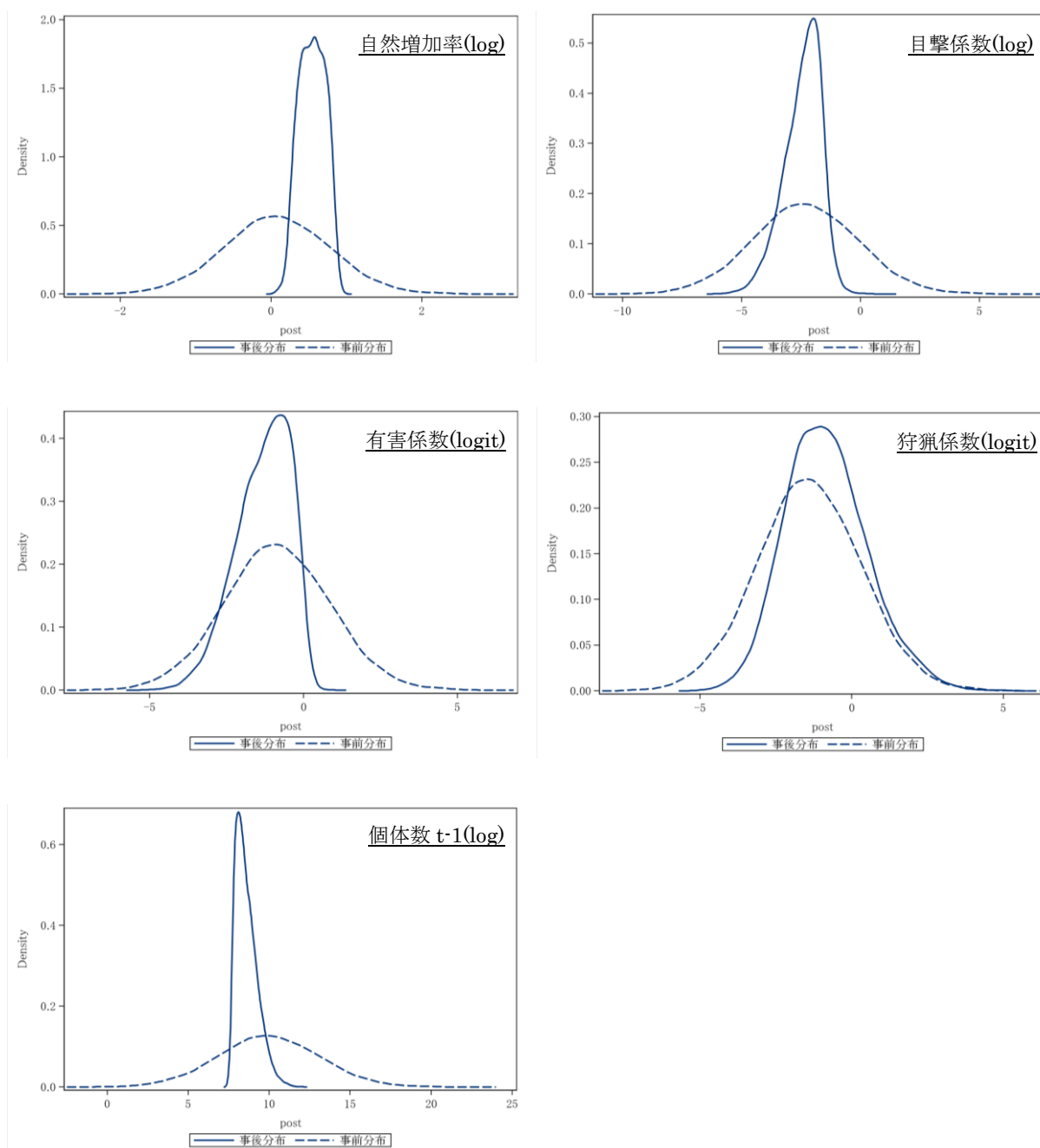


図1 パラメータの事前分布と事後分布との関係

左上図 自然増加率

右上図 生息密度と目撃効率の比率を示す係数の自然対数値

左中図 狩猟による捕獲率(ロジット変換値)

