

表題：北海道十勝地域の農地景観におけるニホンジカおよびアカギツネの河畔
林利用頻度に影響する要因とその季節変化

英語表題：Factors affecting frequency of riparian forest use by sika deer and red foxes
in an agricultural landscape in Tokachi, Hokkaido, and their seasonal variation

簡略表題：農地景観におけるシカとキツネの河畔林利用

著者：大熊 勳^{1,2}，吉松大基²，高田まゆら³，赤坂卓美⁴，柳川 久^{1,2}

Authors: Isao Okuma^{1,2}, Daiki Yoshimatsu², Mayura B.

Takada³, Takumi Akasaka⁴ and Hisashi Yanagawa^{1,2}

所属：¹岩手大学大学院 連合農学研究科・²帯広畜産大学 野生動物管理学研
究室・³東京大学大学院農学生命科学研究科附属生態調和農学機構・⁴帯広畜産大
学 保全生態学研究室

所属英文：¹The United Graduate School of Agricultural Sciences, Iwate University, ²

Laboratory of Wildlife Ecology, Obihiro University of Agriculture and Veterinary

Medicine, ³Institute for Sustainable Agro-ecosystem Services, School of Agriculture and Life Sciences, University of Tokyo, ⁴Laboratory of Conservation Ecology, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine

³〒188-0002 東京都西東京市緑町 1-1-1 東京大学大学院農学生命科学研究科附属生態調和農学機構 Institute for Sustainable Agro-ecosystem Services, School of Agriculture and Life Sciences, University of Tokyo, Japan.

e-mail: mayura@isas.a.u-tokyo.ac.jp

要 約

北海道十勝地域の森林は農地開発に伴って大きく減少しており、残存する河畔林が森林棲の動物の限られた生息地として機能している。本地域の河畔林は農業被害を引き起こすニホンジカ *Cervus nippon* (以下、シカ) やエキノコックス症を媒介するアカギツネ *Vulpes vulpes* (以下、キツネ) にも利用されており、これらの種がどのような河畔林を頻繁に利用するかわかっていない。本研究では北海道十勝地域においてシカおよびキツネによる河畔林利用頻度を測定し、頻度が高くなる地点の条件と影響要因が最も強く作用する空間スケールを特定した。2011年5月～2012年12月に十勝川水系の河川に5km間隔で計37台の自動撮影カメラを設置し、シカおよびキツネによる河畔林利用頻度を測定した。各季節(春:3～5月、夏:6～8月、秋:9～11月、冬:12～2月)の両種の撮影頻度を目的変数とした一般化線形混合モデルを構築し、これに影響する要因を調べた。考慮した影響要因は、カメラ設置地点の胸高断面積合計と下層植生被度および河畔林の幅、餌資源となりうる小型鳥類および小型哺乳類の100カメラ日あたりの撮影頻度(キツネのモデルのみ)、カメラ設置地点を中心とした半径100～800mバッファ内の森林、農地、市街地の面積率および河川総延長、カメラ設置地点から山間部までの距離(シカのモデルのみ)である。解析の結果、シカの夏の河畔林利用頻度は河畔林地点の周辺400mに農地、森林および河川が多く分布するほ

ど高くなり、秋ではこれらの要因に加えて下層植生被度が高いほど高くなった。キツネの河畔林利用頻度は春では周辺200mに森林が多いほど低くなり、夏では小型鳥類の撮影頻度が高いほど高くなり、冬では周辺200mに市街地が多いほど高くなった。秋の利用頻度に影響した要因は不明だった。本研究により、十勝の農地景観におけるシカおよびキツネの河畔林利用頻度に影響する環境要因とそれらが強く作用する空間スケールが明らかになった。本研究で用いたアプローチによりシカやキツネの利用頻度が高い河畔林地点を特定しそれらの地点やその周辺を適切に管理することで、軋轢をもたらしうる種による河畔林利用を制限し、軋轢の発生地への両種の進出を抑えられる可能性がある。

キーワード

自動撮影カメラ, 生息地管理, 多重スケール, 野生動物管理, GIS

Abstract

Forests had dramatically decreased with agricultural development in Tokachi, Hokkaido, Japan. Remaining riparian forests provide suitable habitats for various wildlife species, including sika deer (*Cervus nippon*) that seriously damage agricultural crops, and red foxes (*Vulpes vulpes*) that can transmit echinococcosis. We used 37 infrared cameras to

examine the local and landscape-scale factors affecting frequency of riparian forest use by deer and foxes from March 2011 to December 2012 in Tokachi. In summer and autumn, the capture frequency of deer positively associated with area of forest and farmland, and riverine length within 300-m buffer from each camera. Additionally, deer also preferred dense understory vegetation in autumn. Influential factors on the capture frequency of foxes varied with seasons; amount of forest area within 200-m buffer size in spring (negatively associated), relative abundance of small birds in summer (positively associated), and amount of urban area within 200-m buffer in winter (positively associated).

Key words

GIS, habitat management, infrared camera, multiple scales, wildlife management

はじめに

北海道十勝地域は日本を代表する農業地帯の1つである。本地域の平野部に存在していた森林の多くは農地開発によって減少した。例えば、帯広市近郊における1989年の森林割合は開拓当初の1896年に比べ4.3%までに減少した(Konno 2002a)。現在の十勝地域における森林面積は地域面積の30%に満たない(Akasaka

et al. 2012)。しかし、十勝川や札内川などの大河川周辺には、河畔林が発達している。これらの河畔林はニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）、アカギツネ *Vulpes vulpes*（以下、キツネ）、ヒグマ *Ursus arctos*、タイリクモモンガ *Pteromys volans* およびコウモリ類などの様々な野生動物に生息地やコリドーとして利用されていることが知られている（辻ほか 2004；吉岡・柳川2008；Akasaka et al. 2010）。

本地域の河畔林を利用する野生動物のうち、シカとキツネは特に人との軋轢を生み出しやすい種である。シカによる農業被害は十勝地域において深刻であり、その農林業被害額は約8億6000万円に及んでいる（北海道 URL：<http://www.pref.hokkaido.lg.jp/ks/est/>；最終確認日2015年3月12日）。またキツネは多包性エキノコックス症（以下、エキノコックス症）を媒介する種であり、北海道では人間への感染リスクの抑制が大きな課題となっている（Nonaka et al. 2006；Takyu et al. 2013）。山間部から農地や市街地など人の生活する空間まで連続した河畔林は、野生動物の移動を促進し、人との軋轢を増加させる可能性がある（望月ほか 2009）。シカは河畔林を移動経路として利用すると考えられ（Clements et al. 2011）、山間部から農地へ移動することが農業被害を拡大させている可能性がある。またキツネは河畔林を生息地として利用することが報告されており（Uraguchi and Takahashi 1998）、キツネが生息する河畔林が市街地や農地の付近

