

ANALISIS DAN EVALUASI KONTAMINASI LOGAM BERAT DI SEDIMEN, AIR DAN RUMPUT LAUT *Euchema Cottoni* Di KOTA TARAKAN

Ratno Achyani ¹⁾, Encik Weliyadi ¹⁾, Rismawati ²⁾

¹⁾ Mahasiwa Jurusan Manajemen Sumberdaya Perairan

²⁾ Staf Pengajar Jurusan Manajemen Sumberdaya Perairan

FPIK Universitas Borneo Tarakan (UBT) Kampus Pantai Amal Gedung E,

Jl. Amal Lama No.1, Po. Box. 170 Tarakan KAL-TIM.

HP.08125353129 / E-mail : ratno_achyani@yahoo.com

ABSTRAK

Tujuan penelitian ini adalah memberikan informasi mengenai keberadaan, jenis, jumlah dan konsentrasi logam berat di air dan sedimen serta akumulasinya pada rumput laut *Euchema Cottonii* di Diperairan Amal Kota Tarakan. Diperairan telah ditemukan 2 jenis logam berat yaitu kadmium (Cd) dan nikel (Ni) di air dan sedimen. Pada rumput laut *Euchema Cottoni* ditemukan 2 jenis logam berat yaitu Tembaga (Cu) dan Besi (Fe) yaitu pada saat semai dan 4 jenis logam berat saat panen yaitu Tembaga (Cu), Besi (Fe), Mangan (Mn) dan nikel (Ni). Konsentrasi logam berat di air yaitu kadmium 0,005-0,007 mg/l dan nikel 0,064-0,084 mg/l. Konsentrasi logam berat di sedimen yaitu kadmium 0,068 mg/l dan nikel 0,175 mg/l. Konsentrasi logam berat di rumput laut *Euchema Cottoni* saat semai yaitu Tembaga 1,91 mg/l, besi 86,64 mg/l. Konsentrasi logam berat di rumput laut *Euchema Cottoni* saat panen yaitu Tembaga 4,03 mg/l, mangan 151,25 mg/l, besi 0,97 mg/l dan nikel 16,6 mg/l.

Kata Kunci: Logam berat, air, sedimen, *Euchema Cottonii*.

ABSTRACT

The purpose of this study is to provide information about the existence, type, amount and concentration of heavy metals in waters and sediments and its accumulation in seaweed *Euchema Cottonii* at Amal waters Tarakan City. in the waters has found two types of heavy metal, cadmium (Cd) and nickel (Ni) in water and sediments. In *Euchema Cottoni* seaweed has found 2 types of heavy metals, Copper (Cu) and Iron (Fe) when the seedling and 4 types of heavy metals during harvest is Copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn) and nickel (Ni). Concentrations of heavy metals in the waters of cadmium from 0.005 to 0.007 mg/l and nickel 0.064 to 0.084 mg/l. Concentrations of heavy metals in the sediment are cadmium 0.068 mg/l and nickel 0.175 mg/l. Concentrations of heavy metals in seaweed *Euchema Cottoni* when seedlings are Copper 1.91 mg/l, iron 86.64 mg/l. Concentrations of heavy metals in seaweed *Euchema Cottoni* at harvesting the Copper 4.03 mg/l, manganese 151.25 mg/l, iron 0.97 mg/l and nickel 16.6 mg/l.

Keyword: heavy metals, waters, sediments, *Euchema Cottonii*.

PENDAHULUAN

Pencemaran atau polusi bukanlah hal yang baru bahkan sebagian dari kita

yang sudah memahami pengaruh yang ditimbulkan oleh pencemar atau polusi lingkungan terhadap kelangsungan dan keseimbangan ekosistem. Jumlah

pencemaran yang sangat masal dari pihak manusia membuat alam tidak mampu mengembalikan kondisi ke seperti semula. Pencemar datang dari berbagai sumber dan memasuki udara, air dan tanah dengan berbagai cara. Pencemar udara terutama datang dari kendaraan bermotor, industri, dan pembakaran sampah. Pencemar udara dapat pula berasal dari aktivitas gunung berapi.

Salah satu komponen pencemar perubah kualitas lingkungan perairan adalah logam berat. Logam berat merupakan bahan pencemar yang paling banyak ditemukan diperaian akibat limbah Industri dan limbah perkotaan. Pencemaran logam berat dalam air harus mendapat perhatian yang serius, karena bila terserap dan terakumulasi dalam tubuh manusia dapat mengganggu kesehatan dan pada beberapa kasus menyebabkan kematian. Pencemaran logam berat terhadap lingkungan merupakan suatu proses yang erat hubungannya dengan penggunaan logam tersebut oleh manusia.

