

## Studi Bioavailabilitas Logam Berat Pada Ikan Budidaya Jaring Apung Di Waduk Saguling

Oleh:

Yoyok Sudarso\*, Fanie I. M.<sup>1</sup>, M. Badjoeri\*, Siti Aisyah\*

\*Staf peneliti Puslitbang Limnologi- LIPI

<sup>1</sup>Universitas Gadjah Mada, Fakultas Biologi

### Abstract

Saguling reservoir is one of reservoir in West Java, the inlet of which is originated from Citarum River. Heavy contamination of heavy metal in Saguling reservoir may cause bioaccumulation in gold fish (*Cyprinus carpio*) in floating net fishery. The objects of this study are: to predict uptake Cd, Cr, Cu, Ni and Zn by gold fish using ordination approach that connected with water, and sediment quality, and to see significant level of heavy metal in different station. The result using Pinciples Component Analysis can be used to predict relative bioavailability of heavy metal in gold fish in different station (Batujaar, Bongas, Ciminyak, and Dam). This study showed that the heavy metal content in gill is as follow: Cd ( $0.319 \pm 0.28$ ), Cr ( $9.68 \pm 2.939$ ), Cu ( $2.217 \pm 1.184$ ), Ni ( $4.3 \pm 2.397$ ), Zn ( $455 \pm 22.987$ ) mg/kg, while the content in muscle are: Cd ( $0.182 \pm 0.168$ ), Cr ( $10.002 \pm 5.496$ ), Cu ( $1.738 \pm 0.792$ ), Ni ( $4.832 \pm 2.789$ ), Zn ( $107.991 \pm 56.987$ ) mg/kg. From ANOVA analysis, content of Cd ( $p < 0.05$ ) and Cu ( $p < 0.01$ ) in sediment showed significant difference between station sampling, but another heavy metal not ( $p > 0.05$ ). Using multi response procedure permutation (MRPP) contents Zn in gill and muscle pose heavily significant differences ( $p \approx 0.000845$ ) and the other not ( $p > 0.05$ ). Bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAFs) to predict bioavailability heavy metal that originated from water and sediment only restricted using for nonessential metal especially Zn. Using BCF and BAFs showed water phase more dominant than sediment give contribution bioavailability to gold fish in Saguling Reservoir.

**Key words:** Saguling Reservoir, *Cyprinus carpio*, Principle Component analysis, uptake, bioaccumulation, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn metal, biokonsentrasi faktor (BCF)

### Abstrak

Waduk saguling merupakan salah satu waduk yang berlokasi di daerah Jawa Barat, yang pada bagian inletnya berasal dari sungai Citarum yang mengalir kota Bandung dan sekitarnya. Adanya kontaminasi logam berat yang tinggi pada waduk tersebut, dikhawatirkan terjadinya akumulasi logam pada tubuh ikan mas yang dibudidayakan dalam karamba apung. Tujuan studi ini adalah untuk melihat pengambilan logam Cd, Cr, Cu, Ni, dan Zn pada tubuh ikan mas yang didasarkan pada akumulasi logam tersebut dengan menggunakan pendekatan teknik ordinas Analisis Komponen Utama (AKU). Dari hasil penelitian ini didapatkan bahwa penggunaan AKU dapat digunakan untuk memperkirakan tingkat bioavailabilitas relatif logam yang terakumulasi pada ikan dengan keterkaitan parameter kualitas air dan sedimen. Kandungan logam

berat pada bagian insang didapatkan hasil sebagai berikut Cd ( $0.319 \pm 0.28$ ), Cr ( $9.68 \pm 2.939$ ), Cu ( $2.217 \pm 1.184$ ), Ni ( $4.3 \pm 2.397$ ), Zn ( $455 \pm 22.987$ ) mg/kg, sedangkan dibagian daging Cd ( $0.182 \pm 0.168$ ), Cr ( $10.002 \pm 5.496$ ), Cu ( $1.738 \pm 0.792$ ), Ni ( $4.832 \pm 2.789$ ), Zn ( $107.991 \pm 56.987$ ) mg/kg. Hasil uji ANOVA menunjukkan perbedaan yang signifikan hanya terlihat pada Cd ( $F=4,652$ ,  $p=0.0333$ ) dan Cu ( $F=34.733$ ,  $p=0.000003$ ) di sedimen. Sedangkan konsentrasi logam berat lainnya pada sedimen, air, daging, dan insang ikan mas diantara stasiun pengamatan (Batujaajar, Bongas, Ciminyak dan Dam) tidak menunjukkan adanya perbedaan yang signifikan ( $p>0.05$ ). Dengan menggunakan analisis statistik multi response procedure permutation (MRPP) pada bagian daging dan insang ikan mas tidak terlihat perbedaan yang signifikan untuk Cd ( $p=0.854$ ), Cr ( $p=0.948$ ), Cu ( $p=0.594$ ), dan Ni ( $p=0.929$ ). Sedangkan untuk Zn terjadi perbedaan yang sangat signifikan ( $p=0.000845$ ). Penggunaan nilai  $B \approx BCF$  maupun BAFs pada ikan mas di waduk Saguling belum tentu cocok untuk diterapkan pada logam berat Zn dalam prediksi tingkat bioavailabilitas logam yang berasal dari air dan sedimen.

**Kata Kunci:** Waduk saguling, *Cyprinus carpio*, Analisis Komponen Utama (AKU), pengambilan, bioavailabilitas, bioakumulasi, logam Cd, Cr, Ni, Cu, Zn, faktor biokonsentrasi (BCF).

## Pendahuluan

Waduk Saguling merupakan salah satu waduk yang berlokasi di daerah Jawa Barat. Pada bagian inlet waduk tersebut berasal dari DAS Citarum yang mengalir kota Bandung dan sekitarnya. Sesuai dengan jenis peruntukannya sebagai pembangkit tenaga listrik untuk daerah Jawa-Bali, waduk juga mempunyai arti yang sangat penting bagi mata pencaharian penduduk disekitar waduk khususnya yang bertumpu pada sektor perikanan. Sekarang ini Waduk Saguling telah menghadapi masalah yang cukup serius antara lain: proses sedimentasi yang tinggi, kematian ikan secara mendadak, eutrofikasi, korosi dan sebagainya. Dampak negatif yang paling dirasakan oleh para petani adalah kematian ikan yang mencapai ribuan ton yang sementara ini diduga dari proses *upwelling* polutan dari dasar sedimen (Brahmana dan Firdaus 1997).

Sumber kontaminan yang diduga masuk ke Waduk Saguling berasal dari aktifitas letusan gunung berapi seperti Tangkuban Perahu dan Patuha, yang membawa konsentrasi senyawa sulfat ke DAS Citarum sebesar 6000 ppm – 12.000 ppm, Chlorida 5300 ppm – 12.600 ppm, disamping muatan logam berat lainnya seperti As, Ba, Mg, Mn, Al, Cu, Pb, Zn, Hg, Se, Cd dan sebagainya (Sriwana 1999). Besarnya aktivitas perkotaan dan kegiatan industri di daerah DAS Citarum hulu, akan semakin memperburuk kualitas air yang masuk ke waduk tersebut.

Keberadaan logam berat di lingkungan akuatik telah lama menjadi masalah bagi kesehatan manusia, sebagai akibat mengkonsumsi ikan yang telah



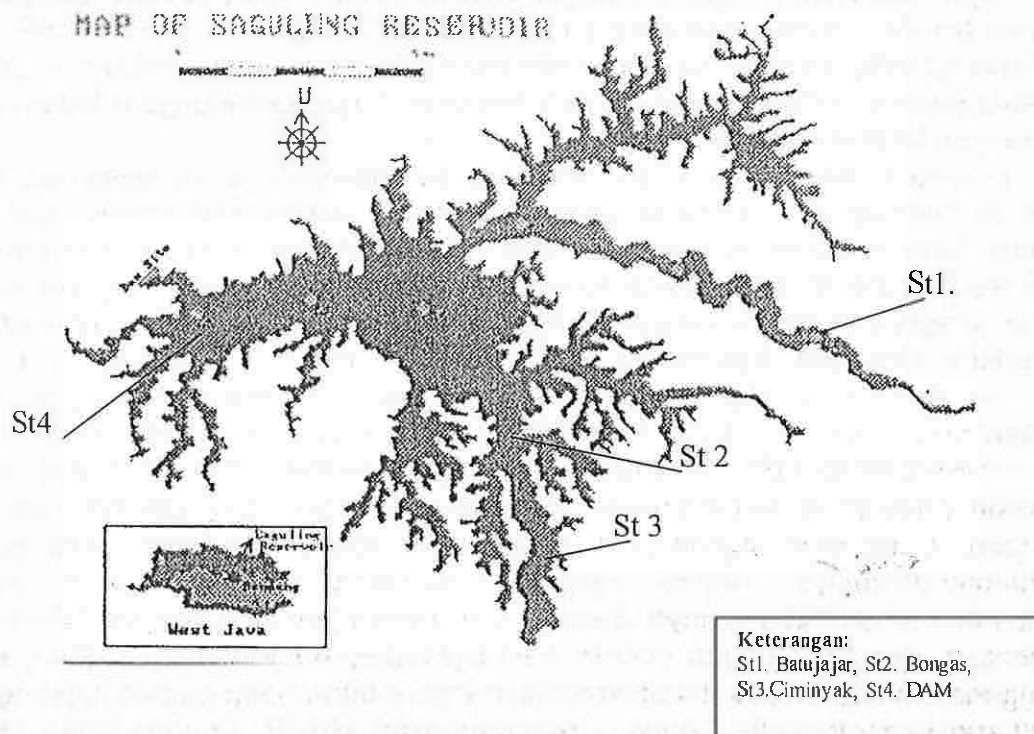
Dari penjelasan diatas, tujuan dilakukannya penelitian ini adalah: 1). mengetahui kandungan beberapa logam berat potensial yang terakumulasi pada ikan mas (*Cyprinus carpio*) yang dibudidayakan dalam karamba apung. 2). melihat korelasi diantara beberapa parameter fisik-kimia air, dan sedimen pada setiap stasiun pengamatan. 3). untuk mengetahui hubungan atau korelasi antara konsentrasi logam berat pada air dan sedimen dengan akumulasi logam pada ikan mas. 4). melihat tingkat perbedaan/ signifikansi konsentrasi logam pada air, sedimen, insang dan daging ikan mas pada setiap stasiun pengamatan. 5). mengetahui adanya perbedaan pengambilan logam berat pada kedua organ tubuh ikan mas (insang dan daging). Adapun pada penelitian ini, jenis logam berat kami fokuskan hanya logam Cd, Cu, Zn, Ni, dan Cr.

