

詳細リスク評価書シリーズ 16 コプラナーPCB

参考資料 F : 魚介類に対する  
ダイオキシン類の有害性

2008 年 3 月

(独)産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センター

## 詳細リスク評価書シリーズ 16 コプラナーPCB 参考資料 F

文責 内藤 航, 小倉 勇

評価書の本文は,「詳細リスク評価書シリーズ 16 コプラナーPCB」(丸善株式会社)として 2008 年 3 月に刊行されている. 本資料はその参考資料である.

ダイオキシン類(Co-PCB および PCDD・PCDF)の魚類への影響についてまとめる。魚類も、哺乳類や鳥類と同様に、ダイオキシン類に対してアリアル炭化水素受容体(AhR)を介した毒性発現メカニズムを持つことが知られている。魚類における P450 依存酵素は、機能的に哺乳類や鳥類のそれと同様の働きをすると考えられており、リスク評価のための魚類の毒性等価係数(TEF)も提示されている(評価書本文の第II章2.3項の表II.7)。魚類のTEFと哺乳類や鳥類のそれとの大きな違いは、魚類は、mono-ortho PCB に対して極めて感受性が低く、ほとんど反応を示さない点である(Walker & Peterson 1994)。

蓄積性を有するダイオキシン類の魚類への影響は、水中濃度よりも体内蓄積量を用いて毒性発現との関係を見るほうが適切である。表 F.1 に、Co-PCB および 2,3,7,8-T<sub>4</sub>CDD の魚類における体内蓄積量と影響の関係を中心に既存の毒性データをまとめる。

表 F.1 ダイオキシン類の魚類への影響

種	成長段階	毒性	試験物質	水中濃度・暴露方法等	体内蓄積量 <sup>1)</sup> (湿重量ベース)	出典
メダカ Japanese medaka	初期成長段階	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	13 ng/L	(0.04 ng/g-egg)	Wisk & Cooper (1990a)
				9 ng/L	(0.09 ng/g-egg)	Wisk & Cooper (1990b)
	胚	軽度の病変	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	3.5 ng/L	(0.35 ng/g)	Wisk & Cooper (1990b)
		重度の病変	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	14 ng/L	(1.4 ng/g)	Wisk & Cooper (1990b)
	卵	EC <sub>50</sub> (孵化)	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	14 ng/L	(1.4 ng/g)	Wisk & Cooper (1990b)
	胚	病変	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	2.2 ng/L	(0.24 ng/g-embryo)	Wisk & Cooper (1990b)
	卵	NOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.455 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)
卵	LOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.949 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
レイクトラウト Lake trout	初期成長段階	孵化	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	62 ng/L,48hr	0.226 ng/g-egg	Walker <i>et al.</i> (1991)
		NOEC 致死	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	10 ng/L,48hr	0.034 ng/g-egg	Walker <i>et al.</i> (1991)
		LOEC 致死	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	20 ng/L,48hr	0.055 ng/g-egg	Walker <i>et al.</i> (1991)
		LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.065 ng/g-egg	Walker <i>et al.</i> (1991)
ノーザンパイク Northern pike	初期成長段階	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	1 ng/L	(0.001 ng/g-egg)	Helder (1981)
		LC <sub>99</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	10 ng/L	(0.010 ng/g-egg)	Helder (1981)
	卵	NOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	1.19 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)
	卵	LOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	1.8 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)
ニジマス Rainbow trout	小魚(Fingerling)	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	餌, 61 days	(1.3 ng/g)	Hawkes & Norris (1977)
		LD <sub>88</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	餌, 71 days	(1.5 ng/g)	Hawkes & Norris (1977)
	初期成長段階	LOEC <sub>growth</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	<0.1 ng/L	(<0.0003 ng/g-egg)	Helder (1981)
	卵	—	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	<0.1 ng/L	(<0.0003 ng/g-egg)	Helder (1981)
	卵黄囊	—	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	<0.1 ng/L	(<0.0003 ng/g-egg)	Helder (1981)
	幼魚	—	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	1.0 ng/L	(0.003 ng/g)	Helder (1981)
	初期成長段階	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	7.4 ng/L, 10days	(0.02 ng/g-egg)	Helder & Seinen (1985)
	小魚(Fingerling)	LD <sub>20</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 20days	5 ng/g	Spitsbergen <i>et al.</i> (1988b)
小魚(Fingerling)	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 80days	10 ng/g	Spitsbergen <i>et al.</i> (1988b)	
ニジマス Rainbow trout	初期成長段階	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	注入	0.4 ng/g-egg	Walker <i>et al.</i> (1992)
			2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	80-500 ng/L	0.4 ng/g-egg	Walker <i>et al.</i> (1992)
	初期成長段階	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	注入	0.24 ng/g-egg	Walker & Peterson (1991)
	胚	LD <sub>50</sub>	PCB-77	—	0.578 ng/g-egg	Zabel <i>et al.</i> (1995)
	胚	LD <sub>50</sub>	PCB-81	—	549 ng/g-egg	Zabel <i>et al.</i> (1995)
	胚	LD <sub>50</sub>	PCB-105	—	>6,970 ng/g-egg	Zabel <i>et al.</i> (1995)
	胚	LD <sub>50</sub>	PCB-118	—	>6,970 ng/g-egg	Zabel <i>et al.</i> (1995)
	胚	LD <sub>50</sub>	PCB-126	—	74 ng/g-egg	Zabel <i>et al.</i> (1995)
	胚	LD <sub>50</sub>	PCB-156	—	>115,000 ng/g-egg	Zabel <i>et al.</i> (1995)
胚	LD <sub>50</sub>	PCB-169	—	7,110 ng/g-egg	Zabel <i>et al.</i> (1995)	

