

TEKNOLOGI PENGOLAHAN AIR ASAM TAMBANG BATUBARA “Alternatif Pemilihan Teknologi”

Water Treatment Technology of Acid Mine Drainage "Alternative Technology Selection"

Oleh :

Nusa Idaman Said

Pusat Teknologi Lingkungan, BPPT

Abstrak

Sistem pengolahan air asam tambang secara umum dapat dikategorikan sebagai sistem pengolahan aktif atau sistem pengolahan pasif, yang berbeda sesuai dengan kemampuannya untuk menangani keasaman, laju alir serta beban keasaman di dalam influen air asam tambang. Kebanyakan sistem pasif dan aktif memanfaatkan agregat karbonat untuk menetralkan pH dan untuk mempercepat pengendapan logam sebagai hidroksida atau mineral sulfida. Selain itu, sistem pengolahan pasif sering menggunakan bahan organik untuk meningkatkan alkalinitas, dan untuk menciptakan kondisi reduksi yang mendukung pengendapan sulfida logam.

Pengolahan aktif dapat dirancang untuk mengatasi setiap permasalahan air asam tambang dengan berbagai tingkat keasaman, laju alir dan beban asiditas (acidity). Pengolahan aktif air asam tambang dapat dilakukan dengan menggunakan peralatan yang tetap atau peralatan portabel untuk pengolahan ditempat (in-situ). Sistem pengolahan pasif hampir selalu digunakan sebagai solusi permanen untuk berbagai jenis air asam tambang (AMD) dengan biaya yang jauh lebih rendah dibandingkan dengan proses pengolahan aktif, dan sangat sesuai untuk pengolahan air asam tambang dengan laju alir serta asiditas yang rendah.

Faktor kunci dalam pemilihan dan desain sistem pengolahan asam tambang baik pengolahan aktif maupun pengolahan pasif adalah sifat kimia air termasuk pH, konsentrasi logam, konsentrasi sulfat dan kondisi redoks dan laju alir, serta tujuan pengolahan air asam tambang. Faktor penting lainnya adalah modal dan biaya operasi, ketersediaan material atau bahan kimia yang cocok untuk pengolahan serta isu-isu pengelolaan lumpur.

Kata Kunci: Air asam tambang, pengolahan aktif, pengolahan pasif, tambang batubara.

Abstract

Acid Mine Drainage (AMD) treatment systems can be broadly categorised as either active or passive systems, which differ according to their ability to handle Acidity, flow rate and Acidity Load of the influent AMD. Most passive and active systems utilise aggregate carbonate to neutralise the pH and encourage precipitation of metals as hydroxides or sulphide minerals. In addition, passive treatment systems often use organic matter to provide alkalinity and create reducing conditions which favour the precipitation of metal sulphides.

Active treatment systems can be engineered to accommodate essentially any acidity, flow rate and acidity load. Active treatment of AMD can be achieved using fixed plants or portable equipment for in-situ treatment. Passive treatment systems are almost invariably used for post closure treatment scenarios, and are best suited to AMD with low Acidity and low flow rates.

The key factors in selection and design of active and passive AMD treatment systems are water chemistry including pH, metals, sulphate levels and redox state and flow rate of influent AMD, and the objectives of AMD treatment. Other important factors include capital and operating costs, availability of suitable treatment reagents or materials and sludge management issues.

Keywords: Acid Mine Drainage, Active Treatment, Passive Treatment, Coal Mining.

1. PENDAHULUAN

1.1 Masalah Air Asam Tambang

Indonesia adalah salah satu negara penghasil batubara yang cukup besar. Jumlah sumber daya batubara Indonesia berdasarkan perhitungan Pusat Sumber Daya Geologi, Departemen Energi dan Sumber Daya Mineral tahun 2005 adalah sebesar 61,366 miliar ton (Anonim, 2006).

Batubara adalah bisnis energi yang paling besar. Saat ini sekitar 30% dari energi listrik yang dihasilkan dunia berasal dari batubara. China merupakan pengguna batubara paling besar di dunia, dengan konsumsi sekitar 50% dari konsumsi dunia atau diperkirakan mencapai nilai 4,1 milyar ton per tahunnya dan menghasilkan sekitar 80 persen tenaga listrik yang ada di China.

Jika dilihat dari laju pertumbuhan ekonomi negara-negara Asia, diperkirakan pada tahun 2030 penggunaan batubara untuk memenuhi kebutuhan energi listrik di Asia akan mencapai 7 milyar ton. Dengan jumlah kebutuhan yang besar tersebut, permintaan batubara di Asia akan terus meningkat. Sebagai salah satu negara penghasil batubara di dunia, Indonesia berpeluang untuk terus meningkatkan hasil produksi batubaranya. Dengan semakin meningkatnya kegiatan penambangan batubara, potensi akan timbulnya dampak negatif yang timbul akibat adanya kegiatan penambangan pun akan semakin meningkat.

Kegiatan penambangan merupakan kegiatan dengan daya ubah lingkungan yang sangat besar. Kegiatan ini dapat mengakibatkan terjadinya perubahan lingkungan yang dapat memicu terjadinya perubahan kimiawi yang berdampak pada kualitas air tanah dan air permukaan. Selain itu kegiatan penambangan juga akan mengakibatkan terjadinya perubahan fisik berupa perubahan morfologi dan topografi lahan. Lebih dari itu, iklim mikro pun akan turut mengalami perubahan akibat berubahnya kecepatan angin, gangguan habitat biologi berupa flora dan fauna, serta penurunan produktivitas tanah.

Salah satu permasalahan yang terjadi pada saat penambangan batu bara adalah masalah air asam tambang, yaitu air hujan atau air tanah yang tercampur dengan batuan yang mengandung sulfida tertentu yang ada di dalam batubara, sehingga air tersebut bersifat sangat asam dan biasanya mengandung zat besi serta mangan dengan konsentrasi yang tinggi. Selain itu pada saat penambangan air tanah atau air hujan yang terkumpul di dalam kolam tambang selain bersifat asam juga seringkali mengandung zat padat tersuspensi (*suspended solids*, SS) dengan konsentrasi yang tinggi. Pada saat pengerukan atau penambangan batubara air tersebut harus

dikeringkan atau dibuang dan sebelum dibuang atau dialirkan ke badan air harus diolah terlebih dahulu sampai memenuhi baku mutu sesuai dengan peraturan yang berlaku.

1.2 Tujuan Penelitian

Tujuan penelitian adalah mengidentifikasi permasalahan air asam tambang dari kegiatan penambangan batubara, serta alternatif teknologi pengolahan air asam tambang yang dapat digunakan untuk mengatasi permasalahan air asam tambang.

1.3 Metodologi Penelitian

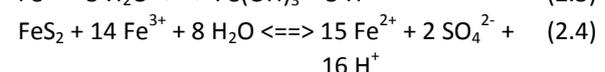
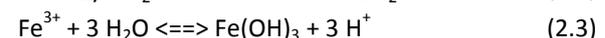
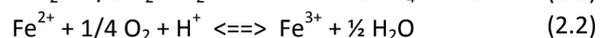
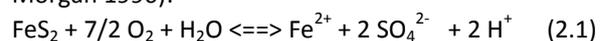
Metodologi yang digunakan dalam kegiatan ini adalah kajian literatur serta analisis data sekunder. Dalam metodologi ini langkah-langkah yang diambil adalah melakukan kajian literatur tentang air asam tambang serta teknologi pengolahan air asam tambang yang banyak digunakan di Indonesia maupun di negara lain.

2. AIR ASAM TAMBANG

Air asam tambang ini terbentuk karena adanya mineral FeS (*pyrite*) yang teroksidasi. Air asam tambang (*acid mine drainage*, AMD) atau air asam batuan (*acid drainage*, AD), adalah air yang berasal dari tambang atau batuan yang mengandung mineral sulfida tertentu yang terpapar dan dalam keadaan teroksidasi.

Beberapa sulfida logam yang sering dijumpai pada wilayah pertambangan antara lain FeS (*pyrite*), FeS₂ (*marcasite*), Fe_xS_x (*pyrrhotite*), PbS (*galena*), Cu₂S (*chalcocite*), CuS (*covellite*), CuFeS₂ (*chalcopyrite*), MoS₂ (*molybdenite*), NiS (*millerite*), ZnS (*sphalerite*), dan FeAsS (*arsenopyrite*).

Di kawasan tambang batubara yang mengandung mineral sulfida dan oksidasi besi sulfida (FeS₂), konversi terbentuknya asam dapat terjadi melalui beberapa reaksi. Secara umum terdapat empat persamaan reaksi utama, yaitu (Stumm & Morgan 1996):

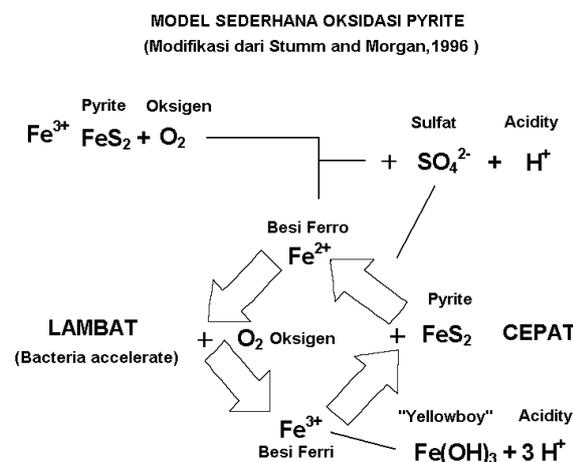


Pada persamaan (2.1), besi sulfida teroksidasi menghasilkan besi ferro (Fe²⁺), sulfat (SO₄²⁻) dan asam (ion H⁺). Besi ferro selanjutnya dapat teroksidasi menjadi bentuk besi ferri (Fe³⁺) seperti ditunjukkan oleh persamaan (2.2). Selanjutnya besi

ferri terhidrolisa menjadi ferri hidroksida (FeOH)₃ dan ion H⁺ (persamaan reaksi 2.3). Keasaman (*acidity*, H⁺) yang terbentuk dapat bertindak sebagai katalis dalam memecah *pyrite* (FeS₂) menghasilkan lebih banyak lagi ion ferro (Fe²⁺), sulfat dan H⁺ (persamaan reaksi 2.4). Jika reaksi seperti yang ditunjukkan pada persamaan di atas melambat atau berhenti, maka pembentukan air asam tambang juga akan melambat atau berhenti.

Penghilangan atau pengurangan air dan atau oksigen dapat mencegah atau menghambat oksidasi *pyrite*. *Pyrite* biasanya ditemukan di bawah lapisan air (*water table*) dimana hampir tidak terdapat oksigen sama sekali, sehingga kondisi oksidasinya terbatas. Pada kondisi seperti ini biasanya tidak terjadi reaksi sama sekali. Pada saat *pyrite* terkandung di dalam batuan yang *massive* (padat), hanya sebagian kecil saja yang dapat teroksidasi melalui kondisi alami. Akibatnya, asam yang terbentuk pun hanya sedikit dan seringkali terencerkan secara alamiah atau ternetralsisir material alkali yang terdapat pada batuan di sekitarnya. Jika sejumlah besar batuan yang mengandung *pyrite* terpecah atau terpapar akibat kegiatan penambangan, maka *pyrite* ini akan bereaksi dan menghasilkan ion Fe atau logam lainnya, sulfat, dan H⁺ atau asam yang akan masuk ke dalam air tanah atau air permukaan.

