

野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設
の計画に関する研究

2021年 3月

園田 陽一

野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設
の計画に関する研究

園田 陽一

システム情報工学研究群
筑波大学

2021年 3月

目次

用語解説（五十音順）	1
第 1 章 緒言	3
1. 研究の背景および目的	3
1-1. 野生哺乳類の保全におけるエコロジカル・ネットワークと道路横断施設の役割...	3
1-2. 野生哺乳類の保全における道路横断施設の施策的な課題	10
1-3. 野生哺乳類における道路横断施設の意義	11
1-4. 本研究で取り扱う道路横断施設と付帯施設の内容	12
2. 本研究の目的	15
引用文献	16
第 2 章 研究の位置づけ	19
1. 野生哺乳類の保全におけるエコロジカル・ネットワークの政策と運用に関わる既往研究	19
2. 道路の負の生態学的影響に関する既往研究	24
3. 野生哺乳類の生息地分断化による生態学的影響としてのロードキルとバリア効果に関する既往研究	28
4. 野生哺乳類の道路横断施設に関する既往研究	29
5. 本研究の新規性と期待される成果	35
6. 論文の構成	36
引用文献	39
第 3 章 野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の政策的位置づけと運用	45
第 1 節 LIFE programme におけるプロジェクトとわが国のプロジェクトとの政策的な位置づけと運用の比較	45
1. はじめに	45
2. 研究方法と材料	45
3. 結果	48
4. 考察	58
第 2 節 道路横断施設の計画に向けた EU の政策と運用の特徴と日本の政策の位置づけと運用の課題の整理	60
1. はじめに	60
2. 方法と材料	60
3. 結果	60
4. 考察	66
引用文献	68

第4章 野生哺乳類のための道路横断施設の構造と設置環境	70
第1節 野生哺乳類に対する道路横断施設の事例の現状と課題.....	70
1. はじめに	70
2. 研究方法と材料.....	70
3. 結果.....	78
4. 考察.....	83
第2節 野生哺乳類による道路横断施設の利用と環境要因の関連性の解析	85
1. はじめに	85
2. 調査方法と材料.....	85
3. 結果.....	92
4. 考察.....	107
第3節 EUの道路横断施設ガイドラインにおける道路横断施設の構造と設置環境	110
1. はじめに	110
2. 研究方法と材料	110
3. 結果	110
4. 考察	115
引用文献.....	116
第5章 わが国における道路横断施設の計画のための提言	119
第1節 わが国における道路横断施設の計画のための政策・運用における提言	119
1. 種と保護区, コンフリクト・ポイントを空間明示した道路横断施設の計画と計画への誘導方策の検討	119
2. 道路横断施設の計画における主体、利害関係者の協働・連携の方策の検討	122
第2節 わが国における道路横断施設に関わる技術的解決策の提言	125
1. 広域的スケールでの保全目標種と道路横断施設の計画検討	125
2. 事業レベルでの保全目標種に配慮した道路横断施設の構造と設置環境の検討	127
引用文献.....	134
第6章 結論	135
引用文献.....	140
謝辞	141
付録	142

用語解説（五十音順）

- 1) アバンダンス：個体数や生息密度は、絶対値として示すことができないため、エコロジカル・ネットワークでは種の存在量が施設のデザインに利用される。本研究では、痕跡およびカメラ・トラップから得られた出現頻度の相対値を生息密度の指標値としてアバンダンスとして用いた。この値を生息密度の代替として用いることで、道路周辺に生息する種の生息密度とカメラ・トラップで撮影された利用頻度に関連性があるかを分析し、種ごとの道路横断施設の通過しやすさ（浸透性）を評価した。
- 2) エコロジカル・コリドー：野生動植物のメタ個体群を形成するため、個々の個体群間、生息地間の連続性を高め、野生哺乳類の移動路として機能するものである。休息地や繁殖地から採餌エリアへ日常的な移動に使用される日常移動コリドー（Commuting corridor）、繁殖地から越冬地への移住に利用される移住コリドー（Migration corridor）、繁殖地から新しい繁殖地へ移動や亜成獣の分散に利用される分散コリドー（Dispersal corridor）としての機能を持つエコロジカル・コリドーがあり、広義にはフェンスロウや河川、道路などの線状の緑地などが含まれる。本研究で取り扱う道路横断施設は、エコロジカル・コリドーの一つであり、野生哺乳類の移動経路として環境影響を低減・代償するために建設される。
- 3) エコロジカル・ネットワーク：優れた自然条件を有する場所を、生物多様性の拠点（コアエリア）として位置づけ、野生生物の移動・分散を可能とするため、コアエリア間を生態的回廊（エコロジカル・コリドー）で相互に連結させる考え方である。コアエリアやエコロジカル・コリドーは外からの影響を軽減するための緩衝地域（バッファゾーン）を必要に応じ配置される。
- 4) コアエリア：エコロジカル・ネットワーク計画における生物多様性の保全を第一に実施する地区のことである。
- 5) コリドー：エコロジカル・ネットワーク計画におけるコアエリアの間の物理的なつながり、生態学的結合性を維持する地区のことである。
- 6) コンサベーション・バンキング：アメリカでは、絶滅危惧種法で指定される絶滅危惧種の捕獲や、その種への危害や死をもたらす生息地の変化や劣化を禁止している。開発行為への許可に対しては、開発業者が保全計画を策定し、「コンサベーションバンク（保全すべき貴重生物種のハビタットとして確保された土地）」からクレジットを購入することで、開発行為による影響をオフセットする。
- 7) シンク効果：道路における野生哺乳類のロードキルにより、道路によって野生動物が死亡し、個体数が減少する現象のことである。
- 8) バッファゾーン：エコロジカル・ネットワーク計画における悪影響を及ぼす可能性のある外部影響からネットワークを保護する地区のことである。
- 9) バリア効果：道路や線路が障壁になり、野生哺乳類が横断できず、行動圏が縮小することや遺伝的な交流や遺伝的多様性が減少することである。本研究では、道路が野生哺乳類の移動の障壁となることを「バリア効果」とした。
- 10) ミティゲーション：アメリカの国家環境影響評価法の施行原則では、「ミティゲ-

ションの5原則」「環境配慮の5原則」とも呼ばれ、①ある行為またはその部分をしないことにより、環境影響を回避すること（回避）、②ある行為の実施の程度や規模を制限することにより、環境影響を最小化すること（最小化）、③影響を受けた環境を修復、再生、または復元することにより環境影響を矯正すること（矯正）、④事業期間中の保護および維持活動によって、経年的な環境影響を軽減すること（軽減）、⑤代替の資源や環境で置換またはこれらを提供することによって、環境影響を代償すること（代償）とされる。日本の環境影響評価法では、ミティゲーションは回避、低減、代償の3つとされる。

- 11) **メタ個体群**：ソース・シンク個体群動態とは、ソース（局所的繁殖成功率が局所的死亡率を上回っているような生息地）からの余剰個体が、シンク（局所的死亡率が局所的繁殖率を上回っているような生息地）へ移入することによって全体の個体群が維持されるというものであり、このようなソース・シンク個体群を包含したものがメタ個体群とされる。
- 12) **ロードキル**：野生哺乳類が道路上において自動車との衝突により交通事故に遭い死亡することである。死亡まで至らず、衝突したものの生存している個体を含める場合には野生動物の自動車との衝突（Wildlife Vehicle Collision；WVC）と呼ぶ。
- 13) **遺伝的多様性**：ある種内での遺伝子の多様性のことであり、種内の多様性には、個体の持つ遺伝子型と遺伝子構成の多様性がある。
- 14) **個体群動態**：生物の個体群の個体数や個体群密度が時間的、空間的に移動・分散することにより変動することである。
- 15) **孤立林**：丘陵地に属し、市街地等に囲まれて分断・孤立化が著しく周囲の森林との結節性が低い、あるいはない森林のことである。
- 16) **山地林**：山地に属し、分断・孤立化のない広大な森林のことである。
- 17) **持続可能な利用エリア**：エコロジカル・ネットワーク計画における自然資源の持続可能な利用を行う地区のことである。
- 18) **生息地指令 (Habitat Directive；HD)**：ヨーロッパにおける自然及び半自然の生息・生育地と野生動植物を保全すること、欧州委員会が重要と考える動植物を保護することで、生物の多様性の確保に貢献しようとするものである。
- 19) **生物多様性オフセット**：種・生息地・生態系の機能・人間による生物多様性の利用や文化的価値に関して、ノーネットロス、さらにはネットゲインを達成することと定義されている。オフセットは、ミティゲーション・ヒエラルキーにもとづいて実施され、回避や代償を適切に行なっても、なお残る開発事業による重大な生物多様性への負の影響を代償する計画のことである。
- 20) **連続林**：丘陵地に属し、分断化しているものの周囲の森林と結節性が高い森林のことである。

第1章 緒言

1. 研究の背景および目的

1-1. 野生哺乳類の保全におけるエコロジカル・ネットワークと道路横断施設の役割

現在の道路延長は、2100 万 km とされ、2050 年までに 300 万～470 万 km 増加するとされる (Meijer et al. 2018)。2010 年から 2050 年までの間に、全世界の道路の総延長は 60% 以上増加すると予測されており、道路の増加により生物多様性が失われることから、その生物多様性の減少に歯止めをかけるためには、道路開発に関するグローバルな戦略を立てることが急務である (Ibisch et al. 2016)。

ヨーロッパ連合 (以下 EU とする) では、野生動植物の生息・生育地に対する分断・孤立化に対して、エコロジカル・ネットワークが自然保護政策において中心的な役割を果たしており、EU 全域、国土、地域などの様々なスケールレベルで計画されている (Jongman 1995)。例えば、オランダにおける自然保護に関する政府の政策は、農業自然管理漁業省の責任で立案された「Nature Policy Plan ; NPP」において規定されており、エコロジカル・ネットワークはコアエリア、自然環境改善エリア、エコロジカル・コリドーにより構成される (Netherlands Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries 1990)。オランダにおける「国土生態ネットワーク計画」では、生物的・非生物的な資源や現況がビオトープマップ、エコトープマップとして図化され (図 1-1)、保全目標種の選定、目標種の環境要求性や生息地タイプの把握、目標種の生息、移動特性にもとづいた生態的構造の配置計画といったプロセスによって立案されている。

エコロジカル・ネットワークは、ランドスケープ・エコロジー、保全生態学、個体群生態学、生態系生態学などの学問的背景や、島嶼生物地理学、メタ個体群の概念にもとづいたものである (国土交通省国土政策局 2010)。生物の生息・生育地の分断により、生物個体群が絶滅せずに生き残るために重要な、「分散」、「移動」、「遺伝子の交換」といった生態学的なプロセスが制限されてしまうため、生物個体群だけでなく種の絶滅の可能性が高まる。そのため、エコロジカル・ネットワーク計画は、重要な生息・生育地を保護するとともに、それらを広域的に連結していくことにより、生物種の生息・生育上重要な生態学的なプロセスを維持しようとするものである (国土交通省国土政策局 2010)。

EU のエコロジカル・ネットワークは、土地利用などの人為的な作用に対して、「自然の環境収容力」、「自然浄化能」、「生態的補償性」、「生態的安定性」などの概念を基盤として、全体としてのランドスケープ要素の相互作用やランドスケープの安定性への影響を考慮したものである (Jongman et al. 2004)。EU のエコロジカル・ネットワーク計画は、ランドスケープの中で果たす機能によって、①過度な土地利用を受けた地域のランドスケープに対して、生態的な補償性や連続性 (生態的安定性)、②種の行動圏、繁殖場所への移動、群れからの分散や季節的な移住に関わる個体群動態と生息・生育地間の連続性や結節性 (生態的機能)、③洪水による攪乱など河川の縦横・垂直方向の連続性 (河川システム) を重視し、EU レベルのネットワークが計画されている。

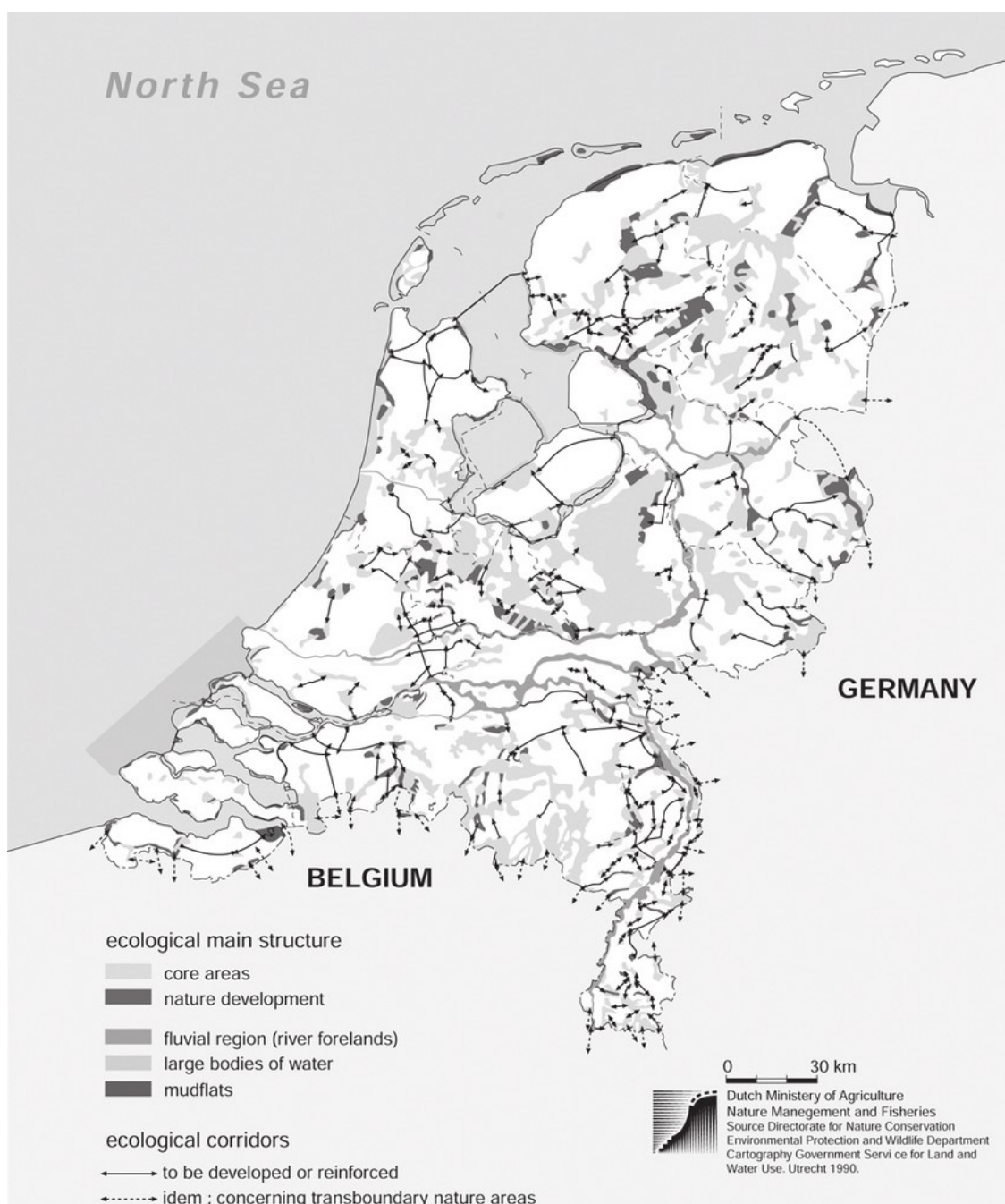
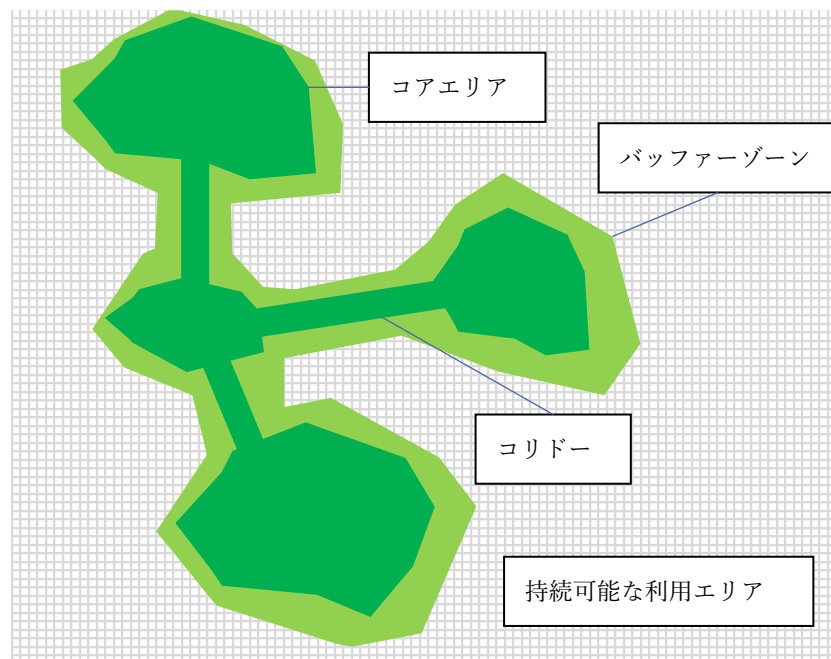


図 1-1 オランダ国土生態ネットワーク計画における生物的・非生物的な資源や現況の分布とネットワークが補強される必要がある地域

(出典 : Netherlands Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries 1990)



コアエリア：生物多様性の保全を第一に実施する地区
 コリドー：コアエリアの間の物理的なつながり，生態学的結合性を維持する地区
 バッファージーン：悪影響を及ぼす可能性のある外部影響からネットワークを保護する地区
 持続可能な利用エリア：自然資源の持続可能な利用を行う地区

図 1-2 エコロジカル・ネットワークの概要
 (国土交通省国土政策局 2010 より作成)

エコロジカル・ネットワークの概念は，コアエリア，コリドー，バッファージーン，持続可能な利用エリアの 4 つの地区区分によって示される（図 1-2；国土交通省国土政策局 2010）。

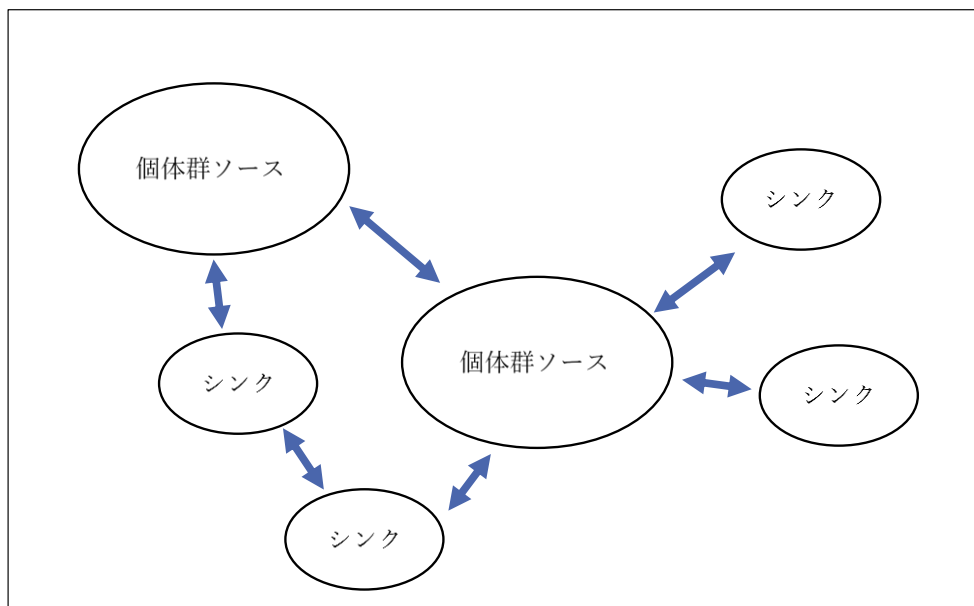
道路建設による直接的な影響は，野生生物の生息地の消失であり，自然環境が道路によって置き換えられることにより，コアエリアの面積が，道路のルートに沿ったエッジ効果の増加により，建設によって失われる面積が大きくなる（Iuell et al. 2003）。

道路によるエコロジカル・コリドーの分断化は，野生動物のロードキルの発生を導くとされる（Iuell et al. 2003）。また，道路による生息地の分断化は，野生哺乳類の局所的な個体群間のネットワークを阻害し，移動や分散の機会が低減，消失する（図 1-3）。さらに，道路による分断は，交通事故などにより野生動物の行動や物理的な障壁となり，局所個体群サイズへの影響やランドスケープの連続性の減少から地域個体群の減少をもたらす（図 1-4）。

野生哺乳類のメタ個体群を形成するためには，個々の個体群間，生息地間の連続性を高めることが重要であり，野生哺乳類の移動路として機能し，生息地間の連続性を高めるエコロジカル・コリドーが重要とされる（加藤 1999）。エコロジカル・コリドーは，休息地や繁殖

地から採餌エリアへ日常的な移動に使用される Commuting corridor, 繁殖地から越冬地への移住に利用される Migration corridor, 繁殖地から新しい繁殖地へ移動や亜成獣の分散に利用される Dispersal corridor のような機能を持つものがあり, 広義にはフェンスロウや河川, 道路などの線状の緑地などが含まれる (Bouwma et al. 2004)。

A メタ個体群の構造



B メタ個体群の道路による分断

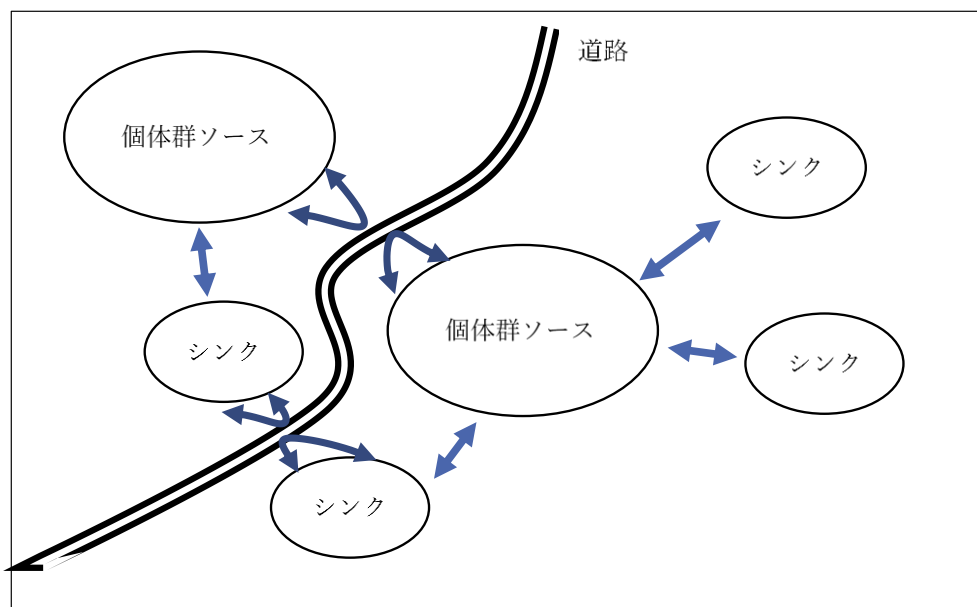


図 1-3 メタ個体群の構造と道路建設による影響

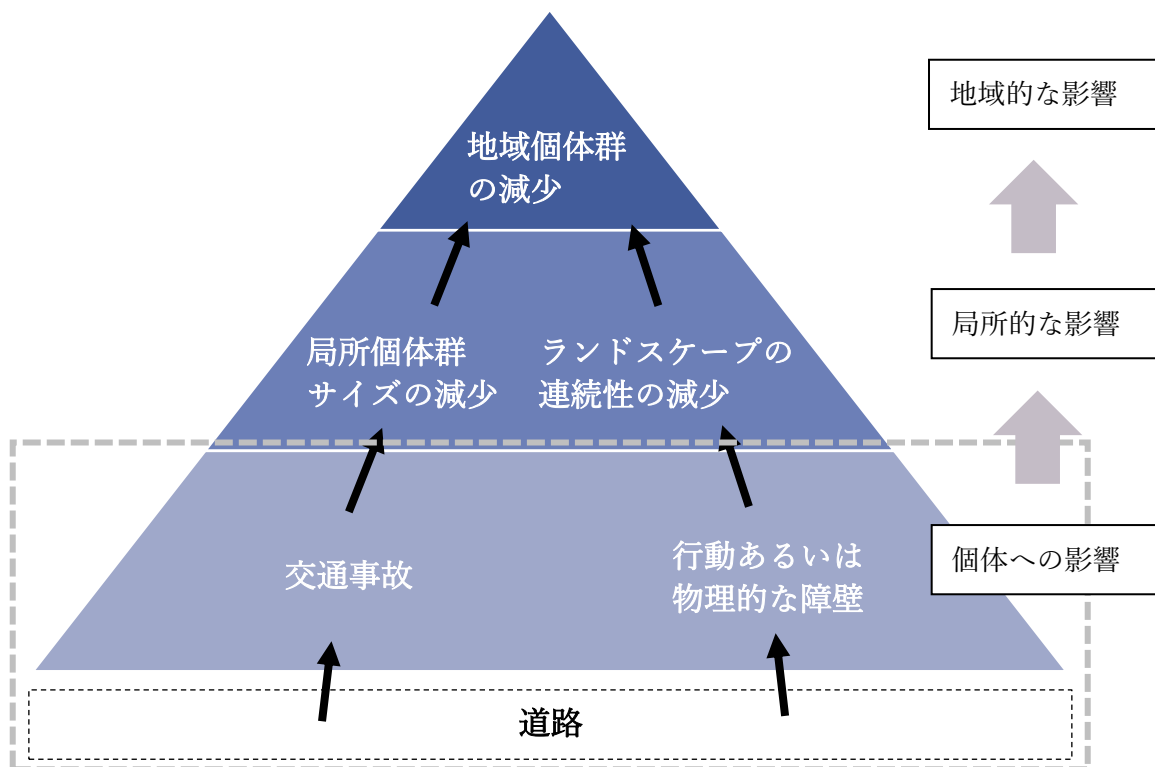


図 1-4 道路による個体や個体群への影響 (Forman et al. 2003 より作成)

灰色点線が本研究における道路横断施設の計画を検討する範囲を示す。

野生哺乳類のエコロジカル・ネットワークにおいて、森林が分断化されていない山地林は種の供給源（ソース）としての機能を持つことから、コアエリアとして機能する。しかし、森林が分断化された連続林や孤立林に生息する野生哺乳類の種数は、連続林、孤立林の順で低下する（園田・倉本 2008；図 1-5）。道路による生息地の分断・孤立化は、野生哺乳類の移動・分散に影響を与えるため、道路による野生哺乳類への個体の行動阻害やその物理的な障壁としての影響を低減・代償することが重要である。

亀山 (1997) の「エコロードー生き物にやさしい道づくり」において、道路建設における生きものや自然環境への影響を回避・低減・代償するといったミティゲーション技術がまとめられた。この中で、「オランダの国土生態ネットワーク計画とエコロード」が紹介されており、オランダでは自然政策計画（NPP）にもとづいて、動物移動施設（Fauna passage）が道路や鉄道、運河などの構造物により動物の移動を阻害している場合に設置される（日置 1996）。動物移動路の設計には、各種が要求する生態的な詳細構造が調査され、対象種に適した構造が採用されている（日置 1996）。道路横断施設の計画は、道路建設により分断される野生哺乳類の移動経路に対して、移動経路を機能補償するという効果があり、ミティゲーションの代償手段としての意義を持つ（春田 2001：図 1-6）。

しかし、わが国では、道路横断施設の設置において、種ごとに採用すべき構造については明らかにされていない。そのため、野生哺乳類に対する行動あるいは物理的な障壁となる

道路の影響を低減・代償するための一つのミティゲーション技術として、生息地連続性確保のための道路横断施設の計画手法を明らかにする必要がある。

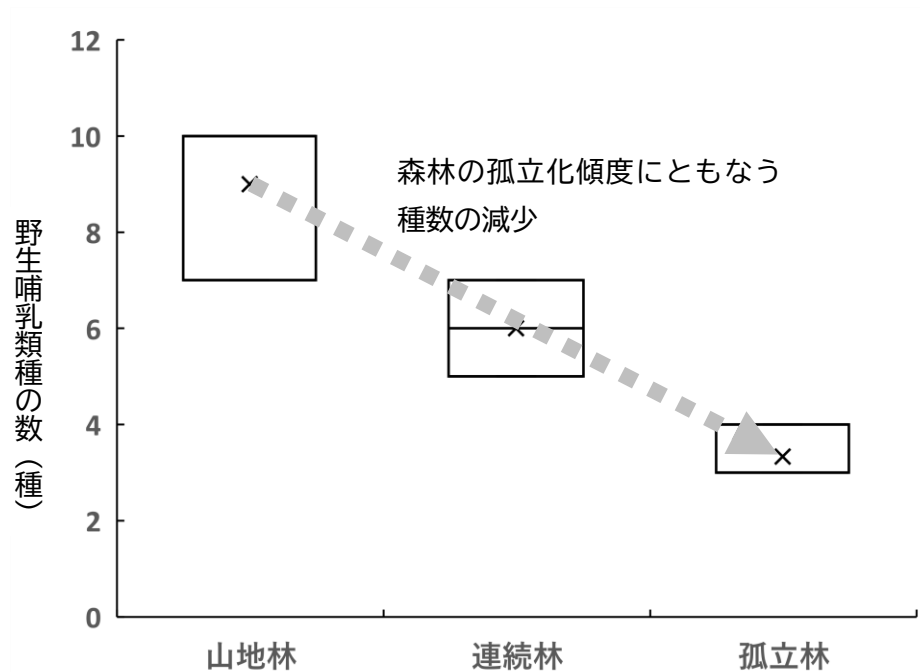


図 1-5 森林の分断化と野生哺乳類の種数の関係(園田・倉本 2008 より作成)
 山地林: 山地に属し, 分断・孤立化のない広大な森林
 連続林: 丘陵地に属し, 分断化しているものの周囲の森林と連続性が高い森林
 孤立林: 市街地等に囲まれて分断・孤立化が著しく周囲の森林との連続性が低い森林

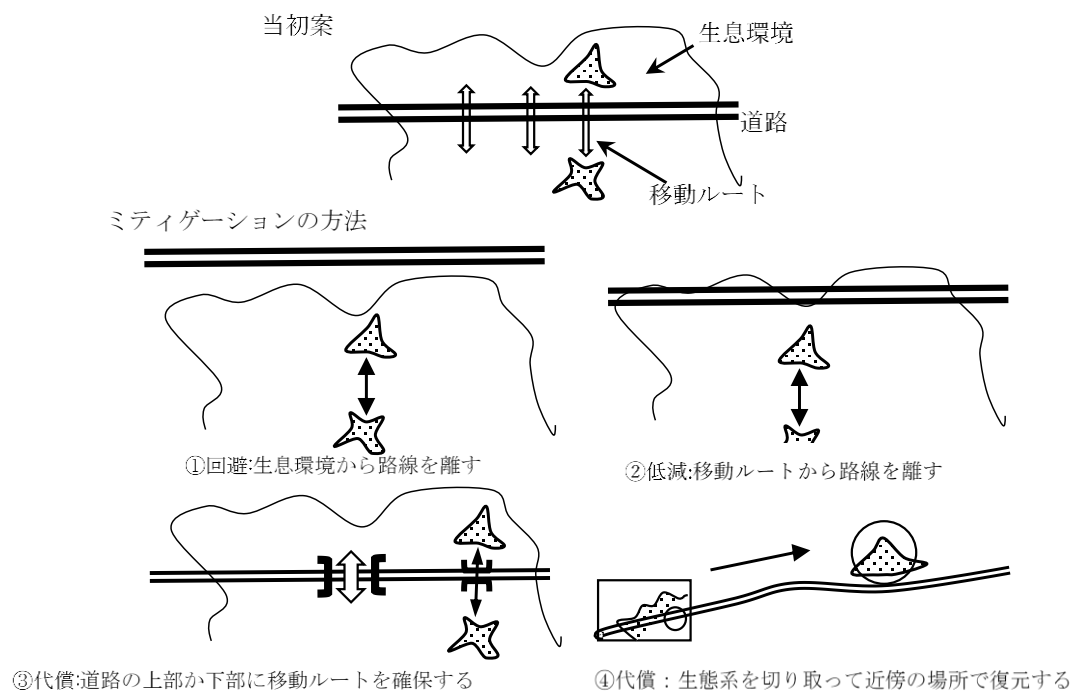


図 1-6 道路を建設する際のミティゲーションの考え方(出典:春田 2001)

当初案(上図)では、道路が動物の生息環境と移動ルートを分断している。それに対して、①～④のミティゲーションの考え方を示している。

1-2. 野生哺乳類の保全における道路横断施設の施策的な課題

わが国では、環境基本計画、生物多様性国家戦略、国土利用計画等の国レベルの様々な計画にエコロジカル・ネットワークの基礎となる概念が盛り込まれてきた（奥山 1999）。1998年に策定された「21世紀の国土のグランドデザイン」では、エコロジカル・ネットワークについてはじめて記載された。2008年には「国土形成計画（全国計画）」の中で、「危機的な状況にある生物多様性の維持・回復等、人と自然の共生を図ることが重要課題として位置づけられており、エコロジカル・ネットワークの形成を通じて、自然の保全・再生を図ること」が重要であると明記されている（国土交通省国土政策局 2010）。さらに、生物多様性国家戦略 2010-2020 では、エコロジカル・ネットワークが「生態系ネットワーク」として記述され、「生物多様性の保全及び持続可能な利用に関する行動計画」の中で、全国的・広域的な取り組みの基本政策として位置づけられ、「将来にわたって生物多様性が確保される国土を実現するためには、保全すべき自然環境や優れた自然条件を有している地域を核としてこれらを有機的につなぐことにより、生息・生育空間のつながりや適切な配置が確保された生態系ネットワークが必要」と明記されている（国土交通省国土政策局 2010）。

国土交通省では、広域レベルの計画にもとづいた地方自治体レベルのエコロジカル・ネットワーク計画を重視しているが、実現に向けた課題として、①標準的な方法論がない、②計画検討・施策の実行において部局間の連携がとられていない、③エコロジカル・ネットワーク計画に関する制度的位置づけがない、④実際に現場で活動をする担い手不足など技術的な課題だけでなく、運用面での課題を指摘している（国土交通省国土計画局 2006）。

「全国エコロジカル・ネットワーク構想」（環境省自然環境局自然環境計画課 2008）では、全国レベルのエコロジカル・ネットワークの実現に向けた方法論が整理されている（Appendix A）。

上述のように、国内外において生物多様性が確保される国家形成を目指し、エコロジカル・ネットワークが国土形成などの政策において位置づけられている。EUでは、エコロジカル・コリドーや野生哺乳類の生息地連続性確保のため道路横断施設の計画は、施策として位置づけられているが、わが国では政策として位置づけられていない。道路横断施設の計画を実現するためには、方法論や利害関係者間の協働・連携などのガバナンスの課題もある。そのため、本研究では、道路横断施設の計画実現に向けた、方法論、利害関係者とのガバナンスの課題を明らかにする必要がある。

1-3. 野生哺乳類における道路横断施設の意義

道路横断施設は、分断化された野生哺乳類の生息地間をつなぐ人工的な移動経路としてロードキルの減少効果やバリア効果の解消が期待されている（Spellerberg 2002；Forman et al. 2003；Iossa et al. 2010）。道路横断施設は、各地において絶滅危惧種を対象とするものや多様な野生哺乳類の種あるいはグループの利用を考慮して設置され、効果的なミティゲーションを行うために、道路横断施設の構造や周辺環境と野生哺乳類の利用との関係がモニタリングされてきた（Glista et al. 2009）。1970年代から1980年代には、これらの野生哺乳類が選好する道路横断施設の構造を明らかにするために、シカ類と道路横断施設のトンネル効果指数（トンネルの高さ×幅／長さ）との関連性が分析された（Reed et al. 1975；Reed 1981）。2000年代になると、道路横断施設のサイズや、周辺の景観要素、人間活動などの影響などランドスケープ・エコロジーの視点から、種ごとに道路横断施設の利用状況が異なることが明らかにされた（Clevenger & Waltho 2000；Clevenger & Waltho 2005；Ng et al. 2004）。

EUにおけるエコロジカル・ネットワーク計画の目標種の分布や存在量と土地利用パターンとの関連性は、適地地図の作製、さらにはコアエリアやコアエリア間のコリドーのデザインに利用される（Bani et al. 2002；Massa et al. 2004）。EUや北米では、野生動物の移動とロードキル、バリア効果の関係や道路横断施設を利用する野生哺乳類の行動などの研究成果にもとづいて、道路横断施設および付帯施設の設置環境や施設の構造についてハンドブックを作成している（Iuell et al. 2003；U.S. Department of Transportation Federal Highway Administration 2011）。これらのハンドブック作成の背景には、この分野の研究は長年にわたって増加しているものの、輸送機関に役立つ十分に厳格なテストが実施されなかったため、交通機関は、エビデンスにもとづくガイダンスがほとんどなく、高価な道路横断施設を建設し続けていることが要因である（U.S. Department of Transportation Federal Highway Administration 2011）。野生動物の横断構造のサイト設定は、その横断構造物の設計と同じくらい重要であり、道路によるバリア効果の効果的な緩和を設計するには、道路横断施設の適切な位置を特定することが重要である（U.S. Department of Transportation Federal Highway Administration 2011）。

わが国においては1997年に環境影響評価法が制定され、「生態系」における対象事業の影響の「回避」、「最小化」、「代償」といったミティゲーションとしての「環境保全措置」の優先順位が示されており（田中，1998）、道路における環境影響評価における環境保全措置として道路横断施設の設置が行われている（上野ら 2016）。しかし、わが国においては、道路横断施設の構造や設置環境と野生哺乳類の利用との関連性についての研究は行われていない。そのため、道路環境影響評価における環境保全措置として、科学的な知見にもとづいた道路横断施設の計画とその事後調査手法の確立が急務である。

以上のように、EUや北米では、エビデンスにもとづいて道路横断施設が計画され、施設の構造と付帯施設が設置されている。わが国では生息する野生哺乳類種や自然環境は異

なるため、全国に設置された道路横断施設の事例にもとづいたメタ解析を行い、道路横断施設の設置基準を明らかにする必要がある。その結果から、わが国においても、エビデンスにもとづいた道路横断施設を計画するための技術的な方法論を明らかにする必要がある。

1-4. 本研究で取り扱う道路横断施設と付帯施設の内容

野生哺乳類が道路を横断するための人工的な施設は、野生生物横断施設 Wildlife Crossing Structure (Forman et al. 2003 ; Dolan et al. 2006 ; van der Ree et al. 2015), 道路横断施設 Road Crossing Structure (Woltz et al. 2008), 動物移動路 Fauna Passage (Mata et al. 2005), 野生生物横断路 Wildlife crossings (Bissonette & Cramer 2008) と様々な呼び方があり統一されていない。わが国ではこれらの施設は野生生物専用として建設されることは少ない。また、人、車、野生哺乳類により共用されることが多く、多様な主体による利用を考えた施設であることから「道路横断施設 Road Crossing Structure」を用いることとした。本論文では、野生哺乳類を含む移動を補償するために、道路の上部や下部に設置された横断構造物であり、新設の道路における野生哺乳類の移動経路の代償措置あるいは既存の施設をレトロフィットしたものを道路横断施設と定義する。道路横断施設には、主に橋梁、オーバブリッジ、ボックスカルバート、パイプカルバート、エコブリッジの5タイプがある(写真1-1)。

また、道路横断施設の野生哺乳類による利用を促進するため、進入防止柵の設置や誘導植栽、付帯施設が設置されている。一般的に立ち入り防止柵は、人の立ち入りを防止するために1.5mの高さで設置されるが、侵入防止柵はニホンジカの飛び越えを防止するために2.5mにかさ上げされたもの(写真1-2)や登攀防止用の構造で計画されたものである。誘導植栽は、道路横断施設へ野生哺乳類を導くために植栽される樹木のことであり、その他付帯施設は動物注意の注意標識や小型哺乳類、昆虫類や両生爬虫類などの小動物が側溝に落下し、死亡することを防止するための脱出用のスロープ付きの側溝である(写真1-2)。



オーバブリッジの例
(圏央道：千葉県茂原市)



橋梁の例
(豊富バイパス：北海道豊富町)



ボックスカルバートの例
(東富士五湖道路：山梨県富士吉田市)



パイプカルバートの例
(豊富バイパス：北海道豊富町)



エコブリッジの例
(北杜市市道：山梨県北杜市)

写真 1-1 道路横断施設のタイプ



侵入防止柵の例
(東富士五湖道路：山梨県富士吉田市)



その他付帯施設：側溝の例
(甲子道路：福島県)



その他の付帯施設；誘導植栽の例
(伊勢自動車道：和歌山県津市)



その他付帯施設：注意標識の例
(沖縄県道 215 号白浜南風見線：沖縄県竹富町)

写真 1-2 侵入防止柵，誘導植栽，その他の付帯施設

2. 本研究の目的

わが国では、エコロジカル・ネットワーク計画を達成するための根幹となる、人為的に創出される野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の計画は、現在政策の中に位置づけられていない。また、計画を実現するための方法論として、野生哺乳類の移動経路として種ごとに採用すべき構造については明らかにされていない。さらに、道路横断施設の計画を推進するためには、事業を進める主体や事業地に関わる利害関係者との協働・連携とともに、主体や利害関係者を保全活動に向けて誘導するための方策が必要である。

そこで、本研究では、野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の計画を施策に位置づけ、保全活動における主体と利害関係者の役割、土地管理や土地取得や道路横断施設の計画を誘導するための方策を明らかにすることを目的とした。

また、エコロジカル・ネットワーク計画を達成するためには、野生哺乳類保全のための道路横断施設計画を施策としての位置づけや運用だけでなく、道路横断施設のエビデンスにもとづいた技術的な方法論を示す必要がある。そこで、道路による生息地の分断化やロードキル、バリア効果といった、負の生態学的影響による損失を低減・代償するための道路横断施設の構造や設置環境についての技術的方法論を示すことを目的とした。

これらの成果をもとに、野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の計画を推進するため、施策としての位置づけや多様な主体や利害関係者との関係、誘導のための方策を示すとともに、野生哺乳類の個体群の利用を促進するための道路横断施設の構造や設置環境、付帯施設についての技術的解決策を提案した。

引用文献

- 1) Bani L., Baietto M., Bottoni L. and Massa R. (2002) The use of focal species to design a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology* 16:826-831.
- 2) Bissonette, J. A. and P. C. Cramer (2008) : Evaluation of the Use and Effectiveness of Wildlife Crossings : Transportation Research Board 161pp.
- 3) Bouwma, I. M., R.P.B. Foppen and A.J.F.M. van Opstal (2004) Ecological corridors on a European scale: a typology and identification of target species (Ed by R. Jongman and G. Pungetti Ecological networks and greenways – Concept, Design, Implementation): 94-106.
- 4) Clevenger, A.P. and Waltho, N. (2000): Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta Canada: *Conservation Biology* 14, 47-55.
- 5) Clevenger, A.P. and Waltho, N. (2005): Performance indices to identify attributes of highway crossing structure facilitating movement of large mammals: *Biological Conservation* 121, 453-464.
- 6) Dolan, L.M.J., H. van Bohemen, P. Whelan, K.F. Akbar, V. O'malley, G. O'leary and P.J. Keizer (2006) : Chapter13 Towards the sustainable development of modern road ecosystems (Davenport, J. and J. L. Davenport eds.: The ecology of transportation - managing mobility for the environment), 392pp.
- 7) Forman, R.T.T., Sperling, D.J., Bissonette, A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine, T. and Winter, T.C. (2003): *Road Ecology—science and solutions*: Island press, 504pp.
- 8) Glista, D.J., T.L. DeVault and J.A. DeWoody (2009): A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways: *Landscape and Urban Planning* 91, 1-7
- 9) 春田章博 (2001) 道路整備 (森本幸裕・亀山章編, ミティゲーションー自然環境の保全・復元技術ー), ソフトサイエンス社.
- 10) 日置佳之 (1996) : オランダにおける国土生態ネットワーク計画とその実現戦略に関する研究 : ランドスケープ研究 59(5), 205-208.
- 11) Ibisch, P. L., M. T. Hoffmann, S. Kreft, G. Pe'er, V. and Kati, L. Biber-Freudenberger, D. A. DellaSala, M. M. Vale, P. R. Hobson, N. Selva (2016) : A global map of roadless areas and their conservation status : *Science* 354 (6318), 1423-1427.
- 12) Iossa, G., Soulsbury, C.D., Baker, P.J. and Harris, S. (2010): A taxonomic analysis of urban carnivore ecology, in: Gehrt, S.D., Riley, S. P. D., Cypher, B. L. (Eds.), *Urban carnivore: ecology, conflict and conservation*: The Johns Hopkins university press. pp.173-182.
- 13) Iuell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavác, V., Keller, V., B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørsløv, N. and Wandall, B.M. (Eds.) (2003) : *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions* : European Co-operation in the Field of Scientific and Technical Research 172pp.

- 14) Jongman, R. H. G. (1995) : Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks : Landscape and urban planning 32, 169-183.
- 15) Jongman, R. H. G., M. Külvik & Ib Kristiansen (2004) : European ecological networks and greenways : Landscape and urban planning 68, 305-319.
- 16) 亀山章編 (1997) :エコロードー生き物にやさしい道づくり:ソフトサイエンス社, 238pp.
- 17) 環境省自然環境局自然環境計画課 (2008) :全国エコロジカル・ネットワーク構想の策定について:<https://www.biodic.go.jp/biodiversity/activity/policy/econet/21-1/index.html>
- 18) 加藤和弘 (1999) :生物多様性の保全を意図したランドスケープ計画:哺乳類科学 39 (1):75-83.
- 19) 国土交通省国土政策局 (2010) :持続的なエコロジカル・ネットワーク形成に関する調査:国土交通省国土政策局総合計画課国土管理企画室, 99pp.
- 20) 国土交通省国土計画局 (2006) :エコロジカル・ネットワークの形成を通じた自然の保全・再生について :<https://www.mlit.go.jp/singikai/kokudosin/keikaku/jizoku/10/01.pdf> , 2020.4.27 参照
- 21) Massa R., Bani L., Baietto M., Bottoni L. and Schioppa E. P. (2004) An ecological network for the Milan region based on focal species. In: Ecological networks and greenways-concept, Design, Implementation (ed. by R. Jongman and G. Pungetti) pp.188-199. Cambridge University Press. Cambridge UK.
- 22) Mata, C., Hervás, I. Herranza, J., Suárez, F. and Malo, J.E. (2005): Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. Biological Conservation 124, 397-405.
- 23) Meijer, J. R., Huijbegts, M. A. J., Schotten, C. G. J. and A.M. Schipper (2018) : Global patterns of current and future road infrastructure. Environmental Research Letters, 13-064006.
- 24) Netherlands Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries (1990). Nature Policy Plan of the Netherlands. The Hague.
- 25) Ng, S. J., J. W. Dole, R. M. Sauvajot, S. P. D. Riley and T. J. Valone (2004) : Use of highway undercrossings by wildlife in southern California: Biological Conservation 115, 499-507
- 26) 奥山正樹 (1999) :国土生態系ネットワーク形成とエコ・ネット・マップ:Wildlife Forum 4(4), 127-138.
- 27) Reed, D.F., Woodard, T.N. and Pojar, T.M. (1975): Behavioral responses of mule deer to a highway underpass: Journal of Wildlife Management 39, 361-367.
- 28) Reed, D.F. (1981): Mule deer behavior at a highway underpass exit: Journal of Wildlife Management 45, 542-543.
- 29) 園田陽一・倉本宣 (2008) : 多摩丘陵および関東山地における非飛翔性哺乳類の種組成に対する森林の孤立化の影響: 応用生態工学 11, 41-49.
- 30) Spellerberg, I.F. (2002): Ecological effects of roads: Science publishers Inc., 251pp.

- 31) 田中章 (1998) : 環境アセスメントにおけるミティゲーション規定の変遷:ランドスケープ研究 61 (5), 763-768.
- 32) U.S. Department of Transportation Federal Highway Administration (2011) : Wildlife crossing structure handbook Design and Evaluation in North America.
- 33) 上野裕介・園田陽一・松江正彦・栗原正夫 (2016) : 野生動物に対する道路横断施設の設置と事後調査に関する技術資料, 国土技術政策総合研究所資料第 795 号, 国土交通省国土技術政策総合研究所, 106pp.
- 34) van der Ree, R., Smith, D.J. and Grilo, C. (2015): Handbook of Road ecology: Wiley-Blackwell, 552pp.
- 35) Woltz, H.W., J.P. Gibbs and P.K. Ducey (2008) : Road crossing structures for amphibians and reptiles: Biological Conservation 141, 2745-2750.

