

9 8 1 6 新規防汚剤とその分解産物が海洋生態系に及ぼす影響評価に関する研究

助成研究者：岡村 秀雄 (岡山大学 資源生物科学研究所)
共同研究者：青山 勳 (岡山大学 資源生物科学研究所)

防汚塗料として使用されてきた有機スズ剤の使用は世界的に規制されることとなった。そこで、代替防汚剤が使用されていると考えられるが、新しい防汚塗料に関するオープンデータは少ない。Irgarol 1051 (2-methylthio-4-*tert*-butylamino-6-cyclopropylamino-*s*-triazine) は新規防汚剤のひとつであり、最近、ヨーロッパで新たな水汚染物質として注目されている。ヨーロッパ以外での本物質の残留分析は報告されていないので、本研究では瀬戸内海の港湾(貿易港、マリーナ、漁港)の海水を対象として1996~1998年にわたり残留分析を行った。1996~1997年の調査結果、Irgarol 1051は93試料の内24試料に検出され、濃度は13~264 ng/Lの範囲にあった。検出頻度はマリーナよりも漁港の方が高かったため、漁港が被汚染源の一つであることが示された。1998年5~11月に行った定点調査では、採取したすべての海水にIrgarol 1051が検出され、濃度は55~296 ng/Lの範囲にあった。以上の3年間の調査結果から、Irgarol 1051は遅くとも1996年以降に瀬戸内海沿岸のマリーナおよび漁港において船底塗料として使用されていると考えられた。本物質の安定性は極めて高いと言われているが、3種類の経路(白色腐朽菌による生分解、水銀を触媒とした加水分解、太陽光分解)によって分解し、いずれも分解産物M1 (2-methylthio-4-*tert*-butylamino-6-amino-*s*-triazine)が生成することが明らかとなった。この中で、太陽光分解は太陽光が透過する水の表層において現実に生じていると考えられる。栄養段階の異なる生物種を用いた7種類の試験により、Irgarol 1051と分解産物M1が生態系に及ぼす影響を評価した。両化合物の海産細菌および甲殻類に対する毒性は弱かった。一方、微細藻類に対してIrgarol 1051は極めて強い毒性を及ぼし、M1の毒性は親化合物に比較すると弱かったものの、除草剤の毒性に匹敵していた。高等植物の幼根伸長に対して、M1は供試した8種類の*s*-triazine系化合物の中で最も強い阻害を示したが、Irgarol 1051は阻害を示さなかった。これらのことから、両化合物は水圏の一次生産に対して影響を及ぼし得ると考えられた。今後、分解産物の残留性を明らかにし、種々の海産生物に対する影響を評価することが必要である。

9 8 1 6 新規防汚剤とその分解産物が海洋生態系に及ぼす影響評価に関する研究

助成研究者：岡村 秀雄 (岡山大学 資源生物科学研究所)

共同研究者：青山 勳 (岡山大学 資源生物科学研究所)

1. 研究目的

船舶や魚網用の防汚剤として用いられてきた有機スズ剤の使用は1990年以降厳しく制限され、現在はその代替品として新規防汚剤が使用されているものと考えられる。しかし、実際に用いられている防汚剤の種類や量に関する情報は極めて乏しい。使用されていると予想される新規防汚剤であっても情報は十分に公表されておらず、さらにその環境内運命に関する情報はほとんどない。したがって、これら新規防汚剤による汚染状況を把握し、海洋生態系に及ぼす影響を総合的に評価することは、我が国の国土保全を図り、漁業への影響評価を行うため、また化学物質の国際管理の面から極めて緊急を要する課題である。そこで、本研究では我が国で使用されている可能性の高い新規防汚剤の環境管理のための基礎的知見を得ることを目指し、分解産物を含めた新規防汚剤の海洋生態系への影響を環境内運命と毒性の観点から評価することを目的として、(1)新規防汚剤による汚染の現状把握、(2)新規防汚剤の分解性評価、(3)親化合物と分解産物の生態系影響評価、に取り組んだ。

