



KINERJA $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ DAN PAC DALAM PENGOLAHAN AIR ASAM TAMBANG

THE PERFORMANCE OF $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ AND PAC IN ACID MINE DRAINAGE TREATMENT

F.I Arifuddin¹, R. S. Wijaya², M. M. Harfadli³, A. Prasaningtyas⁴, M. Wulandari⁵, E. M. Anifah⁶, I. K. Ariani⁷

¹⁻⁷Program Studi Teknik Lingkungan, Jurusan Ilmu Kebumihan dan Lingkungan, Institut Teknologi Kalimantan

¹⁻⁷Jl. Soekarno Hatta KM 15, Kota Balikpapan, Kalimantan Timur-76127, Indonesia

e-mail: maarijharfadli@lecturer.itk.ac.id

ABSTRACT

Air Asam Tambang (AAT) adalah salah satu hasil samping kegiatan pertambangan. Air Asam Tambang jika tidak dikelola dengan benar dapat menurunkan kualitas air di sekitar lokasi. Pada umumnya pengolahan AAT belum optimal dalam menurunkan kandungan pencemar AAT. Hal ini dikarenakan jenis bahan kimia dan proses pengadukan tidak sesuai dengan kriteria desain. Penelitian ini menggunakan dua jenis koagulan yaitu $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (tawas) dan PAC, proses pengadukan koagulasi dan flokulasi dilakukan secara hidrolis. Tujuan penelitian ini adalah untuk mengetahui kinerja koagulan tawas dan PAC dalam menurunkan parameter Fe dan Mn. Metode yang digunakan dalam penelitian ini yaitu metode eksperimental kuantitatif. Pengadukan hidrolis pada koagulasi menggunakan model pipa melingkar dan pada flokulasi menggunakan *gravel bed flocculator* dengan media kerikil. Jenis aliran pada reaktor dilakukan secara kontinyu. Adapun variasi pada penelitian ini yaitu variasi dosis koagulan tawas dan PAC serta variasi waktu kontak. Hasil penelitian menunjukkan variasi dosis dan waktu kontak koagulan tawas lebih efektif dalam menyisihkan parameter Fe, sementara koagulan PAC lebih efektif dari pada koagulan tawas dalam menyisihkan parameter Mn.

Kata kunci: air asam tambang, flokulasi, koagulasi, PAC, tawas

ABSTRACT

Acid mine drainage is one of the by-products of coal mining. If acid mine drainage does not manage properly, it can degrade the water quality around the site. In general, the treatment of acid mine drainage is still nonoptimal to reducing the pollutant. This is because the types of chemicals and the stirring process need to be corrected. The purpose of this study was to determine the performance of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (alum) and PAC coagulants in reducing the Fe and Mn parameter. In this study, the method used was the experimental quantitative method. We compared two types of coagulants, namely alum, and PAC. The stirring in coagulation and flocculation was carried out by a hydraulic mixing method. Hydraulic mixing in coagulation used a circle pipe model and gravel bed flocculator with gravel media in flocculation. This type of flow in the reactor was continuous. The variations in this study were variations in the dose of alum coagulant, PAC, and variations in contact time. From the result, alum coagulant dose and contact time variations were more effective in removing iron than PAC coagulant variations. Meanwhile, variations in PAC dose and contact time were more effective in removing manganese than alum coagulant.

Keywords: acid mine drainage, coagulation, flocculation, PAC, alum

PENDAHULUAN

Pertambangan batubara adalah salah satu kegiatan eksplorasi bahan alam dengan tujuan mencukupi kebutuhan energi. Aktivitas pertambangan pada umumnya dikaitkan dengan dua sisi yaitu dapat

meningkatkan perekonomian negara dan dapat menimbulkan dampak negatif bagi lingkungan jika tidak dikelola dengan baik. Salah satu dampak negatif dari kegiatan pertambangan adalah air asam tambang (AAT) yang dapat menurunkan kualitas air, merusak kesehatan

masyarakat serta biota lainnya jika dialirkan ke sepanjang sungai.

Pyrite (FeS_2) adalah senyawa yang paling sering ditemukan pada lokasi pertambangan. Selain *pyrite*, terdapat beberapa macam mineral sulfida lainnya yang berpotensi membentuk air asam tambang tersebut seperti *marcasite*, *pyrrhotite*, *chalcocite*, *sphalerite* dan *galena*. Adapun komponen lain dalam pembentukannya yaitu air dan oksigen. Komponen air akan masuk ke dalam cekungan yang berasal dari air permukaan terutama pada air hujan. Curah hujan tinggi akan menyebabkan volume air dalam cekungan semakin besar dan akan membentuk kolam besar.

Terbentuknya air asam tambang terjadi apabila teroksidasinya mineral-mineral sulfida pada batuan (hasil galian) dengan komponen air (H_2O) dan oksigen (O_2) [1]. Karakteristik air asam tambang di salah satu perusahaan batubara mengandung konsentrasi TSS 577 mg/l, besi (Fe) 9,1 mg/l dan nilai pH 4,28 [2]. Berdasarkan karakteristik tersebut diketahui bahwa AAT melebihi ambang baku mutu menurut Peraturan Menteri Lingkungan Hidup dan Kehutanan Republik Indonesia Nomor 5 Tahun 2022. Oleh karena itu perlu dilakukan pengolahan air asam tambang sebelum dibuang ke badan air.

