

PENGHILANGAN AMONIAK DI DALAM AIR LIMBAH DOMESTIK DENGAN PROSESMOVING BED BIOFILM REACTOR (MBBR)

Removal Ammonia In Domestic Wastewater Using Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) Process

Oleh :

Nusa Idaman Said^{*)} dan Muhammad Rizki Sya'bani^{**)}

*) Pusat Teknologi Lingkungan, BPPT**) Universitas Mulawarman

Abstrak

Proses pengolahan air limbah yang mengandung polutan organik yang banyak digunakan di Indonesia terutama di Jakarta adalah proses lumpur aktif. Masalahnya adalah kualitas air olahannya sering belum memenuhi standar baku mutu. Beberapa faktor yang mempengaruhi adalah waktu tinggal hidrolis (HRT) terlalu pendek, fluktuasi laju aliran limbah, proses aerasi yang tidak berfungsi dengan baik dan juga yang tidak kalah pentingnya adalah kesalahan operasional yang disebabkan oleh kurangnya pengetahuan operator. Untuk mengatasi permasalahan tersebut diperlukan inovasi teknologi untuk meningkatkan efisiensi proses pengolahan air limbah terutama proses lumpur aktif.

Teknologi Moving Bed Biofilm Reaktor (MBBR) merupakan salah satu alternatif yang efektif untuk mengolah air limbah yang mengandung polutan organik. Pada prinsipnya, MBBR merupakan modifikasi dari proses lumpur aktif yang ditingkatkan dengan menambahkan media ke dalam bak aerasi.

Makalah ini menjelaskan tentang studi pengolahan air limbah domestik menggunakan proses MBBR yang diisi dengan media plastik bioball yang memiliki luas permukaan spesifik $210 \text{ m}^2/\text{m}^3$ sebanyak 20% dari volume tangki aerasi sebagai tempat melekatnya mikroorganisme untuk meningkatkan efisiensi serta menjaga stabilitas proses.

Hasil penelitian menunjukkan bahwa dengan waktu tinggal hidrolis (HRT) dalam tangki aerasi 12 jam, 8 jam, 6 jam dan 4, serta rasio sirkulasi lumpur $R=1,0Q$, efisiensi penghilangan amoniak masing-masing adalah 94,05%, 93,42%, 89%, dan 79,6%. Dengan beban amoniak $0,106-0,302 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{hari}$, di dapatkan efisiensi penghilangan amoniak 95,54-83,01%. Semakin besar beban amoniak, efisiensi penghilangan amoniak semakin kecil. Waktu tinggal yang optimal adalah 6 jam dengan efisiensi penghilangan amoniak mencapai 89 %, dan konsentrasi amoniak di dalam efluen rata-rata 8,3 mg/l.

Kata Kunci : Air limbah rumah tangga, amoniak, bioball, MBBR.

Abstract

The treatment process of wastewater contains organic pollutant which used in Indonesia especially in Jakarta is generally activated sludge process. The problem is its treated water quality which frequently does not yet fulfilled to effluent standard of wastewater. Some affecting factors are hydraulic retention time (HRT) too short, the fluctuation of wastewater flow rate, unfavorable function of aeration process and also which do not less important is operational mistake caused by insufficient knowledge of operator. To overcome the mentioned problems it is needed technological innovation to increase efficiency of wastewater treatment process especially activated sludge process.

Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) technology is one of the effective alternative for treating wastewater containing organic pollutants. In principle, MBBR is a modification of the activated sludge process enhanced by adding the media into the aeration tank. This paper describes the study of domestic waste water treatment using MBBR process which is filled with bioball plastic media which has specific surface $210 \text{ m}^2/\text{m}^3$ as much as 20% of the volume of the aeration tank for attaching microorganism to increase efficiency and keep stability of process.

Result of the study shows that within 12 hours, 8 hours, 6 hours and 4 hours of hydraulic retention time (HRT) in aeration tank and sludge circulation ratio of $R=1.0Q$, the removal efficiency of ammonia were 94.05 %, 93.42 %, 89 %, and 79.6 % respectively. In ammonia loading $0.106 - 0.302 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$, the removal efficiency of ammonia were 95.54 - 83.01 %. The greater ammonia

loading, removal efficiency of ammonia is getting smaller. Optimal residence time is 6 hours with ammonia removal efficiency reached 89%, and the average concentration of ammonia in the effluent of 8.3 mg per litre.

Keyword : Domestic wastewater, ammonia, bioball, MBBR.

1. PENDAHULUAN

1.1 Latar Belakang

Masalah pencemaran air di kota besar di Indonesia telah menunjukkan gejala yang cukup serius, penyebab dari pencemaran tadi tidak hanya berasal dari buangan industri pabrik-pabrik, tetapi juga bersumber dari air limbah rumah tangga (*domestic sewage*) yang jumlahnya makin hari makin besar sesuai dengan perkembangan penduduk maupun perkembangan kota. Di Jakarta misalnya, sebagai akibat masih minimnya fasilitas pengolahan air buangan kota mengakibatkan tercemarnya badan – badan sungai oleh air limbah domestik, bahkan badan sungai yang diperuntukkan sebagai bahan baku air minum pun telah tercemar.

Untuk mengatasi hal tersebut Pemerintah Provinsi DKI Jakarta telah mengeluarkan Peraturan Gubernur Provinsi Daerah Khusus Ibukota Jakarta Nomor 122 Tahun 2005 Tentang Pengelolaan Air Limbah Domestik Di Provinsi Daerah Khusus Ibukota Jakarta. Menurut Peraturan Gubernur Nomor 122 tahun 2005 Bab V pasal 7 tersebut telah mewajibkan semua pihak untuk mengolah air limbah domestik sebelum dibuang ke saluran umum.

Bangunan rumah tinggal atau bangunan non rumah tinggal wajib mengelola air limbah domestik (*blackwater* maupun *greywater*) sebelum dibuang ke saluran umum/drainase. Bangunan rumah tinggal dan atau bangunan usaha/ jasa/ industri yang telah dibangun dan belum memiliki instalasi pengelolaan air limbah domestik yang memenuhi syarat baku mutu air limbah, wajib memperbaiki dan atau membangun instalasi pengolahan air limbah domestik. Salah satu penanganan pengolahan limbah cair domestik saat ini dapat dilakukan dengan sistem aerob adalah pada proses lumpur aktif konvensional. Proses ini termasuk proses biologis yang menggunakan mikroorganisme untuk mendegradasi bahan-bahan organik yang terkandung dalam limbah cair. Metode ini adalah metode yang paling banyak digunakan di Indonesia, termasuk di DKI Jakarta.

Selain metode pengolahan lumpur aktif, ada pula metode pengolahan air limbah lain yang mulai digunakan di wilayah DKI Jakarta, yakni proses pengolahan dengan biofilter melekat diam. Proses ini didasarkan oleh penggunaan media penyangga sebagai tempat tumbuh dan berkembangnya bakteri pendegradasi senyawa pencemar yang diletakkan

secara diam di dalam reaktor aerasi maupun non aerasi (anaerobik).

Permasalahan yang banyak dihadapi dalam kedua pengolahan ini diantaranya adalah proses ini memerlukan waktu yang lama dan lahan yang luas untuk memisahkan lumpur dan cairan olahan, disamping itu air hasil olahannya sering kali belum memenuhi baku mutu air limbah yang boleh dibuang sesuai dengan Pergub DKI Jakarta nomor 122 tahun 2005. Parameter yang sering melampaui baku mutu adalah parameter amoniak.

Beberapa faktor penyebab yang sering ditemui antara lain adalah waktu tinggal hidrolis terlalu singkat, fluktuasi debit limbah yang sangat besar, fungsi aerasi yang kurang baik, penyumbatan yang pada media biofilter, serta yang tidak kalah penting adalah kesalahan operasional akibat pengetahuan operator tentang proses yang tidak memadai. Untuk mengatasi kelemahan tersebut, maka dilakukan penelitian dengan cara menggabungkan dua perlakuan yang ada dalam proses lumpur aktif dan biofilter melekat diam dengan harapan dapat memaksimalkan fungsi reaktor pengolahan dalam menurunkan kadar amoniak di dalam air limbah domestik.

Secara garis besar, penelitian ini membahas tentang pengolahan air limbah domestik menggunakan penggabungan dua pola pertumbuhan mikroba, yaitu pola pertumbuhan bakteri dengan biakan melekat seperti pada biofilter, dan pola pertumbuhan bakteri dengan biakan tersuspensi seperti pada sistem lumpur aktif konvensional. Penggunaan media dalam penelitian ini adalah sebagai tempat melekatnya mikroorganisme pendegradasi polutan, yakni dengan perbandingan volume media sekitar 20 % dari total volume air reaktor.

Oleh karena perbandingan volume media yang kecil dibandingkan dengan volume air reaktor, menyebabkan pada reaktor ini akan terjadi gerakan random/turbulensi antar media yang terkena aerasi sehingga masing-masing media akan berada pada kondisi bergerak. Istilah dari modifikasi perlakuan lumpur aktif ini diberi nama "*Moving Bed Biofilm Reactor*" atau MBBR.

Perlakuan ini bertujuan untuk meningkatkan efisiensi serta menjaga stabilitas proses. Dengan penambahan media ke dalam bak aerasi maka proses pertumbuhan biologis mikroba dengan biakan tersuspensi dan biakan melekat akan terjadi secara bersamaan. Dengan cara demikian diharapkan selain

meningkatkan jumlah mikroorganisme yang menguraikan polutan juga suplai oksigen akan lebih merata sehingga kemampuan penyerapan oksigen menjadi lebih besar serta optimal dalam penghilangan kadar polutan terutama amoniak.

Lebih lanjut diharapkan, perlakuan khusus ini dapat memperbesar kontak biologis antara air limbah dengan mikroorganisme, sehingga pada volume dan kapasitas pengolahan yang sama dengan proses lumpur aktif konvensional, akan didapatkan *Hydrolic Retention Time* (HRT) yang optimum dan tentunya akan dapat menghemat volume reaktor, sehingga aktifitas pengolahan akan lebih efisien baik dalam penurunan kadar polutan pencemarnya maupun dari segi ekonomisnya.

1.2 Tujuan Penelitian

Untuk mengetahui pengaruh variasi waktu tinggal hidrolis (HRT) terhadap efisiensi penurunan senyawa amoniak di dalam sistem *Moving Bed Biofilm Reactor* dengan media isian *bioball*.

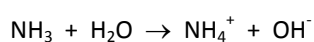
2. KAJIAN PUSTAKA

2.1 Senyawa Amoniak Di Dalam Air

Amoniak (NH_3) merupakan senyawa nitrogen yang menjadi NH_4^+ pada pH rendah yang disebut dengan ammonium. Amoniak dalam air permukaan berasal dari air seni, tinja serta penguraian zat organik secara mikrobiologis yang berasal dari air alam atau air buangan industri ataupun limbah domestik. Adanya amoniak tergantung pada beberapa faktor yaitu sumber asalnya amoniak, tanaman air yang menyerap amoniak sebagai nutrisi, konsentrasi oksigen, dan temperatur.

Senyawa amoniak dapat ditemukan dimana-mana, dari kadar beberapa mg/l pada air permukaan dan air tanah hingga mencapai 30 mg/l lebih pada air buangan. Kadar amoniak yang tinggi pada air sungai menunjukkan adanya pencemaran. Rasa amoniak kurang enak sehingga kadar amoniak harus rendah. Pada air minum kadarnya harus nol dan pada air sungai harus dibawah 1 mg/l (syarat mutu air sungai di Indonesia).

Amoniak dapat menyebabkan kondisi toksik bagi kehidupan perairan. Konsentrasi tersebut tergantung dari pH dan temperatur yang mempengaruhi air. Nitrogen amonia berada dalam air sebagai amonium (NH_4^+) berdasarkan reaksi kesetimbangan sebagai berikut :



Kadar amoniak bebas dalam air meningkat sejalan dengan meningkatnya pH dan temperatur.

Kehidupan air terpengaruh oleh amoniak pada konsentrasi 1 mg/l dan dapat menyebabkan mati lemas karena dapat mengurangi kapasitas oksigen dalam air.

Senyawa amoniak dapat mengurangi efektifitas khlorin yang biasanya digunakan sebagai tahap akhir dalam pengolahan air untuk menghilangkan bahan organik yang tersisa serta untuk proses desinfeksi. Asam hipoklorid dapat bereaksi dengan amoniak membentuk khloramin, dimana kurang efektif sebagai desinfektan sehingga amoniak dapat dikatakan memakai "kebutuhan khlorin" pada proses khlorinasi (Benefield & Randall, 1980). Di dalam air limbah, senyawa amoniak ini dapat diolah secara mikrobiologis dengan cara aerasi melalui proses nitrifikasi hingga menjadi nitrit dan nitrat.

2.2 Siklus Nitrogen

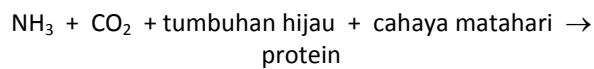
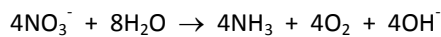
Senyawa nitrogen merupakan senyawa yang sangat penting dalam kehidupan, karena nitrogen merupakan salah satu nutrisi utama yang berperan dalam pertumbuhan organisme yang hidup. Senyawa ini juga merupakan komponen dasar protein yang keberadaannya di perairan digunakan oleh produsen untuk memproduksi sel oleh hewan dan tumbuh-tumbuhan.

Jumlah nitrogen yang terdapat di atmosfer, paling banyak berada dalam bentuk gas nitrogen sebesar 78 % dan sangat terbatas nutriennya dalam lingkungan air dan daerah pertanian. Pada umumnya gas nitrogen ini tidak dapat dipergunakan secara langsung oleh makhluk hidup, hanya beberapa organisme khusus yang dapat mengubahnya ke dalam bentuk organik nitrogen dan proses yang terjadi dinamakan *fiksasi*.