第2章 研究の位置づけ

1. 野生哺乳類の保全におけるエコロジカル・ネットワークの政策と運用に関わる既往研究

(1) 海外におけるエコロジカル・ネットワークの政策に関わる既往研究

EU では、連邦レベルでのエコロジカル・ネットワーク計画である Natura2000 ネットワークの中で、道路横断施設が野生哺乳類の生息地の連続性を確保するための手段として計画・建設され、政策的な位置づけや計画のプロセスが紹介されている。

EU では、生息地指令 (Habitat Directive ; HD) と野鳥指令 (Bird directive ; BD) にもとづいた Natura2000 ネットワークにおいて、EU 全体および加盟国のエコロジカル・ネットワークが計画される (高橋 2008)。HD は、自然及び半自然の生息・生育地と野生動植物を保全すること、重要と考える動植物を保護することで、生物多様性の確保に貢献しようとするものである (ベネット 1991)。HD は、「ベルン条約」が加盟国に課している義務に法的拘束力を与えるものであり、加盟国各国は絶滅危惧種や保全特別地域を指定し、保護するとともに、統一的で緊密な EU 内のネットワークを実現することを目的としている (ベネット 1991)。Natura2000 ネットワークでは、森林生態系がネットワークの土地被覆の約 50% を占め、農業生態系 (牧草地やその他の農業地域) がネットワークの約 40% を占めている。EU におけるエコロジカル・ネットワークにおける問題として、人間活動の影響があげられている。その影響は加盟国によって異なるが、全サイトの 86% 以上が農業や林業の影響を受けており、狩猟、釣り、都市化、輸送、観光などの活動は、北または東のサイトよりも南 EU のサイトで頻繁に記録されている (Tsiafouli et al. 2013)。

EU では、環境行動計画 (Environmental Action Plan ; EAP) の実現可能性を担保するために、資金・財政フレームワークが LIFE プログラム以前から構築され、EU の共通保護政策である Natura2000 ネットワークに寄与することを目的として、網羅的な環境保護のための資金メカニズムである LIFE が制度として設計された (山川 2007)。LIFE におけるプロジェクトの推進者は、受益者 (Beneficiaries) と呼ばれ、公共団体や企業、環境・自然保護団体などの NGO であり、LIFE はこれらの主体のプロジェクト実施を財政的に支援することが目的である (山川 2007)。LIFE のプロジェクトの大部分は、既存の Natura2000 サイトの保全、あるいは新たな Natura2000 サイトの指定を促進し、ネットワークの拡大を図ることにあり、生息地の回復に焦点を当てたプロジェクトと種の保全に焦点を合わせたプロジェクトとともに、利害関係者に対する認識レベルを高める上で非常に重要な役割を果たしてきた (European commission 2009)。Natura2000 ネットワークの目標達成は、公衆意識を高めるための教育、民間の土地所有者を補償するための潜在的な資金調達メカニズムおよび保全と生態系サービスからの利益などの意識のギャップを埋めることが重要とされる (Blicharska et al. 2016)。一方で、Natura2000 ネットワークにおける課題として、保全目標の設定プロセスや、管理計画におけるコミュニケーション、協力、利害関係者の積極的な関与、初期段階からの管理計画における利害関係者の参画に対して、利害関係者等の公衆意識への教育や資金調達メカニズムに関する経済的研究が明確に

示されていない (Blicharska et al. 2016)。また、Natura2000 ネットワークとその管理への質の高い市民参加、ネットワークに対する否定的な国民の認識、責任ある当局の柔軟性の欠如、および地域的な背景への配慮は不十分である (Blicharska et al. 2016)。

アメリカでは、国家環境影響評価法 (National Environmental Policy Act ; NEPA) にもとづいて連邦政府が資金提供し、承認した州の運輸省のアクションに対して、道路の環境影響を野生生物の横断やその他の形で緩和を提供するように州の運輸省に要求することができる (Samanns et al. 2020)。また、道路が絶滅危惧種の生息地の連続性に対して悪影響をもたらす場合には、州の運輸省は、代理人が責任を負う緩和策かクレジットの購入のいずれかを選択できる (Samanns et al. 2020)。野生生物のネットワーク形成に対しては、ノーネットロス原則にもとづいて、湿地への影響のオフセットを対象としたミティゲーション・バンキング (Mitigation Banking) と絶滅危惧種とその生息地への影響のオフセットを対象としたコンサベーション・バンキング (Conservation Banking) が採用されている。1973 年に制定された絶滅危惧種法 (Endangered Species Act ; ESP) にもとづき、内務省魚類野生生物局 (United States Fish and Wildlife Service ; USFWS) は、ESP で指定される絶滅危惧種の捕獲や、その種への危害や死をもたらす生息地の変化や劣化を禁止している。そして、開発行為への許可に対しては、開発業者が保全計画を策定し、「コンサベーションバンク」からクレジットを購入することで、開発行為による影響をオフセットする (宮崎 2014)。

このように、アメリカでは絶滅のおそれのある生物の生息域保全地のクレジットを購入することが代償行為として認められている (McKenney & Kiesecker 2010)。開発業者がミティゲーションバンクからクレジットを購入する場合には、代償措置の法的義務は開発業者からバンクの経営者へ移転する (宮崎 2014)。バンクの経営者は、同じ資源価値を持つほかの土地で起こる影響をオフセットするため、「保全地役権」によって、永久に保全・管理することになる (宮崎 2014)。

道路の開発行為に対して、生息地連続性の確保に対する代償行為を実施した際に、野生哺乳類のロードキルなどの発生により、野生哺乳類への影響が取り除くことが困難な場合には、開発業者は、影響を代償するためにバンカーから野生生物種に対するクレジットを購入することになる。Samanns et al. (2020) は、道路横断施設の設置において、道路による野生哺乳類への影響評価を実施し、費用対効果の高い代償手段を実施することを提言している。それにより、クレジット購入を抑えることが可能となり、管理者にとっての利益につながるとしている。

(2) わが国におけるエコロジカル・ネットワークの政策に関わる既往研究

わが国では、2008 年に「全国エコロジカル・ネットワーク構想」が取りまとめられた (Appendix A; 環境省自然環境局 2008)。全国エコロジカル・ネットワーク構想は、多様な主体の連携により、重点的に保全・再生・創出すべき生態系の拠点の配置とつながりを明らかにし、その強化に資する現行の取り組みの現状と将来構想を位置づけ、生態系の保全・再生・創出を進め、さらには自然のポテンシャルを活かした国土利用を進めていくためのものとされている (環境省自然環境局 2008)。

わが国の「絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律 (平成四年法律第七十五号)」(以下種の保存法とする) は、国内外の絶滅の恐れのある野生生物を保全することを目的として策定された (e-Gov HP (a))。種の保存法にもとづいて、野生動植物種の指定が行われ、生息地等保護区が指定されるが、種の保存法では生息地等保護区は、7 種 9 か所 (885ha) のみの指定となっている。レッドリスト 2020 (環境省生物多様性センター HP) では 89 種の哺乳類が指定されているが、これらの哺乳類レッドリスト種については生息地等保護区の指定は行われていない。また、2008 年に策定されたわが国の生物多様性基本法 (平成二十年法律第五十八号) 第三章第一節第二十一条第三項において、「国民又は民間の団体が行う生物の多様性の保全上重要な土地の取得並びにその維持及び保全のための活動その他の生物の多様性の保全及び持続可能な利用に関する自発的な活動が促進されるよう必要な措置を講ずる」とされている (e-Gov HP (b))。しかし、生息地連続性確保のための道路横断施設の計画を推進するための土地取得とその持続可能な利用についての施策は明確に定められていない。

わが国における野生生物の生育・生息地の保護・保全を目的に含む区域は、主なものとして国立公園、国定公園の特別保護地区と第一種特別地域、原生自然環境保全地域および自然環境保全地域、国設鳥獣保護区の特別保護地区特別保護指定地域および特別保護地区、種の保存法にもとづく生息地等保護区、森林生態系保護地域があげられている (角谷ら 2017, Appendix A)。保護区の分布は、全国の陸域を含む 2 次メッシュ (約 10 km×10 km) の 25% であり、環境省の第 4 次レッドリストに掲載された絶滅危惧植物のうち分布が把握可能な 1630 種のうち 298 種 (18.3%) が保護区の全く存在しないメッシュに分布している (角谷ら 2017)。そのため、わが国では、トップダウンで指定される保護区と絶滅危惧種の保全の間にギャップが存在し (角谷ら 2017)、エコロジカル・ネットワーク計画の実現可能性を低下させる一つの要因となっている。一方で、環境省は、生物多様性評価において生物多様性の損失場所と優先的に保全すべき場所などの空間的情報を整備している (環境省自然環境局 2012)。空間情報は、2 次メッシュ (10 km×10 km) レベルで評価しており、有識者ヒアリングの中で、「コリドー (回廊) としての連続性が不明確なため、メッシュ法で機械的に森林の連続性の率で塗りつぶすのではなく、高速道路や住宅地と道路による分断率的な地図が欲しい。」との意見がある (環境省自然環境局 2012)。

わが国において、実務レベルでのエコロジカル・ネットワーク計画と整合した政策として、

林野庁における「緑の回廊」は、国有林において相互に連結することにより野生動植物の移動経路を確保し、より広範囲に森林生態系の保全を行っている（野崎・氷飽 2009）。愛知県は、企業緑地を活用して地域本来の自然環境を保全・再生し、生態系ネットワークの県内への展開を図るとともに、知多半島ではキツネ *Vulpes vulpes* を象徴とした緑の回廊形成を行っている（福田ら 2018）。

愛知県知多市伊勢湾臨海部にある「知多グリーンベルト」では、経済の高度成長期に埋め立て、造成された臨海工業地帯と近接する市街地を遮断する目的で連続した緑地が造成され、造成から 40 年を経て目標種のキツネをはじめとして、タヌキ *Nyctereutes procyonoides* やノウサギ *Lepus brachyurus* が生息するようになった（角谷ら 2017）。さらに、学生有志により小動物の移動経路確保のためのアンダーパスが設置され、それらの種の利用が確認されている（角谷ら 2017）。角谷ら（2017）は、このように市民や企業によってボトムアップ的に設置・維持される保護地域の重要性を指摘しており、国際自然保護連合（IUCN）はこのような保護地域を「民間保護地域」として、その有効性に触れている。しかし、民間保護地域のように立法措置のない場合、法律上の報告義務といった監視・モニタリングの機能がなく、定義・実態が不透明になりやすいこと、大規模な面積で作り難いといった質・量面での限界、管理水準を確保することが難しいなどの課題も指摘されている（IUCN 日本委員会 2015）。

小規模開発を含むあらゆる開発行為による生物多様性への影響の抑止力となり、かつ劣化した生態系の修復により生物多様性損失に対処できるメカニズムとして「生物多様性オフセット」の導入が提案されている（小山・岡部，2017）。生物多様性オフセットの目的は、種、生息地、生態系の機能、人間による生物多様性の利用や文化的価値に関して、ノーネットロス、さらにはネットゲインを達成することと定義されている（BBOP 2012）。オフセットは、ミティゲーション・ヒエラルキー（図 2-1）にもとづいて実施され、回避や代償を適切に行ってもなお残る開発事業による重大な生物多様性への負の影響を代償する計画のことである（BBOP 2012）。

宮崎・靱井（2009）は、生物多様性へ与える影響を把握し、それを公表することを義務化する法制度の導入を提案している。また、絶滅危惧種が生息する生物多様性の保全上重要な地域における開発事業に対しては、官民を問わず、生物多様性のノーネットロスを目標に掲げ、生物多様性への影響を回避、最小化し、その後に残る影響については代償措置を行うことを義務化する法律として、生物多様性オフセットの制度化を提案している（宮崎・靱井 2009）。

しかし、日本の環境影響評価法では、生物多様性オフセットやバンキング制度が導入されておらず、道路における環境保全措置により、野生哺乳類のロードキルやバリア効果の影響は完全に代償されていない。また、民有林や農地などを生物多様性保全に組み込む際に、土地所有者のインセンティブの付与に対する課題があり、生物多様性保全における土

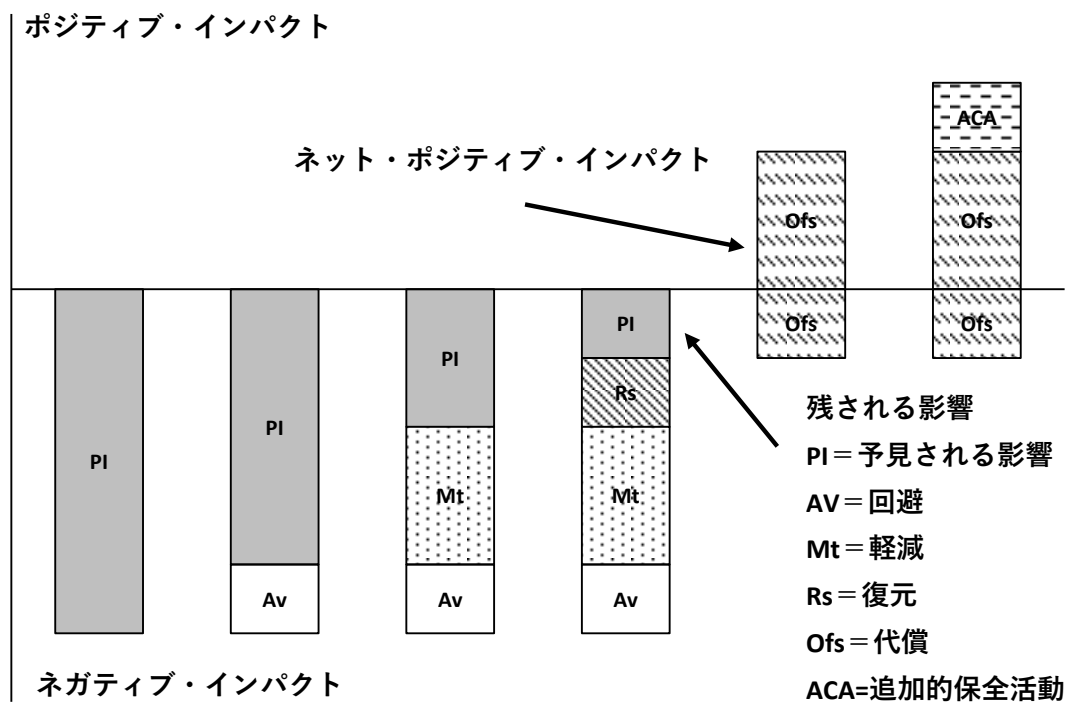


図 2-1 ミティゲーション・ヒエラルキーの概念 (BBOP 2012 より作成)

地取得や民有地の取得に対して、地方自治体や企業、NPO の活動を経済的に支援するような制度の構築が必要である。

(3) 野生哺乳類の保全におけるエコロジカル・ネットワークの運用に関わる既往研究

生物多様性保全のための政策手法としては、一般的な環境問題解決のための法や条例による「規制的手法」、環境汚染を防止するための技術開発による「技術的手法」、そして経済的手法による環境配慮行動への誘導が重要である (脇田 2015)。さらに、市民や地域住民が、行政や専門家と連携しながら、自ら環境保全の担い手となっていく「社会的・文化的手法」が必要とされる (脇田 2015)。脇田 (2015) は、流域管理における地域ガバナンスとして、ソーシャルキャピタルの視点から解説し、結束型と橋渡し型の 2 タイプを提唱している。ソーシャルキャピタルとは、問題関心を共有する人びとが、相互に緩い結びつきの中で交流することにより、「協力」関係、「信頼」関係、そして「互酬的」関係を形成することである (脇田 2015)。Samanns et al. (2020) は野生生物のための生息地連続性確保を行う理由として、州の道路管理者と利害関係者、規制メカニズム、資金の調達可能性が課題としてあげており、これらが主体が実行するうえでの成否を左右するとしている。

わが国では、EU のエコロジカル・ネットワーク計画を参考に、エコロジカル・ネットワーク計画が導入された。しかし、道路横断施設の計画は政策に位置づけられておらず、地方自治体や NPO により、ボトムアップで計画・実施される活動を支援し、多様な主体

の協働プロセス、土地の管理や土地取得のための誘導方策、野生哺乳類の保全技術としてマネジメントの方向性を示す必要がある。このような視点から、EU の Natura2000 ネットワークを達成するためのプログラムである LIFE programme を分析し、わが国で道路横断施設の計画を推進するための政策位置づけ、道路横断施設の設置による生息地連続性確保と利害関係者との協働・連携、誘導のための方策を明らかにし、わが国で参考となる施策と運用の方向性を示すことが必要である。

2. 道路の負の生態学的影響に関する既往研究

道路の野生哺乳類に対する正の生態学的影響は、路側帯の植生は野生哺乳類にとっての生息地として機能し、道路の法面や植樹帯は野生哺乳類のエコロジカル・コリドーとしても作用する (Forman 1995)。一方、負の生態学的影響としては、(a) 野生哺乳類のロードキルの発生 (シンク効果)、(b) 道路が障壁となり野生哺乳類が横断できないこと (バリア効果) による野生哺乳類の行動の改変や個体群の小規模化、(c) エッジ効果による生息地の改変、(d) 生息地の消失と質の低下、(e) 外来種の拡大、(f) 化学的環境 (重金属や塩分など)・物理的環境 (土壌、温度、光、塵、表流水、堆積作用など) の改変、(g) 人間の進入の増大による生息地の利用と改変などの様々な影響をもたらすことが知られている (Andrews 1990 ; Forman & Alexander 1998 ; Trombulak & Frissell 2000 ; Spellerberg 2002)。これら以外にも、道路の敷設によるエッジ効果により林縁を好むような種が誘引され、増加することで、ロードキルを増加させるなど、エコロジカル・トラップとしての影響も指摘されている (Andrews 1990)。

このような背景の中で、Forman et al. (2003) によって「Road Ecology : Science and Solutions」が出版され、その著書の中で道路生態学は、「自然環境と道路システムの関係を探求し、明らかにするもの」と定義され、道路建設と生物的、物理的な環境への影響とその代償あるいは強化するための技術について取りまとめられた。

道路による負の生態学的な影響は、長期的な時間累積的に作用し、個体群サイズを減少させる (図 2-2 ; Forman et al. 2003)。交通量が少ない (<2500 台/日) 場合、野生哺乳類の死亡する割合と道路を横断できない個体の割合 (バリア効果) が少ないため、道路を正常に横断できる野生哺乳類が多く、中程度の交通量 (2500~10000 台/日) では、死亡する個体の割合が高く、道路のバリア効果を受ける個体の割合が増加するため、横断に成功する割合が減少し、交通量が多い (> 10000 台/日) 場合は、個体の多くがバリア効果の影響を受けるため、死亡する割合も低い、横断に成功する個体の割合も低い (図 2-3 ; Andreas Seiler 未発表 ; Iuell et al. 2003)。バリアは、野生哺乳類が道路を横断できない個体の割合であり、行動追跡により個体の横断頻度が推定されている。

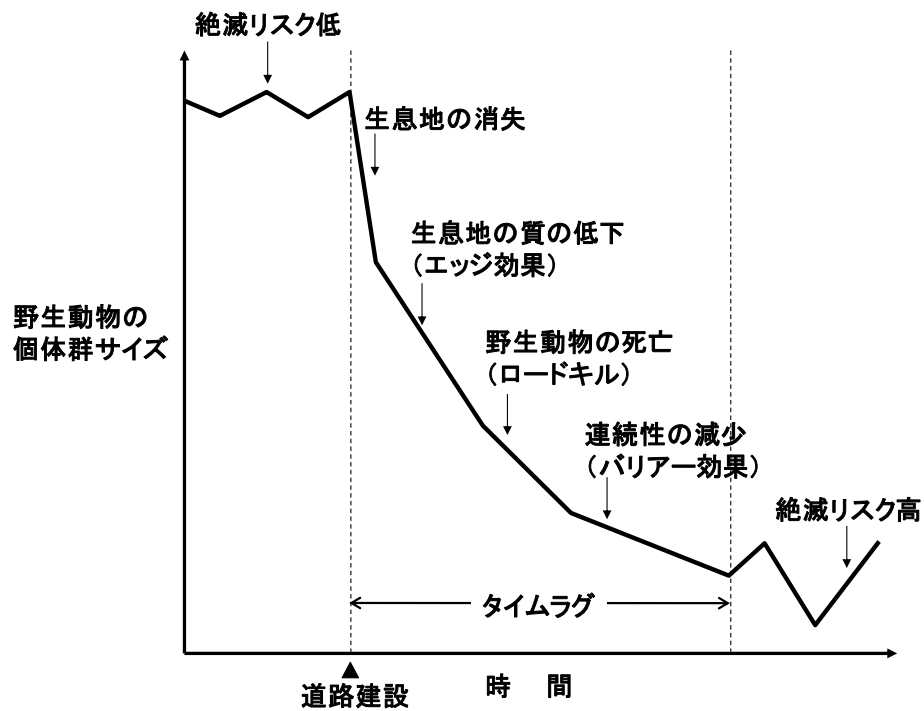


図 2-2 野生動物の個体群サイズに対する道路の生態学的影響と累積的な影響のタイムラグ (Forman et al. 2003 を改変)

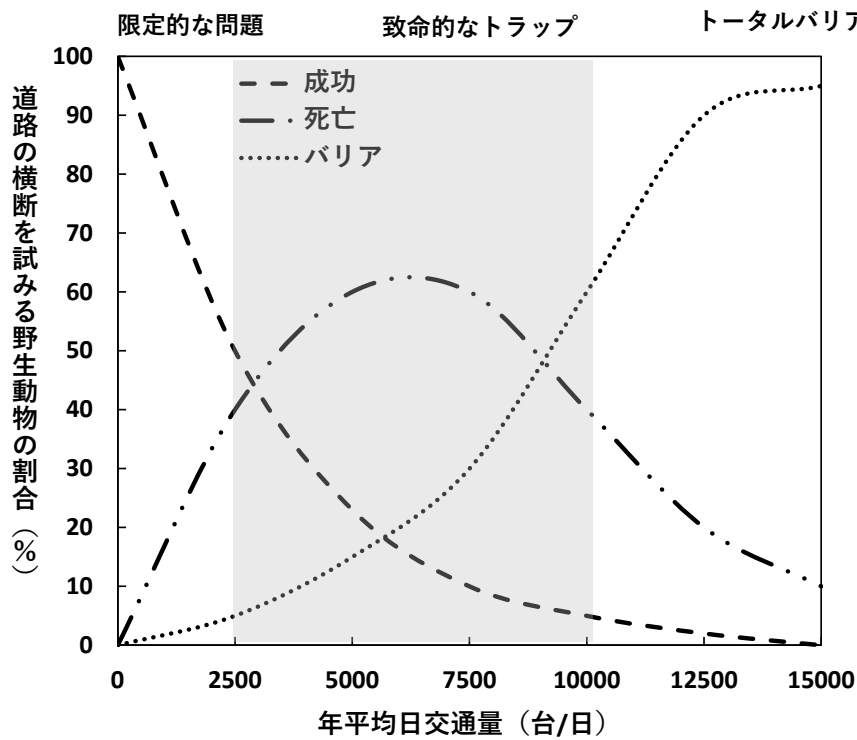


図 2-3 年平均交通量に対する野生動物の道路横断の成功割合，死亡率，バリアの関係 (Andreas Seiler 未発表, Iuell et al. 2003 改変)

道路の負の生態学的影響を受ける種は、生態学的特徴と道路/交通に対する特徴から示され、特に低い繁殖率を持つ種（No.1）、広面積要求性/低自然密度を持つ種（No.3）、高い多様な資源要求性を持つ種（No.5）、林内種（No.6）といった種において高いことが示されている（表 2-1；Forman et al. 2003）。

わが国では、「野生生物と交通」に関する論文において、1996 年以降増加傾向にあるが、エコロードやロードキルに関する論文が多く、「生息地+分断」に関する論文は少ない（図 2-4；浅利ら 2013）。そのため、わが国では生息地は点で保全されることが多く、線もしくは面でとらえた地域保全を行うような広い視点での研究を行う必要がある（浅利ら 2013）。

次の項で、道路による野生哺乳類の生息地分断化による生態学的影響として、ロードキルとバリア効果についての既往研究を整理した。

表 2-1 道路の負の生態学的影響を受ける種の脆弱性の特徴

（Forman et al. 2003 を改変）

道路の負の生態学的影響を受ける 種の脆弱性の特徴		道路あるいは交通の影響		
		道路死亡	生息地の消失/ 生息地の質の低下	生息地の分断化/ 連続性の低下
生態学的特徴	1. 低い繁殖率を持つ	×	×	×
	2. 高い潜在的な移動性を持つ	×		
	3. 広面積要求性/低自然密度を持つ	×	×	×
	4. 生息地ジェネラリストである	×		
	5. 高い多様な資源要求性を持つ	×		×
	6. 林内種である		×	×
道路/交通に対する特徴	7. 道路に誘引される	×		
	8. 道路を行動的回避する			×

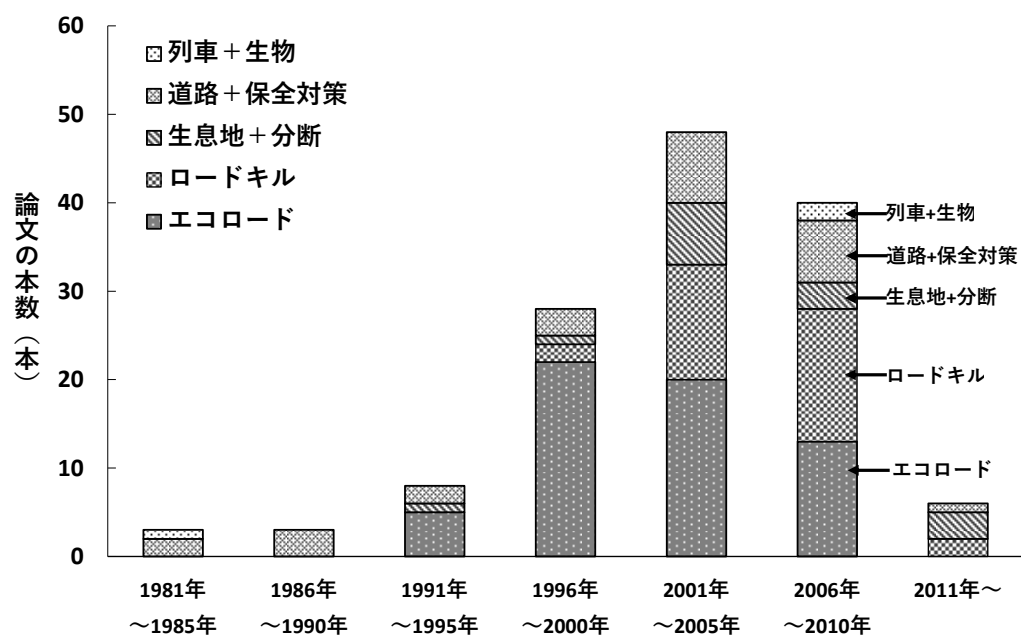


図 2-4 1981 年～2011 年までの「野生生物と交通」に関する論文の件数
(浅利ら 2013 を改変)

3. 野生哺乳類の生息地分断化による生態学的影響としてのロードキルとバリア効果に関する既往研究

(1) 野生哺乳類のロードキルに関する既往研究

世界的にロードキルに関する初期の研究では、野生哺乳類の生活史、年齢、性別とロードキルの発生要因との関係を分析した研究が行われた。例えば、ヨーロッパアナグマ *Meles meles* は、ロードキル数と季節変化、性別、体サイズとの関係が分析され、アナグマの繁殖にともなう行動の季節変化がロードキル発生の要因であることが明らかにされた (Davies et al. 1987)。また、道路の物理的要因として、交通量とロードキル数の関係が解析された (Clarke et al. 1998)。道路周辺の環境要因として、道路周辺の土地利用と小・中型哺乳類のロードキルの分布との関係が解析された研究 (Main & Allen 2002) などがある。一方で、わが国における野生哺乳類のロードキルに関する研究は、研究対象となる種は交通安全上問題となる種や、絶滅危惧種として保全上重要な種についてである。そのため、保全対象となる種が限られており、ロードキルの発生に関する一般性については明らかにされていない。

わが国における野生哺乳類のロードキルに関する初期の研究は、北海道においてエゾシカ *Cervus nippon yezoensis* の列車事故、交通事故が調査された。エゾシカのロードキル、レールキルは、1989 年から 1993 年にかけて 2 倍近くに増加し、特に、釧路・根室においてその発生率が高く、繁殖活動の活発になる秋と春に越冬地付近で発生率が高いことが明らかにされた (大泰司ら 1998)。ホンダタヌキ *N. p. viverrinus* のロードキルは、移動・分散が高まる成獣の交尾期と亜成獣の分散期において発生率が高く、当歳個体のロードキルが多い (木下・山本 1993; 後藤ら 1998)。エゾタヌキ *N. p. albus* のロードキルの発生においても同様の傾向が報告されている (荒木ら 2006; 阿部 2007)。

沖縄では、イリオモテヤマネコ *Mayailurus iriomotensis* のロードキル発生は、繁殖行動と関連があり、オスは繁殖期の冬から春、メスは育仔期の夏に多く、ロードキルに遭った小動物を餌とする幼獣が 2 次的なロードキルに遭うことが明らかにされた (岡村ら 2003)。また、玉那覇ら (2017) は、2011 年から 2017 年までの 6 年間、絶滅危惧種ケナガネズミ *Diplothrix legata* のルートセンサスを行い、ロードキル発生リスクマップにもとづいた対策の提言を行った。対馬では、ツシマヤマネコ *Prionailurus bengalensis* は、イリオモテヤマネコ同様に繁殖行動や年齢による影響と運転者や道路環境の構造など社会的な要因が指摘されている (前田ら 2008)。

近年、ロードキルデータは、野生哺乳類の広域スケールでの密度インデックスマップを導き出すためのデータソースとして活用されている (Tatewaki & Koike 2018)。

以上のように、国外におけるロードキルの研究は、様々な分類群やランドスケープについて多様な生態学的、物理的な要因の解明が行われてきた。しかし、わが国では、ニホンジカとタヌキ、イリオモテヤマネコとケナガネズミといった、限られた種についてのみ詳細な研究が行われており、その他の絶滅危惧種や普通種のロードキルの発生要因について実証的

な研究事例はほとんど行われていない。そのため、野生哺乳類の各種に適した道路横断施設の構造を検討するための科学的な知見が限られている。

(2) 野生哺乳類のバリア効果に関する既往研究

バリア効果は、野生哺乳類の行動と大きな連続的な個体群を局所個体群に分断化し、個体群間の再移入を制限することにより、遺伝的なヘテロ接合度や多型の低下をもたらすとされている (Merriam et al. 1989)。道路による野生哺乳類のバリア効果は、道路幅員によって分類群、種の横断可能性が異なる (Oxley et al. 1974)。また、道路によって分断された地上性移動性哺乳類の個体群間の移動が減少あるいは阻害される (Marder 1984 ; Marder et al. 1990)。アメリカクロクマ *Ursus americanus* では、電波発信機を装着して行動を追跡することにより、道路の横断頻度と交通量や道路密度と関連性を調査された。アメリカクロクマは、交通量の多い高速道路は横断せず、行動圏内の道路密度が高まると低い道路密度の地域に行動圏をシフトすることが報告された (Brody & Pelton 1989)。また、ボブキャット *Lynx rufus* は舗装道路をあまり横断しないこと、道路の周囲 100m以内を生息地として選好しないことが明らかにされた (Lovallo & Anderson 1996)。ハタネズミ *Clethrionomys glareolus*, キクビアカネズミ *Apodemus flavicollis*, ヨーロッパトガリネズミ *Sorex araneus* では、行動と道路幅員、交通量との関係が調査され、3種とも道路の横断により行動が阻害され、①道路横断率に種間差があること、②狭い道路のほうが横断されやすいこと、③横断率に交通量は関係ないことが明らかにされた (Rico & Sedláček 2007)。近年、道路によって分断された野生動物個体群に対する遺伝的影響についての研究が増えつつある (Holderegger & Di Giulio 2010)。

わが国では、高速道路により分断された地域間でアカネズミ *Apodemus speciosus* の形態と遺伝的差異が分析され、酵素・蛋白質の型における差異が明らかにされた (吉田ら 1994)。それにより、道路による分断化が遺伝的多様性に影響を与えることが示された。埼玉県秩父において、国道周辺のツキノワグマ *Ursus thibetanus* の地域個体群の回復が遅れたため、国道がツキノワグマの移動においてバリアとして機能することが報告された (Ishida 2001)。また、園田ら (2014) は、糞抽出 DNA を用いて、道路により分断されたノウサギの生息地間の移動について調査し、糞 344 サンプルから 36 個体 (オス 28, メス 8) を確認し、道路両側において 4 個体の横断に制限されていることから、バリア効果の可能性を示した。

以上のように、道路によるバリア効果は、道路による交通量や道路幅員、道路密度の増加が野生哺乳類の移動・分散を阻害し、個体群における遺伝的交流や遺伝的多様性の低下をもたらす。このような道路の負の生態学的影響は、道路横断施設により野生哺乳類の生息地連続性を確保し、その影響を低減・代償することが必要である。

4. 野生哺乳類の道路横断施設に関する既往研究

(1) 国外における道路横断施設に関する既往研究

道路横断施設の構造は、利用が期待される目標種や種群にもとづいて選択される (Forman et al. 2003)。海外における道路横断施設は、大型哺乳類、小・中型哺乳類を対象とした施設であり、保全目標種（グループ）とした野生哺乳類が、モニタリングの結果からほぼ確認され、道路横断施設の有効性が示されている（表 2-2）。道路横断施設の効果を検証するため、野生哺乳類の利用状況がモニタリングされ、道路横断施設の構造（高さ、幅、長さ、開放性）や、周辺の景観要素、人間活動の影響により、利用状況が異なることが明らかにされた（Clevenger & Waltho 2000；Clevenger & Waltho 2005；Ng et al. 2004）。しかし、中型哺乳類はボックスカルバートやオーバブリッジのトンネル効果、構造との関係は明らかになっていない。Reed et al. (1975, 1981) は、道路横断施設に対するシカ類の選好性について、トンネル効果（トンネルの高さ×幅／長さ）によって検証し、開口部が大きく短いアンダーパスの選好性が高いことを明らかにした。

表 2-2 海外における保全目標種と道路横断施設
(Glista et al. 2009 に新たに引用文献を追加)

地域	ミティゲーション手段	目標種(グループ)	確認種	研究論文	保全目標種 分類
Alberta, Canada	アンダーパス、ボックスカルバート	大型哺乳類	エルク	Clevenger and Waltho(2000)	大型 哺乳 類
Alberta, Canada	アンダーパス	不明	有蹄類	Woods(1999) a	
Florida, USA	アンダーパス	フロリダパンサー	中型・大型哺乳類	Foster and Humphrey(1995) b	
Florida, USA	アンダーパス	フロリダパンサー	アライグマ、オジロジカ	Land and Lotz(1996) b	
Florida, USA	アンダーパス	クロクマ	ノウサギ	Roof and Wooding(1996) a	
Wyoming, USA	アンダーパス	シカ	有蹄類	Reed et al. (1975)	
Alberta, Canada	パイプカルバート(非排水用)	小・中型哺乳類	イタチ	Clevenger et al. 76)	小型・ 中型 哺乳 類
Tasmania	反射板、街灯、パイプカルバート	フクロネコ、タスマニアデビル	不明	Jones(2000) b	
Texas, USA	橋梁、ボックスカルバート	ボブキャット	ボブキャット	Cain et al. 77)	
Lyon, France	バットオーバーパス	コウモリ類	不明	Claireau et al. 2019	
Victoria, Australia	キャンビーブリッジ	ボッサム	Green-ringtail possum, Herbert-ringtail possum, Lemnoid-ringtail possum	Goosem et al. 2006	
Estado do Rio Grande do Sul, Brazil	キャンビーブリッジ	樹上性哺乳類	brown howler monkey, white-eared opossum, Porcupine	Birou et al. 2019	
Java, Indonesia	キャンビーブリッジ	スローロリス	スローロリス	Teixeira et al. 2013	不明
Alberta, Canada	アンダーパス、オーバース	不明	大型哺乳類	Clevenger(1998) a	
Catalonia, Spain	アンダーパス	不明	不明	Rosell et al.(1987) a	
Central Spain	カルバート	なし	小型哺乳類	Yanes et al.(1995) b	
Florida, USA	カルバート	不明	オジロジカ	Dodd et al.(2004)	
Montes de Toledo, Spain	カルバート、アンダーパス、オーバース	なし	不明	Rodriguez et al.(1998) a	
Netherland	オーバース	哺乳類	アカシカ	Van Wieren and Worm(2001) b	
Netherland	様々なタイプの横断施設	不明	ネズミ、モグラ	Veenbaas and Brandjes(1998) a	
New South Wales, Australia	アンダーパス	不明	不明	AMBS Consulting(1997) a	
New South Wales, Australia	トンネル	不明	小型・中型哺乳類	Hunt et al.(1987) b	
New South Wales, Australia	カルバート	不明	バンディクート	Taylor and Goldingay(2004) b	
New York, USA	様々なタイプのアンダーパス	不明	アライグマ	LaPoint et al.(2003) b	
Switzerland, Germany, France and Netherlands	オーバース	不明	ノロジカ	Keller(1999) b	
Switzerland, Germany, France and Netherlands	オーバース	不明	哺乳類	Pfister et al.(2004) b	
Upper Rhine, France	不明	不明	有蹄類	Ballon(1985) a	
Virginia, USA	アンダーパス	不明	大型哺乳類	Donaldson(2005) b	

研究論文の列のアルファベットのうち、aはForman et al.(2003)の引用文献を参照することを示し、bはGlista et al.(2008)の引用文献を参照することを示す。

スウェーデン南東部のヨーロッパハイウェイ上の長さ 80m×幅 29m のオーバークリッジでは、ヘラジカ *Alces alces* とノロジカ *Capreolus capreolus* がモニタリングされた。ノロジカはすべての年齢・性別でオーバークリッジを利用し、育児期のメスのヘラジカはオーバークリッジを利用しないことが明らかにされた (Olsson et al. 2008)。また、3 シーズン行ったヘラジカの GPS テレメトリーの結果は、道路横断施設を横断する頻度が 5~7 個体/年と示している (Olsson et al. 2008)。アメリカワイオミング州パインデール西部の Trapper's Point wildlife Overpass では、道路横断施設の設置前と設置後の時間的变化に対するブロングホーン *Antilocapra americana* の行動反応が調査され、時間経過とともに道路横断施設に対する順応を評価した (Seidler et al. 2018)。

中型哺乳類が道路横断施設を横断する要因として、テキサスの高速道路においてボブキャットの道路横断施設の利用に与える要因がカルバートの構造やカルバートに近接する植生をもとに分析された。その結果、ボブキャットの利用率が施設の開放性と近接する植生量と正の関連性を持つことが明らかにされた (Cain et al. 2003)。

コウモリ類についての研究事例は、ドイツのバーバーリア地方北部のヴェルツブルクに生息するヨーロッパチブコウモリ *Barbastella barbastellus* とベッヒシュタインホオヒゲコウモリ *Myotis bechsteinii* があり、電波発信機により採餌とねぐらの移動に対する道路の影響が調査された。その結果、ヨーロッパチブコウモリはボックスカルバートを横断したが、ベッヒシュタインホオヒゲコウモリには強いバリア効果が認められ、ほとんど横断しなかったと報告されている (Kerth & Melber 2009)。また、フランスにおいて、コウモリ用のオーバークリッジとして、Bat gantry (コウモリ用陸橋) がミティゲーションのために設置された。コウモリ利用がモニタリングされたが、陸橋の有無にかかわらず利用は同じであったことが報告されている (Claireau et al. 2019)。また、コウモリ類のアンダーパスの利用がモニタリングされ、ホオヒゲコウモリ属の一種 *Myotis* spp. は森林との連続性の高いアンダーパスを利用することが報告された (Laforge et al. 2019)。

樹林性哺乳類の道路横断施設の事例は、海外においても数少ない。オーストラリアでは、分断されたオフトクロモモンガ *Petaurus norfolcensis* の生息地をミティゲーションするため、飛翔して横断するためのポールが設置され、本種の移動が確認された (Ball & Goldingay 2008)。また、オーストラリアにおいて高速道路に Canopy bridge (樹幹横断橋) が設置された。その利用種をモニタリングしたところ Green-ringtail possum *Pseudochirops archeri*, Herbert-ringtail possum *Pseudochirulus herbertensis*, Lemuroid-ringtail possum *Hemibelideus lumuroides* など樹上性哺乳類の利用が確認された (Goosem et al. 2006)。熱帯雨林においては、森林の分断化にともなう樹上性哺乳類の移動補償のため樹幹横断橋が設置されている。西ジャワではスローロリス *Nycticebus javanicus* (Biro et al. 2019)、ブラジル南部のポルトアレグレ保護地域では brown howler monkey *Alouatta guariba clamitans*, white-eared opossum *Didelphis albiventris* や Porcupine *Sphiggurus villosus* (Teixeira et al. 2013) などが確認された。

これらの道路横断施設は、進入防止柵と併設されることにより野生哺乳類の道路進入を防ぎ、道路を横断する頻度を高める上で効果的とされている (Dodd Jr et al. 2004 ; Clevenger & Waltho 2005 ; van Bohemen 1998 ; Clevenger et al. 2001)。

(2) わが国における道路横断施設に関する既往研究

わが国における道路横断施設は、ボックスカルバート、オーバブリッジ、パイプカルバートなどコンクリート製の施設、これらの施設内に犬走り（写真 2—1）を設けたもの、さらに道路内への進入防止柵などが設置され、フェンスと地面の間をふさぐ方法が取られている（森崎 1997）。

北海道の斜里エコロードでは、エゾシカのロードキル対策として防鹿柵、アンダーパスの橋梁、開閉式ゲート、テキサスゲート、ワンウェイゲート、アウトジャンプが設置されている（原 2003）。アンダーパスの設置や進入防止柵などの設置は、エゾシカの交通事故を減少することが示されている（国土交通省北海道開発局網走開発建設部 HP）。

わが国では、1997 年に施行された環境影響評価法を受けて、環境保全措置がミティゲーションのひとつとして必須となった。公共事業を中心に道路横断施設が設置され、その事後調査が行われている。事後調査の一部として、野生哺乳類の道路横断施設の利用状況が数多くモニタリングされている（国土交通省国土技術政策総合研究所 2007）。そのモニタリングの成果として、宮崎県的高速道路では、野生哺乳類の道路横断施設の利用頻度と施設の構造、道路両側の土地利用との関係が分析された。その結果、施設の構造と道路両側の土地利用によって野生哺乳類の選好性に傾向がみられることを報告されている（川上ら 2002）。しかし、このような道路横断施設の道路横断施設の利用と環境要因との関連性の解析は、ほとんど行われていない。



写真 2—1 ボックスカルバート内の「犬走り」とホンドテン（国道 289 号線甲子道路）

表 2-3 に国内で実施された道路横断施設の代表的な事例を整理した。北海道帯広市の市道では、エゾリス *Sciurus vulgaris orientis* 用のエコブリッジ、帯広広尾道路では、エゾモモンガ *Pteromys volans orii* 用の横断支柱、渡し棒、誘致用足場が設置され、エゾリスやエゾモモンガの利用が確認されている（柳川ら 2004；浅利ら 2005；浅利 2008）。また、帯広広尾道路では、ボックスカルバート内にコウモリ用のボックスが設置され、コウモリの夏季のねぐらや哺育コロニーとしての利用が確認されている（柳川ら 2006）。山梨県大月市では、住宅団地への進入路上にエコブリッジが設置され、ニホンリス *Sciurus lis* の頻繁な利用が確認された（佐藤ら 2006）。山梨県の清里有料道路では、ヤマネ *Glirulus japonicus* の生息地が分断されたため、門型の道路標識に併設したヤマネブリッジが開発・設置された。ヤマネブリッジでは、ヤマネやヒメネズミ *Apodemus argenteus* の利用が確認されている（湊 1999）。しかし、ヤマネブリッジは樹上性哺乳類の移動に効果があるが、高価であるため、安価で構造が単純なヤマネ、ヒメネズミ、リスを対象としたアニマルパスウェイ（エコブリッジ）が開発された（岩本・大竹 2008）。また、アニマルパスウェイのガイドが、アニマルパスウェイを普及啓発するために出版された（一般社団法人アニマルパスウェイと野生生物の会 2017）。沖縄県西表島では、イリオモテヤマネコを対象として、100 基以上のボックスカルバートの設置が行われているが、ヤマネコのロードキルは完全には防げていない（岡村ら 2003）。

野生哺乳類の道路横断施設の利用は、構造や周辺の土地利用の影響だけでなく、施設の維持管理の影響もある。排水兼用のボックスにネコ走りが設置され、ヤマネコの利用が促進された（岡村ら 2003）。また、ボックスの入り口の草刈を行うことで、ヤマネコの利用が増加することから、構造だけでなくメンテナンスの重要性も指摘されている（岡村ら 2003；前田ら 2008）。

千葉県圏央道茂原第一トンネルにおいて、わが国では数少ないオーバーブリッジが中小型哺乳類を対象に設置された。施設のモニタリングの結果、主にホンダタヌキ、ニホンイノシシ *Sus scrofa*、ニホンノウサギの利用が確認された（平川ら 2017）。北海道東部の帯広広尾自動車道上に建設されたオーバーブリッジにおいて、周辺の森林に生息する哺乳類とオーバーブリッジを利用した種が比較された。その結果、主にニホンジカとキツネ *Vulpes vulpes* が継続して利用することが報告された（浅利・洲鎌 2019）。さらに、人間用と野生動物用のオーバーブリッジがモニタリングされ、中型哺乳類のアライグマ *Procyon lotor*、キツネ、タヌキおよび大型の哺乳類であるニホンジカの利用が確認された。そのため、野生動物用のオーバーブリッジは、人間用のオーバーブリッジに比べ種多様性が高いことが示された（Asari et al. 2020）。

このように、国内外において、野生哺乳類の交通事故防止あるいは絶滅危惧種の生息地の連続性を確保するための技術として、道路横断施設が地域ごとに計画され、設置されてきた。しかし、野生哺乳類保全を目的とした道路横断施設の構造や設置環境が解明されるような研究は行われてこなかった。わが国では、生息地の分断要因となるロードキルやバリア効果

についての研究は限られた種についてのみ行われており、多くの種の調査は行われていない。地域ごとに保全目標種に適した道路横断施設が設置されるためには、個々の野生哺乳類の行動にもとづいて、施設に対するレスポンスが明らかにされることが有効である。しかし、個々の種に対するバリア効果が解明され、その影響を低減・代償する道路横断施設の技術的な方法論を明らかにするには膨大な時間と労力がかかる。そのため、すでに実施された既存施設をモデルとして、道路周辺に生息する野生哺乳類と生息種の道路横断施設の利用との関係から、多様な種が利用する道路横断施設の構造や立地特性が解明され、その成果が既存施設の改良や新規で計画される施設へ適応されることが必要である。

表 2-3 国内における保全目標種と道路横断施設

地域	道路横断施設	付帯施設	保全目標種(グループ)	確認種	参考文献	保全目標種分類
北海道	ボックスカルバート	バットボックス	コウモリ類	コウモリ類	柳川ら(2006)	小型哺乳類
北海道	エコブリッジ	—	エゾリス	エゾリス	国土技術政策総合研究所緑化生態研究室(2007)	小型哺乳類
北海道	ボックスカルバート	モモンガ用ジャンプ台等	エゾモモンガ	エゾモモンガ、ネズミ類	柳川ら(2004)、浅利ら(2005)	小型哺乳類
山梨県	エコブリッジ	—	ニホンリス	ニホンリス	佐藤ら(2006)	小型哺乳類
山梨県	エコブリッジ	—	ヤマネ	ヤマネ、ヒメネズミ	渡(1999)	小型哺乳類
千葉県	オーバブリッジ	侵入防止柵等	中型哺乳類	ホンドタヌキ、ニホンイノシシ、ニホンノウサギ等	平川ら(2017)	中型哺乳類
大分県	オーバブリッジ	植栽	ニホンザル	不明	国土技術政策総合研究所緑化生態研究室(2007)	中型哺乳類
鹿児島県	ボックスカルバート	—	ツシマヤマネコ	ツシマヤマネコ、ツシマテン、ネズミ類等	前田ら(2008)	中型哺乳類
沖縄県	ボックスカルバート	—	イリオモテヤマネコ	イリオモテヤマネコ	岡村ら(2003)	中型哺乳類
北海道	橋梁	侵入防止柵等	ニホンジカ	ニホンジカ	国土技術政策総合研究所緑化生態研究室(2007)	大型哺乳類
北海道	オーバブリッジ	—	ニホンジカ	ニホンジカ、キツネ	浅利・洲端(2019)	大型哺乳類
秋田県、宮城県	ボックスカルバート	—	カモシカ等	カモシカ、キツネ、ノウサギ等	国土技術政策総合研究所緑化生態研究室(2007)	大型哺乳類
福島県	橋梁、ボックスカルバート	侵入防止柵等	哺乳類全般	キツネ、テン、ノウサギ等	園田ら(2010)	哺乳類全般
栃木県	橋梁、ボックスカルバート	侵入防止柵等	哺乳類全般	ニホンジカ	国土技術政策総合研究所緑化生態研究室(2007)	哺乳類全般
山梨県	橋梁、ボックスカルバート、パイプカルバート	—	哺乳類全般	キツネ、テン、ノウサギ等	国土技術政策総合研究所緑化生態研究室(2007)	哺乳類全般

5. 本研究の新規性と期待される成果

道路による野生哺乳類の生息地の分断化は、道路生態学の発展とともに重要な課題である。わが国において、エコロジカル・ネットワーク計画が政策において位置づけられた。また、新設道路事業では、環境影響評価にもとづく環境保全措置として、道路横断施設が設置されてきた。しかし、既設道路においては、供用後の道路の負の生態学的影響に対して、環境影響評価法にもとづく環境保全措置が建設される強制力がない。一部の絶滅危惧種では生物多様性保全のために道路横断施設が設置され、また、ロードキルを引き起こす種では、交通安全のため交通事故防止を目的とした道路横断施設の設置が行われている。そのため、既設道路を対象として、野生哺乳類に対する負の生態学的影響を代償・低減し、生息地連続性を確保するための道路横断施設が計画されることが必要である。

既設道路によって分断された野生哺乳類の生息地において、生息地連続性確保のための道路横断施設が計画・実施されるためには、保全目標種に適した道路横断施設の構造や設置環境の技術的な方法論を示すことが必要である。また、脇田（2015）における、「規制的手法」、「社会的・文化的手法」、「技術的手法」の視点から、道路横断施設の計画が施策に位置付けられ、主体や利害関係者が協働・連携し、計画を誘導するためのインセンティブを示すことが必要である。

以下に本研究の新規性と期待される成果を記述した。

（1）本研究の新規性

わが国において、野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の計画が施策に位置づけられておらず、地方自治体やNPOは、ボトムアップで道路横断施設を計画・実施してきた。そのため、このようなボトムアップによる保全活動を支援するための方策が必要である。そこで、EUの政策であるNatura2000ネットワークにおいて、ボトムアップで実施された野生哺乳類の道路横断施設に関するプロジェクトを分析した。政策的な視点での新規性は、わが国の道路横断施設の計画・実施を支援するための施策のあり方や利害関係者の協働・連携、計画を誘導する方策を明らかにするところにある。

技術的な視点では、広域スケールで保全目標種や道路横断施設を計画し、エコロジカル・ネットワーク計画を達成する方策と事業レベルで地域に生息する野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設のサイズや形状、設置環境を明らかにした。これらの成果は、わが国における道路横断施設の計画のためのガイドラインを示すための基礎的な知見として重要な意義がある。

（2）本研究で期待される成果

EUでは、Natura2000ネットワーク推進を目的として、協調融資にもとづいてボトムアップ的な活動であるLIFE programmeが実施されている。わが国における道路横断施設の計画の参考とすべき事例として、各国で実施された野生哺乳類を対象とした移動経路の保

全、回復プロジェクトの目的、内容、成果を体系的に分析し、保全対策と運用実態を明らかにした。さらに、Natura2000 ネットワークにおける道路横断施設の計画の政策的位置づけを明らかにし、わが国で実施された道路横断施設のプロジェクトに関わる施策と運用実態を比較した。その成果にもとづいて、わが国のボトムアップで計画・実施される道路横断施設の計画を支援するため、参考となる政策や運用方法を明らかにした。それにより、野生哺乳類における道路横断施設の計画を施策に位置づけ、主体と利害関係者間を保全に誘導するための方策を提案することができる。

技術的な視点では、野生哺乳類の生息地である森林や保護区を分断する道路の交通量を分析し、全国的な道路のバリア効果の影響を明らかにした。また、全国に建設された道路横断施設の設置環境、保全目標種、道路横断施設タイプの関連を分析した。本成果は、今まで対処症的に実施されてきた道路横断施設の計画に対して、道路のバリア効果に配慮した道路横断施設の計画を提案することができる。また、生物地理区の異なる地域で施工された道路横断施設を事例として、地域に生息する野生哺乳類の局所個体群が利用可能な道路横断施設の構造や設置環境を解明し、事業レベルでの道路横断施設の技術的な解決策と統計モデルからモデルベースの生息地連続性確保のための手法を提案することができる。

6. 論文の構成

本論文は全6章から構成される（図2-5）。

第3章第1節では、欧州委員会（Europe Commission；EC）のLIFE Programmeに採用された野生哺乳類の移動経路を保全、回復するプロジェクトについて、プロジェクトシートへの記載内容（プロジェクトの背景、目的、成果）についてテキストマイニングによる内容分析を行った。その結果として、野生哺乳類の道路横断施設のプロジェクトの運用について政策、生物多様性保全上の位置づけや利害関係者との協働・連携、普及啓発のプロセスについて体系的な分析を行った。また、わが国における野生哺乳類のための道路横断施設に関するプロジェクトとの比較を行い、施策と運用、その誘導のための課題を示した。

第3章第2節では、第1節の成果から、EUのNatura2000 ネットワークにおける政策や運用における実態とわが国のエコロジカル・ネットワーク計画に関わる自然環境保全政策、主体と利害関係者の活動、資金に関わる政策を比較し、日本における道路横断施設の計画における課題を考察した。

第4章第1節では、日本における野生哺乳類の生息地と保護区の道路による分断化の現状を交通量と幅員との関連から明らかにした。さらに、事業者が行った調査報告書や事業者への聞き取りにもとづいて、わが国において実施された道路横断施設の設置環境（森林の連続性）、保全目標種、道路横断施設のタイプ、事後調査の現状を明らかにした。その結果から、日本における広域スケールでの道路横断施設の計画における課題を分析した。

第4章第2節では、第4章第1節で調査した事例の中から、生物地理区と路線内での道路横断施設利用の比較を行うことを目的として、北海道と山梨県の事例を選定し、周辺に

生息する種と道路横断施設の利用の関連性、野生哺乳類の利用と道路横断施設の構造、ランドスケープ要因との関連性を分析した。野生哺乳類の利用に影響する要因を正準相関分析（Canonical Correspondence Analysis；CCA）モデルにより分析し、統計モデルを作成した。得られた成果から、事業レベルでの局所的な個体群が利用可能な道路横断施設の構造や設置環境について検討を行った。

第4章第3節では、第4章第2節の成果について、EUの道路横断施設ガイドラインをもとに、わが国における道路横断施設の構造や設置環境の参考となる技術的な知見について考察を行った。

第5章において、わが国における道路横断施設の計画を推進するための施策と運用方法、誘導するための方策、道路横断施設に関わる技術的解決策の提案を行った。

第6章においては、第3章から第5章まで得られた成果を結論としてまとめた。

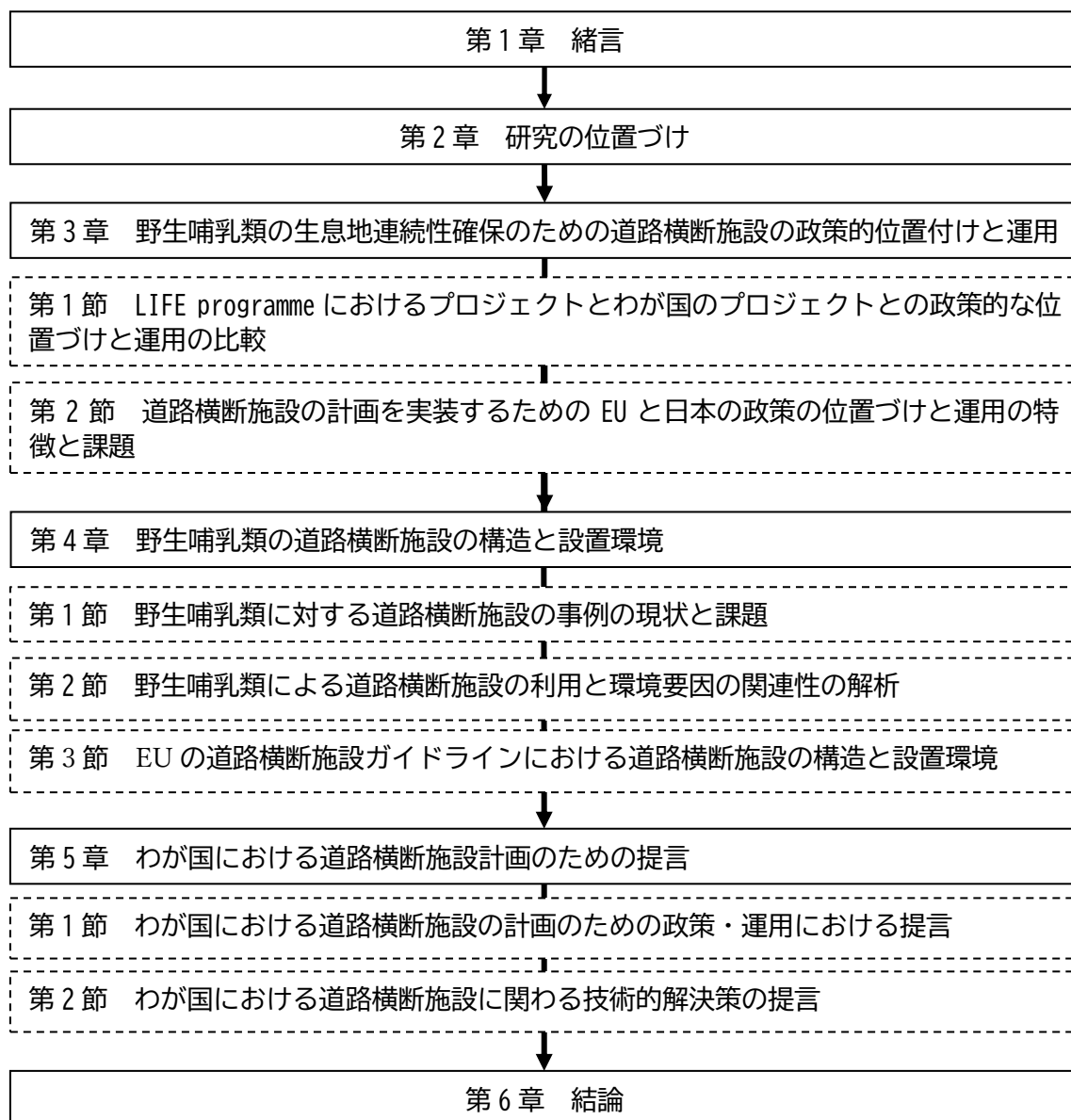


図 2-5 本論文の構成

引用文献

- 1) 阿部豪 (2007) : エゾタヌキのロードキル増加要因の解明 : 道路と自然 134,36-39
- 2) Andrews, A. (1990): Fragmentation of habitat by roads and utility corridors—A review: Australian Zoologist 26(3&4), 130-141.
- 3) 荒木奈津子・野呂美紗子・Buhe Aosier・赤坂宗光・吉村暢彦 (2006) : 自然環境要因からみたエゾタヌキのロードキルの傾向 : 「野生生物と交通」研究発表会講演要旨集 5, 11-16.
- 4) Asari Y., M. Noro, Y. Yamada and R. Maruyama (2020) Overpasses intended for human use can be crossed by middle and large-size mammals : Landscape and Ecological Engineering 16, 63–68.
- 5) 浅利裕伸 (2008) : 狭小林地におけるエゾモモンガの生態と保全に関する研究 : 岩手大学博士論文, 91pp.
- 6) 浅利裕伸・柳川久・岩永将史・宮西功喜 (2005) : 北海道帯広市のモモンガ用道路横断構造物のモニタリング (第2報) : 「野生生物と交通」研究発表会講演要旨集 4, 55-60.
- 7) 浅利裕伸・洲鎌有里 (2019) : 北海道東部に建設された野生動物用オーバーパスの利用種および季節変化 : 土木学会論文集G (環境) 75(1), 30-33.
- 8) 浅利裕伸・鹿野たか嶺・谷崎美由記・野呂美紗子・山田芳樹・柳川久 (2013) : 野生生物と交通に関する論文の傾向 : 「野生生物と交通」研究発表会講演論文集 12, 39-47.
- 9) Ball, T. M. and R. L. Goldingay (2008) : Can wooden pole be used to reconnect habitat for a gliding mammal?: Landscape and Urban Planning 87, 140-146.
- 10) ベネット, グラハム (1991) : エコロジカル・ネットワークー環境軸は国境を越えてー : 日本生態系協会, 116pp.
- 11) Biro, H., M. Campera, M. A. Imron, K.A.I. Nekaris (2019) : Artificial canopy bridges improve connectivity in fragmented landscapes: The case of Javan slow lorises in an agroforest environment : American Journal of Primatology e23076.
- 12) Blicharska, M., E.H. Orlikowskac, J.M. Roberge, M. Grodzinska-Jurczakf (2016): Contribution of social science to large scale biodiversity conservation: A review of research about the Natura 2000 network, Biological Conservation 199, 110-122.
- 13) Brody, A.J. and M.R. Pelton (1989) : Effect of roads on black bear movement in western North Carolina: Wildlife Society Bulletin 17, 5-10.
- 14) Business and Biodiversity Offset Program(BBOP)(2012): 生物多様性オフセットに関するBBOPスタンダード: 東北大学生態適応グローバルCOE環境機関コンソーシアム, 25pp.
- 15) Cain, A.T., V.R. Tuovila, D.G. Hewitt and M.E. Tewes (2003) : Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas: Biological Conservation 114,189-197.
- 16) Claireau, F., Y. Bas, S.J. Puechmaille, J.F. Julien, B. Allegrini, C. Kerbiriou (2019) : Bat overpasses: an insufficient solution to restore habitat connectivity across roads : Journal of Applied Ecology 56, 573–584.

