

Optimasi Penggunaan Koagulan Pada Pengolahan Air Limbah Batubara

Praswasti PDK Wulan, Dianursanti, Misri Gozan, Wahyu Ardie Nugroho

Departemen Teknik Kimia, Fakultas Teknik, Universitas Indonesia, Depok 16424, Indonesia

Abstract

Coagulation Test for coal wastewater was conducted with jar test method. This research was performed by comparing coagulant activity with pH and dosage variation. Coagulant used in this research were $FeCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$, PAC, dan Nalco 8100. Optimum condition was identified by varying acidity on pH of 5, 6, 7, and 8 with dosage variation on each pH. Optimum dosage range for each coagulant was defined from pre eliminary test. The parameter tested are turbidity, pH, TSS, and dissolved Fe, Mn, and Al. Laboratory test result showed that the most effective coagulant to reduce contaminant substances is Nalco 8100. Optimum condition was reached at pH of 8 and 1 ppm.

Keyword: Coagulant, Jar test, Coal, Waste

Pendahuluan

Saat ini, kegiatan pertambangan batubara di Indonesia terus meningkat. Produksi batubara Indonesia telah mencapai angka 178.8 juta metrik ton per tahun, dengan konsumsi dalam negeri sebesar 38.8 juta metrik ton dan ekspor sebesar 140 juta ton. Cadangan batubara yang ada diperkirakan sebesar 38.8 miliar metrik ton, dimana dengan laju produksi yang ada, pertambangan batubara akan dapat bertahan sampai lebih dari seratus tahun ke depan [Harvey E. et.al., 2007].

Selain mendatangkan keuntungan, ternyata kegiatan pertambangan juga memberikan dampak negatif, terutama bagi lingkungan yang ada di sekitar areal tambang. Air asam tambang merupakan limbah utama yang dihasilkan dari kegiatan penambangan batubara baik pada tahap ekstraksi dan juga pada tahap pemrosesan. Limbah ini merupakan limbah cair yang terbentuk dari terpaparnya mineral sulfida (pada umumnya *pyrite*) terhadap air dan udara yang mengakibatkan teroksidasinya sulfur dan menghasilkan keasaman yang tinggi dan meningkatnya konsentrasi sulfur, besi dan logam lainnya. Pada tahap ekstraksi, terganggunya aliran air pada aliran permukaan dan aliran di bawah tanah yang terdapat pada areal tambang dapat menghasilkan air asam tambang, baik pada pertambangan bawah tanah ataupun pertambangan terbuka dengan perbandingan satu ton air asam tambang untuk setiap seribu ton batubara yang dihasilkan [Bruce G. M., 2005]. Sedangkan pada tahap pemrosesan yang meliputi pencucian, penghancuran, dan penghilangan air, air asam tambang juga dihasilkan dalam jumlah besar.

Proses pengolahan air asam tambang yang umum digunakan untuk memenuhi baku mutu tersebut adalah pengendapan padatan tersuspensi dengan penambahan koagulan untuk menurunkan nilai TSS beserta

kandungan logam dan pengaturan pH yang dilakukan setelahnya. Tetapi, sampai saat ini, kebanyakan dari sistem pengolahan yang ada masih belum memperhitungkan kondisi pada proses pengendapan seperti pH dan dosis optimum koagulan yang digunakan sehingga proses tersebut menjadi tidak efisien.

Pada penelitian ini, akan dilakukan metode *Jar test* untuk menentukan kondisi optimal proses pengendapan dengan membandingkan kinerja empat macam koagulan yaitu koagulan kationik $FeCl_3$, koagulan kationik $Al_2(SO_4)_3$, koagulan polimer anorganik *Poly Aluminium Chloride* (PAC), dan koagulan polimer organik *Nalco 8100* dengan memvariasikan pH, dan dosis koagulan.

Metodologi

Uji laboratorium untuk proses koagulasi pada pengolahan air limbah dilakukan dengan metode *jar test*, dimana metode ini dimaksudkan untuk meniru sebaik mungkin keadaan yang sebenarnya di lapangan. Metode ini dilakukan dengan menggunakan alat *jar test* standar dengan enam pengaduk dan dilengkapi dengan penanda kecepatan pengadukan.

Sebelum dilakukan *jar test*, terlebih dahulu dibuat model air limbah. Model air limbah yang dibuat merupakan air dengan kandungan padatan batubara tersuspensi yang dibuat sama dengan kondisi sebenarnya yaitu dengan TSS sebesar ± 1000 mg/l [Hardi P, 2007].

