

原著論文

# イノシシの個体群動態の推定 (淡路島 2012 年)

岸本康誉<sup>1,2,#</sup>・松本 崇<sup>1,2##</sup>・坂田宏志<sup>1,2\*</sup>

<sup>1</sup>兵庫県森林動物研究センター・<sup>2</sup>兵庫県立大学自然・環境科学研究所

An estimation of wild boar, *Sus scrofa*, population in Awaji Island, Hyogo Prefecture, in 2012

Yasutaka Kishimoto<sup>1,2,#</sup>・Takashi Matsumoto<sup>1,2##</sup>・Hiroshi Sakata<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Wildlife Management Research Center, Hyogo

<sup>2</sup> Institute of Natural and Environmental Science, University of Hyogo

## 要 点

- ・ 2002 年から 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。
- ・ 推定にあたっては、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、それぞれのデータに誤差変動を組み込んだモデルを構築した。
- ・ 自然増加率は、2010 年の段階で、41.1%(90%信頼限界で 3.9~100.3%)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、2011 年の自然増加前の段階で、7,137.7 頭 (90%信頼限界では 3,514.8~16,505.0 頭程度)、その自然増加後の最大個体数で 10,837.7 頭(90%信頼限界では 7,214.8~20,205.0 頭程度) と推定された。

## Abstract

We estimate the population dynamics of Japanese wild boar, *Sus scrofa*, in Awaji Island, Hyogo Prefecture, Japan from the numbers of harvested by hunting and nuisance control, and sighting per unit effort by hunters. We construct a hierarchical Bayesian model including observation error distributions and estimate the population size by Markov chain Monte Carlo methods. Median of natural increase rate in 2010 is estimated to be 41.1 % (90% C.L. 3.9-100.3%). Estimated numbers of wild boar vary before and after natural increase because of the high increase rate of wild boar. We, therefore, estimate the population numbers before and after natural increase. Median of estimated number of wild boar population in 2011 is 7137.7 (90% C.L. 3514.8-16505.0) before the natural increase, and 10837.7 (90% C.L. 7214.8-20205.0) after the natural increase.

**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 2011 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することによって推定する。また、変数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。階層ベイズモデルを適用した本種の個体数推定については、兵庫県（坂田ほか 2012、関ほか 2012）、全国（環境省自然環境局生物多様性センター 2011）により報告されている。本稿では、坂田ほか（2012）のモデルを基本として、以下の内容について、改良を加えた。

坂田ほか（2012）からの主な改良点は、①捕獲率及び狩猟時の目撃効率に年次変動を加えたこと、②内的自然増加率に年次変動を加えたことである。

狩猟や有害捕獲における捕獲率、狩猟時の目撃効率は、市町村や都道府県が設定する捕獲数などの管理事業の内容の変更や、狩猟者の調査への協力状況によって大きく左右される。これらの係数、または変数は、ある年を境とした大幅な計画の変更などがない限り、年によって独立に変動するのではなく、年を追うにつれて、徐々に変動する可能性が高い。これらの問題を解決するために、捕獲率や目撃効率は、前年の値からランダム変動するものとして、モデルに組み込み、社会的要因の変化による推定値への影響を考慮した。

また、本種については、増加率が年によって大きく変動する可能性があることから、その年次変動についても考慮し、モデルに組み込んだ。

## 2. 方法

### 対象とする期間と地域

対象期間は、2002 年から 2011 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。

\*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

# 現所属: (株)野生動物保護管理事務所, ## 現所属: (株)野生鳥獣対策連携センター

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  $r\_ca[i]$  :  $i$  年度の狩猟による捕獲数。個体数を反映する指標として用いる。狩猟捕獲数は年度単位で集計される。狩猟期間は 11 月 15 日から 3 月 15 日までのため、本論文では、 $i$  年度に狩猟で捕獲されたイノシシは、全て  $i+1$  年に捕獲されたとみなして、年度単位のデータを年単位のデータに変換し推定に用いた。

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  $f\_area$  : 兵庫県淡路島の森林面積。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

年	有害捕獲(次年)	狩猟(年)	森林面積	有害捕獲(年度)	目撃効率
2002	211	229	336.86	212	0.40313
2003	310	352	336.86	204	0.49675
2004	220	397	336.86	315	0.58373
2005	346	373	336.86	237	0.74186
2006	646	381	336.86	372	0.45567
2007	976	436	336.86	670	0.51544
2008	1156	582	336.86	1069	0.51672
2009	1505	749	336.86	1110	0.47022
2010	1767	1933	336.86	1459	0.52445
2011	.	1552	336.86	1690	0.39321

