

2020 年度

修士論文

自動撮影カメラでシカの密度を推定する

-手法検討と捕獲の影響評価-

Estimate deer density with an automatic camera

-Method study and impact assessment of capture-

21931004 藤澤祥生

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

はじめに	4
調査地	6
第 I 章. 自動撮影カメラを用いた生息数推定手法の検討	
I -1. 方法	
I -1-1. 自動撮影カメラ設置	7
I -2. データ解析方法	
I -2-1. REM 法を用いた生息密度推定	8
I -2-2. 増加率の算出	9
I -2-3. 撮影頻度指数の月別変化	9
I -3. 結果	10
I -3-1. 生息密度	10
I -3-2. 各種推定方法の増加率の算出	11
I -3-3. RAI による月別利用区域の変化	11
I -4. 考察	12
第 II 章. 捕獲の影響評価	
II -1. 方法	
II -1-1. 捕獲数が撮影頭数に与える影響	14
II -1-2. 捕獲がシカの日周活動に与える影響評価	14
II -2. 結果	
II -2-1. 捕獲数が撮影頭数に与える影響	15
II -2-2. 捕獲がシカの日周活動に与える影響評価	15
II -3. 考察	15
結論	16

謝 辞	17
引用文献	19
Abstract	23
図 表	24

はじめに

島嶼でのシカ類の生息密度の推定には、空中センサス (Kaji et al. 2004) や区画法 (伊藤 1986) などの直接観察データを用いた生息数推定と、糞粒法 (高槻 1991) やカメラトラップ法 (Ikeda et al. 2015; Ikeda et al. 2013) などの間接的なデータを用いた生息数推定がある。カメラトラップ法に用いられる赤外線センサーを利用した自動撮影カメラは、技術の発達とともに様々な野生生物のモニタリング手法として注目されている (池田 2016)。自動撮影カメラによって撮影された写真や動画には撮影日時が記録されるため、野生動物の活動時間滞や出現頻度の季節変化が明かされるようになった (小谷ほか 2016)。自動撮影カメラには、環境や動物への人為的な影響が少ない点、日中と夜間の活動性を平等に検出できる点、使用にあたり特別な技量を必要としない点、長期間のモニタリングが可能な点、警戒行動などの予期せぬ行動を考慮する点などの利点がある (Carthew and Slater 1991; Cutler and Swann 1999; Silveira et al. 2003; 池田 2016)。また、自動撮影カメラを用いた野生動物の生息密度の推定手法として REM (Random Encounter Model) 法が開発され (Rowcliffe et al. 2008)、標識捕獲法のように各個体を識別する必要がないという特徴がある。REM 法では、対象動物の調査日数あたりの撮影回数、対象動物の平均群れサイズ、平均移動速度、カメラの検出面積を算出することで生息密度を推定することが可能である (Rowcliffe et al. 2008)。さらに、自動撮影カメラを使用する長期的なモニタリングにより時期や時間帯を問わずに連続した生息密度の推定を行うことができる (田中ほか 2017)。

本研究の対象としたエゾシカ (*Cervus nippon yesoensis*) を含むニホンジカ (*Cervus nippon*; 以下シカ) は急速な生息数の増加や生息域の

拡大により，人間との軋轢と自然生態系への影響が深刻化している（URL：<https://www.env.go.jp/press/107256.html>；2021年1月11日版）．例えば，農林業被害や森林の下層植生の衰退が問題となっており（有本ほか 2015；小谷ほか 2016），全国各地で被害対策が講じられている（小山ほか 2010）．捕獲は一つの重要なオプションとなるが，個体群を管理する上で，生息密度が最も重要なパラメータであり，効率的に個体数調整をするためには日周活動パターンを正確に把握する必要がある（池田 2016）．

洞爺湖中島（以下，中島）は，シカの生息調査や管理を長期的に実施している地域の一つである．中島では，1957年～1966年の間に計3頭のシカが人為的に導入され，その後，爆発的に増加したことにより，1980年頃から枯死木の増加，ササ類や稚樹の減少・消失，不嗜好植物の増加など，植生への影響が顕著に表れている（梶 1993）．そのため，中島の生態系を回復させることを目的とし，2012年3月以降，装薬銃やわなを用いた継続的な捕獲が実施されており（高橋・松浦 2014；池田ほか 2018），管理目標を50頭以下とするための効果的な捕獲手法の検討がされた後，生息数を0にするための手法も検討され始めた（一般社団法人エゾシカ協会 2020）．

中島のシカ個体群を管理していく中で，生息数の推定は重要である．これまで，調査者が歩いてシカを追い出し，これを湖上の船から直接カウントする方法（以下，ドライブカウント法），自動撮影カメラを用いたカメラトラップ法，およびドローンを活用した生息密度推定が実施されてきた．しかしながら，ドライブカウント法は悪天候などの不利な要因の影響を受けやすく発見数や推定数に不確実性があること（Takeshita et al. 2016），ドローンの利用には高価な機材や高度な技術を持

った操縦者が必要になるなど調査への制約がある。また、現在実施されているカメラトラップ法は、高密度時（約 52.7 頭 / km²）に行われていたルートセンサス法（Ikeda et al. 2013）との比較を目的の一つとして、カメラ設置位置を決めていたため、Rowcliffe（2008）が求めている対象動物の分布に対してランダムにカメラ設置を行えていない可能性があり、設置されていない空白地帯のシカの動向を上手く反映できていない可能性がある。前述のとおり個体数調整が行われて個体数が減少し、2019年度のドライブカウント法による推定値は 94 頭（18.9 頭 / km²）となったため、密度が低下している現状において、より正確な生息数密度を推定するには、中島全体を把握することができる新たなカメラ設置方法を検討する必要がある。また、個体数削減に対する捕獲の効果を評価するためには、信頼性の高い生息数推定が必要である（高橋ほか 2015）。さらに、効果的な個体数調整を実施するためには、シカの行動特性を十分に把握した上で、捕獲の時期、時間帯、場所を選定する必要がある。（高橋ほか 2012）。

そこで本研究は、中島において、第 I 章では、カメラトラップ法を用いる際のカメラ配置方法を評価することを目的とし、自動撮影カメラによる、中島全域を対象とした新たな生息数推定手法を検討した。第 II 章では、第 I 章で取得したデータを用い、捕獲がシカの捕獲前、捕獲中、捕獲後の活動に与える影響について評価した。

調査地

北海道南西部に位置する洞爺湖中島（42° 36'N, 140° 51'E）で実施した。中島は大島（497.8ha）と弁天観音島（23.0ha）、鰻頭島（3.8ha）からなり、標高は海拔 80m（湖面）～454m である（図 1）。

本調査は大島のみで実施した。洞爺湖は不凍湖であることから、中島と対岸は 2.6 km 以上離れており、完全に隔離されている。閉鎖空間であり、REM 法の活用に適しているため調査地とした。

中島には前述のとおり 1957 年～1966 年に計 3 個体のシカ（メス 2 頭、オス 1 頭）が人為的に導入された。シカの捕食者となる天敵は生息しておらず、支笏洞爺国立公園内の鳥獣保護区であるため一般狩猟や有害捕獲による影響もないことから、個体数が急増した。

先行研究（Ikeda et al. 2013；Ikeda et al. 2015）としてルートセンサスとの比較を目的としたカメラ配置での、カメラトラップ法が行われており、カメラの配置方法の比較対象とした。

第 I 章．自動撮影カメラを用いた生息数推定手法の検討

I -1. 方法

I -1-1. 自動撮影カメラ設置

大島全体に均等に自動撮影カメラ（以下、カメラ）を設置するため、大島に 440m×440m のメッシュを作成した。カメラは Ltl-Acorn 6210（Ltl Acorn, China）を利用し、REM 法の適用には最低 20 台のカメラを設置すべきとされているため（Rowcliffe et al. 2008）、各メッシュ内に 1 台ずつ計 28 台設置した（図 2）。カメラの設置箇所はメッシュの中心から半径 100m の範囲内とし、シカ道や足跡などの痕跡がみられる地点に設置した。カメラ間の距離は最大 540.5m、最小 386.5m、平均 441.3m であった。より多くのシカを撮影するために、カメラは地上から約 1m の高さでシカ道にほぼ平行にレンズを向けて設置した（図 3）。カメラ周辺で給餌は行わなかった。

撮影モードは 1 イベントにつき 3 枚の写真を撮影し、5 分間のインタ

ーバルを設けた。その他の設定として、撮影モードは静止画、イメージサイズは 12MP、センサーレベルは Normal、とした。各カメラには mesh01~mesh28 までの名称を振り分けた (図 4)。

カメラは 2019 年 9 月から 2020 年 11 月の期間設置した。しかし、積雪や気温の低下などによりカメラが故障する可能性を考え、2020 年 1 月から 2020 年 4 月までの期間はカメラを設置していない。

カメラ設置期間中はデータ回収及び電池交換などのメンテナンスを 4 か月に 1 回程度行った。

I -2. データ解析方法

I -2-1. REM 法を用いた生息密度推定

個体の重複カウントを避けるため、先行研究 (Ikeda et al. 2013) に従って、撮影個体は撮影後 1 時間以内に再度撮影された場合、同一個体としてカウントし、解析から除いた。

REM 法を用いた解析には以下の式を使用し、統計ソフト R, version 3.6.2 R Core Team (2019) を利用した。

$$\text{Density} = \frac{gy}{t} \frac{\pi}{vr(2+\theta)}$$

Density は対象動物の推定生息密度 (頭 / km²)、g は平均群れサイズ (頭 / 群れ)、y/t は撮影頻度 (写真 / カメラ台・日)、v は対象動物の平均移動速度 (km / 日)、r はカメラの撮影可能距離 (km)、 θ は撮影可能角度 (弧度) である (Rowcliffe et al. 2008 ; 田中ほか 2017)。

解析に用いたデータについては以下の通りとした。g は重複カウントを含むデータ、y/t は重複カウントを削除したデータ、v は 2010 年

~2012年にGPS首輪（測位時間1時間）を装着した12頭分（成獣メス9頭，成獣オス3頭）のデータを使用した。rについては日中と夜間で撮影可能距離が変化するため，カメラのスペック情報から日中を25m，夜間を10mとし撮影された画像の割合から撮影可能距離を算出した。θはカメラのスペック情報から，0.908（52度）とした。

I-2-2. 増加率の算出

各生息数推定手法を比較するために環境省（2015）の個体数推定の式を参考に増加率を以下の式を用いて算出した。

$$\text{増加率} = \frac{\text{n+1年の生息数} + \text{捕獲数}}{\text{n年の生息数}}$$

生息数のデータは，ドライブカウント法については2016年～2020年の4年間の各年の推定値，ドローン及びカメラトラップ法については2019年～2020年の2年間の各年の推定値を使用した。捕獲数は，各推定手法において推定が行われた間の捕獲数を使用した。

I-2-3. 撮影頻度指数の月別変化

1台のカメラを100日間作動させた場合の撮影回数を撮影頻度指数（Relative Abundance Index；以下「RAI」）を算出した。RAIはO'Brien et al.（2003）により開発された手法であり，撮影された個体はその場所をどれだけ利用しているかを表す相対的な指標である。撮影頻度からは絶対数を推定することはできないが，相対的な密度指標とすることができる（小金澤 2004）。RAIは以下の式によって算出した