Penentuan kisaran dosis pada uji *jar test* didapatkan berdasarkan data dari uji pendahuluan yang dilakukan pada variasi dosis yang luas untuk mengetahui kisaran dosis optimal. Pada dosis yang terlalu rendah, flok tidak akan terbentuk karena koagulan

yang diberikan tidak cukup untuk mengkompresi lapisan ganda partikel koloid ataupun mengikat partikel koloid untuk membentuk *bridging*. Sedangkan pada dosis yang terlalu tinggi, restabilisasi koloid dapat terjadi karena kelebihan kation sehingga flok juga tidak akan terbentuk.

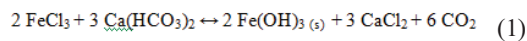
Uji *jar test* dilakukan dengan metode standar dimana air limbah yang telah ditambahkan koagulan dan disesuaikan pH-nya diaduk dengan pengadukan cepat dengan kecepatan 100 rpm selama tiga menit sebagai tahap destabilisasi partikel koloid dan dilanjutkan dengan pengadukan lambat dengan kecepatan 20 rpm selama 12 menit sebagai tahap flokulasi. Setelah selesai proses pengadukan, hasil *jar test* didiamkan selama 15 menit untuk proses pengendapan flok. Sampel yang diambil merupakan bagian paling bening (bagian atas) dari air olahan.

Data yang diambil adalah pH, turbiditas, TSS, kandungan logam Fe, Al, dan Mn terlarut.

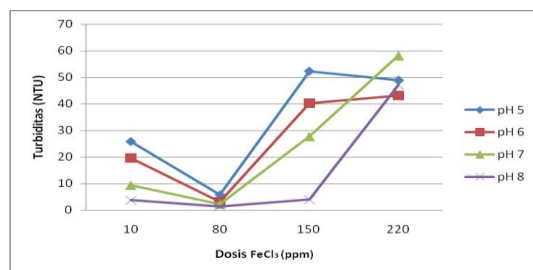
Hasil Dan Pembahasan

Koagulan FeCl₃

FeCl₃ merupakan garam logam yang biasa digunakan sebagai koagulan. FeCl₃ digunakan sebagai koagulan karena sifatnya yang akan mengion di dalam air menjadi kation Fe³⁺. Kation ini nantinya akan bereaksi dengan alkalinitas dan terhidrolisis menjadi padatan hidroksida logam yang tidak larut dalam air. Reaksinya adalah:



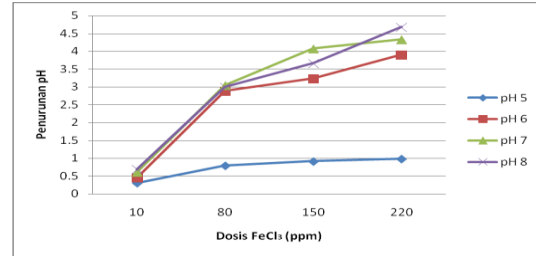
Dengan adanya padatan hidroksida logam ini, mekanisme destabilisasi partikel koloid, khususnya mekanisme pemerangkapan partikel koloid dalam endapan akan dapat terjadi. Partikel-partikel koloid yang ada akan terperangkap pada struktur flok hidroksida logam dan terbawa.



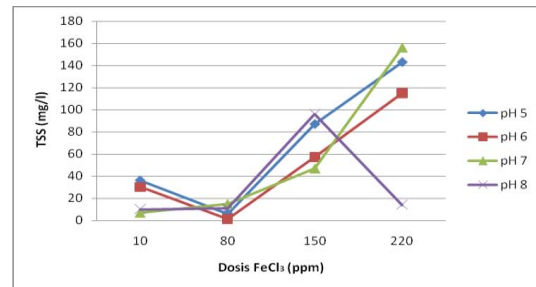
Gambar 1. Pengaruh Variasi Dosis FeCl₃ terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda

Dari Gambar 1 dapat kita lihat bahwa dosis optimal dari koagulan FeCl₃ adalah pada dosis 80 ppm. Secara visual, terlihat pembentukan flok yang lebih besar dibandingkan dengan variasi dosis lain pada pH yang berbeda. Pada penggunaan koagulan ini, penambahan dosis koagulan yang tidak tepat pada air limbah akan

membuat air limbah berwarna kekuningan. Hal ini disebabkan oleh banyaknya ion logam hidroksida pada larutan yang dapat dibuktikan pada uji kandungan logam. Penambahan dosis yang tepat akan sangat menentukan nilai turbiditas akhir proses koagulasi.