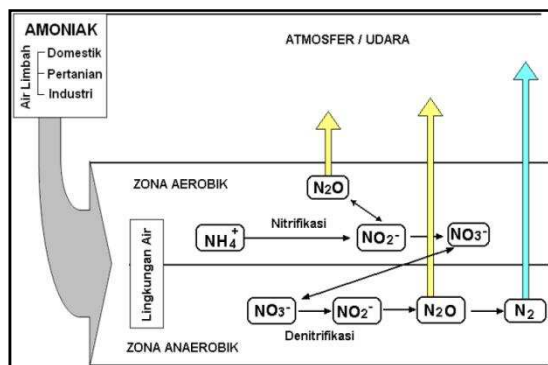
Dalam lingkungan perairan, nitrogen terlarut dapat diikat oleh sejumlah bakteri dan alga. Nitrogen organik yang disintesa oleh tumbuhan dan alga merupakan sumber nitrogen bagi hewan. Dalam metabolismenya hewan akan membuang nitrogen yang mengandung senyawa-senyawa yang kemudian senyawa tersebut dimineralisasi oleh mikroorganisme dan nitrogen akan dilepaskan sebagai amoniak. Proses yang sama juga akan terjadi jika tumbuh-tumbuhan dan hewan mati dan akan mengalami dekomposisi. Proses pelepasan amoniak ini disebut juga dengan *amonifikasi*. Amoniak sangat berguna bagi tumbuhan dan mikroorganisme untuk asimilasi menjadi sel baru yang memberikan lebih banyak nitrogen organik.

Untuk mengetahui sejauh mana peran senyawa nitrogen dalam proses pertumbuhan, maka perlu diketahui bentuk serta perubahannya yang terjadi di alam dalam suatu siklus yang disebut siklus nitrogen.

Siklus nitrogen yang terjadi di Lingkungan perairan secara sederhana dapat diilustrasikan seperti pada Gambar 1 (Hikami,1992). Senyawa nitrat dan amoniak dalam air digunakan oleh tumbuhan dan mikroorganisme dalam proses biosintesis (asimilasi) untuk membentuk sel baru yang akan menghasilkan nitrogen organik.



Setelah hewan dan tumbuhan mati, maka akan didekomposisi oleh proses biokimia dan bahan-bahan nitrogen organik akan diubah kembali dalam bentuk amoniak. Proses ini dinamakan sebagai proses *mineralisasi*. Sebagian besar amoniak di alam akan dioksidasi menjadi bentuk nitrit (NO_2^-) dan kemudian menjadi nitrat (NO_3^-) yang dilakukan oleh dua macam bakteri autotrof dalam proses yang disebut *nitrifikasi*.



Gambar 1 : Siklus Nitrogen Di Lingkungan Perairan.

Senyawa nitrit merupakan bahan peralihan yang terjadi pada siklus biologi. Senyawa ini dihasilkan dari suatu proses oksidasi biokimia ammonium, tetapi sifatnya tidak stabil karena pada kondisi aerobik, selama nitrit terbentuk dengan cepat nitrit dioksidasi menjadi nitrat oleh bakteri *nitrobacter*. Sedangkan pada kondisi anaerobik, nitrat dapat direduksi menjadi nitrit yang selanjutnya hasil reduksi tersebut dilepaskan sebagai gas nitrogen. Nitrit yang ditemui pada air minum dapat berasal dari bahan inhibitor korosi yang dipakai di pabrik yang mendapatkan air dari sistem distribusi PAM. Pada air permukaan, konsentrasi nitrit sangat rendah ($\mu\text{g/l}$), tetapi konsentrasi yang tinggi dapat ditemukan pada limbah dan rawa dimana kondisi anaerobik sering dijumpai.

Senyawa nitrat adalah bentuk senyawa nitrogen yang merupakan senyawa yang stabil. Senyawa ini dapat berasal dari buangan industri bahan peledak, pupuk dan cat. Secara alamiah kadar

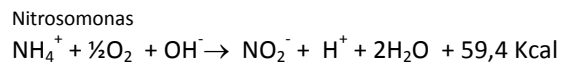
nitrat relatif rendah, tetapi kadar ini dapat menjadi tinggi sekali pada air tanah di daerah-daerah yang diberi pupuk yang mengandung nitrat.

2.3 Penghilangan Amoniak Secara Biologis

2.3.1 Nitrifikasi

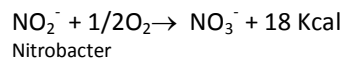
Proses nitrifikasi menurut Grady & Lim (1980) didefinisikan sebagai konversi nitrogen ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) menjadi nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) yang kemudian menjadi nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) yang dilakukan oleh bakteri autotropik dan heterotropik. Proses nitrifikasi ini dapat dilihat dalam dua tahap yaitu :

Tahap nitritasi, merupakan tahap oksidasi ion ammonium (NH_4^+) menjadi ion nitrit (NO_2^-) yang dilaksanakan oleh bakteri *nitrosomonas* menurut reaksi berikut :



Reaksi ini memerlukan 3,43 gr O_2 untuk mengoksidasi 1 gr nitrogen menjadi nitrit.

Tahap nitritasi, merupakan tahap oksidasi ion nitrit menjadi ion nitrat (NO_3^-) yang dilaksanakan oleh bakteri *nitrobacter* menurut reaksi berikut :



Reaksi ini memerlukan 1,14 gr O_2 untuk mengoksidasi 1 gr nitrogen menjadi nitrat. Secara keseluruhan proses nitrifikasi dapat dilihat dari persamaan berikut :



Kedua reaksi di atas disebut dengan reaksi eksotermik (reaksi yang menghasilkan energi). Jika kedua jenis bakteri tersebut ada, baik di tanah maupun di perairan, maka konsentrasi nitrit akan menjadi berkurang karena nitrit dibentuk oleh bakteri *nitrosomonas* yang akan dioksidasi oleh bakteri *nitrobacter* menjadi nitrat.

Kedua bakteri ini dikenal sebagai bakteri autotropik yaitu bakteri yang dapat mensuplai karbon dan nitrogen dari bahan-bahan anorganik dengan sendirinya. Bakteri ini menggunakan energi dari proses nitrifikasi untuk membentuk sel sintesa yang baru. Sedangkan bakteri heterotropik merupakan bakteri yang membutuhkan bahan-bahan organik untuk membangun protoplasma. Walaupun bakteri nitrifikasi autotropik keberadaannya di alam lebih banyak, proses nitrifikasi dapat juga dilakukan oleh bakteri jenis heterotropik (*Arthobacter*) dan jamur (*Aspergillus*) (Verstraete, 1972).

Disamping itu dengan oksigen yang ada, maka senyawa $\text{NH}_4\text{-N}$ yang ada di perairan akan dioksidasi

menjadi nitrat. Tetapi mengingat kebutuhan O₂ yang cukup besar, maka akan terjadi penurunan oksigen di dalam perairan tersebut sehingga akan terjadi kondisi septik.

Pada proses pengolahan senyawa NH₄-N secara biologis kebutuhan O₂ cukup besar, sehingga kebutuhan O₂ yang tinggi dapat dipenuhi dengan cara memperbesar transfer O₂ ke dalam instalasi pengolahan. Pada reaktor lekat ini, transfer O₂ yang besar dapat diperoleh dengan cara menginjeksikan udara ke dalam reaktor. Dengan adanya injeksi udara diharapkan kontak antara gelembung udara dan air yang akan diolah dapat terjadi.

Beberapa faktor yang dapat mempengaruhi proses nitrifikasi dalam pengolahan air adalah :

Konsentrasi Oksigen Terlarut (*Dissolved Oxygen*)

Proses nitrifikasi merupakan proses aerob, maka keberadaan oksigen sangat penting dalam proses ini. Benefield (1980) mengatakan bahwa proses nitrifikasi akan berjalan dengan baik jika DO minimum > 1 mg/l. Bitton (1994) mengatakan agar proses nitrifikasi dapat berjalan dengan baik maka konsentrasi oksigen terlarut di dalam air tidak boleh kurang dari 2 mg/l.

Temperatur

Kecepatan pertumbuhan bakteri nitrifikasi dipengaruhi oleh temperatur antara 8 – 30°C, sedangkan temperatur optimumnya sekitar 30°C (Hitdlebaugh and Miler, 1981).

pH

Pada proses biologi, nitrifikasi dipengaruhi oleh pH. pH optimum untuk bakteri *nitrosomonas* dan *nitrobacter* antara 7,5 – 8,5 (U.S. EPA, 1975). Proses ini akan terhenti pada pH dibawah 6,0 (Painter, 1970; Painter and Loveless, 1983). Alkalinitas air akan berkurang sebagai akibat oksidasi amoniak oleh bakteri nitrifikasi. Secara teori alkalinitas akan berkurang 7,14 mg/l sebagai CaCO₃ setiap 1 mg/l NH₄⁺ (amoniak) yang dioksidasi (U.S. EPA, 1975). Oleh karena itu untuk proses nitrifikasi alkalinitas air harus cukup untuk menyeimbangkan keasaman yang dihasilkan oleh proses nitrifikasi.

Rasio Organik dan Total Nitrogen (BOD/T-N)

Fraksi bakteri nitrifikasi di dalam biofilm akan berkurang sebanding dengan meningkatnya rasio organik terhadap total nitrogen di dalam air (BOD/T-N) Di dalam proses gabungan oksidasi karbon dan nitrifikasi, proses nitrifikasi akan berjalan dengan baik dengan rasio BOD/T-N lebih besar (Metcalf and Eddy, 1991).

Senyawa Inhibitor Yang Bersifat Racun

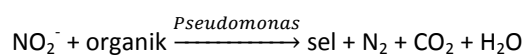
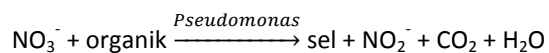
Beberapa senyawa di dalam air yang bersifat racun sangat sensitif terhadap proses nitrifikasi. Beberapa senyawa racun yang dapat menghambat proses nitrifikasi antara lain: cianida, thiourea, phenol, aniline dan logam berat seperti perak (Ag), merkuri (Hg), Nikel (Ni), Krom (Cr), Tembaga (Cu) dan Seng (Zn). Konsentrasi Logam berat di dalam air tidak boleh melebihi 5 mg/l (Bitton, 1994). Senyawa organik tidak secara langsung dapat menghambat proses nitrifikasi, tetapi secara tidak langsung dapat menyebabkan berkurangnya konsentrasi oksigen terlarut di dalam air oleh mikroorganisme heterotroph sehingga dapat menghambat proses nitrifikasi.

2.3.2 Denitrifikasi

Denitrifikasi adalah proses reduksi nitrat dan nitrit dimana nitrat digunakan sebagai terminal hydrogen pada saat potensial oksigen rendah dalam limbah. Produk akhir yang dihasilkan dari penguraian nitrat dan nitrit tersebut adalah gas nitrogen (N₂) atau nitrogen oksida (N₂O). kedua gas tersebut bersifat inert dan dapat menguap di udara.

Bakteri heterotrofik fakultatif yang mampu menggunakan nitrat atau nitrit antara lain adalah *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Denitro-bacillis*, *Spirillum*, *Vacilles*, dan *Achromobacter*.

Reaksi penguraian nitrat dan nitrit tersebut dapat dijabarkan sebagai berikut (Metcalf & Eddy, 1991 :



Denitrifikasi merupakan langkah kedua dalam penyisihan nitrogen setelah proses nitrifikasi. Faktor-faktor yang berpengaruh pada proses denitrifikasi antara lain konsentrasi bahan organik, konsentrasi oksigen terlarut, suhu, pH dan waktu retensi.

Penyisihan nitrogen dari bentuk nitrat dikonversi menjadi gas nitrogen pada kondisi anoksik (tanpa oksigen). Reaksi penyisihan nitrat adalah sebagai berikut :



Pada proses denitrifikasi dibutuhkan organik sebagai sumber karbon, selain itu juga dibutuhkan ion sulfat, fosfat, klorida, natrium, kalium, magnesium, kalsium, dan beberapa unsur mikro untuk membantu aktivitas enzim. Denitrifikasi adalah proses yang akan terjadi bila konsentrasi oksigen terlarutnya adalah nol.

Proses denitrifikasi air limbah sangat efektif bekerja pada pH antara 7,0 dan 8,5 dan optimumnya adalah sekitar 7,0 (Metcalf & Eddy, 1991).

2.4 Proses pengolahan Air Limbah Secara Biologis

2.4.1 Lumpur Aktif (*Activated Sludge*)

Proses pengolahan air limbah sistem lumpur aktif (*activated sludge*) adalah proses pengolahan polutan organik terlarut maupun tidak terlarut dalam air limbah menjadi flok mikroba tersuspensi yang dapat dengan mudah mengendap dengan teknik pemisahan padat cair sistem gravitasi (Eckenfelder, 1989).

Proses ini pada dasarnya merupakan pengolahan aerobik yang mengoksidasi material organik menjadi CO_2 dan H_2O , NH_4 , dan sel biomassa baru. Proses ini mempertahankan jumlah massa mikroba dalam suatu reaktor dan dalam keadaan tercampur sempurna. Suplai oksigen adalah mutlak dari peralatan mekanis, yaitu aerator/blower, karena selain berfungsi untuk suplai oksigen juga dibutuhkan pengadukan yang sempurna. Perlakuan untuk memperoleh massa mikroba yang tetap adalah dengan melakukan resirkulasi lumpur dan pembuangan lumpur dalam jumlah tertentu (Bitton, 1994).

Sistem lumpur aktif mempunyai penguraian polutan organik yang cukup baik dan cocok pada daerah dimana lahan tidak cukup tersedia. Dibandingkan dengan sistem biologis lainnya seperti *Lagoon*, sistem lumpur aktif memiliki beberapa keunggulan (Said, 2007), diantaranya :

- Kualitas hasil olahan terutama pH dan kandungan oksigen lebih bagus.
- Kebutuhan lahan untuk IPAL relatif kecil.
- Cocok untuk kandungan polutan iorganik (BOD, COD) yang tidak terlalu tinggi (dibawah 3000 mg/l).
- Konsentrasi BOD pada air olahan dapat mencapai lebih rendah dari 25 mg/l.

