

科学研究費助成事業 研究成果報告書

平成 28 年 6 月 20 日現在

機関番号：14301

研究種目：基盤研究(C) (一般)

研究期間：2013～2015

課題番号：25340070

研究課題名(和文)鉄イオンのレドックスサイクル促進による難分解性有機物の完全酸化分解

研究課題名(英文) Complete degradation of non-biodegradable organic pollutants by the acceleration of redox cycle of iron ions upon Fenton oxidation

研究代表者

中川 浩行 (Nakagawa, Hiroyuki)

京都大学・環境科学センター・准教授

研究者番号：40263115

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 3,700,000円

研究成果の概要(和文)：フェントン酸化において、鉄イオンのレドックスサイクルを促進させることで持続的なOHラジカルの発生を促し、通常的手法では処理が困難な難分解性を完全に酸化分解する方法を検討した。銅イオンを共存させることで、有機物によるFe(III)の還元反応を促進させることができ、フェノールの94%をCO₂まで酸化させることに成功した。シュウ酸という有機リガンドを用いてFe(III)の光化学還元、また電気化学的なFe(III)の還元によってもフェントン酸化を促進することができ、1,4-ジオキサンを0.5 mg/L以下まで低減することができた。

研究成果の概要(英文)：Acceleration of redox cycle of Fe(III) was examined to degrade non-biodegradable organics, which are hard to be degraded by conventional method, by continuous generation of OH radicals upon Fenton oxidation. Copper ions work as catalyst for the reduction of Fe(III) by organics, and 94% of phenol can be converted to CO₂ when C(II) is added to Fenton reagent. Reduction of Fe(III) can be also achieved by photochemical reduction with oxalic acid, which is one of the organic ligands for Fe(III), and by electrochemical reduction. Both methods enable to reduce 1,4-dioxane concentration to less than 0.5 mg/L.

研究分野：反応工学

キーワード：フェントン反応 難分解性有機物 酸化分解

1. 研究開始当初の背景

有機物汚染物質を含んだ廃水の処理で一般的に用いられている微生物処理は、適用範囲も広く、経済的にも有利な方法として認知されている。しかしながら、生物分解であるために処理速度が遅く、大きな規模の施設が必要である、発生した汚泥の処理が必要である、生物に分解されにくい難分解性有機物は環境下でも分解されにくいために低濃度の排出でも蓄積により環境汚染につながってしまうといった課題も指摘されている。特に難分解有機物の問題は、深刻な環境汚染につながるため、近年大きく取り上げられている。

難分解有機物の分解手法としては、室温付近で発生させる OH ラジカル等の酸化活性の高いラジカル種で酸化分解させる促進酸化法 (Advanced Oxidation Processes; AOPs) があげられる。その中でも Fe^{2+} と H_2O_2 の反応で OH ラジカルを生成させる Fenton 反応は、薬剤が安価な上に環境負荷も小さいので、期待できる技術である。しかしながら、Fenton 反応によって生成した Fe^{3+} は還元速度が遅く、実用的な処理速度を得るためには、大量の Fe^{2+} を投与し、大量の水酸化鉄スラッジが生成してしまうのが現状である。

2. 研究の目的

Fenton 酸化の欠点を克服するには、 Fe^{2+} Fe^{3+} という鉄イオンのレドックスサイクルに着目し、 Fe^{3+} の還元反応を促進させる手法が有効であると考えられる。本研究では、 Fe^{3+} の還元反応を促進する手法として、3つの手法を提案し、その有効性を検討することを目的とする。以下に提案する3つの手法と具体的な検討事項をあげる。

(1) Cu^{2+} による触媒的還元

環境汚染で問題となりやすい芳香族化合物は、OH ラジカルとの反応性が高い上に分解性生物の還元性が高いので、Fenton 反応が非常に適しているが、生成したシュウ酸が Fe^{3+} と強い錯体を形成するため、反応が途中で停止してしまう。シュウ酸が強く配位した Fe^{3+} を還元触媒として Cu^{2+} を使用し、フェノールの無機化に及ぼす影響の検討や還元を促進するメカニズムの考察を行う。

