

Potensi Banggai Cardinalfish (*Pterapogon kauderni*) Sebagai Bioakumulator Pencemaran Tributyltin Di Perairan Bitung

(Banggai Cardinalfish (*Pterapogon kauderni*) Potential As Bioaccumulator Of Tributyltin Contamination In The Waters Of Bitung)

Bulfrit B Rajagukguk¹, Nego E Bataragoa², Inneke F M Rumengan², Wilmy E Pelle²,
Suria Darwisito², Deiske A Sumilat², Suzanne L Undap^{2*}

¹Program Studi Magister Ilmu Perairan, Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan Universitas Sam Ratulangi Manado - Sulawesi Utara, Indonesia.

²Staf Pengajar Pada Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan Universitas Sam Ratulangi Manado - Sulawesi Utara, Indonesia.

* Corresponding Author: suzanneundap@unsrat.ac.id

Abstract

At this time there have been no nekton organism used as a bioaccumulator of the Tributyltin (TBT) pollution and mercury in tropical waters. This research aims to assess the concentration of TBT and mercury in the *Pterapogon kauderni*, sediment, and water in the waters of Bitung also suspect the factors that are the cause of pollution of TBT and mercury against *P. Kauderni*, sediment, and water in the waters of Bitung. The concentration of TBT compounds on all samples analyzed using the Gas Chromatography-Mass Spectrometer (GC-MS) tool. The results of the analysis showed that the high concentration of TBT was found in sediment (0.22 – 6.98 µg/g w.w) compared with fish ranging from 0,003-0,066 µg/g and seawater < 0.0005 µg/g (below detection of TBT limit analysis). TBT interceptants in the waters of Bitung come from port activity and sea transportation.

Keywords : *Pterapogon kauderni*, Tributyltin

Abstrak

Pada saat ini belum ada organisme nekton yang digunakan sebagai bioakumulator pencemaran Tributyltin (TBT) di perairan tropis. Penelitian ini bertujuan untuk menilai konsentrasi TBT pada *Pterapogon kauderni*, sedimen, dan air di perairan Bitung juga menduga faktor-faktor yang menjadi penyebab pencemaran TBT terhadap *P. kauderni*, sedimen, dan air di perairan Bitung. Konsentrasi senyawa TBT pada semua sampel dianalisis menggunakan alat Gas Chromatography-Mass Spectrometer (GC-MS). Hasil analisis menunjukkan bahwa konsentrasi TBT paling tinggi terdapat pada sedimen (0,22 – 6,98 µg/g w.w) dibandingkan dengan ikan yang berkisar 0,003-0,066 µg/g dan air laut <0,0005 µg/g (dibawah deteksi limit analisis TBT). Pencemaran TBT yang terdapat di perairan Bitung berasal dari aktivitas pelabuhan dan transportasi laut.

Kata kunci: *Pterapogon kauderni*, Tributyltin.

PENDAHULUAN

Indonesia memiliki beberapa spesies akuatik endemik, merupakan spesies yang ditemukan pertama kali di perairan Indonesia, salah satunya adalah Banggai Cardinalfish (*Pterapogon kauderni*). Habitat *P. kauderni* bersifat teritorial dimana hidup disekitar pesisir dan

bersimbiosis dengan bulu babi (*Diadema* spp) (Makatipu, 2007; Carlos *et al.*, 2014) sehingga habitat *P. kauderni* merupakan daerah yang rentan terhadap pencemaran perairan yang bisa berdampak pada spesies ini. Menurut Ndobe *et al.* (2005) salah satu faktor yang mengancam habitat *P. kauderni* adalah pencemaran. Salah satu pencemaran yang sering terjadi

adalah tributyltin (TBT) yang digunakan sebagai cat antifouling. Indonesia dengan wilayah yang 75% perairan menggunakan kapal sebagai alat transportasi laut, sehingga diduga kontaminasi oleh TBT sangat besar sekali (Razak, 2004). Sudaryanto (2002) menilai adanya peningkatan kandungan TBT pada ikan tropis di Indonesia sejak tahun 1995. Rumengan *et al* (2008) juga menilai bahwa konsentrasi TBT pada perairan bitung lebih tinggi dibandingkan dengan Pulau Gangga dan Manado. Penelitian yang dilakukan Undap *et.al.* (2013a) menilai bahwa perairan Bitung merupakan daerah yang mempunyai kandungan TBT paling tinggi dibandingkan dengan Jakarta dan Bali. Bitung merupakan pelabuhan terbesar keempat di Indonesia. Undap (2016) menilai kontaminasi TBT di sedimen pada perairan pelabuhan Bitung Sulawesi Utara dinilai sangat tinggi, yang salah satu faktor utamanya adalah kegiatan transportasi laut. Fakta ini dapat memberikan gambaran bahwa meningkatnya pembangunan dan kemajuan teknologi dapat memungkinkan adanya peningkatan pencemaran TBT setiap tahun yang hingga saat ini belum adanya larangan penggunaan TBT di Indonesia. TBT pada dasarnya digunakan pada cat anti-fouling yang mempunyai toksisitas sangat berbahaya bagi organisme perairan (Cammack, 2006). Salah satu contoh kasus adalah munculnya imposeks

(perkembangan organ kelamin jantan pada individu betina) pada gastropoda laut (Mamonto dkk, 2017). Kemudian Rumampuk dkk (2018), menilai bahwa gejala imposeks pada beberapa spesies Gastropoda dikategorikan cukup tinggi.

