池干し時のため池の外来魚根絶を目的とした石灰散布技術の検討

小関 右介,^{1*} 小松 典彦,² 小原 昌和³

(2018 年 8 月 12 日受付, 2019 年 3 月 9 日受理, 2019 年 6 月 20 日 J-STAGE 早期公開)

¹大妻女子大学家政学部ライフデザイン学科, ²長野県水産試験場諏訪支場,³(一社)全国水産技術者協会

Lime application techniques for invasive fish eradication in drained farm ponds

YUSUKE KOSEKI,^{1*} NORIHIKO KOMATSU² AND MASAKAZU KOHARA³

¹Department of Life Design, Faculty of Home Economics, Otsuma Women's University, Chiyoda, Tokyo 102-8357, ²Suwa Branch, Nagano Prefectural Fisheries Experiment Station, Shimosuwa, Nagano 393-0034, ³Japan Fisheries Science and Technology Association, Minato, Tokyo 107-0052, Japan

We examined the fish toxicity of slaked lime, a strong alkaline agent that is used in invasive fish eradication operations in drained farm ponds. Lime exposure tests showed no substantial difference in 6-h lethal concentration among the four species used (two invasives and two natives). The addition of pond sediments to the lime water to simulate pond conditions significantly increased the lethal lime concentration but did not affect the lethal pH (~12.0). The sediment-added lethal-concentration lime water kept a high pH value even 2 weeks after preparation, while 50-fold or higher dilutions of the lime water showed a neutral pH value immediately after preparation. Based on these findings, we discuss the piscicidal properties of lime and techniques of applying lime to eradicate invasive fish in farm ponds.

キーワード：オオクチバス, 掻い掘り, 魚毒性, 駆除技術, 消石灰, 致死濃度, 暴露試験, ブルーギル

農業用水の確保を目的として造られたため池は, 全国各地に 20 万箇所以上存在すると言われ,¹⁾ その本来の役割に加えて, 希少種や絶滅危惧種を含む多様な水生動植物の生息場所としても重要な役割を果たしてきた。²⁻⁵⁾ しかし, 近年, 多くのため池において外来生物法に基づく特定外来生物であるオオクチバス *Micropterus salmoides* やブルーギル *Lepomis macrochirus* の侵入・定着が見られるようになり, 両種による地域生物群集への影響が問題となっている。⁵⁻⁸⁾ また, こうしたため池が新たな外来魚の供給源となり, 周辺水域に二次的な分布拡大をもたらすことも問題視されている。^{9,10)} これらのことから, 地域の生物多様性保全のためにも, より広域的な生態系や内水面水産業の被害防止のためにも, ため池に生息する外来魚の駆除は取り組むべき重要な課題である。

ため池の外来魚駆除では, 掻い掘りまたは池干しと呼ばれる方法がしばしば用いられる。¹¹⁾ 池干しは本来ため

池の維持管理のために池の水を抜く作業であるが, 外来魚駆除を目的とした池干しにおいては, 排水口からの逸出防止を図りながら水抜き後の池で魚の捕獲を行う。^{12,13)} 水抜きにより干出または水位低下した池では比較的容易に魚を捕らえることができるため, 池干しの駆除効果は釣りなどの他の手法と比べて高いと言える。しかし, 排水施設の老朽化や流入土砂の堆積といった現場の制約や環境条件により水が十分抜けずに各所に水たまりが出現し, それらに残存した魚が原因で再湛水後に個体群が回復する事例が複数報告されている。¹⁴⁻¹⁶⁾ したがって, 池干しによる外来魚駆除効果を最大限に発揮するためには, 池内にできた水たまりから幼稚魚を含む残存魚を確実に除去する必要がある。

このようなことから, 各地のため池外来魚駆除の現場において, 水抜き後の池への消石灰の散布が行われるようになってきた。¹⁷⁻¹⁹⁾ 消石灰, すなわち水酸化カルシウム $\text{Ca}(\text{OH})_2$ は, 水温 25℃における飽和水溶液の pH が