### 推定する変数

以下の考え方に基づいて、 $lire2002-2010$ 、 $lr\_spue$ 、 $pre2002$ 、 $pyp2002$ 、 $\ln Nins$ 、 $lk$ 、 $v\_spue$ 、 $v\_ryo$ 、 $v\_yugai$ 、 $v\_r$ 、 $v\_y$ 、 $v\_s$  の 20 の変数について推定し、目的である自然増加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. 内的自然増加率の対数値  $lire[i]$  : 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、 $\exp(lire)$  を内的自然増加率  $ire$  とする。
2. 環境収容力の対数値  $lk$  : 年による変動はなく、推定期間中、一定であると仮定する。 $lk$  の事前分布は正規分布を仮定し、事前の情報はないため、その分散を大きめに設定した。
3. 生息密度と目撃効率の比率を示す係数(目撃係数)の自然対数値  $lr\_spue[i]$  :  $lr\_spue[i]$  は時間的な変化に伴い、前年の値からランダムに変動(ランダムウォーク)すると考え、 $lr\_spue[i+1] = lr\_spue[i] + ran\_s[i]$  とする。 $lr\_spue 2002$  の事前の情報には十分でないため、

事前分布の分散は大きめに設定する。ran\_s は、平均 0 で分散 v\_s の正規分布に従う、階層的な事前分布を設定した。この分散 v\_s の事前分布は形状母数、尺度母数ともに 0.01 の逆ガンマ分布を用いた。また、 $\exp(\text{lr\_spue}[i])$  を  $\text{rs}[i]$  とした。

4. 狩猟による捕獲率  $\text{pr}[i]$  : 生息個体数に対する狩猟による捕獲数の比率を表す。また、 $\text{pr}[i]$  は時間的な変化に伴い、前年の値からランダムに変動 (ランダムウォーク) すると考え、 $\text{pr}[i+1] = \text{pr}[i] + \text{ran\_ryo}[i]$  とする。pr2002 に事前の情報は十分でないため、事前分布の分散は大きめに設定する。この ran\_ryo は、平均 0 で分散 v\_r の正規分布に従う、階層的な事前分布を設定した。この分散 v\_r の事前分布は形状母数、尺度母数ともに 0.01 の逆ガンマ分布を用いた。
5. 狩猟により捕獲された個体を除いた個体数に対する有害捕獲による捕獲率  $\text{pyp}[i]$  : 全生息個体数に対する有害捕獲の捕獲率は  $(\text{py}[i])$ 、 $\text{pyp}[i] = (1 - \text{pr}[i]) \times \text{py}[i]$  となる。。また、 $\text{pyp}[i]$  は時間的な変化に伴い、前年の値からランダムに変動 (ランダムウォーク) すると考え、 $\text{pyp}[i+1] = \text{pyp}[i] + \text{ran\_yugai}[i]$  とする。pyp2002 に事前の情報は十分でないため、事前分布の分散は大きめに設定する。この ran\_yugai は、平均 0 で分散 v\_y の正規分布に従う、階層的な事前分布を設定した。この分散 v\_y の事前分布は形状母数、尺度母数ともに 0.01 の逆ガンマ分布を用いた。
6. 2010 年の生息個体数の自然対数値  $\ln N_{\text{ins}}$  : 事前分布は正規分布として、平均値は兵庫県が前年に行った個体数の推定値を用いた(関ほか 2012)。ただし、2010 年度の個体数の信頼区間に関する事前の情報は少ないため、分散は大きめに設定した。2002 年から 2010 年までのデータは関ほか(2012)による前回の推定と今回の推定で 2 回用いることになる。しかし、前回と推定値が著しく異なる値を公表することは関係者間の合意形成の妨げとなる可能性がある。そこで推定値が前回と著しく乖離しないようにする方法として、前回の推定値の平均値のみを事前分布の平均として用いた。尚、この際、完全にデータの二度使いとなることを防ぐため、事前分布の分散は広く設定した。
7. 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  $v_{\text{spue}}$   $v_{\text{ryo}}$   $v_{\text{yugai}}$  : 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。
8. 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  $v_{\text{spue}}$ 、 $v_{\text{ryo}}$ 、 $v_{\text{yugai}}$  については、それぞれ初期値を 0.01 とした。

### 個体群動態の過程モデル

個体群動態の過程モデルは、Beverton-holt モデルを採用した。全生息個体数は 2010 年を起点とし、

翌年の 2011 年までの変化を

$$\beta[2010] = (\text{ire}[2010] - 1) / (k \times f_{\text{area}}[2010])$$

$$N[2011] = (\text{ire}[2010] \times N[2010] / (1 + \beta[2010] \times N[2010])) - \text{caa}[2010]$$

2002 年までの変化を

$$\beta[i-1]=(ire[i-1]-1)/(k \times f\_area[i-1])$$

$$N[i-1]=(caa[i-1]+N[i])/(ire[i-1]-\beta[i-1] \times (caa[i-1]+N[i]))$$

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、狩猟捕獲数  $r\_ca[i]$ と有害捕獲数  $y\_ca[i]$ の合計値である。

2010 年の個体数は  $N_{2010}=\text{round}(\exp(\ln N_{1980}))$ 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、

$$N_{max}[i]=(ire[i]/(1+(ire[i]-1) \times N[i]/(k \times f\_area[i]))) \times N[i]$$

