

RETENSI P OLEH OKSIDA BESI DI TANAH SULFAT MASAM SETELAH REKLAMASI LAHAN

Retention P by Iron Oxide in Acid Sulphate Soil after Land Reclamation

W. Annisa¹ dan B.H. Purwanto²

¹ Balai Penelitian Pertanian Lahan Rawa, Jl. Kebon Karet, Lok Tabat, Banjarbaru 70700

² Fakultas Pertanian, Universitas Gajah Mada, Jl. Flora, Bulaksumur, Yogyakarta

ABSTRAK

Tanah Sulfat Masam merupakan tanah yang banyak mengandung pirit (FeS_2). Kesalahan reklamasi pada tanah sulfat masam mengakibatkan timbulnya permasalahan akibat teroksidasinya pirit sehingga tanah menjadi sangat masam. Oksidasi pirit pada tanah sulfat masam akan menghasilkan oksida-oksida besi seperti goethite ($\alpha\text{-FeOOH}$) dan hematit ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$). Besi oksida baik berupa goethite maupun hematit memiliki kemampuan untuk berikatan dengan anion maupun kation dalam tanah seperti P yang menghasilkan kompleks permukaan binuklear dengan model jerapannya $\text{Fe-O-P}(\text{O}_2)\text{-O-Fe}$. Di lahan basah seperti lahan sulfat masam P merupakan faktor pembatas karena asosiasinya dengan Fe tanah dan kelarutannya berubah selama proses reduksi dan oksidasi tanah. Semakin banyak oksida besi dalam tanah maka akan semakin banyak P yang diretensi dan diduga bahwa setiap m.mol Fe dalam tanah akan meretensi P sebanyak 0,17 m.mol.

Kata kunci : Tanah sulfat masam, besi oksida, fosfor, reklamasi

ABSTRACT

Acid Sulphate Soil is a kind of soil with high pyrite (FeS_2) content. Miss management in land reclamation of acid sulphate soil will cause pyrite oxidation that made the soil becomes very acid. Pyrite oxidation on acid sulphate soil will produce iron oxides such as goethite ($\alpha\text{-FeOOH}$) and hematite ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$). Goethite and hematite have ability to bind the anions and cations in the soil such as phosphate which produces a complex surface binuclear with model of $\text{Fe-OP}(\text{O}_2)\text{-O-Fe}$. On acid sulphate land because of its association with soil Fe and its solubility alteration during reduction and oxidation processes of land, P is a limiting factor. More iron oxide in the soil, more P is retentioned. Each m.mol Fe in soil will bind P as much as 0,17 m.mol P.

Keywords : Acid sulphate soil, iron oxide, phosphorus, reclamation

Kebutuhan lahan yang terus meningkat menjadi penyebab dimanfaatkannya lahan-lahan marginal seperti lahan rawa. Reklamasi lahan merupakan salah satu cara yang dilakukan agar lahan marginal dapat dijadikan sebagai lahan pertanian. Namun demikian, pada kenyataannya banyak kasus yang menunjukkan bahwa setelah tanah sulfat masam direklamasi muncul masalah-masalah yang sukar diatasi. Kondisi inilah yang sering terjadi pada saat reklamasi dijalankan akibat dari penggalian saluran-saluran irigasi/drainase berdimensi besar, yang memungkinkan terjadinya drainase berlebihan (*overdrain*) yang mengakibatkan teroksidasinya pirit sehingga tanah menjadi masam (Widjaja-Adhi, 1997). Hal inilah yang menjadi penyebab degradasi pada lahan rawa. Widjaja-Adhi *et al.* (1992) menyatakan bahwa

untuk menghindari kerusakan yang berkelanjutan, maka sistem pengelolaan lahan rawa harus didasarkan pada tipologi lahan dan tipe luapan air. Pada dasarnya sawah merupakan alternatif yang sangat memungkinkan untuk mempertahankan tanah dalam kondisi tergenang dan reduktif. Namun demikian, bervariasi tipologi lahan pada setiap kawasan dengan tipe luapan yang berbeda berimplikasi pada pola pengelolaan lahan yang berbeda

Kemasaman tanah yang tinggi di lahan sulfat masam setelah reklamasi merupakan salah satu permasalahan yang timbul (Noor, 2004). Pirit menjadi tidak stabil dengan kehadiran O_2 , sehingga merubah kelarutan Fe^{3+} dan SO_4^{2-} menjadi jarosit atau goethite, tetapi bagaimanapun juga hasil akhir dari oksidasi pirit ini adalah terbentuknya ion H^+ yang akan menurunkan pH

tanah (Breemen and Buurman, 2002). Selain itu, timbulnya retakan (*crack*) dan meningkatnya unsur-unsur toksik seperti Al^{3+} , Fe^{3+} , sulfida, dan asam-asam organik merupakan permasalahan lain yang juga timbul sesudah reklamasi tanah sulfat masam (Noor, 2004).

Reaksi oksidasi pirit pada tanah sulfat masam akan menghasilkan oksida-oksida besi seperti goethite (α - $FeOOH$) dan hematit (α - Fe_2O_3). Namun pada kondisi pH terlalu masam (<4) dan potensial redoks tinggi ($Eh \geq 400$ mV) oksidasi pirit akan menghasilkan jarosit [$KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$] (Dent, 1986). Jarosit akan mengalami perubahan bentuk menjadi oksida melalui proses hidrolisis (Stahl *et al.*, 1993). Kelarutan dan reaktifitas dari bentuk oksida besi diantaranya ditentukan oleh pH tanah dan potensial redoks.

