

6 研究活動報告

環境科学国際センターでは様々な調査研究活動を実施している。それらの成果については積極的に発表し、行政、県民、学会等での活用に供している。学術的な価値のあるものについては論文にまとめて学術誌へ投稿することにより発表しているが、それ以外にも比較的まとまった成果は多い。ここではこれらの調査研究成果のうち、論文や種々の報告書に掲載されていないものを紹介する。今号では、当センターの自主的な研究課題として設定し、研究活動を実施しているもののうち、平成28年度までに終期を迎えた課題のほか、平成29年度に取りまとめた成果や情報について報告する。

6.1 研究報告

生態圏をモデルとした放射性物質の分布及び移行に関する研究
山崎俊樹、伊藤武夫、茂木守、米持真一、三輪誠、梅沢夏実、嶋田知英、白石英孝、高瀬冴子、坂田脩、長島典夫、三宅定明

6.2 資料

埼玉県の荒川および中川の汽水域における集魚灯調査で確認された魚類の生態特性 金澤光
埼玉県内河川における藻類濃度の実態及び河床勾配との関係 柿本貴志、池田和弘、見島伊織、渡邊圭司

[研究報告]

生態園をモデルとした放射性物質の分布及び移行に関する研究

山崎俊樹 伊藤武夫 茂木守 米持真一 三輪誠 梅沢夏実 嶋田知英 白石英孝

高瀬冴子* 坂田脩* 長島典夫* 三宅定明*

要 旨

平成23年3月の東日本大震災に伴う津波により、東京電力福島第一原子力発電所の事故が発生した。原子炉施設から排出された放射性物質は大気により拡散輸送され、本県の一部地域もその影響を受けた。本研究では、環境科学国際センター生態園をモデルとし、環境中の多媒体における放射性物質（主にセシウム137）の分布、移行、蓄積等の実態把握を目的に調査を行った。その結果、セシウム137は表層土壌にとどまっており、地下へは浸透しにくいことが分かった。土壌から農作物への移行は少なかった。池底質濃度は土壌に近い値を示した。生物では、水生動物で濃度が高い傾向が見られた。

キーワード：福島第一原子力発電所事故、放射性セシウム、放射能、環境動態

1 はじめに

平成23年3月の東日本大震災に伴う津波により、東京電力福島第一原子力発電所の事故（以下「事故」とする）が発生した¹⁾。原子炉施設から排出された人工放射性物質はプルームとして大気へ放出され、風によって拡散された。放射性プルームは乾性沈着又は降雨による湿性沈着により、大気から地表面へ沈着し、広範囲に渡る放射能汚染を引き起こした。原子力発電所から約200km離れた埼玉県においても、その影響を受けた²⁾ (図1)。

放射性物質は今後、①地表面から地下への浸透、②放射性物質を吸着した土砂の河川・湖沼への移動、③森林・農作物・動植物への移行など、様々な経路で環境中を移動すると推測される。放射性物質の環境動態に関する研究は様々な

機関で精力的に行われており⁴⁻⁶⁾、埼玉県においても、吉田らが県内における放射性物質調査を行っている⁷⁻⁹⁾。

事故で放出された主要な人工放射性核種は、ヨウ素131、セシウム134、セシウム137である。このうち、ヨウ素131は半減期（放射能の強さが半分になる時間）が約8日と短半減期核種であり¹⁰⁾、現在では事故由来のものはほとんど残っていないと考えられる。セシウム134及び137の半減期はそれぞれ約2年及び約30年であり¹⁰⁾、セシウム137は長期に渡り環境中に残留すると予想される (図2)。

環境科学国際センター生態園は約2.2haの敷地を有しており、利用形態の異なる土壌や水環境など、多様な媒体が存在する。また、環境の人為的攪乱が比較的少なく、媒体ごとの放射性物質の蓄積状況が事故当時から大きく変化していないと考えられ、事故後の放射性物質の実態及び将来的な動態予測に適していると考えられる。そこで本研究では、当センター

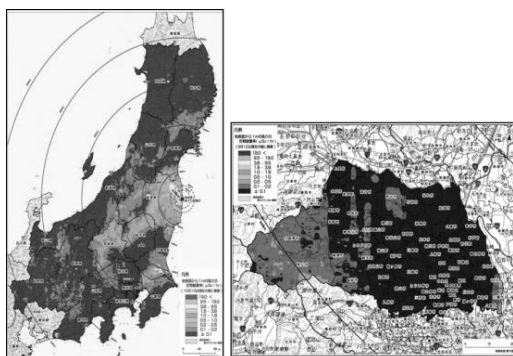


図1 文部科学省による空間放射線量調査 (平成23年11月調査³⁾)

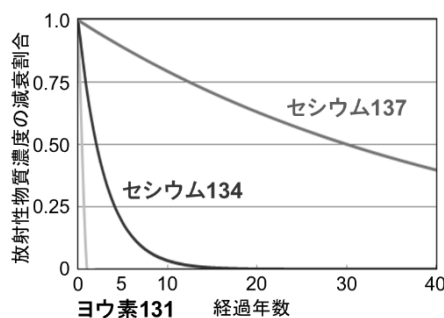


図2 人工放射性物質の半減期

の生態園において、土壌や動植物など環境中での放射性物質の移動に関与すると考えられる各種媒体の放射性物質濃度を調査し、環境中での放射性物質の濃度分布や移行、蓄積状況等の実態を把握することを目的とした。

2 方法

2.1 調査地点及び調査期間

調査は当センター敷地内の研究用生態園で行った。生態園の概要を図3に示す。調査期間は平成26～29年までの4年間とし、環境中で放射性物質の移動に関与する媒体について調査を行った。

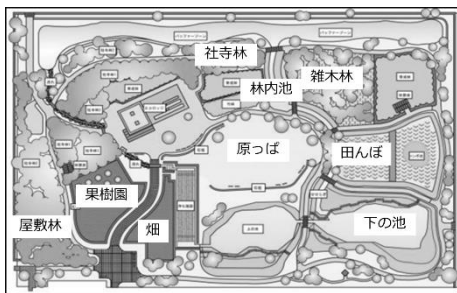


図3 調査地点 (生態園)

2.2 対象試料及び採取方法

放射性物質の移動媒体となる、土壌（草地（果樹園、原っぱ）、林地（社寺林、雑木林、屋敷林）、農用地（畑、田んぼ）、池水及び底質（下の池入口、下の池出口、林内池）、農作物（ゆず、柿、米、サトイモ）、動植物（アブラゼミ、へび、ザリガニ、ウシガエル、ヒシ、マツモ）を対象試料とした。

土壌は採土管（大紀理化工業、DIK-110C）を用いてアクリルチューブにコア状に採取した。その後、草地及び林地では深度方向0～1、1～2、2～5、5～20cmごとに、農用地では0～5、5～20cmごとに切り分け、105℃で乾燥し、2mmメッシュのふるいを通過したものを分析に供した。

池水はひしゃくを用いて下の池の水を100L採取し、蒸発濃縮した。底質はひしゃくを用いて採取した後、土壌と同様に、乾燥、ふるい分けを行った。農作物は、柿及びゆずは事故以前から植樹されている試料を対象とし、毎年果実を採取した。サトイモ及び米は、生態園内で栽培したものを毎年採取した。動植物は、生態園内に生息している試料を毎年採取した。それぞれ電磁炉で灰化を行い、分析に供した。池水の蒸発濃縮、農作物や動植物の灰化は、衛生研究所で行った。

2.3 Ge半導体検出器による放射性物質濃度測定

前処理を行った試料について、ゲルマニウム半導体検出器（ミリオンテクノロジー・キャンベラ、GC2520、GC1518及びGC2018）によるガンマ線スペクトロメトリーを行い、試料中の放射性物質濃度を定量した。測定は、文部科学省が制定した

「放射能測定法シリーズNo.7」に準拠した¹¹⁾。対象放射性物質は、セシウム134（定量ピーク 796keV）及びセシウム137（定量ピーク 662keV）、参考として自然放射性物質のカリウム40（定量ピーク 1460keV）とした。なお、本報告ではセシウム137を中心に報告する。

2.4 土壌中のセシウムの化学的存在形態の把握

土壌中の放射性セシウムの地下浸透や移行に関する知見を得るため、化学的存在形態の把握を行った。

前処理を行った土壌に、0.1mol/Lの塩化セシウム（安定同位体のセシウム133、以下「安定セシウム」とする）溶液を、土壌中の安定セシウム量が10 µg/gになるように添加した。乾燥後、よく混ぜて均一にしたものを、次の逐次化学抽出試験及び土壌風化試験に供した。

逐次化学抽出試験及び風化試験の概要を図4に、抽出条件及びセシウムの化学的存在形態を表1に示した。安定セシウムを添加した土壌に抽出溶媒を加え、200回/分で振とうを行った。その後、3000rpmで20分間遠心分離を行い、孔径0.45 µmのメンブレンフィルターでろ過した。ろ液をICP/MS（Perkin Elmer、ELAN6100DRC）で分析し、抽出された安定セシウムを定量した。いずれの抽出溶媒にも抽出されなかった形態を固定態とした。

風化実験については、土壌試料を40℃の恒温湿潤条件において実施した。一定期間ごとに土壌を取り分け、逐次化学抽出試験を行い、安定セシウムの存在形態の経時変化を調べた。

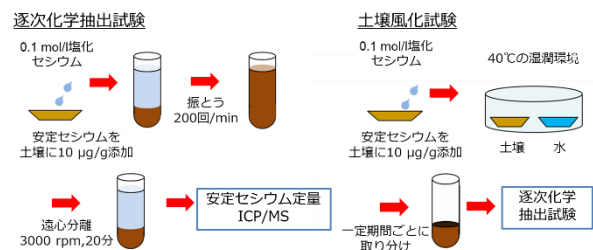


図4 逐次化学抽出試験及び土壌風化試験概要

表1 逐次化学抽出条件及びセシウムの化学的存在形態

段階	抽出溶媒	振とう時間	化学的存在形態 (抽出画分)	移動性
1	純水20 ml	6 h	水溶形態	↑高 ↓低
2	0.5 M塩化カリウム溶液25 ml	4 h	イオン交換態	
4	0.11 M酢酸溶液25 ml	16 h	酸可溶態	
5	0.2 Mシュウ酸-シュウ酸 アンモニウム混合溶液25 ml	4 h (暗所)	鉄酸化物態	
			固定態	

