

大阪市内河川における水生生物へ影響を及ぼし得る 化学物質のスクリーニング

大阪市立環境科学研究センター 研究員 柿並 正剛

1. はじめに

経済活動や科学技術の発展に伴い多様な化学物質が環境中へ排出されており、医薬品・パーソナルケア製品 (PPCPs)、農薬、可塑剤、難燃剤などが水環境中に存在する。このような化学物質が水生生物へ影響を及ぼす可能性が指摘されており (Yang *et al.*, 2021, Das *et al.*, 2024)、環境中に存在する化学物質の種類、分布および濃度実態を把握することが重要である。しかし、環境中に存在する化学物質は多岐にわたり、それらを個別にターゲット分析することにはコストおよび時間の面で限界がある。そのため、近年では、こうした課題に対応する手法として、GC/MS や LC/MS を用いた網羅的なスクリーニング分析が活用されている。

スクリーニング分析手法の一つとして、GC/MS による自動同定定量システム (AIQS-GC) がある (Kadokami *et al.*, 2005)。AIQS-GC は、保持時間、マススペクトルおよび検量線情報をデータベース化し、約 1000 物質の半揮発性有機化合物を一斉に同定・半定量できる手法である (Kadokami *et al.*, 2009, 中島, 2023)。この手法は、河川等を対象とした調査へ適用されており (Miyawaki *et al.*, 2021, Omagari *et al.*, 2022)、効率的な水環境中の化学物質の把握に有用である。

水環境中の化学物質の生態リスク評価では、環境中濃度 (MEC) と予測無影響濃度 (PNEC) との比である MEC/PNEC が広く用いられており、一般にこの値が 1 を超える場合には、水生生物に対する影響が懸念される (Rout *et al.*, 2021, Singh and Ranjan, 2024)。また、環境省の化学物質の環境リスク初期評価では、予測環境中濃度 (PEC) /PNEC が 1 以上の場合は「詳細な評価を行う候補」、0.1 以上 1 未満の場合は「情報収集に努める必要がある」と判定されている。したがって、AIQS-GC により得られた半定量値を PNEC と比較することで、水生生物に影響を及ぼす可能性のある化学物質をスクリーニングできると考えられる。

大阪市は大都市であり、淀川流域の下流に位置することから、上流域を含む広域的な負荷に加え、市街地由来の生活排水、事業場排水など、多様な発生源の影響を受ける地域である。さらに、市内には淀川や大和川のような大規模河川だけでなく、寝屋川や平野川などの中小河川も存在する。これらの中小河川は大規模河川に比べて水量が少なく、排水の影響を強く受けやすいため、化学物質濃度が相対的に高くなる可能性がある。また、河川により負荷源が異なるため河川ごとに特徴的な化学物質分布を示す可能性がある。

一方、都市河川を対象とした既往研究では、多地点かつ定期的な測定を通じて、化学物質の空間分布、季節変動およびリスク指標を統合的に評価した研究は限られている。大阪市内河川においてもそのようなデータは十分に整備されておらず、平常時における化学物質の分布や、水生生物への影響の観点から優先的に注視すべき物質について十分な知見が蓄積されていない。

そこで本研究では、大阪市内およびその周辺の主要河川 10 地点において、10 ヶ月にわたり月 1 回の継続採水を行い、AIQS-GC によるスクリーニング分析を実施した。そして、検出物質や濃度の地点差および季節変動を整理するとともに、各物質の MEC/PNEC を算出し、水生生物への影響が懸念される物質の抽出を試みた。これにより、大阪市内河川にお

ける平常時の化学物質汚染の実態を明らかにするとともに、優先的に監視・評価すべき物質を示すことを目的とした。

2. 方法

2.1 採水地点および採水方法

採水は、大阪市内の菅原城北大橋(淀川)、新京阪橋(安威川)、千船大橋(神崎川)、船町(木津川運河)、遠里小野橋(大和川)、大黒橋(道頓堀川)、南弁天橋(平野川)、天王田大橋(平野川分水路)、徳栄橋(古川)および京橋(寝屋川)の10地点で実施した(図1)。採水期間は2025年4月から2026年1月、各地点において月1回、計10回採水を行った。試料は容量500 mLの褐色ガラス瓶に満水になるように採取し、全量を分析に供した。

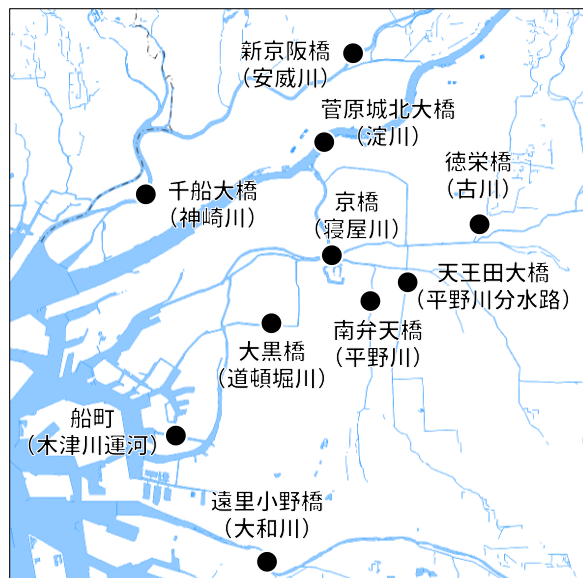


図1 大阪市内河川採水地点(地理院地図 Vector)