(2) 有機リガンドを利用した光化学還元

シュウ酸に代表される有機酸は、 Fe^{3+} に強く配位した状態で紫外線を照射すると、電荷移動を起こし、 Fe^{3+} が Fe^{2+} に還元される。これは Ligand-Metal Charge Transfer (LMCT) と呼ばれているもので、古くから化学アクチノメーターにも用いられている現象である。これを積極的に利用し、近年排水基準が設けられた 1,4-ジオキサンの分解に適用する。さらに省エネルギー化を目的として、可視光の白色 LED を使用する。

(3) 炭素電極を用いた電気化学還元

Fe^{3+} を電解セル内の陰極上で電気化学的

に Fe^{2+} に還元し、電解セルを反応槽として 1,4-ジオキサンを分解する。さらに、OH ラジカル等の活性ラジカル種を考慮し、 H_2O_2 と 1,4-ジオキサンの濃度変化を精度よくシミュレートできる反応モデルを構築する。

3. 研究の方法

実験はすべて回分反応器 (反応液容積: 250 mL) を使用し、反応器内の反応液を定期的にサンプリングし、有機物、有機炭素および H_2O_2 の濃度を分析した。 Fe^{2+} もしくは Fe^{3+} は硫酸塩水溶液で供給し、pH は硫酸水溶液を用いて 3 とした。電気化学還元の場合は、陰極槽と陽極槽を分離した電解セルを自作した。両極槽の間にはナフィオン膜の隔壁を設置し、導通を確保した。陰極には活性炭シート、陽極に白金ワイヤ、参照極に Ag/AgCl を用い、電解質には 50 mM Na_2SO_4 を用いた。図 1 に電解セルの写真を示す。

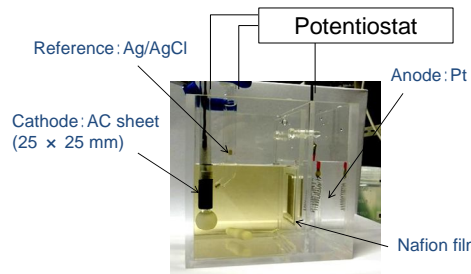


図 1 実験装置の写真

分析は、有機炭素は、TOC 計、1,4-ジオキサンは HPLC、鉄イオン、 H_2O_2 は、それぞれ比色法であるバソフェナントロリン法および iodide 法を用いた。

