



# AGRILAND

## Jurnal Ilmu Pertanian

Journal homepage: <https://jurnal.uisu.ac.id/index.php/agriland>



### Beberapa teknologi remediasi logam berat dalam air minum dan sistem pengolahan air limbah: Sebuah Telaah Pustaka

### Several heavy metal remediation technologies in drinking water and wastewater treatment systems: A Review

Yayuk Purwaningrum<sup>1\*</sup>, dan Dedi Kusbiantoro<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Program Studi Agroteknologi, Fakultas Pertanian, Universitas Islam Sumatera Utara, Jl. Karya Wisata Gedung Johor, Medan 20144, Indonesia, Email: [yayuk.purwaningrum@fp.uisu.ac.id](mailto:yayuk.purwaningrum@fp.uisu.ac.id)

<sup>2</sup>Program Studi Agribisnis, Fakultas Pertanian, Universitas Islam Sumatera Utara, Jl. Karya Wisata Gedung Johor, Medan 20144, Indonesia, Email: [dedi.kusbiantoro@fp.uisu.ac.id](mailto:dedi.kusbiantoro@fp.uisu.ac.id)

Corresponding Author: [yayuk.purwaningrum@fp.uisu.ac.id](mailto:yayuk.purwaningrum@fp.uisu.ac.id)

#### ABSTRAK

Logam berat umumnya paling sering dikaitkan dengan keracunan manusia adalah timbal, merkuri, arsen dan kadmium. Logam berat beracun menyebabkan kerusakan DNA dan efek karsinogenik pada hewan dan manusia. Logam berat lain, termasuk tembaga, seng dan kromium sebenarnya dibutuhkan oleh tubuh dalam jumlah kecil, tetapi juga dapat menjadi racun dalam dosis yang lebih besar. Oleh sebab itu Pemerintah memberlakukan peraturan perundang-undangan air serta beberapa pedoman seluruh dunia ditambah dengan kebutuhan untuk kelestarian lingkungan telah mengharuskan perlunya peraturan ketat beberapa pasokan air minum dan debit air limbah. Untuk mencapai distribusi air minum tercemar dan debit air limbah, beberapa teknologi dan proses untuk remediasi logam berat saat ini telah digunakan. Ulasan ini bertujuan untuk mengetahui teknologi yang tersedia utama untuk logam berat remediasi dalam air, dengan penekanan pada proses dan aplikasi. Saat ini, tidak ada salah satu teknologi untuk remediasi logam berat (kimia pemulihan, fitoremediasi atau mikroba remediasi) adalah tanpa bentuk keuntungan dan kerugian. Oleh karena itu ada kebutuhan yang diusulkan untuk pemanfaatan pendekatan multiple / terpadu yang aman dan ekonomis untuk remediasi logam berat. Aplikasi ini mungkin menawarkan manfaat sangat besar untuk kesehatan masyarakat, manfaat lingkungan dan biaya.

Kata kunci: Logam berat, perbaikan, air

#### ABSTRACT

The heavy metals most commonly associated with human poisoning are lead, mercury, arsenic and cadmium. Toxic heavy metals cause DNA damage and carcinogenic effects in animals and humans. Other heavy metals, including copper, zinc and chromium, are actually needed by the body in small amounts, but can also be toxic in larger doses. Therefore the Government enacted water laws and regulations as well as several worldwide guidelines coupled with the need for environmental sustainability has necessitated the need for strict regulation of several drinking water supplies and wastewater discharges. To achieve the distribution of polluted drinking water and wastewater discharge, several technologies and processes for heavy metal remediation are currently being used. This review aims to find out the main available technologies for heavy metal remediation in water, with an emphasis on processes and applications. Currently, none of the technologies for heavy metal remediation (chemical recovery, phytoremediation or microbial remediation) is without its advantages and disadvantages. There is therefore a proposed need for the utilization of a safe and economical multiple/integrated approach for heavy metal remediation. These applications may offer enormous public health, environmental and cost benefits..

Keyword: Heavy metal, repair, water

#### Pendahuluan

Logam berat (unsur dengan kepadatan atom lebih besar dari 6 g/cm<sup>3</sup> adalah salah satu polutan yang sangat persisten dalam air. Tidak seperti polutan lainnya, logam berat sulit untuk menurunkan, tetapi dapat terakumulasi pada rantai makanan, sehingga berisiko berpotensi pada kesehatan manusia dan gangguan ekologi.

Kehadiran logam berat dalam air karena adanya pembuangan dari tempat tinggal perumahan, air tanah infiltrasi dan limbah industri. Pembuangan air limbah yang mengandung konsentrasi tinggi logam berat untuk badan air yang menerimanya memiliki efek samping serius ke lingkungan. Pencemaran terjadinya karena adanya akumulasi di lingkungan akibat langsung

atau tidak langsung kegiatan manusia, seperti industrialisasi yang pesat, urbanisasi dan sumber antropogenik (EPA, 2000; Hussein dkk., 2005; Gardea-Torresdey *et al.*, 2005; Martin-Gonzalez *et al.*, 2006). Pencemaran logam berat merupakan isu global, meskipun berbeda tingkat parah polusi dari tempat ketempat. Sedikitnya 20 logam diklasifikasikan sangat beracun dan dari setengah logam dipancarkan ke lingkungan dalam konsentrasi yang dapat menimbulkan risiko besar terhadap kesehatan manusia.

Logam berat biasa yang telah diidentifikasi dalam air tercemar meliputi arsenik, tembaga, kadmium, timbal, kromium, nikel, raksa dan seng. Pelepasan logam ini tanpa perlakuan yang tepat merupakan ancaman yang besar kepada kesehatan masyarakat karena, biomagnifikasi presisten logam berat dan akumulasi dalam rantai makanan. Efek parah termasuk mengurangi pertumbuhan dan perkembangan, kanker, kerusakan organ, kerusakan sistem saraf, dan dalam kasus ekstrim, kematian. Paparan beberapa

logam, seperti merkuri dan timah, juga dapat menyebabkan pengembangan autoimunitas, dimana dalam sistem kekebalan tubuh seseorang menyerang sel sendiri. Hal ini dapat menyebabkan penyakit sendi seperti arthritis, dan penyakit pada ginjal, sistem peredaran darah, dan sistem saraf (Rajendran *et al.*, 2003; Johnson dan Hallberg, 2005; Silvia *et al.*, 2006; Oelofse *et al.*, 2007). Bahaya polutan logam berat dalam air terletak pada dua aspek dampaknya. Pertama, logam berat memiliki kemampuan untuk bertahan dalam ekosistem alam untuk periode panjang. Kedua, mereka memiliki kemampuan untuk terakumulasi dalam tingkat yang berurutan dari rantai biologis, sehingga menyebabkan penyakit akut dan kronis. Misalnya, kadmium dan seng dapat menyebabkan akut pencernaan dan pernapasan kerusakan otak, kerusakan jantung dan ginjal (Fuggle, 1983; Nelson and Campbell, 1991; Nomanbhay and Palanisamy, 2005; Lon *et al.*, 2008.).

Tabel 1. Utama efek logam berat pada tanaman

Logam Berat	Efek Logam
Kadmium (Cd)	Mengurangi perkecambahan biji, kadar lemak, dan pertumbuhan tanaman; menginduksi produksi phytochelatins
Kromium (Cr)	Mengurangi aktivitas enzim dan pertumbuhan tanaman; menghasilkan kerusakan membran, klorosis dan kerusakan akar
Tembaga (Cu)	Menghambat fotosintesis, pertumbuhan tanaman dan proses reproduksi; menurunkan daerah permukaan tilakoid
Merkuri (Hg)	Mengurangi aktivitas fotosintesis, serapan air dan enzim antioksidan; terakumulasi fenol dan prolin
Nikel (Ni)	Mengurangi perkecambahan biji, akumulasi massa kering, produksi protein, klorofil dan enzim; peningkatan asam amino bebas
Timbal (Pb)	Mengurangi produksi klorofil dan pertumbuhan tanaman; meningkatkan superoksida dismutase
Seng (Zn)	Mengurangi toksisitas Ni dan perkecambahan benih; meningkatkan pertumbuhan tanaman dan ATP / klorofil rasio

(Sumber: Gardea-Torresdey *et al.*, 2005)

Penggunaan limbah domestik dan industri, yang mungkin mengandung konsentrasi tinggi dari logam berat pada lahan pertanian, adalah praktek umum di beberapa bagian dunia logam beracun. Ini, ketika berkonsentrasi pada jaringan tanaman dapat memiliki efek merusak pada tanaman diri mereka sendiri dan juga dapat menimbulkan bahaya kesehatan bagi manusia dan hewan (Athar and Ahmad, 2002). Tabel 1. menunjukkan efek utama

logam berat pada tanaman. Meskipun tembaga memberikan kontribusi untuk proses fisiologis beberapa tanaman, termasuk fotosintesis, respirasi karbohidrat, distribusi, nitrogen dan dinding sel metabolisme, produksi benih dan ketahanan terhadap penyakit, konsentrasi yang lebih tinggi menyebabkan kerusakan dapat dijelaskan pada pertumbuhan akar dan klorosis daun. Sebagai contoh, kelebihan tembaga dikenal sangat beracun bagi ubi jalar, dengan konsentrasi terendah adalah 5

$\mu\text{M}$  di zona perakaran yang cukup sehingga menyebabkan pengaruh signifikan terhadap reduksi pertumbuhan. Pada konsentrasi di atas  $20 \mu\text{M}$ , dapat mengakibatkan penghambatan pertumbuhan akar dan kematian pemotongan transplantasi (Alva *et al.*, 1995).