Besi oksida baik berupa goethite maupun hematit memiliki kemampuan untuk berikatan dengan anion maupun kation karena dapat terhidrolisis secara sempurna (Liu, 1999). Adapun mekanisme serapan fosfat oleh oksida besi berdasarkan hasil pengamatan Parfitt *et al.* (1975) adalah melalui penggantian satu ion fosfat oleh dua ion hidroksil permukaan (atau molekul air) dari oksida besi. Kemudian dua atom oksigen dari ion fosfat tersebut akan berkoordinasi dengan masing-masing ion Fe^{3+} yang menghasilkan kompleks permukaan binuklear dengan model jerapannya adalah: $Fe-O-P(O_2)-O-Fe$. Dan hasil penelitian Parfitt *et al.* (1975) menunjukkan bahwa semakin besar jumlah oksida besi dalam tanah maka akan semakin banyak pula fosfat yang teradsorpsi. Adapun prinsip dari adsorpsi ion oleh oksida besi adalah ikatan binuklear yang kuat oleh ion Fe di permukaan (Parfitt *et al.*, 1975). Pada dasarnya sifat kimia permukaan besi oksida inilah yang menentukan reaktivitas penyerapan besi oksida terhadap anion terutama fosfat (Liu, 1999). Bohn *et al.* (2003) menyatakan bahwa besar kecilnya muatan positif dan negatif permukaan Fe oksida ini yang menentukan reaktivitas jerapannya terhadap ion-ion dalam tanah.

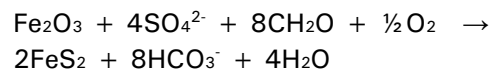
Makalah ini bertujuan membahas tentang jerapan P oleh oksida-oksida besi yang terbentuk di tanah sulfat masam akibat teroksidasinya pirit

setelah reklamasi lahan sehingga menurunkan kelarutan P.

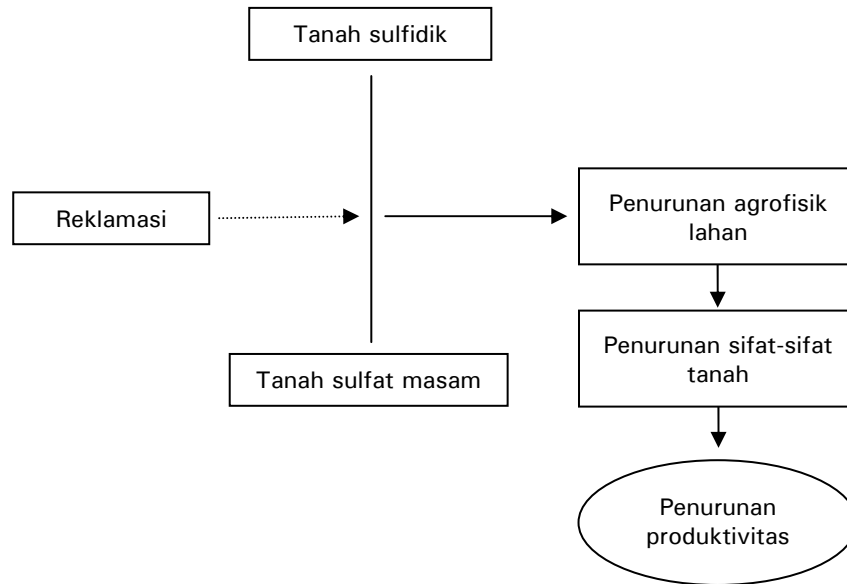
TANAH SULFAT MASAM

Tanah sulfat masam merupakan tanah yang umumnya ditemukan di daerah rawa dan mengandung pirit (FeS_2). Pemanfaatan lahan rawa khususnya tanah sulfat masam baik sebagai lahan transmigrasi maupun lahan pertanian sudah lama dilakukan. Mengingat kondisi tanah sulfat masam yang marginal dan *fragile* maka untuk menjadikannya sebagai lahan pertanian yang berproduktivitas tinggi dalam pembangunan berkelanjutan dan berwawasan lingkungan diperlukan perencanaan yang sangat teliti, agar kesalahan dalam pengembangan dan kerusakan lingkungan yang terjadi dapat dihindari.

Adapun kendala utama dalam reklamasi tanah sulfat masam ini adalah bahan yang timbul akibat oksidasi pirit. Menurut Dent (1986) pirit terakumulasi pada tanah tergenang yang kaya kandungan bahan organik dan mendapat tambahan sulfur yang umumnya dari air laut. Pembentukan pirit digambarkan berikut ini (Dent, 1986) :



Pirit ini akan stabil dan tidak berbahaya pada kondisi *anaerob* atau tergenang. Akan tetapi apabila permukaan air bawah permukaan (*groundwater*) menurun hingga melebihi kedalaman lapisan pirit dapat mengakibatkan pirit teroksidasi dan tanah menjadi masam (Dent, 1986). Kondisi ini terjadi karena reklamasi yang dijalankan kurang tepat. Menurut Widjaja-Adhi (1997) ada beberapa faktor penyebab degradasi pada lahan rawa, antara lain: (a) reklamasi lahan yang dilakukan dengan membangun saluran drainase dalam dimensi besar, yang memungkinkan terjadinya drainase berlebihan (*overdrain*) yang mengakibatkan pirit teroksidasi, dan (b) penerapan sistem pemanfaatan lahan yang tidak memperhatikan tipologi lahan dan tipe luapan.



