

Tinjauan terhadap Alternatif Sistem Pengolahan Senyawa Aktif Farmasi pada Limbah Cair Medis

Overview of Alternative Treatment System of Pharmaceutically Active Compounds in Medical Wastewater

Fauzan Razansyah¹, Mindriany Syafila²

Teknik Lingkungan, Fakultas Teknik Sipil dan Lingkungan, Institut Teknologi Bandung, Indonesia

Email: ¹ frazansyah@gmail.com, ² syafila.mindriany@gmail.com

Abstrak: Limbah cair rumah sakit mengandung berbagai macam zat yang digunakan untuk keperluan medis, laboratorium, penelitian, dan juga termasuk kotoran yang berasal dari pasien, termasuk diantaranya adalah *pharmaceutically active compounds* (PhACs) atau senyawa aktif farmasi. Masalah lingkungan dapat muncul karena keberadaan PhACs di badan air. Senyawa aktif farmasi sendiri pada dasarnya dirancang agar dapat mempengaruhi manusia dan hewan secara fisiologis bahkan pada tingkat konsentrasi yang rendah. Terlebih lagi, senyawa ini tetap berada di lingkungan dalam waktu yang lama dan tidak terdegradasi secara biologis atau alami. Oleh karena itu, untuk merancang sistem IPAL di rumah sakit yang mampu mengolah limbah cair dibutuhkan penelitian mengenai PhACs. Penelitian ini bertujuan untuk mengidentifikasi polutan yang terkandung pada limbah cair rumah sakit dan untuk meninjau sistem IPAL yang mampu mengolah limbah cair rumah sakit secara efisien. Data mengenai proses pengolahan limbah cair non domestik diperoleh berdasarkan penelitian yang telah dilakukan oleh para peneliti, sehingga penelitian ini dilakukan berdasarkan studi literatur. Diketahui bahwa di Indonesia belum memiliki regulasi yang mengatur mengenai PhACs dalam limbah cair, sehingga rumah sakit di Indonesia belum mampu untuk mengolah limbah cair yang bebas dari PhACs. Varian PhACs yang ditemukan dalam limbah cair rumah sakit sangat beragam, dan hal ini menyebabkan masih cukup sulit untuk menentukan metode yang cukup efisien untuk mendegradasi kadar PhACs dalam air. Namun, AOP berbasis ozon telah banyak digunakan dalam bidang remediasi air karena waktu perawatan yang rendah, biaya yang sedikit, dan tingkat efisiensi degradasi yang tinggi.

Kata kunci: limbah cair medis, senyawa aktif farmasi, sistem pengolahan alternatif

Abstract: Hospital wastewater contains various substances that are used for medical, laboratory, and research purposes including *pharmaceutically active compounds* (PhACs). Environmental problems can arise due to the presence of PhACs in water bodies. The active pharmaceutical compounds themselves are basically designed to affect humans and animals physiologically even at low concentrations. These compounds remain in the environment for a long time and are not degraded biologically or naturally. In order to design a WWTP in a hospital that is able to treat wastewater containing PhACs, research on PhACs is needed. This study aims to identify the pollutants contained in hospital effluent and to review the methods that is theoretically able to process hospital effluent efficiently. Data regarding the non-domestic wastewater treatment process was obtained based on research that has been carried out before, so this research was conducted based on a literature study. It is known that in Indonesia there is no regulation that regulates PhACs in wastewater, so hospitals in Indonesia have not been able to treat wastewater that is free of PhACs. Variants of PhACs found in hospital wastewater are very diverse, and this makes it quite difficult to determine an efficient method to degrade PhACs levels in water. However, ozone-based AOPs have been widely used in the field of water remediation because of their low treatment time, low cost, and high degradation efficiency.

Keywords: medical wastewater, pharmaceutically active compounds, alternative treatment system

PENDAHULUAN

Limbah cair yang keluar dari berbagai rumah sakit kaya akan senyawa aktif farmasi/*pharmaceutically active compounds* (PhACs), mikroorganisme, serta ditandai dengan kadar COD, BOD, amonia, nitrat, nitrogen total (TN), TSS, *total organic carbon* (TOC), dan total Nitrogen Kjeldahl (TKN) yang tinggi. Pembuangan air limbah dari rumah sakit dapat diklasifikasikan ke dalam empat kategori besar, yang dicantumkan pada **Tabel 1**:

Tabel 1. Jenis buangan air limbah rumah sakit

Jenis Air Limbah Buangan	Jenis Air Limbah	Referensi
<i>Blackwater</i>	Mengandung kotoran dan urin yang keluar dari toilet di rumah sakit, yang menyumbang sebagian besar kadar BOD dari air limbah. Kandungan dari <i>blackwater</i> kaya akan berbagai jenis mikroorganisme karena kotoran adalah sumber utama mikroorganisme dalam air limbah. Selain bersifat sebagai patogen, mikroorganisme yang terkandung mungkin juga telah mengembangkan resistensi terhadap zat-zat antimikroba atau antibiotik. Kotoran dan urin juga mengandung PhACs yang tidak dimetabolisme, yang telah diberikan kepada pasien selama perawatan di rumah sakit.	(Šunta dkk., 2019)
<i>Greywater</i>	Air yang keluar dari hasil pencucian, mandi, <i>laundry</i> , dan juga proses lainnya seperti membilas film X-Ray, desinfeksi, dan lainnya. Air ini mengandung senyawa rekalsitran seperti surfaktan, deterjen, dan agen sitotoksik atau genotoksik lainnya.	(Metcalf & Eddy, 2004)
<i>Stormwater</i>	Air hujan/ <i>stormwater</i> biasanya hilang melalui saluran pembuangan atau perkolasi air tanah. Umumnya digunakan kembali di toilet dan irigasi halaman rumah sakit.	(Emmanuel dkk., 2001)
Pembuangan khusus	Air limbah yang dihasilkan dari kegiatan yang berkaitan dengan pekerjaan laboratorium dan departemen radiologi, diklasifikasikan dalam pembuangan khusus. Air limbah ini mengandung zat yang sangat beracun, seperti desinfektan, deterjen, asam, alkali, residu farmasi, pelarut, dan media kontras sinar-X. Zat-zat ini sangat beracun dan persisten serta tetap berada di lingkungan berair bahkan setelah proses pengolahan konvensional	(Verlicchi dkk., 2010)

PhACs merupakan senyawa aktif farmasi, atau obat-obatan yang digunakan secara umum dan universal pada fasilitas kesehatan yang mungkin menjadi polutan dalam limbah cair rumah sakit. Konsentrasi obat-obatan analgesik, antibiotik, β -*blocker*, hormon, dan jenis lainnya di limbah rumah sakit ditemukan jauh lebih tinggi dibandingkan dengan konsentrasinya dalam air limbah domestik (Majumder dkk., 2019). Masalah lingkungan dapat muncul karena keberadaan PhACs di badan air. Hal ini disebabkan karena senyawa aktif farmasi pada dasarnya dirancang agar dapat mempengaruhi manusia dan hewan secara fisiologis bahkan pada tingkat konsentrasi yang rendah (Bhatia dkk., 2017). Terlebih lagi, senyawa ini tetap berada di lingkungan dalam waktu yang lama dan tidak terdegradasi secara biologis atau alami. PhACs yang dikonsumsi oleh pasien di rumah sakit dikeluarkan baik sebagai metabolit maupun sebagai senyawa utama yang tidak

berubah. Contohnya adalah β -blocker yang terlibat dalam pengobatan berbagai penyakit kardiovaskular seperti hipertensi dan penyakit arteri dengan cara memblokir aksi hormon seperti epinefrin dan norepinefrin dalam tubuh dan dapat menyebabkan dampak yang berbahaya apabila dikonsumsi oleh orang yang sehat (Bhatia dkk., 2017). Kandungan PhACs di lingkungan telah menjadi perhatian karena kurangnya informasi mengenai dampak yang mungkin timbul pada organisme akuatik (seperti *zooplanton* atau ikan) (Guzel dkk., 2019). Pada saat yang sama perlu diketahui bahwa sebagian besar pengukuran dan penilaian risiko yang telah dilakukan hanya didasarkan pada tiap jenis senyawa secara individu, padahal PhACs tidak pernah muncul sebagai zat tunggal di lingkungan. Oleh karena itu, untuk mendapatkan gambaran yang realistis tentang keterlibatan PhACs pada ekosistem, diperlukan penyelidikan dan penilaian efek campuran multikomponen dari PhACs (De Zwart & Posthuma, 2005). Selain itu, interpretasi yang benar dari *measured environmental concentration* (MEC) dari PhACs merupakan tantangan besar bagi para peneliti, bahkan sampai sekarang. Hal ini disebabkan oleh terbatasnya data toksisitas eksperimental yang tersedia (*median effective concentration* [EC50], *median lethal concentration* [LC50], dan *no observed effect concentration* [NOEC]). Meskipun data-data tersebut ada dan dapat diakses, namun data hanya dapat digunakan berdasarkan pengamatan yang spesifik (ketergantungan terhadap berbagai titik akhir dan spesies) sehingga menyebabkan data tidak bersifat konsisten (Länge & Dietrich, 2002). Kondisi seperti ini disebabkan oleh studi mengenai PhACs yang telah dilakukan menggunakan mekanisme yang berbeda-beda. Oleh karena itu, efek dari PhACs yang diteliti telah diamati dengan menggunakan acuan titik akhir penelitian yang sangat beragam (misalnya parameter yang digunakan adalah: pertumbuhan, kematian, reproduksi atau perkembangan, efek perilaku, dan perubahan pada tingkat seluler atau jaringan). Meskipun data dari MEC diketahui, karena kurangnya standar data toksisitas eksperimental di banyak kasus, penilaian risiko ekologi/*ecological risk assessment* (ERA) tidak dapat dilakukan dengan tepat (Ferrari dkk., 2004). Selain itu, PhACs tidak dipantau secara rutin karena tidak termasuk dalam undang-undang atau peraturan lingkungan baik secara nasional maupun global (Zenker dkk., 2014). Oleh karena itu, harus dikembangkan pendekatan strategis terhadap pencemaran air yang disebabkan oleh zat-zat PhACs.

Limbah rumah sakit adalah inang bagi beragam jenis bakteri dan mikroorganisme patogenik, seperti *Escherichia coli* (*E. coli*), *Enterococci*, *thermotolerant coliform*, koliform tinja, dan lainnya. Meskipun mikroorganisme hadir dalam jumlah yang signifikan, bahaya utamanya terletak pada adanya bakteri resisten, seperti *Proteus vulgaris*, *Pseudomonas aeruginosa*, *enterococci* yang resisten vankomisin, mikobakteri, dan bakteri dengan *strain* resisten lainnya (Galvin dkk., 2010). Resistensi dapat bersifat intrinsik atau berkembang karena mutasi yang bersifat spontan akibat dari kontak dengan PhACs yang berjenis antibiotik. Sifat resistensi intrinsik dimiliki oleh mikroorganisme dapat mencegah antibiotik memasuki selnya (Sharma dkk., 2016). ESBL (*Extended-Spectrum Beta-Lactamase*) adalah jenis enzim yang dihasilkan oleh bakteri tertentu, seperti ESBL yang diproduksi *E. coli* (ESBLE) yang membuatnya resisten terhadap antibiotik. Di negara-negara Eropa, seperti Irlandia, Prancis, Swedia, Spanyol, Belanda, dan Polandia, 3,8-13,6% dari *E. coli* yang terkandung dalam limbah cair rumah sakit tergolong dalam jenis ESBLE (Hocquet dkk., 2016). Persentase ESBLE yang ada terkandung pada limbah cair rumah sakit jauh lebih tinggi dibandingkan dengan di air

limbah perkotaan dan pembuangan dari instalasi pengolahan air limbah/*wastewater treatment plant* (WWTP) (Hocquet dkk., 2016). Hal ini karena limbah cair rumah sakit mengandung sejumlah besar antibiotik, desinfektan, dan zat-zat lainnya yang membuat mikroorganisme penghasil ESBL resisten terhadapnya. Tidak seperti *E. coli* normal, ESBLE dapat menimbulkan infeksi pada manusia yang tidak dapat lagi diobati dengan antibiotik biasa, sehingga keberadaannya patut dipertimbangkan.

METODOLOGI

Penelitian dilakukan dengan 4 tahap. Tahap persiapan dilakukan melalui pembahasan mengenai ruang lingkup tema yang akan diangkat, pemahaman tujuan penelitian, serta persiapan materi dasar. Lalu dilakukan tahap studi literatur melalui pengumpulan informasi-informasi signifikan yang terkait dengan pengelolaan limbah cair yang diambil dari buku acuan, jurnal, regulasi yang berlaku, serta *website*. Studi literatur dilakukan untuk menentukan jenis-jenis PhACs yang umum ditemukan dalam limbah cair rumah sakit serta memahami berbagai jenis teknologi pengolahan yang dapat dilakukan untuk mendegradasi PhACs dalam air limbah. Tahapan pengumpulan data yang dilakukan dengan beberapa cara yang bertujuan untuk mengumpulkan data-data yang mendukung penulisan laporan penelitian. Data yang dibutuhkan untuk penelitian ini adalah data dari kandungan PhACs yang umumnya ada pada air limbah rumah sakit serta data mengenai efisiensi dari teknologi pengolahan PhACs dalam air limbah. Untuk mendapatkan data-data tersebut diperlukan proses studi literatur. Data mengenai proses dan teknologi pengolahan limbah cair medis diperoleh melalui penelitian yang telah dilakukan sebelumnya dalam skala internasional. Tahap selanjutnya adalah melakukan analisa terhadap data yang telah diperoleh. Analisa data dilakukan untuk menilai data relevan yang telah diperoleh dari literatur. Hal ini dilakukan untuk menentukan metode pendegradasi PhACs yang paling efisien.

TINJAUAN PUSTAKA

Instalasi pengolahan air limbah konvensional umumnya tidak dirancang untuk mengatasi kontaminan organik persisten yang muncul seperti PhACs karena hanya dirancang untuk menghilangkan senyawa karbon organik, fosfor, atau nitrogen (Tran dkk., 2018). Hasil dari proses dasar seperti filtrasi, sedimentasi, flokulasi, dan pengolahan secara biologis tidak cukup untuk menghilangkan PhACs (Mohapatra dkk., 2016). Metode pengolahan primer seperti sedimentasi dan koagulasi tidak efektif dalam proses menghilangkan PhACs karena sifat hidrofiliknya. Sebagian besar obat-obatan memiliki sifat yang sangat larut dalam air sehingga kemungkinan terjadinya proses adsorpsi ke partikel pengendapan sangat kecil. Sebagian besar obat-obatan menunjukkan sangat sedikit atau tidak adanya penghapusan di proses *primary treatment*. Proses pengolahan limbah cair medis di Korea dengan tujuan penghilangan obat-obatan analgesik dan hormon hanya memiliki efisiensi penyisihan maksimum 28% (Behera dkk., 2011). Metode *secondary treatment* melibatkan proses aerobik atau anaerobik untuk mendegradasi bahan pencemar, sedangkan PhACs merupakan zat yang sangat beracun bagi mikroorganisme, yang mencegah pertumbuhan mikroba dan menghambat proses degradasi (Tran dkk., 2018).

