

## Restriction of Frog Migration by Constructing Agricultural Concrete Channels and Conservation of Frog Populations

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2019-03-22 キーワード (Ja): キーワード (En): Agricultural channel, Ecosystem conservation, Rural ecosystem, Amphibian, Population dynamics model 作成者: 渡部, 恵司 メールアドレス: 所属:
URL	<a href="https://doi.org/10.24514/00002260">https://doi.org/10.24514/00002260</a>

# コンクリート水路によるカエル類の移動障害と個体群保全に関する研究

渡部恵司\*

\*資源循環工学研究領域生態工学担当

キーワード：農業水路，生態系配慮，農村生態系，両生類，個体群動態モデル

## I 緒言

### 1.1 研究の背景

#### 1.1.1 農村生態系の特質と生物多様性

農村生態系は、過去から現在までの人間活動によって形成・保全されてきた二次的自然である。その構成要素として、農地（水田，畑，樹園地），農用林野（採草地，放牧地，薪炭林等の農用林），農業施設（農業水路，ため池，農道等），居住地（農家，庭，屋敷林）等，様々な土地利用が混在している。これらの土地利用は日常的な維持管理によって多様な遷移段階にあること，更に様々な遷移段階の土地利用がモザイク状に配置されることにより，生態系の多様性が高い状態が保たれてきた。

その多様な土地利用およびモザイクの組み合わせに，様々な生物が，長い年月をかけて適応してきた。採食や渡り等の一時的な利用も含めて，3,000種以上の動物が農村で観察されている（農と自然の研究所，2009）。これらの中には，生態系のモザイクを利用する種，特に陸域・水域の両方を利用する種も多い。例えばニホンアカガエル *Rana japonica* は，水田で産卵，幼生期を過ごし，変態後は近隣の樹林や草地で生活する。本種の生息には水域と陸域，そして両者の接続性，すなわちネットワークが必要である。

農村生態系に生息する種の中には，形態あるいは遺伝子の地域的な多様性に富む種もいる。例えば，ニホンアカガエルやツチガエル *R. rugosa*，あるいはドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus* は，同一種でも，国内での地理的な分布が異なる複数の遺伝子集団に分けられる（Sumida and Ogata, 1998；三浦，2005；小出水ら，2009b）。更に，河川流域内，もしくは数 km スケールの小河川内でも，複数の異なる遺伝子集団が存在することがドジョウやホトケドジョウ *Lefua echigonia* について報告されている（小出水ら，2009a；西田ら，2012）。以上のように，農村生態系は，長い年月をかけて，生態系の多様性，生物種の多様性および遺伝子の多様性，すなわち生物多様性の高い状態が形成・維持されてきた。

二次的自然の重要性は，いまや国際的な共通認識である。2010年に名古屋で開催された生物多様性条約第10回締約国会議（COP10）において，愛知目標の展望として「2050

年までに生物多様性が評価され，保全され，賢明に利用され」ることとされた。そのための目標の1つとして「2020年までに，農業，養殖業，林業が行われる地域が，生物多様性の保全を確保するよう持続的に管理される」（目標7）こととされた。これは，農村生態系を含む，いわゆる里地，里山，里海等の二次的自然の保全と持続的な利用を推進するものである。

#### 1.1.2 農村生態系の変質と保全

一方で，農村生態系およびその生物多様性は劣化傾向にある。2010年に閣議決定された生物多様性国家戦略2010では，我が国の生物多様性の危機の構造を，4つの危機（①人間活動や開発による危機，②人間活動の縮小による危機，③人間により持ち込まれたものによる危機，④地球温暖化による危機）に大別している。農村生態系では，これらの危機にも関連するが，農業生産性・土地生産性の向上に寄与してきた農業農村整備が，複合的に影響していると考えられる（Fig. 1）。農業農村整備による農村生態系への影響として，①区画の拡大に伴う生物生息空間の喪失，②湿田の乾田化に伴う生物生息空間の悪化，③用排水路の構造の問題，④生息場間のネットワークの分断が考えられる。

農業水路に注目すると，土水路の場合には，水中もしくは陸上の多様な空間が様々な生物にとっての採食場や休息場，捕食者からの一時的な避難場，繁殖場，越冬場を含めた生息場として，あるいは水路の横断・縦断方向の移動経路として機能していた。しかし，コンクリート製の農業水路（以下，「コンクリート水路」とする）では，水深・流速・通水期間の変化，落差工による縦断方向の移動障害，深い側壁による横断方向の移動障害等によって，それらの機能は消失もしくは著しく低下している場合が多い。農業水路において，水理性能・水利性能・構造性能を重視した工法の採用により，農業生産に必要な量の水を必要な時期に供給し，速やかに排除できるようになった一方で，農村生態系がダメージを受ける側面がある。

1999年に制定された食料・農業・農村基本法では，今後の食料・農業・農村政策で目指す基本理念の一つとして，農業の有する多面的機能（国土の保全，水源かん養，自然環境の保全等）の発揮が掲げられ，また「農業の生産性の向上を促進するため，地域の特性に応じて，環境との調和に配慮しつつ（中略）農業生産の基盤の整備に必要な施策

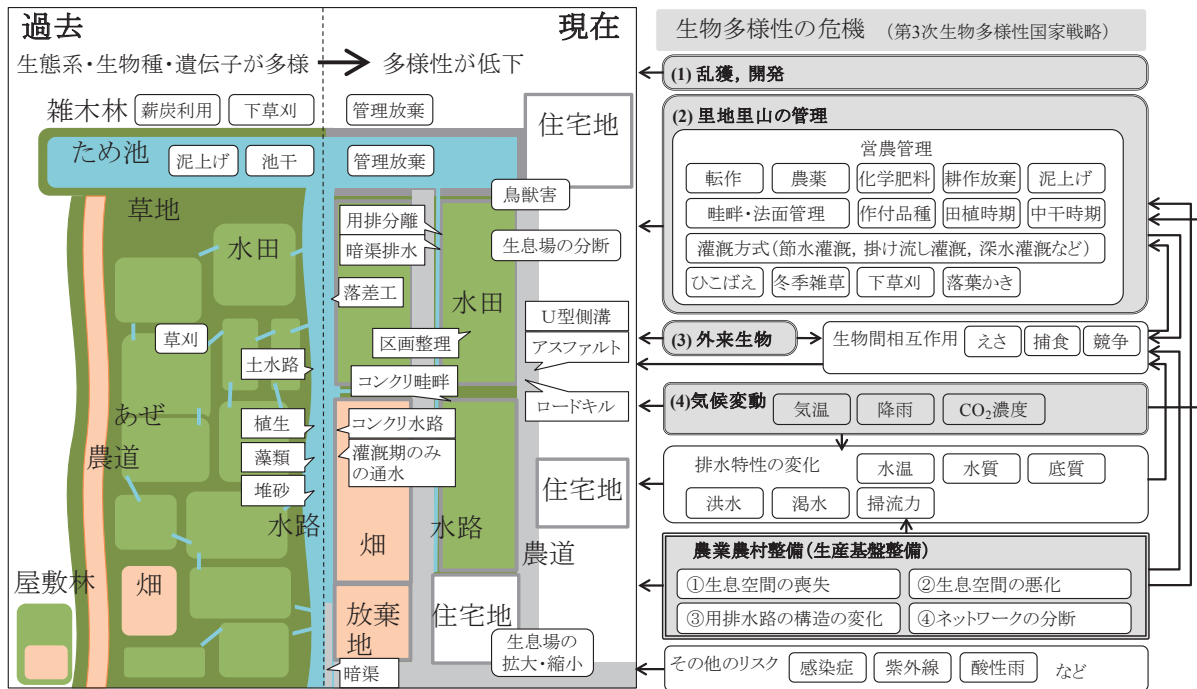


Fig. 1 農村生態系の変質とその要因  
Changes of ecosystem in rural areas and their factors

を講ずるものとする」(第 24 条)とされた。2001 年に土地改良法が改正され、農業農村整備事業の実施にあたり環境との調和への配慮が事業実施の原則に位置づけられた。農業農村整備事業では、農業生産性向上と農家や地域住民の生活を重視することと同時に、環境との調和に配慮することが責務となったといえる。

市民団体や地域の組織、NPO 等による生態系保全活動も活発化している。例として、コンクリート水路からのカエル類等の脱出用スロープ(たかしま有機農法研究会による)や水田魚道(メダカ里親の会、たかしま有機農法研究会、ナマズのがっこう等による)の設置が挙げられる。地域での保全活動に関連して、2007 年に始まった農地・水・環境保全向上対策(2011 年から農地・水保管理支払交付金に移行)では、生態系保全や景観形成等の農村環境向上活動が、化学肥料・化学合成農薬を低減する営農活動や農地・農業水利施設の維持管理活動とともに支援されている。

このような情勢の中、様々な生物の生息・生育環境および移動経路の保全策が行われてきた。対策の基本方針や調査・計画手法、工種横断的な環境配慮手法は、食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会(2002, 2003, 2004, 2006)や水谷(2007)にまとめられている。ただし、ミティゲーションの原則によれば事業の影響の「回避」, 低減(「最小化」, 「修正」, 「影響の軽減/除去」), 「代償」の順で検討するべきとされるが(食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会, 2006), 現状では代償としての保全策が採用される場合が多い。例えば土水路を現況保存する事例は少なく、新たに創設されたコンクリート水路の一部の区間で対

策を行う事例が多い。更に近自然的もしくは多自然的な工法よりもコンクリート製のワンドや魚巣ブロック等の人工素材による事例が多い。土水路や近自然的・多自然的な水路が第一に目指されるべきであるが、この現状を考えると、コンクリート水路での保全策を効果的なものとすることは重要な研究課題といえる。

1.1.3 農村生態系におけるカエル類の減少と保全策

カエル類は、生活史の中で陸域と水域の両方を必要とすること、昆虫等の小動物を捕食し、大型の鳥類・哺乳類の餌となる食物網の中位の栄養段階にあること等から、地域の生態系を指標する生物とされる(Mattoon, 2002)。農村生態系における生物多様性の定量評価の一案として提案されている「農業に有用な生物の多様性を評価するための指標生物」(田中, 2010)に、ニホンアカガエルやトウキョウダルマガエル *R. porosa porosa* 等のカエル類数種も含まれる(農林水産省農林水産技術会議事務局ら, 2012a, b)。この理由は、カエル類が農業害虫の捕食者と位置づけられること、そして食物網の中位の栄養段階にあり、その多様性は下位の栄養段階の餌昆虫や上位の捕食者の多様性をある程度反映するだろう(田中, 2010)と予想されることにある。野生復帰が試みられているトキ *Nipponia nippon*・コウノトリ *Ciconia boyciana* や他の大型鳥類の生息場を保全する上で、その餌となるカエル類の安定的な生息が重要と考えられている(例えば環境省自然環境局ほか, 2005)。またカエル類は、その親しみやすい姿や鳴き声から農家や地域住民に季節の楽しみや癒しを与える生物といえる。なお、害虫管理や食物連鎖による物質循環への寄与は生態系サービスのうちの調整サービスと位置付けられ、楽しみや癒しは文

化的サービスと位置付けられる。

農業農村整備事業後の水田域では、カエル類の生息量が少ないことが報告されている (Fujioka and Lane, 1997; 東・武内, 1999; 大澤ら, 2005)。また、茨城県桜川流域の 115 地点でカエル 3 種の生息状況を調べ、分布傾向を解析した結果 (Watabe et al., 2012), トウキョウダルマガエルは 30a 区画の水田での出現率が低く、ニホンアカガエルおよびシレーゲルアオガエル *Rhacophorus schlegelii* は整備済みの水田で出現率が低かった。これらの報告は因果関係ではなく統計的な傾向を示したものであり、カエル類が減少した原因を実際に特定することは困難であるが、コンクリート水路による移動障害が一因とされている。すなわち、移動経路上にあるコンクリート水路に転落し、その後に出出できないこと、更に水田—樹林間の移動、あるいは別の水田への移動が妨げられることが問題とされている。他にも、大区画化や畦畔のコンクリート化による生息に適した畦畔の面積の減少、乾田化によるニホンアカガエル等の繁殖場 (早春期の水たまり) の消失、表土の剥ぎ取りや現況の土水路の埋め戻しによる個体の死亡等が原因と考えられている (Fig. 2)。そのため、カエル類は、農業農村整備事業等で保全対象生物に選定されることが多い。

上述のうち、コンクリート水路による移動障害を解消するため、コンクリート水路に個体が転落しないためのフタ等の構造物 (以下、「転落防止工」とする) や、転落した個

体が脱出できるスロープ等の構造物 (以下、「脱出工」とする) を設ける対策 (以下、「移動対策」とする) が行なわれるようになってきている。しかし II 章で述べるように、これらの対策には、効果の評価がほとんど行われていないこと、開発・改良・施工に不可欠なカエル類の運動能力・行動特性等の知見が乏しいこと等の課題がある。そのため、本報ではコンクリート水路による移動障害とその対策について研究を展開する。

## 1.2 既往の研究

### 1.2.1 農業水路における生物の生息場・水域ネットワークの保全策

カエル類と同じく農業水路の新設・改修時に保全対象となりやすい魚類については、様々な生態系配慮策の実施に併せて、工法開発や定量的な評価に関する知見が着実に蓄積してきた。例えば人工ワンド (和田ら, 2006) や井桁護岸 (高橋ら, 2009) を設けた環境配慮型水路, 人工池 (杉原・水谷, 2006), 水路の落差工等に設置する魚道 (守山ら, 2006; 大平ら, 2007; 竹村ら, 2009), 水田魚道 (鈴木ら, 2001, 2004; 加藤ら, 2005) での知見が挙げられる。一方で、カエル類の保全策については、コンクリート水路へのフタの設置 (水谷ら, 2005; 川嶋, 2007) に関する知見しか見あたらない。

### 1.2.2 農村地域に生息するカエル類の生態および行動

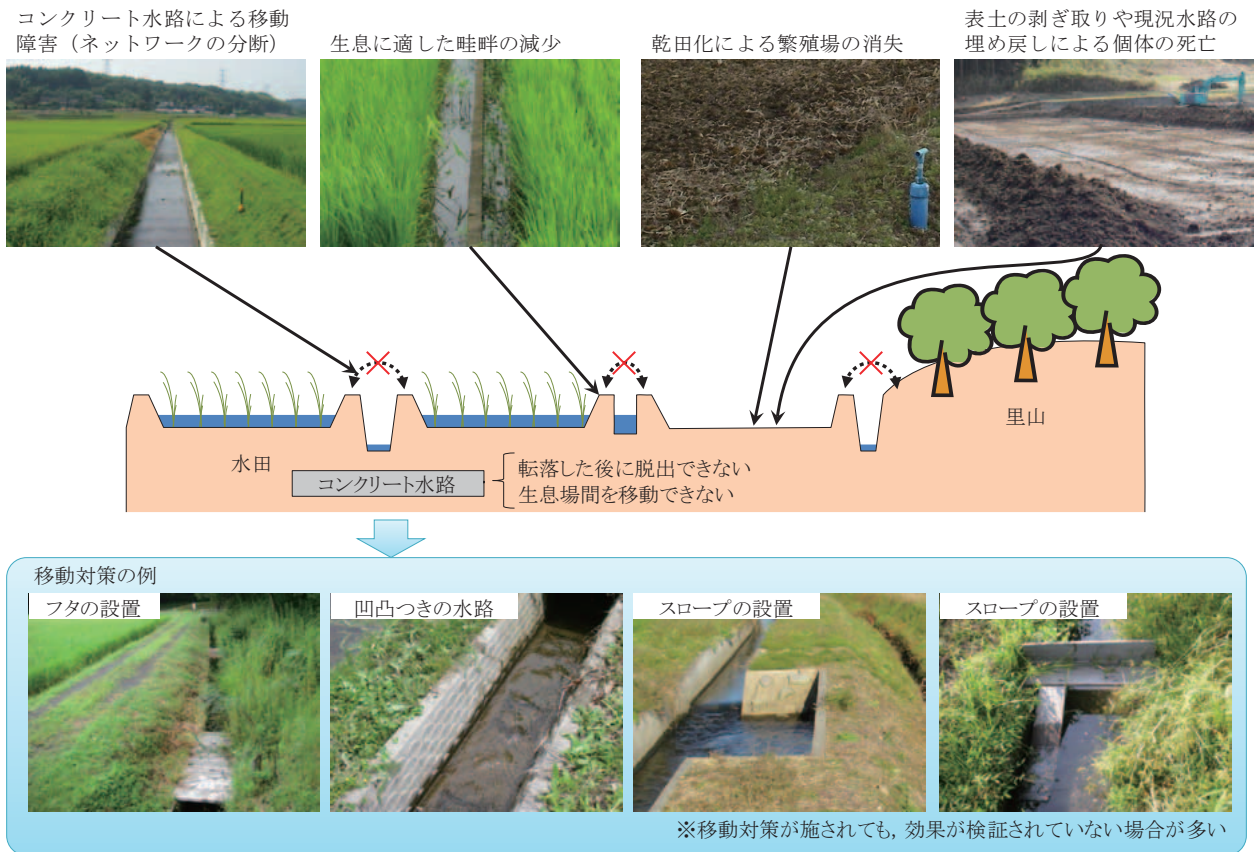


Fig. 2 農業農村整備事業後の水田におけるカエル類の減少要因  
Factors causing decrease in frog populations after land improvement projects

本州・四国・九州の本島の水田や農業水路に生息・繁殖するカエル類 12 種 (Table 1) について、生息場の選好性を含めた生息分布特性 (Fujioka and Lane, 1997; 片野ら, 2001; 夏原・神原, 2001; 大澤・勝野, 2001, 2005, 2007; 鈴木ら, 2002; 中荃ら, 2003; 大澤ら, 2003, 2005, 2006; 片桐ら, 2006; 村上・大澤, 2008), 食性 (Hirai and Matsui, 2001, 2002), 移動実態 (Osawa and Katsuno, 2001; 戸金ら, 2010), 産卵生態 (下山, 1982, 1986, 1993, 1996; 芹沢, 1983, 1985; 芹沢・芹沢, 1990; 芹沢ら, 1990; 門脇, 2002; 富岡, 1990; Iwai et al., 2007; 山本・千賀, 2010), 胚・幼生の生存・成長 (Kobayashi, 1962; 倉本ら, 1971; Matsushima and Kawata, 2005; 渡部ら, 2009), 変態後の成長 (戸金ら, 2005), 年齢構造 (Marunouchi et al., 2002; Togane et al., 2009), 個体群動態 (長田, 1978; 富岡, 2000; 松田, 2004; 福山ら, 2007) 等, 生態に関する基礎的な知見が蓄積されている。これらにより, ニホンアカガエルおよびヤマアカガエルが水田一樹林間を移動すること, トウキョウダルマガエルが水田域内を移動すること等が明らかになっている。

水平方向の跳躍能力 (土井, 2002; 工藤, 2011) や斜面の登攀 (とうはん) 能力 (大河内ら, 2001; 土井, 2001, 2009; 池田ら, 2009) 等, 運動能力についても数例の報告がある。これらにより, コンクリート水路の垂直な壁を登攀する能力が低いことがトウキョウダルマガエルおよびアズマヒキガエルについて報告されている。

### 1.2.3 コンクリート水路によるカエル類への影響

松澤ら (2008) は, ほ場整備済みの谷津田域の U 字溝で, 5 種 (シュレーゲルアオガエル, トウキョウダルマガエル, ニホンアカガエル, ニホンアマガエル, ツチガエル) 602 個体の転落を確認した。またコンクリート水路に接する水田畦畔では, ニホンアカガエルおよびトウキョウダルマガエルの生息密度が低いことが報告されている (Fujioka and Lane, 1997; 東・武内, 1999; 大澤ら, 2005)。

### 1.3 研究の目的および構成

I 章の「緒言」に続く II 章では, コンクリート水路による移動障害とそれを解消するための対策 (移動対策) の実

態を分析し, 研究課題を論じる。すなわち, 移動対策のうち, 特に脱出工の効果が調べられていないこと, その開発・改良・施工に不可欠であるはずのカエル類の運動能力・行動特性等の知見がほとんどないことが課題である。そこで, III 章では, トウキョウダルマガエルおよびニホンアカガエルを対象とした実験に基づき, 脱出工の性能を明らかにする。また, 性能を高めるための脱出工の構造および水路の条件を明らかにする。IV 章では, 個体群動態モデルによるシミュレーションに基づき, 移動対策による個体群保全効果を評価する。V 章の「結言」では, 研究成果を整理し, コンクリート水路による移動障害について改めて考察するとともに, よりよい移動対策について検討する。また, 本研究で開発された個体群動態モデルの更なる活用方法を検討する。

本報では課題が残るものの, カエル類の保全技術に関する研究の最終的なゴールは, 個別の保全手法をより効果的なものにするのと同時に, 保全予定地域での事前調査に基づいて個体群の消失リスクを診断し, 保全の目標に対して最適と予測される保全策の組み合わせを提案できる手法を構築することである。

### 1.4 研究対象種

II 章では農村地域に生息するカエル類全般を検討の対象とした。III 章および IV 章では, トウキョウダルマガエル (Fig. 3 の a) およびニホンアカガエル (Fig. 3 の b) に対象種を絞って, 実験および個体群動態のシミュレーション

a トウキョウダルマガエル b ニホンアカガエル



Fig. 3 トウキョウダルマガエルおよびニホンアカガエル  
The Tokyo Daruma Pond Frog and the Japanese Brown Frog

Table 1 農村地域に生息・繁殖するカエル類  
Native frog species living and reproducing in rural areas

種名	学名	主な繁殖場	非繁殖期の主な生息場
アズマヒキガエル	<i>Bufo japonicus formosus</i>	水田, 水たまり, ため池	樹林, 人家の庭
ニホンヒキガエル	<i>B. j. japonicus</i>	水田, 水たまり, ため池	樹林, 人家の庭
ニホンアマガエル	<i>Hyla japonica</i>	水田, 水たまり	樹林, 草地, 人家の庭
ニホンアカガエル	<i>Rana japonica</i>	水田, 土水路	樹林
ヤマアカガエル	<i>R. ornativentris</i>	水田, 土水路, 水たまり	樹林
トノサマガエル	<i>R. nigromaculata</i>	水田	水田, 土水路
トウキョウダルマガエル	<i>R. porosa porosa</i>	水田	水田, 土水路
ナゴヤダルマガエル	<i>R. p. brevipoda</i>	水田	水田, 土水路
ツチガエル	<i>R. rugosa</i>	水田, 小川, 溪流	土水路
ヌマガエル	<i>R. limnocharis</i>	水田	水田, 草地
モリアオガエル	<i>Rhacophorus arboreus</i>	ため池, 水田	樹林
シュレーゲルアオガエル	<i>Rh. schlegelii</i>	水田, 土水路	樹林

長谷川 (2003), 林 (2007) をもとに作成。

を行なうこととした。

トウキョウダルマガエルは体長（頭胴長）3～9cmで、仙台平野、関東平野、新潟県中・南部、長野県北・中部の平地に自然分布し、一年を通じて水田や土水路等の水辺に生息する（前田・松井，1999）。ニホンアカガエルは体長3～7cmで、本州・四国・九州の平地ないし丘陵地に分布し（前田・松井，1999）、水田で繁殖し、非繁殖期には周辺の樹林や草地に生息する（Osawa and Katsuno, 2001）。2種の選定理由は以下の4点である。

- ①かつては農村地域の普通種であったが、現在は地域によって個体群の消滅が懸念されている。トウキョウダルマガエルは環境省レッドリストで「準絶滅危惧（NT）」に指定され（環境省自然環境保全局，2006）、8都府県の都道府県版レッドデータブックに記載されている（野生生物調査協会・Envision 環境保全事務所，2011）。ニホンアカガエルは25都府県の都道府県版のレッドデータブックに記載されている（野生生物調査協会・Envision 環境保全事務所，2011）。
- ②両種は、前述のようにコンクリート水路に接する水田では個体数密度が低いことが報告されている（Fujioka and Lane, 1997；東・武内，1999；佐藤・東，2004；大澤ら，2005）。
- ③両種はともに指に吸盤を持たないことから、吸盤を持つ種（ニホンアマガエルやシュレーゲルアオガエル）よりも、コンクリート水路から脱出しにくいと推察される。
- ④実験を行なう上で、捕獲・飼育が比較的容易である。両種はともに、茨城県もしくは栃木県で供試個体を手しやすく、かつ飼育も比較的容易である。

## II コンクリート水路による移動障害とその対策の研究課題

### 2.1 コンクリート水路による移動障害

#### 2.1.1 農村地域に生息するカエルの種および移動生態

本州・四国・九州の本島には、16種・亜種（以下、「種」とする）のカエル類が生息する。そのうち12種が水田や農業水路を繁殖場もしくは生息場として利用する（Table 1）。

ニホンアカガエルおよびヤマアカガエルは、水田で繁殖し、繁殖後の個体および変態後の個体は、水田から、隣接する樹林もしくは草地に移動・分散（以下、「移動」とする）する（Osawa and Katsuno, 2001）。同様に水田（もしくはため池）一樹林間を移動する移動性の種に、シュレーゲルアオガエル、モリアオガエル、ニホンヒキガエルおよびアズマヒキガエルがいる（前田・松井，1999）。

トウキョウダルマガエル、ナゴヤダルマガエル、トノサマガエル、ツチガエルおよびヌマガエルの5種は、水際からほとんど離れない定住性の種とされる（前田・松井，1999）。このうち、ナゴヤダルマガエルの幼体を標識・再捕獲した研究の結果では、同一の畦畔で生活する個体が多かった（吉村，2008）。一方で、定住性の種の中にも、圃区を越えて水田域内を移動する種がいる。例えば、戸金ら（2010）は、

ラジオテレメトリー調査により、トウキョウダルマガエルが非繁殖期にため池を含む水田域内を移動し、移動距離は最大で176m（追跡期間：23日間）であったことを報告している。

カエル類の移動に関して、道路での轢死（ロードキル）は国内外で問題（轢死した個体を食べようとした鳥類が轢かれる、二次的なロードキルも発生しうる）とされている（養父，1997）。ロードキル対策として、道路の下にトンネルを設ける（養父，1997）、壁等を設けてカエル類の道路への侵入を防ぐ（葦名・柳川，2006）、あるいはドイツでは集中的な移動時期に道路を封鎖する（ロイター，2011）等の対策が行なわれている。ただし、農道では一般に交通量が少ないことからロードキルによる影響は小さいと推察され、これに対して後述のように、移動経路上にあるコンクリート水路がカエル類の移動障害としてより大きな問題と考えられる。

#### 2.1.2 カエル類の生息場・移動経路としての農業水路

農業水路のうち土水路では、水中もしくは陸上の多様な空間が、他の生物と同様に、カエル類の採食場や休息場、捕食者からの一時的な避難場、繁殖場、越冬場を含めた生息場となる。また水田一樹林間の移動、もしくは水田域内の移動の際の移動経路でもある。

農業農村整備後の水田域に設置されることが多いコンクリート水路は、以下の特徴をもち（森，2007）、土水路と大きく環境が異なる。

- ・標準断面は矩形または台形である。
- ・水深はほぼ一定である。
- ・流速は大きく、狭い区間でみればほぼ一定である。
- ・底質はコンクリートで、土砂が堆積している箇所もある。
- ・堆積した土砂に植物が生えることがあるが、土水路に比べて少ない。
- ・水路の途中に設けられた落差工や垂直（もしくは急勾配）の水路壁が、生物の移動を妨げている。

そのため、コンクリート水路は、上述の生息場・移動経路としての機能が損なわれている場合が多い。

#### 2.1.3 カエル類のコンクリート水路への転落と移動障害

コンクリート水路では、カエル類が水路から脱出できないことが、生息場としての機能の劣化とともに問題となっている（林・高橋，2007）。コンクリート水路は水田域内を分断していたり、水田一樹林間の境界に敷設されていたりするため、前述のように水田域内を移動する際、もしくは水田一樹林間を移動する際に、移動経路上にあるコンクリート水路に個体が転落する。また、農家による水田の畦畔や水路の草刈りの際、個体が退避しようとして水路に転落することもある。しかし、コンクリート水路の垂直な壁は指に吸盤のない種が登攀できない（例えばダルマガエル類、ヒキガエル類について報告されている。大河内ら，2001；土井，2001）。また吸盤を持つアオガエル類やニホンアカガエルも、水が流れている水路で水路壁にしがみつくと、更に日射等によって乾いた水路壁をよじ登ることは困難だ

と考えられる。

実際、松澤ら(2008)は、ほ場整備済みの谷津田域において、幅30cmのU字溝に転落したカエル類を計数し、シュレーゲルアオガエル(全個体数602に占める割合61%)、トウキョウダルマガエル(19%)、ニホンアマガエル(15%)、ニホンアカガエル(4%)およびツチガエル(1%)の転落を確認している。松崎(2010)は、松澤ら(2008)と同じフィールドでU字溝に転落したニホンアカガエルを救出し、うち死亡個体の割合は2~47%(3年間で、年により傾向が異なった)と報告している。またコンクリート水路に接する水田では、ニホンアカガエルおよびトウキョウダルマガエルの生息密度が低い実態が報告されている(Fujioka and Lane, 1997; 東・武内, 1999; 佐藤・東, 2004; 大澤ら, 2005)。

以上のように、コンクリート水路では、個体が転落し、その後に脱出できない状態にある。更に水田一樹林間の個体の移動もしくは別の水田への移動が妨げられている状態にある。コンクリート水路による移動障害は、ニホンアカガエル等の移動性の種とトウキョウダルマガエル等の定住性の種の両方にとってマイナスと考えられる。

## 2.2 コンクリート水路における移動対策の実態と課題

### 2.2.1 コンクリート水路における移動対策の事例

コンクリート水路による移動障害を解消するため、カエル類の転落を防ぐためのフタ等の転落防止工や水路からの脱出を可能にするスロープ等の脱出工が設置され始めている(Fig. 4)。これらの移動対策(移動障害を解消する対策)について、商業誌や試験報告、講演要旨集等も含めて収集した事例をTable 2に示す。

事例(Table 2)を整理すると、移動対策はいくつかのタイプに分けられる。転落防止工では、水路区間の全面(数

十~数百 m)にフタを設置するもの(全面タイプ, Fig. 4のa)、それができない場合に一部の区間(数 m)にフタを設置するもの(部分タイプ, Fig. 4のb)がある。脱出工では、対象区間のコンクリート壁面を傾斜させ、その斜壁面に凹凸をつけたもの(全面タイプ, Fig. 4のc)、および一部の区間(数十 cm~数 m)の両側もしくは片側を拡幅し、スロープやフトンカゴを設置したもの(部分タイプ, Fig. 4のd)がある。これらの脱出工の多くは、いずれも水利事業等での水路施工時にしか設置できない。仮に既存のコンクリート水路に設置する場合には、既存の水路を撤去して新たに脱出工を設置することになるため、大掛かりな工事が必要であり、現実的ではない。しかし、カエル類の生息地によっては既設のコンクリート水路での対策こそ必要だと考えられるため、アタッチメントとして設置できる簡便な着脱式の脱出工(Fig. 4のe)も必要である。この例としてマツ材および麻紐を用いた脱出スロープ(森, 2001)や、集水桝へのネットの設置(高橋, 2006)、「亀かえるスロープ」(本多, 2011; Fig. 4のe)が考案されている。

なお、Table 2に記載した以外にも、農業農村整備事業の個別地区で対策が行なわれていることがある。しかし、事業計画書や設計書等にすら具体的な工法や仕様の記載がない場合も多い。このことは、事業の完了後もしくは担当者の異動後には、設置された移動対策の詳細を把握できなくなる危険性を示唆する。対策の知見を蓄積・共有する上で、情報の一元的な集約・管理が望まれる。