Diantara sumber bahan pangan yang sering dikonsumsi oleh manusia adalah berasal dari rumput laut. Rumput laut khususnya jenis *Euchema Cottonii* sering digunakan sebagai bahan utama pembuata agar-agar. Salah satu sumber bahan baku rumput laut jenis ini adalah berasal dari Kota Tarakan. Informasi mengenai keberadaan, jenis, jumlah dan konsentrasi logam berat di perairan khususnya akumulasinya pada rumput laut *Euchema Cottonii* di Kota Tarakan Tidak tersedia. Tujuan dari penelitian ini adalah mengenai keberadaan, jenis, jumlah dan konsentrasinya di perairan khususnya akumulasinya pada rumput laut *Euchema Cottoni* di Kota Tarakan. Studi Analisis dan evaluasi kontaminasi logam berat pada rumput laut *Euchema Cottoni* di Kota Tarakan.

MATERI DAN METODE

Jenis sampel yang diambil adalah air, sedimen dan rumput laut *Euchema*

Cottonii. Pengambilan sampel air dan sedimen akan dilakukan 3 kali dalam 2 bulan. Pengambilan ini mengikuti pola budidaya rumput laut yang diterapkan oleh para petani. Yaitu mulai dari penanaman benih sampai panen memakan waktu 2 bulan. Pengambilan sampel rumput laut adalah, rumput laut jenis *Euchema Cottoni* diambil sampel bibitnya sebelum ditanam dan terakhir diambil kembali pada saat panen. Sehingga total sampel yang diambil adalah 2 sampel. Analisa logam berat di air dan sedimen akan menggunakan metode SNI dan AAS. Analisis logam berat menggunakan *atomic absorption spectrophotometer* (AAS).

HASIL DAN PEMBAHASAN

Logam berat di air dan sedimen

Analisis laboratorium logam berat di air pada wilayah penelitian menunjukkan hasil yang berbeda berdasarkan waktu. Saat awal bulan atau saat awal musim penanaman rumput laut terdeteksi hanya 1 logam berat yaitu Cd 0,006 mg/l. Pada pertengahan musim terdeteksi 2 jenis logam berat yaitu Cd 0,005 mg/l dan Ni 0,064 mg/l. Kemudian pada saat akhir bulan atau musim panen terdeteksi 2 logam berat, yaitu Cd 0,007 mg/l dan Ni 0,084 mg/l. Analisa logam berat di laboratorium untuk sampel sedimen diketahui ada 2 jenis logam berat yang terdeteksi yaitu Cd 0,068 mg/l dan Ni 0,175 mg/l (Tabel 1).

Dari hasil analisis logam berat diperaian dapat diketahui bahwa dalam kurun waktu $\pm$ 2 bulan tidak ada perbedaan signifikan adanya peningkatan konsentrasi logam berat di peraian terutama pada logam berat Cd yang terdeteksi pada setiap sampel. Dari hasil analisis juga diketahui bahwa adanya masukkan logam berat lain diperaian yang terdeteksi selama waktu budidaya yaitu logam Ni. Keberadaan logam Cd dan Ni diperaian juga ditemukan pada sampel sedimen (Gambar 1).

Jenis logam yang teridentifikasi di perairan Amal Kota Tarakan adalah Cd

dan Ni. Logam kadmium tidak dapat larut dalam air, kadmium muncul dalam air laut dalam bentuk terlarut dan padat. Jenis dominan kadmium $\pm 30\%$ dari jumlah total terlarut dalam air laut adalah CdCl^+ , CdCl^2 dan CdCl_3^{-1} (Nurnberg, 1983; Nurnberg dan Valenta, 1983; Salomons *et al.* 1987; Fernando, 1995). Jumlah kadmium yang

terlarut dengan berbagai bentuk (Tabel 2) bervariasi berdasarkan tingkat salinitas air laut (Sadiq, 1992). Ionic Cd^{2-} , adalah jenis kadmium yang paling beracun, namun sangat jarang memiliki lebih dari sekitar 3 persen dari total kadmium terlarut dalam air laut (Neff, 2002).

Tabel 1. Hasil analisa logam berat di air dan sedimen (mg/l)

Jenis logam berat	Sampel Air			Sampel Sedimen
	Awal bulan	Pertengahan	Akhir bulan	
Cadmium (Cd)	0,006	0,005	0,007	0,068
Tembaga (Cu)	ttd	Ttd	Ttd	ttd
Timbal (Pb)	ttd	Ttd	Ttd	ttd
Mangan (Mn)	ttd	Ttd	Ttd	ttd
Besi (Fe)	ttd	Ttd	Ttd	ttd
Nikel (Ni)	ttd	0,064	0,084	0,175

