

KAJIAN DAMPAK PENCEMARAN MERKURI PADA EKOSISTEM PERAIRAN DARAT

Gunawan Pratama Yoga, Yoyok Sudarso, Tri Suryono

ABSTRAK

Penelitian ini adalah untuk mengetahui status pencemaran merkuri pada ekosistem perairan darat, serta untuk mengetahui potensi dampak pencemaran merkuri pada ekosistem perairan darat sedangkan sasaran dari penelitian ini adalah mengembangkan metoda untuk mendeteksi pencemaran merkuri di perairan darat. Dengan dapat dikembangkannya metoda pendeteksian pencemaran merkuri di perairan darat maka hasil penelitian ini dapat digunakan sebagai dasar pengelolaan ekosistem perairan darat yang tercemar oleh merkuri dengan lebih terarah dan akurat. Pada penelitian tahun ini struktur komunitas biota-biota air yang ada di DAS Cisdane akan diukur untuk mengetahui rantai makanan dan *trophic level* yang ada pada ekosistem perairan tersebut. Dari hasil penelitian yang didapat tahun ini diketahui bahwa : Berdasarkan indeks kimia Kirchoff, Seluruh lokasi pengamatan sudah tergolong tercemar ringan oleh limbah pertanian dan rumah tangga (domestik). Konsentrasi merkuri di air pada sungai Cimande, Cisarua, Curug Bitung, dan Lukut sudah menimbulkan efek toksisitas akut pada ikan, namun belum berdampak akut pada biota dasar perairan (invertebrata). Namun demikian konsentrasi merkuri di semua lokasi pengamatan sudah dapat menyebabkan toksisitas kronis baik pada ikan maupun invertebrata, serta sudah melewati kriteria kualitas air baik yang ditetapkan oleh pemerintah Indonesia, maupun yang ditetapkan oleh Negara lain. Akumulasi merkuri di sedimen sungai yang tercemar mencapai lima kali lipat dibandingkan dengan konsentrasi merkuri di sedimen sungai yang tidak terdapat kegiatan penambangan emas tanpa ijin. Konsentrasi Merkuri di sedimen sungai Cisaat dan Cimande masih mendekati *background concentration* di S. Citalahab Hulu, sedangkan konsentrasi sedimen di S. Ciletuh sedikit di atas nilai *background concentration*. Berdasarkan 3 *guidelines* tentang baku mutu logam berat pada sedimen yang dikeluarkan oleh US-EPA Region V, Kementrian lingkungan Ontario Canada, dan Swedia (SEPA), maka konsentrasi merkuri di seluruh lokasi yang diamati sudah terpolusi berat. Dari enam lokasi yang diambil sampelnya, larva Eoophyla sp. Hanya didapatkan di empat lokasi saja yaitu Ciletuh, Cimande, Cisarua, dan Curug Bitung. Sedangkan di Cisaat tidak ditemui sedangkan di Lukut ukuran dan jumlah larva yang didapat tidak memadai untuk dianalisis. Bioakumulasi merkuri terendah didapatkan di S. Cimande, sedangkan bioakumulasi merkuri tertinggi ditemui di S. Cisarua. Dari jenis dan jumlah ikan serta *crustacea* yang tertangkap terlihat bahwa di Sungai Cimande terdapat lebih banyak jumlah dan jenis ikan yang tertangkap. Di Sungai Cikaniki sulit diperoleh ikan ataupun *crustacea*. Ikan *beunteur* (*Puntius binotatus*) dan *Nemahchilus sp* memiliki distribusi yang luas. Ikan Tilan atau *Mastacembelus* merupakan ikan pemakan organisme dasar atau omnivorous *bottom feeder*. Jenis ini mungkin yang dapat dijadikan untuk biomonitoring pencemaran logam merkuri, karena jenis ini selain pemakan detritus juga pemakan bentos seperti keping dan moluska.

Kata kunci: Merkuri, pencemaran, struktur komunitas, toksisitas, rantai makanan

PENDAHULUAN

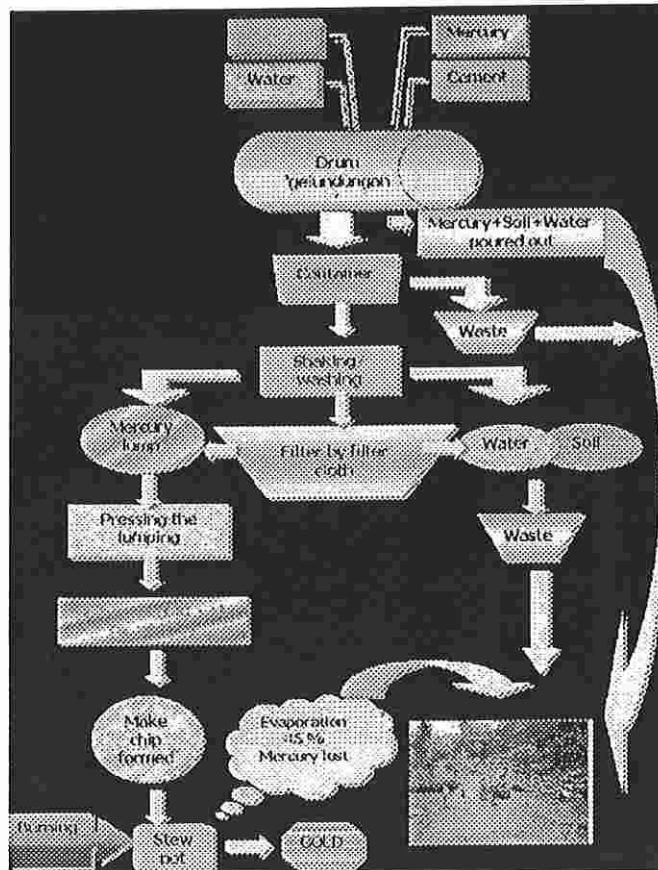
Pencemaran logam berat di perairan air tawar dan daerah estuarin di kawasan Jabotabek, dapat berasal dari berbagai macam sumber, yang meliputi sumber alami, dan sumber antropogenik, baik yang *point source* maupun yang *non point source*. Pencemaran logam berat tersebut dapat menyebabkan efek toksik yang nyata pada biota air di perairan tersebut. Efek toksik tersebut dapat berbentuk bioakumulasi, toksisitas kronis, maupun toksisitas akut.

Senyawa-senyawa logam berat di perairan sangat beragam bentuknya. Bentuk-bentuk senyawa logam berat tersebut disebut spesies logam berat. Perbedaan spesies logam berat tersebut akan menentukan mobilitas, bioavailabilitas (Tessier, 1979) dan pada akhirnya toksisitasnya (Chapman et al, 1998; Roesijadi and Robinson, 1994).

Di Badan air, logam berat keberadaannya dapat dalam bentuk terlarut ataupun partikulat. Spesies terlarut terdiri dari ion logam berat bebas serta kompleks anorganik (Allen, 1993). Sedangkan bentuk partikulat termasuk yang terserap pada mineral terlarut dan partikel organik (Roesijadi and Robinson, 1994). Kondisi lingkungan yang dapat menyebabkan perubahan spesies logam berat dominan dari satu bentuk ke bentuk lain tidak hanya mempengaruhi ketersediaan logam berat tersebut bagi biota air (bioavailabilitas) namun juga menentukan jalur pengambilan metal tersebut yang berbeda oleh biota air. Logam berat yang terikat pada partikulat sering termakan oleh organisme perairan bersama dengan pakan. Sedangkan untuk logam berat terlarut terdapat banyak bukti bahwa bentuk ionik merupakan bentuk yang paling tersedia bagi organisme air dan merupakan penentu utama bagi akumulasi dan toksisitas logam berat di perairan, dibandingkan dengan konsentrasi logam berat total.