約 12.6 の強アルカリ物質であり、農業分野では土壌改良剤（酸性土壌中和剤）として広く用いられている。また、水産分野でも古くから養鯉池や養鰻池などの養殖池の消毒や底質・水質改良に利用されてきた。²⁰⁻²²⁾ 一方で、セメントのアクとして知られる消石灰の水溶液（以下、簡単に石灰水という）は、強アルカリ特有のタンパク質分解作用により魚類の鰓弁上皮を壊死・剥離させ、土木工事現場などから河川に流入した場合にしばしば大量へい死を引き起こす魚毒性物質でもある。²³⁾ しかし、消石灰の殺魚剤としての使用歴は浅く、Sanborn²⁴⁾ および鈴木¹⁷⁾ による暴露試験の他に、技術の確立や普及のための知見の蓄積がない。石灰散布を外来魚駆除の普及技術とするためには検討すべき課題がいくつもある。

重要な検討課題の一つは、ため池という不確定な野外環境において、どのようにして処理水の魚毒性を制御するかである。水抜き後のため池に形成される水たまりは、池底の凹凸、底泥の懸濁、周囲からの水の流入¹⁷⁾ などによりしばしば正確な水量がわからない。そのため、致死濃度が既知であっても、どれだけ消石灰を散布すればそれが実現されるかを確度高く見積もることは難しい。さらに、一般に湖沼の底泥は還元性を示し、²⁵⁾ 強アルカリ物質である消石灰の魚毒性を低下させることが予想され、散布すべき消石灰の量の見積もりはさらに難しいものとなる。

この課題の可能な解決策として、pH を指標として処理水の魚毒性の程度を評価することが考えられる。消石灰を含む強アルカリ物質の水溶液濃度は pH に反映される。²³⁾ Sanborn²⁴⁾ は、オオクチバス、ブルーギルおよびキンギョ *Carassius auratus* を濃度の異なる消石灰水溶液に暴露し、pH 10.5（石灰濃度 50 mg L⁻¹）では 7 日間以上の生存を確認する一方、11.1（100 mg L⁻¹）以上では死亡が生じることを報告した。水酸化ナトリウムを用いてイトヨ *Gasterosteus aculeatus* に対する強アルカリ水の影響を調べた Jones²⁶⁾ も、pH 11.4 以上において顕著な苦悶症状と忌避行動を観察している。したがって、pH の値は消石灰の魚毒性の程度を評価する指標となりうると考えられる。pH による消石灰の魚毒性評価が可能となれば、魚毒性の合理的な制御も可能となり、作業面において非常に有益な知見となるだろう。

そこで本研究では、外来種のオオクチバスおよびブルーギルならびに在来種のフナ *Carassius auratus* subsp. およびウグイ *Tribolodon hakonensis* を用いて消石灰の魚毒性試験を行い、魚種による致死濃度の違いと池泥添加による致死濃度および致死 pH の変化を調べた。また、石灰散布後のため池および下流水域への環境被害防止の観点から、致死濃度石灰水の高アルカリ性の持続期間とその中和に要する水量を調べ、原状回復のための対応についても検討した。

材料と方法

供試魚 試験に用いたオオクチバスとブルーギルは長野県北佐久郡立科町のため池で採捕した。フナとウグイは、長野県水産試験場佐久支場（以下、佐久支場という）の露地池で生産された養殖用種苗を使用した。これら供試魚のサイズ（平均全長±標準偏差、および範囲）は、オオクチバス 12.1±4.9 cm (5.8–19.4 cm)、ブルーギル 10.8±2.7 cm (7.0–15.8 cm)、ウグイ 8.5±0.8 cm (7.2–10.4 cm) およびフナ 6.3±0.5 cm (5.5–7.8 cm) であった。なお、オオクチバスとブルーギルについては外来生物法に基づく特定外来生物の飼養等の許可を受けた。

石灰暴露試験 4 種における消石灰の魚毒性を調べるため、佐久支場で飼育用水としている千曲川河川水で調製した 50, 100, 200 および 400 mg L⁻¹ の石灰水 (Ca(OH)₂ 水溶液) を用いて暴露試験を行った。石灰水の作製には、市販の家庭園芸用消石灰剤（70 消石灰、リムサーチ）を使用した。外来魚 2 種については、これらの石灰処理群に加えて濃度 150 mg L⁻¹ の処理群も設定した。また、石灰水の調製に用いた千曲川河川水を処理群の対照（0 mg L⁻¹）とした。各試験では、試験水 10 L が入った円形水槽（直径 31.6 cm、高さ 30.3 cm、ポリエチレン製）に 2 種の外来種または在来種を 5 個体ずつ入れ（合計 10 個体）、1, 3 および 6 時間後の個体の生死を記録した。試験中にエアレーションは行わなかったが、対照水槽（0 mg L⁻¹）で鼻上げ等の異常行動は見られなかった。石灰散布から魚の回収に至る現場作業を 1 日で実施するという想定のもと、暴露 6 時間の時点で生死判定を打ち切り試験終了とした。この試験を各魚種各濃度につき 1 または 2 回実施し、5 または 10 個体の生死データを得た（Table 1）。すべての試験の開始時と終了時には、試験水の pH をガラス電極法（testo206-pH3, テストー）で測定した。pH と同時に測定した試験水の水温は 17.0–18.9°C であった。

