

OPTIMASI FOTODEGRADASI METIL ORANYE MENGGUNAKAN FOTOKATALIS TiO₂/Al₂O₃ MONTMORILONIT**Iwan Sumarlan**

Program Studi Kimia, Fakultas MIPA, Universitas Mataram

Jln. Majapahit No. 62 Mataram NTB.

Email: iwan.sumarlan@yahoo.cam.au

Abstrak: Dispersi TiO₂ ke dalam montmorilonit terpillar aluminium (PILM) telah sukses dilakukan. Fotokatalis dibuat dengan menginterkalasikan Al₁₃ ke dalam montmorilonit alam kemudian dikalsinasi pada temperatur 500°C. Dispersi TiO₂ ke dalam montmorilonit terpillar aluminium (PILM) dilakukan dengan menggunakan metode impregnasi dengan konsentrasi teoritis 0,4%, 0,8% 1% dan 3%. Fotodegradasi metil oranye optimum diperoleh pada Ti/PILM 1%, pH 10, konsentrasi metil oranye 1,5 M dan konsentrasi katalis 1 gram/liter dengan laju konstanta orde satu sebesar 21,77x10⁻³ per menit.

Kata kunci : Metil Oranye, Montmorilonit, Optimasi, Fotokatalis, TiO₂

Abstract: Dispersion of TiO₂ on montmorillonite pillared aluminium has been done successfully. The photocatalyst were prepared by intercalation of Al₁₃ onto natural montmorillonite and then calcined at 500°C. Titania dispersion onto aluminium pillared montmorillonite was carried out by impregnation method at the theoretic concentration of 0.4%, 0.8%, 1% and 3% titania. Photodegradation optimum of methyl orange was found to be at Ti/PILM 1%, pH 10, methyl orange concentration 1.5 M and concentration of photocatalyst 1 gram/litre. The photodegradation follows first order reaction with constan rate of 21.77x10⁻³ per minutes.

Key Word: Methyl Orange, Montmorillonite, Optimisation, Photocatalyst, TiO₂

1. PENDAHULUAN

Limbah zat warna yang dihasilkan dari industri tekstil umumnya merupakan senyawa organik *non-biodegradable*, yang dapat menyebabkan pencemaran lingkungan terutama lingkungan perairan. Dewasa ini jenis bahan pewarna yang digunakan di dalam industri tekstil sangat beraneka ragam, dan biasanya tidak terdiri dari satu jenis zat warna. Oleh karena itu penanganan limbah tekstil menjadi sangat rumit dan memerlukan beberapa langkah sampai limbah tersebut benar-benar aman untuk dilepas ke perairan [1]. Saat ini berbagai teknik atau metode penanggulangan limbah tekstil telah dikembangkan seperti secara fisika (adsorpsi pada karbon aktif, ultrafiltrasi, *reverse osmosis*, koagulasi menggunakan agen kimia, pertukaran ion pada adsorben resin sintesis dan lain-lain). Akan tetapi metode-metode di atas tidak dapat merusak senyawa zat warna, hanya memindahkan dari fase air ke fase lain dan pada akhirnya akan menjadi limbah. Konsekuensinya diperlukan penanggulangan material adsorben yang menjadi limbah padat di mana prosesnya membutuhkan biaya yang lebih mahal [2]. Metode ozonisasi, oksidasi fenton dan koagulasi membutuhkan banyak bahan kimia yang akan membuat proses lebih mahal dan membutuhkan langkah-langkah penanganan lebih lanjut lagi [3].

Sebagai alternatif dikembangkan metode fotodegradasi dengan menggunakan bahan fotokatalis dan radiasi sinar ultraviolet yang energinya sesuai atau lebih besar dari energi *band gap* fotokatalis tersebut [4]. Keunggulan dari

metode ini adalah dapat mengurai zat warna menjadi molekul CO₂ dan H₂O sehingga tidak akan membahayakan lingkungan [3]. Fotokatalis yang digunakan hendaklah memiliki keunggulan seperti aktifitas katalitik tinggi, tidak toksik, memiliki stabilitas kimia tinggi dan murah. Fotokatalis yang memenuhi ketiga syarat di atas adalah titania (TiO₂). TiO₂ banyak digunakan karena dapat menghasilkan spesies yang aktif seperti •OH karena spesies ini memiliki potensial oksidasi yang baik [5]. TiO₂ dalam bentuk anatase memiliki energi *band gap* sebesar 3.2 eV sehingga hanya cahaya yang berada di bawah 400 nm yang bisa diserap sehingga akan menghasilkan e⁻/h⁺ [6]. Akan tetapi penggunaan titania, TiO₂, dalam bentuk besar seperti dalam bentuk bubuk akan mengurangi aktifitasnya secara drastis [3]. Oleh karena itu untuk menanggulangi permasalahan tersebut maka titania, TiO₂, didispersikan ke dalam molekul anorganik, seperti ke dalam montmorilonit terpillar. Lempung terdiri dari beberapa kristal. Jenis yang paling banyak adalah pilosilikat seperti hidrosilikat Al, Mg, Fe dan beberapa unsur lainnya. Beberapa jenis lempung memiliki muatan negatif yang disebabkan oleh substitusi internal oleh kation bervalensi kecil. Substitusi Al³⁺ dengan Mg²⁺ membuat lapisan lempung menjadi asam. Lempung juga terdiri dari pengotor-pengotor seperti kuarsa, pasir, sedimen, mika, klorit, abu vulkanik, fosil, logam berat, sulfida, mineral karbonat, zeolit dan beberapa mineral batuan ataupun partikel yang berbentuk koloid [7]. Diantara jenis mineral lempung, montmorilonit yang termasuk kelompok yang sangat menarik karena kemampuan mengembangnya dan kapasitas pertukaran kation

