

北海道十勝地域におけるアカギツネ (*Vulpes vulpes*) の ロードキル発生に対する影響要因の解析： 道路周辺の景観構造およびエゾシカ駆除・狩猟の影響に注目して

西尾 翼¹, 高田まゆら¹, 宇野 裕之², 佐藤 喜和³, 柳川 久⁴

¹帯広畜産大学動物生態学研究室

²北海道立総合研究機構・環境地質研究本部・環境科学センター自然環境部

³酪農学園大学

⁴帯広畜産大学野生動物管理学研究室

摘 要

本研究では、北海道十勝地域において頻繁にロードキルが発生しているアカギツネ *Vulpes vulpes* (以下キツネ) を対象に、北海道開発局が収集した国道におけるロードキルデータを用いて、その発生数が道路の交通量や道路周辺の景観構造およびエゾシカ (*Cervus nippon yesoensis*, 以下シカ) の駆除・狩猟から受ける影響を検討した。2000～2009年のキツネの国道におけるロードキルデータを2つの季節に分け、国道を2 km 毎に区切ったトランセクト内のロードキル発生数を目的変数とした一般化線形モデルによる解析を行った。考慮した影響要因は、トランセクト内の平均交通量、トランセクトの中心から半径1 km 内に含まれる市街地、草地、農耕地、森林の面積率、河川総延長、景観の多様性指数、シカの平均駆除数、平均狩猟数、シカの平均生息密度指標である。その結果、産仔・育仔期 (3月～8月) のキツネのロードキル発生数は局所的な交通量とともに増加したがある一定の交通量を超えると減少し、さらに道路周辺に草地が多くシカの狩猟数が多い場所で多くなった。分散・交尾期 (9月～2月) のキツネのロードキル発生数は景観の多様性指数が高く、かつシカの密度指標が低い場所で多かった。本研究により、十勝におけるキツネのロードキル発生数と関係のある要因は季節によって異なることが示され、またキツネと景観の多様性との関係性やキツネによるシカ狩猟残滓利用の可能性、シカがキツネへ与える間接効果の可能性などキツネの生態に関するさまざまな仮説が提示された。

はじめに

近年、世界各地で野生動物と車両の衝突事故 (ロードキル) が増加している (Gunson et al. 2011)。大型・中型野生動物のロードキルは、人間の死傷に繋がることもあるため、野生動物の保全という観点だけでなく、車両や運転者などの安全確保という観点からも事故防止の対策が必要であると考えられる (Seiler 2005)。これまでの研究において、ロードキルの発生には空間的な偏りがあり (Clevenger et al. 2003; 荒木ほか 2006)、局所的なロードキルの発生確率は道路の構造や交通量などの局所的な要因や (Seiler 2005; Orłowski and Nowak 2006)、道路周辺の景観構造 (Grilo et al. 2009)、地形 (Kanda et al. 2006) などの様々な要因から影響を受けて決定されることがわかってきた。こうした知見から、各野生動物種のロードキルが発生するメカニズムを特定したりそのリスクマップを作成したりできると考えられる (Grilo et al. 2009)。

北海道においても大型・中型野生動物のロードキルが頻発しており、特にエゾシカ *Cervus nippon yesoensis* (以下シカ) とアカギツネ *Vulpes vulpes* (以下キツネ) のロードキルが多く (石橋ほか 1998; 井部・橋 1998)、それらの衝突や回避操作が原因と考えられる死亡事故も発生している (原 2003; 小川 2006)。そこで本研究では、北海道東部の十勝地域におけるキツネのロードキルに注目し、2000～2009年の十勝地域の国道におけるロードキルデータを用いてその発生数と関係する要因を特定した。野生動物のロードキル発生パターンは季節や対象種の生活史によって異なることが知られているため (Grilo et al. 2009; 中西ほか 2010)、本研究ではキツネの生活史

(浦口 2004 ; Uruguchi 2009 ; Gosselink et al. 2010) を参考に、3月～8月の産仔期～育仔期（以下産仔・育仔期）と9月～2月の分散期～交尾期（以下分散・交尾期）の2つの季節に分けて解析を行った。注目する要因は、局所的な国道の交通量と道路周辺の環境条件である。道路周辺の環境条件としては、草地、農耕地、森林、河川、市街地という5つの景観要素に注目した。草地、農耕地、森林、河川周辺はキツネにとって営巣地や採食地となることから（三澤ほか 1987 ; Nakazono and Ono 1987 ; Jedrzejewski and Jedrzejewska 1992 ; Uruguchi and Takahashi 1998）、これらの景観要素のうちいずれかが多く分布する場所でキツネの生息密度が高まり、その結果ロードキルが多くなる可能性が考えられた。市街地はキツネにとって採食地等として利用されるという報告がある一方（Silva et al. 2009 ; Uruguchi 2009）、住宅密度の高い場所を避けることもあることから（Adkins and Stott 1998）、市街地が多く分布する場所でキツネのロードキルが多くなることも少なくなることも両方考えられた。本研究では、各景観要素に加え景観の多様性指数との関係にも注目した（Gardiner et al. 2009 ; Kadoya and Washitani 2011）。キツネはさまざまな景観要素を同時に利用するハビタットジェネラリストと言われていることから（三澤ほか 1987 ; Silva et al. 2009）、複数の景観要素の組み合わせのパターンがロードキルの発生に大きく関わっている可能性がある（Batáry et al. 2007）。そこで、景観要素の Simpson の多様性指数とキツネのロードキル発生数との関係も検討した。この値は、景観要素の不均一性が高いほど（各景観要素の面積が同程度ずつ含まれるほど）高い値をとる。

