最終処分場浸出水を対象とした PFAS吸着処理のパイロットスケール試験

國井　聡[*1]　太田匡哉[*2]
加藤篤季[*3]　林夕紀子[*1]
森川　純[*1]　芳賀直樹[*1]

要　旨

近年，国内外において，PFASに対する環境規制が強化されている．最終処分場浸出水にPFASが含まれる事例が複数報告されており，その適切な処理技術の確立が求められている．

本研究では，最終処分場浸出水を対象とし，吸着材（粒状活性炭，イオン交換樹脂）を用いたPFAS吸着処理のパイロットスケールでのカラム試験を実施した．浸出水を扱う特性上，高濃度の無機イオンおよび溶存有機物が共存する条件下であったが，本試験条件下では，吸着処理によるPFAS除去は有効であることを確認した．また，長期通水試験によって除去性能を評価し，イオン交換樹脂は活性炭よりも破過に至るまでの時間が長く，5倍以上のBVを示すことを確認した．本研究により，最終処分場浸出水に含まれるPFASの実用的な処理技術の確立に資する知見を得た．

キーワード　最終処分場／浸出水／有機フッ素化合物／PFAS／PFOS／PFOA

目　次

１．はじめに
２．研究方法
３．試験原水の水質
４．PFAS対策手法の検討
５．まとめ
６．最後に

PILOT-SCALE STUDY ON PFAS ADSORPTION TREATMENT FOR LANDFILL LEACHATE

Satoshi KUNII　**Masaya OOTA**
Atsuki KATOU　**Yukiko HAYASHI**
Jun MORIKAWA　**Naoki HAGA**

Synopsis:

In recent years, environmental regulations on per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) have been strengthened both domestically and internationally.

In this study, pilot-scale column tests were conducted to evaluate PFAS adsorption treatment using adsorbents, namely granular activated carbon (GAC) and ion-exchange resin (IX), for landfill leachate. Although the leachate contained high concentrations of inorganic ions and dissolved organic matter, PFAS removal by adsorption was found to be effective under the tested conditions. Long-term continuous-flow experiments were performed to assess treatment performance. The ion-exchange resin exhibited a significantly longer breakthrough time than GAC, achieving more than five times greater bed volumes (BV) before breakthrough occurred. These findings provide valuable knowledge toward the development of practical PFAS treatment technologies for landfill leachate.

＊１本店　ＩＣＩ総合センター　ＩＣＩテクノロジセンター　環境技術グループ
＊２本店　ＰＦＡＳ対策推進室　施工グループ　　＊３本店　ＰＦＡＳ対策推進室　技術営業グループ

1. はじめに

1.1 社会背景

有機フッ素化合物の中でペルフルオロおよびポリフルオロ化合物の総称を PFAS と呼び，1 万種以上の物質があるとされる．PFAS は環境残留性や人体蓄積性が指摘され，規制やリスク管理の動きが強まりつつある．PFAS の 1 種である PFOS，PFOA，PFHxS，LC-PFCA とこれらの関連物質は化審法にて第一種特定化学物質に指定されている[1]．PFOS・PFOA は公共用水域・地下水における指針値として合計値で 50 ng/L 以下に設定され，また，水道法の水質基準としても合計値で 50 ng/L 以下に設定されている[2]．しかしながら，水道水源として，50 ng/L を超過する事例が確認されており[3]，国土交通省は対応事例集[4]および対応マニュアル[5]を公開した．さらに，水質汚濁防止法にて PFOS・PFOA は指定物質とされ，漏出事故が発生した際には所管する自治体への届け出義務が課せられている[6]．日本全国各地にて PFOS・PFOA の漏出事故が報告されており，過去の地下水や土壌への汚染が社会問題となりつつある．

米国では，より強固な PFAS 規制が導入されており，PFOS・PFOA については，それぞれ 4 ng/L の水質基準が設定されている[7]．一方で，近年では規制緩和の動きも一部で見られており[8]，規制動向は日本国内における規制基準の策定に関する議論にも影響を与える可能性があることから，今後の動向を注視する必要がある．

1.2 最終処分場における PFAS 問題

PFAS を含む製品は，これまで多様な用途で使用されてきたが，現在では製造・使用・輸入が禁止または規制されている．しかし，過去に製造された製品には PFAS が含まれており，使用後は廃棄物として排出され，中間処理を経て最終処分場に埋め立てられている[9]．これらの廃棄物は現在も処分場内部に残存することで，浸出水への継続的な PFAS 供給源となる可能性がある．近年，PFAS に対する環境規制の強化に伴い，過去の製品を起源とする PFAS が浸出水中へ溶出し，環境中に放出されるリスクが懸念されている．

さらに，水質基準とされる PFAS を直接含まない廃棄物であっても，前駆体物質から埋立環境中において微生物学的分解を介して PFOA が生成されることが報告されている[10]．そのため，現時点で浸出水中 PFAS 濃度が低いことは，将来的な PFAS 排出リスクが低いことを必ずしも意味しない．潜在的な発生源として前駆体物質の生成過程への理解が必要である，

また，PFAS 含有廃棄物は特別管理産業廃棄物には該当しないものの，「PFOS および PFOA 含有廃棄物の処理に関する技術的留意事項[11]」（以下，技術的留意事項とする．）に基づいた取扱いが環境省より求められている．技術的留意事項において，PFOS・PFOA 含有廃棄物の熱分解前後における存在量から分解率を算定し，99.999%以上の分解率を有することが要件とされている．一方で，技術的留意事項は主として PFOS・PFOA の分解挙動に着目したものであり，熱分解過程で生成し得る短鎖 PFAS の挙動については十分な知見が示されていない．このため，熱処理によって PFOS・PFOA が低減された場合であっても，短鎖 PFAS が残存または生成し，最終処分場に流入する可能性がある．したがって，最終処分場における PFAS 管理においては，PFOS・PFOA のみならず短鎖 PFAS にも着目した評価が必要である．

最終処分場における PFAS 対策としては，PFAS 含有廃棄物の受入管理を徹底し，処分場への流入を未然に防止することが基本的な対応である．しかしながら，予防的管理のみで PFAS 汚染リスクを回避することは困難であるため，PFAS 汚染の存在を前提としたモニタリングおよび浸出水浄化技術を組み合わせた包括的な管理手法の構築が必要である．浸出水中 PFAS の実態把握については，地方自治体[12,13]や研究機関等によって調査が進められている．また，浸出水中 PFAS に対する効果的な処理技術の検討も進められている．

1.3 PFAS 対策技術

PFAS 含有水の浄化対策として，実用性と技術的成熟度の観点から吸着処理は有効な技術であり，その吸着材には活性炭やイオン交換樹脂がある[14]．活性炭は，最終処分場の浸出水処理技術として従前から使用されており，BOD の処理などに適用されてきたことから，PFAS 処理のために活性炭を導入するに際しての技術的な障壁は低い．しかし，使用済活性炭の不適切な保管状態に起因する PFAS の漏出事故が報告されるなど，新たな課題も生じている．吸着処理の安定性および確実性の確保が求められる中，活性炭に一度吸着した PFAS が再び脱離する現象も確認されており[15]，使用済活性炭の厳格な管理の必要性が指摘されている[16]．さらに，PFOS および PFOA については排水基準が設定されていないものの，環境影響の観点から，公共水域・地下水の指針値と同程度までの低減が求められている．すなわち，PFOS と PFOA の合計濃度を 50 ng/L 以下[2]を目標濃度とすると，この値は一般的な有機物指標や重金属の規制値と比較して極めて厳しい水準である．