上で調べた致死濃度に対する泥の影響を明らかにするため、佐久支場内の露地池（300 m²、水深約 1 m）に沈殿した千曲川河川水由来の砂泥を主とする堆積物の表層約 10 cm 部分（以下、池泥）を石灰水 10 L に対して 100 g（1%）添加し、泥無添加の試験と同様の手順で暴露試験を行った。石灰濃度は 100, 200 および 400 mg L⁻¹ とし、調製に用いた千曲川河川水を対照（0 mg L⁻¹）とした。試験開始時と終了時には試験水の pH を測定した。試験水の水温は 17.4–18.6°C であった。添加した池泥は灰褐色から灰黒色を呈し、少なくとも部分的に還元状態にあると考えられた。また、池泥の温度は測定していないが、試験当日に採取したため、試験水の温度とはほぼ同じであると考えられた。

高アルカリ性の持続性 石灰散布後のため池における

Table 1 Number of fish of the selected species used in the lime exposure experiment

Treatment Lime concentration (mgL ⁻¹)	Number of fish			
	Dace	Crucian carp	Largemouth bass	Bluegill
No sediment				
0	10	10	10	10
50	10	10	10	10
100	10	10	10	10
150	—	—	5	5
200	10	10	10	10
400	10	10	5	5
Sediment added				
0	10	10	5	5
100	10	10	5	5
200	10	10	5	5
400	10	10	5	5

アルカリ性の持続期間を推測する目的で、石灰水 10 L と池泥 100 g (1%) を入れた円形水槽を屋外に静置し、14 日間の pH の変化を記録した (測定時刻午後 1 時)。石灰濃度は 200 および 400 mg L⁻¹ の 2 つとし、調製に用いた千曲川河川水およびそれに 1% の池泥を添加したものを 2 種類の対照とした。参照値として、水質汚濁に係る環境基準 (昭和 46 年環境庁告示第 59 号) の別表 2 に定められた、河川における水産 3 級 (コイ、フナ等の β -中腐水性水域の水産生物用) の pH 基準値 6.5–8.5 を使い、水質回復の目安とした。この基準値は海外における既往データのレビュー結果²⁷⁾とも整合するものである。

石灰散布後のため池を中和するのに必要な希釈率の目安を得るため、上で作製した泥添加石灰水 400 mg L⁻¹ とその希釈系列 (希釈率 10, 20, 50, 100 および 200 倍) の pH を測定した。

統計解析 暴露試験データの解析には、統計解析ソフト R (バージョン 3.3.2)²⁸⁾ とその関数パッケージ (logistf および nlme) を用いた。実験処理による供試魚の生死への影響を調べるため、ロジスティック回帰分析を行った。各観察時点 (1, 3 および 6 時間後) について、個体の生死 (生存 = 0, 死亡 = 1) を被説明変数とし、石灰濃度 (中心化データ)、魚種、泥の有無およびこれらの二次交互作用を説明変数としたモデル (フルモデル) を作成し、データの当てはめを行った。予備的分析においてデータの当てはめに最尤法を用いたところ、説明変数 (石灰濃度) の値によって被説明変数 (個体の生死) が完全またはほぼ完全に分かれることでアルゴリズムが収束せず、モデルパラメータの最尤推定量が求まらない「分離」の問題が生じた。これに対処するため、対数尤度関数の補正により最尤推定量のバイアスを除去する

Firth²⁹⁾ の罰則付き最尤法 (logistf パッケージの関数 logistf として実装³⁰⁾) を用いてデータの当てはめを行った。そうして得られたフルモデルに対して、罰則付き尤度比 (PLR) 検定^{31,32)} による変数選択 (変数減少法、有意水準 0.05) を行い、モデルの説明力に寄与する説明変数のみを含む最終モデルを決定した。