Di antara banyak logam berat, merkuri (Hg) merupakan salah satu logam berat toksik di lingkungan karena dapat berasal baik dari sumber alami, maupun sumber antropogenik, daya penguapannya, mobilitas dan persistensinya di alam (Chandrajit dan Okumura, 1996).

Sumber alami merkuri yang paling umum adalah *cinnabar* (HgS). Selain itu, mineral *sulfida*, misalnya *sphalerite* (ZnS), *wurtzite* (ZnS), *chalcopyrite* (CuFeS), dan *galena* (PbS), juga mengandung merkuri. Sedangkan sumber antropogenik merkuri dapat berasal dari industri amalgam, cat, komponen listrik, baterai, gigi palsu, senyawa anti karat (*anti fouling*), fotografi, elektronik dan ekstraksi emas (Effendi, 2003).

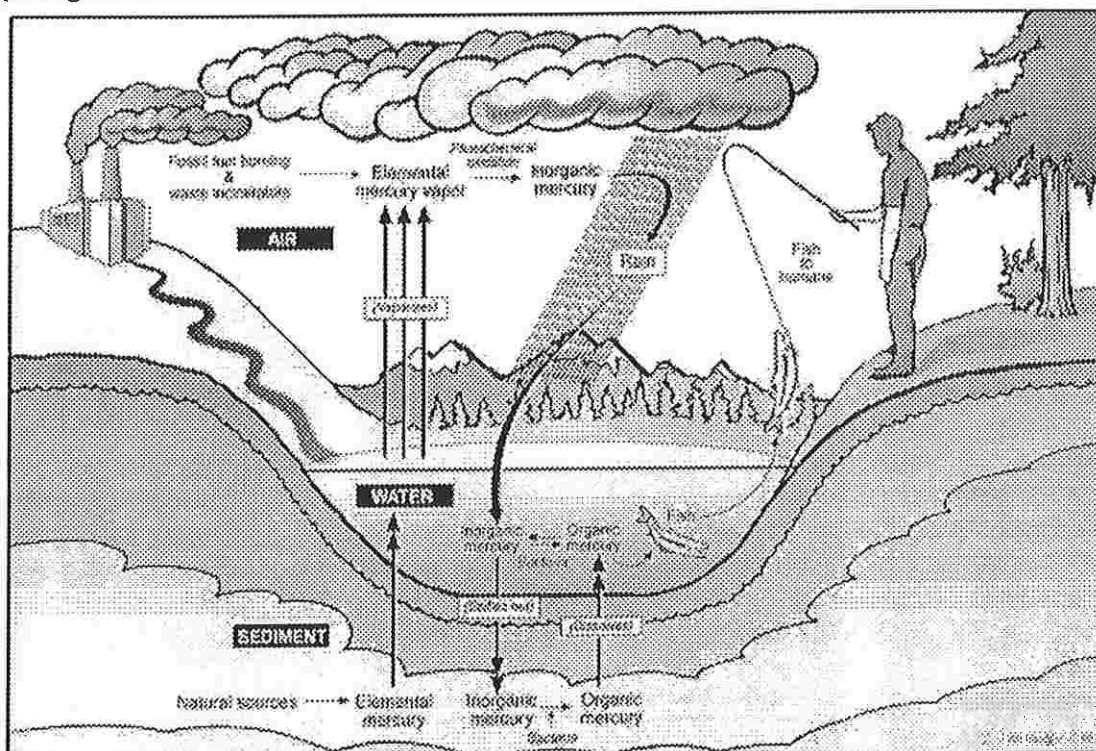


Gambar 1. Skema Penambangan Bijih Emas liar oleh Penambang Emas Tanpa Ijin

Sungai Cisadane merupakan salah satu sungai besar di Jawa Barat yang mengalir melalui wilayah *Jabotabek*. Hulu sungai Cisadane berasal dari daerah sekitar gunung Salak (2211 m dpa) dan gunung Perbakti (1699 m dpa). Sepanjang hulu sungai Cisadane banyak bermuara sungai-sungai kecil seperti Cigombong, Cinagara, Cibadak, Cimande, Cihideung, Cikereteg, Ciapus, Ciaruteun, Cikaniki dan lain-lain. Beberapa anak sungai tersebut di bagian hulunya terdapat aktivitas pengolahan bijih emas dari daerah bukit Pongkor, kab. Bogor. Pengolahan emas ini selain dilakukan oleh PT Aneka Tambang (ANTAM) sebagai penambang resmi juga dilakukan oleh masyarakat setempat atau pendatang yang melakukan penambangan secara liar (PETI). Limbah yang dikeluarkan oleh PT ANTAM secara teknis bisa terkontrol, akan tetapi limbah-limbah yang dikeluarkan oleh para penambang liar sangat sulit untuk dikontrol baik kuantitasnya maupun kualitasnya karena mereka membuang limbahnya secara sembarangan tanpa dilakukan pengolahan terlebih dahulu, hal ini yang menjadikan pencemaran di bantaran sungai Cisadane semakin parah.

Proses penambangan bijih emas di wilayah bukit pongkor oleh masyarakat dilakukan dengan cara menggali tanah di sekitar bukit tersebut kemudian dilakukan pencucian ataupun pemisahan bijih emas dari tanahnya dengan menggunakan senyawa-senyawa kimia berbahaya dan beracun bagi lingkungan maupun kesehatan manusia (Gambar 1). Salah satu senyawa yang digunakan dalam proses pencucian

atau pemisahan emas dari tanahnya adalah dengan menggunakan senyawa kimia merkuri (Hg) senyawa ini sangat berbahaya dan toksik serta sangat sulit dilakukan penguraian secara alami oleh lingkungan sehingga dapat bertahan dalam lingkungan dalam waktu yang relatif lama. Bahayanya senyawa merkuri di lingkungan jika senyawa ini kontak dengan manusia baik secara langsung maupun tidak dapat mengakibatkan kematian maupun kecacatan pada generasi selanjutnya apa bila mengkonsumsi makanan yang telah tercemari oleh senyawa ini seperti yang terjadi di negara Jepang yaitu di wilayah pantai Minamata pada sekitar tahun 1953 sampai 1960 dimana kurang lebih 146 nelayan di wilayah itu meninggal dan mengalami cacat tubuh karena mengkonsumsi ikan dan kerang laut yang telah tercemar oleh limbah merkuri (Forstner and Wittman, 1983). Siklus Merkuri di alam dapat dilihat pada gambar 2.



Gambar 2. Siklus Merkuri di alam

Pencemaran yang terjadi akibat pembuangan limbah hasil pencucian atau pemurnian bijih emas secara sembarangan akan terbawa aliran air ke anak-anak sungai yang akhirnya akan bermuara di sungai Cisadane sebagai sungai utama yang selanjutnya akan menambah beban pencemaran sungai semakin berat dan kompleks. Selain itu sebelum air limbah bercampur dengan air sungai utama telah banyak digunakan untuk mendukung aktivitas masyarakat setempat seperti untuk mandi, mencuci dan beberapa keperluan lain, juga digunakan untuk menunjang ekonomi masyarakat seperti untuk pengairan sawah-sawah, perladangan dan perkebunan serta perikanan. Kondisi ini apabila dibiarkan berlangsung dalam waktu yang lama maka akan mengakibatkan terganggunya kesehatan masyarakat.

Kadar merkuri pada perairan tawar alami berkisar antara 10 – 100 ng/liter (Effendi, 2003), sedangkan sedimen dibandingkan dengan kompartemen lain yang ada di lingkungan mempunyai kapasitas untuk mengikat merkuri yang lebih besar;

lebih dari 90% dari total merkuri yang ada di sistem perairan terserap atau terikat pada sedimen (Chandrajith and Okumura, 1996).

