

表2. 過去3年間の被害状況の推移 (舞鶴市)

	H19		H20		H21	
	被害面積 (a)	被害量 (kg/a)	被害面積 (a)	被害量 (kg/a)	被害面積 (a)	被害量 (kg/a)
タヌキ	12.5	1,180	29.4	2,955	15.7	1,901
アライグマ	34.1	5,435	60.6	9,640	66.3	7,058
		被害金額 (円)		被害金額 (円)		被害金額 (円)
		927,771		1,902,486		1,131,363
		1,479,042		3,355,897		2,831,847

被害面積：市内農事組合からの報告によるもの。

被害量：被害面積をもとに市が算出。

被害金額：被害面積をもとに市が算出。

表3. 主な被害作物 (舞鶴市)

タヌキ	イチゴ、メロン、すいか、らっかせい、ピーマン、ナス、かぼちや、かき、トマト
アライグマ	水稲、かんしょ、ほれいしょ、大豆、とうもろこし、すいか、かぼちや、いちご、みかん、らっかせい、ぶどう、くり、メロン、えだまめ、さやえんどう、たまねぎ、ねぎ、はぐい、キャベツ、ほうれんそう、にんじん、トマト、さといも、だいこん

※被害作物 市内農事組合から被害の報告のあった作物。

表4. 捕獲願申請提出状況 (舞鶴市)

	タヌキ		アライグマ	
		東	西	東
H19	12	9	43	18
	加佐	19	21	
	計	40	82	
H20	東	西	80	32
	加佐	23	24	
	計	59	136	
H21	東	西	119	65
	加佐	45	42	
	計	146	226	

※「捕獲願」とは有害鳥獣による被害が発生した場合に、捕獲対応を要望する自治会又は農事組合が届け出るもの。
本市では1年間に4期に分け、期間ごとに届出を受理している。

侵入・不許可動物等の生態学的リスク評価と管理に関する研究

－ 北海道における狂犬病侵入の可能性の検討 －

研究分担者	浦口宏二	北海道立衛生研究所・生物科学部衛生動物科、 研究主査
研究協力者	福家 理	同志社大学・文化情報学部
	重定南奈子	同志社大学・文化情報学部、教授
	川崎廣吉	同志社大学・文化情報学部、学部長
	井上 智	国立感染症研究所・獣医科学部、室長
	深瀬 徹	明治薬科大学・薬学教育研究センター・基礎生物学部、 准教授

研究要旨 本分担研究では、狂犬病を発症したイヌが北海道の埠頭に上陸し、キツネを咬んで感染させた場合、北海道のキツネの間で感染が広がっていくかどうか、広がる場合、どのように広がっていくかを数理モデルを用いて調べた。Yachiら(1989)やMurrayら(1986)によって研究されたヨーロッパでのシミュレーションのデータを使い、北海道の稚内港に侵入した場合を想定してシミュレーションを行った。本解析上重要なパラメータの一つである地域ごとのキツネの個体群密度は、現在のところ根室半島における観測データしかないため、キツネの密度は地域の土地利用状況（植生）に対応するとの仮定の下、北海道全域の植生データから土地の用途（植生）を13に分類し、それぞれの植生での個体群密度を根室を基準として推定した。それを用いて、実際に狂犬病が流行していくのかをいくつかのパラメータを変動させて解析した。その結果、今回のシミュレーションでは、観測データの $S_0 = 0.78$ を用いた場合は、狂犬病は広がらないという結論になった。しかし、少しの環境の変化で環境収容量が増加した場合、稚内や根室半島付近では狂犬病の流行が起こる可能性がある。また、今回のシミュレーションで使用した狂犬病の感染率 β に関してもデータが少なく、今回用いた $\beta = 80$ より大きくなる場合も、同様に狂犬病が流行する可能性がある。

A. 研究目的

本分担研究では、不法上陸犬や輸入コンテナ貨物等に迷入した動物による感染症リスクについて、動物生態学的視点から解析を行い、その結果に基づいて特に注意すべき感染症を想定した動物への対応について提言を行うことが目的である。平成 22 年度は狂犬病をモデル感染症とした。狂犬病は、我が国の動物では 50 年以上も発生がないが、日本、ニュージーランド、北欧諸国などごく一部の国を除けば、現在も世界中で発生し続けている。この流行状況から、近年の流通の国際化によって、海外から我が国に狂犬病に感染した動物が持ち込まれる可能性が繰り返して指摘されてきた。特に北海道には、年間 4000～9000 隻以上のロシア船が寄港しており、その約 6 割にイヌが乗せられているという報告もある。これらのイヌが無検疫のまま港に上陸する事例がしばしば報告されており、万一、このような不法上陸犬が狂犬病に感染していて日本の人や動物を咬めば、我が国に狂犬病が再度発生することもありうる。

世界的に見ると、狂犬病には 2 つの流行パターンがあり、アジアに広く見られる「都市型流行」ではイヌが主な感染動物であるのに対し、欧米などの「森林型流行」では感染動物は主に野生動物である。北アメリカではアライグマ、スカンク、コウモリ、ヨーロッパではキツネが主要な感染動物となっている。我が国のかつての流行は都市型であり、現在の日本の狂犬病対策もイヌでの流行阻止を主眼としているが、北海道にはヨーロッパでもっとも主要な感染動物であるキツネが多数生息しているという特徴がある。

平成 21 年度の研究から、北海道には本州以南に較べて明らかに高い密度のキツネが生息し、これらがロシア船の寄港する港湾区域にも侵入している可能性が示された。ロシア船からは、不法に上陸するイヌの事例がなくなっておらず、これらのイヌが狂犬病に感染していた場合、イヌからキツネに狂犬病が感染する可能性も否定できないと考えられた。そこで本研究では、狂犬病を発症したイヌが北海道の埠頭に上陸し、キツネを咬んで感染させた場合、北海道のキツネの間で感染が広がっていくかどうか、広がる場合、どのように広がっていくかを数理モデルを用いて調べた。Yachi ら(1989)や Murray ら(1986)によって研究されたヨーロッパでのシミュレーションのデータを使い、北海道の稚内港に侵入した場合を想定してシミュレーションを行った。本解析上重要なパラメータの一つである地域ごとのキツネの個体群密度は、現在のところ根室半島における観測データしかないため、キツネの密度は地域の土地利用状況(植生)に対応するとの仮定の下、北海道全域の植生データから土地の用途(植生)を 13 に分類し、それぞれの植生での個体群密度を根室を基準として推定した。それを用いて、実際に狂犬病が流行していくのかをいくつかのパラメータを変動させて解析した。