Sumber : Noor (2004)

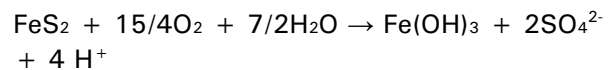
Gambar 1. Bagan alur perubahan pada tanah sulfat masam dan penurunan produktivitas lahan

Degradasi pada lahan sulfat masam umumnya didominasi oleh (a) proses pemasaman tanah dan air sebagai akibat dari oksidasi pirit, dan (b) pencucian basa-basa sebagai dampak dari pencucian asam (Adimihardja *et al.*, 2006).

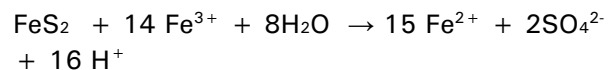
OKSIDASI BESI AKIBAT REKLAMASI LAHAN

Reklamasi lahan yang kurang tepat dengan penggalian saluran-saluran irigasi/drainase berdimensi besar memungkinkan terjadinya drainase berlebihan (*overdrain*) yang mengakibatkan teroksidasinya pirit. Menurut Fanning dan Burch (1997) pada saat tanah sulfat masam didrainasekan maka pirit akan teroksidasi secara aerob. Pirit yang stabil pada kondisi reduksi mengalami oksidasi menghasilkan asam sulfat yang dapat menurunkan pH tanah secara drastis. Reaksi oksidasi pirit dengan oksigen pada tanah sulfat masam berlangsung dalam beberapa tahapan, meliputi reaksi-reaksi kimia dan biologis (Dent, 1986). Pada tahap awal, oksigen terlarut secara lambat bereaksi dengan pirit yang akan menghasilkan 4 molekul H⁺ per molekul pirit yang dioksidasi. Reaksinya

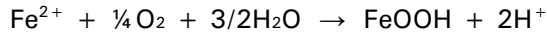
adalah sebagai berikut (Dent, 1986; Breemen and Buurman, 2002) :



Apabila pH menurun hingga di bawah 4, maka feri (Fe³⁺) menjadi larut dan akan mengoksidasi pirit dengan cepat. Adapun reaksi oksidasi pirit oleh Fe³⁺ secara lengkap menghasilkan 16 molekul H⁺ sebagai berikut (Dent, 1986) :

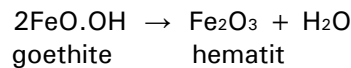


Kecepatan oksidasi pirit oleh Fe³⁺ sangat dipengaruhi oleh pH, karena Fe³⁺ hanya larut pada nilai pH dibawah 4 dan *Thiobacillus ferrooxidans* tidak tumbuh pada pH yang tinggi (Nordstrom, 1982 dalam Noor, 2004). Oksidasi besi ini akan merubah bentuk kelarutan Fe²⁺ dan SO₄²⁻ menjadi jarosit dan goethite (Breemen dan Buurman, 2002). Menurut Brady *et al.*, (1986) reaksi oksidasi dan hidrolisis akan menyebabkan peningkatan dua mol H⁺ tiap mol Fe yang terhidrolisis. Reaksi kimia pembentukan FeOOH dari Fe²⁺ adalah sebagai berikut :

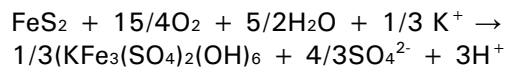


Selain itu, hasil akhir dari oksidasi pirit adalah terbentuknya ion H^+ yang akan mengakibatkan penurunan pH tanah dan kemudian sebagian dari ion tersebut juga digunakan untuk mengoksidasi Fe^{2+} menjadi Fe^{3+} (Dent, 1986; Breemen and Buurman, 2002). Menurut Subagyo (2006) terlalu banyaknya ion H^+ dalam larutan tanah akan merusak struktur dari mineral liat, sehingga membebaskan banyak ion aluminium (Al^{3+}) yang bersifat toksik terhadap tanaman.

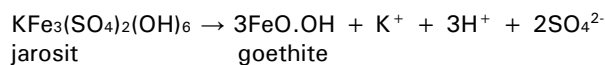
Pada pH tanah > 4 sebagian besar dari besi-III koloidal atau $\text{Fe}(\text{OH})_3$ yang terbentuk pada akhirnya mengkristal menjadi oksida besi goethite yang berwarna coklat, kemerahan, berupa karatan, selaput atau nodul-nodul dalam tanah dan dinding-dinding saluran drainase (Dent, 1986; Breemen dan Buurman, 2002; Subagyo, 2006). Menurut Dent (1986) goethite ini lambat laun akan berubah menjadi hematit dengan reaksi sebagai berikut :



Jarosit [$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$] merupakan endapan berwarna kuning pucat yang merupakan hasil dari oksidasi pirit pada kondisi yang sangat masam, yaitu pada Eh di atas 400 mV dan pH kurang dari 3,7 (Dent, 1986). Reaksi pembentukan jarosit adalah :



Pada pH lebih tinggi ($\text{pH} > 4$), jarosit menjadi tidak stabil dan berubah menjadi goethite dan terhidrolisis menjadi besi oksida dengan persamaan sebagai berikut (Dent, 1986):