にあれば、人とキツネおよびその糞との接触機会が増加すると考えられる。

シカおよびキツネとの軋轢を軽減させるためには両種の市街地や農地への進出を抑えることが重要であり、そのためには両種が利用する河畔林の特徴を明らかにすることが有効である。しかし本地域の河畔林をはじめとする森林における野生動物による生息地選択に影響する要因についての研究は、小型哺乳類および鳥類を対象にした保全生態学的な研究が多く（辻ほか 2004；東城ほか 2008；平井ほか 2008；石井ほか 2008；Akasaka et al. 2010）、シカやキツネ等の中・大型動物を対象にした研究はほとんど無い。

そこで本研究では、北海道十勝地域の十勝川水系の河畔林に自動撮影カメラを設置し、農地景観における季節ごとのシカおよびキツネによる河畔林の利用頻度を調べ、これに影響する主要な環境要因を明らかにするとともに、それらの要因が強く作用する空間スケールを特定した。野生動物による農地景観の森林利用には局所的な要因のほか（Červinka et al. 2013）、林分の周囲の景観構造が作用することが知られている（Hilty et al. 2006；Davies and Pullin 2007）。このため本研究では河畔林内のカメラ設置地点の局所環境およびその周囲の景観構造と両種による河畔林利用頻度との関係を解析し、各季節において両種の利用頻度が高くなる河畔林地点の特徴について考察した。最後に、河畔林とその周囲の環境を管理することによる野生動物の被害防除の可能性について議論した。

方 法

調査地概要

北海道十勝地域は北海道東部に位置する（42°～43°N、142°～144°E：図1）。その中央部にある帯広市の2011～2012年における平均気温は7.4℃、平均年間降水量は1026.2mmであった（気象庁 <http://www.jma.go.jp/jma/index.html>；最終確認日2015年1月21日）。十勝地域の周辺には、西部に日高山脈、北東部に十勝ヶ丘をはじめとする山塊が広がっている。山間部と帯広市街地の間には広大な農地が広がっており（図1）、主に小麦、馬鈴薯、甜菜および豆類などが生産されている（帯広市 <http://www.city.obihiro.hokkaido.jp/>；最終確認日2015年1月21日）。帯広市の北側を東西に流れる十勝川には、北側から然別川、音更川、士幌川、南側から美生川、帯広川および札内川などの支流が合流する。また、札内川には戸蔦別川が合流する（図1）。各河川は山間部から平野部まで下ったのち、広大な農耕地帯を経て市街地に達している。各河川には河畔林が存在しており、多くは河道に沿って山間部から農耕地帯、そして市街地にかけて連続している。後述の各調査地点において測定した各河川の河畔林幅（平均±標準偏差）は、十勝川 149.8±102.1m、然別川 130.7±41.0m、音更川 136.5±72.4m、士幌川 27.9±10.3m、美生川 83.6±53.0m、帯広川 90.2±116.0m、札内川 151.1±86.7m、戸蔦別川 150.6±119.0m である。河畔林における優占樹種はヤナギ類 *Salix* spp.、

ハンノキ *Alnus japonica* (Thunb.) Steud.、ヤチダモ *Fraxinus mandshurica* Rupr.、
ハルニレ *Ulmus davidiana* var. *japonica* (Rehder) Nakai およびドロノキ *Populus*
maximowiczii Henry であり、下層植生はササ類 *Sasa* spp.、オオイタドリ
Reynoutria sachalinensis (F.Schmidt) Nakai、トクサ *Equisetum hyemale* L.、エゾイ
ラクサ *Urtica platyphylla* Wedd. およびアキタブキ *Petasites japonicus* subsp.
giganteus F.Schmidt ex Kitam. 等が優占している。

調査方法

1) シカおよびキツネの河畔林利用頻度の観測

シカおよびキツネの河畔林利用頻度を測定するため、37台の自動撮影カメラ
(以下、カメラ) を設置した (図1)。使用した機種はSG565F、SG565FVおよび
SG565F-8M (HCO社 Georgia, USA) である。いずれの機種も夜間にストロボフ
ラッシュを用いた撮影が可能である。センサーの検知距離は機種間で異なるが
(SG565FおよびSG565FVは9.14m、SG565F-8Mは25m)、後述のとおりカメラ設
置の際に一定の俯角を設けたため、この差による機種間での撮影頻度等の差は
生じないと考えられた。カメラの設置場所は、河畔林内の獣道や糞などの野生動
物による河畔林利用の痕跡が見られた場所の近傍にある立木とした。カメラの
直前を通過する個体の検出率を上げるため、設置時には地上高約70cmの位置に

固定し、約30度の俯角をつけた（吉岡・柳川 2008）。なお、各カメラデータの独立性を極力確保するため、カメラごとに約5kmの間隔を設けた。また、無効撮影（草木の揺れなどに反応して行なわれる、本研究で扱わないものの撮影）による電池とSDHCメモリーカード容量の浪費を減らすため、撮影後には約2分間の休止時間を設定した。カメラの設置期間は2011年5月～2012年12月とした。カメラデータは月1回の頻度で、電池の交換とともに収集した。得られた写真データをすべて確認し、種および撮影日時を季節ごと（春：3～5月、夏：6～8月、秋：9～11月、冬：12～2月）に記録した。また、同一の写真に複数個体が撮影されている際には個体数も記録した。この際、時間的自己相関をなるべく回避するため、撮影の間隔が30分以上離れた写真のみを集計の対象とし（塚田ほか 2006）、本研究ではこうして集計されたものを「個体数」と定義した。

2) 局所環境要因および景観要因の抽出

農地景観において河畔林は野生動物の隠れ場所として機能すると考えられるため（Mysterud and Østbye 1999 ; Zub et al. 2008）、河畔林利用頻度に影響する局所的な要因として、カメラ設置地点の林冠木の胸高断面積および下層植生被度を評価した。カメラ設置地点の前もしくはカメラ設置地点を包含するように10m方形区を設置し、方形区内の林冠木の胸高直径（cm）を計測し、胸高断面積合計

(cm^2) を算出した。次に、2mプロットを10m方形区内で無作為に選んだ3カ所に設置し、プロット内の下層植生の被度 (%) を目視で調査した。草本類の成長に合わせて、下層植生の被度は2012年に2回 (夏および秋) 調査し3つのプロットの平均値を算出した。また、河畔林をはじめとする帯状の森林の幅は野生動物の移動経路 (Hilty et al. 2006) や生息地 (Hilty and Merenlender 2004) としての質に影響すると考えられることから、カメラ設置地点における河畔林の幅 (m) も評価した。ただし、山間部内における調査地点では平野部河畔林で計測された林分幅の最大値を使用した。さらに、食肉目による河畔林利用頻度には林内の餌資源量が影響するため (Šálek et al. 2010 ; Červinka et al. 2013)、キツネによる河畔林利用頻度に影響する可能性のある要因として、カメラ設置地点における小型哺乳類および小型鳥類の活動量を評価した。活動量の指標としては、カメラで撮影された小型哺乳類および小型鳥類の100カメラ日当たりの撮影頻度を用いた。

