



FITOREMEDIASI PENGELOLAAN

LIMBAH AIR ASAM TAMBANG

phytoremediation of acid mine wastewater management

Dr. Herniwanti, A.Md. KA., S.Pd., Kim., M.S.

**Fitoremediasi Pengelolaan
Limbah Air Asam Tambang
(*Phytoremediation of
Acid Mine Drainage Management*)**

UU No 28 tahun 2014 tentang Hak Cipta

Fungsi dan sifat hak cipta Pasal 4

Hak Cipta sebagaimana dimaksud dalam Pasal 3 huruf a merupakan hak eksklusif yang terdiri atas hak moral dan hak ekonomi.

Pembatasan Pelindungan Pasal 26

Ketentuan sebagaimana dimaksud dalam Pasal 23, Pasal 24, dan Pasal 25 tidak berlaku terhadap:

- i. penggunaan kutipan singkat Ciptaan dan/atau produk Hak Terkait untuk pelaporan peristiwa aktual yang ditujukan hanya untuk keperluan penyediaan informasi aktual;
- ii. Penggandaan Ciptaan dan/atau produk Hak Terkait hanya untuk kepentingan penelitian ilmu pengetahuan;
- iii. Penggandaan Ciptaan dan/atau produk Hak Terkait hanya untuk keperluan pengajaran, kecuali pertunjukan dan Fonogram yang telah dilakukan Pengumuman sebagai bahan ajar; dan
- iv. penggunaan untuk kepentingan pendidikan dan pengembangan ilmu pengetahuan yang memungkinkan suatu Ciptaan dan/atau produk Hak Terkait dapat digunakan tanpa izin Pelaku Pertunjukan, Produser Fonogram, atau Lembaga Penyiaran.

Sanksi Pelanggaran Pasal 113

1. Setiap Orang yang dengan tanpa hak melakukan pelanggaran hak ekonomi sebagaimana dimaksud dalam Pasal 9 ayat (1) huruf i untuk Penggunaan Secara Komersial dipidana dengan pidana penjara paling lama 1 (satu) tahun dan/atau pidana denda paling banyak Rp100.000.000 (seratus juta rupiah).
2. Setiap Orang yang dengan tanpa hak dan/atau tanpa izin Pencipta atau pemegang Hak Cipta melakukan pelanggaran hak ekonomi Pencipta sebagaimana dimaksud dalam Pasal 9 ayat (1) huruf c, huruf d, huruf e, dan/atau huruf h untuk Penggunaan Secara Komersial dipidana dengan pidana penjara paling lama 3 (tiga) tahun dan/atau pidana denda paling banyak Rp500.000.000,00 (lima ratus juta rupiah).

Fitoremediasi Pengelolaan Limbah Air Asam Tambang *(Phytoremediation of Acid Mine Drainage Management)*

Dr. Herniwanti, A.Md.KA., S.Pd., Kim.M.S.



PENERBIT & PERCETAKAN

**Fitoremediasi Pengelolaan Limbah Air Asam Tambang
(*Phytoremediation of Acid Mine Drainage Management*)**

Dr. Herniwanti, A.Md.KA., S.Pd., Kim.M.S.

Editor:
Winda Afrida

Desain Cover:
Mifta Ardila

Tata Letak:
@Teamminang

Proofreader:
Tim Mitra Cendekia Media

Ukuran:
viii, 140 hlm, 15,5 cm x23 cm

ISBN:
978-623-6957-25-7

Cetakan Pertama:
Januari 2021

Hak Cipta 2021, Pada Penulis

Isi diluartaanggungjawabpercetakan

Copyright © 2021 by CV. Mitra Cendekia Media
All Right Reserved

Hakciptadilindungiundang-undang
Dilarangkerasmenerjemahkan, memfotokopi, atau
memperbanyaksebagianatauseluruhisibukuini
tanpaizintertulisdariPenerbit.

PENERBIT MITRA CENDEKIA MEDIA

Kapalo Koto No. 8, Selayo, Kec. Kubung, Kab. Solok
Sumatra Barat – Indonesia 27361
HP/WA: 0822-1048-0085
Website: www.mitracendekiamedia.com
E-mail: cs@mitracendekiamedia.com

Kata Pengantar

Penulis memanjatkan puji dan syukur kehadirat Allah SWT., atas segala rahmat dan karunia-Nya, maka penulisan buku yang berjudul “Fitoremediasi Pengelolaan Limbah Air Asam Tambang (*Phytoremediation of Acid Mine Drainage Management*)” dapat diselesaikan dengan baik.

Penulisan buku ini membahas tentang fitoremediasi dan karakteristik tanaman air untuk pengelolaan metode pasif air asam tambang beberapa tanaman air yang berada di sekitar lokasi penambangan dan dikondisikan dalam air asam sehingga diketahui jenis tanaman yang paling cocok untuk perbaikan mutu air asam tambang, sehingga didapatkan hasil sesuai dengan yang diinginkan oleh perusahaan pertambangan untuk mengelola limbah air asam tambang yaitu yang mudah dalam pemeliharaan, ekonomis dan ramah lingkungan.

Buku ini bertujuan untuk membantu referensi yang berguna bagi semua pihak, terutama bagi akademisi, pemerintah, perusahaan serta pemerhati kesehatan lingkungan pada pengelolaan limbah air asam tambang di seluruh Indonesia.

Ucapan terima kasih yang tidak terhingga penulis sampaikan kepada semua pihak yang telah berkontribusi dalam penulisan dan penerbitan buku monograph ini. Kami menyadari masih terdapat kekurangan dalam buku ini. Untuk itu kritik dan saran terhadap penyempurnaan buku ini sangat diharapkan. Semoga buku ini dapat memberi manfaat bagi pembaca.

Pekanbaru, September 2020

Penulis

Daftar Isi

Prakata	v
Daftar Isi	vii
Bab I Pendahuluan	1
1.1 Air Asam Tambang	1
1.2 Rekayasa Pengelolaan Air Asam Tambang	11
1.3 Konsep Rekayasa Pengolahan Limbah Air Asam Tambang.....	17
Bab II Pengelolaan Air Limbah	21
2.1 Dasar-dasar Pengolahan Air Limbah	21
2.2 Pengolahan Secara Biologi	21
2.3 Fitoremediasi	25
2.4 Pengelolaan secara Pasif.....	32
Bab III Optimalisasi Pengolahan Limbah Air Asam Tambang secara Pasif dengan Gabungan berbagai Metode	37
3.1 <i>Aerobic Pond and Wetland</i>	37
3.2 ALD (<i>Anoxic Limestone Drains</i>).....	40
3.3 RAPS (<i>Reducing and Alkalinity-Producing Systems</i>)	42
Bab IV Metode Fitoremediasi Pengolahan Limbah Air Asam Tambang dengan Konsep Pemilihan Tumbuhan yang Sesuai	45
4.1 Prinsip –Prinsip Fitoremediasi	45
4.2 Tumbuhan Lahan Basah.....	48
4.3 Fisiologi tumbuhan lahan basah	49
4.4 Tumbuhan lahan basah sebagai pengolah limbah.....	51
4.5 Sistem Lahan Basah Buatan untuk Perbaikan Kualitas Air	52
4.5.1 Pemilihan jenis tanaman	55

4.5.2 Konfigurasi dasar	55
4.5.3 Tipe aliran air	56
4.5.2 Ketinggian air	57
4.5.3 Subtrat.....	57
4.6 Prospek Fitoremediasi	59
Bab V Pemilihan Tanaman untuk Metode	
Fitoremediasi.....	61
5.1 Tumbuhan Eceng Gondok (<i>Echhorni Crassipes</i>)	61
5.2 Tumbuhan Purun Tikus (<i>Eleocharis Dulcis</i>)	62
5.3 Tumbuhan Teratai (<i>Nymphaea Lotus L</i>)	64
5.4 Tumbuhan Kangkung Air (<i>Ipomea Aquatic</i>)	64
5.5 Rumput teki (<i>Cyperus.Sp</i>).....	65
5.6 Kelakai – Pakis (<i>Stenochlaena Palustris</i>)	66
5.7 Keladi – Talas (<i>Colocasia Esculenta</i>)	67
5.8 Genjer (<i>Limnocharis Flava</i>)	68
5.9 Tumbuhan Kayapu (<i>Pistia Stratiotes L</i>)	69
Bab VI Penelitian Tanaman untuk Metode	
Fitoremediasi.....	71
6.1 Metodologi Penelitian.....	71
6.2 Karakteristik Tanaman Air.....	76
6.3 Pengaruh Tanaman Air terhadap Sifat Kimia dan Fisika Air Asam Tambang	82
Bab VII Kesimpulan.....	89
Daftar Pustaka.....	93
Glosarium	101
Lampiran	105
Profil Penulis.....	135

Bab 1

Pendahuluan

1.1 Air Asam Tambang

Air Asam Tambang (AAT) atau dalam bahasa Inggris dikenal sebagai “*Acid Mine Drainage (AMD)*” atau “*Rembesan Batu Korosif (Acid Rock Drainage/ARD)*” terbentuk ketika mineral sulfida tertentu yang ada pada batuan dihadapkan pada kondisi di mana terdapat air dan oksigen (sebagai faktor fundamental) yang menyebabkan siklus oksidasi dan mengalirkan air dengan kondisi asam. Konsekuensi dari respon sintetik ini, selain air yang bersifat asam, dapat muncul dari sumbernya jika air pembilasan cukup dengan curah hujan tinggi. Air yang keluar dari sumber inilah yang secara umum disebut sebagai AAT. (Aditya Bayu, 2009)

Perkembangan AAT biasanya pada kondisi di mana AAT terbentuk. Diidentifikasi dengan faktor atmosfer di Indonesia, dengan suhu dan curah hujan yang tinggi di beberapa wilayah yang terdapat kegiatan penambangan, maka ukuran pengaturan AAT memiliki ciri-ciri yang beragam dari berbagai negara, karena memiliki kondisi iklim yang khas.

AAT dibentuk ketika kondisi yang menyertai terpenuhi, lebih spesifiknya:

1. Batuan/tanah/tutupan lahan/*tailing* yang mengandung campuran sulfida dalam jumlah yang memadai untuk memiliki opsi untuk merespons baik secara kimia maupun alami akan menghasilkan lindi air asam dengan tingkat respons pembentukan asam lebih cepat daripada kecepatan keseimbangan campuran basa yang terkandung di dalam batu/*tailing*.
2. Sifat ini memungkinkan air dan oksigen masuk ke dalam batu/*tailing* yang membantu respon perkembangan air asam tambang baik secara kimia maupun biologi.
3. Kondisi alam dengan kelembaban yang cukup/tinggi, porositas sedang-tinggi atau daya tembus akan mendorong masuknya air ke dalam batu/*tailing* yang menutupi permukaan tanah, sehingga air asam akan dialihkan dan tersebar disepanjang aliran air ke lingkungan.

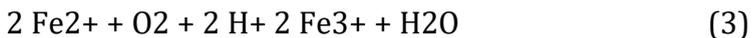
Reaktivitas batuan sulfida untuk teroksidasi merupakan fungsi kompleks dari komposisi mineral dengan variabel sebagai berikut:

1. Jenis mineral sulfida yang reaktif atau tidak).
2. Konsentrasi mineral sulfida.

3. Jumlah (persentase) mineral sulfida.
4. Jenis mineral nonsulfida atau alkali.
5. Kondisi lingkungan sekitar (basah, lembab, kering, bakteri, dan lain-lain)

Proses oksidasi mineral sulfidis tersebut sering dipercepat oleh adanya aktivitas mikrobiologi. Beberapa spesies bakteri yang ditemukan dalam air asam tambang tersebut *thiobacillus thiooxidans*, *thiobacillus ferrooxidans* dan *ferrobacillus ferrooxidans*.

Secara umum reaksi pembentukan air asam tambang tersebut sebagai berikut:



Reaksi ini dapat berlangsung pada tiga kondisi, yaitu:

Kondisi Pertama

Reaksi 1 : Merupakan reaksi oksidasi langsung oleh bakteri pada kondisi abiotik.

Reaksi 2 : Berlangsung secara abiotik dan makin lambat pada saat pH turun (rendah) kondisi kimia ini terjadi pada pH di atas 4,5. Konsentrasi ion sulfat tinggi dan konsentrasi ion Fe rendah, keasaman rendah.

Kondisi kedua

Reaksi 1 : Merupakan reaksi oksidasi langsung oleh bakteri pada kondisi abiotik.

Reaksi 2 : Kecepatan reaksi terutama ditentukan oleh aktivitas *thiobacillu ferrooxidans*. Kondisi kimia ini terjadi pada pH 2,5-4,5, kadar sulfat dan keasaman tinggi, kandungan besi total tinggi dan perbandingan Fe 3+/ Fe 2+ rendah.

Kondisi ketiga

Reaksi 3 : Kecepatan reaksi total oleh aktivitas *thiobacillus ferrooxidans*.

Reaksi 4 : Kecepatan reaksi terutama ditentukan oleh kecepatan reaksi 3 Kondisi kimia keadaan ini terjadi pada pH di bawah 2,5, konsentrasi sulfat, keasaman Fe total dan perbandingan Fe 3+/ Fe3+ tinggi.

Air asam tambang tidak akan terbentuk meskipun ada mineral sulfida apabila:

1. Mineral sulfida tidak reaktif atau tidak mudah bereaksi.
2. Batuan atau lokasi disekitar timbunan/tailing mengandung cukup banyak mineral bersifat basa sebagai penetral asam.
3. Iklim/cuaca kering atau kelembaban rendah.

4. Infiltrasi air hujan tidak terlalu banyak sehingga tidak cukup untuk membentuk AAT.

Air Asam tambang terbentuk dari mineral sulfide yang terkandung di dalam sulphur yang berada di dalam kandungan batubara itu sendiri, dimana reaksinya terbentuk oleh oksidasi dengan oksigen dan air. Proses Oksidasi ini akan lebih cepat kalau dibantu oleh bakteri yang ada di dalam air asam tambang tersebut. Umumnya Air asam tambang ini ditemukan pada penambangan terbuka karena kontak dengan udara lebih banyak dan juga akan berpotensi tinggi di daerah yang air hujannya cukup tinggi.

Air asam tambang merupakan suatu masalah yang sudah umum terjadi pada tambang-tambang yang mengandung mineral sulfida antara lain pirit, kalkopirit, galena, spalerit. Oleh sebab itu, faktor-faktor yang menentukan kemungkinan terbentuknya air asam perlu diperhatikan secara serius sejak prospeksi dan eksplorasi. Saat eksplorasi apabila telah diketahui batuan yang berpotensi menimbulkan air asam maka perlu dirancang metode penambangan yang sesuai yang dapat mencegah timbulnya air asam. Faktor-faktor tersebut adalah:

1. Litologi, seperti sifat-sifat alami batuan di sekeliling tambang, keberadaan lapisan yang kedap

- air pada dinding tambang, sesar/patahan batuan yang melingkupi dan anisotropi tambang.
2. Struktur yang tidak kontinu seperti adanya patahan dan rekahan.
 3. Hidrologi, air yang masuk ke dalam tambang terutama berasal dari air hujan dan air sungai. Tertahannya air dalam tambang tergantung pada karakteristik hidrodinamika dinding penahan dan permukaan tambang.
 4. Hidrogeologi, karakteristik sistem akuifer sangat menentukan tingkat perlindungan terhadap akibat dari masuknya air. (Thaib H, 2008)

Penambangan batubara telah mengembangkan suatu teknologi yang cukup maju dalam menangani masalah air dalam tambang. Teknologi ini diatur sedemikian rupa sehingga sesuai dengan lingkungan tertentu dan untuk kasus-kasus yang spesifik. Metoda yang dipergunakan pada dasarnya dibedakan sebagai suatu metoda defensif atau ofensif, tergantung pada kondisi setempat dan dapat diklasifikasikan berdasarkan pengaruhnya terhadap lingkungan serta lamanya waktu yang diperlukan untuk pelaksanaan metoda tersebut. Metoda defensif ini cenderung pada pengontrolan dan pengeluaran air segera setelah air masuk ke dalam tambang dan meminimumkan

kerusakan yang terjadi, sedangkan metoda ofensif mengarah pada usaha perlindungan yang sistematis terhadap kemungkinan air masuk, jadi mencegah supaya air tidak masuk ke dalam tambang. Pencegahan dan pengelolaan AAT ini juga perlu diperhatikan berbagai faktor agar keberhasilan dalam pelaksanaannya dapat mencapai hasil maksimal.

1. Pencegahan, bertujuan untuk menanggulangi atau menghambat aliran air yang masuk ke dalam tambang ataupun mengurangi intensitasnya.
2. Perlindungan aktif dan pasif.

Sistem perlindungan aktif ini didasarkan pada usaha mempengaruhi tingkat piezometri di sekitar tambang sehingga pekerja tidak terancam oleh aliran air masuk yang dapat terjadi secara tiba-tiba. Teknik ini pada umumnya efektif untuk daerah tektonik, daerah kars ataupun daerah yang endapan batubaranya tidak memiliki/hanya mengandung sedikit lapisan pelindung. Metoda perlindungan aktif ini bertujuan menurunkan tekanan air dengan cara pemompaan air dari lubang-lubang sumur tambang. Meskipun demikian penggunaan metode ini haruslah dengan perencanaan yang sangat hati-hati.

Sistem perlindungan pasif bertujuan untuk mengeluarkan air yang telah masuk ke dalam lubang

tambang dengan cara memompanya keluar, menutup daerah yang tertutupi air atau dengan menutup rekahan-rekahan dalam tambang yang memungkinkan masuknya air.

Memperlambat terbentuknya air asam tambang, maka kapur hidrat juga ditambahkan di lokasi penimbunan *low grade* ore dan limbah. Hal ini dilakukan agar sumber karbonat yang terdapat di batuan (ore dan limbah batuan) digantikan oleh kapur hidrat (yang mengandung Ca) sehingga bereaksi terlebih dahulu dengan sulfat yang terbentuk dari proses oksidasi *pyrite*. Banyaknya kapur hidrat yang digunakan dalam strategi ini sekitar 45 ton sampai 90 ton per hektar.

Penanganan masalah AAT adalah dengan pencegahan pembentukan dan penanganan AAT yang telah terbentuk, khususnya yang akan keluar dari kegiatan penambangan. Pencegahan pembentukan AAT, seperti dijelaskan pada reaksi kimia di atas, dilakukan dengan mengurangi kontak antara mineral sulphida (dalam reaksi tersebut sebagai *pyrite*) dengan air dan oksigen diudara. Secara teknis, hal ini dilakukan dengan menempatkan batuan PAF di lapisan di mana salah satu faktor tersebut relatif kecil jumlahnya. Dikenal 2 cara untuk melakukan hal tersebut, yaitu di bawah permukaan air (di mana penetrasi oksigen terhadap

lapisan air sangat rendah) atau dikenal dengan istilah wet *dry cover systems*, atau di bawah lapisan tertentu dengan tingkat infiltrasi air dan difusi/adveksi oksigen yang rendah, umumnya disebut sebagai *dry cover system*. Dengan menerapkan metode *cover systems* ini, diharapkan pembentukan AAT dapat dihindari.

Penanganan AAT yang telah terbentuk, yang berpotensi keluar dari lokasi penambangan, dilakukan untuk mengembalikan nilai-nilai pada parameter kualitas air menjadi seperti kondisi normalnya, atau kondisi yang disyaratkan dalam peraturan pemerintah tentang kualitas air. Secara umum terdapat dua cara pengolahan air, yaitu secara aktif dan pasif. pH adalah salah satu parameter yang penting, untuk menaikkan nilai pH ke kondisi normal maka dilakukan beberapa upaya diantaranya adalah dengan pengapuran (*liming*). Secara aktif kapur (berbentuk serbuk/tepung) dicampurkan secara langsung dengan air asam pada saluran air atau kolam penampungan. Sedangkan secara pasif, air dialirkan melalui saluran-saluran di mana terdapat batuan kapur sebagai "media penetral" air asam.

Pengelolaan air asam tambang umumnya dilakukan dengan metode netralisasi oleh kapur dan pengendapan logam-logam sebagai hidroksida. Namun

metode ini memerlukan penanganan lebih lanjut untuk menangani lumpur (*sludge*) yang dihasilkan. Kedua cara penanganan tersebut di atas maka pencegahan pembentukan air asam tambang merupakan cara yang paling efektif. Metode tersebut bertujuan untuk mencegah terjadinya oksidasi batuan sulfida dan mengurangi aktivitas bakteri yaitu dengan penambahan bahan kimia.

Dua jenis bahan kimia yang umumnya digunakan, yaitu:

1. Bahan kimia yang bersifat basa, seperti kapur hidrat Ca(OH)_2 dan kapur atau quiklime (CaO).
2. Bakterisida, detergen dan fenol.

Secara garis besar pengelolaan air asam tambang dapat dibedakan menjadi 2 jenis:

1. Pertama adalah pengendalian sebelum dilakukan penambangan, caranya melakukan pemilahan dalam penambangan sehingga batuan tidak terekspos ke udara.
2. Kedua adalah jika batuan sulfida telah terbuka maka dilakukan berbagai cara antara lain dengan inkapsulasi (menimbun batuan sulfidis pada daerah yang kedap air dan ditimbun dengan lapisan penutup yang juga kedap air) seperti tanah liat, sehingga air maupun udara sulit masuk, selain itu menambahkan bahan kimia seperti kapur dan surfaktan.

Air asam tambang sangat berbahaya jika tidak dikelola, oleh karena itu pengelolaan ini sangat penting dilaksanakan disemua tambang yang mempunyai kandungan air asam tambang. Pengelolaan dapat dilaksanakan dengan mengelola air asam tambang yang belum terbentuk maupun yang sudah terbentuk. Pengelolaan yang belum terbentuk bisa dengan cara mengurangi kontak dengan oksigen atau expose dari lahan tersebut dengan udara dan air.

Untuk air asam yang sudah terbentuk dilakukan dengan cara aktif dan pasif. Metode aktif dengan mencampurkan kapur langsung pada air yang mengandung air asam tambang agar kembali normal dan metode *pasiv* dengan mengalirkan air kepada saluran yang terdapat kapur sebagai penetral. Pengelolaan umumnya melalui penetralan kapur dan mengurangi pengendapan logam. Dan tindakan yang lebih disarankan adalah pencegahan, di mana akan lebih menghemat biaya pengelolaan.

1.2 Rekayasa Pengelolaan Air Asam Tambang

Permasalahan utama berhubungan dengan penambangan dan limbah tambang (*tailing* dan batubatuan) adalah terbentuknya aliran asam tambang (AMD: *Acid Mine Drainage*), yang terbentuk dari hasil reaksi oksidasi batuan/mineral sulfida secara kimia dan

biologi. AMD merupakan sumber kontaminasi lingkungan karena selain mempunyai pH yang rendah juga mengandung logam-logam berat berbahaya seperti Fe, Al, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb, As dan biasanya juga mengandung sulfat yang tinggi (Achterberg et al., 2003; Elisa et al., 2006; Blodau, 2006; Dowling et al., 2004; Sengupta, 1993). Keasaman dan kandungan logam yang tinggi telah menyebabkan hilangnya beberapa jenis dari biota akuatik pada sungai-sungai kecil yang mendapat efek buangan AMD (Lo'pez-Archilla et al., 2001; Gonzalez-Toril et al., 2003; Nyogi et al., 2002).

Diperlukan pengolahan AMD untuk mengurangi pencemaran sungai, sebelum dibuang ke perairan. Seperti diketahui bahwa banyak teknologi yang dapat digunakan untuk perbaikan AMD. *Passive treatment* yang merupakan gabungan beberapa sistem pengolahan seperti sangat efektif meningkatkan pH dan menurunkan kandungan logam AMD. Adapun sistem yang umum digunakan untuk pengolahan AMD seperti sistem *Permeable Reactive Barrier* (PRB), *Open Limestone Channels* (OLCs), *Anoxic Limestone Drains* (ALDs) dan rawa buatan (CW; *Constructed Wetland*) (Benner, 1997; Gilbert et al., 2003; Zipper dan Jage, 2002; Zimkiewicz et al., 2003). Metode yang murah dan cukup efisien untuk menetralkan AMD adalah

dengan menggunakan bahan alkalin seperti batu kapur (*limestone*) (Mylona et al., 2000).

Sistem *passive treatment* yang sangat efektif dalam menurunkan asiditas AMD adalah sistem OLCs dan ALDs yang digabung dengan sistem CW, dan sistem ini sudah dikembangkan secara komersial di Kanada dan Amerika Serikat. Sistem *limestone* dan *wetland* yang terpisah akan lebih efektif dan lebih terkontrol dibandingkan dengan sistem yang disatukan dalam CW. Pengolahan AMD biasanya menggunakan sistem pengolahan bertingkat dari beberapa sistem yang disebutkan di atas untuk perbaikan kualitas airnya (Zipper dan Jage, 2002; Faulkner et al, 2005; Zimkiewicz et al, 2003; Hedin et al, 1994; Daugherty et al, 2003).

Sistem *fluidized-bed limestone* mampu menurunkan asiditas AMD batubara dari 12000 menjadi 300 mg/L (CaCO_3) di mana pH meningkat dari 2,2 menjadi 7 dengan penurunan kandungan Fe dan Al mencapai 95% (Maree et al., 2004). Peningkatan pH air asam tambang yang ber pH<5, Fe> 20 mg/L, alkalinity <80 mg/L dan oksigen terlarut< 2mg/L dengan sistem ALD sangat efektif sebelum dialirkan ke sistem CW (Brodie et al, 1993). Selain meningkatkan pH, sistem ALD dapat meningkatkan alkalinitas *effluen* untuk menjaga pH agar tidak turun setelah melewati sistem

CW. Sistem ALD harus diikuti oleh CW anaerobik ataupun aerobik untuk mendapatkan kualitas air *efluen* yang memenuhi standar mutu air bersih (Brodie, 1993), karena untuk AMD yang mengandung $Fe > 80$ biasanya dengan hanya sistem CW tidak bisa meningkatkan pH. Dengan desain yang tepat, sistem *passive treatment* bisa mempunyai umur (lifespan) > 20 tahun (Zimkiewicz et al, 2003).

Sistem CW atau rawa buatan juga merupakan sistem *passive treatment* yang cukup efektif untuk pengontrolan AMD, akan tetapi untuk efektifitas pengolahan air, sistem CW tidak bisa langsung digunakan untuk mengolah AMD kecuali sistem dilengkapi dengan media kapur. Sistem CW secara alamiah adalah daerah transisi (ekoton) antara ekosistem perairan di mana memiliki kondisi basah dan tergenang dengan ekosistem darat yang kering. Sistem CW dapat memiliki masa terendam air namun juga dapat praktis kering (Kadlec dan Knight, 1996). Secara alamiah, pada sistem CW terjadi proses-proses biologi, kimia dan fisika.

Proses biologi terjadi pada interaksi antara tumbuhan penyusun CW dengan lingkungannya tersebut. Penyerapan (*up taking*) unsur-unsur yang dibutuhkan untuk pertumbuhan diserap melalui akar

atau organ yang berfungsi seperti akar pada air dan substrat tumbuh tumbuhan tersebut. Penyerapan logam dalam air, terutama Fe dan Mn, akan berlangsung efektif apabila terdapat intreraksi secara biologis yang menjembatani proses oksidasi dan reduksi. Sistem CW adalah satu-satunya ekosistem yang di dalamnya terjadi proses-proses oksidasi dan reduksi. Proses biologi lainnya yang terjadi pada CW adalah proses pelepasan material organik dari tumbuhan ke lingkungan sekitarnya. Tumbuhan merupakan elemen yang sangat penting bagi pertumbuhan komunitas mikrobia. Perombakan material secara langsung menjadi materi yang sangat sederhana dapat dilakukan oleh komunitas mikrobia. Keberadaan tumbuhan dengan sistem perakarannya mampu menyokong pertumbuhan mikrobia dalam sistem yang juga akan mendegradasi senyawa-senyawa logam berat pada sistem.

Pada sistem CW anaerobik, komposisi reaktif material yang digunakan seperti kompos, daunan, serbuk gergaji ditambahkan lumpur aktif dari sistem *sewage* atau *anaerobic digester* juga menstimulasi pertumbuhan bakteri pereduksi sulfat untuk menaikkan alkalinitas dan menyisihkan logam dalam bentuk endapan sulfida (Chang et al., 2000; Gibert et al., 2003, 2005; Steed et al., 2000, Waybrant et al., 2002). Berikut

adalah beberapa model pengolahan air asam tambang dengan berbagai macam teknik dilihat dari segi penggunaan listik, perawatan, penambahan zat kimia serta lama waktu penggunaannya.

Techniques Used for Treating Coal Mine Drainage

Technology	Electricity	Moving Parts	Maintenance Frequency		Frequency of Chemical Addition	Design Life (years)
			Minor	Major		
Aerobic Wetlands Anoxic Limestone Drains Compost Wetlands Limestone Beds Limestone Ponds Open Limestone Channels	N	N	monthly	none anticipated	none	20 - 30
Diversion Wells	N	N	weekly	none	weekly	20 - 30
Limestone Sands	N	N	6 months	6 months	6 months	6 months
RAPS	N	N	monthly	6 months	none	20 - 30
RERAPS	Y	Y	monthly	none	none	20 - 30
Water-Powered Devices Windmills	N	Y	weekly	weekly-yearly	none - monthly	5 - 10
Sodium Carbonate Briquettes Liquid Sodium Hydroxide	N	N	daily	weekly - monthly	daily - monthly	5 - 10
Hydrated Lime Quick Lime	Y	Y	daily	weekly - monthly	daily - monthly	5 - 10

Gambar 1
(Sumber: The Passive Treatment of Coal Mine Drainage (George, et.all. 2004.)

Aktivitas penambangan batu bara di Kalimantan Selatan salah satunya di PT.Jorong Barutama Greston mempunyai buangan aliran tambang yang bersifat asam dengan kandungan logam dan padatan tersuspensi yang tinggi. Untuk mengurangi pencemaran sungai akibat aliran buangan tambang diperlukan perbaikan kualitas air buangan tambang dengan meningkatkan pH air dan menurunkan kandungan logam maupun padatan tersuspensi. Perlu dilakukan penelitian yang bertujuan

untuk merekayasa metode sistem aktif dan pasif *treatment* yang merupakan gabungan beberapa teknologi pengolahan air dalam meningkatkan kualitas air asam tambang yang efisien dan berbiaya rendah, mudah perawatannya dan sistemnya bisa bertahan lama.

1.3 Konsep Rekayasa Pengolahan Limbah Air Asam Tambang

Penggabungan Metode Aktif dan Pasif

Rekayasa pengelolahan limbah air asam tambang dengan metode aktif menggunakan kapur bakar/*quicklime* dilaksanakan dengan mengkoleksi beberapa jenis kapur bakar dari berbagai macam sumber di daerah lokal Kalimantan Selatan, Sulawesi Selatan dan Jawa Timur untuk mencari kadar CaO yang terbaik yang menandakan kualitas dari kapur sebagai penetral air asam tambang.

Kajian ini akan dilaksanakan dengan menguji kadar kapur dan diuji dengan air asam tambang yang berada di lokasi penelitian. Hal ini penting dilakukan karena air asam tambang setiap tempat berbeda-beda karakteristiknya dan mempengaruhi banyaknya kapur yang diperlukan untuk penetralan air asam tambang dan juga efek penetralnya terhadap logam-logam yang terkandung dalam limbah air asam tambang.

Pengolahan air asam tambang secara aktif masih dibutuhkan disebabkan pH air limbah < 4.5 dan debit air yang besar $4.4 \text{ m}^3/\text{jam}$ serta pemenuhan karakteristik dari pemerintah yang harus sesuai standar. Rekayasa yang bisa dilaksanakan adalah dengan mengurangi secara bertahap penggunaan kapur bakar dalam pengolahan air dengan cara menggabungkan metode pasif dan aktif, dengan tujuan pengolahan air akan secara bertahap dan ada beberapa model pengolahan yang harus dilewati yang dijamin akan menghasilkan hasil akhir yang sesuai standar mutu sebelum dibuang ke sungai masyarakat.

Pengurangan pengolahan air asam tambang secara aktif ini akan dilakukan secara bertahap karena memerlukan waktu untuk membuat metode pasif di lapangan yang paling optimal nantinya, bisa salah satu dari metode pasif dan bisa juga gabungan dari beberapa metode sehingga ditemukan titik optimum dari metode ini yang bisa berupa 100% metode pasif atau metode aktif tetap diperlukan tapi sudah tidak dominan lagi.

Pengolahan secara pasif sangat dianjurkan dalam pengolahan air asam tambang agar bisa lebih berwawasan lingkungan karena metode ini akan menyatu dengan ekosistem di sekitarnya. Fitoremediasi adalah salah satu teknik pengolahan air asam tambang

yang menggunakan berbagai jenis tanaman air untuk mengekstrak logam yang berada dalam air asam tambang tersebut. Tanaman yang dipilih sebagai tanaman yang cocok untuk metode fitoremediasi ini harus disesuaikan dengan lingkungan ekosistem di sekitar tambang tersebut dan juga kecocokan habitatnya dengan lingkungan tempat tumbuhnya.

Jangka waktu yang ditargetkan untuk pengurangan pemakaian metode aktif menuju metode pasif dan fitoremediasi adalah sebelum penambangan operasional berhenti atau memasuki pasca tambang. Pengolahan diharapkan sudah mandiri dalam jangka waktu 2 tahun atau tahun 2015. Target penghematan yang diharapkan dalam kajian ini adalah minimal 50% dengan jangka waktu penggunaan efektif metode ini 5 tahun.