4. 研究成果

(1) Cu^{2+} による触媒的還元

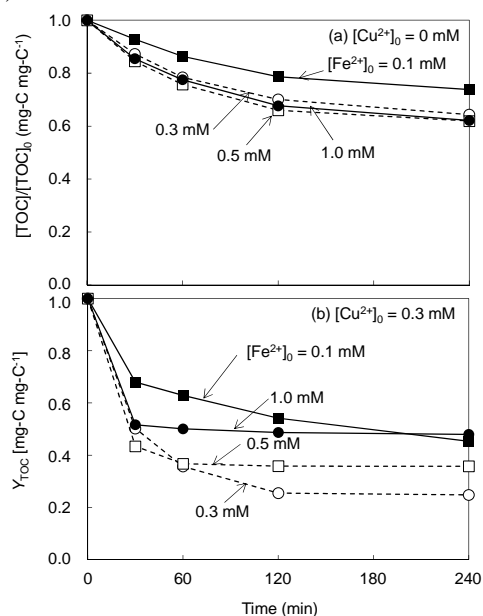


図 2 TOC 濃度の経時変化に及ぼす Cu^{2+} の有無の影響

有機汚染物質としてフェノールを用いた。フェノールは Fenton 反応で迅速に分解する。本研究の実験条件では、すべて 5 分以内に 90%以上が分解できていた。よって、分解の進行を有機炭素 (TOC) 濃度で評価した。図 2 は、各条件での TOC 濃度 ($[TOC]/[TOC]_0$) の時間変化を示しており、 Fe^{2+} 濃度 ($[Fe^{2+}]_0$) の影響を Cu^{2+} の有無で比較している。 Cu^{2+} の有無で TOC 濃度の変化は大きな影響を受けている。 Cu^{2+} が存在していない場合は、 $[Fe^{2+}]_0 = 0.3 - 1 \text{ mM}$ において、 Fe^{2+} の濃度の影響はほぼ見られない。すなわち、TOC 濃度は徐々に低下し、240 min でほぼ 0.6 程度である。 $[Fe^{2+}]_0 = 0.1 \text{ mM}$ においても、他の条件と比較して、やや TOC 濃度の減少速度が下がっているだけである。 Cu^{2+} が存在すると、すべての場合で初期における TOC 濃度の減少速度が大きくなっている (Cu^{2+} 濃度 $[Cu^{2+}]_0 = 0.3 \text{ mM}$)。ただしその後の挙動が Fe^{2+} 濃度で大きく異なっている。 $[Fe^{2+}]_0 = 1 \text{ mM}$ では、30 min 以降ではほとんど TOC 濃度の減少が見られず、240 min でも 0.48 である。 $[Fe^{2+}]_0 = 0.1 \text{ mM}$ では、240 min まで徐々に TOC 濃度が減少している。これらの条件の中では、 $[Fe^{2+}]_0 = 0.3 \text{ mM}$ のときが最も TOC 濃度が減少し、240 min で 0.25 まで大幅に低減することができた。

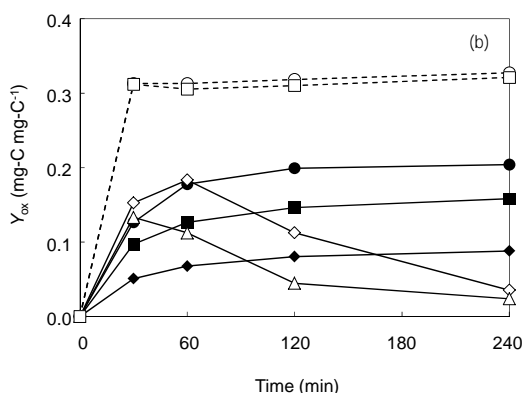


図 3 TOC 濃度およびシュウ酸収率に及ぼす Cu^{2+} 濃度の影響

次に、 $[Cu^{2+}]_0$ と $[Fe^{2+}]_0$ の最適な値を探索するため、 $[Fe^{2+}]_0 = 0.1$ および 1 mM において、 $[Cu^{2+}]_0$ の影響について検討する。フェノールの Fenton 酸化における無機化 (有機炭素の CO_2 への転換; TOC 濃度の減少率に対応する) の進行に関しては、生成したシュウ酸が Fe^{3+} と錯体を形成し、 Fe^{3+} の還元を強く阻害する、シュウ酸は無機化されない、ということから、シュウ酸の生成と密接に関係すると考えられる。そのため、図 3 には、TOC 濃度に加えて、シュウ酸収率の経時変化も示した。 $[Fe^{2+}]_0 = 1 \text{ mM}$ では $[Cu^{2+}]_0$ の影響がほとんど見られない。 $[Cu^{2+}]_0 = 0.3 \text{ mM}$ の結果とほぼ同じで

30 min 以降は TOC 濃度の減少がほとんどない。TOC 濃度の最終値は、 $[Cu^{2+}]_0$ でやや差があり、 $[Fe^{2+}]_0 = 1 \text{ mM}$ で 0.38 である。シュウ酸収率の変化も TOC 濃度の変化と対応しており、反応開始 30 min で急激に生成するが、その後はほぼ変化がない。これら 2 つの結果から、 $[Fe^{2+}]_0 = 1 \text{ mM}$ では、反応開始 30 min でほぼ反応は完結していると考えられる。一方、 $[Fe^{2+}]_0 = 0.1 \text{ mM}$ では、いずれの $[Cu^{2+}]_0$ でも、240 min まで TOC 濃度が徐々に減少しているが、 $[Cu^{2+}]_0$ が高いほどその効果は大きく、 $[Cu^{2+}]_0 = 1 \text{ mM}$ では、TOC 濃度が 0.06 まで低減できた。これは、フェノール中の炭素の 94%が CO_2 に転換できていることを示す。光照射や電気化学還元等の外部からのエネルギー投入なしにフェノールに対してこれほどの高い無機化率はほとんど見られない。シュウ酸の生成挙動についてみると、 Cu^{2+} 濃度の増加とともに収率は減少しているが、特に $[Cu^{2+}]_0 = 0.5$ および 1 mM では、反応開始 30 min で急激に生成するものの、その後、濃度が低下していつている。シュウ酸は、通常の Fenton 反応では分解されない物質と認識されており、このような挙動は非常に興味深い現象である。