景観スケールの要因として、カメラを設置した地点周辺の森林 (河畔林、防風林、残存林および山間部)、農地、市街地の面積および河川総延長を評価した。これまでの研究から、調査地点周辺に森林 (高田ほか 2010 ; Clements et al. 2011)、農地 (Ricketts 2001 ; Baum et al. 2004) および河川 (Uraguchi and Takahashi 1998 ; 富士田ほか 2012) が多く分布するほど両種ともに河畔林の利用頻度が高くなると予想した。市街地における人為活動はその周辺環境での野生動物の利用頻度

を減少させることから (Sibbald et al. 2011)、周辺に市街地が多く分布する河畔林地地点では両種の利用頻度が低くなると予想された。一方で、市街地はキツネにとってゴミなどの人為的餌資源を得られる場でもあるため (Contesse et al. 2004)、周辺に市街地が多く分布する河畔林地地点ではキツネの利用頻度が高くなることも考えられた。以上の景観要因を定量化するため、地理情報システム (以下、GIS) を用いて、カメラ設置地点周辺の景観構造を以下の通り調査した。景観要因の計測に関するすべての作業は、ArcGIS10.0 (ESRIジャパン株式会社、東京都) および Geospatial Modelling Environment (Beyer H.L 「Geospatial Modelling Environment」 <http://www.spatalecolology.com/gme> 最終確認日 2015年12月16日) を用いて行なった。まず、航空写真および現地調査によって補正した1/25000植生図GISデータ (環境省 「自然環境保全基礎調査 植生調査情報提供」 <http://www.vegetation.biodic.go.jp/index.html> 最終確認日 2015年12月16日) を用いて被覆を森林、農地、市街地およびその他に分類した (図1)。次に、各カメラ設置地点周辺の景観構造を定量化するため、各カメラ設置地点を中心とした円形バッファを半径100~800mまで100mごとに発生させ、各バッファ内の森林、農地および市街地の面積率 (%) を算出した。同様に数値地図25000 (空間データ基盤) (国土地理院 2003年発行) を用いて2001年現在の各バッファ内の河川総延長を算出した。またシカについては、シカの主な生息地である山間部との距離が

近い河畔林において頻度が高くなると予測し、カメラ設置地点と山間部との距離も評価した。本調査地におけるシカの主な生息地と考えられる西部の日高山脈および北東部の十勝ヶ丘とその周辺の山塊を「山間部」として定義し、山間部から各カメラ設置地点までの最短距離を算出した。

3) 統計解析

シカおよびキツネの生息地利用は、移動コストを増加させる積雪の存在 (Takatsuki 1992 ; Murray and Larivière 2002) や季節ごとに变化する餌の利用可能量 (Tsukada and Nonaka 1996) により变化することが予想された。そこで本研究では、1年を春 (3~5月:融雪によって移動コストが減少し、餌資源量が少ない時期)、夏 (6~8月:積雪がなく、餌資源量が豊富な時期)、秋 (9~11月:積雪がなく、餌資源量が減少し始める時期)、冬 (12~2月:積雪のため移動コストが増加し、餌資源量が少ない時期) と定義し、季節ごとのデータを用いて解析を行った。シカおよびキツネの河畔林利用に影響する要因を明らかにするために、まず各季節における各カメラのシカおよびキツネの撮影個体数を目的変数としたフルモデルを一般化線形混合モデルにより構築した ($n=37$)。シカの撮影頻度に関するフルモデルには局所要因として、胸高断面積合計 (cm^2)、下層植生被度 (%)、河畔林の幅 (m)、景観要因として、各サイズのバッファ内の土地被覆面

積率（森林、農地、市街地）および河川総延長（m）、山間部からの距離（m）を説明変数として加えた。またシカは、年によって利用する場所が異なる可能性が考えられるため、調査年（2011年または2012年）も説明変数に加えた。全てのモデルは、誤差分布をポアソン分布、リンク関数をlogとし、カメラIDをランダム効果（切片）とした。本調査では、カメラの故障などにより全てのカメラの稼働日数を同一にできなかったため、各カメラの稼働日数をoffset項とした。また事前解析により、モデルごとの説明変数の組み合わせに関係なく各変数もつ符号が一致しており、かつtolerance値は0.1以上を示したため、説明変数間の共線性は解析結果に影響を与えないと判断した（Quinn and Keough 2002）。ただし、シカの河畔利用頻度は春および冬は大幅に減少し解析に十分耐えられなかったため（結果参照）、夏および秋のみ解析を行なった。

各季節のキツネの撮影頻度を説明するフルモデルもシカのモデルと同様のパラメーターおよびモデル構造を用いた。ただし、キツネの分布にはエサ動物の分布が大きく影響していると考えられたことから、餌資源となりうる小型鳥類および小型哺乳類の各季節の撮影頻度（撮影個体数/100カメラ日あたり）をそれぞれ説明変数に加えた。ただし冬季についてはこれらの餌動物の撮影頻度が低下し解析に耐えうるサンプル数が得られなかったため、変数には使用しなかった。また、キツネは農地および都市に一年を通して定着し、山間部からの季節的な移

動があまり見られないため、山間部からの距離は説明変数から除いたほか、春季および冬季では下草植生および農地における農作物がほとんど存在しなかったため、春季および冬季のモデルから下層植生被度および農地面積率を省いた。冬季および春季については、1カ年のみのデータであるため調査年についても説明変数から省いた。本研究で構築した全てのフルモデルは表1の通りである。

次に、得られたフルモデルを基に総当たり法を用いて各バッファサイズのベストモデルを Akaike Information Criteria (AIC) を基準に選定し、AIC が最も低いベストモデルを有するバッファサイズを各季節の最適なバッファサイズとした。最後に、各説明変数の重要性を検討するため、最適なバッファサイズにおける全ての組み合わせのモデルを用いて、各変数の *relative variable importance* を計算した (Burnham and Anderson 2002)。*Relative variable importance* は、総当たり法により得られる各モデルの *Akaike weight* (各モデルの相対的な重要性を表す) をそれぞれのモデルに含まれる変数に割り当てた後の合計で表される。本研究では *Akaike weight* の合計値が 0.8 以上の変数を影響があるとみなした。全ての統計解析には R for Windows 2.15.3 を用いて行なった (R Core Team 2015)。

結 果

2011年5月から2012年12月までの間に、シカはのべ253個体(春:10個体、

夏：108 個体、秋：134 個体、冬：1 個体)、キツネはのべ 336 個体 (春：46 個体、夏：129 個体、秋：123 個体、冬：38 個体) が撮影された。このほか、撮影された小型哺乳類のうちキタリス *Sciurus vulgaris* (のべ 164 個体)、ネズミ類 (のべ 101 個体)、ユキウサギ *Lepus timidus* (のべ 11 個体) およびシベリアシマリス *Tamias sibiricus* (のべ 8 個体) をキツネの餌資源となりうる小型哺乳類とした。鳥類はコルリ *Luscinia cyane* (のべ 1 個体)、キジバト *Streptopelia orientalis* (のべ 43 個体)、アカハラ *Turdus chrysolaus* (のべ 38 個体)、ハシボソガラス *Corvus corone* (のべ 24 個体)、ツグミ *Turdus eunomus* (のべ 13 個体)、ヤマシギ *Scolopax rusticola* (のべ 10 個体)、アオジ *Emberiza spodocephala* (のべ 5 個体)、クロツグミ *Turdus cardis* (のべ 3 個体)、タンチョウ *Grus japonensis* (のべ 3 個体)、カラヒワ *Carduelis sinica* (のべ 2 個体)、シジュウカラ *Parus minor* (のべ 2 個体)、アカゲラ *Dendrocopos major* (のべ 2 個体)、種不明カラス属 *Corvus* sp. (のべ 1 個体)、ミヤマカケス *Garrulus glandarius brandtii* (のべ 1 個体)、コゲラ *Dendrocopos kizuki* (のべ 1 個体) および種不明鳥類 (のべ 16 個体) が撮影された。このうち体サイズが大きいタンチョウを除く鳥類をキツネの餌資源となりうる小型鳥類とみなした。

