

2015 年度

修士論文

エゾライチョウとその捕食者における個体群密度の関係

21431020 山下 勇次

指導教員 野生動物学 准教授 伊吾田 宏正

酪農学園大学大学院酪農学研究科

目次

1. はじめに	1
2. 調査地	4
3. 方法	5
3-1. コールセンサス調査	5
3-2. カメラトラップ調査	7
3-3. 解析	11
4. 結果	12
4-1. 生息動向	12
4-2. 撮影頻度	14
4-3. 鳴き返し個体数とキツネ、タヌキの撮影頻度の比較	16
4-4. エゾライチョウとキツネ、タヌキの撮影頻度の比較	25
4-5. 撮影頻度が高いポイントにおける植生割合	32
4-6. 撮影頻度と植生割合の比較	46
5. 考察	60
6. Abstract	63
7. 謝辞	64
8. 引用文献	65

1. はじめに

エゾライチョウ (*Tetrastes bonasia*) はキジ目ライチョウ科に属する森林性・地上性の鳥類である。本国では北海道にのみ分布しており、本州中部地方の高山帯に生息する日本固有種のニホンライチョウ (*Lagopus muta japonica*) とは属が異なる。

エゾライチョウの 1 年間の生活を区分すると大きく繁殖期と非繁殖期に分ける事ができる (藤巻 2002)。エゾライチョウは渡りの習慣を持っておらず、1 年を通して同じ地域に生息している。生活の年周期はつがい形成・産卵期 (4 月, 5 月), 抱卵期 (5 月, 6 月), 家族前期 (6 月, 7 月) 家族後期 (8 月, 9 月前半) に区分でき、10 月から一部の個体は群れとなるが、秋から冬の群れの大きさは家族群より小さい。この秋から冬の単独または群れ生活は 3 月まで続き、3 月には雄はホイッスルと呼ばれる甲高い鳴き声が多くなり、ディスプレイが見られ、つがい形成が始まる (藤巻 2002)。一般的に一夫一妻といわれているが、雄がはっきりとしたなわばりを持つものに対して、雌は短期間に複数の雄のなわばりを訪問していることから多夫一妻とも言われている (Swenson&Boag 1993)。

エゾライチョウは狩猟鳥に指定されている。動きがあまり速くないことや林道上で目撃できること、笛に対する鳴き返しをすることなどから捕獲が容易であるという特徴がある。その為、初心者ハンターにとって教育的価値のある鳥類である。又、肉は大変美味であり、欧米においてシチメンチョウ (*Meleagris gallopavo*) が一般に浸透するまでクリスマスにおける最高のご馳走といえばエゾライチョウのローストであった (本多 1998)。その為、大正時代に北海道のエゾライチョウは年間

数万羽が捕獲され、高級品として欧米に輸出されていた（本多 1998）。北海道においても正月の年越しソバのダシに使われるなど古くから食され、資源的・文化的価値のある鳥類である。

しかし、近年では生息数が 1970 年代以降急激に減少しており、1990 年代になってからも減少傾向が続いている（藤巻 1993）。生息状況や個体数に関する詳細なデータが不足している為、北海道では前述のように狩猟鳥でありながら希少種にも指定されており、管理において矛盾が生じている鳥類である。このことから一部の自然保護団体はエゾライチョウを狩猟対象から外すことを主張している（北海道保健環境部自然保護課，1993）。

エゾライチョウは地上性の鳥類である為、キタキツネ（*Vulpes vulpes schrencki*, 以下キツネ）、エゾタヌキ（*Nyctereutes procyonides albus*, 以下タヌキ）、エゾクロテン（*Martes zibellina brachyura*, 以下クロテン）、ノネコ（*Felis catus*）などの中型の食肉目が捕食者であると予想される。中でもキツネの個体数は 1970 年代前半から増加しており、その時期はエゾライチョウの個体数が減少した時期と一致している（藤巻 2000）。その為、キツネの増加がエゾライチョウ減少の主な原因となっているのではないかとされている（藤巻 2002）。しかし、実際にはキツネなどの捕食者がエゾライチョウの生息数減少の要因になっていることを示唆するものは状況証拠のみであり、捕食者とエゾライチョウの直接的な関係に関する研究はほとんど実施されていない。

エゾライチョウは植物質的な食性である為、漿果類、落葉広葉樹の冬芽、尾状花序、新葉といったものを餌としており、それらの餌が少ない常緑針葉樹林における生息数は少ないといわれているが、それ以外の常緑針葉樹林、落葉広葉樹林、針広混交林

といったさまざまな樹林帯にて生息が確認されている（北海道保健環境部自然保護課 1993）。しかし、具体的にどういった生息環境を利用し、好むのか判明していない。又、キツネやタヌキなどのエゾライチョウの捕食者と予想される動物は採食の為に落葉広葉樹林を好んで利用していることが報告されている（三澤ら 1987, 芝田 1996）。だが、それら捕食者とエゾライチョウの生息環境を比較し、検討した研究はほとんど実施されていない。

これらのことから今後エゾライチョウの適切な保護管理を行なう上でより詳細な生態や生息状況についての情報が必要であり、生息数減少の主な要因とされるエゾライチョウとその捕食者と予想される動物の個体群の関係を検討することは重要である。

本研究はこれらの関係を検討すると共に、知見を蓄積し、今後保全を考える上で必要な基礎資料とすることを目的とした。

2. 調査地

今回の研究の調査地として、北海道北東部に位置するオホーツク総合振興局管内紋別郡西興部村を選定した(図1). 面積は 30,812ha であり、森林が 89%を占める. 森林は道有林が 82%, 村有林が 4%, 一般民有林が 13%となっている. 地形は平坦地が極めて少なく、興部川、藻興部川沿いに狭長な農地があるのみで、他の大部分は平均 400 メートル程度の標高をもって一部急峻な山容を形成するが、ほぼ丘陵性山地の地形である(続西興部村史編纂委員会 2008).

西興部村は北海道の管理型猟区のひとつである. その為、狩猟鳥獣の生息場所や捕獲数が西興部猟区管理協会によって把握されている. エゾライチョウの捕獲に対して制限をかけられる為、実態の解明がしやすいと考えられたことから当地域で調査を実施した.

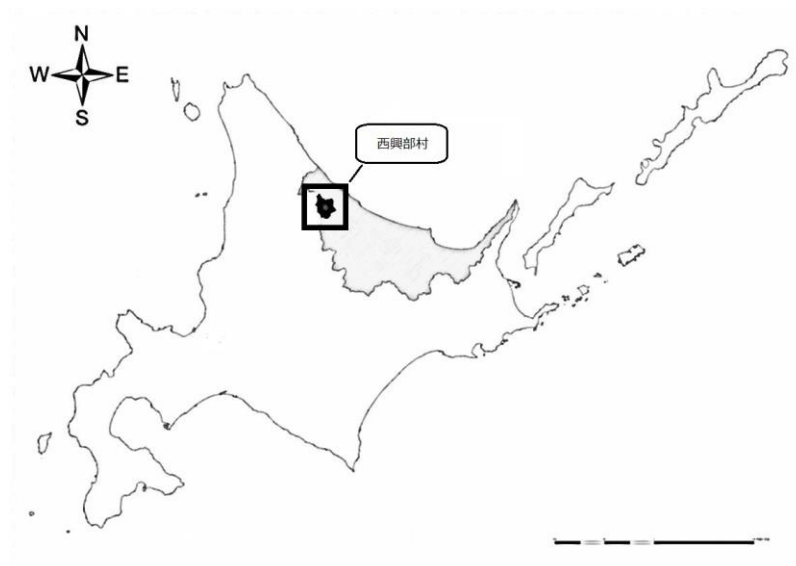


図 1.西興部村所在地

— 3. 方法

3-1. コールセンサス調査

本調査地域のエゾライチョウの生息個体数を把握する為、以下の調査を実施した。この方法を本稿ではコールセンサス調査とする。調査地域内に3箇所の調査ルート、林道 A、林道 B、林道 C を設けた（図 2）。各調査ルートは2キロメートルに設定した。各調査ルートの標高は林道 A が最も高く、続いて林道 C、林道 B の順に高くなっていた。各調査ルートはどれも沢沿いに林道が続いており、ヤナギ類やハルニレ（*Ulmus Davidiana* var. *japonica*）を中心とした明るい広葉樹林、又、トドマツ（*Abies sachalinensis*）、エゾマツ（*Picea jezoensis*）からなる人工林が存在した。標高が上がるにつれミズナラ（*Quercus crispula*）やトドマツの大木も見られた。林道 B は車両通行が多く、林道 C は調査期間中工事が行なわれていた。

エゾライチョウの活動開始時間は日の出時刻の20分から30分前、活動終了時間は日の入り時刻の30分から40分後であり（北海道保健環境部自然保護課 1993）、エゾライチョウの生息数調査に適した時刻は早朝から午前中ということより（北海道保健環境部自然保護課 1993）、2015年6月から2015年10月にかけて日の出時刻と正午に一日2回、毎月8日から13日間、2時間前後実施した。

Swenson（1991）によると、春と秋におけるエゾライチョウの調査においてエゾライチョウの雄は笛を吹き始めてから4分から5分で大部分が鳴き返しの習性を示した。この調査は北海道による調査でも取り入れられていた。そこで本調査では各

調査ルート，林道 A，林道 B，林道 C に 150 メートル毎，14 ポイントの定点（林道 A：a1～a14，林道 B：b1～b14，林道 C：c1～c14 と設定）を設け，エゾライチョウの鳴き声に模して，イヌ笛（英国 ACME 社製，アクメホイッスル，図 3）を 30 秒毎に 1 回，6 分間吹いた．そしてそのイヌ笛に反応し，鳴き返してきたエゾライチョウの数を記録した．又，同時に方角，時間の記録も行なった．目撃した個体があった場合は，目撃個体数と目撃場所を記録した．



図 2. 調査ルート：林道 A，林道 B，林道 C の所在地.



図 3. 英国 ACME 社製, アクメホイッスル

3-2. カメラトラップ調査

本調査地域のエゾライチョウとその捕食者と予想される動物の生息個体数指数を把握する為、カメラトラップ調査を行った。そして撮影された動物種を識別し、以下の計算式₁によりセンサーカメラの設置から回収までをカメラ日として撮影頻度を算出した。

$$\text{式}_1: a \text{ の撮影頻度} = a \text{ の撮影枚数} / \text{カメラ日}$$

コールセンサス調査にて設定した調査ルートをカメラトラップ調査でも使用した。その際コールセンサス調査と異なる点として、カメラトラップ調査では調査ルート 300 メートル毎に 7 ポイントの定点を設けた。

7 ポイントの定点にひとつずつセンサーカメラ（LTL-Acorn 社製 LTL-6210MC と LTL-5210A）を設置し、3 ルート計 21 台使用した（図 4、5）。

設置期間は 2015 年 7 月 15 日から 2015 年 8 月 17 日、2015 年 8 月 21 日から 2015 年 9 月 23 日、2015 年 9 月 26 日から 2015 年 10 月 24 日の 3 期間のべ 94 日となった。

センサーカメラは林道の中心が画角の中心にくるような角度に調整し、樹木などを用いて高さ約 130 センチメートルに設置した。センサーカメラの設定は解像度 5MP、センサーレベル NORMAL、インターバル 3 分に設定し、撮影を行った。センサーカメラはデジタルカメラを搭載した撮影機器であり、メイン赤外線パッシブセンサー（PIR）とライト・レフト PIR により、対象領域（ROI）における動物を撮影することが可能である。また、赤外線 LED フラッシュを搭載し暗闇での撮影が可能である。メイン PIR のみの場合最大センサー感知範囲は約 50° であるが、ライト・レフト PIR を ON にすることでセンサー感知範囲が広角 100°～120°まで広げることができる。これによりセンサーが検出してからシャッターが切れるまでの時間（トリガータイム）が約 1 秒となり、動きが速い動物も的確に撮影することが可能になる。バッテリー継続時間は単三電池 4 本で最長約 3 ヶ月、8 ～12 本で最大約 6 ヶ月稼動し、動作は-30℃から 70℃まで適応可能である。

設置の際は TEST モードにし、センサーの検知範囲、特に広角、距離を適切な位置に調整した。手順としては 1) カメラを撮影したい領域に向けて樹木などに設

置. 2) 片側からその領域を横切るようにゆっくり歩き, 異なる方向や距離でも同じように試す. 3) モーションインディケーターが青く点滅する領域はライトまたはレフトセンサーが検知しており, モーションインディケーターが赤く点滅する領域はメインセンサーによって検知されている領域である. このテストを行うことで撮影可能な範囲を知ることができ, より良い領域を映し出すことが可能となる. メイン PIR とライト・レフト PIR の検知範囲を確認後, 作動領域内に存在する誤動作を及ぼす小枝などを取り除いた.



図 4. LTL-Acorn 社製 LTL-6210MC



図 5. LTL-Acorn 社製 LTL-5210A

3-3. 解析

コールセンサス調査を基に算出したエゾライチョウの鳴き返し個体数，カメラトラップ調査を基に算出したエゾライチョウの撮影頻度とエゾライチョウの捕食者と予想される動物の撮影頻度を用いて，**Spearman** の順位相関係数を算出した．エゾライチョウとその捕食者と予想される動物の個体数指数を比較することで，本調査地域におけるそれら動物の個体群に関係があるか検討した．

カメラトラップ調査における全ポイントの撮影頻度を調査ルート毎に中央値で分け，撮影頻度が高いポイントを抽出した．抽出したポイント毎に **Geographic Information System(GIS)**ソフトウェア (**Arc GIS Ver.10.2, ESRI 社**)を用いて，そのポイントを中心とした半径 **150** メートルの円形を描き，その内部の植生割合を算出した．撮影されたエゾライチョウとその捕食者と予想される動物がどういった植生を利用しているか比較し，検討した．植生データは環境省第 **7** 回自然環境保全基礎調査植生調査結果 (<http://www.env.go.jp/>) のデータを使用し，属性データに基づき，常緑針葉樹林，落葉広葉樹林，針広混交林，草地の **4** つに分類した．又，それによって算出された植生割合とエゾライチョウ，キツネ，タヌキの撮影頻度を用いて，**Spearman** の順位相関係数を算出し，検討した．

統計処理は全て **R ver.3.2.2(R Development core team)**を使用し，行なった．

4. 結果

4-1. 生息動向

コールセンサス調査の結果、各調査ルートのエゾライチョウの鳴き返し個体数は以下のようになった。

林道 A では 8 日間調査を実施し、鳴き返し個体数は日の出時刻の調査において 25 羽、正午の調査において 33 羽、計 58 羽であった（図 6）。林道 A の全鳴き返し個体のうち 43.1%が日の出時刻に鳴き返し、56.9%が正午に鳴き返した。1 日当たりの平均鳴き返し個体数（±SD）は 7.25（±4.15）羽/日となった。各調査ルートの中で最も鳴き返し個体数が多く、1 日当たりの平均鳴き返し個体数も最も多かった。

林道 B では 13 日間調査を実施し、鳴き返し個体数は日の出時刻の調査において 26 羽、正午の調査において 12 羽、計 38 羽であった（図 7）。林道 B の全鳴き返し個体のうち 68.4%が日の出時刻に鳴き返し、31.6%が正午に鳴き返した。1 日当たりの平均鳴き返し個体数（±SD）は 2.69（±2.70）羽/日となった。各調査ルートの中で二番目に鳴き返し個体数が多く、1 日当たりの平均鳴き返し個体数も二番目に多かった。

林道 C では 12 日間調査を実施し、鳴き返し個体数は日の出時刻の調査において 10 羽、正午の調査において 3 羽、計 13 羽であった（図 8）。林道 C の全鳴き返し個体のうち 76.9%が日の出時刻に鳴き返し、23.1%が正午に鳴き返した。1 日当たりの平均鳴き返し個体数（±SD）は 1.08（±1.32）羽/日となった。各調査ルートの中で最も鳴き返し個体数が少なく、1 日当たりの平均鳴き返し個体数も最も少なかった。