2.2 前処理

試料の前処理は、環境省のAIQS-GCスクリーニング分析法マニュアルを参考に実施した(図2)。試料約500 mLに1 mol L⁻¹リン酸緩衝液0.5 mLを添加した後、Oasis HLBカートリッジを上段、AC-2カートリッジを下段に連結した固相抽出カラムに20 mL min⁻¹で通水した。通水後、固相カートリッジを精製水40 mLで洗浄し、窒素ガスを40分以上通気して乾燥させた。溶出は、Oasis HLBカートリッジについてはアセトン2 mLおよびジクロロメタン3 mL、AC-2カートリッジについてはアセトン3 mLで行った。得られた溶出液は窒素気流下で1 mLまで濃縮した後、ヘキサン5 mLを加え、無水硫酸ナトリウムで脱水した。その後、窒素気流下で0.5 mL以下まで濃縮し、10 μg mL⁻¹内部標準液(林純薬工業、AIQS/NAGINATA 内部標準 Mix)を50 μL添加した。そしてヘキサンの0.5 mLに定容したものをGC/MS分析に供した。ブランクとして超純水も試料と同様の前処理を行った。

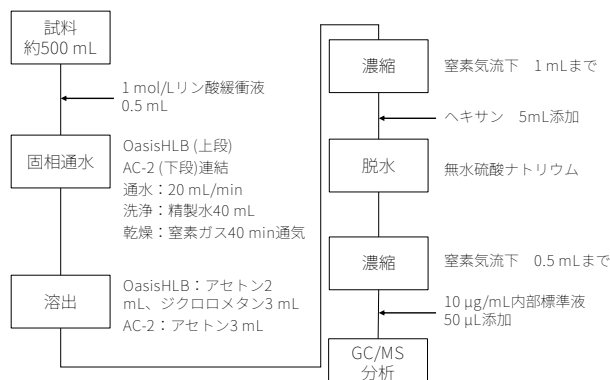


図2 試料の前処理方法

2.3 GC/MS 測定条件

GC/MS分析には、8890 GCおよび5977B GC/MSD (Agilent Technologies)を使用した。カラムにはDB-5ms(長さ30 m、内径0.25 mm、膜厚0.25 μm)を用いた。カラム温度は40°Cで2分保持後、8°C/minで310°Cまで昇温し、310°Cで5分保持した。注入口温度は250°C、トランスファーライン温度は300°C、イオン源温度は200°Cとした。試料注入はスプリットレス法で行い、注入量は1 μLとした。キャリアーガスにはヘリウムを用いた。イオン化法は電子イオン化法とし、スキャン範囲は40-600 m/z、スキャン速度は0.3 s/scanとした。

AIQS による半定量値の取得には、データベース作成時と同等の GC/MS 装置状態で試料を測定する必要があるため、試料測定前に AIQS/NAGINATA クライテリア MixIII (林純薬工業) を用いて装置性能評価試験を実施した。クライテリアには、装置状態を評価する標準物質や保持時間補正のための C9~C33 の *n*-アルカンが含まれており、評価標準物質が所定の基準を満たすことを確認した。

2.4 添加回収試験

分析法の妥当性を確認するため、超純水および河川水試料 (南弁天、10月) を用いて添加回収試験を実施した。試験は各3反復で行った。対象物質は、66種農薬混合標準液水質-1-2 (Wako)、48種農薬混合標準液水質-5 (Wako)、リン酸エステル7種混合標準 (CIL)、フタル酸エステル混合標準9種 (関東化学)、カフェイン (Wako)、ガラクソリド (TRC)、クロタミトン (TRC)、トナリド (TRC)、ビスフェノール A (Wako)、 δ -ダマスコン (Sigma Aldrich)、カルバマゼピン (東京化成工業)、4-ノニルフェノール (関東化学)、1,4-ジクロロベンゼン (Sigma Aldrich)、2-(メチルチオ)ベンゾチアゾール (東京化成工業)、2-ヒドロキシベンゾチアゾール (東京化成工業)、ベンゾチアゾール (Wako)、BHT (Wako)、4-tert-オクチルフェノール (Sigma Aldrich) とし、農薬のうち一部対象外の物質を除いた計141物質とした。各標準液は試料中濃度が $1 \mu\text{g L}^{-1}$ になるように固相抽出前に $10 \mu\text{g mL}^{-1}$ 溶液を $50 \mu\text{L}$ 添加した。

2.5 MEC/PNEC

AIQS-GC により得られた半定量濃度を環境中濃度 (MEC) とし、各物質について予測無影響濃度 (PNEC) との比 (MEC/PNEC) を算出した。

$$\text{PNEC} = \text{毒性値 (EC}_{50}\text{、LC}_{50}\text{、NOEC)} / \text{アセスメント係数}$$

・ PNEC の参照および算出方法

PNEC は下記順の優先順位で決定した。

- I. 環境省の環境リスク初期評価報告書に記載の PNEC を参照した。
- II. 環境省の生態影響試験結果における毒性値から PNEC を算出した。
- III. 製品評価技術基盤機構の NITE-CHRIP で調べた GHS 分類結果における毒性値から PNEC を算出した。
- IV. 環境省の水域の生活環境動植物の被害防止に係る農薬登録基準における毒性値から PNEC を算出した。
- V. OECD Existing Chemicals Database における毒性値から PNEC を算出した。
- VI. 論文等により毒性試験情報を入手し PNEC を算出した。

II~VIにおいては PNEC を環境省「化学物質の初期リスク評価ガイドライン」に従って算出した (表 1)。魚類、甲殻類および藻類に対する急性毒性値 (EC₅₀、LC₅₀ 等) または慢性毒性値 (NOEC) をアセスメント係数で除し、そのうち最も小さい値を PNEC とした。

表 1 予測無影響濃度 (PNEC) の設定に使用されるアセスメント係数

分類	アセスメント係数
1~2 の生物群について信頼性のある急性毒性値がある。	1,000
3 つの生物群全てについて信頼性のある急性毒性値がある。	100
1~2 の生物群について信頼性のある慢性毒性値がある	100
3 つの生物群全てについて信頼性のある慢性毒性値がある。	10

3. 結果

3.1 添加回収試験

添加回収試験の結果、超純水および河川水試料の回収率および半定量濃度に大きな差は認められなかった(図3)。回収率が50~150%の範囲に入った物質数は超純水で127物質、河川水で125物質であり、また、半定量濃度が0.5~1.5 μg L⁻¹の範囲に入った物質数はいずれも121物質であった。これらの結果から、本研究で用いた前処理およびAIQS-GCによる半定量分析は、河川水中の多様な化学物質をスクリーニングする上で概ね良好な妥当性を有すると考えられた。