Keaktifan lumpur ditentukan oleh konsentrasi MLSS. Limbah yang didegradasi oleh bakteri merupakan substrat yang digunakan untuk memperoleh karbon dan energi. Indikasi tersebut ditunjukkan dengan nilai BOD, yakni adalah sejumlah oksigen terlarut yang diukur dalam milligram per liter yang dibutuhkan oleh mikroorganisme, khususnya bakteri, untuk mengoksidasi atau mendegradasi limbah menjadi bentuk komponen inorganik yang sederhana, dan memperbanyak sel bakteri.

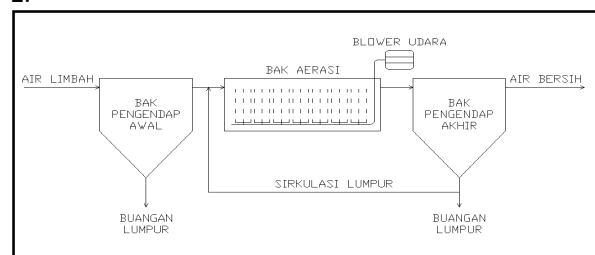
Secara umum proses pengolahan lumpur aktif adalah sebagai berikut. Air limbah yang berasal dari sumber limbah ditampung ke dalam bak penampung

air limbah. Bak penampung ini berfungsi sebagai bak pengatur debit air limbah serta dilengkapi dengan saringan kasar untuk memisahkan kotoran yang besar. Kemudian, air limbah dalam bak penampung di pompa ke bak pengendap awal. Bak pengendap awal berfungsi untuk menurunkan padatan tersuspensi (*Suspended Solids*) sekitar 30 - 40 %, dan BOD sekitar 25 %.

Air limpasan dari bak pengendap awal dialirkan ke bak aerasi secara gravitasi. Di dalam bak aerasi ini air limbah dihembus dengan udara sehingga mikroorganisme yang ada akan menguraikan zat organik yang ada dalam air limbah. Energi yang didapatkan dari hasil penguraian zat organik tersebut digunakan oleh mikroorganisme untuk proses pertumbuhannya. Dengan demikian didalam bak aerasi tersebut akan tumbuh dan berkembang biomasa dalam jumlah yang besar. Biomasa atau mikroorganisme inilah yang akan menguraikan senyawa polutan yang ada di dalam air limbah. Dari bak aerasi, air dialirkan ke bak pengendap akhir.

Di dalam bak ini lumpur aktif yang mengandung massa mikroorganisme diendapkan dan dipompa kembali ke bagian inlet bak aerasi dengan pompa sirkulasi lumpur. Air limpasan (*over flow*) dari bak pengendap akhir dialirkan ke bak khlorinasi. Di dalam bak kontaklor khlor ini air limbah dikontakkan dengan senyawa khlor untuk membunuh mikroorganisme patogen. Air olahan, yakni air yang keluar setelah proses khlorinasi dapat langsung dibuang ke sungai atau saluran umum.

Dengan proses ini air limbah dengan konsentrasi BOD 250-300 mg/l dapat di turunkan kadar BOD nya menjadi 20-30 mg/l. Skema proses pengolahan air limbah dengan sistem lumpur aktif standar atau konvensional dapat dilihat pada Gambar 2.



Gambar 2 : Diagram Proses Pengolahan Air Limbah Dengan Proses Lumpur Aktif Standar (Konvensional).

Variabel perencanaan (*design variabel*) yang umum digunakan dalam proses pengolahan air limbah dengan sistem lumpur aktif adalah sebagai berikut:

- Beban BOD (*BOD Loading rate* atau *Volumetric Loading rate*).

Beban BOD adalah jumlah massa BOD di dalam air limbah yang masuk (*influent*) dibagi dengan volume reaktor. Beban BOD dapat dihitung dengan rumus sebagai berikut :

$$\text{Beban BOD} = \frac{Q \times S_0}{V} \text{ kg/m}^3 \cdot \text{hari}$$

Dimana :

Q = debit air limbah yang masuk (m^3/hari)

S_0 = Konsentrasi BOD di dalam air limbah yang masuk (kg/m^3)

V = Volume reaktor (m^3)

Untuk untuk proses lumpur aktif standar beban BOD umumnya berkisar antara 0,3 – 0,8 $\text{kg/m}^3 \cdot \text{hari}$, sedangkan untuk proses lumpur aktif *Extended Aeration* beban BOD yang umum digunakan berkisar antara 0,15 – 0,25 $\text{kg/m}^3 \cdot \text{hari}$. (JSWA, 1984).

B. *Mixed-liqour suspended solids (MLSS).*

Isi di dalam bak aerasi pada proses pengolahan air limbah dengan sistem lumpur aktif disebut sebagai *mixed liqour* yang merupakan campuran antara air limbah dengan biomassa mikroorganisme serta padatan tersuspensi lainnya. MLSS adalah jumlah total dari padatan tersuspensi yang berupa material organik dan mineral, termasuk di dalamnya adalah mikroorganisme. MLSS ditentukan dengan cara menyaring lumpur campuran dengan kertas saring (*filter*), kemudian filter dikeringkan pada temperatur 105°C , dan berat padatan dalam contoh ditimbang.

C. *Mixed-liqour volatile suspended solids (MLVSS).*

Porsi material organik pada MLSS diwakili oleh MLVSS, yang berisi material organik bukan mikroba, mikroba hidup dan mati, dan hancuran sel (Nelson dan Lawrence, 1980). MLVSS diukur dengan memanaskan terus sampel filter yang telah kering pada $600 - 650^{\circ}\text{C}$, dan nilainya mendekati 65-75% dari MLSS.

D. *Food - to - microorganism ratio atau Food – to - mass ratio disingkat F/M Ratio.*

Parameter ini menunjukkan jumlah zat organik (BOD) yang dihilangkan dibagi dengan jumlah massa mikroorganisme di dalam bak aerasi atau reaktor. Besarnya nilai F/M ratio umumnya ditunjukkan dalam kilogram BOD per kilogram MLLSS per hari. F/M dapat dihitung dengan menggunakan rumus sebagai berikut :

$$F/M = \frac{Q (S_0 - S)}{MLSS \times V}$$

$$MLSS \times V$$

dimana :

Q = Laju alir limbah m^3 per hari.

S_0 = Konsentrasi BOD di dalam air limbah yang masuk ke bak aerasi (reaktor) (kg/m^3).

S = Konsentrasi BOD di dalam efluent (kg/m^3).

MLSS = *Mixed liquor suspended solids* (kg/m^3).

V = Volume reaktor atau bak aerasi (m^3).

Rasio F/M dapat dikontrol dengan cara mengatur laju sirkulasi lumpur aktif dari bak pengendapan akhir yang disirkulasi ke bak aerasi. Lebih tinggi laju sirkulasi lumpur aktif lebih tinggi pula rasio F/M-nya. Untuk pengolahan air limbah dengan sistem lumpur aktif konvensional atau standar, rasio F/M adalah 0,2 - 0,5 kg BOD_5 per kg MLSS per hari, tetapi dapat lebih tinggi hingga 1,5 jika digunakan oksigen murni (Hammer, 1986). Rasio F/M yang rendah menunjukkan bahwa mikroorganisme dalam tangki aerasi dalam kondisi lapar, semakin rendah rasio F/M pengolahan limbah semakin efisien.

E. *Hdraulic retention time (HRT).*

Waktu tinggal hidrolis (HRT) adalah waktu rata-rata yang dibutuhkan oleh air limbah masuk dalam bak atau tangki aerasi. Untuk proses lumpur aktif, nilainya berbanding terbalik dengan laju pengenceran (*dilution rate, D*).

$$HRT = 1/D = V/Q$$

dimana :

V = Volume reaktor atau bak aerasi (m^3).

Q = Debit air limbah yang masuk ke dalam Tangki aerasi (m^3/jam)

D = Laju pengenceran (jam^{-1}).

F. *Ratio Sirkulasi Lumpur (Hydraulic Recycle Ratio, HRT).*

Ratio sirkulasi lumpur adalah perbandingan antara jumlah lumpur yang disirkulasikan ke bak aerasi dengan jumlah air limbah yang masuk ke dalam bak aerasi.

G. *Umur Lumpur (sludge age)*

Umur lumpur sering disebut waktu tinggal rata-rata sel (*mean cell residence time*). Parameter ini menunjukkan waktu tinggal rata-rata mikroorganisme dalam sistem lumpur aktif. Jika HRT memerlukan waktu dalam jam, maka waktu tinggal sel mikroba dalam bak aerasi dapat dalam hitungan hari. Parameter ini berbanding terbalik dengan laju pertumbuhan mikroba. Umur lumpur dapat dihitung dengan rumus sebagai berikut (Hammer, 1986) :

$$\begin{aligned} \text{Umur Lumpur (Hari)} &= \\ &= \frac{\text{MLSS} \times V}{\text{SS}_e \times Q_e + \text{SS}_w \times Q_w} \end{aligned}$$

dimana :

MLSS = *Mixed liquor suspended solids* (mg/l).

V = Volume bak aerasi (L)

SS_e = Padatan tersuspensi dalam effluent (mg/l).

SS_w = Padatan tersuspensi dalam lumpur limbah (mg/l)

Q_e = Laju effluent limbah (m³/hari)

Q_w = Laju influent limbah (m³/hari).

Umur lumpur dapat bervariasi antara 5-15 hari untuk sistem lumpur aktif konvensional. Pada musim dingin dapat menjadi lebih lama dibandingkan pada musim panas. Parameter penting yang mengendalikan operasi lumpur aktif adalah beban organik atau beban BOD, suplai oksigen, dan pengendalian dan operasi bak pengendapan akhir. Bak pengendapan akhir ini mempunyai dua fungsi yakni untuk penjernihan (*clarification*) dan pemekatan lumpur (*thickening*).

Campuran air limbah dan lumpur (*mixed liquor*) dipindahkan dari tangki aerasi ke bak pengendapan akhir. Di dalam bak pengendapan akhir lumpur yang mengandung mikroorganisme yang masih aktif dipisahkan dari air limbah yang telah diolah. Sebagian dari lumpur yang masih aktif ini dikembalikan ke bak aerasi dan sebagian lagi dibuang dan dipindahkan ke pengolahan lumpur. Sel-sel mikroba terjadi dalam bentuk agregat atau flok, densitasnya cukup untuk mengendap dalam tangki penjernih.

Pengendapan lumpur tergantung ratio F/M dan umur lumpur. Pengendapan yang baik dapat terjadi jika lumpur mikroorganisme berada dalam fase *endogeneous*, yang terjadi jika karbon dan sumber energi terbatas dan jika pertumbuhan bakteri rendah. Pengendapan lumpur yang baik dapat terjadi pada rasio F/M yang rendah (contoh : tingginya konsentrasi MLSS). Sebaliknya, Rasio F/M yang tinggi mengakibatkan pengendapan lumpur yang buruk.

Untuk air limbah domestik, rasio F/M yang optimum adalah 0,2 - 0,5 (Gaudy, 1988; Hammer, 1986). Rata-rata waktu tinggal sel yang diperlukan untuk pengendapan yang efektif adalah 3 - 4 hari (Metcalf dan Eddy, 1991). Pengendapan yang tidak baik dapat terjadi akibat gangguan yang tiba-tiba pada parameter fisik (suhu dan pH), kekurangan makanan (contoh N, suhu, mikro-nutrien), dan kehadiran zat racun (seperti logam berat) yang dapat menyebabkan hancurnya sebagian flok yang sudah terbentuk. Untuk operasi rutin, operator harus mengukur laju pengendapan lumpur dengan menentukan indeks volume lumpur.

Cara konvensional untuk mengamati kemampuan pengendapan lumpur adalah dengan

menentukan Indeks Volume Sludge (*Sludge Volume Index* = SVI). Caranya adalah sebagai berikut : campuran lumpur dan air limbah (*mixed liquor*) dari bak aerasi dimasukkan dalam silinder kerucut volume 1 liter dan dibiarkan selama 30 menit. Volume sludge dicatat. SVI adalah menunjukkan besarnya volume yang ditempati 1 gram lumpur (sludge). SVI dapat dihitung dengan menggunakan rumus sebagai berikut :

$$\text{SVI (ml/g)} = \frac{\text{SV} \times 1000}{\text{MLSS}} \text{ mm/gr.}$$

dimana :

SV : Volume endapan lumpur di dalam silinder kerucut setelah 30 menit pengendapan (ml).

MLSS : adalah *mixed liquor suspended solid* (mg/l).

Di dalam unit pengolahan air limbah dengan sistem lumpur aktif konvensional dengan MLSS < 3500 mg/l nilai SVI yang normal adalah berkisar antara 50 - 150 ml/gr.

Mengingat parameter operasional di dalam proses lumpur aktif yang harus dikontrol sangat banyak maka proses pengolahan air limbah dengan proses lumpur aktif cukup rumit dan memerlukan keahlian operator yang cukup.

2.4.2 Pengolahan air limbah dengan Proses Biofilm Atau Biofilter Tercelup (*Submerged Biofilm*)

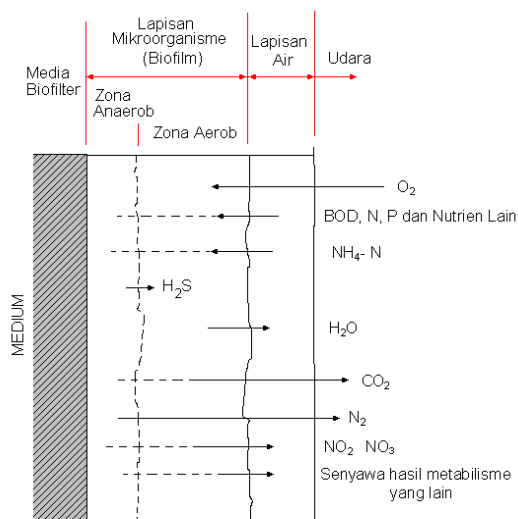
Proses pengolahan air limbah dengan proses biofilm atau biofilter tercelup dilakukan dengan cara mengalirkan air limbah ke dalam reaktor biologis yang di dalamnya diisi dengan media penyangga untuk pengembang-biakan mikroorganisme dengan atau tanpa aerasi. Untuk proses anaerobik dilakukan tanpa pemberian udara atau oksigen. Posisi media biofilter tercelup di bawah permukaan air.