### 2.2.2 移動対策の評価の現状と課題

転落防止工のうち、全面タイプの設置によってニホンアカガエルがコンクリート水路を横断できることが確認されている(中村ら, 2002; 水谷ら, 2005; 川嶋, 2007)。部分タイプの転落防止工について、フタの設置場所や設置密度と個体の横断の成功との関係は明らかではない。

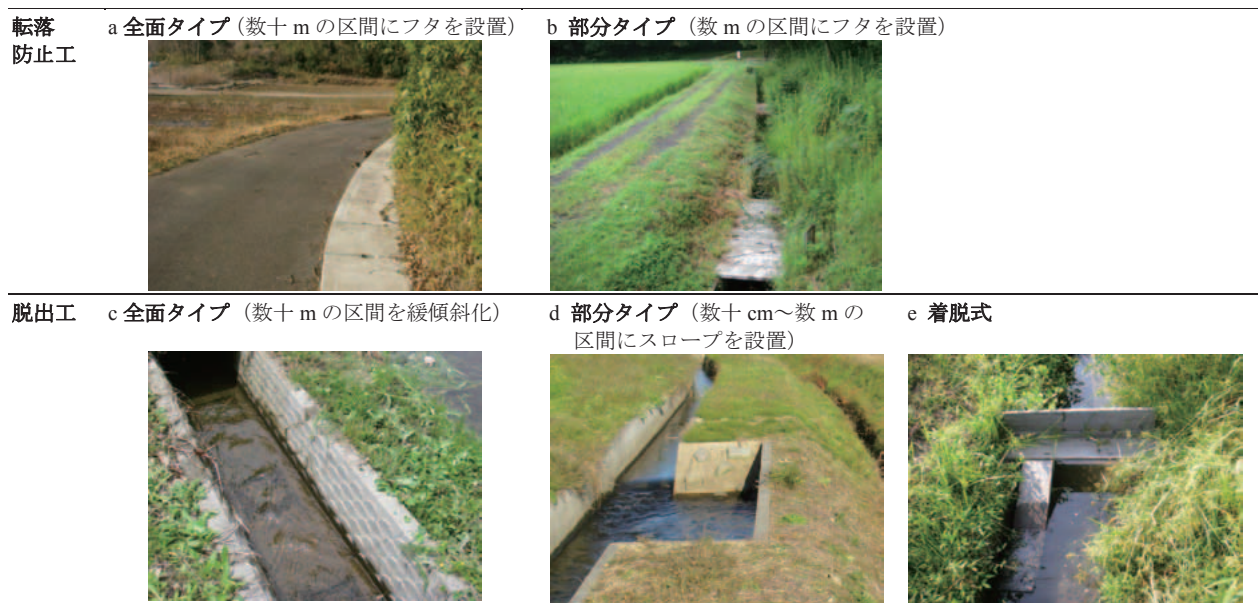


Fig. 4 移動障害を解消するための対策の種類  
Types of migration countermeasures

脱出工については、設置事例 (Table 2) が多い一方で、これらの中には開発者の経験に基づいて設計されているものも多い。設置後にも定量的な効果の把握はほとんど行われていない。カエル類がどの程度脱出できるか、もしくは個体群を保全できるか等の効果を示している論文は見当たらない。査読つきでない学会要旨等で報告はあるが (森, 2001; 坂本・岡, 2006; 高橋, 2006; 加島・渡邊, 2006; 大平ら, 2008; 福井県農業試験場, 2009; 池田ら, 2009; 吹田, 2011; 横山ら, 2011), これらは試験方法等が詳細に記載されていないため、効果を判断するには不十分である。したがって、これらの対策の性能を評価することは重要な課題である。

地域の組織や NPO が、生物とのふれあいを楽しむ点に重点を置いて移動対策を講じる際には、カエル類に対する効果が低くても構わない場合があるかもしれない。しかし、農業農村整備事業や国・地方自治体の補助を受けて設置する場合には、地区の実情に応じて、対象の個体群を保全できる対策を講じなければならない。そのため、対策の効果

の検証、更に対策の開発・改良に不可欠なカエル類の運動能力や行動特性等の知見の蓄積が必要である。

なお、林道等の道路側溝に設置する脱出工に関する知見として、川西・西原 (1995), 倉品 (1995), 倉品・阿部 (1996), 石塚・鈴木 (1998), 野上・鈴木 (1999), 大河内ら (2001), 葦名・柳川 (2006) がある。道路側溝は降雨中・後を除けば基本的に水が流れず、灌漑期間中は通水している農業水路とは特性が大きく異なることから、側溝と水路で同じ性能が保障されるとは限らない。側溝で用いられている脱出工を水路に設置する場合には、水が流れている条件での性能の試験が必要である。

脱出工の設計に不可欠なカエル類の遊泳や跳躍、登攀 (とうはん) に関する知見も不十分である。跳躍について、水平方向の跳躍能力 (枅屋ら, 2000; 土井, 2002) の知見はあるが、水路からの脱出につながる垂直方向の跳躍能力は調べられていない。登攀能力の知見 (大河内ら, 2001; 土井, 2001, 2009; 池田ら, 2009) について、大河内ら (2001) は林道の側溝を想定した水が溜まらない装置での実験、土

Table 2 移動障害を解消するための対策の事例

Examples of migration countermeasures

タイプ	概要	施工場所	出典等
転落防止工	全面	コンクリート製のフタ	栃木県 水谷ら (2005), 栃木県農地整備課 HP
	部分	間伐材によるフタ	栃木県 林・高橋 (2007)
		梨の防電ネットによるフタ	栃木県 林・高橋 (2007)
		コンクリート製のフタ	栃木県 筆者ら現地踏査
		コンクリート製のフタ	千葉県 牧ら (2006)
	ネットによるフタ	千葉県 緑資源機構 (2006)	
脱出工	全面	製品名「ハイ! アガール」。数 mm 幅の溝をつけた 5 分勾配の斜面	青森県 吹田 (2011)
	部分	製品名「NS 水路」。うろこ状の凹凸をつけた斜面	栃木県 筆者ら現地踏査
		壁面を傾斜させ、多孔質のコンクリートを貼り付け	千葉県 緑資源機構 (2006)
		葦簀を貼り付けたコンクリートフリューム	埼玉県 富岡ら (2007)
		階段状の凹凸をつけた 5 分勾配の斜面	大分県 加島・渡邊 (2006)
		名称「小動物脱出水路工」。片側に脱出用スロープを設置	青森県 青森県農村整備課 (2011)
		名称「木製集水桝」。集水桝を丸太で護岸	青森県 青森県農村整備課 (2011)
		片側を拡幅し、スロープを設置	秋田県 筆者ら現地踏査
		片側を拡幅し、スロープを設置	岩手県 緑資源機構 (2006)
		片側を拡幅し、スロープを設置	岩手県 筆者ら現地踏査
		片側を拡幅し、スロープを設置	福島県 高橋 (2006)
		名称「ミニワンド」。両側を拡幅し、四隅にフトンカゴを設置	栃木県 栃木県農務部 (2004)
		両側を拡幅し、スロープを設置	千葉県 坂本・岡 (2006)
		片側を拡幅し、スロープを設置	埼玉県 関東農政局農村環境部事業計画課 (2002)
		片側を拡幅し、スロープを設置	新潟県 筆者ら現地踏査
		片側を拡幅し、スロープを設置	岐阜県 緑資源機構 (2007)
		名称「縦型スロープ」。両側を拡幅し、スロープを設置	福井県 前野・上野 (2009) 福井県農業試験場 (2009)
		片側を拡幅し、スロープを設置	京都府 緑資源機構 (2006)
		製品名「ハイダセル」。片側を拡幅し、スロープを設置	岡山県 ランデス株式会社 HP
		集水桝にスロープを設置	岡山県 横山ら (2011)
	片側を拡幅し、スロープを設置	高知県 高知県 (2007)	
	両側を拡幅し、フトンカゴで護岸	徳島県 徳島県 HP	
	集水桝を空石で護岸	徳島県 徳島県 HP	
片側を拡幅し、スロープを設置	鹿児島県 鹿児島県薩摩川内市 (2008)		
部分 (着脱式)	名称「亀かえるスロープ」	滋賀県 本多 (2011)	
	集水桝に防水ネットを垂らす	福島県 高橋 (2006), 緑資源機構 (2006)	



井 (2009) および池田ら (2009) も乾いた壁面での実験、土井 (2001) は垂直な壁での実験結果である。そのため、通水を前提とする農業水路においてより効果の高い脱出工を検討するのに、直接成果を適用できない。

### 2.2.3 本研究で注目する課題

#### 1) 脱出工の性能評価

以上のように、コンクリート水路における移動対策の効果に関する知見は全体的に不足しているが、特に脱出工に関する知見が不十分である。そこで、脱出工によって個体がコンクリート水路から脱出できるかどうか、つまり脱出工の性能評価をまず行なう。その評価の指標は、供試個体の水路からの脱出率 (以下、「水路脱出率」とする) とする。

本報では、現場で全面タイプよりも部分タイプの脱出工が多く設置されていること (Table 2)、実験水路の大きさや設置条件等の制約から全面タイプでの試験ができなかったことから、部分タイプの脱出工を評価の対象とした。部分タイプの脱出工を農村工学研究所内 (以下、「所内」とする) の実験水路に設置し、実験により水路脱出率を計測する (3.1 節)。また、3.1 節で得られた知見を活用して着脱式の脱出工を試作し、その水路脱出率を計測する (3.2 節)。併せて、コンクリート水路に転落した個体の挙動、斜面の登攀能力および脱出工への到達を促す水理条件を明らかにする。

トウキョウダルマガエル等の定住性の種では、コンクリート水路の両側に水田があれば、水路のどちらの側に脱出しても生息は可能だと推察される。一方で、ニホンアカガエルのように水田一樹林間を移動する種にとっては、コンクリート水路から脱出する際に、転落前と反対側に脱出できること、すなわち横断の成功がより重要だと考えられる。そこで 3.3 節では、水路脱出率とコンクリート水路の横断成功率との関係を議論する。

#### 2) 移動対策による個体群保全効果の評価

移動対策、例えば脱出工の設置によって、転落した個体がコンクリート水路から脱出できることはまず重要である。しかし、脱出できるだけではなく、次の段階として、移動対策の実施地区で将来にわたって個体群が存続できることが望まれる。そのため、時間的な個体数の変動 (以下、「個体群動態」とする) に注目した評価が必要である。

個体群動態に基づく移動対策の評価には、フィールドでのモニタリングの実施が必要である。しかし、評価のための数年から数十年にわたるモニタリングは困難な場合も多い。仮にモニタリングを継続できたとしても評価するのに長期間を要し、評価結果が得られるのは数十年後となる。これに対し、対策時点で、任意の期間後に個体群が存続する確率 (以下、「個体群存続率」とする) を事前予測・評価できる手法の開発が必要だと考えられる。そこで、本報では個体群存続性分析 (Population Viability Analysis ; PVA) に着目した。個体群存続性分析は、対象種が直面する脅威を識別し、その種が将来の所与の期間を存続する可能性を評価する手続きとされる (Akçakaya et al., 1999)。カエル類については、生息場の分断 (Stephan et al., 2001 ; Hels and

Nachman, 2002 ; 松崎, 2010 ; 戸金, 2010) や移入した捕食者 (Doubledee et al., 2003) に対する影響評価に利用されている。

本報では、移動対策によって個体群の存続を可能にする効果 (以下、「個体群保全効果」とする) に注目した。その評価の指標は、個体群動態モデルにより計算した個体群存続率とする。4.1 節では、対象種と個体群動態モデルの骨格を検討する。4.2 節では、移動を考慮しない場合の個体群動態モデルをまず構築する。その上で、生存率等のパラメータ値を推定するとともに、モデルの妥当性を確認する。4.3 節では、密度依存性を考慮した個体群動態モデルを構築する。4.4 節では、移動対策の個体群保全効果を評価するための、コンクリート水路の横断行動を組み込んだ個体群動態モデルを構築する。その上で、コンクリート水路による移動障害が個体群存続率に与える影響を明らかにするとともに、移動対策の個体群保全効果を考察する。

## III 脱出工の性能評価

### 3.1 部分タイプの脱出工の性能評価

本節では、トウキョウダルマガエルとニホンアカガエルでは前者の運動能力がより低いと考えられたため、トウキョウダルマガエル (Fig. 3 の a) を供試個体として、水路脱出率を指標として部分タイプの脱出工の性能を評価することとした。加えて、スロープの傾斜角並びに水理条件のうち現場水路で操作しやすい水深および流速と水路脱出率との関係を明らかにするとともに、水路に転落した直後の個体の行動特性を明らかにする。なお、本節で注目したスロープの傾斜角および水路の水深・流速は、脱出工を設計する上で最も基本的な条件といえる。しかし、アズマヒキガエルが登攀できるスロープの傾斜角に関する論文 (大河内ら, 2001。ただし、農業水路ではなく、水の流れない道路の側溝を対象としたもの) しか見当たらない。

#### 3.1.1 実験方法

##### (1) 供試個体

2007年8~10月に栃木県市貝町の谷津田において、素手もしくは手網により捕獲したトウキョウダルマガエル 85 個体を実験に用いた。供試個体の体長 (頭胴長) 分布は Fig. 5 のようになり、体長は  $38 \pm 10$  mm (平均 ± 標準偏差) であった。捕獲後の個体は体長別に 34~90L 水槽 3 個に収容し、市販のミルワームおよびコオロギを餌として室内で飼育した。

##### (2) 実験装置

実験装置の概要を Fig. 6 に示す。ここでは、現場で末端・小水路として採用されているコンクリート水路の諸元を参考にしつつ、実験条件の設定や行動観察の容易さ等を考慮して、幅 20cm、深さ 25cm のベニヤ製水路を室内に配置した。実験用水は循環しており、ポンプ (最大流量 2.0L/s) によって貯水槽から汲み上げられ、上流端の三角堰、水路、下流端の水位調節ゲートを順に通って貯水槽に帰還する。流路の途中には 100cm 区間の脱出用スロープ (以下、「ス

ロープ」とする)を両側に設置した。このスロープの傾斜角は5段階(30°, 45°, 60°, 75°, 90°)に調節可能である。なお、事前にベニヤとコンクリートU字溝の壁を個体に登攀させて比較したところ、登攀しやすさに大きな差はみられなかった。

(3) 実験条件

実験では、①スロープの傾斜角、②水理条件のうち現場水路で操作しやすい水深および断面平均流速(以下、「流速」とする)について、段階的に変化させた際のトウキョウダルマガエルの水路脱出率を把握するため、以下のように実験条件を設定した。

1) 実験① スロープの傾斜角と水路脱出率との関係

スロープの傾斜角と個体の水路脱出率との関係を検討するため、Table 3のCase1-1~1-15の実験条件を設定した。流量は捕獲地区での計測値等を参考に2L/sとし、水深は個体の水路への着地(底に後脚が届く)状況に応じて2段階(2cm, 水路底に全個体が着地できる; 5cm, 全個体が着地できず、体が浮き上がる)を設定した。また、コントロールとして流量0L/sを実験条件に加えた。スロープの傾斜角については30°, 45°, 60°, 75°, 90°とした。したがって当実験では流量、水深および傾斜角の全組合せを実験条件とした(Table 3のCase1-1~1-15)。

なお、傾斜角30°のCase1-6およびCase1-11を代表させて表面流速分布を画像解析(ライブラリー社 Flow-PTV を使用)した。プラスチック製の浮き100個による流速分布

はFig. 7のように推定され、表面の水流は拡幅部でわずかにスロープに向かう傾向および逆流する傾向がみられた。

2) 実験② 傾斜角30°のスロープにおける水深、流速と水路脱出率との関係

水深および流速と個体の水路脱出率との関係を検討するため、水深と流速を段階的に変えてTable 3のCase2-1~2-6の実験条件を設定した。スロープの傾斜角を実験①から個体が最も登攀しやすいと推察された30°に固定した。水深は2段階(2cm, 5cm)とし、流速は現場での測定値を参考に実験①の20cm/s, 50cm/sおよび更に遅い5cm/sの3段階を設定した。これらの水深および流速を組み合わせた水理条件となるように流量および水深を調節した。ただし、ポンプの最大流量を超える水深5cm・流速50cm/sの組み合わせは実験しなかった。なお、実験②は実験①と同じ実験方法および解析方法を採用したことから、実験の長期化による個体の疲労や慣れを避けるため、水深・流速・傾斜角が同一の条件(Case2-1, 2-4および2-6)については実験①のデータを使用した(Table 3)。

(4) 実験方法

各Caseの条件(Table 3)を設定した後、飼育水槽から無作為に選んだ45個体を水路の転落地点A(スロープ区間中央)またはB(区間上流1m)に同時に転落させた(Fig. 6)。転落地点はCase1-1~1-5およびCase2-1(流量0L/s)では地点Aとし、Case1-6~1-15およびCase2-2~2-6(0.2~2L/s)では個体の流下行動に配慮して地点Bとした(Table 3)。転落後は水路直上のビデオカメラにより、反応が落ち着く

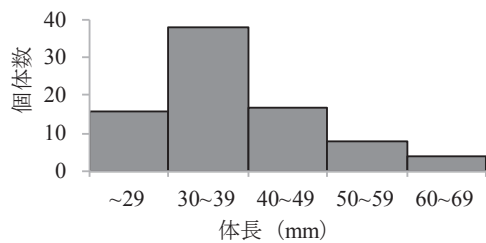


Fig. 5 供試個体の体長分布

Body length distribution of test individuals

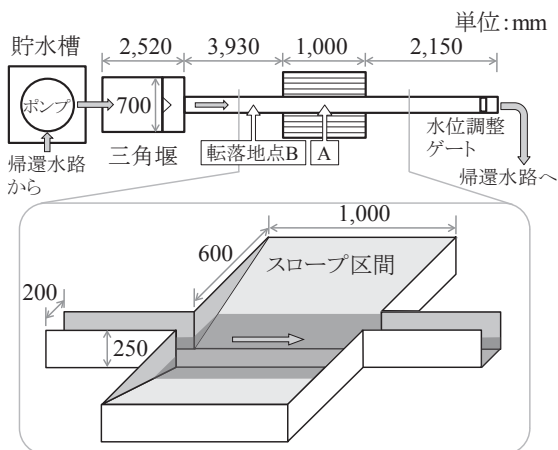


Fig. 6 実験装置の概要

Diagram of experiment device

Table 3 実験条件一覧

Experimental conditions

Case	流量 L/s	水深 cm	平均流速 <sup>1)</sup> cm/s	スロープ の傾斜角 <sup>°</sup>	落下 地点 <sup>2)</sup>
1-1				30	
1-2				45	
1-3	0 <sup>3)</sup>	0 <sup>3)</sup>	0	60	A
1-4				75	
1-5				90	
1-6				30	
1-7				45	
1-8	2	2	50	60	B
1-9				75	
1-10				90	
1-11				30	
1-12				45	
1-13	2	5	20	60	B
1-14				75	
1-15				90	
2-1 <sup>4)</sup>	0 <sup>3)</sup>	0 <sup>3)</sup>	0		A
2-2	0.2	2	5		
2-3	0.8	2	20		
2-4 <sup>5)</sup>	2	2	50	30	B
2-5	0.5	5	5		
2-6 <sup>6)</sup>	2	5	20		

<sup>1)</sup> 平均流速は流量、水深、水路幅20cmから算出したもの。

<sup>2)</sup> A: スロープ区間の中央, B: スロープ区間の1m上流 (Fig. 6参照)。<sup>3)</sup> コントロール条件。<sup>4)</sup> Case1-1のデータを使用。<sup>5)</sup> Case1-6のデータを使用。<sup>6)</sup> Case1-11のデータを使用。

までの個体の行動を60分間撮影した。実験途中で水路から脱出した個体については、その体長を計測した。終了後は個体を水路から取り除き、元の飼育水槽に戻した。

実験は2007年8~10月に原則として1日1Caseを1~2日間隔で行なった。実験時の室温は $24.6 \pm 3.2^\circ\text{C}$  (平均±標準偏差)、水温は $23.1 \pm 1.7^\circ\text{C}$ であった。どのCaseも個体の重複使用を避けられないため、各Caseの繰り返し数は1回にとどめた。

### (5) VTRによる個体の行動解析

解析では、まず各CaseのVTRから、転落後60分間における個体の行動を観察した。次に脱出工の評価指標として、転落した45個体のうちスロープに到達した個体の割合(以下、「スロープ到達率」とする)、およびスロープを登攀して水路外に脱出した個体の割合(以下、「水路脱出率」とする)を計数した。

#### 3.1.2 結果

##### (1) 転落後の個体の行動

各Caseに共通して、転落後の個体は徐々に転落地点から分散した。通水条件下のうちほとんどのCaseでは、下流側に移動する傾向が強かった。

通水条件下では、流れに逆らう個体の遊泳行動が観察された。この行動は主として3過程が繰り返され、①連続して両脚で蹴り出す、②蹴り出すタイミングがずれ、交互に脚を蹴り出す、③一旦脚を止める、から成っていた。

遊泳行動の休止中に静止行動が観察された。主として後脚が水路底に届く個体は着地し、届かない個体は前肢で水路壁につかまっていたが、総じて同じ位置に静止し続ける

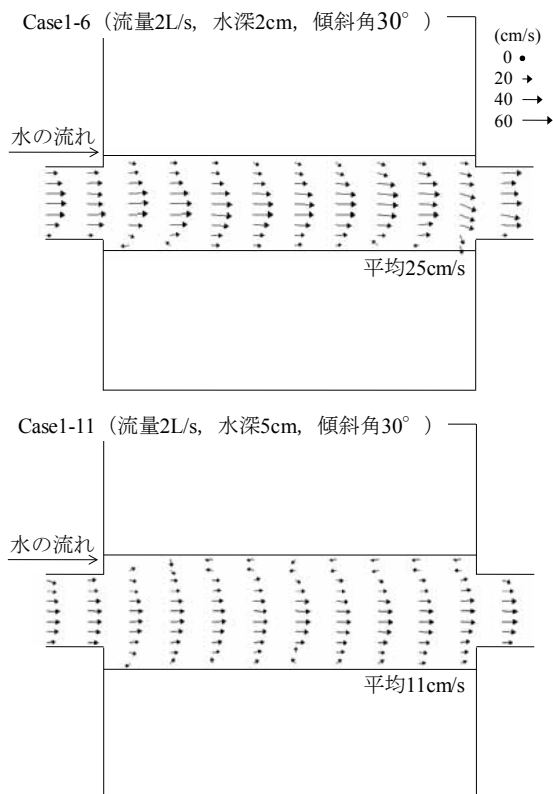


Fig. 7 表面流速分布の例

Example of velocity at water surface

個体はいなかった。

水路から脱出した個体は、ほとんどのCaseにおいてスロープを利用した。その割合は全体で30% (全Case延べ810個体のうち241個体)であった。その他、跳躍して水路外に飛び出す個体(2%, 13個体)もわずかながらみられた。なお、Case1-6 (流量2L/s, 水深2cm, 傾斜角 $30^\circ$ )およびCase1-11 (流量2L/s, 水深5cm, 傾斜角 $30^\circ$ )におけるそれぞれ3個体を代表させて、その軌跡をFig. 8に示した。個体の軌跡は一樣ではなく、スロープに到達しても登攀せずに静止する個体(Fig. 8 Case1-6の個体①)や再び泳ぎ出す個体(Case1-6の個体③)も中にはみられた。

##### (2) 実験① スロープ傾斜角による水路脱出率への影響

###### 1) Case1-1~1-5 (コントロール)

Case1-1~1-5 (流量0L/s, 水深0cm), Case1-6~1-10 (2L/s, 2cm), Case1-11~1-15 (2L/s, 5cm)のそれぞれについて、スロープ到達率と水路脱出率をFig. 9にまとめて示す。水路から脱出した個体には多様な体長の個体が含まれていた。これを示すため、体長区分(便宜的に30mm未満を小型, 30mm以上40mm未満を中型, 40mm以上を大型とした)ごとに網掛を変えて表わしている。

Case1-1~1-5では傾斜角 $30^\circ$ ~ $60^\circ$ のスロープ到達率は49 (Case1-3)~60% (Case1-1)、水路脱出率は42 (Case1-3)~58% (Case1-2)であった(Fig. 9のa)。傾斜角 $45^\circ$ ~ $90^\circ$ では跳躍によって脱出する大型個体が計9個体みられた。

###### 2) Case1-6~1-15 (通水条件下)

Case1-6~1-10 (水深2cm)およびCase1-11~1-15 (水深5cm)では、水路から脱出した個体はすべてスロープを使用し、跳躍して脱出した個体はいなかった。

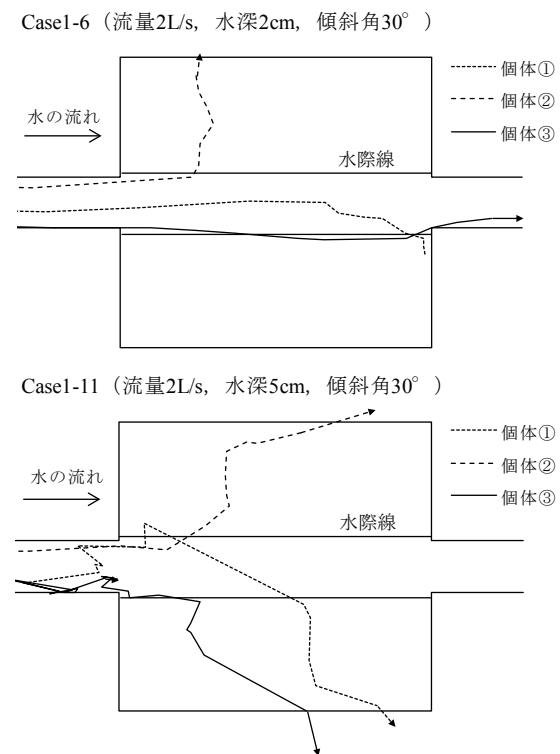


Fig. 8 転落した個体の軌跡の例

Example of individual trajectories after dropping into channel

スロープの傾斜角に着目すると、Case1-6~1-10のうち、

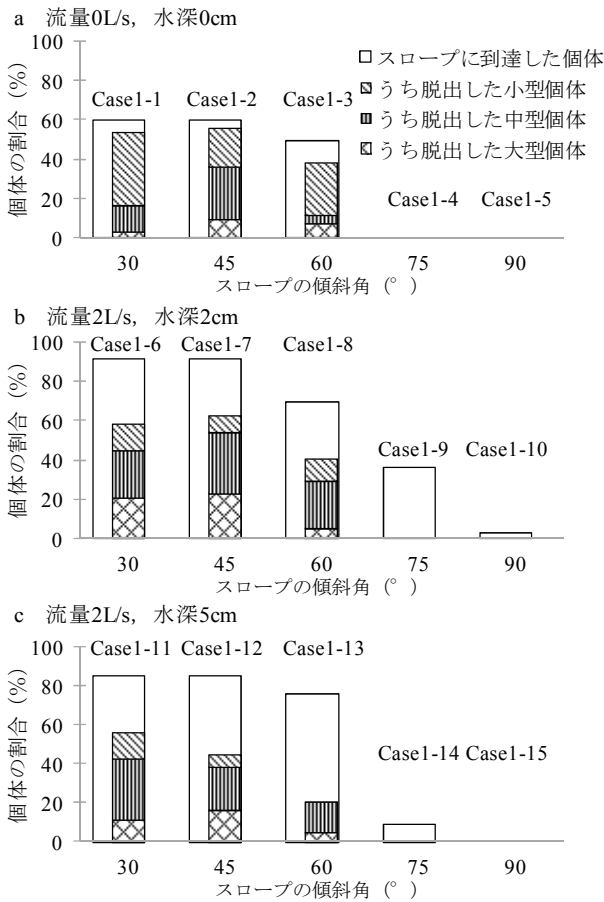


Fig. 9 {流量 0L/s・水深 0cm}, {流量 2L/s・水深 2cm} および {流量 2L/s・水深 5cm} の Case におけるスロープ到達率と水路脱出率

Proportion of individuals reaching sloped walls and escaping from channel after falling into the channel with {flow rate of 0 L/s and depth of 0 cm}, {flow rate of 2 L/s and depth of 2 cm} and {flow rate of 2 L/s and depth of 5 cm}

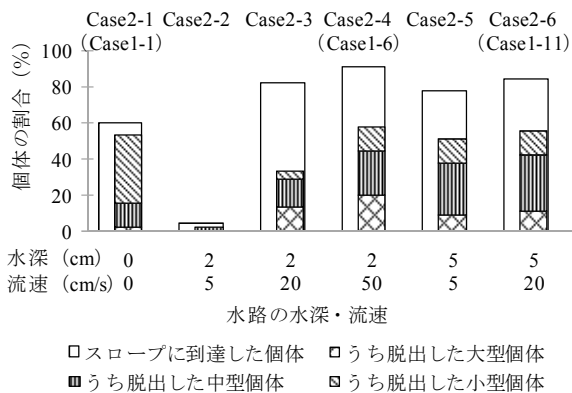


Fig. 10 異なる水深 (0, 2, 5cm)・流速条件 (0, 5, 20, 50cm/s) の組み合わせにおけるスロープ到達率と水路脱出率

Proportion of individuals reaching sloped walls and escaping from the channel after dropping into the channel with a combination of depths of {0, 2 and 5 cm} and average flow velocities of {0, 5, 20 and 50 cm/s}

スロープ到達率は傾斜角 30°で 92% (Case1-6) になったが、傾斜角 90° (スロープなし) では 4% (Case1-10) まで低下した (Fig. 9 の b)。水路脱出率は傾斜角 30°で 62% (Case1-6) であったが、傾斜角 75°以上 (Case1-9, 1-10) になると急激に 0% になった。この傾向は Case1-11~1-15 でも同様であった (Fig. 9 の c)。スロープの傾斜角が大きくなるほど、スロープ到達率および水路脱出率は低くなる傾向がみられた (ANOVA, スロープ到達率:  $p < 0.01$ , 水路脱出率:  $p < 0.01$ )。

一方、水深 (・流速) に着目すると、スロープ到達率は水深 2cm (流速 50cm/s) の時 2 (Case1-10) ~91% (Case1-6, 1-7), 水深 5cm (流速 20cm/s) の時 0 (Case1-15) ~84% (Case1-11, 1-12) であった。水路脱出率は水深 2cm (流速 50cm/s) の時 0 (Case1-9, 1-10) ~62% (Case1-7), 水深 5cm (流速 20cm/s) の時 0 (Case1-14, 1-15) ~56% (Case1-11) であった。スロープ到達率と水路脱出率ともに水深 (・流速) による違いは認められなかった (ANOVA, スロープ到達率:  $p > 0.05$ ; 水路脱出率:  $p > 0.05$ )。

傾斜角 30~60° (Case 1-6~1-8 および 1-11~1-13) では、小型・中型・大型のいずれの体長区分の個体も脱出した。これらの Case について、体長区分別の個体数を VTR の静止画像から推定、体長区分別の水路脱出率を算出し、体長区分、傾斜角および水深 (・流速) による水路脱出率の差を比較した。しかし、どの因子についても特徴的な傾向はみられず、統計的に有意な差もなかった (ANOVA,  $p > 0.05$ )。水路脱出率と同様に傾斜角 30°と 45°のスロープ到達率はほぼ等しかった (Fig. 9 の b, c)。しかし、傾斜角 45°ではスロープに到達後、上陸する過程で足を滑らせる大型個体が 8 個体みられた。

(3) 実験② 傾斜角 30°のスロープにおける水深・流速による水路脱出率への影響

1) Case2-1 (コントロール)

Case2-1~2-6 について、スロープ到達率と水路脱出率を Fig. 10 に示す。Case2-1 ではスロープ到達率は 60%, 水路脱出率は 53%であった。

2) Case2-2~2-6 (通水条件下)