シカおよびキツネの季節ごとの河畔林利用頻度を対象にした解析の結果、各バッファサイズにおけるベストモデルのAICは、キツネの秋における河畔林利用

頻度を説明するモデルを除き、いずれもNULLモデルに比べ十分に低かったことから（表2、3）、これらのモデルは十分な予測力を持っていると考えられた。バッファサイズとベストモデルのAICとの関係は、シカによる河畔林利用頻度を説明したモデルでは夏においては半径400mを、秋においては半径300mを最小とした下向きの凸型になり（図2）、キツネの利用頻度を説明したモデルも春および冬では半径200mを最小とした下向きの凸型であった（図3）。このことから、これらの空間スケールが両種の各季節における河畔利用頻度を最もよく説明するスケールであると考えられた。ただし、キツネの夏および秋における利用頻度を説明するモデルについてはいずれのバッファサイズのベストモデルにも景観要素は含まれず、0.8以上のAkaike weightを示す変数もなかった。

夏のシカによる河畔林利用頻度は、カメラ設置地点周辺400mに森林、農地および河川が多く分布するほど高くなった（表2、図4a）。秋のシカによる利用頻度は、夏同様カメラ設置地点周辺300mに森林、農地および河川が多く分布するほど高くなり、さらに下層植生被度が高いほど高く、また2012年の利用頻度が2011年よりも高くなった（表2、図4a）。

春のキツネによる河畔林利用頻度は、カメラ設置地点周辺200mに森林が多く分布するほど低くなった（表3、図4b）。夏のキツネによる利用頻度は小型鳥類の撮影頻度が高い地点ほど高くなった一方、カメラ設置地点周辺の景観要因との

関連は見られなかった（表3、図4b）。冬の利用頻度はカメラ設置地点周辺200mに市街地が多いほど高くなった（表3、図4b）。

考 察

北海道十勝の農耕地帯において、自動撮影カメラを用いてシカおよびキツネによる河畔林の利用頻度に影響する要因を調べた結果、河畔林地点周辺の景観構造および局所的な環境要因が影響しており、また重要となる要因は季節によって異なることが分かった。シカの河畔林利用頻度は、夏と秋ともに周辺に森林、農地および河川が多く分布する地点ほど高くなった。方法で述べたとおり、周辺に森林や河川が多く分布する河畔林地点はシカにとって餌が豊富で（富士田ほか 2012）移動しやすい環境（高田ほか 2010 ; Clements et al. 2011）であると考えられる。また夏と秋は農地にシカの餌となる農作物が豊富にあることから、周辺に農地が多く分布する河畔林地点ほどシカの利用頻度が高まったと考えられる（Ricketts 2001 ; Baum et al. 2004）。さらに秋ではこれらの要因に加えて局所的な下層植生被度が高い地点ほどシカの利用頻度が高まった。秋の河畔林ではササ類やオオイタドリなど草丈が約100 cmの下層植生が優占していたことから（大熊・吉松 私信）、こうした下層植生の効果が検出された理由として、下層植生が豊富な隠れ場所の多い河畔林が農地への移動経路として好まれたことが考えら

れる (Mysterud and Østbye 1999)。

キツネの河畔林利用頻度に影響した要因は季節間で大きく異なった。キツネの夏の河畔林利用頻度は小型鳥類の出現頻度とともに高くなり、冬の利用頻度は周辺に市街地が多いほど高くなった。この結果は、農地景観に生息するキツネは小型鳥類が多い河畔林およびゴミなどの餌資源の利用可能量が多い市街地の付近の河畔林を頻繁に利用し、それぞれの餌資源が得られる環境を季節ごとに選んで利用している可能性を示唆している。キツネは夏には個体数が豊富な小型鳥類を頻繁に利用し、こうした動物資源が少なくなる冬には市街地のゴミ等の餌に依存するのだろう (Contesse et al. 2004)。2012年に十勝の農地景観で行なわれたキツネの糞を用いた食性分析から、本調査地のキツネが少なくない頻度で鳥類を餌として利用していることが示されている (石田彩佳ほか 私信)。また、十勝地域では6月中旬以降巣立ち雛が出現し始めるため、多くの鳥類種の個体数が増加することが知られている (藤巻 1984)。これらの報告と本研究の結果から、本調査地では夏において小型鳥類がキツネの重要な餌の1つになっている可能性が考えられる。これまでキツネが頻繁に利用する餌資源は食性分析によって明らかにされることが多かった (Tsukada and Nonaka 1996 ; Contesse et al. 2004など)。本研究のように、キツネの餌資源量とキツネの生息地利用頻度との間に正の関係があることを示唆した研究は非常に少ない (ただしČervinka et al. 2013)。しかしこ

の結果がキツネによる小型鳥類の捕食により生じたものかはわからない。また本研究で使用した自動撮影カメラの仕様や設定はシカおよびキツネなどの大型で比較的移動速度が遅い種の撮影に適したものであり、体サイズが小さく動きが速い小型鳥類や小型哺乳類を撮り逃している可能性があるため、これらの動物の活動量を測定するのに最適だとは言いがたい。本研究で小型哺乳類の正の効果を検出されなかったのは、このことに起因する可能性がある。今後はキツネの食性分析に加え、その餌資源となりうる動物の活動量や局所密度の時空間変動をより詳細に定量化し、それらがキツネの河畔林での個体群密度と連動しているかを調べることで、注目している餌資源がキツネの個体群にどの程度重要かを検討することができるだろう。春の利用頻度は、予想に反し周辺に森林が多い地点ほど少なくなったが、この理由を解釈することは難しかった。

シカの河畔林利用頻度を最もよく説明した空間スケールは、夏では半径400m、秋では半径300mであった。各スケールを半径として面積に換算すると、それぞれ50.2haと28.2haになる。これらのスケールは北海道東部におけるシカの夏の行動圏サイズ(26~264ha; Igota et al. 2004)と大きく異ならない。したがって、本研究で特定されたスケールは、本地域におけるシカの移動可能範囲を反映したものである可能性が考えられる。一方、キツネの河畔林利用頻度を最もよく説明した景観要因の空間スケールは、春および冬では各河畔林地点を中心とした