供試した新規防汚剤 Irgarol 1051 (イルガロール 1051)は、除草剤として使用される s-triazine 系化合物に属する (Ciba Geigy, 1995)。現在までに、ヨーロッパにおける海水中の溶存態 Irgarol 1051 の残留分析が報告されている (Readman *et al.* 1993; Gough *et al.* 1994; Tolosa *et al.* 1996; Toth *et al.* 1996; Zhou *et al.* 1996; Ferrer *et al.* 1997; Scarlett *et al.* 1997)。また、本物質は白色腐朽菌 *Phanerochaete chrysosporium* によって生分解し、残留性の高い分解産物 M1 を生成することが報告されている (Liu, *et al.* 1997)。本研究は Liu らとの共同研究の一部として行われた。

2. 研究方法

2.1 供試化学物質

Irgarol 1051 (2-methylthio-4-*tert*-butylamino-6-cyclopropylamino-s-triazine, 95%) は Ciba Geigy Canada より頂いた。Irgarol 1051 水溶液に塩化水銀を添加すると、親物質が分解して分解産物 M1 を生成することが明らかにされた (Liu *et al.* 1999) ので、この加水分解反応を利用して分解産物 M1 を単離した。水銀イオンによる 2 時間の加水分解によって Irgarol 1051 は完全分解し、親化合物重量に対して約 70 % の M1 精製物を得た。これら 2 種類の化学物質の毒性と比較するために、生態毒性試験には類縁の s-triazine 系化合物 (atrazine, simazine, simetryn, terbutryn,

terbutylazine, terbumeton) を供試した。毒性試験では、供試化学物質をそれぞれ DMSO (dimethyl sulfoxide) に溶解して用いた。

2.2 海水中の溶存態 Irgarol 1051 の残留分析

瀬戸内海沿岸の貿易港、マリナー、漁港において海水を採取した。1996年9月に水島港の6地点で、同年12月には神戸港の11地点で海水を採取した。1997年7月には水を液液抽出(ジクロロメタン)あるいは固相抽出(ODS樹脂)に供し、目的物質を濃縮した。濃縮した試料を、キャピラリーカラム(HP-5MS, 0.25 μ m, 0.25 mm x 30 m)を装着したGC/MS(GC-Mate、日本電子)を用いて分析した。定量にはSCANモードで得られた分子イオンピーク(m/z 253)の面積値を用いた。また、人工海水に Irgarol 1051 を添加して5~100 ng/Lの溶液を調製して回収実験を行ったところ、両抽出法ともに90%以上の回収率であった。

1998年には岡山県南の瀬戸内海沿岸の2定点であるSite 235-4および水島港(MIZ)において、定期的に海水を採取し、海水中の溶存態 Irgarol 1051 濃度を定量した。Site 235-4では1998年9月に底泥を採取し、Irgarol 1051 の分析を行った。エクスマンバージ採泥器を用いて採取した底泥を2mmの篩いにかけて実験室に持ち帰り、遠心分離により間隙水を除去した後に凍結乾燥した。乾燥底質(2g)に酢酸エチルを加えて抽出液を得、最終的に1mLのアセトニトリルに溶解し、GC/MSにより分析した。

2.3 Irgarol 1051 の分解性評価

2.3.1 加水分解

ASTM(1989)に従い、Irgarol 1051 の加水分解性を評価した。Irgarol 1051 をアセトニトリルに溶解して保存液(10,000 mg/L)を調製した。pHを5段階に調整した緩衝液(20mM酢酸ナトリウム水溶液、pH 3, 5, 7, 9, 11)に保存液を添加して、Irgarol 1051 濃度を1.0 mg/Lとした。これを10 mLのねじ付き試験管各5本に入れて密栓し、50℃の暗所に静置した。1週間後に取出し、Irgarol 1051 濃度を定量した。