B. 研究方法

1 狂犬病の感染過程モデル

(1) 狂犬病が侵入する前（健康な個体のみ存在）のキツネ個体群の動態

まず健康なキツネの増殖を考える。キツネは一般に1つがいで縄張りを持って定住し、雌は春に1度出産する。こうしたキツネの個体群動態は、次のような一般的なロジスティック方程式で表すことができる。

$$\frac{dS}{dt} = (a - b - \mu S)S \quad (1)$$

ここで、 S はキツネの個体群密度、 a はキツネの密度が低いとき1雌が育てることができる子供（雌）の数、 b は自然死亡率（ $1/b$ は平均寿命）、 μ は種内競争係数で、食料を巡っての争いや縄張り争いなど個体間の直接的・間接的な生存競争による死亡率増加の効果を表す。

方程式(1)は変数分離形で解くことができ、初期値を $S(0) = S_0$ とすると、

$$S(t) = \frac{(a-b)S_0}{(a-b-\mu S_0)e^{-(a-b)t} + \mu S_0} \quad (2)$$

与えられる。種内競争係数 μ を含むロジスティック増殖は密度が増えてくるに従って、競争係数の影響が現れるため、次第に増加率が減少し、環境収容量 K に漸近する。また、環境収容量 K は次の式で表す。

$$K = \frac{a-b}{\mu}$$

(2) 狂犬病が侵入した場合のキツネの個体群動態

上記で示したような健康なキツネ個体群に、イヌに咬まれて狂犬病に感染した個体（キツネ）が侵入した場合を考える。

キツネの集団を未感染個体、潜伏個体、発病個体の3つに分け、それぞれの個体群密度を S 、 H 、 I と表す。3つの状態の各個体は図1のフローチャートで示すように状態を遷移する。未感染個体は発病個体との接触によって感染し、潜伏個体になる。潜伏個体は潜伏期を過ぎると発病し、発病個体になる。また、未感染個体は一定の率で子供を出産する。更に、各個体はそれぞれの状態に依存した確率で、かつ、密度の増加に伴って増加する死亡率で死亡する。ただし、

狂犬病は死亡率が非常に高いため、このモデルでは回復個体（免疫保持個体）については考慮していない。具体的に、キツネの出生と死亡は式(1)に従い、病気の感染過程が図 1 のフローチャートで示されているように起こるとすると、次の式を得る。

$$\begin{aligned} \frac{dS}{dt} &= (a-b)S - \mu NS - \beta SI \\ \frac{dH}{dt} &= \beta SI - (b + \sigma + \mu N)H \\ \frac{dI}{dt} &= \sigma H - (b + \mu N)I \end{aligned} \tag{3}$$

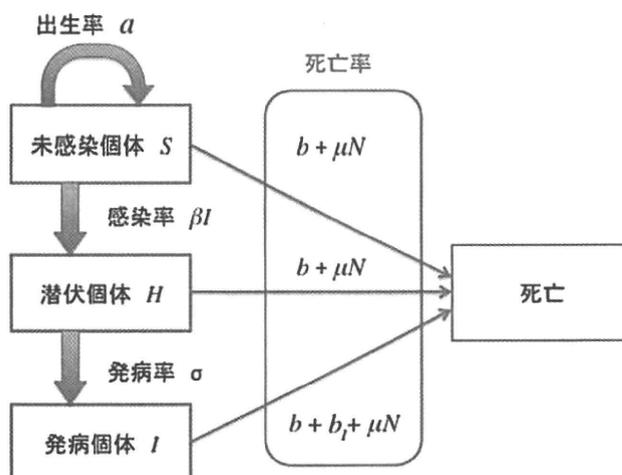


図 1 狂犬病の感染過程の流れ図

ここで、 a 、 b はそれぞれ式(1)で述べた出生率、自然死亡率である。 βI は感染率 ($1/\beta I$ は未感染個体が感染個体と出会うまでの平均日数)、 σ は発病率 ($1/\sigma$ は平均潜伏期間)、 b_1 は発病による死亡率 ($1/b_1$ は発病個体の平均寿命) である。未感染個体は感染個体との接触によって βI の速度で感染し潜伏個体となる。潜伏個体は σ の速度で発病個体となる。潜伏個体と発病個体の寿命はどちらも非常に短いので、それぞれ出生率は 0 とする。また、食料や縄張りを巡っての生存競争は未感染個体、潜伏個体、感染個体のすべての間で起こるので総個体群密度を $N = S + H + I$ とし、 μN で密度効果による死亡率増加を表す。

(3) 空間的な伝播を考慮した狂犬病の感染過程モデル

前節で述べた増殖項に、キツネの空間的な移動を表す拡散項を加えたモデルをキツネの狂犬病の感染過程モデルとする。拡散項は2次元空間上 (x, y) に拡がるものとし、次の式で与える。

$$\frac{\partial S}{\partial t} = D_S \frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + D_S \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} + (a-b)S - \mu NS - \beta SI \quad (4a)$$

$$\frac{\partial H}{\partial t} = D_H \frac{\partial^2 H}{\partial x^2} + D_H \frac{\partial^2 H}{\partial y^2} + \beta SI - (b + \sigma + \mu N)H \quad (4b)$$

$$\frac{\partial I}{\partial t} = D_I \frac{\partial^2 I}{\partial x^2} + D_I \frac{\partial^2 I}{\partial y^2} + \sigma H - (b + b_I + \mu N)I \quad (4c)$$

$S(x, y, t)$, $H(x, y, t)$, $I(x, y, t)$ はそれぞれ未感染個体、潜伏個体、発病個体の時刻 t 、場所 (x, y) での密度を、 D_S , D_H , D_I はそれぞれの拡散係数を表す。

方程式(4)は北海道を領域とした空間上で解くことになる。

(4) 初期定着の条件 (空間を考慮しない場合)