(O'Brien et al. 2003 ; 小谷ほか 2017).

$$\text{RAI} = \frac{\text{撮影回数}}{\text{カメラ稼働日数}} \times 100 \text{ 日}$$

各カメラ地点の RAI データをもとに QGIS2.18 を利用し空間補間を行って面データにして、空間分析を行った。空間補間法には IDW

(Inverse Distance Weighted ; 逆距離加重) 法やスプライン、クリキングなどがあるが、本研究では、大台ヶ原におけるニホンジカの利用強度の把握 (環境省 2016) を参考に IDW 法を適用し中島における地点別の利用強度の把握を行った。

I -3. 結果

2019 年度では動作不良を起こしたカメラが 1 台 (mesh15) ありデータを取得することはできなかった。2020 年度にはキツツキ類によるカメラへの被害により動作不良を起こしたカメラが 5 台確認され、内 2 台 (mesh11, mesh18) は数日間のデータの欠損が確認された。2019 年度の総カメラ設置日は 3626 日、総撮影頭数 3589 頭、総撮影枚数 2777 枚となった。重複カウントを削除した撮影頭数は 2648 頭、撮影枚数は 2084 枚となった。2020 年度の総カメラ設置日は 5337 日、総撮影頭数 3557 頭、総撮影枚数 3023 枚となった。重複カウントを削除した撮影頭数は 2818 頭、撮影枚数は 2401 枚となった (表 1)。

I -3-1. 生息密度

本調査における 2019 年度の生息密度は 22.48 (頭/km²) となり、大島

の推定生息頭数は 112 頭（95%CI：89-137）であった。性齢クラスはオス成獣が 29%，メス成獣が 44%，幼獣が 14%，識別不明が 13%であった。月別の性齢割合については図 5，図 6 に示した。

2020 年度の生息密度は 15.81（頭/km²）となり，大島の推定生息頭数は 79 頭（95%CI：63-96）であった。性齢クラスはオス成獣が 37%，メス成獣が 45%，幼獣が 5%，識別不明が 13%であった。

I -3-2. 各種推定方法の増加率の算出

REM 法における増加率の算出は推定生息数の比較が可能な 9 月～11 月のデータを使用した。

2019 年から 2020 年にかけて本研究の増加率は 1.31，REM 法を利用した池田（未発表）の増加率は 1.76，ドローン（一般社団法人エゾシカ協会 2019；一般社団法人エゾシカ協会 2020）の増加率は 1.24 となった。ドライブカウント法（洞爺湖中島エゾシカ調査会未発表）の増加率は 2016 年から 2017 年にかけて 1.51，2017 年から 2018 年にかけて 1.78，2018 年から 2019 年にかけて 1.35，2019 年から 2020 年にかけて 1.06 となった（表 2）。

I -3-3. RAI による月別利用区域の変化

各カメラの RAI は一定ではなく各月により変化した（表 3，図 7，図 8，図 9，図 10，図 11，図 12，図 13，図 14，図 15，図 16，図 17）。10 月・11 月は他の月よりも全域で RAI は高い結果となった。中島の中心部や平原エリア，北東エリアは全期間を通し RAI が高いのに対し，北山や西山などの高標高エリアでは RAI は低かった。

I -4. 考察

既知の自然増加率として、シカが分布拡大していた時期に知床岬で行われた航空カウント調査による増加率は 1.21 (95%CI: 1.17-1.24) (Kaji et al. 2004), 環境省が推定した増加率は 1.16 (90%CI: 1.08-1.25) (環境省 2018), 兵庫県が MCMC 法によるベイズ推定によって推定した増加率は 1.32 (95%CI: 1.30-1.33) (兵庫県 2018) という報告がある。このことから、シカの増加率は 1.16-1.32 程度であると考えられる。

それぞれの手法毎の増加率を算出した結果、池田（未発表）による推定密度の増加率は 1.76 と異常に高い値となり、ドライブカウント法は年により 1.06~1.78 とばらつきがみられた。本研究の増加率は 1.31 であり、カメラの配置方法の違いが生息密度や増加率の推定値に影響を与えることが示唆された。

中島におけるドライブカウント法は生息数を過大評価していたという報告がある (Takeshita et al. 2016)。他の手法との 2 年間の比較だけであるが、個体数動向を反映していたものの推定生息数はどの手法よりも多く (図 18)、島全域を午前と午後で 2 つに分けてカウントするため重複カウントが生じている可能性がある、今回算出した増加率のばらつきや Takeshita et al. (2016) が示すように、シカの動きや調査時の天候が推定数に与えている影響は大きいと考えられる。

本研究と池田（未発表）を比較することで、配置方法の違いにより、同じ調査地でも生息密度に違いが出る可能性が示唆された。調査地全域にカメラを配置しない場合、カメラの配置していない空白地帯のシカを推定数に反映できず、推定密度にばらつきが生じている可能性が考えられる。

既知の増加率と比較すると、ドローンや本研究の増加率はシカの自然

増加率の範囲内にあることから、ある程度正しい生息数を推定していると考えられる。しかし、今回増加率の算出に用いたドローンやカメラトラップ法のデータは2年間分しかないため、今後も継続した密度推定による経過観察が必要である。

RAIは各月により変化することが、先行研究(Ikeda et al. 2013)でも示されており、10月・11月のRAIが高かったことはシカの季節性による行動の変化によるものだと考えられる。10月・11月はシカの交尾期に当たるため、オスの行動が活発になり、撮影数が増加したためと考えられる。生息密度算出に使用したデータから、各月の移動速度のデータを用いて、月別の生息数推定を行った(図19, 図20, 表4)。その結果、10月・11月の推定数は両年とも高く、過大評価であることが考えられる。本研究における2019年の生息数は10月・11月を含む4か月間のため、推定結果は過大評価している可能性がある。そのため、REM法を用いた生息密度推定を行うには、短期的なカメラ設置ではなく長期的なカメラ設置による密度推定を行うことが求められると考える。

RAIは斜度が急な高標高のエリアで低く、比較的斜度の緩い平坦なエリアで高い結果となり、高標高エリアを利用するシカは少ないことが示唆された。急斜面のエリアはシカの利用環境として適しておらず利用頻度が低い可能性が考えられる。今回の調査では中島を平面上にみてメッシュを作成しカメラを配置した。そのため、急斜面が多い場所では、実際の表面積が多くなり、平坦な場所に比べて面積当たりの台数が少なくなっている。そのため急斜面のエリアと平坦なエリアを平等にサンプリングするためには、急斜面のエリア内ではカメラ台数を増やすなど設置方法の検討が必要になる可能性がある。

第 II 章． 捕獲の影響評価

II -1. 方法

II -1-1. 捕獲数が撮影頭数に与える影響

捕獲数が撮影頭数に与える影響を評価するため，各カメラを中心とする周辺 9 メッシュの陸域内における 1 ha あたりの捕獲数を算出した．その後，捕獲が行われた前後 1 週間の撮影頭数の増減率を比較した．捕獲期間は前後 1 週間の画像データが利用できる 2019/10/7～2019/10/10，2019/10/21～2019/10/24，2019/11/8～2019/11/11，2019/12/6～2019/12/9，2019/12/14～2019/12/17，2020/6/19～2020/6/21，2020/7/3～2020/7/6，2020/9/25～2020/9/28，2020/10/9～2020/10/12，2020/11/6～2020/11/8 を使用した．

増減率と捕獲数/ha の相関について統計解析ソフト R. version 3.6.2 R Core Team (2019) を用い Spearman の順位相関係数を用いて検定を行なった．

II -1-2. 捕獲がシカの日周活動に与える影響評価

撮影日時から，日周活動を算出した．先行研究 (Ikeda et al. 2019) に基づき 1 日を日中，夜間，薄明薄暮の 3 つの時間帯に区分した．薄明は毎日の日の出時刻前後 1 時間，薄暮は毎日の日の入り時刻前後 1 時間，日中は日の出時刻 1 時間後から日の入り時刻 1 時間前，夜間は日の入り時刻 1 時間後から日の出時刻 1 時間前と定義した．日の出・日の入り時刻は毎日変化するため，1 日単位で各時間帯における撮影頻度 (1 台 1 時間あたりの撮影頭数) を計算した．その後，1 日単位のデータをまとめ，捕獲期間及び捕獲期間前後 1 週間における日周活動を算出した．各時間帯における撮影頻度を比較するために一般化線形混合モデルを使用した．

目的変数は各時間帯における撮影頭数，説明変数は各期間，ランダム効果は各捕獲，オフセット項に各日各時間帯における時間を設定した．この解析には統計解析ソフト R. version 3.6.2 R Core Team (2019) を用いた．

II -2. 結果

II -2-1. 捕獲数が撮影頭数に与える影響

全 10 回の捕獲期間における総捕獲数は 58 頭となり，捕獲期間前後 1 週間における総撮影頭数は 3225 頭となった (表 5)．

Spearman の順位相関係数による検定の結果，低い負の相関がみられ ($p < 0.01$, $r = -0.38$)，1ha あたりの捕獲数が増えることで，増減率は減少することが判明した (図 21)．

II -2-2. 捕獲がシカの日周活動に与える影響評価

捕獲期間及び捕獲期間前後 1 週間における 1 台 1 時間当たりの撮影頭数は，捕獲前の日中が 0.029 (± 0.003)，夜間が 0.031 (± 0.002)，薄明薄暮が 0.065 (± 0.005)，捕獲中の日中が 0.029 (± 0.004)，夜間が 0.027 (± 0.002)，薄明薄暮が 0.048 (± 0.004)，捕獲後の日中が 0.030 (± 0.004)，夜間が 0.029 (± 0.003)，薄明薄暮が 0.067 (± 0.005) となった．日中の撮影頻度及び夜間の撮影頻度について各期間の間で有意差は確認されなかったが，捕獲中における薄明薄暮の撮影頻度は捕獲期間前後に比べて有意に低かった ($p < 0.001$) (図 22)．

II -3. 考察

1ha あたりの捕獲数が増えることにより，増減率は減少していた結

果、シカは捕獲数が多いエリアを避けるように行動を変化させていたことが考えられる。また、Ikeda et al. (2019) は、捕獲圧の上昇により夜間の撮影頻度が日中の撮影頻度よりも高くなったと報告している。一方で、本調査では継続した強度な捕獲があるにもかかわらず、日中と夜間の撮影頻度に違いは見られなかったが、捕獲中において薄明薄暮の撮影頻度が減少し、捕獲後の撮影頻度は捕獲前と有意な差はなかった。これには、薄明薄暮の集中的な捕獲が数年にわたって継続したため、捕獲中において薄明薄暮のシカの活動が低下したことが影響した可能性がある。しかし、今回の調査ではシカの活動を評価したものではないため、実際にシカが捕獲中にどのような活動をしているかは、GPS首輪などに内蔵されているアクティビティセンサーなどを用いて実際のシカの活動を評価するべきと考える。