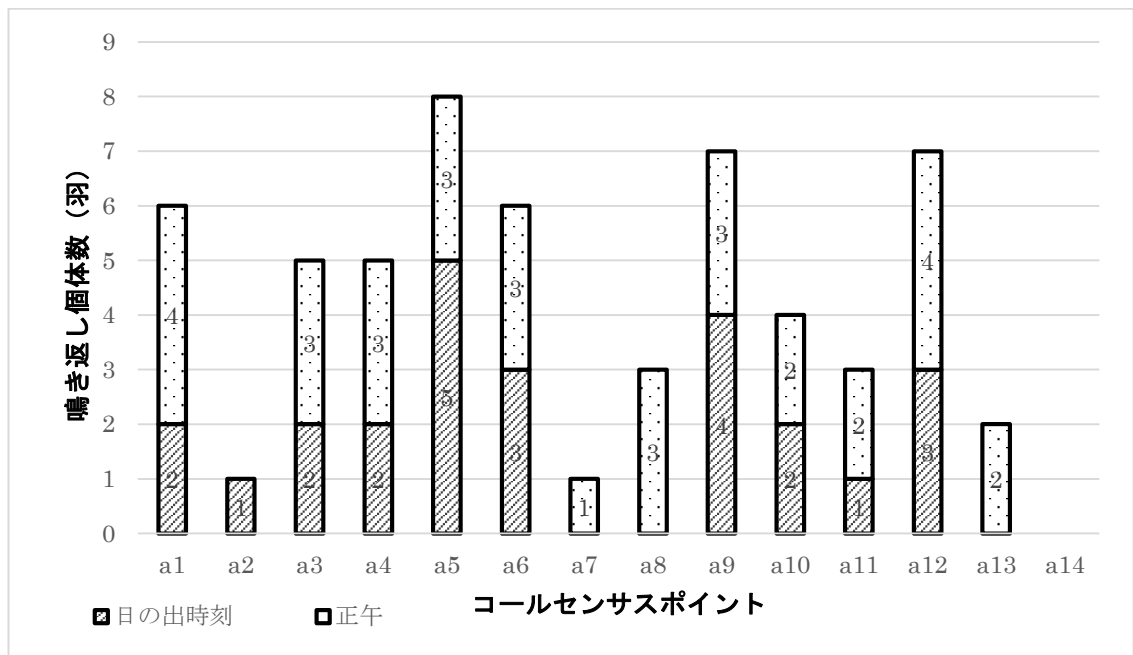


図 6. 林道 A におけるポイント別鳴き返し個体数 (羽), $n = 8$

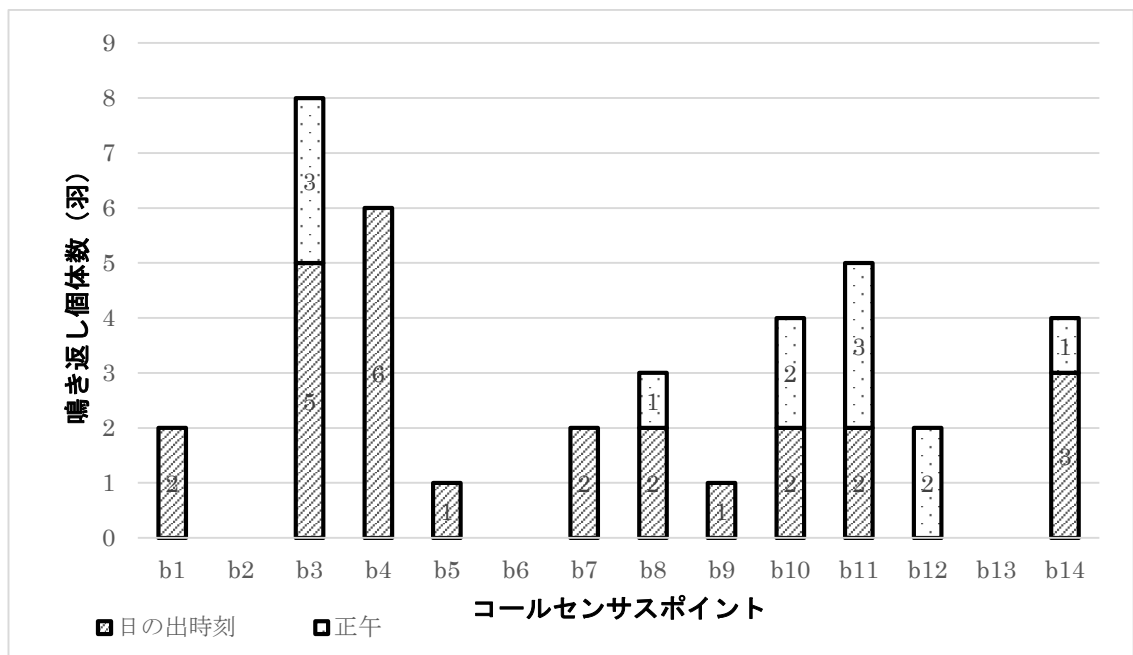


図 7. 林道 B におけるポイント別鳴き返し個体数 (羽), $n = 13$

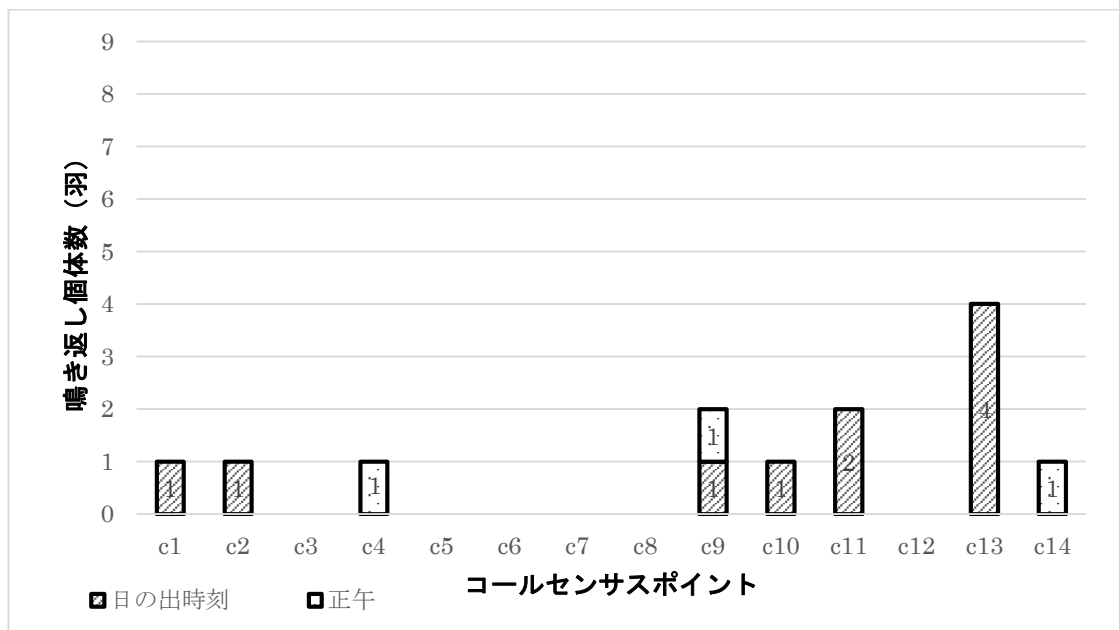


図 8. 林道 C におけるポイント別鳴き返し個体数 (羽), n = 12

4-2. 撮影頻度

エゾライチョウの捕食者と予想される動物はキツネ、タヌキ、クロテン、ノネコの 4 種が撮影された。

撮影された個体の重複カウントを避ける為に 30 分以上離れたものに限って集計した。最初の撮影イベントから 30 分以内に複数枚撮影されたとしても 1 羽もしくは 1 頭とし、撮影枚数は 1 枚として扱った。その結果、3 期間 94 日実施したカメラトラップ調査によって撮影された枚数はエゾライチョウ 83 枚、キツネ 687 枚、タヌキ 439 枚、クロテン 32 枚、ノネコ 17 枚だった。クロテンとノネコの撮影数は非常に少なかった為、今回の解析ではキツネとタヌキのデータのみ使用した。

クロテン、ノネコを除く 3 種の撮影頻度を算出すると、エゾライチョウ 0.883 枚/日、キツネ 7.309 枚/日、タヌキ 4.670 枚/日となった。

調査ルート別に撮影頻度を見ると、林道 A ではエゾライチョウ 0.670 枚/日、キツ

ネ 1.021 枚/日，タヌキ 1.213 枚/日となった．林道 B ではエゾライチョウ 0.181 枚/日，キツネ 4.894 枚/日，タヌキ 1.851 枚/日となった．林道 C ではエゾライチョウ 0.032 枚/日，キツネ 1.394 枚/日，タヌキ 1.606 枚/日となった（表 1）．全調査ルートのエゾライチョウの撮影頻度の内，75.9%が林道 A であり，最も多かった．次に林道 B が 20.5%と多く，一方，林道 C は 3.6%となり，最も少なかった．全調査ルートのキツネの撮影頻度の内，66.9%が林道 B における撮影であり，最も多かった．次に林道 C が 19.2%と多く，一方，林道 A は 13.9%となり，最も少なかった．全調査ルートのタヌキの撮影頻度の内，39.6%が林道 B における撮影であり，最も多かった．次に林道 C が 34.4%と多く，一方，林道 A では 26.0%となり，最も少なかった．

表 1. 調査ルート別撮影頻度（枚/日）.

調査ルート	エゾライチョウ	キツネ	タヌキ
林道 A	0.670	1.021	1.213
林道 B	0.181	4.894	1.851
林道 C	0.032	1.394	1.606

4-3. 鳴き返し個体数とキツネ、タヌキの撮影頻度の比較

各調査ルートにおけるポイント別の撮影頻度を算出した（図 9, 10, 11）. エゾライチョウの鳴き返し個体数とキツネ、タヌキの撮影頻度の関係を見る為、それらの数値を用いて、Spearman の順位相関係数を算出した.

エゾライチョウの鳴き返し個体数とキツネの撮影頻度による調査ルート別の Spearman の順位相関係数は林道 A が $r_s = -0.2702812$, $P = 0.5577$, 林道 B が $r_s = 0.360375$, $P = 0.4271$, 林道 C が $r_s = -0.1443376$, $P = 0.7575$ であった（図 12, 13, 14）. どの調査ルートにおいてもエゾライチョウの鳴き返し個体数とキツネの撮影頻度に相関は見られない結果となった.

エゾライチョウの鳴き返し個体数とタヌキの撮影頻度による調査ルート別の Spearman の順位相関係数は林道 A が $r_s = -0.3423562$, $P = 0.4523$, 林道 B が $r_s = -0.4144312$, $P = 0.3553$, 林道 C が $r_s = 0$, $P = 1$ であった（図 15, 16, 17）. こちらも又、上記の結果と同様にどの調査ルートにおいてもエゾライチョウの鳴き返し個体数とタヌキの撮影頻度に相関は見られない結果となった.

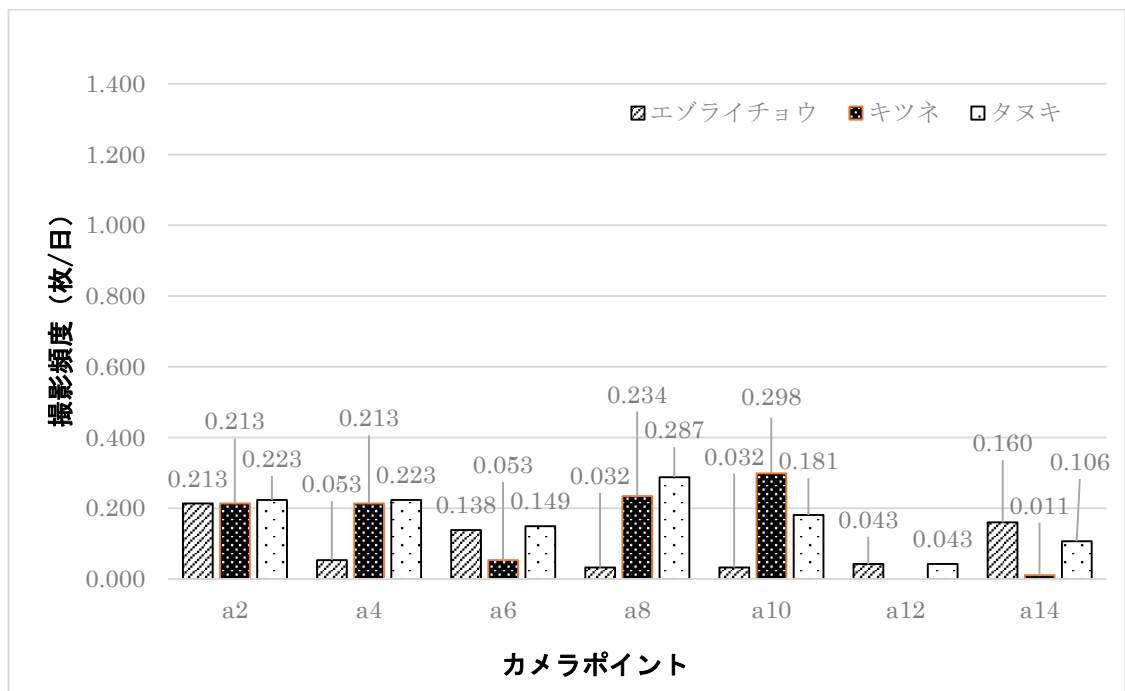


図 9. 林道 A におけるポイント別撮影頻度 (枚/日)

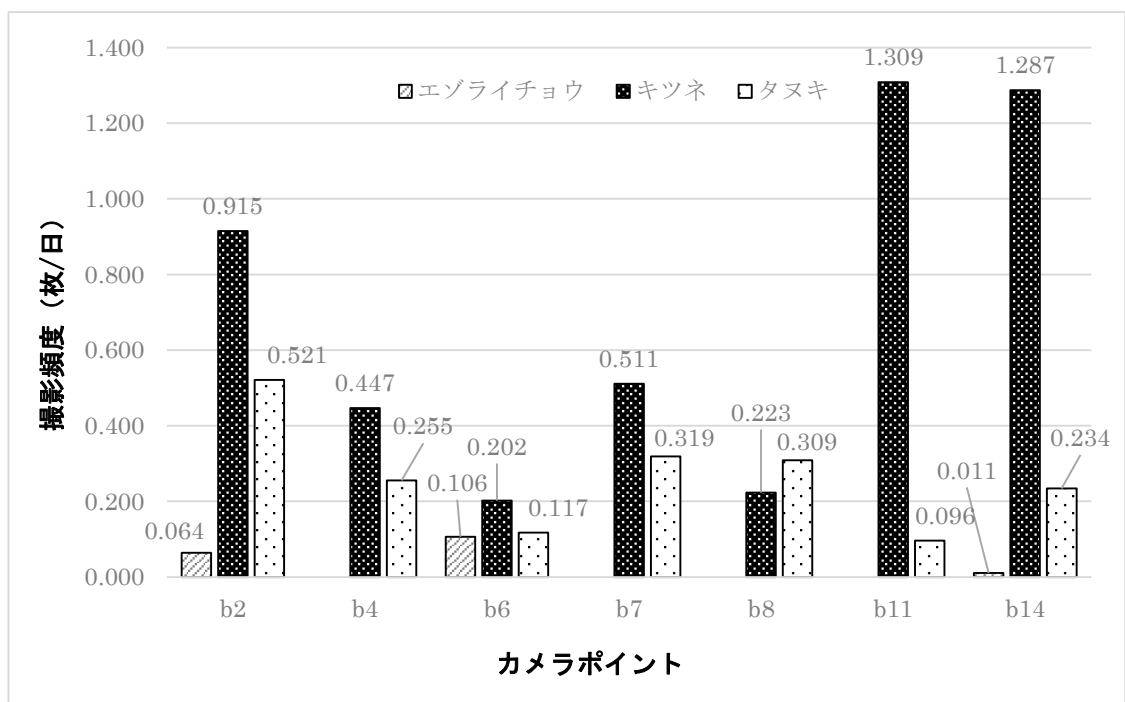


図 10. 林道 B におけるポイント別撮影頻度 (枚/日)

