

RESPON KOMUNITAS MAKROAVERTEBRATA TERHADAP KONTAMINASI LOGAM BERAT DI SEDIMEN DARI WADUK SAGULING

Yoyok Sudarso^{*}, Gunawan P. Yoga, Tri Suryono

ABSTRAK

Waduk Saguling merupakan salah satu waduk sistem cascade yang berlokasi di Provinsi Jawa Barat. Waduk tersebut terletak di bagian pertama dari sistem cascade yang inletnya berasal dari Sungai Citarum yang telah mengalami pencemaran. Oleh sebab itu waduk tersebut berpotensi mengalami kontaminasi oleh logam berat lebih tinggi dibandingkan dengan dua waduk yang ada di bawahnya (Cirata dan Jati Luhur). Salah satu komponen biota akutaik yang diduga mengalami dampak negatif dari kontaminasi logam di sedimen adalah komunitas bentik makroavertebrata. Tujuan dari penelitian ini adalah untuk mengkaji pengaruh kontaminasi logam di sedimen terhadap komunitas bentik makroavertebrata di sedimen. Pengambilan sampel sedimen dan biota telah dilaksanakan pada bulan Juni, Juli, dan Agustus 2006. Logam yang dikaji dalam penelitian hanya 4 jenis yaitu Cu, Hg, Pb, dan Cd. Konsentrasi logam tersebut dibandingkan dengan beberapa guideline effect range low (ERL), effect range median (ERM), probable effect level (PEL), severe effect level (SEL), dan treshold effect level (TEL), secara umum menunjukkan kontaminasi logam Hg, Pb, dan Cu yang paling berpotensi menimbulkan gangguan pada ekosistem perairan, sedangkan logam Cd masih di bawah ambang batas dari sebagian besar guideline tersebut di atas. Hasil penelitian ini menunjukkan adanya peningkatan kontaminasi logam Pb, Cu, dan Hg di sedimen pada Waduk Saguling akan diikuti dengan penurunan beberapa atribut biologi (indek) yaitu: biological monitoring working party (BMWP), diversitas, kekayaan taksa, dan gabungan. Namun indek tersebut di atas relatif kurang sensitif dalam mendeteksi besarnya kontaminasi logam Cd, C-organik, maupun ph di sedimen.

Kata kunci: logam berat, sedimen, bentik makroavertebrata, Waduk Saguling.

ABSTRACT

Saguling reservoir is one of reservoirs in the reservoir cascade system which is located in Citarum river, west java province. The reservoir is the first part from that system and located in upper part of the system. The reservoir inlet comes from Citarum River which is heavily polluted and causes the reservoir potentially heavily contaminated by heavy metal especially if it compared to two other reservoirs located below it (Cirata and Jatiluhur). Benthic macroinvertebrates community is one of aquatic ecosystem components which directly exposed to heavy metals pollution in aquatic ecosystem. The aim of this research is to evaluate effect of heavy metal contamination to benthic macroinvertebrates community lives at reservoir's sediment. Biota and sediment samples were taken on June, July, and August 2006. Heavy metals of interest of this study were Cu, Hg, Pb, and Cd. Concentration of those heavy metals in sediments were compared to several guidelines such as ERL, ERM, PEL, SEL, and TEL. In general Hg, Pb, and Cu showed adverse effect to benthic macroinvertebrates community, while Cd was still below most of guideline's threshold. Result of this study showed that the elevation of Pb, Cu, and Hg concentration in sediment's reservoir was followed by decline of several biological attributes such as: biological monitoring working party (BMWP), diversity, taxa richness, and combination. However those indices were not sensitive to detect Cd contamination, C-organic concentration, and ph in sediment.

Keywords: Heavy metals, sediment, benthic macroinvertebrates, Saguling Reservoir.

^{*} Puslit limnologi-LIPI, Jl. Jakarta-bogor km 46, Cibinong, E-mail: yusdarso@plasa.com

PENDAHULUAN

Keberadaan bahan polutan pada ekosistem akuatik cenderung berikatan dengan bahan partikulat dan akan diendapkan di dasar sedimen. Oleh sebab itu di dasar sedimen seringkali mengakumulasi bahan polutan misalnya logam berat, *polycyclic aromatic hydrocarbons* /PAH, *polychlorinated biphenyl*/PCB, pestisida, dan nutrisi dalam konsentrasi yang relatif tinggi dibandingkan dengan yang ada di kolom air. Kontaminasi polutan tersebut di sedimen berpotensi menimbulkan stress bagi ekosistem air tawar dengan mode kerusakan pada spesies yang toleran (misalnya: kecacatan) dan menghilangkan spesies makrovertebrata yang tergolong sensitif (Beasley and Kneale 2004).

Komunitas bentik makrovertebrata sering digunakan sebagai indikator biologi dalam mendeteksi keseluruhan pengaruh yang terjadi pada sumber daya air (Zisckhe and Ericksen 2003; Poulton *et al.* 2003). Hewan tersebut biasanya dilibatkan dalam program restorasi tipe badan air (sungai, danau dan sebagainya) karena fungsi hewan tersebut dalam rantai makanan yang penting sebagai penyusun produktivitas sekunder. Adanya pencemaran umumnya dapat menyebabkan perubahan pada struktur komunitas yang dapat diketahui dengan perubahan pada komposisi dan kelimpahan taxanya. Mize and Deacon (2002) menyebutkan komposisi dan struktur komunitas dari bentik makrovertebrata mampu mencerminkan kondisi kualitas perairan dari bulanan hingga tahunan secara terus menerus. Pengaruh polusi pada struktur komunitas bentik makrovertebrata umumnya dapat dibagi menjadi tiga kategori yaitu: menurunkan keanekaragaman, meningkatkan dominansi oleh grup atau spesies tunggal yang bersifat opportunistik, dan menurunkan ukuran individu (Azrina *et al.* 2006). Sedangkan perubahan pada status fungsionalnya dapat ditunjukkan dengan perubahan pada produktivitas sekunder, laju dekomposisi dan sebagainya. Beberapa alasan lain tentang keuntungan penggunaan hewan tersebut sebagai indikator biologi perairan adalah: mobilitas yang rendah, diversitas yang tinggi, peran pentingnya dalam rantai makanan, siklus hidup yang relatif panjang, dan sensitivitas yang bervariasi terhadap polutan (Reynoldson and Metcalfe-Smith 1992).

Waduk Saguling merupakan salah satu waduk sistem cascade yang berlokasi di Provinsi Jawa Barat. Waduk tersebut terletak di bagian pertama dari sistem cascade yang inletnya mendapat masukan dari Sungai Citarum yang telah mengalami pencemaran. Oleh sebab itu waduk tersebut berpotensi mengalami pencemaran yang lebih tinggi dibandingkan dengan dua waduk yang ada di bawahnya (Waduk Cirata dan Jati Luhur). Waduk Saguling saat ini telah mengalami beberapa masalah yang cukup serius antara lain: peningkatan beban sedimen yang tinggi (> 4 juta m^3 /thn), masuknya sampah dan gulma air ke dalam waduk ($250.000 m^3$ /thn), percepatan korositas turbin, dan penurunan kualitas air oleh kontaminasi bahan polutan organik, logam berat, pestisida, dan mikropolutan lainnya (Anonim 2004). Namun demikian peningkatan konsentrasi logam di Waduk Saguling juga ditengarai dari aktivitas gunung berapi Tangkuban Perahu dan Patuha yang dapat memuat senyawa sulfat ke DAS Citarum sebesar 6000-12.000 ppm, chlorida 5300-12.600 ppm, dan logam seperti As, Ba, Mg, Al, Cu, Pb, Zn, Hg, Se, dan Cd (Sriwana 1999). Adanya fenomena kematian ikan secara masal yang mencapai ribuan ton di Waduk Saguling, sementara ini disebabkan oleh kombinasi penurunan oksigen terlarut, tingginya konsentrasi amonia, dan bahan kimia toksik lainnya seperti pestisida, logam berat dan sebagainya yang dilepaskan dari sedimen ke kolom air (Brahmana *and* Firdaus 1997; Hart *et al.* 2002).

