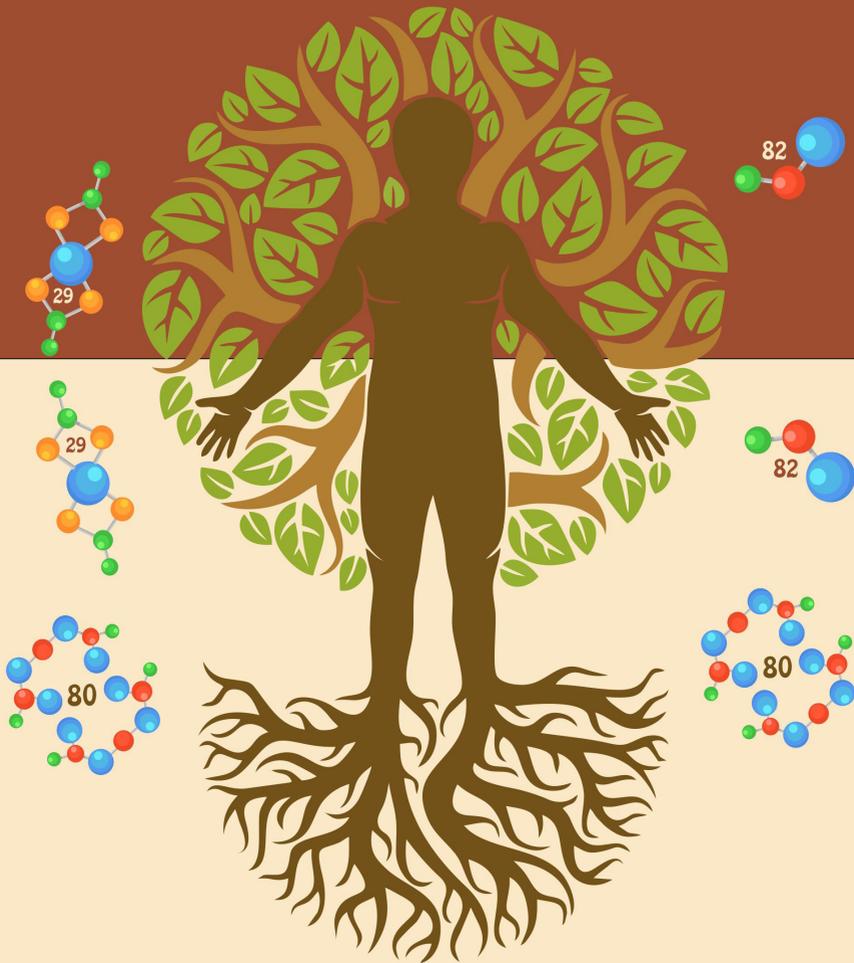


Fitoremediasi Mangrove

dalam penurunan kadar logam Pb, Hg dan Cu



Fitoremediasi Mangrove

dalam Penurunan Kadar Logam Pb, Hg dan Cu

Penulis

Nurhidayatullah romadhon, Dr. Ni' matuzahroh ,
Hery Purnobasuki , Vella Rohmayani, Anindita Riesti Retno
Arimurti, M.Inas Riandi, Mulya Fitra Juniawan

Editor

Radius Setiawan

Desain Cover & Layout

Salsa Bila

Cetakan 1 Mei 2023

vii+72, 16 x21,6 Cm

ISBN : 978-623-433-083-0

Penerbit :



Healthy, Intellectual, and Entrepreneurial

Jl. sutorejo no. 59 Mulyorejo Surabaya

Telp. (+62 87701798766)

Email: p3i@um-surabaya.ac.id

www.p3i.um-surabaya.ac.id

Kata Pengantar



Puji Syukur Kehadiran Allah SWT, yang telah memberikan rahmat dan kekuatan baik fisik dan mental dapat menyelesaikan Buku ini yang berjudul “**Fitoremediasi Mangrove dalam Penurunan Kadar Logam Pb, Hg dan Cu.**”

Beberapa sungai di Surabaya memiliki kualitas air yang cukup buruk. Diketahui dari beberapa penelitian bahwa ada sungai yang sudah bersifat toksik bahkan sebelum efluen IPAL dari industri tekstil memasuki badan air. Untuk mengelola sungai tersebut, diperlukan suatu teknologi pengolahan yang bersifat mudah, praktis, dan murah agar dapat diterapkan di lapangan.

Fitoremediasi adalah salah satu teknologi pengolahan limbah untuk memperbaiki kualitas air dengan menggunakan tanaman dengan memanfaatkan proses degradasi, akumulasi, disipasi, dan immobilisasi. Buku ini akan membahas mengenai definisi pencemaran, jenis-jenis polutan dalam air, serta jenis tanaman untuk fitoremediasi. Diharapkan ilmu pengetahuan dari dalam buku ini dapat berguna untuk penelitian maupun bidang akademis lainnya.

Surabaya.01 Maret 2023
penulis



DAFTAR ISI

1. Pendahuluan	1
1.1. Latar Belakang	1
1.2. Pencemaran Lingkungan Logam berat	5
1.3. Jenis-jenis pencemaran	6
2. Hutan Mangrove	9
2.1. Definisi hutan mangrove	9
2.2. Fungsi dan peranan mangrove	11
2.3. Zonasi dan karakteristik mangrove	13
2.4. Biota hutan mangrove	16
3. Logam Berat	19
3.1. Logam berat Cu	21
3.2. Logam berat Hg	23
3.3. Logam berat Pb	25
3.4. Bioremediasi	28
3.4.1. Faktor-faktor yang berpengaruh dalam proses bioremediasi	29
3.5. Bakteri Indigenus	33
3.5.1. Mekanisme reduksi logam berat oleh bakteri indigenus	34
4. Studi Kasus	41
4.1. Kerangka Konsep Penelitian	41
4.2. Hipotesis Kerja.....	44
4.3. Asumsi Penelitian.....	45
4.4. Metode Penelitian	45
4.5. Hasil Dan Pembahasan	46
4.6. Hasil screening isolat bakteri yang mampu mereduksi logam Cu, Hg dan Pb.....	52

4.7. Pembahasan.....	61
<i>Kesimpulan</i>	73
<i>DAFTAR PUSTAKA</i>	75

1. Pendahuluan



1.1. Latar Belakang

Indonesia merupakan salah satu negara yang memiliki sumber daya alam yang berlimpah baik dari lingkungan terrestrial hingga maritim. Kekayaan sumber daya alam ini memicu perkembangan berbagai sektor industri yang berusaha mengeksplorasi secara luas serta mengolah bahan-bahan alam tersebut menjadi sebuah produk bernilai tinggi di pasaran lokal maupun global. Pengolahan bahan mentah tersebut juga menstimulan perkembangan dari sektor teknologi yang mampu mengurangi waktu pengolahan dan meningkatkan kualitas produk akhir. Adanya sinergitas antara perkembangan teknologi dan kemajuan sektor industri ini memang mampu meningkatkan ekonomi nasional, akan tetapi juga berdampak negatif pada kestabilan lingkungan hidup, dimana terjadinya eksploitasi secara luas terhadap sumber daya alam serta menghasilkan berbagai senyawa sampingan dari proses pengolahan yang bersifat toksik terhadap lingkungan dan makhluk hidup.

Senyawa sampingan tersebut berupa limbah yang dihasilkan baik dalam bentuk padat, cair dan gas (Khasanah, 2009). Salah satu limbah toksik adalah logam berat. Logam berat merupakan logam yang memiliki kepadatan atau berat jenis lebih dari 5g/cm^3 . Logam berat secara alami terbagi menjadi

dua tipe yaitu logam berat esensial dan non-esensial, dimana perbedaan mendasar adalah dalam tingkat toleransi terhadap makhluk hidup. Logam berat esensial dibutuhkan oleh makhluk hidup namun dalam konsentrasi yang sangat sedikit, sedangkan logam non-esensial termasuk logam pencemar yang bersifat toksik bagi makhluk hidup dan lingkungan (Ali et al., 2019). Mayoritas sumber logam berat utama yang bersifat toksik berasal dari segi antropogenik melalui kegiatan pertambangan, industri dan pertanian. Logam-logam ini (logam berat) dilepaskan selama penambangan, limbah domestik dan penggunaan pupuk kimia (Khan et al., 2004). Logam berat hasil berbagai kegiatan tersebut tergolong bahan pencemar perairan maupun terestrial yang bersifat toksik dan harus terus diwaspadai keberadaannya agar tidak mencapai titik yang tidak dapat ditoleransi oleh lingkungan dan makhluk hidup.

Penyebab utama logam berat menjadi bahan pencemar berbahaya yaitu sifatnya yang tidak dapat dihancurkan (*non-degradable*) oleh organisme hidup di lingkungan dan terakumulasi ke lingkungan, terutama mengendap di dasar perairan membentuk senyawa kompleks bersama bahan organik dan anorganik secara adsorpsi dan kombinasi (Nontji, 1993). Proses akumulasi logam berat yang berlangsung secara kontinyu dan dalam jangka waktu yang panjang maka akan merusak kestabilan rantai makanan, dimana konsumen puncak yang mengkonsumsi mangsa (produsen atau konsumen tingkat bawah) yang tubuhnya telah terakumulasi senyawa logam berat sebelumnya, akan bersifat destruktif bagi tubuh konsumen akhir. Hal ini dikarenakan jumlah logam berat tersebut telah

banyak dan mampu merusak berbagai sel vital makhluk hidup melalui aliran darah (Yulaipi and Aunurohim, 2013). Salah satu senyawa logam berat yang memiliki sifat toksik yang tinggi yaitu tembaga (Cu), air raksa (Hg) dan timbal (Pb).

Logam Cu termasuk jenis logam berat yang bersifat esensial bagi makhluk hidup, namun akibat perkembangan industri yang pesat menjadikan logam tersebut berlimpah dan meningkatkan toksisitasnya terhadap lingkungan dan makhluk hidup. Begitupun dengan logam Hg dan Pb yang termasuk ke dalam golongan logam yang paling berbahaya bagi makhluk hidup karena mudah diserap dan mampu menghambat kinerja enzim serta merusak sel (Widle and Benemann, 1993). Logam-logam tersebut banyak ditemukan di lingkungan perairan dan lahan basah seperti lahan mangrove. Berbagai metode remediasi lahan telah dipergunakan untuk mengurangi kadar logam berat dari lingkungan seperti remediasi fisik (isolasi dan pewadahan ke suatu tempat cemar), remediasi kimia (solidifikasi dan ekstraksi kimia) dan remediasi biologi (biofilter, bioventing, fitoremediasi, bioremediasi). Namun metode yang aman dan efektif dalam proses revitalisasi lahan tercemar adalah dengan menggunakan bakteri indigenous yang mampu mengabsorpsi dan mengurai logam, dan jenis bakteri ini paling berlimpah ditemukan di daerah sedimen mangrove.

Sedimen mangrove pada dasarnya terdiri dari partikel halus dengan kandungan organik tinggi dan pH rendah, sehingga membuatnya sangat efektif dalam menyerap logam berat yang berpotensi beracun dengan melumpuhkan sulfida

dalam sedimen yang biasanya bersifat anaerob (Harbison 1986). Sedimen mangrove bersifat anaerobik; kaya akan sulfida, ion, dan bahan organik; dan bertindak sebagai penyerap logam berat di lingkungan perairan sehingga akan banyak ditemukan logam berat disekitar perakaran mangrove (Silva *et al.* 1990; Tam and Wong, 2000). Dalam mekanisme penyerapan nutrisi, mangrove berasosiasi dengan berbagai bakteri laut untuk mengurai senyawa kompleks yang dapat dipergunakan oleh tanaman. Namun karena akar mangrove bersifat akumulator terhadap logam berat, sehingga bakteri laut mengembangkan mekanisme resistensi untuk beradaptasi dengan lingkungan yang terkontaminasi oleh logam berat beracun (Selvin *et al.* 2009; Francis *et al.* 2012). Untuk aktivitas metabolismenya, bakteri juga membutuhkan beberapa logam berat, yang diterima dari lingkungan laut melalui saluran protein pengangkut logam berat yang bersifat spesifik (Mullen *et al.* 1989; Valls *et al.* 1998).

Interaksi mikroba dengan logam berat berperan penting dalam mengurangi toksisitas dan juga membantu biota sekitarnya, terutama tanaman (Yu *et al.* 2014). Adapun beberapa bakteri yang dapat mengikat dan mereduksi logam berat adalah *Thiobacillus ferrooxidans*, *Bacillus cereus*, *Oogloea sp.*, *Citrobactersp*, *Micrococcus*, *Corynebacterium*, *Phenyllobacterium*, *Enhydrobacter*, *Flavobacterium*, yang masing-masing mampu mengurangi logam berat Cu, Pb, Cd maupun Hg (Wulandari, 2005). Oleh karena itu, proses *screening* terhadap bakteri potensial untuk mengurangi cemaran logam berat pada lahan mangrove perlu dieksplorasi lebih jauh untuk memperoleh jenis bakteri yang memiliki potensi maksimal dalam mereduksi kadar logam

berat di lingkungan. Salah satu lokasi lahan mangrove yang berpotensi terletak di desa Sawohan Kecamatan Buduran Sidoarjo.

Desa Sawohan merupakan salah satu dari 15 desa di kecamatan Buduran Sidoarjo. Desa ini memiliki dua Dusun, yaitu Dusun Sawahan dan Kepetingan, yang memiliki luas wilayah keseluruhan 940,594 Ha serta luas pemukiman sebesar 10,844 Ha. Desa Sawohan berada pada ketinggian empat meter dari permukaan laut dengan curah hujan 2000 mm/untah dan udara rata-rata 26 C30 C. Desa ini mayoritas dikelilingi oleh tambak, aliran sungai dan hutan mangrove. Namun akibat pertumbuhan populasi penduduk dan meningkatnya industri rumah tangga menyebabkan berlimpahnya limbah domestik dan limbah kapal (oli dan minyak). Berbagai limbah tersebut terakumulasi di sedimen dan sekitar aliran sungai yang kemudian akan mengalir dan diserap oleh tanaman mangrove dikawasan tersebut. Oleh karena itu, penelitian ini mencoba mengidentifikasi kandungan logam berat Cu, Pb dan Hg dari limbah domestik dan mengeksplorasi jenis bakteri indigenous yang resisten terhadap logam serta mampu mereduksi kandungan logam berat tersebut di sekitar areal sedimen mangrove.

1.2. Pencemaran Lingkungan Logam berat

Pencemaran menjadi permasalahan yang memberikan dampak negatif bagi makhluk hidup yang berhubungan dengan kesehatan manusia, banyaknya aktivitas manusia dari berbagai sektor menjadi penyebab terjadinya pencemaran. Menurut Peraturan Pemerintah Republik Indonesia nomor 22

tahun (2021) “pencemaran lingkungan hidup adalah masuknya atau dimasukkannya makhluk, zat, energi, dan/atau komponen lain kedalam lingkungan hidup oleh kegiatan manusia sehingga melampaui baku mutu lingkungan hidup yang telah ditetapkan”. Pencemaran lingkungan merupakan masuknya pencemar yang berdampak buruk pada lingkungan dan makhluk hidup. Polutan merupakan bahan atau zat yang penyebab pencemaran, suatu zat dapat dikata polutan apabila zat tersebut melebihi jumlah atau kadar normal, berada di waktu yang salah, dan tempat yang salah (Muslimah, 2017, hlm. 12).

1.3. Jenis-jenis pencemaran

Pencemaran terjadi pada komponen lingkungan yaitu udara, tanah dan air (Dewata & Danhas, 2018, hlm. 6). Komponen-komponen lingkungan tersebut menjadi media penyebaran bahan pencemar di lingkungan, berdasarkan jenis medianya tersebut pencemaran lingkungan dapat dikelompokkan menjadi tiga berdasarkan tempat terjadinya sebagai berikut:

a. Pencemaran udara

Pencemaran udara merupakan hadirnya kontaminan dalam udara seperti, asap, gas, debu, bau dan uap dalam jumlah banyak dan berlangsung lama sehingga menimbulkan gangguan bagi makhluk hidup (Perkins, 1974 dalam Dewata & Danhas, 2018, hlm. 77). Pencemaran udara terkadang hanya dapat dilihat atau dirasakan, seperti pencemaran akibat bau tidak sedap hanya dapat dirasakan sedangkan pencemaran akibat asap dapat dilihat dan dirasakan. Kendaraan bermotor

menjadi sumber terbesar penyumbang polutan yang menjadi pencemaran udara (Lilianto et al., 2018, hlm. 48). Selain kendaraan bermotor pencemaran 13 terbesar berasal dari industri, pembangkit listrik dan aktivitas rumah tangga yang menyebabkan penurunan kualitas udara (Hasbiah et al., 2016, hlm. 50). Tidak hanya disebabkan oleh manusia, pencemaran di udara juga dapat terjadi secara alami seperti terjadi kebakaran hutan akibat kemarau atau tersambar petir sehingga menghasilkan asap dan bencana alam letusan gunung berapi yang mengeluarkan debu.

b. Pencemaran air

Pencemaran air merupakan kondisi sifat alami air yang berada di lingkungan mengalami penyimpangan dari keadaan normalnya (Dewata & Danhas, 2018, hlm. 91). Air yang menjadi kebutuhan utama dan terpenting bagi seluruh makhluk hidup dapat mengalami pencemaran, tidak hanya secara alami tetapi juga diakibatkan oleh manusia. Perilaku manusia yang membuang limbah organik dan anorganik, limbah padat dan cair serta kurangnya pengelolaan limbah menyebabkan terjadinya pencemaran air (Susanti & Miardini, 2017, hlm. 130). Pencemaran berasal dari polutan yang berupa mikroorganisme dan mineral, polutan mikroorganisme berupa bakteri patogen sedangkan polutan mineral berupa timbal, arsen, nitrat, rakasa, sulfida, fenolik, amoniak dan bahan radioaktif (Rakhman, 2020, hlm. 31). Air yang tercemar oleh berbagai bahan dapat meluas keseluruh komponen seperti tanah.

c. Pencemaran tanah

Pencemaran tanah merupakan hadirnya bahan-bahan kimia yang dihasilkan oleh manusia kemudian mengkontaminasi dan mengubah susunan komponen alami tanah (Ramadhan, 2018, hlm. 98). Pencemaran pada tanah terjadi akibat adanya kontaminan yang merusak sifat alami tanah sehingga tidak lagi berfungsi secara semestinya. Pencemaran pada tanah dapat disebabkan adanya kebocoran limbah cair, bahan kimia industri, fasilitas komersial, pestisida, tempat pembuangan sampah dan pembuangan limbah tanpa pengolahan (Supriatna et al., 2021, hlm. 460). Aktivitas-aktivitas tersebut menyebabkan tanah menjadi tercemar oleh zat beracun yang pada akhirnya dapat berpengaruh pada makhluk hidup sekitarnya baik hewan, tumbuhan ataupun manusia. Pencemaran pada tanah berkaitan erat dengan pencemaran yang terjadi pada air dan udara, sumber pencemara air dan udara umumnya menjadi pencemara tanah (Muslimah, 2017, hlm. 13). Selain itu 14 (Muslimah, 2017, hlm. 13-14) mengungkapkan mengenai komponen bahan pencemar sebagai berikut:

- 1) Senyawa organik yang dapat membusuk, seperti hewan dan tumbuhan mati.
- 2) Senyawa organik dan anorganik yang tidak dapat diuraikan, seperti keramik dan plastik.
- 3) Gas yang larut dalam air hujan, seperti oksida nitrogen.
- 4) Logam berat hasil limbah industri, seperti raksa, seng, kadmium dan timbal.
- 5) Zat radioaktif

2. Hutan Mangrove



2.1. Definisi hutan mangrove

Istilah ‘mangrove’ tidak diketahui secara pasti asal usulnya. Ada yang mengatakan bahwa istilah tersebut kemungkinan merupakan kombinasi dari bahasa Portugis dan Inggris. Bangsa Portugis menyebut salah satu jenis pohon mangrove sebagai ‘*mangue*’ dan istilah Inggris ‘*grove*’, bila disatukan akan menjadi ‘*mangrove*’ atau ‘*mangrave*’. Mangrove adalah tanaman pepohonan atau komunitas tanaman yang hidup di antara laut dan daratan yang dipengaruhi oleh pasang surut (Romimohtarto and Juwana, 2001).