結論

本調査地では生息密度が複数の手法から推定されている。本研究の結果が示すように、天候やシカの動き等に推定結果が左右されるドライブカウント法や調査地全域を把握できていないようなカメラ配置の場合、正確な生息数を推定できない可能性が示唆された。一方で、本研究のカメラトラップ法やドローンを活用した生息密度推定は、増加率の値を参考にするとある程度正しい密度を推定していることが判明した。ドローンを活用した密度推定を行うには高価な機材や高度な技術を持った操縦者が必要なこと、赤外線サーモグラフィを利用するには季節や時間帯など調査への制約が多いが、カメラトラップ法は、必要とする技量は少なく、時期や時間帯を選ばずに連続した生息密度を推定することが可能である。そのため、自動撮影カメラを用いて生息密度を推定する場

合，調査地域に空白地帯を生じさせないような配置かつ，シカの季節性を考慮するために長期的なカメラ設置を行うことが重要である．しかしながら，本研究のカメラトラップ法による増加率は1年間の結果だけであるため，継続した調査によるさらなる精査が必要である．各種手法には，コストや労力，適正な期間など様々な条件があるため，調査地に適した手法を選択することや，各調査手法を併用したクロスチェックによって，より正確な密度推定ができると考える．

捕獲の影響評価では，Ikeda et al. (2019) で報告されている夜間の撮影頻度の増加は認められなかった．一般に野生動物の活動は，人間による攪乱を受けると，夜間に活動をシフトすることが示されている (Gaynor et al. 2018)．また，強度の捕獲圧がかかると夜間への活動の変化は1年以上続くことが報告されていることから (Ikeda et al. 2019)，継続した個体数調整が行われている中島では，すでに夜間へ活動を変化させていることが考えられる．このような状況下において捕獲が集中的に行われる薄明薄暮において撮影頻度が低下したことから，中島の個体数調整は困難になることが予想されるため，今後は夜間での捕獲も検討する必要がある．

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．本研究の遂行にあたり，研究計画から論文作成まで多大なるご指導をいただいた酪農学園大学大学院酪農学研究科野生動物学准教授 伊吾田宏正博士に，厚く御礼申し上げます．副査である同学教授 佐藤喜和博士，並びに准教授 立木靖之博士には，論文執筆に際し数多くの的確なご助言をいただきましたこと

を，心から感謝いたします．

現地調査に際して，ドローンによる生息数調査を実施いただいた，鳥取大学国際乾燥地研究教育機構 伊藤健彦博士，直接調査方法についてご指導いただいた岐阜大学応用生物科学部附属野生動物管理学研究センターの池田敬博士，森林総合研究所北海道支所の松浦友紀子博士には心から感謝申し上げます．

現地調査をサポートしてくださった，UW クリーンレイク洞爺湖の室田欣弘氏，洞爺湖汽船株式会社，調査の補助をしてくださった狩猟管理学研究室の皆様，数多くの方のご支援，ご協力のおかげで本論文を執筆することができました．この場を借りて心より御礼申し上げます．

引用文献

- 有本 勲・野崎 亮次・江崎 功二郎. 2015. 里山林に設置した自動撮影カメラによるツキノワグマの出現季節及び時間分布. 石川県白山自然保護センター研究報告 41: 24-28.
- Carthew, S. M. and Slater, E. 1991. Monitoring Animal Activity with Automated Photography. *The Journal of Wildlife Management*. 55 (4): 689-692
- Cutler, T.L. and swann, D.E. 1999. Using remote photography in wildlife ecology : a review. *Wildlife society Bulletin*. 27(3):571-581
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H. & Brashares, J. S. 2018. The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* 360, 1232-1235.
- 兵庫県. 2018. 第2期ニホンジカ管理計画. 兵庫県
- Ikeda, T. Takahashi, H. Yoshida, T. Igota, H. and Kaji, K. 2013. Evaluation of camera trap surveys for estimation of sika deer herd composition. *Mammal Study* 38: 29-33.
- Ikeda, T. Takahashi, H. Yoshida, T. Igota, H. Matsuura, Y. Takeshita, K. and Kaji, K. 2015. Seasonal variation of activity pattern in sika deer (*Cervus nippon*) as assessed by camera trap survey. *Mammal Study* 40: 199-205.
- 池田 敬. 2016. ニホンジカの個体群モニタリングにおける自動撮影カメラの可能性. *水利科学* 60(4): 110-124.
- 池田 敬・渡邊 拓真・松浦 友紀子・東谷 宗光・高橋 裕史・伊吾 田宏正. 2018. 夜間の待ち伏せ型誘引狙撃に適した道具と方法の提案. *野生生物と*

社会学会 6 (1) : 21-30.

Ikedo, T. Takahashi, H. Yoshida, T. Igota, H. Matsuura, Y. Azumaya, M.

Yoshida, T and Kaji, K. 2019. Effects of culling intensity on diel and seasonal activity patterns of sika deer (*Cervus nippon*). Scientific Reports.

一般社団法人エゾシカ協会. 2019. 平成30年度洞爺湖中島エゾシカ管理推進業務報告書(環境省委託業務). 一般社団法人エゾシカ協会. 98p

一般社団法人エゾシカ協会. 2020. 令和元年度洞爺湖中島エゾシカ管理推進業務報告書(環境省委託業務). 一般社団法人エゾシカ協会. 75p

伊藤健雄. 1986. 金華山島におけるニホンジカの個体数変動. 哺乳類科学 53 : 29-31.

梶光一. 1993. シカが植生をかえる - 洞爺湖中島の例 -. 生態学からみた北海道(東正剛・阿部 永・辻井達一, 編), pp. 242-249. 北海道大学図書刊行会, 札幌.

Kaji, K. Okada, H. Yamanaka, M. Matsuda, H. Yabe, T. 2004.

IRRUPTION OF A COLONIZING SIKA DEER POPULATION.

JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT 68(4):889-899.

小金澤正昭. 2004. 赤外線センサーカメラを用いた中大型哺乳類の個体数推定. 哺乳類科学 44(1) : 107-111

小谷直樹・有本勲・野崎亮次・江崎功二郎. 2016. 自動撮影カメラで確認された七尾市及び中能登町里山林の哺乳類相. 石川県白山自然保護センター研究報告 42: 43-49.

小谷直樹・野崎亮次・小倉光貴・江崎功二郎. 2017. 自動撮影カメラ

- で確認された加賀地域におけるニホンジカの生息状況. 石川県白山自然保護センター研究報告 43: 37-39.
- 小山泰弘・岡田充弘・山内仁人. 2010. ニホンジカの食害による森林被害の実態と防除技術の開発. 長野県林業総合センター研究報告 24: 1-24.
- 環境省近畿地方環境事務所. 2016. 平成 27 年度大台ヶ原ニホンジカ個体数調整業務報告書. 環境省
- 環境省自然環境局. 2015. 統計手法による全国のニホンジカ及びイノシシの個体数推定等について. 環境省
- 環境省自然環境局. 2018. 統計手法による全国のニホンジカ及びイノシシの個体数推定等について. 環境省
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., Wibisono, H. T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6: 131-139.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. and Carbone, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45: 1228-1236.
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A. and Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114(3) : 351-355.
- 高橋裕史・松浦友紀子. 2014. 環境条件にあった管理手法の選定（条件抽出）. 「環境研究総合推進費終了研究成果報告書（課題番号 4D-1103）支笏洞爺国立公園をモデルとした生態系保全のためのニホンジカ捕獲の技術開発」（吉田剛司 編）. pp. 1-23. 環境省. 東京.

- 高橋裕史・松浦友紀子・伊吾田宏正． 2015． ニホンジカ低密度実現・維持に向けた課題：捕獲とモニタリングを中心に． 哺乳類科学 55(1): 73-74.
- 高橋聖生・東出大志・藤田昌弘・米田政明． 2012． 岩手県北上高地における自動撮影によるニホンジカ (*Cervus nippon*) の日周活動性の推定． 哺乳類科学 52(2): 193-197.
- 高槻正規． 1991． シカ密度既知の場所における糞粒法の適用例-ハビタット利用推定法の可能性-． 哺乳類科学 30(2) : 191-195.
- Takeshita, K. Ikeda, T. Takahashi, H. Yoshida, T. Igota, H. Matsuura, Y. Kaji, K. 2016. Comparison of Drive Counts and Mark-Resight As Methods of Population Size Estimation of Highly Dense Sika Deer (*Cervus nippon*) Populations. PLOS ONE 11(10).
- 田中竜太・高島千尋・瀧井暁子・泉山茂之． 2017． 信州大学手良沢演習林における REM 法を用いたニホンジカ (*Cervus nippon*) の生息密度推定． 信州大学農学部 AFC 報告 15: 55-60.

Abstract

I evaluated the population density estimation method using an automatic camera and investigated the effect of capture on deer. The survey was conducted on Lake Toya Nakajima, where population management is carried out.

I installed 28 cameras evenly on an island of 497.8ha. The survey was conducted from September 2019 to November 2020, and the total investigation effort was 8,963 trap-days. I collected 5800 images of deer, and 7146 deer were photographed.

As a result of comparison with multiple population density estimation methods, the camera trap survey with evenly arranged cameras provided accurate population estimation.

As the number of deer caught per hectare increased, the number of deer photographed decreased before and after the deer were caught. In addition, as a result of classifying deer activity into daytime, nighttime, and crepuscular twilight, it was found that capture reduces deer crepuscular activity.

図表

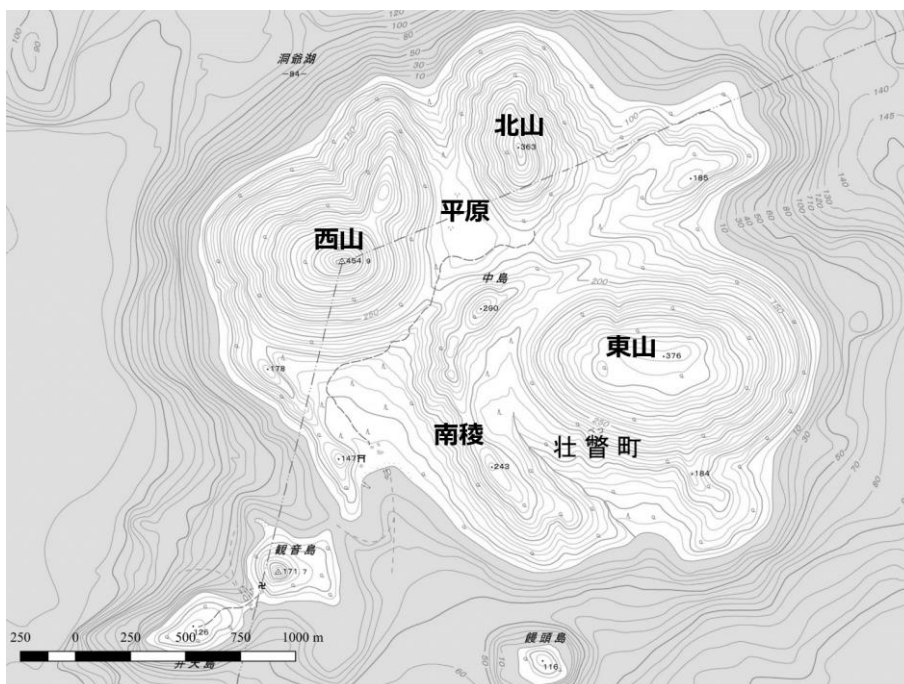


図 1 . 大島と各島の位置関係 .