Pada beberapa kondisi, persamaan (2.2) akan berjalan hanya sampai tahap oksidasi *pyrite* karena konversi ion ferro ke bentuk ion ferri pada kondisi abiotik berjalan lambat pada pH lebih kecil dari 5 (Singer & Stumm 1968, 1970). Bakteri pengoksidasi besi, terutama *Thiobacillus*, dapat mempercepat reaksi tersebut. Dengan demikian aktivitas bakteri juga sangat berperan dalam proses pembentukan air asam tambang (Leathen *et al.*1953, Waksman 1922). Mekanisme oksidasi *pyrite* secara sederhana dapat dilihat pada Gambar 1.



Gambar 1. Mekanisme Dasar Oksidasi Pyrite.

2.1 Pembentukan Air Asam Tambang

Dalam penambangan batubara, timbulnya potensi pengasaman sebagian besar terjadi karena adanya mineral sulfida *pyrite* dan *marcasite*, keduanya mempunyai susunan kimia yang sama, yaitu FeS₂ (53,4 persennya berupa S). Keduanya hanya berbeda dalam bentuk kristalnya.

Mineral sulfat umumnya terjadi sebagai mineral sekunder hasil pelapukan dari oksidasi mineral *pyrite*. Berbagai mineral sulfat yang sering dijumpai pada batuan di tambang batubara adalah *pickeringite*, *halotrichite*, *alunogen*, *copiapite*, *coquimbite*, dll. Sedangkan sulfur organik yang berasal dari material asal tanaman atau dari proses diagenenses molekul organik bukan merupakan formasi yang mengakibatkan pengasaman. Ketika timbunan material dianalisa, prosentase berat total sulfur biasanya ditentukan sebagai rerata perkiraan sulfur *pyritic* dan merupakan potensi pengasaman dari batuan.

Alkalinitas merupakan kebalikan (penetrasi) proses pengasaman. Alkalinitas sebagian besar terjadi karena adanya mineral karbonat, yaitu kalsit dan dolomit. Mineral-mineral silikat (seperti kuarsa, kaolinite, illite, smectite, muscovite) juga dapat menetralkan pengasaman, meskipun kecepatan reaksinya jauh lebih lambat dibandingkan dengan mineral karbonat.

Di antara batuan sedimen yang mengandung lapisan batubara terdapat juga lapisan-lapisan batuan yang memiliki potensi tinggi untuk menghasilkan air asam batuan (*acid rock drainage* atau ARD). Permukaan batuan yang teroksidasi oleh oksigen dan kemudian terkena air akan menghasilkan air asam batuan. Miller (1995) mengembangkan metoda *Nett Acid Generation (NAG) test* untuk mengklasifikasi jenis-jenis lapisan tanah atau batuan yang berpotensi menimbulkan air asam batuan.

2.2 Tipe Air Asam Tambang

Tipe air tambang merupakan hasil dari reaksi kimia yang menghasilkan berbagai macam species senyawa kimia yang mengalami degradasi secara alami dan mengakibatkan ditemukannya berbagai macam tipe atau bentuk senyawa air tambang tersebut.

Dalam menentukan kualitas air tambang diperlukan beberapa kriteria yang dapat menentukan apakah air tambang dapat dimanfaatkan untuk kehidupan manusia, seperti air minum, air mandi dan cuci, air toilet, air irigasi untuk pertanian, air minum untuk perternakan atau air untuk usaha budidaya perikanan atau juga untuk dimanfaatkan sebagai wilayah pariwisata. Adakalanya wilayah kolam air dapat juga digunakan untuk tempat pengembangan

pemukiman atau sering dimanfaatkan sebagai *water front city area*.

Air asam tambang adalah air bersifat asam dan mengandung zat besi dan sulfat, yang terbentuk pada kondisi alami pada saat strata geologi yang mengandung *pyrite* terpapar ke atmosfer atau lingkungan yang bersifat oksidasi. Air asam tambang dapat terbentuk dari tambang batubara, baik pada pertambangan permukaan maupun pertambangan bawah tanah.

Air tambang alkali (*alkaline mine drainage*) adalah air tambang yang mempunyai tingkat keasaman (pH) 6 atau lebih, mengandung alkalinitas tetapi masih mengandung logam terlarut yang dapat menghasilkan asam seperti pada persamaan reaksi (2.2) dan (2.3). Kualitas air tambang, asam atau alkali, bergantung pada ada atau tidaknya kandungan mineral asam (sulfida) dan material alkali (material karbonat) di dalam strata geologi. Umumnya material yang banyak mengandung sulfida dan mengandung sedikit material alkali cenderung membentuk air asam tambang. Sebaliknya material yang banyak mengandung alkali, walaupun mengandung material sulfida dengan konsentrasi yang banyak, sering menghasilkan air alkali (*net alkaline water*).

Menurut Skousen dan Ziemkiewicz (1996) air tambang dapat dikelompokkan ke dalam 5 tipe yaitu:

- **Air Tambang Tipe 1** adalah air tambang yang tidak atau sedikit mengandung alkalinitas (pH < 4,5) dan mengandung Fe, Al, Mn, dan logam lainnya, asam (H⁺) dan oksigen dengan konsentrasi yang tinggi. Air tambang tipe ini disebut air asam tambang (*acid mine drainage*, AMD). Air asam tambang (AMD) mungkin juga merujuk pada air yang mempunyai pH < 6 dan mengandung keasaman bersih (*net acidity*), yaitu keasamannya lebih besar daripada alkalinitasnya.
- **Air Tambang Tipe 2** adalah air tambang yang mempunyai kandungan zat padat terlarut yang tinggi, yakni mengandung besi ferro dan Mn yang tinggi, sedikit atau tanpa mengandung oksigen, dan pH > 6. Pada kondisi teroksidasi, pH air tipe ini dapat turun secara tajam sehingga berubah menjadi air tipe 1.
- **Air Tambang Tipe 3** adalah air tambang yang mengandung zat padat terlarut dengan konsentrasi sedang sampai tinggi, mengandung besi ferro dan Mn dengan konsentarsi rendah sampai sedang, tanpa atau sedikit mengandung oksigen, pH > 6, dan alkalinitas lebih besar dari keasaman (*acidity*). Umumnya disebut juga dengan air tambang alkali (*alkaline mine drainage*). Pada kondisi teroksidasi, asam yang terbentuk dari hidrolisa logam dan reaksi pengendapan akan dinetralkan oleh senyawa alkali yang sudah terdapat di dalam air.

- **Air Tambang Tipe 4** adalah air asam tambang tipe 1 yang dinetralkan hingga pH-nya > 6 dan mengandung partikel tersuspensi dengan konsentrasi yang tinggi. Pengendapan hidroksida logam di dalam air belum terjadi. Dengan waktu tinggal yang cukup di dalam kolam, maka partikel tersuspensi akan mengendap.
- **Air Tambang Tipe 5** adalah air asam tambang yang telah dinetralkan sehingga pH-nya > 6 dan mengandung zat padat terlarut dengan konsentrasi yang tinggi. Setelah hampir seluruh hidroksida logam diendapkan di dalam kolam pengendap, kation utama yang masih tertinggal di dalam air dengan konsentrasi yang tinggi umumnya adalah kalsium (Ca) dan magnesium (Mg) terlarut. Anion terlarut seperti bikarbonat dan sulfat masih tertinggal di dalam air. Jika pada proses netralisasi mengalami kekurangan alkalinitas, air tambang tipe 5 ini tidak akan terbentuk.

Tipe lain dari air tambang terjadi dari tambang yang mengandung sedikit sulfida dan karbonat dengan konsentrasi rendah sampai sedang. Air tipe ini biasanya mendekati pH netral, spesifik konduktan rendah (< 100 $\mu\text{S}/\text{mm}$) dan alkalinitas mendekati setimbang. Air tipe ini dikelompokkan sebagai air netral atau *inert*.

Di antara tipe-tipe air tambang di atas terdapat kemungkinan adanya tipe transisi sehingga pengambilan data yang sesuai dan analisa konsentrasi logam, pH air, serta status oksigen perlu dilakukan untuk menentukan tipe atau karakteristik air tambang.

2.3 Bentuk Sulfur Di Dalam Batuan

Sulfur di dalam batubara atau batuan yang berasosiasi dengan batubara terdapat dalam bentuk sulfur organik, sulfat atau *pyrite*. Sulfur organik ditengarai bergabung dengan senyawa organik kompleks di dalam batubara, dan umumnya senyawa sulfur jenis ini kurang reaktif terhadap senyawa kimia sehingga kurang berperan dalam pembentukan air asam tambang.

Sulfur dalam bentuk sulfat biasanya ditemukan dalam jumlah yang sedikit di dalam batubara atau batuan yang mengandung *pyrite* yang masih baru ditambang. Sulfur dalam bentuk sulfat umumnya terjadi akibat oksidasi sulfida. Beberapa mineral sulfat, misalnya *jarosite* ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), dapat terlarut dan menghasilkan larutan asam di dekat lingkungan permukaan.

Senyawa sulfur dalam bentuk *pyrite* atau sulfida merupakan bentuk sulfur yang paling dominan di dalam kebanyakan batubara. Senyawa tersebut merupakan bentuk sulfur yang mendapat perhatian yang paling besar. Dari seluruh mineral

sulfida yang mungkin ada, besi disulfida (FeS_2) merupakan bentuk yang paling dominan dan merupakan pembentuk asam yang utama. Oleh karena itu potensial keasaman maksimum (*maximum potential acidity*, MPA) dari contoh lapisan tanah penutup yang baru sangat dipengaruhi oleh kandungan sulfur dalam bentuk *pyrite*. Dari hasil beberapa studi ditunjukkan bahwa variasi kandungan total sulfur di dalam contoh lapisan tanah penutup sebanding dengan variasi kandungan *pyrite* yang ada di dalam contoh tersebut.

Beberapa type *pyrite* diketahui berdasarkan bentuk kenampakan fisiknya dan secara umum dikelompokkan menjadi 6 grup yaitu (i) *primary massive*, (ii) *plant replacement pyrite*, (iii) *primary euhedral pyrite*, (iv) *secondary cleat (joint) coats*, (v) *mossy pitted pyrite*, dan (vi) *framboidal pyrite*. Caruccio (1988) telah melakukan *review* secara ekstensif terhadap beberapa bentuk yang berbeda, morfologi dan reaktivitas material *pyrite*.

Persamaan untuk oksidasi *pyrite* menunjukkan bahwa material yang mengandung 1% sulfur dalam bentuk *pyrite* akan menghasilkan reaksi sempurna membentuk sejumlah asam sulfat yang memerlukan 31,25 mg CaCO_3 untuk menetralkan 1000 mg material (Sobek 1978).

Reaksi oksidasi *pyrite* dipengaruhi oleh beberapa factor, antara lain:

- Luas permukaan aktif dari *pyrite* (Singer & Stumm 1968),
- Bentuk formasi dari *pyrite* (Caruccio *et al.* 1988),
- Konsentrasi oksigen. (Smith & Shumate 1970),
- pH larutan (Smith & Shumate 1970).
- Adanya senyawa yang bersifat katalis (Caruccio *et al.* 1988),
- Frekuensi pencucian (Caruccio *et al.* 1988),
- Adanya bakteri *Thiobacillus* (U.S. Environmental Protection Agency 1971).