半径 200m の範囲であり、これを面積にすると 0.12km² (約 12ha) になる。ただし本調査地やその周辺地域の農地景観に生息するキツネの移動能力に関する知見が少ないため、このスケールがキツネの河畔林利用頻度に影響した理由を解釈することは難しかった。

春と冬におけるシカの河畔林利用頻度は夏と秋に比べて大幅に減少した。道東のシカは冬から翌春にかけて積雪が少なく餌が豊富な地域へ季節移動することから (Igota et al. 2004)、本調査地のシカも冬から春の間は農耕地帯よりも越冬に適した場所に移動したため河畔林での撮影頻度が減少したと考えられる。キツネの河畔林利用頻度も、シカほどではないものの夏と秋に比べ春と冬におよそ3分の1に減少した。その理由の1つとして、春と冬では河畔林周辺の農地で農作物などの食物資源が減るため、季節を通して安定して食物資源が得られる市街地をより頻繁に利用することが考えられる。冬におけるキツネの河畔林利用頻度が周辺に市街地が多い河畔林地点ほど高かったこともその根拠の1つであると考えられる。

本研究では、北海道十勝地域の農耕地帯におけるシカおよびキツネの河畔林利用に影響を与える様々な要因が特定され、さらにシカについては要因が強く影響する空間スケールをその行動特性と関連づけて特定することができた。「はじめに」で述べたとおり本地域ではシカやキツネは人の生活に深刻な軋轢をも

たらししており、両種の管理が重要な課題となっている。近年、農地や農地周辺の生息地の管理が野生動物による被害の緩和に一定の成果を上げていることが報告されていることから (Rea 2003 ; Merkens 2005 ; Petrovan et al. 2011 ; Murray et al. 2014)、これまで行われてきた個体数管理や農地管理に加え、被害と関連が強い環境要因を適切に管理するという生息地管理を合わせることでより効率的に被害緩和に貢献できることが期待される。本研究ではシカやキツネの河畔林利用頻度とその周辺での軋轢の程度との関係を調べていないがこれらの間に強い関係があれば、河畔林内において下層植生を適切に管理したり河畔林からの侵入防止柵を設置したりすることでシカやキツネの市街地や農地への進出を抑え、両種との軋轢を軽減できる可能性がある。本調査地では、こうした効果を期待して野生動物被害が深刻な箇所周辺の河畔林を管理する試みがなされている (大谷健人、十勝毎日新聞社「ヒグマ対策 正しい知識」2015年11月19日 ; 柳川 2015)。こうした管理をより有効に生かすには、両種の河畔林の利用を明らかにした本研究のアプローチは有力な手法になるだろう。また、特定された環境要因が強く影響する空間スケールを管理の空間スケールの単位の日安 (例えばシカであれば半径300-400m) とすることで、対策努力をより効率的に配分することにも貢献するだろう。さらに近年、全国各地で河道内における樹林の繁茂と拡大が深刻化しており (佐貫ほか 2010)、本調査地でも樹林化対策のために河畔林の伐採が行わ

れている。こうした樹林化対策のための河畔林伐採の場所選定の際に野生動物管理の視点も含めることで効率的に被害を減らすことができる可能性がある。今後、河畔林利用と実際の軋轢との関係を含む新たな研究が求められる。しかし、本地域の河畔林はタイリクモモンガやコウモリ類のほか、様々な鳥類も利用していることから（辻ほか 2004 ; Akasaka et al. 2010 ; Yabuhara et al. 2015）、シカやキツネのみを念頭に置いた河畔林の管理は他の野生動物の多様性を下げる可能性がある。軋轢をもたらしうる種による被害拡大と野生動物の多様性保全の両面における河畔林の役割を明らかにし、被害防除のために優先的に管理すべき河畔林の条件および多様性保全のために維持すべき河畔林の条件をそれぞれ明らかにすることで、一見相反する2つの目的を達成するための河畔林管理方法を構築することができるだろう。

謝 辞

本研究を行なうにあたり、十勝エコロジーパークの伊藤眞實氏および北海道帯広建設管理部、北海道開発局帯広開発建設部帯広河川事務所の担当各位には自動撮影カメラの設置に際して様々な便宜を図っていただいた。また様々な御助言、励ましなどを頂いた帯広畜産大学の押田龍夫教授、野生動物ゼミの大学院

生・学部学生に深く感謝申し上げます。本研究の一部は国土交通省からの研究助成を受けたものである。

引用文献

Akasaka T, Akasaka M, Nakamura F (2012) Scale-independent significance of river and riparian zones on three sympatric *Myotis* species in an agricultural landscape. *Biological Conservation*, 145: 15-23

Akasaka T, Akasaka M, Yanagawa H (2010) Relative importance of the environmental factors at site and landscape scales for bats along the riparian zone. *Landscape and Ecological Engineering*, 6: 247-255

Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronon JT (2004) The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85: 2671-2676

Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Inference: A Practical Information—Theoretic Approach*. Springer, New York

Červinka J, Šálek M, Padysakova E, Smilauer P (2013) The effects of local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability on corridor use by carnivores: A comparison of two contrasting farmlands. *Journal for Nature Conservation*, 21: 105-113

- Clements GM, Hygnstrom, SE, Gilsdorf JM, Baasch DM, Clements MJ, Vercauteren KC (2011) Movements of white - tailed deer in riparian habitat: Implications for infectious diseases. *The Journal of Wildlife Management*, 75: 1436-1442
- Contesse P, Hegglin D, Gloor S, Bontadina F, Deplazes P (2004) The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology*, 69: 81-95
- Davies ZG, Pullin AS (2007) Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology*, 22: 333-351
- 藤巻 裕蔵 (1984) 北海道十勝地方の鳥類 4.農耕地の鳥類. 山階鳥類研究所研究報告, 16: 159-167
- 富士田 裕子, 高田 雅之, 村松 弘規, 橋田 金重 (2012) 釧路湿原大島川周辺におけるエゾシカ生息痕跡の分布特性と時系列変化および植生への影響. *日本生態学会誌*, 62: 143-153
- Hilty JA, Lidicker WZ, Merenlender AM (2006) *Corridor Ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Island Press, Washington
- Hilty JA, Merenlender AM (2004) Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in northern California. *Conservation Biology*, 18: 126-135
- 平井 克亥, 瀧本 育克, 柳川 久 (2008) 北海道十勝地方におけるオオタカとハイタカの営巣環境とその保全. 第7回「野生生物と交通」研究発表会講演論文

集, 51-56

Igota H, Sakuragi M, Uno H, Kaji K, Kaneko M, Akamatsu R, Maekawa K (2004)

Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan.

Ecological Research, 19: 169-178

石井 健太, 柳川 久, 中島 宏章 (2008) コウモリ類にとっての防風林の有用性

について. 第7回「野生生物と交通」研究発表会講演論文集, 61-72

Konno Y (2002a) Present status of remnant forests in Obihiro, eastern Hokkaido, Japan.