Penelitian ini bertujuan untuk mengkaji dampak kontaminasi logam berat di sedimen terhadap komunitas bentik makrovertebrata yang ada di Waduk Saguling.

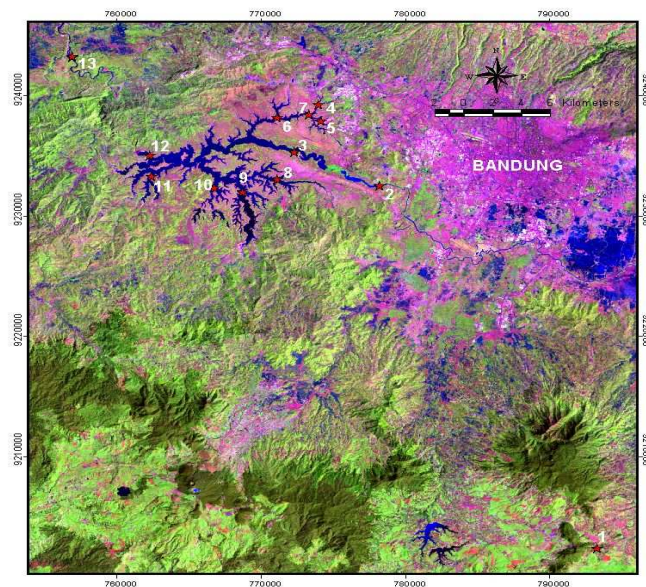
BAHAN DAN METODE

Penelitian ini telah dilaksanakan pada bulan Juni hingga Agustus 2006. Ada 12 titik stasiun pengamatan yang berada di dalam Waduk Saguling dan 1 titik di bagian hulu Sungai Citarum (Gunung Wayang) yang berfungsi sebagai konsentrasi latar belakangnya (background concentration). Keterangan nama dan peta lokasi sampling yang telah ditetapkan meliputi (Gambar 1): **Stasiun 1** Hulu Sungai Citarum di Gunung Wayang (GW), **Stasiun 2** Sungai Citarum di Nanjung (Nj), **Stasiun 3** Sungai Citarum di Trash Boom Batujajar (Bj), **Stasiun 4** Cihaur Kampung Cipendeuy (Chr), **Stasiun 5** Cangkorah (Ckr), **Stasiun 6** Cimerang (Cmr), **Stasiun 7** Muara Cihaur/ Kampung

Maroko (Mrk), **Stasiun 8** Muara Cipatik (Cpk), **Stasiun 9** Muara Ciminyak (Cmy), **Stasiun 10** Muara Cijere (Cjr), **Stasiun 11** Muara Cijambu (Cjb), **Stasiun 12** Dekat *intake structure* (Itk), dan **Stasiun 13** Rajamandala (Rjm).

Jenis logam berat yang akan dikaji dalam penelitian ini hanya empat jenis yaitu plumbum (Pb), tembaga (Cu), merkuri (Hg), dan kadmium (Cd) yang sudah diketahui berpotensi toksik bagi sebagian besar biota akuatik dan telah direkomendasikan oleh agensi lingkungan seperti US-EPA (Anonim 1986). Parameter pendukung yang diukur pada sedimen meliputi: konsentrasi C organik, fraksi ukuran butir, dan pH sedimen. Parameter kualitas air yang diukur di air adalah oksigen terlarut dengan menggunakan alat *water quality checker* U-10 (merk Horiba).

Penelitian ini dilakukan pada musim kemarau, karena menggambarkan kondisi gangguan ekologi (diwakili oleh organisme benthik makrovertebrata) dalam kondisi stres maksimum, dengan debit air yang minimal, dan kadar bahan polutan yang relatif tinggi (Davis *and* Tsomides 1997). Disamping itu, komunitas benthik makrovertebrata diharapkan mampu mencerminkan pengaruh utama peningkatan dari kontaminasi logam tanpa adanya pengaruh faktor lainnya misalnya: peningkatan debit air/ banjir yang telah diketahui dapat berpengaruh pada komposisi dan kelimpahan benthik makrovertebrata (Matthaei *et al.* 2000).



Gambar 1. Peta lokasi sampling pengambilan sedimen dan organisme benthik makrovertebrata.

Sampling organisme bentik makrovertebrata/ bentos dilakukan pada bulan Juni, Juli, dan Agustus 2006 dengan menggunakan alat Ekman grab sampler. Pengambilan bentik makrovertebrata dilakukan pada kedalaman ± 5 meter yang ditetapkan dengan menggunakan alat *Fish finder 250* merk Garmin pada semua stasiun pengamatan. Diharapkan adanya kesamaan kedalaman ini diantara stasiun pengamatan akan memiliki kemiripan komunitas bentik yang akan dikaji pada penelitian ini. Pada masing-masing stasiun pengamatan dilakukan pengambilan sebanyak 9 kali grab (luas area yang disampling ± 2025 cm²). Pengawetan bentik makrovertebrata dengan menggunakan larutan formalin 10% yang dimasukkan dalam keller plastik. Sedimen dibilas dengan menggunakan air kran di atas saringan yang berpori 0,5 mm. Sortir bentik makrovertebrata dilakukan di bawah mikroskop stereo dengan pembesaran hingga 10 hingga 45 kali. Hewan yang telah tersortir dimasukkan dalam botol flakon yang sudah berisi larutan alkohol 75%. Khusus identifikasi hewan cacing Oligochaeta dan larva Diptera Chironomidae dilakukan *mounting* dengan menggunakan larutan CMCP-10 (*Polysciences Inc.*).

Sampel sedimen yang akan dianalisis konsentrasi logamnya berasal dari lapisan atas/ permukaan ($\pm 2-5$ cm) dengan menggunakan alat *Ekman grab sampler*. Pengambilan cuplikan sedimen pada masing-masing stasiun dilakukan pengulangan sebanyak 3 kali. Cuplikan sedimen tersebut kemudian dimasukkan dalam botol kaca Scott yang bervolume 250 ml. Botol tersebut kemudian dimasukkan dalam *coolbox* yang sebelumnya sudah diberi es batu pada bagian luarnya sebagai pengawetnya.

Analisis logam Pb, Cu, Cd dikerjakan dengan menggunakan metode dekstruksi HCL-HNO₃ dengan perbandingan (3:1) dan larutan H₂O₂ 30% yang dipanaskan di atas hotplate. Larutan ekstrak dianalisis lebih lanjut dengan menggunakan AAS flame spektrofotometer merk Hitachi Z6100. Penjelasan dari metode ini dapat dilihat dalam Smoley (1992). Untuk logam merkuri (Hg), sedimen didekstruksi dengan menggunakan campuran larutan asam H₂SO₄-HNO₃ yang dioksidasi dengan menggunakan larutan KMnO₄ 45% dan Kalium persulfat 5%. Reduksi MnO₄ dengan menggunakan larutan hidrosilamide klorit 10%. Reduksi Hg dilakukan dengan menggunakan larutan SnCl₂.2H₂O dan larutan ekstrak yang tertinggal dianalisis dengan menggunakan alat *mercury analyzer (cold vapor AAS)* merk Hiranuma 310. Penjelasan lebih lanjut

metode analisis logam merkuri ini dapat dilihat pada Smoley (1992). Metode pengukuran konsentrasi C organik pada sedimen dilakukan menurut Graham (1948) dan Bray and Kurtz (1945). Adapun pengukuran parameter lainnya seperti: fraksi ukuran butir dengan menggunakan saringan bertingkat, dan pH sedimen secara rinci dijelaskan dalam Blackmore *et al.* (1981).