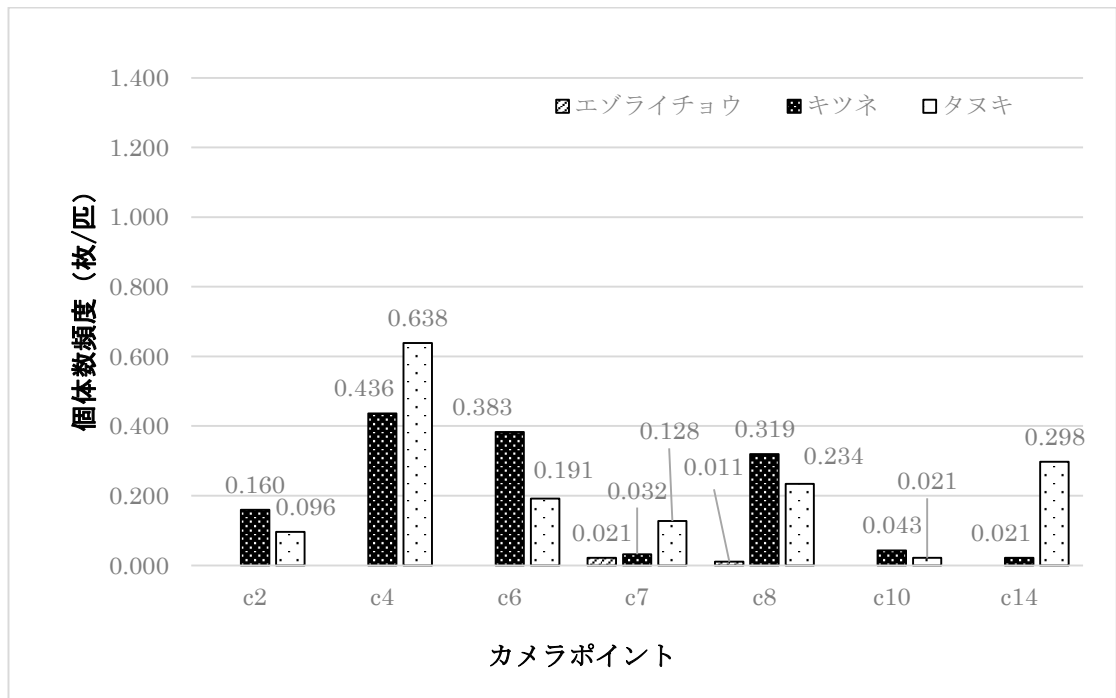


図 11. 林道 C におけるポイント別撮影頻度 (枚/日)

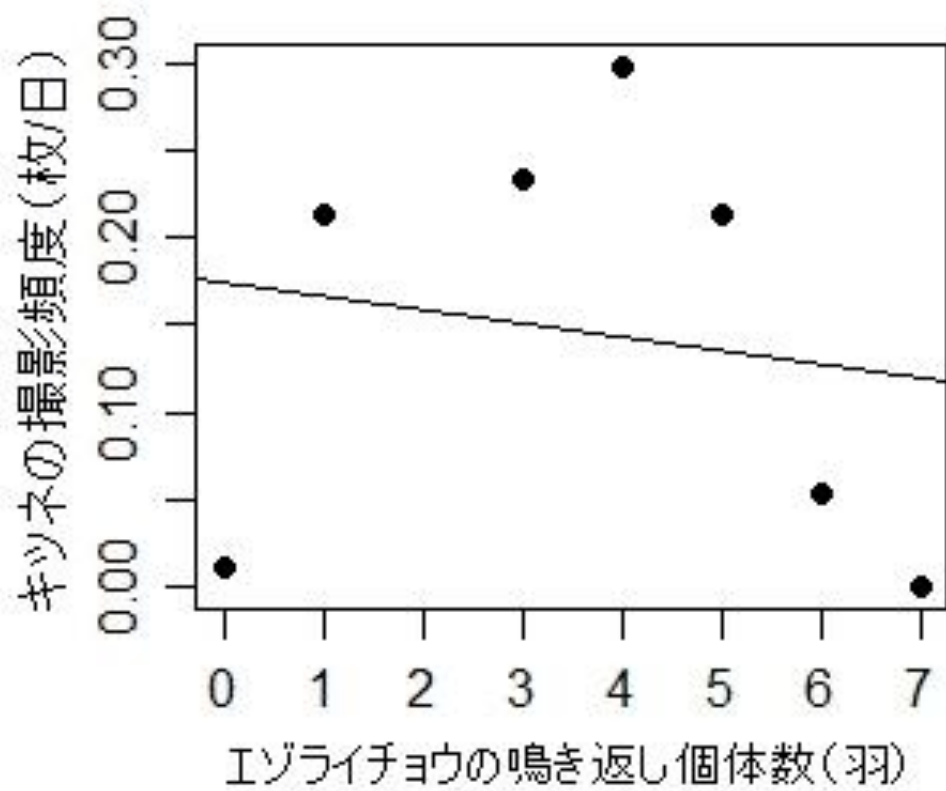


図 12. 林道 A におけるエゾライチョウの鳴き返し個体数とキツネの撮影頻度を用いた散布図, $r_s = -0.2702812$, $P = 0.5577$, 相関なし.

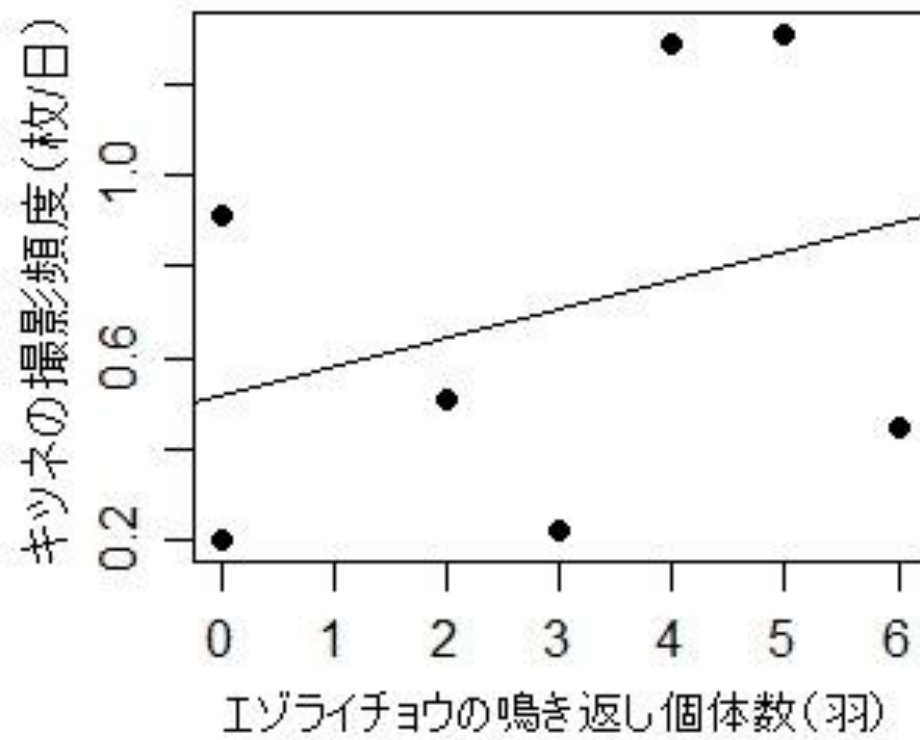


図 13. 林道 B におけるエゾライチョウの鳴き返し個体数とキツネの撮影頻度を用いた散布図, $r_s = 0.360375$, $P = 0.4271$, 相関なし.

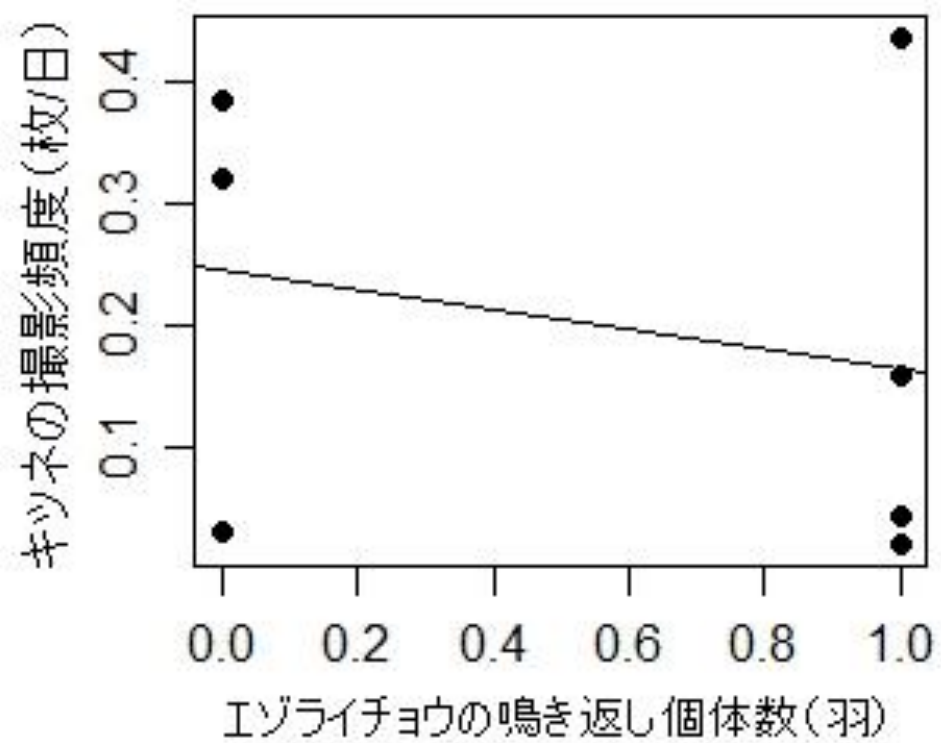


図 14. 林道 C におけるエゾライチョウの鳴き返し個体数とキツネの撮影頻度を用いた散布図, $r_s = -0.1443376$, $P = 0.7575$, 相関なし.

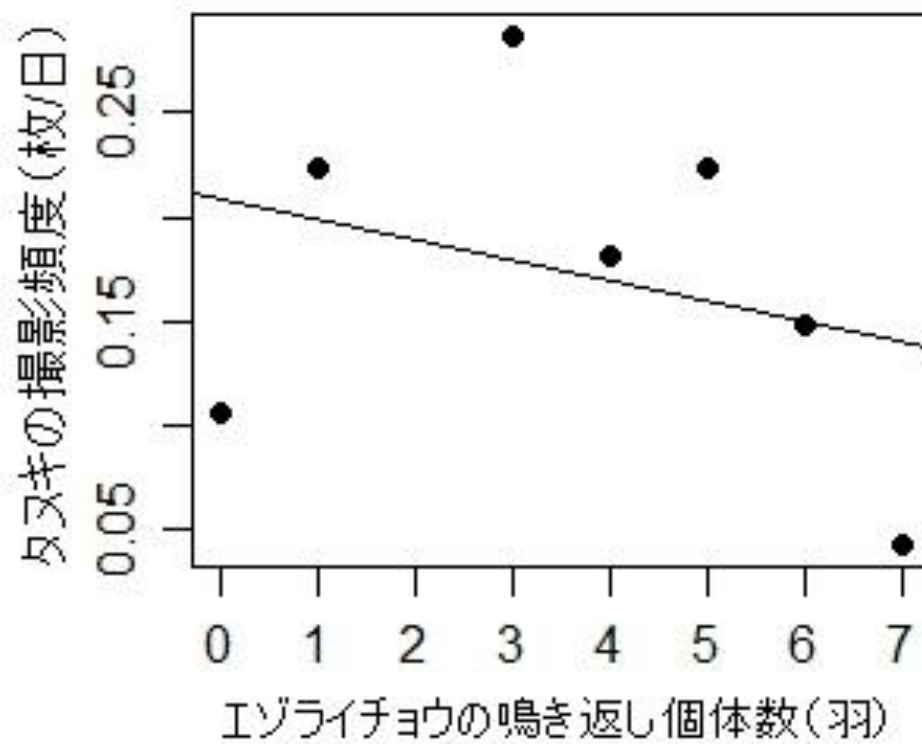


図 15. 林道 A におけるエゾライチョウの鳴き返し個体数とタヌキの撮影頻度を用いた散布図, $r_s = -0.3423562$, $P = 0.4523$, 相関なし.

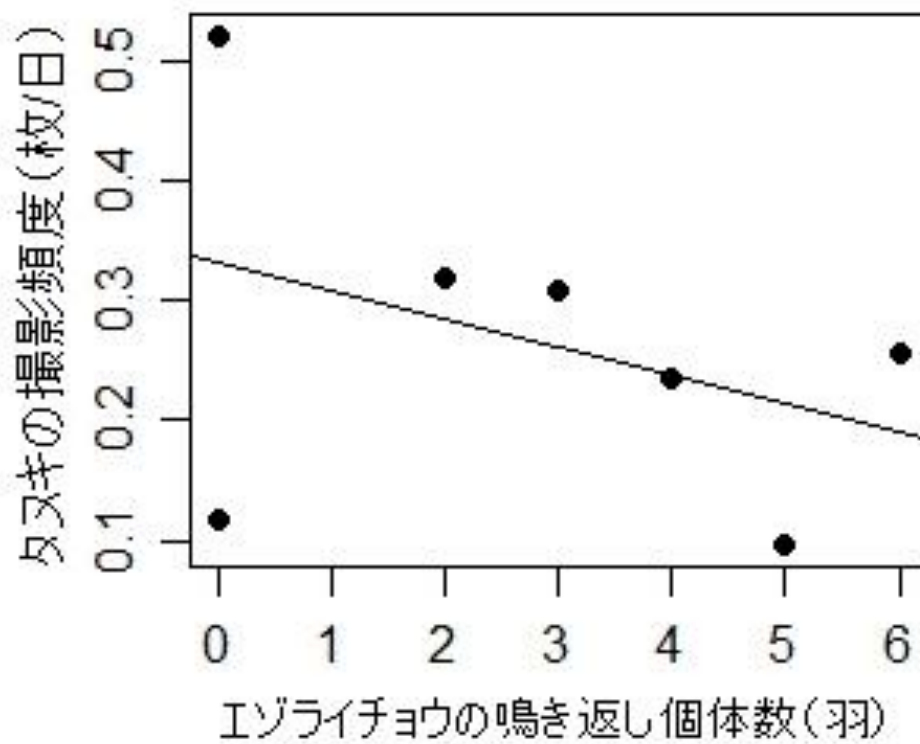


図 16. 林道 B におけるエゾライチョウの鳴き返し個体数とタヌキの撮影頻度を用いた散布図, $r_s = -0.4144312$, $P = 0.3553$, 相関なし.

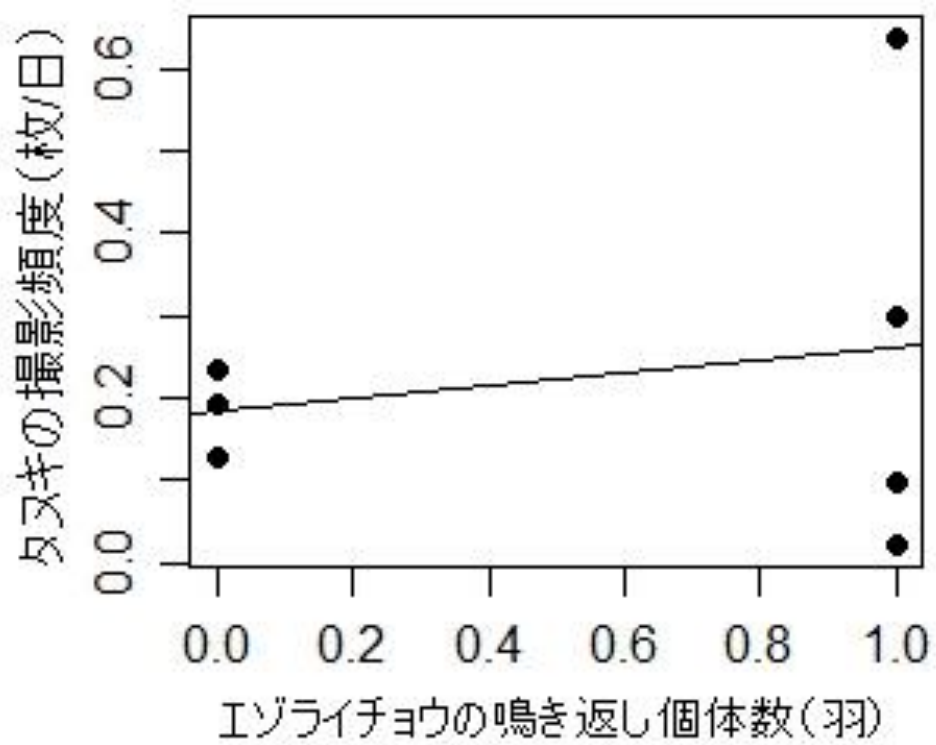


図 17. 林道 C におけるエゾライチョウの鳴き返し個体数とタヌキの撮影頻度を用いた散布図, $r_s = 0$, $P = 1$, 相関なし.