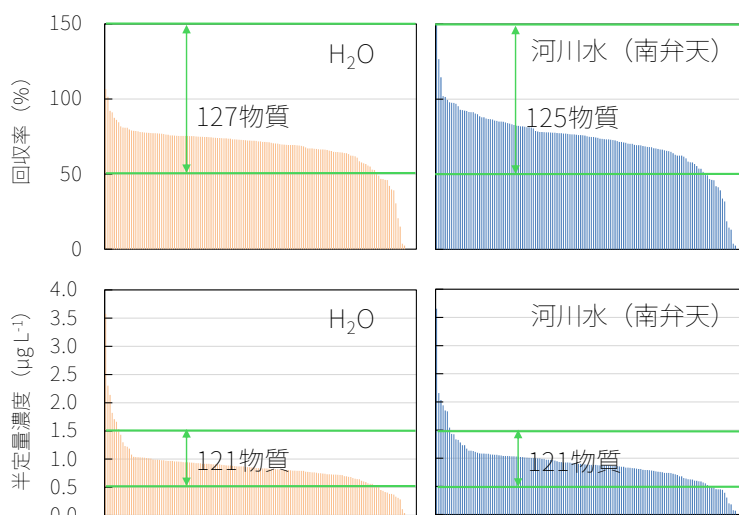


図3 添加回収試験における回収率および半定量濃度
横軸は値の大きい順に並べている。

3.2 採水地点における検出物質数および半定量濃度

各地点で検出された物質数は概ね40~70物質であった(図4)。また、全物質の平均半定量濃度の合計は地点により明瞭な差が認められ、南弁天、天王田、徳栄、京橋など、下水処理水の影響が大きいと考えられる地点で高い傾向を示した。糞便指標となるコプロスタノールの濃度(Isobe *et al.*, 2004)も、これらの地点で高い値を示しており、下水処理水の影響を裏付ける結果であった。淀川のような大河川では相対的に濃度が低い物質が多く、流量による希釈の影響が大きいと考えられた。検出された物質は難燃剤・可塑剤、医薬品、香料のような都市河川に特徴的なものであった。

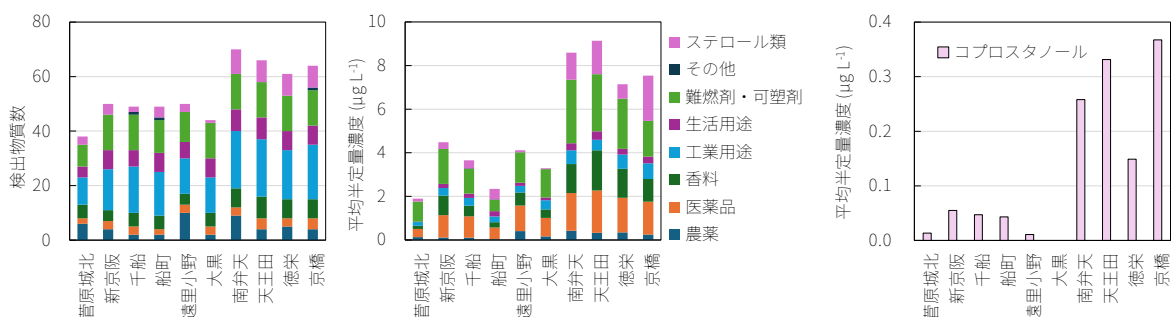


図4 採水地点ごとの検出物質数、全検出物質の平均半定量濃度およびコプロスタノールの半定量濃度

3.3 検出された化学物質

検出率が高い化学物質は、クロタミトン (97%)、ガラクソリド (96%)、リン酸トリス (1-クロロ-2-プロピル) (95%)、リン酸トリス (2-クロロエチル) (93%)、カフェイン (90%)、フタル酸ジイソブチル (88%)、フタル酸ジブチル (87%)、フタル酸ジエチルヘキシル (75%)、ブロマシル (75%) などが挙げられた (表2)。これらには医薬品、香料、難燃剤、可塑剤、農薬が含まれており、大阪市内河川には生活由来物質と産業由来物質、さらに農業由来物質が混在して存在していることが示された。

また、地点別検出率をみると、南弁天、天王田、徳栄、京橋では多くの物質で高い検出率を示した一方、菅原城北では相対的に低い物質が多かった。このことから、化学物質の存在実態は一様ではなく、水量や負荷源の違いが地点ごとの検出頻度に反映されていると考えられた。さらに、高頻度検出物質の濃度範囲は広く (図5)、同一物質でも地点ごとまたは採水日ごとの濃度差が大きいことが分かった。

表2 検出物質の全体での検出率および地点ごとの検出率 (全体検出率 10%以上)