### Metodologi

Penelitian ini dilakukan pada Waduk Saguling Kabupaten Bandung dengan lokasi pengambilan sampel: Stasiun 1 (Batu jajar), Stasiun 2 (Ciminyak), stasiun 3 (Bongas), dan stasiun 4 (Dam) (Gambar 1). Pemilihan lokasi didasarkan pada sentra-sentra karamba apung yang dominan pada waduk tersebut. Adapun parameter fisik dan kimia yang diukur selain logam berat adalah pH, kesadahan, temperatur, dan konduktivitas. Pengukuran pH, temperatur, konduktivitas dengan menggunakan alat Horiba U-10 dan tingkat kesadahan dianalisis di laboratorium Puslitbang Limnologi-LIPI dengan mengikuti metode standar dari APHA (1976). Sampling dilakukan 4 kali pengambilan yaitu pada bulan Juni sampai Oktober 2000.

Analisis logam dilakukan pada air, sedimen, daging, dan insang ikan mas (*Cyprinus carpio*) dengan mengikuti cara kerja dari standar ASTM-STP (1997). Daging ikan yang dianalisis logam yaitu pada bagian mid-dorsal (Farkas et al. 2000) dan ukuran ikan diusahakan sama yaitu panjang  $\pm 20-30$  cm. Pengambilan sampel ikan pada setiap sampling berjumlah 3 ekor pada setiap stasiunnya. Sampel air diambil hanya pada bagian permukaan sedangkan pengambilan sedimen dengan menggunakan alat *ekman grab* yang mempunyai luas bukaan  $225 \text{ cm}^2$ . Masing-masing pengukuran diulang tiga kali (triplo) pengambilan dan dikomposit/campur. Analisis logam berat dilakukan dengan menggunakan alat *Atomic Absorbtion Spectrophotometer* (AAS) merek Shimadzu®, yang sebelumnya dilakukan destruksi sampel dengan menggunakan metoda Nitrat-Peroksida (ASTM-STP 1992).





**Gambar 1.** Peta lokasi pengambilan sampling air, sedimen dan ikan di Waduk Saguling.

#### Analisis data

Sumber data kualitas air diperoleh dari hasil kompilasi data primer Puslitbang limnologi-LIPI dengan data sekunder dari pihak otorita Saguling (PLN-Saguling) mulai tahun 1990 sampai 1999 (Sumiarsa D., S. Dadang 1990-1999). Data analisis logam berat pada air, sedimen, dan ikan sebelum dilakukan uji statistik, ditransformasi terlebih dahulu dengan  $\log_{10}(X + 1)$  guna normalisasi data dan mereduksi varian (Norris dan Georges 1992). Dari data tersebut diuji dengan ANOVA satu arah dan dilanjutkan *post hoc comparison* dengan uji beda nyata terkecil (BNT) pada ( $p = 0,01$  dan  $0,05$ ). Untuk uji ANOVA dilakukan dengan menggunakan bantuan software STATISTICA® versi 5. Korelasi diantara variabel logam berat yang terakumulasi pada daging dan insang dianalisis dengan menggunakan korelasi sederhana dari *Pearson Product Moment* ( $p = 0,05$ ).

Pola pengelompokan variabel kualitas air seperti kesadahan, pH, konduktivitas, konsentrasi logam pada air, sedimen, dan ikan pada setiap stasiun

pengamatan dianalisis dengan menggunakan teknik ordinas *Principle Component Analysis* (PCA)/ Analisis Komponen Utama (AKU) dengan software MVSP versi 3.1(Kovach,1999). Analisis korelasi sederhana dilakukan pada sumbu 1 sampai 3 dari AKU pada variabel kualitas air dan sedimen dengan kandungan logam pada ikan dengan tingkat kepercayaan 95%.

Prosedur statistik telah secara luas penggunaannya di lapangan yang biasanya mendapatkan kendala dalam mengikuti asumsi kenormalan distribusi populasi, kehomogenan varian, dan model distribusi linier yang sering terdapat dalam tes parametrik. Oleh sebab itu diperlukan prosedur statistik yang bebas dari asumsi tersebut diatas, misalnya dengan *multiresponse procedure permutation* atau MRPP (Biondini, Mielke, Redente 1988). Statistik MRPP dapat digunakan untuk analisis univariabel (misalnya ANOVA dan uji t) dan multivariabel (hotelling's  $T^2$ ) dari grup data yang teracak secara penuh dengan disain satu arah. MRPP mampu mendeteksi dari ketidaklinieran dari struktur data, fleksibel untuk digunakan pada pengujian bermacam perbedaan struktur data (misalnya: rata-rata, nilai tengah, pengelompokan dan penyebaran data), dan memenuhi prinsip congruensi (misalnya: analisis ruang dengan menggunakan ruang *euclidean*) seperti pada tes statistik lainnya. Secara lebih mendalam penggunaan MRPP dan algoritma proses perhitungan MRPP telah dijelaskan dalam Mielke (1984), Berry dan Mielke (1984). Perbedaan pengambilan logam berat pada bagian insang dan daging ikan mas dianalisis dengan menggunakan MRPP. Penghitungan MRPP dilakukan dengan bantuan software BLOSSOM versi W2000.12 dari USGS.

Untuk memprediksi tingkat bioavailabilitas/ ketersediaan biologis (B) logam yang berasal dari sedimen dan air, maka digunakanlah pendekatan rumus dari Luoma dan Bryan (1979), Lee II (1992), Chapman et al. (1996) sebagai berikut:

$B = \frac{\text{Me dalam organisme (mg/kg atau mg/l berat kering)}}{\text{Me dalam sedimen atau air (mg/kg berat kering atau mg/l)}}$

Dimana Me merupakan jenis dari logam berat yang diukur. Penggunaan rumus tersebut identik dengan penggunaan faktor biokonsentrasi (BCF) yang pengambilan hanya berasal dari fase air dan faktor bioakumulasi sedimen (BAFs) yang pengambilan logam berat berasal dari sedimen.

### Hasil Dan Pembahasan

Dari tabel 1. memperlihatkan besarnya kontaminasi logam berat pada air diantara stasiun pengamatan. Sebagian besar pada daerah tersebut dalam kondisi terpolusi tinggi. Untuk logam Cd dan Cu diantara semua stasiun pengamatan, kontaminasi logam tersebut cenderung berat. Sedangkan logam lainnya seperti: Zn dan Cr pada air dengan tingkat konsentrasi cukup tinggi sampai tinggi yang didasarkan pada standar *guidelines* Swedia. Sedangkan konsentrasi logam Ni bervariasi antara cukup rendah (Ciminyak dan Bongas), Cukup tinggi (Batu ajar),

sampai konsentrasi tinggi (Dam). Adapun jika dibandingkan dengan standar baku mutu kualitas air golongan C dari PPRI no 20, maka secara garis besar stasiun Batujajar melebihi ambang baku mutu golongan C (pertanian dan perikanan) khususnya logam Cd, Cu, dan Zn. Sedangkan untuk stasiun lainnya sebagian besar masih memenuhi kriteria baku mutu golongan C. Khusus untuk logam Cr pada semua stasiun masih sesuai dengan jenis peruntukan pertanian dan perikanan.