4-4. エゾライチョウとキツネ、タヌキの撮影頻度の比較

エゾライチョウとキツネ、タヌキの撮影頻度の関係を見る為、それらの数値を用いて、Spearman の順位相関係数を算出した。

エゾライチョウとキツネの撮影頻度による調査ルート別の Spearman の順位相関係数は林道 A が $r_s = -0.4727273$, $P = 0.2841$, 林道 B が $r_s = -0.1970276$, $P = 0.672$, 林道 C が $r_s = -0.2227177$, $P = 0.6312$ であった (図 18, 19, 20). どの調査ルートにおいてもエゾライチョウとキツネの撮影頻度に相関は見られない結果となった。

エゾライチョウとタヌキの撮影頻度による調査ルート別の Spearman の順位相関係数は林道 A が $r_s = -0.1818182$, $P = 0.6964$, 林道 B が $r_s = -0.03940552$, $P = 0.9332$, 林道 C が $r_s = -0.04454354$, $P = 0.9245$ であった (図 21, 22, 23). こちらも又、上記の結果と同様にどの調査ルートにおいてもエゾライチョウとタヌキの撮影頻度に相関は見られない結果となった。

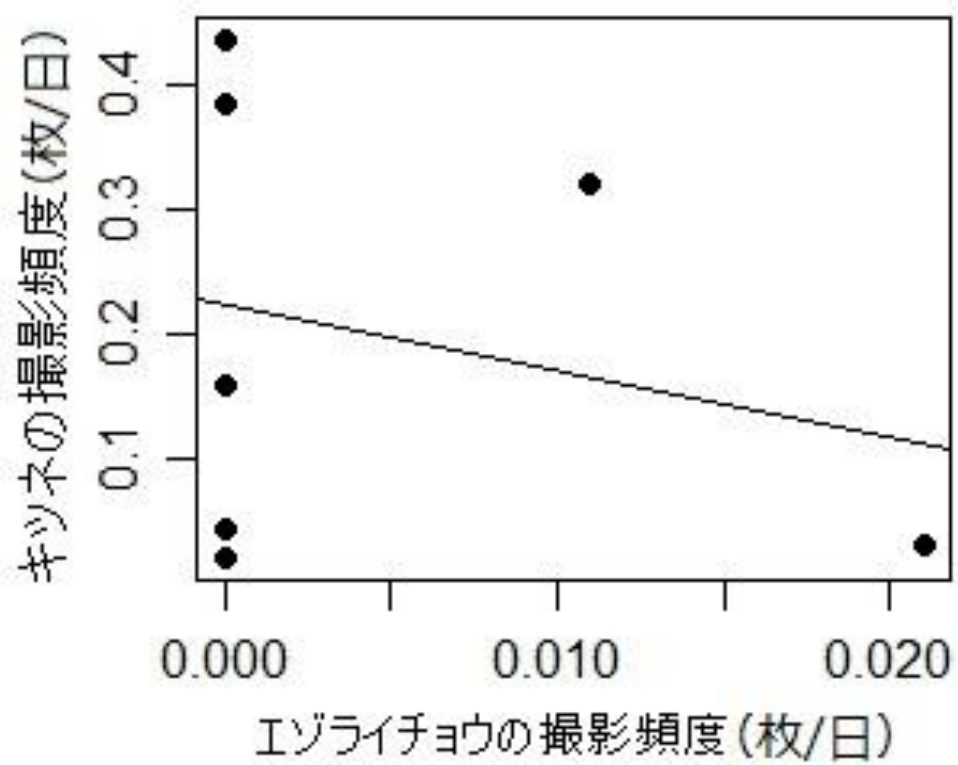


図 18. 林道 A におけるエゾライチョウとキツネの撮影頻度を用いた散布図,
 $r_s = -0.4727273$, $P = 0.2841$, 相関なし.

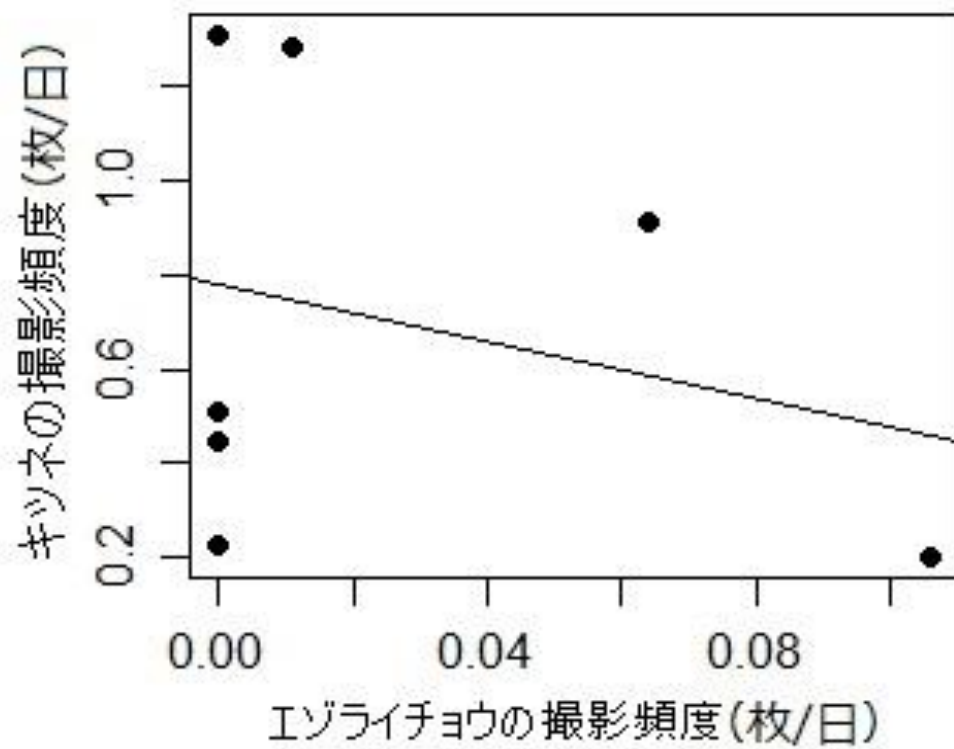


図 19. 林道 B におけるエゾライチョウとキツネの撮影頻度を用いた散布図,
 $r_s = -0.1970276$, $P = 0.672$, 相関なし.

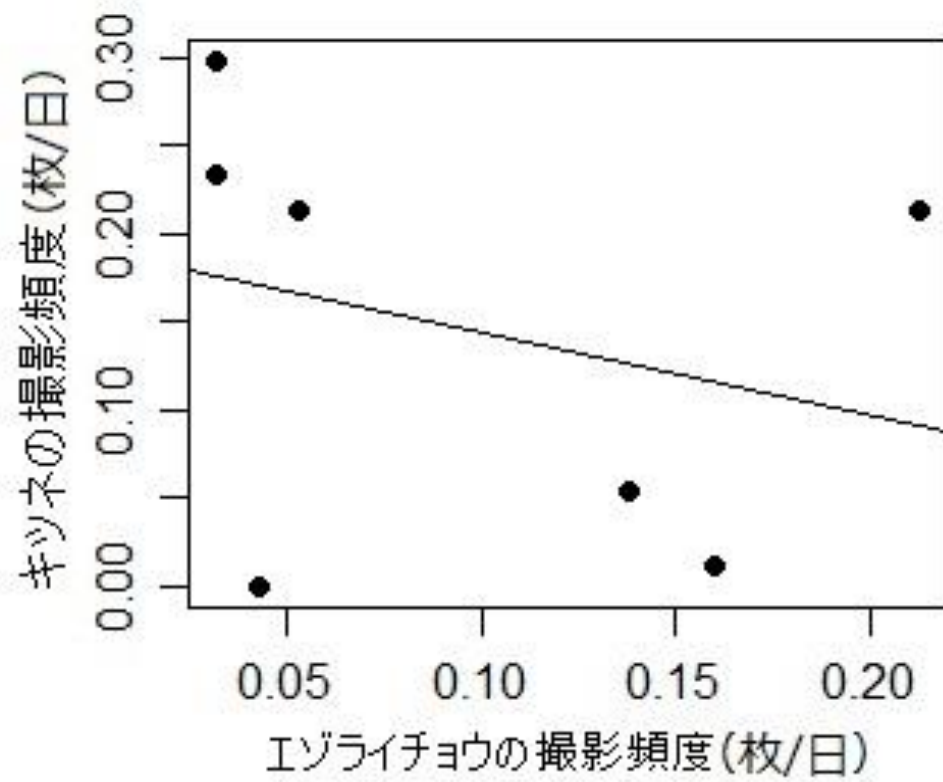


図 20. 林道 C におけるエゾライチョウとキツネの撮影頻度を用いた散布図,
 $r_s = -0.2227177$, $P = 0.6312$, 相関なし.

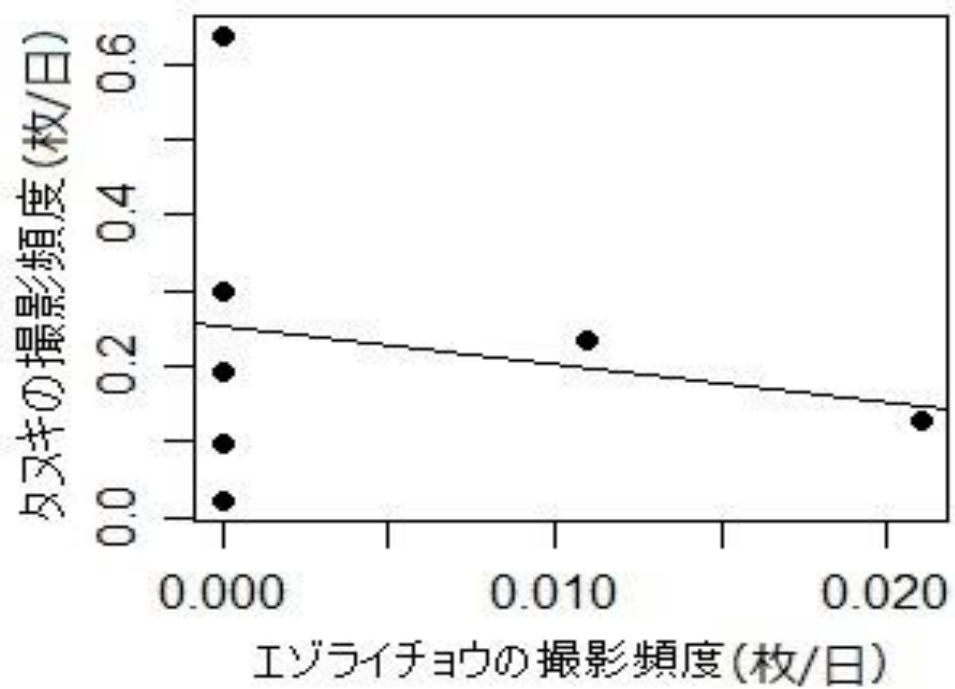


図 21. 林道 A におけるエゾライチョウとタヌキの撮影頻度を用いた散布図,
 $r_s = -0.1818182$, $P = 0.6964$, 相関なし.

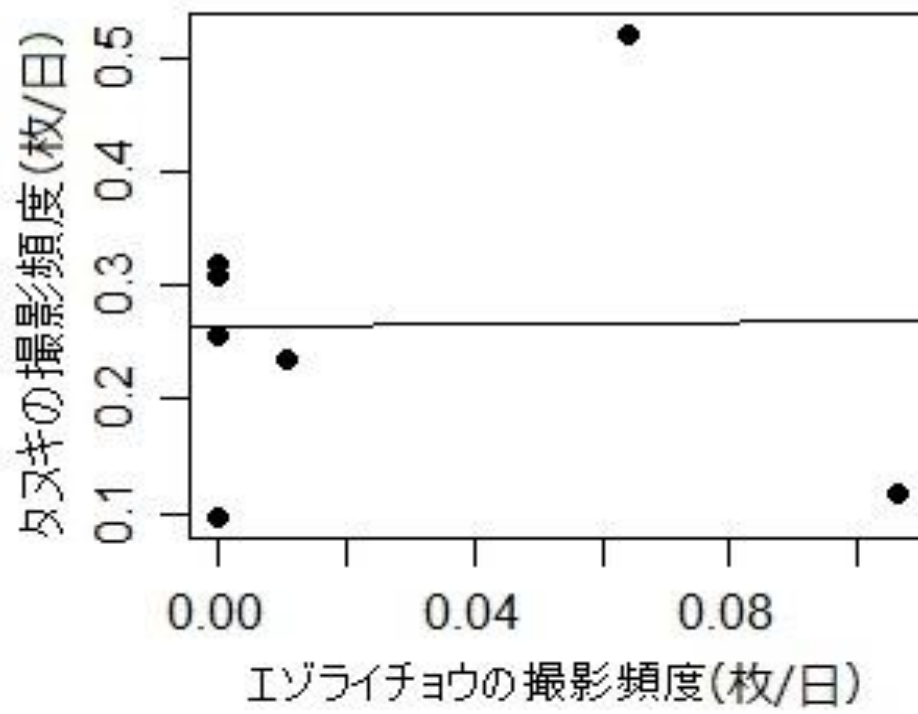


図 22. 林道 B におけるエゾライチョウとタヌキの撮影頻度を用いた散布図,
 $r_s = -0.03940552$, $P = 0.9332$, 相関なし.

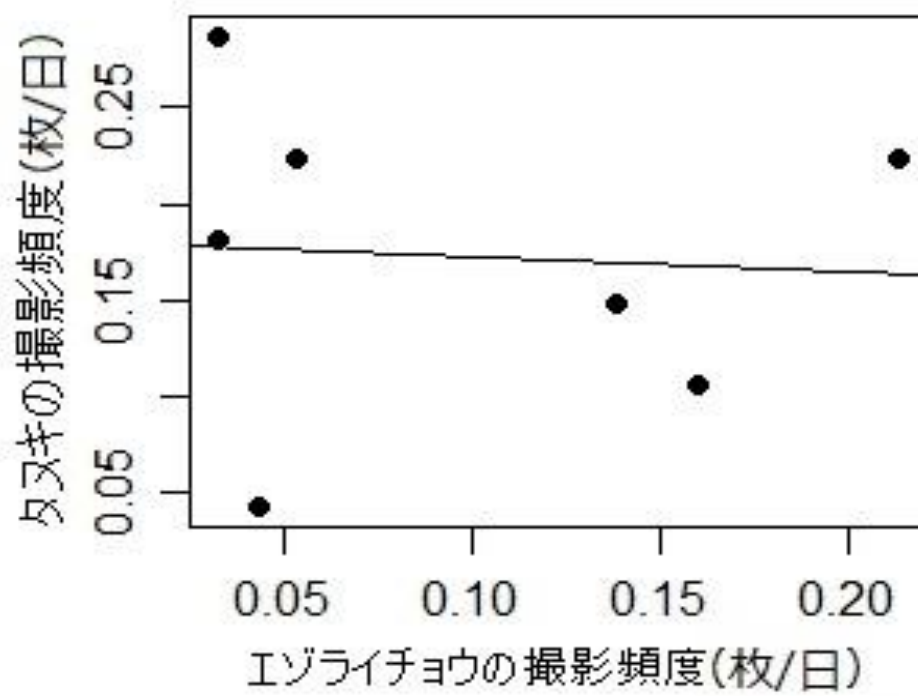


図 23. 林道 C におけるエゾライチョウとタヌキの撮影頻度を用いた散布図,
 $r_s = -0.04454354$, $P = 0.9245$, 相関なし.