化合物名	全体	菅原城北	新京阪	千船	船町	遠里小野	大黒	南弁天	天王田	徳栄	京橋	用途
クロタミトン	97	100	100	100	70	100	100	100	100	100	100	医薬品
ガラクソリド	96	100	100	100	80	90	90	100	100	100	100	香料
リン酸トリス (1-クロロ-2-プロピル)	95	90	100	100	70	90	100	100	100	100	100	難燃剤・可塑剤
リン酸トリス (2-クロロエチル)	93	80	100	100	60	90	100	100	100	100	100	難燃剤・可塑剤
カフェイン	90	90	90	100	80	90	80	100	90	80	100	医薬品
フタル酸ジイソブチル (DIBP)	88	100	100	90	80	90	90	100	60	80	90	難燃剤・可塑剤
フタル酸ジブチル	87	100	100	100	70	90	90	90	70	80	80	難燃剤・可塑剤
アセトフェノン	85	50	90	90	60	90	90	90	100	100	90	工業用途
プロモブチド	85	100	70	70	80	70	90	90	90	100	90	農薬
ジエチルトルアミド	83	20	100	80	60	80	90	100	100	100	100	生活用途
トナリド	79	40	100	70	40	70	80	100	100	100	90	香料
δ-ダマスコン	77	30	100	80	50	80	50	100	100	100	80	香料
フタル酸ジエチルヘキシル	75	40	60	50	70	60	90	100	100	100	80	難燃剤・可塑剤
ブロマシル	75	60	60	60	40	90	70	100	80	100	90	農薬
フタル酸ジエチル	71	50	70	70	60	60	70	70	90	80	90	難燃剤・可塑剤
ビスフェノール A	66	50	50	80	60	30	90	70	80	80	70	工業用途
2- (メチルチオ) ベンゾチアゾール	64	0	80	70	30	30	60	100	100	100	70	工業用途
ベンゾフェノン	57	30	80	40	30	40	80	60	70	70	70	工業用途
ベンゾチアゾール	54	50	60	40	40	40	80	70	40	60	60	工業用途
2-フェノキシエタノール	42	0	60	40	60	40	40	40	40	40	60	生活用途
リン酸トリエチル	41	0	40	20	0	30	20	60	90	100	50	難燃剤・可塑剤
フタル酸ジメチル	40	20	50	40	10	20	60	40	50	50	60	難燃剤・可塑剤
スクアラン (スクワレン)	34	0	40	40	20	20	10	40	70	70	30	生活用途
カプロラクタム	33	80	40	20	30	20	40	20	10	20	50	工業用途
ジブチルヒドロキシトルエン (BHT)	33	10	40	20	30	30	30	30	40	40	60	生活用途
リン酸トリブチル	31	0	20	30	10	40	40	30	70	20	50	難燃剤・可塑剤
L-メントール	29	20	30	60	50	0	40	30	20	10	30	香料
1,4-ジクロロベンゼン	28	10	20	20	50	10	40	30	50	30	20	生活用途
ベンジルアルコール	28	20	30	20	30	20	20	40	40	30	30	生活用途

オクタノール	26	10	30	10	40	30	40	20	30	20	30	工業用途
カルバマゼピン	26	0	10	10	0	50	10	50	60	50	20	医薬品
リン酸トリス (1,3-ジクロロ-2-プロピル)	25	0	20	10	0	40	10	50	40	50	30	難燃剤・可塑剤
リン酸トリス (2-ブトキシエチル)	24	0	20	10	10	0	20	40	40	60	40	難燃剤・可塑剤
2-ヒドロキシベンゾチアゾール	20	0	20	20	0	20	10	50	10	40	30	工業用途
リン酸トリフェニル	16	0	10	0	10	0	10	30	50	20	30	難燃剤・可塑剤
フェノール	14	0	10	10	10	30	0	10	30	20	20	工業用途
4-ノニルフェノール	13	0	0	0	0	0	30	40	0	50	10	工業用途
2-メチル-2,4-ペンタンジオール	12	0	10	30	0	10	0	10	30	0	30	工業用途
4-ニトロフェノール	12	0	10	20	20	10	0	10	10	20	20	工業用途
アニリン	12	10	10	10	20	10	0	10	10	20	20	工業用途
2-ブトキシエタノール (ブチルセロソルブ)	11	0	10	30	40	0	0	10	10	0	10	工業用途
イソホロン	11	0	0	0	10	0	20	20	20	10	30	工業用途
α-ダマスコン	10	0	0	0	0	10	0	20	30	30	10	香料

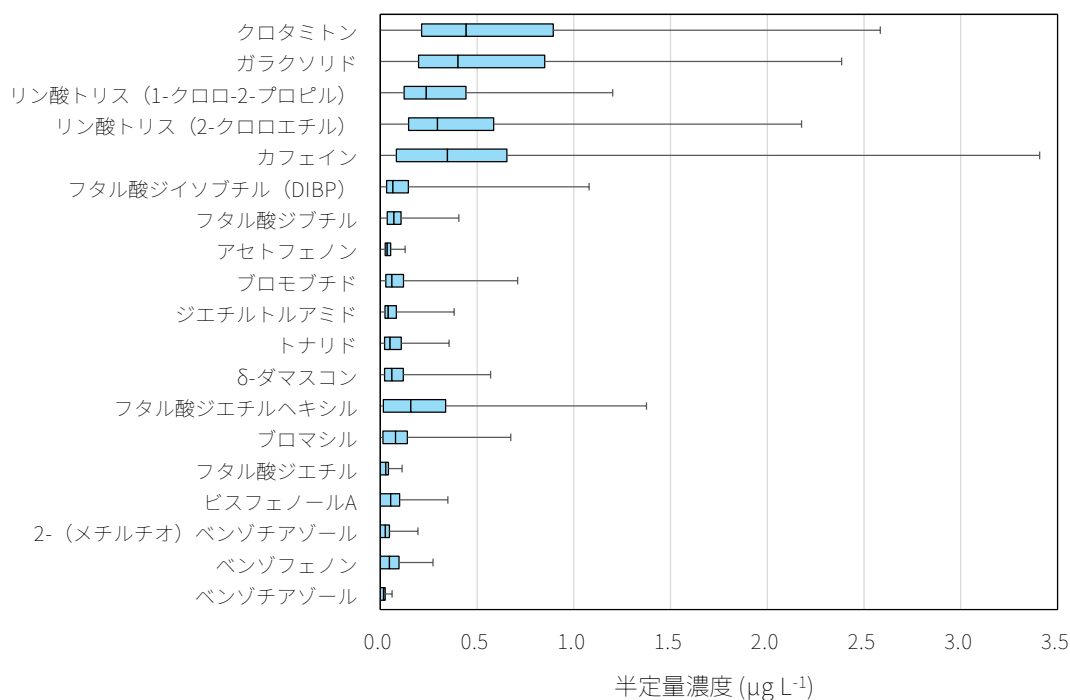


図5 高頻度検出物質 (全体検出 50%以上) の半定量濃度

3.4 個別物質の分布特性と季節変動

クロタミトン (鎮痒剤)、ガラクソリド (化粧品香料)、リン酸トリス (1-クロロ-2-プロピル) およびリン酸トリス (2-クロロエチル) (いずれも難燃剤)、ならびにフタル酸ジエチルヘキシル (可塑剤) は、いずれも南弁天、天王田、徳栄など下水処理水の影響が大きいと考えられる地点で比較的高濃度を示した (図 6.1, 図 6.2)。これらの物質は用途こそ異なるものの、生活排水や都市活動に由来する負荷の影響を受けていることが示唆された。特に、クロタミトンおよびガラクソリドでは冬季にかけて濃度が上昇する傾向がみられた。クロタミトンについては日本の都市河川において冬季に濃度が上昇する傾向が確認されて

