

【短報】

# 河川の水質測定結果をリスクの観点から考える —水生生物への影響が懸念される化学物質を例として—

石川 百合子

## I はじめに

化学物質は人間の生活を便利にするために開発されてきた。一方で、人間の健康や生態系への影響が懸念されるようになり、各国で様々な化学物質の環境リスクを最小化するために化学物質の管理や規制が行われている。

日本では、人の健康および生態系に影響を及ぼすおそれがある化学物質による環境汚染防止を目的として、「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」(化審法)が制定されており、新たに製造・輸入される化学物質に対する事前審査、市販後の化学物質の製造・輸入数量の把握や有害性情報に基づくリスク評価の継続的な管理措置、化学物質の分解性、蓄積性、毒性、環境中での残留状況等に応じた規制や措置が講じられている。

さらに、特定の化学物質を取り扱う事業者の自主的な化学物質の管理の改善を促進し、化学物質による環境の保全上の支障が生ずることを未然に防止することを目的として、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」(化管法)が制定されている。この法律に基づく「PRTR (Pollutant Release and Transfer Register: 化学物質排出移動量届出制度)」によって、特定化学物質を取り扱う事業者が化学物質の大気、水、土壌などに排出される量や廃棄物等として移動させた量を国へ届け出ることが義務付けられ、それらの集計結果が公表されている(環境省c 2024)。これらのデータにより、化学物質が環境中にどの程度排出されているかは把握できる。しかし、排出された化学物質は、自然環境の条件や化学物質の性質により移流・拡散・分解・堆積等の影響を受け、時空間的な存在量に変化していく。環境中に排出された化学物質がどの程度残存しているかを知るためには調査観測が必要となる。調査観測を化学物質ごとに時空間的に万遍なく行うことはできず、地点や頻度は限られる。それにより、観測情報は不確実性を伴い、環境影響の評価を十分に行えず、環境リスクを見落としてしまう可能性がある。

本稿では論点を絞るため、水環境中で水生生物への影響が懸念され、国の基準値が定められている三つの化学

物質のうち、発生源や水環境中での物質の動きが比較的把握しやすい直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩(以下「LAS」と称する)を例に挙げ、環境濃度の情報不足に起因する不確実性やリスクに関して論じることを試みる。

## II 化学物質の水生生物の保全に係る水質環境基準

まず、化学物質の環境影響を判断するための客観的基準となる基準値の考え方を示す。

日本では、水生生物およびその生息又は生育環境を保全する観点から、水生生物の保全に係る水質環境基準(以下、「水生生物環境基準」)を設け、現在、全亜鉛、ノニルフェノール、LASの3項目について基準値が定められている。これらの基準値は、水生生物の生息状況の適応性に応じた水域類型ごとに設定されている(表1)。環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会(2003)によれば、水域類型の区分は淡水域に生息する魚介類が冷水域と温水域で異なっていることを考慮し、水温を因子として生物Aおよび生物Bの2つに区分され、生物A類型を良好な水質としている。産卵場および感受性の高い幼稚仔等の時期に利用する水域に関しては、それぞれ特別域の生物特Aおよび生物特Bが設定されている。これらの基準値は、公共用水域における水生生物の生息の確保という観点から世代交代が適切に行われるよう、水生生物の個体群の存続への影響を防止することを目指して設定されたものであり、水生生物が長期にわたり化学物質に晒される場合に影響を受けないと考えられる濃度を想定している。基準値を超える水域であっても直ちに水生生物にある程度以上の影響を及ぼすものではないという考え方により設定されている。

水生生物環境基準の達成状況の評価においては、当該水域の環境基準点<sup>1)</sup>における化学物質濃度の年平均値が用いられる。年平均値が当該水域の環境基準に適合する場合に、当該水域が環境基準を達成しているものと判断される。次章ではLASの最近の基準値超過地点の年平均値および観測濃度について概観し、それらの不確実性及び妥当性について考察する。

表 1 河川、湖沼、海域における水生生物環境基準

項目 類型	水生生物の生息状況の適応性	基準値 <sup>注)</sup>			
		全亜鉛	ノニルフェノール	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩 (LAS)	
河川 湖沼	生物A	イワナ、サケマス等比較的低温域を好む水生生物及びこれらの餌生物が生息する水域	0.03mg/L 以下	0.001mg/L 以下	0.03mg/L 以下
	生物特A	生物Aの水域のうち、生物Aの欄に掲げる水生生物の産卵場（繁殖場）又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域	0.03mg/L 以下	0.0006mg/L 以下	0.02mg/L 以下
	生物B	コイ、フナ等比較的高温域を好む水生生物及びこれらの餌生物が生息する水域	0.03mg/L 以下	0.002mg/L 以下	0.05mg/L 以下
	生物特B	生物A又は生物Bの水域のうち、生物Bの欄に掲げる水生生物の産卵場（繁殖場）又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域	0.03mg/L 以下	0.002mg/L 以下	0.04mg/L 以下
海域	生物A	水生生物の生息する水域	0.02mg/L 以下	0.001mg/L 以下	0.01mg/L 以下
	生物特A	生物Aの水域のうち、水生生物の産卵場（繁殖場）又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域	0.01mg/L 以下	0.0007mg/L 以下	0.006mg/L 以下