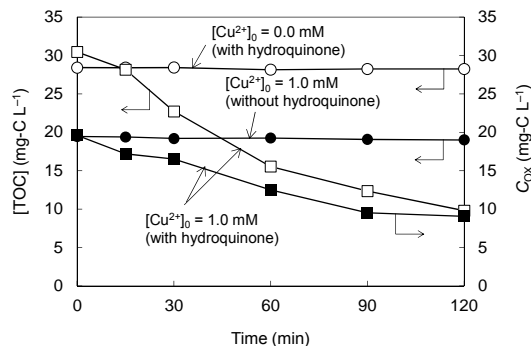


図 4 Cu^{2+} とヒドロキノン存在下における TOC 濃度およびシュウ酸濃度の経時変化

シュウ酸濃度が反応途中で減少していることから、 Cu^{2+} 存在下でシュウ酸が分解していると言える。しかしながら、 $[Fe^{2+}]_0 = 1 \text{ mM}$ では、そのような現象が見られない。これらの条件での違いを考えると、共存する有機物がシュウ酸の分解に影響を与えることが推測される。フェノールの分解初期には還元性の高いヒドロキノンやカテコールが生成し、それらが Fe^{3+} を還元する働きを持つことが報告されている。ここでは、ヒドロキノン (TOC 濃度 10 mg-C/L) を共存有機物として選定し、シュウ酸 (TOC 濃度 20 mg-C/L) の分解挙動について検討する。図 4 は、 Cu^{2+} とヒドロキノン存在が TOC 濃度およびシュウ酸収率の経時変化に与える影響を示している。 H_2O_2 も 20 mM になるように加えているので、 Fe^{3+} が還元されるとフェントン反応が進行する。 Cu^{2+} は存在するがヒドロキノンが存在しない場合、またヒドロキノンが存在するが Cu^{2+}

が存在しない場合は、いずれも TOC 濃度は全く変化せず、シュウ酸は分解しないことがわかる。つまりヒドロキノンではシュウ酸と強く結合した Fe^{3+} を還元できない。 Cu^{2+} とヒドロキノンが共存している場合にだけ、TOC 濃度は減少し、120 min で 10 mg-C/L になった。シュウ酸濃度もほぼ同じく 10 mg-C/L 程度である。ヒドロキノンの分解によってもシュウ酸は生成することを考えると、明らかに Cu^{2+} とヒドロキノンが共存することによりシュウ酸が分解されると言える。これは Cu^{2+} の存在により、 Fe^{3+} -シュウ酸間の結合が弱くなり、ヒドロキノンによって Fe^{3+} が Fe^{2+} に還元されてフェントン反応が進行するからである。シュウ酸は、 Fe^{3+} に強く配位していると分解されにくい、 Fe^{3+} が Fe^{2+} になると分解されやすくなる。とされる。 Fe^{3+} -シュウ酸間の結合状態については、UV の吸収からも変化が確認できた。

(2) 有機リガンドを利用した光化学還元

近年、日本において排水基準が 0.5 mg/L に設定された 1,4-ジオキサン(1,4-D)を用いた。1,4-D は、水と高い混和性を持つ上に生物分解性に乏しいため、生物処理やストリッピング、活性炭吸着等の一般的な処理方法が適用できない物質である。