おり (Suzuki *et al.*, 2021)、本研究においても同様の結果が得られた。これらの物質で認められた冬季の濃度上昇には、製品使用量の変化、あるいは河川流量の低下が関与している可能性がある。一方、リン酸エステルやフタル酸ジエチルヘキシルについては、難燃剤・可塑剤として広く使用されていることを踏まえると事業場排水等の寄与も関与している可能性がある。

ブロマシル (除草剤) は、天王田および徳栄などの下水処理水の影響が大きい地点に加え、遠里小野でも比較的高濃度を示した。また、6月、10月および11月に濃度上昇が認められた。ブロマシルは道路や駐車場等の非農耕地で使用されることから、都市域の面源負荷として存在し、降水に伴い河川へ流入していると考えられる。特に6月の高濃度時には採水日前の降雨量が多かったことから(図7)、使用後に降雨流出した可能性が示唆された。一方、10月および11月の高濃度については降雨との明瞭な対応がみられず、散布時期、局所的な使用実態、あるいは流域内の別の流出要因が関与している可能性がある。また、近年は局地的な集中豪雨の発生が増加しているが、本検討で参照した降水量は1地点の観測値に基づくものであるため、流域内の空間的な降雨分布を十分に反映していない可能性がある。したがって、降雨が市内河川全体へ及ぼす影響を評価する上では、今回の降水量データのみでは不十分であった可能性がある。

カフェイン (飲料成分・医薬品成分) は全地点で中央値が比較的近い値を示した一方で、京橋で比較的高濃度を示し、10月には天王田および京橋で高濃度となった。カフェインは主に下水処理水から排出されると考えられ、下水処理過程で比較的分解されやすいことが報告されている (Buerge *et al.*, 2003)。そのためクロタミトンのような分解されにくい物質ほど明瞭な地点差が現れなかった可能性がある。ジエチルトルアミド (防虫剤) についても10月に天王田で高濃度を示し、カフェインと類似した変動傾向が認められた。このことから、一時的に処理が十分でない生活由来排水の影響を受けた可能性が示唆された。

フタル酸ジイソブチルおよびフタル酸ジブチル (可塑剤) は、他の多くの物質とは異なり菅原城北で比較的高濃度を示す傾向が認められた。これは、下水処理水の影響が大きい地点で高濃度を示したフタル酸ジエチルヘキシルとは対照的であり、同じ可塑剤であっても発生源や流域内での挙動が異なることを示している。この傾向から、フタル酸ジイソブチルおよびフタル酸ジブチルについては、都市内部における下水由来負荷に加え、上流域からの流入負荷の影響も受けている可能性が考えられた。大阪市内河川における化学物質分布は、市内の下水処理水等の排水の影響に加え、上流域を含む流域全体の負荷特性を反映していることが示唆された。

また、水稻用農薬6物質が検出された。殺菌剤であるメトミノストロビンE、イソプロチオラン、フルトラニルおよびピロキロンは主に7月に、初期除草剤であるブタクロールおよびプレチラクロールは主に6月に検出され、一般的な使用時期に対応して検出された(図8)。特に遠里小野および南弁天で検出され、上流の水田の影響を受けていると考えられる。月1回の調査によって、生活由来や工業由来の物質だけでなく農薬の季節的な流入も把握できることが分かった。