METODOLOGI PENELITIAN

Penelitian ini dilakukan pada bulan November 2019 – Desember 2019 di Perairan Bitung, Sulawesi Utara. Pengambilan sampel dilakukan di perairan area pelabuhan dan Selat Lembeh. Lokasi sampling terdiri dari empat stasiun, yaitu: Stasiun 1. Pelabuhan Peti Kemas ($125^{\circ}11'49,43''\text{BT}$; $01^{\circ}26'28,52''\text{LU}$), Stasiun 2. Pelabuhan Perikanan Aertembaga ($125^{\circ}12'30,00''\text{BT}$; $01^{\circ}26'48,65''\text{LU}$), Stasiun 3. Dermaga penyebrangan pulau Lembeh ($125^{\circ}13'14,24''\text{BT}$; $01^{\circ}27'32,40''\text{LU}$) Stasiun 4. Pulau Serena ($125^{\circ}14'03,53''\text{BT}$; $01^{\circ}27'38,50''\text{LU}$).

Metode yang digunakan dalam penentuan stasiun adalah metode purposive sampling atau pengambilan sampel secara sengaja dengan pertimbangan tertentu. Penentuan stasiun pengamatan dilakukan dengan mempertimbangkan gradasi kedalaman dan jarak stasiun dari pantai. Pertimbangan ini dimaksudkan agar penentuan stasiun pengamatan selaras dengan kondisi lingkungan berdasarkan sumber pencemaran.



Gambar.1 Peta Lokasi Penelitian di perairan Pelabuhan Bitung

Pengambilan sampel air laut dilakukan dengan mengambil secara langsung menggunakan botol sampel polyetelin. Botol dimasukan kedalam badan air kemudian ditutup sebelum keluar ke permukaan. Pengambilan sampel ikan dilakukan dengan menggunakan serok di sekitar stasiun dengan perairan dangkal. Pengambilan sampel sedimen dilakukan dengan menggunakan Grab pada kedalaman air 10-15 m. Sedimen sampel diambil pada dasar substrat (ketebalan 0-5 cm), selanjutnya sampel sedimen dikumpulkan secara komposit dan dimasukkan ke dalam botol sampel polyetelin yang tertutup rapat. Konsentrasi senyawa TBT pada semua sampel di analisis menggunakan alat Gas Chromatografy-Mass Spectrometer (GC-MS) sesuai dengan metode yang dijelaskan oleh Undap et al (2013b).

Biokonsentrasi faktor adalah menunjukkan keadaan dimana rasio logam berat antara organisme dengan lingkungan seperti air dan sedimen (Vracko, 2015). Biokonsentrasi faktor dapat dihitung dengan menggunakan rumus berikut (Crookes dan Brooke, 2012):

$$BCF = \frac{C_{org}}{C}$$

dimana :

C_{org} = Konsentrasi logam berat pada biota

C = Konsentrasi logam berat pada sedimen atau air

Terdapat dua macam perhitungan nilai BCF. BCF_{o-w} merupakan rasio konsentrasi logam berat pada organisme dengan konsentrasi logam berat pada air laut. BCF_{o-s} merupakan rasio logam berat pada organisme dengan konsentrasi logam berat pada sedimen.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil analisis pada Gambar 2 menunjukkan bahwa konsentrasi TBT paling tinggi terdapat pada sedimen (0,22 – 6,98 µg/g w.w) dibandingkan dengan ikan yang berkisar 0,003-0,066 µg/g w.w dan air laut <0,0005 µg/g (dibawah deteksi limit analisis TBT).

Pada saat ini Indonesia hanya mempunyai baku mutu TBT untuk air laut. Berdasarkan Keputusan Menteri Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004, standar konsentrasi TBT yang diberikan adalah <0,003 mg/l. Data pada penelitian ini menunjukkan bahwa konsentrasi TBT yang terdapat pada air laut dibawah deteksi limit analisis yaitu <0,0005 µg/g, sehingga perairan Bitung belum melebihi baku mutu yang ditetapkan.