既報[17]において，3 成分の PFAS（PFHxS， PFOA，PFOS）について，活性炭とイオン交換樹脂にてそれぞれ吸着容量の比較を行ったところ，吸着能力にてイオン交換樹脂が有利であったことを報告した．一方で，イオン交換樹脂が活性炭よりも比較的高価な面があり[18]，実際に評価対象の水との吸着試験を実施し，ランニングコストの算出を踏まえた経済合理性のある評価が必要であると考えられる．

以上の観点を踏まえると，最終処分場浸出水での PFAS

処理においては，長期的な運用に耐え得る性能とともに，PFAS を安定的に除去可能な材料の選定が重要である．

1.4 処分場での実事例

本論では，最終処分場内の浸出水処理施設にて，PFAS に対する浄化試験を実施した．当該施設の処理フローにおける浸出水は沈殿槽を経て生物処理を行い，膜分離後の BOD を低減する目的として活性炭吸着塔へ通水し，排水する設備であった．

ここでの PFAS 対策として，既設の活性炭吸着塔を活用しながら，その内部に PFAS 対策に有効な吸着材を充填することを想定した試験を実施するものとした．**図-1.1** に当該施設の処理フローと浄化試験の実施位置を示す．膜分離槽の通過後の浸出水を用いて，吸着材による PFAS 吸着除去の検証を行った．

2．研究方法

2.1 パイロットスケールカラム試験

本論では，粒状活性炭とイオン交換樹脂の 2 種類を用いて，PFAS の吸着性能を比較した．活性炭は鉱物を原料とする約 0.5～2.0mm 程度の粒状粒子である．比較的高分子の物質を吸着するメソ孔と，低分子を吸着するミクロ孔の細孔を併せもつ特徴がある．活性炭粒子の微細構造上において，PFAS 類が疎水性吸着するとされている，イオン交換樹脂は，直径約 700μm 程度のポリスチレン球状粒子を母体とし，その表面にアミノ基が修飾されている．

浄化試験の概略図を**図-2.1** に示す．膜分離槽の後段にて，本試験用の吸着塔（1400 mm，Φ300 mm）を有する「実証試験機」（**図-2.2**）を複数設置した．吸着塔に充填した吸着材は，前述の粒状活性炭とイオン交換樹脂とし，吸着塔にそれぞれ 50 L 充填した．SV（Space Velocity）は 3 あるいは 10 に調整し，流量計（Flow Meter，FM）にて通水量の管理を行った．また，膜分離後の浸出水（以下，試験原水とする．）と吸着処理後の水を定期に採水した，また，実証試験装置を 2 台直列に配置した構成（**図-2.3**）での検証を Case5 として設けた．ここでは，前段に粒状活性炭 50 L を通した後に，後段のイオン交換樹脂 50 L を通水する．これらの試験ケース一覧を**表-2.1**

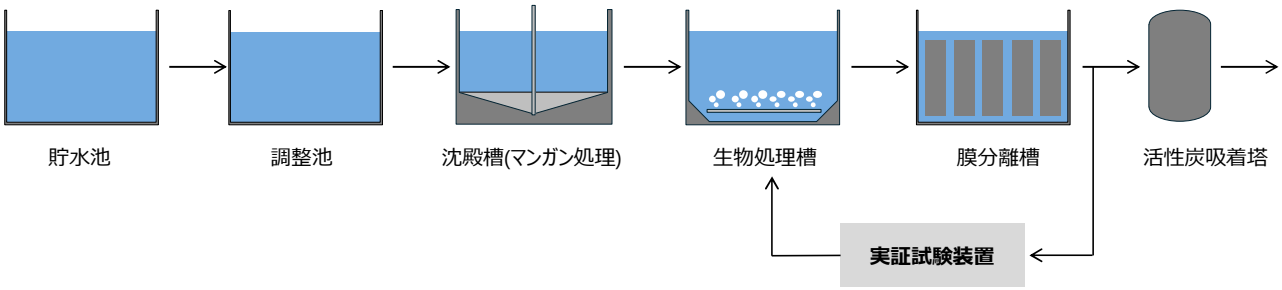


図-1.1　当該施設の処理フローと浄化試験の実施位置

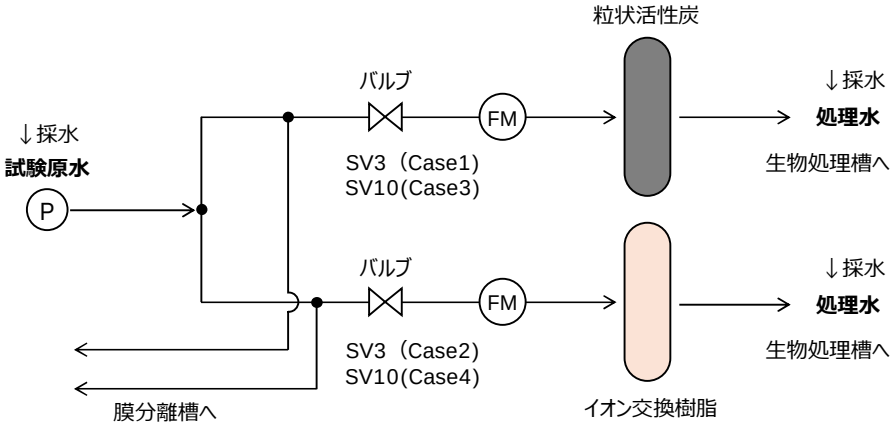


図-2.1　パイロットスケールカラム試験の概略

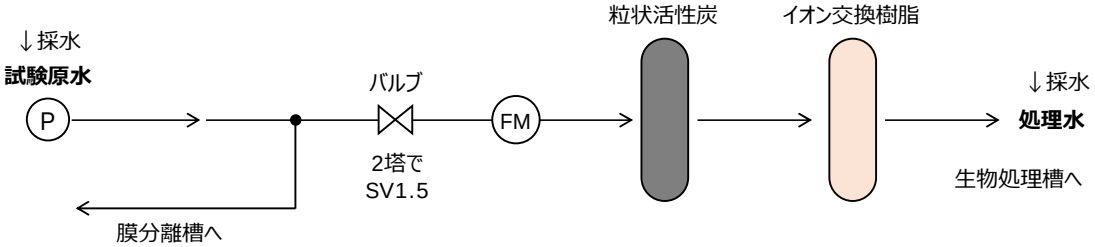


図-2.3　パイロットスケールカラム試験の概略（Case5）

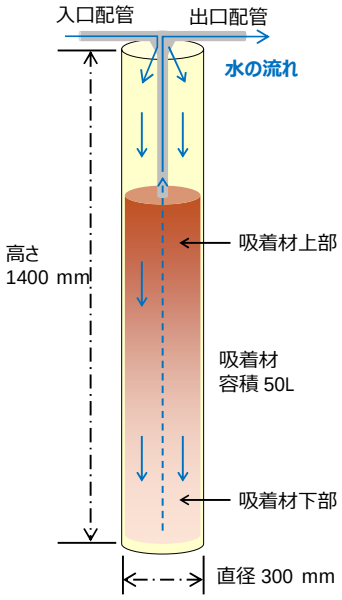


図-2.2　実証試験装置の概略

に示す，実証試験機での処理後，PFOS と PFOA 濃度の合算値にて 50 ng/L を超過した点を破過とし，その点までの経時変化をモニタリング（2025 年 4 月 9 日～11 月 26 日）した．