として計算した。

表 2 推定した変数とその初期値および事前分布

ブロック	推定変数	初期値	事前分布
1	lire2002-2010	0.0865	normal((log(1.4)-0.5*0.5),var=0.5)
1	pr2002	0.3000	normal(0.3,var=3)
1	pyp2002	0.2000	normal(0.2,var=3)
1	lr_spue2002	-2.3026	normal((log(0.1)),var=5)
1	lnNins	8.8132	normal(8.8132,var=0.5)
1	Lk	4.1052	normal(log(100)-0.5*1,var=1)
2	v_spue	0.0100	igamma(0.01,scale=0.01)
2	v_ryo	0.0100	igamma(0.01,scale=0.01)
2	v_yugai	0.0100	igamma(0.01,scale=0.01)
3	ran_ryo2002-2010	0	normal(0,var=v_r)
3	ran_yugai2002-2010	0	normal(0,var=v_y)
3	ran_s2002-2010	0	normal(0,var=v_s)
4	v_r	0.00990	igamma(0.01,scale=0.01)
5	v_y	0.00990	igamma(0.01,scale=0.01)
6	v_s	0.00990	igamma(0.01,scale=0.01)

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。

## 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

$$\log(\text{SPUE}[i]) = \log(rs \times N[i]/f\_area) - 0.5 \times v\_spue + e\_spue[i]$$

### 2. 狩猟捕獲数に関する観測モデル

$$\log(r\_ca[i]) = \log(pr[i] \times N[i]) - 0.5 \times v\_ryo + e\_ryo[i]$$

### 3. 有害捕獲数に関する観測モデル

$\log(i\_yugai [i]) = \log(py[i] \times N[i]) - 0.5 \times v\_yugai + e\_yugai [i]$   
 $e\_spue[i]$ 、 $e\_fun[i]$ 、 $e\_ryo[i]$ 、 $e\_yugai [i]$ 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 6 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 10 万回はサンプリングせず、次の 1000 万回のうち 1,000 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 500 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 900 を超え、良好なサンプリングができたと判断された。Geweke 検定の結果も基準に達しなかった変数はなかった。

### 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、2 に示した。

表 3 の結果に基づいて計算した自然増加率(ir)、内的自然増加率(ire)、目撃係数(rs)、狩猟捕獲率(pr)、有害捕獲率(py)は表 4 のとおりであった。また、得られたデータの観測値と期待値との関係を図 3 に示した。

有害係数(logit)、基準年の個体数、環境収容力以外で事後分布の幅は事前分布の幅より狭まった。有害係数(logit)、基準年の個体数、環境収容力を表す変数は、絞られる幅が少なく、事前分布の設定が推定に影響を与えていた。

自然増加率は、中央値で 27.9% から 107.0% となり、年による変動が大きかった。また、2010 年では、中央値で 41.1%(90%信頼限界で 3.9~100.3%)となり、推定幅は広がった。また、捕

獲率も中央値で、狩猟捕獲率が 15.1%から 21.5%、有害捕獲率が 12.8%から 23.0%と年による変動が大きかった。2010年では、狩猟捕獲率が中央値で 21.5% (90%信頼区間で 9.0~43.2%)、有害捕獲率が中央値で 23.0% (9.7~47.1%) となり、推定幅は広がった

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、年による変動はあるものの、2002 年から 2010 年にかけては、増加傾向にあり、2011 年はおおよそ横ばいとなった。2011 年末の段階での個体数は、中央値で 7137.7 頭 (90%信頼限界では 3514.8~16505.0 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、増加傾向にあると推定された。また、最大個体数は、中央値で 10837.7 頭 (90%信頼限界では 7214.8~20205.0 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	50%点	95%点
lire2002	0.4871	0.2355	0.0888	0.4964	0.8547
lire2003	0.5544	0.2385	0.1644	0.5595	0.9251
lire2004	0.2744	0.2438	-0.1333	0.2816	0.6651
lire2005	0.3602	0.3034	-0.1715	0.3808	0.8095
lire2006	0.6792	0.2740	0.2277	0.6946	1.0876
lire2007	0.6981	0.2771	0.2483	0.7157	1.1070
lire2008	0.5456	0.2799	0.0787	0.5568	0.9785
lire2009	0.9895	0.3362	0.4755	0.9868	1.5291
lire2010	0.5521	0.3237	0.0680	0.5326	1.1029
Pre2002	-1.5752	0.8026	-2.9402	-1.5401	-0.3067
pyp2002	-1.4347	1.1257	-3.0390	-1.5296	0.4356
lr_spue2002	-2.4178	0.6682	-3.5943	-2.3549	-1.4458
lnNins	8.9782	0.4494	8.2696	8.9629	9.7381
v_spue	0.0402	0.0532	0.00527	0.0231	0.1301
v_ryo	0.0500	0.0620	0.00579	0.0300	0.1582
v_yugai	0.0519	0.0731	0.00606	0.0296	0.1656
lk	4.6574	0.6536	3.7681	4.5617	5.8682