2.4 Standar Efluen Kegiatan Penambangan Batubara

Operator tambang batubara harus memenuhi standar kinerja untuk reklamasi tanah bekas tambang, terutama yang berhubungan dengan air asam tambang. Oleh karena itu, pengolahan air asam tambang perlu dilakukan agar efluen air limpasan dari bekas tambang yang masuk ke perairan tidak mencemari lingkungan. Standar efluen atau baku mutu air limbah kegiatan penambangan menurut Keputusan Menteri Lingkungan Hidup RI No.113 Tahun 2003 diberikan pada Tabel 1. Sedangkan standar efluen atau baku mutu untuk kegiatan pengolahan/pencucian batubara sama dengan Tabel 1 hanya saja kadar maksimum nilai residu tersuspensinya adalah 200 mg/l, dan volume air

limbah maksimum adalah 2 m³ per ton produk batubara

Tabel 1. Baku Mutu Air Limbah Kegiatan Penambangan Batubara.

Parameter	Satuan	Kadar Maksimum
pH	-	6 - 9
Residu Tersuspensi	mg/l	400
Besi (Fe)	mg/l	7
Mangan (Mn)	mg/l	4

3. TEKNOLOGI PENGOLAHAN AIR ASAM TAMBANG

Pengolahan air asam tambang dapat dilakukan dengan cara netralisasi, yaitu dengan menambahkan bahan kimia yang bersifat basa. Bahan kimia yang umum digunakan untuk netralisasi ini adalah kapur (CaCO_3), *hydrated lime* (Ca(OH)_2), *soda-ash* (Na_2CO_3), atau *caustic soda* (NaOH).

Secara umum ada dua metoda yang dapat digunakan untuk pengolahan air asam tambang, yaitu teknologi pengolahan aktif dan teknologi pengolahan pasif. Pada teknologi pengolahan aktif, proses-proses yang digunakan adalah netralisasi, aerasi dan pengendapan. Netralisasi adalah proses penambahan bahan kimia untuk menetralkan pH air asam tambang agar proses penghilangan besi di air dapat berjalan dengan baik. Proses aerasi adalah penambahan oksigen dalam air asam tambang agar besi yang terdapat di dalam air asam tambang bereaksi dengan oksigen dimana selanjutnya Fe akan dipisahkan melalui proses pengendapan.

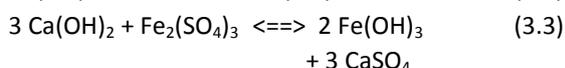
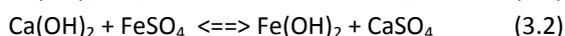
Sementara itu, pada teknologi pengolahan secara pasif, air diolah tanpa membutuhkan bahan kimia dan hanya menggunakan proses kimia dan biologi yang terjadi di alam. Beberapa teknologi pengolahan pasif untuk air asam tambang yang dapat digunakan adalah rawa alamiah (*natural wetland*), rawa buatan (*constructed wetland*), saluran anoksik batu kapur (*anoxic limestone drain*, ALD), Sistem aliran vertikal (*vertical flow system*), dan saluran terbuka batu kapur (*open limestone channe*, OLC).

3.1 Teknologi Pengolahan Air Asam Tambang Secara Aktif (*Active Treatment*)

Sistem pengolahan aktif adalah pengolahan air asam tambang dengan menggunakan bahan kimia alkali untuk meningkatkan pH air, menetralkan keasaman dan pengendapan logam. Meskipun efektif, pengolahan aktif mahal bila biaya peralatan, bahan kimia, dan tenaga kerja dianggap sebagai pertimbangan (Skousen, 1990). Pengolahan kimia mungkin akan dilakukan dalam jangka panjang. Jika

masalah air asam tambang (AMD) terjadi selama waktu penambangan atau setelah reklamasi, rencana untuk mengolah air pembuangan harus dikembangkan. Pengolahan AMD meliputi netralisasi keasaman dan presipitasi ion logam untuk memenuhi persyaratan baku mutu lingkungan. Berbagai metode alternatif pengolahan dapat digunakan untuk memenuhi batas-batas yang ditentukan.

Pengolahan air asam tambang secara aktif (*active treatment*) umumnya menggunakan bahan kimia yang mengandung kapur, bisa dalam bentuk CaCO_3 , Ca(OH)_2 , CaO atau penambahan soda kaustik (NaOH) dan amoniak (NH_3). Reaksi penetralan asam dengan bahan yang mengandung kapur adalah sebagai berikut :



Untuk melakukan pemilihan sistem pengolahan aktif, beberapa hal yang harus diperhatikan antara lain adalah debit aliran air baku, pH, total padatan tersuspensi (TSS), keasaman atau alkalinitas dalam mg/l sebagai CaCO_3 , konsentrasi Fe dan Mn, badan air penerima dan penggunaannya, ketersediaan listrik, jarak antara penambahan bahan kimia dan tempat air masuk ke kolam pengendap, volume serta bentuk kolam pengendap. Setelah mengevaluasi variabel-variabel tersebut selama periode waktu tertentu, operator dapat mempertimbangkan secara ekonomi terhadap bahan kimia berbeda dan alternatif sistem pengolahan aktif.

Kebanyakan sistem pengolahan aktif secara kimia terdiri dari pipa aliran masuk (*inflow pipe*) atau parit atau *ditch* (kadang-kadang sebuah kolam penampungan air baku dan aerator untuk aliran yang besar), sebuah tangki penyimpanan atau tangki (bin) untuk melakukan pengolahan kimia, peralatan kontrol penggunaan bahan kimia, kolam pengendap untuk memisahkan endapan logam-logam oksid-hidroksida, dan titik pengeluaran atau pembuangan. Diagram proses pengolahan air asam tambang secara aktif dapat dilihat pada Gambar 2 (Lampiran).

Di titik pembuangan inilah dilakukan pemantauan nilai kepatuhan baku mutu sesuai dengan peraturan yang berlaku. Jumlah CaCO_3 (ton/thn) diperlukan untuk netralisasi dapat dihitung dengan mengalikan debit aliran (gpm), nilai keasaman AMD (mg/l sebagai CaCO_3), dan faktor 0,0022 adalah unit konversi untuk mendapatkan berat dalam ton per tahun). Hasilnya adalah jumlah ton CaCO_3 yang diperlukan untuk menetralkan beban keasaman (*acidity*) per tahun. Nilai ini (ton CaCO_3 /tahun) kemudian dapat dikalikan dengan

faktor konversi untuk setiap bahan kimia untuk menentukan jumlah bahan kimia yang diperlukan (Tabel 2).

Beberapa bahan kimia yang sering digunakan di dalam pengolahan air asam tambang secara aktif antara lain adalah batu kapur (*limestone*), kalsium hidroksida (*hydrate lime*), Kalsium oksida atau kapur tohor (*quick lime*), soda api atau *caustic soda*, amoniak dan lainnya (Tabel 2).

Tabel 2. Bahan Kimia Yang Banyak Digunakan Untuk Pengolahan Air Asam Tambang.

Nama Umum	Nama Kimia	Rumus Molekul	Faktor Konversi ¹⁾	Efisiensi Netralisasi ²⁾
Batu kapur (Limestone)	Kalsium Karbonat	CaCO_3	1,00	50 %
Hydrate Lime	Kalsium Hidroksida	Ca(OH)_2	0,74	95 %
Kapur Tohor (Pebble Quicklime)	Kalsium Oksida	CaO	0,56	90 %
Soda Abu (Soda Ash)	Sodium Karbonat	Na_2CO_3	1,06	60 %
Soda Api (Caustic Soda)	Sodium Hidroksida	NaOH	0,80	100 %
Padatan Soda Api cair 25 %	Sodium Hidroksida	NaOH	784	100 %
Soda Api cair 50 %	Sodium Hidroksida	NaOH	256	100 %
Amoniak	Amonia Anhidrous	NH_3	0,34	100 %

- 1) Faktor konversi dikalikan dengan perkiraan jumlah ton per tahun keasaman (*acidity*) untuk mendapatkan jumlah bahan kimia untuk netralisasi per tahun (ton).
- 2) Efisiensi netralisasi adalah perkiraan efektifitas relatif dari bahan kimia yang digunakan untuk menetralkan air asam tambang (AMD). Sebagai contoh : jika jumlah keasaman (*acidity*) air asam tambang yang akan dinetralkan adalah 100 ton per tahun (sebagai CaCO_3), maka jika dinetralkan dengan menggunakan hydrate lime (Ca(OH)_2), perkiraan kebutuhan bahan kimia yang diperlukan adalah $100 \times 0,74/0,95 = 78$ ton per tahun.

Bahan kimia oksidator atau oksidan (Tabel 3) kadang-kadang digunakan untuk membantu proses oksidasi untuk meningkatkan pengendapan logam hidroksida dan mengurangi volume flok logam. Senyawa hipoklorit, hidrogen peroksida, dan kalium permanganat telah digunakan untuk pengolahan air asam tambang (AMD) dan telah menunjukkan sebagai bahan oksidator yang sangat efektif. Kalsium peroksida (Trapzene) telah diketahui sebagai bahan pengoksidasi AMD dan bahan menetralkan keasaman AMD (Lilly dan Ziemkiewicz 1992).

Tabel 3. Bahan kimia Yang digunakan untuk Netralisasi, Koagulasi/Flokulasi dan Oksidasi.

Bahan Kimia	Formula	Keterangan
Bahan Penetralan Asam : Batu Kapur	CaCO ₃	Digunakan untuk anoxic limestone drain dan saluran batu kapur terbuka.
Kalsium Hidroksida (hydrate lime)	Ca(OH) ₂	Bahan kimia yang efektif dan ekonomis, tetapi memerlukan pengadukan (mixing).
Kalsium Oksida (pebble quick lime)	CaO	Bahan yang sangat reaktif dan memerlukan peralatan pengukuran (metering).
Soda Abu (Soda Ash)	Na ₂ CO ₃	Cocok untuk daerah yang terpencil, tetapi harganya relatif mahal.
Soda Api (Caustic soda)	NaOH	Sangat larut. Dapat dalam bentuk padat maupun cair. Dalam bentuk cair harganya lebih murah.
Amonia	NH ₃ atau NH ₄ OH	Sangat reaktif dan larut. Dapat diperoleh dalam bentuk cair.
Kalium Hidroksida (Potasium Hydroxide)	KOH	Hampir sama dengan soda api.
Magnesium Hidroksida	Mg(OH) ₂	Sama dengan kalsium hidroksida.
Magnesium Oksida	MgO	Sama dengan kalsium Oksida
Kalsium dioksida (calsium peroxide)	CaO ₂	Digunakan untuk netralisasi dan juga untuk oksidator. Dapat digunakan dalam bentuk bubuk atau bongkahan atau briket.
Debu Tungku (Kiln Dust) Fly Ash	CaO, Ca(OH) ₂ , CaCO ₃ , Ca(OH) ₂	Produk limbah dari industri batu kapur. Kapasitas netralisasinya bervariasi tergantung tiap jenis produknya.
Koagulan / Flokulan : Aluminium Sulfat (Alum)	Al ₂ (SO) ₄	Material Asam, membentuk Al(OH) ₃ .
Ferro sulfat (Copperas)	Fe ₂ SO ₄	Material asam, reaksinya lebih lambat daripada alum.
Ferri Sulfat	Fe ₂ (SO ₄) ₃	Reaksinya lebih cepat dibanding dengan ferro sulfat.
Sodium Aluminat	NaAlO ₂	Bahan koagulan yang bersifat alkali.
Flokulan Anionik	-	Mempunyai muatan permukaan negatif.
Flokulan Kationik	-	Mempunyai muatan permukaan positif.
Flokulan Polyamphlytes	-	Mempunyai muatan permukaan negatif atau positif tergantung dari kondisi pH.