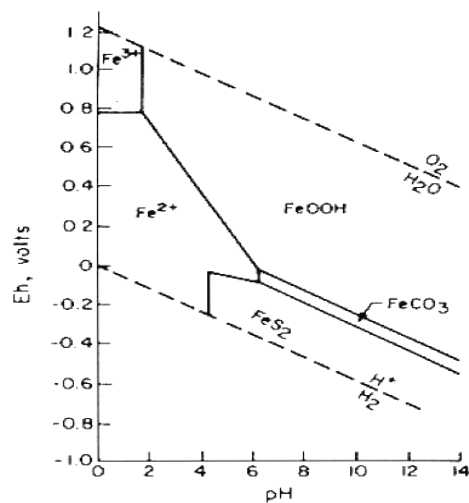


Hasil penelitian Stahl *et al.* (1993) menunjukkan pembentukan goethite lebih cepat dibandingkan jarosit karena goethite dapat

terbentuk oleh hidrolisis Fe^{3+} atau proses hidrolisis yang diikuti dengan proses dehidrasi, sedangkan jarosit terbentuk dari banyak jenis ion (seperti: SO_4^{2-} , K^+ , Fe^{3+} , OH^-) yang diperlukan untuk membentuk mineral tersebut. Mineral jarosit mengalami perubahan bentuk menjadi oksida melalui proses hidrolisis (Stahl *et al.*, 1993). Brady *et al.* (1986) menyatakan bahwa penjuanan selama kurang lebih 30 hari dapat menyebabkan perubahan bentuk dari mineral jarosit.

STABILITAS OKSIDA BESI

Perubahan potensial redoks dan pH tanah mempengaruhi terhadap bentuk Fe yang aktif di larutan tanah. Berdasarkan penelitian Brown (1971) dalam Stahl *et al.* (1993) pada pH rendah dan oksidasi berada pada kondisi moderat dengan aktivitas SO_4 yang tinggi akan menghasilkan endapan jarosit. Hal tersebut dapat diprediksi dengan menggunakan Diagram Stabilitas Fe akibat pengaruh Eh dan pH seperti ditunjukkan oleh Bohn *et al.* (2003) pada Gambar 2.



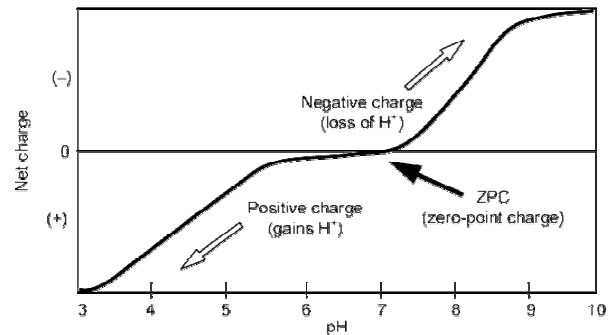
Sumber : Bohn *et al.* (2003)

Gambar 2. Diagram stabilitas bentuk Fe pada beberapa nilai Eh dan pH

Gambar 2 merupakan diagram stabilitas yang menunjukkan bentuk/spesies dominan dari besi yang stabil pada kondisi potensial redoks dan pH yang spesifik. Pengendapan besi ditentukan oleh kisaran nilai pH dan potensial redoks. Potensial redoks inilah yang menentukan besi mengalami oksidasi atau reduksi. Diagram pada Gambar 2 menunjukkan bahwa pada kondisi kemasaman sedang FeOOH akan larut menjadi Fe^{2+} , sedangkan Fe^{3+} akan dominan pada kondisi sangat oksidatif dengan nilai potensial redoks >400 mV dan $pH < 2$. Bentuk besi yang stabil adalah dalam bentuk Fe^{2+} . Siderit ($FeCO_3$) terbentuk pada kondisi reduksi sedang dan $pH > 7$. Menurut Kirk, (2004) besi akan stabil pada kondisi yang sangat reduktif.

MEKANISME FIKSASI P OLEH OKSIDA BESI AKIBAT REKLAMASI LAHAN SULFAT MASAM

Liu (1999) menyatakan bahwa besi oksida memiliki sifat kimia permukaan, yang dapat mengadsorpsi anion maupun kation. Besar kecilnya muatan positif dan negatif permukaan inilah yang menentukan reaktivitas jerapan dari oksida besi terhadap ion-ion dalam tanah (Reddy and De Laune, 2008). Muatan permukaan merupakan fungsi pH dan kekuatan ion dalam larutan, dimana bisa bermuatan positif atau negatif bahkan bisa bermuatan nol. *Point Zero Charge* (PZC) adalah penting untuk menentukan karakteristik permukaan. Menurut Breemen dan Buurman (2002) PZC adalah saat muatan permukaan negatif sama dengan muatan positif. PZC ini juga mencerminkan dari kemasaman permukaan, dimana pada saat $pH < PZC$ muatan permukaan positif, tetapi apabila $pH > PZC$ muatan permukaan adalah negatif. PZC inilah yang menentukan dari reaktivitas permukaan, dimana nilai PZC goethite (α -FeOOH) adalah 7,8 dan nilai PZC untuk hematit (α - Fe_2O_3) adalah 8,2-9,5 (Essington, 2004; Kirk, 2004; Violente *et al.*, 2005).