Bab II

Pengelolaan Air Limbah

2.1 Dasar-dasar Pengelolaan Air Limbah

Teknologi pengolahan air limbah adalah kunci dalam memelihara kelestarian lingkungan. Teknologi pengolahan air limbah domestik maupun industri yang dibangun harus dapat dioperasikan dan dipelihara oleh masyarakat setempat, maka dipilih yang sesuai dengan kemampuan teknologi masyarakat yang bersangkutan.

Berbagai teknik pengolahan air buangan untuk menyisahkan bahan polutannya telah dicoba dan dikembangkan selama ini. Teknik-teknik pengolahan air buangan yang telah dikembangkan tersebut secara umum terbagi menjadi 3 metode pengolahan: pengolahan secara fisika, kimia dan biologi. Untuk suatu jenis air buangan tertentu, ketiga metode pengolahan tersebut dapat diaplikasikan secara sendiri-sendiri atau secara kombinasi.

2.2. Pengolahan Secara Biologi

Air buangan yang *biodegradable* dapat diolah secara biologi. Sebagai pengolahan sekunder, pengolahan secara biologi dipandang sebagai pengolahan yang paling murah dan efisien. Dalam

beberapa dasawarsa telah berkembang berbagai metode pengolahan biologi dengan segala modifikasinya.

Pada dasarnya, reaktor pengolahan secara biologi dapat dibedakan atas dua jenis, yaitu:

1. Reaktor pertumbuhan tersuspensi (*suspended growth reaktor*).
2. Reaktor pertumbuhan lekat (*attached growth reaktor*).

Reaktor pertumbuhan tersuspensi di dalamnya mikroorganisme tumbuh dan berkembang dalam keadaan tersuspensi. Proses lumpur aktif yang banyak dikenal berlangsung dalam reaktor jenis ini. Proses lumpur aktif terus berkembang dengan berbagai modifikasinya, antara lain: *oxidation ditch* dan *kontakstabilisasi*. Dibandingkan dengan proses lumpur aktif konvensional, *oxidation ditch* mempunyai beberapa kelebihan, yaitu efisiensi penurunan BOD dapat mencapai 85%-90% (dibandingkan 80%-85%) dan lumpur yang dihasilkan lebih sedikit. Selain efisiensi yang lebih tinggi (90%-95%), kontak stabilisasi mempunyai kelebihan yang lain, yaitu waktu detensi hidrolis total lebih pendek (4-6 jam). Proses kontakstabilisasi dapat pula menyisihkan BOD tersuspensi melalui proses absorpsi di dalam tangki

kontak sehingga tidak diperlukan penyisihan BOD tersuspensi dengan pengolahan pendahuluan.

Kolam oksidasi dan lagoon, baik yang diaerasi maupun yang tidak, juga termasuk dalam jenis reaktor pertumbuhan tersuspensi. Untuk iklim tropis seperti Indonesia, waktu detensi hidrolis selama 12-18 hari di dalam kolam oksidasi maupun dalam lagoon yang tidak diaerasi, cukup untuk mencapai kualitas efluen yang dapat memenuhi standar yang ditetapkan. Di dalam lagoon yang diaerasi cukup dengan waktu detensi 3-5 hari saja.

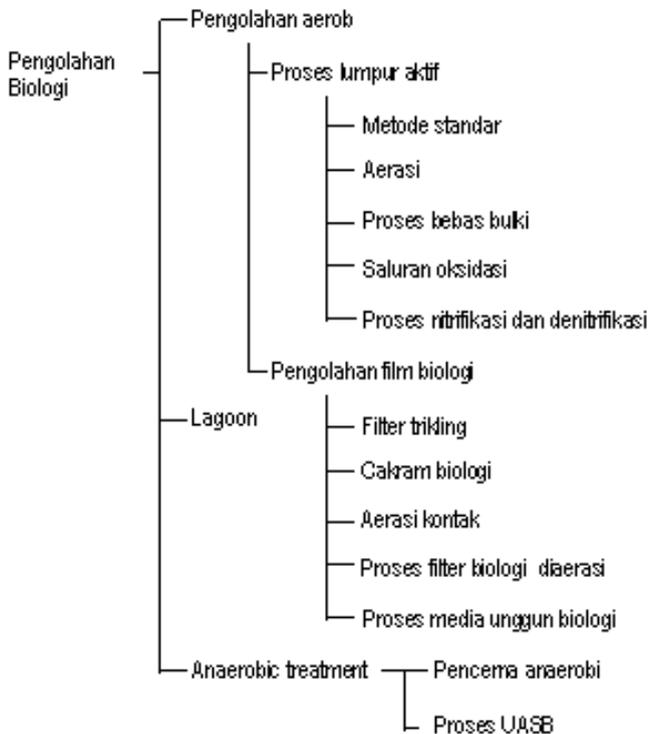
Reaktor pertumbuhan lekat di dalamnya mikroorganisme tumbuh di atas media pendukung dengan membentuk lapisan film untuk melekatkan dirinya. Berbagai modifikasi telah banyak dikembangkan selama ini, antara lain:

1. *trickling filter*;
2. cakram biologi;
3. filter terendam;
4. reaktor fludisasi.

Seluruh modifikasi ini dapat menghasilkan efisiensi penurunan BOD sekitar 80%-90%. Ditinjau dari segi lingkungan di mana berlangsung proses penguraian secara biologi, proses ini dapat dibedakan menjadi dua jenis:

1. Proses aerob, yang berlangsung dengan hadirnya oksigen.
2. Proses anaerob, yang berlangsung tanpa adanya oksigen.

Apabila BOD air buangan tidak melebihi 400 mg/l, proses aerob masih dapat dianggap lebih ekonomis dari anaerob. Pada BOD lebih tinggi dari 4000 mg/l, proses anaerob menjadi lebih ekonomis.



Gambar 2. Skema Diagram pengolahan Biologi (Dephut, 2009)

Dalam prakteknya saat ini, teknologi pengolahan limbah cair tidak sederhana, prinsipnya semua limbah

yang dihasilkan harus melalui beberapa langkah pengolahan sebelum dibuang ke lingkungan atau kembali dimanfaatkan dalam proses produksi.

2.3 Fitoremediasi

Istilah fitoremediasi berasal dari kata bahasa Inggris fitoremediasi; Kata ini sendiri dibuat dari dua bagian yaitu phyto yang berasal dari kata Yunani *phyton* (= *plant*) dan *remediation* yang berasal dari kata latin *remedium* (= *to recuperate*, untuk situasi ini juga menandakan "perawatan masalah dengan memperbaiki kesalahan atau kekurangan"), (Anonim, 1999). Oleh karena itu, fitoremediasi dapat dicirikan sebagai: pemanfaatan tumbuhan untuk menghilangkan, memindahkan, mengendapkan, atau menghancurkan racun, baik campuran alami maupun anorganik. Fitoremedi juga merupakan pemanfaatan tumbuhan untuk mengasimilasi dan mengumpulkan bahan-bahan beracun dari dalam tanah.

Strategi ini pertama kali didorong oleh tumpahan reaktor atom di Chernobyl - Rusia pada tahun 1986, beberapa ahli Amerika dan Ukraina telah memimpin penelitian tentang kapasitas tanaman sawi India untuk membatasi substansi komponen *cesium* dan *strontium* dalam tanah yang telah terkontaminasi unsur radioaktif. Sementara itu, di Iowa - AS, para analis sedang

mengupayakan pohon poplar untuk mengurangi jumlah atrazin pestisida yang ditemukan di tanah dan air tanah.

Manfaat terbesar dalam menggunakan fitoremediasi adalah biaya kerja yang lebih murah bila dibandingkan dengan pengolahan limbah biasa lainnya, seperti insinerasi (pembakaran), pencucian tanah (*bleaching*) tergantung pada energi dan zat kimia yang diperlukan untuk meluruhkan pencemar. Standar fundamental inovasi fitoremediasi adalah mengembalikan kembali tanah yang tercemar, memperbaiki endapan, residu, dan air tanah melalui pemindahan, penurunan nilai pencemar atau penyesuaian kontaminan.

Siklus dalam inovasi fitoremediasi ini ada 6 langkah secara berurutan yang dilakukan oleh tumbuhan terhadap limbah sebagai berikut:

1. *Phytoaccumulation (phytoextraction)*, artinya tumbuhan menarik zat pencemar dari media sehingga terkumpul di sekitar akar tanaman, siklus ini juga disebut hiperakumulasi. Akar tanaman menyerap kontaminasi dan dipindahkan ke organ tanaman. Siklus ini dapat dimanfaatkan untuk membersihkan zat anorganik. Jenis tanaman yang digunakan adalah jenis hiperakumulator, seperti tanaman hijau, bunga matahari dan jagung.

2. *Rhizofiltration* (*rhizo* = akar), merupakan metode adsorpsi atau penyerapan bahan pencemar oleh akar untuk melekat ke akar. Siklus ini dibuktikan dengan menanam bunga matahari di danau yang mengandung zat radioaktif. Dalam hidroponik/budidaya air, kerangka akar dapat digunakan untuk menjelaskan prosedur *rhizofiltrasi*. Zat asing di dalam air, setelah kontak dengan akar, tertelan (tertahan) dan setelah itu akar tanaman dikumpulkan dan disiram hingga terendam dengan kotoran. Struktur tanaman menyerap atau mengendap di zona akar atau pengendapan racun di sekitar akar ke dalam akar. Jenis tanaman yang dapat menjadi kandidat adalah rerumputan air, misalnya *cattails* dan eceng gondok.
3. *Phytostabilization*, pengumpulan pencemar spesifik yang dasarnya racun ini tidak dapat dicerna ke dalam batang tanaman. Zat-zat tersebut melekat tak tergoyahkan (stabil) ke akar sehingga tidak teralihkan oleh aliran air di media. Siklus ini akan mengurangi kemampuan polutan berkembang dan mencegah transportasi ke air tanah atau udara. Teknik ini dapat digunakan untuk memperluas penutup tajuk oleh tanaman yang mampu beradaptasi terhadap jenis racun ini di wilayah

tersebut. Seperti yang ditunjukkan oleh Cunningham et al., (1995), ada tiga sistem potensial yang menjadi dasar dalam siklus fitostabilisasi:

- a. reaksi redoks (reduksi – oksidasi);
- b. pengendapan kontaminan berubah menjadi endapan, dan;
- c. pengikatan zat-zat organik menjadi bagian lignin tumbuhan. Siklus ini secara teratur digunakan untuk membersihkan zat anorganik. Jenis tumbuhan yang biasa dimanfaatkan adalah berbagai jenis rumput, bunga matahari, dan kedelai.

5. *Rhizodegradation*, adalah penguraian kontaminan oleh kegiatan mikroba di sekitar tanaman. Misalnya, ragi, fungi dan bakteri/organisme mikroskopis. Mikroorganisme (ragi, parasit dan/atau mikroba) yang mengurai bahan organik dijadikan bahan *nutrient*. Beberapa jenis mikroorganisme dapat menguraikan bahan organik. Misalnya, minyak atau limbah yang merugikan manusia dan sebagai *eco-receptors* lingkungan dan mengubah bahan berbahaya ini menjadi bahan yang tidak berbahaya melalui siklus degradasi. Senyawa alami yang dihasilkan oleh akar tanaman, misalnya gula, alkohol, dan asam yang mengandung karbon organik bagi

mikroorganisme tanah dan penambahan *nutrient* akan meningkatkan pergerakan mikroba.

Sistem *rhizodegradasi* adalah cara tanaman mengalirkan dan memindahkan oksigen dan air ke dalam tanah. Tanaman juga mengstimulasi biodegradasi melalui berbagai komponen, misalnya menghentikan sistem metabolisme yang berbeda dan memindahkan oksigen udara ke daerah akar. Kontaminasi dipisahkan oleh mikroorganisme pada tanah, yang diperkuat/disinergikan oleh ragi, organisme, dan zat penghasil akar tanaman (eksudat), yaitu gula, alkohol, dan asam. Eksudat merupakan makanan mikroba yang memisahkan kontaminasi dan biota tanah lainnya. Siklus ini tepat untuk mengurangi kontaminasi zat organik. Jenis tumbuhan yang dapat dimanfaatkan adalah berbagai jenis rumput.

6. *Phytodegradation*, yaitu siklus yang dilakukan oleh tumbuhan untuk mengisolasi racun yang memiliki atom kompleks menjadi bahan yang tidak berbahaya dengan sub-atom yang tidak kompleks, yang dapat menguntungkan perbaikan tumbuhan itu sendiri. Siklus ini bisa terjadi di batang, daun, akar atau di luar sekitar tanaman dengan bantuan protein/bahan kimia yang berasal dari tanaman itu sendiri.

Beberapa tanaman mengeluarkan senyawa sebagai sintetis yang mempercepat siklus degradasi.

7. *Phytovolatilization*, yaitu proses menarik zat asing oleh tumbuhan dalam suatu struktur yang telah menjadi molekul yang tidak berbahaya sehingga terjadi penguapan ke lingkungan sekitarnya. Beberapa tanaman menghilangkan air dengan kecepatan 200 hingga 1000 liter air untuk setiap hari per batang. Zat toksisitas dapat mengalami perubahan sebelum memasuki lingkungan. Zat pencemar dari bahan alami menggunakan siklus ini dengan tepat. Pencemar bisa menembus daun dan bahan yang mudah menguap akan menghilang ke udara dengan fiksasi rendah dan tidak berbahaya. Sebagian dari campuran alami yang dapat terjadi oleh tumbuhan dapat memanfaatkan siklus fotodegradasi.

Ada 4 faktor yang mempengaruhi fitoremediasi, yaitu:

1. Kemampuan mengumpulkan berbagai jenis tanaman untuk berbagai jenis kontaminasi dan fokus, zat dan sifat aktual, dan sifat fisiologis tanaman.
2. Jumlah senyawa/kotoran sintetis yang berbahaya
3. Daya akumulasi dan hiperakumulasi dapat dilihat dari fisiologi, kimia organik, dan sub atom.

4. Kesesuaian biologi dan evolusi untuk penyerapan racun.

Fitoremediasi juga menarik bila dibandingkan dengan metode konvensional lainnya untuk menangani masalah pencemaran, khususnya:

- a. Biaya operasional biasanya sederhana dan lebih hemat.
- b. Tanaman dapat secara efektif dimonitoring perkembangannya.
- c. Kemungkinan menggunakan kembali kontaminan penting, misalnya emas (*phytomining*).
- d. Ini adalah teknik remediasi yang paling aman untuk alam karena menggunakan tumbuhan.
- e. Mempertahankan kondisi alamiah.

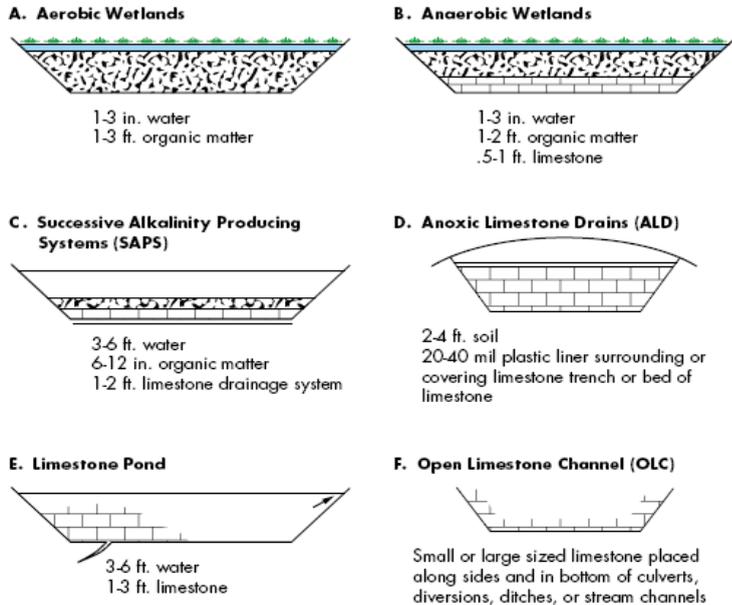
Salah satu kelemahan fitoremediasi adalah kemungkinan tumbuhan yang telah terakumulasi zat kontaminan tersebut dimakan oleh makhluk dan Serangga. Dampak negative dari kekhawatiran adalah terjadinya keracunan bahkan kematian pada mahluk dan binatang pemangsa atau penimbunan logam pada hewan pemburu saat memakan tumbuhan yang telah dimanfaatkan dalam siklus fitoremediasi. Terlebih lagi, dibutuhkan usaha yang lama untuk membereskan limbah B3, terutama untuk tingkat yang luas dan dikhawatirkan akan membawa campuran berbahaya ke

dalam rantai makanan yang berkembang di lingkungan alamiah.

2.4 Pengelolaan Air Limbah Asam Tambang Secara Pasif

Manajemen pengelolaan air tambang asam menggunakan teknik tidak aktif mengurangi biaya dan lebih ramah. Metode pasif ini digunakan dengan cara memasukkan air limbah ke dalam lahan basah yang telah disiapkan dengan tanaman fitoremediasi yang layak untuk menetralkan atau menyerap kontaminan logam yang ada dalam limbah air asam tambang (Kementerian Lingkungan Hidup, 2005).

Metode lahan basah yang dapat mengatasi masalah Air Asam Tambang dengan reaksi kimia dan biologi dapat dilihat dari gambar di bawah ini.



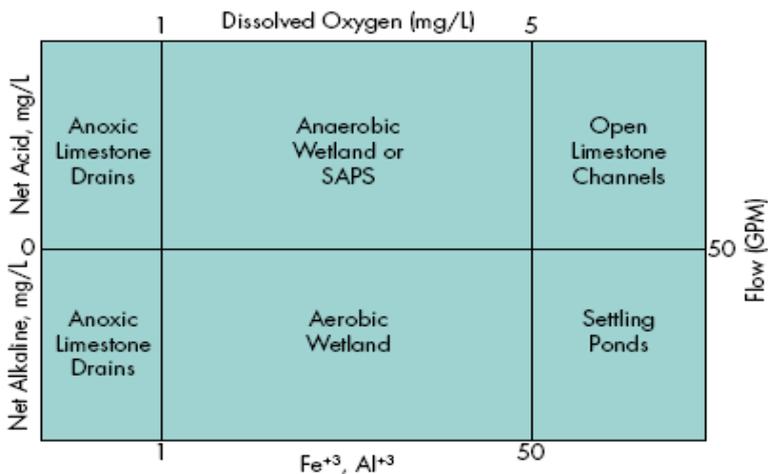
Gambar 3. Passive Systems for AMD Treatment (Faulkner and Skousen, 1994)

Manfaat dari penanganan pasif ini menurut K.L. Portage National Science and Technology Center (2003) adalah sebagai berikut:

1. Lebih murah.
2. Tidak membutuhkan peralatan mekanis, bahan dan zat kimia yang berbahaya.
3. Tidak membutuhkan daya, dan pemeliharaan tidak setiap saat.
4. Lebih aman dari kontaminasi dan membantu perkembangan tumbuhan dan lingkungan sekitarnya.

Pemilihan metode pengolahan air asam tambang dapat ditemukan dalam metode yang ada pada gambar

di bawah ini. Biasanya, air basa membutuhkan lahan basah yang mengonsumsi oksigen (*aerobic wetland*). Apabila air mengandung zat korosif namun memiliki kadar oksigen terlarut, besidan aluminium yang rendah, maka pengolahan dapat memanfaatkan strategi saluran batu gamping anoksik (*anoxic limestone drain*). Jika limbah lebih tinggi asamnya, besi dan aluminium tinggi maka penanganannya lebih sesuai dengan *anaerobic wetland*, *progressive antacid delivery framework* (SAPS) atau sistem pengairan dengan batu gamping. Biaya lahan basah anaerobik 6 kali lebih mahal daripada lahan basah basah.

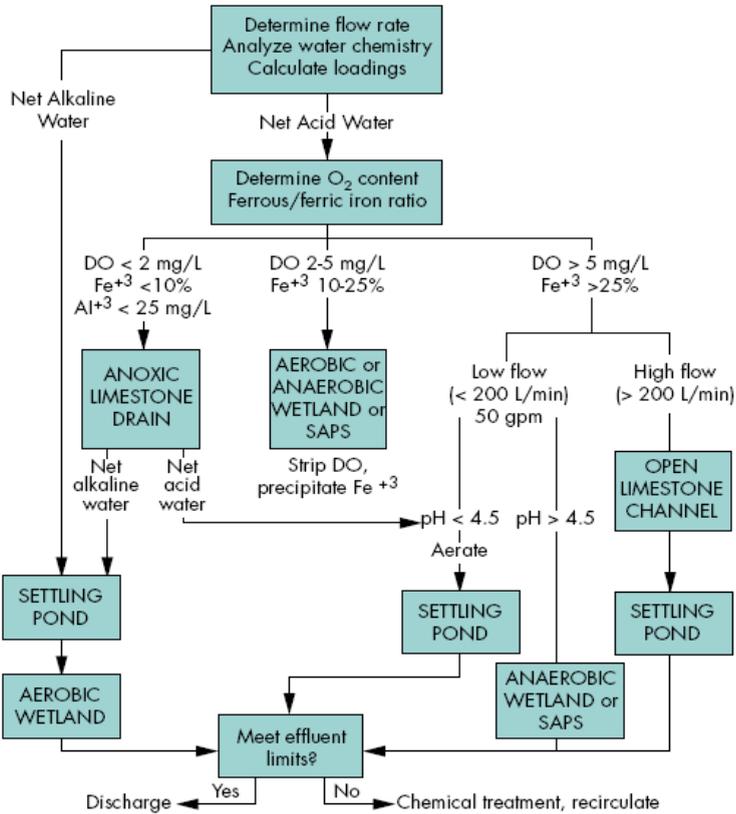


Gambar 4. Passive treatment system selection (K. L.Ford National Science and Technology Center, 2003)

Tumbuhan sebagai hiperakumulator logam berat berfungsi sebagai tumbuhan yang dapat mengumpulkan logam dalam kadar yang sangat tinggi. Beberapa tumbuhan laut dan banyak spesies dapat mengabsorpsi logam di perairan yang tercemar logam berat (Fritioff dan Greger, 2006).

Pemanfaatan tumbuhan sebagai operator untuk memulihkan kondisi yang terkontaminasi, mengacu pada laporan dari US Department of Energy, (Watanabe, 2007) menyatakan persyaratan yang menyertai:

1. Tingkat pengumpulan/akumulasi harus tinggi, bahkan dalam kondisi dengan kontaminan rendah.
2. Kapasitas untuk mengumpulkan kontaminan dengan kadar tinggi.
3. Kapasitas untuk mengumpulkan berbagai jenis logam berat.
4. Berkembang dengan cepat.
5. Penciptaan biomassa tinggi.
6. Tahan terhadap hama dan penyakit.



Gambar 5. Alur proses seleksi untuk pengelolaan pasif berdasarkan sifat kimia air dan *flow*. (Adaptasi dari Hedin et al. 1994 and Skousen 2001)

Bab III

Optimalisasi Pengolahan Limbah Air Asam Tambang Secara Pasif dengan Gabungan Berbagai Metode

3.1 AEROBIC POND AND WETLAND

Model *Wetland* yang dibuat biasanya adalah dengan menanam tanaman rawa yang mempunyai akar (*Cattail Rhizomes*) di dalam tanah atau yang sudah ditambahkan dengan zat yang bersifat basa. Beberapa sistem ditanam dengan cara menyebarkan bibit tanaman rawa dan tanaman ini tumbuh dengan baik setelah 2 tahun. Kedalaman dari air dari *aerobic pond* 10–50 cm, idealnya setiap lajunya tidak memiliki kedalaman yang sama, harus ada yang kolam dangkal dan rawa yang dalamnya juga dan ada sebagian yang kedalaman 1-2 meter dengan catatan biasanya tanaman air tidak bisa hidup dengan air melebihi 50 cm, dan tetap diperlukan kolam yang dangkal untuk pertumbuhan.

Biasanya model kolam ini sebelum adanya lahan basah untuk menghilangkan besi hidroksida (FeOH). Biasanya kolam ini berukuran 8–24 jam dan 1.5–2.5 m kedalamannya. Perhitungannya adalah 0.17 g/m^3 besi

bisa diantisipasi selama waktu tersebut di dalam kolam lahan basah dengan tanaman hidup tersebut. Direkomendasikan bahwa *aerobic wetland/pond* dibuat lebih kurang 1 meter untuk menghilangkan besi. Pengamatan di *aerobic wetland/pond* yang telah ada untuk *sludge*/endapan menyarankan 1 m *freeboard* harus cukup memadai untuk menampung 20-25 tahun FeOOH akumulasi. Kesuksesan dari metoda ini ketika kolam dan lahan basah tersebut mempunyai permukaan yang sama dan selanjutnya untuk menghilangkan besi oksida di masa depan dari kolam bisa tanpa mengganggu vegetasi lahan basah yang sudah ada. Baru-baru ini besi oksida telah dikategorikan berpotensi untuk bisa didaur ulang (sebagai *pigment*) (Kairies et al. 2001, Hedin 2002).

Beberapa *wetland* atau *ponds* terhubung melalui aliran yang melalui bendungan, jalur tunggal yang saling berkaitan atau turunan selokan. Menggunakan banyak kolam dapat membatasi jumlah dari perputaran yang pendek dan aerasi dari air untuk setiap perhubungan kolam. Jika ada ketinggian yang berbeda antara kolam, maka hubungan setiap kolam dibuat dengan model energi kinetik (bergerak) untuk menghindari erosi dan/atau pergerakan dari endapan. Katup dari setiap kolam harus dibuat untuk kapasitas maksimum dari

kemungkinan aliran, katup ini terdiri dari potongan yang lebar di dalam tanggul dengan pinggirlereng tidak lebih curam dari 2H:IV, sesuai dengan *non-biodegradable erosion control fabric and a coarse riprap*, jika diperkirakan aliran air sangat tinggi (Brodie 1991). Pembuatan model katup dan menghindari biaya perawatan jangka panjang dari erosi atau tanggul yang rusak. Jika pipa sudah digunakan, ukuran kecil (<30 cm) harus dihindari karena bisa membuat tersumbat oleh sampah dan endapan FeOOH. Pipa harus terbuat dari PVC, PE, atau dilapisi untuk tahan lebih lama. Untuk lebih detail dari model lahan basah ini bisa ditemukan dalam *Hammer's Creating Freshwater Wetlands, (1992)*.

Dasar lantai dari lahan basah kemungkinan kelandaianya melebihi 3% dari nilainya. Jika ada masalah dengan tingkat ketinggian levelnya, maka ketinggian air dan arus bisa dikendalikan dengan katup bendungan di hilir atau disesuaikan dengan kemampuan pipa.

Beberapa *aerobic systems* yang telah dibuat untuk mengolah air tambang menjadi alkali mempunyai sedikit pertumbuhan tanaman dibandingkan dengan *wetlands*. Kecepatan penghapusan logam dari lahan basah, *aerobic system* terlihat selaras dengan apa yang telah diamati dari *aerobic system* yang terkandung di

dalam tanaman tersebut. Bagaimanapun tumbuhan bisa menyediakan nilai yang tidak bisa digambarkan dalam pengukuran tingkat penghapusan kontaminasinya. Contohnya, tumbuh-tumbuhan bisa menyediakan saringan partikel-partikel, menghindari penyaluran arus dan menyediakan kehidupan margasatwa yang bernilai bagi pengaturan lingkungan hidup.

3.2 ALD (*Anoxic Limestone Drains*)

Dalam metode ALD (*Anoxic Limestone Drains*), sistem pengairan limestone tanpa oksidasi. *Alkalinity*/kebasaaan akan diproduksi ketika limestone dalam keadaan *anoxic*/tanpa oksidasi. Limestone dengan kandungan CaCO_3 yang tinggi (>80%) telah menunjukkan 62 kali lebih cepat menjadi basa dibandingkan dengan yang memiliki lebih tinggi kandungan MgCO_3 atau $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ (~50 percent CaCO_3) (Watzlaf and Hedin 1993). Limestone atau kapur tohor ini akan lebih berhasil digunakan untuk model ALD (*Anoxic Limestone Drains*) dengan memiliki 80-95% CaCO_3 . Lebih efektif lagi kalau menggunakan limestone dengan ukuran 5-20 cm. Beberapa sistem yang menggunakan ukuran limestone yang kecil atau *gravel limestone* sering gagal, karena menghasilkan masalah penyumbatan. ALD sistem harus ditutup denganagar masuknya oksigen dari *atmosphere* bisa di

perkecil, dan akumulasi dari dari CaO selama ALD bisa maksimal. Ini biasanya juga bisa ditingkatkan dengan memendam ALD di bawah 1-3 meter tanah lempung. Plastik diletakkan di antara limestone dan lempung sebagai penghalang penambahan gas. Adakalanya dalam sistem ALD ini telah terbungkus dengan komplit dalam plastik sebelum dibanamkan (Skousen and Faulkner 1992). Hal ini bisa membantu menahan lempung dan juga mencegah kekotoran dari pengambilan dari volume pori-pori dari bawah dan samping penggalian. Sistem ini di desain untuk mengalir limestone dengan air setiap waktu. Tanggul tanah lempung selama ALD proses *or* pipa yang dibangun di jalan keluar dari pengairan ALD ini akan membantu memastikan pengairan air di dalam sistem ini. ALD sistem yang lebih dangkal menguntungkan untuk mengurangi perputaran aliran yang pendek, tapi sekarang ini kecilnya jarak tegak lurus untuk aliran bisa memungkinkan lebih mudah tersumbat. Lebar nya ALS sistem bisa menyebabkan lebih disukai berkurangnya tertahannya penyerapan air untuk penyumbatan tapi mungkin juga bisa menyebabkan aliran pendek terjadi. Bagaimanapun akhirnya setiap kondisi di lapangan akan sering lebih menentukan ukuran dari sistem ALD ini.

3.3 RAPS (*Reducing And Alkalinity-Producing Systems*)

RAPS (*Reducing And Alkalinity-Producing Systems*) biasanya dibuat dengan ketebalan 1 meter untuk setiap lapisan *limestone*. Jaringan lubang pipa ditempatkan di bawah lapisan *limestone*. Di atasnya *limestone*, lapisan bahan organik diletakkan 15-60 cm tebalnya. Bagian kompos jamur juga sering digunakan sebagai bahan organik.

Bagian kompos jamur ini terdiri dari pupuk kotoran kuda, rumput kering, jerami, pupuk kotoran ayam dan *gypsum*. Air limbah asam tambang mengalir kebawah melalui sistem ini sebelum bereaksi dengan *limestone*. Lapisan kompos tujuannya adalah untuk menghapus oksigen terlarut dan merubah *ferric iron* menjadi ketingkat *ferrous* untuk mencegah pelapisan dari *limestone*. Inilah yang menyebabkan gagasan RAPS kurang mencegah endapan alumaniun dibandingkan ALS sistem karena luasnya jarak lintas dan tingginya tekanan dari atas yang tersedia. Sistem ini umumnya dibangun dengan model sekurangnya 2 meter tinggi untuk perawatan yang jika dibutuhkan untuk mengatasi kehilangan dalam penyaringan.

Proses tingkat alkalinity untuk sistem ini dalam kisaran 40-60 gram perhari/m² dari area permukaan untuk RAPS sistem yang pertama, dan 15-20 gram

perhari per m² untuk RAPS sistem kedua, jika RAPS ini digunakan secara seri bersamaan. (Watzlaf et al. 2000). Kebanyakan yang dihapus dalam sistem ini besi dan aluminium, sering secara berkala penghapusan meningkat secara berkala oleh sistem ini, belum ada petunjuk yang ada untuk frekwensi, jangka waktu, intensitas dari penghapusan tersebut.

Kolam harus digunakan untuk oksidasi, pengendapan dan menampung besi sebelum air masuk ke dalam RAPS sistem untuk mengurangi akumulasi dari endapan besi (endapan lainnya) di atas lapisan kompos dalam sistem RAPS ini. Kolam ini juga akan menyediakan sebagai kolam penyamaan kualitas air. Ukuran kolam disetiap site tergantung dari masing-masingnya, tapi harus lebih besar di mana pH dari air yang mengalir < 3.5. Sekali pH turun <3, maka pengurangan besi akan menjadi lambat pada air asam tambang ini.

Bab IV

Metode Fitoremediasi

Pengolahan

Limbah Air Asam Tambang

dengan Konsep Pemilihan

Tumbuhan yang Sesuai

4.1. Prinsip-prinsip Fitoremediasi

Fitoremediasi dapat dibagi menjadi fitoekstraksi, rizofiltrasi, fitodegradasi, fitostabilisasi, fitovolatilisasi. Fitoekstraksi mencakup penyerapan kontaminan oleh akar tumbuhan dan translokasi atau akumulasi senyawa itu ke bagian tumbuhan seperti akar, daun atau batang. Rizofiltrasi adalah pemanfaatan kemampuan akar tumbuhan untuk menyerap, mengendapkan, dan mengakumulasi logam dari aliran limbah. Fitodegradasi adalah metabolisme kontaminan di dalam jaringan tumbuhan, misalnya oleh enzim dehalogenase dan oksigenase. Fitostabilisasi adalah suatu fenomena diproduksinya senyawa kimia tertentu untuk mengimobilisasi kontaminan di daerah rizosfer. Fitovolatilisasi terjadi ketika tumbuhan menyerap kontaminan dan melepaskannya ke udara lewat daun; dapat pula senyawa kontaminan mengalami degradasi sebelum dilepas lewat daun. Tumbuhan sebagai

hiperakumulator logam berat adalah tumbuhan yang mempunyai kemampuan mengkonsentrasikan logam dalam kadar yang luar biasa tinggi.