(環境省a(2024)より筆者作成) 注) 基準値は、年間平均値とする。

### III 基準値超過地点に関する考察

#### 1. LASの基準値超過地点

LASは洗濯・住宅用洗剤等の合成洗剤に含まれる汚れを落とすための界面活性剤の代表的な1つである。2021年度のPRTRデータによると、LASは家庭からの生活排水を經由して排出される割合が60%以上と推定される。家庭からの生活排水の多くは下水処理場や合併浄化槽等の排水処理施設で処理されるが、処理できなかった一部のLASが河川や海域に排出される。水環境中でのLASは水の流れに伴い移流拡散され、微生物によって分解されるため、距離や時間とともに減少していく。

環境省が公表している公共用水域水質測定結果（環境省a）によれば、2019年度から2021年度の最近3年間のLASの環境基準達成率は河川では99.6～99.9%、湖沼と海域ではすべて100%であった。表2にこの3年間に河川でLASの年平均濃度が基準値を超過した地点を示す。2020年度の静岡県牛淵川（鹿島橋）の年平均値は基準値の100倍と最も高かった。次に、2019年度の群馬県休泊川（泉大橋）で基準値の約4倍高くなっていた。それ以外は基準値の2倍以下であった。千葉県春木川（国分川合流前）では3年間とも年平均値が基準値を超過したが、他の地点では毎年超過してはいなかった。

年平均値は極端に高い値や低い値の影響を受ける。年平均の濃度でほぼ一定に推移していたのか、濃度は大きく変動していたのかにより、水生生物に影響を与える期間は異なる。そのため、それぞれの年平均値が、水生生物への影響を判断するときの代表値として妥当かどうかを確認する必要がある。表2の年平均値の算出に用いた

測定日別のLASの時系列濃度を図1に示す。群馬県休泊川（泉大橋）では2019年度と2020年度の12月から4月に基準値の10倍に達する高濃度が観測されていたが、2021年度は見られなかった（図1-a）。千葉県春木川（国分川合流前）では2019年度は7月と1月に基準値の2倍、2020年度と2021年度は1月のみ基準値の4倍の高濃度を示した（図1-b）。静岡県牛淵川（鹿島橋）では2020年11月と2021年2月に9.9mg/Lと基準値の200倍程度が2回連続観測されたが、この2回を除くとほとんど0.01mg/Lを下回っていた（図1-c）。このような非常に高い値が平常時に観測される可能性は低く、詳細な調査が必要と思われる。福岡県矢矧川（矢矧橋）では、2019年度は基準値の約2倍、2020年度は基準値の約5倍と2倍が観測されたが、それ以外は基準値の100分の1程度であった（図1-d）。

表 2 2019～2021年のLASの基準値超過地点

項目 年度	測定地点	年平均値 (mg/L)	類型 基準値 (mg/L)
2019	群馬県 休泊川 泉大橋	0.22	生物B 0.05
	千葉県 春木川 国分川合流前	0.075	生物B 0.05
2020	群馬県 休泊川 泉大橋	0.094	生物B 0.05
	千葉県 春木川 国分川合流前	0.082	生物B 0.05
	静岡県 牛淵川 鹿島橋	5.0	生物B 0.05
	福岡県 矢矧川 矢矧橋	0.081	生物B 0.05
2021	千葉県 春木川 国分川合流前	0.068	生物B 0.05

(環境省a(2024)より筆者作成)