さらに本研究では、キツネのロードキル発生とシカの有害駆除・狩猟との関係にも注目した。近年、北海道ではシカ個体数の増加が問題になっているため、農作物栽培期には有害獣駆除が、秋から春まで狩猟がそれぞれ道内各地で行われている（Kaji et al. 2010）。こうした駆除や狩猟の際に生じるシカの残滓が放置されたり、打ち損じたシカを回収できない場合があり、これらの残滓をヒグマ *Ursus arctos* が餌資源として利用したり（Sato et al. 2004）、大型猛禽類の鉛中毒の原因（Uno et al. 2009 ; Kaji et al. 2010）になっているという報告がなされている。そのため、キツネもこうしたシカの残滓を利用していると考えられ、キツネのロードキル発生とシカの有害駆除・狩猟との間に関係が見られる可能性がある。またキツネのロードキルとシカとの関係は、シカの駆除や狩猟という人為を介して生じるだけでなく、キツネが餓死等による自然死亡個体のシカ残滓を利用したり、シカの生息密度増加に伴う生態系の改変を介した間接的な影響により

生じる可能性もある。そこで、冬期のシカの生息密度指標である狩猟時のシカ目撃率（Sighting per unit effort, 以下 SPUE）（Uno et al. 2006）との関係にも注目した。以上の影響要因とキツネのロードキル発生との関係を統計モデルにより解析し、その結果を踏まえキツネのロードキルが発生しやすい場所の条件について、主に道路周辺の影響要因から考察する。

材料および方法

1. 調査地概要

北海道十勝地域は、北海道東部に位置し（42～43°N, 142～144°E）（Fig. 1）、十勝の中央部に位置する帯広市では、2000～2009年における平均気温が1月-7.26°C、7月18.23°C、平均年降水量は874.9 mm となっている（気象庁、URL: <http://www.jma.go.jp/jma/index.html> ; 最終確認日 2012年12月29日）。約6割を森林が、約2割を農耕地がそれぞれ占めており、森林ではカシワ *Quercus dentata* やヤチダモ *Fraxinus mandshurica*、ハルニレ *Ulmus davidiana* var. *japonica* やミズナラ *Quercus crispula* が優占する自然林とカラマツ *Larix kaempferi* などの人工林が、また農地では小麦や馬鈴薯、てん菜や大豆といった農作物が主にみられる。本研究の対象種であるキツネは、北海道のほぼ全域において観察され、道東部では1990年代にキツネの個体数が減少したが、2000年以降大幅な増減はない（車田ほか 2010）。

2. データ収集

北海道開発局では、国道のパトロール時に野生動物の事故死体を見つけた場合は回収し、その回収位置や日時等を記録している。本研究ではキツネのロードキルの発生数として、北海道開発局が十勝地域の国道で収集した2000年1月～2009年3月のデータを用いた。このパトロールは原則として毎日すべての国道で行われていることから、対象地域内での事故死体発見努力量は一様と考えることができる。国道の交通量は、平成17年度道路交通センサス（社団法人交通工学研究会）のデータを用いた。この交通センサスは、道路を交通量や道路条件等の著しい変化のない区間に分割し、各調査区間内の代表的な地点を選び、その地点を通過する交通量をその調査区間の交通量としたものである。十勝地域の国道計約700 km は約70地点で行われた交通量調査により交通量等が推定されている。本研究では、国道の交通量は数年の間には著しい変化がないと仮定して、キツネのロードキルが収集された2000～2009年の間の年に当たる2005年

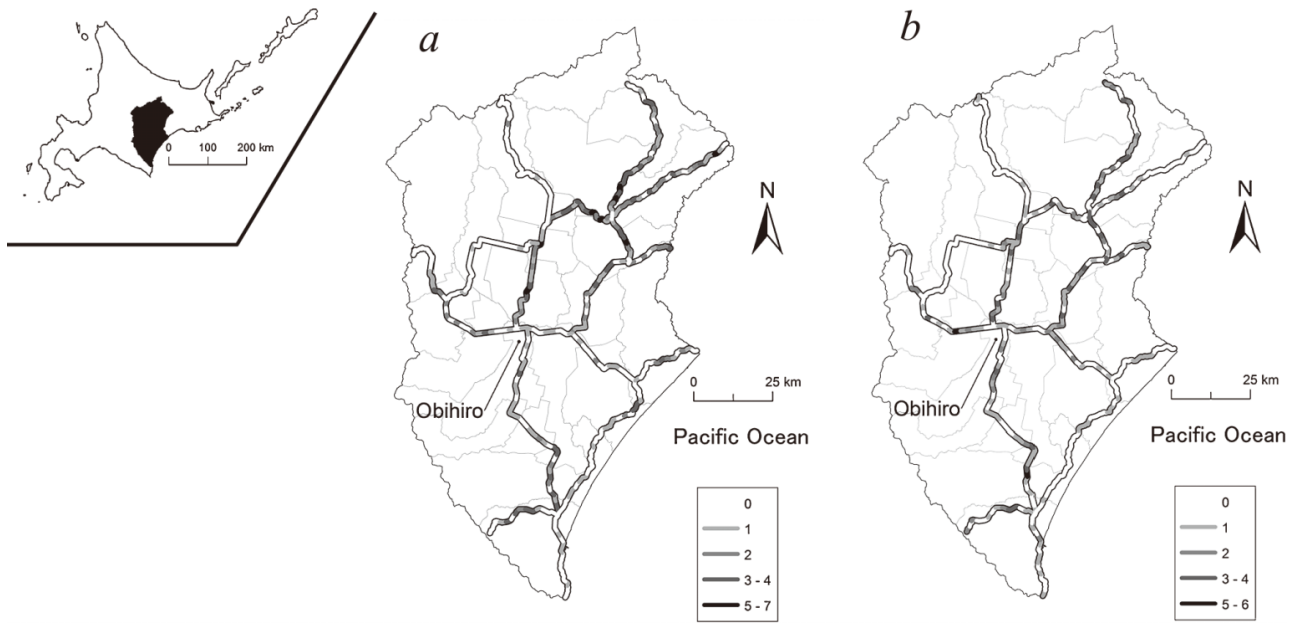


Fig. 1. Maps showing the Tokachi area (black area) in eastern Hokkaido, Japan and study sites with locations of national roads and road-kill frequency of red fox in 2 km transects during 2000 and 2009 in (a) birth and pup-rearing period (March–August), and in (b) dispersal and breeding period (September–February).