Analisis data

Status kontaminasi dari empat logam yang terakumulasi di sedimen (Hg, Cd, Cu, dan Pb) digabung kedalam satu indek polusi (W) dari Widianarko *et al.* (2000). Rumus dari indek polusi (W) dapat dilihat di bawah ini:

$$W = \log \left(\prod_{i=1}^n Ci/Coi \right)$$

Dengan Ci = konsentrasi logam i di sedimen, Coi = konsentrasi logam di stasiun yang berfungsi sebagai latar belakang (background concentration), dan n = jumlah dari logam. Lokasi dikategorikan belum terpolusi jika $W \leq 0$, terpolusi ringan jika $0 \leq W < 1$, terpolusi sedang $1 < W \leq 2$, dan terpolusi berat jika $W > 2$.

Prediksi besarnya gangguan pada komunitas benthik makrovertebrata di masing-masing stasiun pengamatan, mengadopsi dari kriteria MacDonald *et al.* (2004). Tipe kualitas sedimen digolongkan menjadi tiga bagian yaitu tipe A, B, dan C. Tipe A diharapkan kondisi yang mewakili tingkat gangguan yang rendah yang umumnya terdapat pada bagian reference site (*background concentration*). Tipe B menunjukkan tingkat gangguan sedang, dan tipe C menunjukkan tingkat gangguan yang tinggi. Uraian penjelasan secara rinci dari kriteria tersebut di atas dapat dilihat pada Tabel 1.

Tabel 1. Kriteria kualitas sedimen yang didasarkan pada besarnya gangguan pada komponen *triad* uji bioassai dan komunitas benthik makrovertebrata.

Tipe kualitas sedimen	Besarnya gangguan pada efek biologi	Komunitas benthik (% sampel yang terpengaruh)
Tipe A	Rendah	< 10
Tipe B	Sedang	10-50
Tipe C	Tinggi	> 50

HASIL DAN PEMBAHASAN

Status kontaminasi dan polusi logam di sedimen

Hasil kompilasi analisis logam rata-rata Cu, Cd, Hg, dan Pb di sedimen dari mulai bulan Juni, Juli, Agustus 2006 telah disajikan **Gambar 2** dan **3**. Dari gambar tersebut menunjukkan kontaminasi logam mulai Stasiun Nanjung hingga outlet Waduk Saguling (Stasiun Rajamandala) yang secara umum relatif tinggi. Konsentrasi logam setelah Stasiun Gunung Wayang berkisar 3 hingga 8 kali lipat untuk beberapa jenis parameter logam berat yang diamati. Tingginya kontaminasi logam yang terakumulasi di sedimen tidak terlepas dari beban polusi yang diterima pada masing-masing stasiun pengamatan. Sumber kontaminasi logam berat yang masuk ke Sungai Citarum dan Waduk Saguling mungkin sangat beragam dan kompleks. Gerhardt *et al.* (2004) dan Paul and Meyer (2001) menyebutkan adanya peningkatan aktivitas antropogenik di ekosistem air tawar akan meningkatkan konsentrasi logam beberapa kali lipat di atas konsentrasi latar belakangnya. Mwamburi (2003) menambahkan sumber logam di sedimen di ekosistem akuatik umumnya berasal dari buangan limbah industri dan perkotaan, emisi atmosfer, dan pelindihan bahan kimia dari lahan pertanian.

Hasil penilaian status polusi logam berat total (Pb, Cu, Hg, dan Cd) dengan menggunakan indek polusi (W) dari Widianarko *et al.* (2000) menunjukkan Stasiun Gunung Wayang yang berfungsi sebagai konsentrasi latar belakang dikategorikan belum mengalami polusi. Stasiun Nanjung hingga Maroko dikategorikan telah terpolusi berat, Stasiun Cipatik, intake structure, dan Rajamandala tergolong terpolusi sedang, dan Stasiun Ciminyak hingga Cijambu menunjukkan status terpolusi ringan. Tingkat status polusi pada masing-masing stasiun pengamatan secara lebih rinci dapat dilihat dalam **Tabel 2**. Penilaian status polusi logam di sedimen dengan menggunakan indek polusi (Widianarko 2000) pada penelitian ini bermanfaat dalam memprediksi besarnya bobot bukti dari kontaminasi kimia (salah satu komponen triad) pada masing-masing stasiun pengamatan. Salah satu keuntungan penggunaan indek polusi tersebut di atas, yaitu dalam membandingkan antara konsentrasi logam pada daerah uji (*test site*) dengan konsentrasi latar belakangnya (*reference site*) mungkin memiliki kemiripan kondisi geokimianya maupun sejarah asal penyusun partikel sedimen itu sendiri. Sehingga hasil yang diperoleh lebih akurat dan mendekati kondisi *riil* di lapangan. Norris and Norris

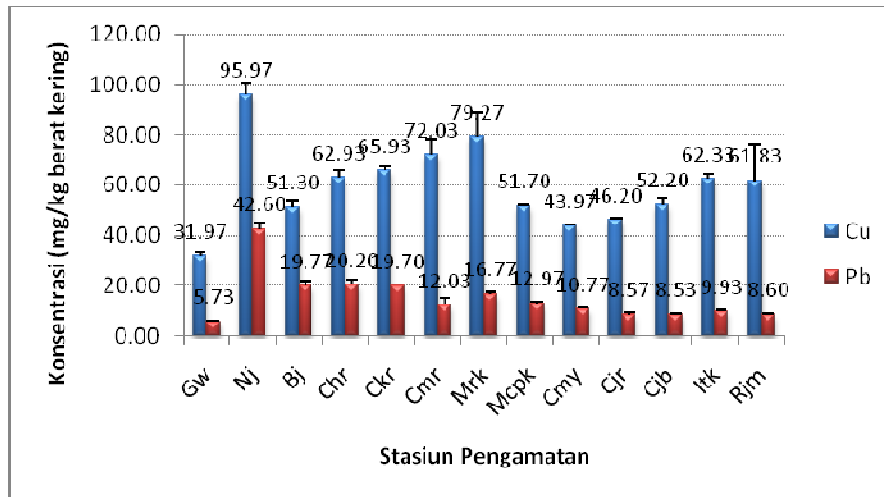
(1995) menyebutkan dalam penyusunan indek polusi yang didasarkan pada perbandingan daerah uji (*test site*) dengan konsentrasi latar belakang yang berfungsi sebagai *reference site* biasanya memiliki hasil yang lebih baik guna diterapkan pada skala lokal, regional, bahkan nasional yang kadangkala memiliki perbedaan karakter kondisi geomorfologinya.

Lima *guideline* lain dari *sediment effect concentration* (SECs) meliputi: ERL, ERM, TEL, PEL, dan SEL menunjukkan stasiun-stasiun yang telah melebihi TEL (Cu: 35,7 mg/kg berat kering) yaitu Stasiun Nanjung hingga Rajamandala. Stasiun Muara Cihaur dan Cipatik telah melebihi nilai *guideline* ERL-Cu yaitu 70 mg/kg berat kering, dan khusus Stasiun Nanjung telah melebihi nilai SEL-Cu yaitu 86 mg/kg berat kering. Untuk logam Pb hanya di Stasiun Nanjung saja yang telah melebihi kedua nilai *guideline* di atas (TEL-Pb: 35 mg/kg berat kering dan ERL-Pb: 35 mg/kg berat kering). Adapun konsentrasi logam Hg di Stasiun Gunung Wayang, intake structure, Rajamandala, Muara Cipatik, Muara Cijere, dan Muara Cijambu masih berada di bawah kelima *guideline* tersebut di atas, sedangkan Stasiun Nanjung hingga Muara Cihaur sebagian besar telah melebihi *guideline* ERL-Hg, TEL-Hg, dan PEL-Hg. Kontaminasi logam Cd di sedimen dibandingkan dengan lima *guideline* tersebut di atas, semuanya masih di bawah nilai dari lima *guideline* tersebut. Dari lima *guideline* tersebut di atas menunjukkan kontaminasi logam Cd di Waduk Saguling diprediksi sangat kecil menimbulkan gangguan ekologi maupun toksisitasnya pada biota akuatik.

