

PENGARUH CO-PRECIPIATION BESI KLORIDA TERHADAP KINERJA LUMPUR AKTIF PADA PROSES PENGOLAHAN AIR LIMBAH DOMESTIK SINTETIK

Dian Fatikha Aristiami¹⁾ dan I Nyoman Widiassa^{2*)}

¹⁾Balai Pengujian Mutu Produk Tanaman, Direktorat Perlindungan Tanaman Pangan
Jl. AUP Pasar Minggu, Jakarta Selatan 12520

²⁾Jurusan Teknik Kimia Fakultas Teknik UNDIP
Jl. Prof. Soedarto, SH, Tembalang – Semarang; Telp. (024)7460058; fax. (024)76480675

^{*}Penulis korespondensi : widiassa@ undip.ac.id

Abstract

EFFECT OF FERRIC CHLORIDE CO-PRECIPIATION ON ACTIVATED SLUDGE PERFORMANCE IN SYNTHETIC DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT. *The increase of population leads to an increase of the quantity of domestic wastewater. Activated sludge system is the most cost-effective to treat the domestic wastewater treatment. This study is aimed to evaluate the co-precipitation coagulant effect of $FeCl_3$ on the growth of activated sludge, settling characteristics of the activated sludge, and effluent quality. Sludge sedimentation characteristics (settling) as well as on the effluent quality. The activated sludge systems were operated in batch mode and synthetic domestic wastewaters with C:N:P ratio of 100:5:1 were used as feed wastewater. The growth of activated sludge was based on concentration of Mixed Liquor Suspended Solid (MLSS), settling characteristics of activated sludge was based on value of Sludge Volume Index (SVI), and effluent quality was based on turbidity, colour, N-ammonia concentration, and Chemical Oxygen Demand content. Results indicate that inhibition effect of $FeCl_3$ to activated sludge activity was not significant at dosage ≤ 30 mg/L. Good settling characteristic (SVI 70-150 mg/L) was achieved at dosage of 20-30 mg/L. Finally, the best effluent quality, i.e. turbidity (9.4), colour (96), ammonia removal (83.6%), and COD removal (72.97%), at dosage of 30 mg/L.*

Keywords: *activated sludge; co-precipitation; domestic wastewater; wastewater treatment*

Abstrak

Peningkatan jumlah penduduk mengakibatkan kenaikan jumlah air limbah domestik. Sistem lumpur aktif merupakan proses yang paling efektif untuk mengolah air limbah domestik. Penelitian ini bertujuan untuk mengevaluasi pengaruh co-precipitation koagulan $FeCl_3$ terhadap pertumbuhan lumpur aktif, karakteristik pengendapan lumpur aktif, dan kualitas efluen. Sistem lumpur aktif dioperasikan secara curah dan umpan air limbah yang digunakan adalah air limbah domestik sintesis dengan rasio C:N:P = 100:5:1. Pertumbuhan lumpur aktif berdasarkan konsentrasi Mixed Liquor Suspended Solid (MLSS), karakteristik pengendapan lumpur berdasarkan nilai Sludge Volume Index (SVI), dan kualitas efluen berdasarkan tingkat kekeruhan, warna, kadar N-amonia dan kadar Chemical Oxygen Demand (COD). Hasil penelitian menunjukkan bahwa inhibisi $FeCl_3$ terhadap aktivitas lumpur aktif tidak signifikan pada dosis ≤ 30 mg/L. Karakteristik pengendapan yang baik (SVI 70-150 mg/L) tercapai pada dosis 20-30 mg/L. Kualitas efluen terbaik, yaitu kekeruhan (9,4), warna (96), penyisihan amonia (83,6%) dan penyisihan COD (72,97%), pada dosis 30 mg/L.

Kata kunci: *lumpur aktif; co-precipitation; air limbah domestik; pengolahan air limbah*

How to Cite This Article: Aristiami, D.F. dan Widiassa, I.N., (2015), Pengaruh Co-Precipitation Koagulan Besi Klorida Terhadap Kinerja Lumpur Aktif Pada Proses Pengolahan Air Limbah Domestik Sintetik, Reaktor, 15(3), 182-189, <http://dx.doi.org/10.14710/reaktor.15.3.182-189>

PENDAHULUAN

Keputusan Meneg LH No. 112 Tahun 2003, pasal 1 ayat 1 menyebutkan bahwa air limbah domestik adalah air limbah yang berasal dari kegiatan usaha dan atau kegiatan permukiman, rumah makan, perkantoran, perniagaan, apartemen dan asrama. Baku mutu air limbah domestik mensyaratkan kadar maksimum BOD 100 mg/L, TSS 100 mg/L, minyak dan lemak 10 mg/L, pH 6-9. Menurut Metcalf and Eddy (1991), air limbah domestik mengandung rata-rata padatan terlarut 500 mg/L, padatan tersuspensi 220 mg/L, minyak dan lemak 100 mg/L, BOD 220 mg/L, COD 500 mg/L, N-NH₃ 25 mg/L. Oleh karena itu perlu dilakukan pengolahan terhadap air limbah domestik untuk memenuhi baku mutu. Pada dasarnya alam memiliki kemampuan untuk menguraikan kembali komponen yang terkandung dalam air limbah domestik, namun beban yang harus diolah jauh lebih besar dibandingkan dengan kemampuan alam sehingga dibutuhkan rekayasa proses.

Pengolahan air limbah domestik dapat dilakukan melalui sistem lumpur aktif. Sistem lumpur aktif terdiri atas dua unit proses utama, yaitu bioreaktor (tangki aerasi) dan tangki sedimentasi (Bitton, 1994; Eckenfelder dan Wesley, 2000). Prinsip kerjanya adalah air limbah dan biomassa tercampur dalam suatu reaktor dan diaerasi. Aerasi juga berfungsi sebagai sarana pengadukan suspensi tersebut. Suspensi biomassa dalam air limbah dialirkan lebih lanjut ke tangki sedimentasi, dimana biomassa dipisahkan dari air yang telah diolah.

