

洞爺湖における温室効果気体の挙動と水環境 及びウチダザリガニの分布

安藤 達哉¹⁾・春口 洋貴^{2,3)}・吉田 磨¹⁾
吉田 剛司²⁾・加藤 康大⁴⁾・室田 欣弘⁵⁾

Distribution of greenhouse gases with water environment
and Signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Lake Toya

Tatsuya ANDO¹⁾, Hiroki HARUGUCHI^{2,3)}, Osamu YOSHIDA¹⁾,
Tsuoyoshi YOSHIDA²⁾, Koudai KATO⁴⁾ and Yoshihiro MUROTA⁵⁾
(Accepted 20 January 2011)

はじめに

IPCC [2007]によると、大気の世界平均温度の上昇や、氷河や積雪面積の縮小、世界平均海面水位の上昇等が観測されており、地球温暖化は確実に起こっている。地球温暖化の原因となる温室効果気体は二酸化炭素(CO₂)、メタン(CH₄)、一酸化二窒素(N₂O)等がある。その排出量は1870年代の工業化以降増加しており、人為起源の温室効果気体が地球を温暖化させている可能性が非常に高い。大気二酸化炭素濃度上昇の主な原因は化石燃料の使用であり、大気メタン濃度上昇の主な原因は農業と化石燃料の使用による可能性が非常に高く、大気一酸化二窒素濃度上昇の主な原因は農業であるとされている。地球温暖化は自然環境に様々な影響を及ぼす。氷床の流出、干ばつ、熱帯低気圧強度の増大など気候的な変化もあるが、動植物生息範囲の極方向及び高標高への移動、水温の上昇や塩分の変化による海洋生物の生息範囲及び存在量の変化等に表れるように地球温暖化は生物環境にも変化を与える[IPCC, 2007]。温暖化により生物は減少し、種数が少なくなる。つまり地球温暖化により生物多様性が失われている。

生物多様性には生態系の多様性、種の多様性、遺伝子の多様性がある。生物多様性は長い進化の歴史により創り上げられてきたものであり、様々な面から地球上のいのちと暮らしを支えている[環境省, 2007]。しかし開発や乱獲、外来生物により生物の種数が減少・絶滅し、生物多様性が失われつつある。開発や乱獲は人間が生物を直接自然界から取り除いて多様性を低下させているが、人間活動の直接的影響ではなく、生物そのものが生物多様性を破壊するため、長期的にみれば外来生物が最大の脅威であると考えられる[村上ら, 2006]。外来生物とは人間活動によってその生き物が生息していなかった場所に持ちこまれた生物種である。外来生物が定着するとその根絶は容易ではない。

生物が暮らす環境は森林、草原、海洋、河川など様々ある。湖は淡水湖や汽水湖、富栄養塩湖や貧栄養塩湖など環境のバリエーションが豊富である。我が国における湖沼環境は流入と流出の影響を受けやすく、流入水は集水域への降雨や湧水に依存し、水量や水質は集水域においての土地利用や地質、植生、腐植堆積物、人為的な汚濁負荷等の影響を強く受ける。また湖沼は一般に湛水体積が大きいことも特徴であり、水の平均滞留時間が長い。

¹⁾ 環境システム学部生命環境学科環境地球化学研究室

Laboratory of Environmental Geochemistry, Department of Biosphere & Environmental Sciences, Faculty of Environment Systems, Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

²⁾ 酪農学園大学環境システム学部生命環境学科野生動物保護管理学研究室

Laboratory of Wildlife Management, Department of Biosphere & Environmental Sciences, Faculty of Environment Systems, Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

³⁾ 現在、環境省北海道地方環境事務所支笏湖自然保護官事務所

now at Shikotsuko Ranger Office for Nature Conservation, Hokkaido Regional Environment Office, Ministry of the Environment, Shikotsuko Onsen, Chitose, Hokkaido 066-0281, Japan

⁴⁾ 環境省北海道地方環境事務所洞爺湖自然保護官事務所

Toyako Ranger Office for Nature Conservation, Hokkaido Regional Environment Office, Ministry of the Environment, 142-5, Toyako Onsen, Toyako-Town, Abuta-gun, Hokkaido 049-5721, Japan

⁵⁾ UW クリーンレイク洞爺湖

UW Clean Lake Toyako, 144, Toyako Onsen, Toyako-Town, Abuta-gun, Hokkaido 049-5721, Japan

洞爺湖は北海道の中央南西部、支笏洞爺国立公園内に位置する湖で約11万年前の巨大な噴火によりつくられたカルデラ湖である。面積70.7m²、東西直径約11km、南北直径約8km、平均水深117.0m、最大水深179.7mの日本で9番目の面積を持った準閉鎖系淡水湖であり、貧栄養塩湖である。日本で6番目の深さを有し、夏季には水温躍層が形成され、表層水と深層水が混合されなくなる。秋には表層水温が低くなることで水温躍層が厚くなり、やがて全層が混合される。春には再び水温が上昇し、表層水温が淡水最大密度の4℃になると再び循環が起こる[吉田ら, 2009]。洞爺湖への流入河川は大小様々あるが、流出河川は1本しかない。南岸には温泉街があり、排水に由来する栄養塩供給が懸念される。2005年には特定外来生物のウチダザリガニ(*Pacifastacus leniusculus*)が確認され[春口, 2010]、以降環境省と地元NPO団体等により防除活動が続けられている。しかしながら、2007年から2008年の1年間で約6.3km生息域が拡大していることが確認された[大久保, 2009]。