Di sisi lain, alternatif pengolahan air asam tambang sangat beraneka ragam. Pemilihan pengolahan AAT bergantung pada efektivitas dan efisiensi yang dihasilkan dalam pengolahan tersebut [2]. Penanganan preventif yang dapat dilakukan yaitu dengan pemanfaatan kolam pengendap. Efektivitas *settling pond* hanya mencapai 80% dalam pengelolaan air asam tambang [3]. Efektivitas kolam pengendapan atau *settling pond* perlu ditingkatkan dengan penambahan unit pengolahan pendahuluan sebelum melewati *settling pond*. Salah satu unit pengolahan tersebut adalah proses koagulasi dan flokulasi menggunakan bahan kimia sebagai koagulan.

Koagulasi adalah pengadukan cepat yang dapat mendestabilisasi partikel padatan dalam air dengan penambahan bahan kimia sehingga menjadi lebih berat dan mudah untuk mengendap. Selanjutnya, dilakukan flokulasi yang merupakan pengadukan lambat. Flokulasi terjadi dikarenakan adanya kontak antara koagulan dengan partikel disebabkan oleh gaya antar molekul sehingga membentuk aglomerasi flok [4].

Salah satu metode koagulasi adalah model pipa melingkar yang melakukan pengadukan bahan kimia di dalam pipa dalam keadaannya tertutup [5]. Selain itu, flokulasi dapat menggunakan *gravel bed flocculator* dengan media kerikil. Reaktor ini dapat mengendapkan flok dengan waktu kontak yang singkat 3-5 menit. Waktu tersebut setara dengan uji *jar test* selama 15 menit dan flokulasi secara konvensional selama 25 menit. Selain mudah didapat dan murah, media kerikil dapat digunakan pada

instalasi kecil (< 50 l/detik) dan dengan aliran berliku dari tumpukan kerikil memiliki peluang lebih besar untuk koloid membentuk flok yang semakin baik dan banyak [5]. Penggunaan koagulan tawas ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) seringkali digunakan pada pertambangan batubara karena mudah didapatkan dan relatif murah [6]. Salah satu kegunaan tawas adalah untuk mengikat muatan partikel dan mengurangi ketebalan lapisan difusi di sekitar partikel. Proses tersebut akan menyebabkan penurunan total padatan terlarut. Berdasarkan penelitian Rahma dan Rahmaniani (2021) tawas memiliki efisiensi penyisihan yang cukup tinggi seperti pada penelitian ini dapat menyisihkan TSS 96,37% [4]. Pada penelitian lainnya yang dilakukan oleh Wahyudin, dkk (2018) bahwa koagulan tawas dapat menyisihkan TSS sebesar 69,14%, besi (Fe) 19,91% dan mangan (Mn) 44,43% [7].

Flokulan polimer anorganik kationik biasanya berbasis Al seperti *polyaluminum chloride* (PAC) dan *polyaluminum sulfate*, dapat juga bertindak sebagai koagulan aid. Dalam beberapa dekade terakhir, *Poly Aluminium Chloride* (PAC), yang merupakan polimer anorganik dari garam aluminium, telah menarik lebih banyak perhatian di dalam pengolahan air dikarenakan ketersediaannya dan secara ekonomi lebih praktis [17]. Karena unsur dasarnya adalah aluminium yang berasosiasi dengan unsur lain membentuk rantai molekul yang cukup panjang. Sehingga PAC mampu memadukan kemampuan netralisasi dan menjembatani partikel-partikel koloid sehingga koagulasi berlangsung lebih efisien.

PAC memiliki rantai polimer yang panjang, muatan listrik positif yang tinggi dan memiliki berat molekul yang besar. PAC lebih cepat membentuk flok daripada koagulan biasa, karena PAC memiliki muatan listrik positif yang sangat tinggi sehingga PAC dapat dengan mudah menetralkan muatan listrik pada permukaan koloid dan dapat mengatasi serta mengurangi gaya tolak-menolak elektrostatis antar partikel sekecil mungkin, sehingga memungkinkan partikel-partikel koloid saling mendekat (gaya tarik-menarik kovalen) dan membentuk gumpalan/massa yang lebih besar. Sisi positif lainnya adalah rentang pH PAC adalah 6-9 [8].

Berdasarkan beberapa penelitian terdahulu tawas dan PAC dapat menjadi referensi dalam menyisihkan kandungan Fe dan Mn pada air asam tambang. Seperti penelitian Zhang, et al (2015) menyebutkan *Poly Aluminium Chloride* (PAC) dapat meningkatkan sifat pengendapan partikel halus dan efisiensi penghilangan Fe total pada air asam tambang, dimana nilai penurunan konsentrasi ion Fe sebesar 0,05 mg/L dan konsentrasi Fe total sebesar 0,12 mg/L [9]. Begitu juga dengan penelitian oleh Alam, et al (2022) menyebutkan bahwa Aluminium (komponen penyusun Tawas dan PAC) dapat menghilangkan kandungan Fe sebesar 99%. Akan tetapi studi perbandingan kinerja kedua koagulan tersebut masih sangat kurang terutama dalam menyisihkan parameter Fe

dan Mn air asam tambang [10]. Oleh karena itu, pada penelitian ini akan menganalisis perbandingan kinerja koagulan tawas dan PAC berdasarkan beberapa variasi dosis koagulan dan waktu kontak terhadap penurunan besi (Fe) dan mangan (Mn) air asam tambang dan juga pada penelitian ini menggunakan mekanisme pengadukan secara hidrolis dengan model pipa melingkar dan *gravel bed flokulator*.