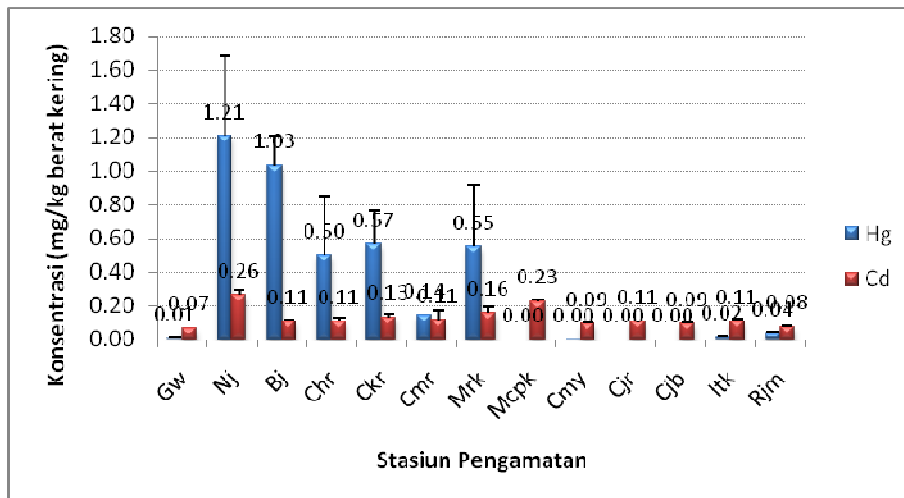
Tabel 2. Status polusi dari logam berat yang terakumulasi di sedimen dengan menggunakan indek polusi (Widianarko *et al.*2000).

Stasiun	Stasiun Pengamatan	W	Status Polusi
1	Gunung Wayang	0	Belum terpolusi
2	Nanjung	4,1	Terpolusi berat
3	<i>Trashboom</i> Batujajar	3,1	Terpolusi berat
4	Cihaur	2,9	Terpolusi berat
5	Cangkorah	3,0	Terpolusi berat
6	Cimerang	2,2	Terpolusi berat
7	Maroko	3,1	Terpolusi berat

8	Cipatik	1,1	Terpolusi sedang
9	Ciminyak	-0,5	Terpolusi ringan
10	Cijere	0,5	Terpolusi ringan
11	Cijambu	0,5	Terpolusi ringan
12	Intake structure	1,1	Terpolusi sedang
13	Rajamandala	1,2	Terpolusi sedang



Gambar 2. Konsentrasi rata-rata logam Pb dan Cu pada sedimen (mg/kg berat kering) di masing-masing stasiun pengamatan.



Gambar 3. Konsentrasi rata-rata logam berat Cd dan Hg (mg/kg berat kering) di sedimen di setiap stasiun pengamatan

Dari **Gambar 2, 3, dan Tabel 2** menunjukkan adanya perbedaan kontaminasi logam dan status polusi di masing-masing stasiun pengamatan kemungkinan disebabkan oleh perbedaan beban pencemar yang masuk pada masing-masing stasiun pengamatan tersebut. Status polusi logam di sedimen umumnya dihasilkan dari perbedaan jenis dan besarnya logam berat yang digunakan dan dilepaskan ke lingkungan akibat dari peningkatan aktivitas antropogenik di sekitar *site* tersebut (Förtstner 1983a). Power and Chapman (1992) menyebutkan kemampuan yang tinggi dari sedimen untuk merespon dan merekam kejadian polusi yang terjadi di dalam ekosistem akuatik dari masa lampau hingga sekarang. Sebagai contoh daerah-daerah yang mendapat masukan utama dari limbah aktivitas gunung berapi, limbah industri dan perkotaan (misalnya Stasiun Nanjung dan Trashboom), dan kawasan industri (Stasiun Cihaur, dan Cangkorah) akan memiliki kontaminasi logam di sedimennya lebih tinggi dibandingkan dengan daerah lainnya yang beban polusinya masih didominasi oleh pertanian dan limbah domestik yang berasal dari perkampungan (misalnya Stasiun Cipatik, Cijere, dan Cijambu). Peningkatan logam di Stasiun Cihaur, Cangkorah, dan Cimerang diduga dari buangan industri yang berada di pinggir waduk yang membuang limbahnya secara langsung ke dalam Waduk Saguling (Misdi¹ 2006, komunikasi pribadi). Kontaminasi logam di Stasiun Ciminyak dan stasiun lainnya dalam Waduk Saguling mungkin berasal dari penumpukan sisa pakan buatan dari budidaya jaring apung, beban polusi dari anak-anak sungai yang masuk ke stasiun tersebut, maupun berasal dari air Waduk Saguling sendiri yang sudah mengalami kontaminasi logam di kolom airnya dari Sungai Citarum (Mulyanto 2003).

Hubungan Kontaminasi Logam di Sedimen dengan Komunitas Bentik Makrovertebrata.

Interaksi kontaminasi logam berat dan bahan polutan lainnya di lapangan mungkin bersifat sangat kompleks dalam memberikan pengaruh pada perubahan struktur komunitas bentik makrovertebrata. Namun demikian dampak keberadaan logam berat

¹ PT. Indonesia Power, UBP Saguling, Bandung

di sedimen terhadap komunitas bentik makrovertebrata telah banyak dikaji, karena efek negatif dari logam tersebut akan berpengaruh secara langsung pada seluruh tingkatan organisasi biologi dari level seluler (proses biokimia dan fisiologi) hingga penurunan keanekaragaman hayati (Luoma *and* Carter 1991). Luoma *and* Carter (1991) menyebutkan pengaruh negatif dari pemaparan logam ke organisme bentik makrovertebrata mungkin berupa gangguan pada laju feeding, respirasi, proses reproduksi, embriogenesis, perkembangan larva, abnormalitas morfologi, histopatologi, perilaku, pengaturan ion (osmotik), dan fungsi organ tubuh lainnya yang semuanya itu akan berpengaruh pada tingkat kelangsungan hidup organisme bentik yang bersangkutan. Konsekuensi dari terganggunya struktur komunitas oleh bahan toksikan biasanya berupa hilangnya beberapa spesies yang tergolong sensitif dan perubahan dalam kelimpahan organisme yang bersangkutan pada komunitasnya, sehingga integritas biologi dari perairan tersebut biasanya akan mengalami penurunan (Ford 1989). Data komposisi dan kelimpahan rata-rata dari organisme bentik makrovertebrata pada setiap stasiun pengamatan secara rinci dapat dilihat dalam **Lampiran 1**.

Respon atribut biologi (bentik makrovertebrata) dalam mencerminkan tingkat gangguan ekologi yang terjadi di setiap stasiun pengamatan telah disajikan dalam **Tabel 3**. Dari tabel tersebut menunjukkan *trend* nilai indeks diversitas Shannon-Wiener yang menurun drastis setelah Stasiun Gunung Wayang dari 3,4 hingga mencapai nilai 0,1, 0,9, dan 0 berturut-turut pada Stasiun Nanjung, Cihaur, dan Cangkorah. Rendahnya indeks diversitas di Stasiun Nanjung disebabkan oleh adanya dominasi yang kuat dari kelimpahan satu hewan tertentu saja misalnya cacing Oligochaeta *Limnodrilus* sp. (24.030 indv/m²). Di Stasiun Cihaur dan Cangkorah rendahnya indeks diversitas disebabkan oleh rendahnya jumlah komposisi taksa dan kelimpahan organisme bentik makrovertebrata yang menyusun komunitas stasiun tersebut (44 indv/m² di Cangkorah). Di Stasiun Cangkorah hanya tersusun oleh larva Chironomid *Kiefferulus* sp. yang relatif rendah jumlah kelimpahannya. Setelah Stasiun Cangkorah nilai indeks sedikit demi sedikit meningkat di Stasiun Cimerang hingga Rajamandala dengan kisaran 2,1 hingga 3,3.

