

第 3 章

兵庫県におけるニホンイノシシの個体群動態の推定

松本 崇^{1,2}・坂田宏志^{1,2}・岸本康誉³

要 点

- ・ 2012 年までに入手されたデータから、兵庫県に生息するイノシシの自然増加率や個体数について、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。
- ・ 個体数の推定は兵庫県本州部と淡路島にわけて行った。
- ・ 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、中央値で 18.8% から 91.5% (本州部)、24.0% から 100.3% (淡路島) の値をとった。
- ・ 推定個体数の中央値は、2012 年の年末の段階で、本州部では 16,478 頭 (90%信頼限界では 8,143~47,213 頭程度)、淡路島では 8,237 頭 (90%信頼限界では 3,871~19,161 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

3-1. はじめに

兵庫県では、特定鳥獣保護管理計画に基づいて、ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*; 以下イノシシと表記) の管理に取り組んでいるが (兵庫 2010)、適切な個体数管理を行うためには、個体群動態を推定し、捕獲の効果や影響の検証する必要がある。この論文では、兵庫県におけるイノシシの自然増加率や生息個体数などを推定し、個体数管理の現状と、推定手法の長所・短所を考察する。

自然増加率や個体数の推定は、捕獲数の年次変動を主要な情報源とした Harvest-based model (Yamamura *et al.* 2008) を基本モデルと採用する。Harvested-based model を基本モデルとした個体数推定は、1) 捕獲数と連動した推定であるため野生動物の個体数管理を行う上で重要な捕獲目標の設定に適している、2) 狩猟捕獲数、有害捕獲数ともに行政が通常業務として集計しているので、推定のために資金と労力をかけて新たな調査を行う必要がない、3) 全県下から網羅的なデータが得

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・³ (株) 野生動物保護管理事務所

られる、4) 自治体の獣害担当者が集計・把握し、住民にも共有されている数値を基に推定を行うので、利害関係者の感覚と推定値の乖離が少なく、合意形成がスムーズである、などの利点がある。

今回の推定には、兵庫県で体系的に収集している 2002 年から 2012 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。

推定は、捕獲数はじめ、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、マルコフ連鎖モンテカルロ法を用いて行った。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。

狩猟や有害駆除における捕獲率は、市町村や都道府県が設定する捕獲数や個体群管理事業の内容によって大きく左右される。これらの変動は、目標捕獲数の変更や捕獲技術の向上、狩猟者数などの社会情勢の変化に伴い、年を追うにつれて、徐々に変動する可能性が高い。同様に、狩猟時の目撃効率についても、管理事業の内容の変更や調査への協力状況に応じて、経年的に変化する可能性がある。これらの問題を解決するため、年によって個々に変動する誤差ではなく、年を経るにつれて徐々に変動する誤差を組み込み、管理計画の進捗状況などの社会的要因の変化が推定に及ぼす影響を考慮した。

また、捕獲率の変動は、社会的な要因だけではなく、食物資源量の変動に代表される自然環境の変化によっても左右される。ブナ科の堅果類は、その豊凶がツキノワグマ（藤木ほか 2011）をはじめ、野生動物の出没や捕獲状況を左右する代表的な食物資源である。本種についても、秋季には主要な食物資源として堅果類を利用している（小寺・神崎 2001）ことから、豊凶の程度によって捕獲率が変動する可能性は高い（上田ほか 2013）。そのため、ブナ科堅果類の豊凶調査を行っている本州部の推定では、狩猟と有害捕獲時の捕獲率について、豊凶調査データを使用して、豊凶の影響を補正するモデルを構築した。淡路島では、豊凶調査を行っていないため、豊凶の影響は補正できなかった。

さらに、本種は、増加率が年によって大きく変動することが報告されていることから、その年次変動についても推定するように、モデルを構築した。

本論では、以上のような基本的な考え方に基づき推定を行って結果を検討し、兵庫県のイノシシの捕獲と個体群の状況を考察する。

3-2. 方法

「3-1. はじめに」で述べた基本的な考え方に沿って、具体的な Harvested-based model に基づいた階層ベイズモデルとマルコフ連鎖モンテカルロ法による推定を、以下のようなデータと方法で行った。

対象とする期間と地域

対象期間は、2002年から2012年までとした。対象地域は兵庫県本州部、および淡路島とする。

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。

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 : 兵庫県本州部または淡路島の森林面積。生息密度の期待値を計算する際に用いる。

ブナ科堅果類の豊凶指数 $nut[i]$: i 年の豊凶指数。人と自然の博物館及び森林動物研究センターの調査結果から集計したツキノワグマの出没地域での豊凶指数（藤木ほか2011）。実際の推定には、自然対数をとって平均0、分散1に標準化して用いる。淡路島では豊凶指数のデータをとっていないので本州部の推定でのみ用いた。

以上の方法で収集したデータセットを表1に示す。

推定するパラメータ

以下の考え方に基づいて、本州部では、 $lire_{2002-2011}$ 、 lr_spue 、 pre_{2002} 、 pyp_{2002} 、 $\ln N_{ins}$ 、 lk 、 pr_r 、 py_r 、 $nutx_{2002-2004}$ 、 v_spue 、 v_ryo 、 v_yugai 、 $ran_ryo_{2002-2011}$ 、 $ran_yugai_{2002-2011}$ 、 $ran_s_{2002-2011}$ 、 v_ran_ryo 、 v_ran_yugai 、 v_ran_s の56の変数、淡路島では $lire_{2002-2011}$ 、 lr_spue 、 pre_{2002} 、 pyp_{2002} 、 $\ln N_{ins}$ 、 lk 、 v_spue 、 v_ryo 、 v_yugai 、 $ran_ryo_{2002-2011}$ 、 $ran_yugai_{2002-2011}$ 、 $ran_s_{2002-2011}$ 、 v_ran_ryo 、 v_ran_yugai 、 v_ran_s の51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. 自然増減率の対数値 $lire[i]$ ($i = 2002, 2003, \dots, 2011$) : 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. 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、分散は大きめに設定する。

表 1-1 入力データセット (本州部)

年	有害捕獲数 (次年)	狩猟捕獲数	森林面積 (km ²)	有害捕獲数 (年度)	目撃 効率	豊凶 指数
2002	1888	4061	5362.74	1302	0.25	
2003	2337	4522	5362.74	1704	0.21	
2004	2015	6456	5362.74	2394	0.26	
2005	2278	4877	5362.74	2006	0.26	0.11
2006	2170	4460	5362.74	2186	0.18	-1.42
2007	3754	3583	5362.74	2265	0.19	1.00
2008	3159	6543	5362.74	3828	0.21	-0.09
2009	6139	4204	5362.74	2973	0.17	1.33
2010	3890	10580	5362.74	6389	0.20	-1.52
2011	3836	5311	5362.74	3718	0.15	-0.30
2012		3511	5362.74	3723	0.12	0.91

表 1-2 入力データセット (淡路島)

年	有害捕獲数 (次年)	狩猟捕獲数	森林面積 (km ²)	有害捕獲数 (年度)	目撃 効率
2002	211	229	336.86	212	0.40
2003	310	352	336.86	204	0.50
2004	220	397	336.86	315	0.58
2005	346	373	336.86	237	0.74
2006	646	383	336.86	372	0.46
2007	976	441	336.86	670	0.52
2008	1156	582	336.86	1069	0.52
2009	1505	749	336.86	1110	0.47
2010	1767	1937	336.86	1459	0.52
2011	1600	1552	336.86	1690	0.39
2012		1496	336.86	1662	0.43

3. 生息密度と目撃効率の比率を示す係数の自然対数値 $\ln_spue[i]$ ($i = 2002, 2003, \dots, 2012$): $\ln_spue[i]$ は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、 $\ln_spue[i+1] = \ln_spue[i] + \text{ran_s}[i]$ とする。 \ln_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、分散 v_ran_s の正規分布に従う階層的な事前分布を設定する。この分散 v_ran 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、 $\exp(\ln_spue[i])$ を $rs[i]$ とした。