Adapun tujuan dari penelitian ini adalah menganalisis kinerja koagulan tawas dan PAC berdasarkan variasi dosis variasi waktu kontak dengan penerapan koagulasi model pipa melingkar dan flokulasi menggunakan *gravel bed* dalam penyisihan parameter Fe dan Mn pada air asam tambang.

METODE PENELITIAN

Penelitian ini dilaksanakan di *settling pond* PT X berlokasi di Kecamatan Sebulu, Provinsi Kalimantan Timur. Gambar 1 menunjukkan lokasi *sampling* air asam tambang.



Gambar 1. Lokasi Penelitian

Penelitian dilaksanakan selama 6 bulan mulai dari Januari sampai dengan Juni 2022. Metode penelitian yang digunakan adalah eksperimental kuantitatif. Adapun tahapan penelitian (Gambar 2) dimulai dengan menganalisis karakteristik awal air asam tambang. Setelah itu membuat reaktor koagulasi dan flokulasi. Selanjutnya melakukan penelitian utama yaitu pengolahan air asam tambang menggunakan reaktor koagulasi dan flokulasi yang sudah diberikan perlakuan variasi dosis koagulan dan waktu kontak.

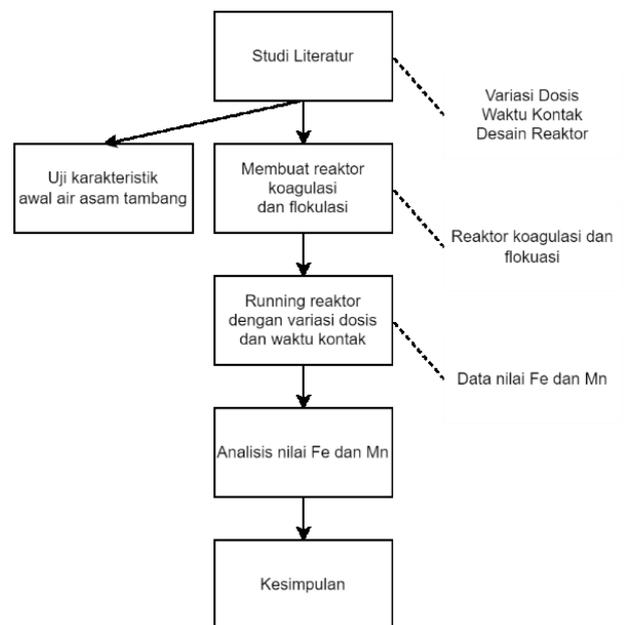
Variasi waktu kontak hanya terjadi pada proses koagulasi. Perlakuan variasi waktu kontak akan mempengaruhi panjang pipa pada reaktor koagulasi. Setelah didapatkan data dari proses pengolahan kemudian akan dianalisis kinerja dari masing-masing koagulan. Metode perhitungan kinerja koagulan dilakukan dengan menghitung nilai efisiensi penyisihan parameter Fe dan Mn. Variasi dosis koagulan dan waktu kontak dari koagulan tawas dan PAC pada penelitian ini dapat dilihat pada Tabel 1 dan Tabel 2.

Tabel 1. Variasi Dosis dan Waktu Kontak Koagulan Tawas

Variabel	Waktu Kontak			
	20 detik	30 detik	40 detik	
Dosis Koagulan Tawas (mg/l)	14	20;14	30;14	40;14
	110	20;110	30;110	40;110
	205	20;205	30;205	40;205
	300	20;300	30;300	40;300

Tabel 2. Variasi Dosis dan Waktu Kontak Koagulan PAC

Variabel	Waktu Kontak			
	20 detik	30 detik	40 detik	
Dosis Koagulan PAC (mg/l)	20	20;20	30;20	40;20
	80	20;80	30;80	40;80
	150	20;150	30;150	40;150
	220	20;220	30;220	40;220



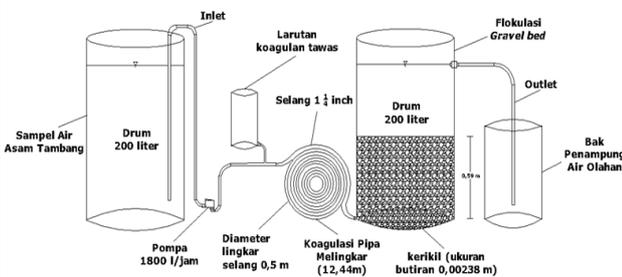
Gambar 2. Diagram Alir Penelitian

Adapun alat dan bahan yang digunakan dalam penelitian ini, terutama dalam pembuatan *prototype* proses koagulasi model pipa melingkar dan *gravel bed flocculator*. Alat yang digunakan dalam perancangan *prototype* seperti drum 200 liter, pompa air, botol koagulan, selang, pipa, sambungan pipa, genset, *reactor gravel bed flocculator* dan bak penampung akhir. Selain itu, terdapat alat pendukung untuk pengujian karakteristik sampel yang diperlukan seperti timbangan digital, pipet volume, *beaker glass*, *erlenmeyer*, *stopwatch*, TSS meter

dan pH meter. Sedangkan, bahan yang diperlukan pada penelitian ini adalah air asam tambang yang berasal dari pemompaan awal menuju *settling pond* Pit H yang belum ditambahkan bahan kimia oleh PT X.