表 F.1 ダイオキシン類の魚類への影響(つづき)

ゼブラフィッシュ Zebrafish	初期成長段階	LOEC 繁殖	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	餌	8.3 ng/g	Wannemacher <i>et al.</i> (1992)	
		LOEC 卵形成	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	餌	8.3 ng/g	Wannemacher <i>et al.</i> (1992)	
	卵	NOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.424 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
	卵	LOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	2.00 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
	卵	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	2.61 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
チャンネルチャットフィッシュ Channel catfish	—	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	0.01 nmol/L, 20 days		Yockim <i>et al.</i> (1978)	
	卵	NOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.385 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
	卵	LOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.855 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
	卵	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.644 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
レイクヘリング Lake herring	卵	NOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.175 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
	卵	LOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.270 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
	卵	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.902 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
ブルーギル Bluegill	—	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 80days	16 ng/g	Kleeman <i>et al.</i> (1988)	
ブルヘッド Bullhead	—	LD <sub>50</sub>	—	腹腔内, 80days	5 ng/g	Kleeman <i>et al.</i> (1988)	
コイ Carp	—	致死	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	62 pg/L, 71days	2.2 ng/g	Cook <i>et al.</i> (1991)	
	—	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 80days	3 ng/g	Kleeman <i>et al.</i> (1988)	
タラ Cod	—	(ヒレの壊死)	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	餌	0.54 ng/g	Hektoen <i>et al.</i> (1992)	
ギンザケ Coho salmon	—	LOEC 生存	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	<0.054 ng/g	Miller <i>et al.</i> (1973)	
	—	NOEC 成長・生存	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	餌	0.54 ng/g	Miller <i>et al.</i> (1979)	
ファットヘッド ミノウ Fathead minnow	—	LD <sub>100</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	餌	17~2,042 ng/g	Adams <i>et al.</i> (1986)	
	—	NOEC 生存	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	<1.7 ng/L		Adams <i>et al.</i> (1986)	
	卵	NOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.235 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
	卵	LOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.435 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
グッピー Guppy	卵	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.539 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)	
	—	LOEC 生存	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	<0.1μg/L		Norris & Miller (1974)	
	—	NOEC (ヒレの壊死)	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.08 ng/g	Miller <i>et al.</i> (1979)	
—	NOEC 生存・成長	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	8 ng/g	Miller <i>et al.</i> (1979)		
オオクチバス Largemouth bass	—	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 80days	11 ng/g	Kleeman <i>et al.</i> (1988)	
カダヤシ Mosquito fish	—	LC <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	3 ng/L, 15days		Yockim <i>et al.</i> (1978)	
ニジマス Rainbow trout	—	ヒレの壊死	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 2weeks	10 ng/g	Spitsbergen <i>et al.</i> (1986)	
	—	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 80days	10 ng/g	Kleeman <i>et al.</i> (1988)	
	—	LOEC 生存・成長	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	<0.038 ng/L, 28days	1.0 ng/g	Mehrle <i>et al.</i> (1988)	
	—	LD <sub>85</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 2-4weeks	25 ng/g	Spitsbergen <i>et al.</i> (1988a)	
	—	LD <sub>20</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 11weeks	5 ng/g	Spitsbergen <i>et al.</i> (1988a)	
	—	LOEC 微小な病変	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内	10 ng/g	Spitsbergen <i>et al.</i> (1988a)	
	—	LOEC 血液成分	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内	10 ng/g	Spitsbergen <i>et al.</i> (1988a)	
	—	肝重量の増加	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 6weeks	5 ng/g	Van der Weiden <i>et al.</i> (1990)	
	—	成長	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 11weeks	5 ng/g	Van der Weiden <i>et al.</i> (1990)	
	—	EROD 誘導	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 3weeks	0.5 ng/g	Van der Weiden <i>et al.</i> (1990)	
ニジマス Rainbow trout	—	AHH 誘導	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内	0.6 ng/g	Janz & Metcalfe (1991)	
	—	ヒレの壊死	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	餌, 4weeks	30 ng/g	Hektoen <i>et al.</i> (1992)	
	—	LD <sub>20</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 12weeks	3.0 ng/g	Van der Weiden <i>et al.</i> (1992)	
	—	成長	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 6weeks	3.0 ng/g	Van der Weiden <i>et al.</i> (1992)	
	—	EROD 誘導	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 3weeks	0.3 ng/g	Van der Weiden <i>et al.</i> (1992)	
	ホワイトサッカ ー White sucker	卵	NOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	0.848 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)
		卵	LOEC	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	1.22 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)
		卵	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	—	1.89 ng/g-egg	Elonen <i>et al.</i> (1998)
	イエローパーチ Yellow perch	—	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 80days	3 ng/g	Kleeman <i>et al.</i> (1988)
		—	LD <sub>50</sub>	2,3,7,8-T <sub>4</sub> CDD	腹腔内, 80days	5 ng/g	Spitsbergen <i>et al.</i> (1988b)