本研究では、洞爺湖における温室効果気体の挙動を明らかにし、外来生物ウチダザリガニの分布拡大が貧栄養塩湖である洞爺湖にどのような影響を及ぼすのか、温室効果気体及び水環境の面から考察することを目的とする。

方 法

2009年7月、8月、9月及び11月に洞爺湖南岸の棧橋、温泉街、滝之上の3ヶ所で観測を行った(図1)。

棧橋は2005年にウチダザリガニの生息が確認されて以来、生息数を毎年増やしている地域である。湖底は苔の生えた岩場であり、ウチダザリガニが生息しやすい環境となっている。棧橋に沿って水深5m、10m、15mの測点(L 01-5, L 01-10, L 01-15)と棧橋から離れた水深10mの測点(L 06-10)において採水と観測を行った(図2)。採水層は表層、水深5m、水深10m及び湖底から1m上層である。

温泉街は近年ウチダザリガニの分布が拡大している地域である(図3)。湖底は人工的で平らな底である。特にP 23及びP 20はウチダザリガニの捕獲数が多かった測点であり、温泉街から排水の流入が見られる。表層、中間層、湖底から1m上層で採水を行った。また、ウチダザリガニの捕獲数が少ない測点をP 01とし、表層と底層で採水を行った。これらの採水と観測は、護岸から行った。

滝之上はウチダザリガニの生息数が少なく、洞爺湖唯一の流出河川である壮瞥川付近にあたり、自然の多い地域である(図4)。湖底は岩場で、水深の浅い地点は水草が繁茂していた。3点の測点を設定し、採水層はT 01においては水深0m、5m、10m、20

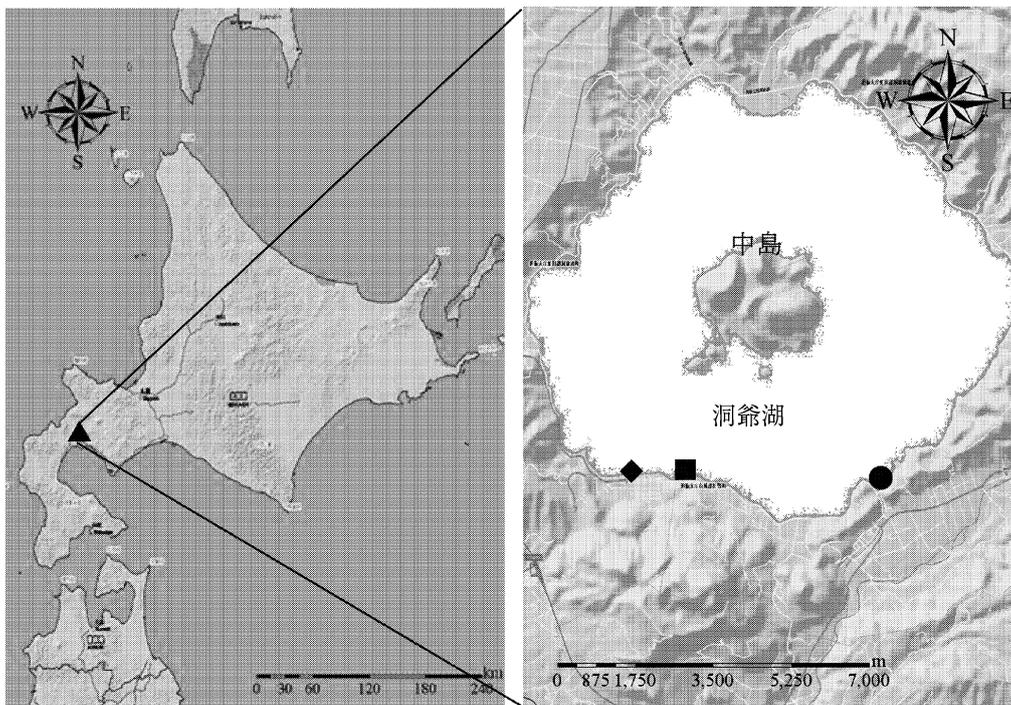


図1. 洞爺湖の位置と棧橋(■)、滝之上(●)及び温泉街(◆)の位置。

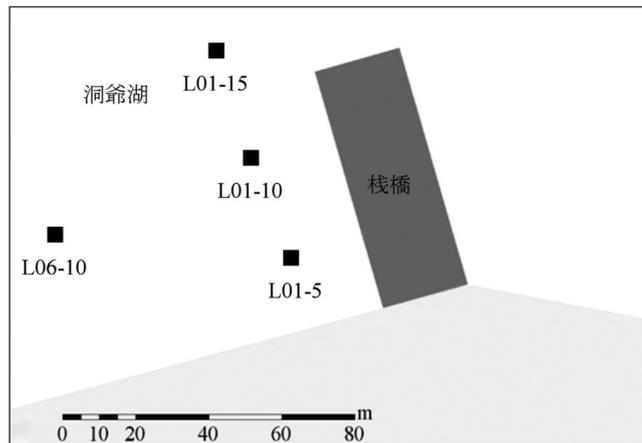


図 2. 栈橋における測点。



図 3. 温泉街における測点。

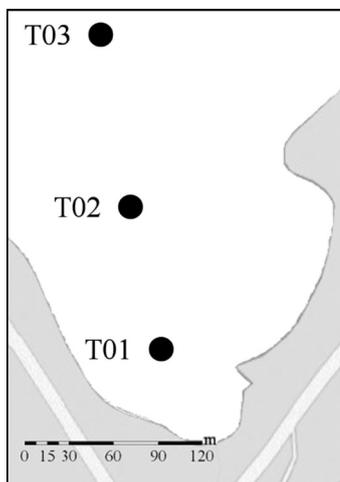


図 4. 滝之上における測点。

m 及び 27 m, T 02 においては水深 0 m, 7 m 及び 14 m, T 03 においては水深 0 m 及び 3 m で採水を行った。

表層水の採水はプラスチック製のバケツを用いて行い、深層の採水は容量 2.5 L のニスキン採水器を用いた。護岸からの観測時以外は生命環境学科所有のエンジン付きゴムボートを用いて観測を行った。