Kadmium juga, dilaporkan menjadi sangat phytotoxic, mengganggu aktivitas enzim dan menghambat DNA dimediasi transformasi dalam mikroorganisme. Ia juga dikenal bertentangan dalam simbiosis antara mikroba dan tanaman, serta kecenderungan peningkatan dalam invasi jamur untuk tanaman. Keracunan nikel dan timbal telah dilaporkan pada tanaman, mikroorganisme dan organisme air (Kuzovkina *et al.*, 2004; Boonyapookana *et al.*, 2005; Khan and Moheman, 2006; Jada and Fulekar, 2009). Dengan berlakunya peraturan perundang-undangan air beberapa pedoman seluruh dunia (Afrika Selatan Air Act, AS Bersih Air Act, Panduan Kualitas Air Australia, dll) ditambah dengan kebutuhan untuk kelestarian lingkungan, peraturan diperketat dengan peningkatan kualitas air di rumah tangga dan industri air dan air limbah (Holtzman, 1994; Pivetz, 2001). Karena pencemaran logam berat mempengaruhi kualitas pasokan air minum dan debit air limbah, upaya-upaya besar telah dilakukan dalam dua puluh tahun terakhir untuk mengurangi sumber polusi dan memperbaiki pencemaran sumber daya air. Makalah ini bertujuan meninjau teknologi yang berbeda dengan penekanan pada proses dan aplikasi untuk remediasi polutan logam berat dalam air minum dan air limbah serta sistem perawatannya.

## Proses Remediasi Fisikokimia dan Aplikasinya

Secara umum proses pemulihan fisikokimia untuk remediasi logam dalam air meliputi: air hujan, pertukaran ion dan reverse osmosis.

### 1. Curah Hujan Kimia

Teknologi ini adalah yang paling banyak digunakan untuk menghilangkan logam berat dari air. Hal ini telah lama menjadi metode utama memperlakukan logam-sarat air limbah industri. Proses itu melibatkan transformasi kontaminan terlarut ke dalam padatan yang tidak larut, sehingga memudahkan kontaminan yang berikutnya penghilangan dari fase cair dengan metode

fisik, seperti klarifikasi dan filtrasi (Neesa, 1993; Nomanbhay and Palanisamy, 2005). Dalam proses curah hujan, curah hujan kimia (juga dikenal sebagai koagulan dan flokulan) digunakan untuk meningkatkan ukuran partikel melalui agregasi. Jumlah kimia yang dibutuhkan selama perlakuan tergantung pada pH dan alkalinitas air. Biasanya, logam berat dalam air diendapkan dengan menambahkan natrium hidroksida atau kapur selama netralisasi. Namun, proses ini hasilnya jauh dari memuaskan dalam banyak kasus. Pengendapan melalui curah hujan lengkap hidroksida tidak terjadi terutama pada permukaan agen pengompleks (NEESA, 1993; EPA, 2000; Xu and Xu, 2008).

Pengendapan logam berat dalam air telah dipraktikkan sebagai metode utama dalam pemulihan pada industri selama bertahun-tahun. Pemulihan secara kimia untuk air tanah terkontaminasi logam berat telah dilakukan dalam kolom dan skala percobaan. Dalam satu studi tersebut, kapur pasir dan kalsium karbonat digunakan sebagai koagulan (Lee *et al.*, 2007). Hasilnya, melalui penggunaan kapur pasir sebagai koagulan, lebih dari 98% dari arsenik dan nikel dapat dihilangkan dari air artifisial terkontaminasi. Dilain perlakuan, dengan kalsium karbonat pasir, penghilangan efisiensi arsenik dan nikel lebih dari 97% tetapi efisiensi arsenik penghilangan lebih rendah dari 5% (Lee *et al.*, 2007). Selain itu, beberapa peneliti memiliki dikembangkan dan digunakan secara selektif 1,3 benzenediamino imidoethathiol dianion (yang dijual sebagai Metx) untuk ireversibel mengikat logam berat dalam solusi air lunak. Dalam sebuah studi oleh Matlock *et al.*, (2002) menyatakan bahwa Metx ditemukan untuk penghilangan lebih dari 90% dari beberapa logam berat beracun dari sampel asam drainase tambang. Pada pH 4.5, konsentrasi logam seperti besi yang ditemukan menjadi berkurang dari 194 ppm menjadi dibawah 0.009 ppm.

Kombinasi teknik pemulihan dengan curah hujan kimia lainnya, seperti pertukaran ion telah dilaporkan efektif dalam penghilangan logam berat dalam tercemar air. Di Afrika Selatan, tambang air asam dari tambang emas telah dipulihkan oleh pengendapan logam berat dengan kapur dan sulfida diikuti oleh tukar ion. Proses ini dilaporkan menghasilkan sangat air murni dari tambang air asam dengan

fleksibilitas yang besar dan tanpa biaya yang mahal. Dalam laporan tersebut, oksidasi dan pengendapan logam berat dengan kapur dan selanjutnya sulfida-carrier pemisahan magnetik yang diamati sangat cocok untuk menghilangkan ion logam berat dari limbah tambang emas tertentu yang diselidiki (Feng *et al.*, 2000.).

Pengendapan dengan sulfida dilaporkan menjadi yang paling efisien dengan teknik curah hujan. Hal ini larutan menjadi rendah karena terjadinya pengenceran larutan kompleks. Yang paling sederhana senyawa sulfur adalah garam natrium sulfida ( $\text{Na}_2\text{S}$  dan  $\text{NaSH}$ ). Meskipun kesederhanaan mereka, mereka tidak direkomendasikan untuk digunakan karena mereka melepaskan racun bila pH yang bersifat asam, sehingga menunjukkan risiko besar dalam kasus atau over-dosis. Yang terbaik alternatif yang disarankan untuk pemulihan tradisional sulfida adalah dithiocarbona tepresipitasi (METALSORB, 2004).

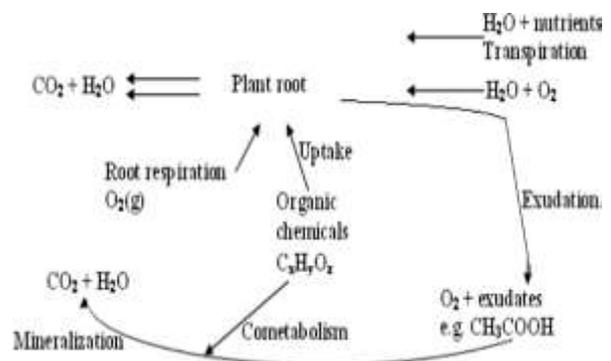
Pengendapan logam kimia dibenarkan dengan biaya rendah dan dapat dilakukan oleh penyesuaian pH sederhana. Keuntungan lainnya termasuk: (1) Teknologi tersedia serta ketersediaan peralatan dan bahan kimia banyak; (2) Membutuhkan perawatan yang rendah karena pengisian bisa dilakukan sendiri, hanya bahan kimia yang dibutuhkan, tanpa perlu bagi operator canggih.

Meskipun keuntungan di atas, pengendapan kimia, logam dalam air masih memiliki kelemahan, yaitu: (1) dalam bentuk Endapan gumpalan kecil sehingga memerlukan tambahan koagulasi/flokulasi; (2) menghasilkan lumpur dalam volume besar, sehingga merangsang tambahan biaya pembuangan sampah. Pemulihan dengan bahan kimia dapat meningkatkan penambahan limbah lumpur hingga 50% (EPA, 2000); (3) persyaratan peraturan tidak selalu sesuai dengan hidroksida dan curah hujan karbonat saja. Setiap logam terlarut memiliki pH sendiri sehingga berbeda untuk tingkat maksimum curah hujan hidroksida; (4) karena hidroksida logam semakin larut pada permukaan atas atau di bawah curah hujan titik maksimum masing-masing, bahkan pengaturan pH untuk mengendapkan sedikit satu logam mungkin dengan kata lain kembali ke dalam larutan; (5) masalah keamanan perlu diperhatikan karena para pekerja bekerja dengan bahan

kimia korosif (EPA, 2000; METALSORB, 2004).

## 2. Pertukaran Ion

Pertukaran ion adalah dimana reaksi kimia reversibel ion dari air atau larutan air limbah dipertukarkan oleh ion yang mendekat diambil oleh partikel ion tak bergerak. Partikel-partikel ion padat pertukaran baik secara alami oleh zeolit atau sintetis anorganik diproduksi damar organik. Ini adalah proses yang sangat mirip dengan biosorption yang mana diketahui benar-benar berfungsi terutama berdasarkan pertukaran ion. Pertukaran ion menggunakan terutama hydrocarbon polimer resin (Vaca *et al.*, 2001; Volesky *et al.*, 2003.). Teknik ini telah berhasil digunakan dalam penghilangan beberapa logam berat dari air. Vaca dan rekan kerja telah melaporkan pada interaksi timbal, kadmium dan kromium, ketika bersaing untuk ion pertukaran antara lokasi dialami ion yang serap. Penelitian mengungkapkan penghilangan timbal efektif terlarut dan kadmium dihapus dalam waktu 18 jam dalam reaktor batch, dengan lebih efisiensi penghilangannya yang lebih besar dari 95% pada kisaran pH asam (Vaca *et al.*, 2001).