Sumber : Reddy dan De Laune (2008)

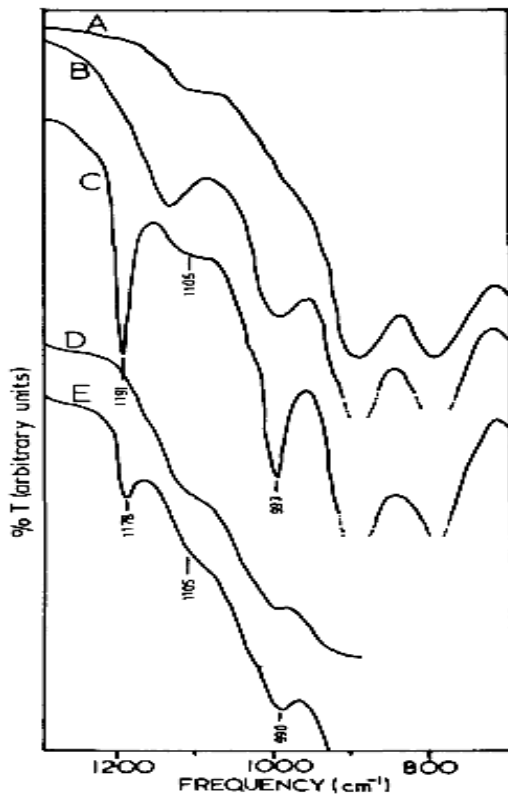
Gambar 3. Pengaruh pH terhadap muatan tanah pada fase padat

Gambar 3 menunjukkan hubungan antara PZC dengan muatan permukaan. Goethite memiliki PZC pada pH 7,8 sehingga pada kondisi pH di bawah 7,8 muatan permukaan didominasi oleh muatan positif tanah, sedangkan di atas pH 7,8 muatan permukaan didominasi oleh muatan negatif. Bohn *et al.* (2003) menyatakan bahwa dengan semakin bertambahnya muatan positif tanah maka kemampuan dalam meretensi anion melebihi kemampuan dalam meretensi kation.

Adapun mekanisme penyerapan fosfat oleh oksida besi berdasarkan pengamatan Parfitt, *et al.* (1975) menggunakan metode *Infrared spectroscopic* didapatkan model struktur reaksi permukaan antara oksida besi dengan ion fosfat yaitu dengan menggantikan dua ion hidroksil permukaan oleh satu ion fosfat. Dua atom oksigen fosfat akan berkoordinasi dengan masing-masing ion Fe^{3+} yang berbeda, sehingga menghasilkan kompleks permukaan binuklear dengan tipe $Fe-O-P(O_2)-O-Fe$. Kenyataannya bahwa absorpsi fosfat akan menghasilkan struktur koordinasi permukaan dari oksida besi seperti goethite, hematit, *lepidocrocite*, β -*ferric hydroxide* dan *ferric hydroxide amorf*.

Pembentukan dari kompleks fosfat meliputi perubahan ataupun pemindahan dari ligan-ligan (hidroksil atau air) dari koordinasi Fe^{3+} (Parfitt *et al.*, 1975). Berdasarkan hasil pengamatan dengan *infrared spectroscopic* diperoleh bahwa frekuensi dari pita adsorpsi fosfat berbeda untuk

masing-masing oksida besi. Untuk goethite pada pH 4 hasil *infrared spectroscopic* memperlihatkan tiga pita hasil pengamatan dengan frekuensi: 1191 cm^{-1} , 1105 cm^{-1} , dan 993 cm^{-1} (Parfitt *et al.*, 1975). Ketiga pita tersebut menunjukkan karakteristik dari adsorpsi fosfat yang membentuk kompleks binuklear dengan dua oksigen dari fosfat berkoordinasi dengan dua ion ferric yang berbeda di permukaan (Gambar 4).

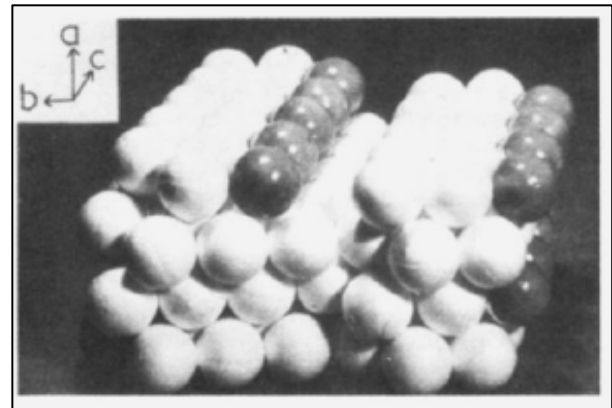


Sumber : Parfitt *et al.* (1975)

Gambar 4. Pita infrared (A) goethite menghilang; (B) serapan max fosfat oleh goethite pada pH 4 di udara; (C) serapan max fosfat goethite pH 4, menghilang; (D) fosfat goethite pada pH 10 di udara; dan (E) fosfat goethite pH 10, menghilang

Pita yang sangat tajam terbentuk pada frekuensi 1.191 dan 993 cm^{-1} akibat menghilangnya air sehingga dua atom oksigen bebas dari fosfat dan tidak berkoordinasi dengan

