

Pengaruh Jenis Bahan Organik dan Bakteri Pereduksi Sulfat Terhadap Konsentrasi Fe dan Mn dalam Remediasi Air Asam Tambang

Apong Sandrawati¹⁾, Pujawati Suryatmana¹⁾, dan Ikrar Nusantara Putra²⁾,
dan Nadia N. Kamaluddin

¹⁾Departemen Ilmu Tanah dan Sumberdaya Lahan, Fakultas Pertanian Universitas Padjadjaran
Jl. Raya Bandung Sumedang Km 21 Jatinangor

²⁾Researcher at Smart Research Institute PT. Smart Tbk, Riau.

Korespondensi: apong.sandrawati@unpad.ac.id

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) is one of the important issues in the environmental damage caused by coal mining activity. Remediation of AMD could be done by active and passive method. Passive method is cheaper and more efficient. Constructed wetland is one of passive method in AMD remediation. The objective of this research was to determine the effect of organic matter and sulphate reducing bacteria (SRB) combination to Fe and Mn concentration in water and substrate. The research used experimental design of Randomized Block Design (RBD) consisted of nine treatments and repeated three times. The result of this research showed that sulphate reducing bacteria and kind of organic matter combination significantly affected water pH, concentration of soluble Mn, and concentration of Fe and Mn in the substrate. Application of 100 % compost and SRB inoculation gave the best increase of water pH. Application 100 % sawdust with SRB inoculation provided the lowest concentration of soluble Fe in outlet water. Meanwhile, 100% sawdust application without inoculation of SRB increased of Mn soluble concentration in outlet water.

Key words: acid mine drainage, Fe, Mn, remediation, constructed wetland, sulfate-reducing bacteria, organic matter.

1. PENDAHULUAN

Pertambangan batu bara berkontribusi cukup besar dalam pergerakan perekonomian Indonesia. Sebagian besar batubara digunakan untuk memasok kebutuhan energi sektor industri serta mendukung proyek pembangkit listrik. Boedoyo dkk (2015) menyatakan bahwa konsumsi batubara meningkat rata-rata 13,1% per tahun (data tahun 2000 sampai 2013). Namun, peningkatan kontribusi devisa negara dari sektor pertambangan batu bara sejalan dengan potensi peningkatan kerusakan lingkungan di lokasi pertambangan dan sekitarnya. Menurut Munawar (2007) salah satu permasalahan penting dalam kerusakan lingkungan akibat aktivitas penambangan batu bara umumnya terkait dengan air asam tambang (AAT) atau *acid mine drainage* (AMD).

Air asam tambang merupakan cairan yang terbentuk akibat oksidasi mineral-mineral sulfida, terutama pirit (FeS_2) yang menghasilkan asam sulfat (Skousen *et. al.*,

2000). Karakteristik AAT dicirikan oleh pH yang sangat rendah (berkisar 2,0 sampai 4,0), konsentrasi sulfat dan kandungan logam berat tinggi. Rendahnya pH menyebabkan AAT memiliki kemampuan lebih dalam mengikis tanah dan batuan serta meningkatkan kelarutan berbagai logam seperti besi (Fe), mangan (Mn), kadmium (Cd), dan seng (Zn) (Larsen and Mann, 2005).

Kegiatan pertambangan secara terbuka akan berdampak kepada proses kerusakan lingkungan selanjutnya. Lahan bekas tambang yang terbuka akan berpotensi pada terbukanya mineral pirit ke permukaan. Hal ini akan memicu terjadinya oksidasi mineral pirit dan membentuk SO_4^{2-} . Reaksi oksidasi tersebut terjadi secara biologi oleh bakteri *Thiobacillus thiooxidans* yang menghasilkan kemasaman tanah karena membentuk asam sulfat (Munawar, 2011).