Senyawa merkuri bersifat toksik bagi ikan dan biota akuatik lainnya karena dapat mengalami biomagnifikasi pada rantai makanan. Organisme yang berada pada rantai yang paling tinggi (*top carnivora*) memiliki kadar merkuri yang lebih tinggi daripada organisme di bawahnya. Kadar merkuri dalam berbagai organisme yang merupakan anggota jaring-jaring makanan pada ekosistem perairan ditunjukkan dalam tabel 1. berikut ini. Jenis senyawa merkuri yang ditemukan pada organ makhluk hidup, misalnya ikan, adalah metil merkuri (CH_3Hg^+) atau dimetil merkuri ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$). Merkuri anorganik dapat bertransformasi menjadi metil merkuri atau dimetil merkuri dengan bantuan aktivitas mikroba, baik pada kondisi aerob maupun anaerob. Pada kadar merkuri anorganik yang rendah, akan terbentuk dimetil merkuri; sedangkan pada kadar merkuri anorganik yang tinggi, akan terbentuk monometil merkuri. Pada perairan yang alami, kadar monometil merkuri dan dimetil merkuri dipengaruhi oleh keberadaan mikroba, karbon organik, kadar merkuri anorganik, pH, dan suhu.

Tabel 1. Biomagnifikasi Merkuri pada Beberapa Organisme Anggota Jaring-Jaring Makanan pada Ekosistem Perairan (Sumber Effendy, 2003)

Jenis Organisme	Kadar Merkuri ($\mu\text{g/kg}$ berat basah)
1. Sedimen	87-114
2. Fitoplankton	15
3. Tumbuhan tingkat tinggi	9
4. Zooplankton	13
5. Zoobentos herbivora	77
6. Zoobentos karnivora	83
7. Jenis ikan herbivora	332 – 500
8. Jenis ikan karnivora	604 – 1.510
9. Bebek/itik	240
10. Burung pemakan ikan	2.512–13.685

PERUMUSAN MASALAH

Penggunaan merkuri telah lama dilakukan untuk kegiatan industri dan pertambangan. Di Indonesia kesadaran masyarakat untuk melakukan penambangan emas dengan menggunakan merkuri telah lama berkembang, namun teknologi yang digunakan masih tradisional, sehingga menyebabkan merkuri yang digunakan untuk mengekstrak emas banyak terbuang ke lingkungan perairan secara tidak terkendali. Terbuangnya merkuri secara bebas ke lingkungan perairan darat berpotensi menyebabkan efek toksik pada ekosistem perairan darat. Toksisitas merkuri terhadap biota di perairan telah sering dilaporkan. Kasus yang paling populer adalah kasus Minamata di Jepang. Dampak pencemaran merkuri tidak hanya terjadi pada fungsi dan struktur ekosistem perairan darat, tetapi juga pada kesehatan masyarakat sekitarnya yang memanfaatkan potensi sumberdaya perairan darat tersebut. Untuk mencegah efek pencemaran merkuri yang lebih meluas di kemudian hari, perlu

dikembangkan metoda/teknologi yang dapat menentukan status pencemaran merkuri di perairan darat, potensi dampak pencemaran merkuri, serta metoda deteksi pencemaran merkuri di perairan darat di Indonesia.

TUJUAN

Tujuan dari penelitian ini adalah untuk mengetahui konsentrasi merkuri di sedimen dan biota perairan, serta dampak pencemaran merkuri pada struktur komunitas biota perairan

SASARAN

Adapun sasaran dari penelitian ini adalah mengembangkan metoda untuk mendeteksi pencemaran merkuri di perairan darat.

MANFAAT

Dengan dapat dikembangkannya metoda pendeteksian pencemaran merkuri di perairan darat maka hasil penelitian ini dapat digunakan sebagai dasar pengelolaan ekosistem perairan darat yang tercemar oleh merkuri dengan lebih terarah dan akurat.

METODOLOGI

Pengambilan dan penanganan sampel

Sampel sedimen dan biota air diambil di DAS Cisadane yang tercemar oleh logam berat. Sedangkan untuk pembandingan diambil sample-sample dari daerah-daerah yang belum tercemar, namun masih dalam DAS yang sama. Detail lokasi-lokasi pengambilan sampel dapat dilihat pada Tabel 1. Sampel-sampel tersebut diambil tiga kali dalam satu tahun pada 6 titik dengan 3 kali ulangan. Sampel sedimen dan biota air akan diambil dengan menggunakan grab dan surber. Sampel sedimen diawetkan dengan menggunakan asam nitrat, sedangkan sampel biota diawetkan dengan memasukkan sampel tersebut ke dalam *cool box* sesegera mungkin.

Tabel 2. Koordinat lokasi pengambilan sampel

No	Lokasi	Lintang Selatan	Bujur Timur	Ketinggian (m)	Keterangan
1	Cisarua	06° 38' 10''	106° 33' 25''	437	Tercemar
2	Curug Bitung	06° 37' 01''	106° 32' 32''	351	Tercemar
3	Lukut	06° 34' 47''	106° 32' 53''	299	Tercemar
4	Ciletuh	06° 42' 30.5''	106° 50' 41.1''	517	Tidak Tercemar
5	Cimande	06° 43' 00.2''	106° 50' 36.2''	489	Tidak Tercemar
6	Cisaat	06° 39' 45.8''	106° 45' 40.1''	512	Tidak Tercemar

Struktur Komunitas Biota Perairan

Penilaian secara *in situ* dilakukan dengan menggunakan indikator struktur komunitas Biota perairan, baik ikan, makrozoobentos, zooplankton dan phytoplankton/perifiton. Teknik penilaian struktur komunitas yang dilakukan adalah secara konvensional yaitu dengan cara menggunakan *elektrik fishing* dengan lintasan sepanjang 200 meter untuk ikan, *ekman grab sampler* sebanyak 7 kali pengambilan untuk masing-masing stasiun (Warwick, 1985), atau dengan menggunakan *surber* atau *handnet* untuk bentos, dan dengan menyaring air sebanyak 20 Liter dengan menggunakan plankton net untuk plankton. Sedimen basah disaring dengan menggunakan saringan yang berpori 0,5 mm. Ikan yang tertangkap lalu diawetkan dengan larutan formalin 10%, hewan makrozoobentos yang didapat diawetkan dengan menggunakan larutan formalin 10%, sedangkan plankton diawetkan dengan menggunakan larutan lugol. Identifikasi biota air tersebut dilakukan di laboratorium Puslit-Limnologi-LIPI. Khusus identifikasi cacing Oligochaeta dan larva insekta Diptera Chironomidae dilakukan dengan prosedur mounting dengan menggunakan larutan CMCP-10 (*Polyscience inc.*).