方程式(3)において、 $(S, H, I) = (K, 0, 0)$ は定常点である。ただし、 $K = (a-b)/\mu$ である。この定常点では狂犬病の侵入がなければ、キツネの個体群は K を維持する安定な平衡状態である。したがって、狂犬病が侵入した時刻 $t=0$ での未感染個体群密度を

$$S(0) = K$$

とおく。そこに感染イヌに咬まれた少数の感染個体 (潜伏個体、もしくは発病個体) が侵入した場合、それらが集団の中で広がっていくか否かの判別式は次の式で与えられる。

$$K > K_I \equiv \frac{(a+\sigma)(a+b_I)}{\beta\sigma}$$

ここで、 K_I は「侵入の臨界寄主密度」と呼ばれ、狂犬病が侵入するためには、キツネの初期密度 $S(0)=K$ が臨界寄主密度 K_I を越えていなければならないことを示している。

このとき、 $K = (a-b)/\mu$ を与えて、 a についての式は、次のように表せる。

$$a > \frac{\beta\sigma - \mu(\sigma + b_I) - \sqrt{\{\beta\sigma - \mu(\sigma + b_I)\}^2 - 4\mu(\beta b + \mu b_I)\sigma}}{2\mu}$$

2. パラメータ

(1) 各パラメータの設定

日本と同じく狂犬病清浄国であるイギリスにおいて、アカギツネに狂犬病が発生した場合のシミュレーションが Yachi ら(1989)や Murray ら(1986)によって研究されている。北海道のキツネもアカギツネの亜種であり、生態に大きな違いはないので、拡散係数 D_S , D_H , D_I 、自然死亡率 b 、狂犬病の感染率 β 、発病率 σ 、発病による死亡率 b_I はヨーロッパでのシミュレーションに用いられたものと同じ値を使用する。

拡散係数 D_S , D_H , D_I は、実際のデータより、未感染個体、感染個体それぞれ同等な値であるため、 $D_S = D_H = D_I = D$ とし、 $D = 50 \text{ km}^2/\text{年}$ を用いる。自然死亡率 $b = 0.5$ ($1/b$ は平均寿命で約 2 年)、感染率 $\beta = 80$ ($1/\beta$ は感染個体が他の個体と出会うまでの平均日数で、密度が $1/\text{km}^2$ の場合 4-5 日)、発病率 $\sigma = 13$ ($1/\sigma$ は平均潜伏期間で 28-30 日)、発病による死亡率 $b_I = 73$ ($1/b_I$ は発病個体の平均寿命で 5 日) を用いる。

(2) 場所に依存するパラメータの設定

北海道におけるシミュレーションをする際、北海道のキツネの個体群密度が必要になる。しかし現在は、観測データとして根室半島における個体群密度しか推定されておらず、北海道全域の個体群密度は不明である。したがって今回は、個体群密度と関係があると考えられる生息地の植生から個体群密度を推定することにした。北海道全域の植生データは、環境省自然環境局生物多様性センターが提供している生物多様性情報システムの「植生調査 3次メッシュデータ」のホームページ [1] から取得した。

植生データは約 $1\text{km} \times 1\text{km}$ の 3 次メッシュ上で与えられている。ここで 3 次メッシュとは、緯度を 120 等分し、経度を 80 等分したメッシュである。提供されているデータでは、このメッシュ上で植生が約 900 の詳細な群落に分類されている。これらの群落 1 つ 1 つに対して個体群密度を推定することは難しいので、これらを集約したデータから個体群密度を推定した。集約されたデータには、集約群落コード (約 330 余りの分類) の他に植生区分コード (11 分類)、自然度コード (13 分類) があり、本研究では最後の自然度コードの分類を用いて、それぞれの土地の用途 (自然度コード) によってキタキツネの個体群密度を推定した。なお、1 つのメッシュ内の植生は必ずしも単一ではないので、提供されているデータでは、メッシュの中央に約 5ha の円を設定し、その円内で最も広い面積を占める群落をそのメッシュの植生区分コードとして定めている (小円選択法)。

自然度コードは、市街地・造成地、農耕地（水田・畑）・緑の多い住宅地、農耕地（樹園地）、二次草原（背の低い草原）、二次草原（背の高い草原）、植林地、二次林、二次林（自然林に近いもの）、自然林、自然草原、牧草地、自然裸地、開放水域の13の用途によって数値化されている。根室半島の土地利用は牧草地が大半を占めているため、今回は、牧草地をキツネにとって最も好適な環境と考えて、牧草地に生息できる個体群の最大密度（環境収容量 K ）を1と規格化し、他の環境での個体群密度を以下の表1のように設定し、環境評価の指標とした。

表1 植生区分（自然度コード）における環境評価指標（環境収容量 K で評価）

区分内容	環境評価指標(環境収容量 K)
市街地・造成地等	0
農耕地（水田・畑）／緑の多い住宅地	0.3
農耕地（樹園地）	0.1
二次草原（背の低い草原）	0.8
二次草原（背の高い草原）	0.8
植林地	0.1
二次林	0.3
二次林（自然林に近いもの）	0.5
自然林	0.3
自然草原	1
牧草地	1
自然裸地	0
開放水域	0

なお、本シミュレーションでは、各地域における環境収容量 $K(x, y)$ の違いは、出生率 a の違いとして表現し、各メッシュ上での a の値を、 $K = (a - b) / \mu$ より $a(x, y) = \mu K(x, y) + b$ で与えた。これにより、方程式(4a)は

$$\frac{\partial S}{\partial t} = D_s \frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + D_s \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} + \{a(x,y) - b\}S - \mu NS - \beta SI \quad (5)$$

となる。

3. シミュレーション方法

(1) 初期分布の設定

シミュレーションでは、まず、狂犬病が侵入する以前のキツネの初期分布 $S_0(x, y)$ を求め、そこに少数 (1, 2 頭) の感染個体が侵入したとして計算を行う。

初期分布 $S_0(x, y)$ は感染個体がないとして方程式(5)を解き、十分時間が経ったときの定常状態となった定常分布とする。無論、個体は分散移動によって広がるので環境収容量 $K(x, y)$ とは一致しない。環境収容量 $K(x, y)$ の高いところでは $S_0(x, y)$ も高く、低いところでは低くなる。

本研究で、競争係数 μ を根室半島におけるキツネの個体群密度の観測データから求める際、この観測データの個体群密度は K_0 ではなく S_0 を表していると考えられる。