Gambar 1 Skema oksigen, air, dan kimia mengalir melalui pohon berkayu (Schnoor, 1997)

## 3. Reverse Osmosis

Reverse osmosis adalah proses membran yang bertindak sebagai filter molekul untuk menghilangkan lebih dari 99% dari semua mineral terlarut. Dalam proses ini, air melewati membran sedangkan materi terlarut dan partikel yang tertinggal. Proses ini sangat efektif untuk menghilangkan ionik spesies dari solusi. Yang dihasilkan terkonsentrasi oleh-produk solusi membuat pemulihan akhir dari logam lebih layak. Meskipun efektivitas, membran

relatif mahal baik untuk mendapatkan dan beroperasi. Penggunaan tekanan tinggi membuat teknik ini mahal dan peka terhadap kondisi dalam bekerja. Sebuah keuntungan yang signifikan reverse osmosis lebih pengolahan air tradisional lainnya teknologi adalah kemampuan untuk mengurangi konsentrasi kontaminan ionik lain, serta terlarut organik senyawa (Volesky *et al.*, 2003; Pawlak *et al.*, 2005). Reverse osmosis telah diterapkan dalam logam berat penghapusan baik dalam skala kecil dan besar. Untuk contoh, dalam sebuah studi oleh Pawlak *et al.*, (2005), ketika melakukan pilot belajar dilakukan selama periode 30-hari pada verifikasi pengujian dari modul membran reverse osmosis, total arsenik konsentrasi dalam air umpan yang rata-rata 60 ppb selama periode pengujian yang diamati mengurangi dengan rata-rata 1 ppb dalam air yang diolah.

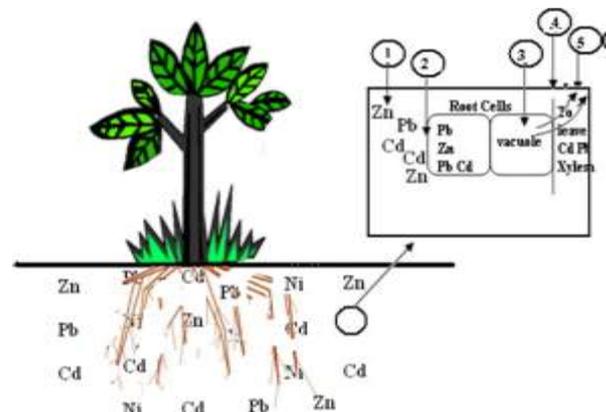
### Proses Fitoremediasi dan Aplikasi

Fitoremediasi adalah proses remediasi yang memerlukan penggunaan tanaman untuk sebagian atau secara substansial memulihkan dipilih zat di dalam tanah yang terkontaminasi, lumpur, sedimen, air tanah, air permukaan dan air limbah. Disebut juga sebagai remediasi hijau, botanoremediation, agro-perbaikan atau remediasi vegetatif (Pivetz, 2001). Tergantung pada jenis kontaminan dan proses yang mendasari, fitoremediasi secara luas dikategorikan menjadi bidang utama berikut: phytodegradation atau phytotransformation, phytoaccumulation atau phytoextraction, phytostimulation atau rhizostimulation, phytovolatilization, rhizofiltration dan phytostabilisation. Fitoremediasi membersihkan kontaminan logam dari air melalui fitoremediasi oleh salah satu dari tiga mekanisme: Phytoextraction, rhizofiltration dan phytostabilisation (Lasat, 2000; UNEP, 2010). Proses dalam sistem ini berlangsung secara alami dengan enam tahap proses secara serial yang dilakukan tumbuhan terhadap zat kontaminan atau pencemar yang berada disekitarnya.

#### 1. Phytodegradation

Phytodegradation adalah degradasi atau kerusakan organik kontaminan oleh metabolisme proses internal dan eksternal didorong oleh tanaman. Ini melibatkan penggunaan tanaman untuk serapan,

menyimpan dan kontaminan dalam menurunkannya jaringan. Selama proses tersebut, tanaman sebenarnya memetabolisme dan menghancurkan kontaminan dalam jaringan mereka. Beberapa kontaminan dapat diserap oleh tanaman dan kemudian dipecah oleh enzim tanaman (Newman and Reynolds, 2004). Seperti ditunjukkan pada Gambar 1, selama phytodegradation, tanaman dapat mengambil up kontaminan logam langsung dari air tanah atau eksudat rilis yang membantu untuk menurunkan polutan melalui cometabolism di rhizosphere tersebut. Untuk aplikasi lingkungan, sangat penting bahwa metabolit yang terakumulasi dalam vegetasi tidak beracun atau paling tidak secara signifikan kurang toksik dari senyawa (Schnoor, 1997).



Gambar 2. Serapan dan akumulasi Logam pada tanaman: (1) fraksi logam diserap pada permukaan akar, (2) bio-available logam bergerak melintasi membran selular ke dalam sel akar, (3) sebagian kecil dari logam diserap ke dalam akar yang bergerak dalam vakuola, (4) logam bergerak intraseluler melintasi selular membran ke dalam jaringan akar pembuluh (xilem), (5) logam translokasi dari akar ke udara jaringan (batang dan daun)] (Lasat, 2000)

#### 2. Phytoextraction

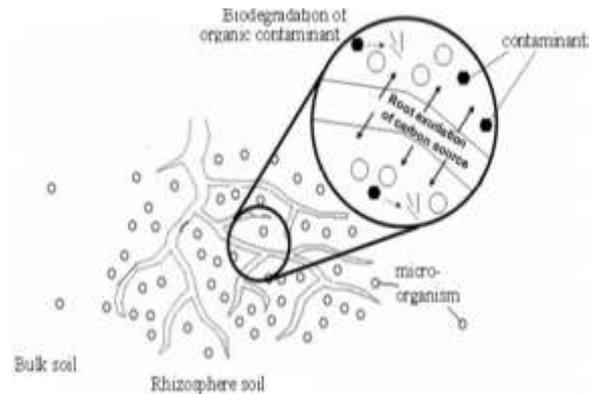
Phytoextraction adalah proses fitoremediasi di mana akar tanaman menyerap, mentranslokasi dan menyimpan kontaminan bersama dengan nutrisi lainnya dan air. Metode ini digunakan terutama untuk limbah yang mengandung logam. Gambar 2 menunjukkan skema representasi serapan logam dan akumulasi pada tumbuhan. Karena tanaman yang berbeda memiliki berbagai kemampuan untuk penyerapan dan menahan tingkat tinggi

polutan, tanaman yang berbeda dapat digunakan. senyawa Logam yang telah berhasil phytoextracted termasuk, seng, tembaga, dan nikel, tetapi ada cukup menjanjikan penelitian menjadi diselesaikan pada tanaman timbal dan kromium menyerap (Lasat, 2000; UNEP, 2010). Karena besar jumlah *hyperaccumulators* logam tertentu dapat tuntut mengumpulkan, mereka telah diusulkan untuk phytoextraction. Proses phytoextraction yang dikenal akan terjadi baik secara terus menerus (alam) dengan menggunakan *hyperaccumulators* atau diinduksi melalui penambahan chelates untuk meningkatkan bioavailabilitas (Utmazian dan Wenzel, 2006).

Ada tiga proses utama yang mengatur pergerakan logam dari akar ke xilem tersebut, yaitu penyerapan logam di dalam sel akar, transportasi symplastic ke dalam prasasti dan pelepasan ion logam ke xilem tersebut. Pengangkutan ion ke xilem yang ketat diatur dan dikendalikan oleh protein membran transportasi (Gaymard et al. 1998). Logam transisi dapat mencapai apoplast daun dalam getah xilem, dari mana mereka harus memulung oleh sel daun. Pompa seperti ATPase Ptype dan metallochaperones seperti CCH1 diasumsikan terlibat dalam proses ini (Himelblau et al., 1998; Clemens et al., 2002). Chelation dengan ligan tertentu juga rute logam untuk xilem, misalnya khelasi dengan histidin (yang chelates  $Ni^{2+}$ ) menghasilkan peningkatan 50 kali lipat dalam tingkat pengangkutan Ni ke dalam xilem dari *Alyssum montanum* (Kr\_mer et al., 1996).

### 3. Phytostimulation

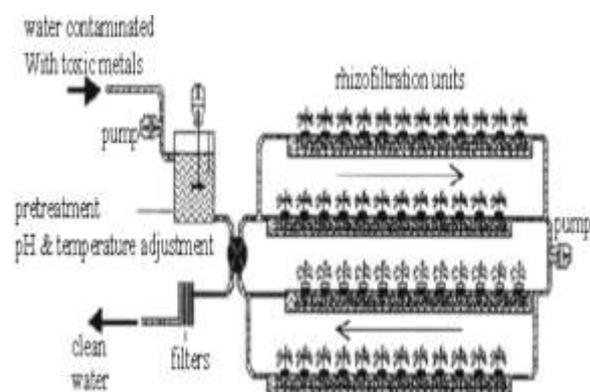
Selama proses ini, tanaman melepaskan bahan alami melalui akar mereka, sehingga memasok nutrisi ke mikroorganisme, yang pada gilirannya meningkatkan biologis degradasi (Gambar 3). Ini adalah hubungan simbiosis antara tanaman dan mikroorganisme untuk degradasi kontaminan (Miller, 1996; Lasat, 2000). Selama phytostimulation ada pelepasan organik zat dan oksigen oleh akar tanaman, yang merangsang aktivitas mikroba di rhizosfer dibandingkan dengan curah tanah. Hal ini menyebabkan aktivitas mikroba meningkat, yang pada gilirannya menghasilkan stimulasi degradasi alami organik kontaminan (Meers and Tack, 2004).