4. 狩猟時の捕獲率 $pr[i]$ ($i = 2002, 2003, \dots, 2012$) : 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、 $pr[i]=1/(1+\exp(-(\text{pre}[i]+\text{pr}r \times \text{nut}[i])))$ とし、 $\text{pre}2002$ と $\text{pr}r$ を推定する。 $\text{pre}[i]$ は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、 $\text{pre}[i+1]=\text{pre}[i]+\text{ran_ryo}[i]$ とする。 $\text{pre}2002$ 、 $\text{pr}r$ ととも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_ran_ryo 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_ran_ryo 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. 有害時の捕獲率 $py[i]$ ($i = 2002, 2003, \dots, 2012$) : 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、 $py[i]=(1-pr[i])/(1+\exp(-(\text{pyp}[i]+\text{py}r \times \text{nut}[i])))$ とし、 $\text{pyp}2002$ と $\text{py}r$ を推定する。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。 $\text{pyp}2002$ 、 $\text{py}r$ ととも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_ran_yugai 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_ran_yugai 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. 4、5 の $\text{nut}[i]$ について、2005 年から 2012 年は、実測値の対数を平均 0、分散 1 に標準化した値 ($\text{nut}[i]$) を用いる。調査を行っていない年の豊凶指数 $\text{nut}[i]$ については、推定値である $\text{nutx}[i]$ を代入する。この $\text{nutx}[i]$ の事前分布は平均 0、分散 1 の正規分布に従うとした。本州部でのみ推定した。
7. 2011 年の生息個体数の自然対数値 $\ln N_{ins}$: 事前分布は正規分布とし、平均値には兵庫県が前年に行った個体数の推定値（本州部；坂田ほか 2012、淡路島；関ほか 2012）を用いた。ただし、2011 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 2011 年までのデータは前回の推定と今回の推定とで 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り、推定値の信頼が失われることを防ぐため、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。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。
8. 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、形状母数 0.01、尺度母数 0.01 の逆ガンマ分布を用いた。
9. 各推定変数の初期値は、事前分布の期待値とした。 v_spue 、 v_ryo 、 v_yugai 、 v_ran_s 、 v_ran_ryo 、 v_ran_yugai については、それぞれ初期値を 0.01 とした。

表 2-1 推定した変数とその初期値、および事前分布（兵庫県本州部）

推定変数	ブロック	初期値	事前分布
lire2002-2011	1	0.0865	正規分布((log(1.4)-0.5*0.5), var=0.5)
lk	1	4.1052	正規分布(log(100)-0.5*1, var=1)
lr_spue	1	-2.3026	正規分布((log(0.1)), var=5)
pre2002	1	0.5	ベータ分布(1, 1)
pry2002	1	0.5	ベータ分布(1, 1)
lnNins	1	9.8152	正規分布(9.8152, var=0.5)
v_ran_ryo	2	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ran_yugai	3	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ran_s	4	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_spue	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ryo	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_yugai	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
ran_s2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_s)
ran_ryo2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_ryo)
ran_yugai2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_yugai)
nutx2002-2004	7	0	正規分布(0, var=1)
prr	7	0	正規分布(0, var=10)
pyr	7	0	正規分布(0, var=10)

事前分布の引数は、正規分布（期待値、分散）、逆ガンマ分布（形状母数、尺度母数）、ベータ分布（形状母数 α 、形状母数 β ）を示す。

表 2-2 推定した変数とその初期値、および事前分布（兵庫県淡路島）

推定変数	ブロック	初期値	事前分布
lire2002-2011	1	0.0865	正規分布((log(1.4)-0.5*0.5), var=0.5)
lk	1	4.1052	正規分布(log(100)-0.5*1, var=1)
lr_spue	1	-2.3026	正規分布((log(0.1)), var=5)
pre2002	1	0.5	ベータ分布(1, 1)
pry2002	1	0.5	ベータ分布(1, 1)
lnNins	1	8.8979	正規分布(8.8979, var=0.5)
v_ran_ryo	2	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ran_yugai	3	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ran_s	4	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_spue	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_ryo	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
v_yugai	5	0.01	逆ガンマ分布(0.01, scale=0.01)
ran_s2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_s)
ran_ryo2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_ryo)
ran_yugai2002-2011	6	0	正規分布(0, v=v_ran_yugai)

事前分布の引数は、正規分布（期待値、分散）、逆ガンマ分布（形状母数、尺度母数）、ベータ分布（形状母数 α 、形状母数 β ）を示す。

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 2011 年を起点とし、

翌年の 2012 年までの変化を

$$\beta[2011] = (\text{ire}[2011] - 1) / (k \times \text{f_area}[2011])$$

$$N[2012] = (\text{ire}[2011] \times N[2011] / (1 + \beta[2011] \times N[2011])) - \text{caa}[2011]$$

2002年までの変化を

$$\beta[i] = (\text{ire}[i] - 1) / (k \times f_area[i])$$

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

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、 $\text{caa}[i]$ 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。

2011年の個体数は $N_{2011} = \text{round}(\exp(\ln N_{\text{ins}}))$ 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。

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

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

2. 狩猟捕獲数に関する観測モデル

$$\log(r_ca[i]) = \log(\text{pr}[i] \times N[i]) - 0.5 \times v_ryo + e_ryo[i]$$

3. 有害捕獲数に関する観測モデル

$$\log(i_yugai[i]) = \log(\text{py}[i] \times N[i]) - 0.5 \times v_yugai + e_yugai[i]$$

$e_spue[i]$ 、 $e_ryo[i]$ 、 $e_yugai[i]$ は、誤差変動を示し、それぞれ期待値 0、分散が v_spue 、 v_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 のとおり本州部の推定では 7 つ、淡路島では 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 100 万回はサンプリングせず、本州部の推定では次の 5000 万回のうち 5,000 回に 1 回サンプリングし、淡路島の推定では次の 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 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た。棄却水準は 0.05 とした。

3-3. 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 500 を超え、良好なサンプリングができたと判断された。Geweke 検定の結果も本州部の推定の lire2007、と lire2009 以外は有意差が検出された変数はなかった。本州部の推定では合計 56 の変数を推定したため、5%水準では偶然によっても 3 変数程度に有意差がでてしまうため、2 つの変数で有意差がでることは許容範囲と判断した。

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(ir)、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。また、得られたデータの観測値と期待値との関係を図 2 に示した。

本州部の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。本州部の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 (図 1 - 2 a)。本州部の推定において、狩猟と有害の捕獲率を説明する堅果類の豊凶の係数 (pr、pyr) は、いずれも 95%信頼区間でマイナスとなり、豊凶指数の増加による捕獲率の低下を説明していた(表 3 - 1)。

自然増加率は年による変動が大きく、中央値でみると、本州部では、最も低い年で 18.8% (2005 年) から最も高い年で 91.5% (2009 年)、淡路島では、24.0% (2004 年) から 100.3% (2009 年) と推定された (表 4)。また、推定幅に関しても、90%信頼限界で最も広い 2009 年には、28.1~202.7% (本州部)、27.0~197.2% (淡路島) となり、かなり広がった (表 4)。捕獲率も中央値で、狩猟捕獲率が 21.8%から 37.9% (本州部)、12.8%から 18.6% (淡路島)、有害捕獲率が 9.8%から 23.0% (本州部)、10.9%から 20.3% (淡路島) と年による変動が大きかった (表 4)。

さらに、これらの結果に基づいて計算した個体数と増加個体数を表 5、それらの動向を図 3、図 4 に示す。個体数は、年による変動はあるものの、本州部、淡路島ともに 2002 年から 2010 年にかけては増加傾向にあり、2011 年以降は、本州部では減少、淡路島ではほぼ横ばいと推定された。2012 年の個体数は、中央値で本州部 16477.8 頭 (90%信頼限界では 8142.8~47213.2 頭程度)、淡路島 8236.8 頭 (90%信頼限界では 3870.6~19161.4 頭程度) と推定された。

表 3-1 事後分布の統計量（本州部）

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
lire2002	0.4090	0.2698	-0.0570	0.4233	0.8123
lire2003	0.6867	0.2383	0.3057	0.6883	1.0558
lire2004	0.3387	0.2358	-0.0752	0.3551	0.6901
lire2005	0.1663	0.3021	-0.3789	0.1935	0.5999
lire2006	0.6602	0.2182	0.3049	0.6645	0.9955
lire2007	0.7439	0.2166	0.4043	0.7336	1.1049
lire2008	0.3466	0.2320	-0.0519	0.3673	0.6815
lire2009	0.8411	0.2927	0.3913	0.8271	1.3393
lire2010	0.1984	0.2534	-0.2780	0.2363	0.5404
lire2011	0.4029	0.2070	0.0463	0.4190	0.7101
pre2002	0.3354	0.1654	0.0948	0.3202	0.6330
pry2002	0.2196	0.1904	0.0347	0.1594	0.6359
pr	-0.2710	0.1178	-0.4645	-0.2719	-0.0790
py	-0.3356	0.3372	-0.8575	-0.2793	-0.0186
lr_spue	-2.5036	0.6200	-3.6750	-2.4137	-1.6406
lnNins	9.8799	0.5025	9.2001	9.8005	10.8322
v_spue	0.0234	0.0265	0.0042	0.0155	0.0675
v_ryo	0.0193	0.0227	0.0038	0.0129	0.0551
v_yugai	0.0259	0.0374	0.0043	0.0158	0.0772
v_ran_ryo	0.0279	0.0341	0.0047	0.0179	0.0808
v_ran_yugai	0.1396	0.6602	0.0088	0.0466	0.3255
v_ran_s	0.0442	0.0434	0.0088	0.0324	0.1164
lk	3.8205	0.9469	2.5143	3.6994	5.5410