透明度は、透明度板に重りをつけ、鉛直に水中に下ろしていき、真上から目視できる限界の深さをメートル単位で測定した [気象庁, 1999]。

水温は、2 回共洗いした 100 mL デュラン瓶に試水を分取し、電極を共洗いしたポータブル pH 計 (METTER TOLEDO, SevenGo™ pH meter SG2) を用いて現場測定を行った。気温はデジタル風速計/風量計 (CUSTOM, WS-01) を用いて現場測定を行った。なお、機器故障のため 11 月の観測では KANOMAX CLIMOMASTER MODEL6531 を用いた。

測定項目は溶存メタン濃度 (CH_4)、溶存一酸化二窒素濃度 (N_2O)、溶存酸素濃度 (DO)、栄養塩 (硝酸塩、亜硝酸塩) である。

溶存メタン濃度測定用及び溶存一酸化二窒素測定用試料は 2 回共洗いをした後、ニスキン採水器から空気に触れないように 30 mL バイアル瓶に 2 倍量オーバーフローさせて分取し、生物活動を止めるために飽和塩化水銀 (II) を 20 μL 添加し、ゴムキャップとアルミシールで密閉して研究室へ持ち帰り、冷蔵保存した。溶存メタン濃度の分析には溶存メタン

抽出ラインと水素炎イオン化検出機付ガスクロマトグラフ (SHIMADZU GC-8A) を用いた [Yoshida *et al.*, 2004]。溶存一酸化二窒素濃度の分析は溶存一酸化二窒素抽出ラインと電子捕獲検出器付ガスクロマトグラフ (SHIMADZU GC-2014) を用いて行った。

溶存酸素濃度測定用試料はニスキン採水器から2回共洗いした後、約 100 mL の DO 瓶に2倍量オーバーフローして分取した。分取後すぐに硫酸マンガン溶液 ($\text{MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) 1 mL, ヨウ化カリウム・水酸化ナトリウム水溶液 ($\text{NaI} \cdot \text{NaOH}$) 1 mL を順に添加し、ゆっくりとふたをして約 20 回瓶を振り、混合させて溶存酸素を固定した。固定が終わった DO 瓶を1時間から数時間ほど静置し、紀本電子工業株式会社製溶存酸素滴定装置 (DOT-05) を用いて分析を行った。なお機器故障のため、11月の観測において溶存酸素濃度の測定を行うことができなかった。

栄養塩試料は2回共洗いした 100 mL のポリボトルに採水し、0.45 μm のメンブランフィルター (ADVANTEC) でろ過した後分析まで冷凍保存した。分析は Nutrients Auto Analyzer (BLTEC) を用いて行った [吉田ら, 2009]。

結果と考察

分析結果を表 1~4 に示す。なお透明度はすべての観測において 10 m 以上であった。棧橋では8月、滝之上では7~9月に水温躍層が観測された。なお、温泉街の測点は水深が浅く、水温躍層は確認されなかった。水温躍層が発達すると湖水は密度の違いにより成層化するため、水塊の鉛直混合が起こらなくなり、鉛直方向への物質移動が起こりにくくなる。水温躍層下で生成された物質は水温躍層付近に蓄積されるが、成層がなくなると表層へ物質の拡散が起こり、湖水から大気中への逃散が起こる [吉田ら, 2009]。

溶存酸素濃度はすべての観測点で水深が増すほど高くなる傾向にあった。一般に水温と溶存酸素濃度には負の相関関係が見られる。本研究においても溶存酸素濃度と水温に負の相関関係が見られ、溶存酸素濃度が水中生物活動の制限要因となっていないことが考えられる。

溶存メタン濃度の鉛直分布には、季節変化が見られた (図 5)。水温躍層が形成された7~8月に棧橋及び滝之上どちらにおいても、表層の溶存メタン濃

表 1. 7月における溶存酸素濃度 (DO), 溶存メタン濃度 (CH_4), 溶存一酸化二窒素濃度 (N_2O), 硝酸塩 (NO_3^-), 亜硝酸塩 (NO_2^-) の分析結果。

	Depth (m)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	DO ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	CH_4 (nmol kg^{-1})	N_2O (nmol kg^{-1})	NO_3 ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	NO_2 ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)
L 01-15	0	23.7	291.1	17.0	15.7	13.5	0.19
	5	21.9	311.6	34.7	18.1	13.5	0.19
	10	21.2	327.7	32.5	18.3	13.5	0.16
	14	22.6	383.2	43.0	20.8	13.5	0.14
L 01-10	0	22.2	310.6	22.7	17.2	13.2	0.18
	5	20.6	320.5	26.6	16.4	13.5	0.19
	9	19.6	338.6	35.3	17.5	13.5	0.14
L 01-5	0	22.5	301.4	19.4	14.4	13.4	0.20
	4	21.3	313.2	25.4	16.8	13.7	0.19
L 06-10	0	22.6	303.0	18.7	12.7	13.6	0.21
	5	20.6	326.7	39.2	14.5	13.0	0.18
	9	19.9	323.2	26.1	14.7	13.5	0.16
T 01	0	23.4	294.7	11.8	15.6	11.3	0.18
	5	21.3	314.8	22.1	16.0	13.5	0.16
	10	20.1	329.5	50.1	17.1	13.5	0.16
	20	13.5	402.6	63.7	21.6	13.9	0.14
	27	12.7	433.8	55.6	22.0	14.3	0.12
T 02	0	23.6	298.4	11.0	14.6	13.4	0.20
	7	21.4	307.9	33.2	15.3	13.2	0.16
	14	15.5	395.4	59.7	19.5	14.1	0.14
T 03	0	24.0	287.4	11.7	13.7	13.3	0.16
	2	22.8	299.7	20.1	14.7	13.5	0.17