Atribut biologi atau metrik yang dipergunakan dalam menentukan tingkat gangguan pada struktur komunitas biota air meliputi: indeks diversitas, indeks dominansi, indeks similaritas, indeks *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), dan indeks Biotik. Diversitas makrozoobentos pada masing-masing stasiun pengamatan ditentukan dengan menggunakan rumus indeks diversitas dari *Shannon-Wiener* (Odum, 1971) sebagai berikut:

$$H' = -\sum n_i/N \log_2 n_i/N$$

dimana H' = index diversitas, n_i = Jumlah individu dalam satu spesies, dan N = Jumlah total individu spesies. Indeks diversitas dari *Shannon-Wiener* merupakan indeks yang paling sering digunakan untuk menilai kualitas air (Norris dan Norris, 1995). Indeks keseragaman dihitung dengan menggunakan rumus dari Pielou (Krebs, 1978) sebagai berikut:

$$E' = H'/H_{maks.}$$

H_{maks} = Keragaman jenis maksimum = $\log_2 S$, dan S adalah jumlah jenis dalam sampel yang ditemukan. Indeks dominansi dihitung dengan menggunakan rumus dari Simpson (Odum, 1971) sebagai berikut:

$$C = \sum (n_i/N)^2$$

Tingkat similaritas komunitas biota air diantara setiap stasiun pengamatan dianalisis dengan menggunakan similaritas dari Bray-Curtis. Rumus similaritas dari indeks *Bray-Curtis* adalah sebagai berikut:

$$\text{indeks Bray - Curtis} = \frac{\sum_{i=1}^n |S_{i1} - S_{i2}|}{\sum_{i=1}^n (S_{i1} + S_{i2})}$$

Dimana S_1 dan S_2 adalah kelimpahan spesies pada sampel / stasiun 1 dan 2 berturut turut. Masing-masing atribut biologi diatas diuji sensitifitasnya dengan menggunakan uji korelasi sederhana dari *pearson product moment* dengan variabel/parameter konsentrasi logam berat dan parameter fisik lainnya. Uji korelasi *pearson product moment* dihitung dengan menggunakan bantuan software STATISTICA versi 5. Analisis statistika multivariat atau ordinasi langsung seperti *Analisis Redudancy* (RDA) atau *Canonical Correspondence Analysis* (CCA) digunakan untuk

melihat pola pengelompokan distribusi makrozoobentos terhadap variabel lingkungan seperti logam berat dan parameter fisik lainnya. Hasil analisis multivariat dengan RDA atau CCA dilanjutkan dengan uji/ tes *Monte-Carlo* untuk melihat tingkat signifikansi pengaruh dari variabel lingkungan terhadap komunitas biota air. Seluruh dari uji statistik multivariate dan tes *Monte-Carlo* dilakukan dengan menggunakan software ECOM versi 1.36 dari *Pisces Conservation*.

Indeks Kualitas Air

Klasifikasi tingkat pencemaran organik pada masing-masing stasiun pengamatan didasarkan pada indeks Kirchoff (1991). Penjelasan metode analisis parameter kimia meliputi: konsentrasi ammonia (NH_4), Nitrat (NO_3), dan orto posphat (O-PO_4) dapat dilihat di APHA (1995). Parameter DO, pH, dan konduktivitas diukur secara langsung di lapangan dengan menggunakan alat ukur *Water Quality Checker* (WQC merk Horiba U-10). Kriteria status pencemaran organik dari Kirchoff (1991) adalah sebagai berikut (Tabel 3).

Tabel 3: Kriteria indeks kimia Kirchoff (1991) guna menggolongkan status pencemaran organik.

SKOR INDEK KIMIA	KONDISI
0-27	tercemar berat
28-56	tercemar sedang
57-83	tercemar ringan
84-100	belum tercemar

Konsentrasi Merkuri di Air

100 ml contoh ditambah 5 ml HNO_3 , 2,5 ml H_2SO_4 , dan 15 ml KMnO_4 5%, dibiarkan 15 menit, lalu ditambahkan $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$. Panaskan pada 95°C selama 2 jam. Hilangkan warna KMnO_4 , lalu volume dijadikan 200 ml. Analisis dengan AAS

Akumulasi Merkuri pada Sedimen

Untuk pengukuran kandungan logam berat di sedimen, 0,5 gr sampel sedimen diambil untuk dianalisis. Sedimen dikeringkan pada temperatur ruangan sampai bobot keringnya tetap, ditambahkan 2 ml larutan 1: 1 $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$, 5 ml H_2SO_4 , dan 1 ml air suling. Dididihkan pada suhu 250°C selama 20 menit, dinginkan kemudian kandungan merkurnya dengan menggunakan *Atomic Absorption Spectrophotometer* (AAS).

Akumulasi Merkuri pada Biota

Metoda analisis kandungan merkuri pada biota air mengikuti ASTM –STP. Untuk ikan, daging ikan yang diambil untuk analisis adalah bagian mid-dorsalnya, dan ukuran panjang ikan diusahakan $\pm 20\text{-}30$ cm. Sedangkan untuk biota bentos yang berukuran kecil, maka akan dilakukan *whole body analysis*.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Indeks Kualitas Air

Hasil Perhitungan dengan menggunakan Indeks Kimia Kirchoff (1991) pada beberapa Stasiun sebagai berikut :

Tabel 4. Hasil Perhitungan Indeks Kirchoff

Stasiun	Apr-05		Aug-05		Nov-05	
Ciletuh	77.621	(Tercemar ringan)	77.698	(Tercemar ringan)	82.610	(Tercemar ringan)
Cimande	69.663	(Tercemar ringan)	79.353	(Tercemar ringan)	81.122	(Tercemar ringan)
Cisaat	76.879	(Tercemar ringan)	81.310	(Tercemar ringan)	85.803	(Belum tercemar)
Cisarua	63.967	(Tercemar ringan)	74.074	(Tercemar ringan)	73.267	(Tercemar ringan)
Curug Bitung	68.198	(Tercemar ringan)	74.178	(Tercemar ringan)	74.979	(Tercemar ringan)
Lukut	60.390	(Tercemar ringan)	72.213	(Tercemar ringan)	72.906	(Tercemar ringan)

Dari Tabel diatas terlihat bahwa dari tiga kali pengambilan sample yaitu April, Agustus dan November 2005 rata-rata hasil perhitungan indeks kimia kirchoff (1991) semua stasiun tergolong tercemar ringan, hal ini kemungkinan karena sumber pencemar dari setiap stasiun masih tergolong kecil atau sedikit karena memang terletak pada segmen sungai yang kondisinya masih cukup baik.

Stasiun Ciletuh merupakan daerah dengan areal dominan persawahan, sumber pencemaran yang umum dijumpai adalah N dan P. Pada Stasiun Cimande nilai indeks kimia Kirchoff nya lebih kecil dari Ciletuh karena pada stasiun ini sumber pencemaran selain dari persawahan juga dari limbah domestik yang ada di sekitarnya, akan tetapi pada pengambilan bulan Agustus dan November 2005 nilai indeksnya meningkat menjadi berkisar antara 79 – 81, meskipun masih tergolong tercemar ringan, hal ini disebabkan adanya pergeseran pengambilan titik sampling agak ke arah hulu di mana rumah penduduknya tidak sebanyak di stasiun Cimande pada pengambilan bulan April 2005, sehingga kondisinya sedikit lebih baik dari sebelumnya.

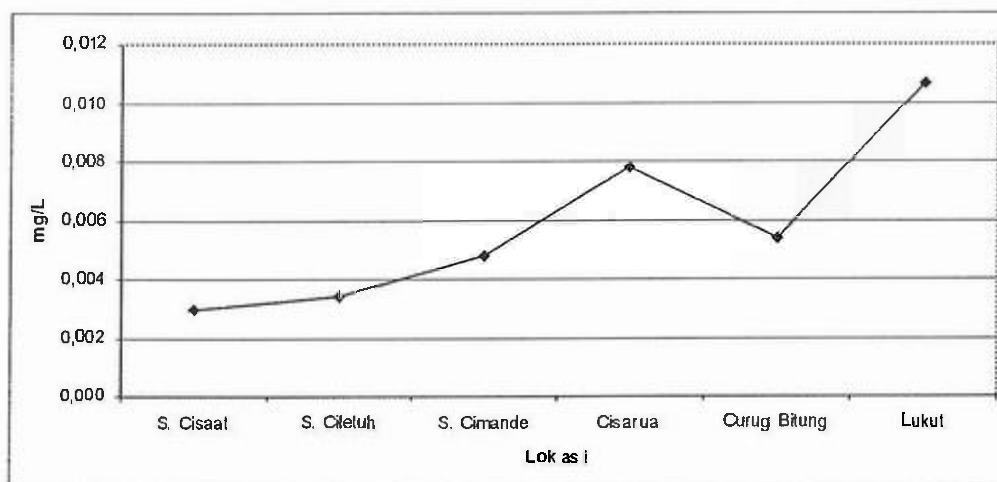
Dari tiga kali pengambilan rata-rata pada pengambilan bulan November 2005 lebih baik nilai indeksnya kemungkinan pada pengambilan bulan November ini dilakukan pada kondisi ada hujan yang dapat menyebabkan pembilasan oleh air hujan sehingga konsentrasi masing-masing parameter pencemar yang digunakan dalam penilaian indeks juga kecil.