Menurut Mangkoedihardjo (2005) fitoremediasi (*phytoremediation*) merupakan suatu sistem di mana tanaman tertentu, secara sendiri atau bekerjasama dengan mikroorganisme dalam media tanam, dapat mengubah zat kontaminan menjadi kurang atau tidak berbahaya. Tanaman yang digunakan dalam fitoremediasi adalah tanaman hiperakumulator yang mampu mentranslokasikan unsur pencemar seperti Pb, dengan konsentrasi sangat tinggi ke jaringan dan tanpa membuat tanaman tumbuh dengan tidak normal (kerdil dan mengalami fitotoksisitas).

Beberapa jenis tumbuhan air mampu bekerja sebagai agens fitoremediasi, seperti azolla, kiambang, kangkung air, eceng gondok serta tumbuhan mangrove (Eddy, 2008). Eceng gondok (*eichhornia crassipes*) yang sering menjadi permasalahan di lingkungan perairan karena dianggap sebagai tumbuhan pengganggu (gulma) ternyata memiliki sifat hiperakumulator terhadap beberapa bahan pencemar seperti logam berat. Hasil penelitian yang dilaporkan oleh Liao dan Chang (2004) di mana eceng gondok mampu menyerap Cd, Pb, Cu, Zn dan Ni masing-masing adalah 24, 542,

2162, 2617, dan 1346 mg/m² untuk kondisi perairan Erh-Chung wetland yang tercemar logam berat. Menurut Priyanto dan Prayitno, 2006, bahwa tumbuhan mengapung, termasuk eceng gondok, dipakai untuk pengolah limbah karena tumbuhan tersebut mengasimilasi senyawa organik dan anorganik dari limbah.

Fitoremediasi adalah metode kerja remediasi yang menarik, namun ini masih merupakan inovasi yang sedang dalam tahap awal perbaikan. Kemajuan dalam pemahaman berbagai kontrol, terutama dalam fisiologi tumbuhan dan kualitas turun-temurun akan mendorong peningkatan kemajuan ini lebih cepat. Sebagai inovasi maka penyelenggara fitoremediasi mengadakan berbagai pertemuan termasuk ilmuwan dan pebisnis. Di Indonesia, masalah pencemaran terus dipandang sebagai kemajuan modern sehingga upaya untuk memulihkan dan mencegah pencemaran harus dipikirkan. Fitoremediasi diandalkan untuk memberikan komitmen yang tulus dan wajar dalam upaya menjaga dan meningkatkan kualitas ekologi di Indonesia (Priyanto, 2006).

4.2 Tumbuhan Lahan Basah

Berdasarkan pendapat Mallet dan Bastian (1989), lahan basah merupakan wilayah perbatasan antara daratan dan perairan, sehingga bukan merupakan ruang hidup yang terikat dengan daratan maupun lingkungan perairan. Lingkungan lahan basah memiliki kapasitas alamiah untuk menghilangkan berbagai jenis limbah pada beberapa pemanfaatan (Nichols, 1983). Kapasitas ini terutama karena adanya tumbuhan yang berperan sebagai pengolah limbah. Karena metode ini tidak benar-benar menangani berbagai macam zat asing, penting untuk merencanakan kerangka lahan basah buatan untuk menangani limbah tertentu. Jika kerangka metode dapat dibuat sedemikian rupa sebagai pengolahan limbah sekunder atau pengolahan terakhir, maka dengan memanfaatkan biaya pembuatan lahan basah serta pemeliharaan yang lebih rendah maka kualitas air dapat ditingkatkan dengan lebih efisien.

Berbagai jenis tanaman lahan basah alamiah dan lokal telah menyesuaikan diri dan tumbuh subur di tanah yang basah dan jenuh air. Sampai saat ini, informasi tentang tanaman apa saja yang dapat dimanfaatkan, gagasan tentang tanaman lahan basah, transformasinya terhadap iklim dan dampaknya terhadap iklim, khususnya untuk peningkatan kualitas

air masih belum banyak. Dari 1000 spesies tumbuhan air yang tercatat (Sculthorpe, 1969), beberapa spesies tumbuhan lahan basah dimanfaatkan dalam penyelidikan pengolahan limbah.

Tanaman lahan basah telah maju untuk hidup dalam iklim yang diliputi oleh air melalui transformasi dasar dan fisiologisnya, lebih spesifiknya dengan membentuk organisasi lakuna atau aerenkim di fondasi dan batang yang mendasarinya untuk transportasi gas oksigen dari batang ke akar. Perubahan yang berbeda ditemukan pada tanaman yang terapung, khususnya dengan membentuk daun yang sepenuhnya disesuaikan untuk mencegah robekan, permukaan seperti kulit yang kuat, dan permukaan atas hidrofobik untuk melindunginya dari basah. Sama sekali tidak seperti pada tumbuhan darat pada umumnya, stomata tumbuhan pantai ditemukan pada sisi atas daun (Guntenspergen et al., 1989).

4.3 Fisiologi Tumbuhan Lahan Basah

Unsur hara dikonsumsi oleh tumbuhan laut dalam beberapa cara berbeda, termasuk melalui akar atau daun rambut yang disesuaikan (di *Salvinia* dan *Lemna*) langsung dari bagian air atau dengan memasukkan tumbuhan ke dalam residu.

Profitabilitas tanaman lahan basah bergantung pada sumberdaya yang tersedia, cekaman ekologi dan penyesuaian terhadap iklim. Tingkatan efisiensi dari yang paling tinggi adalah sebagai berikut: tanaman timbul>tanaman mengapung> tanaman dalam air.

Faktor alam yang mempengaruhi peruntukan spesies dan perkembangan tanaman di lahan basah meliputi:

1. Ke dalaman air yang berhubungan dengan fleksibilitas oksigen dan cahaya (Guntenspergen et al., 1989).
2. Kecepatan aliran air mempengaruhi aksesibilitas oksigen dan suplemen. Tingkat aliran air yang diperluas juga mempengaruhi berkurangnya toksisitas dari terakumulasi di substrat (Sparling, 1966).

Untuk tanaman yang tenggelam, residu yang tersuspensi memengaruhi jumlah dan sifat substrat dan sintesis cahaya. Pengaturan substrat mempengaruhi kedalaman akar, tanah dengan bahan alami yang tinggi dapat menyebabkan kondisi anaerobik dan menyebabkan logam, (misalnya besi dan mangan) berubah menjadi bahan campuran beracun (Haslam, 1978). Suhu air dan udara mempengaruhi respon

biokimia dan dapat menekan perkembangan tanaman jika melebihi batas ketahanan suhu (Barko et al., 1982).

4.4 Tumbuhan Lahan Basah sebagai Pengolah Limbah

Sistem biologis lahan basah memiliki kapasitas normal untuk menghilangkan kontaminasi pencemaran alamiah. Kapasitas tersebut pada dasarnya karena adanya tanaman lahan basah yang berperan sebagai pengolah limbah untuk memenuhi pedoman ukuran kualitas limbah. Informasi tentang dampak iklim terhadap tanaman lahan basah merupakan cara untuk mengetahui jenis vegetasi mana yang layak digunakan dalam metode kerja pengolahan limbah.

Tanaman yang hidup di permukaan air digunakan untuk pengolahan limbah karena mereka menyesuaikan diri dengan campuran alami dan anorganik dari limbah. Tanaman dengan tingkat perkembangan tinggi dan tajuk besar dapat menyimpan suplemen mineral yang berbeda. Pada media batuan, perkembangan tumbuhan yang baru tumbuh dapat mengurangi pengelompokan suplemen mineral (Laksham, 1979; Finlayson dan Chick, 1983; Bowmer, 1987). Rhizoma dan fondasi yang mendasari *phragmites australis scirpus* spp. mengisi sebagai filtrasi dan pengendapan bahaya hidrokarbon dan logam berat. Derajat penyerapan logam berat pada jaringan tanaman ini adalah sebagai berikut:

akar>rimbang> daun (Shutes et al., 1993). Tumbuhan pelapis seperti eceng gondok juga dapat menghilangkan suplemen dan logam berat dalam jumlah yang sangat besar (Reddy dan DeBusk, 1985).

Pada tumbuhan yang baru tumbuh, oksigen dikirim ke jaringan bawah tanah untuk meninggalkan akar dan mengoksidasi substrat di sekitarnya. Oksidasi substrat mendukung populasi mikroba yang kuat di rhizosfer (Gersberg et al., 1986). Mikroorganisme ini mengubah suplemen, partikel logam (misalnya besi dan mangan dioksidasi dan diimobilisasi) dan campuran alami. Pencernaan mikroba yang mengonsumsi oksigen juga mendetoksifikasi zat-zat berbahaya yang berbahaya bagi tanaman.

4.5 Sistem Lahan Basah Buatan untuk Perbaikan Kualitas Air

4.5.1 Pemilihan jenis tanaman

Banyak rancangan awal limbah yang menggunakan tanaman dengan tujuan mengurangi limbah. Hasil penelitian metode limbah menunjukkan bahwa tanaman berfungsi sebagai tempat penimbunan sementara, melalui siklus perubahan dan partisi racun yang terjadi di dalam molekul tanaman (Nichols, 1983). Tanaman yang mengapung secara teratur

ditanam di atas media batuan untuk menghidupkan pengambilan suplemen dan membuat kondisi yang wajar untuk oksidasi substrat, sehingga memperluas kapasitas untuk menangani limbah.

Aturan umum untuk memutuskan spesies tanaman lahan basah yang sesuai untuk pengolahan limbah belum ada, karena berbagai kerangka kerja memiliki berbagai tujuan dan norma. Hal-hal yang harus diperhatikan dalam memilih tanaman adalah toleran, siap mengolah limbah, dan dampaknya terhadap lingkungan. Untuk menentukan tingkat ketahanan tanaman terhadap pemborosan, penting diketahui jumlah zat pencemar pada limbahnya. Kapasitas untuk menangani limbah menggabungkan batas filtrasi dan menambah produktivitas serapan limbah (Shutes et al., 1993). Vegetasi tanaman mengapung banyak disukai dan digunakan dalam pembangunan lahan basah buatan manusia skala percontohan. Spesies yang muncul *scirpus californicus*, *zizaniopsis miliaceae*, *panicum helitomom*, *pontederia cordata*, *sagittaria lancifolia*, dan *typha latifolia* paling baik digunakan dalam kerangka lahan basah buatan

untuk mengolah limbah peternakan (Surrency, 1993). *phalaris*, *spartina*, *carex* dan *juncus* memiliki potensi daya serap yang tinggi dan konsumsi suplemen, cakupannya luas, dan kemampuan adaptasi terhadap kondisi alam yang berbeda.

Spesies tanaman apung digunakan karena tingkat perkembangannya yang tinggi, dan kapasitasnya untuk mempertahankan suplemen langsung dari segmen air (Reddy dan de Busk, 1985). Akar memberikan tempat untuk filtrasi dan adsorpsi padatan tersuspensi dan untuk perkembangan mikroba yang menghilangkan suplemen dari segmen air.

Tanaman yang tenggelam tidak disarankan untuk pengolahan limbah, sebagai akibat dari perkembangannya yang rendah, banyak spesies tidak tahan terhadap kondisi eutrofik dan secara merugikan mempengaruhi alga hijau dibagian air (Sledge dan Bastian, 1989). Bagaimanapun, tanaman air yang tumbuh di dalam dasar air mungkin memiliki pengaruh yang signifikan ketika digabungkan dengan berbagai jenis tanaman dalam metode pengolahan limbah fitoremediasi.

4.5.2 Desain dasar

Metodelahan basah buatan sebagian besar terdiri dari satu atau beberapa unit yang disebut sel. Ukuran setiap sel dalam satu kerangka adalah seragam, namun berfluktuasi mulai dari satu kerangka lalu ke kerangka berikutnya. Jumlah sel di unit pengolahan limbah berfluktuasi, bergantung pada jenis atau awal limbah. Untuk pertanian dan peternakan, jumlah sel 3-4 sel yang diatur dalam pengaturan menghasilkan penurunan yang paling besar (Surrency, 1993). Untuk limbah air lindi, Martin et al. (1993) menggunakan 10 sel yang didalangi dalam pengaturan dan limbah dialirkan ke setiap sel pada tingkat yang dangkal oleh gravitasi. Untuk pemborosan *septic tank*, Steiner dkk. (1993) mengusulkan beberapa pilihan berbeda dengan jumlah sel dalam kerangka lahan basah yang dapat berupa sel tunggal, dua sel yang diatur dalam suatu susunan, atau berbagai sel yang diatur dalam susunan atau setara. Kerangka sel tunggal biasanya digunakan di daerah di mana limbah tidak dapat dibuang melalui perembesan karena aliran air sangat besar, di permukaan air tanah dangkal, tanah dangkal di atas batu, atau di

tanah lapisan atas yang kedap. Kerangka dua sel yang diatur dalam pengaturan dapat digunakan di area di mana tanah memungkinkan air limbah bocor. Sel utama diberi lapisan kedap air, sedangkan sel berikutnya tidak diberi lapisan kedap air dengan tujuan agar air limbah dapat menembus dan mengurangi perkembangan limbah. Sebagai aturan, kerangka kerja lahan basah multi-sel untuk pengolahan limbah memungkinkan aktivitas yang lebih mudah beradaptasi, dan dapat dibuat menyesuaikan dengan topografi lahan.

4.5.3 Tipe Aliran Air

Metode lahan basah dapat memanfaatkan aliran yang lebih rendah (*submerged flow*) atau aliran permukaan (*surface flow*). Metode aliran air yang dalam biasanya mengandung substrat yang permeabel, karena kerangka ini direncanakan dan dikerjakan agar tidak tahan air. Shutes et al. (1993) menyarankan agar *effluent* dialirkan ke kerangka dalam aliran air yang dalam sehingga terjadi kontak yang paling ekstrim antara limbah dan substrat dan akar/rimpang tanaman, sehingga mendapatkan hasil pengolahan limbah yang optimal.

(Herniwanti, Bagyo Yanuwadi, Bambang Joko Priatmadi, 2012).

4.5.4 Ketinggian air

Steiner dkk (1993) menyarankan ketinggian air sekitar 30 cm. Sel dangkal dianggap memiliki sirkulasi udara limbah yang lebih disukai daripada sel yang dalam. Selain itu, lebih banyak akar akan berada di titik tertinggi substrat di mana oksigen lebih mudah dijangkau. Mengontrol ketinggian air juga diharapkan dapat mengembangkan tanaman dan menjaga jarak yang strategis dari air yang tidak mengalir.

4.5.5 Substrat

Substrat yang umumnya dimanfaatkan adalah kerikil dengan ukuran tertentu. Batuan alam sungai bundar lebih disukai dapat memecahsubstrat. Pasir atau kombinasi batu/pasir adalah pilihan lain yang layak. Batu kapur tidak disarankan karena mudah mengeras. Lebar batuan yang digunakan mencapai 0,5-1,3 cm, bahkan ada yang menggunakan ukuran 5,0 cm, namun ukuran batuan yang kecil dianggap lebih baik untuk perkembangan tanaman. Sel terakhir dari metode pengolahan limbah lahan

basah buatan adalah biasanya berisi saluran pasir. Selain batuan dan pasir, substrat yang mengandung tanah dan lumpur juga dapat dimanfaatkan (Martin et al., 1993). Hasil penelitian Surface et al., (1993) menunjukkan bahwa sel yang mengandung kombinasi media pasir dan batuan (lebar pasir 0,05 cm dan lebar batuan 0,5-1 cm) adalah yang terbaik dalam menurunkan BOD dan NH_4 + hingga 70%. Substrat yang digunakan harus dicuci terlebih dahulu untuk menghindari partikel halus yang dapat menghalangi ruang pori substrat yang menyebabkan tumpahan permukaan. Substrat dibuat sesuai dengan permukaan air untuk mengontrol ketinggian air, mendorong penanaman dan mencoba untuk tidak menahan air. Ukuran pori di antara substrat harus cukup besar untuk benar-benar menembus air. Penumpukan bahan organik yang berlebihan dapat menyebabkan gangguan substrat, karena susunan lapisan cairan tubuh anaerobik. Steiner dkk(1993) merekomendasikan penggunaan penyusunan alami sebesar 4 m²/kg/hari. Pada metode lahan basah yang tidak membutuhkan perembesan air, permukaan dasar metode ini

dapat terdiri dari tanah yang dipadatkan. Cara ini menjaga level air pada level yang ideal (Martin et al., 1993).

4.6 Prospek Fitoremediasi

Terlepas dari kenyataan bahwa inovasi fitoremediasi masih dalam tahap kemajuan dan banyak hal masih belum terjawab, ada minat yang signifikan dari para spesialis dan organisasi bisnis untuk mengambil bagian dalam pergantian acara dan penggunaan bisnis dari inovasi ini. David Glass Partners, Inc., firma konseling fitoremediasi, menilai bahwa pasar AS untuk inovasi ini dapat mencapai US \$ 25-40 juta setiap tahun 2000 dan lebih dari US \$ 100 juta dari tahun 2005. Pasar ini kemungkinan besar mendorong terbentuknya organisasi yang khusus dalam pengembangan fitoremediasi, misalnya, *phytotech*, *phytoworks*, dan *phytokinetics* (Reuther, 1998). Sebagian usaha dibidang yang telah dicoba oleh organisasi bisnis telah dibicarakan di atas.

Komponen pendorong untuk pemanfaatan fitoremediasi adalah harga yang cukup rendah dibandingkan dengan pengolahan secara fisika dan kimia. DuPont's Cunningham menilai biaya perbaikan situs yang tercemar menjadi US \$ 10-100 untuk setiap m³ in situ menjadi US \$ 30-300 untuk setiap m³ ex situ;

sedangkan biaya fitoremediasi hanya US \$ 0,05 per m³ (Watanabe, 1997). Model lain adalah biaya perbaikan kantor militer yang tercemar dengan bahan peledak (Buckley, 2000). Remediasi bahan peledak dari air dengan menggunakan pengolahan karbon dapat menghabiskan biaya hingga US \$ 8 juta untuk maintenance dan US \$ 1,5 juta untuk kegiatan dan dukungan. Selain itu, remediasi di lahan basah membutuhkan biaya US \$ 450.000 untuk setiap ha untuk pembangunan fasilitas dan US \$ 20.000 per tahun untuk biaya aktivitas dan pemeliharaan.

Indonesia memiliki keanekaragaman tumbuhan dan mikroorganisme yang sangat besar. Dalam sebuah pertemuan yang diadakan di LIPI Bandung, sekelompok dokter ahli dari Inggris menemukan cara mengisolasi >120 jenis mikroorganisme dari sebungkah tanah yang mereka dapatkan dari dusun di Ujung Kulon. Selain itu, sebagian dari mikroorganisme ini dapat mengdefradasixenobiotik, misalnya campuran alami aromatik yang diklorinasi. Ini menunjukkan kemungkinan besar Indonesia yang perlu dimanfaatkan dan dikembangkan lagi di masa depan.

Bab V

Pemilihan Beberapa Tanaman untuk Metode Fitoremediasi

5.1 Tumbuhan Eceng Gondok (*Echhornia crassipes*)

Eceng gondok atau enceng gondok (*echhornia crassipes*) dengan sinonim *eichhornia spiciosa kunt* pada gambar di bawah adalah salah satu jenis tanaman air mengapung. Menurut sejarahnya pertama kali dibawa oleh seorang ahli botani ke kebun raya Bogor. Akibat pertumbuhan yang cepat, eceng gondok mampu menutupi semua permukaan kolam dan ketika dibuang melalui sungai di sekitar kebun raya Bogor sehingga menyebar ke seluruh sungai-sungai, rawa-rawa, danau-danau di seluruh Indonesia.



Gambar 6. Eceng Gondok (*Echhornia crassipes*)

Eceng gondok dapat mendeteksi berbagai macam logam tergantung pada sungai dan sumber titik pengumpulan akumulasinya, logam yang dapat

dideteksinya adalah: Pb, Al, Fe, Mn, Ni, Cd, Cr, Co, Zn dan Hg. (Skinner et al, 2007). Menurut Widiyanto (1981), kemampuan eceng gondok dalam menyerap logam berat tergantung pada jenis logam beratnya dan umur gulma. Penyerapan logam oleh eceng gondok per satuan berat kering lebih tinggi pada tanaman yang berumur muda daripada tanaman yang berumur tua.

5.2 Tumbuhan Purun Tikus (*Eleocharis dulcis*)

Purun Tikus (*Eleocharis dulcis*) dalam Gambar 7 merupakan gulma yang tumbuh dan berkembang di lahan raw pasang surut berlumpur. Tanaman ini termasuk dalam family *Cyperaceae* atau golongan teki. Batangnya silindris dan berdiameter 2-3 mm, tinggi dapat mencapai 150 cm, tidak bercabang, tidak berdaun dan berwarna hijau sehingga fotosintesa dilakukan melalui batang. Bunga terletak pada bagian ujung batang (Indrayati, dkk. 2011).



Gambar 7. Purun Tikus (*Eleocharis dulcis*)

Habitat purun tikus dapat ditemukan di air asin, air payau dan air tawar pada ketinggian 0-1350 m di

atas permukaan laut. Tumbuhan ini juga banyak ditemukan di persawahan dan air tergenang dan dapat tumbuh baik pada temperature 30-35oC dan kelembaban 98-100%. Pertumbuhan dapat berkembang baik pada tipe tanah lempung dan humus dengan pH 6,9-7,3 namun juga mampu tumbuh pada tanah sedikit asam (Flarch et al, 1996). Tumbuhan purun tikus bersifat *specific* lahan sulfat masam karena tahan terhadap kemasaman tanah yang tinggi (pH 2,5-3,5) sehingga menjadi vegetasi indicator untuk tanah sulfat masam (Noor, 2004).

Eleocharis dulcis juga mampu tumbuh pada kondisi kimia tanah yang ekstrim, seperti pH rendah dan kandungan AL, SO_4^{2-} (kandungan yang dapat ditukar oleh senyawa lain) dan Fe larut yang tinggi. Vegetasi purun tikus dapat tumbuh pada pH 3, dengan kandungan sulfat larut (SO_4^{2-}) sebesar 0.90 me/100 g, dan kandungan besi larut (Fe^{2+}) sebesar 1.017 ppm (Priatmadi et al. 2006).

Menurut Suriadikarta dkk (2000) purun tikus digunakan dalam menanggulangi limbah reklamasi tanah sulfat masam yang mampu menyerap unsur Fe 1,386 ppm dan Mn 923 ppm. Hasil penelitian tersebut menyatakan purun tikus sangat bermanfaat dalam

menjaga degradasi lahan khususnya sulfat masam potensial (Suriakarta et al, 2000).

5.3. Tumbuhan Teratai (*Nymphaea Lotus L.*)



Gambar 8. Teratai (*Nymphaea*)

Teratai (*Nymphaea Lotus L.*) dalam Gambar 8 memiliki banyak kegunaan, yaitu mengandung beberapa zat aktif seperti raffinose, protein, lemak karbohidrat, kalsium, phosphor dan besi pada bijinya, bermanfaat untuk mengatasi gangguan penyerapan makanan, diare, disentri, dan susah tidur.

5.4 Tumbuhan Kangkung Air (*Ipomea aquatic*)



Gambar 9. Kangkung Air

Kangkung merupakan sejenis tumbuhan yang termasuk jenis sayur-sayuran dan ditanam sebagai makanan. Kangkung banyak dijual di pasar-pasar.

Kangkung banyak terdapat di kawasan Asia dan merupakan tumbuhan yang dapat dijumpai hampir di mana-mana terutama di kawasan berair. Kangkung merupakan tanaman yang tumbuh cepat yang memberikan hasil dalam waktu 4-6 minggu sejak dari benih. Kangkung yang dikenal dengan nama Latin *ipomoea reptans* terdiri dari 2 (dua) varietas, yaitu kangkung darat yang disebut kangkung cina dan kangkung air yang tumbuh secara alami di sawah, rawa atau parit-parit.

5.5 Rumput teki (*Cyperus.sp*)

Cyperus sp, herba yang satu ini memiliki kurang lebih 600 jenis yang tersebar di penjuru dunia salah satunya di Indonesia. Kerabat rumput teki ini tumbuh baik di dataran rendah dan daerah tepian danau dan kadang tumbuh di tanah yang tergenang air. Beberapa jenis cukup familiar dikalangan pehobies tanaman hias karena banyak digunakan untuk menata *lanscape*.

Gambar 10 rumput teki atau *cyperus sp* merupakan tumbuhan yang ditemukan tepian kolam air asam tambang. Hal ini diindikasikan adanya potensi fitoremediator, maka tanaman ini dinominasikan sebagai salah satu potensi fitoremediator terhadap air asam tambang.



Gambar 10 . Rumput teki (*Cyperus sp*)

5.6 Kelakai – Pakis (*Stenochlaena Palustris*)

Tanaman jenis paku-pakuan ini diketemukan di daerah rawa. Habitat tanaman kelakai ini di daerah yang basah dan tergenang. Tanaman ini memiliki sistem perakaran serabut dan cara penyebaran dengan tunas dan sulur serta spora. Tanaman cukup mudah berkembang dan bila dibiarkan akan menutupi area yang cukup luas.

Stenochlaena palustris, oleh masyarakat Kalimantan Selatan tanaman muda yang satu ini sering dimanfaatkan sebagai sayur. Tumbuh di daerah intersisi antara air dan daratan kadang tumbuh berasosiasi dengan tumbuhan lain semisal koloni bakung atau rerumputan lain yang berada di atas permukaan air.

Tanaman ini memiliki banyak khasiat, seperti anti diare, kalakai ternyata dapat menunda proses penuaan manusia. Dari serangkaian penelitian yang dilakukan, ia menyimpulkan bahwa kalakai zat bioaktif yang bekerja

secara sinergis dengan mekanisme untuk mengikat ion logam.



Gambar 11. Kelakai - Pakis (*Stenochlaena palustris*)

5.7 Keladi - Talas (*Colocasia esculenta*)

Talas dalam memiliki nama yang berbeda-beda di beberapa wilayah. Tumbuhan talas berupa herba bergetah dengan ketinggian mencapai 40 cm hingga 1,5 meter. Talas biasa tumbuh liar di pinggiran air sungai, rawa, tanah tandus, atau ditanam. Tumbuhan ini hidup baik di ketinggian 250 sampai 2.000 meter di atas permukaan laut, memiliki daun berjumlah 2 sampai 5 helai, bertangkai dan berwarna hijau, bergaris-garis hijau tua atau keungu-unguan, dan panjang 23 sampai 150 cm dengan pangkal berbentuk pelepah. Bagian batang di bawah tanah berbentuk umbi.



Gambar 12.Keladi - Talas (*Colocasia esculenta*)

5.8Genjer (*Limnocharis Flava*)

Genjer (*Limnocharis Flava*) dalam merupakan tanaman ternak, tumbuh di rawa atau kolam berlumpur yang banyak airnya. Konon asalnya dari Amerika, terutama bagian negara beriklim tropis. Bunga genjer muda juga enak dijadikan masakan. Genjer kaya akan unsur gizi. Sayuran ini juga kaya akan serat yang baik untuk menjaga saluran sistem pencernaan.



Gambar 13.Genjer (*Limnocharis flava*)

5. 9 Tumbuhan Kayapu (*Pistia Stratiotes L*)

Kayu Apu adalah tanaman air yang hidup di permukaan air. Menyukai aliran air yang tenang dan perairan lambat, mempunyai kapasitas absorpsi tinggi sehingga berpotensi menyerap polutan. Kayu apu dapat tumbuh pada suhu 22-23 oC dan pH air 6-7. Kayu apu sering dijumpai di daerah tropis, sangat cocok dengan kolam yang teduh, di perairan danau dan rawa serta sawah. Tumbuhan ini mempunyai kemampuan menyerap logam walau lema, khususnya logam non essensial. Tanaman kayuapu dapat mengeluarkan logam yang masuk dalam tubuhnya bila melampaui ambang batas melalui toleransi difusi dengan mekanisme homeostatis yang mengendalikan kadanya di dalam tubuh dan jaringan (Cornerll dan Miller, 1995).



Gambar 14. Kayapu

Fungsi dari tanaman ini bisa sebagai bioremediasi yang merupakan suatu *teknology* inovatif pengolahan limbah, yang dapat menjadi alternatif dalam menangani pencemaran yang diakibatkan oleh kegiatan

pertambangan. Bioremediasi ini merupakan teknik penanganan limbah atau pemulihan lingkungan dengan biaya operasi yang relatif murah, serta ramah lingkungan.

Bab VI

Penelitian Tanaman untuk Metode Fitoremediasi

6.1. Metodologi Penelitian

Tempat dan Waktu Penelitian

Penelitian ini telah dilaksanakan pada bulan Juli-Agustus 2012 yang berlokasi di Kecamatan Jorong, Kabupaten Tanah Laut, Provinsi Kalimantan Selatan-Indonesia yang digambarkan dalam gambar peta lokasi penelitian.



Gambar 15 . Peta Lokasi Penelitian

Metode Penelitian

Penelitian ini menggunakan metode *experiment* kuantitatif. Variasi dan parameter yang digunakan dalam penelitian ini akan menjawab tujuan penelitian yang merupakan referensi dari penelitian sebelumnya

mengenai karakteristik air asam tambang dan tanaman yang cocok untuk pengelolaannya. (Herniwanti et al., 2014).

Tabel 1. Korelasi tujuan dan metode penelitian dan hubungan dengan penelitian karakteristik air asam tambang.

TUJUAN	METODE PENELITIAN (Parameter dan Variabel)
Mengetahui jenis tanaman yang akan dipilih untuk digunakan pada kolam <i>aerobic wetland</i> berdasarkan karakteristik air asam tambang dan dapat meningkatkan kualitas air asam tambang sehingga sesuai dengan standar mutu yang ditetapkan oleh pemerintah.	Menentukan jenis tanaman yang cocok untuk kolam <i>aerobic wetland</i> berdasarkan karakteristik air asam tambang, parameter serta media tempat tumbuh.

Jenis Material Air Asam Tambang	JENIS TANAMAN
AIR - LARUTAN	Phytodegradation, yaitu proses yang dilakukan tumbuhan untuk menguraikan zat kontaminan yang memiliki molekul menjadi bahan yang tidak berbahaya dengan susunan molekul yang lebih sederhana. Phytovolatilization, yaitu proses menarik dan transpirasi zat kontaminan oleh tumbuhan dalam bentuk yang telah menjadi larutan terurai sebagai bahan yang tidak berbahaya lagi untuk selanjutnya diupakan ke atmosfer.
PADATAN-SEDIMENTASI	Phytoaccumulation (phytoextraction), menarik zat kontaminan berakumulasi disekitar akar tumbuhan dan ini cocok untuk zat anorganik. Contoh tanaman: Pakis, bunga matahari, jagung. Rhizofiltration (rhizo-akar), adalah proses adsorpsi atau pengendapan zat kontaminan oleh akar untuk menempel pada akar. Spesies tumbuhan yang fungsional adalah rumput air seperti Cattail dan eceng gondok.
KOLOID	Phytostabilization, yaitu penempelan zat-zat kontaminan tertentu pada akar yang tidak mungkin terserap ke dalam batang tumbuhan. Zat-zat tersebut menempel erat (stabil) pada akar sehingga tidak akan terbawa oleh aliran air dalam media. Rhizodegradation, yaitu penguraian zat-zat kontaminan oleh aktivitas mikroba yang berada disekitar tumbuhan. Spesies tumbuhan yang bisa digunakan adalah berbagai jenis rumput.

Pelaksanaan Penelitian

Pelaksanaan penelitian dilakukan dengan mengambil 11 jenis tanaman air di lokasi sekitar tambang dan membagi dalam 2 model media tanam yaitu: dengan memakai air asam saja dan yang kedua adalah air asam tambang + bahan organik/bokashi yang digambarkan dalam Gambar di bawah ini.



Gambar 16 . Model media air asam tambang untuk penelitian tanaman air

Prosedur Penelitian

Penelitian dilakukan dalam 3 tahap yaitu: 1). menentukan jenis tanaman, 2) menyiapkan 2 media tanam dan menanam 11 jenis tanaman, 3) setelah 1 bulan diukur kandungan pH, Fe, Mn dan melihat pengaruhnya terhadap karakteristik air asam tambang digambarkan dalam gambar di bawah ini.



Gambar 17 . Tahapan penelitian

Alat dan Bahan

Baku mutu air asam tambang diukur dengan menggunakan alat sebagai berikut:

- a. pH untuk mengukur derajat keasaman atau kebasahan dari sampel.
 1. Alat ukur: pH meter *automatic merkhoriba*.
 2. Bahan: Larutan standard pH 2 dan 4 serta *aquadest* sebagai pembilas.
- b. Fe (kadar besi) dan Mn (kadar mangan) dan TSS di dalam sampel diukur dengan menggunakan:
 1. Alat: 1) *spectrofotometer* merk hach-dr 2800, 2) gelas kimia, 3) batang pengaduk.
 2. Bahan: 1) sampel air, 2) *aquadest*, 3) *reagentferrous*, 4) *reagent* mangan.

Prosedur Kerja

Pengukuran mutu air limbah air asam tambang sebagai berikut:

1. pH

Diukur dengan menggunakan pH meter merek HORIBA di mana angka pH akan ditunjukkan

otomatis pada layar monitor pada saat pengukuran dengan mencelupkan katoda pH ke dalam sampel air tersebut. Dalam analisis ini juga menggunakan larutan standar pH 2,4 dan 7.