- 17) Clarke, G.P., P.C. L. White and S. Harris (1998) : Effect of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England: Biological Conservation 86, 117-124.
- 18) Clevenger, A.P., B. Chruszcz and K.E. Gunson (2001) : Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions: Wildlife Society Bulletin 29, 646-653.
- 19) Clevenger, A.P. and Waltho, N. (2000): Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta Canada: Conservation Biology 14, 47-55.
- 20) Clevenger, A.P. and Waltho, N. (2005): Performance indices to identify attributes of highway crossing structure facilitating movement of large mammals: Biological Conservation 121, 453-464.
- 21) Davies, J.M., T.J. Roper and D.J. Shepherdson (1987) : Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles*) : Journal of Zoology, London 211, 525-529.
- 22) Dodd Jr., C.K., W.J. Barichivich and L.L. Smith (2004) : Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida: Biological Conservation 118, 619-631.
- 23) e-Gov homepage(a): 絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律（平成四年法律第七十五号） : https://elaws.e-gov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=404AC0000000075: 2020.05.17 参照
- 24) e-Gov homepage(b): 生物多様性基本法（平成二十年六月六日法律第五十八号） : https://elaws.e-gov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=420AC1000000058, 2020.05.17 参照
- 25) European commission (2009): the LIFE Programme Final Report Part 4: Thematic analysis – Nature: COWI 100pp.
- 26) Forman, R.T.T. (1995): Land Mosaics—The ecology of landscape and regions: Cambridge University Press, 632pp.
- 27) Forman, R.T.T. and Alexander, L.E. (1998): Road and their major ecological effects: Annual Review of Ecological System 29, 207-231.
- 28) Forman, R.T.T., Sperling, D.J., Bissonette, A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine, T. and Winter, T.C. (2003): Road Ecology—science and solutions: Island press, 504pp.
- 29) 福田秀志・白川琢朗・堀寄雄暉 (2018) : 日本福祉大学「ふくしの森」における知多半島の象徴種であるキツネ (*Vulpes vulpes*) の生息状況 – 「緑の回廊」形成前後のキツネの生息状況の変化 – : 知多半島の歴史と現在 22, 73–81.
- 30) Glista, D.J., T.L. DeVoult and J.A. DeWoody (2009): A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways: Landscape and Urban Planning 91, 1-7.
- 31) Goosem M., Weston N. and Bushnell S. (2006): Effectiveness of rope bridge arboreal overpass and faunal underpasses in providing connectivity for rain forest fauna: In proceedings of the

2005 International Conference on Ecology and Transportation.

- 32) 後藤忍・盛岡通・藤田壮 (1998) : 市街地における生態ネットワーク特性評価システムに関する調査研究 : 環境システム論文集 26, 605-610.
- 33) 原文宏 (2003) : エゾシカのロードキル対策に関する計画及び設計方法 : 国際交通安全学会誌 28(3), 55-62.
- 34) 平川颯也・麻生海斗・細川迭男・倉本宣 (2017) 圏央道茂原第一トンネル上部の哺乳類による利用日本緑化工学会誌 43 (1) , 310-313.
- 35) Holderegger, R. and Di Giulio, M. (2010) : The genetic effect of roads: A review of empirical evidence: Basic and Applied Ecology 11, 522-531.
- 36) 一般社団法人アニマルパスウェイと野生生物の会編 (2017) 「アニマルパスウェイ製作・建設ガイド ver.1 : 一般社団法人アニマルパスウェイと野生生物の会 120 pp.
- 37) Ishida, K. (2001): Black bear population at the mountain road construction area in Chichibu, Central Japan: Bulletin of the Tokyo University Forests 105, 91-100.
- 38) IUCN 日本委員会 (2015) : 生物多様性保全の新たな潮流～民間保護地域の今とこれから～ : 国際自然保護連合日本委員会, 24pp.
- 39) Iuell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavác, V., Keller, V., B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørsløv, N. and Wandall, B.M. (Eds.) (2003) : Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions : European Co-operation in the Field of Scientific and Technical Research, 172pp.
- 40) 岩本和明・大竹公一 (2008) : 第 6 章建設業界における環境 NGO との協働ーヤマネ等のためのアニマルパスウェイへの取り組み (日本経済団体連合会自然保護協議会編 環境 CSR 宣言企業と NGO), 同文館 260pp.
- 41) 角谷拓・赤坂宗光・藤田卓・伊藤俊哉・勝又聖乃・三輪隆・竹内やよい・山野博哉 (2017) : 民間で維持される保護地域の評価と拡充の重要性 : 保全生態学研究 22, 241-249.
- 42) 環境省生物多様性センターホームページ : 絶滅危惧種情報, レッドリスト : 環境省生物多様性センターホームページ http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_top.html, 2020.5.7 参照
- 43) 環境省自然環境局 (2008) : 全国エコロジカル・ネットワーク構想の策定について : <https://www.biodic.go.jp/biodiversity/activity/policy/econet/21-1/index.html>
- 44) 環境省自然環境局 (2012) : 平成 23 年度生物多様性評価の地図化に関する検討調査業務報告書 : 自然環境研究センター 253pp.
- 45) 川上篤史・角湯克典・並河良治・若狭喜弘・七里浩志 (2002) : 道路横断施設を利用する中型哺乳類の傾向について : 環境システム論文集 30, 297-302.
- 46) Kerth, G. and M. Melber (2009) : Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species: Biological Conservation 142, 270-279.
- 47) 木下あけみ・山本祐治 (1993) : 川崎市域のホンダヌキ調査 (II) : 川崎市青少年科学館紀要 4, 45-50.

- 48) 国土交通省北海道開発局網走開発建設部ホームページ：斜里エコロード：
<http://www.ab.hkd.mlit.go.jp/index.html>, 2010.5.21 更新, 2010.5.26 参照
- 49) 国土交通省国土技術政策総合研究所 (2007) :国土技術政策総合研究所資料 No.393-395 道路環境影響評価の技術手法 (別冊事例集 動物, 植物, 生態系) : 国土技術政策総合研究所, 503pp.
- 50) Laforge, A., F. Archaux, Y. Bas, N. Goux, F. Calatayud, T. Latge and L. Barbaro (2019) : Landscape context matters for attractiveness and effective use of road underpasses by bats : Biological Conservation 237, 409-422.
- 51) Lovallo, M. J. and E. M. Anderson (1996) : Bobcat movements and home ranges relative to roads in Wisconsin: Wildlife Society Bulletin 24, 71-76.
- 52) Mader, H.J. (1984) : Animal habitat isolation by roads and agricultural fields: Biological Conservation 29, 81-96.
- 53) Mader, H.J., C. Schell and P. Kornacker (1990) : Linear barriers to arthropod movements in the Landscape: Biological Conservation 54, 209-222.
- 54) 前田剛・茂木周作・檜山智嗣・上山剛司・大谷雄一郎・佐々木真二郎・村山晶・杉谷篤志 (2008) : ツシマヤマネコの交通事故の現状と対策—既設カルバートの利用状況調査にもとづく交通事故対策の検討 : 「野生生物と交通」研究発表会 7, 97-104.
- 55) Main, M. B. and G. M. Allen (2002) : Landscape and seasonal influences on roadkill of wildlife in southwest Florida: Florida Scientist 65, 149-158.
- 56) McKenney, B. A. and J. M. Kiesecker (2010) : Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks: Environmental Management 45(1), 165-76.
- 57) Merriam, G., K. Michal, E. Tsuchiya and K. Hawley (1989) : Barrier as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes: Landscape Ecology 29, 227-235.
- 58) 湊秋作 (1999) : 森の動物との共生—ヤマネブリッジ : 道路と自然 104, 40-42.
- 59) 宮崎正浩 (2014) : 日本における生物多様性バンキングの可能性 —TEEB 報告書をもとにした考察— : 環境経済・政策研究 7(1), 58-62.
- 60) 宮崎正浩・靱井まり (2009) : 生物多様性に対する企業の社会的責任--環境の持続可能性の視点からの考察 : 跡見学園女子大学マネジメント学部紀要 8, 147-163.
- 61) 森崎耕一 (1997) : 高速道路の自然環境保全—エコロードを目指して— : 土と基礎 45(1), 4-6.
- 62) 野寄弘道・氷鮑揚四郎 (2009) 「緑の回廊」政策の現状と今後の課題—「四国山地緑の回廊」の事例から— : 地域学研究 39(3), 699-708.
- 63) Ng, S. J., J. W. Dole, R. M. Sauvajot, S. P. D. Riley and T. J. Valone (2004) : Use of highway undercrossings by wildlife in southern California: Biological Conservation 115, 499-507.
- 64) 岡村麻生・鱸雅哉・伊澤雅子・土肥昭夫・坂口法明・辺土名朝洋・具志堅篤・玉城米吉 (2003) :

イリオモテヤマネコの交通事故とその防止に向けての試み：「野生生物と交通」研究発表会講演要旨集 2, 67-74.

- 65) Olsson, M. P. O., P. Widen and J. L. Larkin (2008) : Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden: Landscape and Urban Planning 85, 133-139.
- 66) 大泰司紀之・井部真理子・増田泰編 (1998) : 野生動物の交通事故対策 - エコロード事始め - : 北海道大学図書刊行会, 191pp.
- 67) Oxley, D. J., M. B. Fenton and G. R. Carmody (1974) : The effects of roads on populations of small mammals: Journal of Applied Ecology 11, 51-59.
- 68) 小山明日香・岡部貴美子 (2017) 生物多様性オフセットによるノーネットロス達成の生態学的課題：森林総合研究所研究報告 16 (2), 61-76.
- 69) Reed, D.F., Woodard, T.N. and Pojar, T.M. (1975): Behavioral responses of mule deer to a highway underpass: Journal of Wildlife Management 39, 361-367.
- 70) Reed, D.F. (1981): Mule deer behavior at a highway underpass exit: Journal of Wildlife Management 45, 542-543.
- 71) Rico, A., P. Kindlmann and F. A. Sedláček (2007) : Barrier effects of roads on movements of small mammals: Folia Zoologica 56, 1-12.
- 72) Samanns, E., P. Baigas, R. Ament, M. P. Huijser (2020) : Valuing Wildlife Crossings and Enhancements for Mitigation Credits: National Cooperative Highway Research Program (NCHRP) 25-25, Task 117, 110pp.
- 73) 佐藤暁子・米村惣太郎・亀山章 (2006) : ニホンリス (*Sciurus lis*) の生息環境におけるエコブリッジの効果：日本緑化工学会誌 32(1), 32-37.
- 74) Seidler, R.G., D.S. Green and J.P. Beckmann (2018): Highways, crossing structures and risk: Behaviors of Greater Yellowstone pronghorn elucidate efficacy of road mitigation: Global Ecology and Conservation 15, e00416.
- 75) 園田陽一・中村匡聡・松江正彦・久保満佐子・上野裕介・栗原正夫 (2014) : 糞抽出 DNA 分析による個体識別法の道路環境アセスメントへの適用可能性：土木学会論文集 G (環境) 70(6), II_341-II_350.
- 76) Spellerberg, I.F. (2002): Ecological effects of roads: Science publishers Inc., 251pp.
- 77) Tsiafouli M.A., E. Apostolopoulou, A.D. Mazaris, A.S. Kallimanis, E.G. Drakou and J.D. Pantis (2013): Human activities in Natura 2000 sites: a highly diversified conservation network: Journal of Environmental Management 111, 1025-33.
- 78) Tatewaki, T. and F. Koike (2018) : Synoptic scale mammal density index map based on roadkill records. Ecological Indicators 85, 468-478
- 79) 高橋俊守 (2008) : 欧州大陸におけるエコロジカルネットワークの策定に関する研究：ランドスケープ研究 71 (5), 899-902.

- 80) 玉那覇彰子・向真一郎・吉永大夢・半田瞳・金城貴也・中谷裕美子・仲地学・金城道男・長嶺隆・中田勝士・山本以智人・亘悠哉 (2017): 沖縄島における絶滅危惧種ケナガネズミのロードキル発生リスクマップの作製および対策への提言: 哺乳類科学 57(2), 203-209.
- 81) Teixeira, F. Z., Rodrigo Cambará Printes, João Cláudio Godoy Fagundes, André Chein Alonso and Andreas Kindel (2013): Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes: Biota Neotropica 13, 117-123.
- 82) Trombulak, S.C. and Frissell, S.A. (2000): Review of ecological effect of roads on terrestrial and aquatic communities: Conservation biology 14, 18-30.
- 83) van Bohemen, H. D. (1998): Habitat fragmentation, infrastructure and ecological engineering: Ecological Engineering 11, 199-207.
- 84) 脇田健一 (2015): 地域環境ガバナンスにおける多様なコミュニケーション: 都市社会研究 7, 67-88.
- 85) 山川俊和 (2007): EU 環境政策の財政的側面に関する予備的考察: 環境財政機構 (LIFE) を中心に: 一橋研究 32(3), 69-78.
- 86) 柳川久・浅利裕伸・岸田久美子・木村誠一・北清竜也 (2004): 北海道帯広市のモモンガ用道路横断構造物とそのモニタリング: 「野生生物と交通」研究発表会講演要旨集 3, 13-18.
- 87) 柳川久・滝本育克・立神雅宣・宮西功喜・岩永将史・齋藤裕 (2006): 北海道帯広市のコウモリ用エコボックスカルバートとそのモニタリング: 「野生生物と交通」研究発表会講演要旨集 5, 49-56.
- 88) 吉田元一・鈴木茂忠・小野珠乙 (1994): 高速道路により分断された地域のアカネズミの形態・遺伝学的差異: 信州大学農学部紀要 31(2), 109-124.

第3章 野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の政策的位置づけと運用

第1節 LIFE programmeにおけるプロジェクトとわが国のプロジェクトとの政策的な位置づけと運用の比較

1. はじめに

エコロジカル・ネットワークは、欧米を中心に計画され、実行されてきた。

1992年5月に自然生息地と野生動植物の保全に関する理事会指令 92/43/EEC が、経済的、社会的、文化的、地域的要件を考慮して、生物多様性の維持を促進することを目的として発行された (EC HP(a))。EU では 1981 年 4 月に発行された「野鳥の保護に関する指令 (野鳥指令) が自然保護政策の基礎を形成し、潜在的に損害を与える開発から保護された保護地域の EU 全体の Natura2000 ネットワークを確立している (EC HP(a))。

本章では、政策・運用の視点から、EU の Natura2000 ネットワークを推進するための協調融資である LIFE programme を対象とした。その中で、各国の野生哺乳類を対象とした野生哺乳類の移動経路を保全・回復するためのプロジェクトを対象を絞り、その目的、内容、成果を体系的に分析した。さらに、道路横断施設のプロジェクトについて、野生哺乳類の保全施策と運用実態について、保全のプロセス、利害関係者との関係を明らかにし、わが国における運用実態の比較を行った。

2. 研究方法と材料

(1) 野生哺乳類のための道路横断施設に関するプロジェクト情報収集

LIFE の一般的な目的は、付加価値のあるパイロットプロジェクトまたはデモンストレーションプロジェクトに協調融資することにより、EU 環境政策および法律の実施、更新、開発に貢献することである (Fetsisa 2017)。

LIFE プログラムは 2 つのサブプログラムに分類され、環境 (全体の財務エンベロープの 75%) と気候変動アクション (エンベロープの 25%) に分けられる。環境サブプログラムは、EU 全体および特定の非 EU 諸国における環境保護プロジェクトおよび自然保護プロジェクトをサポートする EU の金融商品である (EC HP(a))。特に、生物多様性、生息地、種の領域に関わるものであり、BD や HD の実行と 2020 年までの EU 生物多様性戦略、Natura2000 ネットワークの開発、実施、管理に貢献するベストプラクティス、パイロット事業、デモンストレーションプロジェクトに行動補助金を提供するプログラムである (EC HP(a))。プロジェクトは最大 60% の資金を受け取り、プロジェクトの推定費用の少なくとも半分が、生息地または EU の BD と HD にリストされている種の保全状況を改善するための行動に使用される場合には、協調融資率は最大 75% になる (EC HP(a))。

EC の LIFE Programme 検索サイト (<https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/>) においてキーワードとして「Animal Corridor」を用いて検索した。各プロジェクトシートには、基本的な情報として Project Title (プロジェクトタイトル)、Project No

(管理番号), Year of Finance (融資年), Lead Partner Country (実施国), Type of Beneficiary (受益者の種類), Themes (テーマ), Keywords (関連するキーワード), Habitats (生息地の種類), Species (保全対象種), EU Legislation (関連政策), Natura 2000 Sites (関連する Natura2000 サイト), Duration (実施期間), Total Budget (合計予算), EU Contribution (EU の拠出) について記載され, プロジェクトごとの Background, Objective, Result が整理されている。テーマの中から, 「哺乳類」をテーマとして扱うプロジェクトを抽出した。

国ごとの LIFE programme の運用実態については, LIFE programme の国別評価レポート (<https://ec.europa.eu/easme/en/section/life/life-eu-countries>) を用いて, 国ごとの生物多様性に対する政策, LIFE programme の成果と有効性について整理した。

また, LIFE programme で行われたプロジェクトとわが国における哺乳類をテーマとして扱う道路横断施設の計画に関わるプロジェクトについて, プロジェクト実施の根拠となる施策と運用実態を比較した。わが国のプロジェクトは, 「持続的なエコロジカル・ネットワーク形成に関する調査」(国土交通省国土政策局 2010) における事例調査の中から, 哺乳類を対象とした道路横断施設を計画するプロジェクトの活動団体とその活動の内容を抽出した。

(2) 解析方法

EC の LIFE Programme のプロジェクトシートの解析には, テキストマイニングソフトウェアである KH Coder Version 3. Alpha.13 (<https://khcoder.net/>) を用いて計量テキスト分析を行った。計量テキスト分析とは, 計量的分析手法を用いてテキスト型データを整理または分析し, 内容分析を行う方法である(樋口 2020)。KH Coder はデータ要約において多変量解析を用いるため, 分析者が保有する理論や問題意識の影響を極力受けない形で, データを要約・提示できる(樋口 2020)。まず, 第一に LIFE Programme における生息地連続性確保のためのプロジェクトシートのキーワードから, Animal corridor を除くすべてのキーワードを用いて, 計量テキスト分析を行った。キーワードすべてを用いて, 階層的クラスター分析(Ward 法, ユークリッド距離)を実施し, Animal corridor のプロジェクトとして実施された保全活動の類型化を用いて, 活動を全体的に把握した。

次に, プロジェクトシートの「背景」, 「目的」, 「成果」の内容から, 語を抽出するためのコーディングルールを作成した(表 3-1)。抽出した語句の出現頻度により, 頻出語間の関連性について計量多次元尺度法により分析を行った。計量多次元尺度法により, プロジェクト内容の構造化分類を行い, プロジェクトの政策的な位置づけや保全目標, 保全活動の成果との関連性を明らかにした。さらに, プロジェクト実施国により, 社会的背景が異なるため, 実施国とプロジェクトの関連性を明らかにするため, 実施国と頻出語との関連性を対応分析により行った。

また, プロジェクトの実施における道路横断施設に関わるプロジェクトを推進するため

の資金的な現状と課題を把握するため、LIFE programme における道路横断施設の計画に関わるプロジェクトとその他のプロジェクトの融資額 (€) と「あいち森と緑づくり事業評価報告書 (平成 30 年度版) (愛知県 2018)」の資料編「基金積立額」および「事業費の内訳」から生態系ネットワーク形成に関わる事業件数、交付金額を比較した。

表 3-1 コーディングルールによる抽出語 (29 コード)

project		Cord	略語	word
Background	Legulation protected area	1. Habitats-Directive	指令	Habitats-Directive
		2. Natura2000	ナチュラ	Natura2000 or N2000
		3. Annex	Annex	Annex II or IV
		4. cSAC	cSAC	cSAC
		5. pSCI	pSCI	pSCI
	Species	6. Red list	RL	Red list
		7. Endangered speacies	絶滅危惧種	Endangered speacies or Endemic species or bear or wolf or lynx or bat or humster
	Habitat	8. Continue	連続性	connectivity or continuous
		9. Human-wildlife conflict	コンフリクト	human-wildlife conflicts or conflict or uncontrolled dumping or rubbish or poaching or the unsustainable use of natural resources or loss of traditional livestock grazing or human activity or by the closure of the access to the mines or cut down or intensive fish stocking of the ponds or renovation of buildings or roads or railways or ski resort or land-use changes or destruction of habitat or human-caused mortality or transport or energy networks
		10. linear infrastructure	線形インフラ	linear infrastructure or motorway or railway or transport or energy networks
		11. Extinction	絶滅	extinction
		12. Habitat loss	消失	habitat loss
		13. Habitat isolation	孤立化	habitat isolation
		14. Habitat fragmentation	分断化	habitat fragmentation
		15. genetic diversity	遺伝的多様性	genetic
		16. Populaton	個体群	demographically
Object and Result	AVC	17. AVC prevention	交通事故防止	animal vehicle collision or roadkill or traffic fatalities
	Habitat	18. ecological corridor	コリドー	corridor
		19. Habitat Restoration	再生	habitat restoration or improvement
	Population	20. population dynamics	個体群動態	population dynamics
		21. genetic diversity	遺伝的多様性	genetic diversity
	Conflict	22. Human-wildlife coexistence	共存	human-wildlife coexistence or coexistence
	Management	23. management plan	管理計画	management plan
		24. Land purchase	土地購入	Land purchase
		25. monitoring	モニタリング	monitoring
	Collaboration	26. ppp	PPP	public-private partnership
		27. Expert network	専門家	Expert network
		28. Public awareness	啓発	Public awareness
		29. Policy support	政策支援	Policy support

3. 結果

(1) LIFE programme における野生哺乳類の移動経路を保全・回復するプロジェクトの政策的位置づけと運用

EC LIFE Programme の検索の結果, 「Animal Corridor」に関するプロジェクトは 93 件あり, そのうち「Mammal」に関するプロジェクトは 34 件確認された。国別件数では, スペイン, イタリア, ドイツの順で多く (図 3-1), 受益者の種類では, NGO が 16 件 (47%), 地方自治体が 8 件 (24%) であり, 全体 71% を占めていた (図 3-2)。

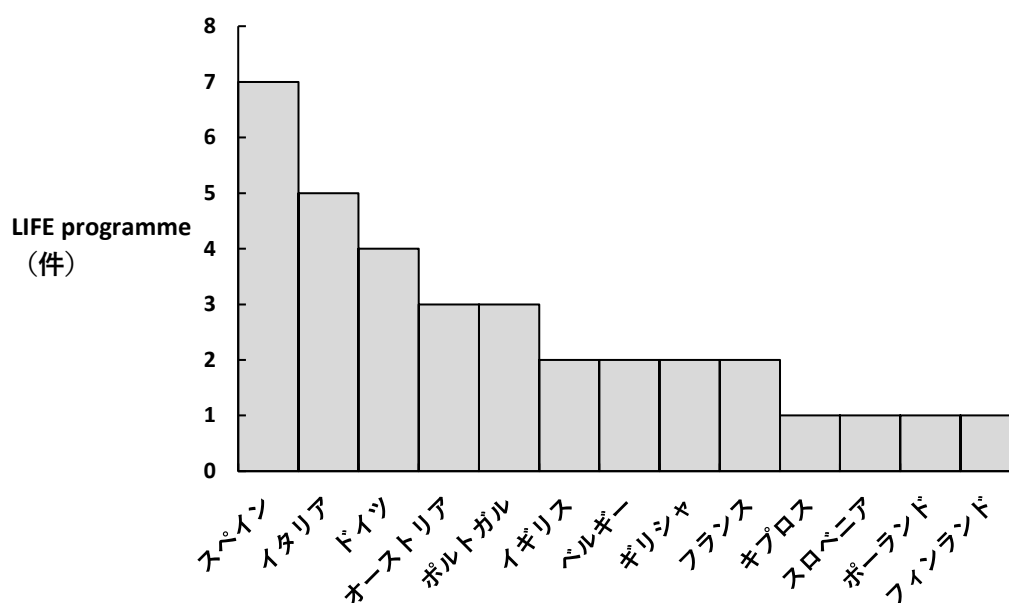


図 3-1 LIFE programme のうち Animal Corridor と Mammal により検索した国別の件数

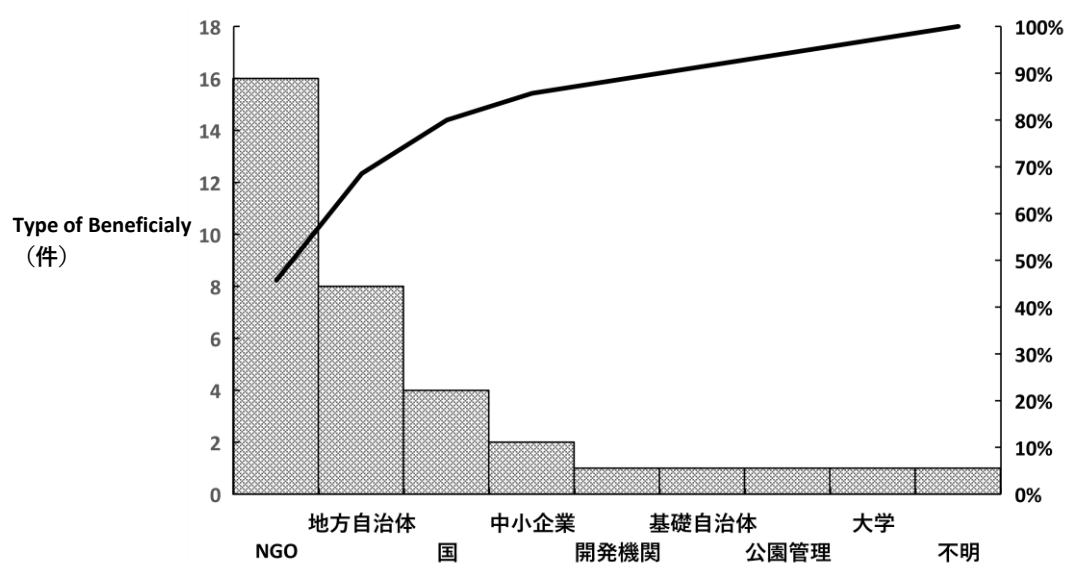


図 3-2 LIFE programme プロジェクトのうち検索結果の受益者のタイプの件数と累積比率

プロジェクトキーワードの出現回数をもとに階層クラスター分析を行った。その結果、それぞれプロジェクトのキーワードから、森林生態系における指標種の評価と生息地の再生 (No.01), サンクチュアリにおける野生動物の遺伝的多様性の保全と開発計画と情報提供 (No.02), 山岳森林生態系における絶滅危惧種の保全と野生動物との軋轢と管理計画 (No.03), 草原生態系における生態学的評価にもとづく管理計画と官民連携 (Public-Private Partnership ; PPP), 普及啓発 (No.04), 保護地域における固有種の導入とその個体群動態の保全及び普及啓発 (No.05), 開発の環境影響と予防手法, 野生動物との軋轢 (No.06), 生態系保全のための土地購入と野生哺乳類のモニタリングと情報共有 (No.07) の 7 つのグループに分類された (図 3-3)。これらのプロジェクトにおいて、出現回数の多いキーワードは、LIFE programme の本来の目的である HD にもとづく Natura2000 ネットワークの実装であり、Natura2000 サイトである保護地域 (pSCI, SCI, SAC) が重視された。また、野生哺乳類の保全上の課題である絶滅危惧種の生息地の消失、分断・孤立化がキーワードとしてみられ、プロジェクトの保全目標である個体群動態、遺伝的多様性の保全がキーワードとしてみられた。また、運用の側面では、土地購入による保全、管理計画策定とそれに関連する PPP や普及啓発、情報共有が重要な課題となっていた。

抽出語の出現回数にもとづいた計量的多次元尺度法の結果から 5 つのクラスターに分類した (図 3-4)。5 つのクラスターは、Cluster 1 を「付属書に掲載される種の個体群劣化に対する生息地再生と PPP」、Cluster2 を「線形インフラによる絶滅危惧種の生息地分断化による交通事故と個体群動態への影響の回避、連続性の確保」、Cluster3 を「HD にもとづく保護地域の人との軋轢による生息地消失と生息地復元」、Cluster 4 を「土地利用購入と専門家ネットワークを活用した管理計画」、Cluster5 を「Natura2000 サイトにおけるレッドリスト種の保全による普及啓発と政策支援」と解釈した。

道路横断施設に関するプロジェクト (6 例) の保全目標種は、ヒグマ *Ursus arctos* (4 例), イベリアオオヤマネコ *Lynx pardinus* (1 例), ハムスター *Cricetus cricetus* (1 例), その他 (1 例) であった。これらのプロジェクトは、絶滅危惧種を対象として、線形インフラストラクチャによる生息地分断化に対して、野生哺乳類の個体群動態と遺伝的交流の維持を目的として計画されていた。その生息地分断化の代償手段として、道路横断施設が設置され、野生哺乳類個体群の個体群動態、遺伝的交流を確保することが目的であった (図 3-4)。

頻出語とプロジェクト実施国との対応分析の結果では、ドイツ (De) とイタリア (IT) はレッドリスト (RL), 土地購入と政策支援との対応がみられ、ポーランド (PL) は孤立化、遺伝的劣化、絶滅危惧種、遺伝的保全、共存との対応、フィンランド (FI) は生息地の消失、ベルギー (BE) は Annex, 管理計画, スロベニア (SI) は pSCI, ポルトガル (PT) は交通事故防止、啓発、ギリシャ (GR) は線形インフラ、分断化、個体群動態、連続性、エストニア (ES) およびオーストリア (AT) は Natura2000 ネットワーク, HD, 絶滅危惧種, コンフリクト, 生息地の再生, フランス (FR) はコリドー, モニタリング, PPP, 専門家, イギリス (UK) は個体群劣化との対応が認められた。しかし、頻出語の多くが原点 (0, 0)

に付置され明確な傾向は認められなかった（図 3-5）。

国別の LIFE programme 評価レポートから、13 か国中 9 か国では、国レベルでの生物多様性保全に関わる政策が整備されているが、11 か国で Natura2000 ネットワークへの対応が不十分であり、プロジェクトの成果として、Natura2000 ネットワークの実装（7 か国）生息地の回復（7 か国）、管理計画の策定（7 か国）、利害関係者との協働連携（7 か国）、普及啓発（4 か国）、知識・技術の向上（9 か国）であった（図 3-6）。

LIFE programme の交通事故防止プロジェクトとその他のプロジェクトの Total Budget（合計予算）、EU Contribution（EU の拠出）の比較を行った（図 3-7）。その結果、交通事故防止プロジェクトのトータルの平均額±S.D.は 3,008,423€±1,608,902€, EU 寄付額は 1,903,866€±1,055,195€であり、その差額は 808,708.84€であった。その他のプロジェクトのトータル平均額は 2,199,714€±1,851,157€, EU 寄付額の平均額は 1,300,273€±1,114,933€であり、その差額は 603,592.79€であった。交通事故防止プロジェクトの資金額はその他のプロジェクトと比較して高い傾向が認められた。

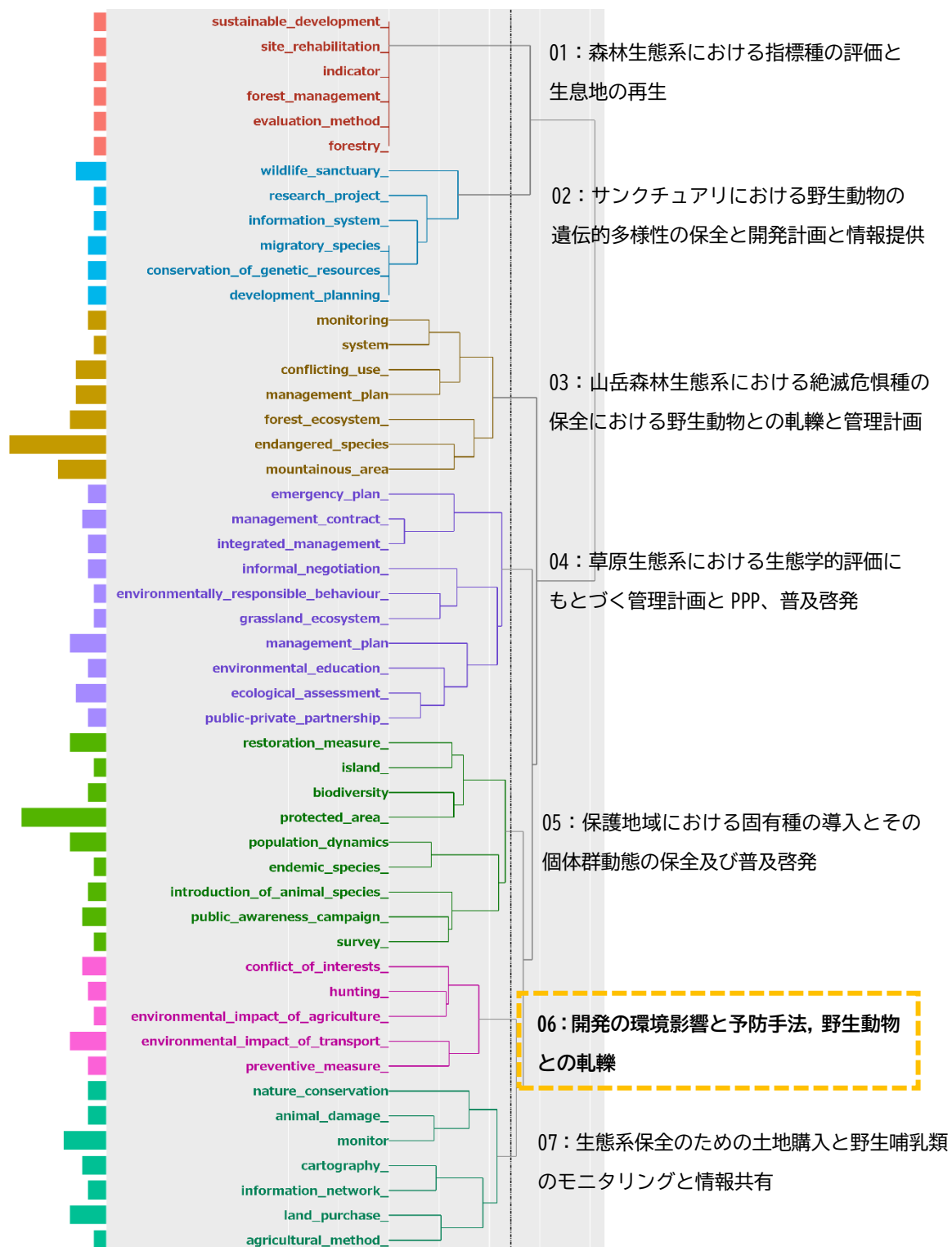


図 3-3 LIFE programme のキーワードによる階層クラスター分析の結果

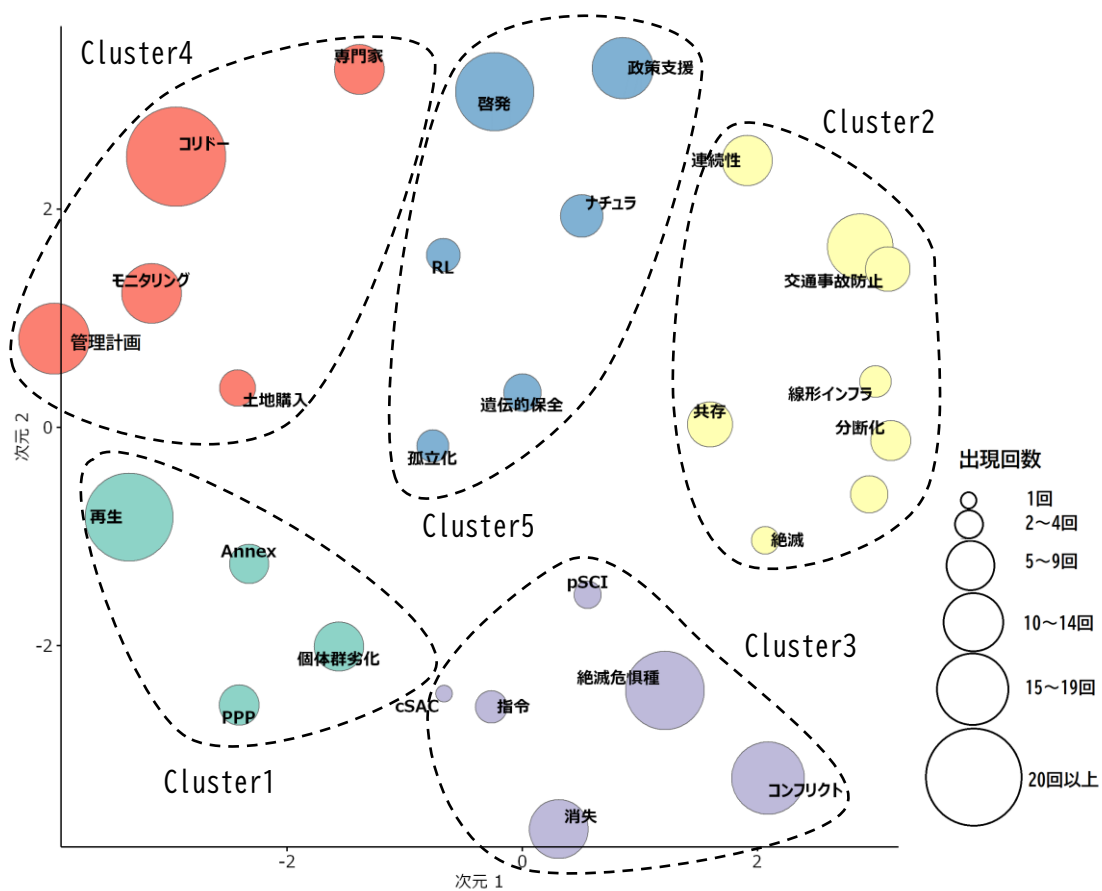


図 3-4 LIFE programme の内容における頻出語の多次元尺度法の結果

Cluster 1 : 付属書に掲載される種の個体群劣化に対する生息地再生と PPP

Cluster 2 : 線形インフラによる絶滅危惧種の生息地分断化による交通事故と個体群動態への影響の回避, 連続性の確保

Cluster 3 : HD にもとづく保護地域の人との軋轢による生息地消失と生息地復元

Cluster 4 : 土地利用購入と専門家ネットワークを活用した管理計画

Cluster 5 : Natura2000 サイトにおけるレッドリスト種の保全による普及啓発と政策支援

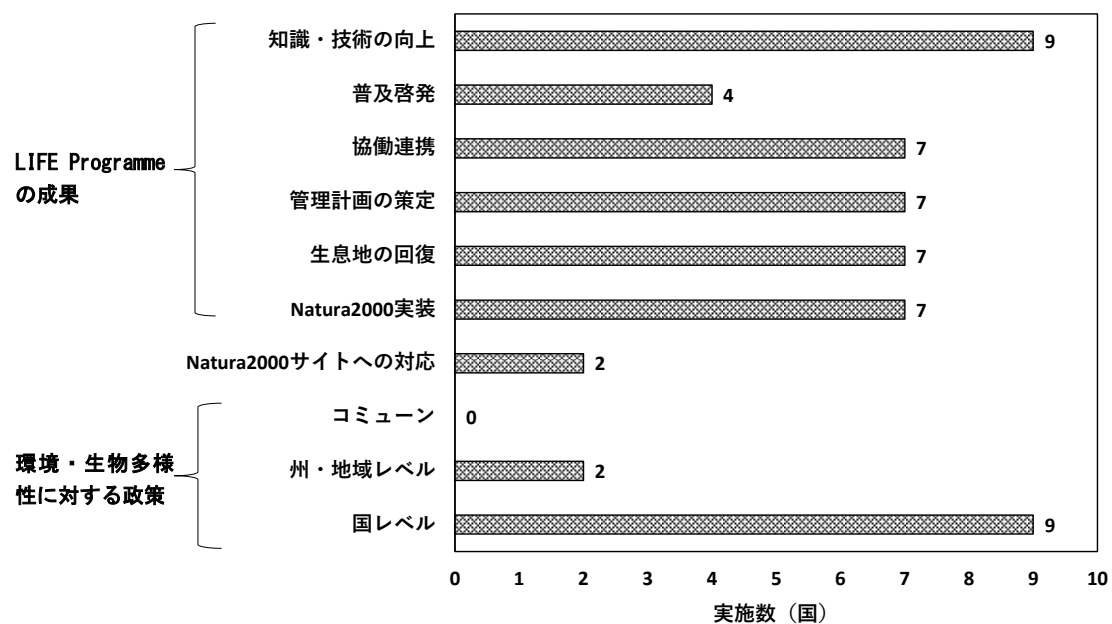


図 3-6 LIFE programme 評価レポートにもとづく実施国 (n=13) の環境・生物多様性, Natura2000 ネットワークに対する対応と成果

LIFE programme の国別評価レポートをもとに環境・生物多様性に対する政策, Natura2000 への対応, LIFE programme の成果について集計した。

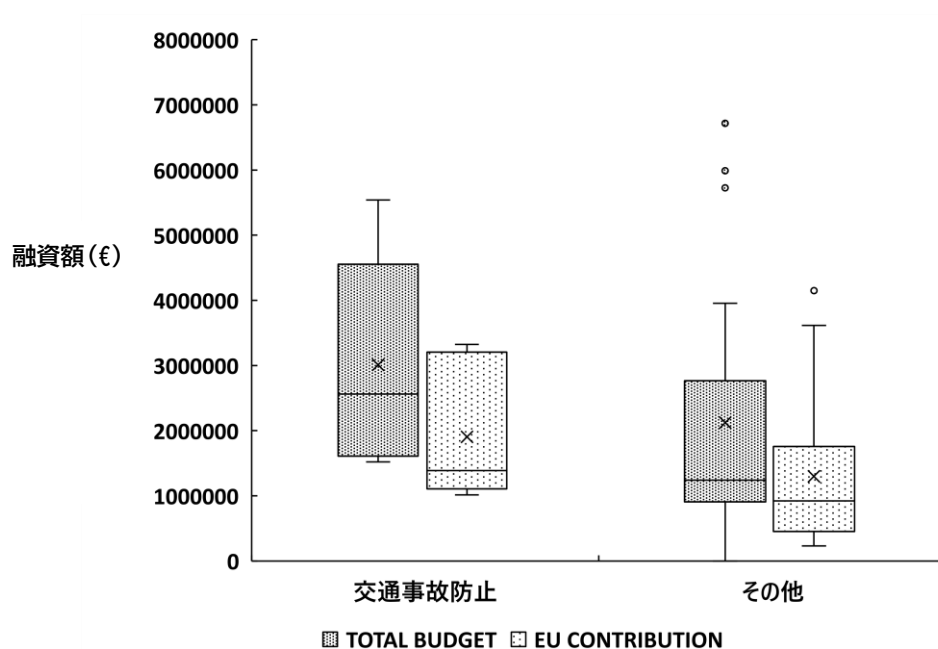


図 3-7 交通事故防止プロジェクトとその他プロジェクトの協調的資金の比較
プロジェクトシートの Total Budget (合計予算), EU Contribution (EU の拠出) を整理した。

(3) わが国の野生哺乳類における道路横断施設の計画プロジェクトの実態

「持続的なエコロジカル・ネットワーク形成に関する調査」(国土交通省国土政策局 2010)における事例調査の中から、以下の2つ団体と5つの事例を抽出した(表3-2)。

2010年に生物多様性条約締約国会議が愛知県で開催され、日本では生物多様性国家戦略2010-2020が策定された。その後、愛知県は、愛知ターゲットを達成するための生物多様性あいち戦略を策定した(愛知県 2013)。あいち戦略の中では、あいち方式としてエコロジカル・ネットワーク形成が重要な施策として位置づけられている(愛知県 2013)。エコロジカル・ネットワークの保全目標種として、知多半島において過去に生息が確認され、現在では個体数が減少しているキツネが選定された。キツネを保全するために、「知多半島生態系ネットワーク協議会」が、行政、企業、大学の協働・連携により設立された。キツネの保全のため、緑の回廊の再生や企業緑地におけるアニマルパスの設置、モニタリングが実施されている(福田ら 2018)。愛知県では、「あいち森と緑づくり税条例(平成二十年三月二十五日条例第二号)」を策定し、あいち森と緑づくり税や企業からの寄付を「あいち森と緑づくり基金」として積み立て、事業を行っている。あいち森と緑づくり基金は2008~2019年の期間で、生態系ネットワーク形成事業に係る環境活動・学習推進事業への助成実績(2019年度末現在)は849件であり、その中でNPOや市町村等による環境活動・学習支援が821件(96.7%)、生態系ネットワーク形成への支援が28件(3.3%)であった。総事業費220億円に対して、環境活動・学習推進事業900件に対する交付額は6億円(2.7%)であった。その中で、生態系ネットワーク形成への交付額は、1,980万円(交付額6億円に対する3.3%)であった(図3-8, 図3-9)。

日本ではヤマネは、文化財保護法において天然記念物に指定されており、樹上性哺乳類であることから森林の分断化の影響を強く受ける。そのため、生息地間の連続性を高めることが生息地の保全に重要であるとして、アニマルパスウェイ研究会は公益社団法人キープ協会を中心に、ゼネコンや建設コンサルタント、大学との連携により、「アニマルパスウェイ」と名付けた道路横断施設の開発と普及啓発を行っている(岩本・大竹 2008)。アニマルパスウェイは、北杜市の市道に設置された第1号機と県道に設置された。第2号機は、ヤマネの保全を目的に設置され、市からの建設費用の協力で建設された。

日光国立公園那須平成の森では、アニマルパスウェイが、ヤマネ、ヒメネズミ、テンによる利用を目的として、環境省関東地方環境事務所国立公園保全整備課、那須自然保護管事務所の公園整備事業として建設された(大竹 2012)。また、一般国道4号盛岡北道路では、ニホンリスを対象として、環境保全措置としてアニマルパスウェイが建設された(香川ら 2017)。

以上のように、わが国で設置される道路横断施設は、地方自治体が策定する生物多様性地域戦略の施策にもとづいたもの、あるいは環境影響評価法にもとづいた代償措置として設置される。一方で、NPOや企業が主体となってボトムアップにより実施された。

表 3-2 「持続的なエコロジカル・ネットワーク形成に関する調査」（国土交通省国土政策局 2010）に取り上げられた活動団体と生息地連続性確保の内容

項目	愛知県 ^{文献1)}	北杜市 ^{文献2)}	那須平成の森 ^{文献3)}	盛岡北道路 ^{文献4)}
1. 事業主体	知多生態系ネットワーク協議会	アニマルパスウェイ研究会	環境省日光国立公園管理事務所	国土交通省東北地方整備局
2. 政策	生物多様性地域戦略	北杜市への提言	国立公園整備事業	環境影響評価
3. 保全対象種	キツネ	ヤマネ	ヤマネ, ヒメネズミ, テン	ニホンリス
4. 土地所有	企業緑地	北杜市市道と山梨県道	国立公園	一般国道4号線
5. 対策	アンダーパス	エコブリッジ	エコブリッジ	エコブリッジ
6. 資金	あいち森と緑づくり税	北杜市からの補助	公園整備事業費	道路事業費

文献1) 福田秀志・白川琢朗・堀寄雄暉 (2018) : 日本福祉大学「ふくしの森」における知多半島の象徴種であるキツネ (*Vulpes vulpes*) の生息状況 —「緑の回廊」形成前後のキツネの生息状況の変化— : 知多半島の歴史と現在 22 : 73-81

文献2) 岩本和明・大竹公一 (2008) : 第6章建設業界における環境NGOとの協働—ヤマネ等のためのアニマルパスウェイへの取り組み (日本経済団体連合会自然保護協議会編 環境CSR宣言企業とNGO), 同文館 260pp.