3 結果と考察

3.1 土壌中のセシウム137濃度

土壌中のセシウム137濃度の分布を図5に示す。環境中における放射性セシウムは、主に土壌表層0～5cmに大部分がと

どまっていることが分かった。草地（果樹園及び原っぱ）や林地の下層5～20cmの濃度は、表層に比べてはるかに低かった。畑や田んぼは、原っぱや社寺林、雑木林より、上層0～5cmの濃度に対する下層5～20cmの濃度の割合が大きかった。これは、耕作の影響により表層の土壌が下層へ移動したことによると考えられる。果樹園及び原っぱでは、表層0～1cm、1～2cm及び2～5cmの濃度に大きな差はなく、今後も表層部にとどまることが予想される。

林地は樹木からの落葉によって、表層土壌がリター層（落葉層）に覆われており、リター層からの移行によって、表層土壌0～1cmの濃度は草地と比較して高い傾向を示した。また、経年変化をみると、下層1～2cm、2～5cmの濃度についてわずかに上昇傾向が見られた。

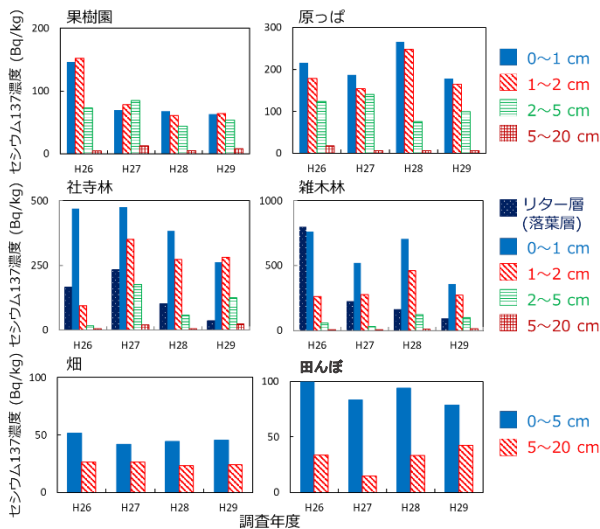


図5 土壌中のセシウム137濃度分布

3.2 土壌中の安定セシウムの化学的存在形態

土壌中のセシウムの蓄積や、地下への移行は、リター層の有無や、降雨の影響、土質の違いが影響すると考えられる。安定セシウムを用いた逐次化学抽出試験の結果を図6に示す。水溶出態の溶出割合は、果樹園、社寺林ともに、全体の1%以下であった。この結果から、降雨による地下浸透の影響は極めて小さいことが推察される。また、環境中を比較的移動しやすいと考えられるイオン交換態の割合は、35～56%と比較的大きく、果樹園よりも社寺林の方が高い割合だった。また土壌深度による化学的存在形態の差はほとんど見られなかった。

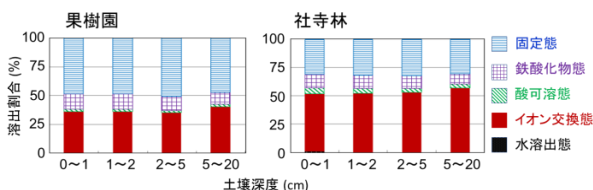


図6 逐次化学抽出試験結果

次に、土壌風化実験の結果を図7に示す。果樹園の表層土壌では、風化によると考えられるイオン交換態の減少傾向と、相対的な固定態の増加傾向が見られるが、その進行は遅く、風化実験開始から6週間後まで大きな変化は見られなかった。一方社寺林の表層土壌は、風化実験開始から12週間経過した段階でも、各形態にほとんど変化が見られなかった。下層土壌を見ると、果樹園では、風化実験開始から4週間経過した段階で、イオン交換態割合が47%から11%まで急激に低下した。ほかにも、水溶出態、酸可溶態、鉄酸化物態の割合が減少し、固定態の増加が確認された。風化実験開始から12週間後には、固定態の割合が約90%であった。社寺林の下層土壌においても、イオン交換態の割合の減少と固定態の増加が確認されたが、その速度は果樹園と比較して緩やかであった。風化実験開始から12週間経過した段階でも、イオン交換態は約20%残存し、酸可溶態、鉄酸化物態の割合に大きな減少は見られなかった。

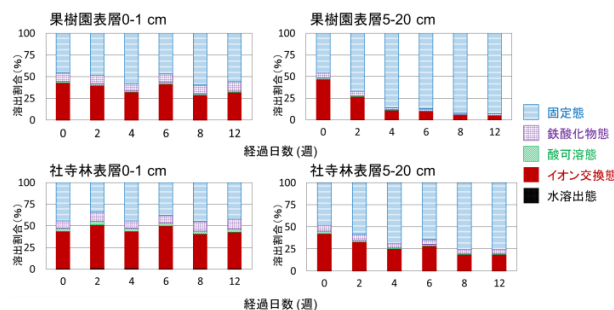


図7 土壌風化試験結果

イオン交換態の割合は、土壌の有機物含量及び土質（砂、シルト等）の影響を受けると考えられる。果樹園と社寺林との傾向の違いを明らかにするために、土壌中の粒径分布測定及び強熱減量分析を行った。その結果、粒径分布には、果樹園と社寺林に大きな違いは見られなかった。また、強熱減量分析では、果樹園については各深度で同程度の小さな値を示したのに対し、社寺林では地表面で大きく、下層ほど小さな値であった（表2）。この結果から、イオン交換態から固定態への変化は、有機物含量によって進行速度が異なることが示唆された。したがって、果樹園と林地における地下浸透の傾向の違いは、有機物による影響が大きいものと推測される。

表2 土壌の強熱減量割合

果樹園	強熱減量 (%)	社寺林	強熱減量 (%)
0～1 cm	9	リター層	81
1～2 cm	7	0～1 cm	35
2～5 cm	6	1～2 cm	29
5～20 cm	5	2～5 cm	20
		5～20 cm	18

3.3 農作物中のセシウム137濃度

農作物中のセシウム137濃度の測定結果を図8に示す。全体の傾向として、農作物は土壌の表層0～5cmよりも、また厚生

労働省が食品中の基準値として定めている値である100 Bq/kg¹²⁾よりもはるかに低い値であった。また、ゆず及び玄米は減衰傾向が見られるが、柿及びサトイモは濃度変化があまり見られなかった。

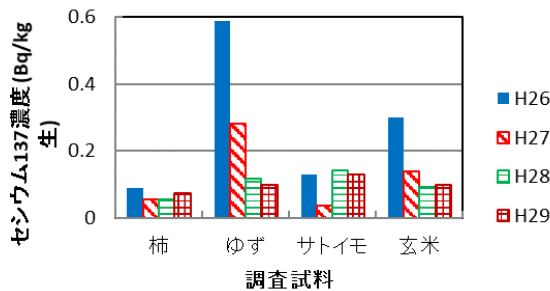


図8 農作物中のセシウム137濃度の経年変化

土壌から農作物への移行の評価の指標として、移行係数がある。移行係数は土壌中の放射性物質濃度 (Bq/kg) に対する農作物中の濃度 (Bq/kg) として次式で評価される

$$\text{農作物への移行係数} = \frac{\text{農作物中のセシウム137濃度 (Bq/kg)}}{\text{土壌中のセシウム137濃度 (Bq/kg)}}$$

土壌0~20cm中のセシウム137が農作物へ移行すると仮定して、土壌からの移行係数の算出結果を表3に示す。

表3 土壌-農作物の移行係数 (H26~29)

試料	移行係数
柿	0.0020~0.0038
ゆず	0.0051~0.024
サトイモ	0.0013~0.0041
玄米	0.0021~0.062

農作物への移行係数は、農林水産省¹³⁾や田上¹⁴⁾が過去に報告している値とおおむね一致していた。ゆずは報告値よりも高い値を示したが、年数が経つにつれて移行係数は報告値に近くなっていくと予想される。

柿及びゆずは果樹園に植樹されているが、ゆずの濃度は柿よりも明らかに高かった。この理由としては、事故当時セシウムが直接沈着した際、常緑樹であるゆずについては枝葉から吸収され、樹体内、果実へ移行したことにより、高い値を示した可能性があると考えられる。これに対し柿は落葉樹であるため、直接沈着の際には落葉しており、セシウムの吸収が比較的少なかった可能性がある。また、経根吸収の寄与は、化学的存在形態の分析結果によれば、小さいと考えられる。

3.4 水環境中のセシウム137濃度

池水、底質中のセシウム137の濃度を図9に示す。池水は0.0046~0.0068Bq/Lと、極めて低濃度だった。底質は93~290Bq/kgであり、おおむね土壌表層0~5cmの濃度に近い値であった。

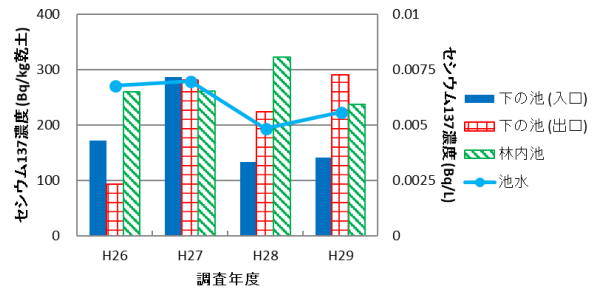


図9 池水、底質のセシウム137濃度

底質の濃度に大きな変化は見られないが、長期的には、水の流れや土砂の流入によって、底質の濃度分布が変化することが予想される。コアサンプラーを用いて底質をコア状に採取し、深度方向ごとに切り分け、セシウム137濃度の深度分布を調査した。調査地点及び結果を図10に示す。地点Aでは、高濃度の底質が下方へ移動しており、土砂の流入や攪乱による影響が推測される。地点Bでは、表層部の濃度が高かった。