Ditinjau dari konsentrasi logam berat pada sedimen (tabel 2) dibandingkan dengan kriteria kualitas sedimen dari *US-EPA region V*, dan *Ontario Ministry of Environment* (Giesy dan Hoke, 1990), menunjukkan secara keseluruhan stasiun 1(Batujajar) sampai 4 (DAM) dalam kondisi kualitas sedimen yang tercemar berat oleh kontaminasi logam berat. Kontaminasi logam pada sedimen yang berasal dari akumulasi logam pada kolom air, menunjukkan merata pada semua lokasi, walaupun konsentrasi tertinggi cenderung terlihat pada stasiun Batujajar yang secara langsung mendapat masukan dari sungai Citarum hulu. Akumulasi logam pada sedimen di semua stasiun menunjukkan tingkatan konsentrasi sebagai berikut  $Zn > Cu > Ni > Cr > Cd$ . Dengan tingginya tingkat konsentrasi logam pada sedimen berpotensi sebagai sumber kontaminasi pada ikan dan biota air lainnya pada Waduk Saguling. Beberapa penelitian yang telah dilakukan oleh Luoma dan Bryan (1982) menunjukkan tingkat bioavailabilitas dari logam berat terhadap kerang, dan ikan (Mac dan Schmitt 1992) yang berasal dari sedimen. Diskusi untuk menentukan tingkat bioavailabilitas logam pada sedimen dan air terhadap ikan mas akan dijelaskan lebih lanjut (Gambar grafik 5)

Beberapa proses dilepaskannya logam berat dari dasar sedimen ke kolom air seperti yang dilaporkan oleh Chapman et al. (1998), DiToro et al. (1990), Ankley et al. (1996) yang diakibatkan dari hilangnya kekuatan ikatan antara kation logam berat dengan kompleks besi atau mangan sulfida yang seringkali didefinisikan sebagai *Acid Volatile Sulphide (AVS)* (Ankley et al., 1991). Karena kondisi Waduk Saguling pada bagian dasar bersifat anaerob dengan konsentrasi sulfida yang tinggi (Uchida, 1997) maka AVS berfungsi sebagai normalisasi ikatan antara logam berat dengan MnS dan FeS dalam bentuk tidak larut (MeS). Bentuk ini bersifat tidak stabil dari adanya pengaruh fisik, kimia, dan biologi khususnya adanya peningkatan potensial redoks/ oksidasi. Beberapa contoh proses yang dapat memeyebabkan peningkatan potensial redoks/ oksidasi pada sedimen anaerob pada waduk Saguling seperti: 1). Perubahan laju pengendapan partikel dan reduksi sulfat oleh mikroba secara spasial dan temporal. 2). Bioturbasi dan bioirigasi yang berasal dari sarang persembunyian organisme bentik, seperti: ekskresi, respirasi, maupun pergerakan dari biota air. 3). Resuspensi sedimen yang disebabkan oleh banjir, badai, pergantian pasang surut, arus air, maupun aktivitas pengerukan (Chapman et al. 1998). Adanya proses tersebut



menyebabkan AVS akan cepat teroksidasi dan bersifat *volatile* menguap. Sehingga kation logam divalen ( $\text{Me}^{2+}$ ,  $\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_x^{2+}$  (Chapman *et al.*, 1998), atau  $\text{Me}(\text{OH})^+$  (Allen, 1993)) akan dilepaskan ke dalam air pori-pori dan kolom air yang bersifat bioavailabilitas dan bentuk kation logam tersebut akan berikatan dengan protein ikan mas yang menyebabkan keracunan maupun akumulasi.

**Tabel 1.** Konsentrasi rata-rata beberapa logam berat pada air ( $\mu\text{g/l}$ ) diantara stasiun pengamatan.

Stasiun	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr
Batujajar	11.50	5.94	46.6	9	6
Bongas	7.81	4.79	24.9	4	6
Ciminyak	0.4	0	0.4	3	4
Dam	1.16	8.69	8.69	14	7
SEPA <sub>1)</sub>	$\leq 0.01$	$\leq 0.3$	$\leq 1$	$\leq 1$	$\leq 0.4$
SEPA <sub>2)</sub>	0.01-0.05	0.3-1	1-5	1-5	0.4-2
SEPA <sub>3)</sub>	0.05-0.1	1-2	5-15	5-10	2-5
SEPA <sub>4)</sub>	0.1-0.3	2-5	15-75	10-50	5-20
SEPA <sub>5)</sub>	$> 0.3$	$> 5$	$> 75$	$> 50$	$> 20$
PPRI No 20	$< 10$	$< 20$	$< 20$	-	$< 50$

Keterangan:

SEPA : Swedish Environmental Protection Agency, notasi 1. menunjukkan konsentrasi sangat rendah. 2: konsentrasi rendah, 3: konsentrasi cukup tinggi, 4: konsentrasi tinggi, 5: konsentrasi sangat tinggi dalam satuan  $\mu\text{g/l}$ .

PPRI no 20 tahun 1990 tentang pengendalian pencemaran air untuk nilai baku mutu golongan C.

**Tabel 2.** Konsentrasi rata-rata beberapa logam berat pada sedimen ( $\mu\text{g/kg}$  berat kering) diantara stasiun pengamatan.

Stasiun	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr
Batujajar	237.5	62.672	166.702	40.954	14.116,8
Bongas	115.6	35.230	116.412	14.694	8.180
Ciminyak	81	26.037,5	81.422	16.910	11.453
Dam	109	42.994	96.413	27.572	14.786
US-EPA <sup>1</sup>	$> 6$	$> 50$	$> 200$	$> 50$	$> 75$
Ontario <sup>3</sup>	10	114	800	90	111

Keterangan

1. US-EPA region V untuk klasifikasi sedimen dari pelabuhan Great Lakes ( $\mu\text{g/kg}$  berat kering)
  2. Ontario Ministry of Environment pada batas level toleransi ( $\mu\text{g/kg}$  berat kering)
- (Disadur dari Giesy dan Hoke 1990)



**Tabel 3.** Konsentrasi rata-rata beberapa logam berat pada daging ikan mas (mg/kg berat kering) diantara stasiun pengamatan.

Stasiun	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr
Batujajar	0.412	1.852	379.556	6.632	14.411
Bongas	0.174	2.424	642.226	0.92	7.341
Ciminyak	0.243	2.138	408.92	4.817	9.612
DAM	0.232	2.402	525.80	2.978	4.020
NSW <sup>1</sup>	0.2	0	150	-	-
WHO (TDI) <sup>2</sup>	0.001	0.5	1	-	0.5
Dirjen POM RI	-	20	100	-	-

**Keterangan:**

1. NSW Food Act 1989, Food (Standards) NSW Health unpublished data 1994
2. Tolerable Daily Intakes (mg/Kg body weight /day) as rekomendasi dari WHO

Didasarkan pada konsentrasi logam berat yang terakumulasi pada ikan mas (*Cyprinus carpio*) dengan standar dari New South Wales (Australia) dan WHO (tabel 3) maka sebagian besar ikan mas telah melebihi dari kandungan konsentrasi yang dianjurkan pada kedua standar tersebut. Kondisi tersebut menunjukkan besarnya pengambilan logam berat pada organisme air dan resiko bagi kesehatan manusia akibat mengkonsumsi ikan yang berasal dari waduk tersebut. Sebagian besar konsentrasi logam berat pada ikan di stasiun Batujajar menunjukkan peningkatan hampir dua kali lipat dari stasiun-stasiun lainnya. Kondisi ini dimungkinkan karena pada stasiun Batujajar merupakan bagian inlet yang berasal dari sungai Citarum yang telah mengalami pencemaran yang berat (Uchida 1997, Suryono dan Sudarso 2000).

Dari hasil uji ANOVA konsentrasi logam Cu ( $F=1.109$ ,  $p=0.383$ ), Zn ( $F=0.6996$ ,  $p=0.57$ ), Cd ( $F=1.12$ ,  $p=0.3795$ ), Cr ( $F=0.8679$ ,  $p=0.484$ ), dan Ni ( $F=1.815$ ,  $p=0.198$ ) pada air tidak menunjukkan adanya perbedaan yang signifikan pada  $P=0.05$  diantara stasiun pengamatan. Hasil pengukuran konsentrasi logam pada air, sedimen, dan ikan dapat dilihat pada tabel 1 sampai 3 yang merupakan rata-rata dari empat kali pengambilan. Hasil uji ANOVA konsentrasi logam yang terakumulasi pada daging: Cu ( $F=0.332$ ,  $p=0.802$ ), Zn ( $F=0.771$ ,  $p=0.541$ ), Cd ( $F=0.222$ ,  $p=0.878$ ), Cr ( $F=0.382$ ,  $p=0.768$ ), dan Ni ( $F=0.692$ ,  $p=0.581$ ) dan insang ikan mas: Cu ( $F=0.161$ ,  $p=0.919$ ), Zn ( $F=1.612$ ,  $p=0.261$ ), Cd ( $F=0.161$ ,  $p=0.919$ ), Cr ( $F=0.2777$ ,  $p=0.84$ ), Ni ( $F=0.82$ ,  $p=0.517$ ) juga tidak menunjukkan adanya perbedaan yang nyata pada  $p=0.05$  diantara stasiun pengambilan. Dengan kondisi tersebut menunjukkan akumulasi logam pada ikan

dan distribusi logam pada air dan sedimen (Cr, Ni, Zn) relatif merata pada semua stasiun walaupun konsentrasi yang cenderung tinggi pada stasiun 1(Batujajar).

Sedangkan konsentrasi logam Cd ( $F=4,652$ ,  $p=0.0333$ ) dan Cu ( $F=34.733$ ,  $p=0.000003$ ) pada sedimen menunjukkan adanya perbedaan yang signifikan pada tingkat  $p=0.05$ . Logam Cd pada sedimen di Stasiun Batujajar menunjukkan perbedaan yang nyata ( $p<0.05$ ) dengan ketiga stasiun lainnya, sedangkan stasiun Bongas sampai Dam tidak menunjukkan adanya perbedaan yang nyata ( $p>0.05$ ). Guna lebih jelasnya dalam melihat perbedaan tingkat signifikansi logam berat Cd pada sedimen diantara stasiun pengamatan dapat dilihat dalam gambar 2. Konsentrasi logam Cu pada sedimen di stasiun Batujajar menunjukkan adanya perbedaan yang sangat signifikan ( $F=34.733$ ,  $p=0.000003$ ) dengan ketiga stasiun lainnya. Disamping itu stasiun Ciminyak juga menunjukkan adanya perbedaan yang sangat signifikan ( $p<0.01$ ) dengan stasiun bongas dan Dam yang dapat dilihat dalam gambar 3. Sedangkan konsentrasi logam Cr ( $F=1.197$ ,  $p=0.352$ ), Ni ( $F=2.49$ ,  $p=0.1103$ ), dan Zn ( $F=0.566$ ,  $p=0.647$ ) pada sedimen tidak menunjukkan adanya perbedaan yang nyata pada  $p=0.05$ .