Oksidator (Oxidant) : Kalsium Hipoklorit	Ca(ClO) ₂	Oksidator yang sangat kuat.
Natrium Hipoklorit	NaClO	Juga merupakan oksidator kuat.
Kalsium dioksida	CaO ₂	Untuk menetralkan asam.
Hidrogen Peroksida	H ₂ O ₂	Oksidator kuat.
Kalium Permanganat	KMnO ₄	Oksidator kuat.

3.1.1 Netralisasi

Beberapa jenis bahan kimia utama yang banyak digunakan untuk mengolah air asam tambang (AMD) dapat dilihat pada Tabel 2. Tiap-tiap bahan memiliki karakteristik kimia yang membuatnya lebih atau kurang sesuai untuk kondisi tertentu. Pilihan terbaik di antara berbagai alternatif bergantung pada faktor-faktor teknis dan ekonomi. Faktor-faktor teknis meliputi tingkat keasaman, laju aliran, jenis dan konsentrasi logam yang ada di dalam air, laju dan tingkat pengolahan kimia yang diperlukan, dan yang terakhir adalah kualitas air yang dikehendaki. Faktor-faktor ekonomi meliputi harga bahan kimia, tenaga kerja, mesin dan peralatan, jangka waktu pengolahan yang diperlukan, pemindahan dan pembuangan lumpur, tingkat suku bunga, dan faktor risiko.

Alkalinitas yang cukup harus ditambahkan untuk menetralkan asam dan untuk meningkatkan pH air sampai tingkat tertentu dimana logam yang terlarut dalam air akan membentuk logam hidroksida yang tidak larut dan mengendap. pH yang dibutuhkan untuk mengendapkan sebagian besar logam dari air berkisar antara pH 6-9. Namun, feri hidroksida mengendap pada sekitar pH 3,5 dan aluminium hidroksida mengendap pada pH 4,5. Oleh karena itu, jenis dan jumlah logam di dalam air sangat mempengaruhi pemilihan sistem pengolahan AMD. Besi fero (Fe²⁺) mengendap sebagai padatan fero hidroksida yang berwarna hijau kebiruan pada pH > 8.5. Dengan adanya oksigen, besi fero akan teroksidasi menjadi besi feri (Fe³⁺), dan feri hidroksida membentuk padatan berwarna oranye kekuningan (biasanya disebut *yellow boy*), yang mengendap pada pH > 3,5.

Sebuah cara yang lebih efisien untuk mengolah air asam tambang (AMD) adalah pertama melakukan proses aerasi dan juga untuk menghilangkan gas CO₂ (*outgassing CO₂*), yang akan menyebabkan konversi zat besi dari besi fero (Fe²⁺) ke besi feri (Fe³⁺), dan kemudian menambahkan bahan kimia untuk netralisasi untuk meningkatkan pH sampai 8 untuk membentuk feri hidroksida. Proses aerasi setelah penambahan bahan kimia juga mempunyai keuntungan karena konversi besi fero ke besi feri tergantung pH dan reaksinya lebih cepat pada pH 8. Aerasi sebelum dan setelah pengolahan biasanya mengurangi jumlah bahan kimia yang diperlukan untuk mengendapkan Fe di dalam air.

Aluminium hidroksida umumnya mengendap pada $pH \geq 5,0$, tetapi akan larut kembali pada $pH 9,0$. Pengendapan Mangan hidroksida adalah bervariasi sesuai dengan tingkat oksidasinya, tetapi pada umumnya akan mengendap pada $pH 9,0-9,5$. Namun untuk beberapa kasus, kadang-kadang diperlukan $pH 10,5$ agar penghilangan Mn dalam air dapat dilakukan dengan sempurna. Penghilangan Mn secara sempurna dalam prakteknya relatif sangat sulit untuk dicapai. Kondisi pH tinggi untuk penghilangan mangan tersebut dapat menyebabkan larutnya kembali Al ke dalam air. Untuk pengolahan air dengan konsentrasi Mn dan Al yang tinggi, mungkin diperlukan sistem pengolahan dua fasa. Seperti telah diterangkan sebelumnya, pengolahan secara kimia yang tepat sangat tergantung pada tingkat oksidasi dan konsentrasi logam yang ada di dalam air asam tambang (US Environmental Protection Agency 1983).

Interaksi di antara logam-logam juga mempengaruhi kecepatan dan sejauh mana pengendapan logam terjadi. Misalnya, pengendapan ferri hidroksida akan menghilangkan sebagian besar Mn dalam air pada $pH 8$ karena adanya *co-precipitation*, tetapi hal ini terjadi hanya jika konsentrasi Fe dalam air jauh lebih besar daripada konsentrasi Mn (sekitar 4 kali lebih banyak atau lebih besar). Jika konsentrasi Fe dalam AMD kurang dari empat kali lipat dari konsentrasi Mn, Mn mungkin tidak dapat dihilangkan oleh *co-precipitasi* dan perlu $pH \geq 9$ untuk menghilangkan Mn.

Karena AMD berisi beberapa kombinasi keasaman dan logam, maka tiap-tiap AMD adalah unik dan pengolahannya dengan bahan kimia tersebut bervariasi secara luas di berbagai tempat. Sebagai contoh, AMD dari satu tempat mungkin akan benar-benar dinetralsir dan tidak mengandung logam terlarut pada $pH 8,0$, sedangkan di tempat lain mungkin masih memiliki konsentrasi logam dengan konsentrasi melebihi baku mutu, bahkan setelah pH air dinaikkan sampai $pH 10$.

Beberapa contoh unit peralatan pengolahan untuk menetralkan air asam tambang secara aktif dapat dilihat seperti pada Gambar 3 dan Gambar 4.



Gambar 3. Pembubuhan Larutan Kalsium Hidroksida Pada Air Asam Tambang.

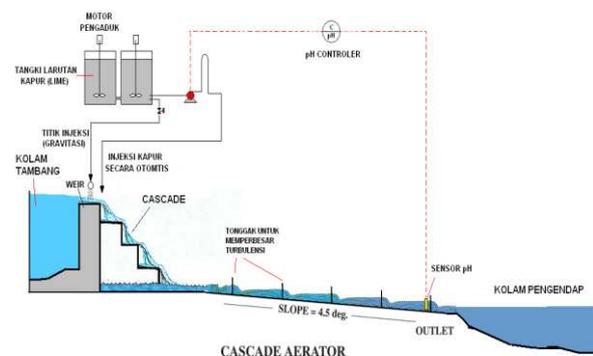
3.1.2 Netralisasi dan Penghilangan Zat Besi (Fe) atau Mangan (Mn) Dengan Kontrol pH Secara Otomatis

Permasalahan yang sering dijumpai di dalam pengolahan air asam tambang adalah fluktuasi pH serta debit air asam tambang terutama pada saat hujan. Selain itu konsentrasi zat besi dan mangan yang ada di dalam air asam tambang juga sering berfluktuasi tergantung dengan curah hujan serta waktu kontak antara air dengan batuan yang mengandung pyrite. Dengan sistem pembubuhan manual hasilnya sering berfluktuasi sehingga sering terjadi pemborosan kebutuhan kapur. Oksidasi zat besi dan mangan sangat dipengaruhi oleh pH air, konsentrasi oksigen terlarut serta waktu reaksi.



Gambar 4. Pembubuhan Kalsium Hidroksida Bubuk pada Air Asam Tambang Secara Manual.

Untuk menjaga agar pH air dapat diatur secara lebih stabil dan konsisten dapat dilakukan dengan cara pembubuhan larutan kapur yang dilengkapi dengan sistem kontrol pH secara otomatis. Sistem pembubuhan larutan kapur dengan kontrol pH secara otomatis dapat dilihat seperti pada Gambar 5.



Gambar 5. Sistem Kontrol pH Dengan Pembubuhan Kapur Secara Otomatis Serta Peningkatan Sistem Cascade Untuk Meningkatkan Proses Aerasi Untuk Oksidasi Besi Dan Mangan.

Sistem injeksi kapur (*lime*) otomatis dilakukan dengan cara memasang sensor pH di lokasi outlet saluran sebelum masuk kolam pengendap, yang dihubungkan dengan pH controler yang dapat di set pada angka pH tertentu. pH *controller* dihubungkan dengan pompa injeksi kapur (*lime*). Jika pH air lebih rendah dari harga pH yang telah di setting maka pH *controller* akan memerintahkan pompa injeksi untuk bekerja, dan jika pH air di outlet mencapai angka pH yang telah di set maka pompa injeksi secara otomatis akan berhenti. Dengan cara demikian maka pH air olahan akan dapat dikontrol dengan baik. Jika pH air yang masuk kolam pengendap dapat dikontrol dengan baik, maka masalah pH air yang keluar kolam pengendap akan dapat diatasi.

Untuk meningkatkan oksidasi besi dan mangan yang ada di dalam air perlu dilengkapi dengan sistem aliran di saluran pengumpul sebelum masuk ke kolam pengendap dengan waktu retensinya yang cukup dan dijaga agar tidak terjadi aliran singkat. Dengan cara demikian maka reaksi oksidasi besi dan mangan oleh oksigen dari udara dapat berjalan lebih efektif. Untuk pembubuhan kapur, beberapa hal yang perlu dipertimbangkan adalah agar proses pencampuran dapat berjalan sempurna dan diusahakan semaksimal mungkin dapat kontak dengan udara agar proses aerasi dapat berjalan lebih baik. Beberapa cara yang dapat dilakukan dengan membuat sistem *cascade aeator*, saluran dengan sekat (*baffle*) horizontal, sistem baffle vertikal dan lainnya. Salah satu contoh pembubuhan kapur yang dilengkapi dengan alat kontrol pH secara otomatis dapat dilihat pada Gambar 6 sampai dengan Gambar 10.



Gambar 7. Titik Pembubuhan Kapur.



Gambar 8. Pompa Injeksi Larutan Kapur.



Gambar 9. Alat Kontrol pH dan Sensor pH.



Gambar 6. Tangki Larutan Kapur.



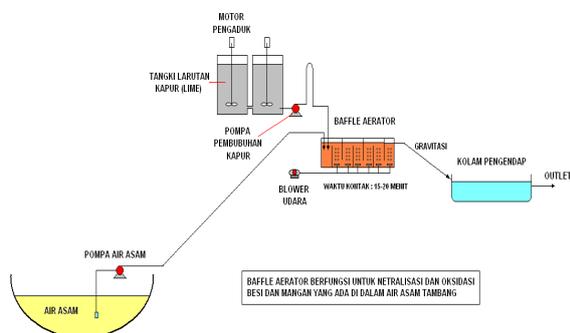
Gambar 10. Pembubuhan Larutan Kapur Dengan Kontrol pH Secara Otomatis.