に行われた交通量データ (台/24 h) を使用した。また調査地内の景観構造には、「だいち」(ALOS) の高解像度土地利用土地被覆図(日本全域 2006 年 5 月 7 日～2011 年 4 月 17 日観測, Ver. 11. 02) (c) JAXA) を、河川および国道の空間データは 2001 年現在の数値地図 25000 (空間データ基盤) (国土地理院) をそれぞれ用いた。キツネのロードキル発生とシカの駆除・狩猟および SPUE との関係性の検討には、北海道環境科学センターが収集している鳥獣駆除および狩猟データを用いた。北海道ではシカの駆除数と狩猟数が狩猟者の報告等をもとに年度ごとに 5 km メッシュ単位で記録されている。本研究では 2000～2009 年に記録された 5 km メッシュ単位でのシカの年平均駆除数、狩猟数、SPUE を用いた。

対象地域内の国道を 2 km ごとに区切り、解析の単位であるトランセクトと定義した。トランセクト数は 303 である。3～8 月の産仔・育仔期と 9～2 月の分散・交尾期の 2 つの季節において各トランセクト内の 2000～2009 年のロードキル総発生数を算出した (Fig. 1)。次に各トランセクト内の交通量を算出するため、道路交通センサスにより推定された国道の交通量データ (台/24 h) を用いて地理情報システム (Geographic Information System, 以下 GIS) 上で対象地域内の国道の交通量を 50 m 単位で地図化し、トランセクト内の重み付け平均交通量 (台/24 h) を算出した。道路周辺の景観構造を定量化するため、トランセクトの中心点から半径 1 km の円形のバッファを発

生させた。このバッファの空間スケール (約 3. 1 km²) は、キツネの行動圏面積 (2～8 km²; 増田ほか 2009) と大きく変わらない。バッファ内に含まれる市街地、草地、農耕地、森林の面積率および河川総延長を GIS を用いて求めた。本研究ではバッファ内の景観の多様性として、生物種の多様性指標に使われる Simpson の多様性指数 D を使い、市街地、草地、農耕地、森林の 4 つの景観要素の面積率を用いて景観の多様性 D を求めた。シカの駆除数、狩猟数、SPUE は、5 km メッシュ単位で 2000～2009 年度の平均駆除数、平均狩猟数、平均 SPUE をそれぞれ GIS 上で地図化し、バッファ内の重み付け平均値を算出した。GIS によるデータの定量化には、ArcGIS9. 3. 1 と Spatial Analyst extension (ESRI ジャパン株式会社)、ArcGIS 用のエクステンションである Hawth's Tools, Xtools Pro を用いた。

3. 統計解析

統計解析には、各季節におけるトランセクト内のロードキル発生数を目的変数とした一般化線形モデルを用いた ($n=303$)。ロードキル発生数は 0 を多く含むことから、より大きな分散に対応できる負の二項分布を仮定した。説明変数として、トランセクト内の平均交通量と半径 1 km のバッファ内の各土地利用被覆面積率 (市街地、草地、農耕地、森林) および景観の多様性 D 、河川総延長、シカ平均駆除数、平均狩猟数、平均 SPUE を加えた。これらの要因のうち交通量と半径 1 km 内の市街地面積

Table 1. Explanatory variables used for explaining road-kill frequency of red fox and their tolerance values

| Variables | Mean | Range | Tolerance value |
|---|---------|-------------|-----------------|
| Average traffic volume (cars/day) | 6093.87 | 893–47144 | 0.402 |
| Landscape factors (within 1km around the center of the transect) | | | |
| Building area (%) | 5.00 | 0–95 | 0.450 |
| Grassland area (%) | 26.00 | 0–70 | 0.342 |
| PC1 | 0.09 | –3.153–2.05 | 0.326 |
| River length (m) | 3534.37 | 0–10020 | 0.901 |
| Landscape diversity index | 0.46 | 0–0.74 | 0.312 |
| Factors related to sika deer (within 1km around the center of the transect) | | | |
| Average deer harvested for nuisance control (/year/25 km ²) | 8.37 | 0–53.57 | 0.389 |
| Average deer harvested for hunting (/year/25 km ²) | 16.19 | 0–73.10 | 0.398 |
| Average deer sighted by one hunter (/year/25 km ²) | 3.16 | 0–12.63 | 0.485 |

とキツネのロードキル数の関係は単調な直線関係にならないことが予想されたため、各変数の2乗項もモデルに加えた。シカの駆除数と狩猟数は以下の理由により季節的にも空間的にも異なると考えられたことから、別の説明変数として扱った。シカの駆除は多くの農作物が栽培されている4月上旬～10月下旬に、狩猟(2000年代)は11月～2月まで主に行われた(Kaji et al. 2010)。また、駆除はシカの農作物被害が深刻な場所で多いと考えられるのに対し、狩猟はシカの冬季の生息密度が高い場所で多いと考えられる。空間自己相関の効果を統計モデルに組み込むため、トランセクトの中心点の緯度(y)と経度(x)、それらの交互作用(xy)および2乗項(x², y²)を統計モデルに加えた(Borcard et al. 1992)。以上の変数のうち、農耕地率と森林率の間に高い負の相関がみられたため(r = -0.81)、この2つの変数を主成分に変換した(以下PC1)。PC1を含めたすべての説明変数のtolerance値は0.1以上を示したため(Table 1)、説明変数間の共線性は問題ないと判断した(Quinn and Keough 2002)。キツネのロードキル数と各説明変数との関係の強さを評価するため、すべての説明変数を含む一般化線形モデルを作成し、説明変数のすべての組み合わせからなるモデル群に対してそれぞれAkaike Information Criteria (AIC)を算出した。各説明変数の重要性を検討するため、各モデルの相対的な重要性を表すAkaike weight (w_i)を用いて各変数のrelative variable importanceを計算した(Burnham and Anderson 2002)。以上の統計解析にはR for Windows 2.15.0を用いた(R Development Core Team, URL: <http://www.r-project.org/>; 最終確認日2012年12月29日)。