2.2 使用済吸着材の性能評価試験

モニタリング期間終了後，実証試験機中の使用済吸着材（粒状活性炭，イオン交換樹脂）を一部回収した．図-2.2 に示す下降流式吸着塔では，PFAS を含む原水が塔上部から流入するため，上部の吸着材が優先的に吸着容量を消費する．その後，未処理 PFAS が徐々に下流側へ到達し，吸着材の劣化範囲は上部から下部へと順次拡大する．そのため，使用済吸着材は，吸着塔内の充填層上部および下部の 2 箇所から採取した．以降，採取した使用済吸着材は，「Case1 上部」および「Case1 下部」のように区別して表記する．

吸着性能の試験として，使用済吸着材を用いた回分試験を実施した，PFBA，PFPeA，PFBS，PFHxA，HFPO-DA，PFHxS，PFHpA，PFOA，PFOS および PFNA の 10 成分の試薬を各 100,000 ng/L となるよう添加し，PFAS 含有水を作製した．この水溶液 200 mL をポリ瓶に入れ，そこへ使用済吸着材を所定の量にて添加した，粒状活性炭の場合には添加量を 200～20,000 mg とし，イオン交換樹脂の場合には 10～200 mg とした．72 時間振動し，十分に PFOS 含有水と吸着材を接触させた後に，試験水の PFAS 濃度を測定した．ここでは，各使用済吸着材の PFOA における吸着量を各試料と比較するのための代表物質とした，

表-2.1　試験ケースの一覧

Case	吸着材	SV
1	粒状活性炭	3
2	イオン交換樹脂	3
3	粒状活性炭	10
4	イオン交換樹脂	10
5	粒状活性炭―イオン交換樹脂	1.5

2.3 分析方法

PFAS 濃度は，PFBA，PFPeA，PFBS，PFHxA，HFPO-DA，PFHxS，PFHpA，PFOA，PFOS および PFNA の 10 成分を測定対象とした，測定方法は JIS K 0450-70-10 および環境省通知 [19] に従い，液体クロマトグラフ質量分析計(LC-MS/MS)を用いて測定を行った．LC は ExionLC，カラムは Kinetex C18 2.6 μm 50×3.0 mm，MS は QTRAP4500 を用いた．定量下限値は 2 ng/L とし，これ未満の場合には，計測値を 0 ng/L として扱った．

PFAS 濃度以外の水質測定として，TOC（Total Organic Carbon，全有機炭素），pH，陽イオン（Na^+，K^+，Ca^{2+}，Mg^{2+}，Fe^{3+}，Al^{3+}），陰イオン（F^-，Cl^-，NO^{3-}，SO_4^{2-}）の濃度測定を行った．TOC は全有機炭素計測定法にて測定し，pH はガラス電極法にて測定を行った．陽イオンは ICP-MS を用い，陰イオンはイオンクロマトグラフを用いて測定した．

3．試験原水の水質

3.1 PFAS 濃度の経時変化

測定対象とした 10 種の PFAS の中にて，モニタリング期間中の濃度を図-3.1 に示す．PFAS 種ごとに濃度帯のばらつきがあり，本論における試験原水において，カルボキシ基(－COOH)を持つ PFAS は，スルホ基(－SO_3H)を持つ PFAS よりも比較的濃度が大きい傾向を示した，

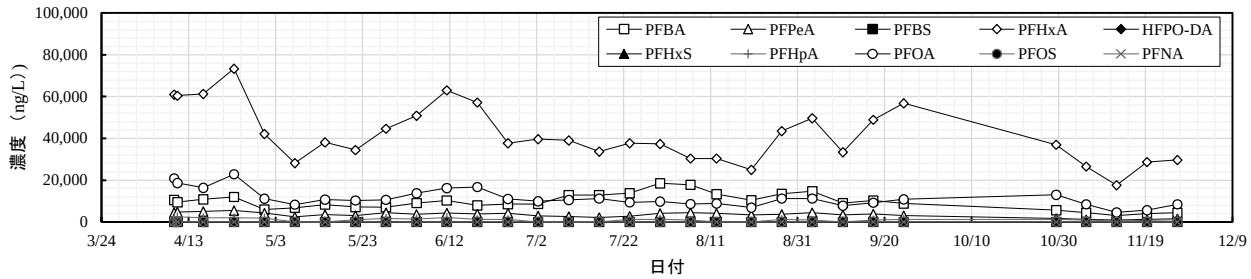


図-3.1　試験原水に含まれる PFAS（10 成分）の経時変化

PFOA 濃度が PFOS 濃度を大幅に上回る傾向は，国内の管理型最終処分場を対象とした浸出水中 PFAS 濃度の調査事例においても報告されている．当該事例では，浸出水中の主要な PFAS 成分として PFCAs が検出されており，本試験結果と概ね一致する傾向が確認された[20]．

本論において，顕著にみられた PFAS は PFHxA，PFOA，PFBA，の 3 成分であり，PFHxA は 17,533～73,365 ng/L，PFOA は 4,574～22,832 ng/L，PFBA は 2,943～18,536 ng/L であった．短鎖 PFAS も含めて高濃度に検出されたことは，これらの物質の高い移動性および溶解性が寄与しているものと考えられる，また，スルホ基を有する PFAS は，ほぼ検出されず，PFOS にて最大 56 ng/L であった．PFBS，HFPO-DA，PFNA については定量下限値未満であったため，濃度は 0 ng/L として取り扱った．

3.2 PFAS 濃度以外の水質の経時変化

PFAS 類以外の水質測定結果を**図-3.2～3.5** に示す．試験原水中の pH は 6.4～7.9 であり，試験原水中に含まれる PFOS・PFOA は pKa が非常に小さい[21]ことから，水中で陰イオンとして存在していたと考えられる．試験原水中の TOC はモニタリング初期で一時定期に高い値を示したものの，その後，おおよそ 10 mg/L 程度で推移していた．さらに，陽イオンでは Na^+濃度が比較的高濃度であり，576～2,052 mg/L の範囲で推移していた．また，陰イオンでは Cl^-濃度が比較的高く 1,296～4,315 mg/L の範囲であった．焼却残渣由来の可溶性無機塩類を多く含む最終処分場の浸出水は，Na^+や Cl^-等の無機イオン濃度が高い傾向を示すことがあり[22]，本論の試験原水は同様の水質特性であったといえる．