Hutan mangrove merupakan tipe hutan tropika dan subtropika yang khas, tumbuh di sepanjang pantai atau muara sungai yang dipengaruhi oleh pasang surut air laut. Mangrove banyak di jumpai di wilayah pesisir yang terlindung dari gempuran ombak dan daerah yang landai. Mangrove tumbuh optimal di wilayah pesisir yang memiliki muara sungai besar dan delta yang aliran airnya banyak mengandung lumpur. Sedangkan di wilayah pesisir yang tidak bermuara sungai, pertumbuhan vegetasi mangrove tidak optimal. Mangrove sulit tumbuh di wilayah pesisir yang terjal dan berombak besar dengan arus pasang surut kuat, karena kondisi ini tidak memungkinkan terjadinya pengendapan lumpur yang diperlukan sebagai substrat bagi pertumbuhannya (Nybaken,

1992; Dahuri, 2003).

Ekosistem mangrove terdapat pada wilayah pesisir, terpengaruh pasang surut air laut dan didominasi oleh spesies pohon atau semak yang khas dan mampu tumbuh dalam perairan asin/payau (Santoso, 2000). Peristiwa pasang-surut yang berpengaruh langsung terhadap ekosistem mangrove menyebabkan komunitas ini umumnya didominasi oleh spesies spesies pohon yang keras atau semak-semak yang mempunyai manfaat pada perairan payau. Faktor lingkungan yang sangat mempengaruhi komunitas mangrove, yaitu salinitas, suhu, pH, oksigen terlarut, arus, kekeruhan, dan substrat dasar (Nybakken, 1992).

Menurut Duke (1992) ekosistem mangrove mempunyai ciri khusus karena rantai hutannya secara teratur digenangi oleh air yang dipengaruhi oleh salinitas serta fluktuasi ketinggian permukaan air karena adanya pasang surut air laut. Hutan mangrove dikenal juga dengan istilah *intertidal forestcoastal* yang terletak di perbatasan antara darat dan laut, tepatnya di daerah pantai dan sekitar muara sungai yang dipengaruhi pasang surut. Sedangkan menurut Kusmana *et al.* (1995), hutan mangrove adalah suatu tipe hutan yang tumbuh di daerah pasang surut (terutama di pantai yang terlindung, laguna, muara sungai) yang tergenang waktu air laut pasang dan bebas dari genangan pada saat air laut surut, yang komunitas tumbuhannya toleran terhadap garam. Adapun ekosistem mangrove merupakan suatu sistem yang terdiri atas organisme yang berinteraksi dengan faktor lingkungan di dalam suatu habitat mangrove.

Mangrove memiliki ciri-ciri tertentu yang membedakannya dengan vegetasi hutan lainya. Perbedaan hutan mangrove dengan vegetasi hutan lainya berupa (1) memiliki jenis pohon yang relatif sedikit, (2) memiliki akar tidak beraturan (pneumatofora) misalnya seperti jangkar melengkung dan menjulang pada bakau (*Rhizophora spp*) serta akar yang mencuat vertikal seperti pensil pada pidada (*Sonneratia spp*) dan jenis api-api (*Avicennia spp*), (3) memiliki biji (propagul) yang bersifat vivipar atau dapat berkecambah dipohonnya, khususnya pada *Rhizophora spp* dan (4) memiliki banyak lentisel pada bagian kulit pohon (LPP Mangrove Indonesia, 2008).

2.2. Fungsi dan peranan mangrove

Mangrove merupakan contoh ekosistem yang banyak ditemui di sepanjang pantai tropis dan estuari. Ekosistem ini memiliki fungsi sebagai penyaring bahan nutrisi dan penghasil bahan organik, serta berfungsi sebagai daerah penyangga antara daratan dan lautan. Menurut Arief (1994) dan LPP Mangrove Indonesia (2008), fungsi hutan mangrove dapat dipandang dari beberapa aspek biologi, aspek fisika dan aspek ekonomi. Ditinjau dari aspek biologi, hutan mangrove memiliki fungsi sebagai (1) tempat pemijahan (*spawning ground*) dan pertumbuhan pasca larva (*nursery ground*) komoditi perikanan bernilai ekonomis tinggi (ikan, kepiting, udang dan kerang), (2) perlindungan berbagai jenis satwa liar seperti monyet, biawak, buaya, dan burung dan (3) penyerapan karbon dan penghasil oksigen yang sangat berguna bagi peningkatan kualitas lingkungan hidup, (4) tempat terdapatnya sumber makanan dan unsurunsur hara.

Daun mangrove berfungsi sebagai sumber bahan organik dan sumber pakan konsumen pertama yaitu pakan cacing, kepiting dan golongan kerang dan keong yang selanjutnya menjadi sumber makanan bagi konsumen di atasnya sesuai siklus rantai makanan dalam suatu ekosistem.

Ditinjau dari aspek fisika hutan mangrove memiliki fungsi sebagai (1) pembangunan lahan dan pengendapan lumpur sehingga dapat memperluas

daratan, (2) menjaga garis pantai agar tetap stabil, perlindungan pantai dari abrasi akibat gelombang ombak, arus, banjir akibat laut pasang dan terpaan angin, (3) pencegahan intrusi air laut ke daratan, dan (4) pengelolah limbah organik dan perangkap zat-zat pencemar (*pollutant trap*) baik di udara maupun di rawa dan pantai seperti CO₂.

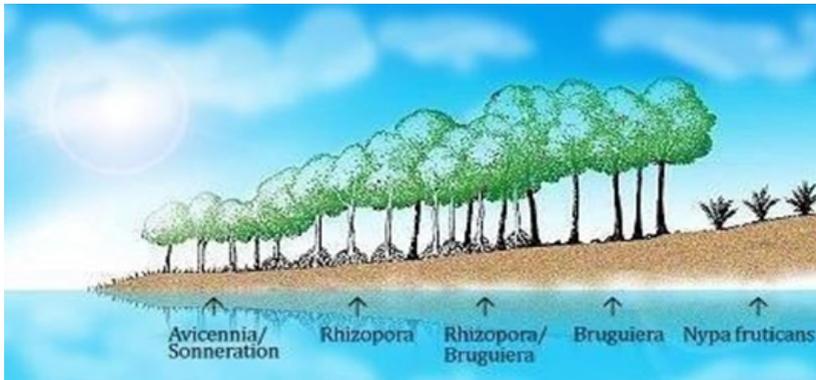
Ditinjau dari aspek ekonomi hutan mangrove memiliki fungsi sebagai (1) bahan bakar berupa kayu bakar dan arang, (2) bahan bangunan berupa kayu bangunan, tiang dan pagar, (3) alat penangkap ikan berupa tiang sero, bubu, pelampung dan bagan, (4) makanan, minuman, alkohol dan obat-obatan, (5) bahan baku *pulp* dan kertas, (6) bahan baku untuk membuat alat-alat rumah tangga dan kerajinan, (7) pariwisata. Vegetasi mangrove yang dijadikan sebagai bahan obat-obatan berupa daun *Bruguiera sexangula* (Lour) untuk obat penghambat tumor, *Ceriops tagal* (Pers) dan *Xylocarpus mollucensis* (Lamk) untuk obat sakit gigi. Daun nipa dapat digunakan sebagai bahan baku untuk pembuatan atap rumah; tannin yang dihasilkan mangrove berfungsi sebagai bahan baku pembuatan tinta, plastik, lem dan pengawet.

2.3. Zonasi dan karakteristik mangrove

Ekosistem mangrove dapat tumbuh dengan baik pada zona pasang-surut di sepanjang garis pantai daerah tropis seperti laguna, rawa, delta, dan muara sungai. Ekosistem mangrove bersifat kompleks dan dinamis tetapi labil. Kompleks, karena di dalam ekosistem mangrove dan perairan maupun tanah di bawahnya merupakan habitat berbagai jenis satwa daratan dan biota perairan. Dinamis, karena ekosistem mangrove dapat terus tumbuh dan berkembang serta mengalami suksesi serta perubahan zonasi sesuai dengan tempat tumbuh. Labil, karena mudah sekali rusak dan sulit untuk pulih kembali (Kusmana, 1995). Pertumbuhan mangrove akan menurun jika suplai air tawar dan sedimen rendah. Menurut Arief (2003), pembagian zonasi dapat dilakukan berdasarkan jenis vegetasi yang mendominasi yaitu sebagai berikut:

1. Zona *Avicennia*, terletak pada lapisan paling luar dari hutan mangrove. Pada zona ini, tanah berlumpur lembek dan berkadar garam tinggi. Jenis *Avicennia* banyak ditemui berasosiasi dengan *Sonneratia* Spp, jenis ini memiliki perakaran yang sangat kuat yang dapat bertahan dari hempasan ombak laut.
2. Zona ini juga merupakan zona perintis atau pioner, karena terjadinya penimbunan sedimen tanah akibat cengkeraman perakaran tumbuhan jenis-jenis ini. Zona *Rhizophora*, terletak dibelakang zona *Avicennia* dan *Sonneratia*. Pada zona ini, tanah berlumpur lembek dengan kadar garam

lebih rendah. Perakaran tanaman tetap terendam selama air laut pasang.



Gambar 2.1. Pola Zonasi Mangrove (Bengen, 2002)

3. Zona *Bruguiera*, terletak dibelakang zona *Rhizophora*. Pada zona ini tanah berlumpur agak keras. Perakaran tanaman lebih peka serta hanya terendam pasang naik dua kali sebulan.
4. Zona *Nypa*, yaitu zona pembatas antara daratan dan lautan, namun zona ini sebenarnya tidak harus ada, kecuali jika terdapat air tawar yang mengalir (sungai) ke laut.

Watson (1928) dalam Kusmana (1995) berpendapat bahwa hutan mangrove dapat dibagi menjadi lima bagian berdasarkan frekuensi air pasang, yaitu; zonasi yang terdekat dengan laut, akan didominasi oleh *Avicennia* spp dan *Sonneratia* spp, tumbuh pada lumpur lunak dengan kandungan organik yang tinggi. *Avicennia* spp tumbuh pada substrat yang agak keras, sedangkan *Avicennia alba* tumbuh pada substrat yang agak

lunak; zonasi yang tumbuh pada tanah kuat dan cukup keras serta dicapai oleh beberapa air pasang.

Menurut Bengen dan Dutton (2004) dalam Northcote dan Hartman (2004) zonasi mangrove dipengaruhi oleh salinitas, toleransi terhadap ombak dan angin, toleransi terhadap lumpur (keadaan tanah), frekuensi tergenang oleh air laut. Zonasi yang menggambarkan tahapan suksesi yang sejalan dengan perubahan tempat tumbuh. Perubahan tempat tumbuh sangat bersifat dinamis yang disebabkan oleh laju pengendapan atau pengikisan. Daya adaptasi tiap jenis akan menentukan komposisi jenis tiap zonasi. Ciri khusus habitat vegetasi mangrove adalah keadaan tanah yang berlumpur atau berpasir, salinitas, penggenangan, pasang surut, dan kandungan oksigen tanah. Vegetasi mangrove akan beradaptasi melalui perubahan dan ciri khusus fisiologi, morfologis, fenologi, fisiognomi, dan komposisi struktur vegetasinya. Ekosistem hutan mangrove dengan sifatnya yang khas dan kompleks menyebabkan hanya organisme tertentu saja yang mampu bertahan dan berkembang (Kartawinata *et al*, 1979).

Adaptasi pohon mangrove terhadap keadaan tanah (lumpur) dan kekurangan oksigen dalam tanah adalah pembentukan morfologi sistem perakaran yang berfungsi sebagai akar nafas (*Pneumatofora*) dan penunjang tegaknya pohon. Menurut Bengen (2004), ada empat bentuk sistem perakaran pada hutan mangrove, yaitu; Akar lutut, seperti yang terdapat pada *Bruguiera* spp; Akar cakar ayam, seperti yang terdapat pada

Sonneratia spp, *Avicennia* spp, dan kadangkadang *Xylocarpus moluccensis*; Akar tongkat/penyangga, seperti yang terdapat pada *Rhizophora* spp; dan

Akar papan seperti yang terdapat pada *Ceriops* spp.

2.4. Biota hutan mangrove

Hutan mangrove merupakan habitat bagi berbagai biota, baik biota khas mangrove maupun yang berasosiasi dengan mangrove. Kemampuan mangrove sebagai biofilter, agen pengikat dan perangkap polusi yang mampu menciptakan keseimbangan ekologi baik bagi lingkungan perairan maupun yang berasosiasi (Mulyadi *et al.* 2009). Kemudian pengertian biota mangrove adalah kelompok biota menghuni dan memanfaatkan habitat mangrove, zona pesisir intertidal, estuari, muara sungai yang mengalir ke laut untuk memenuhi kebutuhan bertahan hidup dan bereproduksi. Biota yang dijumpai mempunyai keunikan dan kekhasan. Hal ini yang dapat menjadi potensi daya tarik ekowisata mangrove, maka perlu dikelola dengan baik guna menjaga kelestariannya (Juliana *et al.*, 2010; Tayefeh *et al.*, 2013).

Menurut Arumsari (1989) dalam Ismawan (2015), burung berperan sebagai salah satu komponen ekosistem, burung mempunyai hubungan timbal balik dan saling tergantung dengan lingkungannya. Oleh karena peran dan manfaatnya maka kehadiran burung dalam suatu ekosistem perlu dipertahankan. Pimm, (1986) dalam Amir *et al.* (2015), menyebutkan pengamatan burung diperlukan karena burung

memegang peranan penting sebagai predator, mangsa, penyebar benih tanaman dan membantu dalam proses penyerbukan dalam menjaga keseimbangan ekologi. Kemudian burung juga dapat menjadi sampel perubahan habitat karena sifat burung yang sensitif, hal ini yang menjadikan burung bermanfaat sebagai indikator lingkungan (Johns, 1992 dalam Amir *et al.*, 2015).

Fauna perairan (laut) terdiri dari kelompok ikan dan hewan avertebrata yang meliputi krustasea dan moluska. Kelompok ikan diwakilkan dengan adanya kehadiran ikan gelodok (*mud skipper*), bandeng, belanak dan ikan laut lainnya. Kelompok krustasea diwakili oleh famili kepiting (*Brachyura*), famili udang (*Penaidae*) dan famili kepiting-udang (*Macrura*). Kelompok moluska diwakili oleh famili siput (*gastropoda*) dan kerang (*bivalvia*) (Irwanto, 2006).

Salah satu kelompok biota yang sering ditemukan hidup di bagian dasar ekosistem mangrove adalah biota dari kelas krustasea dan gastropoda. Kelompok biota ini telah berkoeksistensi dengan ekosistem hutan mangrove terdiri atas dua tipe yaitu; biota yang hidup di kolom air, terutama berbagai jenis udang dan yang menempati substrat baik keras (akar dan batang mangrove) maupun lunak (lumpur) terutama kepiting, kelomang dan berbagai jenis krustasea lainnya (Irwanto, 2006).

Anggraeni *et al.* (2015) menyatakan bahwa krustasea di ekosistem mangrove berkedudukan sebagai spesies kunci yang melibatkan biota lain dalam aktivitas makan serta sebagai pengurai serasah mangrove untuk sebagian dimakan dan

dicacah. Sehingga dengan adanya krustasea di hutan mangrove memberikan kontribusi besar terhadap detritus organik yang sangat penting sebagai sumber energi bagi biota lain yang hidup di perairan sekitarnya (Susetiono, 2005). Kepiting merupakan biota yang paling umum ditemukan di vegetasi mangrove, seperti pada penelitian Putriningtyas (2011) yang dilakukan di Kelurahan Tugurejo, Kota Semarang didapatkan komposisi krustasea terdiri dari 8 famili yang didominasi oleh infraordo Brachyura (Kepiting), dengan komposisi sebagai berikut: 14 Brachyura (Kepiting laut), 4 Macrura (Kepiting-udang) dan 3 Anomura (Kelomang). Biota dasar perairan ekosistem mangrove selanjutnya ialah Gastropoda memiliki peran dalam rantai di ekosistem mangrove, karena di samping sebagai pemangsa detritus hewan ini berperan dalam proses dekomposisi serasah yang bersifat herbivor (pemakan tumbuhan) dan detrivor (pemakan material organik) (Irwanto, 2006). Dengan kata lain gastropoda berperan sebagai pencacah dedaunan agar menjadi bagian yang lebih kecil kemudian dilanjutkan proses dekomposisi oleh mikroorganisme (Sirante, 2011).

3. Logam Berat



Logam berat yaitu unsur yang mempunyai nomor atom 22-23 dan 40-50 serta unsur golongan laktanida dan aktinida, dan mempunyai respon biokimia yang khas (spesifik) pada organisme hidup (Connell dan Miller, 1995). Penggunaan logam berat dalam berbagai kegiatan sehari-hari secara langsung maupun tidak langsung, baik sengaja maupun tidak di sengaja, telah mencemari lingkungan sebagai limbah. Logam-logam berat yang berbahaya dan sering mencemari lingkungan antara lain merkuri (Hg), timbal (Pb), arsen (As), kadmium (Cd), kromium (Cr), dan nikel (Ni). Logam-logam tersebut diketahui dapat terakumulasi dalam tubuh suatu organisme sebagai racun (Kusmana, 2009). Menurut Arisandy *et al.* (2012) Logam berdasarkan toksisitasnya dibagi menjadi tiga kelompok, yaitu:

1. Toksisitas tinggi, contohnya merkuri (Hg), kadmium (Cd), timbal (Pb), arsen (As), tembaga (Cu), dan seng (Zn).
2. Toksisitas sedang, contohnya kromium (Cr), nikel (Ni), dan kobalt (Co).
3. Toksisitas rendah, contohnya mangan (Mn) dan besi (Fe).

Konsentrasi logam berat yang tinggi akan menyebabkan kerusakan lingkungan dan meningkatkan daya toksisitas, persistan dan bioakumulasi logam itu sendiri. Secara umum, logam berat untuk pertumbuhan dan perkembangan tumbuhan

dibagi menjadi dua yaitu logam esensial dan non esensial. (Cu) dan (Zn) merupakan logam yang termasuk esensial, sedangkan (Pb) merupakan logam non esensial bagi tumbuhan. (Hamzah dan Setiawan, 2010).

