

## PENENTUAN TOKSISITAS LETAL DAN AMBANG KONSENTRASI AMAN HERBISIDA 2,4-D DIMETIL AMINA, ISOPROPIL GLIFOSAT DAN BUTAKLOR, PADA BENIH IKAN NILA (*Oreochromis niloticus*)

Santosa Koesoemadinata\*) dan Sutrisno\*)

### ABSTRAK

Penggunaan herbisida untuk menanggulangi gulma dalam budidaya tanaman padi meningkat tahun demi tahun, khususnya dengan diterapkannya sistem TOT (Tanpa Olah Tanah) dan TABELA (Tebar Benih Langsung). Peningkatan pemakaian bahan agrokimia ini di agroekosistem pertanian dapat berdampak negatif bagi ikan dan perikanan. Penelitian ini dilakukan untuk menentukan peringkat daya racun letal dan prakiraan ambang konsentrasi aman herbisida 2,4-D dimetil amina, isopropil glifosat dan butaklor bagi ikan nila (*Oreochromis niloticus*), sebagai salah satu jenis ikan budidaya air tawar yang penting di kawasan Asia dan Afrika.

Hasil penelitian daya racun letal herbisida-herbisida tersebut pada ikan nila menunjukkan bahwa 2,4-D dimetil amina berdaya racun rendah (LC50-96jam = 919,4 mg/L), isopropil glifosat berdaya racun sedang (LC50-96jam = 14,42 mg/L), dan butaklor berdaya racun tinggi (LC50-96jam = 1,472 mg/L).

Prakiraan ambang konsentrasi herbisida yang aman bagi ikan dilakukan berdasarkan data daya racun letal dan daya racun subletal (pengaruh jangka panjang) pada laju pertumbuhan harian. Ambang konsentrasi aman yang tidak berpengaruh negatif pada pertumbuhan atau NOEC (= *No Observed Effect Concentration*) untuk isopropil glifosat adalah 4 mg/L. Nilai NOEC untuk butaklor dan 2,4-D dimetil amina lebih rendah dari kisaran konsentrasi subletal yang diuji, yakni masing-masing < 0,07 mg/L dan < 92 mg/L.

**ABSTRACT:** *Determination of the lethal toxicity and safe concentration levels of the herbicides 2,4-D dimethyl amine, isopropyl glyphosate and butachlor to nile tilapia (Oreochromis niloticus). By: Santosa Koesoemadinata and Sutrisno.*

*Herbicides are increasingly used in rice agriculture, particularly with the adoption of current rice culture technology such as minimum tillage and direct seed broadcast. The expansion of herbicide use in aquatic as well as in terrestrial agro ecosystems if is not properly controlled may produce detrimental effects on freshwater fisheries. Residue limits of these agricultural chemicals in tropical fishery waters should be established. This experiment aimed to determine the lethal and sublethal toxicities (LC50 and NOEC) of the herbicides 2,4-D dimethyl amine, isopropyl glyphosate and butachlor to nile tilapia which is an important freshwater culture fish species in Asian and African regions.*

*Results of the experiments indicated that the lethal toxicities of the herbicides to nile tilapia were as follows: 2,4-D dimethyl amine was low toxic (LC50-96hr = 919.4 mg/L), isopropyl glyphosate was moderately toxic (LC50-96hr = 14,42 mg/L), and butachlor was highly toxic (LC50-96hr = 1.472 mg/L).*

*Evaluation on the safe concentration level of the herbicides was based on the data obtained from sublethal toxicity tests (i.e effects on the daily growth rate of fish). The NOEC (No Observed Effect Concentration) for isopropyl glyphosate was 4 mg/L. The estimated values of NOEC for the herbicides butachlor and 2,4-D dimethyl amine were < 0.07 mg/L and < 92 mg/L, respectively.*

**KEYWORDS:** *Herbicides; lethal toxicity; sublethal toxicity; nile tilapia*

---

\*) Peneliti pada Balai Penelitian Perikanan Air Tawar, Sukamandi



## PENDAHULUAN

Dalam upaya perlindungan tanaman pangan, praktek penanggulangan gulma secara kimiawi dengan herbisida termasuk dalam paket teknologi budidaya pertanian. Tanpa upaya pemberantasan gulma, produksi padi sawah dapat menurun 15% sampai 42% (Bangun, 1986; 1994). Penggunaan herbisida di sektor budidaya padi akan terus meningkat sehubungan dengan diterapkannya teknologi agronomi baru seperti TOT (Tanpa Olah Tanah) dan TABELA (Tebar Benih Langsung) (Badia dan Bangun, 1994).