yang tinggi. Struktur montmorilonit tersusun atas dua lapisan (disebut lapis 2:1) yang dibentuk oleh dua lapis tetrahedral dan satu lapis oktahedral alumina sebagai atom pusatnya di mana atom oksigen terikat langsung pada lapisan-lapisan tersebut [8]. Pilarisasi montmorilonit dilakukan dengan menukarkan kation-kation yang berada antar lapis dengan polikation anorganik yang berukuran lebih besar. Interkalasi polikation akan memperbesar basal spacing lempung. Pada saat pemanasan polikation tersebut akan membentuk oksida metal melalui proses dehidrasi atau dehidroksilasi. Oksida metal yang menyangga antar lapis lempung disebut pemilar [9]. Penelitian lempung terpillar banyak terfokus pada polikation Al_{13} sebagai agen pemilar. Larutan polikation Al_{13} dibuat dengan cara hidrolisis baik dengan penambahan basa, seperti hidroksida dan karbonat, ke dalam $AlCl_3$ atau $Al(NO_3)_3$ dengan rasio molar OH/Al sampai dengan 2,5, maupun dengan penambahan langsung bubuk Al ke dalam larutan $AlCl_3$ [10]. Penggunaan polikation Al_{13} , $[Al_{13}O_4(OH)_{24}(H_2O)_{12}]^{7+}$, sebagai agen pemilar lempung lebih banyak dilakukan dibandingkan dengan agen pemilar yang lain dikarenakan sifat kimianya yang sudah diketahui dan bentuk polimerisasinya yang mudah dimengerti [11].

2. METODE PENELITIAN

Alat: Alat-alat yang digunakan dalam penelitian ini adalah alat-alat gelas, pengaduk magnet, Hot plate stirrer model L-8, pengayak 200 Mesh, termometer, lumpang porselain dan penggerus, kertas saring Whatman 42, pH universal, oven, Spektrofotometer UV-Vis Shimadzu U-2010, HPLC Shimadzu, X-Ray Diffraction Shimadzu X6000, Surface Area Analyzer NOVA 1200e, SEM-EDX, High Performance Liquid Chromatography (HPLC) Dan DRUV-Vis JASCO V-760

Bahan: lempung montmorilonit asal Boyolali yang dibeli dari PT. Tunas Inti Makmur, Semarang, Larutan H_2SO_4 95-97 % buatan E. Merck, Akuades buatan Lab. Kimia, Lanjut FMIPA UII, Larutan $AgNO_3$ buatan E. Merck, Larutan HCl 37 % buatan E. Merck, Larutan H_2O_2 buatan E. Merck, Padatan Metil Orange buatan E. Merck, 2-propanol buatan E. Merck

Metode: Montmorilonit montmorillonit alam sebanyak 15 gram dicuci dengan 10 mL H_2SO_4 0,001 M dan kemudian diaduk selama 24 jam. Lalu, larutan tersebut disaring dengan menggunakan kertas saring whatman 42 dan dinetralisasi dengan menggunakan akuades. Setelah itu, endapan yang diperoleh dikeringkan menggunakan oven dengan suhu $70^\circ C$, dimasukkan dalam desikator selama 30 menit, kemudian digerus sampai halus dan diayak

menggunakan ayakan ukuran 200 mesh. Sintesis montmorilonit terpillar Al_2O_3 dilakukan dengan terlebih dahulu mempersiapkan larutan pemilar. Larutan pemilar dibuat dengan cara membuat larutan $NaOH$ 0,88 M dan larutan $AlCl_3 \cdot 6H_2O$ 0.4 M masing-masing 1 liter kemudian larutan $AlCl_3 \cdot 6H_2O$ dititrasi dengan $NaOH$ dengan meneteskan perlahan disertai pengadukan cepat hingga $NaOH$ habis dan tidak terbentuk endapan putih. Setelah larutan jadi, dilakukan reflus terhadap larutan selama 4 jam kemudian didinginkan.

