

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15

平成 25 年度

(2015 年 2 月)

修 士 論 文

北海道十勝地域における

ニホンジカおよびアカギツネによる農地小規模樹林の利用

頻度と樹林タイプ

帯広畜産大学

畜産生命科学専攻 野生動物管理学 研究室

氏名 大熊 勳

1 Relationships between Landscape Factors and Frequency of
2 Forest Use by Sika Deer and Red Fox in an Agricultural
3 Landscape in Tokachi, Hokkaido

4
5
6
7
8
9 2015

10
11
12
13 ISAO Okuma

14 Master's Program in Life Science and Agriculture Graduate
15 School of Animal Husbandry Obihiro University of Agriculture
16 and Veterinary Medicine
17

1	目次	
2		
3	緒論	1
4	方法	6
5	結果	10
6	考察	11
7	結論	15
8	謝辞	17
9	引用文献	18
10	図表	23
11	要約(和文)	31
12	Abstract	33
13		
14		
15		

1 <緒論>

2
3
4 農地景観に存在する河畔林や防風林（以下、小規模樹林）は、野生動物に餌資
5 源（Opperman et al. 2000）や営巣環境（Uraguchi and Takahashi 1998）、
6 遮蔽物（Zub et al. 2008）を提供することで、森林棲野生動物の個体群の維持に
7 貢献していると考えられる（Hanski 1999）。一方、小規模樹林が野生動物の農
8 地への進出を促すことで、農作物の食害等の被害を増加させることが報告され
9 ている（望月ほか 2009）。さらに、感染症を媒介したり人身事故の原因となる
10 野生動物が小規模樹林を利用することが報告されていることから（Uraguchi
11 and Takahashi 1998；吉岡・柳川 2004）、小規模樹林の周辺ではこうした野生
12 動物と人間との軋轢が増加することが予想される。したがって農地景観におけ
13 る小規模樹林は、野生動物の多様性維持および野生動物と人間社会との軋轢の
14 誘発という正負両方の影響を与えうる景観要素であるといえる。人間との軋轢
15 が生じやすい野生動物（以下、害獣）による利用頻度が高い小規模樹林の特徴
16 を明らかにすることができれば、害獣が小規模樹林を頻繁に利用する場所の条
17 件を予測し、害獣による林分利用を効率よく低減することができるだろう（高
18 田ほか 2010；西尾ほか 2013）。

19 小規模樹林のうち河畔林は、草本類の多様性に富む環境であるため（Nomiya
20 et al. 2002）、草食動物にとって採餌に適した環境であると考えられる。さらに
21 河川が氾濫する際に林内の植生が流出するため（石川 1988；金子1995）、河畔
22 林の植生は周期的に遷移初期に近い状態にまで戻されるという特徴を持つ
23 （Decamps et al. 1988）。したがって、河畔林における林床植生の密度は氾濫の

1 影響を受けない林分に比べて小さいと考えられる。このため、河畔林の林床は
2 野生動物が移動する際の障害物が防風林などの他の小規模樹林に比べて少ない
3 ことが予想される。対照的に防風林は、林床全体にササ類が高い密度で密生し
4 ており（吉岡・柳川 2008 ）、植生が単純であるために草食動物の採餌環境とし
5 ての質が高くない可能性がある（Hess and Bay 1998）。また、林内に高い密度
6 で存在するササ類は、体サイズが大きい中・大型哺乳類の移動を阻害する可能
7 性がある。以上のことから、河畔林、防風林という小規模樹林の樹林タイプが、
8 こうした林を生息地として利用する動物の利用頻度に影響を与えている可能性
9 がある。樹林タイプの違いは林分の周辺環境や植生といった特徴の違いから判
10 別が容易である。したがって、害獣による樹林利用頻度が樹林タイプごとに異
11 なっていることを明らかにできれば、頻度が高い樹林タイプの林分から優先的
12 に管理を行うことで、害獣による林分利用を効率よく低減することができるだ
13 ろう。さらに、害獣の小規模樹林利用頻度に影響する要因の予測・説明に適し
14 た空間スケールを特定することができれば、それを小規模樹林管理の空間スケ
15 ールの単位の目安とし、害獣がもたらす負の効果への対策努力をより効率的に
16 配分することができると考えられる（高田ほか 2010）。

17 北海道東部十勝地域芽室町には十勝川水系の河川が多く流れており、それら
18 の堤外地には河畔林が発達している。また、農耕地の近傍には基幹防風林と呼
19 ばれる横幅30mを越す林分が農耕地を網羅するように存在している。こうした
20 河畔林や防風林をニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）やアカギツネ *Vulpes*
21 *vulpes*（以下、キツネ）が利用していることが知られている（吉岡・柳川 2008）。
22 本地域では、シカによる深刻な農作物被害が報告されており、北海道十勝地方

1 における2011年度のシカによる農業被害額は約8億円であった（十勝振興局
2 2011）。また、キツネはエキノコックス症を媒介しており，その糞がヒトへの感
3 染源となることが社会問題となっている（Nonaka et al. 2006 ; Takyu et al.
4 2013）。本地域の平野部は，近代に行われた大規模な農地開発に伴って森林の断
5 片化が進行した。例えば，帯広市近郊の1989年の森林割合は開拓当初の1896年
6 に比べ4.3%までに減少した（Konno 2002）。このような背景から，平野部に残
7 存する小規模樹林がこれらの種の生息地や移動経路として機能し，これらの種
8 の市街地や農地への進出に寄与している可能性が考えられる。

9 そこで本研究では，北海道十勝地域芽室町の十勝川水系の河畔林および基幹
10 防風林を対象に，2013～2014年に自動撮影カメラを用いてシカおよびキツネに
11 よる小規模樹林利用頻度を調べ，これに関係する環境要因とそれらの影響が強
12 く作用する空間スケールを特定した。本研究では環境要因のうち，特に樹林タ
13 イプの違いが両種の樹林利用頻度に与える影響に注目した。また，野生動物の
14 生息地利用パターンは積雪の有無により異なる可能性があるため（梶 1981 ; 丸
15 山 1981 ; Murray & Lariviere 2002），本研究では季節を積雪期（12～2月）およ
16 び非積雪期（3～11月）に分けて解析を行なった。野生動物による生息地利用に
17 は，局所的な要因のほか（Červinka et al. 2013），周囲の景観構造が作用するこ
18 とが知られている（Davies 2007 ; Hilty et al. 2006）。そこで本研究では小規模
19 樹林内の局所環境に加えて，その周囲に存在する景観構造がもたらす影響にも
20 注目した。

21 局所的な要因については，下層植生密度，林冠木の胸高断面積に注目した。
22 野生動物の遮蔽物となる小規模林分や茂みが少ない農地が優占する農地景観に

1 おいて、小規模樹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
2 (Zub et al.2008)、林分の遮蔽機能を表す胸高断面積が大きい地点ほど小規模
3 樹林利用頻度が高くなると考えられた。また下層植生の被度が高い地点は下層
4 植生が両種の移動の障害となり移動コストを高める可能性が考えられるため、
5 下層植生被度が高い地点では両種の小規模樹林利用頻度が低下すると予想され
6 た。景観スケールの要因については、シカおよびキツネの利用頻度を測定する
7 小規模樹林の面積、小規模樹林周辺の農地面積および市街地面積に注目した。
8 連続した樹林の存在は野生動物の移動を促進することが知られている (高田ほ
9 か 2010 ; Clements et al. 2011)。また、シカが河畔林を採餌環境として
10 (Opperman et al. 2000)、キツネが営巣場所として利用すること (Uraguchi
11 and Takahashi 1998)、両種が防風林を生息地として利用することから (吉岡・
12 柳川 2008)、両種が利用する小規模樹林の規模を表す樹林面積の値が高い地点
13 ほど、両種による利用頻度が高くなると考えられた。特にシカについては、主
14 な生息地である山間部との距離が近い小規模樹林において頻度が高くなると考
15 えられたため (高田ほか 2010)、影響要因として、樹林利用頻度を測定した小
16 規模樹林と主な生息地として機能していると考えられる山間部との距離に注目
17 した。また、農地面積は餌資源となる農作物の存在量を表し、シカやキツネの
18 小規模樹林利用頻度を増加させる要因であると考えられた (Ricketts 2001 ;
19 Baum et al. 2004)。さらに、市街地における人為活動はゴミなどの餌資源を提
20 供することでキツネによる小規模樹林利用頻度を増加させる (Contesse et al.
21 2004) 可能性が考えられたため、市街地の面積を人為活動の程度を表す指標と
22 して使用し、その効果を調べた。以上の要因とシカおよびキツネによる小規模