Sejak tahun 1950-an hasil-hasil penelitian menunjukkan bahwa senyawa kimia yang digunakan sebagai herbisida banyak yang berdampak negatif bagi kehidupan akuatik dan merugikan sektor perikanan (Mullison, 1970 dan Brown, 1978). Daya racun herbisida terhadap ikan terutama ditentukan oleh bahan aktif (gugus senyawa kimia), kondisi lingkungan dan jenis serta ukuran ikan. Pada umumnya daya racun herbisida terhadap ikan lebih rendah dibandingkan dengan insektisida atau fungisida (Jones, 1962; Koesoemadinata, 1980), akan tetapi dapat bersifat tidak terpulihkan (*irreversible*) dan menyebabkan kematian setelah jangka waktu relatif lama (Alabaster, 1969). Masalah utama dalam penggunaan herbisida di bidang pertanian ialah dampak residualnya terhadap lingkungan akuatik. Herbisida dapat bersifat persisten dan meninggalkan residu dalam air, tanah dan jaringan tubuh ikan, yang dapat berpengaruh negatif pada perkembangan hidup ikan maupun bagi konsumen ikan.

Konsep Penanggulangan Hama Terpadu yang bersifat akrab lingkungan, terutama berdasarkan pada kebijakan dalam menggunakan pestisida secara selektif, yakni yang efektif dan aman bagi manusia dan lingkungannya. Penggunaan herbisida secara selektif perlu didasari dengan data hasil penelitian toksikologi akuatik, khususnya data hasil uji toksisitas letal dan subletal, untuk penentuan konsentrasi maksimum herbisida tersebut yang aman bagi kehidupan ikan.

Penelitian toksikologi akuatik ini dilakukan terhadap 3 bahan aktif herbisida, yakni 2,4-D dimetil amina, isopropil glifosat dan butaklor, yang banyak digunakan di sektor pertanian, perkebunan dan kehutanan, baik di Indonesia maupun di negara-negara lainnya (Staring, 1984).

Sebagai hewan uji dipakai ikan nila (*Oreochromis niloticus*) yang secara teknis laboratoris maupun dari segi ekonomis dinilai representatif untuk keperluan penelitian toksikologi akuatik.

Tujuan penelitian ini ialah untuk menentukan peringkat daya racun letal herbisida dan prakiraan ambang konsentrasinya yang aman bagi ikan nila, sebagai bahan pertimbangan untuk kebijaksanaan pemakaian bahan-bahan tersebut di suatu agroekosistem, khususnya di ekosistem akuatik budidaya ikan air tawar.

## BAHAN DAN METODE

### Bahan Percobaan

Sebagai bahan uji digunakan tiga formulasi dagang herbisida yakni *Rhodiumine* 720 WSC, *Round up* dan *Machete* 600 EC masing-masing dengan kandungan bahan aktif 720 g 2,4-D dimetilamina/L, 480 g isopropil glifosat/L dan 668,4 g butaklor/L. Sebagai ikan percobaan digunakan benih ikan nila berukuran seragam dengan kisaran bobot 1,6-2,4 g/ekor, dan panjang baku 4,0-4,9 cm/ekor. Benih ikan diperoleh dari petani pembenih ikan yang sama, untuk mendapatkan mutu benih yang diharapkan serupa. Ikan-ikan tersebut diadaptasikan dalam laboratorium selama 7-10 hari sampai kondisinya layak sebagai hewan uji.

### Percobaan Toksisitas Letal

Pengujian toksisitas letal dilaksanakan dengan mengikuti prosedur standar uji toksisitas statis (*static toxicity test*) menurut APHA (1981) dan FAO (1987). Percobaan dilakukan dalam 24 bak kaca yang diisi 10 ekor ikan uji per 20 L media uji ( $\pm 1$  g bobot ikan/1 L media uji). Media uji terdiri dari suspensi herbisida dalam air sumur dengan konsentrasi tertentu. Untuk pembuatan konsentrasi uji disiapkan larutan induk dari formulasi herbisida dengan kepekatan 20.000 mg/L. Larutan induk ini dibuat dengan melarutkan 2 cc bahan formulasi herbisida dalam 100 cc aseton pro analisa. Dengan demikian diperoleh larutan-larutan induk bahan uji dengan kandungan 1,44 g 2,4-D dimetil amina, 0,96 g isopropil glifosat dan 1,34 g butaklor per 100 cc aseton. Pengujian dilakukan dalam 2 tahap, yakni tahap pendahuluan dan lanjutan. Uji pendahuluan dilakukan untuk mendapatkan kisaran ambang konsentrasi



letal herbisida (yakni konsentrasi yang memati-kan 0% dan 100%) pada ikan uji selama waktu dedah (*exposure*) 48 jam. Pengujian lanjutan dilakukan selama waktu dedah 96 jam, terhadap 6 atau 7 konsentrasi herbisida yang berbeda dan satu kontrol (air sumur tanpa herbisida). Deret konsentrasi uji disusun dengan jarak interval yang sama dalam skala logaritmik (Duodoroff *et al.*, 1951), sebagai berikut:

- 2,4-D dimetil amina (mg/L): 750, 1150, 1350, 1550, 1800, 2100 dan 2400
- isopropil glifosat (mg/L): 10,0, 11,5, 13,5, 15,5, 18,0, 21,0 dan 24,0
- butaklor (mg/L): 0,42, 0,56, 0,75, 1,35, 1,80, 2,40, 5,60

Percobaan dilakukan dengan rancangan acak lengkap dalam 3 ulangan.