Dari hasil akumulasi logam pada ikan mas menunjukkan konsentrasi logam  $Zn>Cr>Ni>Cu>Cd$ . Kondisi yang sama juga diamati oleh Farkas et al. (2000) yang mengamati tingkat akumulasi logam Zn yang paling besar dibandingkan Cu, Cd, Pb, dan Hg pada ikan *bream*, *pike-perch* dan sidat di Danau Balaton. Perilaku sinergisme diantara logam yang terakumulasi pada daging dan insang ikan mas dapat dilihat pada tabel 4. Pada bagian daging terlihat pengambilan logam Zn yang berkorelasi positif (sinergisme) dengan logam Cd dan Cu, sedangkan logam berat Cr dengan Ni bersifat korelasi positif (sinergisme) yang tinggi ( $p<0.05$ ). Pada bagian insang korelasi positif hanya terdapat antara Cr dengan Ni ( $p<0.05$ ). Adanya kecenderungan sifat antagonisme juga teramati pada daging dan insang khususnya jenis logam Cd dengan Cr ( $p>0.05$ ). Efek interaksi diantara logam mungkin berpengaruh sangat penting pada pengambilan logam oleh organisme. Hal serupa telah dilaporkan oleh Luoma (1983) yang telah mengulas pola sinergisme dan antagonisme logam berat dari beberapa hewan. Beberapa tipe pengaruh interaksi logam seperti: peningkatan laju pengambilan, kompetisi penggantian pada protein pengikat dari logam spesifik pada jaringan, dan kompetisi penghambatan pengambilan pada *interface* lingkungan. Stimulasi pengambilan satu logam oleh pemaparan logam lainnya mungkin terjadi jika logam yang pertama menginduksi sintesa tempat pengikatan (misalnya: protein *metallothionin*) yang berpengaruh pada pengambilan ke dua logam tersebut. Sebagai contoh: stimulasi pengambilan Cd pada tikus dari pemaparan Pb dalam konsentrasi rendah, Zn oleh pemaparan Cd. Hg oleh pemaparan Se pada ikan mas dan sebagainya. Begitu juga sebaliknya, mekanisme pengambilan antagonisme diantara logam berat umumnya diamati dari pemaparan lebih dari

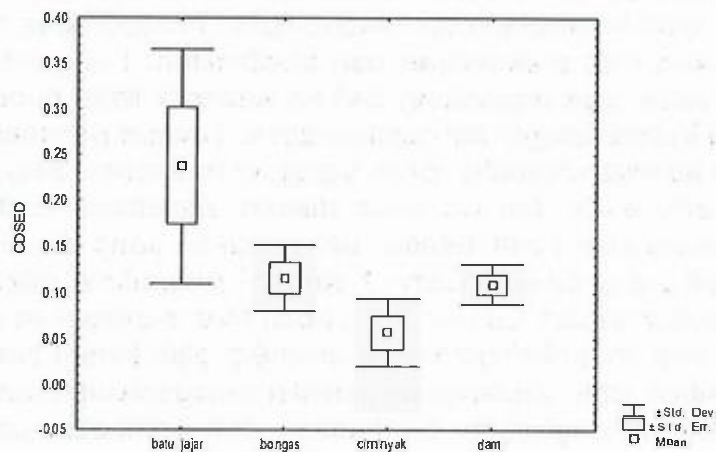
satu logam. Antagonisme pengambilan Zn terjadi selama adanya paparan dari Co pada kerang, Cu pada fitoplankton dan makroalgae. Antagonisme antara Cd dan Zn juga ditunjukkan oleh makroalgae dan fitoplankton. Pengambilan logam yang bersifat antagonisme juga tergantung dari karakteristik ligan pengikat logam dan rasio konsentrasi logam dengan konsentrasi ligan. Tempat pembawa (protein) harus jenuh sebelum adanya kompetisi pada transport membran. Sebagai contoh antagonisme terjadi antara Zn dan Cd pada diatom *Skeletonema costatum* yang disebabkan adanya kompetisi pada tempat pengambilan yang disebabkan dari penurunan jumlah tempat pembawa (carrier). Kondisi sinergisme diantara logam pada ikan mas di Saguling seperti Cd dan Zn, Cr dan Ni dimungkinkan disebabkan oleh pembentukan protein *metallothionin* yang diinduksi oleh logam berat pertama yang masuk dalam tubuh ikan. Sedangkan perilaku antagonisme diantara logam seperti Cr dengan Cd dimungkinkan disebabkan dari kompetisi pada tempat pengikatan pada protein pembawa seperti yang telah dijelaskan oleh Luoma (1983) diatas.

**Tabel 4.** Matrik korelasi konsentrasi logam berat yang terakumulasi pada daging dan insang ikan mas

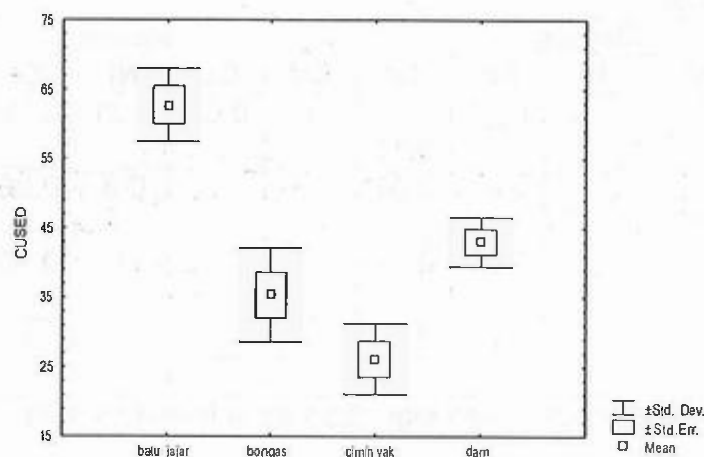
Variabel	Daging					Insang				
	Cd	Cu	Ni	Zn	Cr	Cd	Cu	Ni	Zn	Cr
Cd	1	0.38	0.12	0.57*	- 0.13	1	0.05	0.01	0.16	- 0.29
Cu		1	0.46	0.67*	0.31		1	0.3	0.08	0.25
Ni			1	0.35	0.91*			1	0.18	0.62*
Zn				1	0.3				1	0.14
Cr					1					1

Keterangan: Tanda \* menunjukkan signifikan pada level ( $p < 0.05$ )





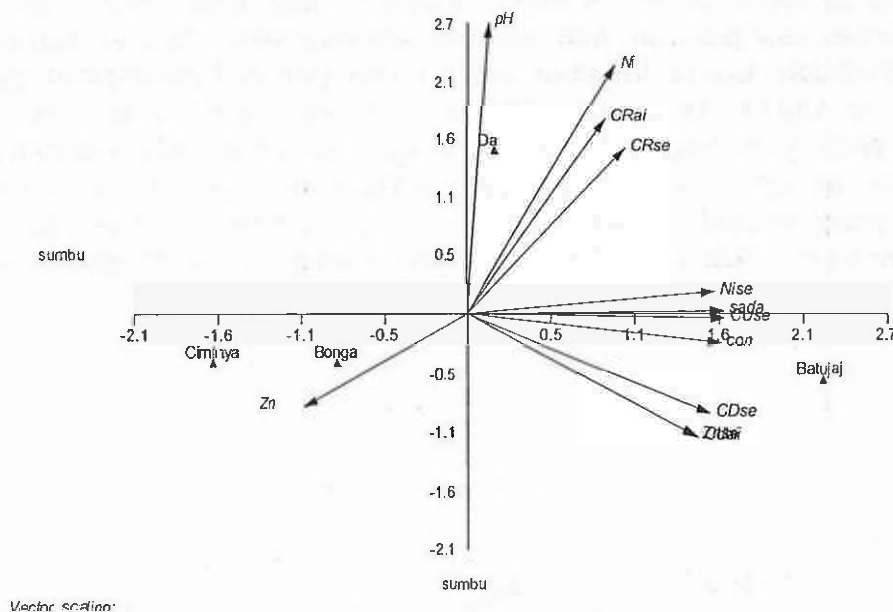
**Gambar grafik 2:** Perbedaan konsentrasi logam berat Cd pada sedimen diantara stasiun pengamatan ( $P < 0.05$ )



**Gambar grafik 3:** Perbedaan konsentrasi logam berat Cu pada sedimen diantara stasiun pengamatan ( $P < 0.01$ )

Untuk melihat pengelompokan variabel kualitas air, sedimen, dan kandungan logam pada ikan pada setiap stasiun pengamatan maka penulis mencoba dengan menggunakan pendekatan teknik ordinasasi (AKU) disamping teknik lainnya seperti: regresi berganda (Luoma dan Bryan 1982). Dari hasil analisis multivariat dengan menggunakan AKU didapatkan nilai *eigenvalue* untuk dua sumbu pertama berturut-turut: 8.616 dan 2.962 dengan total kumulatif varian sumbu utama yang menjelaskan 89.066%. Dari gambar 4 menunjukkan adanya

