関西自然保護機構会誌 *28*（*2*）：*183－192*，　*2007*

原　著

滋賀県における外来種コモチカワツボの現状

滋賀県立大学環境科学部環境生態学科　西　田　孝　征
滋賀県立大学環境科学部環境生態学科　浦　部　美佐子

The current distribution of the New Zealand Mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* (Chaenogastropoda : Sorbeoconcha : Hydrobiidae) in Shiga Prefecture. **Takayuki Nishida and Misako Urabe (*Department of Ecosystem Studies, School of Environmental Science, The University of Shiga Prefecture*)**

The New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* is a highly invasive species, and its distribution is recently expanding in some prefectures in Japan, including Shiga Prefecture. First we reviewed the invasion and the action to stop spreading of this species in USA. Then, we reported that the mudsnail in Shiga Prefecture, which was first reported in 1999, has been spread at least four areas within the prefecture by 2005. Lastly an experimental study showed that the adult mudsnails can survive at 35-36℃ regardless of the water temperature in their original habitats.

はじめに

近年わが国には，さまざまな生物が意図的あるいは非意図的に持ち込まれている。これらの外来種が生態系や人間社会に与える影響は，その規模も過程も様々である。そのため，外来種が生態系や人間社会に与える影響を予測し，それを防除するためには，それらの生態を把握することが重要である。

コモチカワツボ（*Potamopyrgus antipodarum*）（新生腹足上目吸腔目ミズツボ科）は，ニュージーランド原産の小型の巻貝（成貝の殻長４～５㎜，新生貝0.4㎜）で，19世紀中にヨーロッパ諸国およびオーストラリアに移入し，1980年代には北アメリカに移入している（Ponder, 1998；Bowler, 1991）。日本には1990年までに三重県・岩手県・宮崎県などから採集されており，ヨーロッパから輸入された養殖用のマスやウナギに混じって侵入したと考えられている（増田ほか, 1998）。滋賀県では1999年に，守山市で初めて本種が記録された（西野, 1999）。合衆国の「水生の有害種に対する委員会 Aquatic nuisance species task force」の報告書によると，滋賀県のコモチカワツボ（分析に用いられた資料は，浦部によって守山市内から採集されたもの）は，オーストラリア・ヨーロッパ・北アメリカのいずれのクローンとも異なり，原産地ニュージーランドから直接に移入したらしい（New Zealand Mudsnail Management and Control Working Group, 2006）。

コモチカワツボは有性生殖型と単為生殖型の両方で繁殖できるが（Lively, 1992），侵入地では主として単為生殖で増殖する（Boycott, 1919；Wallace, 1992）。また本種は，室内では１～2年の生存期間に数回繁殖でき（Michaut, 1968），移入先のオーストラリアでは1年を通して繁殖

関西自然保護機構業績　第401号

出来ることが知られている（Schreiber et al., 1998）。その結果として本種の増殖率は高い。本種の個体数密度は500000個体／㎡以上になり，無脊椎動物群集の現存量の90%を占めることもある（Richards, 2002）。

原産地ニュージーランドでは，ニュージーランドザリガニ *Paranephrops zealandicus* が本種を捕食することが知られ（Whitemore et al., 2000；Hollows et al., 2002），本種がザリガニの分布域に生息することは少ない（Jansma, 1995）。また，水鳥に寄生する *Microphallus* sp.などの二生吸虫の中間宿主にもなる（たとえばLevri & Lively, 1996）。

コモチカワツボは水温28℃以上には耐性がない（Winterbourn, 1969, 1972）と言われている。野外においては寒冷地や湧水が存在する冷水環境の所でよく見られ，飼育下では22℃以上で数日のうちに活動が鈍り，水温が高いほど斃死しやすいという報告がある（増田ほか, 1998）。しかし，守山市に生息するコモチカワツボは，従来の報告と比較してかなり高温の水域からも採集されており，高温に対する耐性を獲得している可能性がある（嶋田・浦部, 2003）。原産地のニュージーランドでは，約32℃の高水温に暴露する室内実験で，暴露時間が長くなっても本種の死亡率がほとんど変化しないことから，高水温への順化能力があると報告されている（Cox, 2000）。以上のことから，水温の高い地域へも本種の分布が広がる可能性がある。