3.1.3 Netralisasi dan Penghilangan Zat Besi (Fe) atau Mangan (Mn) Dengan Injeksi Kapur Menggunakan Baffle Aerator

Salah satu kendala yang sering terjadi di dalam proses netralisasi serta penghilangan zat besi dan mangan yang ada di dalam air asam tambang adalah proses pencampuran (*mixing*) serta proses aerasi yang tidak optimal, sehingga proses netralisasi serta oksidasi besi dan mangan juga tidak optimal. Untuk meningkatkan kinerja proses pembubuhan kapur perlu dilakukan perbaikan sistem pencampuran (*mixing*) serta perhitungan dosis kapur yang disesuaikan dengan kapasitas pompa air asam. Selain itu, untuk meningkatkan sistem aerasinya, dapat dilakukan beberapa cara misalnya menggunakan sistem *Baffle Aerator*.

Untuk proses *mixing* umumnya memerlukan waktu tinggal (*retention time*) sekitar 2-5 menit, sedangkan untuk proses oksidasi besi dan mangan memerlukan waktu reaksi sekitar 15 menit, dengan pH optimum >7 untuk oksidasi besi, sedangkan untuk oksidasi mangan pH optimumnya >8,5.

Sistem pengolahan air asam dengan baffle aerator dan kolam pengendap dapat dilihat seperti pada Gambar 11, sedangkan beberapa contoh *Baffle Aerator* untuk pengolahan air asam tambang dapat dilihat pada Gambar 12 dan Gambar 13.



Gambar 11. Sistem Pengolahan Air Asam Dengan *Baffle Aerator* Dan Kolam Pengendap.



Gambar 12. Salah Satu Contoh *Baffle Aerator* (Maelstrom Oxidizer).



Gambar 13. Aplikasi *Baffle Aerator* Untuk Pengolahan Air Asam Tambang.

3.1.3.1 Perkiraan Keasaman (*Acidity*) Air Asam Tambang.

Untuk memperkirakan keasaman atau *acidity*, beberapa parameter utama yang diperlukan yaitu pH air, konsentrasi besi ferro (Fe^{2+}), besi ferri (Fe^{3+}), Mn^{2+} , Aluminium (Al^{3+}).

Misal, dari data lapangan didapatkan :

pH air rata-rata : 3,5

Konsentrasi Fe total : 17 mg/l (diasumsikan : Fe^{2+} 7 mg/l dan Fe^{3+} 10 mg/l).

Konsentrasi Mangan : 10 mg/l.

Konsentrasi Al^{3+} : 10 mg/l (asumsi)

$$\begin{aligned} \text{Keasaman (Acidity)} &= 50 (2 Fe^{2+} / 56 + 3 Fe^{3+} / 56 + 3 Al^{3+} / 27 + 2 Mn^{2+} / 55 + 1000(10^{-pH})) \\ &= 50 (2 \times 7 / 56 + 3 \times 10 / 56 + 3 \times 10 / 27 + 2 \times 10 / 55 + 1000 (10^{-3,5})) = \\ &= 128,85 \text{ mg/l sebagai } CaCO_3 \end{aligned}$$

Jadi, untuk menetralkan 1 liter air asam tambang diperlukan pembubuhan kapur sebesar 128,85 mg.

Asumsi :

Jika kapasitas pompa adalah 200 liter per detik (17.280 m³/hari), maka jumlah larutan kapur yang harus diinjeksikan dapat dihitung dengan persamaan sebagai berikut :

$$Q_1 \times C_1 + Q_2 \times C_2 = Q_3 \times C_3 \rightarrow \text{(Lihat Gambar 14)}$$

Dimana :

Q_1 = Kapasitas pompa air asam tambang = 17.280 m³/hari

C_1 = Konsentrasi Kapur (Alkalinitas) di dalam air asam tambang = 0 mg/l

Q_2 = Jumlah atau debit larutan kapur yang diinjeksikan (m³/hari)

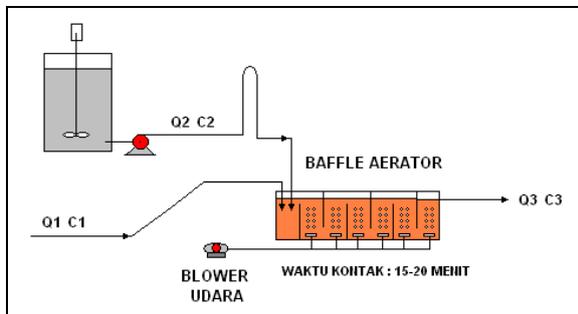
C_2 = Konsentrasi Kapur (*Lime*) di dalam Larutan kapur yang digunakan (umumnya 10 %)

= 100.000 mg/l (g/m^3)
 Q_3 = Debit air asam tambang setelah pembubuhan (dianggap sama dengan Q_1)
 C_3 = Konsentrasi Kapur yang diharapkan setelah pembubuhan = 128,85 mg/l (g/m^3)

Jumlah larutan kapur yang dibubuhkan =

$$= \frac{7.280 \text{ m}^3/\text{hari} \times 128,85 \text{ g/m}^3}{100.000 \text{ g/m}^3} = 22,27 \text{ m}^3/\text{hari}.$$

Jika pemompaan dilakukan selama 24 jam, maka jumlah kapur (lime) yang diperlukan :
 = 22,27 m^3 /hari x 100.000 g/m^3
 = 2.227.000 g /hari = 2.227 kg /hari = 2,227 ton/hari



Gambar 14. Sistem Pembubuhan Kapur (Lime) Dengan Sistem Aerator Dengan Sekat Vertikal (*Baffle Aerator*)

3.1.3.2 Kebutuhan Udara Untuk Oksidasi Besi Dan Mangan

Untuk mengoksidasi setiap 1 mg/l zat besi dibutuhkan 0,14 mg/l oksigen dan setiap 1 mg/l mangan dibutuhkan 0,29 mg/l.

Konsentrasi Besi (Fe) : 17 mg/l (g/m^3)

Konsentrasi Mangan : 10 mg/l (g/m^3)

Jumlah oksigen teoritis untuk mengoksidasi besi =
 17.280 m^3 /hari x 17 g/m^3 x 0,14 =
 = 41.126,4 g /hari = 41,1264 kg /hari.

Jumlah oksigen teoritis untuk mengoksidasi Mangan
 = 17.280 m^3 /hari x 10 g/m^3 x 0,29 =
 =50.112 g /hari = 50,112 kg /hari.

Jumlah kebutuhan Oksigen Total (teoritis) = 41, 126 kg /hari + 50, 112 kg /hari = 91,238 kg /hari.

Temperatur udara rata-rata = 28 °C

Berat Udara pada suhu 28 °C = 1,1725 kg/m^3 .

Di asumsikan jumlah oksigen di dalam udara 23,2 %.

→

Jadi :

Jumlah Kebutuhan Udara teoritis =

$$= \frac{91,238 \text{ kg/hari}}{1,1725 \text{ kg/m}^3 \times 0,232 \text{ g O}_2/\text{g Udara}} = 335,4 \text{ m}^3/\text{hari}.$$

Efisiensi Difuser = 2,5 %

$$\text{Kebutuhan Udara Aktual} = \frac{335,4 \text{ m}^3/\text{hari}}{0,025} = 13.416 \text{ m}^3/\text{hari} = 9,32 \text{ m}^3/\text{menit}.$$

Untuk Oksidasi besi dan mangan pada kondisi pH 7 memerlukan waktu kontak sekitar 15 menit.

Jika menggunakan Bak Aerator (*Baffle Aerator*) maka perhitungan dimensi bak aerator adalah sebagai berikut :

Jika debit air asam 200 liter per detik (17.280 m^3 /hari), maka volume aerator yang diperlukan

$$\text{adalah} = \frac{15}{60 \times 24} \text{ hari} \times 17.280 \text{ m}^3/\text{hari} = 192 \text{ m}^3.$$

Jika kedalaman air efektif (H) = 2 m → Maka,

Luas reaktor = 192 m^3 /2 m = 96 m

Lebar Bak = 5 m → maka :

Panjang bak = 96 m^3 /4m = 19,2 m

Dimensi Bak Aerator yang diperlukan :

Panjang = 20 m

Lebar = 5 m

Kedalaman Air = 2 m

Tinggi Ruang bebas = 0,5 m

3.1.4 Penghilangan Padatan Tersuspensi

Selain pH air yang sangat rendah, masalah yang sering dijumpai di dalam pengelolaan air asam tambang adalah masalah konsentrasi total padatan tersuspensi (TSS) yang sangat tinggi terutama pada saat tahap pembukaan lapisan penutup kawasan tambang. Pada saat hujan turun, air limpasan yang terjadi akan membawa partikel-partikel padatan yang sangat halus. Pada lokasi pertambangan tertentu sifat partikel padatan tersebut sangat halus dan merupakan koloid yang sangat stabil, sehingga sulit sekali untuk diendapkan. Sebagai contoh misalnya, untuk air kolam pengendap pertambangan batubara di daerah Sangata Kalimantan Timur ada yang memerlukan waktu pengendapan yang sangat lama yaitu lebih dari 10 hari.

Zat padat tersuspensi merupakan senyawa bentuk padat yang berada dalam kondisi tersuspensi

dalam air. Padatan tersebut kemungkinan berasal dari mineral-mineral, misalnya pasir yang sangat halus, silt, lempung atau berasal dari zat organik misalnya asam humus, asam vulvat yang merupakan hasil penguraian jasad tumbuh-tumbuhan atau binatang yang telah mati. Di samping itu, padatan tersuspensi ini juga dapat berasal dari mikroorganisme, misalnya plankton, bakteri, alga, virus dan lain-lainnya. Semua elemen-elemen tersebut umumnya menyebabkan kekeruhan atau warna dalam air. Partikel koloid hampir sama dengan padatan tersuspensi hanya mempunyai ukuran yang lebih kecil yakni kurang dari 1 μm (mikron), dengan kecepatan pengendapan yang sangat rendah sekali.

Ada beberapa teknologi yang dapat digunakan untuk memisahkan total padatan tersuspensi di dalam air asam tambang, yaitu dengan proses koagulasi-flokulasi dengan menggunakan bahan kimia atau dengan proses fisika menggunakan proses penyaringan Ultrafiltrasi.

3.1.4.1 Penghilangan Padatan Tersuspensi (TSS) Dengan Proses Koagulasi-Flokulasi

Proses koagulasi yaitu penambahan bahan kimia agar partikel-partikel yang sukar mengendap menggumpal menjadi besar dan berat sehingga kecepatan pengendapannya lebih besar. Proses koagulasi dibagi menjadi dua tahap: Tahap pertama yaitu koagulasi partikel-partikel kotoran menjadi flok-flok yang masih halus/kecil dengan cara pengadukan cepat segera setelah koagulan dibubuhkan. Tahap ini disebut dengan pencampuran cepat dan prosesnya dilakukan pada bak pencampur cepat (*mixing basin*). Tahap selanjutnya adalah proses pertumbuhan flok agar menjadi besar dan stabil, yaitu dengan cara pengadukan lambat pada bak flokulator. Proses tersebut dinamakan flokulasi.

Bahan kimia yang sering digunakan untuk proses koagulasi – flokulasi umumnya diklasifikasikan menjadi tiga golongan yakni zat koagulan, zat alkali dan zat pembantu koagulan (flokulan). Beberapa bahan kimia untuk proses koagulasi dan flokulasi yang digunakan di dalam pengolahan air asam tambang (AMD) dapat dilihat pada Tabel 3. Penggunaan bahan tersebut biasanya terbatas pada kasus-kasus dimana komposisi logam unik memerlukan sistem pengolahan khusus, atau di mana aerasi dan waktu tinggal dalam kolam pengendap tidak mencukupi untuk pengendapan secara sempurna.