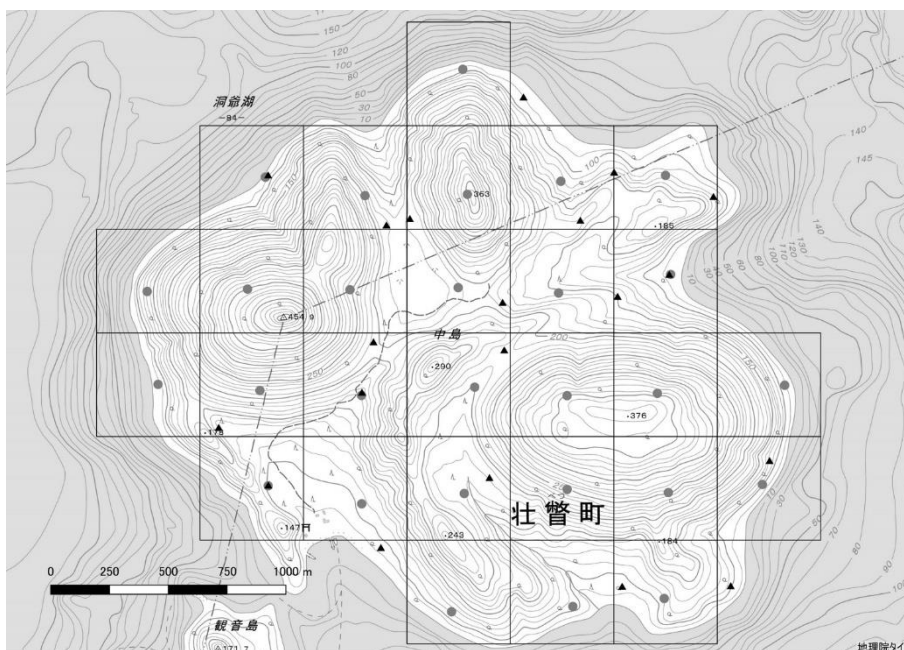


図 2 . カメラ設置場所 .

●が本研究でのカメラ設置場所であり，▲は先行研究（Ikeda et al. 2019）のカメラ設置場所．



図 3. カメラ設置方法.

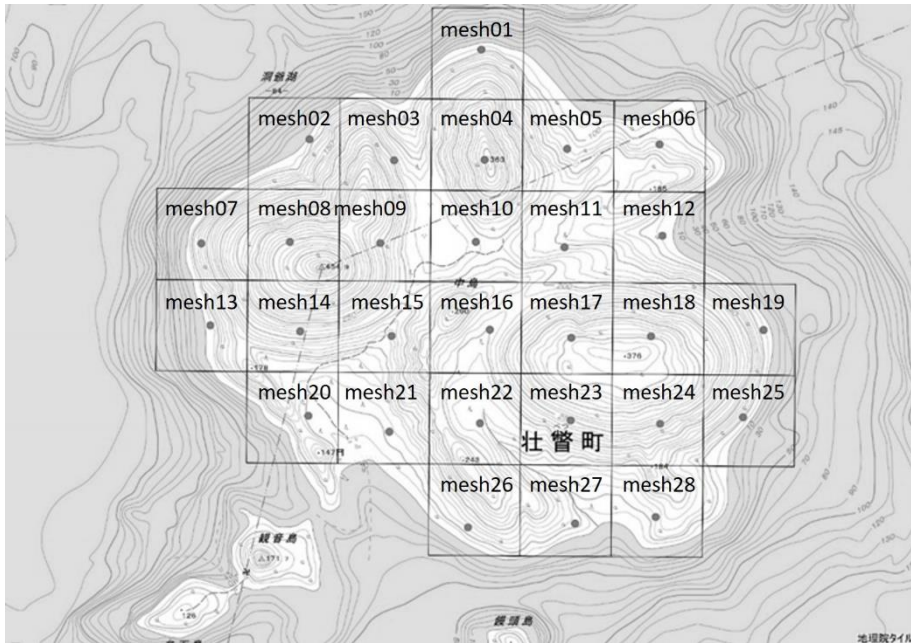


図 4. カメラ名称.

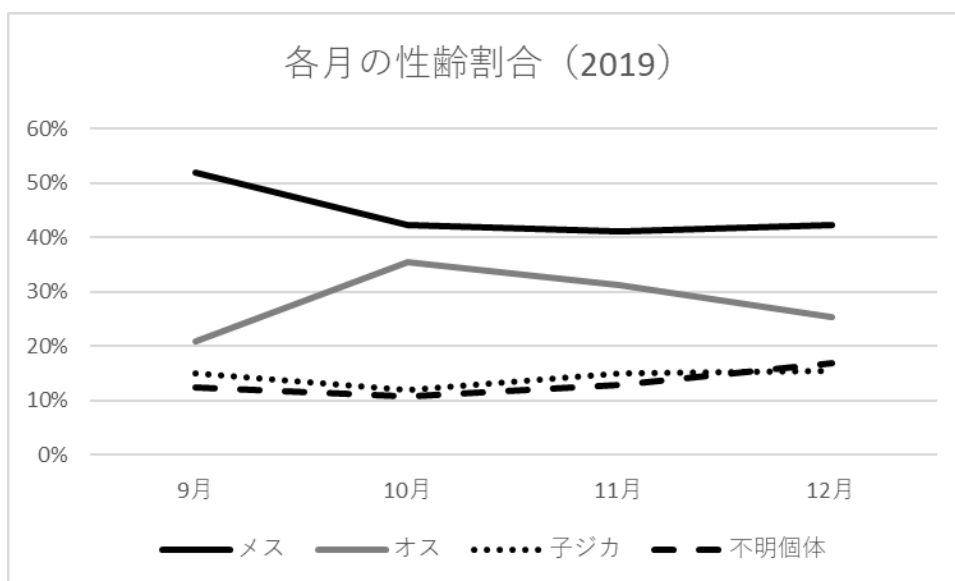


図 5. 2019 年における各月の性齢割合.

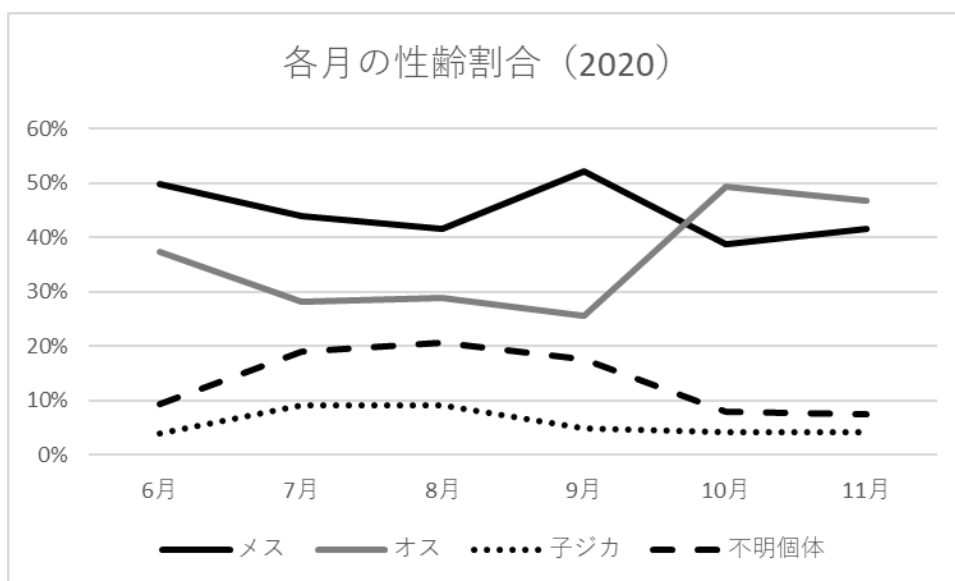


図 6. 2020 年における各月の性齢割合.

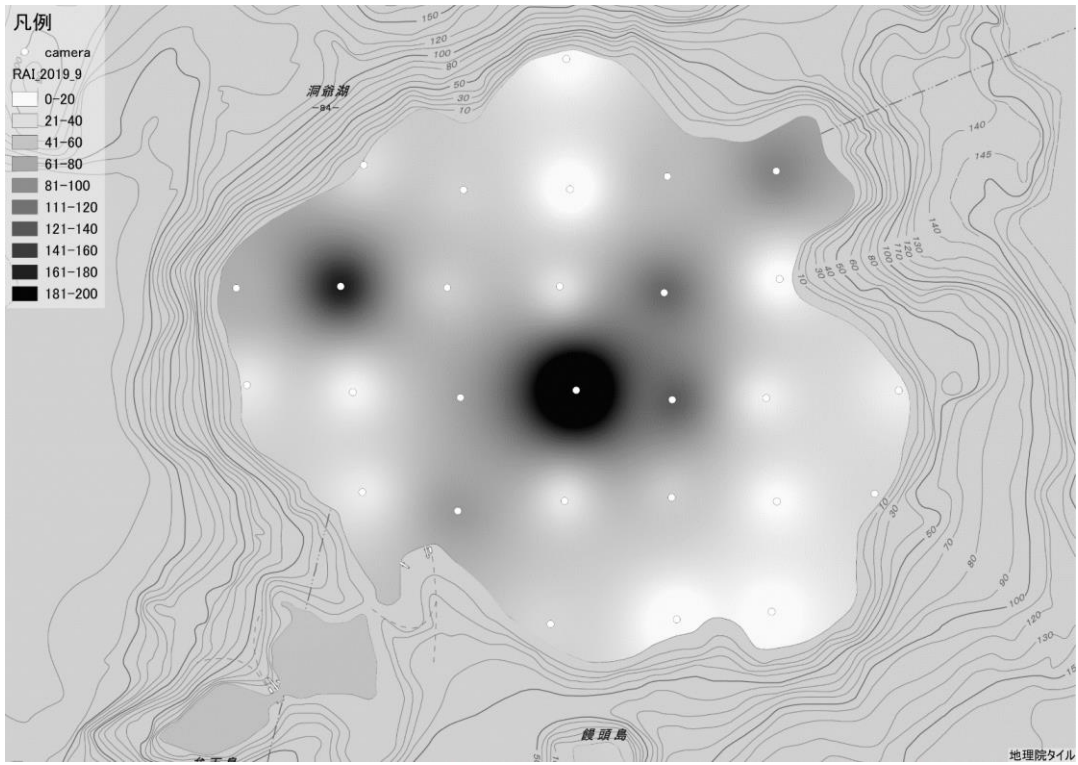


図 7. 2019 年 9 月の RAI.