Dalam perkembangan metode lumpur aktif, beberapa cara dilakukan untuk meningkatkan efisiensi pengolahan air limbah secara ekonomi dan ekologi, salah satunya adalah penambahan koagulan. Koagulan dapat ditambahkan pada tahap *primary settler* (disebut *pre-precipitation*), pada tangki aerasi (disebut *simultaneous precipitation* atau *co-precipitation*), atau pada *tertiary treatment* (disebut *post-precipitation*) (Philips dkk., 2003; Gregorio dkk., 2010; Caravelli dkk., 2010). Keunggulan *co-precipitation* antara lain dapat meningkatkan kemampuan mengendap (*settleability*). Koagulan yang ditambahkan langsung ke dalam tangki aerasi dapat meningkatkan kepadatan lumpur aktif dan mencegah *bulking* (Caravelli dkk., 2010; Clark dan Stephenson, 1998). *Co-precipitation* tidak memerlukan tambahan *settling tank* sehingga akan menurunkan nilai investasi dan biaya operasional (Gregorio dkk., 2010; Caravelli dkk., 2010; Caravelli dkk., 2012).

Penambahan koagulan secara *co-precipitation* dalam sistem lumpur aktif dapat berpengaruh terhadap aktivitas mikroorganisme. Pengaruh inhibisi koagulan terhadap mikroorganisme telah menjadi perhatian, tingkat inhibisi tergantung dari kondisi proses aplikasinya, dosis pemberiannya, dan jenis koagulan yang digunakan. Berdasarkan beberapa penelitian tentang jenis koagulan, dilaporkan bahwa garam Fe memberikan efek inhibisi yang lebih rendah dibandingkan dengan garam Al (Caravelli dkk., 2010;

Chen, 2013; Liu dkk., 2011). Penelitian-penelitian sebelumnya dilakukan untuk air limbah industri seperti industri kertas (Agridiotis dkk., 2007), industri tekstil (Herlambang dan Wahjono, 1999) dan industri cat (Dwipayana dan Ariesyady, 2009). Belum diketahui pada dosis berapa garam Fe digunakan untuk mengolah air limbah domestik. Oleh karena itu penelitian ini bertujuan untuk mengevaluasi pengaruh penambahan koagulan besi klorida (FeCl₃) secara *co-precipitation* terhadap pertumbuhan lumpur aktif, karakteristik pengendapan lumpur (*settling*) serta terhadap kualitas efluen.

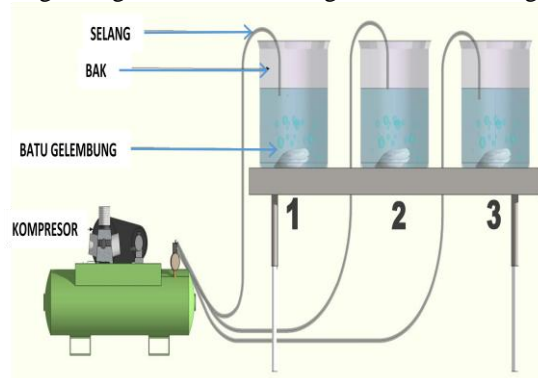
METODE PENELITIAN

Bahan

Air limbah domestik sintetis dibuat dari gula tebu sebagai sumber glukosa (C), urea CO(NH₂)₂ sebagai sumber N dan TSP Ca(H₂PO₄)₂ sebagai sumber P dengan perbandingan C:N:P=100:5:1. Lumpur aktif diambil dari laboratorium pengolahan limbah Departemen Teknik Kimia Universitas Diponegoro. Dosis penambahan besi klorida (FeCl₃) adalah 10, 20, 30, 40, 50 mg/l.

Peralatan dan Prosedur

Gambar 1 menunjukkan rangkaian peralatan yang digunakan dalam penelitian ini. Reaktor aerobik (bioreaktor) dalam penelitian ini menggunakan sistem *batch*. Masing-masing reaktor memiliki kapasitas 20 liter. Proses konversi substrat secara aerobik dalam reaktor aerobik merupakan aktivitas mikroorganisme lumpur aktif. Suplai oksigen berasal dari kompresor, dengan target konsentrasi oksigen berkisar 1-3 mg/L.



Gambar 1. Rangkaian alat penelitian

Ketiga reaktor digunakan secara paralel untuk penambahan FeCl₃ dengan dosis berbeda. Reaktor dijalankan beberapa kali. Pada percobaan 1 untuk dosis 0, 10 dan 20 mg/L tanpa penambahan H₂SO₄. Pada percobaan 2 untuk dosis 30, 40 dan 50 mg/L tanpa penambahan H₂SO₄. Pada percobaan 3 untuk dosis 0, 10 dan 20 mg/L dengan penambahan H₂SO₄. Pada percobaan 4 untuk dosis 30, 40 dan 50 mg/L dengan penambahan H₂SO₄.

Penelitian pendahuluan yang dilakukan adalah aklimatisasi mikroorganisme lumpur aktif tanpa penambahan koagulan. Pertumbuhan bakteri diamati mulai fase adaptasi hingga mencapai fase stasioner

(Klein, 2005). Penelitian utama dilakukan dengan menambahkan FeCl₃ pada awal fase eksponensial. Selanjutnya dilakukan evaluasi pengaruh *co-presipitation* koagulan FeCl₃ terhadap pertumbuhan lumpur aktif, karakteristik pengendapan lumpur aktif serta terhadap kualitas efluen (kekeruhan, warna, kadar amonia, kadar COD).