狂犬病の侵入していない状態なのでモデルは式(5)の S についての式において、狂犬病の感染個体がない、 $H=I=0$ とすると、 $N=S$ であり、次のように表せる。

$$\frac{\partial S}{\partial t} = D_s \frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + D_s \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} + \{a(x,y) - b - \mu S\}S \quad (6)$$

この式において $S' = \mu S$ と変数変換すると

$$\frac{\partial S'}{\partial t} = D_s \frac{\partial^2 S'}{\partial x^2} + D_s \frac{\partial^2 S'}{\partial y^2} + \{a(x,y) - b - S'\}S' \quad (7)$$

を得る。このとき、式(7)は $\mu=1$ の時の式(6)と同じである。つまり、 $\mu=1$ の時の解を $S'(x,t) = f(x,t)$ とすると、 $\mu=m$ 時の解は $S(x,t) = f(x,t)/\mu$ で表すことができる。これを用いて競争係数 μ の値を以下のように定める。

まず、出生率 a は、キツネの平均産子数を 6 とし、雌雄比は同じであるとする、雌の数は 3。また、キツネは 1 年に 1 度しか出産しないので、次の連続時間のモデル

$$\frac{dn}{dt} = an$$

では、解が

$$n(t) = n_0 e^{at}$$

となるので、1年間での変化は、 $n(1)/n(0) = n_0 e^a / n_0 = e^a$ となり、また、 $n(1)/n(0) = 1+3$ （親と子供の数）なので、 $e^a = 4$ 、つまり $a = 1.39$ を得る。

死亡率 b をヨーロッパでの先行研究で用いられた $b = 0.5$ とし、仮に $\mu = 1$ として式(6)を解いた時の定常分布 $S_0(x, y)$ の最大値は根室半島付近で $S_0 = 0.655$ となった。

そこで、根室半島におけるキタキツネの個体群密度の観測データはその最大密度が $S_0 = 0.78$ であるので、競争係数を $\mu = 0.655/0.78 = 0.84$ とすれば、定常分布 $S_0(x, y)$ の根室半島での値は 0.78 となる。この $\mu = 0.84$ を本研究では定数とし、場所による環境の違いは出生率 $a(x, y)$ に組み入れることにする。

(2) モデルの差分化

モデルを計算機を用いてシミュレーションをする際、微分方程式のままでは解くことができないので t, x, y をそれぞれ刻み幅 $\Delta t, \Delta x, \Delta y$ として、

$$S(x, y, t) = S(i\Delta x, j\Delta y, r\Delta t) = S_r[i][j]$$

また、今回のシミュレーションでは D_S, D_H, D_I はどれも同じ値なので全て $D[i][j]$ と定義し、式(5)の S についての微分を差分近似する。

$$\frac{\partial S}{\partial t} \approx \frac{S_{r+1}[i][j] - S_r[i][j]}{\Delta t}$$

$$\frac{\partial^2 S}{\partial x^2} \approx \frac{D[i+1][j](S_r[i+1][j] - S_r[i][j]) - D[i][j](S_r[i][j] - S_r[i-1][j])}{(\Delta x)^2}$$

$$\frac{\partial^2 S}{\partial y^2} \approx \frac{D[i][j+1](S_r[i][j+1] - S_r[i][j]) - D[i][j](S_r[i][j] - S_r[i][j-1])}{(\Delta y)^2}$$

これらを用いると式(5)は次のようになる。

$$\begin{aligned}
\frac{S_{r+1}[i][j] - S_r[i][j]}{\Delta t} = & \\
& \frac{D[i+1][j](S_r[i+1][j] - S_r[i][j]) - D[i][j](S_r[i][j] - S_r[i-1][j])}{(\Delta x)^2} \\
& + \frac{D[i][j+1](S_r[i][j+1] - S_r[i][j]) - D[i][j](S_r[i][j] - S_r[i][j-1])}{(\Delta y)^2} \\
& + (a[i][j] - b - \mu N_r[i][j])S_r[i][j] - \beta S_r[i][j]I_r[i][j]
\end{aligned}$$

この式をまとめると次のようになる。

$$\begin{aligned}
S_{r+1}[i][j] = & S_r[i][j] \\
& + \frac{\Delta t}{(\Delta x)^2} \{D[i+1][j](S_r[i+1][j] - S_r[i][j]) - D[i][j](S_r[i][j] - S_r[i-1][j])\} \\
& + \frac{\Delta t}{(\Delta y)^2} \{D[i][j+1](S_r[i][j+1] - S_r[i][j]) - D[i][j](S_r[i][j] - S_r[i][j-1])\} \\
& + \Delta t \{(a[i][j] - b - \mu N_r[i][j])S_r[i][j] - \beta S_r[i][j]I_r[i][j]\}
\end{aligned}$$

同様に式(3b)と式(3c)も差分近似して、変形すると次のようになる。

$$\begin{aligned}
H_{r+1}[i][j] = & H_r[i][j] \\
& + \frac{\Delta t}{(\Delta x)^2} \{D[i+1][j](H_r[i+1][j] - H_r[i][j]) - D[i][j](H_r[i][j] - H_r[i-1][j])\} \\
& + \frac{\Delta t}{(\Delta y)^2} \{D[i][j+1](H_r[i][j+1] - H_r[i][j]) - D[i][j](H_r[i][j] - H_r[i][j-1])\} \\
& + \Delta t \{\beta S_r[i][j]I_r[i][j] - (b + \sigma + \mu N_r[i][j])H_r[i][j]\}
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
I_{r+1}[i][j] = & I_r[i][j] \\
& + \frac{\Delta t}{(\Delta x)^2} \{D[i+1][j](I_r[i+1][j] - I_r[i][j]) - D[i][j](I_r[i][j] - I_r[i-1][j])\} \\
& + \frac{\Delta t}{(\Delta y)^2} \{D[i][j+1](I_r[i][j+1] - I_r[i][j]) - D[i][j](I_r[i][j] - I_r[i][j-1])\} \\
& + \Delta t \{\sigma H_r[i][j] - (b + b_1 + \mu N_r[i][j])I_r[i][j]\}
\end{aligned}$$