Case 2-2 (水深 2cm・流速 5cm/s) のスロープ到達率は 4%, 水路脱出率は 2%であった。Case2-3~2-6 (水深 5cm 以上もしくは流速 20cm/s 以上) のスロープ到達率は 78 (Case2-5) ~91% (Case2-4), 水路脱出率は 33 (Case2-3) ~58% (Case2-4) であった (Fig. 10)。Case 2-2 でのスロープ到達率および水路脱出率は Case2-3~2-6 での値と比較して著しく低かった ( $\chi^2$ 検定, Tukey 検定,  $p < 0.01$ )。なお、大型 4 個体 (Case2-2 の 3 個体, Case2-5 の 1 個体) はスロープ区間以外で跳躍して水路から脱出した。

3.1.3 考察

(1) 脱出しやすいスロープの傾斜角

スロープの傾斜角を変えてスロープ到達率および水路脱出率を試験した結果 (実験①), 傾斜角 30°と 45°では同程度に高いスロープ到達率および水路脱出率を示した (Fig. 9)。しかし、傾斜角 45°ではスロープに上陸する際に足を滑らせる行動、もしくは登攀する際に滑落する行動が特に

大型個体で観察され、傾斜角 45°のスロープは大型個体にとって登攀しにくかったと推察される。登攀個体の観察から、指に吸盤を持たない本種は、水路壁やスロープの凹凸に指を掛けながら登攀していた。大きな個体ほど、同じ大きさの凹凸に対して指を掛けにくくなるため、登攀能力が相対的に低くなるのかもしれない。

一方で、跳躍による水路からの脱出が体長 38~62mm の個体で観察されており、大きな個体では跳躍による水路からの脱出も期待される。本種の体長と水平方向の跳躍距離との間に正の相関が報告されており(梶屋ら, 2000), 本種と近縁のナゴヤダルマガエルおよびトノサマガエルでも同様の傾向が報告されている(土井, 2002)。水路から脱出する際に必要となる垂直方向の跳躍能力をこれらから議論することはできないが、大きな個体は垂直方向の跳躍能力も大きいと推察される。しかし、水路壁がより高い水路や個体の後脚が水路底に届かない大水深の水路では、跳躍での脱出は困難になるだろう。したがって、部分タイプの脱出工でスロープを設置する場合や全面タイプの脱出工で壁面を傾斜させる場合には、大きな個体の登攀能力にも配慮する必要があり、傾斜角を 30°以下とすることで、個体がより脱出しやすいと考えられる。

スロープの登攀能力について、変態直後のアズマヒキガエル幼体(体長は記載されていない)でも同様の結果、すなわち傾斜角 60°以下で登攀でき、傾斜角が小さいほど道路側溝からの脱出率が相対的に高かったことが報告されている(大河内ら, 2001)。吸盤をもたない他の種についても登攀能力を体長別に把握し、これらの種別にスロープの傾斜角と水路脱出率との関係を明らかにする必要がある。

## (2) 脱出を促す水理条件

水路の水深と平均流速を変えてスロープ到達率と水路脱出率を試験した結果(実験②), 水深 2cm・流速 5cm/s (Case2-2)でのスロープ到達率は他の条件 (Case2-3~2-6) と比べて著しく低かった (Fig. 10)。この条件では、個体は自由に移動または静止でき、下流への移動傾向が弱かったことから、スロープ区間にたどり着く個体が少なかったと考えられる。また水のない条件 (Case2-1)において、個体はスロープ区間の中央に転落したにもかかわらず、スロープ到達率は流水条件下 (Case2-3~2-6) での値と比べて低く (Fig. 10), 目の前にあるスロープを必ずしも利用しなかった。すなわち、行動が阻害されない水理条件の場所に転落した個体は、自由に移動するが故に脱出工に到達できない可能性がある。

では、水路を流下してスロープ区間に来た個体は、この区間を通過せずにスロープに到達するのだろうか。個体がスロープに到達する理由について、実験での観察から、後脚が水路底に届かない水深では岸辺を目指すという行動特性によると仮定し、補足的な試験を行なった。補足試験では、FRP 水槽 (116cm×77cm) を水深 10cm (個体の後脚は底に届かない) に湛水し、トウキョウダルマガエル 20 個体を転落させた。水槽に転落した個体は遊泳と静止を繰り返したが、1 分間隔で水槽直上から写真撮影して個体の分布を確認したところ、壁につかまっている個体数 (13±5; 平

均±標準偏差) はつかまっていない個体数 (7±5) に比べて有意に多かった (ANOVA,  $df=1$ ,  $F=161$ ,  $p<0.01$ )。以上の結果により、自由に遊泳できる静水条件ですら遊泳せずに壁につかまっていることが多かったことから、遊泳行動が制限される流水条件下ではこの傾向がますます強まると考えられる。実際には、実験水路の水面の水流は拡幅部でわずかにスロープに向かう場所もあり (Fig. 7), 流下してきた個体はいつでもスロープに到達しやすかったと推察される。したがって、脱出工より上流において、下流への移動傾向を高める水理条件に設定すれば、本種は水路壁に沿って移動し、下流に配置されている脱出工に到達できると考えられる。

## (3) トウキョウダルマガエルの遊泳能力の推定

各 Case では、転落後の個体について、流れに逆らう遊泳行動がしばしば観察された。個体の主な遊泳行動は 3 過程に分類され、このうち連続して両脚で蹴り出す行動を遊泳の基本(以下、「基本遊泳」とする)とみなした。そこで補足的に、流れに対する基本遊泳の遊泳速度(=移動距離 cm/時間 s)と遊泳時間を、その観察頻度が高かった Case1-10 および Case1-15 について体長区分別に算出した。

その結果、基本遊泳時の遊泳速度は平均 29(流速 20cm/s, 小型個体)~62cm/s(流速 50cm/s, 大型個体)であり、体長の大きな個体ほど、また流速が大きいほど遊泳速度は大きかった。一方で、遊泳時間は体長や流速による違いは認められず、平均 1.2~3.2s であった。なお、流速 5cm/s 時でも、流速 20cm/s 時と同程度の遊泳速度[平均 21(小型個体)~32cm/s(大型個体)]および遊泳時間(平均 1.3s)であった。すなわち、緩い流速であっても 1 回の基本遊泳で上流へ移動できる距離は短く、本種が遊泳して上流へ移動するのは困難であると考えられる。現場のコンクリート水路においても本種が下流に流される様子が頻繁に観察され、本種は流水中の遊泳を得意としないと考えられる。

したがって、部分タイプの脱出工を設置する場合には、流されて脱出工を通過しないように脱出工の周囲の流速を小さくすること、および更に下流へと流された個体が脱出する機会をつくるために複数箇所に脱出工を設けることが必要だと考えられる。特に脱出工の周辺では設計流量に対して流速をできるだけ小さくすることが、個体を脱出しやすくする上で重要だと考えられる。

### 3.1.4 まとめ

コンクリート水路に転落したカエル類が脱出できるための脱出工について、部分タイプの脱出工の性能を評価した。供試個体には、登攀能力が低く、ほ場整備等の影響を受けやすいとされるトウキョウダルマガエルを用いた。試験条件として、脱出工のスロープの傾斜角および水路の水深・流速を変えながら試験を繰り返した。その結果、以下が明らかになった。

①脱出工のスロープの傾斜角を変えながら水路脱出率を計測した結果、通水している場合、傾斜角 30~45°で水路脱出率は 50~60%であった。傾斜角が大きくなると水路脱出率が低下し、75~90°で水路脱出率は 0%であった。

すなわち、脱出工のスロープの傾斜角は 30~45°で水路脱出率が相対的に高かった。更に、本種の大型個体の登攀しやすさを考慮して、30°以下が望ましいと考えられた。

- ②水路の水深と流速を変えながら水路脱出率を計測した結果、水深 2cm・流速 5cm/s での水路脱出率は 2%と低く、水深 5cm 以上もしくは流速 20cm/s 以上では、水路脱出率は 33~58%であった。前者の条件では、個体が自由に行動できるように脱出工に到達せず、後者の条件では、個体が自由に行動しにくくなり、水路壁にとりつこうとしながら壁沿いを流下する途中で脱出工に到達すると考えられた。したがって、個体が自由に行動しにくい水理条件とすること、例えば脱出工より上流で個体の後脚が水路底に届かない水深に設定することで、脱出を促すことができると考えられた。
- ③個体の遊泳能力を解析した結果、遊泳速度は流速条件によって平均 29~62cm/s、遊泳時間は平均 1.2~3.2s であった。個体が遊泳して上流に移動するのは難しいと考えられることから、脱出工の周辺では、個体が流されて脱出工を通過しないよう、設計流量に対して流速をできるだけ小さくする必要があったと考えられた。

水深・流速のコントロールが容易な現地では、②および③のような水理条件の配慮が特に有効だと推測される。ただし、灌漑期の用・排水路のように本実験での水深・流速条件を上回る場合や、遊泳能力・登攀能力がより低いと推察される変態直後の個体が転落した場合、別の種が転落した場合には水路脱出率は異なると考えられることから、条件を変えて更に知見を蓄積する必要がある。

### 3.2 着脱式の脱出工の試作および性能評価

本節では、既存のコンクリート水路で移動障害を解消できるよう、簡便に設置・取り外しできる着脱式の脱出工を 3.1 節の成果を参考にして試作し、その性能を評価する。実験には、カエル類の種間で運動能力の違いが指摘されていることから(梶屋ら, 2000; 土井, 2002)、トウキョウダルマガエルおよびニホンアカガエルの 2 種 (Fig. 3) を用いた。実験条件は、3.1 節でカエル類の脱出行動への影響が示唆された水路の通水の有無、およびこれまで未解明であった脱出工の設置数とした。

#### 3.2.1 実験方法

##### (1) 供試個体

トウキョウダルマガエルは、2008 年 9~10 月に茨城県つくばみらい市の平地に広がる水田において、手網により捕獲した 40 個体を実験に用いた。捕獲後の個体は 400L 水槽 (幅 60cm×長さ 140cm×深さ 49cm) に収容し、所内で採集した昆虫類を餌として飼育した。

ニホンアカガエルは、実験に必要な個体数を現場で確保するのが困難であったことから、飼育個体を実験に用いた。飼育個体は、本種の卵塊を 2008 年 3~4 月に栃木県および茨城県内の谷津田で採集し、所内の屋外飼育施設 (11m×30m) にて成育したものである。

供試個体の体長(頭胴長)分布図は Fig. 11 のようになり、トウキョウダルマガエルは体長 36±4mm (平均±標準偏差、延べ 159 個体)、ニホンアカガエルは 41±8mm (延べ 158 個体) であった。

##### (2) 実験施設

実験施設の概要を Fig. 12 に示す。ここでは実験条件の設定や行動観察の容易さ等を考慮して、所内の屋外実験水路を用いた。水路は U 字溝 (JIS A 5372 ベンチフリューム 2 種 500 型、水路幅 50cm、深さ 39cm) であり、水路延長 30m、勾配 1/180 である。実験用水は循環しており、ポンプによって貯水槽から汲み上げられ、上流端の三角堰、水路、下流端の水位調節ゲートを順に通って貯水槽に流入する。水路の土羽は高さ約 1cm に刈り込まれた芝生で、ほぼ水平であった。

実験では、水路延長に制限があることから、個体の転落位置を上流端から 3m 地点に、脱出工の設置位置を 6m および 26m 地点に設定した (以下、脱出工を区別する場合にはそれぞれ「上流脱出工」、「下流脱出工」とする)。貯水槽への個体の転落防止ネットを 29m 地点に設置した。また、水路を脱出した個体が施設の外に逸出することを防ぐため、プラスチック製波板による高さ 40cm の囲いを設置した (Fig. 12)。

##### (3) 着脱式の脱出工の試作

既設の U 字溝 (用水・排水用の末端水路・小水路を想定) に着脱可能な脱出工として脱出工 A~C を試作した (Fig. 13)。脱出工 A は、個体が水路壁沿いを流下しやすいという 3.1 節の結果を参考に、1m の区間にわたってネット (ポリエチレン製、4mm 目合、青色) を垂らしたものである (Fig. 13 の a)。ネットは鉄製の杭により 3 箇所で水路の土羽に固定した。ネットの裏側を個体が登攀した場合を考慮して、土羽へと抜け出せるように、個体がくぐれる隙間を設けた。

脱出工 B は、U 字溝に橋 (幅 4cm) を架け、両脇に木製スロープ (幅 4cm) を設置したものである (Fig. 13 の b)。

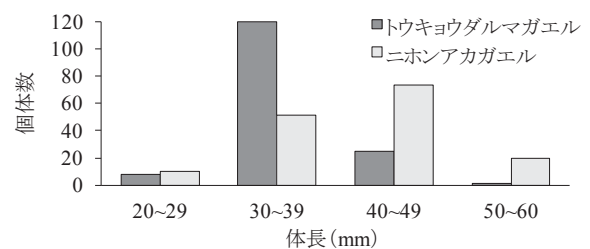


Fig. 11 供試個体の体長分布

Distribution of body length of test individuals

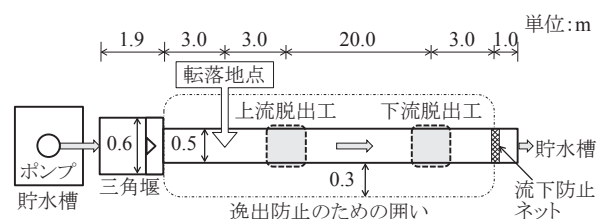


Fig. 12 実験水路の概要図

Diagram of experiment device

スロープの傾斜角は、3.1節の結果を参考に30°とした。スロープと水路壁との間にできた隙間を4mm目合のネットで覆った。このネットをスロープの表面にも貼り、滑り止めとした。

脱出工Cは、脱出工Bの両側のスロープ間に針金を張り、橋部分から4mm目合のネットを垂らしたものである (Fig. 13のc)。ネットは針金に掛けられている。通水させない実験条件では、針金はスロープの最下端の位置に張った。通水させる実験条件では、針金は水面下1cmに適宜調節し、これにより水の流れを遮る部分を極力小さくして、ネットによる通水障害を軽減させるようにした。

#### (4) 実験条件

脱出工の種類、脱出工の設置数、通水の有無の各条件による対象種の水路脱出率の差異を比較するため、Table 4に示す実験条件を設定した。脱出工の種類は、非設置および脱出工 A~C の4水準とした。脱出工の設置数は、1箇所および2箇所の2水準とした。1箇所の場合には上流脱出工を、2箇所の場合には上流脱出工および下流脱出工を設置した (Fig. 12)。

通水の有無は、通水なし、および通水ありの2水準とした。通水時には、トウキョウダルマガエルが息巻する現場の水路で著者が測定した水深および流速 (個体が水面付近で静止・遊泳することが多いため表面流速) の値に近くように通水した。流量は一定 (約20L/s) とした。縦断方向に約2m間隔で測線をとって、水路幅を4等分する3点で水深を測定した結果、水深は16±5cm (平均±標準偏差) であった。同じ測定点において、水面下1cmで流速を測定

(KENEK社製VP2000を使用)した結果、流速は36±8cm/sであった。流量、水深および水路の横断面の形状から通水断面の平均流速を計算すると、断面平均流速は29±10cm/sであった。なお、上記の流量は、用水路に対して適正用水量20~30mm/d (農林水産省構造改善局計画部資源課, 2000) を水田面積5~8ha (概ねほ区レベル) に与える流量に相当する。排水路の流量は、降雨時を除けば、これよりも小さいと推察される。流速について、参照した現場は平地で、水路勾配が比較的小さい地域であり、勾配の大きい地域の水路であれば同じ流量でもより大きな流速になると推察される。

実験では、供試個体数の不足から、同一個体を繰り返し用いることが避けられなかった。実験期間の長期化や反復による疲労や慣れを防ぐため、対象種、脱出工の種類、脱出工の設置数および通水の有無を組み合わせた実験条件 (Table 4) を設定した。実験順は無作為に選定した。

#### (5) 実験方法

各Caseの条件 (Table 4) を設定した後、対象種 (トウキョウダルマガエルもしくはニホンアカガエル) 20個体を供試個体として無作為に選んだ。本実験では、運動に影響を与える指切りやタグ等の個体識別を避ける必要があり、一方で実験開始からの経過時間を把握する必要があったことから、供試個体を転落地点 (Fig. 12) に一斉に転落させる方法を採用した。転落時点を実験開始とし、以降60分間を実験時間とした。実験中の個体の移動や脱出行動等を目視で観察し、特徴的な行動を記録した。

水路から脱出した個体は除去し、その体長を計測した。また、水路の上・下流端に到達した個体は、実験区間外に移動したとみなして除去し、同様に体長を計測した。なお、個体の観察および除去作業が個体の行動に影響を与えないように注意した。実験終了時に水路内に残留していた個体はすべて水路から除去し、体長を計測した。各Caseの実験

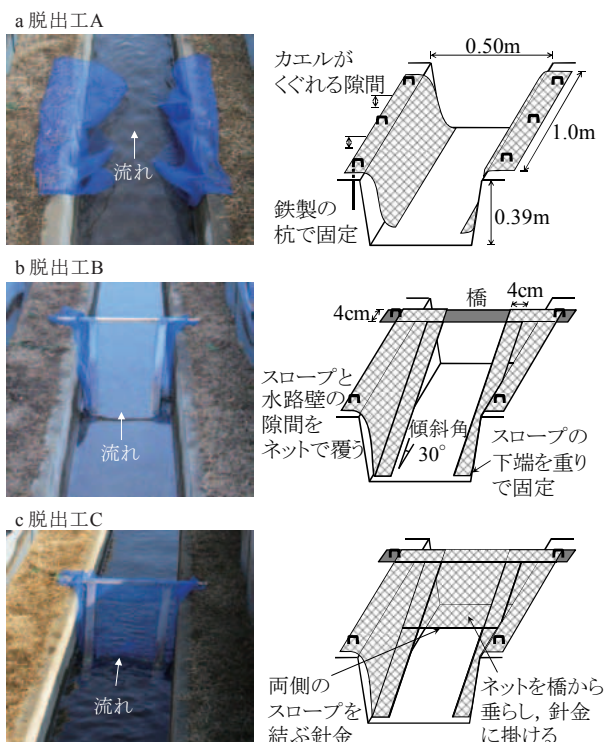


Fig. 13 試作した脱出工

Prototypes of escape countermeasures

Table 4 実験条件一覧  
Experimental conditions

Case <sup>1)</sup>	対象種 <sup>2)</sup>	脱出工の種類	設置数	通水の有無	実験順
1	トウ	なし	0	なし	1
2	トウ	なし	0	あり	14
3	トウ	A	1	なし	3
4	トウ	A	2	あり	10
5	トウ	B	1	あり	8
6	トウ	B	2	なし	6
7	トウ	C	1	あり	11
8	トウ	C	2	なし	15
9	ニホ	なし	0	あり	2
10	ニホ	なし	0	なし	9
11	ニホ	A	1	あり	4
12	ニホ	A	2	なし	5
13	ニホ	B	1	なし	7
14	ニホ	B	2	あり	16
15	ニホ	C	1	なし	13
16	ニホ	C	2	あり	12

<sup>1)</sup> Case 番号は便宜的に割り振った。<sup>2)</sup> トウ：トウキョウダルマガエル、ニホ：ニホンアカガエル。

終了後、用いた個体は元の飼育水槽および飼育施設に戻した。

実験は2008年10月3～22日の日中(10～17時)に行なった。原則的に、それぞれの対象種について1日1Caseとして、1～2日間隔で実験を行なった。実験時の気温は $22.5 \pm 1.8^\circ\text{C}$ 、水温は $20.5 \pm 0.7^\circ\text{C}$ 、湿度は $68.3 \pm 7.7\%$ であった。

### (6) 解析方法

各Caseについて、水路脱出率(供試個体数に占める水路から脱出した個体数の割合)を算出した。ただし、実験に用いた延べ320個体のうち3個体が水路下流端のネットを乗り越える等により実験中に水路内から逸出したことから、その個体数は水路脱出率の分母とする供試個体数から除外して、水路脱出率を算出した。

対象種(トウキョウダルマガエル、ニホンアカガエル)、脱出工の種類(脱出工なし、脱出工A、脱出工B、脱出工C)、設置数(1箇所、2箇所)および通水条件(通水なし、通水あり)の主効果並びに2因子間の交互作用による水路脱出率の差異を、分散分析により解析した。ここで、主効果とは各因子による単独の影響のことであり、交互作用とは一方の因子の値によって他方の因子が結果に与える影響が異なることである。分母が異なる比率のデータは母集団の正規性が仮定できないため、水路脱出率を逆正弦変換した値を分散分析に用いた。要因変動の小さい因子は誤差としてプーリングした(中村, 1997)。有意( $F$ 検定, 5%水準)な因子は、多重比較(Tukey's HSD検定)を行なった。解析には統計解析ソフトウェア R version 2.9.0 (R Development Core Team, 2009)を用いた。

### 3.2.2 結果

### (1) 転落後の個体の行動

通水なしの条件(Case1, 3, 6, 8, 10, 12, 13, 15)では、転落後の個体は転落地点から上流・下流方向の両方に分散した。実験開始から3分間で下流端(転落地点から26m下流)に到達した個体や、水路の上流側・下流側を行き来した個体中にはみられた。

通水ありの条件(Case2, 4, 5, 7, 9, 11, 14, 16)では、すべての個体が下流に移動した。その過程で、受動的に流下した個体や、流れに逆らって遊泳した個体、前肢で水路壁につかまった個体が観察された。概して個体は潜らずに、水面を流下・遊泳した。脱出工の設置区間に到達した個体の中には、脱出工を素通りした個体や、ネット(脱出工A)およびスロープ(脱出工B, C)の途中で静止して実験終了まで水路から脱出しなかった個体もみられた。

水路から脱出した個体は、ほとんどのCaseにおいて脱出工を利用した(Table 5)。その割合は全体で26%(317個体のうち81個体, 体長29～54mm)であった。脱出工を利用せずに脱出した個体は1%(通水のないCase10, 12, 15。ニホンアカガエル4個体, 体長43～49mm)であり、跳躍して脱出する様子が観察された。

トウキョウダルマガエルを対象種としたCase1～8について、その体長の範囲が等分されるように2分し(小型: 29～39mm;  $n=131$ , 大型: 40～51mm;  $n=27$ ), 水路脱出率を比較した。その結果、小型個体の水路脱出率(平均21%)は大型個体の水路脱出率(9%)よりも有意に高かった(Fig. 14, 逆正弦変換した水路脱出率による $t$ 検定,  $p<0.05$ )。ニホンアカガエル(Case9～16)では、体長区分(小型: 26～40mm;  $n=68$ , 大型: 41～56mm;  $n=85$ )による水路脱出率(小型:34%, 大型:35%)の差は見られなかった( $p>0.05$ )。

Table 5 各Caseにおける観測値

Results of each experiment

Case	実験条件				供試個体数	脱出しなかった個体数					脱出した個体数				水路脱出率 (%)	脱出工到達率 <sup>2)</sup> (%)	
	対象種 <sup>1)</sup>	脱出工の種類	設置数	通水の有無		実験終了時の個体の位置				合計	脱出工を利用			跳躍等			合計
						上流脱出工	下流脱出工	小計	脱出工以外		上流脱出工	下流脱出工	小計				
1	トウ	なし	0	なし	19 <sup>3)</sup>	-	-	-	19	19	-	-	-	0	0	0	-
2	トウ	なし	0	あり	20	-	-	-	20	20	-	-	-	0	0	0	-
3	トウ	A	1	なし	20	0	-	0	19	19	1	-	1	0	1	5	5
4	トウ	A	2	あり	20	0	4	4	14	18	0	2	2	0	2	10	30
5	トウ	B	1	あり	20	0	-	0	19	19	1	-	1	0	1	5	5
6	トウ	B	2	なし	20	0	0	0	19	19	0	1	1	0	1	5	5
7	トウ	C	1	あり	20	0	-	0	7	7	13	-	13	0	13	65	65
8	トウ	C	2	なし	20	0	0	0	8	8	11	1	12	0	12	60	60
9	ニホ	なし	0	あり	20	-	-	-	20	20	-	-	-	0	0	0	-
10	ニホ	なし	0	なし	19 <sup>3)</sup>	-	-	-	17	17	-	-	-	2	2	11	-
11	ニホ	A	1	あり	20	2	-	2	15	17	3	-	3	0	3	15	25
12	ニホ	A	2	なし	20	1	0	1	9	10	5	4	9	1	10	50	50
13	ニホ	B	1	なし	20	0	-	0	17	17	3	-	3	0	3	15	15
14	ニホ	B	2	あり	19 <sup>3)</sup>	0	5	5	0	5	3	11	14	0	14	74	100
15	ニホ	C	1	なし	20	0	-	0	15	15	4	-	4	1	5	25	20
16	ニホ	C	2	あり	20	0	2	2	0	2	12	6	18	0	18	90	100
計					317	3	11	14	218	232	56	25	81	4	85	27	30

<sup>1)</sup> トウ：トウキョウダルマガエル，ニホ：ニホンアカガエル。 <sup>2)</sup> 供試個体数に占める脱出工から脱出した個体数および実験終了時に脱出工に留まっていた個体数の和の割合。 <sup>3)</sup> 実験中に逸出した1個体を除外。



(2) 各因子の水路脱出率への影響

各 Case の結果 (Table 5) をもとに、水路脱出率を逆正弦変換して分散分析を行なった。水路脱出率に影響する因子として、対象種、脱出工の種類および脱出工の設置数の主効果、並びに対象種-設置数間の交互作用が有意であった (Table 6, F 検定,  $p < 0.05$ )。トウキョウダルマガエルの水路脱出率 (平均 19%) よりもニホンアカガエルの水路脱出率 (35%) の方が高かった ( $p < 0.05$ )。なお、通水の有無 (通水なしでの水路脱出率: 21%, 通水あり: 32%) による水路脱出率への影響は小さかった ( $p > 0.05$ )。以下では、脱出工の種類および脱出工の設置数別の水路脱出率を、対象種別に比較する。

(3) 脱出工の種類と水路脱出率

対象種別および脱出工の種類別に水路脱出率を比較すると (Fig. 15), トウキョウダルマガエルの水路脱出率は、脱出工 C (63%) が、脱出工なし (0%), 脱出工 A (8%) および脱出工 B (5%) よりも有意に高かった (Tukey's HSD 検定,  $p < 0.05$ )。ニホンアカガエルの水路脱出率は、脱出工 C (58%), 脱出工 B (44%), 脱出工 A (33%), 脱出工なし (5%) の順に高く、脱出工 B および脱出工 C は脱出工なしよりも有意に高かった ( $p < 0.05$ )。すなわち、脱出工 C では、トウキョウダルマガエルとニホンアカガエルの両種とも水路脱出率が高かった。

(4) 脱出工の設置数と水路脱出率

対象種別および脱出工の設置数別に水路脱出率を比較すると (Fig. 16), トウキョウダルマガエルの水路脱出率は、1 箇所設置する場合 (25%) と 2 箇所設置する場合 (25%) で変わらなかった ( $p > 0.05$ )。ニホンアカガエルの水路脱出

率は、1 箇所設置する場合 (18%) よりも 2 箇所設置する場合 (71%) の方が高かった ( $p < 0.05$ )。

3.2.3 考察

(1) コンクリート水路による移動障害の再確認

フィールド調査による既往研究において、水路改修を伴うほ場整備の実施がカエル類の生息に悪影響を及ぼすことを示唆する結果が得られている (Fujioka and Lane, 1997; 田上ら, 2007; 松澤ら, 2008)。その原因として、工事による直接的なダメージ (表土の剥ぎ取りや現況の土水路の埋め戻し)、水路のコンクリート化による移動障害、生息に適した畦畔の面積の減少 (上陸後の生息スペースの減少) 等が推測されるが (Fig. 2), フィールドのデータからそれぞれの影響を分けて定量することは困難である。一方、本章のような実験は、水路のコンクリート化による移動障害の影響を直接、定量的に評価するものであり、その影響の緩和を図る上での重要な知見を与える。

本節の実験結果では、脱出工以外から脱出できた個体は全体の 1% (トウキョウダルマガエル: 0%, ニホンアカガエル: 3%) に過ぎず、それらの個体はいずれも通水していない条件下で水路から脱出していた (Table 5)。水路や実験の条件は異なるが、3.1 節の試験結果でも、幅 20cm, 深さ 25cm の水路において、脱出工を使わずに跳躍して水路から脱出できたトウキョウダルマガエルは、供試個体全体のわずか 2% であった。3.1 節の実験水路の深さは、現場の U 字溝等のコンクリート水路のうち比較的浅い規格に相当するが、脱出工がない場合 (スロープの傾斜角が 90° の時) の水路脱出率は低い。より深いコンクリート水路では、いっ

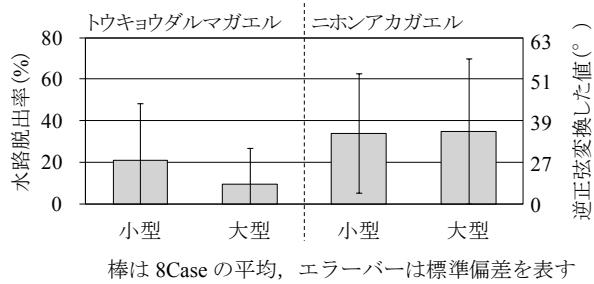


Fig. 14 体長区別の水路脱出率

Differences of proportion escaping between large and small frogs

Table 6 逆正弦変換した水路脱出率に対する分散分析 Allocation on table of orthogonal array

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	p
A: 対象種	1	736	736	13	<0.05 *
B: 脱出工の種類	3	4,407	1,469	26	<0.01 **
C: 設置数	1	879	879	15	<0.01 **
A・Bの交互作用	3	474	158	3	n.s.
A・Cの交互作用	1	793	793	14	<0.01 **
残差 <sup>1)</sup>	6	298	50		
合計	15	7,587	506		

<sup>1)</sup> 通水の有無 (D) 並びに A・D, B・C および B・D の交互作用を残差にプーリングした。

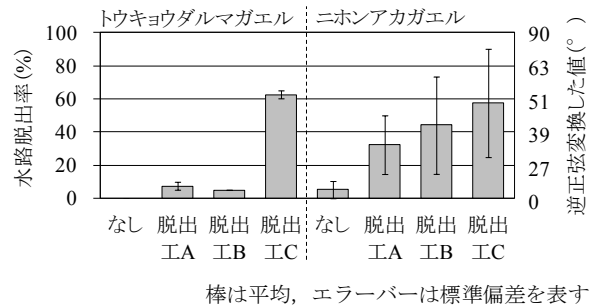


Fig. 15 脱出工の種類別の水路脱出率

Differences of proportion escaping among 3 type countermeasures

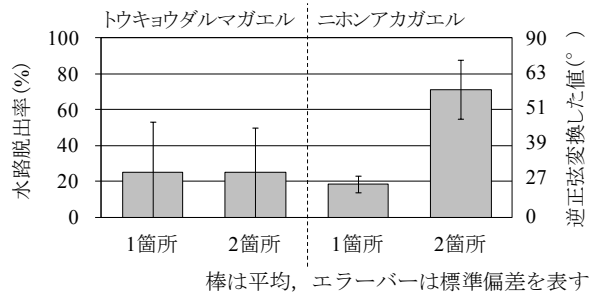


Fig. 16 脱出工の設置数別の水路脱出率

Differences of proportion escaping between the numbers of countermeasures

そうカエル類が脱出しにくくなるであろう。コンクリートの継ぎ目や付着植物、垂下植物等があればそれらを足掛かりに脱出できる可能性があるとしても、何も対策のない従来のコンクリート水路では、転落した後に脱出できる個体は少ないと考えられる。