Bahan koagulan yang digunakan yaitu tawas dan PAC untuk penambahan bahan kimia pada proses koagulasi model pipa melingkar. Media kerikil digunakan untuk proses *gravel bed flocculator*. Kertas saring digunakan untuk bahan pendukung pada pengujian karakteristik sampel. Larutan reagen digunakan untuk pengujian karakteristik sampel pada parameter Fe. *Aquadest* digunakan untuk pelarut pada koagulan tawas dan PAC, proses pengenceran pada pengujian karakteristik sampel dan membersihkan alat-alat laboratorium yang telah digunakan.

Perancangan prototype yang digunakan pada penelitian ini dapat dilihat pada Gambar 3. Mekanisme pengadukan yang digunakan pada proses koagulasi dan flokulasi menggunakan prinsip pengadukan hidrolis.



Gambar 3. Skema Reaktor Penelitian

Adapun preparasi yang diperlukan sebelum melakukan pengujian adalah preparasi prototype, preparasi koagulan tawas dan PAC serta preparasi media kerikil. Pada preparasi prototype menggunakan variasi waktu kontak seperti pada Tabel 1 dan 2. Variasi ini akan berpengaruh pada panjang pipa. Pada waktu kontak 20 detik, 30 detik dan 40 detik secara berurutan, didapatkan panjang selang yaitu 12,44 m; 18,66 m dan 24,88 m. Pada preparasi koagulan tawas dan PAC, dilakukan perhitungan media pelarut terlebih dahulu agar dapat dilakukan pengenceran. Pengenceran dengan aquades sebagai media pelarut dilakukan dikarenakan bahan koagulan yang digunakan pada penelitian ini berbentuk serbuk (padatan). Pengenceran dilakukan dengan bantuan *beaker glass*.

Selain itu, diperlukan preparasi media kerikil. Pada preparasi ini dilakukan pencucian terhadap media agar memisahkan zat pengotor dan kerikil. Selanjutnya, dilakukan pengeringan selama 2 jam pada suhu sekitar 30°C. Preparasi ini diperlukan agar zat pengotor yang ada pada media kerikil tidak mempengaruhi selama pengujian pada proses koagulasi dan flokulasi.

Hasil pengolahan data pada konsentrasi Fe dan Mn dihitung persentase efektivitasnya. Rumus yang digunakan ialah :

$$\text{Persentase penyisihan} = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100 \%$$

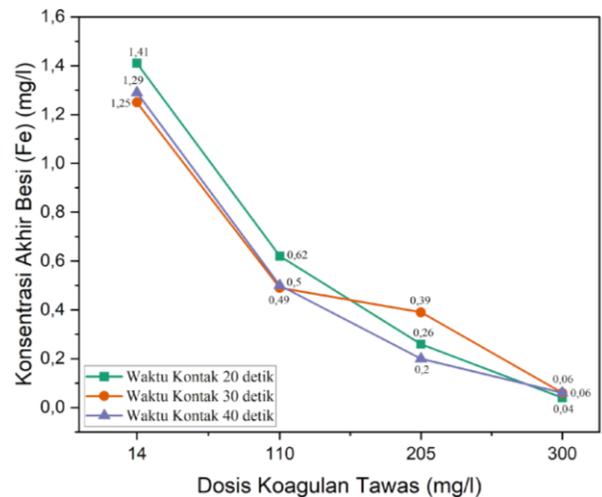
Dimana

C₀ = Konsentrasi awal (mg/L)

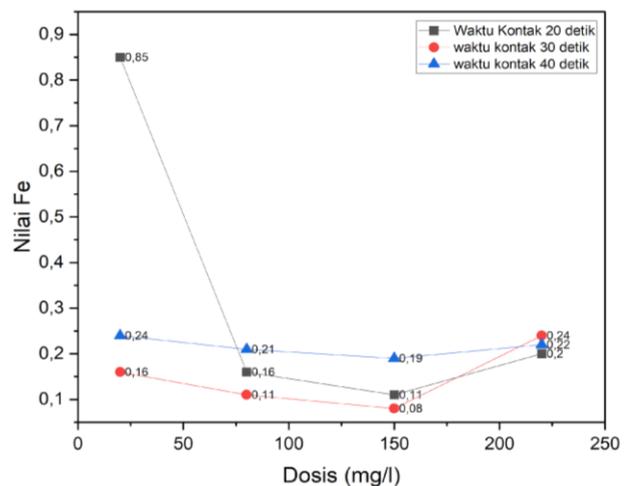
C = Konsentrasi akhir (mg/L)

HASIL DAN PEMBAHASAN

Air asam tambang pada penelitian ini diolah dengan koagulan Tawas dan PAC. Adapun hasil uji pada variasi dosis koagulan tawas Al₂(SO₄)₃ dan waktu kontak terhadap nilai konsentrasi besi (Fe) dapat dilihat pada Gambar 4. Sedangkan pengaruh dosis PAC dan waktu kontak terhadap nilai Fe dapat dilihat pada Gambar 5.



Gambar 4. Pengaruh Dosis Tawas dan Waktu Kontak Terhadap Fe



Gambar 5. Pengaruh Dosis PAC dan Waktu Kontak Terhadap Fe

Grafik pada Gambar 4 menunjukkan bahwa terjadinya penyisihan konsentrasi besi (Fe) di setiap variasi waktu kontak dan dosis koagulan tawas. Pada waktu kontak 20 detik dengan dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l, nilai Fe secara berurutan yaitu 1,41 mg/l ; 0,62 mg/l ; 0,26 mg/l dan 0,04 mg/l. Pada waktu kontak 30 detik dengan dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l, nilai Fe secara berurutan yaitu 1,25 mg/l ; 0,49 mg/l ; 0,39 mg/l dan 0,06 mg/l. Pada waktu kontak 40 detik dengan dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l, nilai Fe secara berurutan yaitu 1,29 mg/l ; 0,50 mg/l ; 0,2 mg/l dan 0,06 mg/l.