文献3) 大竹公一 (2012) : 「那須平成の森アニマルパスウェイ」について : 国立公園 704, 15-17

文献4) 香川裕之・運天さつき・大関民哉・由井正敏 (2017) 「野生生物と交通」研究発表会講演論文集 16 : 57-64

単位：千円

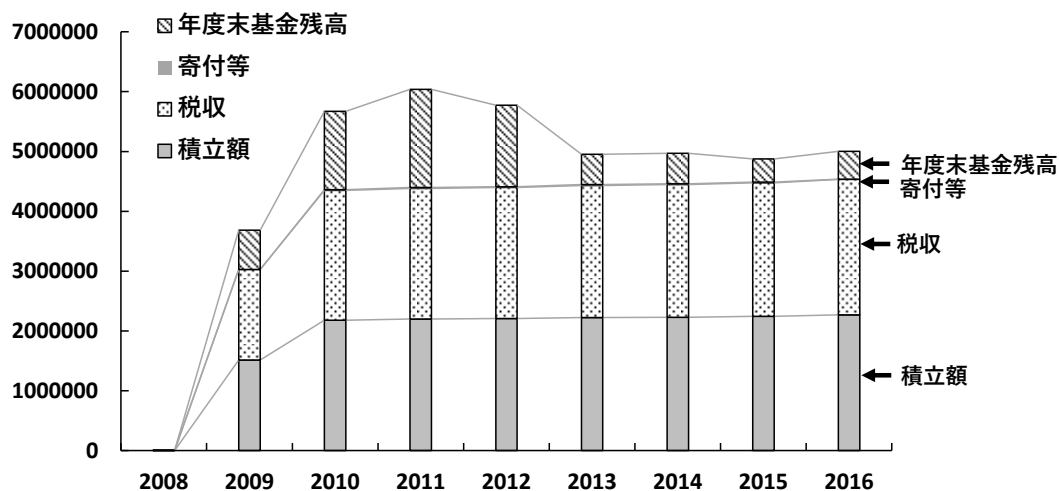


図 3-8 あいち森と緑づくり基金の積み立て状況

あいち森と緑づくり事業評価報告書（平成 30 年度版）（愛知県 2018）「基金積立額」より作成した。

単位：千円

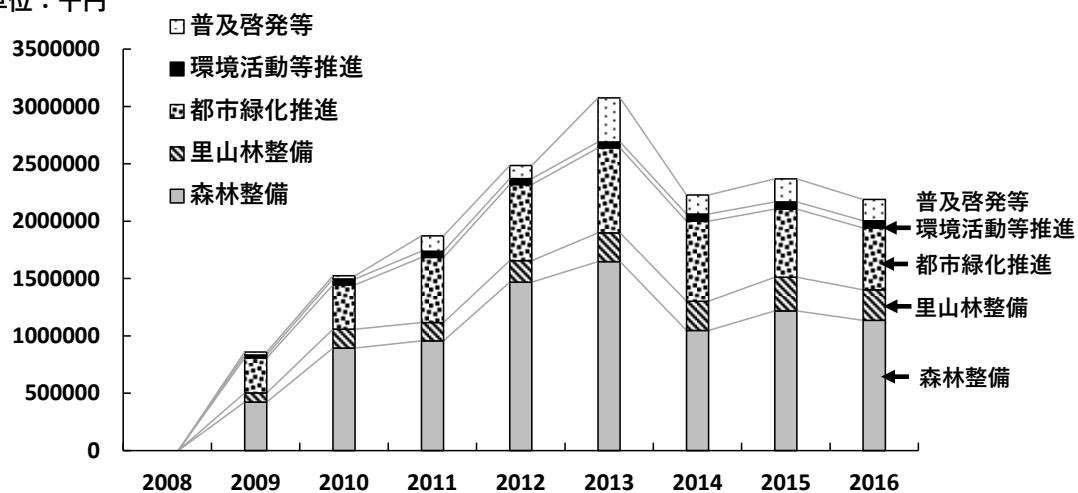


図 3-9 あいち森と緑づくり事業費の経年変化

あいち森と緑づくり事業評価報告書（平成 30 年度版）（愛知県 2018）「事業費の内訳」より作成した。

4. 考察

(1) EU の道路横断施設に関する政策と運用の実態

本節の結果から、本研究の解析に用いたプロジェクトの件数は、スペインやイタリアが多く、実施主体としては、NPO や地方自治体が多かった。プロジェクトの大きな目的は、Natura2000 ネットワークの実装と人間と野生動物の軋轢の解決であった。

EU の LIFE programme における野生哺乳類の移動経路を保全・回復するプロジェクトの中で、道路横断施設に関するプロジェクトは、線形インフラストラクチャによる絶滅危惧種の生息地の分断に対して、生息地の連続性を高め、野生哺乳類の移動・分散を確保し、個体群動態と遺伝的交流を高めることであった。また、その他のプロジェクトの内容から、Natura2000 ネットワークと付属書に記載される絶滅危惧種の生息地の保全が重要であるとともに、利害関係者との協働・連携が重視されていることが明らかとなった。

道路横断施設に関するプロジェクトの保全目標種は、ヒグマ、オオヤマネコ、ハムスターであった。ヒグマ、オオヤマネコ、ハムスターは、HD にもとづいて、森林生態系において重要な種であり、EC ではヒグマ、オオカミ *Canis lupus*, ウルヴァリン *Gulo gulo*, ユーラシアオオヤマネコ *Lynx lynx* およびイベリアオオヤマネコについて、「人と大型肉食動物の共存に関する EU プラットフォーム」を構築している。また、「プラットフォームに参与する組織間の完全な合意」を 2014 年に締結し、EU において優先的に保全すべき象徴的な種として位置づけられている。さらに、EC から資金提供を受けた野生生物と持続可能な農業イニシアチブ（2007-2009）は、農村開発プログラム（2007-2013）において、農業生態系において絶滅危惧種であるハムスターを象徴的な種として位置付けている。このように、HD にもとづいて、EU を代表する生息地タイプにおいて、象徴的な種の生息地分断と交通事故による個体群への影響回避に関するプロジェクトが行われている。また、プロジェクトの成果目標として、絶滅危惧種の個体群動態や遺伝的多様性の回復があげられている。この理由として、Natura2000 サイト内の生息地だけが保全上重要ではない。HD において、Natura2000 サイト外の生息地の重要性が示されており、HD10 条においては、加盟国に対し、野生動植物種の移動、分散、遺伝的交流にとって非常に重要な景観の特徴を管理することが奨励されている。

一方で、EU のように国の政策に位置づけられたエコロジカル・ネットワーク形成を地域レベルで実施する交通事故防止のプロジェクトは、オーバブリッジの建設による代償ミティゲーションとして実施され、その他のプロジェクトと比較して協調融資額が高い傾向が認められた。しかし、これらのプロジェクト数は全体の 17.1%であり、生息地の復元はその他のプロジェクトと比較して少ない。

LIFE programme の国別評価レポートによれば、ほとんどの国において環境・生物多様性に関する法的な位置づけは見られるが、州・地域レベルで明確な法的な位置づけはみられない。そのため、HD による Natura2000 ネットワークの実装と指令に対する対応の不十分を補うためのプロジェクトの実行が主であった。プロジェクトの成果は、生息地の回

復のみならず、利害関係者とのプラットフォーム構築や情報交換、普及啓発や保全に係る知識や技術の向上を目的として実施され、プロジェクトの実行に対して有効に機能した。国別の LIFE programme における Natura2000 ネットワークの運用実態とプロジェクトの頻出語と国別の対応関係から、国と頻出語の間に明確な傾向が認められなかった。その理由として、LIFE programme の受益者として NGO や地方自治体が 7 割を占めており、個別のプロジェクトの目的と成果を反映していることが要因と考えられる。

以上ことから、Natura2000 ネットワークは HD にもとづいて、加盟国各国で統一的な法規制による強制力を持ち、トップダウン的に管理されている。Natura2000 ネットワークでは「絶滅危惧種」と「生息地」の保全に分けられる。そのため、HD の付属書に示される種と生息地が記載され、それにもとづいて種と生息地としての保護地域が一体として保全・管理され、それらの保護地域間のネットワークとして、道路横断施設が計画される。その中で、道路横断施設は、道路や鉄道などの線形インフラストラクチャによる野生哺乳類への影響を低減・代償し、野生哺乳類の移動や遺伝的多様性を確保するために実施される。

(2) わが国の道路横断施設に関するプロジェクトの政策と運用の実態

わが国においては、野生哺乳類の移動経路を保全・回復するためのプロジェクトはほとんど見られなかった。愛知県における企業緑地を活用したアニマルパスの設置は、愛知県の生物多様性地域戦略にもとづいた企業の CSR によるものであり、アニマルパスウェイの設置は、NPO を主体とした普及啓発活動の成果であった。また、盛岡北道路の事例は、環境影響評価による環境保全措置であった。そのため、わが国の道路横断施設の計画は、EU の Natura2000 ネットワークのようなトップダウンによる政策による規制はなく、ボトムアップ型の活動、つまり自発的な活動にもとづいていると考えられる。

愛知県では、優れた生態系を有する地域を、新たに「自然環境の保全及び緑化の推進に関する条例」にもとづく自然環境保全地域に指定し、エコロジカル・ネットワークの拠点として保全を図るとしている。また、エコロジカル・ネットワークを「あいち生物多様性地域戦略 2020」の行動計画に位置づけ、生態系ネットワーク協議会が、市町村レベルでの施策と行動計画を実施している。さらに、利害関係者間のプラットフォームの構築と、企業間の連携により、企業緑地のグリーンベルトにおける生息地の連続性の回復を促進している。

愛知県では「あいち森と緑づくり基金」にもとづいて事業を実施しており、年々その事業数は増加傾向にある。しかし、環境保全活動に関連する事業は、事業全体に対して 3.3%と極めて少なく、道路横断施設の計画に関する事業は明示されていないが、さらに少ないことが推察される。LIFE programme やあいち森と緑づくり基金のようなファンドがプロジェクトの達成において、経済的手法の一つとなっているが、基金に対する比率から道路横断施設による生息地連続性確保の推進は充分に行われていない。

第2節 道路横断施設の計画に向けたEUの政策と運用の特徴と日本の政策の位置づけと運用の課題の整理

1. はじめに

第3章第1節では、LIFE programme にもとづいて実施される各国の野生哺乳類を対象とした野生哺乳類の移動経路を保全・回復するためのプロジェクトの目的、内容、成果を体系的に分析し、EU とわが国の道路横断施設の計画や運用の実態の比較を行った。本節では、EU とわが国における道路横断施設の計画に関わる政策の内容を整理し、わが国の政策における課題を明らかにした。

2. 方法と材料

EU の政策については、「EU における道路管理者に対する法的な概要と目的 (Appendix B)」(O'Brien et al. 2018), 「EU における道路計画および設計段階の法的意味 (Appendix C)」(O'Brien et al. 2018) および利害関係者の役割については、EC ホームページの

「Frequently asked questions on Natura 2000 (EC HP(b))」を参照した。わが国の政策は、「全国エコロジカル・ネットワーク構想」(環境省自然環境局 2008) において関連する施策として示され、「生物多様性国家戦略 2012-2020 の実施状況の点検結果」(生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014) の中でエコロジカル・ネットワーク形成を推進するための施策として記載された内容を整理した。

3. 結果

(1) EU の道路横断施設の計画に関わる政策的位置づけとその運用の特徴

EU の HD, BD, 環境責任指令, 環境影響評価 (EIA) 指令, ボン条約, ベルン条約, 主な国際交通動脈に関する欧州協定 (1975) は, 道路の障壁と死亡率の影響に関して最も関連のある指令と国際協定であり, 種の保護, 許容できる影響のレベル, 優先する種, 減損の原則, 是正措置の要件, 調査と監視を定めている (Appendix B)。主要な環境法は, ほとんどの加盟国の国内法を通じて実施され, EC は, 欧州司法裁判所を通じて, 法律を正しく実施または転置できない加盟国に対して法的措置を講じることができるとしている。また, 道路などの線形インフラストラクチャなどの開発行為に対する環境影響評価は, HD における適切な評価 (AA) と戦略的環境影響評価 (SEA) 指令, EIA 指令の 3 つの側面からのアプローチがみられる (Appendix C)。そのため, HD にもとづいた Natura2000 ネットワークにおいて, 野生哺乳類の移動経路の保全・回復がトップダウン的に法的拘束力を持って実行されている。HD の付属書 (Annex II, IV, V) にリストされる種, 付属書 I に記載される生息地と付属書 II に記載される特別保護地域 (pSCI, SCI, SAC) の保全優先性が高く, それらの種や保護地域のためのネットワーク確立が重視されている (Appendix B)。環境責任指令 (Environmental Liability Directive; ELD) は汚染者負担の原則にもとづいて, HD リストされている生息地と種に損害を与える事業活動の回

避が求められている（Appendix B）。また、保護地域に対する開発行為に対しては、SEA と EIA がアクセルとブレーキの両方の側面を持ち、サイト内とサイト外の開発行為に関しては AA が法的拘束力を持ち、代替ソシエーションの評価、代償措置の実施が行われる（Appendix C）。

第 3 章第 1 節の成果にもとづいて、HD と LIFE programme のプロジェクトとの関係を図 3-10 に整理した。

LIFE programme の中で野生哺乳類の移動経路を保全・回復するプロジェクトは、人間活動と農耕地利用や狩猟との野生動物のコンフリクトや、過度な利用による個体群の劣化や生息地の劣化、孤立化や消失、交通事故などの問題を解決することが目的であった。地方自治体や NGO などのプロジェクト実施主体は、プロジェクトを通じた野生哺乳類の移動経路の保全・回復に向けて、①土地購入、②生息地の再生、③遺伝的保全、④ Natura2000 の保護地域の指定、⑤交通事故の忌避対策を実施した。土地購入プロジェクトにおいては、利害関係者との関係において、知識・技術の向上に向けたモニタリングの実施、科学的な理解に向けた専門家との連携が行われ、自治体として管理計画の策定が行われていた。また、生息地の再生では、官民連携（PPP）により実施されていた。遺伝的保全プロジェクトでは、利害関係者への普及啓発や Natura2000 実装に向けた政策支援が行われていた。

Natura2000 ネットワークでは、保護地域外の民有地における保全には、地域で伝統的である種の管理に制限または義務が課され、収入または追加費用が失われる場合、関係する土地所有者への適切な補償が推奨される（EC HP(b)）。一部の加盟国では、サイトの保全に有利な方法で Natura2000 サイトを管理する自主的な合意、国家基金を通じて資金を供給されている種や生息地の保全のための管理契約、地主は固定資産税の免除やその他の税制優遇措置を受けられることもある（EC HP(b)）。

（2）わが国の道路横断施設の計画に関わる政策的位置づけとその運用の特徴と課題

「生物多様性国家戦略 2012-2020 の実施状況の点検結果」（生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014）にもとづいて、エコロジカル・ネットワーク形成を推進するための施策として記載された内容から道路横断施設の計画に関連する施策について整理した（表 3-3）。

エコロジカル・ネットワーク計画に資する施策において、野生哺乳類の移動経路の保全・回復は、保護林制度における「緑の回廊」や都市緑地法の緑の基本計画における「水と緑のネットワーク計画」において実施され、道路横断施設は環境影響評価法の「環境保全措置」として位置づけられている（Appendix A）。また、コアエリアとして保護地域の指定は様々な政策により位置づけられている（Appendix A）。

国土レベルで林業分野においては、森林・林業基本計画（平成 23 年 7 月閣議決定）にもとづき、国有林野における「保安林」（わが国の森林のうち、優れた自然環境の保全を含

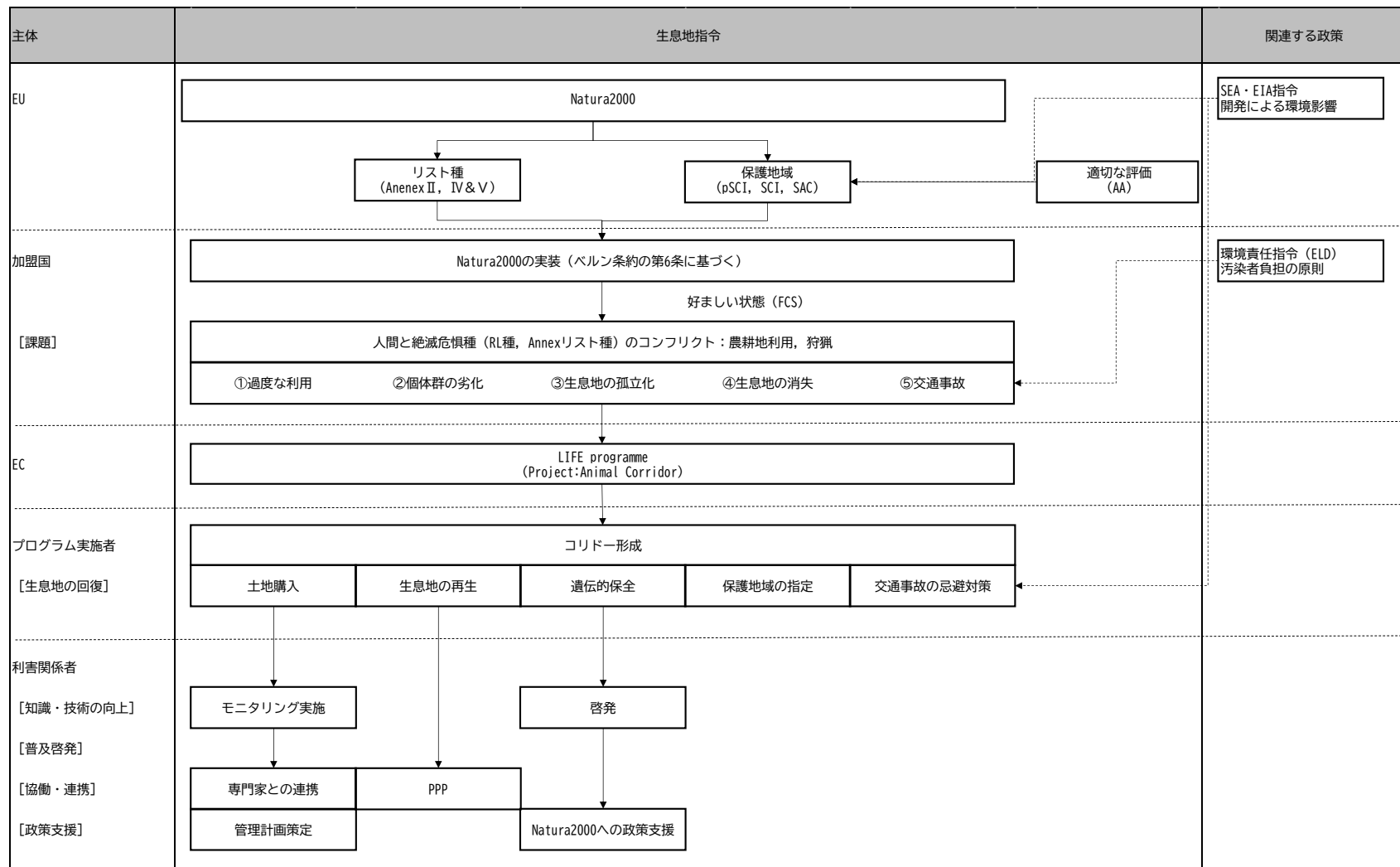


図 3-10 HD と LIFE programme におけるプロジェクトとの関係

表 3-3 エコロジカル・ネットワーク形成を推進するための施策における道路横断施設の計画への関連施策

土地利用	国際	国内法律	関連施策	関連事業	保護区	道路横断施設の計画に関連する施策
自然的土地利用地域	MAB計画				生物圏保存地域	
	世界の文化遺産および自然遺産の保護に関する条約（世界遺産条約）				世界自然遺産	
		自然環境保全法			原生自然環境保全地域 自然環境保全地域	
		自然公園法			自然公園	
		自然再生推進法		自然再生事業		
		絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律			生息地等保護区	
		鳥獣の保護及び管理並びに狩猟の適正化に関する法律			鳥獣保護区	
				モニタリングサイト1000事業		生態系の変化をモニタリングし、管理に必要なデータの蓄積
		環境影響評価法				環境保全措置
		文化財保護法			名勝・天然記念物	
			森林・林業基本計画			
都市的土地利用地域			保護林制度		保護林	緑の回廊
		都市緑地法	緑の基本計画	緑地環境整備総合支援事業		水と緑のネットワーク形成
				市民緑地制度	市民緑地	
				特別緑地保全地区制度	特別緑地保全地区	
				自然再生緑地整備事業	自然再生緑地	

む公益的機能の発揮のため特に必要な森林)や「保護林」(原生的な森林生態系や希少な野生動植物の生息・生育地等)が設定されている(生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014)。保護林においては、「緑の回廊」が設定され、希少野生動植物の生息・生育環境を整備し、その状況を把握するためにモニタリング調査が実施されている。

自治体レベルでの都市における緑地の保全・再生・創出・管理は、地方公共団体への社会資本整備総合交付金等事業による財政的支援等により推進されている(生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014)。さらに、都市緑地法にもとづく特別緑地保全地区、首都圏近郊緑地保全法及び近畿圏の保全区域の整備に関する法律にもとづく近郊緑地保全区域、都市公園法にもとづく都市公園等が整備され、都市緑地による生態系ネットワークの形成が進められている(生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014)。また、地方公共団体の緑の基本計画では、都市公園等の整備や特別緑地保全地区等の土地買い入れの支援、民有地も含めた緑化の推進、風致地区の指定等がおこなわれ、緑地の保全・創出・再生・管理や、都市における道路、河川、公園緑地が事業と連携し、水と緑のネットワークの形成が推進されている(生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014)。

地方自治体では、生物多様性地域戦略にもとづいたエコロジカル・ネットワーク計画が実施されている(第3章第1節)。生物多様性保全において、特に重要性の高い里地里山では、里地里山に関する科学的知見の充実を図るため、モニタリングサイト 1000 事業として国内の約 200 ヶ所の調査サイトにおいて地元で活動する市民を中心にモニタリング調査が実施されている(生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014)。

(3) EU の Natura2000 ネットワークとわが国における主体と利害関係者間の協働・連携の比較

EU の LIFE programme のプロジェクトは、地方自治体や NGO が主体となって実施され、LIFE programme による協調資金などの協力を得て、生息地の保全、管理計画の策定、監視、普及啓発、知識や技術の向上が推進されている。

EU では、このような人間と野生動物の軋轢に対して、利害関係者間のプラットフォーム構築が Natura2000 ネットワークの実装や生息地の保全、管理計画の策定、監視、普及啓発、知識や技術の向上において重要な位置づけにある。Natura2000 ネットワークは、HD にもとづいて、その実装と、各国において統一された Natura2000 ネットワークを構築し、野生哺乳類の道路横断施設の計画は政策によりトップダウンでコントロールされる。一方で、地域における生物多様性保全の課題に対して、保全活動の主体はボトムアップにより管理計画を立案し、土地所有者と自治体、保全活動の利害関係者間のネットワークの下で、重層的なガバナンスが構築される。

EC ホームページの「Frequently asked questions on Natura 2000」(EC HP(b))によれば、利害関係者の役割として、保全目標種の設定は適切な知識にもとづいて行われることが保証され、すべての利害関係者(土地所有者、土地管理者、保全 NGO など)が保全目

標の設定プロセスに関与することを推奨している。また、管理計画において、コミュニケーション、協力への利害関係者（土地所有者、土地管理者、保全 NGO など）の積極的な関与を求めており、初期段階からの利害関係者の参加を推奨している（EC HP(b)）。

わが国においては、政策的な強制力がない点で、道路横断施設の計画と利害関係者によってボトムアップ的に実施計画が構築される（第 3 章第 1 節）。愛知県の生態系ネットワーク協議会は、行政、大学、NPO、企業といった多様な主体が結束し、地域的に道路横断施設を計画している（第 3 章第 1 節）。一方、アニマルパスウェイ研究会は、アニマルパスウェイを契機に、多様な主体との連携によって道路横断施設の計画を実施している（第 3 章第 1 節）。

わが国の国立公園の管理にあたっては、協働型の管理運営体制を構築するため、国、地方公共団体、地域住民、専門家、企業、NGO が協働し、公園管理団体やグリーンワーカー事業を行っている（生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014）。また、平成 22 年 12 月に「地域における多様な主体の連携による生物の多様性の保全のための活動の促進等に関する法律（以下、生物多様性地域連携促進法とする）」が制定され、平成 23 年 10 月に施行された（生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014）。生物多様性地域連携促進法では、地域の自然的・社会的な条件に応じて、地方公共団体や NPO 等の民間の団体、地域住民、農林漁業者、企業、専門家など地域の様々な関係者が連携して行う生物多様性の保全のための活動を「地域連携保全活動」と呼んでいる（環境省生物多様性センターHP）。市町村は、国が策定した「基本方針」にもとづいて「地域連携保全活動計画」を作成することができる。また、NPO 法人等は、市町村に対し、地域連携保全活動計画の案の作成について提案することができる。この生物多様性地域連携促進計画について、現在、15 都道府県 28 市区町村が行動計画を策定している（生物多様性地域連携保全活動の促進に関する検討会 2017）。地域生物多様性保全活動支援事業等を通じて、流域でつながった複数の地方公共団体が連携して取り組む生態系ネットワークの形成を促進し、水と生態系のネットワーク作りに向けた取り組みを進めている（生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 2014）。

4. 考察

(1) EU の道路横断施設の計画に関わる政策的位置づけとその運用の特徴

EU の HD では種と生息地の指定が行われ、各加盟国において生息地の指定にもとづいて野生哺乳類の移動経路の保全・回復が計画、実施されている。LIFE programme において、Natura2000 ネットワークの実装と指令に対する対応の不十分を補うためのプロジェクトの実行が主であり、プロジェクトの成果は、生息地の回復のみならず、利害関係者とのプラットフォーム構築や情報交換、普及啓発や保全に係る知識や技術の向上を目的としたものである（第 3 章第 1 節）。プロジェクトの実施において、Natura2000 サイト内外での人と野生哺乳類のコンフリクトの解決と生息地の再生と管理が重要であり、個体群動態、遺伝的多様性の評価が重要な視点となっている。Natura2000 ネットワークの目標達成において、地方自治体や NGO を主体とした、絶滅危惧種の保全において、市民への普及啓発や利害関係者に対する環境教育、保全に対する市民意識の解決が重視されており、それらの達成において LIFE programme が有効に機能している（3 章第 1 節）。

保護地域外の保全は、法規制下の保護地域であればよいが、民有地などのサイトでの保全は利害関係者との協働・連携が必要となる。その保全のインセンティブとして、Natura2000 ネットワークは、民有地における保全において、地域で伝統的である種の管理に制限または義務が課され、関係する土地所有者への適切な補償が推奨されている。一部の EU 加盟国では、サイトの保全に有利な方法で Natura2000 サイトを管理に対して、税制優遇措置が受けられるようになっている。また、法規制のない民有地は、HD にもとづいて適切な補償が推奨され、加盟国では税制優遇措置をとることにより土地所有者への保全のインセンティブが担保されている。

(2) わが国の道路横断施設の計画に関わる政策的位置づけとその運用の特徴と課題

わが国において、道路横断施設の計画を進める上で、生物多様性に関わる保全のインセンティブは、現状では①地方自治体の生物多様性地域戦略における施策目標の達成、②道路環境影響評価における環境保全措置、③企業の CSR に限られている（第 3 章第 1 節）。さらに、わが国においては、道路横断施設の計画は、国の施策に位置づけられているとは言えず、NPO や企業の自助努力により、ボトムアップとして生物多様性保全や道路横断施設の計画がある程度実施されると考えられる。しかし、その計画の達成には限界があり、局所的な計画に限定され、地域や国土のエコロジカル・ネットワーク形成は困難である。その要因として、わが国では、種と生息地が結びついた保全が行われていないことが課題としてあげられる（第 2 章）。Natura2000 ネットワークのような種と保護地域を一体とした法規制としては、種の保存法による絶滅危惧種の指定と生息地等保護区指定し、施策にもとづいた道路横断施設の計画を推進しなければならない。

現状では、種の保存法による種と生息地等保護区を推進し、保護林制度における緑の回廊により国土レベルでのエコロジカル・ネットワークを構築し、愛知県の事例のように地

方自治体における生物多様性地域戦略にエコロジカル・ネットワークが施策として位置づけられ、地方自治体や基礎自治体レベルでは、都市緑地による生態系ネットワークの形成において道路横断施設の計画を推進していくことが必要である。

一方で、国や都道府県の保護地域に指定されていないような地域では、保護地域間を道路横断施設の推進地域として指定し、局所地域での連続性を高めていくことが必要である。その一つの方策として、Natura2000 ネットワークでは、民有地の保全と利害関係者の関与、税制措置が明記されている。しかし、わが国では民有地を活用した生息地の保全・復元については明記されていない。

「Guidelines for privately protected areas」(Mitchell et al. 2018) の中で、Natura2000 ネットワークと NGO、民間保護地域の関連について言及されている。EC が運営する LIFE programme は、科学的管理の専門知識にアクセスできる適切な保証と証拠を提供する場合には、保全 NGO や農業や林業協会、民間企業などの民間団体に最大 75% の協調融資を提供し、民間保護地域 (Privately Protected Area ; PPA) を設定するために EU で重要な生息地/種の土地を購入するとしている (Tasos et al 2014)。国際自然保護連合

(IUCN) は「Guidelines for privately protected areas」(IUCN-J 2015) において、PPA を概念として提示した。PPA は、個々の地主が設立し、運営する保全地域であり、非営利団体 (NGO、大学など) および営利組織 (企業の地主など) が管理するものと定義した。

LIFE programme における公衆意識への教育は、市民への普及啓発や利害関係者に対する環境教育、保全に対する市民意識の解決が重視されている (第 3 章第 1 節)。また、Natura2000 ネットワークにおける LIFE programme において協調融資にもとづいた保全プロジェクトの実施の有効性も示されている (第 3 章第 1 節)。愛知県では、あいち森と緑づくり生態系ネットワーク形成事業として、あいち森と緑づくり税を財源とする交付金にもとづいてビオトープの創出、維持・向上を行っている (第 3 章第 1 節)。

以上のように、わが国において野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の計画を促進するためには、種と保護地域を一体としてネットワークを形成することを施策として明示し、トップダウンによる計画の促進を図ることが重要である。また、地方自治体や NPO によるボトムアップによる道路横断施設の計画を施策としてサポートすることが重要である。さらに、既存の施策に道路横断施設の計画を位置づけ、既存保護区とそれ以外の民有地の活用と利害関係者との協働・連携にもとづいて、道路横断施設の計画を実施することが重要である。

引用文献

- 1) 愛知県 (2013) : あいち生物多様性戦略 2020 : 愛知県環境部自然環境課, 160pp.
- 2) 愛知県 (2018) : あいち森と緑づくり事業評価報告書 : 愛知県農林水産部農林基盤局森林保全課 (森林里山再生グループ), 87pp.
- 3) European commission homepage (a): LIFE programme: <https://ec.europa.eu/easme/en/life>, 2020.05.17 参照
- 4) European commission homepage (b): Frequently asked questions on Natura 2000: https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/faq_en.htm, 2020.05.17 参照
- 5) Fetsisa, P. (2017): The LIFE Programme Over 20 Years Improving Sustainability in the Built Environment in the EU: *Procedia Environmental Sciences* 38, 913-918.
- 6) 福田秀志・白川琢朗・堀寄雄暉 (2018) : 日本福祉大学「ふくしの森」における知多半島の象徴種であるキツネ (*Vulpes vulpes*) の生息状況 - 「緑の回廊」形成前後のキツネの生息状況の変化 - : 知多半島の歴史と現在 22, 73-81.
- 7) 樋口耕一 (2020) : 社会調査のための計量テキスト分析 (第2版), ナカニシヤ出版, 251pp.
- 8) 岩本和明・大竹公一 (2008) : 第6章建設業界における環境 NGO との協働ーヤマネ等のためのアニマルパスウェイへの取り組み (日本経済団体連合会自然保護協議会編 環境 CSR 宣言企業と NGO), 同文館 260pp.
- 9) 香川裕之・運天さつき・大関民哉・由井正敏 (2017) : 「野生生物と交通」研究発表会講演論文集 16, 57-64.
- 10) 環境省自然環境局 (2008) : 全国エコロジカル・ネットワーク構想の策定について : <https://www.biodic.go.jp/biodiversity/activity/policy/econet/21-1/index.html>
- 11) 環境省生物多様性センターホームページ : 生物多様性地域連携促進法について : https://www.biodic.go.jp/biodiversity/about/renkeisokushin/_inst/index.html
- 12) 国土交通省国土政策局 (2010) : 持続的なエコロジカル・ネットワーク形成に関する調査 : 国土交通省国土政策局総合計画課国土管理企画室, 99pp.
- 13) Mitchell, B.A., S. Stolton, J. Bezaury-Creel, H.C. Bingham, T.L. Cumming, N. Dudley, J.A. Fitzsimons, D. Malleret-King, K.H. Redford and P. Solano (2018) : Guidelines for privately protected areas : International Union for Conservation of Nature (IUCN), 116pp.
- 14) OBrien, E., van der Grift, E.A., Elmeros, M., Wilson-Parr, R., and Carey, C. (2018). Call 2013: Roads and Wildlife: The Roads and Wildlife Manual.: CEDR Contractor Report; No. 2018-3, 132pp.
- 15) 大竹公一 (2012) : 「那須平成の森アニマルパスウェイ」について : 国立公園 704, 15-17
- 16) 生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 (2014) : 生物多様性国家戦略 2012-2020 の実施状況の点検結果 : 環境省自然環境局自然環境計画課生物多様性地球戦略企画室, 221pp.
- 17) 生物多様性地域連携保全活動の促進に関する検討会 (2017) : 生物多様性地域連携保全活動

の促進に関する検討会報告書：環境省自然環境局自然環境計画課生物多様性主流化室, 18pp.

- 18) Tasos, H., Dieterich, M., Ibsch, P.L., Mihok, B. and Selva, N. (2014) : The challenge of implementing the European network of protected areas Natura 2000 : Conservation Biology 29(1),260–270.

第4章 野生哺乳類のための道路横断施設の構造と設置環境

第1節 野生哺乳類に対する道路横断施設の事例の現状と課題

1. はじめに

わが国においては、道路による野生哺乳類に対するロードキルやバリア効果に関する研究は限られた種においてのみ実施されている。そのため、各種の生態学的影響が明らかにされ、道路横断施設の設置による代償手段が実施される必要がある。一方で、すべての種を対象に生態学的影響を明らかにすることは時間と労力的に困難である。既設の道路横断施設は生態学的大規模実験ととらえられるため、事例にもとづいたメタ解析により一般測を求めることができる。日本では、全国的にエコロードや環境影響評価における環境保全措置として、多くの道路横断施設が設置されてきた。本節の目的は、これらの施設をモデルに、道路のバリア効果と野生哺乳類の道路横断施設の保全目標種や道路横断施設のタイプの関係を分析し、その現状と課題を明らかにすることである。その成果から、道路のバリア効果に配慮した広域的スケールでの道路横断施設の技術的手法を提案することができる。

本節における研究のプロセスは、全国における野生哺乳類の生息環境となる森林と保護区に対して、道路による分断化の影響を交通量、幅員との関係から分析した。さらに、わが国において事業者により実施された保全目標種に対する生息地分断対策事例について、道路横断施設が設置された路線周辺の森林の連続性、施設の保全目標種、道路横断施設のタイプ、事後調査の現状を分析した。

2. 研究方法と材料

(1) 日本全国における道路の分布と森林、保護区に分断状況の分析

GIS データとして、道路のラインについては、国土数値情報ダウンロードサービス（国土交通省 HP, <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>）から取得した（図 4-1）。道路は、道路法にもとづく高速自動車国道、一般国道、都道府県道、市町村道および特例都道等、全国の道路 3,183 路線について、位置（線）、路線名等を整備したデータである。道路による森林と保護区への影響範囲を求めるため、各路線の中心線から 1 km 幅の Buffer を発生させた。1 km は、野生哺乳類の行動圏（Appendix D）の平均値 43,48742 m²から求めた半径 1,177m に近似した値であり、野生哺乳類の平均的な移動・分散距離である。Ibisch et al. (2016) によれば、道路から 1 km の範囲は生物多様性への影響がある距離とされる。野生哺乳類の生息環境として森林地域（図 4-2）、保護区として国立公園、自然環境保全地域、国有林、鳥獣保護区のポリゴンを国土数値情報ダウンロードサービス（国土交通省 HP <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>）からダウンロードした（図 4-3 (1) ~ (4)）。道路による森林および保護区のバリア効果を分析するため、平成 27 年度全国道路・街路交通情勢調査一般交通量調査（<https://www.mlit.go.jp/road/census/h27/>）から 24 自時動時間車類交通量（台/日）および道路部幅員（m）を取得し、データが取得できた 3,127 路線について整理した。さらに、オープンソース GIS ソフトウェア Quantum GIS version 2.18 (R Develop

ment Core Team 2019) を用いて、各路線ごとの 1 km Buffer 内の森林率および保護区の面積率を計算した。交通量によるバリア効果について、Iuell et al. 2003 にもとづいて交通量を <2500 (台/日), 2500~10000 (台/日), >10000 (台/日) の 3 段階に分類し、それぞれの森林率、各保護区的面積率を箱ひげ図により集計した。

(2) 日本における野生哺乳類の保全目標種の整理

日本において、道路横断施設を設置する必要性がある絶滅危惧種を抽出した。日本の野生動植物に関連する法律にもとづく野生哺乳類のリスト種について、絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律（以下、種の保存法）における環境省レッドリスト 2020, 国内希少野生動植物種, 国外希少野生動植物種（環境省生物多様性センターHP (a)), 文化財保護法における天然記念物および特別天然記念物（文化庁 HP）に記載される動植物種の中から、野生哺乳類種 143 例を選定した（図 4-4）。さらに、選定した野生哺乳類種 143 例について、日本の哺乳類（阿部 2008）を参照し、絶滅種、地中移動のモグラ類、高空飛翔性のコウモリ類、海獣類を除いた種を「道路の影響を受けやすい種」として抽出した。飛翔性コウモリ類のうち低空飛翔性哺乳類は、第 2 章の既往研究において、ヨーロッパや北海道の道路横断施設の保全目標種として取り上げられていることから、本研究でも対象として選定した。

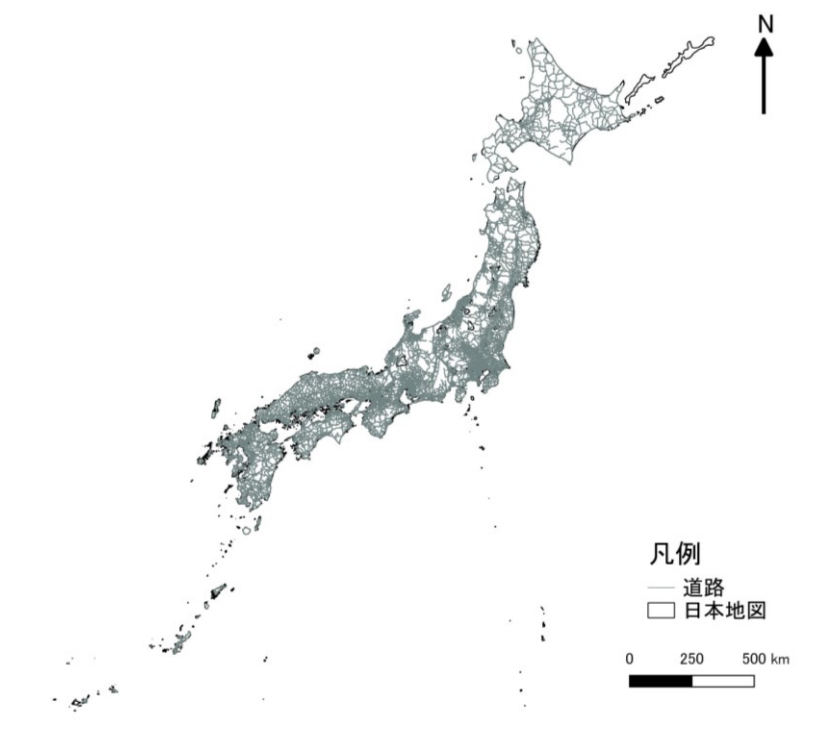


図 4-1 日本における道路の分布

国土数値情報ダウンロードサービス(国土交通省 HP, <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>) 道路ラインデータから作成した。



図 4-2 日本における森林地域の分布

国土数値情報ダウンロードサービス(国土交通省 HP, <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>) 森林地域データから作成した。

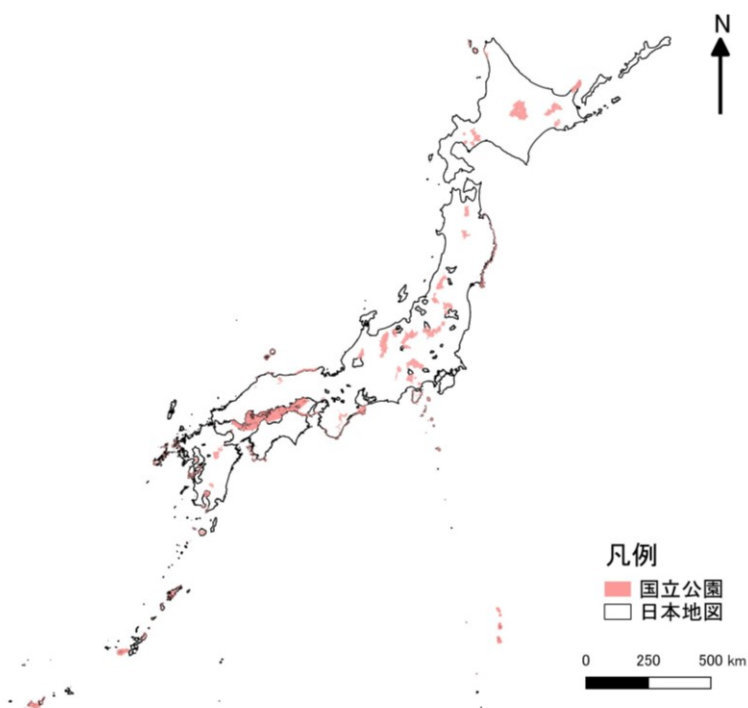


図 4-3 (1) 日本における保護区（国立公園）の分布

国土数値情報ダウンロードサービス(国土交通省 HP, <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>) 国立公園データから作成した。

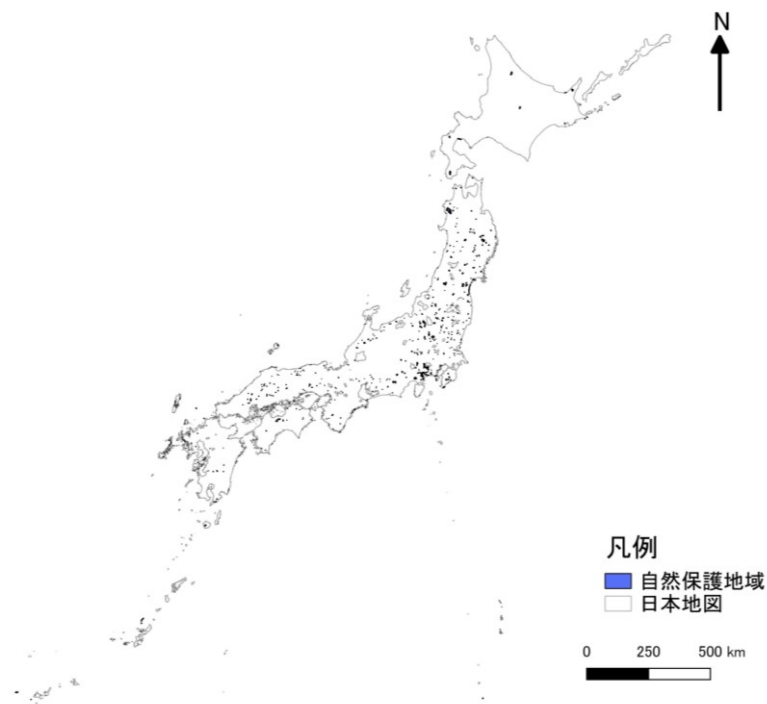


図 4-3 (2) 日本における保護区（自然保護地域）の分布

国土数値情報ダウンロードサービス(国土交通省 HP, <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>) 自然保護地域データから作成した。



図 4-3 (3) 日本における保護区（国有林）の分布

国土数値情報ダウンロードサービス(国土交通省 HP, <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>) 国有林データから作成した。

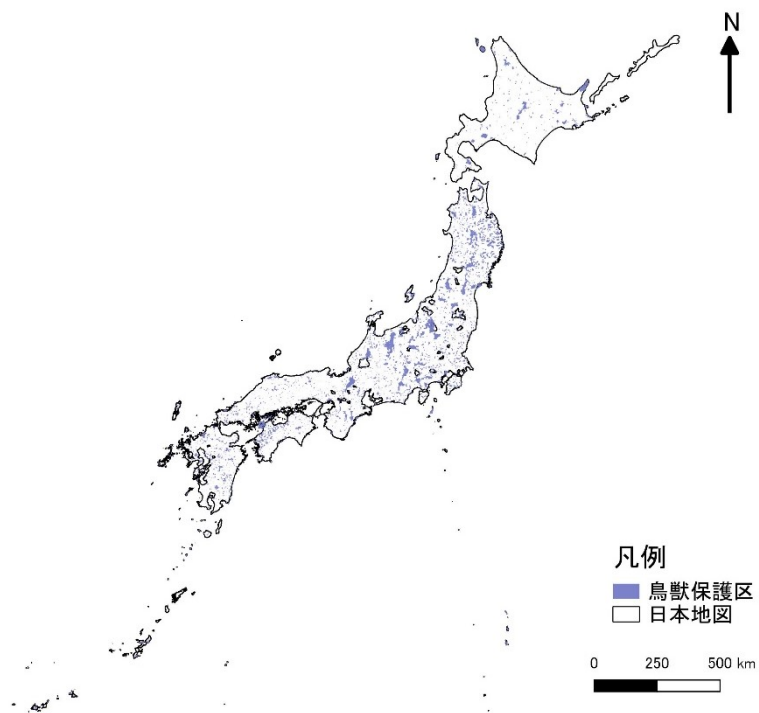


図 4-3 (4) 日本における保護区（鳥獣保護区）の分布

国土数値情報ダウンロードサービス(国土交通省 HP, <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>) 鳥獣保護区データから作成した。

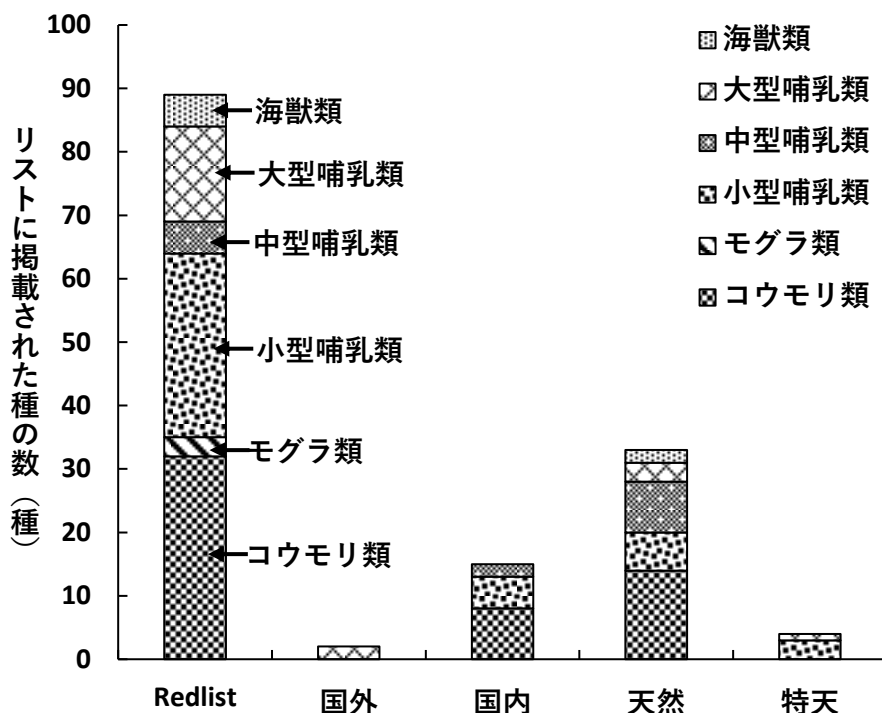


図 4-4 日本の野生動植物に関連する法律にもとづく指定種数

Redlist: 環境省レッドリスト 2020, 国内: 国内希少野生動植物種, 国外: 国外希少野生動植物種, 天然: 天然記念物, 特天: 特別天然記念物

(3) わが国において実施された保全目標種に対する道路横断施設と付帯施設の事例

わが国における道路横断施設の事例の選定は、道路環境影響評価の技術手法（別冊事例集：動物、植物、生態系）（国土交通省国土技術政策総合研究所 2007）および国土交通省地方整備局の道路環境担当者や高速道路会社に対して行った「環境保全措置の実施事例」に関するアンケートの中から抽出した。これらの資料から、動物生息域分断に対する保全措置の事例について整理し、さらに全国の国道事務所のホームページに公表されている事例や環境影響評価書を参考に、全国 86 箇所を調査対象とした（表 4-1）。86 箇所のうち同一路線を含むが事業者が異なるもの、保全対象が異なるものは別の事例としてカウントした。これらの調査路線について、①路線の森林連続性（山地林、連続林、孤立林）、②保全目標種（大型哺乳類、中型哺乳類、小型哺乳類、樹上性哺乳類、コウモリ類）、③道路横断施設のタイプ（オーバブリッジ、ボックスカルバート、パイプカルバート、エコブリッジ、侵入防止柵、誘導植栽、その他の付帯施設）について集計した。路線の森林連続性は、園田・倉本(2008)に従い、山地林、連続林、孤立林の 3 タイプに分類し、集計した。山地林は対象路線以外には分断されていないもの、連続林は対象路線以外の道路にも分断されているもの、孤立林は市街地などにより囲まれ完全に孤立しているものである。集計の際に、保全目標種についての地理的な特徴から、北海道、東日本（近畿以北）、西日本（近畿以南）、沖縄・対馬に 4 つの地域に分類した。

表 4-1 (1) 抽出した調査対象箇所

地域分類	所在地	NO	道路名称
北海道	北海道	1	一般国道334号（斜里エコロード）
	北海道	2	一般国道236号（帯広広尾自動車道）
	北海道	3	帯広広尾自動車道
	北海道	4	斜里町町道
	北海道	5	札幌ボラ通り
	北海道	6	一般国道39号（武華道路）
	北海道	7	一般国道44号（厚岸町糸魚沢）
	北海道	8	一般国道40号（豊富BP）
	北海道	9	一般国道36号
	北海道	10	帯広市道（大空団地前）・帯広市道（稲田・南町線）
	北海道	11	一般国道334号（浦士別道路）
	北海道	12	一般国道39号（北見道路）
東日本	秋田県	13	秋田自動車道
	岩手県	14	築川ダム付替え道路
	宮城県～秋田県	15	一般国道108号（鬼首エコロード）
	福島県	16	一般国道289号（甲子道路）
	福島県	17	国道289号（荷路夫エコロード）
	新潟県	18	磐越自動車道
	新潟県	19	一般国道18号（妙高野尻BP）
	栃木県	20	日光宇都宮道路
	茨城県	21	常磐自動車道（日立北IC、北茨城IC付近）
	神奈川県	22	神奈川県滝沢林道
	神奈川県	23	県道217号逗子葉山横須賀線
	神奈川県	24	横浜環状2号線
	東京都	25	かしの木山自然公園タヌキトンネル
	千葉県	26	圏央道（木更津～茂原）
	千葉県	27	県道81号市原天津小湊線（清澄養老ライン）
	山梨県	28	主要地方道28号須玉ハケ岳公園線（清里高原有料道路）
	山梨県	29	バストラルびゅう桂台進入路
	山梨県～静岡県	30	東富士五湖道路
	静岡県	31	県道西天城高原線
	愛知県	32	東海環状自動車道（瀬戸地域）
	愛知県	33	茶臼山高原道路
	愛知県	34	都心環状線（名古屋市）
	長野県	35	三遠南信道路（飯橋道路）
	長野県	36	霧ヶ峰有料道路霧ヶ峰線（現在は無料）
	石川県	37	一般国道8号（南郷拡幅）
	岐阜県	38	東海環状自動車道（富加～関）
	岐阜県	39	東海環状自動車道（可児市）
	岐阜県	40	東海環状自動車道（土岐～関）
	岐阜県	41	東海環状自動車道（半田～琴平）
	岐阜県～長野県	42	中部縦貫自動車道（安房峠道路）
	三重県	43	伊勢自動車道