Pertumbuhan mikroorganisme akan terus berlangsung pada lapisan biofilm yang sudah terbentuk sehingga ketebalan lapisan biofilm bertambah. Difusi makanan dan O₂ akan berlangsung sampai ketebalan maksimum. Pada kondisi ini, makanan dan O₂ tidak mampu lagi mencapai permukaan padat atau bagian terjauh dari fasa cair. Hal ini menyebabkan lapisan biomassa akan terbagi menjadi dua bagian, yaitu lapisan aerob dan lapisan anaerob. Jika lapisan biofilm bertambah tebal maka daya lekat mikroorganisme terhadap media penyangga tidak akan kuat menahan gaya berat lapisan biofilm dan akan terjadi pengelupasan lapisan biomassa. Koloni mikroorganisme yang baru sebagai proses pembentukan lapisan biofilm akan terbentuk pada bagian yang terkelupas ini. Pengelupasan dapat juga terjadi karena pengikisan berlebihan cairan yang mengalir melalui biofilm. Mekanisme proses yang

terjadi pada sistem biofilter secara sederhana dapat ditunjukkan seperti pada Gambar 3.

Pada kondisi aerobik terjadi proses nitrifikasi yakni nitrogen ammonium diubah menjadi nitrat ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3$) dan pada kondisi anaerobik terjadi proses denitrifikasi yakni nitrat yang terbentuk diubah menjadi gas nitrogen ($\text{NO}_3 \rightarrow \text{N}_2$).

Media biofilter yang digunakan secara umum dapat berupa bahan material organik atau bahan material anorganik. Untuk media biofilter dari bahan organik misalnya dalam bentuk tali, bentuk jaring, bentuk butiran tak teratur (*random packing*), bentuk papan (*plate*), bentuk sarang tawon dan lain-lain. Sedangkan untuk media dari bahan anorganik misalnya batu pecah (*split*), kerikil, batu marmer, batu tembikar, batu bara (*kokas*) dan lainnya.



Gambar 3 : Mekanisme Proses Di Dalam Sistem Biofilm.

Di dalam proses pengolahan air limbah dengan sistem biofilter tercelup aerobik, sistem suplai udara dapat dilakukan dengan berbagai cara. Beberapa cara yang sering digunakan antara lain aerasi samping, aerasi tengah (pusat), aerasi merata seluruh permukaan, aerasi eksternal, aerasi dengan "air lift pump", dan aerasi dengan sistem mekanik. Masing-masing cara mempunyai keuntungan dan kekurangan. Sistem aerasi juga tergantung dari jenis media maupun efisiensi yang diharapkan. Penyerapan oksigen dapat terjadi disebabkan terutama karena aliran sirkulasi atau aliran putar kecuali pada sistem aerasi merata seluruh permukaan media.

Di dalam proses biofilter dengan sistem aerasi merata, lapisan mikroorganisme yang melekat pada permukaan media mudah terlepas, sehingga seringkali proses menjadi tidak stabil. Tetapi di

dalam sistem aerasi melalui aliran putar, kemampuan penyerapan oksigen hampir sama dengan sistem aerasi dengan menggunakan difuser, oleh karena itu untuk penambahan jumlah beban yang besar sulit dilakukan. Berdasarkan hal tersebut diatas belakangan ini penggunaan sistem aerasi merata banyak dilakukan karena mempunyai kemampuan penyerapan oksigen yang besar.

Jika kemampuan penyerapan oksigen besar maka dapat digunakan untuk mengolah air limbah dengan beban organik (*organic loading*) yang besar pula. Oleh karena itu diperlukan juga media biofilter yang dapat melekatkan mikroorganisme dalam jumlah yang besar. Biasanya untuk media biofilter dari bahan anaorganik, semakin kecil diameternya luas permukaannya semakin besar, sehingga jumlah mikroorganisme yang dapat dibiakkan juga menjadi besar pula. Jika sistem aliran dilakukan dari atas ke bawah (*down flow*) maka sedikit banyak terjadi efek filtrasi sehingga terjadi proses penumpukan lumpur organik pada bagian atas media yang dapat mengakibatkan penyumbatan. Oleh karena itu perlu proses pencucian secukupnya. Jika terjadi penyumbatan maka dapat terjadi aliran singkat (*short pass*) dan juga terjadi penurunan jumlah aliran sehingga kapasitas pengolahan dapat menurun secara drastis.

Untuk media biofilter dari bahan organik banyak yang dibuat dengan cara dicetak dari bahan tahan karat dan ringan misalnya PVC dan lainnya, dengan luas permukaan spesifik yang besar dan volule rongga (porositas) yang besar, sehingga dapat melekatkan mikro-organisme dalam jumlah yang besar dengan resiko kebuntuan yang sangat kecil. Dengan demikian memungkinkan untuk pengolahan air limbah dengan beban konsentrasi yang tinggi serta efisiensi pengolahan yang cukup besar.

Pengolahan air limbah dengan proses biofilm tercelup mempunyai beberapa keunggulan antara lain :

Pengoperasiannya mudah

Di dalam proses pengolahan air limbah dengan sistem biofilm, tanpa dilakukan sirkulasi lumpur, tidak terjadi masalah "bulking" seperti pada proses lumpur aktif (*Activated sludge process*). Oleh karena itu pengelolaannya sangat mudah.

Lumpur yang dihasilkan sedikit

Dibandingkan dengan proses lumpur aktif, lumpur yang dihasilkan pada proses biofilm relatif lebih kecil. Di dalam proses lumpur aktif antara 30 – 60 % dari BOD yang dihilangkan (*removal BOD*) akan diubah menjadi lumpur aktif (biomasa) sedangkan pada proses biofilm hanya sekitar 10-30 %. Hal ini disebabkan karena pada proses biofilm rantai makanan lebih panjang dan melibatkan aktifitas

mikroorganisme dengan orde yang lebih tinggi dibandingkan pada proses lumpur aktif.

Dapat digunakan untuk pengolahan air limbah dengan konsentrasi rendah maupun konsentrasi tinggi.

Oleh karena di dalam proses pengolahan air limbah dengan sistem biofilm mikroorganisme atau mikroba melekat pada permukaan medium penyangga maka pengontrolan terhadap mikroorganisme atau mikroba lebih mudah. Proses biofilm tersebut cocok digunakan untuk mengolah air limbah dengan konsentrasi rendah maupun konsentrasi tinggi.

Tahan terhadap fluktuasi jumlah air limbah maupun fluktuasi konsentrasi.

Di dalam proses biofilter, mikro-organisme melekat pada permukaan unggun media, akibatnya konsentrasi biomasa mikro-organisme per satuan volume relatif besar, sehingga relatif tahan terhadap fluktuasi beban organik maupun fluktuasi beban hidrolis.

Pengaruh penurunan suhu terhadap efisiensi pengolahan kecil.

Jika suhu air limbah turun maka aktifitas mikroorganisme juga berkurang, tetapi oleh karena di dalam proses biofilm substrat maupun enzim dapat terdifusi sampai ke bagian dalam lapisan biofilm dan juga lapisan biofilm bertambah tebal maka pengaruh penurunan suhu (suhu rendah) tidak begitu besar.

2.4.3 Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)

Sistem *moving bed biofilm reactor* adalah sebuah konsep yang sangat efektif dalam pengolahan limbah cair secara biologis, konsep ini pertama kali ditawarkan oleh pemerintah Norwegia pada tahun 1980 yang bertujuan untuk mengurangi beban nitrogen dalam air laut. Sistem ini dikembangkan berdasarkan konsep *biofilm treatment* yang diintegrasikan di dalam sistem lumpur aktif konvensional. (Odegaard et al., 1999)

Ide dasar dari sistem ini adalah untuk mendapatkan sistem pengolahan air limbah dengan operasi yang berjalan terus menerus (*continue*), reaktor yang *non clogging* (tidak dapat buntu) yang tidak membutuhkan *backwash*, sedikit menurunkan kehilangan tekanan (*headloss*), dan luas permukaan biofilm yang besar. Hal ini didapatkan dengan pertumbuhan biofilm/biomass di dalam media (*biocarrier*) kecil yang bergerak di dalam reaktor. (Ravichandran & Joshua, 2012).

Dalam sistem ini, bahan pencemar (substrat) yang terkandung dalam air limbah akan tercampur

sempurna di dalam sebuah reaktor, dimana mikroorganisme yang hidup di dalam limbah akan tumbuh melekat di media plastik (*biocarrier*) dan terakumulasi membentuk lapisan biomassa (biofilm) pada permukaan media tersebut. Media-media tersebut memungkinkan konsentrasi biomassa yang tinggi terjadi di dalam reaktor jika dibandingkan proses biakan tersuspensi, seperti proses lumpur konvensional. Hal ini dapat meningkatkan kapasitas pengolahan biologis pada volume reaktor yang sama, sehinggamenhasilkan efisiensi yang lebih baik.

Media plastik (*biocarrier*) didesain sedemikian rupa sehingga memiliki kepadatan unsur yang lebih rendah dibandingkan dengan air, serta menyediakan luas permukaan yang besar sebagai tempat tumbuh dan berkembangnya mikroorganisme.

Salah satu *biocarrier* yang seringkali digunakan dalam sistem ini adalah Media Biofilm Kaldnes 1 (K1), media ini dibuat dari bahan *High Density polyethylene* (HDPE) dengan berat jenis $\pm 0,95 \text{ g/cm}^3$ dan berbentuk silinder kecil, menyilang di dalamnya dan menyerupai sirip di luarnya. Silindernya memiliki panjang 7 mm dan diameter 10 mm (tidak termasuk siripnya). Media ini dapat menyediakan luas permukaan yang cukup besar untuk melekatnya bakteri ($\pm 500 \text{ m}^2/\text{m}^3$). Belakangan ini, telah dilakukan beberapa percobaan terkait bentuk dan luas permukaan media dalam kemampuannya melekatkan bakteri pendegradasi. Di Norwegia, telah dibuat media yang lebih besar (K2) dengan bentuk yang mirip dengan panjang dan diameter $\pm 15 \text{ mm}$. Beberapa contoh bentuk media *biocarrier* yang digunakan dalam *moving bed biofilm reactor* dapat dilihat seperti pada Gambar 4.



Gambar 4: Bentuk Media *Biocarrier* Yang Digunakan Dalam *Moving Bed Biofilm Reactor*.

Jumlah *biocarrier* yang dimasukkan ke dalam reaktor tergantung dari kualitas dan kuantitas influent yang akan diolah, *maximum filling* sebesar $\pm 70 \%$.

Specific surface area (SSA) atau luas permukaan spesifik media didefinisikan sebagai total

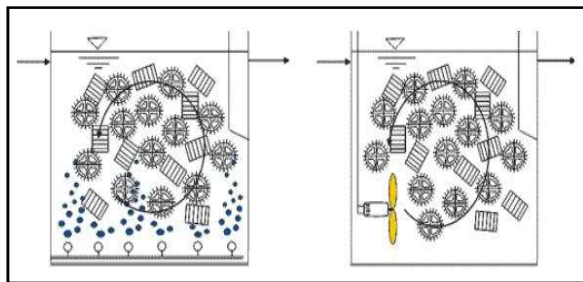
luas permukaan media yang tersedia untuk biofilm per satuan volume reaktor. Jenis media *biocarrier* yang berbeda-beda memiliki karakteristiknya masing-masing. Tabel 1 menggambarkan karakteristik SSA media dalam masing-masing sistem pengolahan.

Di dalam reaktor, media plastik *Biocarrier* akan berada dalam posisi bergerak, pergerakan ini disebabkan oleh energi sistem aerasi buatan yang berasal dari mesin blower/aerator ataupun dengan pengadukan mekanik secara konvensional. Mekanisme pergerakan media di dalam reaktor dapat dilihat pada Gambar 5.

Tabel 1 : *Specific Surface Area* Untuk Masing-Masing Sistem Pengolahan Dengan Pertumbuhan Mikroorganisme Melekat.

Jenis Media	Specific Surface Area (m ² /m ³)
Trickling Filter Media	
Rock	45-60*
Plastic	90 – 150*
Rotating Biological Contractor	100 – 150*
MBBR Media :	
Kaldnes K1 Media	500
Hydroxyl Media	400
Kaldnes Flat Chip	1200

*Data From Metcalf & Eddy (2003)



Gambar 5 : Mekanisme Pergerakan *Biocarrier* Oleh Aerasi Dan Pengadukan Dalam Sistem *Moving Bed Biofilm Reactor*.

Kemampuan sistem ini sangat baik pada kondisi pengadukan secara turbulensi, sehingga proses penyerapan oksigen pada substrat akan lebih optimal. Pengadukan yang lebih merata dapat meningkatkan performa dari sistem pengolahan air limbah yang telah ada menjadi semakin efektif.

Seperti pada proses biakan melekat lainnya, difusi dari senyawa yang masuk dan keluar pada biofilm memainkan peran penting. Karena pentingnya difusi, ketebalan dari biofilm menjadi sangat penting. Biofilm yang ideal pada MBBR adalah

tipis (100 µm) dan terdistribusi secara merata pada permukaan media (*carrier*). Agar bisa memperoleh hal itu, turbulensi pada reaktor sangatlah penting, baik untuk menyalurkan substrat ke biofilm dan mempertahankan ketebalan yang rendah pada biofilm (Ødegaard, 1999).

Dalam beberapa kasus, dimana turbulensi terlalu rendah, biofilm yang dihasilkan sangat banyak hingga biofilm juga terbentuk di dalam rongga media, sehingga mempersempit lintasan air dan substrat untuk biofilm. Saat turbulensi cukup (baik disebabkan dari aerasi atau pengadukan), biofilm yang terbentuk cukup tipis dan menutupi secara merata semua permukaan media.

