

汽水性二枚貝ヤマトシジミの重金属耐性

松田烈至*†・園田 武**

(令和3年5月17日受付/令和3年7月16日受理)

要約: 北海道オホーツク海側沿岸海跡湖の流域では農畜産業が広く営まれており, それらの活動に由来する様々な物質は流域の末端である汽水域に一時的に蓄積される。それらの物質の中で肥料由来重金属である銅, マンガン, 亜鉛は水生生物に対する毒性が高いと考えられるが, 日本の汽水域を代表する水産有用種のヤマトシジミの重金属耐性についてはほとんどわかっていない。そこで本研究はヤマトシジミの銅, マンガン, 亜鉛に対する耐性実験を行い, 生残への影響について明らかにすることを目的として行った。その結果, 本研究で得られた半数致死濃度 (以下 LC50) は銅が 27.3 (3.8-50.7: 90% 信頼区間) mg/L, マンガンが 292.0 (184.4-399.7: 95% 信頼区間) mg/L だった。亜鉛は 0~100 mg/L に 72 時間曝露した後の生残率は 91.6% だった。これらの値は他の水生生物の生残率の減少を引き起こす濃度や LC50 よりも高く, ヤマトシジミは高い重金属耐性を有していることが明らかとなった。しかしながら, 北海道オホーツク海側沿岸海跡湖の流域では, 融雪出水や降雨に伴う農地崩落がしばしば起こっている。そうした農地の土壌中にはヤマトシジミの LC50 と同程度の濃度の重金属が蓄積されている可能性もあり, 北海道オホーツク海側沿岸海跡湖のヤマトシジミ漁場では農地由来重金属の潜在的なリスクが懸念される。

キーワード: 銅, マンガン, 亜鉛, 耐性実験, ヤマトシジミ

はじめに

近年の世界的な産業や農業技術の進歩は人間活動を豊かにした一方で, 地球環境や生物に多くの影響を与えている。これらの変化としては, 産業の発達による地球温暖化の進行, それに伴う水温や海水面の上昇, 生物相の変化や水質の変化などの問題が起こっている^{1,2)}。また水域において人為的な影響を受けやすい汽水域は³⁾, 世界のみならず日本国内でも数多くの問題が起こっている。日本における例としては, 長良川や利根川などの河川における河口堰の建設に伴う水質の変化や, 宍道湖・中海などの汽水湖における干拓淡水化事業の一環で行われた水門の建設⁴⁾, 農畜産業や産業排水の流入による水質悪化や富栄養化の進行などがある^{5,6)}。

そのような環境の変化が起こっている日本の汽水域を代表する水産有用種としてヤマトシジミ *Corbicula japonica* が挙げられる。ヤマトシジミは北海道から九州までの広い範囲に生息しているが, 近年の全国における漁獲量は最大時の約 1/5 まで減少した⁷⁾。この要因としてはヤマトシジミの生息に好適な水質, 底質環境を維持した汽水域の減少や流域由来物質による影響が考えられる^{8,9)}。

日本のヤマトシジミ生息地の北限である北海道オホーツク海側は, 流域において畑作を中心とした農畜産業が広く営まれている地域である¹⁰⁾。したがって, オホーツク海側

のヤマトシジミ漁場における潜在的なリスク要因として, 地下水や融雪出水, 降雨によって農地から排出される重金属や窒素化合物の影響が考えられる。特に重金属は, 様々な農産物で使用される堆肥に含まれており, 水生生物に対する影響が懸念される¹¹⁾。

現在までに重金属に対する水生生物の毒性影響については数多く研究されており, その中において銅は水生生物に対する毒性が高いことから数多くの報告がある¹²⁻¹⁵⁾。ヤマトシジミでは殻の閉殻運動に及ぼす銅の影響について研究が行われており, 0.1 mg/L 以上の銅の曝露によって閉殻に変化が生じることが報告されている^{16,17)}。銅と同様に堆肥に含まれているマンガンは他の重金属と比較すると毒性が低いと考えられている¹⁸⁾。しかしながら TSUKUDA et al.¹⁹⁾ はヤマトシジミと同様のマルスダレガイ目二枚貝であるアサリ *Ruditapes philippinarum* の稚貝を用いたマンガン毒性試験を行い, 5.4 mg/L で生残率の減少が起こると報告している。したがって, マンガンは二枚貝に対する潜在的な影響が懸念される。また, 亜鉛は複数の生物に対する耐性実験を比較検討した結果, エルモンヒラタカゲロウ *Epeorus latifolium* の成長に影響を及ぼさない 30 µg/L が水質環境基準として設定されている²⁰⁾。しかしながら, 環境基準値が設定されている亜鉛などの肥料由来重金属に対するヤマトシジミの致死濃度についての報告はほとんどない。