- 1 樹林利用頻度との関係を解析し、各季節において各種の利用頻度が高くなる小
- 2 規模樹林地点の特徴について考察する.
- 3
- 4

1 <方法>

2
3 1. 調査地概要

4 北海道川西郡芽室町は北海道東部に位置する (42° ~43° N, 142° ~143°
5 E : 図1). 芽室町の2012~2013年における平均気温は6.2°C, 平均年間降水量は
6 997.0mmだった (気象庁 URL : <http://www.jma.go.jp/jma/index.html> ; 最終確
7 認日201〇年〇月〇日). 芽室町の西には日高山脈が南北に分布し, 山間部と芽
8 室町市街地と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,
9 甜菜および豆類などを生産している (芽室町 2012).

10 芽室町には一級河川である十勝川水系が流れている. 芽室町の北側を東西に
11 流れる十勝川をはじめ, 農耕地帯を挟むようにして東側には帯広川が, 西側に
12 は美生川が支流として連なっている. 各河川には幅10m以上の河畔林があり,
13 山間部から市街地まで断続的に繁茂している. 河畔林における優占樹種はヤナ
14 ギ類 *Salix* spp., ドロノキ *Populus suaveolens*, ハンノキ *Alnus japonica*, ヤ
15 チダモ *Fraxinus mandshurica japonica* およびハルニレ *Ulmus davidiana* で
16 あり, 下層植生はササ類 *Sasa* spp., オオイタドリ *Reynoutria sachalinensis*,
17 トクサ *Equisetum arvense*, エゾイラクサ *Urtica platyphylla* およびアキタブ
18 キ *Petasites japonicus giganteus* 等が優占している.

19 農耕地帯には町道二線, 十線および十四線沿いに基幹防風林 (国が整備した
20 幅員40m前後の防風林) が連続している. 基幹防風林はそのほとんどがカラマ
21 ツ *Larix kaempferi* で構成され, 一部シラカバ *Betula platyphylla* var. *japonica*
22 やトドマツ *Abies sachalinensis* およびカシワ *Quercus dentate* が混じる. 下層
23 植生はササ類が優占している.

1 2. 調査方法

2 シカおよびキツネの小規模樹林利用頻度は、HCO社製SG565F、SG565FVお
3 よびSG565f-8Mの自動撮影カメラ（以下、カメラ）を用いて調査した。カメラ
4 は計32地点に一台ずつ設置した（図1）。設置の際には各カメラ周辺の景観構造
5 が近似するのを防ぐため、またデータの独立性をなるべく維持するため、林分
6 タイプごとの各カメラ設置地点の間には600m以上の適当な間隔を設けた。カメ
7 ラの局所的な設置場所には林内の獣道や糞などの野生動物による樹林利用の痕
8 跡が見られた場所を選択した。カメラを痕跡の近傍にある立木にベルトで巻き
9 つけ、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）。
10 カメラを設置する際には、電池の消耗を抑えるため撮影後に約2分間の休止時間
11 を設定した。カメラの設置は2012年12月～2013年4月に行ない、31台を設置し
12 た。2014年5月には山間部にカメラを5台追加した。設置後は毎月1回の頻度で乾
13 電池およびSDHCメモリーカードの交換を行なった。カメラデータの収集は
14 2014年11月まで行なった。撮影された写真を基に種および個体数を記録した。
15 本研究では同一個体の連続撮影を防止するために撮影の間隔が5分以上離れた
16 写真のみを集計し、1枚あたりの撮影個体数が複数である写真が5分以内に連続
17 で撮影された場合には、撮影個体数が最多の写真を採用した（O'Brien et al.
18 2003 ; Shardlow and Hyatt 2013）。以上の手順で、調査期間中に各カメラによ
19 って記録されたシカおよびキツネの撮影個体数を各カメラ設置地点における両
20 種の小規模樹林利用頻度とした。

21

22 局所環境要因および景観要因の抽出

23 両種の小規模樹林利用頻度に影響する局所環境要因を以下の通り調査した。

1 まず、小規模樹林内におけるシカおよびキツネが通過した地点の植生を調査す
2 るため、カメラ設置箇所正面に10m方形区を設置し、区内の林冠木の胸高直
3 径 (cm) を計測し、胸高断面積合計 (cm²) を算出した。次に、2mプロットを
4 10m方形区内に無作為に3カ所設置し、プロット内の下層植生の被度 (%) を目
5 視で調査した。下層植生被度は草本類の成長に合わせて毎年夏に調査し、3つの
6 プロットの平均値を算出した。

7 両種の小規模樹林利用頻度に影響する景観要因を定量化するため地理情報シ
8 ステム (Geographic Information System, 以下GIS) を用いて、カメラ設置箇
9 所周辺の景観構造を以下の通り調査した。まず、航空写真および現地調査によ
10 って補正した1/25000植生図GISデータ (環境省植生自然環境局 2008) および
11 芽室町より提供された町内農地作付け予定図を用いて土地被覆を市街地、農地、
12 樹林およびその他に分類した (図1)。樹林はさらに河畔林、基幹防風林および
13 その他の樹林に分類した。河畔林は河川沿いに存在し、河川との高低差が20m
14 以内の林分とし、基幹防風林は畑に沿って直線状に連続する林分のうち、幅が
15 40mを越すものとした。各カメラ設置地点周辺の土地被覆を定量化するため、
16 各カメラ設置地点を中心とした半径100~1000mのバッファを100mごとに発生
17 させ、各バッファ内の周辺の河畔林、基幹防風林、農地および市街地の面積率
18 (%) を算出した。また、本調査地におけるシカの主な生息地と考えられる西部
19 の日高山脈を「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
20 短距離を算出した。これらのデータ解析にはArcGIS10 (ESRIジャパン株式会
21 社) を用いた。

22
23

1 3. 統計解析

2 各季節（積雪期：12~2月 非積雪期：3~11月）におけるシカおよびキツネの
3 撮影個体数を目的変数とした一般化線形混合モデルを構築した ($n=36$). シカの
4 撮影頻度を説明するモデルには説明変数として胸高断面積合計 (cm^2), 下層植
5 生被度 (%) および各サイズのバッファ内の土地被覆面積率 (河畔林, 基幹防
6 風林, 市街地, 農地), 山間部からの距離 (m) を加えた. シカの小規模樹林利
7 用頻度は積雪期において大幅に減少し, 解析に十分に耐えられなかったため,
8 解析では非積雪期のデータのみを対象とした. キツネの撮影頻度を説明するモ
9 デルには説明変数として胸高断面積合計 (cm^2), 下層植生密度 (% ; 非積雪期
10 のモデルのみ) および各サイズのバッファ内の土地被覆率 (河畔林, 基幹防風
11 林, 市街地率, 農地) を使用した. 両種の撮影個体数はカウントデータである
12 ことから, モデルではポアソン分布を仮定した. 両種のモデルにおいてランダ
13 ム効果にカメラIDおよび調査年を指定し, 各カメラの稼働日数の対数をoffset
14 項に指定した. 各季節における説明変数の組み合わせのtolerance値は0. 1以上
15 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
16 (Quinn and Keough 2002). 両種の撮影頻度と各説明変数との関係性を評価す
17 るため, バッファサイズごとに総当り法を用いてモデルを作成した. さらに,
18 作成されたすべてのモデルを平均化した上で, 各説明変数の95%信頼区間を求
19 め, 各説明変数が持つ効果の向きと有意性を調べた. 以上の統計解析にはR for
20 Windows2. 15. 3を用いた (R Development Core Team, URL:[http://www.
21 r-project.org/](http://www.r-project.org/); 最終確認日20〇〇年〇〇月〇〇日).