Reaktor *Moving Bed Biofilm Reactor* menggunakan saringan untuk memisahkan media *biocarrier* bergerak dalam reaktor dengan air olahan yang keluar sebagai overflow dari reaktor. Waktu tinggal media di dalam reaktor yang cukup, ditambah lagi dengan pengadukan substrat yang merata dalam air limbah mendorong seleksi dan pengayaan mikroba untuk tumbuh sesuai dengan konsentrasi substrat yang diterima oleh mikroba di dalam kondisi reaktor yang stabil.

Proses *Moving Bed Biofilm* dapat digunakan untuk berbagai aplikasi yang berbeda. Seperti proses penghilangan zat organik, proses penghilangan amoniak, proses nitrifikasi dan proses penghilangan nitrogen. Proses ini baik digunakan untuk pengolahan air limbah pada daerah perkotaan dan pengolahan air limbah industri.

Reaktor *moving bed biofilm* dapat dioperasikan dalam kondisi aerobik untuk penghilangan zat organik dan nitrifikasi atau dalam kondisi anoxic untuk denitrifikasi. Di dalam perancangan *MBBR*, terdapat beberapa parameter yang dianggap penting dan sangat mempengaruhi efisiensi pengolahan, parameter tersebut ialah :

- *Organic loading rate*, yaitu kadar organik polutan yang dapat diukur dengan jumlah kg BOD₅, dihitung per satuan volume dalam sehari. (Kg BOD/m³.hari)
- *Fill medium loading rate*, ini adalah jumlah mikroorganisme yang menempel di media *biocarrier* per satuan luas dalam satuan waktu. (Kg/m².hari)
- *Oxygen dissolved*, yaitu kadar kandungan oksigen terlarut di dalam air di hitung berdasarkan satuan gr/m³.
- *Hydraulic Loading Rate*, adalah waktu tinggal yang dibutuhkan air limbah di dalam reaktor yang dipenuhi media *biocarrier*.
- *Specific surface area*, adalah jumlah luas permukaan media *biocarrier* yang tersedia untuk biofilm per volume unit media. (m² media/m³).

Kriteria desain lengkap untuk MBBR yang dapat digunakan dapat dilihat pada Tabel 2 berikut :

Tabel 2 : Kriteria Desain Pengolahan dengan Sistem *Moving Bed Biofilm Reactor*.

Parameter	Value	Units
Anoxic HRT	0,5 – 2,0	Hours
Aerobic HRT	1 – 4	Hours
Biofilm Surface Area of Carrier	500 – 1200	m ² /m ³
Biomass per Units Surface Area	5 – 25	g TS/m ²
BOD SALR	7,5 – 25	g/m ² .d
COD SALR	15 – 50	g/m ² .d
NH ₄ -N SALR	0,45 – 1,00	g/m ² .d
Secondary Clarifier Overflow Rate	200 – 600	gpd/ft ²

Sumber : John Brinkley et al, n.d

3. MATERIAL DAN METODA PENELITIAN

3.1 Material

3.1.1 Air Limbah

Air limbah yang diolah dalam penelitian ini bersumber dari salah satu bak pengumpul limbah domestik kantor BPPT Jakarta Pusat.

3.1.2 Media Biofilm

Media biofilm yang digunakan adalah media dari bahan *thermoplastic* tipe *bioball golf* dengan spesifikasi seperti yang terlihat pada Tabel 3.

Tabel 3 : Spesifikasi Media Penyangga.

Tipe	: Bioball Golf	
Material	: <i>Thermoplastic</i>	
Diameter	: 3 cm	
Luas Spesifik	: ± 210 m ² /m ³	
Berat Spesifik Media	: 164,34 kg/m ³	
Berat Jenis	: 0,970 kg/m ³	
Porositas	: 0,75	
Warna	: Hitam	

3.1.3 Bahan Analisa Parameter (*Reagen*)

Bahan yang digunakan untuk analisis dalam penelitian ini dapat dilihat pada Tabel 4.

3.1.4 Reaktor Percobaan

Bahan yang digunakan sebagai reaktor adalah 2 unit gentong plastik kapasitas 120 liter dan 1 unit

profil tank kapasitas 250 liter. Sedangkan untuk bahan distribusi air perpipaan digunakan pipa AW PVC Ø ½ inci, 1 inci, 2 inci, selang Ø 1 inci, selang Ø 10 mm, *elbow*, *tee*, *valve*, klep, dan penutup pipa. Skema alat penelitian diawali dengan bak penampung, profil tank MBBR, dan diakhiri dengan bak pengendap akhir.

Tabel 4 : Daftar *Reagen* Analisa Parameter Yang Digunakan.

No	Parameter	<i>Reagen</i>	<i>Range Performance (mg/l)</i>
1	COD	Digestion Solution HR	1-1500
2	Amoniak	1. Ammonium Salicylate 2. Ammonium Cyanurate	0,01 – 0,5
3	Nitrit	NitriVer 3 LR	0,001 – 0,3
4	Nitrat	NitraVer 5 MR	0,1 – 10

3.1.5 Alat

Alat yang digunakan dalam penelitian ini adalah sebagai berikut :

- Pompa celup merk ATMAN, spesifikasi Qmax 5400 L/jam ; Head 5 m
- Pompa aquarium merk AQUARIA, spesifikasi Qmax 2000 L/jam ; Head 1,8 m
- Pompa merk AQURA, spesifikasi Qmax 2400 L/jam ; Head 2 m
- Blower Aerasi merk ATMAN tipe GF-150 dan JEBO P-70
- Difuser gelembung halus (*finebubble*)
- Spectofotometer DR 2800
- Gelas ukur kimia 100 ml
- pHmeter Hydrotester
- Mikro Pipet 10 ml

3.2 Metoda Penelitian

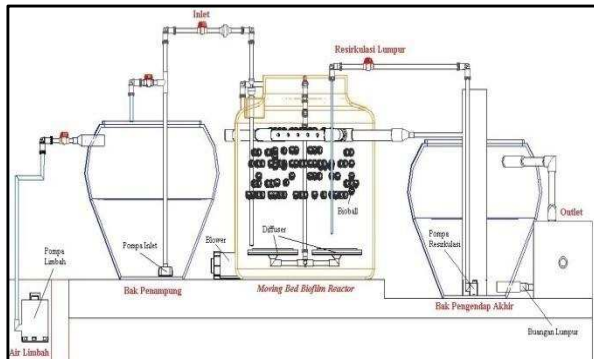
3.2.1 Penentuan Lokasi Instalasi Alat Penelitian

Lokasi pengambilan air limbah yang akan diolah adalah pada salah satu bak penampung air limbah domestik gedung perkantoran BPPT Jakarta Pusat. Skema proses pengolahan dapat dilihat pada Gambar 6.

3.2.2 Perancangan Alat Penelitian

Penelitian ini dilakukan dalam skala kecil (Pilot Plan) dengan kapasitas pengolahan sebesar 217 Liter. Rancangan alat pengolahan terdiri atas 1 buah bak penampung yang terbuat dari tangki plastik kapasitas maksimum 120 liter, 1 buah reaktor aerasi

berkapasitas maksimum 250 liter yang diisi dengan media penyangga sebanyak 20 %, dan 1 buah reaktor pengendap akhir yang terbuat dari tangki plastik berkapasitas 120 liter. Skema rancangan alat penelitian seperti yang dapat dilihat pada Gambar 6.



Gambar 6 : Skema Rancangan Alat Penelitian.

3.2.3 Tahapan Pelaksanaan Penelitian

3.2.3.1 Tahap Pembuatan Alat

Untuk reaktor aerob dibuat dengan *profil tank* dengan kapasitas 250 liter. Volume efektif yang digunakan adalah 218 liter. Di dalam reaktor aerob dibuat *weir* dari pipa 1,5 inci yang telah diberi lubang dengan diameter 25 mm dengan menggunakan bor. Untuk difuser, digunakan jenis *fine bubble* berbentuk disc dengan diameter 30 cm sebanyak dua buah. Untuk blower digunakan merk Jebo kapasitas 70 liter/menit. Untuk mengatur debit udara dari blower digunakan *valve*.

Bak pengumpul dibuat dengan menggunakan gentong air dengan ukuran 120 liter. Fungsi dari bak pengumpul adalah untuk menstabilkan debit yang akan masuk ke dalam reaktor aerob. Di dalam bak pengumpul diberi pompa celup yang digunakan untuk memompa air limbah ke reaktor aerob.

Bak pengendap akhir yang akan digunakan dalam penelitian adalah gentong air dengan kapasitas 120 liter. Pada dasar bak pengendap dilakukan penyemenan untuk membuat slope sebagai ruang lumpur. Pada bak pengendap akhir akan dibuat *weir* dengan menggunakan pipa 4 inci. Waktu tinggal pada bak pengendap akhir sama dengan debit limbah masuk dan tidak diperhitungkan secara lebih detail. Untuk proses resirkulasi, dilakukan dengan menggunakan pompa akuarium dengan rasio resirkulasi adalah 100 %.

3.2.3.2 Tahap Pengoperasian Alat

Pada tahap ini, air limbah domestik dari *sum pit* dipompakan menuju bak pengumpul, selanjutnya, air limbah kembali dipompakan menuju reaktor

aerob. Didalam reaktor aerob yang telah ditambah media bioball, air limbah akan mengalami pengadukan yang disebabkan oleh adanya proses aerasi yang merata dengan menggunakan blower. Selanjutnya limpasan (*over flow*) dari reaktor aerob akan mengalir masuk ke dalam bak pengendap akhir.

Di dalam reaktor aerob, mikroorganisme pendegradasi zat polutan air limbah akan terdapat pada dua tempat, yakni mikroorganisme akan tersuspensi di dalam air limbah dan sebagian lagi akan melekat dan membentuk biofilm di media bioball. Sehingga pada reaktor aerob tersebut akan terjadi dua proses pengolahan biologis, yakni proses pengolahan biologi secara tersuspensi dan proses pengolahan biologi secara melekat.

Pada penelitian kali ini, akan terdiri dari beberapa proses, yakni :

a. Proses Pengembang-biakan mikroorganisme dan aklimatisasi.

Proses ini dilakukan untuk mengembang biakan mikroorganisme, dilakukan secara alami dengan cara mengalirkan air limbah domestik secara kontinyu ke dalam reaktor biofilter. Dalam proses ini telah terbentuk lapisan biofilm yang menyelimuti media bioball. Sedangkan aklimatisasi merupakan pengadaptasian mikroorganisme terhadap air buangan yang akan diolah. Proses aklimatisasi ini berjalan selama 2 minggu dengan waktu tinggal 12 jam dengan debit 18 liter/jam. Akhir dari aklimatisasi adalah ketika efisiensi penurunan konsentrasi COD dan Amoniak relatif stabil.

b. Proses penentuan waktu optimal

Setelah proses *seeding* dan aklimatisasi, selanjutnya masuk ke proses penentuan waktu optimal. Pada proses ini, waktu tinggal diubah menjadi 8 jam, 6 jam dan 4 jam.

3.2.3.3 Tahap Pengujian Sampel

Pengujian sampel dilakukan secara periodik. *Sampling Point* ditetapkan diambil pada bak penampung dan outlet bak pengendap akhir. Dalam penelitian ini dilakukan analisis terhadap karakteristik air limbah domestik yang diolah yakni saat sebelum (*influen*) dan sesudah (*efluen*) memasuki pengolahan. Parameter yang diuji adalah amoniak, nitrit, nitrat, pH, dan COD. Metode analisis untuk berbagai parameter yang diteliti dapat dilihat pada Tabel 5. Hasil analisis mengacu pada baku mutu air limbah domestik berdasarkan PerGub DKI Jakarta No.122 Tahun 2005.

Tabel 5 : Metode Analisis Parameter

No	Parameter	Metode Analisis	Jenis Analisis
1	Ammonia (NH ₄ ⁺)	Salicylate Method	Powder Pillows Spektrofotometer
2	Nitrit (NO ₂ ⁻)	USEPA Diazotization	Powder Pillows Spektrofotometer
3	Nitrat (NO ₃ ⁻)	Cadmium Reduction Method	Powder Pillows Spektrofotometer
4	COD	USEPA Reactor Digestion Method	TNTplus 822 Spektrofotometer
5	TSS	Photometric Method	Spektrofotometer DR 2800
6	pH	pHmetri instrument	pHmeter Hydrotester PH-80

Catatan : Spesifikasi tata cara analisis terlampir

4. PEMBAHASAN DAN ANALISA HASIL

4.1 Proses pengolahan

4.1.1 Proses Start-up

Sebelum penelitian dimulai, dilakukan *start-up* alat dengan cara mengisi terlebih dahulu profil tank yang sudah berisi media *bioball* dengan air limbah yang akan diolah. Kemudian pada bak pengendap akhir juga diisi penuh dengan menggunakan air bersih. Selanjutnya jalankan pompa resirkulasi dengan debit ± 8 liter/jam, bersamaan dengan dijalankannya blower aerasi. Biarkan proses berlangsung secara *batch* selama 2 x 24 jam, hal ini dilakukan untuk mendapatkan proses pengendapan lumpur yang berjalan stabil di bak pengendap sebelum dimulainya proses seeding. Dalam proses *start-up* ini, tidak dilakukan penambahan lumpur secara khusus.

4.1.2 Proses Pengembang-biakan Mikroorganismes Dan Aklimatisasi

Setelah proses *start-up* berjalan dengan baik selama 2 hari, dilakukan proses Pengembang-biakan mikroorganismes dan aklimatisasi. Langkah awal dalam proses ini adalah dengan cara mengalirkan air limbah ke dalam bak penampung. Kemudian pada bak penampung, air limbah dialirkan masuk kedalam *moving bed biofilm reactor* dengan bantuan pompa. Pertumbuhan mikroorganismes dikondisikan dengan waktu tinggal hidrolis 12 jam pada laju alir 18 liter/jam dan rasio resirkulasi lumpur sebesar R = 0,5 Q, sehingga dengan waktu tinggal dan suplai oksigen yang cukup serta laju alir yang kecil dapat membantu pembentukan biofilm dan melekat dengan baik pada media biofilter. Air limpasan dari bak pengendap sebagai efluent di buang langsung ke saluran umum. Dengan berjalannya proses tersebut secara kontinu,

maka proses seeding dimulai dan berlangsung selama 18 hari.