Gambar 2. Nilai Penurunan pH Pada Dosis Koagulan FeCl₃ Yang Berbeda



Gambar 3. Pengaruh Variasi Dosis Koagulan FeCl₃ terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda

Pada percobaan, hasil *jar test* dengan dosis koagulan di bawah 80 ppm pada setiap variasi pH menunjukkan terbentuknya flok dengan ukuran kecil. Hal ini dapat menyebabkan rendahnya pemerangkapan partikel koloid sehingga menurunkan efisiensi mekanisme *sweep flocculation*. Penyapuan partikel-partikel koloid yang terjadi pada tahap flokulasi akan sangat menentukan hasil akhir *jar test* dimana kemampuan padatan logam hidroksida memerangkap partikel-partikel tersebut berbanding lurus dengan besarnya flok yang terbentuk.

Pada variasi dosis di atas 80 ppm, juga terlihat partikel flok yang terbentuk berukuran kecil. Hal ini dapat terjadi bila dosis koagulan yang ditambahkan pada air limbah berlebih. Kelebihan kation pada suspensi dapat menyebabkan restabilisasi muatan partikel koloid karena terjadinya adsorpsi *counter ion*, yang dalam kasus ini adalah kation besi. Bila *counter ion* yang teradsorpsi berlebih, muatan partikel koloid akan menjadi positif dan partikel-partikel ini justru akan saling menjauh sehingga gaya van der Waals tidak dapat bekerja.

Pada proses koagulasi, kesetimbangan di dalam larutan sangat bergantung pada pH. Diagram kesetimbangan komposisi larutan dengan kation logam biasa dijadikan rujukan pada proses koagulasi walaupun akan terjadi perbedaan pada proses sebenarnya dikarenakan banyaknya faktor lain yang mempengaruhi.

Pada Gambar 1, terlihat bahwa pH optimal terjadinya koagulasi adalah pada pH 8. Hal ini sesuai dengan literatur yang menyatakan bahwa konstanta kelarutan minimal untuk hidroksida logam adalah pada kisaran pH 8. Pada kelarutan minimum, logam hidroksida akan menjadi jenuh dan akan mengendap. Endapan logam hidroksida berupa $\text{Fe}(\text{OH})_3$ akan semakin banyak terbentuk pada titik kelarutan minimum ini. Dengan semakin banyaknya terbentuk $\text{Fe}(\text{OH})_3$, maka akan makin besar efisiensi *sweep floc* yang terjadi, sehingga nilai turbiditas akhir pun akan semakin rendah. Selain itu, titik isoelektrik yaitu titik dimana nilai potensial zeta dari padatan $\text{Fe}(\text{OH})_3$ mendekati nol adalah pada pH 8.3, dimana proses koagulasi akan berjalan optimal pada nilai potensial zeta mendekati nilai isoelektrik [Donald W., 1979].

Dari Gambar 2, terlihat bahwa dengan semakin banyaknya koagulan yang ditambahkan, maka nilai pH akhir air limbah semakin berkurang. Nilai pH menurun karena alkalinitas yang ada dipakai untuk menghidrolisis kation besi menjadi padatan $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Pada Gambar 3 dapat dilihat bahwa nilai TSS akhir terkecil dari air limbah juga terjadi pada dosis 80 ppm, dimana telah diketahui bahwa pada pH ini flok yang terbentuk lebih besar bila dibandingkan pada variasi lain.

Dari hasil uji kandungan logam yang terdapat pada Tabel 1, terlihat data pada *blank test*, hasil pada kondisi optimal yaitu pada pH 8 dan dosis 80 ppm, dan juga hasil pada kondisi dengan nilai turbiditas tertinggi yaitu pada pH 7 dan dosis 220 ppm. Berdasarkan hasil uji, terdapat kandungan Fe yang tinggi pada model air limbah.