Gambar 3 Skema representasi dari phytostimulation (Meers and Tack, 2004)

### 4. Rhizofiltration

Proses ini mirip dengan phytofiltration. Hanya perbedaan adalah bahwa tanaman untuk perbaikan dibesarkan dalam rumah kaca dengan akar mereka dalam air. Hal ini rinciannya kontaminan organik dalam air melalui mikroba disempurnakan aktivitas di zona akar tanaman atau rhizosfer. Proses ini berkaitan dengan remediasi terkontaminasi air tanah daripada remediasi tanah tercemar. Kontaminan yang baik teradsorbsi keakar permukaan atau diserap oleh akar tanaman. Tanaman yang digunakan untuk ini tidak ditanam langsung disitu tetapi pertama menyesuaikan diri dengan polutan (Gambar4) (Miller, 1996; Lasat, 2000). Sebuah pabrik cocok untuk aplikasi rhizofiltration dapat menghilangkan logam beracun dari solusi melalui diperpanjang periode waktu dengan cepat-pertumbuhan sistem akar. Berbagai spesies tanaman telah ditemukan efektif dalam menghilangkan logam beracun seperti  $Cu^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{6+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  dan  $Zn^{2+}$  dari larutan air (EPA, 1998; Dushenkov and Kapulnic, 2000).

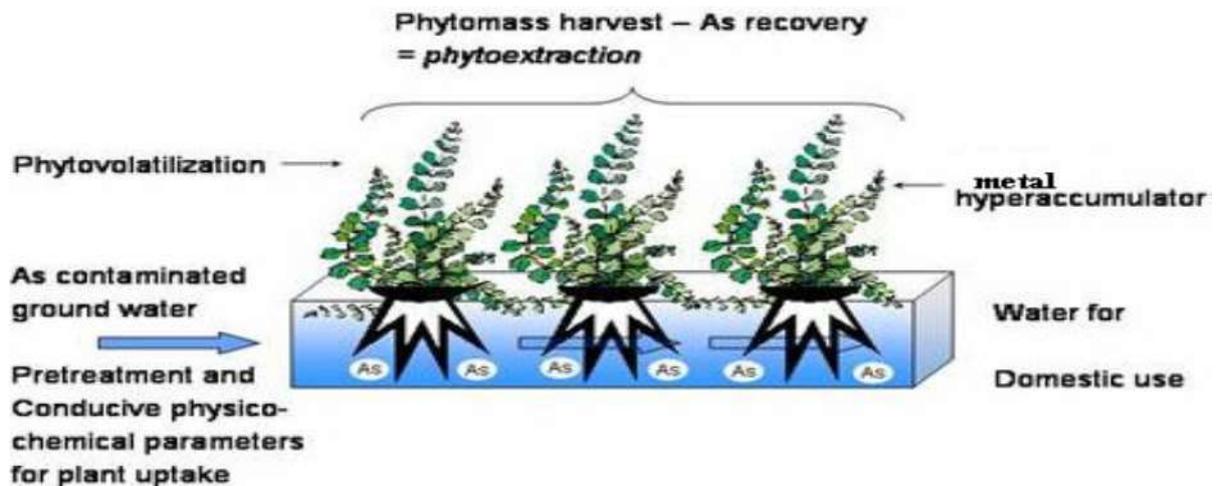


Gambar 4 Skema representasi dari sistem rhizofiltration soda (Dushenkov dan Kapulnic, 2000)

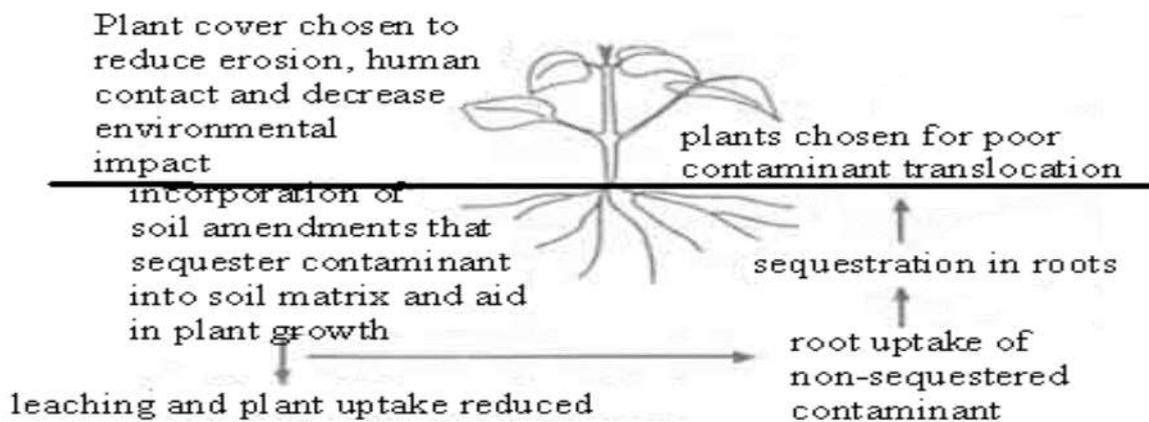
**5. Phytovolatilization**

Proses ini memanfaatkan kemampuan tanaman untuk mengambil kontaminan dari matriks pertumbuhan dan selanjutnya mengubah dan volatilise mereka ke atmosfer melalui daunnya. Kontaminan tersebut dapat menjadi diubah sepanjang jalan, saat air perjalanan sepanjang tanaman vaskular sistem dari akar kedaun, dimana kontaminan menguap atau menguap ke udara sekitar tanaman (Gambar 5). Beberapa dari kontaminan dapat melewati

tanaman ke daun dan menguap ke atmosfer dengan relatif rendah konsentrasi (Ghosh and Singh, 2005). Proses phytovolatilization sangat bergantung pada fisik karakteristik kontaminan itu sendiri. Untuk mendapatkan ke pabrik, kontaminan harus memiliki yang tepat kimia untuk melewati membrane root. sekali di dalam pabrik itu kemudian dapat phytovolatilized ke atmosfer melalui stomata (Scheper and Tsao, 2003).



Gambar 5 Pemurnian Logam dari air tanah menggunakan tumbuhan oleh phytovolatilization (Aksorn and Visoottiviseth, 2004)



Gambar 6 Proses yang terlibat dalam phytostabilization kontaminan (Scheper and Tsao, 2003)

**6. Phytostabilization**

Phytostabilization, juga disebut sebagai ditempatkan inaktivasi, terutama digunakan untuk remediasi tanah, sedimen, dan lumpur (EPA, 2000). Ini adalah penggunaan tanaman aka runtuk membatasi mobilitas kontaminan dan ketersediaan hayati di tanah. Selama proses tersebut, kontaminan

diserap dan dikumpulkan oleh akar, teradsorpsi ke akar, atau diendapkan dalam rhizosfer (Gambar 6). Ketika ini terjadi, ada pencegahan mobilitas kontaminan, sehingga mengurangi ketersediaannya dalam rantai makanan (Lasat, 2000; Jada and Fulekar, 2009). Itu proses phytostabilization tergantung pada

toleransi kemampuan suatu tanaman untuk kontaminan. Bahkan jika tanaman fisik menghilangkan kontaminan sedikit atau tidak ada, mereka berguna sebagai agen phytostabilization selama mereka mentolerir dan tumbuh di bawah kondisi contaminated (Scheper and Tsao, 2003).

### **Hyperaccumulation Ion Logam dengan Tanaman**

Tanaman menggunakan energi fotosintesis untuk mengekstrak ion dari tanah mereka dan berkonsentrasi dalam biomassa mereka, sesuai kebutuhan gizi mereka. Ketika hadir pada tingkat tinggi dalam tanah atau air, yang tidak penting unsur/logam berat dapat memasuki tanaman melalui sistem transportasi nutrisi berdasarkan kesamaan kimia untuk ion nutrisi. Beberapa tanaman yang terjadi secara alami, disebut tanaman hiperakumulator logam, dapat menumpuk 10-500 kali lebih tinggi dari elemen tanaman. Tanaman ini terjadi pada logam yang kaya tanah dan menumpuk logam dalam jaringan atas tanah mereka untuk konsentrasi antara satu dan tiga lipat lebih tinggi dari tanaman normal di sekitarnya tumbuh di tempat yang sama (Baker and Brooks, 1989; Kr\_mer and Chardonnens 2001). Bagian-bagian tanaman dapat dipanen dan abu tanaman dibakar dari bagian-bagian ini dapat didaur ulang dan diuraikan menjadi pupuk hijau diubah atau dibuang sebagai bahan berbahaya dalam pembuangan khusus. Dalam tempat yang sangat terkontaminasi, di mana penghapusan unsur polutan adalah mustahil, tanaman toleran dapat tumbuh untuk mengurangi penyebaran kontaminan melalui angin-erosi, run-off atau pencucian (Hursthouse, 2001). Hyperaccumulators seperti *caerulescens* *Thlaspi* menyediakan sistem model yang luar biasa untuk menjelaskan mekanisme fundamental dan akhirnya gen yang mengontrol logam hyperaccumulation (Pence *et al.*, 2000).