* 東京農科大学大学院生物産業学研究所 アクアバイオ学専攻
(現所属: 鳥取大学大学院連合農学研究所生産環境科学専攻)

** 東京農科大学生物産業学部海洋水産学科

† Corresponding author (E-mail: d21a1004@matsu.shimane-u.ac.jp)

そこで本研究は、肥料由来重金属である銅、マンガン、亜鉛に対するヤマトシジミの耐性実験を行い、その生残への影響について明らかにすることを目的とした。

材料と方法

(1) 耐性実験

本実験に用いたヤマトシジミは2020年8月から11月に網走湖から鋤簾を用いて採取し、1週間以上、水温22℃、塩分10psu前後で飼育した。実験開始前の給餌は2～3日に1回、継代培養によって十分に培養されたナンノクロロプシス *Nannochloropsis oculata* を約1L与えた。実験に使用した個体の殻長(平均値±標準偏差)は、銅耐性実験では25.42±2.36mm、マンガン耐性実験では25.27±2.59mm、亜鉛耐性実験では25.54±2.57mmだった。また、先行研究によってヤマトシジミは、銅濃度の増加に伴って開殻率が減少することが明らかとなっていることから^{14, 15)}、各濃度3個体において殻の一部を削ることで常に試水が殻内に浸漬するようにした。

耐性実験は毒性期96時間で行い、光周期12L:12D、無給餌、止水条件で行った。実験期間中は、24時間毎に水温、塩分、pHの測定並びに生死判別を行った。水質は、水温22℃、塩分5psuで行い、銅及びマンガン耐性実験は塩酸及び水酸化ナトリウムを用いてpHを8.00±0.05、亜鉛耐性実験は7.00±0.05に調整した。亜鉛耐性実験のみpHを低く設定した理由は、亜鉛の析出を抑えるためである。また本実験で用いた耐性実験のモデルをFig. 1に示した。耐性実験はポリエチレン製タッパー(23.7cm×17.4cm×9.7cm)の中にそれぞれヤマトシジミを3個体入れ、各濃度計12個体で行った(Fig. 1)。試水は、1日以上曝気し塩素を抜いた水道水に人工海水(SEAwater GEX製)と銅耐性実験は塩化銅(I)(和光純薬株式会社製)、マンガン耐性実験は塩化マンガン(II)四水和物(関東化学株式会社製)、亜鉛耐性実験は塩化亜鉛(和光純薬株式会社製)を加えることで作成した。本研究で耐性実験を行った濃度は先行研究^{15, 18-19)}における結果から毒性について検討し以下の濃度で実施した。銅耐性実験が0, 10, 20, 30mg/L、マンガン耐性実験が0, 10, 50, 100, 150, 200, 500, 800, 1000mg/L、亜鉛耐性実験が0, 25, 50,

75, 100mg/Lとした。各物質濃度の測定は、吸光光度計(HACH社製DR3900)を使用し、銅はHACH試薬TNT860を用いたバソキュプロリン法、マンガンは過ヨウ素酸塩酸化法、亜鉛はジコン法によって実験の開始時と終了時に測定した。生死判別は、殻を開き、足をピンセットで刺激しても反応がない個体を死亡個体とし、死亡確認後は試水から取り除いた。

(2) 統計解析

ヤマトシジミの生残率は24時間ごとに算出した。本研究では全個体数をサンプルサイズとしていることから、生残率の計算方法は、(生残数)/(全個体数)×100で行った。LC50の値は、対数ロジスティック回帰式を用いて行うdrcパッケージを使用して算出した。回帰式の有意性はX²適合度検定で行った^{21, 22)}。なお以上の計算は、統計ソフトR(Version4.0.2)を使用した。

結 果

銅耐性実験期間中の水温は21.8±0.3℃、塩分が5.0±0.04psuだった。マンガン耐性実験期間中の水温は21.9±0.2℃、塩分が5.1±0.1psuだった。亜鉛耐性実験期間中の水温は21.9±0.3℃、塩分が5.0±0.08psuだった。また、本実験における銅耐性、マンガン耐性実験の対照区(0mg/L)においてヤマトシジミの死亡は起こらなかった(Fig. 2(a), (b))。しかしながら、亜鉛耐性実験は曝露開始から96時間後に対照区で3個体の死亡が確認された(Fig. 2(c))。したがって、亜鉛耐性実験は対照区の死亡が起こっていない曝露開始72時間までの結果を記載する。