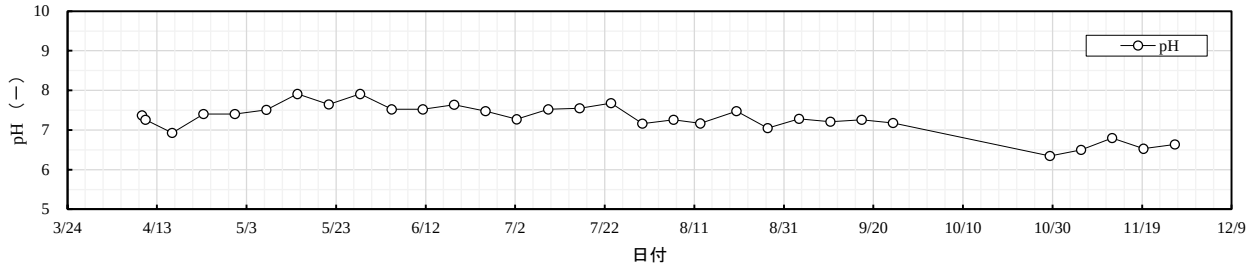


図-3.2　試験原水の pH の経時変化

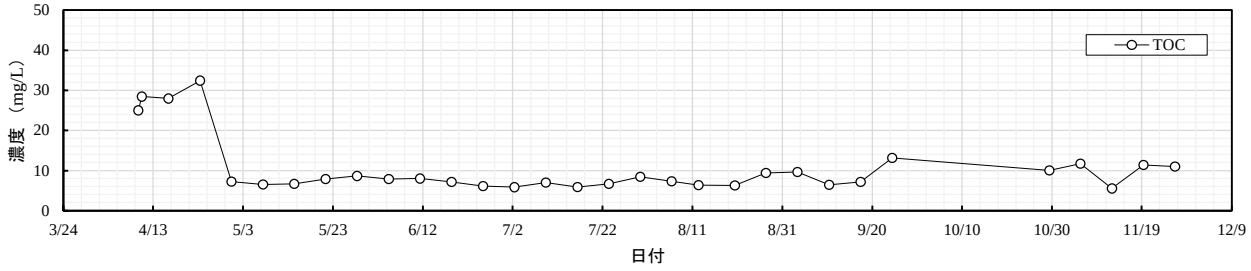


図-3.3　試験原水に含まれる TOC の経時変化

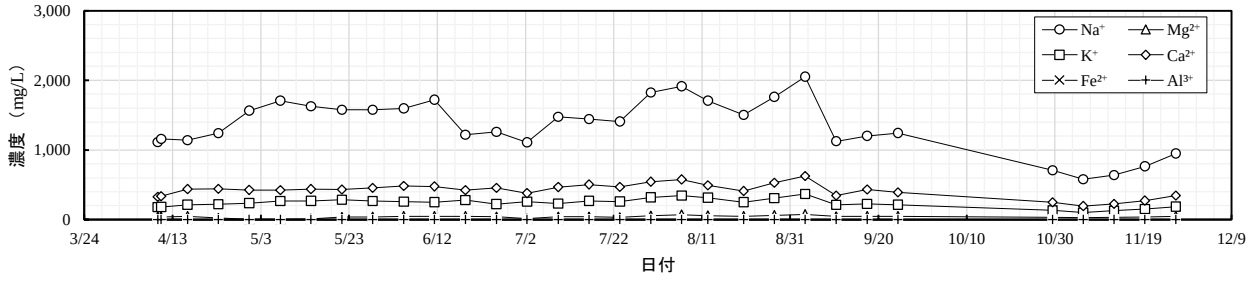


図-3.4　試験原水に含まれる陽イオンの経時変化

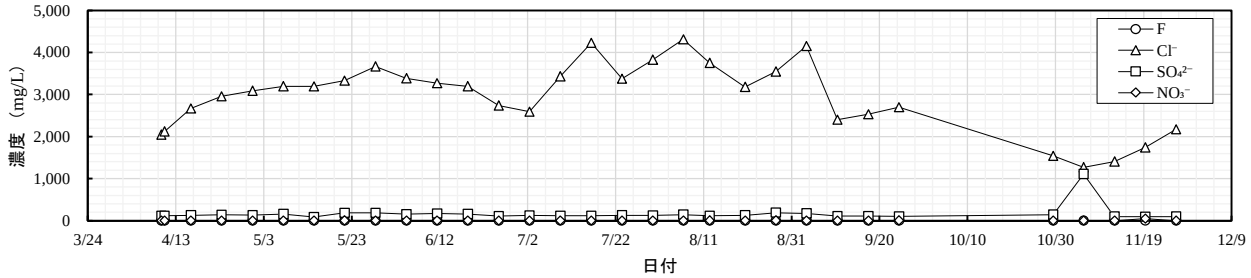


図-3.5　試験原水に含まれる陰イオンの経時変化

4．PFAS 対策手法の検討

4.1 SV3 での浄化試験結果

既存の水処理設備の運用条件では，BOD の処理のため，SV3 にて活性炭吸着が実施されている．そのため，既存設備に置き換え可能な粒状活性炭と，事例は少ないものの実用段階として有望視されるイオン交換樹脂の比較を目的に，Case1，2 の対照試験を行った．横軸を BV（Bed Volume）とし，実証試験機出口の PFOS と PFOA 合計濃度の破過曲線を**図-4.1** に示す．実証試験機出口における PFOS は常に定量下限値未満であったため 0 ng/L とし．結果として PFOA 濃度だけに着目した．50 ng/L を破過濃度としたとき，Case1 では 1,494BV，Case2 では 7,701BV にて破過した．この結果より，イオン交換樹脂は粒状活性炭と比較して，破過までの BV が約 5 倍大きいといえる．

水道水質基準に準拠し PFOS・PFOA の 2 成分に着目して吸着材の性能を評価したが，実際の浸出水には多様な PFAS の共存を確認しており，供試した吸着材は PFOS・PFOA 以外の PFAS に対しても一定の除去性能を示した．そこで，実環境における吸着材の処理性能を総合的に評価するため，測定対象とした 10 成分の PFAS について積算 PFAS 吸着量を算出し，多成分系における吸着特性について検討した．試験原水の PFAS 濃度と，装置出口の PFAS 濃度から，吸着材の PFAS 吸着量を算出することが可能である．積算 PFAS 吸着量に計算式を式[1]に示す．

$$M(t) = \sum_{i=0}^{t-1} \left(C_{in,i} - C_{out,i}\right)\{V(t_{i+1}) - V(t_i)\} \qquad [1]$$

ここで，$M(T)$：時間 T までの積算 PFAS 吸着量（ng），$C_{in,i}$：測定期間 i における試験原水の PFAS 濃度（ng/L），$C_{out,i}$：測定期間 i における装置出口の PFAS 濃度（ng/L），$V(t)$：時刻 t_i における実測の積算流量（L），n：測定区間数である．

図-4.2 に各吸着材 50L 当たりの 10 成分の PFAS を対象とした積算 PFAS 吸着量を示す．Case1 の PFOS・PFOA 破過時点における積算 PFAS 吸着量は 5.4 mg となり，平衡状態時点は 8.6 mg となった．同様に，Case2 において PFOS・PFOA 破過時点では 18.8 mg となり，平衡状態時点は 21.0 mg となった．

吸着材の実用条件下における吸着性能を評価するため，破過時点の吸着量が平衡吸着量に対する利用割合を吸着容量利用率として定義した．吸着容量利用率の計算式を式[2]に示す．

$$R_1 = \frac{A}{B} \times 100 \qquad [2]$$

ここで，R_1：吸着容量利用率（%），A：目標濃度破過時吸着量（mg），B：平衡吸着量（mg）である．

吸着容量利用率は，Case1 で 63.1%，Case2 で 89.6%であった．この結果より，目標濃度破過時点においても平衡吸着容量には未利用の吸着容量が残存しており，特に Case1 では比較的残存吸着能が存在していたことが示された．そのため，粒状活性炭での吸着処理においては，粒状活性炭を PFAS の前処理材料として用い，後段に高性能吸着材を配置する多段処理構成とすることで，吸着材全体の利用効率を高め，吸着容量をより効果的に活用できたものと考えられる．