Konsentrasi Merkuri di Air

Konsentrasi merkuri di air pada daerah yang tidak ada aktivitas penambangan emas tanpa ijin, S. Cisaat, S. Ciletuh, dan S. Cimande, jauh lebih rendah apabila dibandingkan dengan konsentrasi merkuri air di daerah yang tercemar, berturut, turut konsentrasi merkuri di daerah tersebut adalah 0,003 mg/L, 0,003 mg/L, dan 0,005 mg/L. Konsentrasi merkuri di daerah-daerah yang belum tercemar tersebut masih

lebih tinggi apabila dibandingkan dengan *background concentration* nya di daerah hulu DAS Cisadane, yaitu di daerah Citalahab Hulu, yaitu 0,0008 mg/L (Yoga, G. P. dkk, 2003). Dengan demikian walaupun di S. Cisaat, S. Ciletuh, dan S. Cimande tidak ada aktivitas penambangan emas tanpa ijin, namun sungai-sungai tersebut telah mengalami pengkayaan merkuri yang berasal dari sumber-sumber lain. Merkuri walaupun dalam jumlah yang kecil secara alami terdapat di alam. Sumber-sumber alami merkuri adalah deposit merkuri di dalam bumi, pelapukan batuan, kebakaran hutan dan pembakaran kayu lainnya, gunung berapi, sumber air panas, dan penguapan dari lautan (Pilgrim and Ecological Monitoring and Assessment Network 1998). Di samping itu sebagian besar pengkayaan merkuri di alam berasal dari sumber-sumber antropogenik seperti cat kayu dan tembok, produk elektronik seperti lampu *fluorescent*, dan fungisida (Pilgrim and Ecological Monitoring and Assessment Network 1998).

Sedangkan konsentrasi merkuri di air pada daerah yang telah tercemar oleh logam berat tersebut meningkat sampai dengan lebih dari dua kali lipat. Berturut-turut konsentrasi merkuri dari hulu ke hilir di daerah tersebut adalah 0,008 mg/L, 0,005 mg/L, dan 0,011 mg/L, konsentrasi merkuri di daerah-daerah tersebut lebih rendah apabila dibandingkan dengan konsentrasi merkuri di daerah yang sama pada tahun 2003, yang mana berturut-turut dari hulu ke hilir adalah 0,134 mg/L, 0,023 mg/L, dan 0,0598 mg/L (Yoga, G. P., dkk, 2003). Menurunnya konsentrasi merkuri di daerah tersebut kemungkinan disebabkan karena semakin menurunnya jumlah penambangan emas tanpa ijin di daerah tersebut.



Gambar 3. Konsentrasi merkuri di air sungai

Toksisitas akut merkuri anorganik pada ikan di perairan air tawar berkisar dari 5 sampai 5.600 $\mu\text{g/L}$, sedangkan pada invertebrata berkisar antara 150 sampai 900 $\mu\text{g/L}$ (Environment Canada, 2002). Dengan demikian konsentrasi merkuri di air pada sungai Cimande, Cisarua, Curug Bitung, dan Lukut sudah menimbulkan efek toksisitas akut pada ikan, namun belum berdampak akut pada biota dasar perairan (invertebrata). Namun demikian konsentrasi merkuri di semua lokasi pengamatan sudah dapat menyebabkan toksisitas kronis baik pada ikan maupun invertebrata. Dampak kronis tersebut meliputi pertumbuhan, kegagalan reproduksi dan kelulushidupan (Environment Canada 2002). Effect concentration (EC50) untuk ikan

berkisar antara 0,26 sampai dengan >64 µg/L (Niimi and Kisson 1994), sedangkan pada invertebrata berkisar antara 1,28 sampai dengan 12 µg/L (Biesinger et al. 1982; Spehar and Fiandt 1986).

Berdasarkan Peraturan Pemerintah No 82 tahun 2001 untuk kelas III dan IV (0,002 dan 0,005 mg/L), maka konsentrasi merkuri di keenam stasiun tersebut telah melewati nilai ambang batas yang diperbolehkan untuk segala macam bentuk keperluan. Konsentrasi merkuri di air sungai-sungai di atas juga telah jauh melewati kriteria-kriteria kualitas air yang dikembangkan oleh Kanada dan Amerika Serikat (Tabel 5).

Tabel 5. Nilai ambang batas Merkuri di Kanada dan Amerika Serikat.

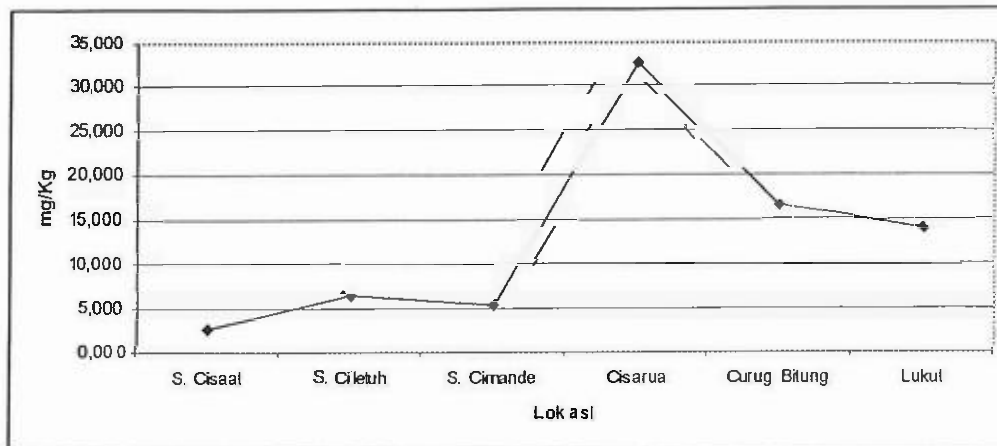
Negara	Kriteria	Sumber
Kanada	<i>Inorganic mercury</i> = 26 ng/L <i>Methyl mercury</i> = 4 ng/L	Environment Canada, 2003
Amerika Serikat	<i>Acute AWQC</i> = 2,4 µg/L <i>Chronic AWQC</i> = 0,012 µg/L	Becvar et al., 1996

Akumulasi Merkuri pada Sedimen

Akumulasi merkuri di sedimen sungai yang tercemar mencapai lima kali lipat apabila dibandingkan dengan konsentrasi merkuri di sedimen sungai yang tidak terdapat kegiatan penambangan emas tanpa ijin. Konsentrasi merkuri di sedimen sungai yang tidak ada penambangan emas tanpa ijin berkisar antara 2,565 mg/Kg sampai dengan 6,470 mg/Kg, sedangkan di daerah yang tercemar dari hulu sampai hilir berturut – turut adalah 32,677 mg/Kg, 16,438 mg/Kg, dan 14,067 mg/Kg. Konsentrasi Merkuri di sedimen sungai Cisaat dan Cimande masih mendekati *background concentration* di S. Citalahab Hulu, yaitu 4,390 mg/Kg, sedangkan konsentrasi sedimen di S. Ciletuh sedikit di atas nilai *background concentration*.