銅耐性実験は、耐性実験開始から72時間で20mg/L及び30mg/Lで死亡が見られた。また耐性実験終了時の生残率は10mg/Lと20mg/Lが66.6%、30mg/Lが41.6%になった(Fig. 2(a))。殻の一部を削った個体と削っていない個体の生残率の経時変化をFig. 3に示す。双方において生残率が50%を下回ったのは30mg/Lのみだった(Fig. 3)。また、10mg/Lの生残率は66.6%で同じだったが、20mg/Lでは殻の一部を削った個体の死亡が起こらなかった(Fig. 3)。

マンガン耐性実験は、200mg/L以上の濃度で耐性実験開始から24時間後に死亡が起こり、耐性実験開始から72時間後に生残率が50%以下となった(Fig. 2(b))。また、死亡は100mg/L以上の濃度で確認された(Fig. 2(b))。殻の一部を削った個体と削っていない個体の生残率の経時変化をFig. 4に示す。殻の一部を削った個体は200mg/L、削っていない個体は100mg/Lの濃度で死亡が確認された(Fig. 4)。また、生残率が50%を下回った濃度は殻の一部を削った個体が500mg/L以上、削っていない個体が200mg/L以上だった(Fig. 4)。

亜鉛耐性実験は、実験開始24時間後に50mg/Lで1個体死亡した(Fig. 2(c))。また、実験開始72時間後には25mg/Lから75mg/Lにおいて1～2個体の死亡が確認された(Fig. 2(c))。殻の一部を削った個体と削っていない個体の生残率の経時変化をFig. 5に示す。実験開始24

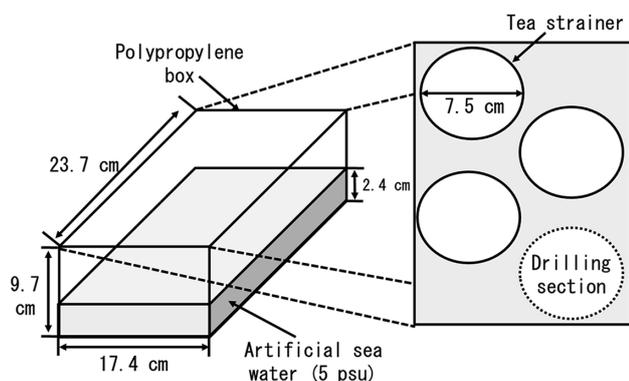


Fig. 1 Experiment model.