Hutagalung (1991) menyebutkan faktor-faktor yang mempengaruhi tingkat toksisitas logam berat antara lain suhu, salinitas, pH, dan kesadahan. Penurunan pH dan salinitas perairan menyebabkan toksisitas logam berat semakin besar. Peningkatan suhu menyebabkan toksisitas logam berat meningkat, sedangkan kesadahan yang tinggi dapat mengurangi toksisitas logam berat, karena logam berat dalam air dengan kesadahan tinggi membentuk senyawa kompleks yang mengendap dalam air.

Organisme pertama yang terpengaruh akibat penambahan polutan logam berat ke tanah atau habitat lainnya adalah organisme dan tanaman yang tumbuh di tanah atau habitat tersebut. Dalam ekosistem alam terdapat interaksi antar organisme baik interaksi positif maupun negatif yang menggambarkan bentuk transfer energi antar populasi dalam komunitas tersebut. Dengan demikian pengaruh logam berat tersebut pada akhirnya akan sampai pada hierarki rantai makanan tertinggi yaitu manusia. Logam-logam berat diketahui dapat mengumpul didalam tubuh suatu organisme dan tetap tinggal dalam tubuh untuk jangka waktu lama sebagai racun yang terakumulasi (Saeni, 1997).

Logam berat secara langsung maupun tidak langsung dapat membahayakan manusia seperti timbal (Pb) dengan

mengonsumsi biota perairan yang terakumulasi, sehingga dapat mengakibatkan penghambatan sistem pembentukan hemoglobin (Hb). Adapun jumlah timbal (Pb) yang diserap oleh tubuh hanya sedikit, logam ini ternyata menjadi sangat berbahaya. Hal ini disebabkan senyawa-senyawa Timbal (Pb) dapat memberikan efek racun terhadap banyak organ yang terdapat dalam tubuh manusia (Astuti *et al*, 2016).

3.1. Logam berat Cu

Tembaga (Cu) adalah logam dengan nomor atom 29, massa atom 63,546, titik lebur 1083 °C, titik didih 2310 °C, jari-jari atom 1,173 Å dan jari-jari ion Cu²⁺ 0,96 Å. Tembaga adalah logam transisi (golongan I B) yang berwarna kemerahan, mudah regang dan mudah ditempa. Tembaga bersifat racun bagi makhluk hidup (Kundari *et al*. 2008).

Logam Cu dapat masuk ke dalam semua strata lingkungan, apakah itu pada strata perairan, tanah ataupun udara (lapisan atmosfer). Tembaga yang masuk ke dalam strata lingkungan dapat datang dari bermacam-macam sumber.

Tetapi sumber-sumber masukan logam Cu ke dalam strata lingkungan yang umum dan diduga paling banyak adalah dari kegiatan-kegiatan perindustrian, kegiatan rumah tangga dan dari pembakaran serta mobilitas bahan-bahan bakar (Palar, 1994). Logam Cu yang masuk ke dalam tatanan lingkungan perairan dapat terjadi secara alamiah maupun sebagai efek samping dari kegiatan manusia. Secara alamiah Cu masuk ke dalam perairan dari peristiwa

erosi, pengikisan batuan ataupun dari atmosfer yang dibawa turun oleh air hujan. Sedangkan dari aktifitas manusia seperti kegiatan industri, pertambangan Cu, maupun industri galangan kapal beserta kegiatan di pelabuhan merupakan salah satu jalur yang mempercepat terjadinya peningkatan kelarutan Cu dalam perairan (Palar, 1994).

Logam Cu termasuk logam berat esensial, jadi meskipun beracun tetapi sangat dibutuhkan manusia dalam jumlah yang kecil. Toksisitas yang dimiliki Cu baru akan bekerja bila telah masuk ke dalam tubuh organisme dalam jumlah yang besar atau melebihi nilai toleransi organisme terkait (Palar, 1994). Connel dan Miller (1995) menyatakan bahwa Cu merupakan logam esensial yang jika berada dalam konsentrasi rendah dapat merangsang pertumbuhan organisme sedangkan dalam konsentrasi yang tinggi dapat menjadi penghambat. Selanjutnya oleh Palar (1994) dinyatakan bahwa biota perairan sangat peka terhadap kelebihan Cu dalam perairan sebagai tempat hidupnya. Konsentrasi Cu terlarut yang mencapai 0,01 ppm akan menyebabkan kematian bagi fitoplankton. Dalam tenggang waktu 96 jam biota yang tergolong dalam Mollusca akan mengalami kematian bila Cu yang terlarut dalam badan air berada pada kisaran 0,16 sampai 0,5 ppm. Tembaga adalah logam yang secara jelas mengalami proses akumulasi dalam tubuh hewan seiring dengan pertambahan umurnya, dan ginjal merupakan bagian tubuh ikan yang paling banyak terdapat akumulasi Tembaga. Paparan Tembaga dalam waktu yang lama pada manusia akan menyebabkan terjadinya akumulasi

bahan-bahan kimia dalam tubuh manusia yang dalam periode waktu tertentu akan menyebabkan munculnya efek yang merugikan kesehatan penduduk (Widowati, 2008).

Gejala yang timbul pada manusia yang keracunan Cu akut adalah: mual, muntah, sakit perut, hemolisis, nefrosis, kejang, dan akhirnya mati. Pada keracunan kronis, Cu tertimbun dalam hati dan menyebabkan hemolisis. Hemolisis terjadi karena tertimbunnya H_2O_2 dalam sel darah merah sehingga terjadi oksidasi dari lapisan sel yang mengakibatkan sel menjadi pecah. Defisiensi suhu dapat menyebabkan anemia dan pertumbuhan terhambat (Darmono, 2005).

3.2. Logam berat Hg

Dalam tabel periodik, unsur air raksa atau merkuri (Hg) mempunyai nomor atom (NA) 80 dan termasuk dalam unsur golongan II B. Logam merkuri atau air raksa mempunyai densitas lebih besar dari 5 gr/cm^3 . Di antara semua unsur logam, merkuri menduduki urutan pertama paling beracun dibandingkan dengan kadmium (Cd), perak (Ag), Nikel (Ni), Timbal (Pb), Aksen (As), Kromium (Cr), Timah (Sn), dan Seng (Zn) (Sikun, 2009). Komponen merkuri banyak tersebar di karang, tanah, udara, air dan organisme hidup melalui proses fisika, kimia, dan biologis yang kompleks (Sudarmaji, 2006).

Logam merkuri (Hg) adalah salah satu trace element yang mempunyai sifat cair pada temperatur ruang dengan spesifik gravity dan daya hantar listrik yang tinggi. Karena sifat-sifat tersebut, merkuri banyak digunakan baik dalam kegiatan

perindustrian maupun laboratorium. Menurut Sudarmaji (2006) Karakteristik logam berat merkuri (Hg) adalah :

1. Sifatnya yaitu merupakan cairan logam; Berwarna abu-abu dan tidak
2. berbau serta memiliki kerapatan relatif sebesar 13,5 (air=1);
3. Kelarutan berupa larut dalam asam nitrat, asam sulfuric panas dan lipid. Tidak larutan dalam air, alkohol, eter, asam hidroksida, hidrogen bromida dan hydrogen iodide;
 - Titik bekunya adalah 38,87°C;
 - Titik didihnya adalah 356,90°C;
 - Berat jenis nya 13.55 gr/cm³;
 - Berat atom nya 200,6.

Lingkungan yang tercemar oleh merkuri dapat membahayakan kehidupan manusia melalui rantai makanan. Merkuri terakumulasi dalam mikro-organisme yang hidup di air (sungai, danau, dan laut) melalui proses metabolisme (Widhiyatna, 2005). Bahan-bahan yang mengandung merkuri yang terbuang ke dalam sungai atau laut dimakan oleh mikro-organisme dan secara kimiawi berubah menjadi senyawa methyl-merkuri. Mikroorganisme dimakan ikan sehingga methyl-merkuri terakumulasi dalam jaringan tubuh ikan. Ikan kecil menjadi rantai makanan ikan besar dan akhirnya dikonsumsi oleh manusia (Belami, 2014). Adanya logam berat diperairan dan darat dapat berbahaya baik secara langsung terhadap organisme, maupun efek secara tidak langsung terhadap kesehatan manusia. Hal ini berkaitan dengan sifat-

sifat logam berat yaitu : 1) sulit didegradasi, sehingga mudah terakumulasi dalam lingkungan perairan dan keberadaan secara alami sulit terurai (dihilangkan), 2) dapat terakumulasi dalam organisme termasuk dalam organisme kerang dan ikan, dan akan membahayakan kesehatan manusia yang mengkonsumsi organisme tersebut, 3) mudah terakumulasi disedimen, sehingga konsentrasinya selalu lebih tinggi dari konsentrasi logam dalam air (Isa *et al.*, 2014).

3.3. Logam berat Pb

Timbal atau dalam keseharian lebih dikenal dengan nama timah hitam, dalam bahasa ilmiahnya adalah plumbum (Pb). Timbal merupakan logam yang mempunyai empat bentuk isotop, berwarna kebiru-biruan atau abu-abu keperakan dengan titik leleh pada 327,5°C dan titik didih pada 1740°C di atmosfer (Gusnita, 2012). Menurut Saryan (1994) dan Palar (1994) dalam Amalia (2016) pada suhu 550 - 600°C timbal menguap dan bereaksi dengan oksigen dalam udara membentuk timbal oksida (Saryan, 1994; Palar, 2004). Secara kimiawi, timbal mempunyai titik uap yang rendah dan dapat menstabilkan senyawa lain sehingga berguna pada ratusan produk industri. Secara klinis, timbal merupakan bahan toksik murni, tidak ada organisme yang fungsinya bergantung pada timbal (Lubis *et al.*, 2013). Timbal termasuk ke dalam kelompok logam berat golongan IVA di dalam Sistem Periodik Unsur kimia. Timbal mempunyai nomor atom 82 dengan berat atom 207,2 berbentuk padat pada suhu kamar dan memiliki berat jenis sebesar 11,4/l. Timbal jarang ditemukan di alam dalam keadaan bebas, melainkan

dalam bentuk senyawa dengan molekul lain, misalnya dalam bentuk PbBr_2 dan PbCl_2 (Gusnita, 2012).

Timbal bersifat lentur, timbal sangat rapuh dan mengkerut pada pendinginan, sulit larut dalam air dingin, air panas dan air asam. Timbal dapat larut dalam asam nitrit, asam asetat dan asam sulfat pekat. Bentuk oksidasi yang paling umum adalah timbal (II) dan senyawa organometalik yang terpenting adalah timbal tetra etil (TEL: tetra ethyl lead), timbal tetra metil (TML: tetra methyl lead) dan timbal stearat. Timbal merupakan logam yang tahan terhadap korosi atau karat, sehingga sering digunakan sebagai bahan coating (Amalia, 2016).

Menurut Darmono (2001) dalam Raharjo, Raharjo, dan Setiani (2018) disebutkan bahwa timbal mempunyai sifat persisten dan toksik serta dapat terakumulasi dalam rantai makanan. Absorpsi timbal di dalam tubuh sangat lambat, sehingga terjadi akumulasi dan menjadi dasar keracunan yang progresif. Keracunan timbal ini menyebabkan kadar timbal yang tinggi dalam aorta, hati, ginjal, pankreas, paru-paru, tulang, limpa, testis, jantung dan otak (Raharjo, Raharjo, and Setiani, 2018). Polusi timbal dapat terjadi di udara, air, maupun tanah. Timbal banyak digunakan untuk berbagai keperluan karena sifat-sifatnya sebagai berikut :

1. Timbal mempunyai titik cair rendah sehingga jika digunakan dalam bentuk cair dibutuhkan teknik yang cukup sederhana dan tidak mahal.
2. Timbal merupakan logam yang lunak sehingga mudah

menjadi berbagai bentuk. Sifat kimia timbal menyebabkan logam ini dapat berfungsi sebagai lapisan pelindung jika kontak dengan udara lembab.

3. Timbal dapat membentuk alloy dengan logam lainnya, dan alloy yang terbentuk mempunyai sifat berbeda dengan timbal yang murni.
4. Densitas timbal lebih tinggi dibandingkan dengan logam lainnya kecuali emas dan merkuri (Fardiaz, 1992).

Timbal tersebar di semua substansi alam dan hampir semua manusia mengalami kontak dengan logam berat yang tidak terlihat ini dengan banyak cara, baik di tempat mereka tinggal atau di tempat mereka bekerja (Mehrpour et al. 2012). Distribusi timbal di lingkungan lebih luas dibandingkan dengan logam-logam toksik lainnya. Biasanya kadar timbal dalam tanah berkisar antara 5 - 25 mg/kg, dalam air tanah 1 - 60 µg/l dan di udara kurang dari 1 µg/m³, tetapi dapat jauh lebih tinggi di tempat kerja tertentu dan di daerah yang lalulintasnya padat (Frank, 2006). Di antara berbagai logam berat, timbal masih menjadi polutan beracun yang paling banyak tersebar di lingkungan. Akibatnya, manusia dapat terpapar timbal melalui air, makanan, debu, minyak dan udara (D'souza et al. 2011).

Beberapa contoh distribusi timbal di lingkungan yang merupakan hasil tindakan manusia sendiri, seperti paparan dari gas buangan kendaraan bermotor yang menggunakan bahan bakar bertimbal (Patočka, 2008), paparan timbal dari pemakaian cat, pekerja industri yang terkontaminasi timbal, pekerja pendaur ulang limbah baterai, pemakaian timbal dalam

pembuatan kabel, insektisida, bahan peledak, pemakaian timbal dalam pembuatan keramik, penggunaan solder timbal dalam industri pembuatan gelang dan pemanfaatan timbal dalam kosmetik (Palar, 2005; Gidlow, 2004).

3.4. Bioremediasi

Bioremediasi merupakan suatu metode revitalisasi sebuah lahan dengan memanfaatkan kemampuan mikroorganisme untuk mereduksi polutan di lingkungan menjadi produk akhir yang tidak berbahaya. Bioremediasi mencakup semua proses biotransformasi suatu lingkungan yang telah berubah oleh kontaminan, seperti herbisida, insektisida, bahan kimia pembersih, bahan kimia yang digunakan dalam rantai makanan dan logam berat agar kembali pada kondisi aslinya. Dalam proses bioremediasi terdapat variasi yang digunakan, namun, prinsipnya sama, yaitu menggunakan mikroorganisme atau enzim mereka. Enzim-enzim yang dihasilkan memungkinkan dapat distimulasi dengan penambahan nutrisi atau optimalisasi kondisi, atau dapat disebarkan ke tanah untuk mengubah kontaminan menjadi zat yang dapat diserap dan digunakan oleh organisme autotrofik tanpa efek toksik pada mereka (Hawumbawa et al., 2010).

Bioremediasi telah digunakan dalam pemulihan tanah dan air tanah yang terkontaminasi melalui: (a) stimulasi aktivitas mikroorganisme asli dengan penambahan nutrisi, pengaturan kondisi redoks, mengoptimalkan kondisi pH, (b) inokulasi situs oleh mikroorganisme dengan kemampuan biotransformasi spesifik, (c) aplikasi enzim amobil, dan (d)

penggunaan tanaman (fitoremediasi) untuk menghilangkan dan/atau mengubah polutan. Adapun jenis-jenis bioremediasi yaitu biostimulasi, bioaugmentasi dan bioremediasi intrinsik.

Biostimulasi adalah metode pemberian nutrisi dan oksigen dalam bentuk cair atau gas yang ditambahkan ke dalam air atau tanah tercemar untuk menyediakan nutrisi bagi pertumbuhan dan aktivitas bakteri yang telah ada di lingkungan tersebut. Bioaugmentasi merupakan penambahan mikroorganisme yang mampu mendegradasi polutan ke dalam air atau tanah yang tercemar. Sedangkan bioremediasi intrinsik tergolong metode remediasi yang terjadi secara alami di lingkungan air atau tanah yang tercemar. Dengan kata lain, sudah tersedia nutrisi untuk mendukung aktivitas mikroorganisme begitu pula keberadaan mikroorganisme itu sendiri secara alami (Brooker, 2008).

3.4.1. Faktor-faktor yang berpengaruh dalam proses bioremediasi

Faktor-faktor yang mempengaruhi efektivitas proses bioremediasi adalah faktor lingkungan, fisik, dan kimia. Faktor lingkungan meliputi suhu, pH, ketersediaan oksigen, nutrisi, dan kelembapan. Faktor fisik terdiri atas ketersediaan air, kesesuaian jumlah mikroorganisme dengan senyawa pencemar, dan tersedianya akseptor yang sesuai. Sementara faktor kimia terdiri atas bentuk struktur kimia dari senyawa pencemar yang akan memengaruhi sifat fisik dan kimia pencemar tersebut (Eweis et al., 1998).

1. Kadar Oksigen

Bakteri yang biasa digunakan untuk mendegradasi logam berat adalah bakteri aerob, yaitu bakteri yang membutuhkan oksigen dalam aktivitasnya. Oksigen dalam tanah dapat diperoleh dari proses difusi antara udara dengan tanah. Oksigen ini mudah habis terutama jika jumlah mikroorganisme yang memanfaatkan oksigen tersebut sangat banyak sedangkan proses difusi sendiri membutuhkan waktu yang lama. Keterbatasan jumlah oksigen diperkirakan dapat menjadi faktor penghambat biodegradasi logam berat di bawah tanah (Nugroho, 2006). Pada proses pengolahan yang dilakukan secara aerob, pemberian oksigen (aerasi) perlu dilakukan dengan cara mengalirkan oksigen melalui pipa-pipa, pengadukan manual atau dengan alat berat (Kementerian Lingkungan Hidup, 2003). Kebutuhan oksigen juga dapat diperoleh melalui proses pengadukan dan pembalikan secara berkala yang bertujuan untuk menjaga suhu tanah tetap ideal serta untuk menghomogenitaskan campuran pada tanah (Thapa *et al.*, 2012).

2. Kadar Air

Kondisi tanah yang lembab mengakibatkan degradasi bakteri dapat optimal karena terpenuhinya nutrient dan

substrat. Kelembaban ideal bagi pertumbuhan bakteri adalah 25-28% (Thapa *et al.*, 2012), sedangkan kelembaban optimum untuk bioremediasi tanah tercemar adalah sekitar 80% kapasitas lapang atau sekitar 15% air dari berat tanah. Ketika kelembaban tanah mencapai 70%, hal tersebut dapat mengganggu proses transfer gas oksigen secara signifikan sehingga mengurangi aktivitas aerobik (Cookson, 1995). Selain itu, kadar air yang terkandung dalam tanah juga akan mempengaruhi keberadaan dan tingkat toksisitas kontaminan, transfer gas serta pertumbuhan dan distribusi dari mikroorganisme (Cookson, 1995).

3. Suhu

Suhu tanah dapat memberi efek pada aktivitas mikroorganisme dan laju biodegradasi kontaminan senyawa logam berat. Suhu optimum bagi hampir semua mikroorganisme tanah umumnya pada kisaran 10-40°C, walaupun ada beberapa yang dapat hidup hingga suhu 60°C (bakteri *termofilik*) (Retno dan Mulyana, 2013). Pada keadaan suhu rendah (< 5°C) maka akan memperlambat atau menghentikan proses biodegradasi (Antizar *et al.*, 2007).