Faktor utama yang menyebabkan untuk fenomena itu bisa terjadi adalah karena pada pengolahan secara biologis, konjugat dari PhACs dapat mengalami reaksi enzimatik dan membentuk senyawa induk aslinya (Tran dkk., 2018). Proses pengolahan lanjutan atau *tertiary treatment* melibatkan proses seperti membran filtrasi, adsorpsi oleh karbon aktif, dan klorinasi telah diterapkan di IPAL (Yang dkk., 2017). Proses permesari, adsorpsi, dan interaksi elektrostatik memainkan peran yang kecil sehingga tidak efisien dalam mendegradasi PhACs. Karena ukuran pori mikrofiltrasi yang cukup besar, proses ini dianggap tidak efektif dalam menghilangkan PhACs. Nanofiltrasi memiliki potensi untuk menghilangkan hingga 97% kontaminan ionik, tetapi beberapa laporan menyatakan bahwa efisiensi penghapusan hanya sekitar 60% dari naproxen dan diklofenak sementara karbamazepin memiliki penghilangan yang lebih sedikit dari itu (Yang dkk., 2017). Metode *reverse osmosis* dilaporkan telah secara efektif menghilangkan 99% dari sebagian besar PhACs. Namun, proses nanofiltrasi dan *reverse osmosis* membutuhkan tekanan dan *rejection rate* yang besar dan hal tersebut merupakan kelemahan dari proses ini. *Granulated Activated Carbon* (GAC) dilaporkan mampu menghilangkan sekitar 90-98% dari sebagian besar PhACs (Yang dkk., 2017). Namun, hanya 43-64% hormon steroid yang mampu disisihkan oleh GAC sementara karbamazepin hanya sebesar 17-23%. Terlebih lagi, proses adsorpsi menghasilkan sejumlah besar lumpur beracun, yang menimbulkan kesulitan dalam pengelolaan lumpur.

Karena metode pengolahan IPAL konvensional belum mampu secara efektif menghilangkan atau menurunkan kadar PhACs yang ada di dalam air, *Advanced oxidation process* (AOP) telah mendapatkan popularitas luar biasa selama satu dekade terakhir pada bidang remediasi air (Do dkk., 2019; K'oreje dkk., 2016; Klavarioti dkk., 2009; Menapace dkk., 2008; Tran dkk., 2018). AOP adalah proses dimana oksidan radikal kuat (misalnya $\text{OH}\cdot$, $\text{SO}_4\cdot^-$, $\text{O}_2\cdot^-$, h^+) yang mampu mengoksidasi dan menghilangkan kontaminan serta dihasilkan in-situ. Proses AOP yang berbasis $\text{OH}\cdot$ seperti ozonasi, fotokatalisis, oksidasi anodik, dan oksidasi Fenton adalah proses yang telah menunjukkan hasil yang menjanjikan dalam pengolahan air limbah dimana kontaminan hadir dalam konsentrasi yang sangat rendah, juga termasuk PhACs (Belver dkk., 2017). Proses fisik seperti *ultrasound*, *microwave irradiation*, *electron beam*, dan *plasma discharge* juga telah memperoleh popularitas yang luar biasa dalam menghilangkan PhACs. Efisiensi penghapusan dan waktu proses ini tergantung pada berbagai parameter yang mempengaruhi (misalnya pH, ion pengganggu, intensitas/densitas arus, konsentrasi elektrolit, dan dosis katalis). Pengaturan uji eksperimen, efisiensi penyisihan, dan kondisi uji untuk menghilangkan PhACs dengan AOP berbasis ozon telah disajikan pada **Tabel 2**; fotokatalisis, oksidasi anodik, dan aktivasi sulfat pada **Tabel 3**; proses berbasis Fenton pada **Tabel 4**; dan proses fisik pada **Tabel 5**. Eksperimen dan penelitian mengenai kadar PhACs dalam limbah cair dilakukan pada air limbah rumah sakit dan air limbah sintetis. Pengertian air limbah sintetis sendiri merupakan air limbah buatan, dimana air dibubuhkan dengan salah satu jenis obat-obatan/PhACs dengan kadar yang telah ditentukan kemudian didegradasi dengan salah satu teknologi pengolahan PhACs. Tujuan penelitian yang menggunakan air limbah sintetis adalah untuk menentukan efisiensi degradasi dari teknologi pengolahan yang digunakan.

Tabel 2 Kondisi eksperimen dan efisiensi degradasi PhACs dalam air limbah sintesis dan rumah sakit dengan proses berbasis ozon

Jenis PhACs	Kondisi eksperimen	Efisiensi Degradasi (%)	Referensi
Advanced oxidation process berbasis ozon			
Diclofenac	Konsentrasi awal: 1 mM; dosis O ₃ : 1.0 × 10 ⁻³ M, pH:7, Waktu: 90 menit; mineralisasi: 10 menit; volume sampel 0.42 L	100	(Vogna dkk., 2004)
Ibuprofen	Konsentrasi awal: 10 mg/l; O ₃ : 1000 ml/menit; 240 menit; pH:3; volume sampel 1100 mL	> 80	(Saeid dkk., 2018)
Ketoprofen	Konsentrasi awal: 0.1 mM; O ₃ : 4.94 mM untuk 60 menit; pH:7.0; 25 °C; volume sampel 300 mL	100	(S. Wang & Wang, 2018)
Naproxen	Konsentrasi awal: 15 mg/l; O ₃ : 0.22 mM, pH 3–7; 25 °C; volume 1L	100	(J. Wang & Wang, 2016)
Paracetamol	pH 2&7; Konsentrasi awal: 5.0 mmol/l; T: 25 °C; Waktu: 120 menit	100	(Danreozzi dkk., 2003)
Asam salisilat	pH 4 dari 1 mg/l O ₃ ; 10 menit	95	(Hu dkk., 2016)
Ciprofloxacin	Konsentrasi awal: 15 mg/l; O ₃ : 2.5 g/L untuk 75 menit; pH:7; 27.5 °C	95	(DeWitte dkk., 2008)
Sulfamethoxazole	Konsentrasi awal: 0.5 µmol; pH:8; O ₃ : 0.2 mg/l	97–99	(Huber dkk., 2003)
Trimethoprim	Waktu: 15 menit; Dosis O ₃ : 5 mg/l	> 90	(Luo dkk., 2014)
Erythromycin	Konsentrasi awal: 0.68 µM; O ₃ : 6.8 µM selama 2 menit	> 70	(Luiz dkk., 2010)
Norfloxacin	O ₃ : 1.5 mg/l; Konsentrasi awal: 10 mg/l; 30 menit	100	(C. Liu dkk., 2012)
Levofloxacin	Konsentrasi awal: 20 mg/l; O ₃ : 20 mg/l; pH: 6.5; Waktu: 30 menit	100	(Nasuhoglu dkk., 2012)
Ofloxacin	Konsentrasi awal: 22 mg/l; O ₃ : 390 mL/menit; pH 7.4; 25 °C; Waktu: 10.3 menit	100	(Carbajo dkk., 2015)
Atenolol	Konsentrasi awal: 100 mg/l; O ₃ : 0.7 g/h selama 20 menit; pH 2,7,9; 25 °C; volume sampel 1L	100	(J. Wang & Wang, 2016)
Metoprolol	Waktu: 15 menit; O ₃ : 5 mg/l; volume 500 mL	> 90	(Luo dkk., 2014)
Propranolol	Konsentrasi awal: 10 µM; pH 8.4;	-	(Benner & Ternes, 2009)
Carbamazepine	Waktu: 15 menit, O ₃ : 5 mg/l; 500 mL	> 90	(Luo dkk., 2014)
Estriol	Konsentrasi awal: 100 mg/l; pH:3–4; O ₃ : 30 mL/menit; Waktu: 90 menit; 200 mL	100	(Ogata dkk., 2011)
17-B Estradiol	Konsentrasi awal: 100 nmol/l; T: 20 °C; waktu kontak = 120 menit; O ₃ = 1.5 mg/l; 1.2 L sampel	100	(Alum dkk., 2004)
Estrone	Konsentrasi awal: 1 mg/l; pH:6; O ₃ : 20 mg/l, Waktu: 20 menit; volume 250 mL	100	(Ben Fredj dkk., 2017)
Ozonasi dengan katalis			
Diclofenac	Dosis ozon: 5.52 mg/l; laju aliran oksigen: 1.0 L/menit; dosis FSO/PMC: 800 mg/l; konsentrasi awal DCF: 29.6 mg/l; Waktu: 20 menit; Suhu: 25 °C; pH awal: 7.0; volume 500 mL	100	(Gao dkk., 2017)
Ibuprofen	Konsentrasi awal: 10 mg/L; T: 5°C; 0.35 g/l H-Beta-25 katalis zeolit; O ₃ : 500 mL/menit; 240 menit; pH:3; 1100 mL	100	(Saeid dkk., 2018)
Ketoprofen	Konsentrasi awal: 10 mg/l; TiO ₂ + O ₃ ; Waktu: 10 menit; volume sampel 2 L	100	(Jankunaite dkk., 2017)
Paracetamol	Dosis MgO: 2 g/L; dosis O ₃ : 1.8 mg O ₃ /menit; Konsentrasi awal: 50 mg/L; pH: 5.4; 10 menit; 50 mL	100	(Mashayekh-Salehi dkk., 2017)
Asam salisilat	Konsentrasi awal: 5 mM/l; pH: 7.2; katalis Al ₂ O ₃ : 6g/46 mL dari larutan; O ₃ : 0.3 mg; Waktu: 10 menit; volume reaktor 2L	65	(Vel Leitner dkk., 1999)
Ciprofloxacin	β-FeOOH/Al ₂ O ₃ pH: 7; dosis katalis: 1.5 g/L; O ₃ : 30 mg/L; flow rate: 12 L/jam; Konsentrasi awal: 10 mg/L; 10 menit; volume reaktor 1,2L	100	(Yang dkk., 2017)
Sulfamethoxazole	Konsentrasi awal: 50 mg/l; Ce-doped activated = 0.14 g L ⁻¹ ; pH 4.8; O ₃ : 50g/m ³ ; 30 menit; 700 mL	100	(Gonçalves dkk., 2013)
Azithromycin	Konsentrasi awal: 50 mg/l; pH 8.5; MgO dosis katalis 6 g/l; waktu 6 menit	100	(Arfaenia dkk., 2016)
Norfloxacin	Waktu 15 menit; 0.1 g/l MnOx/SBA-15/O ₃ ; pH 5; O ₃ : 100 mg/jam; volume reaktor 1.3 L	100	(W. Chen dkk., 2017)
Atenolol	Konsentrasi awal: 200 µg/l; Waktu: 120 menit; Dosis katalis: 300 mg/l; O ₃ : 380 ± 20 mg/l-per jam; pH: 7; volume reaktor 1000 mL	100	(Wilde dkk., 2014)
Metoprolol	Konsentrasi awal: 200 µg/l; Waktu: 120 menit; Dosis katalis: 300 mg/l; O ₃ : 380 ± 20 mg/l-hr; pH: 7; volume reaktor 1000 mL	100	(Wilde dkk., 2014)

Jenis PhACs	Kondisi eksperimen	Efisiensi Degradasi (%)	Referensi
Propranolol	Konsentrasi awal: 200 µg/l; Waktu: 120 menit; Dosis katalis: 300 mg/l; O ₃ : 380 ± 20 mg/l-hr; pH: 7; volume reaktor 1000 mL	90	(Wilde dkk., 2014)
Carbamazepine	Konsentrasi awal: 10 mg/l; TiO ₂ +O ₃ ; Waktu: 10 menit; volume reaktor 2 L	> 90	(Jankunaite dkk., 2017)
17-B Estradiol	Konsentrasi awal: 100 mg/l; 20 menit Waktu: O ₃ : 20 mL/menit; 1 g <i>activated carbon</i> ; vol: 200 mL	100	(Ogata dkk., 2011)
O₃/H₂O₂			
Diclofenac	O ₃ : 5 mg/l; H ₂ O ₂ : 3.5 mg/l; 40 L/menit	99	(Gerrity dkk., 2011)
Ibuprofen	O ₃ : 5 mg/l; H ₂ O ₂ : 3.5 mg/l; 40 L/menit	83	(Gerrity dkk., 2011)
Naproxen	Rasio H ₂ O ₂ /O ₃ = 0.5: 1; O ₃ : 2 mg/l setiap 2 menit; Konsentrasi awal: 1 mg/l; volume 100 mL	96-98	(L. Feng dkk., 2015)
Ciprofloxacin	C ₀ : 45.27 µM; O ₃ : 2.5 g/l untuk 90 menit, pH 7; 27.5 °C; H ₂ O ₂ : 10 µmol/l; vol: 1.75 L	95	(DeWitte dkk., 2008)
Sulfamethoxazole	O ₃ : 5 mg/l; H ₂ O ₂ : 3.5 mg/l; 40 L/menit	98	(Gerrity dkk., 2011)

Tabel 3 Kondisi eksperimen dan efisiensi degradasi PhACs di air limbah sintesis dengan proses fotokatalisis, oksidasi anodik, dan aktivasi sulfat

Jenis PhACs	Kondisi eksperimen	Efisiensi Degradasi (%)	Referensi
Fotokatalisis			
Trimethoprim	Dosis: 2 × 10 ⁻⁴ M Na ₄ W ₁₀ O ₃₂ ; pH: 6; Waktu: 200 min; [Co]: 1 × 10 ⁴ µg/l; UV-300 nm; 15W; Volume: 30 mL	90	(Molinari dkk., 2017)
Ciprofloxacin	Dosis: 1.5 g/l Degussa P25; UV 254 nm; 125W; Volume: 150 mL; pH: 7; Suhu: 26°C; Waktu: 60 min; [Co]: 3.3 × 10 ⁴ µg/l	99	(An dkk., 2010)
Erythromycin	Dosis: 0.01 g Degussa P25; sinar UV; pH 7; Waktu: 90 min, [Co]: 3 × 10 ⁵ µg/l;	100	(Barbara Ambrosetti dkk., 2015)
Tetracycline	Waktu: 80 min; lampu Xe 300W 420 nm; Volume 100 mL;	88	(Zhu dkk., 2016)
Sulfamethoxazole	Dosis: 500 mg/l Degussa P25; UVA; 9W; Waktu: 120 min; pH:4; [Co]: 1 × 10 ⁴ µg/l; Volume 350 mL	100	(Xekoukoulotakis dkk., 2011)
Paracetamol	Dosis: 0.5 g/l TiO ₂ ; Waktu: 360 min; [Co]: 3.5 × 10 ⁴ µg/l	95	(Rimoldi dkk., 2017)
Naproxen	Dosis: 0.1 g/l TiO ₂ ; UV lamp; 47W; pH: 3; Suhu: 24–29 °C; Waktu: 180 min; [Co]: 3 × 10 ⁴ µg/l; Volume 400 mL	100	(Kanakaraju dkk., 2018)
Diclofenac	Dosis: 0.05 g/l ZnO; lampu Hg 150W; pH: 7; Suhu: 20 °C; Waktu: 60 min; [Co]: 1 × 10 ³ µg/l	68	(Bohdziewicz dkk., 2016)
Ketoprofen	Dosis: 1 g/l P25 TiO ₂ ; lampu Hg 3W; pH: 4.6; Suhu: 20 °C; Waktu: 240–360 min; [Co]: 1.5 × 10 ⁴ µg/l; Volume 800 mL	100	(Martinez dkk., 2013)
Atenolol	Dosis: 2 × 10 ⁻⁴ M Na ₄ W ₁₀ O ₃₂ ; pH: 6; Waktu: 45 min; [Co]: 1 × 10 ⁴ µg/l, UV 300 nm; 15W; Volume 30 mL	>95	(Molinari dkk., 2017)
Metoprolol	Dosis: 0.4 g/l TiO ₂ ; UV lamp 273 nm; Waktu: 218 min; [Co]: 5 × 10 ⁴ µg/l	90	(M. Chen dkk., 2018)
Caffeine	TiO ₂ <i>nanotube</i> ; pH: 6; Waktu: 240 min; [Co]: 1.5 × 10 ⁴ µg/l	50–60	(Arfanis dkk., 2017)
Carbamazepine	Dosis: 0.2 g/l <i>Cobalt ferrite nano-composite</i> ; lampu Hg UV 254 nm; 9W; pH: 2.5; Waktu: 100 min; [Co]: 5 × 10 ³ µg/l; Volume 500 mL	>96	(Y. He dkk., 2017)
Estrone	TiO ₂ ; lampu UV 254 nm; pH: 7; 700W; Waktu: 280 min; [Co]: 5 × 10 ⁴ µg/l; Volume 300 mL	80	(Czech & Buda, 2015)
17-β estradiol	Dosis: 0.4 g/l TiO ₂ Degussa P25; UVC; Suhu: 22–24 °C; pH: 4.6; Waktu: 200 min, [Co]: 1 × 10 ⁵ µg/l	100	(Li Puma dkk., 2010)
Aktivasi PS/PMS			
Ciprofloxacin	Dosis: 1mM Oxone; UVC; 15W; pH: 7; Waktu: 60 min; [Co]: 16567.3 µg/l; Volume 250 mL	100	(Mahdi-Ahmed & Chiron, 2014)
Erythromycin	Dosis: rasio molar nZVI/Persulfat: 4; pH: 5–7; Waktu: 250 min; Suhu: 25°C; [Co]: 1 × 10 ³ µg/l	94.5	(M. Li dkk., 2017)
Trimethoprim	UV/peroxydisulfate; pH: 9; [Co]: 2.9 × 10 ⁴ µg/l	>90	(Zhang dkk., 2016)
Sulfamethoxazole	Dosis: 1mM <i>Potassium perdisulfate</i> ; lampu UV; 10 kW; pH: 8; Waktu: 60 min; [Co]: 5 × 10 ³ µg/l; Volume 100 mL	100	(Z. Liu dkk., 2017)

Jenis PhACs	Kondisi eksperimen	Efisiensi Degradasi (%)	Referensi
Paracetamol	Dosis: 0.2 g/l MnFe ₂ O ₄ dan oxone; pH: 7; Waktu: 120 min; [Co]: 1×10 ⁴ µg/l	100	(Tang dkk., 2017)
Ibuprofen	Dosis:0.25mM [Fe ²⁺ /Oxone, Fe ²⁺]; UV 300 nm; 35W,21W,24W; Volume 200 mL; pH: 3.68; Suhu: 25°C; Waktu: 20 min; [Co]: 1 × 10 ⁴ µg/l	97	(Gong dkk., 2017)
Naproxen	Dosis: 1:10:10M rasio NPX/H ₂ O ₂ /S ₂ O ₈ ²⁻ ; pH:3; Waktu: 180 min; [Co]: 17269.73 µg/l	100	(Dulova dkk., 2017)
Diclofenac	Dosis: 1mM <i>Persulfate</i> ; UV2-54 nm; 75W; pH basa; Waktu: 60 min; Suhu: 24°C; [Co]: 9×10 ⁴ µg/l; Volume 100 mL	85	(Lu dkk., 2017)
Ketoprofen	Dosis: 2mM <i>Persulfate</i> ; lampu UV; pH: 5; Suhu: 40–70°C; Waktu: 60 min; [Co]: 2.5×10 ³ µg/l	100	(Y. Feng dkk., 2017)
Atenolol	<i>Potassium peroxodi-sulfate</i> ; lampu UV 10W; pH: 7; Suhu: 23 °C; Waktu: 30 min; [Co]: 5.3×10 ³ µg/l; Volume 1.5L	100	(Z. Liu dkk., 2017)
Metoprolol	Dosis: 0.5 g/L CuFe ₂ O ₄ dan 2mM Na ₂ SO ₃ ; pH: 11; Suhu: 25 °C; Waktu: 60 min; [Co]: 2673 µg/l	68.7	(Romero dkk., 2015)
Caffeine	Dosis: 0.05mM Co(II) dan Oxone; pH: 2.1; Suhu: 20 °C; Waktu: 120 min; [Co]: 2.35×10 ⁷ µg/l	100	(Rivas dkk., 2012)
Carbamazepine	Dosis: 1 mmol/l persulfate; Radiasi <i>ultrasound</i> 50 W; pH: 3; Waktu: 120 min; Suhu: 50 °C; [Co]: 5.1×10 ³ µg/l; Volume 100 mL.	89.4	(Y. Wang dkk., 2016)
Estrone	Dosis: E2: <i>Persulfate</i> = 1:10; Radiasi cahaya tampak; Suhu: 25 °C; pH: 3; Waktu: 60 min, [Co]: 5×10 ³ µg/l	>90	(Q. Liu dkk., 2016)
17-β estradiol			
Oksidasi aniodik			
Ciprofloxacin	Elektroda SnO ₂ -Sb/Ti; 150W; Elektrolit: 0.05 mol/L Na ₂ SO ₄ ; J: 30 mA/cm ² ; pH: 5.4; Waktu: 120 min; Suhu: 30 °C; [Co]: 5×10 ⁴ µg/l; Volume 250 mL	99.5	(Deng dkk., 2016)
Erythromycin	<i>BDD anode</i> ; Elektrolit: 1 mol/l NaHSO ₄ ; Densitas arus: 37.5 mA/cm ² ; [Co]: 50 µg/l	99.96	(Menapace dkk., 2008)
Trimethoprim	<i>BDD anode</i> ; Elektrolit: 0.49 mol/l Na ² SO ₄ ; Densitas arus: 207 mA/cm ² ; pH: 3; Suhu: 25 °C; [Co]: 5×10 ⁴ µg/l	100	(T. González dkk., 2011)
Tetracycline	pH: 6; Waktu: 300 min; Volume 100 mL	95.2	(Liang dkk., 2018)
Paracetamol	<i>BDD anode</i> ; pH: 2–12; Waktu: 90 min; Suhu: 35 °C; Intensitas arus: 450 mA; [Co]: 1.57×10 ⁵ µg/l	98	(Brillas dkk., 2005)
Naproxen	<i>BDD/Si anode</i> dan <i>stainless steel cathode</i> ; Densitas arus: 100 A/m ² ; Waktu: 60 min; [Co]: 9.223 µg/l; 42W; Volume 2L	99.32	(Pérez dkk., 2010)
Diclofenac	<i>BDD/stainless steel cells</i> ; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; Intensitas arus: 300 mA; Waktu: 360 min; pH: 6.5; [Co]: 1.75×10 ⁵ µg/l	97	(Brillas dkk., 2005)
Ketoprofen	<i>BDD electrodes</i> ; Elektrolit: 0.5M Na ₂ SO ₄ ; Densitas arus: 235 mA/cm ² ; pH: 3.99; Suhu: 25 °C; Waktu: 120 min; [Co]: 5×10 ⁴ µg/l	100	(Domínguez dkk., 2010)
Atenolol	<i>BDD anode</i> dan <i>carbon felt cathode</i> ; Elektrolit: 0.05 mol/l Na ₂ SO ₄ ; Intensitas arus: 300 mA; pH: 3; Suhu: 25 °C; Waktu: 600 min; [Co]: 4×10 ⁴ µg/l	100	(Sirés dkk., 2010)
Metoprolol	<i>BDD anode, stainless steel cathode</i> ; Elektrolit: Na ² SO ₄ ; Densitas arus: 15mA/cm ² ; Waktu: 240 min; [Co]: 100–10 ⁵ µg/l	100	(Martín de Vidales dkk., 2012)
Caffeine	<i>BDD anode</i> dan <i>stainless steel cathode</i> ; Elektrolit: 0.035M Na ² SO ₄ ; Densitas arus: 30 mA/cm ² ; Suhu: 25 °C; Waktu: 60 min; [Co]: 1×10 ⁵ µg/l; 200W; Volume 21.4L	100	(Indermuhle dkk., 2013)
Carbamazepine	Ti/PbO ₂ <i>circular anode</i> ; Elektrolit: 0.4 g/l Na ₂ SO ₄ ; Waktu: 101 min; Suhu: 25 °C; Current: 1.37 A; [Co]: 1×10 ⁴ µg/l	>88	(García-Gómez dkk., 2014)
Estrone	<i>BDD anode</i> ; Elektrolit: 0.1 mol/l Na ₂ SO ₄ ; Densitas arus: 10mA/cm ² ; pH≤7; Waktu: 30 min; [Co]: 500 µg/l	98	(Brocenschi dkk., 2016)
17-β estradiol	<i>Si/BDD anode</i> ; Elektrolit: 0.1M Na ₂ SO ₄ ; Densitas arus: 25 mA/cm ² ; pH: 6; Suhu: 25 °C; Waktu: 60 min; [Co]: 500 µg/l	100	(Muruganathan dkk., 2007)

Tabel 4. Kondisi eksperimen dan efisiensi degradasi PhACs dalam air limbah sintetis dengan proses berbasis Fenton

Jenis PhACs	Kondisi eksperimen	Efisiensi Degradasi (%)	Referensi
Proses Fenton konvensional			
Ciprofloxacin	Dosis: 5:1 nZVI:H ₂ O ₂ ; pH: 7; Suhu ruangan; Waktu: 120 min; [Co]: 1×10 ⁴ µg/l	99.3	(Mondal dkk., 2018)
Trimethoprim	Dosis: 1:3M ratio besi/oksalat; Fe ³⁺ 5.0 mg/l dan Dosis H ₂ O ₂ sama; pH: 6.5; Waktu: 120 min; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l	98	(Dias dkk., 2014)
Sulfamethoxazole	Dosis: Fe ²⁺ =2.6 mg/l dan H ₂ O ₂ =30 mg/l; pH: 2.52-8; Suhu: 20 °C; Waktu: 420 min; [Co]: 1×10 ⁴ µg/l	100	(Murillo-Sierra dkk., 2018)
Tetracycline	Dosis: Fe ²⁺ =1 g/l dan H ₂ O ₂ =150 mM; pH: 3.7; Suhu: 22 °C; Waktu: 60 min; [Co]: 1×10 ⁵ µg/l	100	(M. Liu dkk., 2016)
Paracetamol	Dosis: 6 g/L magnetite dan 28mM H ₂ O ₂ ; pH: 2.6; Suhu: 60 °C; Waktu: 300 min; [Co]: 1×10 ⁵ µg/l	100	(Velichkova dkk., 2013)
Ibuprofen	Dosis: 1.2mM Fe ²⁺ dan 0.32mM H ₂ O ₂ ; pH: 3; Suhu: 30 °C; Waktu: 120 min; [Co]: 1.8×10 ⁵ µg/l	100	(Klamerth dkk., 2010)
Naproxen	Dosis: 4.83 mg/l Fe ²⁺ dan 9.98mM H ₂ O ₂ ; radiasi <i>Ultrasound</i> ; pH: 3; Suhu: 283-3 °C; Waktu: 10min; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l	100	(Paiva dkk., 2018)
Diclofenac	Dosis: 0.05 mM Fe ²⁺ , 200–400 mg/l H ₂ O ₂ ; pH: 7; Suhu: 20–40 °C, [Co]: 4.55×10 ⁴ µg/l	100	(Real dkk., 2009)
Ketoprofen	Dosis: 0.1mM Fe ²⁺ , 0.1mM H ₂ O ₂ ; pH: 3; Suhu: 20 °C; Waktu: 5 min; [Co]: 1.27×10 ⁴ µg/l	100	(Real dkk., 2009)
Atenolol	Dosis: 5 mg/l Fe ²⁺ dan 100 mg/l H ₂ O ₂ ; pH: 7; Suhu: 35 °C; Waktu: 150min; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l	100	(Isarain-Chávez dkk., 2011)
Metoprolol	Dosis: 2.8 mg/l Fe ²⁺ dan 95 mg/l H ₂ O ₂ ; pH: 7; Suhu: 35 °C; Waktu: 150 min; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l	100	(Romero dkk., 2016)
Caffeine	Dosis: 3 µmol/l Fe ²⁺ dan 10.0 µmol/l H ₂ O ₂ ; pH: 3; Waktu: 30 min; [Co]: 1000 µg/l	95	(Oliveira dkk., 2015)
Carbamazepine	Dosis: 1.25×10 ⁻⁵ mol/L Fe ²⁺ dan 1.39 × 10 ⁻⁴ mol/L H ₂ O ₂ ; pH: 3.52; Suhu: 25 °C; Waktu: 120 min; [Co]: 4.98×10 ³ µg/l	100	(Domínguez dkk., 2012)
Estrone	Dosis: 0.28 µM Fe ³⁺ dan 1.66mM H ₂ O ₂ ; pH: 3, Suhu ruangan; Waktu: 160 min; [Co]: 5×10 ³ µg/l	98.4	(X. Feng dkk., 2005)
17-β estradiol	Dosis: 1mM Fe ³⁺ ; pH: 3; Suhu: 35 °C Waktu: 60 min; [Co]: 1×10 ³ µg/l	>90	(Ifelebugue & Ezenwa, 2011)
Foto-Fenton			
Ciprofloxacin	Dosis: 5:1 nZVI: H ₂ O ₂ ; UV 280 nm; 6W; pH: 7; Suhu ruangan; Waktu: 45 min; [Co]: 1×10 ⁴ µg/l; Volume 500 mL	100	(Mondal dkk., 2018)
Trimethoprim	Dosis: 5 mg/l Fe ²⁺ dan 2.6 mM H ₂ O ₂ ; lampu UV; pH: 2.8; Suhu: 25 °C; Waktu: 60 min; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l	100	(Dias dkk., 2014)
Sulfamethoxazole	Dosis: H ₂ O ₂ =300 mg/l dan Fe ²⁺ =10 mg/l; UV 365 nm; pH: 2.8; Suhu: 25 °C; Waktu: 60 min; [Co]: 2×10 ⁵ µg/l	100	(O. González dkk., 2007)
Tetracycline	Dosis: 0.2mM (K ₃ Fe(C ₂ O ₄) ₃ .3H ₂ O; H ₂ O ₂ = 10 mM; lampu sinar gelap 365 nm; 15W; pH: 2.5; Waktu: 60 min; [Co]: 2.4×10 ⁴ µg/l; Volume 500 mL	100	(Bautitz & Nogueira, 2007)
Paracetamol	Dosis: [Fe ²⁺]=500 mg/l dan [H ₂ O ₂]: 1500 mg/l; pH: 3; UV 10W; Volume 4L; Waktu: 120 min; [Co]: 1×10 ⁵ µg/l	100	(Alalm dkk., 2015)
Ibuprofen	Dosis: 5 mg/l Fe ²⁺ dan 50 mg/l H ₂ O ₂ ; pH: 7.6–8.0; Suhu: 37 °C; Waktu: 90 min, [Co]: 100 µg/l; lampu Xe (290–350 nm)	100	(Klamerth dkk., 2010)
Naproxen	Dosis: 1 mg/l Fe ²⁺ dan 2 mg/l H ₂ O ₂ ; lampu sinar gelap 350–400 nm; pH: 2.6; Suhu: 252-8 °C; Waktu: 30 min; [Co]: 900 µg/l	100	(Paiva dkk., 2018)
Diclofenac	Dosis: 15mM H ₂ O ₂ dan 0.05mM Fe ²⁺ ; <i>Solar irradiation</i> ; pH: 7; Suhu: 30–40 °C; Waktu: 110 min; [Co]: 5×10 ⁴ µg/l	100	(Perez-Estrada dkk., 2005)
Atenolol	Dosis: 2.8–5 mg/l Fe ²⁺ ; 95–100 mg/l H ₂ O ₂ ; Lampu Hg 290 nm; pH: 2.9; Waktu: 180 min; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l	100	(Veloutsou dkk., 2014)

Metoprolol	Dosis: 10 mg/l Fe ²⁺ dan 150 mg/l H ₂ O ₂ ; Cahaya hitam 365 nm; pH: 3; Suhu: 25 °C; Waktu: 150 min; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l	100	(Romero dkk., 2016)
Caffeine	Dosis: 10.0 mg/l Fe ²⁺ dan 42.0 mg/l H ₂ O ₂ ; Lampu UV; pH: 2.5; Waktu: 120 min; [Co]: 5.2×10 ⁴ µg/l	98.54	(Trovd dkk., 2013)
Carbamazepine	Dosis: 2:1 Persulfate:Fe ²⁺ ; UV-Vis system; Waktu: 30 min; [Co]: 1.2 × 10 ⁷ µg/l	100	(Mahdi-Ahmed & Chiron, 2014)
Estrone	Dosis: 20.8 µmol/l Fe ³⁺ dan 1664 µmol/l H ₂ O ₂ ; Metal halide lamp 313 nm; 250W; pH: 3; Waktu: 160 min; [Co]: 5×10 ³ µg/l; Volume 50 mL	98.4	(X. Feng dkk., 2005)
17-β estradiol	Dosis: 5 g/l α-FeOOH dan 9.7 mmol/l H ₂ O ₂ ; pH: 7.47; UV 30W; Suhu: 20 °C; Waktu: 480 min; [Co]: 272 µg/l; Volume 1L	>90	(Yaping & Jiangyong, 2008)
Elektro-Fenton			
Ciprofloxacin	Carbon felt cathode dan Pt anode; 0.1mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; Intensitas arus: 400 mA; pH: 3; Suhu: 25 °C; Waktu: 40 min; [Co]: 5.3×10 ⁴ µg/l	100	(Yahya dkk., 2014)
Trimethoprim	Dosis: 2 mg/l Fe ²⁺ ; Electrode; 7.0 g/l Na ₂ SO ₄ ; pH: 3.5; Suhu: 20 °C; Waktu: 60 min; Densitas arus: 5 mA/cm ² ; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l	100	(F. C. Moreira dkk., 2014)
Sulfamethoxazole	Dosis: 0.2mM Fe ²⁺ dan Electrode; Intensitas arus:300 mA; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; pH: 3; Suhu: 23 °C; [Co]: 5.2×10 ⁵ µg/l	100	(Dirany dkk., 2010)
Tetracycline	BDD atau Pt anode dan carbon felt cathodes; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; 2 g/l pyrite; Waktu: 40 min; Intensitas arus: 300 mA; pH: 3; [Co]: 9×10 ⁴ µg/l	100	(M. Liu dkk., 2016)
Paracetamol	2 stainless steel cathodes dan Ti coated RuO ₂ /IrO ₂ -coated DSA anode; Fe ²⁺ = 0.087 mM; Current density: 38 A/m ² ; pH: 3; Waktu: 120 min; [Co]: 7.6×10 ⁵ µg/l; 48W; Volume 3.5L	98	(de Luna dkk., 2012)
Ibuprofen	BDD anode dan O ₂ diffused cathode; 0.5mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; Densitas arus: 33.3 mA/cm ² ; pH: 3; Waktu: 40 min; [Co]: 4.1×10 ⁴ µg/l	100	(Skoumal dkk., 2009)
Naproxen	BDD anode dan air-diffusion cathode; 0.50mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.050M NaClO ₄ ; Densitas arus: 50 mA/cm ² ; pH: 3; Suhu: 35 °C; [Co]: 4×10 ⁴ µg/l	100	(Coria dkk., 2016)
Diclofenac	Gas diffused cathode; 10 mM/l FeSO ₄ ; Intensitas arus: 4A; Waktu: 120 min; [Co]: 2×10 ⁵ µg/l	99.4	(Rocha dkk., 2009)
Ketoprofen	Elektroda besi; 50mM Fe ²⁺ ; Intensitas arus: 300 mA; Elektrolit: 0.03M Na ₂ SO ₄ ; Waktu: 60 min; pH: 3; [Co]: 2.5×10 ³ µg/l	100	(Alizadeh Fard & Barkdoll, 2018)
Atenolol	4 elektroda Pt & BDD anodes dan Air diffused Carbon PTFE & carbon felt cathodes; 0.5mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; Intensitas arus: 12 mA; pH: 3; Waktu: 30 min; [Co]: 1×10 ⁵ µg/l	90	(Isarain-Chávez dkk., 2011)
Atenolol	4 electrode Pt & BDD anodes dan Air diffused Carbon PTFE & carbon felt cathodes; 0.5mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; Intensitas arus: 12 mA; pH: 3; Waktu: 30 min; [Co]: 1×10 ⁵ µg/l	90	(Isarain-Chávez dkk., 2011)
Metoprolol	Dosis: 0.5mM Fe ²⁺ dan 0.1mM Cu ²⁺ ; Intensitas arus: 120 mA; pH: 3; Suhu: 35 °C; Waktu: 30 min; [Co]: 6.7×10 ⁴ µg/l	100	(Isarain-Chávez dkk., 2011)
Caffeine	BDD anode; Fe ²⁺ = 0.2 mM; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; Intensitas arus: 300 mA; pH: 3; Suhu: 21 °C; Waktu: 10 min; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l	100	(Ganzenko dkk., 2015)
Carbamazepine	BDD anode; 0.25mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 1 g/l Na ₂ SO ₄ ; pH: 3; Waktu: 120 min; [Co]: 1.2×10 ⁴ µg/l	73	(Komtchou dkk., 2015)
17-β estradiol	Dosis: Pt anode, 0.2mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; Intensitas arus: 200 mA; pH: 3; Waktu: 70 min; [Co]: 1×10 ³ µg/l	100	(Naimi & Bellakhal, 2012)
Fotoelektro-Fenton			
Ciprofloxacin	Microwave discharge electrode less lamp; 1.0mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; Current density: 18 mA/cm ² ; pH: 3; Waktu: 45 min; [Co]: 2×10 ⁵ µg/l;	80	(A. Wang dkk., 2018)
Erythromycin	Pt/Ti plate anode dan graphite-felt cathode; 0.50 mol/l Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.050 mol/l Na ₂ SO ₄ ; Solar light; Densitas arus: (-)0.16 mA/cm ² ; pH: 3; Waktu: 300 min; [Co]:1.6×10 ⁵ µg/l	78	(Perez dkk., 2017)
Trimethoprim	BDD anode dan carbon-PTFE air-diffusion cathode; Fe ³⁺ =2 mg/l; Elektrolit: 50mM Na ₂ SO ₄ ; pH: 4.5; Suhu: 20 °C; Waktu: 120 min; Densitas arus: 5 mA/cm ² ; [Co]: 2×10 ⁴ µg/l, UVA irradiation	100	(F. Moreira dkk., 2015)

Sulfamethoxazole	<i>BDD anode, carbon-PTFE air diffusion cathode</i> ; Elektrolit: 5% v/v H ₂ SO ₄ dalam 0.05M Na ₂ SO ₄ ; Intensitas arus: 47 mA/cm ² ; pH: 3; Waktu: 120 min; [Co]: 5×10 ⁴ µg/l, <i>Solar irradiation</i>	100	(Murillo-Sierra dkk., 2018)
Tetracycline	<i>Fe₃O₄-graphite cathode</i> ; 500W; Elektrolit: 10 g/l Na ₂ SO ₄ ; Densitas arus: 70 mA/cm ² ; pH: 3; Waktu: 150 min; [Co]: 20 µg/l; Volume 100 mL, Lampu UV 360 nm	100	(S. Liu dkk., 2013)
Ibuprofen	<i>BDD anode dan O₂ diffused cathode</i> ; 0.5mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; <i>Solar radiation</i> ; Densitas arus: 6.6mA/cm ² ; pH: 3; Waktu: 40 min; [Co]: 4.1×10 ⁴ µg/l	100	(Skoumal dkk., 2009)
Naproxen	<i>BDD anode air-diffusion cathode</i> ; 0.50mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.050M NaClO ₄ ; UV 360 nm; Densitas arus: 50 mA/cm ² ; pH: 3; Suhu: 35 °C, [Co]: 4×10 ⁴ µg/l	100	(Coria dkk., 2016)
Atenolol	4 elektroda Pt & <i>BDD anodes</i> dan <i>Air diffused Carbon PTFE & carbon felt cathodes</i> ; 0.5mM Fe ²⁺ ; Elektrolit: 0.05M Na ₂ SO ₄ ; UVA 365 nm; Intensitas arus: 12 mA; pH: 3; Waktu: 30 min; [Co]: 1.58×10 ⁵ µg/l	97	(Isarain-Chávez dkk., 2011)
Metoprolol	<i>BDD/ADE</i> ; UVA; 0.5mM Fe ²⁺ ; Intensitas arus: 120 mA; pH: 3; Waktu: 30 min; [Co]: 6.7×10 ⁴ µg/l	100	(Isarain-Chávez dkk., 2011)

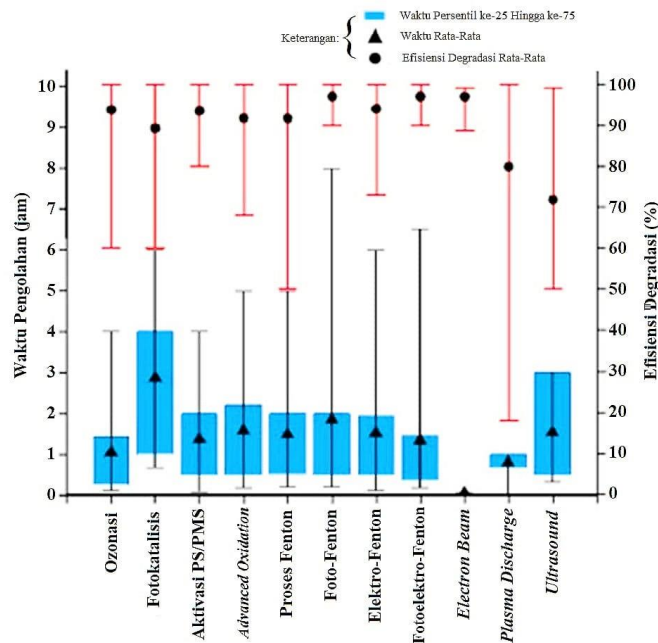
Tabel 5. Kondisi eksperimen dan efisiensi degradasi PhACs dalam air limbah sintetis dengan proses oksidasi fisik

Jenis PhACs	Kondisi eksperimen	Efisiensi Degradasi (%)	Referensi
<i>Electron beam</i>			
Iopromide	Dosis 19.6 kgY; 2.5 meV; 100 kW	99	(Kwon dkk., 2012)
Diclofenac	Dosis 0.5 kgY; 10 meV; 10 mA; 100 kW	99	(S. He dkk., 2014)
Sulfamethaxazole	Dosis 1 kgY; 1 meV; 40 kW	88.6	(Kalkhajeh dkk., 2019)
Cholrotetracycline	Dosis 0.6 kgY; 1 meV; 40 kW	99	(Kim dkk., 2012)
Floxentine	Dosis 2 kgY; 1.8 meV; 0–10 mA	99	(Shao dkk., 2018)
<i>Plasma discharge</i>			
Caffeine	30 Watt	19	(Ajo dkk., 2018)
Carbamazepine	30 Watt	99	(Ajo dkk., 2018)
Ciprofloxacin	30 Watt	93	(Ajo dkk., 2018)
Estriol	30 Watt	99	(Ajo dkk., 2018)
Estrone	30 Watt	99	(Ajo dkk., 2018)
Ibuprofen	30 Watt	50	(Ajo dkk., 2018)
Metoprolol	30 Watt	99	(Ajo dkk., 2018)
Naproxen	30 Watt	99	(Ajo dkk., 2018)
Ofloxacin	30 Watt	99	(Ajo dkk., 2018)
Paracetamol	30 Watt	89	(Ajo dkk., 2018)

Jenis PhACs	Kondisi eksperimen	Efisiensi Degradasi (%)	Referensi
Propranolol	30 Watt	99	(Ajo dkk., 2018)
Sulfamethoxazole	30 Watt	99	(Ajo dkk., 2018)
Tetracycline	30 Watt	91	(Ajo dkk., 2018)
Trimethoprim	30 Watt	99	(Ajo dkk., 2018)
Diclofenac	60 menit	100	(Banaschik dkk., 2018)
Estradiol	60 menit	100	(Banaschik dkk., 2018)
Ibuprofen	60 menit	80	(Banaschik dkk., 2018)
Carbamazepine	60 menit	80	(Banaschik dkk., 2018)
Trimethoprim	60 menit	80	(Banaschik dkk., 2018)
Diazepam	60 menit	50	(Banaschik dkk., 2018)
Diclofenac	40 menit	71	(Back dkk., 2018)
Carbamazepine	40 menit	67	(Back dkk., 2018)
Sulfamethoxazole	40 menit	54	(Back dkk., 2018)
<i>Ultrasound</i>			
Ciprofloxacin	0.2 kW; 544 kHz; volume 1L; 120min	60	(De Bel dkk., 2011)
Triclosan	0.8 kW; 45 kHz; volume 50 mL; 180min	95	(Naddeo dkk., 2013)
Carbamazepine	0.4 kW; 45 kHz; volume 1L; 60min	50	(Naddeo dkk., 2013)
Diclofenac	0.4 kW; 45 kHz; volume 1L; 60min	50	(Naddeo dkk., 2013)
Erythromycin	0.8 kW; 45 kHz volume 50 mL; 180min	50	(Naddeo dkk., 2013)
Ibuprofen	0.12 kW; 577 kHz; volume 250 mL; 20min	99	(Naddeo dkk., 2013)
Diclofenac	0.12 kW; 861 kHz; Volume 500 mL; 30 min	99	(Naddeo dkk., 2013)

ANALISIS DAN PEMBAHASAN

Untuk menentukan teknologi yang paling efisien dalam mendegradasi PhACs limbah cair, perlu dibandingkan efisiensi degradasi serta waktu yang dibutuhkan bagi tiap-tiap teknologi dalam proses pengolahan. Berdasarkan **Tabel 2**, **Tabel 3**, **Tabel 4**, dan **Tabel 5** dapat dibuat diagram mengenai efisiensi degradasi PhACs serta waktu pengolahan yang dibutuhkan dari masing-masing teknologi yang diterapkan. Efisiensi penyisihan dan waktu pengolahan yang berkaitan dengan tiap jenis teknologi yang berbeda telah diilustrasikan pada **Gambar 1**. Degradasi PhACs oleh AOP (*advanced oxidation processes*) bergantung pada sejumlah faktor termasuk metode aktivasi, keberadaan katalis, intensitas atau dosis iradiasi atau listrik, dan faktor-faktor lainnya. Akibatnya, tiap jenis AOP yang berbeda memiliki waktu pengolahan dan efisiensi penyisihan yang berbeda. Degradasi oleh ozonasi merupakan salah satu metode tercepat diantara semua AOP dengan waktu degradasi rata-rata 1 jam. Karena proses degradasi sangat bergantung pada dosis ozon yang digunakan, waktu maksimum untuk degradasi yang telah diteliti adalah 4 jam dan waktu minimum untuk degradasi adalah selama 10 menit. Efisiensi penyisihan rata-rata untuk proses ozonasi adalah sekitar 90%, menjadikannya pilihan pengolahan yang sangat baik untuk diterapkan di IPAL.



Gambar 1. Gambaran waktu pengolahan serta efisiensi degradasi PhACs oleh berbagai jenis pengolahan

Efisiensi penyisihan dan waktu yang dibutuhkan bagi proses fotokatalisis tergantung pada sejumlah parameter yang meliputi jenis cahaya yang digunakan, jenis katalis yang digunakan, dan dosis katalis. Zat PhACs telah menunjukkan degradasi yang efisien untuk semua jenis AOP. Sebagian besar PhACs terdegradasi dalam waktu 4 jam dengan proses fotokatalitik (An dkk., 2010; Barbara Ambrosetti dkk., 2015; Z. Liu dkk., 2017; Molinari dkk., 2017; Xekoukoulotakis dkk., 2011). Antibiotik, obat antiepilepsi, dan β -blocker terdegradasi dengan efisiensi penghapusan rata-rata 90% (An dkk., 2010; Barbara Ambrosetti dkk., 2015; M. Chen dkk., 2018; S. He dkk., 2014; Molinari dkk., 2017; Xekoukoulotakis dkk., 2011). Penghapusan

hormon dan stimulan dalam kadar yang tinggi tidak dapat dicapai dengan penerapan proses fotokatalisis (Arfanis dkk., 2017; Czech & Rubinowska, 2013).

Waktu yang dibutuhkan untuk mendegradasi PhACs dengan oksidasi anodik relatif lebih sedikit apabila dibandingkan dengan proses fotokatalisis, seperti tercantum pada **Gambar 1**. Gambaran waktu pengolahan serta efisiensi degradasi PhACs oleh berbagai jenis pengolahan. Telah dilakukan studi perbandingan antara fotokatalisis dan oksidasi anodik untuk menghilangkan polutan yang sama. Konstanta laju yang diperoleh untuk proses fotokatalisis dan oksidasi anodik masing-masing adalah $2,75 \times 10^2$ /menit dan $3,45 \times 10^3$ /menit, yang selanjutnya membuktikan fakta bahwa oksidasi anodik membuktikan waktu yang lebih sedikit (Escudero dkk., 2017). Alasannya adalah karena radikal $M(OH\bullet)$ yang dihasilkan dalam oksidasi anodik lebih reaktif daripada radikal OH yang dihasilkan dalam fotokatalisis. Sedangkan untuk degradasi antibiotik dan β -blocker membutuhkan waktu lebih lama, yang yang disebabkan oleh nilai pKa yang tinggi. Pada pH netral atau asam antibiotik dan β -blocker cenderung bermuatan positif dan karena itu menjadi tidak mudah berdifusi dan bersentuhan dengan anoda positif (Majumder dkk., 2019). Analgesik memiliki efisiensi penghapusan maksimum dan antiepilepsi memiliki efisiensi penghapusan yang paling rendah (Majumder dkk., 2019).

Selama oksidasi dengan aktivasi *persulfate* (PS)/*peroxymonosulfate* (PMS), waktu rata-rata yang dibutuhkan (2 hingga 3,5 jam) untuk degradasi lebih rendah daripada fotokatalisis dan oksidasi anodik. Ini disebabkan karena $SO_4^{\bullet-}$ yang terlibat dalam proses ini memiliki nilai potensial pengoksidasi tertinggi diantara radikal lain yang bertanggung jawab untuk degradasi dalam proses lainnya (Majumder dkk., 2019). Selain itu dalam proses ini bersama dengan $SO_4^{\bullet-}$, radikal OH bertindak secara bersamaan dalam mendegradasi kontaminan. Efisiensi penyisihan telah diamati untuk obat-obatan berjenis antibiotik, analgesik dan stimulan terbukti lebih baik daripada hasil penyisihan pada proses fotokatalisis dan oksidasi anodik. Namun proses degradasi dengan mengaktifkan *persulfate* (PS)/*peroxymonosulfate* (PMS) menunjukkan penurunan efisiensi penghapusan pada obat-obatan berjenis antiepilepsi, hormon, dan β -blocker (Majumder dkk., 2019).

Meskipun pada penggunaan proses Fenton konvensional sebagian besar PhACs terdegradasi pada tahap awal proses, degradasi PhACs total tidak dapat dipastikan tanpa mineralisasi secara utuh (Alalm dkk., 2015; H. Li dkk., 2015). Pada penerapan proses Fenton, hampir semua PhACs membutuhkan setidaknya 2-3 jam untuk degradasi kecuali tetrasiklin, diklofenak, dan 17- β estradiol yang berhasil dihilangkan dalam waktu kurang dari 1 jam. Peristiwa ini disebabkan oleh proses adsorpsi dan degradasi yang terjadi secara simultan (Bae dkk., 2013; Hou dkk., 2016; Ifelebuegu & Ezenwa, 2011). Dari **Gambar 1**, dapat disimpulkan bahwa rata-rata waktu reaksi yang dibutuhkan untuk degradasi lengkap PhACs dalam proses Fenton konvensional terletak antara 0,5 jam hingga 3 jam. Namun, parasetamol membutuhkan waktu sekitar 5 jam untuk mencapai degradasi secara menyeluruh (Trovó dkk., 2009; Velichkova dkk., 2013).

Proses foto Fenton menunjukkan waktu degradasi rata-rata yang lebih sedikit (1–2,5 jam) daripada proses Fenton konvensional karena kadar radikal OH pada proses foto Fenton lebih tinggi. Semua jenis PhACs mudah terdegradasi menggunakan proses foto Fenton kecuali β -blocker dan 17- β estradiol yang membutuhkan waktu lebih lama untuk degradasi menyeluruh. Waktu penyisihan yang lebih lama (2,5 hingga 3 jam) disebabkan oleh konsumsi radikal OH

oleh senyawa organik dan anorganik kompleks yang terbentuk pada tahap perantara (Veloutsou dkk., 2014). 17- β estradiol membutuhkan waktu sekitar 8 jam untuk mencapai kadar sekitar 90% penghilangan. Hal ini disebabkan pH larutan dijaga pada 7,47 untuk proses foto Fenton, tetapi proses ini bekerja paling efisien pada pH asam (Yaping & Jianguo, 2008).

Proses elektro Fenton menunjukkan peningkatan efisiensi penyisihan dan waktu reaksi rata-rata yang lebih baik (<2 jam) apabila dibandingkan dengan proses Fenton konvensional dan proses foto Fenton. Namun, untuk PhACs berjenis karbamazepin hanya menunjukkan penghilangan sekitar 73% (Komtchou dkk., 2015). Karena pH larutan dipertahankan pada 3 dan nilai pKa karbamazepin adalah 13,9; PhACs berjenis karbamazepin dapat memperoleh muatan positif bersih. Karena tolakan muatan serupa, karbamazepin tidak dapat mendekati permukaan anoda bermuatan positif. Akibatnya, degradasi total tidak tercapai (Komtchou dkk., 2015; F. C. Moreira dkk., 2014). Kafein juga membutuhkan lebih banyak waktu untuk benar-benar terdegradasi (5 hingga 6 jam). Karena stimulan ada sebagai partikel bermuatan positif pada pH asam, kafein tidak mudah didegradasi oleh radikal OH elektrofilik. Akibatnya, degradasi memakan waktu lebih lama (Murugananthan dkk., 2007).

Proses foto-elektro Fenton membutuhkan waktu reaksi lebih sedikit daripada proses Fenton lainnya untuk degradasi secara lengkap. Ditemukan bahwa proses foto-elektro Fenton menunjukkan penghapusan PhACs yang hampir sempurna. Namun, ciprofloxacin dan eritromisin menunjukkan degradasi yang lebih rendah bila dibandingkan dengan PhACs lainnya (masing-masing 80% dan 78%) yang mungkin disebabkan oleh konsumsi radikal OH oleh ion anorganik yang dihasilkan seperti NH_4^+ dan NO_3^- (J. Wang & Wang, 2018). β -blocker membutuhkan waktu reaksi yang lebih sedikit (<1 jam) daripada PhACs lain yang mungkin karena hidrofobitasnya yang tinggi dan kelarutannya yang lebih sedikit (Veloutsou dkk., 2014).

Waktu yang dibutuhkan untuk degradasi PhACs dengan penerapan proses fisik jauh lebih sedikit. Oksidasi oleh *electron beam* membutuhkan waktu paling sedikit dari semua AOP. Degradasi PhACs tergantung langsung pada dosis dosis iradiasi (kGy) dan perkiraan waktu yang dibutuhkan untuk dosis iradiasi 10 kGy dalam 3 menit. Degradasi tinggi dari PhACs juga dicapai dengan proses *electron beam*, tetapi para peneliti belum mengamati terjadinya mineralisasi lengkap (Majumder dkk., 2019). Efisiensi penyisihan menggunakan *plasma discharge* juga tinggi dan rata-rata waktu yang dibutuhkan untuk degradasi kurang dari 1 jam. Waktu degradasi dengan *ultrasound* juga relatif sebentar dengan waktu rata-rata 1,5 jam. Namun, efisiensi penyisihan *ultrasound* rata-rata sekitar 70% bervariasi secara signifikan mulai dari penyisihan 50% hingga degradasi secara sempurna.

Berdasarkan penelitian yang telah dilakukan sebelumnya, dapat disimpulkan sifat atau karakteristik dari tiap-tiap metode pendegradasi PhACs dalam limbah. Tiap-tiap metode pengolahan khusus untuk mendegradasi kadar PhACs memiliki kekurangan dan kelebihan masing-masing yang ditampilkan pada **Tabel 6**. Kelebihan dan Kekurangan dari Teknologi Degradasi PhACs. Sebagian besar metode pengolahan yang telah disebutkan baru diuji terhadap limbah cair sintetis, dimana penelitian dilakukan terhadap air yang dibubuhi oleh suatu jenis PhACs tertentu yang kemudian didegradasi oleh teknologi pengolahan yang diteliti.

Tabel 6. Kelebihan dan Kekurangan dari Teknologi Degradasi PhACs

Jenis teknologi pengolahan	Kelebihan	Kekurangan
AOP berbasis ozon	<ol style="list-style-type: none"> 1. Waktu pengolahan yang dibutuhkan sedikit, salah satu yang tercepat apabila dibandingkan dengan teknologi pengolahan lainnya 2. Minimnya konsumsi energi 3. Mudah untuk <i>upscaling</i> 4. Kadar degradasi polutan tinggi untuk semua jenis PhACs 5. Hampir seluruh jenis PhACs yang telah diuji mampu didegradasi pada kadar pH yang variatif 6. Telah diuji pada air limbah rumah sakit 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Penggunaan dosis ozon berbeda-beda dalam tiap penelitian 2. Terkadang dibutuhkan katalis berbasis Fe untuk meningkatkan laju reaksi dan efisiensi penyisihan 3. Produk transformasi dari beberapa jenis obat (seperti tetrasiklin, trimetoprim, dan diklofenak) menghasilkan zat beracun
Fotokatalisis	<ol style="list-style-type: none"> 1. Antibiotik, obat antiepilepsi, dan β-blocker terdegradasi dengan efisiensi penghapusan rata-rata 90% 2. Hasil uji tidak menunjukkan adanya produk yang toksik setelah proses berlangsung 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Belum memiliki studi kasus nyata 2. Kemampuan generasi radikal hidroksil rendah 3. Waktu pengolahan paling lambat bila dibandingkan dengan teknologi pengolahan yang lain 4. Penghapusan obat hormon dan stimulan dalam kadar yang tinggi tidak dapat dicapai
Oksidasi anionic	<ol style="list-style-type: none"> 1. Pada pH netral, molekul ibuprofen, naproxen, dan diklofenak dapat berdifusi dengan mudah dan mencapai permukaan anoda sehingga meningkatkan efisiensi degradasi 2. Waktu pengolahan yang dibutuhkan cukup sedikit 3. Metode paling efisien untuk mendegradasi obat-obatan analgesik 4. Secara umum PhACs efisien terdegradasi dalam kondisi pH netral 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Belum memiliki studi kasus nyata 2. Kehadiran ion klorin dapat memperlambat laju degradasi 3. Dibutuhkan rentang kadar pH yang cukup spesifik agar proses mampu mendegradasi PhACs
Degradasi dengan mengaktifkan <i>persulfate</i> (PS)/ <i>peroxymono-sulfate</i> (PMS)	<ol style="list-style-type: none"> 1. $\text{SO}_4^{\bullet-}$ yang digunakan memiliki potensi mengoksidasi yang jauh lebih tinggi 2. Waktu yang dibutuhkan untuk degradasi sangat sedikit 3. Efisiensi degradasi dari hampir semua PhACs tinggi 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Belum memiliki studi kasus nyata 2. Aktivasi PS dan PMS bergantung pada potensial redoks logam yang digunakan 3. Membutuhkan temperatur di atas 50 °C
Proses Fenton	<ol style="list-style-type: none"> 1. Katalis dan radikal OH^\bullet yang dikonsumsi dalam proses ini dapat diregenerasi 2. Efisiensi degradasi PhACs tinggi 3. Proses adsorpsi dan degradasi yang terjadi secara simultan, menyebabkan sebagian besar PhACs telah terdegradasi dalam waktu 2-3 jam 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Belum memiliki studi kasus nyata 2. Terdapat resiko meng-hasilkan senyawa yang beracun 3. Terdapat konsumsi radikal OH^\bullet yang tidak diinginkan oleh H_2O_2 dan Fe^{2+} sehingga memperlambat laju proses 4. Memerlukan kondisi asam
<i>Electron beam</i>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Efisiensi degradasi sangat tinggi 2. Waktu degradasi yang dibutuhkan paling sedikit apabila dibandingkan dengan teknologi lainnya 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Biaya pembangunan yang tinggi 2. Konsumsi energi yang tinggi 3. Jenis PhACs yang telah diuji belum banyak 4. Terdapat resiko radiasi
<i>Plasma discharge</i>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Sangat hemat energi 2. Efisiensi pengolahan tinggi untuk sebagian besar jenis PhACs 3. Rata-rata waktu degradasi tidak mencapai 1 jam 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Kurang mampu mendegradasi ibuprofen dan kafein 2. Membutuhkan pengaturan frekuensi yang tepat untuk tiap-tiap jenis PhACs 3. Terdapat resiko radiasi
<i>Ultrasound</i>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Adanya ion lain dalam air limbah tidak mempengaruhi proses 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Efisiensi degradasi sangat rendah 2. Tiap jenis PhACs membutuhkan pengaturan frekuensi tertentu dalam proses degradasi

Berdasarkan penelitian terhadap berbagai jenis teknologi yang telah dibuktikan mampu untuk mendegradasi kadar PhACs dalam air yang telah dilakukan, dapat disimpulkan teknologi pengolahan yang paling efisien dan terbukti mampu untuk mengolah limbah cair dalam skala besar, yaitu untuk mengolah limbah cair rumah sakit. Penilaian alternatif pengolahan didasarkan pada **Gambar 1** dan **Tabel 6**. Penilaian didasarkan pada efisiensi pengolahan serta waktu yang dibutuhkan bagi suatu teknologi pengolahan dalam mengolah limbah cair. Menurut Gottschalk (2010) dan Miklos (2018), dalam pemilihan teknologi pengolahan limbah cair yang mampu mengelola limbah cair rumah sakit harus menggunakan teknologi yang telah banyak diuji dan diteliti sebelumnya pada kasus nyata. Artinya, poin penting dalam implementasi sistem pengolahan adalah untuk menggunakan metode yang telah digunakan sebelumnya pada skala yang sama. Kebanyakan proses pengolahan yang telah disebutkan sebelumnya baru diuji pada skala laboratorium dan hanya menggunakan air limbah sintetis. Namun, pengolahan air limbah dengan AOP berbasis ozon telah dilakukan dalam skala besar untuk mengolah air limbah rumah sakit dengan hasil yang menjanjikan. Oleh karena itu, sejauh ini teknologi yang dianggap paling tepat dan efisien adalah AOP berbasis ozon.

SARAN DAN PENUTUP

Diketahui bahwa sistem IPAL konvensional tidak mampu untuk mendegradasi PhACs dalam limbah cair rumah sakit atau medis. Hal ini disebabkan oleh beberapa faktor, diantaranya adalah minimnya informasi yang diketahui mengenai jenis dan kadar PhACs yang terkandung dalam limbah cair rumah sakit. Juga sangat sedikit yang diketahui mengenai dampak-dampak yang mungkin ditimbulkan oleh PhACs pada lingkungan. Masalah-masalah ini dapat diatasi dengan penelitian lebih lanjut terhadap PhACs. Selama ini penelitian terhadap PhACs sulit dilakukan karena PhACs bersifat sangat variatif dan penggunaan dari tiap-tiap rumah sakit sangat berbeda dari satu ke yang lainnya. Di Indonesia, obat-obatan yang digunakan pada satu rumah sakit di suatu kota tentu berbeda dengan rumah sakit yang berada pada kota yang berbeda. Terlebih lagi dari suatu negara ke negara yang lain. Untuk tiap jenis obat-obatan yang digunakan di tiap rumah sakit, diperlukan data mengenai *median effective concentration* (EC50), *median lethal concentration* (LC50), dan *no observed effect concentration* (NOEC) yang tentunya akan mempengaruhi dampak bagi manusia, organisme akuatik, dan lingkungan. Berdasarkan informasi-informasi tersebut, disarankan untuk dibentuknya suatu regulasi berskala internasional atau nasional untuk kadar yang diperbolehkan dibuang ke badan air.

Penelitian lebih lanjut mengenai teknologi pengolahan air limbah yang mengandung PhACs juga perlu dilakukan karena sebagian besar teknologi pendegradasi PhACs masih belum diterapkan pada skala yang besar. Teknologi yang secara teoritis mampu untuk mendegradasi PhACs disarankan untuk diterapkan dalam mengolah limbah cair rumah sakit berskala besar. Hal ini perlu dilakukan dengan tujuan menentukan performa dari metode pengolahan. Data lain yang dibutuhkan adalah dana yang dibutuhkan dalam proses operasi dan pemeliharaan suatu jenis teknologi pengolahan. Penelitian lebih lanjut terhadap suatu teknologi pengolahan juga dibutuhkan karena terdapat senyawa-senyawa lain yang dapat mempengaruhi proses dalam degradasi PhACs. Selain itu, minimnya informasi mengenai senyawa-senyawa antara atau senyawa-senyawa metabolit yang mungkin timbul dari PhACs pada proses pengolahan menyebabkan sulitnya menentukan proses yang paling efisien. Terdapat senyawa metabolit atau antara yang bahkan memiliki toksisitas lebih tinggi daripada senyawa aslinya. Jadi,

diperlukan penelitian lebih lanjut mengenai mekanisme reaksi dari tiap-tiap jenis PhACs dalam proses pendegradasiannya di sistem pengolahan limbah cair.

DAFTAR PUSTAKA

- Ajo, P., Preis, S., Vornamo, T., Mänttari, M., Kallioinen, M., & Louhi-Kultanen, M. (2018). Hospital wastewater treatment with pilot-scale pulsed corona discharge for removal of pharmaceutical residues. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 1569–1577. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.02.007>
- Alalm, M. G., Tawfik, A., & Ookawara, S. (2015). Degradation of four pharmaceuticals by solar photo-Fenton process: Kinetics and costs estimation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 46–51. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.12.009>
- Alizadeh Fard, M., & Barkdoll, B. (2018). Effects of oxalate and persulfate addition to ElectroFenton and ElectroFenton-Fenton processes for oxidation of Ketoprofen: Determination of reactive species and mass balance analysis. *Electrochimica Acta*, 265, 209–220. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2018.01.153>
- Alum, A., Yoon, Y., Westerhoff, P., & Abbaszadegan, M. (2004). Oxidation of bisphenol A, 17 β -estradiol, and 17 α -ethynyl estradiol and byproduct estrogenicity. *Environmental Toxicology*, 19(3), 257–264. <https://doi.org/10.1002/tox.20018>
- An, T., Yang, H., Li, G., Song, W., Cooper, W. J., & Nie, X. (2010). Kinetics and mechanism of advanced oxidation processes (AOPs) in degradation of ciprofloxacin in water. *Applied Catalysis B: Environmental*, 94(3–4), 288–294. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2009.12.002>
- Andreozzi, R., Caprio, V., Marotta, R., & Radovnikovic, A. (2003). Ozonation and H₂O₂/UV treatment of clofibric acid in water: A kinetic investigation. *Journal of Hazardous Materials*, 103(3), 233–246. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2003.07.001>
- Arfaenia, H., Sharafi, K., Banafshehshafshan, S., & Hashemi, S. E. (2016). Degradation and biodegradability enhancement of chloramphenicol and azithromycin in aqueous solution using heterogeneous catalytic ozonation in the presence of MGO nanocrystallin comparison with single ozonation. *International Journal of Pharmacy and Technology*, 8(1), 10931–10948.
- Arfanis, M. K., Adamou, P., Moustakas, N. G., Triantis, T. M., Kontos, A. G., & Falaras, P. (2017). Photocatalytic degradation of salicylic acid and caffeine emerging contaminants using titania nanotubes. *Chemical Engineering Journal*, 310, 525–536. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.06.098>
- Back, J. O., Obholzer, T., Winkler, K., Jabornig, S., & Rupprich, M. (2018). Combining ultrafiltration and non-thermal plasma for low energy degradation of pharmaceuticals from conventionally treated wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(6), 7377–7385. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.07.047>
- Bae, S., Kim, D., & Lee, W. (2013). Degradation of diclofenac by pyrite catalyzed Fenton oxidation. *Applied Catalysis B: Environmental*, 134–135, 93–102. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2012.12.031>
- Banaschik, R., Jablonowski, H., Bednarski, P. J., & Kolb, J. F. (2018). Degradation and intermediates of diclofenac as instructive example for decomposition of recalcitrant pharmaceuticals by hydroxyl radicals generated with pulsed corona plasma in water. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 651–660. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.058>
- Barbara Ambrosetti, Luigi Campanella, & Raffaella Palmisano. (2015). Degradation of Antibiotics in Aqueous Solution by Photocatalytic Process: Comparing the Efficiency in the Use of ZnO or TiO₂. *Journal of Environmental Science and Engineering A*, 4(6), 273–281. <https://doi.org/10.17265/2162-5298/2015.06.001>
- Bautitz, I. R., & Nogueira, R. F. P. (2007). Degradation of tetracycline by photo-Fenton process-Solar irradiation and matrix effects. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 187(1), 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2006.09.009>

- Behera, S. K., Kim, H. W., Oh, J. E., & Park, H. S. (2011). Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea. *Science of the Total Environment*, 409(20), 4351–4360. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.015>
- Belver, C., Bedia, J., & Rodriguez, J. J. (2017). Zr-doped TiO₂ supported on delaminated clay materials for solar photocatalytic treatment of emerging pollutants. *Journal of Hazardous Materials*, 322, 233–242. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.02.028>
- Ben Fredj, S., Novakoski, R. T., & Tizaoui, C. (2017). Two-Phase Ozonation for the Removal of Estrone, 17 β -Estradiol and 17 α -Ethinylestradiol in Water Using Ozone-Loaded Decamethylcyclopentasiloxane. *Journal of Small Business and Enterprise Development*, 92–105. <http://dx.doi.org/10.1108/JSBED-07-2018-0215>
- Benner, J., & Ternes, T. (2009). Ozonation of propranolol: formation of oxidation products. *Water Research*, 42(12), 3003–3012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.002>
- Bhatia, V., Malekshoar, G., Dhir, A., & Ray, A. K. (2017). Journal of Photochemistry and Photobiology A : Chemistry Enhanced photocatalytic degradation of atenolol using graphene TiO₂ composite. “*Journal of Photochemistry & Photobiology, A: Chemistry*,” 332, 182–187. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2016.08.029>
- Bohdziewicz, J., Kudlek, E., & Dudziak, M. (2016). Influence of the catalyst type (TiO₂ and ZnO) on the photocatalytic oxidation of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Desalination and Water Treatment*, 57(3), 1552–1563. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.988411>
- Brillas, E., Sirés, I., Arias, C., Cabot, P. L., Centellas, F., Rodríguez, R. M., & Garrido, J. A. (2005). Mineralization of paracetamol in aqueous medium by anodic oxidation with a boron-doped diamond electrode. *Chemosphere*, 58(4), 399–406. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.028>
- Brocenschi, R. F., Rocha-Filho, R. C., Bocchi, N., & Biaggio, S. R. (2016). Electrochemical degradation of estrone using a boron-doped diamond anode in a filter-press reactor. *Electrochimica Acta*, 197, 186–193. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2015.09.170>
- Carbajo, J. B., Petre, A. L., Rosal, R., Herrera, S., Letón, P., García-Calvo, E., Fernández-Alba, A. R., & Perdígón-Melón, J. A. (2015). Continuous ozonation treatment of ofloxacin: Transformation products, water matrix effect and aquatic toxicity. *Journal of Hazardous Materials*, 292, 34–43. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.075>
- Chen, M., Yao, J., Huang, Y., Gong, H., & Chu, W. (2018). Enhanced photocatalytic degradation of ciprofloxacin over Bi₂O₃/(BiO)₂CO₃ heterojunctions: Efficiency, kinetics, pathways, mechanisms and toxicity evaluation. *Chemical Engineering Journal*, 334, 453–461. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.064>
- Chen, W., Li, X., Pan, Z., Ma, S., & Li, L. (2017). Synthesis of MnOx/SBA-15 for Norfloxacin degradation by catalytic ozonation. *Separation and Purification Technology*, 173, 99–104. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.09.030>
- Coria, G., Sirés, I., Brillas, E., & Nava, J. (2016). Influence of the anode material on the degradation of naproxen by Fenton-based electrochemical processes. *Chemical Engineering Journal*, 304. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.07.012>
- Czech, B., & Buda, W. (2015). Photocatalytic treatment of pharmaceutical wastewater using new multiwall-carbon nanotubes/TiO₂/SiO₂ nanocomposites. *Environmental Research*, 137, 176–184. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.006>
- Czech, B., & Rubinowska, K. (2013). TiO₂-assisted photocatalytic degradation of diclofenac, metoprolol, estrone and chloramphenicol as endocrine disruptors in water. *Adsorption*, 19(2–4), 619–630. <https://doi.org/10.1007/s10450-013-9485-8>
- De Bel, E., Janssen, C., De Smet, S., Van Langenhove, H., & Dewulf, J. (2011). Sonolysis of ciprofloxacin in aqueous solution: Influence of operational parameters. *Ultrasonics Sonochemistry*, 18(1), 184–189. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2010.05.003>
- de Luna, M. D. G., Veciana, M. L., Su, C.-C., & Lu, M.-C. (2012). Acetaminophen degradation by electro-Fenton

- and photoelectro-Fenton using a double cathode electrochemical cell. *Journal of Hazardous Materials*, 217–218, 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.018>
- De Zwart, D., & Posthuma, L. (2005). Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(10), 2665–2676. <https://doi.org/10.1897/04-639r.1>
- Deng, J., Feng, S., Ma, X., Tan, C., Wang, H., Zhou, S., Zhang, T., & Li, J. (2016). Heterogeneous degradation of Orange II with peroxymonosulfate activated by ordered mesoporous MnFe₂O₄. *Separation and Purification Technology*, 167, 181–189. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.04.035>
- Dias, I. N., Souza, B. S., Pereira, J. H. O. S., Moreira, F. C., Dezotti, M., Boaventura, R. A. R., & Vilar, V. J. P. (2014). Enhancement of the photo-Fenton reaction at near neutral pH through the use of ferrioxalate complexes: A case study on trimethoprim and sulfamethoxazole antibiotics removal from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*, 247, 302–313. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.03.020>
- Dirany, A., Sirés, I., Oturan, N., & Oturan, M. A. (2010). Electrochemical abatement of the antibiotic sulfamethoxazole from water. *Chemosphere*, 81(5), 594–602. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.032>
- Do, Q. C., Kim, D. G., & Ko, S. O. (2019). Controlled formation of magnetic yolk-shell structures with enhanced catalytic activity for removal of acetaminophen in a heterogeneous fenton-like system. *Environmental Research*, 171(December 2018), 92–100. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.01.019>
- Domínguez, J. R., González, T., Palo, P., & Cuerda-Correa, E. M. (2012). Fenton + Fenton-like Integrated Process for Carbamazepine Degradation: Optimizing the System. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 51(6), 2531–2538. <https://doi.org/10.1021/ie201980p>
- Domínguez, J. R., González, T., Palo, P., & Sánchez-Martín, J. (2010). Anodic oxidation of ketoprofen on boron-doped diamond (BDD) electrodes. Role of operative parameters. *Chemical Engineering Journal*, 162(3), 1012–1018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.07.010>
- Dulova, N., Kattel, E., & Trapido, M. (2017). Degradation of naproxen by ferrous ion-activated hydrogen peroxide, persulfate and combined hydrogen peroxide/persulfate processes: The effect of citric acid addition. *Chemical Engineering Journal*, 318, 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.07.006>
- Emmanuel, J., Pieper, U., Rushbrook, P., Stringer, R., Townsend, W., Wilburn, S., & Zghondi, R. (2001). Safe management of wastes from health care activities. *Bulletin of the World Health Organization*, 79(2), 171–171. <https://doi.org/10.1590/S0042-96862001000200013>
- Escudero, C. J., Iglesias, O., Dominguez, S., Rivero, M. J., & Ortiz, I. (2017). Performance of electrochemical oxidation and photocatalysis in terms of kinetics and energy consumption. New insights into the p-cresol degradation. *Journal of Environmental Management*, 195, 117–124. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.049>
- Feng, L., Watts, M. J., Yeh, D., Esposito, G., & Van Hullebusch, E. D. (2015). The efficacy of ozone/bac treatment on non-steroidal anti-inflammatory drug removal from drinking water and surface water. *Ozone: Science and Engineering*, 37(4), 343–356. <https://doi.org/10.1080/01919512.2014.999910>
- Feng, X., Ding, S., Tu, J., Wu, F., & Deng, N. (2005). Degradation of estrone in aqueous solution by photo-Fenton system. *The Science of the Total Environment*, 345(1–3), 229–237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.008>
- Feng, Y., Song, Q., Lv, W., & Liu, G. (2017). Degradation of ketoprofen by sulfate radical-based advanced oxidation processes: Kinetics, mechanisms, and effects of natural water matrices. *Chemosphere*, 189, 643–651. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.109>
- Ferrari, B., Mons, R., Vollat, B., Fraysse, B., Paxéus, N., Lo Giudice, R., Pollio, A., & Garric, J. (2004). Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protection of the aquatic environment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(5), 1344–1354. <https://doi.org/10.1897/03-246>

- Galvin, S., Boyle, F., Hickey, P., Vellinga, A., Morris, D., & Cormican, M. (2010). Enumeration and characterization of antimicrobial-resistant *Escherichia coli* bacteria in effluent from municipal, hospital, and secondary treatment facility sources. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(14), 4772–4779. <https://doi.org/10.1128/AEM.02898-09>
- Ganzenko, O., Oturan, N., Huguenot, D., Van Hullebusch, E. D., Esposito, G., & Oturan, M. A. (2015). Removal of psychoactive pharmaceutical caffeine from water by electro-Fenton process using BDD anode: Effects of operating parameters on removal efficiency. *Separation and Purification Technology*, 156, 987–995. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.09.055>
- Gao, G., Shen, J., Chu, W., Chen, Z., & Yuan, L. (2017). Mechanism of enhanced diclofenac mineralization by catalytic ozonation over iron silicate-loaded pumice. *Separation and Purification Technology*, 173, 55–62. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.09.016>
- García-Gómez, C., Drogui, P., Zaviska, F., Seyhi, B., Gortáres-Moroyoqui, P., Buelna, G., Neira-Sáenz, C., Estrada-Alvarado, M., & Ulloa-Mercado, R. G. (2014). Experimental design methodology applied to electrochemical oxidation of carbamazepine using Ti/PbO₂ and Ti/BDD electrodes. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 732, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2014.08.032>
- Gerrity, D., Gamage, S., Holady, J. C., Mawhinney, D. B., Quiñones, O., Trenholm, R. A., & Snyder, S. A. (2011). Pilot-scale evaluation of ozone and biological activated carbon for trace organic contaminant mitigation and disinfection. *Water Research*, 45(5), 2155–2165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.12.031>
- Gonçalves, A. G., Órfão, J. J. M., & Pereira, M. F. R. (2013). Ceria dispersed on carbon materials for the catalytic ozonation of sulfamethoxazole. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(3), 260–269. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.05.009>
- Gong, H., Chu, W., Lam, S. H., & Lin, A. Y.-C. (2017). Ibuprofen degradation and toxicity evolution during Fe(2+)/Oxone/UV process. *Chemosphere*, 167, 415–421. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.027>
- González, O., Sans, C., & Esplugas, S. (2007). Sulfamethoxazole abatement by photo-Fenton toxicity, inhibition and biodegradability assessment of intermediates. *Journal of Hazardous Materials*, 146(3), 459–464. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.055>
- González, T., Domínguez, J. R., Palo, P., Sánchez-Martín, J., & Cuerda-Correa, E. M. (2011). Development and optimization of the BDD-electrochemical oxidation of the antibiotic trimethoprim in aqueous solution. *Desalination*, 280(1–3), 197–202. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.012>
- Gottschalk, C., Saupe, A., & Ann Libra, J. (2010). *Biological Wastewater Treatment Organic Pollutants in the Water Cycle Risk Analysis of Water Pollution Rapid Chemical and Biological Techniques for Water Monitoring Membranes in Clean Technologies : Theory and Practice , 2 Volume Set*.
- Guzel, E. Y., Cevik, F., & Daglioglu, N. (2019). Determination of pharmaceutical active compounds in Ceyhan River, Turkey: Seasonal, spatial variations and environmental risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(8), 1980–1995. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1479631>
- He, S., Wang, J., Ye, L., Zhang, Y., & Yu, J. (2014). Removal of diclofenac from surface water by electron beam irradiation combined with a biological aerated filter. *Radiation Physics and Chemistry*, 105, 104–108. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2014.05.019>
- He, Y., Dai, C., & Zhou, X. (2017). Magnetic cobalt ferrite composite as an efficient catalyst for photocatalytic oxidation of carbamazepine. *Environmental Science and Pollution Research International*, 24(2), 2065–2074. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7978-1>
- Hocquet, D., Muller, A., & Bertrand, X. (2016). What happens in hospitals does not stay in hospitals: antibiotic-resistant bacteria in hospital wastewater systems. *Journal of Hospital Infection*, 93(4), 395–402. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2016.01.010>
- Hou, L., Wang, L., Royer, S., & Zhang, H. (2016). Ultrasound-assisted heterogeneous Fenton-like degradation of tetracycline over a magnetite catalyst. *Journal of Hazardous Materials*, 302, 458–467. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.09.033>

- Hu, R., Zhang, L., & Hu, J. (2016). Study on the kinetics and transformation products of salicylic acid in water via ozonation. *Chemosphere*, *153*, 394–404. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.074>
- Huber, M. M., Canonica, S., Park, G., & Gunten, U. R. S. V. O. N. (2003). *Huber_2003_EST.pdf*. *37*(5), 1016–1024.
- Ifelebuegu, A. O., & Ezenwa, C. P. (2011). Removal of endocrine disrupting chemicals in wastewater treatment by fenton-like oxidation. *Water, Air, and Soil Pollution*, *217*(1–4), 213–220. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0580-0>
- Indermuhle, C., Martín de Vidales, M. J., Sáez, C., Robles, J., Cañizares, P., García-Reyes, J. F., Molina-Díaz, A., Comninellis, C., & Rodrigo, M. A. (2013). Degradation of caffeine by conductive diamond electrochemical oxidation. *Chemosphere*, *93*(9), 1720–1725. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.05.047>
- Isarain-Chávez, E., Ponce, Jose Antonio Garrido Rodriguez, R. M., Arias, C., Cabot, P. L., & Brillas, E. (2011). Mineralization of Metoprolol by Electro-Fenton and Photoelectro-Fenton Mineralization of Metoprolol by Electro-Fenton and Photoelectro-Fenton Processes. *The Journal of Physical Chemistry A* *115*(7):1234-42, June 2019, 1–2. <https://doi.org/10.1021/jp110753r>
- Jankunaite, D., Tichonovas, M., Buivydiene, D., Radziuniene, I., Racys, V., & Krugly, E. (2017). Removal of Diclofenac, Ketoprofen, and Carbamazepine from Simulated Drinking Water by Advanced Oxidation in a Model Reactor. *Water, Air, and Soil Pollution*, *228*(9). <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3517-z>
- K'oreje, K. O., Vergeynst, L., Ombaka, D., De Wispelaere, P., Okoth, M., Van Langenhove, H., & Demeestere, K. (2016). Occurrence patterns of pharmaceutical residues in wastewater, surface water and groundwater of Nairobi and Kisumu city, Kenya. *Chemosphere*, *149*, 238–244. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.095>
- Kalkhajeh, Y. K., Amiri, B. J., Huang, B., Khalyani, A. H., Hu, W., Gao, H., & Thompson, M. L. (2019). Methods for sample collection, storage, and analysis of freshwater phosphorus. *Water (Switzerland)*, *11*(9), 1–24. <https://doi.org/10.3390/w11091889>
- Kanakaraju, D., Glass, B. D., & Oelgemöller, M. (2018). Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuticals from water: A review. *Journal of Environmental Management*, *219*, 189–207. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.103>
- Kim, T. H., Kim, S. D., Kim, H. Y., Lim, S. J., Lee, M., & Yu, S. (2012). Degradation and toxicity assessment of sulfamethoxazole and chlortetracycline using electron beam, ozone and UV. *Journal of Hazardous Materials*, *227–228*, 237–242. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.05.038>
- Klamerth, N., Rizzo, L., Malato, S., Maldonado, M. I., Agüera, A., & Fernández-Alba, A. R. (2010). Degradation of fifteen emerging contaminants at microg L(-1) initial concentrations by mild solar photo-Fenton in MWTP effluents. *Water Research*, *44*(2), 545–554. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.059>
- Klavarioti, M., Mantzavinos, D., & Kassinos, D. (2009). Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environment International*, *35*(2), 402–417. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.07.009>
- Komtchou, S., Dirany, A., Drogui, P., & Bermond, A. (2015). Removal of carbamazepine from spiked municipal wastewater using electro-Fenton process. *Global Journal of Environmental Science and Management*, *15*(2), 213–224. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2019.02.07>
- Kwon, M., Yoon, Y., Cho, E., Jung, Y., Lee, B. C., Paeng, K. J., & Kang, J. W. (2012). Removal of iopromide and degradation characteristics in electron beam irradiation process. *Journal of Hazardous Materials*, *227–228*, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.05.022>
- Länge, R., & Dietrich, D. (2002). Environmental risk assessment of pharmaceutical drug substances--conceptual considerations. *Toxicology Letters*, *131*(1–2), 97–104. [https://doi.org/10.1016/s0378-4274\(02\)00071-1](https://doi.org/10.1016/s0378-4274(02)00071-1)
- Li, H., Li, Y., Xiang, L., Huang, Q., Qiu, J., Zhang, H., Sivaiah, M. V., Baron, F., Barrault, J., Petit, S., & Valange, S. (2015). Heterogeneous photo-Fenton decolorization of Orange II over Al-pillared Fe-smectite: Response

- surface approach, degradation pathway, and toxicity evaluation. *Journal of Hazardous Materials*, 287, 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.01.023>
- Li, M., Yang, X., Wang, D. S., & Yuan, J. (2017). Enhanced oxidation of erythromycin by persulfate activated iron powder–H₂O₂ system: Role of the surface Fe species and synergistic effect of hydroxyl and sulfate radicals. *Chemical Engineering Journal*, 317, 103–111. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.126>
- Li Puma, G., Puddu, V., Tsang, H., Gora, A., & Toepfer, B. (2010). Photocatalytic oxidation of multicomponent mixtures of estrogens (estrone (E1), 17 β -estradiol (E2), 17 α -ethynylestradiol (EE2) and estriol (E3)) under UVA and UVC radiation: Photon absorption, quantum yields and rate constants independent of photon absorp. *Applied Catalysis B-Environmental - APPL CATAL B-ENVIRON*, 99, 388–397. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2010.05.015>
- Liang, S., Lin, H., Yan, X., & Huang, Q. (2018). Electro-oxidation of tetracycline by a Magnéli phase Ti₄O₇ porous anode: Kinetics, products, and toxicity. *Chemical Engineering Journal*, 332(May 2017), 628–636. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.109>
- Liu, C., Nanaboina, V., Korshin, G. V., & Jiang, W. (2012). Spectroscopic study of degradation products of ciprofloxacin, norfloxacin and lomefloxacin formed in ozonated wastewater. *Water Research*, 46(16), 5235–5246. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.005>
- Liu, M., Hou, L., Li, Q., Xiaojun, H., & Yu, S. (2016). Heterogeneous degradation of tetracycline by magnetic Ag/AgCl/modified zeolite x_persulfate system under visible light. *RSC Advances*, 6, 35216–35227.
- Liu, Q., Zhou, Y., Chen, L., & Zheng, X. (2010). Application of MBR for hospital wastewater treatment in China. *Desalination*, 250(2), 605–608. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.033>
- Liu, S., Zhao, X., Sun, H., Li, R., Fang, Y., & Huang, Y.-P. (2013). The degradation of tetracycline in a photo-electro-Fenton system. *Chemical Engineering Journal*, 231, 441–448. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.07.057>
- Liu, Z., Yang, S., Yuan, Y., Xu, J., Zhu, Y., Li, J., & Wu, F. (2017). A novel heterogeneous system for sulfate radical generation through sulfite activation on a CoFe₂O₄ nanocatalyst surface. *Journal of Hazardous Materials*, 324, 583–592. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.11.029>
- Lu, X., Shao, Y., Gao, N., Chen, J., Zhang, Y., Xiang, H., & Guo, Y. (2017). Degradation of diclofenac by UV-activated persulfate process: Kinetic studies, degradation pathways and toxicity assessments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141(March), 139–147. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.022>
- Luiz, D. B., Genena, A. K., Virmond, E., José, H. J., Moreira, R. F. P. M., Gebhardt, W., & Schröder, H. F. (2010). Identification of Degradation Products of Erythromycin A Arising from Ozone and Advanced Oxidation Process Treatment. *Water Environment Research*, 82(9), 797–805. <https://doi.org/10.2175/106143010x12609736966928>
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., Liang, S., & Wang, X. C. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 473–474, 619–641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>
- Mahdi-Ahmed, M., & Chiron, S. (2014). Ciprofloxacin oxidation by UV-C activated peroxymonosulfate in wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 265, 41–46. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.11.034>
- Majumder, A., Gupta, B., & Gupta, A. K. (2019). Pharmaceutically active compounds in aqueous environment: A status, toxicity and insights of remediation. *Environmental Research*, 176(January), 108542. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108542>
- Martín de Vidales, M. J., Sáez, C., Cañizares, P., & Rodrigo, M. A. (2012). Metoprolol abatement from wastewaters by electrochemical oxidation with boron doped diamond anodes. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 87(2), 225–231. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jctb.2701>
- Martínez, C., Vilariño, S., Fernández, M. I., Faria, J., Canle, M. L., & Santaballa, J. A. (2013). Mechanism of

- degradation of ketoprofen by heterogeneous photocatalysis in aqueous solution. *Applied Catalysis B: Environmental*, 142–143, 633–646. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2013.05.018>
- Mashayekh-Salehi, A., Moussavi, G., & Yaghmaeian, K. (2017). Preparation, characterization and catalytic activity of a novel mesoporous nanocrystalline MgO nanoparticle for ozonation of acetaminophen as an emerging water contaminant. *Chemical Engineering Journal*, 310, 157–169. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.096>
- Menapace, H. M., Diaz, N., & Weiss, S. (2008). Electrochemical treatment of pharmaceutical wastewater by combining anodic oxidation with ozonation. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 43(8), 961–968. <https://doi.org/10.1080/10934520801974558>
- Metcalf & Eddy. (2004). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse (Book). In *Chemical engineering* (Issue 7, pp. 10–11).
- Miklos, D. B., Remy, C., Jekel, M., Linden, K. G., Drewes, J. E., & Hübner, U. (2018). Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review. *Water Research*, 139, 118–131. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>
- Mohapatra, S., Huang, C. H., Mukherji, S., & Padhye, L. P. (2016). Occurrence and fate of pharmaceuticals in WWTPs in India and comparison with a similar study in the United States. *Chemosphere*, 159, 526–535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.047>
- Molinari, A., Sarti, E., Marchetti, N., & Pasti, L. (2017). Degradation of emerging concern contaminants in water by heterogeneous photocatalysis with Na₄W₁₀O₃₂. *B Environ*, 17(9), 1198–1203.
- Mondal, S. K., Saha, A. K., & Sinha, A. (2018). Removal of ciprofloxacin using modified advanced oxidation processes: Kinetics, pathways and process optimization. *Journal of Cleaner Production*, 171, 1203–1214. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.091>
- Moreira, F., Boaventura, R., Brillas, E., & Vilar, V. (2015). Degradation of trimethoprim antibiotic by UVA photoelectro-Fenton process mediated by Fe(III)–carboxylate complexes. *Applied Catalysis B: Environmental*, 162, 34–44. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2014.06.008>
- Moreira, F. C., Garcia-Segura, S., Boaventura, R. A. R., Brillas, E., & Vilar, V. J. P. (2014). Degradation of the antibiotic trimethoprim by electrochemical advanced oxidation processes using a carbon-PTFE air-diffusion cathode and a boron-doped diamond or platinum anode. *Applied Catalysis B: Environmental*, 160–161(1), 492–505. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2014.05.052>
- Murillo-Sierra, J. C., Ruiz-Ruiz, E., Hinojosa-Reyes, L., Guzmán-Mar, J. L., Machuca-Martínez, F., & Hernández-Ramírez, A. (2018). Sulfamethoxazole mineralization by solar photo electro-Fenton process in a pilot plant. *Catalysis Today*, 313(November 2017), 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2017.11.003>
- Murugananthan, M., Yoshihara, S., Rakuma, T., Uehara, N., & Shirakashi, T. (2007). Electrochemical degradation of 17 β -estradiol (E2) at boron-doped diamond (Si/BDD) thin film electrode. *Electrochimica Acta*, 52(9), 3242–3249. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2006.09.073>
- Naddeo, V., Landi, M., Scannapieco, D., & Belgiorno, V. (2013). Sonochemical degradation of twenty-three emerging contaminants in urban wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 51(34–36), 6601–6608. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.769696>
- Naimi, I., & Bellakhal, N. (2012). Removal of 17 β -Estradiol by Electro-Fenton Process. *Materials Sciences and Applications*, 03(12), 880–886. <https://doi.org/10.4236/msa.2012.312128>
- Nasuhoglu, D., Rodayan, A., Berk, D., & Yargeau, V. (2012). Removal of the antibiotic levofloxacin (LEVO) in water by ozonation and TiO₂ photocatalysis. *Chemical Engineering Journal*, 189–190, 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.02.016>
- Ogata, F., Tominaga, H., Yabutani, H., & Kawasaki, N. (2011). Removal of estrogens from water using activated carbon and ozone. *Journal of Oleo Science*, 60(12), 609–611. <https://doi.org/10.5650/jos.60.609>

- Oliveira, T. S., Murphy, M., Mendola, N., Wong, V., Carlson, D., & Waring, L. (2015). Characterization of Pharmaceuticals and Personal Care products in hospital effluent and waste water influent/effluent by direct-injection LC-MS-MS. *Science of the Total Environment*, 518–519, 459–478. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.104>
- Paiva, V. A. B., Paniagua, C. E. S., Ricardo, I. A., Gonçalves, B. R., Martins, S. P., Daniel, D., Machado, A. E. H., & Trovó, A. G. (2018). Simultaneous degradation of pharmaceuticals by classic and modified photo-Fenton process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 1086–1092. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.013>
- Perez-Estrada, L., Maldonado, M., Gernjak, W., Agüera, A., Fernández-Alba, A., Martín, M. M., & Malato, S. (2005). Decomposition of diclofenac by solar driven photocatalysis at pilot plant scale. *Catalysis Today*, 101, 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2005.03.013>
- Pérez, G., Fernández-Alba, A. R., Urtiaga, A. M., & Ortiz, I. (2010). Electro-oxidation of reverse osmosis concentrates generated in tertiary water treatment. *Water Research*, 44(9), 2763–2772. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.017>
- Perez, T., Sirés, I., Brillas, E., & Nava, J. (2017). Solar photoelectro-Fenton flow plant modeling for the degradation of the antibiotic erythromycin in sulfate medium. *Electrochimica Acta*, 228. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2017.01.047>
- Real, F. J., Benitez, F. J., Acero, J. L., Sagasti, J. J. P., & Casas, F. (2009). Kinetics of the Chemical Oxidation of the Pharmaceuticals Primidone, Ketoprofen, and Diatrizoate in Ultrapure and Natural Waters. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 48(7), 3380–3388. <https://doi.org/10.1021/ie801762p>
- Rimoldi, L., Meroni, D., Falletta, E., Pifferi, V., Falciola, L., Cappelletti, G., & Ardizzone, S. (2017). Emerging pollutant mixture mineralization by TiO₂ photocatalysts. The role of the water medium. *Photochemical and Photobiological Sciences*, 16(1), 60–66. <https://doi.org/10.1039/c6pp00214e>
- Rivas, F. J., Gimeno, O., & Borallho, T. (2012). Aqueous pharmaceutical compounds removal by potassium monopersulfate. Uncatalyzed and catalyzed semicontinuous experiments. *Chemical Engineering Journal*, 192, 326–333. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.03.055>
- Rocha, R., Beati, A., Oliveira, J., & Lanza, M. (2009). Avaliação da degradação do diclofenaco sódico utilizando H₂O₂/fenton em reator eletroquímico. *Química Nova*, 32, 354–358. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000200016>
- Romero, V., González, O., Bayarri, B., Marco, P., Giménez, J., & Esplugas, S. (2015). Performance of different advanced oxidation technologies for the abatement of the beta-blocker metoprolol. *Catalysis Today*, 240(PA), 86–92. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2014.03.060>
- Romero, V., González, Ó. C., Bayarri, B., Marco, P., Giménez, J., & Esplugas, S. (2016). Degradation of Metoprolol by photo-Fenton: Comparison of different photoreactors performance. *Chemical Engineering Journal*, 283, 639–648.
- Saeid, S., Tolvanen, P., Kumar, N., Eränen, K., Peltonen, J., Peurla, M., Mikkola, J. P., Franz, A., & Salmi, T. (2018). Advanced oxidation process for the removal of ibuprofen from aqueous solution: A non-catalytic and catalytic ozonation study in a semi-batch reactor. *Applied Catalysis B: Environmental*, 230(January), 77–90. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2018.02.021>
- Shao, H. yang, Wu, M. hong, Deng, F., Xu, G., Liu, N., Li, X., & Tang, L. (2018). Electron beam irradiation induced degradation of antidepressant drug fluoxetine in water matrices. *Chemosphere*, 190, 184–190. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.133>
- Sharma, V. K., Johnson, N., Cizmas, L., McDonald, T. J., & Kim, H. (2016). A review of the influence of treatment strategies on antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes. *Chemosphere*, 150, 702–714. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.084>
- Sirés, I., Oturan, N., & Oturan, M. A. (2010). Electrochemical degradation of beta-blockers. Studies on single and multicomponent synthetic aqueous solutions. *Water Research*, 44(10), 3109–3120. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.03.005>

- Skoumal, M., Rodríguez, R., Cabot, P., Centellas, F., Garrido Ponce, J. A., Arias, C., & Brillas, E. (2009). Electro-Fenton, UVA photoelectro-Fenton and solar photoelectro-Fenton degradation of the drug ibuprofen in acid aqueous medium using platinum and boron-doped diamond anodes. *Electrochimica Acta - ELECTROCHIM ACTA*, *54*, 2077–2085. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2008.07.014>
- Šunta, U., Žitnik, M., Finocchiaro, N. C., Bulc, T. G., & Torkar, K. G. (2019). Faecal indicator bacteria and antibiotic-resistant β -lactamase producing *Escherichia coli* in blackwater: A pilot study. *Arhiv Za Higijenu Rada i Toksikologiju*, *70*(2), 140–148. <https://doi.org/10.2478/aiht-2019-70-3212>
- Tang, K., Ooi, G. T. H., Litty, K., Sundmark, K., Kaarsholm, K. M. S., Sund, C., Kragelund, C., Christensson, M., Bester, K., & Andersen, H. R. (2017). Removal of pharmaceuticals in conventionally treated wastewater by a polishing moving bed biofilm reactor (MBBR) with intermittent feeding. *Bioresource Technology*, *236*, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.159>
- Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water Research*, *133*, 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>
- Trovó, A. G., Nogueira, R. F. P., Agüera, A., Fernandez-Alba, A. R., Sirtori, C., & Malato, S. (2009). Degradation of sulfamethoxazole in water by solar photo-Fenton. Chemical and toxicological evaluation. *Water Research*, *43*(16), 3922–3931. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.04.006>
- Trovó, A. G., Silva, T. F. S., Gomes, O., Machado, A. E. H., Neto, W. B., Muller, P. S., & Daniel, D. (2013). Degradation of caffeine by photo-Fenton process: Optimization of treatment conditions using experimental design. *Chemosphere*, *90*(2), 170–175. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.022>
- Vel Leitner, N. K., Delouane, B., Legube, B., & Luck, F. (1999). Effects of catalysts during ozonation of salicylic acid, peptides and humic substances in aqueous solution. *Ozone Sci. Eng*, *21*(December), 261–276.
- Velichkova, F., Julcour-Lebigue, C., Koumanova, B., & Delmas, H. (2013). Heterogeneous Fenton oxidation of paracetamol using iron oxide (nano)particles. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *1*, 1214–1222. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.09.011>
- Veloutsou, S., Bizani, E., & Fytianos, K. (2014). Photo-Fenton decomposition of β -blockers atenolol and metoprolol; study and optimization of system parameters and identification of intermediates. *Chemosphere*, *107*, 180–186. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.031>
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M., & Barceló, D. (2010). Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, *389*(3–4), 416–428. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.005>
- Vogna, D., Marotta, R., Napolitano, A., Andreozzi, R., & D’Ischia, M. (2004). Advanced oxidation of the pharmaceutical drug diclofenac with UV/H₂O₂ and ozone. *Water Research*, *38*(2), 414–422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.09.028>
- Wang, A., Zhang, Y., Zhong, H., Chen, Y., Tian, X., Li, D., & Li, J. (2018). Efficient mineralization of antibiotic ciprofloxacin in acid aqueous medium by a novel photoelectro-Fenton process using a microwave discharge electrodeless lamp irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, *342*, 364–374. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.050>
- Wang, J., & Wang, S. (2016). Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: A review. *Journal of Environmental Management*, *182*, 620–640. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.049>
- Wang, J., & Wang, S. (2018). Activation of persulfate (PS) and peroxymonosulfate (PMS) and application for the degradation of emerging contaminants. *Chemical Engineering Journal*, *334*(November 2017), 1502–1517. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.059>
- Wang, S., & Wang, J. (2018). Trimethoprim degradation by Fenton and Fe(II)-activated persulfate processes. *Chemosphere*, *191*, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.040>
- Wang, Y., Shen, C., Zhang, M., Zhang, B. T., & Yu, Y. G. (2016). The electrochemical degradation of

- ciprofloxacin using a SnO₂-Sb/Ti anode: Influencing factors, reaction pathways and energy demand. *Chemical Engineering Journal*, 296, 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.093>
- Wilde, M. L., Montipó, S., & Martins, A. F. (2014). Degradation of β -blockers in hospital wastewater by means of ozonation and Fe²⁺/ozonation. *Water Research*, 48(1), 280–295. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.039>
- Xekoukoulotakis, N. P., Drosou, C., Brebou, C., Chatzisyneon, E., Hapeshi, E., Fatta-Kassinou, D., & Mantzavinos, D. (2011). Kinetics of UV-A/TiO₂ photocatalytic degradation and mineralization of the antibiotic sulfamethoxazole in aqueous matrices. *Catalysis Today*, 161(1), 163–168. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2010.09.027>
- Yahya, M. S., Oturan, N., El Kacemi, K., El Karbane, M., Aravindakumar, C. T., & Oturan, M. A. (2014). Oxidative degradation study on antimicrobial agent ciprofloxacin by electro-Fenton process: kinetics and oxidation products. *Chemosphere*, 117, 447–454. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.016>
- Yang, Y., Ok, Y. S., Kim, K. H., Kwon, E. E., & Tsang, Y. F. (2017). Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. *Science of the Total Environment*, 596–597, 303–320. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.102>
- Yaping, Z., & Jiangyong, H. (2008). Photo-Fenton degradation of 17 β -estradiol in presence of α -FeOOHR and H₂O₂. *Applied Catalysis B: Environmental*, 78(3–4), 250–258. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2007.09.026>
- Zenker, A., Rita, M., Prestinaci, F., Bottoni, P., & Carere, M. (2014). Bioaccumulation and biomagnification potential of pharmaceuticals with a focus to the aquatic environment. *Journal of Environmental Management*, 133, 378–387. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.017>
- Zhang, R., Yang, Y., Huang, C.-H., Li, N., Liu, H., Zhao, L., & Sun, P. (2016). UV/H₂O₂ and UV/PDS Treatment of Trimethoprim and Sulfamethoxazole in Synthetic Human Urine: Transformation Products and Toxicity. *Environmental Science & Technology*, 50(5), 2573–2583. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05604>
- Zhu, Z., Lu, Z., Wang, D., Tang, X., Yan, Y., Shi, W., Wang, Y., Gao, N., Yao, X., & Dong, H. (2016). Construction of high-dispersed Ag/Fe₃O₄/g-C₃N₄ photocatalyst by selective photo-deposition and improved photocatalytic activity. *Applied Catalysis B: Environmental*, 182, 115–122. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.09.029>