Tabel 1. Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan Koagulan FeCl_3

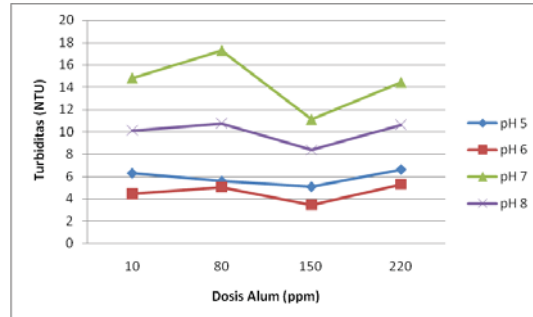
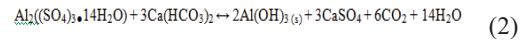
Sampel	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)
Air Limbah	20	0.38	0.76
pH 8, 80 ppm	0.43	0.12	<0.01
pH 7, 220 ppm	39	0.24	<0.01

Pada dosis optimal, terlihat penurunan kandungan ketiga logam. Hal ini dapat membuktikan efektifitas penggunaan koagulan untuk mengurangi kandungan logam pada air limbah. Sedangkan pada kondisi terburuk, justru terlihat peningkatan kandungan Fe yang sangat signifikan. Peningkatan ini terjadi karena kelebihan dosis yang menyebabkan kation logam Fe dari koagulan membentuk padatan terlarut dan bukannya partikel flok. Hal tersebut juga berkaitan erat dengan sifat kelarutan hidroksida besi dalam air, dimana pada pH yang tidak tepat, nilai konstanta kelarutan lebih besar bila dibandingkan pada pH optimal.

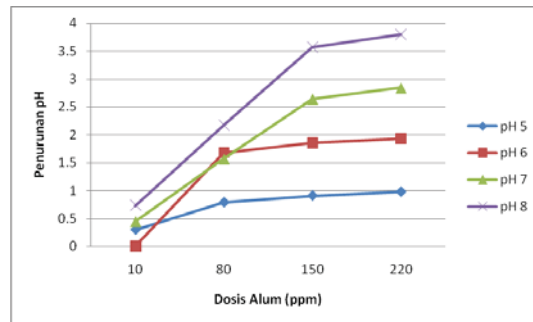
Koagulan $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

Pada dasarnya, garam logam $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ atau alum juga merupakan garam logam yang dapat mengion menjadi kation trivalen bila dilarutkan ke dalam air

sebagaimana halnya garam logam FeCl_3 . Tetapi dalam aplikasinya pada pengolahan air limbah, khususnya yang mengandung banyak padatan tersuspensi, hasil koagulasi dengan menggunakan garam logam ini akan memiliki perbedaan dengan FeCl_3 . Garam logam ini akan membentuk padatan logam hidroksida bila bereaksi dengan alkalinitas dengan reaksi sebagai berikut:



Gambar 4. Pengaruh Variasi Dosis alum terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda

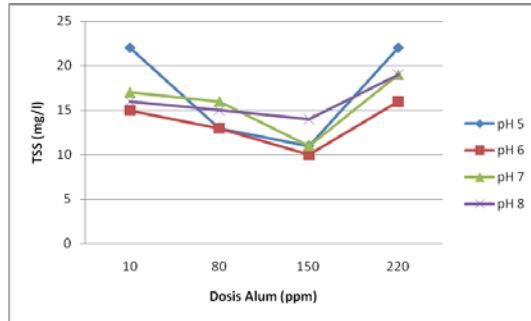


Gambar 5. Nilai Penurunan pH Pada Dosis Koagulan Alum Yang Berbeda

Pada Gambar 5, dapat kita lihat bahwa performa koagulan optimum terjadi pada dosis 150 ppm, dimana kecenderungan ini juga terjadi pada pH yang berbeda. Berbeda dengan koagulan FeCl_3 , perbedaan ukuran flok yang terbentuk pada dosis optimum dan pada variasi dosis lain tidak terlihat dengan jelas. Walaupun begitu, uji turbiditas menunjukkan bahwa kekeruhan minimum dicapai pada dosis koagulan 150 ppm. Dari hal tersebut dapat disimpulkan bahwa mekanisme yang dominan dalam proses koagulasi dengan koagulan alum ini adalah mekanisme kompresi lapisan ganda. Pada dosis 10 dan 80 ppm, penambahan garam logam belum cukup untuk mendapatkan turbiditas optimal dimana flok yang terbentuk karena gaya van der Waals antar partikel belum cukup banyak. Sedangkan pada dosis 220 ppm, nilai turbiditas kembali naik karena terjadinya restabilisasi suspensi karena kelebihan kation pada larutan.