## (2) 水路脱出率の高い脱出工の構造

本節で試作した脱出工のうち脱出工 A および B (Fig. 13 の a, b) は、ニホンアカガエルの水路脱出率が比較的高かったが、トウキョウダルマガエルの水路脱出率は低かった (Fig. 15)。通水している条件下では、どの個体も水路底に着地して静止することができなかつたこと、および水路壁に沿って個体が移動した傾向は、3.1 節と同様であった。しかし、単純に水路の両脇にネットもしくはスロープを設置しただけでは、脱出工に上陸せずに通過してしまう個体も多く、水路脱出率は高くなかつた。

一方で、水路中央を流下する個体も脱出工に到達できるよう、脱出工の橋部分から水面下 1cm にかけてネットを設置した脱出工 C (Fig. 13 の c) では、両種に対して比較的高い水路脱出率が得られた (Fig. 15)。実際、通水している Case7 (設置数 1, トウキョウダルマガエル) および Case16 (設置数 2, ニホンアカガエル) では、それぞれ 65% および 100% の個体が脱出工に到達していた (Table 5)。個体は概して潜らずに水面を移動することが多かつたため、水路の横断面全体を遮らずとも、水面近くにネットが張られているだけでも高い水路脱出率が得られたと考えられる。

脱出工 C の設置時に水の流れが遮られる部分は左右のスロープ部および水面から水面下 1cm にかけて張られたネット部であり、通水をできるだけ阻害しないように配慮されている。その部分の断面積は、水深 10~30cm 時に水路断面の約 3 割であり、脱出工 B の設置時に流れが遮られる断面積と比べて大差がない。しかし、その付近で部分的に流速が減少したり、長時間設置すれば流下するゴミを捕捉したりすることで、通水を阻害する恐れがある。営農や水路の維持管理に支障がないように、通水性の時間変化とそれに伴う水質や見た目への影響の評価を加える必要がある。

## (3) 脱出工の複数設置の効果

ニホンアカガエルでは、脱出工を 2 箇所設置した際に 1 箇所よりも水路脱出率が有意に高く、設置数を増やすことで脱出させやすくなることが確認された (Fig. 16)。2 箇所設置時の水路脱出率 (71%) が 1 箇所設置時の水路脱出率 (18%) よりも著しく高かつた理由は明らかではなかつた。実際、2 箇所設置時の上流および下流脱出工それぞれからの脱出個体数 (それぞれ  $7 \pm 4$  個体および  $7 \pm 3$  個体、平均  $\pm$  標準偏差) は、1 箇所設置時の脱出個体数 ( $3 \pm 0$ ) よりも多い傾向があつたが、その差は有意ではなかつた (Kruskal-Wallis 検定,  $p > 0.05$ )。本実験結果からは明らかにできないが、通水していない水路では個体が上流側・下流側を行き来するため、脱出工の密度を 2 倍にした時に脱出工に到達し脱出する機会が 2 倍以上に増すかもしれない。このことは、今後の興味深い検討課題といえる。

トウキョウダルマガエルの水路脱出率は、1 箇所設置時

と 2 箇所設置時で変わらなかつた。しかし、脱出工を 2 箇所設置した Case のうち Case4 および Case6 では、脱出した計 3 個体はいずれも下流脱出工を使用していた。Case4 の 4 個体は、実験時間 (60 分間) 内に脱出しなかつたものの、下流脱出工に登攀する途中だった。したがって、トウキョウダルマガエルについても、脱出工の設置数を増やすことで脱出させやすくなると推察される。

## (4) カエル類の種による脱出能力の違い

本実験で用いた 2 種の供試個体間では、ニホンアカガエルの方が水路脱出率は高かつた。更に脱出工を利用せずに脱出した 4 個体はいずれもニホンアカガエルであつた。運動能力の種間差について、梶屋ら (2000) は、ニホンアカガエルの方がトウキョウダルマガエルよりも水平方向の跳躍距離が長いことを報告している。水路からの脱出能力に関わる遊泳能力や垂直方向の跳躍能力および登攀能力を種ごとに明らかにした知見は見当たらないが、本実験の中で跳躍によって水路から脱出できたニホンアカガエルは、トウキョウダルマガエルより垂直方向の跳躍能力が高く、更に水路からの脱出能力も高いと推察される。

トウキョウダルマガエルでは、3.1 節の結果と同様に、大型個体よりも小型個体の水路脱出率の方が高かつた (Fig. 14)。登攀による水路からの脱出という点では、大きい個体ほど有利というわけではないことが示唆される。そのため、脱出工の開発や設置の際には、小さな個体だけでなく大きな個体も脱出できる対策とする必要がある。

なお、本実験では幅広い体長の個体を供試したが (Fig. 11)、変態直後の個体は用いなかつた。変態直後の個体は、本実験での供試個体と遊泳能力や登攀能力が異なると推察され、水路からの脱出に際して致命的となる条件が異なる可能性が残るため、時期や供試個体の体長を変えての実験が更に必要だろう。

本節で対象としたのは、指に吸盤を持たないため、水路からの脱出能力が低いと推察されるトウキョウダルマガエルおよびニホンアカガエルの 2 種であつた。一方で、それ以外の種について、数種間で跳躍能力の差が指摘されていることから (梶屋ら, 2000)、脱出能力も種間で異なると推察される。また、水路に転落した後の行動特性も種間で異なるかもしれない。そのため、農村生態系に生息するカエル類の種 (Table 1) ごとに、行動特性および脱出能力の知見を更に蓄積する必要がある。脱出工を設置する際には、現場の生息種を把握するとともに、蓄積した知見も活用しながら、脱出能力がより低い種を対象にした対策とすることになろう。トウキョウダルマガエルとニホンアカガエルが同所的に生息する地域で移動障害の解消を図る場合には、脱出能力がより低いトウキョウダルマガエルに合わせた対策が必要だと考えられる。

### 3.2.4 まとめ

コンクリート水路に転落したカエル類が水路から脱出できるように、既存の水路に簡便に設置できる着脱式の部分タイプの脱出工 3 種を試作した。トウキョウダルマガエルおよびニホンアカガエルを対象に、脱出工の種類、設置数

(1 箇所/2 箇所) および通水条件 (通水あり/通水なし) を変えながら、水路脱出率に基づき性能を評価した。その結果、以下が明らかになった。

- ①脱出工以外から脱出できた個体は全体の1% (トウキョウダルマガエル: 0%, ニホンアカガエル: 3%) に過ぎず、それらの個体はいずれも通水していない条件下で水路から脱出していた。何の対策も施していない従来のコンクリート水路では、コンクリートの継ぎ目や付着植物、垂下植物等があればそれらを足掛かりに脱出できる可能性があるとしても、転落した後に脱出できる個体は少ないと考えられた。
- ②脱出工の種間で比較すると、脱出工 C で水路脱出率が相対的に高く (トウキョウダルマガエルの水路脱出率 63%, ニホンアカガエルの水路脱出率 58%), 脱出工 B (5%, 44%) と脱出工 A (8%, 33%) の水路脱出率は低~中程度であった。水路の両脇にスロープやネットを設置するだけでなく、脱出工 C のように水路中央からも脱出できる構造にすることで、個体を脱出させやすいと考えられた。試作した脱出工は、ゴミの捕捉等に伴って通水を阻害しないかどうかを更に検討する必要があるが、既存の水路に安価かつ容易に設置できるとともに、草刈等の維持管理作業の際に一時的に取り外すことができる特徴を持ち、脱出工として有用であると考えられた。
- ③脱出工を複数箇所に設置することで、個体を脱出させやすくなった。効果的に脱出対策を講じる上で重要となる脱出工の施工密度や設置間隔による水路脱出率の増減の定量評価については未実施であり、流速の違いによる影響の評価を含めて更なる研究が必要である。
- ④供試個体間では、トウキョウダルマガエルはニホンアカガエルよりもコンクリート水路からの脱出能力が低かった。またトウキョウダルマガエルは体長の大きな個体の水路脱出率が低かったが、ニホンアカガエルでは体長による水路脱出率の違いはなかった。両種がともに生息する地区では、トウキョウダルマガエルの脱出を対策の目標とするべきだと考えられた。

**3.3 水路脱出率に基づく横断成功率の推定**

3.1 節および 3.2 節では、トウキョウダルマガエルおよびニホンアカガエルの水路脱出率を計測した。移動経路上にあるコンクリート水路を横断して生息場間を移動する上では、コンクリート水路から脱出する際に転落前と反対側に脱出できること (例えば、左岸の土羽にいた個体が、転落後に右岸の土羽に脱出できること)、つまり横断の成功がより重要といえる。そこで本節では、脱出工における水路脱出率と水路の横断成功率との関係を考察する。

渡部ら (2012) は、橋およびスロープ (3.2 節で試作した着脱式の脱出工 B と類似の構造) を設けたコンクリート水路の模型 (Fig. 17) において、水路の土羽にニホンアカガエル (体長 33~46mm, N=14, 1case につき 1 個体) を放し、その後 4 時間の行動を観察した。水路の直上に設置したカメラにより 10 秒間隔で水路内を連続撮影し、個体の移

動の軌跡を調べた (Fig. 18)。

実験時に観察された主な行動を Table 7 に列挙する。水路に転落した後、コンクリートの壁を登って土羽に脱出した個体はおらず、水路から土羽に脱出した個体 (計 17 回) は、すべてスロープを通った。このうち、9 回は転落前と反対側に脱出 (横断に成功) し、8 回は転落前と同じ土羽に脱出 (脱出したが横断に失敗) した。すなわち、コンクリート水路への 1 回の転落に対して、横断成功回数は脱出回数の 5 割であった。

上記の結果によれば、水路への 1 回の転落に対して、水路脱出率  $E$  と横断成功率  $C$  は  $C=E/2$  で表わせようである。他方、転落前と同じ側の土羽に脱出した個体が、水路の横断を繰り返し試みる場合、横断成功率は  $C=E/2+(E/2)^2+\dots$

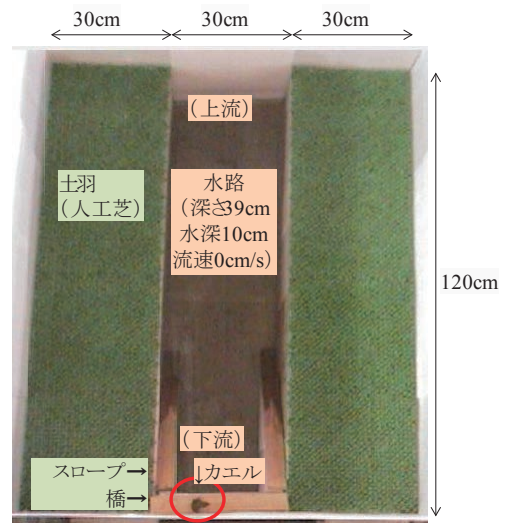


Fig. 17 実験装置の概要  
Diagram of experiment device

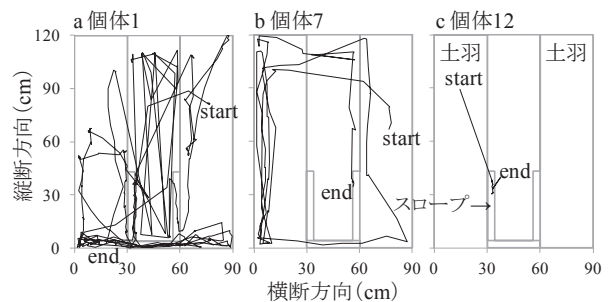


Fig. 18 4 時間の実験における個体の移動軌跡の例  
Example of individual trajectories for 4 hours

Table 7 実験水路で観察された個体の行動の例  
Example of individual actions

・ 静止している	・ 土羽を歩き回る
・ 水路に転落する	・ 水路内を泳ぎ回る
・ 水路壁にしがみつくとく	・ スロープに上陸する
・ スロープを登って水路から脱出する	
・ 跳躍して水路を横断する	・ 橋を通して水路を横断する

$+ (E/2)^n + \dots \approx E/(2-E)$ と計算される。実際には個体数は整数であり、転落回数が有限であることから、横断成功率は個体数の影響を受けると考えられる。そこで横断を試みる個体数  $N$  を変えながら横断成功率を計算した結果を Fig. 19 に示す。なお、 $N$  が 200 以上では概ね  $C=E/(2-E)$  の曲線と一致したが、いずれも横断成功率は 100% 未満であった。そのため、脱出工において、水路脱出率に対する横断成功率の範囲は、 $E/2 \leq C < E/(2-E)$  と推定される。

この結果をもとに、3.1 節および 3.2 節で計測された各脱出工の水路脱出率から、横断成功率を推定した (Table 8)。前述の実験はニホンアカガエルを対象としたが、「1 回の転落に対して、横断成功率が水路脱出率の 5 割」という結果は蓋然性があると考えられるため、トウキョウダルマガエルについてもニホンアカガエルと同様に推定値を計算した。なお、IV 章 (移動対策による個体群保全効果の評価) では、「横断成功率」をパラメータに与えた個体群動態モデルを構築し、個体群存続率を計算する。本節で作成した水路脱出率に基づく横断成功率の推定式は、脱出工を設置した場合の個体群存続率の計算 (4.4 節) に活用できるものである。

#### IV コンクリート水路での移動対策による個体群保全効果

##### 4.1 対象種と個体群動態モデルの骨格の検討

2.2 節で述べたように、脱出工によってカエル類が水路から脱出できるだけでなく、個体群が存続することが重要で

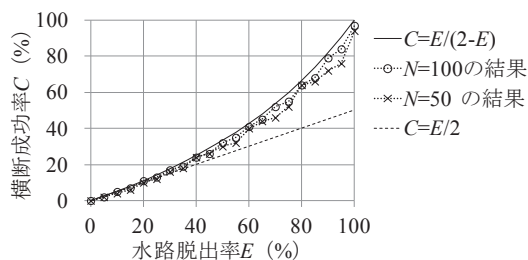


Fig. 19 水路脱出率と横断成功率の関係

Relationship between proportion escaping and proportion succeeding

Table 8 脱出工による横断成功率の推定値

Estimated proportion succeeding via escape countermeasures

		水路 脱出率 <sup>1)</sup>	横断 成功率
3.1 節	トウキョウ	30°のスロープ	40%
	ダルマ	45°のスロープ	36%
	ガエル	60°のスロープ	18%
3.2 節	トウキョウ	着脱式脱出工 A	8%
	ダルマ	着脱式脱出工 B	5%
	ガエル	着脱式脱出工 C	63%
	ニホンアカ	着脱式脱出工 A	33%
	ガエル	着脱式脱出工 B	44%
		着脱式脱出工 C	58%

<sup>1)</sup>水路脱出率は平均を使用。

ある。本章では、個体群保全効果 (カエル類の個体群の存続を可能にする効果) を事前予測・評価するための個体群動態モデルを構築する。更に、個体群動態シミュレーションの結果をもとにコンクリート水路での移動対策 (移動障害を解消する対策) の個体群保全効果の評価する。

本節では、個体群動態モデルの骨格を検討する。カエル類の個体群動態モデルの既往研究では、生息場の分断 (Stephan et al., 2001 ; Hels and Nachman, 2002 ; 松崎, 2010 ; 戸金, 2010) や移入した捕食者 (Doubledee et al., 2003) を考慮した個体群動態モデルが検討されている。またフィールド調査等により、農事暦 (吉田ら, 2007) や畦畔の植生管理 (大澤ら, 2005), 気象条件 (Pellet et al., 2006), 捕食者 (Pope, 2008), 農薬等の化学物質や紫外線, 感染症等 (Mattoon, 2002) によるカエル類への影響が指摘されている。これらの知見をもとに、カエル類の個体群動態モデルに組み込みうる因子を Fig. 20 に整理した。個体属性, 生存・成長, 繁殖, あるいは移動に関連する因子, 人為もしくは人為以外による外部要因等, 様々な因子が考えられる。一方で、個体群動態モデルに組み込むパラメータが増えるほど個体群動態のシミュレーション結果は不安定になる。注目したい事象に応じてパラメータを必要最小限に絞る方が結果の解釈は容易となる。そこで以下では、対象種と、その生態に合わせた個体群動態モデルの骨格を検討する。

第 1 に、生活史の視点から検討する。ニホンアカガエルは移動性の種であり、主に水田で繁殖し (前田・松井, 1999), 繁殖後の親個体および変態・上陸後の当歳個体は、周辺の樹林, 林縁あるいは草地へと移動する (例えば片野ら, 2001 ; Osawa and Katsuno, 2001)。そのため、水田と樹林との間の移動経路上にコンクリート水路がある場合、移動する個体はコンクリート水路に転落する (Fig. 21 の a)。トウキョウダルマガエルは定住性の種であり、年間を通じて水田や土水路に生息し、水田域内を移動している (戸金ら, 2010 ; 森ら, 2009)。水田域を分断するコンクリート水路がある場合、移動する個体はコンクリート水路に転落する (Fig. 21 の b)。したがって、個体群動態モデルは、移動性の種と定住性の種で異なるものになると考えられる。

第 2 に、個体群動態モデルの構築に利用できる生態に関する知見の豊富さについて、ニホンアカガエルでは繁殖生態や移動生態, 年齢構成等に関する知見 (例えば Kobayashi, 1962 ; 倉本ら, 1971 ; 片野ら, 2001 ; Marunouchi et al., 2002 ; Matsushima and Kawata, 2005 ; 大澤・勝野, 2007 ; 森ら, 2008 ; 渡部ら, 2009) がトウキョウダルマガエルを含めた他の種に比べて多い。

第 3 に、個体群動態に関する知見の豊富さについて、ニホンアカガエルは、親個体が 1 年に 1 卵塊を産卵すること (前田・松井, 1999), 早春に稲が植えられる前の水田等, 植生の少ない浅い止水域に産卵するため卵塊を見つけやすいことから、卵塊数をメスの親個体数とみなして計数するモニタリング調査 (以下、「卵塊調査」とする) が水田や池等で行われている (例えば長田, 1978 ; 富岡, 2000 ; 環境省自然環境局生物多様性センター, 2009)。2011 年現在,

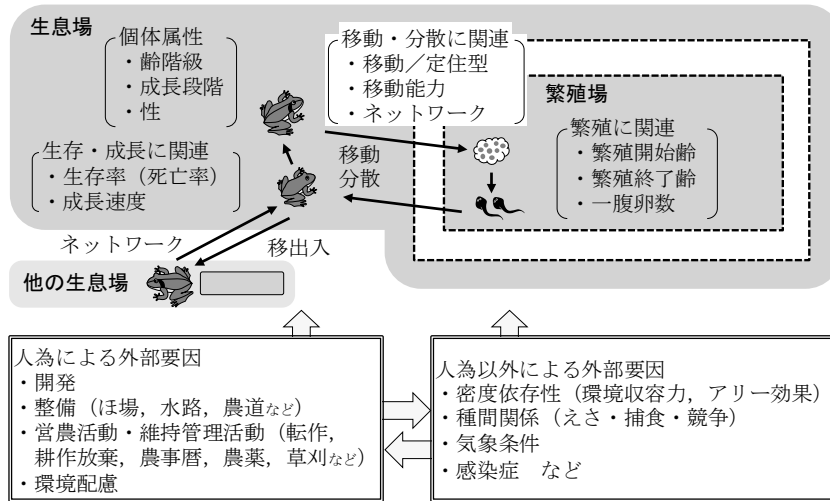


Fig. 20 個体群動態モデルに組み込みうる因子

Variables related to population dynamics models

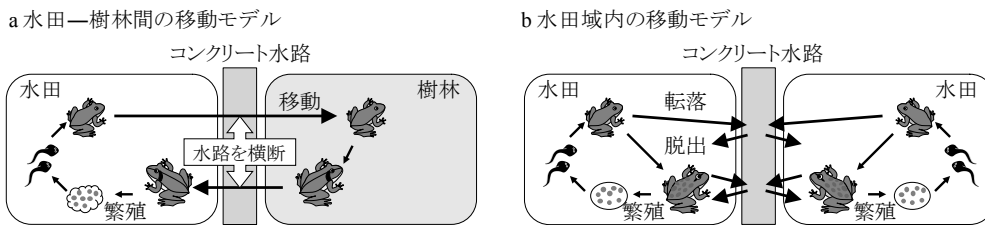


Fig. 21 移動を考慮した個体群動態モデルのイメージ図

Scheme of population dynamics models for migrating frogs

環境省主催の「モニタリングサイト 1000 里地調査」の一環で、全国の 59 地区で卵塊調査が行なわれており（環境省自然環境局生物多様性センター，2012），今後も多地点で、長期間のモニタリングデータの蓄積が進むと見込まれる。

以上のように、知見の豊富さから、まずはニホンアカガエルを評価対象種に設定し、水田—樹林間の移動を考慮した個体群動態モデルを構築することとした。個体群動態モデルは 3 段階（4.2 節～4.4 節）で構築する。4.2 節では、移動を考慮しない場合の年齢階級のメス個体数の動態を計算する個体群動態モデル（以下、「基本モデル」とした）をまず構築する。その上で、シミュレーションに必要なパラメータ値を推定するとともに、基本モデルの妥当性を確認する。4.3 節では、基本モデルへの密度依存性に関するパラメータの組み込みを検討し、「密度依存モデル」を構築する。4.4 節では、水田—樹林間の移動時におけるコンクリート水路の横断行動を考慮し、移動とコンクリート水路の横断成功率のパラメータを組み込んだ個体群動態モデル（以下、「横断モデル」とする）を構築する。コンクリート水路による移動障害の程度が個体群存続率（任意期間後に個体群が存続する確率）に与える影響を明らかにするとともに、移動対策の個体群保全効果を考察する。また、4.5 節では、定住性のトウキョウダルマガエルを評価対象とする場合の水田域内の移動モデルの構築可能性を考察する。

## 4.2 基本モデルの構築およびパラメータ値の推定

本節では、移動を組み込まない場合の年齢階級の個体数の動態を計算する「基本モデル」を構築する。生存率等のパラメータ値を推定するとともに、個体群動態シミュレーションにより基本モデルの妥当性を検討する。

### 4.2.1 方法

#### (1) 基本モデルの構築

年齢構造モデル (age structured model) を用いて年齢階級別個体数の年変動をモデル化した。基本モデルのイメージ図を Fig. 22 に、本節で扱うパラメータを Table 9 に示す。年齢構造モデルは、個体群を複数の年齢階級に分割し、年齢階級ごとに生存率や繁殖率等のパラメータ値を与えて個体数の変動を計算するものであり、カエル類にも適用されている（例えば Hels and Nachman, 2002 ; Govindarajulu et al., 2005 ; 松崎, 2010 ; 戸金, 2010）。

本報では、Akçakaya et al. (1999) を参考に、メスのみの個体数を扱う。これは、本種は、性比の偏りが比較的小さく (Marunouchi et al., 2002 ; 松崎, 2010 によれば概ね 1 : 2 ~ 2 : 1), オスの鳴き声 (mating call) によって集合して繁殖することから、オスの個体数がメスの個体数の制限要因にはなりにくいと考えられるためである。これにより、性比および性に依存する他のパラメータを除外した。また、成長段階ではなく年齢階級に着目することとし、孵化、幼生期の生存および変態の成功を含む 1 つのパラメータ (後述)

を設定した。本種は年1回、早春の限られた期間に繁殖することから、出生パルス(birth-pulse)型のモデル(Akçakaya et al., 1999)とし、時間単位は1年間とした。

Marunouchi et al. (2002)によると、本種は齢階級1~4の個体が確認され、うち齢階級3~4の個体数は1割と少ない。Akçakaya et al. (1999)は、生存率を推定する際に個体数が少ないと大きな標本誤差を含みうるとし、齢構成の3割程度を占める高齢階級をまとめて結合齢階級(composite age class)として扱っている。これを参考に、ここでは齢階級3以上を齢階級「3+」として扱うこととした。

齢階級別個体数( $t$ 年終了時を基準とした) $N_{t,1}$ ,  $N_{t,2}$ ,  $N_{t,3+}$ は、 $N_{t-1,1}$ ,  $N_{t-1,2}$ ,  $N_{t-1,3+}$ をもとに式(1)~(4)で表わした(Fig. 22)。

$$N_{t,3+} = S_{t,2} \times (N_{t-1,2} + N_{t-1,3+}) \quad (1)$$

$$N_{t,2} = S_{t,1} \times N_{t-1,1} \quad (2)$$

$$N_{t,mother} = N_{t-1,1}^* + N_{t-1,2} + N_{t-1,3+} \\ = A_t \times N_{t-1,1} + N_{t-1,2} + N_{t-1,3+} \quad (3)$$

$$N_{t,1} = F_t \times N_{t,mother} \quad (4)$$

ただし、 $S_{t,1}$ ,  $S_{t,2}$ :それぞれ $t-1$ 年終了時に齢階級1, 2の個体の、 $t$ 年終了までの生存率、 $N_{t,1}^*$ :  $N_{t,1}$ のうち齢階級1から繁殖に参加する個体数、 $A_t$ : 齢階級1の個体のうち繁殖

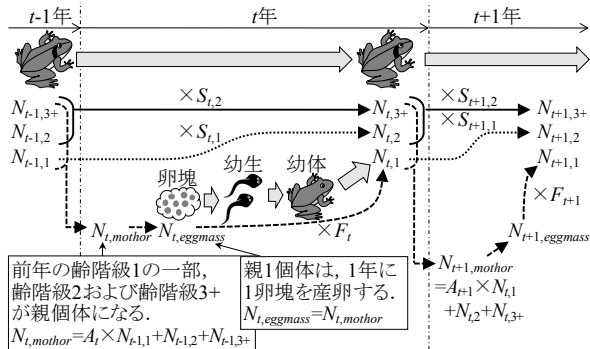


Fig. 22 基本モデルのイメージ図  
Scheme of 'basic model'

Table 9 パラメータの一覧

List of parameters

age	齢階級 (age=1,2,3+)
t	年
$A_t$	齢階級1の個体のうち繁殖に参加する個体の割合。
$F_t$	繁殖率: $t$ 年の繁殖で1卵塊から孵化し、 $t$ 年終了時まで生残する平均的な子(娘)の個体数。 $F_t = N_{t,1} / (N_{t-1,1}^* + N_{t-1,2} + N_{t-1,3+})$
$N_0$	シミュレーション開始時( $t=0$ )の齢階級別個体数の和。 $N_0 = N_{0,1} + N_{0,2} + N_{0,3+}$
$N_{t,age}$	$t$ 年における齢階級ageの個体数。
$N_{t,age}^*$	$N_{t,age}$ のうち齢階級1から繁殖に参加する個体数。
$N_{t,eggmass}$	$t$ 年における卵塊数。 $N_{t,eggmass} = N_{t,mother}$
$N_{t,mother}$	$t$ 年における親個体数。 $N_{t,mother} = N_{t-1,1}^* + N_{t-1,2} + N_{t-1,3+}$
$S_{t,1}$	齢階級1の個体の、 $t-1$ 年から $t$ 年にかけての生存率。 $S_{t,1} = N_{t,2} / N_{t-1,1}$
$S_{t,2}$	齢階級2の個体の、 $t-1$ 年から $t$ 年にかけての生存率。 $S_{t,2} = N_{t,3+} / (N_{t-1,2} + N_{t-1,3+})$

に参加する個体の割合、 $F_t$ : 繁殖率( $t$ 年の繁殖で1卵塊から孵化し、 $t$ 年終了時まで生残する平均的な子(娘)の個体数)である。繁殖は $t$ 年の初めに行われ、前年( $t-1$ 年)の終了時に生残している齢階級1の $A_t \times 100\%$ の個体並びに齢階級2および3+のすべての個体が繁殖に参加すると仮定した(Fig. 22, 式(3))。なお、前述のように本種の親個体は1年に1卵塊を産卵することから、卵塊数 $N_{t,eggmass}$ は $N_{t,mother}$ と等しいものとした。

(2) パラメータ値の設定

パラメータ $A_t$ ,  $F_t$ ,  $S_{t,1}$ および $S_{t,2}$ の推定値は、Marunouchi et al. (2002)の論文の観測データから計算した。この論文は、1995~1999年に、広島大学構内の谷津(緑地面積約1ha)の湿地(約7a)で繁殖に集まる個体を捕獲し、個体群動態を把握したものである。加えて、標識再捕獲調査および骨組織にみられる成長停止線数(Skeletochronology法; 見澤, 2005)から逆算した体長に基づき繁殖開始年齢を推定し、性別・年齢別・繁殖開始年齢別の個体数の集計結果からコホート分析(同齢出生集団の個体数の経時的追跡)を行なった。ただし、個体群動態シミュレーションを行なった研究ではない。また、本研究の個体群動態シミュレーションに用いるパラメータ値のうち推定値が示されているのは $S_{t,1}$ のみである。そこで、この結果の齢階級別個体数の年変動を基本モデルに当てはめ、Table 9の式により $F_t$ ,  $S_{t,1}$ および $S_{t,2}$ の年ごとの値、並びにそれらの平均および標準偏差を算出した。

$A_t$ の推定について、Marunouchi et al. (2002)には齢階級1のうち未成熟の個体数は記載されていないため、齢階級1の総個体数は不明である。しかし、前述のように齢階級2以上の個体について齢階級1で繁殖に参加したかどうかを区別して集計しているため、齢階級2の個体数から $A_t$ を推定することとした。 $A_t$ は、式(3)から $N_{t,1}^* / N_{t-1,1}$ であるが、 $N_{t,2}$ およびそのうち齢階級1で繁殖に参加した個体数 $N_{t,2}^*$ を用いて $N_{t,2}^* / N_{t,2}$ で与えた。また、齢階級1の総個体数 $N_{t,1}$ を $N_{t,1}^* / A_{t+1}$ で与えた。なお、繁殖への参加の有無が翌年までの生存率に影響しないと仮定した。

(3) 個体群動態シミュレーション

$S_{t,1}$ 等のパラメータ値は年によって変動することから(Marunouchi et al., 2002), その値に乱数を与えながら計算を繰り返す確率論的なシミュレーションを採用した。計算にはMicrosoft Excel 2007のVBAを用いた。

乱数が従う確率分布について、 $A_t$ ,  $S_{t,1}$ および $S_{t,2}$ は定義域[0,1]の凸型の分布形状を仮定してベータ分布(式(5))を、 $F_t$ は定義域[0,∞)の凸型の分布形状を仮定してガンマ分布(式(6))を、暫定的に用いた。

$$f(x) = x^{\alpha-1}(1-x)^{\beta-1} / \int_0^1 r^{\alpha-1}(1-r)^{\beta-1} dr \quad (0 \leq x \leq 1) \quad (5)$$

$$f(x) = \{x^{\alpha-1}\beta^\alpha \exp(-x/\beta)\} / \int_0^\infty r^{\alpha-1} \exp(-r) dr \quad (x \geq 0) \quad (6)$$

ただし、 $\alpha$ ,  $\beta$ は確率密度関数の特性値である。 $\alpha$ ,  $\beta$ の値は、確率分布の平均および標準偏差が、前述のように推定した各パラメータの平均および標準偏差と等しくなるように与

**Table 10** 齢階級別・初産齢別のメス個体数およびパラメータの推定値  
Observation of population fluctuation and estimate value of parameters

調査年 <i>t</i>	個体数 <sup>1)</sup>							推定値					成熟 個体率 <sup>3)</sup> (%)	
	齢階級 1		齢階級 2		齢階級 3+		親個体 (成熟個 体)数 <i>N<sub>t+1,mothor</sub></i>	<i>A<sub>t</sub></i>	<i>N<sub>t,1</sub></i>	<i>F<sub>t</sub></i>	<i>S<sub>t,1</sub></i>	<i>S<sub>t,2</sub></i>		
	うち齢階級 1 から繁殖参加 <i>N<sub>t,1</sub></i>	<i>N<sub>t,1</sub>*</i>	うち齢階級 1 から繁殖参加 <i>N<sub>t,2</sub></i>	<i>N<sub>t,2</sub>*</i>	うち齢階級 1 から繁殖参加 <i>N<sub>t,3+</sub></i>	<i>N<sub>t,3+</sub>*</i>								
1995	— <sup>2)</sup>	57	20	17	9	9	86		143					50
1996	—	62	68	27	12	9	142	0.40	124	1.44	0.47	0.41		70
1997	—	17	46	23	16	8	79	0.50	38	0.27	0.37	0.20		79
1998	—	104	9	4	6	2	119	0.44	199	2.52	0.24	0.10		56
1999	—	95	115	60	0	0	210	0.52			0.58	0.00		
1995~ 98年の和	—	240	143	71	43	28	426		504					
平均	—	60	36	18	10	7	1	0.47		1.41	0.41	0.18		64
標準偏差	—	31	23	9	3	3	1	0.05		0.92	0.13	0.15		11