各魚種がほぼ確実に死に至る石灰濃度を求めるため、得られた最終モデルを用いて暴露 6 時間後に致死率 99.99% を与える濃度 (LC99.99) を逆推定した。また、パラメトリックブートストラップ法³³⁾ により、最終モデルに基づく LC99.99 の期待値 (推定値の平均) を 10000 回計算し、95% ブートストラップ信頼区間を求めた。泥の添加にともなう LC99.99 の上昇が見られたことから (結果参照)、石灰魚毒性に対する泥の影響を詳しく調べるため、泥添加および無添加条件における石灰濃度と pH の関係を漸近指数回帰モデルにより記述し (nlme パッケージの関数 gnls を利用³⁴⁾)、得られたモデルから各魚種について LC99.99 に対応する pH (LpH99.99) を求めた。

結 果

石灰暴露試験 いずれの魚種または試験条件においても、対照 (0 mg L⁻¹) や 50 mg L⁻¹ の低濃度では試験時間内に供試魚の死亡は見られなかった (Fig. 1)。しかし、より高い濃度では死亡が観察され、ロジスティック回帰分析により有意な消石灰の影響が認められた (Table 2)。石灰暴露による死亡率、つまり消石灰に対する感受性は種間で異なっており (Tables 2, 3)、泥無添加条件において、ウグイでは 100 mg L⁻¹ で試験開始後 1 時間以内にすべての個体が死亡したのに対して (高感受性種)、フナでは 400 mg L⁻¹ でも 1 時間後の時点で死亡は全く見られなかった (低感受性種, Fig. 1)。一方、オオクチバスとブルーギルでは 200 mg L⁻¹ で試験開始後 1 時間までに一部の個体が死亡し、これら外来 2 種は在来 2 種に対して中間的な石灰感受性を示した。しかし、この種間の感受性の違いは時間とともに濃度—死亡関係として現れなくなり、4 種とも 3 および 6 時間後にはそれぞれ 200 および 150 mg L⁻¹ までに全ての個体が死亡した。その結果、濃度—死亡曲線から逆推定した 6 時間後の各魚種の LC99.99 は 142–176 mg L⁻¹ と種間で大きく変わらなかった (Table 4)。

魚種により作用の度合いは異なるものの (Tables 2, 3)、泥の添加は全体として消石灰の毒性の低下をもたらした (Fig. 1)。例えばオオクチバスとブルーギルでは、泥がない場合には 200 mg L⁻¹ で暴露 1 時間までに 10 個体中 7 個体が死亡したが、泥を加えた場合には死亡は全く起こらなかった。この泥による毒性緩和作用は時間とともに低下し、フナ (低感受性種) を除き、泥を

Fig. 1 Effect of different lime concentrations on selected species in no-sediment (upward triangles) and sediment-added treatments (downward triangles), determined at 1, 3 and 6 h of exposure. Solid and dashed lines indicate model estimates for no-sediment and sediment-added treatments, respectively.

Table 2 Selection of variables using a backward elimination procedure (based on penalized likelihood ratio tests) in the bias-reduced logistic regression models for 1-, 3- and 6-h mortality in the lime exposure experiment

Model Variable tested	df	1-h mortality		3-h mortality		6-h mortality	
		PLR	<i>p</i>	PLR	<i>p</i>	PLR	<i>p</i>
Full model (H_0)							
–Lime × Species	3	1.16	0.762	2.51	0.474	0.24	0.970
H_0 –Lime × Species							
–Lime	1	138.94	<0.001	241.57	<0.001	239.19	<0.001
–Species	3	131.51	<0.001	32.94	<0.001	23.85	<0.001
–Sediment	1	45.67	<0.001	51.70	<0.001	10.76	<0.001
–Lime × Sediment	1	6.93	0.008	20.00	<0.001	6.83	0.009
–Species × Sediment	3	17.27	<0.001	21.86	<0.001	24.10	<0.001

H_0 : Lime + Species + Sediment + Lime × Species + Lime × Sediment + Species × Sediment