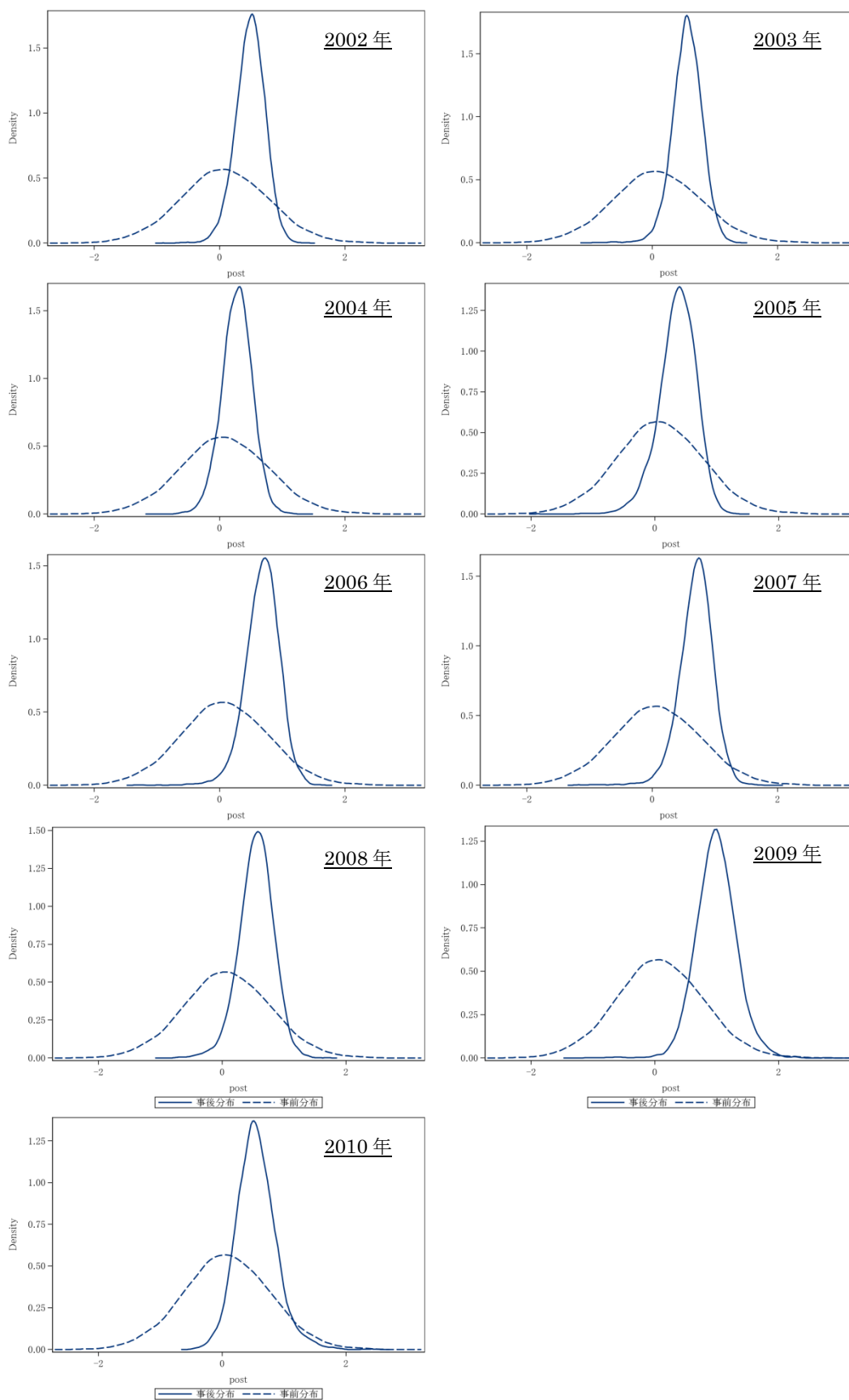


図1 内的自然増加率の事前分布と事後分布との関係  
 実線は事後分布を破線は事前分布をそれぞれ示す。



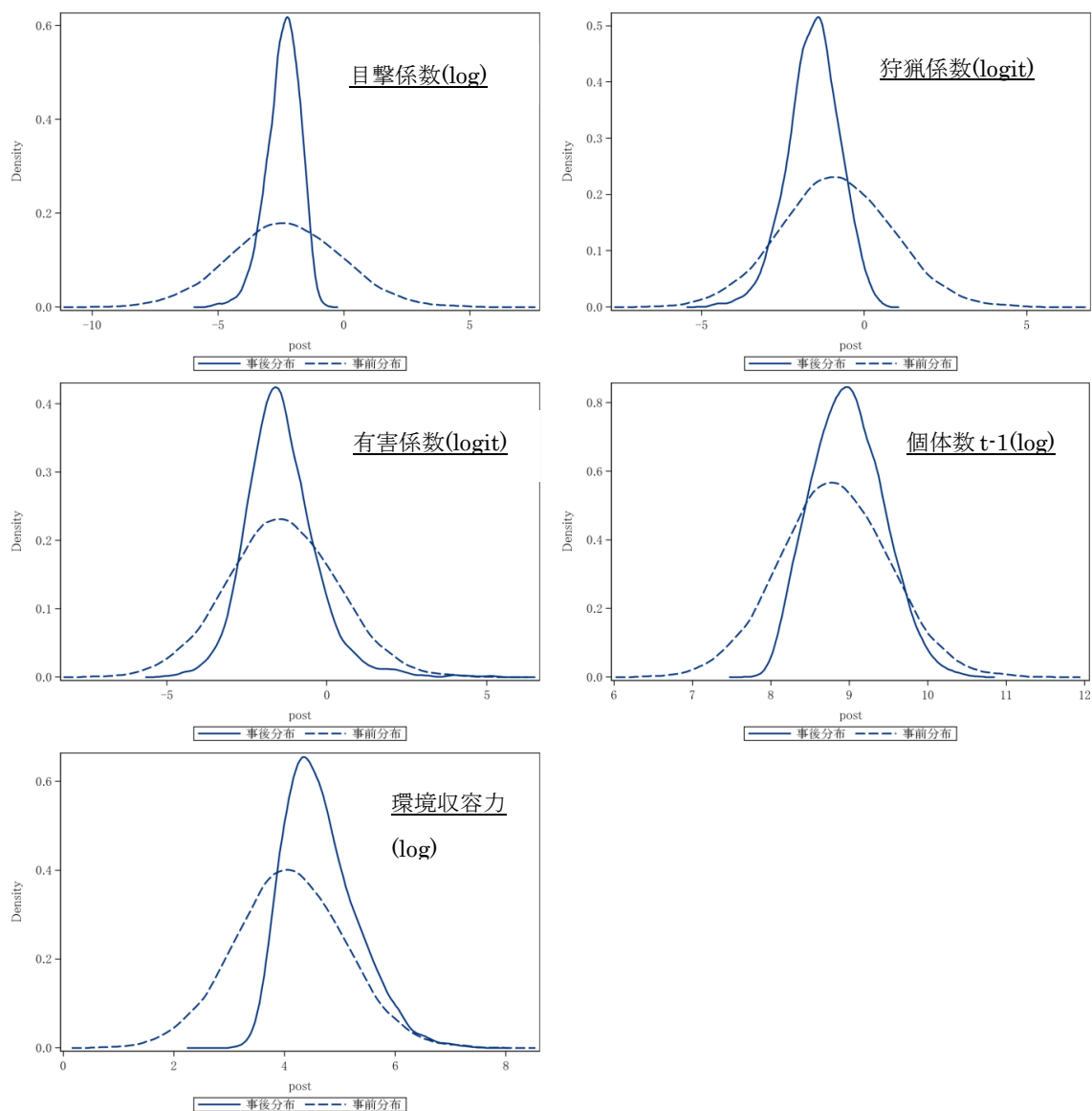


図2 パラメータの事前分布と事後分布との関係

左上図 生息密度と目撃効率の比率を示す係数の自然対数値

右上図 狩猟による捕獲率(ロジット変換値)

左中図 有害による捕獲率(ロジット変換値)

右中図 1年前(2009)年の生息数個体数の自然対数値

左下図 環境収容力の自然対数値

実線は事後分布を破線は事前分布をそれぞれ示す。

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

変数	平均	標準偏差	5%点	50%点	95%点
ir2002	1.6102	0.3592	1.0789	1.5776	2.2480
ir2003	1.6960	0.3762	1.1454	1.6562	2.3703
ir2004	1.3101	0.2877	0.8972	1.2792	1.8335
ir2005	1.4447	0.3814	0.8798	1.4087	2.1250
ir2006	1.8782	0.4618	1.1862	1.8414	2.6973
ir2007	1.8473	0.4348	1.1983	1.8098	2.6185
ir2008	1.5969	0.3731	1.0541	1.5607	2.2640
ir2009	2.1189	0.5355	1.3245	2.0702	3.0661
ir2010	1.4532	0.2996	1.0388	1.4112	2.0029
ire2002	1.6723	0.3879	1.0928	1.6428	2.3507
ire2003	1.7894	0.4158	1.1787	1.7498	2.5221
ire2004	1.3550	0.3318	0.8752	1.3252	1.9447
ire2005	1.4972	0.4294	0.8424	1.4635	2.2467
ire2006	2.0440	0.5357	1.2557	2.0029	2.9670
ire2007	2.0838	0.5498	1.2819	2.0456	3.0252