Metode Analisis

Pengukuran *Mixed Liquor Suspended Solid* (MLSS) dilakukan untuk mengetahui pertumbuhan bakteri. MLSS merupakan pendekatan untuk menyatakan konsentrasi biomassa secara tidak langsung. Pengukuran *Mixed Liquor Suspended Solid* (MLSS) mengadopsi metode pada SM 2540 D : *Total Suspended Solid Dried* at 103-105°C (APHA, 1992). Sejumlah *mixed-liquor* (dalam ml) diambil dari bak aerasi, kemudian disaring menggunakan kertas saring yang telah diketahui beratnya dengan bantuan penyaring vakum. Selanjutnya kertas saring dikeringkan pada temperatur oven 103-105°C dan dilakukan penimbangan setiap 10 menit hingga mencapai berat konstan. Nilai MLSS diperoleh dari persamaan 1.

$$MLSS \left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{(A-B) \times 1000}{Volume\ sampel\ (ml)} \quad (1)$$

A : berat kertas saring + residu (mg), B : berat kertas saring (mg)

Pengukuran *Sludge Volume* (SV) mengadopsi metode pada SM 2710 C: *Settled Sludge Volume* (APHA, 1992), untuk waktu *settling* selama 30 menit yang disebut SV₃₀. Nilai SV₃₀ diperoleh dengan cara mengambil 1000 ml *mixed liquor* dari bak aerasi, kemudian menuangkannya kedalam corong *imhoff* dan didiamkan untuk mengendap secara gravitasi selama 30 menit. Nilai SVI (*Sludge Volume Index*) diperoleh dari ratio SV₃₀ dalam mililiter per liter dengan konsentrasi MLSS dalam miligram per liter dikalikan 1000 mg/g (persamaan 2).

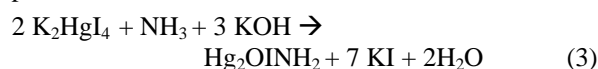
$$SVI = \frac{SV_{30} (mL/L) \times 1000 \left(\frac{mg}{g}\right)}{MLSS \left(\frac{mg}{L}\right)} \quad (2)$$

Kekeruhan dianalisis dengan menggunakan metode *nephelometry*, EPA method 180.1. Alat yang digunakan adalah turbidimeter Orbeco-Hellige Infrared dengan satuan unit NTU (*Nephelometric Turbidity Unit*).

Pengukuran warna dilakukan dengan metode *Colourimetric*, yang berdasarkan pada skala larutan standar Platinum-Cobalt (APHA, 1992). Unit warna dihasilkan dari 1 mg/L Platinum dalam bentuk *potassium chloroplatinate* (K₂PtCl₆). *Cobalt chloride* ditambahkan untuk menghasilkan warna yang tepat (ASTM D 1209). Satuan unit warna tersebut dinamakan satuan unit PCU (*Platinum Cobalt Units*). Alat ukur warna yang digunakan adalah multiparameter photometer HI 83099.

Analisis kadar amonia dilakukan dengan menggunakan reagen amonia HI 93715-01 yang berdasarkan metode Nessler. Prinsip metode Nessler

adalah reaksi antara amonia dengan reagen Nessler dalam suasana basa, seperti persamaan 3. Reaksi yang terjadi menghasilkan koloid terdispersi yang berwarna kuning coklat. Larutan berwarna mengikuti hukum Lambert-Beer dimana intensitas warna yang terbentuk berbanding lurus dengan konsentrasi amonia. Terbentuknya larutan berwarna menjadi dasar pengukuran secara spektrofotometri atau photometri. Pada penelitian ini digunakan alat multiparameter photometer HI 83099.

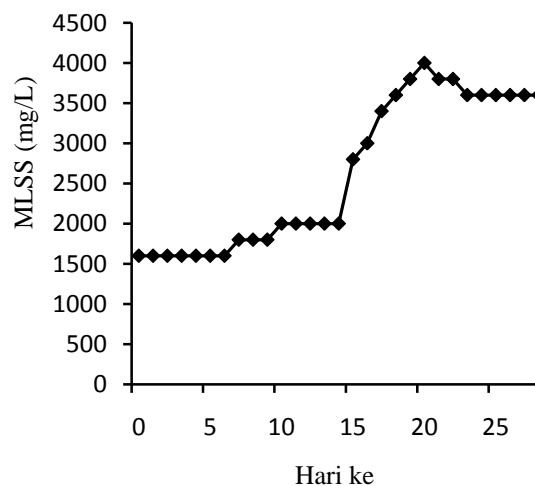


Kadar COD diukur mengacu pada metode EPA 410.4 yaitu penentuan COD dengan *semi automated colorimetry*. Pada penelitian ini, uji COD dilakukan dengan menggunakan test kit COD *medium range* (0-1500 mg/L) yaitu reagen COD HI 93754B-25 MR. Setelah penambahan reagen, sampel dipanaskan pada suhu 150°C menggunakan reaktor COD HI 839800 selama 2 jam. Untuk pembacaan konsentrasi COD, digunakan multiparameter photometer HI 83099 dengan satuan mg/L.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Aklimatisasi

Aklimatisasi lumpur aktif merupakan penelitian pendahuluan yang bertujuan untuk mengadaptasikan mikroorganisme dengan kondisi lingkungan yang baru. Pertumbuhan lumpur aktif ditandai dengan peningkatan nilai MLSS. Pada penelitian ini, peningkatan MLSS secara signifikan setelah hari ke-14, dimana bakteri mulai memasuki fase eksponensial seperti ditunjukkan pada Gambar 2.