加えた場合の6時間後の死亡曲線は泥がない場合の曲線に近づいた。とはいえ、泥添加条件下の4種のLC99.99値は泥がない場合に比べて有意に高く、212–412 mg L⁻¹であった (Table 4)。この毒性の低下から予想されるとおり、石灰濃度とpHの関係を漸近指数回帰モデルで記述したところ、速度定数に関するパラメータ *c* が泥の有無により有意に異なり (尤度比統計量 $\Delta D = 41.8$, $p < 0.001$; Fig. 2)、泥の添加が石灰水のpH低下をもたらすことが示された。一方で、得られた回帰曲線

に基づく各魚種の LpH99.99 値は、LC99.99 値の変動によらず泥添加条件と無添加条件の間で有意に変わらず、12.0 前後の値を示した (Table 4, Fig. 2)。

高アルカリ性の持続性 重量比1%の泥を添加した200 mg L⁻¹ および 400 mg L⁻¹ 石灰水のpHは、調製時点でそれぞれ11.2および12.0と高い値であったが、時間とともに緩やかに低下した (Fig. 3)。しかし、14日後でも濃度200 mg L⁻¹ で8.9、濃度400 mg L⁻¹ で9.8の値を示し、依然高いアルカリ性であることが示され

Table 3 Final models of bias-reduced logistic regression for 1-, 3- and 6-h mortality in the lime exposure experiment

Predictor	1-h mortality		3-h mortality		6-h mortality	
	Est.	SE	Est.	SE	Est.	SE
(Intercept)	9.23	3.10	9.86	2.55	10.52	2.56
Lime	0.12	0.04	0.13	0.03	0.14	0.03
Crucian carp (0, 1)	-42.24	12.48	-5.07	1.66	-0.00	1.82
Largemouth bass (0, 1)	-14.30	4.89	-6.72	2.30	-0.00	1.82
Bluegill (0, 1)	-14.30	4.89	-6.72	2.30	-4.66	1.66
Sediment (0, 1)	-10.79	3.16	-10.77	2.62	-8.28	2.71
Lime × Sediment	-0.09	0.04	-0.10	0.03	-0.09	0.03
Crucian carp × Sediment	36.02	12.62	4.10	1.85	-4.36	2.34
Largemouth bass × Sediment	11.44	5.20	7.66	2.50	0.34	2.10
Bluegill × Sediment	11.44	5.20	7.03	2.50	4.32	1.97

た。一方、対照とした千曲川河川水の pH は、泥を加えたもので植物プランクトンの光合成によるとみられる変動が見られたものの（範囲：6.7–8.9），全体として基準値の範囲内で推移した。

調製時 pH 12.0 であった 1% 泥入り 400 mg L⁻¹ 石灰水の希釈液は、泥の緩衝作用により計算上の値よりも大幅に低い pH 値を呈し、50 倍希釈液および 100 倍希釈液ではそれぞれ計算値 10.3 および 10.0 に対して環境基準範囲（6.5–8.5）内の 7.9 および 7.4 を示した（Table 5）。したがって、石灰散布後の池水の pH を回復させるために要する希釈率の目安は 50 倍ないしは 100 倍と見積もられた。

Table 4 Lethal lime concentration (LC99.99) estimates (with 95% bootstrap confidence intervals in parentheses) and their corresponding pH estimates (LpH99.99) of the selected species in no-sediment and sediment-added treatments

Estimate Treatment	Dace	Crucian carp	Largemouth bass	Bluegill
LC99.99				
No sediment	142.0 (136.7–147.2)	142.0 (132.9–150.9)	142.0 (132.9–150.9)	176.0 (167.1–184.8)
Sediment-added	311.6 (253.9–441.0)	411.8 (321.2–621.5)	303.8 (218.6–558.5)	212.3 (138.3–352.6)
LpH99.99				
No sediment	12.03 (12.01–12.05)	12.03 (12.00–12.06)	12.03 (12.00–12.06)	12.10 (12.09–12.11)
Sediment-added	12.06 (11.96–12.13)	12.12 (12.07–12.14)	12.05 (11.85–12.14)	11.83 (11.32–12.09)

Fig. 2 Relationships between pH and lime concentration in no-sediment (upward triangles) and sediment-added treatments (downward triangles), giving the lethal pH (LpH99.99) values against LC99.99 for each species. Solid symbols signify the observations of complete mortality, and open symbols no or incomplete mortality. $y = a + bc^x$, where $a = 12.1$, $b = -4.9$, and $c = 0.974$ and 0.987 for no-sediment and sediment-added treatments, respectively.