2. Fe (Besi)

Fe atau kadar besi menggunakan alat Spectrophotometer HACH 2800 dengan metoda nomor 8146 dengan cara mengambil 25 ml sampel ditambahkan *reagent ferrous*, pengukuran dilakukan otomatis dapat dilihat pada layar monitor alat. Prosedur ini dilampirkan dalam lampiran 6.

3. Mn (Mangan)

Mn atau Mangan menggunakan alat Spectrophotometer HACH 2800 dengan metoda nomor 8034 dengan cara mengambil 10 ml sampel ditambahkan *reagent* mangan dan sodium, pengukuran dilakukan otomatis dapat dilihat pada layar monitor alat.

Metode Analisis Data

Data penelitian yang diperoleh ditampilkan dalam bentuk linier dari 11 macam tanaman dengan 2 macam media yaitu: 1) air asam tambang; 2) air asam tambang + bahan organik/bokashi, sehingga bisa dilihat perbandingan tanaman yang paling cocok untuk hidup dikondisi air asam tambang dan efek perbaikannya

untuk kualitas air asam tambang dengan 3 parameter kimia yaitu: pH, Fe, Mn dan selanjutnya bisa rangking dan dipilih untuk media fitoremediasi dalam penelitian lanjutan pengelolaan air asam tambang secara pasif. Tabel pengamatan digambarkan dalam Tabel.2.

Tabel 2. Model pengamatan untuk pengaruh tanaman terhadap perbaikan kualitas air asam tambang.

1. Media Air Asam Tambang		SIFAT KIMIA			
Jenis Tanaman	pH	Fe	Mn	TSS	
A	v	v	v	v	
B	v	v	v	v	
C	v	v	v	v	

2. Media air asam tambang + Bahan Organik/Bokashi		SIFAT KIMIA			
Jenis Tanaman	pH	Fe	Mn	TSS	
A	v	v	v	v	
B	v	v	v	v	
C	v	v	v	v	

6.2 Karakteristik Tanaman Air

Hasil Penelitian yang telah dilaksanakan untuk 12 jenis tanaman air di sekitar lokasi penampungan air asam tambang bekas penambangan batu bara yang sudah tidak aktif/void di PT. Jorong Barutama Greston selama pada bulan September 2012 yang berlokasi di Kecamatan Jorong, Kabupaten Tanah Laut, Provinsi Kalimantan Selatan Indonesia. Jenis tanaman yang diteliti ada di dalam tabel berikut ini.

Tabel 3. Jenis tanaman air yang diteliti untuk air asam tambang.

No	1. Jenis Berakar	No	2. Jenis Melayang
1	Rumput Teki (<i>Cyperus.sp</i>)	1	Tanaman air (<i>Hydrilla Sp</i>)
2	Purun Tikus (<i>Eleocharis dulcis</i>)	No	3. Jenis Terapung
3	Teratai (<i>Nymphaea lotus L.</i>)	1	Enceng Gondok (<i>Echhorni crassipes</i>)
4	Genjer (<i>Limnocharis flava</i>)	2	Kangkung Air (<i>Ipomea aquatic</i>)
5	Pakis (<i>Stenochlaena palustris</i>)		
6	Pandan Wangi (<i>Pandanus amaryllifolius</i>)		
7	Talas Putih (<i>Colocasia esculenta</i>)		
8	Talas Merah (<i>Colocasia esculenta</i>)		



Gambar 18 . Foto tanaman air yang diteliti dalam media air asam tambang

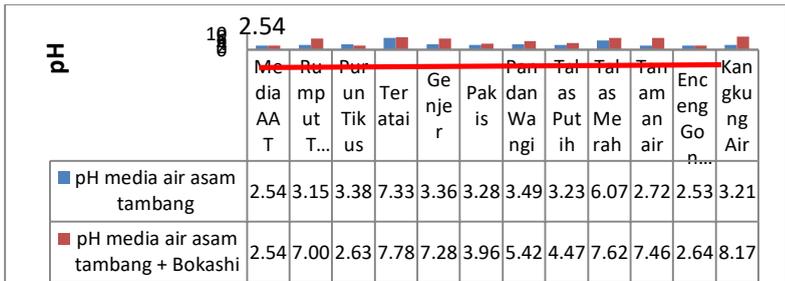
Tanaman air yang diuji diperlakukan dalam 2 kondisi, yaitu dengan media air asam tambang saja dan dengan ditambahkan bahan organik/bokashi sebagai media tumbuh dengan 3 parameter sifat kimia pH, Fe, Mn **dibiarkan selama 1 bulan dan hasil akhirnya semua tanaman tetap hidup** dan hasil perubahan karakteristik air asam tambang setelah ditanami 11 jenis tanaman air tersebut seperti dalam tabel berikut ini.

Tabel 4. Karakteristik air asam tambang setelah ditanam tanaman air

No	Nama	Nama Latin	1. Media Air Asam Tambang			2. Media Air Asam Tambang + Bahan Organik/ Bokashi		
			pH	Fe	Mn	pH	Fe	Mn
Tanggal	8 July - 7 August 2012							
0	Media AAT	Air asam Tambang Void M45	2.54	3	27.1	2.54	3	27.1
1	Rumput Teki	(<i>Cyperus.sp</i>)	3.15	16.00	5.10	7.00	0.61	0.90
2	Purun Tikus	(<i>Eleocharis dulcis</i>)	3.38	0.14	4.60	2.63	4.32	27.00
3	Teratai	(<i>Nymphaea lotus L.</i>)	7.33	0.20	0.70	7.78	0.11	0.20
4	Genjer	(<i>Limnocharis flava</i>)	3.36	0.71	5.40	7.28	0.07	0.20
5	Pakis	(<i>Stenochlaena palustris</i>)	3.28	0.11	2.20	3.96	0.36	1.70
6	Pandan Wangi	(<i>Pandanus amaryllifolius</i>)	3.49	0.18	2.50	5.42	5.20	2.40
7	Talas Putih	(<i>Colocasia esculenta</i>)	3.23	1.05	5.20	4.47	1.08	7.00
8	Talas Merah	(<i>Colocasia esculenta</i>)	6.07	0.13	12.70	7.62	0.02	0.30
9	Tanaman air	(<i>Hydrilla Sp</i>)	2.72	1.42	18.40	7.46	1.26	1.30
10	Enceng Gondok	(<i>Echhorni crassipes</i>)	2.53	4.54	27.60	2.64	2.14	27.70
11	Kangkung Air	(<i>Ipomea aquatic</i>)	3.21	0.64	12.40	8.17	0.01	2.60
Rata - rata			3.80	2.28	8.80	5.86	1.38	6.48

Tabel di atas menunjukkan dari 11 jenis tanaman sebagian besar menunjukkan pengaruh merubah karakteristik air asam tambang menjadi lebih baik kualitasnya untuk semua parameter kecuali Fe di mana hasil rata-rata dipengaruhi oleh rumput teki yang kadar Fe nya tinggi kemungkinan disebabkan waktu pengambilan sampel berada di lokasi void air asam tambang yang akumulasi logam Fe nya sudah tinggi dan terbawa oleh media tanaman. Untuk pH ada peningkatan yang kualitas yang baik terutama untuk teratai di media tanam air asam tambang dan yang ditambahkan bahan organik/bokashi penurunan kadar logam beratnya sangat baik untuk Fe setelah ditanam 1 bulan kadar logam Fe nya tinggal (0.20-0.11 ppm)

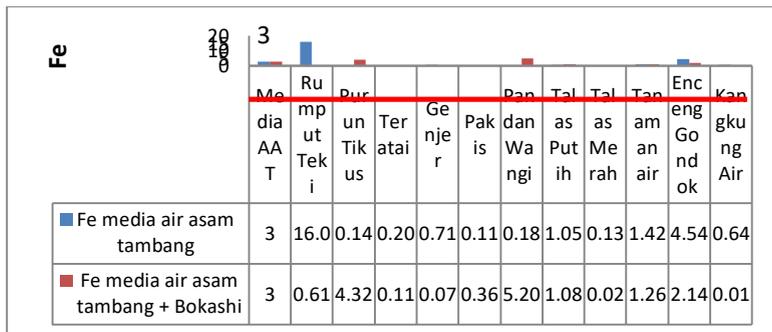
dibandingkan kondisi awal 3 ppm. Untuk Mn penyerapannya juga sangat baik sehingga setelah 1 bulan hanya tersisa (0.20-0.70 ppm) dibandingkan kondisi awal air asam sebanyak 27.1 ppm.



Gambar 19. Grafik Perbandingan hasil pH tanaman air dengan media air asam tambang dan dengan penambahan bahan organik/bokashi

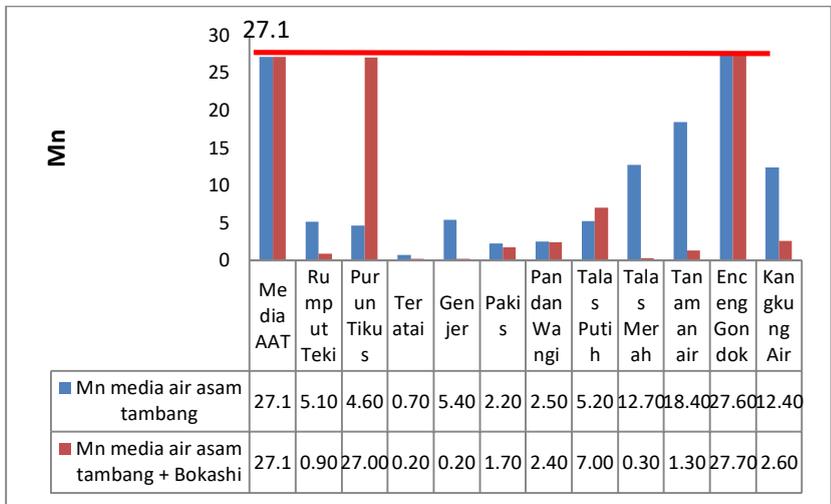
Grafik di atas menunjukkan hasil pengukuran pH untuk 11 jenis tanaman dengan media air asam dan juga dengan penambahan media air asam + bokashi. pH awal dari media air asam tambang yang berasal dari Void M45 adalah sangat asam 2.54. Setelah ditanam beberapa jenis tanaman dan dibiarkan selama 1 bulan dalam kondisi tanaman hidup maka terjadi perubahan karakteristik air asam tambang tersebut rata-rata menjadi lebih baik dalam range 2.63 (purun tikus) – 8.17 (kangkung air). Perubahan pH yang stabil pada media air asam maupun air asam + bokashi adalah pada tanaman teratai (7.33–7.78) dan talas merah (6.07–7.62). Purun tikus dan enceng gondok yang diperkirakan akan memperbaiki kualitas air asam

tambang menunjukkan hasil yang rendah dengan pH di range 2.53 untuk enceng gondok dengan media air asam saja dan 2.63 oleh purun tikus dengan media air asam + bokashi.



Gambar 19. Grafik Perbandingan hasil Fe tanaman air dengan media air asam tambang dan dengan penambahan bahan organik/bokashi

Grafik di atas menunjukkan hasil pengukuran Fe untuk 11 jenis tanaman dengan media air asam dan juga dengan penambahan media air asam + bokashi. pH awal dari media air asam tambang yang berasal dari Void M45 cukup rendah 3 ppm. Setelah ditanam beberapa jenis tanaman dan dibiarkan selama 1 bulan dalam kondisi tanaman hidup maka terjadi perubahan karakteristik air asam tambang tersebut rata-rata menjadi lebih baik untuk media air asam tambang saja dalam range 0.11 ppm (pakis) – 16 (rumput teki). Sedangkan untuk media air asam tambang + bokshi perubahannya 0.01 (kangkung air) – 5.20 ppm (pandan wangi).



Gambar 20. Grafik perbandingan hasil Mn tanaman air dengan media air asam tambang dan dengan penambahan bahan organik/bokashi.

Grafik diatas menunjukkan hasil pengukuran Mn untuk 11 jenis tanaman dengan media air asam dan juga dengan penambahan media air asam + bokashi. pH awal dari media air asam tambang yang berasal dari Void M45 cukup rendah 27.1 ppm. Setelah ditanam beberapa jenis tanaman dan dibiarkan selama 1 bulan dalam kondisi tanaman hidup maka terjadi perubahan karakteristik air asam tambang tersebut rata-rata menjadi lebih baik untuk media air asam tambang saja dalam range 0.7- ppm (terarati) – 27.60 (enceng gondok). Sedangkan untuk media air asam tambang + bokshi perubahannya 0.20 (genjer) – 27.70 ppm (enceng gondok). Khusus enceng gondok tidak menunjukkan penyerapan yang baik untuk

logam berat Fe dan Mn dalam media air asam tambang walaupun tetap hidup dalam kondisi air asam tersebut.

6.3 Pengaruh Tanaman Air terhadap Sifat Kimia dan Fisika Air Asam Tambang.

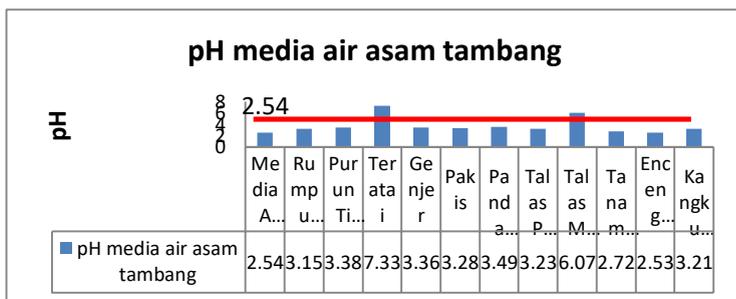
Hasil penelitian untuk 11 jenis tanaman air yang ditanam dalam media air asam tambang didapatkan perbaikan kualitas air asam tambang dan bisa ditentukan tanaman yang baik menjadi media pengelolaan air asam tambang secara pasif/fitoremediasi ditunjukkan dalam tabel di bawah ini.

Tabel . Karakteristik air asam tambang setelah ditanami tanaman air.

No	Nama	Nama Latin	1. Media Air Asam Tambang							
Tanggal	8 July - 7 August 2012		pH	Ranking	Fe	Ranking	Mn	Ranking	Total	Ranking
0	Media AAT	Air asam Tambang Void M45	2.54	pH	3	Fe	27.1	Mn	Ranking	Media 1
Tanaman Berakar dalam										
1	Rumput Teki	(<i>Cyperus.sp</i>)	3.15	8	16.00	8	5.10	5	21	8
2	Purun Tikus	(<i>Eleocharis dulcis</i>)	3.38	4	0.14	3	4.60	4	11	4
3	Teratai	(<i>Nymphaea lotus L.</i>)	7.33	1	0.20	5	0.70	1	7	1
4	Genjer	(<i>Limnocharis flava</i>)	3.36	5	0.71	6	5.40	7	18	6
5	Pakis	(<i>Stenochlaena palustris</i>)	3.28	6	0.11	1	2.20	2	9	2
6	Pandan Wangi	(<i>Pandanus amaryllifolius</i>)	3.49	3	0.18	4	2.50	3	10	3
7	Talas Putih	(<i>Colocasia esculenta</i>)	3.23	7	1.05	7	5.20	6	20	7
8	Talas Merah	(<i>Colocasia esculenta</i>)	6.07	2	0.13	2	12.70	8	12	5
Tanaman Melayang										
1	Tanaman air	(<i>Hydrilla Sp</i>)	2.72	1	1.42	1	18.40	1	1	1
Tanaman Permukaan										
1	Enceng Gondok	(<i>Echhorni crassipes</i>)	2.53	2	4.54	2	27.60	2	6	2
2	Kangkung Air	(<i>Ipomea aquatic</i>)	3.21	1	0.64	1	12.40	1	3	1

Tabel di atas menunjukkan 11 jenis tanaman yang dipisahkan ke dalam 3 kategori yaitu: tanaman berakar dalam sebanyak 8 jenis yang cocok untuk ditanam sedimen air asam tambang, tanaman berakar

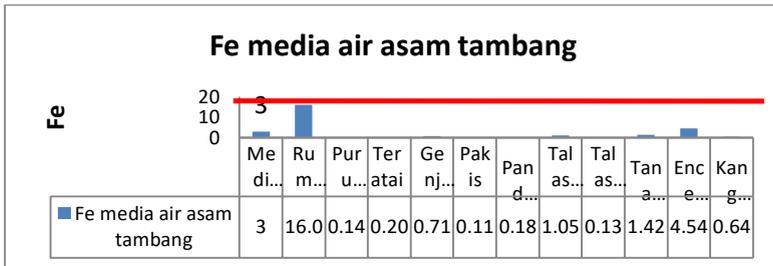
melayang satu jenis sehingga bisa menangkap logam-logam berat yang melayang (Mn/Mangan) serta tanaman yang berakar permukaan dua jenis tidak memerlukan media tanah untuk hidup. Dari delapan jenis tanaman berakar dalam apabila ditanam dalam media air asam tambang maka rata-rata bisa menaikkan pH dan juga menurunkan logam berat Fe dan Mn. Berdasarkan rangking maka dipilih 3 jenis tanaman yang paling baik direkomendasikan untuk media fitoremediasi diurutkan berdasarkan rangking yang paling baik yaitu: teratai (*nymphaea lotus l.*), genjer (*limnocharis flava*), pandan wangi (*pandanus amaryllifolius*). lebih jelasnya mengenai pencapaian perbaikan kualitas air dengan menggunakan tanaman.



Gambar 21. Grafik pH air asam tambang dengan berbagai tanaman air

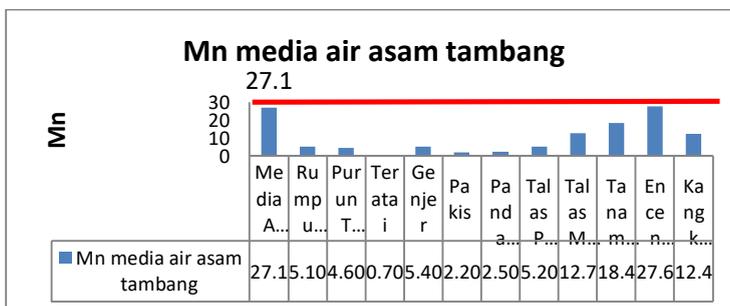
Gambar di atas menunjukkan perubahan pH pada air asam tambang setelah ditanam tanaman beragam macam jenis. Peningkatan pH dari 2.54 (asli dari Void M45) paling baik ditunjukkan oleh penanaman tanaman teratai (*nymphaea lotus l.*) menuju 7.33, selanjutnya

perbaikan rangking 2 ditunjukkan oleh talas merah (*colocasia esculenta*) peningkatan pH menjadi 6.07 dan pandan wangi (*pandanus amaryllifolius*) 3.49.



Gambar 22 . Grafik Fe air asam tambang dengan berbagai tanaman air

Gambar di atas menunjukkan perubahan logam berat besi/Fepada air asam tambang, peningkatan kualitas yang paling baik dari 3 ppm (asli dari Void M45) ditunjukkan tanaman pakis (*stenochlaena palustris*) menuju 0.11, selanjutnya perbaikan rangking 2 oleh talas merah (*colocasia esculenta*) penurunan kadar logam Fe menjadi 0.13 serta purun tikus (*eleocharis dulcis*) 0.14.



Gambar 23 . Grafik Mn air asam tambang dengan berbagai tanaman air

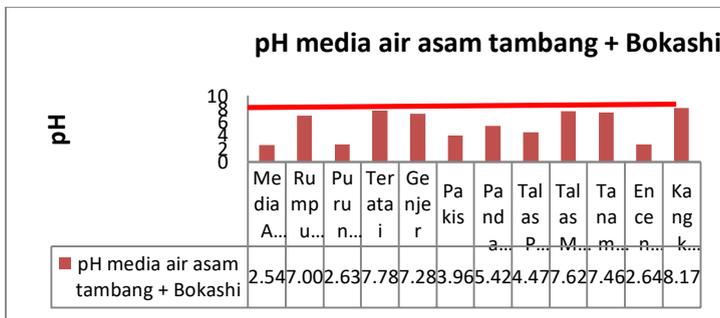
Gambar di atas menunjukkan perubahan logam berat mangan/Mn pada air asam tambang, peningkatan kualitas yang paling baik dari 27.1 ppm (asli dari Void M45) ditunjukkan tanaman teratai (*nymphaea lotus l.*) menuju 0.70, selanjutnya perbaikan rangking 2 oleh pakis (*stenochlaena palustris*) penurunan kadar logam Mn menjadi 2.20 pandan wangi (*pandanus amaryllifolius*) 2.50.

Tabel . Karakteristik air asam tambang setelah ditanami tanaman air + Bokashi

No	Nama	2. Media Air Asam Tambang + Bahan Organik/ Bokashi								Total Rangkings	Final Rangkings	
		Tanggal	pH	Ranking	Fe	Ranking	Mn	Ranking	Total			Rangkings
0	Media AAT	2.54		3	Fe	27.1	Mn			Media 2	Media 1 dan 2	
Tanaman Berakar dalam												
1	Rumput Teki	7.00	4	0.61	5	0.90	3	12	3		33	5
2	Purun Tikus	2.63	8	4.32	7	27.00	7	22	6		33	5
3	Teratai	7.78	1	0.11	3	0.20	1	5	1		12	1
4	Genjer	7.28	3	0.07	2	0.20	1	6	2		24	3
5	Pakis	3.96	7	0.36	4	1.70	4	15	5		24	3
6	Pandan Wangi	5.42	5	5.20	8	2.40	5	18	4		28	4
7	Talas Putih	4.47	6	1.08	6	7.00	6	18	4		38	6
8	Talas Merah	7.62	2	0.02	1	0.30	2	5	1		17	2
Tanaman Melayang												
1	Tanaman air	7.46	1	1.26	1	1.30	1	1	1		1	1
Tanaman Permukaan												
1	Enceng Gondok	2.64	2	2.14	2	27.70	2	6	2		4	2
2	Kangkung Air	8.17	1	0.01	1	2.60	1	3	1		2	1

Tabel di atas adalah hasil akhir dari penelitian tumbuhan air yang cocok ditanam di media air asam tambang, kriteria cocok ditentukan dengan kemampuannya menaikkan kualitas air berdasarkan baku mutu dari pemerintah dengan parameter kimia : pH, Fe, Mn. Penelitian dengan 2 macam model media yaitu air asam tambang saja dan air asam tambang + bahan organik/bokashi. Secara keseluruhan mutu dari kualitas air asam tambang yang diperbaiki lebih baik

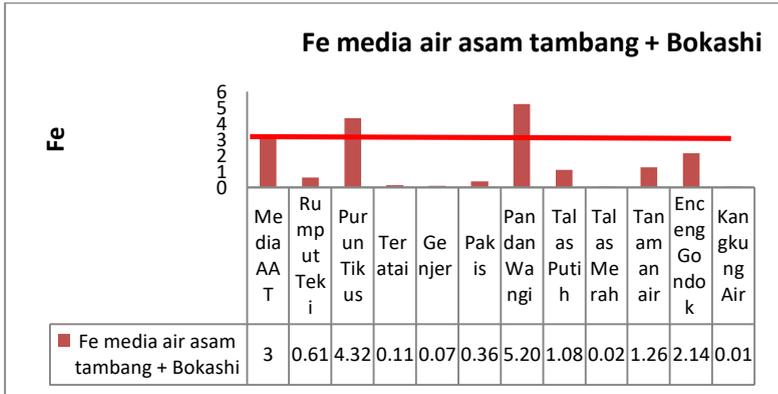
dengan menggunakan bahan organik/bokashi. Contohnya kadar logam Mn dengan tanaman teratai penurunannya menjadi 0.20 ppm dengan penambahan bokashi dan 0.70 dengan air asam tambang saja. Secara keseluruhan tanaman yang direkomendasikan untuk yang berakar dalam untuk media fitoremediasi dalam pengelolaan air asam tambang secara aktif ada 8 jenis dan 4 jenis di antaranya sangat di rekomendasikan karena urutan 1-3 sesuai tabel di atas (Herniwanti, Udiansyah, Bambang Joko Priatmadi, 2012)



Gambar 24. Grafik pH air asam tambang dengan media air asam + Bokashi

Gambar di atas menunjukkan pH pada media air asam tambang + bokashi yang dipengaruhi oleh tanaman air 11 jenis dan menunjukkan peningkatan yang sangat baik dari pH awal 2.54. Peningkatan terbaik ditunjukkan oleh kangkung air (*Ipomea aquatic*) menuju 8.17, selanjutnya oleh teratai (*nymphaea lotus l.*) 7.78 serta genjer (*limnocharis flava*) 7.28. Perubahan pH pada *thlaspi cearulescens*, mobilisasi seng dipacu dengan

terjadinya penurunan pH pada daerah perakaran sebesar 0,2-0,4 unit (Mc Grath, 1997). (Herniwanti & JB, n.d.)

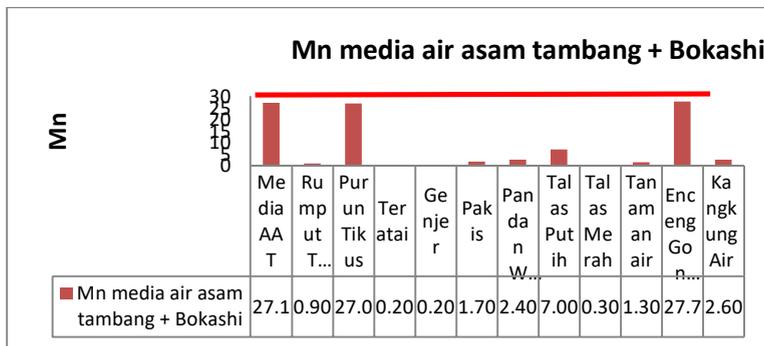


Gambar 25 . Grafik Fe air asam tambang dengan media air asam + Bokashi

Gambar di atas menunjukkan Fe pada media air asam tambang + bokashi yang dipengaruhi oleh tanaman air 11 jenis dan menunjukkan peningkatan yang sangat baik dari pH awal 3 ppm. Peningkatan terbaik ditunjukkan oleh kangkung air (*ipomea aquatic*) menuju 0.01, selanjutnya genjer (*limnocharis flava*) 0.07. serta teratai (*nymphaea lotus l.*) 0.11.

Sistem konsumsi besi melalui pembentukan zat kelat yang disebut *phytosiderophores* telah terkonsentrasi di dalam dan di luar rerumpunan (Marschner dan Romheld, 1994). Partikel *phytosiderophore* yang terbentuk akan mengikat (*chelate*) besi dan membantunya masuk ke dalam sel

akar melalui fungsi transportasi yang dinamis. Selain bersifat dinamis terhadap besi, fitosiderofor dapat mengikat logam yang berbeda, misalnya seng, tembaga, dan mangan. Saat ini disadari bahwa atom yang berbeda bekerja secara bersamaan, misalnya histidin yang membangun pengambilan nikel di *alyssum sp.* (Kramer et al., 1996). (Herniwanti, Priatmadi dan Yanuwiadi, 2013)



Gambar 26. Grafik Mn air asam tambang dengan media air asam + Bokashi

Gambar di atas menunjukkan Mn pada media air asam tambang + bokashi yang dipengaruhi oleh tanaman air 11 jenis dan menunjukkan peningkatan yang sangat baik dari pH awal 27.1 ppm. Peningkatan terbaik ditunjukkan oleh teratai (*nymphaea lotus l.*) 0.20, genjer (*limnocharis flava*) 0.20. serta talas merah (*colocasia esculenta*) 0.3. (Herniwanti, Priatmadi & Yanuwiadi, 2013).

Bab VII

Kesimpulan

Pengolahan Air Asam Tambang bisa dilakukan dengan metoda *passive* dan aktif tergantung kepada jenis air limbah asam tambang yang mau diolah dan kecocokan dengan metodenya. Untuk pengolahan di lapangan perlu dilaksanakan serangkaian percobaan untuk masing-masing jenis metoda di atas dan variasi dari komposisinya (metoda pengolahan aktif) dan variasi dari tumbuhan (metoda pengolahan *passive*) atau gabungan dari kedua metoda tersebut tergantung dari tujuan pengolahan air asam tambang tersebut. Karena bagaimanapun juga pengolahan secara aktif memerlukan biaya yang lebih besar walaupun hasilnya lebih cepat sedangkan pengolahan pasif lebih ramah lingkungan dan murah tapi diperlukan serangkaian penelitian awal untuk menentukan jenis tumbuhan dan model lahan basah yang cocok.

Dari hasil penelitian dapat disimpulkan bahwa ada beberapa tanaman yang bisa untuk nominasi untuk pengelolaan air asam tambang secara pasif dengan metode fitoremediasi adalah tanaman air sejumlah 11 jenis yang diteliti secara skala laboratorium cocok hidup di media air asam tambang, yang membedakan adalah pengaruhnya terhadap perbaikan kualitas air asam tambang.

1. Tanaman yang paling baik untuk meningkatkan kualitas air asam tambang untuk ketiga parameter pH, Fe, Mn dengan media air asam tambang dan juga ditambahkan dengan bahan organik/bokashi untuk tanaman yang berakar dalam, melayang dan permukaan adalah: Teratai (*Nymphaea Lotus L.*), oleh Talas Merah (*Colocasia Esculenta*), Genjer (*Limnocharis Flava*), Pakis (*Stenochlaena Palustris*).
2. Tanaman berakar dalam yang paling baik untuk meningkatkan kualitas air asam tambang untuk parameter pH dengan media air asam tambang saja dan juga untuk media air asam tambang + bahan organik/bokashi adalah Teratai (*Nymphaea Lotus L.*).
3. Tanaman berakar dalam yang paling baik untuk meningkatkan kualitas air asam tambang untuk parameter Mn dengan media air asam tambang saja adalah Pakis (*Stenochlaena Palustris*) sedangkan untuk media air asam tambang + bokashi adalah Talas Merah (*Colocasia Esculenta*).
4. Tanaman berakar dalam yang paling baik untuk meningkatkan kualitas air asam tambang untuk parameter Mn dengan media air asam tambang sajadan juga untuk media air asam tambang + bahan organik/bokashi adalah Teratai (*Nymphaea Lotus L.*).

5. Tanaman akar melayang yang paling baik untuk meningkatkan kualitas air asam tambang untuk ketiga parameter pH, Fe, Mn adalah Tanaman Air (*Hydrilla Sp*).
6. Tanaman akar di permukaan yang paling baik untuk ketiga parameter tersebut di atas adalah Kangkung Air (*Ipomea Aquatic*).

Disarankan penelitian lanjutan yang lebih komprehensif antara tumbuhan air dengan media air asam tambang secara lebih detail dan terukur untuk menentukan yang paling cocok untuk aplikasi di lapangan. Untuk direkomendasikan mencoba jenis tanaman baru sesuai hasil penelitian sebagai media fitoremediasi air asam tambang.

Daftar Pustaka

- Achterberg, E.P., Herzl, V.M.C., Braungardt, C.B., Millward, G.E., 2003. *Metal behaviour in an estuary polluted by acid mine drainage: the role of particulate matter*. *Environ. Poll.*121, 283–292.
- Anonimus. 1999a. *Phytoremediation technologies*. URL: <http://www.phytotech.com/index.html> (Diakses 29 Mei 1999).
-
- Barko, J.W., Hardni, D.G., dan Matthews, M.S. 1982. *Growth and morphology of submerged macrophytes in relation to light and temperature*. *Can. J. Bot.* 60:877-887.
- Benner, S. G., D. W. Blowes dan C. J. Ptacek. 1997. *A Full Scale Porous Reactive Wall for Prevention of Acid Mine Drainage*. *GWMP*. Vol 17. No.4. 99 – 107.
- Berau Coal. 2008. Pengembangan Pengolahan Pasif Air Asam Tambang dan Potensi Pemanfaatan Fly Ash Batubara dalam Kontrol Pembentukan Air Asam Tambang di PT. Berau Coal, Seminar Air Asam Tambang di Indonesia Ke-3 Bandung.
-
- Blodau, C. 2006. *A review of acidity generation and consumption in acidic coal mine lakes and their watersheds*. *Science of the Total Environment* 369:307–332
- Bowmer, K.H. 1987. *Nutrient removal from effluents by an artificial wetland: influence of rhizosphere aeration and preferential flow studied using bromide and dye tracers*. *Water Res.* 21:591-599.
- Brody, G.A., C.R. Britt, T.M. Tomaszewski, and H.N. Taylor. 1993. *Anoxic Limestone Drains to Enhance Performance of Aerobic Acid Drainage Treatment Wetlands: Experiences of the Tennessee Valley Authority*. In: G.A. Moshiri. *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers. Boca Raton. 129-138.