ここで、 $N_r[i][j]=S_r[i][j]+H_r[i][j]+I_r[i][j]$ である。

これにより $t=r\Delta t$ での個体群密度がわかれば、領域の境界を除いて $t+1=(r+1)\Delta t$ での個体群密度 $S_r[i][j]$, $H_r[i][j]$, $I_r[i][j]$ が算出できる。つまり初期条件として $t=0$ での個体群密度と各時間での端の値を与えることで全ての個体群密度が計算できる。本研究では、境界である $(i,j)=(0, any), (i_{max}, any), (any, j_{max}), (i_{max}, j_{max})$ は隣り合う値と等しくなる完全反射とした。

(3) 境界条件

上述で、境界の値を完全反射としたが、本実験ではシミュレーション上の境界に行き着く前に陸が無くなり、海が現れる。例えば、植物の種子の風による移動拡散のシミュレーションなどでは海を『吸収壁』と呼ばれる値にし、海までたどり着いたら死滅するという境界条件である。しかし、本実験の対象であるキツネが海に入り死滅するというケースは現実的ではない。したがって本実験では、海と陸との境界を『反射壁』と呼ばれる境界条件にする。これは拡散係数を海では $D=0$ にすることでキタキツネが海にたどり着いた時、海方向には拡散しないようにするものである。

(4) 侵入地点の設定

狂犬病侵入地点として今回は稚内を選定した。理由は、北海道の港湾の中でロシア船の寄港が最も多く、過去にイヌの不法上陸も多数報告されている港であるからである。この地点に狂犬病を発症したイヌが上陸し、1匹のキツネを咬んで感染させたと想定してシミュレーションを行った。

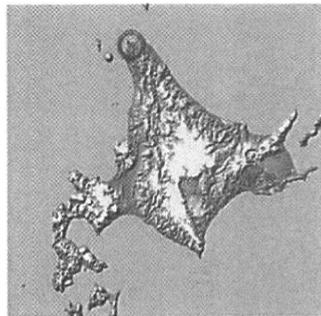


図2 稚内港の位置

C. 研究結果

(1) 初期分布の最大値が $S_0 = 0.78$ の場合

初期分布の最大値が根室半島における個体群密度観測データと同じ $S_0 = 0.78$ でシミュレーションを行った。その結果は、仮に観測限界密度（これ以下の密度では感染キツネを見つけることができないとする）を $0.001(\text{km}^2)$ とすると、侵入後 1 年目には感染キツネは観測できなかった。

(2) 初期分布の最大値が $S_0 = 1.56$ の場合

次に、初期分布の最大値が根室半島における個体群密度観測データの 2 倍の値の $S_0 = 1.56$ でシミュレーションを行った。その結果を図 3 に表す。

図 3 では感染キツネの密度の等高線が描かれており、等高線は侵入地点から最も遠い所で $0.001(\text{km}^2)$ 、そこから侵入地点に向かって、 $0.002, 0.003, 0.004, \dots (\text{km}^2)$ の密度を表す。侵入から 25 年目までは、侵入地点付近だけの流行であったが（25 年目までは図 3(a) と同じ）、26 年目に根室半島付近での発生が見られ（図 3(b)）、それ以降に狂犬病の発生がそのまま定常状態となった（図 3(c)）。

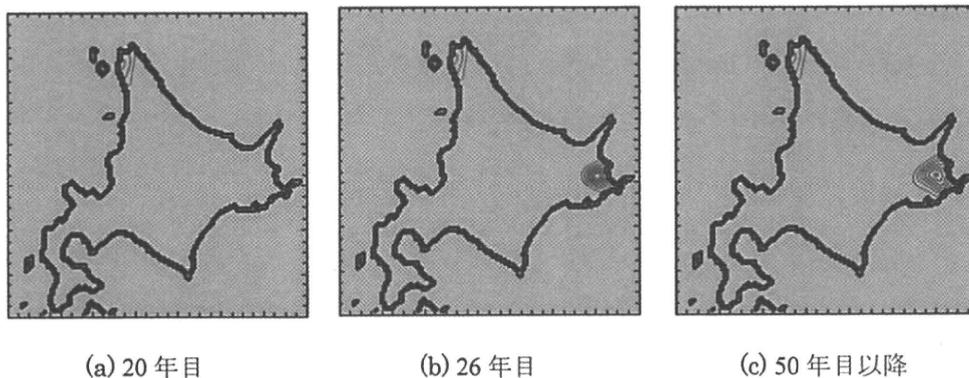


図 3 初期分布の最大値が $S_0 = 1.56$ の場合

(3) 初期分布の最大値が $S_0 = 1.95$ の場合

次に、初期分布の最大値が根室半島における個体群密度観測データの 2.5 倍の値の $S_0 = 1.95$ でシミュレーションを行った。その結果を図 4 に表す。

図 4 でも同様に感染キツネの密度の等高線が描かれており、侵入から 10 年目にはじめて侵入地点以外での流行（図 4(a)）が見られ、26 年目に根室半島付近での発生が見られ（図 4(b)）、更に、31 年目には十勝平野の一部で狂犬病の発生が始まった。その以降はそのままの定常状態となった（図 4(c)）。

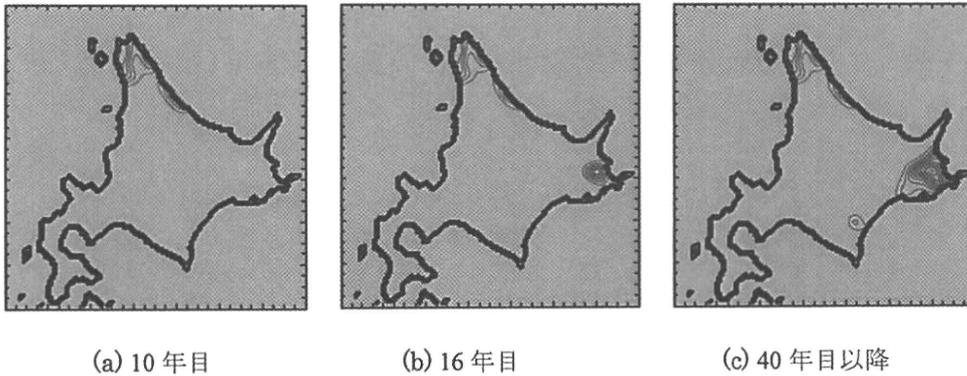


図4 初期分布の最大値が $S_0 = 1.95$ の場合

D. 考察

今回のシミュレーションでは、観測データの $S_0 = 0.78$ を用いた場合、狂犬病は広がらないという結果になった。しかし、少しの環境の変化で環境収容量が増加した場合、稚内や根室半島付近では狂犬病の流行が起こる可能性がある。また、今回のシミュレーションで使用した狂犬病の感染率 β についてもデータが少なく、今回用いた $\beta = 80$ より大きくなる場合も、同様に狂犬病が流行する可能性が十分にある。