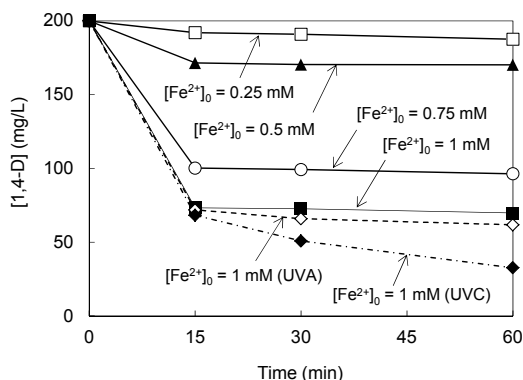


図5 フェントン酸化における 1,4-ジオキサン濃度の経時変化

図5にフェントン酸化における 1,4-D 濃度の経時変化を示す。 H_2O_2 濃度 $[\text{H}_2\text{O}_2]_0$ に関しては、 $[\text{H}_2\text{O}_2]_0/[\text{Fe}^{2+}]_0 = 2.5$ となるようにした。通常フェントン酸化により 1,4-D の分解が見られ、 $[\text{Fe}^{2+}]_0$ が高い方が分解量も多くなっている。特に $[\text{Fe}^{2+}]_0 = 0.75$ mM 以上で分解が顕著となり、 $[\text{Fe}^{2+}]_0 = 1$ mM で 200 mg/L が 70 mg/L まで低減できた。しかしながら、15 min 以降では、いずれの条件でも 1,4-D は全く分解しておらず、これ以上 1,4-D を分解するためにはさらに Fe^{2+} を投入する必要がある、それは多量の水酸化鉄スラッジを生むことになる。持続的にフェントン酸化を進行させる方法として、紫外線照射と組み合わせる光フェントン法がよく用いられている。ここでも、UVA(主波長 265 nm)と UVC(主波長 254 nm)の紫外線ランプ(消費電力はいずれも 6W)

を用いて光フェントン酸化を実施した。いずれのランプでも、15 min での 1,4-D 濃度は、照射を併用しない場合とほぼ同じである。UVA の場合は、15 min 以降でもわずかに分解が進まなかった。UVC の場合は、15 min 以降で徐々に分解が進行したが、60 min 後でも 1,4-D 濃度は 9.1 mg/L であった。

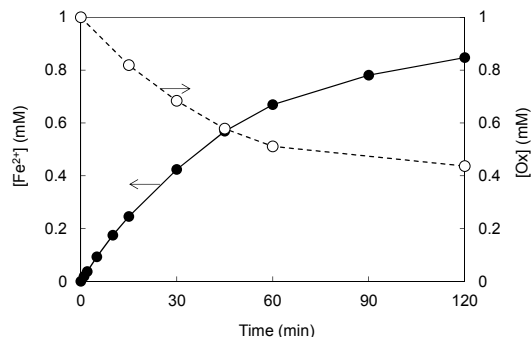


図6 白色 LED 照射時の $[\text{Fe}^{2+}]$ と $[\text{Oxalic}]$ の経時変化

より効率的に光照射で Fe^{3+} を還元させる手法として、シュウ酸を添加し、LMCT でフェントン酸化の促進を試みた。LMCT は、波長 450 nm 以下であれば進行することが報告されているので、省エネルギー化を見据えて白色 LED(消費電力 1.8 W)を光源として用いた。図6に $[\text{Fe}^{3+}]_0 = [\text{Ox}]_0 = 1$ mM において、白色 LED を照射したときの $[\text{Fe}^{2+}]$ と $[\text{Ox}]$ の経時変化を示す。ここでは、 H_2O_2 も 1,4-D も加えておらず、 Fe^{2+} の生成より LMCT がどれだけ進行したかが評価できる。 Fe^{2+} は照射開始から生成を開始し、白色 LED でも LMCT を進行させることがわかった。60 min での $[\text{Fe}^{2+}]$ は 0.67 mM であった。シュウ酸も時間とともに分解し、濃度が低下していく傾向が見られた。よって、1,4-D の濃度が高い場合は、より多くのシュウ酸を加える必要があると言える。

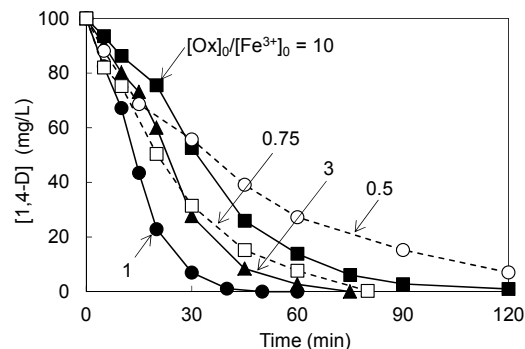


図7 白色 LED を用いたシュウ酸駆動型フェントン酸化における 1,4-ジオキサンの濃度変化

様々なシュウ酸/ Fe^{3+} 比 ($[\text{Ox}]_0/[\text{Fe}^{3+}]_0$) で 1,4-D の分解を実施したときの 1,4-D 濃度の経時変化を図7に示す。1,4-D の分解挙動は、 $[\text{Ox}]_0/[\text{Fe}^{3+}]_0$ の影響を大きく受けている。最も分解速度が速い $[\text{Ox}]_0/[\text{Fe}^{3+}]_0 = 1$ においては、