- Buckley, M. 2000. *Research Demonstrates Potential of Plants to Break Down Some Types of Explosives*. URL: <http://aecwww.apgea.army.mil:8080/prod/usaec/op/update/jan96/plants.htm> (14 January 2000; diakses Mei 2000).
- Cintya, A. 2010. Pengolahan Air Asam Tambang Menggunakan Sistem “*Passive Treatment*” Prosiding Seminar Nasional Limnologi V tahun 2010, Pusat Penelitian Limnologi-LIPI- Jakarta.
- Chang, I.S., Shin, P.K., Kim, B.H., 2000. *Biological treatment of acid mine drainage under sulphate-reducing conditions with solid waste materials as substrate*. Water Res. 34, 1269–1277.
- Daugherty, A.J., Martin, A., Bowden, L., Aplin, A.C., Johnson, D.B. 2003. *Passive treatment of acidic mine waters in subsurface flow systems: exploring RAPS and permeable reactive barriers*. Land Contam. Reclam. 11, 127–135.
- Dowling Jeremy, Steve Atkin, Geoff Beale, dan Glenn Alexdaner. 2004. *Development of the Sleeper Pit Lake. Mine Water dan the Environment* 23: 2–11.
- Eddy. S. 2008. *The Ability Of Water Hyacinth As Phytoremediation Agents Of Lead Contamination Water*. Dosen Fakultas MIPA Universitas PGRI Palembang.
- Fajrin, A, M. 2012. Pengelolaan Air Asam Tambang, Enviromental Department – PT. Berau Coal, diakses dari <http://www.vdept-environmental.blogspot.com/p/air-asam-tambang.html>, tgl 2 may 2012.
- Faulkner Ben B., E. Griff Wyatt, John A. Chermak, dan Franklin K. Miller. 2005. *The Largest Acid Mine Drainage treatment Plant in The World*. U.S. Fish dan Wildlife Service, Kearneysville, WV. Paper presented at the 26th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force, April 19-20.
- Elisa, M., P. Gomes, and J.C. Favas. 2006. *Mineralogical controls on mine drainage of the abandoned Ervedosa*

- tin mine in North-Eastern Portugal. Applied Geochemistry.* 21:1322–1334
- Finlayson, C. M., dan Chick, A.J. 1983. *Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluents.* Water Res. 17:415-422.
- Flach, M. and F. Rumawas. 1996. *Plants Yielding Non-Seed Carbohydrates. Plant Resources of South – East Asia (PROSEA).* 9:97-100.
- Gersberg, R.M., Elkins, B.V., Lyon, S.R., dan Goldman, R. 1986. *Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands.* 20:363-368.
- George R. Watzlaf¹, Karl T. Schroeder¹, Robert L. P. Kleinmann¹, Candace L. Kairies¹, and Robert W. Nairn². 2004. *The Passive Treatment of Coal Mine Drainage, 1U.S. Department of Energy National Energy Technology Laboratory P.O. Box 10940 Pittsburgh, PA 15236, 2University of Oklahoma School of Civil Engineering and Environmental Science 202 West Boyd Street Norman, OK 73019-0631*
- Gilbert, O., de Pablo, J., Cortina, J.L., Ayora, C. 2003. *Evaluation of municipal compost/limestone/iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for in situ acid mine drainage treatment.* J. Chem. Technol. Biotechnol.78, 489–496.
- Gibert, O., J. de Pablo, J. L. Cortina, and C. Ayora. 2005. *Municipal compost-based mixture for acid mine drainage bioremediation: Metal retention mechanisms.* *Applied Geochemistry.* 20:1648–1657.
- González-Toril, E., Llobet-Brossa, E., Casamayor, E.O., Amann, R., Ails, R. 2003. *Microbial ecology of an extremeacidic environment, the Tinto River.* Appl. Environ. Microbiol. 6, 4853–4865.
- Guntenspergen, G.R., F. Stearn, dan J.A. Kadlec. 1989. *Wetland vegetation.* Dalam Hammer, D.A. (Ed). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural.* Lewis Publishers, Michigan. hlm 73-88.
-

- Hammer, D.A., dan Bastian, R.K. 1989. *Wetlands ecosystems: natural water purifiers. Dalam Hammer, D.A. (Ed). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural.* Lewis Publishers, Michigan. Hlm 5-10
- Haslam, S.M.1978. *River Plants.* Cambridge University Press, Cambridge. 396 hlm.
- Hedin, R.S., R.W. Nairn, dan R.L.P. Kleinmann. 1994. Passive treatment of coal mine drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular IC 9389. Pittsburgh, PA.
-
- Herniwanti, Bagyo Yanuwadi, Bambang Joko Priatmadi, S. 2012. Simulasi Aliran Air Asam tambang. *JPAL (Jurnal Pengelolaan Alam Lestari)/ Journal of Sustainable Development - Universitas Brawijaya, 2.*
- Herniwanti, Priatmadi, J. B., & Yanuwadi, B. 2013. *Water Plants Characteristic for Phytoremediation of Acid Mine Drainage Passive Treatment. Journal of Basic & Applied Sciences, 13(6), 1-14.*
- Herniwanti, Udiansyah, Bambang Joko Priatmadi, E. W. 2012. Evaluasi Material Pembentuk Asam Tambang Pada Pengelolaan Lahan Revegetasi di Area Bekas Penambangan Batubara. *EnviroScienteeae, 8, 89-101.*
- Herniwanti, P., & JB, Y. (n.d.). B., & Soemarno, 2005. *Water Plants Characteristic for Phytoremediation of Acid Mine Drainage Passive Treatment. International Journal of Basic and Applied Sciences, 13(06), 14-20.*
- Herniwanti, Priatmadi, J. B., Yanuwadi, B., & Soemarno. 2014. *Characteristics of Acid Mine Water. International Journal of ChemTech Research, 6(2).*
- Kadlec R. H. dan R. L. Knight. 1996. *Treatment Wetlands.* CRC Press LLC. Florida.
- Ford,K, L. 2003. *Passive Treatment Systems for Acid Mine Drainage - National Science and Technology Centre., U.S. Department of the Interior - U.S. Bureau of Land Management Papers - University of Nebraska.*
- Laksham, G. 1979. *An Ecosystem Approach to the Treatment of Wastewater.* J. Environ. Qual. 8:353-361.

- Lopes, I., Goncalves, F., Soares, A. M. V. M., & Ribeiro, R. 1999. *Discriminating the Ecotoxicity due to Metals dan to Low pH in Acid Mine Drainage. Ecotoxicology dan Environmental Safety*, Environmental Research., (44), 207 -214.
- Lo'pez-Archilla, A.I., Marín, I., Amils, R., 2001. *Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto river, Spain. Microbial Ecol.* 41 (1),20–35.
- Mangkoedihardjo, S. 2005. Fitoteknologi dan Ekotoksikologi dalam Desain Operasi Pengomposan Sampah, Seminar Nasional Teknologi Lingkungan III ITS – Surabaya.
- Maree J. P., M. de Beer, W. F. Strydom, A. D. M. Christie dan F. B. Wadaners. 2004.
- Martin, C.D., Moshiri, G.A. dan Miller, C.C. 1993. *Mitigation of landfill leachate incorporating in-series constructed wetlands of a closed-loop design. Dalam Moshiri, G.A. (Ed.). Constructed Wetlands for Water Quality Improvement.* Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 533 hlm.
- Neutralizing Coal Mine Effluent with Limestone to Decrease Metals dan Sulphate Concentrations. Mine Water dan the Environment.* 23: 81–86
- Mylona, E., Xenidis, A., Paspaliaris, I. 2000. *Inhibition of acid generation from sulphidic wastes by the addition of small amounts of limenstone.* Mineral. Engin. 13, 1161–1175.
- Nichols, D.S. 1983. *Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater.* J. Water Pollut. Control Fed. 55:495-505.
-
- Nyogi, D. K., W. M. Lewis dan D. M. McKnight. 2002. *Effects of Stress from Mine Drainage on Diversity, Biomass dan Function of Primary Producers in Mountain Stream. Ecosystemsvol.* 5. 5554-567.

- Noor. M. 2004. *Lahan Rawa Sifat dan Pengelolaan Tanah Bermasalah Sulfat Masam*. PT. Raja Grafindo Persada. Jakarta.
- Parker and Robertson. 2009. *Acid Drainage, Australian minerals & Energy Environment Foundation, Occasional Paper No.11*, Australia.
- Priatndi, B, J, Mahbub, Syaifudin and Muslikin. 2006. Adaptasi tanaman terhadap sifat kimia tanah sulfat masam di Kalimantan Selatan. *Kalimantan Scientea*.
- Priyanto B, Prayitno.J. 2000. Fitoremediasi sebagai Sebuah Teknologi Pemulihan Pencemaran, Khususnya Logam Berat, Seminar Nasional Peranan Teknologi Lingkungan Alam Pengembangan Industri dan Pengelolaan Sumberdaya Alam yang Berkelanjutan: Jakarta, 11-12 Jul 2000.
-
- Reddy, K.R., dan DeBusk, W.F. 1985. *Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes*. J. Environ. Qual. 14:459-462.
- Reuther, C. 1998. Growing cleaner. *Phytoremediation Goes Commercial, but Many Question Remain*. URL: <http://sapphire.acnatsci.org/erd/ea/phyto.html>. (5 Maret 1998; diakses: 4 Juni 2000)
- Sangwoo Ji, Sunjoon Kim, Juin Ko. 2010. *The status of the passive treatment systems for acid mine drainage in South Korea*, Received: 18 July 2007 / Accepted: 1 October 2007 / Published online: 17 October 2007 Springer-Verlag 2007
- Sculthorpe, C.D. 1969. *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Edward Arnold Ltd., London. 610 hlm.
-
- Sengupta M. 1993. *Environmental Impacts of Mining: Monitoring, Restoration dan Control*. CRC Press LLC. Florida.
- Shutes, R.B., Ellis, J.B., Revitt, D.M. dan Zhang, T.T. 1993. *The use of *Thypha latifolia* for heavy metal pollution control in urban wetlands*. Dalam Moshiri, G.A. (Ed.). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 533 hlm.

- Surrency, D. 1993. Evaluation of aquatic plants for constructed wetlands. Dalam Moshiri, G.A. (Ed.). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 533 hlm.
- Sparling, J.H. 1966. *Studies on the relationship between water movement and water chemistry in mires*. Can. J. Bot. 4:747-758.
- Suriakarta, D.A and A. Abdurachman, 2000. Penggunaan tanaman Purun Tikus (*Eleocharis dulcis*) dan Prumpung (*Phragmites karka Trin*) dalam upaya menanggulangi Limbah Reklamasi Tanah Sulfat Masam Alami, dalam Prosiding Budidaya Pertanian.
- Surface, J.M., Peverly, J.H., Steenhuis, T.S., dan Sanford, W.E. 1993. *Effect of season, substrate composition, and plant growth on landfill leachate treatment in a constructed wetland*. Dalam Moshiri, G.A. (Ed.). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 533 hlm.
- Steed, V. S., M. T. Suidan, Gupta, M, T. Miyahara, C. M. Acheson dan G. D. Sayles. 2000. *Development a Sulfate Reducing Biological Process to remove Heavy Metals from Acid Mine Drainage*. *Water Environment Research*. Vol. 72. no. 5. 530-535.
- Steiner, G.R., Watson, J.T., dan Choate, K.D. 1993. *General Design, construction, and operation guidelines for small constructed wetlands wastewater treatment systems*. Dalam Moshiri, G.A. (Ed.). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 533 hlm.
-
- Watanabe, M. 1997. *Phytoremediation on the brink of commercialization*. *Environ. Sci. Technol.* 31:182A-186A.
- Waybrant, K. R., C. J. Ptacek dan D. W. Blowes. 2002. *Treatment of Mine Drainage Using Permeable Reactive Barriers: Column Experiment*. *Environ Sci. Technol.* 36. 1349-1356.

- Weiner, E. R. 2000. *Applications of Environmental Chemistry. A Practical Guide for Environmental Professionals*. Lewis Publishers. Boca Raton. 276p.
- Widyanto, LS, 1981. *Eceng Gondok sebagai Penyerap Air, Tropical pest Biology Progam*, SEAMEO-BIOTROP, Bogor.
- Zimkiewics, P.F., J.G. Skousen dan J. Simmons. 2003. *Long Term Performance of Passive Acid-Mine Drainage Treatment Sistems. Mine Water dan the Environment*. 22: 118-129.
- Zipper, C dan C, Jage. 2002. *Passive Treatment of Acid-Mine Drainage with Vertical Flow Sistems. Reclamation Guidelines. Powell River Project*.
- Watanabe, M. 1997. *Phytoremediation on the brink of commercialization, Enviont. Sci. Technol.* 31:182A - 186 A.

Glosarium

Air Asam Tambang : Air Asam Tambang (AAT) / *Acid Mine Drainage* (AMD) adalah istilah yang digunakan untuk merujuk pada air asam yang timbul akibat kegiatan penambangan, untuk membedakan dengan air asam yang timbul oleh kegiatan lain seperti: penggalian untuk pembangunan pondasi bangunan, pembuatan tambak, dan sebagainya.

Bioremediasi : adalah penggunaan bakteri dan mikroorganisme lain untuk mendegradasi/mengurai limbah B3. Bioremediasi juga merupakan proses pembersihan pencemaran tanah dengan menggunakan mikroorganisme (jamur, bakteri).

Fitoremediasi : didefinisikan sebagai penggunaan tumbuhan untuk menghilangkan, memindahkan, menstabilkan, atau menghancurkan bahan pencemar baik itu senyawa organik maupun anorganik. Fitoremediasi juga

merupakan penggunaan tumbuhan untuk mengabsorpsi dan mengakumulasi bahan-bahan beracun dari tanah.

Metode Pasif : adalah pengolahan air buangan yang *biodegradable* dapat diolah secara biologi. Sebagai pengolahan sekunder, pengolahan secara biologi dipandang sebagai pengolahan yang paling murah dan efisien.

NAF : *Non-Acid Forming* adalah bukan material pembentuk air asam tambang.

NAPP : *Net Acid Potential Producing* didapatkan dari hasil pengurangan antara Potensi Asam yang dihasilkan oleh batuan atau Acid Producing Potential (APP) dengan Kapasitas Penetralan Asam atau Acid Neutralising Capacity (ANC).

PAF : *Potential Acid Forming* adalah material yang berpotensi membentuk air asam

tambang.

Pengolahanak tif : adalah penambahan senyawa alkali penetral seperti batu kapur atau zeolite.

PengolahanBi ologi : adalah pengolahan air buangan yang *biodegradable* dapat diolah secara biologi. Sebagai pengolahan sekunder, pengolahan secara biologi dipandang sebagai pengolahan yang paling murah dan efisien.

PengolahanFi sika : adalah pengolahan bahan-bahan tersuspensi berukuran besar dan yang mudah mengendap atau bahan-bahan yang terapung disisihkan.

Pengolahan Kimia : adalah pengolahan air buangan secara kimia biasanya dilakukan untuk menghilangkan partikel-partikel yang tidak mudah mengendap (koloid), logam-logam berat, senyawa fosfor, dan zat organik beracun; dengan membubuhkan bahan kimia tertentu

yang diperlukan.

pH : (*Power of Hydrogen*) adalah derajat keasaman yang digunakan untuk menyatakan tingkat keasaman atau kebasaan yang dimiliki oleh suatu larutan.

Proses Oksidasi : adalah interaksi antara molekul oksigen dan semua zat yang berbeda.

Lampiran



ChemTech

International Journal of ChemTech Research
CODEN(USA): IJCRGG ISSN : 0974-4290
Vol.6, No.2, pp 967-972, April-June 2014

Characteristics of Acid Mine Water

Herniwanti^{1*}, Priatmadi.J.B², Yanuwadi. B³, Soemarno⁴

¹Environmental Science and Technology Graduate Program, University of Brawijaya, Malang, East Java of Indonesia,

²Department of Agriculture Studies, University of Lambung Mangkurat, Banjarbaru, South Kalimantan of Indonesia,

³Department of Biology Studies, University of Brawijaya, Malang, East Java of Indonesia,

⁴Department of Agriculture Studies, University of Brawijaya, Malang, East Java of Indonesia

*Corres Author: herniwanti_h@banpuindo.co.id

Laboratory Superintendent PT. Jorong Barutama Greston. PO.BOX. 141 – Pelaihari – South Kalimantan- Indonesia.

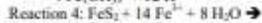
Abstract : This study aims to investigate the characteristics of acid mine water from the water layer inside one of the existing voids in the coal mine site will be passive processing performed by using water as a medium phytoremediasi plants. Sehingga be known acidity and heavy metal content of the surface layer, colloid (float), as well as sediment. Expected later found that plant species used as media bias wetlands in accordance with the characteristics of acid mine drainage in the area tersebut. Hasil showed the characteristics of each layer of the water into the acid mine water is different. More precipitate containing heavy metals Fe, Mn deposition is proportional to the number of parameters TSS. Result analysis show that characteristics of acid mine water at 4 void on the bottom layer (sludge) contains more heavy metals than the type of Fe and Mn in the middle layer (colloidal) and upper layer (surface), namely : 0.97-1,97 ppm for Fe and 12.12 to 12.40 ppm for Mn. But to the degree of acidity / pH on the third layer is more or less the same at the rate of 3.03 to 3.04 ppm. Especially for Void M2W was found that the water quality parameters of pH for the better in depth. Fe and TSS increasingly lower quality in comparison to the surface, except for Mn lower water quality in the middle / drift - colloid (50 - 75 cm) compared with the inside and the surface (25 cm and 100 cm). Recommended for the management of acid mine drainage passive phytoremediation method chosen variations in root crops, drift and surface in order to reduce heavy metals from acid mine drainage each layer.

Keywords: acid mine drainage, acid mine drainage characteristics, passive management, phytoremediation, heavy metals.

<http://www.sphinxsaai.com/framesphinxsaai chemtech.htm>

Introduction

Acid mine drainage (Acid Mine Drainage) derived from coal mining, which causes changes in soil layers resulting in oxidation of iron sulfide/ pyrite (FeS_2) with water (H_2O) and oxygen (O_2) that cause acid mine drainage (H_2SO_4) both organic and inorganic reactions¹. Prevention of formation of acid mine drainage can be by way of inhibiting the meeting between pyrit, oxygen and water at a time. The process of formation of AMD is generally represented by the following reaction, four chemical reactions below describes the oxidation of pyrite and subsequent conversion²:



Thiobacillus Ferrooxidans

This process begins with the oxidation of pyrite and release of ferrous iron (Fe^{2+}), sulfate, and acidity (Equation 1). Sulfide-oxidation process is accelerated by the presence of Thiobacillus bacteria. Then oxidize ferrous iron, ferric iron form (Fe^{3+}) (Equation 2). Finally, Fe^{3+} reacts with H_2O (hydrolyzed), forming insoluble iron hydroxide (Fe(OH)_3), an orange precipitate, which releases additional acidity (Equation 3). Fe(OH)_3 formation process depends on pH, and happen quickly when $\text{pH} < 4$ ¹. In the formation of acid mine drainage, there are types of iron oxidizing bacteria Thiobacillus ferrooxidans can accelerate the oxidation of iron and formation of acids³ which became Catalysis Biotic so that increases the formation of acid up to one million times⁴.

Acid mine water treatment in the United States starting from 1977 by using active methods with various chemicals⁵ with a great cost. To reduce the high cost of processing the passive treatment with a variety of methods were developed⁶. This method also has other advantages, namely: Cheaper, does not require mechanical devices, hazardous chemicals and building, requiring no electricity, operation and maintenance is not every day, more natural to the environment and help the growth of plants and the ecosystem around it⁷. Aerobic wetlands or wetland management requires the main thing is: Plant as a recovery agent polluted environment⁸. Plants can also be as hiperakumulator heavy metals that have the ability to concentrate metals in unusually high levels in the following terms: 1). Accumulation rate should be high even at low environmental levels of contaminants, 2). Ability to accumulate high levels of contaminants, 3). Ability to accumulate various kinds of heavy metals, 4). Grow fast, 5). High biomass production, 6). Resistant to pests and diseases. Some water plants and many species are able to accumulate metals in heavy metal contaminated waters⁹. Acid mine drainage treatment in coal mining companies in Indonesia generally and in particular in South Kalimantan are still using active methods using chemicals quicklime (CaCO_3) for easy use in the field. Passive methods are still little developed one pertambangan coal companies namely Berau Coal in East Kalimantan, which has been using the SAPS (the successive alkalinity producing systems)¹⁰. This study aims to investigate the characteristics of acid mine water from the water layer inside one of the existing voids in the coal mine site will be passive processing performed by using water as a medium phytoremediasi plants. Sehingga be known acidity and heavy metal content of the surface layer, colloid (flout), as well as sediment. Expected later found that plant species used as media bias wetlands in accordance with the characteristics of acid mine drainage in the area.

Materials and Method

This study used a sampling method in 4 areas namely void Void-M45, M23-Void, Void-M2W, Void M4E in the coal mining company PT.Jorong Barutama Greston in July-August 2012, which is located in District Jorong, Kabupaten Tanah Laut, Province South Kalimantan - Indonesia, which is depicted in Figure 1.



Figure 1. Research Location.



Acid mine water samples by means of vertical water sampling is depicted in Figure 2, consists of 3 parts depths (surface, middle, base) with the sampling process as in Figure 3.



Figure 2. Vertical water sampling tool.



Figure 3. The process of water sampling in acid M2W void.

Quality of the water quality monitoring was conducted in the laboratory of acid mine water acid mine PT.Jorong Barutama Greston for the parameters pH and Heavy Metal Fe and Mn using a Horiba pH meter brands, HACH-DR 2800 Spectrophotometer for measuring metals Fe and Mn, beakers, distilled water, ferrous reagent (Cat No.1037-69) and manganese reagent (Cat No.24300-00) in Figure 4.



Figure 4. Process Parameter Analysis Acid Mine Water in the Laboratory.

Data Analysis Method

Analysis of data using graphs and comparing the degree of acidity (pH) and Fe and Mn for each layer of acid mine water and its relation to water quality standards according to the prevailing regulations of the department of environmental water used for mining by the decision of the Governor of South Kalimantan 36 of 2008 in Appendix 132: Raw wastewater quality mining, processing / coal washing as outlined in Appendix 8¹⁴.

Result

Research that has been conducted in four locations Acid Mine Water Swimming Shelter former coal mining, which are inactive / void in PT.Jorong Barutama Greston during the month of September 2012 is located in the District Jorong, Kabupaten Tanah Laut, South Kalimantan Province - Indonesia. Location void conducted research are: Void-M45, M23-Void, Void-M2W, Void M4E are depicted in Table 1.

Table 1. Characteristics of acid mine drainage from 4 Void.

No	Location	3 Criteria/Point of Sampling											
		Surface				Middle/Colloid				Bottom/Sedimentation			
		pH	Fe	Mn	TSS	pH	Fe	Mn	TSS	pH	Fe	Mn	TSS
		7	7	4	200	7	7	4	200	7	7	4	200
1	Void-M45	2.94	1.08	27.1	17	2.94	2.94	27	22	2.93	2.94	25.2	49
2	Void-M23	2.83	0.67	10.20	2	2.83	3.09	10.89	199	2.77	3.44	11.60	425
2	Void-M2W	3.28	0.77	11.60	1	3.01	0.42	4.73	144	3.00	1.27	10.79	331
4	Void-M4E	3.28	0.68	1.7	47	3.28	0.63	1.9	36	3.35	0.61	4.7	342
	average	3.00	0.97	12.40	17	3.04	1.63	12.11	195	3.00	1.97	13.40	342

Characteristics seen here are the physical and chemical properties of acid mine water sample with 3 kinds of criteria, namely: Surfaces, Colloids / Middle, and sedimentation. Compare the results obtained in the standard premises of Decree of the Governor of South Kalimantan 36 in 2008 with the parameters: pH, Fe, Mn, TSS, in graphik 26-29. sample pH of 4 is void: 3.03 - 3.04 7 exceeds standards, and for Fe 0.97 - 1.97 meets the standards of <7 while for Mn 12:12 to 13:40 exceed the standard-> 4 and 342 weeks to TSS in sediment exceeding standards-> 200.

Discussion

Characteristics of research results for 4 acid mine water from coal mined voids in the results obtained in Table 2.

Table 2. Characteristics of acid mine drainage on average 4 based on the depth of the void.

No	Parameter	Average from 4 Void				Water Volume (m ³)
		pH	Fe	Mn	TSS	
	Standard	7.00	7	4	200	
1	Surface	3.01	0.97	12.68	17	1,180,917
2	Middle Colloid	3.04	1.02	12.12	105	475,219
3	Bottom Sedimentation	3.03	1.97	13.48	342	187,204

Samples were separated into 3 parts, namely the sample surface, colloid and sedimentation to determine the characteristics of each of the acidic water in each layer so that it can later be determined that the most suitable processing model according to the characteristics obtained. Of the four characteristics used in the measurement, namely: pH, Fe, Mn and TSS when compared with standard results obtained mean that acid acid mine water conditions are still very acidic pH <4.5, Fe does not exceed the average quality standard of <7 ppm and Mn exceeded the quality standard for > 4 ppm, while the average TSS in sediment exceeded the quality standard. Especially for Mn can shown that more than on bottoms' sedimentation as in Figure 3.

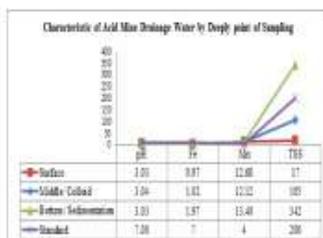


Figure 3. Graph Characteristics of acid mine drainage from 4 voids based samples compared to standard criteria.

Water quality standards in acid mine the overall average obtained results in sedimentation lower compared with colloid / hovering or on the surface. This is because all the material had to settle and accumulate in sediment, could subsequently chosen method of management of acid mine water using passive manner by the method of phytoremediation with plants rooted in water, float and arise on the surface so that it can reduce metals from acid mine drainage.

Conclusions

The research can be concluded that the characteristics of acid mine drainage as follows :

1. Characteristics of acid mine water at 4 void on the bottom layer (sludge) contains more heavy metals than the type of Fe and Mn in the middle layer (colloidal) and upper layer (surface) , namely : 0.97-1,97 ppm for

Fe and 12.12 to 12.40 ppm for Mn . But to the degree of acidity / pH on the third layer is more or less the same at the rate of 3.03 to 3.04 .

- 2 . Especially for Void M2W was found that the water quality parameters of pH for the better in depth, sedangkan Fe, TSS increasingly lower quality in comparison to the surface , except for Mn lower water quality in the middle / drift - colloid (50 -75 cm) compared with the inside and the surface (25 cm and 100 cm) .
3. Recommendation for the management of acid mine drainage passive phytoremediation method chosen variations in root crops , drift and surface in order to reduce heavy metals from acid mine drainage each layer .
4. Suggested research needs to be continued for the management of passive acid mine water by using plants according to their characteristics with acid mine drainage. Required 3 different types of plants to reduce the metals that are in each layer of acid mine water depth for optimal results.

Acknowledgements

Corporate Leadership PT. Jorong Barutama Greston and Mine Planning Manager of ITM Group Indonesia who has been given the opportunity to work while studying in class collaboration Brawijada University - University of Lambung Mangkurat- Banjarbaru- Indonesia. Acid Mine Water Laboratory team PT.Jorong Barutama Greston who have helped during the study period, especially for technical assistance during field and laboratory .

References:

1. Bates, R.L. and Jackson, J.A. (Eds.) (1987), Glossary of Geology, 3rd Edn American Geological Institute.
2. Stumm W, Morgan JJ (1996) Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters, 3rd edn. Wiley, New York.
3. Waksman, S.A. 1922. Microorganisms concerned in the oxidation of sulfur in the soil IV. Asolid medium for the isolation and cultivation of Thiobacillus thiooxidans. J. Bact. 7:605-608.
4. Leathen, W.W., S.A. Braley, and L.D. McIntyre. 1953. The role of bacteria in the formation ofacid from certain sulfuritic constituents associated with bituminous coal. Applied Microbiology1: 61-68.
5. Skousen J.G, Sexstone.A, Ziemkiewicz.P.F, 2000. Acid Mine Drainage Control And Treatment - Reclamation of Drastically Disturbed Lands, American Society of Agronomy and American Society for Surface Mining and Reclamation. Agronomy No. 41. Chapter 6.
6. Faulkner, B.B. and J.G. Skousen. 1994. Treatment of acid mine drainage by passive treatment systems. p. 250-257. In: International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, 24-29 April 1994, USDI Bureau of Mines, SP 06A-94, Pittsburgh, PA
7. Ford,K.L. 2003. Passive Treatment Systems for Acid Mine
8. Watanabe, M. 1997. Phytoremediation on the brink of commercialization, Environ. Sci. Technol. 31:182A - 186 A.
9. Fritioff A, Greger M. 2006. Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd and Pb in an aquatic plant Potamogeton natans. Chemosphere 63:220-227.
10. Fajrin, A. M, 2012. Pengelolaan Air Asam Tambang, Environmental Department -PT. Berau Coal, diakses dari <http://www.vndepnenvironmental.blogspot.com/p/air-asam>
11. Regional Environmental Impact Management Agency of South Kalimantan Province, 2008, South Kalimantan gubernatorial Nomor.036, 2008 132 Appendix: Raw water quality of mining waste, BLHD South Kalimantan.



Comparison of Characteristic Aquatic Local Plants for Phytoremediation with Different Media of Acid Mine Drainage Passive Treatment

¹Herniwanti, ²Yanuwadi B., ³Priatnadi J.B., ⁴Soemarno

¹Environmental Science and Technology Graduate Program, University of Brunei Darussalam, Malang, East Java of Indonesia

²Laboratory Superintendent PT. Jorong Baratama Greston, P.O.BOX. 141 – Pelalihan – South Kalimantan- Indonesia

³Department of Agriculture Studies, University of Lambung Mangkurat, Banjarbaru, South Kalimantan of Indonesia

⁴Department of Agriculture Studies, University of Brunei Darussalam, Malang, East Java of Indonesia

Received: December 9 2013

Accepted: January 24 2014

ABSTRACT

Acid mine drainage treatment using more passive methods to reduce costs and be more environmentally friendly. This passive method is to drain the acid mine water in wetlands that have been built with a suitable plant to neutralize the acid mine water and also to absorb the dissolved metal. The purpose of this study to determine the types of aquatic local plants suitable as a medium phytoremediation and also to the extent to which organic matter compost/biochar can increase phytoremediation acid mine water compared to using the original medium acid mine drainage. Also to comparison result of the best one aquatic plants for phytoremediation, and then the plants selected will using for aerobic wetland of acid mine drainage passive treatment. The method used is sampling the a aquatic local plants at the mine and planted in acid mine drainage media and using 11 aquatic plants consist of 3 kinds as: Emergent, floating leaf and submersed with 2 design (with add organic matter and without organic matter). The research results shown the design 2 (with organic matter on media) better than for improved pH and reduce metal Fe and Mn from acid compare with design 1 (without organic matter on media. Design 2 can improved pH average 131% from 2.54 to 5.86 and reduced Fe Average 54% from 3.00 ppm to 1.38 ppm, than reduced Mn 76% from 27.1 ppm to 6.48 ppm. This study shows that the local plant in the vicinity of the coal mining could be phytoremediation plant in the treatment of acid mine drainage passive. Taro red (*Colocasia esculenta*- red), Kale Water (*Ipomea aquatica*), Water plants (*Hydrilla* Sp), Lotus (*Nymphaea lotus* L.) recommended for aerobic wetland system to passive treatment acid mine drainage for improvement pH level and reduced metal as Fe and Mn on acid mine drainage water.

KEYWORDS: acid mine drainage, acid mine drainage characteristics, passive management, phytoremediation, heavy metals.

INTRODUCTION

The advantages of this passively processing according [1] as follows: It is cheaper, does not require mechanical devices, hazardous chemicals and building, requiring no electricity, operation and maintenance is not every day, more natural to the environment and help the growth of plants and ecosystems around it. Management of passive acid mine drainage is a simple method and its use of low-cost management [2] and has been a proven way to increase the population of bacteria and improve water quality [3] and is used in many countries such as in Turkey [4], South Korea has been built from the year 1996 to 2002 with the SAPS method (successive alkalinity producing systems) [5], South Africa [6], the Chinese use a system of SRB (sulfate-reducing bacteria) reducing the acidity of the water from pH 2.75 to 6.20 and remove Fe²⁺ by 86% [7].

Hyperaccumulator plants as heavy metals are: Plants that have the ability to concentrate metals in unusually high levels. Some water plants and many species are able to accumulate metals in heavy metal contaminated waters [8]. The use of plants as agents of recovery polluted environment, quoting from the U.S. energy department report, [9] suggests the following prerequisites:1. Accumulation rate should be high even at low environmental levels of contaminants.2. Ability to accumulate high levels of contaminants.3. Ability to accumulate various kinds of heavy metals.4. Grow fast.5. High biomass production.6. Resistant to pests and diseases.

The term is derived from the English word phytoremediation. This word itself is composed of two parts of the word, *phyto* derived from the Greek word *phyton* (= "plant") and *remediation* derived from the Latin word *remedium* (= "cure", in this case also means "solve the problem by repairing faults or shortcomings")

Phytoremediation can be defined as: the use of plants to remove, transfer, stabilize, or destroy contaminants both organic and inorganic compounds. Phytoremediation also the use of plants to absorb and accumulate toxic substances from the soil. Phytoremediation systems is a system where certain plants, either alone or in cooperation with microorganisms in the growing media, can transform contaminants into less harmful or not, the concept of phytoremediation to heavy metals have also been believed and applied in other Asian countries such as Pakistan [10]. Most advantages in the use of phytoremediation is less expensive operating costs when compared to conventional treatment such as incineration, soil washing system based

*Corresponding Author: Herniwanti, Environmental Science and Technology Graduate Program, University of Brunei Darussalam, Malang, East Java of Indonesia, Laboratory Superintendent PT. Jorong Baratama Greston, P.O.BOX. 141 – Pelalihan – South Kalimantan- Indonesia. Email: herniwanti_hj@hsppubs.co.id, herniwanti_hj@yahoo.com

chemical and energy required . The basic principle of this technology is phytoremediation of contaminated soil to recover, repair sludge, sediment and ground water through a process of displacement, degradation or stabilization of a contaminant.