Pada penggunaan koagulan alum, perbandingan nilai turbiditas akhir pengolahan air limbah pada dosis

optimal dengan pada dosis lain menunjukkan nilai turbiditas akhir yang tidak terlalu jauh, berbeda dengan pada penggunaan koagulan FeCl_3 . Hal ini dapat disebabkan oleh ion logam hidroksida aluminium yang terbentuk pada larutan tidak memberikan warna yang mencolok seperti ion logam hidroksida besi sehingga tidak terlalu mempengaruhi nilai turbiditas akhir.



Gambar 6. Pengaruh Variasi Dosis Koagulan alum terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda

Dari Gambar 5 dapat terlihat bahwa pH optimal terjadinya proses koagulasi adalah pada pH 6. Hal ini sejalan dengan kelarutan minimal untuk hidroksida logam aluminium yaitu pada pH 6.3 [Donald W., 1979], mendekati nilai pH optimal pada percobaan.

Dari Gambar 6, dapat terlihat bahwa dengan penambahan dosis koagulan, maka nilai pH pada akhir proses koagulasi semakin turun. Nilai pH mengalami penurunan karena alkalinitas air limbah dipakai untuk membentuk padatan logam hidroksida $\text{Al}(\text{OH})_3$ dimana penurunannya berbanding lurus dengan penambahan koagulan.

Pada Gambar 7, terlihat bahwa nilai TSS akhir air limbah berbanding lurus dengan nilai turbiditas akhir pada dosis koagulan dan pH yang sama. Hal ini menandakan bahwa penyapuan partikel-partikel koloid oleh flok yang terbentuk berjalan optimal, walaupun flok yang terbentuk berukuran kecil. Selain itu, kesinambungan ini memperlihatkan bahwa ion logam hidroksida yang terbentuk tidak mempengaruhi hasil uji turbiditas dimana ion logam hidroksida aluminium tidak memberikan efek warna seperti pada penggunaan koagulan FeCl_3 .

Dari hasil uji kandungan logam yang terdapat pada Tabel 2, terlihat data pada *blank test*, hasil pada kondisi optimal yaitu pada pH 6 dan dosis 150 ppm, dan juga hasil pada kondisi dengan nilai turbiditas tertinggi yaitu pada pH 7 dan dosis 80 ppm. Dari data yang didapat, terlihat perbedaan penurunan kandungan Fe dan Mn dimana penurunan kandungan logam pada kondisi optimal lebih besar bila dibandingkan pada kondisi terburuk. Pada pH 7 dan dosis 80 ppm, justru terlihat peningkatan kandungan Al pada hasil pengolahan air limbah. Hal tersebut disebabkan oleh aluminium hidroksida yang tidak mengendap dan justru terlarut pada air hasil olahan. Hal ini dapat dijelaskan oleh kurva kesetimbangan hidroksida aluminium di air,

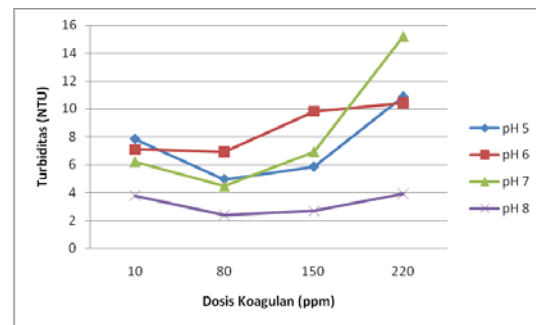
dimana proses koagulasi pada pH yang tidak tepat justru akan membuat kandungan aluminium hidroksida terlarut semakin besar.

Tabel 2. Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan koagulan Alum

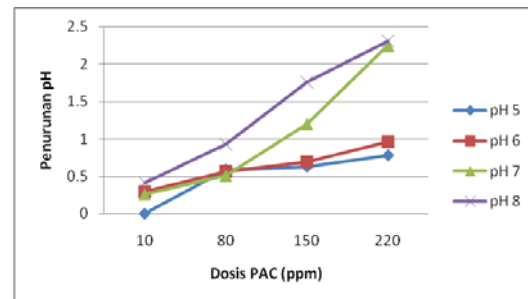
Sampel	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)
Air Limbah	20	0.38	0.76
pH 6, 150 ppm	0.77	0.31	<0.01
pH 7, 80 ppm	1.88	0.33	1.5

Koagulan PAC

Pada umumnya koagulan polimer anorganik ini dirumuskan sebagai $[\text{Al}_2(\text{OH})_n\text{Cl}_{6-n}]_m$, dengan $m < 10$ dan $n < 5$. Kerja koagulan ini hampir sama dengan koagulan kationik tetapi memiliki kelebihan yaitu aktivitas yang tinggi dan memiliki kandungan *basicity* atau basisitas sehingga penurunan pH pada hasil akhir pengolahan air limbah tidak terlalu besar. Telah diketahui bahwa polimer ini mengandung spesies kation Al_{13} ($[\text{AlO}_4\text{Al}_{12}(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{12}]^{7+}$) yang merupakan spesies yang berperan penting dalam pembentukan flok.