4. pH

Nilai pH tanah berpengaruh pada kondisi optimum mikroorganisme pendegradasi karbon. Nilai pH akan mempengaruhi kemampuan mikroorganisme untuk

menjalankan fungsi-fungsi sel, transpor sel membran maupun keseimbangan reaksi yang terkatalis oleh enzim (Notodarmojo, 2005). Pertumbuhan mikroorganisme akan meningkat apabila pH berada pada kisaran 6-9 (Eweis *et al.*, 1998).

5. Nutrient

Nutrisi merupakan faktor yang berpengaruh besar dalam sintesis dan pertumbuhan sel serta aktivitas enzim yang dihasilkan bakteri untuk mendegradasi polutan. Penambahan nutrisi juga diketahui dapat mempercepat pertumbuhan mikroba lokal yang terdapat pada daerah tercemar (Komarawidjaja and Lysiastuti, 2009). Beberapa nutrisi penting yang dibutuhkan mikroorganisme adalah karbon, nitrogen, dan fosfor (Wulan *et al.*, 2012).

Nutrisi yang paling sering ditambahkan untuk bioremediasi adalah nitrogen. Nitrogen biasanya ditambahkan sebagai sumber nitrogen untuk pertumbuhan sel, tetapi juga dapat berfungsi sebagai akseptor elektron alternatif. Sebagai sumber nutrisi, nitrogen biasanya ditambahkan dalam bentuk urea atau garam amonia (Cookson, 1995). Kandungan unsur N yang tinggi akan meningkatkan emisi dari nitrogen sebagai amonium sehingga dapat menghalangi perkembangbiakan dari bakteri. Sebaliknya jika kandungan unsur N relatif rendah maka akan menyebabkan proses degradasi berlangsung lebih lambat karena nitrogen akan menjadi faktor penghambat (*growth-rate limiting factor*) (Alexander,

1994). Untuk mengatasi keterbatasan nitrogen dan fosfor di dalam tanah dapat diatasi dengan penambahan pupuk NPK, garam amonium dan garam fosfat (Nugroho, 2006).

3.5. Bakteri Indigenous

Bakteri indigenous merupakan kelompok bakteri asli yang mendiami suatu lingkungan tertentu serta mampu beradaptasi dengan memanfaatkan berbagai nutrisi yang ada dan mengkonversinya menjadi sumber energi untuk tumbuh dan bereproduksi (Yazid, 2014). Kelompok bakteri ini mayoritas dicari dan dipergunakan sebagai komponen bioremediator suatu lahan yang tercemar ataupun suatu bahan yang bersifat resistan dan sulit untuk terdegradasi.

Secara umum ada beberapa cara mikroba untuk mengurangi bahaya pencemaran logam berat yaitu: detoksifikasi (biopresipitasi), *biohidrometalurgi*, *bioleaching*, dan bioakumulasi (Mallick and Rai, 1994). Pada saat logam berat di suspensikan (*mixing*) dengan suatu isolat mikroba, maka akan terbentuk suatu ligand kompleks yang bervariasi (Hussein *et al*, 2001). Ada dua fase pengikatan logam berat oleh bakteri, yaitu fase pengikatan dan transport aktif. Fase pengikatan terjadi di dinding sel dan fase transport aktif terjadi di bagian internal sel (Oktaviana, 1995). Beberapa bakteri telah diuji dan telah diketahui bahwa memiliki potensi untuk melakukan bioremediasi terhadap logam berat dengan cara melakukan degradasi logam. Adapun beberapa bakteri yang dapat mengikat logam berat adalah *Thiobacillus ferrooxidans*, *Bacillus cereus*, *Oogloea sp.*, *Citrobacter sp* (Gadd, 1992), *Micrococcus*, *Corynebacterium*, *Phenyllobacterium*,

Enhydrobacter, *Flavobacterium* (Wulandari, 2005).

3.5.1 Mekanisme reduksi logam berat oleh bakteri indigenous

Mikroorganisme sangat penting dalam proses remediasi lingkungan yang terkontaminasi logam berat karena mereka memiliki berbagai cara untuk menahan toksisitas logam. Eksploitasi mikroorganisme untuk menyerap, mengendapkan, atau mengubah keadaan oksidasi berbagai logam berat telah dipelajari secara luas dan telah terbukti efektif dalam mereduksi logam berat di lingkungan. Bioremediasi logam berat akan berhasil jika konsorsium strain bakteri digunakan daripada menggunakan kultur strain tunggal. Dalam studi Kang *et al.* (2009), mencoba menguji efek sinergis campuran bakteri pada bioremediasi campuran Pb, Cd dan Cu dari tanah terkontaminasi menggunakan empat strain: *Viridibacillus arenosi* B-21, *Sporosarcina soli* B-22, *Enterobacter cloacae* KJ-46 dan *E. cloacae* KJ-47 dan memperoleh hasil bahwa campuran bakteri memiliki ketahanan dan efisiensi yang lebih besar untuk remediasi logam berat dibandingkan dengan menggunakan kultur strain tunggal setelah 48 jam dengan efisiensi remediasi 98,3% untuk Pb, 85,4% untuk Cd dan 5,6% untuk Cu yang tercatat. Mekanisme berikut digunakan untuk bioremediasi secara mikrobial:

- a) Sekuestrasi logam beracun oleh komponen dinding sel atau oleh protein pengikat logam intraseluler dan peptida seperti metallothionein (MT) dan fitokhelatin

serta senyawa seperti siderofor bakteri yang sebagian besar katekolat, dibandingkan dengan jamur yang menghasilkan siderofor hidroksamat.

- b) Perubahan jalur biokimia untuk memblokir penyerapan logam.
- c) Konversi logam menjadi bentuk yang tidak berbahaya oleh enzim.
- d) Pengurangan konsentrasi logam intraseluler menggunakan sistem efflux yang tepat. Mekanisme bakteri dalam mereduksi logam berat di lingkungan terdiri dari (Kurniawan and Nuraeni, 2016) :

- **Bioporsi**

Remediasi cemaran logam berat yang dilakukan oleh mikroorganisme bertujuan untuk menghilangkan atau menurunkan mobilitas logam dan toksisitasnya, salah satunya melalui mekanisme biosorpsi (Rani *et al.* 2010). Biosorpsi dapat diartikan sebagai proses penghilangan logam dari suatu larutan dengan menggunakan bahan biologis (Gelagutashvili 2013). Biosorpsi juga dapat diartikan sebagai suatu proses penghilangan logam berat melalui pengikatan pasif ke biomassa tidak hidup dari suatu larutan dan mekanisme reduksi ini tidak dikendalikan secara metabolik. Biosorpsi merupakan proses penyerapan logam secara pasif oleh sel-sel mikroorganisme, biasanya adalah hasil dari formasi organik kompleks-logam dengan penyusun dinding sel mikroorganisme, kapsul, atau polimer

ekstraseluler yang disintesis dan diekskresikan oleh mikroorganisme tersebut. Hal ini berbeda dengan bioakumulasi

yang dideskripsikan sebagai suatu proses aktif penghilangan logam berat yang membutuhkan aktivitas organisme hidup dan energi dibutuhkan di dalam proses penyerapan kation metalik (Gavrilescu, 2004).

Proses biosorpsi melibatkan fase padatan (*sorbent* atau *biosorbent*; materi biologis) dan fase cairan (*solvent*, pada umumnya berupa) yang mengandung bahan-bahan tidak larut yang akan diserap (*sorbate*, ion logam) (Das *et al.* 2008). Berdasarkan ketergantungannya pada metabolisme, mekanisme biosorpsi dapat dikelompokkan menjadi mekanisme yang bergantung metabolisme (*metabolism dependent mechanisms*) dan mekanisme yang tidak bergantung dengan metabolisme (*metabolism-independent mechanisms*) (Pagnanelli *et al.* 2000).

Pengikatan logam tidak b e r g a n t u n g metabolisme (*metabolism-independent metal binding*) ke dinding sel dan permukaan eksternal hanya terjadi pada biosorpsi yang melibatkan biomassa tidak hidup (*non-living biomass*). Sedangkan pada *metabolism-independent metal binding* melibatkan proses adsorpsi seperti ionik, kimiawi, dan fisik oleh grup fungsional dinding sel biomassa. Biosorben memiliki berbagai sisi fungsional seperti karboksil imidazole sulfidril (thiol), amino, fosfat, sulfat, thioether, fenol, karbonil (keton), amida, gugus hidroksil, fosfonat, dan fosfodiester yang memiliki potensi (Javanbakht *et al.* 2014). Interaksi pasif dinding sel dengan ion logam dalam proses biosorpsi juga melibatkan makromolekul seperti lipid, protein, dan polisakarida yang terdapat pada permukaan dinding sel (Chipasa 2003).

Mekanisme biosorpsi merupakan proses kompleks yang dipengaruhi oleh beberapa faktor antara lain status biomassa (hidup atau tidak hidup, komposisi dinding sel), tipe biomaterial, sifat kimia larutan logam, serta kondisi lingkungan seperti pH, oksigen terlarut, suhu, dosis biosorben, dan konsentrasi tinggi dari logam yang tidak berbahaya seperti sodium, kalsium, dan magnesium (Hansda *et al.* 2015).

- **Bioakumulasi**

Suatu organisme memiliki kapasitas untuk mengakumulasi logam berat lebih tinggi dibandingkan konsentrasi yang biasanya terdapat di lingkungan. Proses akumulasi ini dapat dikelompokkan menjadi biokonsentrasi dan bioakumulasi. Biokonsentrasi merupakan peningkatan secara langsung konsentrasi polutan sewaktu berpindah dari lingkungan ke suatu organisme. Sedangkan bioakumulasi adalah spesifik untuk organisme hewan dan merupakan manifestasi dari absorpsi polutan secara langsung yang terakumulasi melalui nutrisi yang ditambahkan (Smical *et al.* 2008). Bioakumulasi logam berat pada organisme hidup dideskripsikan sebagai suatu proses dan jalur migrasi polutan dari satu level trofik ke level lainnya, termasuk melalui rantai makanan sehingga dapat terakumulasi pada jaringan hingga organ dari suatu organisme pada level tertentu (Alia *et al.* 2015). Bioakumulasi oleh mikroorganisme dapat juga diartikan sebagai interaksi aktif antara logam berat dengan sel mikroorganisme dimana ion logam akan berpenetrasi ke dalam sel-sel mikroorganisme tersebut (Chipasa 2003).

Keberadaan logam berat berbeda pada setiap level trofik di dalam suatu ekosistem, tergantung pada karakteristik bioakumulasi logam yang terkonsentrasi. Bioakumulasi logam berat terjadi secara aktif dan dikendalikan secara metabolik oleh organisme. Sedangkan bioavailabilitas logam berat, akumulasi, dan toksisitasnya tergantung pada variabel-variabel yang terdapat di lingkungan (Arunakumara and Xuecheng 2008).

- **Biopresipitasi**

Secara prinsip, di dalam proses presipitasi terjadi reaksi kimiawi terhadap logam berat sehingga terbentuk presipitat tidak larut dan kemudian presipitat tersebut dipisahkan melalui proses sedimentasi atau filtrasi (Fu and Wang 2011). Presipitasi diikuti oleh proses koagulasi atau penggumpalan yang terjadi di dalam pembentukan presipitat hidroksida logam melalui penambahan bahan alkali untuk menghilangkan kation logam berat seperti Pb(II), Cd(II), Cu(II) dan Ni(II) (Dhakal et al. 2005). Di dalam biopresipitasi, pereduksian logam berat menjadi presipitat dilakukan oleh mikroorganisme dalam kondisi anaerob dimana proses ini berbeda dengan biomineralisasi yang terjadi secara aerob (Martinez et al. 2007). Biopresipitasi biasanya melibatkan bakteri pereduksi sulfat (sulphate reducing bacteria) yang mampu memproduksi H₂S untuk mempresipitasi logam (Foucher et al. 2001). Bakteri pereduksi sulfat memiliki kapasitas untuk mereduksi sulfat menjadi sulfide yang kemudian bereaksi dengan logam tertentu menjadi bentuk presipitat yang tidak larut. Selain itu,

sistem asiditas direduksi oleh kationnya sendiri dari reduksi sulfat dan melalui metabolisme karbon bakteri. (Cao et al. 2009).

- **Biopresipitasi**

Pereduksian toksik dari suatu lingkungan atau detoksifikasi dengan menggunakan mikroorganisme adalah salah satu pendekatan perlindungan lingkungan yang ramah lingkungan dari toksisitas yang mencemarinya. Proses bioeduksi atau biodetoksifikasi oleh mikroorganisme dapat terjadi secara langsung maupun tidak langsung. Bioeduksi secara langsung terjadi dengan melibatkan aktivitas enzimatik, sedangkan mekanisme tidak langsung melibatkan produk metabolisme (reduktan maupun oksidan) melalui reaksi reduksi oksidasi kimiawi (Wani and Ayoola 2015). Beberapa contoh proses reduksi Co^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , dan Cd^{2+} menjadi bentuk metaliknya oleh *Saccharomyces cerevisiae* di dalam larutan buffer (Rahatgaonkar dan Mahore 2008), reduksi Au(III) menjadi Au(0) menggunakan biomassa alga cokelat *Fucus vesiculosus* (Mata et al. 2009), serta reduksi Cr(VI) yang bersifat karsinogen menjadi Cr(III) oleh bakteri *Pseudomonas* sp, *Bacillus* sp, dan sebagainya adalah contoh dari mekanisme bioeduksi logam berat (Narayani and Shetty 2013).

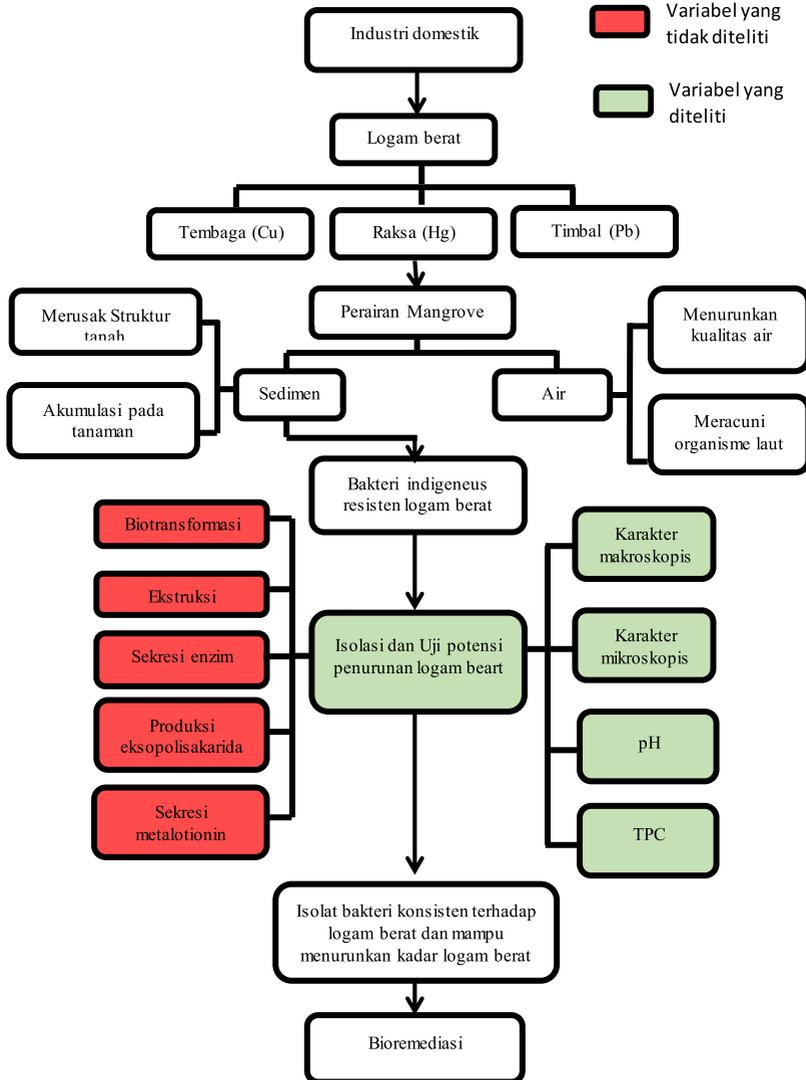
- **Bioleaching**

Bioleaching adalah suatu proses pengembalian logam dari bentuk matrik solid ke cairan yang kemudian diikuti oleh proses dekontaminasi matrik solid, berkurangnya jumlah kontaminan, serta berkurangnya paparan dan bioavailabilitas (Ohimain *et al.* 2009). *Bioleaching* juga didefinisikan sebagai proses pelarutan atau solubilisasi logam dari substrat padatan yang secara langsung dapat dilakukan melalui metabolisme mikroorganisme *leaching* seperti bakteri maupun secara tidak langsung yang dilakukan oleh produk metabolisme. Salah satu contoh mekanisme *bioleaching* dijelaskan Chen dan Lin (2001) dan pada proses *bioleaching*, logam berat akan mengalami proses solubilisasi, pertukaran kation, presipitasi, adsorpsi, kompleksasi, dan reaksi lainnya (Chen *et al.* 2005).

4. Studi Kasus



4.1. Kerangka Konsep Penelitian



Logam berat merupakan unsur kimia yang mempunyai kerapatan atom lebih besar dari 5 g/cm^3 (Agarwal, 2009) atau logam berat merupakan logam yang memiliki berat molekul di atas 40 dan untuk berat molekul yang kurang dari 40 disebut dengan logam ringan (Chen, 2012). Logam berat dengan kadar yang tidak berlebih sangat penting untuk kehidupan dan ekosistem, namun bila konsentrasi logam berat dengan kadar yang berlebih dapat memberikan efek yang beracun bagi kesehatan maupun lingkungan (Wang et al, 2009).

Logam berat berasal dari tiga sumber utama yaitu limbah pertambangan, limbah domestik dan limbah pertanian. Ketiga industri tersebut merupakan penyumbang terbesar logam berat yang memiliki toksisitas tinggi bagi lingkungan. Beberapa logam berat non esensial yang berbahaya adalah Cu (tembaga), raksa (Hg) dan Pb (timbal) dikarenakan unsur ini lebih ekstensif penggunaannya demikian pula dengan tingkat toksisitasnya yang tinggi (Sukhendrayatna, 2001).