参考文献

- 神山恒夫 (2008). 『狂犬病再侵入 日本国内における感染と発症のシミュレーション』. 地人書館.
- Murray, J.D., Stanley, E.A. and Brown, D.L. (1986). On the spatial spread of rabies among foxes. *Proc. Roy. Soc. (Lond.)* B229, 111-150.
- 重定南奈子 (1992). 『侵入と伝播の数理モデル』. 東京大学出版会.
- Yachi, S., Kawasaki, K., Shigesada, N. and Teramoto, E. (1989). Spatial patterns of propagating waves of fox rabies. *Forma* 4, 3-12.

[1] 多様性情報システムの「植生調査 3次メッシュデータ」

http://www.biodic.go.jp/dload/mesh_vg.html

侵入・不許可動物等の生態学的リスク評価と管理に関する研究

－ 人獣共通感染症媒介動物のモニタリング手法の検討 －

研究分担者	浦口宏二	北海道立衛生研究所・生物科学部衛生動物科、 研究主査
研究協力者	平川浩文 井上 智 深瀬 徹	森林総合研究所北海道支所、主任研究員 国立感染症研究所・獣医科学部、室長 明治薬科大学・薬学教育研究センター・基礎生物学部、 准教授

研究要旨 本研究では、狂犬病など人獣共通感染症の潜在的媒介者となりうる野生哺乳動物の生態的リスク評価の1手法として、自動撮影によるモニタリング手法の適用可能性を検討する。自動撮影は、動物の体熱に反応して動物の姿を自動的に撮影する手法である。近年、急速に装置の小型軽量化・高機能化・低価格化が進み、普及に弾みがついている。複数の装置を野外の一定地域に一定期間設置して、装置の前に出現する動物の姿を捉えることにより、その地域の動物相を把握できる。さらに、毎年時期を定めて継続的に調査すれば、その撮影頻度を密度指標として生息数の変動を把握できる可能性がある。また、手法を統一し、こうした観測をネットワーク化すれば、広域的な密度分布や分布域の変化も把握できる可能性がある。本研究では、北海道で始まった自動撮影による野生生物観測ネットワーク構築の中で得られた経験とデータを素材にその問題点と課題を検討する。今後データの蓄積と理論的検討が進めば、狂犬病などが国内で発生した場合に、野生動物が持つ生態的リスクを的確に評価可能になると期待できる。そのためには、観測の継続性の確保、機材・調査・データ処理手法の共通化、ネットワーク運営の仕組みの構築と広域的活用のためのデータの集中管理が課題である。

A. 研究目的

キツネ・タヌキなど、我が国に広く分布するイヌ科の野生哺乳類、さらに、近年国内での分布拡大が著しい外来種アライグマ（アライグマ科）は、狂犬病など人獣共通感染症の潜在的媒介者となりうる。しかし、野生動物のため、その生息実態や生息数の変動状況の把握には大きな困難がある。従来の把握手法には、狩猟統計や聞き取り調査（緑の国勢調査など）があった。しかし、狩猟統計は狩猟者の数の変化や狩猟目的の変化に左右され、必ずしも野生動物の生息数を反映しない。聞き取り調査は人々の目撃に頼るため、客観性に欠け、信頼性の確保が難しい。さらに、両手法とも、動物がいた時間・位置の特定が困難で、データ集約に時間もかかり、必要時に必要な場所の情報が得られないなどの問題もある。

これに代わるものとして期待されるのが自動撮影による調査手法である。自動撮影とは、動物の体熱に反応して動物の姿を自動的に撮影する手法である。映像が残るので客観性があり、位置や時間の情報も正確に残る。必要な時に必要な場所で調査可能で、調査後結果もすぐに分かる（即時性がある）。さらに、機械を用いて調査するため、省力的で長期にわたる調査が可能である。調査努力量が装置の稼働時間として計算できるので結果の定量化が可能であるなど、多くの利点がある。

従来は、機材が高価で扱いが難しいなどの問題があったが、近年急速に装置の小型軽量化・高機能化・低価格化が進み、利用に弾みがついてきた (O'Connell et al, 2011)。しかし、問題もある。自動撮影調査は高度に機械依存的で、機械性能が結果を大きく左右する点である。特に結果に大きく関わるのが検知機能である。検知機能は単に良し悪しで表現できるものではなく、装置によって特性に大きな違いがある。このため、利用者は装置の特性をよく知って利用目的や設置状況に合わ

せて的確に使う必要がある。

この点に関して自動撮影装置の利用技術は一般に極めて未熟で、多くの利用者が十分にその特性を把握していない現状にある。このため、装置の利用実態としては、研究においても写真が撮れただけ、映像証拠が得られただけの利用に終わっていることが多く、定量的な分析がなされていてもデータの解釈に問題がある場合がある。特に自動撮影によって比較可能な定量データを得るためには、装置は異なってもよいが、同等の検知特性をもつ機材により調査が行われる必要がある。

本研究では、森林総合研究所北海道支所が中心となり複数の機関が参加して進めている野生動物観測ネットワークの調査から、野生動物の生息実態や生息数の変動がどの程度把握可能なのか、キツネ・タヌキ・アライグマを主な対象として検討し、今後の課題について検討したい。この調査では、同じ機材を用いて統一的な調査手法で調査が行われており、比較検討が可能である。

B. 研究方法

(1) 装置

調査は平川が野生動物調査用に開発した自動撮影装置 YoyShot を用いて行った (図 1)。YoyShot は 28mm レンズのフィルムカメラを利用した自動撮影装置で、検知には専用に開発した複眼のセンサー用レンズ（小型レンズが複合したもの）を持ち、画角内中央を中心に円状に複数の検知エリアを有する (図 2)。感度調節が可能である。無効・無用撮影を防ぐために、1 回の撮影後、一定の撮影抑制時間を 5 秒から 10 分まで 7 段階設定可能である。さらに、撮影抑制方式に固定と延長の二つのモードを選択できる。固定方式は、撮影後、センサー反応の有無に