Gambar 7 Pengaruh Variasi Dosis PAC terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda

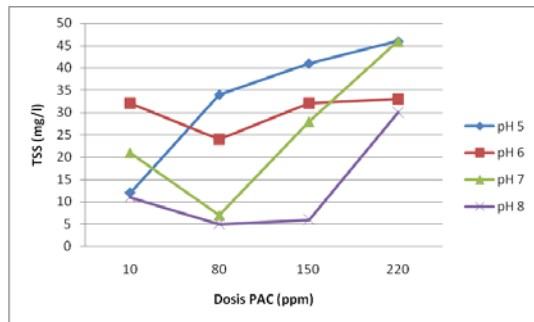


Gambar 8 Nilai Penurunan pH Pada Dosis Koagulan PAC Yang Berbeda

Pada Gambar 7 dapat kita lihat bahwa dosis optimal terjadinya proses koagulasi adalah pada dosis 80 ppm. Pada dosis 10 ppm, walupun terlihat flok yang besar, tetapi nilai turbiditasnya masih lebih tinggi dari nilai turbiditas pada dosis 80 ppm. Hal ini terjadi karena kurangnya kation yang dapat mengkompresi

lapisan ganda partikel koloid sehingga walaupun mekanisme *sweep floc* dapat bekerja, penggumpalan partikel karena gaya tarik van der Waals tidak terlalu signifikan.

Pada dosis 150 dan 220 ppm, dapat dilihat bahwa nilai turbiditas kembali naik. Pada dosis ini pun terlihat flok yang besar, tetapi nilai turbiditasnya lebih tinggi dari variasi dosis 80 ppm. Hal ini disebabkan oleh restabilisasi muatan partikel-partikel koloid karena kelebihan kation pada larutan sehingga walaupun terjadi mekanisme *sweep floc*, masih banyak partikel koloid yang tidak saling menempel dan menggumpal.



Gambar 9 Pengaruh Variasi Dosis Koagulan PAC terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda

Dari Gambar 7, terlihat bahwa koagulasi optimal terjadi pada pH 8. Telah diketahui bahwa kandungan spesies Al_3 pada koagulan ini memiliki peran penting dalam pembentukan flok. Pengaruh pH yang paling besar pada penggunaan koagulan ini adalah bahwa pembentukan endapan dari Al_3 dapat terjadi optimal pada pH Basa [Jr-Lin Lin et al., 2009]. Hal ini sesuai dengan hasil yang didapat bahwa koagulasi optimal pada pH 8 memiliki kisaran nilai turbiditas yang berbeda dari variasi pH lainnya.

Kogulan ini memiliki nilai basisitas yang memungkinkan terjadinya koagulasi dengan keadaan alkalinitas yang rendah. Dari Gambar 8, dapat dilihat bahwa nilai penurunan pH pada setiap variasi koagulan dan variasi pH tidak sebesar penurunan pH pada penggunaan koagulan alum dan $FeCl_3$. Hal ini disebabkan oleh pada saat PAC terhidrolisis, flok yang terbentuk bergabung dengan ion klorida sehingga asam tidak dapat terbentuk [Frank N. Kemmer, 1988]. Selain itu, basisitas yang terkandung pada PAC juga ikut meminimisasi konsumsi alkalinitas.

Dari Gambar 9, terlihat bahwa kandungan TSS minimum juga terjadi pada dosis 80 ppm dan pH 8. Hal ini sesuai dengan kondisi pada turbiditas minimum. Dengan demikian, dapat disimpulkan bahwa *sweep floc* yang terjadi dapat menyapu partikel-partikel koloid dengan baik.

Dari hasil uji kandungan logam yang terdapat pada Tabel 3, terlihat data pada *blank test*, hasil pada kondisi optimal yaitu pada pH 8 dan dosis 80 ppm, dan juga hasil pada kondisi dengan turbiditas tertinggi yaitu pada pH 7 dan dosis 220 ppm. Pada hasil yang didapatkan,

terlihat bahwa pada kondisi optimal, penurunan kandungan logam cukup signifikan. Kandungan Al pada pH 7 dan dosis 220 ppm memperlihatkan kandungan logam Al yang tinggi. Hal tersebut dapat disebabkan oleh banyaknya spesies Al_3 yang tidak berhasil membentuk endapan.