22

1 <結果>

2 2013年4月から2014年11月までの間に、シカはのべ759個体、キツネはのべ614
3 個体が撮影された（図2, 3, 4）.

4 シカによる非積雪期の小規模樹林利用頻度は、周辺に基幹防風林および農地
5 が多く分布する地点で低くなり、山間部に近い地点において高くなった。（表1,
6 図5）. バッファ半径とベストモデルのAICとの関係は、半径300mを最小とした
7 下向きの凸型になった（図5）. 非積雪期のキツネによる小規模樹林利用頻度は、
8 周辺に基幹防風林が多く分布し、下層植生被度が高い地点ほど低くなり、農地
9 および市街地が多く分布し林内の胸高断面積の値が大きい地点ほど高くなった

10 （表2, 6）. 積雪期のキツネによる利用頻度は周辺に農地および市街地が多く分
11 布している地点ほど高くなった（表3, 図6）. キツネの利用頻度を説明したモデ
12 ルはいずれの季節においても半径400mを最小とした下向きの凸型であった（図
13 6）. シカおよびキツネの各バッファサイズにおけるベストモデルのAICは、いず
14 れもNULLモデルに比べ十分に低かった（図5, 6）.

15
16
17

1 <考察>

2 北海道十勝の農地景観において、シカおよびキツネによる小規模樹林の利用
3 頻度に影響する要因を調べた結果、小規模樹林の樹林タイプとその周辺の景観
4 構造および局所的な環境条件が影響していることが分かった。

5 シカの非積雪期における小規模樹林利用頻度は周囲300mに基幹防風林が多
6 く分布する地点で低くなった。この理由として、「緒論」で述べた予想通り基幹
7 防風林がシカの生息地として低品質であることによる影響が考えられた。河畔
8 林をはじめとする下層植生が多様な環境はシカにとって好適な採餌環境として
9 機能することが知られている (Nomiya et al. 2002)。一方で、基幹防風林のう
10 ち過去にカシワ林だった林がカラマツ林に置き換わった地点は、土壌が乾燥し
11 ているためササが優占すると言われている (紺野 私信)。芽室町の基幹防風林
12 における下層植生はそのほとんどがササ類で占められており、シカは採餌環境
13 としての質が低い基幹防風林をあまり利用しなかったのかもしれない。シカは
14 積雪により移動が阻害されることから (梶 1981)、基幹防風林の林床に高密度
15 で繁茂しているササ類によっても移動が阻害されることが予想されたが、本研
16 究の結果からは下層植生被度がシカの樹林利用頻度に与える影響は見られなか
17 った。ササの高さに対し、シカは肩高が高く (雄：70～130cm, 雌：60～110cm
18 阿部ほか 2005)、脚が長い動物であるため、移動の際にササによる抵抗をあま
19 り受けなかったのかもしれない。

20 また、シカの利用頻度は周囲300mに農地が多く分布する地点で低くなり、山
21 間部に近い地点において高くなった。先行研究により、シカ類は人為活動の盛
22 んな地域を避けること (Sibbald 2011)、主な生息地の近辺では特にシカの個体数

1 密度が高いため小規模樹林利用頻度が高くなること（高田ほか 2010）が知られ
2 ている．本調査地におけるシカは，主な生息地である山間部とその周辺地域に
3 比べ平野部の河畔林および防風林をあまり利用しなかったと考えられた．

4 シカの小規模樹林利用頻度を最もよく説明した空間スケールは，半径300mだ
5 った．このスケールを半径として面積に換算すると，28.2haになる．このスケ
6 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.
7 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
8 地域におけるシカの行動圏スケールを反映しているものであると考えられた．

9 非積雪期のキツネの小規模樹林利用頻度は，周囲400mに基幹防風林面積およ
10 び下層植生被度が高い地点で低くなり，農地および市街地が多く分布し林内の
11 胸高断面積の値が大きい地点ほど高くなった．この理由の一つとして基幹防風
12 林内の移動場所としての質が悪かったことによる影響が考えられ，本研究から
13 得られた下層植生被度が高い地点においてキツネの小規模樹林の利用頻度が低
14 下したという結果もこの仮説を支持するものと考えられた．キツネが農地景観
15 における小規模樹林を餌場や遮蔽環境として利用することを明らかにした研究
16 は多いが（Červinka et al. 2013；Šálek et al. 2010），キツネの小規模樹林内の
17 歩行を直接的に阻害する要因による影響を示した研究は著者が知るかぎり見
18 られない．本研究によりはじめて，積雪の他に林床植生がキツネの生息地利用
19 を阻害する可能性が示された．またキツネの小規模樹林利用頻度は周辺に農地
20 および市街地が多く分布し林内の胸高断面積の値が大きい地点ほど高くなった．
21 キツネは農地や森林との境目となるエッジ環境で農作物や小型哺乳類および鳥
22 類を捕食し（Šálek et al. 2010），市街地から得られる人為活動由来のゴミなど

1 を餌資源として利用することが知られている (Contesse et al. 2004). さらに胸
2 高断面積が高い林分はキツネにとって好適な遮蔽環境として機能したと考えら
3 れ (Zub et al. 2008), 予想の通りに, キツネの樹林利用頻度は餌資源の利用可
4 能性や遮蔽機能が高い地点において高くなったことが考えられた.

5 積雪期のキツネの小規模樹林利用頻度は, 樹林タイプの違いによって差が見られ
6 なかった. この理由は本研究の結果からは明らかに出来なかったが, 積雪の表
7 面の凍結により, 積雪期の防風林内の移動コストが増加しなかったことによる
8 影響が考えられた. 積雪の存在がキツネの移動を阻害する例は知られているが
9 (Murray & Lariviere 2002), 本地域における積雪は, 気温が氷点下になると表
10 面が凍結する. 調査地のキツネによる足あとの痕跡を観察すると, 一定以上の
11 厚みの凍結面がある雪の上を移動した場合には足跡が雪の中に陥没していなか
12 った. したがって, 積雪の凍結面の厚みが一定以上存在する際には, 脚が雪に
13 沈まないため, 積雪による移動コストの増加が軽減される可能性がある. この
14 ため積雪期の防風林の林床は, 下層植生が露出している非積雪期よりも, キツ
15 ネにとって歩きやすい環境だったのかもしれない. また, 積雪期におけるキツ
16 ネの利用頻度は周辺400mに農地および市街地が多く分布し, 林内の胸高断面積
17 の値が大きい地点ほど高くなった. この理由は, 非積雪期同様にキツネが周辺
18 環境での餌資源の利用可能性が高く, 遮蔽機能が高い地点を頻繁に利用したこ
19 とが考えられた.