結 果

調査地内の国道において2000年1月～2009年3月の間に確認されたキツネのロードキルは596件であり、こ

のうち産仔・育仔期では348件、分散・交尾期では248件であった(Fig. 1)。Table 2は、各季節における統計モデル群のうちAICの低い上位5つのモデルの解析結果である。産仔・育仔期のロードキル発生数を説明する5つのモデルすべてに交通量とその2乗項、草地率、シカ狩猟数が含まれており(Table 2a)、さらにこれら各変数を含むモデルのAkaike weightの合計値は0.6以上という比較的高い値であったことから(Fig. 2)、交通量と草地率、シカ狩猟数は産仔・育仔期のロードキル発生数と強く関係していると考えられた。このことは、ロードキル発生数は草地が多く分布する場所ほど、またシカ狩猟数が多い場所ほど増加することを意味している。ロードキル発生数と交通量との関係について、AICが最も小さいベストモデルの予測値と観測値を図示したところ(Fig. 3)、それらの関係は上に凸の一山型であり、ロードキル数は交通量とともに増加するがある一定の交通量を超えると減少した。分散・交尾期のキツネのロードキル発生数を説明する上位5つのモデルのうち4つ以上で景観の多様度とシカSPUEが含まれ(Table 2b)、かつこれら各変数を含むモデルのAkaike weightの合計値は0.6以上という比較的高い値であった(Fig. 2)。このことから、分散・交尾期のロードキル発生数は、道路周辺の景観の多様度が高くシカSPUEが少ないほど増加することが示された。

考 察

北海道開発局が収集した国道におけるキツネのロードキルデータを用いて、十勝地域におけるキツネのロードキル発生数に影響を与える要因を検討した結果、道路周辺の景観構造やシカ狩猟およびシカ生息密度指標との関係性が示唆された。また産仔・育仔期と分散・交尾期でロードキル発生数と関係する要因は大きく異なることがわかった。

Table 2. Coefficients (standard errors) for the top five sub-models and null (intercept only) model for explaining road-kill frequency of red fox and their information-theoretic statistics in each period

| Model | AIC | ΔAIC | w_i | Intercept ($\times 10^3$) | Traffic volume ($\times 10^{-4}$) | Traffic volume ² ($\times 10^{-8}$) | Building area | Building area ² | Grassland area | PC1 | River length ($\times 10^{-4}$) | Landscape diversity | Deer har- vested for nuisance control ($\times 10^{-2}$) | Deer har- vested for hunting ($\times 10^{-1}$) | Deer sight- ed by one hunter (SPUE) | Latitude (γ) ($\times 10^{-2}$) | Longitude (δ) ($\times 10^{-2}$) | xy ($\times 10^{-6}$) | x^2 ($\times 10^{-6}$) | y^2 ($\times 10^{-6}$) |
|--|-------|--------------|-------|--------------------------------|---|--|-------------------|-------------------------------|-------------------|-----|---|------------------------|--|--|--|--|---|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| a. Birth and pup-rearing period (March–August) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 825.1 | 0.00 | 0.040 | -5.162 (1.399) | 0.413 (0.188) | -0.645 (0.173) | — | — | 1.589 (0.485) | — | — | -0.839 (0.459) | — | 0.120 (0.042) | — | 0.260 (0.062) | -0.293 (0.062) | 0.730 (0.142) | -0.397 (0.157) | -0.326 (0.071) |
| 2 | 826.3 | 1.16 | 0.022 | -5.073 (1.399) | 0.395 (0.189) | -0.640 (0.173) | — | — | 1.574 (0.483) | — | — | -0.834 (0.457) | -0.753 (0.816) | 0.148 (0.051) | — | 0.258 (0.062) | -0.306 (0.063) | 0.761 (0.146) | -0.409 (0.157) | -0.327 (0.071) |
| 3 | 826.4 | 1.31 | 0.021 | -4.422 (1.343) | 0.408 (0.189) | -0.654 (0.177) | — | — | 1.145 (0.431) | — | — | — | — | 0.101 (0.041) | — | 0.227 (0.060) | -0.282 (0.063) | 0.687 (0.142) | -0.325 (0.152) | -0.289 (0.068) |
| 4 | 826.8 | 1.65 | 0.017 | -5.297 (1.420) | 0.398 (0.191) | -0.685 (0.185) | — | 0.744 (1.209) | 1.664 (0.500) | — | — | -0.856 (0.458) | — | 0.121 (0.042) | — | 0.265 (0.063) | -0.293 (0.062) | 0.728 (0.142) | -0.392 (0.158) | -0.332 (0.072) |
| 5 | 826.8 | 1.71 | 0.017 | -5.274 (1.414) | 0.399 (0.190) | -0.634 (0.174) | — | — | 1.585 (0.483) | — | -0.184 (0.341) | -0.824 (0.459) | — | 0.123 (0.042) | — | 0.264 (0.063) | -0.292 (0.062) | 0.728 (0.142) | -0.392 (0.158) | -0.331 (0.072) |
| Null | 892.5 | 67.34 | 0.000 | 0.139 (0.067) | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — |
| b. Dispersal and breeding period (September–February) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 713.0 | 0.00 | 0.010 | -1.142 (1.372) | — | — | -1.686 (0.673) | — | — | — | — | 0.937 (0.496) | — | — | -0.096 (0.042) | 0.087 (0.061) | -0.265 (0.073) | 0.746 (0.172) | -0.658 (0.211) | -0.145 (0.070) |
| 2 | 713.5 | 0.43 | 0.008 | -1.604 (1.586) | 0.387 (0.207) | -0.313 (0.190) | -1.727 (0.841) | — | — | — | — | 0.865 (0.497) | — | — | -0.081 (0.046) | 0.105 (0.070) | -0.255 (0.074) | 0.744 (0.175) | -0.717 (0.215) | -0.164 (0.079) |
| 3 | 713.7 | 0.67 | 0.007 | -1.188 (1.373) | — | — | — | -2.757 (1.248) | — | — | — | 0.763 (0.495) | — | — | -0.095 (0.044) | 0.088 (0.061) | -0.262 (0.072) | 0.744 (0.172) | -0.669 (0.212) | -0.147 (0.071) |
| 4 | 714.1 | 1.09 | 0.006 | -2.152 (1.226) | — | — | — | -2.812 (1.192) | — | — | — | — | — | -0.102 (0.044) | 0.129 (0.055) | -0.264 (0.070) | 0.780 (0.167) | -0.777 (0.202) | -0.193 (0.064) | |
| 5 | 714.3 | 1.22 | 0.005 | -6.260 (1.465) | 0.166 (0.175) | — | -2.064 (0.800) | — | — | — | — | 0.939 (0.498) | — | — | -0.083 (0.046) | 0.064 (0.065) | -0.260 (0.073) | 0.736 (0.173) | -0.660 (0.212) | -0.121 (0.074) |
| Null | 758.3 | 45.25 | 0.000 | -0.192 (0.075) | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — | — |

ΔAIC, change in AIC relative to the most parsimonious model (ΔAIC), and Akaike weights (w_i) are listed for these models considered. Models are ranked according to ΔAIC.

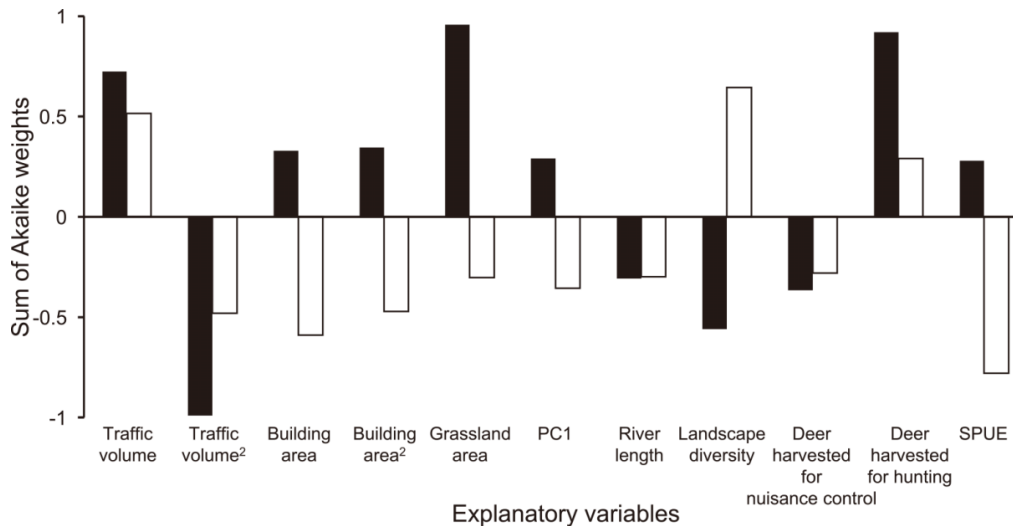


Fig. 2. Results of generalized linear models explaining road-kill frequency of red fox during the birth and pup-rearing period (black bars) and the dispersal and breeding period (white bars). Each value shows the sum of Akaike weights (w_i) for each explanatory variable, reflecting the relative importance of each variable. To make the effects of explanatory variables clear, the sums of Akaike weights are shown as negative values for those variables that have negative effects on the road-kill frequency.

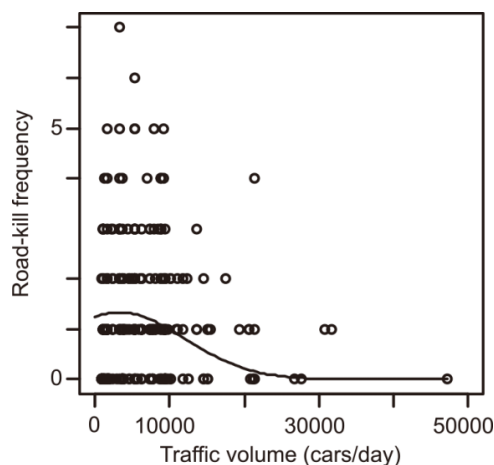


Fig. 3. Relationship between traffic volume and road-kill frequency of red fox during the birth and pup-rearing period in observed (open circles) and predicted (solid line) values by the best model (Table 2a). Note that except for traffic volume, mean values were assigned to all explanatory variables to predict values of road-kill frequency.

注目した景観構造の影響要因のうちキツネのロードキル発生数と関係が見られたのは、産仔・育仔期では道路周辺の草地面積率、分散・交尾期では道路周辺の景観の多様性であった。産仔・育仔期では、草地率が高い景観ほどロードキル発生数が多くなった。このパターンが生じた理由の1つとして、幼獣の発育には十分な日光が必要となるため (Nakazono and Ono 1987)、キツネは開放環境で選択的に育仔をすることが報告されていることから (Uraguchi and Takahashi 1998)、草地やその周辺で子育て

をしているキツネの巣密度が高まったことが考えられた。一方で分散・交尾期では、景観の多様性指数が高い場所ほどロードキル発生数が多いことがわかった。こうした関係が生じた理由の1つとして餌資源量との関連が考えられる。道東のキツネは秋期にサルナシ *Actinidia arguta* やヤマブドウ *Vitis coignetiae* などの植物の果実を多く利用する (Tsukada and Nonaka 1996)。これらのツル植物は森林内だけでなく林縁などにも多く生育すると考えられるため、キツネは森林と開放環境 (農耕地や草地等) がモザイク状に分布する場所でこれらの植物資源を十分利用できることにより、その生息密度が高まった可能性がある。しかしキツネの生息密度が一定であっても、景観の多様性指数が高い場所で環境がモザイク状に分断されている場合、キツネが異なる景観要素間を移動する際に路上に出没しやすくなった結果ロードキル数が増えた可能性も考えられる。これまでさまざまな研究において野生動物のロードキルと道路周辺の景観構造との関係が調べられてきたが (Gunson et al. 2011)、その多くが各景観要素の面積との関係にのみ注目しており、キツネのようなハビタットジェネラリストのロードキル発生と景観の多様性の関係性を明示的に検証した研究はほとんどない。本研究により、ハビタットジェネラリストのロードキル発生には各景観要素の面積だけでなく複数の景観要素の組み合わせのパターンが関わっている可能性があることが示された。