Data mortalitas ikan uji selama waktu dedah 24, 48, 72 dan 96 jam diolah secara statistik berdasarkan metode analisis probit (Bliss, 1952 dan Finney, 1971) guna mendapatkan nilai LC50 (*Median Lethal Concentration*), dengan nilai-nilai intervalnya pada limit kepercayaan 95%.

Peringkat daya racun herbisida terhadap ikan ditentukan berdasarkan klasifikasi Bathe *et al.* (1974) sebagai berikut:

Gol.	LC50-96jam (mg/L, bahan aktif)	Toksistasitas Letal
I	< 0,5	Sangat tinggi
II	0,5 - 5	Tinggi
III	5 - 50	Sedang
IV	> 50	Rendah

Pemeriksaan sifat fisika dan kimia media uji, yakni terhadap suhu air, pH, kadar oksigen terlarut dan kesadahan serta alkalinitas total, dilakukan setiap hari.

### Pengujian Toksistasitas Subletal

Setelah diperoleh hasil pengujian toksistasitas letal, maka dilakukan percobaan untuk mengetahui pengaruh konsentrasi subletal herbisida terhadap laju pertumbuhan harian benih ikan nila. Bobot dan ukuran individu serta kondisi ikan uji yang dipakai sama seperti pada percobaan

toksistasitas letal. Pegujian dilakukan dalam bak-bak serat kaca yang diisi dengan 30 ekor ikan uji per 50 L media uji. Sebagai media uji adalah suspensi herbisida dalam air sumur pada konsentrasi subletal yang ditentukan berdasarkan hasil pengujian toksistasitas letal di atas. Sebagai perlakuan digunakan 3 tingkat konsentrasi subletal herbisida (yakni 0,1; 0,2 dan 0,3 x LC50-96 jam masing-masing herbisida) dan 1 kontrol (air sumur tanpa herbisida). Percobaan dilakukan dalam rancangan acak lengkap dengan 3 ulangan. Ikan-ikan uji didedahkan dalam konsentrasi subletal herbisida di bak-bak percobaan selama 30 hari dan diberi pakan pelet (kandungan protein: 29%) dengan ransum harian 4% bobot ikan.

Laju pertumbuhan harian ikan ditentukan berdasarkan rumus dari Ricker (1979) sebagai berikut:

$$\text{Laju pertumbuhan (g/hari)} = \frac{(W_t - W_o)}{\Delta T}$$

di mana:

- W<sub>t</sub> = bobot ikan pada akhir percobaan,
- W<sub>o</sub> = bobot ikan pada awal percobaan
- Δ T = waktu pendedahan (*exposure*) ikan

Data laju pertumbuhan ikan uji diolah secara statistik dengan sidik ragam rancangan acak lengkap, dilanjutkan dengan uji jarak berganda Duncan pada taraf nyata 1% dan 5%.

Pemeriksaan sifat fisika dan kimia air selama percobaan dilakukan setiap minggu.

### Penentuan Nilai NOEC

Dari hasil percobaan toksistasitas subletal di atas ditentukan konsentrasi-konsentrasi herbisida yang tidak berdampak negatif pada laju pertumbuhan benih ikan nila. Mount dan Stephan (1967) menamakan ambang konsentrasi bahan racun yang tidak berpengaruh nyata secara statistik terhadap perkembangan hidup ikan ini sebagai NOEC (*No Observed Effect Concentration*).

## HASIL DAN PEMBAHASAN

### Toksistasitas Letal

Peringkat daya racun letal dibuat berdasarkan suatu pertimbangan praktis, yakni dosis pemakai-



an herbisida serta derajat kelarutan bahan-bahan tersebut dalam air. Dalam praktek perlindungan tanaman, dosis aplikasi herbisida yang digunakan umumnya berkisar antara 0,5-10 kg/ha (bahan aktif). Pemakaian dosis ini akan memberikan konsentrasi nominal dalam air di lahan sawah sekitar 0,5-10 mg/L (= ppm). Ambang konsentrasi ini kemudian ditentukan sebagai ambang batas toksisitas letal herbisida pada ikan. Pada kondisi normal, konsentrasi nominal herbisida > 50 mg/L dalam air di lahan sawah tidak akan terjadi. Hal ini mengingat daya larut herbisida dalam air yang umumnya relatif rendah (< 50 mg/L). Di samping itu, pemakaian herbisida dalam dosis tersebut akan tidak ekonomis.