Natural ecosystem functions of Organic Matter is present throughout the ecosystem. After degrading and reacting, it can then move into soil and mainstream water via waterflow. Organic matter forms molecules that contain nutrients as it passes through soil and water. It provides nutrition to living plant and animal species. Organic matter acts as a buffer, when in aqueous solution, to maintain a less acidic pH in the environment. The buffer acting component to be crucial for neutralizing acid rain [11] Organic matter infiltrating into the subsurface from rivers, lakes, and marine systems [12].

Bokashi means "fermented organic matter" compost in Japanese". Bokashi composting uses a selected group of microorganisms to anaerobically ferment organic waste. The microorganisms are applied using a impregnation carrier such as wheat bran. The fermentation process breaks the organic matter down in a process that is odor free. Bokashi fertilizer can to repair the physical, chemical, and biological properties of soil , increase crop production and maintain the stability of crop production , and to produce the quality and quantity of agricultural produce environmentally sound. Bokashi fertilizer did not increase soil nutrients, but only fix the physical, chemical, and biological properties of soil, so it is still necessary inorganic fertilizers [13]. Bokashi fertilizer , such as compost more , can be used to improve the content of organic material in the soil is hard as podzolic soil so that it can improve soil aeration and reduces soil bulk density [13], [14]. Based on the research results [13], addition of bokashi fertilizer made from rice husk can increase the value of liquid limit and plastic limit laterolland , but an increase in plasticity index. Bokashi can also be used to reduce the stickiness of land to plow tools and machinery so as to improve the performance of the tools and machines plow[15].

The purpose of this study was to determine the types of aquatic plants suitable as a medium phytoremediation of the 11 types of water plants and also to the extent to which organic matter can increase phytoremediation acid mine water compared to using the original medium acid mine drainage. Also to comparison result of the best one aquatic plants for phytoremediation, and then the plants selected will using for aerobic wetland of acid mine drainage passive treatment

MATERIALS AND METHODS

Location and Materials

This study uses the method of mini-scale project in the area that had been carried out laboratory perusahaanaPT.Jorong Barutama Creston coal mining in July-August 2012, which is located in District Jorong, Kabupaten Tanah Laut, South Kalimantan Province – Indonesia. Eleven of the plants on this research consist of 3 category are emergent, floating leaf and submersed leaf on Figure 1.



Figure1 : Some type of Aquatic Plants (resources : <http://www.tropix.org/Water/liv/volume/learn/1/plants.htm>)

The emergent plant consist of 7 types as follow: 1. Umbrella grass (*Cyperus odoratus*), 2. Parrot Rat (*Echinochloa polystachya*), 3. Velvetleaf (*Limonchloa filosa*), 4. Fern (*Sterochloa pulcherrima*), 5. Fragrant leaf (*Pandanus amaryllifolius*), 6. White taro (*Colocasia esculenta*), 7. Red taro (*Colocasia esculenta*). The plants show on Figure 2.



Figure 2. 7 of the emergent plant : 1. Umbrella grass (*Cyperus odoratus*), 2. Purple Rat (*Eleocharis dulcis*), 3. Velvetleaf (*Limnorcharts flava*), 4. Fern (*Stenochlaena palustris*), 5. Fragrant leaf (*Pandanus amaryllifolius*), 6. White taro (*Colocasia esculenta*), 7. Red taro (*Colocasia esculenta*).

The Floating leaf consist of 3 types as follow: Lotus (*Nymphaea lotus L.*), water hyacinth (*Echhorniacrassipes*), Water Watercress (*Ipomea aquatic*). The plants show on Figure 3.



Figure 3. The 3 of floating leaf : Lotus (*Nymphaea lotus L.*), water hyacinth (*Echhorniacrassipes*), Water Watercress (*Ipomea aquatic*).

The submersed plants just have one type as water plants (*HydrillaSp*). The plants show on Figure 4.



Figure 4. The submersed (*HydrillaSp*)

Methods

Acid mine water used for this research came from the void of Pit mining area. We used bucket for medium of testing, every aquatic local plants put on bucket and added acid mine drainage water as Figure. 5 below:



Figure 5. Process setting and figure on aquatic plants during setting 1 month.

Simulation of this research used 2 design. Design 1 used media as: acid mine drainage water + aquatic plants and Second designed media as: acid mine drainage water + organic matter and + aquatic plants. The design show on the illustration in Figure 6.

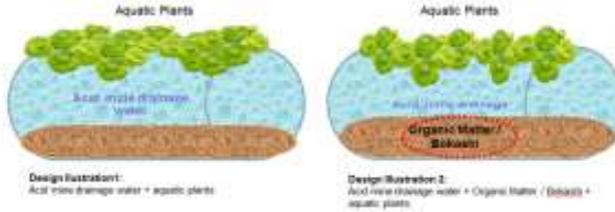


Figure 6. Illustration Design of Phytoremediation Media.

We use bokashi from local production of mining company community as organic matter/compost on design 2 simulation of aerobic wetland because have some surplus as follow: Bokashikan reduce dependence of farmers on chemical fertilizers and pesticides, Bokashi is eco-friendly and safe for human health because not contain chemical residues. Bokashi can optimize the quality and quantity of agricultural productions, Bokashi is cheap and easy to make by farmers because it uses natural materials from around farmland. Bokashi can improve physical, chemical, and biological of soil, Bokashi provide complete elements required by plant.

Plants treated water tested in two conditions, is with acid mine drainage medium alone and with added ingredients organik / bokashi as a growing medium with 3 parameters chemical properties pH, Fe, Mn calculated for 1 month left to change the result of acid mine drainage characteristics after ditanamani 11 types of aquatic plants for one month. Monitoring the quality of acid mine water quality after phytoremediation process with 11 aquatic plants during 1 month carried out in the laboratory of acid mine water PT.Jaring Barutama Greston for the parameters pH and Heavy Metal Fe Mn using a Horiba pH meter brand, HACH-DR 2800 Spectrophotometer for measuring metals Fe and Mn, beaker, aquadec, *reagent ferrous* (Cat No.1037-69) and *reagent manganese* (Cat No.24300-09).

Data analysis

1. Analysis of the data for the degree of acidity (pH) using graphics will be compared between original water and final result after phytoremediation 1 month for 11 of kind aquatic plants, the degree of acidity is the activity of hydrogen in water [16]. And also shows the concentration of hydrogen ions (H^+) in water. The effectiveness of phytoremediation can be seen from this case due to the low hydrogen ion is the main characteristic of acid mine drainage.
2. Analysis of the data using a graph for metals Fe and Mn to describe the tendency of the change and its relation to water quality standards in accordance with applicable laws and regulations of the department of environmental water used for mining [17]. Water quality standards for pH $5-9$, Fe <math><7</math> ppm, Mn <math><4</math> ppm. These criteria will be comparable to the quality of acid mine water that has been managed through a multilevel process of phytoremediation. Due to the high level of acidity and heavy metal content above the threshold has led to the loss of aquatic biota in a small stream that gets the effects of acid mine water

effluent that without management [18,19,20] and Coasting indeks bioremediasi for 1 months retention period. Bioremediasi index (BIR) is the rate of decrease in the concentration of metals (Fe and Mn) during a certain time period compared to the initial concentration [21]. $BIR = (\text{Starting concentration} - \text{final concentration}) / \text{starting concentration} \times 100\%$

- Comparison Result of design 1 and design 2 for the best ones of phytoremediation process for acid mine drainage/pit treatment with aerobic wetland method.

RESULTS AND DISCUSSION

pH

The results 11 plants consist on 3 kind of aquatic plant as : emergent, floating leaf and submersed with 2 design during 1 month an average pH for the parameters shown in Table 1.

Table 1. Measurement of pH of water mine drainage after phytoremediation process with 3 kind of aquatic plants with 2 design in 1 month.

No	Aquatic Plants	pH Design 1	pH Design 2	% Improve/Plant (no 1)	% Improve Design 2	Remark
8	Acid mine drainage water *	2.54	2.54	N/A	N/A	C
1	Utricularia gracilis (Utriculariataceae)	3.15	3.08	24%	170%	E
2	Potamogeton nodosus (Potamogetonaceae)	3.58	2.63	39%	4%	E
3	Valoniopsis cf. minor (Charophyta)	3.36	3.18	32%	18%	F
4	Elodea (Elodeaceae/Charophyta)	3.28	3.04	38%	59%	F
5	Crassula (Crassulaceae/Caryophyta)	3.09	3.42	17%	113%	F
6	Taxodium (Taxodiaceae/Gymnosperms)	3.23	4.47	27%	76%	E
7	Taxodium (Taxodiaceae/Gymnosperms)	4.03	7.62	139%	206%	E
	Average E*	4.2	6.8	66%	148%	F
8	Lolium (Syntherisma/Grasses)	3.31	3.18	10%	20%	F
9	Water hyacinth (Araceae/monocot)	2.53	2.69	0%	4%	F
10	Watercress (Cruciferae/aquatic)	3.21	4.17	26%	122%	F
	Average F*	4.4	6.2	72%	104%	F
11	Water plants (Hydrocharitaceae)	2.72	3.04	7%	101%	F
	Average F*	2.92	3.46	7%	104%	F
	Average E,F,2	3.00	3.26	0%	10%	All

Remark:
 Acid mine drainage water * = controlling factor for the final aquatic plants phytoremediation
 Average E* = average for aquatic plants of Emergent Type
 Average F* = average for aquatic plants of Floating leaf Type
 Average F* = average for aquatic plants of Submersed Type
 Design 1 = Acid mine drainage water + aquatic plants
 Design 2 = Acid mine drainage water + organic matter + aquatic plants
 Formula of % improve = (Final pH/aquatic plants pH Controlling pH) x 100%
 C = Controlling acid mine drainage water original E = Emergent (Type of aquatic plants)
 F = Floating leaf (Type of aquatic plants) = Submersed (Type of aquatic plants)

Table 1. Shows the results of measurements of the pH of the acid mine drainage water after planted by 11 types of aquatic plants for phytoremediation process experimental. Measurements were carried out for 1 month in phytoremediation of acid mine water showed a pH change that is getting better both of design. Design 1 consist of 7 kind of emergent aquatic plants shown average improvement on acid mine drainage % pH improvement as much as 46% from pH 2.54 to pH 4.4, floating aquatic plants consist of 3 kind of plants show % pH improvement 72% from pH 2.54 to pH 3.3 and submersed aquatic plants shown % pH improvement 7% from pH 2.54 to pH 2.72. Design 2 emergent aquatic plants shown % pH improvement as much as 110% from pH 2.54 to pH 5.3, floating aquatic plants show % pH improvement 144% from pH 2.54 to pH 6.2 and submersed aquatic plant show % pH improvement 194 % from pH 2.54 to pH 7.66.

Fe

The decrease in the amount of Fe metal (%) in the process phytoremediation the wetland system in the study showed that the use of bokashi (organic matter) has a reactive composition which stimulates the growth of sulfate reducing bacteria to raise the alkalinity and set aside in the form of metal sulfide precipitate. Use of sulfate reducing bacteria (BPS) Desulfovibrio, spDesulfovibrio, sulfate reducing bacteria (BPS) type of Desulfovibrio and spCarobacterium can increase the pH within 24 hours, lowering the Fe and Mn sodian 10 days to achieve efficiency> 81% [22].

The results of measurements on 5 types of plants with 3 applications for 29 days on an average of the results obtained for Fe parameters shown in Table 2.

Table 2. Result Fe (ppm) on water mine drainage after phytoremediation process with 3 kind of aquatic plants with 2 design in 1 month.

No	Aquatic Plant	Fe Design 1	Fe Design 2	IHR Fe Design 1	IHR Fe Design 2	Remark
0	Acid mine drainage water ^a	3	3	NA	NA	C
1	Utricularia pinnatifida (Utriculariaceae)	16,00	0,61	-412%	92%	E
2	Potamogeton amplifolius (Potamogetonaceae)	0,14	0,32	90%	-44%	E
3	Valoniopsis (Utriculariaceae)	0,71	0,07	76%	90%	E
4	Fragaria vesca (Rosaceae)	0,11	0,16	90%	40%	E
5	Fraxinus latifolia (Fragariaceae)	0,11	7,26	64%	-71%	E
6	Trapa (Cyperaceae)	1,03	1,08	95%	46%	E
7	Trapa (Cyperaceae)	0,11	0,02	90%	90%	E
	Average E ^b	2,62	1,66	11%	40%	
8	Lemna (Vallisneriaceae)	0,20	0,11	93%	90%	F
9	Water hyacinth (Eichhorniaceae)	4,44	2,14	12%	20%	F
10	Watercress (Cruciferae)	0,44	0,01	70%	100%	F
	Average F ^b	1,80	0,58	68%	70%	
11	Water plant (Rubiaceae)	1,42	1,26	53%	50%	S
	Average S ^b	1,42	1,26	53%	50%	
	Average I.F.S ^b	2,28	1,38	14%	44%	All

Note: IHR (Index Homeostatic) = (Starting concentration - End concentration) / starting concentration x 100%

Table 2. Shows the results of measurements of the Fe (ppm) that can reduce metal Fe from acid mine drainage after planted by 11 types of aquatic plants for phytoremediation proced experimental. Measurements were carried out for 1 month in phytoremediation of acid mine water showed a Fe change that is getting better both of design. Design 1 consist of 7 kind of emergent aquatic plants shows average improvement on acid mine drainage % IHR Fe improvement as much as 11% from 3 ppm to 2,62 ppm, floating aquatic plants consist of 3 kind of plants show % IHR Fe improvement 40% from 3 ppm to 0,20 and submerged aquatic plant shown % IHR Fe improvement 53% from 3 ppm to pH 1,42 ppm. Design 2 emergent aquatic plants shown % IHR Fe as much as 44 % from pH 3,00 ppm to 1,66 ppm, floating aquatic plants show % IHR Fe 75% from 3,00 ppm to 0,75 ppm and submerged aquatic plant show % IHR Fe 50 % from 3,00 ppm to 1,26 ppm.

Mn

Weakly adsorbed manganese, vulnerable to competition with Fe, Cu and Zn for adsorption sites, and generally requires a pH above 8 and excess H₂S to precipitate as carbonate as it is not sorbing that manganese is not removed than [37-38]. In addition, Mn does not significantly removed in the biosphere system in which the ferrous iron concentration exceeds 1 mg / L [25].

Oxidation of abiotic Mn occurs at pH > 8, while microorganisms are expected to catalyze the reaction at pH > 6. Manganese precipitation occurs much more slowly than sensitive to the presence of Fe and Fe²⁺, which causes the chemical reduction of oxidized Mn. Result in a not alkaline water aerobics, Fe and Mn precipitate sequentially, not simultaneously, suggested aerobic constructed wetland in series if it wants iron and manganese removed at once [24].

The results of measurements on 5 types of plants with three replications in different pools for 29 days on average results obtained for Mn parameters shown in Table 3.

Table 3. Result Mn (ppm) of water mine drainage after phytoremediation process with 3 kind of aquatic plants with 2 design in 1 month.

No	Aquatic Plant	Mn Design 1	Mn Design 2	IHR Mn Design 1	IHR Mn Design 2	Remark
0	Acid mine drainage water ^a	27,1	27,1	NA	NA	C
1	Utricularia pinnatifida (Utriculariaceae)	5,10	0,90	97%	97%	E
2	Potamogeton amplifolius (Potamogetonaceae)	4,40	2,74	81%	90%	E
3	Valoniopsis (Utriculariaceae)	1,40	0,28	98%	90%	E
4	Fragaria vesca (Rosaceae)	2,30	1,70	92%	94%	E
5	Fraxinus latifolia (Fragariaceae)	2,30	2,40	91%	90%	E
6	Trapa (Cyperaceae)	5,20	7,00	91%	79%	E
7	Trapa (Cyperaceae)	12,70	0,90	11%	99%	E
	Average E ^b	5,34	3,4	88%	79%	
8	Lemna (Vallisneriaceae)	0,70	0,20	97%	90%	F
9	Water hyacinth (Eichhorniaceae)	27,00	23,70	-1%	-2%	F
10	Watercress (Cruciferae)	12,40	2,00	58%	90%	F
	Average F ^b	14,87	10,23	50%	42%	
11	Water plant (Rubiaceae)	11,40	1,30	12%	92%	S
	Average S ^b	11,40	1,30	12%	92%	
	Average I.F.S ^b	8,80	6,00	48%	70%	All

Note: IHR (Index Homeostatic) = (Starting concentration - End concentration) / starting concentration x 100%

Table 3. Shows the results of measurements of the Mn (ppm) that can reduce metal Mn from acid mine drainage after planted by 11 types of aquatic plants for phytoremediation proced experimental. Measurements were carried out for 1 month in phytoremediation of acid mine water showed a Mn change that is getting better both of design. Design 1 consist of 7 kind of emergent aquatic plants shows average improvement on acid mine drainage % IRR Mn improvement as much as 80 % from 27.1 ppm to 5.34 ppm. Floating aquatic plants consist of 3 kind of plants show % IRR Mn improvement 90% from 27.1 ppm to 13.57 and submersed aquatic plant shows % IRR Mn improvement 32% from 27.1 ppm to 18.40 ppm. Design 2 emergent aquatic plants shown % IRR Fe as much as 79 % from pH 27.1 ppm to 5.6 ppm. Floating aquatic plants show % IRR Mn 62% from 27.1 ppm to 10.17 ppm. and submersed aquatic plant show % IRR Mn 95 % from 27.1 ppm to 1.30 ppm.

Comparison Result Ph



Figure 6. Comparison pH result with 2 design phytoremediation media.

Figure 6. Shows a pH comparison for average results of all plants to design 1 and design 2 to phytoremediate acid mine drainage. Design 2 with organic matter (red line) showed 111% from pH 2.54 to 5.96 better than results than design 1 improved 49% from pH 2.54 to 3.80. Emergent of aquatic plants (design 2) shows the best one was Taro red (*Colocasia esculenta*- red) improved 200% pH from 2.54 to 7.62 and than for floating leaf of aquatic plants on design 2 the best one shown by Watercress (*Isometrum aquatic*) improved pH 222% from 2.54 to 8.17. Submersed aquatic plants by Water plants (*Hydrilla* sp) on design 2 can improve pH 194% from 2.54 to 7.46.

Fe

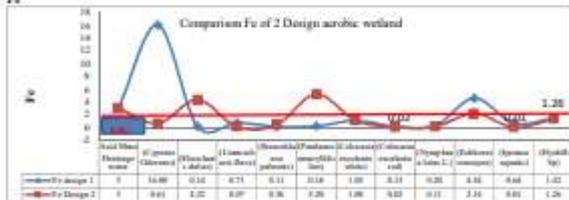


Figure 7. Comparison of Fe at 5 Phytoremediation in aquatic plants.

Figure 7. Shows average Fe comparison for all plants results of design 1 and design 2 to phytoremediate acid mine drainage. Design 2 with organic matter (red line) can reduced Fe metal with IRR 54% from 3.00 ppm to 1.38 ppm on acid mine drainage better than design 1 can reduced 24% from 3.00 ppm to 2.28 ppm. Emergent of aquatic plants (design 2) shows the best one for reduce metal Fe from acid mine drainage was Taro red (*Colocasia esculenta*- red) reduced Fe with IRR 99% from 3 ppm to 0.12 ppm and than for floating leaf of aquatic plants on design 2 the best one shows by Watercress (*Isometrum aquatic*) reduced with IRR 100% from 3.00 ppm to 0.01 ppm. Submersed aquatic plants by Water plants (*Hydrilla* sp) on design 2 can reduced with

BBR 58% pH from 3.00 to 1.26 ppm. According to [25] water hyacinth (*Jussiaea aquatica*) has the potential to absorb 18% of the metal chromium metal and is one of the Aztec plants for phytoremediation in-situ and is also able to accumulate Pb and metals from polluted water in Thailand without being affected negatively on the plant [26]. Umbrella grass (*Cyperus rotundatus*) without organic matter not recommended for phytoremediation plants because can improved Fe 433% from 3 ppm to 16 ppm on acid mine drainage water from original water. The mechanism of the decrease in dissolved metals (Fe, Mn, other), it is possible some of the following: 1) Hydrolysis oxidation and metal that causes metal deposition, 2) Interaction between sulphide produced in the process of sulfate reduction with 2 valence metal (such as Fe^{2+} and Mn^{2+}) to form metal sulfide precipitates, 3) Metal adsorption by organic matter (compost), 4) Metal bio-sorption process by water vegetation and microorganisms, such as bacteria, fungi, and algae are grows on a layer of organic material/ compost/ biochar[27].



Figure 8. Comparison of Phytoremediation 5 Levels of Mn in aquatic plants.

Figure 8 Shows average Mn comparison for all plants results of design 1 and design 2 to phytoremediation acid mine drainage. Design 2 with organic matter (red line) showed BBR 70% reduced Mn from 27.1 ppm to 6.48 ppm better than results than design 1 reduced Mn 68% from 27.1 ppm to 8.80 ppm. Emergent of aquatic plants (design 2) shown the best one for reduce metal Mn from acid mine drainage was *Velvetleaf* (*Limonium carolinianum*) reduced Fe with BBR 99% from 27.1 ppm to 0.2 ppm and then for floating leaf of aquatic plants on design 2 the best one shown by *Lotus* (*Nymphaea lotus* L.) reduced with BBR 99% from 27.1 ppm to 0.2 ppm. Submersed aquatic plants by Water plants (*Hydrilla* sp) on design 2 can reduced with BBR 58% pH from 3.00 to 1.26 ppm. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) showed weak phytoremediation ability to absorb manganese metal with numbers - 2% for the bioremediation of index (index BBR) means, because it is not recommended to a phytoremediation plants.

CONCLUSION

- The research results shown the design 2 (with organic matter/ biochar/ compost or media) for improved pH and reduce metal Fe and Mn from acid mine drainage water better than design 1 (without organic matter or media) for testing 01 of aquatic plant and 3 types of aquatic plant as emergent, floating leaf and submersed. Design 2 can improved pH average 131% from 2.54 to 5.86 and reduced Fe Average 54% from 3.00 ppm to 1.38 ppm, then reduced Mn 78% from 27.1 ppm to 6.48 ppm.
- pH improvement can shown the best one by design 2 as follow: emergent of aquatic plants for Phytoremediation *Taro* red (*Colocasia esculenta* - red) improved pH 222% from 2.54 to 7.62 and floating leaf of aquatic plants shown by *Watercress* (*Jussiaea aquatica*) improved pH 222% from 2.54 to 8.17. The best submersed aquatic plants improve pH 94% from 2.54 to 7.46. Fe reduced can shown the best one by design 2 as follow: Emergent of aquatic plants *Velvet leaf* (*Limonium carolinianum* - red) reduced Fe with BBR 99% from 3 ppm to 0.2 ppm and then for floating leaf of aquatic plants by *Watercress* (*Jussiaea aquatica*) reduced with BBR 100% from 3.00 ppm to 0.01 ppm. Submersed aquatic plants can reduced with BBR 58% pH from 3.00 to 1.26 ppm. Mn reduced can shown the best one by design 2 as follow: Emergent of aquatic plants *Velvetleaf* (*Limonium carolinianum*) reduced Fe with BBR 99% from 27.1 ppm to 0.2 ppm and then for floating leaf of aquatic plants by *Lotus* (*Nymphaea lotus* L.) reduced with BBR 99% from 27.1 ppm to 0.2 ppm. Submersed aquatic plants by reduced with BBR 58% pH from 3.00 to 1.26 ppm.

1. This study shows that the local aquatic plants in the vicinity of the coal mining could be phyto remediation plant in the treatment of acid mine drainage passive Tani red (*Cilicostantionella rubra*), Kalk Water (pioneer aquatic), Water plant (*Hydrilla* sp.) Lantana (*Nymphopala lantana L.*) recommended for aerobic wetland system to passive treatment acid mine drainage for improvement pH level and reduced metal as Fe and Mn on acid mine drainage water.
4. This research needs to continue to look for new types of plants that can be used as plant phyto remediation for acid mine drainage and also applied in the field scale for better results.
5. Using Bokashi (organic matter) compost for phyto remediation of aerobic wetland on acid mine drainage treatment will reduce cost of treatment, also good relationship for improve the economic of local community and support community development program by mining company for local people.

Acknowledgement

Corporate Leadership PT. Jorong Barutama Groton and Mine Planning Manager of ITM Group Indonesia who has been given the opportunity to work while studying in class collaboration Brawijaya University - University of Lambung Mangkurat- Banjarbaru- Kalimantan. Acid Mine Water Laboratory team PT Jorong Barutama Groton who have helped during the study period, especially for technical assistance during field and laboratory.

REFERENCES

1. K. L.Ford National Scienceand Technology Center, 2003. "Passive Treatment Systems for Acid Mine Drainage", U.S. Department of the Interior - U.S. Bureau of Land Management Papers - University of Nebraska.
2. Carmon, Gerald G, Bruno B. 2007. "Passive Treatment of Acid Mine Drainage in Bioreactor using Sulfate-Reducing Bacteria: Critical Review and Research Needs". *Journal of Environmental Quality* ; Jan/Feb 2007 ; 36.1.ProQuest.
3. Stravander W. H., Winsby B. K., Naim B. W., 2011. "Alkalinity Generation in a Novel Multi-stage High-strength Acid Mine Drainage and Municipal Wastewater Passive Co-treatment System". *Springer-Verlag 2010, Mine Water Environ* (2011) 30:47–53, DOI 10.1007/s10230-010-0124-2
4. Cikmak, B, Apaydin, H. 2010. "Review Advances in the management of the wastewater in Turkey: Natural treatments or constructed wetlands", Department of Farm Structures and Irrigation, Faculty of Agriculture, University of Ankara, Spanish Journal of Agricultural Research 2010 8(1), 188-201, Available online at www.inia.es/jar ISSN: 1695-971-X
5. J.S. Kim,S. Ko,J. 2008. "The status of the passive treatment systems for acid mine drainage in South Korea", The Environmental Hazardous Group,The Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources (KIGAM), 30 Gajeong-dong, Yuseong-gu,Daejeon 305-350, South Korea. _Springer-Verlag 2007, *Environ Geol* (2008) 55:1181–1194, DOI 10.1007/s00254-003-0564-4.
6. Botes, E., Jordani, B., deFlorum, M.F, Herweil, J., Borch, K, van Haarlem, E. 2010. "Bioremediation using a two-phase bio / abiotic approach to treat acid mine drainage in south Africa", University of the Free State, Department of Microbiology, Biochemistry and Food Biotechnology, South Africa. *Elsevier Journal of Biotechnology volume 150, Supplement, November 2010, Pages 269-276.*
7. Bais,H., Kanja,Y, Qamru,H., Hama,Y., Sami,I, Fargu,Y. 2013. "Short communication of Treatment of acid mine drainage by sulfate reducing bacteria with iron in bench scale ratea, School of Chemical Engineering and Technology", Tianjin University, Tianjin 300072, China. *Elsevier Volume 128, January 2013, Pages 818–822*
8. Fritsch A, Greger M. 2006. "Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd and Pb in an aquatic plant *Potamogeton natans*". *Chemosphere* 63:220-227.
9. Watanabe, M. 1997. "Phytoremediation on the brink of commercialization". *Environ. Sci. Technol.* 31:192A – 196 A.
10. Ali,H, Khash, E, Sajid,M.A. 2013. "Review of Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications", Department of Biotechnology, University of Malakand, Chakdara 18000, Dir Lower, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Elsevier- Chemosphere, Volume 91, Issue 7, May 2013, Pages 869–891.*
11. Calhoun, S, Masley,G, Maurice,P, Zhou,Y, Luff,L. 2007. "Stochastic Synthesis of Natural Organic Matter", UNM, ND, KSRJ, UNC, USGS.

12. Aiken, G. 2002. "Organic Matter in Ground Water, 2002", United States of America, United States Geological Survey 1 May 2007 <http://water.usgs.gov/igw/pubs/of0209/ga_organic.html>
13. Cahyani, Sri Susanti, . 2003. "The Effect of Bokashi Against Physical and Mechanical Soil and Plant Growth Pak Choi (*Brassica chinensis L.*)", a thesis Repository IPB-Bogor, Indonesia
14. Susilawati, Rini, . 2000. Use of Compost Fermentation Media (Bokashi) and Giving Effective Microorganism - 4 (EM-4) In the Land of Red Yellow Podzolik soil on growth of *Acacia mangium* Willd. a thesis. In IPB Repository - Bogor, Indonesia
15. Joseph, Yulita, . 2000. Effect of Manure Against Stern Bokashi adhesiveness Soil (Soil stickiness) In Soil Treatment Equipment plow, a thesis. In IPB Repository - Bogor, Indonesia
16. Sawyer, Clair N., Perry L.M and Gine F p, 2003. "Chemistry for Environmental Engineering and Science", McGraw-Hill Inc, New York.
17. Regional Environmental Impact Management Agency of South Kalimantan Province, 2008. South Kalimantan gubernatorial Noerar.036, 2008 132 Appendix: "Raw water quality of mining waste, South Kalimantan-Indonesia".
18. La'pez-Archilla, A.I, Marín, I, Arriés, R., 2001. "Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto river, Spain", *Microbial Ecol.* 41 (1):20-35.
19. Gómez-Izquierdo, E., Lloret-Brossa, E., Casarrajón, E.O., Armas, R., Añón, R., 2003. "Microbial ecology of an ultracacidic environment, the Tinto River", *Appl. Environ. Microbiol.* 6, 4853-4865.
20. Niyogi, D. K., W. M. Lewis dan D. M. McKnight, 2002. "Effects of Stress from Mine Drainage on Diversity, Biomass dan Function of Primary Producers in Mountain Stream", *Ecosystems* vol. 5, 5554-567.
21. Palapa, T. M., 2009. "Menzury (Hij) Bioremediasi with Aquatic Plant as An Alternatif of Remediation Artisanal Gold Mine Waste", *Agritek*, 13(3): 150-163. [in Indonesia]
22. Widjanti, E. 2008. "Acid Mine Water Management in Pilbakti Acid (Perserif)", Tbk Bioremediasi Research Cooperation Sulfate Reducing Bacteria (SRB) in Acid Mine Water Seminar And Former Mine Land Reclamation in Indonesia, 1-2 July 2008 Bandung-Indonesia.
23. Hallberg, K.B. and Johnson, D.B., 2005. "Biological manganese removal from acid mine drainage in constructed wetlands and prototype bioreactors", *Sci. Total Environ.* 338 (2005), pp. 115-124.
24. Skorsman, J.G, Searles, A, Zienkiewicz, P.F., 2000. "Acid Mine Drainage Control And Treatment - Reclamation of Dramatically Disturbed Lands", *American Society of Agronomy and American Society for Surface Mining and Reclamation*, Agronomy No. 41, Chapter 6.
25. Wicraningcha A, Ariyawanita S, Wicranasripta R., 2007. "Phyto-remediation potential of *Ipomoea aquatica* for Cr(VI) mitigation", *ELSEVIER, Chemosphere*, Volume 70, Issue 3, January 2008, Pages 521-524.
26. Godberg, A, Ouyang, M, Biogoston, B.E. 2002. "Accumulation of heavy metals in water spinach (*Ipomoea aquatica*) cultivated in the Bangkok region, Thailand", *Institute of Applied Environmental Research (IAM)*, Laboratory for Aquatic Environmental Chemistry, Stockholm University, Sweden, *Environ Toxicol Chem.* 2002 Sep;21(9):1934-9.
27. Berna Cind, 2008. "Development of Passive Treatment of Mine Acid Water and Potential Utilization of Coal Fly Ash in Fermentation Control Acid Mine Water", PT. Berau Coal, Acid Mine Water Seminar 3 rd in Bandung Indonesia.

Water Plants Characteristic for Phytoremediation of Acid Mine Drainage Passive Treatment

Herniwanti^{1*}, Priatmadi J.B², Yanuwadi. B³, Soemamo⁴

¹Environmental Science and Technology Graduate Program, University of Brawijaya, Malang, East Java of Indonesia

²Department of Agriculture Studies, University of Lambung Mangkurat, Banjarbaru, South Kalimantan of Indonesia

³Department of Biology Studies, University of Brawijaya, Malang, East Java of Indonesia

⁴Department of Agriculture Studies, University of Brawijaya, Malang, East Java of Indonesia

Abstract— This study aims to determine the best type of local plants as aquatic plants phytoremediation candidate in acid mine water management system with a passive model of wetland / aerobic wetland rise by testing several kinds of local plants around the coal mines as a medium of Phytoremediation. System used multilevel methods to be more effective in lowering the levels of acid, metals absorb capability and in accordance with the characteristics of each of these plants. Local plants used in order to found a new species that is easy to apply in the field and also to reduce costs and also more friendly to the surrounding ecosystem—especially in the coal mining company in South Kalimantan and generally in Indonesia. Management of acid mine water by means phytoremediation using aerobic wetland system to test 5 different water plants as candidates who are at the mine, namely: 1. *Eleocharis dulcis*, 2. *Cyperus odoratus*, 3. *Hydrilla verticillata*, 4. *Ipomea aquatica*, 5. *Pistia Stratiotes* with a retention period of each plant for 29 demonstrate the ability to reduce the acid levels in the water to raise the pH of acid mine average of 41% and lower levels of iron (Fe) with an average index bioremediation 1% and lower levels of manganese (Mn) with an average of 19% index bioremediation. The best candidates phytoremediation plants to lower acid levels by raising the pH is Kale Water (*Ipomea aquatica*) to raise the pH of 53%. To reduce levels of iron in acid mine water is to use *Eleocharis dulcis* reduce levels of iron (Fe) 70% to reduce manganese from the water so it is *Pistia Stratiotes* lower levels of manganese (Mn) as much as 55%.