Sepuluh gram montmorillonit alam yang telah dipreparasi diaduk dalam 500 mL akuades selama 24 jam. Setelah 24 jam, larutan tersebut ditambahkan dengan larutan pemilar yang telah dipreparasi dan diaduk kembali selama 24 jam. Larutan tersebut kemudian disaring menggunakan kertas saring whatman 42 dan dicuci sampai pH netral menggunakan akuades. Pencucian dihentikan jika pH sudah netral dan larutan filtrat tidak membentuk endapan putih $AgCl$ ketika ditambahkan dengan larutan $AgNO_3$. Endapan yang diperoleh kemudian dikeringkan dalam oven pada suhu $70^\circ C$, dimasukkan dalam desikator selama 30 menit, dan kemudian dikalsinasi pada temperatur $400^\circ C$ dengan aliran gas N_2 selama 3 jam. Setelah itu, padatan tersebut digerus sampai halus dan diayak menggunakan ayakan ukuran 200 mesh.

Sebanyak 75 μL , 150 μL , 187,5 μL dan 562 μL titanium peroksida masing-masing ditambahkan ke dalam 10 mL 2-propanol kemudian diaduk selama 1 jam. Setelah itu masing-masing larutan ditambahkan ke dalam campuran 10 mL aquades, 3 gram montmorilonit alam dan 10 mL 2-propanol. Sambil diaduk larutan tersebut direfluks selama 6 jam. Setelah direfluks, sampel kemudian dikeringkan di dalam oven dengan suhu $70^\circ C$ dan dikalsinasi pada suhu $500^\circ C$. Hasil sampel yang diperoleh disebut Ti/PILM.

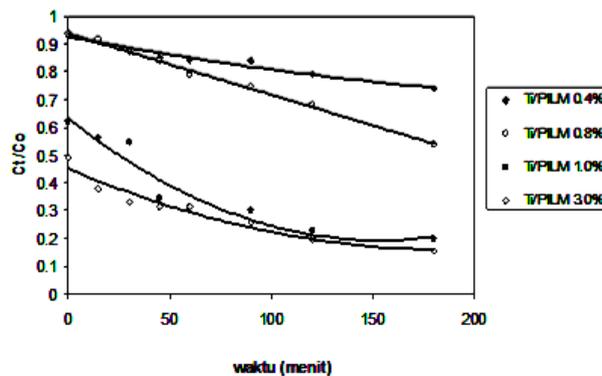
Uji aktivitas fotokatalis dilakukan menggunakan reaktor *batch*. Ke dalam larutan uji MO ditambahkan fotokatalis dalam bentuk serbuk dengan konsentrasi 0,5g/L larutan. Ke dalam larutan ditambahkan larutan H_2O_2 sebagai oksidan dan kemudian diaduk di bawah iluminasi lampu UV dan sampel larutan diambil secara berurutan pada selang waktu tertentu untuk ditentukan kadarnya secara kolorimetri menggunakan spektrofotometer UV Visible. Kajian aktivitas katalitik ditentukan berdasarkan penentuan konstanta laju reaksi degradasi dan kajian mekanisme reaksi katalisis dengan pemodelan Langmuir-Hinshelwood. Pengukuran konsentrasi zat warna ini dilakukan menggunakan metode kolorimetri menggunakan spektrofotometri pada

panjang gelombang 635,5 nm dan 436 nm berturut-turut untuk MO.

3. HASIL DAN PEMBAHASAN

Optimasi konsentrasi TiO₂ dalam PILM

Optimasi konsentrasi TiO₂ dalam PILM dilakukan untuk mengetahui laju kadar maksimal TiO₂ yang akan didispersikan ke dalam PILM. hal ini ditandai dengan laju maksimum fotodegradasi MO yang diperoleh dalam penghitungan. Hal ini perlu dilakukan untuk mengantisipasi penggunaan TiO₂ agar tidak terbuang sia-sia. Dalam penelitian ini TiO₂ yang didispersikan yaitu 0,4 %, 0,8 %, 1% dan 3%. Laju fotodegradasi MO menggunakan Ti/PILM dalam berbagai persen TiO₂ ditunjukkan pada Gambar 1



Gambar 1. Laju degradasi MO oleh Ti/PILM dengan variasi konsentrasi Ti, H₂O₂ 0,05 mL, Co = 1,5x10⁻⁵ M.

Gambar 1 terlihat bahwa pada waktu pertama konsentrasi setiap persen TiO₂ berbeda dengan lainnya. Ini dikarenakan jumlah MO yang teradsorpsi pada permukaan katalis berbeda karena semakin besar persen katalis maka jumlah MO yang akan teradsorpsi semakin besar pula. Pada umumnya semakin besar laju fotodegradasi berbanding lurus dengan waktu penyinaran.

Untuk mengetahui aktivitas fotokatalitik setiap persen TiO₂ yang didispersikan maka digunakan persamaan orde satu di bawah ini

$$-\frac{dC}{dt} = k.C \quad (1)$$

Dimana C konsentrasi MO, t waktu reaksi dan k konstanta laju orde satu. Nilai k diperoleh dari slope ln Co/Ct versus waktu reaksi. Nilai k untuk setiap persen TiO₂ yang didispersikan dapat dilihat pada Tabel 5.5. Pada Tabel 5.5 terlihat bahwa laju fotodegradasi bertambah dengan semakin besar persen TiO₂ yang didispersikan sampai pada 1%.