20 キツネの小規模樹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,
21 季節に関係なく半径400mの範囲であり, これを面積にすると 0.5km^2 (約50.2ha)
22 になる. これまでに報告された北海道のキツネの非積雪期における行動圏スケ

1 ールは140～546haであり，積雪期における行動圏スケールは276～848ha（三
2 澤ほか 1987）である．本研究の結果が示す空間スケールはこれらの結果よりも
3 はるかに小さいものとなった．この原因として，農地景観における餌資源利用
4 可能性による影響が考えられた．森林景観に比べ，農地景観では人家から排出
5 されるゴミなど，キツネの餌資源となりうる資源が比較的安定的に供給されて
6 いると考えられる（Tsukada and Nonaka 1996；Contesse et al. 2004；近藤ほ
7 か 2013）．キツネの行動圏スケールは餌の入手可能性によって決定されると考え
8 られている（Haltenorth and Roth 1968）．本調査地におけるキツネは，餌の供
9 給源が比較的豊富な農地景観において餌探索行動のコスト削減のため行動圏を
10 小さくしていたのかもしれない．
11

1 <結論>

2 本研究から、農耕地帯におけるシカおよびキツネの小規模樹林利用に影響を与
3 える様々な影響要因が特定され、特に樹林タイプの違いが影響していることが
4 明らかになった。本研究で注目したシカとキツネは、十勝地域において農業被
5 害や人への感染症伝播が懸念されている野生動物である。本研究の結果から、
6 これら2種の利用頻度が高い小規模樹林の条件が特定されたことから、これらの
7 野生動物の被害を効果的に軽減・防除するためにはこうした条件を持つ小規模
8 樹林を優先的に管理することが有効だと考えられる。

9 本研究の結果から、両種による小規模樹林利用頻度は防風林よりも河畔林で高
10 くなるということが示され、樹林が持つ餌場や移動場所としての質の良さが動
11 物の樹林利用頻度に影響を与える重要な要因である可能性が示された。河畔林
12 から優先的に管理を行うことで、シカおよびキツネによる小規模樹林利用を効
13 率よく管理する事ができると考えられた。加えて、ササ類が繁茂する基幹防風
14 林は林床植生が存在する限りは害獣による林分がある程度阻害される可能性が
15 あるため、努力量の配分を大きくする必要はないのかもしれない。

16 農地景観における小規模樹林は、シカやキツネ以外にもヒグマ *Ursus arctos*,
17 タイリクモモンガ *Pteromys volans*, コウモリ類および猛禽類をはじめとする
18 様々な野生動物によって生息地や移動経路として利用されており (辻ほか
19 2004 ; 平井ほか 2008 ; 吉岡・柳川 2008 ; Akasaka et al. 2010), 農地景観
20 における生物多様性の保全に寄与している (Hanski 1999)。したがって、小規
21 模樹林を管理する際にシカやキツネによる利用制限だけを念頭に置いた施策を
22 行うと、小規模樹林が多様性の保全機能を弱めてしまう可能性がある。しかし

1 本研究の結果からシカやキツネによる樹林利用が，樹林が持つ彼らにとっての
2 餌場や移動場所としての質によって影響を受けている可能性が示された．した
3 がって，小規模樹林が持つシカやキツネの餌場や移動場所としての機能のうち
4 両種にとって特異的なものを解明できれば，樹林管理による他の分類群への影
5 響を最小限に抑えつつ，シカやキツネによる樹林利用頻度を抑えることができ
6 ると考えられる．
7

1 本研究を行なうにあたり，芽室町役場農林課の我妻修一氏，街道孝政氏には
2 調査を行なうにあたって様々な便宜を図っていただきました。また，ご指導頂
3 きました柳川久教授，押田龍夫教授，高田まゆら准教授(現・東京大学大学院 農
4 学生命科学研究科附属生態調和農学機構)，赤坂卓美助教に厚くお礼申し上げる
5 とともに，様々な助言，励ましなどを頂いた帯広畜産大学野生動物ゼミの皆様
6 に深く感謝いたします。
7

<引用文献>

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23

Akasaka T, Akasaka M and Yanagawa H. 2010. Relative importance of the environmental factors at site and landscape scales for bats along the riparian zone. *Landscape Ecol Eng* 6:247–255.

Baum K.A., Haynes K.J., Dillemoth F.P. and Cronon J.T.2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85:2671–2676

Červinka,J., Šálek,M., Padysakova,E. and 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, G. M., Hygnstrom, S. E., Gilsdorf, J. M., Baasch, D. M., Clements, M. J. and Vercauteren, K. C. 2011. Movements of white - tailed deer in riparian habitat: Implications for infectious diseases. *The Journal of Wildlife Management* 75(6):1436-1442.

Contesse P., Hegglin D., Gloor S., Bontadina F. and Deplazes P .2004.The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mamm Biol* 69:81–95

Davies ZG and Pullin AS. 2007. Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidencebased approach. *Landscape Ecol* 22:333–351

Decamps, H., Fortune, M., Gazelle, F and Pautou, G. 1988. Historical

- 1 influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape.
2 Landscape Ecology 1(3):163-173.
- 3 Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford,
4 UK.
- 5 Hess, G. R. and Bay, J. M. 2000. A regional assessment of windbreak habitat
6 suitability. Environmental monitoring and assessment 61(2):239-256.
- 7 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
8 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
9 文集. p.51-56.
- 10 Hilty, J. A., Lidicker, W. Z. and Merenlender, A. M. 2006. Corridor ecology:
11 The science and practice of linking landscapes for biodiversity
12 conservation. Washington: Island Press
- 13 Igota, H., Sakuragi, M., Uno, H., Kaji, K., Kaneko, M., Akamatsu, R., &
14 Maekawa, K. 2004. Seasonal migration patterns of female sika deer in
15 eastern Hokkaido, Japan. Ecological Research 19(2):169-178.
- 16 石川慎吾. 1988. 揖斐川の河辺植生: I. 扇状地の河床に生育する主な種の分布と
17 立地環境. 日本生態学会誌 38(2): 73-84.
- 18 金子有子. 1995. 山地溪畔林の攪乱体制と樹木個体群への攪乱の影響 (< 特集>
19 河川・渓流域の森林動態). 日本生態学会誌 45(3):311-316.
- 20 Konno, Y. 2002. Present status of remnant forest in Obihiro, eastern
21 Hokkaido, Japan. Global perspective in forest conservation and
22 sustainable agriculture. The organizing committee of OASERD : 39- 36

- 1 芽室町.2014. <http://www.memuro.net>
- 2 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
3 与える影響,景観生態学 14 (2) :109-118.
- 4 Murray, D.L. & Lariviere, S. 2002. The relationship between foot size of wild
5 canids and regional snow conditions: evidence for selection against a
6 high footload? J. Zool(Lond.) 256:289–299.
- 7 西尾 翼・高田まゆら・宇野 裕之・佐藤 喜和・柳川 久. 2013. 北海道十勝
8 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
9 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
10 て哺乳類科学 53(2):301-310.
- 11 Nomiya, H., Suzuki, W., Kanazashi, T., Shibata, M., Tanaka, H., &
12 Nakashizuka, T. 2003. The response of forest floor vegetation and tree
13 regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous
14 forest, central Japan. Plant Ecology. 164(2):263-276.
- 15 Nonaka, N., Kamiya, M. and Oku, Y. 2006. Towards the control of
16 *Echinococcus multilocularis* in the definitive host in Japan. Parasitology
17 International 55: S263–S266.
- 18 O'Brien,T.G.,Kinnaird,M.F. and Wibisono, H.T.2003.Crouching tiger,hidden
19 prey:Sumatran tiger and prey population in a tropical forest
20 landscape.Animal Conservation 6:131-139.
- 21 Opperman, J. J. and Merenlender, A. M. 2000. Deer herbivory as an
22 ecological constraint to restoration of degraded riparian corridors.