Tabel 3. Respon beberapa metrik biologi di setiap stasiun pengamatan

Stasiun	Indek Diversitas	Kekayaan taxa	BMWP	Indek biotik gabungan
Gunung Wayang	3,4	15	24	27
Nanjung	0,1	1	0	3
Batujajar	0,5	2	0	5
Cihaur	0,9	1	2	7
Cangkorah	0	1	2	5
Cimerang	2,6	7	18	13
Maroko	2,4	6	14	13
Cipatik	2,7	8	2	13
Ciminyak	3,3	12	13	19
Cijere	3,0	8	8	17
Cijambu	2,9	9	12	19
<i>Intake</i>	2,1	6	7	11
Rajamandala	2,4	9	5	13

Indeks diversitas Shannon-Wiener merupakan indeks yang paling umum digunakan dalam menggambarkan stabilitas komunitas dan besarnya degradasi pada ekosistem akuatik (Reynoldson *and* Metcalfe-smith 1992, Berkman *et al.* 1988). Indeks tersebut menggabungkan tiga komponen utama dari struktur komunitas yaitu kelimpahan, jumlah taksa, dan evenness (kemerataan distribusi organisme diantara spesies). Rendahnya indeks tersebut biasanya mencirikan adanya stress dari komunitas yang cenderung menjadi tidak stabil. Indeks tersebut mencapai maksimum jika jumlah individu pada masing-masing individu spesies terdistribusi secara merata (Norris 1999). Zisckhe *and* Ericksen (2003) menyebutkan nilai indek diversitas antara 3 hingga 4 umumnya mencerminkan kondisi sungai yang belum terpolusi, sedangkan nilai indek di bawah 1 umumnya mencerminkan kondisi sungai yang terpolusi berat. Faktor lain yang mempengaruhi besarnya indek diversitas selain stress oleh polusi antara lain kecepatan arus, heterogenitas substrat, kedalaman usaha sampling, metode sampling yang dipergunakan, ukuran sampel, durasi sampling, tingkat resolusi taksonomi yang digunakan, dan waktu koleksi sampel (Norris 1999, Washington 1984). Salah satu

kekurangan penggunaan indeks diversitas dalam mencerminkan status polusi di perairan yaitu dalam penghitungan indeks tersebut tidak memasukkan unsur nilai toleransi dari masing-masing hewan bentik makrovertebrata terhadap pencemaran seperti indeks BMWP maupun indeks biotik lainnya. Adanya pencemaran ringan dari peningkatan nutrisi diduga dapat menyebabkan peningkatan nilai indeks diversitasnya (Washington 1984). Oleh sebab itu dalam mencerminkan gangguan yang terjadi dalam ekosistem perairan, penggunaan indeks diversitas Shannon-Wiener perlu dilakukan kombinasi dengan indeks biotik lainnya agar hasil yang diperoleh lebih akurat dan terintegrasi.

Atribut biologi kekayaan taksa menunjukkan trend yang hampir mirip dengan atribut biologi indeks diversitas. Di Stasiun Gunung Wayang masih memiliki indeks kekayaan taksa yang tertinggi (14). Setelah Stasiun Gunung Wayang, indeks kekayaan taksa mengalami penurunan hingga Stasiun Cangkorah (1). Setelah Stasiun Cangkorah trend dari indeks kekayaan taksa cenderung meningkat kembali dengan kisaran nilai yang cukup bervariasi dari 6 hingga 12 (dari Stasiun Cimerang hingga Rajamandala).

Bode *et al.* (1996) telah menggunakan atribut biologi atau metrik kekayaan taksa dalam menentukan tingkat gangguan pada ekosistem sungai khususnya di daerah New York Amerika Serikat. Berdasarkan kriteria yang dibuat oleh Bode *et al.* (1996), Stasiun Gunung Wayang dikategorikan telah mengalami gangguan sedang, sedangkan stasiun lainnya dikategorikan telah mengalami gangguan berat. Rendahnya kekayaan taksa ini disebabkan oleh banyak faktor yang mempengaruhinya antara lain perbedaan ekosistem (misalnya perairan mengalir dan menggenang), heterogenitas substrat, ketersediaan pakan, dan adanya polusi. Karena penelitian ini dilakukan di dalam Waduk Saguling dan hulu Sungai Citarum yang substrat dasarnya lebih didominasi oleh pasir dan campuran clay dan silt, maka hanya bentik makrovertebrata yang bertipe detritivor (pemakan detritus) saja yang biasanya mendominasi perairan tersebut dan akan berpengaruh pada rendahnya jumlah taksa yang ditemukan. Disamping itu dengan semakin bertambahnya beban polusi logam yang ada di sedimen, pada umumnya diikuti dengan berkurangnya jumlah kekayaan taksa dan kelimpahan beberapa taksa yang tergolong sensitif misalnya larva Ephemeroptera (*Baetis* sp.), Hemiptera (*Abedus*

identatus), Aeshnidae (*Coryphaeschna* sp) dan sebagainya yang sering ditemukan di Gunung Wayang.

Atribut biologi indeks BMWP menunjukkan trend yang agak berbeda dari indeks sebelumnya. Grafik batang indeks BMWP memperlihatkan bahwa Stasiun Gunung Wayang masih memiliki nilai indeks BMWP tertinggi yaitu 20. Setelah Stasiun Gunung Wayang nilai indeks menurun drastis pada Stasiun Nanjung dan Stasiun Batujajar yang mencapai nilai 0. Nilai indeks secara bertahap meningkat dari Stasiun Cihaur hingga Stasiun Maroko yang mencapai nilai 14. Setelah Stasiun Maroko nilai indeks cenderung turun kembali hingga mencapai nilai 3. Peningkatan cukup signifikan mulai tampak pada Stasiun Ciminyak hingga Stasiun Cijambu dengan nilai indeks dari 8 hingga 12. Setelah Stasiun Cijambu nilai indeks mulai turun kembali dari mulai stasiun intake structure (7) hingga Stasiun Rajamandala (5).

Dari **Tabel 3** menunjukkan adanya peningkatan kontaminasi logam terutama pada Stasiun Nanjung hingga Cangkorah diikuti dengan menurunnya indeks BMWP. Berdasarkan kriteria indeks BMWP, maka stasiun Gunung Wayang termasuk dalam kategori terpolusi ringan (16-50) dan semua stasiun pengamatan lainnya dalam kategori terpolusi berat (0-15). Beberapa hal yang dapat mempengaruhi sensitifitas dan besarnya nilai indeks BMWP selain dari adanya polusi yaitu perbedaan tipe perairan dan keterbatasannya nilai toleransi dari masing-masing organisme benthik makrovertebrata yang ditemukan. Penyusunan indeks BMWP pada awalnya dikembangkan untuk mendeteksi adanya pencemaran organik pada sungai (Martin 2004). Adanya perbedaan karakteristik fisik, kimia, maupun biologi dari tipe perairan pada umumnya akan menyebabkan perbedaan preferensi dari organisme benthik yang hidup di perairan tersebut. Beberapa famili dari organisme benthik makrovertebrata yang hidup di perairan mengalir tidak dijumpai pada perairan tergenang misalnya Nemouridae, Perlodidae dan sebagainya. Penggunaan indeks BMWP untuk perairan tergenang (kolam, waduk, atau danau) mungkin memerlukan modifikasi atau kalibrasi nilai toleransinya dari masing-masing famili organisme benthik makrovertebrata yang ditemukan. Disamping itu, nilai toleransi dari beberapa famili organisme benthik makrovertebrata yang ditemukan pada penelitian ini, tidak memiliki nilai skornya pada indeks BMWP misalnya Coenagrionidae, Oxygastridae, Lymnaeidae dan sebagainya. Hal ini akan

berpengaruh pada rendahnya nilai indeks dan salah satu kelemahan dari indeks BMWP, karena setiap taksa yang ditemukan mungkin mencirikan kondisi kualitas air tertentu.