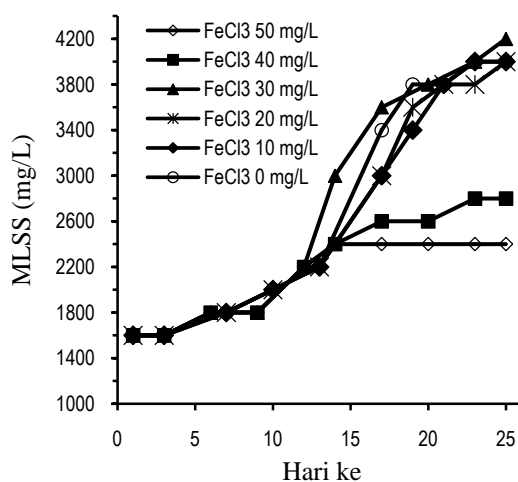
Gambar 2. Kurva MLSS selama aklimatisasi

Pengaruh Dosis FeCl₃ Terhadap Pertumbuhan Lumpur Aktif

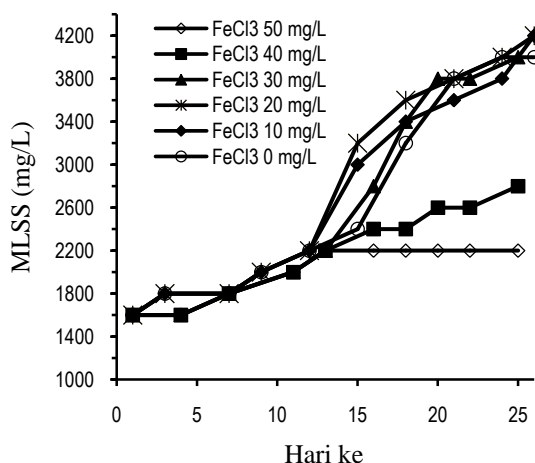
Selain meningkatkan kemampuan mengendap melalui proses adsorpsi atau presipitasi, keberadaan FeCl₃ akan memberikan efek inhibisi terhadap mikroorganisme. Bentuk presipitasi besi sangat cepat dan tidak berlangsung lama, dimana presipitasi besi

akan melapisi partikel seperti bakteri. Jika terlalu banyak besi ditambahkan, presipitasi besi akan menjadi penghalang transfer nutrisi terhadap mikroorganisme dan menekan fungsi respirasi dan metabolisme (Lees dkk., 2001).

Pada penelitian ini, dosis $FeCl_3$ divariasikan 10, 20, 30, 40, dan 50 mg/L. Hasil pengamatan ditunjukkan pada Gambar 3. Pada dosis $FeCl_3 \leq 30$ mg/L, tidak terlihat adanya inhibisi terhadap aktivitas mikroorganisme. Sebaliknya pada dosis 40 dan 50 mg/L, terlihat adanya inhibisi terhadap aktivitas mikroorganisme, ditunjukkan dengan kurva MLSS yang landai. Dapat disimpulkan bahwa dosis $FeCl_3$ yang tidak mengganggu aktivitas mikroorganisme adalah ≤ 30 mg/L.



(a) Percobaan 1 dan 2 (pH 7,8-8,4)



(b) Percobaan 3 dan 4 (pH 6,8-7,5)

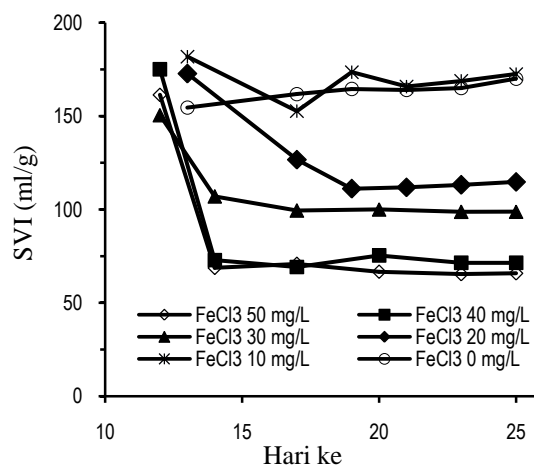
Gambar 3. Kurva MLSS untuk berbagai dosis $FeCl_3$

Pengaruh Dosis $FeCl_3$ Terhadap *Settleability*

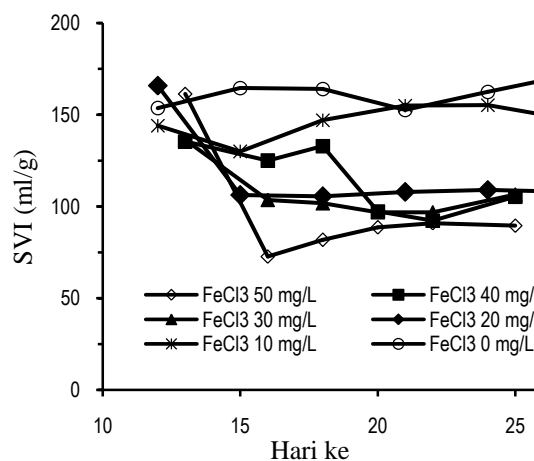
Settleability merupakan kemampuan lumpur aktif untuk mengendap. Rendahnya nilai *settleability* menjadi permasalahan dalam sistem lumpur aktif (Amanatidou dkk., 2015). Penambahan ion Fe dapat meningkatkan nilai *settleability* (Oikonomidis dkk., 2010), namun kelebihan dosis dapat menyebabkan

perubahan flok besar menjadi flok-flok kecil yang sulit mengendap dan menyebabkan kekeruhan (Jiuyi, 2005; Wilen dkk., 2004).