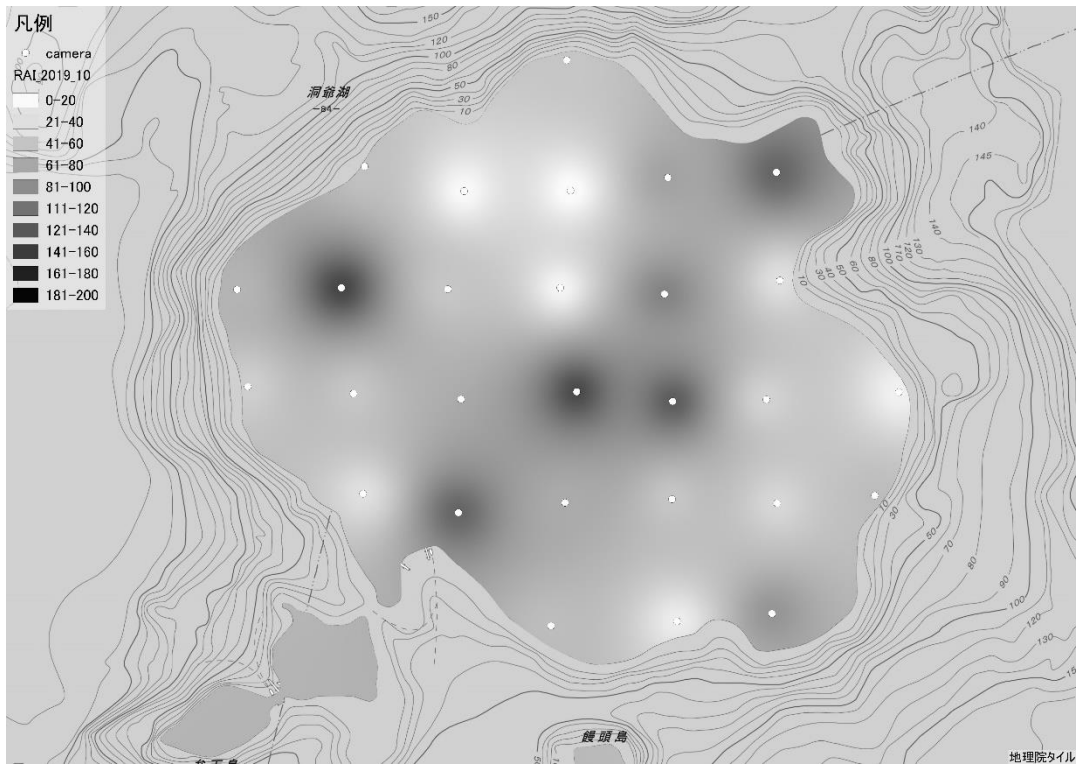


図 8. 2019 年 10 月の RAI.

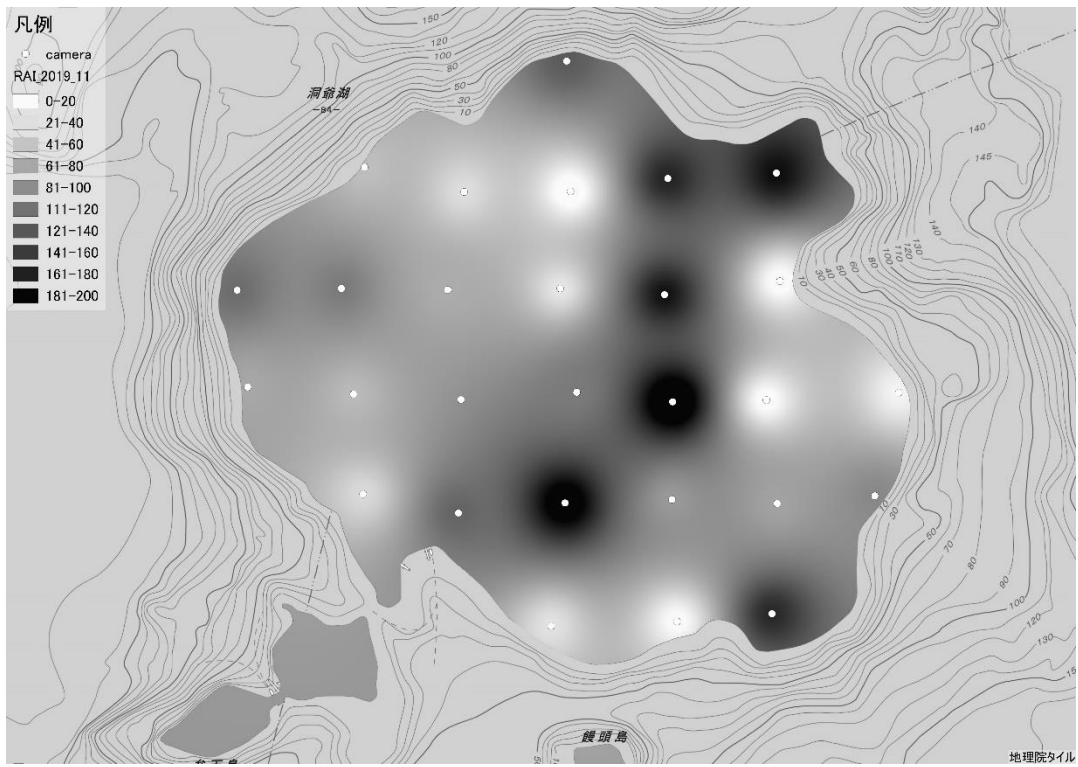


図 9. 2019 年 11 月の RAI.

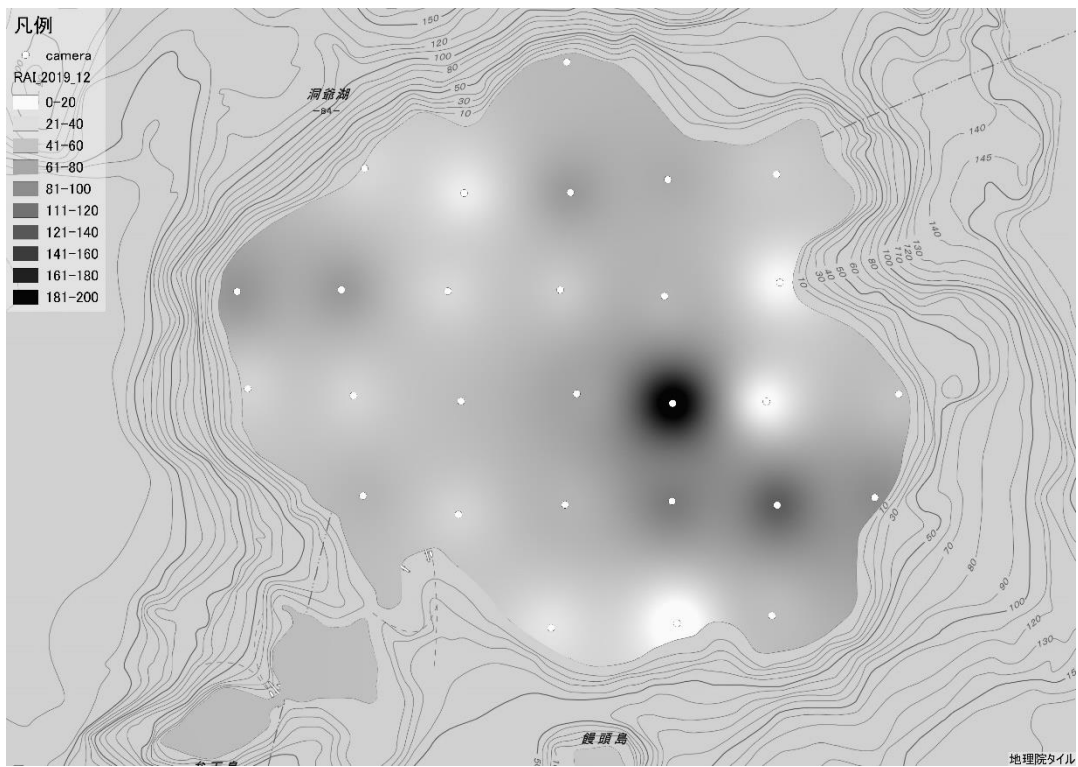


図 10. 2019 年 12 月の RAI.

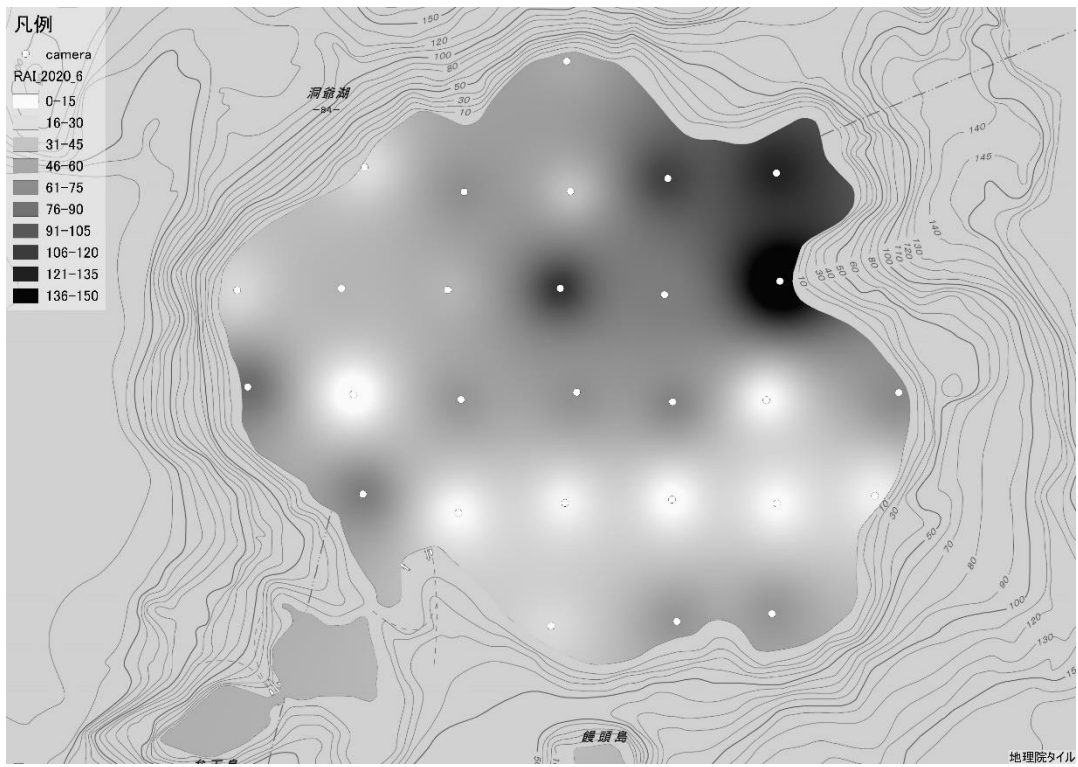


図 11. 2020 年 6 月の RAI.