Beberapa alternatif yang umum digunakan dalam penanganan AAT yaitu dengan teknik perlakuan aktif (*active*

treatment) dan perlakuan pasif (*passive treatment*). Perlakuan aktif dilakukan dengan menambahkan bahan-bahan alkalin, seperti kapur (CaCO_3) untuk meningkatkan pH dan menurunkan kelarutan logam. Sedangkan perlakuan pasif, yaitu membiarkan reaksi kimia dan biologi berlangsung secara alami (Zeimkiewicz *et al.*, 1997). Lebih dari dua dekade terakhir penggunaan metode pasif terus meningkat, hal ini mengingat biaya yang diperlukan lebih murah dan tidak memerlukan perawatan intensif dibandingkan perlakuan aktif (Skousen *et al.*, 2000). Parameter penting yang harus diperhatikan dalam *passive treatment* adalah kemasaman, konsentrasi logam, dan konsentrasi oksigen terlarut (Skousen *et al.*, 2017).

Bahan organik merupakan donor elektron bagi BPS, sebelum melakukan reduksi sulfat dari AAT. Proses reduksi sulfat ini akan menghasilkan endapan sulfida logam dan meningkatkan alkalinitas. Selain itu, peran substrat organik dalam proses remediasi AAT antara lain menghambat oksidasi pirit melalui mekanisme: (1) konsumsi oksigen oleh bakteri selain *Thiobacillus ferrooxidans* dan *T. thiooxidans*, (2) pengambilan besi (III) dari larutan melalui kompleksasi, dan (3) pembentukan kompleks pirit-besi (II)-humat (Evangelou, 1998; Ditch dan Karathanasis, 1994).

Kandungan logam seperti Fe dan Mn di dalam AAT dapat diturunkan seiring peningkatan aktivitas BPS. Hidrogen sulfida yang dihasilkan di dalam aktivitas BPS bersifat reaktif sehingga menyebabkan reaksi cepat dengan logam-logam membentuk senyawa logam sulfida yang sukar larut (*insoluble metal-sulphides*) (Hards and Hinggins, 2004). Aktifitas BPS tersebut menyebabkan logam akan terpresipitasi sehingga tingkat kelarutan logam akan lebih rendah.

Berdasarkan uraian identifikasi masalah, tujuan penelitian adalah untuk mengetahui pengaruh kombinasi antara bakteri pereduksi sulfat dan jenis bahan organik terhadap peningkatan pH air, konsentrasi Fe dan Mn pada air buangan.

2. METODOLOGI

2.1 Bahan dan Alat

Bahan-bahan yang digunakan dalam penelitian ini adalah 1) Lumpur sawah yang digunakan untuk isolasi Bakteri Pereduksi Sulfat; 2) Bahan-bahan untuk mengisolasi Bakteri Pereduksi Sulfat seperti aquades, spiritus, alkohol dan lainnya; 3) Lumpur sawah sebagai media tanam; 4) Pasir sebagai bahan mineral; 5) Bahan organik yang terdiri dari kompos jerami dan serbuk gergaji; 6) Bahan-bahan pembuatan air asam tambang sintetik; 7) Bahan-bahan untuk pembuatan konstruksi rawa buatan seperti wadah plastik berbentuk tabung, ember plastik, drum plastik dan selang.

Alat – alat yang digunakan dalam penelitian ini adalah pH meter, *Laminar Air Flow*, autoklaf, timbangan analitik, *spectrophotometer*, *Atomic Absorption Spectrophotometer* (AAS). Alat-alat lain meliputi alat-alat gelas seperti petridish, botol volume 100 ml, spatula, tabung reaksi, gelas ukur, dan lainnya.

2.2 Rancangan Perlakuan

Rancangan percobaan yang digunakan dalam penelitian ini adalah Rancangan Acak Kelompok yang terdiri dari 9 kombinasi perlakuan. Setiap perlakuan diulang tiga kali sehingga terdapat 27 satuan percobaan. Susunan perlakuan pada percobaan ini berupa berbagai kombinasi antara jenis bahan organik dan Inokulasi Bakteri Pereduksi Sulfat yang terdiri dari sembilan perlakuan, yaitu:

- A : Lumpur (Tanpa pemberian bahan organik dan Inokulasi BPS)
- B : Lumpur + Kompos 100 %
- C : Lumpur + Serbuk Gergaji 100 %
- D : Lumpur + Kompos 50 % + Serbuk Gergaji 50 %
- E : Lumpur + Inokulasi Bakteri Pereduksi Sulfat
- F : Lumpur + Kompos 100 % + Inokulasi Bakteri Pereduksi Sulfat
- G : Lumpur + Serbuk Gergaji 100 % + Inokulasi Bakteri Pereduksi Sulfat

- H : Lumpur + Kompos 50 % + Serbuk Gergaji 50 % + Inokulasi Bakteri Pereduksi Sulfat
- I : Lumpur + Kompos 75 % + Serbuk Gergaji 25 % + Inokulasi Bakteri Pereduksi Sulfat

2.3 Rancangan Analisis

Data hasil pengamatan pada penelitian ini dianalisis dengan sidik ragam, untuk perlakuan yang berpengaruh nyata dilakukan uji DMRT (*Duncan Multiple Range Test*) pada taraf α 0.05. Analisis data percobaan akan dilakukan berdasarkan model linear dari Rancangan Acak Kelompok Faktorial sebagai berikut (Gomez dan Gomez, 1995).

$$Y_{ij} = \mu + \beta_i + \tau_j + \epsilon_{ij}$$

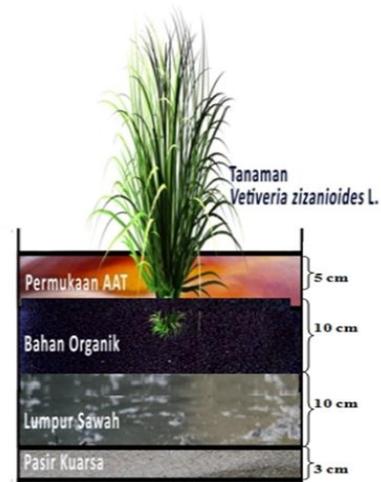
Keterangan :

- Y_{ij} = nilai pengamatan perlakuan ke-i dan ulangan/blok ke-j
 μ = rata-rata umum
 β_i = pengaruh kelompok/blok ke -i
 τ_j = pengaruh perlakuan ke-j
 ϵ_{ij} = komponen acak

Pengujian signifikansi untuk mengetahui pengaruh perlakuan digunakan uji Fisher. Apabila uji F signifikan maka untuk melihat rata-rata perbedaan dilakukan uji *Duncan Multiple Range Test* (DMRT) pada taraf 5% (Gomez dan Gomez, 1995).

2.4 Instalasi Rawa Buatan

Reaktor rawa buatan yang digunakan adalah rawa buatan dalam skala laboratorium. Komponen-komponen rawa disusun dalam sistem yang berada pada reaktor yang terbuat dari wadah plastik berbentuk tabung berukuran tinggi 33 cm, dan diameter 23 cm. Setiap reaktor berisi satu perlakuan kombinasi media. Reaktor rawa buatan ini disesuaikan pada kondisi di lapangan dengan ketebalan lapisan yang berbeda. Ketebalan komponen pada setiap reaktor tersebut yaitu ketebalan batu krikil 3 cm, ketebalan lumpur 10 cm, ketebalan bahan organik 10 cm, dan ketebalan genangan AAT 5 cm (Gambar 1).



Gambar 1 Susunan komponen di dalam reaktor

2.5 Inkubasi

Inkubasi dilakukan sampai nilai pH air genangan berada di kisaran netral (6-7). Oleh karena itu, selama proses inkubasi dilakukan pengamatan pH sebanyak dua kali sehari yaitu pada saat pagi hari dan sore hari. Sedangkan, pengamatan kandungan sulfat dan populasi BPS dilakukan pada saat pH AAT pada akhir inkubasi atau pH air telah stabil di dalam kondisi netral.