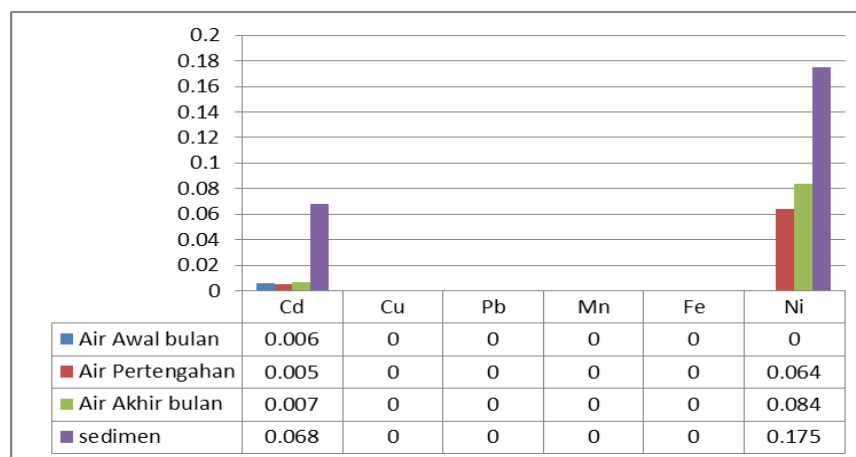
Keterangan: ttd = tidak terdeteksi

Karena kompleksitas senyawa klorida, ada hubungan terbalik antara salinitas air laut dan fraksi dari total kadmium terlarut dalam keadaan bebas ion. Kadmium terabsorpsi di partikel dalam bentuk yang mudah ditukar dan mudah *desorbed* kembali ke dalam larutan, terutama pada pencampuran yang terjadi di daerah muara dengan salinitas rendah (Millward dan Turner, 1995 ; Wood *et al.*, 1995).

Konsentrasi logam kadmium di perairan amal adalah 0,005 – 0,007 mg.l^{-1} . Pada lautan terbuka, konsentrasi kadmium terlarut biasanya sangat rendah di permukaan ($\leq 1 \text{ mg.l}^{-1}$) dan meningkat pada kedalaman maksimal dimana nutrient

masih dapat diperoleh (sekitar 900 sampai 1000 m). Konsentrasi tertinggi kadmium adalah 145 mg.l^{-1} yang telah diukur berdasarkan kandungan maksimum nutrisi dari laut terbuka. Konsentrasi kemudian menurun sedikit pada kedalaman yang lebih besar (De baar *et al.*, 1994 ; Yeats *et al.*, 1995).

Logam kadmium dapat larut, sehingga dengan mobilitas tersebut konsentrasi kadmium dilingkungan dapat berkurang cukup tinggi (Boulegue, 1983). Karena adanya spesiasi dalam air laut, kecenderungan untuk terikat pada partikel lemah, kadmium relatif mobile di lingkungan laut (Neff, 2002).



Gambar 1. Perbedaan keberadaan dan konsentrasi logam berat di perairan dan sedimen

Tabel 2. Jenis kadmium Anorganik dalam air laut. Kelimpahan jenis-jenis logam Cd berdasarkan potensi redoks dan salinitas (Sadiq, 1992).

Jenis	Total (%)	Jenis	Total (%)
Cd^{+2}	2 $\pm$ 1	CdCl_3^-	16 $\pm$ 10
CdCl^+	34 $\pm$ 6	CdCl_4^{-2}	5 $\pm$ 5
CdCl_2^0	44,5 $\pm$ 12,5		

Kelimpahan kadmium di perairan estuary dan laut bervariasi dan berpotensi *bioavailable*. Namun, kadmium ion (Cd^{+2}), yang biasanya hanya mewakili sebagian kecil dari jumlah kadmium terlarut dalam air laut adalah spesies yang paling *bioavailable* (Sunda *et al.*, 1978 ; Engel *et al.*, 1981 ; Jenkins dan Sanders, 1986 ; Mason *et al.*, 1988). Konsentrasi logam nikel di perairan amal adalah $0,074 \pm 0,01 \text{ mg.l}^{-1}$. Konsentrasi nikel di perairan alami telah ditemukan berkisar dari $2\text{--}10 \text{ mg.l}^{-1}$ pada air tawar dan $0,45 \pm 0,25 \text{ mg.l}^{-1}$ dalam air laut (Rojas *et al.* 1999 dalam Klein dan Max, 2007). Sedangkan menurut WHO (1991) Tingkat di perairan alami berkisar antara 2 sampai 10 mg.l^{-1} (air tawar) dan $0,2\text{--}0,7 \text{ mg.l}^{-1}$ (kelautan). Bentuk umum adalah ion nikel (II) (WHO, 1991).

Nikel (Ni) ditemukan di perairan dalam bentuk koloid namun garam-garam nikel seperti : nikel ammonium sulfat, nikel nitrat dan nikel klorida bersifat larut dalam air. Pada kondisi aerob dan $\text{pH} > 9$, Ni membentuk senyawa kompleks dengan hidroksida dan karbonat, dan selanjutnya mengalami presipitasi. Demikian juga pada kondisi anaerob, nikel bersifat tidak larut (Moore, 1991 dalam Effendi, 2003).

Pencemaran lingkungan oleh Ni terjadi secara alami dan dari sumber antropogenik. Sumber-sumber alam berasal dari gunung berapi, debu tanah, dan kebakaran hutan, dengan ukuran partikel berkisar antara 2 sampai 10 mm. Contoh sumber antropogenik adalah dari pertambangan, peleburan, dan pemurnian Ni, dengan melepaskan ukuran partikel jauh lebih kecil ($0,1$ sampai $2,0 \text{ mm}$) (Wayne dan Ming, 2005). Pembakaran bahan bakar fosil dan polusi dari industri nikel adalah sumber utama dari lingkungan

yang terpapar nikel. Lebih khusus lagi, sumber emisi nikel ke udara termasuk pembakaran batubara dan minyak untuk sumber energi, limbah dan limbah lumpur incenerator, pertambangan dan produksi industri baja (WHO, 1991 dalam Neff, 2002).