Sementara pada grafik pada Gambar 5 menunjukkan setelah dilakukan pengolahan, persentase penurunan nilai Fe. Penurunan nilai Fe terbesar pada dosis 150 mg/L dengan waktu kontak 30 detik yang mampu menyisihkan Fe hingga nilai Fe 0,08 mg/L. Pada dosis 20, 80 dan 150 mg/L dengan waktu kontak 20, 30 dan 40 detik terjadi penurunan nilai Fe. Namun pada dosis 220 mg/L dengan waktu kontak 20, 30 dan 40 detik terjadi kenaikan nilai Fe.

Secara keseluruhan, koagulan tawas dan PAC sama-sama dapat menyisihkan parameter Fe. Akan tetapi penyisihan paling besar terjadi pada variasi dosis koagulan tawas dengan nilai akhir parameter Fe mencapai 0,04 mg/L. Sementara untuk variasi koagulan PAC hanya mencapai 0,08 mg/L. Penyisihan konsentrasi besi (Fe) terjadi karena adanya oksidasi ion Fe di dalam air dan menghasilkan Fe(OH)₃ yang sifatnya tidak terlarut di dalam air. Fe(OH)₃ tersebut dapat mengendap sehingga terjadi penyisihan nilai besi (Fe) di dalam air.

Sejalan dengan penelitian Amin dan Sari (2015) penurunan kadar Fe setelah proses koagulasi terjadi karena proses penggumpalan ion-ion Fe²⁺ yang membentuk flok-flok [11]. Penyisihan konsentrasi besi dapat terjadi dikarenakan penambahan dosis koagulan yang dapat mengikat partikel di dalam air sehingga logam seperti besi akan terikat dan terendapkan [12]. Selain itu, penurunan nilai besi (Fe) dapat dipengaruhi juga oleh media kerikil pada *gravel bed flocculator*. Semakin tinggi ketebalan pada media kerikil akan menyebabkan penyisihan konsentrasi besi (Fe) semakin turun [13]. Efisiensi penyisihan besi (Fe) dihitung dengan membandingkan nilai parameter Fe sebelum melewati proses pengolahan dan nilai parameter Fe setelah proses pengolahan. Adapun nilai efisiensi tersebut dapat dilihat pada Tabel 3 dan Tabel 4.

Berdasarkan data pada Tabel 3, menunjukkan bahwa efisiensi penyisihan konsentrasi akhir besi (Fe) pada semua variasi waktu kontak dan dosis koagulan tawas di rentang 90% sampai dengan 99%. Selain itu, dapat dilihat bahwa dengan menambahkan koagulan tawas akan membuat konsentrasi besi (Fe) menjadi lebih kecil seperti

pada waktu kontak 20 detik dengan dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l secara berurutan yaitu 90,38%, 95,79%, 98,22% dan 99,76%. Pada waktu kontak 30 detik dengan dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l secara berurutan yaitu 91,44%, 96,68%, 97,33% dan 99,62%. Pada waktu kontak 40 detik dengan dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l secara berurutan yaitu 91,20%, 96,61%, 98,66% dan 99,62%.

Tabel 3. Efisiensi Penyisihan Besi (Fe) Menggunakan Koagulan Tawas

Waktu Kontak (detik)	Dosis Koagulan Tawas (mg/l)	Efisiensi Penyisihan Besi (Fe) (%)
20	14	90,38
	110	95,79
	205	98,22
	300	99,76
30	14	91,44
	110	96,68
	205	97,33
	300	99,62
40	14	91,20
	110	96,61
	205	98,66
	300	99,62

Tabel 4. Efisiensi Penyisihan Besi (Fe) Menggunakan Koagulan PAC

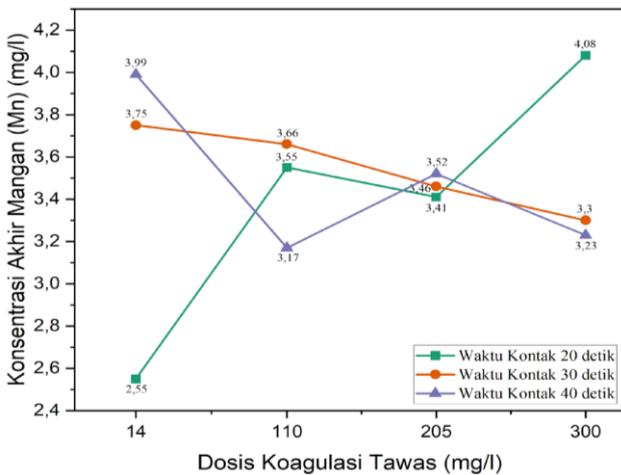
Waktu Kontak (detik)	Dosis PAC (mg/L)	Efisiensi Penyisihan Besi (Fe) (%)
20	20	92,85
	80	98,69
	150	99,07
	220	98,31
30	20	98,69
	80	99,07
	150	99,37
	220	98,01
40	20	97,97
	80	98,22
	150	98,43
	220	98,18

Sementara Tabel 4, menunjukkan semua perlakuan variasi pengolahan mampu menyisihkan kandungan Fe pada air asam tambang hingga lebih dari 92%. Pada dosis 20, 80, 150, 220 dengan waktu kontak 20 detik memiliki efisiensi berurutan sebesar 92,85%, 98,69%, 99,07% dan 98,31%. Pada dosis 20, 80, 150, 220 dengan waktu kontak 30 detik memiliki efisiensi secara berurutan sebesar 98,69%, 99,07%, 99,37% dan 98,01%. Pada dosis 20, 80,

150, 220 dengan waktu kontak 40 detik memiliki efisiensi sebesar 97,97% ; 98,22% ; 98,43% dan 98,18%.