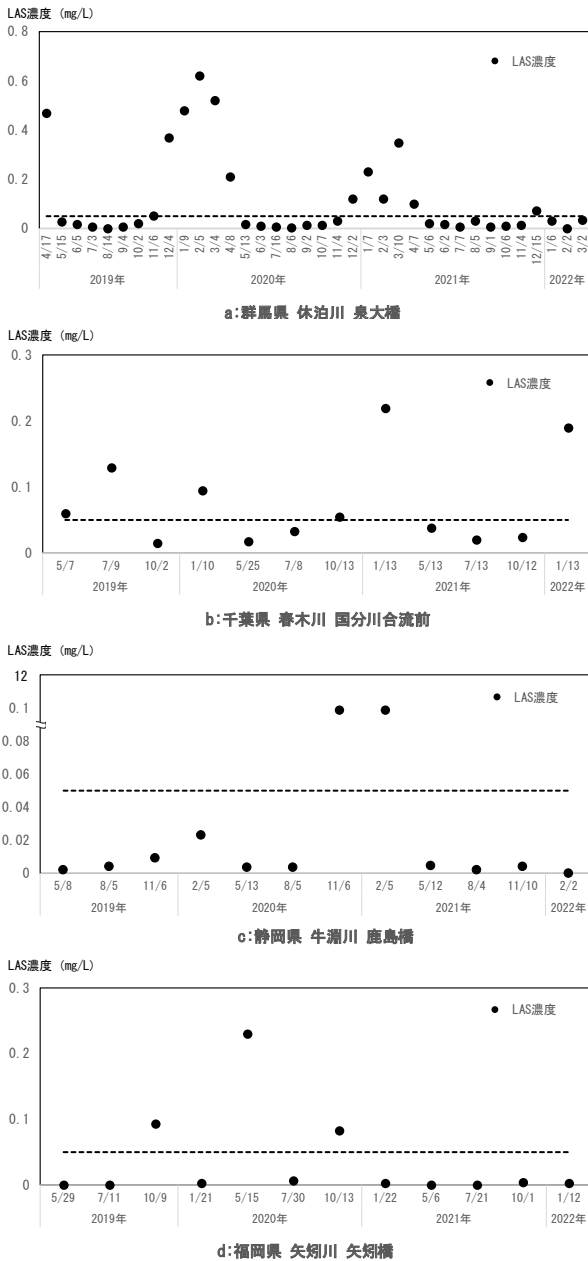


図1 2019年度～2021年度のLASの年平均濃度が基準値を超過した地点における測定日別濃度の時系列変化

注) 点線は生物B類型の基準値0.05mg/Lを示す。

(環境省a(2024)のデータより筆者作成)

## 2. 環境濃度の変動要因

水中濃度は物質量を水量で除した値である。濃度が高い要因としては物質量が多いこと、または水量が少ないことが考えられる。化学物質の場合、その物質が河川へ多く排出される地点や時期、または河川の流量が少ない地点や時期に高濃度が発生する。河川の流量は降水量に応じて増減するため、同じ地点でも時々刻々と変化し、河川水中の化学物質濃度も流量に応じて変動する。夏季は降水量が多く流量が増加して濃度が減少するだけでな

く、水温が高くなり生分解が進むために濃度が減少しやすくなる。逆に、冬季は降水量が少なく流量が減少し、水温が低く生分解しにくいために濃度が高くなる傾向がある。図1に示した各地点の高濃度が排出量増加などの人為的要因によるものか、流量や水温の変動など自然的要因によるものかを把握することは、水生生物環境基準の達成に向けた対策を検討する上で重要である。

岩崎ほか(2019)は、2015年度の測定結果に基づき、LASの高濃度地点群は低濃度地点群と比較して、蛇行等によって水面幅が自然に大きく変化する河川ではなく、水面幅の変化が少ない小規模の河川に多くみられること、周辺に森林や農地が少なく、住宅地や市街地が密集する都市域に多くみられること、そして、有機汚濁が進行した河川に多くみられることを示した。したがって、LASの高濃度の要因は土地利用や都市化、河川規模などの観点も含めて総合的に考察することが望ましい。

## IV 観測濃度の不確実性に関する考察

### 1. 水環境リスク評価の考え方

本節では、LASの水生物環境基準の達成状況の判断について、水環境リスク評価の観点から考える。水生生物を対象とした最も簡便で一般的なリスク評価の方法は、ハザード比(HQ:Hazard Quotient)を用いるものである。HQとは予測される水環境中の化学物質の予測環境濃度(PEC: Predicted Environmental Concentration)とこれ以下では水生生物への影響がないと見なされる予測無影響濃度(PNEC: Predicted No-Effect Concentration)の比の値であり、その比が1以上であれば水生生物へのリスクの懸念があると、1より小さければリスクの懸念は低いと判定する。PECとPNECは両者とも情報や知見の不足に起因する不確実性を含む。PNECの不確実性に関する研究は確率分布を仮定して解析する方法など数多くあるため(中西ほか 2007)、ここでは議論の対象としない。PECの不確実性に関しては、まず、観測値の不足によるものが挙げられる。観測値は観測の地点や時期が限られており、観測されていない地点や時期に高濃度が発生している可能性がある。PECにはそのような潜在的な濃度を含める必要があるものの、環境濃度の観測には労力と費用の面から限界があるため、別の方法で推定しなければならない。