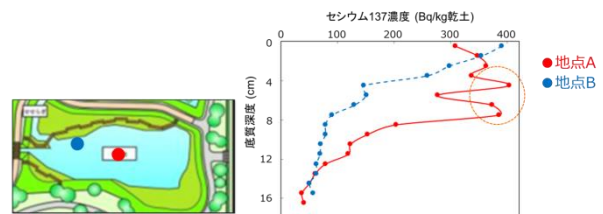


図10 底質コア調査地点とセシウム137深度分布

続いて、動植物中のセシウム137濃度を図11に示す。全体の傾向としては、ザリガニやウシガエルなどの水生動物は、陸生

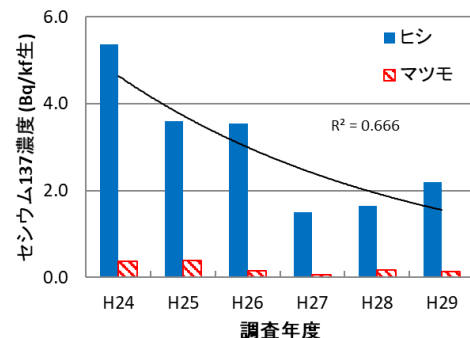
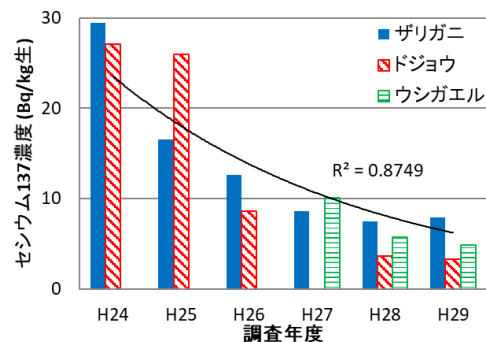


図11 動植物中のセシウム137濃度 (H24~H25は衛生研究所が調査^{8,15)})

動物（アブラゼミ：0.16～0.32Bq/kg生、ヘビ：2.5～4.9Bq/kg生）と比較してやや高い値を示した。また、濃度はおおむね指数関数的に減少しており、長期に渡り低濃度で漸減すると考えられる。

池水から水生生物への移行の評価として、濃縮係数を求めた。濃縮係数の算出には次式を用いた。試料の濃縮係数を表4に示す。

$$\text{水生生物の濃縮係数} = \frac{\text{水生生物中のセシウム137濃度 (Bq/kg)}}{\text{池水中のセシウム137濃度 (Bq/kg)}}$$

表4 池水-水生生物の濃縮係数

試料	濃縮係数
ザリガニ	1200～1910
ドジョウ	589～1270
ウシガエル(生体)	84.6～4330
ヒシ	214～522
マツモ	9.29～36.6

水生動物は水生植物よりも高い傾向が見られた。また、動物は淡水魚に対する濃縮係数として用いられている報告値¹⁶⁾（濃縮係数：400～15000）の範囲であった。

4 まとめ

平成26年から29年にかけて、生態園で放射性セシウムの濃度分布、蓄積状況及び移行について調査を行った。放射性セシウムは主に土壌表層0～5cmに蓄積されていた。蓄積状況及び移行は土地の利用形態によって異なるが、今後も地表面への蓄積、保持が継続し、他媒体への移行は小さいことが予想される。

農作物中の放射性セシウム濃度は、表層土壌0～5cmの濃度と比較してはるかに低い値であった。土壌から農作物への移行は小さいこと、樹木では事故当時の直接沈着による影響が樹種によって異なると予想された。また、濃度は低濃度で漸減していた。

池水中の放射性セシウム濃度は、底質よりも極めて低濃度だった。底質の濃度はおおむね土壌の表層0～5cmの濃度に近い値であり、長期的には水の流れや土砂の流入、堆積、その他の攪乱の影響により、分布状況に変化が見られることが

予想された。また、水生生物の濃度は、動物が比較的高く、池水や底質から影響を受けていることが示唆された。濃度はおおむね指数関数的に減衰しており、長期に渡り低濃度で漸減すると考えられる。

文 献

- 1) 東京電力株式会社 (2012) 福島原子力事故調査報告, 2012年6月20日.
(http://www.tepco.co.jp/cc/press/2012/1205628_1834.html)
- 2) 埼玉県 (2012) 平成24年度埼玉県環境白書.
- 3) 文部科学省 (2011) 航空機モニタリング結果.
- 4) 山口紀子, 高田裕介, 林健太郎, 石川覚, 倉俣正人, 江口定夫, 吉川省子, 坂口敦, 朝田景, 和穎朗太, 牧野知之, 赤羽幾子, 平館俊太郎 (2012) 農業環境技術研究所報告, 31, 75-129.
- 5) 国立環境研究所 (2013) 東日本大震災後の災害環境研究の成果. (http://www.nies.go.jp/fukushima/pdf/saigaikenkyu_all.pdf)
- 6) 市川有二郎, 井上智博, 内藤季和, 田中勉, 高橋良彦 (2015) *RADIOISOTOPES*, 64, 521-533.
- 7) 吉田栄充, 長浜善行, 竹熊美貴子, 浦辺研一, 三宅定明, 柴田穰, 野本かほる, 高野真理子 (2012) 埼玉県衛生研究所報, 46, 87-90.
- 8) 長浜善行, 吉田栄充, 竹熊美貴子, 三宅定明, 野本かほる, 高野真理子, 嶋田知英 (2013) 第50回アイントープ・放射線研究発表会要旨集, 162.
- 9) 長浜善行, 高瀬冴子, 吉田栄充, 三宅定明 (2014) 埼玉県衛生研究所報, 48, 78-80.
- 10) 日本アイントープ協会 (2011) 第11版アイントープ手帳.
- 11) 文部科学省 (1992) 放射能測定法シリーズNo.7.
- 12) 厚生労働省医薬食品局食品安全部 (2012) 基準値の設定について, 2012年3月30日.
(http://www.mhlw.go.jp/shinsai_jouhou/dl/leaflet_120329.pdf)
- 13) 農林水産省 (2011) 農地土壌中の放射性セシウムの野菜類と果実類への移行について, 2011年5月27日.
(<http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/nouan/110527.html>)
- 14) 田上恵子 (2012) *RADIOISOTOPES*, 61, 267-279.
- 15) 三宅定明, 長浜善行, 高瀬冴子, 吉田栄充, 高野真理子, 佐竹健太, 嶋田知英, 細野繁雄 (2015) 第52回アイントープ・放射線研究発表会要旨集, 137.
- 16) 高度情報科学技術研究機構 (2004) 放射性核種の生物濃縮.

Study on the environmental behavior of radioactive materials in an ecological garden

**Toshiki YAMAZAKI, Takeo ITO, Mamoru MOTEGI, Shinichi YONEMOCHI, Natsumi UMEZAWA,
Tomohide SHIMADA, Hidetaka SHIRAISHI, Saeko TAKASE, Osamu SAKATA,
Norio NAGASHIMA and Sadaaki MIYAKE**

Abstract

Radioactive materials released into the atmosphere by the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in March 2011 have since been transported to the Kanto Plain by advection and diffusion, where they have been deposited as fallout. Radioactive cesium in particular has reached a high concentration in some areas of the plain. Radioactive cesium in fallout is distributed, transported, and accumulated in various environmental substances. Therefore, the transport characteristics of cesium need to be evaluated. An ecological garden has been constructed at our research center in Kazo City as a model of a relatively closed ecosystem environment. In this study, we investigated concentrations of radioactive materials, especially radioactive cesium-137, in the soil, water, and biota in the ecological garden to clarify environmental behaviors. As a result, cesium-137 had been stored upper surface soil and hardly sink into the ground. The transition of cesium-137 from soil to crops was little. The concentrations of pond sediment were much the same as that of surface soil. The concentrations of aquatic animals were higher than those of other animals.

Key words: Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, radioactive cesium, radioactivity, environmental behavior

[資料]

埼玉県の荒川および中川の汽水域における 集魚灯調査で確認された魚類の生態特性

金澤光

1 はじめに

本県は内水面県であるが、標高2,000mを超える河川の流域から海拔0mまでの流域があり、多様な水環境が存在する。荒川水系の荒川は流路延長173kmの1級河川で河口から35km上流に秋ヶ瀬取水堰があり、潮汐の影響を受ける汽水域である。本県の荒川の汽水域は河口から上流20kmの新芝川合流から上流35kmの堰までの15kmになる。利根川水系の中川は流路延長81kmの1級河川で、防潮堤などの河川横断物はなく、海と川を行き来する通し回遊魚¹⁾が東京湾から遡上する²⁾。本県に生息する魚類は22科71種で、このうち通し回遊魚は9科19種である²⁾。これら通し回遊魚は、川に遡上し産卵する遡河回遊魚(サケなど)、川で生まれて海に下り、再び川に遡上する両側回遊魚(アユなど)、海に下り産卵する降河回遊魚(ウナギなど)がいる。この他に周縁性淡水魚の汽水性淡水魚(クルマサヨリなど)と偶来性淡水魚¹⁾(ボラなど)が生息し、これらの種は本県の汽水域では生態が不明なものが多い。

ウナギ科ニホンウナギ(*Anguilla japonica*)は、国のレッドデータブック最新版では絶滅危惧 I B類とされている³⁾。産卵場であるマリアナ海溝で捕獲された13個体すべてにおいて汽水履歴が確認され、さらに9個体は淡水履歴があったことから、河川に遡上する個体が産卵に大きく寄与していることが確認されている⁴⁾。さらに、本種は天然資源に依存しており、県内の生息数も減少していること²⁾から、埼玉県レッドデータブック動物編2018(第4版)(以下:RDB2018)⁵⁾において準絶滅危惧に新たに追加された。ニホンウナギの稚魚であるシラスウナギは、1954年に松伏町大落古利根川(旧北葛飾郡松伏領村古利根用水)にて、3月26日7,590尾345匁(1,294g)、3月29日1,900尾100匁(357g)の採集記録がある⁶⁾。最近では、金澤らが1988年から1990年に3年続けて志木市秋ヶ瀬取水堰魚道内にて12個体のシラスウナギ(全長6cmの透明個体)を確認している⁷⁾。