2.3.2 太陽光分解

供試水として2種類の天然水(倉敷市児島沖の瀬戸内海で採取した清浄海水および岡山県倉敷市を流下する倉敷川下流域で採取した河川水)、pHを3段階に調整した緩衝液(20 mM酢酸ナトリウム水溶液、pH 5, 7, 9)、および超純水を用い、それぞれ0.45 μ mのメンブランフィルターで濾過した。供試水中の濃度が1.0 mg/Lとなるように Irgarol 1051 を添加して0.2 μ mのメンブランフィルターで濾過した後、滅菌したTPXボトルに250 mL入れて密栓した。各試料毎に8本調製したボトルの内、4本をアルミホイルで遮光し、暗所における対照とした。これらのボトルを、1997年6月12日から6ヶ月間、当研究所屋上に静置し、太陽光による光分解実験を行なった(ASTM, 1992)。経時的に試料を採取して Irgarol 1051 濃度を定量した。

2.4 生態影響評価試験

生態系において異なる栄養段階に属する複数の生物種に対する試料の毒性を定量的に評価した。細菌試験には海産発光細菌 *Vibrio fischeri* を用いた Microtox を行い、30 min-EC50 を算出した。藻類増殖阻害試験には淡水産緑藻 *Selenastrum capricornutum* (NIES-35) を用い、ISO (1987) に従って試験を行い、72h-EC50 を算出した。甲殻類に対する急性致死試験には *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Thamnocepharus platyurus* (以上、淡水産種)、および *Artemia salina* (海産種) を用い、それぞれ 24h-LC50 を算出した。甲殻類を用いた試験には、毒性試験キットである Toxkit を用いた (Persoone, 1998)。高等植物の幼根伸長阻害試験にはレタス (*Lactuca sativa*) 種子を用い、120h-EC50 を算出した (Wong, 1987)。

3. 研究結果

3.1 瀬戸内海沿岸における海水中の溶存態 Irgarol 1051 (Liu *et al.*, in press)

1996～1997年に採取した93試料の内、24試料に Irgarol 1051 が検出された (Fig.1)。検出された最高濃度は 264 ng/L であった。主としてマリーナ (17/63 試料 = 27%)、および漁港 (6/13 試料 = 46%) において検出され、低濃度ではあるが貿易港 (1/17 試料 = 6%) においても認められた。