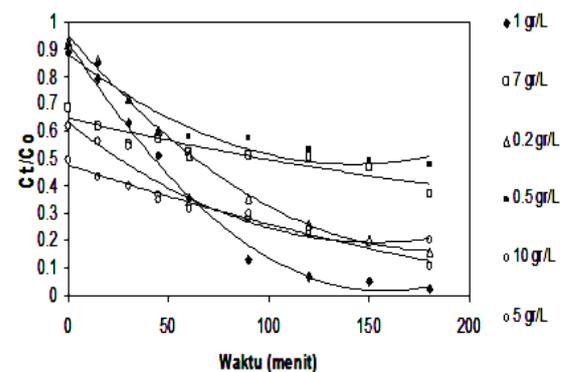
Sedangkan pada konsentrasi 3% konstanta laju fotodegradasi turun. Hal ini disebabkan oleh deaktivasi situs aktif katalis karena tertutupi oleh situs katalis lain yang pada keadaan dasarnya (*ground state*). 1% TiO₂ yang didispersikan ke dalam montmorilonit terpillar kemudian digunakan untuk proses optimasi selanjutnya.

Tabel 1 Konstanta laju konsentrasi TiO₂ yang didispersikan ke dalam montmorilonit terpillar

konsentrasi TiO ₂	k (menit ⁻¹)
0,4%	2,18 x 10 ⁻³
0,8%	3,46 x 10 ⁻³
1,0%	6,67 x 10 ⁻³
3,0%	5,86 x 10 ⁻³

Optimasi konsentrasi fotokatalis

Untuk mengetahui laju optimum fotodegradasi MO maka salah satu langkah yang perlu dilakukan yaitu optimasi konsentrasi katalis. Optimasi konsentrasi katalis dimaksudkan untuk mengetahui pada konsentrasi berapa laju fotodegradasi maksimum terjadi sehingga harapannya pada saat aplikasi dilapangan fotokatalis tidak terbuang sia-sia. Untuk mengetahui konsentrasi katalis optimum maka ditimbang 0,1 gram Ti/PILM 1%, 0,7 gram Ti/PILM 1%, 0,02 Ti/PILM 1% gram, 0,05 Ti/PILM 1% gram, 1,0 Ti/PILM 1% gram, dan 0,5 Ti/PILM 1% gram yang kemudian dimasukkan ke dalam 100 ml MO. Fotodegradasi MO pada berbagai konsentrasi katalis dapat dilihat pada Gambar 2



Gambar 2 Laju degradasi MO dalam berbagai konsentrasi katalis. H₂O₂ = 0,05 mL, Co = 1,5x10⁻⁵ M.

Pada Gambar 2 terlihat bahwa dengan berat katalis 1 gr/L (0,1 gram) memiliki daya degradasi paling besar. Ini terlihat dari konsentrasi akhir yang dihasilkan paling rendah dibandingkan dengan berat katalis yang lainnya. Ini juga dibuktikan dari hasil perhitungan laju konstanta fotodegradasi yang dapat dilihat pada Tabel 5.6

Tabel 2 Konstanta laju fotodegradasi MO dengan berbagai berat katalis

Konsentrasi katalis (g/L)	k (menit ⁻¹)
0,2	10,60 x 10 ⁻³
0,5	3,56 x 10 ⁻³
1	21,79 x 10 ⁻³
5	7,91 x 10 ⁻³
7	2,68 x 10 ⁻³
10	7,45 x 10 ⁻³