Hasil percobaan toksisitas letal herbisida-herbisida 2,4-D dimetil amina, isopropil amina glifosat dan butaklor pada ikan nila, tercantum pada Tabel 1. Nilai LC50 dalam Tabel 1 berdasarkan konsentrasi-konsentrasi nominal dalam bak-bak percobaan dan tidak diverifikasi secara analisis kimia. Dengan adanya proses penguapan, hidrolisis dan adsorpsi, maka nilai-nilai aktual konsentrasi tersebut mungkin lebih rendah.

Berdasarkan peringkat daya racun seperti diuraikan di atas, maka butaklor tergolong herbisida yang berdaya racun tinggi, isopropil amina glifosat berdaya racun sedang dan 2,4-D dimetil amina berdaya racun rendah.

Data hasil percobaan toksisitas letal herbisida 2,4-D dimetil amina pada dasarnya sesuai dengan hasil uji yang telah dilakukan terhadap jenis-jenis ikan di iklim sedang dan dingin. Muirhead-Thomson (1971) menyatakan bahwa herbisida 2,4-D (asam 2,4-Diklorofenoksiasetat) umumnya berdaya racun rendah pada ikan, walaupun tingkat keracunannya dapat sedikit berbeda. Hal ini disebabkan karena 2,4-D digunakan dalam berbagai senyawa (asam, ester, amina, dll.) dan bahan formulasi yang berbeda. Yang terakhir ini cukup berpengaruh pada toksisitas herbisida terhadap ikan (Alabaster, 1969). Di samping itu, jenis ikan dan kondisi pengujian dapat berpengaruh pada toksisitas herbisida 2,4-D. Johnson dan Finley (1980) menyatakan bahwa toksisitas asam 2,4-D dalam bentuk asam dan garam-garam butil ester serta dimetil amina bagi ikan *fathead minnows* pada pH 8,5 adalah separuh toksisitas pada pH 6,5. Dalam bentuk formulasi dodesil/tetradesil amina, perbedaan toksisitas 2,4-D pada nilai-nilai pH tersebut di atas bahkan tercatat sampai 4 kali

lipat. Hughes dan Davis (1963) menunjukkan bahwa toksisitas 2,4-D dalam bentuk garam amina terhadap ikan *blue gill*, relatif lebih rendah dari pada dalam bentuk ester. LC50-24 jam garam-garam 2,4-D alkanolamia dan dimetil amina masing-masing adalah 450 mg/L dan 390 mg/L, sedang untuk 2,4-D ester isooktil dan 2,4-D ester butoksietanol nilai tersebut masing-masing adalah 3,6 mg/L dan 2,1 mg/L. Menurut Schultz (1973) perombakan garam-garam 2,4-D dapat terjadi dalam ikan, air maupun dalam sedimen.

Data toksikologi akuatik glifosat dan butaklor belum banyak tercantum dalam publikasi-publikasi ilmiah. Hal ini disebabkan antara lain karena toksikologi akuatik herbisida-herbisida tersebut relatif belum banyak diteliti dibandingkan dengan 2,4-D dimetil amina. Olson *et al.* (1975) menyatakan bahwa herbisida glifosat tidak bersifat racun bagi ikan. Hal tersebut bertentangan dengan hasil percobaan ini yang menunjukkan bahwa herbisida glifosat berdaya racun sedang pada ikan. Menurut Folmar *et al.* (1979) herbisida glifosat pada konsentrasi yang efektif, yakni 10 mg/L, juga tidak menunjukkan pengaruh buruk pada ikan salmon.

Murty (1986) menyatakan bahwa daya racun letal herbisida terhadap ikan pada umumnya relatif rendah. Namun demikian hasil percobaan ini menunjukkan bahwa beberapa herbisida, antara lain butaklor, dapat berdaya racun tinggi pada ikan.

Adanya perbedaan dalam hasil-hasil percobaan toksisitas seperti diuraikan di atas disebabkan oleh berbagai faktor. Faktor yang utama adalah karena sensitivitas (kerentanan) jenis ikan uji, kondisi percobaan (khususnya suhu, pH dan kesadahan media uji), serta metode dalam percobaan-percobaan tersebut berbeda. Hal ini mengisyaratkan bahwa data toksikologi akuatik herbisida maupun pestisida lainnya perlu diperoleh dari hasil percobaan yang dilakukan secara spesifik wilayah, yakni wilayah beriklim dingin, sedang atau tropis.

#### Toksitas Subletal

Hasil percobaan pengaruh konsentrasi subletal ketiga macam herbisida tersebut terhadap pertumbuhan benih ikan nila tercatat pada Tabel 2. Angka-angka laju pertumbuhan ikan selama waktu pemeliharaan 30 hari relatif rendah, baik di bak kontrol maupun di bak-bak perlakuan. Hal ini

Tabel 1. Toksisitas letal herbisida pada ikan nila (*O.niloticus*).  
 Table 1. Lethal toxicities of herbicides to nile tilapia (*O.niloticus*).