Fig. 3 Change in pH of the limed and unlimed river waters left exposed outdoors for 7 days. The horizontal lines represent the range of the environmental quality standard values, 6.5–8.5.

Table 5 Observed pH values of the limed river water (400 mgL⁻¹) containing 1 wt.% of pond sediments (1:1), and its five dilutions (1:10, 1:20, 1:50, 1:100 and 1:200)

	1:1	1:10	1:20	1:50	1:100	1:200
pH	12.00	9.73	9.29	7.89	7.39	7.18

考 察

本研究から、ため池の外來魚根絶を目的とした石灰散布について、効果的な実践技術の確立につながる重要な知見が得られた。まず、一連の石灰暴露試験の結果、暴露開始後1時間の時点で外來2種を含む4魚種の間に明瞭な石灰感受性の違いが検出され、オオクチバスおよびブルーギルの石灰感受性はウグイよりも低く、フナよりも高いことが示された。しかし、この暴露1時間後に認められた種間の石灰感受性の違いは時間の経過とともに不明瞭になり、6時間後のLC99.99値には種間で大きな違いが見られなくなった。野外での駆除作業では石灰濃度や暴露時間の厳密な制御が困難であり、駆除対象の外來魚が複数種であることも少なくない。こうした野外条件下において確実な駆除効果を得るためには、魚種による石灰感受性の違いの影響が最小限となるよう、暴露時間を6時間もしくはそれ以上に設定する必要があるだろう。

また、池泥の存在が消石灰の魚毒性に大きく影響することも明らかとなった。すなわち、池泥の添加により、各魚種のLC99.99は泥がない場合に比べて有意に上昇した。この魚毒性の低下は、事前に予想されたとおり、

還元状態にある池泥が消石灰を中和したためと考えられる。一般に湖沼の底泥が還元性を示すことを考えると、²⁵⁾ 観察された魚毒性の低下はため池に共通して見られる現象であると推察される。その一方で、魚毒性低下の程度については、池の栄養状態などを反映した池泥の還元度の違いによってため池ごとに異なることが十分に予想される。したがって、水抜き後の残留水量も底泥の性状も不明な野外のため池においては、石灰濃度の制御が難しいばかりでなく、仮に一定の試験条件下で得られた致死濃度を実現できたとしても確実な駆除効果を期待することはできないと考えられる。

上記のとおり池泥の影響によりLC99.99が上昇する一方で、LpH99.99の値は池泥の有無によらず12.0前後でほとんど変わらなかった。このことは、底泥の影響が避けられない野外のため池においても、消石灰の魚毒性評価の指標としてpHが有効であることを示している。また、先行研究がpH11を超える高アルカリ条件で供試魚の死亡²⁴⁾や忌避行動²⁶⁾を観察していることを考えれば、致死率99.99%を与えるpHの値が約12.0であるという結果は妥当なものだろう。

致死率99.99%を与えるpH値が12.0であるという知見は、ただちに現場の技術に活かすことができる。具体的には、確実な駆除効果を得るための方策として、新たに次のような石灰散布手法が提案できる。すなわち、最初の散布では、従来どおりあらかじめ目標とする濃度条件を設定し、推定される処理水量に基づき必要量の消石灰を散布する。そして処理水のpHを測定し、それが12.0より低い場合には追加散布を行い、12.0に達するのを確認するという方法である。この簡便ではあるが順

応的な方法を用いれば、残留水量、周囲からの流入水量、底泥の性状、さらには消石灰の溶け残りなどの不確定要素の存在下でも消石灰の魚毒性を適切に制御することができる。そしてそれは、従来の石灰濃度を指標とした散布手法¹⁷⁻¹⁹⁾に比べて確実な駆除を実現するのはもちろん、不確実性に起因する過剰散布を防ぐことで散布作業時の事故リスクを低減することにもつながる。つまり、pHを指標とした石灰散布手法は、多くの不確定要素が存在するため池環境において安全かつ確実に外来魚を駆除することができる有用な方法であると言える。