- 1 Restoration Ecology 8(1):41-47.
- 2 Quinn, G. P. and Keough, M. J. 2002. Experimental Design and Data
3 Analysis for Biologists. Cambridge University Press, Cambridge, 537 pp.
- 4 Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented
5 landscapes. *American Naturalist* 158:87–99.
- 6 Šálek, M., Kreisinger, J., Sedláček, F., & Albrecht, T. 2010. Do prey densities
7 determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an
8 agricultural landscape? *Landscape and Urban Planning* 98:86–91.
- 9 Shardlow, T. F., and Hyatt, K. D. 2013. Quantifying associations of large
10 vertebrates with salmon in riparian areas of British Columbia streams
11 by means of camera-traps, bait stations, and hair samples. *Ecological*
12 *Indicators* 27:97-107.
- 13 Sibbald, AM., Hooper, RJ., McLeod, JE and Gordon, IJ.2011. Responses of
14 red deer (*Cervus elaphus*) to regular disturbance by hill walkers. *Eur J*
15 *Wildl Res* 57:817–825.
- 16 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
17 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
18 学研究 15(2):203-210.
- 19 Takatsuki, S. 1992. Foot morphology and distribution of Sika deer in relation
20 to snow depth in Japan. *Ecological Research* 7(1):19-23.
- 21 Takyu Mayumi, Takahashi Kenichi, Uruguchi Kohji and Oshida
22 Tatsuo.2013.Fox bait consumption and camera trapping in agricultural

- 1 areas in eastern Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 38: 57–60.
- 2 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
3 息エリアの推定. *農業土木学会誌*. 72(1):37-40.
- 4 十勝振興局. 2011. エゾシカによる農業, 林業被害金額の推移.
- 5 Uraguchi, K. and Takahashi, K. 1998. Den site selection and utilization by
6 the red fox in Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 23: 31– 40.
- 7 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
8 林と防風林の利用. 帯広畜産大学学術研究報告 29: 66-73
- 9 Zub.K, Sönnichsen.L and Szafrńska. P. A.2008,Habitat requirements of
10 weasels *Mustela nivalis* constrain their impact on prey populations in
11 complex ecosystems of the temperate zone. *Oecologia* 157:571-582.
- 12

説明変数	<i>P</i> value	95%信頼区間
基幹防風林面積率	0.0457	$(-28.8 \sim -2.8) \times 10^{-6}$
農地面積率	0.0080	$(-6.8 \sim -1.6) \times 10^{-6}$
山間部からの距離	0.0133	$(-21.3 \sim -4.3) \times 10^{-2}$
河畔林面積	0.3711	$(-1.1 \sim 0.3) \times 10^{-5}$
市街地面積率	0.2064	-40.9 ~ 5.3
下層植生被度	0.2581	$(-0.3 \sim 1.7) \times 10^{-2}$
胸高断面積合計	0.4673	$(-6.2 \sim 2.4) \times 10^{-4}$

1
2
3
4

表 1.シカの小規模樹林利用頻度を説明する要因の *P* 値および信頼区間
(有意水準: $P=0.05$)

説明変数	<i>P</i> value	95%信頼区間
基幹防風林面積率	0.0798	$(-3.8 \sim -0.1) \times 10^{-5}$
農地面積率	0.0004	$(0.4 \sim 1.2) \times 10^{-5}$
市街地面積率	0.0027	4.7 ~ 1.6
下層植生被度	0.0012	$(-2.7 \sim -0.8) \times 10^{-2}$
胸高断面積合計	0.0027	$(0.5 \sim 1.8) \times 10^{-4}$
河畔林面積率	0.4523	$(-0.5 \sim 1.4) \times 10^{-5}$

5
6
7
8

表 2.非積雪期のキツネの小規模樹林利用頻度を説明する要因の *P* 値および信頼区間(有意水準: $P=0.05$)

説明変数	<i>P</i> value	95%信頼区間
市街地面積率	0.0001	5.6 ~ 13.9
農地面積率	0.0005	$(3.1 \sim 8.7) \times 10^{-6}$
基幹防風林面積率	0.4945	$(-1.3 \sim 0.5) \times 10^{-5}$
河畔林面積率	0.5040	$(-0.4 \sim 1.1) \times 10^{-5}$
胸高断面積合計	0.6030	$(-3.3 \sim 6.4) \times 10^{-4}$

9
10

表 3.積雪期のキツネの小規模樹林利用頻度を説明する要因の *P* 値および信頼区間(有意水準: $P=0.05$)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44

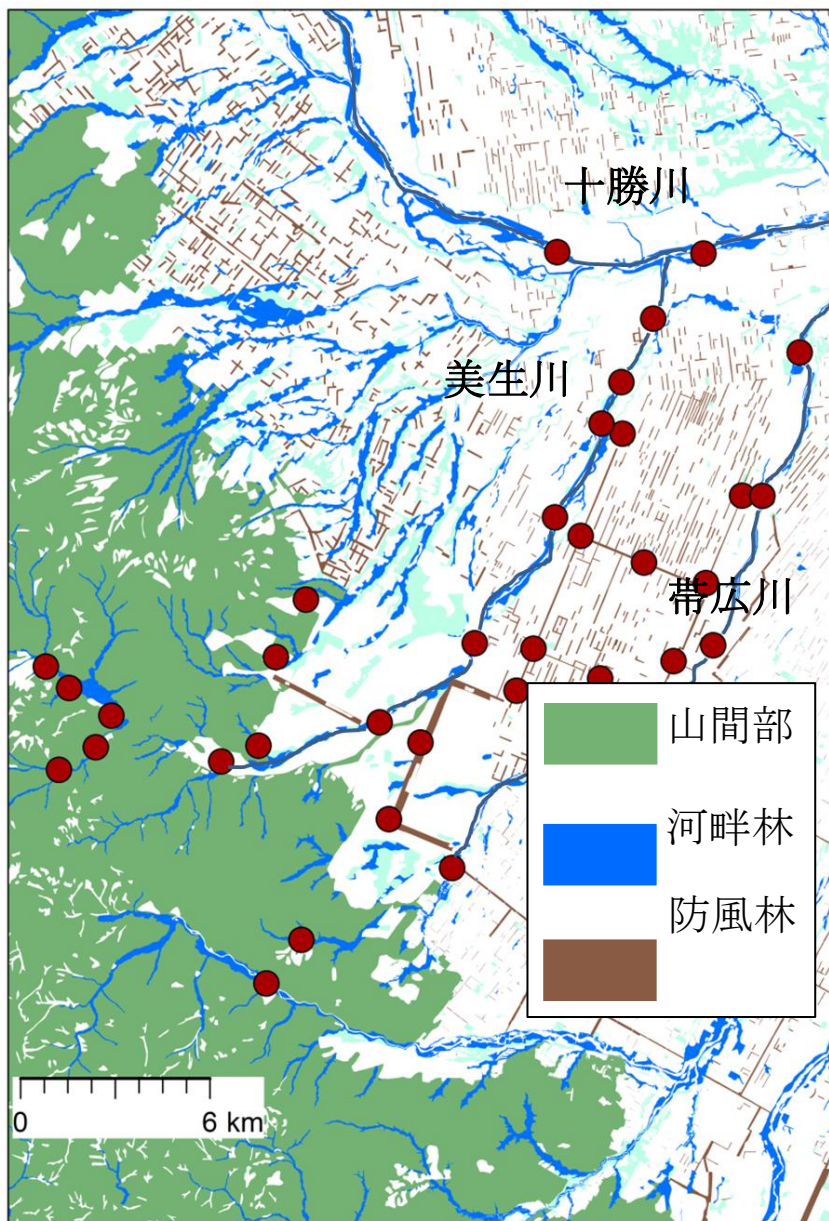


図 1.十勝地域芽室町の概要図. ●は自動撮影カメラの設置地点を表す.