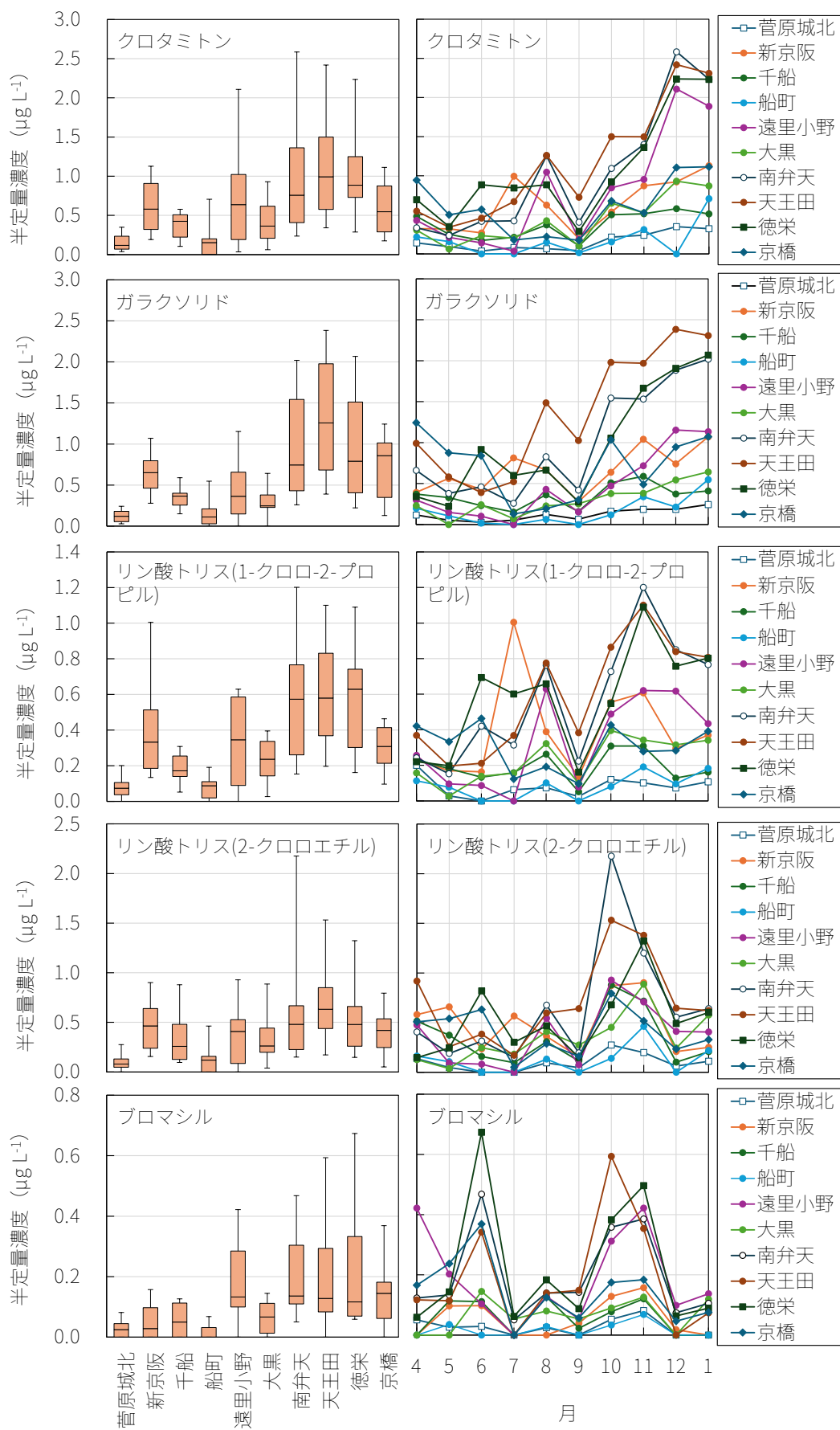


図 6.1 主要な検出物質の半定量濃度（地点別箱ひげ図および月別濃度）

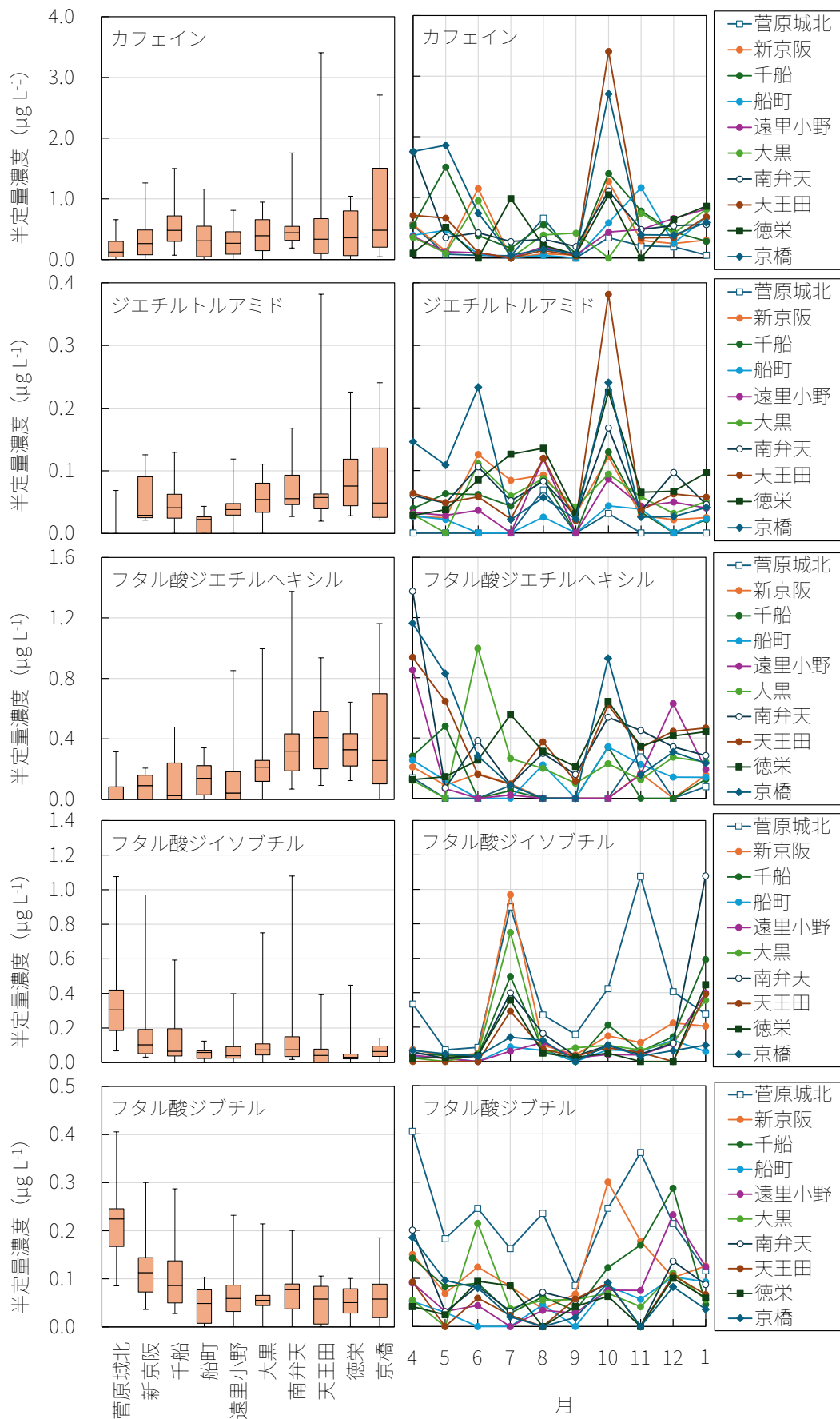


図 6.2 主要な検出物質の半定量濃度（地点別箱ひげ図および月別濃度）

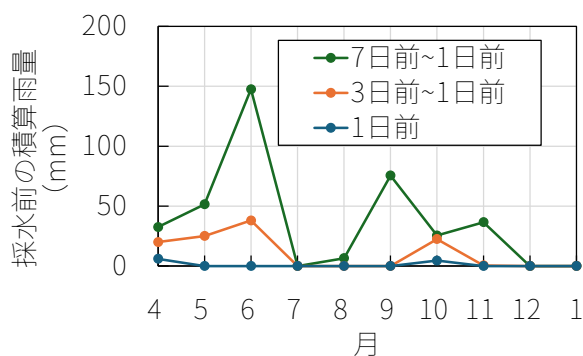


図7 採水日前までの大阪市の積算雨量
(気象庁 過去の気象データ検索 大阪府 大阪)

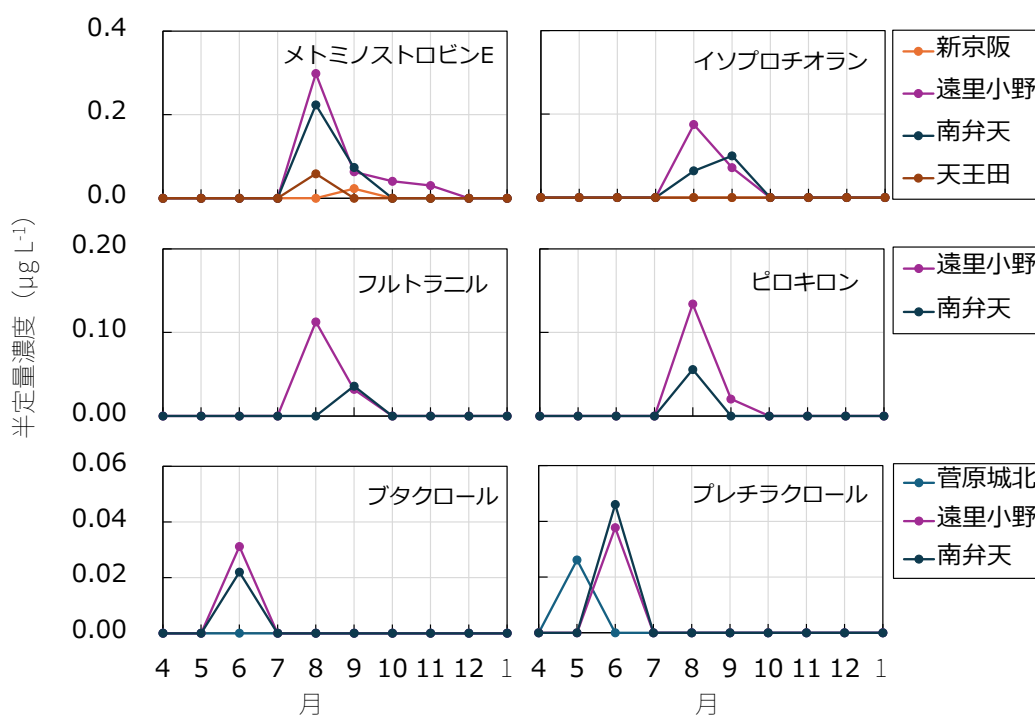


図8 水稲用農薬の月ごとの半定量濃度

4. MEC/PNEC に基づく生態リスクのスクリーニング

各物質について MEC/PNEC を算出した結果、ブロマシルはほとんどの試料で MEC/PNEC が 1 を超えた (表 3) ことから、本研究対象水域において最も優先的に注視すべき物質の一つと考えられた。フタル酸ジエチルヘキシルは、下水影響地点で高濃度を示し、複数回 MEC/PNEC が 1 を超えた。したがって、本物質もブロマシルと並んで生態リスクの観点から重要な物質と考えられた。ガラクソリドおよびフタル酸ジイソブチルは MEC/PNEC が 1 を超える主因とはならなかったものの、0.1 を超える回数が多く (表 4)、慢性的な曝露の観点から無視できない物質であると考えられた。

この結果は、検出頻度が高い物質が必ずしも最も高いリスクを示すわけではないことを示している。例えば、クロタミトンやリン酸トリス (1-クロロ-2-プロピル) は高頻度に検出されたが、少なくとも本研究の整理では、リスク上位物質としてはブロマシルやフタル

酸ジエチルヘキシルがより重要であった。したがって、都市河川における優先管理候補物質の抽出には、検出率や濃度だけでなく、毒性情報を加味した MEC/PNEC による評価が有効であると考えられた。

表3 地点ごとの各物質の MEC/PNEC \geq 1 の回数

化合物名	菅原 城北	新京阪	千船	船町	遠里 小野	大黒	南弁天	天王田	徳栄	京橋	PNEC ($\mu\text{g L}^{-1}$)	用途
ブロマシル	6	6	6	4	9	7	10	8	10	9	0.010	農薬
フタル酸ジエチルヘキシル	0	0	0	0	1	1	1	1	0	3	0.77	可塑剤
ブタクロール	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0.0047	農薬
プレチラクロール	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0.032	農薬