Konsentrasi merkuri di sedimen sungai sudah tercemar pada tahun 2005 ini menurun apabila dibandingkan dengan konsentrasi merkuri di sedimen di sungai yang sama pada tahun 2003. Meski demikian rasio antara konsentrasi merkuri di sedimen dan konsentrasi merkuri di air di daerah tersebut hanya sedikit mengalami sedikit penurunan yaitu berkisar antara 1317,2 sampai dengan 4215,7 kali. Rasio tertinggi ditemui di bagian hulu, yaitu di daerah Cisarua yang merupakan daerah dengan jumlah penambang emas tanpa ijin terbanyak apabila dibandingkan dengan dua lokasi pengamatan lainnya yang terletak lebih di bagian hilir.

Berdasarkan 3 *guidelines* tentang baku mutu logam berat pada sedimen yang dikeluarkan oleh US-EPA *Region V*, Kementrian lingkungan Ontario Canada, dan Swedia (SEPA) (Tabel 6.), maka konsentrasi merkuri di seluruh lokasi yang diamati sudah terpolusi berat. Lebih jauh bahkan *background concentration* yang diambil di Sungai Citalahab Hulu pun di atas nilai baku mutu sediment yang ditetapkan oleh Negara-negara tersebut. Dengan demikian dapat dikatakan bahwa secara alami kandungan merkuri sediment di DAS Cisadane sudah cukup tinggi. Tingginya kandungan merkuri di sedimen ini dapat dikarenakan oleh pelapukan batuan yang ada di DAS tersebut.



Gambar 4. Konsentrasi merkuri di sedimen sungai

Tabel 6. Standar Baku Mutu Sedimen yang digunakan oleh Amerika Serikat, Kanada dan Swedia

	Nilai (mg/Kg)	Kriteria
Standard USEPA region V	<0,001	Belum terpolusi
	NA	Terpolusi sedang
	> 0,001	Terpolusi berat
Kementrian Lingkungan Ontario Canada ^a	0,1	Tidak ada pengaruh
	0,12	menunjukkan Pengaruh terendah
	2	Ambang batas dari kisaran toleransi
SEPA ^c	≤0,05	Konsentrasi sangat rendah
	0,05-0,15	Konsentrasi Rendah
	0,15-0,3	Konsentrasi sedang
	0,3-1	Konsentrasi tinggi
	> 1	Konsentrasi sangat tinggi
ERL ^b	0,15	
ERM ^b	1,3	
TEL ^b	0,17	
PEL ^b	0,486	
SEL ^b	2	

Keterangan:

^a *Guidelines* untuk mengklasifikasikan sedimen dari *Great lakes* dan perairan secara umum di Ontario Canada (Giesy and Hoke 1990), ^b *Sediment Quality Guidelines* (SQG) untuk logam berat (Burton 2002), * nilai konsentrasi diatas dari TEL atau ERL dan SEL. NA merupakan singkatan dari *not applicable*, ^c *Swedish Environmental Protection Agency* (SEPA 1991)

Disamping tiga *guidelines* yang telah disebutkan, masih ada satu guideline lain yang dikembangkan oleh negara Amerika dan Kanada yang lazim dikenal sebagai *sediment effect concentration* (SECs) yang terdiri dari lima bagian yaitu: ERL (*effect range low*) dan ERM (*effect range median*) yang sebagian besar berasal

dari kajian Long *et al.* (1995), TEL (*threshold effect level*), PEL (*probable effect level*), dan SEL (*severe effect level*) dari MacDonald *et al.* (1996) dan Smith *et al.* (1996). Kelima *guidelines* tersebut diatas didasarkan pada sebagian besar data *data base* dari keberadaan konsentrasi logam yang secara empiris menimbulkan gangguan/ efek merugikan pada biota air di lapangan dan laboratorium yang diamati dari data uji *bioassay* maupun seringnya menimbulkan perubahan pada struktur komunitas fauna benthik makroavertebrata (Burton 2002). Dari *database* yang telah diurutkan, nilai ERL ditetapkan dari nilai *percentile* ke 10, sedangkan nilai ERM didapatkan dari *percentile* ke 50/ nilai mediannya. Nilai ERL mengindikasikan konsentrasi di bawah efek yang merugikan jarang terjadi, sedangkan nilai ERM mengindikasikan konsentrasi diatas dari efek merugikan yang sering terjadi. Hasil dari beberapa penelitian yang telah dilakukan menunjukkan probabilitas munculnya insiden pengaruh yang merugikan berkisar antara 20-30% ketika konsentrasi logam berat pada sedimen melebihi dari nilai ERL, sedangkan 60-90% ketika melebihi nilai ERM (Anonymous, 1999). TEL dan PEL hampir mirip dengan ERL dan ERM, namun demikian kedua *guidelines* tersebut lebih banyak digunakan dan dikembangkan untuk daerah Florida USA. Proses penetapan nilai dan definisi dari TEL dan PEL secara lebih rinci dapat dilihat pada Ingersoll *et al.* (1996).

Berdasarkan hasil penelitian Birge *et al.* (1979) konsentrasi merkuri anorganik sebesar 1,05 dan 0,18 mg/Kg yang dipaparkan selama 20 hari menyebabkan penurunan kelulushidupan telur ikan rainbow trout sebesar 70% dan 45%, berturut-turut. Di samping itu dari hasil penelitian Swartz *et al.* (1988) diketahui bahwa LC50 merkuri pada hewan amphipoda laut (*Rhepoxynius* sp) adalah 13,1 mg/Kg. Konsentrasi merkuri 2,1 mg/Kg menurut Beckvar *et al.* (1996), sudah menyebabkan penurunan kelimpahan jenis biota benthik makroinvertebrata.

Akumulasi Merkuri pada Biota

Organisme akuatik mengakumulasi merkuri melalui dua media yaitu air, termasuk air pori-pori sedimen, dan sedimen, termasuk sediment di dalamnya. Jumlah yang diakumulasi merupakan fungsi dari jalur paparan dan factor-faktor fisika dan lingkungan seperti suhu, pH, salinitas, karbon organik total (TOC) dan sulfida. Akumulasi merkuri pada invertebrata sangat bervariasi dan merupakan fungsi dari perbedaan strategi makan dan tingkat trofiknya, serta perbedaan tingkat paparan di lingkungan (Beckvar *et al.*, 1996).

Penelitian kali ini mencoba untuk melihat akumulasi merkuri pada makroinvertebrata. Makroinvertebrata terpilih yang dianalisis konsentrasi merkurnya adalah larva serangga. Menurut Tremblay and Lucotte (1997) larva serangga air mempunyai hubungan yang erat dengan sediment, hal ini berkaitan dengan kebiasaan makan biota tersebut. Di samping itu larva serangga air merupakan pakan ikan yang dominan bagi ikan yang hidup di perairan tawar, sehingga merupakan rantai utama bagi transfer merkuri di sedimen pada rantai makanan. Larva *Eoophyla* sp. (Ordo : Lepidoptera) yang dianalisa pada penelitian ini hidup menempel di bebatuan pada sungai yang berarus deras dengan membentuk sarang. Biota ini termasuk hewan herbivora (*shredder*), (Hawking J. H., and Smith, F. J., 1997), yaitu organisme benthik yang memanfaatkan material tanaman yang telah mati yang berukuran > 1 mm atau Coarse Particulate Organic Matter (CPOM) (Vannote *et al.*, 1980). Dipilihnya hewan ini dikarenakan ukurannya yang cukup besar, sehingga memudahkan untuk dianalisis bioakumulasi logam beratnya.