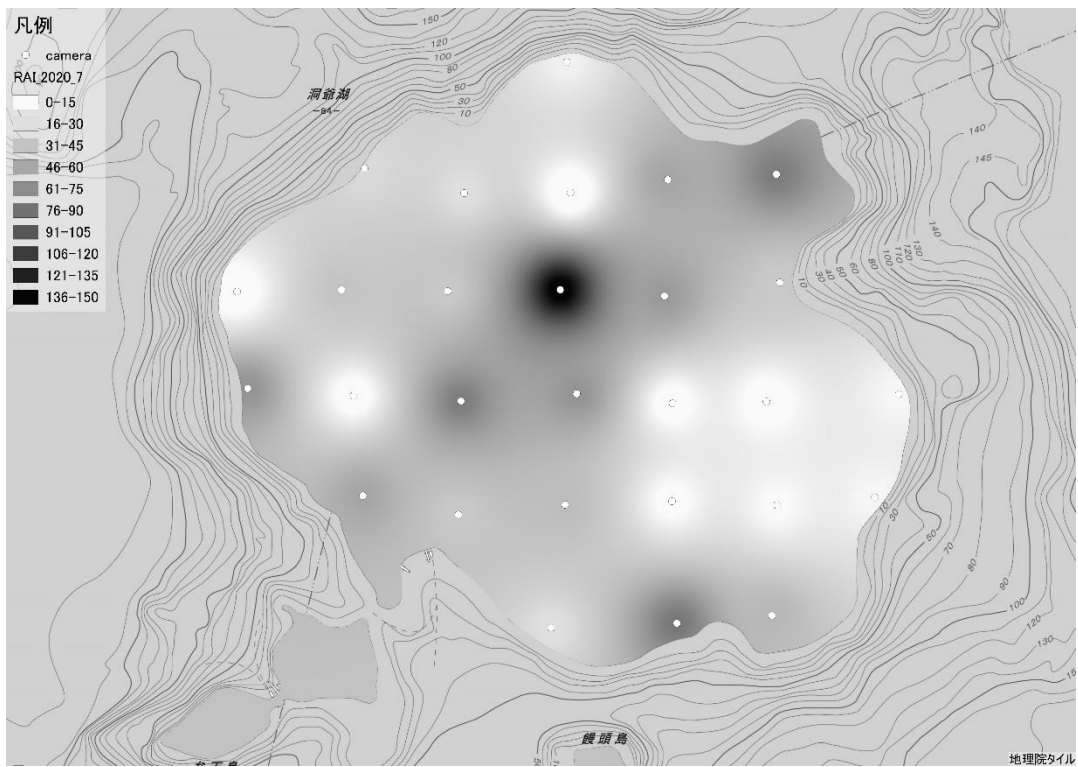


図 12. 2020 年 7 月の RAI.

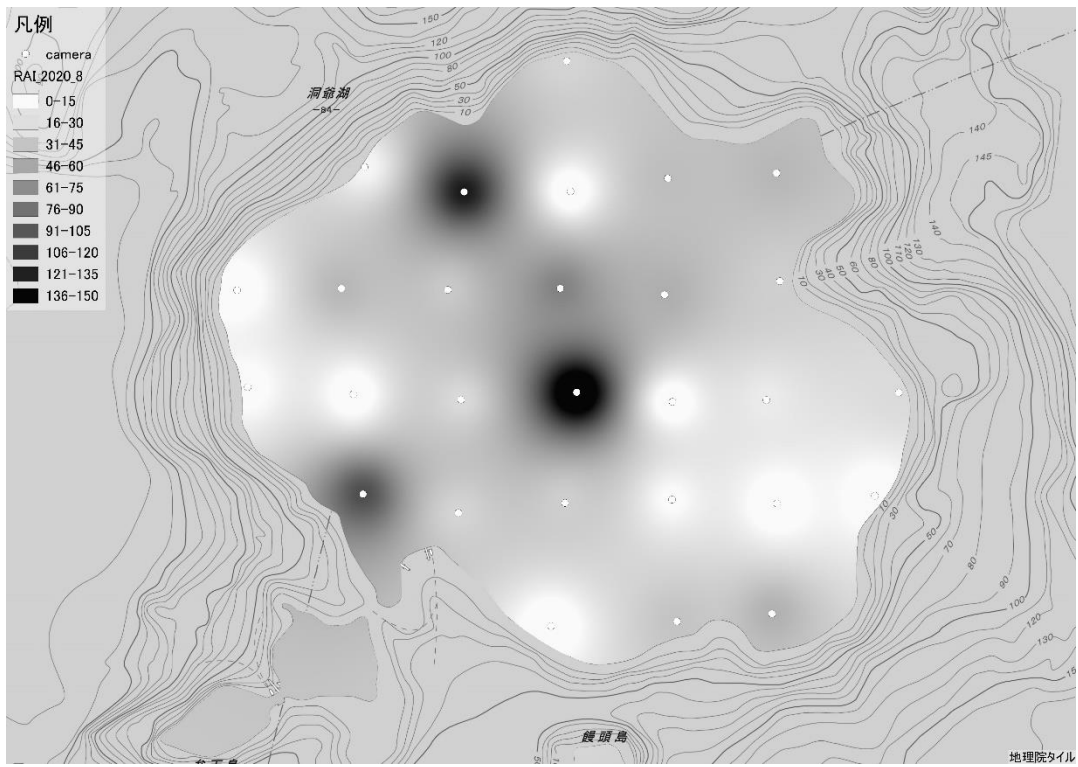


図 13. 2020 年 8 月の RAI.

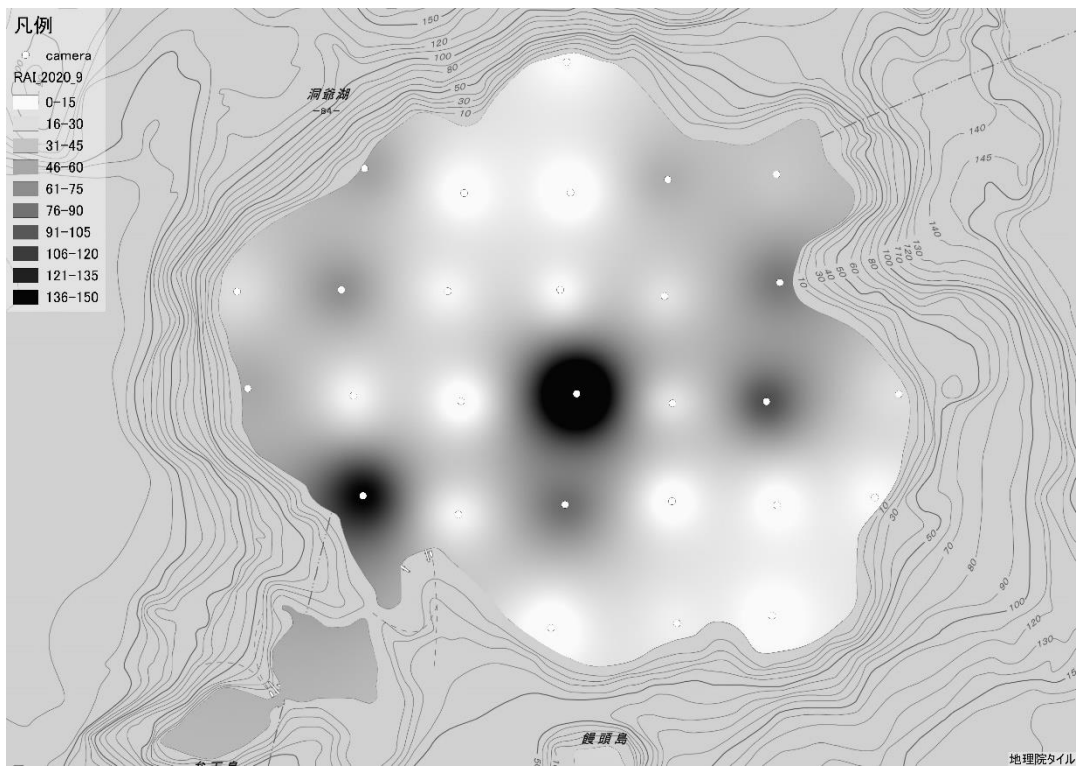


図 14. 2020 年 9 月の RAI.

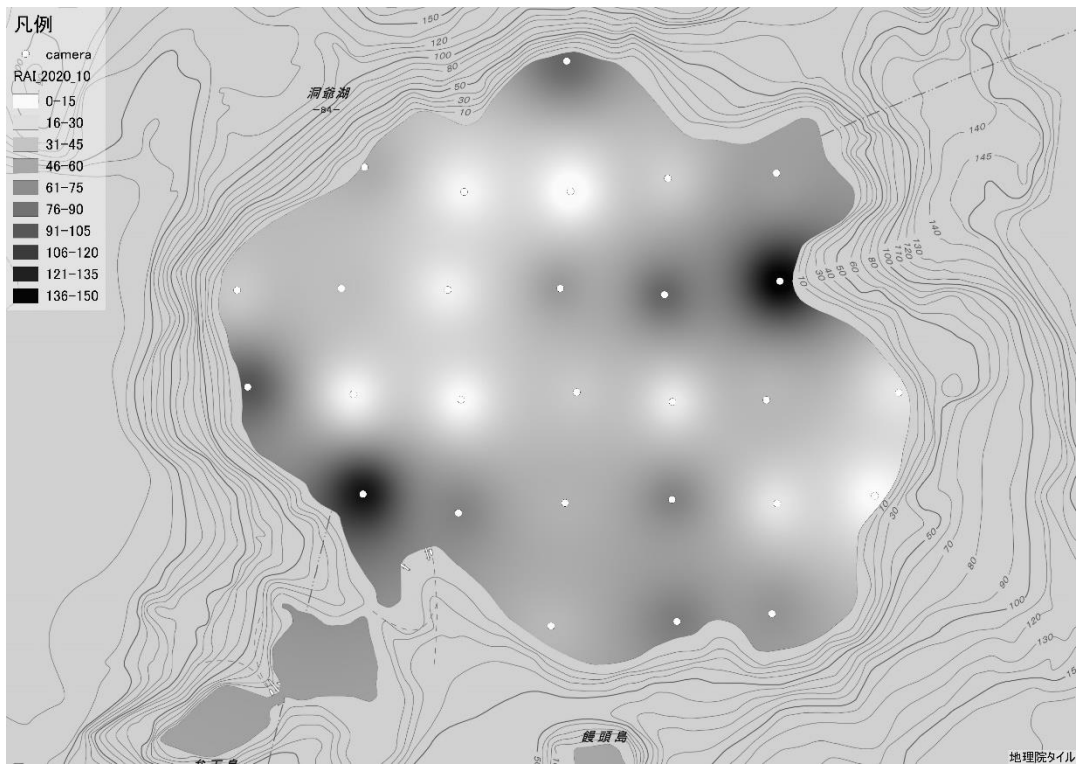


図 15. 2020 年 10 月の RAI.