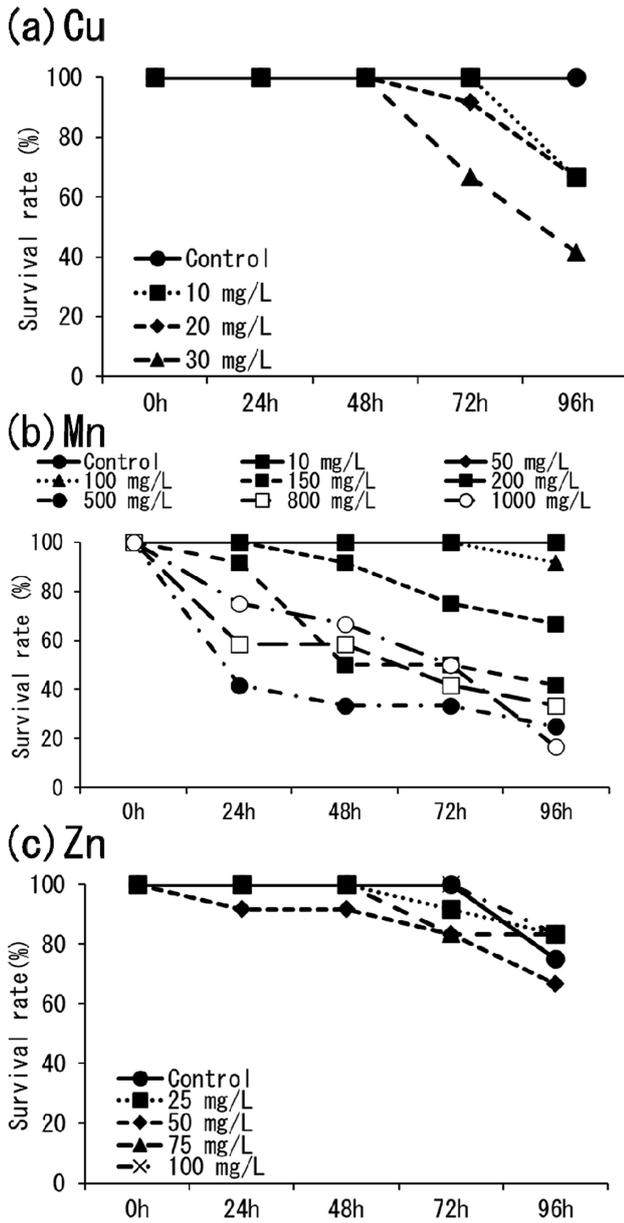


Fig. 2 Temporal changes of survival rate. (a) Cu. (b) Mn. (c) Zn.

時間後の殻の一部を削っていない個体の 50 mg/L を除き、死亡は双方ともに実験開始後 72 時間で起こった (Fig. 5)。

これらの結果から得られた 96 時間における半数致死濃度 (以下 LC50) は、銅が 27.3 (3.8-50.7 : 90% 信頼区間) mg/L, マンガンが 292.0 (184.4-399.7 : 95% 信頼区間) mg/L だった (Fig. 6)。

考 察

耐性実験における生残率の低下は、銅では実験開始後 72 時間、マンガンでは実験開始後 24 時間から認められた。マンガン耐性実験において、実験開始から 24 時間で死亡が起こった濃度は 200 mg/L 以上であった。それ以下の濃度では、100 mg/L が 96 時間後、150 mg/L が 48 時間後であり、50 mg/L 以下では死亡しなかった。また、銅耐性実

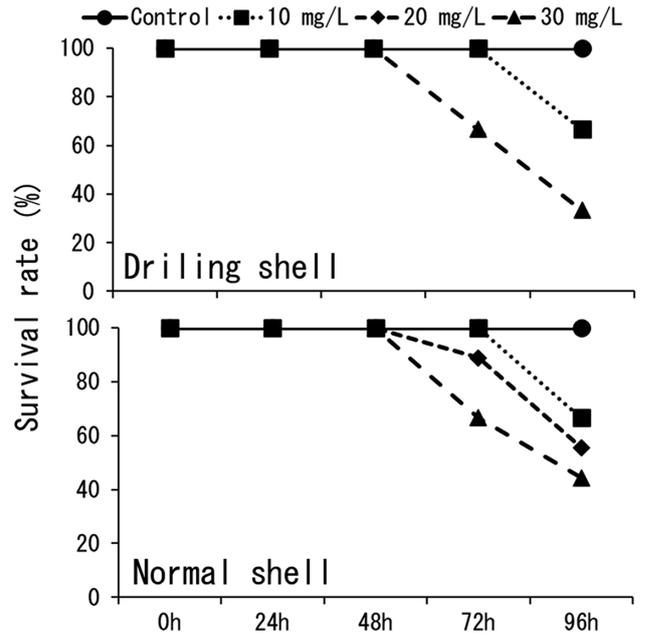


Fig. 3 Comparison of survival rate for drilling section and normal section in Cu.

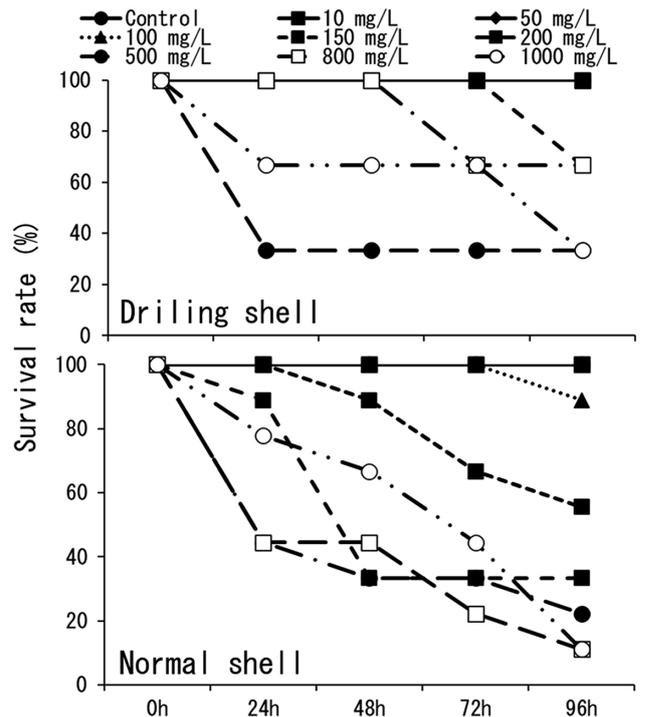


Fig. 4 Comparison of survival rate for drilling section and normal section in Mn.