Ketiga indeks tersebut di atas selanjutnya dibuat menjadi indeks biotik gabungan yang didasarkan pada pendekatan multimetrik. Hasil penggabungan indeks tersebut di atas dapat dilihat pada **Tabel 3** menunjukkan adanya peningkatan dan penurunan nilai indeks gabungan yang hampir mirip dengan 2 indeks sebelumnya (indeks diversitas dan kekayaan taksa). Pada indeks gabungan, Stasiun Gunung Wayang masih memiliki rangking tertinggi dibandingkan dengan stasiun lainnya yaitu 27. Setelah Stasiun Gunung Wayang trend dari grafik menunjukkan adanya penurunan pada Stasiun Nanjung yang mempunyai nilai indeks 3. Nilai indeks setelah Stasiun Nanjung mulai menunjukkan adanya sedikit peningkatan dari Stasiun Batujajar (5) hingga Stasiun Cihaur (7). Di Stasiun Cangkorah nilai indeks biotik gabungan mulai menurun kembali (5). Peningkatan yang signifikan terjadi dari Stasiun Cimerang hingga Stasiun Rajamandala dengan kisaran nilai indeks yang bervariasi dari 11 hingga 17. Adanya peningkatan indeks gabungan tersebut mungkin erat kaitannya dengan penurunan kontaminasi dari logam seperti yang telah dijelaskan sebelumnya.

Keran *and* Karr (1994) dan Reynoldson *et al.* (1997) menyebutkan setiap komponen atribut biologi (metrik) yang digunakan mengandung makna tersendiri dalam merespon perubahan komunitas dari adanya perubahan habitat, interaksi biologi, maupun oleh polusi. Dari ketiga indeks (metrik) tersebut, setelah mengalami pembobotan atau normalisasi, maka memungkinkan adanya penggabungan indeks ke dalam satu indeks biotik tunggal, seperti yang dilakukan dalam penyusunan biokriteria dengan menggunakan konsep multimetrik. Penggunaan konsep multimetrik (indeks gabungan) di Waduk Saguling ini sangat bermanfaat terutama dalam penggabungan informasi yang ada dari setiap metrik guna mendeteksi gangguan ekologi yang terjadi di dalam Waduk Saguling.

Hasil penilaian tingkat gangguan komunitas bentik makrovertebrata dengan menggunakan indeks biotik gabungan yang mengadopsi dari kriteria MacDonald *et al.* (2004), memperlihatkan bahwa secara keseluruhan komunitas bentik makrovertebrata yang hidup di Waduk Saguling telah mengalami gangguan dari kategori sedang (30-37) hingga berat (51-88). Kategori sedang dijumpai pada Stasiun Ciminyak hingga

Cijambu, sedangkan kategori berat terdapat pada Stasiun Nanjung hingga Cipatik, intake, dan Rajamandala (**Tabel 4**). Beratnya gangguan komunitas bentik makrovertebrata yang ada di Stasiun Nanjung hingga Cipatik diduga dipengaruhi oleh tingginya kontaminasi logam di sedimennya (Tabel 2). Adapun di stasiun *intake* dan Rajamandala beratnya gangguan pada komunitas bentik makrovertebrata selain disebabkan oleh kontaminasi logam berat itu sendiri, juga disebabkan oleh adanya faktor lainnya yang turut mengatur dan memberikan pengaruh pada komunitas tersebut misalnya amoniak, nitrit, PCB dan sebagainya.

Tabel 4. Penilaian gangguan komunitas bentik makrovertebrata di Waduk Saguling yang didasarkan pada atribut biologi gabungan.

Stasiun	Gangguan Efek Biologi	(% Komunitas Benthik Makrovertebrata yang Terpengaruh)
Gunung Wayang	Rendah	0
Nanjung	Tinggi	88
Batujajar	Tinggi	81
Cihaur	Tinggi	74
Cangkorah	Tinggi	81
Cimerang	Tinggi	51
Maroko	Tinggi	51
Cipatik	Tinggi	51
Ciminyak	Sedang	30
Cijere	Sedang	37
Cijambu	Sedang	30
<i>Intake</i>	Tinggi	59
Rajamandala	Tinggi	51

Ke empat atribut biologi di atas, di uji dengan korelasi Spearman dengan konsentrasi logam berat dan variabel pendukungnya (DO, C-organik dan pH sedimen) pada masing-masing stasiun pengamatan. Data hasil pengukuran parameter DO, C-Organik, dan pH sedimen secara rinci dapat dilihat pada **Tabel 5**. Hasil uji korelasi

antara variabel di atas secara rinci telah disajikan dalam **Tabel 6**. Dari tabel tersebut menunjukkan tingkat sensitifitas dari masing-masing indek biologi dalam merespon besarnya kontaminasi logam dan beberapa variabel pendukung lainnya (C-organik, ph sedimen, DO). Indek diversitas Shannon-Wiener, kekayaan taksa, dan indek biotik gabungan/ multimetrik masih menunjukkan sensitifitas yang relatif tinggi (signifikan pada $p = 0,05$) dalam mendeteksi peningkatan kontaminasi logam Cu, Pb, Hg, dan persentase ukuran butir sedimen. Indek BMWP hanya sensitif terhadap kontaminasi logam Pb, Hg, dan persentase ukuran butir sedimen. Selain hal tersebut empat atribut biologi di atas ternyata kurang sensitif dalam mendeteksi pengkayaan logam Cd di sedimen.

Tabel 5: Hasil analisis karbon organik dan fraksi butiran dari sedimen di setiap stasiun pengamatan.

No	Lokasi	DO Dasar (mg/l)	Karbon Organik [%]	pH	Fraksi Butiran Sedimen Dalam Satuan %					
					Clay & Silt	Pasir				
						Sangat Halus	Halus	Sedang	Kasar	Sangat Kasar
<63 μ m	63 – 125 μ m	125 – 250 μ m	250 – 500 μ m	500 μ m – 1mm	1 – 2mm					
1	Gunung Wayang	6,45	0.820	7.278	4.63	37.16	40.00	11.31	6.91	-
2	Nanjung	2,31	4.547	6.594	38.50	28.24	20.65	12.20	0.41	-
3	Batujajar	2,49	1.087	6.598	19.37	22.04	34.01	22.85	1.73	-
4	Cihaur	0,24	1.833	8.52	19.07	22.12	35.03	21.89	1.89	-
5	Cangkorah	0,71	2.147	9.116	19.07	22.12	35.03	21.89	1.89	-
6	Cimerang	0,6	1.187	8.304	18.58	24.30	31.03	24.02	2.08	-
7	Maroko	0,36	2.61	7.78	6.58	32.83	35.86	23.11	1.63	-
8	Cipatik	0,70	3.19	7.48	16.94	30.56	29.26	22.10	1.14	-
9	Ciminyak	0,26	2.2	7.62	4.47	27.07	43.54	23.91	1.01	-
10	Cijere	0,44	2.40	8.268	23.37	34.23	32.17	9.96	0.28	-
11	Cijambu	1	1.487	7.776	4.08	31.19	39.16	24.17	1.40	-
12	Intake	0,59	1.47	7.74	16.58	28.14	25.01	26.57	3.71	-
13	Rajamandala	3,27	0.983	7.43	24.79	69.94	4.03	1.08	0.16	-