本報では，まず最初に，日本よりやや早くコモチカワツボが侵入したアメリカ合衆国における本種の生態学的なインパクトの研究例，および本種の分散防止の具体的方策について簡単に概説する。次に，西野（1999），嶋田・浦部（2003）の報告以降における滋賀県での本種の拡散状況を示すため，2005年現在のコモチカワツボの分布域を示し，最後に室内実験による高温耐性の検証結果について述べる。

本調査を実施するにあたり，滋賀県のコモチカワツボに関して様々な情報を提供していただいた豊穣の郷赤野井湾流域協議会の吉川正信氏，東近江市能登川博物館の山本一博氏，守山市ほたるの森資料館の山口幸江氏，滋賀県立大学大学院環境科学研究科の金尾滋史氏に篤く御礼申し上げる。国立環境研究所の西川潮博士には，原産地でのコモチカワツボの捕食者についてご教示をいただいた。また，調査を手伝っていただいた田村愛氏，酒井陽一郎氏，増本喜久氏，田上琢自氏，川畠盛継氏，花塚正裕氏，吉村文孝氏，山田祐輝氏，小出聡氏，さまざまなご助言を賜った大田啓一教授，伴修平博士，丸尾雅啓博士，ならびに滋賀県立大学環境科学部環境生態学科水圏環境大講座の皆様に深く感謝の意を表する。

米国におけるコモチカワツボの侵入と対策

アメリカ合衆国で本種が最初に確認されたのは1985年，アイダホ州スネーク川においてである（Dybdahl & Kane, 2005）。2006年現在，分布は西部の10州，および五大湖に広がっている（New Zealand Mudsnail Management and Control Working Group, 2006）。米国へのコモチカワツボの侵入時期は，日本とほぼ同じか数年早いと考えられ，それ以降，北米の在来生態系への影響の研究，および分散防止策の研究が行われている。

合衆国内務省国立公園局（National Park Service）の報告では，本種は高密度で生息できるため，カワホトトギスガイ（*Dreissena polymorpha*）と同じように河床を占有し，在来無脊椎動物群集の個体数低下を引き起こす可能性があると指摘されている。合衆国で最初に本種が発見されたスネーク川では，５種の在来軟体動物が絶滅危惧種とし

て登録されたが，本種の増殖もその一因である（Richards, 2002）。

ワイオミング州ポールキャット川では，本種は一次生産の75％を消費している（Hall et al., 2003）。そのため，本種が侵入した場合には，河床を物理的に占有して一次生産を低下させたり，在来底生動物と餌資源をめぐる競争をひきおこし，在来の底生生物群集に負の影響を与える可能性があると指摘されている。また，本種は他の水生動物（甲殻類，水生昆虫，小型魚類）に比べて，乾燥重量あたりエネルギー量は１／２～１／５程度しかなく（Ryan, 1982），さらに，魚類の消化管を生きたまま通過できるため（Haynes et al., 1985），魚類の餌資源としての価値は低いと考えられている。国立公園局の報告によれば，本種はマスに捕食された場合，従来の餌の２％の栄養価しかない。そのため，在来底生生物の現存量が低下すると，高次の捕食者にも影響を与える可能性がある（Hall et al., 2003）。

本種は，釣り人などの河川利用者や水鳥に付着したり，魚類の消化管内に生きたまま滞在して運ばれたり，水生植物の移植に付随することによって，たやすく移動することが知られている（Haynes et al., 1985；Gangloff, 1998；Richards et al., 2004）。コモチカワツボの人為的な拡散を防ぐためには，本種の生息水域で使用した長靴や網などの道具類を別の水域で使用する前に，付着している貝を完全に取り除かなくてはならない。防除には，道具類の凍結，乾燥，薬剤処理などが有効とされている（Richards et al., 2004；Hosea & Finlayson, 2005）。乾燥処理を行う場合には，30℃では24時間以上，40℃では２時間以上，乾燥状態に置く必要がある（Richards et al., 2004）。薬剤処理としては硫酸銅（252㎎/l・Cu）や塩化ベンゼトニウム（逆性石鹸）（1940㎎/l）などが効果的であり，これらの薬品を満たした容器に長靴などの用具を浸けたり，スプレーして５分以上放置する方法が推奨されている（Hosea & Finlayson, 2005）。どの方法を行う場合でも，処理は道具を車などに収納する前に行い，薬品を洗い流すのには本種が生息する水域の水を使用しないよう注意する必要がある。なお，本報で引用した報告書（New Zealand Mudsnail Management and Control Working Group, 2006）は，合衆国の「水生の有害種に対する委員会」Aquatic nuisancespecies task force のホームページ http://www.anstaskforce.gov/hyannis/NZMS_Mgmt_&_Control_Draft_4-06.pdf からダウンロードすることができる。また本種の拡散防止のための一般向けマニュアルは，オレゴン州シーグラント Oregon Sea Grant のホームページ http://seagrant.oregonstate.edu/sgpubs/onlinepubs/g06006_highres.pdf からダウンロードすることができる。