乱数の分布型	ベータ 分布	ガンマ 分布	ベータ 分布	ベータ 分布
乱率密度関数の特性値 $\alpha$	48.4	2.4	5.9	0.9
$\beta$	55.6	0.6	8.3	4.3

<sup>1)</sup> Marunouchi et al.(2002)をもとに集計した。<sup>2)</sup> 成熟個体のみを対象とした調査のため、総数を把握できていない。<sup>3)</sup> 総個体数に占める成熟個体の割合  $((N_{t,1}*+N_{t,2}+N_{t,3+})/(N_{t,1}+N_{t,2}+N_{t,3+}))$ 。

えた。なお、平均  $\mu$ 、標準偏差  $\sigma$  とすると、ベータ分布の  $\alpha$ 、 $\beta$  はそれぞれ  $\mu\{\mu(1-\mu)/\sigma^2-1\}$ 、 $(1-\mu)\{\mu(1-\mu)/\sigma^2-1\}$ 、ガンマ分布の  $\alpha$ 、 $\beta$  はそれぞれ  $\mu^2/\sigma^2$ 、 $\sigma^2/\mu$  で与えられる。

シミュレーションでは、Marunouchi et al. (2002) の調査開始年 (1995 年) の齢階級別個体数を初期値に与え、式(1)~(4)に前年の個体数とパラメータ値を代入して、その後 4 年間 (1996~1999 年) の齢階級別個体数を計算した。計算の反復回数は 1,000 回とした。得られた計算結果を、Marunouchi et al. (2002) が報告した個体数 (以下、「観測値」とする) の変動と比較した。

4.2.2 結果

(1) パラメータ値の推定

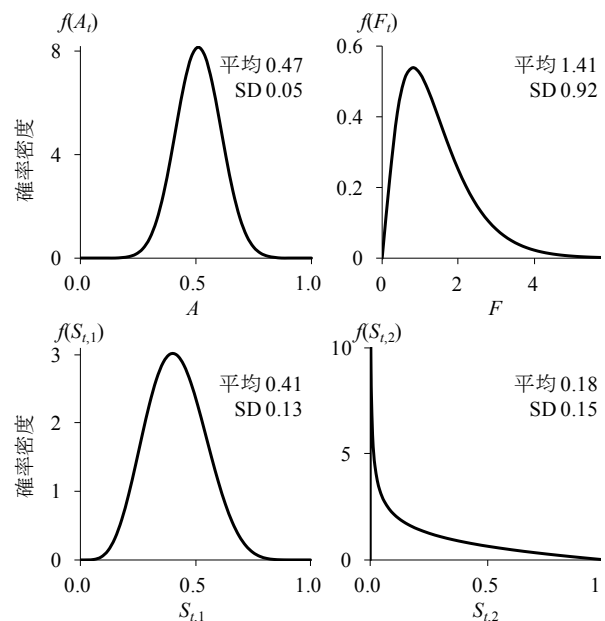
Marunouchi et al. (2002) の齢階級別のメス個体数を集計し、パラメータ ( $A_t$ ,  $F_t$ ,  $S_{t,1}$ ,  $S_{t,2}$ ) の値および総数が不明の齢階級 1 の個体数  $N_{t,1}$  を推定した (Table 10)。ある  $t$  年に親 1 個体から生まれ (1 卵塊から孵化し)、その年の終了時まで生残する平均的な子 (娘) の個体数 (繁殖率  $F_t$ ) は平均 1.41 (0.27~2.52) であり、値のバラツキが大きかった。 $t$  年に生まれ、翌  $t+1$  年の繁殖に参加する個体の割合 ( $A_{t+1}$ ) は、平均 0.47 (0.40~0.52) であった。 $t-1$  年終了時に齢階級 1 の個体のうち、 $t$  年終了時までの生存する (齢階級 2 になる) 個体の割合 (生存率  $S_{t,1}$ ) は平均 0.41 (0.24~0.58) であった。 $t-1$  年終了時に齢階級 2 および 3+ の個体のうち、 $t$  年終了時までの生存する個体 (齢階級 3+ になる) 個体の割合 (生存率  $S_{t,2}$ ) は平均 0.18 (0.00~0.41) であった。これをもとに、各パラメータ値の平均および標準偏差から、ベータ分布もしくはガンマ分布の特性値  $\alpha$ 、 $\beta$  を算出した。シミュレーションの乱数に用いるための  $A_t$ ,  $F_t$ ,  $S_{t,1}$ ,  $S_{t,2}$  の確率分布を Fig. 23 に示した。

Table 10 から、1995~1998 年における齢階級 1 の個体数の推定値の和、並びに齢階級 2 および 3+ の個体数の和から

計算すると、 $N_{t,1} : N_{t,2} : N_{t,3+}$  は 504 : 143 : 43 (=0.7 : 0.2 : 0.1) であった。また、総個体数に占める成熟個体数の割合 (Table 10 の成熟個体率) は 50~79% であった。

(2) 個体群動態シミュレーション

基本モデルによる齢階級別個体数のシミュレーション結果を Fig. 24 に示す。計算結果は試行ごとに異なり (Fig. 24 の d の下)、個体数は増減を繰り返していた。1,000 回反復計算した結果の 10%、50%、90%、99% の分布範囲は、中央値を中心に、網掛の範囲となった。観測値は、計算結果の中央値の辺りから 80% の分布範囲の辺りまでに位置していた。



**Fig. 23** 各パラメータの確率分布  
Probability distributions of parameters

計算結果の中には観測値と同様の動態を示す結果もあった。観測値にもっとも近い動態を示した試行について、年齢階級別個体数  $N_{t,1}^*$ ,  $N_{t,2}$ ,  $N_{t,3+}$  それぞれの観測値と計算値の差の絶対値は 0~6 であり、それらを 1996~1999 年について合計した値を誤差とすると、その値はわずか 6% (同期間における年齢階級別個体数の観測値の合計 548 に対して 32) であった。

4.2.3 考察

(1) 個体群動態モデルとパラメータ値の妥当性

1,000 回の反復計算の結果の中に、観測値の動態と完全に一致する結果はなかったが、誤差がわずか 6% と小さい試行結果もみられた。中澤 (1998) は、数理モデルの計算結果が観測値と完全には一致していない場合に、計算結果の 90% 程度の範囲内に観測値が含まれることで、数理モデルの妥当性を示している。基本モデルの計算結果は、この意味での妥当性を有すると考えられる。

シミュレーション結果は大きなバラツキを伴っている。これは、観測値の年変動が大きく、それから推定したパラメータのうち  $F_t$ ,  $S_{t,1}$ ,  $S_{t,2}$  の標準偏差が大きかったことに起因する。ここで、年齢階級別個体数については他にモニタリング結果がないが、卵塊調査の報告 (長田, 1978; 富岡, 2000; 環境省自然環境局生物多様性センター, 2009) が比較に利用できると考えられたため、卵塊数と同数である親個体数  $N_{t,mother}$  に注目する。毎年の親個体数の前年比を求めると、観測値では  $1.4 \pm 0.5$  (平均  $\pm$  標準偏差,  $n=4$ ), シミ

ュレーション結果では  $1.2 \pm 0.5$  であった。両者の平均の差の 95% 信頼区間 (ブートストラップ法,  $n=10,000$ ) は  $-0.29 \sim 0.56$  と推定され、両者に大きな差は認められなかった。

同様に、複数年にわたって実施された卵塊調査 (長田, 1978; 富岡, 2000; 環境省自然環境局生物多様性センター, 2009) から各年の卵塊数の前年比を算出すると (Fig. 25), 長田 (1978) の水田 A では  $1.0 \pm 0.5$  ( $n=18$ ), 水田 D では  $1.0 \pm 0.3$  ( $n=5$ ), 富岡 (2000) では  $1.0 \pm 0.5$  ( $n=12$ ), 環境省のモニタリングサイト 1000 里地調査 (環境省自然環境局生物多様性センター, 2009) のサイト Fr013 では  $1.2 \pm 0.5$  ( $n=4$ ), Fr002 では  $1.2 \pm 0.6$  ( $n=3$ ) であった。ただし、これらは未整備地区での報告であるが、長田 (1978) の調査地は 1970 年代以降に生息環境が悪化していたとされる。いずれも今回のシミュレーション結果から計算された値と同程度といえる。シミュレーションによる 1,000 回の反復計算では個体数が極端に増加する試行も生じるが、シミュレーション結果による個体数の変動の範囲は現実のものと同程度一致していると考えられる。

卵塊数は Fig. 25 のように不規則に増減を繰り返しながら推移していた。基本モデルでのシミュレーション結果 (Fig. 24) では、試行ごとに個体数の計算結果は異なるものの、多くの試行で不規則に個体数が増減する傾向があり、自然状態での個体数変動と同様の傾向が再現されていると考えられた。

以上のように、基本モデルによるシミュレーション結果は、現実の未整備地区における個体群動態をよく再現して

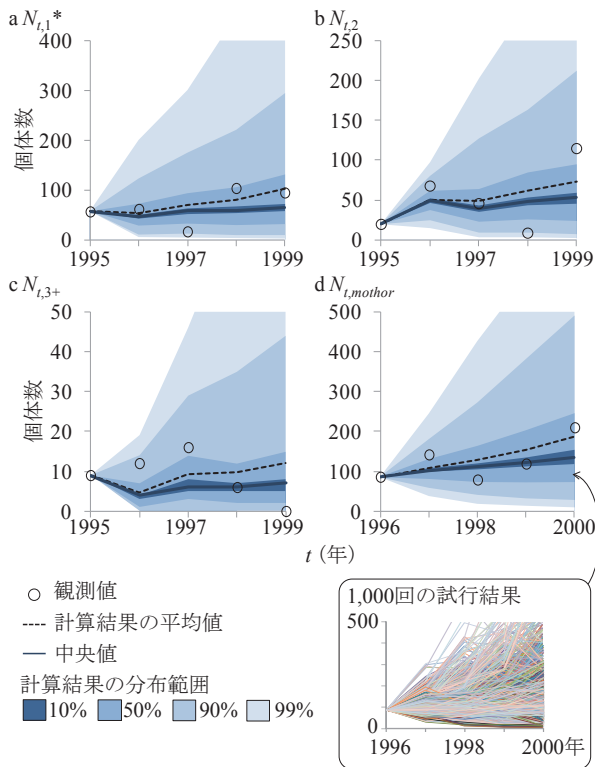


Fig. 24 基本モデルによる年齢階級別個体数のシミュレーション結果  
Age-dependent population fluctuations simulated by 'basic model'

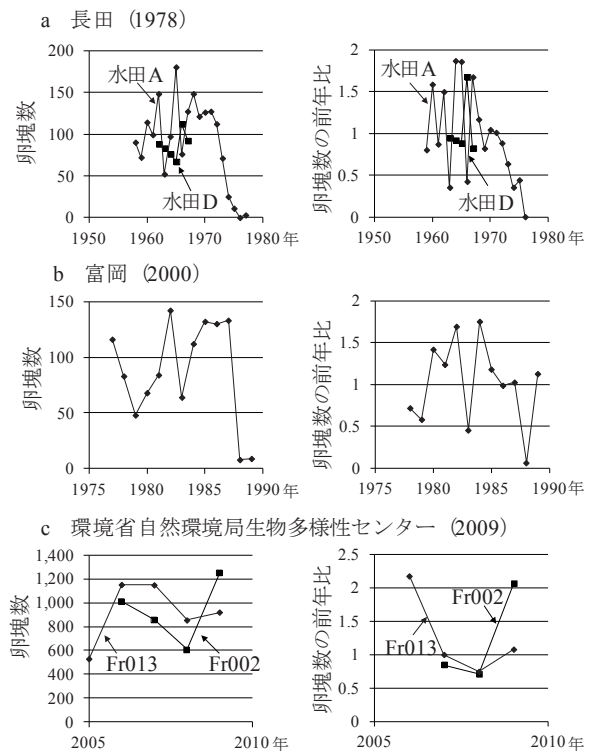


Fig. 25 既往研究における卵塊数の年変動 (左) および卵塊数の前年比の年変動 (右)  
Fluctuations of egg-mass numbers and their year-to-year comparison



いると考えられた。ただし、基本モデルは、その構造上、個体数が上限なく増加しうするため、増加に上限を設けた個体群動態モデルを次節で検討する。

#### 4.2.4 まとめ

年齢構造モデルを用いて、ニホンアカガエルの年齢階級別個体数の年変動を計算する基本モデルを構築した。基本モデルによる個体群動態シミュレーションに必要なパラメータ  $A_t$ ,  $F_t$ ,  $S_{t,1}$  および  $S_{t,2}$  は、Marunouchi et al. (2002) が 1995～1999 年に行なった本種の年齢構造の調査データから推定値を求め、それらの平均および標準偏差を算出した。Marunouchi et al. (2002) の調査開始年の年齢階級別個体数を初期値に与え、パラメータ値に乱数を与えながら、その後 4 年間の年齢階級別個体数を 1,000 回計算した。その結果、以下が明らかとなった。

- ① 個体群動態シミュレーションの反復計算の結果の中に観測値と動態が一致する結果はなかったが、計算結果の 90% の範囲内に観測値が含まれており、モデルの妥当性が確認された。
- ② シミュレーション結果は大きなバラツキを伴っていたが、毎年の親個体数の前年比を指標とすると、シミュレーション結果から求めた値と、Marunouchi et al. (2002) および既往の卵塊調査結果での値は同程度であった。シミュレーションによる 1,000 回の反復計算では個体数が極端に増加する試行も生じるが、シミュレーション結果による個体数の変動の範囲は現実のものと同様一致していると考えられた。
- ③ シミュレーション結果では、卵塊数が不規則に増減を繰り返しながら推移し、現実の卵塊数の動態と同様の傾向であった。

以上のように、基本モデルによるシミュレーション結果は、現実の個体群動態をよく再現していると考えられた。

### 4.3 基本モデルへの密度依存性の組み込み

前節で構築した基本モデルでは、環境収容力等の密度依存性に関連するパラメータを組み込まなかった。これは、密度依存性を組み込むには、密度依存性の型や密度依存性が作用する年齢階級がまず明らかにされる必要があるが、ニホンアカガエルでは知見が十分でないことによる。このため、基本モデルでは、乱数によって得られる生存率もしくは繁殖率が高い年が続くと、年齢階級別の個体数は極端に増加する場合があった。本種に対する密度依存性の検証は今後の課題であるが、本節では試行的に、密度依存性に関するパラメータを組み込んだ個体群動態モデル（以下、「密度依存モデル」とする）を構築し、パラメータの特性を考察する。なお、前節と同様に、個体数とはメスのみの個体数を指す。

#### 4.3.1 方法

##### (1) 密度依存モデルの構築

本種について、卵塊数が多い繁殖池では孵化個体に占める変態個体の割合が低い結果が実験により得られており (Matsushima and Kawata, 2005)、幼生期に密度依存性があ

ると推察される。そこで、親個体数  $N_{t,mother}$  が多い（すなわち卵塊数  $N_{t,eggmass}$  が多い）と、親 1 個体あたりの変態個体数が減り、更にその年の終了時点の年齢階級 1 の生残個体数（すなわち繁殖率  $F_t$ ）が減少すると仮定する。密度依存性の型には、本種の幼生はなわばりを持たず、餌資源等が平等に配分されると推測されることから、共倒れ競争 (scramble competition) 型を仮定する。これらの仮定のもと、Akçakaya et al. (1999) を参考に、Ricker 型の項を加えて、基本モデルの式(4)を式(7)に変更する。

$$N_{t,1} = F_t^{1-N_{t,mother}/K} \times N_{t,mother} \quad (7)$$

ただし、 $K$  は環境収容力を表す ( $K$  の特性については 4.3.3 項で考察する)。

##### (2) パラメータ値の設定

$K$  の値は一定と仮定し、親個体数  $N_{t,mother}$  (Table 10 では最大 210) より大きな値となると推察されるため、暫定的に 250, 500, 1,000, 2,000 とした。

繁殖率  $F_t$  について、式(7)を変形して得られる式(8)に Table 10 の  $N_{t,mother}$  および年齢階級 1 の個体数  $N_{t,1}$  を代入することで、それぞれの  $K$  の値に対する  $F_t$  の値を計算した。

$$F_t = \frac{N_{t,1}}{N_{t,mother}} \sqrt[1-N_{t,mother}/K]{} \quad (8)$$

##### (3) 個体群動態シミュレーション

$K$  の値と個体群動態との関係に注目するため、まず決定的なシミュレーションを行なった。パラメータ  $A_t$ ,  $S_{t,1}$  および  $S_{t,2}$  に Table 10 の平均の値を与え、繁殖率  $F_t$  には、 $K$  の値ごとに計算した  $F_t$  の平均を与えた。Marunouchi et al. (2002) の調査開始年 (1995 年) の年齢階級別個体数を初期値に与え、式(1), (2), (3) および(7) に前年の個体数とパラメータ値を代入することにより、増減が落ち着くまでの 40 年間の年齢階級別個体数を計算した。

次に、確率論的なシミュレーションを行なった。前節と同様に、パラメータ  $A_t$ ,  $F_t$ ,  $S_{t,1}$  および  $S_{t,2}$  の値に乱数を与えながら、各年の年齢階級別個体数を計算した。 $F_t$  に与える乱数は、 $N_{t,mother}$  と  $K$  で  $F_t$  の平均を調整した値  $F_{mean}^{1-N_{t,mother}/K}$  (ただし  $F_{mean}$  は  $F_t$  の平均を表す)、標準偏差のそのままの値 ( $K$  ごとに一定) をそれぞれ平均、標準偏差に持つガンマ分布に従うこととし、 $A_t$ ,  $S_{t,1}$  および  $S_{t,2}$  に与える乱数は前節 (4.2.2 項) に準拠した。Marunouchi et al. (2002) の調査開始年 (1995 年) の年齢階級別個体数を初期値に与え、式(1), (2), (3) および(7) に前年の個体数とパラメータ値を代入することにより、その後 40 年間の年齢階級別個体数を計算した。計算の反復回数は 1,000 回とした。 $K$  の値ごとの計算結果を比較した。

#### 4.3.2 結果

##### (1) パラメータ値の推定

密度依存モデルの繁殖率  $F_t$  の推定結果を Table 11 に示す。 $K$  と  $F_{mean}$  の値から、年齢階級 1 の個体数  $N_{t,1}$  の最大値 ( $= F_{mean} \cdot K / e \cdot \log_e F_{mean}$ ) とその時の親個体数  $N_{t,mother}$  ( $= K / \log_e F_{mean}$ ) を計算した。この時、 $N_{t,mother}$  と  $F_t$  および  $N_{t,1}$  の関係を Fig. 26 に示す。Fig. 26 には、密度依存性を組

み込まない基本モデルの場合を実線で示してある。線の形状は、基本モデルでは直線であり、密度依存モデルでは曲線であった。いずれの  $K$  についても、基本モデルと比べて、 $F_t$  は、親個体数が概ね 100 未満で高く、100 以上で低くなった。 $N_{t,1}$  も、基本モデルと比べて、親個体数が概ね 100 未満で高く、100 以上で低くなった。

(2) 個体群動態シミュレーション

決定論的なシミュレーションにより得られた親個体数  $N_{t,mother}$  の動態を Fig. 27 に示した。 $K=250$  では、親個体数は漸減する傾向があり、計算を更に続けると約 60 年後に親個体数は 0 となった。 $K=500 \sim 2,000$  では、親個体数は 20~30 年後に概ね収束した。その時の親個体数  $N_{t,mother}$  ( $=K[1+\log_{F_t}\{A_t+S_{t,1}/(1-S_{t,2})\}]$ ) は、 $K=500$  では 460、 $K=1,000$  では 916、 $K=2,000$  では 1,828 であり、 $K$  の約 9 割であった。

確率論的なシミュレーションにより得られた親個体数の動態を Fig. 28 に示した。決定論的なシミュレーションの結果と同様に、 $K=250$  では親個体数は漸減する傾向があった。 $K=500 \sim 2,000$  では、親個体数は増減を繰り返したが、概ね

Table 11 密度依存モデルの繁殖率  $F_t$  の推定値  
Estimated  $F_t$  for 'density-dependent model'

$t$	$N_{t,mother}$	$N_{t,1}$	繁殖率	$K=250$	$K=500$	$K=1,000$	$K=2,000$
1995	86	124	$F_{1995}$	0.79	1.56	1.49	1.47
1996	142	38	$F_{1996}$	1.77	0.16	0.22	0.24
1997	79	199	$F_{1997}$	0.53	3.00	2.73	2.62
平均 $F_{mean}$				1.03	1.57	1.48	1.44
標準偏差 $F_{sd}$				0.53	1.16	1.03	0.97
$N_{t,1}$ の最大値				273	640	1,392	2,901
(その時の $N_{t,mother}$ )				(394)	(1,108)	(2,559)	(5,470)

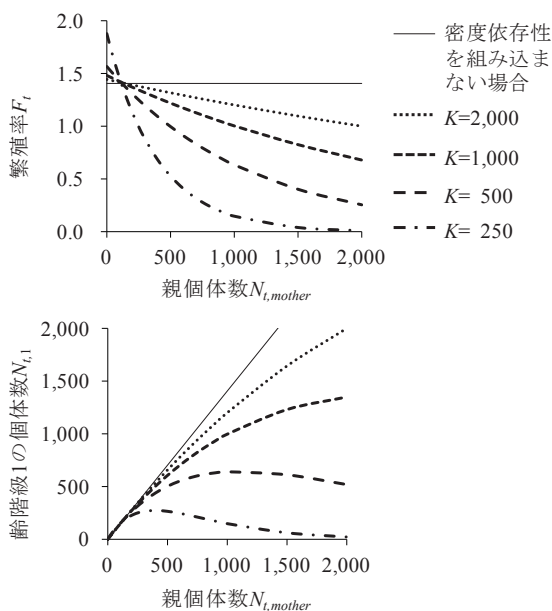


Fig. 26 密度依存モデルにおける親個体数と繁殖率 (左) および年齢階級 1 の個体数 (右) の関係  
Relationships of  $F_t$  and  $N_{t,1}$  to  $N_{t,mother}$  for 'density-dependent model'

30 年経過後には親個体数は同程度の値になり、その時の親個体数の分布の 95 パーセンタイルが  $K$  と同程度であった。

4.3.3 考察

(1) 環境収容力特性

密度依存モデルに組み込んだ環境収容力  $K$  は、4.3.1 項で述べたように、親個体数  $N_{t,mother}$  (すなわち卵塊数  $N_{t,eggmass}$ ) が多くと変態個体数が減ると仮定して設定したパラメータである。これは、ニホンアカガエルの生活史と式の構造から、本種の幼生が生息する水田の量 (水田の面積) と質 (餌の量や農薬等) を反映するパラメータと考えられる。ただし、本種は、地域によっては 2~3 月の水を張る前の水田で産卵するため、その場合には水田自体の面積ではなく、水田内の水たまりの面積やその水深を反映すると考えられる。また例えば、耕作放棄によって水田が陸化すると  $K$  は減少することや、水田面積が同じでも減農薬栽培等によつ

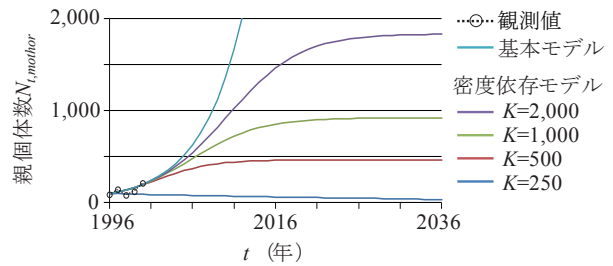


Fig. 27 密度依存モデルの決定論的なシミュレーション結果  
Population fluctuations deterministically simulated by 'density-dependent model'

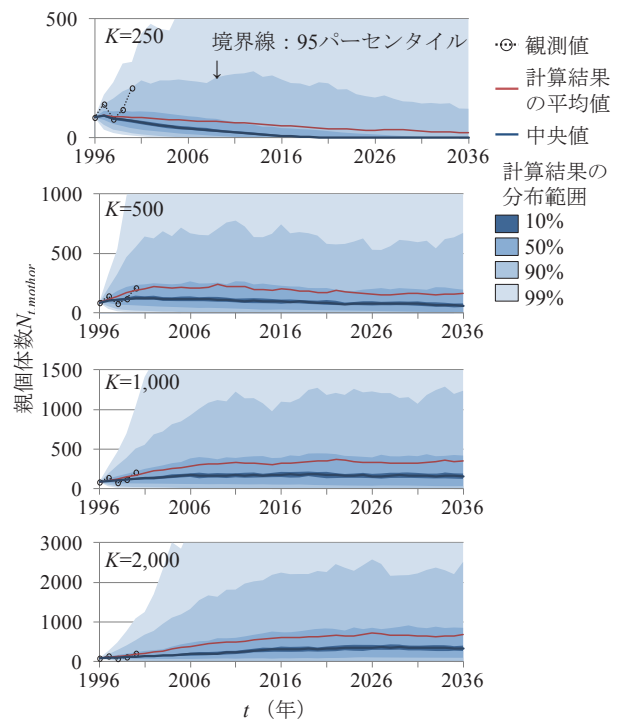


Fig. 28 密度依存モデルの確率論的なシミュレーション結果  
Population fluctuations probabilistically simulated by 'density-dependent model'

て  $K$  は増加することが予想される。

親個体数  $N_{t,mother}$  と繁殖率  $F_t$  および年齢階級 1 の個体数  $N_{t,1}$  の関係をみると (Fig. 26), 基本モデルの場合には親個体数の増加に従って直線的に年齢階級 1 の個体数は増加したが, 密度依存モデルでは, 親個体数が大きくなると, 年齢階級 1 の個体数は増加しにくくなる傾向があった。 $K$  が小さい程, 年齢階級 1 の個体数の最大値は小さく, その時の親個体数は小さかった (Table 11, Fig. 26)。このように,  $K$  によって年齢階級 1 の個体数の増加が制限されており,  $K$  は環境収容力パラメータとして機能している。一方, いずれの  $K$  に対しても, 親個体数が概ね 100 未満では, 同じ親個体数に対して  $K$  が小さいほど繁殖率は高く, 年齢階級 1 の個体数も多かった (Fig. 26)。これは個体群サイズが小さいときには年齢階級 1 の個体数が増加しやすく, 基本モデルと比べて減少した個体数が回復しやすい性質をもつことを意味する。

決定論的なシミュレーションにおいて,  $K$  が 500~2,000 では, 増加が落ち着いた時の親個体数は  $K$  の約 9 割の値であった (Fig. 27)。また,  $K$  が 500~2,000 の確率論的なシミュレーションでも, 増減が概ね落ち着いた時の親個体数について, その 95 パーセンタイルが  $K$  と同程度であった (Fig. 28)。すなわち, モデルの構造から  $K$  は年齢階級 1 の個体数に直接影響を与えるパラメータであるが,  $K$  は親個体数  $N_{t,mother}$  の上限の目安にもなることが示唆された。

ここで, 実際のフィールドにおける個体群の大きさについて補足する。著者らによる卵塊調査の結果 (Table 12) では, 調査地点によって, もしくは同じ調査地点でも年によって値が異なったが, 卵塊数  $N_{t,eggmass}$  (親個体数  $N_{t,mother}$  と同数) は 6~804 の範囲にあった。4.2 節での推定結果によれば, 総個体数に占める親個体数の割合は 50~79%であったことから (Table 10), 卵塊数から総個体数を逆算し, 7~1,608 と推定した (Table 12)。また, 著者が 2010 年に実施した茨城県桜川流域での卵塊調査 (整備地区・未整備地区を含む 181 地点において, 各地点 2 回実施) では, 70 地点 (各地点の調査区間長 0.2~1.0km, 水田の合計面積 0.1~2.7ha) で卵塊が確認された。調査回数が少ないので全数

を把握できていないと推察されるが, 各地点での卵塊数の合計は 1~78 であり, 総個体数は 1~176 と推定された。これらの調査結果から, 水田域の規模や環境にもよるが, 親個体数が 2~4 桁程度の水田域が多いと推察される (Table 12)。このため,  $K=1,000\sim 2,000$  というのは, 比較的大きな個体群での値といえる。

本節では, 年齢階級 1 の個体に対して共倒れ競争を仮定して, 個体群動態モデルへの密度依存性の組み込みを検討した。実際には, 密度依存性が作用する年齢階級もしくは成長段階は, 生物種によって, また同種でも生息場によって異なると思われる (Halpern et al., 2005)。フィールドにおける密度依存性の型の検証も不可欠である。また, 環境収容力は, ほ場整備等の人為や人為以外による外部要因の影響から毎年変動すると予想される。そのため, 更なる知見の蓄積を待って, 密度依存性の個体群動態モデルへの組み込み方法やパラメータ値の設定方法を改めて検討する必要がある。

#### 4.3.4 まとめ

年齢階級 1 の個体数に共倒れ競争を仮定した密度依存モデルを構築した。このモデルでは, 環境収容力  $K$  の値に応じて, 親個体数  $N_{t,mother}$  が増加するのに従って年齢階級 1 の個体数  $N_{t,1}$  の増加が抑制される。また, 4.2 節の基本モデルと比べて, 減少した個体数が回復しやすい特徴を持つ。

いくつかの  $K$  の値に対して決定論的なシミュレーションと確率論的なシミュレーションをした結果,  $K$  の値によって親個体数が制限されることが確認できた。また,  $K$  の値は親個体数の上限の目安にもなることが示唆された。

#### 4.4 横断モデルの構築および個体群保全効果の評価

本節では, 移動対策による個体群保全効果の評価手法の構築に向けて, 水田と樹林間の移動時におけるコンクリート水路の横断行動を考慮した横断モデルを構築する。コンクリート水路の移動障害の程度 (横断成功率) が個体群存続率に与える影響を明らかにするとともに, 移動対策による個体群保全効果を考察する。なお, 前節までと同様に個

Table 12 定点での卵塊調査の結果  
Fluctuations of egg-mass numbers observed in paddy fields

調査地点	調査年	調査回数 <sup>1)</sup>	卵塊数 $N_{t,eggmass}$	総個体数 <sup>2)</sup>	調査区間長 <sup>3)</sup> , 面積 <sup>4)</sup>	備考
A 地区	2008	3	172	217~344	4.2km, 3.0ha	未整備
	2009	5	804	1,017~1,608		
	2010	3(1)	467	591~934		
	2011	6(2)	792	1,002~1,584		
B 地区	2008	3	147	186~294	5.9km, 5.7ha	2010 年に ほ場整備
	2009	5	631	798~1,262		
	2011	6(2)	6	7~12	5.2km, 7.2ha	
C 地区	2008	5(1)	245	310~490	1.3km, 2.7ha	1970 年代に ほ場整備
	2009	7(1)	305	386~610		
	2010	7(2)	116	146~232		
D 地区	2008	6(1)	46	58~92	0.34km, 0.35 ha	未整備
	2009	6	111	140~222		
	2010	6(4)	59	74~118		

<sup>1)</sup>括弧内は, うち卵塊が見つからなかった調査回数。<sup>2)</sup> Table 10 の成熟個体率をもとに, [卵塊数/0.50~0.79] で推定。