Waktu dedah (jam) <i>Exposure time</i> (hours)	Ul. Rep.	LC50 (mg/L) & limit kepercayaan 95% <i>LC50 (mg/l) &amp; 95% confidence limit</i> <i>interval</i>	Rata-rata (SD) <i>Mean (± SD)</i>
<b>2,4-D dimetil amina (2.4-D dimethyl amine)</b>			
24	1	1712.7 (1625.9 - 1804.0)	1719.4 (± 8.9)
	2	1713.5 (1624.3 - 1807.7)	
	3	1732.0 (1673.5 - 1792.7)	
48	1	1237.7 (1194.1 - 1283.1)	1200.9 (± 44.9)
	2	1137.7 (1098.9 - 1177.8)	
	3	1227.3 (1183.4 - 1272.9)	
72	1	1062.1 (988.6 - 1140.9)	1027.3 (± 30.4)
	2	988.1 (922.4 - 1058.3)	
	3	1031.8 (953.1 - 1117.1)	
96	1	905.8 (844.9 - 971.2)	919.4 (± 11.5)
	2	918.6 (860.5 - 980.8)	
	3	933.9 (878.4 - 992.9)	
<b>isopropil glifosat (isopropyl glyphosate)</b>			
24	1	14.65 (14.05 - 15.29)	15.67 (± 1.35)
	2	14.79 (14.16 - 15.45)	
	3	17.58 (16.73 - 18.48)	
48	1	14.65 (14.05 - 15.29)	15.11 (± 0.65)
	2	14.65 (14.05 - 15.29)	
	3	16.04 (15.28 - 16.84)	
72	1	14.66 (14.05 - 15.29)	14.91 (± 0.36)
	2	14.66 (14.05 - 15.29)	
	3	15.42 (14.01 - 16.88)	
96	1	14.66 (14.05 - 15.29)	14.42 (± 0.34)
	2	14.66 (14.05 - 15.29)	
	3	13.94 (13.09 - 14.84)	
<b>butaklor (butachlor)</b>			
24	1	1.99 (1.91 - 2.06)	1.98 (± 0.36)
	2	2.09 (2.02 - 2.16)	
	3	1.88 (1.82 - 1.94)	
48	1	1.73 (1.67 - 1.79)	1.66 (± 0.14)
	2	1.79 (1.73 - 1.84)	
	3	1.47 (1.32 - 1.64)	
72	1	1.51 (1.44 - 1.59)	1.51 (± 0.23)
	2	1.79 (1.73 - 1.84)	
	3	1.23 (1.04 - 1.44)	
96	1	1.51 (1.44 - 1.59)	1.47 (± 0.25)
	2	1.76 (1.70 - 1.81)	
	3	1.15 (0.95 - 1.38)	

disebabkan antara lain karena percobaan dilakukan pada kondisi air statis dengan kandungan oksigen yang fluktuatif dan suhu yang relatif rendah. Kondisi seperti ini umumnya kurang memacu pertumbuhan ikan.

Pendedahan benih ikan nila dalam ketiga herbisida yang diuji menyebabkan penurunan laju pertumbuhan pada benih ikan nila. Hal ini khususnya jelas terlihat dalam percobaan dengan herbisida 2,4-D dimetil amina dan butaklor. Pada isopropil glifosat pengaruh ini tidak begitu jelas, karena konsentrasi-konsentrasi subletal yang digunakan dalam percobaan relatif rendah. Hal ini bertentangan dengan pendapat Murty (1986), yang menyatakan bahwa hanya sedikit herbisida yang berpengaruh kronis atau subletal pada ikan.

Dari hasil percobaan subletal herbisida-herbisida ini terhadap laju pertumbuhan benih ikan hanya dapat ditentukan nilai NOEC untuk isopropil glifosat, yakni 4 mg/L, sedang untuk herbisida 2,4-D dimetil amina dan butaklor angka ini tidak diperoleh karena konsentrasi-konsentrasi yang diuji masih terlalu tinggi dan berpengaruh nyata pada pertumbuhan ikan nila. Prakiraan konsentrasi kedua herbisida tersebut yang tidak berpengaruh buruk pada pertumbuhan ikan masing-masing adalah < 92 mg/L dan < 0,07 mg/L.

Pemeriksaan karakteristik fisika dan kimia air menunjukkan bahwa mutu air selama percobaan toksisitas letal maupun subletal, berada dalam batas-batas normal bagi pemeliharaan ikan (Boyd, 1990).