In: The Organizing Committee of Obihiro Asia and the Pacific Seminar on Education

for Rural Development (eds), Global Perspective in Forest Conservation and

Sustainable Agriculture, 39-46. Obihiro University of Agriculture and Veterinary

Medicine, Obihiro

Merkens M (2005) Partners in Stewardship : An Example of Using Incentives for

Agricultural Wildlife Habitat Enhancement. In: Hooper TD (ed) Proceedings of the

Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference. 1-12. Species at Risk 2004

Pathways to Recovery Conference Organizing Committee, Victoria, BC

望月 翔太, 村上 拓彦, 芝原 知 (2009) 樹林コリドーがニホンザルの農作物被

害に与える影響. 景観生態学, 14: 109-118

Murray DN, Larivière SL (2002) The relationship between foot size of wild canids and

regional snow conditions: Evidence for selection against a high footload? Journal of

Zoology, 256: 289-299

Murray JV, Berman DM, van Klinken RD (2014) Predictive modelling to aid the regional-scale management of a vertebrate pest. *Biological Invasions*, 16: 2403-2425

Mysterud A, Østbye E (1999) Cover as a habitat element for temperate ungulates: Effects on habitat selection and demography. *Wildlife Society Bulletin*, 27: 385-394

Nonaka N, Kamiya M, Oku Y (2006) Towards the control of *Echinococcus multilocularis* in the definitive host in Japan. *Parasitology International*, 55: S263-S266

Petrovan SO, Barrio IC, Ward AI, Wheeler PM (2011) Farming for pests? Local and landscape-scale effects of grassland management on rabbit densities. *European Journal of Wildlife Research*, 57: 27-34

Quinn GP, Keough MJ (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge

R Core Team (2015) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>

Rea RV (2003) Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose *Alces alces*. *Wildlife Biology*, 9: 81-91

Ricketts TH (2001) The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes.

American Naturalist, 158: 87-99

Šálek M, Kreisinger J, Sedláček F, Albrecht T (2010) Do prey densities determine

preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape?

Landscape and Urban Planning, 98: 86-91

佐貫 方城, 大石 哲也, 三輪 準二 (2010) 全国一級河川における河道内樹林化

と樹木管理の現状に関する考察. 河川技術論文集, 16: 241-246

Sibbald AM, Hooper RJ, McLeod JE, Gordon IJ (2011) Responses of red deer (*Cervus*

elaphus) to regular disturbance by hill walkers. European Journal of Wildlife

Research, 57: 817-825

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稻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

Takatsuki S (1992) Foot morphology and distribution of Sika deer in relation to snow

depth in Japan. Ecological Research, 7: 19-23

Takyu M, Takahashi K, Uraguchi K, Oshida T (2013) Fox bait consumption and camera

trapping in agricultural areas in eastern Hokkaido, Japan. Mammal Study, 38: 57-60

東城 里絵, 浅利 裕伸, 柳川 久 (2008) 十勝地方の防風保安林に生息するエゾ

モモンガの生態とその保全. 第7回「野生生物と交通」研究発表会講演論文集,

35-50

辻 修, 柳川 久, 宗岡 寿美, 土谷 富士夫 (2004) GISを用いたエゾモモンガの
生息エリアの推定. 農業土木学会誌, 72: 37-40

塚田 英晴, 深澤 充, 小迫 孝実, 須藤 まどか, 井村 毅, 平川 浩文 (2006) 放
牧地の哺乳類相調査への自動撮影装置の応用. 哺乳類科学, 46: 5-19

Tsukada H, 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

Uraguchi K, Takahashi K (1998) Den site selection and utilization by the red fox in
Hokkaido, Japan. Mammal Study, 23: 31-40

Yabuhara Y, Yamaura Y, Akasaka T, Nakamura F (2015) Predicting long-term changes
in riparian bird communities in floodplain landscapes. River Research and
Applications, 31: 109-119

柳川 久 (2015) 十勝平野の河畔林と防風林: シカ・キツネ・クマの通り道?(第
47 回大会公開シンポジウム記録 都市近郊の生物多様性保全と都市に侵入
する野生動物問題). 森林野生動物研究会誌, 40: 35-39

吉岡 麻美, 柳川 久 (2008) 北海道十勝地方の農耕地帯における哺乳類による
河畔林と防風林の利用. 帯広畜産大学学術研究報告, 29: 66-73

Zub K, Sönnichsen L, Szafrńska PA (2008) Habitat requirements of weasels *Mustela*

nivalis constrain their impact on prey populations in complex ecosystems of the temperate zone. *Oecologia*, 157: 571-582

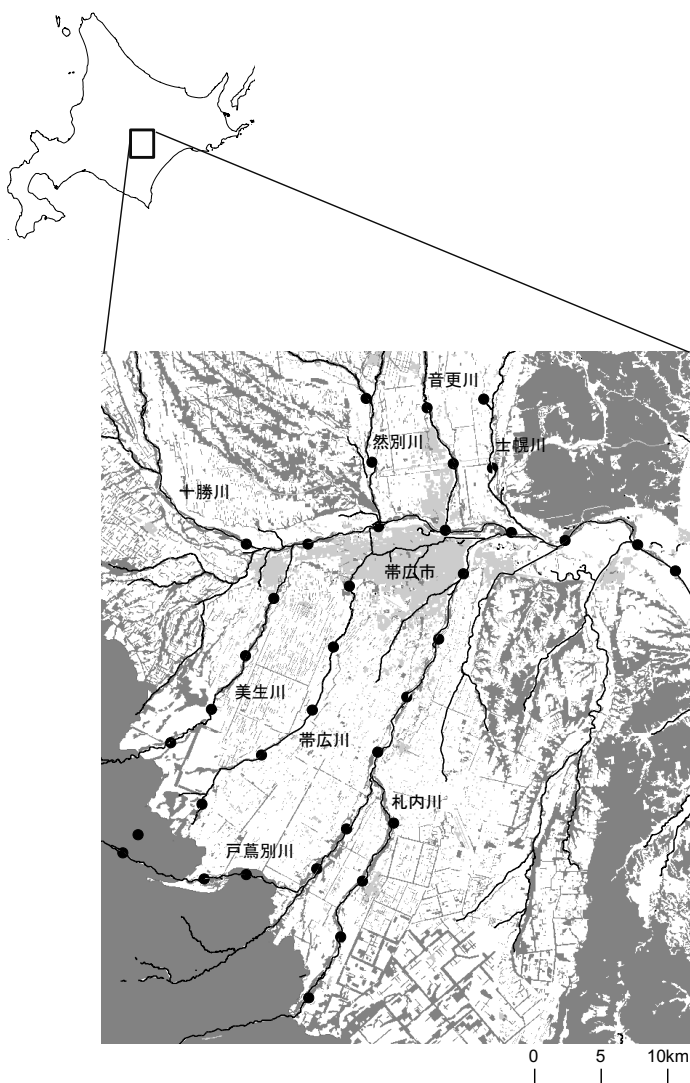


図 1. 北海道東部十勝地域の位置および土地被覆。濃い灰色部は森林を、薄い灰色部は市街地を、白色部は農地を、実線は一級河川をそれぞれ表す。●は自動撮影カメラの設置位置を表す。