Dari enam lokasi yang diambil sampelnya, larva *Eoophyla* sp. Hanya didapatkan di empat lokasi saja yaitu Ciletuh, Cimande, Cisarua, dan Curug Bitung. Sedangkan di Cisaat tidak ditemui sedangkan di Lukut ukuran dan jumlah larva yang didapat tidak memadai untuk dianalisis. Bioakumulasi merkuri terendah didapatkan di S. Cimande, sedangkan bioakumulasi merkuri tertinggi ditemui di S. Cisarua (Tabel 7.). Hal ini berkorelasi positif dengan konsentrasi merkuri di air dan di sedimen. Bioakumulasi merkuri di dalam tubuh *Eoophyla* sp. baik yang berasal dari daerah yang tidak ada penambangan emas, maupun yang ada penambangan emasnya termasuk tinggi. Menurut Effendi (2003), bioakumulasi merkuri di tingkat trofik zoobentos herbivora adalah sekitar 77 µg/Kg. Sedangkan akumulasi Merkuri total pada larva serangga ordo Heteroptera di waduk dapat mencapai 2.371 mg/Kg (Tremblay and Lucotte, 1997). Sedangkan berdasarkan review dari berbagai literatur, Niimi and Kissoon (1994) menyarankan bahwa biokonsentrasi total merkuri sebesar 1-5 mg/Kg merupakan konsentrasi ambang batas bagi efek kronis bagi biota akuatik.

Tabel 7. Konsentrasi Merkuri di Biota *Eoophyla* sp. (Ordo : Lepidoptera)

No.	Nama Sungai	Merkuri (mg/Kg)
1	Ciletuh	1,146
2	Cimande	0,816
3	Cisaat	-
4	Cisarua	15,223
5	Curug Bitung	1,026
6	Lukut	-

Struktur Komunitas

Komunitas ikan di suatu perairan mencerminkan kondisi Daerah Aliran Sungai. Hal ini dikarenakan komunitas ikan merupakan indikator kondisi baik untuk ekosistem akuatik maupun lingkungan DAS nya. Oleh karena itu komunitas ikan dapat digunakan dalam pemantauan secara biologis untuk menilai kerusakan lingkungan (Karr, 1987). Beberapa atribut yang menyebabkan ikan mempunyai peranan sebagai indikator integritas ekologi pada perairan mengalir menurut Schmutz et al. (2000) antara lain adalah:

- Keberadaannya di sebagian besar badan air
- Taksonominya telah diketahui dengan baik
- Siklus hidupnya diketahui dengan baik
- Kebutuhan ekologisnya diketahui
- Kecenderungan habitatnya yang tertentu menyebabkan ikan dapat digunakan sebagai indikator kualitas air
- Perilaku migrasi pada ikan dapat digunakan sebagai indikator kondisi konektivitas sungai
- Umur ikan yang relatif panjang dapat digunakan untuk indikator jangka panjang
- Sebagai top predator ikan dapat digunakan sebagai indikator bagi trofik level di bawahnya dalam rantai makanan

- Nilai ekonomis dan estetika ikan membantu dalam perencanaan perlindungan habitat sungai dan konservasi.

Dari jenis dan jumlah ikan serta *crustacea* yang tertangkap terlihat bahwa di Sungai Cimanude masih diperoleh lebih banyak jumlah dan jenis ikan yang tertangkap. Di Sungai Cikaniki yang sekitarnya merupakan wilayah penambangan emas sulit diperoleh ikan ataupun *crustacea*. Dari jenis yang tertangkap, ikan *beunteur* (*Puntius binotatus*) dan *Nemachilus sp* memiliki distribusi yang luas. Kedua jenis ini memiliki ukuran yang kecil sekitar 5 sampai 6 cm. Ikan Tilan atau *Mastacembelus* merupakan ikan pemakan organisme dasar atau omnivorous *bottom feeder*. Jenis ini mungkin yang dapat dijadikan untuk biomonitoring pencemaran logam merkuri, karena jenis ini selain pemakan detritus juga pemakan bentos seperti kepiting dan moluska. Namun demikian pada pengamatan ini akan dianalisis kandungan logam merkuri pada ikan *beunteur*, *Nemachilus* dan *Mastacembelus*.

Tabel 8. Jenis dan jumlah ikan dan krustacea yang di peroleh pada masing masing stasiun

Jenis ikan/crustaceae	Sungai Cikaniki			Hulu Sungai Cisdane.		
Ikan.	Cisarua	Curug Bitung	Lukut	Cimande	Ciletuh	Cisaat
<i>Mastacembelus</i>	1	-	-	5	1	-
<i>Puntius binotatus</i>	1	1	2	4	-	4
<i>Nemachilus</i>	1	1	1	9	-	1
<i>Rasbora</i>	-	2	-	-	-	-
<i>Mystus</i>	-	-	1	-	2	-
<i>Ophiocephalus</i>	-	-	-	1	-	7
<i>Lebistes reticularis</i>	-	-	-	3	-	-
Total jenis ikan	3	4	4	22	3	12
Kekayaan Taxa	3	3	3	5	2	3
<i>Crustacea</i>	Cisarua	Curug Bitung	Lukut	Cimande	Ciletuh	Cisaat
<i>Macrobrachium</i>	1	1	-	-	-	-
<i>Macrobrachium pilimanus</i>	-	-	-	18	2	-
<i>Paratelpusa</i>	2	1	-	-	2	-
Total <i>crustacea</i>	3	2	0	18	4	0
Kekayaan Taxa	2	2	0	1	2	0

Kekayaan taxa ikan dan *crustacea* di seluruh lokasi pengamatan termasuk rendah dan berkisar antara 2 sampai dengan 5 untuk ikan dan 1 sampai 2 untuk *crustacea*.

KESIMPULAN

Dari hasil penelitian yang didapat tahun ini diketahui bahwa :

1. Berdasarkan indeks kimia Kirchoff, Seluruh lokasi pengamatan sudah tergolong tercemar ringan oleh limbah pertanian dan rumah tangga (domestik).
2. Konsentrasi Merkuri di air pada sungai-sungai yang tidak ada aktivitas penambangang emas tanpa ijin lebih rendah daripada konsentrasi merkuri di air sungai Cikaniki yang telah tercemar merkuri, namun demikian masih lebih tinggi dibandingkan dengan *background concentration*nya di hulu DAS Cisadane. Konsentrasi merkuri di air pada sungai Cimande, Cisarua, Curug Bitung, dan Lukut sudah menimbulkan efek toksisitas akut pada ikan, namun belum berdampak akut pada biota dasar perairan (invertebrata). Namun demikian konsentrasi merkuri di semua lokasi pengamatan sudah dapat menyebabkan toksisitas kronis baik pada ikan maupun invertebrate, serta sudah melewati kriteria kualitas air baik yang ditetapkan oleh pemerintah Indonesia, maupun yang ditetapkan oleh Negara lain seperti Kanada, dan Amerika Serikat.
3. Akumulasi merkuri di sedimen sungai yang tercemar mencapai lima kali lipat apabila dibandingkan dengan konsentrasi merkuri di sedimen sungai yang tidak terdapat kegiatan penambangan emas tanpa ijin Konsentrasi Merkuri di Biota. Konsentrasi Merkuri di sedimen sungai Cisaat dan Cimande masih mendekati *background concentration* di S. Citalahab Hulu, sedangkan konsentrasi sedimen di S. Ciletuh sedikit di atas nilai *background concentration*. Berdasarkan 3 *guidelines* tentang baku mutu logam berat pada sedimen yang dikeluarkan oleh US-EPA *Region V*, Kementrian lingkungan Ontario Canada, dan Swedia (SEPA), maka konsentrasi merkuri di seluruh lokasi yang diamati sudah terpolusi berat.
4. Dari enam lokasi yang diambil sampelnya, larva *Eoophyla* sp. Hanya didapatkan di empat lokasi saja yaitu Ciletuh, Cimande, Cisarua, dan Curug Bitung. Sedangkan di Cisaat tidak ditemui sedangkan di Lukut ukuran dan jumlah larva yang didapat tidak memadai untuk dianalisis. Bioakumulasi merkuri terendah didapatkan di S. Cimande, sedangkan bioakumulasi merkuri tertinggi ditemui di S. Cisarua.
5. Dari jenis dan jumlah ikan serta *crustacea* yang tertangkap terlihat bahwa di Sungai Cimande terdapat lebih banyak jumlah dan jenis ikan yang tertangkap. Di Sungai Cikaniki sulit diperoleh ikan ataupun *crustacea*. Ikan *beunteur* (*Puntius binotatus*) dan *Nemahchilus* sp memiliki distribusi yang luas. Ikan Tilan atau *Mastacembelus* merupakan ikan pemakan organisme dasar atau omnivorous *bottom feeder*. Jenis ini mungkin yang dapat dijadikan untuk biomonitoring pencemaran logam merkuri, karena jenis ini selain pemakan detritus juga pemakan bentos seperti kepiting dan moluska.