100 mg/L の 1,4-D が 30 min で 7 mg/L まで低減でき、50 min には 0.5 mg/L 以下を達成できた。図 5 における光フェントン酸化と比較しても、非常に分解速度が大きく、1,4-D の分解に効果的な方法であるといえる。これは、図 6 に見られたように、シュウ酸による LMCT が白色 LED でも進行し、フェントン酸化を促進することができたためである。一方、 $[Ox]_0/[Fe^{3+}]_0$ が 1 よりも大きくても小さくても 1,4-D の分解速度は低下した。 $[Ox]_0/[Fe^{3+}]_0 = 3$ では 0.5 mg/L を達成するのに 75 min、 $[Ox]_0/[Fe^{3+}]_0 = 10$ では、120 min でも 1 mg/L の 1,4-D が残留していた。シュウ酸の量が多くなると、 Fe^{3+} が還元されにくくなるためである。 $[Ox]_0/[Fe^{3+}]_0 = 0.75$ においても、明らかに分解速度が落ち、 $[Ox]_0/[Fe^{3+}]_0 = 0.5$ では、120 min でも 7 mg/L の 1,4-D が残留する結果となった。 $[Ox]_0/[Fe^{3+}]_0 < 1$ でも LMCT が起こりにくくなり、 Fe^{3+} の還元速度が低下するものと考えられる。図 6 でも述べたように、より高濃度の 1,4-D を分解するためには、より多くのシュウ酸を必要とするが、シュウ酸を適した濃度にコントロールしながら分解を行うことが必要である。

(4)炭素電極を用いた電気化学還元

電気化学的還元とフェントン酸化を組み合わせる手法は、一般的に電解フェントン (Electro-Fenton) 法といわれており、近年非常に注目されている。既往の研究では、溶存酸素の還元で H_2O_2 を電解セル内で *in-situ* で生成させることに着目している場合が多いが、本研究では、分解速度を高く保つことを目的として、 H_2O_2 を加えて、 Fe^{3+} の還元に着目した。

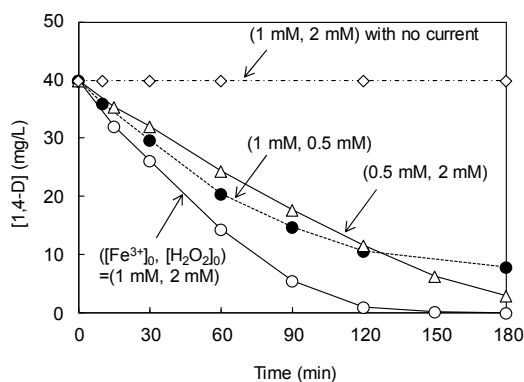


図 8 電気化学還元を併用した場合の 1,4-D 濃度の経時変化

図 8 に陰極の電位を $-0.1 V$ (vs Ag/AgCl) とした時の各条件下での 1,4-D 濃度の経時変化を示す。比較のため、電流を流さなかった場合の結果も示したが、120 min でも 1,4-D の濃度はほとんど変わらなかった。よって、 Fe^{3+} による通常の Fenton-like 反応による 1,4-D の分解はほとんど進行しないと言える。 Fe^{3+} の非共存下においては、電位をかけなかった場合と同様に 1,4-D の濃度減少が見られなかつ

たことから、1,4-D の直接的な電気分解は起こっていないと言える。 Fe^{3+} および H_2O_2 の共存下において、電位をかけることにより、1,4-D の濃度は継続的に低下していく結果が得られた。 $[Fe^{3+}]_0 = 1 mM$ および $[H_2O_2]_0 = 2 mM$ (これを標準条件とする) の条件下では、180 min で $[1,4-D] < 0.5 mg/L$ を達成することができた。 H_2O_2 非共存下では、 Fe^{2+} の生成が見られたことから、陰極上での Fe^{3+} の還元により生成した Fe^{2+} でフェントン反応が起こり、1,4-D を分解したと考えられる。次に $[Fe^{3+}]_0$ および $[H_2O_2]_0$ の影響についてみると、いずれも濃度を低くすると、初期反応速度の低下が見られたが、標準条件との比較で考えると、 $[Fe^{3+}]_0$ が半分の条件よりも $[H_2O_2]_0$ が $1/4$ の条件の方が高い初期反応速度が得られた。このことより、 H_2O_2 よりも Fe^{3+} の方が濃度の影響が大きいと言える。 $[H_2O_2]_0 = 0.5 mM$ では、反応後期 ($t > 120 min$) において、著しい分解速度の低下が見られるが、 $[H_2O_2]_0$ が小さいために H_2O_2 がほぼなくなってしまったことが原因である。