Gen ini mengatur proses yang dapat meningkatkan baik kelarutan logam dalam tanah sekitar akar dan protein transpor yang memindahkan logam ke dalam sel akar dan selanjutnya melalui sistem vaskular tanaman ke bagian lain dari tanaman. Strategi untuk hyperaccumulation logam oleh tanaman meliputi pengikatan logam oleh eksudat akar dan kemungkinan keterlibatan membran plasma, baik dengan

mengurangi penyerapan logam berat atau dengan merangsang penghabisan pemompaan logam yang telah memasuki sitosol. Hyperaccumulators menunjukkan translokasi disempurnakan logam diserap untuk kepucuk. Dalam protoplas, berbagai mekanisme potensial lain juga ada, misalnya untuk perbaikan stres protein rusak yang melibatkan heat-shock protein atau metallothioneins dan untuk khelasi logam oleh asam organik, asam amino atau peptida, atau compartmentation mereka jauh dari proses metabolisme dengan transportasi ke dalam vakuola (Hall, 2002).

Serapan dan biotransformasi ion logam pada tanaman Ada berbagai proses yang terlibat dalam fitoremediasi dan setiap proses melibatkan berbagai mekanisme untuk dekontaminasi total ion logam dari lingkungan. Semua proses tersebut baik dekontaminasi tanah atau menstabilkan polutan di dalamnya. Secara khusus, dua proses yang terlibat. Pertama adalah phytoextraction, di mana tinggi biomassa, logam-mengumpulkan tanaman dan perubahan tanah yang tepat digunakan untuk mengangkut dan berkonsentrasi logam dari tanah ke bagian dipanen dari akar dan tunas di atas tanah, yang dipanen dengan metode pertanian konvensional (Schmoger *et al.*, 2000; Lasat, 2002). Yang lainnya adalah rhizofiltration, dimana akar tanaman tumbuh di air menyerap, berkonsentrasi dan mengendapkan logam beracun dan organik dari limbah tercemar (Schmoger *et al.*, 2000).

### **Mekanisme Menghilangkan Logam Berat**

Mekanisme untuk menghilangkan kontaminan beracun dari lingkungan dan teknik yang digunakan dalam fitoremediasi Fitoremediasi teknik Mekanisme Serapan Rhizodegradation Media kontaminan dalam Surfacewater akar tanaman dan air dipompa melalui Tanaman Phytotransformation serapan akar kontaminan organik dan degradasi permukaan dan air tanah-tanaman-dibantu bioremediasi (mikroba) mikroba dalam degradasi tanah daerah rhizosfer dalam rizosfer dan tanah serapan Phytoextraction Langsung kontaminan dalam jaringan tanaman dengan penghapusan berikutnya dari tanah tanaman Akar Phytostabilization eksudat menyebabkan logam untuk mengendapkan dan biomassa menjadi air tanah kurang

bioavailable, tanah, tambang tailing Phytovolatilization Tanaman menguap ion logam tertentu dan volatile organik tanah, air tanah penghapusan serapan kontaminan udara organik volatil berbagai oleh daun. Faktor utama yang mengatur ketersediaan ion logam untuk tanaman adalah kelarutan dan termodinamika serta aktivitas ion tak terkomplekskan (Petrangeli *et al.*, 2001) karena, dalam rangka untuk penyerapan akar terjadi, spesies larut harus ada berdekatan dengan membran root untuk beberapa periode terbatas. Kelarutan ion logam tergantung pada faktor tanah berbagai physiochemical, seperti jenis, pH dan kepadatan muatan pada koloid tanah dan luas permukaan reaktif (Magnuson *et al.*, 2001). Semua fenomena tersebut tergantung pada sifat tanah, termasuk konsentrasi logam dan bentuk, distribusi ukuran partikel, kuantitas dan reaktivitas oksida hidrat, mineralogi, tingkat aerasi dan aktivitas mikroba (Magnuson *et al.*, 2001; Petrangeli *et al.*, 2001).

Oleh karena itu, jelas bahwa faktor tanah yang mempengaruhi ketersediaan konsentrasi, bentuk dan pabrik logam sangat kompleks. Faktor tanaman yang mempengaruhi penyerapan logam Plant-mikroba interaksi dalam rizosfer tanaman dan tanah faktor fisik menentukan efisiensi dengan tanaman panen baik nutrisi penting dan non-nutrisi dari tanah. Pasokan ion dikendalikan oleh kinetika solubilisasi ion teradsorpsi ke fasa padat dari tanah (Chaney *et al.*, 1997). Ketersediaan hayati terbatas ion berbagai logam, karena kelarutan rendah dalam air dan kuat untuk mengikat partikel tanah, membatasi penyerapan atau akumulasi oleh tanaman. Namun, akar-kolonial bakteri dan mikoriza dapat secara signifikan meningkatkan bioavailabilitas berbagai ion logam berat untuk penyerapan. Proses intrusi akar tanaman ke dalam tanah rizosfer menyediakan luas untuk penyerapan ion. Proses tumbuhan mikroba simbiotik yang mana-mana di alam dan di sebagian besar tanah anthropogenic dipengaruhi (Ehlke and Kirchner 2002). Mikroorganisme tanah tertentu telah terbukti secara signifikan meningkatkan akumulasi Zn di tunas *T. caeruleus* dengan memfasilitasi peningkatan kelarutan non-labil Zn dalam tanah dan dengan demikian meningkatkan ketersediaan hayati untuk tanaman ini (Whiting *et al.*, 2001).

## Metabolisme Ion Logam pada Tanaman

Toleransi jelas tanaman untuk peningkatan tingkat unsur-unsur beracun dapat hasil dari mengesampingkan unsur-unsur beracun atau toleransi metabolisme mereka untuk elemen tertentu. Mekanisme utama dalam spesies tanaman toleran tampaknya kompartementalisasi ion logam, yaitu penyerapan di kompartemen vacuolar, yang tidak termasuk mereka dari tempat selular dimana proses seperti pembelahan sel dan respirasi terjadi, sehingga memberikan mekanisme perlindungan yang efektif (Chaney *et al.*, 1997; Balai, 2002). Anggota fasilitator difusi kation (CDF) [juga dikenal sebagai kation (CE) penghabisan] keluarga mungkin terlibat dalam transportasi logam ke dalam vakuola. Misalnya, toleransi protein logam TgMTP1s dari Ni hiperakumulator *T. goesingense* telah disarankan untuk bertanggung jawab untuk akumulasi ion logam dalam vakuola pada tunas tanaman ini (Persans *et al.*, 2001). Demikian pula, ZAT1 [anggota Zrt tersebut, IRT-seperti protein (ZIP) keluarga] terlibat dalam penyerapan vacuolar Zn (van der Zaal *et al.*, 1999). Kompleksasi dengan peptida metal diikat, metallothioneins dan phytochelatins juga dapat berfungsi untuk mengurangi toksisitas logam berat pada tanaman.

Logam dimobilisasi ditangkap oleh sel-sel akar dari partikel tanah, diikat oleh dinding sel dan kemudian diangkut melintasi membran plasma, didorong oleh pompa proton ATPdependent yang mengkatalisis H<sup>+</sup> ekstrusi melintasi membran. Seiring dengan nutrisi kationik, pengangkut tanaman juga terlibat dalam bolak kation yang berbahaya melintasi membran tanaman (M\_ser *et al.*, 2001). Beberapa berat lainnya logam keluarga protein transportasi, seperti CPX-ATPase, CDF/CE, alami resistensi terkait makrofag protein (Nramp), ZIP, yang Ni<sup>2+</sup>Co<sup>2+</sup>-transporter<sup>+</sup> dan saluran gated siklik nukleotida telah diidentifikasi dan diteliti (Guerinot, 2000; Kr\_mer and Chardonnens 2001; M\_ser *et al.*, 2001; Clemens *et al.*, 2002). CPX-ATPase, seperti PAA1 dan RAN1 dari Arabidopsis, yang ATPase logam berat, mungkin memiliki peran dalam transportasi dan perdagangan logam berat, meskipun tidak ada bukti langsung tersedia (Williams *et al.* 2000).

Protein Nramp adalah keluarga protein yang sangat lestari hadir Skema dekontaminasi ion logam dalam proses fitoremediasi alam 407 pada bakteri, ragi, serangga, manusia dan tumbuhan dan telah disarankan untuk memainkan peran dalam transportasi logam divalen ion (Belouchi *et al.*, 1997; Williams *et al.*, 2000). Protein CDF juga terlibat dalam transportasi dari logam berat Zn, Co dan Cu dan telah diidentifikasi pada bakteri, archea dan eukariota. Beberapa anggota keluarga ini diduga terlibat dalam penyerapan logam berat, beberapa mengkatalisis logam penghabisan (Paulsen and Saier, 1997) dan lain-lain memainkan peran dalam penyerapan (van der Zaal *et al.*, 1999). Sebuah transporter Fe-phytosiderophore (*ys1*) yang menengahi penyerapan Fe baru-baru ini diidentifikasi pada jagung dan seperti *ys1* seperti urutan juga telah ditemukan dalam genom Arabidopsis (Curie *et al.*, 2001).

