高速道路予定地選定の一般的指針としてのハビタット影響評価の試み

今西純一¹・森本幸裕¹

¹ 京都大学大学院農学研究科 606-8502 京都市左京区北白川追分町
(imanishi@kais.kyoto-u.ac.jp)

A habitat impact estimation procedure as a general guide for highway route selection

Junichi Imanishi¹ and Yukihiro Morimoto¹

¹ Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Oiwake-Cho, Kitashirakawa, Sakyo-Ku, Kyoto, 606-8502 Japan

Abstract: It is essential to estimate and avoid the impacts of large structures on ecosystems from an early planning stage. Although detailed and long-termed data collection is desirable, conducting such intensive surveys at a number of locations during the initial stage of highway route selection is not realistic. Conventional ecological assessment methods essentially have positive values; however, a holistic point of view for biodiversity protection is currently missing. With these concerns in mind, we carried out research on the procedure to estimate the relative impacts of highway alternative routes on habitats as a general guide for initial route selections. The estimation procedure incorporated habitat dependency indices of species groups that were hypothetically established from landscape ecological studies. We conducted a case study along US highway 93 in the Flathead Reservation, Montana, U.S.A. to observe the resourcefulness of the results in relation to the sensitivity of the 2 parameters: the assigned habitat values and the road-effect width. The consistency in the rank of the routes indicated that the estimation method can potentially be used as a general guide for a highway planning. The effects of the sets of the habitat value numbers were to operate HDIs with the numbers of grid cells and to change the degree of agreement for a longer route. The general effect of the widths of road-effect zone was to increase or decrease the difference of the estimated habitat impacts of 2 routes. Narrower buffer zones created the greater difference. The use of landscape ecological species groups has the merit of the holistic approach of the procedure. The complementary use of the estimation procedure will enhance the conventional approach that relies on rarity, typicality and ecological rank of species. Further research with actual field data was necessary to examine the detailed characteristics of the habitat impact estimation procedure.

Key words: Geographic Information System (GIS), Ecologica Impact Assessment, Habitat Dependency Index (HDI), Habitat Impact Estimation, Highways

はじめに

高速道路等の大規模構造物の建設にともない、計画初期段階から生態系への影響を評価し、その影響を回避することは欠かせない。生態学的評価において、できるだけ詳細で長期間にわたる調査が望ましいことは自明であるが、そのような集中的調査を高速道路ルート選定の初期段階で多数の場所において行うことは現実的ではない。ルート選定期間段階の一般的指針として高速道路の代替ルートがハビタットに与える影響を相対的に評価する一手法を提案した。

高速道路の野生生物のハビタットにたいする影響評価は、大気汚染や騒音の評価と比較し、環境影響評価のルーティーンに通常あまりうまく組み込まれていない。生態系影響評価のもっとも一般的な方法に、プロジェクトが選定種（通常は稀少種やアンブレラ種）のハビタットに与える影響を評価するものがある(例 Gerrard et al. 2001; Wu and Smeins 2000)。これらは、危機的状態のハビタットや絶滅危惧種の保全が生物多様性保全の観点から最も優先されるといふ事実を反映している。しかしながら、このアプ

ローチでは、選定種のハビタットが他の多くの種のハビタットと重複するところがない場合、必ずしもそれら多くの種を守ることに繋がらない可能性がある。

もちろん、選定種を用いた生態系影響評価手法にはメリットがあり、ハビタット影響評価に際しては相補的に用いるべきである。しかし、われわれは生物多様性の保全に全体論的な視点が不足していたことを指摘したい。本評価手法は、景観生態学的知見に基づき設定された生物種群とそのハビタット依存度指数 (habitat dependency index (HDI)) を用い、全体論的アプローチを具体化したものである。

評価手法の手順

高速道路ルートのハビタット影響評価手法の手順は次の通りである。

- 1) 評価対象域を決定する (人為的境界線よりも、分水嶺のような自然の境界線が望ましい)
- 2) 現状土地被覆レイヤーを作成する
- 3) ハビタット影響評価のための生物種群を設定する (後述の事例では、4つの生物種群を設定)

