玉川大学農学部研究教育紀要　第10号：83–93（2025）
Bulletin of the College of Agriculture, Tamagawa University, 10, 83–93（2025）

【調査報告】

屈斜路湖とその周辺の生物相調査報告3
――ニホンザリガニについて――

吉川朋子[1]・西山広志[2]・森本直樹[2]・湯川翔太[2]・大岩輝希[2]・金井英明[3]・大宮正博[3]・南　佳典[4]

要　約

屈斜路湖の流入河川と屈斜路湖周辺の釧路川支流において2013–2016年に，ニホンザリガニの分布，生息環境の特徴や，食性を調べ，保全の一助とした．3年の分布調査で25地点のうち9か所で生息が確認されたが，そのうち2か所は2015年までに生息が確認されなくなった．生息地と非生息地で水温，川幅，pH，EC，流速，溶存酸素，開空度，底質などに大きな違いはなく，生息地の方がやや浅く，川幅が狭く，流速が遅い傾向にあった，水生生物は個体数も大きさも違いが無く，生息地はトビケラとミミズが少なかったが，非生息地との違いはなかった．リターと周りの植生はほぼ落葉広葉樹であり，生息地と非生息地の違いはなかった．ニホンザリガニは巣穴を複数利用すると思われ，16–18時と2–4時頃に巣穴を出ていた．摂食実験ではアキタブキやミヤコザサよりも落葉広葉樹を好んだ．生息地と非生息地の違いが見られないのは，小さい個体群が離れているために，偶然に消失する可能性があるためだと考えられた．広葉樹が河川を覆い，十分落葉が提供される環境を維持し，魚や外来種の侵入を防ぐことが個体群の維持には大切である．ウチダザリガニが保持するミズカビ病対策として用具の消毒に注意を払い，負荷をかけない調査方法として，ピットフォールトラップや環境DNAを検討するとよいと思われる．

キーワード：屈斜路湖，ニホンザリガニ，生息環境，植生，食性

はじめに

玉川大学農学部は2009年より，弟子屈町と共同で屈斜路湖とその周辺の生物相調査を行ってきた．この報告では2013–2016年に行われた屈斜路湖周辺に生息するニホンザリガニの調査結果をまとめる．

屈斜路湖周辺に生息するザリガニ類には，在来のニホンザリガニと北米原産の特定外来生物であるウチダザリガニがいる．北海道にはもともとニホンザリガニのみが生息していたが，1926–1930年にウチダザリガニが日本に導入され，北海道では1930 年に摩周湖に476 匹が放流された（川井ほか，2002）．その後人為的，自然の拡散により，現在は北海道全域および本州にも分布を広げている（Usioほか，2007）．

屈斜路湖には，以前はニホンザリガニが生息していたことが知られている．Kawai et al.（2002）によると，屈斜路湖岸2か所，釧路川2か所での1名30分の捕獲で，1987年には，屈斜路湖岸74匹のニホンザリガニ，釧路川42匹のウチダザリガニが確認されたのが，1991年には湖岸のニホンザリガニは0匹で，釧路川は80匹のウチダザリガニ，1995年と1999年の調査では湖岸も釧路川もウチダザリガニのみの捕獲となった．現在は屈斜路湖と釧路川本流にはウチダザリガニのみが生息しており，ニホンザリガニは河川の上流部のみに生息するとされている．

本調査では，2013年から2016年にかけて，屈斜路湖の流入河川と，屈斜路湖周辺の釧路川支流において，ニホンザリガニの分布を調査し，生息環境の特徴やニホンザリガニの好む落葉を把握することで，生息環境の保全の助けとなることを目指した．

[1] 玉川大学農学部生産農学科　東京都町田市玉川学園6–1–1
[2] 元玉川大学農学部生物環境システム学科　東京都町田市玉川学園6–1–1
[3] 玉川大学北海道弟子屈農場　北海道弟子屈町字美留和444
[4] 玉川大学農学部生環境農学科　東京都町田市玉川学園6–1–1
責任著者：吉川朋子　tyoshikawa@agr.tamagawa.ac.jp

方法

ニホンザリガニの分布

ニホンザリガニの生息調査は2013年から2015年にかけて，屈斜路湖の流入河川およびその支流，屈斜路湖周辺の釧路川支流で行った（図1）．

2013年は9月に17地点でそれぞれ4名15分の徒手による採取を，2014年は7月に11地点で2名15分の採取を行った．前年に調査を行った屈斜路湖南岸の2河川は，倒木で林道が閉まっていたため，調査を行うことができなかった．2015年は8，9月に16地点で3名15分の徒手による採取を行った．3年間の調査を通じて，25地点でのニホンザリガニの生息の有無を把握した．採取した個体は眼窩頭胸甲長を測定し，雌雄を記録したのち放流した．

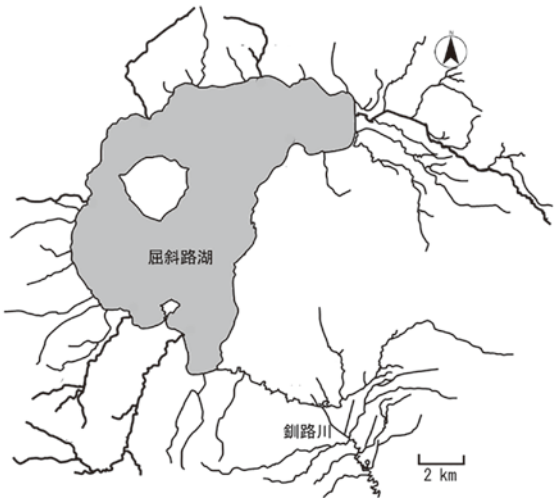


図1　屈斜路湖の流入河川と屈斜路湖周辺の釧路川支流

生息環境

ニホンザリガニの生息に必要な環境要因を知るため，各調査地点で，主要な物理化学的環境要因として，気温，水温，水深，川幅，pH，電気伝導度（EC）（μS cm^{-1}），溶存酸素量（DO）（mg L^{-1}），流速（cm s^{-1}），開空度（%）を，2013，2014，2015年に測定した．pHとECは堀場製作所B-211とB-173，DOはLutron社デジタル溶存酸素計DO5510，流速はGlobal water社簡易プロペラ式流速計FP101，開空度はForest Suppliers inc. Spherical Crown Densiometersを用いて測定した．水温はロガー（オンセット社HOBO UTBI-001）を用いて継続的な測定を行った．加えて，2014年には，採土缶を用いて底質を採取し（各地点100 mL 5か所），土壌粒径組成を求めた．