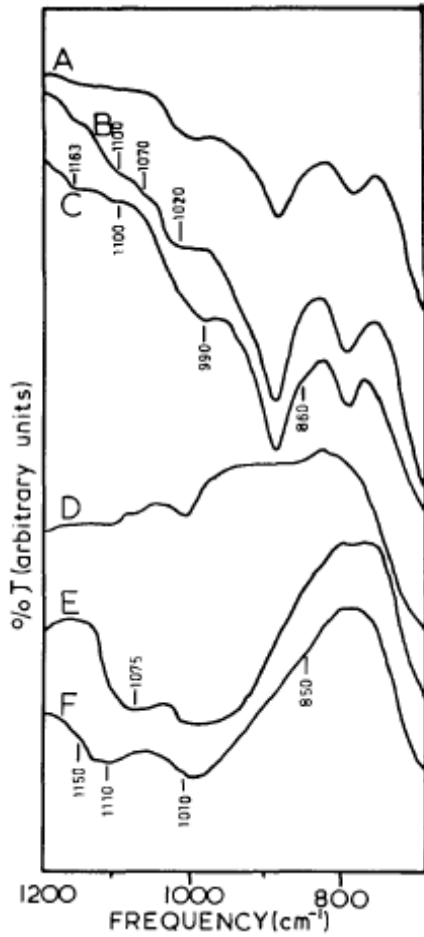
ion ferri. Keberadaan air akan menghasilkan ikatan hidrogen yang kuat untuk dua atom fosfat sehingga terjadi perluasan pita P-O, dan akibatnya frekuensi pita spektra menurun dari 1191 menjadi 1130 cm^{-1} . Pada Gambar 5 terlihat model ideal permukaan goethite dengan tipe hidroksil berwarna gelap.



Sumber : Parfitt *et al.* (1975)

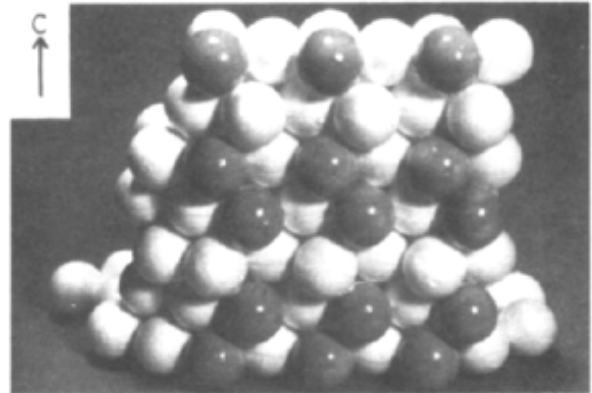
Gambar 5. Struktur ideal goethite (satu koordinasi OH ditunjukkan oleh warna gelap)

Untuk hematit pada $\text{pH} \geq 10$ hasil infrared pita adsorpsi fosfat terlihat pada frekuensi: 1.163 cm^{-1} , 1.100 cm^{-1} , 990 cm^{-1} , dan 860 cm^{-1} dan memperlihatkan kemungkinan terbentuknya kompleks binuklear oleh dua hidroksil yang berdekatan (Gambar 6). Bentuk pita pada pH tinggi ini menunjukkan hubungan terhadap kehilangan proton dari permukaan grup OH dan sebagai akibat dari pemindahan ikatan hidrogen untuk mengadsorpsi fosfat yang berdekatan (Parfitt *et al.*, 1975). Pada contoh yang disiapkan pada pH tinggi pita infrared terlihat pada frekuensi 1163 cm^{-1} , yang disebabkan karena hematit pada pH 10 membawa muatan negatif. Menurut Kirk (2004) nilai PZC hematit berkisar antara 8,2-9,5. Gambar 7 memperlihatkan permukaan natural dari hematit, dan OH berkoordinasi dengan Fe^{3+} ditunjukkan pada gambar dengan bagian yang berwarna gelap.



Sumber : Parfitt *et al.* (1975)

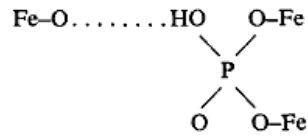
Gambar 6. Pita infrared (A) hemathite menghilang; (B) serapan fosfat oleh hemathite pada pH 4 di udara; (C) fosfat hematit, menghilang ; (D) Fe (OH)₃ gel menghilang; (E) fosfat Fe (OH)₃ gel diudara; dan (F) fosfat Fe (OH)₃ gel, menghilang



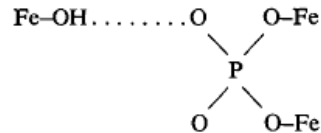
Sumber : Parfitt *et al.* (1975)

Gambar 7. Struktur ideal hematit (satu koordinasi OH ditunjukkan oleh warna gelap)

Adsorpsi fosfat oleh goethite akan membentuk kompleks permukaan binuklear, dan mekanisme penjerapannya adalah sebagai berikut (Parfitt *et al.*, 1975) :

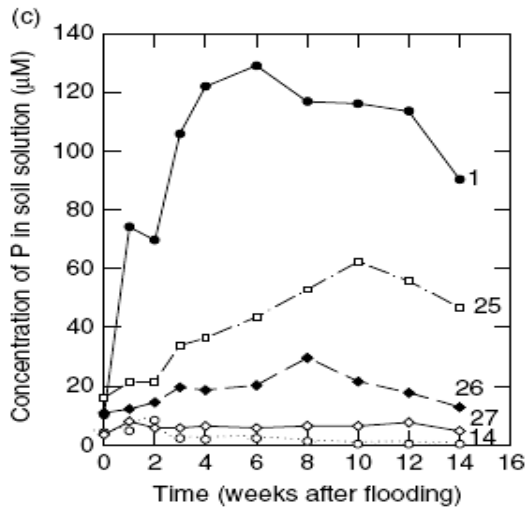


atau



Hasil penelitiannya Parfitt *et al.* (1975) menunjukkan bahwa dengan semakin banyaknya oksida besi maka akan semakin banyak pula P yang diadsorpsi. Prinsip dari absorpsi ion oleh oksida besi adalah melalui ikatan binuklear yang kuat oleh ion Fe di permukaan.