文献等を参考に、以下の 14 の反応を考慮し、1,4-D の分解に関してシミュレーションを行った。なお、 Fe^{3+} の還元速度については、 H_2O_2 非共存下での Fe^{2+} の生成速度を検討し、陰極電位が同じであれば Fe^{3+} の濃度に比例すること、1,4-D やその分解生成物が共存していても Fe^{3+} の還元速度は変わらないことを実験で確認している。なお、3種の活性ラジカル種に関しては、定常状態近似を用いた。本シミュレーションでの速度定数は、可能な限り文献の値を用いた。fitting parameter となっているのは OH ラジカルと 1,4-D およびその一次分解性生物である Product A との反応である(9)と(10)の速度定数である。 Fe^{3+} の電気化学還元である(8)の速度式は、上述した別の実験から推定した式を用いた。

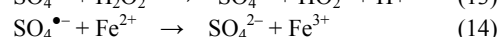
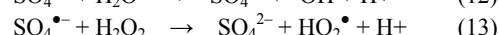
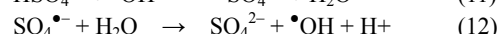
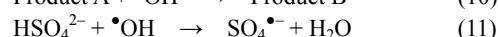
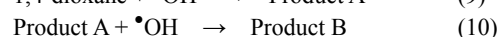
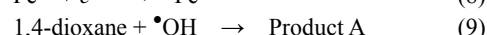
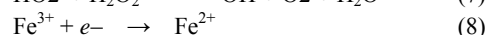
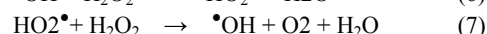
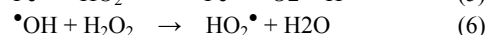
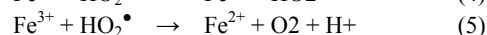
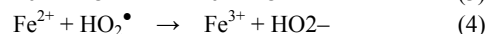
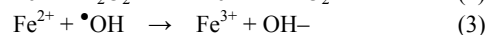
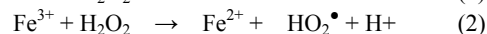
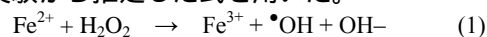


図 9 に 1,4-D と H_2O_2 濃度の経時変化について、実験値と計算値の比較を示す。シミュレーション結果は実験結果と良好な一致を示した。(9)と(10)の速度定数 k_9, k_{10} は、それぞれ $1.2 \times 10^9 M^{-1}s^{-1}$ 、 $2.5 \times 10^8 M^{-1}s^{-1}$ であり、1,4-D が分解生成物よりも OH ラジカルとの反応性が非常に高いことがわかる。 H_2O_2 濃度については、120 min からやや消費が促進されている傾向

が見られている。 H_2O_2 濃度は、120 minの時点で初期の半分以下になっているにもかかわらず、消費が促進されているのは非常に興味深い結果であるが、この現象もシミュレーションで表現されている。この点については、反応後期において、OHラジカルと非常に反応性の高い1,4-Dがほとんど消費されているため、OHラジカルの消費速度が低くなり、OHラジカルが蓄積され、濃度が高くなっていることが原因としてあげられる。