表 2. 8月における分析結果。表1と同様に示す。

	Depth (m)	Temp. (°C)	DO ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	CH ₄ (nmol kg^{-1})	N ₂ O (nmol kg^{-1})	NO ₃ ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	NO ₂ ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)
L 01-15	0	23.5	272.1	—	14.7	11.9	0.16
	5	22.8	282.6	32.3	14.7	11.7	0.14
	10	18.6	311.9	51.9	16.6	11.7	0.12
	14	14.9	379.4	53.8	20.9	12.1	0.20
L 01-10	0	23.6	189.8	18.6	15.6	11.8	0.16
	5	22.8	298.8	39.0	16.3	11.6	0.17
	9	18.3	351.7	51.9	18.9	11.8	0.15
L 01-5	0	22.8	274.0	19.4	15.1	11.7	0.21
	4	22.8	291.4	35.4	14.8	11.7	0.18
L 06-10	0	23.2	273.6	24.0	13.6	11.8	0.16
	5	22.6	295.7	37.4	15.1	11.6	0.14
	9	20.4	337.3	56.7	17.0	11.8	0.16
T 01	0	24.4	278.7	21.1	—	13.2	0.49
	5	23.9	270.8	21.3	14.5	13.0	0.15
	10	18.9	329.1	61.7	17.5	12.9	0.19
	20	11.6	410.9	100.2	21.6	12.7	0.17
	27	12.2	396.8	70.2	21.3	14.2	0.14
T 02	0	23.5	257.2	94.6	11.3	12.7	0.16
	7	21.0	323.9	49.9	14.0	12.8	0.17
	14	16.5	383.1	58.9	17.3	13.5	0.15
T 03	0	23.7	275.1	15.1	12.4	12.9	0.18
	2	23.6	267.9	18.4	12.8	13.0	0.17
P 23	0	23.6	221.9	17.6	10.2	11.6	0.19
	2	23.2	256.6	15.2	10.7	11.7	0.16
	4	24.2	250.9	15.4	10.4	11.7	0.14
P 20	0	23.3	248.1	15.8	10.1	11.6	0.18
	3	24.5	256.3	20.3	10.0	11.7	0.19
	6	24.4	200.9	15.6	10.1	11.6	0.14
P 01	0	22.8	264.4	15.7	10.7	11.3	0.20
	2	23.0	275.0	15.7	10.6	11.3	0.19

度より水温躍層下層から底層における溶存メタン濃度が高いことが観測された。そのため溶存メタンは湖底に蓄積した有機物由来であることが示唆される [吉田ら, 2009]。9月の棧橋では湖水の鉛直混合が起こることで水温躍層がなくなると、底層の溶存メタン濃度は低く、表層の溶存メタン濃度は高くなる。これは8月に湖底で生成されたメタンが水温躍層付近に蓄積し、水塊混合が起こり、水柱に広がったためである。9月の滝之上においてはまだ水温躍層が形成されているため底層の溶存メタン濃度のほうが高い。11月になると、溶存メタン濃度の鉛直的な濃度差はなくなりほぼ一様の分布になった。滝之上における溶存メタン濃度はどの月も棧橋及び温泉街よりも高い傾向にあり、棧橋と温泉街における溶存メタン濃度は温泉街のほうが低かった。滝之上は自然が豊富な環境であるため有機物の存在量が多く、有機物内の微小な還元環境において、メタン生成が起

こっていると考えられる [Rudd and Hamilton, 1978; Harrits and Hanson, 1980; Kankaala et al., 2006]。滝之上と棧橋及び温泉街のメタン濃度の差は湖底の有機物存在量が異なることが主な原因である可能性が高い。さらに棧橋と温泉街を比較しても栄養塩等の成分がほとんど同じであるため、温泉街がより人工的な湖底環境であり、棧橋付近と温泉街におけるメタン濃度の差も湖底環境に原因があると考えられる。

夏季にはすべての測点で栄養塩の減少があり、底層のメタン濃度が増加している。このことから溶存メタンは夏季における生物活動の結果で湖底に有機物が蓄積し、有機物内部の微小な還元環境で生成されていると考えられる。水深10mまでの滝之上と棧橋及び温泉街における溶存メタン濃度に差はないため、ウチダザリガニが活動することによって生じるメタンとの直接的な関係性は低く(図5)、洞爺湖