Pospor merupakan faktor pembatas dilahan basah karena asosiasinya dengan Fe tanah, dimana kelarutannya berubah selama proses reduksi dan oksidasi. Hasil penelitian Kirk, (2004) menunjukkan penggenangan selama 6 minggu dapat meningkatkan konsentrasi P pada larutan Tanah (Gambar 8).



Sumber : Kirk (2004)

Gambar 8. Perubahan konsentrasi P pada larutan tanah pada berbagai jenis tanah akibat penggenangan

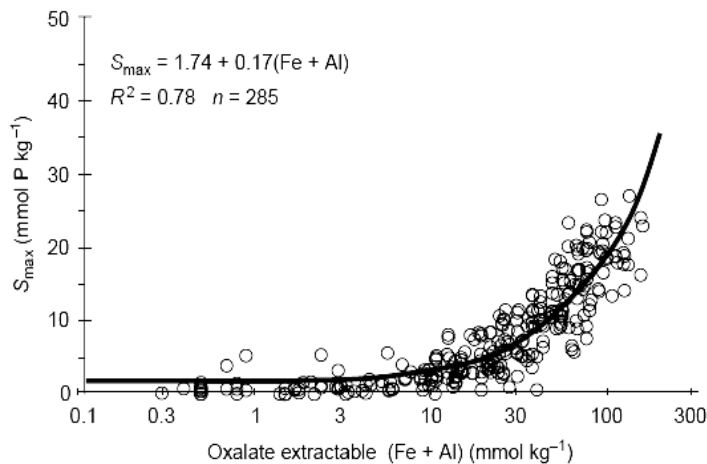
Hasil penelitian Larsen *et al.* (1959) menunjukkan pemberian Fe-oksida pada tanah organik akan meningkatkan kapasitas jerapan P pada tanah tersebut. Sebaliknya, jumlah P yang terfiksasi dari kompleks Fe-senyawa humat dapat mencapai 6 kali lebih besar dibandingkan dengan jerapan P oleh oksida besi. Peneliti umumnya menyatakan bahwa ada korelasi yang nyata secara statistik antara bentuk amorf dari besi dan Al dengan retensi maksimum posfor

dalam tanah (Khalid *et al.*, 1977; Berkheiser *et al.*, 1980; Richardson, 1985; Walbridge and Struthers, 1993; Gale *et al.*, 1994; Reddy *et al.*, 1998 dalam Reddy and De Laune, 2008). Hubungan kapasitas serapan P (dihitung dengan persamaan *Langmuir*) atau adsorpsi maksimum dari P dan ekstrak oksalat besi dan aluminium pada Gambar 9.

Jumlah besi dan aluminium yang terekstrak dengan amonium oksalate berkorelasi tinggi dengan kapasitas serapan P di tanah mineral basah yang didominasi oleh besi dan aluminium. Berdasarkan Gambar 9 dapat diduga bahwa kira-kira 0,17 m.mol P akan diretensi setiap m.mol Fe dan Al.

KESIMPULAN

Upaya reklamasi tanah sulfat masam dilakukan dengan tetap memperhatikan keberadaan pirit agar tidak teroksidasi ke permukaan sehingga pirit stabil. Teroksidasinya pirit mengakibatkan tanah menjadi sangat masam dan kahat hara terutama P akibat diretensi oleh besi oksida seperti goethit dan hematit. Keberadaan goethit dan hematit dalam tanah berkorelasi nyata dengan retensi P maksimum dan diduga bahwa setiap m.mol Fe



Sumber : Reddy *et al.* (1995) dalam Reddy dan De Laune (2008)

Gambar 9. Hubungan antara ekstrak oksalat besi dan aluminium dan serapan fosfat maksimum pada tanah mineral rawa

dalam tanah akan meretensi P sebanyak 0,17 m.mol. Retensi P oleh goethit maupun hematit akan membentuk kompleks permukaan binuklear dengan tipe Fe-O-P(O₂)-O-Fe melalui ikatan binuklear yang kuat oleh ion Fe di permukaan.