Nilai *Sludge Volume Index* (SVI) merupakan parameter untuk mengevaluasi *settleability*. Nilai SVI yang tinggi (>150 mL/g) menunjukkan kondisi *bulking*, sedangkan SVI rendah (<70 mL/g) menunjukkan dominasi *pinflocs* (flok-flok kecil) (Bitton, 1994). Sürücü dan Çetin (1990) dalam studi pengaruh temperatur, pH, DO pada *settleability* lumpur aktif menyimpulkan bahwa nilai SVI menurun dengan kenaikan pH. Hasil pengamatan terhadap SVI ditunjukkan pada Gambar 4.



(a) Percobaan 1 dan 2 (pH 7,8-8,4)



(b) Percobaan 3 dan 4 (pH 6,8-7,5)

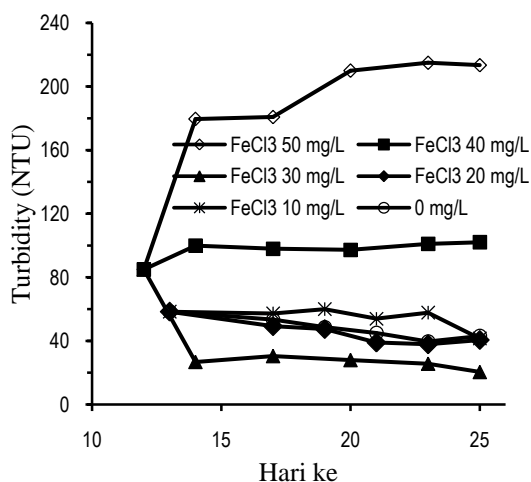
Gambar 4. Nilai SVI beberapa dosis $FeCl_3$

Penurunan drastis nilai $SVI < 70$ mL/g terjadi setelah penambahan $FeCl_3$ 40 dan 50 mg/L pH 7,8-8,4, namun efluen yang dihasilkan menjadi keruh karena terbentuknya flok-flok kecil yang melayang. Nilai SVI besar > 150 mL/g terjadi pada *batch* kontrol yaitu dosisi $FeCl_3$ adalah 0 mg/L. Hal ini menunjukkan bahwa ada pengaruh $FeCl_3$ secara *co-precipitation* terhadap *settleability* lumpur aktif untuk pengolahan air limbah domestik. *Settling* yang bagus ($SVI 70-150$ mL/g) terjadi pada dosis 20 dan 30 mg/L

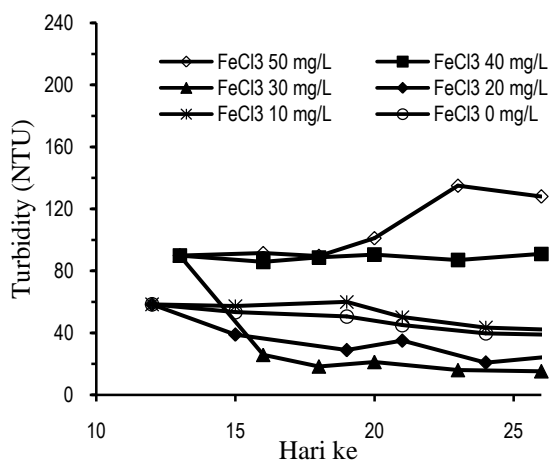
untuk kedua kondisi pH dan pada dosis 40 dan 50 mg/L untuk pH 6,8-7,5. Hal ini menunjukkan bahwa pengaturan pH menjadi lebih rendah (6,8-7,5) dapat dilakukan untuk menjaga efektifitas kinerja lumpur aktif.

Pengaruh Dosis FeCl₃ Terhadap Kualitas Efluen Kekeruhan

Kekeruhan dalam sistem lumpur aktif disebabkan adanya partikel tersuspensi berupa (1) partikel organik seperti zat humat, bakteri, *phytoplankton* dan *zooplankton*, (2) partikel anorganik yang berasal dari tanah liat/lumpur, (3) presipitat koagulan. Penambahan koagulan FeCl₃ bertujuan untuk menurunkan nilai kekeruhan dengan cara meningkatkan kemampuan mengendap (*settleability*). Kekeruhan diukur dengan metode Nephelometric. Prinsip dari metode Nephelometric adalah sumber cahaya yang dilewatkan pada sampel dan intensitas cahaya yang dipantulkan oleh bahan-bahan penyebab kekeruhan diukur dengan menggunakan suspensi polimer formazin sebagai larutan standar.



(a) Percobaan 1 dan 2 (pH 7,8-8,4)



(b) Percobaan 3 dan 4 (pH 6,8-7,5)

Gambar 5. Kurva kekeruhan pada berbagai dosis FeCl₃

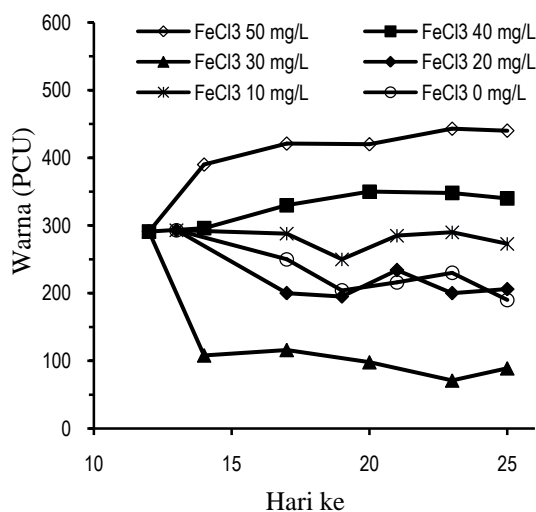
Gambar 5 menunjukkan hasil pengukuran tingkat kekeruhan pada beberapa dosis FeCl₃. Pada penambahan FeCl₃ 50 mg/L dihasilkan efluen yang sangat keruh hingga mencapai >200 NTU pada pH 7,8-8,4. Secara visual dapat diamati flok lumpur menjadi kecil dengan bentuk yang tidak beraturan dan melayang. Tingkat kekeruhan efluen masih tetap tinggi meskipun kondisi pH diubah. Penurunan kekeruhan yang signifikan ditunjukkan pada dosis FeCl₃ 30 mg/L.