キツネのロードキル発生とシカの駆除数・狩猟数およびシカ SPUE との関係について解析した結果、産仔・育

仔期でシカの狩猟数との関係が、また分散・交尾期でシカの SPUE との関係がそれぞれ検出された。産仔・育仔期においてシカの狩猟数が多い場所でキツネのロードキル発生数が多かった理由の1つとして、シカの狩猟により発生した残滓をキツネが利用することで、シカ狩猟数の多い場所やその付近でキツネの営巣密度や出産率が増加したことが考えられる。これまでの研究でもシカ科の死亡個体残滓はキツネの重要な餌資源となっていることが多数報告されている (Jedrzejewski and Jedrzejewska 1992; Selås and Vik 2006; Kidawa and Kowalczyk 2011)。シカ狩猟数との関係が産仔・育仔期においてのみ生じたのは、シカ狩猟残滓を利用できる時期がキツネの育仔期に重なっていたからかもしれない。シカの狩猟残滓の多くは冬期の間雪に埋もれているが、キツネの育仔が始まる5月頃雪解けと同時にたくさんのシカ残滓が利用できるようになると考えられる。育仔中のキツネ類は巣に餌を持ち帰るのに効率的な大型な餌を好む傾向があることが報告されている (Home and Jhala 2009; Murdoch et al. 2010)。一方で分散・交尾期では、シカの SPUE が高い場所ほどキツネのロードキル発生数が少ないことがわかった。この関係が生じた理由の1つとして、キツネの捕食によるトップダウン効果によりシカの生息密度が下がったことが考えられるが、キツネによるシカ科の捕食はこれまでノロジカ (*Capreolus capreolus*) のような小型のシカの幼獣で主に報告されているにすぎず (Panzacchi et al. 2008)、さらにキツネの分散・交尾期に相当する9月～2月には、春に生まれたシカ幼獣はある程度の大きさに成長していると考えられることから、北海道においてキツネがシカの生息密度を下げるほど捕食しているとは考えにくい。このパターンが生じた別の可能性として、シカの生息密度増加に伴う森林生態系の変化を介した間接効果が考えられる。近年国内外においてシカの採食による森林生態系への様々な影響が明らかにされており (Côte et al. 2004)、北海道においてもシカによる森林林床の植物群落構造の改変 (稲富ほか 2012) や動物群集への影響 (Minoshima et al. 2013) が報告されている。キツネは森林でさまざまな植物・動物資源を利用していると考えられるため (Tsukada and Nonaka 1996)、シカが高密度に生息する森林ではキツネの重要な餌資源が減少し、それに伴いキツネの生息密度が減少した結果、その周辺でキツネのロードキルが減ったのかもしれない。今後はシカがキツネへ与える間接効果についても注目する必要があるだろう。本研究では、両季節ともにシカの駆除数とキツネのロードキル発生数との関係は明瞭ではなかった。シカの駆除が行われる春から秋のうち特に夏から秋はキ

ツネが利用できる餌資源の量も多いため (Tsukada and Nonaka 1996)、シカの駆除残滓の重要性が高くないのかもしれない。

北海道では、ヒグマ (Sato et al. 2004) や猛禽類 (Uno et al. 2009; Kaji et al. 2010) がシカの駆除・狩猟残滓を利用していることが確認されている。本研究により、キツネもシカの狩猟残滓を利用している可能性が示唆された。これらの野生動物が人為的に発生する餌資源を頻繁に利用することでその生態がどのように変化するのか、またその影響が他の生物等へさらに波及するののかについては不明な点が多い。こうした影響を最小限に抑えるためにシカの駆除・狩猟後の残滓回収をより徹底して行う必要があると考えられる。一方で本研究の結果は、キツネによるシカ狩猟残滓利用を証明したものではない。今後、キツネの食性分析や行動追跡等別のアプローチでキツネのシカ狩猟残滓利用やそれに伴うロードキル発生数の変化を調べる必要がある。

本研究では、産仔・育仔期においてキツネのロードキル数と局所的な交通量との関係が見られた。すなわち産仔・育仔期のキツネのロードキル数は交通量とともに増加し、ある一定の交通量を超えると減少した。キツネが交通量の極端に多い道路を避けた結果、こうした関係が生じたと考えられる。分散・繁殖期でロードキルと交通量との関係は明瞭ではなかった理由は不明であるが、考えられる理由の1つとして本研究が扱ったロードキルデータが国道に限ったものだったからかもしれない。国道だけでなく道道や一般道、農道などさまざまな道路を対象に調査し、交通量の空間変動が大きくなれば統計的にキツネのロードキル数と局所的な交通量との間の関係がより検出できるだろう。

本研究により、北海道十勝地域におけるキツネのロードキル発生に関与すると考えられる様々な影響要因が特定された。本研究で得られたロードキル発生数を説明する統計モデルは、そのリスクマップの作成にも応用できると考えられる (Grilo et al. 2009; 高田ほか 2010)。しかし十勝地域におけるキツネのロードキル発生数は、時空間的に予測が難しいシカの狩猟数やシカの生息密度指標と関係していることが示唆され、前述の通りそれらの間の関係性も不明な点が残っており、今後別の研究アプローチで検証する必要がある。また本研究では主に道路周辺の影響要因に注目していたため、キツネのロードキル発生をキツネの生息密度と道路周辺の要因との関係から主に説明したが、ロードキル発生にはキツネが路上に出没する確率など局所的な要因も大きく関与すると考えられる。局所的な要因および道路周辺の要因という複数の