注: Sijm & Opperhuizen (1996)を一部改変して作成。\*) 括弧内は Sijm & Opperhuizen (1996)による推算値。

LOECは最小影響濃度, NOECは無影響濃度, EC<sub>α</sub>はα%影響濃度, LC<sub>α</sub>はα%致死濃度, LD<sub>α</sub>はα%致死量。

魚類の初期成長段階に対する 2,3,7,8-T<sub>4</sub>CDD の半数致死量(LD<sub>50</sub>)(卵中濃度)は、レイクトラウトの 0.065 ng/g-egg からニジマスで 0.24 あるいは 0.4 ng/g-egg であった。

Zabel *et al.* (1995) は、初期成長段階の魚類に対するダイオキシン類評価の為に TEF を求めるために、いくつかの Co-PCB および PCDD・PCDF コンジェナーについて、ニジマスの胚への毒性試験を行った。それによると、non-ortho PCB の 2,3,7,8-T<sub>4</sub>CDD に対するポテンシーは、哺乳類のそれと比較すると、かなり低いことが明らかとなった。また、mono-ortho 体では 24.3 ng/g-egg においても影響が見られなかった。

Elonen *et al.* (1998) は、水中で受精卵に 2,3,7,8-T<sub>4</sub>CDD を暴露させ、ファットヘッドミノー、チャンネルキャットフィッシュ、レイクヘリング、メダカ、ホワイトサッカーク、ノーザンパイク、ゼブラフィッシュの初期成長段階への毒性影響を観察した。レイクヘリングでは 100 日間、その他の魚では 32 日間影響の観察を行った。その結果、浮腫、出血および頭蓋顔面奇形などの毒性の徴候があり、ふ化後の死亡率が高かった。各魚に対する LC<sub>50</sub> (半数致死濃度)を図 F.1 に示す。それによると、2,3,7,8-T<sub>4</sub>CDD に対する感受性は、レイクトラウトが最も高く、ゼブラフィッシュが最も低かった。生存数および成長に対する NOAEL (無毒性量)および LOAEL (最小毒性量)は、レイクヘリングでそれぞれ 0.175 および 0.270 ng/g-egg、ゼブラフィッシュでそれぞれ 0.424 および 2.00 ng/g-egg であった。各魚種における卵中濃度と死亡率の濃度-反応曲線の形は、類似の形を示しており、これは毒性作用機構が同じであるからだ、著者らは述べている。