Grafik pada Gambar 2 menunjukkan bahwa konsentrasi pada sedimen seratus kali lebih besar dibandingkan dengan konsentrasi yang terdapat pada ikan. Kontaminasi TBT yang terdapat pada tubuh organisme sangat jelas berhubungan dengan sedimen pada habitatnya (Schoyen et al, 2018; Verhaegen et al. 2012;). Rumampuk et al (2019) menyatakan bahwa TBT masuk pada organisme melalui sedimen, kolom air, rantai makan, dan kemudian akan terakumulasi di dalam jaringan. Harino et al. (2000) dalam Xaio (2020) menyatakan bahwa perbedaan konsentrasi TBT yang terdapat pada organisme dapat disebabkan oleh distribusi organisme tersebut.

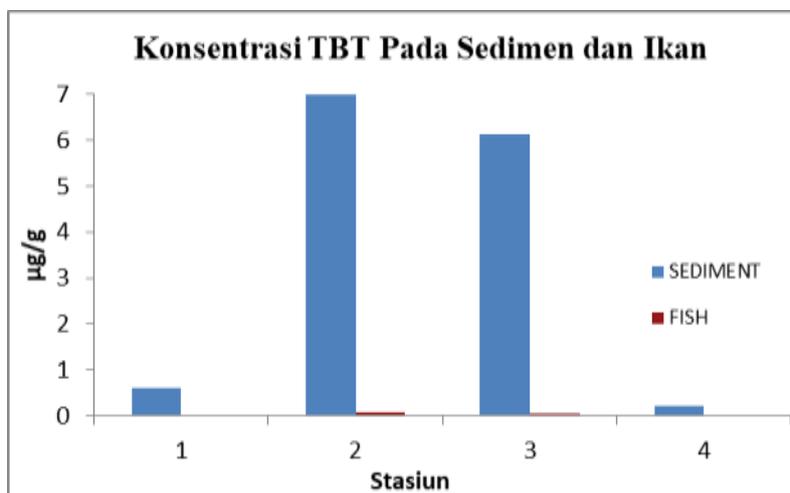
Data dan keterangan di atas menunjukkan bahwa sebelum memasuki organisme, sedimen dan air merupakan media utama TBT di perairan, sehingga menunjukkan bahwa kandungan TBT akan lebih tinggi di sedimen dibandingkan dengan di ikan. Kontaminasi TBT pada sedimen dengan level ng/g yang disebabkan oleh adanya kegiatan pelabuhan, limbah, ataupun produk-produk biosida telah menimbulkan resiko bagi organisme (Lofrano et al, 2018).

Konsentrasi TBT Pada Sedimen

Hasil analisis pada Tabel 1 menunjukkan bahwa konsentrasi TBT pada sedimen tertinggi terdapat pada Stasiun 2 (6,98 ± 0,07 µg/g w.w), diikuti dengan Stasiun 3 (6,12 ± 0,1 µg/g w.w), Stasiun 1 (0,6 ± 0,08 µg/g w.w) dan Stasiun 4 (0,22 ± 0,01 µg/g w.w). Pada tahun 2011, penelitian yang dilakukan Undap et al. (2013a) menilai bahwa konsentrasi tertinggi di sedimen terdapat pada

pelabuhan Bitung dengan konsentrasi 0,04 $\mu\text{g/g}$ – 4,25 $\mu\text{g/g}$ w.w dibandingkan dengan Jakarta dan Bali. Noor et al.

(2013) juga melaporkan konsentrasi TBT pada sedimen di perairan Bitung memiliki nilai 0,065 $\mu\text{g/g}$ w.w.



Gambar.2 Grafik Konsentrasi TBT Pada Sedimen dan Ikan (*P. kauderni*)

Penelitian ini menunjukkan adanya peningkatan konsentrasi TBT yang terjadi disekitar perairan Bitung dalam jangka waktu beberapa tahun. Lafrano *et al.* (2016), meneliti bahwa ada peningkatan signifikan yang terjadi dalam jangka waktu delapan bulan yang disebabkan aktivitas di pelabuhan di beberapa lokasi. Filipkowska dan Kowalewska (2019)

meneliti, persentase TBT yang tinggi tampaknya lebih merupakan konsekuensi dari proses degradasi yang lambat, karena kontaminasi substansial sedimen dengan TBT. Rumengan *et al.* (2008), menilai bahwa sedimen merupakan penyimpanan utama pencemaran TBT yang akan menjadi sumber potensial dimasa yang akan datang.

Tabel.1 Hasil Uji Laboratorium Konsentrasi TBT Pada Sediment ($\mu\text{g/g}$ w.w).