Kelebihan logam berat dalam tanah ataupun air bukan hanya meracuni tanaman dan organisme, tetapi dapat berimplikasi pada pencemaran lingkungan. Yaron et al., (1996) serta Pendias dan Pendias (2000) menjelaskan logam berat dalam tanah terdiri atas berbagai bentuk, seperti bentuk yang terikat pada partikel organik, bentuk tereduksi (hidroksida), bentuk karbonat, bentuk sulfida dan bentuk larutan dalam tanah. Logam berat yang terdapat di dalam tanah atau sedimen dapat melakukan proses pertukaran ion dan absorpsi terutama pada partikel halus dengan permukaan yang luas

dan gugus bermuatan negatif, seperti tanah liat (kaolinit, klorit, montmorilonit) zat-zat humin (asam humus, asam fulfik, asam humin) dan oksida-oksida Fe dan Mn. Logam berat termasuk zat pencemar karena sifatnya yang stabil dan sulit untuk diuraikan. Selain itu juga dijelaskan bahwa logam berat dalam tanah yang membahayakan pada kehidupan organisme dan lingkungan adalah dalam bentuk terlarut. Sedangkan logam berat yang masuk dalam lingkungan air dapat merusak kualitas air termasuk pH ataupun kandungan oksigen terlarut yang berdampak pada matinya organisme akuatik (Pratiwi, 2020). Oleh karena itu, harus dilakukan mekanisme penanggulangan terhadap limbah logam berat, salah satunya dengan teknik bioremediasi.

Bioremediasi adalah upaya untuk menurunkan kadar polutan menggunakan mikroorganisme yang telah dipilih untuk ditumbuhkan pada polutan tersebut. Pada saat proses bioremediasi terjadi, enzim-enzim yang diproduksi oleh mikroorganisme memodifikasi struktur polutan beracun menjadi tidak kompleks atau menjadi lebih sederhana sehingga menjadi metabolit yang tidak beracun dan tidak berbahaya (Priadie, 2012). Bioremediasi adalah suatu proses penggunaan mikroorganisme sebagai agen perbaikan untuk degradasi biologis (Jamil, 2001). Mikroorganisme yang sering dipergunakan adalah mikroorganisme indigenus yang memiliki sistem pertahanan aktif dan mampu menyerap logam berat, yang dimana biasanya ditemukan pada lokasi yang ekstrim salah satunya pada daerah akar tanaman mangrove.

Mikroorganismenya khususnya bakteri indigenous merupakan kelompok bakteri asli yang mendiami suatu lingkungan tertentu serta mampu beradaptasi dengan memanfaatkan berbagai nutrisi yang ada dan mengkonversinya menjadi sumber energi untuk tumbuh dan bereproduksi (Yazid, 2014). Bakteri ini memiliki berbagai mekanisme dalam menurunkan logam berat yaitu biotransformasi, ekstruksi, sekresi enzim, produksi eksopolisakarida dan sekresi metalotionin. Mekanisme-mekanisme tersebut dapat mengubah senyawa logam berat yang sulit terurai menjadi logam yang bersifat non toksik dan bisa dipergunakan oleh organisme untuk sumber mineral esensial.

Bakteri dapat diperoleh dengan cara isolasi secara mikrobiologis dan melakukan screening potensi seperti uji makro dan mikroskopis, uji pH dan uji TPC. Screening ini bertujuan untuk memfilter bakteri yang hanya mampu menurunkan kadar logam berat seperti Pb, Hg dan Cu sehingga output yang didapatkan akan bisa dipergunakan untuk proses bioremediasi lingkungan untuk mengurangi toksisitas logam berat. Dengan berkurangnya toksisitas logam berat ini secara kontinyu maka pada akhirnya menghasilkan lingkungan yang bebas bahan pencemar atau polutan

4.2. Hipotesis Kerja

Hipotesis dari penelitian ini adalah terdapat beberapa spesies bakteri indigenous yang terdapat di daerah sedimen dan air pada zona perakaran mangrove yang mampu menurunkan kadar logam berat Pb, Hg dan Cu, sehingga dapat digunakan sebagai agen bioremediator.

4.3. Asumsi Penelitian

Daerah Lahan basah mangrove di Desa Sawohan Kecamatan Buduran Sidoarjo yang dasarnya telah terkontaminasi limbah domestik yang mengandung logam berat, sehingga selain memiliki kadar garam tinggi juga terkandung konsentrasi logam berat bertoksisitas tinggi di buktikan dengan penelitian (Widayati Kusumastuti, 2009) bahwa logam berat (Cu dan Pb melebihi ambang batas menurut NOAA yakni Pb 64 Mg/L dan Cu 217 Mg/ L namun untuk Hg masih dibawah ambang batas.

Mayoritas bakteri yang mampu resisten terhadap logam berat yaitu kelompok halofilik mampu beradaptasi pada daerah perakaran mangrove yang pada dasarnya berlokasi pada lingkungan ekstrim berkadar garam tinggi. Hal ini sesuai dengan penelitian yang dilakukan oleh Sowmya *et al* (2013) yang berhasil mereduksi sebesar 37% logam cadmium dan 99% logam timbal dengan menggunakan bakteri halofilik *Staphylococcus* dan *Enterobacteria*, dan penelitian yang dilakukan oleh Noroozi *et al* (2017) yang menggunakan bakteri *Bacillus firmus* strain MN8 yang berhasil mereduksi merkuri dengan menunjukkan hasil MIC sebesar 400 μ M.

4.4. Metode Penelitian

Penelitian ini termasuk dalam penelitian deskriptif eksploratif, yaitu penelitian yang dimaksudkan untuk mengumpulkan informasi mengenai status suatu gejala yang ada menurut apa adanya pada saat penelitian dilaksanakan (Apridayanti, 2008). Penelitian ini dimaksudkan untuk membuat

gambaran secara sistematis, faktual dan akurat mengenai fakta-fakta, sifat-sifat serta hubungan antar fenomena yang diteliti berupa adanya bakteri indigenous resisten logam berat di lahan mangrove yang dasarnya telah tercemar logam berat yang berasal dari limbah domestik. Pengumpulan data dilakukan melalui observasi, dan pengambilan sampel sedimen serta air pada zona sekitar akar mangrove. Selain itu, penelitian ini juga termasuk penelitian eksperimental, dimana sampel yang diperoleh dari kawasan mangrove akan diujikan dengan berbagai logam berat dengan berbagai variasi konsentrasi.

4.5. Hasil Dan Pembahasan

Isolasi sampel tanah lahan basah

Hasil isolasi sampel tanah lahan basah desa Sawohan Kecamatan Buduran yang berlokasi di daerah Sidoarjo Jawa Timur sejumlah 9 unit, yang terdiri dari 3 titik yang berbeda yaitu titik dekat lokasi tambak (D), titik dekat dengan aliran pembuangan limbah domestik (B) dan titik tengah hutan mangrove (T), diperoleh 9 isolat yang memiliki karakteristik morfologi yang berbeda baik dari warna, ukuran, bentuk, tepi koloni dan elevasi. Jumlah isolat yang diperoleh pada masing-masing titik menunjukkan tingkat variasi morfologi yang berbeda, sehingga secara visual dapat dikatakan masing-masing titik memiliki keragaman spesies bakteri yang tinggi.

Berdasarkan hasil analisis morfologi koloni, Titik dekat lokasi tambak(D) diperoleh 5 koloni bakteri, Titik tengah hutan mangrove (T) diperoleh 2 koloni bakteri, serta Titik dekat

dengan aliran pembuangan limbah domestik (B) diperoleh 2 koloni bakteri. Hasil isolasi bakteri tanah lahan basah desa Sawohan Kecamatan Buduran dapat dilihat secara detail pada Tabel 5.1 Morfologi koloni bakteri tanah lahan basah desa Sawohan Kecamatan Buduran .hari dari minggu kedua bulan September hingga minggu kedua bulan Oktober 2021.

Lokasi penelitian adalah areal tambak termasuk lahan basah berisi mangrove yang berbatasan langsung dengan Sungai Kepetingan. Areal ini terletak di Desa Kepetingan, Kecamatan Buduran, Kabupaten Sidoardjo, Provinsi Jawa Timur. Area tambak dan lahan basah berbatasan langsung dengan Sungai Kepetingan dimana dari sungai inilah input air berasal. Berbagai pencemaran akibat aktifitas manusia sangat mempengaruhi kualitas air sungai dan inputannya, oleh karena itu perlu dibuat wetland yang ditanami mangrove sebagai upaya mengurangi pencemaran. Peta Lokasi Penelitian dapat disaksikan pada Gambar 4.1.

Nama Isolat	Warna	Ukuran	Bentuk	Tepi	Elevasi
D1	Kuning	Kecil	Sirkular	Urut (<i>entire</i>)	Sedikit menonjol (<i>raised</i>)
D2	Putih susu	Sedang	Sirkular	Urut (<i>entire</i>)	Datar (<i>flat</i>)
D3	Putih susu	Sedang	Iregular	Berombak(<i>undulate</i>)	Sedikit menonjol (<i>raised</i>)
D4	Putih susu	Lebar	Iregular	Berbelah(<i>lobate</i>)	Datar (<i>flat</i>)
D5	Oranye pada bagian tengah dan semakin ke tepi berwarna kuning	Sedang	Sirkular	Urut (<i>entire</i>)	Sedikit menonjol (<i>raised</i>)
T1	Putih susu	Kecil	Iregular	Berombak(<i>undulate</i>)	Sedikit menonjol (<i>raised</i>)
T2	Putih susu	Kecil	Iregular	Berbelah(<i>lobate</i>)	Sedikit menonjol (<i>raised</i>)
B1	Putih susu	Pinpoint	Iregular	Berbelah(<i>lobate</i>)	Sedikit menonjol (<i>raised</i>)
B2	Putih susu	Sedang	Sirkular	Urut (<i>entire</i>)	Sedikit menonjol (<i>raised</i>)

4.1 Morfologi koloni bakteri tanah lahan basah desa Sawohan Kecamatan Buduran

Berdasarkan Tabel 4.1., ditemukan 9 jenis isolat yang masing-masing memiliki perbedaan dalam morfologi. Titik dekat lokasi tambak (D) diperoleh 5 koloni bakteri (isolat D1,D2,D3,D4 dan D5) yang masing-masing memiliki morfologi seperti koloni bewarna kuning, berukuran kecil, berbentuk sirkular, memiliki tepi tipe *entire* dan memiliki elevasi tipe *raised* (**isolat D1**); koloni bewarna putih susu, berukuran sedang, berbentuk sirkular, memiliki tepi tipe *entire* dan memiliki elevasi tipe *flat* (**isolat D2**); koloni bewarna putih susu, berukuran sedang, berbentuk iregular, memiliki tepi tipe *undulate* dan memiliki elevasi tipe *raised* (**isolat D3**); koloni bewarna putih susu, berukuran lebar, berbentuk iregular, memiliki tepi tipe *lobate* dan memiliki elevasi tipe *flat* (**isolat D4**); serta koloni bewarna oranye pada daerah sentral dan tepi bewarna kuning, berukuran sedang, berbentuk sirkular, memiliki tepi tipe *entire* dan memiliki elevasi tipe *raised* (**isolat D5**). Titik tengah hutan mangrove (T) diperoleh 2 kolonibakteri (isolat T1 dan T2) yang masing-masing memiliki morfologi seperti koloni bewarna putih susu, berukuran kecil, berbentuk iregular, memiliki tepi tipe *undulate* dan memiliki elevasi tipe *raised* (**isolat T1**) serta koloni bewarna putih susu, berukuran kecil, berbentuk iregular, memiliki tepi tipe *lobate* dan memiliki elevasi tipe *raised* (**isolat T2**). Titik dekat dengan aliran pembuangan limbah domestik (B) diperoleh 2 koloni bakteri (isolat B1 dan B2) yang masing-masing memiliki morfologi seperti koloni bewarna putih susu, berukuran pin point, berbentuk iregular, memiliki tepi tipe *lobate* dan memiliki elevasi tipe *raised* (**isolat B1**) serta koloni bewarna putih susu, berukuran sedang, berbentuk sirkular, memiliki tepi tipe *entire* dan memiliki elevasi tipe *raised* (**isolat B2**) Identifikasi isolat bakteri tanah lahan basah

Identifikasi isolat bakteri tanah lahan basah

Proses identifikasi terhadap bakteri yang memiliki kemampuan mereduksi logam berat Cu, Hg dan Pb terdiri dari beberapa tahap pengujian, yaitu uji pergerakan bakteri atau motilitas, oksidase, katalase, deteksi produktivitas indole dan Hidrogen Sulfida (H₂S) dan uji pewarnaan Gram. Hasil uji kemudian akan dibandingkan dengan buku *Bergeys Manual of Bacteriology* untuk mengetahui genus awal bakteri. Hasil uji dari 9 isolat yang berhasil diperoleh menunjukkan seluruh isolat berbentuk basil Gram negatif. Hasil uji dapat dilihat pada Tabel 4.2.

Hasil identifikasi isolat bakteri

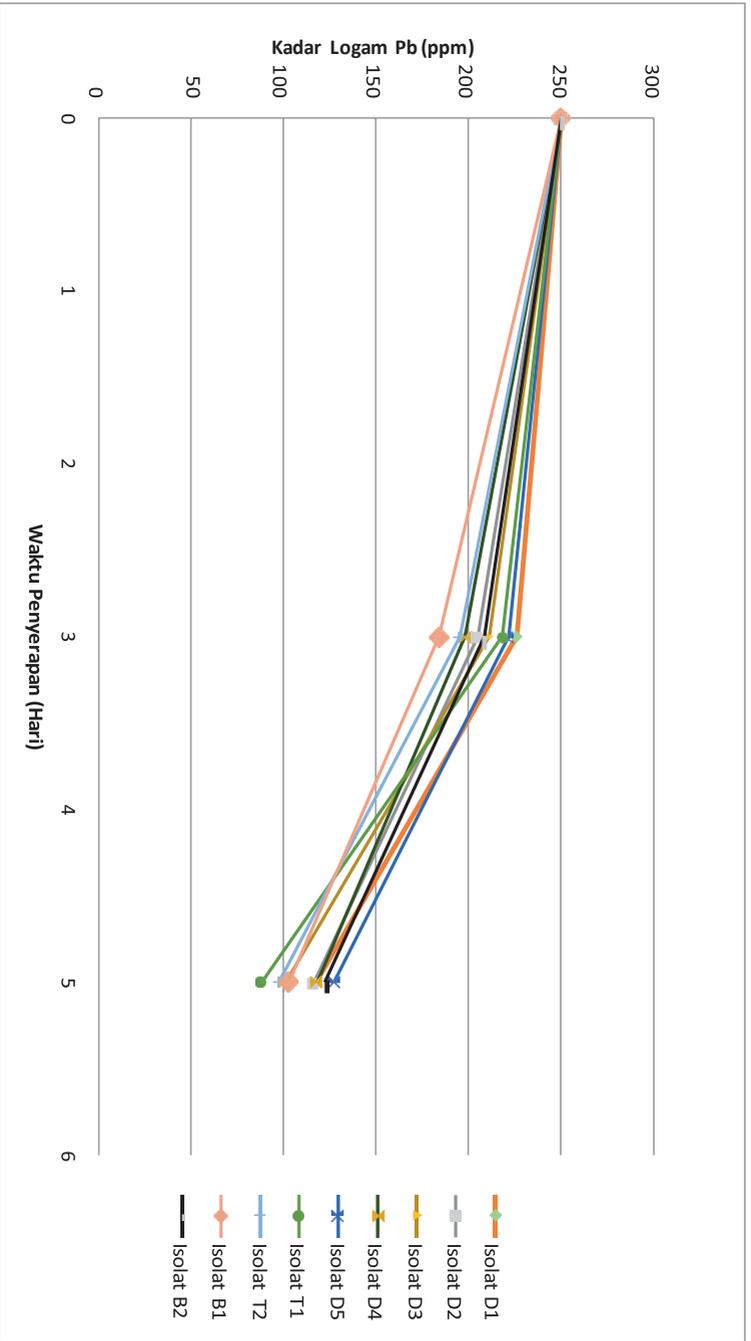
Nama Isolat	Uji Katalase	Uji Motilitas	Oksidase	Produksi Hidrogen Sulfida	Uji Gram
D1	+	Motil	+	-	- (basil)
D2	+	Non-Motil	-	-	- (basil)
D3	+	Non-Motil	+	-	- (basil)
D4	+	Non-Motil	+	-	- (basil)
D5	+	Non-Motil	-	-	- (basil)
T1	+	Non-Motil	+	-	- (basil)
T2	+	Motil	+	+	- (basil)
B1	-	Non-Motil	-	-	- (basil)
B2	-	Motil	-	-	- (basil)

Keterangan : (+) : positif ; (-) : negatif

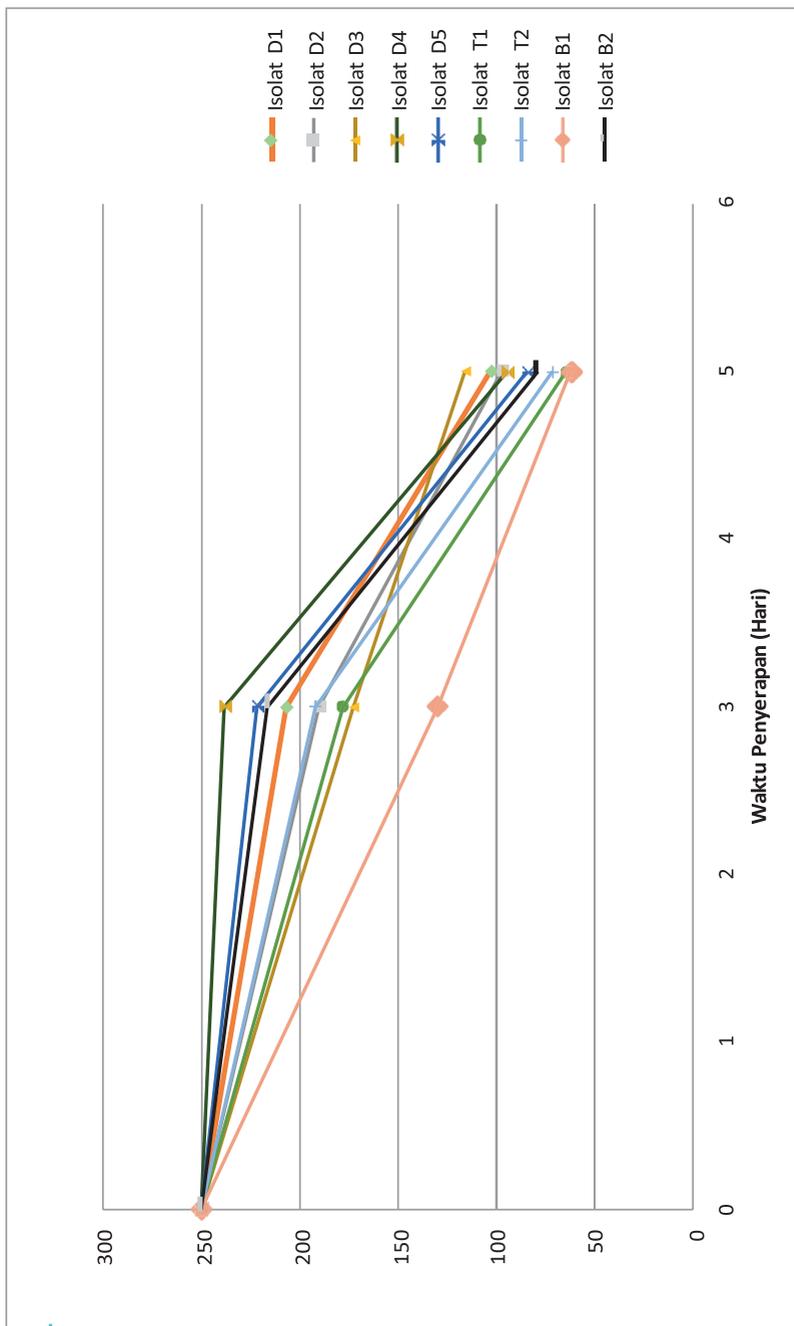
Berdasarkan Tabel 5.2. menunjukkan bahwa ke-9 jenis isolat yang ditemukan memiliki perbedaan dalam jalur metabolisme dan motilitas. **Isolat D1** menunjukkan katalase positif (terdapat pembentukan gas Oksigen (O_2) sebagai hasil pemecahan H_2O_2 oleh enzim katalase), bersifat motil (dapat bergerak), oksidase positif (terdapat enzim oksidase), hidrogen sulfide negatif (tidak mampu mengubah asam amino alanine dan H_2S) serta berbetuk basil Gram negatif. **Isolat D2** dan **isolat D5** sama-sama menunjukkan katalase positif (terdapat pembentukan gas Oksigen (O_2) sebagai hasil pemecahan H_2O_2 oleh enzim katalase), bersifat non-motil (tidak dapat bergerak), oksidase negatif (tidak terdapat enzim oksidase), Hidrogen sulfide negatif (tidak mampu mengubah asam amino alanine dan H_2S) serta berbetuk basil Gram negatif. **Isolat D3**, **isolat D4** dan **isolat T1** sama-sama menunjukkan katalase positif, bersifat non-motil, oksidase negatif (tidak terdapat enzim oksidase), Hidrogen sulfide negatif serta berbetuk basil Gram negatif. **Isolat B1** menunjukkan katalase negatif (tidak terdapat pembentukan gas Oksigen (O_2) sebagai hasil pemecahan H_2O_2 oleh enzim katalase), bersifat non-motil (tidak dapat bergerak), oksidase negatif (tidak terdapat enzim oksidase), Hidrogen sulfide negatif (tidak mampu mengubah asam amino alanine dan H_2S) serta berbetuk basil Gram negatif. **Isolat B2** menunjukkan katalase negatif (tidak terdapat pembentukan gas oksigen (O_2) sebagai hasil pemecahan H_2O_2 oleh enzim katalase), bersifat motil (dapat bergerak), oksidase negatif (tidak terdapat enzim oksidase), hidrogen sulfide negatif (tidak mampu mengubah asam amino alanine dan H_2S) serta berbetuk basil Gram negatif.