Saat proses seeding memasuki hari ke-7, terjadi kerusakan blower dan pompa resirkulasi yang menyebabkan menurun drastisnya efisiensi pengolahan. Kemudian dilakukan pergantian blower dan pompa resirkulasi di hari ke-8, sehingga proses seeding kembali dilanjutkan dengan perubahan rasio resirkulasi lumpur menjadi R = 1. Ini dilakukan untuk meringankan kerja pompa resirkulasi agar tidak terjadi kerusakan kembali.

Saat memasuki hari ke-12 proses seeding terjadi masalah pada bak pengendap akhir, yaitu timbulnya lumpur yang mengambang pada permukaan air limbah, hal ini menyebabkan air hasil olahan membawa serta flok lumpur yang mengakibatkan efluen menjadi keruh. Peristiwa ini disebut dengan peristiwa "*rising sludge*". Hal ini disebabkan oleh pengendapan yang terlalu lama terjadi di bak pengendap akhir, selanjutnya dalam suasana lumpur yang anaerobik terjadi reaksi denitrifikasi dan menyebabkan flok lumpur ikut naik bersamaan dengan naiknya gas Nitrogen (N₂).

Namun, dalam hari-hari berikutnya dapat terlihat pengolahan yang telah berlangsung stabil pada bak pengendap akhir, ini diindikasikan oleh tidak adanya lagi lumpur yang mengambang pada permukaan air dalam bak pengendap. Kemudian proses seeding dilanjutkan kembali hingga berakhir pada hari ke-18.

4.1.3 Proses Pengolahan dengan Variasi Waktu Tinggal

Setelah proses seeding berjalan selama 18 hari, maka pengoperasian dilanjutkan dengan mengubah waktu tinggal air limbah di dalam *moving bed biofilm reactor* yakni pada skenario waktu tinggal 8 jam, 6 jam, dan 4 jam dengan rasio resirkulasi lumpur sebesar R = 1 Q. Pengolahan berlangsung selama ± 7 - 10 hari untuk masing-masing skenario waktu tinggal.

4.1.4 Monitoring dan Analisa

Monitoring dan analisa hasil penelitian dilakukan setiap hari secara berkelanjutan. Monitoring dilakukan hampir setiap 6 jam sekali dan analisa sampel air limbah dilakukan setiap pagi hari, terkecuali hari libur maupun hari-hari tertentu jika terjadi kendala yang menyebabkan berhentinya proses pengolahan.

4.2 Analisa Karakteristik Air Limbah Domestik

Dari hasil analisa karakteristik air limbah domestik yang akan diolah, dari hasil

perhitungan rata-rata parameter seperti Amoniak (NH_4), *Total Suspended Solid* (TSS), BOD, dan COD melebihi baku mutu air limbah domestik berdasarkan Peraturan Gubernur DKI Jakarta No. 122 Tahun 2005. Sedangkan hanya parameter pH yang sudah memenuhi baku mutu air limbah domestik. Hal ini dapat dilihat pada Tabel 6.

Tabel 6 : Karakteristik Rata-Rata Air Limbah Domestik Yang Diteliti.

Parameter	Satuan	Air Limbah Domestik (mg/l)	Baku Mutu (mg/l)
Amoniak (NH_4)	mg/l	82,25	10
TSS	mg/l	247	50
COD	mg/l	269	80
pH	mg/l	8,3	6 – 9
BOD	mg/l	151	50

*Data primer hasil penelitian

4.3 Proses Pengembang-biakan Mikroorganisme Dan Aklimatisasi

Berdasarkan hasil pengamatan pada hari pertama proses Pengembang-biakan Mikroorganisme (*seeding*), pengolahan belum berjalan dengan baik. Ini dibuktikan dengan efisiensi penyisihan COD yang kurang dari 50 % serta terjadinya kenaikan senyawa Amoniak (NH_3). Hal ini disebabkan oleh mikroorganisme yang ada di dalam *moving bed biofilm reactor* belum tumbuh secara optimal. Setelah proses berjalan selama 5 hari, mikroorganisme mulai tumbuh dan berkembang biak di dalam reaktor, ini di buktikan dengan lapisan biofilm yang mulai tumbuh dan menyelimuti media bioball (Gambar 7).

Dengan pertumbuhan mikroorganisme yang mulai optimal menyebabkan penyisihan COD yang berlangsung cukup tinggi, yakni sekitar 74 %. Hal ini mengindikasikan bakteri yang tumbuh di dalam reaktor *moving bed biofilm* telah mampu untuk mendegradasi senyawa amoniak yang terkandung di dalam air limbah. Atas dasar inilah, analisa amoniak kembali dilakukan pada hari ke-6 proses *seeding*, dan didapatkan efisiensi penyisihan amoniak sebesar 11 %. Namun hal tersebut belum sesuai dengan target yang diharapkan, ini disebabkan oleh kurangnya pasokan udara oleh blower aerasi yang terlihat menurun dibandingkan dengan hari-hari sebelumnya.



Gambar 7 : Lapisan Biofilm Yang Mulai Terlihat Pada *Bioball* Di Hari Ke-6 Proses *Seeding*.

Pada hari ke-7 proses *seeding* berlangsung, terjadi kerusakan pada blower aerasi dan unit pompa resirkulasi yang menyebabkan efisiensi pengolahan menurun drastis di hari ke-8. Dari pengamatan secara fisik, seperti pada Gambar 8, akibat dari kurangnya oksigen menyebabkan terjadinya suasana *anoxic* di dalam reaktor *moving bed biofilm* mengakibatkan lapisan biofilm pada bioball menjadi berwarna putih dan menghasilkan bau yang menyengat.



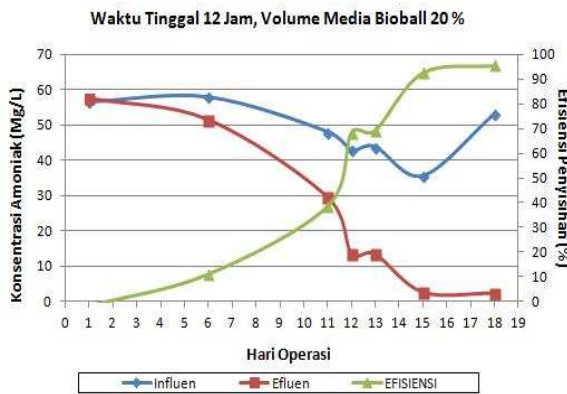
Gambar 8: Lapisan Biofilm Pada *Bioball* Pada Hari Ke-8 Proses *Seeding*.

Setelah dilakukan perbaikan alat di hari ke-8 proses *seeding*, analisa sampel air limbah dilakukan kembali pada hari ke-11. Hasil analisa menunjukkan terjadinya peningkatan efisiensi yang cukup signifikan memasuki hari ke-11. Hal ini dilihat dari penyisihan COD dan *Total suspended solids* (TSS) yang masing-masing mencapai 87 % dan 92 %. Sementara itu, penyisihan amoniak masih belum menunjukkan hasil yang bagus, yakni hanya sekitar 38 %.

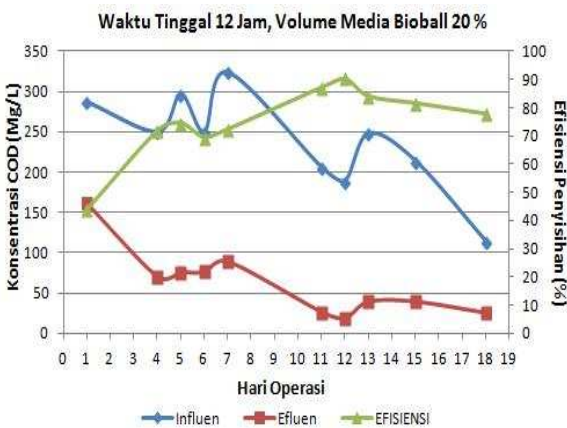
Memasuki hari ke-12 proses *seeding*, terjadi fenomena *rising sludge* pada reaktor pengendap akhir, untuk mengatasi hal tersebut dilakukan

perubahan debit resirkulasi yang diperbesar guna mempercepat waktu tinggal lumpur di dalam reaktor pengendap. Perlakuan ini terbukti berhasil, karena tidak ditemukannya lagi lumpur yang mengambang pada reaktor pengendap untuk hari-hari selanjutnya. Penyisihan amoniak mulai menunjukkan hasil yang bagus saat proses seeding memasuki hari ke-15, yaitu dengan efisiensi penyisihan mencapai 92 %. Hal ini terus berlanjut hingga memasuki hari terakhir proses seeding, dengan penyisihan amoniak mencapai 95 %. Penyisihan amoniak yang tinggi pada hari ke-18 menunjukkan bahwa proses seeding telah berjalan dengan baik dan sesuai dengan target yang diinginkan. Atas dasar inilah, pengoperasian alat dilanjutkan dengan mengubah debit sesuai dengan waktu tinggal air limbah di dalam reaktor, yaitu 8 jam dengan debit air limbah sebesar 27 liter/jam dan rasio resirkulasi lumpur sebesar $R = 1 Q$. Penyisihan amoniak (NH_4) selama proses seeding dapat dilihat pada Gambar 9.

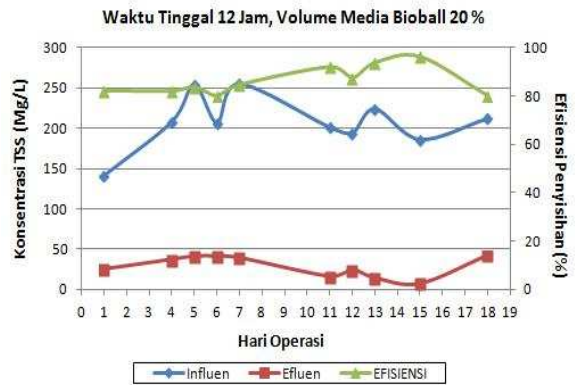
Grafik penyisihan *Chemical Oxygen Demand* (COD) dan *Total Suspended Solids* (TSS) selama proses seeding yang dapat dilihat pada Gambar 10 dan Gambar 11.



Grafik 9 : Grafik Penyisihan Amoniak Selama Proses Seeding.



Gambar 10 : Grafik Penyisihan COD Selama Proses Seeding.



Gambar 11 : Grafik Penyisihan TSS Selama Proses Seeding.

4.4 Analisa Penyisihan Amoniak Berdasarkan Variasi Waktu Tinggal

Analisa penyisihan amoniak untuk operasi waktu tinggal 12 jam, dimulai saat data memasuki hari ke 12, ini dikarenakan proses seeding telah dianggap stabil pada hari ke 12 dan seterusnya dalam penyisihan amoniak mencapai 68-95%. Dari data hasil penelitian ini, terlihat bahwa pada kondisi operasi dengan waktu tinggal 12 jam, konsentrasi rata-rata amoniak influen sebesar 43,81 mg/l, konsentrasi rata-rata amoniak efluen 8,01 mg/l, dengan demikian efisiensi penyisihan amoniak rata-rata mencapai 81,4 %.

Pada pengolahan dalam operasi waktu tinggal 12 jam, tepatnya saat memasuki hari ke-12 dan 13 telah terjadi kestabilan penyisihan amoniak dengan efisiensi penyisihan amoniak rata-rata mencapai 94,05 %, dengan konsentrasi amoniak efluen rata-rata sebesar 2,5 mg/l, jauh dibawah standar baku mutu yang ditetapkan oleh Peraturan Gubernur DKI Jakarta yaitu sebesar 10 mg/l. Melihat hasil tersebut, operasi pengolahan di lanjutkan dengan mengubah waktu tinggal menjadi 8 jam dan dimulai pada hari ke-19.

Dalam operasi pengolahan dengan waktu tinggal 8 jam, konsentrasi rata-rata amoniak influen sebesar 102,72 mg/l, konsentrasi rata-rata amoniak efluen sebesar 16,62 mg/l, dengan efisiensi penyisihan rata-rata mencapai 84,16 %. Konsentrasi efluen amoniak pada 2 hari terakhir dalam operasi waktu tinggal 8 jam ini telah memenuhi standar baku mutu, yakni dengan efluen rata-rata 7,14 mg/l dengan efisiensi penyisihan yang telah dianggap stabil, yakni 93,42 %. Oleh karena proses pengolahan

dengan waktu tinggal 8 jam di hari ke-10 sudah mencapai kestabilan, selanjutnya waktu tinggal diturunkan menjadi 6 jam.

Pada kondisi operasi dengan waktu tinggal 6 jam, konsentrasi rata-rata amoniak influen sebesar 94,55 mg/l, sementara itu konsentrasi rata-rata amoniak efluen sebesar 16,97 mg/l dengan efisiensi rata-rata penyisihan amoniak sebesar 82,7 %. Pengolahan dalam operasi waktu tinggal 6 jam ini berlangsung cukup stabil dan tanpa ada kendala yang berarti. Efluen amoniak telah memenuhi standar baku mutu saat memasuki hari ke-6 dalam operasi waktu tinggal 6 jam ini, yakni dengan efluen rata-rata sebesar 8,3 mg/l dan efisiensi mencapai 89,38 %. Selanjutnya operasi pengolahan dilanjutkan dengan waktu tinggal 4 jam.

Dalam kondisi operasi dengan waktu tinggal 4 jam, konsentrasi rata-rata amoniak influen sebesar 64,43 mg/l, sedangkan konsentrasi rata-rata amoniak efluen sebesar 12,4 mg/l dengan efisiensi penyisihan rata-rata mencapai 81,3 %. Peningkatan debit air limbah yang dilakukan dalam kondisi (HRT 4 Jam) mengakibatkan kenaikan beban hidrolis dan kontak antara senyawa polutan limbah dengan lapisan biofilm semakin singkat, sehingga menyebabkan efisiensi pengolahan menurun. Hal ini terlihat saat kondisi stabil (*steady state*) dalam operasi ini yang hanya menghasilkan efisiensi rata-rata sebesar 79,6 %, dengan konsentrasi amoniak efluen rata-rata 13,96 mg/l, yang mana belum memenuhi standar baku mutu yang ditetapkan.