Tabel 2. Pengaruh subletal herbisida pada laju pertumbuhan ikan nila (*O. niloticus*). (Angka rata-rata  $\pm$  SD, N = 3).

Table 2. Sublethal effects of herbicides on the individual growth rate of Nile tilapia (*O. niloticus*) (Means  $\pm$  SD, N= 3).

Konsentrasi (mg/L) Concentration (mg/L)	Bobot awal (g) Initial weight (g)	Bobot akhir (g) Final weight (g)	Laju pertumbuhan harian (g/hari) Daily growth rate (g/day)
<b>2,4-D dimetil amina (2.4 dimethyl amine)</b>			
0 (kontrol)	1.51 $\pm$ 0.002	2.45 $\pm$ 0.03	0.032 $\pm$ 0.007 <sup>a</sup>
92	1.50 $\pm$ 0.001	2.33 $\pm$ 0.003	0.028 $\pm$ 0.002 <sup>b</sup>
184	1.51 $\pm$ 0.001	2.18 $\pm$ 0.031	0.027 $\pm$ 0.001 <sup>c</sup>
276	1.49 $\pm$ 0.002	2.13 $\pm$ 0.062	0.021 $\pm$ 0.002 <sup>d</sup>
<b>isopropil glifosat (isopropyl glyphosate)</b>			
0	1.88 $\pm$ 0.09	2.46 $\pm$ 0.06	0.025 $\pm$ 0.004 <sup>a</sup>
1.1	1.24 $\pm$ 0.08	1.90 $\pm$ 0.20	0.022 $\pm$ 0.005 <sup>a</sup>
2.5	1.86 $\pm$ 0.05	2.47 $\pm$ 0.09	0.020 $\pm$ 0.002 <sup>a</sup>
4.0	1.38 $\pm$ 0.23	2.07 $\pm$ 0.19	0.023 $\pm$ 0.003 <sup>a</sup>
<b>butaklor (butachlor)</b>			
0	1.77 $\pm$ 0.07	2.15 $\pm$ 0.36	0.024 $\pm$ 0 <sup>a</sup>
0.07	1.46 $\pm$ 0.36	1.66 $\pm$ 0.48	0.018 $\pm$ 0.006 <sup>b</sup>
0.20	1.77 $\pm$ 0.04	2.04 $\pm$ 0.05	0.018 $\pm$ 0.002 <sup>c</sup>
0.33	1.79 $\pm$ 0.01	2.04 $\pm$ 0.16	0.009 $\pm$ 0.004 <sup>c</sup>

Angka rata-rata pada lajur dengan notasi huruf sama tidak berbeda nyata (Mean values in column followed by the same superscript are not significantly different) ( $p > 0.05$ )



Angka kisaran beberapa parameter mutu air tersebut adalah sebagai berikut :

Suhu air (°C):	26-27
pH:	7,5-8,5
Oksigen terlarut (mg/L):	4,8-9,2
Karbondioksida bebas (mg/L):	3,99-5,59
Ammonia nitrogen (mg/L):	0,027-0,154
Alkalinitas total (mg CaCO <sub>3</sub> /L):	110,5-128,9
Kesadahan total (mg CaCO <sub>3</sub> /L):	42,8-61,2

Kondisi lingkungan dapat menentukan hasil percobaan toksikologi akuatik suatu senyawa kimia atau bahan pencemar lainnya. Konsentrasi ion hidrogen (pH) dapat mempengaruhi toksisitas herbisida karena pada umumnya senyawa kimia ini dapat terionisasi. Senyawa herbisida dalam keadaan tidak terionisasi berdaya racun lebih tinggi dibandingkan dengan yang terionisasi, sedang tingkat proses ionisasi ini tergantung pada pH. Proses hidrolisis yang merupakan cara perombakan utama senyawa kimia dalam sistem akuatik, juga tergantung pada pH. Demikian juga penguapan yang menyebabkan hilangnya senyawa kimia dari sistem tersebut, selain ditentukan oleh tekanan uap juga oleh pH (Weber, 1972). Suhu air berpengaruh baik secara langsung maupun tidak langsung pada terhadap faktor-faktor seperti aktivitas enzim, tingkat metabolisme maupun pada kadar oksigen. Tingkat penyerapan racun dapat lebih tinggi dengan adanya kenaikan suhu (Macek *et al.*, 1969).

Mount dan Stephan (1967) mengemukakan perlunya penentuan konsentrasi maksimum yang dapat diizinkan atau MATC (*Maximum Allowable Toxicant Concentration*), yang didefinisikannya sebagai ambang konsentrasi bahan pencemar maksimum yang diizinkan dan aman bagi perkembangan hidup ikan. MATC adalah konsentrasi hipotetis bahan racun tertinggi dalam uji toksisitas kronis (subletal) yang tidak menunjukkan perbedaan pengaruh yang nyata secara statistik terhadap hewan uji, atau NOEC dan konsentrasi terendah dalam uji toksisitas tersebut yang memberikan pengaruh nyata secara statistik, atau LOEC (*Lowest Observed Effect Concentration*).