表 4-1 (2) 抽出した調査対象箇所

地域分類	所在地	NO	道路名称
西日本	兵庫県	44	阪神高速道路北神戸線
	兵庫県	45	森林基幹道瀬川・氷ノ山線
	兵庫県	46	八鹿都市計画道路1・3・1号、和田山都市計画道路1・3・2号、北近畿豊岡自動車道
	兵庫県	47	北近畿豊岡自動車道
	京都府	48	舞鶴自動車道：丹南篠山口IC～舞鶴西IC)
	滋賀県	49	一般国道161号（志賀バイパス）
	和歌山県	50	一般国道169号（奥瀬道路）
	徳島県	51	一般国道55号（日和佐道路）
	鳥取県	52	青谷羽合道路
	島根県	53	一般国道9号（江津道路）
	岡山県	54	中国自動車道（岡山米子線：蒜山IC～湯原IC）
	岡山県	55	中国自動車道（北房JCT～岡山西IC）
	岡山県	56	中国自動車道
	広島県	57	中国横断自動車道（尾道松江線）
	広島県	58	一般国道433号（加計豊平バイパス）
	広島県	59	一般国道375号（東広島・呉自動車道）
	広島県	60	中国縦貫自動車道（東IC～庄原IC）
	三重県	61	付替県道松坂青山線
	愛媛県	62	各種道路事業（愛媛県南予地域、南部内陸地域）
	山口県	63	大規模林道鹿野・豊田線
	-	64	中国自動車道
	-	65	九州自動車道
	福岡	66	都市計画道路本城弘川線
	佐賀県	67	一般国道497号（西九州自動車道路伊万里道路） 都市計画道路南波多東山代線
	鹿児島	68	一般国道220号（串良町）
	鹿児島	69	都市計画道路出水阿久根線
	鹿児島	70	都市計画道路阿久根川内線
	熊本県	71	一般国道445号（川辺川ダム付替え道路）
	熊本県	72	一般国道3号（南九州西回り自動車道）芦北出水道路（水俣IC～県境）
	大分県	73	一般国道57号（中九州横断道路）
	大分県	74	大分自動車道（湯布院IC～別府IC）
	大分県	75	大分自動車道（別府IC～大分IC）
	宮崎県	76	一般国道10号
	宮崎県	77	宮崎自動車道
沖縄・対馬	対馬	78	県道大浦比田勝線
	対馬	79	主要地方道上対馬豊玉線
	沖縄県	80	ダム管理用道路
	沖縄県	81	道路事業（林道）
	沖縄県	82	浦添北道路
	沖縄県	83	一般国道58号（カニさんトンネル）
	沖縄県	84	県道215号白浜南風見線
	沖縄県	85	一般国道58号（クイナフェンス）
	沖縄県	86	一般国道58号（ヤマガメロードキル対策）

3. 結果

(1) 日本全国における森林と保護区に対する道路のバリア効果の整理

道路の交通量と森林率と保護区の平均面積率 \pm S.D.の関係を整理した結果（表 4—2）、交通量が<2500（台/日）の路線では森林率 50.79% \pm 21.42%，国有林率 6.68% \pm 12.95%，鳥獣保護区率 7.48% \pm 12.06%，国立公園率 2.97% \pm 10.55%といずれも高く，交通量 2500～10000（台/日），交通量 10000<（台/日）と交通量が増加するといずれの面積率も減少する傾向が認められた。一方で，道路の幅員は交通量が増加する路線において増加する傾向が認められた（図 4—5）。

(2) 日本における野生哺乳類の保全目標種の整理

日本における保全目標種について，地上移動性哺乳類や低空飛翔性のコウモリ類は，ロードキルやバリア効果を受けやすいことから道路横断施設による対策が検討されており（第 2 章），「道路による影響を受けやすい種」と定義し，道路横断施設による保全が実施されている実施例数を整理した（図 4—6）。実施例数で示した理由は，同一種でも地域的絶滅で指定されている種もあるためである。絶滅のおそれのある種のうち道路の影響を受ける種は，コウモリ類は 28 例と最も多く，小型哺乳類 20 例，大型哺乳類 19 例，中型哺乳類 8 例，樹上性哺乳類は 5 例の順であった（図 4—6）。

表 4—2 路線の交通量と道路 1 km Buffer に含まれる森林および保護区的面積率

交通量 (台/日)	森林率 (%)	国有林率 (%)	鳥獣保護区率 (%)	国立公園率 (%)	自然保護地域率 (%)
<2500 (N=786)	50.79 (\pm 21.42)	6.68 (\pm 12.95)	7.48 (\pm 12.06)	2.97 (\pm 10.55)	0.05 (\pm 0.40)
2500～10000 (N=1397)	27.98 (\pm 21.84)	2.54 (\pm 6.70)	5.50 (\pm 9.18)	1.09 (\pm 4.76)	0.06 (\pm 0.60)
>10000 (N=944)	10.69 (\pm 14.24)	0.60 (\pm 2.49)	4.76 (\pm 8.96)	0.43 (\pm 2.94)	0.04 (\pm 0.39)

数値は平均値（ \pm S.D.）

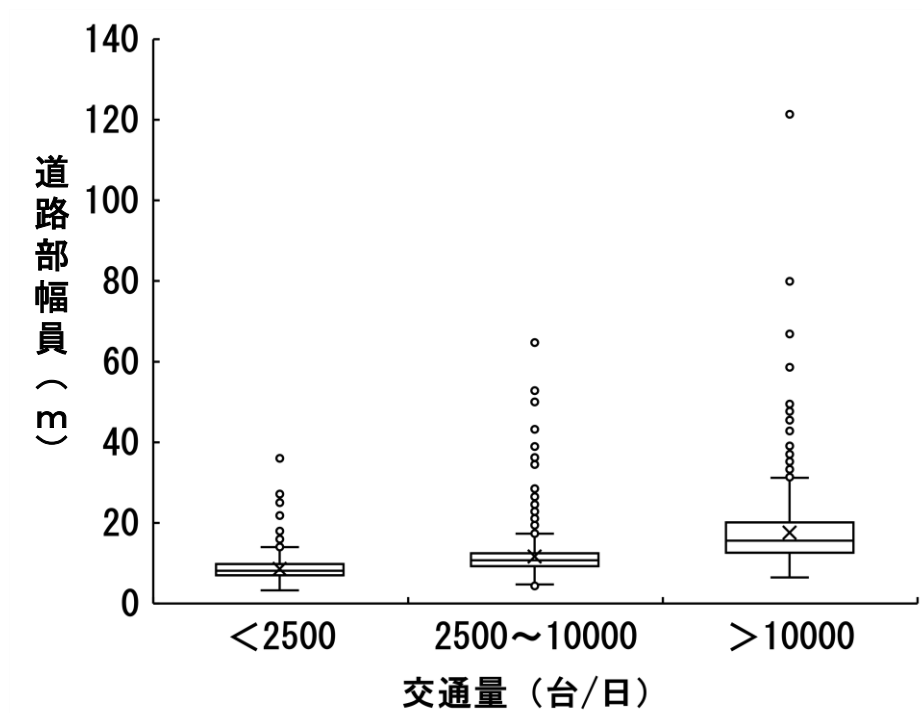


図 4-5 道路の交通量と道路部幅員の関係

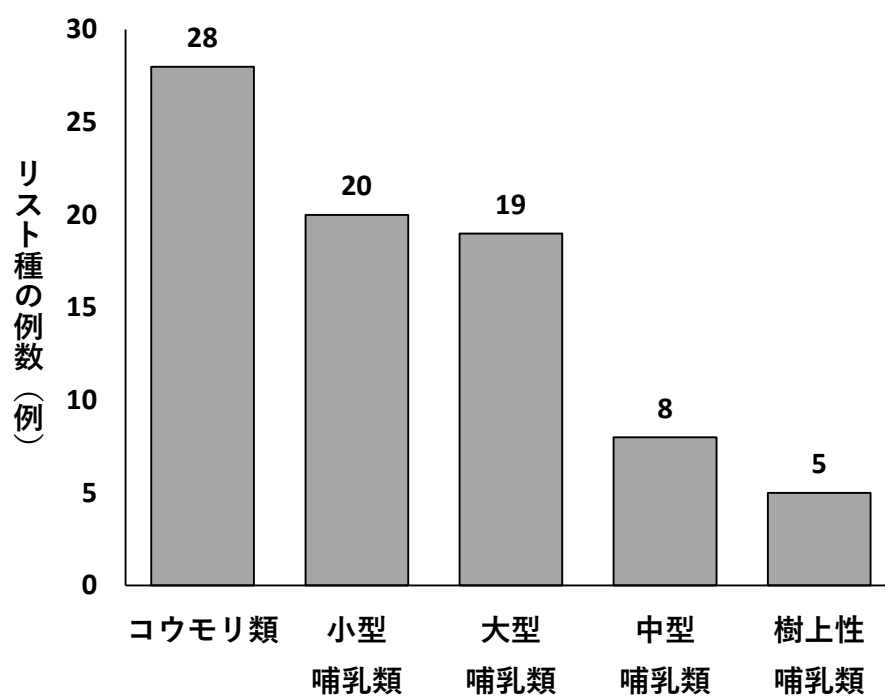


図 4-6 種の保存法及び文化財保護法におけるリスト種の中で道路の影響を受けやすい種 (80 例) の例数

リスト種の例数の多い順に並べた。

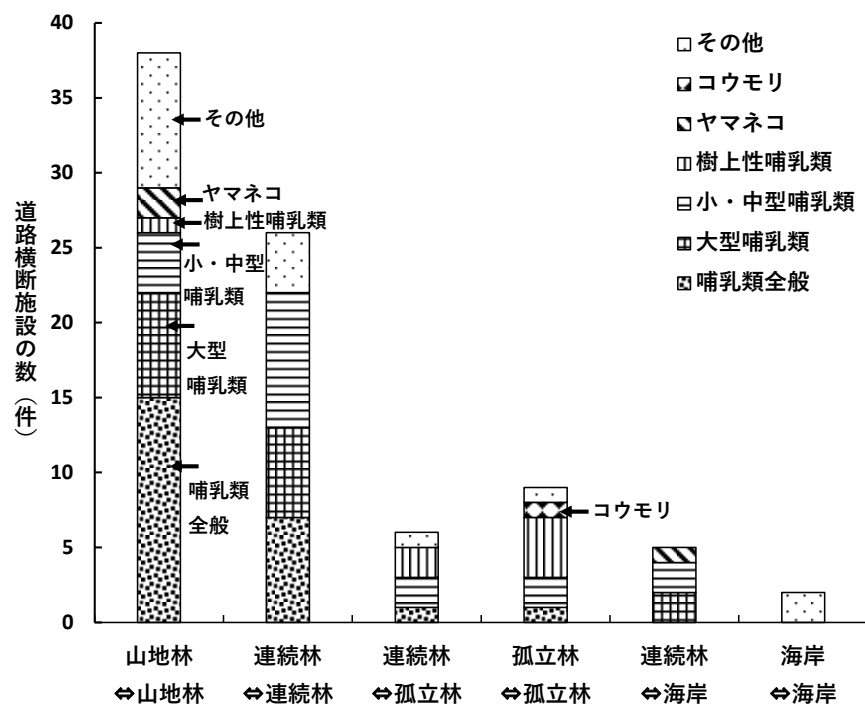


図 4-7 路線の森林連続性と道路横断施設の保全目標種との関連性¹⁾

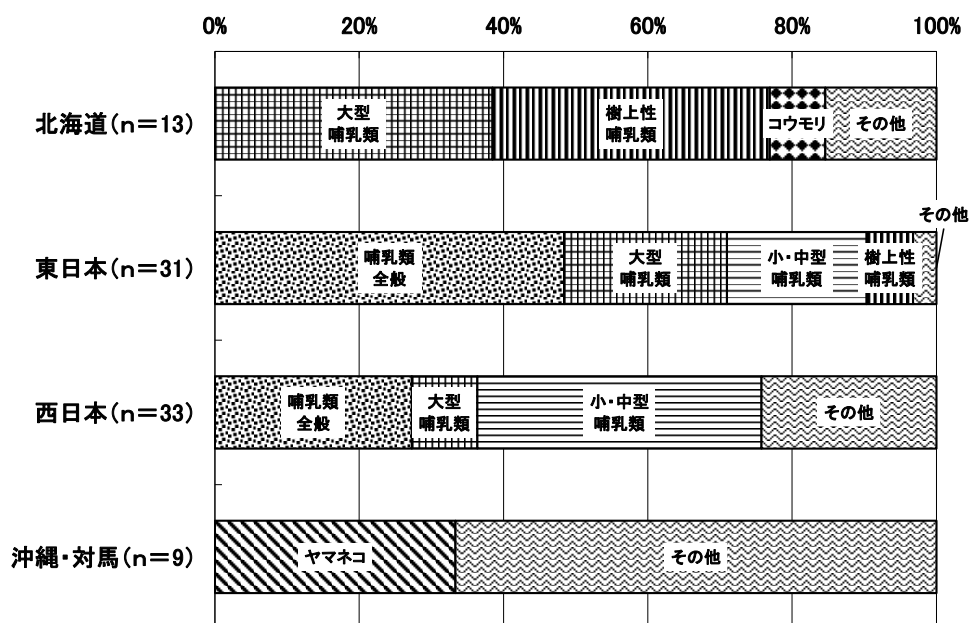


図 4-8 全国における道路横断施設に対する野生哺乳類の保全目標種¹⁾

¹⁾「哺乳類全般」とは不特定の哺乳類を保全対象としたもの、「大型哺乳類」とはツキノワグマ、カモシカ、ニホンジカ、イノシシ、ニホンザル、「小・中型哺乳類」とはタヌキ、キツネ、ノウサギ、テン、ネズミ類、「樹上性哺乳類」とは、ムササビ、ニホンリス、エゾリス、ヤマネ、ニホンモモンガ、エゾモモンガなど、「ヤマネコ」とはイリオモテヤマネコ、ツシマヤマネコ、「コウモリ」とはコウモリ類全般、「その他」とは、両生爬虫類、鳥類、昆虫類、甲殻類を保全対象としたものを示す。

表 4-3 全国における道路横断施設のタイプ

道路横断施設	北海道 (n=13)	東日本 (n=31)	西日本 (n=33)	沖縄・対馬 (n=9)
ボックスカルバート	5 (38.5%)	20 (64.5%)	20 (58.8%)	6 (66.7%)
橋梁下	3 (23.5%)	11 (35.5%)	7 (20.6%)	1 (11.1%)
パイプカルバート	1 (7.7%)	9 (29.0%)	8 (23.5%)	3 (33.3%)
オーバークリッジ	1 (7.7%)	4 (12.9%)	7 (20.6%)	0 (0.0%)
エコブリッジ	5 (38.5%)	2 (6.5%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)
進入防止柵	3 (23.1%)	3 (9.7%)	10 (29.4%)	1 (11.1%)
誘導植栽	0 (0.0%)	2 (6.5%)	4 (11.8%)	0 (0.0%)
その他付帯施設	5 (38.5%)	5 (16.1%)	9 (26.5%)	5 (55.6%)

表内の数値は各地域において設置あるいは設置予定の道路横断施設タイプに対する路線数を示す。括弧内は各地域調査路線数に対する各道路横断施設タイプの路線数の割合(%)を示す。一路線あたり複数の道路横断施設タイプを含む。

表 4-4 保全目標種と道路横断施設設置の関係

道路横断施設	哺乳類 全般 (n=24)	大型 哺乳類 (n=15)	小・中型 哺乳類 (n=19)	樹上性 哺乳類 (n=7)	ヤマネコ (n=3)	コウモリ (n=1)	その他 (n=17)
ボックスカルバート	20 (83.3%)	8 (53.3%)	12 (60.0%)	1 (16.7%)	3 (100.0%)	1 (100.0%)	6 (35.3%)
橋梁下	11 (45.8%)	6 (40.0%)	3 (15.0%)	0 (0.0%)	1 (33.3%)	0 (0.0%)	1 (0.0%)
パイプカルバート	13 (54.2%)	2 (13.3%)	2 (10.0%)	0 (0.0%)	1 (33.3%)	0 (0.0%)	3 (0.0%)
オーバークリッジ	7 (29.2%)	3 (20.0%)	2 (10.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)
エコブリッジ	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	7 (100.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)
進入防止柵	3 (12.5%)	4 (26.7%)	6 (30.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	4 (23.5%)
誘導植栽	3 (12.5%)	3 (20.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)
その他付帯施設	4 (16.7%)	6 (40.0%)	2 (10.0%)	1 (16.7%)	1 (33.3%)	1 (100.0%)	9 (52.9%)

表内の数値は各保全目標種を設定している調査対象路線に対して、設置あるいは設置予定の各道路横断施設タイプの路線数を示す。括弧内は各地域調査路線数に対する各道路横断施設タイプの路線数の割合(%)を示す。一路線あたり複数の道路横断施設タイプを含む。

(3) わが国において実施された保全目標種に対する生息地分断対策事例

路線の森林連続性と保全目標種の関連性（図 4-7）は、山地林、連続林を分断して通過する路線が全体の 70%であった。連続林と孤立林、孤立林と孤立林を分断して通過する路線が 23%を占めており、保全目標種は、哺乳類全般、大型哺乳類、小・中型哺乳類、ヤマネコであり、樹上哺乳類に対する施設が設置されているのが特徴であった。

全国における野生哺乳類の保全目標種（図 4-8）、道路横断施設の種類と箇所数に占める割合（表 4-3）、保全目標種に対する道路横断施設の種類と路線に占める割合（表 4-4）を示した。わが国における野生哺乳類の道路横断施設の保全目標種は、東日本（近畿以北）、西日本（近畿以南）では哺乳類全般、小・中型哺乳類を対象とした道路横断施設が多く、北海道では大型哺乳類（エゾジカ）と樹上性哺乳類（エゾリス、エゾモモンガ）に対する施設が多かった（図 4-8）。

大型哺乳類に対する対策として、ボックスカルバートや橋梁と進入防止柵をセットで設置する割合が高く、樹上性哺乳類に対する対策として、つり橋状のエコブリッジが設置されていた（表 4-3）。また、東日本（近畿以北）、西日本（近畿以南）における哺乳類全般を保全目標とした道路横断施設では、大型哺乳類と同様にボックスカルバートや橋梁を設置する割合が高かった（表 4-4）。沖縄や対馬では、環境省主導でヤマネコやヤンバルクイナなどの絶滅危惧種を保全目標とした環境保全措置の設置が進められており、ボックスカルバートを中心とした対策が行われていた（表 4-4）。全国的にみると、道路横断施設の保全目標種の多くが地上移動性哺乳類であり、樹上性哺乳類（ニホンリス、ムササビ *Petaurista leucogenys*）を対象とした施設は数少なかった（表 4-4）。

4. 考察

(1) 日本全国における森林と保護区に対する道路のバリア効果の整理

路線の交通量が<2500 (台/日), 2500~10000 (台/日), 10000< (台/日) と交通量が増加すると野生哺乳類の生息地としての面積率や保護区率が減少する傾向が認められた。Iuell et al. (2013) によれば, ロードキルの発生が増加するのは 2500~10000 (台/日) であり, 10000< (台/日) になると, 野生哺乳類が移動できず, 道路が障壁として作用するバリア効果が報告されている。全国における道路横断施設の設置状況は, 山地林間の連続性を高めるように設置される頻度が高く, ロードキルの発生頻度から言及すれば, 森林率が中庸な都市郊外の里山などの連続林を含む地域や都市近郊の大規模な孤立林において生息地連続性を確保することが重要である。

(2) 日本全国における野生哺乳類の保全目標種の整理

ヒグマ *Ursus arctos*, ツキノワグマは国外希少野生動植物種にあたり, カモシカ *Capricornis crispus* は特別天然記念物, ヤマネは天然記念物, ベンガルヤマネコや多くのコウモリ類は環境省レッドリスト (環境省生物多様性センターHP (a)) に掲載される。これらの種は, 環境影響評価では重要種として選定され, 環境影響がある場合には環境保全措置が行われる。また, 地域的には, ムササビ, ニホンリス, モモンガ, シマリス *Tamias sibiricus* は都道府県 RDB に掲載されることから, 地域的には重要種と選定されることが多い (野生生物調査協会・Envision 環境保全事務所 HP)。種の保存法や文化財保護法におけるリスト種の中で道路の影響を受けやすい種 (図 4-6) は, 小型哺乳類, 樹上性哺乳類, コウモリ類のリスト種の例数が多いが, 道路横断施設により対策がとられる種の割合は低い (図 4-7)。

(3) 広域的なスケールでの道路横断施設の構造と設置環境の現状と課題

道路の交通量は, 森林や保護区的面積率の低い地域で高く, 森林や保護区的面積率が高い地域で低い (表 4-2)。森林連続性と道路横断施設の保全目標種の結果 (図 4-7) から, 山地林と連続林における道路横断施設の設置が全体の 70% を占めており, 連続林や孤立林での設置が少ない。山地林では, 交通量が少なく, バリア効果が低い, 連続林や孤立林といった地域では, 交通量が多く, バリア効果が高い。特に, 連続林に生息する野生哺乳類の種数は多く (園田・倉本, 2008), 孤立林では種数が少ないが, タヌキやネズミ類といった野生哺乳類も生息するため, このような連続林や孤立林の地域において, 道路横断施設を計画することが必要である。

わが国における道路横断施設の種類の, 海外と同様に地上移動性の大型哺乳類, 中型哺乳類を対象としたボックスカルバート, パイプカルバート, 橋梁によるミティゲーションが多く, 樹上移動性哺乳類やコウモリ類を対象とした小型施設は少なかった (表 4-3)。例えば, 帯広広尾道路のエゾモモンガ (柳川ら 2004; 柳川ら 2006; 浅利 2008), 山梨県大月町の

ニホンリスを対象としたエコブリッジ（佐藤ら 2006）、長野県清里町のヤマネブリッジ（湊 1999；岩本・大竹 2008）のような樹上性哺乳類に対する施設はまだ数が少ない。環境省のレッドリスト（環境省生物多様性センターHP（a））において樹上性哺乳類のヤマネは準絶滅危惧、ニホンリスは中国地方、九州地方において絶滅のおそれのある地域個体群に指定されており、保全優先性は高いものの、事例調査における保全目標種、道路横断施設は、大型、中型哺乳類を対象とした橋梁、ボックスカルバート、パイプカルバートが多く、樹上性哺乳類などの小型哺乳類を対象とした道路横断施設は少ない（表 4-4）。

第 2 章の既往研究において、わが国における道路の生態学的影響に関する研究について整理し、絶滅危惧種や道路交通安全上問題となる種が研究対象とされていた。道路生態学的研究が行われる対象種の数も限られ、小型哺乳類に関する研究は、ヤマネ、ニホンリス、ケナガネズミのみであり、各種に対する道路がもたらす負の生態学的影響の解明が進んでいないことから、その保全優先性や道路横断施設を計画するためのエビデンスの欠落が問題と考えられる。

第2節 野生哺乳類による道路横断施設の利用と環境要因の関連性の解析

1. はじめに

わが国では、1990年代後半から野生哺乳類のロードキルを防止することを主な目的として道路横断施設や侵入防止柵が設置され、多様な野生哺乳類を保全目標種とした道路横断施設が設置されるようになった。第4章第1節では、わが国の一般国道86路線について道路横断施設の保全目標種と設置された道路横断施設のタイプを調査した。大型哺乳類（ニホンジカ等）のロードキルによる道路交通安全を目的とした施設、絶滅危惧種（イリオモテヤマネコ、ツシマヤマネコ）や希少種（カモシカ、ヤマネ、モモンガ）の保全を目的として設置される施設、多様な哺乳類を対象に設置される施設の3つに分類された。しかし、生物地理区が異なる（すなわち、種組成が異なる）地域において、道路横断施設を利用する種/グループに影響を与える地域間で共通する要因と地域によって異なる要因は異なると考えられる。

本節では、第4章第1節において収集した事例の中から、生物地理区と路線内での道路横断施設利用の比較を行うために、北海道と山梨県の事例を選定した。両調査地において、周辺に生息する種と道路横断施設の利用の関連性、野生哺乳類の利用と道路横断施設の構造、ランドスケープ要因との関連性を分析した。その成果から、野生哺乳類の種/グループの利用を促進する道路横断施設の構造や設置環境について考察を行った。

2. 調査方法と材料

(1) 調査対象地域

本研究では、多様な哺乳類を保全対象とし、複数タイプの道路横断施設を比較できる路線として、北海道稚内市の一般国道40号豊富バイパス（以下TTBとする、起点N45.227 E141.746から終点N45.095 E141.795まで全長16 kmの範囲）と山梨県富士吉田市の国道138号東富士五湖道路（以下HFGEとする、起点N35.484 E138.772から終点N35.359 E138.866まで全長8 kmの範囲）を選定した（図4-9）。

TTBは、2004年に供用が開始された幅員13 mの2車線の自動車専用道路である。2005年の自動車交通量はおよそ3800台/日である。標高16~90 mの丘陵地を通過し、植生はハルニレ群集 *Ulmus davidianae* association、エゾマツ-ダケカンバ群集 *Picea jezoensis*-*Betula ermanii* association など、比較的自然度の高い樹林地もみられるが、当地域は古くから森林伐採が進み、土地がやせているところが多いため、樹林の回復が遅く斜面上部までチシマザサ-クマイザサ群集 *Sasa kurilensis*-*Sasa senanensis* association が広がっている（環境省生物多様性センターHP (b)）。また、河川沿いの低地は牧場が多く、牧草地・ゴルフ場などが広がる（環境省生物多様性センターHP (b)）。

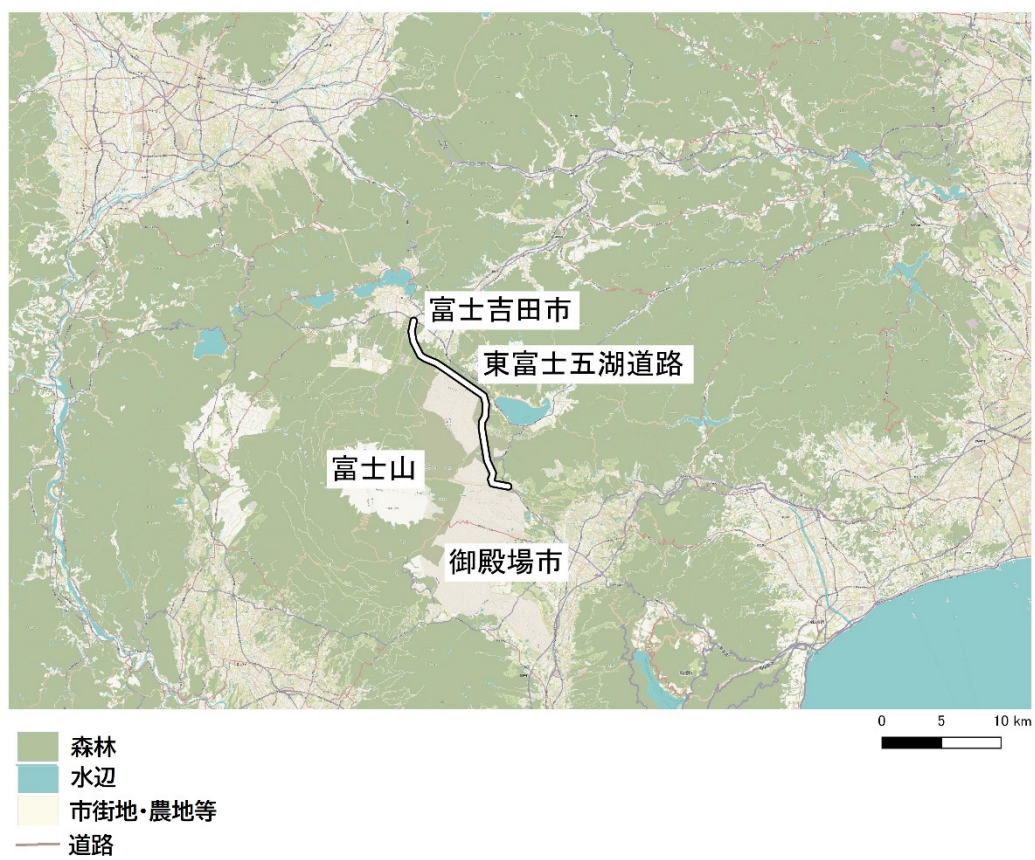


図 4-9 道路横断施設を調査した調査対象路線
 (上：豊富バイパス，下：東富士五湖道路)

表 4-5 調査を行った道路横断施設の構成

調査地	道路横断施設 タイプ	寸法(m)				主な機能
		n	幅	高さ	長さ	
TTB	ボックスカルバート	13	2.5-5.0	2.5-4.5	18.0-136.8	人、家畜や野生動物の通路
	橋梁	5	10.5-12.0	7.7-23.0	18.8-230.0	河道や野生動物の通路
	パイプカルバート	6	0.9-1.4	0.9-1.4	50.6-95.0	排水施設
HFGE	ボックスカルバート	14	2.6-7.5	2.5-5.6	10.8-41.3	人、自動車、野生動物の通路
	橋梁	4	30.6-43.5	5.0-9.3	10.5-10.5	河道や野生動物の通路
	パイプカルバート	4	1.5-1.5	1.5-1.5	36.0-59.1	排水施設

HFGE は、1986 年に供用が開始された幅員 10.5 m の 2 車線の自動車専用道路である。2010 年の自動車交通量は 5000 台/日である。富士山の北側山麓、標高 800～1000 m を通過し、新規の溶岩や火山噴火物を基盤とし、土壌は総じて貧弱であるため、植生は貧栄養地特有のアカマツ林 *Pinus densiflora* forest や一部落葉広葉樹林のほか、隣接する自衛隊演習地には広大なススキ草地 *Miscanthus sinensis* grassland が分布している（環境省生物多様性センターHP(b)）。

調査対象とした道路横断施設タイプは、橋梁、ボックスカルバート、パイプカルバートであり、TTB では 24 施設、HFGE では 22 施設である（表 4-5）。各施設のキロポスト、カメラの設置数、施設の形状、ランドスケープの特徴は、Appendix E に示す。両地域の橋梁は、河川を通過するような谷部に設置され、自然環境の改変率が低い。ボックスカルバートは人や家畜、自動車などの共用施設として設置され、排水施設や犬走が併設されるものもある。パイプカルバートは主に排水施設として設置され、野生哺乳類が利用する犬走やロープといった付帯施設が併設されたものもある。なお人為的な攪乱は、野生哺乳類の道路横断施設の利用に影響を与えるため（Clevenger & Waltho 2000；Ng et al. 2004；Ascensão & Mira 2007）、調査対象とする施設は、人間や自動車による通行がほとんど認められない施設を選定した。

(2) 痕跡調査

TTB、HFGE において、道路線形の 250 m バッファー内において、施設周辺において 30 分を基準として、痕跡（糞、足跡、食痕、死体、目撃）を記録した。調査期間は、カメラ・トラップ調査と同時期の 2007 年 9 月～2008 年 3 月、2008 年 8 月～2009 年 3 月に実施した。TTB では、施設当たりの平均調査時間は 427.5 分（最小 30 分、最大 1110 分）であり、HFGE では、施設当たりの平均調査時間は 231.7 分（最小 30 分、最大 281 分）であった。

(3) カメラ・トラップ調査

野生哺乳類の道路横断施設の利用状況調査は、フィルム式赤外線センサーカメラ（麻里府商事製 Field note II）を用い、TTB では 24 施設のうち大型の橋梁に 2～4 地点設置し、合計で 31 機、HFGE では 22 施設のうち大型の橋梁に各 2 地点、排水施設をもつボックスカルバートには通路と排水施設の各 1 地点に設置し、合計で 29 機を設置した。調査期間は、2007 年 9 月～2008 年 3 月、2008 年 8 月～2009 年 3 月とし、月に 1 度のフィルムの回収を行った。この時期は、種による時期の違いはあるが、野生哺乳類の活動が活発になる時期から活動が低下する時期までの一連を含む。カメラ・トラップのデータは、短時間内に同一個体が連続撮影されることが懸念されており、5～30 分の間で同一種のデータを除去することが推奨されている（O'Brien et al. 2003；Yasuda 2004）。そこで、5 分間隔で 0～60 分以内の同一種の連続撮影を除去した撮影枚数のデータセットを作成し、比較したところ 10 分以上になるとデータセット間では大きな変化がなくなることから（図 4－10）、10 分以内の同一種のデータを削除した。さらに、カメラあたりの稼働日数（カメラ・日）は調査サイト間で異なるため、カメラ・日あたりの撮影枚数を種ごとの出現頻度として解析に用いた。TTB では、2007～2008 年のカメラ・日は合計 2429 日（中央値 69 日、最小 20 日、最大 169 日）であり、2008～2009 年のカメラ・日は合計 4352 日（中央値 166 日、最小 42 日、最大 244 日）であった。HFGE では、2007～2008 年のカメラ・日は合計 2890 日（中央値 137.5 日、最小 10 日、最大 195 日）、2008～2009 年のカメラ・日は合計 5324 日（中央値 202 日、最小 64 日、最大 244 日）であった。

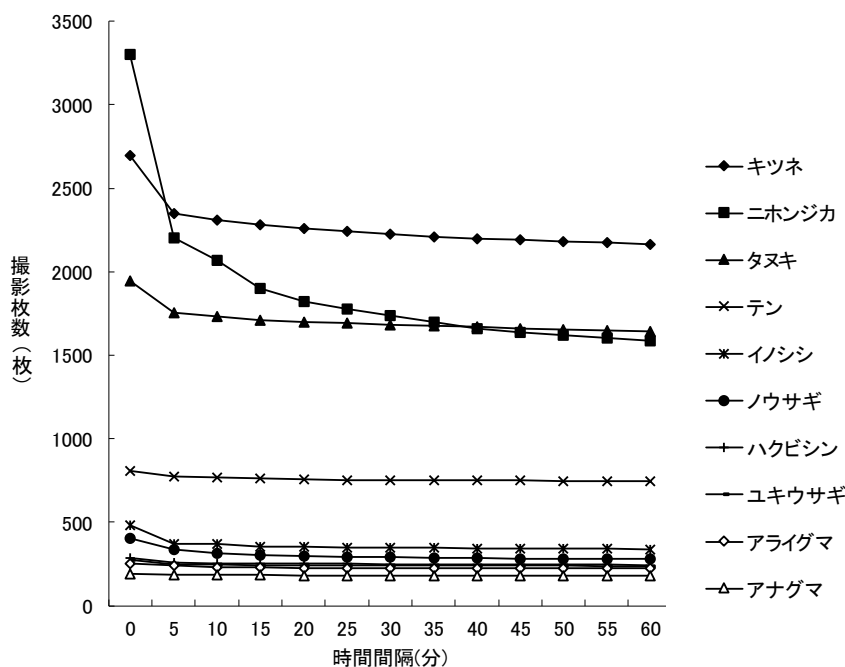


図 4－10 時間間隔（0～60 分）ごとの野生哺乳類 10 種の撮影枚数の比較

(4) 道路横断施設周辺の環境要因の把握

TTB と HFGE の道路線形の 250 m バッファー内の植生タイプは、環境省第 6-7 回自然環境保全基礎調査植生調査による現存植生（環境省生物多様性センターHP (b)）による群落に基づき、表 4-6 に示す植生タイプに分類した。さらに、藪環境の分布を把握するために、バッファー内の林内と草地について現地調査を行った。藪環境について、草高と密度を①植生なし、②高さ 0.5 m 未満・密度 20%~90%、③高さ 0.5 m~1 m・密度 20%~90%、④高さ 1 m~2 m・密度 20%~90%、⑤高さ 1 m~2 m・密度 90%以上、⑥高さ 2 m 以上・密度 20%~90%、⑦高さ 2 m 以上・密度 90%以上に区分し、1/10000 の地形図に記録した。

環境要因として、TTB と HFGE の各道路横断施設周辺の半径 250 m バッファー（以下、バッファーとする）内の植生タイプの面積（ha）を求めた。この半径 250 m は、解析対象とする種の推定行動圏面積の最低値（Appendix D）から幾何平均を求め、その近似値から求めた。バッファー内の各植生タイプの面積は相関があるため、変数の独立性を確保する目的で、各植生タイプの面積を変数としたクラスター分析（類似度には平方ユークリッドおよび連結法にはワード法）を行い、各バッファー内の植生タイプを 3 タイプに分類した。クラスターごとの平均面積（ha）と標準偏差を表 4-6 に示した。TTB の植生タイプは、牧草地、建物、改変地など人為的土地利用が多く含まれるクラスター α （以下 c- α とする）、落葉広葉樹林が優占するクラスター β （以下 c- β とする）、常緑針葉樹林、落葉針葉樹林と混交林が優占するクラスター γ （以下 c- γ とする）に分類された（表 4-6A）。HFGE の植生は、アカマツが優先するクラスター ι （以下 c- ι とする）、改変地や建物などの人為的土地利用が多く含まれるクラスター κ （以下 c- κ とする）、落葉広葉樹林が優占するクラスター λ （以下 c- λ とする）に分類された（表 4-6B）。

現地調査による藪環境は、植生のない建物、造成・裸地、舗装道路を人為的環境（art）とし、草高<1 m と植被率<20%は非藪環境（non_b），草高 \geq 1 m と植被率 \geq 20%は藪環境（bush）と区分した。バッファー内の植生タイプの面積（ha），人為的土地利用，藪環境，非藪環境の面積率（%）は，オープンソース GIS ソフトウェア Quantum GIS version1.6.3（Development Team. 2019）を用いて算出した。

(5) 解析方法

道路横断施設の浸透性（周辺に生息する種の生息密度と道路横断施設を利用する種の頻度が同程度か、偏りがあるか）は、個体群の道路横断施設の利用を評価する指標となる。野生哺乳類の個体数や生息密度の絶対値は測定困難であるため、施設周辺で確認した種ごとの痕跡数と、カメラ・トラップにより確認した種ごとの道路横断施設の利用頻度との関連性を分析した。痕跡調査によるアバンダンスは、30 分間あたりの痕跡数を算出し、最大値を 100 とした場合の相対値を算出した。また、カメラ・トラップによる撮影頻度を算出し、最大値を 100 とした場合の相対値を利用頻度として算出し、種ごとに相関係数を算出した。

表 4-6 調査対象地（TTB および HFGE）における各クラスターの植生タイプの割合
網掛けは各植生タイプの中で最も高い平均割合を示す。

A) TTB

植生タイプ	クラスター α		クラスター β		クラスター γ	
	平均(ha)	± S.D.	平均(ha)	± S.D.	平均(ha)	± S.D.
常緑針葉樹林	1.95	1.75	0.25	0.73	6.10	3.27
落葉広葉樹林	6.35	3.04	14.47	1.76	1.73	1.56
湿性林	0.19	0.47	0.22	0.68	0.20	0.72
伐跡群落	1.06	1.07	0.45	0.59	2.18	2.51
落葉針葉樹林	0.13	0.32	0.18	0.54	1.38	1.57
混交林	0.00	0.00	0.00	0.00	4.58	3.09
ササ草地	0.92	1.20	0.50	0.60	0.19	0.25
ヨシ草地	0.41	0.78	0.00	0.00	0.00	0.00
その他草地	0.33	0.51	0.03	0.06	0.06	0.12
法面植生	2.59	1.23	1.73	0.35	1.60	0.37
畑地	0.15	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00
牧草地	2.80	2.78	0.66	0.70	0.52	0.87
建物	0.16	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00
改変地	0.68	1.78	0.00	0.00	0.00	0.00
道路	1.77	0.63	1.06	0.11	1.01	0.03
林道	0.10	0.16	0.09	0.11	0.09	0.11
河川・水路	0.04	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00

B) HFGE

植生タイプ	クラスター ι		クラスター κ		クラスター λ	
	平均(ha)	± S.D.	平均(ha)	± S.D.	平均(ha)	± S.D.
スギ・ヒノキ林	0.46	0.39	0.26	0.35	0.15	0.25
アカマツ林	12.35	2.40	5.44	1.12	5.86	3.85
落葉針葉樹林	1.27	0.96	1.85	1.32	1.42	0.66
落葉広葉樹林	0.81	0.47	1.70	1.45	7.69	2.68
混交林	1.49	1.83	1.10	1.56	0.11	0.35
草地	0.39	0.59	3.04	1.70	2.30	2.22
法面植生	0.08	0.21	0.19	0.43	0.12	0.19
改変地	0.24	0.31	1.13	1.06	0.06	0.15
建物	0.36	0.51	2.36	2.44	0.13	0.30
道路	1.69	0.24	1.69	0.65	1.17	0.41
林道	0.23	0.25	0.83	0.85	0.35	0.25
河川・水路	0.27	0.44	0.05	0.10	0.28	0.32

表 4-7 CCA に用いた説明変数

	変数	定義	単位
構造	vlog	道路横断施設の体積の常用対数	m ³
	open	開放性指数	m ² /m
	drain	道路横断施設内の排水施設の有無	1/0
	led	道路横断施設内の犬走りの有無	1/0
構造以外	dis	道路横断施設間の距離	m
ランドスケープ	bush	藪環境の面積率	%
	non_b	非藪環境の面積率	%
	art	人為的環境の面積率	%
	c- α (TTB)/c- ι (HFGE)	c- α (TTB)あるいはc- ι (HFGE)の有無	1/0
	c- β (TTB)/c- κ (HFGE)	c- β (TTB)あるいはc- κ (HFGE)の有無	1/0
	c- γ (TTB)/c- λ (HFGE)	c- γ (TTB)あるいはc- λ (HFGE)の有無	1/0

各種の利用頻度との関係を明らかにするために、正準対応分析 (ter Braak 1986) (以下 CCA とする) による直接傾度分析を行った。CCA に用いた説明変数を表 4-7 に示した。環境変数として、道路横断施設の体積の常用対数 (vlog)、開放性指数 (open)、施設内の排水施設の有無 (drain)、施設内の犬走りの有無 (led)、道路横断施設間の距離 (dis) を用いた。また、施設周辺のランドスケープに関する変数として、(1) 藪環境の面積率 (bush)、(2) 非藪環境の面積率 (non_b)、(3) 人為的土地利用の面積率 (art)、(4) 優占する現存植生のクラスターの有無 (TTB: c- α , c- β , c- γ , HFGE: c- ι , c- κ , c- λ) を用いた。ボックスカルバートの体積は、開口部の面積 (横×高さ) ×長さ、パイプカルバートは開口部の面積 (πr^2) ×長さ (m)、橋梁は橋梁下の空間を野生哺乳類の移動経路ととらえ、地面から橋までの高さ×幅×長さにより求めた。開放性指数は開口部の面積 (m²) /施設の長さ (m) (Olbrich 1984) から求めた。本指数は、ボックスカルバートに用いられたトンネル効果指数と同様のものであるが、本研究ではボックスカルバートやパイプカルバート、橋梁に適用しているため、便宜的に開放性指数と呼ぶ。また、調査を行った道路横断施設で撮影された種の出現頻度が施設間の距離 (dis) に影響することを考慮して両隣の距離 (m) の合計を求めた。TTB の道路横断施設間の距離は平均 1112.5 m, HFGE の道路横断施設間距離は平均 757 m であった。

クラスター分析は SPSS11.5J により行った。CCA とステップワイズによる変数選択は、R ソフトウェア version2.13.1 (R Development Core Team 2008) の vegan パッケージ (Oksanen et al 2007) により行った。また、最も影響する変数を選択するため、permutation テストを用いた赤池情報量基準 (AIC) にもとづいたステップワイズ変数選択を行った

(Oksanen et al 2007)。さらに、種組成を CCA1 と CCA2 の species scores によりクラスター分析（ユークリッド距離，ウォード法）により分類した。また，Species scores を用いた施設のクラスター分析（ユークリッド距離，ウォード法）により分類し，両調査地の施設の vlog と open, dis の箱ひげ図を求め，施設の体積，開放性，距離に関する基準を検討した。施設間の距離について，Bissonette & Adair（2008）による道路横断施設の設置基準により得られた施設間距離（AppendixD）から，本研究で得られた施設間距離について妥当性の検証を行った。

次に，CCA の解析の際に，2 年分のデータをまとめて解析に用いた。一方，解析に用いた種のうち，出現頻度，出現施設が少ない種は，解析から除外した。すなわち TTB においては，出現頻度が少なく，出現施設数が 2 箇所未満のシマリス，エゾリス，ヒグマ，ミンク *Mustela vison*，イタチ *Mustela itatsi* を除外し，HFGE においては，撮影されなかったニホンザル *Macaca fuscata* と一度しか撮影されなかったツキノワグマを除外した。

3. 結果

(1) 道路周辺に生息する哺乳類の痕跡調査と道路横断施設の利用種

痕跡は，TTB では 24 施設で確認され，HFGE では 18 施設で確認された（表 4-8，表 4-9）。痕跡調査の結果から，各野生哺乳類の 30 分間当たりの痕跡確認頻度を求めた。TTB で確認された野生哺乳類種（痕跡確認頻度の平均値±S.D.）は，ニホンジカ (0.0074 ± 0.0085)，キツネ (0.0103 ± 0.0080)，タヌキ (0.0001 ± 0.0004)，アライグマ (0.0016 ± 0.0037)，クロテン (0.0017 ± 0.0028)，イタチ類 (0.0014 ± 0.0028)，ユキウサギ (0.0045 ± 0.0049)，エゾリス (0.0004 ± 0.0015)，ネズミ類 (0.0010 ± 0.0018)，ジネズミ類 (0.0004 ± 0.0010) であった（表 4-8）。HFGE で確認された野生哺乳類種（平均値±S.D.）は，ニホンジカ (0.0581 ± 0.0234)，イノシシ (0.011 ± 0.0075)，キツネ (0.0134 ± 0.0093)，タヌキ (0.0095 ± 0.0106)，アナグマ (0.0002 ± 0.0010)，テン (0.0083 ± 0.0093)，イタチ (0.0032 ± 0.0053)，ハクビシン (0.0037 ± 0.0053) ノウサギ (0.0195 ± 0.0158)，ニホンリス (0.0106 ± 0.0133)，ネズミ類 (0.0008 ± 0.0016)，ジネズミ類 (0.0100 ± 0.0087)，コウモリ類 (0.0024 ± 0.0036) であった（表 4-9）。

カメラ・トラップの結果，2007～2008 年は，TTB において在来種が 10 種，外来種が 1 種，HFGE では在来種が 13 種，外来種が 2 種確認された（表 4-10）。2008～2009 年は TTB において在来種が 10 種，外来種が 2 種，HFGE において在来種が 13 種，外来種が 2 種確認された（表 4-10）。外来種はアライグマ，ハクビシン，ミンクが確認された（表 4-10）。

(2) 痕跡調査とカメラ・トラップによる野生哺乳類のアバンダンスの比較

TTB では，痕跡調査によって確認されたイタチ類の中で，カメラ・トラップではテンは確認されず，痕跡調査で確認されなかったコウモリ類，シマリス，ヒグマ，ミンクがカメラ・

トラップにより確認された。また、HFGE では、痕跡調査によって確認された種はすべてカメラ・トラップにより確認され、カメラ・トラップによりアライグマが新たに確認された。道路横断施設の利用においてすべての種が確認された。痕跡が確認された TTB の 24 施設、HFGE の 18 施設について、痕跡調査とカメラ・トラップによる野生哺乳類のアバンダンスを相関分析した結果、TTB では、すべての種において弱い相関であった(図 4-11)。HFGE ではニホンジカ (De) において強い正の相関 ($r = 0.62$) が認められ、コウモリ類 (Bat) では正の相関($r = 0.45$)であった (図 4-12)。

表 4-8 TTB における野生哺乳類の 30 分間あたりの痕跡確認頻度

道路横断施設	単位時間当たりの痕跡確認頻度									
	ニホンジカ	キツネ	タヌキ	アライグマ	クロテン	イタチ類	ユキウサギ	エゾリス	ネズミ類	ジネズミ類
No.07	0.0000	0.0067	0.0000	0.0000	0.0133	0.0133	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
No.08	0.0108	0.0151	0.0000	0.0000	0.0022	0.0022	0.0000	0.0000	0.0011	0.0000
No.09	0.0222	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
No.12	0.0167	0.0167	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
No.13	0.0037	0.0148	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0074	0.0000	0.0000	0.0000
No.17	0.0014	0.0167	0.0000	0.0000	0.0042	0.0042	0.0028	0.0000	0.0028	0.0014
No.18	0.0000	0.0167	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
No.21	0.0000	0.0212	0.0000	0.0076	0.0015	0.0015	0.0015	0.0000	0.0000	0.0000
No.22	0.0000	0.0175	0.0000	0.0000	0.0016	0.0000	0.0048	0.0000	0.0048	0.0016
No.26	0.0333	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
No.28	0.0059	0.0059	0.0000	0.0039	0.0020	0.0000	0.0039	0.0000	0.0039	0.0000
No.29	0.0014	0.0145	0.0000	0.0014	0.0029	0.0029	0.0043	0.0029	0.0000	0.0000
No.32	0.0018	0.0123	0.0018	0.0035	0.0018	0.0018	0.0070	0.0000	0.0000	0.0000
No.35	0.0095	0.0048	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0095	0.0000	0.0000	0.0000
No.37	0.0000	0.0067	0.0000	0.0000	0.0033	0.0033	0.0200	0.0000	0.0000	0.0000
No.43	0.0120	0.0120	0.0000	0.0000	0.0027	0.0000	0.0053	0.0000	0.0000	0.0000
No.44	0.0144	0.0072	0.0000	0.0018	0.0000	0.0000	0.0090	0.0009	0.0000	0.0000
No.45	0.0148	0.0074	0.0000	0.0019	0.0000	0.0000	0.0056	0.0000	0.0000	0.0000
No.49	0.0033	0.0033	0.0000	0.0167	0.0033	0.0033	0.0000	0.0067	0.0000	0.0000
No.51	0.0130	0.0000	0.0000	0.0000	0.0019	0.0019	0.0093	0.0000	0.0056	0.0037
No.52	0.0095	0.0048	0.0000	0.0016	0.0000	0.0000	0.0079	0.0000	0.0000	0.0032
No.53	0.0048	0.0095	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0095	0.0000	0.0048	0.0000
No.54	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
No.55	0.0000	0.0333	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
平均値	0.0074	0.0103	0.0001	0.0016	0.0017	0.0014	0.0045	0.0004	0.0010	0.0004
標準偏差	0.0085	0.0080	0.0004	0.0037	0.0028	0.0028	0.0049	0.0015	0.0018	0.0010

表 4－9 HFGE における野生哺乳類の 30 分間あたりの痕跡確認頻度

道路横断施設	単位時間あたりの痕跡確認頻度												
	ニホンジカ	イノシシ	キツネ	タヌキ	アナグマ	テン	イタチ	ハクビシン	ノウサギ	ニホンリス	ネズミ類	ジネズミ類	コウモリ類
CP04	0.0672	0.0294	0.0042	0.0042	0.0000	0.0042	0.0042	0.0210	0.0252	0.0168	0.0000	0.0084	0.0126
CP05	0.0769	0.0085	0.0043	0.0000	0.0000	0.0214	0.0000	0.0000	0.0256	0.0085	0.0000	0.0043	0.0128
CP06	0.0090	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0314	0.0045
CP11	0.0529	0.0132	0.0000	0.0088	0.0000	0.0044	0.0000	0.0088	0.0176	0.0132	0.0000	0.0088	0.0044
宮川橋	0.0635	0.0000	0.0238	0.0119	0.0000	0.0198	0.0000	0.0198	0.0000	0.0040	0.0040	0.0000	0.0000
山中湖01	0.0625	0.0042	0.0083	0.0000	0.0000	0.0042	0.0083	0.0000	0.0375	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
山中湖02	0.0467	0.0078	0.0272	0.0117	0.0000	0.0039	0.0000	0.0078	0.0195	0.0000	0.0039	0.0039	0.0000
神田堀橋	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
滝沢堀橋	0.1055	0.0127	0.0169	0.0084	0.0000	0.0042	0.0000	0.0000	0.0084	0.0000	0.0000	0.0127	0.0000
富士吉田02	0.1255	0.0078	0.0118	0.0039	0.0000	0.0412	0.0000	0.0039	0.0824	0.0275	0.0000	0.0157	0.0000
富士吉田11	0.0249	0.0107	0.0178	0.0214	0.0000	0.0107	0.0000	0.0000	0.0000	0.0285	0.0036	0.0036	0.0036
富士吉田16	0.0513	0.0128	0.0085	0.0085	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0299	0.0427	0.0000	0.0214	0.0085
富士吉田17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
富士吉田19	0.0614	0.0088	0.0263	0.0044	0.0000	0.0044	0.0044	0.0000	0.0219	0.0263	0.0000	0.0132	0.0000
富士吉田20	0.0348	0.0043	0.0087	0.0043	0.0000	0.0000	0.0087	0.0000	0.0174	0.0217	0.0000	0.0174	0.0000
富士吉田21	0.0500	0.0250	0.0208	0.0292	0.0000	0.0042	0.0042	0.0000	0.0167	0.0000	0.0000	0.0167	0.0000
富士吉田22	0.0460	0.0209	0.0209	0.0293	0.0000	0.0042	0.0000	0.0000	0.0209	0.0084	0.0042	0.0000	0.0000
富士吉田23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
富士吉田25	0.0593	0.0085	0.0127	0.0297	0.0042	0.0000	0.0042	0.0000	0.0042	0.0000	0.0000	0.0085	0.0000
富士吉田26	0.0640	0.0240	0.0160	0.0040	0.0000	0.0200	0.0200	0.0080	0.0240	0.0000	0.0000	0.0160	0.0000
富士吉田27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
与兵衛流橋	0.1033	0.0111	0.0258	0.0000	0.0000	0.0111	0.0074	0.0000	0.0185	0.0037	0.0000	0.0074	0.0000
平均値	0.0614	0.0117	0.0141	0.0100	0.0002	0.0088	0.0034	0.0039	0.0205	0.0112	0.0009	0.0105	0.0026
標準偏差	0.0292	0.0073	0.0089	0.0106	0.0010	0.0110	0.0054	0.0054	0.0193	0.0135	0.0017	0.0086	0.0037