ire2008	1.7928	0.4954	1.0819	1.7450	2.6604
ire2009	2.8469	1.0397	1.6089	2.6827	4.6139
ire2010	1.8378	0.7155	1.0703	1.7034	3.0129
k	136.5	130.3	44.2971	96.7437	354.6
lnN2011	8.8979	0.4743	8.1647	8.8732	9.7114
pr_2002	0.198	0.115	0.0502	0.177	0.424
pr_2003	0.211	0.120	0.0560	0.188	0.451
pr_2004	0.201	0.115	0.0526	0.179	0.430
pr_2005	0.197	0.115	0.0501	0.173	0.425
pr_2006	0.185	0.104	0.0522	0.165	0.392
pr_2007	0.170	0.0939	0.0505	0.151	0.359
pr_2008	0.170	0.0903	0.0556	0.152	0.347
pr_2009	0.188	0.0930	0.0681	0.171	0.371
pr_2010	0.233	0.105	0.0931	0.215	0.437
pr_2011	0.231	0.104	0.0904	0.215	0.432
py_2002	0.166	0.0979	0.0432	0.146	0.357
py_2003	0.148	0.0904	0.0363	0.129	0.328
py_2004	0.158	0.0949	0.0400	0.137	0.349
py_2005	0.150	0.0957	0.0344	0.128	0.342
py_2006	0.186	0.108	0.0516	0.163	0.405
py_2007	0.227	0.123	0.0708	0.202	0.476
py_2008	0.254	0.129	0.0872	0.229	0.512
py_2009	0.249	0.123	0.0914	0.225	0.496
py_2010	0.228	0.108	0.0902	0.207	0.445
py_2011	0.249	0.114	0.0967	0.230	0.471