Ulangan	Stasiun			
	1	2	3	4
A	0,51	7,07	6,23	0,23
B	0,64	6,92	6,04	0,21
C	0,67	6,97	6,08	0,24
AVG	0,60667	6,98667	6,11667	0,22667
STDV	0,08505	0,07638	0,10017	0,01528

Konsentrasi TBT pada Ikan (*P. kauderni*)

Pada semua sampel ikan *P. kauderni* yang ditangkap di Perairan Bitung, TBT ditemukan pada semua Stasiun (1, 2, 3 dan 4) dengan konsentrasi berkisar 0,003-0,066 $\mu\text{g/g}$ w.w. Konsentrasi TBT tertinggi ditemukan pada Stasiun 2 (0,066 $\mu\text{g/g}$ \pm 0,01 $\mu\text{g/g}$ w.w), diikuti dengan Stasiun 3 (0,053 \pm 0,023 $\mu\text{g/g}$ w.w), Stasiun 1 (0,016 \pm 0,005 $\mu\text{g/g}$ w.w) dan Stasiun 4 (0,003 \pm 0,002 $\mu\text{g/g}$ w.w). Konsentrasi TBT tertinggi

terdapat pada Stasiun 1,2 dan 3 yang merupakan area pelabuhan dibandingkan dengan dengan Stasiun 4 yaitu pulau. Konsentrasi TBT yang didapatkan lebih tinggi jika dibandingkan dengan beberapa lokasi di Indonesia. Sudaryanto (2002) melaporkan TBT di beberapa lokasi di Indonesia seperti Jakarta, Panimbang dan Cirebon dengan konsentrasi 0,0097-0,052 $\mu\text{g/g}$ w.w, 0,0014-0,012 $\mu\text{g/g}$ w.w, dan 0,0021-0,018 $\mu\text{g/g}$ w.w.

Tabel.2 Hasil Uji Laboratorium Konsentrasi TBT Pada Ikan ($\mu\text{g/g w.w}$)

Ulangan	Stasiun			
	1	2	3	4
A	0,020	0,080	0,040	0,002
B	0,010	0,060	0,080	0,006
C	0,020	0,060	0,040	0,002
AVG	0,01667	0,06667	0,05333	0,00333
STDV	0,00577	0,01155	0,02309	0,00231

Akumulasi TBT terdapat pada spesies yang berbeda, namun akumulasi tidak menunjukkan adanya biomagnifikasi. Akumulasi dan katabolisme TBT pada organisme tergolong spesifik. Kepiting Biru (*Callinectes sapidus*), diberi makan udang kecil (*Palaemonetes pugio*) yang terkontaminasi TBT, secara signifikan tidak menunjukkan adanya akumulasi TBT (Rice *et al.*, 1989 dalam Parmentier *et al.*, 2019). Penelitian lain menunjukkan bahwa bagian dari bioakumulasi juga dapat dianggap berasal dari kation yang terikat pada makromolekul seperti protein (Koyama *et al.*, 2016). Xiao *et al.* (2020) mengasumsikan bahwa TBT pada ikan Mas terutama terdistribusikan ke dalam lipid dan berikatan dengan ligan oksigen atau makromolekul seperti asam amino dan protein.

Walaupun berkonsentrasi rendah, TBT dapat memberikan efek negatif pada beberapa spesies ikan. Beberapa penelitian menunjukkan bahwa TBT dapat merusak walaupun hanya pada konsentrasi rendah. Zhang *et al.* (2016) meneliti bahwa TBT pada konsentrasi 2,44 – 24,4 ng/L dapat mengganggu pola makan pada ikan mas hias (*Carassius auratus*). Pada konsentrasi TBT yang sama dapat mengganggu ekspresi neuropeptides, mengganggu metabolisme energi yang dapat menyebabkan gangguan hormon tiroid. Shimasaki *et al.* (2003) melaporkan bahwa terjadi *sex reversal* pada vertebrata untuk pertama kalinya. TBT pada konsentrasi 0,1-1 $\mu\text{g/g}$, terjadi maskulinisasi pada ikan *Paralichthys olivaceus*. Karayucel *et al.* (2019) juga meneliti bahwa konsentrasi TBT pada level 25-150 ng/g memberikan efek negatif seperti abnormal pada bentuk tubuh dan sirip, *sex reversal*,

kelangsungan hidup, dan pertumbuhan pada ikan Guppy (*Poecilia reticulata*). Dari penelitian tersebut, pertama kali ditemukan maskulinisasi ditemukan pada ikan Guppy yang disebabkan oleh TBT. Horie *et al.* (2018) juga meneliti bahwa TBT mempengaruhi fekunditas, fertilitas, mortalitas dan pertumbuhan pada ikan (*Oryzias latipes*). Konsentrasi TBT pada kisaran 0,2-1 $\mu\text{g/g}$ dapat memperlambat pertumbuhan pada ikan Salmon (*Oncorhynchus mykiss*) (Seinen *et al.*, 1981 dalam Karayucel *et al.*, 2019). Crawford *et al.* (2020) melaporkan bahwa TBT pada dosis 50-100 nM memberikan efek deformasi pada ikan (*Fundulus heteroclitus*). TBT memberikan efek negatif pada ikan zebra (*Danio rerio*), yaitu terjadi produksi abnormal sperma (McAllister *et al.*, 2003 dalam Lee *et al.*, 2019). Kannan *et al.* (1995) dalam Rumengan *et al.* (2008) menyatakan bahwa konsentrasi TBT pada kisaran ratusan ng/l dapat memberikan efek toksik kronis pada sistem kekebalan tubuh ikan. Efek TBT juga memberikan dampak negatif pada DNA. Ferraro *et al.* (2004) dalam Hagger *et al.* (2005) menunjukkan bahwa TBT memberikan efek mutagenic dengan merusak DNA pada ikan *Hoplias malabaricus*. (tabel 6).