表 3. 9月における分析結果。表1と同様に示す。

	Depth (m)	Temp. (°C)	DO ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	CH ₄ (nmol kg^{-1})	N ₂ O (nmol kg^{-1})	NO ₃ ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	NO ₂ ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)
L 01-15	0	19.2	268.8	62.9	15.2	14.0	0.32
	5	19.0	266.2	38.0	13.8	12.3	0.15
	10	19.0	266.3	26.6	13.6	12.3	0.14
	14	17.8	297.5	46.4	14.6	12.9	0.17
L 01-10	0	19.7	265.1	40.6	13.1	12.3	0.17
	5	19.3	265.4	47.6	13.6	12.3	0.27
	9	19.4	267.5	23.4	12.6	12.2	0.14
L 01-5	0	19.2	264.2	47.0	13.0	12.3	0.21
	4	19.3	266.3	27.0	12.8	12.2	0.14
L 06-10	0	19.1	263.5	57.9	14.9	13.8	0.29
	5	19.5	267.8	27.8	13.5	12.2	0.16
	9	19.4	265.5	27.6	13.2	12.2	0.14
T 01	0	20.6	270.4	20.3	12.7	12.1	0.14
	5	19.9	271.4	25.3	11.7	12.6	0.27
	10	20.0	273.3	23.0	11.4	12.4	0.18
	20	11.0	373.5	151.2	18.0	13.9	0.11
	27	11.6	370.5	116.9	17.8	14.3	0.09
T 02	0	20.7	264.4	58.8	11.8	12.4	0.17
	7	19.9	271.2	23.0	11.2	12.3	0.15
	14	18.5	293.2	50.0	17.0	12.5	0.16
T 03	0	20.8	276.1	45.4	13.7	12.2	0.21
	2	20.5	269.4	30.3	13.4	12.4	0.16
P 23	0	19.8	266.4	28.8	13.8	12.3	0.18
	2	19.5	268.3	54.4	13.4	12.3	0.19
	4	19.9	268.1	25.1	13.5	12.3	0.19
P 20	0	19.5	271.8	24.8	14.0	12.6	0.27
	3	19.7	267.0	24.2	11.5	12.4	0.15
	6	19.5	268.2	29.5	11.2	12.3	0.18
P 01	0	20.4	274.1	45.4	15.6	12.2	0.18
	2	20.5	277.4	48.6	10.9	11.9	0.16

南岸におけるメタン生成はウチダザリガニの個体数よりも湖底の性質に依存していると示唆される。ウチダザリガニが直接メタン生成に関わっている可能性は低いと考えられるが、ウチダザリガニが活動することにより、湖底に堆積した有機物が攪拌されて水柱に拡散し、有機物内で生成されたメタンが水柱で放出される可能性がある。また、動物プランクトンの腸内や消化器官内の還元環境や浮遊粒子中でメタンが生成されており [de Angelis and Lee, 1994], 動物プランクトンが多く存在する水温躍層付近及び底層にてメタン濃度が高かった本研究において、動物プランクトン由来のメタン生成が行われている可能性も否定できない。これを明らかにするには今後動物プランクトン及びメタン同位体比測定による生成過程の解明が必要である。

メタンと同様にどの測点においても硝酸塩濃度は表層で低く、水温躍層下で高くなり、水温躍層がな

くなると底層から表層へ拡散する傾向が見られた。棧橋と温泉街における硝酸塩濃度に違いは見られなかった。滝之上 T 01 の底層において常に高い硝酸塩濃度が観測された一方、亜硝酸塩濃度は硝酸塩濃度と逆の傾向を示し、表層で高く、底層で低かった。季節的には棧橋における硝酸塩濃度は7月よりも8月に減少し、9月に増加しているため、8月がもっとも水中の生物活動が盛んである可能性が高い。

溶存一酸化二窒素濃度は溶存メタン濃度とはほぼ同様の季節変化を示し(図5), 溶存一酸化二窒素濃度は溶存酸素濃度と正の相関関係を示した(図6)。これらのことから水中においてメタンと同様の過程で一酸化二窒素の挙動があると考えられる。硝化過程にともなった一酸化二窒素の生成は、一酸化二窒素濃度と見かけの酸素消費量(AOU) [Elkins et al., 1978] は正の相関関係を示すことが多い [e.g. Yo-

表 4. 11 月における分析結果。表 1 と同様に示す。

	Depth (m)	Temp. (°C)	DO ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	CH ₄ (nmol kg^{-1})	N ₂ O (nmol kg^{-1})	NO ₃ ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	NO ₂ ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)
L 01-15	0	12.7	—	38.4	—	12.5	0.13
	5	12.5	—	22.0	16.2	12.4	0.14
	10	12.5	—	21.9	16.1	12.5	0.14
	14	12.7	—	21.4	—	12.4	0.14
L 01-10	0	12.4	—	29.8	15.6	12.4	0.14
	5	12.1	—	21.4	16.3	12.4	0.14
	9	12.4	—	21.5	16.5	12.7	0.14
L 01-5	0	12.5	—	24.7	16.4	12.6	0.14
	4	12.8	—	21.4	16.1	12.4	0.14
L 06-10	0	12.3	—	22.8	13.9	12.4	0.14
	5	12.5	—	22.7	14.4	12.5	0.14
	9	13.5	—	21.0	17.3	12.4	0.14
T 01	0	11.5	—	21.1	15.8	12.4	0.14
	5	12.1	—	22.0	15.8	12.4	0.14
	10	10.4	—	22.0	16.2	12.4	0.14
	20	10.4	—	45.4	18.1	12.8	0.12
	27	8.6	—	77.9	20.0	14.5	0.11
T 02	0	12.4	—	20.6	—	12.4	0.13
	7	12.2	—	23.9	15.5	12.4	0.14
	14	12.2	—	22.5	15.7	12.4	0.14
T 03	0	12.6	—	25.0	15.4	12.3	0.13
	2	12.5	—	24.3	15.7	12.4	0.14
P 23	0	12.2	—	50.1	15.9	12.4	0.14
	2	12.1	—	48.3	15.0	12.5	0.14
	4	12.3	—	55.8	—	12.3	0.14
P 20	0	12.3	—	35.9	14.8	12.5	0.15
	3	12.1	—	34.5	14.7	12.4	0.14
	6	12.3	—	39.2	15.1	12.4	0.14
P 01	0	12.2	—	21.7	12.4	12.5	0.15
	2	12.4	—	21.6	13.2	12.4	0.14