験においても濃度の上昇に伴って早期に死亡した。したがって、マンガンが銅に比べて死亡時間が早かった要因として、本実験で設定したマンガンの曝露濃度が高かったことが考えられた。

本研究では各濃度で 3 個体の殻の一部を削ることによって逃避行動が生残に及ぼす影響について検討した。その結果、銅では 4 濃度中 3 濃度で生残率が同じであった。また、

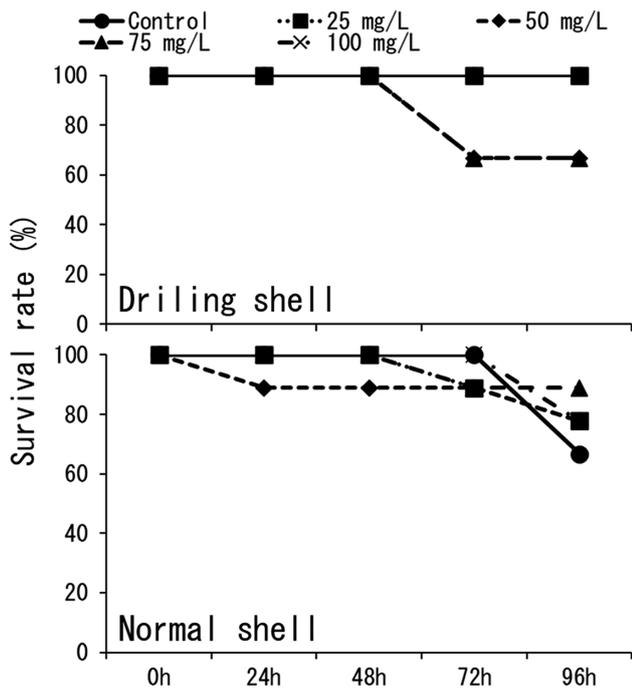


Fig. 5 Comparison of survival rate for drilling section and normal section in Zn.

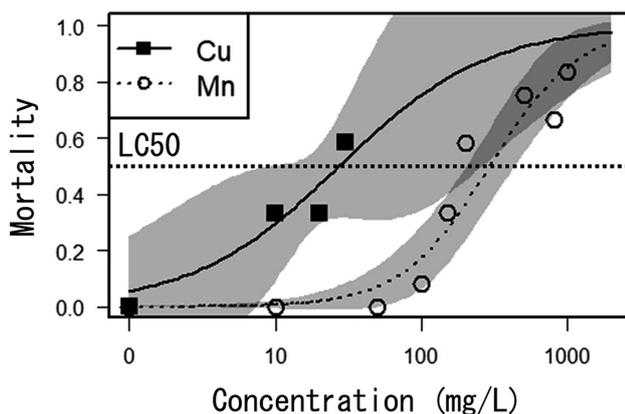


Fig. 6 Mortality of *Corbicula japonica* exposed to Cu and Mn. Dotted line indicates lethal concentration for 50%. Shaded areas denote the 95% (Mn) and 90% (Cu) confidence interval of each estimated regression line

マンガン及び亜鉛の生残率についても同様の傾向であった。したがって、本研究における重金属の急性毒性には逃避行動の有無がヤマトシジミの生残に大きな違いを生じさせないと考えられた。一方で、各重金属や濃度でわずかに生残率が異なった要因としては、実験に用いた個体数が殻の一部を削った個体が3個体、削っていない個体が9個体であり、これらの違いが生残率に違いを生じさせた可能性がある。

本研究におけるヤマトシジミの銅のLC50は、先行研究において開殻率の減少が起こった濃度をはるかに超えていた^{16,17)}。これらの値と本研究で得られたLC50値に大きな違いが生じた要因として、開殻率の減少による嫌気呼吸へ