生物的環境要因として，2014年10月は採土缶で採取した底質内（500 mL）の水生生物を，2015年10月はDフレームネットを用いた1分間のキックスイープで採取し，目ごとに分類した．さらに，ニホンザリガニは落葉を餌とすることから，河川内のリターを採取し（2014年は60×60 cm方形区3個，2015年は1×1 m方形区3個），乾燥重量を求めた．また河岸の植生を知るため，岸に沿って10 m，幅5mの両岸に出現する木本の樹種を記録した．

生態

ニホンザリガニの活動時間を知るため，2015年に水深が浅く流れの緩やかな地点C（図2）において，巣穴の位置を確認し，4台のトレイルカメラで1分おきの撮影を10月20日10時から23日10時まで3日間行った．

ニホンザリガニが摂食する落葉の選択性を知るために，2016年8月に地点Bの河川に沿って100 mの範囲で，長さ15 mの区間を3か所設定し，両岸の幅5 mの樹種と本数を記録した．また，ニホンザリガニの採取を，2名30分で3回行い，そのうちの10個体（雄7，雌3）を実験室に持ち帰った．

地点Bで採取した異なる樹種の落葉を用いて摂食実験を行った．落葉は事前に採取し，種類別に分けて水槽に浸しておいたものを用い，実験前後の湿重量の違いから摂食量を求めた．

結果

ニホンザリガニの分布

2013年は17地点のうち6地点で，2014年は11地点のうち5地点で，2015年は16地点でうち4地点でニホンザリガニの生息が確認された（図2）．3年間の調査を合わせた全25地点のうち9地点で生息が確認されたが，そのうちの2地点は2015年までにニホンザリガニを確認できなくなった．

ニホンザリガニが生息していたのは，すべて，河川の上流部で，ほとんどが川幅の狭い支流であり，低密度で生息していた（図3）．

比較的個体数の多かった5地点（図2，図3の地点A，B，C，E，F）の体長分布をみると，雌雄比は雌56%（68/124）であり，ほとんどの地点で頭胸甲長10 mm以下の個体も出現していた（図4）．2014年の地点Dでは1

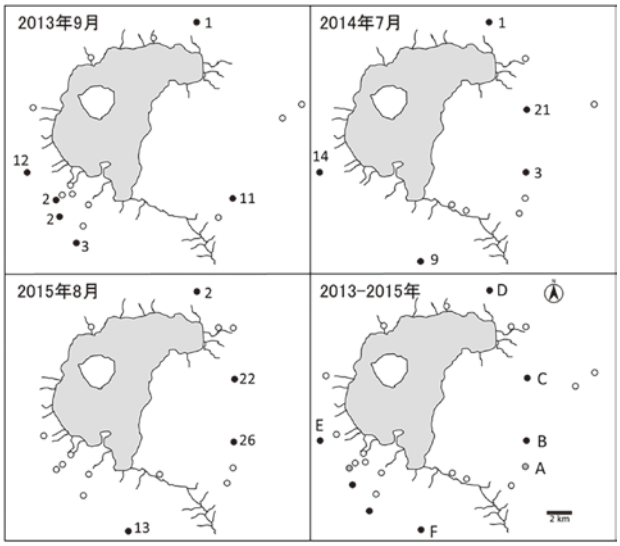


図2　屈斜路湖周辺のニホンザリガニの分布

黒丸は生息が確認された地点，白丸は確認されなかった地点，灰丸は2014年に確認されたが，2015年までに確認されなくなった地点を示す．河川は流入地点のみ示してある．数値は捕獲個体数，A–Fは主要な生息地点を表す．捕獲努力は，2014年は1名で1時間，2015年は1名30分，2015年は1名45分であった．



図3　ニホンザリガニが生息する調査地点

A–Fは図2の地点A–Fを示す．Aは両側に崖，流れは比較的穏やかで底質は泥と礫．Bは民家の横を流れる勾配のゆるい小川で底質は泥と礫．Cは両側に崖があるが他より河川幅が広く流れが緩やかで底質は泥．温泉の影響で水温が高い．Dは源流に近く勾配があり，水深は浅く底面は礫と泥，EはV字状に両側が切り立っており，勾配があり，底質は礫の間に泥，Fは川幅が広く流れが速く，底質は礫で河岸に泥がある．地点Aは2013年にはニホンザリガニが生息していたが，2014年には確認されなくなった．