4.2 共存マトリクスや PFAS 間での競争吸着の影響

吸着材への競争吸着の影響を考える．試験原水と実証

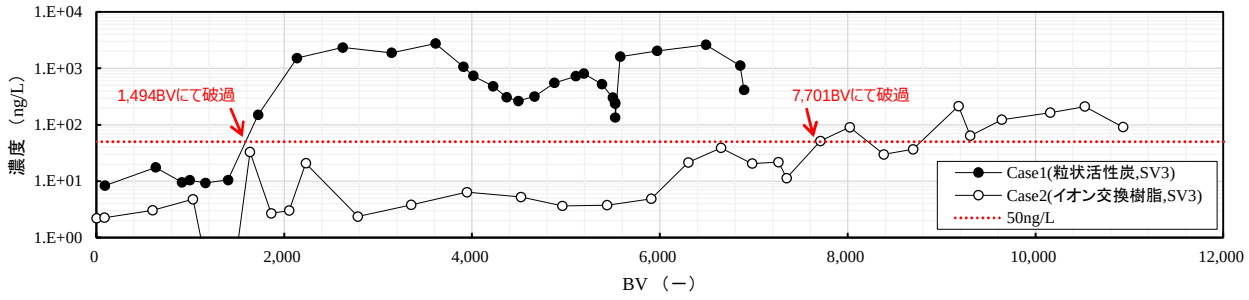


図-4.1　パイロットスケールカラム試験による PFOS・PFOA の破過曲線

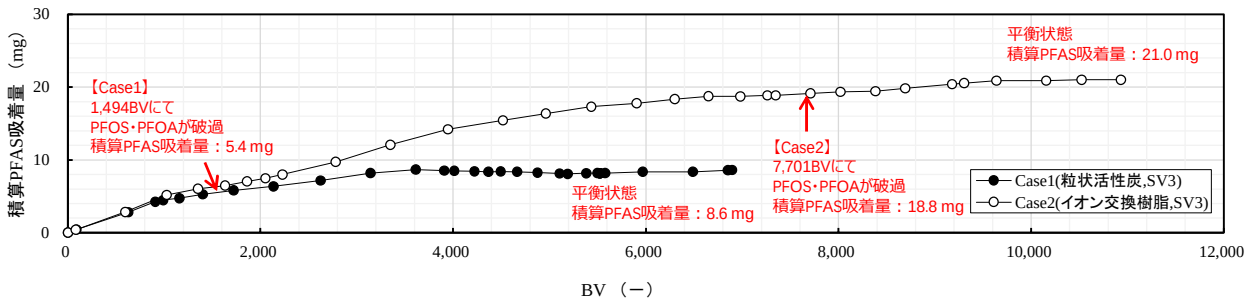


図-4.2　パイロットスケールカラム試験による吸着材の積算 PFAS 吸着量

試験機出口において，PFAS 濃度以外の水質の変化を確認した．3.2 節より，陽イオンでは Na^+濃度，陰イオンでは Cl^-濃度を代表物質とし，TOC を含めた 3 項目における濃度低減率（式[3]）にて整理した．

$$R_2 = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \times 100 \qquad [3]$$

ここで，R_2：濃度低減率（%），C_{in}：試験原水の濃度（mg/L），C_{out}：装置出口の濃度（mg/L）である．

Case1 における濃度低減率の経時変化を**図-4.3** に，Case2 を**図-4.4** に示す．いずれにおいても，試験原水と実証試験機出口において，陽イオンと陰イオンの濃度低減率は小さいことを確認した．一方，TOC は比較的大きな値で変動を示した．一般に，共存する TOC は，PFAS と吸着サイトを競合することにより，吸着材の破過挙動や吸着容量に影響を及ぼすことが報告されている [23,24]．吸着処理を実施するにあたっては，これらの様々な因子が吸着処理へ与える影響を考慮する必要があるが [25]，本論においては，無機イオン類の影響は小さかったものの，TOC の影響による吸着阻害が生じたと推察される．

次に，炭素鎖の異なる PFAS として，PFBA（C4），PFHxA（C6），PFOA（C8）に着目し，炭素鎖長の違いによる，除去性能の変化を確認した．一般に PFAS の吸着は疎水性相互作用に基づく平衡現象であり，炭素鎖長が短い PFAS ほど吸着材への親和性が低いことが知られている [26]．式[3]より求めた濃度低減率を，各 PFAS の除去率と定義した．Case1 における除去率の経時変化を**図-4.5** に， Case2 を**図-4.6** に示す．短鎖 PFCA の PFBA