2.6 Pengujian Sistem dan Pengukuran

Pengujian operasional ini dimaksudkan untuk mengetahui apakah sistem yang digunakan dalam penelitian dapat bekerja maksimal dan efektif dalam penggunaannya. Pengujian dilakukan dengan tiga debit yang berbeda yaitu 0,05 m³/jam, 0,1 m³/jam, dan 0,2 m³/jam. Hal ini dilakukan untuk menemukan debit yang optimum yang berkorelasi dengan waktu tambat (*retention time*) optimum. Pengujian ini juga bertujuan untuk mengetahui waktu pengendapan/waktu tambat (*retention time*) yang paling optimum dalam menurunkan konsentrasi Fe dan Mn serta meningkatkan nilai pH AAT.

Sistem ini mengalirkan AAT dari botol ke dalam reaktor melalui selang. Setelah air mengalir dari botol penampung AAT menuju reaktor, maka air akan mengendap pada substrat dan mengalir melalui lubang akhir

pada reaktor yang tertampung dalam wadah penampungan. Air pada wadah penampung ini akan dianalisis sehingga dapat diketahui efektifitas sistem.

3. HASIL DAN PEMBAHASAN

3.1 Nilai pH Air

Air asam tambang yang digunakan dalam penelitian ini memiliki pH awal 3,0. Pengukuran pH AAT dilakukan dalam rentang waktu sekali 12 jam selama 7 hari pengamatan sehingga total pengamatan sebanyak 14 kali pengamatan. Dalam 14 kali pengamatan ini diharapkan keadaan pH sudah dalam keadaan stabil diantara 6,0 – 8,0. Pengujian statistik mengambil tiga waktu pengamatan yaitu pengamatan ke-1, pengamatan ke-7, dan pengamatan ke-14. Hasil uji statistik pengaruh kombinasi bakteri pereduksi sulfat dan jenis bahan organik terhadap pH air permukaan disajikan pada Tabel 1.

Tabel 1 Pengaruh kombinasi jenis bahan organik dan bakteri pereduksi sulfat terhadap pH air permukaan

Perlakuan	Waktu Pengamatan (hari)		
	1	7	14
A	3,6a	6,6a	7,1a
B	4,3a	7,7c	8,2c
C	3,7a	7,2b	8,0ab
D	4,3a	7,4bc	8,0ab
E	3,6a	6,8a	6,9a
F	5,2b	7,7c	8,2c
G	3,7a	7,2b	7,8b
H	4,2a	7,6c	8,1ab
I	4,2a	7,6c	8,0ab

Keterangan: Angka yang diikuti oleh huruf yang sama tidak berbeda nyata menurut Uji Jarak Berganda Duncan pada taraf nyata 5%.

Bakteri pereduksi sulfat juga berperan dalam kenaikan pH air asam tambang. Bakteri pereduksi sulfat akan memanfaatkan bahan organik sebagai sumber donor elektron dalam mereduksi sulfat menjadi sulfida dan menghasilkan bikarbonat yang akan

meningkatkan pH. Menurut Cohen (2005) pembentukan bikarbonat mengindikasikan kemampuan bakteri pereduksi sulfat dalam mengontrol pH di sekitar lingkungan mikronya.

Semua perlakuan pada penelitian yang dilakukan sudah mengalami kenaikan pH mencapai standar baku mutu limbah pertambangan batu bara yaitu sekitar 6,0 – 8,0. Pada pengamatan ke-4 sudah terlihat jelas bahwa pH AAT semuanya sudah berada diatas 6,0 namun, untuk perlakuan yang kenaikan pH nya sangat cepat terdapat pada perlakuan F (K 100% + BPS). Perlakuan inilah diduga peran kompos jerami dan BPS bekerja maksimal dalam menaikkan pH AAT.

3.2 Konsentrasi Fe terlarut

Konsentrasi Fe air dilakukan dengan mengambil air buangan (*outlet*) pada pengamatan hari ke-7. Analisis awal Fe AAT sebelum dilakukan percobaan sebesar 7,32 mgL⁻¹. Sementara untuk baku mutu limbah AAT batu bara konsentrasi Fe yang dinilai aman dilepas kelingkungan maksimal 7,0 mg.L⁻¹. Hasil uji statistik pengaruh kombinasi bakteri pereduksi sulfat dan jenis bahan organik terhadap konsentrasi Fe pada air disajikan pada Tabel 2.