表 3-2 事後分布の統計量（淡路島）

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
lire2002	0.4709	0.2276	0.0876	0.4797	0.8254
lire2003	0.5305	0.2323	0.1491	0.5346	0.8962
lire2004	0.2435	0.2419	-0.1655	0.2512	0.6249
lire2005	0.3102	0.3079	-0.2440	0.3371	0.7595
lire2006	0.6458	0.2590	0.2138	0.6574	1.0445
lire2007	0.6663	0.2642	0.2133	0.6803	1.0693
lire2008	0.5023	0.2848	0.0092	0.5215	0.9329
lire2009	1.0005	0.3364	0.4721	0.9900	1.5720
lire2010	0.4541	0.3361	-0.0957	0.4564	1.0024
lire2011	0.5392	0.2945	0.0895	0.5276	1.0418
pre2002	0.1701	0.1083	0.0332	0.1485	0.3819
pry2002	0.1917	0.1581	0.0295	0.1471	0.5099
lr_spue	-2.6054	0.7472	-4.0103	-2.5166	-1.5364
lnNins	9.0310	0.4647	8.2817	9.0182	9.8303
v_spue	0.0341	0.0468	0.0050	0.0207	0.1064
v_ryo	0.0405	0.0514	0.0056	0.0253	0.1248
v_yugai	0.0444	0.0599	0.0056	0.0271	0.1378
v_ran_ryo	0.0750	0.0874	0.0077	0.0490	0.2178
v_ran_yugai	0.1398	0.2197	0.0104	0.0802	0.4342
v_ran_s	0.1166	0.1006	0.0185	0.0920	0.2935
lk	4.6563	0.6016	3.8533	4.5601	5.7933