以上で検討してきた効果的な石灰散布処理条件（6時間以上の暴露時間、pH 12.0を与える散布量）は、外来種に対して確実な駆除効果をもたらすと同時に、本来駆除対象でない生物にも同様に致死的な影響を与えることに留意すべきである。ため池内に対象種以外の種が生息する場合、ウグイのような石灰感受性の高い種はもちろんのこと、フナのような感受性の比較的低い種に対しては影響は避けられない。したがって、石灰散布の実施にあたっては、事前に駆除対象種以外の魚類やその他の生物の生息状況を把握し、それらの生物への影響を最小限にするような実施時期の選定や一時避難などの対策について利害関係者間で十分協議を行なっておく必要があるだろう。

また、石灰散布を行う際は、実施後のため池や下流水系への環境影響についても配慮が必要である。本研究において、石灰散布実施後のため池の状況を想定し、泥存在下における致死濃度石灰水のpH時間変化を調べたところ、2週間後もpH値の大きな低下は見られなかった。この試験結果を野外のため池にそのまま当てはめることはできないが、実際のため池においても石灰散布後の池底凹部に残留した水が長期にわたって高アルカリ性を維持する可能性はある。したがって、石灰散布後も完全な干出を目指してしばらくの間池干しを続ける場合は、突発的な降雨などで残留水の水位が増加し、ため池から流出することがないように、排水口の開閉管理に留意すべきだろう。一方、致死濃度相当の石灰水であっても50-100倍程度の水量による希釈で国の定めるpH基準値6.5-8.5（材料と方法を参照）まで回復することが示されたことから、一連の駆除作業が終了したのち再湛水により残留水を希釈すれば、速やかな原状回復が期待できると考えられる。

本研究は、ため池に見られる4魚種の石灰致死濃度とそれに及ぼす池泥の影響を評価し、外来魚根絶のための石灰散布の実践技術について議論を行った。また、致死濃度石灰水のアルカリ性の持続とその中和に要する水量を調べ、石灰散布によるため池および下流域への環境影響について検討した。今後は、本研究や先行研究の知見を基に実際のため池における実践がなされ、現場デー

タの蓄積により安全で効果的な技術の確立と普及が一層進むことが期待される。

謝 辞

外来魚の採捕にあたってため池管理者の方々には便宜を図っていただいた。また、原稿の改訂に際して編集委員と匿名査読者の方々には大変有益なコメントをいただいた。ここに記して感謝の意を表する。

文 献

- 1) 浜島繁隆. ため池の分類・分布. 「ため池の自然：生き物たちと風景」(浜島繁隆, 土山ふみ, 近藤繁生, 益田芳樹編) 信山社サイテック, 東京. 2001; 7-17.
- 2) 角野康郎. ため池の植物群落：その成り立ちと保全. 「水辺環境の保全：生物群集の視点から」(田中哲夫, 江崎保男編) 朝倉書店, 東京. 1998; 1-16.
- 3) 上田哲行. ため池のトンボ群集. 「水辺環境の保全：生物群集の視点から」(田中哲夫, 江崎保男編) 朝倉書店, 東京. 1998; 17-33.
- 4) 中村智幸. ため池を利用する魚類の生態. 「水田生態工学入門」(水谷正一編) 農山漁村文化協会, 東京. 2007; 65-70.
- 5) 藤本泰文, 川岸基能, 進東健太郎. 伊豆沼・内沼集水域の魚類相：在来魚と外来魚の分布. 伊豆沼・内沼研究報告 2008; 2: 13-25.
- 6) Maezono Y, Miyashita T. Community-level impacts induced by introduced largemouth bass and bluegill in farm ponds in Japan. *Biol. Conserv.* 2003; **109**: 111-121.
- 7) Yonekura R, Kita M, Yuma M. Species diversity in native fish community in Japan: comparison between non-invaded and invaded ponds by exotic fish. *Ichthyol. Res.* 2004; **51**: 176-179.
- 8) Maezono Y, Kobayashi R, Kusahara M, Miyashita T. Direct and indirect effects of exotic bass and bluegill on exotic and native organisms in farm ponds. *Ecol. Appl.* 2005; **15**: 638-650.
- 9) 宮田 浩, 國本昌宏, 井上幹生. 溜め池周辺水域におけるオオクチバスとブルーギルの分布および個体数変動. 応用生態工学 2007; **10**: 117-129.
- 10) 藤本泰文, 久保田龍二, 進東健太郎, 高橋清孝. 灌漑用ため池におけるオオクチバス・ブルーギルの下流域への拡散. 応用生態工学 2012; **15**: 213-219.
- 11) 環境省. 「オオクチバス等の防除の手引き」(改訂版) 環境省, 東京. 2014.
- 12) 環境省東北地方環境事務所. 「池干しによるオオクチバス等駆除マニュアル」 環境省東北地方環境事務所, 仙台. 2010.
- 13) 芦澤 淳, 藤本泰文. 「池干し」の方法. 「湖沼復元を目指すための外来魚防除・魚類相復元マニュアル：伊豆沼・内沼の研究事例から」(藤本泰文, 嶋田哲郎, 高橋清孝, 斉藤憲治編) 宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団, 栗原, 宮城. 2013; 143-147.
- 14) 杉山秀樹, 神宮字寛. ため池における外来魚・オオクチバスの影響と駆除. 農業土木学会誌 2005; **73**: 797-800.
- 15) 西原昇吾, 荻部治紀. 水辺の侵略的外来種排除法. 「保全生態学の技法」(鷲谷いつみ, 西廣 淳, 角谷 拓, 宮下直編) 東京大学出版会, 東京. 2010; 179-200.
- 16) 土岐範彦, 大杉奉功, 中沢重一, 鎌田健太郎, 熊澤一正, 浅見和弘, 中井克樹. オオクチバスが優占する前貯水池の魚類群集構造と水抜きによる駆除とその後の変