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44

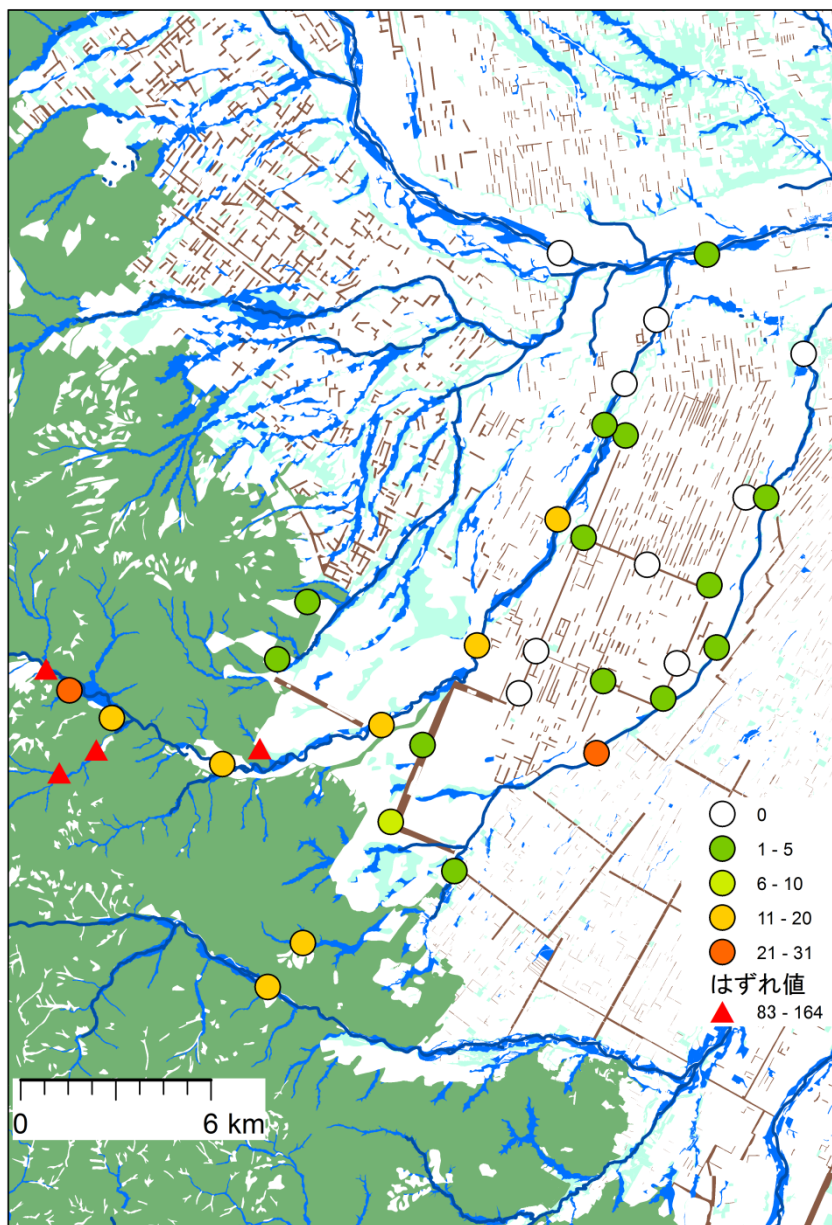


図 2.エゾシカの撮影頻度の分布($n=32$)
(2013.04.~2014.11.)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37

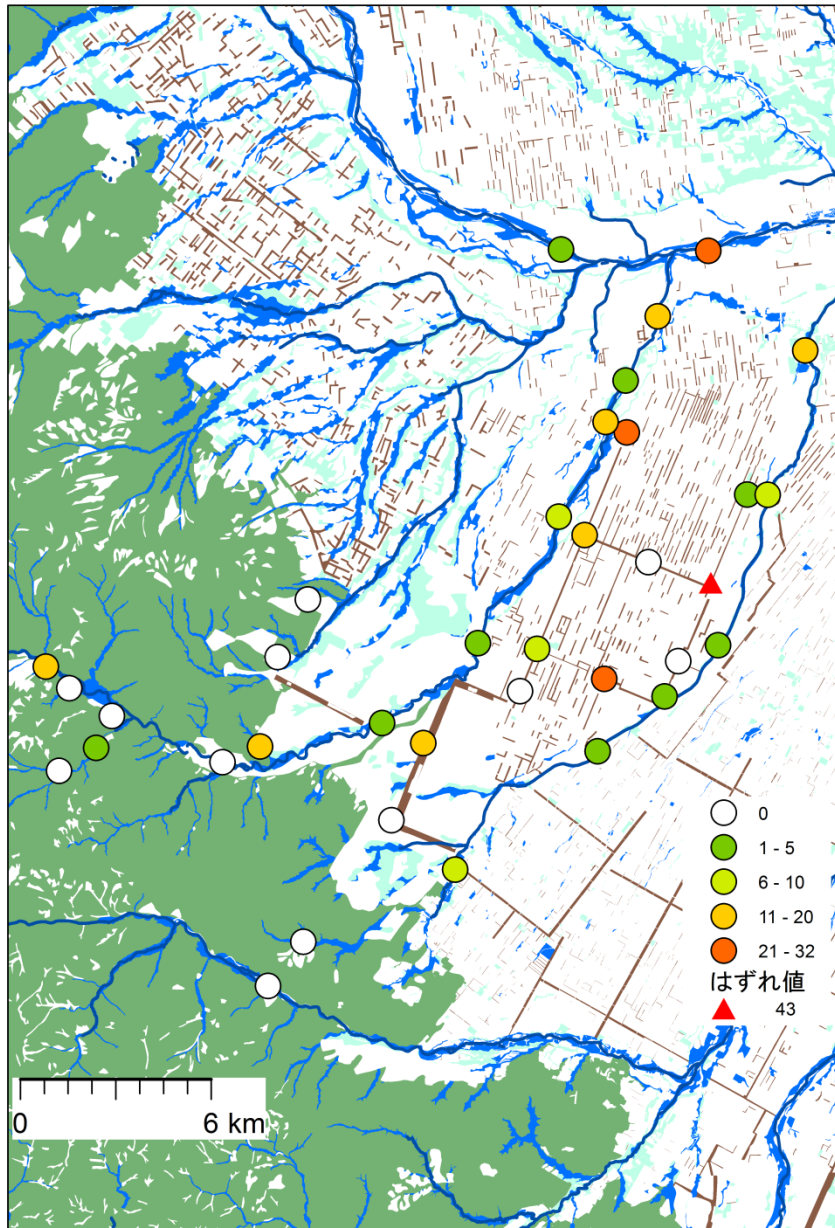


図 3.非積雪期のキタ Kitsune の撮影頻度の分布($n=34$)
(2013.04.~2013.11 2014.03~2014.11)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37