DAFTAR PUSTAKA

- Allen, H. E., 1993. The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards. *The Science of the total Environment*, Supplement. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.
- Anonymous, 1999, Sediment Quality Guidelines Developed for the National Status and Trends Programs, NOAA, 12pp.
- APHA, 1995, Standard Methods. For Examination of Water and Wastewater, By M.C.Rand: A.E. Greenberg and M.J. Taras (Eds). 19 Th Edition, APPA-AWWA/ WEFW, USA, 1193pp.
- Beckvar, Nancy, Jay Field, Sandra Salazar, and Rebecca Hoff. 1996. Contaminants in Aquatic Habitats at Hazardous Waste Sites: Mercury. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 100. Seattle: Hazardous Materials Response and Assessment Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. 74 pp.
- Biesinger, K. E., L. E. Anderson, and J. G. Eaton 1982. Chronic effects of inorganic and organic mercury on *Daphnia magna*: toxicity, accumulation, and loss. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11:769-774.
- Birge, W. J., J. A. Black, A. G. Westerman, and J. E. Hudson. 1979. The effects of mercury on reproduction of fish and amphibians. In: J. O. Nriagu (ed.). *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. pp. 629-655. New York: Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Burton Jr A., 2002, sediment Quality Criteria in Use around the World, *limnology* 3: 65-75pp
- Chandrajith, R., Okumura, M., 1996. Geochemistry of Mercury in Sediments from Lake Biwa in Japan. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. Vol. 2:181-186 Allen, H. E
- Chapman, P. M., Wang, F., Janssen, C., Persoone, G., Allen, H. E. 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2221-2243.
- Effendi, H., 2003. Telaah Kualitas Air : Bagi Sumber Daya dan Lingkungan Perairan. Penerbit Kanisius. 258 halaman.
- Environment Canada. 2003. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: inorganic mercury and methylmercury. Scientific Supporting Document. Ecosystem Health: Science-based Solutions Report No. 1-7. National Guidelines and Standards Office, Water Policy and Coordination Directorate, Environment Canada, Ottawa. 107 pp.
- Forstner, U., Wittman, G. T. W., 1983. Metal Pollution in The Aquatic Environment. Springer Verlag. Berlin Heidelberg, New York Tokyo. 486 pp.
- Giesy J.P. and R. A. Hoke, 1990, Freshwater sediment Quality Criteria: Toxicity Bioassessment: Chapter 9, in R. Baudo, J.P. Giesy, H. Muntau: *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place pollutants*, Lewis Publishers. Inc, Ann Arbor Boca Raton Boston, Michigan, 265-348pp.
- Hawking, J. H., Smith, F. J. 1997. Color Guide to Invertebrates of Australian Inland Waters. Identification Guide No. 8. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology. Murray -Darling Freshwater Research Centre. Australia. 213 pp.

- Ingersoll C.G., P.S. Haverland, E.L. Brunson, T.J. Canfield, F.J. Dwyer, C.E. Henke, N.E. Kimble, D.R. Mount, R.G. Fox, 1996, Calculation and Evaluation of Sediment Effect Concentration for The Amphipod *Hyaella azteca* and the Midges *Chironomus riparius*, *J. Great Lakes Res.* 22(3): 602-623pp.
- Karr, J. R., 1987. Biological Monitoring and Environmental Assessment: A Conceptual Framework. *Environmental Management* 11: 249-256
- Kirchoff, W. 1991. Water Quality Assessment Based on Physical, Chemical and Biological Parameters for The Citarum River Basin. 12pp
- Krebs, J. G. 1978. Ecology; The Experimental Analysis of Distribution and Abundance (2nd Edition). Harper and Law Publisher. New York. 678 pp.
- Long E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith, and F.D. Calder, 1995, Incidence of Adverse Biological Effects Within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediment, *Environmental Management* 19(1):81-97pp.
- Mac Donald D.D., R.S. Carr, F.D. Calder, E.R. Long, and C.G. Ingersoll, 1996, Development and Evaluation of Sediment Quality Guidelines for Florida Coastal Water, *Ecotoxicology* 5:253-278pp.
- Niimi, A. J. and G. P. Kisson 1994. Evaluation of the critical body burden concept based on inorganic and organic mercury toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26:169-178.
- Norris R.H. Dan K.R. Norris, 1995, The Need For Biological Assessment Of Water Quality: Australian Perspective, *Australian Journal Of Ecology* 20: 1-6pp.
- Odum, T.P. 1971, *Fundamental Ecology*, 3rd Edition, W.B. Saunders, Philadelphia, 574pp
- Pilgrim, W., and Ecological Monitoring and Assessment Network. 1998. Mercury activities and measurements in the eastern Canadian provinces, Ch VIII in: In: Northeast states and eastern Canadian provinces - Mercury Study - a framework for action, ed. M. Tatsutani, pp. 1-64. NESCAUM, NEWMOA, NEIWPC, EMAN
- Roesijadi, G. and Robinson, W. E., 1994. Metal regulation in aquatic animals: Mechanisms of uptake, accumulation, and release. Taylor (Ed). *Aquatic Toxicology*. CRC Press. Inc.
- Smith S.L., D.D. mac Donald, K.A. Kennleyside, C.G. Ingersoll, and J. Field, 1996, A Preliminary Evaluation of Sediment Quality Asssessment Values for Freshwater Ecosystems, *J. Great Lakes Res.* 22:624-638pp.
- Spehar, R. L. and J. T. Fiandt 1986. Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:917-931.
- Swartz, R. C., P. F. Kemp, D. W. Schults, and J. O. Lamberson. 1988. Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod, *Rhepoxynius abronius*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7:1013-1020.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C, Bisson, D. M. 1979. Sequential Extraction Procedure for The Speciation of The Particulate Trace Metals. *Anal. Chem* 51: 844-851pp.

- Tremblay, A., and Lucotte, M. 1997. Accumulation of Total Mercury and Methyl Mercury in Insect Larvae of Hydroelectric Reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 832-841
- Vannote, R. L., K. W. Minshall, J. R., Sedell, C. E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (37) 130 – 137.
- Warwick W.F., 1985, Morphological Abnormalities In Chironomidae (Diptera) Larva As Measures Of Toxic Stress In Freshwater Ecosystems: Indexing Antennal Deformities In *Chironomus Meigen*, *Can. J. Fish Aquat. Sci* 42: 1881-1914
- Yoga, G. P., Sudarso, Y., Syawal, M. S., Nasution, H., 2003. Kajian Bioavailabilitas, dan Bioakumulasi Logam Berat pada Sedimen DAS Cisadane. Dalam Laporan Teknis 2003. Bagian Proyek Penelitian Sumberdaya Perairan Darat Pusat Penelitian Limnologi. Lembaga Ilmu Pengetahuan Indonesia. Halaman 1-1 sampai 1-15.