Keuntungan dari fitoremediasi adalah (1) ekonomis dan rendah biaya teknologi, (2) kurang mengganggu lingkungan dan tidak melibatkan menunggu komunitas tumbuhan baru untuk mendekolonisasi situs; (3) tidak perlu untuk tempat pembuangan, sehingga mengurangi risiko penyebaran kontaminan; (4) lebih estetis daripada metode tradisional; (5) potensi untuk mengobati situs tercemar dengan lebih dari satu jenis dari polutan. Sedangkan beberapa kerugian dari fitoremediasi adalah (1) tergantung pada kondisi pertumbuhan (iklim, geologi, ketinggian, suhu) yang dibutuhkan oleh tanaman, maka kesuksesan tergantung pada toleransi tanaman terhadap polutan; (2) membutuhkan akses ke peralatan pertanian dan pengetahuan untuk beroperasi pada skala besar; (3) resiko pelepasan kontaminan dikumpulkan dalam jaringan yang dilepaskan kembali ke lingkungan; (4) kontaminan dapat dikumpulkan pada jaringan kayu yang digunakan sebagai bahan bakar; (5) karena tergantung pada pertumbuhan tanaman, bila dibandingkan untuk teknologi lainnya, waktu remediasi panjang; (6) kemungkinan untuk kerusakan lingkungan akibat pencucian kontaminan larut; (7) karena kedangkalan akar tanaman, ada masalah keterbatasan mendalam, maka efektivitas hanya dapat dicapai dalam zona pengaruh akart anaman (Hinchman and Negri, 1997; Pivetz, 2001; Gardea-Torresdey *et al.*, 2005.).

Sejak fitoremediasi ini dikenal lebih costeffective dan memiliki efek samping yang lebih sedikit daripada fisik dan pendekatan kimia, telah mendapatkan popularitas meningkat baik dikalangan akademisi dan praktis. Studi memiliki menunjukkan bahwa tanaman seperti Brassica juncea, Salsola Kali, dan spesies Prosopis dibudidayakan dihidroponik dan agar-agar mampu serapan yang signifikan Jumlah logam berat, yang menunjukkan mereka mungkin pemanfaatan dalam proses fitoremediasi. Juga, berbagai tanaman telah menunjukkan kemampuan untuk tumbuh dan serapan logam berat dari situs sangat tercemar. Beberapa spesies Thlaspi, B. juncea, Salix spp., Dan Spesies Populus telah diuji untuk kemampuan remediasi dalam studi atau saat ini dalam aplikasi komersial. Para peneliti juga menyadari bahwa phytoextraction bisa digunakan untuk pemulihan logam mulia seperti emas, perak, platina, dan paladium, yang menunjukkan lebar kemungkinan dari teknologi fitoremediasi dengan salam untuk pertambangan (Gardea-Torresdey *et al.*, 2005).

Saat ini, lebih dari 400 jenis tanaman diidentifikasi memiliki potensi untuk perbaikan sumber air (Lone *et al.*, 2008.). Kemampuan eceng gondok (*Eichhornia crassipes*) dalam menyerap dan mentranslokasi timbal kadmium, tembaga, seng, dan nikel dilahan basah telah diselidiki oleh Liao and Chang (2004). Mereka mendefinisikan translokasi kemampuan sebagai kuantitas tembaga, timah, kadmium, nikel, dan seng translokasi dipabrik jaringan, yang dinyatakan sebagai rasio akar/pucuk. Itu rasio hasil yang mereka diperoleh berada di urutan tembaga > timah > cadmium > nikel > seng. Dalam penyelidikan mereka, tanaman eceng gondok memiliki bio-konsentrasi tinggi unsur-unsur jejak ketika tumbuh dilingkungan air dengan konsentrasi rendah dari lima elemen. Mereka mengungkapkan bahwa, konsentrasi dari lima elemen dalam akar eceng gondok adalah 3 sampai 15 kali lebih tinggi dibandingkan pada tunas. Konsentrasi pada jaringan akar yang ditemukan di urutan tembaga > seng > nikel > memimpin > kadmium. Juga, kapasitas penyerapan air eceng gondok diperkirakan di 0.24 kg/ha untuk kadmium, 5.42 kg/ha untuk timbal, 21.62 kg/ha untuk tembaga,

26.17 kg/ha untuk seng, dan 13.46 kg/ha untuk nikel (Liao and Chang, 2004).

Selain itu, fitoremediasi logam berat dalam air dikumpulkan oleh tumbuhan air telah diselidiki dalam beberapa tahun terakhir (Kumar, 2008). Studi ini digunakan akar, batang dan daun tanaman air asli (Biomonitors) yang diwakili oleh tujuh spesies: *Ipomoea aquatica*, *Eichhornia crassipes*, *Typha angustata*, *Echinochloa colonum*, *Hydrilla verticillata*, *Nelumbo nucifera* dan *Vallisneria spiralis* L. Hasil penelitian menunjukkan terbesar dan terendah akumulasi logam berat dalam *N. nucifera* dan *E. colonum*, masing-masing mendeteksi nilai-nilai kadmium dan timbal jatuh dalam kisaran normal, sedangkan kobalt dan nikel adalah penting dalam jangkauan. Namun, seng dan tembaga menunjukkan yang tertinggi akumulasi dengan tingkat toksisitas yang mengkhawatirkan (Kumar *et al.*, 2008).

### **Proses Remediasi Mikroba dan Aplikasi**

Bioremediasi mikroba didefinisikan sebagai proses dengan mikroorganisme yang dirangsang untuk cepat menurunkan bahaya kontaminan organik untuk lingkungan tingkat aman dalam tanah, bahan bawah permukaan, air, lumpur, dan residu. Mikroba menangani bahan kimia beracun dengan menerapkan enzim untuk mengubah satu kimia menjadi bentuk lain dan mengambil materi energi atau dapat dipakai dari proses. Transformasi kimia umumnya melibatkan molekul besar menjadi beberapa molekul kecil dalam bentuk sederhana. Mengingat di dalam air dan pengolahan air limbah, respon mikroorganisme terhadap logam berat beracun sangat penting. Dibeberapa kasus produk remediasi dari mikroba tidak berbahaya tetapi mungkin berguna (Gupta *et al.*, 2003).

Aktivitas mikroba diperkirakan memainkan peran kunci dalam detoksifikasi logam dalam air. Sebagai contoh, air limbah sistem pengolahan diketahui mengandalkan mikroba untuk melakukan fungsi pemecahan limbah yang masuk logam berat. Mikroba yang hidup dalam lumpur dari pabrik pengolahan, mencerna makanan padat dan kerusakan berbagai senyawa. Mikroba adalah organisme hidup, mereka membutuhkan nutrisi tertentu dan lingkungan untuk bertahan hidup,

berkembang biak dan beraktivitas. Dalam air limbah setiap sistem pengolahan ada area yang luas dari mikroba hadir, yaitu aerobik, anaerobik dan fakultatif, masing-masing melakukan fungsi tertentu di bagian masing-masing sistem. Masing-masing spesies mikroba memiliki toleransi minimum ekologi dan maksimal dengan menganggap berbagai kondisi seperti pH, suhu, oksigen terlarut dan tingkat unsure hara (Kosolapov *et al.*, 2004).

Studi tentang interaksi mikroorganisme dengan logam berat telah meningkatkan minat beberapa tahun terakhir. Beberapa penelitian telah dibagikan ke atas penjelasan berbeda mekanisme resistensi logam, interaksi dan proses, terutama yang digunakan oleh bakteri, protozoa dan jamur. Biaya yang efektif dan ramah lingkungan yang lebih baru bioteknologi yaitu proses Bioremediasi dan biobeneficiation melalui logam mikroba penyerapan kembali memiliki diterima secara luas. Bioleaching/biosolubilization dari logam bijih sulfida merupakan alternatif yang ideal untuk mitigasi pencemaran bahkan di lokasi pertambangan. Telah ditemukan bahwa tarif maksimum dan hasil ekstraksi logam dapat ditingkatkan pada temperatur tinggi. Namun yang paling penting adalah bahwa ada kebutuhan untuk mencari logam seperti toleran, logam penyerap serta moderat termofilik acidophilic organisme untuk biogeotechnological aplikasi (Martin-Gonzalez *et al.*, 2006; Umrana, 2006). Serapan logam mikroba dapat terjadi secara aktif (bioakumulasi) dan/atau pasif (biosorpsi). Studi dilakukan pada sistem berskala besar telah menunjukkan bahwa, proses biosorptive lebih berlaku dari proses bioaccumulative. Karena sistem hidup (serapan aktif) sering membutuhkan penambahan nutrisi dan karenanya meningkatkan kebutuhan oksigen biologis atau kimia permintaan oksigen (Hussein *et al.*, 2005). Di sisi lain, solusi biosorpsi dilaporkan cukup efektif untuk menghilangkan ion logam dari terkontaminasi dalam biaya rendah dan ramah lingkungan (Rani *et al.*, 2009). Pergerakan mikroorganisme menyediakan sistem yang potensial untuk pemulihan pada perairan yang terkontaminasi logam, lebih efisiensi secara biologis dalam pemulihan perairan yang terkontaminasi dengan kadmium, tembaga dan seng dalam

beberapa sorpsi-desorpsi siklus telah diselidiki.