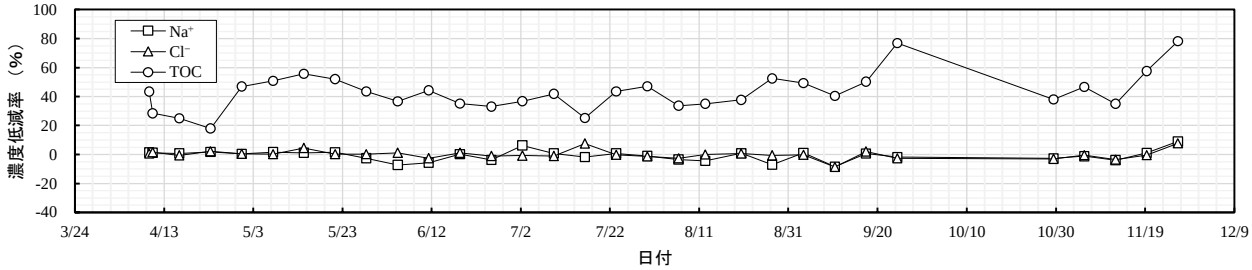


図-4.3　Case1 における吸着処理後における濃度低減率の経時変化

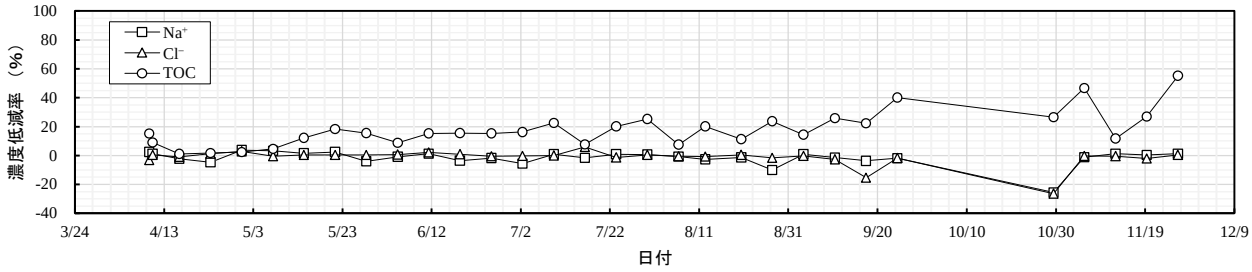


図-4.4　Case2 における吸着処理前後における濃度低減率の経時変化

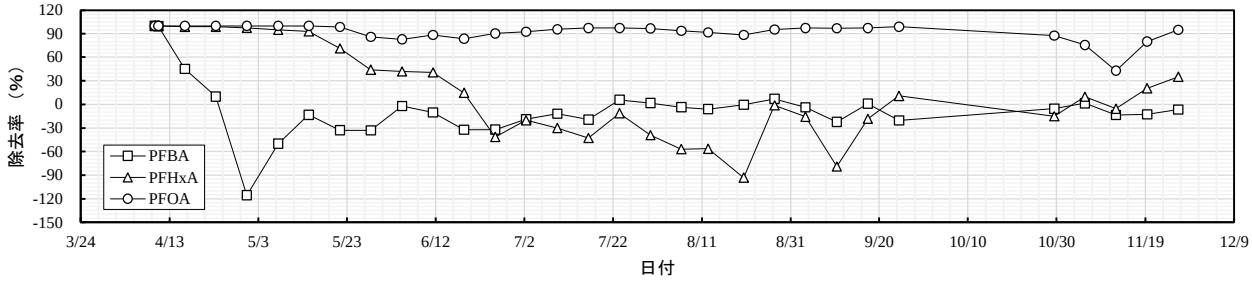


図-4.5　Case1 における PFBA・PFHxA・PFOA 除去率の経時変化

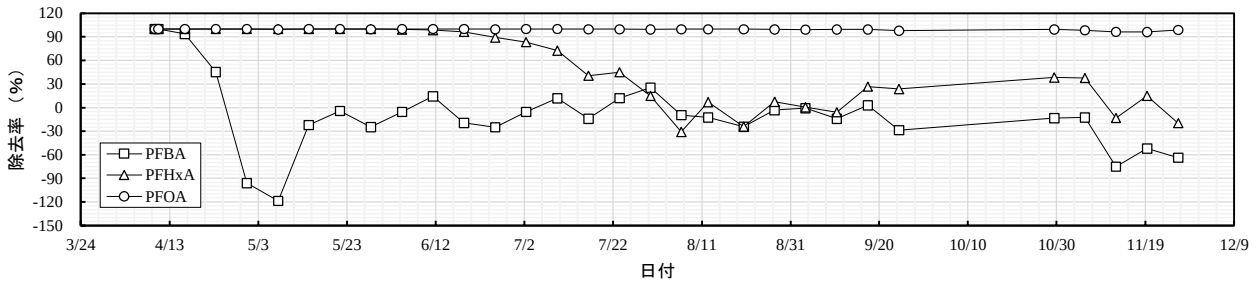


図-4.6　Case2 における PFBA・PFHxA・PFOA 除去率の経時変化

（C4），PFHxA（C6）は，長鎖 PFCA の PFOA（C8）と比較して早く除去率が低下する傾向を示し，除去率が負の値となった．すなわち，PFBA において，試験原水濃度よりも高い濃度が装置出口から漏出したことになる．この挙動は，PFBA の吸着親和性が PFOA より低く，吸着材内部に保持されていた PFBA が，平衡移動によって再び水相へ移行した可能性を示すものである．近年の研究では，PFBA や PFHxA などの短鎖 PFAS は，PFOA と比較して吸着の可逆性が高く，再溶出しやすいことが示されている [27]．したがって，吸着処理の長期運用においては，PFOA や PFOS 等の長鎖 PFAS だけでなく，PFBA をはじめとする短鎖 PFAS の挙動についても継続的に監視することが重要である．Case1 と Case2 にて，PFOA 除去率の経時変化を比較すると，Case2 の方が，常に 100%付近で安定しており，イオン交換樹脂の有効性が確認できた．

本論における PFAS の破過挙動は，共存 TOC との競争吸着および PFAS 種間の競争吸着の双方の影響を受けたものと考えられる．無機イオンによる影響は限定的であった一方，TOC は吸着材に保持される挙動を示した．また，PFBA は PFOA よりも早期に除去率が低下しており，炭素鎖長に由来する吸着親和性の差に加え，PFAS 種間の競争吸着や再平衡化による影響を受けた可能性が示唆された．

4.3 二段階処理での通水試験結果

4.1 節の結果より，粒状活性炭はイオン交換樹脂と比較して早期に破過したものの，PFAS の粗取り用途として有効に機能する可能性が示された．2 塔目のイオン交換樹脂通過後の実証試験装置出口における PFOS と PFOA 合計濃度の破過曲線を**図-4.7** に示す．通水流量は，実証試験装置 2 台分の吸着材量を考慮したため，モニタリング期間完了時点で 3,245 BV となった．PFOS と PFOA の濃度は，3,245 BV 時点においても破過するまで至らなかった．

この結果から，粒状活性炭とイオン交換樹脂を組み合わせた多段階浄化処理方式は，PFAS 除去性能の向上および吸着材の有効利用の観点から，効果的な運用方法であると考えられる．

4.4 SV10 での浄化試験結果

イオン交換樹脂は高い SV での処理が可能であるため，Case3 と 4 では SV10 にて試験を実施した．また，実証試験機出口における PFOS と PFOA 合計濃度の経時変化を**図-4.8** に示す．50 ng/L を破過濃度としたとき，Case3 では 89BV，Case4 では 16,438BV において破過が確認され