4-5. 撮影頻度の高いポイントにおける植生割合

各調査ルートのエゾライチョウとキツネ、タヌキの撮影頻度の高いポイントの中心から GIS を用いて半径 150 メートルの円形の領域を描き、その内部の植生割合を算出した。

全調査ルートの撮影頻度が高いポイントにおける半径 150 メートル内の平均植生割合 (\pm SD) はエゾライチョウが常緑針葉樹林 34.83 (\pm 18.67) %, 落葉広葉樹林 13.83 (\pm 21.37) %, 針広混交林 40.90 (\pm 27.59) %, 草地 10.44 (\pm 11.93) %。キツネが常緑針葉樹林 51.56 (\pm 22.92) %, 落葉広葉樹林 9.25 (\pm 16.81) %, 針広混交林 32.49 (\pm 26.20) %, 草地 6.70 (\pm 8.35) %。タヌキが常緑針葉樹林 44.48 (\pm 20.38) %, 落葉広葉樹林 14.36 (\pm 22.21) %, 針広混交林 37.00 (\pm 26.80) %, 草地 4.16 (\pm 7.06) %であった (図 24, 25, 26)。各動物種において最も高い割合の植生はエゾライチョウで針広混交林、キツネとタヌキで常緑針葉樹林であった。

これらを調査ルート別にポイント毎の植生割合を算出した。エゾライチョウの撮影頻度が高いポイントにおける半径 150 メートル内の植生割合は以下になった (図 27, 28, 29)。

林道 A においてエゾライチョウの撮影頻度が最も多い a2 では常緑針葉樹林 18.66%, 落葉広葉樹林 3.79%, 針広混交林 77.55%であった。2 番目にエゾライチョウの撮影頻度が多い a14 では常緑針葉樹林 15.22%, 針広混交林 54.49%, 草地 30.28%であった。エゾライチョウの撮影頻度が最も少ない a6 では常緑針葉樹林 31.63%, 落葉広葉樹林 4.57%, 針広混交林 62.42%, 草地 1.39%であった。

林道 B においてエゾライチョウの撮影頻度が最も多い b6 では常緑針葉樹林

43.91%, 針広混交林 56.09%であった。2 番目にエゾライチョウの撮影頻度が多い b2 では常緑針葉樹林 23.22%, 針広混交林 54.27%, 草地 22.50%であった。エゾライチョウの撮影頻度が最も少ない b14 では常緑針葉樹林 76.82%, 落葉広葉樹林 0.81%, 針広混交林 22.37%であった。

林道 C においてエゾライチョウの撮影頻度が最も多い c7 では常緑針葉樹林 25.86%, 針広混交林 50.67%, 草地 23.47%であった。2 番目にエゾライチョウの撮影頻度が多い c8 では常緑針葉樹林 43.29%, 落葉広葉樹林 50.82%, 草地 5.90%であった。林道 C では全ポイントの内, c7, c8 においてのみエゾライチョウが撮影された為, この 2 ポイントのデータのみ使用した。

キツネの撮影頻度が高いポイントにおける半径 150 メートル内の植生割合は以下のようになった (図 30, 31, 32)。

林道 A においてキツネの撮影頻度が最も多い a10 では常緑針葉樹林 44.32%, 落葉広葉樹林 1.06%, 針広混交林 42.29%, 草地 12.33%であった。2 番目にキツネの撮影頻度が多い a8 では常緑針葉樹林 15.22%, 針広混交林 54.49%, 草地 30.28%であった。キツネの撮影頻度が最も少ない a2 では常緑針葉樹林 31.63%, 落葉広葉樹林 4.57%, 針広混交林 62.42%, 草地 1.39%であった。

林道 B においてキツネの撮影頻度が最も多い b11 では常緑針葉樹林 66.06%, 針広混交林 33.94%であった。2 番目にキツネの撮影頻度が多い b14 では常緑針葉樹林 76.82%, 落葉広葉樹林 0.81%, 針広混交林 22.37%であった。キツネの撮影頻度が最も少ない b2 では常緑針葉樹林 23.22%, 針広混交林 54.27%, 草地 22.50%であった。

林道 C においてキツネの撮影頻度が最も多い c4 では常緑針葉樹林 93.82%, 針広混交林 4.98%, 草地 1.20%であった。2 番目にキツネの撮影頻度が多い c8 では常緑

針葉樹林 54.89%，落葉広葉樹林 28.75%，草地 18.37%であった。キツネの撮影頻度が最も少ない c8 では常緑針葉樹林 43.29%，落葉広葉樹林 50.82%，草地 5.90%であった。

タヌキの撮影頻度が高いポイントにおける半径 150 メートル内の植生割合は以下のようになった（図 33, 34, 35）。

林道 A においてタヌキの撮影頻度が最も多い a8 では常緑針葉樹林 42.96%，針広混交林 57.04%であった。2 番目にタヌキの撮影頻度が多い a2 では常緑針葉樹林 18.66%，落葉広葉樹林 3.79%，針広混交林 77.55%であった。タヌキの撮影頻度が最も少ない a4 では常緑針葉樹林 45.25%，落葉広葉樹林 15.95%，針広混交林 38.80%であった。

林道 B においてタヌキの撮影頻度が最も多い b2 では常緑針葉樹林 23.22%，針広混交林 54.26%，草地 22.52%であった。2 番目にタヌキの撮影頻度が多い b7 では常緑針葉樹林 48.33%，針広混交林 51.67%であった。タヌキの撮影頻度が最も少ない b8 では常緑針葉樹林 51.31%，針広混交林 48.69%であった。

林道 C においてタヌキの撮影頻度が最も多い c4 では常緑針葉樹林 93.82%，針広混交林 4.98%，草地 1.20%であった。2 番目にタヌキの撮影頻度が多い c14 では常緑針葉樹林 33.50%，落葉広葉樹林 58.71%，草地 7.79%であった。タヌキの撮影頻度が最も少ない c8 では常緑針葉樹林 43.29%，落葉広葉樹林 50.82%，草地 5.90%であった。

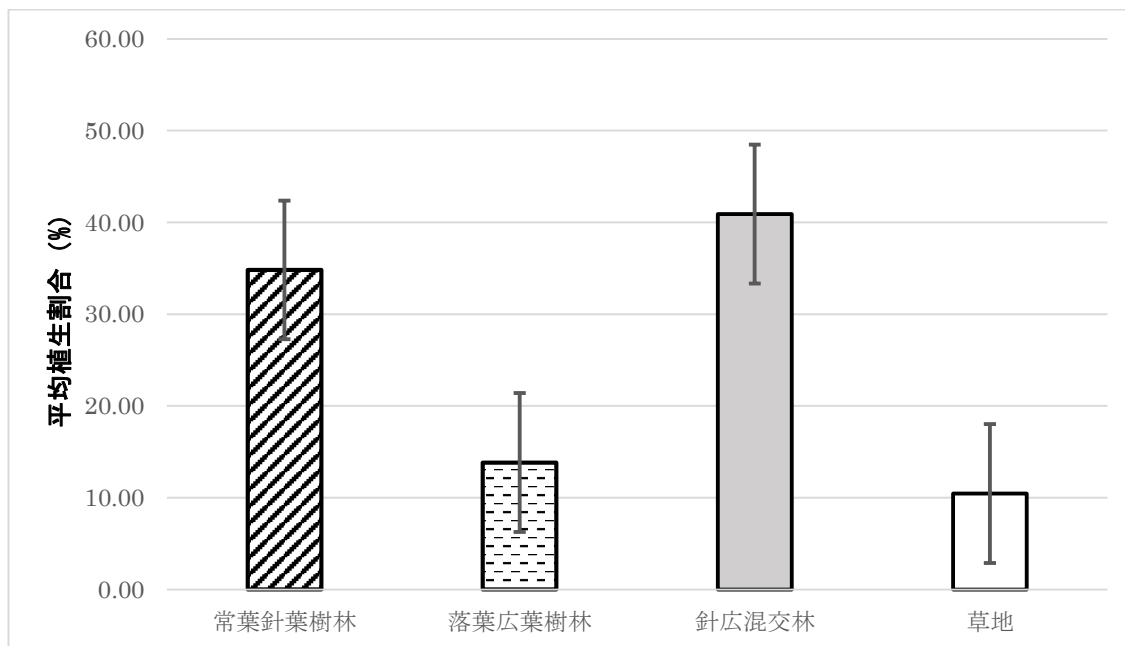


図 24. エゾライチョウの撮影頻度が高いポイントにおける半径 150 メートル内の平均植生割合，エラーバー標準誤差を示す (n = 8)。

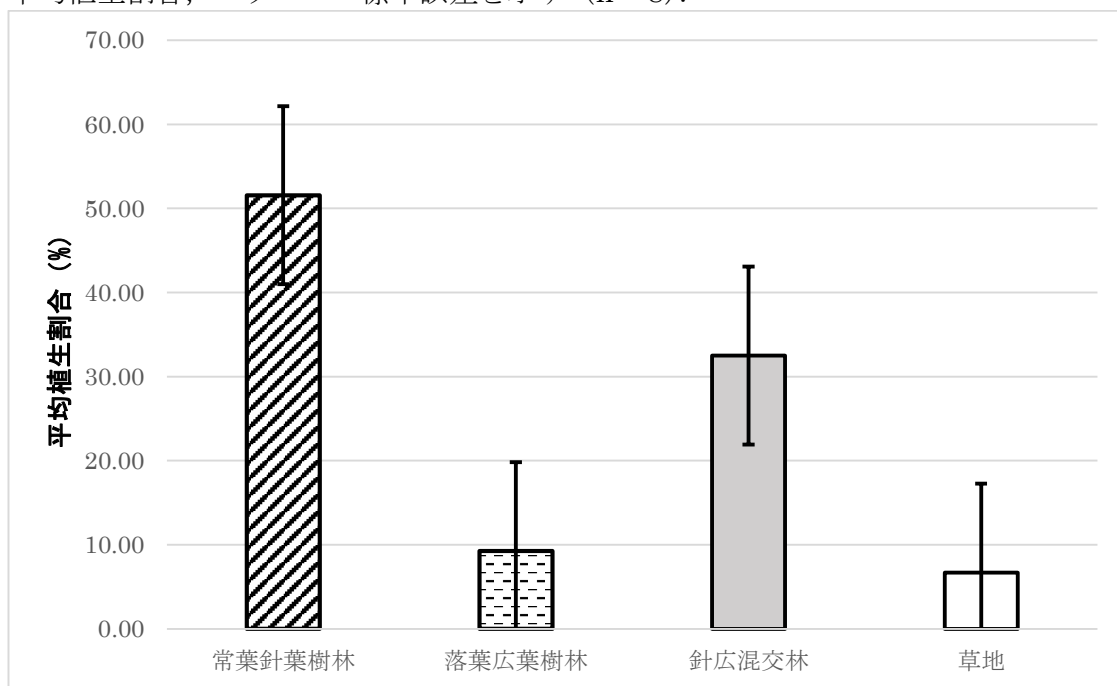


図 25. キツネの撮影頻度が高いポイントにおける半径 150 メートル内の平均植生割合，エラーバー標準誤差を示す (n = 9)。

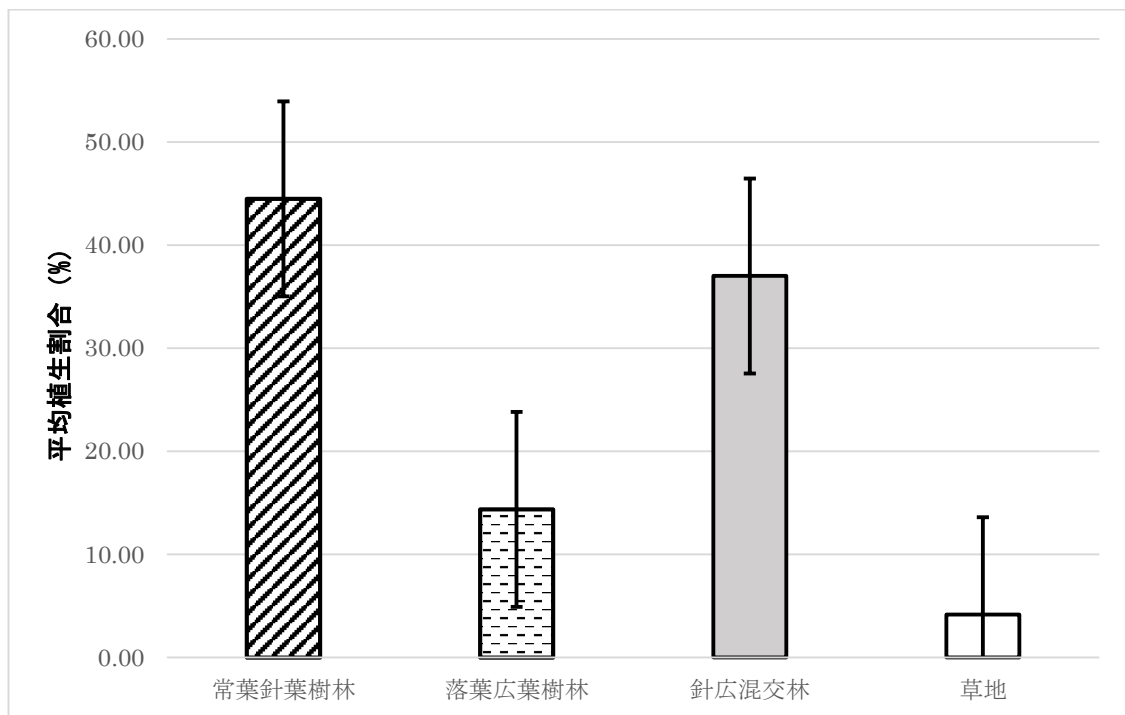


図 26. タヌキの撮影頻度が高いポイントにおける半径 150 メートル内の平均植生割合，エラーバーは標準誤差を示す (n = 9)。



図 27. 林道 A のエゾライチョウの撮影頻度が高いポイントの植生.

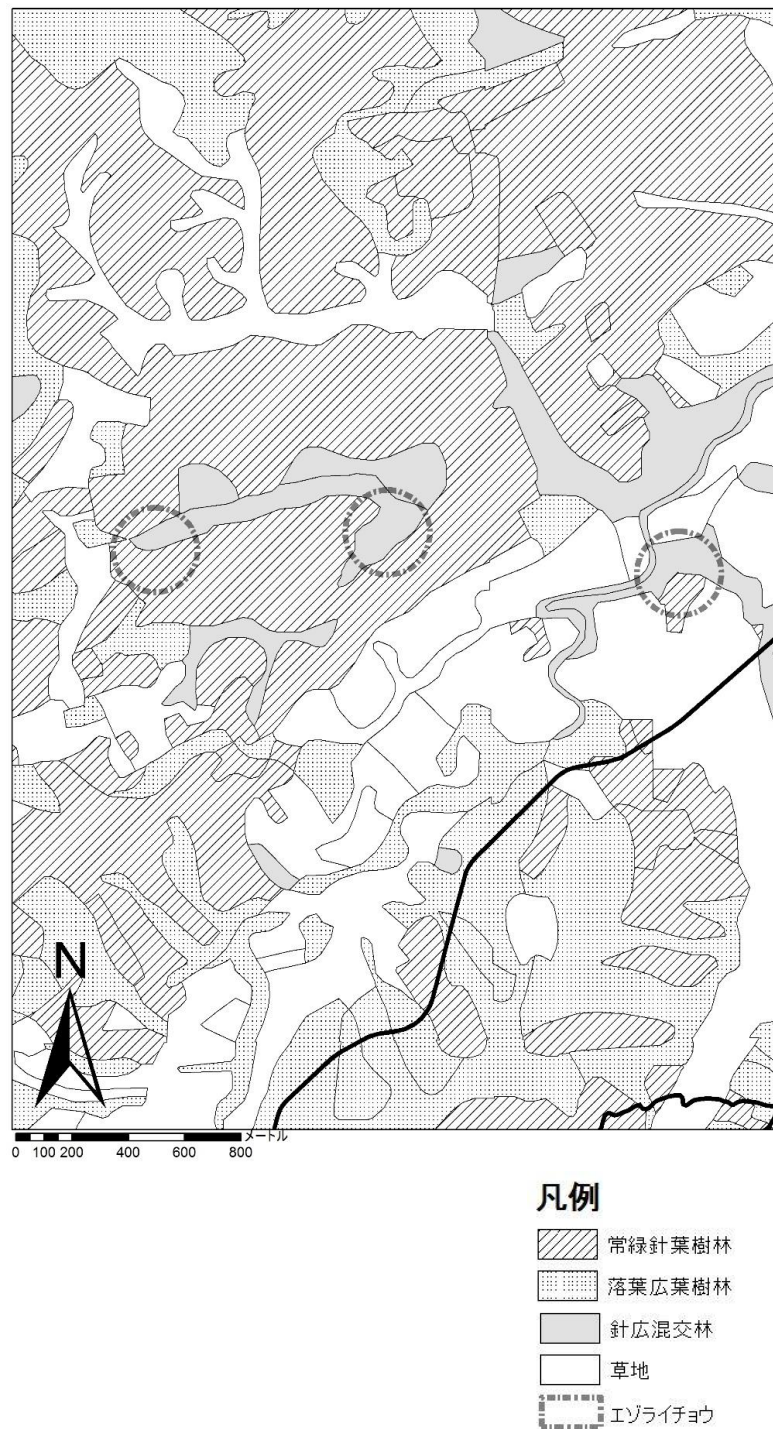


図 28. 林道 B のエゾライチョウの撮影頻度が高いポイントの植生.