調査方法

分布調査

分布調査は，滋賀県で初めてコモチカワツボが確認された守山市，本種の目撃情報があった東近江市（旧能登川町），高島市（旧今津町），彦根市で行った（図１）。本種は他県では養鱒場などの周辺で発見されていることが多い（増田ほか，1998）。滋賀県米原市には醒井養鱒場があるが，2005年８月19日に養鱒場の排水が流れ込む丹生川，およびその付近にあって湧水を水源とする枝折川，地蔵川で行われた調査では，本種は発見されなかった（浦部，未発表）。

本調査地はいずれも住宅地や農耕地の中に存在する都市排水路，農業用水路，小河川などで，水路は主に三面コンクリート貼りであり，小河川は両面護岸の箇所がほとんどである。調査地点によっては，砂などが堆積し，水生植物が繁茂している。

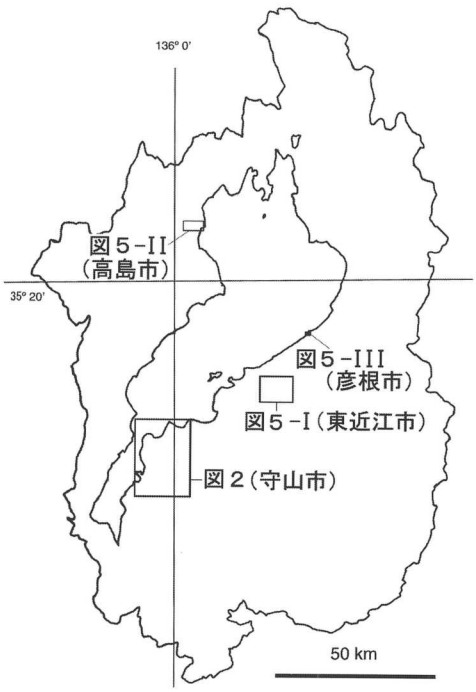


図１． 調査地（滋賀県）の広域図.

また，これらの調査地域内には地下水が豊富に存在し，水路や河川の中にはポンプにより汲み上げられた地下水を水源とするものもあり，途中から地下水が流入している水路もある。

守山市と東近江市ではすでに分布域がある程度広がっているため，各調査地域を縦断する道路を調査ラインとして設定し，その道路と交差する水路でコモチカワツボの探索を行った。高島市と彦根市では，目撃情報が得られた地点とその周辺を探索した。探索時間は，一地点につき，探索を行う人数×時間（分）が10となるように設定した。守山市では，探索時に水温，表面流速を測定した。表面流速の測定にはコスモ理研POCKET TACHOMETERを使用した。

コモチカワツボが発見された地点では，生息密度を調査した。25㎝×25㎝（625㎠）のコドラートを河床の５カ所にランダム配置し，0.5㎜メッシュネットをコドラート下流に置き，河床を手や足で掃いてコモチカワツボを回収した。コドラート内の個体数を５段階（コモチカワツボがいなかった時は０，１～９個体のときはA，10～99個体の時はB，100個体以上はC，明らかに1000個体以上いた時はD）で半定量的に記録し，５サンプル中の最頻値をその地点の代表値として用いた。

また，コモチカワツボの生息が確認された水路では，その上流部でも探索を行い，それぞれの水系におけるコモチカワツボの分布の最上流部を確認した。本種は遡上能力が低いため，侵入した地点より上流には分布域を拡大しにくいと考えられる。したがって，ある水系において，コモチカワツボの分布の最上流部が本種の侵入地点であると推定できる。