拘らず、設定した時間が経過すると次の撮影が可能になる。延長方式では、撮影後、撮影抑制時間内にセンサーが反応すると、そのたびに新たに撮影抑制時間を設定し直す。このため、1回の撮影後にセンサーが反応しない時間が撮影抑制時間以上経過して初めて、次の撮影が可能になる。野外では一定条件下で誤作動が連続的に生じることが多く、この方式は誤作動による無効撮影の抑制に大きな効果を発揮する。さらに、装置の前に動物が居続けたような場合に無用な連続撮影を防ぐ効果もある。固定時間方式の撮影抑制は一般的であるが、延長方式はVoyShot独自の技術である（特許第3740536号）。

感度が高すぎると、ネズミなど目的外の小動物も検知し、誤作動の頻度も高まる。このためフィルムの無駄な消費を抑えるためには、適度な感度調整が必要である。本研究における感度の設定は、4m幅の林道脇の樹木に150cmの高さ、37度の俯角で設置することを想定して、林道を通る中型以上の大きさの野生哺乳類を検知できるように調整を行った。撮影抑制時間は2分、撮影抑制方式は延長方式とした。

(2) 調査方法

調査は、林道脇の木に装置を設置し、林道を通る動物を対象として行った。林道を利用したのは、キツネ・タヌキ・アライグマを含む中大型哺乳類が移動によく林道を利用し、林道が彼らの共通の獣道となっているからである。自動撮影調査の対象となるのは装置前の狭い範囲にすぎないため、野外に無作為に設置しても、効率的な調査は望めない。このため、装置は野生動物の動線に設置するのが基本

である。自然の獣道を利用する方法もあるが、林道はその性格上アクセスが用意であり、自然の獣道を探す専門的スキルが不要で、そのための手間も省けるというメリットがある。

装置の前に動物を誘引するためベイトやルアー（誘引用の餌や匂い）を使う手法がある。ベイトやルアーの使用は、効率的に装置の前に動物を誘い出し、多くの写真を撮るには良いが、定量的な調査には問題がある。一つは、種類によって動物に対する誘引効果が異なることである。このため、ベイトやルアーを使用すると、調査結果はその種類を大きく反映するものになる。さらに、ベイトの場合、一旦餌ついた個体は餌がなくなるまで繰り返し装置の前に現われる、餌がなくなるまで装置の前に居続けるなどが予想され、ある動物がベイトを見つけるか否かの偶発性の強い要素が結果（撮影枚数）に不釣合に大きな影響を与えることになる。さらに、餌のベイトは消費されてなくなることがある上に、野外では質も変化する。匂いのルアーは効果の持続性が問題となる。その結果、ベイトやルアーの管理は結果に大きく影響する。ベイトやルアーの管理のために現場に頻繁に行くことは、省力的という自動撮影調査のメリットを大きく損なうものになる。野生動物の生息数の変動や広域的な密度分布などを知る、すなわち比較可能な量的なデータを得るためには、ベイトやルアーの使用は望ましくない。林道を利用した方法では、動物の日常活動の一側面である林道の通過を捉え、その頻度などを動物の密度指標とする。高い撮影頻度は期待できないものの、問題が少ない。

1回の調査には6-13台の装置を使い、各装置は原則として500m以上の距離を置いて設置した。1回の調査は2週間か

ら4週間行った。原則として調査期間中に1回、中間チェックを行い、装置の稼働状態のチェックやフィルム・装置の交換を行った。

(3) ネットワーク

自動撮影調査の中心部分は機械によって行われる。このため、調査における野外作業は、基本的に装置の設置と回収だけでよい。調査期間中に中間チェックを入れる場合もあるが、野外作業に関する限り、自動撮影調査は一般の野外調査と比べてはるかに省力的である。しかし、自動撮影調査では装置の設置と回収に調査期間を挟んで最低2回現場に出向く必要がある。このため、現場が遠い場合、1回の調査について現場まで1往復でよい現場作業中心の野外調査と比べて、移動が大きな負担となる。広域的に調査を展開する場合、この移動の負担は大きな障害となる。このため、機械が中心となるとはいえ、広域的な野生生物の観測ネットワークの展開を一つの機関で統合的に行うのはあまり現実的ではない。

このため、現在試みている北海道における野生生物観測ネットワークでは、国有林や大学の研究林など、主に森林管理に関わる多数の現場機関が参加して観測を行なう体制をとった(図4)。基本は固定点における継続観測であるが、特定目的のために一時的・短期的に行われる調査も取り込んで、観測の充実を図った(図5)。

(4) データの処理と活用

データ処理は、平川が開発した手法で統一で行った。エクセルのマクロ(プログラム)を利用し、1回の調査結果につ

いては、撮影データ入力後、一つのマクロの実行で所定の処理が行われ、データが集計・図化・地図化される(図6~9)。

データは各調査を行った担当機関で処理され、それぞれの調査研究・森林管理に活用される。森林総研北海道支所はその中心として、各種の調査技術を提供する一方、データを集中管理し、広域的な活用を図る体制とした。

(5) 検討内容

観測ネットワークの中で蓄積されたデータを用いて、以下の検討を行った。

1. 札幌市羊ヶ丘におけるキツネ・タヌキ・アライグマ生息確認状況

札幌市羊ヶ丘において過去5年間、8月から9月にかけて約2週間行われた調査を用いて、どのようにこれらの動物が確認されているかを検討した。調査地は森林総合研究所北海道支所の実験林で、札幌市郊外にあり、住宅地に隣接する(図9)。ここでは、比較的狭い範囲に10ヶ所の固定点を設けて密度の高い調査が行われてきた。キツネ・タヌキ・アライグマ3種とも生息しており、これらがどの程度捕捉されているのかを撮影頻度と撮影地点率の両面から検討した。撮影頻度は、1日24時間あたりの撮影枚数で表現した。