shinari, 1976; Robert et al, 1999] が、本研究においては一酸化二窒素濃度と見かけの酸素消費量は負の相関関係を示した。さらに、溶存一酸化二窒素濃度は溶存メタン濃度と正の相関関係を示したことから、メタンが湖底に蓄積した有機物内の微小な還元環境で生成されているとすれば、洞爺湖における一酸化二窒素はメタンと同様に湖底に蓄積した落葉、糞及び動植物の死骸等の有機物内の微小な還元環境において脱窒により生成されている可能性が高い。

滝之上において湖内動物プランクトン等の生物活動が活発な 8 月に底層の一酸化二窒素濃度と硝酸塩濃度は正の相関関係を示したが、多くのウチダザリガニの分布が確認されている棧橋及び温泉街温泉街において相関関係は見られなかった(図 7)。脱窒過程では硝酸塩を消費し、中間生成物として一酸化二窒素が生成される [Walter et al, 2006]。自然環境

に近い滝之上の硝酸塩濃度は高かったが (12.7-14.2 μM)、棧橋及び温泉街の硝酸塩濃度が滝之上より低い (11.3-12.1 μM) にも関わらず、一酸化二窒素濃度は滝之上とほぼ変わらない。このことからウチダザリガニが湖底に粒子状有機物等の微小な還元環境を作る要因になっていることが示唆される。さらにウチダザリガニが活動し、湖底を攪乱することにより蓄積したメタン及び一酸化二窒素の供給源やメタン及び一酸化二窒素がそのまま水柱に放出されてしまう可能性がある。

棧橋と温泉街における溶存酸素濃度、溶存メタン濃度、溶存一酸化二窒素濃度及び栄養塩の差はほとんど見られなかった。ウチダザリガニが温泉街付近で個体数を増加させているのは栄養塩よりも水温や湖底の構造などの物理的環境に依存している可能性がある。

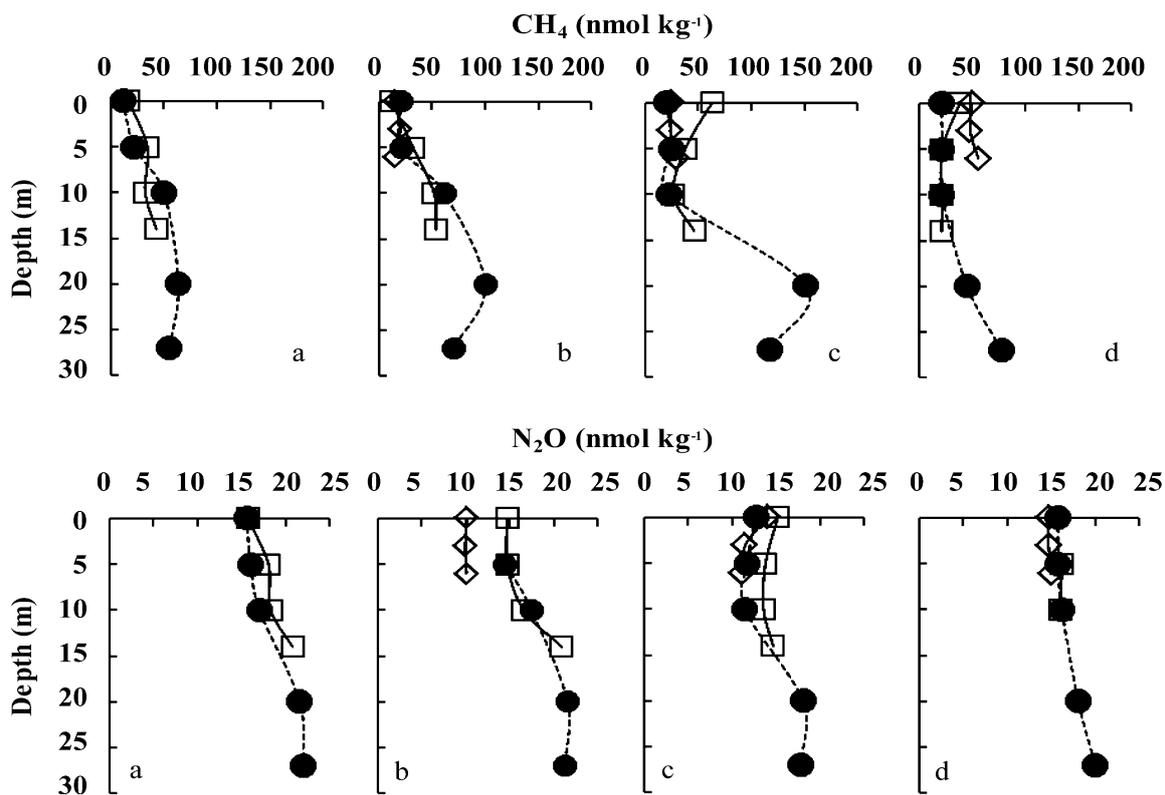


図5. 棧橋L 01-15 (□), 温泉街P 20 (◇), 滝之上T 01 (●)における (a) 7月, (b) 8月, (c) 9月, (d) 11月の溶存メタン濃度及び溶存一酸化二窒素濃度の鉛直分布。