サヨリ科クルマサヨリ(*Hyporhamphus intermedius*)は、国のレッドデータブックでは準絶滅危惧(NT)とされている¹⁾。荒川では1960年代による確認から約50年ぶりの2009年と2012年に確認された^{8,9)}が、本県の河川に遡上する理由が定かではない

ことからRDB2018ではリストから削除された⁵⁾。

本県河川における汽水域性の回遊魚については、著者が2012年から2014年までの3年間荒川水系と利根川水系でアユ、マルタ、ワカサギ、クルマサヨリ、ハゼ類などの遡上時期や産卵などを報告した^{2,9-11)}。しかしながら、日中の調査では確認できない種もいるため、それらに関する知見がない。

そこで本研究では県内河川の潮位変化によって海水が流入・混在する地点において日没後に集魚灯を用いた調査を実施し、複数種の魚類を確認したほか、特にニホンウナギとクルマサヨリについて幾つかの知見を得たので、その概要を報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

2016年12月30日から2018年3月30日。

2.2 調査地点

調査地点は荒川の河口から上流約30km地点(和光市新倉)の右岸および左岸と、中川の河口から上流約30km地点(吉川市共保)の左岸とした(図1)。

荒川では同じ時間帯でも右岸と左岸では水の濁り具合と水温に差があった。右岸は冬期に水温が8℃以下であり水の濁りはないが、左岸は冬期に水温が8℃以上と高く(表1)、常時水に濁りが確認された。このため、水面での魚類の確認や、水中映像で細かい浮遊物が多く魚類を確認しにくいことを考慮し、右岸では2016年12月30日、2017年2月11日、同5月14日、2018年1月1日の4回のみ調査を実施し、それ以外は機材が搬入可能な左岸の船着き場に係留してある台船(縦5m×横5m)を使用した。

中川では、JR武蔵野線鉄橋上流の木売用水合流の上流で調査を開始したが、水深が浅く確認種が極めて少ないことから、2017年4月15日以降は用水合流の下流の鉄橋下の水深が深い場所に調査地点を変更した。



図1 調査地点

2.3 調査日と時間

新月および満月の日没後に調査を行い、満潮時刻約1時間前から満潮までの潮止りとし、潮時は東京晴海の満潮時刻¹²⁾を基準に荒川調査地点は60分、中川調査地点は約120分後をそれぞれの満潮時刻の目安とした。潮時の時差では東京晴海満潮時刻¹²⁾を基準とした場合、荒川調査地点では満潮時刻にはすでに引き潮であったこと、また、65分後に満潮になったことから潮汐状況は上流域の降雨による河川水量と秋ヶ瀬取水堰下放水量に影響されている可能性が考えられる。また、中川調査地点では60～142分遅い時差となった。

2.4 野外調査の方法と使用機材

調査は新月と満月の満潮時刻前に河川の下流に向けて集魚灯を設置し、満潮までに出現した魚類を目視で確認するとともに、デジタルビデオカメラでも撮影した。さらに、水面下10cmの位置に水中デジタルビデオカメラ(広角レンズ)を下流に向けて固定し撮影した。雨天時には大型の傘を雨除けにした。撮影した動画から魚種を確認した。なお、集魚灯には荒川ではLEDポータブル投光器(照明範囲縦1m×横1m)、LED懐中電灯(同直径0.5m)を用いた(図2)。中川では、LED懐中電灯(同直径0.5m)、LEDヘッドライト(同0.8m)を集魚灯にした(図3)。荒川では43日間、延べ44時間46分、中川では16日間、延べ18時間15分の目視確認とビデオ撮影を行った。

集魚灯及び記録媒体は次の機材を供試した。

集魚灯

- ・充電式ポータブルLED投光器 5500lm(CREE製)
(照明範囲:縦1m×横1m)
- ・充電式LED懐中電灯 6500lm(CREE製)
(照明範囲:直径0.5m)
- ・充電式LEDヘッドライト 1800lm(CREE製)
(照明範囲:直径0.8m)

デジタルビデオカメラ

- ・SONYデジタル4Kビデオカメラ FDR-AX55

- ・JVC-Everio R GZ-RX600-D 64GB 防水
- ・Panasonic HX-A1H ウェアラブルカメラ 防水
デジタルカメラ

- ・PENTAX WG-3 防水
 - ・RICOH WG-30 防水
- 水中デジタルカメラ

- ・RICOHデジタル一眼カメラWG-M1広角レンズ137°
- ・RICOH4KアクションカメラWG-M2広角レンズ160°



図2 荒川における調査時の様子

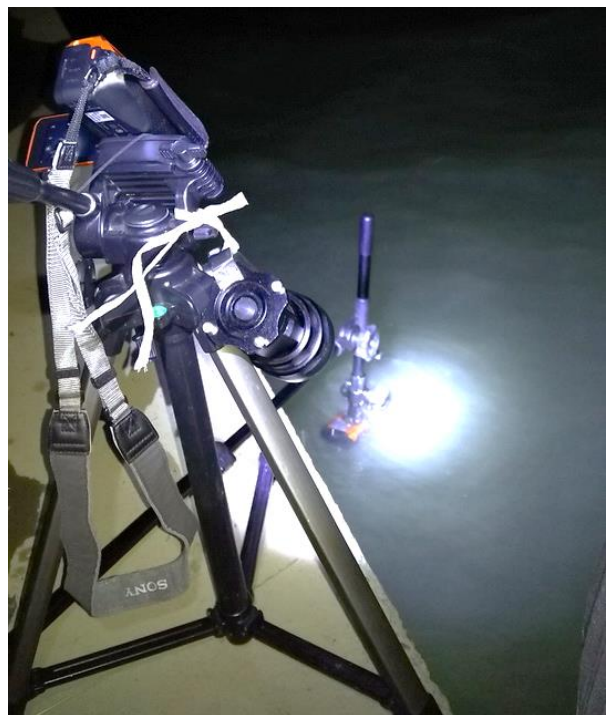


図3 中川における調査時の様子

3 結果及び考察

確認された魚類は荒川では7科7種、中川では6科9種であった(表1および表2)。このうち純淡水魚以外は6科7種でニホンウナギ、クルマサヨリ、ボラ科ボラ(*Mugil cephalus*)、アユ科アユ(*Plecoglossus altivelis*)、キュウリウオ科ワカサギ(*Hypomesus nipponensis*)、ハゼ科ウキゴリ(*Gymnogobius urotaenia*)、ヌマチチブ(*Tridentiger brevispinis*)であった。

集魚灯で確認された個体の大部分は稚魚であったが、一部の種では成魚も確認した。以降ではニホンウナギとクルマサヨリについて観察から得られた知見を記述する。

ニホンウナギは、主にシラスウナギが確認された(図4)。荒川では2017年1月から4月の各月に1個体、中川では同年5月に1個体がそれぞれ確認され(表1および表2)、体色は透明または半透明であった。映像から判断した遡上個体の大きさは全長約6cmであった。また、荒川では同年2月に確認された個体は透明であったことから太平洋に接岸後すぐに遡上した個体と考えられた。シラスウナギは上げ潮の流れに乗り、表層を遊泳して集魚灯の照明範囲を通過した。荒川における2017年1月から4月の観察者1時間当たりの確認尾数(SPUE: Sight Per Unit Effort)は、目視、ビデオ、水中ビデオ映像をあわせた平均で0.31尾/人/hであった。なお、中川におけるシラスウナギの確認は2017年5月のみであったが、2017年3月から5月の平均SPUEは0.33尾/人/hであった。

2018年1月から3月までの調査では、シラスウナギは確認できなかった。同時期における太平洋沿岸に来遊するシラスウナギは不漁で、採捕量は例年の数パーセントであることが報じられており、その影響によるものと推察される¹³⁾。

クルマサヨリは成魚および稚魚が確認された(表1および表2)。荒川では成魚は2017年4月から5月までと同年10月に確認され、集魚灯の照明範囲のすぐ外側で回遊する様子が観察できた。稚魚は同年6月から7月までと同年10月に確認され、集魚灯の照明範囲内の表層を遊泳する様子が観察された(図5、6)。同年6月上旬には全長約2cmから8cmまでの稚魚が遊泳していた。同年6月下旬には稚魚は全長約10cm程度に成長した。同年7月には全長約1から10cmの稚魚が集魚灯の照明範囲内の表層または照明範囲のすぐ外側を遊泳する様子が観察された。同年6、7月に目視とビデオ映像から確認された稚魚の総尾数は51尾であった。荒川における2017年6月から7月の平均SPUEは11.3尾/人/hであった。中川では2017年5月に成魚、6月に稚魚、8月に稚魚がそれぞれ1尾確認され、2017年6月から8月の平均SPUEは0.4尾/人/hであった。

県内河川ではこれまで本種は希に採集されてきたため、潮汐の影響で本県に遡上移入したと考えられていた²⁾。また、荒川では親魚が確認されている^{8,9)}がその遡上の理由は明らかではなかった。遡上してきた親魚は2017年9月頃まで秋ヶ瀬取水堰下に留まっている²⁾と考えられていたが、本調査では同年10月にも成魚が確認された。本種の生息を確認する手段の一つとして、稚魚期に集魚灯を用いる夜間調査は有効である可能性を示した。

本研究では、内陸県である県内河川の潮汐の影響を受ける水域において、遡上してきた魚類の夜間の出現状況や生態特性に関する知見を得ることができた。今後は、これらの魚種のRDB等での取り扱いの是非や保全策の検討に向けて、荒川の河口域までを対象として各魚種の出現状況等の季節変動や流れ分布など詳細なデータを蓄積する必要がある。