<sup>3)</sup>卵塊調査を行なった水田畦畔の総延長。<sup>4)</sup>卵塊調査を行なった水田の合計面積。

体数とは、メスのみの個体数を指す。

4.4.1 方法

(1) 横断モデルの構築

ほ場整備済みの谷津田等でみられる水田・コンクリート水路・樹林の配置 (Fig. 29) を単純化して、水田と樹林との間にコンクリート水路がある生息場 (Fig. 30) について、横断モデルを構築することとした。水田から樹林に、もしくは樹林から水田に移動する時に、個体はコンクリート水路を横断する。この時、横断を試みる個体が水路に落ち、一部が水路の横断に成功すると仮定し、その個体の割合を横断成功率  $C$  とした。3.3 節で示したように水路脱出率は横断成功率に換算できることから (Fig. 19, Table 8), III 章や他の試験報告で示された水路脱出率に対して、個体群保全効果の評価を行うことが可能となる。また、本種は、親個体もしくは変態後の個体のすべてが樹林に移動するわけではなく、非繁殖期にも水田や草地等で個体が観察されている (片野ら, 2001; 大澤・勝野, 2007)。これを考慮して、樹林に移動する個体の割合を樹林移動率  $M$  とし、パラメータに加えた。

密度依存性を考慮しない横断モデル (以下、密度依存性の考慮の有無を区別する場合には、密度依存性を考慮しない横断モデルを「横断モデル (基本型)」, 密度依存性を考慮する横断モデルを「横断モデル (密度依存型)」とする) では、基本モデルの式(1), (2)および(4)を、それぞれ式(9), (10), (11)に変更した。樹林に移動する個体 ( $M \times 100\%$ ) は水田—樹林間を往復する間に 2 回、コンクリート水路を横

断し、樹林に移動しない個体 ( $(1-M) \times 100\%$ ) はコンクリート水路を横断しないものとした (Fig. 30)。なお、横断成功率  $C=100\%$  のとき、式(9), (10), (11)は、式(1), (2), (4)と等しくなる。

$$N_{t,3+} = S_{t,2} \times \{M \times C^2 + (1-M)\} \times (N_{t-1,2} + N_{t-1,3+}) \quad (9)$$

$$N_{t,2} = S_{t,1} \times \{M \times C^2 + (1-M)\} \times N_{t-1,1} \quad (10)$$

$$N_{t,1} = F_t \times \{M \times C^2 + (1-M)\} \times N_{t,mother} \quad (11)$$

横断モデル (密度依存型) では、式(11)の代わりに、式(7)と同様に密度依存性を表す項を加えた式(12)を用いる。

$$N_{t,1} = F_t^{1-N_{t,mother}/K} \times \{M \times C^2 + (1-M)\} \times N_{t,mother} \quad (12)$$

(2) パラメータ値の設定

パラメータ  $A_t$ ,  $F_t$ ,  $S_{t,1}$  および  $S_{t,2}$  の値は、横断モデルが横断成功率  $C=100\%$  の時に基本モデルもしくは密度依存モデルと一致することから、横断モデル (基本型) では 4.2 節と同じ値、横断モデル (密度依存型) では 4.3 節と同じ値を用いた。横断成功率  $C$  は、個体の成長段階や体長、横断する時期、あるいは個体が落ちた水路の流れの状態 (非灌漑期で水がない場合や、田植え前後には 50cm/s 程度の流れがある場合がある) によって異なることと推測される。しかし、それらの条件別の横断成功率に関する情報が現時点では存在しないことから、ここでは暫定的に同一の値を設定した。

樹林移動率  $M$  の値は、森ら (2008) が調査した谷津では 90%以上と報告されており、これを参考に設定した。

(3) 個体群動態シミュレーション

計算開始時の年齢級別個体数の和 (以下、「初期個体数」とする)  $N_0$ , 横断成功率  $C$  および樹林移動率  $M$  の値の組み合わせを変えて、毎年の年齢級別個体数を計算した。初期個体数について、前述のように総個体数が 2~4 桁程度の水田域が多いと推察されたことを参考に (Table 12), 初期個体数は 100, 1,000 個体の 2 段階とした。4.2 節での結果から  $N_{t,1} : N_{t,2} : N_{t,3+}$  は 0.7 : 0.2 : 0.1 とし、 $N_0 (=N_{0,1} + N_{0,2} + N_{0,3+})$  が 100 もしくは 1,000 になるように  $N_{0,1}$ ,  $N_{0,2}$  および  $N_{0,3+}$  を計算した。

横断成功率  $C$  は、0, 5, ..., 100% の 21 段階とした。樹林移動率  $M$  は、森ら (2008) を参考に、80, 90, 100% の 3 段階とした。

横断モデル (密度依存型) の環境収容力  $K$  について、4.3 節で  $K=250$  の時には親個体数が減少し、 $K=500 \sim 2,000$  で比較的安定していたことから、環境収容力は  $C=100\%$  であれば安定した個体群とみなせる 500, 1,000, 2,000 とした。

パラメータ  $A_t$ ,  $F_t$ ,  $S_{t,1}$  および  $S_{t,2}$  への乱数の与え方は、4.2 節および 4.3 節に準拠した。横断モデル (基本型) では、式(3), (9), (10)および(11)に前年の個体数とパラメータ値を代入して、毎年の年齢級別個体数を計算した。横断モデル (密度依存型) では、式(3), (9), (10)および(12)に前年の個体数とパラメータ値を代入して、毎年の年齢級別個体数を計算した。

計算期間は 40 年間とした。これは、コンクリート製の水路の標準耐用年数が 20~40 年とされること (農林水産省,



Fig. 29 水田—コンクリート水路—樹林の配置の例  
Layout of paddy field, concrete ditch and forest

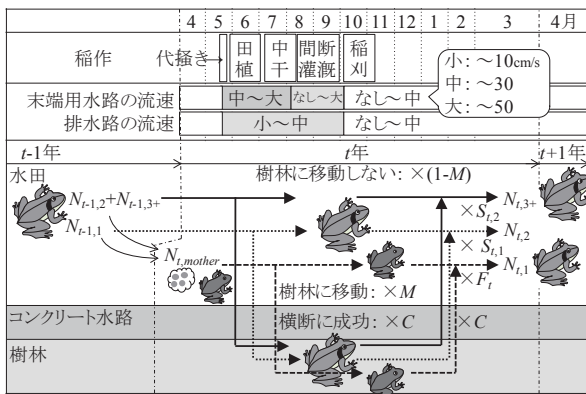


Fig. 30 横断モデルのイメージ図  
Scheme of 'crossing model'

2003)を踏まえたものである。

計算の反復は1,000回とした。評価の指標は、40年目時点で、すべての年齢級別個体数の和(以下、「総個体数」とする) $N_{t,1}+N_{t,2}+N_{t,3}$ が0より大きい(個体群が存続している)事象の発生割合(以下、「個体群存続率」とする)とした。

4.4.2 結果

(1) 横断成功率と個体群動態との関係

横断モデル(基本型)の個体群動態シミュレーションから得られた、40年間の総個体数の推移を Fig. 31 に示す。ただし、初期個体数  $N_0=1,000$ 、樹林移動率  $M=90\%$ 、横断成功率  $C=0, 20, \dots, 100\%$ の時の結果を代表させた。総個体数の変動について、 $C=0\sim 40\%$ では、計算開始年の直後から総個体数は単純減少した。6年以内に総個体数が0となり、個体群が消滅した(Fig. 31のa~c)。 $C=60\%$ および $C=80\%$ では、総個体数が増加した年もみられたが、それぞれ12年、38年以内に個体群が消滅した(Fig. 31のd~e)。すなわち、 $C=0\sim 80\%$ では、40年以内に、1,000回のすべての試行で個体群が消滅した。 $C=100\%$ では、総個体数は、年によって増減しながら、わずかに増加する傾向があった(Fig. 31のf)。

横断モデル(密度依存型)の個体群動態シミュレーションから得られた、40年間の総個体数の推移を Fig. 32 に示す。ただし、 $N_0=1,000$ 、環境収容力  $K=500$ 、樹林移動率  $M=90\%$ 、横断成功率  $C=0, 20, \dots, 100\%$ の時の結果を代表させた。 $C=0\sim 80\%$ (Fig. 32のa~e)での総個体数の推移傾向は、横断モデル(基本型)での結果(Fig. 31のa~e)と同様であり、40年以内に1,000回のすべての試行で個体群が消滅した。 $C=100\%$ (Fig. 32のf)での総個体数は、一時的に大きく増加する試行もあったが( $K$ によって個体数が調整されているが、乱数によって $F_t$ や $S_{t,1}$ 、 $S_{t,2}$ に大きな値が与えられた年は総個体数が多くなった)、概ね0~1,000の範囲で推移した。

(2) 横断成功率と個体群存続率との関係

横断モデル(基本型)の個体群動態シミュレーションから得られた、横断成功率  $C$ と40年後の個体群存続率との関係を Fig. 33 に示す。横断成功率が一定の値を超えると個体群存続率が急激に増加する傾向がみられた。樹林移動率  $M$ の増大に伴い、グラフはわずかに右方向にシフトし、同じ横断成功率に対して個体群存続率は低くなる傾向があった。しかし、個体群存続率100%の付近では、同じ横断成功率に対して樹林移動率による個体群存続率の差異は小さかった。

横断モデル(基本型)および横断モデル(密度依存型)の個体群動態シミュレーションから得られた、横断成功率と40年後の個体群存続率との関係を Fig. 34 に並べて示す。ただし、樹林移動率  $M$ に90%を与えた時の結果を代表させた。横断モデル(密度依存型)では、横断モデル(基本型)での結果と同様に、初期個体数100および1,000のいずれにおいても、横断成功率が一定の値を超えると個体群存続率が急激に増加する傾向がみられた。また、環境収容力  $K$ が小さいほど同じ横断成功率に対する個体群存続率は低い傾向がみられた。 $K=500$ の時には、横断成功率が100%であ

っても、個体群存続率は75(初期個体数  $N_0=100$ )~81% ( $N_0=1,000$ )と低かった。

4.4.3 考察

(1) 移動障害による個体群への影響

Fig. 33 および Fig. 34 から、横断成功率  $C$ が個体群存続

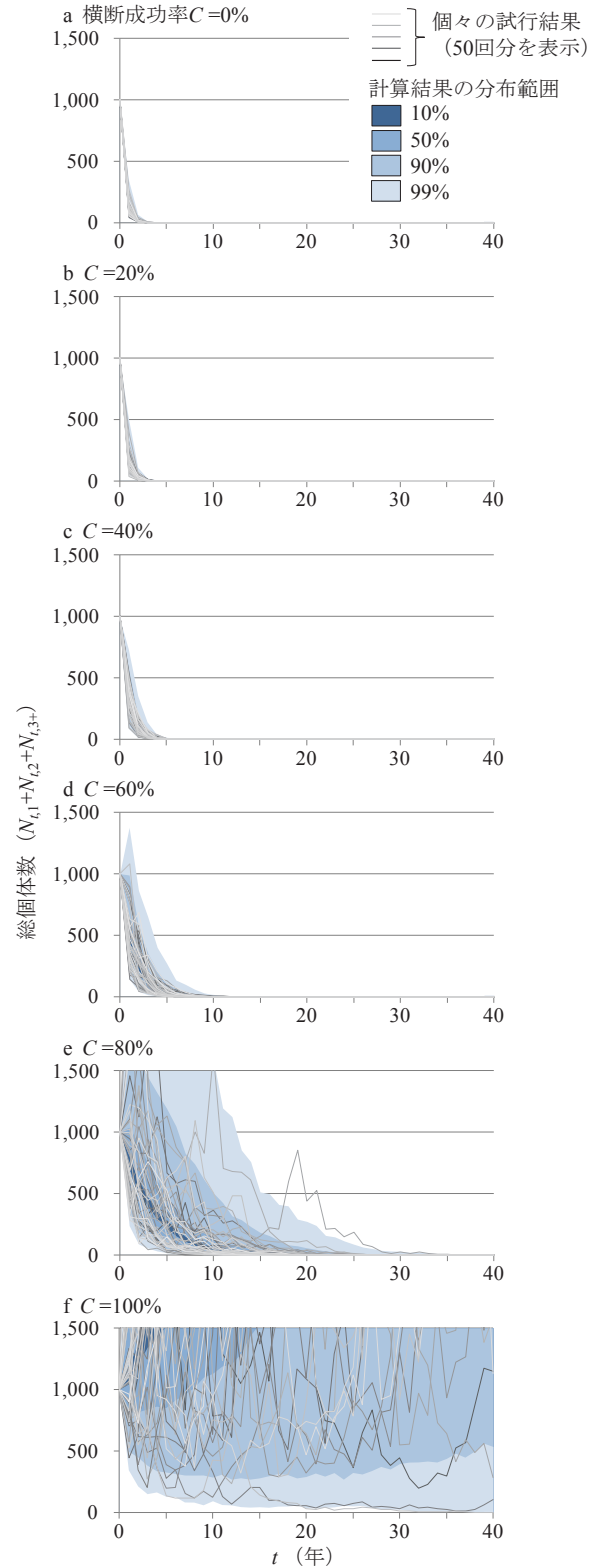
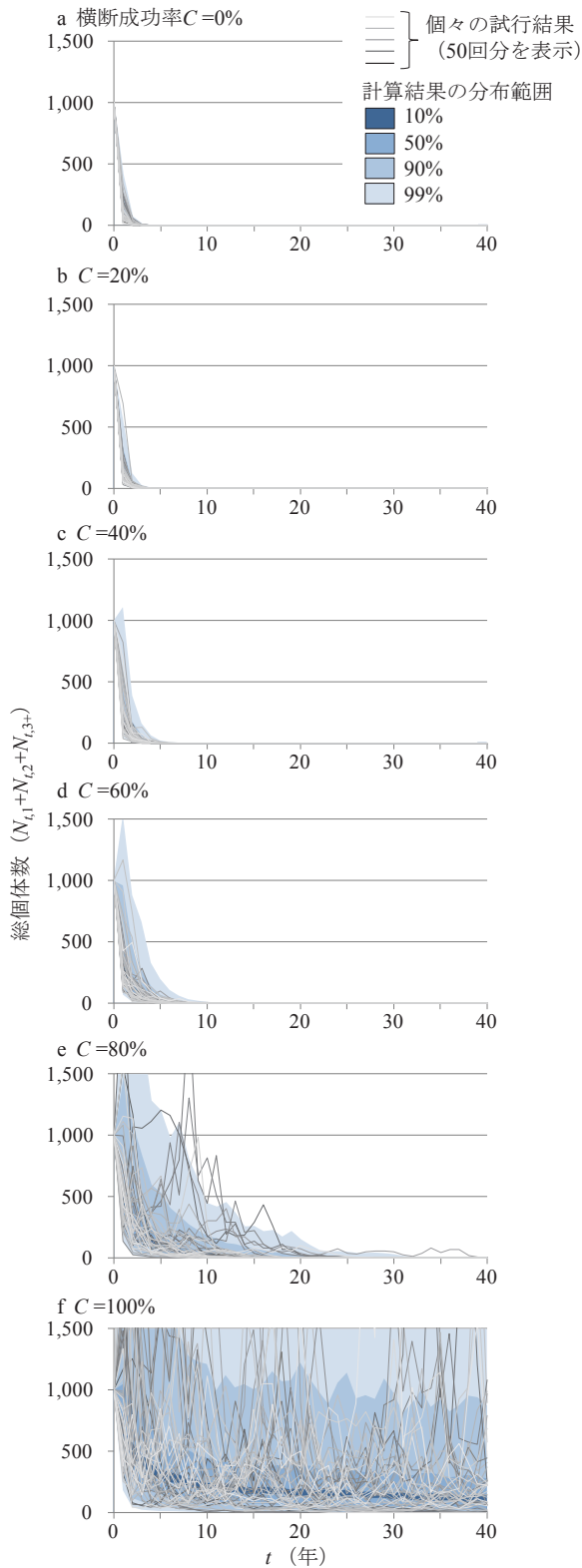


Fig. 31 横断モデル(基本型)で計算した総個体数の推移(初期個体数1,000, 樹林移動率  $M=90\%$ )

Population fluctuations simulated by 'basic migrating model'

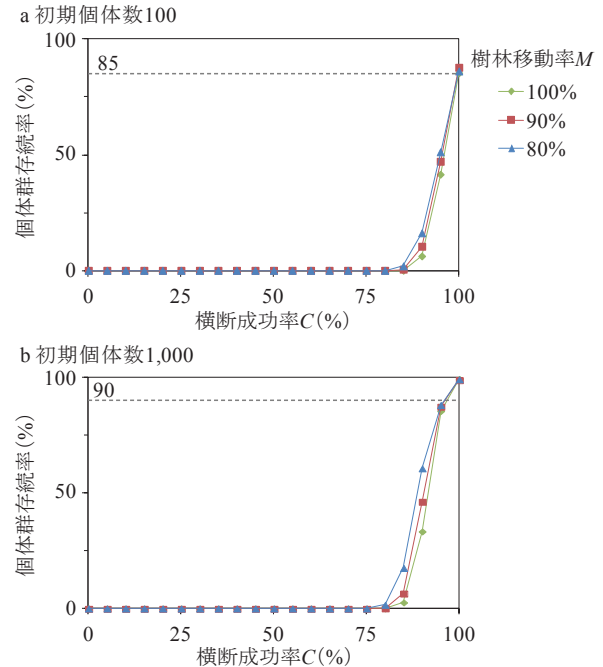
率に大きく影響することが明らかであった。例えば、初期個体数  $N_0=1,000$ 、環境収容力  $K=1,000\sim 2,000$  の時、前述のように比較的大きな個体群だとみなせるが、横断成功率  $C$



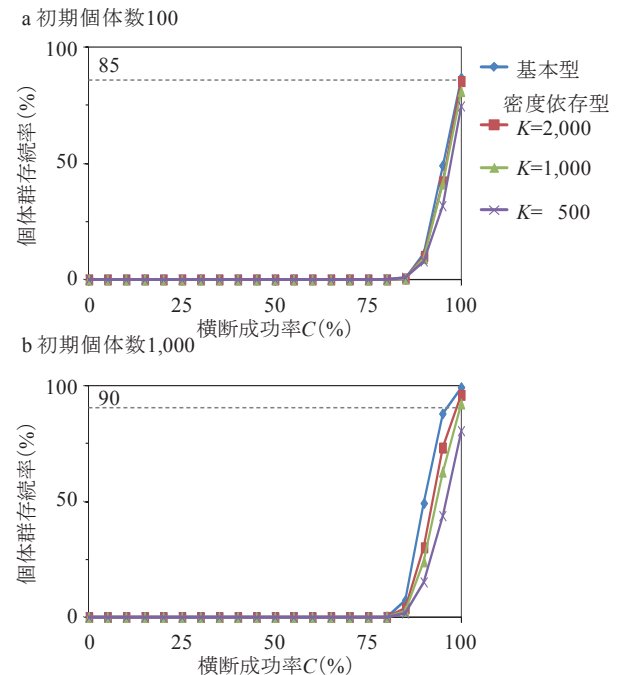
**Fig. 32** 横断モデル（密度依存型）で計算した総個体数の推移（初期個体数  $N_0=1,000$ 、環境収容力  $K=500$ 、樹林移動率  $M=90\%$ ）  
Population fluctuations simulated by ‘density-dependent migrating model’

が 90%未満での個体群存続率は 50%未満であった（Fig. 34）。このことから、コンクリート水路による移動障害は、個体群の存続に致命的な要因と考えられる。

Fig. 31 および Fig. 32 では、横断モデル（基本型）と横断モデル（密度依存型）の両方において、横断成功率  $C=60\%$  および  $C=80\%$  の時、1,000 回の試行の中には、いったん総



**Fig. 33** 横断モデル（基本型）で計算した個体群存続率  
Population viability simulated by ‘basic migrating model’



**Fig. 34** 横断モデル（基本型）と横断モデル（密度依存型）のシミュレーション結果の比較（樹林移動率  $M=90\%$ ）  
Population viability simulated by ‘basic migrating model’ and ‘density-dependent migrating model’

個体数が増加した後、やがて減少して 0 になる試行結果もみられた。例えば、横断成功率  $C=80\%$  では、5 年時点で総個体数が 0 より大きい（個体群が存続している）率は 90% 以上であり、総個体数が初期個体数  $N_0$  の 1,000 を上回る試行もあった。しかし、最終的には 40 年後にはすべての試行で個体群が消滅した。この結果は、コンクリート水路における移動障害の解消が不十分の場合には、対策を施した後いったん個体数が増加しても、長期的には個体群は必ずしも保全されない可能性を意味する。ここに、対策後の長期的なモニタリングの重要性が示唆される。

(2) 個体群存続率への影響が大きい因子

横断モデル（基本型）のシミュレーション結果（Fig. 33）から、樹林移動率  $M$  が高いほど、同じ横断成功率  $C$  に対して個体群存続率は高まった。しかし、個体群存続率 100% の付近では、同じ横断成功率に対して樹林移動率による個体群存続率の差異は小さかった。80~100% の樹林移動率の違いは、個体群存続率に影響するものの、高い個体群存続率を達成するための横断成功率を検討する際には影響は小さいと考えられる。

初期個体数  $N_0$  が 100 と 1,000 での結果を比較すると、グラフの折れ線が立ち上がる時の横断成功率は 80~85% であり（Fig. 33）、同様の傾向であった。しかし、同じ横断成功率および樹林移動率に対する個体群存続率は、初期個体数 100 の方が、初期個体数 1,000 よりも低かった。これは、個体数が非負の整数しかとらないため、個体数が小さいほど人口学的確率性の影響を受けやすい（Akçakaya et al., 1999）ことによる結果だと考えられる。

横断モデル（密度依存性型）では、環境収容力  $K$  が 2,000 程度に大きい値をとる場合には、横断モデル（基本型）に近い結果を示した（Fig. 34）。このことから、大きな個体群について移動対策の個体群保全効果を検討する場合には、横断モデル（基本型）をそのまま利用できると考えられる。横断モデル（密度依存性型）では、環境収容力が小さいほど、同じ横断成功率に対する個体群存続率は低い傾向があった。4.3 節で述べたように、密度依存モデルは、環境収容力が小さい場合に、減少した個体数が回復しやすい特性を持つ。しかし、本報での密度依存性の組み込み方においては、前述の人口学的確率性の影響が、個体数の回復しやすさよりも大きく作用すると考えられる。環境収容力が 500 の場合には横断成功率が 100% であっても個体群存続率は低かった。この結果はコンクリート水路における移動障害の解消だけでは小さな個体群は必ずしも保全できないことを意味すると考えられる。

本報での結果と同様に、松崎（2010）は、環境収容力が小さい、もしくは本種の初期個体数が小さい局所個体群は消滅しやすいという個体群存続性分析の結果を示している。松崎（2010）の解析では、局所個体群間の移動に関するパラメータ値が高く設定された（毎年、ある局所個体群から別の局所個体群に移動する個体の割合を 13~95% とした。ただし、移動の実態は調査せず、値は仮説として与えたものである）。この場合、局所個体群の存続率は、そこで

の環境収容力に加えて、隣接する別の局所個体群の大きさにも著しく依存すると推察される。局所個体群間の移動実態を明らかにしながら個体の供給を組み込んだ個体群動態モデルを構築することは、今後の興味深い課題である。

(3) コンクリート水路での移動対策による個体群保全効果

脱出工について、3.3 節で示した方法で推定したニホンアカガエルの横断成功率  $C$  を Table 13 に示す。本研究での結果は Table 8 から抜粋したものである。また、発表要旨であり、試験方法が必ずしも明確ではないが、高橋（2006）および池田ら（2009）が示した水路脱出率から横断成功率を推定した結果を併せて掲載した。これらの結果によれば、横断成功率は高くても 40% 程度といえる。ただし、3.2 節で明らかにしたように、脱出工を複数（もしくは高密度に）設置することで、横断成功率も上昇すると推察される。

例えば、Fig. 34 の b によれば、初期個体数  $N_0=1,000$ 、環境収容力  $K=1,000\sim 2,000$  の横断モデル（密度依存性型）の結果では、横断成功率  $C=40\%$  での個体群存続率は 0% であり、現状の脱出工の個体群保全効果は低いと判断される。脱出工を設置する場合には、長期的にモニタリングを行いながら、設置後に個体数が減少した場合に追加の対策を加える、すなわち順応的管理のプロセス（鷲谷，1998）が重要になると考えられる。

全面タイプの転落防止工（コンクリート水路の全区間にフタを設置した場合）では、本種が水路を横断できることが検証されている（中村ら，2002；水谷ら，2005；川嶋，2007）。この場合は水路に転落せずに水路を横断するため、横断成功率  $C=100\%$  とすると、前述と同じ条件（ $N_0=1,000$ 、 $K=1,000\sim 2,000$ ）の時に、個体群存続率は 92（ $K=1,000$ ）~96%（ $K=2,000$ ）と計算される（Fig. 34 の b）。このことから、全面タイプの転落防止工を設置できれば高い個体群保全効果が期待できると考えられる。

部分タイプの転落防止工（断続的にフタをした場合）の横断成功率の知見は見当たらないが、前野・上野（2009）の行動観察によると、本種はコンクリート水路を横断する際に、横断できる場所を探索せずに水路に下りるとされる。また、工藤（2011）は、転落防止工や脱出工のない実験水路（30cm 幅）の土羽に放した後 10 分間の本種の行動につ

**Table 13** 脱出工によるニホンアカガエルの横断成功率の推定値  
Estimated proportion succeeding of the Japanese Brown Frog via escape countermeasures

概要	水路 脱出率	横断 成功率 <sup>1)</sup>	出典等
着脱式脱出工 A	44%	22~28%	3.2 節
着脱式脱出工 B	33%	16~19%	
着脱式脱出工 C	58%	29~40%	
部分タイプのスロープ脱出工	43%	21~27%	高橋 (2006)
部分タイプのネット脱出工	53%	26~36%	
45° 斜面での登攀実験	37%	18~22%	池田ら (2009)
63° 斜面での登攀実験	4%	2 %	

<sup>1)</sup> 3.3 節の方法による推定値。

いて、50%の個体がもとの土羽に残留し、47%の個体が水路に転落し、3%の個体が反対側の土羽に横断した（横断成功した）と報告している。部分タイプの転落防止工では、いったん水路に転落した個体が脱出できる工夫はないため、フタのない区間での横断成功率は低いと考えられる。このため、フタの設置率（コンクリート水路の区間長に占めるフタの設置区間長の割合）が小さいほど横断成功率は低下し、個体群保全効果も低下すると考えられる。なお、他の転落防止工や脱出工についても、横断成功率を計測できれば、もしくは水路脱出率を計測して 3.3 節で示した式から横断成功率を推定できれば、個体群保全効果を評価できる。

横断モデルでは、予め目標とする個体群存続率を設定して、目標達成に必要な横断成功率の条件を予測することもできる。例えば、水路の改修を計画している谷津田において、本種の生息個体数が 1,000 であることが分かったとする。個体群存続率の目標値をどの程度の値とするかは対象地区の生息場としての保全の優先度によるだろうが、ここでは 90%以上と設定したとする。Fig. 34 の b から、初期個体数  $N_0=1,000$  で、40 年後の個体群存続率が 90%以上となる条件は横断成功率  $C=100\%$ （横断モデル（基本型））、 $K=1,000\sim 2,000$  の横断モデル（密度依存型）であった。この場合、3.3 節での検討結果によれば脱出工で横断成功率を 100%にすることはできず、全面タイプの転落防止工の設置等により、コンクリート水路の横断を確実なものとする必要があると考えられる。以上のように、本節で構築した横断モデルは、転落防止工や脱出工を行なった場合の個体群保全効果を評価できる手法である。

#### 4.4.4 まとめ

コンクリート水路での移動対策による個体群保全効果の評価手法の構築に向けて、水田と樹林との間にコンクリート水路がある生息場におけるニホンアカガエルの水田—樹林間の移動を想定し、樹林移動率  $M$  および横断成功率  $C$  のパラメータを組み込んだ横断モデルを構築した。初期個体数  $N_0$  (100, 1,000)、横断成功率  $C$  (0, 5, ..., 100%)、樹林移動率  $M$  (80, 90, 100%) および環境収容力  $K$  (500, 1,000, 2,000) の値の組み合わせを変えて 40 年間の年齢別個体数を 1,000 回反復計算し、40 年後の個体群存続率を各条件について計算した。その結果、以下が明らかになった。

- ①横断成功率が個体群存続率に大きく影響を与えており、コンクリート水路による移動障害が個体群の存続に致命的な要因であると考えられた。横断成功率が 60%および 80%の時、いったん総個体数が増加した後にやがて 0 になる試行結果もみられ、コンクリート水路における移動障害の解消が不十分な場合には、長期的に個体数を監視する必要性が示唆された。
- ②個体群存続率への各パラメータの影響について、樹林移動率の影響は小さく、初期個体数、環境収容力の影響が大きかった。初期個体数もしくは環境収容力が小さい場合、横断成功率 100%であっても 40 年後の個体群存続率

は低く、移動障害の解消だけでは小さな個体群は必ずしも保全できないことが示唆された。

- ③移動対策の個体群保全効果について、全面タイプの転落防止工は横断成功率が高いため、個体群保全効果も高いと考えられた。一方で、部分タイプの転落防止工あるいは脱出工の個体群保全効果はあまり高くはないと考えられた。また、生息個体数 1,000 の個体群を 90%以上の率で存続させたい場合、横断成功率を 100%にする、すなわち全面タイプの転落防止工の設置等によりコンクリート水路の横断を確実なものとする必要があると考えられた。

### 4.5 トウキョウダルマガエルを対象とした水田域内の移動モデルの検討

4.4 節では、ニホンアカガエルの水田—樹林間の移動を数理モデル（横断モデル）で表わした。これに対して、4.1 節で述べたように、定住性のトウキョウダルマガエルを評価対象とする場合には、水田域内での個体の移動実態に応じた、別の数理モデルを構築すべきだと考えられる。そこで本節では、水田域内での移動とコンクリート水路への転落を考慮した個体群動態モデル（以下、「水田域内の移動モデル」とする）の構築可能性を検討する。

水田域内の移動モデルのイメージ図を Fig. 35 に示す。個体のコンクリート水路への転落頻度に関する知見はないが、1 年間でのコンクリート水路への平均転落回数を  $D$  とし、 $i$  番目の個体が水路に転落する回数  $D_i$  は平均  $D$  のポアソン分布に従う乱数で与えられると仮定した。また、水路脱出率  $E$ （コンクリート水路に転落した後の、水路からの脱出率）をパラメータとして設定した。これは、4.4 節の横断モデルではニホンアカガエルが水田—樹林間を移動する生態を持つためコンクリート水路を横断することが重要であったが、定住性の種にとってはコンクリート水路の両側が生息場にも繁殖場にもなるため、水路から脱出できることが重要だと考えられることによる（ただし、個体数が少ない時には、雌雄がコンクリート水路の同じ側にいないと繁殖できないため、この場合は脱出の方向性も重要になると考えられる）。したがって、水田域内の移動モデルでは、4.2 節の基本モデルもしくは 4.3 節の密度依存モデルに、コンクリート水路による移動障害の影響度（平均転落回数  $D$ 、水路脱出率  $E$  および個体数  $N$  に依存する関数のため、 $f_{(D,E,N)}$  とする）の項を組み込めばよい（Fig. 35）。

トウキョウダルマガエルについて生存と繁殖に関するパラメータ値の知見が揃っていないため、現時点では 4.4 節のような個体群動態シミュレーションはできない。また、上述の平均転落回数に関する知見もない。そのため、ここでは、いくつかの  $D$ 、 $E$  および  $N$  の値に対する  $f_{(D,E,N)}$  の値を Fig. 36 に示すに留めておく。移動障害の影響度  $f_{(D,E,N)}$  は、平均転落回数  $D$ 、水路脱出率  $E$  および個体数  $N$  の値に大きく依存することが分かる。