高温耐性実験

コモチカワツボの生存限界水温を明らかにするために，室内実験を行った。

実験に用いたコモチカワツボは，夏季の最高水温が大きく異なると推定される守山市の２地点（図２，A・B地点）で採集した。A地点はポンプで汲み上げられた地下水を水源とする水路にあり，年間を通して水温の変化は小さいと考えられ，2005年６月６日11時の水温は18.2℃であった。B地点は日当たりの良い排水路に位置し，ほぼ止水であるため，外気温の変化に伴って水温も変化すると考えられ，2005年８月２日12時の水温は33.5℃であった。貝の採集は2005年９月16日に行った。

実験には殻長３㎜以上の個体を用いた。実験開始までに，23℃の水温で96時間以上の順化期間をおいた。順化期間・実験期間共に，脱塩素水に重金属除去剤（ドイツテトラ社テトラアクアセイフ）を添加したものを飼育水として用い，無給餌とした。

１つの実験区につき，順化させた個体の中からランダムに30匹選び，飼育水60mℓを満たしたプラ

スチック容器に貝を１個体ずつ入れて飼育した。実験区の個体はインキュベータ中に入れ，急激な水温変化による生存への影響を抑えるために（Quinn et al., 1994），23℃から実験を開始し，24時間毎に１℃ずつ水温を上げ，全個体が死ぬまで実験を継続した。設定温度を上げる直前に生死の確認を行い，３分以上観察して動かない個体を死亡とみなした。対照区は室温23℃の実験室中で飼育した。実験期間中の明暗条件は12時間明期12時間暗期とし，48時間おきに飼育水を交換した。

結　果

分布調査

【守山市】

調査は2005年６月から11月の間に行った。調査ラインと交差する水路は46本あり，その中の16本でコモチカワツボの存在を確認した。調査ライン上以外にも35地点で探索を行い，その中の14地点でコモチカワツボの存在を確認した（図２）。

コモチカワツボが生息していた水系は，①チッソポリプロ工場が汲み上げている地下水を水源とする野洲川左岸沿いの水系（移入地点推定地が２ヶ所存在），②鳩の森公園で汲み上げられている地下水を水源とする水路，③守山ふれあい公園で汲み上げられている地下水を水源とする水路，④守山川水系，⑤三津川水系，⑥金森湧水公園付近で今宿川より分流する山賀川の６つであった（図２－Ⅰ・Ⅱ）。

調査時の水温が30℃を超えた８地点のうち，６地点でコモチカワツボの存在を確認し，そのうち

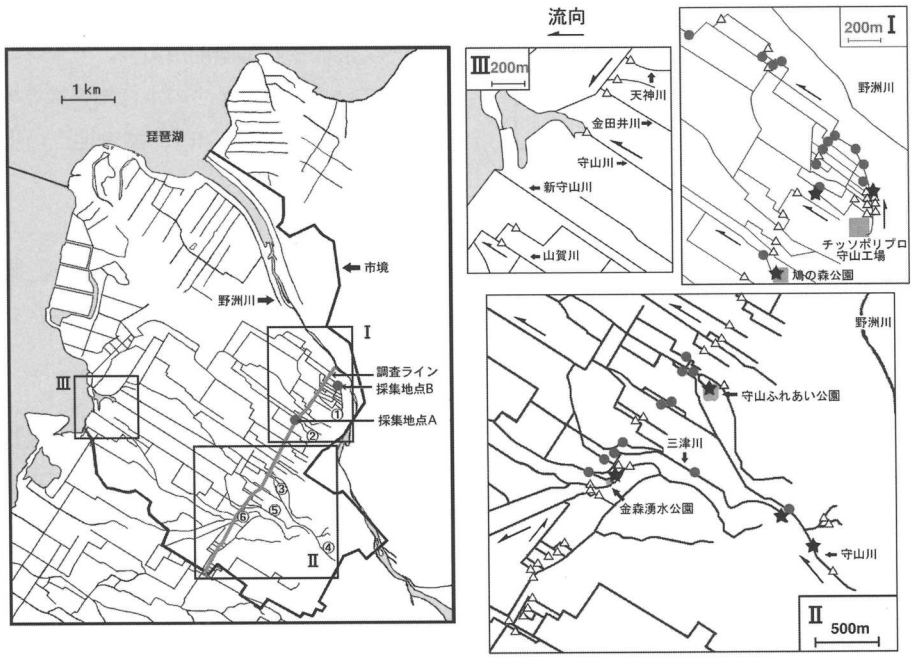


図２． 守山市の水路図．①はチッソポリプロ守山工場，②は鳩の森公園，③は守山ふれあい公園，④は守山川，⑤は三津川，⑥は金森湧水公園．採集地点Ａ，Ｂは，高温耐性実験に用いた個体の採集地点を表す．Ⅰ，Ⅰ部分の拡大図．Ⅱ，Ⅱ部分の拡大図．Ⅲ，Ⅲ部分の拡大図．●，コモチカワツボの生息している地点．★，コモチカワツボの分布水系の最上流地点（推定移入地点）．△，コモチカワツボが発見できなかった地点．