Index Term— Acidity of acid mine drainage, phytoremediation of wetlands, local water plant, metal content of iron and manganese, index bioremediation.

I INTRODUCTION

The most common minerals in coal mining is pyrites (FeS₂). Prevention of acid mine drainage in coal mining usually by placing material containing pyrites under surface by clay soil cover or water (water cover) then the conversion reaction ferrous iron into ferric iron becomes slower. The intensity of leaching is determined by (i) the sulfur content and (ii) the level of acidity of acid mine drainage [1]. Here is the reaction of an increase in alkalinity with sulfate reducing bacteria and elimination of metal in the form of metal sulfide [2]:



Oxidation of pyrite occurs in biochemistry and chemistry.

Biochemistry: *Thiobacillus ferrooxidans*, ferric into ferrous and sulfide to sulphate.



Chemistry: oxidation of pyrite by ferric:



Management of passive acid mine drainage is a simple method and its use of low-cost management [3] and has been a proven way to increase the population of bacteria and improve water quality [4] and is used in many countries such as in Turkey [5], South Korea has been built from the year 1996 to 2002 with the SAPS method (successive alkalinity producing systems) [6], South Africa [7], the Chinese use a system of SRB (sulfate-reducing bacteria) reducing the acidity of the water from pH 2.75 to 6.20 and remove Fe²⁺ by 86% [8].

Acid mine water management system passively gaining so much attention that there are some models that are applied in outline consists of 3 basis points are: aerobic and anaerobic processes, systems and processes of care from the tendency of chemical or biological reactions during the process [9-10]. Management of acid mine water passive one is Aerobic wetlands or wetland [11] by means of acid mine water flow in wetlands that have been constructed with suitable plants to neutralize also absorb dissolved metal.

Plants serve as a medium of Phytoremediation (phytoremediation) is a system where certain plants, either alone or in cooperation with microorganisms in the growing media, can transform contaminants into less harmful or not, the concept of phytoremediation to heavy metals have also been believed and applied in other Asian countries such as Pakistan (Alia et al.2013) [12]. Plants used in phytoremediation are capable to translocation of hyper cumulates plant pollutant elements [13]. Most advantages in the use of phytoremediation is less expensive operating costs when compared to conventional processing. Aerobic wetlands are designed to provide sufficient residence time to allow the metal oxidation and hydrolysis, thereby causing precipitation and physical retention of Fe and Manganese hydroxides. Wetland plants,

such as *Typha*, *Juncus*, and *Scirpus* sp. Encouraging a more uniform flow, helping to stabilize the substrate, helps maintain the microbial population, and provide aesthetic quality to wetlands.

This study aims to determine the best type of local plants as candidates phytoremediation water plants in acid mine water management system with a passive model of wetland / aerobic wetland stratified by testing several kinds of local plants in the vicinity of the mining of coal as a medium of Phytoremediation.

II. MATERIALS AND METHOD

This study uses the method of mini-scale project in the area that had been carried out in laboratory on company laboratory of PT.Jorong Barutama Greston in coal mining business on July-August 2012, which is located in District Jorong, Tanah Laut County, South Kalimantan Province – Indonesia. Acid mine water that is used for this research came from the void M2W Pit mining area of PT. Jorong Barutama Greston taken using a water truck and stored in a 10,000 liter capacity reservoir in the study area. Land PAF (Potential Acid Forming) derived from the same mine site with mine acid water sources were taken from the mine site using a dump truck and dumping at the sites as much as 5 tons. Types of plants used in Figure 1. for phytoremediation consists of 5 types of plants, namely: 1. Puran Rat (*Eleocharis dulcis*), 2.Rumput Umbrella (*Cyperus odoratus*), 3. Water Plants(*Hydrilla Verticillata*), 4. Kale Water (*Ipomea aquatic*), 5.Kayapu (*Pistia Stratiotes*). Each plant water into phytoremediation media taken from locations around the mine / original habitat depicted in Figure 1.



Fig. 1. Puran Rat (*Eleocharis dulcis*), Umbrella Grass (*Cyperus odoratus*), water plants (*Hydrilla Verticillata*), Kale Water (*Ipomea aquatic*), Kayapu (*Pistia Stratiotes*) (Source: Documentation Herniwanti, January 2013).



Fig. 2. Monitoring ponds for 5 kinds of local water plant in the phytoremediation process for 29 days .

Monitoring the quality of acid mine water quality carried out in the laboratory of acid mine water PT.Jorong Barutama Greston for the parameters pH and Heavy Metal Fe and Mn using a Horiba pH meter brands, HACH-DR 2800 Spectrophotometer for measuring metals Fe and Mn, beakers, aquades, reagent ferrous (Cat No.1037-69) and reagent manganese (Cat No.24300-00)

Methods

Simulation of this research is to use plastic drum 200L capacity is cut transversely and prepared as much as 3 series consist of 2 series of experiments with replications and 1 for check (blank). Each drum with a length of 42 cm and a width of 200 cm and the volume of 54 liters of water filled with acid soil condition / PAF (Potential Acid Forming) as high as 20 cm 85 kg then added organic matter (*bokashi*) 10% = 8.5 kg as high as 2 cm as a growing medium, acid water added as many as 54 L / 20 cm, then planted five kinds of crops planted phytoremediation is being nominated in each drum with the same 3 replications and 1 pond comparator as shown by the illustration Figure 3. following.



Fig. 3. Design of aerobic wetland for acid mine drainage pond.

The composition of the pool of five terraced wetland plant species are used as medium of phytoremediation recorded for each pond in Table I. and Figure 4. as follows:

Table 1
Composition of Material Aerobic wetland for acid mine drainage passive treatment.

No Ponds	Kind of water plants	Soil PAF (Kg)	Organic Matter (Kg)	Spacing of plants (m)	Quantity (Kg)	Quantity (m ²)
1	Purum Rata (<i>Eleocharis dulcis</i>)	85	8.5	22.5	3.00	4
2	Rampun Perang (<i>Cyperus odoratus</i>)	85	8.5	22.5	1.25	4
3	Tanamaia (<i>Hydrilla verticillata</i>)	85	8.5	NA	1.00	NA
4	Kangkung Air (<i>Ipomea aquatica</i>)	85	8.5	NA	1.50	NA
5	Kayupa (<i>Pistia Stratiotes</i>)	85	8.5	NA	1.00	30



Fig. 4. Composition of aerobic wetland (PAF Soil, organic matters, plants water, water of acid mine drainage).

Monitoring and analysis process carried out several times during the 29 day study, water samples were taken from each drum and parameters measured for pH, Fe, Mn by using a pH meter HORIBA brand and Fe measurements using a Spectrophotometer HACH method 2800 to 8146 and the number of measurement Mn with method number 8034.

Data analysis

- Analysis of the data for the degree of acidity (pH) using graphics will be compared between baseline and final influent influen H0 and H10, the degree of acidity is the activity of hydrogen in water [14], and also shows the concentration of hydrogen ions (H⁺) in water. The effectiveness of phytoremediation can be seen from this case due to the low hydrogen ion is the main characteristic of acid mine drainage.
- Analysis of the data using a graph for metals Fe and Mn to describe the tendency of the change and its relation to water quality standards in accordance with applicable laws and regulations of the department of environmental water used for mining [15]. Water quality standards for pH <6.9, Fe <7 ppm, Mn <4 ppm. These criteria will be comparable to the quality of acid mine water that has been managed through a multilevel process of phytoremediation. Due to the high level of acidity and heavy metal content above the threshold has led to the loss of aquatic biota in a small stream that gets the effects of acid mine water effluent that without management [16;17;18].
- Counting indeks bioremediation for 10 days retention period. Bioremediation index (IBR) is the rate of decrease in the concentration of metals (Fe and Mn)

during a certain time period compared to the initial concentration [19].

IBR = (Starting concentration – final concentration / starting concentration) x 100%.

III. RESULT AND DISCUSSION

Wetlands planted with five kinds of local plants and coupled with organic materials with multilevel system was able to reduce levels of acidity, metals Fe and Mn from acid mine drainage. Reported that net wetland receiving AMD alkaline (pH range of 4.5 to 6.3, Fe <70 mg / L, Mn <17 mg / L, Al <30 mg / L,) which is capable of removing metal [20]. These results are consistent with studies conducted in Coal Mining Anna S, Toaga County with a combination of vertical water flow method and an-aerobic wetlands after 6 years of producing acidity towards neutral pH 3.1 to 6.9 and Fe from 7 to 3 mg / L and Mn from 8 to 7 mg / L [21], in South Korea using the passive management of the year 1996 to 2002 using the three pools are: 1.SAP (successive alkalinity producing systems), 2.oxidation ponds and 3. aerobic wetland, the results showed that the condition is still good for reducing acidity and also reduces levels of iron [6].

Management of passive acid mine drainage can reduce the acidity of 41% on average of the five types of water plants from pH 4.81 to pH 6.79 and lower levels of 7% Fe from 12.11 to 12.09 mg / L and lower the metal content of 19% Mn 4.59 to 5.67 mg / L by using 5 pools with 5 types of local plants: 1. Purum Rata (*Eleocharis dulcis*), 2.Rampun Umbrella (*Cyperus odoratus*), 3.Water Plants (*Hydrilla verticillata*), 4. Kale Water (*Ipomea aquatica*), 5.Kayupa (*Pistia Stratiotes*) with a retention period of each plant for 29 days. The results of measurements on 5 types of water plants with three replications in different pools for 29 days and measured several times in the period; average results obtained for the parameters pH, Fe, Mn is shown as follows:

pH

The results of measurements on 5 different types of plants dengan3 replications and 1 comparison on different pools for 29 days showed an average pH for the parameters shown in Table II.

Table II
Measurement of pH at 5 Water plants with 29 day retention period.

Day	Date	Blank	1.Eleocharis dulcis	2.Cyperus odoratus	3.Hydrilla verticillata	4.Ipomea aquatica	5.Pistia Stratiotes
0	12-May-13	4.88	7.28	4.78	4.88	4.88	4.88
7	15-May-13	7.83	4.83	3.40	3.99	3.38	3.03
8	16-May-13	8.89	2.83	3.83	6.22	8.00	3.77
9	17-May-13	6.21	6.23	8.38	6.22	6.22	6.22
12	24-May-13	6.74	6.63	6.38	7.82	6.78	6.65
13	25-May-13	7.22	7.83	6.63	7.09	7.11	6.80
18	30-May-13	6.81	6.59	6.51	6.76	6.96	6.68
21	02-Jun-13	6.34	6.30	6.34	6.25	6.24	6.24
28	15-Jun-13	7.83	6.82	6.82	7.71	7.21	6.28
29	16-Jun-13	7.84	6.78	6.78	6.81	6.86	6.88
Improved pH from H.0 to H.29		2.18	1.67	2.03	2.83	2.40	3.08
% Improved H.0 to H.29		45%	28%	44%	42%	33%	47%
Improved Average pH = 41% (without blank)							

Table II. Shows the results of measurements of the pH of the pond water samples were planted 5 types of water plants for phytoremediation process experimental ponds. Measurements were carried out for 29 days in each pool phytoremediation of acid mine water showed a pH change that is getting better. On day 29, the pH of acidic water on blank samples (original acid mine water) pH rise as much as 45% of the 4.86 becomes 7.04, planted next to the pool Purun Rat (*Eleocharis dulcis*) pH rise as much as 28% from 5.29 to 6.76, Umbrella Grass (*Cyperus odoratus*) 44% increase in pH from 4.70 to 6.76, aquatic plant (*Hydrilla Verticata*) 42% increase in pH from 4.86 to 6.91, Kale water (*Ipomea aquatic*) 53% increase in pH from 4.56 to 6.96, Kayapu (*Pistia Stratiotes*) increase in pH 41 % from 4.66 to 6.46.

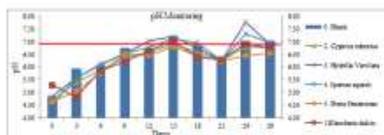


Fig. 5. Phytoremediation 5 Comparison of pH on aquatic plants.

Figure 5. Results of water quality monitoring pH in an acid mine phytoremediation for all 5 types of plants showed an increase of pH, the highest shown by, Kale Water (*Ipomea aquatic*) pH increased by 53% from 4.56 to 6.96 and the lowest Purun Rat (*Eleocharis dulcis*) pH rise as much as 28% from 5.29 to 6.76. Research Rougeux # 1 site has flow 20 L / min and chemical parameters: pH 2.9, 445 mg / L acidity, Fe 45 mg / L, Mn 70 mg / L. After flowing through the two-celled aerobic wetlands, some researched found that pH increased 2.9 to 3.2 so that acidity decreased by 43%, 50% Fe, 17% Mn [22]. Wetlands costs about \$ 15/m² (U.S. 150,000/m² assuming \$ 1 = 10,000) to build in 1992 and the size of the wetland depends on the quality of the water is done processing [23;24;25;26;27;28] heavy metal uptake by phytoremediation system also occurs in the Industry Aluminum [29].

Fe

The decrease in the amount of Fe metal (7%) in the process phytoremediation the wetland system in the study showed that the use of *bokashi* (organic matter) has a reactive composition which stimulates the growth of sulfate reducing bacteria to raise the alkalinity and set aside in the form of metal sulfide precipitate. Use of sulfate reducing bacteria (BPS): *Desulfotribrio* sp, *sp Desulfomaculum*, sulfate reducing bacteria (BPS) type of *Desulfotribrio* sp and *sp Carnobacterium* can increase the pH within 24 hours, lowering the Fe and Mn within 10 days to achieve efficiency > 81% [30].

The results of measurements on 5 types of plants with 3 replications for 29 days on an average of the results obtained for Fe parameters shown in Table III.

Table III
Measurement of Fe (ppm) at 5 Plants water for 29 days

Days	Day	Blank	1. <i>Eleocharis dulcis</i>	2. <i>Cyperus odoratus</i>	3. <i>Hydrilla Verticata</i>	4. <i>Ipomea aquatic</i>	5. <i>Pistia Stratiotes</i>
0	21-May-10	0.08	0.13	0.08	0.05	0.17	0.08
3	25-May-10	0.14	0.35	0.38	0.09	0.28	0.07
17	27-May-11	0.25	0.11	0.18	0.11	0.22	0.13
21	03-Jun-11	0.25	0.42	0.28	0.25	0.24	0.29
29	30-Jun-11	0.29	0.06	0.07	0.06	0.17	0.09

Difference (ppm) of Fe from 0 to 0-29
 Index IBR
 Average of IBR Fe
 7% (without blank)

Sign: IBR (Index Bioremediation) * (Strong) (medium) - Bad (minimum) - strong (maximum) x 100%

Table III. Shows the results of measurements on a sample of pond water Fe planted 5 types of water plants for phytoremediation process at the measurement pool. Measurements were carried out for 29 days showed changes varying Fe and reduced levels (ppm). On day 29, the levels of iron in the sample blank (original acid mine drainage) rose as much as 233% from 0:06 to 12.27 (ppm), Purun Rat (*Eleocharis dulcis*) fell by 70% from 12.19 to 0.06 (ppm), Umbrella Grass (*Cyperus odoratus*) fell by 18% from 12.09 to 12.07 (ppm), aquatic plants (*Hydrilla Verticata*) decrease iron levels as much as 24% from 12.08 to 0.06 (ppm), Kale water (*Ipomea aquatic*) rose as much as 13% from 12.13 to 12.15 (ppm) , Kayapu (*Pistia Stratiotes*) iron content rose by 65% from 0.06 to -0.09 (ppm).

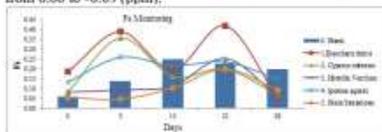


Fig. 6. Comparison of Fe at 5 Phytoremediation on aquatic plants.

Figure 6. Results of water quality monitoring Fe in an acid mine phytoremediation showed a decrease which varies from day to day. For a pool filled with acid mine water plant visits without increasing the iron content from day 0 to day 29, in contrast to a pool filled with 5 types of plants although there is a tendency to increase at day 3 but decreased again on day 29. On day 3 and 21 to the high metal levels rise in the retention period for these types of plants showed an increase Purun Rat (*Eleocharis dulcis*) and Watercress and Water (*Ipomea aquatic*) and Umbrella Grass (*Cyperus odoratus*). Umbrella grass (*Cyperus odoratus*) is a plant that has the potential to absorb heavy metals from contaminated water environment (Fonkou et al. 2005) [31].

Water kale (*Ipomea aquatic*) - 13% and Wood Apu (*Pistia stratiotes*) - 65% showed weak phytoremediation ability to demonstrate bioremediation index (index IBR) is low in iron metal absorbs although according to [32] water kale (*Ipomea aquatic*) has the potential to absorb 75% of the metal chromium metal and is one of the Asian plants for phytoremediation nomination and is also able to accumulate Pb and metals from polluted water in Thailand without being affected negatively on the plant [33].

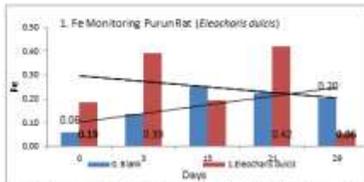


Fig. 7. Comparison of Fe in Phytoremediasi Purun Rat (*Eleocharis dulcis*).

Figure 7. Demonstrated ability as a candidate crop phytoremediation best demonstrated by Purun Rat (*Eleocharis dulcis*) with HEB 70% in the 29 day retention period. In the H - 0 0.19 ppm iron levels even at day 3 increased to 0.39 ppm and also at day 21 to 0.42 ppm of H - 29, but after a significant decline be 0.06 ppm. Compared to the original pool / blank used as a comparison to the H-0 = 0.06 ppm iron levels and continue to rise thereafter and after the H-29 = 0.20 or IBR as much as -233 ppm. Purun Rat (*Eleocharis dulcis*) is recommended to be a major crop in the process of aerobic wetland phytoremediation in a multilevel system. According to [34] Purun Rat (*Eleocharis dulcis*) is able to live on land acidic and low pH conditions and high soluble Fe [35] can also cope with the reclamation of waste acid sulfate soil is able to absorb elemental Fe and 1.386 ppm 923 ppm Mn [36].

Mn

Weakly adsorbed manganese, vulnerable to competition with Fe, Cu and Zn for adsorption sites, and generally require a pH above 8 and excess H_2S to precipitate as carbonate so it is not surprising that manganese is not removed items [37-38]. In addition, Mn does not significantly removed in the bioreactor system in which the ferrous iron concentration exceeds 1 mg / L [39].

Oxidation of abiotic Mn occurs at pH > 8, while microorganisms are expected to catalyze the reaction at pH > 6. Manganese precipitation occurs much more slowly than sensitive to the presence of Fe and Fe^{+2} , which causes the chemical reduction of oxidized Mn. Result in a net alkaline water aerobics, Fe and Mn precipitate sequentially, not simultaneously, suggested aerobic constructed wetland in series if it wants iron and manganese removed at once [40].

The results of measurements on 5 types of plants with three replications in different pools for 29 days on average results obtained for Mn parameters shown in Table IV.

Days	Day	Blank	<i>Eleocharis dulcis</i>	<i>Cyperus odoratus</i>	<i>Hydrilla verticillata</i>	<i>Ipomea aquatica</i>	<i>Pistia stratiotes</i>	
0	13-Mar-11	5.37	6.43	5.33	4.93	6.17	5.27	
3	13-Mar-11	5.37	6.27	7.99	4.87	5.58	4.26	
13	27-Mar-11	10.37	7.88	6.67	4.43	6.46	4.47	
24	01-Jun-11	8.11	6.33	6.47	4.48	6.23	3.46	
29	10-Jun-11	6.63	3.97	3.20	4.47	6.90	2.87	
Deflection of From H-		-4.17	2.47	0.33	0.47	-0.77	2.90	
Index IBR		-78%	18%	8%	9%	-12%	55%	
Average IBR (%)		18% (without Blank)						

Table IV. Shows the results of measurements of Mn in pond water samples were planted 5 types of water plants for phytoremediation process at the measurement pool. Measurements were carried out for 29 days showed changes varying Mn. Levels of manganese in the blank sample (original acid mine water) up 80% from 5.37 to 9.63 (ppm), Purun Rat (*Eleocharis dulcis*) 38% decrease from 6.43 to 3.97, Umbrella Grass (*Cyperus odoratus*) decreased by 6% from 5.33 became 5.20 (ppm), water plants (*Hydrilla verticillata*) down 9% from 4.93 to 4.47 (ppm). Water plants (*Hydrilla verticillata*) can absorb as much as 91.2% in Fe 5ppm for 5 days [41] and also capable of optimally for phytoremediation of household waste [42]. Water kale (*Ipomea aquatica*) up 12% from 6.17 to 6.93 (ppm), Kayapa (*Pistia Stratiotes*) decrease 55% from 5.27 to 2.90 (ppm).

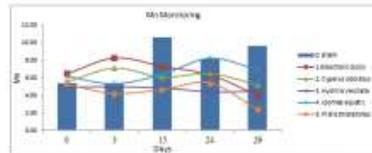


Fig. 8. Comparison of Phytoremediation 5 Levels of Mn in aquatic plants.

Figure 8. Results of water quality monitoring Mn ph acid mine phytoremediation showed a decrease in the pool that varies from day to day. For a pool filled with water without any acid mine manganese content of plants seen relatively stable from day 0 to day 29, in contrast to a pool filled with 5 types of plants although there is a tendency to increase at day 3 To Purun plants Rat (*Eleocharis dulcis*) and Grass Umbrella (*Cyperus odoratus*) but decreased again on day 29. On day 3 and 24 is the retention period showed increases in some types of plants and the best reduction in retention during day 3 and day 29. To plant. Watercress plant (*Ipomea aquatica*) showed weak phytoremediation ability to absorb manganese metal with numbers - 12% for the bioremediation of index (index IBR) means, because it is not recommended to be the first pool in the terraced pools phytoremediation.

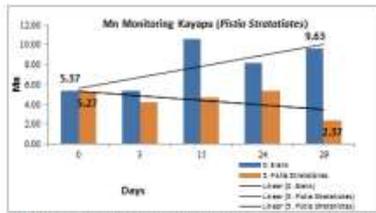


Fig. 9. Comparison of Mn levels on a 5-story Phyto remediation of aquatic plants.

Figure 9. Showed Kayapu (*Pistia stratiotes*) is a good ability to absorb metals Mn is the IBR rate 55%, so it is recommended as a plant phytoremediation on aerobic wetland systems storey. In the H - 0 levels of manganese in acid mine drainage 5.27 ppm after 29 days retention period be 2.37%, compared with being 0.42 ppm but after the H - 29, a significant decrease becomes 0.06 ppm. Compared to the original pool / blank comparison to the H - 0 = 5.37 ppm manganese levels and after the H - 29 rose to 9.63 ppm with IBR -80%. According to [41] Kayapu (*Pistia Stratiotes*) may decrease the concentration of Cd exposure time to 10 days. Kayapu (*Pistia Stratiotes*) also has a weak ability to regulate metal into the body, especially non-essential metals. *Pistia Stratiotes* can reduce the metal of the trunk when the threshold through the process of diffusion to control levels and distribution in tissues (Cornell and Miller, 1995) [42].

IV. CONCLUSION

[1] Management of acid mine water by means phytoremediation using aerobic wetland system to test 5 different water plants as candidates who are in the vicinity of the mine are: 1. Puran Rat (*Eleocharis dulcis*), 2. Umbrella Grass (*Cyperus odoratus*), 3. Water Plants (*Hydrilla Verticillata*), 4. Kangkung Water (*Ipomea aquatic*), 5. Kayapu (*Pistia Stratiotes*) with a retention period of each plant for 29 demonstrated ability to reduce the acid levels in the water to raise the pH of acid mine average of 41% and lower levels of iron (Fe) with an average of 7% bioremediation index and lower levels of manganese (Mn) with an average of 19% index bioremediation

[2] The best candidates phytoremediation plants to lower acid levels by raising the pH is Kale Water (*Ipomea aquatic*) to raise the pH of 53%. To reduce levels of iron in acid mine water is to use Puran Rat (*Eleocharis dulcis*) reduce levels of iron (Fe) 70%. To reduce manganese from the water then it is best to Kayapu (*Pistia Stratiotes*) reduce levels of manganese (Mn) as much as 55%.

[3] This study shows that the local plant in the vicinity of the coal mining could be phytoremediation plant in the management of acid mine drainage passive.

[4] Kale Water (*Ipomea aquatic*) good repair acidity of acid mine water while puran good for lower levels of iron (Fe)

and Kayapu (*Pistia Stratiotes*) well to reduce levels of manganese (Mn) in the management of acid mine water by wetlands methods

[5] This research needs to continue to look for new types of plants that can be used as plant phytoremediation for acid mine drainage and also applied in the field scale for better results.

ACKNOWLEDGMENT

Corporate Leadership PT. Jorong Harutama Greston and Mine Planning Manager of ITM Group Indonesia who has been given the opportunity to work while studying in class collaboration Brawijada University - University of Lambung Mangkurat- Banjarbaru- Indonesia. Acid Mine Water Laboratory team PT. Jorong Barutama Greston who have helped during the study period, especially for technical assistance during field and laboratory.

REFERENCES

- [1] Suryaningtyas,D.T dan Gustiana,R.S, 2008, Simulated leaching of Fe²⁺ and Al³⁺ in Coal Mining Overburden, Department of Soil Science and Land Resources, Bogor Agricultural University and the Department of Mining Engineering, Institute of Technology Bandung, *Acid Mine Water Conference and Ex-Mining Land Reclamation in Indonesia*, 1-2 July 2008 Bandung.
- [2] Neculita,C.M, Zagury,G.J, Bussiere: B, 2007. Passive treatment of acid mine drainage in bio-reactors using sulfate-reducing bacteria: critical review and research needs, *J. Environ. Qual.* 36:2001, pp.1-16.
- [3] Carmen, Gerald G, Bono B, 2007. Passive Treatment of Acid Mine Drainage in Bioreactor using Sulfate-Reducing Bacteria: Critical Review and Research Needs. *Journal of Environmental Quality* / Jan/Feb 2007 / 36,1:PreQuest.
- [4] Stromstedt W. H., Winfrey B. K., Naim R. W., 2011. Alkalinity Generation in a Novel Multi-stage High-strength Acid Mine Drainage and Municipal Wastewater Passive Co-treatment System *Springer-Verlag 2010, Mine Water Environ (2011)* 30:47-53, DOI 10.1007/s10230-010-0124-2.
- [5] Cakmak, B., Apaydin,H, 2010. Review Advances in the management of the wastewater in Turkey: Natural treatments or constructed wetlands, Department of Farm Structures and Irrigation, Faculty of Agriculture, University of Ankara, *Sponso Journal of Agricultural Research* 2010 9(1), 188-201. Available online at www.ata.uz.spa ISSN: 1695-971-X.
- [6] Ji,S, Kim,S, Ko,J, 2008. The status of the passive treatment systems for acid mine drainage in South Korea. The Environmental Hazardous Group, The Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources (KIGAM), 30 Gajung-dong, Yusong-gu,Daejeon 305-350, South Korea, *Springer-Verlag 2007, Environ Geol (2008)* 55:1181-1194, DOI ID:1007/s00254-007-1064-4.
- [7] Botes, E, Jordan,R, deJain,M.F, Horrell,J, Birch, R, van Heerden,E, 2010. Bio remediation using a two-phase bio / abiotic approach to treat acid mine drainage in south Africa, University of the Free State, Department of Microbiology, Biochemistry and Food Biotechnology, South Africa. *Elsevier Journal of Biotechnology volume 150, Supplement, November 2010*, Pages 269-270.
- [8] Baia,H , Kanga,Y, Quana,H , Hata,Y, Sana,J, Fenge,Y, 2013. Short communication of Treatment of acid mine drainage by sulfate reducing bacteria with iron in bench scale runs. School of Chemical Engineering and Technology, Tianjin University, Tianjin 300072, China. *Elsevier Volume 128, January 2013*, Pages 818-822.
- [9] Gates, B., K.Adam, and A.Kontopoulou. 1996. A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. *Miner Eng* 9:23-42.
- [10] Zienkiewicz, P.F., J.G. Skousen, and J. Simmons. 2003. Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. National Mine Land Reclamation Co. Div of Plant and Soil Science, West Virginia Univ, Morgantown, WV. *Mine Water Environ.* 22:118-129.

- [11] Faulkner, B.B. and J.G. Skovsen, 1994. Treatment of acid mine drainage by passive treatment systems, p. 250-257. In: *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference*, 24-29 April 1994, USDI, Bureau of Mines, SP 06A-94, Pittsburgh, PA.
- [12] Alia H, Khamr, E, Sajjad M.A, 2013. Review of Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications, Department of Biotechnology, University of Malakand, Chahdara 18000, Dir Lower, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Elachlor- Chromosphere, Volume 91, Issue 7, May 2013, Pages 869-881.*
- [13] Mangkokelharjo, S., 2005. Fitotokologi and Ekotoksikologi in Waste Compositing Operation Design, *National Seminar on Environmental Technology III ITS*—Surabaya, Indonesia.
- [14] Sawyer, Clair N., Perry L.M and Gene F.p, 2003. *Chemistry for Environmental Engineering and Science*, McGraw-Hill Inc. New York.
- [15] Regional Environmental Impact Management Agency of South Kalimantan Province, 2008. South Kalimantan gubernatorial Nomor 036, 2008 132 Appendix: Raw water quality of mining waste, South Kalimantan-Indonesia.
- [16] Lo'pez-Archilla, A.I, Marín, I, Amils, R., 2001. Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto river, Spain. *Microbial Ecol.* 41 (1):20-35.
- [17] Gozta Ica-Toril, E., Llobet-Brossa, E., Casamayor, E.O., Amann, R., Aals, R., 2003. Microbial ecology of an extremozoic environment, the Tinto River. *Appl. Environ. Microbiol.* 6, 4853-4865.
- [18] Niyog, D. K., W. M. Lewis dan D. M. McKnight, 2002. Effects of Stress from Mine Drainage on Diversity, Biomass dan Function of Primary Producers in Mountain Stream. *Ecotoxicol.* 11, 554-567.
- [19] Palapa, T. M., 2009. Mercury (Hg) Bioremediation with Aquatic Plant as An Alternative of Remediation of Artisanal Gold Mine Waste. *Agritok*, 17(5): 150-163. [in Indonesian]
- [20] Brodie GA (1993) Staged, aerobic constructed wetlands to treat acid drainage: case history of Fabius Impoundment 1 and overview of the TVA's Program. In: *Minhien GA (ed), Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Lewis Publ, Boca Raton, FL, p.157-166.
- [21] Hedin, R., Weaver, T., Wolf, N., Weaver, K., 2010. *Passive Treatment of Acidic Coal Mine Drainage: The Ana S Mine Passive Treatment Complex*, Hedin Environmental, 195 Castle Shannon Blvd, Pittsburgh, PA 15228, USA. Springer-Verlag 2010, *Mine Water Environ* (2010) 29:165-175, DOI 10.1007/s10230-010-0117-1
- [22] Helmer W.W, Giovannelli EF, Slack PT (1994) Best professional judgment analysis for constructed wetlands as a best available technology for the treatment of postmining groundwater seeps. *Proc. Internat Land Reclamation and Mine Drainage Conf*, USDM SP 06A-94, Pgh, PA, p 60-69.
- [23] Zienkiewicz, PF, J.G. Skovsen, and J. Simonsen, 2003. Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. *National Mine Land Reclamation Cir, Div of Plant and Soil Sciences*, West Virginia Univ, Morgantown, WV: *Mine Water Environ*, 22:118-129.
- [24] Henry, C., Ajiz, G.S., Susanti, E., 2010. Management of acid mine water using passive treatment system, Research Center for Limnology-LIPI, *Proceedings of the National Seminar Limnology '10* in 2010.
- [25] Cheng, J.S., Shin, P.K., Kim, B.H., 2000. Biological treatment of acid mine drainage under sulphate-reducing conditions with solid waste materials as substrate. *Water Res.* 34:1269-1277.
- [26] Gilbert, O., de Pablo, J., Cortina, J.L., Ayora, C., 2003. Evaluation of municipal compost:iron:iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for in situ acid mine drainage treatment. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 78, 489-496.
- [27] Gilbert, O., J. de Pablo, J. L. Cortina, and C. Ayora, 2005. Municipal compost-based mixture for acid mine drainage bioremediation: Metal retention mechanisms. *Applied Geochemistry*, 20:1648-1657.
- [28] Wayman, K. R., C. J. Piacck dan D. W. Blowes, 2002. Treatment of Mine Drainage Using Permeable Reactive Barriers: Column Experiment. *Environ Sci. Technol.* 36, 1349-1356.
- [29] Asad P.R. S., Ghayasi and A. Godini, 2013. The Role of the Plants for the Removal of Heavy Metals around Industrial Plant. *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences, J. Appl. Environ. Biol. Sci.*, 3(6):1-6
- [30] Widyati, E., 2008. Acid Mine Water Management in PL Bukit Acid (Persero), Tbk Bioremediation Research Cooperation Sulfate Reducing Bacteria (BPS) Pusi Bahangit in Acid Mine Water. *Seminar And Former Mine Land Reclamation in Indonesia*, 1-2 July 2008 Bandung-Indonesia.
- [31] Forkua T, Agenda P, Kenyele I, Akui A, Dede F, I Nya J and Dongmo F, 2005. Heavy Metal Concentrations in some Biotic and Abiotic Components of the Oleson Wetland Complex (Yaounde-Cameroon, West Africa). *Water Qual. Res. J. Canada*, 2005 • Volume 40, No. 4, 457-461
- [32] Weerasinghes A, Arjyanasari S, Weerasariya R, 2007. Phyto-remediation potential of *Ipomoea aquatica* for Cu(II) mitigation. *ELSEVIER, Chromosphere, Volume 70, Issue 3, January 2008, Pages 521-524.*
- [33] Gothberg, A., Greger, M., Bengtsson, B.E., 2002. Accumulation of heavy metals in water spinach (*Ipomoea aquatica*) cultivated in the Bangkok region, Thailand. Institute of Applied Environmental Research (ITM), Laboratory for Aquatic Environmental Chemistry, Stockholm University, Sweden. *Environ Toxicol Chem*, 2002 Sep; 21(9):1934-9
- [34] Noor, M., 2004. Wetlands and nature of acid sulphate soil management problematic. *PT. Raja Grafindo Persada*, Jakarta.
- [35] Priatmi, B, I, Muhib, Syarifudin and Musliki, 2006. Adaptation of plants to acid sulfate soil chemical properties in South Kalimantan. *Scientia Borneo*.
- [36] Sarasiketa, D.A and A. Abdurachman, 2000. The use of plants Purum Rat (Eleocharis dulcis) and Pongpung (Phragmites karka TRIN) in an effort to cope Waste Reclamation Natural acid sulfate soils. in *Proceedings of Agriculture*
- [37] Neculita, C.M, Zagury, G.J, Bussiere, B, 2007. Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulphate-reducing bacteria: critical review and research needs. *J. Environ. Qual.* 36 (2007), pp. 1-16.
- [38] Christian, D, Wong, E., Crawford R.L., Cheng, L.F., Hess, F., 2010. Heavy metals removal from mine runoff using compost bioreactors. *Environmental Technology, Vol. 31, No. 14, 14 December 2010, 1533-1546.*
- [39] Hallberg, K.B and Johnson, D.B, 2005. Biological manganese removal from acid mine drainage in constructed wetlands and prototype bioreactors. *Sci. Total Environ.* 338 (2005), pp. 115-124.
- [40] Skovsen, J.G, Severson, A, Zienkiewicz, P.F, 2000. *Acid Mine Drainage Control And Treatment - Reclamation of Dramatically Disturbed Lands*, American Society of Agronomy and American Society for Surface Mining and Reclamation, *Agronomy No. 41*, Chapter 6.
- [41] Begun A and Krishna S.H, Jan - Mar 2010. Bioaccumulation of Trace metals by aquatic plants. I Department of chemistry, P.E.S School of Engineering, Hosur Road, (Near Electronic city), Bangalore-100, India, 25thrd Sai Engg. College, Andkal, Bangalore, India. *International Journal of ChemTech Research CODEN USA: IJCRGG ISSN : 0974-4290 Vol.2, No.1, pp.250-254.*
- [42] Irwanto R., 2010. Fitoremediasi Environment in Bali Parks, Gardens Plant Conservation Unit Purwodadi-LIPI, *Local Wisdom, Volume- II, No. 4, Pages*, 29-35.