観測以外の環境濃度を把握する方法として、環境中の物質の動態をモデル化し、モデル計算により濃度を推定する方法がある。この方法では観測ほど費用や労力をかけずに多くの地点や時期の濃度を得ることができる。しかし、どのようなモデルも実環境を完全には再現できず、

さまざまな仮定を置いて推定するため、実環境との乖離が発生し、必ず不確実性を伴う。その不確実性はモデルの精度を向上させることにより小さくすることができる。欧米では水環境中の化学物質濃度をモデルで推定する研究を世界に先駆けて進めてきた (Feijtel et al. 1997; Schulze and Matthies 2001; Keller, et al. 2007)。アジアを対象としたモデル推定の研究も増えてきている (Whelan et al. 2012; Jolliet et al. 2020)。日本では水環境中の観測濃度やモデルによる推定濃度の不確実性に関する議論はあまり行われていない。

## 2. 不確実性の要因に関する検討

以下に観測濃度に生じる不確実性について考えられる要因を挙げる。

### 1) 観測地点の不足

水質調査方法 (環境省b 2024) によれば、採水地点として、利水地点、主要な汚濁水が河川に流入した後十分混合する地点および流入前の地点、支川が合流後十分混合する地点および合流前の本川または支川の地点、流水の分流地点、その他必要に応じ設定する地点を考慮して選定するよう示されている。観測地点は物質によらず決められている。化学物質ごとに発生源は異なるため、それらの発生源を考慮して観測を行うことが望ましいが、実際に行うことは容易でない。

また、河川水の採水は作業面から橋の上から行うことが多い。橋がない地点で観測濃度が高い可能性があるが、それを確認することができず、不確実性が生じる。

### 2) 観測頻度の不足

水質調査方法 (環境省b 2024) には、採水分析は年間を通じ、原則として月1日以上行うことが記載されている。調査の時期は、低水流量時および水利用が行なわれている時期を含めるものとし、採水日は、その前に比較的晴天が続き水質が安定している日とされている。流量は前日から前々日の降水や上流側の降水の影響を受けるため、非降雨時であっても同じ流量や流速になるとは限らない。その場合、月1回程度の非降雨時の観測濃度から求めた年平均値の妥当性に懸念が残る。観測頻度は可能な限り多い方が不確実性は小さくなる。

化学物質によっては雨水に含まれて河川に押し流されるものもある。たとえば、自動車の排気ガス等に含まれた化学物質が降雨時に道路排水として雨水管を流下し、河川や海域に流出し、水環境中濃度が増加することもある。それを確認するためには降雨時の化学物質濃度を観

測する必要があるが、降雨時の採水作業は難しく、観測濃度を得にくいいため、不確実性が高まることになる。

### 3) 採水位置および採水時刻の違い

採水位置に関しては、水質調査方法 (環境省b) では「各採水地点は原則として流心 (一般的には流速が周囲よりも速くなっている河川の中央部) とするが、汚濁水の偏流が著しい場合、川幅が広い場合等においては、状況によっては右岸部と左岸部を別々の採水地点として設定する」との記載がある。河川の形状は一樣ではなく、曲線部では外側の流速は内側より大きい傾向がある。河川断面の流量や流速は水平および鉛直方向で時々刻々変化するため、河川水中の物質濃度は均一ではないことが考えられる。木村ほか (2019) は、一般的な調査・研究で用いられる流水断面中央の表層水の濃度で流水断面全体の濃度を代表させる方法は負荷量を正確に評価できない可能性を示している。採水の位置や時刻により観測濃度が変化するため、これらも不確実性をもたらす。

## 3. 不確実性の課題への対応

前節では、河川水中の化学物質の観測濃度に生じる不確実性について考え得る要因を挙げた。これらの不確実性の存在を認識しても、観測には限界があり、リスク評価に十分な観測濃度は得られないままである。緒方 (2009) は一般的なリスク解析の不確実性について、「知識や情報に起因する不確実性は、科学的な知見やデータの蓄積、情報の収集によって小さくすることができる。ただし、われわれがリスク解析の対象としている地球、社会、人間集団などは、いずれも複雑なシステムであり、科学がたとえ進歩してもすべての現象のメカニズムが決定論的に説明されるような完璧な科学的情報が得られるわけではない。」と述べている。