Jenis logam berat yang teridentifikasi di perairan Amal Kota Tarakan adalah Cd dan Ni. Logam kadmium dan nikel ada di dalam sedimen melalui *pore water* (Air yang mengisi pori-pori butiran sedimen) dalam bentuk larutan atau bercampur dengan berbagai ligan organik atau anorganik terlarut. Konsentrasi kadmium total dalam *pore water* sedimen laut berkisar dari $0,002$ sampai $108 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ (Campbell *et al.*, 1988). Konsentrasi biasanya kurang dari $1 \text{ }\mu\text{g/L}$, kecuali dalam *pore water* dari sedimen yang terkontaminasi.

Konsentrasi logam kadmium di perairan amal adalah $0,068 \text{ mg.l}^{-1}$. Konsentrasi Kadmium pada sedimen laut yang tidak terkontaminasi biasanya berada di kisaran $0,1 - 0,6 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ berat kering (Warren, 1981). Kadmium dalam sedimen oxic (kelimpahan oksigen besar) berkaitan dengan keberadaan (50 sampai 70 persen) karbonat ditambah adanya oksidasi besi/mangan pada fraksi di sedimen (Luoma dan Bryan 1981; Rapin *et al.*, 1983 ; Rosental *et al.*, 1986 ; Guo *et al.* 1997), banyak yang mudah ditukar dan larut dalam air (Guo *et al.*, 1997). Sebagian besar sisanya dikaitkan dengan fraksi organik/sulfida. Hanya sekitar 1 persen dalam fraksi yang lain sesuai dengan prediksi model Davies-Colley *et al.*, (1984) dan menunjukkan bahwa kandungan kadmium selalu berubah selama adanya proses oksidasi di sedimen laut (Samant *et al.*, 1990). Fluks

kadmium pada lapisan permukaan sedimen laut yang teroksidasi berkisar antara 1,1 sampai sekitar 160 pg/cm²/jam (Zago *et al.*, 2000 dalam Neff, 2002).

Logam berat di rumput laut *euchema cottoni*

Hasil analisa logam berat di rumput laut *euchema cottoni* menunjukkan adanya kandungan logam berat yang cukup tinggi. Logam berat yang terdeteksi pada awal budidaya atau bibit menunjukkan hanya logam Cu dan Fe yang terdeteksi yaitu 1,91 mg.l⁻¹ dan 86,44 mg.l⁻¹. Sedangkan pada saat panen, logam berat yang terdeteksi adalah logam Cu yaitu 4,00 mg.l⁻¹, Mn yaitu 151,25 mg.l⁻¹, besi 0,97 mg.l⁻¹ dan logam berat Ni 16,6 mg.l⁻¹ (Tabel 3). Hasil tersebut dapat diketahui adanya jenis logam berat lain yang terserap

oleh rumput laut yaitu Mn dan Ni (Gambar 2).

Jenis logam berat yang teridentifikasi pada rumput laut *Euchema cottoni* di perairan Amal Kota Tarakan adalah tembaga, mangan, besi dan nikel. Konsentrasi logam berat pada rumput laut *euchema cottoni* bervariasi. Hal ini dikarenakan oleh tingginya kandungan logam yang terlarut dalam air laut. Kandungan logam dalam tubuh *Euchema cottoni* bervariasi berdasarkan waktu. Pada awal tanam telah teridentifikasi 2 jenis logam berat dan pada saat panen telah teridentifikasi 4 jenis logam berat. Hal ini mungkin disebabkan kuantitas penyerapan logam berat oleh rumput laut yang kemudian diekskresikan berbeda terhadap jenis logam berat.

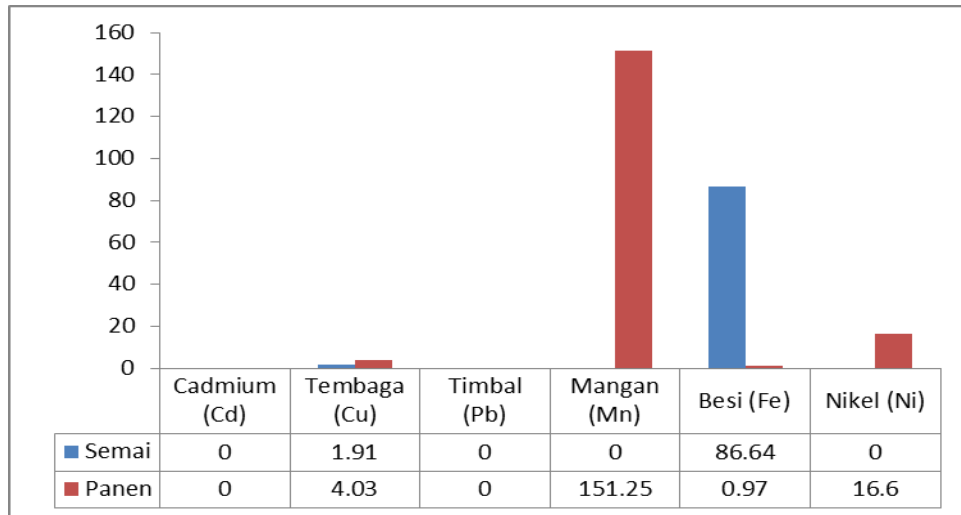
Tabel 3. Hasil analisa logam berat di rumput laut *euchema cottoni* (mg.l⁻¹)