Hasil dari penelitian ini mengindikasikan adanya fenomena penurunan beberapa atribut biologi seperti indek diversitas, kekayaan taksa, Indek BMWP, dan indek biotik

gabungan (Tabel 3 dan 4) akan diikuti dengan peningkatan kontaminasi logam berat di sedimen dan penurunan konsentrasi oksigen terlarutnya (Gambar 2, 3, dan Tabel 2). Adanya penurunan nilai dari beberapa atribut biologi di atas sangat dipengaruhi oleh perubahan komposisi taksa dan tingkat keseimbangan kelimpahan dari populasi bentik makrovertebrata yang ada. Adanya stress atau polusi pada umumnya menyebabkan penyederhanaan dari rantai makanan pada ekosistem akuatik yang biasanya diikuti dengan penurunan jumlah taksa dari komunitas bentik makrovertebrata. Cairns and Dickson (1971) menyebutkan introduksi polutan biasanya akan menurunkan jumlah spesies yang tergolong sensitif hingga organisme yang relatif toleran saja yang mampu tetap bertahan hidup. Adanya pergeseran komposisi taksa dan nilai kelimpahan dapat berpengaruh secara langsung pada pergeseran nilai beberapa atribut biologi di atas seperti: indeks diversitas dan kekayaan taksanya. Indeks BMWP relatif hanya dipengaruhi oleh perubahan komposisi taksa dan nilai toleransi dari setiap hewan yang merespon adanya kontaminasi polutan di perairan pada setiap stasiun pengamatan.

Tabel 6. Hasil uji korelasi *Spearman* antara konsentrasi logam berat dan variabel pendukung lainnya dengan beberapa atribut biologi dari struktur komunitas bentik.

Variabel	Indek Diversitas	Indek BMWP	Kekayaan Taksa	Indek Gabungan
Cd	-0,1654	-0,2812	-0,1761	-0,2935
	p = 0,589	p = 0,352	p = 0,565	p = 0,330
Pb	-0,778	-0,6011	-0,7363	-0,7468
	p = 0,002*	p = 0,030*	p = 0,004*	p = 0,003*
Cu	-0,565	-0,3841	-0,6426	0,6694
	p = 0,044*	p = 0,195	p = 0,018*	p = 0,009*
Hg	-0,8577	-0,577	-0,8023	-0,7708
	p = 0,001*	p = 0,000*	p = 0,001*	p = 0,002*
DO	0,3595	0,6	0,2502	0,2584
	p = 0,228	p = 0,030*	p = 0,410	p = 0,394
% Clay	-0,6287	-0,7469	-0,6307	-0,7044
	p = 0,021*	p = 0,003*	p = 0,021*	p = 0,007*
% Pasir	0,63	0,7471	0,6308	0,7046
	p = 0,000*	p = 0,000*	p = 0,000*	p = 0,000*
C-Org	-0,32	-0,39	-0,38	-0,41
	p = 0,28	p = 0,184	p = 0,2	p = 0,17
pH sed	0,003	0,082	-0,12	0,002
	p = 0,991	p = 0,782	p = 0,729	p = 0,999

Simbol * menunjukkan nilai korelasi yang signifikan pada selang kepercayaan 95%.

KESIMPULAN

Dari hasil penelitian yang telah dilakukan pada tahun 2006 ini, ada beberapa hal yang dapat disimpulkan antara lain:

1. Konsentrasi logam berat di sedimen dibandingkan dengan beberapa guideline dari: kementerian lingkungan Ontario, SEPA, ERL, ERM, PEL, SEL, dan TEL, secara umum menunjukkan kontaminasi logam Hg, Pb, dan Cu yang paling berpotensi menimbulkan gangguan pada ekosistem perairan, sedangkan logam Cd masih di bawah ambang batas dari sebagian besar guideline tersebut di atas.
2. Adanya peningkatan logam Pb, Cu, dan Hg di sedimen pada Waduk Saguling akan diikuti dengan penurunan beberapa atribut biologi (indek) yaitu BMWP, diversitas, kekayaan taksa, dan gabungan. Namun indek tersebut di atas relatif kurang sensitif dalam mendeteksi besarnya kontaminasi logam Cd, C-organik, maupun ph sedimen.

DAFTAR PUSTAKA

- Anonim 2004. Booklet Indonesia Power Unit Bisnis Pembangkitan Saguling.
- Anonim 1986. Quality Criteria for Water 1986, United States Environmental Protection Agency. EPA 440/5-86-001. Washington.
- Azrina M.Z., C.K. Yap, A. Rahim Ismail, A. Ismail, S.G. Tan, 2006, Anthropogenic Impacts on The Distribution and Biodiversity of Benthic Macroinvertebrates and Water Quality of The Langat River, Peninsular Malaysia, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64: 337–347.
- Beasley G. dan P.E. Kneale, 2004, Assessment of Heavymetal and PAH Contamination of Urban Streambed Sediments on Macroinvertebrates, Water, Air, and Soil Pollution: Focus 4: 563–578.
- Berkman HE., Rabeni CF., and Boyle TP. 1988. Biomonitor of Stream Quality in Agricultural Areas: Fish Versus Invertebrates. *Environmental Management* 10(3): 413-419.
- Blackmore LC., Searle PL., and Daly BK. 1981. Methods for Chemicals Analysis of Soils. N.Z. Soil Bureau Sci. Rep. 10 A. Soil Bureau. Sower Hutt. New Zealand.

- Bode RW., Novak MA., and Abele LE. 1996. Quality Assurance Workplan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation. Albany. New York.
- Brahmana SS., and Firdaus A. 1997. Eutrophication in Three Reservoirs at Citarum River, Its Relation to Beneficial Uses. Proceeding Workshop on Ecosystem Approach to Lake and Reservoir Management. hlm 199-211.
- Bray RH., and Kurtz L.T. 1945. Determination of Total Organic and Available Form of Phosphorus in Soil. *Soil Sci.* 59: 39-45.
- Davies SP., and Tsomides L. 1997. Methods for Biological Sampling and Analysis of Maine's Inland Water. Maine Department of Environmental Protection. Augusta-Maine.
- Ford J. 1989. The Effects of Chemical Stress on Aquatic Species Composition and Community Structure in Ecotoxicology: Problems and Approaches. Harwell LM., Kelly J., and Kimball K., editors. New York. Springer-Verlag. hlm 9-32.
- Förtstner U. 1983a. Metal pollution assessment from Sediment Analysis. in *Metal Pollution In Aquatic Environment*. Springer Verlag. Berlin Heidelberg. Germany. hlm 110-196.
- Gerhardt A., De Bisthoven LJ., and Soares AMVM. 2004. Macroinvertebrate Response to Acid Mine Drainage: Community Structure and On-line behavioral toxicity bioassay. *Environmental Pollution* 130: 263-274
- Graham E.R. 1948. Determination of Soil Organic Matter by Means a Photoelectric Colorimeter. *Soil Sci.* 65 : 181-187
- Hart BT., Dok WV., and Djuangsih N. 2002. Nutrient Budget for Saguling Reservoir, West Java, Indonesia. *Water Research* 36: 2152-2160.
- Keran B.L. and Karr J.R. 1994. A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) For River of The Tennessee Valley. *Ecol. Appl.* 4: 768-785.
- Luoma SN., and Carter JL. 1991. Effect of Trace Metal on Aquatic Benthos. in M.C. Newman and A.W. McIntosh (eds): *Metal Ecotoxicology: Concepts and Applications*. Lewis Publishers. Chelsea. Michigan. 261-300.
- Mac Donald, D.D., Carr R.S., Calder F.D., Long E.R., and Ingersoll C.G. 1996. Development and Evaluation of Sediment Quality Guidelines for Florida Coastal Water. *Ecotoxicology* 5 : 253-278.
- MacDonald, D. M., R. S. Carr, D. Eckenrode, H. Greening, S. Grabe, C. G. Ingersoll, S. Janicki, T. Janicki, R. A. Lindsong, E. R. Long, R. Pribble, G. Sloane, and D. E. Smorong. 2004. Development, Evaluation, and Application of Sediment Quality Target for Assessing and Managing Contaminated Sediments in Tampa bay, Florida. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46:147-161.