- 4) 各土地被覆にたいする各生物種群のハビタットバリューレベルを定義する（ハビタットバリューマトリックス（表 2）．後述の事例では，最低，低，中，高の4段階のハビタットバリューレベルを設定）
- 5) 各生物種群について，現状土地被覆レイヤーから，ハビタットバリューマトリックスに基づき，各ハビタットバリューレベルに0（最低）から1（高）までのあいだの数値を割り当てたハビタットインパクトレイヤーを作成する
- 6) 各生物種群の HDI を算出する
- 7) 道路影響幅を設定する
- 8) 各生物種群のハビタットインパクトレイヤーの値に HDI を乗算する（HDI による生物種群の重みづけ：全生物種群のレイヤーを合算した図例，図 4）
- 9) 道路影響範囲内にある，HDI により重みづけられたハビタットインパクトレイヤーの値を合算し，ハビタットインパクトとする（ここで各ルートのハビタットインパクトが求まる）
- 10) 2 つの変数（手順 5 のハビタットバリュー数値，手順 8 の道路影響幅）を変化させ，手順 5 から 10 を繰り返して，変数に対する感度の解析を行う（こ

こで変数の値を変化させた場合の各ルートのハビタットインパクトが求まる）

- 11) 感度解析の結果をあわせて，各ルートのハビタットインパクトの結果を評価する

本評価手法では，一般的ケースとしてプロジェクト対象域の生態学的データは不足しているものとの前提を置いたが，アメリカのハビタット適合指数（Habitat Suitability Index; HSI）モデルのような個別のハビタットモデルを手順 2 から 5 に置きかえることも可能である．この場合，各生物種群からそれぞれ数種の種を選定することが望ましい．

ハビタット依存度指数（habitat dependency index（HDI））は，このハビタット影響評価手法のために考案された．HDI は，評価対象域においてある生物種群が特定の地域に依存している程度を表す指数として定義される．HDI は，ある生物種群にとって価値のあるハビタットの評価対象域内における稀少性を反映している． i 番目の生物種群の HDI (D_i) は次の式から計算される．

$$D_i = \frac{R_i}{\sum_{i=1}^k R_i} \quad (1)$$

図 1. 簡単な例による HDI の算出過程の説明

$$R_i = \left(\frac{V_i}{\sum_{i=1}^k V_i} \right)^{-1} \quad (2)$$

$$V_i = \sum_{j=1}^n a_j N_j \quad (3)$$

$$\sum_{i=1}^k D_i = 1 \quad (4)$$

それゆえに、HDI は異なる生存戦略とハビタット依存度をもつ生物種群のハビタットインパクトレイヤーを統合する際の客観的な重みづけの数値として利用することが可能である。簡単な概念的な例を用いHDIの算出過程を図1に示した。

事例による検討

アメリカ合衆国モンタナ州フラットヘッド特別保留地を通る US highway 93 を事例に、提案した手法の結果の有用性と2つの変数（割り当てられたハビタットバリュー数値と道路影響幅）の感度について考察した（図2）。対象とした高速道路は、森林、草地、水などさまざまなタイプのハビタットに囲まれている。野生生物へのインパクトを低減するように、連邦および州当局と特別保留地政府は、ルートを新設する選択肢を含め既存ルートの再設計を進めている（Jones 2001）。

既存ルートは保留地の南にあるエバロ（Evaro）か

図2. アメリカ合衆国モンタナ州フラットヘッド特別保留地における US93 既存ルートと2つの代替ルート：印刷の都合上、土地被覆カテゴリーは簡略化されている。

表 1. データセット

データセット名	提供機関	属性	データ形式	スケール
1 7.5-Minute Digital Raster Graphic	U.S. Geological Survey	地形図	画像イメージ	1 : 24 000
2 Montana 90-meter Land Cover Pixels From the Gap Analysis Project	Wildlife Spatial Analysis Lab., Univ. of Montana	土地被覆	90 m グリッド	1 : 100 000
3 Census 2000 TIGER Hydrography Lines	U.S. Census Bureau	水面	線	1 : 100 000
4 Census 2000 TIGER Road Lines	U.S. Census Bureau	道路	線	1 : 100 000

ら、ジョコーバレー (Jocko Valley), ミッションバレー (Mission Valley) を通り、フラットヘッド湖の南側に位置するポリソン (Polson) 近郊に到達する。ミッションバレーの真ん中にはケトルポンドと呼ばれる季節的あるいは通年の多数の湿地がある。評価対象域は保留地内の3つの分水嶺(総計 2392 km²)からなる。われわれはケトルポンドを迂回する2つの代替ルートを実験的に設置した。それらのルートは保留地内の生態学的ミティゲーションになると考えられている (Jones 2001, 図 2)。