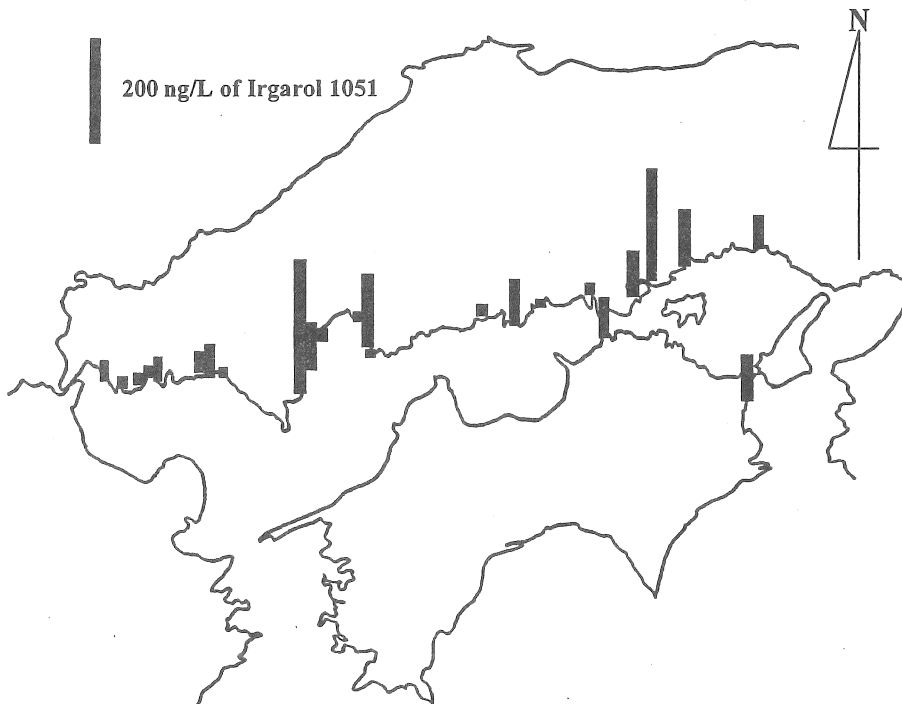


Fig. 1 Spatial distribution of the dissolved Irgarol 1051 in the waters of the Seto Inland Sea, Japan.

1998年に行った瀬戸内海沿岸の2定点における残留分析の結果、海水中の溶存態 Irgarol 1051 は全試料に検出され、濃度は55～296 ng/Lの範囲にあった (Fig. 2)。Site 235-4ではIrgarol 1051濃度は5月に高く、11月に低い傾向にあった。同地点で採取した底質には、Irgarol 1051は検出されなかった。

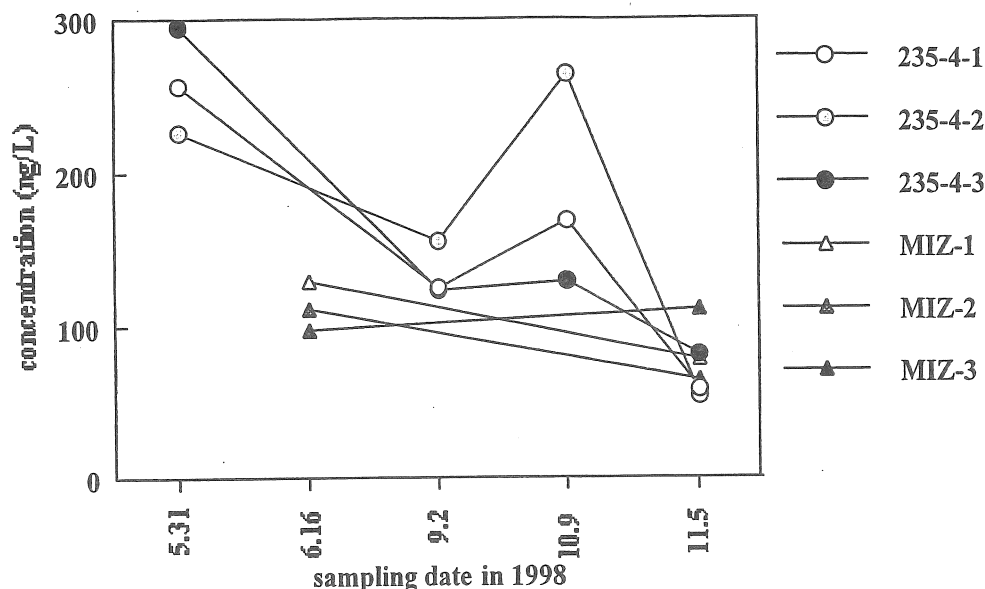


Fig.2 Survey of the dissolved Irgarol 1051 concentrations at two sites of Okayama.

3.2 Irgarol 1051の分解性 (Okamura *et al.*, in press)

3.2.1 加水分解

pH3, 5, 7, 9, 11の緩衝液中でのIrgarol 1051の残存率はそれぞれ、71, 91, 92, 90, 78%であった。pHが5～9では約10%が分解したのみであり、強酸性および強アルカリの場合にはそれぞれ29, 22%が分解した。したがって、一般環境水のpH範囲ではIrgarol 1051の加水分解は生じにくいと考えられた。また、オートクレーブ処理(120℃、1.12気圧、20分間)によっても本物質の分解は認められなかった。