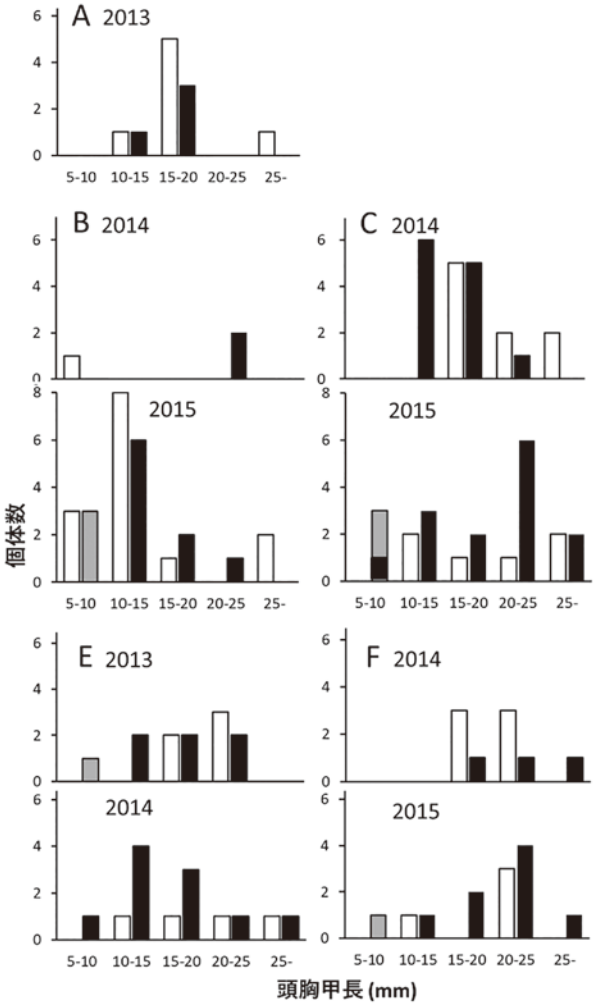


図4　個体数の多い地点のニホンザリガニの頭胸甲長区分

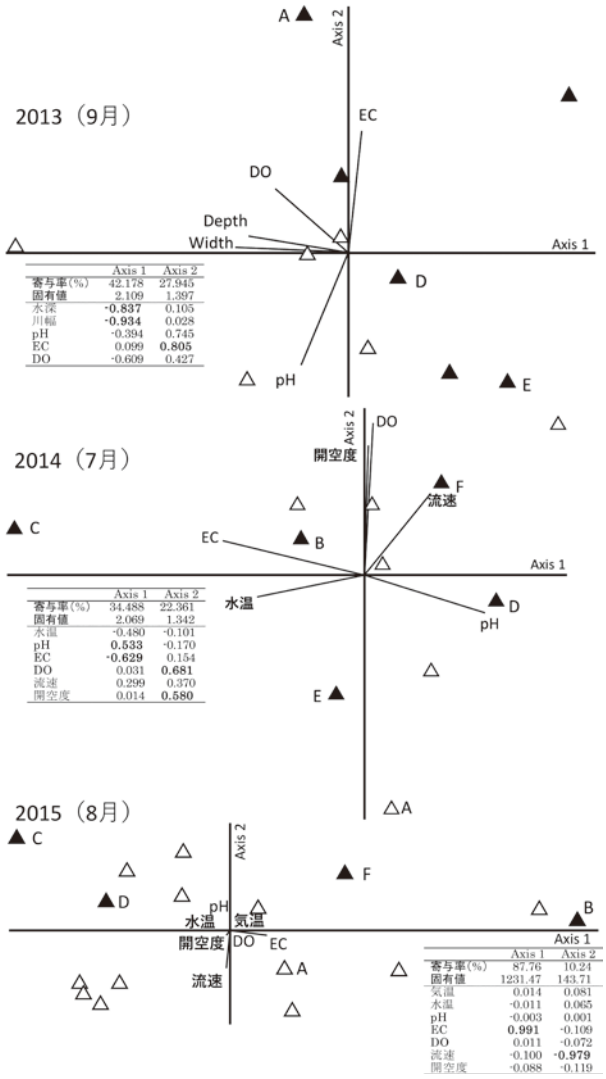
白は雄，黒は雌，灰色は性別不明個体を示す．アルファベットは図2の調査地点を示す．地点Aは2014年以降個体が確認されなかった．

個体の抱卵個体が確認された．

生息環境

ニホンザリガニの生息環境を知るため，各地点で測定した主要な環境要因の値を用いて，主成分分析を行った（図5）．2013年はニホンザリガニの生息する地点は水深が浅く川幅が狭い傾向がみられた．2014年はどの象限にも生息地点が出現し，水温，pH，EC，開空度，DOとの関係はみられなかった．2015年も，ECとの関係がみられず，生息地点はわずかに流速が遅い傾向がみられた．水温ロガーで継続的な温度変化を記録したが，日平均水温は，生息地と非生息地でどちらかが高いといった傾向はみられなかった（図6）．

底質に関しては，2014年の生息地点と非生息地点を比較しても一定の傾向はみられず，4 mm以上の粒度の



2013（9月）	Axis 1	Axis 2
寄与率(%)	42.178	27.945
固有値	2.109	1.397
水深	**-0.837**	0.105
川幅	**-0.934**	0.028
pH	-0.394	0.745
EC	0.099	**0.805**
DO	-0.609	0.427

2014（7月）	Axis 1	Axis 2
寄与率(%)	34.488	22.361
固有値	2.069	1.342
水温	-0.480	-0.101
pH	**0.533**	-0.170
EC	**-0.629**	0.154
DO	0.031	**0.681**
流速	0.299	0.370
開空度	0.014	**0.580**

2015（8月）	Axis 1	Axis 2
寄与率(%)	87.76	10.24
固有値	1231.47	143.71
気温	0.014	0.081
水温	-0.011	0.065
pH	-0.003	0.001
EC	**0.991**	-0.109
DO	0.011	-0.072
流速	-0.100	**-0.979**
開空度	-0.088	-0.119

図5　物理化学的環境要因の主成分分析

黒三角は生息地点，白三角は非生息地点を示す．また固有値および相関係数を示した．

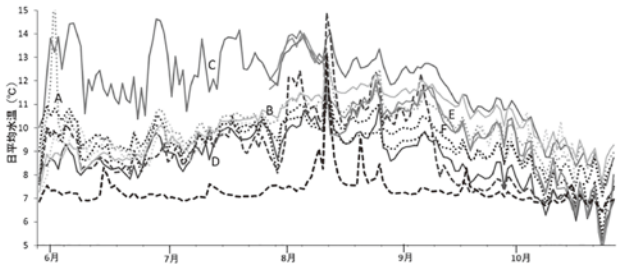


図6　2014年調査地点の日平均水温

実線は生息地点，破線は非生息地点を示す．アルファベットは図2の調査地点を示す．地点A，B，C，Dは5月27日に，地点E，Fは7月27日に測定を開始し，10月26日に終了した．

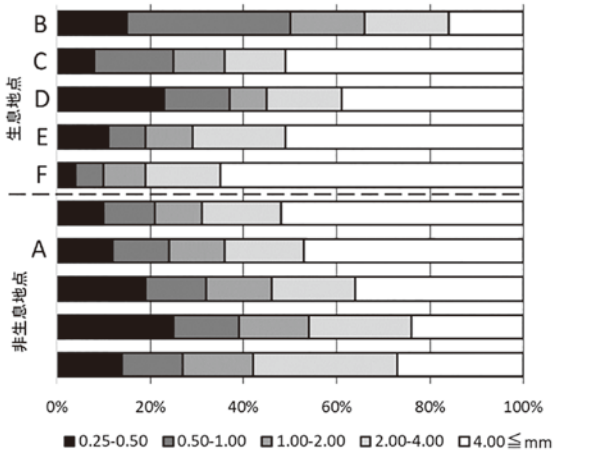


図7　生息地点と非生息地点の底質の粒径組成

2014年に底質採取を行った．A–Eは図2のA–E地点を示す．地点Aは2013年にはニホンザリガニが生息していたが，2014年には生息が確認できなかった．

割合を比較しても有意差はみられなかった（図7）．

水生生物の個体数は，2014，2015年ともに，生息地と非生息地の間で違いはみられず（図8），ニホンザリガニの個体数とも相関がみられなかった．水生生物の平均体長に関しても，生息地と非生息地の間で違いはみられず（図9），ニホンザリガニの個体数とも相関はみられなかった．また，目ごとの個体数を用いたクラスター分析では，生息地に出現する特有の水生生物のグループは見つからず，主成分分析では，生息地はトビケラ目とミミズ類が少ない傾向があったが，非生息地でも同様の