前項で述べた手順に従い、既存および代替ルートのハビタットインパクトの評価を行った。GIS ソフトには ArcView 3.1 (ESRI 社) を使用した。入手したデータセットは表 1 の通りである。7.5-minute Digital Raster Graphics は、ケトルポンドをデジタル化する際のベースマップとして使用した。2 車線 (片側 1 車線) の高速道路は、車道と路肩で 13.2m の幅を、農村地域で推奨される分離帯の幅を含め

ば 31.2m の幅を必要とする (Baker et al. 1975)。本研究においては 16.8m の分離帯を持つ 2 車線高速道路 (つまり 30m 幅の高速道路) を仮定した。ちなみに既存の高速道路も 2 車線である。われわれは、空間精度のレベルを制限している GAP 土地被覆データの解像度が 90m であることに注意を払いながらも、高速道路の幅、TIGER Hydrography Lines の河川の幅を考慮に入れ、すべてのデータを 30m グリッドに変換した。

手順 3 においては、ジェネラリストおよびエッジ種、森林内部種、草原種、河畔および水系種の 4 つの生物種群を選定した。ジェネラリストおよびエッジ種は、頻繁な攪乱に耐え、ランドスケープにありふれた種である (Forman 1995)。森林内部種と草原種は、道路によるハビタットの破壊や劣化を含む攪乱にたいしより敏感であり (Brody and Pelton 1989; Reijnen et al. 1995; Keyser et al. 1998)、それぞれ森林内部と草原に分布する。河畔および水系種は、一般

表 2. ハビタットバリューマトリックス

	ジェネラリスト およびエッジ種	森林内部種	草原種	河畔および水系 種
市街地	低	最低	最低	最低
農地	中	最低	低	隣接 低 その他 最低
草原	高	最低	高	隣接 高 その他 最低
低木	高	低	中	隣接 高 その他 最低
森林	0-450m 高 450m- 中	0-450m 中 450m- 高	隣接 中 その他 最低	隣接 高 その他 最低
水	隣接 高 その他 最低	隣接 高 河川 中 その他 最低	隣接 高 その他 最低	高
河畔林	0-450m 高 450m- 中	0-450m 中 450m- 高	高	高
裸地	低	低	低	隣接 低 その他 最低
お花畑	中	低	最低	隣接 低 その他 最低
雪原	低	低	最低	隣接 低 その他 最低
道路	高速道路 最低 ローカル 低	最低	高速道路 最低 ローカル 低	最低

ハビタットバリューのレベル: 最低; 低; 中; 高

「隣接」グリッドは、「最低」のバリューを含まないカテゴリーのグリッドに隣接するグリッドを表す。例えば、草原種、森林の「隣接」グリッドは、農地、草原、低木、河畔林、裸地に隣接する森林のグリッドを表す。

的に陸上生態系では空間的に制限されている水体に依存する(Vos and Chardon 1998). 評価対象域に潜在的に存在する種としては、ジェネラリストおよびエッジ種としてはレッドフォックス(*Vulpes vulpes*)とアメリカムシクイ(*Dendroica petechia*), 森林内部種としてはグレイウルフ(*Canis lupus*)とグリズリーベア(*Ursus arctos horribilis*), 草地種としてはソウゲンハヤブサ(*Falco mexicanus*)とブロングホーン(*Antilocapra americana*), 河畔および水系種としてはアメリカビーバー(*Castor canadensis*)とブルトラウト(*Salvelinus confluentus*)などが含まれるが、個々の生物種の分布データは不足しており、それぞれの生物種群が同様の生息パターンを持っているとの仮定を置いた。

手順4において、評価対象地のハビタットバリューマトリックスは表2のように定義された。各生物種群にたいし4つのハビタットバリューレベル(つまり、その生物種群にたいする4つのインパクトレ

ベル)が設定された。森林および河畔林内部に到達するエッジ効果の距離には、野生生物への悪影響は森林の端から300から600mに及ぶというWilcove et al. (1986)の結果から、450mを設定した。

手順5においては、4つの数値(0-1)がハビタットバリューレベルに割り当てられた。感度解析のため本事例においては、4つの数値のセットには $y = x^n$ ($n: 1/3, 1/2, 1, 2, 3, 4, 5, 6$)の曲線に由来する数値を設定した(図3)。