空間スケールの影響要因を同時に考慮しキツネのロードキルが発生するメカニズムを明確にすることで、本地域のキツネの生態に基づいた信頼度の高いリスクマップを作成することができるだろう。また本研究では、北海道のキツネの生態に関するさまざまな仮説も提示された。すなわちキツネと景観の多様度との関係性やキツネによるシカ狩猟残滓の利用の可能性、シカがキツネに与える間接効果の可能性である。野生動物のロードキルデータは様々な種を対象に各地で収集されていると考えられる(岡村ほか 2003; Saeki and Macdonald 2004)。そのため、ロードキルデータを用いた解析は交通事故防止対策のための応用的研究だけでなく、調査の難しい野生動物の生態解明やその生態に関する新たな仮説の発見といった基礎的研究にも活用できるだろう。

謝 辞

本研究を行うにあたり、キツネのロードキルデータをはじめ様々な情報を提供していただいた国土交通省北海道開発局と、有益なご助言・ご指摘をいただいた帯広畜産大学の押田龍夫博士と紺野康夫博士、北海道大学の赤坂卓美博士に感謝申し上げます。

引用文献

- Adkins, C. A. and Stott, P. 1998. Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. *Journal of Zoology* 244: 335-346.
- 荒木奈津子・野呂美紗子・Aoisier, B.・赤坂宗光・吉村鴨彦・金子正美. 2006. 自然環境要因からみたエゾタヌキのロードキルの傾向. 第5回「野生動物と交通」: 11-16.
- Batáry, P., Báldi, A., Szél, G., Podlussány, A., Rozner, I. and Erdős, S. 2007. Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. *Diversity and Distributions* 13: 196-202.
- Borcard, D., Legendre, P. and Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045-1055.
- Burnham, K. P. and Anderson, D. R. 2002. *Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, New York, 488 pp.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B. and Gunson, K. E. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Côte, S., Rooney, T., Tremblay, J., Dussault, C. and Waller, D. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 113-147.
- Gardiner, M. N., Landis, D. A., Gratton, C., DiFonzo, C. D., O'Neal, M., Chacon, J. M., Wayo, M. T., Schmidt, N. P., Mueller, E. E. and Heimpel, G. E. 2009. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications* 19: 143-154.
- Gosselink, T. E., Piccolo, K. A., Vandeelen, T. R., Warner, R. E. and Mankin, P. C. 2010. Natal dispersal and philopatry of red foxes in urban and agricultural areas of Illinois. *The Journal of Wildlife Management* 74: 1204-1217.
- Grilo, C., Bissonette, J. A. and Margarida, S. 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142: 301-313.
- Gunson, K. E., Mountrakis, G. and Quackenbush, L. J. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92: 1074-1082.
- 原 文宏. 2003. エゾシカのロードキル対策に関する計画及び設計方法. *国際交通安全学会誌* 28: 55-62.
- Home, C. and Jhala, Y. V. 2009. Food habits of the Indian fox (*Vulpes bengalensis*) in Kutch, Gujarat, India. *Mammalian Biology* 74: 403-411.
- 井部真理子・橘 敏雄. 1998. その他の野生動物による交通事故の現況. 野生動物の交通事故対策—エコロード事始め. (大泰司紀之・井部真理子・増田 泰, 編), pp. 73-96. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- 稲富佳洋・宇野祐之・高嶋八千代・鬼丸和幸・宮木雅美・梶光一. 2012. 阿寒国立公園におけるエゾシカ生息密度の低下に伴う林床植生の変化. *保全生態学研究* 17: 185-197.
- 石橋善明・柏崎 昭・武田忠義・玉田克己・増田 泰・森崎耕一・萬 隆. 1998. エゾシカの交通事故. 野生動物の交通事故対策—エコロード事始め. (大泰司紀之・井部真理子・増田 泰, 編), pp. 23-71. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- Jedrzejewski, W. and Jedrzejewska, B. 1992. Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Bialowieza National Park, Poland. *Ecography* 15: 212-220.
- Kadoya, T. and Washitani, I. 2011. The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140: 20-26.
- Kaji, K., Saitoh, T., Uno, H., Matsuda, H. and Yamamura, K. 2010. Adaptive management of sika deer populations in Hokkaido, Japan: theory and practice. *Population Ecology* 52: 373-387.
- Kanda, L. L., Fuller, T. K. and Sievert, P. R. 2006. Landscape associations of road-killed Virginia opossums (*Diderphis virginiana*) in Central Massachusetts. *American Midland Naturalist* 156: 128-134.
- Kidawa, D. and Kowalczyk, R. 2011. The effects of sex, age, season and habitat on diet of the red fox *Vulpes vulpes* in northeastern Poland. *Acta Theriologica* 56: 209-218.
- 車田利夫・浦口宏二・玉田克己・宇野裕之・梶 光一. 2010. 北海道における15年間のアカギツネ個体数の動向. *哺乳類科学* 50: 157-163.
- 増田隆一・福江祐子・谷地森秀二・浦口宏二. 2009. タヌキとキツネの多様性科学. *哺乳類科学* 49: 137-141.
- Minoshima, M., Takada, M. B., Agetsuma, N. and Hiura, T. 2013. Sika deer browsing differentially affects web-building spider densities in high and low productivity forest understories. *Eco-*