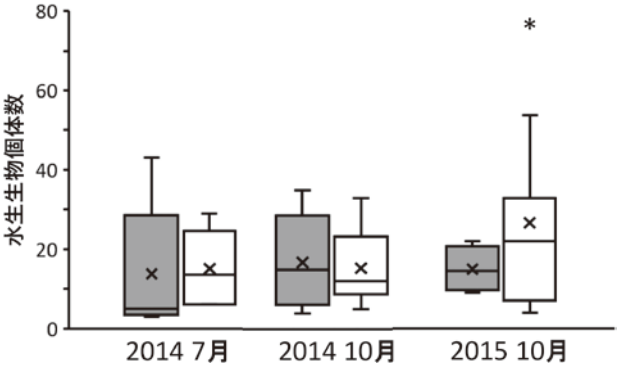


図8　生息地点と非生息地点の水生生物個体数

灰色は生息地，白抜きは非生息地を示す．2014年は500 cm^3の中の個体数，2015年はキックスイープ1分間で採取した個体数を示す．ボックスは四分位間範囲を示し，上辺は75%，中央線が中央値，下辺は25%を示す．たて棒は最大最小の範囲，×は平均値，＊は外れ値を示す．

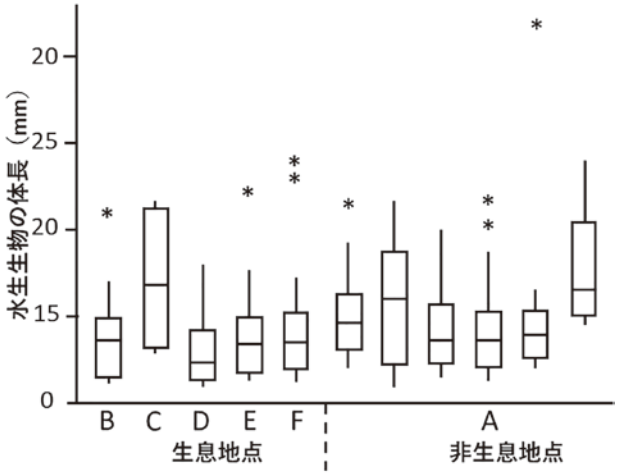
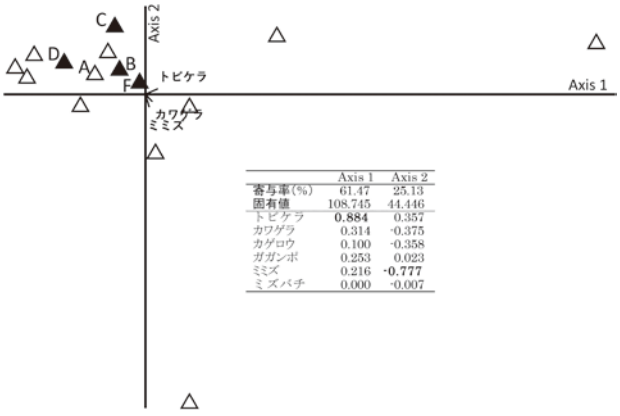


図9 生息地点と非生息地点の水生生物の体長

2014年10月に採取した水生生物の体長を示す．A–Fは図2の地点A–Fを示す．ボックスは四分位間範囲を示し，上辺は75%，中央線が中央値，下辺は25%を示す．たて棒は最大最小の範囲，＊は外れ値を示す．



	Axis 1	Axis 2
寄与率(%)	61.47	25.13
固有値	108.745	44.446
トビケラ	**0.884**	0.357
カワゲラ	0.314	-0.375
カゲロウ	0.100	-0.358
ガガンボ	0.253	0.023
ミミズ	0.216	**-0.777**
ミズバチ	0.000	-0.007

図10 水生生物の主成分分析

2015年10月に採取した目別に分類した水生生物の主成分分析．黒三角は生息地点，白三角は非生息地点を示す．また固有値および相関係数を示した．

傾向を示す地点があった（図10）．

河川内のリターは，シラカンバ，ミズナラ，ハルニレ，イタヤカエデなどの広葉樹の落葉であり，生息地に特に多い樹種はみられなかった（表1）．またリターの乾燥重量は，生息地と非生息地で違いはみられなかった（図11）．河岸の木本については，調査地全体で，針葉樹ではトドマツ，広葉樹では，ケヤマハンノキ，シラカンバ，ミズナラ，ハルニレ，イタヤカエデが多く出現し（表2），生息地にミズナラ，ハルニレ，イタヤカエデが多く，ケヤマハンノキが少ない傾向があったが，生息地に特異的

表1 2014年の調査地点のリター量（g）

科名	和名	生息地					非生息地					
		B	C	D	E	F	A					
ヤナギ	ヤナギ sp.			1.7		1.2		0.5			20.1	12.6
カバノキ	シラカンバ	0.1	12.2	2.1	6.8	1.2	1.4	2.1	0.3	6.1	5.6	9.3
	サワシバ		1.2			1.0					1.2	
	ケヤマハンノキ								3.5			
ブナ	ミズナラ		84.0				8.5	39.8	6.3	1.4	4.5	6.7
ニレ	ハルニレ	3.8	5.4	0.6		10.1	2.7	5.4	11.1	5.1	21.0	7.0
	オヒョウ				5.3	8.5					3.2	
モクレン	ホウノキ			25.1	0.7							
カエデ	イタヤカエデ		12.7	4.1	3.4	6.7			16.0	16.5	18.3	0.7
	イロハモミジ			7.1					0.8		0.3	
ウコギ	ハリギリ										0.7	
アジサイ	アジサイ類	5.8			10.6			11.0	10.8			
イネ	ミヤコザサ	0.2			10.3	0.3		0.5				
シダ門	シダ類				1.0							

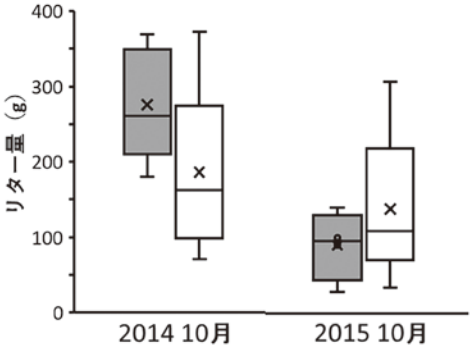


図11 生息地と非生息地のリター乾燥重量

灰色は生息地，白抜きは非生息地を示す．2014年は1.08 m^2，2015年は3 m^2の河床のリターを採取した．

表2 2014年の調査地点に出現した木本

科名	和名	生息地					非生息地					
		B	C	D	E	F	A					
マツ	トドマツ		○		○		○				○	○
	カラマツ		○									
	アカエゾマツ		○									
	クロマツ				○							
イチイ	イチイ								○			
クルミ	オニグルミ		○				○		○			
ヤナギ	ヤナギ sp.					○		○				
カバノキ	ケヤマハンノキ			○	○	○	○	○	○			
	シラカンバ		○				○	○	○	○		
	ウダイカンバ			○							○	○
	ダケカンバ			○							○	○
ブナ	ミズナラ	○	○		○	○			○	○		
ニレ	ハルニレ	○	○		○	○		○	○	○		
	オヒョウ				○				○		○	○
モクレン	ホウノキ				○	○						
カツラ	カツラ								○		○	○
ミカン	キハダ										○	○
カエデ	イタヤカエデ	○	○	○	○	○	○		○	○		
	ハウチワカエデ		○						○	○		
	ヤマモミジ		○									
クワ	ヤマグワ								○			
ウコギ	ハリギリ	○				○						
モクセイ	ヤチダモ	○								○		
アジサイ	ノリウツギ				○					○		