表1 荒川調査結果

調査年月日	月齢	水温(°C)	日没時刻	調査時刻 満潮時刻	出現魚類等
2016年 12.30(金)	新月	6.6	17:02	17:00~18:40 17:02	ボラ稚魚、ワカサギ成魚、右岸
12.31(土)	新月	11.6	17:35	17:00~18:00 17:35	ボラ稚魚、左岸
2017年 1.14(土)	満月	11.3	16:50	17:00~18:00 17:42	ボラ稚魚、左岸
1.28(土)	新月	12.9	17:04	17:20~18:20 16:53	シラスウナギ、シラスアユ、ボラ稚魚、ワカサギ成魚 左岸
1.29(日)	新月	12.9	17:05	17:20~18:20 17:29	ボラ稚魚、ワカサギ成魚、左岸
2.11(土)	満月	8.2	17:19	17:20~18:00 17:02	シラスウナギ、ボラ稚魚、右岸
2.12(日)	満月	10.2	17:20	17:30~18:00 17:38	ボラ稚魚、左岸
2.15(水)	満月	10.6	17:23	17:40~19:40 19:23	ボラ稚魚、左岸
2.26(日)	新月	13.6	17:33	17:50~19:00 16:46	ボラ稚魚、左岸
3.30(木)	新月	10.0	18:01	18:20~19:10 18:43	シラスウナギ、ボラ稚魚、左岸
3.31(金)	新月	10.0	18:02	18:30~20:00 19:29	ボラ稚魚、左岸
4.14(金)	満月	14.8	18:14	18:30~17:30 18:14	シラスウナギ、ボラ稚魚 左岸
4.28(金)	新月	18.6	18:26	18:30~19:10 18:43	クルマサヨリ成魚、稚アユ、ボラ稚魚、左岸
4.29(土)	新月	18.9	18:26	18:40~20:00 19:32	ボラ稚魚、左岸
4.30(日)	新月	19.2	18:27	19:00~21:00 20:25	クルマサヨリ成魚、稚アユ、ボラ稚魚、左岸
5.14(日)	新月	17.9	18:39	19:00~19:50 19:33	ボラ稚魚、右岸
5.29(月)	新月	23.1	18:50	19:25~21:10 20:21	クルマサヨリ成魚、ウキゴリ稚魚、ボラ稚魚、左岸
6.12(月)	満月	23.2	18:58	19:00~20:10 19:22	クルマサヨリ稚魚、ボラ稚魚、ウキゴリ稚魚、ワカサギ稚魚、左岸
6.27(火)	新月	23.6	19:04	19:10~21:00 20:00	クルマサヨリ稚魚、ボラ稚魚、ウキゴリ稚魚、ワカサギ稚魚、左岸
7.24(月)	新月	28.5	18:53	19:00~19:30 18:20	クルマサヨリ稚魚、オイカワ稚魚、左岸
7.25(火)	新月	28.4	18:52	19:00~19:30 18:54	クルマサヨリ、ボラ、オイカワ稚魚、左岸
7.27(木)	新月	25.3	18:51	19:00~19:50 19:55	クルマサヨリ稚魚、オイカワ稚魚、左岸
8.23(水)	新月	24.6	18:22	18:30~19:30 18:18	オイカワ稚魚、ボラ、左岸
8.25(金)	新月	26.0	18:19	18:40~19:30 19:08	オイカワ稚魚、ボラ、左岸
8.26(土)	新月	25.8	18:18	18:30~19:20 19:33	オイカワ稚魚、ボラ、左岸
9.21(木)	新月	23.0	17:40	18:00~18:50 18:14	なし、左岸
9.23(土)	新月	21.5	17:37	18:20~18:20 18:23	オイカワ稚魚、左岸
10.8(日)	満月	18.8	17:16	17:30~18:30 18:14	なし、左岸
10.9(月)	満月	21.4	17:14	17:30~18:20 18:42	クルマサヨリ成魚、稚魚、左岸
11.6(月)	満月	18.5	16:41	17:30~18:00 17:42	なし、左岸
11.21(火)	新月	14.7	16:31	17:10~18:30 17:41	なし、左岸
12.5(火)	満月	12.9	16:27	17:00~18:00 17:22	なし、左岸
12.6(水)	満月	13.3	16:27	17:00~18:40 18:00	なし、左岸
12.21(木)	新月	10.3	16:31	17:10~18:30 17:56	なし、左岸
2018年 1.1(月)	満月	6.6	16:38	17:40~18:30 15:48	ボラ、右岸
1.4(木)	満月	9.1	16:41	17:40~18:30 17:53	なし、左岸
1.5(金)	満月	10.3	16:41	17:00~18:30 18:35	なし、左岸
1.19(金)	新月	10.3	16:55	17:57~18:28 17:46	なし、左岸
1.21(日)	新月	10.0	16:57	18:00~18:55 18:56	なし、左岸
2.4(日)	満月	8.6	17:11	18:00~19:33 19:12	ワカサギ成魚、左岸
2.20(火)	新月	8.7	17:28	18:30~19:50 19:34	ボラ稚魚、左岸
3.4(日)	満月	13.3	17:39	18:00~19:02 18:25	ボラ稚魚集、左岸
3.20(火)	新月	12.8	17:53	18:30~19:30 18:50	ボラ稚魚、左岸

表2 中川調査結果

調査年月日	月齢	水温(℃)	日没時刻	調査時刻 満潮時刻	確認魚類等
2017年 3.16(木)	満月	10.0	17:50	19:00~20:00 19:11	ボラ稚魚
4.15(土)	満月	16.9	18:15	19:00~20:00 19:40	ボラ稚魚
5.28(日)	新月	20.2	18:50	19:00~20:00 19:32	シラスウナギ、ボラ稚魚、クルマサヨリ成魚
6.11(日)	満月	22.8	18:58	19:00~20:00 18:48	ボラ稚魚、ウキゴリ稚魚
6.26(月)	新月	24.2	19:02	19:00~20:30 19:20	クルマサヨリ稚魚、ボラ稚魚、ウキゴリ稚魚
7.26(水)	新月	24.8	18:20	19:00~19:50 19:25	ワカサギ稚魚、オイカワ稚魚、スマチチブ稚魚、ギンブナ
8.24(木)	新月	27.7	18:20	18:40~19:50 18:43	クルマサヨリ稚魚、オイカワ・タイリクバラタナゴ稚魚
9.24(日)	新月	22.6	17:36	18:00~19:00 18:47	なし
10.7(土)	満月	17.9	17:17	17:00~19:00 17:46	なし
11.20(月)	新月	10.9	16:32	17:00~19:07 17:14	なし
12.4(月)	満月	9.2	16:28	17:00~18:50 16:28	なし
2018年 1.3(水)	満月	3.6	6:52 日の出	5:30~6:30 6:17	なし
1.18(木)	新月	6.1	16:54	17:20~19:36 17:13	なし
2.16(金)	新月	8.2	17:24	18:33~19:30 17:06	ボラ稚魚
3.18(日)	新月	12.3	17:51	18:45~19:20 17:33	ボラ稚魚
3.30(金)	満月	17.6	18:06	18:00~18:42 16:24	なし



図4 確認されたシラスウナギ



図5 表層を遊泳するクルマサヨリの稚魚



図6 クルメサヨリの稚魚

謝辞

荒川調査に際して、調査水域への出入りに便宜を図って頂いた埼玉南部漁業協同組合長の青木英男氏、台船を借用させて頂いた同漁業協同組合理事の江口博氏、並びに中川調査に協力して頂いた埼玉東部漁業協同組合長の佐々木光弘氏に感謝の意を表す。

文献

- 1) 水野信彦, 後藤晃 (1987) 日本の淡水魚類—その分布、変異、種分化をめぐって, 東海大学出版会, 東京.
- 2) 金澤光 (2014) 埼玉県に生息する魚類の生息状況について, 埼玉県環境科学国際センター報, 14, 95-106.
- 3) 環境省 (2015) 報道発表資料, 汽水・淡水魚類環境省レッドリスト 2015. <http://www.env.go.jp/press/files/jp/28060.pdf>. (2018年1月24日閲覧)
- 4) 環境省 (2013) 報道発表資料, 第4次レッドリストの公表について(汽水・淡水魚類). <http://www.env.go.jp/press/16264.html>. (2018年1月24日閲覧)
- 5) 埼玉県 (2018) 埼玉県レッドデータブック動物編改訂版2018.
- 6) 国峯一声 (1955) シラス鰻養成に関する研究. 埼玉県水産指導所業務報告, 4, 15-20.
- 7) 金澤光, 田中繁雄 (1991) 荒川の秋ヶ瀬取水堰におけるアユのそ上生態調査, 埼玉県水産試験場研究報告, 50, 19-54.
- 8) 金澤光, 増富祐司, 嶋田知英, 三輪誠 (2010) 埼玉県における魚類等の多様性モニタリング調査, 埼玉県環境科学国際センター報, 10, 118.
- 9) 金澤光, 三輪誠, 王効挙, 米倉哲志 (2013) 埼玉県における回遊魚の遡上および陸封に関する実態把握, 埼玉県環境科学国際センター報, 13, 120.
- 10) 金澤光, 三輪誠, 王効挙, 米倉哲志 (2012) 埼玉県における回遊魚の遡上および陸封に関する実態把握. 埼玉県環境科学国際センター報, 12, 115.
- 11) 金澤光, 三輪誠, 王効挙, 米倉哲志 (2014) 埼玉県における回遊魚の遡上および陸封に関する実態把握, 埼玉県環境科学国際センター報, 14, 114.
- 12) 国土交通省気象庁 (2016-2018) 潮位表, 東京晴海.
- 13) 毎日新聞 (2018.1.15) ウナギの稚魚 極度の不漁 平年の100分の1、高騰必至. <https://mainichi.jp/articles/20180115/k00/00e/040/176000c>. (2018年3月28日閲覧)

[資料]

埼玉県内河川における藻類濃度の実態及び河床勾配との関係

柿本貴志 池田和弘 見島伊織 渡邊圭司

1 はじめに

高度成長期における急速な都市化の勢いに生活排水処理施設の整備が追いつかなかった結果、埼玉県内の河川ではかつて深刻な有機汚濁が発生した¹⁾。しかし徐々に生活排水処理施設の整備が進み、環境基準達成率も全国平均レベルと同等程度まで高まるなど、生活排水による有機汚濁の問題は大幅に改善されつつある²⁾。

その一方で近年は、河川水のpH上昇²⁾、DOの過飽和²⁾、淡水赤潮³⁾や魚へい死³⁾、藻類の異常発生による二次的な有機汚濁の発生⁴⁾、表流水を水源とする浄水場における生物障害⁵⁾、河道内で発生するカビ臭物質の問題⁶⁾など、河川の富栄養化との関連が示唆される現象や課題が顕在化してきている。