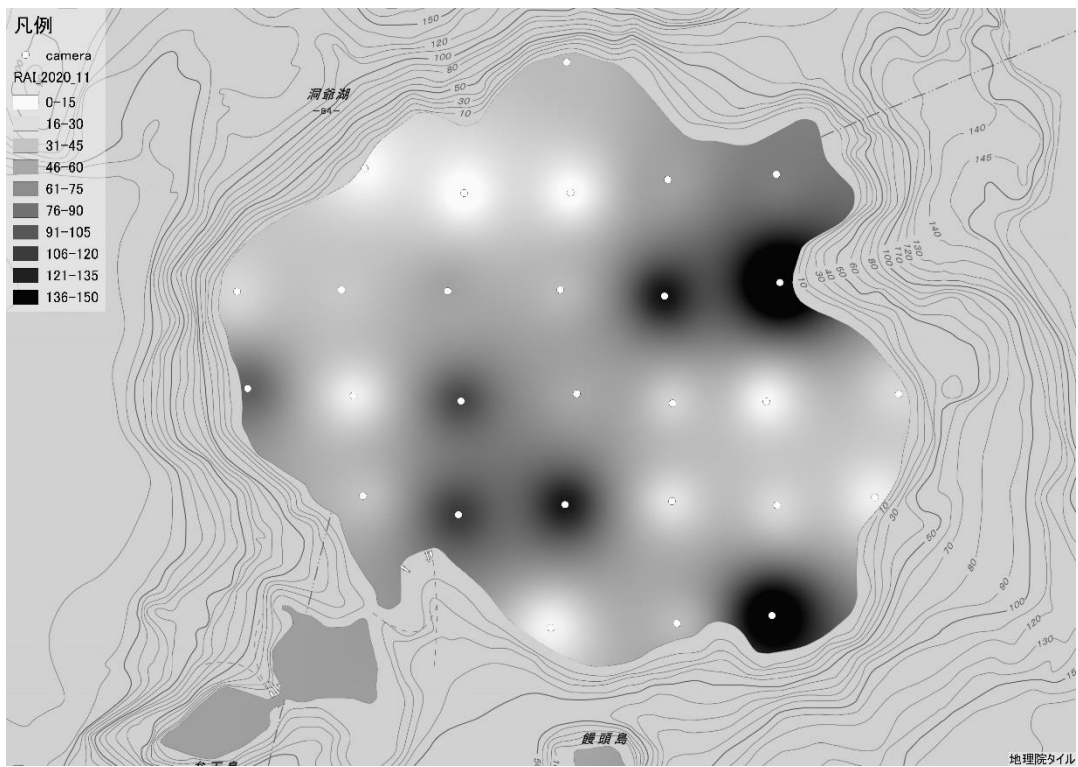


図 16. 2020 年 11 月の RAI.

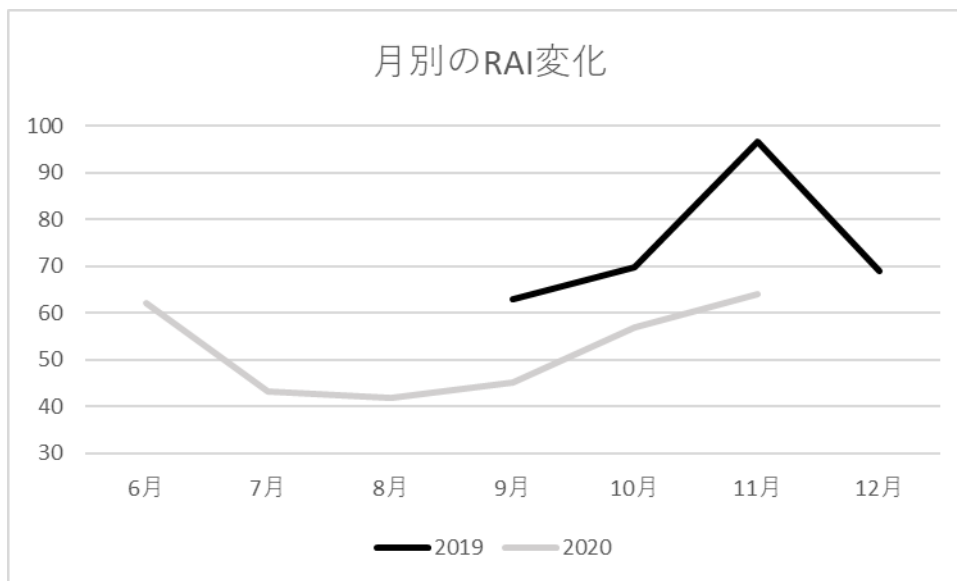


図 17. 月別の RAI 変化

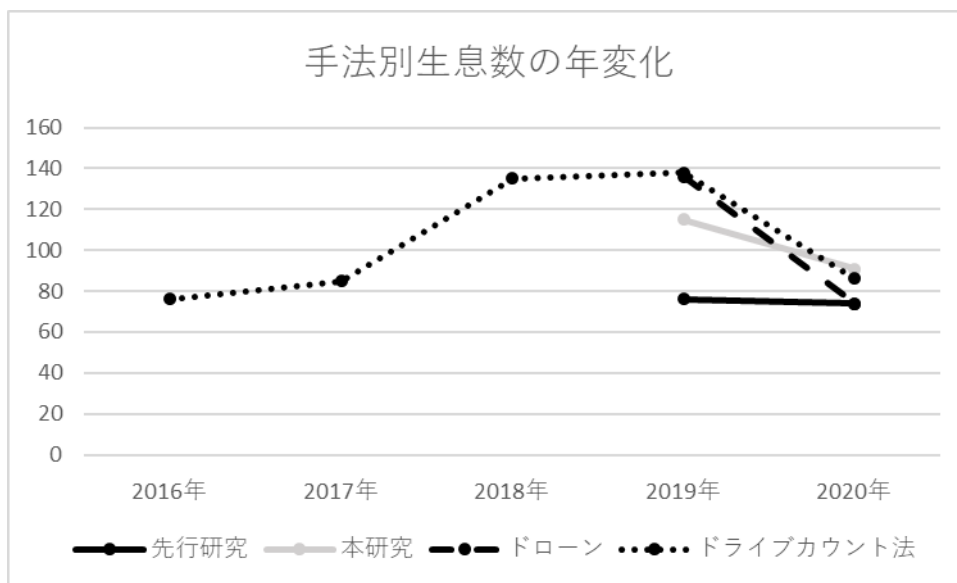


図 18. 推定手法別の生息数推移

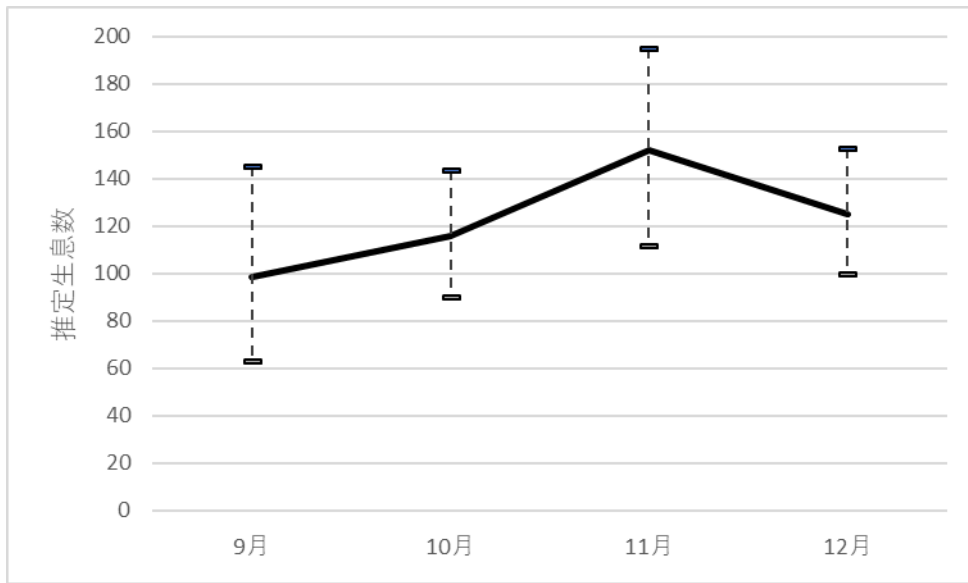


図 19. 2019 年の月別生息数推定結果.

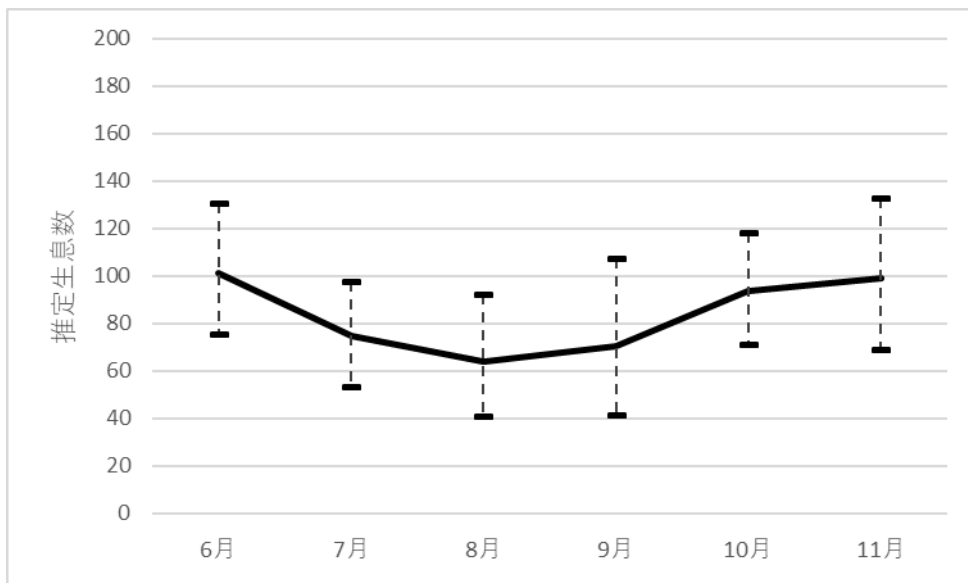


図 20. 2020 年の月別生息数推定結果.

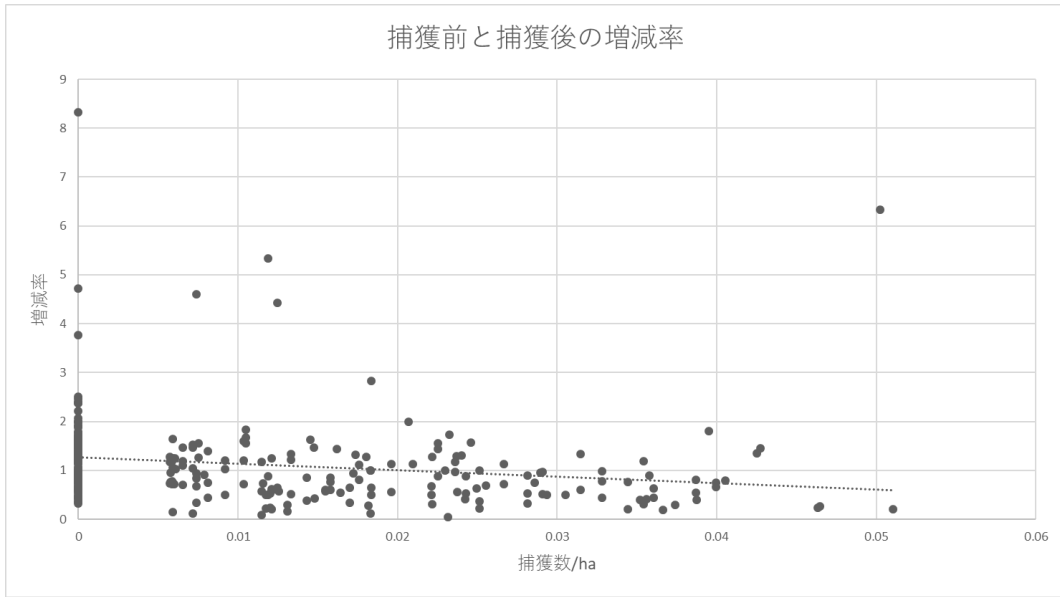


図 21. 1ha あたりの捕獲数による捕獲前と捕獲後の増減率の変化.