Jenis logam berat	Waktu pengambilan sampel	
	Semai	Panen
Cadmium (Cd)	0	0
Tembaga (Cu)	1.91	4.03
Timbal (Pb)	0	0
Mangan (Mn)	0	151.25
Besi (Fe)	86.64	0.97
Nikel (Ni)	0	16.6

Keterangan: ttd = tidak terdeteksi

Peningkatan konsentrasi logam Cu saat semai 1.91 mg.l⁻¹ menjadi 4.03 mg.l⁻¹ saat panen disebabkan adanya peningkatan logam berat didalam media (air laut) (Yulianto *et al.* 2006). Bentuk nonpolar atau kationik berbagai logam, termasuk logam esensial seperti tembaga, dapat menembus membran sel lebih mudah daripada anionik, dalam bentuk polar (Sunda, 1994). Karena itu, bentuk yang paling *bioavailable* tembaga adalah senyawa anorganik kompleks hidroksida (CuOH⁺ dan Cu(OH)₂, Cu(OH)₃, dan Cu₂(OH)₂) (Zamuda dan Sunda, 1982 ;

Zamuda *et al.*, 1985 ; Cowan *et al.*, 1986 ; Simkis dan Taylor, 1989). Ion bebas (Cu⁺²) juga dapat terbioakumulasi dengan cepat pada fitoplankton laut, yang disebabkan oleh transpor aktif atau difasilitasi oleh mekanisme di *fusi* (Phinney dan Bruland, 1994). Karena tembaga adalah elemen *trace* nutrisi penting, sebagian besar mekanisme organisme laut telah berevolusi untuk mengontrol konsentrasi ion bebas dalam jaringan tubuhnya akibat paparan dari konsentrasi yang ada udara, sedimen, dan makanannya.



Gambar 2. Perbedaan jenis dan konsentrasi logam berat pada rumput laut *euchema cottoni* berdasarkan waktu pengambilan sampel.

Konsentrasi total tembaga dalam air laut bersih adalah dalam kisaran $0,2 \pm 0,15 \mu\text{g.l}^{-1}$. Konsentrasi tembaga dapat meningkat menjadi lebih dari $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ pada kedalaman abyssal (Bruland dan Frank, 1983 ; Saager *et al.*, 1993 ; Le Gall *et al.*, 1999). Konsentrasi tembaga terlarut cenderung lebih tinggi di perairan estuari dan pesisir. konsentrasi tertinggi terjadi di daerah salinitas rendah yaitu daerah estuari dan menurun dengan meningkatnya salinitas (Kerdijk dan Salomons, 1981 ; Windom *et al.*, 1983 ; Wen *et al.*, 1999).

Adanya konsentrasi tembaga tinggi dalam kondisi salinitas rendah yang mencapai muara menunjukkan bahwa aliran sungai merupakan sumber penting dari tembaga yang ada di laut. Konsentrasi tembaga dalam bentuk partikulat adalah rendah dalam kolom air laut terbuka dan meningkat di estuari (Neff, 2002). Tembaga terdapat dalam air laut dalam beberapa bentuk. Bentuk Kompleks anorganik yang paling banyak dari tembaga pada kondisi pH dan komposisi ionik air laut adalah CuCO_3 (Millero 1980), berbagai campuran tembaga dan kloridas, dan Cu(OH)_2 , dan sebagai endapan *microparticulate* (Nelson *et al.*, 1981.; Zuelke dan Kester, 1983).

Ion bebas Cu^{+2} (*cupric copper*) biasanya $\pm 5\%$ dari tembaga anorganik

yang terlarut dalam air laut secara keseluruhan (Shadiq, 1992). Tembaga memiliki afinitas yang kuat untuk bergabung dan membentuk senyawa dengan ligan organik seperti zat *humic* dan bahan organik terlarut (Oakley *et al.*, 1981 ; Zuehlke dan Kester, 1983 ; Mills dan Quinn, 1984 ; Sunda, 1994 ; Muller, 1996) dan partikel bakteri (Nelson *et al.*, 1981), hanya dengan konsentrasi kecil dan dalam bentuk senyawa yang sebenarnya dalam air laut akan menjadi senyawa anorganik beracun. Hampir semua tembaga yang terlarut dalam air laut, ada sebagai karbonat atau sebagai logam-organik kompleks. Hanya 1 persen atau kurang tembaga terlarut total pada air laut (Coale dan Bruland, 1988 ; Sunda dan Huntsman, 1991 ; Shine dan Wallace, 1995).