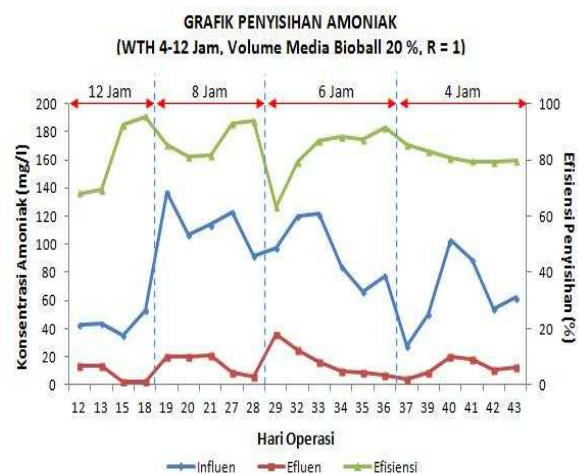
Dari data tersebut, terlihat bahwa pengolahan dengan operasi waktu tinggal 4 jam terbilang lebih stabil dibandingkan dengan pengolahan sebelumnya, yakni pada waktu tinggal 12 jam, 8 jam dan 6 jam. Namun jika melihat efisiensi dan hasil air olahan, dalam kondisi pengolahan ini terjadi penurunan efisiensi dari hari ke harinya, dan juga hasil air olahan yang masih belum memenuhi standar baku mutu yang ditetapkan. Hal ini disebabkan oleh beban hidrolis loading yang tinggi dan tidak didukung dengan waktu kontak bakteri terhadap air limbah yang cukup, sehingga kemampuan bakteri dalam mendegradasi senyawa amoniak menjadi kurang maksimal, yang berakibat pada penurunan efisiensi pengolahan dan kualitas air hasil olahan.

Secara keseluruhan, setiap perubahan waktu tinggal yang diturunkan mengakibatkan laju alir (debit) meningkat pula. Peningkatan laju alir air (debit) mengakibatkan waktu kontak air limbah dengan lapisan biofilm menurun dan diikuti dengan kenaikan laju pembebanan senyawa polutan, sehingga mengakibatkan efisiensi menurun. Data dan grafik penyisihan senyawa amoniak dalam berbagai kondisi waktu tinggal dapat dilihat pada Tabel 7 dan Gambar 12.

Tabel 7 : Data Penyisihan Senyawa Amoniak Berdasarkan Variasi Waktu Tinggal.

Hari Operasi	Waktu Tinggal	Influen	Efluen	Efisiensi
12	12 Jam	42.86	13.61	68.25
13		43.76	13.45	69.26
15		35.54	2.64	92.57
18		53.11	2.37	95.54
19	8 Jam	136.73	19.78	85.53
20		106.82	19.88	81.39
21		114.03	21.08	81.51
27		122.61	8.69	92.91
28		92.22	5.6	93.93
29	6 Jam	97.41	35.68	63.37
32		120.37	25.11	79.14
33		121.54	16.16	86.70
34		84.11	9.89	88.24
35		66.51	8.56	87.13
36		77.38	6.47	91.64
37		27.78	3.99	85.64
39	4 Jam	50.61	8.60	83.01
40		102.77	19.92	80.62
41		89.02	18.19	79.57
42		54.19	11.11	79.50
43		62.22	12.59	79.77

Sumber : Hasil Penelitian



Grafik 12 : Grafik Penyisihan Amoniak Dalam Variasi Waktu Tinggal.

Mengacu pada penelitian terdahulu yang pernah dilakukan oleh Said dan Utomo (2007), bahwa semakin pendek waktu tinggal air limbah di dalam reaktor pengolahan, semakin rendah pula efisiensi

pengolahan dalam menurunkan kadar amoniak. Ini disebabkan oleh terlalu singkatnya waktu kontak yang tersedia antara air limbah dengan mikroorganismenya, sehingga degradasi senyawa amoniak oleh mikroorganismenya menurun dan kurang optimal.

Hal tersebut terbukti dalam penelitian ini, karena melihat hasil rata-rata penyisihan amoniak dalam kondisi stabil, selalu terjadi penurunan efisiensi saat perubahan waktu tinggal yang lebih cepat. Rata-rata efisiensi penyisihan senyawa amoniak dalam penelitian ini terhitung setelah kondisi proses pengolahan telah mencapai kondisi yang stabil (*steady state*). Data rata-rata penyisihan senyawa amoniak dalam kondisi optimum pada masing-masing operasi waktu tinggal dapat dilihat pada Tabel 8.

Berdasarkan data seperti tertera pada Tabel 8, dapat dilihat bahwa semakin pendek waktu tinggal menyebabkan semakin sulitnya pengolahan mencapai hasil yang memenuhi standar baku mutu air limbah. Hal ini memberikan kesamaan persepsi jika dibandingkan dengan penelitian terdahulu yang telah dilakukan oleh Said dan Utomo, 2007.

Tabel 8 : Perbandingan Rata-Rata Penyisihan Amoniak Optimum Pada Masing-Masing Variasi Waktu Tinggal.

Variasi Waktu Tinggal (HRT)	Konsentrasi Rata-Rata Amoniak (NH ₄) (mg/l)		Efisiensi Penyisihan (%)
	Influen	Efluen	
12 Jam	44,32	2.5	94.05
8 Jam	107.41	7.14	93.42
6 Jam	76	8.3	89
4 Jam	68.47	13.96	79.6

Sumber : Hasil Penelitian

4.5 Analisa Senyawa Nitrit Dan Nitrat Terhadap Penyisihan Amoniak

Dalam penelitian ini telah dilakukan juga analisa terhadap parameter-parameter yang mendukung teori penelitian. Parameter itu diantaranya adalah senyawa nitrogen nitrit (NO₂⁻) dan nitrat (NO₃⁻). Berdasarkan hasil analisa senyawa nitrit dan nitrat yang dilakukan dalam penelitian ini, selama proses berlangsung terjadi kenaikan nitrit dan nitrat. Kenaikan senyawa ini berbanding lurus dengan penyisihan amoniak. Data kenaikan nitrat dan nitrit dapat dilihat pada Tabel 9.

Seperti yang terlihat pada Tabel 9, terjadi kenaikan senyawa nitrit dan nitrat yang sangat signifikan, dimulai pada hari ke-12, bersamaan

dengan efisiensi penyisihan amoniak yang mulai meningkat drastis.

Pada prinsipnya, komponen nitrogen dalam air limbah berupa amoniak (NH₄⁺), jika berada dalam kondisi yang kaya akan oksigen serta ditandai dengan pertumbuhan bakteri nitrosomonas akan mengalami oksidasi menjadi nitrit dan nitrat. Akibatnya, kadar amoniak berkurang sedangkan kadar nitrit dan nitrat akan meningkat.

Tabel 9 : Data Hasil Penelitian Untuk Kenaikan Nitrit Dan Nitrat Air Limbah.

Hari	Konsentrasi (mg/l)				Efisiensi Penyisihan Amoniak (%)
	Nitrit (NO ₂)		Nitrat (NO ₃)		
	Influen	Efluen	Influen	Efluen	
12	0.018	21.531	0.3	28.6	68.25
13	0.014	27.355	1.7	24.6	69.56
15	0.01	21.274	0.3	36.4	92.57
18	0.033	32.943	1.3	51.6	95.54
19	0.013	31.429	0.2	35.2	85.53
20	0.007	22.391	1.4	48.2	81.39
21	0.069	21.658	0.4	93.4	90.28
27	0.008	12.673	0.6	47.3	92.91
28	0.009	11.72	0.2	29.8	93.93
29	0.017	13.542	1.1	50.2	63.37
32	0.006	15.036	0.4	57.3	79.14
33	0.085	18.503	0.5	50.2	86.70
34	0.17	8.838	0.5	42.5	88.24
35	0.16	4.638	0.6	28.6	87.13
36	0.17	7.681	0.3	28.2	91.64
37	0.144	6.655	0.2	31.1	85.64
39	0.009	0.887	0.3	30.7	83.01
40	0.001	3.965	0.1	25.1	80.62
41	0.022	8.99	0.2	27.2	79.57
42	0.019	7.11	0.1	28.8	79.50
43	0.028	8.89	0.3	29.2	79.77

Sumber : Hasil Penelitian

Konsentrasi amoniak yang tinggi dapat menghambat pertumbuhan Bakteri Nitrobacter, sehingga proses nitrifikasi seringkali terjadi hanya sampai pada reaksi orde pertama (NH₄ → NO₂). Namun pada kondisi pH dan suhu yang optimal, Bakteri Nitrobacter tetap mampu tumbuh dan mendegradasi senyawa nitrit menjadi nitrat. (Nugroho, 2010).

Kenaikan senyawa nitrit dan nitrat yang tinggi, tentunya akan menjadi permasalahan baru di lingkungan, mengingat kontaminasi senyawa nitrit yang tinggi pada manusia dapat menyebabkan

menurunnya kapasitas darah, dan kelebihan senyawa nitrat diatas 5 mg/l akan menyebabkan terjadinya eutrofikasi dalam badan air.

Meskipun masalah ini tidak sebesar pencemaran amoniak yang bersifat toksik di perairan, yang mana senyawa nitrat tidak bersifat toksik terhadap organisme aquatik, namun tetap saja perlu dilakukan pencegahan dan pengolahan. Salah satu cara mengatasi hal ini ialah dengan menambahkan pengolahan pada kondisi anaerobik atau anoxic, sehingga baik senyawa nitrit maupun nitrat akan dipecah menjadi nitrogen dan oksigen oleh bakteri heterotrof dalam kondisi yang tanpa oksigen, melalui suatu proses yang disebut denitrifikasi dan menghasilkan gas nitrogen (N₂).

4.6 Analisa Perhitungan Total Inorganik Nitrogen (TIN) dalam Variasi Waktu Tinggal

Kenaikan senyawa nitrit dan nitrat yang terjadi selama proses penelitian berlangsung, bersamaan dengan peningkatan efisiensi penyisihan senyawa amoniak, menunjukkan terjadinya perubahan struktur kandungan nitrogen di dalam air limbah selama proses pengolahan berlangsung. Untuk mengetahui perubahan tersebut, dilakukan analisa perhitungan total inorganik nitrogen (TIN) dalam air limbah sebelum dan sesudah diolah. Analisa total inorganik nitrogen dihitung dengan menggunakan Persamaan berikut :

$$TIN = (0,82 \times [NH_3]) + (0,30 \times [NO_2]) + (0,23 \times [NO_3])$$

Keterangan :

- [NH₃] = Konsentrasi amoniak (mg/l)
- [NO₂] = Konsentrasi nitrit (mg/l)
- [NO₃] = Konsentrasi nitrat (mg/l)
- 0,82 = Faktor perbandingan berat massa atom N dalam senyawa ammonium
- 0,30 = Faktor perbandingan berat massa atom N dalam senyawa nitrit
- 0,23 = Faktor perbandingan berat massa atom N dalam senyawa nitrat

Dengan menggunakan persamaan diatas, didapatkan perbandingan total inorganik nitrogen di dalam air limbah sebelum dan sesudah memasuki pengolahan, melalui data hasil pengukuran senyawa amoniak, nitrit dan nitrat. Seperti yang terlihat dalam Tabel 10, terjadi penyisihan total inorganik nitrogen selama proses penelitian berlangsung, juga terlihat dalam Gambar 12.

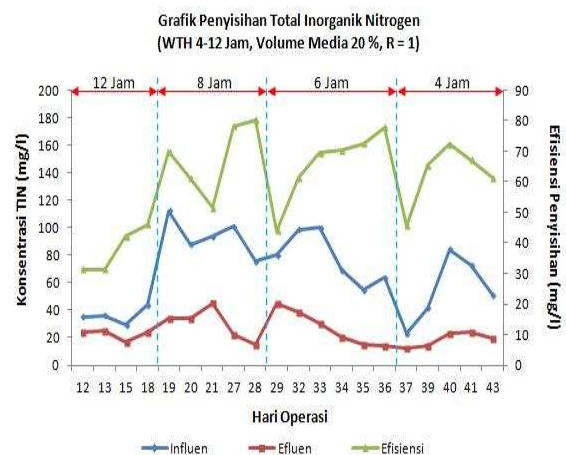
Berdasarkan data tabel dan grafik diatas dapat terlihat bahwa dalam pengolahan dengan waktu tinggal 12 jam, penyisihan nitrogen belum mencapai target yang diharapkan, yakni masih dibawah 50 %. Hal ini mengingat dalam waktu tersebut masih berada dalam proses seeding bakteri, sehingga

proses nitrifikasi masih belum sempurna dan hanya berada pada reaksi orde pertama (NH₄→NO₂), ini dapat dilihat dengan senyawa nitrit hasil oksidasi ammonium yang masih sangat tinggi.

Tabel 10 : Data Hasil Perhitungan Total Inorganik Nitrogen.

Hari Operasi	Waktu Tinggal (HRT)	Konsentrasi (mg/l)		Efisiensi (%)
		Influen	Efluen	
12	12 Jam	35.22	24.20	31.30
13		36.28	24.89	31.38
15		29.21	16.92	42.09
18		43.86	23.69	45.98
19	8 Jam	112.17	33.74	69.92
20		87.92	34.10	61.21
21		93.62	45.27	51.65
27		100.68	21.81	78.34
28		75.67	14.96	80.23
29	6 Jam	80.13	44.87	44.01
32		98.80	38.28	61.25
33		99.80	30.35	69.59
34		69.14	20.54	70.30
35		54.72	14.99	72.61
36		63.57	14.10	77.83
37	4 Jam	22.87	12.42	45.68
39		41.57	14.38	65.41
40		84.29	23.30	72.36
41		73.05	23.87	67.32
43		51.10	19.71	61.43

Sumber : Hasil Penelitian



Gambar 12 : Grafik Penyisihan Total Inorganik Nitrogen Pada Berbagai Variasi Waktu Tinggal.