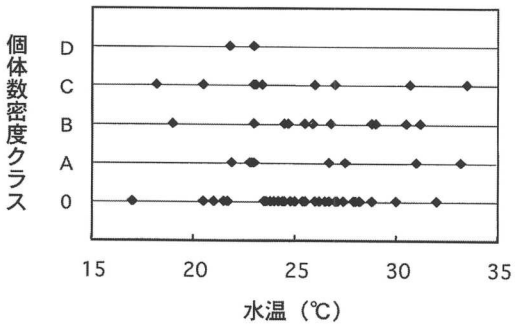


図3． 守山市におけるコモチカワツボの個体数密度クラスと調査時の水温の関係．調査期間は2005年6～11月．0はコモチカワツボ生息せず，Aは1コドラート（625㎠）に1～9個体，Bは10～99個体，Cは100個体以上，Dは明らかに1000個体以上が生息．

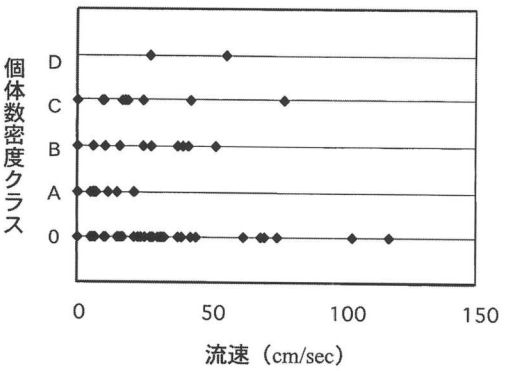


図4． 守山市における個体数密度クラスと調査時の流速の関係．調査期間は2005年6～11月．0はコモチカワツボ生息せず，Aは1コドラート（625㎠）に1～9個体，Bは10～99個体，Cは100個体以上，Dは明らかに1000個体以上が生息．

2地点では個体数密度クラスがCであった。コモチカワツボが発見された30地点で記録された水温の最高値は33.5℃であり，その地点の個体数密度のクラスはCであった（図3）。

コモチカワツボが発見された地点の流速は50cm/sec以下の地点が多いが，77.8cm/secの地点でも生息が確認され，そこの個体数密度のクラスはCであった（図4）。

なお，上流域でコモチカワツボの分布を確認した水系では，河口付近でも調査を行ったが，コモチカワツボは発見されなかった（図2－Ⅲ）。

【東近江市（旧能登川町）】

東近江市では2005年11月4日と10日に調査を行った。

調査ラインと交差する水路14本のうち4本でコモチカワツボが確認され，調査ラインの上流部8地点のうち3地点でも生息を確認した。コモチカワツボの分布域は躰光寺川水系と瓜生川水系であった（図5－Ⅰ）。生息が確認された7地点のうち，個体数密度クラスCは3地点，Dは1地点であった。

【高島市（旧今津町）】

高島市今津町では2005年10月10日と2006年1月17日に調査を行った。調査地の近くには，湧水によって形成された湿地があり，ザゼンソウが群生地している。湿地からの水は調査地点の下流部で合流するが（図5－Ⅱ），調査地点の上流部では湧水は確認していない。

9地点の調査場所のうち，5地点でコモチカワツボの存在を確認した（図5－Ⅱ）。個体数密度のクラスは最高B（2地点）であった。

【彦根市】

2006年1月16日，彦根市八坂町の滋賀県水産試験場排水路にてコモチカワツボの存在を確認した（図5－Ⅲ）。水源はポンプで汲み上げた地下水で，調査時の水温は16.5℃であった。個体数密度のクラスはCであった。