図 29. 林道 C のエゾライチョウの撮影頻度が高いポイントの植生.



図 30. 林道 A のキツネの撮影頻度が高いポイントの植生.

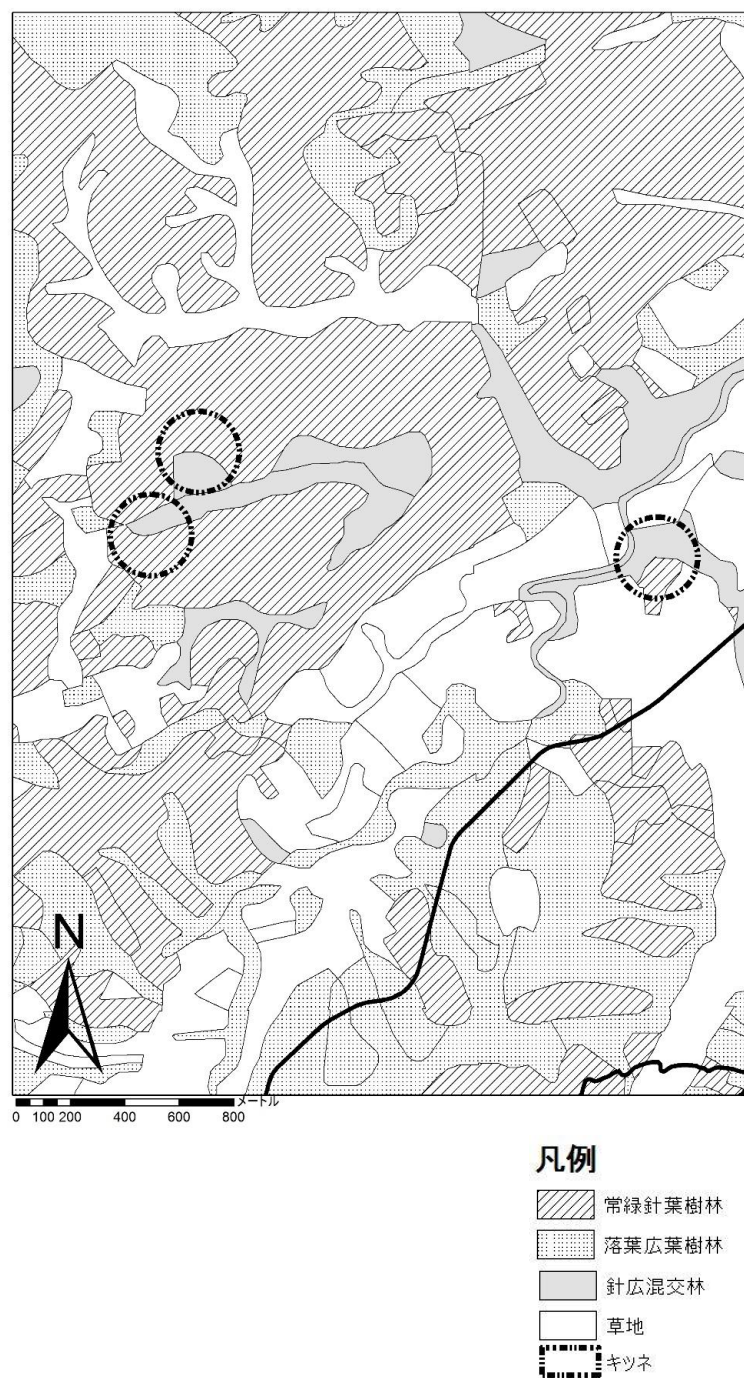


図 31. 林道 B のキツネの撮影頻度が高いポイントの植生.



図 32. 林道 C のキツネの撮影頻度が高いポイントの植生.



図 33. 林道 A のタヌキの撮影頻度が高いポイントの植生.

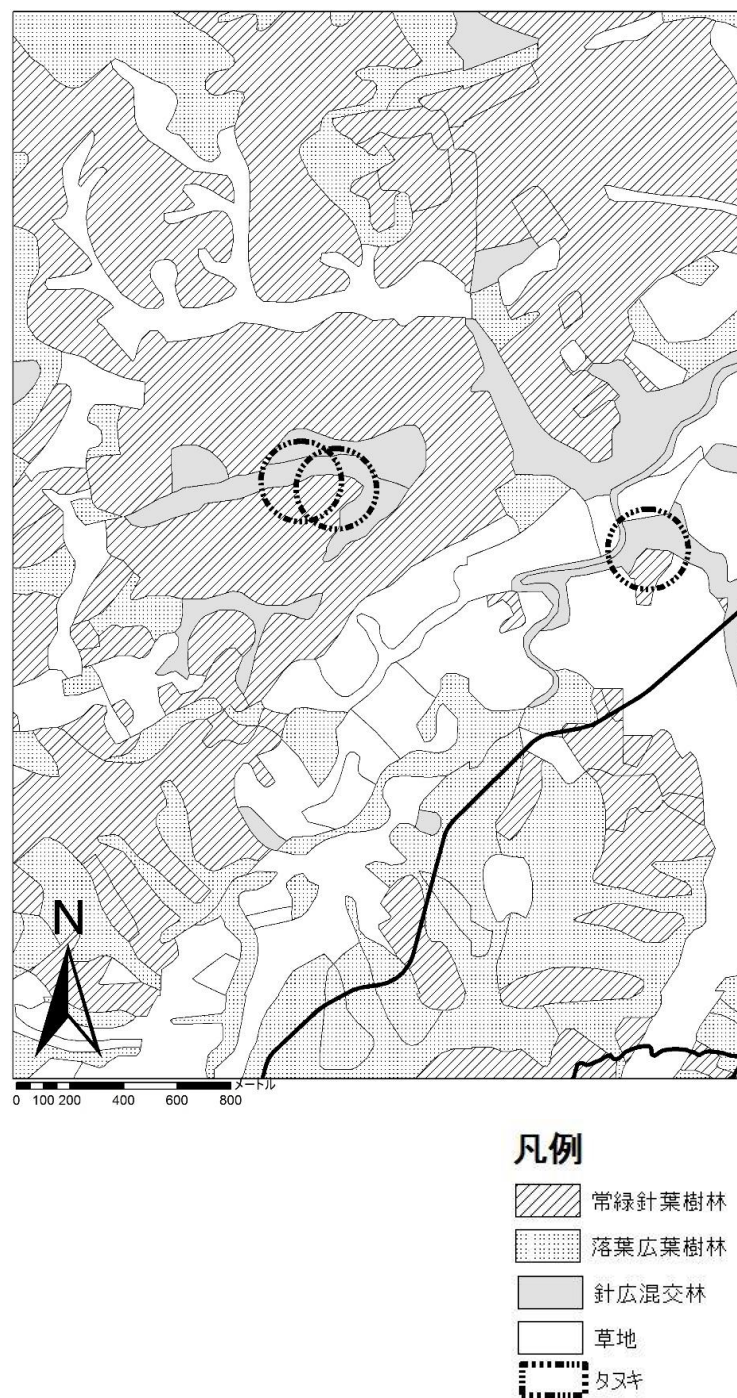


図 34. 林道 B のタヌキの撮影頻度が高いポイントの植生.



凡例






-  常緑針葉樹林
-  落葉広葉樹林
-  針広混交林
-  草地
-  タヌキ

図 35. 林道 C のタヌキの撮影頻度が高いポイントの植生.

4-6. 撮影頻度と植性割合の比較

エゾライチョウ、キツネ、タヌキの撮影頻度が高いポイントの植生割合と、それに対応する撮影頻度を比較し、植生別に Spearman の順位相関係数を算出した。

常緑針葉樹林の割合と、対応する各ポイントの撮影頻度の間の Spearman の順位相関係数はエゾライチョウの場合において $r_s = -0.6946232$, $P = 0.05588$, キツネの場合において $r_s = -0.6333333$, $P = 0.07604$, タヌキの場合において $r_s = 0.426782$, $P = 0.252$ となった (図 36, 37, 38)。

落葉広葉樹林の割合と、対応する各ポイントの撮影頻度の間の Spearman の順位相関係数はエゾライチョウの場合において $r_s = -0.3681605$, $P = 0.3695$, キツネの場合において $r_s = -0.4177864$, $P = 0.2632$, タヌキの場合において $r_s = -0.632522$, $P = 0.06755$ となった (図 39, 40, 41)。

針広混交林の割合と、対応する各ポイントの撮影頻度の間の Spearman の順位相関係数はエゾライチョウの場合において $r_s = -0.873494$, $P = 0.004593$, キツネの場合において $r_s = -0.4100454$, $P = 0.273$, タヌキの場合において $r_s = -0.1092437$, $P = 0.7797$ となった (図 42, 43, 44)。

草地の割合と、対応する各ポイントの撮影頻度の間の Spearman の順位相関係数はエゾライチョウの場合において $r_s = -0.01227202$, $P = 0.977$, キツネの場合において $r_s = -0.0522233$, $P = 0.8939$, タヌキの場合において $r_s = -0.4033473$, $P = 0.2817$ となった (図 45, 46, 47)。

針広混交林の割合とエゾライチョウの撮影頻度の数値を用いた結果のみ、正の相関が見られ、有意であった。それ以外の数値を用いた全てにおいて相関が見られない

結果となった.

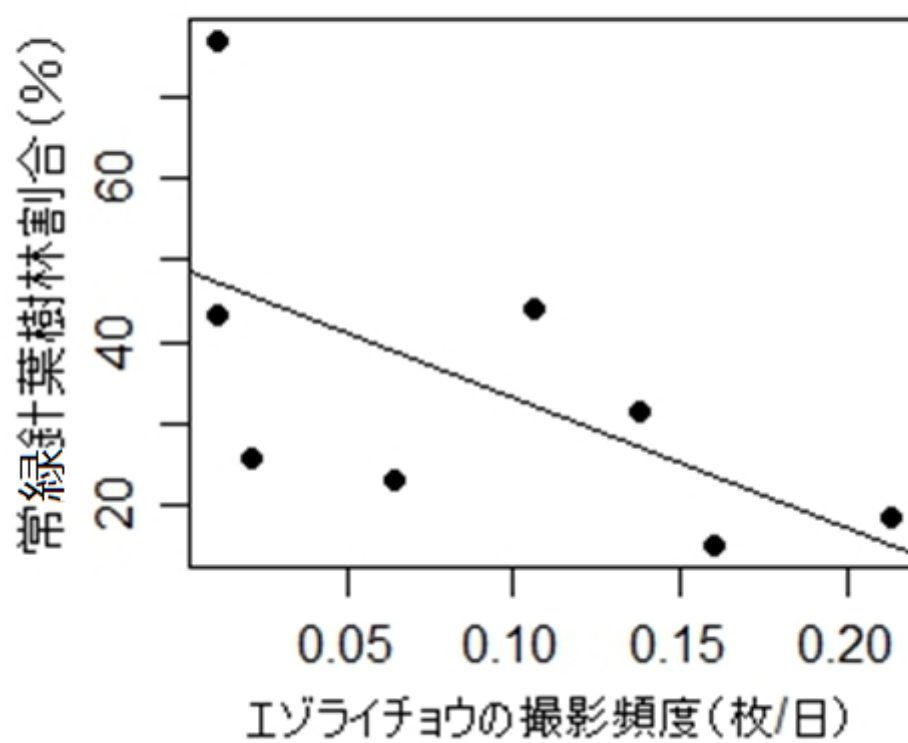


図 36. エゾライチョウの撮影頻度と常緑針葉樹林の割合を用いた散布図,
 $r_s = -0.6946232$, $P = 0.05588$, 相関なし.

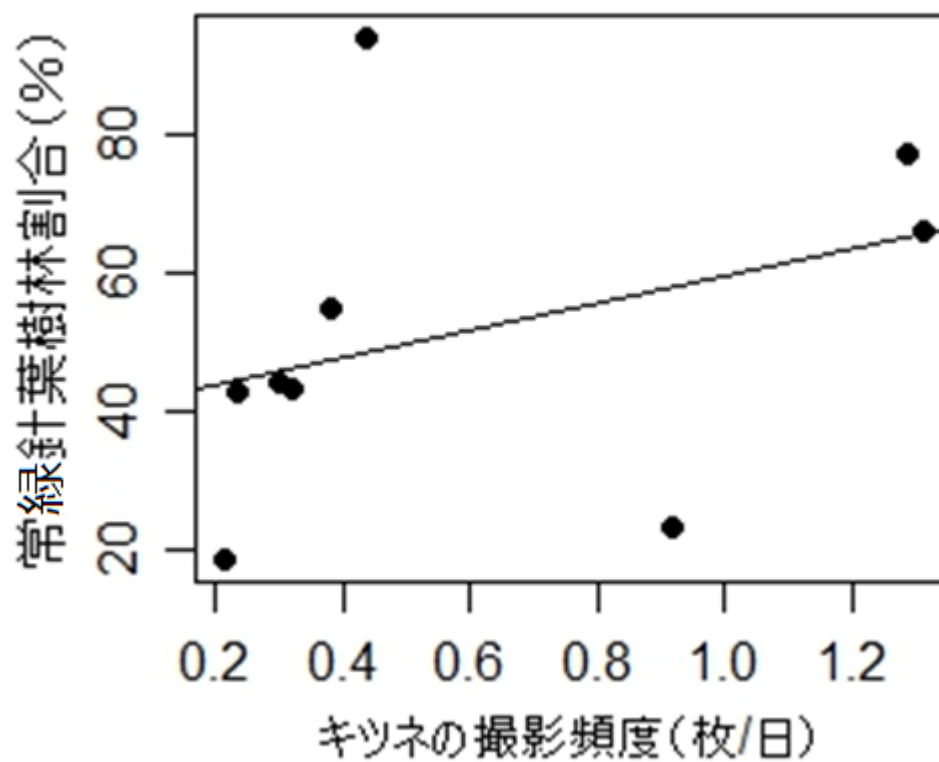


図 37. キツネの撮影頻度と常緑針葉樹林の割合を用いた散布図, $r_s = 0.6333333$, $P = 0.07604$, 相関なし.

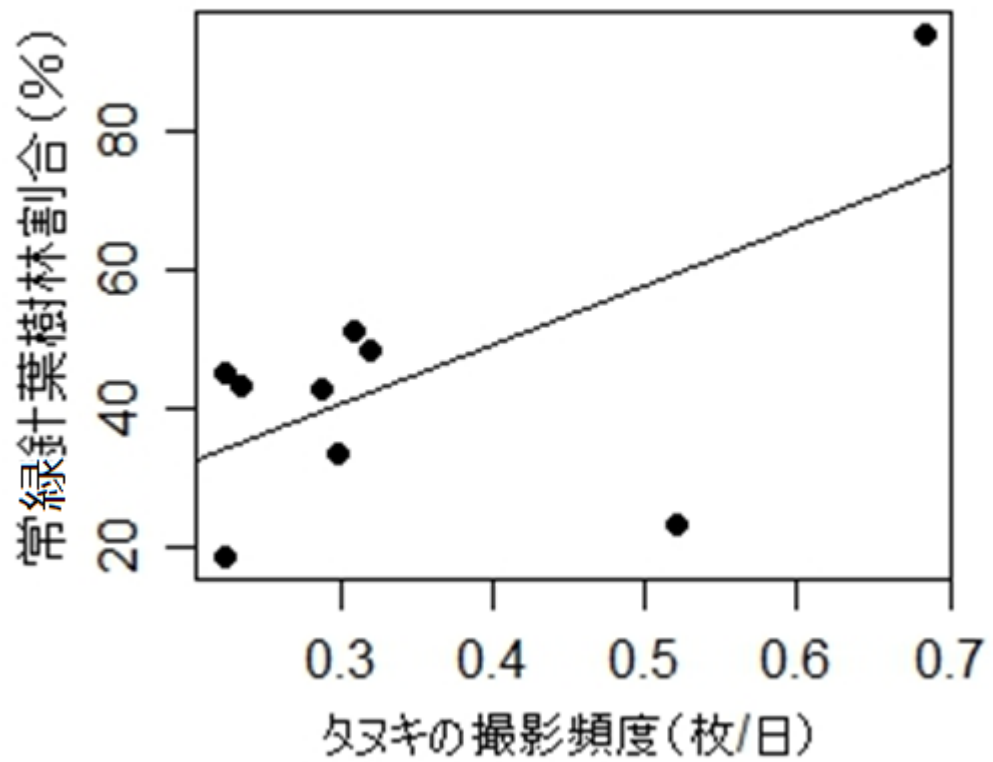


図 38. タヌキの撮影頻度と常緑針葉樹林の割合を用いた散布図, $r_s = 0.426782$, $P = 0.252$, 相関なし.