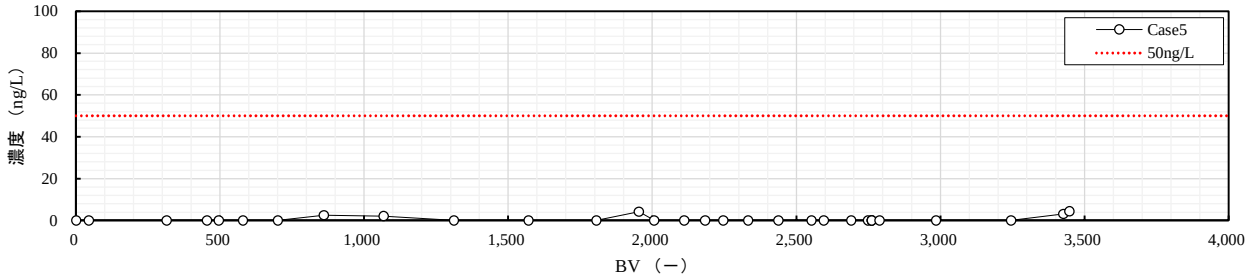


図-4.7 2 段階でのパイロットスケールカラム試験による PFOS・PFOA 濃度の破過曲線

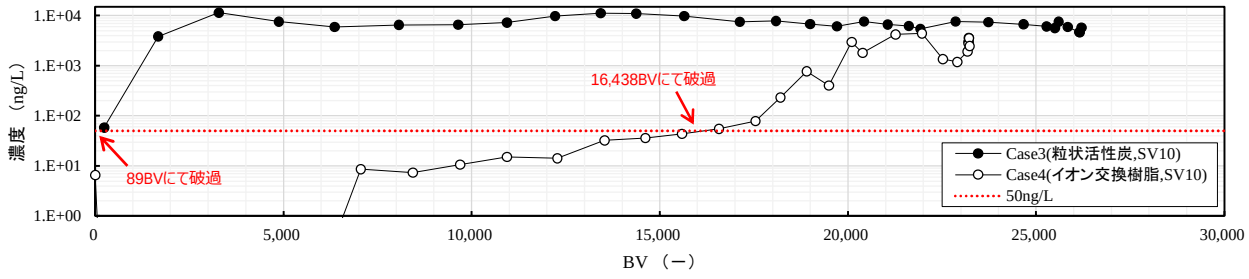


図-4.8 パイロットスケールカラム試験による PFOS・PFOA 濃度の破過曲線

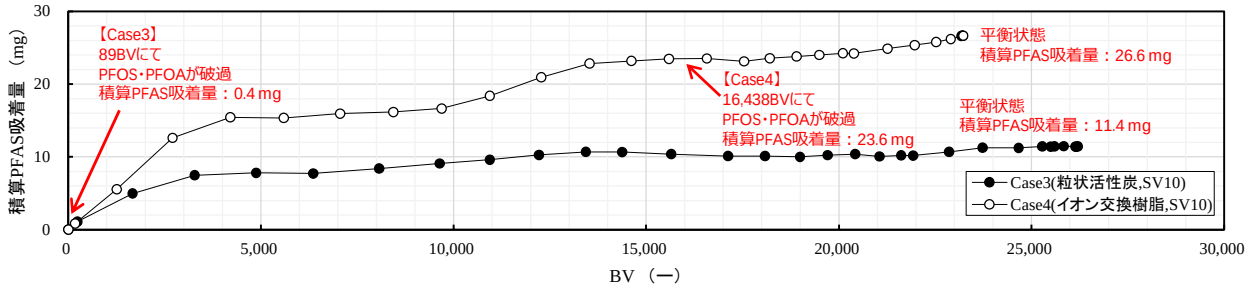


図-4.9 パイロットスケールカラム試験による吸着材の積算 PFAS 吸着量

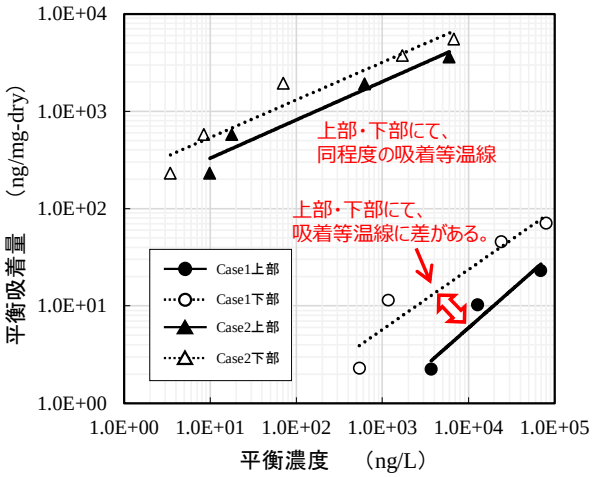


図-4.10　使用済吸着材の吸着等温線（Case1・2）

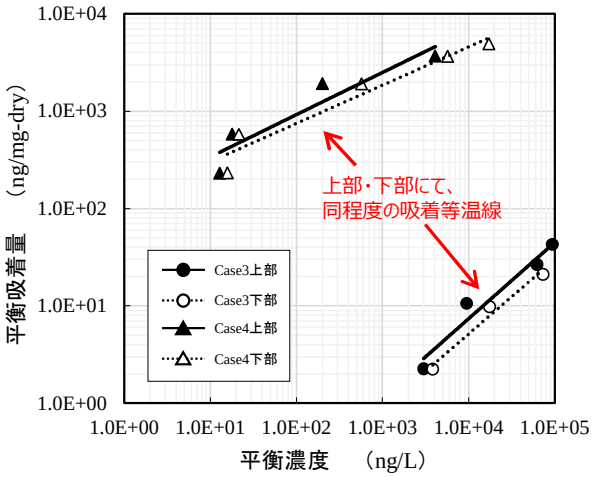


図-4.11　使用済吸着材の吸着等温線（Case3・4）

た．SV10 の際には，イオン交換樹脂は活性炭と比較して，破過に至るまでの BV が約 185 倍大きいといえる．

また，式[1]より求めた積算 PFAS 吸着量を図-4.9 に示す．Case3 の PFOS・PFOA 破過時点における積算 PFAS 吸着量は 0.4 mg となり，平衡状態時点は 11.4 mg となった．同様に，Case4 において PFOS・PFOA 破過時点では 23.6 mg となり，平衡状態時点は 26.6 mg となった．式[2]より，吸着容量利用率を求めると，Case3 は 3.6%であり，Case4 は 88.5%であった．このことから，粒状活性炭では．流速の増加に伴い，有効利用率が著しく低下したことを確認した．

4.5 使用済吸着材の吸着性能

パイロットスケールカラム試験では，積算 PFAS 吸着量の経時変化から，いずれの試験条件においてもモニタリング期間完了後には平衡状態となったことを確認した．このカラム試験では，一般的に水と吸着材の接触時間や流体移動の抵抗を含む実運用条件下での複合的な結果である．そのため，使用済となった吸着材のみに着目し，その残存 PFAS 吸着能を評価した．

使用済吸着材を任意の箇所にて回収し，回分試験を実施した．回分試験によって得られた PFAS 濃度と平衡吸着量の関係は，吸着等温線として表すことができる．本論では吸着平衡を表現する経験式として広く用いられている Freundlich 吸着等温式（式[4]）を適用した．

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \qquad [4]$$

ここで，q_e：平衡吸着量（ng/mg-dry），C_e：平衡濃度（ng/L），K_F：吸着係数，n：Freundlich 指数である．

Case1～4 における上部・下部の吸着等温線を図-4.10～4.11 に示す．Case2 および 4 の使用済イオン交換樹脂は，上部・下部いずれにおいても，横軸の平衡濃度が小さくとも，縦軸の平衡吸着量が大きい結果が得られた．すなわち，使用済吸着材であっても PFAS に対する吸着能力が残存しており，平衡濃度を低く維持しながら，更に PFAS を吸着可能であったことが示唆された．一方，Case1 および 3 の使用済粒状活性炭は，平衡吸着量が小さい結果を示した．

また，Case1 下部は Case1 上部と比較して，PFAS に対する吸着能の残存が確認された．下降流式吸着塔において吸着帯が上部から下部へ移動する過程で破過に至ったため，塔下部の吸着材が十分に利用されていなかったためと考えられる．さらに，4.3 節の結果も踏まえると，粒状活性炭単独での長期的な PFAS 処理には課題が残るものの，吸着塔構成や運転条件を最適化することで，吸着材利用効率の向上および吸着材寿命の延長が可能となることが示唆された．

5．まとめ

塩濃度が高い最終処分場浸出水の PFAS 含有水に対し，吸着処理が有効であることを確認した．本研究における各試験ケースの結果を比較すると（図-5.1），Case4（イオン交換樹脂，SV10）が最も高い PFAS 吸着量を示した．また，モニタリング終了時点における積算 PFAS 吸着量と，吸着容量利用率を比較したところ，イオン交換樹脂は高い吸着容量利用率を示したものの，粒状活性炭の吸

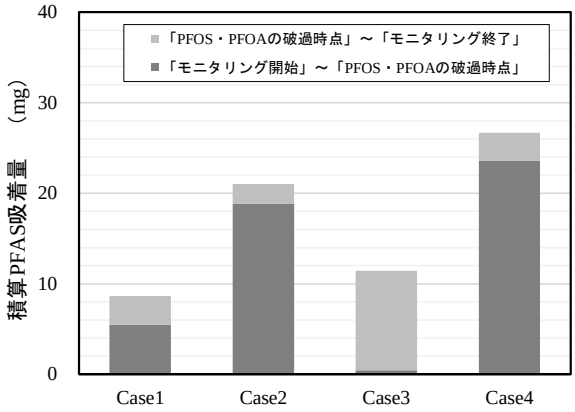


図-5.1　各試験ケースの積算 PFAS 吸着量

着容量利用率は著しく低かった．このことから，本試験条件下ではイオン交換樹脂の方が吸着材を効率的に利用できていたことが示唆された．

また，Case5 では破過まで至らず，性能評価の途中段階でモニタリング期間が終了した．しかし，装置出口の PFOS と PFOA 合計濃度は非常に低い値を示しており，その有効性が確認できた．

6．最後に

最終処分場は典型的な NIMBY（Not In My Back Yard）施設であり，その立地は近隣住民の理解と信頼に基づいて成立している．そのため，そこで生じた環境問題に関しては，化学的根拠に基づいた適切な対策を講じるとともに，環境安全性に最大限配慮することが求められる．一方で，PFAS による人体への健康影響については未だ研究途上にあり，十分な科学的知見が十分に蓄積されていない[28]．また，PFAS に係る排水基準も現時点では体系的に整備されておらず，これに水道水質基準を代替的に適用することは，過剰な要求仕様となる可能性がある．この様な状況下で，地域住民の安心確保を目的とした PFAS 対策の実施に関する判断が，最終処分場事業者に委ねられている現状である．