Zat koagulan digunakan untuk menggumpalkan partikel-partikel padatan tersuspensi, zat warna, koloid dan lain-lain agar membentuk gumpalan partikel yang besar (flok), sehingga dapat dengan cepat dapat diendapkan pada bak pengendap. Zat alkali dan zat pembantu

koagulan berfungsi untuk mengatur pH agar kondisi air baku dapat menunjang proses flokulasi serta membantu agar pembentukan flok dapat berjalan dengan lebih cepat dan baik.

Pemilihan zat koagulan harus berdasarkan pertimbangan antara lain : jumlah dan kualitas air yang akan diolah, kekeruhan atau konsentrasi total padatan tersuspensi yang ada di dalam air, biaya bahan kimia dan peralatan serta kemudahan operasional. Bahan kimia koagulan yang sering dipakai antara lain aluminium sulfat (alum), *poly aluminium chloride* (PAC). Bahan ini juga disebut *polyelectrolytes* dan menghasilkan ion bermuatan tinggi ketika dilarutkan dalam air. Di samping itu ada senyawa polimer tertentu yang dapat dipakai bersama-sama dengan senyawa koagulan lainnya. Polimer *anionic* jika dilarutkan di dalam air akan membentuk ion bermuatan negatif yang digunakan untuk menghilangkan partikel padatan yang bermuatan positif. Sebaliknya terjadi dengan flokulan kationik. Polimer *polyampholytes* bermuatan netral, tapi ketika dilarutkan dalam air akan membentuk ion positif atau ion bermuatan negatif sesuai dengan kondisi pH air.

3.2 Teknologi Pengolahan Air Asam Tambang (AMD) Secara Pasif (*Passive Treatment*)

Sistem pengolahan air asam secara pasif umumnya mencontoh sistem lahan basah dan proses alami lainnya, dengan modifikasi yang diarahkan untuk tujuan pengolahan khusus. Penelitian sebelumnya termasuk penelitian lahan basah gambut *Sphagnum Sp* untuk mengolah air asam tambang (Weider, 1982). Dengan sistem tersebut mampu meningkatkan pH dan dapat menurunkan konsentrasi besi.

3.2.1 Rawa Alamiah (*Natural Wetland*)

Umumnya ditanami dengan *Sphagnum bogs* di Ohio dan Virginia. Penelitian yang dilakukan oleh Brooks (1985), menemukan fenomena yang sama pada rawa yang ditanami dengan *Typha*.

3.2.2 Rawa Buatan (*Constructed Wetland*)

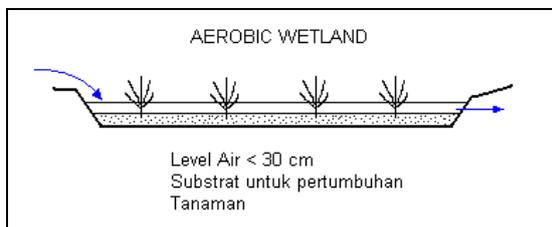
3.2.2.1 Rawa Aerobik (*Aerobic Wetland*)

Sistem rawa ini ditanami dengan *Typha* dan tanaman rawa lainnya dengan kedalaman < 30 cm, dengan sedimen *impermeabel* yang terdiri dari tanah, lempung, *mine spoil*. Rawa aerobik cocok dipilih untuk kondisi air yang *nett alkaline*, karena sistem ini memberikan aerasi pada air kolam yaitu dengan adanya zona perakaran dari vegetasi.

Salah satu desain awal yang digunakan adalah aliran permukaan lahan basah dangkal (± 1 kaki),

yang ditanami cattails (*Typha sp.*) (Hedin dan lain-lain, 1994, Skousen et al., 1998). Substrat untuk lahan basah ini bervariasi tanah alam sampai material organik (kompos). Di dalam sistem lahan basah "aerobik", air asam tambang yang akan diolah akan mengalir melalui sela-sela vegetasi dan bercampur dengan udara. Dengan demikian hal ini memungkinkan terjadi oksidasi Fe^{2+} dan membentuk endapan sebagai $Fe(OH)_3$. Lahan basah aerobik sering digunakan untuk pengolahan air asam tambang dengan tingkat keasaman yang tidak terlalu tinggi (sedang) atau air basa yang mengandung konsentrasi Fe tinggi.

Kriteria desain lahan basah aerobik untuk menghilangkan zat besi (Fe) yang telah dipublikasikan adalah 310 mg/hari per ft^2 luas lahan basah dimana hal ini dirancang untuk memenuhi standar kepatuhan, dan 620 mg/hari per ft^2 apabila standar kepatuhan tidak dipermasalahkan (Hedin, 1994). Penggunaan lahan basah aerobik untuk menghilangkan Fe umumnya menyebabkan penurunan pH disebabkan karena pembentukan proton oleh hidrolisis Fe sesuai dengan persamaan reaksi $Fe^{3+} + 3 H_2O \rightleftharpoons Fe(OH)_3 + 3 H^+$ (Skousen dan lain-lain, 1997). Penampang sederhana sistem lahan basah aerobik (*aerobic wetland*) dan salah satu contoh aplikasinya dapat dilihat pada Gambar 15.



Gambar 15. Diagram Penampang Sederhana Sistem *Aerobic Wetland*.

3.2.2.2 Rawa Anaerobik Aliran Horisontal (*Horizontal Flow Anaerobic Wetland*)

Modifikasi desain lahan basah aerobik adalah untuk meningkatkan pH air dan meningkatkan pengendapan logam. Hal ini termasuk penambahan unggun atau tumpukan batu kapur di bawah substrat organik (Hedin, 1994). Dengan cara demikian akan

mendorong pembentukan alkalinitas bikarbonat (HCO_3^-) karena penguraian senyawa organik oleh mikroba anaerobik pereduksi sulfat dan pelarutan kalsium karbonat. Selanjutnya, bikarbonat yang terbentuk akan menetralkan keasaman AMD, dan meningkatkan pH serta meningkatkan pengendapan logam yang larut di dalam asam seperti Fe.

Reaksi kimia yang terjadi di dalam sistem lahan basah anaerobik adalah sebagai berikut :

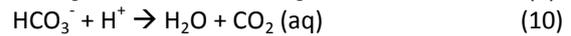
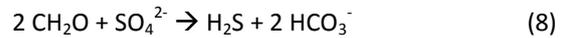
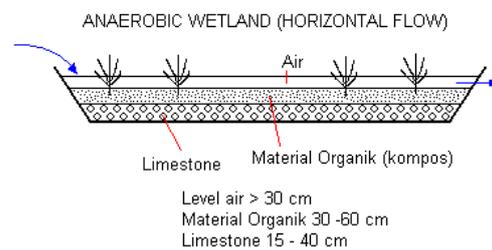


Diagram penampang sederhana sistem *Anaerobic Wetland* dapat dilihat pada Gambar 16.



Gambar 16. Diagram Penampang Sederhana Sistem *Anaerobic Wetland*.

3.2.2.3 Saluran Batu Kapur Anoksik (*Anoxic Limestone Drain, ALD*)

Salah satu metode yang digunakan untuk memperkecil atau mengurangi ukuran lahan basah untuk pengolahan air asam tambang adalah dengan melakukan pengolahan awal (*pre-treatment*) menggunakan saluran kapur *anoxic* (ALD). ALD adalah parit diisi dengan batu kapur (*limestone*) yang dapat dengan cepat menghasilkan alkalinitas bikarbonat akibat pelarutan batu kapur. Air asam yang mengalir melalui parit melarutkan batu kapur dan melepaskan bikarbonat alkalinitas (Persamaan 9).

Saluran anoksik batu kapur mengandung batu kapur terlarut dengan kondisi anoksik yang mampu memproduksi bikarbonat. ALD merubah air asam tambang (AMD) menjadi air dengan pH 6 – 7,5 melalui penambahan alkalinitas bikarbonat (*bicarbonate alkalinity*). Saluran batu kapur anoksik (ALD) dilapisi dengan lumpur pada bagian atasnya untuk menghindari kontak AMD dengan udara bebas. Sistem ini biasanya digunakan untuk pengolahan awal air asam tambang (AMD), karena dinilai cukup efektif dalam menurunkan beban kandungan logam (*metal loading*) dan meningkatkan alkalinitas. Namun demikian, ALD tidak dapat mengolah semua masukan AMD. Efluen yang keluar dari sistem ini harus ditampung dalam kolam pengendapan untuk

menetralkan dan mengendapkan oksida logam. Konsentrasi Al atau Fe^{3+} yang cukup signifikan dapat menyebabkan penyumbatan di dalam sistem ALD. Apabila air asam tambang mengandung Fe^{3+} atau pada pH 4,5 atau lebih maka oksidasi Fe^{2+} akan membentuk FeOOH yang dapat melapisi permukaan batu kapur. Akibatnya laju pelarutan batu kapur berkurang dan akan menghambat laju pembentukan alkalinitas bikarbonat. Jika konsentrasi Al > 1 mg/l dan pH 4,5 atau lebih maka Al mengalami presipitasi sebagai $\text{Al}(\text{OH})_3$. FeOOH dan $\text{Al}(\text{OH})_3$ akan membentuk suasana asam, dengan reaksi sebagai berikut :



Sistem saluran batu kapur anoksik (ALD) telah menunjukkan kemampuan untuk meningkatkan alkalinitas dan atau menetralkan keasaman sebanyak 300 mg/l (setara CaCO_3) dengan waktu tinggal hanya 14 - 23 jam (Hedin dan Watzlaf, 1994, Hedin dan lain-lain, 1994a), meskipun laju pembentukan alkalinitas hanya berkisar antara 150 - 250 mg/l. Air limpasan ditampung di dalam kolam pengendap untuk memungkinkan netralisasi asam, penyesuaian pH dan pengendapan logam. Skousen dan lain-lain (2000) menyatakan bahwa ALD telah berhasil digunakan untuk pengolahan AMD dengan konsentrasi oksigen terlarut hingga 2 mg/l dan konsentrasi Al sampai dengan 25 mg/l, apabila kurang dari 10 persen dari total Fe berada dalam bentuk Fe^{3+} . Jika konsentrasi Al di dalam air lebih besar dari 1 mg/L dan pH air di ALD mencapai pH 4.5 atau lebih, Al akan mengendap sebagai $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Diagram penampang sederhana sistem Saluran Batu Kapur Anoksik (*Anoxic Limestone Drain*, ALD) ditunjukkan seperti pada Gambar 17, sedangkan salah satu contoh ALD dapat dilihat pada Gambar 18.

3.2.2.4 Sistem Aliran Vertikal (*Vertical Flow System*)

Sistem aliran vertikal (*vertical flow systems*) sering juga disebut dengan sistem produksi alkalinitas berlanjut (*successive alkalinity producing systems*, SAPS). (Kepler and McCleary, 1994). Sistem ini merupakan kombinasi antara rawa anaerobik dan ALD yang bertujuan untuk saling menutupi kekurangan yang ada pada kedua sistem tersebut. Prinsip dasar sistem aliran vertikal sama dengan *anaerobic wetland*, tetapi terdapat penambahan saluran pada lapisan batu kapur agar AMD mengalami kontak langsung dengan material organik dan batu kapur. Arah aliran AMD menuju ke bawah secara meresap di dalam kolam yang terdiri dari material organik dan melalui lapisan batu kapur.