に出現する樹種や樹種のグループはみられなかった．

生態

巣穴の調査は地点Cで2015年10月に行った．巣穴は複数がまとまっていることが多く，巣穴のまとまりを1

か所と記録すると，地点Cの河川沿い30 mの範囲で，22か所のまとまりが確認された（図12）．巣穴は多くて11個がまとまっていたが，各巣穴に個体がいるとは限らず，巣穴数と個体数に関係はみられなかった（図13）．

行動時間の調査では，カメラで撮影された個体数は，夕方16時から20時の間が多く，夜間は2時から4時の間に見られた（図14）．撮影期間の日の入りは16時30分頃，日の出は5時40分頃であった．日中に川床を個体が移動しているのを見る時期もあるのだが（図15），10月の日中の撮影画像では個体を確認できなかった．陸上から水面に向けてカメラを設置していたため，太陽の位置によって反射する場合や，夜間は光が届いてない場合があった．この地点Cでは5月に，1個体が折れて水につかったミズバショウの苞を摂食しているのが観察された

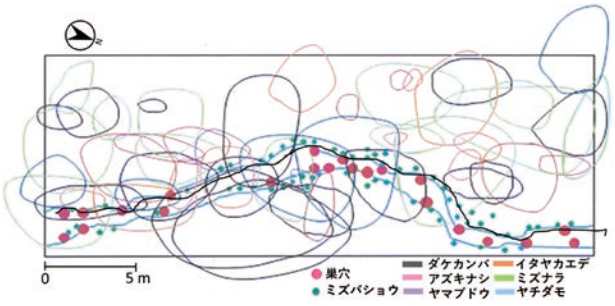


図12　地点Cの巣穴のまとまりと樹冠投影図

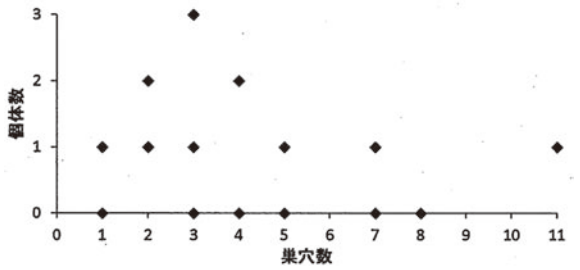


図13　地点Cの巣穴の数と個体数

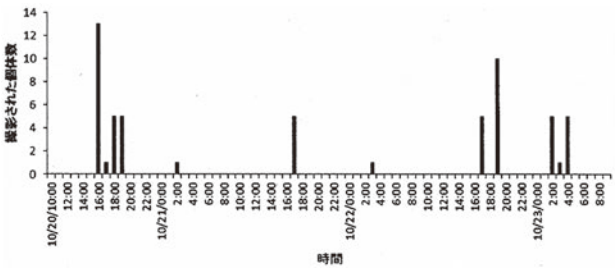


図14　撮影されたニホンザリガニの個体数
4台のカメラで1時間60枚の写真に撮影された累積個体数



図15　地点Cのニホンザリガニ
上左は2015年の地点Cで，川岸にミズバショウが多く生育している．上右は日中に巣穴から出て川床を移動する2個体（2014年7月）．下左は折れて水中に沈んでいるミズバショウの苞を鋏脚で挟んで摂食する個体（2015年5月）．下右は苞の摂食痕．

（図15）．

摂食実験を行うために，2016年に地点Bで河川周囲の樹木（225 m^2）を調査したところ，本数としてはオガラバナ，ハルニレ，カツラが多く，15 mの3つの区画で上流側から順に，ハルニレ，オガラバナ，カツラがまとまって出現していた（表3）．

河川100 mの範囲で個体の捕獲調査を行ったところ，雄20個体，雌25個体，性別不明の個体が4個体捕獲された（図16）．大きい個体は雄で，平均頭胸甲長は雄18.6 mm（標準偏差65.2），雌13.4 mm（標準偏差41.0）であった．

摂食実験には甲長10–20 mmの10個体（雄7，雌3）を用い，4つの水槽（36×17×24 cm）に各雄1個体，2つの水槽にそれぞれ雄3個体，雌3個体を飼育した．

摂食実験に用いる落葉は地点Bの河川や付近の湿地に落ちて湿っている，オガラバナ，ハルニレ，イタヤカエデ，シナノキ，および草本のアキタブキ，ミヤコザサを事前に採取し（図17）種類別に水槽に浸しておいた．

実験は20時から翌朝8時までの12時間とした．1個体の水槽で2または3種類の落葉の摂食実験を7回，3個体の水槽で6回行った．1個体の水槽と3個体の水槽で，1個体あたりの摂食量が異なり，1個体水槽では落葉の43％を摂食していたが，3個体の水槽では1個体あたり，落葉の17％の摂食であった（図18，図19）．

樹種の組み合わせや量は，採取できた落葉により一定にすることができなかった．1個体水槽での摂食前と摂

食後の湿重量を比較すると，草本のアキタブキとミヤコザサは好まれていなかったが，広葉樹のオガラバナ，ハルニレ，イタヤカエデ，シナノキはどれも好まれており，4種の間に優先順位をつけることはできなかった（図20）．3個体水槽では競争により摂食量が少ない状態であるが，ハルニレは他よりも多く摂食されていた（図

表3　地点B河川沿いに出現した樹種

科名	和名	本数	胸高直径(cm)	樹高(m)
カエデ	オガラバナ	15	1.7 ± 0.9	1.3 ± 0.4
ニレ	ハルニレ	12	76.9 ± 52.7	8.0 ± 2.8
カツラ	カツラ	11	42.2 ± 28.4	7.2 ± 2.8
カエデ	イタヤカエデ	6	26.9 ± 16.0	6.9 ± 1.3
シナノキ	シナノキ	3	51.2 ± 29.5	10.1 ± 0.1
モクセイ	ヤチダモ	2	72.1 ± 29.3	10.2 ± 0.1
バラ	ナナカマド	1	45.2	9.2
スイカズラ	エゾニワトコ	1	28.0	3.1
ツツジ	ハクサンシャクナゲ	1	3.1	1.8
マツ	アカエゾマツ	1	39.6	8.4