Uji statistik antara pemberian BPS dan jenis bahan organik terhadap perubahan konsentrasi Fe air buangan menunjukkan hasil yang tidak berbeda nyata. Namun, jika dilihat berdasarkan data pengamatan hasil rata-rata konsentrasi Fe air buangan terdapat perlakuan yang memiliki konsentrasi Fe yang tinggi. Perlakuan F (Lumpur + K 100 % + BPS) memiliki konsentrasi Fe mencapai 11,83 mgL⁻¹. Hal ini memungkinkan tingkat kandungan Fe dalam kompos sangat tinggi.

Menurut Mulyadi (2008) menyatakan kandungan Fe di dalam kompos jerami dapat mencapai 383 mg L⁻¹. Hal ini memungkinkan peran BPS dalam membentuk sulfida Fe sangat rendah demikian juga di dalam larutan tanah. Sementara perlakuan G (lumpur + SG 100 % + BPS) memiliki nilai konsentrasi Fe

terendah dengan nilai 1,85 mg L⁻¹. Berdasarkan data rata – rata konsentrasi Fe cenderung penggunaan bahan organik berupa serbuk gergaji cenderung menghasilkan nilai konsentrasi paling rendah baik dengan inokulasi BPS maupun tidak dengan inokulasi. Hal ini juga akan berhubungan dengan peran BPS dalam menurunkan konsentrasi Fe air buangan.

Tabel 2 Pengaruh kombinasi jenis bahan organik dan bakteri pereduksi sulfat terhadap konsentrasi Fe (mgL⁻¹) pada air buangan.

Perlakuan	Konsentrasi Fe (mgL ⁻¹)
A	6,85 a
B	8,53 a
C	2,90 a
D	4,98 a
E	9,03 a
F	11,83 a
G	1,85 a
H	10,37 a
I	4,48 a

Keterangan: Angka yang diikuti oleh huruf yang sama tidak berbeda nyata menurut Uji Jarak Berganda Duncan pada taraf nyata 5%.

Serbuk gergaji merupakan bahan organik yang belum matang dan membutuhkan dekomposisi yang lebih sempurna. Proses dekomposisi serbuk gergaji pada reaktor dilakukan secara anaerob sehingga kandungan oksigen semakin rendah atau dalam keadaan reduktif. Kondisi reduktif ini dimanfaatkan BPS untuk bekerja maksimal mereduksi sulfat menjadi H₂S sehingga dapat menurunkan konsentrasi sulfat dan logam-logam terlarut dalam air asam tambang (Schaidler and Hauri, 2009). Sulfida larut bereaksi dengan logam larut membentuk logam sulfida tak larut dan ion bikarbonat meningkatkan pH dan alkalinitas air (Zaluski, *et al.*, 2000 dalam Costello, 2003). Peningkatan pH tanah berdampak pada kelarutan Fe yang semakin menurun (Munawar, 2011).

Peningkatan pH air buangan ini tidak berkorelasi terhadap penurunan konsentrasi Fe yang terjadi pada beberapa perlakuan. Terdapat beberapa perlakuan yang konsentrasi Fe semakin meningkat dari konsentrasi awal AAT yang bernilai 7,3 mg L⁻¹ seperti perlakuan B (lumpur + K 100 %) dengan nilai 8,53 mg L⁻¹, perlakuan E (lumpur + BPS) dengan nilai 9,03 mg L⁻¹, dan perlakuan H (lumpur + K 50 % + SG 50 % + BPS) dengan nilai 10,37 mg L⁻¹. Jika dibandingkan dengan baku mutu konsentrasi Fe air limbah batu bara, konsentrasi Fe bahkan berada jauh diatas nilai baku mutu Fe air limbah batu bara. Hal ini diduga bahwa konsentrasi Fe pada lumpur awal sangat tinggi mencapai 693,64 mgL⁻¹ sehingga tingkat pembentukan sulfida Fe dan pengkkelatan Fe dalam larutan tanah sangat rendah. Hal ini juga dimungkinkan dengan populasi jumlah BPS dalam mereduksi asam sulfat sangat rendah sehingga kenaikan nilai pH tidak sejalan dengan pengikatan logam Fe sehingga air buangan menghasilkan konsentrasi Fe yang cukup tinggi.