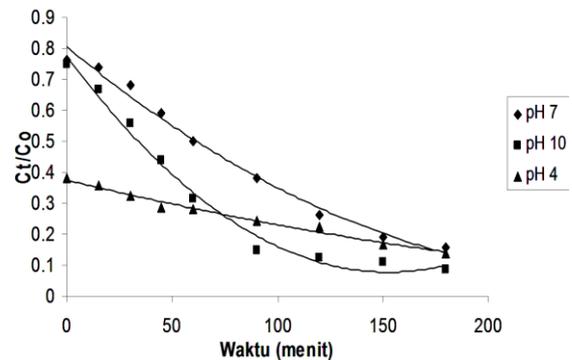
Pada Tabel 2 terlihat bahwa laju konstanta tidak bertambah dengan semakin bertambahnya berat katalis. Hal ini disebabkan karena suspensi katalis pada larutan terlalu besar sehingga menghalangi cahaya UV. Akibatnya, produksi radikal hidroksi yang merupakan spesies aktif pada proses fotodegradasi akan menurun. Aktivitas fotodegradasi menurun dapat juga disebabkan oleh deaktivasi situs aktif katalis karena tertutupi oleh situs katalis lain yang pada keadaan dasarnya (*ground state*) atau dapat juga karena penggumpalan dan sedimentasi katalis pada saat proses fotodegradasi sehingga ada bagian permukaan katalis yang tidak menyerap baik cahaya maupun senyawa MO. Menurut Fatimah dkk [12] bahwa pada tingkatan tertentu penambahan katalis Ti/PILM tidak meningkatkan laju fotodegradasi. Hal ini disebabkan aktivitas fotokatalisis sebagian besar tidak terjadi pada reaksi tersebut karena keterbatasan kemampuan kapasitas adsorpsi. Beberapa penelitian melaporkan bahwa laju degradasi bertambah dengan konsentrasi katalis berkisar antara 400-500 mg/L namun turun apabila konsentrasi TiO₂ terus bertambah mencapai 2000 mg/L. Ini dapat dijelaskan berdasarkan ketersediaan situs aktif pada permukaan TiO₂ dan penetrasi cahaya pada suspensi. Ketersediaan situs aktif akan bertambah dengan bertambah suspensi katalis yang ditambahkan. Selain itu juga, turunnya degradasi pada penambahan katalis yang lebih besar karena deaktivasi molekul-molekul oleh gabungan antara keadaan dasar molekul-molekul tersebut. Pengendapan partikel-partikel TiO₂ ditemukan pada penambahan 2000 mg/L TiO₂ pada larutan. Pada kondisi tersebut sebagian permukaan katalis tidak bisa menyerap cahaya atau zat warna sehingga akan menurunkan laju degradasi [2].

Hasil ini yaitu, 1 gram per liter, lebih sedikit dibandingkan dengan penelitian sebelumnya seperti Wittyakun dkk [13] yang mendispersikan TiO₂ ke dalam MCM-41 dengan rasio berat katalis dengan volume MO yang diperoleh sebesar 5 gram per liter. Selanjutnya katalis dengan berat 0,1 gram digunakan untuk proses optimasi selanjutnya.

Optimasi pH sistem fotodegradasi

Untuk mengetahui laju maksimum fotodegradasi maka pH sistem pada saat

fotodegradasi MO yang digunakan ialah pH 4, pH 7 dan pH 10. Laju fotodegradasi MO dalam berbagai pH yaitu pH 4, pH 7 dan pH 10 dapat dilihat pada Gambar 3



Gambar 3 Laju degradasi MO pada variasi pH, Co:1,5x10⁻⁵ M, H₂O₂:0,05 mL.

Gambar 3 menunjukkan laju fotodegradasi senyawa MO pada pH 4, pH 7 dan pH 10. Dari Gambar terlihat bahwa laju fotodegradasi MO dengan pH 10 paling besar dibandingkan dengan laju fotodegradasi pH 4 dan pH 7. Dari Tabel 3 dapat dilihat bahwa fotodegradasi pada pH 10 memiliki laju yang paling besar.

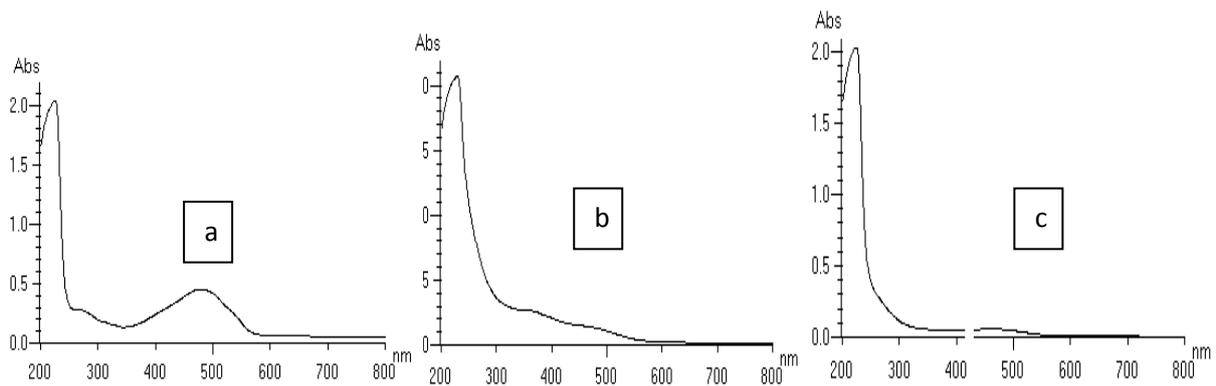
Tabel 3 Konstanta laju fotodegradasi MO pada berbagai pH.