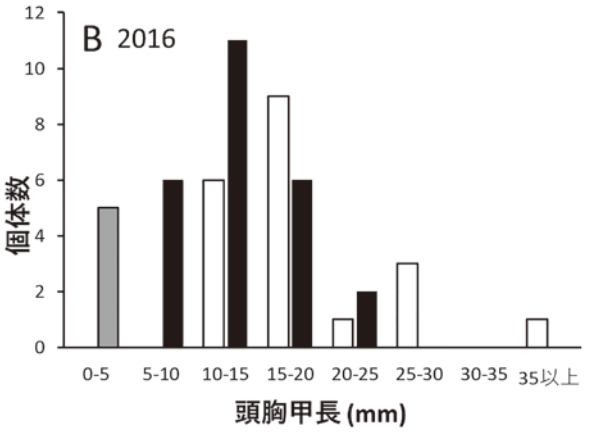


図16　調査地点Bのニホンザリガニの頭胸甲長

白は雄，黒は雌，灰色は性別不明個体を示す．2016年に地点Bの河川100 mの範囲で捕獲し，捕獲努力は1名で3時間．

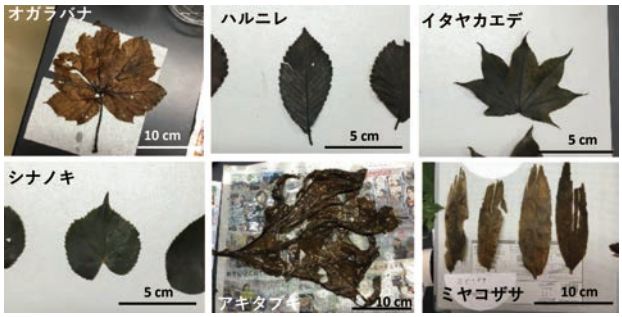


図17　摂食実験に用いた落葉

河川およびその周辺の湿地で湿っていたものを採取した．

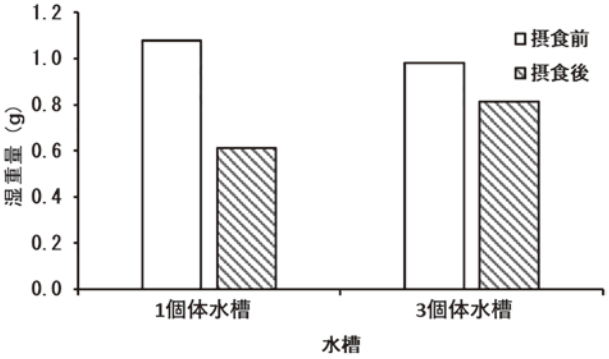


図18　1個体あたりの摂食量

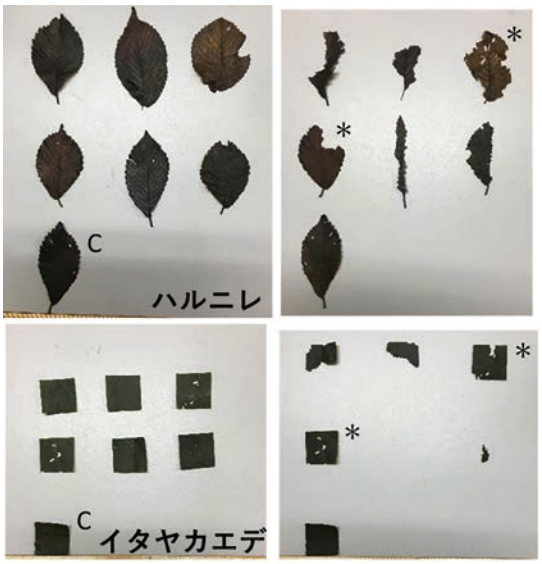


図19　摂食後の落葉

左が摂食前，右が摂食後の落葉を示す．＊は3個体水槽に入れた落葉．Cはコントロールとして個体のいない水槽に入れた．

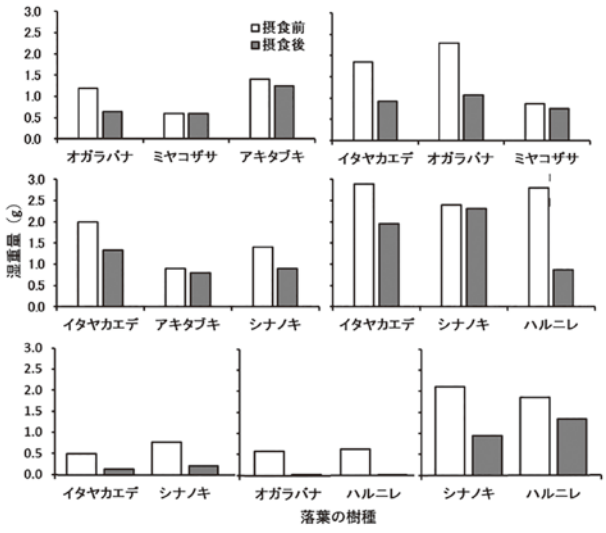


図20　1個体水槽での樹種の組み合わせの摂食量

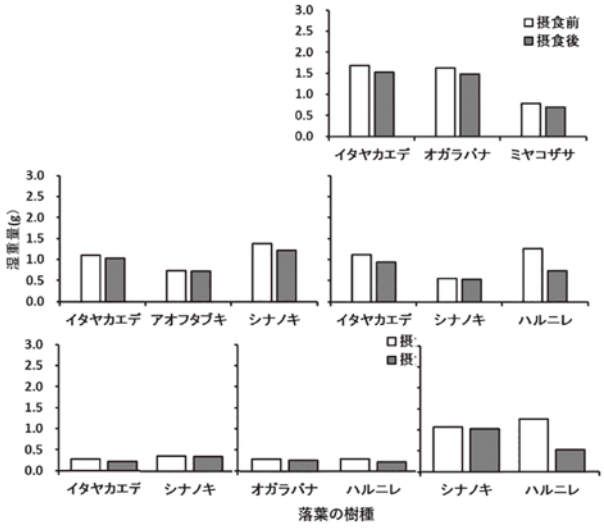


図21　3個体水槽での1個体あたりの摂食量

21）.