表 4-10 カメラ・トラップにより確認された哺乳類の総撮影枚数と出現頻度

年	和名※	学名	TTB		HFGE		
			撮影枚数	出現頻度	撮影枚数	出現頻度	
2007 ～ 2008	在来種	ジネズミ類	<i>Soricidae</i> spp.	4	0.0016	8	0.0028
		コウモリ類	<i>Chiroptera</i> spp.	47	0.0193	44	0.0152
		ネズミ類	<i>Rodentia</i> spp.	32	0.0132	55	0.0190
		ニホンザル	<i>Macaca fuscata</i>	－	－	0	0
		アナグマ	<i>Meles meles</i>	－	－	42	0.0145
		イタチ	<i>Mustela itatsi</i>	8	0.0033	19	0.0066
		テン	<i>Martes melampus</i>	－	－	56	0.0194
		クロテン	<i>Martes zibellina</i>	7	0.0029	－	－
		イノシシ	<i>Sus scrofa</i>	－	－	100	0.0346
		キツネ	<i>Vulpes vulpes</i>	135	0.0556	283	0.0979
		タヌキ	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	3	0.0012	333	0.1152
		ツキノワグマ	<i>Ursus thibetanus</i>	－	－	1	0.0003
		ヒグマ	<i>Ursus arctos</i>	0	0	－	－
		ニホンジカ	<i>Cervus nippon</i>	60	0.0247	293	0.1014
		ノウサギ	<i>Lepus brachyurus</i>	－	－	54	0.0187
		ユキウサギ	<i>Lepus timidus</i>	60	0.0247	－	－
		ニホンリス	<i>Sciurus lis</i>	－	－	9	0.0031
		エゾリス	<i>Sciurus vulgaris orientis</i>	0	0	－	－
		シマリス	<i>Tamias sibiricus</i>	4	0.0016	－	－
	外来種		アライグマ	<i>Procyon lotor</i>	27	0.0111	2
		ハクビシン	<i>Paguma larvata</i>	－	－	36	0.0125
		ミンク	<i>Mustela vison</i>	0	0	－	－
2008 ～ 2009	在来種	ジネズミ類	<i>Soricidae</i> spp.	26	0.0060	8	0.0015
		コウモリ類	<i>Chiroptera</i> spp.	13	0.0030	357	0.0671
		ネズミ類	<i>Rodentia</i> spp.	89	0.0205	226	0.0424
		ニホンザル	<i>Macaca fuscata</i>	－	－	1	0.0002
		アナグマ	<i>Meles meles</i>	－	－	74	0.0139
		イタチ	<i>Mustela itatsi</i>	0	0	50	0.0094
		テン	<i>Martes melampus</i>	－	－	152	0.0285
		クロテン	<i>Martes zibellina</i>	44	0.0101	－	－
		イノシシ	<i>Sus scrofa</i>	－	－	93	0.0175
		キツネ	<i>Vulpes vulpes</i>	592	0.1360	271	0.0509
		タヌキ	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	9	0.0021	293	0.0550
		ツキノワグマ	<i>Ursus thibetanus</i>	－	－	0	0
		ヒグマ	<i>Ursus arctos</i>	1	0.0002	－	－
		ニホンジカ	<i>Cervus nippon</i>	237	0.0545	1126	0.2115
		ノウサギ	<i>Lepus brachyurus</i>	－	－	30	0.0056
		ユキウサギ	<i>Lepus timidus</i>	126	0.0290	－	－
		ニホンリス	<i>Sciurus lis</i>	－	－	12	0.0023
		エゾリス	<i>Sciurus vulgaris orientis</i>	2	0.0005	－	－
		シマリス	<i>Tamias sibiricus</i>	0	0	－	－
	外来種		アライグマ	<i>Procyon lotor</i>	114	0.0262	8
		ハクビシン	<i>Paguma larvata</i>	－	－	136	0.0255
		ミンク	<i>Mustela vison</i>	1	0.0002	－	－

ハイフン：自然分布しない地域

※：和名は亜種を含む総称として用いた

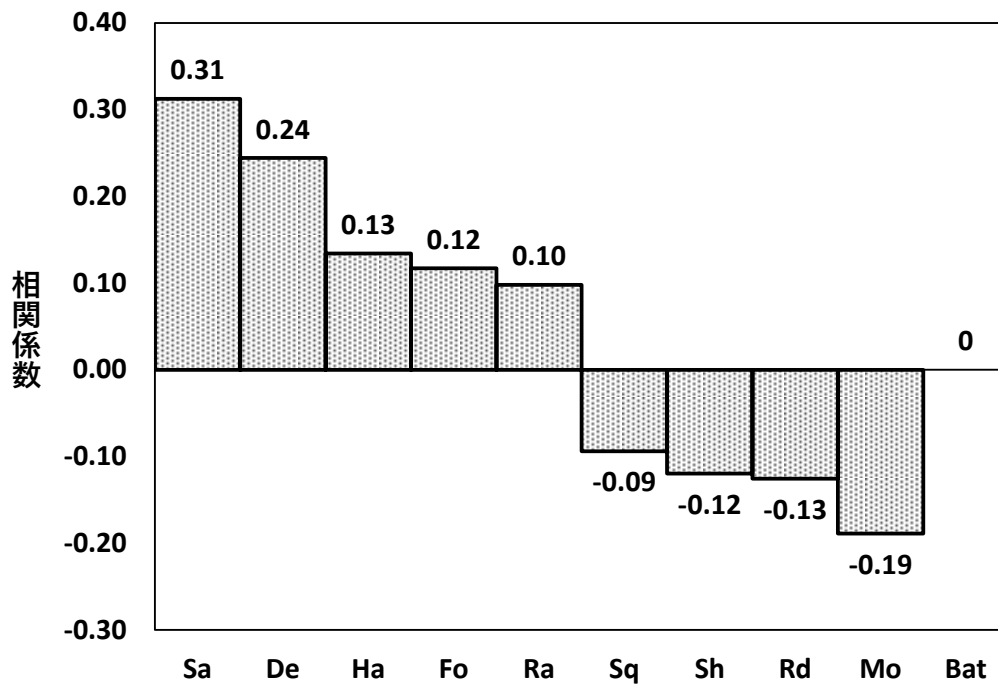


図 4-11 TTB における痕跡調査とカメラ・トラップのアバダンスの相関

〈動物コード〉 Sa:クロテン, De:ニホンジカ, Ha:ユキウサギ, Fo:キツネ, Ra:アライグマ, Sq:リス, Sh:ジネズミ類, Rd:タヌキ, Mo:ネズミ類, Bat:コウモリ類, Chi:シマリス, Be:クマ, Mi:ミンク, We:イタチ類

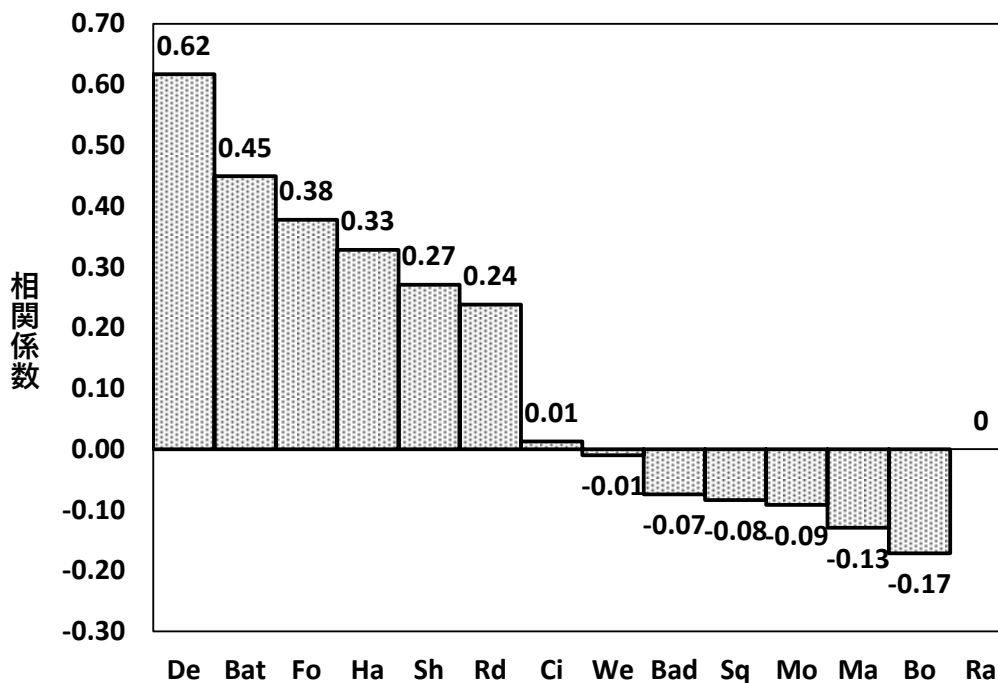


図 4-12 HFGE における痕跡調査とカメラ・トラップのアバダンスの相関

〈動物コード〉 De:ニホンジカ, Bat:コウモリ類, Fo:キツネ, Ha:ユキウサギ, Sh:ジネズミ類, Rd:タヌキ, Ci:ハクビシン, We:イタチ, Bad:アナグマ, Sq:リス, Mo:ネズミ類, Ma:テン, Bo:イノシシ, Ra:アライグマ

(3) CCA 分析の結果

モデル選択の結果、TTB はベストモデルとして、vlog, art, drain, dis の 4 つの変数が選択された (表 4-11A)。HFGE はベストモデルとして、open, drain, non_b, c- κ , c- λ の 5 つの変数が選択された (表 4-11B)。CCA による直接傾度分析の結果、TTB では第 1 軸と第 2 軸で野生哺乳類の出現頻度の 35.7% が説明され、野生哺乳類の出現頻度と環境変数は高い相関が認められた (表 4-12)。第 1 軸に対して、vlog が極めて高い正の相関を示し ($r = 0.888$)、dis は正の相関を示した ($r = 0.470$)。また、drain はやや高い負の相関を示した ($r = -0.589$)。第 2 軸に対して、art が高い正の相関を示し ($r = 0.851$)、dis はやや高い負の相関を示した ($r = -0.770$)。drain と vlog はともに負の相関を示した (drain : $r = -0.308$, vlog : $r = -0.218$)。HFGE では第 1 軸と第 2 軸で野生哺乳類の出現頻度の 30.9% が説明され、野生哺乳類の出現頻度と環境変数は高い相関が認められた (表 4-12)。第 1 軸に対して、open が極めて高い負の相関を示した ($r = -0.938$)。drain と c- κ (人為的土地利用優占) はやや高い正の相関が認められ (drain : $r = 0.787$, c- κ : $r = 0.599$)、non_b と c- λ はともに負の相関が認められた (non_b : $r = -0.318$, c- λ : $r = -0.428$)。第 2 軸に対して、c- κ は正の相関を示し ($r = 0.139$)、open と drain, c- λ (落葉広葉樹優占) が負の相関を示した (open : $r = -0.278$, drain : $r = -0.467$, c- λ : $r = -0.345$)。

(4) CCA の species scores のクラスター分析の結果

動物種ごとの CCA1 と CCA2 の Species scores を変数としてクラスター分析を行い、TTB, HFGE ともにクラスターごとの特徴が説明しやすい 4 つのクラスターに分類した (図 4-13)。クラスター名は、結合距離の近いものから番号を付記した。

TTB における CCA1 軸と 2 軸に種と施設をプロットした結果、第 I クラスター (クロテン, アライグマ, コウモリ類) は、人為的土地利用の影響の強いパイプカルバートやボックスカルバートとの関連が認められた (図 4-14)。一方、第 II クラスター (タヌキ, キツネ) は原点近くにプロットされ、環境要因との関連性が弱かった。一方、第 III クラスター (ニホンジカ, ユキウサギ) は施設規模、施設間の距離が大きい橋梁やボックスカルバートとの関連が認められた (図 4-14)。第 IV クラスター (ジネズミ類, ネズミ類) は施設規模が小さく、排水溝のあるパイプカルバートとの関連が認められた (図 4-14)。HFGE における種と施設をプロットした結果、第 I クラスター (ジネズミ類, イタチ, ネズミ類, アライグマ, タヌキ, ハクビシン) は閉鎖性が高く、人為的土地利用の割合が高いパイプカルバートやボックスカルバートとの関連が認められた (図 4-15)。第 II クラスター (アナグマ, ノウサギ, イノシシ, キツネ) は人為的土地利用の割合が高く排水施設の影響の少ない、ボックスカルバートとの関連が認められた。第 III クラスター (ニホンジカ) は、開放性が高く、落葉広葉樹の影響が強く、非藪環境の影響が強い橋梁やボックスカルバートとの関連が認められた (図 4-15)。第 IV クラスター (コウモリ類, テン, ニホンリス) は排水施設の影響の強いパイプカルバートやボックスカルバートとの関連が認められた (図 4-15)。

表 4-11 ステップ AIC と Akaike weight を用いた CCA による
ベストモデル

A) TTB

ベストモデル	各変数に対するAkaike weight				
	AIC	vlog	art	drain	dis
vlog+art+drain+dis	181.7	190.3**	185.1*	184.2*	182.1**

B) HFGE

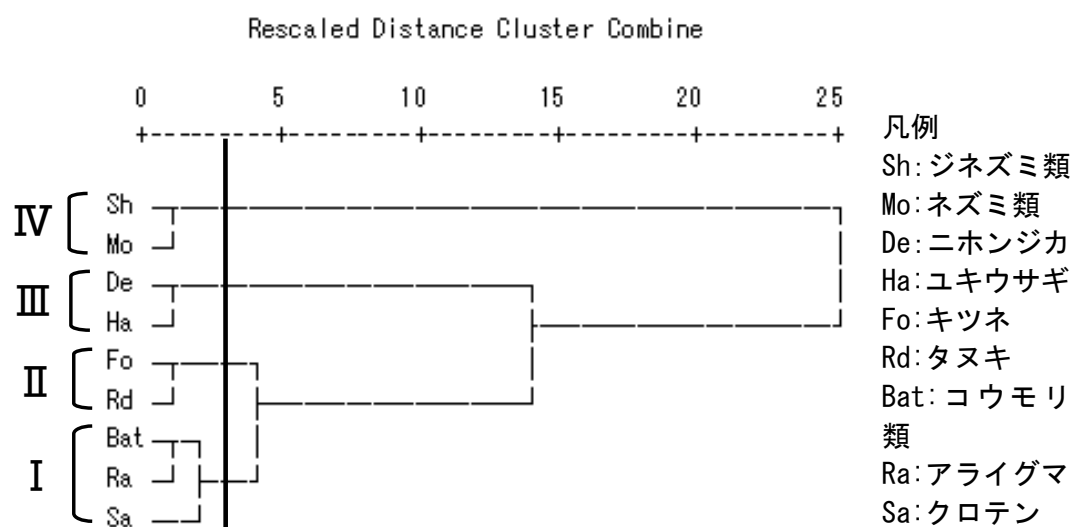
ベストモデル	各変数に対するAkaike weight					
	AIC	open	drain	non_b	c-κ (HFGE)	c-λ (HFGE)
open+drain+non_b+c-κ+c-λ	167.6	174.5**	172.3**	168.4**	169.4*	167.8

有意水準: **P<0.01, *P<0.05

表 4-12 ベストモデルの要約

	TTB		HFGE	
	CCA1	CCA2	CCA1	CCA2
固有値	0.614	0.236	0.577	0.161
(寄与率)	(25.8)	(9.9)	(24.1)	(6.8)
正準相関係数	0.862	0.702	0.954	0.766
環境変量				
vlog	0.888	-0.218	-	-
open	-	-	-0.938	-0.278
art	0.006	0.851	-	-
dis	0.470	-0.770	-	-
drain	-0.589	-0.308	0.787	-0.467
non_b	-	-	-0.318	-0.027
c-κ(HFGE)	-	-	0.599	0.139
c-λ(HFGE)	-	-	-0.428	-0.345

A) TTB



B) HFGE

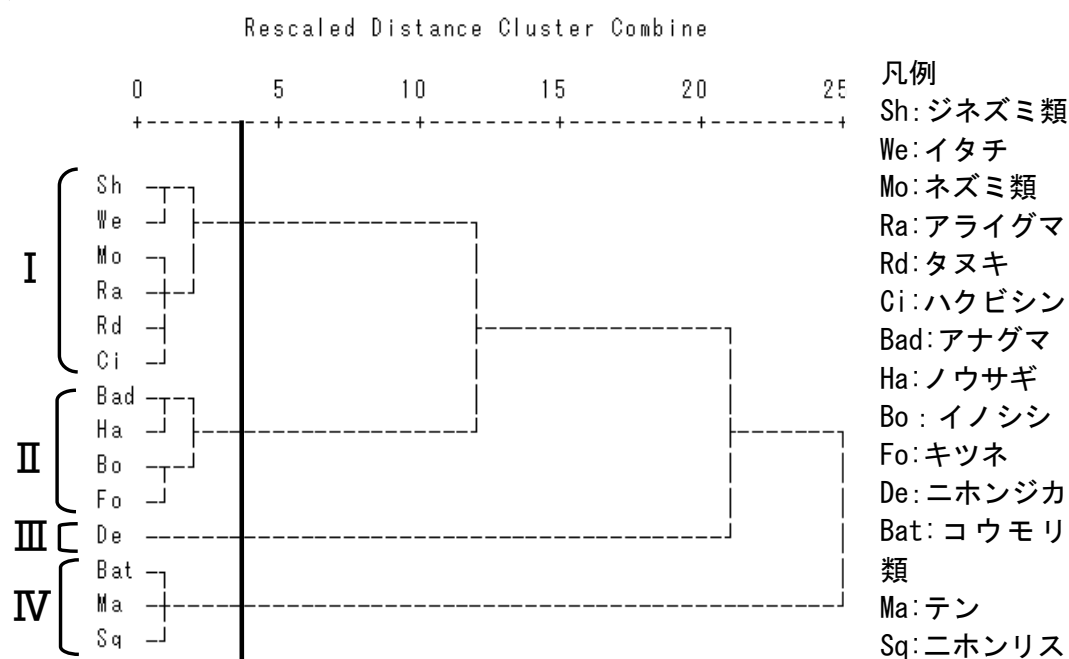
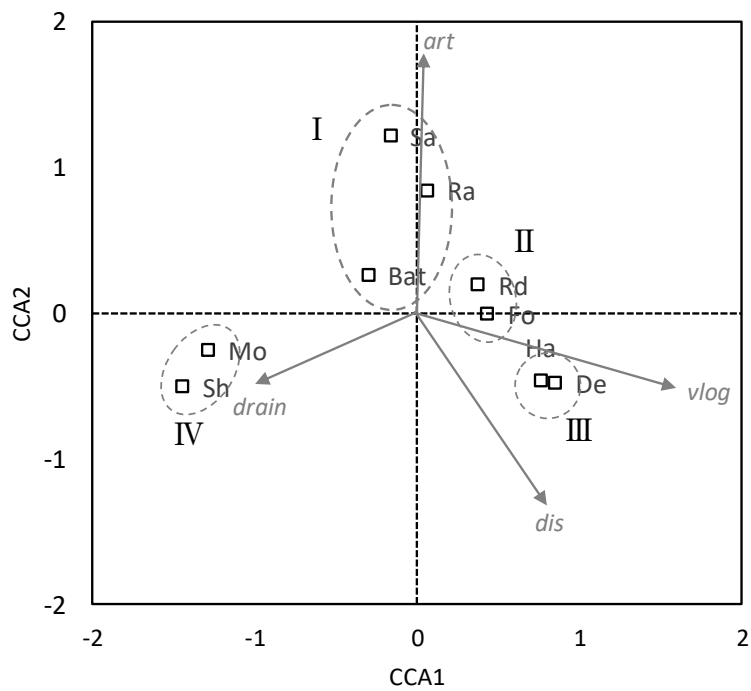


図 4-13 クラスター分析による Species score の樹形図

TTB species plot



TTB site plot

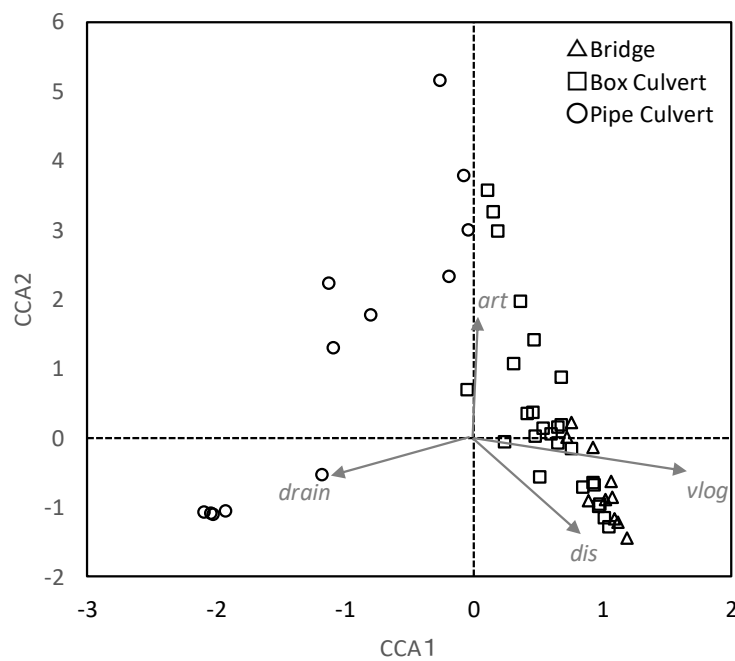
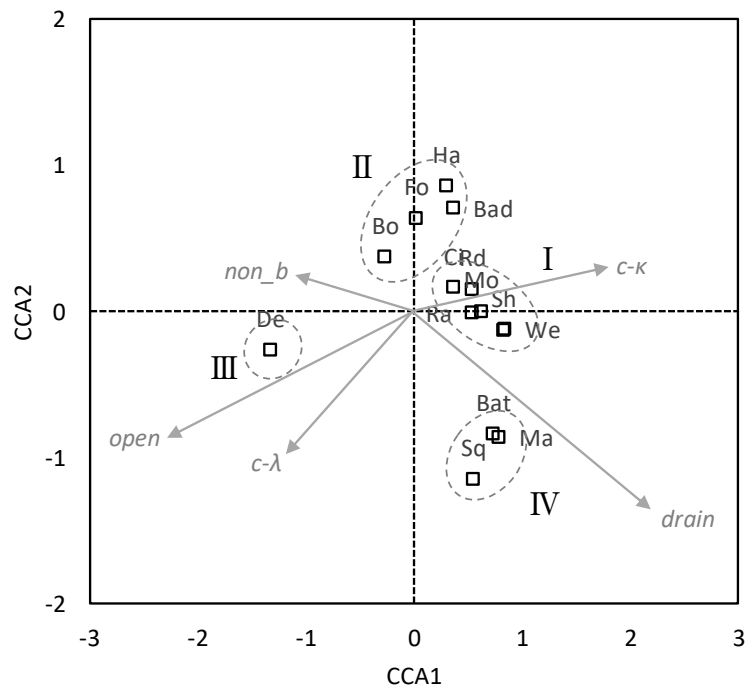


図 4-14 TTB における CCA のパイプロット

〈動物コード〉 Sh: ジネズミ類, Mo: ネズミ類, De: ニホンジカ, Ha: ユキウサギ, Fo: キツネ, Rd: タヌキ, Bat: コウモリ類, Ra: アライグマ, Sa: クロテン

〈変数〉 vlog: 道路横断施設の体積, drain: 排水施設, dis: 道路横断施設間の距離, art: 人為的環境の割合

HFGE species plot



HFGE site plot

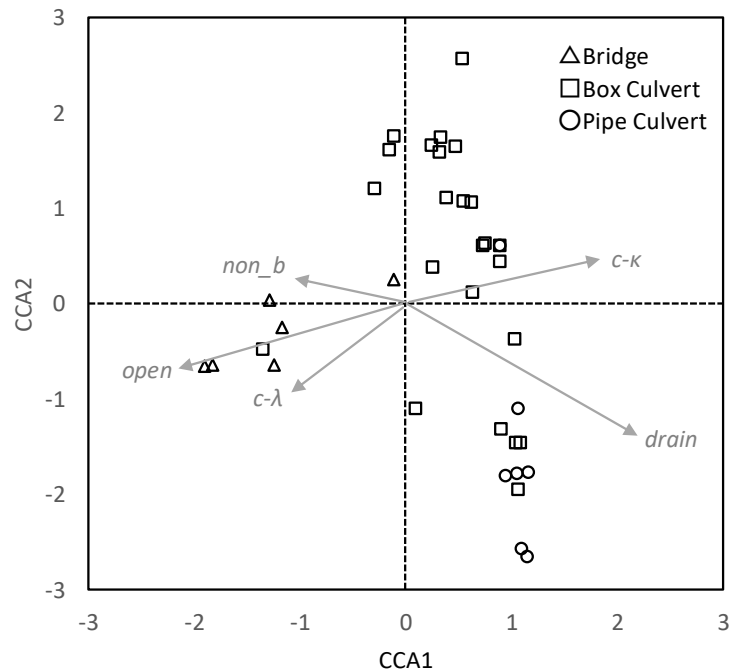


図 4-15 HFGE における CCA のパイプロット

〈動物コード〉 Sh: ジネズミ類, We: イタチ, Mo: ネズミ類, Ra: アライグマ, Rd: タヌキ, Ci: ハクビシン, Bad: アナグマ, Ha: ノウサギ, Bo: イノシシ, Fo: キツネ, De: ニホンジカ, Bat: コウモリ類, Ma: テン, Sq: ニホンリス

〈変数〉 Open: 開放性指数, drain: 排水施設, non_b: 非藪環境, c-κ: 人為的土地利用優占 c-λ: 落葉広葉樹優占

(5) 道路横断施設の構造と施設間距離

TTB と HFGE において道路横断施設の構造を示す変数である $vlog$, $open$, dis について CCA1 と CCA2 の Species scores を用いて、施設のクラスター分析を行い 3 つに分類した。クラスターごとに $vlog$, $open$, dis の箱ひげ図を示した (TTB : 図 4-16~18, HFGE : 図 4-19~21)。その結果, TTB では, パイプカルバートなどの小型の排水路を持つ施設 (S_S), ボックスカルバートやパイプカルバートなどの中型で人為的土地利用率の高い施設 (M_S) の 3 タイプ, 橋梁やボックスカルバートなどの体積の大きい施設 (L_S) に分類された。HFGE では, パイプカルバートなどの小型の排水路を持つ施設 (S_S), ボックスカルバートやパイプカルバートなどの中型で人為的土地利用率の高い施設 (M_S), 橋梁やボックスカルバートなどの体積の大きい施設 (L_S) の 3 タイプに分類された。

TTB の開放性指数の中央値は, L_S (体積の中央値 2.93 m^3) は $0.57 \text{ m}^2/\text{m}$, M_S (体積の中央値 2.13 m^3) は $0.17 \text{ m}^2/\text{m}$, S_S (体積の中央値 1.67 m^3) は $0.06 \text{ m}^2/\text{m}$ であった (図 4-17)。施設間距離の中央値は L_S では 1100m と大きく, M_S と S_S で施設間距離の中央値は 500m であった (図 4-18)。

HFGE の開放性指数の中央値は, L_S (体積の中央値 3.32 m^3) は $18.82 \text{ m}^2/\text{m}$, M_S (体積の中央値 2.41 m^3) が $0.50 \text{ m}^2/\text{m}$, S_S (体積の中央値 2.02 m^3) が $0.05 \text{ m}^2/\text{m}$ であった (図 4-20)。施設間距離の中央値は, L_S は 1050m と大きく, M_S は 600m と S_S は 900m であった (図 4-21)。

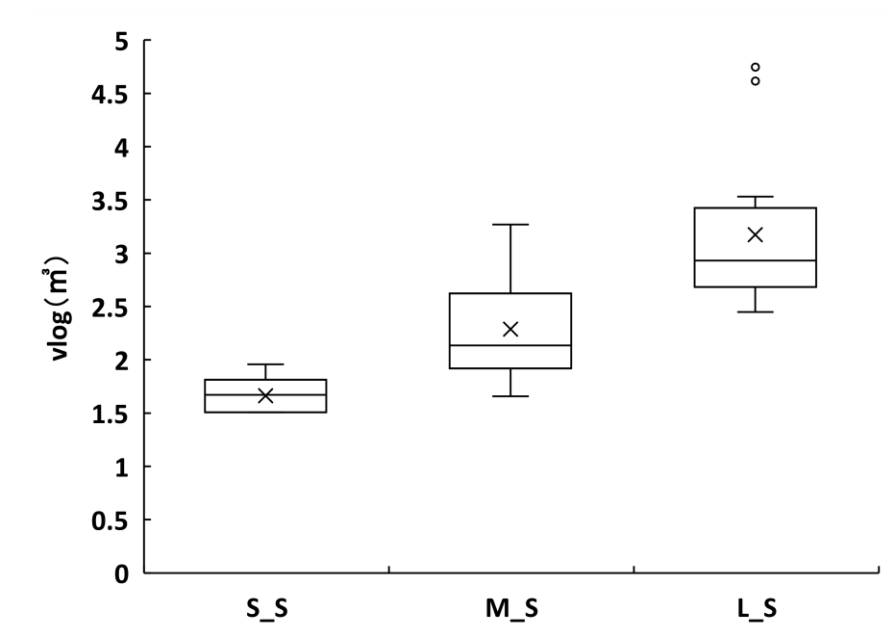


図 4-16 TTB における CCA score にもとづく Site クラスターの施設体積の常用対数

〈サイトコード〉

S_S: パイプカルバートなどの小型の排水路を持つ施設

M_S: ボックスカルバートやパイプカルバートなどの中型で人為的土地利用率の高い施設

L_S: 橋梁やボックスカルバートなどの体積の大きい施設

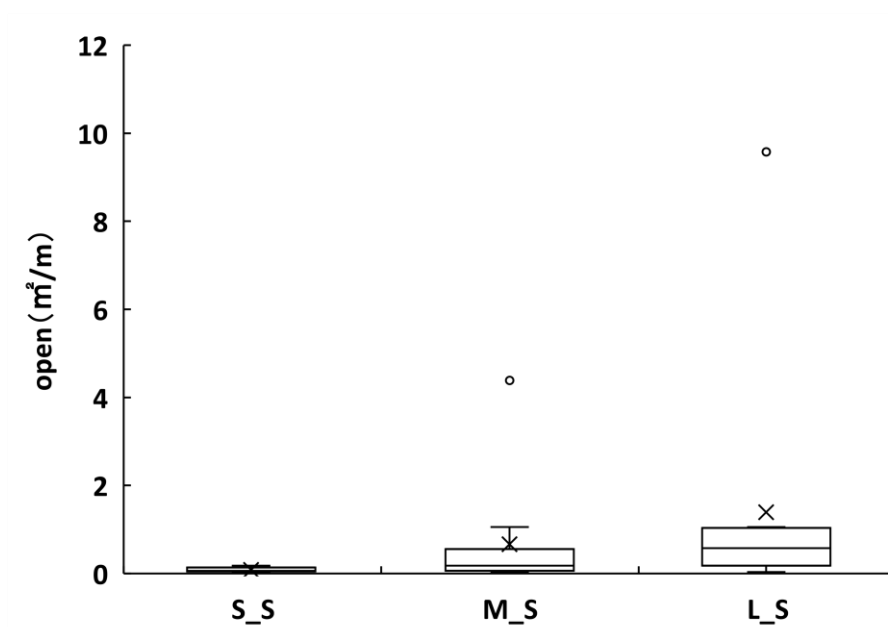


図 4-17 TTB における CCA score にもとづく Site クラスターの開放性指数

〈サイトコード〉

S_S: パイプカルバートなどの小型の排水路を持つ施設

M_S: ボックスカルバートやパイプカルバートなどの中型で人為的土地利用率の高い施設

L_S: 橋梁やボックスカルバートなどの体積の大きい施設

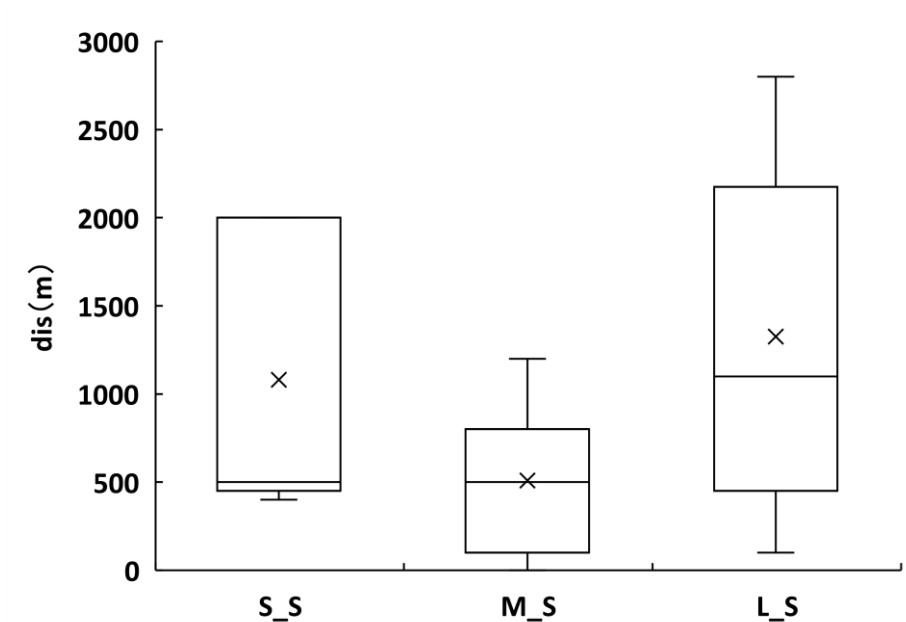


図 4-18 TTB における CCA score にもとづく Site クラスターの施設間距離

〈サイトコード〉

S_S : パイプカルバートなどの小型の排水路を持つ施設

M_S : ボックスカルバートやパイプカルバートなどの中型で人為的土地利用率の高い施設

L_S : 橋梁やボックスカルバートなどの体積の大きい施設

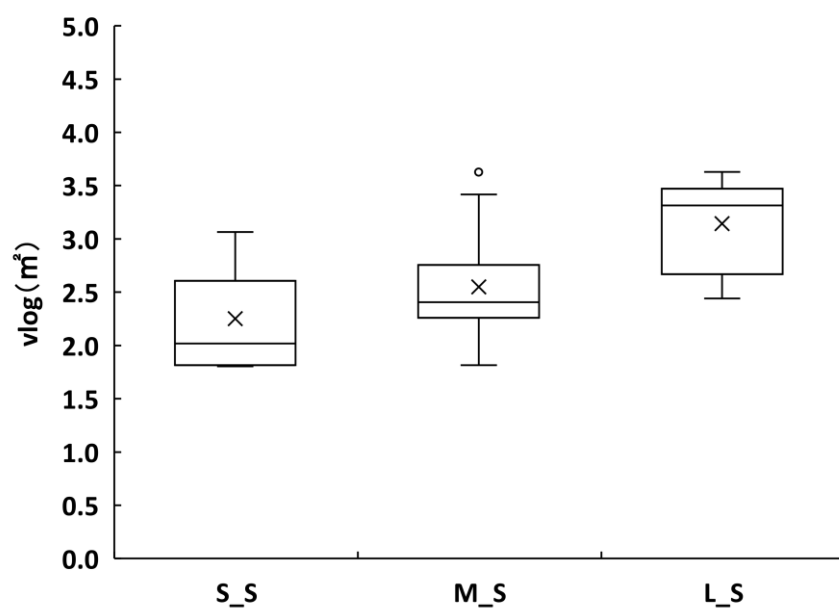


図 4-19 HFGE における CCA score にもとづく Site クラスターの施設体積の常用対数

〈サイトコード〉

S_S : パイプカルバートやボックスカルバートなどの小型の排水路を持つ施設

M_S : ボックスカルバートやパイプカルバートなどの開放性が低く中型の人為的土地利用率の高い施設

L_S : 橋梁やボックスカルバートなどの開放性の高い大型の施設

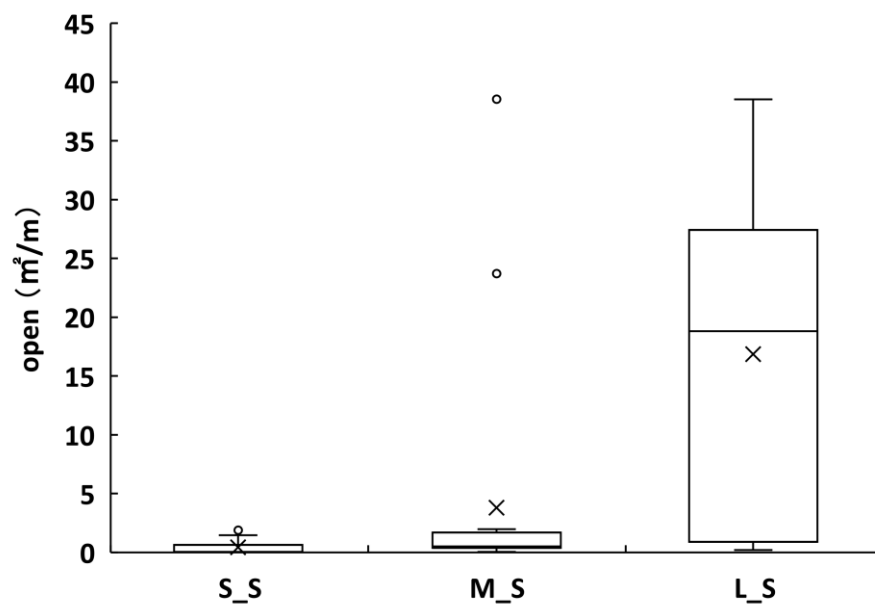


図 4-20 HFGE における CCA score にもとづく Site クラスターの開放性指数

〈サイトコード〉

S_S: パイプカルバートやボックスカルバートなどの小型の排水路を持つ施設

M_S: ボックスカルバートやパイプカルバートなどの開放性が低く中型の人為的土地利用率の高い施設

L_S: 橋梁やボックスカルバートなどの開放性の高い大型の施設

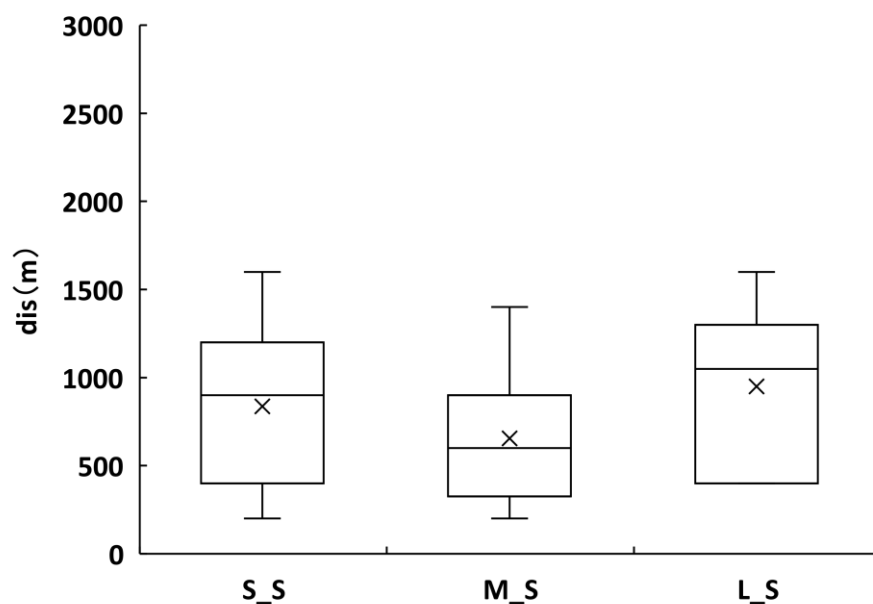


図 4-21 HFGE における CCA score にもとづく Site クラスターの施設間距離

〈サイトコード〉

S_S: パイプカルバートやボックスカルバートなどの小型の排水路を持つ施設

M_S: ボックスカルバートやパイプカルバートなどの開放性が低く中型の人為的土地利用率の高い施設

L_S: 橋梁やボックスカルバートなどの開放性の高い大型の施設

4. 考察

(1) 事業レベルでの道路横断施設の構造と設置環境

道路周辺において痕跡調査から把握した野生哺乳類の生息状況とカメラ・トラップによる道路横断施設の利用との関係から、TTB では、施設周辺で痕跡が確認された野生哺乳類は、すべての種で道路横断施設の利用が確認された。一方で、周辺と施設の利用のアバンダンスの関連性（図 4-11, 図 4-12）の結果から、施設周辺と施設利用のアバンダンスの相関が認められた種と認められなかった種が確認されたことから、種の生息する地域の近傍に単独の施設を設置するだけでは種の利用を促進できない。

次に、CCA による道路横断施設の構造と周辺のランドスケープとの関連性について解析した結果から、野生哺乳類種と道路横断施設の構造・設置環境との関係を表 4-13 に示した。TTB と HFGE における道路横断施設の野生哺乳類による利用頻度に影響を与える共通した要因は、排水施設の有無であり、その他の要因は、施設の構造に関わる要因として、TTB では施設の体積の常用対数、施設間の距離、HFGE では施設の開放性、ランドスケープに関わる要因として、TTB では人為的土地利用の面積率、HFGE では非藪環境の面積率、クラスター κ （人為的土地利用優占）の有無、クラスター λ （落葉広葉樹優占）の有無であった（図 4-14, 15）。TTB では、ニホンジカとユキウサギは施設の体積の常用対数に強い選好性を示した。また、HFGE では、ニホンジカが施設の開放性に対して高い選好性を示した。ニホンジカなどの偶蹄目哺乳類に対して、橋梁や大型のボックスカルバートなど開放性の高い施設が重要であることが指摘されており（Reed et al. 1975 ; Mata et al. 2005）、本研究の結果も同様の傾向であった。

排水施設の有無に対して、TTB ではネズミ類とジネズミ類、HFGE においてはニホンリス、テン、コウモリ類などの小型哺乳類が強い選好性を示した。Clevenger et al. (2001) によれば、小型哺乳類は排水施設を選好することが報告されており、排水用カルバートはイタチ科のオコジョ *Mustela erminea* とオナガオコジョ *M. frenata* やシカシロアシネズミ *Peromyscus maniculatus* による利用が多い。また、イタチやシカシロアシネズミは閉鎖的な施設を利用し、アメリカテン *Martes americana* は、閉鎖的な施設を利用する中でも比較的開放的な施設を好む。本研究においてもイタチやネズミ類、ジネズミ類は、排水施設をともなうパイプカルバートや小型の閉鎖性の高いボックスカルバートを選好しており、ボックスカルバートやパイプカルバートの中で、テンは比較的に開放的な施設を利用していた。

一方、テンやカンジキウサギ *Lepus americanus*, アカリス *Tamiasciurus hudsonicus* は排水用カルバートを利用するが、騒音との負の関連性を持つことが報告されている（Clevenger et al. 2001）。ニホンリスの空間利用について、矢竹ら（1999）によれば、ニホンリスの空間利用のうち 45% が樹冠層の利用であり、地上利用は 15% で、地上利用は貯食行動のためとされる。そのため、ニホンリスの撮影は、地上に降りた際に偶然撮影された可能性がある。

本研究の対象地は、道路周辺において住宅地等の土地利用がモザイク状に分布していることが、先行研究との相違である。特に、人為的土地利用の面積率が高い道路横断施設は、

TTB ではクロテン、アライグマ、コウモリ類、HFGE ではジネズミ類、ネズミ類、イタチ、アライグマ、タヌキ、ハクビシンなどの在来種の小型・中型の食肉目哺乳類や外来種により選好された。

HFGE ではイノシシ、キツネ、アナグマ、ノウサギは CCA 分析の結果から座標の中心に位置し、道路横断施設の構造やランドスケープとの明確な関連性が認められない（図 4-15）。Olbrich (1984) によれば、イノシシの道路横断施設に対する選好性は認められていないように、本研究においても施設に対する選好性は認められなかった。

以上のことから、道路横断施設の設置には、種の生態的な特性にもとづいて道路横断施設の構造を検討する必要がある。

表 4-13 野生哺乳類種と道路横断施設の構造・設置環境の関係

TTB と HFGE において野生哺乳類が選好した道路横断施設の構造を三角（橋梁）、四角（ボックスカルバート）、丸（パイプカルバート）で示し、+環境を示す。

生態的特性	種名	BR	BC	PC
高い移動能力を持つ種	ニホンジカ	▲+開放性 △+開放性+落葉広葉樹優占	■+開放性 □+落葉広葉樹優占	
ジェネラリスト種	イノシシ		□+人為的土地利用	
	アナグマ		□+人為的土地利用	
	キツネ	▲+人為的土地利用	■+人為的土地利用 □+人為的土地利用	
	タヌキ	▲+人為的土地利用	□+人為的土地利用	
	ハクビシン		□+人為的土地利用	
環境特異性が強い種	テン クロテン		■+人為的土地利用 □+排水施設	●+人為的土地利用 ○+排水施設
	イタチ		□+人為的土地利用	
	ノウサギ ユキウサギ	▲+開放性	■+開放性 □+人為的土地利用	
	ニホンリス			○+排水施設（?）
	ネズミ類		□+排水施設	●+排水施設
	ジネズミ類		□+排水施設	●+排水施設
	コウモリ類		■+人為的土地利用	○+排水施設

TTB：▲橋梁，■BC，●PC HFGE：△橋梁，□BC，○PC

(2) 道路横断施設の計画のための開放性指数と施設間距離

図 4-11, 図 4-12 において, 周辺の種のアバンダンスと道路横断施設の利用との相関がみられない種が確認された。そのため, アバンダンスの高い地域に道路横断施設を設置することが, 野生哺乳類の利用を促進するとは限らない。野生哺乳類の移動経路として, 道路横断施設の利用を高めるためには, 種のサイズに合わせた道路横断施設の密度を検討する必要がある。

Bissonette & Adair (2008) は, 道路横断施設の設置基準について, 対象種の日常移動を確保する野生哺乳類の行動圏の 0.5 乗を設置距離として提案した (Appendix D)。日本産の野生哺乳類の最小行動圏を用いて算出した場合と最大行動圏を用いて算出した場合の中央値のレンジ (Appendix D) は, 小型哺乳類 74.3m-94.2m, 中型哺乳類 1034.2m-1102.5m, 大型哺乳類 994.4m-1814.0m であった。そのため, 施設の設置間隔は小型哺乳類では少なくとも 100m に一つ施設が必要であり, 中・大型哺乳類では 1000m に一つ施設が必要である。施設自体の構造や施設周辺の土地利用や現存植生以外の要因として, TTB においてニホンジカでは, 施設間の距離が選択された (図 4-14)。その理由として, 施設間距離が離れると野生哺乳類の利用は孤立した施設に集中するため, 施設間距離が離れるほど利用頻度が高くなるためである (Ascensão & Mira 2007)。本研究対象地では, 大型施設の設置間距離は中央値 1050m (HFGE) ~1100m (TTB), 中型施設の設置間距離は 500m (HFGE) ~600m (TTB) であり, 中大型哺乳類が利用するには十分であった。一方で, 小型施設の施設間距離は 500m (TTB) ~900m (HFGE) であり, Bissonette & Adair の設置基準の 100m よりも広く, 小型哺乳類が利用するには TTB と HFGE の施設間の距離が広いこと, その利用頻度が低かったことが考えられた。

また, HFGE においてニホンジカでは, 開放性指数が選択された (図 4-15)。アメリカにおいて, 施設の開放性指数と偶蹄目哺乳類の利用との関係性を解明した研究では, ミュールジカ *Odocoileus hemionus* では開放性指数 $0.6 \text{ m}^2/\text{m}$, ノロジカ *Capreolus capreolus* では開放性指数 $0.75 \text{ m}^2/\text{m}$, アカシカ *Cervus elaphus* では開放性指数 $1.5 \text{ m}^2/\text{m}$ であった。(Reed & Ward 1985)。TTB の開放性指数の中央値は, 大型施設は $0.57 \text{ m}^2/\text{m}$, 中型施設は $0.17 \text{ m}^2/\text{m}$, 小型施設は $0.06 \text{ m}^2/\text{m}$ であった (図 4-17)。HFGE の開放性指数の中央値は, 大型施設では $18.82 \text{ m}^2/\text{m}$, 中型施設では $0.50 \text{ m}^2/\text{m}$, 小型施設では $0.05 \text{ m}^2/\text{m}$ であり (図 4-21) であった。そのため, アメリカのアカシカ *Cervus elaphus* の開放性指数 $1.5 \text{ m}^2/\text{m}$ を越える施設が, HFGE では TTB よりも多かったことから, ニホンジカが開放性指数の高い大型の施設を優先して選好したことが考えられた。

第3節 EUの道路横断施設ガイドラインにおける道路横断施設の構造と設置環境

1. はじめに

第4章第1節および第2節で得られたわが国の道路横断施設の構造や設置環境の成果は、生息する野生哺乳類の生態や地域的なランドスケープの特徴に基づいたものである。そのため、EUにおける道路横断施設の計画と本研究で得られたわが国の道路横断施設の構造や設置環境についての知見との比較を行い、わが国で道路横断施設を計画するうえで参考となる技術的な知見について明らかにした。

2. 研究方法と材料

EUにおける道路横断施設の計画ガイドラインは、「COST341 Habitat fragmentation due to transportation infrastructure : Wildlife and Traffic (Iuell et al. 2003)」から、①道路横断施設の保全目標種、②道路横断施設のタイプ、③設置環境、④構造、⑤付帯施設の特徴について整理した。

3. 結果

(1) EUの道路横断施設の保全目標種と道路横断施設のタイプ

道路横断施設の計画における保全目標種は、ウシ目のヘラジカ、アカシカ *Cervus elaphus*, ノロジカ, シャモア *Rupicapra rupicapra*, イノシシ, ネコ目のヒグマ, オオヤマネコ, オオカミ, キツネ, アナグマ *Meles meles*, カワウソ *Lutra lutra*, テン *Martes foina*, ジャコウネコ *Genetta genetta*, ウサギ目のノウサギ *Lepus europaeus*, アノウサギ *Oryctolagus cuniculus*, ネズミ目のハリネズミ *Erinaceus europaeus*, トガリネズミ *Sorex araneus*, アカリス *Sciurus vulgaris*, ヤマネ *Muscardinus avellanarius*, ネズミ類, モグラ類, ビーバー *Castor fiber* の22種であった(表4-14)。道路横断施設の種類は、大型オーバースブリッジ、中型オーバースブリッジ、小型オーバースブリッジ、エコブリッジ、高架橋、中・大型哺乳類用ボックス/パイプカルバート、人・動物の共同利用カルバート、小型哺乳類用ボックス/パイプカルバート、改良カルバートの9タイプであった。

(2) 各種道路横断施設の構造と道路横断施設の設置環境

道路横断施設の9タイプと保全目標種(表4-14)の設置環境、構造と付帯施設の概要を表4-15に整理した。

大型オーバースブリッジや中型オーバースブリッジ、橋梁は保全上重要となる生態系を分断する高規格道路の影響を代償するために設置され、野生哺乳類全般を対象として実施される。また、道路が河川を横断する場合、自然環境を改変しないことを目的にオーバースブリッジの構造が選定される。オーバースブリッジの幅は、最小20m～最大80mと大型施設が検討されていた。森林や農耕地における市町村道や林道、農道の開削トンネル上のオーバースブリッジは、森林や農耕地において、大型哺乳類の生息地連続性確保のために設置される。

表 4-14 EU における道路横断施設の計画における保全目標種と道路横断施設のタイプ (Iuell et al. 2003 より作成)

種名		大型オーバーブリッジ	中型オーバーブリッジ	小型オーバーブリッジ	エコブリッジ	高架橋	中・大型哺乳類用 ボックス/パイプ カルバート	人・野生動物 共同利用カル バート	小型哺乳類用 ボックス/パイ プカルバート	改良カルバート
ウシ目	ヘラジカ, アカシカ	●	●	—	—	●	○	—	—	—
	ノロジカ, シャモア	●	●	○	—	●	●	○	—	—
	イノシシ	●	●	○	—	●	●	○	—	—
ネコ目	ヒグマ	●	●	○	—	●	○	○	—	—
	オオヤマネコ	●	●	○	—	●	●	○	—	—
	オオカミ	●	●	●	—	●	●	●	—	—
	キツネ	●	●	●	—	●	●	●	●	○
	アナグマ	●	●	●	—	●	●	●	●	●
	カワウソ	○	○	○	—	●	●	●	●	●
	テン	●	●	●	?	●	●	●	●	●
	ジャコウネコ	●	●	●	—	●	●	●	●	○
ウサギ目	ノウサギ	●	●	○	—	●	●	●	—	—
	アナウサギ	●	●	○	—	●	●	●	●	—
モグラ目	ハリネズミ	●	●	●	—	●	●	●	○	—
	ジネズミ	●	●	●	—	●	●	●	●	○
ネズミ目	アカリス	●	●	●	○	●	●	●	—	—
	ヤマネ	●	○	○	?	○	—	—	—	—
	ネズミ類, モグラ類	●	●	●	—	●	●	●	●	○
	ビーバー	—	—	—	—	●	—	?	—	?