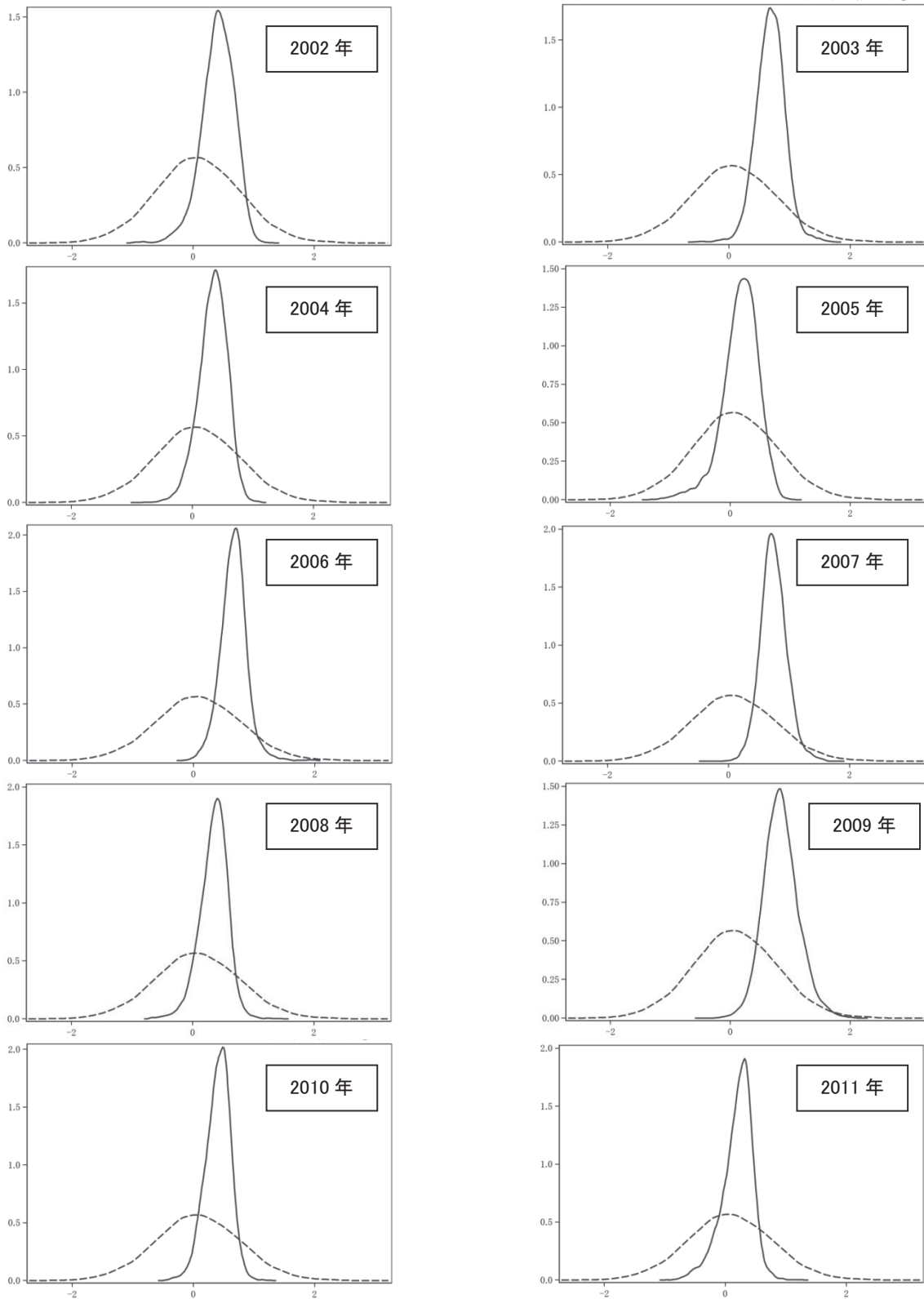


図1-1a 自然増加率の事前分布と事後分布との関係（本州部）
 実線は事後分布を破線は事前分布をそれぞれ示す。

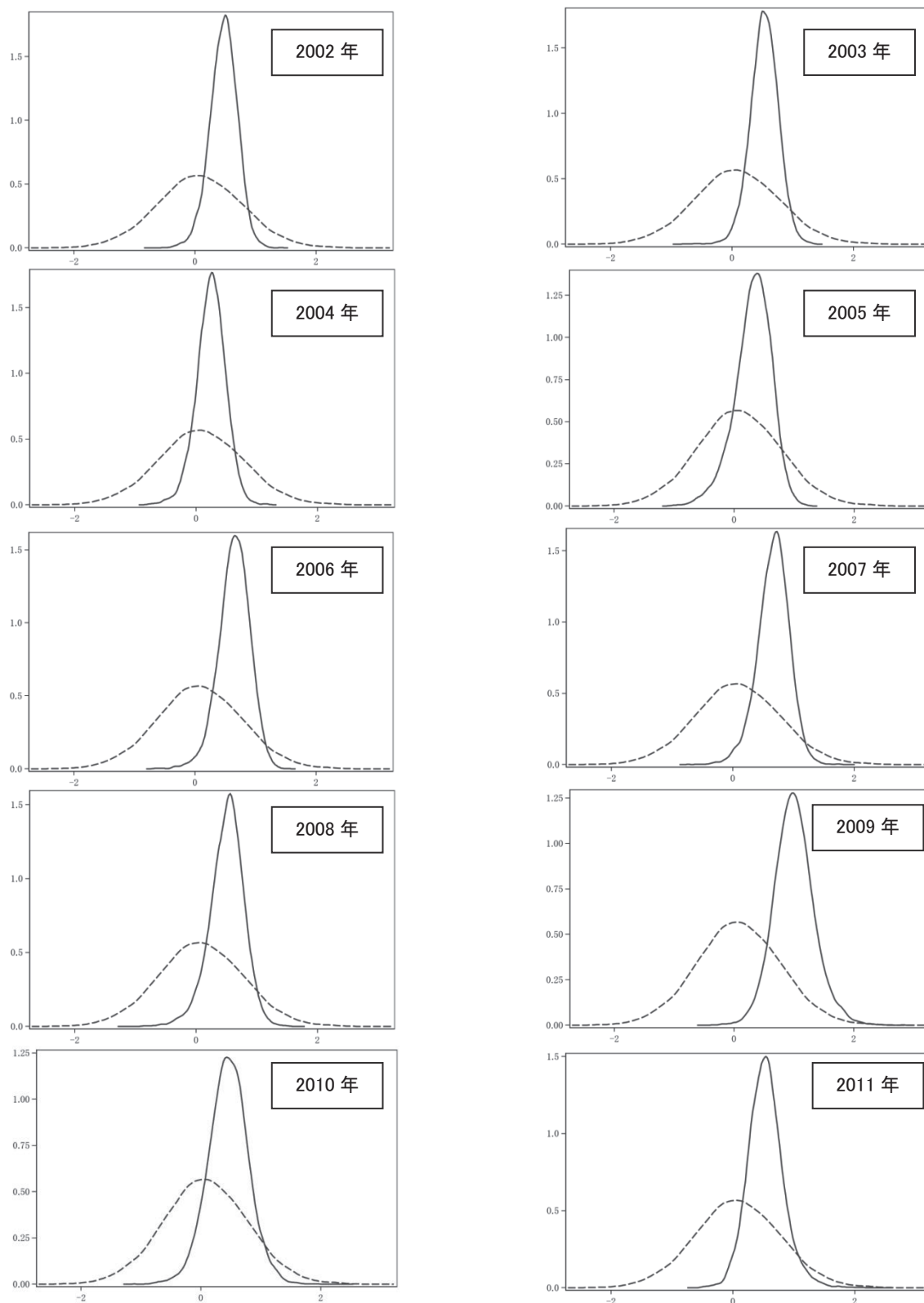


図1-1b 自然増加率の事前分布と事後分布との関係（淡路島）
 実線は事後分布を破線は事前分布をそれぞれ示す。

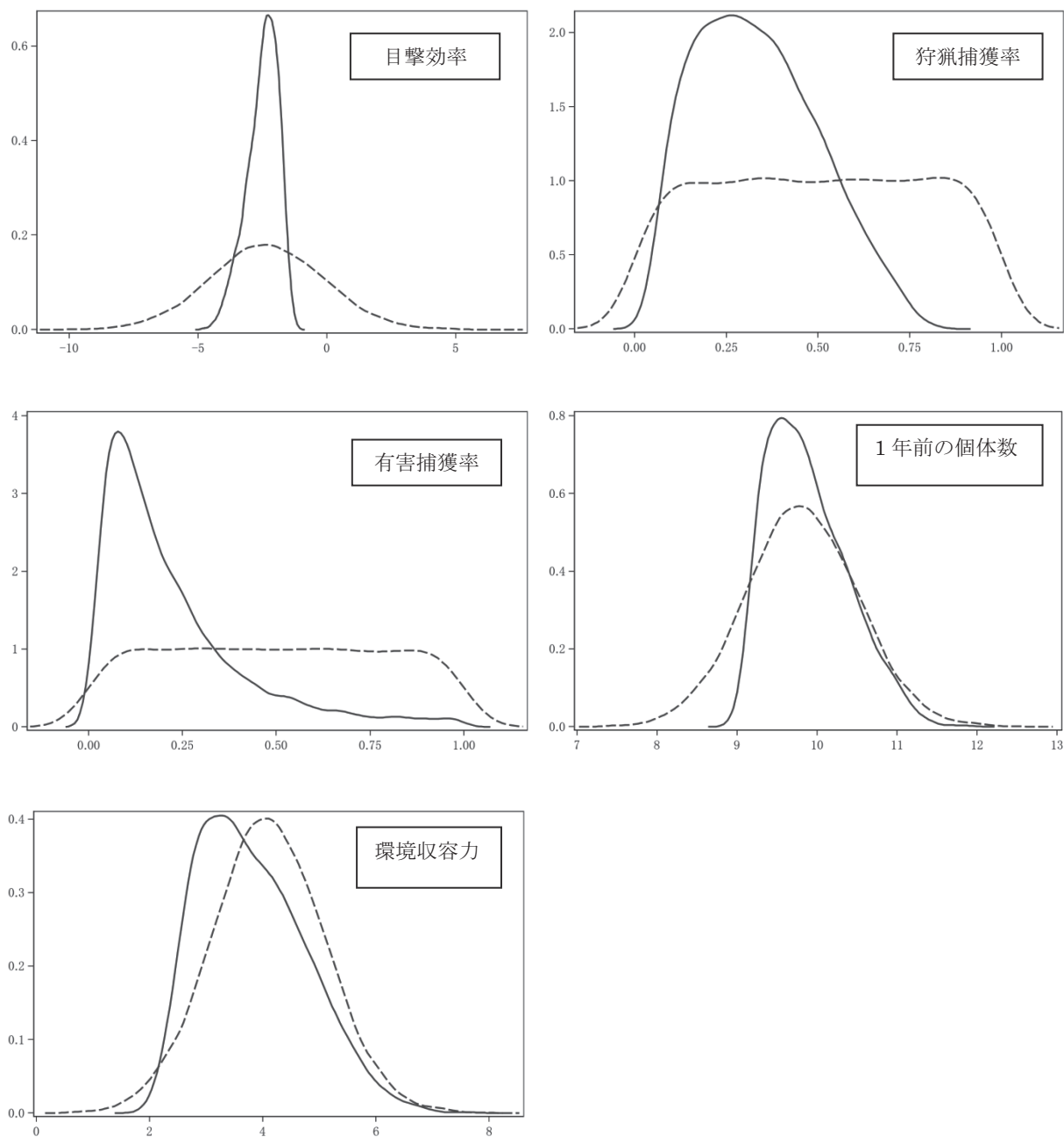


図1-2a パラメータの事前分布と事後分布との関係(本州部)

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(2011)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。