このような河川の富栄養化問題は付着藻類に関する報告が

多く⁷⁾、浮遊性藻類に関する研究⁸⁻¹⁰⁾は少ない。しかし、浮遊性藻類による河川の湖沼化問題は既に一部で認識されており、全国レベルで統合して整理することを求める声もある¹¹⁾。

埼玉県は山地、丘陵地、台地、低地からなり、県の中央部や西部を流れる河川は河床勾配が比較的急であるのとは対照的に、県東部は勾配の緩やかな河川が多い。また、県中央部・西部を中心に利水のための堰も数多くある。このような湖沼性の高い河川を含む複数の水域における浮遊性藻類の実態を把握しようとした調査事例は極めて少なく、浮遊性藻類による河川の富栄養化の状況を示す資料を充実させる必要がある。このため本研究では、2012年から県内の27河川38地点を対象として浮遊性藻類の実態把握を目的として水質調査を行った。またその濃度と河川勾配との関係を把握することを目的として調査を行ったので、結果を報告する。

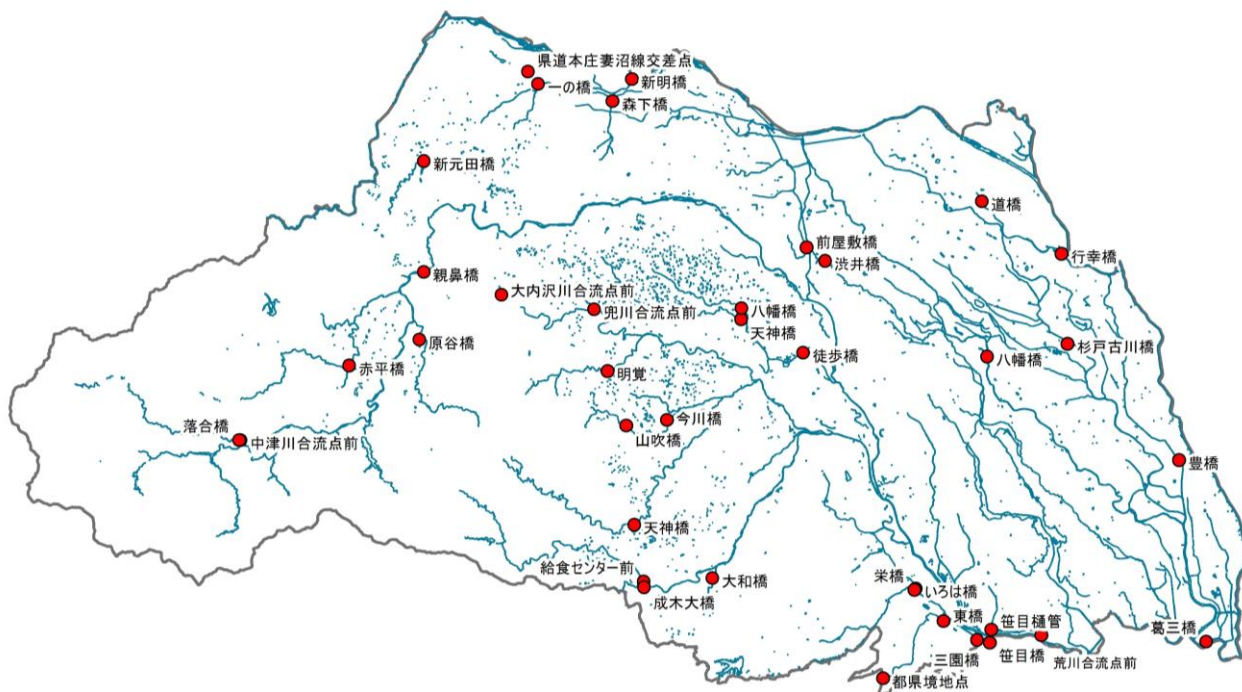


図1 調査対象河川と採水地点

2 調査方法

2.1 調査期間と調査地点

調査は2012年7月から2015年3月にかけて毎月一回、埼玉県公共用水域水質測定計画に基づく調査に合せて実施した。対象河川は図1に示す27河川、38地点である。調査回数は地点により若干異なるが、n=30～33の範囲である。

2.2 分析項目

埼玉県公共用水域水質測定計画に示されている項目に加えて、浮遊性藻類の指標としてクロロフィルa(以後、Chl-a)を測定した。また、河川水中に生息する藻類の増殖ポテンシャル(AGP)を把握することを目的として、2012年8月、9月の試料を用いてAGP試験¹²⁾を実施した。

3 結果及び考察

3.1 県内河川のクロロフィルa濃度

河川水中のChl-a濃度の調査結果を図2に示す。図2はChl-a平均濃度の高い地点から順に表示したものである。調査対象河川におけるChl-a濃度は、調査期間平均で50 μ g/L程度、最高で200 μ g/Lを超える水域も存在していた。

栄養度による湖沼の分類¹³⁾ではChl-aについては年最大値と年平均値を評価対象としている。Chl-a年平均値で見ると、

過栄養が4地点、富栄養相当が12地点、中栄養相当が14地点、貧栄養相当が8地点となり、極貧栄養に相当する河川は存在しなかった。湖沼の分類を単純に河川に適用することには議論があると思われるが、このような比較により埼玉県内の河川中におけるChl-a濃度は、特に県東部を中心に湖沼の分類に照らしても高濃度であることが理解できる。

3.2 県内河川水のAGP/Chl-a比

調査対象河川水のAGPを求め、河川水中のChl-a濃度との比の常用対数log(AGP/Chl-a)を図3に示す。秩父地域の河川試料は都合によりAGPの測定ができなかったが、その他の多くの地点でlog(AGP/Chl-a)が1以上になり、大きなところではその値が2以上であった。

この結果は、藻類が増殖するために必要な栄養塩が河川水には極めて豊富に含まれていること、log(AGP/Chl-a)が大きな河川では、藻類増殖ポテンシャルに比べて実河川水中の藻類濃度は低く、浮遊性の藻類が増殖しづらい環境であることが示唆される。反対にlog(AGP/Chl-a)の小さい河川(例えば、市野川徒歩橋の0.3(AGP/Chl-aでは2倍程度)、笹目樋管(菖蒲川)、三園橋(白子川)では、藻類増殖ポテンシャルに近いレベルまで藻類が増殖していたことが分かる。後述するが、これらの調査地点は河床勾配や堰の影響により、河川水が停滞しやすいという点が共通している。なお、天神橋(高麗川)はAGPが100 μ g/L前後であったが、河川水中のChl-a濃度が検出下限以下であったため、図3に表示していない。