- 最適な解決策
- 地域の状況に合わせて使用可
- 不適
- ? 不明

表 4-15 EU で設置される道路横断施設の設置環境、構造と付帯施設の概要 (Iuell et al. 2003 より作成)

NO.	道路横断施設のタイプ	道路の環境	設置環境	保全目標種	構造	付帯施設
1	大型オーバブリッジ	複数の車線, 高い道路密度, 制限速度が速い, 交通量が多い高速道路	保全上重要な生態系	野生哺乳類全般	幅: > 80m	土壌被覆、植栽、遮音壁、フェンス
2	中型オーバブリッジ	複数の車線, 高い道路密度, 制限速度が速い, 交通量が多い高速道路	保全上重要な生態系	野生哺乳類全般	幅: 標準40-50 m (幅: 最小20m)	土壌被覆、植栽、遮音壁、フェンス
3	小型オーバブリッジ	市町村道や林道、農道の開削トンネル	森林、農耕地	大型・中型哺乳類	幅: 数m	植被帯
4	エコブリッジ	樹林を分断する道路	森林	樹上性哺乳類	ロープ直径: 4~10cm 網幅: 20~30cm	注意標識、施設への誘導路、シェルター
5	高架橋	丘陵地の谷地形を横断する道路	保全上重要な生態系, 森林, 河川, 湿地	野生哺乳類全般 (特に, 水棲哺乳類)	高さ: 最小5m~10m	遮光壁, フェンス
6	中・大型哺乳類用ボックス/パイプカルバート	丘陵地を横断する道路の盛土区間 (人の利用が少ない場所)	野生動物の安全な横断が必要な地点	大型・中型哺乳類	幅: 最小15 m 高さ: 最小3-4 m 開放性指数: >1.5	土壌被覆, 植栽, フェンス, シェルター
7	人・動物の共同利用カルバート	人の利用のために設置された施設の改良	人為的な土地利用	ウシ目哺乳類等の自動車の光や騒音の影響を受けやすい種	幅: > 10m 長さ: 25m~30m未満	土壌被覆、水路
8	小型哺乳類用ボックス/パイプカルバート	自然環境を横断する道路の盛土区間	水路や排水施設	中型・小型哺乳類	直径/幅: 0.4~2m	トンネルの底への砂や石の敷設、植被帯、水路、フェンス
9	改良カルバート	道路や線路下	水路や排水施設	小型哺乳類	幅: > 0.7m	犬走り、水路

大型、中型のボックスカルバートやパイプカルバートは、主に丘陵地を通過する道路の盛土区間に設置される。保全対象種は大型や中型哺乳類、小型哺乳類を対象とするものであり、サイズは、0.4m～15mまで様々な形状のものが建設される。

エコブリッジは、森林を道路が分断する場合に設置される。保全目標種は、樹上性哺乳類である。

いずれの道路横断施設も付帯施設が検討され、特に自動車の騒音やライトの影響を回避するための遮音壁や遮光壁の設置、周辺環境との連続性を促進するための植栽や植被帯の形成が推奨されている。

道路横断施設の設置間隔は、保全目標とする野生哺乳類の生息地の保全重要度により、施設の設置密度を高めることを提案している（表 4-16）。

表 4-16 野生哺乳類の生息地の重要度による道路横断施設の設置距離（km）
（Hlaváč and Andel 2002, Iuell et al. 2003 をもとに作成）

生息地の重要度		野生哺乳類の種類と設置距離		
		アカシカ	ノロジカ	アカギツネ
1	非常に重要	3-5 km	1.5-2.5 km	1 km
2	やや重要	5-8 km	2-4 km	1 km
3	中程度の重要性	8-15 km	3-5 km	1 km
4	低い重要性	不必要	5 km	1 km
5	重要ではない	不必要	不必要	1-3 km

(3) 生息地の補償

EU では、道路建設において補償措置を講じる必要がある。補償措置を講じる条件は、開発事業が HD や国内規制（ドイツとスイス）によって保護地域に重大な影響を与えると予測される場合と開発が非立法の補償政策が機能している保全価値の高い地域に影響を与えると予測される場合であるとされる（Iuell et al. 2003）。

事業者は、生態学的補償を実装する責任があることから、補償措置を実行し、その結果が不十分な場合には、それらを監視および変更するための資金を提供する必要がある（Iuell et al. 2003）。生態学的な補償のタイプとしては、生息地の創出、生息地の強化、インカインド/アウトオブカインドおよびオンサイト/オフサイトにおける補償の3つのタイプがある（表4-17）。これらの生態学的補償の目標は、代償する生息地の質を高めること、保全目標種と生息地のノーネットロスを目指すことにある。

表4-17 EUの道路横断施設ガイドラインにおける生態学的補償のタイプ
（Iuell et al. 2003より作成）

No.	補償のタイプ	内容
1	生息地の創出	一般的に、農地を自然の質が向上した生息地に転換することを含む。プロセスには以下が含まれる。 ・用地取得（または管理契約）。 ・特定の設計（例：土壌操作、地下水面の調整）。 ・選択された種の管理植栽。干し草の牧草地の種または森林種、肥料管理、刈り取り時間など ・モニタリングとアフターケア
2	生息地の強化	生息地の強化は、補償的な生息地が存在するが、適切な品質ではない場合に行われる。補償には、生息地の質を高めるために必要な措置（放牧圧の低下、地下水面の上昇など）が含まれる。既存の生息地の質を高めることの利点は、多くの場合、土壌と水文学的特性が保全目標を達成するために潜在的なポテンシャルに近いことが重要である。
3	インカインド/アウトオブカインドおよびオンサイト/オフサイトにおける補償	補償は、保全目標種と生息地の「ノーネットロス」の状況を目指す。 ・補償措置は、影響を受ける地域と同様の生態学的質を創出することが望ましい（インカインド補償）。ただし、同等の質で補償することが正当な場合がある（アウトオブカインド補償）。これは、インカインドでの補償が実行不可能であり、アウトオブカインドでの補償がインフラストラクチャの開発によって影響を受ける重要な種の存続に有利に働く場合である。 ・補償サイトの場所は、オンサイトまたはオフサイトの補償と見なすことができる。補償措置は、高速道路の影響ゾーンの外側であるが、その地域の景観生態学的状況の範囲内で行うのが最善の方法である（オンサイト補償）。補償サイトが高速道路に近すぎると、その生態学的価値は高速道路によって悪影響を受ける。影響ゾーンの幅は、補償措置の対象種に依存する可能性がある。成功の可能性が高まる場合、または適切な補償エリアの可用性を反映している場合は、影響を受けるエリアから離れた場所に補償エリアを配置するとよい（オフサイト補償）。

4. 考察

(1) 道路横断施設の保全目標種と道路横断施設のタイプ

EU のガイドライン (表 4-14) に記載されるウシ目の野生哺乳類のうち、ヘラジカ、ノロジカ、シャモアは日本では生息していない。ネコ目のうち、オオカミとカワウソは、すでに日本では野生絶滅しており、オオヤマネコ、ジャコウネコは日本には自然分布していない。ウサギ目のうち、アナウサギは日本では野生下では外来生物である。ネズミ目のうち、ハリネズミは日本では外来生物に指定されている (環境省自然環境局 HP)。また、ネズミ目のうちビーバーは日本には生息していない。その他の種は、日本の野生哺乳類と近縁の種である。わが国に生息する種と EU に生息する種は、一部の種は異なるものの、近縁の種も多く生息しているため、わが国の道路横断施設の計画に参考となる技術は多い。

道路横断施設のタイプとして、わが国では、オーバークリッジでは、主なものとして圏央道茂原第一トンネルは幅が 45m (平川ら 2017)、北海道帯広尾自動車道のオーバークリッジの幅は 4m であり (浅利・洲鎌 2019)、幅 80m 以上の大型や中型のオーバークリッジは、日本では建設されていない。EU において、大型のオーバークリッジや橋梁が建設される理由は、高規格道路における保全上重要な生態系の保全のためである。わが国における道路横断施設の計画は、主に野生哺乳類のロードキルやバリア効果の影響を低減し、移動経路を確保することが目的である (第 2 章)。そのため、日本と EU では野生哺乳類の道路横断施設の計画の保全目標が異なっており、その結果、道路横断施設の構造や付帯施設が異なっている。第 4 章第 1 節の結果から、わが国では、山地林に道路横断施設が設置されることが多い (図 4-7)。しかし、道路のバリア効果の影響を受けやすい地域は連続林であり、そのような地域の森林や保護区を分断する道路において、道路横断施設が計画され、建設される必要がある。

道路横断施設の設置密度については、野生哺乳類の生息地の保全重要度により、道路横断施設の設置間隔を調整する方法が取り入れられている。そのため、野生哺乳類の生息地や保護区のように保全上重要な地域などの重要度によって、道路横断施設の設置密度を検討する必要がある。

(2) 道路横断施設の計画における生息地の補償

EU では、道路横断施設の計画において、野生哺乳類の生息地の創出や強化、ノーネットロスが重視されている。そのため、道路横断施設の付帯施設についても、道路横断施設の土壌被覆や植栽、植被帯の形成が重視されている (表 4-15)。わが国では、誘導植栽が設置される割合は少ない (表 4-3, 表 4-4)。野生哺乳類の道路横断施設の計画において、野生哺乳類の生息地の創出や強化、ノーネットロスの概念は、わが国の環境影響評価法に導入されておらず (第 2 章)、ミティゲーション・ヒエラルキーの概念 (図 2-1) に従って、開発事業による重大な生物多様性への負の影響を補償する計画が必要である。

引用文献

- 1) 阿部永 (2008) : 日本の哺乳類改訂第 2 版 : 東海大学出版会, 206pp.
- 2) 浅利裕伸 (2008) : 狭小林地におけるエゾモモンガの生態と保全に関する研究 : 岩手大学博士論文, 91pp.
- 3) 浅利裕伸・洲鎌有里 (2019) : 北海道東部に建設された野生動物用オーバーパスの利用種および季節変化 : 土木学会論文集 G (環境) 75(1), 30-33.
- 4) Ascensão, F. and Mira, A. (2007): Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal: Ecological Research 22, 57-66.
- 5) Bissonette, J. A. and W. Adair (2008) : Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings: Biological Conservation 141, 482-488.
- 6) 文化庁ホームページ : 国指定文化財等データベース : <https://kunishitei.bunka.go.jp/bsys/index> : 2020.5.26 参照
- 7) Clevenger, A.P. and Waltho, N. (2000): Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta Canada: Conservation Biology 14, 47-55.
- 8) Clevenger, A.P., B. Chruszcz and K.E. Gunson (2001) : Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions: Wildlife Society Bulletin 29, 646-653.
- 9) Development Team. (2019): Quantum GIS geographic information system: Open Source Geospatial Foundation Project
- 10) 平川颯也・麻生海斗・細川迭男・倉本宣 (2017) : 圏央道茂原第一トンネル上部の哺乳類による利用日本緑化工学会誌 43 (1) , 310-313.
- 11) Ibis, P. L., M. T. Hoffmann, S. Kreft, G. Pe'er, V. and Kati, L. Biber-Freudenberger, D. A. DellaSala, M. M. Vale, P. R. Hobson, N. Selva (2016) : A global map of roadless areas and their conservation status : Science 354 (6318), 1423-1427.
- 12) Iuell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavác, V., Keller, V., B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørsløv, N. and Wandall, B.M. (Eds.) (2003) : Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions : European Co-operation in the Field of Scientific and Technical Research 172pp.
- 13) 岩本和明・大竹公一 (2008) : 第 6 章建設業界における環境 NGO との協働ーヤマネ等のためのアニマルパスウェイへの取り組み (日本経済団体連合会自然保護協議会編 環境 CSR 宣言企業と NGO), 同文館 260pp.
- 14) 環境省生物多様性センターホームページ (a) : 絶滅危惧種情報, レッドリスト : http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_top.html, 2010.10.7 参照
- 15) 環境省生物多様性センターホームページ (b) : 自然環境調査 Web-GIS : <http://gis.biodic.go.jp/webgis/>, 2018.7.30 参照
- 16) 環境省自然環境局ホームページ ; 特定外来生物等一覧 : <https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/list.html>, 最終更新 : 令和 2 年 11 月 2 日

- 17) 国土交通省国土技術政策総合研究所 (2007) :国土技術政策総合研究所資料 No.393-395 道路環境影響評価の技術手法 (別冊事例集 動物, 植物, 生態系) : 国土技術政策総合研究所, 503pp.
- 18) Mata, C., Hervás, I. Herranza, J., Suárez, F. and Maloa, J.E., 2005. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124, 397-405.
- 19) 湊秋作 (1999) : 森の動物との共生—ヤマネブリッジ : 道路と自然 104, 40-42.
- 20) Ng, S. J., J. W. Dole, R. M. Sauvajot, S. P. D. Riley and T. J. Valone (2004) : Use of highway undercrossings by wildlife in southern California: *Biological Conservation* 115, 499-507.
- 21) O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F. and Wibisono, H.T. (2003): Crouching tiger, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape: *Animal Conservation* 6, 131-139.
- 22) Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Henry, M. and Stevens, H. (2007) *Vegan. Community Ecology Package: R Package Version 1.8-8*.
- 23) Olbrich, P. (1984): Study of the effectiveness of game warning reflectors and the suitability of game passages: *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 30, 101-116.
- 24) R Development Core Team (2019): *R: A Language and Environment for Statistical Computing: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*.
- 25) Reed, D.F., Woodard, T.N. and Pojar, T.M. (1975): Behavioral responses of mule deer to a highway underpass: *Journal of Wildlife Management* 39, 361-367.
- 26) Reed, D. F., A. L. Ward. (1985) Efficacy of methods advocated to reduce deer-vehicle accidents: research and rationale in the USA. Pages 285-293 in *Routes et faune sauvage*. Service d'Etudes Techniques de Routes et Autoroutes, Bagneaux, France.
- 27) 佐藤暁子・米村惣太郎・亀山章 (2006) : ニホンリス (*Sciurus lis*) の生息環境におけるエコブリッジの効果 : 日本緑化工学会誌 32(1), 32-37.
- 28) 園田陽一・倉本宣 (2008) : 多摩丘陵および関東山地における非飛翔性哺乳類の種組成に対する森林の孤立化の影響 : 応用生態工学 11, 41-49.
- 29) ter Braak, C.F.J. (1986): Canonical correspondence analysis, a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis: *Ecology* 67, 1167-1179.
- 30) 柳川久・浅利裕伸・岸田久美子・木村誠一・北清竜也 (2004) : 北海道帯広市のモモンガ用道路横断構造物とそのモニタリング : 「野生生物と交通」研究発表会講演要旨集 3, 13-18
- 31) 柳川久・滝本育克・立神雅宣・宮西功喜・岩永将史・齋藤裕 (2006) : 北海道帯広市のコウモリ用エコボックスカルバートとそのモニタリング : 「野生生物と交通」研究発表会講演要旨集 5, 49-56.
- 32) 野生生物調査協会・Envision 環境保全事務所ホームページ : 日本のレッドデータ検索システム <http://jpnrd.com/index.html>, 2020.7.11 参照

- 33) Yasuda, M. (2004): Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study of mount Tsukuba, central Japan: Mammal Study 29, 37-46.
- 34) 矢竹一穂・秋田毅・阿部學 (1999)：人工放獣されたニホンリスの空間利用：哺乳類科学 39 (1), 9-22

第5章 わが国における道路横断施設の計画のための提言

第1節 わが国における道路横断施設の計画のための政策・運用における提言

1. 種と保護区、コンフリクト・ポイントを空間明示した道路横断施設の計画と計画への誘導方策の検討

本節では、第3章の成果にもとづいて、わが国における道路横断施設の計画のための政策・運用における提言を行った。

わが国におけるエコロジカル・ネットワークの政策（第2章）において、種の保存法にもとづいてトップダウン的に指定される保護区と絶滅危惧種の保全の間にギャップが存在し（角谷ら 2017）、それがエコロジカル・ネットワーク計画の実現可能性を低下させる一つの要因となっている。EU の Natura2000 ネットワークでは、種と生息地が一体として指定され、管理されている。また、道路や鉄道などの線形インフラストラクチャにより分断された Natura2000 サイト内外の野生哺乳類の移動経路を確保するために、道路横断施設が設置されている（第3章第1節）。また、道路横断施設の計画は、保全活動の主体によりボトムアップにより自主的な活動にもとづいて実施されている（第3章第1節）。しかし、わが国においては、政策によるトップダウンでの道路横断施設の計画は行われておらず、地方自治体の生物多様性地域戦略や道路事業、公園事業といった事業レベルで、主体が自主的に道路横断施設の計画を行っていた（第3章第1節）。そこで、わが国における道路横断施設の計画において、種の指定と保護区を一体的に行うとともに、保護区の保全ギャップに対して、計画を誘導するための方策と利害関係者との協働・連携のあり方を図5-1に示した。

種の分布と保護区や生育・生息地の保全におけるギャップを評価するために、相補性解析が実施され、新たに保護区としてどのような地域を指定するべきかの議論が進んでいる（環境省自然環境局 2012）。保護区の分布と野生哺乳類の生息地、線路や道路などの線形インフラストラクチャの分布、ロードキルの分布やバリア効果、道路横断施設の分布が明示され、さらに野生哺乳類に対するコンフリクト・ポイントの地図化、生息地間の道路横断施設の設置を施策として進めていくことが重要である。道路や線路などの線形インフラストラクチャの分布と交通量による生息地と保護区の分断状況を明らかにする、つまり「バリア効果の分析」が実施されることで、道路横断施設の設置地点の保全優先性を明らかにすることができる。

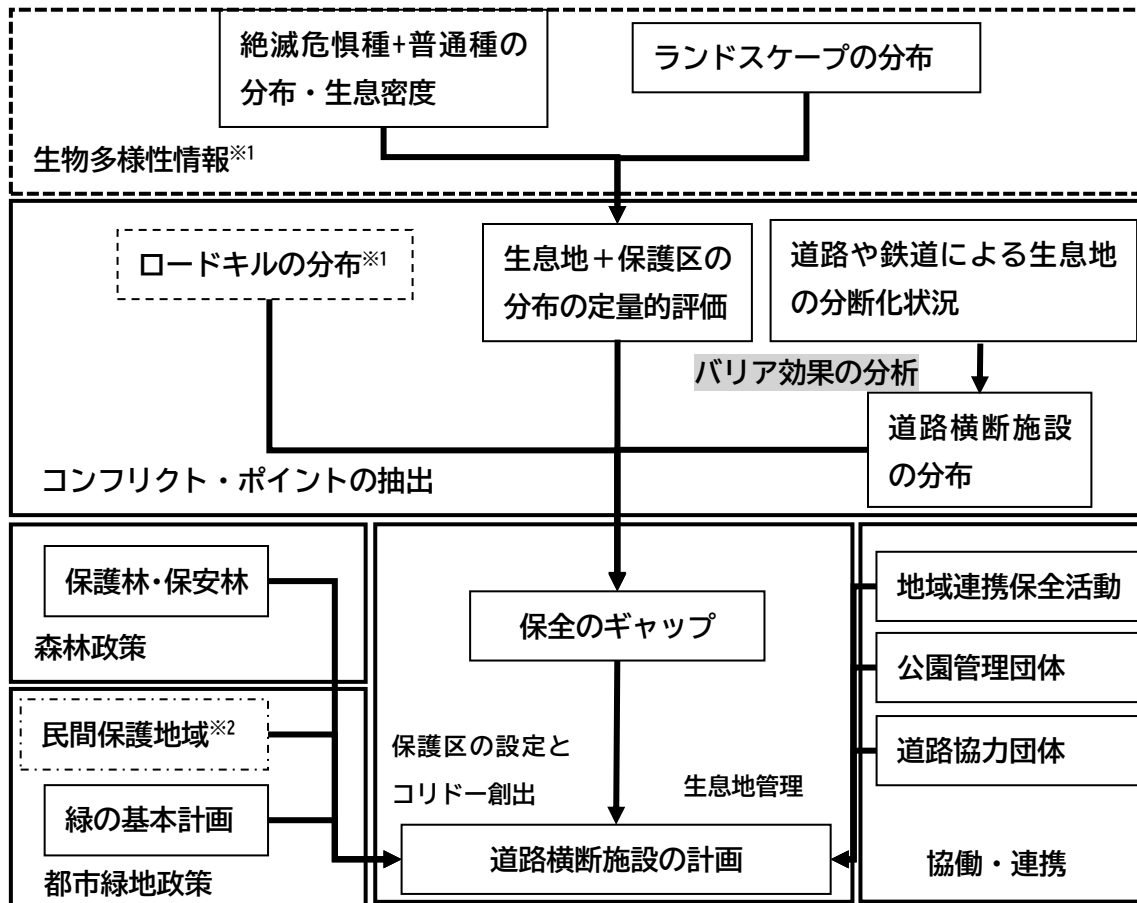
生息地の分断化に対して、森林政策や都市緑地政策にもとづいた保護区の設定と道路横断施設の計画が行われ、道路横断施設の計画に向けて多様な主体や利害関係者が協働・連携することにより、重層的なネットワークにもとづいた保全計画やその管理が行われる必要がある。

国有林では、保安林制度や保護林制度と連携した「緑の回廊」計画によりエコロジカル・ネットワークの骨格を形成することが可能である（第3章第2節）。都市的土地利用の高い地域では、自治体レベルの緑の基本計画における「水と緑のネットワーク計画」に

において、緑の創出が優先的に進められ、孤立した緑地間の生息地ネットワークの代償手段として道路横断施設の計画を施策として位置づけることができる（第3章第2節）。都市的土地利用の高い地域においては、新たな緑地の確保が困難であり、道路横断施設のみによる保全が困難である場合が多い。そのため、緑の基本計画にもとづく水と緑のネットワーク計画に道路横断施設の計画を位置づけるだけでなく、都市緑地の確保と人為的な道路横断施設の設置による生息地連続性確保することが重要である。そこで、都市域における道路横断施設の計画にあたり、既存の民有地や公有地の緑地が保護区（民間保護地域）として指定され、主体間と利害関係者との協働・連携により、保護区間の連続性を確保することが重要となる。

民有地の保護区は、質的に管理水準を担保することが課題であり（IUCN 日本委員会 2015）、質的な管理を行うための生態系ネットワーク協議会などの協働・参画プラットフォームによる PDCA サイクルを構築し、監視・モニタリング機能を強化することが重要である。その際に、既存施策である、地域連携保全活動や公園管理団体、道路管理団体といった制度を活用し、協働・連携を推進することが重要である。

道路協力団体制度は、平成 28 年度 3 月に道路法が改正され、「道路協力団体制度」が創設された。道路協力団体制度は、自発的に道路の維持、道路交通環境の向上に関するものを行う民間団体を支援するものである（国土交通省 HP）。このような制度を拡張して、野生哺乳類の道路横断施設の計画や、施設の管理、普及啓発の活動をサポートすることが必要である。



※1 生物多様性情報やロードキル分布情報の収集は将来的な課題である。

※2 民間保護地域は現在施策としては整備されていない。

図 5-1 野生哺乳類のための道路横断施設の計画フロー

2. 道路横断施設の計画における主体、利害関係者の協働・連携の方策の検討

わが国においては、ボトムアップ的な生物多様性保全としての地方自治体やNPOの自発的な道路横断施設が計画され、生息地連続性の確保が行われている（第3章第1節）。

Natura2000 ネットワークの地域における生物多様性保全は、ボトムアップ的に管理計画が立てられ、土地所有者と自治体、保全活動との利害関係者間のネットワークといった、重層的なガバナンスの下に実施される（第3章第2節）。そのため、わが国における自発的な活動を政策の中に位置づけ、それらの活動を有機的にネットワークし、重層的なガバナンスを構築することが必要である（図5-2）。

ひとつ目のガバナンスの形態として、愛知県の生態系ネットワーク協議会の活動を参考にした。地方自治体と地域レベルでのNPOやボランティア団体、土地所有者と企業と大学が三位一体となって、道路横断施設の計画における利害関係者間のプラットフォームを形成し、多様な主体間の情報交換とともに、資金提供やモニタリング、土地の管理を行っていく方法（ボンディング型＋連結型）である（図5-2A）。このようなプラットフォームを一つのユニットとして、各ユニットが情報ネットワークを構築し、野生哺乳類保全を行っていく方法である。ふたつ目のガバナンスの形態として、アニマルパスウェイ研究会の活動を参考にした。大学やNPOが中心となって、自治体やボランティア団体、土地所有者や道路管理者、企業が協働・連携し、道路横断施設の計画における利害関係者間のゆるやかなプラットフォームを形成し、多様な主体間の情報交換とともに、資金提供やモニタリング、土地の管理を行っていく方法（ブリッジング型）である（図5-2B）。

わが国における、生物多様性に関わる保全のインセンティブは、現状では、①地方自治体の生物多様性地域戦略における施策目標の達成、②道路環境影響評価における環境保全措置、③企業のCSRに限られている（第3章第1節）。LIFE programmeではヒグマやオオヤマネコ、オオカミといった象徴的な種に対して、道路横断施設による保全対策が実施されており、愛知県「知多半島生態系ネットワーク協議会」ではキツネ、アニマルパスウェイ研究会ではヤマネやニホンリスといった樹上性哺乳類が保全目標種として設定されていた（第3章第1節）。このように、活動の保全目標種として絶滅危惧種などの保全上重要な種を象徴種として掲げることで、市民への普及啓発や利害関係者の保全への理解が得られやすい。また、大学や有識者と利害関係者との協働・連携により、ロードキルやバリア効果に対する影響と野生哺乳類の移動・分散などの生態学的な評価を明らかにし、市民に対する科学的な理解を推進することが重要である。これらの活動を支援するためには、保全活動における資金・経費などの支援を行うための基金の設置を行っていくことも重要であろう。

日本の現状では、地方自治体やNPOが主体となって道路横断施設の計画を進めるための資金や経費などを確保するための政策的な支援はなく、保全のインセンティブを高めるためには、生物多様性オフセットとバンキング制度の構築やNPOや企業の保全活動における資金調達の方策を制度として構築することが重要であろう。しかし、資金調達の方策

を制度として構築しても、保全の主体や利害関係者において、道路による負の生態学的影響の認識と理解がなければ、生息地連続性確保は推進できない。利害関係者への理解から、土地取得と保全活動への協働を進めるような社会・経済的なプログラムの構築も重要である。

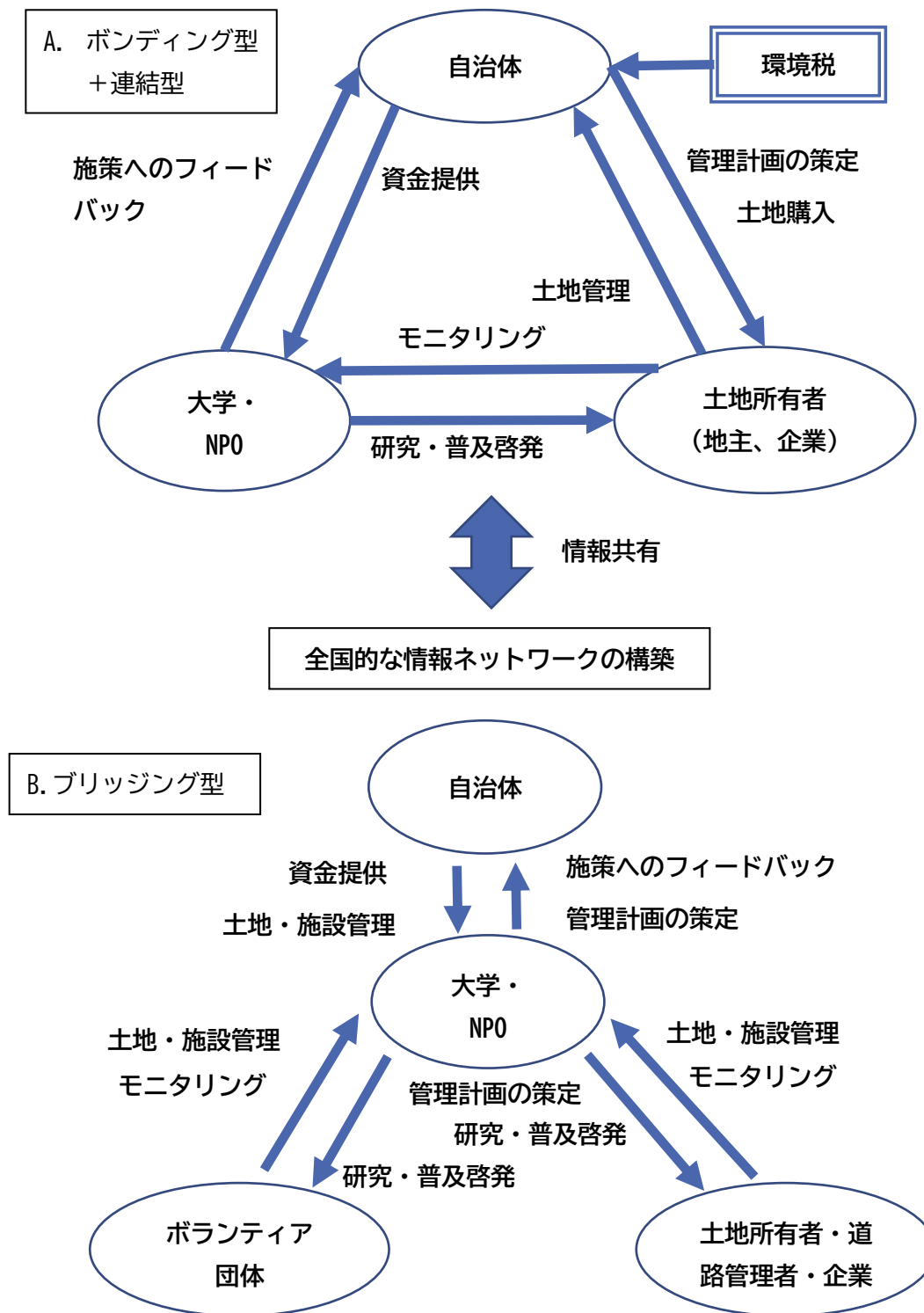


図 5-2 道路横断施設の計画の協働・連携プロセス

A, B の類型は社会関係資本モデルにもとづいた協働・連携のタイプを示す。

第2節 わが国における道路横断施設に関わる技術的解決策の提言

1. 広域的スケールでの保全目標種と道路横断施設の計画検討

本節では、第4章第1節～第3節の成果にもとづいて、広域的なスケールと事業レベルにおける道路横断施設の計画における技術的な解決策の提言を行った。

第4章第1節の結果から、道路横断施設の設置環境として、道路により分断される山地林や連続林において、大型哺乳類や中型哺乳類の保全を目的として道路横断施設が設置される（図4-7）。山地林は野生哺乳類の種の供給源（コアエリア）として機能するため（園田・倉本 2008）、野生哺乳類の多様な種の利用に配慮して計画されなければならない。森林の面積率の高い地域では、道路の交通量によるバリア効果は低く、保護区による規制も強い（表4-2）。一方で、森林の面積率が中庸な地域や森林の面積率が低い地域では、道路の交通量によるバリア効果が強い（表4-2）。連続林は、山地林からの種の移動・分散により野生哺乳類の種数が維持されている（園田・倉本 2008）。そのため、道路横断施設の計画は、山地林～連続林間や連続林～連続林間において多様な種の保全を対象として、重点的に実施されるべきである。その際に、多様な野生哺乳類の利用を促進するためには、オーバブリッジや橋梁といった土地の改変率の低い施設を採用し、開発の影響が残る場合には、植栽により周辺環境との同質性を確保するべきである。また、森林率の低い地域では、道路の交通量によるバリア効果が高い（表4-2）。孤立林は、野生哺乳類の種数が低い、中型・小型哺乳類の生息が確認されている（園田・倉本 2008）。孤立林～孤立林間では、中型や小型哺乳類の移動・分散に配慮し、ボックスカルバートやパイプカルバートにより生息地の連続性を確保する必要がある。このように、道路横断施設の計画は森林の連続性や野生哺乳類の個体群の移動・分散から空間レベルの階層性を考慮する必要がある。

以上のことから、広域的スケールにおける保全目標とする野生哺乳類の個体群保全のための道路横断施設の計画について、「野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設計画の空間レベルでの階層性」を図5-3に示した。前提条件として、野生哺乳類の分布状況や個体群密度が把握されている必要がある。局所的な個体群の移動は、個体の日常的な移動や季節的な移動・分散を考慮して設置される必要があり、地域的な個体群の季節的な移動・分散については、種の最大行動圏を考慮して、個体群の移動・分散に配慮した道路横断施設を形成する必要がある。また、森林の連続性にもとづいて、道路横断施設の構造や設置環境は、周辺環境との同質性に配慮して計画することが重要である。

一方で、全国的にニホンジカやイノシシといった種の個体数増加が著しく、分布拡大にともなう鳥獣害が問題となっている（環境省自然環境局 2019）。また、ツキノワグマでは、市街地への出没が問題となっており、道路におけるロードキルの増加だけでなく、人と野生哺乳類のコンフリクトが懸念されている（環境省自然環境局 2007）。要注意鳥獣（クマ等）生息分布調査によれば、アライグマ、ハクビシンは分布域が拡大しており、農業被害や生活環境被害などが問題となっている（環境省生物多様性センター 2018）。

エコロジカル・ネットワーク

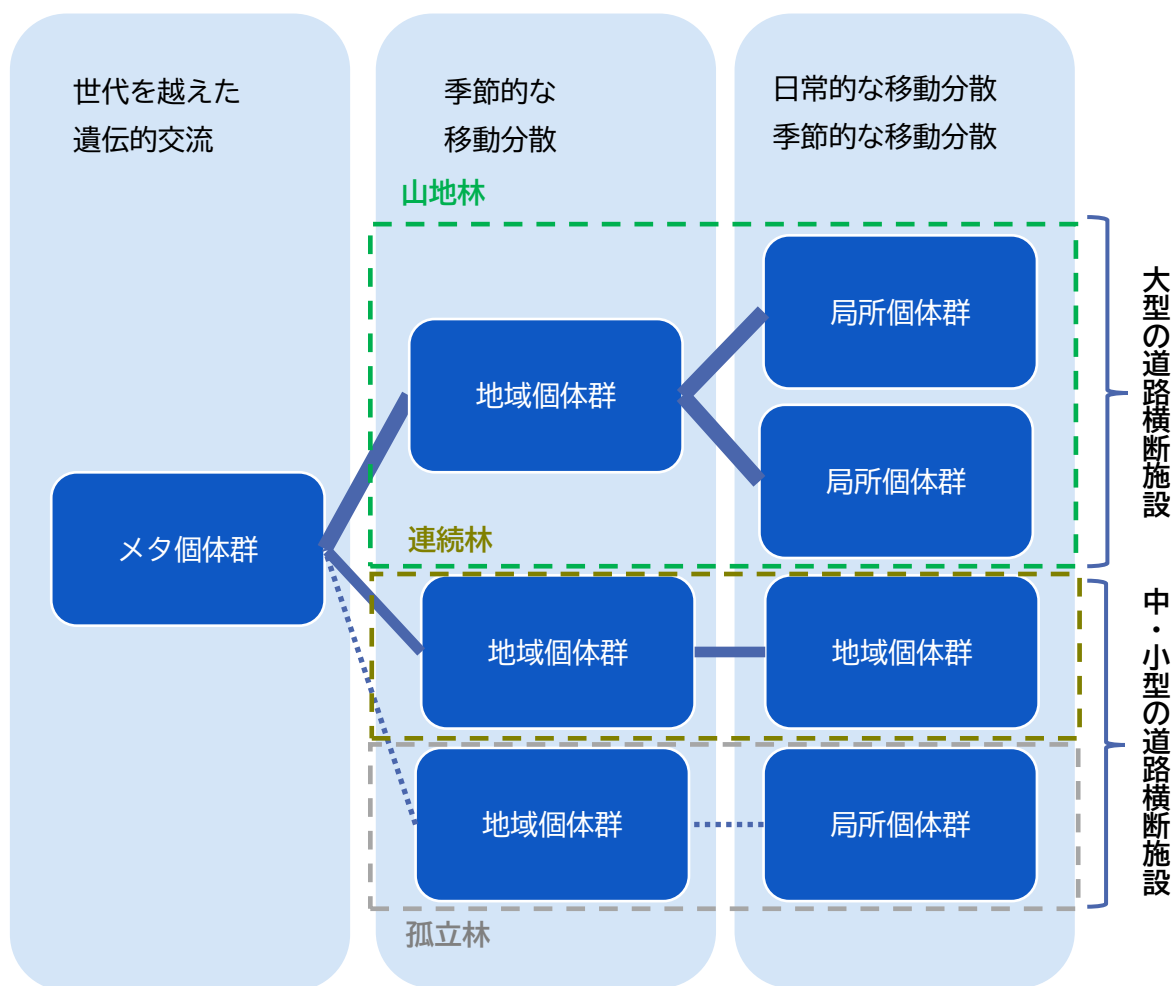


図 5-3 野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の空間レベルでの階層性
個体群間の線の太さは森林の連続性の高さを表す。

そのため、単に自然的土地利用と都市的な土地利用が接する地域においてエコロジカル・ネットワークと道路横断施設を計画することは、人と野生哺乳類のコンフリクトを増加させるだけになる可能性も否定できない。このように、道路横断施設を設置することで、分布拡大と人と野生哺乳類のコンフリクトを促進することにもつながるため、市街地や農地などの人と野生動物の軋轢が生じるような場所では、利害関係者とのプラットフォーム構築や情報交換、普及啓発とともに、野生哺乳類の生息地管理により、人と野生哺乳類の間に緩衝帯を作ることや、横断を阻止するような構造の施設設置を検討することが重要である。野生哺乳類の行動圏は本来広く（Appendix D）、行政界を超えて移動するため、道路横断施設の計画とコンフリクトの管理において自治体間の情報共有と施策における連携が重要であると考えられる。

2. 事業レベルでの保全目標種に配慮した道路横断施設の構造と設置環境の検討

第4章第2節の結果から、道路周辺に生息するニホンジカなどの大型哺乳類については、橋梁や大型で開放性の高いボックスカルバートを利用した（図4-14、図4-15）。また、都市に生息する食肉目哺乳類のような中型哺乳類は人為的土地利用に対する感受性が低いことから（図4-14、図4-15）、動物専用の施設に限らず人間用の中規模なボックスカルバートもある程度の効果が期待できる。ネズミ類やジネズミ類、テンやイタチはパイプカルバートのような閉鎖的な施設を利用した（図4-14、図4-15）。また、設置する土地利用や水路などの付帯施設の存在が重要であることが明らかとなった（図4-14、図4-15）。排水用カルバートは、主に小型哺乳類に利用され、多様な野生哺乳類のミティゲーションとして汎用性が高い施設ではない。しかし、イタチやネズミ類は、閉鎖性の高い施設を選好するため、道路の盛土が大型の施設を設置するだけの開放性を確保できない場所では、積極的に排水用カルバートを導入し、ネットワークを確保することが可能である。

都市に生息する食肉目哺乳類は、様々な資源を利用することができるため、生息地の分断化やパッチの孤立化に対して感受性が低いことが知られている（Iossa et al. 2010）。アカギツネやアナグマ、アライグマ、タヌキのような都市に生息する食肉目哺乳類は開発された地域で確認される（Iossa et al. 2010）。さらに、わが国では、タヌキ、ハクビシン、ネズミ類は生息地の孤立化に対して感受性が低く、キツネ、アナグマ、アライグマは感受性が中程度であり、テン、ニホンリス、イノシシは感受性が高い（園田・倉本 2008）。すなわち、中型の食肉目哺乳類は、都市部のように住宅地等の人為的土地利用が優占する地域に対する感受性が低く、そのような環境に順応し生息することが可能である。そのため、人為的土地利用に対して感受性が低い種は、動物専用の施設を設置しなくても、人間用の施設である程度の効果が期待できる。

周辺環境の分布と道路横断施設の利用のアバンダンスについて、正の相関を示す種と負の相関を示す種が確認されているように（図4-11、図4-12）、施設周辺の分布と利用される施設の浸透性が異なる。そのため、野生哺乳類の生息密度が事業対象地において事前に調査され、生息密度の高い生息地間に道路横断施設が設置されるとともに、餌資源やカバーとなる誘導植栽が行われることが重要である。van Apeldoorn et al. (1998) によれば、餌環境としての草地、生息地や分散のために森林やヘッジロウ（生垣）を供給することで、アナグマの局所個体群の存続可能性を増大させるとの報告がある。

特に、樹上性哺乳類やコウモリ類は、道路による森林の分断化の影響を受けやすいため（表2-1）、分断された生息地となる森林間を道路横断施設により連続性を確保することが重要である。北海道では、道路横断施設がエゾリスの都市林やコウモリ類の防風林といった小規模な森林の連続性を確保するように設置されている。また、山梨県大月市のニホンリスや北杜市のヤマネの事例では、生息地の確認にもとづいてエコブリッジが設置されている。大月市のエコブリッジを利用するニホンリスの行動圏サイズのレンジは 1.1–4.4ha（メス 1.1–2.4ha、オス 1.8–4.4ha）であり、アカマツ林やオニグルミの餌場やねぐらへの日常的

な移動にリスブリッジを利用した（小松ら 2019）。また、北杜市のヤマネの行動圏サイズは 0.4ha–5.0ha であり、アニマルパスウェイ周辺にアズキナシ *Sorbus alnifolia*, ズミ *Malus sieboldii*, アケビ *Akebia quinata*, リョウブ *Clethra barbinervis* などの餌資源としての植物を植栽している（湊 2017）。コウモリ類の道路横断施設は、イギリスではアンダーパスや橋梁、Hop-over などが用いられる（Halcrow Group Ltd. 2011）。特に、種によって、アンダーパスを利用する種と利用しない種に分類され（Kerth & Melber 2009 ; Boonman, 2011）、アンダーパスを利用する種は施設の高さが要因として影響することが報告されている（Boonman, 2011）。このように、種に特異的な生息環境を明らかにし、それらの生息地連続性を高めるように道路横断施設を設置することが重要である。

上記の内容を整理し、表 5-1 に保全目標種に対して有効な道路横断施設の対応関係について示した。

一方で、ヒグマ、ツキノワグマは種の保存法にもとづいて国外希少野生動植物種にあたるが（第4章第1節）、近年、市街地への出没が問題となっている（環境省自然環境局 2007）。本種の生息分布は、市街地と森林が接するような地域において、人と本種のコンフリクトが生じる危険性があるため、道路横断施設の設置は行わず、森林間を接続するように道路横断施設の計画を行うべきである。また、ニホンジカ、イノシシ、サルは、近年農耕地における鳥獣害が問題となっている（環境省自然環境局 2019）。第4章第2節の結果から、ニホンジカは、体積や開放性の高い施設で落葉広葉樹優占地域における利用頻度が高い（図4-14, 図4-15）。そのため、農業地域と落葉広葉樹林が接する地域では、橋梁や大型のボックスカルバートは避けるべきである。一方で、イノシシは人為的土地利用の優占する地域での道路横断施設の利用頻度が高く、農耕地や市街地と接する地域での道路横断施設の計画は避けなければならない。アライグマとハクビシンは外来生物であり、分布の拡大は生物多様性保全や農業において被害をもたらすため、移動や分散を防止すべき種である。第4章第2節では、中型・小型の道路横断施設において、アライグマやハクビシンの利用が確認されている（図4-14, 図4-15）。これらの種は、人為的な空間を利用するため、道路横断施設の構造や設置環境によって移動・分散を制限することは困難である。そのため、これらの種の分布域では、自治体の防除計画との連携により、分布拡大の防止に努めることが重要である。これらの種は、生息地の孤立化に対して感受性が低いことや、道路横断施設の構造や設置環境への選好性に明確な傾向がみられない。そのため、これらの種が生息するような地域では、道路横断施設を選択的なフィルターとして防除計画として連携し、選択的に捕獲することにより、在来種の利用を促進するような計画が必要である。

表 5-1 保全目標種に対して有効な道路横断施設の対応関係

◎は適、○は利用可、△は付帯施設との併設により利用可、×は不適を示す。

種名	橋梁下	オーバブリッジ	ボックスカルバート	パイプカルバート	エコブリッジ
ヒグマ	◎	◎	◎	×	×
ツキノワグマ	◎	◎	◎	×	×
カモシカ	◎	◎	◎	×	×
ニホンジカ	◎	◎	◎	×	×
イノシシ	◎	◎	◎	×	×
ニホンザル	◎	◎	◎	×	×
アナグマ	◎	◎	◎	○	×
テン	◎	◎	◎	○※4	○
キツネ	◎	◎	◎	○※4	×
タヌキ	◎	◎	◎	○※4	×
ベンガルヤマネコ	◎	◎	◎	○※4	×
イタチ	◎	◎	◎	○※4	×
ノウサギ	◎	◎	◎	○※4	×
ユキウサギ	◎	◎	◎	○※4	×
ムササビ	△※1	△※1	×	×	×
エゾリス	△※1	△※1	×	×	◎
ニホンリス	△※1	△※1	×	×	◎
モモンガ	△※1	△※1	△※2	×	○
エゾモモンガ	△※1	△※1	△※2	×	○
ヤマネ	△※1	△※1	△※2	×	◎
シマリス	◎	◎	◎	○※4	×
アカネズミ	◎	◎	◎	○※4	×
ヒメネズミ	◎	◎	◎	○※4	◎
コウモリ類	◎	△※1	◎※3	○※5	×

※1 植栽木などの連続性を高める必要がある。

※2 歩行用の橋あるいは柵を併設する必要がある。

※3 高空飛翔性コウモリは利用しない

※4 犬走を併設する必要がある。

※5 排水施設を併設する必要がある。

以上のことから、地上移動性の哺乳類に関しては、道路横断施設の構造や施設周辺の土地利用、現存植生と利用する種の生態的特性によって、設置する道路横断施設の構造を決定することが重要である。ニホンジカは大型で、開放性の高い施設を利用すること、小型哺乳類は排水用カルバートを利用するなど海外の先行研究と比較して同様の傾向が認められた。一方で、中型哺乳類は施設利用に地域差が認められるが、人為的土地利用の優占する地域に設置された施設に対して選好性が認められ、動物専用の施設に限らず、人間用の施設もある程度の効果がある。本研究では、地上移動性の哺乳類を主に対象としているが、わが国ではヤマネやニホンリスなどの樹上性哺乳類を対象とした道路横断施設であるアニマルパスウェイやエゾモモンガ *Pteromys volans orii* のための滑空用支柱も建設されている（第4章第1節）ように、種の生態的特性に合わせた施設、構造を検討する必要がある。

以下に道路横断施設の設置に関わる検討プロセスを示した。

- 1) 既設道路や新設道路の構造（平坦、盛り土、切土、谷部）を考慮して、平坦、切土区間においては、オーバブリッジ、盛り土区間においてはボックスカルバートやパイプカルバート、谷部区間においては橋梁といった構造を決定する。
- 2) 事業対象区間において、野生哺乳類の分布や種のアバンダンスの把握し、保全目標とすべき種に配慮して、施設の開放性や体積を決定する。
- 3) 地域のランドスケープの特徴を考慮し、種の分布やアバンダンスと施設周辺の土地利用に配慮した設置地点を検討する。
- 4) 多様な種の利用を促進するように付帯施設を設置する。
- 5) 野生哺乳類の種とアバンダンスを考慮した施設間の設置間隔を検討する。

1) について、Iuell et al. (2003) によれば、丘陵地では、谷部を道路や線路が谷を横切るときに以前から存在していた野生哺乳類の移動経路を保存または強化するために、橋梁を設置することが生態学的に好ましい代替手段とされる。また、オーバブリッジは専用の橋であり、通常、複数の車線や高密度で高速運転の交通がある道路において建設される。ボックスカルバートやパイプカルバートは、丘陵地や盛土区間に建設された道路において建設される。エコブリッジは、樹上性哺乳類の生息地である森林が分断され、移動が制限されるような道路上に建設される。

2), 3) について、第4章第2節の結果から、アメリカのアカシカ *Cervus elaphus* の開放性指数 $1.5 \text{ m}^2/\text{m}$ を越える施設が、HFGE では TTB よりも多かったことから（図4-17, 図4-20）、ニホンジカが開放性指数の高い大型の施設を選好したと考えられた。大型哺乳類の利用に対して、開放性指数の基準は $1.5 \text{ m}^2/\text{m}$ 以上をひとつの基準として考えることができる。しかし、本研究では TTB と HFGE の2地域の事例であるため、事例調査の蓄積により、メタ解析に基づいた適切な体積や開放性指数を明らかにする必要がある。

道路による生息地の分断化・孤立化、ロードキル、バリア効果といった生態学的な負の影響に対して、道路横断施設の構造や設置環境は、ノーネットロス、さらにはネットゲイ

ンとなるように「生物多様性オフセット」のミティゲーション・ヒエラルキーの概念にもとづいて実施されなければならない（図 2-1）。

Sammans et al. (2020) は、道路横断施設の代償効果のための評価基準について、①道路のサイズ（車線の数）、交通量、および車速の増加にもとづいた野生哺乳類の浸透性を考慮した条件ベースの評価、②種の個体数、人口統計学、移動、生息地の量と質、遺伝的多様性にもとづいた機能ベースの評価、③野生生物の生態学的特性にもとづいたロードキルや連続性、個体群存続可能性などのモデルベースの評価、④大型有蹄動物のロードキルを削減することを目的とした費用便益分析などをコスト指標としてあげている。第 4 章第 2 節の CCA モデルの成果から、野生哺乳類の生息地連続性確保に関して、施設の構造とランドスケープにもとづくモデル指標が作成された。しかし、野生哺乳類の生息地連続性確保における道路横断施設の効果検証は、これらの複数の指標を用いた評価が必要であると考えられる。このように、生物多様性オフセットを目指した道路横断施設の計画は、道路横断施設の代償効果を量的に評価し、適切にミティゲーションを行うことが必要である。

4) について、第 4 章 2 節の結果では、排水路が併設される道路横断施設は、コウモリ類やテン、イタチの利用を促進した（図 4-14、図 4-15）。また、落葉広葉樹林との連続性の高い環境において、ニホンジカの利用頻度が高かった（図 4-15）。

オーバブリッジや大型のボックスカルバートは、大型哺乳類や中型哺乳類の保全を目的として設置されるが、既存の森林間の連続性を高めるように設置することや、植栽により保全目標種を誘導することができる。小型のボックスカルバートやパイプカルバートは小型哺乳類の保全を目的として設置されるが、小型哺乳類の行動圏は 0.06ha~4.89ha と狭く（Appendix D）、道路横断施設の利用に偏りがあるため（図 4-11、図 4-12）、生息分布を把握し、行動圏を踏まえて適切な地点に設置することが重要である。また、単一の施設よりも、つり橋や棚、犬走りなどを併用することにより、多様な種の利用に貢献するような構造を検討することも必要である（Iuell et al. 2003）。

第 4 章第 3 節の結果から、生物多様性オフセットの視点が重要である。道路事業におけるオンサイト（開発地）でのオフセットを行うことを想定した場合、ボックスカルバートやパイプカルバート、橋梁、オーバブリッジ、エコブリッジといった道路横断施設はアウトオブカインド（異質）のオフセット（回避、低減、代償）になる。そのため、インカインド（同質）の生息環境によるオフセットを行うためには、生態系機能の同質性を考慮して、道路横断施設が設置される必要があり、従来の野生哺乳類の移動経路としての道路横断施設の設置、開発によって失われる生息環境と同程度の面的な環境の修復により、ノーネットロスかつネットゲインとなるように計画されるべきである（表 5-2）。

5) について、第 4 章第 2 節の結果から施設間の距離（図 4-18、図 4-21）は、道路横断施設が野生哺乳類の生息地や保護区に設置される場合、理想では小型哺乳類では 100m に 1 基、中型・大型哺乳類では、1 km に 1 基設置するのが理想である（Appendix D）。第 4 章 2 節の結果から、大型哺乳類や中型哺乳類の選好する施設は 500m~1100m であり、1 km に

1 基の基準は充分であると考えられる。一方、小型哺乳類は 500m～900m では不十分であったことから、小型哺乳類の保全のためには、100m の基準で設置することが重要である。しかし、道路横断施設の設置環境の生態系の保全重要度により、重要度の高い地域では、設置密度を高め、重要度の低い地域では、道路横断施設の密度を低くするような調整も必要である。

表 5-2 道路の負の生態学的影響のオンサイトでのインカインド (in-kind) およびアウトオブカインド (out-of-kind) によるオフセット

(■) は道路横断施設によるインカインドのオフセットを示し、(●) 開発により消失する野生哺乳類の生息環境のアウトオブカインドによるオフセットを示す。

開発地	橋梁下	オーバーブリッジ	ボックスカルバート	パイプカルバート	エコブリッジ
1. 森林	哺乳類全般の移動経路の回避 (■) →森林の分断の最小化 (●) →橋梁下の植栽 (●)	哺乳類全般の移動経路の代償 (■) →道路法面や路肩の植栽による緑化 (●) →施設表面における地域性樹種を用いた緑化による森林の創出 (●)	地上移動性哺乳類 (対象種：中型哺乳類等) の移動経路の低減 (■) →施設周辺の植栽 (●) →道路法面や路肩の植栽 (●)	地上移動性哺乳類 (対象種：小型哺乳類等) の移動経路の低減 (■) →道路法面や路肩の植栽 (●)	森林性哺乳類 (対象種：ニホンリス、ヤマネ等) の移動経路の低減 (■) →他の道路横断施設の創出 (■) →道路法面や路肩の植栽 (●)
2. 農地・草地	哺乳類全般の移動経路の低減 (■) →谷戸田などの丘陵地、中山間地の農地・草地の改変率を最小化 (●) →橋梁下の植栽 (●)	哺乳類全般の移動経路の確保 (■) →施設表面における草地の創出 (●) →道路法面や路肩の植栽による緑化 (●)	地上移動性哺乳類 (対象種：中型哺乳類等) の移動経路の代償 (■) →施設周辺の植栽 (●) →道路法面や路肩の植栽 (●)	地上移動性哺乳類 (対象種：小型哺乳類) の移動経路の代償 (■) →道路法面や路肩の植栽による緑化 (●)	
3. 河川・水辺	哺乳類全般の移動経路の低減 (■) →河川・水辺の改変率を最小化 (●) →橋梁下の植栽や水辺の創出 (●)	哺乳類全般の移動経路の確保と施設表面における河川・水辺の創出 (■) →道路法面や路肩の植栽による緑化 (●)	地上移動性哺乳類 (対象種：中型哺乳類やイタチ科哺乳類等) の移動経路の代償 (■) →河川・水辺の水生植物の植栽 (●) →水辺の創出 (●)	地上移動性哺乳類 (対象種：イタチ科哺乳類) 河川・水辺の移動経路の代償 (■) →河川・水辺の水生植物の植栽 (●) →水辺の創出 (●)	

(■)移動経路の確保の視点, (●) 生態学的機能の修復の視点

引用文献

- 1) Boonman, M. (2011): Factors determining the use of culverts underneath highways and railway tracks by bats in lowland areas: *Lutra* 54, 3-16.
- 2) Halcrow Group Ltd. (2011): A review of bat mitigation in relation to highway severance : Highway agency 112pp.
- 3) Iossa, G., Soulsbury, C.D., Baker, P.J. and Harris, S. (2010): A taxonomic analysis of urban carnivore ecology, in: Gehrt, S.D., Riley, S. P. D., Cypher, B. L.(Eds.), *Urban carnivore: ecology, conflict and conservation: The Johns Hopkins university press.* pp.173-182.
- 4) IUCN 日本委員会 (2015): 生物多様性保全の新たな潮流～民間保護地域の今とこれから～: 国際自然保護連合日本委員会, 24pp.
- 5) Iuell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavác, V., Keller, V., B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørsløv, N. and Wandall, B.M. (Eds.) (2003) : *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions : European Co-operation in the Field of Scientific and Technical Research*, 172pp.
- 6) 環境省生物多様性センター (2018): 平成 29 年度要注意鳥獣 (クマ等) 生息分布調査 調査報告書 アライグマ・ハクビシン・ヌートリア: 自然環境研究センター, 83pp.
- 7) 環境省自然環境局 (2007): クマ類出没対応マニュアルクマが山から下りてくるー : https://www.env.go.jp/nature/choju/docs/docs5-4a/pdfs/manual_full.pdf
- 8) 環境省自然環境局 (2019): 全国のニホンジカ及びイノシシの個体数推定等の結果について (令和元年度): <https://www.env.go.jp/press/files/jp/112699.pdf>
- 9) Kerth, G. and M. Melber (2009) : Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species: *Biological Conservation* 142,270-279
- 10) 国土交通省ホームページ: 道路協力団体制度: <https://www.mlit.go.jp/road/kyoryokudantai/>
- 11) 小松裕幸・中村健二・米村惣太郎 (2019): 住宅開発事業でのニホンリス用の横断路の設置と効果検証: 環境アセスメント学会誌 17(2), 40-51.
- 12) 湊秋作 (2017): 動物たちを救うアニマルパスウェイ: 文研出版 152pp.
- 13) Samanns, E., P. Baigas, R. Ament, M. P. Huijser (2020) : *Valuing Wildlife Crossings and Enhancements for Mitigation Credits: National Cooperative Highway Research Program (NCHRP) 25-25, Task 117*, 110pp.
- 14) 園田陽一・倉本宣 (2013): ホンドタヌキのロードキル発生における移動性と森林の孤立化の影響: 「野生生物と交通」研究発表会講演論文集 12, 67-72.
- 15) van der Ree, R., Smith, D.J. and Grilo, C. (2015): *Handbook of Road ecology*: Wiley-Blackwell, 552pp.