pH	k (menit ⁻¹)
pH 4	5,395 x 10 ⁻³
pH 7	9,53 x 10 ⁻³
pH 10	13,20 x 10 ⁻³

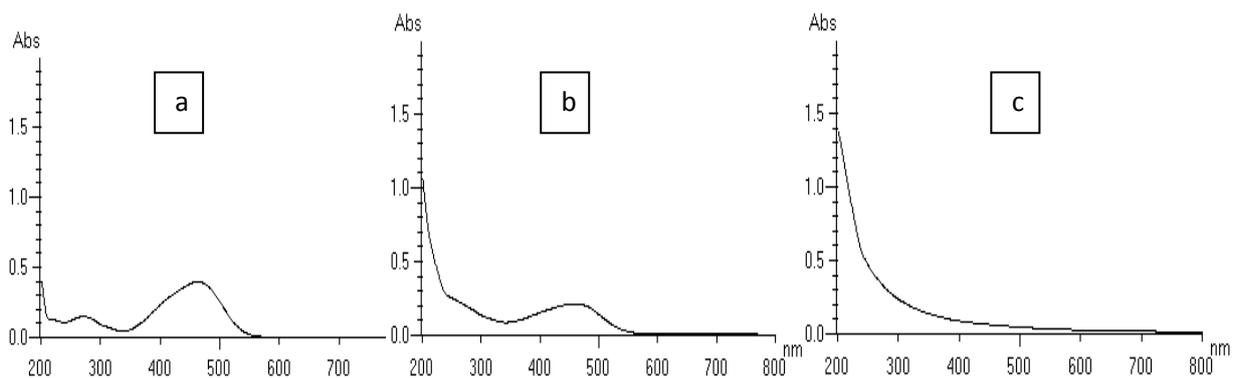
Hasil penelitian ini sejalan dengan hasil penelitian yang dilakukan oleh Mirkhani dkk [14] bahwa fotodegradasi MO efektif pada suasana basa yaitu pada pH 8-9. Hal ini terjadi pembentukan radikal (\bullet OH) yang lebih banyak karena ketersediaan ion hidroksi pada suasana basa dalam jumlah besar sehingga akan meningkatkan aktivitas fotodegradasi sebagaimana ditunjukkan oleh reaksi



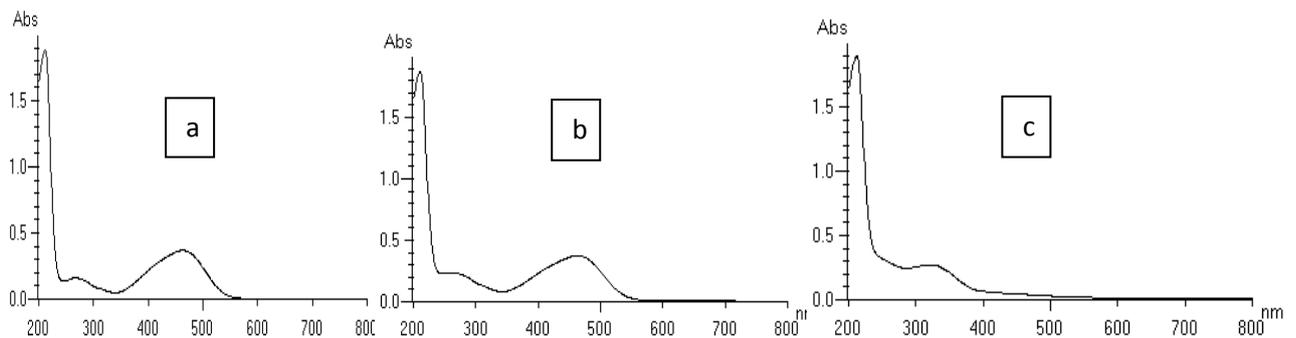
Pada suasana asam (pH 4) laju fotodegradasi lebih rendah dari pH 7. Hal ini terjadi karena adanya adsorpsi yang sangat kuat akibat adanya interaksi elektrostatis antara muatan positif permukaan katalis dengan zat warna anionik azo sehingga adsorpsi pada permukaan lebih dominan daripada degradasi fotokatalitik di mana adsorpsi permukaan hanya memindahkan zat warna dari larutan ke dalam padatan katalis tanpa ada proses mineralisasi. Hal ini juga dibuktikan dari *scanning* panjang gelombang yang terlihat pada gambar-gambar di bawah ini



Gambar 4 Spektra panjang gelombang MO pada pH 4. a, pada waktu -15 menit. b, 0 menit dan c, 180 menit.



Gambar 5 Spektra panjang gelombang MO pada pH 7. a, pada waktu -15 menit. b, 0 menit dan c, 180 menit.



Gambar 6 Spektra panjang gelombang MO pada pH 10. a, pada waktu -15 menit. b, 0 menit dan c, 180 menit.