Biokonsentrasi Faktor

Berdasarkan perhitungan biokonsentrasi faktor (BCF) pada Tabel (7), menunjukkan bahwa nilai BCF TBT untuk sedimen dengan ikan memiliki kisaran 0.009-0.027. Nilai BCF TBT untuk air dengan ikan memiliki kisaran 6,7-133,3. Semakin tinggi nilai BCF mengindikasikan bahwa semakin tinggi organisme tersebut mengakumulasi logam berat. Nilai BCF antara sedimen dengan ikan sangat

rendah baik jika dibandingkan dengan di air. Ini disebabkan karena konsentrasi TBT lebih tinggi pada sedimen dibandingkan dengan air. Perbedaan ini dikarenakan

sedimen merupakan sumber utama pencemaran TBT di perairan dalam (Kono *et al.*, 2008).

Tabel 3. Biokonsentrasi Faktor pada *P. kauderni*

	Stasiun	C _s	C _o	C _w	BCF o-s	BCF o-w
TBT (ug/g)	1	0,607	0,017	0.0005	0,027	33,3
	2	6,987	0,067	0.0005	0,010	133,3
	3	6,117	0,053	0.0005	0,009	106,7
	4	0,227	0,003	0.0005	0,015	6,7

Faktor Penyebab Pencemaran

Data menunjukkan bahwa konsentrasi TBT terdeteksi tinggi pada Stasiun 2 dibandingkan dengan Stasiun 4 (kontrol). Uji lanjut Anova dan BNT pada menunjukkan ada perbedaan signifikan antara Stasiun 1, 2, 3 dan Stasiun 4. Stasiun 1, 2, dan 3 merupakan pelabuhan dimana banyak aktivitas pelayaran yang menggunakan transportasi laut seperti tempat berlabuhnya kapal dan perbaikan kapal. Sedangkan Stasiun 4 (Kontrol) adalah Pulau Serena yang digunakan untuk jalur pelayaran, dimana aktivitas transportasi laut sangat rendah. Rumengan *et al.* (2008) meneliti bahwa pencemaran TBT yang terjadi di beberapa lokasi perairan Indonesia disebabkan oleh cat *anti-fouling*. Cat antifouling lebih banyak digunakan pada perkapalan seperti di area Pelabuhan Bitung banyak tempat pembuatan kapal dan galangan kapal (Undap *et al.* 2013 a, b). Takao (2017) menilai bahwa konsentrasi tertinggi terdapat pada pelabuhan yang memiliki galangan kapal dibandingkan dengan hilir sungai, sedangkan pelabuhan yang memiliki galangan kapal memiliki konsentrasi lebih tinggi dibandingkan pelabuhan yang tidak mempunyai galangan kapal. Joksas *et al.* (2019) juga melaporkan bahwa konsentrasi tertinggi terdapat pada area yang memiliki galangan kapal. Ogbomida dan Ezemonye (2016) meneliti bahwa semakin banyak aktivitas transportasi yang dilakukan maka semakin tinggi konsentrasi TBT yang terdapat di perairan. Pelepasan TBT bisa berasal dari badan kapal yang berlabuh dan perahu. Lafrano *et al.* (2016)

menyatakan bahwa kontaminasi TBT pada sedimen terjadi sangat cepat, disebabkan oleh resuspensi aktivitas kapal, aktivitas penggalian, pembuangan limbah, konstruksi pelabuhan dan penggunaan cat antifouling. Tingginya kegiatan antropogenik dan lambatnya proses hidrodinamik akan semakin membuat terjadinya akumulasi polutan (Joksas *et al.*, 2019). Noor *et al.* (2013) juga melaporkan bahwa fenomena imposex pada gastropoda tertinggi berada di lokasi yang memiliki pelabuhan dibandingkan dengan lokasi yang tidak memiliki pelabuhan. Dari beberapa laporan diatas sangat jelas bahwa pencemaran TBT berasal dari aktivitas pelabuhan dan transportasi laut.

Dari jumlah penduduk, Stasiun 4 merupakan pulau yang memiliki penduduk sangat rendah dibandingkan dengan Stasiun 1, 2 dan 3. Rumengan *et al.* (2008) menilai bahwa pencemaran TBT tinggi yang terjadi pada beberapa lokasi di Indonesia terdapat pada daerah yang memiliki penduduk tinggi. Sehingga diduga bahwa semakin tinggi penduduk maka semakin tinggi penggunaan cat *anti-fouling* terutama pada daerah di sekitar pesisir.