Berdasarkan nilai efisiensi penyisihan Fe antara koagulan tawas dan PAC didapatkan bahwa koagulan tawas merupakan koagulan yang lebih efektif dalam menyisihkan parameter Fe dengan penyisihan mencapai 99,76%. Penambahan dosis yang tinggi akan membuat flok semakin banyak sehingga konsentrasi besi akan semakin menurun [12]. Selain itu, kondisi pH sangat mempengaruhi kinerja kedua koagulan tersebut. Sependapat dengan hal tersebut, Jyoti, et al (2020) menyatakan bahwa efisiensi penyisihan yang besar dapat terjadi karena koagulan PAC berikatan dengan Fe lalu mengendap sehingga nilai Fe dapat turun [14]. Pada penelitian ini nilai parameter pH selama proses koagulasi dan flokulasi berkisar antara 6 – 7.

Adapun hasil uji pada variasi dosis koagulan tawas $Al_2(SO_4)_3$ dan waktu kontak terhadap nilai konsentrasi mangan (Mn) dapat dilihat pada Gambar 6.



Gambar 6. Pengaruh Dosis Tawas dan Waktu Kontak Terhadap Mn

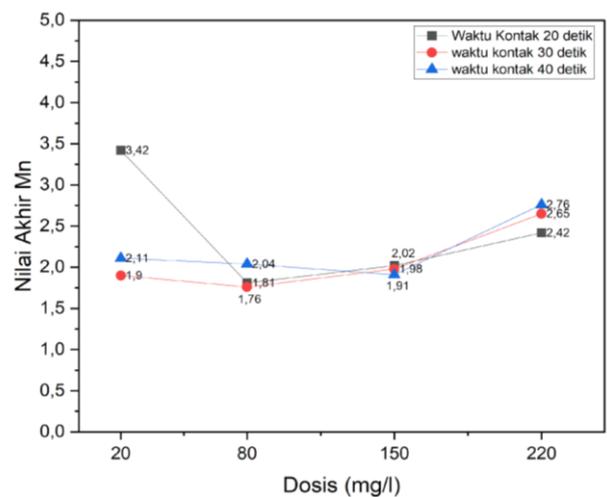
Berdasarkan grafik pada gambar di atas menunjukkan bahwa nilai penyisihan konsentrasi akhir mangan (Mn) di setiap variasi waktu kontak dan dosis koagulan tawas bersifat fluktuatif. Pada waktu kontak 20 detik pada dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l secara berurutan yaitu 2,55 mg/l, 3,55 mg/l, 3,41 mg/l dan 4,08 mg/l. Pada waktu kontak 30 detik pada dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l secara berurutan yaitu 3,75 mg/l, 3,66 mg/l, 3,46 mg/l dan 3,30 mg/l. Pada waktu kontak 40 detik pada dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l secara berurutan yaitu 3,99 mg/l, 3,17 mg/l, 3,52 mg/l dan 3,23 mg/l.

Penyisihan mangan dapat terjadi, dikarenakan proses presipitasi kimia yang mengubah unsur logam mulanya bermuatan ion akan menjadi partikulat oleh koagulan

tawas yang ditambahkan. Sehingga, dapat terendapkan secara cepat atau lambat tergantung berat jenisnya. Selain itu, penyisihan mangan (Mn) tidak terlalu besar dibanding dengan besi (Fe), dikarenakan pada proses oksidasi mangan (Mn) lebih sulit dibanding besi (Fe). Hal ini dapat terjadi, dikarenakan oksidasi mangan (Mn) memiliki kecepatan oksidasi yang rendah dibanding oksidasi besi (Fe). Kecepatan oksidasi tersebut dipengaruhi oleh nilai pH.

Pada Gambar 7 menunjukkan pengaruh dosis PAC dan waktu kontak terhadap Mn, bahwa mangan lebih sulit dioksidasi dari pada besi. Hal ini disebabkan karena kecepatan oksidasi mangan lebih rendah dibanding dengan kecepatan oksidasi besi. Penurunan kadar Mn setelah proses koagulasi terjadi karena koagulan-koagulan yang digunakan dapat mengikat ion-ion Mn sehingga kadar Mn pada sampel yang telah mengalami proses koagulasi menurun [11]. Pada penyisihan mangan (Mn^{2+}) memiliki efisiensi penyisihan yang lebih kecil, hal ini dikarenakan proses oksidasi Mn^{2+} memiliki rentang pH yang spesifik [15].

Nilai mangan yang fluktuatif dikarenakan penyisihan mangan yang dilakukan tidak pada kondisi penyisihan mangan optimum yaitu pada pH basa dengan range 9,0 – 9,5 [16]. Selain itu dengan adanya zat organik yang biasanya terdapat dalam air, maka dapat mengganggu dalam proses oksidasi mangan (Mn^{2+}), karena mangan lebih mudah untuk berikatan dengan zat organik (*organic compounds*) dibandingkan besi, dan membentuk ikatan kompleks mangan-organik yang sulit untuk diendapkan [15]. Oksidasi ion mangan dapat terjadi karena mangan di dalam air dan udara sekitar bereaksi.