長期的な安定運用を実現するためには，最適な浄化技術を選定する必要がある．本研究では，PFAS を対象とした高度処理技術としてイオン交換樹脂を用いて吸着処理を検証し，パイロットスケール試験に結果より，その安定した浄化性能を実証した．

参考文献

1) 経済産業省：第一種特定化学物質一覧, https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/about/class1specified_chemicals_list_20250218r.pdf
2) 環境省：環水大水発第 2005281 号，環水大土発第 2005282 号，2020 年 5 月 28 日，https://www.env.go.jp/content/000325801.pdf
3) 国土交通省・環境省：水道における PFOS および PFOA に関するフォローアップ調査の結果について，2025 年 12 月 25 日，https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/watersupply/content/001974538.pdf
4) 国土交通省：水道事業者等によるこれまでの PFOS および PFOA 対応事例について，2024 年 11 月 29 日，https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/watersupply/content/001845696.pdf
5) 国土交通省：水道事業者等による PFOS および PFOA 対応マニュアル，2026 年 3 月 27 日，https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/watersupply/content/001992484.pdf
6) 環境省：「水質汚濁防止法施行令および建築基準法施行令の一部を改正する政令」の閣議決定について，2023 年 12 月 20 日 https://www.env.go.jp/press/press_02611.html
7) 環境省：米国 EPA におけるニュースリリースについて（令和 6 年 4 月 10 日版），令和 6 年度第 1 回水質基準逐次改正検討会，資料 1 参考 1，https://www.env.go.jp/content/000238679.pdf
8) JETRO：「米 EPA，飲料水の PFAS 規制の見直し案公表，順守期限延期など提示」，2026 年 5 月 29 日，https://www.jetro.go.jp/biznews/2026/05/59713a1bad01c396.html
9) 矢吹芳教，小野純子，井戸優人，伊藤耕二，伴野有彩，松村千里，水谷聡，松神秀徳，尾形有香，遠藤和人：廃棄物埋立処分場の年代と浸出水中の PFAS 濃度との関係，第 34 回廃棄物資源循環学会研究発表会，2023
10) 尾形有香，松神秀徳，遠藤和人，矢吹芳教：最終処分場を対象とした微生物反応による前駆物質からの PFOA 生成可能性の評価，第 36 回廃棄物資源循環学会研究発表会，2025
11) 環境省：PFOS および PFOA 含有廃棄物の処理に関する技術的留意事項，2022 年 9 月 https://www.env.go.jp/content/000077696.pdf
12) 佐々木和明，嶋弘一，齋藤憲光：産業廃棄物安定型最終処分場における有機フッ素系化合物の浸出傾向，第 11 回水環境学会シンポジウム，2008 年 9 月 https://www.ee-net.ne.jp/ms/sympo08/abstract-pdf/01_sasaki.pdf
13) 吉澤正，栗原正憲，大石修，清水明，杉山寛：廃棄物処分場における有機フッ素化合物の実態調査，Journal of Japan Society on Water Environment, Vol.34，No.7，pp.95-101 ，2011，https://www.pref.chiba.lg.jp/wit/hai-ka/nenpou/documents/ar2012haika-k001.pdf
14) Ian Ross, Jeffrey McDonough, Jonathan Miles, Peter Storch, ParvathyThelakkat Kochunarayanan, Erica Kalve, Jake Hurst, Soumitri S. Dasgupta, Jeff Burdick：A review of emerging technologies for remediation of PFASs, Remediation28，2018
15) 吉備中央町原因究明委員会：河平ダム等における PFOS および PFOA の暫定指針値超過事案に関する報告書，2024 年，9 月 5 日 https://www.town.kibichuo.lg.jp/uploaded/attachment/10756.pdf
16) 環境省：PFOS 等を含む水の処理に用いた使用済活性炭の適切な保管等について，2025 年，3 月 26 日 https://www.env.go.jp/content/000301642.pdf
17) 國井 聡，林 夕紀子，芳賀 直樹：有機フッ素化合物含有水の浄化処理に用いる吸着材の選定，第 58 回日

本水環境学会年次講演会講演集，p.170，2024.
18) 公益社団法人水道技術研究センター：水道における PFAS の処理技術等に関する資料集，2023 年 11 月，https://www.jwrc-net.or.jp/docs/p-ken_report_rev.pdf
19) 環境省：水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準等の施行等について(通知)，環水大水発第 2005281 号・環水大土発第 2005282 号，令和 2 年 5 月 28 日
20) 遠藤 和人, 矢吹 芳教, 尾形 有香：廃棄物最終処分場の浸出水中 PFASs と水処理レビュー，地下水学会誌，第 68 巻第 1 号，pp.47-57，2026, https://www.jstage.jst.go.jp/article/jagh/68/1/68_47/_pdf/-char/ja
21) Damalka Balasuryia, Aina Queral-Beltran, Tristan Vick, Scott Simpson, Silvia Lacorte, Diana S. Aga, Alexander C. Hoepker : Experimental Determination of pKa for 10 PFAS, Mono-, Di-, and Trifluoroacetic Acid by ^{19}F-NMR, Environmental Science & Technology Letters, Vol.12, No.9, pp.1238-1246, 2025.
22) 山﨑慶子，石川翔一，高木智史，矢吹芳教，安武大輔，長森正尚，森明寛，石垣智基，遠藤和人，山田正人：不燃物と焼却残渣のみが埋立処分されている最終処分場の浸出水および周縁地下水の調査事例，第 36 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演集，E1-3-O，pp.455-456，2025
23) 太田 直輝，佐野 亨，凌 海，石川 璃菜，西川 佳弘，根本 雄一：「PFOA の活性炭吸着除去に及ぼす共存有機物濃度の影響」， 令和 7 年度全国会議（水道研究発表会）講演集
24) Mehak Fatima, Celine Kelso, Faisal Hai : Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctanesulfonic Acid (PFOS) Adsorption onto Different Adsorbents: A Critical Review of the Impact of Their Chemical Structure and Retention Mechanisms in Soil and Groundwater, Water, 17, 1401, 2025. https://www.mdpi.com/2073-4441/17/9/1401
25) Karnwadee Wilaingam， 田 中 周 平， Pattarawan Chularueangaksorn，鈴木裕識，小野亮輔，藤井滋穂：ペルフルオロヘキサン酸(PFHxA)のイオン交換樹脂，非イオン交換樹脂および粒状活性炭への吸着に及ぼすアニオンの影響，土木学会論文集 G(環境)，Vol.70，No.7，Ⅲ_65-Ⅲ_72，2014
26) Marcel Riegel, Brigitte Haist-Gulde, Frank Sacher : Sorptive removal of short-chain perfluoroalkyl substances (PFAS) during drinking water treatment using activated carbon and anion exchange resins, Environmental Science: Environmental Sciences Europe, 2023. https://doi.org/10.1186/s12302-023-00716-5
27) Yoshifumi Nakawzawa, Koji Kosaka, Mari Asami, Yoshihiko Matsui : Maxiumum desorption of perfluoroalkyl substances adsorbed on granular active carbon used in full-scale drinking water treatment plant, Water Research, 254, 2024
28) 環境省：PFAS に関するハンドブック，2025 年 3 月，https://www.env.go.jp/content/000305650.pdf