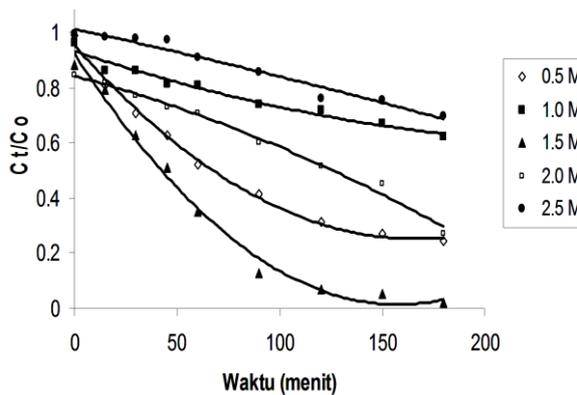
Gambar 4, 5 dan 6 terlihat bahwa pada pH 10 pada menit -15 dan 0 terlihat senyawa MO memiliki intensitas yang hampir sama. Ini bisa dimaklumi bahwasanya pada kondisi alkali baik fotokatalis maupun senyawa MO akan bermuatan negatif sehingga tidak terjadi adsorpsi yang diakibatkan gaya elektrostatis tetapi gaya penolakan *coloumbic*. Pada menit 180 terlihat bahwa intensitas MO menurun karena adanya proses fotodegradasi katalitik. Pada pH 7 yaitu pada menit 0 terlihat intensitas senyawa MO menurun karena adsorpsi oleh katalis yang diakibatkan oleh gaya elektrostatis dan pada menit 180 intensitas MO menurun akibat proses fotodegradasi katalitik. Sedangkan pada pH 4 terlihat bahwa pada waktu -

15 menit senyawa MO masih utuh kemudian pada menit 0 terlihat intensitas MO jauh menurun akibat adsorpsi yang kuat oleh katalis. Sedangkan pada menit 180 intensitas MO tidak jauh berbeda dengan intensitas MO pada menit ke 0. Ini menunjukkan bahwa adsorpsi lebih berperan daripada proses fotodegradasi fotokatalitik sehingga laju fotodegradasi pada pH 4 paling kecil dibandingkan laju fotodegradasi pada pH 7 dan pH 10. Menurut Salman dkk [6] absorpsi pada daerah tampak yaitu pada panjang gelombang 465 nm terjadi penurunan seiring bertambahnya waktu. Di sisi lain, pita yang terbaru mulai terbentuk pada pada panjang gelombang 320 nm dan 270 nm. Setelah satu jam intensitas pita pada daerah 465 nm

mulai menurun dan sebaliknya intensitas pada 270 nm meningkat. Setelah tiga jam pita pada 465 nm 270 nm tidak nampak dan hanya pita pada 254 nm yang nampak dengan jelas. Ini menandakan bahwa aromatis MO terabsorp pada 465 nm dan cincin aromatis terabsorp pada rentang 200 nm sampai 270 nm. Pada awal mulanya, cincin poliaromatis pada MO mengalami degradasi dengan membentuk mono aromatis tersubstitusi sehingga intensitas pita pada >200 nm bertambah dan pada pita pada 320 nm mulai terbentuk. Setelah tiga jam pita pada 465 nm dan 270 nm mulai tidak nampak, begitu juga pada >200 nm. Ini menunjukkan bahwa MO mulai terdegradasi dan CO₂ dan H₂O mulai terbentuk.

Laju fotodegradasi pada variasi konsentrasi

Laju fotodegradasi dipelajari pada variasi konsentrasi awal MO: 0,5x10⁻⁵ M, 1,0x10⁻⁵ M, 1,5x10⁻⁵ M, 2,0x10⁻⁵ M dan 2,5x10⁻⁵ M dengan kadar Ti/PILM 1% dan konsentrasi katalis 1 gr/L. Tujuan dari kajian ini adalah mempelajari efektifitas fotodegradasi pada variasi konsentrasi. Laju fotodegradasi MO dengan variasi konsentrasi awal dapat dilihat pada Gambar 7



Gambar 7 Laju degradasi MO pada berbagai konsentrasi awal; H₂O₂ 0,05 mL.

Pada Gambar 7 terlihat bahwa laju fotodegradasi paling besar terlihat pada konsentrasi 1.5 M. Hal ini juga dibuktikan dengan laju konstanta fotodegradasi yang dapat dilihat pada Tabel 4

Tabel 4 Konstanta laju fotodegradasi pada berbagai konsentrasi awal MO

Konsentrasi Awal (M) 10 ⁻⁵	k (menit ⁻¹)
0,5	7,91 x 10 ⁻³
1,0	2,17 x 10 ⁻³
1,5	21,77 x 10 ⁻³
2,0	5,592 x 10 ⁻³
2,5	2,15 x 10 ⁻³