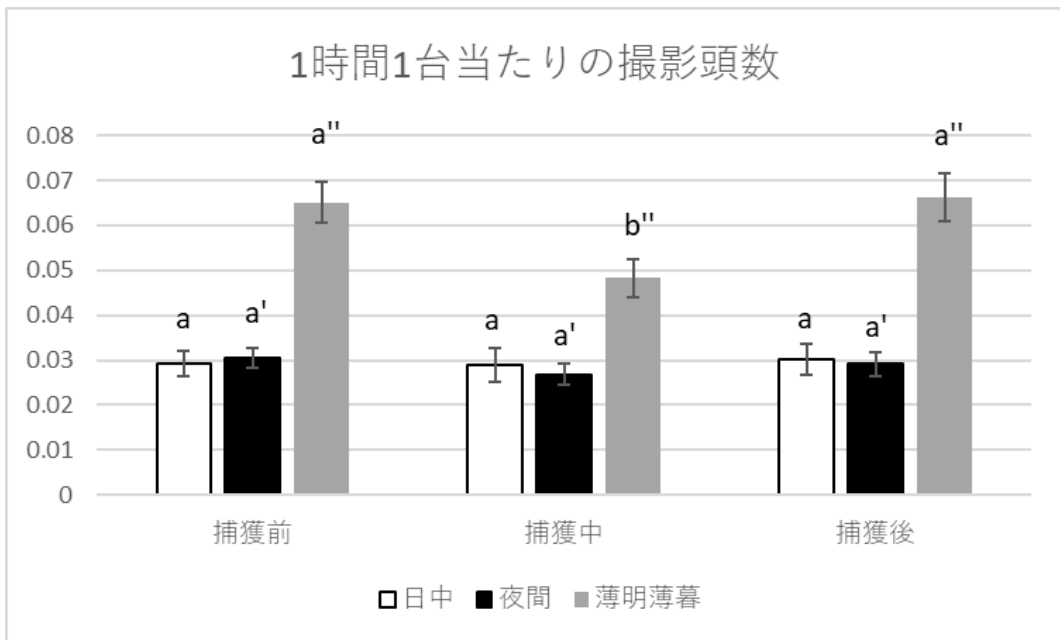


図 22. 1時間1台当たりの撮影頭数と標準誤差. 異なるアルファベットは有意差があることを示す.

表 1. 調査期間におけるカメラ稼働日数と撮影頭数と撮影日数.

cameraID	2019年度			2020年度				
	設置日数	撮影頭数	撮影枚数	設置日数	撮影頭数	撮影枚数		
mesh01	2019/9/1~2020/1/13	133	84	45	2020/5/15~2020/12/2	200	95	71
mesh02	2019/8/30~2020/1/13	135	66	64	2020/5/31~2020/12/2	184	65	51
mesh03	2019/8/30~2020/1/10	132	44	35	2020/5/15~2020/12/2	200	88	74
mesh04	2019/8/30~2020/1/10	132	39	29	2020/5/15~2020/12/2	200	21	17
mesh05	2019/9/1~2020/1/10	130	127	99	2020/5/15~2020/12/2	200	132	117
mesh06	2019/9/1~2020/1/10	130	151	125	2020/5/15~2020/12/2	200	154	135
mesh07	2019/9/2~2020/1/13	132	119	86	2020/5/15~2020/12/2	200	54	45
mesh08	2019/8/30~2020/1/10	132	165	119	2020/5/16~2020/12/2	199	102	81
mesh09	2019/8/30~2020/1/10	132	75	61	2020/5/15~2020/12/2	200	82	70
mesh10	2019/8/30~2020/1/10	132	47	37	2020/5/15~2020/12/2	200	164	129
mesh11	2019/9/1~2020/1/10	130	153	136	2020/5/15~2020/12/2	169	153	140
mesh12	2019/8/30~2020/1/10	132	26	26	2020/5/31~2020/12/2	184	226	194
mesh13	2019/9/2~2020/1/13	132	78	56	2020/5/15~2020/12/2	200	147	112
mesh14	2019/8/30~2020/1/10	132	69	54	2020/5/16~2020/12/2	199	21	19
mesh15	-	-	-	-	2020/5/16~2020/12/2	199	115	94
mesh16	2019/8/31~2020/1/10	131	222	188	2020/5/30~2020/12/2	185	215	184
mesh17	2019/8/31~2020/1/10	131	229	164	2020/5/30~2020/12/2	185	55	49
mesh18	2019/8/31~2020/1/10	131	34	31	2020/5/30~2020/12/2	174	69	63
mesh19	2019/9/1~2020/1/10	130	49	33	2020/5/31~2020/12/2	184	65	62
mesh20	2019/8/30~2020/1/10	132	57	44	2020/5/16~2020/12/2	199	189	153
mesh21	2019/9/1~2020/1/10	130	125	105	2020/5/30~2020/12/2	185	94	86
mesh22	2019/8/31~2020/1/10	131	135	113	2020/5/30~2020/12/2	185	121	107
mesh23	2019/8/31~2020/1/10	131	108	79	2020/5/30~2020/12/2	185	45	40
mesh24	2019/8/31~2020/1/10	131	96	70	2020/5/30~2020/12/2	185	30	25
mesh25	2019/9/1~2020/1/10	130	107	75	2020/5/31~2020/12/2	184	27	25
mesh26	2019/8/31~2020/1/10	131	63	52	2020/5/31~2020/12/2	184	42	38
mesh27	2019/8/31~2020/1/10	131	16	13	2020/5/31~2020/12/2	184	110	99
mesh28	2019/9/1~2020/1/10	130	122	106	2020/5/31~2020/12/2	184	137	121

表 2. 各生息密度推定手法の増加率.

推定手法	先行研究REM法	本調査REM法	ドローン調査	ドライブカウント法			
	2019年~2020年			2016年~2017年	2017年~2018年	2018年~2019年	2019年~2020年
n年の推定生息数	76	115	136	76	85	135	138
n+1年の推定生息数	74	91	95	85	135	138	86
捕獲数	60	60	74	30	16	44	60
増加率	1.76	1.31	1.24	1.51	1.78	1.35	1.06

表 3. 各カメラの月別 RAI.

cameraID	2019_09	2019_10	2019_11	2019_12	2020_06	2020_07	2020_08	2020_09	2020_10	2020_11
mesh01	13.7931	58.06452	136.6667	67.74194	60	19.35484	35.48387	13.33333	96.77419	50
mesh02	40	61.29032	63.33333	45.16129	30	32.25806	16.12903	63.33333	58.06452	13.33333
mesh03	50	19.35484	40	29.03226	73.33333	29.03226	138.7097	6.666667	16.12903	6.666667
mesh04	0	16.12903	6.666667	90.32258	46.66667	0	3.225806	0	6.451613	10
mesh05	65.51724	83.87097	176.6667	77.41935	116.6667	61.29032	48.3871	56.66667	38.70968	63.33333
mesh06	106.8966	129.0323	193.3333	54.83871	133.3333	83.87097	51.6129	43.33333	64.51613	83.33333
mesh07	75	70.96774	123.3333	93.54839	33.33333	6.451613	6.451613	30	41.93548	33.33333
mesh08	183.3333	151.6129	113.3333	90.32258	53.33333	45.16129	51.6129	73.33333	48.3871	43.33333
mesh09	53.33333	58.06452	76.66667	45.16129	53.33333	41.93548	41.93548	16.66667	19.35484	63.33333
mesh10	36.66667	22.58065	33.33333	54.83871	123.3333	158.0645	80.64516	13.33333	67.74194	50
mesh11	127.5862	106.4516	190	70.96774	83.33333	67.74194	56.25	28.57143	96.77419	143.3333
mesh12	13.33333	38.70968	13.33333	19.35484	193.3333	41.93548	38.70968	86.66667	154.8387	220
mesh13	32.14286	51.6129	80	48.3871	93.33333	70.96774	9.677419	60	106.4516	100
mesh14	23.33333	58.06452	66.66667	48.3871	3.333333	6.451613	3.225806	16.66667	16.12903	20
mesh15	-	-	-	-	70	83.87097	32.25806	3.333333	12.90323	113.3333
mesh16	360	148.3871	113.3333	83.87097	73.33333	70.96774	190.3226	270	41.93548	60
mesh17	136.6667	135.4839	246.6667	222.5806	80	6.451613	3.225806	26.66667	22.58065	36.66667
mesh18	26.66667	48.3871	13.33333	16.12903	13.33333	6.451613	22.58065	110	51.6129	15
mesh19	27.58621	25.80645	23.33333	61.29032	76.66667	16.12903	32.25806	30	25.80645	33.33333
mesh20	30	38.70968	43.33333	70.96774	83.33333	61.29032	109.6774	153.3333	141.9355	46.66667
mesh21	89.65517	129.0323	130	48.3871	13.33333	41.93548	35.48387	16.66667	80.64516	120
mesh22	33.33333	77.41935	223.3333	70.96774	16.66667	48.3871	38.70968	93.33333	54.83871	140
mesh23	53.33333	58.06452	90	112.9032	10	9.677419	12.90323	3.333333	80.64516	26.66667
mesh24	16.66667	45.16129	83.33333	135.4839	13.33333	12.90323	3.225806	6.666667	25.80645	33.33333
mesh25	44.82759	64.51613	103.3333	100	20	16.12903	6.451613	13.33333	12.90323	20
mesh26	46.66667	64.51613	36.66667	35.48387	33.33333	29.03226	3.225806	3.333333	51.6129	16.66667
mesh27	3.333333	29.03226	16.66667	3.225806	70	87.09677	45.16129	20	83.87097	50
mesh28	10.34483	93.54839	173.3333	64.51613	70	51.6129	54.83871	6.666667	70.96774	183.3333

表 4. 月別生息数推定結果.

	2019年				2020年					
	9月	10月	11月	12月	6月	7月	8月	9月	10月	11月
推定生息数	98	116	152	125	101	75	64	71	93	99
95%CI	63-145	90-143	112-195	100-153	75-130	54-98	41-93	41-108	71-118	69-133

表 5. 捕獲数と撮影頭数.

捕獲期間	捕獲数	捕獲前1週間撮影頭数	捕獲中撮影頭数	捕獲後1週間撮影頭数
2019/10/7-2019/10/10	5	121	75	164
2019/10/21-2019/10/24	1	170	78	279
2019/11/8-2019/11/11	7	275	100	305
2019/12/6-2019/12/9	3	194	109	183
2019/12/14-2019/12/17	3	163	112	150
2020/6/19-2020/6/21	11	161	86	125
2020/7/3-2020/7/6	17	124	59	91
2020/9/25-2020/9/28	4	155	48	61
2020/10/9-2020/10/12	1	84	71	105
2020/11/6-2020/11/8	6	201	68	114