4.6. Hasil screening isolat bakteri yang mampu mereduksi logam Cu, Hg dan Pb

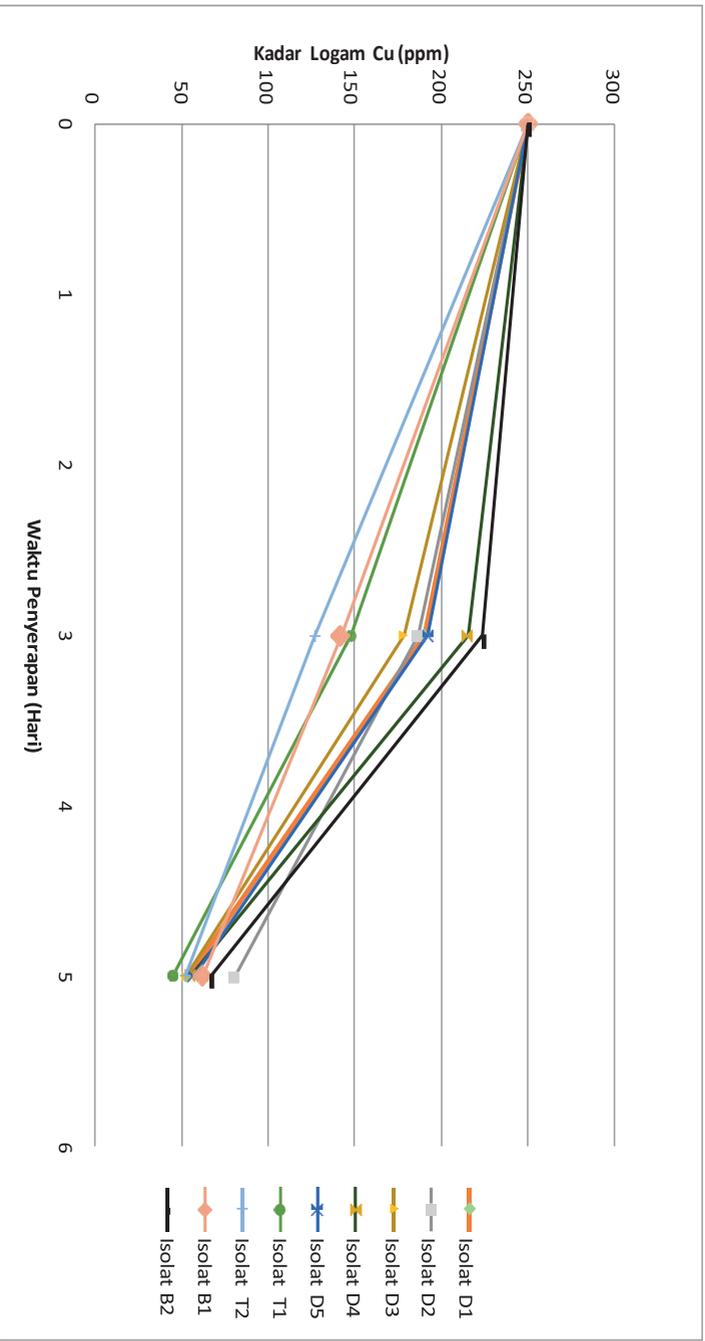
Uji *screening* pada medium cair NB (*Nutrient Broth*) yang diperkaya dengan tembaga sulfat (CuSO_4), raksa(II) klorida (HgCl_2) dan $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 0.3996 gr/L dengan konsentrasi 100, 250, 350 dan 500 ppm memiliki tujuan untuk mengetahui daya reduksi isolat bakteri terhadap ketiga jenis logam berat yaitu Cu, Hg dan Pb. Uji *screening* dilakukan dengan mengukur kadar logam berat pada media cair menggunakan spektrofotometri serapan atom (SSA), yang diukur pada hari pertama dengan kadar awal 250 ppm, hari ke-tiga dan hari ke-lima. Hasil uji menunjukkan bahwa ke-9 isolat bakteri mampu mereduksi ketiga jenis logam tersebut. Hasil uji *screening* kemampuan isolat dalam mereduksi logam Hg, Pb dan Cu dapat dilihat pada Gambar 5.10- Gambar 5.12 dan Tabel 5.3-Tabel 5.4.



Gambar 5.11. Grafik Hasil Reduksi Isolat Bakteri Terhadap Logam Pb



Gambar 5.10. Grafik Hasil Reduksi Isolat Bakteri Terhadap Logam Hg



Gambar 5.12. Grafik Hasil Reduksi Isolat Bakteri Terhadap Logam Cu

Tabel 5.3. Hasil Reduksi Logam Berat Hg, Pb dan Cu oleh Isolat Bakteri Selama Tiga Hari

Isolat	Logam Berat											
	Logam Hg (ppm)			Logam Pb (ppm)			Logam Cu (ppm)					
	Hari Ke-0	Hari Ke-3	Hari Ke-5	Hari Ke-0	Hari Ke-3	Hari Ke-5	Hari Ke-0	Hari Ke-3	Hari Ke-5	Hari Ke-0	Hari Ke-3	Hari Ke-5
D1	250,000	206,792	103,005	250,000	226,036	117,346	250,000	190,500	250,000	190,500	54,250	54,250
D2	250,000	190,017	97,203	250,000	204,560	116,341	250,000	187,006	250,000	187,006	81,050	81,050
D3	250,000	172,368	115,900	250,000	211,300	101,005	250,000	178,240	250,000	178,240	52,730	52,730
D4	250,000	238,261	94,350	250,000	198,000	118,003	250,000	215,500	250,000	215,500	55,320	55,320
D5	250,000	221,384	84,210	250,000	205,020	127,003	250,000	192,250	250,000	192,250	57,402	57,402
T1	250,000	178,272	68,482	250,000	218,440	88,000	250,000	148,272	250,000	148,272	45,005	45,005
T2	250,000	192,220	71,375	250,000	195,081	97,254	250,000	127,387	250,000	127,387	52,200	52,200
B1	250,000	130,135	62,213	250,000	184,006	102,723	250,000	142,156	250,000	142,156	62,302	62,302
B2	250,000	216,237	78,784	250,000	208,169	122,031	250,000	224,007	250,000	224,007	67,004	67,004

Tabel 5.4. Persentase Reduksi Logam Berat Hg, Pb dan Cu oleh Isolat Bakteri

Isolat	Logam Hg (ppm)			Logam Pb (ppm)			Logam Cu (ppm)		
	Kadar awal (ppm)	Kadar akhir (ppm)	Daya Reduksi (%)	Kadar awal (ppm)	Kadar akhir (ppm)	Daya Reduksi (%)	Kadar awal (ppm)	Kadar akhir (ppm)	Daya Reduksi (%)
D1	250,000	103,005	58,80	250,000	117,346	53,06	250,000	54,250	78,30
D2	250,000	97,203	61,12	250,000	116,341	53,46	250,000	81,050	67,58
D3	250,000	115,900	53,64	250,000	101,005	59,60	250,000	52,730	78,91
D4	250,000	94,350	62,26	250,000	118,003	52,80	250,000	55,320	77,87
D5	250,000	84,210	66,32	250,000	127,003	49,20	250,000	57,402	77,04
T1	250,000	68,482	72,61	250,000	88,000	64,80	250,000	45,005	82,00
T2	250,000	71,375	71,45	250,000	97,254	61,10	250,000	52,200	79,12
B1	250,000	62,213	75,11	250,000	102,723	58,91	250,000	62,302	75,08
B2	250,000	78,784	68,49	250,000	122,031	51,19	250,000	67,004	73,20

Berdasarkan Gambar 5.10 menunjukkan grafik reduksi logam Hg yang diukur pada awal diinokulasikan dengan isolat bakteri (H-0), hari ke-3 dan hari ke-5. Hasil menunjukkan bahwa setiap isolat mampu mereduksi logam Hg, dimana interpretasinya antara lain : Isolat D1 pada hari ke-0 tepatnya hari diinokulasikan isolat pada media yang mengandung Hg sebesar 250 ppm, pada hari ke-3 menurun menjadi 206,792 ppm dan pada hari ke-5 terjadi penurunan lagi menjadi 103,005 ppm; Isolat D2 dari 250 ppm Hg pada hari ke-3 menjadi 190,017 ppm dan hari ke-

5 menurun menjadi 97,203 ppm; Isolat D3 dari 250 ppm Hg pada hari ke-3 menjadi 172,368 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 115,900 ppm; Isolat D4 dari 250 ppm Hg pada hari ke-3 menjadi 238,261 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 94,350 ppm; Isolat D5 dari 250 ppm Hg pada hari ke-3 menjadi 221,384 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 84,210 ppm; Isolat T1 dari 250 ppm Hg pada hari ke-3 menjadi 178,272 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 64,482 ppm; Isolat T2 dari 250 ppm Hg pada hari ke-3 menjadi 192,220 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 71,375 ppm; Isolat B1 dari 250 ppm Hg pada hari ke-3 menjadi 130,135 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 62,213 ppm; serta Isolat B2 dari 250 ppm Hg pada hari ke-3 menjadi 216,237 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 78,784 ppm.

Berdasarkan Gambar 5.11 menunjukkan grafik reduksi logam Pb yang diukur pada awal diinokulasikan dengan isolat bakteri (H-0), hari ke-3 dan hari ke-5. Hasil menunjukkan bahwa setiap isolat juga mampu mereduksi logam Pb, dimana

interpretasinya antara lain : **Isolat D1** pada hari ke-0 tepatnya hari diinokulasikan isolat pada media yang mengandung Pb sebesar 250 ppm, pada hari ke-3 menurun menjadi 226,036 ppm dan pada hari ke-5 terjadi penurunan lagi menjadi 117,346 ppm; **Isolat D2** dari 250 ppm Pb pada hari ke-3 menjadi 204,560 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 116,341 ppm; **Isolat D3** dari 250 ppm Pb pada hari ke-3 menjadi 211,300 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 101,005 ppm; **Isolat D4** dari 250 ppm Pb pada hari ke-3 menjadi 198,000 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 118,003 ppm; **Isolat D5** dari 250 ppm Pb pada hari ke-3 menjadi 205,020 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 127,003 ppm; **Isolat T1** dari 250 ppm Pb pada hari ke-3 menjadi 218,440 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 88,000 ppm; **Isolat T2** dari 250 ppm Pb pada hari ke-3 menjadi 195,081 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 97,254 ppm; **Isolat B1** dari 250 ppm Pb pada hari ke-3 menjadi 184,006 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 102,723 ppm; serta **Isolat B2** dari 250 ppm Hg pada hari ke-3 menjadi 208,169 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 122,031 ppm.

Berdasarkan Gambar 5.12 menunjukkan grafik reduksi logam Cu yang diukur pada awal diinokulasikan dengan isolat bakteri (H-0), hari ke-3 dan hari ke-5. Hasil menunjukkan bahwa setiap isolat juga memiliki kemampuan dalam mereduksi logam Cu, dimana interpretasinya antara lain : **Isolat D1** pada hari ke-0 tepatnya hari diinokulasikan isolat pada media yang mengandung Cu sebesar 250 ppm, pada hari ke-3 menurun menjadi 190,500 ppm dan pada hari ke-5 terjadi penurunan lagi menjadi 54,250 ppm; **Isolat D2** dari 250 ppm Cu pada hari ke-3

menjadi 187,006 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 81,050 ppm; **Isolat D3** dari 250 ppm Cu pada hari ke-3 menjadi 178,240 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 52,730 ppm; **Isolat D4** dari 250 ppm Cu pada hari ke-3 menjadi 215,500 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 55,320 ppm; **Isolat D5** dari 250 ppm Cu pada hari ke-3 menjadi 192,250 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 57,402 ppm; **Isolat T1** dari 250 ppm Cu pada hari ke-3 menjadi 148,272 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 45,005 ppm; **Isolat T2** dari 250 ppm Cu pada hari ke-3 menjadi 127,387 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 52,200 ppm; **Isolat B1** dari 250 ppm Cu pada hari ke-3 menjadi 142,156 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 62,302 ppm; serta **Isolat B2** dari 250 ppm Cu pada hari ke-3 menjadi 224,007 ppm dan hari ke-5 menurun menjadi 67,004 ppm.

Tabel 5.3 menunjukkan hasil reduksi logam berat Hg, Pb dan Cu oleh isolat bakteri selama tiga hari sama dengan yang ditampilkan pada Gambar 5.10, 5.11 dan Gambar 5.12. Sedangkan Tabel 5.4 menunjukkan persentase reduksi logam berat Hg, Pb dan Cu oleh isolat bakteri, dimana masing-masing persentase yang ditunjukkan oleh isolat antara lain : **Isolat D1** memiliki daya reduksi Hg sebesar 58,80%, Pb sebesar 53,06% dan Cu sebesar 78,30%; **Isolat D2** memiliki daya reduksi Hg sebesar 61,12%, Pb sebesar 53,46% dan Cu sebesar 67,58%,

Isolat D3 memiliki daya reduksi Hg sebesar 53,64%, Pb sebesar 59,60% dan Cu sebesar 78,91%; **Isolat D4** memiliki daya reduksi Hg sebesar 62,26%, Pb sebesar 52,80% dan Cu sebesar 77,87%; **Isolat D5** memiliki daya reduksi Hg sebesar 66,32%, Pb sebesar 49,20% dan Cu sebesar 77,04%; **Isolat T1** memiliki daya reduksi Hg sebesar 72,61%, Pb sebesar 64,80% dan Cu sebesar 82,00%; **Isolat T2** memiliki daya reduksi Hg sebesar 71,45%, Pb sebesar 61,10% dan Cu sebesar 79,12%; **Isolat B1** memiliki daya reduksi Hg sebesar 75,11%, Pb sebesar 58,91% dan Cu sebesar 75,08%; **Isolat B2** memiliki daya reduksi Hg sebesar 68,49%, Pb sebesar 51,19% dan Cu sebesar 73,20%.

4.7. Pembahasan

Ditinjau dari segi jumlah koloni yang terlihat, koloni bakteri yang diperoleh dari lahan basah desa Sawohan Kecamatan Buduran yang berlokasi di daerah Sidoarjo Jawa Timur memiliki jumlah koloni bakteri yang tergolong banyak. Berdasarkan hasil penelitian, jumlah koloni bakteri yang diperoleh dari lokasi lahan basah desa Sawohan sebanyak 9 isolat, yang terbagi menjadi 5 isolat yang diperoleh dari sampel tanah pada titik dekat lokasi tambak (D), 2 isolat dari sampel tanah pada titik dekat dengan aliran pembuangan limbah domestik (B) dan 2 isolat dari sampel tanah pada titik tengah hutan mangrove (T). Perbedaan jumlah isolat yang diperoleh dari masing-masing lokasi dapat disebabkan oleh faktor lingkungan daerah pengambilan sampel tanah. Menurut Agriinfo (2015), faktor lingkungan yang mempengaruhi pertumbuhan bakteri dalam tanah yang berdampak secara

langsung pada jumlah isolat yang diperoleh yaitu kandungan unsur hara tanah, kelembaban tanah, temperatur tanah dan aerasi tanah.

Secara topografi lahan basah wilayah Desa Sawohan berada pada ketinggian empat meter dari permukaan laut dengan curah hujan sebesar 2000 mm/th dan suhu udara rata-rata 30°C dan terletak di lokasi persawahan, hal ini dapat berpengaruh secara tidak langsung terhadap kelembaban tanah, temperatur tanah serta kandungan unsur hara tanah baik komponen organik maupun anorganik (Baliglory, 2015). Berdasarkan penelitian yang dilakukan oleh Bromley (1995), ketinggian suatu daerah dari permukaan laut berdampak signifikan terhadap penurunan temperatur tanah dan peningkatan kelembaban tanah, dimana setiap kenaikan 100 kaki dari permukaan laut maka akan terjadi penurunan temperatur tanah sebesar 0.71°F ekuivalen terhadap peningkatan kelembaban tanah dan aerasi tanah. Temperatur tanah baik dari bagian permukaan hingga bagian rhizosfer sangat berpengaruh terhadap pertumbuhan mikroba tanah, khususnya mempengaruhi laju pembentukan enzim dan kecepatan inaktivasi enzim dalam sel bakteri (Knob and Carmona, 2008). Semakin tinggi temperatur eksternal sel mikroba, akan berdampak terdenaturasinya protein menjadi monomer asam amino dan secara struktural maupun fungsional enzim tersebut akan rusak, yang kemudian mengakibatkan aktivitas sel terhambat (Suriani *et al.*, 2013). Begitupun sebaliknya, semakin rendah temperatur eksternal sel mikroba, maka laju pembentukan enzim akan berjalan lambat yang berakibat sel mikroba kekurangan energi untuk

bermetabolisme dan bertahan hidup (Biederbeck and Campbell, 1973). Sama halnya dengan temperatur, kelembaban tanah dan aerasi tanah juga mempengaruhi laju pertumbuhan mikroba bergantung pada jenis mikroba, yakni mikroba aerobik atau anaerobik, dimana semakin tinggi tingkat kelembaban tanah maka kandungan oksigen akan semakin sedikit sehingga berdampak fatal bagi kehidupan mikroba aerobik (Silva *et al.*, 2008). Begitu pula dengan aerasi tanah, proses aerasi tanah akan meningkatkan kadar oksigen dalam tanah sehingga menguntungkan bagi kehidupan mikroba aerobik (Unger *et al.*, 2009). Menurut Agriinfo (2015), berlimpahnya unsur hara tanah berdampak positif bagi pertumbuhan mikroba tanah, karena tersedianya bahan baku penting dalam proses metabolisme sel.