Kompleksasi dan deaktivasi tembaga dengan ligan organik yang dihasilkan oleh mikroorganisme laut dan fitoplankton membantu komunitas alga untuk beradaptasi sehingga melindungi mereka dari keracunan tembaga (Neff, 2002).

Penurunan konsentrasi logam berat besi saat semai $86,64 \text{ mg.l}^{-1}$ menjadi $0,97 \text{ mg.l}^{-1}$ saat panen kemungkinan disebabkan oleh kemampuan rumput laut *Euchema cottoni* dalam mengekskresikan logam besi tersebut. Organisme perairan secara umum memiliki strategi dalam menghadapi

kehadiran polutan logam berat. Laju penyerapan dan pengeluaran logam toksik oleh suatu organisme dari dalam tubuhnya akan mempengaruhi konsentrasi logam toksik dalam tubuh. Menurut Connell dan Miller (1995), laju perubahan konsentrasi logam toksik dalam tubuh organisme dapat terjadi dalam 3 proses, yaitu: 1) penyerapan, dimana laju penyerapan lebih besar dari laju pengeluaran/ekskresi ; 2) keseimbangan, dimana laju penyerapan sama dengan laju pengeluaran/ekskresi ; 3) depurasi, dimana laju penyerapan lebih kecil dari laju pengeluaran/ekskresi. Proses penyerapan dan keseimbangan, kontak antara organisme dan logam toksik yang terdapat di lingkungan masih terjadi. Sedangkan pada proses depurasi kontak antara organisme dan logam toksik di lingkungan berhenti.

Keberadaan logam berat mangan dan besi dalam tubuh *Euchema cottoni* yang tidak teridentifikasi pada sampel air laut dan sedimen di sebabkan faktor oksidasi, biokonsentrasi dan mobilitas logam berat tersebut di perairan. Logam mungkin ada dalam air melalui empat fase oksidasi.

Sebuah faktor biokonsentrasi (BCF) berkaitan dengan konsentrasi bahan kimia dalam air. Secara umum, organisme yang lebih rendah seperti alga memiliki BCFs lebih besar dari organisme yang lebih tinggi (Thompson *et al.*, 1972). Mangan dan besi dapat dilepaskan ke air sumber antropogenik. Konsentrasi logam tersebut pada air permukaan biasanya dalam bentuk terlarut. Beberapa senyawa mangan dan besi mudah larut, sehingga tingkat ekspos akan signifikan dan juga dapat terjadi karena mengkonsumsi air minum yang tercemar. Namun, mangan pada air permukaan dapat mengoksidasi atau menyerap partikel sedimen dan mengendap di bagian bawah. Transportasi dan partisi mangan dalam air dikontrol oleh kehadiran bentuk kimia terlarut tertentu, yang pada gilirannya ditentukan oleh potensi pH, oksidasi-reduksi, dan karakteristiknya dari anion yang tersedia.

KESIMPULAN DAN SARAN

Kesimpulan

Diperairan Amal Kota Tarakan telah ditemukan 2 jenis logam berat yaitu kadmium (Cd) dan nikel (Ni) di air dan sedimen. Pada rumput laut *Euchema Cottoni* ditemukan 2 jenis logam berat pada saat semai yaitu Tembaga (Cu) dan Besi (Fe) yaitu pada saat semai dan 4 jenis logam berat saat panen yaitu Tembaga (Cu), Besi (Fe), Mangan (Mn) dan nikel (Ni). Konsentrasi logam berat di air yaitu kadmium $0,006 \pm 0,001 \text{ mg.l}^{-1}$ dan nikel $0,074 \pm 0,01 \text{ mg.l}^{-1}$. Konsentrasi logam berat di sedimen yaitu kadmium $0,068 \text{ mg.l}^{-1}$ dan nikel $0,175 \text{ mg.l}^{-1}$. Konsentrasi logam berat di rumput laut *Euchema Cottoni* saat semai yaitu Tembaga $1,91 \text{ mg.l}^{-1}$, besi $86,64 \text{ mg.l}^{-1}$. Konsentrasi logam berat di rumput laut *Euchema Cottoni* saat panen yaitu Tembaga $4,03 \text{ mg.l}^{-1}$, mangan $151,25 \text{ mg.l}^{-1}$, besi $0,97 \text{ mg.l}^{-1}$ dan nikel $16,6 \text{ mg.l}^{-1}$.

Saran

1. Perlunya penelitian lebih lanjut mengenai keberadaan logam berat di air dan sedimen yang lebih komprehensif di tempat lainnya yang merupakan daerah budidaya rumput laut di Kota Tarakan.
2. Perlunya penelitian lebih lanjut mengenai keberadaan logam berat pada rumput laut jenis lainnya yang dibudidayakan di Kota Tarakan
3. Perlunya penelitian masukkan logam berat dari sungai yang menjadi muara masuknya air dari daratan ke pantai amal.