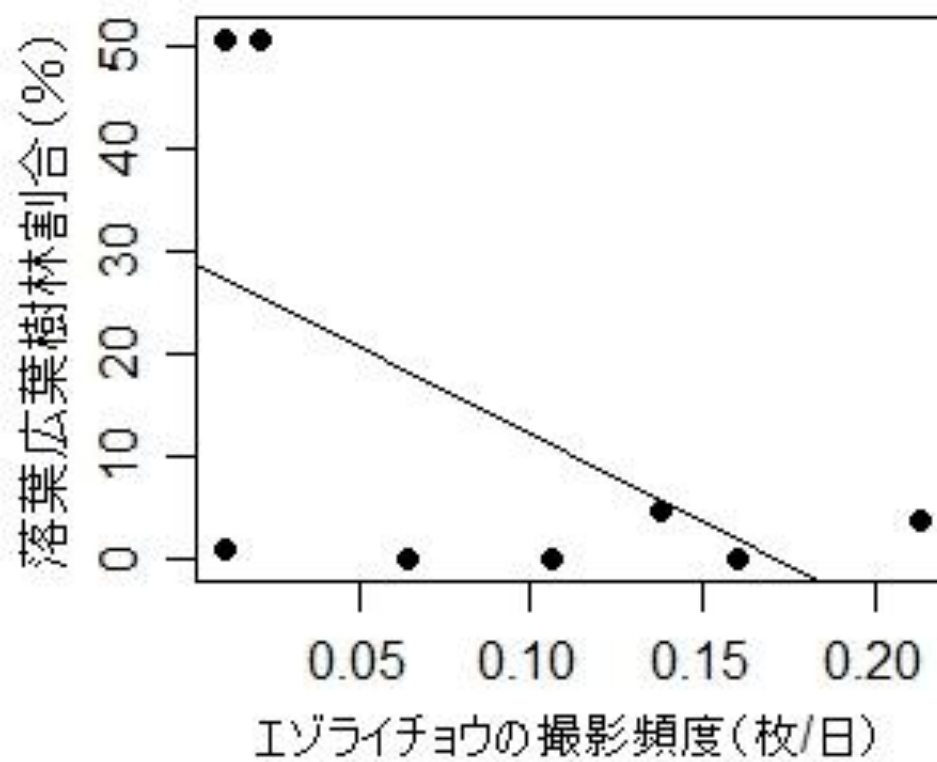


図 39. エゾライチョウの撮影頻度と落葉広葉樹林の割合を用いた散布図,
 $r_s = -0.3681605$, $P = 0.3695$, 相関なし.

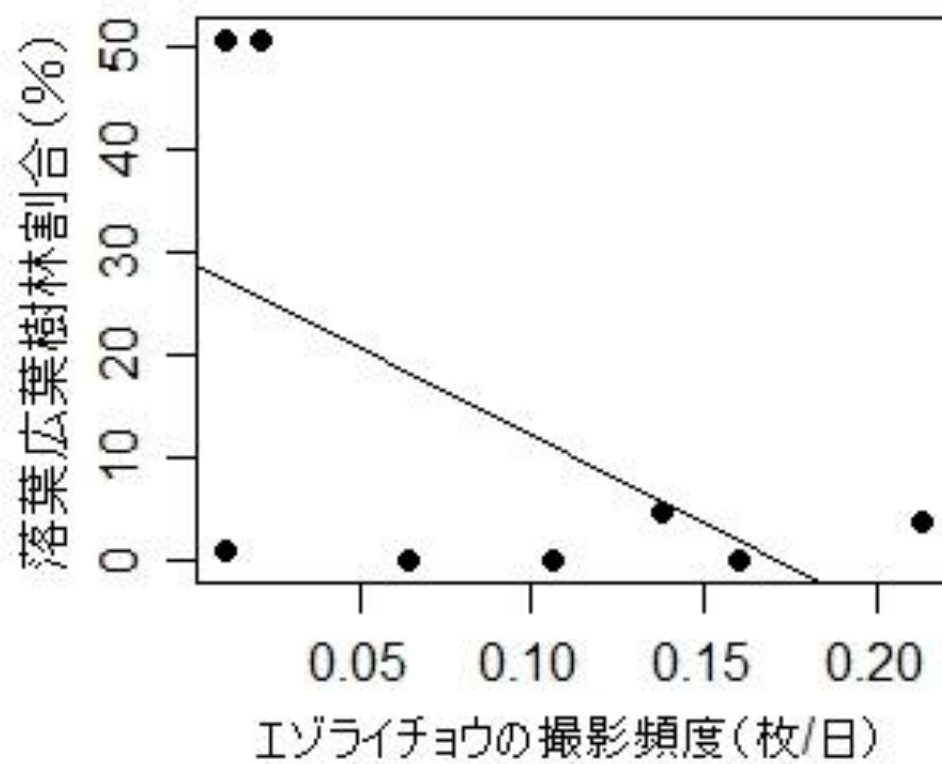


図 40. キツネの撮影頻度と落葉広葉樹林の割合を用いた散布図, $r_s = -0.4177864$, $P = 0.2632$, 相関なし.

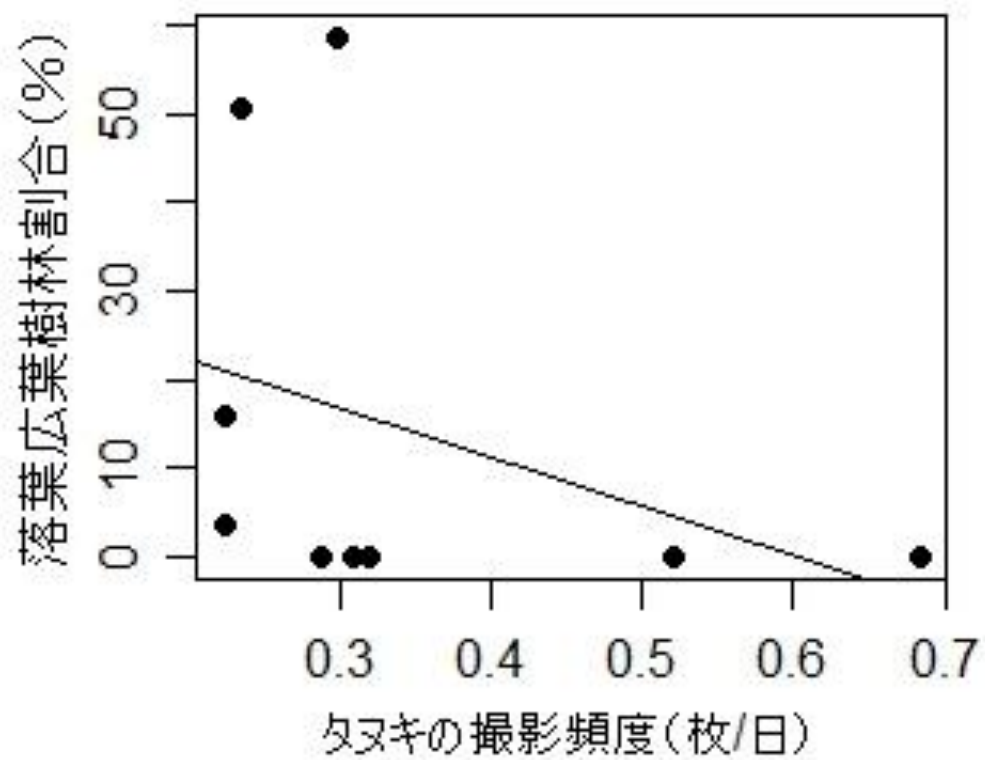


図 41. タヌキの撮影頻度と落葉広葉樹林の割合を用いた散布図, $r_s = -0.632522$, $P = 0.06755$, 相関なし.

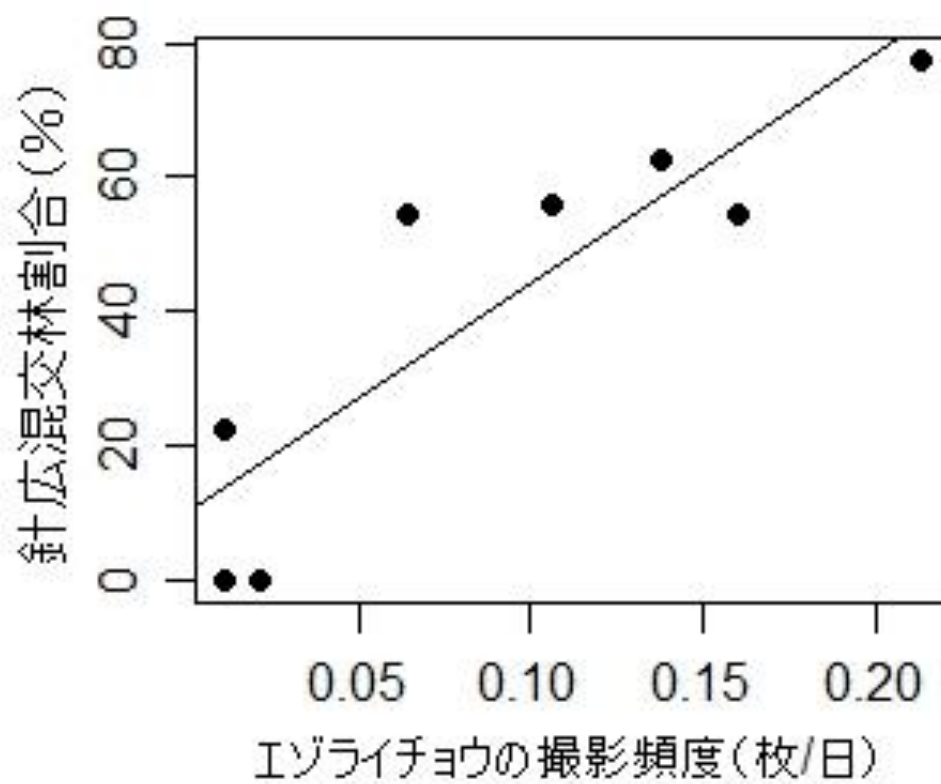


図 42. エゾライチョウの撮影頻度と針広混交林の割合を用いた散布図,
 $r_s = 0.873494$, $P = 0.004593$, 正の相関あり.

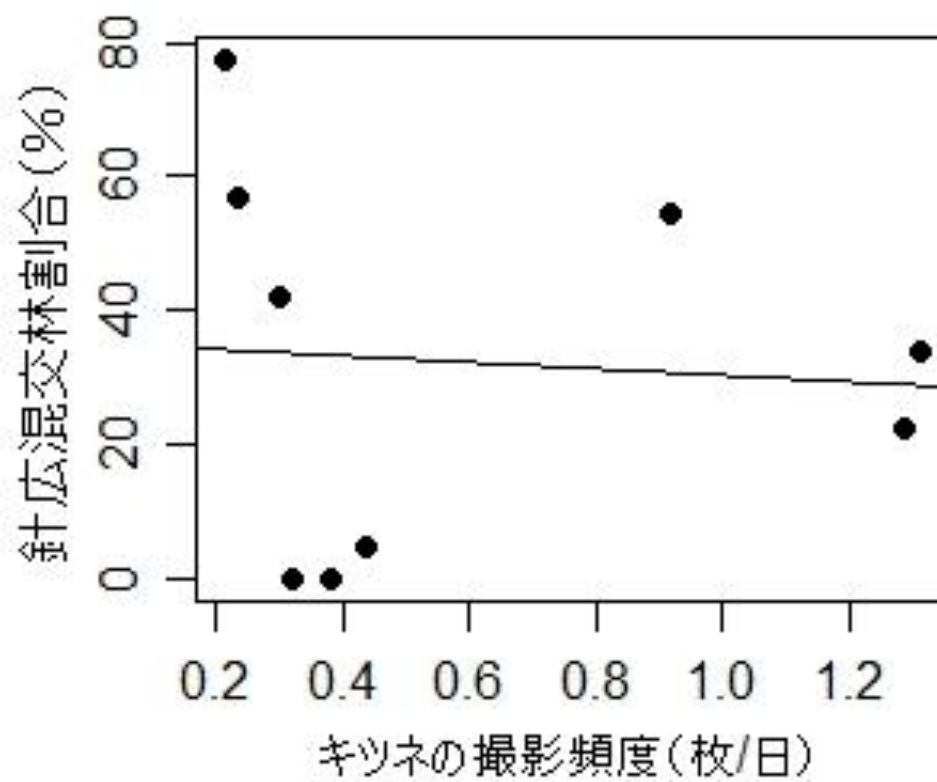


図 43. キツネの撮影頻度と針広混交林の割合を用いた散布図, $r_s = -0.4100454$, $P = 0.273$, 相関なし.

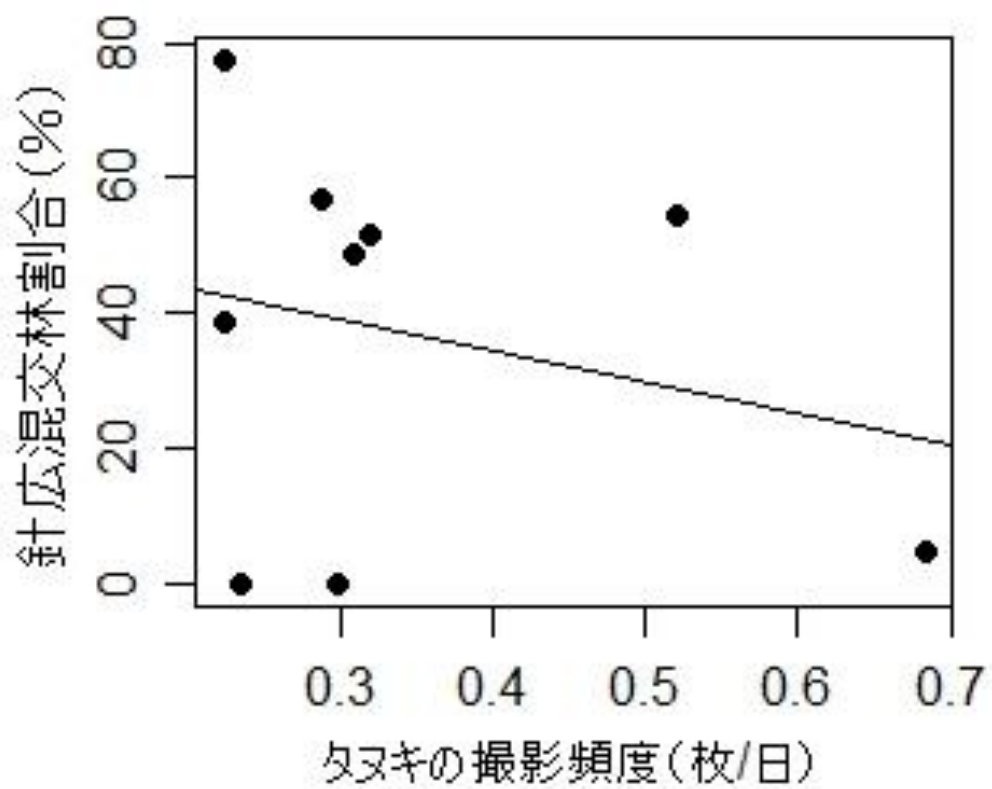


図 44. タヌキの撮影頻度と針広混交林の割合を用いた散布図, $r_s = -0.1092437$, $P = 0.7797$, 相関なし.