4-ニルフェノール	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0.21	工業用途
フェニトロチオン	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.045	農薬
マラチオン	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.0070	農薬

表4 地点ごとの各物質の $0.1 \leq \text{MEC/PNEC} < 1$ の回数

化合物名	菅原 城北	新京阪	千船	船町	遠里 小野	大黒	南弁天	天王田	徳栄	京橋	PNEC ($\mu\text{g L}^{-1}$)	用途
フタル酸ジエチルヘキシル	3	6	4	7	3	8	8	9	10	5	0.77	可塑剤
ガラクソリド	0	4	0	0	3	0	5	7	5	6	6.8	香料
フタル酸ジイソブチル	4	1	2	0	1	1	2	1	1	0	3.7	可塑剤
4-ニルフェノール	0	0	0	0	0	2	4	0	5	1	0.21	工業用途
4-ニトロフェノール	0	1	1	0	1	0	1	0	1	2	2.5	工業用途
δ -ダマスコン	0	0	0	0	0	0	1	2	2	0	3.5	香料
4-tert-オクチルフェノール	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0.48	工業用途
トナリド	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3.5	香料
メトミノストロビンE	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2.2	農薬
アニリン	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0.40	工業用途
ターバシル	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.061	農薬
フェノール	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0.80	工業用途
フタル酸ジブチル	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.0	可塑剤
プレチラクロール	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.032	農薬