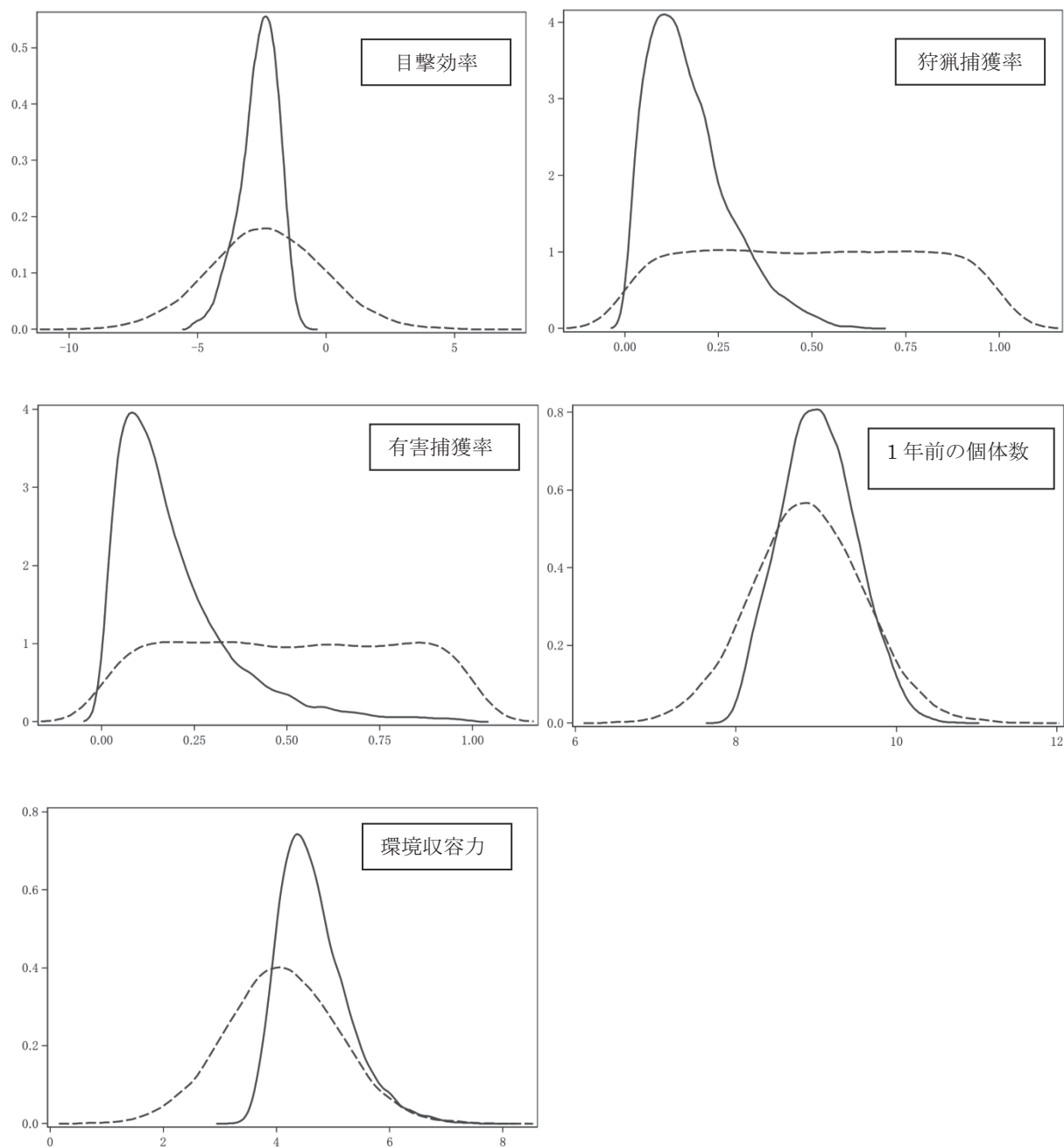


図1-2b パラメータの事前分布と事後分布との関係(淡路島)

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(2011)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 4-1 a 推定された自然増加率(ir[i])と、環境収容力(k)、目撃効率の係数(rs[i])
(本州部)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
ir2002	1.4876	0.3593	0.9660	1.4488	2.1338
ir2003	1.8187	0.3947	1.2256	1.7904	2.5046
ir2004	1.3666	0.2787	0.9586	1.3445	1.8570
ir2005	1.2234	0.2984	0.7975	1.1875	1.7681
ir2006	1.7949	0.3327	1.2610	1.7920	2.3448
ir2007	1.8791	0.3904	1.3079	1.8385	2.6015
ir2008	1.3613	0.2579	0.9678	1.3486	1.7990
ir2009	1.9939	0.5292	1.2814	1.9149	3.0263
ir2010	1.2128	0.2268	0.8578	1.2093	1.5865
ir2011	1.4365	0.2611	1.0336	1.4251	1.8705
k	77.4022	112.4000	13.3586	41.4230	255.9000
rs_2002	0.0968	0.0525	0.0253	0.0895	0.1940
rs_2003	0.0869	0.0449	0.0241	0.0815	0.1690
rs_2004	0.0825	0.0412	0.0239	0.0780	0.1570
rs_2005	0.0842	0.0423	0.0244	0.0798	0.1600
rs_2006	0.0758	0.0366	0.0230	0.0727	0.1400
rs_2007	0.0666	0.0337	0.0201	0.0624	0.1280
rs_2008	0.0564	0.0273	0.0180	0.0532	0.1050
rs_2009	0.0504	0.0246	0.0165	0.0475	0.0957
rs_2010	0.0443	0.0199	0.0157	0.0427	0.0781
rs_2011	0.0460	0.0212	0.0157	0.0439	0.0829
rs_2012	0.0432	0.0212	0.0141	0.0405	0.0812

表 4-1 b 推定された自然増加率(ir[i])、環境収容力(k)、目撃効率の係数(rs[i])
(淡路島)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
ir2002	1.5690	0.3377	1.0717	1.5395	2.1630
ir2003	1.6346	0.3598	1.1176	1.5943	2.2830
ir2004	1.2678	0.2661	0.8869	1.2401	1.7454
ir2005	1.3811	0.3613	0.8551	1.3466	2.0270
ir2006	1.7933	0.4366	1.1486	1.7548	2.5718
ir2007	1.7652	0.4169	1.1332	1.7382	2.4980
ir2008	1.5278	0.3555	1.0057	1.4937	2.1657
ir2009	2.0496	0.5192	1.2698	2.0025	2.9723
ir2010	1.3709	0.3059	0.9541	1.3304	1.9348
ir2011	1.4324	0.2640	1.0537	1.4022	1.9037
k	132.2000	123.1000	48.1484	96.5930	329.1000
rs_2002	0.0940	0.0624	0.0181	0.0807	0.2150
rs_2003	0.0920	0.0598	0.0183	0.0801	0.2090
rs_2004	0.0886	0.0579	0.0182	0.0769	0.2030
rs_2005	0.0993	0.0672	0.0189	0.0849	0.2300
rs_2006	0.0666	0.0418	0.0158	0.0576	0.1490
rs_2007	0.0528	0.0318	0.0143	0.0460	0.1150
rs_2008	0.0399	0.0230	0.0121	0.0351	0.0860
rs_2009	0.0313	0.0170	0.0104	0.0278	0.0640
rs_2010	0.0229	0.0116	0.0087	0.0204	0.0451
rs_2011	0.0192	0.0094	0.0075	0.0174	0.0373
rs_2012	0.0200	0.0100	0.0075	0.0179	0.0393

表 4-2 a 推定された狩猟捕獲率(pr[i])と有害捕獲率(py[i]) (本州部)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
pr_2002	0.3140	0.1700	0.0802	0.2890	0.6430
pr_2003	0.3350	0.1690	0.0925	0.3190	0.6470
pr_2004	0.3510	0.1690	0.1040	0.3360	0.6580
pr_2005	0.3120	0.1550	0.0908	0.2960	0.5970
pr_2006	0.3820	0.1690	0.1230	0.3760	0.6590
pr_2007	0.2510	0.1310	0.0729	0.2310	0.5050
pr_2008	0.3070	0.1410	0.1010	0.2960	0.5610
pr_2009	0.2350	0.1210	0.0737	0.2180	0.4710
pr_2010	0.3820	0.1530	0.1410	0.3790	0.6240
pr_2011	0.3070	0.1350	0.1050	0.2970	0.5400
pr_2012	0.2370	0.1160	0.0764	0.2210	0.4570
py_2002	0.1070	0.0606	0.0272	0.0977	0.2200
py_2003	0.1270	0.0670	0.0344	0.1180	0.2510
py_2004	0.1370	0.0693	0.0399	0.1280	0.2610
py_2005	0.1380	0.0731	0.0392	0.1280	0.2750
py_2006	0.1780	0.0804	0.0556	0.1740	0.3110
py_2007	0.1540	0.0823	0.0448	0.1410	0.3140
py_2008	0.1880	0.0905	0.0590	0.1770	0.3520
py_2009	0.1680	0.0891	0.0520	0.1540	0.3430
py_2010	0.2300	0.0902	0.0871	0.2300	0.3720
py_2011	0.2280	0.1020	0.0768	0.2180	0.4070
py_2012	0.2260	0.1110	0.0731	0.2100	0.4380

表 4-2 b 推定された狩猟捕獲率(pr[i])と有害捕獲率(py[i]) (淡路島)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
pr_2002	0.1700	0.1080	0.0332	0.1480	0.3820
pr_2003	0.1810	0.1130	0.0374	0.1590	0.4050
pr_2004	0.1730	0.1090	0.0358	0.1520	0.3920
pr_2005	0.1680	0.1080	0.0343	0.1470	0.3840
pr_2006	0.1590	0.0971	0.0376	0.1400	0.3540
pr_2007	0.1460	0.0877	0.0374	0.1280	0.3240
pr_2008	0.1460	0.0837	0.0423	0.1290	0.3150
pr_2009	0.1630	0.0876	0.0542	0.1450	0.3390
pr_2010	0.2040	0.0971	0.0791	0.1840	0.3980
pr_2011	0.2040	0.0951	0.0806	0.1860	0.3920
pr_2012	0.2040	0.0960	0.0786	0.1860	0.3940
py_2002	0.1430	0.0918	0.0284	0.1250	0.3210
py_2003	0.1260	0.0836	0.0237	0.1100	0.2870
py_2004	0.1350	0.0876	0.0271	0.1170	0.3050
py_2005	0.1280	0.0876	0.0235	0.1090	0.2990
py_2006	0.1590	0.0998	0.0363	0.1370	0.3560
py_2007	0.1960	0.1140	0.0531	0.1720	0.4250
py_2008	0.2210	0.1210	0.0679	0.1950	0.4680
py_2009	0.2160	0.1140	0.0726	0.1920	0.4480
py_2010	0.1990	0.0994	0.0753	0.1770	0.3980
py_2011	0.2200	0.1050	0.0866	0.2000	0.4300
py_2012	0.2250	0.1080	0.0848	0.2030	0.4400