高温耐性実験

地下水を水源とするA地点の個体の生存率は，実験開始後12日目（水温35℃）には100%，15日目（水温38℃）には46.7%であった。夏季に水温

30℃を越えるB地点の個体の生存率は，実験開始後12日目（水温35℃）には90%，15日目（水温38℃）には40%で，A地点とほとんど差がなかった（図6）。どちらの実験区も，16日目（水温39℃）で全個体が死滅した。実験終了時における対照区の生存率は，A地点の個体は100%，B地点の個体は93%であった。

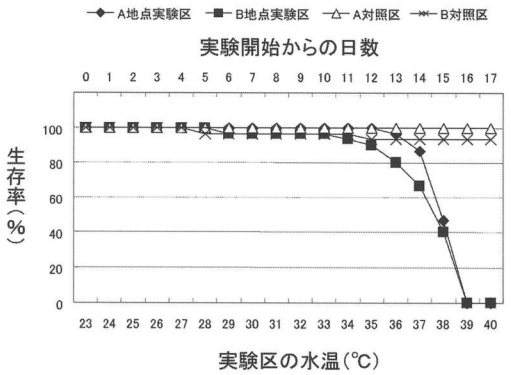


図6． 高温耐性実験における生存率。対照区は水温23℃で一定。

考　察

滋賀県におけるコモチカワツボは，少なくとも守山市・能登川町・彦根市において，湧水や地下水を水源とする水路に多く生息が確認された。しかし，主として夏季に調査した守山市では，水温が30℃を超えたところでも，6地点でコモチカワツボが発見され，そのうちの2地点では個体数密度のクラスがCであった。従って，守山市に分布しているコモチカワツボは高温に対して耐性があると考えられる。室内実験においては，採集地点の水温にかかわらず，水温38℃まで生存する個体がいた。本実験の結果はCox（2000）の報告と一致し，本種の高水温への順化能力は非常に高いと考えられる。以上のことから，湧水がなく夏に高水温となる一般河川においても，本種が侵入・定着することは十分に可能であると思われる。

コモチカワツボは5～10cm/sec程度の遅い流速

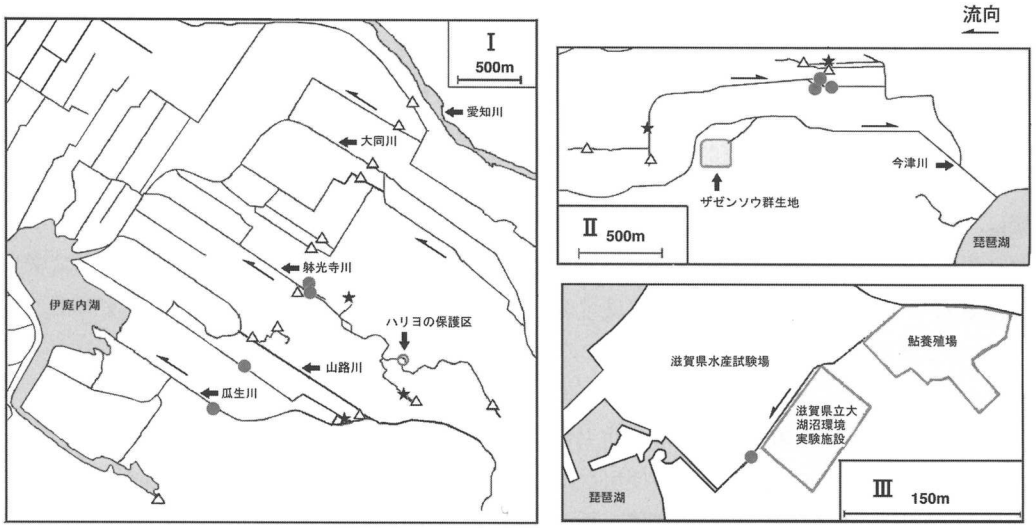


図5． I．東近江市能登川町周辺の水路図．II．高島市今津町周辺の水路図．III．彦根市八坂町周辺の水路図．●，コモチカワツボの生息している地点．★，コモチカワツボの分布水系の最上流地点（推定移入地点）．△，コモチカワツボが発見できなかった地点．