DAFTAR PUSTAKA

- A Kaushik, Ankur Kansal, Santosh, Meena, Shiv Kumari, CP Kaushik. 2009. *Heavy metal contamination of river Yamuna, Haryana, India: Assessment by Metal Enrichment Factor of the Sediments*. Journal of Hazardous Materials 164: 265–270

- Aschner M, Aschner JL. 1991. *Neurosci. Biobehav Rev.* 5,333–340.
- Bambang Yulianto, Raden Ario, Agung Triono. 2006. *Daya Serap Rumput Laut (Gracilariasp) Terhadap Logam Berat Tembaga (Cu) Sebagai Biofilter.* Jurnal Ilmu Kelautan. Vol. II (2):72-78.
- Bruland W, RP Franks. 1983. *Mn, Zn, and Cd in the western North Atlantic.* Pages 395-414 In: CS Wong, E Boyle, KW Bruland, JD Burton, ED Goldberg, Eds Trace Metals in Sea Water. Plenum Press, New York.
- Coale KH, KW Bruland. 1988. *Copper complexation in the northeast Pacific.* Journal of Limnol Oceanogr. 33:1084-1101.
- Campbell PGC, AG Lewis, PM Chapman, AA Crowder, WK Fletcher, B Imber, SN Luoma, PM Stokes, M Winfrey. 1988. *Biologically Available Metals in Sediments.* National Research Council of Canada Publication No. NRCC 27694. Ottawa, Canada
- Connell DW, Miller GJ. 1995. *Kimia dan Ekotoksikologi Pencemaran.* Penerbit Universitas Indonesia Press. Jakarta. 520 hal (Diterjemahkan oleh Koestoer YRH).
- Cowan CE, EA Jenne, RR Kinnison. 1986. *Methodology for determining the relationship between toxicity and aqueous speciation of a metal.* Pages 463-478 In: TM Poston and R Purdy, Eds Aquatic Toxicology and Environmental Fate: Ninth Volume. ASTM STP 921. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Davies Colley RJ, PO Nelson, KJ Williamson. 1984. *Copper and cadmium uptake by estuarine sediment phases.* Journal of Environ Sci Technol. 18:491-499.
- De Baar HJW, EM Saager, RF Nolting, J van der Meer. 1994. *Cadmium versus phosphate in the world ocean.* Journal of Mar Chem. 46:261-281.
- Fernando Q. 1995. *Metal speciation in environmental and biological systems.* Journal of Environ Hlth Persp. 103:13-16.
- Gunnar NF, Koji N, Monica N, Lars TF. 2007. *Cadmium, Handbook on the Toxicology of Metals.* Third Edition. Academic press.
- Guo T, RD DeLaune, WH Patrick Jr. 1997. *The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment.* Journal of Environ Internat. 23:305-316.
- Kerdijk HN, W Salomons. 1981. *Heavy metal cycling in the Scheldt Estuary.* Delft Hydraulics Report M1640/M1736. Cited by W. Salomons and U. F6rstner. 1984. *Metals in the Hydrocycle.* Springer Verlag, New York.
- Le Gall AC, PJ Statham, NH Morley, DJ Hydes, CH Hunt. 1999. *Processes influencing distributions and concentrations of Cd, Cu, Mn, and Ni at the north west European shelf break.* Journal of Mar Chem. 68:97-115.
- Luoma SN, GW Bryan. 1981. *A statistical assessment of the form of trace metals in oxidized estuarine sediments employing chemical extractions.* Journal of Sci Tot Environ. 17:165-196.
- Muller FLL. 1996. *Interactions of copper, lead and cadmium with the*

- dissolved, colloidal and particulate components of estuarine and coastal waters.* Journal of Mar Chem. 52:245-268.
- Muller FLL. 1998. *Colloid/solution partitioning of metal-selective organic ligands, and its relevance to Cu, Pb and Cd cycling in the Firth of Clyde.* Journal of Estuar Cstl Shelf Sci. 46:419-437.
- Millero FJ. 1980. *Chemical speciation of ionic components in estuarine systems.* Pages 116-131 In: JM Martin, JD Burton, D Eisma, Eds River Inputs to Ocean Systems. UNEP/SCOR, Rome.
- Mills GL, JG Quinn. 1984. *Dissolved copper and copper-organic complexes in the Narragansett Bay estuary.* Mar. Chem. 15:151-172.
- Millward GE, A Turner. 1995. *Trace metals in estuaries.* Pages 223-245 In: B Salbu and E Steinnes. Eds. Trace Elements in Natural Waters. CRC press. Boca Raton FL.
- Neff JM. 2002. *Bioaccumulation In Marine Organisms: Effect Of Contaminants From Oil well Produced Water.* Elsevier.
- Nelson EO, AK Chung, MC Hudson. 1981. *Factors affecting the fate of heavy metals in the activated sludge process.* Journal of Wat Pollut Contr Fed. 53:1323-1333.
- Nurnberg HW, P Valenta. 1983. *Potentialities and applications of voltammetry in chemical speciation of trace metals in the sea.* Page 671-698 dalam CS Wong, E Boyle, KW. Bruland, JD Burton, ED Goldberg. Trace Metals in Sea Water. Plenum Press, New York.
- Nurnberg HW. 1983. *Voltammetric studies on trace metal speciation in natural water.* Part II: Application and conclusions for chemical oceanography and chemical limnology. Page 211-230 in: GG Lepard. Trace Element Speciation in Surface Waters and Its Ecological Implications. Plenum Press. New York.
- Oakley SM, PO Nelson, KJ Williamson. 1981. *Model of trace-metal partitioning in marine sediments.* Journal of Environ Sci Technol. 15:474-480.
- Phinney JT, KW Bruland. 1994. *Uptake of lipophilic organic Cu, Cd, and Pb complexes in the coastal diatom Thalassiosira weissflogii.* Journal of Environ Sci Technol. 28:1781-1790.
- Rapin F. 1983. *Speciation of heavy metals in a sediment core from Baie de Nice (Mediterranean Sea).* Pages 1005-1008 In: Proceedings of International Conference on Heavy Metals in the Environment. CEP Consultants, Edinburgh, Scotland.
- Rosental R, GA Eagle, MJ Orren. 1986. *Trace metal distribution in different chemical fractions of nearshore marine sediments.* Journal of Estuar Cstl Shelf Sci. 22:303-324.
- Saager PM, J Schijf, HJW De Baar. 1993. *Trace-metal distributions in seawater and anoxic brines in the eastern Mediterranean Sea.* Geochim. Cosmochim. Acta 57:1419-1432.
- Salomons W, NM de Rooij, H Derdijk, J Bril. 1987. *Sediments as a source for contaminants?.* Hydrobiol. 149:13-30.
- Samant HS, KG Doe, OC Vaidya. 1990. *An integrated chemical and*