右中図 有害による捕獲率(ロジット変換値)

左下図 1年前(2009)年の生息数個体数の自然対数値

実線は事後分布を破線は事前分布をそれぞれ示す。

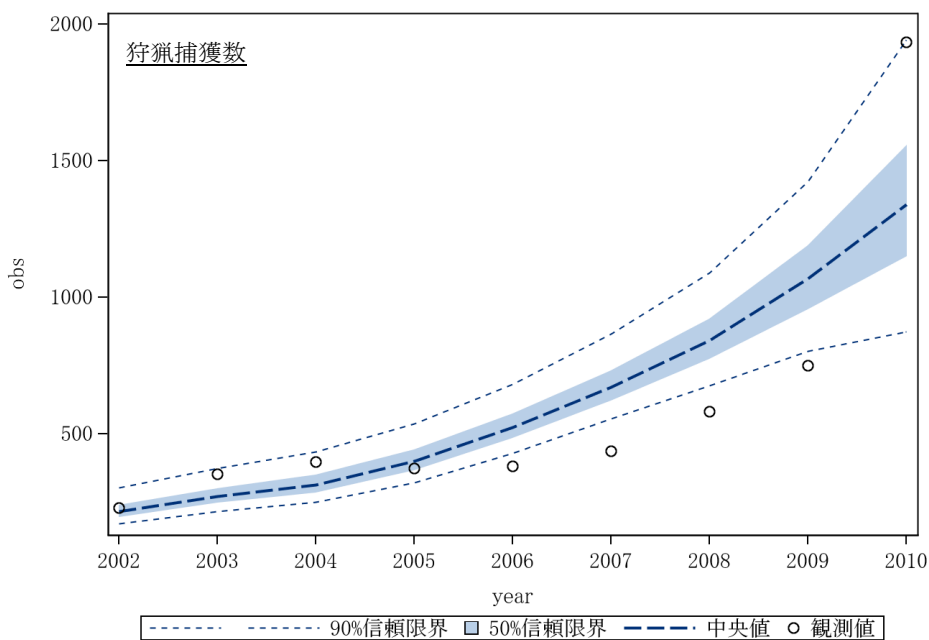
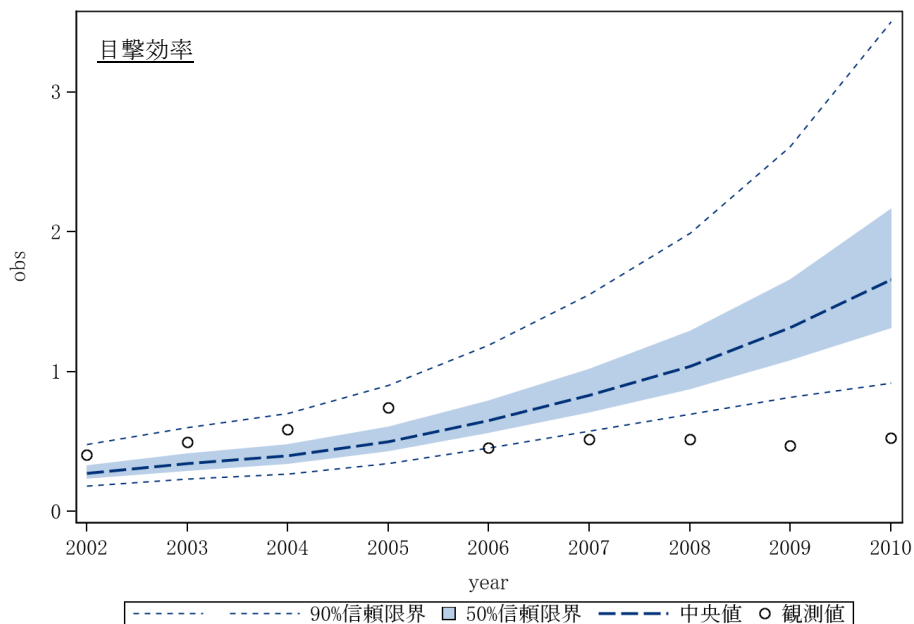