3.2.2 太陽光分解

明所では6か月後には80%以上のIrgarol 1051が分解し、特に天然水中およびpH5の緩衝液中では95%以上が分解した。これに対して、暗所での分解は6～30%であった。ただし、海水中では暗所でも48%が分解した。明所および暗所での分解率の差は太陽光紫外線による影響と考えられた。このように、Irgarol 1051の光分解は超純水や緩衝液中でよりも、天然水中で生じやすいことが明らかとなった。また、天然水中でのIrgarol 1051の光分解過程において、光分解産物と予想される3種類のピークが検出され、この内で生成量が最も多く、残留性が高い物質をM1 (2-methylthio-4-tert-butylamino-6-amino-s-triazine)と同定した。

3.3 Irgarol 1051 および分解産物の生態影響

Irgarol 1051 および M1 の生態毒性を、7 種類の生物種を用いて評価した (Table 1)。海産発光細菌 *Vibrio fischeri* に対しては両化合物は共に 50 mg/L で阻害を示さなかった。甲殻類 *D. magna* に対する両化合物の LC50 は同程度であった。これに対し、*D. pulex*, *T. platyurus* に対する M1 の LC50 は Irgarol 1051 に比較すると有意に高かった。海産種である *A. salina* に対しては、最高供試濃度 40 mg/L で Irgarol 1051 が 30 % の死亡率を示したのに対し、M1 の死亡率は 0 % であった。

両化合物および 6 種類の類縁の s-triazine 系化合物を用い、淡水産微細藻類 *S. capricornutum* に対する増殖阻害、および高等植物 *L. sativa* の幼根伸長阻害を評価した (Table 2)。藻類に対する Irgarol 1051 および M1 の EbC50 は、それぞれ 1.57、19.4 $\mu\text{g/L}$ であった。terbutryn の EbC50 は Irgarol 1051 とほぼ同じであり、atrazine および simazine の EbC50 はそれぞれ 114、102 $\mu\text{g/L}$ であった。したがって、M1 の毒性は親化合物よりも弱い、除草剤に匹敵していると言える。

Table 1 Effect of Irgarol 1051 and M1 on bacteria and crustaceans.

test species	Bacteria		Crustaceans				
	<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescence index	<i>Daphnia magna</i>		<i>Daphnia pulex</i>	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	<i>Artemia salina</i>
			lethality	lethality	lethality	lethality	lethality
endopoint	30min-EC50 (mg/L)	24h-LC50 (mg/L)	48h-LC50 (mg/L)	24h-LC50 (mg/L)	24h-LC50 (mg/L)	24h-LC50 (mg/L)	
Irgarol 1051	>50	15.7 (14.1-17.7)	8.32 (6.68-10.1)	5.71 (5.14-6.27)	11.9 (10.9-13.1)	>40	
M1	>50	17.3 (15.3-20.9)	10.6 (8.96-11.9)	27.4 (20.6-38.0)	18.7 (17.1-20.6)	>40	

95% confidence intervals in parentheses

Table 2 Phytotoxicity of Irgarol 1051, M1 and some related s-triazine compounds.

test species	Microalgae ^{a)}		Higher Plant ^{b)}
	<i>Selenastrum capricornutum</i>		<i>Lactuca sativa</i>
	cell number-area	cell number-growth rate	root elongation
endopoint	72h-EbC50 ($\mu\text{g/L}$)	72h-ErC50 ($\mu\text{g/L}$)	5d-EC50 (mg/L)
Irgarol 1051	1.57 (1.49-1.66)	2.25 (2.13-2.38)	>50
M1	19.4 (18.1-20.8)	45.7 (42.0-50.0)	4.28 (3.95-4.62)
terbutryn	1.98 (1.87-2.09)	3.31 (3.10-3.56)	>50
terbutylazine	16.7 (15.7-17.8)	36.2 (33.2-40.0)	>50
terbumeton	25.6 (23.9-27.3)	58.6 (54.0-64.1)	>50
simetryn	10.9 (10.3-11.6)	20.5 (19.1-22.0)	41.3 (35.9-49.1)
atrazine	114 (107-120)	176 (166-188)	>50
simazine	102 (94.3-110)	218 (202-235)	>50