Stasiun 4 yang hanya merupakan jalur transportasi memiliki konsentrasi rendah dibandingkan dengan stasiun lain. Filipkowska dan Kowalewska (2019) melaporkan bahwa konsentrasi TBT tertinggi terdapat pada pelabuhan dibandingkan dengan area yang digunakan untuk jalur pelayaran. Dampak TBT akan tetap menjadi masalah yang dikhawatirkan untuk beberapa waktu mendatang, karena biodegradasi TBT

sangat lambat, dan konsentrasi TBT yang tinggi ditemukan dalam endapan di permukaan marina, pelabuhan, galangan kapal, jalur laut, dan lainnya, daerah di mana ada aktivitas pengiriman yang intens (Schoyen *et al.*, 2018).

Bitung merupakan pelabuhan dengan banyak aktivitas kapal besar dan kecil, antara lain: Galangan kapal, kapal penangkapan, kapal pesiar, perahu penyebrangan selat lembah, kapal kargo, dan kapal minyak. Setiap stasiun tidak mempunyai penanganan limbah pada galangan kapal khususnya untuk limbah cat. Undap *et al.* (2013a) meneliti pada tahun 2011 bahwa kandungan TBT tertinggi di Indonesia terdapat pada Pelabuhan Samudra Bitung yang merupakan pelabuhan terbesar keempat di Indonesia. Dari beberapa studi di atas, sangat jelas bahwa aktivitas pelabuhan dan transportasi laut merupakan sumber utama pencemaran TBT.

Kasus TBT telah banyak dilaporkan di beberapa lokasi di Indonesia, namun hingga saat ini regulasi atau pelarangan penggunaan senyawa organotin belum ada (Sudaryanto, 2005; Rumengan *et al.* (2008); Undap *et al.*, 2013a; Rumampuk *et al.*, 2019; Islami *et al.*, 2019). Sehingga penggunaan organotin tidak dapat diminimalisir atau bahkan dihentikan. Beberapa negara seperti Kanada (1990 dan 2003), United States (1998), United Kingdom (1985 dan 2008), Prancis (1982), Jepang (1990), Lituania (2005) bahkan *European Union* (2003) dan *Interational Maritime Organization* (2008) sudah mempunyai regulasi untuk larangan penggunaan organotin (Rumampuk *et al.*, 2019; Maguire, 2000; Undap *et al.*, 2013a; Zhang *et al.*, 2016; Laranjeiro *et al.*, 2017; Terlizzi *et al.*, 2001 *dalam* Lofrano *et al.*, 2018; Joksas *et al.*, 2019).

Beberapa penelitian menunjukkan bahwa beberapa lokasi yang mempunyai regulasi terhadap organotin masih tetap terdeteksi TBT (Alzieu, 2000; Rumengan *et al.*, 2008; Verhaegen *et al.*, 2012; Undap *et al.*, 2013a; Lofrano *et al.*, 2016; Antizar dan Ladislao, *et al.*, 2008 *dalam* Zhang *et al.*, 2016; Takao, 2017; Laranjeiro *et al.*, 2017; Schoyen *et al.*, 2018; Joksas *et al.*,

2019; Filipkowska dan Kowalewska, 2019). Namun, lokasi yang tidak mempunyai regulasi terdapat konsentrasi yang lebih tinggi dibandingkan dengan lokasi yang mempunyai regulasi (Undap *et al.*, 2013a). Beberapa laporan di atas menunjukkan bahwa setelah beberapa tahun penggunaan organotin telah dilarang, namun lingkungan perairan belum pulih sepenuhnya.

Beberapa penelitian menunjukkan adanya penurunan kontaminasi TBT yang terjadi setelah adanya regulasi mengenai penggunaan organotin. Verhaegen *et al.* (2012) melaporkan ada penurunan konsentrasi TBT yang terjadi selama 6 tahun pada udang komersil (*Crangon crangon*). Laranjeiro *et al.* (2017) juga melaporkan bahwa fenomena imposex telah menurun setelah adanya regulasi. Schoyen *et al.* (2018) melaporkan terjadi penurunan konsentrasi TBT di Norwegia semenjak tahun 2009, fenomena imposex menurun seiring penurunan konsentrasi TBT. Joksas *et al.* (2019) juga meneliti bahwa ada penurunan konsentrasi pada beberapa jenis organotin setelah adanya regulasi yang diberikan dalam jangka waktu sembilan tahun. Berdasarkan fakta di atas, bahwa Indonesia memerlukan regulasi untuk meminimalisir kontaminasi TBT.

KESIMPULAN

Hasil konsentrasi TBT pada sedimen adalah 0,22-6,68 µg/g, ikan (0,003-0,066 µg/g) dan air (<0,0005 µg/g). Penelitian ini menunjukkan Pterapogon kauderni sebagai bioakumulator TBT. Faktor penyebab pencemaran TBT diduga berasal dari aktivitas pelabuhan, dermaga, galangan kapal, dan jalur transportasi.