- biological study of the bioavailability of metals in sediments from two contaminated harbours in New Brunswick, Canada.* Journal of Sci Tot Environ. 96:253-268.
- Shine JP, GT Wallace. 1995. *The formation of surface-active organic complexes of copper in coastal marine waters.* Journal of Mar Chem. 51:145-157.
- Simkiss K, MG Taylor. 1989. *Metal fluxes across the membranes of aquatic organisms.* Journal of Rev Aquat Sci. 1:173-188.
- Skerfving T, Ingvar AB. 2007. *Lead. Handbook on the Toxicology of Metals.* Third Edition. Academic press.
- Sunda WG. 1994. *Trace metal/phytoplankton interactions in the sea.* Pages 213-247 In: G Bidoglio, W Stumm. Eds Chemistry of Aquatic Systems: Local and Global Perspectives. ECSC, EEC, EAEC, Brussels, Belgium
- Sunda WG, SA Huntsman. 1991. *The use of chemiluminescence and ligand competition with EDTA to measure copper concentration and speciation in seawater.* Journal of Mar Chem. 36:137-163.
- Tueros I, JG Rodríguez, A Borja, O Solaun, V Valencia, E Millan. 2008. *Dissolved metal background levels in marine waters, for the assessment of the physico-chemical status, within the European Water Framework Directive.* Science Of The Total Environment 407: 40-52
- Warren LJ. 1981. *Contamination of sediments by lead, zinc and cadmium: a review Environ Pollut. (Series B) 2:401-436.*
- Wayne GL, Ming HY. 2005. *Introduction to environmental toxicology : impacts of chemicals upon ecological systems.* Lewis Publishers.
- Wen LS, P Santschi, G Gill, C Paternostro. 1999. *Estuarine trace metal distribution in Galveston Bay: importance of colloidal forms in the speciation of the dissolved phase.* Journal of Mar Chem. 63:185-212.
- Windom H, G Wallace, R Smith, N Dudek, M Maeda, R Dulmage, F Sorti. 1983. *Behavior of copper in southeastern United States estuaries.* Journal of Mar Chem. 12:183-193.
- Wood TM, AM Baptista, JS Kuwabara, AR Flegal. 1995. *Diagnostic modeling of trace metal partitioning in south San Francisco Bay.* Journal of Limnol Oceanogr. 40:345-358.
- Yeats PA, S Westerlund, AR Flegal. 1995. *Cadmium, copper and nickel distributions at four stations in the eastern central and south Atlantic.* Journal of Mar. Chem. 49:283-293.
- Zago C, G Capodaglio, S Ceradini, G Ciceri, L Abelson, F Soggia, P Cescon, G. Scarponi. 2000. *Benthic fluxes of cadmium, lead, copper, and nitrogen species in the northern Adriatic Sea and from of the River Po outflow, Italy.* Journal of Sci Tot Environ. 246:121-137.
- Zamuda CD, WG Sunda. 1982. *Bioavailability of dissolved copper to the American oyster Crassostrea virginica. I. Importance of chemical speciation.* Journal of Mar Biol 66:77-82.
- Zamuda CD, DA Wright, RA Smucker. 1985. *The importance of dissolved organic compounds in the*

- accumulation of copper by American oyster, Crassostrea virginica.* Journal of Mar Environ Res. 16:1-12.
- Zuelke RW, DR Kester. 1983. *Copper speciation in marine waters.* Pages 773-788 In: CS Wong, E Boyle, KW Bruland, JD Burton, ED Goldberg, Eds Trace Metals in Sea Water. Plenum Press, New York.