Tabel 3. Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan koagulan PAC

Sampel	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)
Air Limbah	20	0.38	0.76
pH 8, 80 ppm	0.39	0.19	<0.01
pH 7, 220 ppm	1.32	0.26	20.39

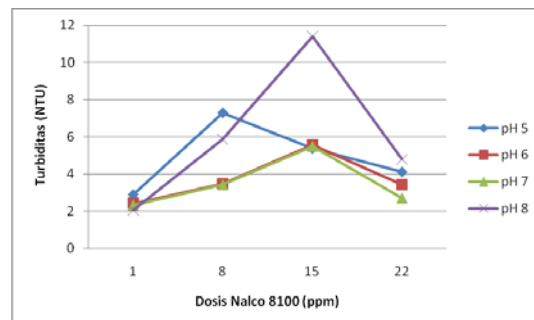
Koagulan Nalco 8100

Nalco 8100 merupakan merek dagang salah satu koagulan polimer organik dari PT Nalco. Koagulan ini merupakan koagulan polimer organik kationik dengan kandungan *epichlorohydrin dimethylamine* dengan berat molekul antara 50,000 sampai 150,000 g/mol. Koagulan ini bekerja dengan menetralkan muatan dan juga dengan mekanisme *bridging*, dimana mekanisme ini merupakan mekanisme destabilisasi yang menjadi keunggulan koagulan ini.

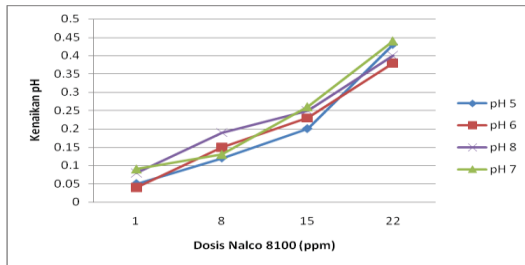
Pada percobaan, secara visual variasi dosis 15 ppm memberikan pembentukan flok yang besar, tetapi pada dosis ini larutan menjadi kekuningan. Variasi dosis telah dicoba pada dosis yang lebih kecil dari 1 ppm dan lebih besar dari 22 ppm dan hasilnya menunjukkan pembentukan flok yang semakin buruk dan turbiditas yang didapat lebih tinggi dari rentang variasi dosis pada percobaan. Warna kekuningan ini merupakan hasil dari oksidasi senyawa besi yang dapat dilihat pada uji kandungan logam pada Tabel 4.

Tabel 4. Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan koagulan Nalco 8100

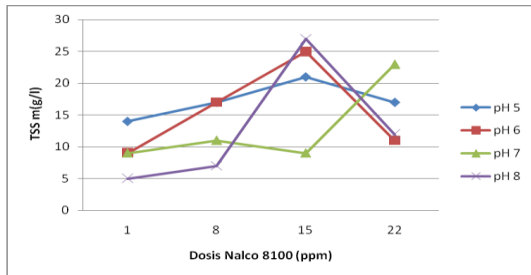
Sampel	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)
Air Limbah	20	0.38	0.76
pH 8, 1 ppm	0.11	<0.01	<0.01
pH 8, 15 ppm	6.85	0.1	<0.01



Gambar 10. Pengaruh Variasi Dosis Nalco 8100 terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda



Gambar 11. Nilai Kenaikan pH Pada Dosis Koagulan Nalco 8100 Yang Berbeda



Gambar 12. Pengaruh Variasi Dosis Koagulan Nalco 8100 terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda

Pada Gambar 10 dapat kita lihat bahwa tidak terdapat kecenderungan yang terlihat jelas antar tiap variasi pH. Hal ini disebabkan karena koagulan ini tidak bekerja berdasarkan kelarutannya di dalam air untuk membentuk hidroksida sehingga tidak terdapat korelasi yang signifikan antara kinerja koagulan dan pH. Perbedaan yang terjadi pada variasi pH terjadi karena perbedaan sifat dari zat-zat terlarut, terutama logam terlarut, pada pH yang berbeda.