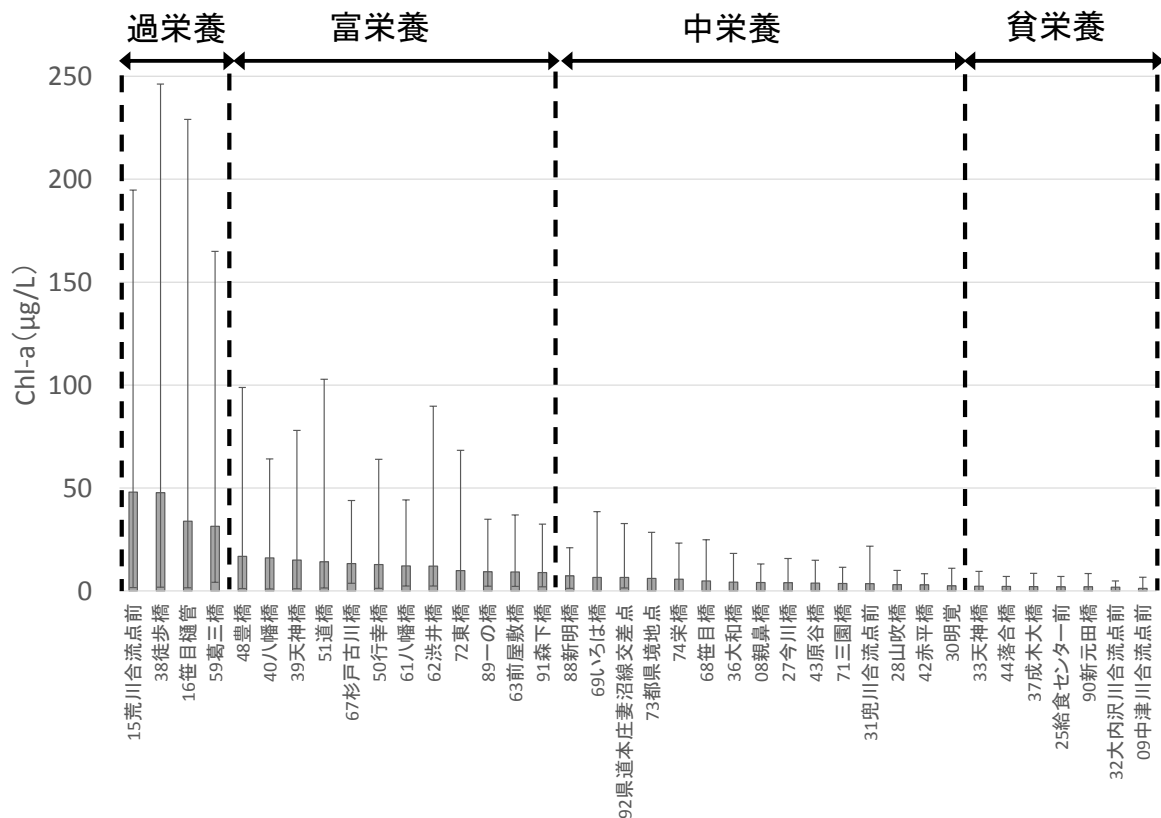


図2 調査対象河川におけるChl-a濃度とChl-a平均値から見た河川の分類

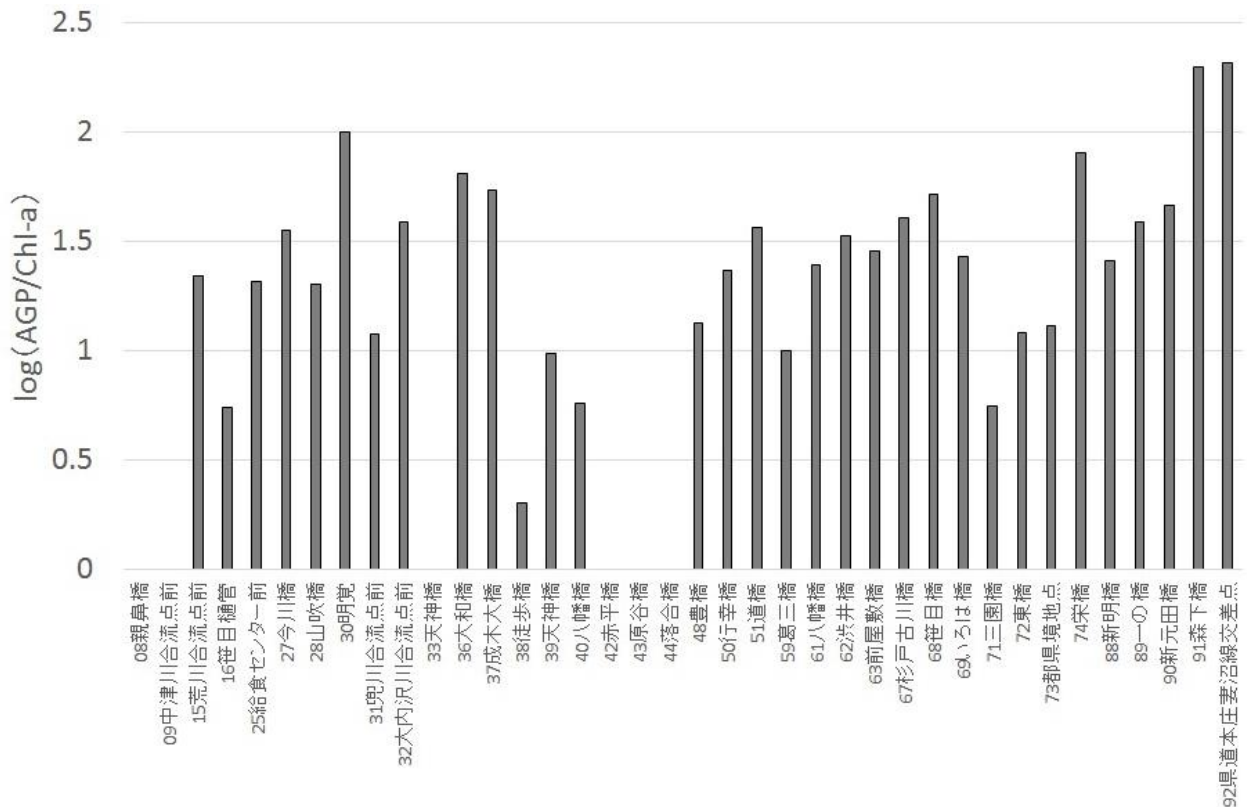


図3 対象河川におけるlog(AGP/Chl-a)

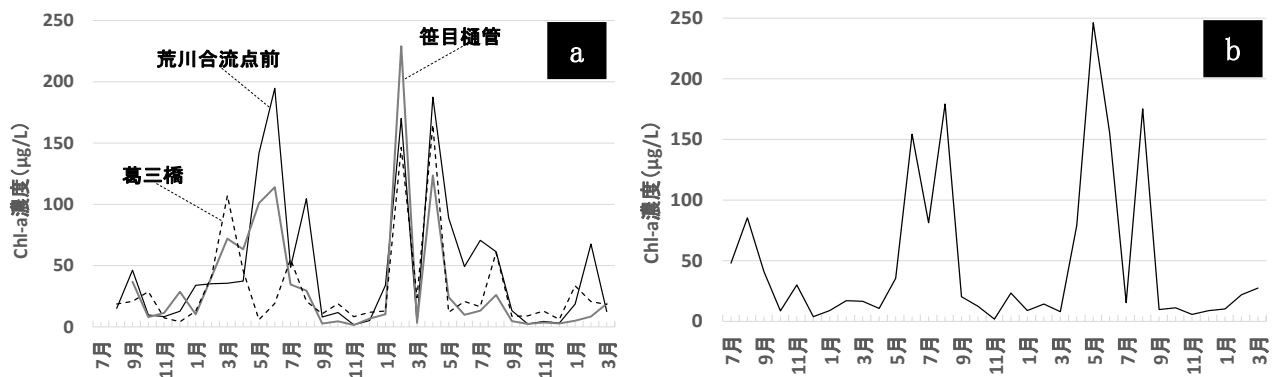


図4 過栄養湖沼相当の河川におけるChl-a濃度の変化 (a: 荒川合流点前、笹目樋管、葛三橋, b: 徒歩橋)

3.3 栄養度区別のChl-a濃度の特徴と河川の勾配

3.3.1 過栄養に相当する河川

平均値で過栄養湖沼に相当する水質である地点は荒川合流点前(菖蒲川)、笹目樋管(笹目川)、徒歩橋(市野川)、葛三橋(大場川)である。これら4地点におけるChl-a濃度の季節変化を図4に示す。図4(a)に示す3地点では、概ね9月～12月頃はChl-a濃度が比較的低濃度であるものの、その他の時期はあまり規則的な傾向は見られず、100 µg/L以上のChl-aが検出されることも多かった。一方、徒歩橋におけるChl-a濃度の季節変化を見ると(図4(b))、5～8月頃まで高濃度になり、9月から3月頃までは低い濃度で推移していた。

図4(a)の3地点は感潮域であり、かつ表1に示すとおり河床

勾配が水平であるため、基本的に河川の流れが滞りやすい地点であることが分かる。また徒歩橋周辺は河床勾配が1/3000と非常に緩やかであることに加え、水田地帯であり、水田への用水の供給のため4月～9月頃まで橋の下流約500mにある堰により流れがせき止められる。これによりChl-a濃度が高くなっていることが調査から明らかである。以上、荒川合流点前(菖蒲川)、笹目樋管(笹目川)、徒歩橋(市野川)、葛三橋(大場川)において高濃度の藻類が発生している原因は、河床勾配や堰上げの影響によって、河川が停滞しているためであると考えられる。

3.3.2 富栄養、中栄養、貧栄養に相当する河川

平均値が富栄養に相当する河川のうち、天神橋(市野川)、八幡橋(元荒川)、杉戸古川橋(大落古利根川)のChl-a濃度

表1 調査対象河川のChl-a平均値、栄養度分類と河床勾配の関係

河川名	地点名	栄養度分類	Chl-a平均値	標準偏差	河床勾配 ¹⁴⁾
菖蒲川	15荒川合流点前	過栄養	48	55	Level
市野川	38徒歩橋		47	63	1/3000
笹目川	16笹目樋管		33	49	Level
大場川	59葛三橋		31	39	Level
中川	48豊橋	富栄養	17	18	1/5000
滑川	40八幡橋		16	13	—
市野川	39天神橋		15	15	1/410
中川	51道橋		14	19	1/4000
大落古利根川	67杉戸古川橋		13	8.4	—
中川	50行幸橋		12	14	1/5000
元荒川	61八幡橋		12	8.8	1/4300
元荒川	62渋井橋		12	16	1/4300
黒目川	72東橋		9.9	16	1/1600
小山川	89一の橋		9.3	6.6	1/330
忍川	63前屋敷橋		9.2	7.7	1/3500
唐沢川	91森下橋		8.9	6.8	1/667
小山川	88新明橋		7.3	4.6	1/330
新河岸川	69いろは橋		6.5	7.9	1/4000
元小山川	92県道本庄妻沼線交差点	6.5	6.7	1/1000	
黒目川	73都県境地点	6.1	6.3	1/280	
柳瀬川	74栄橋	5.7	5.3	1/3000	
新河岸川	68笹目橋	4.8	4.3	1/4000	
霞川	36大和橋	4.3	3.6	—	
荒川	08親鼻橋	4.0	3.2	1/390	
越辺川	27今川橋	4.0	3.6	1/300	
横瀬川	43原谷橋	3.8	3.1	1/130	
白子川	71三園橋	3.5	2.9	Level	
槻川	31兜川合流点前	3.5	3.8	1/250	
越辺川	28山吹橋	3.0	2.3	—	
赤平川	42赤平橋	2.9	2.4	1/190	
都幾川	30明覚	2.5	2.4	—	
高麗川	33天神橋	2.3	2.0	1/125	
中津川	44落合橋	2.1	1.9	—	
成木川	37成木大橋	2.1	2.1	—	
入間川	25給食センター前	2.0	1.7	1/130	
小山川	90新元田橋	1.9	1.5	—	
槻川	32大内沢川合流点前	1.8	1.2	—	
荒川	09中津川合流点前	1.3	1.4	—	

表中の「—」はデータを入手できなかったことを意味する。

の変化を図5に、中栄養に相当する河川のうち、栄橋(柳瀬川)、今川橋(越辺川)、新明橋(小山川)を図6に、貧栄養に相当する河川のうち、成木大橋(成木川)、給食センター前(入間川)、天神橋(高麗川)を図7に示す。

図4に示した過栄養相当の河川と比べると、富栄養、中栄

養、貧栄養相当のいずれの河川においても、極端に高い濃度のChl-aは検出されることがなく、調査期間を通じて各々の河川で同程度のChl-a濃度が検出され続けた。また栄養度が下がるほどChl-a濃度の変動も小さくなる傾向が見られた(表1)。

富栄養に分類される河川の多くは県東部の低地を流れる河

床勾配が非常に緩やかな河川である。このような緩勾配に起因する穏やかな流れが、浮遊性藻類の増殖に適していたものと考えられる。一方、富栄養に相当する河川の中にも、河床勾配が比較的大きい地点(天神橋(市野川)、一の橋(小山川)、森下橋(唐沢川)がある。これらの河川は河床材が礫、砂利からなり、目視で付着藻類の多い河川であることが分かる。検出されたChl-aには浮遊性藻類によるものだけでなく、はく離した付着藻類に由来するものも一部含まれていると考えられるが、本研究の分析方法では両者を区別することは出来ない。