ウチダザリガニの分布の拡大及び個体数の増加は確実に進行しており、特定区域調査の総防除数は2008年で406匹であったのに対し、2009年は3,221匹であった。ウチダザリガニは活動期に最大で1200m移動する個体もいる〔春口, 2010〕。分布拡大のスピードは想像がつかないほど早く、早急な対策が必要であろう。かご罠を用いた2008年の特定区域調査では総捕獲数が406匹であったが、2009年の特定区域調査では3,221匹まで増加した。分布拡大を阻止する方法として、強い誘因要因を用いてウチダザリガニを生息域内に留めておく方法がある。この方法を用いて現在ウチダザリガニが分布している棧橋及び温泉街にウチダザリガニを留めておけば、自然が豊かで有機物が豊富な環境に分布が拡大するよりも、メタン及び一酸化二窒素の生成が抑えられるであろう。そのため人工的な環境である棧橋及び温泉街に強い誘因要因を設置しウチダザリガニの分布拡大を阻止する方法は地球温暖化の面から考慮しても効果的な方法である。

個体数の増加を阻止するには棧橋及び温泉街にウチダザリガニを誘引するだけでなく、抱卵期における雌個体の防除や高密度生息域に捕獲圧をかける、または効果的な誘因要因と罠を合わせて設置す

るといった防除活動を行うことが必要である。さらに単位面積当たりのウチダザリガニ個体数調査等を行い、生息数を定量的に把握することによってより水環境とウチダザリガニの分布との関係が明らかになり、効率的な防除が可能になると考えられる。

洞爺湖は貧栄養湖で元より生物の少ない環境であり、湖水環境のわずかな変動・変化にも大きな影響を受けやすい環境である。外来種として洞爺湖に移入してきたウチダザリガニが今後、洞爺湖の環境を変化させる可能性があるため、ウチダザリガニの動態、メタン、一酸化二窒素及び栄養塩等の継続的な観測が必要である。近年、洞爺湖の中心に位置する中島においてエゾシカが過剰に繁殖しており、島の植生を攪乱させている。森林の低草を食料としているため土壌がむき出しになり、栄養塩を湖に供給する可能性が高い。今後の洞爺湖における水環境変動・変化において重要な要因となり得る。また、湖底堆積物の性質が水中の性質を決定する大きな要因となるため〔Dzyuban, 2003; Martin et al., 1997〕、湖底堆積物及び有機物の分析を行うことで洞爺湖における水環境の詳細が明らかになるだろう。さらに、メタン安定同位体 ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CH}_4}$) 及び一酸化二窒素安定同位体 ($\delta^{15}\text{N}_2\text{O}$) の分析を行うことで生成されたメ

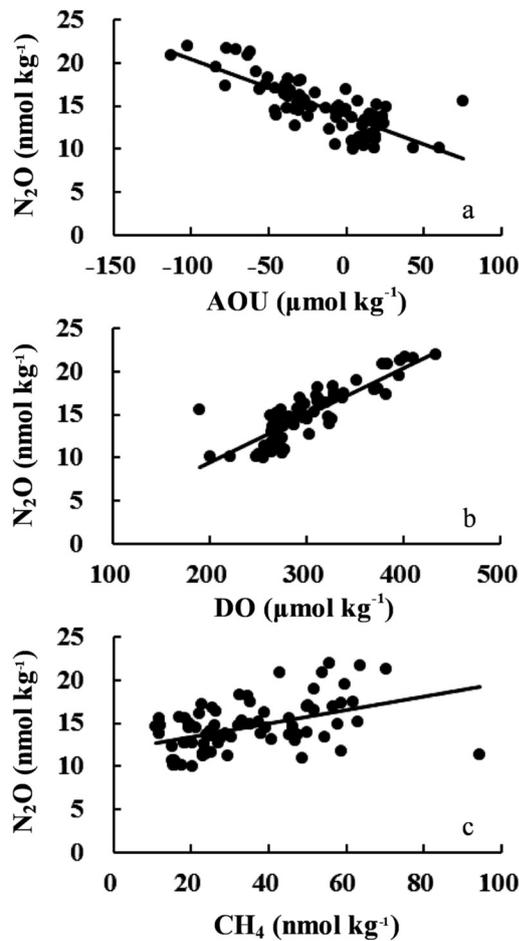


図6. 溶存一酸化二窒素濃度と (a) 見かけの酸素消費量, (b) 溶存酸素濃度, 及び (c) 溶存メタン濃度との関係。

タン及び一酸化二窒素の起源が明らかになるだろう。

本研究において、滝之上の深層 (20-27 m) 付近の水塊の分析結果が他の水塊と大きく異なっていた。

この要因について棧橋付近においても岸沖方向に水深 30 m の水塊を採水し分析するか、もしくは水塊流動を知るために流速等の物理的要因も視野に入れて観測するべきである。

ウチダザリガニの分布と水環境に関係が発見できれば同種の分布拡大問題にも貢献できる。今後も継続的に観測を続け、ウチダザリガニと水環境の関係性を探求することが重要である。

謝 辞

UW クリーンレイク洞爺湖山本勲様には観測の際、観測や宿泊に関するあらゆる面でサポートして頂きました。心より感謝申し上げます。

生命環境学科臨時職員として勤務されていた森本陽子様には分析においてご助言頂きました。心より感謝申し上げます。

環境地球化学研究室の先輩である今井翔さん、窪田千穂さんには本年度の観測や分析の際、ご助言や手助けを頂きました。心より感謝申し上げます。

同研究室の皆様には観測と分析の際多大なご協力を頂きました。心より感謝申し上げます。

本稿の改訂に際し貴重なコメントを頂きました2名の校閲者に感謝申し上げます。

参考文献

- de Angelis, M.A., and C. Lee (1994), Methane production during zooplankton grazing on marine phytoplankton, *Limnol. Oceanogr.*, 39(6), 1,298-1,308.
- Dzyuban, A.N. (2003), Role of Methane Cycling in Organic Matter Turnover in Different Types of Lakes, *Water Res.*, 30(4), 413-421.
- Elkins, J.W., Wofsy S.C., McElroy M.B., Kolb S.E.