Hasil percobaan ini menunjukkan bahwa LOEC untuk herbisida 2,4-D dimetil amina dan butaklor, masing-masing tercatat < 92 mg/L dan < 0,07 mg/L.

Hubungan antara hasil pengujian toksisitas letal (LC50) dan hasil pengujian toksisitas kronis (MATC) dituangkan dalam konsep faktor aplikasi (*application factor* = AF), yakni angka konstanta yang diperoleh dengan rumus (Mount dan Stephan, 1967; Sprague, 1971; Eaton, 1973; dan Macek dan Sleight, 1977) :

$$AF = \frac{MATC}{LC_{50 - 96jam}}$$

Dengan diperolehnya angka faktor aplikasi bagi suatu cemaran, maka estimasi ambang konsentrasi yang aman bagi jenis-jenis ikan lainnya dapat ditentukan berdasarkan angka LC50-96jam cemaran ini bagi jenis-jenis ikan tersebut (Eaton, 1973). Sebagai contoh bila dari hasil percobaan letal dan subletal herbisida 2,4-D dimetil amina terhadap ikan nila diperoleh angka AF = 0,1 (berdasarkan angka LC50-96jam dan angka NOEC untuk ikan nila), dan bila LC50-96jam herbisida tersebut untuk ikan lele = 23 mg/L, maka dengan menggunakan angka AF dari data ikan nila, NOEC ("konsentrasi yang aman") herbisida untuk ikan lele adalah 0,1 x 23 = 2,3 mg/L.

Berdasarkan hasil percobaan toksisitas jangka panjang (10 bulan) yang dilakukan dengan sistem air mengalir, Mount dan Stephan (1967) menentukan nilai AF herbisida ester 2,4-D yakni 0,05. Selanjutnya para peneliti ini menyatakan bahwa pada ambang konsentrasi herbisida 1/20 x LC50-96jam, reproduksi dan pertumbuhan ikan tidak akan terganggu. Estimasi angka AF untuk herbisida 2,4-D dimetil amina dari data hasil percobaan ini relatif lebih besar, yakni antara 0,1-0,3. Hal ini menunjukkan bahwa waktu pendedahan jangka panjang dan pemakaian larva ikan dalam stadia awal akan menghasilkan data toksisitas subletal yang lebih akurat, sehingga diperoleh perkiraan angka faktor aplikasi yang lebih kecil.

Prosedur penentuan ambang konsentrasi yang aman terhadap pertumbuhan ikan seperti diuraikan dalam percobaan ini akan menghasilkan data toksikologi yang mendukung pemantauan data residu di suatu perairan perikanan. Namun demikian prosedur itu perlu disempurnakan dan dilakukan pada kondisi yang lebih terkontrol (sistem air mengalir) untuk jangka waktu yang lebih lama (> 3 bulan), dan dengan menggunakan stadia benih ikan yang tepat guna bagi suatu penelitian toksikologi akuatik.



## KESIMPULAN

1. Hasil percobaan ini menunjukkan bahwa 3 bahan aktif herbisida padi sawah yang diuji, memiliki toksisitas letal maupun subletal yang berbeda pada benih ikan nila. Herbisida butaklor berdaya racun tinggi, sedang herbisida glifosat dan 2,4-D dimetil amina masing-masing berdaya racun sedang dan rendah pada ikan.
2. Ambang konsentrasi herbisida yang aman (NOEC) herbisida isopropil glifosat bagi ikan nila adalah 4 mg/L. Herbisida 2,4-D dimetil amina dan butaklor masing-masing pada konsentrasi 92 mg/L dan 0,07 mg/L berpengaruh nyata pada laju pertumbuhan benih ikan nila.