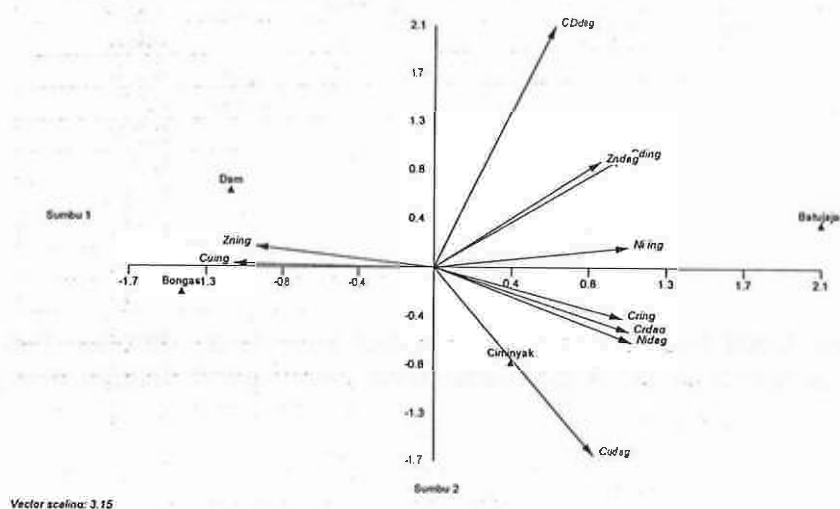
kecenderungan pada stasiun Batu jajar untuk dicirikan oleh logam Cd, Cu, Ni, Zn pada sedimen, Cd, Cu pada air, kesadahan, dan konduktivitas yang tinggi. Sedangkan Zn pada air cenderung rendah pada stasiun batu jajar, tetapi cenderung tinggi pada stasiun Bongas dan Ciminyak. Sedangkan pada stasiun Dam lebih dicirikan oleh logam nikel pada air dan nilai pH yang tinggi. Adanya kecenderungan konsentrasi logam yang tinggi dan konduktivitas pada stasiun batu jajar menunjukkan besarnya kontaminasi pada daerah tersebut, akibat mendapat masukan pertama dari sungai Citarum hulu yang sudah terkontaminasi logam dari aktivitas industri, domestik, dan gunung api (Sriwana, 1999). Stasiun Ciminyak dan Bongas merupakan stasiun yang letaknya berdekatan satu dengan lainnya. Pada stasiun tersebut logam Zn pada air lebih dominan daripada lainnya. Logam tersebut dimungkinkan berasal dari masukan anak sungai dari daerah Cililin.



**Gambar 4.** Grafik biplot hasil ordinasasi dari variabel kualitas air dan sedimen diantara stasiun pengamatan untuk beberapa jenis logam berat dengan menggunakan AKU.

Hasil ordinasasi dari pengukuran logam berat pada daging dan insang ikan mas didapatkan dua nilai eigenvalue sebesar 7.934 dan 1.328 dengan total kumulatif varian sumbu utama yang menjelaskan 92.613%. Pada gambar grafik 5 terlihat akumulasi logam Ni dan Cr pada bagian insang dan daging pada stasiun batujajar cenderung tinggi. Hanya logam Cd pada bagian insang juga tinggi pada

stasiun tersebut. Sedangkan pada stasiun Dam dan Bongas cenderung untuk dicirikan oleh logam Cu dan Zn pada bagian insang. Sedangkan pada stasiun Ciminyak cenderung dicirikan oleh logam Cu yang tinggi pada bagian daging. Dari hasil analisis korelasi sederhana pada sumbu 1 sampai 3 pada hasil ordinasi variabel kualitas air dan sedimen dengan akumulasi logam pada bagian daging dan insang didapatkan hasil seperti tercantum pada tabel 5. Akumulasi logam Cu pada bagian insang (signifikan pada  $p < 0.05$ ) dan daging menunjukkan adanya korelasi yang tinggi dengan kandungan logam Cu pada air dan sedimen. Sedangkan akumulasi logam lainnya seperti Ni dan Zn juga menunjukkan adanya korelasi tetapi tidak menunjukkan tingkat signifikan pada  $p = 0.05$ . Adanya kecenderungan akumulasi logam Ni berkorelasi dengan tingginya tingkat konsentrasi Ni pada sedimen diantara keseluruhan stasiun pengamatan. Sedangkan akumulasi logam Zn cenderung berkorelasi negatif dengan konsentrasi logam Zn pada air dan sedimen. Adanya korelasi negatif antara akumulasi logam Zn dengan konsentrasi pada air dan sedimen dimungkinkan adanya sumber lain dalam bioavailabilitas logam tersebut seperti dari pakan buatan/pelet maupun melalui rantai makanan. Tingginya koefisien korelasi antara akumulasi logam seperti logam Ni dan Cu dengan konsentrasi logam tersebut pada sedimen belum dapat dijadikan sebagai dasar bahwa logam tersebut lebih bersifat bioavailabilitas dibandingkan yang berasal dari air. Oleh sebab itu digunakan pendekatan kedua yaitu dengan menggunakan BCF dan BAFs yang akan didiskusikan lebih lanjut.



**Gambar 5.** Grafik biplot hasil ordinasi akumulasi logam berat pada bagian daging dan insang ikan mas



**Tabel 5:** Hasil analisis korelasi antara akumulasi logam berat dengan variabel kualitas air dan sedimen dengan menggunakan *pearson product moment*. Nilai yang dicetak tebal menunjukkan signifikan pada  $p < 0.05$ .

Variabel dependent	Variabel independent	Koefisien korelasi (r)	Probabilitas
Cd daging	Cd air	-0.1351	0.914
	Cd sedimen	-0.3961	0.748
	pH	0.9798	0.128
	Kesadahan	-0.1690	0.892
Cd ingsang	Cd air	0.442	0.709
	Cd sedimen	0.1851	0.882
	pH	0.7005	0.506
	Kesadahan	0.411	0.730
Cr daging	Cr air	-0.3685	0.706
	Cr sedimen	-0.4321	0.716
	pH	-0.8634	0.337
	Kesadahan	0.7833	0.427
Cr ingsang	Cr air	-0.0674	0.957
	Cr sedimen	-0.6864	0.518
	pH	-0.9761	0.140
	Kesadahan	0.5567	0.624
Cu daging	Cu air	0.9582	0.185
	Cu sedimen	0.9540	0.194
	pH	-0.5866	0.601
	Kesadahan	0.9575	0.143
Cu ingsang	Cu air	-0.9997	<b>0.016</b>
	Cu sedimen	-0.999	<b>0.007</b>
	pH	0.3063	0.802
	Kesadahan	-0.9982	<b>0.038</b>
Ni daging	Ni air	-0.3958	0.741
	Ni sedimen	0.6657	0.536
	pH	-0.5095	0.660
	Kesadahan	0.9867	0.104
Ni ingsang	Ni air	0.5275	0.646
	Ni sedimen	0.9928	0.077
	pH	0.4151	0.727
	Kesadahan	0.6953	0.509
Zn daging	Zn air	-0.9948	0.065
	Zn sedimen	0.2964	0.808
	pH	-0.7540	0.456
	Kesadahan	-0.3987	0.780
Zn ingsang	Zn air	-0.845	0.359
	Zn sedimen	-0.1599	0.890
	pH	-0.3826	0.750
	Kesadahan	-0.722	0.486

Masalah lingkungan pada umumnya membutuhkan banyak pengukuran variabel kualitas air, sedimen, dan pada meteri biologi, sehingga diperlukan analisis multivariate dalam interpretasi hasil pengukuran tersebut. Analisis Komponen Utama (AKU) merupakan salah satu teknik ordinasasi yang paling umum digunakan dalam analisis multivariate/ multivariabel (Norris, 1995). Adapun tujuan dari dilakukannya teknik ordinasasi tersebut dalam studi pengambilan logam berat pada ikan mas adalah: 1) Menurunkan dimensi ruang dari data multivariate/ multivariabel yang kompleks dengan meminimalkan informasi yang hilang dari data tersebut. 2). Mengekstraksi dari kumpulan data/ variabel yang tidak saling berkorelasi dari kumpulan data/variabel yang saling berkorelasi yang disebut dengan komponen atau faktor. Variabel atau tempat lokasi sampling diplotkan ke dalam ruang multidimensi yang ditunjukkan sebagai axis/ sumbu. Jarak diantara ke dua sampel yang diplotkan ke dalam ruang tersebut, merupakan korespodensi diantara keduanya dan menunjukkan tingkat ketidaksamaan/ *disimilaritas*. Jarak yang dipergunakan dalam AKU yaitu dengan jarak *euclidean*. Sumbu/ faktor yang baru terbentuk didefinisikan sebagai kombinasi linear dari pengukuran masing-masing variabel (Norris dan Georges, 1994). Definisi dari nilai *eigenvalue*/ akar ciri merupakan konsep pusat dari aljabar linier (Palmer, 1998) dan nilai tersebut menunjukkan jumlah inersi dari setiap sumbu (Bengen, 2000). Sedangkan *eigenvalue* pada analisis *cluster divisive* didefinisikan sebagai nilai pengukuran yang menunjukkan tingkat kekuatan dari hasil ordinasasi dan mempunyai kesamaan dengan nilai  $R^2$  dari regresi berganda. Rendahnya nilai *eigenvalue* menunjukkan lemahnya hubungan dari kombinasi linier diantara masing-masing variabel (Peeters dan Glystra 1997). Dengan penggunaan teknik ordinasasi diatas menunjukkan adanya hubungan/ korelasi linier diantara variabel pada setiap stasiun pengambilan.