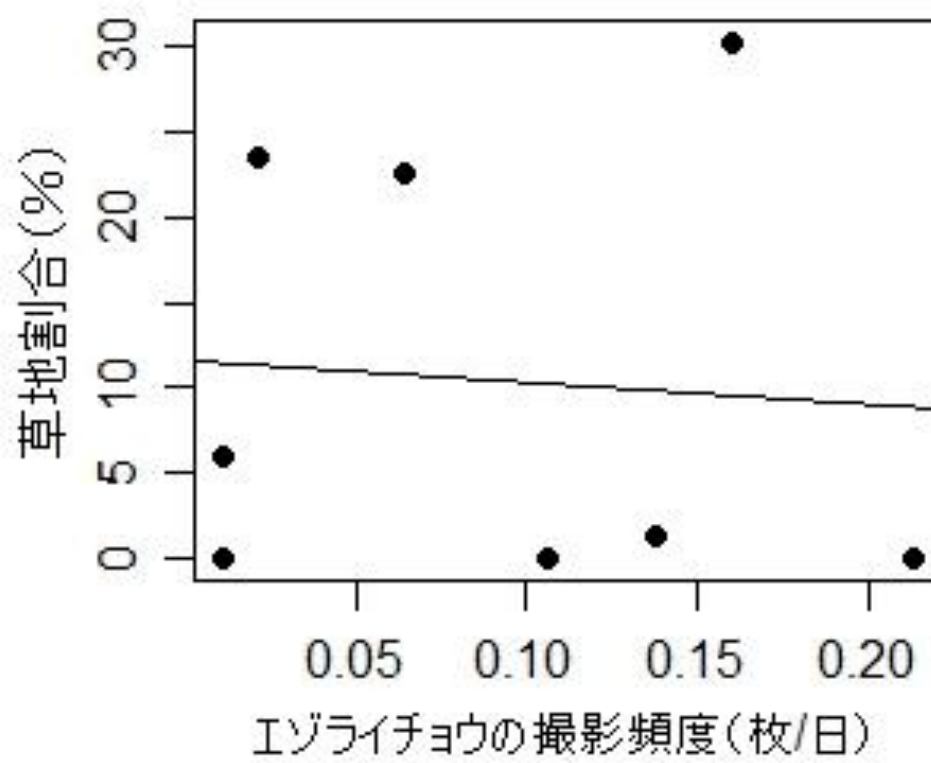


図 45. エゾライチョウの撮影頻度と草地の割合を用いた散布図, $r_s = -0.01227202$, $P = 0.977$, 相関なし.

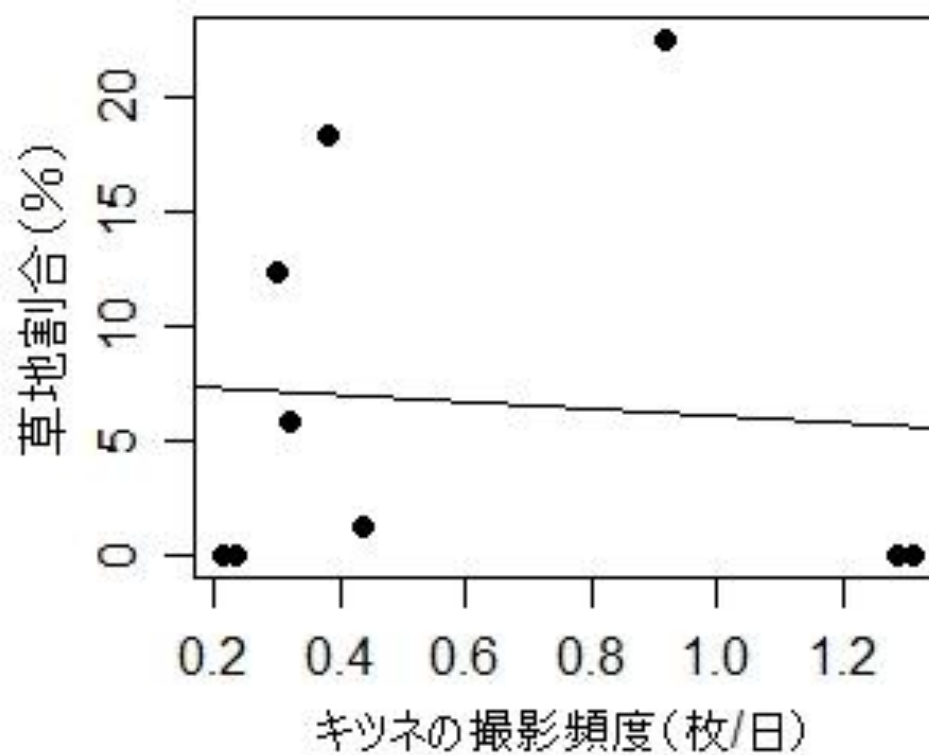


図 46. キツネの撮影頻度と草地の割合を用いた散布図, $r_s = 0.0522233$, $P = 0.8939$, 相関なし.

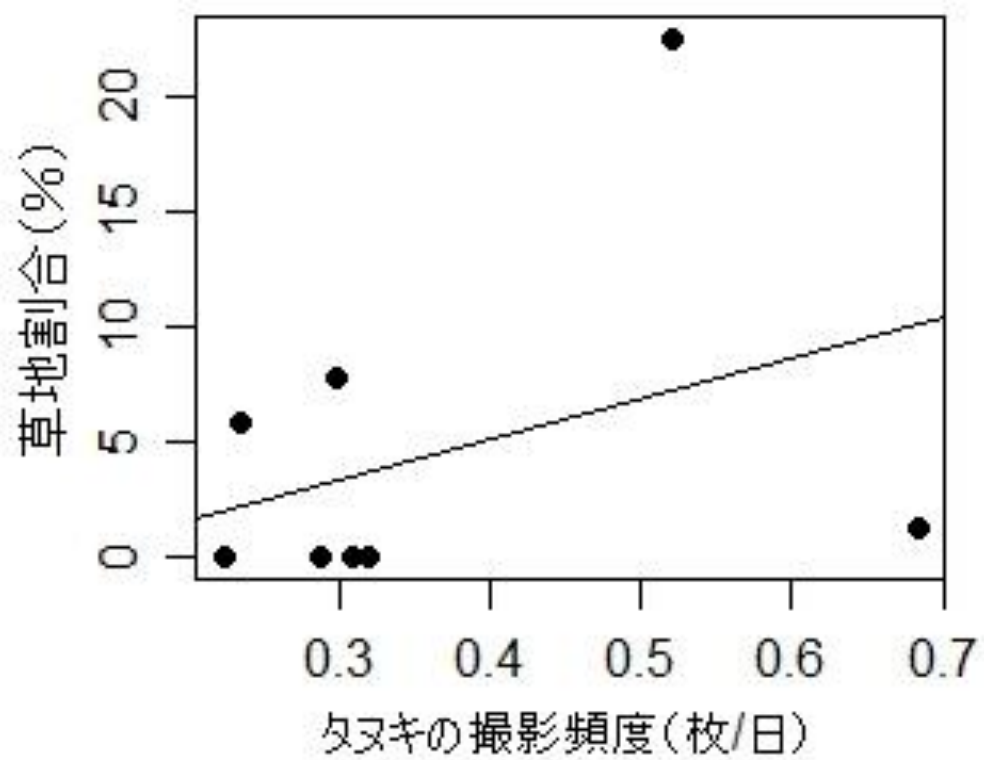


図 47. タヌキの撮影頻度と草地の割合を用いた散布図, $r_s = 0.4033473$, $P = 0.2817$, 相関なし.

5. 考察

各調査ルートの内、林道 A において、1 日当たりの鳴き返し個体数が林道 B、林道 C と比較すると最も多い結果となった。これは林道 A が調査ルートの中で最も高い標高であり、市街地からの距離も遠くアクセスの悪い奥山に位置していた為、人的かく乱が小さかったからではないかと考えられる。林道 A においてカメラに車両や通行人などが写ることはなく、一方、林道 B や林道 C では車両の通行が多く写っており、実際に調査中にも頻繁に目撃されていた。算出されたエゾライチョウの撮影頻度から見ると、エゾライチョウの 7 割以上が林道 A において撮影された。しかし、キツネやタヌキの撮影頻度が高いのは車両通行が盛んな林道 B であった。これらのことからエゾライチョウにとって、車両通行などの人的かく乱による影響はキツネやタヌキに比べると大きいのではないかと考えられる。人がエゾライチョウに及ぼす影響に関する研究はほとんどされていない為、今後保護管理を行なう上では人的かく乱がエゾライチョウにどのような影響を与えるか検討する必要がある観点となるだろう。

エゾライチョウとキツネ及びタヌキの撮影頻度に相関がなかったこと、又、エゾライチョウの鳴き返し個体数とキツネ及びタヌキの撮影頻度に相関がなかったことから、今回実施した 150～300 メートルのスケールでの調査では両者の個体群の関係を検出できなかったのかもしれない。その理由として、エゾライチョウのなわばりの大きさは雄で $17.0 \pm 2.0 \text{ha}$ ($n = 15$)、雌で $14.4 \pm 2.0 \text{ha}$ ($n = 7$) (Swenson 1991)、又は雄で $20.5 \pm 3.5 \text{ha}$ ($n = 6$)、雌で $15.2 \pm 2.3 \text{ha}$ ($n = 10$) (Rhim 2001) と報告があ

るが、キツネの行動圏は日本において概ね 2～8 平方キロメートル（浦口 2009）であり、タヌキの行動圏は里山的環境において平均 280ha（Saeki et al. 2007）、又は森林において 610ha（山本ら 1994）という報告もあり、今回の調査で設定した 2 キロメートルの調査ルートでは解析範囲が足りず、その為、算出された数値に差が出なかった可能性がある。

エゾライチョウの撮影頻度が高いポイントの植生を見ると、針広混交林の割合が最も高く、エゾライチョウの撮影頻度と針広混交林の割合には正の相関が見られ、有意であった。又、エゾライチョウの撮影頻度と常緑針葉樹林や落葉広葉樹林、草地の割合に相関は見られなかった。エゾライチョウの生息環境は標高 200～800 メートルのカラマツ林を除く樹林帯に多く生息しているといわれているが、具体的にどのような森林帯を好んで生息しているか不明であった（藤巻 2002）。

今回の調査によってエゾライチョウは主に針広混交林を好んで生息しているのではないかと考えられ、その理由としては以下が挙げられる。

エゾライチョウは植物質、主に木本や草本の葉、果実などを餌としている。特に北海道のエゾライチョウはヨーロッパの同種と比べ、樹種の多さに反映して落葉広葉樹の葉や冬芽を広く利用している（藤巻 2002）。しかし、一般的に捕食者と予想されるキツネやタヌキなどが好んで利用する生息環境も落葉広葉樹林帯といわれている（三澤ら 1987, 芝田 1996）。特に北海道においてキツネはエゾヤチネズミ（*Clethrionomys rufocanus bedfordiae*）などのネズミ類を主要な餌としており（三沢 1979）、その餌となるエゾヤチネズミなどのネズミ類はクマイザサ（*Sasa senanensis*）などの下層植生の被度、植生密度、落葉層の厚さが大きい環境が好適である為（阿部 1966）、キツネもそのような環境において採食行動を行なっていると

考えられる。又、タヌキは植物食中心であるが、冬に向けて脂肪を蓄積しなければならない秋には大量の食物エネルギーを必要とする為、落葉広葉樹林帯を利用し、種子・果実、小型哺乳類や鳥類を捕食することが報告されている (Sasaki et al. 1994, 山本 1991)。これらのことからエゾライチョウは採食の為に落葉広葉樹林帯を利用しているが、キツネやタヌキなどの捕食者から狙われる危険を避ける為、又、狙われた際に危険から逃げる事が可能な常緑針葉樹林の隣接、混在する針広混交林帯を好適しているのではないかと考えられる。これらは先行研究において、エゾライチョウは樹幹率が高く、密な森林帯であり、林床植生の被度があまり高くない環境を好み、クマイザサが密になった環境は好まれなかったという結果とも一致している (中村 2015, 工藤 2016)。

本研究においてエゾライチョウとその捕食者における個体群密度に直接的な関係を表すことは出来なかった。しかし、キツネやタヌキなどの捕食者と予想される動物が好む環境をエゾライチョウは忌避している可能性が示唆された。エゾライチョウの保護管理を行なう上で、エゾライチョウとその捕食者の関係は解明すべき重要な観点である。今後も継続的に調査・研究を行ない、基礎資料を蓄積することでエゾライチョウが抱える管理の矛盾点を解消する糸口になるのではないかと考える。

6. Abstract

This study examined the relationship between population densities of hazel grouses (*Tetrastes bonasia*) and the predators in Nishiokkoppe, Hokkaido, Japan. We set up a total of 21 infrared-triggered cameras and carried out a call count method at forest roads from June 2015 to October 2015. As a result of our camera study, 83 pictures of hazel grouses, 687 pictures of Hokkaido red foxes (*Vulpes vulpes schrencki*) and 439 pictures of Hokkaido raccoon dogs (*Nyctereutes procyonides albus*) were taken.

There were no significant relationships between call count or photography frequencies of hazel grouses and photography frequencies of Ezo red foxes and Ezo raccoon dogs. However, photography frequencies of hazel grouses and rates of coniferous-deciduous mixed forests positively correlated ($r_s=0.873494$, $P=0.004593$, Spearman's rank method). The results suggested that hazel grouses avoided habitats selected by Hokkaido red foxes and Hokkaido raccoon dogs.

7. 謝辞

本論文は筆者が酪農学園大学大学院酪農学研究科酪農学専攻修士課程に在学中の研究成果をまとめたものである。指導教員である同専攻伊吾田宏正准教授には本研究に取り組む機会を与えて頂き、その遂行にあたり終始ご指導頂いた。

酪農学園大学大学院酪農学研究科酪農学専攻吉田剛司教授、並びに佐藤喜和教授には副査として有益なご助言を頂くと共に研究遂行に当たってもご指導頂いた。

特定非営利活動法人西興部村猟区管理協会事務局長伊吾田順平氏、並びに西興部村の皆様には調査の補助、又、現地での生活面でも多くのご助力を頂いた。

最後に大塚裕之氏をはじめとする酪農学園大学狩猟管理学研究室各位には本研究の遂行、又、本論文の執筆にあたりご尽力頂いた。

以上の方々に深謝の意を表する。

8. 引用文献

- ・阿部永. 1966. 北海道産野ネズミ類の生息環境. 応動昆, 10 (2) : 78-83.
- ・藤巻裕蔵. 1993. エゾライチョウ. 帯広畜産大学野生動物管理学研究室. 帯広.
- ・藤巻裕蔵. 2000. 北海道における最近のエゾライチョウの減少. 日本鳥学会, 48 : 281-284.
- ・藤巻裕蔵. 2002. エゾライチョウの生物学. 日本鳥学会誌, 51 : 74-86.
- ・北海道保健環境部自然保護課, 1993. 野生動物分布等実態調査報告書, エゾライチョウ生態等報告書. 北海道保健環境部自然保護課. 札幌.
- ・本多勝一, 1998. きたぐにの動物たち. 朝日新聞社. 東京.
- ・工藤郁哉, 2016. エゾライチョウ (*Bonasa bonasia*) の西興部猟区における林床植生. 酪農学園大学狩猟管理学研究室卒業論文. 江別.
- ・三沢英一. 1979. 生息環境の相違によるキタキツネ *Vulpes vulpes schrencki* KISHIDA の食性変化について. 哺乳類動物学雑誌, 7 (5, 6) : 311-320.
- ・三澤英一, 阿部永, 太田嘉四夫. 1987. 苫小牧演習林にけるキタキツネ *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 (2) : 675-687.
- ・中村昂一, 2015. 西興部猟区におけるエゾライチョウの生息地選択について. 酪農学園大学狩猟管理学研究室卒業論文. 江別.
- ・Rhim SJ. 2002. Characteristics of sidtribution, behavior ecology and habitat use of hazel grouse *Bonasa bonasia* in Korea. Ph. D. thesis, Seoul National

University.

- ・ Saeki M and DW Macdonald. 2004. The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in japan. Biological Conservation, 118 : 559-571.
- ・ Sasaki H and M Kawabata. 2007. Food habits of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides viverrinus* in a mountainous area of japan. J. Mamm. Soc. Japan, 19 : 1-8.
- ・ 芝田忠仁, 1996. タヌキ. 平凡社. 東京.
- ・ Swenson JE. 1991. Evaluation of a destiny index for territorial male hazel Grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. Ornis Fennica, 68 : 57-65.
- ・ Swenson JE and Boag DA. . 1993. Are hazel grouse *Bonasa bonasia* monogamous?. Ibis, 135 : 463-467.
- ・ 浦口宏二, 2009. キツネの生態と多様性. 哺乳類科学, 49 (1) : 137-141.
- ・ 山本祐治. 1991. 川崎市域で収集されたホンダタヌキの食性・分布等について. 川崎市自然環境調査報告, II : 185-194.
- ・ 山本祐治, 寺尾晃二, 堀口忠恭, 森田美由紀, 谷地森秀二. 1994. 長野県入笠山におけるホンダタヌキの行動圏と分散. 自然環境科学研究, 7 : 53-61.
- ・ 続西興部村史編纂委員会, 2008. 続西興部史. 文生書院. 西興部村.