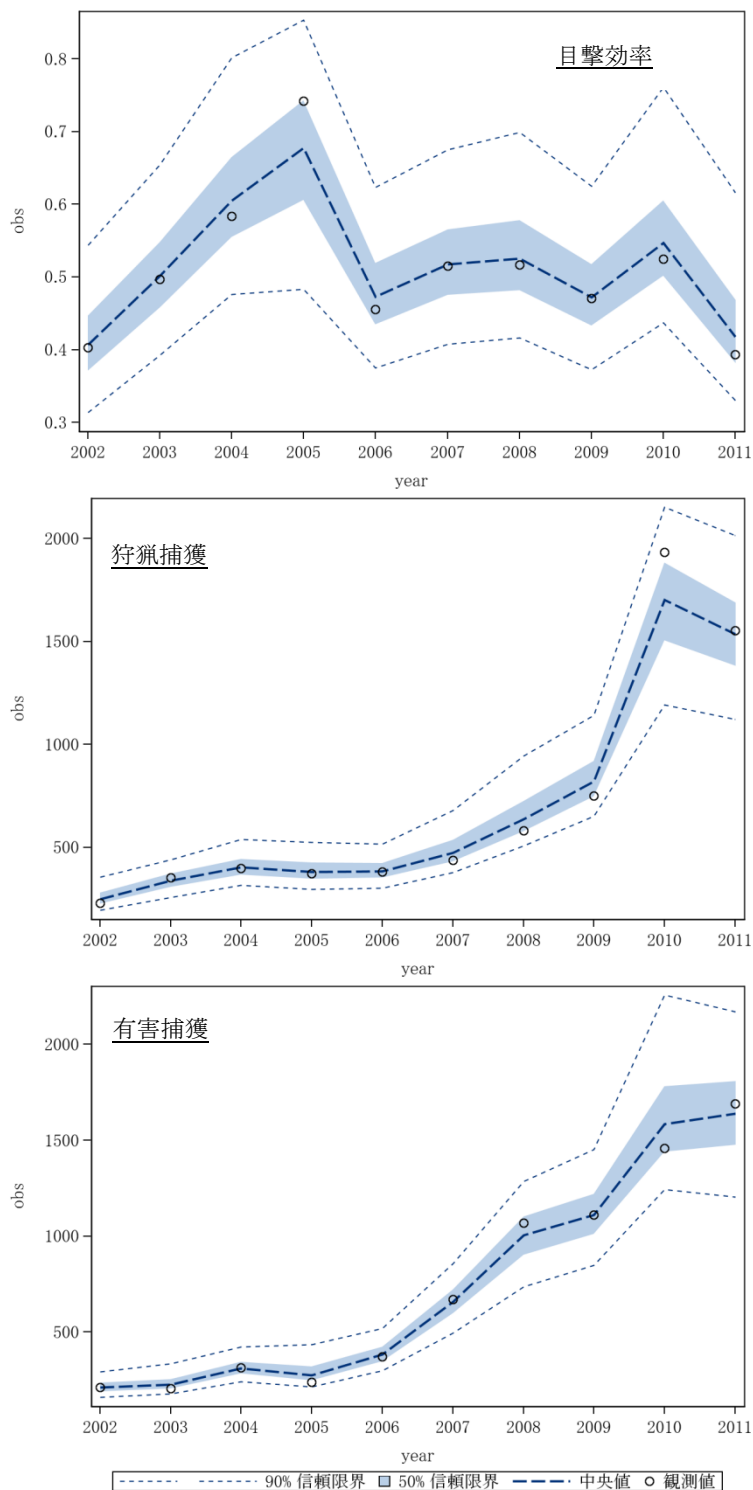


図3 観測値と期待値との関係

上図 目撃効率の観測値と期待値

中図 狩猟捕獲の観測値と期待値

下図 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。

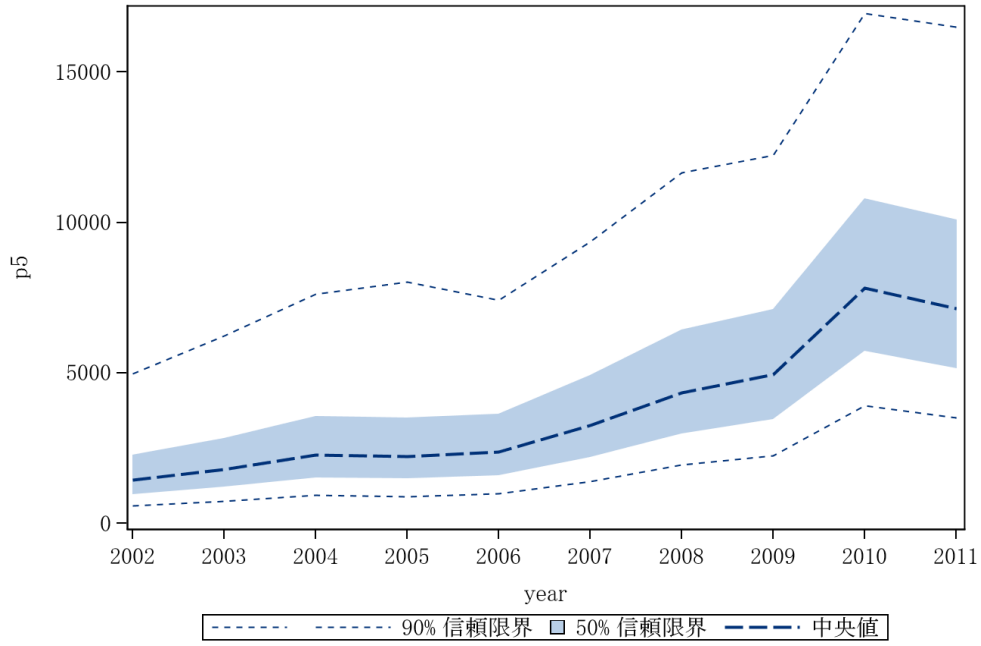


図4 兵庫県淡路島のイノシシの推定生息個体数の動向  