手順8においては、感度解析のため道路影響幅には「道路外側の線から990mのバッファゾーン(2020mの道路影響幅)」「道路外側の線から330mのバッファゾーン」「道路外側の線から90mのバッファゾーン」「バッファゾーンなし(30mの道路影響幅)」の4つを設定した。990mのバッファゾーンの幅は、道路サイド種の侵入距離、あるいは野生生物、野火、敏感なハビタットに影響を与える人間の侵入

図3. 8つの曲線と4つのハビタットバリューレベルに割り当てられた数値:「最低」と「高」にはそれぞれ0.0000と1.0000を、「低」と「中」には、各曲線の $x=0.3333$ と $x=0.6667$ の時の y の値を割り当てた。

表3. 異なるハビタットバリュー数値のセットによる4つの生物種群のHDI

	ハビタットバリュー数値の決定に使用した曲線							
	$y=x^{1/3}$	$y=x^{1/2}$	$y=x$	$y=x^2$	$y=x^3$	$y=x^4$	$y=x^5$	$y=x^6$
ジェネラリスト およびエッジ種	0.0850	0.0848	0.0847	0.0858	0.0873	0.0885	0.0893	0.0898
森林内部種	0.1572	0.1599	0.1690	0.1891	0.2085	0.2251	0.2383	0.2481
草原種	0.1581	0.1631	0.1757	0.1898	0.1942	0.1944	0.1933	0.1920
河畔および水系種	0.5998	0.5922	0.5707	0.5354	0.5100	0.4920	0.4791	0.4701

の距離(Forman et al. 1995)に対応する近似値である。330m の幅は、10000 台/日の交通密度を持つ道路における、森林および草地の鳥類にたいする平均道路影響幅(Forman and Alexander 1998)と近似する。ちなみに、US93 の研究対象範囲の 2004 年における予測平均日交通量は、最も多い箇所では 13480 台/日、最も少ない箇所では 7190 台である。90m の幅は、生態学的群集に与える確認可能なインパクトのゾーンが 100m までであるとよく引用している英国の文献の数値(Underhill and Angold 2000)の近似である。

結果と考察

$y = x^n$ ($n: 1/3, 1/2, 1, 2, 3, 4, 5, 6$)の曲線に由来する4つのハビタットバリュー数値の8セットを用い、計算されたHDIは表3の通りである。HDIは、ジェネラリストおよびエッジ種では0.085から0.090、森林内部種では0.16から0.24、草原種では0.16から0.19、河畔および水系種では0.47から0.60の範囲をとった。どのハビタットバリュー数値のセットにおいても、ジェネラリストおよびエッジ種のHDIは最も低く、河畔および水系種のHDIは最も高かった。この結果は、ジェネラリストおよびエッジ種の耐攪乱性と、河畔および水系種に適したハビタットの評価対象域における稀少さによるものであると思われる。

た。森林内部種および草原種のHDIは中間的であった。森林内部種のHDIは $y = x^n$ ($n \geq 3$)に由来する数値のセットを用いると、草原種のHDIより大きくなった。 n の値が大きくなると、「中」程度のインパクトのグリッドの影響の相対的な大きさは、「低」いインパクトのそれに比較し、増大する(図3)。それゆえに、より多くの「中」程度のインパクトのグリッドとより少ない「低」いインパクトのグリッドを持つ森林内部種(表4)のHDIは、ハビタットバリュー数値のセットに草地種とは異なる感度の傾向を示した。

重みづけされた全生物種群のハビタットインパクトレイヤーでは、河川とケトルポンドがインパクトの最も高い地域で、湖や貯水池がインパクトの高い地域であった(図4)。草地や低木、森林は中間程度のインパクトを持つ地域であったが、草地と森林内部は、低木や森林縁部より高いインパクトを持っていた。これらの特徴は、異なるハビタットバリュー数値のセットにおいても一貫していた。

既存ルート、代替ルート1および2の総延長はそれぞれ80.5 km, 85.1 km, 89.2 kmであった。さまざまなハビタットバリュー数値および道路影響幅を用いて評価されたハビタットインパクトは、表5の通りであった。全体的に、既存ルートのインパクトは

表4. 4つの生物種群にたいするハビタットインパクトレイヤーのグリッド数

	ハビタットバリュー/インパクト			
	最低	低	中	高
ジェネラリスト およびエッジ種	33272	153539	932786	1528523
森林内部種	1175241	149260	812111	511508
草原種	1122821	603889	185048	736363
河畔および水系種	2283595	56892	0	307634

図4. HDI による重みづけ済みハビタットインパクトレイヤー（ハビタットバリューの数値の割り当てに利用した曲線は $y=x^2$: インパクトの値は 0.00 から 1.00 までの範囲の数値をとる. 0.00 が最もインパクトが低く, 1.00 が最もインパクトが高い.