Adanya perbedaan variabel kualitas air dalam mencirikan konsentrasi logam yang terakumulasi pada ikan mas dimungkinkan disebabkan oleh adanya perbedaan aksi diantara spesies logam berat. Kondisi ini dimungkinkan karena adanya perbedaan partisi dan spesiasi dari logam dalam berikatan dengan protein ikan (Luoma 1983, Lee dan Allen 1998). Keberadaan konsentrasi logam berat dalam lingkungan akuatik menunjukkan adanya partisi diantara fase padat dan cair. Sebagian besar dari logam akan teradsorpsi ke dalam partikulat dan diendapkan sebagai sedimen dan sebagian kecil lagi terlarut dalam air. Sedangkan spesiasi dari logam dipengaruhi oleh beberapa proses seperti: kompleksasi dan khelatisasi oleh ligan organik, kompleksasi anorganik, penyerapan dan desorpsi oleh hydrous oksida dan koloid organik maupun anorganik, pertukaran ion, pengendapan dan co-presipitasi, pelarutan, dan penggantian isomorphus (Donnel, Kaplan, Allen 1985). Pada masing-masing fase, partisi dan spesiasi terjadi diantara ligan spesifik. Kekuatan asosiasi/ kompleksasi antara ligan dan jenis

logam akan menentukan tingkat bioavailabilitas logam (Lee dan Allen 1998) pada protein ikan. Oleh karena studi ini dilakukan secara in-situ maka organisme dipaparkan dengan bermacam variasi variabel fisiko-kimia dari masing-masing logam, dan masing-masing logam mungkin menunjukkan adanya perbedaan kemampuan pengambilan pada ikan mas (Luoma 1983, Jenne dan Luoma 1977). Farkas et al. (2000) menyebutkan perbedaan konsentrasi logam dari berbagai jaringan, ditentukan oleh peran spesifik dari organ untuk akumulasi, detoksifikasi dan penyimpanan dari logam. Akumulasi logam pada ikan mungkin merupakan refleksi dari adanya variasi musiman dalam proses fisiologi seperti pertumbuhan dan metabolisme, pengikatan logam dan perubahan dalam perilaku feeding, daripada menunjukkan trend dari besarnya kontaminasi.

Luoma (1983) menyebutkan adanya perbedaan pengambilan diantara jenis logam berat pada biota air juga dipengaruhi oleh beberapa faktor lain seperti: 1) Karakteristik dari jenis logam dalam kemampuan pertukaran/ regulasi pengambilan logam. Sebagai contoh logam yang mempunyai kemampuan pertukaran yang cepat seperti (Co) akan terakumulasi kurang efisien daripada logam yang memiliki kemampuan pertukaran yang rendah (Cd, Cr dsb). Pengambilan logam esensial seperti Cu oleh organisme akuatik tidak dapat ditunjukkan oleh studi bioakumulasi karena Cu dibutuhkan sebagai unsur mikronutrien dan tidak terakumulasi pada jaringan lemak dalam tubuh. Pengambilan dan ekskresi logam Cu diatur oleh organisme dan tergantung pada tingkat kebutuhan, konsentrasi eksternal dan spesiasi Cu (Lee dan Allen 1998). 2). Ukuran tubuh juga turut menentukan besarnya pengambilan logam pada makhluk hidup. Penelitian yang dilakukan oleh (Smock 1983) menunjukkan adanya korelasi positif antara ukuran tubuh dengan besarnya pengambilan logam pada organisme benthik makroinvertebrata, sedangkan sebaliknya Farkas et.al (2000) menunjukkan konsentrasi logam menurun sebagai berat individu dari ikan meningkat. 3). Perbedaan dalam transport logam (misalnya melalui difusi dari logam nonpolar, kompleksasi dengan protein pembawa, endocytosis, maupun pencernaan intraceluler) dari lingkungan ke dalam jaringan dengan melalui membran fosfolipid yang tidak polar. Bentuk logam dengan energi bebas tertinggi ( $Me^{2+}$ ) dapat bereaksi paling mudah dengan protein pembawa dan paling tersedia untuk pengambilan. 4). Proses pencernaan juga menentukan pengambilan logam dari makanan, maupun dari *ingestion* dari air dan sedimen. Misalnya pH pada saluran pencernaan dibawah 4,7 akan mempengaruhi ketersediaan logam Cu dalam trout dan dengan logam lain bersifat antagonis. Sedangkan pada pH lebih besar dari 5,4 pengaruh logam tersebut bersifat sinergis

Pengaruh variabel fisik dan kimia air turut menentukan tingkat bioavailabilitas logam berat yang telah didiskusikan secara mendalam oleh Donnel, Kaplan, Allen (1985). Sebagai contoh: tingkat kesadahan berpengaruh pada daya



pengambilan logam berat sebagaimana pendapat Metelev et al. (1983) yang menyatakan bahwa pengaruh pengambilan dari garam-garam Cd dan Cu akan lebih kuat pada air lunak. Spesies karbonat dengan logam dapat mengadakan aksi dengan dua cara yaitu: Membentuk endapan logam hidroksida dan karbonat dan alkalinitas menyediakan sumber ligan untuk pembentukan kompleks karbonato terlarut (misal:  $\text{CuCO}_3^0$ ). Bentuk ini bersifat non toksik dan kurang bioavailabilitas bagi organisme air (Donnel, Kaplan, Allen 1985).. Didasarkan klasifikasi tingkat kesadahan air dari Boyd (1990) maka stasiun Batujajar menunjukkan tingkat kesadahan yang sedang dan stasiun Bongas sampai DAM dalam kondisi air lunak. Semakin tinggi tingkat kesadahan, maka kemampuan logam untuk berikatan dengan ion karbonat akan semakin lebih besar pada stasiun Batujajar, jika dibandingkan dengan ketiga stasiun lainnya. Dari hasil analisis dengan menggunakan AKU terlihat adanya korelasi yang signifikan diantara kesadahan dengan tingkat konsentrasi logam Cu pada bagian insang. Sedangkan adanya korelasi dengan logam Cr dan Ni tidak signifikan pada  $p=0.05$ .

Pengaruh variabel pH pada bioakumulasi logam terlihat sebagian besar pada logam Cd, Cr, Zn, dan Ni pada daging ikan mas yang menunjukkan korelasi positif pada  $p>0.05$ . Sedangkan korelasi negatif terlihat hanya pada logam Cr pada bagian insang. Prosi (1981) menyebutkan nilai pH berperan penting dalam interaksi antara logam berat dengan parameter lainnya seperti karbonat dan komponen organik. Daya larut logam berat dalam air dan sedimen akan meningkat dengan penurunan dari nilai pH. Pada pH berkisar antara 7-8 maka kelarutan senyawa logam akan cenderung stabil (Forstner dan Prosi 1979). Seperti percobaan yang dilakukan oleh Pagenkopf (1976) dalam Donnel, Kaplan, Allen (1985) dari 20 penelitian dengan uji toksisitas Zn pada ikan, endapan Zn terjadi pada pH lebih besar dari 6 dalam kondisi air sadah. Sedangkan Mount (1966) dalam Donnel, Kaplan, Allen (1985) mencatat pH = 8 endapan seng terjadi dan terakumulasi pada bagian insang ikan. Oleh karena nilai pH di waduk berkisar 7 sampai 8, didasarkan pada pendapat Mount (1966) maka kemungkinan besar akumulasi logam Zn terjadi pada bagian insang ikan mas.

Tabel 5. Pengukuran parameter fisik dan kimia air yang merupakan rata-rata dari empat kali pengambilan

Stasiun	pH	Kesadahan (mg/l)	Conduktivitas ( $\mu\text{ohm/s}$ )	Suhu ( $^{\circ}\text{C}$ )
Batujajar	7.49	93.025	0.532	28.92
Bongas	7.22	61.82	0.205	28.68
Ciminyak	7.59	49.505	0.180	28.72
DAM	8.57	70.95	0.298	27.02

Untuk memprediksi tingkat bioavailabilitas dari akumulasi logam berat pada tubuh ikan mas terhadap sedimen dan air, dapat ditentukan dengan rumus 1 seperti diatas. Hasilnya seperti pada tabel 6. Dari tabel tersebut terlihat, walaupun konsentrasi konsentrasi logam pada sedimen tinggi, belum tentu menunjukkan besarnya tingkat ketersediaan biologis yang besar pada ikan mas di Waduk Saguling. Disini terlihat bahwa bioavailabilitas logam Cr, Cu, dan Ni yang berasal dari sedimen relatif lebih tinggi pada stasiun Ciminyak jika dibandingkan dengan ketiga stasiun lainnya. Sedangkan bioavailabilitas logam Zn tertinggi pada stasiun Batujajar dan Cd pada Dam.