DAFTAR PUSTAKA

- Adimihardja, A., K. Subagyo, dan M. Al-Jabri. 2006. Konservasi dan rehabilitasi lahan rawa *Dalam* Karakteristik dan Pengelolaan Lahan Rawa. Balai Besar Sumberdaya Lahan Pertanian. Badan Penelitian dan Pengembangan Pertanian. Departemen Pertanian.
- Berkheiser, V.E., J.J. Street, P.S.C. Rao, and T.L. Yuan. 1980. Partitioning of inorganic orthophosphate in soil-water systems. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 10:179-224.
- Bohn, H.L., B.L. McNeal, and G.A. O'Connor. 2003. *Soil Chemistry*. 3rd Edition. John Wiley and Sons. New York, USA.
- Brady, K.S., J.M. Bingham, W.F. Jaynes, and T.J. Logan. 1986. Influence of Sulphate on Fe-oxide formation: Comparison with a Stream Receiving Acid Main Drainage, Clay Miner.
- Breemen, N.V. and P. Buurman. 2002. *Soil Formation*. Second Edition. Kluwer Academic Publishers. New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow.
- Cornell, R.M. and U. Schwertmann. 1996. *The Iron Oxides*. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Dent. 1986. *Acid Sulphate Soils*. A Baseline for Research and Development Publication 39. ILRI. Wageningen, Nederland.
- Essington, M.E. 2004. *Soil and Water Chemistry: An integrative approach*. CRC. Press. Boca Raton, Florida, USA.
- Fanning, D.S. and S.N. Burch. 1997. Acid Sulphate Soil and Some Associated Environmental Problems. *Advances Geocology*.
- Gale, P.M., K.R. Reddy, and D.A. Graetz. 1994. Phosphorus retention by wetland soils used for treated wastewater disposal. *J. Environ. Qual.* 23:370-377.
- Guenzi, W.D. 1974. *Pesticides in Soil and Water*. American Society of Agronomy, Madison *In* H.L. Bohn, B.L. McNeal, and G.A. O'Connor. 2001. *Soil Chemistry*. 3rd Edition. John Wiley and Sons. New York, USA.
- Khalid, R.A., W.H. Patrick Jr., and R.D. De Laune. 1977. Phosphorus sorption characteristics of flooded soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:305-310.
- Kirk, G. 2004. *The Biogeochemistry of Submerged Soils*. John Wiley and Sons Ltd, England.
- Liu, C. 1999. *Surface Chemistry of Iron Oxide Mineral Formed in Different Ionic Environment*. A Dissertation. Department of Soil Science, University of Saskatchewan, Saskatoon, Canada.
- Noor, M. 2004. *Lahan Rawa: Sifat dan Pengelolaan Tanah Bermasalah Sulfat Masam*. PT Raja Grafindo Persada. Jakarta.
- Parfitt, R.L., R.J. Atkinson, and R.ST.C. Smart. 1975. The Mechanism of Fosfat Fixation by Iron Oxides. *Soil Science Society America. Proc.* 39. Pp. 837-841.
- Reddy, K.R. and R.D. De Laune. 2008. *The Bigeochemistry of Wetland; Science and Application*. CRC Press. New York.
- Reddy, K.R., G.A. O'Connor, and P.M. Gale. 1998. Phosphorus sorption capacities of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent. *J. Environ. Qual.* 27:438-447.
- Reddy, K.R., Y. Wang, W.F. De Busk, M.M. Fisher, and S. Newman. 1998. Forms of soil phosphorus in selected hydrologic units of the Florida Everglades. *Soil Sci.Soc. Am. J.* 62:1134-1147.
- Richardson, C.J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228: 1424-1426.
- Richardson, J.L. and M.J. Vepraskas. 2001. *Wetland Soils. Genesis, Hydrology, Landscapes and Classification*. Lewis Publishers. Boca Raton London New York. Washington, D.C.

- Stahl, R.S., D.S. Fanning, and B.R. James. 1993. Goethite and jarosite precipitation from ferrous sulfate solution. *Soil Science Society American Journal*. Vol. 57. January-February.
- Subagyo, H. 2006. Klasifikasi dan Penyebaran Lahan Rawa. Hlm. 1-23. *Dalam Karakteristik dan Pengelolaan Lahan Rawa*. Balai Besar Penelitian dan Pengembangan Sumberdaya Lahan Pertanian. Badan Penelitian dan Pengembangan Pertanian. Departemen Pertanian.
- Van Mensvoort, M.E.F. and D.L. Dent. 1998. Acid sulphate soil. Pp. 301-337. *In* R. Lal, W.H. Blum, C. Valentine, and B.A. Steward (Eds.). *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Florida. CRC Press LLC.
- Violente, A., M. Ricciardella, M. Pigna, and R. Capasso. 2005. Effects of organic ligands on the adsorption of trace elements onto metal oxides and organo-mineral complexes. *In* P.M. Huang and G.R. Gobran (Ed.). *Biogeochemistry of Trace Elements in the Rhizosphere*. Elsevier.
- Walbridge, M.R. and J.P. Struthers. 1993. Phosphorus retention in non-tidal palustrine forested wetlands of the mid-Atlantic region. *Wetlands* 13:84-94.
- Widjaja-Adhi, I P.G. 1997. Mencegah Degradasi dan Merehabilitasi Lahan Sulfat Masam. Makalah disajikan dalam Pertemuan Pengelolaan Lahan Rawa Pasang Surut Kalimantan Selatan, 18 Maret 1997 di Banjarmasin (tidak dipublikasikan).
- Widjaja-Adhi, I P.G., K. Nugroho, D. Ardi S., dan A.S. Karama. 1992. Sumberdaya lahan rawa: potensi, keterbatasan, dan pemanfaatan *Dalam* P. Sutjipto dan M. Syam (Ed.). *Risalah Pertemuan Nasional Pengembangan Pertanian Lahan Rawa Pasang Surut dan Lebak*. Cisarua, 3-4 Maret 1992.