中栄養に分類される河川は河床勾配が1/190~1/390の範囲にある河川と1/1000~1/4000の範囲の河川がある。このうちいろは橋(新河岸川)、栄橋(柳瀬川)、笹目橋(新河岸川)は河床勾配が小さく、河床勾配とChl-aの関係(図8)の傾向から考えれば、富栄養相当のChl-a濃度が検出されても良さそうである。これらの河川に共通する特徴として下水処理場放流水の受水域であることが挙げられる。しかし下水処理場放流水の影響は把握できておらず、その影響は不明である。これらについては今後の課題である。

貧栄養に分類される河川は中栄養に分類される河川よりも河床勾配がさらに急(1/130前後)であった。これらの河川の河床には付着藻類が確認できるが、バルクの河川水のChl-a濃度は低いことから浮遊性藻類による水質への影響は軽微であると考えられる。

3.3.3 Chl-a濃度と河床勾配の関係

図8に示した調査対象河川の河床勾配とChl-a平均値との関係によれば、河床勾配が小さくなるほどChl-a濃度の平均値が高まる傾向があることが分かる。また河床勾配が水平、または堰等により流れが停滞する地点は、緩やかな河床勾配を有する地点に比べて極端に高いChl-a濃度を示すことが分かり、流れが停滞することの特殊性が伺われる。

浮遊性藻類と付着藻類の存在量と生息環境因子の関係¹⁵⁾のうち、停滞性に関連する項目は流速と滞留時間のみが触れられている。流速と滞留時間は本質的には重要な指標であるものの、現地調査が必須であるため、多くの河川における浮遊性藻類の発生状況を推定し、詳細調査を実施する地点を選定する際の指標としては活用しづらい。

本稿で示した河床勾配は河川管理者がホームページ等で公開しており、測量を行っている河川区間についてはデータが既に存在しているものの、河床勾配は流速を決定する要素の一つに過ぎない。河床勾配を藻類の発生レベルと具体的に関連付けようとした事例は少なく、その有用性は不明であった。

本研究では埼玉県内河川における藻類発生状況を調査し、湖沼における栄養度区分に照らして、調査対象地点を栄養度区分別に分類した。また河床勾配の関係を調べ、河床勾配が緩やかであるほど、Chl-a濃度が高い傾向があることを埼玉県の調査事例を元に示した。特に河床勾配が水平である区間は藻類濃度が極端に高くなる傾向が見られるため、水質管理には注意が必要である。また勾配があっても、堰がある場合は停

滞性が高まり、藻類の異常発生に繋がるため、注意が必要である。

以上示してきたように、河川の富栄養化の状況を調査するにあたっては、従来からの栄養塩濃度に加えて、河床勾配や堰の存在に注意を払うことが重要である。

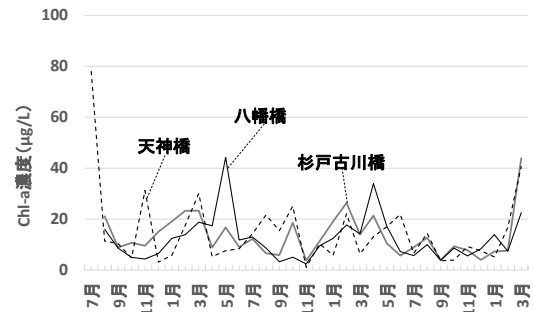


図5 富栄養相当の河川におけるChl-a濃度の変化

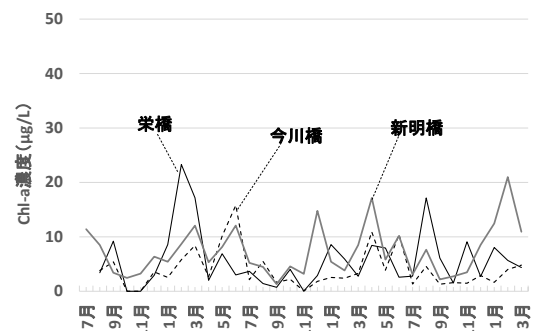


図6 中栄養相当の河川におけるChl-a濃度の変化

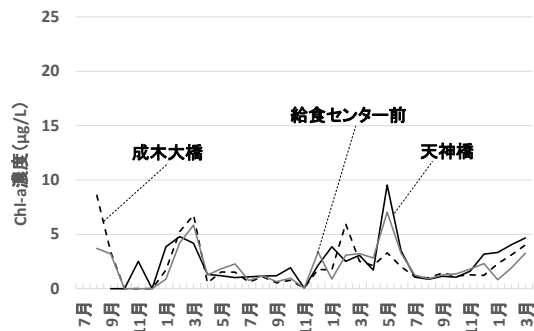


図7 貧栄養相当の河川におけるChl-a濃度の変化

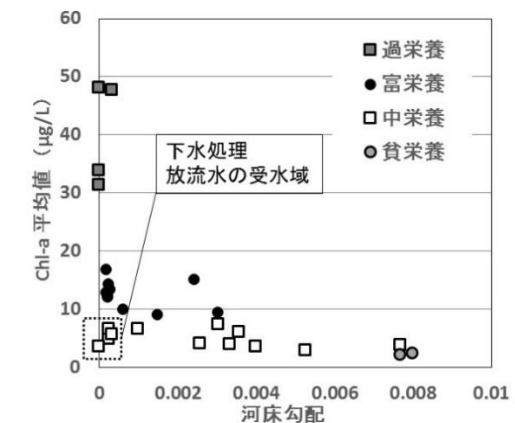


図8 河床勾配とChl-a平均値の関係

4 おわりに

本研究では、埼玉県内における浮遊性藻類の実態把握とその河川勾配との関係を把握することを目的として、河川水中のChl-a濃度を調べた。その結果、過栄養湖沼相当が4地点、富栄養湖沼相当が12地点、中栄養湖沼相当が15地点、貧栄養湖沼相当が7地点であった。過栄養湖沼相当の4地点は河床勾配が水平であるか、堰による停滞性の高い水域になっているという共通点があった。富栄養湖沼相当以下の河川は河床勾配が大きいほど栄養度が低くなる傾向が見られた。今後は滞留性の高い区間の流下時間や同区間内における藻類の増殖実態の把握を進める必要がある。

文献

- 1) 埼玉県環境科学国際センター, 知っておきたい埼玉の環境.
<https://www.pref.saitama.lg.jp/cess/torikumi/911-20091224-1424/sonota/documents/31718.pdf> (2018年5月11日閲覧)
- 2) 埼玉県水環境課, 公共用水域の水質常時監視結果,
<http://www.pref.saitama.lg.jp/a0505/koukyouyousuiiki.html>.
(2018年5月11日閲覧)
- 3) 埼玉県水環境課, 河川等における異常水質事故の発生状況,
<http://www.pref.saitama.lg.jp/a0505/jikojoukyou.html> (2018年5月11日閲覧)
- 4) 高橋基之, 池田和弘, 柿本貴志, 見島伊織, 渡邊圭司 (2014) 県内河川における内部生産現象の実態解明と水質汚濁影響評価, 埼玉県環境科学国際センター報, 14, 120.
- 5) 秋葉道宏, 岸田直裕, 下ヶ橋雅樹, 田中和明 (2013) 生物障害の発生および対策の実態～全国水道事業体へのアンケート調査報告～

[https://www.niph.go.jp/soshiki/suido/pdf/h25nuisance/\[4\]-2akiba.pdf](https://www.niph.go.jp/soshiki/suido/pdf/h25nuisance/[4]-2akiba.pdf) (2018年5月11日閲覧)

- 6) 埼玉県水質管理センター監視・支援担当 (2017) 荒川本川におけるかび臭調査(河床付着藻類調査), 平成27年度埼玉県営水道水質年報, 189-201,
https://www.pref.saitama.lg.jp/d1307/suitsukanri-gaiyou/documents/h27_suisitunenpou.pdf (2018年5月11日閲覧)
- 7) 大垣眞一郎, 財団法人河川環境管理財団 (2005) 河川と栄養塩類－管理に向けての提言, 技報堂出版, p3.
- 8) 市川新, 玉井信行, 西山智康 (1980) 多摩川湛水部における汚濁物質収支, 第24回水理講演会論文集, 179-184.
https://www.jstage.jst.go.jp/article/prohe1975/24/0/24_0_179/_article/-char/ja/ (2018年5月11日閲覧)
- 9) 石塚正秀, 寺本健士, 紺野雅代, 井伊博行, 平田健正 (2005) 紀ノ川下流の淡水域・汽水域における冬季から夏季の栄養塩・植物プランクトンの現地調査, 水工学論文集, 49, 1519-1524.
- 10) 森山克美, 庄司智海, 古賀憲一 (1996) 長期水質変動特性からみた遠賀川の水問題分析, 環境システム研究, 24, 667-672.
- 11) 大垣眞一郎, 財団法人河川環境管理財団 (2005) 河川と栄養塩類－管理に向けての提言, 技報堂出版, p158.
- 12) 公益社団法人日本下水道協会 (2012) 下水試験方法 下巻-2012年版-, 380-387.
- 13) R. A. Vollenweider and J. Kerekes (1980) OECD Cooperative Program on Monitoring of Inland Waters, Synthesis Report.
- 14) 埼玉県河川砂防課, 埼玉県の河川整備計画,
<https://www.pref.saitama.lg.jp/a1007/kasen/seibikeikaku2.html>
(2018年5月11日閲覧)
- 15) 大垣眞一郎, 財団法人河川環境管理財団 (2005) 河川と栄養塩類－管理に向けての提言, 技報堂出版, p101.

参考資料

富栄養度による区分¹³⁾

栄養度	年平均T-P	年平均Chl-a	年最大Chl-a	年平均透明度(m)	年最小透明度(m)
極貧栄養	4.0以下	1.0以下	2.5以下	12以上	6以上
貧栄養	10.0以下	2.5以下	8.0以下	6以上	3以上
中栄養	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
富栄養	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
過栄養	100以上	25以上	75以上	1.5以下	0.7以下

T-PとChl-aの単位は $\mu\text{g/L}$