- science 20: 55–64.
- 三澤英一・阿部 永・太田嘉四夫. 1987. 苫小牧演習林におけるキタキツネ *Vulpes vulpes schrencki* KISHIDA の生態学研究: キタキツネの行動域と土地利用. 北海道大学農学部演習林研究報告 44: 675–687.
- Murdoch, J. D., Munkhzul, T., Buyandelger, S., Reading, R. P. and Sillero-Zubiri, C. 2010. Seasonal food habits of corsac and red foxes in Mongolia and the potential for competition. *Mammalian Biology* 75: 36–44.
- 中西 希・伊澤雅子・寺西あゆみ・土肥昭夫. 2010. ツシヤマネコの交通事故遭遇個体の年齢構成. 保全生態学研究 15: 39–46.
- 中園敏之. 1989. 九州におけるホンドギツネのハビタット利用パターン. 哺乳類科学 29: 51–62.
- Nakazono, T. and Ono, Y. 1987. Den distribution and den use by the red fox *Vulpes vulpes japonica* in Kyushu. *Ecological Research* 2: 265–277.
- 小川 巖. 2006. キツネが原因の高速道路における人身事故の事例と侵入防止対策. 第5回「野生動物と交通」研究発表会講演論文集, pp. 5–10. エコネットワーク, 札幌.
- 岡村麻生・鎌 雅哉・伊澤雅子・土肥昭夫・坂口法明・辺戸名朝洋・具志堅篤・玉城米吉. 2003. イリオモテヤマネコの交通事故とその防止に向けての試み. 第2回「野生動物と交通」研究発表会講演論文集, pp. 67–74. エコネットワーク, 札幌.
- Orlowski, G. and Nowak, L. 2006. Factors influencing mammal road-kills in the agricultural landscape of south-western Poland. *Polish Journal of Ecology* 54: 283–294.
- Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Odden, M. and Andersen, R. 2008. When a generalist becomes a specialist: patterns of red fox predation on roe deer fawns under contrasting conditions. *Canadian Journal of Zoology* 86: 116–126.
- Quinn, G. P. and Keough, M. J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge, 537 pp.
- Saeki, M. and Macdonald, D. W. 2004. The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: 559–571.
- Sato, Y., Aoi, T., Kaji, K. and Takatsuki, S. 2004. Temporal changes in the population density and diet of brown bears in eastern Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 29: 47–53.
- Seiler, A. 2005. Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371–382.
- Selås, V. and Vik, J. O. 2006. Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897–1976. *Journal of Zoology* 269: 299–308.
- Silva, M., Johnson, K. M. and Opps, S. B. 2009. Habitat use and home range size of red foxes in Prince Edward Island (Canada) based on snow-tracking and radio-telemetry data. *Central European Journal of Biology* 4: 229–240.
- 高田まゆら・鈴木 牧・落合啓二・浅田正彦・宮下 直. 2010. 景観構造を考慮したニホンジカによる水稲被害発生機構の解明とリスクマップの作成. 保全生態学研究 15: 203–210.
- Tsukada, H. and Nonaka, N. 1996. Foraging behavior of red foxes *Vulpes vulpes schrencki* utilizing human food in the Shiretoko National Park, Hokkaido. *Mammal Study* 21: 137–151.
- Uno, H., Kaji, K., Saitoh, T., Matsuda, H., Hirakawa, H., Yamamura, K. and Tamada, K. 2006. Evaluation of relative density indices for sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 21: 624–632.
- Uno, H., Kaji, K. and Tamada, K. 2009. Sika deer irruptions and their management on Hokkaido Island, Japan. In (D. R. McCullough, S. Takatsuki and K. Kaji, eds.) *Sika Deer: Biology and Management of Native and Introduced Populations*, pp. 405–419. Springer, Tokyo.
- 浦口宏二. 2004. 都市ギツネの個体数推定—位置のデータで数を知る—. 哺乳類科学 44: 87–90.
- Uraguchi, K. 2009. *Vulpes vulpes*. In (S. Ohdachi, Y. Ishibashi, M. Iwasa and T. Saitoh, eds.) *The Wild Mammals of Japan*, pp. 214–215. Shoukadoh Book Seller, Kyoto.
- Uraguchi, K. and Takahashi, K. 1998. Den site selection and utilization by the red fox in Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 23: 31–40.

ABSTRACT

Factors influencing road-kill frequency of red fox *Vulpes vulpes* with attention to the effects of landscape structure and harvest of sika deer *Cervus nippon yezoensis* for nuisance control and hunting in eastern Hokkaido, Japan

Tsubasa Nishio¹, Mayura B. Takada^{1,*}, Hiroyuki Uno², Yoshikazu Sato³ and Hisashi Yanagawa⁴

¹Laboratory of Animal Ecology, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine, Obihiro, Hokkaido 080-8555, Japan

²Institute of Environmental Sciences, Hokkaido Research Organization, Sapporo, Hokkaido 060-0819, Japan

³Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

⁴Laboratory of Wildlife Management, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine, Obihiro, Hokkaido 080-8555, Japan

*E-mail: mayura@obihiro.ac.jp

We analyzed factors affecting the road-kill frequency of red fox, *Vulpes vulpes*, including landscape structure around the roads, and harvest of sika deer, *Cervus nippon yezoensis*, for nuisance control and hunting in eastern Hokkaido, Japan. Generalized linear models explaining the road-kill frequency of red fox in each 2 km transect were generated for the birth and pup-rearing period, and for the dispersal and breeding period, using road-kill data for 2000 and 2009 on national roads. Model selection revealed that the road-kill frequency during birth and pup-rearing period increased with increasing proportion of grassland area and the number of deer harvested for hunting within a 1 km radius of the center of the transect. The road-kill frequency during the dispersal and breeding period was associated with landscape diversity index positively, and with deer density index negatively around the transect. These results suggest that important factors affecting red fox road-kill frequency differed between the two periods. We also suggest possible effects on red fox of landscape diversity, utilization of shot deer carcasses, and indirect effects of deer.

Key words: deer management, habitat generalist, landscape diversity, wildlife-vehicle collision

受付日：2012年12月29日，受理日：2013年9月22日

著者：西尾 翼・高田まゆら*，〒080-8555 北海道帯広市稲田町西2線11番地 帯広畜産大学動物生態学研究室

*✉ mayura@obihiro.ac.jp

宇野裕之，〒060-0819 札幌市北区19条西12丁目 北海道立総合研究機構・環境地質研究本部・環境科学センター自然環境部

佐藤喜和，〒069-8501 北海道江別市文教台緑町582 酪農学園大学

柳川 久，〒080-8555 北海道帯広市稲田町西2線11 帯広畜産大学野生動物管理学研究室