Gambar 17. Diagram Penampang Sederhana Sistem Saluran Batu Kapur Anoksik (*Anoxic Limestone Drain*, ALD)

Dibandingkan dengan rawa anaerobik aliran horizontal, sistem ini lebih baik karena dapat meningkatkan interaksi antara AMD dengan batu kapur dan zat organik. Di bawah lapisan batu kapur terdapat pipa yang mengalir ke kolam aerobik dimana terjadi reaksi terhadap logam. Sistem ini memiliki drainase dengan konstruksi mendatar dan berdiri untuk menjaga kedalaman air dan menjaga lapisan organik dan batu kapur tetap tenggelam.

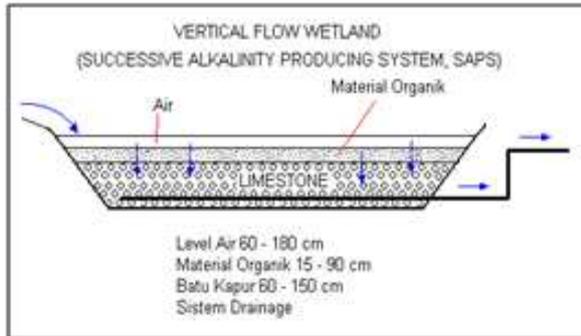


Gambar 18. Salah satu contoh ALD yang dikembangkan oleh *Tennessee Division of Water Pollution Control* (TDWPC) (Turner dan McCoy 1990).

Dua hal penting pada aliran tersebut adalah adanya aktivitas bakteri aerobik pada lapisan organik yang menangkap oksigen terlarut untuk mendegradasi kandungan organik pada lapisan tersebut dan aktivitas bakteri pereduksi sulfat pada zona aerobik di lapisan organik yang menciptakan kondisi alkali. Lapisan organik mampu menurunkan konsentrasi oksigen terlarut hingga < 1 mg/l. Pada lapisan batu kapur, CaCO_3 akan larut oleh asam membentuk alkalinitas bikarbonat.

Untuk menghindari penyumbatan pada lapisan batu kapur digunakan katup pengatur pembuangan. Diagram penampang sederhana Sistem Aliran Vertikal (*Vertical Flow System*) dapat dilihat pada Gambar 19, sedangkan salah satu contoh

aplikasi SAPS untuk pengolahan air asam tambang dapat dilihat pada Gambar 20.



Gambar 19. Diagram Penampang Sederhana Sistem Aliran Vertical (*Vertical Flow System - SAPS*).



Gambar 20 : Salah Satu Contoh Aplikasi SAPS Untuk Pengolahan Air Asam Tambang. Dengan sistem SAPS dapat mengurangi keasaman dari 320 mg/l menjadi 93 mg/l sebagai CaCO_3 . Kepler dan McCleary (1994)

Konsentrasi oksigen di dalam air asam tambang (AMD) sering menjadi keterbatasan desain untuk ALD. Dalam situasi di mana konsentrasi DO > 1 mg/l, oksigen harus dihilangkan sebelum dimasukkan kedalam tumpukan atau unggun kapur anoksik. Di dalam sistem aliran vertikal atau SAPS, tinggi lapisan air asam adalah 1 - 3 m di atas lapisan material organik (kompos), tebal lapisan kompos organik adalah 0,2 -0,3 m. Lapisan dasar atau bawah adalah

batu kapur dengan tebal 0,5 - 1 m (Gambar 19). Di bawah batu kapur adalah rangkaian pipa drainase untuk mengalirkan air ke kolam aerobik untuk mengendapkan oksida logam.

3.2.2.5 Saluran Batu Kapur Terbuka (*Open Limestone Channel, OLC*)

Sistem saluran terbuka batu kapur cukup efektif sebagai pra-pengolahan AMD untuk menurunkan konsentrasi Fe dan memproduksi alkalinitas. Saluran terbuka yang berisi batu kapur terlarut akan mengolah air asam menjadi air basa (Ziemkiewicz,1994). Namun sistem ini kurang tepat untuk pengolahan yang berdiri sendiri dan biasanya diaplikasikan seri dengan sistem lain.

Panjang saluran dan kemiringan saluran dibuat agar terjadi turbulensi dalam aliran. Desain optimum adalah dengan kemiringan lebih besar daripada 20%, sehingga terjadi kecepatan yang dapat mengatur terjadinya reaksi dalam aliran. Penampang sederhana sistem saluran batu kapur terbuka dapat dilihat seperti Gambar 21. Contoh penerapan sistem saluran batu kapur terbuka dapat dilihat pada Gambar 22 dan Gambar 23.

OPEN LIMESTONE CHANNEL (OLC)



Gambar 21. Diagram Penampang Sederhana Sistem Saluran Batu Kapur Terbuka (*Open Limestone Channel, OLC*).



Gambar 22. Sistem Pengolahan Pasif dengan Saluran Batu Kapur (OLC).

3.2.2.6 Sumur Pembagi (*Diversion Wells*)

Air dimasukkan ke dalam pipa untuk dialirkan ke sumur yang mengandung batu kapur dengan arah aliran ke atas. Kecepatan aliran harus cukup cepat sehingga AMD dapat bercampur dengan partikel batu kapur. Air asam akan larut dalam batu kapur untuk peningkatan alkalinitas, dan dihasilkan flok logam dengan proses hidrolisis dan netralisasi.



Gambar 23. Sistem Pengolahan Pasif dengan Saluran Batu Kapur (OLC).

3.2.3 Kriteria Pemilihan Sistem Pengolahan Pasif

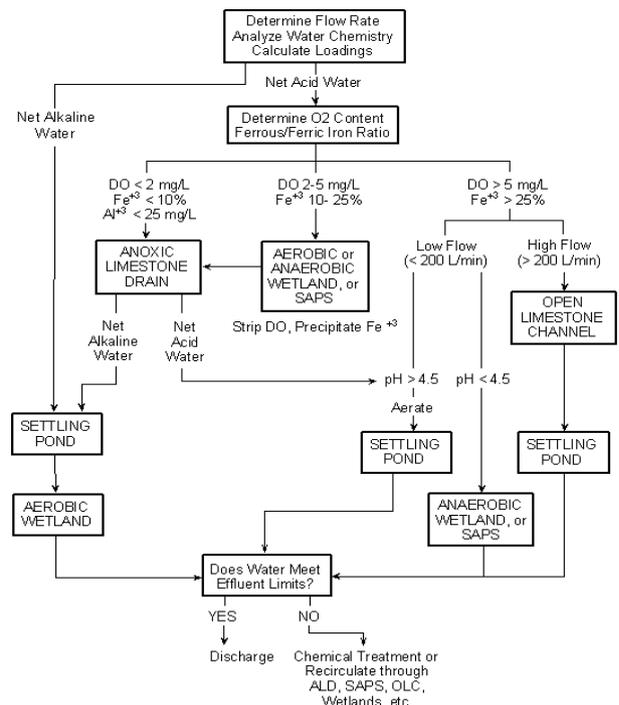
Pemilihan sistem pengolahan air asam tambang secara pasif ditentukan berdasarkan pertimbangan kualitas air yang akan diolah, karakteristik lokasi serta jumlah atau debit air yang akan diolah. Salah satu model pengambilan keputusan untuk memilih sistem pengolahan air asam tambang yang tepat dapat dilihat pada Gambar 24. (Hedin, 1994; Skousen,1998). Untuk pengolahan air tambang yang bersifat basa (*net alkaline*) dengan konsentrasi besi yang tinggi, tidak memerlukan penambahan alkalinitas.

Dalam keadaan kondisi seperti ini beberapa hal yang diperlukan agar pengolahan berjalan dengan baik adalah kondisi lingkungan oksidasi dan waktu tinggal yang cukup untuk mengendapkan oksida logam yang terjadi. Hal ini dapat dilakukan dengan membuat kolam pengendap dan jika diperlukan dapat dilanjutkan dengan lahan basah aerobik (*aerobic wetland*).

Pengolahan air asam tambang yang bersifat asam dapat dilakukan dengan beberapa cara tergantung pada kualitas air yang akan diolah. Jika kualitas air yang akan diolah sesuai dengan sistem saluran batu kapur anosik (ALD), maka pemilihan sistem ALD dapat dilakukan sebagai metode pengolahan pendahuluan. Sebuah kolam pengendap atau lahan basah aerobik mungkin diperlukan sebagai pengolahan akhir untuk proses oksidasi serta mengendapkan oksida logam yang terjadi.

Air asam yang tidak sesuai dengan ALD dapat diolah dengan menggunakan sistem lahan basah anaerobik atau sistem aliran vertikal (SAPS). Oleh karena sistem Lahan basah anaerobik atau sistem aliran vertikal memerlukan lahan yang luas, maka sistem tersebut umumnya digunakan untuk mengolah air asam dengan debit aliran yang kecil. Sedangkan untuk air asam dengan debit aliran yang besar umumnya dilakukan pengolahan secara aktif menggunakan bahan kimia.

Untuk sistem pengolahan pasif yang menerima air dengan tingkat keasaman di atas pH 4, umumnya sebelum masuk ke sistem lahan basah anaerobik atau sistem aliran vertikal dialirkan ke kolam pengendap terlebih dahulu untuk menghilangkan logam Fe.



Gambar 24. Diagram Alir untuk pemilihan sistem pengolahan pasif berdasarkan kualitas.

Untuk merancang sistem pengolahan air asam tambang secara pasif beberapa peneliti telah memberikan beberapa kriteria perencanaan untuk tiap-tiap sistem pengolahan pasif. Dengan memasukkan kriteria perencanaan tersebut dapat

diperkirakan volume atau luas lahan yang diperlukan untuk mengolah air asam tambang sesuai dengan kapasitas yang diperlukan. Beberapa kriteria desain untuk tiap-tiap sistem pengolahan dapat dilihat pada Tabel 4.

4. PENUTUP

Air Asam Tambang (AMD) adalah salah satu masalah utama yang mempengaruhi operasi pertambangan batu bara. Air asam tambang biasanya ditandai dengan pH rendah, serta konsentrasi logam (Fe, Mn) dan konsentrasi sulfat yang tinggi. Namun, tidak semua air asam tambang memiliki pH rendah, kadang pH nya mendekati netral tetapi mengandung konsentrasi padatan tersuspensi tinggi.

Jika pembentukan air asam tambang tidak dapat dicegah, maka diperlukan strategi minimisasi dan/atau pengolahan air asam tambang. Teknologi pengolahan air asam tambang biasanya dikategorikan menjadi dua yaitu pengolahan pasif dan pengolahan aktif, dengan kebanyakan sistem menggunakan agregat karbonat atau bahan kimia yang berbasis kapur.

Sistem pengolahan aktif umumnya memerlukan penambahan bahan kimia dan pemeliharaan secara rutin. Pengolahan aktif dapat dirancang untuk mengatasi setiap permasalahan air asam tambang dengan berbagai tingkat keasaman, laju alir dan beban asiditas (*acidity*). Pengolahan aktif air asam tambang dapat dilakukan dengan menggunakan peralatan yang tetap (*fixed*) atau peralatan portabel untuk pengolahan ditempat (*in-situ*).

Sistem pengolahan pasif umumnya selalu digunakan untuk skenario pengolahan air asam tambang paska penutupan, dan paling cocok untuk air asam tambang dengan asiditas (*acidity*) rendah yakni <800 mg CaCO₃/L, debit aliran kecil (<50 L/detik) dan beban keasaman karena itu rendah yakni <100- 150 kg CaCO₃ / hari.