以上のように、生存・繁殖に関するパラメータ値およびコンクリート水路への転落頻度の知見が蓄積すれば、水田



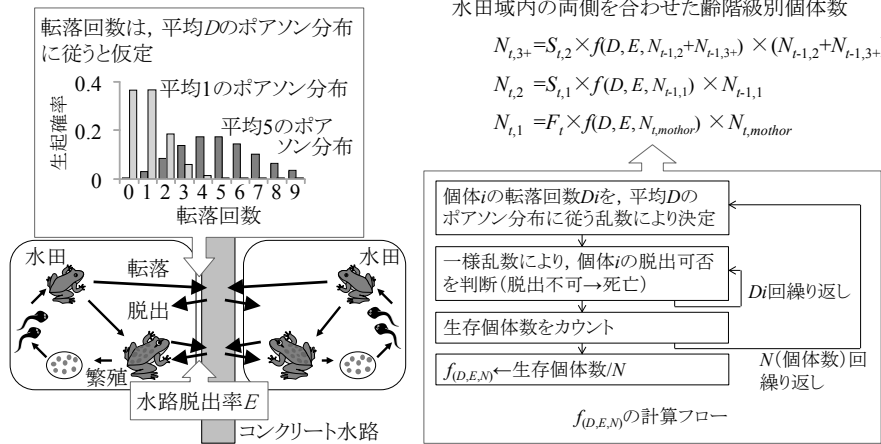


Fig. 35 水田域内の移動モデルのイメージ図  
Scheme of 'migration model' for resident frogs

域内の移動モデルを用いて、水田域内を分断するコンクリート水路において移動障害の解消をはかる場合の個体群保全効果についても評価できると考えられる。

V 結 言

5.1 コンクリート水路による移動障害とその対策

本報では、コンクリート水路による移動障害を解消するための脱出工や転落防止工等の移動対策について、脱出工の性能を実験に基づき評価するとともに、移動対策の個体群保全効果を数理シミュレーションに基づき評価した。

III章では、既存の脱出工の性能について、スロープの傾斜角等の諸元を変えて実験的に明らかにしたうえで、既存水路に簡易に設置できる着脱式の脱出工を提案した。またこれらの実験・観察を通して、カエル類の行動特性や遊泳・

脱出能力について、新たな知見を提出した。3.1節では、脱出工のスロープの傾斜角および水路の水深・流速を条件とし、トウキョウダルマガエルについて水路脱出率（水路からの脱出率）を試験した。傾斜角30~45°のスロープで水路脱出率が相対的に高く、更に個体の観察から傾斜角30°がより脱出しやすいと考えられた。また、水深5cm以上もしくは流速20cm/s以上の条件で脱出しやすかった。流れに対する本種の遊泳能力が低かったため、流速ではなく水深を調整して脱出しやすい条件にすることが望ましいと考えられた。3.2節では、着脱式の脱出工3種を試作した。設置数および通水の有無を試験条件に加えながら、試作した各脱出工の性能をトウキョウダルマガエルおよびニホンアカガエルについて評価するとともに、より脱出しやすい脱出工の構造を考察した。3.3節では、水路脱出率による横断成功率（コンクリート水路の横断の成功率）の推定式を個体の行動解析に基づき作成するとともに、試作した脱出工および既存の脱出工での横断成功率を推定した。これらの結果から何の対策も行っていないコンクリート水路では、落ちた後に脱出できるカエルはわずか数%に過ぎないことが明らかとなった。また、水路脱出率が比較的高い条件下でも、現状の脱出工の水路脱出率は平均的に60%程度であり、それから推定される横断成功率は高くても40%程度であった。

IV章では、ニホンアカガエルを対象とした個体群動態シミュレーション手法を開発し、個体群存続率を指標として移動対策の個体群保全効果（個体群の存続を可能にする効果）を評価した。個体群存続率を計算するための個体群動態モデルは3段階で構築した。4.2節では、ベースとなる「基本モデル」を構築し、シミュレーションに必要なパラメータの値を設定するとともに、シミュレーション結果と本種の個体群動態のデータを比較してモデルの妥当性を確認した。4.3節では、環境収容力のパラメータを加えた「密度依存モデル」を構築し、個体群動態の再現性の向上をはかった。4.4節では、本種の水田と樹林間の移動生態を反映させ、

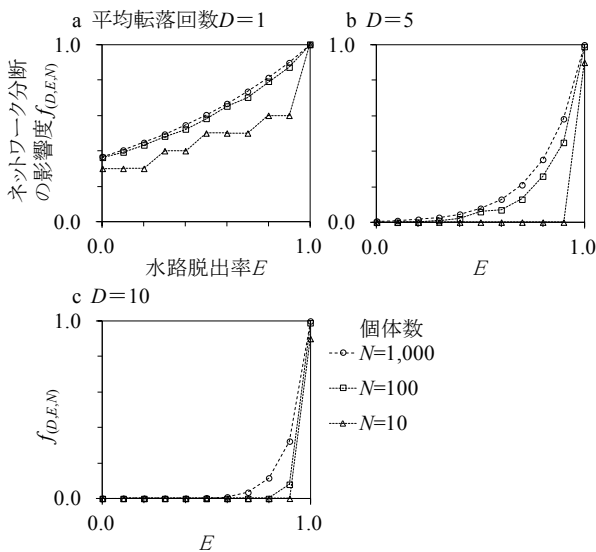


Fig. 36 水田域内の移動モデルにおける移動障害の影響  
Influence of drop frequency, escaping proportion and number of frogs on parameter  $f_{(D,E,N)}$

横断成功率のパラメータを加えた「横断モデル」を構築した。また、4.5節では、トウキョウダルマガエルの場合の移動モデルについて考察を加えた。横断モデルのシミュレーションの結果、コンクリート水路での横断成功率が90%未満では、40年経過後の個体群存続率は50%未満であった。

I章でも述べたように、ほ場整備後の水田でカエル類の個体数が減少した、もしくは個体群が消失した原因には、生息に適した畦畔の面積の減少、乾田化による繁殖場の消失、表土の剥ぎ取り等による個体の死亡などの複数の要因も重なるであろうから、その原因の特定は困難である。しかし、III章とIV章の検討結果から、コンクリート水路による移動障害が個体群の存続に致命的な要因だと考えられる。また、コンクリート水路に既存の脱出工をわずかに設置したとしても、個体群の保全には至らない可能性が高いといえる。そのため、個体群を保全する上では、土水路（暗渠の上に土水路を設ける二段式の水路を含む）を設置する、あるいは全面タイプの転落防止工（水路の全区間にわたるフタ）を設置するといった根本的な対策が第一に必要なだと考えられる。

通常、農業農村整備事業では、その事業費の一部を農家が負担する。そのため、移動対策等の生態系保全策に伴い事業費が増大する可能性があることは、農家の理解を得る上で重要な問題となる。例えば、幅50cmのコンクリート水路で、転落防止工としてコンクリート製のフタを設置する場合、掛増し経費（材料費）は21千円/10mと試算される。このように、水路の全区間にフタを設置すれば生態系保全効果は高いとしても、費用が高ければ導入にはつながらない。

こうした生態系保全策にかかる費用を農家の負担だけで対応するのは困難であろう。これに対して、農村生態系が豊かになることで恩恵を受けるのが、農家というよりも地域住民、ひいては国民全体であることを考えると、少なくとも生態系保全策に伴う経費は地域住民もしくは国民が平等に負担することが望ましいといえる。実際、三重県による希少生物保全事業では、「絶滅危惧種や地域において保全が必要とされている希少生物等が生息する場合は、従来工法との差額にかかる工事費の地元負担金を県が補助する」としている。また、農家や地域住民による簡便な生態系保全の取り組みや維持管理作業等による費用・労力の一部は、農地・水保全管理支払交付金での補助対象にもなっている。このような補助制度の制定・普及が全国的に進めば、生態系保全策への農家の同意も得られやすくなると期待される。本研究の成果を含めて生態系保全策による効果を定量的に示し、分かりやすく説明していくことは、生態系保全に係る地元負担を軽減する国や地方自治体の補助制度に科学的根拠を与え、生態系保全に関する農家や地域住民の理解を深めることに貢献できると考えられる。

## 5.2 個体群保全効果の評価手法の活用方法

IV章で構築した個体群保全効果の評価手法では、個体群動態シミュレーションにより、移動対策の個体群保全効果

の事前予測・評価が可能であった。パラメータの1つである移動対策の横断成功率は、試験によって直接計測する、もしくは水路脱出率を計測し、3.3節の関係式に基づき推定することで与えられる。また、反対に予め目標とする個体群存続率を設定して、目標の達成に必要な横断成功率の条件を予測し、工法選択の判断に活用することもできる。

それに加えて、この手法は、生息場や繁殖場の保全策による個体群保全効果の評価にも活用できる。例えば、繁殖場の保全策として、親個体が産卵時に選好する植生環境（抽水植物がない場所を好む）と水深を保つこと（吉田ら、2006；門脇、2002）、孵化率の高い水温（倉本ら、1971）や水分環境（渡部ら、2009）を保つこと、農事暦を工夫して幼生期と中干しのタイミングの重複を避けること（吉田ら、2007）等が挙げられる。これらの保全策は、幼生期の生存率の向上、そして当歳個体数の増加に寄与すると考えられる。これは、横断モデルにおける繁殖率 $F_t$ の増大を意味する。保全策による $F_t$ の増大の程度を定量することは課題となるが、 $F_t$ の値を変更して個体群動態シミュレーションを行うことで、繁殖場の保全策による個体群保全効果も評価できる。

そこで、移動対策と繁殖場の保全策を組み合わせた場合の効果を試算した。Fig. 37は、 $F_t$ の平均を4.4節の1.0~1.3倍に変えながら（標準偏差はもとの値に固定した）、横断成功率 $C$ と40年後の個体群存続率をシミュレーションしたものである。ただし、横断モデル（密度依存型）を用い、初期個体数1,000、環境収容力 $K500$ とし、計算方法および他のパラメータは4.4節に従った。繁殖率 $F_t$ の平均が大きいくらい程、同じ横断成功率 $C$ に対する個体群存続率は高くなるのが分かる。つまり、移動対策を講じつつ、あわせて繁殖場の保全を図ることで、個体群の保全をいっそう確実なものにできると考えられる。

個体群動態シミュレーションを農村生態系の保全策の事前予測・評価に活用するための研究は、魚類のタモロコ *Gnathopogon elongatus elongatus* で進んでいる（竹村ら、2010, 2011a, b, c）。従来、農業水路内の落差工等の移動障害に対して魚道を設置する（ネットワーク化する）際に、魚類の個体群動態を定量的に予測・比較できる手法はなく、施

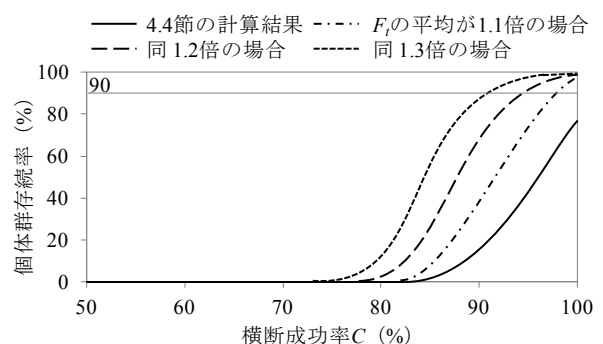


Fig. 37 繁殖率 $F_t$ が増加した場合の個体群存続率  
Population viability simulated using larger  $F_t$  parameter

工場所等は経験的に決められてきた。竹村ら (2011a) が構築した「ネットワークモデル」は、魚道の施工場所や整備水準が異なる、様々なシナリオに対して予測結果の定量比較が可能である。例えば、水路内にいくつかの落差工（移動障害）が存在し、いずれかの落差工に魚道を設置する場合に、どれに優先的に設置すれば、より早く個体群の回復がはかれるかを事前予測できる。ネットワークモデルの開発（竹村ら, 2011a）と併せて、シミュレーションに必要となるパラメータ値について、タモロコの移動特性（竹村ら, 2010）、自然増加率（竹村ら, 2011c）および環境収容力（竹村ら, 2011b）の値が推定されている。竹村らのネットワークモデルでは、タモロコによる水路の縦断方向の移動を考慮するため、一次元のメッシュ分割（吉野ら, 1993）を採用した。そのため、モデルの機構はより複雑であるが、影響要因を移動障害に絞った個体群動態モデルという点で、本報で構築した横断モデルと共通するものといえる。

このように、個体群動態のシミュレーションに基づく生態系保全策の効果の予測・評価手法は、保全策の計画時に効果を事前評価するため、もしくは限られた予算の中でより高い効果が期待できる工法を選択するための支援ツールとして活用しうる。生態系配慮の効果を定量的に把握するための指標開発が求められている中で（農林水産省, 2007）、本研究で提案した個体群保全効果の評価手法は、生態系配慮手法の設置を検討するための有効なツールになると考えられる。ただし、シミュレーションの結果は施工前に最善の配慮方法を選定するためのものであり、施工後はモニタリングを行いながら適切に管理することが肝要である。

5.3 持続可能な農業・農村の振興への貢献可能性

I 章では、カエル類の生息が、害虫のコントロールや物質循環等の生態系サービスにおける調整サービス、季節の

楽しみ等の文化的サービスにつながることを述べた。ここで、カエル類の保全によってポテンシャルとして期待される多面的な効果を Fig. 38 にまとめた。例えば、たかしま有機農法研究会では、移動対策等を行なった水田で収穫した米を「たかしま生きもの田んぼ米」という生きものブランドで販売している（本多, 2011）。このような生きものブランド化の取り組みが進めば、個々の農家・農業法人の所得向上を通じて、食料の安定供給や持続可能な農業につながるだろう。また、カエル類への関心から、それが生息できる水田・地域への関心を誘導できれば、生態系保全活動を含めた地域活動の活発化、農村振興にもつながるかもしれない。このように、カエル類の保全は、単にカエル類のためだけではなく、食料の安定供給、持続可能な農業、農村の振興・活性化といった政策目標に最終的に結びつくと考えられる。ただし、Fig. 38 における個々の矢印の結びつきを評価する研究や、結びつきを顕在化する仕組み・戦略については今後の長期的な検討課題といえる。なお、カエル類の生息は、餌となる昆虫類や捕食者である大型鳥類だけでなく、カエル類と同様に大型鳥類の餌となる魚類等の水生生物の生息に直接的・間接的に影響する（例えば、カエル類の個体数が減れば、魚類に対する捕食圧が上がると予想される）。そのため、実際には、カエル類とともに他の生物種も生息できる生息環境の保全が重要といえる。

他方、カエル類の保全をはじめ、農村生態系を豊かなものにするための取り組みとして、現在、環境保全型農業の推進がはかられている。農林水産省による「環境保全型農業直接支払交付金」では、有機栽培や冬期湛水、リビングマルチ等の取り組みに対して支援がなされている。また、日本学術会議による「農業における病虫害・植物防除研究に関する提言」（日本学術会議農学委員会植物保護科学分科会, 2011）によれば、生物多様性による生態系サービスを

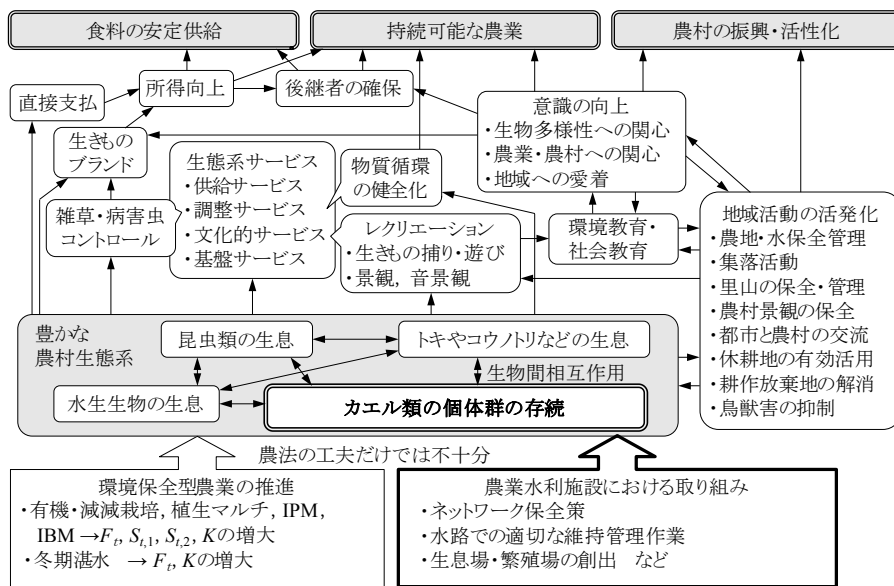


Fig. 38 生態系保全の取り組みの多面的な効果  
Multiple effects of activities related to ecosystem conservation

保ちながら持続的な農業体系を確立することが農作物の安定生産とともに期待されている。そのために総合的有害生物管理（IPM）や総合的生物多様性管理（IBM）を主体とする環境保全型の農業生産体系の定着を進める必要があるとされる。なお、IPMは現行の耕種的・生物的・化学的・物理的な防除法、適正品種、施肥量、減農薬を互いに矛盾しないように組み合わせ、経済的被害となるレベル以下に病虫害や雑草の発生を低減させる栽培管理体系である。IBMは天敵でも害虫でもない「ただの虫」（中立種）が息できるように農村生態系の多様性を保つことで、害虫の多発生を抑制しようという概念である。

本研究で構築した個体群動態モデルに照らすと、いずれも定量的な知見はないが、有機栽培や減農薬・減化学肥料栽培、リビングマルチ、IPM、IBM等は繁殖率 $F_t$ や生存率 $S_{t,1}$ 、 $S_{t,2}$ 、環境収容力 $K$ の増大に寄与し、冬期湛水は $F_t$ や $K$ の増大に寄与すると予想される。そのため、これらの環境保全型農業の取り組みはニホンアカガエルの個体群保全に寄与すると予想される。

一方で、IV章で明らかになったように、コンクリート水路での移動障害がニホンアカガエルの個体群存続に致命的に影響する。カエル類以外でも、例えばネズミ類等の小型哺乳類にとっても、同様にコンクリート水路は移動障害となるため（高中ら、2008）、その生息環境を保全する場合には移動障害の解消が必要であろう。あるいは、水田で繁殖する魚類（例えば前述のタモロコ）が生活史を全うする上でも、水田—水路間の落差の解消や水路内の落差の解消、すなわち移動障害の解消が不可欠である。これらの移動障害の解消は環境保全型農業では解決できない課題といえる。移動障害が未解消のままでは、環境保全型農業だけを推進しても、農村生態系の生物多様性の保全やその生態系サービスの維持は達成できない恐れがある。今後、環境保全型農業を推進する前提として、地域に生息する生物の移動範囲や移動経路の状態を把握し、陸生生物の移動対策や水路の魚道、水田魚道等の導入によって生物の移動経路を確保する必要があると考えられる。カエル類や魚類から評価対象種を広げながら、III章のような実験もしくは現地調査と、IV章のような個体群動態シミュレーションに基づき、効果的に移動障害を解消できる手法の開発を進めていくことが重要である。

#### 5.4 今後の課題

本研究での実験や個体群動態シミュレーションにはいくつかの検討課題が残される。それらの課題および課題解決に向けた研究案について、以下の3点を挙げる。

##### (1) 標準となる移動対策の性能評価手法の確立

II章で述べたように、現場に設置されている移動対策の多くは性能が評価されていない。今後、性能評価の知見を蓄積する上では、その前提となる望ましい性能評価手法の確立が必要である。ここで、これまでの脱出工の知見のうち、効果に関する情報があつたものを抽出すると（Table 14）、対象種や供試個体数、個体を放す位置、実験時間、評価指

標はそれぞれ異なることが分かる。カエル類は行動の個体差が大きく、ある程度の個体数での試験が必要だと考えられるが、わずか数個体の供試による報告もみられる。また、脱出工の近くに個体を放せば当然脱出しやすい。このように、試験方法によって、同じ脱出工であっても評価結果は大きく変わると推察される。

個々の研究の目的や作業仮説等によって、最適な研究方法が異なるのは当然であろう。しかし、測定方法が未統一のまま性能を評価しても、他との比較ができないために、性能の低い脱出工の導入につながる恐れがある。したがって、評価の前提として、標準となる測定手法の確立が必要である。それには、例えば供試個体や試験方法を少しずつ変えながら水路脱出率等の測定を繰り返し、同程度の測定値が得られる試験条件の範囲を明らかにすることが重要となる。

4.4節で構築した横断モデルでは、Fig. 19をもとに脱出工の水路脱出率を横断成功率に換算すれば、これまでの試験報告で示された水路脱出率から個体群存続率の計算が可能である。もしくは横断成功率を実測する場合には、水路の片側の天端に個体を放し、その後、水路を飛び越えて、あるいは水路に転落・脱出して水路を横断した個体の割合を計測すればよい。例えば、渡部ら（2012）では、ビデオ画像解析により横断成功率の計測を試みている。今後、移動対策の試験の際に、水路脱出率とあわせて横断成功率を計測すれば、脱出工と転落防止工間で性能の比較が可能となり、また実測した横断成功率をもとに個体群保全効果を評価できると考えられる。

##### (2) 多様な試験条件での移動対策の性能評価

コンクリート水路における個体の水路の横断と水路からの脱出について、また移動対策の性能について、現場における多様な水深・流速条件や、水路壁面の材質・凹凸、脱出工の設置場所・密度に着目した知見の蓄積が必要である。このうち水路の凹凸は、壁面の傾斜角とともに登攀への影響が大きいと予想される。水路壁面の凹凸の測定方法の研究は、凹凸すなわち粗度の増大が通水機能の阻害につながるため、機能診断の分野で進んでいる。例えば、レーザー変位計（中矢ら、2008）や型取りゲージ（本間ら、2008）を用いた一次元での計測方法が実用化されている。また、デジタル写真測量を用いて、水路表面の数枚の写真から2次元での凹凸の計測も可能である。これらの計測方法を用いながら、カエル類の登攀と壁面の凹凸および傾斜との関連を明らかにすることは、今後の興味深い課題である。

なお、コンクリート水路であっても、磨耗や地衣植物の定着等により壁面の凹凸が増大すれば、カエル類の登攀は容易になると予想される。ほ場整備年代が古い事業実施地区の中には、整備済みにもかかわらずカエル類が多く観察される地域もあることから（渡部、2008）、このようなコンクリート水路では移動対策なしでも本報での結果以上にカエル類が脱出しているかもしれない。しかし、凹凸が小さいであろう施工後間もないコンクリート水路ではカエル類は登攀できないことから、事業自体のインパクト（例えば、

**Table 14** 既往の知見による脱出工の性能評価方法  
Materials and methods to evaluate effectiveness of escape countermeasures

	脱出工のタイプ	対象種 <sup>1)</sup> (体長)	実験方法	実験時間	評価指標	実験条件の記載
森 (2001)	部分タイプ (着脱式スロープ)	トウ (不明)	スロープの下端に個体を放し、脱出までを観察 (50 回)	不明	水路脱出率	水深・流速とも不明
坂本・岡 (2006)	部分タイプ (スロープ)	アマ (不明), カエルの模型 (不明)	流水時に、スロープの 1~2m 上流から、30 個体を放し、スロープに到達するまで観察	不明	スロープへの到達率	水深は不明 流速は記載
高橋 (2006)	部分タイプ (スロープ)	アカ (2~5cm)	10 個体を水路底に放し、脱出まで観察	不明	水路脱出率	水深は記載 流速は不明
	部分タイプ (ネット)	アカ (2~5cm)	15 個体を集水桝に放し、脱出まで観察	不明	水路脱出率	水深・流速とも不明
加島・渡邊 (2006)	全面タイプ	不明 (2~3cm)	不明	不明	脱出個体の有無	水深・流速とも不明
大平ら (2008)	全面タイプ	トノ (3~6.5cm), アマ (1.5cm), スマ (1.5~4cm)	トノ・スマ各 10 個体, アマ 5 個体を脱出工の設置区間に放し、放流地点から下流 5m の範囲での脱出を観察。	5 分間	水路脱出率, スロープへの到達率	水深・流速とも記載
福井県農業試験場 (2009)	部分タイプ (スロープ)	トノ (5~7cm), アカ・ヤマ (2~3cm)	トノ 6 個体, アカ・ヤマ 13 個体をスロープの 5m 上流に放し、スロープの到達まで観察	不明	スロープへの到達率	水深・流速とも記載
池田ら (2009)	全面タイプ	トウ (2~6.5cm), アカ (2.5~6.5cm)	トウ 29 個体もしくはアカ 27~30 個体を実験装置に放し、脱出まで観察	30 分	実験装置からの脱出率	水深は不明 流速はなし
横山ら (2011)	部分タイプ (スロープ)	トノ・ツチ・スマ (不明)	各 1~4 個体を水路桝に放し、5 時間ビデオ撮影。また翌朝に残存個体を観察。	5 時間以上 (夕方~翌朝)	水路脱出率	水深は記載 流速は不明
吹田 (2011)	全面タイプ	トノ・ヤマ (不明)	不明	不明	脱出個体数	水深・流速とも不明
宇賀神 (1993)	部分タイプ (「ハイダセル」 スロープ)	アカ・アマ・ツチ・トウ・シュレ (1.8~5.0cm)	10 個体を湿らせた水路内に放し、脱出までの時間を計測。	1 時間	水路脱出率	水深はなし 流速はなし

<sup>1)</sup> アカ：ニホンアカガエル, アマ：ニホンアマガエル, シュレ：シュレーゲルアオガエル, ツチ：ツチガエル, トウ：トウキョウダルマガエル, トノ：トノサマガエル, スマ：スマガエル。

ほ場整備での表土の剥ぎ取りや現況の土水路の埋め戻しによる個体の死亡, Fig. 2) に追い打ちをかけている恐れがあり, この期間の移動対策が特に重要だと考えられる。

転落防止工の設置場所および密度の検討については, 現場の水路あるいは実験水路において設置場所もしくは設置数を変えながら試験を繰り返すことになるだろう。実験の効率化のために, 実験時における個体の行動の把握にビデオ撮影 (横山ら, 2011) や IC タグを活用できると考えられる。IC タグは, 魚類の移動の追跡等に関する数例の研究事例 (山下ら, 2010; 山本・本田, 2011) があり, カエル類についても活用が可能とされる (福山, 2008)。軽量 (0.1g 程度) で, 電池が不要なため半永久的に使用可能な製品も実用化されており, IC タグを装着した後は非接触で個体識別が可能である。これらの方法を活用することで, より長時間の実験や観察もできるだろう。そのため, 移動対策の性能の評価とともに, カエル類の行動特性について新たな知見が得られると期待される。

### (3) 個体群動態モデルとパラメータ値に関する知見の蓄積

4.4 節で構築した横断モデルは, 水田一樹林間の移動を数値モデルで表したものであり, ニホンアカガエル以外の移

動性のカエル類 (ヤマアカガエルやヒキガエル類, アオガエル類) に対しても, パラメータ値に関する知見が得られれば適用できる。また, トウキョウダルマガエル等の定住性の種に対しては, 生存・繁殖に関するパラメータ値やコンクリート水路への転落頻度等の知見が得られれば, 4.5 節で提案した移動モデルによる個体群動態シミュレーションが可能になる。

横断モデルでは, ニホンアカガエルのメスの親 1 個体から産まれた個体の生残数は, 親の年齢級によらず一定と仮定した。この仮定を確かめるためには, 親別に生残個体数を明らかにする必要がある。このことについて, DNA マーカーを用いることで, 親 (卵塊) 別に個体を識別しうる (松島, 2010)。Skeletochronology 法では, 切りとった指骨の切片の年輪から, 個体の年齢判定, 更に個体の繁殖開始年齢を推定できる (草野ら, 1995; Marunouchi et al., 2000)。両手法の併用によって, 親別, 更に親の年齢級別に, 子の生残個体数を追跡できると考えられる。また, 水田から樹林に移動する個体の割合 (樹林移動率) についても, 年齢級によって異なるかもしれない。このことは, Skeletochronology 法および安定同位体比分析を併用することで明らかにでき

る。すなわち、個体の指を切りとり、Skeletochronology法で齢査定を行うとともに、安定同位体比分析によって個体が移動する前の生息場を推定（森ら、2008、2009）すればよいと考えられる。

横断モデルで対象としたニホンアカガエルは、生態に関する知見が比較的多い種であるが、定量的なデータがない生態情報や行動特性については仮定を置きながら個体群動態モデルを構築した。これらの仮定は、上述のように今後のフィールド研究等の作業仮説となるものである。すなわち、個体群動態モデルの研究は、実際のフィールド研究の方向性を検討する上でも役に立つといえる。本報では扱わなかったが、個体群動態モデルの感度分析の結果から、個体群の保全に対してより重要度の高いパラメータが明らかとなれば、重要な順にパラメータ値の定量化を進めるといいう研究方針を立てることもできる（竹村ら、2011a）。更にフィールド研究で新たな調査結果が得られれば、個体群動態モデルおよびパラメータに反映できる。個体群動態モデル研究とフィールド研究を、互いの成果を活用しながら同時並行で推進することが、労力や費用を要する生態系保全手法に科学的根拠を与えていく上で重要である。

**謝辞：**本研究を取りまとめるにあたり、ご指導、ご鞭撻と暖かい励ましをいただきました東京農工大学 千賀裕太郎名誉教授に心よりお礼申し上げます。宇都宮大学農学部 水谷正一名誉教授、後藤 章教授、茨城大学農学部 小林 久教授、東京農工大学大学院農学研究院 中島正裕准教授、加藤 亮准教授には、研究を取りまとめるにあたり、ご助言と暖かい励ましをいただきました。改めてお礼申し上げます。

農村工学研究所資源循環工学研究領域生態工学担当 森 淳博士、小出水規行博士、同研究所農村基盤研究領域資源評価担当 竹村武士博士、水研センター国際水産資源研究所 西田一也博士には、日頃より研究活動への姿勢についてご指導いただき、本研究を進める際にもご指導、ご助言と多大なるご厚情をいただきました。農村工学研究所農村技術支援チーム 石島正人氏、同研究所山野井京子氏、後藤ポンティップ氏には、研究にご協力いただきました。

岩手県立大学 鈴木正貴准教授、宇都宮大学 守山拓弥博士、長野県佐久地方事務所 松澤真一博士、国土交通省北海道開発局山本康仁氏、宇都宮大学 森 晃氏には、研究をまとめるにあたり、貴重なご意見をいただきました。

ここに記して、深謝の意を表します。

## 参考文献

Akçakaya, H.R., Burgman, M.A. and Ginzburg, L.R. (1999) : Applied population ecology : principles and computer exercises using RAMAS EcoLab 2.0, *Sinauer Associates*  
 青森県農村整備課 (2011) : 青森県農業農村整備環境配慮工事データベース, <http://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/nourin/noson/files/H23.9misawa.pdf> (確認日: 2012/1/24)  
 葦名千尋・柳川 久 (2006) : 大雪山国立公園黒石平のエゾアカガエル *Rana pirica* に対する道路横断用スロープの有効性, 「野生