Tingkat bioavailabilitas yang berasal dari air (BCF) pada tabel 6, menunjukkan pada stasiun Batujajar bioavailabilitas logam Cd, Cu, dan Zn tertinggi dibandingkan dengan ketiga stasiun lainnya. Sedangkan stasiun Ciminyak mempunyai tingkat bioavailabilitas tertinggi untuk jenis logam Cr dan Ni. Dibandingkan dengan tingkat bioavailabilitas dari sedimen, bioavailabilitas dari air jauh lebih besar. Kondisi ini mendukung dari pendapat Luoma (1983), yang menyebutkan bahwa pengambilan logam berat pada biota air lebih efisien berasal dari air dibandingkan sedimen. Ueda et al. (1976) dalam Donnel, Kaplan, Allen (1985) menyebutkan akumulasi logam berat pada cacing Polychaeta melalui air 200 kali lipat lebih efisien daripada sedimen. Dari percobaan Ueda tersebut juga disimpulkan bahwa *compartment* yang relatif besar (sedimen) mempunyai tingkat availabilitas yang rendah jika dibandingkan dengan *compartment* yang lebih kecil (air). Thomas dan Meybeck (1996) menjelaskan banyaknya bentuk ikatan antara logam dengan partikel sedimen/ partikulat yang membatasi bioavailabilitas melalui 7 jalur yaitu : adsorpsi oleh partikel mineral karena adanya gaya elektrostatik, berikatan dengan bahan organik, karbonat, sulfida, Fe dan Mn oksida, kisi mineral, maupun dengan silikat. Dengan banyaknya macam ikatan tersebut maka sedimen dalam lingkungan akuatik bertindak sebagai reservoir bagi akumulasi berbagai jenis bahan polutan maupun nutrisi (Jenne dan Luoma (1977). Oleh karena selama studi ini kita menggunakan konsentrasi logam total yang terekstraksi dengan asam nitrat pekat, bukan berarti menunjukkan tingkat bioavailabilitas sedimen yang sesungguhnya, seperti halnya pengukuran ion logam bebas Luoma dan Bryan (1979), dengan cara fraksinasi asam lemah atau penggunaan agen chelat (Allen, Hall, Brisbin 1980).

**Tabel 6.** Perkiraan status bioavailabilitas logam pada ikan mas yang didasarkan pada nilai BCF dan BAFs.

Faktor Biokonsentrasi (BCF)				
Logam	Batujajar	Bongas	Ciminyak	Dam
Cd	28.33	2,5	3,125	5
Cr	23.5	12.167	107,25	24,57
Cu	16.7	0	0	0
Ni	8.22	4.5	21,167	0,982
Zn	128.460	34.890	955	5997,5
Faktor Bioakumulasi (BAFs)				
Cd	0,089	0,11	0,208	0,222
Cr	0,125	0,1116	0,468	0,1454
Cu	0,0033	0,023	0,0071	0,0048
Ni	0,0226	0,0153	0,0469	0,0062
Zn	0,4818	0,375	0,0879	0,0778

Penggunaan nilai bioavailabilty ( $B$ )  $\approx$  (BCF) pada air, dari tabel 6 menunjukkan bahwa tingkat bioavailabilitas pada logam Zn merupakan tertinggi (128.460) diantara jenis logam lainnya. Dibawah kebijakan menejemen substansi toxic di Canada, nilai BCF yang lebih besar dari 500 dianggap sebagai agen bioakumulat dan seharusnya dihilangkan. BCF > 500 dianggap berbahaya bagi lingkungan. Uni Eropa mengeluarkan kebijakan penggunaan BCF>100 dianggap berpotensi sebagai agen bioakumulat dan diklasifikasikan berbahaya bagi lingkungan, karena dapat mengganggu kesehatan pada organisme atau *predator feeding* dari organisme itu. Rekomendasi dari Uni-Eropa juga menyebutkan bahwa BCF dari nilai 100 sebagai pemicu klasifikasi bahaya termasuk substansi logamnya (Chapman et al., 1996). Dari gambar tabel 2 menunjukkan nilai BCF pada logam Zn dikategorikan dalam status bioakumulate dan dianggap berbahaya bagi lingkungan. Chapman et al. (1996), Lee dan Allen (1998) telah memberikan dua alasan keberatan penggunaan BCF untuk logam esensial seperti Zn dan Cu yaitu: logam esensial secara alami terkonsentrasi pada organisme hidup. Nilai BCF logam tersebut mungkin lebih tinggi dari ambang batas penggolongan substansi bioakumulat, meskipun konsentrasi di lingkungan berkorelasi baik dibawah level toxic. Kedua, organisme mempunyai kemampuan dalam regulasi dan stabilisasi konsentrasi internal logam esensial dalam jaringan, meskipun adanya gangguan atau konsentrasi tinggi dari lingkungan luar. Dari pendapat tersebut (1996) maka nilai BCF untuk jenis logam Zn yang tinggi pada stasiun Batujajar belum tentu menunjukkan tingkat bioavailabilitas sebenarnya logam tersebut di lapangan, jika dikaitkan dengan besarnya kontaminasi oleh logam tersebut.



Dari hasil analisis data dengan menggunakan MRPP terlihat, jika kita mengambil nilai probabilitas ( $p=0,05$  atau  $\alpha = 95\%$ ) maka perbedaan pengambilan logam berat pada daging ikan mas dan ingsang untuk jenis logam berat Cd ( $p=0,854$ ), Cr ( $p=0,948$ ), Cu ( $p=0,594$ ), dan Ni ( $p=0,929$ ) tidak menunjukkan adanya perbedaan yang nyata pada kedua organ tersebut. Tetapi untuk jenis logam berat Zn ( $p=0,000845$ ) menunjukkan adanya perbedaan yang sangat signifikan pada kedua organ tersebut ( $p<0,01$ , dengan  $\alpha = 99\%$ ). Dengan melihat kondisi diatas maka pengambilan logam yang berasal dari ingsang (kontak langsung dengan air dan bahan partikulat) dan daging (dihasilkan dari *ingestion* air, sedimen dan pakan) menunjukkan adanya kesamaan tingkat pengambilan untuk jenis logam berat Cd, Cu, Cr, dan Ni. Sedangkan pola berlainan dari pengambilan Zn diantara kedua organ tersebut, yang cenderung lebih besar berasal dari ingsang dibandingkan dengan daging (Farkas et.al. 2000). Keadaan tersebut juga dimungkinkan karena adanya perbedaan distribusi logam diantara organ jaringan tubuh ikan. Logam Zn merupakan salah satu penyusun utama dari sel darah merah yang bertindak sebagai koenzim (Förstner dan Wittmann 1983), oleh sebab itu logam Zn termasuk dalam jenis logam esensial. Karena ingsang merupakan tempat pertukaran oksigen dan banyak mengandung pembuluh darah maka besar sekali kemungkinan konsentrasi logam tersebut tinggi pada tempat tersebut jika dibandingkan dengan bagian daging yang kaya akan lemak.

### Kesimpulan

Dari penelitian diatas dapat disimpulkan sebagai berikut:

1. Dibandingkan dengan nilai standar baku mutu kualitas air, sedimen, dan makanan, maka kondisi waduk saguling telah mengalami kontaminasi yang tinggi oleh logam berat dan mempunyai resiko besar terhadap akumulasi pada biota perairan pada waduk tersebut.
2. Perbedaan konsentrasi logam Cd, Cu, Cr, Ni dan Zn pada air tidaklah menunjukkan adanya perbedaan yang signifikan ( $p>0,05$ ) diantara stasiun pengamatan. Konsentrasi logam Cd ( $F=4,652$ ,  $p= 0.0333$ ) dan Cu ( $F= 34.733$ ,  $p=0.000003$ ) pada sedimen menunjukkan adanya perbedaan yang signifikan diantara stasiun pengamatan, sedangkan untuk jenis logam lainnya tidak menunjukkan adanya perbedaan yang nyata ( $p>0,05$ ).
3. Hasil Uji ANOVA didapatkan bahwa konsentrasi logam berat pada daging dan ingsang ikan mas tidak menunjukkan adanya perbedaan yang signifikan ( $P>0.05$ ) Pada daging Cu( $F=0.332$ ,  $p=0.802$ ), Zn( $F=0.771$ ,  $p=0.541$ ), Cd( $F=0.222$ ,  $p=0.878$ ), Cr( $F=0.382$ ,  $p=0.768$ ), dan Ni( $F=0.692$ ,  $p=0.581$ ) dan ingsang Cu( $F=0.161$ ,  $p=0.919$ ), Zn( $F=1.612$ ,  $p=0.261$ ), Cd( $F=0.161$ ,  $p=0.919$ ), Cr( $F=0.2777$ ,  $p=0.84$ ), Ni( $F=0.82$ ,  $p=0.517$ ).

4. Penggunaan teknik ordinas Analisis Komponen Utama (AKU) dapat dipergunakan dalam memperkirakan korelasi/ hubungan antara kualitas air dan sedimen dengan akumulasi logam pada ikan mas.
5. Penggunaan nilai  $B \equiv BCF$  maupun BAFs yang didasarkan pada pengukuran konsentrasi logam total pada air dan sedimen belum mampu menunjukkan tingkat bioavailabilitas logam pada ikan di waduk saguling.
6. Dari ke empat logam yang digunakan selama penelitian (Cd, Cu, Ni, dan Cr) maka akumulasi pada daging dan insang pada ikan mas tidak menunjukkan adanya perbedaan yang nyata ( $p > 0.05$ ) sedangkan hanya Zn berbeda secara sangat signifikan ( $p \approx 0.000845$ ).