Gambar 7. Pengaruh Dosis PAC dan Waktu Kontak Terhadap Mn

Efisiensi penyisihan mangan (Mn) dihitung dengan membandingkan nilai parameter Mn sebelum melewati proses pengolahan dan nilai parameter Mn setelah proses

pengolahan. Adapun nilai efisiensi tersebut dapat dilihat pada Tabel 5 dan tabel 6.

Tabel 5. Efisiensi Penyisihan Mangan (Mn) Menggunakan Koagulan Tawas

Waktu Kontak (detik)	Dosis Koagulan Tawas (mg/l)	Efisiensi Penyisihan Mangan (Mn) (%)
20	14	47,53
	110	26,80
	205	29,69
	300	15,98
30	14	22,78
	110	24,64
	205	28,66
	300	32,06
40	14	17,73
	110	34,74
	205	27,53
	300	33,40

Data pada Tabel 5 menunjukkan bahwa efisiensi penyisihan konsentrasi akhir mangan (Mn) pada semua variasi waktu kontak dan dosis koagulan tawas dengan range 15% - 47% seperti waktu kontak 20 detik dengan dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l secara berurutan yaitu 47,53%, 26,80%, 29,69% dan 15,98%. Pada waktu kontak 30 detik dengan dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l secara berurutan yaitu 22,78%, 24,64%, 28,66% dan 32,06%. Pada waktu kontak 40 detik dengan dosis koagulan tawas 14 mg/l, 110 mg/l, 205 mg/l dan 300 mg/l secara berurutan yaitu 17,73%, 34,74%, 27,53% dan 33,40%.

Penyisihan mangan yang mengalami fluktuatif dapat dipengaruhi oleh beberapa faktor yang tidak optimal. Salah satu faktor tersebut seperti dalam kondisi pH yang tidak optimum. Pengujian penelitian ini menggunakan pH optimum tawas dengan range 6 – 7, sehingga berpengaruh pada penyisihan mangan (Mn). Penyisihan mangan pada umumnya akan mengalami pengendapan pada pH 9,0 – 9,5 agar pengendapan dapat dilakukan dengan sempurna [16]. Oleh karena itu, penyisihan mangan dapat dilakukan secara optimal jika memiliki rentang pH basa (9,0 - 9,5). Tetapi, jika pada rentang pH netral dan asam akan membuat penyisihan menjadi tidak optimal seperti pada penggunaan koagulan tawas yang digunakan pada penelitian ini.

Sementara nilai efisiensi penyisihan Mn pada koagulan PAC dapat dilihat pada Tabel 6. Berdasarkan Tabel 6 menunjukkan pada dosis 20, 80, 150, 220 mg/L dan waktu kontak 20 detik memiliki efisiensi sebesar 20,11% ; 57,83% ; 52,92% dan 43,46%. Pada dosis 20, 80, 150, 220 dan waktu kontak 30 detik memiliki efisiensi sebesar 55,72% ; 58,88% ; 53,74% dan 28,08%. Pada dosis 20, 80,

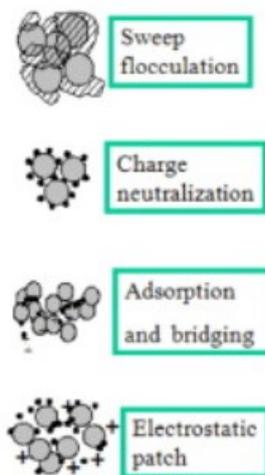
150, 220 dan waktu kontak 40 detik memiliki efisiensi sebesar 50,7% ; 52,45% ; 55,37% dan 35,63%.

Tabel 6. Efisiensi Penyisihan Mangan (Mn) Menggunakan koagulan PAC

Waktu Kontak (detik)	Dosis Koagulan Tawas (mg/l)	Efisiensi Penyisihan Mangan (Mn) (%)
20	20	20,21
	80	57,83
	150	52,92
	220	43,46
30	20	55,72
	80	58,88
	150	53,74
	220	38,08
40	20	50,70
	80	52,45
	150	55,37
	220	35,63

Persentase penyisihan kadar mangan tidak sebesar pada penyisihan Fe. Pada penyisihan mangan berkisar antara 20,21% hingga 58,88%. Hal ini dikarenakan oleh beberapa faktor seperti pengadukan antara koagulan dan air sampel, suhu, dan dalam kondisi pH yang tidak optimal. Sehingga untuk penyisihan Mn perlu mempertimbangkan penyesuaian pH air asam tambang dalam kondisi basa (9-9,5) agar penyisihan Mn dapat lebih optimal.

Secara umum, ada beberapa mekanisme yang terjadi dalam proses koagulasi dan flokulasi, yaitu *charge neutralization*, *adsorption* dan *bridging*, *sweeping*, dan mekanisme *patch* (Gambar 8) [18].



Gambar 8. Mekanisme proses koagulasi dan flokulasi dengan alum dan PAC

KESIMPULAN

Kesimpulan yang didapatkan pada penelitian ini adalah bahwa variasi dosis dan waktu kontak koagulan tawas lebih efektif dalam menyisihkan parameter Fe di air asam tambang dengan nilai akhir parameter Fe mencapai 0,04 mg/L dan efisiensi penyisihan Fe tertinggi sebesar 99,76%. Sedangkan perlakuan variasi koagulan PAC hanya mencapai 0,08 mg/L dengan efisiensi penyisihan Fe tertinggi 99,37%. Sementara menyisihkan parameter Mn koagulan PAC lebih efektif dari pada koagulan tawas. Perlakuan dengan variasi koagulan tawas mempunyai nilai akhir parameter Mn mencapai 2,25 mg/L dan efisiensi penyisihan Mn tertinggi sebesar 47,53%. Sedangkan perlakuan variasi koagulan PAC mencapai 1,76 mg/L dengan efisiensi penyisihan Fe tertinggi 55,83%.