Sistem pengolahan pasif dapat digunakan sebagai solusi permanen untuk berbagai jenis air asam tambang (AMD) dengan biaya yang jauh lebih rendah dibandingkan dengan proses pengolahan aktif. Sistem pengolahan pasif memerlukan waktu retensi atau waktu kontak lebih lama dan ruang yang lebih besar, dan efisiensi pengolahan kurang memberikan hasil yang pasti. Namun demikian, banyak sistem pengolahan pasif telah memberikan hasil yang baik di beberapa lokasi tambang dengan biaya yang relatif rendah. Pemilihan sistem pengolahan pasif yang tepat didasarkan pada sifat kimia air, laju aliran dan topografi lokal, serta karakteristik lokasi tambang.

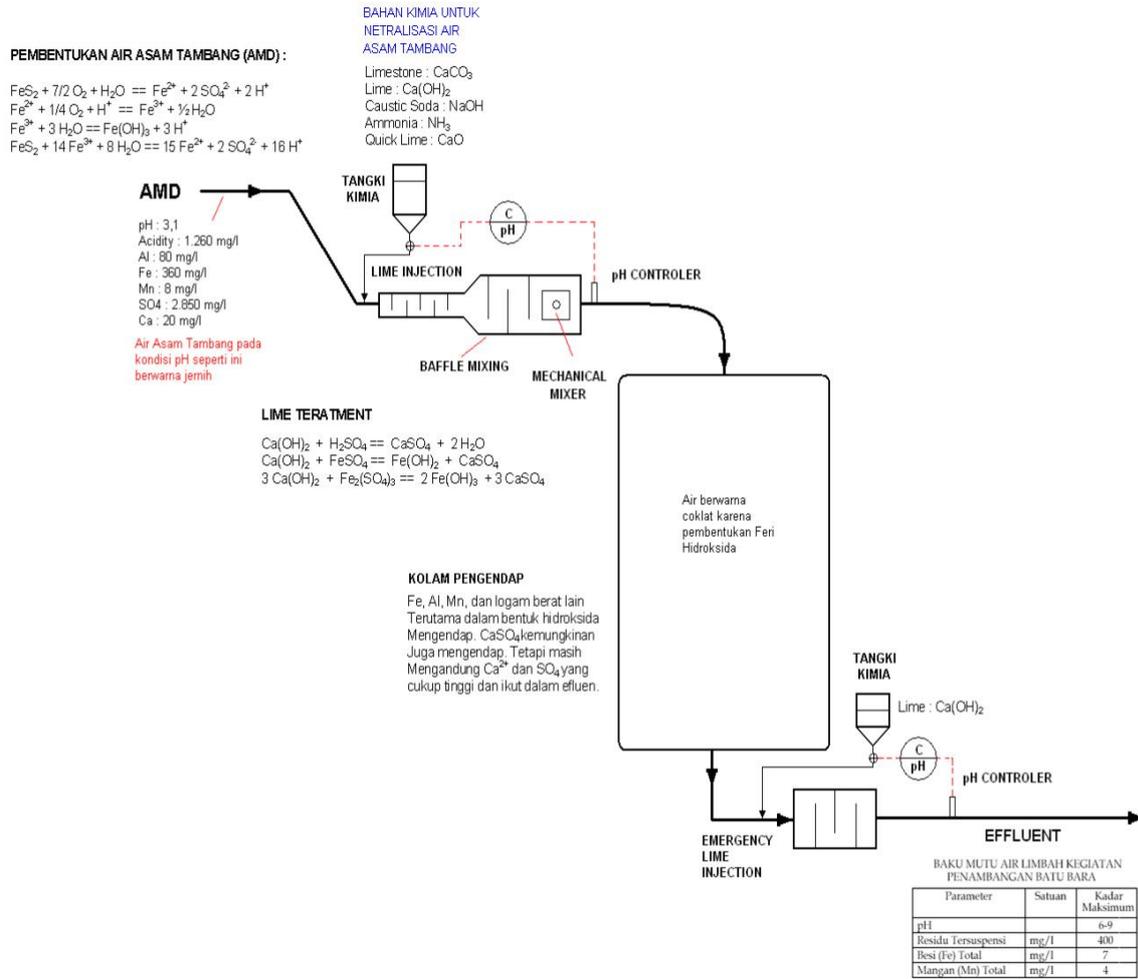
Faktor kunci dalam pemilihan dan desain sistem pengolahan asam tambang, baik pengolahan

aktif maupun pengolahan pasif adalah sifat kimia air termasuk pH, konsentrasi logam, konsentrasi sulfat dan kondisi redoks (reduksi-oksidasi) dan laju mengalir, serta tujuan pengolahan air asam tambang, misalnya perlindungan infrastruktur tambang, ekosistem perairan hilir atau sumber daya air. Faktor penting lainnya termasuk modal dan biaya operasi, ketersediaan material atau bahan kimia yang cocok untuk pengolahan serta isu-isu manajemen lingkungan.

DAFTAR PUSTAKA

- Anonim. 2006. “Statistik Batubara Indonesia“, Dikompilasi oleh Tim Kajian Batubara Nasional Kelompok Kajian Kebijakan Mineral dan Batubara, Pusat Litbang Teknologi Mineral dan Batubara.
- Brooks, R.P. 1984. Optimal designs for restored wetlands. IN Treatment of Mine Drainage by Wetlands. Contribution #264. Dept. of Biology, Pennsylvania State University. pp. 19-29. University Park, PA.
- Caruccio, F.T., and G. Geidel. 1980. The geologic distribution of pyrite and calcareous material and its relationship to overburden sampling. USDI, Bureau of Mines IC-8863. Washington, D.C.
- Hedin, R. S., R. W. Nairn, and R. L. P. Kleinmann. 1994. Passive Treatment of Coal Mine Drainage. Bureau of Mines Inf. Circ. IC9389. US. Dep. of the Int., Bureau of Mines, Washington, DC.
- Kepler, D.A., and E.C. McCleary. 1994. Successive alkalinity-producing systems (SAPS) for the treatment of acidic mine drainage. p. 195-204. In: International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, U.S. Bureau of Mines SP 06A-94, April 24-29, 1994, Pittsburgh, PA.
- Keputusan Menteri Lingkungan Hidup RI No.113 Tahun 2003 tentang Baku Mutu Air Limbah Kegiatan Penambangan Batubara.
- Leathen, W.W., S.A. Braley, and L.D. McIntyre. 1953. The role of bacteria in the formation of acid from certain sulfuritic constituents associated with bituminous coal Applied Microbiology 1: 61-68.
- Lilly, R., and P. Ziemkiewicz. 1992. Manganese removal at a lower pH with calciumperoxide: results of field trials. In: Proceedings, Thirteenth Annual West Virginia Surface.
- Miller, S.D. 1995. Geochemical Indicators Of Sulphide Oxidation And Acid Generation In The Field. Second Australian Acid Mine Drainage Workshop. Charters Towers, NJ Grundon & LC

- Bell Eds, Australian Centre for Minesite Rehabilitation Research, Brisbane, 117-20.
- Singer, P.C., and W.W. Stumm. 1968. Kinetics of the oxidation of ferrous iron. p.12-34. In 2nd Symp. on Coal Mine Drainage Research. Bituminous Coal Research, Inc., Monroeville, PA.
 - Skousen, J., K. Politan, T. Hilton, and A. Meek. 1990. Acid mine drainage treatment systems: chemicals and costs. *Green Lands* 20(4): 31-37.
 - Skousen, J.G., and P.F. Ziemkiewicz. 1996. Acid mine drainage control and treatment. 2nd Edition. National Research Center for Coal and Energy, West Virginia University, Morgantown, WV. 356 pp.
 - Smith, E.E., and K.S. Shumate. 1970. Sulfide to sulfate reaction mechanism. *Water Pollution Control Res. Series* 14010 FPS. USDI, FWQA. Washington, D.C.15
 - Sobek, A.A., W.A. Schuller, J.R. Freeman, and R.M. Smith. 1978. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. US EPA 600/2-78-054. Washington, DC.
 - Stumm, W., and J.J. Morgan. 1996. *Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. 3rd Ed. John Wiley and Sons. New York.
 - U.S. Environmental Protection Agency. 1971. Inorganic sulfur oxidation by iron-oxidizing bacteria. *Water Pollution Control Res. Series* 14010 DAY. USDI, FWQA. Washington, D.C.
 - U.S. Environmental Protection Agency. 1983. *Neutralization of acid mine drainage, design manual*. USEPA 600/2-83-001, Cincinnati, OH.
 - Wilmoth, R.C. 1973. Applications of reverse osmosis to acid mine drainage treatment.
 - Waksman, S.A. 1922. Microorganisms concerned in the oxidation of sulfur in the soil IV. A solid medium for the isolation and cultivation of *Thiobacillus thiooxidans*. *J. Bact.*7:605608
 - Watzlaf, G.R., J.W. Klemherz, J.O. Odoski, and R.S. Hedin. 1994. Performance of the Jennings Center anoxic limestone drain. U.S. Bureau of Mines Report SP 0613-94, Pittsburgh, PA.
 - Wieder, R K., and G. E. Lang. 1982. Modification of Acid Mine Drainage in a Freshwater Wetland. pp. 43-53. In *Proceedings of the Symposium on Wetlands of the Unglaciated Appalachian Region*. Morgantown, WV.
 - Ziemkiewicz, P.F., J.G. Skousen, and R. Lovett. 1994. Open limestone channels for treating acid mine drainage: a new look at an old idea. *Green Lands* 24(4):36-41.



Gambar 2. Pengolahan Air Asam Tambang Secara Aktif.

Tabel 4. Beberapa Kriteria Perencanaan Sistem Pengolahan Air Asam Tambang Secara Pasif.

Sistem Pengolahan	Persyaratan	Konstruksi	Kriteria Desain	References
Wetland aerobik	Air basa	Aliran pada lokasi ditanami Cattail di atas substrat	<ul style="list-style-type: none"> • 10-20 g Fe/m²/hari. • 0,5-1 g Mn/m²/hari. 	Heidin et al (1994)
Wetland anaerobik aliran horizontal	Air asam, umumnya kecepatan aliran rendah	Aliran horisontal di atas substrat organik	<ul style="list-style-type: none"> • 3,5 g acidity per m² per hari. • Konduktivitas hidrolis 10³-10⁴ cm/detik. • Kecepatan reduksi sulfat -300 mmoles/m³/hari. 	Heidin et al (1994) Wildeman (1993) Eger (1994)
Saluran anoksik batu kapur	Air asam DO, Fe ³⁺ , Al <1,0 mg/l	Aliran horisontal melalui lapisan batu kapur	<ul style="list-style-type: none"> • Waktu kontak 15 jam. • Diameter batu kapur 6 – 15 cm. • Penggunaan sesuai umur teknis batu kapur. 	Heidin and Walzlf (1994)
Sistem produksi alkalinitas bertahap (SAPS)	Air asam	Aliran vertikal melalui lapisan organik yang terletak di atas lapisan batu kapur	<ul style="list-style-type: none"> • 15-30 cm lapisan organik dengan permeabilitas cukup • Waktu kontak 15 jam di batu kapur. • Penggunaan sesuai umur teknis batu kapur. • Diameter batu kapur 6 – 15 cm. 	