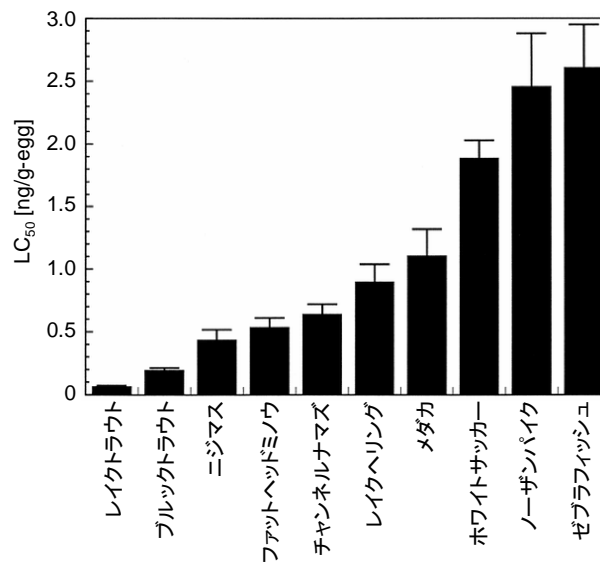


図 F.1 2, 3, 7, 8-T<sub>4</sub>CDD に対する魚類の感受性の違い  
[出典 : Elonen *et al.* (1998)]

Walker & Peterson (1994)は、ニジマスを用いて、親魚からの移行、呼吸(水の摂取)および卵への注入における卵中 2,3,7,8-T<sub>4</sub>CDD 濃度を測定した。それによると重量当たりの影響レベルは暴露経路によらず一貫していた(表 F.2)。

表 F.2 ニジマスの卵に対する 2,3,7,8-T<sub>4</sub>CDD の暴露経路別影響レベル

暴露経路	NOAEL [ng/g-egg]	LOAEL [ng/g-egg]	LD <sub>50</sub> [ng/g-egg]	LD <sub>100</sub> [ng/g-egg]
親魚からの移行	0.023	0.05	0.058	0.145
呼吸	0.034	0.04	0.069	0.119
卵注入	0.044	0.055	0.080	0.154

注：NOAEL は無毒性量，LOAEL は最小毒性量，LD<sub>α</sub> は α%致死量。

[出典：Walker & Peterson (1994)]

日本に生息する魚類におけるダイオキシン類(PCDD・PCDF・Co-PCB)の体内蓄積量は、コイで平均 1.3 pg-TEQ/g (0.20～5.9 pg-TEQ/g)と報告されている(環境庁 1999)。また、東京湾で捕獲されたスズキにおけるダイオキシン類(PCDD・PCDF・Co-PCB)の体内蓄積量は平均 9.6 pg-TEQ/g、最高 16 pg-TEQ/g と報告されている(飯村ら 2002)。Sijm & Opperhuizen (1996)が Kleeman *et al.* (1988)の結果に基づいて推定したところ、コイにおける 2,3,7,8-T<sub>4</sub>CDD の LD<sub>50</sub> は 3,000 pg/g であり、スズキの近縁種であるオオクチバスにおける 2,3,7,8-T<sub>4</sub>CDD の LD<sub>50</sub> は 11,000 pg/g であった。コイとスズキにおける平均体内蓄積量と LD<sub>50</sub> の暴露マージンを単純に求めると、両種共に約 3 桁の開きがある。魚類において最も感受性が高い卵における蓄積レベルを測定したデータは存在しないため、初期成長段階への影響を判定することはできないが、成魚における体内蓄積量と影響レベルの差は十分に大きく、現状の Co-PCB および PCDD・PCDF の魚類へのリスクは極めて低いと推測される。

## 参考文献

- 飯村文成, 佐々木裕子, 津久井公昭, 吉岡秀俊, 東野和雄, 竹田宜人, 葛西孝司(2002). 東京湾における魚類のダイオキシン類, PCBs 汚染. 環境化学 12:343-352.
- 環境庁(1999). 平成 10 年度 野生動物のダイオキシン類蓄積状況調査結果.
- Adams WJ, DeGraeve GM, Sabourin TD, Cooney JD, Mosher GM (1986). Toxicity and Bioconcentration of 2,3,7,8-TCDD to fathead minnows. *Chemosphere* 15:1503-1511.
- Cook PM, Kuehl DW, Walker MK, Peterson RE (1991). Bioaccumulation and toxicity of TCDD and related compounds in aquatic ecosystems. pp.143-167. In Banbury report. Vol. 35. Biological basis for risk assessment of dioxins and related compounds. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor, N.Y. (cited in Sijm & Opperhuizen 1996).
- Elonen GE, Spehar RL, Holcombe GW, Johnson RD, Fernandez JD, Erickson RJ, Tietge JE, Cook PM. (1998). Comparative toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin to seven freshwater fish species during early life-stage development. *Environmental Toxicology & Chemistry* 17:472-483.
- Hawkes CL, Norris LA (1977). Chronic oral toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) to rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106:641-645.
- Hektoen H, Ingebrigtsen K, Brevik EM, Oehme M (1992). Interspecies differences in tissue distribution of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin between cod (*Gadus morhua*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Chemosphere* 24:581-587.
- Helder T (1981). Effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) on early life stages of rainbow