UCAPAN TERIMA KASIH

Terima kasih disampaikan kepada semua pihak yang telah memberikan bantuan, dukungan serta motivasi, diantaranya: Ir. Suzanne Lidya Undap, M.Sc, Ph.D selaku dosen pembimbing I, dan Dr. Ir. Nego Elvis Bataragoa, M.Sc selaku dosen pembimbing II, serta keluarga tercinta dan teman-teman seperjuangan.

DAFTAR PUSTAKA

- Cammack R. 2006. Biochemistry and Molecular Biology. Oxford University Press. Inc. New York. 722 p
- Carlos NST., Rondonuwu AB., dan Watung VNR. 2014. Distribusi dan Kelimpahan *Pterapogon kauderni* Koumans, 1933 (Apogonidae) di Selat Lembeh Bagian Timur, Kota Bitung. Jurnal Ilmiah Platax. Vol 2: 3.
- Crookes M, Brooke D. 2011. Estimation of Fish Bioconcentration Factor (BCF) From Depuration Data. Enviroment Agency.
- Filipkowska A, Kowalewska G. 2019. Butyltins In Sediments From The Southern Baltic Coastal Zone: Is It Still A Matter Of Concern, 10 Years After Implementation Of The Total Ban?. Marine Pollution Bulletin. Vol: 146. Page: 343-348.
- Hager JA, Depledge MH, Galloway TS. 2005. Toxicity of tributyltin in the marine mollusc *Mytilus edulis*. Marine Pollution Bulletin. Vol: 51. Page: 811-816
- Horie Y, Yamagishi T, Shintaku Y, Iguchi T, Tatarazako N. 2018. Effects of tributyltin on early life-stage, reproduction, and gonadal sex differentiation in Japanese medaka (*Oryzias latipes*). Chemosphere. Vol: 203. Page: 418-425.
- Islami MM, Sari AP, Tala DJ, Baszary CDU. 2019. Imposex study on *Thais aculeata* (Gastropoda: Muricidae) in Ambon Bay, Eastern Indonesia. Earth and Environmental Science. Vol: 339.
- Joksas K, Stakeniene R, Svirbutaviciene ER. 2019. On the effectiveness of tributyltin ban: Distribution and changes in butyltin concentrations over a 9-year period in Klaipėda Port, Lithuania. Ecotoxicology and Environmental Safety. Vol: 183
- Karayucel I, Kirikoglu O, Dernekbasi. 2019. Effect of Tributyltin on the Sex Ratio in Guppy (*Poecilia reticulata*). Aquatic Sciences and Engineering. Vol: 34 (1). Page: 1-6.
- Kono K, Minami T, Yamada H, Tanaka H, Koyama J. 2008. Bioaccumulation Of Tributyltin And Triphenyltin Compounds Through The Food Web In Deep Offshore Water. Coastal Marine Science. Vol: 32(1). Page: 102–107
- Koyama J, Nigaya S, Takenouchi A, Kokushi E, Uno S. 2016. Bioaccumulation Of Environmental Organotin Compounds In Translocated Rock Shell *Thais clavigera* In Kagoshima Bay. Fisheries Science. Vol: 82. Page: 975-982
- Laranjeiro F, Marin PS, Oliveira IB, Oliveira SG, Barroso C. 2017. Fifteen Years Of Imposex and Tributyltin Pollution Monitoring Along The Portuguese Coast. Environmental Pollution. Page: 1-11
- Lee MC, Fonseca E, Park JC, Yoon DS, Choi H, Kim M, Han J, Cho H, Shin KH, Santos ML, Jung JH, Castro LFC, Lee JS. 2019. Tributyltin Affects Retinoid X Receptor-Mediated Lipid Metabolism in the Marine Rotifer *Brachionus koreanus*. Environmental Science & Technology. Vol: 53. Page: 7830-7839.
- Lofrano G, Libralato G, Alfieri A, Carotenuto M. 2016. Metals and tributyltin sediment contamination along the Southeastern Tyrrhenian Sea coast. Chemosphere. Vol: 144. Page: 399-407
- Lofrano G, Nikolaou A, Libralato G, Carotenuto M, 2018. Organotin Compounds In Marine Sediment: Detection and Concerns. Global NEST. Vol: 20 (1). Page: 128-135
- Maguire RJ. 2000. Review of the Persistence, Bioacumulation and Toxicity of Tributyltin in Aquatic Enviroments in Relation Canada's Toxic Substances Management Policy. Water Quality. Vol: 35(4). Page: 633-679