生物と交通」研究発表会講演論文集, 5, 45-48  
 東 淳樹・武内和彦 (1999) : 谷津環境におけるカエル類の個体数密度と環境要因の関係, ランドスケープ研究, 62(5), 573-576  
 土井敏男 (2001) : ダルマガエルの登はん能力, 両生類誌, 6, 25-27  
 土井敏男 (2002) : トノサマガエルとダルマガエルの跳躍力の差はどれくらいか?, 両生類誌, 8, 12-16  
 土井敏男 (2009) : 水田に生息するカエル 4 種のコンクリート斜面に対する登はん能力, 爬虫両棲類学会報, 2009(1), 23-28  
 Doubledee, R.A., Muller, E.B. and Nisbet, R.M.(2003) : Bullfrogs, disturbance regimes, and the persistence of California Red-Legged Frogs, *The Journal of Wildlife Management*, 67(2), 424-438  
 Fujioka, M. and Lane, S.J. (1997) : The impact of changing irrigation practices in rice fields on frog populations of the Kanto Plain, central Japan, *Ecological Research*, 12, 101-108  
 吹田全弘 (2011) : 青森県環境保全型水路「ハイ! アガール」の開発, 農業農村工学会誌, 79(7), 538-539  
 福井県農業試験場 (2009) : 平成 20 年度 (2008) 水田生態系再生研究事業成績書, 1-25  
 福山欣司 (2008) : カエル類におけるマーキング法と個体識別法, 爬虫両棲類学会報, 2008(2), 116-125  
 福山欣司・阿部道生・松田久司・佐々木史江 (2007) : 横浜市瀬谷谷戸におけるヤマアカガエルとアズマヒキガエルの長期的なモニタリング調査, 爬虫両棲類学会報, 2007(2), 146-153  
 Govindarajulu, P., Altwegg, R. and Anholt, B.R. (2005) : Matrix model investigation of invasive species control: Bullfrogs on Vancouver island, *Ecological Applications*, 15(6), 2161-2170  
 Halpern, B.S., Gaines, S.D. and Warner, R.R. (2005) : Habitat size, recruitment, and longevity as factors limiting population size in stage-structured species, *The American Naturalist*, 165(1), 82-94  
 長谷川雅美 (2003) : 農業土木技術者のための生き物調査 (その 8), 農業土木学会誌, 71(5), 423-427  
 林 光武 (2007) : 水田で産卵する両生類の生態, “水谷正一編, 水田生態工学入門”, 農文協, 57-64  
 林 光武・高橋伸拓 (2007) : カエル類の水路への落下対策とその効果, “水谷正一編, 水田生態工学入門”, 農文協, 134-140  
 Hels, T. and Nachman, G. (2002) : Simulating viability of a Spadefoot Toad *Pelobates fuscus* metapopulation in a landscape fragmented by a road, *Ecography*, 25(6), 730-744  
 Hirai, T. and Matsui, M. (2001) : Food habits of an endangered Japanese frog, *Rana porosa brevipoda*, *Ecological Research*, 16(4), 737-743  
 Hirai, T. and Matsui, M. (2002) : Feeding relationships between *Hyla japonica* and *Rana nigromaculata* in rice fields of Japan, *Journal of Herpetology*, 36(4), 662-667  
 本多 清 (2011) : 生きもの田んぼの楽しみ方～滋賀県高島市の取り組みから～, シンポジウム小さな自然再生のすすめ part2, 17-21  
 本間新哉・北村浩二・加藤 敬 (2008) : 農業用鉄筋コンクリート製開水路壁面の凹凸評価手法, 平成 20 年度農業農村工学会大会講演会講演要旨集, 202-203  
 池田健一・後藤裕一・星 泰彦 (2009) : 脱出用スロープ付水路におけるカエルの水路脱出率 —流速及びスロープの材質・勾配

- との関係一, 東北農業研究, 62, 227-228
- 石塚清一・鈴木保志 (1998): 小動物が脱出できるスロープ付き U 字形側溝の実験, 高知大学演習林報告, 25, 199-208
- Iwai, N., Kagaya, T. and Okochi, I. (2007): Choice of oviposition site by *Rana japonica*: role of the developmental stage of conspecific eggs, *Herpetologica*, 63(1), 31-34
- 門脇正史 (2002): ニホンアカガエルの産卵場所の環境条件 —特に産卵地点間の水温の違いについて, 保全生態学研究, 7(1), 1-8
- 鹿児島県薩摩川内市 (2008): 薩摩川内市農村環境計画, p.96
- 環境省自然環境保全局 (2006): 鳥類, 爬虫類, 両生類及びその他無脊椎動物のレッドリストの見直しについて, <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=7849> (確認日: 2012/1/24)
- 環境省自然環境局, 農林水産省農村振興局, 林野庁森林整備部, 国土交通省河川局 (2005): 平成 16 年度社会資本整備事業調整費 (調査の部) トキの野生復帰のための生息環境の整備方策策定調査報告書
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2009): 平成 20 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 (モニタリングサイト 1000) 里地調査業務報告書, p.52
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2012): 平成 23 年度モニタリングサイト 1000 里地調査報告書, p.59
- 関東農政局農村環境部事業計画課 (2002): 関東農政局における農村の環境保全に係る施策事例集, p.10
- 片桐由希子・大澤啓志・山下英也・石川幹子 (2006): ビオトープタイプの組成とカエル類生息からみた小流域の評価手法に関する研究, ランドスケープ研究, 69(5), 785-788
- 片野準也・大澤啓志・勝野武彦 (2001): ニホンアカガエルの非繁殖期における谷戸空間の利用特性, 農村計画論文集, 3, 127-132
- 加島孝一・渡邊哲也 (2006): 環境保全型水路の開発, 農業土木学会誌, 74(8), 749-750
- 加藤宗英・水谷正一・鈴木正貴・後藤 章 (2005): 小規模魚道の設置諸元を検討するための小型魚類の遊泳能力, 農業土木学会論文集, 235, 59-65
- 川西恵美子・西原正武 (1995): U 字溝における小型動物に配慮した対策工について —小型動物の脱出実験—, 第 8 回環境情報科学論文集, 57-62
- 川嶋一将 (2007): 水路蓋の設置によるカエル類の移動障害の軽減, 農業土木学会誌, 75(6), 44-45
- Kobayashi, M. (1962): Studies on reproductive isolation mechanisms in brown frogs I. Development and inviability of hybrids, *Journal of Science of the Hiroshima University Series B, Division 1, Zoology*, 20, 147-156
- 小出水規行・竹村武士・森 淳・奥島修二 (2009a): 谷津田域におけるドジョウ集団の遺伝構造の解明 —マイクロサテライト DNA を利用した千葉県下田川流域の事例—, 農業農村工学会論文集, 261, 21-29
- 小出水規行・竹村武士・渡部恵司・森 淳 (2009b): ミトコンドリア DNA によるドジョウの遺伝特性 —チトクローム b 遺伝子の塩基配列による系統解析—, 農業農村工学会論文集, 259, 7-16
- 高知県 (2007): 高知県環境白書 2007 (平成 19 年度版), p.24
- 工藤直人 (2011): 実験水路を用いたカエル類の U 字溝水路への転落に関する研究, 平成 20 年度宇都宮大学大学院農学研究科修士論文
- 倉本 満・角田雅美・齊田美佐子 (1971): アカガエル類における胚の温度耐性, 爬虫両棲類学雑誌, 4, 1-4
- 倉品伸子 (1995): スロープ付 U 字溝の有効性の検証 —小動物との共存をめざして, 林業技術, 640, 24-25
- 倉品伸子・阿部 学 (1996): 落ちた小動物が這い出せる道路側溝, 第 31 回林道研究発表論文集, 53-58
- 草野 保・福山欣司・宮下徳子 (1995): 関東地方南西部におけるタゴガエルの体サイズと指骨の骨組織を用いた年齢査定, 爬虫両棲類学雑誌, 16(2), 29-34
- 前田憲男・松井正文 (1999): 改訂版日本カエル図鑑, 文一総合出版
- 前野正博・上野秀治 (2009): カエル類の移動経路確保に配慮した水路工法の検討, 福井県農業試験場研究報告, 46, 43-49, [http://info.pref.fukui.jp/nougyou/noushi/data/bulletin/46/46\\_6.pdf](http://info.pref.fukui.jp/nougyou/noushi/data/bulletin/46/46_6.pdf) (確認日: 2012/1/24)
- 牧 東史臣・滝口善博・今堀るみ子 (2006): ほ場整備による小動物の生息域分断に対する影響緩和対策について, 第 57 回農業土木学会関東支部大会講演会講演要旨, 20-23
- Marunouchi, J., Kusano, T. and Ueda, H. (2000): Validity of back-calculation methods of body size from phalangeal bones: an assessment using data for *Rana japonica*, *Current Herpetology*, 19(2), 81-89
- Marunouchi J., Kusano T. and Ueda, H. (2002): Fluctuation in abundance and age structure of a breeding population of the Japanese Brown Frog, *Rana japonica Günther* (Amphibia, Anura), *Zoological Science*, 19(3), 343-350
- 榎屋安里・廣田忠雄・長谷川雅美 (2000): カエルの跳躍力とその種間差, 日本動物行動学会第 19 回大会, P1-9
- 松田久司 (2004): 横浜自然観察の森におけるヤマアカガエルの卵塊数 (2002-2004), 爬虫両棲類学会報, 2004(2), 123-127
- 松島野枝 (2010): 両生類の生態, 保全学的研究における遺伝マーカーの適用, 爬虫両棲類学会報, 2010(2), 166-176
- Matsushima, N. and Kawata, M. (2005): The choice of oviposition site and the effects of density and oviposition timing on survivorship in *Rana japonica*, *Ecological Research*, 20(1), 81-86
- 松崎真澄 (2010): 個体群存続性分析を用いたホトケドジョウ, ニホンアカガエルの絶滅リスクの推定と保全策の検討, 平成 21 年度宇都宮大学大学院農学研究科修士論文
- 松澤真一・松崎真澄・水谷正一・吉田大祐 (2008): 生態系保全型圃場整備地域におけるカエル類の生息状況の検証, 平成 20 年度農業農村工学会大会講演会講演要旨集, 704-705
- Mattoon, A. (2002): Deciphering amphibian declines, In *State of the World 2001: A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society (State of the World)*, eds. Brown, L. R. et al., W. W. Norton & Co. Inc., US, 63-82
- 緑資源機構 (2006): 平成 17 年度環境報告書
- 緑資源機構 (2007): 平成 18 年度環境報告書
- 見澤康充 (2005): 小型サンショウウオの年齢, “松井正文編, これからの両棲類学”, 裳華房, 52-59

- 三浦郁夫 (2005) : カエルの染色体進化と染色体の分化, “松井正文編, これからの両生類学”, 裳華房, 133-149
- 水谷正一編 (2007) : 農村の生きものを大切にす 水田生態工学入門, 農文協
- 水谷正一・高橋伸拓・林 光武 (2005) : U字溝に設置したフタがニホンアカガエルの生息に及ぼす効果, 農業土木学会論文集, 235, 77-78
- 森 淳 (2001) : カエルをコンクリート水路から脱出させるには～生態系に配慮したほ場整備を目指して～, 農業土木, 623, 30-33
- 森 淳 (2007) : 土水路の生物と食物網, “水谷正一編, 水田生態工学入門”, 農文協, 92-95
- 森 淳・渡部恵司・小出水規行・竹村武士 (2008) : 安定同位体比を用いたニホンアカガエルの移動の推定, 平成 20 年度農業農村工学会大会講演会講演要旨集, 700-701
- 森 淳・渡部恵司・小出水規行・竹村武士 (2009) : トウキョウダルマガエルの器官別炭素安定同位体比, 農業農村工学会論文集, 261, 93-94
- 守山拓弥・藤咲雅明・水谷正一・後藤 章 (2006) : 新設された魚道における魚類の遡上が上流の農業用小河川の魚類相におよぼす影響, 農業土木学会論文集, 245, 123-124
- 村上 裕・大澤啓志 (2008) : 水稻の栽培型がトノサマガエルとヌマガエルの分布に与える影響, 保全生態学研究, 13, 187-198
- 中茎元一・大島 弘・林 光武 (2003) : カエルの越冬場及び産卵行動に伴う移動方向把握調査について, 平成 15 年度農業土木学会関東支部大会講演要旨集, 21-23
- 中村 寛・水谷正一・後藤 章 (2002) : カエル類の U 字溝への落下と再生産に対するフタの効果, 平成 14 年度農業土木学会大会講演会講演要旨集, 498-499
- 中村義作 (1997) : よくわかる実験計画法, 近代科学出版社
- 中矢哲郎・渡嘉敷 勝・森 充広・森 丈久 (2008) : 摩耗したコンクリート水路表層形状からの粗度係数推定手法, 農業農村工学会論文集, 258, 501-506
- 中澤 港 (1998) : シミュレーション人口学: 入門以前, 日本数理生物学会ニュースレター, 26, 50-64
- 夏原由博・神原 恵 (2001) : ニホンアカガエルの大阪府南部における生育適地と連結性の推定, ランドスケープ研究, 64(5), 617-620
- 日本学術会議農学委員会植物保護科学分科会 (2011) : 植物保護科学の展望 —農業生産の向上と生物多様性—
- 西田一也・小出水規行・竹村武士・渡部恵司・森 淳 (2012) : 流域の連続性と分断がホトケドジョウ *Lefua echigonia* の遺伝的構造・多様性に与える影響分析 —ミトコンドリア DNA D-loop の解析—, 農村工学研究所技報, 212, 177-188
- 野上啓行・鈴木保志 (1999) : 側溝内への落下小動物の実態及び脱出用スロープ付き U 字形側溝の実験, 高知大学農学部演習林報告, 26, 13-23
- 農林水産省 (2003) : 土地改良事業における経済効果の測定に必要な諸係数について, 農振第 2624 号
- 農林水産省 (2007) : 農林水産省生物多様性戦略, p.23
- 農林水産省構造改善局計画部資源課 (2000) : 土地改良事業計画設計基準 計画 ほ場整備 (水田) 基準書・技術書, p.147
- 農林水産省農林水産技術会議事務局・農業環境技術研究所・農業生物資源研究所 (2012a) : 農業に有用な生物多様性の指標生物調査・評価マニュアル I 調査法・評価法, 16-19
- 農林水産省農林水産技術会議事務局・農業環境技術研究所・農業生物資源研究所 (2012b) : 農業に有用な生物多様性の指標生物調査・評価マニュアル II 資料, 15-18
- 農と自然の研究所 (2009) : 田んぼの生きもの全種リスト
- 大平 裕・中野芳輔・弓削こずえ・林田 創 (2007) : 農家や地域住民によるエコロジカルコリドーの保全を目的とした小型魚道の開発, 農業土木学会論文集, 247, 93-101
- 大平 裕・弓削こずえ・栗山竜司・安東 茂・阿南光政 (2008) : 水田地域における生態系保全水路の実用可能性の検討, 九州大学大学院農学研究院学芸雑誌, 63(1), 65-69
- 大河内 勇・大川畑 修・倉品伸子 (2001) : 道路側溝での両生類の転落死防止方法, 日本林学会誌, 83(2), 125-129
- 長田 潔 (1978) : 柏地方のニホンアカガエルの衰退について 私のカエル博物誌 (その 2), 千葉生物誌, 27(12), 102-107
- 大澤啓志・片野準也・勝野武彦 (2003) : 広水田域としての散居集落水田の水路におけるトウキョウダルマガエルの生息状況, 農村計画論文集, 5, 7-12
- Osawa, S. and Katsuno, T. (2001) : Dispersal of the Brown Frogs, *Rana japonica* and *R. ornativentris* in the forest of the Tama Hills, *Current Herpetology*, 20(1), 1-10
- 大澤啓志・勝野武彦 (2001) : 丘陵樹林地におけるアカガエル生息空間の林床環境, ランドスケープ研究, 64(5), 611-616
- 大澤啓志・勝野武彦 (2005) : 大分川中流部の農村景観における両生類の分布パターン, ランドスケープ研究, 68(5), 563-566
- 大澤啓志・勝野武彦 (2007) : ニホンアカガエルの生息空間としての棚田畦畔草地, 農村計画学会誌, 26, 221-226
- 大澤啓志・黒田貴綱・勝野武彦 (2006) : 棚田域における管理形態の違いから生じる植生と小動物相 (カエル類, ネズミ類) の関係, ランドスケープ研究, 69(5), 565-570
- 大澤啓志・島田正文・勝野武彦 (2005) : 平地水田地帯の畦畔利用におけるトウキョウダルマガエルの個体数密度を規定する要因, 農村計画学会誌, 24(2), 91-102
- Pellet, J., Maze, G. and Perrin, N. (2006) : The contribution of patch topology and demographic parameters to population viability analysis predictions : the case of the European tree frog, *Population Ecology*, 48(4), 353-361
- Pope, K.L. (2008) : Assessing changes in amphibian population dynamics following experimental manipulations of introduced fish, *Conservation Biology*, 22(6), 1572-1581
- ランデス株式会社 HP : ハイダセル有意性実験, <http://www.landes.co.jp/products/kankyo/haidasel/haidtkj.htm> (確認日 : 2012/1/24)
- R Development Core Team (2009) : The R project for statistical computing, <http://www.R-project.org/> (accessed: 02/04/2010)
- ロイター (2011) : カエルの移動に配慮, 独サッカー場の周辺道路一部閉鎖へ, ロイター通信 2011 年 11 月 18 日記事, <http://jp.reuters.com/article/oddlyEnoughNews/idJPJAPAN-19628620110219> (確認日 : 2012/3/23)
- 坂本義浩・岡 直子 (2006) : 小動物用脱出スロープの機能向上実



- 験, 農業土木学会誌, 74(3), 235-236
- 佐藤太郎・東 淳樹 (2004) : 扇状地水田におけるカエル類の生息量と畦畔環境との対応関係, ランドスケープ研究, 67(5), 519-522
- 芹沢孝子 (1983) : トノサマガエル—ダルマガエル複合群の繁殖様式 I. 愛知県立田および佐屋における成長と産卵, 爬虫両棲類学雑誌, 10(1), 7-19
- 芹沢孝子 (1985) : トノサマガエル—ダルマガエル複合群の繁殖様式 II. 春先きに水がない場所でのダルマガエルとトノサマガエルの産卵, 爬虫両棲類学雑誌, 11(1), 11-19
- 芹沢孝子・芹沢俊介 (1990) : トノサマガエル—ダルマガエル複合群の繁殖様式 III. トウキョウダルマガエルの性成熟と産卵, 爬虫両棲類学雑誌, 13(3), 70-79
- 芹沢孝子・谷川洋子・芹沢俊介 (1990) : トノサマガエル—ダルマガエル複合群の繁殖様式 IV. 一腹卵数と卵径, 爬虫両棲類学雑誌, 13(3), 80-86
- 下山良平 (1982) : トノサマガエル雄の繁殖期のなわばりについて (予報), 爬虫両棲類学雑誌, 9(3), 99-102
- 下山良平 (1986) : 伊那盆地北部産ダルマガエル雌の成熟と産卵回数, 爬虫両棲類学雑誌, 11(4), 167-172
- 下山良平 (1993) : 長期繁殖するトノサマガエル個体群における雌の繁殖特性について, 爬虫両棲類学雑誌, 15(1), 37-41
- 下山良平 (1996) : ダルマガエルとトノサマガエルの同所的・同時的繁殖について, 爬虫両棲類学雑誌, 16(3), 87-93
- 食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会 (2002) : 環境との調和に配慮した事業実施のための調査計画・設計の手引き 第1編「基本的な考え方・水路整備」
- 食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会 (2003) : 環境との調和に配慮した事業実施のための調査計画・設計の手引き 第2編「ため池整備 農道整備 移入種」
- 食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会 (2004) : 環境との調和に配慮した事業実施のための調査計画・設計の手引き 第3編「ほ場整備 (水田・畑)」
- 食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会 (2006) : 環境との調和に配慮した事業実施のための調査計画・設計の技術指針
- Stephan, T., Ulbrich, K., Grosse, W. and Meyer, F. (2001) : Modeling the extinction of isolated populations of natterjack toad *Bufo calamita*, *Web Ecology*, 2, 47-56
- 杉原知加子・水谷正一 (2006) : 河川と水田間に連結する人工池が魚類の生息に果たす役割 — 栃木県上三川町谷川水系の事例一, 農業土木学会論文集, 244, 49-58
- Sumida, M. and Ogata, M. (1998) : Intraspecific differentiation in the Japanese Brown Frog *Rana japonica* inferred from mitochondrial DNA sequences of the cytochrome b gene, *Zoological Science*, 15(6), 989-1000
- 鈴木圭太・大窪久美子・澤島拓夫 (2002) : 長野県伊那盆地におけるダルマガエルの生息状況とカエル類生息地としての水田の現状, ランドスケープ研究, 65(5), 517-522
- 鈴木正貴・水谷正一・後藤 章 (2001) : 水田水域における淡水魚の双方向移動を保証する小規模魚道の試作と実験, 応用生態工学, 4, 163-177
- 鈴木正貴・水谷正一・後藤 章 (2004) : 小規模魚道による水田, 農業水路および河川の接続が魚類の生息に及ぼす効果の検証, 農業土木学会論文集, 234, 59-69
- 高橋伸拓・水谷正一・後藤 章 (2009) : 設置環境の違いからみた井桁護岸の生息魚類に対する効果, 農業農村工学学会論文集, 262, 17-25
- 高橋信司 (2006) : 排水路からの脱出設備 (マスネット工法) について, 農業農村整備事業成果発表会, [http://www.green.go.jp/green/ronbun/pdf/nouyouchi/tokutei\\_h1804.pdf](http://www.green.go.jp/green/ronbun/pdf/nouyouchi/tokutei_h1804.pdf) (確認日: 2012/1/24)
- 高中健一郎・安藤元一・小川 博・土屋公幸・吉行瑞子・天野 卓 (2008) : 常時流水のある側溝による小型哺乳類の落下・死亡, 哺乳類科学, 48(1), 1-9
- 竹村武士・小出水規行・水谷正一・森 淳・渡部恵司 (2010) : 谷津田域の農業水路におけるタモロコ個体の移動のモデル化 — 水域のネットワーク化による魚類個体群の再生を予測するモデルの開発に向けて —, 農業農村工学学会論文集, 269, 55-62
- 竹村武士・水谷正一・小出水規行・森 淳・渡部恵司・西田一也 (2011a) : 水路のネットワーク化による個体群再生過程の予測モデル, 農業農村工学学会論文集, 276, 83-90
- 竹村武士・水谷正一・渡部恵司・小出水規行・森 淳・松森堅治・嶺田拓也 (2011b) : タモロコ個体群の環境収容力の推定 — 千葉県谷津田を流れる水路を対象としたシミュレーション —, 農業農村工学学会論文集, 274, 65-66
- 竹村武士・渡部恵司・水谷正一・小出水規行・森 淳・朴 明洙 (2011c) : 水域のネットワーク化による魚類個体群の再生を予測するモデルの開発に向けた自然増加率パラメータの設定, 農業農村工学学会論文集, 271, 9-16
- 竹村武士・渡部恵司・森 淳・小出水規行・水谷正一 (2009) : 水のを主材料とする簡易魚道の可能性, 農業農村工学学会論文集, 264, 79-80
- 田中幸一 (2010) : 農業に有用な生物多様性の指標 — 農林水産省プロジェクト研究の概要 —, 植物防疫, 64, 600-604
- 田上かほり・水谷正一・松澤真一・後藤 章 (2007) : 生態系保全型圃場整備が魚類, カエル類の生息に及ぼす効果の検証, 平成19年度農業農村工学学会大会講演会講演要旨集, 488-489
- 栃木県農地整備課 HP: 西鬼怒川地区における環境配慮の取り組み, <http://www.pref.tochigi.lg.jp/g07/work/nougyou/nouchi-nouson/documents/1180424027569.pdf> (確認日: 2012/2/1)
- 栃木県農務部 (2004) : 環境との調和に配慮した農業農村整備事業実施地区事例集, p.14
- 戸金 大 (2010) : 谷戸田におけるトウキョウダルマガエル *Rana porosa porosa* の生活史特性と個体群存続可能性, *Landscape ecology, Design and Engineering*, 5, 109-126
- 戸金 大・福山欣司・倉本 宣 (2005) : 谷戸田におけるトウキョウダルマガエルの体長組成と成長, 爬虫両棲類学会報, 2005(1), 13-22
- Togane, D., Fukuyama, K. and Kuramoto, N. (2009) : Size and age at sexual maturity of female *Rana porosa porosa* in valley bottoms in Machida city, Tokyo, Japan, *Current Herpetology*, 28(2), 71-77
- 戸金 大・福山欣司・倉本 宣 (2010) : テレメトリー法を用いた

- トウキョウダルマガエルの谷戸田における移動追跡, 爬虫両棲類学会報, 2010(1), 1-10
- 徳島県 HP: 農業農村整備事業の環境配慮 計画・実績 (H18 まで), [http://www.pref.tokushima.jp/docs/2002021900060/files/h18\\_2\\_shiryou2.pdf](http://www.pref.tokushima.jp/docs/2002021900060/files/h18_2_shiryou2.pdf) (確認日: 2012/2/1)
- 富岡克寛 (1990): 群馬県とその周辺におけるニホンアカガエルとヤマアカガエルのすみわけ, 両生爬虫類研究会誌, 39, 21-28
- 富岡克寛 (2000): 関東平野北部の谷津田におけるアカガエル 2 種の産卵時期と卵塊数の長期動態, 千葉県中央博物館自然誌研究報告特別号, 3, 9-16
- 富岡 誠・菊池 暁・吉田秀樹 (2007): 小動物類の生息に配慮した葦簀 (よしず) 型フリュームを用いた水路整備, 農業農村工学会誌, 75(11), 1006-1007
- 宇賀神知則 (1993): 谷津田の環境とカエルに関する研究, 平成 4 年度筑波大学卒業研究論文
- 和田 清・桑原真吾・稲川啓太・寺町 茂 (2006): 在来魚類の遊泳能力算定と農業用水路網の避難場所における個体群行動, 河川技術論文集, 12, 371-376
- 鷺谷いづみ (1998): 生態系管理における順応的管理, 保全生態学研究, 3, 145-166
- 渡部恵司 (2008): 圃場整備がカエルの生息に与える影響の評価に向けて, 農村振興, 703, 40-41
- 渡部恵司・森 淳・小出水規行・竹村武士 (2009): ニホンアカガエルの孵化率に対する産卵場の乾燥の影響 一圃場整備水田における産卵場保全手法開発のための基礎的実験一, 農業農村工学会論文集, 265, 63-64
- 渡部恵司・森 淳・小出水規行・竹村武士・西田一也 (2012): 実験水路におけるカエル類の転落行動と脱出行動の予備解析, 平成 24 年度農業農村工学会大会講演会講演要旨集, 238-239
- Watabe, K., Mori, A., Koizumi, N., Takemura, T. and Nishida, K. (2012): Habitat potential maps of three frog species for paddy field areas of the middle Sakura River basin, Japan, *PAWEES 2012 International Conference on "Challenges of Water & Environmental Management in Monsoon Asia"*, CD-ROM, 027WAT
- 養父志乃夫 (1997): 両生類・は虫類と道路, “亀山 章編, エコロード 生き物にやさしい道づくり”, ソフトサイエンス社, 48-53
- 山本亮介・本田晴朗 (2011): 無線認識技術を用いた小型魚自動検知システムの開発, 電力中央研究所報告, V10024
- 山本康仁・千賀裕太郎 (2010): 繁殖状況からみるトノサマガエルとナゴヤダルマガエルの種間関係, 爬虫両棲類学会報, 2010(1), 46-49
- 山下奉海・河口洋一・谷口義則・鹿野雄一・石間妙子・大石麻美・田中 亘・斉藤 慶・関島恒夫・島谷幸宏 (2010): 佐渡島の小河川における魚類を対象とした農業用取水堰改良効果の検証, 応用生態工学, 13, 61-76
- 野生生物調査協会, Envision 環境保全事務所 (2011): 全国のレッドデータ検索システム, <http://www.jpnrdb.com/index.html> (確認日: 2012/2/1)
- 横山 稔・松本信雄・野村 研 (2011): 水路に落ちたカエルがのぼれる工夫, シンポジウム小さな自然再生のすすめ part2, 13-16
- 吉田正典・養父志乃夫・山田宏之 (2006): ヤマアカガエル (*Rana ornativentris Werner*) の繁殖環境の修復手法に関する研究, 日本緑化工学会誌, 32(1), 183-186
- 吉田正典・養父志乃夫・山田宏之 (2007): 水田におけるカエル類の保全手法に関する研究, 日本緑化工学会誌, 33(1), 284-287
- 吉村友里 (2008): 畦畔におけるカエル類の行動特性の解明, 平成 20 年度岐阜大学大学院農学研究科修士論文
- 吉野秀雄・中 達雄・岩崎和己 (1993): “白石英彦・中道 宏編, 農業水利計画のための数理モデルシミュレーション手法”, 土地改良技術情報センター, 9-47

## Restriction of Frog Migration by Constructing Agricultural Concrete Channels and Conservation of Frog Populations

WATABE Keiji\*

Renewable Resources Engineering Research Division, Ecological Engineering\*

### Summary

Recently, eco-friendly facilities have been installed in agricultural channels to improve rural ecosystems. However, it is not always possible to construct channels using natural materials, and, as a consequence, channels are frequently constructed from concrete. Such concrete channels may have adverse ecosystem effects; for example, those that are constructed across the migration routes of frogs would disconnect the links between frog habitats. This report evaluates the migration countermeasures that enable frogs to cross channels, focusing in particular on the Tokyo Daruma Pond Frog, *Rana porosa porosa*, and the Japanese Brown Frog, *Rana japonica*. The report comprises five chapters, with Chapter 1 providing an introduction.

Chapter 2 reviews the migration countermeasures currently implemented in rural areas and the problems associated with these countermeasures. Pond frogs tend to move from one paddy field to another, whereas brown frogs migrate between paddy fields and the neighboring forests. Both types of frog often fall into the concrete channels that bisect their migration routes and are unable to escape. Hence, migration countermeasures, such as the construction of sloped walls that enable frogs to escape from these channels (hereinafter, “escape countermeasure”), and the installation of lid structures that allows frogs to cross channels, have been implemented. However, although various types of sloped wall have been installed, the effectiveness of these walls has not been evaluated.

Chapter 3 describes three experiments that were performed to evaluate the capacity of the sloped walls to enable frog escape. Firstly, the escape effect of partially sloped walls was evaluated based on the proportion of pond frogs that escaped from an experimental channel via a sloped wall (hereinafter, “proportion escaping”). The experiment suggested that walls with slopes of 30 degrees would enable frogs to escape most easily from channels, and that a water depth of 5 cm, and a flow velocity of 20 cm/s or more, would assist frogs in reaching the sloped walls. Secondly, three prototype countermeasures that can be easily implemented in concrete channels were developed. The effectiveness of each countermeasure for the pond and brown frogs was evaluated, and more effective types of structure as escape countermeasures are discussed. Thirdly, the author proposes a relational expression to estimate the proportion of frogs that succeed in crossing a concrete channel (hereinafter, “proportion succeeding”) based on the proportion escaping, and evaluated the proportion succeeding of the prototype and existing countermeasures.

Chapter 4 describes the population dynamics models used to assess brown frog population viability and to evaluate the population conservation effect of the migration countermeasures based on simulations. Three population dynamics models were developed: (1) a “basic model” based on an age-structured model; (2) a “density-dependent model” with the parameter of carrying capacity; and (3) a “crossing model” with the parameters of migration and the proportion succeeding. The simulation results for the crossing model suggest a concrete channel running across a frog migration route would critically endanger the frog population. The simulation results also show that the population conservation effect of the escape countermeasures may be low, although that of lid structures, which completely cover the channel, may be high.

Chapter 5 summarizes the results of this study. The results suggest that concrete channels would critically restrict frog migration and population viability, whereas lid structures would be effective countermeasures for conserving frog populations. The population dynamics models may be useful as prior evaluation tools for selecting the optimum combination of eco-friendly measures to be taken on migration pathways, as well as frog nursery sites and habitats, for the conservation of frog populations. Further research designed to accumulate information on the migration countermeasures and to improve the population dynamics models is also proposed.

**Key words :** *Agricultural channel, Ecosystem conservation, Rural ecosystem, Amphibian, Population dynamics model*