Pada Tabel 4 diketahui bahwa laju konstanta fotodegradasi paling besar terjadi dengan konsentrasi awal 1,5 M kemudian disusul dengan konsentrasi awal 0.5 M. Dari Tabel terlihat bahwa laju konstanta fotodegradasi bertambah dengan semakin besarnya konsentrasi awal MO. Hal ini bisa terjadi karena dengan meningkatnya konsentrasi awal zat warna pada kondisi tertentu dan pada kondisi tertentu pula semakin tinggi konsentrasi zat warna maka laju degradasinya semakin turun. Laju degradasi berhubungan langsung dengan jumlah terbentuknya radikal •OH pada permukaan katalis atau radikal •OH yang bereaksi dengan zat warna. Karena meningkatnya konsentrasi zat warna maka akan meningkatkan reaksi antara zat warna tersebut dengan spesies pengoksidasi maka akan meningkatkan laju degradasi. Sebaliknya, efisiensi degradasi zat warna turun ketika konsentrasi zat warna terus bertambah. Alasannya semakin tinggi konsentrasi zat warna maka produksi radikal •OH pada permukaan katalis akan berkurang karena situs aktifnya tertutup oleh ion molekul zat warna tersebut. Alasan lainnya adalah disebabkan oleh sinar UV mempengaruhi zat warna itu sendiri. Pada konsentrasi zat warna tinggi, zat warna tersebut akan lebih menyerap sinar UV daripada partikel TiO₂ sehingga akan mengurangi efisiensi reaksi katalitik karena konsentrasi radikal •OH dan O₂^{•-} menurun.

4. KESIMPULAN

Fotodegradasi metil oranye dengan menggunakan fotokatalis Ti/PILM dibawah sinar UV telah dilakukan. Aktifitas fotokatalitik tidak berbanding lurus dengan persen TiO₂ yang didispersikan. Fotodegradasi optimum terjadi pada Ti/PILM 1%, pH 10, konsentrasi MO 1,5 M, dan konsentrasi fotokatalis 1 g/L. Hasil kajian kinetika fotodegradasi MO menghasilkan konstanta laju orde satu sebesar 21 x 10⁻³/menit.

Daftar Pustaka

[1] Wijaya, K., Sugiharto, E., Fatimah, I., Sudiono, S., dan Kurniaysih, D., 2006, *Utilisasi TiO₂-Zeolit dan Sinar UV Untuk Fotodegradasi Zat Warna Congo Red*, TEKNOIN, 199-209.

[2] Konstantinou, I, K., dan Albanis, T.A., 2004, *TiO₂-Assisted Photocatalytic Degradation of Azo Dyes in Aqueous Solution: Kinetic and Mechanistic Investigation, A Review*, Appl. Catal. B: Environmental, 49, 1-14.

[3] Fatimah, I., Shukla, P.R., dan Kooli, F., 2009, *Combined Photocatalytic and Fenton Oxidation of Methyl Orange Dye Using Iron Exchanged Titanium Pillared*

- Montmorillonite*, J. Appl. Sci., 9(20), 3725-3722.
- [4] Wijaya, K., Tahir, I., dan Baiquni, A., 2002, *The Synthesis OF Cr₂O₃-Pillared Monmorillonite (CrPM) and Its Usage for Host Material of p-Nitroaniline*, Indo. J. Chem., 2(1), 12-21.
- [5] Andronic, L., Carcel, R. A., dan Duta, A., 2009, *Cd²⁺ Modified TiO₂ for Methyl Orange Photodegradation*, Revue Roumaine de Chimie, 54(4), 309-312.
- [6] Salman, R.S., dan Al-Qaradawi, S., 2002, *Photocatalytic Degradation of Methyl Orange as a Model Compound*, J. Photochem. Photobio., 148, 161-168.
- [7] Utracki, L.A., 2004, *Clay-Containing Polymeric Nanocomposites*, Vol. I, Rapra Technology, United Kingdom
- [8] Klopogge, J.T., 1998, *Synthesis of Smectites and Porous Pillared Clay Catalysts: A Review*, J. Por. Mat., 5, 5-41.
- [9] Gill, A., Gandia, L.M., dan Vicente, M.A., 2007, *Recent Advances in the Synthesis and Catalitic Applications of Pillared Clays*, Catal. Rev. Sci and Eng, 42(1&2), 145-212.
- [10] Gil, A., Vicente, M.A., dan Korili, S.A., 2005, *Effect of the Al/Si Ratio on the Structure and Properties of Silica-Alumina-Pillared Clays*, J. Catal., 229, 119-126.
- [11] Gandia, L.M., Vicente, M.A., dan Gill, A., 2000, *Preparation and Characterization of Manganese Oxide Catalyst Supported on Alumina and Zirconia-Pillared Clays*, Appl.Catal. A: General 196, 281-292.
- [12] Fatimah, I., Narsito., dan Wijaya, K., 2009, *Controlling Factor in Alumina Pillared Saponite and Alumina Pillared Montmorillonite Synthesis*, Indo. J. Chem., 9(1), 6-12.
- [13] Wittayakun, J., Artkla, S., Wantala, K., Srinameb, B., dan Grisdanurak, M., 2009, *Characteristis and Photocatalytic of Methyl Orange on Ti-RH-MCM-41 and TiO₂/RH-MCM-41*, Korean J. Chem. Eng, 26(6), 1556-1562.
- [14] Mirkhani, V., Tangestaninejad, S., Moghadam, M., Habibi, M.H., dan Vertooni, A.R., 2009, *Photocatalytic of Azo Dyes Catalyzed by Ag Doped TiO₂ Photocatalyst*, J. Iran. Chem. Soc, Vol. 6, No. 3, 578-587.