Menurut Sürücü dan Çetin (1990) pada kondisi pH yang sangat rendah (pH < 6), terdapat lebih banyak muatan negatif dari EPS yang tidak ternetralisasi oleh muatan positif dari kation Fe(III) sehingga jembatan antar grup karboksil tidak cukup panjang dan flok yang dihasilkan kecil. Flok-flok kecil ini sulit mengendap dan menaikkan kekeruhan. Pada penelitian ini terukur pH > 6, yaitu rentang pH 6,8-7,5 dan pH 7,8-8,4 merupakan kondisi pH yang bagus untuk proses *settleability*. Namun dari data pengamatan untuk dosis FeCl₃ yang sama nilai kekeruhannya hampir sama kecuali pada dosis 50 mg/L, sehingga dapat disimpulkan bahwa kondisi pH 6,8-8,4 baik untuk *co-precipitation* dengan FeCl₃.

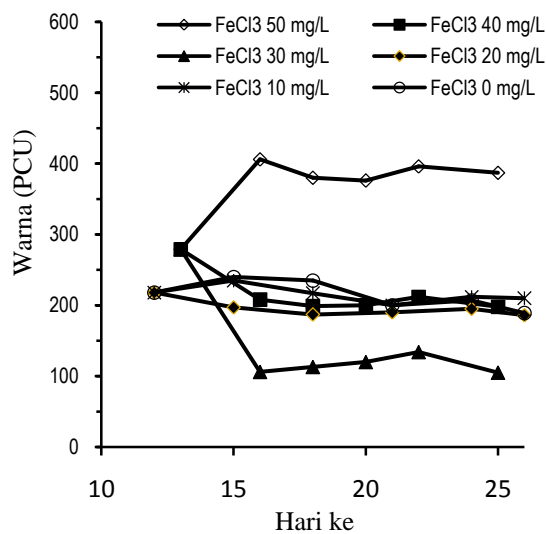
Warna

Selain kekeruhan, warna juga merupakan parameter fisik dalam pengolahan air limbah domestik yang berorientasi pada tujuan daur ulang. Dalam sistem lumpur aktif, warna yang timbul disebabkan oleh adanya material anorganik maupun organik tersuspensi termasuk mikroorganisme. Warna alami merupakan partikel koloid bermuatan negatif. Untuk menetralkan muatan atau menghilangkan warna dilakukan dengan penambahan ion logam *trivalent* seperti Fe.

Pada penelitian ini yang diukur adalah warna efluen setelah penambahan FeCl₃. Data hasil pengamatan selengkapnya ditunjukkan pada Gambar 6.



(a) Percobaan 1 dan 2 (pH 7,8-8,4)



(b) Percobaan 3 dan 4 (pH 6,8-7,5)

Gambar 6. Kurva warna pada berbagai dosis FeCl₃

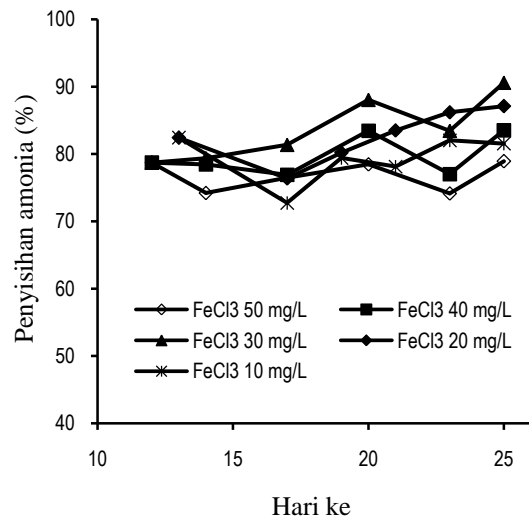
Warna yang diukur merupakan warna tampak (*apparent colour*) tanpa proses penyaringan terlebih dahulu. Pada penambahan koagulan FeCl₃, *mixed liquor* berwarna lebih kuning kecoklatan. Sejalan dengan kenaikan *settleability*, nilai warna efluen yang terukur semakin kecil. Dari data pengamatan, dosis FeCl₃ 30 mg/L paling bagus menurunkan warna.

Kadar Amonia

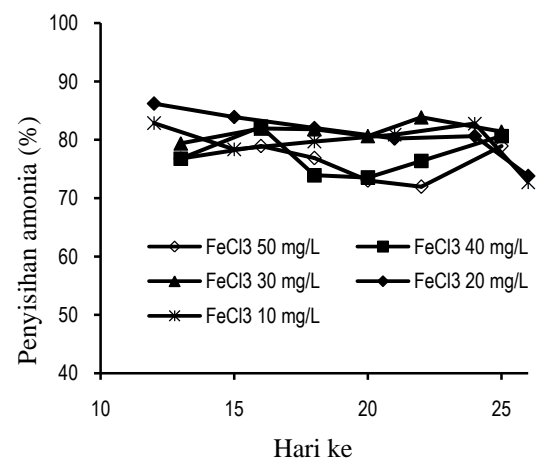
Kadar amonia yang dimaksud dalam penelitian ini adalah total amonia nitrogen (TAN) yang terdiri dari ion amonium (NH₄⁺), yang disebut amonia ion dan gas amonia terlarut, yang disebut amonia bebas (NH₃). Menurut Metcalf dan Eddy (1991), pada pH 7-9 yang dominan adalah ion amonium (NH₄⁺). Dalam air limbah domestik, NH₄⁺ berasal dari hidrolisis urea dan deaminasi nitrogen organik.