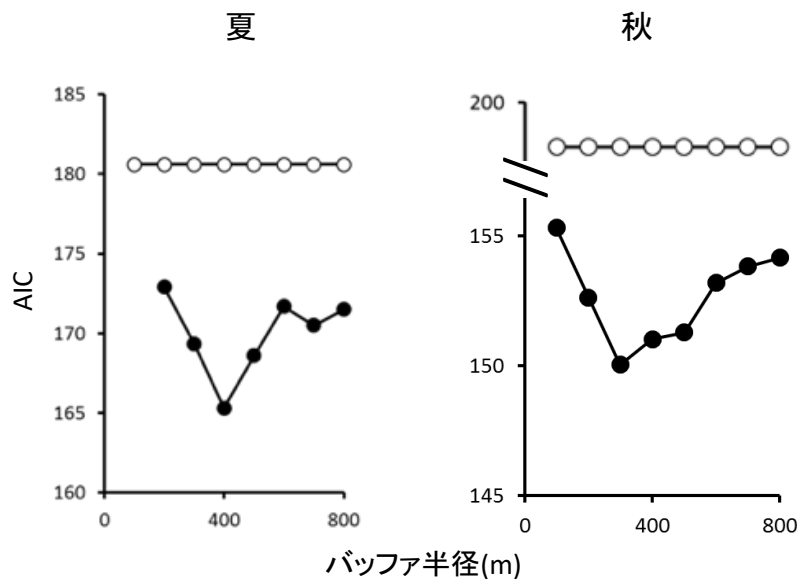


図 2.各季節におけるシカの河畔林利用頻度を説明するモデルの景観要因を抽出したバッファの半径と各バッファのベストモデルの AIC との関係。○は切片のみの null モデルの AIC を、●はベストモデルの AIC をそれぞれ示す。

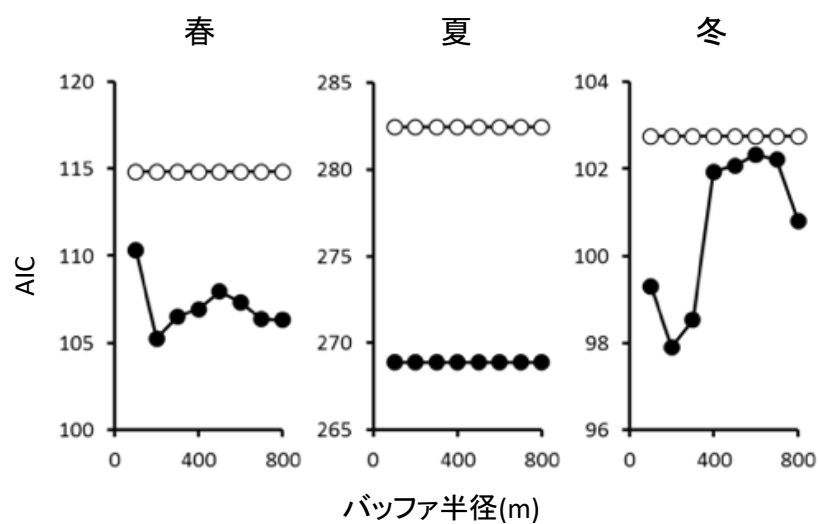


図 3.各季節におけるキツネの河畔林利用頻度を説明するモデルの景観要因を抽出したバッファの半径と各バッファのベストモデルの AIC との関係。○は切片のみの null モデルの AIC を、●はベストモデルの AIC をそれぞれ示す(ただし、秋の各バッファサイズにおけるベストモデルの AIC は null モデルよりも大きくなった)。

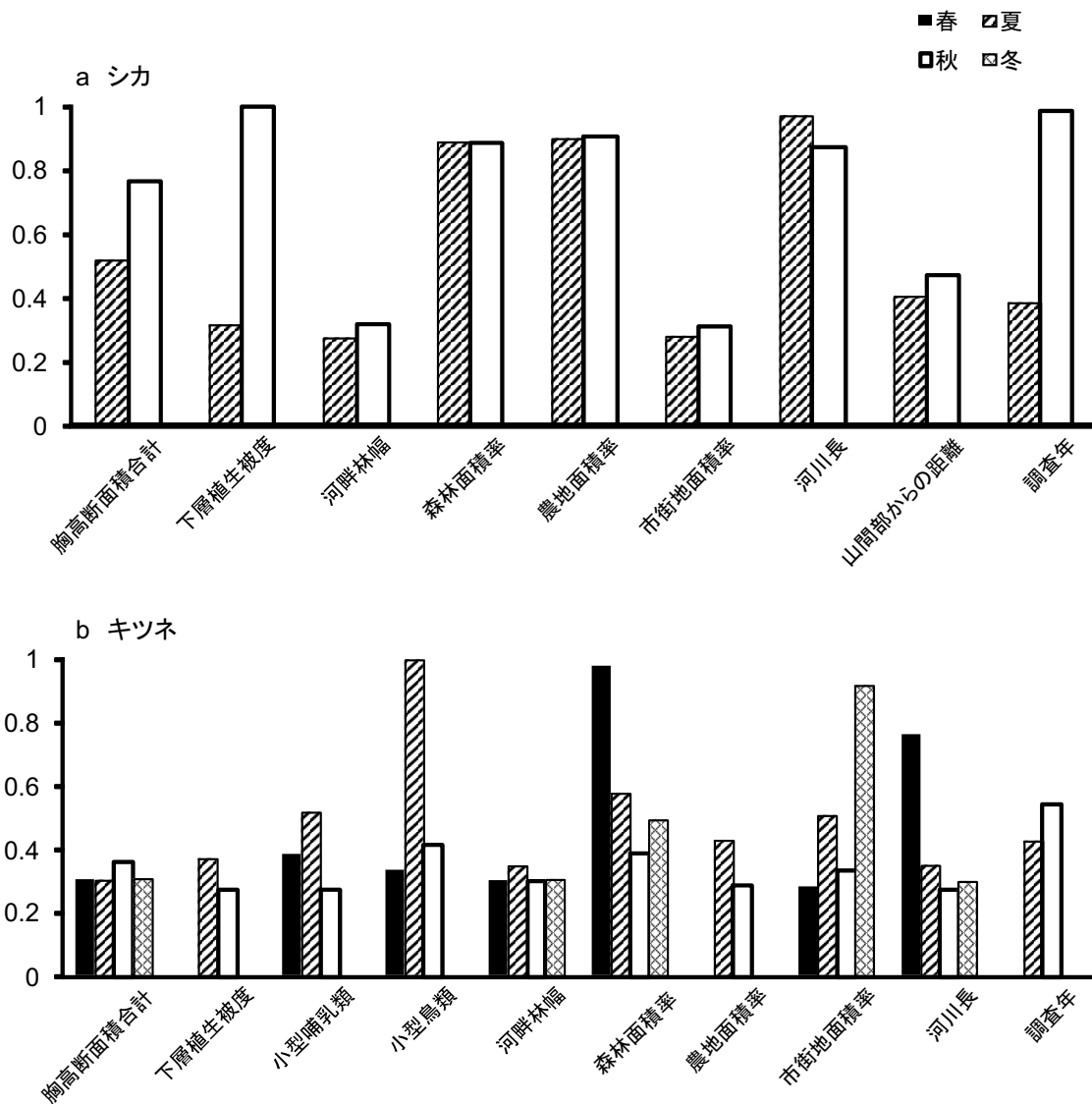


図4.各季節におけるシカおよびキツネの河畔林利用頻度を説明する一般化線形混合モデルの結果。グラフの縦軸は各変数の Akaike weight (w_i) の合計値であり、各変数の相対的な重要度の差を表す。本研究では Akaike weight の合計値が 0.8 以上の変数を効果ありとみなした。