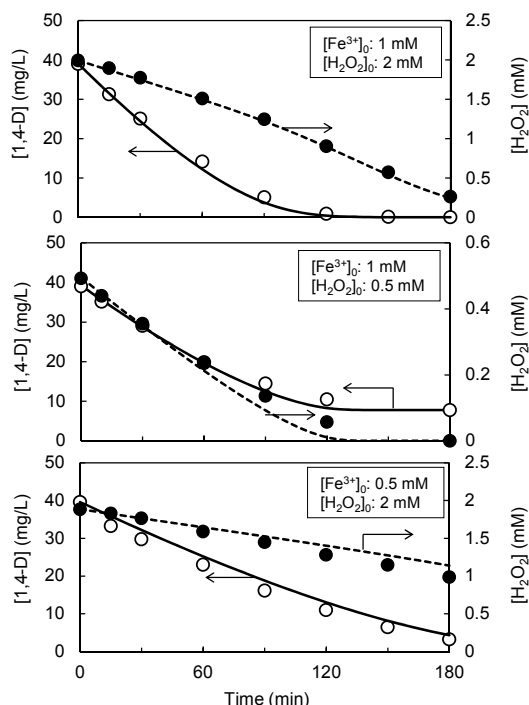


図9 実験結果とシミュレーション結果の比較

$[\text{Fe}^{3+}]_0$ および $[\text{H}_2\text{O}_2]_0$ の初期速度に及ぼす影響も明確に表されている。本反応系では、鉄イオンのほとんどが Fe^{3+} で存在しているため、 Fe^{3+} の還元速度が $[\text{Fe}^{3+}]_0$ に比例している。生成した Fe^{2+} はただちにフェントン反応によって消費され、OHラジカルを生成するので、 $[\text{Fe}^{3+}]_0$ 半減すると、OHラジカルの生成速度も大きく低下すると考えられる。一方、 $[\text{H}_2\text{O}_2]_0$ は、フェントン反応に直接影響を与えるものの、 $[\text{Fe}^{3+}]_0$ が同じであれば、 Fe^{2+} の生成速度は変わらない。生成した Fe^{2+} は H_2O_2 が存在していれば即時にフェントン反応で消費される。つまり、 H_2O_2 濃度が低くても、 Fe^{2+} 濃度が高くなるため、フェントン反応の速度に与える影響は $[\text{Fe}^{3+}]_0$ ほど小さくなく、1,4-Dの分解速度への影響も $[\text{Fe}^{3+}]_0$ より小さいと考えられる。また上述しているように、 $[\text{H}_2\text{O}_2]_0 = 0.5 \text{ mM}$ の場合では、120 min以降に H_2O_2 不足による分解速度の急激な低下がみられるが、1,4-Dおよび H_2O_2 いずれの濃度もシミュレートできており、提案した反応モデルの妥当性を示しているといえる。本モデルにより、1,4-D分解時の Fe^{3+} と H_2O_2 投与量や電極面積についての最適化が可能となるため、反応器設計に大きく寄与するものである。

5. 主な発表論文等

(研究代表者、研究分担者及び連携研究者には下線)

〔雑誌論文〕(計3件)

Maekawa J, Mae K, Nakagawa H, “Fenton-Cu²⁺ system for phenol mineralization”, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(3). 1275-1280 (2014)

Maekawa J, Mae K, Nakagawa H, “Degradation of 1,4-dioxane by the ferrioxalate-mediated photo-Fenton process using UV or white LED irradiation”, *Journal of Chemical Engineering of JAPAN*, 49(3), 305-311 (2016)

Nakagawa H, Takagi S, Maekawa J, “Fered-Fenton process for the degradation of 1,4-dioxane with an activated carbon electrode: A kinetic model including active radicals”, *Chemical Engineering Journal*, 296, 398-405 (2016)

〔学会発表〕(計3件)

Maekawa J, Mae K, Nakagawa H, “Acceleration of Fenton oxidation of phenol by using copper ion catalyst”, 16th International Symposium on Relations between Homogeneous and Heterogeneous Catalysis, 2P-41 (Sapporo, 2013)

Nakagawa H, Maekawa J, Mae K, “Catalytic Effect of Copper Ion on the Mineralization of Phenol by Fenton Reagent”, 9th World Congress of Chemical Engineering, TuO-T224-1(Seoul, 2013)

Nakagawa H, Takagi S, Maekawa J, “Degradation of 1,4-dioxane by the electro-Fenton process” Proc. of APCCHE 2015, Paper No. 3132287 (Melbourne, 2015)

6. 研究組織

(1)研究代表者

中川浩行 (NAKAGAWA HIROYUKI)
京都大学・環境科学センター・准教授

研究者番号：40263115