## DAFTAR PUSTAKA

- Alabaster, J.S. 1969. Survival of fish in 164 herbicides, insecticides, fungicides, wetting agents and miscellaneous substances. *International Pest Control* 11(2): 29-35
- APHA. 1981. Standard methods for the examination of water and waste water. 16th edition. APHA, Washington, 1981. 1268p
- Badia, R.C dan P. Bangun. 1994. Kemangkusan berbagai herbisida terhadap gulma, pertumbuhan dan hasil tanaman padi sawah. *Prosiding Konferensi XII Himpunan Ilmu Gulma Indonesia*, 11-13 Juli 1994: 193-198
- Bangun, P. 1986. Masalah dan prospek pengendalian gulma secara kimia pada tanaman padi sawah di masa depan. *Jurnal Litbang Pertanian* V(1), 1986: 14-21
- Bangun, P. 1994. Budidaya padi sawah sistem tanpa olah tanah. *Makalah Balitan Bogor* No. 95-3-00.
- Bathe, R.; K.Sachsse; L.Ullmann; W.D.Hirrmann; F.Zak and R.Hess. 1974. The evaluation of fish toxicity in the laboratory. *Excepta Medica* Vol XVI: 113-124, Carlsbad, 1974.
- Bliss, C.I. 1952. The statistics of bioassay. Academic Press Inc, New York.
- Boyd, C.E. 1990. Water quality in pond for pond aquaculture. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Auburn, Alabama, USA, 482
- Brown, A.W.A. 1978. Ecology of Pesticides. John Wiley & Sons, New York, 1978. 523 p
- Duodoroff, P.; B.G.Anderson; G.E.Burdick; P.S.Galtsoff; W.B.Hart; R.Patrick; E.R.Strong; E.W.Surber; and W.M.Van Horn. 1951. Bio-assay methods for the evaluation of acute toxicity of industrial wastes to fish. *Sewage and Industrial Wastes*, 23(11): 1380-1397
- Eaton, J.G. 1973. Recent development in the use of laboratory bioassays to determine safe levels of toxicants for fish. *In Bioassay Techniques and Environmental Chemistry*. Ann Arbor Science Publishers, Inc. p 107-115
- FAO. 1987. Manual of Methods in Aquatic Environment Research. Part 10: Short-term Static Bioassay. FAO Fisheries Technical Paper 247. 62p
- Finney, D.J. 1971. Probit Analysis. 3rd edition. Cambridge at the University Press, 1971. 33p
- Folmar, L.C.; H.O.Sanders and A.M.Julin. 1979. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 8: 209-278
- Hughes, J.S. and J.T.Davis. 1963. Variation in the toxicity to blue gills sunfish of phenoxy herbicides. *Weeds* 11: 50-53
- Johnson, W.W. and M.T.Finley. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Resource Publ. 137. Fish and Wildlife Service, US Dept. of the Interior, Washington D.C.
- Jones, J.R.E. 1962. Fish and river pollution. *In River Pollution 2: Cause and Effects*. (L.Klein. ed). Butterworths, London, 1962. p. 254-310
- Koesoemadinata, S. 1980. Pesticides as a major constraint to integrated agriculture-aquaculture farming systems. *In. Integrated Agriculture-Aquaculture Farming Systems*. RSN. Pulling & ZH Shehadeh, eds. Iclarm Conference Proceeding 4: 45-52.
- Macek, K.J. and B.H.Sleight, III. 1977. Utility of toxicity test with embryos and fry of fish in evaluating hazard associated with the chronic toxicity of chemicals to fishes. *In Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation*, ASTM STP.634. F.L.Mayer & J.L.Hamelink, Eds. American Society for Testing and Material. 1977. pp 137-146
- Macek, K.J.; C.Hutchinson and O.B.Cope. 1969. The effects of temperature on the susceptibility of bluegills and rainbow trout to selected pesticides. *Bull. Environ. Toxicol.* 4: 174-176
- Mount, D.I. and C.E. Stephan. 1967. A method for establishing acceptable toxicant levels for fish-Malathion and the butoxy ethanol ester of 2,4-D. *Trans. Am. Fish. Soc* 96: 185-193
- Mullison, W.R. 1970. Effects of herbicides on water and its inhabitants. *Weed Sci.* 18: 738-750
- Muirhead-Thomson, R.C. 1971. Pesticides and Fresh-water Fauna. Academic Press, New York. 248p



- Murty, A.S. 1986. Toxicity of pesticides to fish, Vol.1, Boca Raton,Florida: CRC Press, Inc.1986. 178 p
- Olson, L.E.; Allen, J.L. and Mauck, W.L. 1975. Dinitroamine: residues in and toxicity to freshwater fish. *J.Agric.Food Chem.* 23: 437-440
- Ricker, W.E. 1979. Growth rates and models. *In: Fish Physiology. Vol VIII. Bio-energetics and Growth.* W.S.Hoar, D.J.Rndall & J.R.Brett,eds. Academic Press, New York.
- Schultz, D.P. 1973. Dynamics of a salt of 2,4-D in fish, water and hydrosol. *J.Agric.Food Chem.* 21: 187-192
- Sprague, J.B. 1971. Measurement of pollutant toxicity to fish. III. Sublethal effects and "Safe" Concentrations. *Water Res.* 5: 245-266
- Staring, W.D.E. 1984. Pesticides: Data collection, Systems and Supply, Distribution and Use in Selected Countries of the Asia-Pasific Region. ESCAP, Bangkok, Thailand, 1984. 223 pp
- Weber, J.B. 1972. Interaction of organic pesticides with particulate matter in aquatic and soil system. *In: Fate of Organic Pesticides in the Aquatic Environment (Advances in Chemistry Series III)* Faust, S.D. eds. American Chemical Society, Washington DC, p.551.