図2 観測値と期待値との関係

上図 目撃効率の観測値と期待値

下図 狩猟捕獲の観測値と期待値

中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

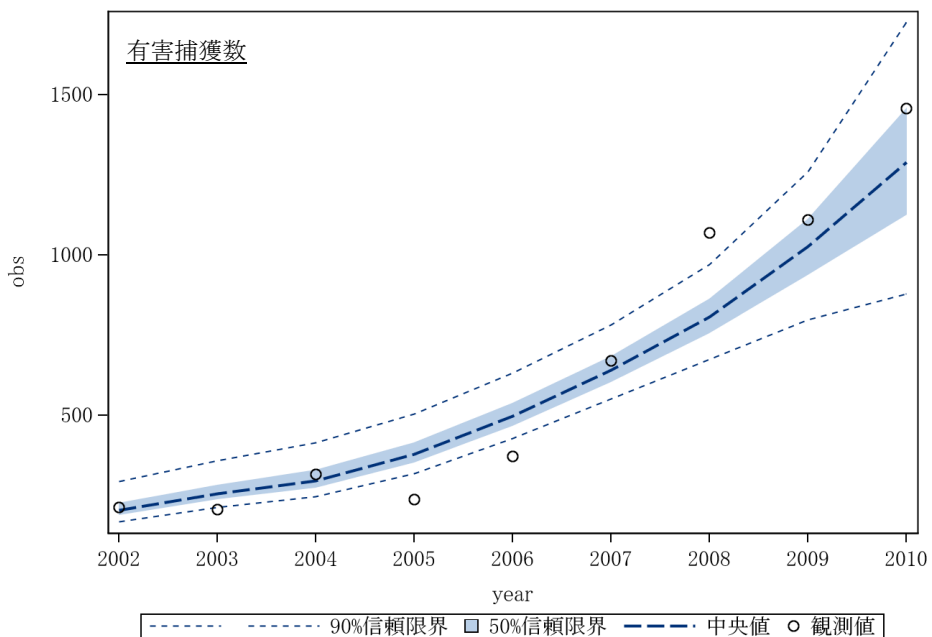


図3 観測値と期待値との関係
 有害捕獲の観測値と期待値
 中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