表5. 異なるハビタットバリュー数値と道路影響幅による3ルート of ハビタットインパクト

ハビタットバリュー数値 の決定に使用した曲線	バッファ幅	0m			90m			330m			990m		
	ルート	既存	代替1	代替2	既存	代替1	代替2	既存	代替1	代替2	既存	代替1	代替2
	$y=x^{1/3}$	100.0	93.5	101.9	100.0	94.2	97.7	100.0	96.7	98.3	100.0	99.0	101.8
	$y=x^{1/2}$	100.0	92.4	101.3	100.0	93.3	97.2	100.0	95.8	97.9	100.0	98.3	101.7
	$y=x$	100.0	89.5	99.3	100.0	91.0	95.9	100.0	93.5	96.7	100.0	96.4	101.2
	$y=x^2$	100.0	85.5	96.2	100.0	87.9	93.8	100.0	90.5	94.9	100.0	94.0	100.3
	$y=x^3$	100.0	83.4	94.1	100.0	86.2	92.4	100.0	88.9	93.6	100.0	92.8	99.7
	$y=x^4$	100.0	82.3	92.7	100.0	85.3	91.4	100.0	88.1	92.8	100.0	92.1	99.2
	$y=x^5$	100.0	81.7	91.8	100.0	84.8	90.7	100.0	87.6	92.2	100.0	91.8	98.8
	$y=x^6$	100.0	81.3	91.1	100.0	84.5	90.2	100.0	87.3	91.8	100.0	91.6	98.6

バッファ幅: 道路外側線からのバッファの距離 (道路影響幅=バッファ幅×2+道路幅)
ハビタットインパクトは、各変数の組み合わせの中で既存ルートのインパクトを100.0とした場合の相対値

代替ルート1のものに比べて高かった。また、代替ルート1のインパクトは、代替ルート2のものより低かった。

異なるハビタットバリュー数値のセットを用いた結果、ハビタットインパクトの評価にたいする効果が以下のように明らかになった。一般的ルールとしては、ルートの距離が短く、低いハビタットインパクトの地域を通れば、そのルートのハビタットインパクトの評価は低くなる。しかしながら、本事例においては、既存ルートは最短であったがケトルポンドのようなより高いインパクトの地域を通り、代替ルートはより長いがよりインパクトの低い地域を通っていた。それゆえに、代替ルート2は $n = 1/3, 1/2, 1$ あるいは2のような小さな n の数値セットを用いたケースのいくつかにおいて、既存ルートより高いインパクトを持った。この結果は、 $n = 3, 4, 5$ あるいは6のような大きな n の数値セットは、「低」および

「中」程度のインパクトを持つグリッドに与えられる数値に比べて、「高」いインパクトを持つグリッドに与えられる数値が相対的に大きくなるので、より長いルートを支持する傾向があることを示している。逆に、より小さな n の数値セットは、より短いルートを支持した。図5は与えられた数値の効果を説明する。

道路外側線からのバッファゾーンのさまざまな幅は、ハビタットインパクトの評価にたいし、次のような一般的傾向を示した。すなわち、より狭いバッファゾーンは、ハビタットバリューのセットが同一であれば、ルート間の評価インパクトの差をより大きなものにしていた。しかしながら、バッファゾーンなしおよび990mのバッファゾーンにおいては、いくつかの例外があった。バッファゾーンなしによる評価は、30mの道路幅のみに依存しており、30mという幅では土地被覆において極端なパターンが現