95% confidence intervals in parentheses

a) under continuous light, b) under dark

レタス *L. sativa* の幼根伸長に対する M1 および simetryn の EC50 は、それぞれ 4.28、41.3 mg/L であった。その他の 6 種類の s-triazine 化合物は 50 mg/L で有意な阻害を示さなかった。また、供試した 8 種類の化学物質では、いずれも最高供試濃度 (50 mg/L) における発芽率は 85% 以上であった。このように、M1 は *L. sativa* の幼根伸長に対して、供試化合物の中で最も強い阻害を示した。

4. 考 察

4.1 水環境における Irgarol 1051 の運命

1996-1997 年にかけて行った Irgarol 1051 の残留分析により、Iragrol 1051 は瀬戸内海沿岸におけるマリーナ、漁港、貿易港の海水中に検出された。漁港で検出されたのは、これが初めてである。空間的に見ると、瀬戸内海の北西部沿岸で検出される頻度が高く、関西および四国での検出数は少なかった。これらのことは、Irgarol 1051 がすでに瀬戸内海沿岸において使用されていることを示しており、検出された場所から判断するとプレジャーボートおよび漁船等の小型船舶に船底塗料として使用されている可能性が強く示唆された。この残留分析はそれぞれの地点での 1 回のみ調査結果を示したが、1998 年に行った 2 定点での残留分析では、Irgarol 1051 は 5 月から 11 月まで採取した全ての海水試料に検出された。このことは、Irgarol 1051 が 2 定点において船底塗料として継続的に使用されていることを裏づけるものである。

水環境で使用される防汚剤は、それが用いられる場において効力を発揮するとともに速やかに分解することが望まれる。水環境における化学物質の運命は生物学的、化学的、物理的要因に支配されており、分解には生物作用および非生物的作用が関わっている。Irgarol 1051 は白色腐朽菌 *Phanerochaete crysosporium* の作用によって分解し、分解産物 M1 を生成することが報告されている (Liu *et al.* 1997)。また、Irgarol 1051 の非生物的分解として、加水分解および光分解が報告されている (Liu *et al.* 1999, Okamura *et al.* in press)。水中の Irgarol 1051 はオートクレーブ処理によっても分解されないことから、熱に対する安定性は極めて高い。ところが、常温においても水銀化合物を添加すると Irgarol 1051 は容易に分解し、分解産物 M1 を生成した (Liu *et al.* 1999)。水銀によって触媒されたこの加水分解反応は他の重金属 (Cu, Ag, Cd, Pb, Zn) を添加しても認められず、無機水銀化合物による作用が最も顕著であった。そこで、Liu *et al.* (1999) は Irgarol 1051 の分析に際し、試水の防汚を目的として水銀化合物を添加することは避けられるべきであることを述べている。

太陽光下での 6 ヶ月間の野外実験により、水中の Irgarol 1051 は経時的に分解した (Okamura *et al.* in press)。親化合物の経時的な分解とともに、3 種類の分解産物の生成を認め、この内で最も生成量が多く、残留性が高い化合物は生分解産物である M1 と一致した。親化合物の光分解速度は天然水中の方が速く、また分解産物の生成量も

多かったことから、天然水中の光増感物質による影響が示唆された。太陽光による光化学反応は光が透過する水の表層において生じると考えられるので、Irgarol 1051が環境水中で現実に太陽光分解して分解産物 M1 を生成している可能性が示唆された。