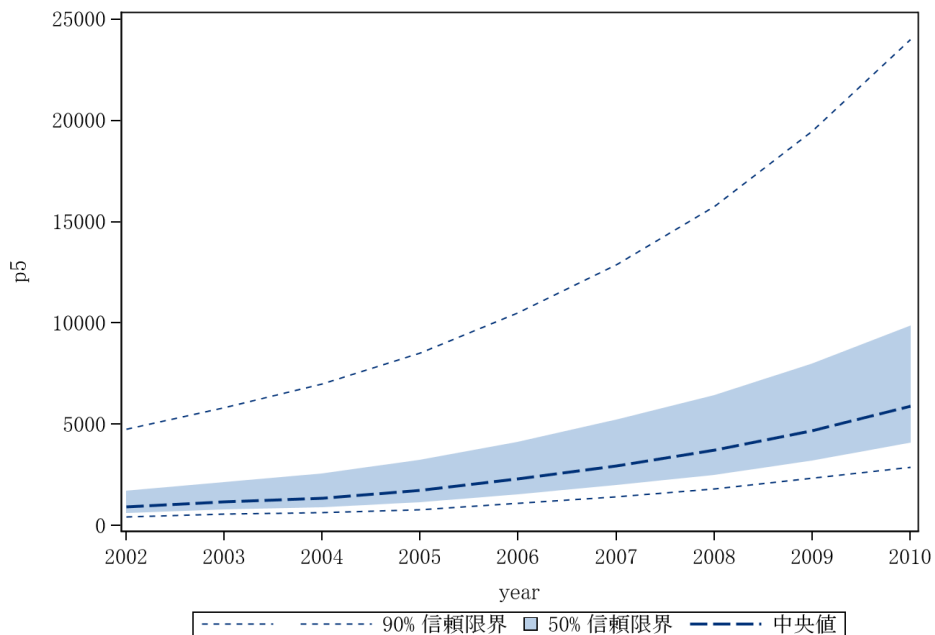


図4 兵庫県のイノシシの推定生息個体数の動向
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

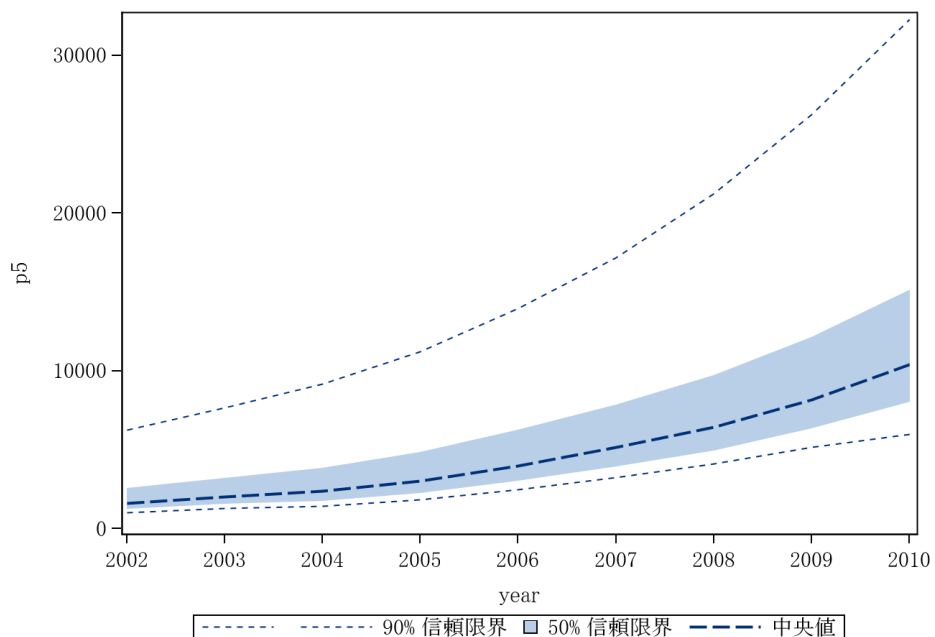


図5 兵庫県のイノシシの推定最大生息個体数の動向
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

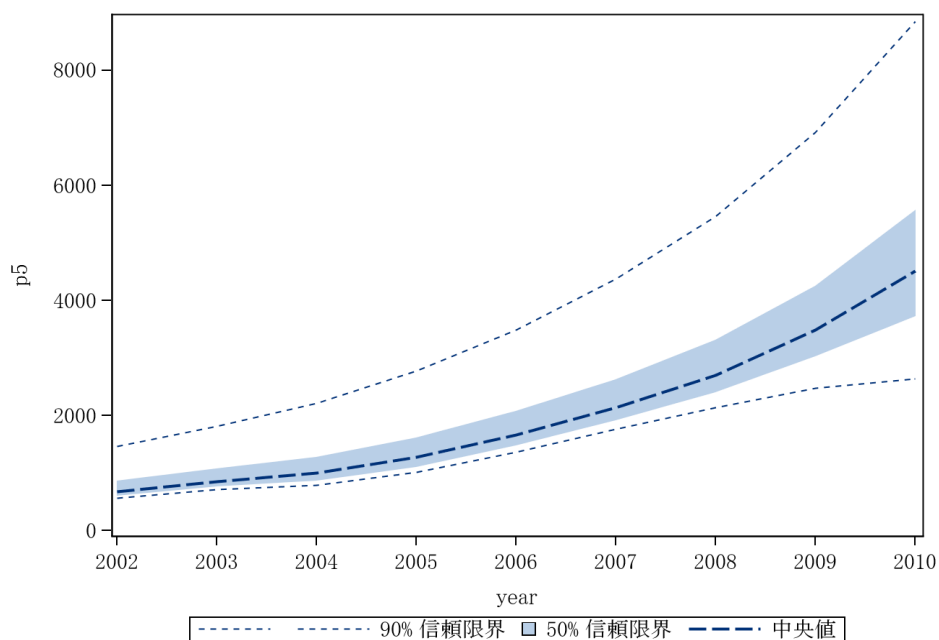


図6 兵庫県のイノシシの推定増加個体数の動向
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

表5 推定された生息個体数 $N[i]$ 、最大生息個体数 $N_{max}[i]$ 、増加個体数 $inc[i]$

変数	平均	標準偏差	5%点	中央値	95%点
N2002	1608.1	2288.5	445.9	932.4	4756.1
N2003	1984.6	2675.6	569.5	1173.8	5818.6
N2004	2343.7	3151.9	627.4	1370.2	7011.2
N2005	2924.4	3758.3	801.0	1757.2	8527.5
N2006	3720.0	4513.2	1092.3	2312.0	10517.2
N2007	4661.5	5443.3	1440.0	2962.0	12909.3
N2008	5758.6	6600.1	1833.6	3723.7	15775.3
N2009	7161.3	8059.0	2364.5	4697.0	19499.5
N2010	8879.8	9910.6	2891.2	5900.3	24008.5
$N_{max}2002$	2424.6	2675.6	1009.5	1613.8	6258.6
$N_{max}2003$	3005.7	3151.9	1289.4	2032.2	7673.2
$N_{max}2004$	3541.4	3758.3	1418.0	2374.2	9144.5
$N_{max}2005$	4439.0	4513.2	1811.3	3031.0	11236.2
$N_{max}2006$	5688.5	5443.3	2467.0	3989.0	13936.3
$N_{max}2007$	7170.6	6600.1	3245.6	5135.7	17187.3
$N_{max}2008$	8899.3	8059.0	4102.5	6435.0	21237.5
$N_{max}2009$	11133.8	9910.6	5145.2	8154.3	26262.5
$N_{max}2010$	13898.3	12303.2	5993.2	10406.5	32274.5
inc2002	816.5	427.2	563.5	681.3	1468.0
inc2003	1021.1	520.6	718.9	856.0	1819.7
inc2004	1197.7	655.7	790.6	996.5	2219.5