考察

ニホンザリガニの分布

2013年から2015年の調査で，屈斜路湖周辺の25地点のうち9地点でニホンザリガニが捕獲されたが，そのうちの2地点で，2015年までに生息が確認されなくなった．これは3年のうちに2割の生息地が消滅したことになる．

2地点のうち片方は，捕獲個体数が2個体と低密度の地点であったが，もう1地点（地点A）は2013年には11個体が捕獲されている．体長組成をみると甲長10–15 mmの個体も出現しており，再生産していない個体群とは考えにくい．この地点では，2015年はニホンザリガニに代わって体長40 cmのアメマスや，アメマスの幼魚が確認された．ハナカジカやブラウントラウトによるニホンザリガニの捕食は今までに報告されており（田中，2018；中田ほか，2006），ニジマスの出現とニホンザリガニは負の関係にあることも示唆されている（今村ほか，2025）．地点Aは，アメマス等の魚類の侵入によって個体がいなくなった可能性もあるが，急な個体群の消失であった．地点Cは2015年を最後に調査をしていないが，川岸から見えていた巣穴や，日中に移動する個体もその後見ていない．2016年以降にも，生息地が減少している可能性がある．

生息環境

生息環境を知るために，主要な物理化学的要因を測定したが，生息地に特異的な要因は見つけることができなかった．一般的にニホンザリガニの生息地は水温が低く，流速が遅く，無機態窒素濃度の低い水域とされるが，十勝では農地の肥料の影響で硝酸態窒素の多い水域でもニホンザリガニが生息しており，生息地と非生息地の違いは見られなかった（山田・川井, 2017）．今村ほか（2025）は，北海道中央部の調査で，個体数の多い生息地はpHが低く（2–3.5），水温の年較差が小さいことを挙げており，これは温泉や湧水があることを示唆する．本調査の地点Cは温泉の影響を受けており，比較的高温で，個体数が多かった．

ニホンザリガニは河床勾配の高い場所，すなわち河川上流の源流付近に生息するが，その中でも急流ではなく落葉がたまるような環境を選び，隠れるための礫や植生の被覆のある場所を好む（Ishiyama, 2012; Usio, 2007）．本調査でも，生息地は上流で水深の浅い湧水の影響を受ける場所で，広葉樹に覆われていた．生息地は底質が粗い場合も細かい場合もあったが，粗い場合は礫の間を，細かい場合は河床に溜った落葉を隠れ場所としていた．

ニホンザリガニの生息地はヨコエビ類が多く，続いてカゲロウやカワゲラ類が多く，ナガミミズが少ないと報告されている（古賀・川井，2011）．本調査ではヨコエビ類は出現せず，トビケラ類とミミズ類は少ない傾向にあったが，非生息地との違いは見られなかった．また，リターや周囲の樹木に関しても，生息地と非生息地で違いはなかった．生息地と非生息地で違いが見られないのは，生息地が河川の上流に限定されることで，個体群が互いに分断しており，小さな個体群が一時的なきっかけで消失した場合に，回復できない結果である可能性が考えられた．

生態

今回の調査ではニホンザリガニの活動は日没前後と，まだ暗い2–4時であった．夜行性生物でも朝夕に活発に動くことは多いが，詳細に知るためには，水中での撮影など改善を加えて調査する必要がある．

摂食実験では，落葉広葉樹の，オガラバナ，ハルニレ，イタヤカエデ，シナノキが好まれ，草本のアキタブキやミヤコザサは好まれなかった．川嶋（2001）による3種類の広葉樹の選択実験では，エゾヤナギ，イタヤカエデ，ミズナラの順で多く摂食された．ニホンザリガニは水中の落葉の表面の微生物から必要な栄養分を得るといわれている（古賀・川井，2011）．本実験では屋外から採取した分解途中の落葉を用いたため，樹種によって付着し

ている微生物の程度が異なったと思われる．落葉を水に浸す期間を揃えることで，より正確に選択性を把握することができると考えられる，

保全

ニホンザリガニは河川整備や農地の開拓など，人為的な環境改変により，生息地を減らしている（蛭田，2010）．外来のウチダザリガニは分布を広げており，さらにアメリカザリガニが，渡島半島や札幌の温泉排水や下水処理水の流入河川で分布を広げている（前田，2014; 田中ほか，2018）．

札幌付近では1990年から2000年の10年でニホンザリガニの生息地が1/5に減少した（川井ほか，2001）．近年では，2014年と2015年に札幌の大きな2つの個体群で大量死が報告されている（Martin-Torrijos et al., 2018）．

原因として示唆されているのが，ザリガニペストと呼ばれる，北米のザリガニ類が保持するミズカビ病である．ミズカビ病に抵抗性を持つ外来のウチダザリガニがベクターとなり，ヨーロッパでは在来種が壊滅的な被害を受けた（Brady et al., 2024; Rogers, 2012）．Martin-Torrijos et al.（2018）は，札幌の大量死した個体群のニホンザリガニと，付近に生息するウチダザリガニ，アメリカザリからミズカビ病の菌を検出し，大量死はアメリカザリガニからのミズカビ病によると結論づけた．

十勝でもニホンザリガニの個体群が消失したが，山田・川井（2022）は，消失区間で水サンプルを採取し，環境DNAの手法を用いたところ，ミズカビ病の菌が検出された．この区間には，外来のザリガニの侵入はなかったが，ミズカビ病はザリガニ以外にも，モクズガニがベクターとなりうることや，死んだザリガニを食べた魚が移動先で排泄することでも拡散が可能であることが報告されている（Schrimpf, 2014; Oidtmann et al., 2002）．また，釣り人の濡れた用具やバケツの水でも菌が運搬されることが分かっている（Brady et al., 2024）．

ミズカビ病の菌であるが，現在のところニホンザリガニとウチダザリガニを水槽で同所的に飼育しても，ニホンザリガニの感染は確認されていない（McCormack and Kawai, 2016）．しかし水温や脱皮サイクルなど，一定の条件で感染する可能性もあり，細心の注意を払う必要がある．ニホンザリガニの生息地点とウチダザリガニの生息地点の間を濡れた靴や網を持って移動しないことを厳守し，用具は別のものを準備し，毎回消毒した上で乾燥させることが必要である．

ニホンザリガニの生息地の継続的なモニタリングのためには，徒手での捕獲や河床を歩いての調査は，生息環境への影響が大きい．より負荷を減らす方法として，ピットフォールトラップや環境DNAの手法を用いることが推奨される（田中，2018）．

阿寒湖では環境DNAを用いて，流入河川のニホンザリガニとウチダザリガニの有無を調べたところ，多くの河川でニホンザリガニが検出され，同時に河川上流部にもウチダザリガニが侵入していた（池田，2019）．屈斜路湖の流入河川でウチダザリガニを捕獲したことはないが，既に入り込んでいる可能性もあり，環境DNAなどの新しい手法も試すべきであろう．保全すべき地点は，魚類やウチダザリガニの遡上を阻む障壁を設けるなどの対策を検討することも重要である．

文献

Brady, D. J., Meade, R., Reynolds, J. D., Vilcinskas, A., Theissinger, K. 2024. The crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in Ireland. Microorganisms 12: 102.