4.2 Irgarol 1051 および分解産物 M1 の生態影響

Irgarol 1051 は植物に対する毒性が極めて強く、他の s-triazine 系化合物と同様の作用機構で光合成阻害を引き起こすと考えられている。本研究で得られた緑藻 *Selenastrum capricornutum* の増殖に対する 72h-EbC50 は 1.57 $\mu\text{g/L}$ であった。文献では、*S. capricornutum* の増殖に対する 120h-EC50 は 1.26 $\mu\text{g/L}$ 、海産ケイ藻 *Skeletonema costatum* の増殖に対する 120h-EC50 は 0.45 $\mu\text{g/L}$ 、ウキクサ *Lemna gibba* の増殖に対する 14d-EC50 は 1.65 $\mu\text{g/L}$ と報告されている (Bard *et al.* 1994)。また、Scarlett *et al.* (1997) は海草 *Enteromorpha intestinalis* の遊走子の増殖を 5.4 $\mu\text{g/L}$ で完全阻害したことを報告している。植物以外の生物種に対する Irgarol 1051 の毒性に関して、Toth *et al.* (1996) はミジンコ *D. magna* に対する 48h-EC50 は 8.1 mg/L、ニジマスに対する LC50 は 0.86 mg/L であると述べている。本研究で評価した 4 種類の甲殻類に対する Irgarol 1051 の毒性は、植物に対する毒性と比較するといずれも弱く、文献値と同等であった。

藻類および甲殻類に対する分解産物 M1 の毒性は、Irgarol 1051 に比べると概して弱かった。しかしながら、藻類に対する本物質の毒性は、除草剤として用いられている simazine および atrazine よりも強く、terbutylazine および simetryn に匹敵していた。この試験結果は、分解産物が親物質と同様に水圏の一次生産に対して強い影響を及ぼすことを示している。また、M1 は比較的低濃度でレタスの幼根伸長を阻害した (EC50 ; 4.28 mg/L) が、親化合物は阻害しなかった。幼根伸長に対する阻害には光が関与していないので、M1 は光合成阻害以外の毒性発現機構を有すると考えられる。瀬戸内海で検出された Irgarol 1051 の最高濃度 (0.296 $\mu\text{g/L}$, May 1998) は *S. capricornutum* の増殖に対する EC50 (1.57 $\mu\text{g/L}$) の約 5 分の 1 であり、Scarlett *et al.* (1997) が報告している海草の遊走子に対する無影響濃度 (0.022 $\mu\text{g/L}$) の約 12 倍である。このことは、海水中に低濃度で残留している Irgarol 1051 によって、水圏の一次生産が既に影響を受けている可能性を示している。

5. 今後の課題

5.1 親化合物および分解産物の運命

Irgarol 1051 は船底に塗布された塗料から徐々に水に溶解しながらその効力を発揮する一方で、太陽光が透過する水の表層で経時的に分解し、残留性の高い分解産物を生じると予想される。そこで、親化合物とともに分解産物について、水や底質等の環境試料の残留分析を行うことが早急に望まれる。本物質は主として海域で使用され

ているが、スイスでは湖水に検出されているので、我が国においても湖や池などの淡水における残留分析が必要である。

5.2 親化合物および分解産物が海産生物に対する影響評価

Irgarol 1051 は主として海域で使用されているので、海藻や魚類等の海産生物に対する影響評価が必要である。また、分解産物 M1 の毒性に関するオープンデータはないので、海産生物を始めとした種々の生物種に対する影響評価を行う必要がある。