Gambar 7 menunjukkan profil penyisihan amonia. Penambahan sejumlah Fe yang tidak tepat secara *co-precipitation* dapat menurunkan jumlah bakteri nitrifikasi pada sistem (Clark dkk, 2000). Kadar amonia yang tinggi menunjukkan proses penguraian zat organik dan proses nitrifikasi belum berlangsung secara efektif. Berdasarkan data hasil pengamatan, rata-rata persen penyisihan tertinggi sebesar 83,6 % untuk dosis FeCl₃ 30 mg/L pada pH 7,8-8,4 (Gambar 8).

Pertumbuhan bakteri *Nitrosomonas* dan *Nitrobacter* selama proses nitrifikasi memerlukan kondisi optimal dengan pH cenderung basa (Bitton, 1994). Kondisi percobaan 1&2 (pH 7,5-8,5) lebih basa dibanding percobaan 3&4 (pH 6,8-7,5). Hasil penelitian menunjukkan bahwa pada pH 6,8-7,5 aktivitas bakteri nitrifikasi belum optimal menguraikan amonia sehingga tingkat penyisihan amonia lebih rendah dibandingkan pada pH 7,8-8,4.

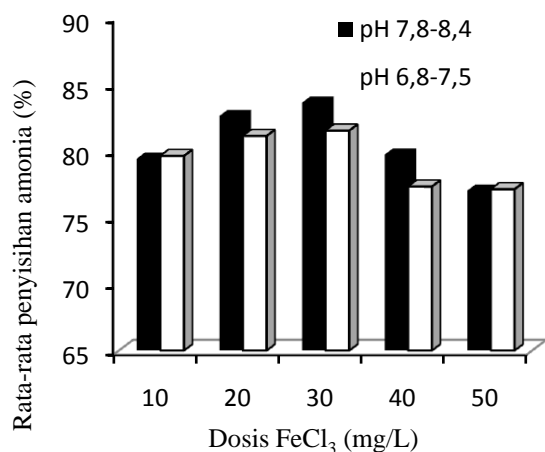


(a) Percobaan 1 dan 2 (pH 7,8-8,4)



(b) Percobaan 3 dan 4 (pH 6,8-7,5)

Gambar 7. Penyisihan amonia



Gambar 8. Rata-rata penyisihan amonia

Kadar Chemical Oxygen Demand (COD)

Kandungan bahan organik efluen ditentukan melalui uji COD (*Chemical Oxygen Demand*). COD merupakan jumlah oksigen (mg O₂) yang dibutuhkan untuk mengoksidasi zat-zat organik yang ada dalam

satu liter air, dimana pengoksidasi $K_2Cr_2O_7$ digunakan sebagai sumber oksigen (*oxidizing agent*).

Data hasil pengukuran COD disajikan dalam bentuk efisiensi penyisihan. Efisiensi penyisihan menurut Metcalf dan Eddy (1991) dihitung menggunakan persamaan 4.

$$E = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \times 100 \% \quad (4)$$

Dimana: E = Efisiensi (%) , C_{in} = Konsentrasi COD pada larutan awal (mg/L) , C_{out} = Konsentrasi COD pada larutan setelah waktu 24 jam (mg/L).

Pada penelitian ini ditambahkan gula (sumber C) sebanyak 440 mg/L.hari, maka C_{in} adalah COD terukur dan jumlah gula yang ditambahkan. Seperti ditunjukkan pada Tabel 1, efisiensi COD tertinggi 72,97 % pada dosis $FeCl_3$ 30 mg/L. Hasil ini menguatkan data pengamatan terhadap laju pertumbuhan yang menyimpulkan bahwa dosis > 30 mg/L menyebabkan inhibisi terhadap pertumbuhan bakteri, dimana kemampuan degradasi menurun sehingga kandungan bahan organik pada efluen tinggi. Dosis $FeCl_3 \leq 20$ mg/L tidak optimal menaikkan *settleability*, akibatnya kandungan bahan organik dalam efluen lebih tinggi.

Tabel 1. Data pengamatan COD

| Dosis (mg/L) | Hari ke | C_{in} (mg) | C_{out} (mg) | E (%) |
|--------------|---------|---------------|----------------|-------|
| 50 | 17 | 1292 | 423 | 67,26 |
| | 20 | 1743 | 498 | 71,43 |
| | 23 | 1378 | 415 | 69,88 |
| | 25 | 1735 | 499 | 71,24 |
| 40 | 17 | 1358 | 480 | 64,65 |
| | 20 | 1800 | 489 | 72,83 |
| | 23 | 1369 | 445 | 67,49 |
| | 25 | 1325 | 461 | 65,21 |
| 30 | 17 | 1260 | 360 | 71,43 |
| | 20 | 1240 | 345 | 72,18 |
| | 23 | 1665 | 420 | 74,77 |
| | 25 | 1740 | 461 | 73,51 |
| 20 | 19 | 1272 | 396 | 68,87 |
| | 21 | 1276 | 387 | 69,67 |
| | 23 | 1707 | 513 | 69,95 |
| | 25 | 1833 | 600 | 67,27 |
| 10 | 19 | 1306 | 396 | 69,68 |
| | 21 | 1276 | 490 | 61,60 |
| | 23 | 1810 | 513 | 71,66 |
| | 25 | 1833 | 600 | 67,27 |

KESIMPULAN

Berdasarkan hasil penelitian yang dilakukan, dapat disimpulkan bahwa dosis 30 mg/L merupakan dosis maksimum yang tidak menunjukkan adanya inhibisi pertumbuhan lumpur aktif. *Settling* yang bagus (SVI 70-150 mL/g) terjadi pada dosis 20 dan 30 mg/L. Penurunan kekeruhan dan warna paling bagus ditunjukkan pada dosis 30 mg/L. Rata-rata persen penyisihan amonia tertinggi sebesar 83,6 % untuk dosis $FeCl_3$ 30 mg/L pada pH 7,8-8,4. Rata-rata efisiensi penyisihan COD terbaik yaitu 72,97 % pada dosis $FeCl_3$ 30 mg/L.