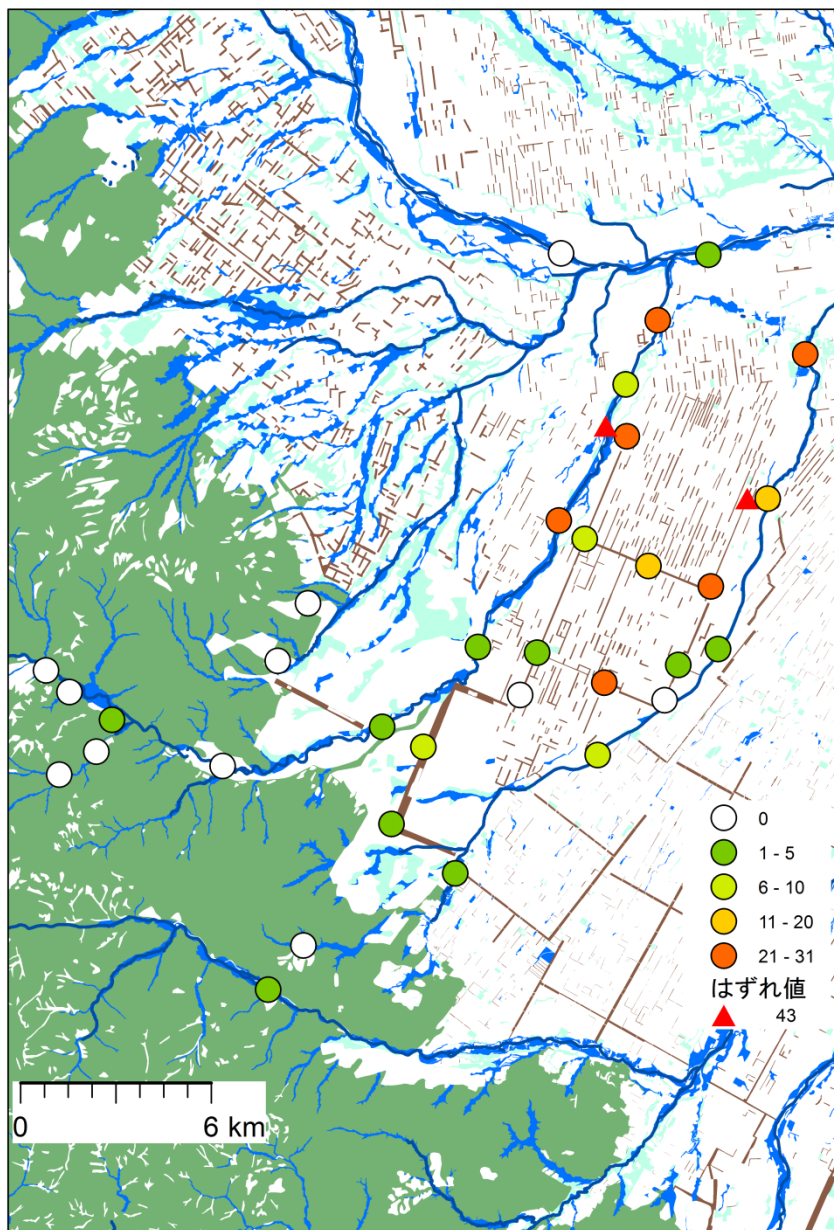


図 4.積雪期のキタ Kitsune の撮影頻度の分布($n=34$)
(2013.12~2014.02)

1

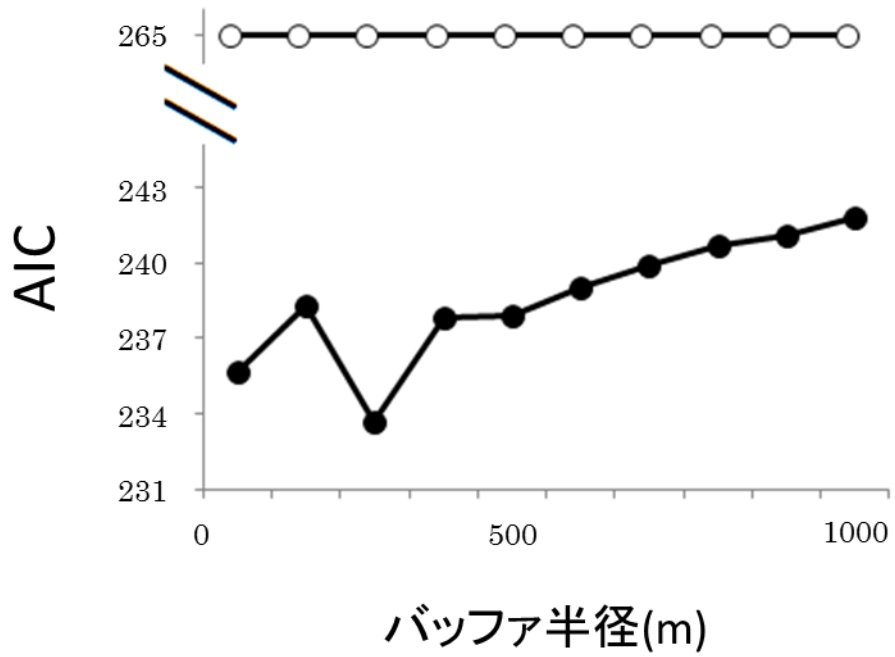


図 5.シカの小規模樹林利用頻度を説明するモデルの景観要因を抽出したバッファの半径と各バッファのベストモデルの AIC との関係。○は切片のみの null モデルの AIC を、●はベストモデルの AIC をそれぞれ示す。