- trout (*Salmo gairdneri*, Rishardson). *Toxicology* 19:101-112.
- Helder T, Seinen W (1985). Standardization and application of an E.L.S.-bioassay for PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 14:183-193.
- Janz DM, Metcalfe CD (1991). Nonadditive interactions of mixtures of 2,3,7,8-TCDD and 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl on aryl hydrocarbon hydroxylase induction in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Chemosphere* 23:467-472.
- Kleeman JM, Olson JR, Peterson RE (1988). Species differences in 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin toxicity and biotransformation in fish. *Fundam. Appl. Toxicol.* 10:206-213.
- Mehele PM, Buckler DR, Little EE, Smith LM, Petty JD, Peterman PH, Stalling DL, De Graeve GM, Coyle JJ, Adams WJ (1988). Toxicity and bioconcentration of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in rainbow trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:47-62.
- Miller RA, Norris LA, Hawkes CL (1973). Toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) in aquatic organisms. *Environ. Health Perspect.* 5:177-186.
- Miller RA, Norris LA, Loper BR (1979). The response of Coho salmon and guppies to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) in water. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108:401-407.
- Norris LA, Miller RA (1974). The toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) in guppies (*Poecilia reticulata* Peters). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 12:76-80.
- Sijm DTHM, Opperhuizen A (1996). Dioxins: An Environmental Risk for Fish? In Environmental Contaminants in Wildlife Interpreting Tissue Concentrations. Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW. ed. SETAC special publications series. CRC Press, Inc.
- Spitsbergen JM, Schat KA, Kleeman JM, Peterson RE (1986). Interactions of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) with immune response of rainbow trout. *Vet. Immunol. Immunopathol.* 12:263-280.
- Spitsbergen JM, Kleeman JM, Peterson RE (1988a). Morphologic lesions and acute toxicity in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) treated 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin. *J. Toxicol. Environ. Health* 23:333-383.
- Spitsbergen JM, Kleeman JM, Peterson RE (1988b). 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin toxicity in yellow perch (*Perca flavescens*). *J. Toxicol. Environ. Health* 23:359-383.
- Van der Weiden ME, van der Kolk JJ, Penninks AH, Seinen W, van der Berg M (1990). A dose/response study with 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) to the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) *Chemosphere* 20: 1053-1058.
- Van der Weiden ME, van der Kolk JJ, Bleumink R, Seinen W, van der Berg M (1992). Concurrence of P-450 1A1 induction and toxic effects after administration of a low dose of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) to the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) *Aquatic Toxicology (Amst.)* 24:123-142.

- Walker MK, Spitsbergen JM, Olson JR, Peterson RE (1991). 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) toxicity during early life stage development of lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:875-883.
- Walker MK, Peterson RE (1991). Potencies of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners, relative to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin, for producing early life stage mortality in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology* 21:219-238.
- Walker MK, Hufnagle LC Jr., Clayton MK, Peterson RE (1992). An egg injection method for assessing early life stage mortality of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol. (Amst.)* 22:15-38.
- Walker MK, Peterson RE (1994). Aquatic Toxicity of Dioxins and Related Chemicals. In *Dioxins and Health*, edited by Arnold Schecter. Plenum Press, New York.
- Wannemacher R, Rebstock A, Kulzer E, Schrenk D, Bock KW (1992). Effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin on reproduction and oogenesis in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Chemosphere* 24: 1361-1368.
- Wisk JD, Cooper KR (1990a). Comparison of the toxicity of several polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in embryos of the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere* 24:1361-1368.
- Wisk JD, Cooper KR (1990b). The stage specificity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin in embryos of the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environ. Toxicol. Chem.* 9:1159-1169.
- Yockim RS, Isensee AR, Jones GE (1978). Distribution and toxicity of TCDD and 2,4,5-T in an aquatic model ecosystem. *Chemosphere* 7:215-220.
- Zabel EW, Cook PM, Peterson RE (1995). Toxic equivalency factors of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners based on early life stage mortality in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology* 31:315-328.