DAFTAR PUSTAKA

Agridiotis, V., Forster, C.F., and Carliell-Marquet, (2007), Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics, *Bioresource Technology*, 98, 2926-2934

Amanatidou, E., Samiotis, G., Trikoilidou, E., Pekridis, G., and Taousanidis, N., (2015), Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time, *Water Research*, 69, 20-29.

APHA, (1992), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, APHA, Washington DC.

ASTM International, D 1209-00 : *Standard Test Method for Color of Clear Liquids (Platinum Cobalt Scale)*.

Bitton, G., (1994), *Wastewater Microbiology*. A John Wiley & Sons, Inc., Publication.

Caravelli, A.H., Contrerasa, E.M., and Zaritzky, N.E. (2010). *Phosphorous removal in batch systems using ferric chloride in the presence of activated sludges*. *Journal of Hazardous Materials*, 177, 199–208

Caravelli, A.H., Gregorio, C.D., and Zaritzky, N.E., (2012), Effect of operating conditions on the chemical phosphorus removal using ferric chloride by evaluating orthophosphate precipitation and sedimentation of formed precipitates in batch and continuous systems, *Chemical Engineering Journal*, 209, 469-477.

Chen, Y., (2013), The Effect on Activated Sludge of Chemical Coagulants Applied in Synchronization Dephosphorization, *Journal of Environmental Protection*, 4, 1423-1427.

Clark, T. and Stephenson, T., (1998), Effects of Chemical Addition on Aerobic Biological Treatment of Municipal Wastewater, *Environmental Technology*, 19(6), 579-590

Clark, T., Burgess, J.E., Stephenson, T., and Smith, A.K.A., (2000), The Influence of Iron-Based Co-Precipitants On Activated Sludge Biomass, *Trans IChemE*, 78, Part B.

Dwipayana dan Ariesyady, H.D., (2009), *Identifikasi Keberagaman Bakteri Pada Lumpur Hasil Pengolahan Limbah Cat Dengan Teknik Konvensional*, Program Studi Teknik Lingkungan Fakultas Teknik Sipil dan Lingkungan, Institut Teknologi Bandung.

- Eckenfelder, Jr. and Wesley, W., (2000), *Industrial Water Pollution Control 3th ed.* Singapore: Mc Graw Hill Book Co.
- EPA, (1993a), *Method 180.1 Determination of Turbidity by Nephelometry Revision 2*, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- EPA, (1993b), *Method 410.4. The Determination of Chemical Oxygen Demand by Semi Automated Colorimetry*, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Gregorio, C.D., Caravelli, A.H., and Zaritzky, N.E., (2010), Performance and biological indicators of a laboratory-scale activated sludge reactor with phosphate simultaneous precipitation as affected by ferric chloride addition, *Chemical Engineering Journal*, 165, p. 607-616.
- Herlambang, A. dan Wahjono, H.D., (1999), *Teknologi Pengolahan Limbah Tekstil Dengan Lumpur Aktif*, Kelompok Teknologi Pengelolaan Air Bersih dan Limbah Cair, Direktorat Teknologi Lingkungan. Kedepkatan Bidang Informatika, Energi dan Material, Badan Pengkajian dan Penerapan Teknologi
- Jiuyi, Li, (2005), Effects of Fe(III) on floc characteristics of activated sludge, *J Chem Technol Biotechnol*, 80, 313-319.
- Keputusan Menteri Negara Lingkungan Hidup Nomor 112 Tahun 2003 tentang Baku Mutu Air Limbah Domestik.
- Klein, P.H., (2005), *Microbiology*, Sixth Edition. McGraw Hill International Editions, Singapore.
- Lees, E.J., Noble, B., Hewitt, R., and Parson, S.A., (2001a), The Impact of Residual Coagulant on Downstream Treatment Process, *Environmental Technology*, 22, 113-122.
- Lees, E.J., Noble, B., Hewitt, R., and Parson, S.A. (2001b), The Impact of Residual Coagulant on The Respiration Rate and Sludge Characteristics of An Activated Microbial Biomass, *Trans. IChemE*, Vol 79, Part B.
- Liu, Y., Shi, H., Wenlin, Li, Hou, Y., and Miao, He, (2011), Inhibition of chemical dose in biological phosphorus and nitrogen removal in simultaneous chemical precipitation for phosphorus removal, *Bioresource Technology*, 102, 4008-4012
- Metcalf and Eddy, (1991), *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*, New York : McGraw Hill International Editions.
- Oikonomidis, I., Burrowsb, L.J., Cynthia M., and Carliell-Marquet, (2010), Mode of action of ferric and ferrous iron salts in activated sludge, www.interscience.wiley.com, DOI 10.1002/jctb.2399
- Philips, S., Rabaey, K., and Verstraete, W., (2003), Impact of iron salts on activated sludge and interaction with nitrite or nitrate, *Bioresource Technology*, 88, 229-239.
- Sürücü, G. and Çetin, F.D. (1990). Effect of Temperature, pH and DO Concentration on Settability of Activated Sludge, *Environmental Technology*, 11, 205-212
- Wilén, B.M., Keiding, K., and Nielsen, P.H., (2004), Flocculation of activated sludge flocs by stimulation of the aerobic biological activity, *Water Research*, 38, 3909-3919.