#### DAFTAR PUSTAKA

- Allen H.E., R.H.Hall, T.D. Brisbin, 1980, Metal Speciation, Effects on Aquatic Toxicity, *Environmental Science & Technology* 14(4): 441-443pp
- Allen H.E., 1993, The Significance of Trace Metal Speciation For Water, Sediment, and Soil Quality Criteria and Standards, *The Sci. of Tot. Environ. Supple.*: 23-45 pp
- Ankley G.T., P. Garry., N.L. Edward, A.B. Duane, D.M. Vincent, A.K. Patricia., M.C Anne., R.D. Joseph, J.H. David, D.M. John, 1991a, Acid Volatile Sulfide As Factor Mediating Cadmium And Nickel Bioavailability in Contaminated Sediment, *Environ. Toxic.Chem.* 10: 1299-1307 pp.
- Ankley G.T., L Karsten, J.C Daniel, P.M Thomas, J.C Timoty, C.G. Ingersoll., 1996, A field Investigation of The Relationship Between Zinc and Acid Volatile Sulfide Contamination in Freshwater Sediments, *J. Aquat. Eco. Health* 5: 255 – 264.pp
- Anonymous, 1991, Quality Criteria for Lakes and Watercourses, A System for Classification and Water Chemistry and Sediment and Organism Metal Concentrations, The Swedish Environmental Protection Agency, Sweden, 35pp
- Anonymus, 1994, NSW Food Act 1989, Regulations and Food Standards Code. Source: NSW Health unpublished data.
- APPHA, 1976, Standard Methods. For Examination of Water and Wastewater, by M.C.Rand: A.E. Greenberg and M.J. Taras (eds). 14 th edition, APPA-AWWA-WPCF, 1193pp
- ASTM-STP, 1997, Water And Environmental Technology, PA 19428, Section 11, Vol 11.02, Esaton, M.D. USA, 1006pp
- Bengen D.G, 2000, Sinopsis Teknik Pengambilan Contoh dan Analisis Data Biofisik Sumber Daya Pesisir, Pusat Kajian Sumberdaya Pesisir dan Lautan, Fakultas Perikan dan Ilmu Kelautan , IPB, 86 hal.

- Berry, K.J., P.W. Mielke, 1984, Computation of Exact Probability Values for Multi-Response Permutation Procedures (MRPP), *Commun. Statis. Simulation Comput.* 13: 417-432pp
- Biondini M.E., P.F. Mielke, E.F. Redente, 1988, Permutation Techniques Based on Euclidean Analysis Space: A New and Powerful Statistical Method for Ecological Research, *Coenoses* 3(3): 155-174pp
- Brahmana S., Firdaus M., 1997, Eutrophication In Three Reservoirs At Citarum River, Its Relation To Beneficial Uses, *Proceedings Workshop On Ecosystem Approach To Lake And Reservoir Management*, 199 – 211pp.
- Burton G.A., 1992, Sediment Collection and Processing: Factors Affecting Realism, in G.A. Burton: *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis Publishers, USA, 37 – 66 pp.
- Chapman P. M., F. Wang., J. Colin., G. Persoone., H.E. Allen., 1998, Ecotoxicology of Metals in Aquatic Sediments: Binding And Release, Bioavailability, Risk Assessment, And Remediation, *Can. J. Aquat. Sci.* 55: 2221 – 2243 pp.
- Chapman P.M., H.E. Allen, K. Godtfredsen, M.N. Z.Graggen, 1996, Evaluation of Bioaccumulation Factor in Regulating Metals, *Environ Science and Technology* 30 (10): 448-452pp.
- Crawford J.K., S.N. Luoma, 1993, Guidelines for study of contaminant in biological tissues for national water quality assessment program, U.S. geological Survey, Open file report 92-494, U.S. Department Interior, USA, 3–37pp.
- Dirjen POM, Departemen Kesehatan 1989, Keputusan Direktur Jendral Pengawasan Obat dan Makanan No 03725/B/SK/VII/89, Tentang Batas Maksimum Cemaran Logam Berat.
- Di Toro M. D., J. Mahony, J.H. David, K. John , B. H. Michael, M. M. Suzanne, S.R. Michele, 1990, Toxicity of Kadmium in Sediments: The Role of Acid Volatile Sulfide, *Environ. Toxic Chem* 9: 1487-1502 pp.
- Donnel J.R., B.M. Kaplan, H.E. Allen, 1985, Bioavailability of Trace Metals in Natural Waters, Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, in R.D. Cardwell, R. Purdy, R.C. Bahner, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 485-501pp.
- Farkas A., J. Salanki, I.Varanka, 2000, Heavy Metal Concentration in Fish of Lake Balaton, *Lakes & Reservoir: Research and Management* 2000 (5): 271-279pp
- Forstner U., F. Prosi, 1979, Heavy metal Pollution in Freshwater ecosystem, In: O.Ravera: *Biological Aspects of Freshwater Pollution*, 272-280pp
- Förstner U., G.T.W. Wittmann, 1983, Toxic Metal, In: U. Forstner and T.W. Wittmann : *Metal Pollution in The Aquatic Environment*, Springer Verlag, Berlin Heidelberg, Germany, 3-68 pp.



- Giesy J.P., dan Hoke R., 1990, Freshwater Sediment Quality Criteria: Toxicity Bioassessment, in R.Baudo, J.P. Giesy, H. Muntau, Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants, Lewis Publishers INC., 265-348pp
- Jenne E.A., Luoma S.N., 1977, Forms of Trace Elements in Soil, Sediments, and Associated Waters: an Overview of Their Determination and Biological Availability, in R.E. Wildung and H.Drucker: Biological Implications of Metals in the Environment: CONF-750929, NTIS Springfield, USGS, 110-142pp
- KLH, 1990, Keputusan Pemerintah R.I., no 20 tahun 1990 Tentang Pengendalian Pencemaran Air, Sekretaris Negara K.L.H, Jakarta.
- Kovach, W.L., 1999, MVSP, A. Multivariate Statistical Package for Windows, ver.3.1, Kovach Computing Services, Pentreath, Wales, U.K.
- Lee II. H., 1992, Models, Muddles and Mud Predicting Bioaccumulation of Sediment Associated Pollutants, in G. Allen Burton, Sediment Toxicity Assessment, Lewis Publishers, 267-289pp
- Lee C.M., H.E. Allen, 1998, The Ecological Risk Assessment of Copper Differs From Hydrophobic Organic Chemicals, *Human and Ecological Risk Assessment* 4(3): 605-617pp
- Luoma S.N., 1983, Bioavailability of Trace Metals to Aquatic Organism-A Review, *The Science of the Total Environment* 28: 1-22pp
- Luoma S.N., Bryan G.W., 1979, Chemical Modelling in Aqueous System: Speciation, Sorption, Solubility, and Kinetics, in Everett A. Jenne, American Chemical Society, 577-609pp.
- Luoma S.N., Bryan G.W., 1982, A Statistical Study of Environmental Factors Controlling Concentration of Heavy Metal in the Burrowing Bivalve *Scrobicularia plana* and the Polychaetae *Nereis diversicolor*, *Coastal and Shelf Sciences* 15: 95-108pp
- Mac M.J., C.J. Schmitt, 1992, Sediment Bioaccumulation Testing with Fish, in G. Allen Burton: Sediment Toxicity Assessment, Lewis Publishers, 295-311pp
- Metelev V.V., A.I. Kanaev, N.G. Dzakhova, 1983, Water Toxicology, Amerind Publishing Co. PVT.LTD. New Delhi, 3-203pp.
- Mielke P.W., 1984, Meteorological Applications of Permutation Techniques Based on Distance Function, In P.R. Krishnaiah and P.K.Sen (eds), Handbook of Statistics, Vol 4, Elsevier Science Publishers, 813-830pp.
- Norris R. H., A. Georges, 1992, Analysis and Interpretation of Benthic Macroinvertebrate Survey, 235-286pp
- Palmer M., 1998, Ordination & PCA, unpublished, 10pp
- Peeters E.T.H.M., R Glystra, 1997, Manual on Cornell Condensed Format Background and Making, Dept. of Water Quality Management and Aquatic Ecology, Agricultural University Wageningen, 28pp



- Power E.A., Chapman P.M., 1992, Assessing Sediment Quality, in G. Allen Burton: Sediment Toxicity Assessment, Lewis Publishers, 1-16pp
- Prosi F., 1981, Heavy Metal in Aquatic Organism, In: U. Forstner and T.W. Wittmann, Metal Pollution in the Aquatic Environment, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany,
- Smock, L.A., 1983, Relationships Between Metal Concentration and Organism Size in Aquatic Insects, *Freshwater Biology* 13: 313-321pp.
- Sriwana T., 1999, Polusi Vulkanogenik: Akumulasi Unsur Kimia dan Penyebarannya Di Sekitar Kawah Putih G. Patuha Bandung, makalah seminar pada Puslit. Limnologi-LIPI, Cibinong
- Sumiarsa D., S. Dadang, 1990-1999, Laporan Hasil Penelitian Kualitas Air Waduk Saguling, Perusahaan Umum Listrik Negara Pembangkit Listrik-Sektor Saguling, Bandung.
- Suryono T., Sudarso Y., 2000, Karakterisasi Status Pencemaran Daerah Aliran Sungai Citarum Hulu, Unpublished, 13pp.
- Thomas R., M. Meybeck, 1996, Water Quality Assessment, A Guide to The Use of Biota, Sediment, and Water in Environmental Monitoring, Second Edition, E & FN Spon, 127-172pp
- Timmermans, K.R., 1991, Trace Metals In Benthic Of The Maarsseven Lakes System, The Netherland In Trace Metal Ecotoxicokinetics Of Chironomids, Amsterdam, Netherland , 2-9pp.
- Uchida, T., 1997, Research on Water Quality Improvement System: The Case Study of Saguling Reservoir. Project 3-C and 4-B, Research of Numerical Simulation Model of Water Quality for the Implementation of an Environment. Indonesian Institute of Sciences-LIPI, Research and Development Centre for Limnology in the Cooperation with Japan international Agency, 1-68pp.