第6章 結論

本研究では、道路による野生哺乳類の生息地の分断化を低減・代償するために、保全活動の主体によってボトムアップで計画・実施される野生哺乳類の道路横断施設の計画について政策・運用の視点と技術的な視点から提言を行うことを目的とした。

政策・運用の視点では、道路横断施設の施策としての位置づけや多様な主体や利害関係者との関係について提案した。また、技術的な視点では、日本全国における広域的なスケールで、野生哺乳類の生息地である森林や保護区に対して道路によるバリア効果に配慮した道路横断施設の計画の方策を示し、事業レベルでの野生哺乳類の種/グループの利用を促進するための道路横断施設の構造や設置環境の技術的解決策を提案することを目的とした。

本章では、第3章から第5章までの成果をまとめ、今後の課題について示した。

(1) 第3章 野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の政策的位置づけと運用の成果

第3章第1節では、EUのNatura2000ネットワークを推進するための協調融資であるLIFE programmeについて、野生哺乳類の保全プロジェクトの目的、内容、成果を体系的に分析した。さらに、野生哺乳類の保全施策と運用実態について、保全のプロセス、利害関係者との関係を明らかにし、わが国における運用実態の比較を行った。

結果から、LIFE programmeの中で野生哺乳類の移動経路を保全・回復するプロジェクトは、人間活動と農耕地利用や狩猟との野生動物のコンフリクトが問題として活動が実施されていた。プロジェクトは、過度な利用による個体群の劣化や生息地の劣化、孤立化や消失、交通事故などの問題を解決することが目的となっていた。プロジェクト実施主体は、地方自治体やNPOが主体となることが多く、プロジェクトでは、①土地購入、②生息地の再生、③遺伝的保全、④Natura2000の保護地域の指定、⑤交通事故の忌避対策が実施された。土地購入のプロジェクトでは、利害関係者との関係では、知識・技術の向上に向けたモニタリングの実施、科学的な理解に向けた専門家との連携が行われ、自治体として管理計画の策定が行われていた。また、生息地の再生では、官民連携（PPP）により実施されていた。遺伝的保全プロジェクトでは、利害関係者への普及啓発やNatura2000実装に向けた政策支援が行われていた。また、LIFE programmeによる協調融資が、受益者の保全プロジェクトを達成するための保全のインセンティブとして、人間と野生哺乳類の軋轢を解決するための役割を果たしていた。

EUにおける人間と野生動物の軋轢は、森林や農地などの土地利用地域において、野生哺乳類の生息地周辺に居住する住民との間で大きな問題となっていた。EUのHDにもとづくNatura2000ネットワークの実装と、各国における画一的なNatura2000ネットワークの実装に向けて、保護地域の指定のための土地購入や野生哺乳類の生息地の再生や復元、道路横断施設の計画を図るという点でトップダウン的にコントロールされていた。一方

で、地域における生物多様性保全は、地方自治体や NGO によりボトムアップ的に管理計画が立てられ、土地所有者や専門家、行政間において利害関係者間のネットワークが重層的に構築されていた。また、地域住民との協働・連携に向けて、野生哺乳類との共存に対する市民への普及啓発や利害関係者に対する環境教育、市民や NGO の参加、土地所有者の保全のための土地購入に対する意識の解決が重要な課題となっていた。

わが国では、政策によるコントロールがなく、自治体や企業、NPO によりボトムアップによる保全計画が構築されていた。そのため、道路横断施設の計画達成には限界があり、局所的なネットワーク形成に限定され则认为られた。

第 3 章 2 節では、第 3 章 1 節の結果にもとづいて、EU とわが国における道路横断施設の計画に関わる政策の内容を整理し、わが国の政策における課題を明らかにした。

結果として、EU において、人と野生動物との軋轢の解消にむけて、加盟国は HD にもとづく Natura2000 ネットワークの実装を義務付けられ、種と保護地域の指定の推進と、軋轢の解消に向けた保全を実施していた。HD は、利害関係者の役割、コミュニケーション、協力、利害関係者の積極的な関与を推奨していることが明らかとなった。また、Natura2000 サイト内の保全だけでなく、サイト外の民有地などの土地を管理する利害関係者との関与を推奨していた。

EU の Natura2000 ネットワークに関わる政策とわが国の政策および主体と利害関係者間の協働・連携や道路横断施設の誘導方策について比較を行った。EU の Natura2000 ネットワークでは種と生息地としての保護地域が一体として保全・管理され、それらの保護地域間のネットワークを形成するために道路横断施設が計画される。一方で、わが国では、種と生息地が結びついた保全が行われていないことが課題であった。

わが国において、野生哺乳類の生息地連続性確保のための道路横断施設の計画が施策に位置づけられ、トップダウン的に推進することが重要である。また、保全活動の主体がボトムアップで活動するためには、土地取得のための民間保護地域や保全活動における生物多様性地域連携保全活動の推進、活動資金について、施策により活動をサポートすることが重要である。

(2) 第 4 章 野生哺乳類のための道路横断施設の構造と設置環境の成果

第 4 章第 1 節では、全国における野生哺乳類の生息環境となる森林と保護区の分布と道路の交通量との関係を明らかにした。さらに、わが国において事業者により実施された保全目標種に対する生息地分断対策事例について整理し、道路横断施設が設置された森林の連続性、保全目標種、道路横断施設のタイプ、事後調査の現状と課題を分析した。

結果として、広域的なスケールでは、道路横断施設の計画において、道路の交通量は、森林面積が中程度や低い地域において高かった。そのため、連続林や孤立林のような環境においてバリア効果が高いため、このような地域において道路横断施設の計画が推進されることが重要と考えられた。全国における道路横断施設の事例調査の結果から、山地林や連続林

において、大型・中型哺乳類を保全目標種とした道路横断施設（橋梁、ボックスカルバート）が設置されることが多かった。一方で、孤立林では、道路横断施設が設置されることが少なかった。保全目標種と道路横断施設の構造との関係では、大型哺乳類や中型哺乳類を対象とした施設が多く、小型哺乳類の道路横断施設の対策は少ないことが明らかとなった。

第4章第2節では、第4章第1節において収集した事例の中から、北海道と山梨県の事例を選定し、周辺に生息する種と道路横断施設の利用の関連性、野生哺乳類の利用と道路横断施設の構造、ランドスケープ要因との関連性を分析した。その成果から、野生哺乳類の種/グループの利用を促進する道路横断施設の構造や設置環境について考察を行った。

結果として、大規模な施設は周辺環境の改変が少なく、ニホンジカの利用を促進することが明らかとなった。人為的土地利用の高い地域においては、施設がジェネラリスト的な種の利用を促進することが明らかとなった。また、排水施設を持つ小規模の施設は、水系に沿って設置され、小型哺乳類によって利用された。大規模な施設や排水施設と供用される小規模な施設は、限られた場所に設置されることから、利用する種にとっては孤立した環境となり、選好する種の利用が集中するため、周辺に生息する種、生息地の分布と道路横断施設の設置地点を統合するように設置する必要がある。しかし、道路横断施設の利用には、野生哺乳類の行動圏サイズと生息地の分布の影響を受けるものと考えられ、各種の個体の分布と行動圏調査にもとづいた評価が必要である。

第4章第3節では、EUにおける道路横断施設の計画と本研究で得られたわが国の道路横断施設の構造や設置環境についての知見との比較を行い、わが国で道路横断施設を計画するうえで参考となる技術的な知見について明らかにした。その結果、EUとわが国における道路横断施設の計画の保全目標の相違は、政策的に保全目標の違いや生物多様性オフセットの導入の有無により異なっており、それが道路横断施設の構造や付帯施設に影響を与えていた。

(3) 第5章 わが国における道路横断施設の計画のための提言

第5章第1節では、第3章成果にもとづいて、わが国における道路横断施設の計画のための政策・運用における提言について示した。

道路横断施設の計画における種や生息地の分布情報や道路によるバリア効果の分析や道路横断施設の設置状況から、生物多様性情報にもとづくコンフリクト・ポイントの図化を進めていく視点が重要である。協働・連携のプロセスとして、多様な主体による地域連携の取り組みを推進していく中で、地方自治体におけるエコロジカル・ネットワーク計画において、道路横断施設の計画のプロジェクトを市区町村の行動計画として位置づけ、多様な主体と利害関係者間の重層的なネットワークによる計画と管理を実施することが必要である。保全の誘導方策として、道路横断施設を位置づけ、NPOや企業の保全活動における資金調達の方策を制度として構築することが重要である。

第5章第2節では、わが国における道路横断施設に関わる技術的解決策の提言を行った。

広域的なスケールでは、道路横断施設の計画のための技術的解決策として、保全目標とする野生哺乳類の個体群保全の視点から、「道路横断施設の計画の空間レベルでの階層性構築」が重要であることが示された。広域的スケールでの森林の連続性や個体群の階層性から保全目標種と道路横断施設の設置環境と構造を検討することにより、全体としてエコロジカル・ネットワークを形成することが可能である。

事業レベルでは事業対象地において周辺環境の分布と道路横断施設の利用のアバンダンスについて事前に調査し、生息密度の高い生息地間に道路横断施設を設置し、施設の構造や誘導植栽の検討を行うことにより、施設の利用が促進できる。

道路横断施設の設置において①既設道路や新設道路の構造（平坦、盛り土、切土、谷部）、②保全目標とすべき種に配慮した施設の開放性や体積、③地域のランドスケープの特徴を考慮した種の分布やアバンダンスと施設周辺の土地利用の把握、④多様な種の利用を促進するような付帯施設の検討、⑤施設間距離への配慮が重要である。また、道路による生息地の分断化・孤立化、ロードキル、バリア効果といった生態学的な負の影響による野生哺乳類個体群の減少という損失に対して、ノーネットロス、さらにはネットゲインとなるような道路横断施設と付帯施設の設置が重要である。

（4）今後の課題

道路横断施設の設置場所を決定する上で、野生哺乳類の種の分布や生息地、ロードキルの発生地点などの生物多様性情報の蓄積は、わが国における課題であった。しかし、現状では、生物多様性情報の蓄積とオープンアクセスが課題として残されている。オープンアクセスの議論は環境省を中心に進められており、ロードキルの情報蓄積も国や自治体として取り組む必要がある。

道路横断施設の計画における主体や利害関係者の誘導方策として、生物多様性保全における土地取得や民有地の取得における税制措置や地方自治体や企業、NPOによる保全活動による道路横断施設の計画に対する資金供与の方法は、本研究では示せなかった。保全活動における環境支払いなどの経済的な評価は、資金的なインセンティブを示す上でも重要である。また、道路の負の生態学的な影響に関する調査研究と市民への科学に対する理解を促進するための普及啓発が課題である。特に、ロードキルやバリア効果の根本的な原因となる運転者に対して、ロードキルを防止するような意識の教育も課題として残されている。

道路横断施設の開放性指数や設置間距離については、本研究においては事例に基づいた指標を示すことができたが、わが国においては解析事例が少なく、今後、多様な地域の事例をもとに、メタ解析を行うことにより種に基づいた指標を示すことが必要である。

道路横断施設の設置は自然環境下における効果の不確実性があり、時間の変化の中で、その効果も変化することが予測される。そのため、自然環境の不確実性を把握するために、事後調査は重要とされている。道路横断施設の構造や設置環境を事前に検討する際に、生物多様性オフセットの視点から、生息地の量と質に対する時間と空間での変化に対して、定量的

に評価するための指標の開発があげられる。松木らの一連の研究（松木ら 2004；松木ら 2006；松木ら 2008；松木ら 2009）では、ノウサギの糞中 DNA を用いてミトコンドリア DNA による遺伝的多型評価や個体識別と雌雄判別による社会構造を把握し、タヌキ、アナグマでは糞中の DNA を用いて個体識別とタメ糞場などの利用を解析している。園田ら（2014）では、これらの技術を用いて、ノウサギの道路によるバリア効果を実証的に示した。このような技術を活用し、ロードキルやバリア効果といった道路の負の生態学的影響に対して、野生哺乳類の個体の行動や社会構造、遺伝的多型評価を行い、長期的にモニタリングすることにより、道路横断施設の設置の野生哺乳類の移動経路としての効果を時間・空間的な変化を明らかにすることが可能である。このような評価により、道路横断施設の構造や設置環境の改善につなげていくことができる。

引用文献

- 1) 松木吏弓・矢竹一穂・梨本真 (2000) : DNA 多型を利用したノウサギの個体識別 : 電力中央研究所報告 U00016, (財) 電力中央研究所, 18pp.
- 2) 松木吏弓・矢竹一穂・竹内亨・阿部聖哉・石井孝・梨本真 (2004) : イヌワシを頂点とする生態系の解明—DNA 解析を利用したノウサギの生息数推定法の開発 : 電力中央研究所報告 U03066, (財) 電力中央研究所, 21pp.
- 3) 松木吏弓・竹内亨・阿部聖哉・梨本真 (2006) : タヌキにおけるマイクロサテライト DNA による個体識別 : DNA 多型 14, 188-192.
- 4) 松木吏弓・竹内亨・阿部聖哉・梨本真・平田智隆・上野智利・田崎耕一 (2009) : 中型哺乳類を典型性注目種とした生態系アセスメント手法の開発—DNA 情報を利用したタヌキ・アナグマの個体数推定— : 電力中央研究所報告 V08043, (財) 電力中央研究所 15pp.
- 5) 松木吏弓・竹内亨・阿部聖哉・梨本真・平田智隆・金尾充浩・坂田和弘 (2008) : アナグマ・タヌキのため糞からの DNA 情報を利用した種判定および個体識別 : DNA 多型 16, 55-59.
- 6) 園田陽一・中村匡聡・松江正彦・久保満佐子・上野裕介・栗原正夫 (2014) : 糞抽出 DNA 分析による個体識別法の道路環境アセスメントへの適用可能性 : 土木学会論文集 G (環境) 70(6), II_341-II_350.

謝辞

指導教官の谷口守教授，副指導教官の村上暁信教授および小林寛先生，第 3 審査員の和田健太郎准教授，外部審査員の原文宏先生には，博士論文に対して研究計画，中間発表，予備審査，最終審査を通して，建設的なご意見をいただいた。計画系博士ゼミでは，堤盛人教授、岡本直久教授、谷口綾子教授には，常に適切なアドバイスをいただいた。近未来計画学研究室の学生の方々には，研究生活やゼミにおいて多大なサポートをいただいた。

本研究を進めるにあたり，前職の国土交通省国土技術政策総合研究所環境研究部緑化生態研究室長（現一般財団法人全国建設研修センター）の松江正彦氏，国土交通省国土技術政策総合研究所社会資本マネジメント研究センター緑化生態研究室長の舟久保敏氏には，論文執筆にあたり共同執筆者として専門家の立場から有用なご意見をいただいた。東京大学客員研究員の濱泰一博士と日本経済大学経営学部の長濱和代教授には第 3 章第 1 節のテキストマイニングについて有用なアドバイスいただいた。日本大学理工学部交通システム工学科の伊東英幸准教授には海外の環境アセスメントについて有用な知見を提供いただいた。また，帯広畜産大学環境農学研究部門環境生態分野の浅利裕伸特任講師には，野生生物と交通における論文発表件数についてのデータ提供をいただいた。

本論文第 3 章の日本における道路横断施設のプロジェクトについて，一般社団法人アニマルパスウェイと野生生物の会事務局長の大竹公一氏にはアニマルパスウェイに関する資料提供をいただいた。

現職の株式会社地域環境計画の取締役の方々には，大学院の進学にあたり快く了承いただき，博士論文の執筆にあたり環境共生室のメンバーの方々には，日々の業務においても様々なサポートをいただいた。

ここで，お世話になったすべての方々にお礼申し上げる。

付録

Appendix A 全国エコロジカル・ネットワーク構想に係る政策と施策の整理（1） （環境省自然環境局自然環境計画課 2008）

ID	国際	国内法律	関連施策	関連事業	所管	保護区	目的	エコロジカル・ネットワークに関わる内容
1	MAB計画				ユネスコ	生物圏保存地域	ユネスコMAB（人間と生物圏）計画とは、自然の恵みを守り、かつ合理的かつ持続可能に利用するためのユネスコのプログラムであり、人間社会と環境の両方をよい状態に保つために、自然資源を持続可能に管理する人々の能力向上を目指す。	適正な保全・管理を推進するとともに、モニタリングを継続し、その成果を公表し、生物多様性の保全と持続的発展のために活用する。
2	世界の文化遺産および自然遺産の保護に関する条約（世界遺産条約）				ユネスコ	世界自然遺産	世界で唯一の価値を有する遺跡や自然地域などを人類全体のための遺産として損傷又は破壊等の脅威から保護し、保存し、国際的な協力及び援助の体制を確立する。	地方公共団体などと連携・協力のもとに策定した世界遺産地域に関する管理計画に基づき、モニタリング調査や巡視を行うとともに、「自然公園法」、「自然環境保全法」、「森林生態系保護地域」及び「文化財保護法」などにより、適切な保全管理を推進する。
3		自然環境保全法			環境省	原生自然環境保全地域 自然環境保全地域	自然公園法（昭和三十三年法律第百六十一号）その他の自然環境の保全を目的とする法律と相まって、自然環境を保全することが特に必要な区域等の生物の多様性の確保その他の自然環境の適正な保全を総合的に推進することにより、広く国民が自然環境の恵沢を享受するとともに、将来の国民にこれを継承できるようにし、もって現在及び将来の国民の健康で文化的な生活の確保に寄与する（e-Gov）。	国土の生態系ネットワーク形成を促進するため、自然環境保全基礎調査や各種調査の結果などの科学的知見や既存の都道府県自然環境保全地域の指定状況などを踏まえ、全国的に生物多様性を保全するうえでの見地から配置や規模などについてレビューを行い、必要に応じて、原生自然環境保全地域及び自然環境保全地域の指定又は拡張に向けた取組を進める。
4		自然公園法			環境省	自然公園	優れた自然の風景地を保護するとともに、その利用の増進を図ることにより、国民の保健、休養及び教化に資するとともに、生物の多様性の確保に寄与する（e-Gov）。	自然公園内の自然環境が劣化している場所や生態系が分断されているような場所では、自然再生事業を推進していく。
5		自然再生推進法		自然再生事業	環境省		自然再生についての基本理念を定め、及び実施者等の責務を明らかにするとともに、自然再生基本方針の策定その他の自然再生を推進するために必要な事項を定めることにより、自然再生に関する施策を総合的に推進し、もって生物の多様性の確保を通じて自然と共生する社会の実現を図り、あわせて地球環境の保全に寄与する。	森林、草原、里地里山、河川、湖沼、湿原、干潟、藻場、造礁サンゴ生態系など、多様な生態系を対象とし、地域の多様な主体の参画により過去に損なわれた自然を積極的に再生する。
6		絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律			環境省	生息地等保護区	野生動植物が、生態系の重要な構成要素であるだけでなく、自然環境の重要な一部として人類の豊かな生活に欠かすことのできないものであることに鑑み、絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存を図ることにより、生物の多様性を確保するとともに、良好な自然環境を保全し、もって現在及び将来の国民の健康で文化的な生活の確保に寄与する（e-Gov）。	絶滅のおそれのある野生動植物の種の安定した存続を確保するためには、生息・生育地の確保は欠かせないものであることから、必要に応じ鳥獣保護区、自然公園など関連する他の制度における保護施策とも緊密に連携しながら、国内希少野生動植物種について、生息・生育環境が良好に維持されている場所などを優先的に、生息地等保護区の指定を推進する。
7		鳥獣の保護及び管理並びに狩猟の適正化に関する法律			環境省	鳥獣保護区	鳥獣の保護及び管理を図るための事業を実施するとともに、猟具の使用に係る危険を予防することにより、鳥獣の保護及び管理並びに狩猟の適正化を図り、もって生物の多様性の確保（生態系の保護を含む。以下同じ。）、生活環境の保全及び農林水産業の健全な発展に寄与することを通じて、自然環境の恵沢を享受できる国民生活の確保及び地域社会の健全な発展に資する（e-Gov）。	鳥獣の生息状況や生息環境などに関する科学的知見に基づき、鳥獣の重要な生息地の把握に努め、そのような地域に鳥獣保護区を優先的に指定していく。国指定鳥獣保護区においては、関係機関との調整を図りながら、全国的又は国際的な見地から鳥獣の保護上重要な地域について、今後とも指定を推進する。
8				モニタリングサイト1000事業	環境省		日本の国土は、亜寒帯から亜熱帯にまたがる大小の島々からなり、そこには屈曲に富んだ海岸線と起伏の多い山岳など、変化に富んだ地形や、各地の気候風土に育まれた多様な動植物相が見られる。このような、日本列島の多様な生態系のそれぞれについて、環境省では全国にわたって1000ヶ所程度のモニタリングサイトを設置し、基礎的な環境情報の収集を長期にわたって継続して、日本の自然環境の質的・量的な劣化を早期に把握する。	「生態系総合監視システム」の一環として「モニタリングサイト1000」事業を拡充する。

Appendix A エコロジカル・ネットワーク計画に関わる政策と施策の整理（2）

（環境省自然環境局自然環境計画課 2008）

ID	国際	国内法律	関連施策	関連事業	所管	保護区	目的	エコロジカル・ネットワークに関わる内容
9		環境影響評価法			国土交通省		土地の形状の変更、工作物の新設等の事業を行う事業者がその事業の実施に当たりあらかじめ環境影響評価を行うことが環境の保全上極めて重要であることにかんがみ、環境影響評価について国等の責務を明らかにするとともに、規模が大きく環境影響の程度が著しいものとなるおそれがある事業について環境影響評価が適切かつ円滑に行われるための手続その他所要の事項を定め、その手続等によって行われた環境影響評価の結果をその事業に係る環境の保全のための措置その他のその事業の内容に関する決定に反映させるための措置をとること等により、その事業に係る環境の保全について適正な配慮がなされることを確保し、もって現在及び将来の国民の健康で文化的な生活の確保に資する（e-Gov）。	①動物の生息域分断の防止や、植物の生育環境の保全を図る観点から、動物の道路横断構造物（けもの道）や、動物注意の標識を設置するなど、生態系に配慮した道路の整備に努める。②道路事業に伴い発生した盛土のり面などについては、既存ストックも含めて、地域の気候や土壌などの自然条件に最も調和した植生の活用 などにより再緑化を行い、できる限り自然に近い状態に復元する。③地域によっては、道路整備にあたって周辺の自然環境の現状に配慮しながら、植栽の樹種などを工夫することにより、動植物の生息・生育環境（ビオトープ）の形成に積極的に取り組む。
10		都市緑地法	緑の基本計画	緑地環境整備総合支援事業	国土交通省		都市における緑地の保全及び緑化の推進に関し必要な事項を定めることにより、都市公園法（昭和三十一年法律第七十九号）その他の都市における自然的環境の整備を目的とする法律と相まって、良好な都市環境の形成を図り、もって健康で文化的な都市生活の確保に寄与する。	都市における水と緑のネットワーク形成を推進するため、緑地環境整備総合支援事業により、地方公共団体が行う都市公園の整備、緑地保全事業などを総合的に支援する。
11				市民緑地制度	国土交通省	市民緑地	土地所有者や人工地盤・建築物などの所有者と地方公共団体又は緑地管理機構が契約を締結し、緑地や緑化施設を公開する制度であり、地域の人々が利用できる公開された緑地が提供される。	市街地などに残された屋敷林などの比較的小規模な緑地についても、特別緑地保全地区や市民緑地の活用を推進し、土地所有者の意向に適切に対処しつつ、その保全を図る。平地林や屋敷林などの既存の緑地の保全のみならず、人工地盤上や建築物敷地内においても積極的に市民緑地制度を活用し、都市における生物の生育・生息域の保全・再生・創出を推進する。
12				特別緑地保全地区制度	国土交通省	特別緑地保全地区	都市における良好な自然的環境となる緑地において、建築行為など一定の行為の制限などにより現状凍結的に保全する制度であり、豊かな緑を将来に継承する。	市街地などに残された屋敷林などの比較的小規模な緑地についても、特別緑地保全地区や市民緑地の活用を推進し、土地所有者の意向に適切に対処しつつ、その保全を図る。
13				自然再生緑地整備事業	国土交通省	自然再生緑地	埋立造成地や工場等からの大規模な土地利用転換地などの自然的な環境を積極的に創出すべき地域、また、廃棄物の埋立処分、投棄等により良好な自然的環境が消失し、環境の保全・再生を積極的に図るべき地域において、都市における自然再生、多様な生物の生息生育基盤の確保等を推進するため、環境の向上に資する良好な緑地の整備を行う。	埋立造成地や工場などからの大規模な土地利用転換地などの自然的な環境を積極的に創出すべき地域などにおいて、自然再生緑地整備事業の推進により、干潟や湿地、樹林地の再生・創出など、生物多様性の確保に資する良好な自然的環境基盤の整備を推進する。
14		文化財保護法			文化庁	名勝・天然記念物	文化財を保存し、且つ、その活用を図り、もって国民の文化的向上に資するとともに、世界文化の進歩に貢献する（e-Gov）。	わが国の人間と自然との関係についての文化的な所産を保護する観点から、各地域の風致の多様性や生物の多様性の核となるような特色のある景観や自然地域を対象として、自然的な名勝・天然記念物の指定を推進する。
15			森林・林業基本計画		林野庁		「水土保全林」、「森林と人との共生林」並びに「資源の循環利用林」の3区分の望ましい森林の姿を明らかにするとともに、森林計画制度などを通じてそれぞれの望ましい森林の姿に向けた森林の整備及び保全を推進する。	民有林関係者等と連携する中で、流域全体の視点に立った治山事業や広域での野生鳥獣被害対策、森林共同施業団地を活用した地域の林業の活性化等を推進するほか、公益的機能維持増進協定による民有林の整備等に取り組む。さらに、国有林野にある森林資源の特徴を活かし、多様で健全な森林の整備等とあわせて、世界自然遺産を含む原生的な森林生態系や希少野生生物が生育・生息する森林を「保護林」や「緑の回廊」として保護・管理する。
16			保護林制度		林野庁	保護林	原生的な天然林などを保護・管理することにより、森林生態系からなる自然環境の維持、野生生物の保護、遺伝資源の保護、森林施業・管理技術の発展、学術の研究等に資することを目的としている国有林野のことである。現在の保護林区分は、（1）森林生態系保護地域、（2）生物群集保護林、（3）希少個体群保護林の3区分である。設定された保護林については、森林生態系や野生生物等の状況変化をモニタリングし、その結果を外部有識者からなる保護林管理委員会において評価し、必要に応じて保護・管理方針や区域の見直し等を実施する。	「緑の回廊」において、人工林の抜き伐りによる希少野生動植物の採餌環境及び餌となる動物の生息環境を整備する施業などのほか、森林の状態や野生動植物の生息・生育状況を把握するためのモニタリング調査などを実施する。また、特に重視すべき野生動植物については、生息・生育状況の把握や生息・生育環境の維持・整備などを推進する。

Appendix B EUにおける道路管理者に対する法的な概要と目的 (1)
(Obrien et al. 2018 から作成)

EU 指令	道路管理者に対する法的な概要と目的
<p>Directive (92/43/EEC) on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (Habitats Directive)</p>	<p>生息地指令は、加盟国のヨーロッパ地域における自然の生息地や野生の動植物の保全を通じて、生物多様性の確保に貢献している。<u>好ましい状態 (FCS) では、自然の生息地と野生動物種および群集が選好する植物相を維持または回復することに重点が置かれ、これらはすべて指令の付属文書 II, IV, V にリストされる (第 1 条および第 2 条)。</u>生息地指令は、<u>附属書 I に記載されている生息地と附属書 II に記載されている種の特別保護地域 (SAC) のネットワークを確立する。</u>特殊保護地域 (SPA) と SAC が一緒になって、Natura 2000 ネットワークを構成する。国家道路局 (NRA) は、<u>Natura 2000 ネットワークをサポートするランドスケープの機能の管理を奨励するように努力する必要がある (第 3 条および第 10 条)。</u>NRA に関連するのは、第 6 条 (2) と、計画とプロジェクトを管理するセーフガードに関する予防措置 3, 4 および第 6 条 (3) と第 6 条 (4) への計画を通じた貢献である。<u>NRA は、HD の附属書 IV (a) にリストされている種を保護するために確立された厳格な措置のシステム (第 12 条および第 13 条) に準拠しなければならない、これはベルン条約の第 6 条に相当する。</u>第 12 条から第 15 条にもとづいて想定される保護システムは、指令の第 16 条にもとづく権利低下の可能性によって限定される。</p>

Appendix B EUにおける道路管理者に対する法的な概要と目的 (2)

(O'Brien et al. 2018 から作成)

EU 指令	道路管理者に対する法的な概要と目的
Directive 2009/147/EC on the conservation of wild birds (Birds Directive)	Birds Directive (BD) は、EU で自然に発生するすべての野鳥種を保護することを目的としており、これらの種の保護、管理、および管理をカバーし、その利用に関する規則を定めている。BD は、絶滅危惧種と渡り鳥の SPA のネットワークを確立し、HD の下に設置された Natura 2000 ネットワークに含める。NRA に最も適用される指令の条項は、第 2 条（鳥の個体数を生態学的、科学的小および文化的要件に対応するレベルに維持するため）および第 4 条（重要な鳥の生息地を保護するため）である。

Appendix B EUにおける道路管理者に対する法的な概要と目的 (3)

(O'Brien et al. 2018 から作成)

EU 指令	道路管理者に対する法的な概要と目的
Directive 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy (Water Framework Directive)	<p>水枠組み指令 (WFD) は、EU 内のすべての地下水と地表水を「良好な状態」にすることを目的としている。</p> <p>すべての地表および地下水域の状態の悪化を防ぐ。地表水と地下水のすべての体を保護、強化、復元する。地表水と地下水の状態を良好にするために、洪水の影響を緩和する。WFD は、地表水の生態学的目標を含む環境目標が設定された川流域地区 (RBD) 構造を確立することによってこれを行う。</p> <p><u>WFD は NRA に対し、水路や水域の悪化につながる可能性のある道路開発から生じる直接的または間接的な影響 (「水害」) を回避することを要求している。</u> 各 RBD 内の NRA の道路網の長さは大きく異なる。NRA は、ネットワークからの汚染の潜在的なリスクを検討し、その活動が RBD 管理計画内で設定された目標を損なうことがないように努め、可能な場合は常に、望ましい結果の達成に向けて取り組む必要がある。</p>
Directive 2001/42/EC on assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment (SEA Directive)	<p>SEA 指令は、幅広い公共計画やプログラム (土地利用、輸送など) に適用され、環境への配慮を統合し、それを採用する決定を下す前に、より良い市民参加を可能にするために政府の計画に対処する。SEA 指令はポリシーに言及していない。</p> <p><u>輸送計画の SEA は、とりわけ将来の開発同意のフレームワークを設定する計画とプログラムの環境影響を評価する。</u></p>

Appendix B EUにおける道路管理者に対する法的な概要と目的 (4)

(O'Brien et al. 2018 から作成)

EU 指令	道路管理者に対する法的な概要と目的
Directive 2004/35/EC on environmental liability with regard to the prevention and remediation of environmental damage (Environmental Liability Directive)	<p>環境責任指令（ELD）は、環境汚染を防止および修復するための「汚染者負担」原則にもとづくフレームワークを確立する。ELD にもとづいて責任を負うオペレーターは、必要な予防策または改善策の費用を負担する必要がある。この指令は、「環境被害」を保護種や自然生息地への被害、水への被害、土壌への被害と定義している。NRA は、HD、BD、および WFD に関連する水域にリストされている<u>生息地と種に損害を与える事業活動を回避する必要がある</u>。加盟国は、国内法で保護されている種にこの要件をどのように適用するかについて裁量権を持っている。付属書 I では、重大な不利な変化または損傷を特定するために必要な測定可能なデータについて説明している。</p>
EU Directive 2011/92/EU (as amended by Directive 2014/52/EU) on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment (EIA Directive)	<p>EIA 指令の目的は、プロジェクトの環境への影響を減らすことである。そうするために、指令は、環境に重大な影響を与える可能性が高いプロジェクトは、承認または認可の前に、環境評価の対象となるように規定している。この指令は、それが適用されるプロジェクトを定義し、公開協議を含む評価プロセスの手順を提供する。<u>EIA は、環境に重大な影響を与えると考えられるすべてのプロジェクト（付属書 I に記載）に必須である。これらには、例えば、長距離鉄道線、高速道路、高速道路が含まれる。付属書 II には、EIA を必要とするプロジェクトがリストされている。EIA を実施するための基準は、付属書 III に記載されている。</u></p>

Appendix C EUにおける道路計画および設計段階の法的意味 (1)
(O'Brien et al. 2018 から作成)

法律	道路計画および設計段階の法的意味
SEA	<p>SEA 指令では、環境に重大な影響を与える可能性のある特定の計画およびプログラムから環境評価を実施する必要がある。</p> <ul style="list-style-type: none"> • インフラストラクチャ計画が環境に重大な影響を与える可能性があるかどうかを所管官庁が確立するスクリーニング段階。 • 決定を下すために関連する公的機関との協議。 • 計画の環境への影響とその合理的な代替案を説明する環境報告書草案の提供に必要な詳細の規模を特定するスコーピング段階。 • 環境報告書は、計画またはプログラムの実施が環境に及ぼす可能性のある重大な影響を特定、説明、および評価する。 • 導入後のフェーズでは、プロジェクトレベルの環境評価の前に、協議の回答と環境報告書の調査結果が意思決定プロセスにどのように統合されたかを示す。

Appendix C EUにおける道路計画および設計段階の法的意味 (2)
(Obrien et al. 2018 から作成)

法律	道路計画および設計段階の法的意味
EIA	<p>EIA は、指令の附属書 I に記載されているプロジェクトの必須要件である（例：高速道路）。EIA 指令の第 2 条 (1) は、同意が与えられる前に、環境に重大な影響を与える可能性のあるプロジェクトがその影響の評価の対象となることを保証するために必要なすべての措置を採択するよう加盟国に要求している。</p> <ul style="list-style-type: none"> •EIA 指令の第 2 条では、第 5 条から第 7 条に従って NRA が必要とする補足情報を含む EIA レポート (EIAR) の作成を要求している。 •第 3 条は、評価がプロジェクトの直接的および間接的な重要な影響を特定、説明、評価することを要求している。たとえば、プロジェクトの性質、サイズ、または場所による環境への影響（つまり、二次的、累積的、短期的、中期的および長期的、恒久的および一時的、正および負の影響）。 •EIA は反復的で、他のプロジェクトプロセスと並行して行われ、環境への影響と緩和の検討と組み込みを可能にする必要がある。EIA における生物多様性、動植物相への影響の考慮は、ヨーロッパの保護種または指定地域の関心の特徴（例えば、Natura 2000 サイトまたはその他の国の指定）のみに限定されないことが重要である。 •EIA の技術レポートは、（新しい EIA 指令に従って）EIAR と呼ばれる。計画決定を行うために必要なすべての生態学的情報を明確に示す必要がある。

Appendix C EUにおける道路計画および設計段階の法的意味 (3)
(O'Brien et al. 2018 から作成)

法律	道路計画および設計段階の法的意味
AA	<p>HD は、持続可能な経済成長のための計画を実行しながら、ヨーロッパのサイトを保護するために従うべき法的手続きの段階的なシーケンスを設定する。HD の第 6 条 (3) は、ヨーロッパのサイトの管理に直接関連していない、または必要ではない。ただし、そのようなサイトに大きな影響を与える可能性が高い場合は、サイトの保全目的に照らして、サイトへの影響の AA が適用される。計画とプロジェクトの第 6 条の許可手順には、HD の要件に準拠するために、正しい順序で続く 4 つの段階が含まれる。各ステージの必要性は、前のステージの結果によって異なる。</p> <ul style="list-style-type: none"> ① AA のスクリーニング ② AA ③ 代替ソリューションの評価 ④ 代替ソリューションが存在せず、悪影響が残っている場合の評価、すなわち、公共の利益を優先することの義務的な理由 (IROPI) テスト、および代償措置

Appendix D Bissonette and Adair (2008) による $HR^{0.5}$ (m) による道路横断施設の設置間隔

Bissonette & Adair (2008) は、行動圏算出式 (Harestad&Bunnell, 1979) に各野生哺乳類の食性に基づいて日本産野生哺乳類の体重 (W) を代入し、行動圏 (HR) を求め、 $HR^{0.5}$ を道路横断施設の設置基準とした。日本産野生哺乳類の行動圏については、行動圏の算出式を以下に示す。日本の野生哺乳類は純粋な肉食性哺乳類は生息していないため、式 1 は用いなかった。

式 1 : 肉食性哺乳類の $HR=0.11W^{1.36}$

式 2 : 雑食性哺乳類の $HR=0.059W^{0.92}$

式 3 : 草食性哺乳類の $HR=0.002W^{1.02}$

各哺乳類の体重は、日本動物大百科哺乳類 1 (川道 1996) 及び哺乳類 2 (伊沢ら 1996) より引用した。

サイズ	種名	食性	体重 (g)		行動圏 (ha)		$HR^{0.5}$ (m)	
			最小	最大	最小	最大	最小	最大
大型	ヒグマ	雑食性	50000	175000	1241.38	3930.49	3523.32	6269.36
	ツキノワグマ	雑食性	40000	130000	1010.99	2990.06	3179.61	5468.14
	カモシカ	草食性	30000	45000	73.74	111.51	858.71	1055.97
	ニホンジカ	草食性	25000	130000	61.23	329.04	782.46	1813.95
	イノシシ	草食性	40000	100000	98.89	251.79	994.41	1586.77
中型	ニホンザル	雑食性	8000	18000	229.98	484.96	1516.52	2202.17
	アナグマ	雑食性	5200	10500	154.73	295.36	1243.91	1718.59
	テン	雑食性	800	1900	27.65	61.28	525.83	782.80
	キツネ	雑食性	2500	10000	78.88	282.39	888.13	1680.45
	タヌキ	雑食性	4000	8000	121.55	229.98	1102.49	1516.52
小型	ベンガルヤマネコ	雑食性	3000	4000	93.28	121.55	965.83	1102.49
	イタチ	雑食性	120	650	4.83	22.84	219.71	477.93
	ノウサギ	草食性	2100	2600	4.89	6.09	221.23	246.69
	ユキウサギ	草食性	2000	3950	4.66	9.32	215.79	305.34
	ムササビ	草食性	700	1300	1.60	3.00	126.33	173.23
	エゾリス	草食性	300	500	0.67	1.13	82.01	106.41
	ニホンリス	草食性	200	300	0.44	0.67	66.69	82.01
	モモンガ	草食性	100	120	0.22	0.26	46.83	51.39
	エゾモモンガ	草食性	100	120	0.22	0.26	46.83	51.39
	シマリス	草食性	70	120	0.15	0.26	39.04	51.39
	アカネズミ	草食性	30	50	0.06	0.11	25.34	32.88

Appendix E (1) 豊富バイパス (TTB) で調査対象とした施設の概要

施設は KP の小さい順に並べた。

施設	KP	形状	カメラ 設置台数 台	サイズ			開放性 指数 m/m	排水 施設 1/0	犬走 1/0	土地利用(ha)			相観植生クラスター			施設間 距離 m
				高さ	幅	長さ				藪環境	非藪環境	人為的 土地利用	落葉樹優占	常緑樹優占	人為的 土地利用	
				m	m	m				%	%	%	1/0	1/0	1/0	
No.07	211	PP	1	0.90	0.90	71.40	0.04	0	0	16.71	1.92	1.00	0	1	0	100
No.08	211.1	BC	1	4.00	4.00	53.00	0.30	0	0	16.47	2.00	1.16	0	1	0	100
No.09	211.2	PP	1	1.35	1.35	95.00	0.06	0	1	16.57	1.90	1.17	0	1	0	800
No.12	211.9	BC	1	4.00	5.00	19.00	1.05	0	0	3.63	12.99	3.01	0	0	1	300
No.13	212.1	BR	1	9.50	12.00	26.00	4.38	1	0	5.77	12.24	1.62	0	0	1	2100
No.17	213.5	BC	1	4.50	4.50	41.50	0.49	1	1	15.25	3.38	1.00	0	1	0	300
No.18	213.6	PP	1	0.90	0.90	50.60	0.05	1	0	15.25	3.39	1.00	0	1	0	2000
No.21	214.2	BC	1	4.50	4.50	36.40	0.56	1	1	15.83	2.80	1.00	0	1	0	400
No.22	214.5	BC	1	4.50	4.50	32.80	0.62	1	1	14.87	3.49	1.26	0	1	0	1600
No.26	215.5	PP	1	0.90	0.90	73.50	0.03	1	1	15.80	2.60	1.24	0	1	0	500
No.28	215.7	BC	1	2.50	2.50	136.80	0.05	1	1	14.90	3.60	1.14	0	1	0	1100
No.29	215.8	BC	1	4.50	4.00	103.00	0.17	0	0	14.96	3.42	1.24	0	1	0	800
No.32	216.4	BC	1	4.50	4.00	103.10	0.17	0	0	12.11	4.85	2.67	0	1	0	500
No.35	216.8	BC	1	4.50	4.50	85.70	0.24	0	1	16.42	1.71	1.52	0	1	0	1100
No.37	217.3	BC	1	4.00	4.00	27.00	0.59	1	0	15.69	2.85	1.10	0	1	0	2400
No.43	219.3	BR	4	23.00	10.50	230.00	1.05	1	0	17.46	1.05	1.11	1	0	0	2200
No.44	221	BR	4	17.00	10.50	230.00	0.78	1	0	16.83	1.67	1.13	1	0	0	2700
No.45	221.7	BR	1	15.00	12.00	18.80	9.57	0	0	13.54	4.95	1.15	1	0	0	2800
No.49	222.8	BC	1	2.50	2.50	67.00	0.09	0	0	16.65	1.98	1.00	1	0	0	1200
No.51	223.3	BC	1	4.50	4.00	18.00	1.00	0	0	15.51	2.81	1.31	1	0	0	1900
No.52	224.1	BR	2	7.70	12.00	20.50	4.51	1	0	10.61	7.89	1.12	0	1	0	600
No.53	224.2	BC	1	2.50	3.00	37.50	0.20	0	0	10.20	7.64	1.80	0	1	0	800
No.54	224.2	PP	1	1.35	1.35	63.40	0.09	1	1	10.22	7.50	1.91	0	1	0	400
No.55	224.5	PP	1	1.20	1.20	73.40	0.06	0	0	10.36	5.12	4.17	0	1	0	0

BR : 橋梁

BC : ボックスカルバート

PP : パイプカルバート

Appendix E (2) 東富士五湖道路 (HFGE) で調査対象とした施設の概要

施設は KP の小さい順に並べた。

施設	KP	形状	カメラ 設置台数 台	幅 m	高さ m	長さ m	構造			葦環境			相観植生クラスター			設置間 距離 m
							開放性 指数 mf/m	排水 施設 1/0	犬走 1/0	葦環境 %	非葦環 境 %	人為的 土地利用 %	落葉樹優占 1/0	常緑樹優占 1/0	人為的 土地利用 1/0	
富士吉田02	0.8	BC	1	5.00	5.00	22.30	1.12	0	0	15.7	69.7	14.5	0	1	0	300
宮川橋	1.1	BR	1	36.20	5.00	10.50	17.24	1	0	42.1	24.4	33.6	0	0	1	1400
CP-04	2.2	PP	1	1.50	1.50	56.80	0.03	1	0	71.0	14.0	14.9	1	0	0	1200
CP-05	2.3	PP	2	1.50	1.50	59.10	0.03	1	0	71.0	18.2	10.8	1	0	0	300
神田堀橋	2.5	BR	1	30.60	7.00	10.50	20.40	0	0	63.2	22.6	14.1	0	1	0	900
富士吉田11	3.2	BC	1	5.00	4.00	31.90	0.63	0	0	29.5	60.8	9.8	0	1	0	1600
富士吉田16	4.1	BC	1	3.00	2.50	36.80	0.20	0	0	18.6	59.9	21.5	0	1	0	1000
富士吉田17	4.2	BC	1	7.50	5.50	28.20	1.46	0	0	14.8	70.6	14.6	1	0	0	200
CP-06	4.3	PP	1	1.50	1.50	36.00	0.05	1	0	25.1	63.6	11.3	1	0	0	900
滝沢堀橋	5.1	BR	2	33.20	7.50	10.50	23.71	0	0	20.6	68.2	11.2	1	0	0	1200
富士吉田19	5.5	BC	1	6.00	4.60	13.90	1.99	0	0	9.5	84.6	5.9	1	0	0	700
与兵衛流橋	5.8	BR	1	43.50	9.30	10.50	38.53	0	0	26.3	62.6	11.0	1	0	0	400
富士吉田20	5.9	BC	1	4.00	4.10	14.40	1.14	0	0	34.0	54.4	11.6	1	0	0	600
富士吉田21	6.4	BC	2	2.60	3.00	19.90	0.39	1	1	31.7	59.3	9.0	0	0	1	900
富士吉田22	6.8	BC	2	3.10	3.00	19.40	0.48	1	1	41.3	31.7	27.0	0	0	1	600
富士吉田23	7	BC	2	3.10	3.00	34.50	0.27	1	1	26.4	33.6	40.0	0	0	1	400
富士吉田25	7.2	BC	2	3.10	3.30	39.60	0.26	1	1	24.7	46.6	28.7	0	0	1	900
CP-11	7.9	PP	1	1.50	1.50	37.00	0.05	1	0	69.0	12.9	18.1	0	0	1	1000
富士吉田26	8.2	BC	2	4.50	4.50	10.80	1.88	1	0	67.9	11.2	20.8	0	0	1	300
富士吉田27	8.2	BC	1	4.50	4.50	39.10	0.52	0	0	67.8	11.4	20.7	0	0	1	300
山中湖01	8.5	BC	1	3.00	3.10	20.10	0.46	0	0	82.0	0.0	18.0	0	1	0	500
山中湖02	8.7	BC	1	6.40	5.60	41.30	0.87	0	0	64.3	26.8	8.9	1	0	0	200

BR : 橋梁

BC : ボックスカルバート

PP : パイプカルバート