DAFTAR PUSTAKA

- [1] Hidayat, L. (2017). Pengelolaan lingkungan areal tambang batubara (studi kasus pengelolaan air asam tambang (Acid Mining Drainage) di PT. bhumi rantau energi kabupaten tapin kalimantan selatan). *ADHUM (Jurnal Penelitian dan Pengembangan Ilmu Administrasi dan Humaniora)*, 7(1).
- [2] Ferdian, I. (2020, December). Analisis Keberhasilan Penanganan Air Asam Tambang Berdasarkan Parameter pH, TSS, Fe dan Mn pada KPL AL 01 PT Bukit Asam, Tbk. *In Seminar Nasional Lahan Suboptimal*.
- [3] Wahyudin, I., Widodo, S., & Nurwaskito, A. (2018). Analisis penanganan air asam tambang batubara. *Jurnal Geomine*, 6(2).
- [4] Rahma, C., & Niani, C. R. (2021). Penggunaan Tawas (Al₂ (SO₄)₃) dalam Menurunkan Kadar Total Suspended Solid Air Limbah Batubara. *Jurnal Optimalisasi*, 7(1).
- [5] Hamzani, S. (2019). Rancangan Proses Koagulasi Model Pipa Melingkar pada Pengolahan Air. *Buletin Profesi Insinyur*, 2(3).
- [6] Winoto, E., & Aprilyanti, S. (2021). Perbandingan Penggunaan Tawas dan PAC Terhadap Kekeruhan dan pH Air Baku PDAM Tirta Musi Palembang. *Jurnal Redoks*, 6(2).
- [7] Busyairi, M., Sarwono, E., & Priharyati, A. (2018). Pemanfaatan Aluminium dari Limbah Kaleng Bekas sebagai Bahan Baku Koagulan untuk Pengolahan Air Asam Tambang. *Jurnal Sains & Teknologi Lingkungan*, 10(1).
- [8] Aziz, N., Effendy, N., & Basuki, K. T. (2017). Comparison of poly aluminium chloride (pac) and aluminium sulphate coagulants efficiency in waste water treatment plant. *Jurnal Inovasi Teknik Kimia*, 2(1).
- [9] Zhang, L., & He, X. (2015). Research on present situation and experiment of acid mine drainage processing technology. *FOG-Freiberg Online Geoscience*. 39(42).
- [10] Alam, P. N., Pasya, H. L., Aditya, R., Aslam, I. N., & Pontas, K. (2022). Acid Mine Wastewater Treatment Using Electrocoagulation Method. *Materials Today: Proceedings*, 63.
- [11] Amin, J. M., & Sari, D. P. (2015). Penurunan Kadar Besi dan Mangan Terlarut dalam Air Payau Melalui Proses Oksidasi Menggunakan Kalium Permanganat. *Jurnal Lahan Suboptimal: Journal of Suboptimal Lands*, 4(1).
- [12] Simatupang, D. F., Saragih, G., & Siahaan, M. (2021). Pengaruh Dosis Aluminium Sulfat Terhadap Kekeruhan dan Kadar Besi Air Baku pada IPA PDAM X. *REACTOR: Journal of Research on Chemistry and Engineering*, 2(1).
- [13] Fatma, F. (2018). Kombinasi Saringan Pasir Lambat Dalam Penurunan Kadar Fe (Besi) Air Sumur Gali Masyarakat Diwilayah Kerja Puskesmas Lasi Kabupaten Agam. *Menara Ilmu*, 12(7).
- [14] Jyoti, M. D., Abdullah, K., & Susanto, T. (2020, December). Optimization of Poly Aluminium Chloride (PAC) and Activated Carbon on The Laboratory Wastewater Treatment Process in Pretreatment Sedimentation Pond. *In Seminar Nasional 1 Baristand Industri Padang*.
- [15] Yusniartanti, N. (2019). Removal Besi, Mangan, Dan Zat Organik Dalam Air Tanah Dengan Multiple Tray Aerator Menggunakan Media Arang Dan Batu Kerikil. <https://doi.org/10.31227/osf.io/pqv9x>.
- [16] Said, N. I. (2022). Teknologi Pengolahan Air Asam Tambang Batubara; Alternatif Pemilihan Teknologi. *Jai*, 7 (2).
- [17] Shirasaki et al. (2014). N. Shirasaki, T. Matsushita, Y. Matsui, A. Oshiba, T. Marubayashi, S. Sato. Improved virus removal by high-basicity polyaluminum coagulants compared to commercially available aluminum-based coagulants
- [18] Kurniawan, Setyo Budi & Abdullah, Siti & Imron, Muhammad & Mohd Said, Nor & Ismail, Nur 'Izzati & Abu Hasan, Hassimi & Othman, Ahmad & Purwanti, Ipung. (2020). Challenges and Opportunities of Biocoagulant/Biofloculant Application for Drinking Water and Wastewater Treatment and Its Potential for Sludge Recovery. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 17. 10.3390/ijerph17249312.