の呼吸様式の変化を行うことで外環境において銅の曝露を回避していることが考えられる。したがって、開殻率の減少は死亡よりもはるかに低い濃度で起こると考えられ、本研究結果はそれを反映していると思われる。本研究では逃避行動がヤマトシジミの生残に大きな違いを生じさせないと考えられたが、他の水生生物の銅毒性について見ると、カワナ *Semisulcospira libertina* では銅がフリーラジカルなどの活性酸素を生成し、タンパク質を変性させることで行動異常を引き起こしたと報告されている¹³⁾。また、半谷ら²³⁾ は銅の曝露によってギンブナの鰓組織が変化することを報告し、三小田ら²⁴⁾ は銅の曝露によってメダカの死亡及び鰓への蓄積が起こることを報告した。ヤマトシジミと同様の二枚貝 *Perumytilus purpuratus* では銅の曝露によって鰓組織のニュートラルレッドの保持時間や小核が有意に変動することが報告されている²⁵⁾。したがって、銅は鰓組織の変化に伴う呼吸障害や組織の変性に伴う死亡を引き起こすと考えられる。以上のことから、本研究においてヤマトシジミの死亡は、取り込んだ銅が鰓組織や組織中の物質質量などを変化させることによって死亡した可能性がある。また、中長期的な銅の影響について考慮すると、これらの蓄積した物質はヤマトシジミの生残に影響を及ぼすと考えられる。したがって、銅が低濃度の環境下においてヤマトシジミが逃避行動を行うことは、銅の曝露を回避し、中長期的な生残率の向上につながると考えられる。

本研究において耐性実験を行ったマンガンは、有明海においてアサリの減少要因の一つとして検討されている²⁶⁾。TSUKUDA et al.¹⁹⁾ は、殻長0.3~1mmのアサリを砂を入れた状態で5.4mg/Lのマンガンイオンに曝露させると生残率が71.3%まで減少することを報告した。一方で、TSUKUDA et al.¹⁹⁾ は砂を入れないでマンガンイオンを曝露させた場合、生残率に大きな減少は起こらないことも報告した。これらの要因として、水中のマンガンイオンが砂などに含まれる有機や無機物質との化学反応を加速させることで、アサリに影響を及ぼしたと考察している¹⁹⁾。したがって、本研究のマンガン耐性実験におけるヤマトシジミのLC50が高かった要因として、底質を入れずマンガン単独の影響を評価したことが考えられた。一方で、熱帯魚の一種である *Mogurnda mogurnda* のマンガンのLC50は、240mg/Lであり¹⁶⁾、ヤマトシジミは潜在的にマンガンに高い耐性を有している可能性が考えられた。

亜鉛耐性実験において対照区が死亡した要因として、実験に用いたヤマトシジミが衰弱していた可能性がある。亜鉛耐性実験に用いたヤマトシジミについて網走湖から採集した後に本実験を行うまでの12月から2月の飼育期間では、水温が10℃以下に低下した。その後、研究室内で徐々に水温を昇温させ、毎日ナンクロブシスを1L給餌して実験に用いた。なお、実験に使用するまでに約2週間の馴致期間を設けた。以上の経過から、低水温から徐々にではあるが短期間の間に高水温になったことで衰弱した可能性がある。しかしながら、亜鉛耐性実験の死亡率は全ての濃度で低く、ヤマトシジミは亜鉛に対して潜在的に高い耐性を有していると考えられる。

本研究で得られた銅及びマンガンの LC50 を北海道の畑地及び水田の土壤中濃度と比較すると、土壤中ではヤマトシジミの LC50 と同等以上の濃度が測定されている²⁷⁾。特に北海道オホーツク地域は融雪出水や降雨による土砂崩落がしばしば起きている。ヤマトシジミの LC50 と同等の濃度を含有している土砂が汽水域に流入した場合は、ヤマトシジミをはじめとした多くの水生生物に対して短期的なリスクになる可能性がある。また、融雪出水などによる中長期的な重金属の排出は、ヤマトシジミなどの底生生物に対してリスクになる可能性があり、今後はヤマトシジミに対する重金属の慢性毒性についても検討する必要がある。

結 論

本研究は北海道のヤマトシジミ漁場において潜在的なリスクとなる堆肥由来重金属の銅、マンガン、亜鉛について耐性実験を行った。その結果、銅は先行研究において開殻率の減少が起こった濃度よりもはるかに高い濃度の LC50 が確認された^{16,17)}。また、マンガンは他の水生生物に比べて高い耐性を有していることが明らかとなった。亜鉛は 100 mg/L 以下では高い生残率を示した。これらのことから、ヤマトシジミは重金属に対して高い耐性を有していることが明らかとなった。しかしながら、北海道のヤマトシジミ漁場は降雨や土砂崩落による重金属の排出に伴う潜在的なリスクを抱えている。したがって、今後は実際のシジミ漁場における底層水や底質に含まれている重金属濃度の測定やヤマトシジミに対する重金属の慢性毒性について明らかにし、中長期的に重金属がヤマトシジミに与える影響について明らかにする必要がある。