3.3 Konsentrasi Mn Terlarut

Pengamatan konsentrasi Mn pada Air sangat penting dilakukan karena tingkat kelarutan logam Mn yang tinggi dapat menjadi racun bagi lingkungan biotik disekitarnya. Pengukuran konsentrasi Mn air dilakukan dengan mengambil sampel air buangan dari setiap perlakuan pada hari ke-7. Analisis awal Mn AAT sebelum dilakukan percobaan pada perlakuan – perlakuan penelitian sebesar 12,89 mg L⁻¹. Baku mutu limbah AAT batu bara konsentrasi Mn yang dinilai aman dilepas ke lingkungan maksimal 4,0 mgL⁻¹. Hasil uji statistik pengaruh kombinasi bakteri pereduksi sulfat dan jenis bahan organik terhadap konsentrasi Mn pada air disajikan pada Tabel 3.

Berdasarkan Tabel 3 pengaruh bahan organik dan BPS terhadap konsentrasi Mn AAT berbeda nyata. Perlakuan C (Lumpur + SG 100 %) cenderung menghasilkan nilai tertinggi mencapai 6,20 mgL⁻¹. Sementara untuk perlakuan yang cenderung

menghasilkan nilai konsentrasi Mn terendah terdapat pada perlakuan A (Lumpur) 0,06 mgL⁻¹ dan E (lumpur + BPS) 0,08 mg.L⁻¹. Hal ini diduga adanya peran tanaman akar wangi dalam penyerapan logam berat Mn. Dugaan ini juga diperkuat oleh penelitian Roongtanakit *et. al.* (2008) dimana konsentrasi Mn pada akar tanaman akar wangi 465 mgL⁻¹ sementara dalam analisis awal konsentrasi Mn pada lumpur awal sebesar 41,92 mg L⁻¹. Dalam hal ini pengaruh BPS tidak menonjol karena tidak adanya bahan organik sebagai donor elektron dalam mereduksi sulfat sehingga yang berperan aktif dalam penurunan konsentrasi Mn hanya penyerapan oleh tanaman akar wangi sendiri. Akar tanaman merupakan komponen penting dalam proses remediasi pada lahan basah (Sandrawati dkk., 2018; Skousen *et. al.*, 2000; Skousen *et. al.*, 2017).

Tabel 3 Pengaruh Kombinasi Jenis Bahan Organik dan Bakteri Pereduksi Sulfat terhadap Konsentrasi Mn (mg.L⁻¹) pada Air Buangan.

Perlakuan	Konsentrasi Mn (mgL ⁻¹)
A	0,06 a
B	1,94 ab
C	6,20 c
D	4,25 ab
E	0,08 a
F	2,35 ab
G	5,42 ab
H	3,31 ab
I	2,86 ab

Keterangan: Angka yang diikuti oleh huruf yang sama tidak berbeda nyata menurut Uji Jarak Berganda Duncan pada taraf nyata 5%.

Jika ditinjau berdasarkan kombinasi bahan organik yang digunakan, penggunaan bahan organik berupa serbuk gergaji baik yang di inokulasikan BPS atau tidak cenderung menghasilkan konsentrasi Mn yang lebih tinggi dibandingkan dengan penggunaan kompos jerami. Hal ini disebabkan kompos jerami memiliki tingkat efektifitas pengikatan

logam lebih tinggi dalam pembentukan kompleks bahan organik dengan logam. Sementara, bahan organik berupa serbuk gergaji belum terdekomposisi sempurna sehingga pengikatan logam tidak sebaik kompos jerami. Hal ini juga berhubungan dengan peran bahan organiknya itu sendiri dalam memenuhi kebutuhan BPS dalam mereduksi sulfat sehingga akan terjadi kenaikan pH yang diikuti oleh penurunan konsentrasi logam Mn tersebut.