Simulasi Aliran Air Asam Tambang Simulation of Acid Mine Drainage Flows

Herniwanti¹, Bagyo Yanuwadi^{1,2}, Bambang Ioko Priatmadi^{1,3}, Soemarmo^{1,4}

¹Program Doktor Kajian Lingkungan, Program Pascasarjana, Universitas Brunei Darussalam, Malacca

²Jurusan Biologi, FMIPA, Universitas Brunei Darussalam

³Jurusan Ilmu Tanah, Fak. Pertanian, Univ. Lambung Mangkurat, Banjarmasin

⁴Jurusan Ilmu Tanah, Fak. Pertanian, Universitas Brunei Darussalam

Abstrak

Pengelolaan Air Asam Tambang dengan menggunakan metode fitoremediasi memerlukan desain kolam rawa buatan yang tepat. Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui debit air asam tambang dan kemiringan yang tepat sehingga dapat membuat karakteristik air asam tambang menjadi lebih baik dan memenuhi kriteria baku mutu air limbah penambangan. Penelitian dilaksanakan di daerah penambangan batubara di Kalimantan selatan. Contoh air asam tambang digunakan untuk penelitian simulasi skala laboratorium dengan memvariasi debit dan kemiringan aliran. Hasil penelitian menunjukkan bahwa debit air asam tambang lebih besar dengan saluran yang miring dapat memperbaiki kualitas air asam tambang.

Kata kunci: air asam tambang, simulasi aliran, debit air.

Abstract

Management of acid mine drainage (AMD) using phytoremediation method requires the appropriate design of the artificial marsh. This study aims to determine the AMD discharge and proper slope of AMD flow so as to change the characteristics of AMD to be better and meet the criteria of AMD quality standard. The experiment was conducted in the area of coal mining in South Kalimantan. Sample of AMD was used for laboratory-scale simulation studies by varying the discharge and slope of flow. The results showed that the greater discharge of AMD with a sloping channel can improve the quality of acid mine drainage.

Keywords: acid mine drainage (AMD), discharge, flow.

PENDAHULUAN

Desain sistem lahan basah buatan umumnya terdiri dari satu atau beberapa unit yang dibuat dengan sel. Ukuran masing-masing sel dalam satu sistem adalah seragam, namun bervariasi antar satu sistem dengan sistem yang lain. Jumlah sel dalam satu unit pengolahan limbah bervariasi, tergantung dari jenis atau asal limbah. Untuk limbah pertanian atau pelemahan, jumlah sel sebanyak 3-4 buah yang disusun setara seri menghasilkan reduksi efisiensi paling banyak (Sarency, 1993; Shrestha dan Maharjan, 2009; Dunderski, et al., 2011; Ong et al., 2011).

Sistem rawa buatan dibangun berdasarkan kebutuhan untuk pengendalian Instalasi Pengolahan Air Limbah (IPAL) dengan cara yang sangat sederhana dan biaya yang relative murah. Untuk membuat rawa buatan perlu dilakukan studi awal mengenai karakteristik air limbah yang akan ditolah, debit air limbah, dan

hasil akhir yang diinginkan. Setelah ketiga hal tersebut diketahui maka dilakukanlah perhitungan untuk menentukan luas rawa buatan yang dibangun, waktu detensi, dan kedalaman kolam. Waktu detensi umumnya berkisar 1-7 hari, namun ada juga penelitian yang menggunakan waktu detensi lebih cepat (sekitar 8 jam). Pada kenyataannya rawa buatan berskala besar mempunyai waktu detensi yang lebih lama (biasanya sampai 20 hari).

Biasanya rawa buatan terdiri dari beberapa kolam yang memiliki fungsi masing-masing. Kolam pertama berfungsi untuk mengendapkan sedimen. Di dalam badan air kolam pertama ini tidak banyak tumbuh tanaman air, tanaman air hanya tumbuh di pinggir kolam. Porositas substrat/media merupakan faktor yang menentukan dalam proses desain rawa buatan, oleh karena itu pemilihan substrat/media yang tepat harus dilakukan.

Beberapa hasil penelitian menunjukkan bahwa pemilihan tanaman yang tepat sangat menentukan keberhasilan proses purifikasi di dalam rawa buatan (Steinfeld, 2001; Brix, 2003; Stottmeister et al., 2003; Gardi, Nicci dan Conran, 2004; Binhe Gu, 2008; Griemer, 2011).

¹ Alamat korespondensi:
Herniwanti
Email : herniwanti_h@yahoo.com
Alamat :

Kegiatan pertambangan biasanya menghasilkan tailing dalam jumlah banyak, dan tailing tersebut umumnya mengandung logam-logam yang berbahaya bagi kesehatan. Pembuangan rawa buatan merupakan salah satu cara yang dapat dilakukan untuk membersihkan tailing dan lahan bekas pertambangan. Pada rawa buatan, tanaman air akan menyerap logam-logam dari menyempurnanya di dalam bagian tubuhnya (terutama di bagian akar) (Liao dan Chang, 2004; Chen et al., 2009; Kamadzaman et al., 2011).

Biasanya tailing dari kegiatan pertambangan ditampung di dalam kolam-kolam, dengan demikian proses penguapan rawa buatan menjadi lebih mudah. Karena kolam-kolam telah tersedia, hal yang perlu dilakukan selanjutnya adalah menanam tanaman air di kolam-kolam yang ada (terutama di bagian tepinya). Jenis tanaman air yang terbukti mampu merehabilitasi lahan pertambangan antara lain adalah *Phragmites*. Biasanya tanaman berlayar lebih banyak digunakan untuk merehabilitasi lahan tambang karena pohon dapat menyimpan logam-logam berat lebih lama (Billore et al., 1999; Havern, Berquist dan Priest, 2003).

METODE PENELITIAN

Penelitian ini telah dilaksanakan pada hewana penambangan batubara PT.Jorong Barutama Greston yang berlokasi di Kecamatan Jorong, Kabupaten Tanah Laut, Provinsi Kalimantan Selatan – Indonesia yang digambarkan dalam Gambar 1.



Gambar 1. Peta Lokasi Penelitian.

Penelitian untuk mengetahui karakteristik aliran air asam tambang melalui tiga tahapan pekerjaan melalui simulasi aliran dengan dua macam variasi debit air dan empat macam kemiringan dengan mengukur empat parameter

yaitu: pH, Fw, Mn, TSS dengan simulasi seperti Tabel 1.

Tabel 1. Rancangan penelitian simulasi aliran air asam tambang

Tahap	Kemiringan	Sifat Kimia Air Asam Tambang			
		pH	Fw	Mn	TSS
II	1%	V	V	V	V
II	1%	V	V	V	V
II	1%	V	V	V	V

Tahapan penelitian dilakukan dalam tiga tahapan dalam Gambar 2.



Gambar 2. Tahapan Penelitian.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil Penelitian yang telah dilaksanakan untuk aliran air asam tambang yang sampel airnya diambil dari lokasi Penampungan Air Asam Tambang bekas penambangan batubara yang sudah tidak aktif/ void di PT.Jorong Barutama Greston selama pada bulan September 2012 yang berlokasi di Kecamatan Jorong, Kabupaten Tanah Laut, Provinsi Kalimantan Selatan – Indonesia.

Simulasi aliran ini dilaksanakan dalam skala laboratorium bekerja sama dengan pihak water pump section yang biasa menangani mengenai water management di tambang. Peralatan yang digunakan adalah drum bekas bahan kimia yang sudah dibersihkan dan pipa paralon ukuran 1.5 inci dengan panjang 4 meter yang digambarkan pada Gambar 3.

Air asam tambang yang digunakan untuk simulasi aliran berasal dari Void MZW. Simulasi ini menggunakan 2 variasi debit dan 4 variasi kemiringan yang tujuannya melihat pengaruh debit dan kemiringan terhadap karakteristik air asam tambang. Perhitungan debit seperti di bawah ini.



Gambar 3. Proses simulasi aliran skala laboratorium.

INSTRUMENTASI	
Salin	900000
kecepatan	Labovision
Aksi Papan Simulasi	Scum 400
Time 60.000000	0.000000
Time 60.000000	0.000000



Simulasi: Karakteristik Aliran	
Q (m ³ /s)	
Q1	0.000000
Q2	0.000000
Q3	0.000000
Q4	0.000000
Q5	0.000000
Q6	0.000000
Q7	0.000000
Q8	0.000000
Q9	0.000000
Q10	0.000000

Simulasi: Karakteristik Aliran	
Q (m ³ /s)	
Q1	0.000000
Q2	0.000000
Q3	0.000000
Q4	0.000000
Q5	0.000000
Q6	0.000000
Q7	0.000000
Q8	0.000000
Q9	0.000000
Q10	0.000000

Nilai Output (m³/s) pada 10000

Hasil dari simulasi aliran air asam tambang dibeur dalam 4 parameter yaitu: pH, Fe, Mn dan TSS didalam Tabel 2.

Variasi debit kemiringan ada 2 yaitu X1 = 2,43 m³/h dan X2 = 0,61 m³/h, sedangkan untuk kemiringan ada 4 variasi yaitu Y0=0', Y1=5', Y2=10', Y3=15'.

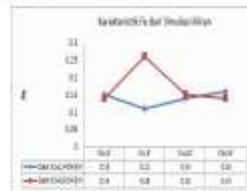
Tabel 2. Hasil simulasi aliran air asam tambang

BT	DEBIT/DEBIT	pH	Fe	Mn	TSS
-1,000000	10-0'	1,00	0,10	0,10	0
-1,000000	10-5'	1,00	0,10	0,10	0
-1,000000	10-10'	1,00	0,10	0,10	0
-1,000000	10-15'	1,00	0,10	0,10	0
-0,000000	10-0'	1,00	0,10	0,10	0
-0,000000	10-5'	1,00	0,10	0,10	0
-0,000000	10-10'	1,00	0,10	0,10	0
-0,000000	10-15'	1,00	0,10	0,10	0



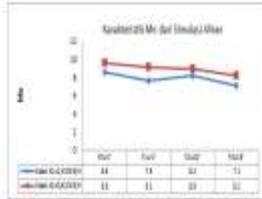
Gambar 4. Karakteristik pH air asam tambang dari simulasi aliran

Gambar 4 menunjukkan bahwa karakteristik pH dalam simulasi aliran dengan menggunakan debit X1= 2,43 m³/h (5'; pH=2,97) lebih rendah kualitasnya dibandingkan dengan menggunakan debit yang lebih rendah X2= 0,61 m³/h (5'; pH=3,00). Berdasarkan kemiringan maka semakin miring Y3=15' (pH=2,99) maka semakin rendah kualitas pH dibandingkan dengan datar Y0=0' (pH=2,90).



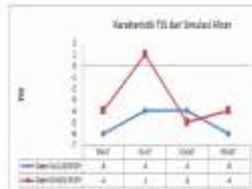
Gambar 5. Karakteristik Fe air asam tambang dari simulasi aliran

Gambar 5 menunjukkan bahwa karakteristik Fe dalam simulasi aliran dapat disimpulkan aliran debit yang rendah $X2 = 0.61 \text{ m}^3/\text{h}$ ($0', 15'$; $Fe=0.14\text{ppm}$) lebih baik dari aliran debit yang tinggi $X1 = 2.43 \text{ m}^3/\text{h}$ ($0', 15'$; $Fe=0.15\text{ppm}$). Untuk desain kemiringan lebih baik di $0', 10', 15'$ dan hindari kemiringan $5'$ untuk aliran rendah kecuali untuk aliran tinggi $X1 = 2.43 \text{ m}^3/\text{h}$ ($15'$; $Fe=0.13\text{ppm}$) menunjukkan hasil yang baik.



Gambar 6. Karakteristik Mn air asam tambang dari simulasi aliran

Gambar 6 menunjukkan bahwa karakteristik Mn dalam simulasi aliran dengan menggunakan debit $X1 = 2.43 \text{ m}^3/\text{h}$ ($Y1=7.6$) lebih tinggi kualitasnya dibandingkan dengan menggunakan debit yang lebih rendah $X2 = 0.61 \text{ m}^3/\text{h}$ ($Y1=9.1$). Berdasarkan kemiringan maka semakin miring $Y3= 15'$ ($X3=7.2$) maka semakin baik kualitas Mn dibandingkan dengan datar $Y0=0'$ ($X1=8.8$).



Gambar 7. Karakteristik TSS air asam tambang dari simulasi aliran

Gambar 7 menunjukkan bahwa karakteristik TSS dalam simulasi aliran dapat disimpulkan aliran debit yang tinggi $X1 = 2.43 \text{ m}^3/\text{h}$ ($0', 15'$; $TSS=6$). Untuk desain kemiringan lebih baik di $0', 15'$ dan hindari kemiringan $5'$ ($X2=1$), $10'$ ($X2=4$) untuk aliran rendah dan tinggi.

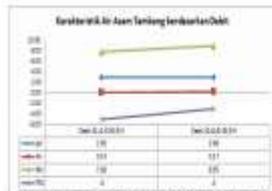
Pembahasan Umum

Simulasi aliran air asam tambang ini sangat membantu untuk mendesain kolam pengendapan air asam tambang secara pasif dengan metode fitoremediasi, karena akan didapatkan debit aliran air asam tambang yang memasuki kolam dan juga kemiringan dari kolam pengendapan air asam tambang. Di bawah ini kesimpulan dari simulasi ditampilkan dalam Tabel 3. Hasil simulasi untuk debit air menunjukkan bahwa untuk memperbaiki adalah:

- Kualitas pH lebih baik menggunakan aliran air yang rendah $0.61 \text{ m}^3/\text{h}$ dengan rata-rata $\text{pH}=2.96$ dan dengan menggunakan kemiringan yang maksimal yaitu $15'$ maka rata-rata pH menjadi 2.98 .
- Untuk mengendalikan konsentrasi Fe lebih baik menggunakan aliran debit yang tinggi $2.43 \text{ m}^3/\text{h}$ dan dengan kemiringan $0', 10', 15'$ dan $5'$ tidak direkomendasikan.
- Pengendalian konsentrasi Mn lebih baik dengan debit aliran yang tinggi karena terjadi aerasi $2.43 \text{ m}^3/\text{h}$ dan kemiringan aliran yang terbaik adalah $15'$.
- Kadef endapan atau TSS lebih baik pada debit yang tinggi $2.43 \text{ m}^3/\text{h}$ dengan kemiringan $0'$ atau $15'$.
- Maka dapat disimpulkan bahwa sebagian besar debit air yang tinggi lebih baik dalam memperbaiki kualitas air asam tambang dengan 4 parameter diatas yaitu: pH, Fe, Mn, TSS dan juga kemiringan yang tinggi $15'$ juga dianjurkan untuk memperbaiki kualitas air asam tambang kecuali pH lebih cocok di kemiringan datar.

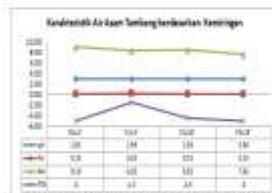
Tabel 3. Perbandingan hasil simulasi aliran air asam tambang

Parameter	0.61 m³/h (Flow Rate)				2.43 m³/h (Flow Rate)			
	0'	10'	15'	Average	0'	10'	15'	Average
pH	2.96	2.96	2.96	2.96	2.96	2.96	2.96	2.96
Fe (ppm)	0.14	0.14	0.14	0.14	0.15	0.15	0.15	0.15
Mn (ppm)	7.6	7.6	7.6	7.6	9.1	9.1	9.1	9.1
TSS (ppm)	4	4	4	4	6	6	6	6



Gambar 8. Karakteristik air asam tambang berdasarkan aliran debit.

Gambar 8 menunjukkan perbandingan antara debit air dan pengaruhnya terhadap karakteristik air asam tambang. Debit air yang tinggi X1 = 2.43 m³/h lebih baik pengaruhnya pada semua parameter dibandingkan dengan debit air yang rendah X2 = 0.61 m³/h dimana pada kondisi X1 nilai pH = 2.95, Fe=0.14, Mn=7.88, TSS= -3; sedangkan pada kondisi X2, nilai pH = 2.95, Fe=0.17, Mn=8.95, TSS= -3.



Gambar 9. Karakteristik air asam tambang berdasarkan kemiringan.

Gambar 9 menunjukkan perbandingan antara kemiringan kolam dan pengaruhnya terhadap karakteristik air asam tambang. Kemiringan yang tinggi 15° = 2.98 lebih baik pengaruhnya untuk pH, Fe lebih cocok di kemiringan 0°, 10°, 15° = 0.15 ppm. Sedangkan Mn lebih tepat pada kemiringan yang tinggi 15° = 7.65 ppm. Dan TSS lebih baik dalam keadaan datar 0° dan kemiringan tinggi 15°.

KESIMPULAN DAN SARAN

Hasil rata-rata simulasi debit air dan kemiringan aliran lebih baik pada debit air asam tambang yang tinggi dan kemiringan

yang tinggi dalam memperbaiki kualitas air asam tambang.

2. Debit air yang tinggi X1 = 2.43 m³/h lebih baik pengaruhnya pada semua parameter dibandingkan dengan debit air yang rendah X2 = 0.61 m³/h.
3. Kemiringan yang tinggi 15° = 2.98 lebih baik pengaruhnya untuk pH, Fe lebih cocok di kemiringan 0°, 10°, 15°. Sedangkan Mn lebih tepat pada kemiringan 15°.

Penelitian lanjutan tentang simulasi aliran air asam tambang masih perlu dilaksanakan lebih lanjut untuk menentukan desain dari kolam pengendalian air asam tambang secara pasif dengan mempertimbangkan aliran air dan kemiringan dari kolam pengendalian air asam tambang yang akan digunakan sebagai media fitoremediasi tumbuhan air.

DAFTAR PUSTAKA

Badan Pengendalian Dampak Lingkungan Daerah Provinsi Kalimantan. 2008. PerGubKalsel Nomor.036, Tahun 2008 Lampiran 132. Buku mutu air limbah penambangan, BLHD Kalut.

Baloro, S.K., N. Singh, J.K. Sharma, P. Das, dan R.M. Nelson. 1999. Horizontal subsurface flow gravel bed constructed wetland with *Phragmites karka* in Central India. *Water Science and Technology*. Vol.40, Issue 3, 1999, Pages 163–171.

Bates, R.L. dan J.A. Jackson. 1987. *Glossary of Geology*, 3rd Edn American Geological Institute. Aspek Konservasi Bahan Galian.

Birba Gu. 2008. Phosphorus removal in small constructed wetlands dominated by submersed aquatic vegetation in South Florida, USA. *J. Plant Ecol.* (2008) 1 (1): 67-74.

Briz , H. 2003. Plants used in constructed wetlands and their functions - 1st international seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands. Maio 8 –10, 2003 – Lisboa.

Chen, M., Y.Tang, X. Li dan Z.Yu. 2009. Study on the Heavy Metals Removal Efficiencies of Constructed Wetlands with Different Substrates. *J. Water Resource and Protection*, 2009, 1, 1-57.

Dunderski, J.J., L. Nikolic, A. Belic, S. Stojanovic dan A. Bendan. 2011. Nutrient levels in a constructed wetland system gđolan (Vojvodina province). *Bulgarian Journal of*

- Agricultural Science, 17 (No 1) 2011, 31-39.
- Gardis, L.M., J.M. Nicol dan J.G. Connor. 2004. Changes in vegetation patterns on the margins of a constructed wetland after 10 years. *Ecological Management & Restoration*. Vol. 5, Issue 2, p. 111-117, August 2004.
- Grismar, M.E. 2011. Plants in constructed wetlands help to treat agricultural processing wastewater. *California Agriculture* 65(2):73-79. April-June 2011.
- Havens, K.J., H. Bergquist dan W. Priest. 2003. Common Reed Grass, *Phragmites australis*, Expansion into Constructed Wetlands: Are We Mortgaging Our Wetland Future? *Estuaries*. Vol. 26, No. 2, pp. 417-422.
- Kamanudjaman, A.N., M.A.H. Zakaria, R.A. Aziz dan M.F.A. Jalil. 2011. Study the Accumulation of Nutrients and Heavy Metals in the Plant Tissues of *Limnorcharis flava* Planted in Both Vertical and Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. *International Conference on Environment and Industrial Innovation, IPOCEE vol.12 (2011) © (2011) IACSIT Press, Singapore.*
- Liao, S. dan W.Chang. 2004. Heavy Metal Phytoremediation by Water Hyacinth at Constructed Wetlands in Taiwan. *J. Aquat. Plant Manage.* 2004, 42: 60-68.
- Ong, S., L.Ho, Y.Wong, D.L.Dugli dan H. Samad. 2011. Semi-batch operated constructed wetlands planted with *phragmites australis* for treatment of dyeing wastewater. *Journal of Engineering Science and Technology*. Vol. 6, No. 5 (2011) 619-627.
- Shrestha, D. dan S.Moharjan. 2009. Constructed Wetland: A Solution for Wastewater Treatment. *Hydro Nepal* Vol. 5, July 2009 p.42-45.
- Steinfeld, D. 2001. Experiences Establishing Native Wetland Plants in a Constructed Wetland. *Native Plant Journal*. Spring 2001 vol. 2 no. 1 36-41.
- Stottmeister, U., A.Wießner, P. Kuschk, U. Kappelmeyer, M. Ka' stner, O. Biederki, R.A. Müller dan H. Moormann. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* 22 (2003) 93-117.
- Surrency, D. 1993. Evaluation of aquatic plants for constructed wetlands. Dalam Mosher, G.A. (Ed.). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 533 Hm.

Profil Penulis



Dr. Herniwanti, A.Md.Ka., S.Pd., Kim.M.S.

Dr. Herniwanti, A.Md.Ka., S.Pd., Kim.M.S. bekerja selama 16 tahun (1999-2015) sebagai Kepala Laboratorium Pengujian Batu Bara dan Lingkungan Air Asam Tambang di Perusahaan Tambang Batubara di Kalimantan Selatan dan juga Tim Pasca Tambang untuk Pengelolaan Air Asam Tambang. Pernah mengikuti *Short Course* di *Australian Laboratory Services* (2011) di Brisbane Australia serta Seminar Air Asam Tambang V di ITB Bandung (2014). Pendidikan Diploma Analis Kimia ditempuh di Politeknik ATI Padang 1998 serta sambil bekerja menyelesaikan studi S1-S3 (2006-2014). Pendidikan S3 ditempuh di Universitas Brawijaya Malang Jurusan Program Doktor Kajian Lingkungan dan Pembangunan (2011-2014). Penulis pernah mengikuti seminar internasional, jurnal internasional dan nasional yang terindeks Scopus dan Sinta. Tahun 2016 sampai sekarang pindah ke Pekanbaru sebagai dosen di STIKes Hang Tuah Pekanbaru, di Prodi Magister Kesehatan Masyarakat dengan Sertifikasi Dosen Profesional Kesehatan Lingkungan yang sesuai dengan bidang pengalaman bekerja, pendidikan S3 nya serta minatnya dibidang pendidikan,

riset serta pengabdian kesehatan lingkungan untuk masyarakat. Kontak penulis di email: herniwanti_h@yahoo.com, WA: 082156553120.

Riwayat Pendidikan

1. D3: Akademi Teknologi Industri Padang (ATIP) Kimia Analis (1994- 1998).
1. S1: Fkip Kimia- Universitas Terbuka (2006-208).
2. S2: Magister Pengelolaan Sumber Daya Alam dan Lingkungan (PSDAL) Universitas Lambung Mangkurat- Banjarbaru, Kalimantan Selatan (2009-2011).
3. S3: Program Doktor Kajian Lingkungan dan Pembangunan (PDKLP) Universitas Brawijaya – Malang, Jawa Timur (2011- 2014).

Daftar Publikasi Artikel Jurnal

1. *Jurnal Internasional Tittle: Comparison of Characteristic Aquatic Local Plants for Phytoremediation with Different Media of Acid Mine Drainage Passive Treatment, Vol. March- 2014 Hal: 167-172.*
2. *Jurnal Internasional Tittle: Characteristic of Acid Mine Water, Vol.6, No.2, April – June 2014, Hal: 967-972.*
3. *Jurnal Internasional Tittle: Water Plants Characteristic for Phytoremediation of Acid Mine Drainage Passive Treatment. Vol.13, No.06, Hal: 14- 20.*

4. Jurnal Nasional, judul: Simulasi Aliran Air Asam Tambang.
Online
version:<http://jpal.ub.ac.id/index.php/jpal/article/view/130>.
5. Jurnal Nasional, judul: Evaluasi Material Pembentuk Asam Tambang pada Pengelolaan Lahan Revegetasi di Area Bekas Penambangan Batu Bara.
Online version:
<http://ppjp.unlam.ac.id/journal/index.php/es/issue/view/90>.

Daftar Publikasi Artikel Konferensi.

1. SEMINAR IISS (*International Interdisciplinary Studies Seminar*) VI at Brawijaya University- Malang (25- 29 October 2013) dengan 2 topik sebagai berikut:
 - a. Pengelolaan Pasif Air Asam Tambang dengan Metode Phytore mediasi menggunakan tanaman air local pada lahan basah bertingkat (*Acid Mine Drainage Passive Treatment by Phytoremediation using local water plantson Terraced Wetland*).
 - b. Studi tanaman Air Lokal pada Pengelolaan Pasif Air Asam Tambang dengan Metode Lahan Basah (*Study of Water Plants for Pasif Treatment of Acid Mine Drainage with Aerobic Wetland Method*).
2. *The 1st International Conference HALAL – THOYYIB INDUSTRI and RESEARCH (19-20 February 2014) at*

Brawijaya University - Malangas contributed talk with paper: *Local Aquatic PlantAs Candidate Of Passive Treatment On Mine's Acid Water.*

3. Seminar Nasional Pelestarian Lingkungan, UNRI – 16 November 2019 dengan judul Artikel: Pemetaan Laboratorium Penguji di Indonesia yang Terakreditasi ISO 17025 oleh Lembaga Akreditasi Nasional (KAN).

Daftar Patent 5 Tahun Terakhir

1. HKI, Artikel Ilmiah: Pemetaan Laboratorium Penguji di Indonesia yang Terakreditasi Iso 17025 oleh Lembaga Akreditasi Nasional (KAN). Nomor pencatatan: 000199489 (22 Agustus 2020).

Pengalaman Kerja Profesional dan Industrial:

1. **Laboratory Manager** *PT. Australian Laboratory Services Indonesia, Cabang Pekanbaru* Scope of Work: *Water and Soil Analysis August 2017- January 2020 (2 Years, 5 Month) PT ALS Indonesia).*
2. **Project Manager & Company Representative Services for TS Laboratory Activities Including Sampling and Sample Analysis, Laboratory Sumatera CHEVRON Project in Rumbai, Minas, Duri and Dumai** CW: 1263550, CW. 1619219 *PT Chevron Pacific Indonesia. (January*

2018– January 2019 (1 Years) PT Australian Laboratory Services Indonesia).

3. Project Manager-Sumatera Project Sampling Monitoring Services and Analysis Duri, Minas, Bangko, Kota Batak (Sumatera CHEVRON Project). CW.1046403 PT. Chevron Pacific Indonesia *Scope of Work: Ground Water Monitoring Sampling (CGS Ground water monitoring, Darling ground water monitoring, SMF Ground water monitoring), Leachate Water, Effluent Water, Soil Sampling/Oily Sand/Mud/ Industrial Waste, Industrial Waste LD/LC-50, TPH and TPLC Test. (July 2016 -August 2017 (1 Years, 1 Month) PT Australian Laboratory Services Indonesia).*

4. Coal and Environmental Laboratory Superintendent *Scope of Work: 1) Mine Closure Remediation Team. 2) Coal and Environmental Laboratory Analysis. 3) Acid Mine Drainage Project. 4) Expert for Acid Mine Drainage Laboratory ITM Group. 5) Internal Auditor 5S, ISO 9001:2008. 6) Site Expert for LIMS “ CCLAS”.7) Acid Mine Drainage Laboratory Leader for ITM Group.(Jan 2007 – Jan 2015(8 Years) PT. Jorong Barutama Greston – ITM Group (Mining Company) Tanah Laut, Kalimantan Selatan, Indonesia).*

5. Coal Laboratory Supervisor *Scope of Work: Coal Laboratory Analyst and QC Coal Production. 1) Plan,*

Manage, Organize and Conduct Laboratory Analyses refer SOP & Standard. 2) Supervises Laboratory Preparation & Analysis accordance with ISO & ASTM Standards. 3) Supervise technical to work as lab procedure (sampling, preparation, analysis) in Laborator. 4) Coordinator & Leader for 5S Programto get ISO 9001 & 17025 certificate. (March1999 – Jan 2007 (8 Years) PT. Jorong Barutama Greston – ITM Group (Mining Company) Tanah Laut, Kalimantan Selatan, Indonesia).

FITOREMEDIASI PENGELOLAAN LIMBAH AIR ASAM TAMBANG



Dr. Herniwanti, Am.D. KA., S.Pd., Kim., M.S. bekerja selama 16 tahun (1999-2015) sebagai Kepala Laboratorium Pengujian Batubara dan Lingkungan Air Asam Tambang di Perusahaan Tambang Batubara di Kalimantan Selatan dan juga Tim Pasca Tambang untuk Pengelolaan Air Asam Tambang.

Pernah mengikuti *Short Course* di Australian Laboratory Services (2011) di Brisbane Australia serta Seminar Air Asam Tambang V di ITB Bandung (2014). Pendidikan Diploma Analisis Kimia ditempuh di Politeknik ATI Padang 1998 serta sambil bekerja menyelesaikan Studi S1-S3 (2006-2014). Pendidikan S3 ditempuh di Universitas Brawijaya Malang jurusan Program Doktor Kajian Lingkungan dan Pembangunan (2011-2014). Penulis pernah mengikuti Seminar Internasional, Jurnal Internasional dan Nasional yang terindeks Scopus dan Sinta. Tahun 2016 sampai sekarang pindah ke Pekanbaru sebagai dosen di STIKes Hang Tuah Pekanbaru di Prodi Magister Kesehatan Masyarakat dengan Sertifikasi Dosen Profesional Kesehatan Lingkungan yang sesuai dengan bidang pengalaman bekerja, pendidikan S3 nya serta minatnya di bidang Pendidikan, Riset serta Pengabdian Kesehatan Lingkungan untuk Masyarakat.



Penerbit Mitra Cendekia Media
FB: Penerbit Mitra Cendekia
HP/WA: 0822-1048-0085
Website : www.mitracendekiamedia.com



IKAPI
IKATAN PENERBIT INDONESIA