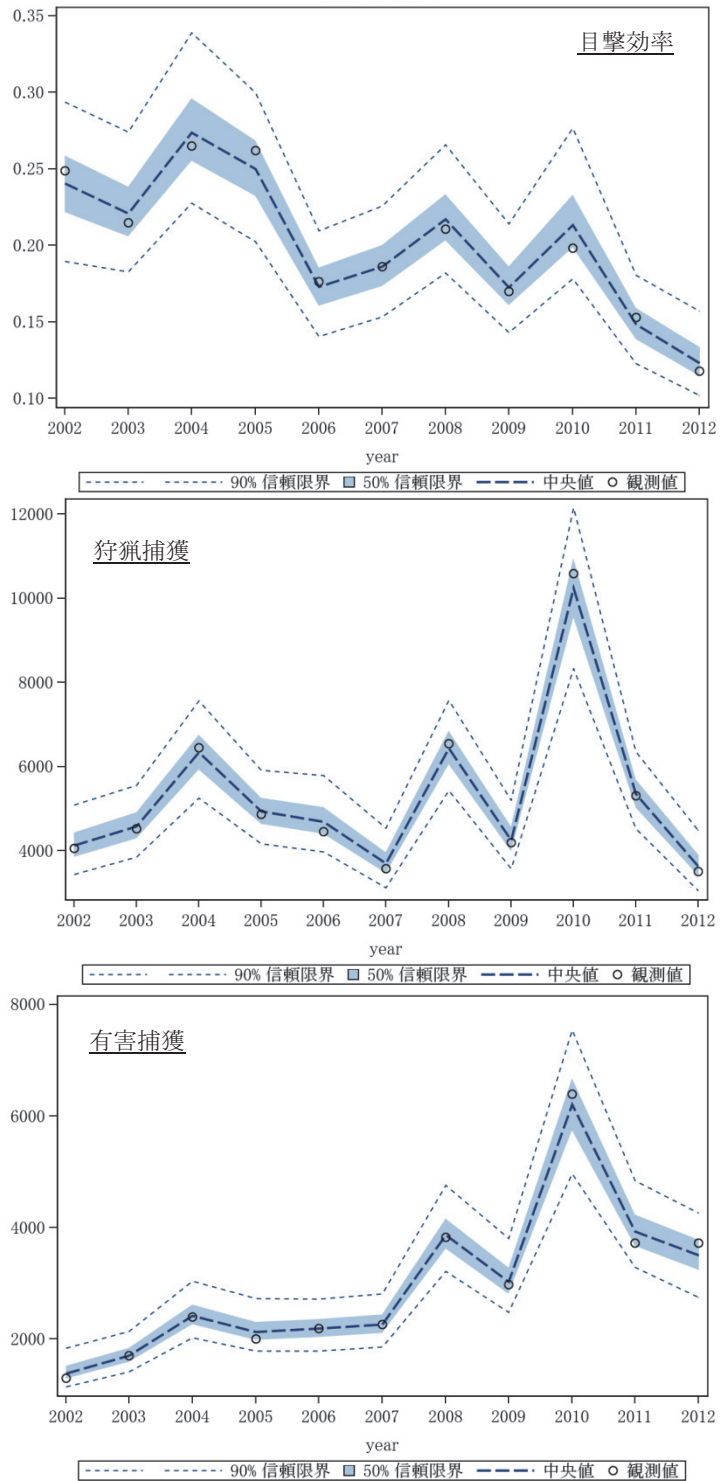


図 2-1 観測値と期待値との関係 (本州部)
 上図：目撃効率の観測値と期待値、中図：狩猟捕獲の観測値と期待値
 下図：有害捕獲の観測値と期待値
 中央値と 50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

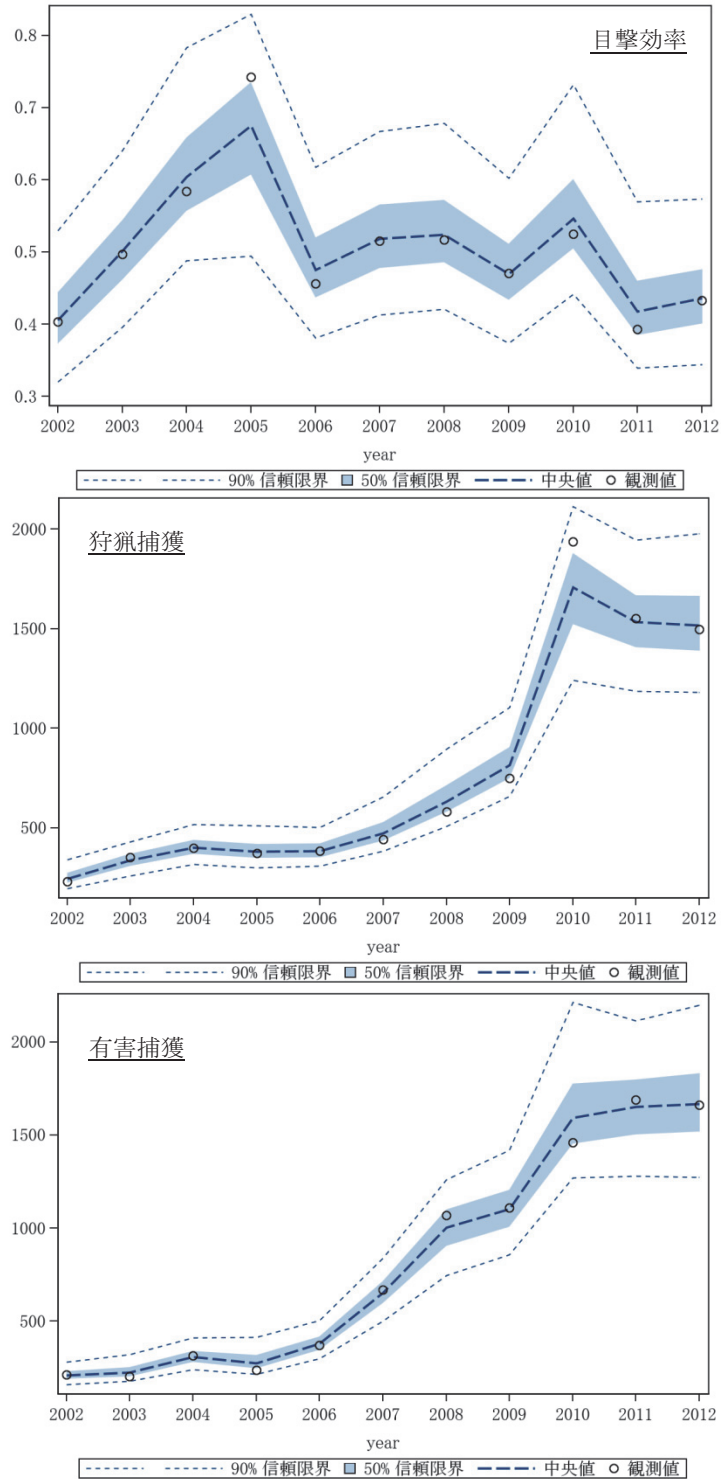


図 2-2 観測値と期待値との関係（淡路島）
 上図：目撃効率の観測値と期待値、中図：狩猟捕獲の観測値と期待値
 下図：有害捕獲の観測値と期待値
 中央値と 50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