5. まとめ

以上の結果から、大阪市内河川では、下水処理水の影響が大きい地点を中心に多様な化学物質が検出され、特にブロマシルおよびフタル酸ジエチルヘキシルは生態リスクの観点から重要な候補物質であることが示された。また、生活由来物質、工業由来物質、農業由来物質がそれぞれ異なる地点分布や季節変動を示し、都市河川における化学物質の動態が明らかとなった。一方で、本研究の濃度値は AIQS-GC による半定量値であり、個別物質の厳密な定量値ではない。そのため、MEC/PNEC が高い物質については、今後標準品を用いたターゲット分析等により確認することが望ましい。

謝辞

本研究は令和7年度公益財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構水質保全研究助成により実施しました。ここに感謝の意を表します。

また、大阪市立環境科学研究センターの市原真紀子様には AIQS-GC の解析において助言をいただきました。心より御礼申し上げます。

・ 引用文献

Yang, Y., Zhang, X., Jiang, J., Han, J., Li, W., Li, X., Leung, K. M. Y., Snyder, S. A., & Alvarez, P. J. (2021). Which micropollutants in water environments deserve more attention globally?. *Environmental Science & Technology*, 56(1), 13-29.

Das, S., Parida, V. K., Tiwary, C. S., Gupta, A. K., & Chowdhury, S. (2024). Emerging contaminants in the aquatic environment: Fate, occurrence, impacts, and toxicity. In *Bioremediation of Emerging Contaminants in Water*. Volume 1 (pp. 1-32). *American Chemical Society*.

Kadokami, K., Tanada, K., Taneda, K., & Nakagawa, K. (2005). Novel gas chromatography–mass spectrometry database for automatic identification and quantification of micropollutants. *Journal of Chromatography A*, 1089(1-2), 219-226.

Kadokami, K., Jinya, D., & Iwamura, T. (2009). Survey on 882 organic micro-pollutants in rivers throughout Japan by automated identification and quantification system with a gas chromatography-mass spectrometry database. *Journal of environmental chemistry*, 19(3), 351-360.

中島大介. (2023). 環境経路による有機化学物質の複合曝露評価のための分析手法. *環境化学*, 33(Special_Issue), s59-s65.

Miyawaki, T., Nishino, T., Asakawa, D., Haga, Y., Hasegawa, H., & Kadokami, K. (2021). Development of a rapid and comprehensive method for identifying organic micropollutants with high ecological risk to the aquatic environment. *Chemosphere*, 263, 128258.

Omagari, R., Miyabara, Y., Hashimoto, S., Miyawaki, T., Toyota, M., Kadokami, K., & Nakajima, D. (2022). The rapid survey method of chemical contamination in floods caused by Typhoon Hagibis by combining in vitro bioassay and comprehensive analysis. *Environment international*, 159, 107017.

Rout, P. R., Zhang, T. C., Bhunia, P., & Surampalli, R. Y. (2021). Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. *Science of the Total Environment*, 753, 141990.

Singh, P. K., & Ranjan, N. (2024). Ecological impact of pharmaceutical pollutants and options of river health improvements-A risk analysis-based approach. *Science of The Total Environment*, 928, 172358.

Isobe, K. O., Tarao, M., Chiem, N. H., Minh, L. Y., & Takada, H. (2004). Effect of environmental factors on the relationship between concentrations of coprostanol and fecal indicator bacteria in tropical (Mekong Delta) and temperate (Tokyo) freshwaters. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(2), 814-821.

Suzuki, T., Kosugi, Y., Watanabe, K., Iida, H., & Nishimura, T. (2021). Environmental risk assessment of active human pharmaceutical ingredients in urban rivers in Japan. *Chemical and Pharmaceutical Bulletin*, 69(9), 840-853.

Buerge, I. J., Poiger, T., Müller, M. D., & Buser, H. R. (2003). Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters. *Environmental science & technology*, 37(4), 691-700.

・参照ページ

環境省 化学物質の環境リスク初期評価

<https://www.env.go.jp/chemi/risk/> (参照 2026-1-26)

国土地理院 地理院地図 Vector

<https://maps.gsi.go.jp/vector/#7/36.104611/140.084556/&ls=vstd&disp=1&d=1> (参照 2025-6-12)

環境省 AIQS-GC によるスクリーニング分析法暫定マニュアル

<https://www.env.go.jp/content/000123882.pdf> (参照 2026-2-17)

環境省 化学物質の生態影響試験について 生態影響試験

<https://www.env.go.jp/chemi/sesaku/seitai.html> (参照 2026-1-26)

独立行政法人製品評価技術基盤機構 NITE-CHRIP GHS 分類結果

https://www.chem-info.nite.go.jp/chem/chrip/chrip_search/srhInput (参照 2026-1-26)

環境省 水域の生活環境動植物の被害防止に係る農薬登録基準

<https://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun.html> (参照 2026-1-26)

OECD OECD Existing Chemicals Database

<https://hpvchemicals.oecd.org/ui/search.aspx> (参照 2026-1-26)

環境省 化学物質の初期リスク評価ガイドライン (平成26年12月版)

<https://www.env.go.jp/content/900411181.pdf> (参照 2026-1-26)

気象庁 気象庁過去の気象データ検索 大阪府 大阪

https://www.data.jma.go.jp/stats/etrn/select/prefecture.php?prec_no=62 (参照 2026-2-2)