中央値と 50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

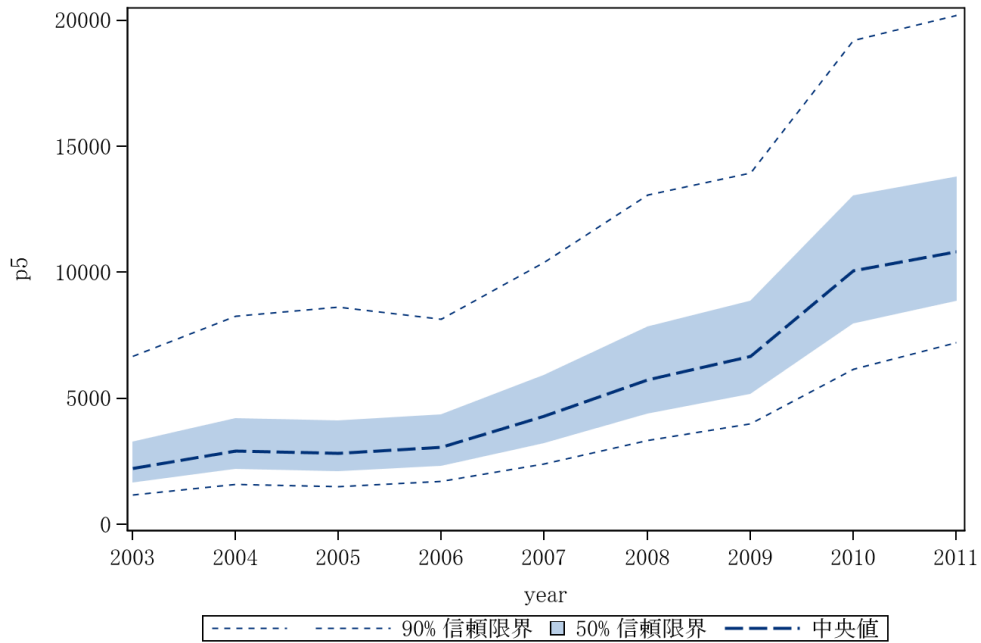


図5 兵庫県淡路島のイノシシの推定最大生息個体数の動向  
中央値と 50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