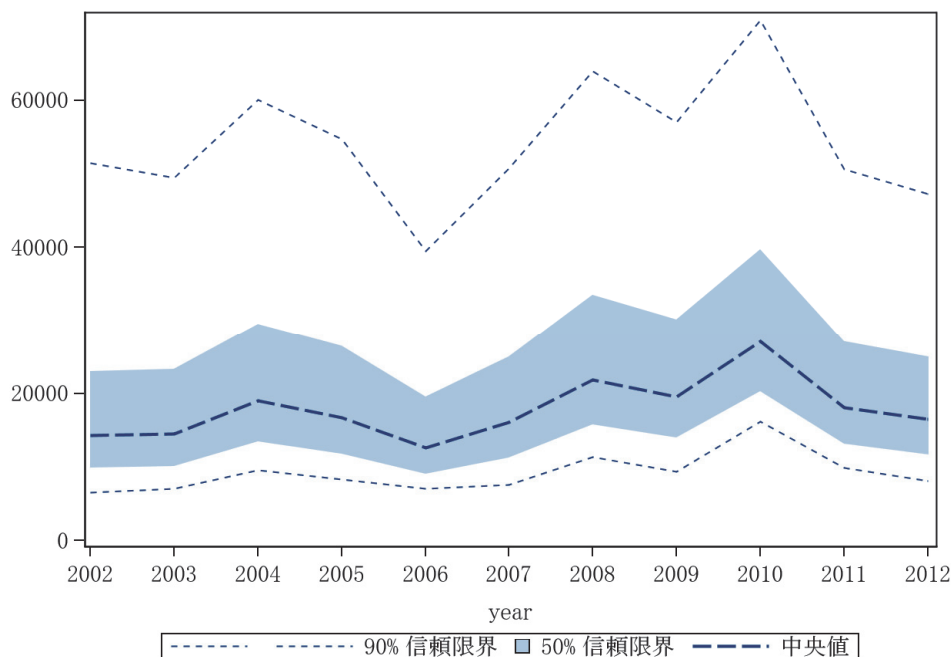


図3-1 兵庫県のイノシシの推定生息個体数の動向 (本州部)
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

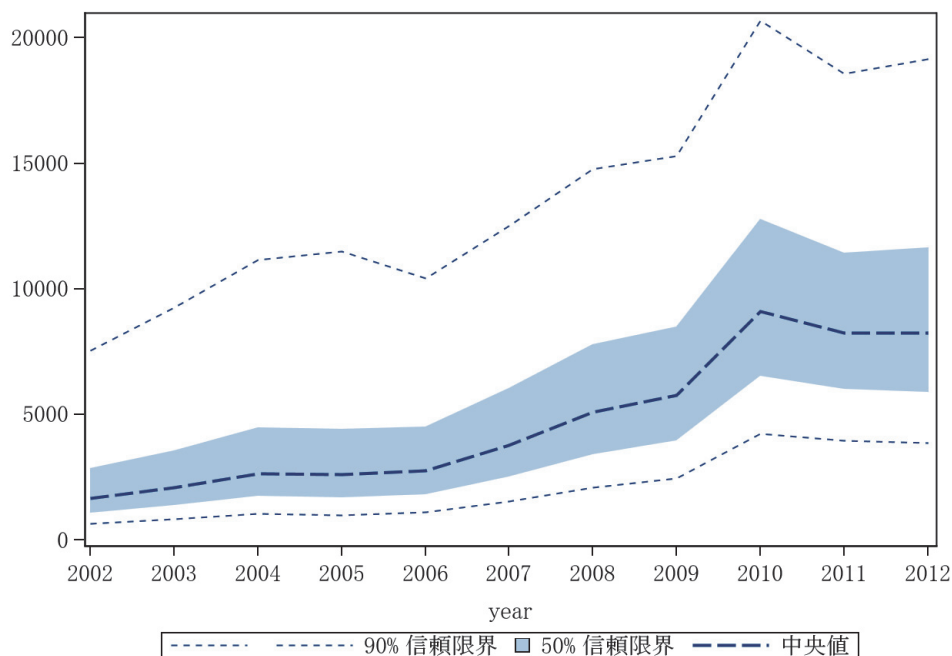


図3-2 兵庫県のイノシシの推定生息個体数の動向 (淡路島)
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

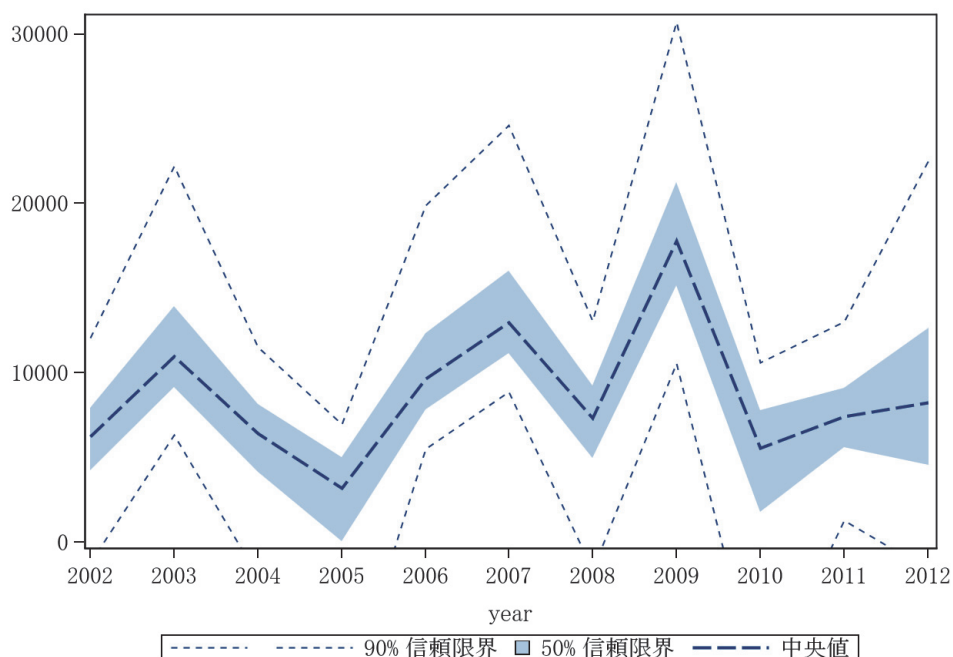


図4-1 兵庫県のイノシシの推定増加個体数の動向（本州部）
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

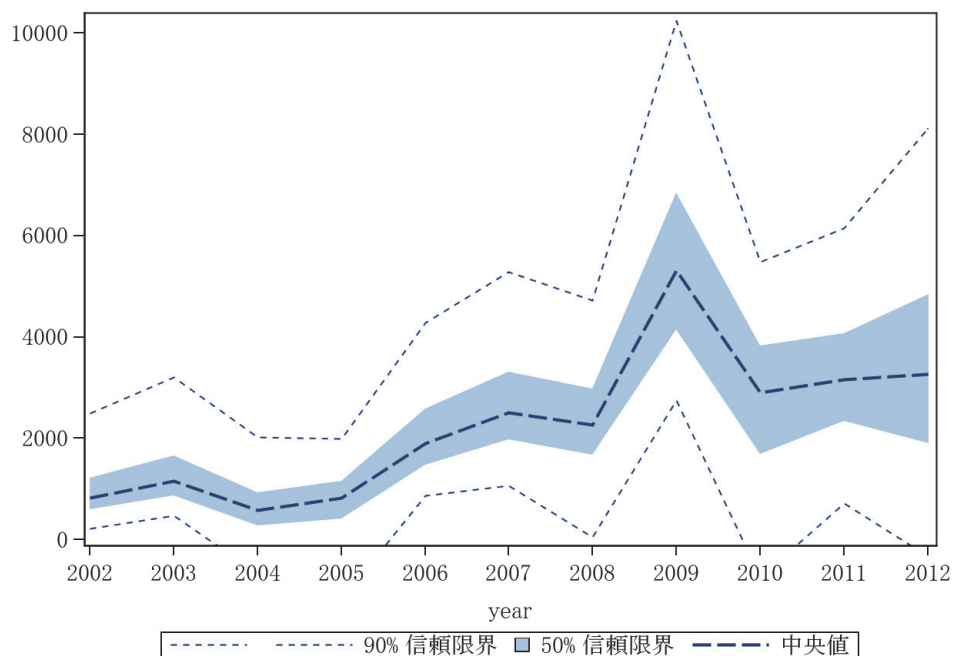


図4-2 兵庫県のイノシシの推定増加個体数の動向（淡路島）
中央値と50%信頼限界、90%信頼限界を示す。

表5-1 推定された生息個体数 $N[i]$ 、増加個体数 $inc[i]$ (本州部)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
N2002	19534.6	15998.9	6558.8	14286.5	51484.4
N2003	19484.8	14894.4	7074.6	14478.3	49440.7
N2004	24792.2	17838.3	9580.3	18977.9	60083.0
N2005	22140.8	16384.3	8278.9	16743.6	54758.6
N2006	16508.6	11493.9	7023.3	12626.9	39487.2
N2007	20632.6	14186.4	7547.0	16047.8	50752.5
N2008	27632.5	17654.2	11383.5	21861.6	63993.3
N2009	24685.9	15948.5	9322.2	19551.0	57017.1
N2010	33107.8	18581.1	16208.3	27054.7	70890.9
N2011	22453.8	13786.6	9898.0	18042.0	50625.0
N2012	20615.8	13593.6	8142.8	16477.8	47213.2
inc2002	5899.3	4384.6	-1242.3	6246.4	12046.2
inc2003	12166.4	5515.4	6314.7	10966.9	22181.8
inc2004	5819.6	4386.0	-2058.4	6402.0	11533.2
inc2005	1522.8	5958.1	-10270.4	3188.1	6958.5
inc2006	10754.0	4812.4	5522.5	9659.9	19887.8
inc2007	14336.9	5322.0	8856.1	12971.1	24609.2
inc2008	6755.4	4821.1	-1618.0	7325.2	13080.1
inc2009	18764.9	6482.5	10578.9	17783.9	30712.3
inc2010	3816.0	6505.4	-9094.8	5568.2	10587.4
inc2011	7309.0	3853.4	1268.4	7408.8	12995.9
inc2012	9002.6	8034.2	-1645.2	8239.8	22467.3