図5. ハビタットバリュー数値のセットの効果：ルートAはルートBより長い（12グリッド）が、よりインパクトの低いグリッドを通っている。ルートBは、最短（4グリッド）であるが、よりインパクトの高いグリッドの上を通る。 $y=x$ の軌跡によるハビタットバリュー数値のセットを用いた結果、ルートAはルートBより高いインパクトをもつと算定された。（注記：実際のハビタットインパクトレイヤーでは各生物種群のハビタットバリューがHDIにより重みづけられた後、加算されている。したがって、最低、低、中、高というように4段階に分かれることはほとんどなく、各段階の中間の値をとることが多い。しかしながら、本図では、ハビタットバリュー数値の決定に使用する曲線の影響の全体的な傾向を概念的にわかりやすく説明するために、上記のような単純化したグリッドを示し、説明している。）

れやすいことから、ある意味で幾分気まぐれな結果を生んでいると思われた。例えば、30m 幅の既存のローカル道路に沿った高速道路ルートは、たとえ周囲の環境がその地方において最もインパクトの高い地域であったとしても、非常に低いインパクトであると評価される可能性がある。990m のバッファゾーンを用いた評価は、バレーや山脈、湿地や河川の集中している地域など評価対象地のなかのより大きなスケールのランドスケープの構造により敏感であった。

結 論

これらの結果からは、2 つの変数（ハビタットバリュー数値のセットと道路影響幅）のほとんどの組合せにおいて、3 つのルートの順位は、ハビタットインパクトの高いルートから順に既存ルート、代替ルート 2、代替ルート 1 の順であり、その順位に強い一貫性があることが読み取れた。それゆえに、本事例の場合、変数の効果は比較的小さいと考えられた。結果の一貫性は、本評価手法が高速道路計画初期段階のルート選定の一般的指針として使用が可能であることを示唆した。

また、評価手法における 2 つの変数の効果が明確になった。ハビタットバリュー数値のセットの効果は、グリッドの数とともに HDI の値を操作すること、より長いルートにたいする肯定の度合を変化させることの 2 つであった。道路影響幅の一般的な効果は、ルート間のハビタット影響評価の差を増加・減少させることであり、より狭い道路影響幅はより大きな差を作る傾向があった。バッファゾーンなしによる評価は、極端な土地被覆パターンの影響を強く受ける可能性があった。最も幅の広いバッファゾーンによる評価は、より大きなランドスケープ構造のパターンを反映していた。

景観生態学的視点から設定された生物種群の使用は、全体論的アプローチによる評価ができるというメリットがある。本評価手法の相補的使用は、種の稀少性、典型性、上位性に基づく従来のハビタット影響評価を補強するであろう。ハビタット影響評価手法の詳細な特徴を調べるために、実際のフィールドデータを用いたさらなる検証が必要である。

引用文献

- Baker, R.F. 1975. Handbook of Highway Engineering. Van Nostrand Reinhold, New York. 225-226.
Brody, A.J. and Pelton, M.R., 1989. Effects of roads on

- Black Bear movements in western North Carolina. Wildlife Society Bulletin 17: 5-10.
Forman, R.T.T. 1995. Landscape Mosaics. 436pp. Cambridge University Press, New York.
Forman, R.T.T. and Alexander L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology and Systematics 29: 207-231.
Forman, R.T.T., D.S. Friedman, D. Fitzhenry, J.D. Martin, A.S. Chen and Alexander, L.E. 1995. Ecological effects of roads: toward three summary indices and an overview for North America. Proceedings of International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructure and the Role of Ecological Engineering: 40-54.
Gerrard, R., Stine, P. Church, R. and Gilpin, M. 2001. Habitat evaluation using GIS: a case study applied to the San Joaquin Kit Fox. Landscape and Urban Planning 52: 239-255.
Jones, G., 2001. personal communication.
Keyser, A.J., Hill, G.E. and Soehren, E.C. 1998. Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. Conservation Biology 12(5): 986-994.
Reijnen, R., Foppen, R., Ter Braak, C. and Thissen, J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. Journal of Applied Ecology 32: 187-202.
Underhill, J.E. and Angold, P.G. 2000. Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. Environmental Review 8: 21-39.
Vos, C.C. and Chardon, J.P. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. Journal of Applied Ecology 35: 44-56.
Wilcove, D.S., McLellan, C.H. and Dobson, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Conservation Biology. (Soule, M.E. ed.) 237-256. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
Wu, X.B. and Smeins, F.E. 2000. Multiple-scale habitat modeling approach for rare plant conservation. Landscape and Urban Planning 51: 11-28.

（受付 2002 年 8 月 30 日）

（受理 2002 年 11 月 15 日）