- 化. 応用生態工学 2013; **16**: 37–50.
- 17) 鈴木勝利, 進東健太郎, 芦澤 淳, 藤本泰文. 消石灰を利用した残留個体対策. 「湖沼復元を目指すための外来魚防除・魚類相復元マニュアル: 伊豆沼・内沼の研究事例から」(藤本泰文, 嶋田哲郎, 高橋清孝, 斉藤憲治編) 宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団, 栗原, 宮城. 2013; 149–151.
- 18) 小川 滋, 山本 聡, 熊川真二, 重倉基希. 大座法師池におけるオオクチバスの駆除. 平成 23 年度長野県水産試験場事業報告, 長野県水産試験場, 安曇野. 2013; 30.
- 19) 上島 剛, 重倉基希, 星河廣樹, 沢本良宏. 軍足池におけるオオクチバスの駆除. 平成 25 年度長野県水産試験場事業報告, 長野県水産試験場, 安曇野. 2015; 19.
- 20) 伊藤隆夫, 岩井 寿. 津市米津地区の異常酸性養鰻池の改良に対する施肥の効果. 陸水学雑誌 1959; **20**: 64–74.
- 21) 富永正雄. 「コイ: 農家のための新養殖法」農山漁村文化協会, 東京. 1966.
- 22) 松村俊介. 底質・水質改良剤としての石灰: 養殖漁場における石灰散布の効果. 石膏と石灰 1990; **229**: 493–496.
- 23) 大上浩久. 有害物質による魚のへい死事故と原因調査 (1). 碧水 1984; **25**: 3–5.
- 24) Sanborn NH. The lethal effect of certain chemicals on fresh water fish. *Canning Trade* 1945; **67**: 10, 12, 26.
- 25) 鈴木静夫. 湖泥の pH とその生態学的意義について. 陸水学雑誌 1962; **23**: 15–21.
- 26) Jones JRE. A further study of the reactions of fish to toxic solutions. *J. Exp. Biol.* 1948; **25**: 22–34.
- 27) PH requirements of freshwater aquatic life. Technical Memorandum. Robertson-Bryan, Inc., Elk Grove. 2004.
- 28) R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015.
- 29) Firth D. Bias reduction of maximum likelihood estimates. *Biometrika* 1993; **80**: 27–38.
- 30) Heinze G, Ploner M. Technical report 2/2004. A SAS-macro, S-PLUS library and R package to perform logistic regression without convergence problems. Section of Clinical Biometrics, Department of Medical Computer Sciences, Medical University of Vienna, Vienna, Austria. 2004.
- 31) Heinze G, Schemper M. A solution to the problem of separation in logistic regression. *Statist. Med.* 2002; **21**: 2409–2419.
- 32) Heinze G. A comparative investigation of methods for logistic regression with separated or nearly separated data. *Statist. Med.* 2006; **25**: 4216–4226.
- 33) Efron B, Tibshirani RJ. *An introduction to the bootstrap*. Chapman & Hall, London. 1993.
- 34) Pinheiro JC, Bates DM. *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. Springer, New York. 2000.