表5-2 推定された生息個体数 $N[i]$ 、増加個体数 $inc[i]$ (淡路島)

推定変数	平均	標準偏差	5%	中央値	95%
N2002	2570.6	2804.0	658.8	1669.7	7535.1
N2003	3148.0	3186.7	819.8	2095.8	9273.3
N2004	3886.4	3726.4	1036.2	2637.8	11158.1
N2005	3876.1	3750.9	993.8	2605.5	11503.3
N2006	3847.6	3404.1	1099.6	2778.1	10428.4
N2007	4955.6	3758.5	1537.0	3766.3	12498.4
N2008	6293.3	4214.4	2097.3	5096.7	14769.8
N2009	6873.9	4205.1	2457.3	5764.1	15281.2
N2010	10359.6	5351.8	4232.4	9106.4	20693.3
N2011	9336.8	4720.5	3951.0	8252.5	18588.5
N2012	9438.0	5060.8	3870.6	8236.8	19161.4
inc2002	1017.4	873.0	218.6	823.5	2496.4
inc2003	1400.4	982.9	475.1	1161.4	3197.8
inc2004	606.7	918.3	-670.3	579.9	2018.9
inc2005	690.5	1066.8	-1177.4	817.7	1996.6
inc2006	2137.1	1164.4	866.4	1904.7	4288.4
inc2007	2754.7	1392.1	1069.6	2505.9	5279.6
inc2008	2318.5	1459.9	52.8	2263.7	4728.3
inc2009	5739.8	2419.1	2755.8	5308.8	10249.6
inc2010	2681.1	1949.1	-738.3	2899.2	5485.6
inc2011	3253.3	1749.1	712.0	3158.2	6149.0
inc2012	3504.0	2702.6	-323.9	3271.8	8119.0

3-4. 考察

イノシシは、自然増加率や生息個体数の年次変動が大きく、中央値で見ると最大値と最小値の差は本州部で 72.7%、淡路島では 76.3%ある。推定個体数の傾向としては、本州部、淡路島ともに、2010 年までは増加傾向にあったが、2010 年以降は、本州部では減少傾向、淡路島ではほぼ横ばい状態であると推定された。この結果は、本州部、淡路島とも 2010 年からの捕獲数の増加により少なくとも個体数の増加は防いでいることを示している。ただし、農業被害の程度は、本州部・淡路島ともに、2010 年以降、減少していない（松本ほか 2014）、被害が深刻な地域では、さらなる捕獲強化や防護柵等の対策の充実が必要である。

毎年のイノシシの増加頭数を見ると、2011 年の推定増加個体数の中央値は、本州部で 7408.8 頭（90%信頼限界では 1268.4 頭～12995.9 頭）、淡路島では 3158.2 頭（90%信頼限界では 712.0 頭～6149.0 頭）である。2011 年の捕獲数は本州部 9147 頭、淡路島 3152 頭なので、現在の推定個体数に対する捕獲率を継続する限り、中央値で見ると、個体数の急速に減少する可能性は低い。ただし、90%信頼限界をみると推定誤差も見込んでおく必要があるため、今後の捕獲数や目撃効率、被害状況などを見ながら、毎年の推定を繰り返し、順応的に方針を設定していく必要がある。

本論文で用いた **Harvested-based model** を基本モデルとしたベイズ推定による個体数推定法は、1) 捕獲数をはじめ、個体数推定の指標となりうる複数の指標を柔軟に推定モデルに組み込みやすい、2) 自然増加率、捕獲率などの推定変数に既存の知見を事前分布として反映できる、3) 信頼区間を伴って変数を推定できるので合意形成に利用しやすい、4) 個体数、増加率などの個体群パラメータだけでなく、捕獲率などの個体群管理事業を行う上で重要な変数、推定値の分散やデータの観測誤差も推定できる、という利点がある。他方、毎年新たなデータを追加することで、過年度の推定値に関しても、前年に出した推定値と異なる値になることもある。過去にさかのぼって推定値を見直すことは、一般的な理解を困難にする恐れもあり、この手法のデメリットともいえる。ただし、その時点で得られるデータに応じて確率論的に最も妥当な確率分布を推定するのはベイズ推定の長所の一つである。特に、野生動物の管理に必要な長期的な視点で見ると、このような推定値の順応的な逐次修正は、現実と推定の乖離を防ぐために必要不可欠な作業である。

この推定方法では、別途調査を行って個体数や生息密度の指標が得られれば、それをモデルに組み込むことができるし、繁殖率など自然増加率に関する情報が得られれば、それを事前分布に組み込み推定精度を上げることも可能である。このような関連する調査研究の進展を参照しながら、推定技術の改善を続けることが求められる。また、現時点では最善の努力をした上での推定値を積極的に公表し、関係者による検証や逐次修正を受けながら、イノシシの個体群動態に関する現状認識を共有していく必要がある。

引用文献

- 藤木大介・横山真弓・坂田宏志. 2011. 兵庫県内におけるブナ科樹木 3 種の堅果の豊凶とツキノワグマの餌資源としての評価. 「兵庫県におけるツキノワグマの保護管理の現状と課題」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 3 号, pp.39-49. 兵庫県森林動物研究センター.
- Geweke, J. 1992. Evaluating the Accuracy of Sampling-Based Approaches to the Calculation of Posterior Moments. In Bayesian Statistics 4 (Bernardo, J. M., Berger, J. O., Dawid, A. P. and Smith, A. F. M. eds), pp.169-193, Oxford Univ Press, Oxford.
- Gilks, W. R., Richardson, S. and Spiegelhalter, D. 1996. Markov Chain Monte Carlo in Practice. Chapman & Hall/CRC, New York, USA, 512pp.
- 兵庫県. 2012. 第 2 期イノシシ保護管理計画. 兵庫県, 神戸, 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, R. E., Carlin, B. P., Gelman, A. and Neal R. 1998. Markov Chain Monte Carlo in Practice: A Roundtable Discussion. *The American Statistician* 52:93-100.
- 小寺祐二・神崎伸夫. 2001. 島根県石見地方におけるニホンイノシシの食性および栄養状態の季節的变化, *野生生物保護* 6(2) : 109-117.
- 松本崇・坂田宏志・岸本康誉. 2014. 兵庫県におけるニホンイノシシの生息分布と農業被害の関係. 「兵庫県におけるニホンイノシシの管理の現状と課題」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 6 号, pp.9-20. 兵庫県森林動物研究センター.
- Roberts, G. O., Gelman, A. and Gilks, W. R. 1997. Weak convergence and optimal scaling of random walk Metropolis algorithms. *Annals of Applied Probability* 7:110-120.
- 坂田宏志. 2010. 農業被害の状況把握と農業集落アンケート. 「農業集落アンケートからみるニホンジカ・イノシシの被害と対策の現状」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 2 号, pp.1-4. 兵庫県森林動物研究センター.
- 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.
- SAS Institute Inc. 2011. SAS/STAT® 9.3 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- 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(兵庫県淡路島 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.
- 上田剛平・加藤竜真・伊吾田宏正・澤田誠. 2013. 狩猟者のニホンイノシシ(*Sus scrofa leucomystax*) の捕獲数に影響する要因. *哺乳類科学* 53(1): 17-29.
- Yamamura K., Matsuda H., Yokomizo H., Kaji K., Uno H., Tamada K., Kurumada T., Saitoh T. and Hirakawa H. 2008. Harvest-based Bayesian estimation of sika deer populations using state-space models. *Population Ecology* 50: 131-144.