Dalam pengolahan dengan waktu tinggal 8 jam, penyisihan nitrogen sudah mulai terlihat bagus, yakni pada hari ke-19 mencapai 70 %, kemudian kembali terjadi penurunan yang drastis sampai hari ke-25 yang disebabkan oleh masalah pada diffuser aerasi, namun kembali meningkat sampai pada hari ke-28, dan penyisihan mencapai 80 %. Untuk pengolahan dengan waktu tinggal 6 jam terlihat lebih stabil, dan tren dalam grafik menunjukkan bahwa terjadi adaptasi di hari pertama waktu tinggal 6 jam dengan penurunan efisiensi penyisihan nitrogen, namun mulai meningkat kembali pada hari-hari berikutnya dan stabil dalam penyisihan sebesar 72-77 %. Sedangkan pada pengolahan dengan waktu tinggal 4 jam, terjadi kenaikan hanya dalam tempo 4 hari pengolahan, selanjutnya efisiensi selalu menurun dari hari ke hari.

Secara keseluruhan penyisihan total nitrogen ini dipengaruhi oleh kesempurnaan reaksi nitrifikasi maupun denitrifikasi. Oleh karena dalam penelitian ini tidak dilakukan pengolahan secara anaerobik/*anoxic*, maka reaksi penyisihan nitrogen hanya sampai pada proses nitrifikasi. Dengan semakin tingginya oksidasi amoniak dan nitrit yang menghasilkan nitrat sebagai produk akhir dari proses nitrifikasi menyebabkan penyisihan total nitrogen semakin tinggi, begitu juga sebaliknya.

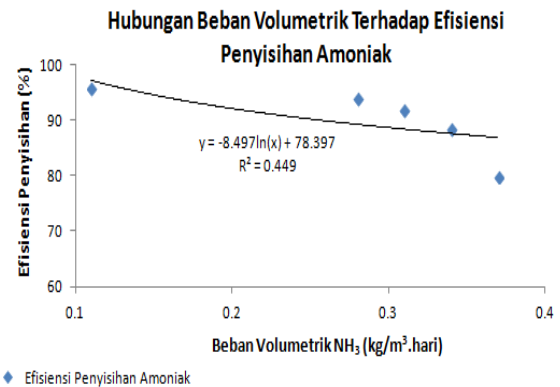
4.4 Hubungan Antara Beban Volumetrik Amoniak (NH₃-Volumetric Loading) terhadap Efisiensi Penyisihan Amoniak

Dari hasil penelitian dapat dibuat hubungan antara besarnya beban amoniak terhadap efisiensi penyisihan senyawa amoniak. Beban amoniak dihitung berdasarkan jumlah senyawa yang masuk ke dalam reaktor MBBR per satuan volume reaktor per satuan waktu yang dinyatakan sebagai berat kg amoniak per satuan volume per hari. Hubungan antara beban amoniak dengan efisiensi penyisihan amoniak dapat dilihat pada Tabel 11.

Tabel 11 :Hubungan Beban Volumetrik Amoniak dan Efisiensi Penyisihan Amoniak.

Beban Volumetrik Amoniak (Kg/m ³ .hari)	Efisiensi Penyisihan Amoniak (%)
0.11	95.54
0.28	93.93
0.31	91.64
0.34	88.24
0.37	79.77

Sumber : Hasil Penelitian



Grafik 13 : Grafik Hubungan antara Beban Volumetrik Amoniak dan Efisiensi Penyisihan Amoniak.

Dari hasil perhitungan Tabel 11, dapat diplotkan dalam bentuk grafik hubungan antara Beban Volumetrik Amoniak terhadap efisiensi penyisihan amoniak. Seperti yang dapat dilihat dalam Gambar 13 yang menunjukkan hubungan logaritma antara laju pembebanan volumetrik dengan efisiensi penyisihan amoniak, dengan persamaan sebagai berikut :

$$y_a = -8,49 \ln(x_a) + 78,39$$

dimana :

y_a = Efisiensi Penyisihan Amoniak, NH₃ (%)

x_a = Laju Pembebanan Volumetrik Amoniak, NH₃ (Kg/m³.hari)

Persamaan tersebut menunjukkan, bahwa pengoperasian reaktor *Moving Bed Biofilm* bermedia *plastic bioball* tipe golf yang memiliki luas permukaan spesifik sebesar 200 m²/m³ dengan laju pembebanan volumetrik amoniak sebesar 0,1 – 0.4 kg/m³.hari dalam kondisi yang optimal dapat menghasilkan efisiensi penyisihan senyawa amoniak mencapai 86-98%, dengan perbandingan terbalik yakni semakin besar beban volume amoniak semakin kecil pula efisiensi penyisihan amoniak yang dihasilkan, begitu pula sebaliknya.

Grafik tersebut dapat digunakan dalam perancangan pengolahan yang sesuai dengan penelitian ini, yaitu sistem lumpur aktif yang diisi media bioball bergerak sebanyak 20 % dari volume reaktor (*Moving Bed Biofilm Reactor*).

4.6 Penentuan Waktu Tinggal (HRT) Tepilih

Waktu tinggal (HRT) terpilih ditentukan melalui seleksi nilai efisiensi penyisihan senyawa polutan amoniak dan total inorganik nitrogen dengan mempertimbangkan teknis perencanaan dan kelayakan aplikasi teknologi *Moving Bed Biofilm Reactor*. Waktu tinggal (HRT) yang dipilih adalah yang

paling singkat namun masih dalam efisiensi penyisihan yang tinggi. Nilai efisiensi penyisihan rata-rata senyawa amoniak dan total inorganik nitrogen pada tiap-tiap waktu tinggal dapat dilihat pada Tabel 12.

Tabel 12 : Rata-Rata Efisiensi Penyisihan Polutan Nitrogen Pada Variasi Waktu Tinggal.

HRT (Jam)	Efisiensi Penyisihan Polutan (%)	
	Amoniak (NH ₃)	Total Inorganik Nitrogen (TIN)
12	94	45
8	93	80
6	89	77
4	79	61

Sumber : Hasil Penelitian

Beberapa hal penting yang perlu diperhatikan di dalam teknis perencanaan dan aplikasi *moving bed biofilm reactor*, antara lain:

- Waktu tinggal hidrolis dalam reaktor singkat
- Efisiensi penyisihan polutan tinggi
- Ukuran lahan yang dipakai kecil
- Kualitas dan kuantitas media efisien
- Bentuk rancangan fleksibel
- Biaya investasi dan operasional rendah
- Air hasil olahan memenuhi kriteria baku mutu

Ukuran atau dimensi reaktor, bobot reaktor, efisiensi penyisihan dan kebutuhan energi merupakan faktor penting dalam perencanaan pembangunan instalasi pengolahan air limbah. Ukuran reaktor menjadi acuan dalam penyediaan lahan sedangkan bobot reaktor menjadi pertimbangan konstruksi, dimana semakin kecil waktu tinggal hidrolis ukuran reaktor semakin hemat dalam penggunaan lahan dan dengan bobot reaktor yang lebih kecil memerlukan konstruksi yang lebih ringan. Sedangkan kebutuhan media yang sesuai dengan target pengolahan juga dipertimbangkan, yakni dengan jumlah volume media yang sedikit dengan *specific surface area* (SSA) yang besar.

Reaktor dengan efisiensi tinggi pada laju alir (debit) yang sama mempunyai kemampuan yang lebih besar dalam mengolah air sehingga lebih efisien dalam pemakaian energi untuk peralatan pendukung seperti pompa dan blower. Kualitas air hasil pengolahan juga merupakan faktor yang penting di dalam penentuan pemilihan waktu tinggal hidrolis.

Kualitas air baku dan hasil pengolahan *moving bed biofilm reactor* dalam penelitian ini dapat dilihat pada Tabel 13.

Tabel 13 : Data Kualitas Air Hasil Olahan Penelitian *Moving Bed Biofilm Reactor*.

HRT (Jam)	Penyisihan Polutan (mg/l)			
	Amoniak (NH ₄)		Total Inorganik Nitrogen (TIN)	
	Influen	Efluen	Influen	Efluen
12	44.32	2.5*	36.35	20.3
8	107.41	7.14*	88.17	18.38
6	76	8.3*	59.14	14.54
4	68.47	13.96	62.07	21.79

Keterangan :

*) Memenuhi standar baku mutu PerGub DKI No.122, 2005.

Melihat analisis hasil penelitian diatas, waktu tinggal (HRT) 6 jam diambil sebagai waktu tinggal (HRT) terpilih, dimana waktu tinggal 6 jam adalah merupakan waktu tinggal (HRT) terpendek dengan efisiensi penyisihan yang tergolong tinggi untuk mereduksi senyawa amoniak dan total inorganik nitrogen. Pertimbangan lain adalah air hasil pengolahan dengan HRT 6 jam telah memenuhi kriteria baku mutu sesuai dengan Peraturan Gubernur DKI Jakarta No. 122 Tahun 2005.

5. KESIMPULAN

Dari hasil penelitian di atas dapat disimpulkan bahwa :

- Hasil penelitian menunjukkan bahwa dengan waktu tinggal hidrolis (HRT) 12 jam, 8jam, 6jam dan 4jam tangkai aerasi dan rasio sirkulasi lumpur R=1.0Q, efisiensi penyisihan atau penghilangan amoniak masing-masing adalah 94,05%, 93,42%, 89%, dan 79,6%. Dengan laju beban amoniak 0.106-0.302 kg/m³.hari, efisiensi penghilangan amoniak berkisar antara 95,54-83,01%. Semakin besar beban amoniak maka efisiensi penghilangan amoniak semakin kecil.
- Waktu tinggal yang optimal untuk pengolahan sistem *moving bed biofilm reactor* (media isian 20 %) dalam menurunkan kadar amoniak yaitu pada operasi pengolahan dengan waktu tinggal 6 jam, dengan efisiensi penyisihan rata-rata

mencapai 89 % dan efluen rata-rata 8,3 mg/l, serta telah memenuhi standar baku mutu sesuai dengan Peraturan Gubernur DKI Jakarta Nomor 122 Tahun 2005.

- Dengan kapasitas reaktor yang relatif lebih kecil dan dalam waktu yang singkat dengan efisiensi penyisihan amoniak yang tergolong lebih baik daripada proses lumpur aktif dan biofilter melekat diam, maka sistem *moving bed biofilm reactor* dapat menjadi solusi yang efektif untuk diterapkan dalam pengolahan air limbah domestik dalam skala rumah tangga atau perkantoran.

DAFTAR PUSTAKA

- Benefield, Larry D. (1980). *Biological Process Design for Wastewater Treatment*. United States of America: Prentice-Hall, Inc.
- Benefield, Larry D., Clifford, W. Randall, 1980, *Biological Process Desain for Wastewater Treatment*, Prentice – Hall, Inc., USA.
- Bitton G. 1994. *Wastewater Microbiology*. Wiley-Liss, New York.
- Gaudy, A.F., Jr. and E.T. Gaudy. 1988. *Elements of Bioenvironmental Engineering*. Engineering Press, San Jose, CA.
- Grady, C.P.L dan Lim, H.C. 1980. *Biological Wastewater Treatment*. Marcel Dekker Inc. New York.
- Hammer, M.J., *Water and Wastewater Technology*. Wiley, New York. 1986).
- Hikami, Sumiko., “*Shinseki rosouhou ni yoru mizu shouri gijutsu (Water Treatment with Submerged Filter)*”, Kougyou Yousui No.411, 12,1992.
- Hittlebaugh, J.A., and R.D. Miller, “*Operational Problems With Rotating Biological Contactor*”, *Journal Water Pollution Control Fed.* 53:1283-1293. 1981.
- JSWA, 1984. *Design Criteria For Sewage Works Facilities*. Tokyo, Japan.
- Keputusan Gubernur DKI Jakarta Nomor 122 Tahun 2005 Tentang Pengelolaan Air Limbah Domestik di Wilayah Prov. DKI Jakarta. KPPL DKI Jakarta, 2005.
- Keputusan Menteri Lingkungan Hidup Nomor 112 tahun 2003. Tentang Baku Mutu Air Limbah Domestik.
- Metcalf & Eddy. 1991. *Wastewater Engineering : Treatment Disposal, reuse, 3rd ed.* McGraw-Hill, New York.
- Metcalf & Eddy. 2003. *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse, Fourth Edition, International Edition*. McGraw-Hill : New York.
- Nelson, P.O., and Lawrence. 1980. *Microbial Viability Measurements and Activated Sludge Kinetics*. *Water Reserch* 14:217-225.
- Nugroho, Rudi. 2010. *Pengembangan Teknologi Untuk Mengolah Senyawa Nitrogen Dalam Air Limbah Dengan Menggunakan Reaktor Berbahan Isian Batu Belerang Dan Batu Kapur*. PusatTeknologi Lingkungan-BPPT.
- Ødegaard, H. 1999. *The Moving Bed Biofilm Reactor*. Norwegian University of Science and Technology : Trondheim.
- Painter, H.A. 1970. *A Review of Literature On Inorganic Nitrogen Metabolism In Micoorganism*. *Water Research.* 4: 393-450.
- Painter, H.A., and J.E. Loveless. 1983. *Effect of Temperature and pH Value On The Growth Rate Contants Of Nitrifying Bacteria in the Activated Sludge Process*. *Water Research.* 17: 237-248. 1983.
- Ravichandran.M and Joshua Amarnath.D. 2012. *Performance Evaluation of Moving Bed Bio-Film Reactor Technology for Treatment of Domestic Waste Water in Industrial Area at MEPZ (Madras Exports Processing Zone), Tambaram, Chennai, India*. *Elixir Pollution* 53 (2012) 11741-11744
- Said, N.I dan Utomo, Kristianti. 2007. *Pengolahan Air Limbah Domestik Dengan Prose LumpurAktif Yang Diisi Dengan Media Bioball*. BPPT. Jakarta
- U.S. EPA.1975. *Process design Manual for Nitrogen Control*. Office of Technology Transfer, Washington, DC.
- Verstraete, W., and E. Van Vaerenbergh, “*Heterotrophic Nitrification By Arthrobacter Sp*”, *Journal Bacteriology.* 110:955-961. 1972.