蛭田眞一．2010．国内の保全．ザリガニの生物学（川井唯史，高畑雅一，編著）pp. 399–419．北海道大学出版，札幌．

今村彰生，源利文，坂田雅之．2025．絶滅危惧種ニホンザリガニの個体群存続条件の可視化と保全への適用．自然保護助成基金助成成果報告書 34: 83–90.

Ishiyama, N., Nagayama, S., Akasaka, T., Nakamura, F. 2012. Habitat use by endangered Japanese crayfish (*Cambaroides japonicus*) in low-gradient streams of southern Hokkaido, Japan: reach and microhabitat-scale analysis. Hydrobiologia 686: 257–266.

池田幸資．2019．環境DNAを用いた絶滅危惧種ニホンザリガニの生息要因と外来種ウチダザリガニの侵入状況の解明．北海道大学環境科学科博士論文.

Kawai, T., Nakata, K., Hamano, T. 2002. Temporal changes of the density in two crayfish species, the native *Cambaroides japonicus* (De Haan) and the alien *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in natural habitats of Hokkaido, Japan. Freshwater Crayfish 13: 198–206.

川井唯史，中田和義，鈴木芳房．2001．札幌市周辺におけるニホンザリガニ *Cambaroides japonicus*（De Haan, 1841）の生息地数の減少状況．札幌市豊平川さけ科学館館報13: 21–26.

川井唯史，西村士郎，中田和義，小林弥吉．2002．ザリガニ類（ウチダザリガニ，メキシコザリガニ，マロン，レッドクロー）の移入に関する考察．CANCER 11: 15–21.

川嶋亜希子．2001．ニホンザリガニの落葉採食量および選択樹種について．札幌市豊平川さけ科学館館報 13: 30–31.

古賀崇，川井唯史．2011．ニホンザリガニ *Cambaroides japonicus* の分布，成長・生残と餌料の関係．日本ベントス会誌 65: 82–89.

前田有里．2014．札幌で増えているアメリカザリガニ*Procambarus clarkii*の現状と普及事業の取組み．CANCER 23: 91–93.

Martin-Torrijos, L., Kawai, T., Makkonen, J.,Jussila, J., Kokko, H., Dieguez-Uribeondo, J. 2018. Crayfish plague in Japan: A real threat to the endemic *Cambaroides japonicus*. PLOS ONE 13: e0195353.

McCormack, R., Kawai, T. 2016. Crayfish plague *Aphanomyces astaci* in Japan and the growing threat to Australia. Crayfish News 38: 5–8.

中田和義，中岡利泰，五嶋聖治．2006．移入種ブラウントラウトが淡水産甲殻類に及ぼす影響：絶滅危惧種ニホンザリガニへの捕食．日本水産学会誌 72: 447–449.

Oidtmann, B., Heitz1, E., Rogers, D., Hoffmann, R. W. 2002. Transmission of crayfish plague. Diseases of Aquatic Organisms 52: 159–167.

Rogers, D., Watson, E. 2012. Decline of native crayfish in England and Wales. Crustacean Research 7: 105–113.

Schrimpf, A., Schmidt, T., Schulz, R. 2014. Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). Aquatic Invasions 9: 203–209.

田中一典．2018．北海道における希少種ニホンザリガニの保全に関する地域生態学的研究．北海道大学文学研究科博士論文.

田中邦明，上條貴史，亀井雅代．2018．北海道渡島大沼集水域内にある農業用水路におけるアメリカザリガニ個体群の拡散と繁殖．北海道教育大学紀要 68: 35–49.

Usio, N. 2007. Endangered crayfish in northern Japan: Distribution, abundance and microhabitat specificity in relation to stream and riparian environment. Biological Conservation 134: 517–526.

Usio, N.，中田和義，川井唯史，北野　聡．2007．特定外来生物シグナルザリガニ（*Pacifastacus leniusculus*）の分布状況と防除の現状．陸水学雑誌 68: 471–482.

山田昌義，川井唯史．2017．十勝中部地域におけるニホンザリガニ生息地の水質の特徴．ひがし大雪自然館研究報告 4: 1–6.

山田昌義，川井唯史．2022．十勝地方の小河川におけるニホンザリガニ感染症*Aphanomyces astaci*の出現．ひがし大雪自然研究報告 9: 17–22.

Biological Survey Report on Lake Kussharo and Its Surroundings Ⅲ : Japanese Crayfish

Tomoko Yoshikawa[1], Hiroshi Nishiyama[2], Naoki Morimoto[2], Syota Yukawa[2], Koki Oiwa[2], Hideaki Kanai[3], Masahiro Omiya[3], Yoshinori Minami[4]

Abstract

From 2013 to 2016, we investigated the distribution, habitat characteristics, and feeding habits of the Japanese crayfish in the inflowing rivers of Lake Kussharo and its surrounding tributaries of the Kushiro River to aid in conservation efforts. Over three years of surveys, Japanese crayfish were found at 9 of 25 sites, but crayfish disappeared from 2 of these sites by 2015. No significant differences were found between sites with and without crayfish in water temperature, river width, pH, EC, flow velocity, dissolved oxygen, canopy openness, or substrate. Sites with Japanese crayfish tended to be slightly shallower, narrower, and slower-flowing. Aquatic organisms showed no differences in abundance or size between sites with and without crayfish. The litter and surrounding vegetation were predominantly deciduous broadleaf trees, with no difference between sites with and without crayfish. Japanese crayfish appear to utilize multiple burrows. They were outside their burrows around 4-6 PM and 2-4 AM. In feeding experiments, they preferred deciduous broadleaf trees over Akita butterbur and Miyako sasa. The lack of differences between sites with and without crayfish was thought to be due to small isolated populations disappearing by chance. For conservation, it is important to maintain an environment where broad-leaved trees cover the river, provide sufficient fallen leaves, and prevent the invasion of fish and non-native crayfish in order to maintain the population. As a measure against water mold disease carried by non-native crayfish, it is advisable to pay close attention to the disinfection of equipment and to consider pitfall traps and environmental DNA as less invasive survey methods.

Keywords: Lake Kussharo, Japanese crayfish, habitat, vegetation, feeding preference

[1] Department of Agri-Production Sciences, College of Agriculture, Tamagawa University, 6−1−1 Tamagawagakuen, Machida, Tokyo, 194−8610, Japan

[2] Former, Department of Bio-Environmental Systems, College of Agriculture, Tamagawa University, 6−1−1 Tamagawagakuen, Machida, Tokyo, 194−8610, Japan

[3] Tamagawa University Teshikaga Farm, 444 Biruwa, Teshikaga, Hokkaido, 088−3331, Japan

[4] Department of Agri-Environmental Sciences, College of Agriculture, Tamagawa University, 6−1−1 Tamagawagakuen, Machida, Tokyo, 194−8610, Japan