inc2005	1514.6	810.8	1008.6	1271.1	2772.6
inc2006	1968.5	996.4	1368.0	1670.2	3489.4
inc2007	2509.1	1238.7	1768.3	2139.5	4375.0
inc2008	3140.8	1564.3	2135.0	2704.7	5460.9
inc2009	3972.5	1998.8	2472.9	3482.4	6921.9
inc2010	5018.5	2618.4	2640.4	4507.1	8850.4

4. 考察

淡路島では、これまでイノシシが分布していなかった地域でイノシシが増加し、被害や捕獲数が拡大している。捕獲された個体の中には家畜ブタの遺伝子を持つものも含まれている（兵庫県 2010）。このような中で、高い自然増加率が推定され、年間の自然増加個体数も年々増加していることが推定された。急激な捕獲の増加にもかかわらず、推定生息個体数は増加していることから、淡路島においてはイノシシの個体数管理について十分な配慮が必要である。

謝辞

本研究の一部は、環境省の環境研究総合推進費（D-1003）により実施された。

引用文献

Geweke J 1992 Evaluating the Accuracy of Sampling-Based Approaches to the Calculation of Posterior Moments. In Bayesian Statistics 4 (Bernardo JM, Berger JO, Dawid AP, Smith AFM, eds), pp.169-193, Oxford Univ Press, Oxford.

兵庫県 2010 イノシシ保護管理計画. 兵庫県, 23pp.

環境省自然環境局生物多様性センター 2011 平成 22 年度自然環境保全基礎調査特定哺乳類生息状況調査及び調査体制構築検討業務報告書. 411pp.

Kass RE, Carlin BP, Gelman A, Neal R 1998 Markov Chain Monte Carlo in Practice: A Roundtable Discussion. *The American Statistician* 52:93–100.

Roberts GO, Gelman A, Gilks WR 1997 Weak convergence and optimal scaling of random walk Metropolis algorithms. *Annals of Applied Probability* 7:110-120.

Sandercock BK, Nilsen EB, Broseth H, Pedersen HC 2010 Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. *Journal of Animal Ecology* 80:244-258.

SAS Institute Inc. 2011 SAS/STAT® 9.3 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC.