

**PENGOLAHAN AIR LIMBAH INDUSTRI KARTON BOX
DENGAN METODE INTEGRASI UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BED REACTOR
(UASB) DAN ELEKTROKOAGULASI-FLOTASI**

**CORRUGATED CARDBOARD INDUSTRY WASTEWATER TREATMENT BY AN INTEGRATED
METHOD OF UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BED AND
ELECTROCOAGULATION-FLOTATION REACTORS**

Hanny Vistanty, Aris Mukimin dan Novarina Irnaning Handayani

Balai Besar Teknologi Pencegahan Pencemaran Industri

Jl. Ki Mangunsarkoro no. 6, Semarang

Email : hanny_vistanty@kemenperin.go.id

Naskah diterima tanggal 25 Februari 2015, disetujui tanggal 9 Mei 2015

ABSTRACT

In this study, performance of Upflow Anaerobic Sludge Bed and Electrocoagulation-flotation (ECF) reactors treating corrugated cardboard industry wastewater was evaluated under different operating conditions. The UASB unit was initially acclimated to wastewater for 7 days, and the use of two types of substrates, sugar and starch, was investigated. Continuous operation of UASB was then conducted under different OLR and constant HRT (24 h). The ECF process with Al and Fe anodes was applied after UASB on varied pH and time of electrolysis. Acclimatization stability of UASB unit using starch substrate reached a higher efficiency, compared to sugar substrate. Steady-state was reached after 6 days operation at OLR of 25 kg COD/m³ day. Continuous operation of UASB was able to reach 94% of COD removal efficiency at 24 h HRT. ECF process was then carried out, with COD removal efficiency ranging from 70 to 81%. The optimum pH of ECF process was 7.5 and 6 or 9 for Al and Fe anode, respectively. Increasing time of electrolysis largely influence COD removal efficiency for Fe anode, however, a significant increase was not observed for Al anode. Sludge produced was about 4 kg/m³ and 5 kg/m³ for Al and Fe anode, respectively, with energy consumption cost ranged between 4.5 to 18 kWh/m³ and electrode consumption was 0.17 Kg Al/m³ and 0.515 Kg Fe/m³. The result of this study indicated that the integrated method of UASB and ECF could be applied as an effective treatment for corrugated cardboard industry wastewater.

Keywords : *Integrated method, electrochemical, UASB, corrugated cardboard wastewater*

ABSTRAK

Penelitian ini bertujuan untuk menginvestigasi kinerja teknologi integrasi *Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor* (UASB) dengan elektrokoagulasi-flotasi (ECF) sebagai unit pengolah air limbah industri karton box dalam berbagai kondisi operasi. Sebelum diaplikasikan, unit UASB diawali dengan proses aklimatisasi selama 7 hari menggunakan dua jenis substrat, yaitu gula dan pati. Operasional UASB secara kontinyu dilakukan pada berbagai OLR dan HRT konstan (24 jam). Air limbah terproses UASB kemudian dielektroflotasi menggunakan anoda aluminium (Al) dan besi (Fe). Optimalisasi proses ECF dikaji pada berbagai variabel pH dan waktu elektrolisis. Proses UASB dengan substrat pati menunjukkan efektivitas aklimatisasi yang tinggi dibanding substrat gula. Kondisi steady-state akan tercapai setelah 6 hari operasional dengan efisiensi penurunan COD 91% dan OLR 25 kg COD/m³ hari. Aplikasi UASB secara kontinyu telah mampu menurunkan COD 94% dengan waktu tinggal 24 jam. Proses ECF mampu menurunkan COD air limbah terolah UASB sekitar 70-81%. Kondisi optimum penurunan COD tercapai pada pH 7,5 untuk anoda Al dan pH 6 atau 9 untuk anoda Fe. Penambahan waktu elektrolisis di atas 10 menit sangat mempengaruhi efektivitas penurunan COD untuk anoda Fe sedangkan anoda Al tidak terjadi penurunan yang signifikan. Jumlah *sludge* yang dihasilkan oleh proses ECF sebanyak 4 kg/m³ untuk anoda Al dan 5 kg/m³ untuk anoda Fe. Biaya kebutuhan energi berkisar antara 4,5 hingga 18 kWh/m³ dan konsumsi elektroda sebanyak 0,17 kg Al/m³ atau 0,515 kg Fe/m³. Integrasi UASB dan ECF berpotensi untuk diaplikasikan sebagai sistem pengolahan air limbah industri karton box yang efektif.

Kata kunci : metode integrasi, elektrokimia, UASB, air limbah industri karton box

PENDAHULUAN

Industri karton box merupakan salah satu jenis industri yang memproduksi kardus melalui dua tahapan proses, yaitu: proses penggabungan kertas karton dan proses *finishing*, yang mencakup pencetakan, pelipatan, dan pemotongan kotak box hingga didapatkan produk box akhir. Air limbah yang dihasilkan bersifat unik karena mengandung bahan organik yang berasal dari proses pembersihan mesin korugator (mesin penghasil lem), sisa tinta dari proses pembersihan mesin cetak (*flexographic ink*), sisa resin dari fotopolimer dan minyak (Gilboa, 1999). Air limbah ini memiliki kandungan organik dan anorganik yang tinggi, yang ditunjukkan oleh nilai BOD (*Biochemical Oxygen Demand*) dan COD (*Chemical Oxygen Demand*) yang tinggi (Mansour & Kesentini, 2008; Renault dkk., 2009; Teeratitayangkul & Sopajaree, 2010).

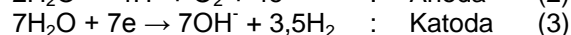
Beberapa tahun belakangan, pengolahan air limbah ini telah banyak dipelajari. Beberapa peneliti telah melakukan pengolahan secara fisika-kimia, diantaranya koagulasi dengan bahan kimia; koagulasi yang diikuti proses flotasi; elektrokoagulasi-flotasi (Mansour & Kesentini, 2008; Karabacakoğlu & Tezakıl, 2014; Fendri dkk., 2013). Teknologi tersebut tidak dapat diaplikasikan secara optimum khususnya untuk polutan organik dari proses korugator. Aplikasi ini hanya efektif untuk polutan tinta yang banyak dihasilkan dari proses finishing (pencetakan) (Roussy dkk., 2005; Chayada dkk., 2013).

Teeratitayangkul (Teeratitayangkul & Sopajaree, 2010) telah mendesain reaktor *Upflow Anaerobic Filter* dan diaplikasikan untuk mengolah air limbah industri karton box. UASB merupakan teknologi yang potensial dalam mengolah air limbah beban organik tinggi dengan HRT yang lebih singkat (*Hydraulic Retention Time*). Efektivitas teknologi ini ditentukan oleh pembentukan granul dengan retensi biomassa yang tinggi (Liu dkk., 2003). Hasil aplikasi UASB untuk pengolahan air limbah karton box menunjukkan efisiensi yang belum optimum, dimana teknologi ini hanya mampu menurunkan COD sekitar 40,5% - 48,3%.

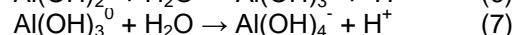
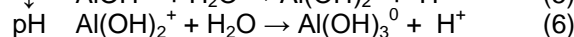
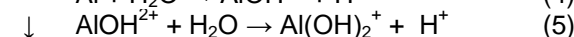
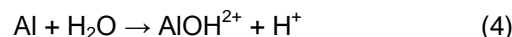
Metode integrasi teknologi biologi dan elektrokimia merupakan salah satu pilihan yang cukup menjanjikan, dimana dapat menggabungkan kelebihan dari kedua teknologi tersebut. Pengolahan limbah dengan integrasi teknologi biologi dan kimia telah

banyak dipelajari sebelumnya (Aiyuk dkk., 2004; Taylor dkk., 2009; Kalyuzhnyi dkk., 2005). Sklyar (Sklyar dkk., 2003) telah menggabungkan teknologi *Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor* dengan koagulasi untuk mengolah limbah industri tapioka dan memperoleh efisiensi pengolahan yang tinggi. Mereka menjelaskan bahwa komponen-komponen yang bersifat *biodegradable* akan terdegradasi oleh proses biologi, dan proses koagulasi akan menurunkan komponen *non-biodegradable* dalam air limbah melalui pembentukan senyawa koagulan oleh elektroda (Emamjomeh & Sivakumar, 2009).

Teknologi elektrokoagulasi-flotasi telah efektif diaplikasikan untuk mengolah air limbah menggunakan prinsip elektrokimia (Boroski dkk., 2008; Prica dkk., 2015; Zodi dkk., 2013). Reduksi polutan berlangsung oleh koagulan yang terbentuk melalui oksidasi anoda. Persamaan reaksi yang terjadi selama proses elektrolisis adalah:



Kation menghidrolisis di dalam air membentuk sebuah hidroksi dengan spesies dominan yang tergantung pada kondisi pH larutan. Untuk kasus anoda aluminium maka reaksi yang terjadi adalah:



Kation bermuatan tinggi mendestabilisasi beberapa partikel koloid dengan membentuk polivalen polihidroksi kompleks. Senyawa kompleks ini mempunyai sisi yang mudah diadsorpsi, membentuk gumpalan (*aggregates*) dengan polutan. Pelepasan gas hidrogen akan membantu pencampuran dan pembentukan flok. Flok yang dihasilkan oleh gas hidrogen akan diflotasikan ke permukaan reaktor. Proses ini dapat mengambil lebih dari 99% kation beberapa logam berat dan dapat juga membunuh mikroorganisme dalam air. Proses ini juga dapat mengendapkan koloid-koloid yang bermuatan dan menghilangkan ion-ion lain, koloid-koloid, dan emulsi-emulsi dalam jumlah yang signifikan (Mukimin, 2006).

Mendasarkan pada hasil-hasil penelitian tentang pengolahan limbah industri karton box dan capaian kinerja teknologi yang telah diaplikasikan maka menarik untuk dilakukan integrasi metode pengolahan. Tujuan dari investigasi ini adalah menganalisis kinerja dari integrasi metode biologi (UASB)

dan fisika-kimia (elektrokoagulasi-flotasi) dalam mengolah air limbah industri karton box. Reaktor UASB dan ECF dibuat dalam skala laboratorium. OLR dan HRT menjadi variabel penting yang digunakan untuk mengukur kinerja UASB, sedangkan jenis elektroda, pH dan waktu elektrolisis digunakan sebagai parameter untuk mendapatkan kondisi optimum dari ECF.

METODE PENELITIAN

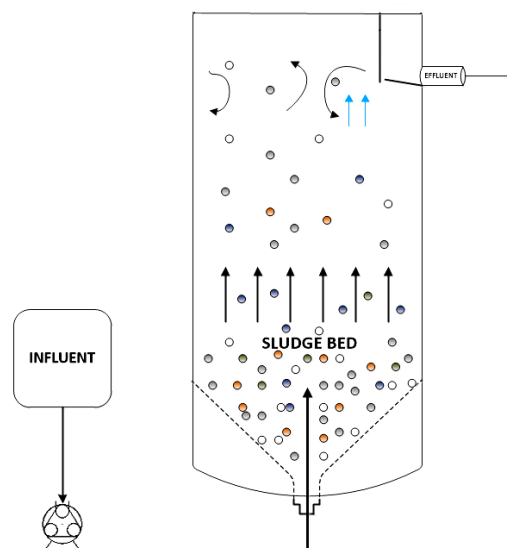
Sampel air limbah yang digunakan sebagai bahan studi penelitian ini berasal dari salah satu industri karton box yang berada di Indonesia. Air limbah tersebut bersumber dari empat proses produksi, yaitu: fotopolimer, korugator, lem jadi, dan tinta. Karakteristik air limbah yang dihasilkan oleh industri dapat dilihat pada tabel 1. Sampel air limbah diambil pada dua waktu pengambilan yang berbeda, dengan kondisi proses produksi yang berlainan. Sebagian besar sampel air limbah berasal dari limbah tinta fleksografi berbasis air (*water-based flexographic ink*) (Tabel 1). Tinta tersebut merupakan campuran dari satu atau lebih pigmen (bahan warna) dengan kopolimer *methyl-methacrylate* sebagai *binder* dan menggunakan bahan aditif lainnya, seperti *cosolven*, *wax* polietilen, *wetting agent*, *defoamer* dan air sebagai *carrier*.

Tabel 1. Karakteristik air limbah industri karton box

No	Air limbah	Nilai COD (mg/L)		pH	Komposisi (%)
		1	2		
1	Fotopolimer	560	9088	7,36	0,3
2	Lem RXP	8800	5397	4,25	5,6
3	Korugator	1000	5716	5,23	18,8
4	Tinta	480	498	5,93	75,3

Unit Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor (UASB)

Unit reaktor *Upflow Anaerobic Sludge Bed* terbuat dari bahan kaca akrilik berbentuk silinder dengan diameter 190 mm, tinggi total 380 cm dan volume reaksi 5.200 mL (Gambar 1). Bagian bawah unit tersebut berbentuk limas dengan ujung bawah mengerucut sebagai saluran *intake*. Pompa peristaltik (Cole Parmer Masterflex L/S 7518-62) dihubungkan ke titik *intake* untuk mengatur kecepatan aliran *influent*. Posisi titik outlet berada di salah satu sisi dari unit, yang dilengkapi dengan sekat untuk mencegah terikutnya suspensi ke dalam *effluent*.



Gambar 1. Unit Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor (UASB)

Start-up, aklimatisasi, dan proses kontinyu UASB

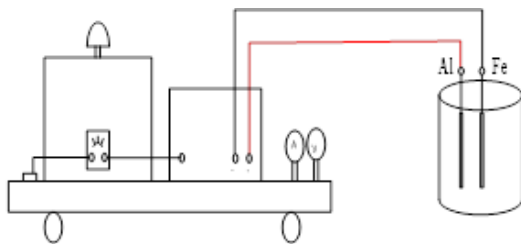
Percobaan dilakukan melalui tiga tahapan, yaitu *start-up*, aklimatisasi, dan pengolahan kontinyu. Dalam tahapan *start-up*, 350 g inokulum, 10% air limbah, dan 5 g gula ditambahkan ke dalam reaktor. Reaktor dioperasikan dengan laju alir 7 mL/menit dan disirkulasi selama dua hari. Aklimatisasi dilakukan selama tujuh hari dengan HRT 24 jam, dengan mengevaluasi efisiensi gula (0,5 g/L) dan pati (12 g/L) sebagai substrat utama. Air limbah dan substrat diumpan ke reaktor pada berbagai OLR dan konstan HRT (24 jam). Proses kontinyu dilakukan setelah tahapan aklimatisasi mencapai kondisi *steady-state* berdasarkan pencapaian efisiensi penurunan COD (selisih COD kurang dari 10%). Substrat dengan efisiensi terbaik digunakan dalam proses kontinyu.

Setelah aklimatisasi, air limbah dan substrat (0,6 g/L) diumpan ke reaktor secara kontinyu dengan HRT konstan (24 jam). Untuk memastikan kecukupan nitrogen dan fosfor untuk mikroorganisme anaerob, makronutrien ditambahkan dengan rasio COD:N:P sebesar 350:7:1. Sampel diambil setiap hari dari titik influen dan effluen reaktor. Performa reaktor UASB dievaluasi dengan menggunakan nilai COD dan efisiensi penurunan COD.

Elektrokoagulasi-flotasi (ECF)

Proses elektrokoagulasi-flotasi dilakukan dalam sebuah sel elektrolisis sehingga dapat menjamin berlangsungnya dua proses penting, yaitu elektrokoagulasi dan flotasi. Dua pasang sel elektroda yang berjarak 3 cm ditempatkan dalam ruang elektrolisis dengan plat aluminium berukuran 15 cm x 24

cm sebagai anoda dan plat besi berukuran sama sebagai katoda. GW Instek SPS-3610 dihubungkan dengan elektroda Al dan Fe sebagai sumber arus DC. Visualisasi konfigurasi dari peralatan elektrokoagulasi-flotasi dapat dilihat pada gambar 2.



Gambar 2. Peralatan elektrokoagulasi-flotasi dengan elektroda aluminium dan besi

Proses Elektrokoagulasi-flotasi (ECF)

Air limbah industri karton box terolah dari reaktor *upflow anaerobic sludge bed* (UASB) kemudian diolah dengan peralatan elektrokoagulasi-flotasi secara *batch*. Arus DC dialirkan ke elektroda pada tegangan 35 V selama 20 menit. Koagulan yang terbentuk oleh arus listrik akan mengadsorpsi polutan untuk kemudian terflotasi ke permukaan. Hasil proses elektroflotasi ditentukan dengan mengukur kandungan COD dari air limbah yang telah terkoagulasi. Efisiensi reaktor ditentukan berdasarkan nilai reduksi COD sebelum dan setelah proses elektrokoagulasi. Kondisi optimum proses diinvestigasi dengan melakukan variasi tegangan dan waktu elektrolisis.

Analisis

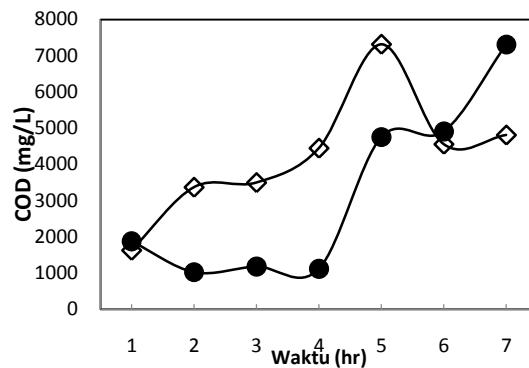
Efisiensi penurunan kandungan polutan dievaluasi melalui pengukuran parameter COD selama operasional reaktor. Pengukuran COD dilakukan dengan metode refluks tertutup dalam Reaktor Hanna HI 839800 dan mengacu pada *Standard Method* (APHA, 1999).

HASIL DAN PEMBAHASAN

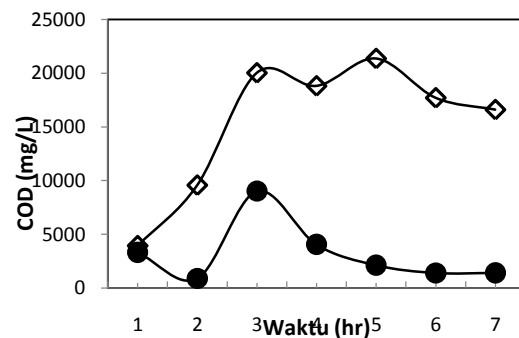
Efek substrat terhadap performa proses aklimatisasi

Kinerja proses aklimatisasi anaerob dengan substrat gula dan pati dapat dievaluasi melalui parameter COD. Gambar 3 dan 4 tentang aklimatisasi anaerob dengan substrat pati memberikan performa penurunan COD yang lebih baik jika dibandingkan dengan substrat gula. Pada penggunaan substrat gula, efisiensi penurunan COD maksimum hanya mencapai 70% di hari ke empat dan terus menurun hingga hari ke tujuh, dimana COD_{effluent} (CODE) terus mengalami kenaikan hingga melebihi COD_{influent}

(COD_i). Sementara ketika menggunakan substrat pati, efisiensi penurunan COD mulai mengalami kenaikan dari hari ke tiga hingga hari ke tujuh, dimana efisiensi penurunan COD mencapai 95% (Gambar 3). Proses aklimatisasi dengan substrat pati diasumsikan selesai pada hari ke tujuh, karena nilai efisiensi penurunan COD pada tiga siklus HRT tidak jauh berbeda (kurang dari 10%), sehingga dapat diasumsikan bahwa sistem anaerob telah mencapai kondisi *pseudo steady-state* (Oktem dkk., 2008).



(a)

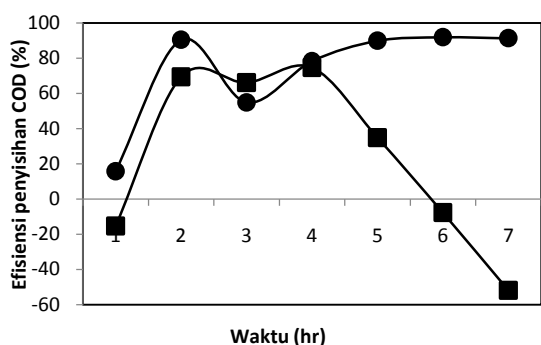


(b)

Gambar 3. COD influen (◇) dan COD effluen (●) versus waktu pada proses aklimatisasi dengan substrat gula (a) dan pati (b).

Efisiensi penurunan COD pada proses aklimatisasi ditunjukkan pada gambar 4. Aklimatisasi dengan substrat pati menunjukkan penurunan COD yang lebih tinggi dibandingkan gula. Substrat gula hanya mampu mencapai efisiensi 70% pada hari ke empat dan terus menurun hingga hari ke tujuh. Kedua substrat tersebut digunakan karena bersifat mudah terdegradasi, karbohidrat terlarut yang tidak menghambat proses degradasi anaerob dan lebih stabil (Noike dkk., 1985; Fontes Lima dkk., 2013; Gavala & Lyberatos, 2001; Xia dkk., 2012). Penggunaan substrat akan membantu proses degradasi karena menghasilkan metabolit intermediet dan berfungsi sebagai sumber karbon yang dibutuhkan untuk memperbanyak sel bakteri anaerob (Gerardi, 2003). Namun, di sisi lain,

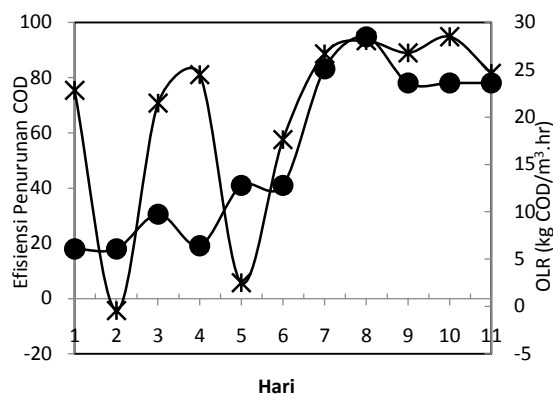
gula yang mudah terhidrolisa akan mempercepat tahapan *acidogenesis* dan tidak diimbangi dengan *methanogenesis*, yang prosesnya lebih lambat, sehingga terjadi *overload* metabolit. Hal ini juga sesuai dengan hasil penelitian Lima (Fontes Lima & Zaiat, 2012) dan Penteado (Penteado dkk., 2013) yang menyatakan adanya ketidakstabilan dari reaktor UASB dengan substrat sukrosa. Sementara, substrat pati menunjukkan performa yang meningkat dan mencapai efisiensi penurunan COD hingga 95%. Hal ini sesuai dengan hasil penelitian lain yang menyatakan bahwa substrat pati lebih mudah digunakan sebagai sumber karbon dalam metabolisme sel mikroba anerob dan dalam pertumbuhan biomassa (Xia dkk., 2012).



Gambar 4. Efisiensi penyisihan COD proses aklimatisasi pada reaktor UASB dengan substrat gula (■) dan pati (●)

Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor (UASB) kontinyu

Reaktor UASB dijalankan secara kontinyu dalam mengolah air limbah industri karton box selama sebelas hari tanpa variasi HRT (24 jam). Kualitas air limbah yang diolah bersifat fluktuatif dengan kisaran COD antara 3900 – 9500 mg/L. Gambar 5 menunjukkan bahwa penurunan COD pada tahapan awal proses menunjukkan ketidakstabilan, dimana efisiensi yang dicapai cenderung fluktuatif pada OLR 6-12 kg COD/m³hari. Hal ini kemungkinan disebabkan karena adanya komponen *non-biodegradable* dalam air limbah dari tinta yang menggunakan pigmen dengan komposisi yang bervariasi, seperti senyawa *anisidine*, *quinacridone*, *azo chromophores*, atau gugus *phthalocyanine*, dan derivat aromatisnya yang bersifat toksik bagi sistem anaerob. Hal ini sesuai dengan kajian Saratale (Saratale dkk., 2011) yang menyebutkan bahwa perubahan struktur kimia dari zat warna akan secara signifikan mempengaruhi tingkat biodegradabilitas dan reduksi warna dari suatu limbah.



Gambar 5. Efisiensi Penurunan COD (x) dan OLR (●) UASB

Ketika OLR meningkat hingga mencapai 23 – 28 kg COD/m³hari, sistem UASB menunjukkan peningkatan performa yang stabil dengan mencapai efisiensi penurunan COD hingga 94% dengan kualitas COD berkisar antara 150 – 248 mg/L. Hal ini dimungkinkan karena mikroba telah mampu beradaptasi dengan komponen-komponen rekalsitran di dalam limbah dan secara alamiah membentuk *strain* baru yang memiliki resistansi tinggi dan mampu mendegradasi komponen tersebut melalui mekanisme enzim biotransformasi (Saratale dkk., 2011; Saratale dkk., 2007).

Efisiensi elektrokoagulasi-flotasi Efisiensi reduksi COD

Kualitas air limbah keluaran dari unit UASB masih belum memenuhi persyaratan baku mutu, sehingga diperlukan pengolahan lanjutan. Teknologi elektrokoagulasi-flokulasi diaplikasikan terhadap air limbah terolah karena mempunyai kinerja tinggi, sederhana dan mudah pengoperasian. Hasil pengolahan dapat dilihat pada tabel 2.

Tabel 2. Penurunan COD oleh proses elektrokoagulasi-flotasi

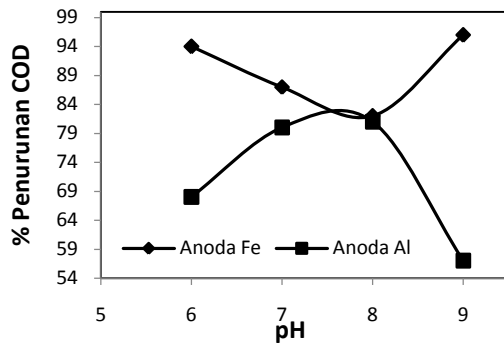
No	COD Awal	COD Akhir	% Penurunan COD
1	248	46	81
2	224	49	78
3	217	67	70
4	150	44	71

Proses elektrokoagulasi air limbah terolah UASB berlangsung secara efektif. Penurunan COD sangat besar, mencapai 70% hingga 81%. Hal ini menunjukkan bahwa polutan yang tersuspensi atau terlarut dapat terdestabilisasi oleh koagulan yang terbentuk dalam proses elektrolisis. Transfer muatan yang berlangsung pada media elektrolit dapat merusak kelarutan polutan sehingga terjadi interaksi dengan koagulan. Nilai akhir COD

yang berada pada 44 – 67 mg/L menegaskan bahwa teknologi elektrokoagulasi-flotasi dapat diterapkan sebagai pengolahan lanjut dari UASB.

Parameter optimum operasi

Pengaruh pH dan jenis anoda terhadap kinerja elektrokoagulasi-flotasi dikaji melalui percobaan pada pH 6 hingga 9. Gambar 6 menunjukkan secara jelas efek kedua parameter tersebut terhadap kinerja elektrokoagulasi-flotasi.

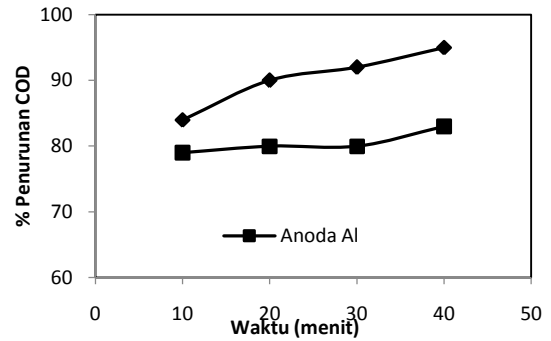


Gambar 6. Persen penurunan COD sebagai fungsi pH dengan anoda Al (■) dan Fe (◆) pada waktu elektrolisis 30 menit dan tegangan 30 V

Kemampuan reduksi COD pada anoda Al mencapai kondisi optimum pada pH sekitar 7,5 dan rendah untuk pH di bawah 6,5 atau di atas 8,5. Kecenderungan ini disebabkan oleh tingkat kelarutan trivalen kation aluminium/Al(III) yang sangat tergantung pada pH. Zongo menyebutkan bahwa pH pengendapan optimum atau kelarutan terkecil untuk spesies Al(III) pada daerah 6,5 – 7,5 dan akan menjadi besar pada pH di bawah 5 atau lebih dari 8 (Zongo dkk., 2009). Kelarutan yang besar dari trivalen aluminium/Al(III) akan menyebabkan produksi koagulan menjadi rendah yang berarti adsorpsi dan agregasi polutan akan menurun. Sementara itu kemampuan reduksi COD dengan anoda Fe mencapai optimal pada pH 6 atau 9 dan sedikit menurun untuk pH 7 – 8. Kelarutan trivalen kation besi yang kecil dengan rentang pH yang luas, yaitu di atas 5 menjadikan anoda Fe cukup efektif bekerja sebagai koagulan. Zongo juga telah menyebutkan bahwa daerah pH di atas lima merupakan kelarutan Fe(III) sangat rendah. Reduksi COD yang cenderung lebih kecil pada pH 7 – 8 dipengaruhi oleh dua hal, yaitu (1) transfer muatan yang akan lebih melambat karena sifat netralitas elektrolit atau konduktivitas larutan yang rendah dan (2) evolusi O₂ dan H₂ yang akan menurun pada daerah kurang asam atau basa sehingga memperkecil difusi polutan atau koagulan dan daya flotasi pemisahan polutan teradsorpsi koagulan.

Persen penurunan COD sebagai fungsi waktu

Efektivitas penurunan COD oleh proses elektrokoagulasi sangat dipengaruhi oleh waktu. Elektrolisis yang semakin lama akan semakin memperbanyak koagulan yang terbentuk sehingga potensi kontak dengan polutan semakin besar. Gambar 7 menunjukkan kecenderungan efektivitas penurunan COD yang dipengaruhi waktu untuk anoda Fe dan Al.



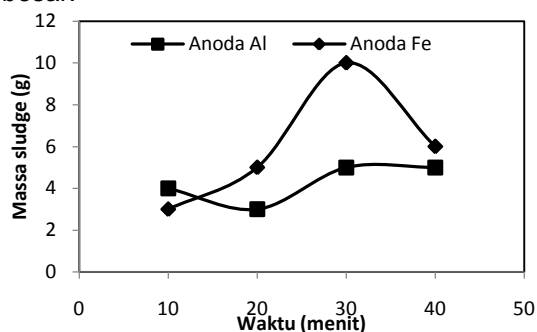
Gambar 7. Persen reduksi COD sebagai fungsi waktu elektrolisis

Penambahan waktu elektrolisis akan meningkatkan daya penurunan COD untuk anoda Fe tetapi hal yang sama tidak terjadi untuk anoda Al. Meningkatnya daya reduksi COD dari anoda Fe dipengaruhi oleh kuantitas flok feri hidroksi yang semakin besar. Khandegar (Khandegar & Saroha, 2013) menyebutkan efisiensi reduksi polutan meningkat dengan bertambahnya waktu elektrolisis, tapi diatas kondisi optimum maka efisiensi akan konstan dan reduksi tidak akan meningkat dengan penambahan waktu elektrolisis. Selain itu kondisi pH basa yang diaplikasikan akan efektif menambah daya pemisahan polutan teragegrat oleh oksigen yang semakin banyak terbentuk pada kondisi ini. Berbeda halnya anoda Al, dimana kuantitas aluminium hidroksi telah cukup diproduksi dalam waktu 10 menit untuk sebanding dengan jumlah polutan yang siap berinteraksi. Phalakornkule menyebutkan bahwa efektivitas reduksi polutan anoda Fe lebih baik dibanding Al berdasarkan pada : (1) partikel dasar Al terlihat menggembung dan tidak padat, (2) flok Al hidroksi mempunyai resistensi tinggi dan (3) konsumsi energi anoda Al lebih besar (Phalakornkule dkk., 2010).

Sludge dan biaya

Analisis biaya memegang peranan penting dalam proses pengolahan limbah. Komponen biaya utama dari proses ECF meliputi biaya konsumsi energi, material yang terlarut (elektroda), pengolahan *sludge*, pembuangan *sludge* dan bahan kimia

tambahan lainnya (untuk penyesuaian pH larutan). Berdasarkan kondisi operasi yang diaplikasikan pada penelitian ini, biaya konsumsi energi berkisar antara 4,5 – 18 kWh/m³, sementara konsumsi elektroda sebanyak 0,17 kg Al/m³ dan 0,515 kg Fe/m³. Sludge yang dihasilkan dari proses ECF sebanyak 5 kg/m³ untuk reaktor dengan anoda besi dan 4 kg/m³ untuk anoda aluminium, seperti yang ditunjukkan pada Gambar 8. Produksi sludge yang lebih banyak pada anoda besi disebabkan oleh berat molekul Fe yang lebih tinggi dan respon arus yang lebih besar.



Gambar 8. Produksi sludge sebagai fungsi waktu elektrolisis

KESIMPULAN

Integrasi teknologi UASB dan ECF telah mampu mengolah air limbah industri karton box sehingga potensial untuk diterapkan. Proses UASB dengan substrat pati menunjukkan efektivitas aklimatasi yang tinggi dibanding substrat gula. Kondisi *steady-state* akan tercapai setelah 6 hari operasional dengan efisiensi penurunan COD 91% dan OLR 25 kg COD/m³ hari. Aplikasi UASB secara kontinyu telah mampu menurunkan COD 94% dengan waktu tinggal 24 jam.

Teknologi ECF dapat diterapkan sebagai *post-treatment* dari efluen UASB. Proses ECF telah mampu menurunkan COD air limbah terolah UASB sekitar 70-81%. Kondisi optimum penurunan COD tercapai pada pH 7,5 untuk anoda Al dan pH 6 atau 9 untuk anoda Fe. Penambahan waktu elektrolisis di atas 10 menit sangat mempengaruhi efektivitas penurunan COD untuk anoda Fe sedangkan anoda Al tidak terjadi penurunan yang signifikan. Jumlah *sludge* yang dihasilkan oleh proses ECF sebanyak 4 kg/m³ untuk anoda Al dan 5 kg/m³ untuk anoda Fe. Biaya kebutuhan energi berkisar antara 4,5 hingga 18 kWh/m³ dan konsumsi elektroda sebanyak 0,17 kg Al/m³ atau 0,515 kg Fe/m³.

UCAPAN TERIMAKASIH

Penelitian ini dapat terealisasi atas dukungan dana dari BBTPPI dan PT. Purinusa Eka Persada. Prasarana Laboratorium Litbang dan para analisis Laboratorium Pengujian BBTPPI secara nyata telah berkontribusi akan terselesainya kegiatan riset ini.