- Mamonto R, Rumampuk ND, dan Lasut MT. 2017. Pendugaan Dampak Pencemaran Tributyltin Menggunakan Gejala Imposeks Pada Gastropoda di Perairan Bitung, Sulawesi Utara. *Jurnal Pesisir dan Laut Tropis*. Vol 1 (2).
- Ndobe S., Moore A., dan Supu A. 2005. The Indonesian Ornamental Fish Trade: Case Studies And Options For Improving Livelihoods While Promoting Sustainability In Banggai And Banyuwangi. 247 Hal
- Noor SY, Rumengan IFM, Lasut MT. 2013. Pendugaan pengaruh bioakumulasi tributyltin (TBT) dengan menggunakan karakter imposeks pada gastropoda laut (*Thais tuberosa* dan *Monodonta labio*). *Aquatic Science & Management*. Vol: 1(1), Hal: 57-62.
- Ogbomida ET, Ezemoye LI. 2016. Tributyltin and its Derivative in Water Samples of National Inland Water Way Authority Harbour of Warri, Delta State, Nigeria. *Organic Chemistry*. Vol 5 (1). Page : 1-4
- Parmentier KFV, Verhaegen Y, Witte WPD, Hoffman S, Delbare DHR, Roose PM, Hylland KDE, Burgeot T, Smagge GJ, Cooreman K. 2019. Tributyltin: A Bottom-Up Regulator of the Crangon crangon Population?. *Frontiers in Marine Science*. Vol: 6.
- Razak H. 2004. Kandungan Senyawa Butiltin (Bt) dalam Air Laut dan Sedimen di Perairan Teluk Banten. *Jurnal Makara Sains*. Vol.8 (2). Hal : 65-69
- Rumampuk ND, Rumengan IFM, Rompas RM, Undap SL, Boneka FB, Jensen KR, Lasut MT. 2018. Tributyltin (TBT) contamination and impacts on imposex in *Thalessa aculeate* (Mollusca: Neogastropoda: Muricidae) in Minahasa Peninsula coastal waters, North Sulawesi, Indonesia. *AACL Bioflux*, Vol. 11 (1): 184-193/2018
- Rumengan IFM, Ohji M, Arai T, Harino H, Arifin Z, Miyazaki N. 2008. Contamination Status Of Butyltin Compounds In Indonesian Coastal Waters. *Coastal Marine Science*. Vol 32 (1). Page: 116-126.
- Schoyen M, Green NW, Hjermmann DO, Tveiten L, Beylich B, Oxnevad S, Beyer J. 2018. Levels and trends of tributyltin (TBT) and imposex in dogwhelk (*Nucella lapillus*) along the Norwegian coastline from 1991 to 2017. *Marine Environmental Research*.
- Shimasaki Y, Kitano T, Oshima Y, Inoue S, Imada N, Honjo T. 2003. Tributyltin Causes Masculinization In Fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Vol: 22 (1). Page: 141-144
- Sudaryanto, A. 2002. Level Kontaminasi Senyawa Organotin di Produk Seafood dari Indonesia. *Jurnal Teknologi Lingkungan*, Vol.3 (1), Hal: 24-29
- Takao Y. 2017. Continuing Issues of Contamination by Organotins in the Marine Environment After Domestic and International Legislation. Faculty of Environmental Science, Nagasaki University.
- Undap SL, Nirmala K, Miki S, Inoue S, Qiu X, Honda M, Shimasaki Y, Oshima Y, 2013a. High Tributyltin Contamination in Sediments from Ports in Indonesia and Northern Kyushu, Japan. *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University*. Vol 56 (1). Hal: 131-135
- Undap SL, Matsunaga S, Honda M, Sekiguchi N, Khalil F, Qiu X, Shimasaki Y, Ando H, Okoshi WS, Sunobe T, Takeda S, Munehara H, Oshima Y. 2013b. Accumulation of organotins in wharf roach (*Ligia exotica* Roux) and its ability to serve as a biomonitoring species for coastal pollution. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol: 96. Page: 75-79.
- Undap, SL. 2016. Evaluasi Kontaminasi Tributyltin Pada Sedimen Di Perairan Bitung Sulawesi Utara.

- Jurnal Pesisir dan Laut Tropis, Vol:2, No.1.
- Verhaegen Y, Monteyne E, Neudecker T, Tulp I, Smagghe G, Cooreman K, Roose P, Parmentier K. 2012. Organotins In North Sea Brown Shrimp (*Crangon crangon* L.) After Implementation Of The TBT Ban. Chemosphere. Vol: 86. Page: 979-984.
- Vracko M. 2015. Mathematical (Structural) Descriptors in QSAR: Applications in Drug Design and Environmental Toxicology. Advances in Mathematical Chemistry and Applications. Vol: 1. Page: 220-225.
- Xiao X, Zhu S, Zou X, He G, Jiang J, Sheng GD. 2020. Relation Of Tributyltin and Triphenyltin Equilibrium Sorption and Kinetic Accumulation In Carp and *Ceratophyllum demersum*. Ecotoxicology and Environmental Safety. Vol: 192.
- Zhang J, Sun P, Yang F, Kong T, Zhang R. 2016. Tributyltin Disrupts Feeding And Energy Metabolism In The Goldfish (*Carassius auratus*). Chemosphere. Vol: 152. Page: 221-228 .