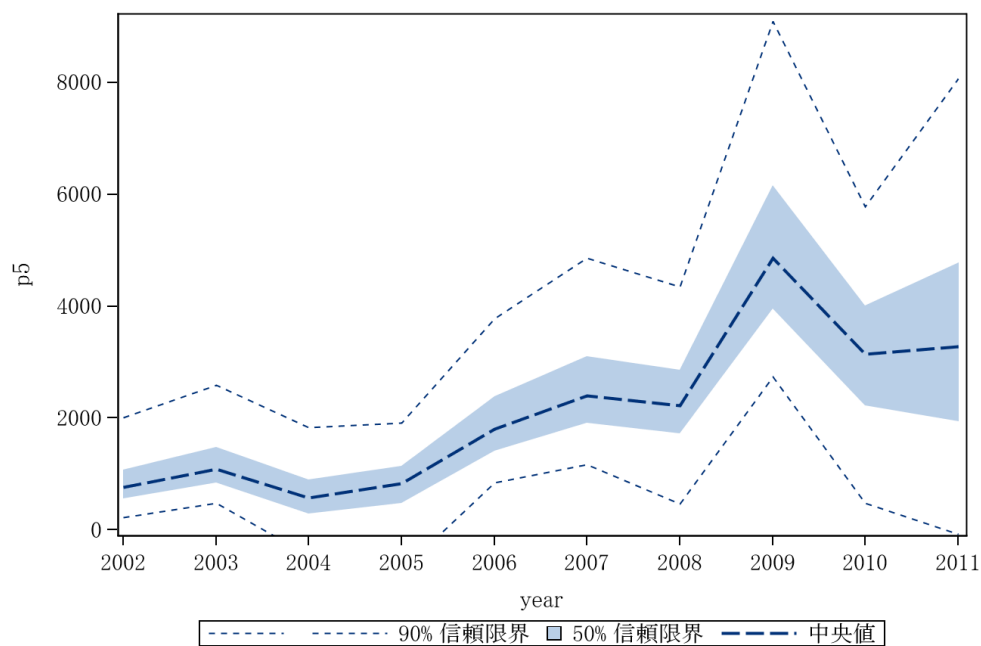


図6 兵庫県淡路島のイノシシの推定増加個体数の動向  
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

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	50%点	95%点
N2002	2007.1	2156.1	596.0	1446.1	4960.6
N2003	2450.2	2367.5	739.7	1798.0	6227.0
N2004	3033.2	2633.1	931.2	2272.8	7619.2
N2005	3028.8	2720.8	889.6	2215.6	8014.9
N2006	3059.9	2493.3	991.8	2362.3	7419.7
N2007	4024.2	2807.7	1379.8	3266.1	9365.0
N2008	5238.3	3312.8	1933.0	4343.2	11658.7
N2009	5800.7	3399.3	2251.7	4951.1	12225.7
N2010	8799.7	4345.9	3903.5	7808.0	16951.0
N2011	8227.4	4388.3	3514.8	7137.7	16505.0
Nmax2003	2890.2	2367.5	1179.7	2238.0	6667.0
Nmax2004	3695.2	2633.1	1593.2	2934.8	8281.2
Nmax2005	3645.8	2720.8	1506.6	2832.6	8631.9
Nmax2006	3778.9	2493.3	1710.8	3081.3	8138.7
Nmax2007	5051.2	2807.7	2406.8	4293.1	10392.0
Nmax2008	6650.3	3312.8	3345.0	5755.2	13070.7
Nmax2009	7538.7	3399.3	3989.7	6689.1	13963.7
Nmax2010	11053.7	4345.9	6157.5	10062.0	19205.0
Nmax2011	11927.4	4388.3	7214.8	10837.7	20205.0
inc2002	883.0	642.3	214.0	761.0	2003.2
inc2003	1245.0	763.3	478.1	1082.7	2587.2
inc2004	612.6	778.8	-453.5	573.5	1825.0
inc2005	750.1	883.0	-732.7	822.1	1907.9
inc2006	1991.3	1003.2	847.7	1802.1	3781.6
inc2007	2626.1	1250.3	1169.4	2392.2	4862.9
inc2008	2300.3	1247.5	465.6	2225.3	4344.6
inc2009	5253.1	2077.6	2739.8	4864.7	9097.2
inc2010	3127.7	1731.8	477.6	3139.7	5773.7
inc2011	3502.8	3697.5	-72.5373	3278.8	8065.2

#### 4. 考察

淡路島では、イノシシの被害の増加と拡大に伴い、捕獲数も増加している。また、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ことが報告されている（兵庫県 2012）。このような状況の中で、捕獲数が急激に増加しているにも関わらず、生息個体数は 2002 年から 2010 年の間、単調に増加していると推定された。2011 年にかけては、個体数は横ばいの傾向を示しているものの、被害軽減と資源管理の両面を考慮した上で、迅速に個体数管理を進める必要がある。ただし、個体数管理を進めて行くにあたっては、今回の推定結果が捕獲数のデータに強く影響されていることから、捕獲とは独立した密度指標の開発を進めるとともに、現行のデータの蓄積と推定を更新し、順応的に個体群を管理していくことが重要である。

## 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 2012 第2期イノシシ保護管理計画. 兵庫県, 18pp.

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.

坂田宏志・岸本康誉・関香奈子 2012 イノシシの個体群動態の推定（兵庫県本州部 2011 年）, 兵庫ワイルドライフレポート 1 号, pp.44-55. 兵庫県森林動物研究センター.

関香奈子・岸本康誉・坂田宏志 2012 イノシシの個体群動態の推定（淡路島 2011 年）, 兵庫ワイルドライフレポート 1 号, pp.56-67. 兵庫県森林動物研究センター.