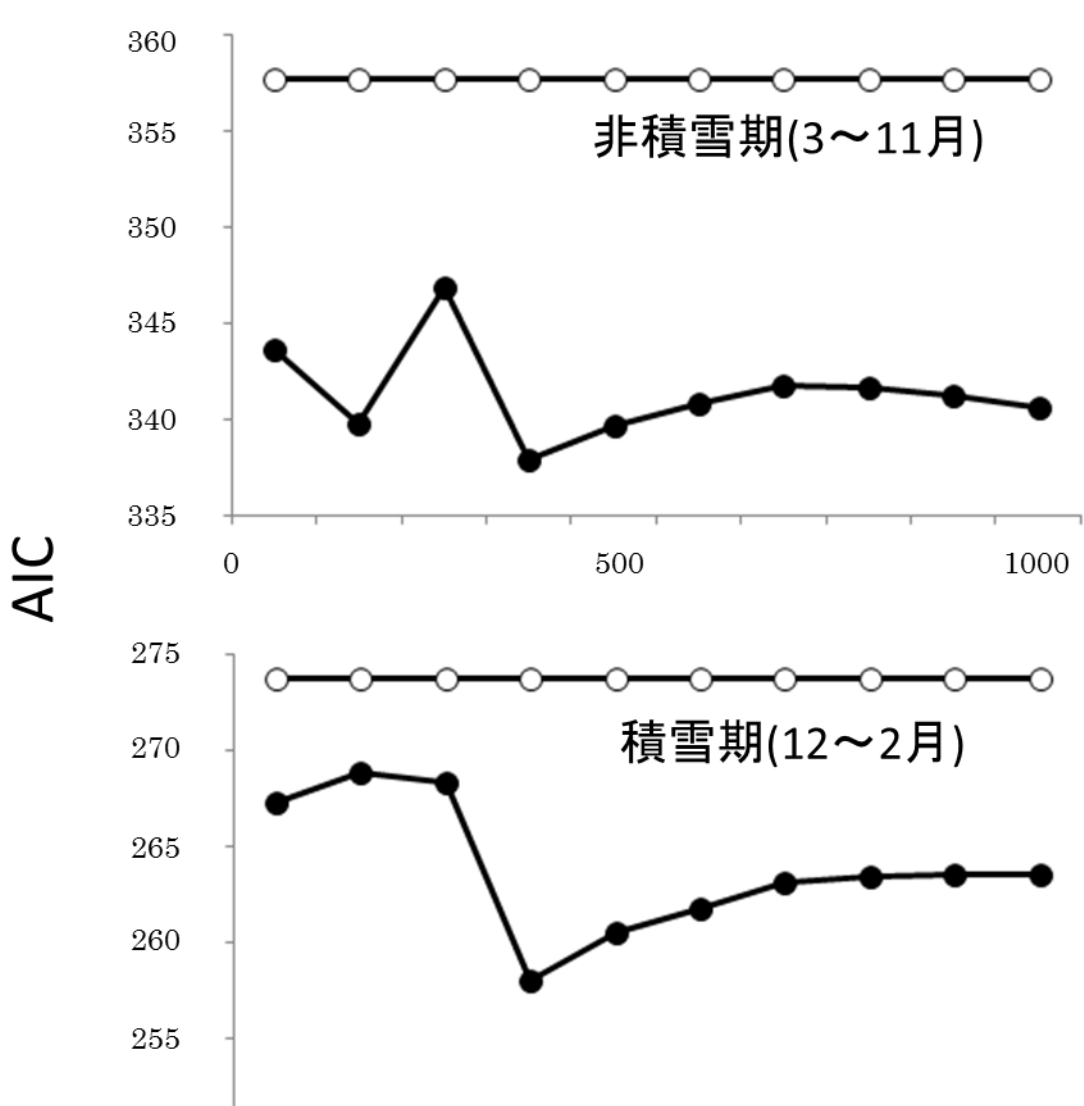
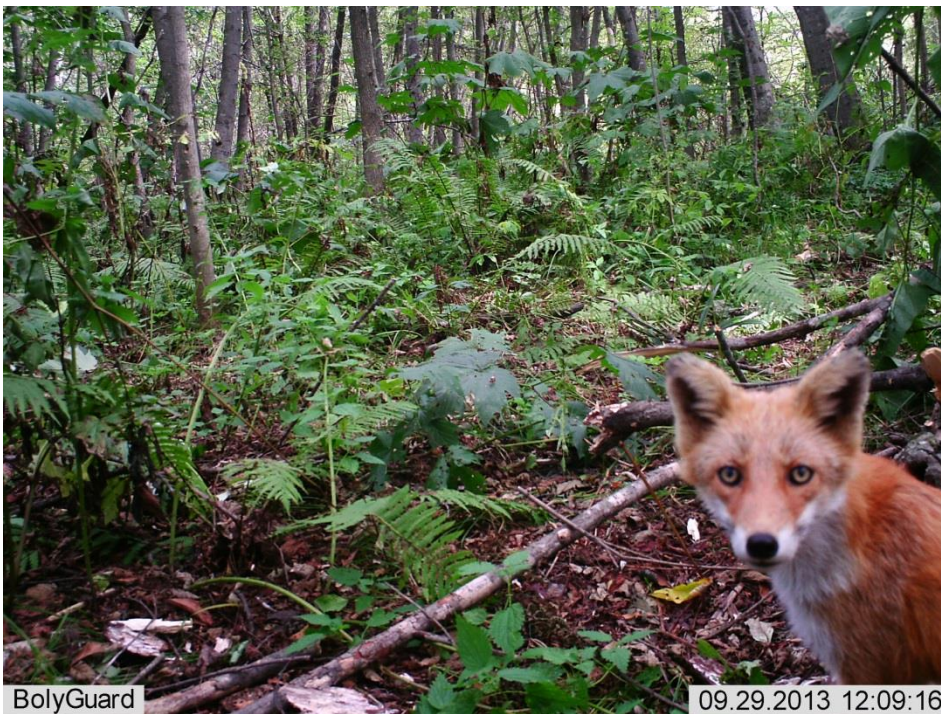


図 6.非積雪期(3~11 月)および積雪期(12~2 月)のキツネの小規模樹林利用頻度を説明するモデルの景観要因を抽出したバッファの半径と各バッファのベストモデルの AIC との関係。○は切片のみの null モデルの AIC を、●はベストモデルの AIC をそれぞれ示す。



1



2

3 付録.撮影されたシカおよびキツネの写真

4

1 <要約>

2

3 河畔林や防風林などの樹林は、農業景観において、森林を餌場や営巣地とし
4 て利用する動物種にとって限られた生息地として機能する.しかしながら、農業
5 被害を引き起こしたり感染症を媒介したりする動物もこうした樹林を利用する
6 ことが知られている.したがって、そうした動物の小規模樹林利用頻度が高ま
7 る地点の条件を調べ、軋轢の対策を講じる必要があるだろう.本研究では北海道
8 十勝地域においてニホンジカ *Cervus nippon* (以下、シカ)およびアカギツネ
9 *Vulpes vulpes* (以下キツネ)による河畔林および防風林(以下、小規模樹林)
10 の利用頻度を測定し、頻度が高くなる地点の条件と影響要因が強く作用する空
11 間スケールを検討した.2013~2014年に北海道十勝地域芽室町の河畔林および
12 防風林に計36台のカメラを設置し、各季節(非積雪期:積雪期)のシカおよびキ
13 ツネの撮影頻度を目的変数とした一般化線形混合モデルによる解析を行った.考
14 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、カメラ
15 設置地点を中心とした半径100~1000mバッファ内の河畔林、防風林、農地、市
16 街地の面積率、山間部からの距離(シカのモデルのみ)である.その結果、シカの
17 非積雪期における小規模樹林利用頻度は調査地点の周辺300mに基幹防風林お
18 よび農地が多く分布する地点ほど小さくなり、山間部に近い地点において高く
19 なった.キツネの非積雪期における小規模樹林利用頻度は調査地点周辺400mに
20 基幹防風林が多く分布し、下層植生被度が高い地点ほど小さくなり、農地およ
21 び市街地が多く分布し、林内の胸高断面積合計が大きい地点ほど高くなった.キ
22 ツネの積雪期における小規模樹林利用頻度は周辺400mに農地および市街地が多

- 1 く分布している地点ほど高くなった.本研究により, 十勝におけるシカおよびキ
- 2 ツネの小規模樹林利用頻度に影響する要因が明らかになった.今後はこうした条
- 3 件を持つ小規模樹林を優先的に管理することで, 効果的に両種による小規模樹
- 4 林利用を低減することができると考えられた.
- 5

1 <Abstract>

2 .

3 In agricultural landscapes, riparian forests and shelterbelts act as limited
4 habitats for animals that feed or dig dens in the forests. However, they are
5 also used by species that can cause crop damage or transmit zoonoses.
6 Because the quality of each forest as habitat differs, to reduce the conflict
7 caused by these destructive species we need to determine the local and
8 landscape-scale habitat characteristics that determined of the forest points
9 that they use frequently. We used 36 infrared cameras to observe the
10 frequency of forest (mountain-side forest, riparian forest, and shelterbelts)
11 use by sika deer (*Cervus nippon*) and red fox (*Vulpes vulpes*) from April 2013
12 to November 2014 in Tokachi, Hokkaido, Japan. Moreover, we analyzed the
13 relationships between the frequency of use by each species and the habitat
14 characteristics by using a generalized linear mixed model. The frequency of
15 forest use by deer in snow-free seasons was influenced by the area of
16 shelterbelts (negatively) and the farmland (negatively) within a buffer with
17 the radius of 300-m centered on each camera, and the distance between each
18 camera and the mountain-side forest (negatively). The frequency of forest
19 use by foxes in snow-free seasons was related to the area of shelterbelts
20 (negatively), farmland (positively) and the urban(positively) within a 400-m
21 buffer, and the amount of understory cover (negatively). The frequency of
22 forest use by foxes in the snow season was influenced by the area of farmland

1 (positively) and the urban (positively) within a 400-m buffer. Our findings
2 confirm that these factors are important for limiting forest use in
3 agricultural landscapes by destructive animals.

4

5