謝辞：本研究は 2020 年度東京農業大学網走寒冷地農場研究プロジェクト研究費により実施した。本研究で使用したヤマトシジミの採集は、西網走漁業協同組合の末澤海一様にご協力いただいた。また東京農業大学生産学部海洋水産学科水産増殖学研究室の千葉 晋教授、高橋 潤准教授には様々なご指導をいただいた。以上の皆様に記して感謝申し上げます。

参考文献

- 1) 新井涼允, 糠澤 桂, 風間 聡, 竹門康弘 (2014) 水温環境の変化に伴う源流域における底生動物群集の将来変化. 土木学会論文集 B1 (水工学) **70** (4) : I_1303-I_1308.
- 2) 工藤啓介, 長谷川裕史, 中津川誠 (2018) 気候変動が積雪寒冷地の汽水湖水質に及ぼす影響の評価. 木学会論文集 B1 (水工学) **70** (4) : I_205-I_210.
- 3) 金谷 弦, 菊地永祐 (2010) 富栄養化が汽水域の底生生態系に及ぼす影響について. 地球環境 **16** (1) : 33-44.
- 4) 山口啓子, 倉田健悟, 園田 武, 瀬戸浩二 (2012) 中海における二枚貝群集の特徴と干拓堤防建設により隔てられた汽水域の変化. 日本ベントス学会誌 **67** (2) : 82-95.
- 5) 岡澤 宏, 豊田裕道, 島田沢彦, 鈴木伸治, 竹内 康 (2008) 網走川水系における農業的土地利用と河川の窒素・リン濃度の関係. 農業農村工学会論文集 **258** : 45-50.
- 6) WANG W, WANG W (2016) Phase partitioning of trace metals in a contaminated estuary influenced by industrial effluent discharge. *Environmental Pollution* **214** : 35-44.
- 7) 農林水産省, 内水面漁業生産統計調査書, < https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/naisui_gyosei/index.html > (最終アクセス 2020 年 10 月 21 日)
- 8) 中村幹雄, 安木 茂, 高橋文子, 品川 明, 中尾 繁 (1996) ヤマトシジミの塩分耐性. 水産増殖 **44** (1) : 31-35.
- 9) 中村幹雄 (2000) 日本のシジミ漁場. たたら書房, 米子, p9.
- 10) オホーツク総合振興局 (2019) オホーツクの農業 2018. 1-38.
- 11) 大箭拓実, 石井麟太郎, 佐々木瞭, 中丸康夫 (2020) バレイショ栽培の施肥法改良～有機肥料による増収効果の検証と土壤環境への影響評価～. 東京農業大学網走寒冷地農場年報「トウフツ」**23** : 17-31.
- 12) RIBA I, DELVALLS T A ´, FORJA J M, MEZ-PARRA A G (2004) The influence of pH and salinity on the toxicity of heavy metals in sediment to the estuarine clam *Ruditapes philippinarum*. *Environmental Toxicology and Chemistry* **23** (5) 1100-1107.
- 13) 菱 益俊, 中村あゆみ, 諸石淳也, 石橋宏一郎, 福田信二, 島崎洋平, 大嶋雄治 (2009) 重金属暴露による淡水巻貝カワニナ (*Semisulcospira libertina*) の行動への影響. 九大農芸誌 **64** (2) : 119-123.
- 14) MONTEIROA S M, SANTOS N M S, CALEJO M, FONTAINHAS-FERNANDES A, SOUSA M (2009) Copper toxicity in gills of the teleost fish, *Oreochromis niloticus* : Effects in apoptosis induction and cell proliferation. *Aquatic Toxicology* **94** : 219-228.
- 15) WENGA N, WANG W (2014) Improved tolerance of metals in contaminated oyster larvae. *Aquatic Toxicology* **146** : 61-69.
- 16) MOROISHI J, KANG T J, NAGAFUCHI K, HONJO T, SHIMASAKI Y, OSHIMA Y (2009) Biological Monitoring to Detect Both Water Pollution and Water Quality Recovery Based on Valve Movements of Freshwater Bivalves (*Corbicula japonica*). *J. Fac. Agr., Kyushu Univ.* **54** (2) : 413-420.
- 17) 庄司 良, 谷口太郎 (2016) 塩分濃度が変化する汽水域中の銅のヤマトシジミに対する毒性の Biotic Ligand Model による予測. 水環境学会誌 **39** (4) : 109-113.
- 18) HARFORD A J, MOONEY T J, TRENFIELD M A, DAM R A V (2015) Manganese toxicity to tropical freshwater species in low hardness water. *Environmental Toxicology and Chemistry* **34** (12) : 2856-2863.
- 19) TSUKUDA M, YAMAGUCHI H, TAKAHASHI T, TSUTSUMI H (2008) Impact of high concentrations of manganese on the survival of short neck clam *Ruditapes philippinarum* juveniles in sandy tidal flat sediment in Ariake Bay, Kyushu, Japan. *Plankton Benthos Res.* **3** (1) : 1-9.
- 20) 岩崎雄一 (2011) 河川動物群集の保護を目的とした亜鉛の安全濃度の探索 : 重金属が及ぼす影響の整理とともに. 環