表1 シカおよびキツネによる河畔林利用頻度を説明する一般化線形混合モデルの各季節のフルモデルに含まれる説明変数

シカ (夏・秋)	キツネ (春)	キツネ (夏・秋)	キツネ (冬)
局所要因	局所要因	局所要因	局所要因
胸高断面積合計 (cm ²)	胸高断面積合計 (cm ²)	胸高断面積合計 (cm ²)	胸高断面積合計 (cm ²)
下層植生被度 (%)		下層植生被度 (%)	
河畔林の幅 (m)	河畔林の幅 (m)	河畔林の幅 (m)	河畔林の幅 (m)
	小型哺乳類の撮影頻度	小型哺乳類の撮影頻度	
	小型鳥類の撮影頻度	小型鳥類の撮影頻度	
景観要因	景観要因	景観要因	景観要因
森林面積率 (%)	森林面積率 (%)	森林面積率 (%)	森林面積率 (%)
農地面積率 (%)		農地面積率 (%)	
市街地面積率 (%)	市街地面積率 (%)	市街地面積率 (%)	市街地面積率 (%)
河川総延長 (m)	河川総延長 (m)	河川総延長 (m)	河川総延長 (m)
山間部からの距離 (m)			
調査年	調査年	調査年	調査年

表2 各季節におけるシカによる河畔林利用頻度を説明するモデルのうち、説明力が最も高い上位5つのモデルおよびnullモデルに含まれた説明変数の係数

Model	AIC	Δ AIC	w_i	切片	胸高断面 積合計 ($\times 10^3$)	下層植生 被度	河畔林幅	森林面積率	農地面積率	市街地 面積率	河川総延長 山間部からの距離 ($\times 10^{-4}$)	調査年
a. 夏 (6-8月) ベストモデルが含まれた空間スケール：半径400m												
1	165.3	0	0.08	-17.093	-0.031	-	-	14.589	10.972	-	0.349	-
2	165.7	0.43	0.06	-15.703	-	-	-	12.197	8.901	-	0.281	-
3	166.3	1.04	0.05	-17.142	-0.031	-	-	14.827	11.089	-	0.352	+
4	166.7	1.37	0.04	-15.778	-	-	-	12.489	9.062	-	0.284	+
5	166.9	1.55	0.04	-17.721	-0.037	0.013	-	13.962	10.930	-	0.358	-
Null	180.6	15.3	0.00	-4.472	-	-	-	-	-	-	-	-
b. 秋(9-11月) ベストモデルが含まれた空間スケール：半径300m												
1	150.0	0	0.22	-27.346	-0.040	0.138	-	12.264	9.394	-	0.459	+
2	#####	1.39	0.11	-28.944	-0.048	0.135	-	14.449	10.759	-	0.515	+
3	#####	1.59	0.10	-27.221	-0.041	0.143	-0.001	12.000	8.643	-	0.455	+
4	#####	1.79	0.09	-27.014	-0.039	0.137	-	12.041	9.203	-10.684	0.447	+
5	#####	3.01	0.05	-28.959	-0.050	0.141	-0.001	14.230	10.036	-	0.517	+
Null	193.1	43.08	0.00	-4.905	-	-	-	-	-	-	-	-

赤池情報量規準(AIC)、最も当てはまりの良いモデルを基準としたAICの変化量(Δ AIC)およびAkaike weights(w_i)はモデルごとの値である。モデルは Δ AICの順に表記した。

表3 各季節におけるキツネによる河畔林利用頻度を説明するモデルのうち、説明力が最も高い上位5つのモデルおよびNullモデルに含まれた説明変数の係数

Model	AIC	Δ AIC	w_i	切片	胸高断面 積合計 ($\times 10^3$)	下層植生 被度	河畔林幅	小型哺乳類 撮影頻度	鳥類 撮影頻度	森林 面積率	農地 面積率	市街地 面積率	河川総延長 ($\times 10^3$)	調査年
a. 春 (3-5月) ベストモデルが含まれた空間スケール：半径200m														
1	105.2	0	0.11	-1.895	-	-	-	-	-	-5.051	-	-	-0.248	-
2	106.0	0.78	0.07	-1.345	-	-	-	-1.364	-	-5.344	-	-	-0.318	-
3	106.9	1.68	0.05	-1.733	-	-	-0.002	-	-	-4.659	-	-	-0.263	-
4	107.0	1.76	0.05	-2.169	0.000	-	-	-	-	-5.055	-	-	-0.242	-
5	107.1	1.83	0.04	-1.822	-	-	-	-	-	-5.205	-	2.495	-0.259	-
Null	114.8	9.59	0.00	-4.912	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
b. 夏 (6-8月) ベストモデルのAICは空間スケールに関係なく一定														
1	267.1	0	0.01	-3.719	-	-	-	-0.803	0.617	-2.865	-	-	-	-
2	267.3	0.15	0.01	-3.794	-	-	-	-	0.490	-2.894	-	-	-	-
3	267.7	0.59	0.01	-3.625	-	-	-	-0.800	0.647	-2.740	-	-	-	+
4	267.9	0.81	0.01	-3.708	-	-	-	-	0.522	-2.754	-	-	-	+
5	268.0	0.89	0.01	-4.300	-	0.009	-	-0.873	0.648	-3.430	-	-	-	-
Null	282.4	15.32	0.00	-4.111	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
c. 冬 (12-2月) ベストモデルが含まれた空間スケール：半径200m														
1	97.9	0	0.16	-4.629	-	-	-	-	-	-1.854	-	13.152	-	-
2	97.9	0.01	0.16	-5.363	-	-	-	-	-	-	-	12.559	-	-
3	99.3	1.45	0.08	-4.021	-	-	-	-	-	-2.233	-	13.553	-0.098	-
4	99.5	1.56	0.07	-5.093	-	-	-0.002	-	-	-	-	11.820	-	-
5	99.6	1.66	0.07	-4.249	0.011	-	-	-	-	-1.833	-	12.587	-	-
Null	102.8	4.85	0.01	-5.448	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

赤池情報量規準(AIC)、最も当てはまりの良いモデルを基準としたAICの変化量(Δ AIC)およびAkaike weights(w_i)はモデルごとの値である。モデルは Δ AICの順に