を好むが，野外においては底質や水草の繁茂状態などの要因により，速い流速においても本種の個体数密度は高くなる（嶋田・浦部，2003）。守山市においても，表面流速77.8cm/secの地点で，個体数密度クラスCが記録された。この地点では水草が繁茂しており，ほとんどのコモチカワツボは水草に付着していた。このことから，表面流速が速い河川でも，水草の繁茂などによって局所的に流速が遅い場所があれば，コモチカワツボの侵入・定着は起こることが再確認された。

守山市では，コモチカワツボが生息している水系でも，琵琶湖に流入する河口付近では生息が確認できなかった。このような場所では，今回調査しなかった要因，たとえば溶存酸素濃度などによって，コモチカワツボの生息が妨げられている可能性があり，これについてはさらなる研究が必要である。

本研究ではコモチカワツボの分布域の最上流部をその水系における移入地点として推定した。滋賀県内では，バイカモ，ミクリなどの水生植物の移植やゲンジボタルの放流事業などがしばしば行われている（守山市環境経済部環境課，2000；毎日新聞，2003年）ので，これらの生物の人為的な移動に伴ってコモチカワツボの分布が拡大している可能性がある。守山市において本種が分布する地域は，ゲンジボタルの放流事業が盛んに行われており，ホタルの幼虫や餌のカワニナ類が不定期に放流されている（守山市環境経済部環境課，2000）。コモチカワツボの発見された6つの水系のうち，①と③を除く4ヶ所ではホタルの保護活動が行われている。守山市ではホタルの幼虫を飼育する際の餌としてコモチカワツボが使用されている（山口幸江，守山市ほたるの森資料館，私信）。そのため，ホタルやカワニナ類と一緒に，コモチカワツボも人為的に移動している可能性がある。東近江市（旧能登川町）でもポンプで汲み上げられた地下水を水源とする水路が多数あり，それらを利用したハリヨの保護・放流活動が盛んである。しかしながら本研究において移入地点として推定した3地点では，ハリヨの保護活動は行われていない（山本一博，能登川町立博物館，私信）。高島市の移入地点付近でも，生物の移植等に関する情報は得られなかった。彦根市の移入地点は水産試験場の排水路であり，既侵入水域からの魚類の持ち込みに伴って移入した可能性が大きい。

判明した移入地点の中には，生物の人為的移植が行われた形跡がなく，移入理由の推測できない地点も多くあった。コモチカワツボは小型なため，生物の移植のほか，釣り人などがコモチカワツボの分布域で使用した道具を他の地域で洗うことなどにより，非意図的に分散する可能性があり，滋賀県内ではこれらの偶発的な理由によって，既にかなり分布を拡大しているものと考えられる。

コモチカワツボが既に生息している水域から動植物を他水系に移植する際には，本種が混入しないように十分注意する必要がある。また，本種の生息する水路や河川に立ち入って釣りや環境調査を行った場合には，他の水域に移動する前に，使用した道具類から十分に貝を除去しなければ，人間が移動手段になりかねないことをよく認知しておくべきである。コモチカワツボの新生貝は殻長0.4mmしかないため，肉眼で貝を除去するだけでは不十分であり，合衆国での防除基準に準じ，乾燥・凍結・薬剤処理等の対策が望まれる。

引用文献

Bowler, P. A. 1991. The rapid spread of the freshwater hydrobiid snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) in the Middle Snake River, southern Idaho. Proceedings of the Desert Fishes Council, 21：173-182.

Boycott, A. 1919. Parthenogenesis in *Paludestrina jenkinsi*. Journal of Conchology, 16：54.

Cox, T. J. 2000. Thermal tolerance of two stream invertebrates exposed to diurnally varying temperature. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 34：203-208.

Dybdahl, M. F. & Kane, S. L. 2005. Adaptation vs. phenotypic plasticity in the success of a clonal invader. Ecology 86：1592-1601.

Gangloff, M. M. 1998. The New Zealand mud snail in Western North America. Aquatic Nuisance Species, 2：25.

Hall, R. O., Tank, J. L. & Dybdahl, M.F. 2003. Exotic snails dominate nitrogen and carbon cycling in a highly productive stream. Frontiers in Ecology and the Environment, 1：407-411.

Haynes, A., Taylot, B. J. R. & Varley, M. E. 1985. The influence of the mobility of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith E. A.) (Prosobranchia：Hydrobiidae) on its spread. Archiv für Hydrobiologie, 103：497-508.