- Martin R. 2004. Origin of The Biological Monitoring Working Party System, www.cies.staffs.ac.uk./rscrbmwp.htm.3k.
- Matthaei, C. D., C. J. Arbuckle, and C. R. Townsend. 2000. Stable Surface Stones as Refugia for Invertebrates During Disturbance in a New Zealand Stream. *J. N. Am. Benthol Soc.*19(1): 82-93.
- Mize S.V. and R. Deacon, 2002, Relations of Benthic Macroinvertebrates to Concentrations of Trace Elements in Water, Streambed Sediments, and Transplanted Bryophytes and Stream Habitat Conditions in Nonmining and Mining Areas of the Upper Colorado River Basin, Colorado, 1995–98, U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 02–4139, Denver, Colorado.
- Mulyanto S. 2003. Rekapitulasi Penelitian Kualitas Air Waduk PLTA Saguling Tahun 1994-2003. PT. Indonesia Power Unit Bisnis Pembangkitan Saguling. 32 hal.
- Mwamburi, J. 2003. Variations in Trace Elements in Bottom Sediments of Major Rivers in Lake Victoria's Basin, Kenya. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 8: 5–13.
- Norris, R.H. and K.R. Norris. 1995. The Need for Biological Assessment of Water quality: Australian Perspective. *Australian Journal of Ecology* 20: 1-6.
- Norris, R. H. 1999. Environmental Indicators: Recent Development in Measurement and Application for Assessing Freshwater. in: A. Holt, K. Dickinson, and G.W. Kearsley (eds): *Environmental Indicators. Proceeding of The Environmental Indicator Symposium*. University of Otago. Dunedin. New Zealand. 1-43.
- Paul, M.J. and J.L. Meyer. 2001. Stream in the Urban Landscape, *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32:333–365
- Poulton B. C., Mark L. Wildhaber, Collette S. Harbonneau, James F. Fairchild, Brad G. Mueller, and Christopher J. Schmitt, 2003, A Longitudinal Assessment of The Aquatic Macro-invertebrate Community in The Channelized Lower Missouri River, *Environmental Monitoring and Assessment* 85: 23–53
- Power, E. A., and P. M. Chapman. 1992. Assessing Sediment Quality. In: A. Burton (Eds): *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publishers. 1-16.
- Reynoldson T.B., and Metcalfe-Smith, 1992, An Overview Of The Assessment Of Aquatic Ecosystem Health Using Benthic Invertebrates, *Journal Of Aquatic Ecosystem Health* 1: 295-308pp.
- Reynoldson, T.B., R.H. Norris, V.H. Resh, K.E. Day, and D.M. Rosenberg. 1997. The Reference Condition: A Comparison Of Multimetric And Multivariate Approaches To Assess Water Quality Impairment Using Benthic Macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16(4): 833-852.
- Smoley, C. K. 1992. Methods for The Determination of Metals in Environmental Samples. Method 200.2. US- EPA. Cincinnati. Ohio. 281 hal.

- Sriwana, T. 1999. Polusi Vulkanogenik: Akumulasi Unsur Kimia dan Penyebarannya di Sekitar Kawah Putih, G. Patuha Bandung. Makalah Seminar di Puslit Limnologi-LIPI. Cibinong. 5 hal.
- Timmermans, K.R., W. Peeters, and M. Tonkes. 1992. Cadmium, Zinc, Lead, and Copper in *Chironomus riparius* (meigen) Larvae (Diptera, Chironomidae): Uptake and Effects. *Hydrobiologia* 241: 119-134
- Widianarko, B., R. A. Verweij, A. M. Van Gestel, and N. M. Van Straalen. 2000. Spatial Distribution of Trace Metal in Sediments from Urban Streams of Semarang, Central Java, Indonesia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46: 95-100.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, Biotic, and Similarity Indices: a Review with Special Relevance to Aquatic Ecosystem. *Water Res.* 18(6): 653-694.
- Zisckhe J.A. dan G. Ericksen, 2003, Analysis of Benthic Macroinvertebrate Communities in The Minnesota River Watershed, Diane Waller, United states fish and Wildlife Service, La Crosse, Wisconsin.

Lampiran 1

Data rata-rata kelimpahan organisme benthik makrovertebrata di setiap stasiun pengamatan.

Ordo	Famili	Taxa	Rata-rata kelimpahan jumlah individu/m ²												
			St 1	St 2	St 3	St 4	St 5	St 6	St 7	St 8	St 9	St 10	St 11	St 12	St 13
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i> sp.	415	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	Belostomatidae	<i>Abedus identatus</i>	281	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	Nepidae	<i>Ranatra dispar</i>	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	Corixidae	<i>Micronecta</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0
Odonata	Aeshnidae	<i>Coryphaeschna</i> sp.	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Coenagrionidae	<i>Amphiagrion</i> sp.	89	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Libellulidae	<i>Libellula</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	15	15	0	0	0
Odonata	Oxygastridae	<i>Hesperocordulia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0
Hirudinea	Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia</i> sp.	119	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1126
Molusca	Viviparidae	<i>Belamya javanica</i>	0	0	0	0	0	296	563	0	667	163	163	0	0
Molusca	Viviparidae	<i>Pila scutata</i>	0	0	0	0	0	163	148	0	15	0	59	59	0
Molusca	Lymnaeidae	<i>Lymnaea stagnalis</i>	1126	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Molusca	Planorbidae	<i>Amerianna</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0
Molusca	Thiaridae	<i>Melanooides (melanooides)</i> sp.	0	0	0	0	0	74	0	74	341	252	252	30	237
Molusca	Thiaridae	<i>Brotia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59
Crustacea	Atyidae	<i>Atyaephyra desmaresti</i>	3393	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Chironomidae	<i>Procladius</i> sp.	222	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Chironomidae	<i>Tanytarsus</i> sp.	0	0	0	0	0	207	0	0	44	0	0	0	44

Diptera	Chironomidae	<i>Kiefferulus sp.</i>	0	0	0	637	44	267	356	578	607	119	652	415	178
Diptera	Chironomidae	<i>Polypedilum sp.</i>	296	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	<i>Culicoides sp.</i>	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0
Diptera	Chaoboridae	<i>Chaoborus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	30	59	30	222	0	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Haemonais waldvogelli</i>	104	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Stephensonia sp.</i>	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Branchiodrilus semperi</i>	163	0	0	15	0	148	578	459	548	415	370	1156	44
Oligochaeta	Naididae	<i>Pristina menoni</i>	59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Chaetogaster lymnaei</i>	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Dero digitata</i>	0	0	400	326	0	711	593	548	222	415	711	1170	59
Oligochaeta	Naididae	<i>Dero obtusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	44	696	148	296	15	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Dero (Aulophorus) gravehlyi</i>	0	0	15	30	0	0	0	44	3022	519	859	15	15
Oligochaeta	Naididae	Naididae	0	0	0	0	0	104	0	74	1289	0	0	104	74
Oligochaeta	Naididae	<i>Pristina sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	74	0	0	0	0
Oligochaeta	Tubificidae	<i>Branchiura sowerbyi</i>	2844	0	0	0	0	15	0	0	607	0	15	15	10015
Oligochaeta	Tubificidae	<i>Limnodrilus sp.</i>	0	24030	133	0	0	44	341	30	1170	400	104	1096	14104
Oligochaeta	Tubificidae	<i>Aulodrilus piqueti</i>	0	0	0	0	0	0	15	15	963	0	0	163	133
Tricladida	Dugesidae	<i>Cura sp.</i>	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tricladida	Dugesidae	<i>Dugesia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	59	0	0	0	0
Lepidoptera	Pyralidae	Nymphulinae	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Cirolamidae	<i>Austroargathona sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74	0
Jumlah Total			9289	24030	548	1007	44	2030	2637	1941	10370	2667	3481	4370	26089