- 境毒性学会誌 14 (1) : 47-56.
- 21) RITZ C, STREIBIG J C (2005) Bioassay analysis using R. *Journal of Statistical Software* 12 (5) : 1-22.
- 22) RITZ C, STREIBIG J C, GERHARD D (2015) Dose-Response analysis using R. *PLoS ONE* 10 (12) : 1-13.
- 23) 半谷純也, 吉富友恭, 武田志乃, 及川将一, 石川剛弘, 磯浩之, 今関 等 (2010) マイクロPIXE分析による魚類の鰓弁構造と対応させた微量元素分布の解析—銅を曝露したギンブナ鰓を試料として—. 環境毒性学会誌 13 (1) : 69-72.
- 24) 三小田憲史, 辛木景亮, 小林 淳, 篠原亮太 (2018) メダカの鰓組織への銅蓄積に対する共存亜鉛の影響. 環境と安全 9 (1) : 7-13.
- 25) GAETE H, GUERRA R, ESPONOZA P, FERNÁNDEZ, D (2019) Lysosomal Membrane Stability in Hemocytes and Micronuclei in Gills of *Perumytilus purpuratus Lamarck* 1819 (Bivalvia: Mytilidae) Exposed to Copper. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 103 : 796-801.
- 26) 堤 裕昭 (2005) 有明海に面する熊本県干潟で起きたアサリ漁業の著しい衰退とその原因となる環境変化. 応用生態工学 8 (1) : 83-102.
- 27) 北海道立中央農業試験場 (1983) 北海道の農耕地における重金属問題に関する研究. 北海道立農業試験場報告 44 : 1-77.

Heavy Metal Tolerance of Brackish Water Bivalve, *Corbicula japonica*

By

Retsushi MATSUDA*[†], Takeshi SONODA**

(Received May 17, 2021/Accepted July 16, 2021)

Summary : Agriculture and livestock industry is widely practiced in the river basin of the sea of Okhotsk side of Hokkaido. Various substances derived from such agricultural activities have been temporarily accumulated in the brackish water area at the end of the river basin. Heavy metals from manure compost, such as copper, manganese and zinc, are considered to be highly toxic to aquatic organisms. Little is known about the heavy metal tolerance of *Corbicula japonica*, which is an important fishery resource of brackish waters in Japan. The purpose of this study is to clarify tolerance of this clam against copper, manganese and zinc. LC50 of copper and manganese was 27.3mg/L and 292.0mg/L, respectively. The survival rate after exposing the clam to a 100mg/L of zinc solution for 72 hours was 91.6%. These values are higher than LC50 and decrease of survival rate on other aquatic organisms. From the results, it was clarified that *C. japonica* has high tolerance to these heavy metals. However, agricultural land slides often occur in the basin of Okhotsk area of Hokkaido, due to snowmelt floods and heavy rainfalls. There is concern about the potential risk of farmland-derived heavy metals, as heavy metals with similar concentration to LC50 of *C. japonica* may have accumulated in the soil of such farmlands.

Key words : Copper, Manganese, Zinc, Tolerance experiment, *Corbicula japonica*

* Department of Aquatic Bioscience, Graduate school of Bioindustry, Tokyo University of Agriculture
(Division of Agricultural Production Science, The United Graduate School of Agricultural Sciences, Tottori University)

** Department of Ocean and Fisheries Sciences, Faculty of Bioindustry, Tokyo University of Agriculture

[†] Corresponding author (E-mail : d21a1004@matsu.shimane-u.ac.jp)