Spesies yang berbeda dari bakteri, jamur dan protozoa menunjukkan perlawanan terhadap konsentrasi tinggi logam berat dalam air limbah (Munner, 2005). Penelitian telah menunjukkan bahwa konsorsium potensial mikroba serbaguna untuk remediasi logam berat yang terkontaminasi air dan air limbah, sehingga memiliki signifikansi tinggi untuk lingkungan pembersihan. Beberapa skala-up proses teknik telah digunakan untuk mengekspos mereka di berbagai konsentrasi logam berat. Studi yang dilakukan oleh Sharma *et al.* (2000) mengungkapkan bahwa *Klebsiella pneumoniae* memiliki potensi untuk mengakumulasi logam berat pada konsentrasi tinggi (15 mM), sehingga menunjukkan potensi bakteri ini di remediasi tinggi logam berat dari terkontaminasi lingkungan. Juga, kelangsungan hidup *Euplotes mutabilis* (Ciliata sebuah protozoa) dalam air limbah industri yang mengandung konsentrasi tinggi logam berat (kadmium, timah tembaga dan kromium) telah dievaluasi dimasa lalu (Rehman *et al.*, 2008.).

Dalam laporannya, Rehman *et al.*, (2008) mengamati bahwa *E. mutabilis* menunjukkan toleransi terhadap kadmium (22 GML-1), kromium (60 GML-1), timbal (75 GML-1) dan tembaga (22 GML-1). Selain itu mengamati setelah 96 jam inokulasi dari *E. mutabilis* di medium yang mengandung 10 GML-1 dari ion logam, protozoa dapat menghapus 97% timbal dan 98% dari kromium dari medium. Pencernaan asam Ciliata mengungkapkan 89% timbal dan 93% ion kromium menjadi terakumulasi dalam organisme. Secara umum, logam serapan kemampuan *E. mutabilis*, itu dibuktikan dengannya kelangsungan hidup dan pertumbuhan dalam air yang mengandung 10 GML-1 dari ion logam. (Rehman *et al.*, 2008).

Demikian pula, remediasi timbal dan kadmium ion oleh jamur *Fusarium oxysporum* memiliki ketelitian (Sanyal *et al.*, 2005). Dalam laporan Sanyal *et al.* (2005) diamati bahwa dalam kehadiran *F. oxysporum*, karbonat logam dibentuk oleh reaksi dari ion logam berat dengan karbondioksida yang dihasilkan oleh jamur selama metabolisme, sehingga memberikan sepenuhnya metode biologis untuk produksi kristal karbonat logam. Keuntungan utama

dari pendekatan ini adalah bahwa menyebabkan reaksi detoksifikasi dari solusi berair dan bisa memiliki potensi besar untuk bioremediasi logam berat. Dalam penelitian mereka, kondisi ion logam tidak diamati untuk menjadi racun bagi jamur, yang mudah tumbuh setelah logam (Sanyal *et al.*, 2005).

Penggunaan biomassa ganggang (bioresins) untuk solusi penghilangan logam juga telah diteliti (Brown, 1996). Dalam sebuah penelitian yang melibatkan set kultur skala up, dari alga biomassa yang terisolasi dan materi yang cukup untuk menghasilkan bioresins. Sebanyak empat bahan bioresin diuji termasuk bahan berasal dari dua yang berbeda spesies mikro alga. Dalam hasilnya bioresins berasal dari satu jenis biomassa yang ditemukan sangat efektif dalam mengikat tembaga, nikel dan timah ion dalam air (Brown, 1996). Seperti disebutkan dalam remediasi kimia dan proses fitoremediasi, perbaikan mikroba memiliki beberapa kelebihan dan kekurangan.

Beberapa keuntungan remediasi mikroba adalah (1) relatif murah, teknologi teknik rendah, diperlukan investasi modal yang moderat. Ketika dibandingkan dengan proses remediasi lain; (2) proses alami, proses perlakuan aman bagi lingkungan maka biasanya dapat diterima dan dirasakan oleh masyarakat; (3) tidak menghasilkan limbah, maka kurang terbuang air tanah; (4) pemakaian mikroba tidak perlu bantuan karena mikroba dapat menurunkan peningkatan kontaminan dalam jumlah saat kontaminan hadir, dan menurun ketika kontaminan terdegradasi; (5) residu untuk pemulihan biasanya produk tidak berbahaya dan termasuk karbon dioksida, air, dan sel biomassa; (6) dapat digunakan bersama teknologi lainnya; (7) hal ini dapat dilakukan di tempat, sehingga tanpa menyebabkan gangguan pada aktivitas utama. Sedangkan beberapa kelemahan remediasi mikroba adalah (1) tidak selalu sesuai, karena kisaran kontaminan efektifitasnya terbatas, waktu skala yang terlibat relatif lama, dan sisa tingkat kontaminan dicapai mungkin tidak selalu yang sesuai; (2) bioremediasi adalah terbatas pada senyawa-senyawa yang biodegradable. Tidak semua senyawa yang rentan terhadap cepat dan lengkap degradasi; (3) ada beberapa kekhawatiran bahwa produk biodegradasi dapat menjadi

lebih kuat atau beracun dari tetuanya; (4) proses biologi sering sangat spesifik, karena keberhasilannya tergantung pada keberadaan metabolik kemampuan populasi mikroba, kondisi lingkungan yang sesuai untuk pertumbuhan dan tingkat yang tepat dari nutrisi dan kontaminan; (5) sulit untuk meramalkan kemungkinan studi untuk skala operasi penuh di lapangan, untuk penelitian diperlukan pengembangan dan perlu teknologi bioremediasi yang sesuai dengan kompleks campuran dari kontaminan yang tidak merata dilingkungan; (6) meskipun metodologi yang digunakan tidak kompleks teknisnya yang pengalaman, mungkin diperlukan cukup besar keahlian untuk merancang dan menerapkan program bioremediasi agar sukses, karena menilai kebutuhan untuk secara menyeluruh dan kesesuaian untuk mengoptimalkan kondisi untuk mencapai hasil yang memuaskan (Viladi, 2001; Humar and Pohleven, 2006; Layanan Emas Lingkungan, 2007).

## Kesimpulan

Kontaminasi logam berat merupakan daerah yang memprihatinkan baik Nasional maupun Internasional, ada tantangan untuk memulihkan kandungan bahaya logam dan air limbah. Penting aplikasi dalam sistem pengolahan air dan air limbah, karena adanya peraturan perundang-undangan dan pedoman peraturan ketat distribusi dan debit batas, tanaman yang berfungsi meng-upgrade penghapusan proses logam.

Meminimalkan dampak kehadiran logam berat dalam air untuk kesehatan dan lingkungan memerlukan sistem penerapan perlakuan proses yang berbeda. Saat ini, ada teknologi tunggal untuk logam berat remediasi (remediasi kimia, fitoremediasi atau mikroba remediasi).

Manfaat yang sangat besar dan kelemahan dari masing-masing proses teknologi remediasi ada, maka dilakukan pelaksanaan terpadu perbaikan teknologi/ beberapa teknologi yang dapat memiliki potensi besar. Aplikasi ini mungkin menawarkan manfaat yang sangat besar bagi lingkungan dan kesehatan masyarakat

## Daftar Pustaka

Aksorn, E., Visoottiviseth, P. 2004. Selection of suitable emergent plants for removal of arsenic from arsenic

contaminated water. *Sci. Asia* 30:105-113.

Alva AK, Graham JH, Anderson CA. 1995. Soil pH and copper effects on young 'Hamlin' orange trees. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 481-487.

Athar R, Ahmad M. 2002. Heavy metal toxicity: effect on plant growth and metal uptake by wheat, and on free living *Azotobacter*. *Water Air Soil Poll.*, 138: 165-180.

Boonyapookana B, Parkpian P, Techapinyawat S, Delaune RD, Jugsujinda A. 2005. Phytoaccumulation of lead by Sunflower (*Helianthus annuus*), Tobacco (*Nicotiana tabacum*) and Vetiver (*Vetiveria zizanioides*). *J. Environ. Sci. Health. Part A: Toxic/Hazardous Substances Environ. Eng.*, 40: 117-137.

Brown LM. 1996. Removal of heavy metals from water with microalgal resins 1: process development. *Water Treatment Technology Program Report No. 74*. US Department of the Interior Bureau of Reclamation.

Costley SC, Wallis FM. 2001. Bioremediation of heavy metals in a synthetic wastewater using a rotating biological contactor. *Water Res.*, 35(15): 3715-3723.

Dushenkov S, Kapulnik Y. 2000. Phytoremediation of metals. In: Raskin I, Ensley BD (Eds.). *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. John Wiley and Sons Inc., New York, pp. 89-106.

EPA. 2000. Wastewater technology sheet: chemical precipitation. United State Environmental Protection, EPA 832-F-00-018. Available from [http://www.epa.gov/own/mtb/chemical\\_precipitation.pdf](http://www.epa.gov/own/mtb/chemical_precipitation.pdf). Accessed 07/07/2010.