DAFTAR PUSTAKA

- Aiyuk, S. et al., 2004. Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment , integrated treatment concept. *Water Research*, 38, pp.3031–3042.
- APHA, (American Public Health Association), 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. , 16th ed, p.Washington DC, USA.
- Boroski, M. et al., 2008. The effect of operational parameters on electrocoagulation-flotation process followed by photocatalysis applied to the decontamination of water effluents from cellulose and paper factories. *Journal of Hazardous Materials*, 160(1), pp.135–141.
- Chayada, L. et al., 2013. Wastewater Treatment For Flexographic Printing Factory by Adsorption with Corn Cob Charcoal. *ACA*, pp.323–326.
- Emamjomeh, M.M. & Sivakumar, M., 2009. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90(5), pp.1663–1679.
- Fendri, I. et al., 2013. Optimization of coagulation-flocculation process for printing ink industrial wastewater treatment using response surface methodology. *African Journal of Biotechnology*, 12(30), pp.4819–4826.
- Fontes Lima, D.M., Moreira, W.K. & Zaiat, M., 2013. Comparison of the use of sucrose and glucose as a substrate for hydrogen production in an upflow anaerobic fixed-bed reactor. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(35), pp.15074–15083.
- Fontes Lima, D.M. & Zaiat, M., 2012. The influence of the degree of back-mixing on hydrogen production in an anaerobic fixed-bed reactor. *International Journal of Hydrogen Energy*, 37(12), pp.9630–9635.
- Gavala, H.N. & Lyberatos, G., 2001. Influence of anaerobic culture acclimation on the degradation kinetics of various substrates. *Biotechnology and Bioengineering*, 74(3), pp.181–195.
- Gerardi, M., 2003. *The microbiology of anaerobic digesters*, Available at:

- <http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf>
<http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=kHRhIkMT0ggC&oi=fnd&pg=PR7&dq=The+microbiology+of+anaerobic+digesters&ots=5M0H7VTOWa&sig=cEqUWD31PFh6rbnZIYSjsiwlArA>.
- Gilboa, Y., 1999. Treatment of cardboard plant wastewater. *Filtration and Separation*, 36(6), pp.20–22.
- Kalyuzhnyi, S. et al., 2005. Integrated biological (anaerobic – aerobic) and physico-chemical treatment of baker ' s yeast wastewater. *Water Science & Technology*, 52(10-11), pp.19–23.
- Karabacakoglu, B. & Tezakil, F., 2014. Reduction of COD from Corrugated Box Manufacturing Plant Wastewater using Chemical Coagulation. *Journal of Selcuk University Natural and Applied Science*, pp.936–945.
- Khandegar, V. & Saroha, A.K., 2013. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. *Journal of Environmental Management*, 128, pp.949–963.
- Liu, Y. et al., 2003. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Water Research*, 37(3), pp.661–673.
- Mansour, L. Ben & Kesentini, I., 2008. Treatment of effluents from cardboard industry by coagulation-electroflotation. *Journal of Hazardous Materials*, 153(3), pp.1067–1070.
- Mukimin, A., 2006. *Pengolahan Limbah Industri Berbasis Logam Dengan Teknologi Elektrokoagulasi Flotasi*. UNDIP.
- Noike, T. et al., 1985. Characteristics of carbohydrate degradation and the rate-limiting step in anaerobic digestion. *Biotechnology and bioengineering*, 27(10), pp.1482–1489.
- Oktem, Y.A. et al., 2008. Anaerobic treatment of a chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater in a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Bioresource Technology*, 99(5), pp.1089–1096.
- Penteado, E.D. et al., 2013. Influence of seed sludge and pretreatment method on hydrogen production in packed-bed anaerobic reactors. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(14), pp.6137–6145.
- Phalakornkule, C. et al., 2010. Electrocoagulation of blue reactive, red disperse and mixed dyes, and application in treating textile effluent. *Journal of Environmental Management*, 91(4), pp.918–926.
- Prica, M. et al., 2015. The electrocoagulation/flotation study: The removal of heavy metals from the waste fountain solution. *Process Safety and Environmental Protection*, 94(July), pp.262–273.
- Renault, F. et al., 2009. Chitosan flocculation of cardboard-mill secondary biological wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 155(3), pp.775–783.
- Roussy, J. et al., 2005. Treatment of ink-containing wastewater by coagulation/flocculation using biopolymers. *Water SA*, 31(3), pp.369–376.
- Saratale, G. et al., 2007. Biodegradation of kerosene by *Aspergillus ochraceus* NCIM-1146. *Journal of Basic Microbiology*, 47(5), pp.400–405.
- Saratale, R.G. et al., 2011. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 42(1), pp.138–157.
- Sklyar, V., Epov, A., Gladchenko, M., Danilovich, D., K.S., 2003. Combined biologic (anaerobic-aerobic) and chemical treatment of starch industry wastewater. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 109(1-3), pp.253–262.
- Taylor, P., Blonskaja, V. & Zub, S., 2009. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management Possible ways for post - treatment of biologically treated wastewater from yeast factory. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 17(4), pp.189–197.
- Teerattitayangkul, P. & Sopajaree, K., 2010. COD Removal of Cardboard Factory Wastewater by Upflow Anaerobic Filter. *The Third CMU Graduate Research Conference*, pp.434–438.
- Xia, Y. et al., 2012. Effects of substrate loading and co-substrates on thermophilic anaerobic conversion of microcrystalline cellulose and microbial communities revealed using high-throughput sequencing. In *International Journal of Hydrogen Energy*. pp. 13652–13659.
- Zodi, S. et al., 2013. Direct red 81 dye removal by a continuous flow electrocoagulation /flotation reactor. *Separation and Purification Technology*, 108, pp.215–222.
- Zongo, I. et al., 2009. Electrocoagulation for the treatment of textile wastewaters with Al or Fe electrodes: Compared variations of COD levels, turbidity and absorbance. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1-3), pp.70–76.