Selain dari segi topografi, pemilihan lokasi pengambilan sampel berupa ekosistem mangrove, juga mempengaruhi diversitas dari spesies bakteri. Hal ini dikarenakan ekosistem mangrove memiliki rentang salinitas 12-15 psu, yang berada di atas ambang batas pertumbuhan optimum dari bakteri yaitu dibawah 7 psu, sehingga mayoritas bakteri yang bisa tumbuh adalah bakteri halofilik (Goehlich *et al.*, 2019). Salinitas tanah atau air yang tinggi dapat mempengaruhi mikroba melalui dua mekanisme utama: mekanisme osmotik dan mekanisme ion spesifik (Yan *et al.*, 2015). Garam terlarut dapat meningkatkan potensial osmotik (lebih negatif) dari air tanah, sehingga mampu menarik air keluar dari sel mikroba ataupun akar tanaman dan dapat membunuh mikroba dan akar melalui plasmolisis. Potensi osmotik yang rendah juga dapat mempersulit akar dan mikroba untuk mengeluarkan air

dari tanah. Tanaman dan mikroba dapat beradaptasi dengan potensi osmotik rendah dengan mengakumulasi osmolit, namun sintesis osmolit membutuhkan energi dalam jumlah besar dan ini mengakibatkan penurunan pertumbuhan dan aktivitas sel (Yan et al., 2015). Salah satu kelompok bakteri yang mampu tumbuh pada habitat dengan tingkat salinitas yang tinggi adalah kelompok bakteri halofilik. Seluruh bakteri halofilik memiliki sitoplasma yang bersifat isoosmotik dengan media sekitarnya, memiliki membran biologis yang permeabel terhadap air dengan memiliki sistem transpor aktif untuk menyeimbangkan total air yang keluar dari sel serta memiliki sel-sel yang mampu mempertahankan turgor dengan tekanan osmotik intraselulernya lebih tinggi daripada lingkungannya (Oren, 2008). Bakteri halofilik menggunakan dua strategi untuk menyeimbangkan sitoplasma mereka secara osmotik dengan media tumbuhnya. yaitu : (1) Melibatkan akumulasi konsentrasi molar KCl, dimana strategi ini memerlukan adaptasi sistem enzimatik intraseluler dari bakteri, karena protein harus mempertahankan konformasi dan aktivitasnya yang tepat pada konsentrasi garam yang mendekati jenuh, sehingga proteom organisme tersebut bersifat sangat asam, dan sebagian besar protein mengalami denaturasi ketika tersuspensi dalam media dengan kadar garam rendah; dan (2) Mengeluarkan garam dari sitoplasma dan mensintesis dan/atau mengakumulasi zat terlarut organik 'kompatibel' yang tidak bersifat mengganggu aktivitas enzimatik (Oren, 2008).

Hasil isolasi sampel tanah juga menunjukkan morfologi koloni yang berbeda pada masing-masing titik sampling. Hasil

morfologi morfologi koloni bakteri dari ketiga lokasi cenderung menunjukkan bentuk yang sama yakni circular (bulat) terdiri dari 4 isolat (D1, D2, D5 dan B2) dan Irregular (tidak beraturan) terdiri dari 5 isolat (D3, D4, T1,T2 dan B1) dan elevasi koloni yang sama yakni Flat (rata) terdiri dari 2 isolat (D2 dan D4) dan raised (sedikit menonjol) terdiri dari 7 isolat (D1,D3,D5, T1,T2, B1 dan B2) dengan perbedaan signifikan terlihat pada pola warna, tekstur permukaan koloni dan tepi koloni. Menurut Reynolds (2016), perbedaan morfologi koloni dapat menjadi tolok ukur dalam mengidentifikasi jenis bakteri, karena masing-masing spesies bakteri dapat membentuk koloni spesifik dalam media tertentu.

Menurut penelitian Lacasta et al (2008) dan Golding et al (1998), perbedaan struktur morfologi koloni bakteri disebabkan oleh 2 faktor utama yaitu kepadatan medium nutrisi tumbuh bakteri dan tingkat kekerasan medium tumbuh, yang dimana kedua faktor tersebut merupakan hasil dari konsentrasi agar yang ditambahkan dalam medium sebagai pematat. Semakin tinggi konsentrasi agar yang diberikan maka lebar percabangan arah tumbuh bakteri akan lebih tipis, hal ini dikarenakan sehingga bakteri tidak dapat bergerak secara leluasa akibat medium tumbuh yang terlalu keras. Umumnya tipe koloni yang tumbuh pada jenis medium tersebut, akan tumbuh pada satu titik dan membentuk pola tumbuh radial atau circular (bulat) dengan warna koloni yang transparan atau buram (Lopatto, 2013). Selain konsentrasi agar, konsentrasi nutrisi dalam medium juga turut andil dalam membentuk pola koloni, dimana semakin tinggi konsentrasi nutrisi dalam

medium maka pergerakan dan penyebaran bakteri akan semakin cepat sehingga pada umumnya medium jenis ini memiliki koloni yang circular (bulat) ataupun Irregular (tidak beraturan) dengan struktur yang kompak dan warna koloni jelas (tidak transparan) (Golding et al., 1998). Identifikasi secara mikroskopis dari isolat yang berhasil diisolasi menunjukkan hasil bahwa keseluruhan isolat Gram negatif serta 7 isolat menunjukkan uji katalase positif dan 2 isolat dengan katalase negatif. Bakteri Gram negatif tergolong jenis bakteri yang memiliki membran sel yang tipis sehingga ketika proses pewarnaan Gram pewarna dasar kristal violet terhapus oleh alkohol dan sel bakteri berwarna oleh pewarna pembanding berupa safranin yang berwarna merah atau pink (Bruckner, 2016). Menurut Aryal (2014), bakteri Gram negatif memiliki karakteristik yaitu mempunyai dinding sel yang tipis dengan ketebalan 8 - 12 nm, mempunyai 3 lapis membran yaitu membran luar, membran peptidoglycan dan membran plasma, memiliki membran periplasmik serta memiliki kandungan lipid dan lipoprotein yang tinggi. Katalase positif yang ditunjukkan oleh isolat mengindikasikan bahwa isolat memiliki enzim katalase yang mampu mengubah hydrogen peroksida (H_2O_2) yang berupa produk letal dari hasil sampingan metabolisme aerobik menjadi molekul oksigen dan air.

Hasil penelitian juga berhasil menunjukkan bahwa 3 isolat bersifat motil dan 6 isolat bersifat non-motil, yang berarti isolat bakteri memiliki flagella sebagai alat lokomosi dan juga 1 isolat menunjukkan hasil uji Hidrogen sulfida (H_2S) positif dan 8 isolat negatif serta 5 isolat menunjukkan hasil uji oksidase

positif dan 4 isolat oksidase negatif. Menurut Arora et al (2015), Hydrogen sulfide bersifat racun bagi sel bakteri sehingga hanya beberapa bakteri yang mampu memproduksi hydrogen sulfide dalam rantai metabolismenya. Sedangkan menurut Aryal, S (2017), uji oksidase digunakan untuk mendeteksi adanya sistem sitokrom oksidase yang akan mengkatalisis transpor elektron antara donor elektron pada bakteri dan zat warna redoks-tetrametil-p-fenilen-diamin, dimana semua bakteri yang oksidase-positif bersifat aerobik dan dapat menggunakan oksigen sebagai akseptor elektron terminal dalam respirasi.

Hasil uji menunjukkan bahwa ke-9 isolat bakteri mampu mereduksi ketiga jenis logam dengan variasi daya reduksi yang berbeda-beda. Hasil uji screening kemampuan isolat dalam mereduksi logam Hg selama 3 hari percobaan menunjukkan penurunan yang signifikan, dimana terdapat 3 isolat yang menunjukkan persentase daya reduksi tertinggi yaitu di atas 70% diantaranya isolat B1 mampu mereduksi logam Hg dari konsentrasi 250 ppm menjadi 62,213 ppm dengan daya reduksi sebesar 75,11%, isolat T1 yang mampu mereduksi logam Hg dari konsentrasi 250 ppm menjadi 68,482 ppm dengan daya reduksi sebesar 72,61% dan isolat T2 yang mampu mereduksi logam Hg dari konsentrasi 250 ppm menjadi 71,375 ppm dengan daya reduksi sebesar 71,45%. Ke-enam isolat lainnya juga menunjukkan persentase daya reduksi yang tergolong tinggi yaitu di atas 50%, diantaranya isolat B2 dengan daya reduksi sebesar 68,49%, isolat D5 dengan daya reduksi 66,32%, isolat D4 dengan daya reduksi sebesar 62,26, isolat D2 dengan daya reduksi 61,12%, isolat D1 dengan daya reduksi 58,80%

serta isolat D3 dengan daya reduksi sebesar 53,64%. Menurut Celo et al (2006), polusi merkuri di lingkungan akuatik selain dari aktivitas manusia yang melakukan pembuangan merkuri di perairan, juga dapat disebabkan karena mekanisme metilasi merkuri oleh mikroorganisme tertentu terutama bakteri pereduksi sulfat dan besi. Sulfur, karbon organik, dan komposisi sedimen lainnya dapat mempengaruhi produksi MeHg dengan mengubah jumlah Hg anorganik yang tersedia secara hayati dan dengan merangsang aktivitas mikroba yang mengalami metilasi (Sunderland et al., 2006). Berdasarkan sebuah penelitian yang di tunjukkan dalam ScienceDaily (2009), bakteri dapat mereduksi merkuri (Hg) karena mampu memproduksi sebuah enzim yang dikenal sebagai MerB, dimana enzim tersebut mampu memberi bakteri kemampuan untuk mengubah metilmerkuri menjadi bentuk merkuri yang kurang beracun yang menimbulkan risiko lingkungan yang jauh lebih sedikit, suatu sifat yang memungkinkan mereka bertahan hidup di lingkungan yang kaya merkuri.

Hasil uji screening kemampuan isolat dalam mereduksi logam Pb selama 3 hari percobaan menunjukkan penurunan yang signifikan, dimana terdapat 2 isolat yang menunjukkan persentase daya reduksi tertinggi yaitu di atas 60% diantaranya isolat T1 mampu mereduksi logam Pb dari konsentrasi 250 ppm menjadi 88 ppm dengan daya reduksi sebesar 64,80% dan isolat T2 mampu mereduksi logam Pb dari konsentrasi 250 ppm menjadi 97,254 ppm dengan daya reduksi sebesar 61,10%. Ketujuh isolat lainnya juga menunjukkan persentase daya reduksi yang tergolong tinggi yaitu rata-rata di atas 50%, diantaranya

isolat D3 dengan daya reduksi 59,60%, isolat B1 sebesar 58,91%, isolat D2 sebesar 53,46%, isolat D1 sebesar 53,06%, isolat D4 sebesar 52,80%, isolat B2 sebesar 51,19% serta isolat D5 sebesar 49,20%. Menurut Tiquia-Arashiro (2018), terdapat 5 mekanisme bakteri untuk dapat mereduksi Pb, diantaranya : (1) mengikat ion logam Pb pada permukaan dinding sel .Dinding sel bakteri Gram-positif dan Gram-negatif secara alami membawa muatan negatif, yang mengikat kation logam dan mengatur pergerakan logam melintasi membran. Gugus karboksil pada dinding sel bakteri Gram-positif adalah tempat pengikatan utama kation logam, sedangkan gugus fosfat berkontribusi signifikan terhadap pengikatan logam pada spesies Gram- negatif.(Gadd, 2009); (2) Penyerapan logam dengan mengeluarkan zat polimer ekstraseluler (EPS). Polimer ekstraseluler adalah campuran kompleks dari polimer polianionik dengan berat molekul tinggi, seperti protein, asam humat, polisakarida, dan asam nukleat yang mengikat logam kationik dengan tingkat spesifisitas dan afinitas yang berbeda, sehingga kation logam Pb dapat diikat dan ditransformasi menjadi zat non-toksik; (3) Bioakumulasi timbal oleh metallothionein. Metallothionein adalah protein dengan berat molekul rendah yang kaya sistein dan berperan dalam memfasilitasi penyerapan atau bioakumulasi logam beracun di dalam sel, dimana mekanisme resistensi ini sering kali ditularkan melalui plasmid, yang memfasilitasi penyebarannya dari satu sel ke sel lainnya (Das et al. 2016). Bakteri mensintesis metallothionein sebagai respons terhadap peningkatan paparan logam; (4) Pengendapan timbal. Pengendapan adalah mekanisme lain yang digunakan oleh beberapa bakteri untuk

menurunkan konsentrasi logam bebas menjadi kompleks yang tidak larut dan oleh karena itu mengurangi bioavailabilitas dan toksisitasnya. Proses pengendapan terjadi di luar (ekstraseluler) atau di dalam (intraseluler) sel; (5) Pengikatan timbal oleh siderophores. Siderophores adalah kelas utama agen kelator yang disekresikan oleh mikroorganisme di berbagai habitat. Senyawa ini berfungsi terutama sebagai mediator transportasi besi ke sel. Meskipun pendamping logam ini khusus untuk besi, mereka juga mengikat secara efektif dengan logam lain di luar sel seperti halnya logam timbal (Saha et al. 2016).

Hasil uji screening kemampuan isolat dalam mereduksi logam Cu selama 3 hari percobaan menunjukkan penurunan yang sangat signifikan, dimana terdapat 1 isolat yang menunjukkan persentase daya reduksi tertinggi yaitu di atas 80% yaitu isolat T1 mampu mereduksi logam Cu dari konsentrasi 250 ppm menjadi 45,005 ppm dengan daya reduksi sebesar 82%. Ke-delapan isolat lainnya juga menunjukkan persentase daya reduksi yang sangat tinggi yaitu rata-rata di atas 70%, diantaranya diantaranya isolat T2 dengan daya reduksi 79,12%, isolat D3 sebesar 78,91%, isolat D1 sebesar 78,30%, isolat D4 sebesar 77,87%, isolat D5 sebesar 77,04%, isolat B1 sebesar 75,08%, isolat B2 sebesar 73,20% serta isolat D2 sebesar 67,58%. Menurut Ladomersky and Michael (2015), Mekanisme reduksi tembaga oleh bakteri meliputi: (1) ekspor tembaga transmembran, terjadi dari sitoplasma ke dalam ruang periplasma atau ke dalam lingkungan ekstraseluler; (2) penyerapan tembaga oleh metallothionein; dan (3) oksidasi Cu(i) oleh oksidase multi-tembaga untuk menghasilkan ion Cu(ii) yang kurang beracun.

Berdasarkan hasil uji karakteristik menunjukkan bahwa isolat T1 tergolong spesies *Pseudomonas aeruginosa*. Bakteri ini pada dasarnya memiliki enzim katalase yang mampu menguraikan senyawa hidrogen peroksida (H_2O_2) menjadi air (H_2O) dan gas oksigen (O_2). Senyawa hidrogen peroksida (H_2O_2) ini bersifat antimikroba sehingga mayoritas dapat membunuh bakteri yang tidak memiliki enzim katalase. Bakteri ini juga memiliki enzim sitokrom oksidase yang merupakan enzim kompleks yang berperan dalam fosforilasi oksidatif. Selain itu, bakteri ini mampu memfermentasikan manitol, sitrat dan arginine sebagai salah satu sumber karbonnya. Isolat T2 diestimasi termasuk dalam spesies *Klebsiella pneumoniae*. Spesies ini memiliki kemampuan untuk memfermentasikan berbagai jenis gula dan asam amino seperti glukosa, manitol, xilosa, urease, vp, sitrat, inositol, sorbitol, rhamnosa, sukrosa, laktosa, arabinosa, adonitol, raffinosa dan salisin, yang dimana hasil fermentasi tersebut dipergunakan oleh bakteri sebagai sumber karbon dan nitrogen. Sama halnya dengan isolat T2, isolat B1 memiliki kemampuan dalam memfermentasikan berbagai jenis karbohidrat dan asam amino seperti ornitin, glukosa, manitol, xilosa, vp, sitrat, sorbitol, rhamnosa, sukrosa, laktosa, arabinosa, raffinosa, salisin dan arginin, yang dimana hasil fermentasi tersebut juga digunakan sebagai cadangan energi dalam bentuk karbon dan nitrogen. Isolat B2 ini termasuk dalam spesies *Enterobacter sp.* Pembeda isolat T2 dan B1 adalah, dimana isolat B1 positif mampu memfermentasikan Ornitin sedangkan isolat T2 tidak mampu memfermentasikannya, isolat B1 tidak mampu memfermentasikan Urease, Inositol dan

Adonitol, tetapi sebaliknya isolat T2 mampu memfermentasikan senyawa-senyawa tersebut. Oleh karena itu kedua isolat ini tergolong dua spesies yang berbeda (Mahmudah et al., 2016). Berdasarkan hasil yang diperoleh dapat menunjukkan bahwa ke-sembilan isolat memiliki kemampuan dalam mereduksi ketiga jenis logam, dimana isolat terbaik ditunjukkan oleh isolat T1 yang diestimasi berdasarkan Bergey's berasal dari kelompok *Pseudomonas aeruginosa*. Mekanisme reduksi logam dari ke-sembilan isolat mungkin terdapat perbedaan, tetapi pada dasarnya terdapat lima mekanisme utama resistensi logam berat pada barier ekstraselular bakteri yaitu transpor aktif ion logam (efflux), sekuestrasi ekstrasel, sekuestrasi intrasel, reduksi ion logam (Ianeva, 2009).

Kesimpulan



Kesimpulan yang dapat diperoleh dari penelitian ini adalah :

1. Jumlah isolat yang diperoleh pada sedimen mangrove Desa Sawohan Kecamatan Buduran Sidoarjo adalah 9 isolat dan keseluruhan isolat memiliki kemampuan dalam mereduksi logam berat Cu, Pb dan Hg.
2. Morfologi koloni bakteri dari ketiga lokasi cenderung menunjukkan bentuk yang sama yakni *circular* (bulat) terdiri dari 4 isolat (D1, D2, D5 dan B2) dan *Irregular* (tidak beraturan) terdiri dari 5 isolat (D3, D4, T1, T2 dan B1) dan elevasi koloni yang sama yakni *Flat* (rata) terdiri dari 2 isolat (D2 dan D4) dan *raised* (sedikit menonjol) terdiri dari 7 isolat (D1, D3, D5, T1, T2, B1 dan B2) dengan perbedaan signifikan terlihat pada pola warna, tekstur permukaan koloni dan tepi koloni serta keseluruhan isolat termasuk Gram negatif bentuk basil.
3. Isolat bakteri yang diperoleh dari sedimen mangrove Desa Sawohan Kecamatan Buduran Sidoarjo memiliki kemampuan reduksi logam berat Cu, Pb dan Hg yang tergolong tinggi dengan rata-rata daya reduksi diatas 60%,

namun isolat dengan kemampuan reduksi tertinggi adalah isolat T1 dengan daya reduksi Cu sebesar 82%, logam Pb sebesar 64,80% dan logam Hg sebesar 72,61%.