Feng D, Aldrich C, Tan H. 2000. Treatment of acid mine water by use of heavy metal precipitation and ion exchange. *Miner. Eng.*, 13(6):623-642.

Fuggle RF. 1983. Nature and ethics of environmental concerns. In: *Environmental Concepts in South Africa*, Fuggle RF and Rabie MA. Juta, Cape Town.

- Gardea-Torresdey JI, Peralta-Videa JR, Rosa GD, Parsons JG. 2005. Phytoremediation of heavy metals and study of the metalcoordination by X-ray absorption spectroscopy. *Coord. Chem. Rev.*, 249(17-18): 1797-1810.
- Ghosh M, Singh SP. 2005. A review on phytoremediation of heavymetals and utilization of its byproducts. *Appl. Ecol. Environ. Res.*,3(1): 1-18.
- Golden Environmental Services. 2007. Natural processes:bioremediation. Available from <http://www.goldenenviro.ca/bioremediation.html>. Accessed 12/06/2010.
- Gupta AK, Yunus M, Pandey P. 2003. Bioremediation in ecotechnology for the present century. *Inter. Soc. Environ. Botanists Environnews*, 9(2).
- Hinchman RR, Negri MC. 1997. Providing the Baseline Science and Data for Real-Life Phytoremediation Applications–Partnering for Success, Chapter 1.5. *In*, Proceedings of the 2nd Intl. Conference on Phytoremediation, Seattle WA, June 18-19, 1997.
- Holtzman A. 1994. Cyanide and heavy metal removal: comparison ofdifferent chemistries with emphasis on an innovative new treatmentmethod. Advanced Chemical Technology, Inc. available from [http://www.actglobal.net/products\\_wastewater\\_heavy\\_metals.htm](http://www.actglobal.net/products_wastewater_heavy_metals.htm). Accessed 07/07/2010.
- Humar M, Pohleven F. 2006. Bioremediation of waste wood-Overview of advantages and disadvantages. Available from <http://www.bfafh.de/inst4/45/ppt/bioremd.pdf>. Accessed 10/06/2010.
- Hussein H, Farag S, Kandil K, Moawad H. 2005. Resistance and uptake of heavy metals by Pseudomonads. *Process Biochem.*, 40:955-961.
- Hutchins SR, Davidson MS, Brierley JA, Brierley CL. 1986. Microorganisms in reclamation of metals. *Ann. Rev. Microbiol.*, 40:311–336.
- Jada CD, Fulekar MH. 2009. Phytoremediation of heavy metals; recenttechniques. *Afr. J. Biotechnol.*, 8(6): 921-928.
- Johnson DB, Hallberg KB. 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Sci. Total Environ.*, 338: 3-14.
- Khan SU, Moheman A. 2006. Effect of heavy metals (Cadmium and Nickel) on the seed germination, growth and metals uptake by chilli (*Capsicum frutescens*) and sunflower plants (*Helianthus annuus*). *Pollut. Res.*, 25(1): 99-104.
- Kumar JIN, Soni H, Kumar RN, Bhatti I. 2008. Bhatt1 Macrophytes in Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Water and Sediments in Pariyej Community Reserve, Gujarat, India. *Turk. J.Fish. Aquat. Sci.*, 8: 193-200.
- Kuzovkina YA, Knee M, Quigley MF. 2004. Cadmium and copper uptake and translocation in five Willow (*Salix L.*) species. *Int. J. Phytoremediat.*, 6: 269-287.
- Lasat MM. 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *J. Hazard. Subst. Res.*, 2(5): 1-25.
- Lee M, Paik IS, Kim I, Kang H, Lee S. 2007. Remediation of heavymettal contaminated groundwater originated from abandoned mine using lime and calcium carbonate. *J. Hazard. Mater.*, 144(1-2): 208-214.
- Liao S, Chang W. 2004. Heavy metal phytoremediation by water hyacinth at constructed wetlands in Taiwan. *J. Aquat. Plant Manage.*,42: 60-68.
- Lone MI, HE Z, Stoffella PJ, Yang X. 2008. Phytoremediation of heavymetals polluted soils and water: progress and perspectives. *J. Zhejiang Univ. Sci. B* 9(3): 210-220.
- Martin-Gonzalez A, Diaz S, Borniquel S, Gallego A, Gutierrez JC. 2006. Cytotoxicity and bioaccumulation of heavy metals by ciliated protozoa isolated from urban wastewater treatment plants. *Res. Microbiol.*, 157: 108-118.
- Matlock MM, Howerton BS, Atwood DA. 2002. Chemical precipitation of heavy metals from acid mine drainage. *Water Res.*, 36(19): 4757-4764.

- Meers E, Tack FMG. 2004. The potential of foliar treatments forenhanced phytoextraction of heavy metals from contaminated soil with *Helianthus annuus*. *Remediat. J.*, 14: 111-123.
- METALSORB. 2004. Heavy metal chelating agents. Available from [http://www.snf-group.com/IMG/pdf/Heavy\\_Metal\\_-METALSORB\\_E.pdf](http://www.snf-group.com/IMG/pdf/Heavy_Metal_-METALSORB_E.pdf). Akpor and Muchie 1817 Accessed 09/07/2010.
- Miller R. 1996. Phytoremediation, technology overview report. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Series O, Vol. 3.
- Munner B. 2005. Role of microorganisms in remediation of heavymetals in the wastewater of Tanneries. Doctoral Thesis Submitted to the Department of Zoology, University of Punjab, Pakistan.
- NEESA. 1993. Precipitation of metals from ground water. NEESA Document Number 20.2-051.6, Novel Energy and Environmental Support Activity, Port Hueneme, CA.
- Nelson WO, Campbell PGC. 1991. The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb and Hg in fresh water environments: a literature review. *Environ. Pollut.*, 71: 91-130.
- Newman LA, Reynolds CM. 2004. Phytodegradation of organic compounds. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 15(3): 225-30.
- Nomanbhay SM, Palanisamy K. 2005. Removal of heavy metal from industrial wastewater using chitosan coated oil palm shell charcoal. *Electron. J. Biotechnol.*, 8(1): Issue 15.
- Oelofse SHH, Hobbs PJ, Rascher J, Cobbing JE. 2007. The pollution and destruction threat of gold mining waste on the Witwatersrand – A West Rand case study. Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production (SWEMP 2007), 11-13 December, Bangkok.
- Pawlak Z, Zak S, Zablocki L. 2005. Removal of hazardous metals from ground water by reverse osmosis. *Pol. J. Environ. Stud.*, 15(4): 579-583.
- Pivetz BE. 2001. Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. EPA Ground Water Issue, EPA/540/S-01/500.
- Rajendran P, Muthukrishnan J, Gunasekaran P. 2003. Microbes in heavy metal remediation. *Indian J. Exp. Biol.*, 41(9): 935-944.
- Rani MJ, Hemambika B, Hemapriya J, Kannan VR. 2009. Comparative assessment of heavy metal removal by immobilized and dead bacterial cells: a biosorption approach. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.*, 4(2): 077-083
- Rehman A, Shakoori FR, Shakoori AR. 2008. Heavy metal resistant fresh water ciliate, *Euplotes mutabilis*, isolated from industrial effluents has potential to decontaminate wastewater of toxic metals. *Bioresour. Technol.*, 99(9): 3890-3895.
- Sanyal A, Rautaray D, Bansal V, Ahmad A, Sastry M. 2005. Heavy metal remediation by a fungus as a means of production of lead and cadmium carbonate crystals. *Langmuir*, 21(16): 7220-7224.
- Scheper T, Tsao DT. 2003. Advances in Biochemical Engineering Technology: Phytoremediation. Springer-Verlag Berlin Heideberg, New York.
- Schnoor JL. 1997. Phytoremediation. Ground-Water Remediation Technology Analysis Centre technology Evaluation Report Series, TE-98-01.
- Sharma PK, Balkwill DL, Frenkel A, Vairavamurthy MA. 2000. "A new *Klebsiella planticola* starin (Cd-1) grows anaerobically at high cadmium concentrations and precipitates cadmium sulfide". *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(7): 3083-3087.
- Umrana VV. 2006. Umrana, Bioremediation of toxic heavy metals using acidothermophilic autotrophes, *Bioresour. Technol.*, 97: 1237-1242.
- UNEP. 2010. Phytoremediation, an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation: an introductory guide to decision makers. United Nations Environment Programme, Newsletter and Technical Publication, Freshwater Management Series No 2.
- Utmazian MN, Wenzel WW. 2006. Phytoextraction of metal polluted soils in Latin America.

- Environmental Applications of Poplar and Willow Working Party. Available from: <http://www.fao.org/forestry/1114-1-0.pdf>. Accessed 19/09/2010.
- Vaca MV, Callejas RLP, Gehr R, Cisneros BJN, Alvarez PJJ. 2001. Heavy metal removal with mexican clinoptilolite: multi-component ionic exchange. *Water Res.*, 35(2): 373-37.
- Viladi M. 2001. Bioremediation: an overview. *Pure Appl. Chem.*, 73(7): 1163-1172.
- Volesky B. 2003. Sorption and Biosorption. BV-Sorbex, Inc., St. Lambert (Montreal), (ISBN 0-9732983-0-8) Quebec, Canada. Xu Y, Xu T (2008). Heavy metal complexes wastewater treatment with chelation precipitation. *IEEE Xplore*, pp. 2789-2793