4. KESIMPULAN

Kombinasi BPS dan bahan organik memberikan pengaruh nyata terhadap pH air genangan, konsentrasi Mn air buangan, dan konsentrasi Fe dan Mn media tanam. Nilai tertinggi untuk pH air genangan terjadi pada perlakuan kompos 100 % dengan inokulasi BPS. Pemberian SG 100 % dengan inokulasi BPS memberikan hasil konsentrasi Fe air buangan yang terendah. Peningkatan konsentrasi Mn air buangan tertinggi terjadi pada perlakuan SG 100 % tanpa inokulasi BPS.

DAFTAR PUSTAKA

- Costello, C. 2003. Acid mine drainage: Innovative treatment technologies. U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovative Office Washington, DC.
- Ditch, D.C., and A.D. Karathanasis. 1994. Wetlands: Mechanisms for Treating Acid Mine Drainage, Agronomy Notes. University of Kentucky, Kentucky State University, U.S. Department of Agriculture, and Kentucky Counties Cooperating.
- Evangelou, V.P. 1998. Environmental Soil and Water Chemistry; Principal and Application. John Wiley and Sons. New York.
- Hards, B.C. and J.P. Higgins. 2004. Bioremediation of AcidRock Drainage

- Using SRB. Jacques Whit Environment Limited. Ontario.
- Larsen D and Mann R. 2005. Origin of high manganese concentrations in coal mine drainage, eastern Tennessee. *J Geochem Explor* 86: 143-163.
- Mulyadi, A. 2008. Karakteristik Kompos dari Bahan Tanaman Kaliandra, Jerami Padi, dan Sampah Sayuran. Skripsi Program Studi Ilmu Tanah Fakultas Pertanian Institut Pertanian Bogor.
- Munawar, A. 2007. Pemanfaatan sumberdaya biologis lokal untuk pengendalian pasif air asam tambang: lahan basah buatan. *Jurnal Ilmu Tanah dan Lingkungan* 7(1):31-42.
- Munawar, A. 2011. Kesuburan Tanah dan Nutrisi Tanaman. IPB Press. Bogor.
- Roongtanakiat N., Yongyuth, O., and Charoen, Y. 2008. Effects of soil amendment on growth and heavy metals content in vetiver grown on iron ore tailings. *Kasetsart J. (Nat. Sci.)* 42 : 397 – 406.
- Sandrawati, A., Darmawan, D.T. Suryaningtyas, dan G. Djadjakirana. 2018. Potensi pemanfaatan tanaman *Thypha* sp dan *Cyperus* sp dalam proses remediasi air asam tambang dengan sistem rawa buatan. *Soilrens* 16(1): 14 – 19.
- Schaider, L.A., and Hauri, J.F. 2009. Remediation of acid mine drainage with sulfate reducing bacteria. *Journal Chemistry Education*, 86 (2): 216.
- Skousen, J.G., A. Sextone, and P.F. Ziemkiewicz. 2000. Acid mine drainage control and treatment. *American Society of Agronomy and American Society for Surface Mining and Reclamation, Agronomy* 41:131-168.
- Skousen, J.G., C.E. Zipper, A. Rose, P.F., Zeimkiewicz, R. Nairn, L. M. McDonald, R.L. Kleinmann. 2017. Review of passive systems for acid mine drainage treatment. *Mine Water and the Environment* 36 (1): 133 – 153.
- Sugiyono, A., Anindhita, M. S. Boedoyo, dan Adiarso (eds). 2015. *Outlook Energi Indonesia 2015: Pengembangan Energi untuk Mendukung Pembangunan Berkelanjutan*. Pusat Teknologi Pengembangan Sumberdaya Energi, BPPT. Jakarta.
- Zeimkiewicz, P.F., Skousen, J.G., Brant, D.L., Sterner P.L., and Lovett R.J. 1997. Acid mine drainage treatment with armored limestone in open limestone channels. *Journal of Environmental Quality* 26(4): 1017-1024.