Koagulan ini memiliki bagian-bagian aktif pada struktur polimernya, dimana Nalco 8100 memiliki bagian aktif yaitu gugus *quaternary ammonium* dengan muatan positif. Bagian aktif ini memiliki fungsi sebagai penetral muatan partikel koloid. Selain itu, bagian aktif ini juga merupakan tempat partikel koloid mengadsorpsi molekul koagulan polimer untuk membentuk jembatan antar partikel. Dengan terhubungnya beberapa partikel menjadi partikel flok maka mekanisme *bridging* dapat terjadi. Terbentuknya partikel flok yang besar juga dapat membantu proses destabilisasi dengan mekanisme *sweep floc*.

Sedikit kenaikan pH yang terjadi pada air limbah yang telah diolah disebabkan oleh reaksi antara polimer ini dengan air yang menghasilkan ion OH⁻ [Frank N. Kemmer, 1988]. Tiap variasi pH memberikan kecenderungan yang sama, yaitu kenaikan pH yang hampir seragam.

Pada dosis 15 ppm, terlihat kecenderungan nilai TSS yang tinggi bila dibandingkan pada variasi dosis lain. Hal ini disebabkan oleh hasil oksidasi senyawa besi yang tidak larut tetapi juga tidak ikut terbawa mekanisme *sweep floc* oleh flok yang terbentuk.

Dari hasil uji kandungan logam yang terdapat pada Tabel 4, terlihat data pada *blank test*, hasil pada kondisi optimal yaitu pada pH 8 dan dosis 1 ppm, dan juga

hasil pada kondisi terburuk yaitu pada pH 8 dan dosis 15 ppm. Berdasarkan hasil uji kandungan logam, koagulan ini pada kondisi optimal bekerja sangat baik dalam mengeliminasi kandungan logam pada air limbah. Sedangkan pada pH 8 dan dosis 15 ppm dimana variasi ini memiliki nilai turbiditas tinggi karena warna air limbah yang kekuningan, terlihat kandungan Fe yang tinggi.

Kesimpulan

Koagulan yang dipakai terbukti dapat digunakan untuk mengolah air limbah batubara, dimana dosis optimal untuk setiap koagulan merupakan jumlah koagulan yang tepat untuk mendestabilisasi partikel koloid dalam air limbah.

Koagulan kationik Al₂(SO₄)₃ dan FeCl₃ bekerja berdasarkan sifat kelarutannya di dalam air untuk mendestabilisasi partikel koloid pada air limbah batubara, dimana kelarutan dari koagulan kationik merupakan fungsi pH. Penurunan pH pada air hasil olahan dengan menggunakan koagulan kationik cukup besar bila dibandingkan dengan dua koagulan lainnya.

Koagulan PAC dapat bekerja optimal pada kondisi pH basa. Penurunan pH pada air hasil olahan dengan menggunakan koagulan PAC tidak sebesar pada penggunaan koagulan kationik karena basisitas yang terdapat pada PAC. Kinerja koagulan polimer organik kationik Nalco 8100 tidak dipengaruhi oleh pH. Secara keseluruhan, koagulan yang paling efektif dan efisien dalam mengolah air limbah adalah Nalco 8100 dengan hasil:

- Turbiditas 2.06 NTU
- TSS 5 mg/l
- Kandungan Fe 0.11 mg/l
- Kandungan Mn < 0.01 mg/l
- Kandungan Al < 0.01 mg/l

Daftar Acuan

- [1] Harvey E. Belkin and Susan J. Tewalt, *Geochemistry of Selected Coal Samples from Sumatra, Kalimantan, Sulawesi, and Papua, Indonesia*, U.S. Geological Survey, Reston, 2007, Ch.1.pp. 2.
- [2] Bruce G. Miller, *Coal Energy System*, Elsevier Press, San Diego, 2005, Ch. 3.pp.77-118.
- [3] Hardi Putra, *Perancangan Unit Presipitasi Pengolahan Air Limbah Coal Processing Plant (CPP) Site Lati PT. Berau Coal*, Universitas Indonesia, Depok, 2007.
- [4] Donald W. Sundstrom and Herbert E. Klei, *Wastewater Treatment*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1979, Ch.12.pp.335-355.
- [5] Jr-Lin Lin et al, *The origin of Al(OH)₃-rich and Al₁₃-aggregate flocs composition in PACl coagulation*, Taiwan, 2009.
- [6] Frank N. Kemmer, *The Nalco Water Handbook 2nd Edition*. USA, Mcgraw Hill, 1988, Ch.9.pp.8.3-8.23.