2. 北海道全域におけるキツネ・タヌキ・アライグマ生息確認状況

北海道野生生物観測ネットワークの正式な発足(2010年)に先立つ過去5年間の調査において、どのように生息が確認されているかを地図上で検討した。

3. キツネ・タヌキの生息動向

最も古くから自動撮影によるデータがある野幌森林公園(札幌市と江別市にまたがる)のデータを用いて、キツネとタヌ

キの生息数の変動がどの程度、把握できるかを検討した。

C. 研究結果

(1) 札幌市羊ヶ丘におけるキツネ・タヌキ・アライグマ生息確認状況

装置の稼働時間は、少ない年で述べ 123 日間、多い年で 192 日間であった。稼働時間の変動は、一部装置の稼働不良によるものを除いて、調査期間の違いを反映していた。撮影地点数で見ると、キツネは毎年 8ヶ所以上の地点で確認されていた。これに対して、タヌキは 5ヶ所以上で、キツネより変動幅が大きかった。アライグマは多い時で 8ヶ所、少ない時で 1ヶ所で、2年目から5年目にかけて減少傾向がみられた。

一方、撮影頻度で見ると、1日1ヶ所あたりの撮影頻度はいずれも 0.5 に満たなかった。キツネは 0.1 近くから 0.5 近くまでの変動幅があったが一定の増減傾向はなかった。タヌキは最初の 2年間は 0.1 を下回る低い傾向が見られたが、その後 3年間はこれよりは高めであった。アライグマは全体に両種より低めで 2年目から 5年目にかけて減少傾向がみられ、最終年の頻度は 0.02 となった。

アライグマでは、地点率と撮影頻度の変化に同じ傾向が見られたが、他の 2種ではそうした傾向は明確でなかった。2年目から 5年目にかけて減少傾向が二つの指標で一致したことは、実際にアライグマの数の減少を示す可能性があると考えられた。

(2) 北海道全域におけるキツネ・タヌキ・アライグマ生息確認状況

全道で 30 地点の調査地の出現状況を調査した (図 11)。キツネの生息は 30 調査地点のすべてで確認された (図 12)。これに対して、タヌキは 5 地点で確認できなかった。撮影頻度も傾向としてキツネより低めであった。一方、アライグマは 10 地点で生息が確認された。そのうち、4ヶ所 (ニセコ、喜茂別、富良野、チミケップ) は当該市町村で初めての確認であった。生息確認地点は札幌周辺部に多く、頻度も札幌周辺で高かった。

(3) キツネ・タヌキの生息動向

野幌森林公園においては、2001 年から自動撮影調査が行われた。2001 年には公園全域の 10ヶ所、2002 年から 2004 年には南部にある 2本の林道沿いに 10ヶ所、2007 年からは再び全域的に 12ヶ所で行われた (図 13)。なお、2005 年と 2006 年にも調査が行われたが、両年とも機材の調整不良で比較に耐えるデータが得られなかった。

欠測の 2年間をまたいで撮影頻度の推移をみると、タヌキについて比較的是っきりした動向がみられた (図 14)。まず、2001、2002 年の年 3回にわたる調査では、秋 10 月になるとタヌキの撮影頻度が落ちていた。これは活動が鈍るためと考えられた。これを除くと、2001 年から 2004 年にかけて撮影頻度に極端な減少がみられ、2004 年には 7 月にたった 1 枚の撮影があったに過ぎない。その後、データが得られた 2007 年の段階でも撮影頻度は極めて低い状態であった。しかし、2006 年以降は撮影頻度はそれ以前より明らかに増加の傾向にある。

一方、キツネではそうした増減傾向は明確ではなかった (図 14)。2008 年 6

月には極端に高頻度の撮影がみられたが、これはある撮影地点で 9.56 と極端に高い撮影頻度が記録されたためであった。これは、この地点で撮影されたキツネの映像から、撮影地点付近にキツネの子育て場所があり、親が子供への給餌のため、頻繁に林道を行き来したためであることがわかった。

D. 考察

今回の検討の結果、自動撮影調査はキツネ・タヌキ・アライグマなどの野生哺乳類の生息状況の把握に極めて有効であることが明らかとなった。キツネについては、北海道内のどこにでも広く生息している状況が調査からも裏付けられた。比較的人が目にすることが多いキツネについてこのことはさほど重大な意味を持たないかもしれない。しかし、人目につくことが比較的少なく、道内に生息することさえあまり一般には知られていないタヌキについても道内にかなり広く生息していることが示された。これを単なる推論ではなく、客観的事実として示すことができる意義は大きい。これは狂犬病などの潜在的媒介者としてタヌキにもキツネと同様の注意を払う必要があることを意味する。アライグマの分布拡大の経過も、現在のような形で全道的な調査を継続すれば、的確に把握することができると思われる。

一方、自動撮影調査の結果得られる撮影頻度（あるいは撮影地点率）が、こうした哺乳類の生息数の変動を知るのにどれほど有効かについては、現段階では明確でない。言えるのは、野幌におけるタヌキの減少のように極端な例があれば、やや強めの確信をもって変動があったと言えそうだということである。実際、こうした調査に伴うデータの変動幅がどのくらいになるかの検討を、今後理論面、

実測面から進め、明らかにしていく必要がある。それにより、撮影頻度の密度指標としての有効性が調査努力量との関係で明らかにできるだろう。野幌の子育て期のキツネの例でみられたような、モニタリングにとっては、いわば、ノイズに当たるものを除去する理論も今後確立していく必要がある。今後、比較可能なデータの蓄積をさらに図るために、観測の継続性の確保、機材・調査・データ処理手法の標準化、ネットワーク運営の仕組みの確立が課題である。観測体制を充実し、野生哺乳類の動向が把握できれば、狂犬病などの国内発生があっても野生生物がどの程度媒介のリスクをもつかに関して一定の評価が可能になろう。

E. 結論

自動撮影によるモニタリングは、キツネ・タヌキ・アライグマなどの野生哺乳類の生息状況の把握に有効である。また、これらの動物の生息数の変動傾向を把握する技術としても有望である。しかし、調査努力量と結果の安定性、時期による動物の活動性の影響の考慮など、今後検討すべき事項は少なくない。今後一層のデータの蓄積と理論的検討が必要である。

F. 健康危機情報

特になし

G. 研究発表

1 口頭発表

- (1) 平川浩文. 北海道で開始した野生生物観測ネットワーク. 日本哺乳類学会 2010 年度大会, 2010 年 9 月, 岐阜市, 岐阜県.