DAFTAR PUSTAKA



- Agrawal, S. 2009. *Water Pollution*. New Delhi: APH Publishing.
- Alexander, M. 1994. Bioremediation technologies. *Biodegradation and bioremediation.*, 248-271.
- Ali, H., Khan, E., and Ilahi, I. 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of chemistry*.
- Alia, N., Sardar, K., Said, M., Salma, K., Sadia, A., Sadaf, S., Toqeer, A., Miklas, S. 2015. Toxicity and bioaccumulation of heavy metals in spinach (*Spinacia oleracea*) grown in a controlled environment. *Int J Environ Res Public Health*. 12:7400–7416
- Amalia, R. 2016. *Analisis Hubungan Kadar Timbal (Pb), Zinc Protoporphyrin dan Besi (Fe) dalam Sampel Darah Operator SPBU di Kota Semarang* (Doctoral dissertation, Universitas Negeri Semarang).
- Antizar-Ladislao, B., Beck, A. J., Spanova, K., Lopez-Real, J., and Russell, N. J. 2007. The influence of different temperature programmes on the bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a coal-tar contaminated soil by in-vessel composting. *Journal of Hazardous Materials*, 144(1-2), 340-347.

- Arief, A. 1994. *Hutan, Hakekat Dan Pengaruhnya Terhadap Lingkungan*. Yayasan Obor Indonesia. Jakarta.
- Arief, A. 2003. *Hutan Mangrove Fungsi dan Manfaatnya*. Kanisius. Yogyakarta.
- Arisandy, K. R., Herawati, E. Y., and Suprayitno, E. 2012. Akumulasi logam berat timbal (Pb) dan gambaran histologi pada jaringan *Avicennia marina* (forsk.) Vierh di perairan pantai Jawa Timur. *Jurnal Penelitian Perikanan*, 1(1), 15-25.
- Arunakumara, K., and Xuecheng, Z. 2008. Heavy metal bioaccumulation and toxicity with special reference to microalgae. *J Ocean Univ China*. 7:25–30
- Astuti, I., Karina, S., dan Dewiyanti, I. 2016. *Analisis kandungan logam berat Pb pada tiram *Crassostrea cucullata* di pesisir Krueng Raya, Aceh Besar* (Doctoral dissertation, Syiah Kuala University).
- Belami, I. Y., dan Sidharta, B. 2014. Pemanfaatan purun tikus (*Eleocharis dulcis*) untuk menurunkan kadar merkuri (HG) pada air bekas penambangan emas rakyat. *Jurnal Biologi: pp*, 1-16.
- Bengen, D.G. 2004. *Ekosistem dan Sumberdaya Alam Pesisir dan Laut serta Prinsip Pengelolaannya*. PK-SPL.IPB, Bogor.
- Bengen, D.G. 2002. *Pedoman Teknis Pengenalan dan Pengelolaan Ekosistem Mangrove*. Pusat Kajian Sumberdaya Pesisir dan Lautan (PKSPL). Institut Pertanian Bogor (ID)

- Brooker and Robert J. 2008. *Biology*. New York: Mc Graw-Hill
- Cao, J., Zhang, G., Mao, Z., Fang, Z., Yang, C.B., Han. 2009. Influence of Mg^{2+} on the growth and activity of sulfate reducing bacteria. *Hydrometallurgy*. 95:127–134
- Chen, J. P. 2012. *Decontamination of heavy metals: processes, mechanisms, and applications*. Crc Press.
- Chen, S., and Lin, J. 2001. Bioleaching of heavy metals from sediment: Significance of pH. *Chemosphere*. 44:1093–1102
- Chen, Y., Hua, Y., Zhang, S., Tian, G. 2005. Transformation of heavy metal forms during sewage sludge bioleaching. *J Hazard Mater*. 123:196–202.
- Chipasa, K.B. 2003. Accumulation and fate of selected heavy metals in a biological wastewater treatment system. *Waste Manag*. 23:135–143
- Cookson Jr, J. T. 1995. *Bioremediation engineering: Design and application*. McGraw-Hill, Inc..
- D'souza, H. S., Dsouza, S. A., Menezes, G., and Venkatesh, T. 2011. Diagnosis, evaluation, and treatment of lead poisoning in general population. *Indian Journal of Clinical Biochemistry*, 26(2), 197-201.
- Dahuri, R. 2003. *Keanekaragaman hayati laut: aset pembangunan berkelanjutan Indonesia*. Gramedia Pustaka Utama.
- Darmono, 2001. *Lingkungan Hidup dan Pencemaran (Hubungannya dengan Toksikologi Senyawa Logam)*. Universitas Indonesia Press. Jakarta
- Das, M., Vimala, R., Karthika, P. 2008. Biosorption of

heavymetals –an overview. *Indian J Biotechnol.* 7:159–169

- DelValls, T. A., and Chapman, P. M. 1998. Site-specific sediment quality values for the Gulf of Cádiz (Spain) and San Francisco Bay (USA), using the sediment quality triad and multivariate analysis. *Ciencias Marinas*, 24(3), 313-336.
- Dhakal, R.P., Ghimire, K.N., Inoue, K. 2005. Adsorptive separation of heavy metals from an aquatic environment using orange waste. *Hydrometallurgy*. 79:182–190.
- Duke, N.C. 1992. *Mangrove floristics and biogeography. Plant species mediate changes in soil microbial N in Tropical mangrove ecosystems* (ed. by A.I. Robertson response to elevated CO₂. Ecology, 77, 2505–2516. and D.M. Alongi), pp. 63–100. American Geophysical Huston, M.E. (1997) Hidden treatments in ecological Union, Washington, DC
- Eweis, J.B., Ergas, S.J., Chang, D.P.Y., Schroeder, E.D. 1998. *Bioremediation principles*. McGraw-Hill, Boston
- Fardiaz, D. S. 1992. *Mikrobiologi pangan I*. PT Gramedia.
- Foucher, S., Battaglia–Brunet, F., Ignatiadis, I., Morin, D. 2001. Treatment by sulfate–reducing bacteria of chessy acid–mine drainage and metals recovery. *Chem Eng Sci* 56:1639–1645
- François, F., Lombard, C., Guigner, J. M., Soreau, P., Brian-Jaisson, F., Martino, G., and Rebuffat, S. 2012. Isolation and characterization of environmental bacteria capable of extracellular biosorption of mercury. *Applied and environmental microbiology*, 78(4), 1097-1106.

- Fu, F., and Wang, Q. 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *J Env Manag.* 92:407–418
- Gavrilescu, M. 2004. Removal of heavy metals from the environment by biosorption. *Eng Life Sci* 4:219–232.
- Gelagutashvili, E. 2013. Comparative study on heavy metals biosorption by different types of bacteria. *OpenJ Metal* 3:62–67.
- Gidlow, D.A. 2004. Lead toxicity. *Occupational Medicine (Lond)*. 54(2):76–81
- Gusnita, D. 2012. Pencemaran logam berat timbal (Pb) di udara dan upaya penghapusan bensin bertimbal. *Berita Dirgantara*, 13(3).
- Hamzah, F dan Setiawan, A. 2010. Akumulasi Logam Berat Pb, Cu, Dan Zn Di Hutan Mangrove Muara Angke, Jakarta Utara. *Jurnal Ilmu dan Teknologi Kelautan Tropis*, 2(2) : 41-52
- Hansda, A., Kumar, V., Anshumali. 2015. Biosorption of copper by bacterial adsorbents: A review. *Res J Environ Toxicol.* 9:45–58
- Harbison, P. A. T. 1986. Mangrove muds—a sink and a source for trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 17(6), 246-250.
- Hawumbawa, Joseph, F., Peter S., Yung-Tse Hung, 2010. “Bioremediation”. *Handbook of Environmental Engineering*, 11 (9), 227-316.
- Hutagalung. 1991. *Pencemaran Laut Oleh Logam Berat*. P3O-LIPI. Jakarta

- Jamil, K., 2001. *Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment*, Science publishers inc., Enfield
- Javanbakht, V., Alavi, S.A., Zilouei, H. 2014. Mechanisms of heavy metal removal using microorganisms as biosorbent. *Water Sci Tech.* 69:1775–1787
- Kartawinata, K., Adisoemarto, S., Soemodihardjo, S. dan Tantra, I.G.M. 1979. *Status Pengetahuan Hutan Bakau di Indonesia*. Pros. Sem. Ekos. Hutan Mangrove: 21-39
- Khasanah, E. 2009. Adsorpsi Logam Berat. *Oseana*, XXXIV (4): 1-7
- Komarawidjaja, W., and Lysiasuti, E. 2009. Status konsorsium mikroba lokal pendegradasi minyak. *Jurnal Teknologi Lingkungan*, 10(3), 347-354.
- Kundari, N.A., dan Wiyuniati, S. 2008. Tinjauan Keseimbangan adsorpsi tembaga dalam limbah pencuci PCB dengan zeolit. *Prosiding Seminar Nasional IV SDM*, Teknologi Nuklir Yogyakarta
- Kurniawan, A., and Ekowati, N. 2016. POTENSI MIKOREMEDIASI LOGAM BERAT. *Jurnal Bioteknologi & Biosains Indonesia (JBBI)*, 3(1), 36-45.
- Kusmana, C., 1995. *Manajemen Hutan Mangrove Indonesia*. Bogor, IPB Press
- Kusmana, C. 2009. Pengelolaan sistem mangrove secara terpadu. In *Workshop Pengelolaan Ekosistem Mangrove di Jawa Barat*.
- LPP (Lembaga Pengkajian dan Pengembangan). 2008. *Mangrove*

Indonesia. Ekosistem Mangrove di Indonesia

- Mallick, N. and Rai, L.C. 1994. Metal induced inhibition of photosynthesis, photosynthetic electron transport chain and ATP content of *Anabaena doliolum* and *Chlorella vulgaris*: interaction with exogenous ATP. *Biomed. Environ. Sci.* 5: 241–250
- Martinez, R. J., Beazley, M.J., Taillefert, M., Arakaki, A.K., Skolnick, J., Sobecky, P.A. 2007 Aerobic uranium (VI) bioprecipitation by metal-resistant bacteria isolated from radionuclide and metal-contaminated subsurface soils. *Environ Microbiol.* 2007:1–12
- Mata, Y.N., Torres, E., Blázquez, M.L., Ballester, A., González, F., Muñoz, J.A. 2009. Gold (III) biosorption and bioreduction with the brown alga *Fucus vesiculosus*. *J Hazard Mater.* 166:612–618
- Menteri Lingkungan Hidup. 2003. Keputusan Menteri Negara Lingkungan Hidup Nomor 128 Tentang Tata Cara dan Persyaratan Teknis Pengolahan Limbah Minyak Bumi dan Tanah Terkontaminasi oleh Minyak Bumi secara Biologis
- Mullen, M. D., Wolf, D. C., Ferris, F. G., Beveridge, T. J., Flemming, C. A., and Bailey, G. 1989. Bacterial sorption of heavy metals. *Applied and environmental microbiology*, 55(12), 3143-3149.
- Nontji, A. 1993. *Laut Nusantara*. Djambatan. Jakarta.

- Noroozi, M., Amoozegar, M. A., Pourbabaee, A. A., Naghavi, N. S., & Nourmohammadi, Z. 2017. Isolation and characterization of mercuric reductase by newly isolated halophilic bacterium, *Bacillus firmus* MN8. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 3(4), 427.
- Northcote, T. G., and Hartman, G. F. 2004. Towards a new fish–forestry interaction in the world’s watersheds. *Fishes and forestry*. Edited by TG Northcote and GF Hartman. Blackwell Publishing, Ames, Iowa, 759-782.
- Notodarmojo S. 2005. *Pencemaran Tanah dan Air Tanah*. Penerbit ITB, Bandung.
- Nugroho, A. 2006. Biodegradasi sludge minyak bumi dalam skala mikrokosmos: simulasi sederhana sebagai kajian awal bioremediasi land treatment. *Makara Journal of Technology*, 10(2), 148539.
- Nybakken, J.W. 1992. *Biologi Laut Suatu Pendekatan Ekologis*. PT Gramedia, Jakarta
- Ohimain, E.I., Olu, D.S., Abah, S.O. 2009. Bioleaching of heavy metals from abandoned mangrove dredged spoils in The Niger Delta; Alaboratory study. *World Appl Sci J* 7:1105–1113
- Ojuederie, O.B., and Babalola, O.O. 2017. Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: a review. *International journal of environmental research and public health*, 14(12), 1504.
- Pagnanelli, F., Papini, M.P., Toro, L., Trifoni, M., Veglio, F.

2000. Biosorption of metal ions on *Arthrobactersp.*: Biomass characterization and biosorption modeling. *Environ Sci Technol.* 34:2773–2778
- Palar, H. 1994. *Pencemaran Dan Toksikologi Logam Berat.*
- Pratiwi, D. Y. 2020. DAMPAK PENCEMARAN LOGAM BERAT TERHADAP SUMBER DAYA PERIKANAN DAN KESEHATAN MANUSIA. *Jurnal Akuatek*, 1(1), 59-65.
- Priadi, B. 2012. Teknik bioremediasi sebagai alternatif dalam upaya pengendalian pencemaran air. *Jurnal ilmu lingkungan*, 10(1): 38-48.
- Raharjo, P., Raharjo, M., Setiani, O. 2018. Analisis Risiko Kesehatan dan Kadar Timbal Dalam Darah: (Studi Pada Masyarakat yang Mengonsumsi Tiram Bakau (*Crassostrea gigas*) di Sungai Tapak Kecamatan Tugu Kota Semarang). *JURNAL KESEHATAN LINGKUNGAN INDONESIA.*
- Rahatgaonkar, A.M., Mahore, N.R. 2008. A selective bioreduction of toxic heavy metal ions from aquatic environment by *Saccharomyces cerevisiae*. *J. Chem.* 5:918–923
- Rani, J.M., Hemambika, B., Hemapriya, J., Rajeshkannan, V. 2010. Comparative assessment of heavy metal removal by immobilized and dead bacterial cells:a biosorption approach. *Glob J Environ Res.* 4:23–30
- Romimohtarto, K. and S. Juwana. 2001. *Biologi Laut: Ilmu Pengetahuan tentang Biologi Laut.* Penerbit Djambatan.

Jakarta

- Saeni, M.S. 1997. *Penentuan Tingkat Pencemaran Logam Berat dengan Analisis Rambut. Orasi Ilmiah*. Guru Besar Tetap Ilmu Kimia Lingkungan. Fakultas Matematika dan IPA Institut Pertanian Bogor: Bogor
- Santoso, N. 2000. Pola Pengawasan Ekosistem Mangrove. *Makalah disampaikan pada Lokakarya Nasional Pengembangan Sistem Pengawasan Ekosistem Laut Tahun*.
- Selvin, J., Priya, S. S., Kiran, G. S., Thangavelu, T., and Bai, N. S. 2009. Sponge-associated marine bacteria as indicators of heavy metal pollution. *Microbiological research*, 164(3), 352-363.
- Silva, C. A. R., Lacerda, L. D., & Rezende, C. E. 1990. Metals reservoir in a red mangrove forest. *Biotropica*, 339-345.
- Smical, A., Hotea, V., Oros, V., Juhasz, J., Pop, E. 2008. Studies on transfer and bioaccumulation of heavy metals from soil into lettuce. *Environ Eng Manag J* 7:609–615
- Sowmya, M., Rejula, M. P., Rejith, P. G., Mohan, M., Karuppiyah, M., and Hatha, A. M. 2013. Heavy metal tolerant halophilic bacteria from Vembanad Lake as possible source for bioremediation of lead and cadmium. *Journal of environmental biology*, 35(4), 655.
- Sukhendrayatna, 2001. *Bioremoval logam berat dengan menggunakan mikroorganisme: suatu kajian kepustakaan*. Japan: ISTECS. hal. 1-9

- Tam, N.F.Y., and Wong, Y.S., 2000. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangroves swamps. *Environ. Pollut.* 110, 195–205.
- Thapa, B., Kc, A. K., and Ghimire, A. 2012. A review on bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminants in soil. *Kathmandu university journal of science, engineering and technology*, 8(1), 164-170.
- Wang, L.K., Chen, J. P., Hung, Y. T., and Shammas, N. K. (Eds.). 2009. *Heavy metals in the environment*. CRC press.
- Wani, P.A., and Ayoola, O.H. 2015. Bioreduction of Cr (VI) by heavy metal resistant *Pseudomonas* species. *J. Environ Sci Technol.* 8:122–130
- Widhiyatna, 2005. *Pendataan Penyebaran Merkuri Akibat Pertambangan Emas di Daerah Tasikmalaya, Propinsi Jawa Barat*.
- Widle, E.W. and J.R. Benemann. 1993. *The Botany of Mangroves Biotechnology Advanced.* 11:781-812.
- Widowati, W. 2008. *Efek Toksik Logam Pencegahan dan Penanggulangan Pencemaran*. Andi. Yogyakarta
- Wulan, S. N., Apriadi, T., and Melani, W. R. 2020. Studi Fitoremediasi Serapan Besi (Fe) dari Kolam Bekas Tambang Bauksit Menggunakan Purun (*Eleocharis* sp.). *Limnotek: perairan darat tropis di Indonesia*, 27(2).
- Yaron, B., Calvet, R., Prost, R., 1996. *Soil Pollution: Processes and Dynamics*. Springer, Berlin. 313 pp.
- Yazid, M. 2014. The role indigenous bacterial isolates for bioremediation agent in the uranium contaminated

aquatic environment; Peranan isolat bakteri indigenous sebagai agen bioremediasi perairan yang terkontaminasi uranium. *Jurnal Iptek Nuklir Ganendra*, 17.

- Yu, X., Li, Y., Zhang, C., Liu, H., Liu, J., Zheng, W., and Chen, Q. 2014. Culturable heavy metal-resistant and plant growth promoting bacteria in V-Ti magnetite mine tailing soil from Panzhihua, China. *PloS one*, 9(9), e106618.
- Yulaipi, S., and Aunurohim, A. 2013. Bioakumulasi logam berat timbal (Pb) dan hubungannya dengan laju pertumbuhan Ikan mujair (*Oreochromis mossambicus*). *Jurnal Sains dan Seni ITS*, 2(2): E166-E170.
- Yuniarti, E., Susilowati, D.N., Saraswati, R. 2002. “*Koleksi, Karakterisasi, dan Preservasi Mikroba Remediasi*”. Balai Penelitian Bioteknologi dan Sumberdaya Genetik Pertanian 99 hlm.



Jl. sutorejo no. 59 Mulyorejo Surabaya
Telp. (+62 87701798766)
Email: p3i@um-surabaya.ac.id
www.p3i.um-surabaya.ac.id

ISBN 978-623-433-083-0



9 786234 330830