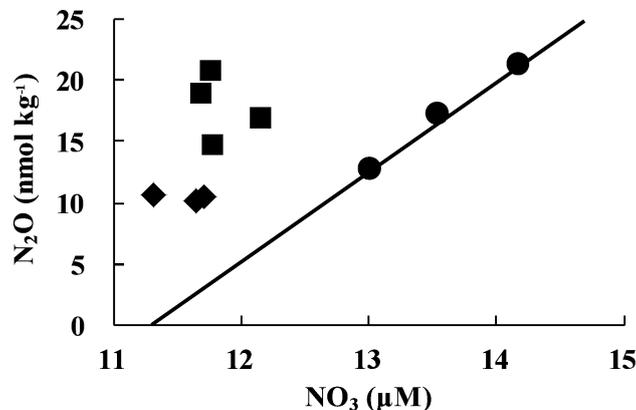


図7. 8月における溶存一酸化二窒素濃度と棧橋 (■), 温泉街 (◆) 及び滝之上 (●) 底層の硝酸塩との関係。

- and Kaplam W.A., (1978), Aquatic sources and sinks for nitrous oxide, *Nature*, 275, 602-606
- Harrits, S.M., and R.S. Hanson (1980), Stratification of aerobic methaneoxidizing organisms in Lake Mendota, Madison, Wisconsin, *Limnol. Oceanogr.*, 25, 412-421.
- 春口洋貴 (2010), 洞爺湖における特定外来生物ウチダザリガニ (*Pacifastacus leniusculus*) の効果的なモニタリング調査と分布拡大防止手法の確立, 酪農学園大学環境システム学部生命環境学科卒業論文.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2007), Summary for Policymakers, *Climate Change 2007: The physical Science Basis*, edited by Solomon, S. et al., Cambridge Univ. Press, New York.
- Kankaala, P., J. Huotari, E. Peltomaa, T. Saloranta, and A. Ojala (2006), Methanotrophic activity in relation to methane efflux and total heterotrophic bacterial production in a stratified, humic, boreal lake, *Limnol. Oceanogr.*, 51, 1,195-1,204.
- 環境省 (2007), 第三次生物多様性国家戦略, 東京.
- 気象庁 (1999), 海洋観測指針 第1部, edited by 気象庁, 48-97, 財団法人 気象業務支援センター, 東京.
- Martin, M., G. Rene, Achter and B. Wehrli (1997), Sources and sinks of nitrous oxide (N₂O) in deep lakes, *Biogeochem.*, 38, 281-301.
- 村上興正, 石井信夫, 池田 透, 常田邦彦, 山田文雄 (2006), 日本と諸外国における外来種問題とその対策——現状と課題, *哺乳類科学会誌*, 46 (1), 69-74.
- 大久保貴博 (2009), 洞爺湖における外来生物ウチダザリガニ (*Pacifastacus leniusculus*) 分布把握と効果的なモニタリング手法の確立, 酪農学園大学環境システム学部生命環境学科卒業論文.
- Robert, C. Upstill-Goddard, J. Barnes, N.J.P. Owens (1999), Nitrous oxide and methane during 1994 SW monsoon in the Arabian Sea/northwestern Indian Ocean, *J. Geophys. Res.*, 104, 30,067-30,084.
- Rudd, J.W.M., and R.D. Hamilton (1978), Methane cycling in a eutrophic shield lake and its effects on whole lake metabolism, *Limnol. Oceanogr.*, 23, 337-348.
- Walter, S., H.W. Bange1, U. Breitenbach, and D. W.R. Wallace (2006), Nitrous oxide in the North Atlantic Ocean, *Biogeosci.*, 3, 607-619.
- Yoshida, O., H.Y. Inoue, S. Watanabe, S. Noriki and M. Wakatsuchi (2004), Methane in the western part of the Sea of Okhotsk in 1998-2000, *J. Geophys. Res.*, 109, C09S12.
- 吉田 磨, 林えれな, 吉田剛司, 加藤康大, 室田欣弘, (2009), 洞爺湖及び流出河川におけるメタンの分析, *J. Rakuno Gakuen Univ.*, 34 (1), 47-68.
- Yoshinari, T., (1976), Nitrous oxide in the sea, *Mar. Chem.*, 4, 189-202.

Abstract

Global warming affects the natural environment and changes biodiversity. The spread of alien species is another problem that threatens biodiversity. In 2005, the signal crayfish, which is an invasive alien species, was found in Lake Toya. Since then, its distribution has expanded, and the population has also increased. We investigated how the signal crayfish influences the oligotrophic water in Lake Toya and how we can solve this problem when also considering the effect of greenhouse gases. Dissolved methane (CH₄) is produced in the environment of the anaerobic organism at the hypolimnion. Therefore, methane production is considered to depend on the sediment at the bottom of the lake. Dissolved nitrous dioxide (N₂O) correlates with dissolved oxygen, and it is produced by denitrification. A richer organic environment enhances methane production, so placing strong incentives such as bait should be an effective way to stop the spread of the signal crayfish.