Hollows, J. W., Townsend, C. R. & Colloer, K. J. 2002. Diet of the crayfish *Paranephrops zealandicus* in bush and pasture streams：insights from stable isotopes and stomach analysis. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 36：129-142.

Hosea, R. C. & Finlayson, B. 2005. Controlling the spread of New Zealand mud snails on wading gear. State of California, The Resources Agency, Department of fish and game, Office of spill prevention and response, Administrative Report 2005, 1-38.

Jansma, F. 1995. Past and Present distribution of freshwater crayfish (*Paranephrops zealandicus*) in eastern Otago, New Zealand, and its relationship with land use. University of Otago Wildlife Management Report, No. 72 (unpublished).

Levri, E. P. & Lively, C. M. 1996. The effects of size, reproductive condition, and parasitism on foraging behaviour in a freshwater snail, *Potamopyrgus antipodarum*. Animal Behavior, 51：891-901.

Lively, C. M. 1992. Parthenogenesis in a freshwater snail: reproductive assurance versus parasitic release. Evolution, 46：907-913.

毎日新聞. 2003. バイカモに純白の花　水面から顔のぞかせ秋をかぐ. 9月19日.

増田修・早瀬善正・波部忠重. 1998. ヨーロッパ産 *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith, 1889) に同定されたニホンカワツボとサクヤマカワツボ(前鰓亜綱:ミズツボ科). 兵庫陸水生物, 49：1－21.

Michaut, P. 1968. Données biologiques sur un Gastéropode Prosobranche recemment introduit en Cote-d' Or, *Potamopyrgus jenkinsi*. Hydrobiologia, 32：513-527.

守山市環境経済部環境課. 2000. もりやまボタル. 第33回全国ホタル研究大会守山大会開催記念誌.

New Zealand Mudsnail Management and Control Working Group. 2006. National management and control plan for the New Zealand mudsnail (*Potamopyrgus antipodarum*) (draft). Aquatic Nuisance Species Task Force, USA, 1-50. with 6 appendixes.

西野麻知子. 1999. 新たに滋賀県に侵入した巻貝, コモチカワツボ. 琵琶湖研究所ニュース「オウ

ミア」, 65：4.

Ponder, W. F. 1998. *Potamopyrgus antipodarum* — a molluscan colonizer of Europe and Australia. Journal of Molluscan Studies, 54：271-285.

Quinn, J. M., Steele, G. L., Hickey, C. W. & Vickers, M. L. 1994. Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 28：391-397.

Richards, D. C. 2002. The New Zealand mud snail invades the western united states. Aquatic Nuisance Species, 4：42-44.

Richards, D. C., O'Connell, P. & Shinn, D. C. 2004. Simple control method to limit the spread of the New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum*. North American Journal of Fisheries Management, 24：114-117.

Ryan, R. A. 1982. Energy contents of some New Zealand freshwater animals *Anguilla australis, Potamopyrgus antipodarum, Austridotea annecens, Tenagomysis chiltoni, Paracalliope fulviatilis, Chironomus zealandicus, Goniomorphus cotidianus, Galaxias maculates,* and *Retropinna retropinna*. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 16：283-287.

Schreiber, E. S. G., Glaister, A., Quinn, G. P. & Lake, P. S. 1998. Life history and population dynamics of the exotic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Prosobranchia: Hydrobiidae) in Lake Purrumbete, Victoria, Australia. Marine and Freshwater Research, 49：73-78.

嶋田久美子・浦部美佐子. 2003. 移入淡水腹足類コモチカワツボと在来種カワニナ類の比較生態. Venus, 62：39−53.

Wallace, C. 1992. Parthenogenesis, sex and chromosomes in *Potamopyrgus*. Journal of Molluscan Studies, 58：93-107.

Whitmore, N., Huryn, A. D., Arbuckle, C. J. & Jansma, F. 2000. Ecology and distribution of the freshwater crayfish *Paranephrops zealandicus* in Otago；Implications for conservation. Science for Conservation, 148：5-42.

Winterbourn, M. J. 1969. Water temperature as a factor limiting the distribution of *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda-Prosobranchia) in the New Zealand thermal region. New Zealand journal of Marine and Freshwater Research, 3：453-458.

Winterbourn, M. J. 1972. Morphological variation of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith) from England and a comparison with the New Zealand species, *Potamopyrgus antipodarum* (Gray). Proceedings of the Malacological Society of London, 40：133-145.