しかし、中西 (2004) は、環境リスク学は環境観測が基本であり、観測しないと問題点が見つからないと指摘している。不確実性の問題に対処するためにも、今後も観測を継続および拡大させていく必要があると考える。

## V おわりに

持続可能な水資源の管理の観点から、化学物質の水環境リスク評価は今後ますます重要になると考えられる。本稿では水生生物環境基準の達成状況の評価や水環境リスク評価に用いる化学物質の観測濃度の不確実性を明らかにする必要性を強調したが、水環境中の濃度が全く観測されていない化学物質が多いことも重大な問題である。

そのためにも観測を拡大させていくことは必須だが、

観測には限界があるため、将来的にはAIを活用したデータ同化など、観測とモデルを融合する方法を導入することが期待される。

謝辞 本内容はお茶の水女子大学大学院在学中にご指導いただいた田宮兵衛名誉教授にご議論をお願いすることを考えていたものである。感謝と謝意を込めて、2023年4月にご逝去された田宮先生に捧げる。

## 注

1) 類型指定を行う水域について、その水域を代表する地点で、環境基準の維持達成状況を把握するための地点をいう。環境基準類型があてはめられた水域ごとに1地点以上あり、原則として毎月1回以上の水質測定を実施している。

## 文献

- 岩崎雄一・本田大士・西岡 亨・石川百合子・山根雅之 2019. LAS 濃度が高い河川地点はどんな特徴があるか？水生生物保全を目的とした水環境管理への示唆. 水環境学会誌 42(5): 201-206.
- 緒方裕光 2009. リスク解析における不確実性. 日本リスク研究学会誌 19(2): 3-9.
- 環境省a. 公共用水域水質測定結果 <https://www.env.go.jp/water/suiiki/index.html> (最終閲覧日: 2024年1月28日)
- 環境省b. 水質調査方法. <https://www.env.go.jp/hourei/05/00140.html> (最終閲覧日: 2024年1月28日)
- 環境省c. PRTRインフォメーション広場. <https://www.env.go.jp/chemi/prtr/risk0.html> (最終閲覧日: 2024年1月28日)
- 環境省中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会 2003. 水生生物の保全に係る水質環境基準の設定について (第一次報告). [https://www.env.go.jp/council/toshin/t094-h1504/houkoku\\_2.pdf](https://www.env.go.jp/council/toshin/t094-h1504/houkoku_2.pdf) (最終閲覧日: 2024年1月28日)
- 木村真夏・安原正也・李 盛源 2019. 河川の流水断面における主要溶存成分ならびに溶存態重金属類の濃度分布について—埼玉県福川を例として. 地球環境研究 21: 169-178.
- 中西準子 2004. 『環境リスク学』日本評論社.
- 中西準子・花井荘輔・蒲生昌志・吉田喜久雄 2007. 『リスク評価の知恵袋シリーズ2 不確実性をどう扱うか—データの外挿と分布』丸善株式会社.
- Feijtel, T., Boeijs, G., Matthies, M., Young, A., Morris, G., Gandolfi, C., Hansen, B., Fox, K., Holt, M., Koch, V., Schroder, R., Cassani, G., Schowanek, D., Rosenblom, J. and Niessen, H. 1997. Development of a geography-referenced regional exposure assessment tool for European rivers - great-er contribution to great-er #1. *Chemosphere* 34(11): 2351-2373.
- Jolliet, O., Wannaza, C., Kilgallon, J., Speirs, L., Franco, A., Lehner, B., Veltman, K. and Hodges, J. 2020. Spatial variability of ecosystem exposure to home and personal care chemicals in Asia. *Environment International* 134: 105260.
- Keller, V.D.J., Rees, H.G., Fox, K.K. and Whelan, M.J. 2007. A new generic approach for estimating the concentrations of down-the-drain chemicals at catchment and national scale. *Environmental Pollution* 148(1): 334-342.
- Schulze, C. and Matthies, M. 2001. Georeferenced aquatic fate simulation of cleaning agent and detergent ingredients in the river Rur catchment (Germany). *Science of the Total Environment* 280(1-3): 55-77.
- Whelan, M.J., Hodges, J.E.N., Williams, R.J., Keller, V.D.J., Price, O.R. and Li, M. 2012. Estimating surface water concentrations of “down-the-drain” chemicals in China using a global model. *Environmental Pollution* 165: 233-240.

---

いしかわ・ゆりこ(1997年度大学院後期課程修了)  
国立研究開発法人産業技術総合研究所

## River Water Quality Measurement Results Considered from a Risk Perspective: Chemicals Possibly Affecting Aquatic Organisms

ISHIKAWA Yuriko