参考文献

- ASTM (1989) Standard practice for determination of hydrolysis rate constants of organic chemicals in aqueous solutions. E895-89
- ASTM (1992) Standard test method for conducting aqueous direct photolysis tests. E896-92
- Bard J., Pedersen A. and Tiberg E. (1994) Scientific Documentation and Research; KEMI National Chemicals Inspectorate, Solna, Sweden
- Ciba-Geigy (1995) Irgarol 1051 in antifouling paints, Technical Information Bulletin, Ciba-Geigy Ltd., Basel, Switzerland
- Ferrer I., Ballesteros B., Marco M.P. and Barcelo D. (1997) Environ.Sci.Technol. 31: 3530-3535
- Gough, M.A., Fothergill, J. and Hendrie, J.D. (1994) Marine Pollut. Bull. 28: 613-620
- ISO (1987) Water Quality-Algal growth inhibition test. ISO/DIS 8692
- Liu, D., Maguire, R.J., Lau, Y.L., Pacepavicius, G.J., Okamura, H., and Aoyama, I. (1997) Water Res. 31(9): 2363-2369
- Liu, D., Pacepavicius, G.J., Maguire, R.J., Lau, Y.L., Okamura, H., and Aoyama, I. (1999) Water Res. 33(1): 155-163
- Liu, D., Pacepavicius, G.J., Maguire, R.J., Lau, Y.L., Okamura, H., and Aoyama, I. (in press) Water Res.
- Okamura, H., Aoyama, I. Liu, D., Maguire, R.J., Pacepavicius, G.J., and Lau, Y.L. (in press) J. Environ. Sci. Health. B34
- Persoone, G. (1998) Microscale Testing in Aquatic Toxicology. 437-449, CRC Press
- Readman, J.W., Kwong, L.L.W., Grondin, D., Bartocci, J., Villeneuve, J.P. and Mee L.D. (1993) Environ.Sci. Technol. 27: 1940-1942
- Scarlett, A., Donkin, M.E., Fileman, T.W., and Donkin, P. (1997) Marine Pollut. Bull. 34(8): 645-651

- Tolosa,I., Readman,J.W., Blaevoet,A., Ghilini,S., Bartocci,J. and Horvat,M. (1996)
Marine Pollut.Bull. 32: 335-341
- Toth,S., van Slooten,B., Spack,L., de Alencastro,L.F. and Tarradellas,J. (1996)
Bull.Environ. Contam.Toxicol. 57: 426-433
- Wong,W. (1987) Environ.Toxicol.Chem. 6: 409-414
- Zhou,J.L., Fileman,T.W., Evans,S., Donkin, P., Mantoura,R.F.C. and Rowland,
S.J. (1996) Marine Pollut.Bull. 32: 599-608

Fate and toxicity of the new antifouling compound in marine ecosystem

Hideo Okamura and Isao Aoyama

Research Institute for Bioresources, Okayama University

Summary

Irgarol 1051, 2-methylthio-4-*tert*-butylamino-6-cyclopropylamino-*s*-triazine, is a newly developed herbicidal additive for use in copper-based antifouling paints. It is intended as replacement for the highly toxic antifouling agent tributyltin, which has been regulated internationally. With the recent decline in ambient concentrations of organotins, Irgarol 1051 has emerged as a new aquatic contaminant in Europe. Currently, there is no information in the open literature on its environmental occurrence outside Europe. A three-year survey was conducted in 1996-1998 to investigate the occurrence of Irgarol 1051 in Japanese aquatic environments. A total of 2 trade ports (Mizushima and Kobe), 73 marinas and 13 fishery harbours were surveyed during 1996-1997. Irgarol 1051 was positively identified in the enclosed coastal waters of the Seto Inland Sea in Japan, ranging in concentration between 13 and 264 ng/L. Irgarol 1051 was found more frequently in fishery harbours than in marinas, indicating that besides marinas and trade ports, fishery harbours can also be a significant source of contamination for the aquatic environment. It was found that Irgarol 1051 was degraded via three different pathways such as biodegradation with white rot fungi, mercuric chloride-catalyzed hydrolysis, and sunlight degradation. Among them, photodegradation is likely to be occurred in nature. It is noteworthy that the degradation product M1 identified as 2-methylthio-4-*tert*-butylamino-6-amino-*s*-triazine was formed as one of major products in each degradation pathway. Ecotoxicity testing revealed that Irgarol 1051 and M1 were moderately toxic to a marine bacterium and the four crustaceans tested, but were highly toxic to algae. In the root elongation inhibition bioassay, M1 showed a phytotoxicity at least 10 times greater than that of Irgarol 1051 and six other triazine herbicides. These results strongly suggest that both Irgarol 1051 and its degradation product M1 may potentially affect and/or damage the primary producer community in aquatic ecosystems.