

2016

## **EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:** *Carbendazim*

**Ersterstellung:** 30.07.2010 (Stand der Datensuche)  
31.01.2012 (Einarbeitung des Gutachtens)

**1. Aktualisierung:** 23.01.2016 (Stand der Datensuche)  
12.01.2017 (Einarbeitung des Gutachtens)

# 1. Qualitätskriterien-Vorschläge

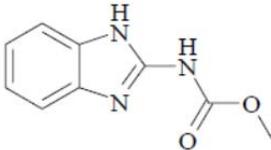
**CQK (AA-EQS): 0.44 µg/L** (vor Aktualisierung 0.34 µg/L)

**AQK (MAC-EQS): 0.7 µg/L** (vor Aktualisierung 0.57 µg/L)

Das chronische Qualitätskriterium (CQK  $\triangleq$  AA-EQS) und das akute Qualitätskriterium (AQK  $\triangleq$  MAC-EQS) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC, 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die Terminologie des TGD verwendet.

## 2. Physikochemische Parameter

**Tab. 1:** Geforderte Identitäts- und physikochemische Parameter nach dem TGD for EQS (EC 2011) für Carbazim. Zusätzliche Eigenschaften wurden kursiv angegeben. Die angegebenen Werte wurden wenn möglich in experimentelle (exp) und modellierte Werten (est) unterschieden. Im *Review Report* der Europäischen Kommission (EC 2007) fehlt diese Angabe jedoch.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	Methyl benzimidazol-2-ylcarbamate	EC 2007
<i>Chemische Gruppe</i>	Benzimidazole	Maltby <i>et al.</i> 2009
Strukturformel		EC 2007
CAS-Nummer	10605-21-7	EC 2007
EINECS-Nummer	234-232-0	EC 2007
Summenformel	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	EC 2007
SMILES-code	c1ccc2nc(NC(=O)OC)nc2c1	EPI Suite US EPA 2008
Molekulargewicht (g·mol <sup>-1</sup> )	191.19	EPI Suite US EPA 2008
Schmelzpunkt (°C)	300 (exp); > 302 – 307	EPI Suite US EPA 2008 EC 2007
Siedepunkt (°C)	nicht anwendbar	European Commission 2007
Dampfdruck (Pa)	7.25 x 10 <sup>-7</sup> (est - modified Grain method), 1.00 x 10 <sup>-7</sup> (exp); 9 x 10 <sup>-5</sup> (20 °C), 1.5 x 10 <sup>-4</sup> (25 °C)	EPI Suite US EPA 2008 EC 2007
Henry's-Konstante (Pa·m <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup> )	1.51 x 10 <sup>-7</sup> (est - Bond method), 2.15 x 10 <sup>-6</sup> (exp); 3.6 x 10 <sup>-3</sup>	EPI Suite US EPA 2008 EC 2007
Wasserlöslichkeit (mg·L <sup>-1</sup> )	29 (exp pH 4); 28-36 (pH 4), 5-7 mg/l (pH 7-8)	EPI Suite US EPA 2008 EC 2007
pK <sub>a</sub>	pK <sub>a</sub> (1) 5.03 (est), pK <sub>a</sub> (2) 8.25 (est), pK <sub>a</sub> (3) 12.30 (est); 4.2	Karickhoff <i>et al.</i> 2009 EC 2007
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient(log K <sub>ow</sub> )	1.55 (est - KOWWIN v1.67 estimate) ; 1.52 (exp), 0.9 (pH 4) , 1.5 (pH 5-9)	EPI Suite US EPA 2008 EC 2007
Verteilungskoeffizient zwischen dem org. Kohlenstoff im Boden/Sediment und Wasser (logK <sub>oc</sub> )	2.584 (est - MCI Methode), 2.082 (est - Kow Methode), 2.35 (exp); 2.30-2.39	EPI Suite US EPA 2008 EC 2007
Biologische Abbaubarkeit	Nicht leicht biologisch Abbaubar	EC 2007
Photostabilität	Stabil bei pH 5	EC 2007
Hydrolysestabilität	pH 5: > 350 d (22 °C)	EC 2007

Eigenschaften	Wert	Referenz
	pH 7: > 350 d (22 °C) pH 9: 124 d (22 °C)	

### 3. Allgemeines

Identität: Carbendazim ist ein Fungizid aus der Gruppe der Benzimidazol-Carbamate. Carbendazim entsteht auch als Hydrolyseprodukt aus dem Fungizid Benomyl (siehe u.a. Canton *et al.* 1976 and Palawski & Knowles 1986).

Anwendung: Carbendazim wird als sowohl in der Landwirtschaft als Pflanzenschutzmittel (EC 2007), als auch in Gebäudehüllen als Biozid (Burkhardt *et al.* 2009) eingesetzt.

Wirkungsweise: Carbendazim wirkt auf die Zellteilung, indem es an  $\beta$ -Tubulin bindet und dadurch den Tubulinaufbau während der Zellteilung hemmt (Maltby *et al.* 2009). Als weiterer Wirkmechanismus wird in der Literatur die Inhibition der Acetylcholinesterase angegeben (e.g. Van Gemerden 1992, zitiert un Cuppen *et al.* 2000, Rhee *et al.* 2013).

Analytik: Mittels Festphasenextraktion und LC-ESI-MS wurde eine Bestimmungsgrenze von 50 ng/L angegeben (Vega *et al.* 2005). In einer Multirückstandsmethode mittels U-HPLC-Q-Exactive Orbitrap HRMS lag die Bestimmungsgrenzen bei 8.3 ng/L (Chitescu *et al.* 2015).

Löslichkeit: Im *Draft-Re-Assessment-Report* (DRAR) (EC 2009) wird eine Wasserlöslichkeit von 5-7 mg/L im für Biotests relevanten pH Bereich von 7-8 angegeben. Ebenso findet sich dort die Angabe 6 mg/L und 8 mg/L. Bell 1996 testete bis zu einer nominalen Konzentrationen von 10 mg/L (ohne Lösungsvermittler) und bestimmte analytisch eine Wiederfindung von >100% (EC 2009, DRAR Vol. 3, S. 817). Die tatsächliche Löslichkeit scheint also oberhalb von 5-7 mg/L zu liegen. Nach dem TGD for EQS (EC 2011, A1.3.2.3.) können, je nach Genauigkeit der bestimmten Wasserlöslichkeit, Effektkonzentrationen (E(L)C50, EC10, NOECs) welche bis  $\leq 2$ -fach über der abgeschätzten Löslichkeitsgrenze liegen, noch als valide angesehen werden. Im vorliegenden Dossier wurden daher Effektkonzentrationen bis zu 12 mg/L als belastbar angesehen. Effektkonzentrationen die darüber hinausgehen wurden in der Effektdatentabelle (Tab. 3) mit einer Notiz versehen und werden nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet.

Stabilität: Gemäss Review Report der Pflanzenschutzmittelzulassung (EC 2007) ist Carbendazim bei umweltrelevanten pH Werten (pH 5-9) stabil gegenüber Hydrolyse (DT50 alle >100 d). Ebenso zeigt sich Carbendazim gegenüber

Photolyse und biologischen Abbau stabil (EC 2007, EC 2009). Slijkerman *et al.* (2004) haben innerhalb von 29 Tagen in einem Mikrokosmos eine Wiederfindung von ca. 70% und höher beobachtet. Dies alles deutet darauf hin, dass Carbendazim unter den Testbedingungen von akuten und chronischen Ökotoxizitätstests (bis 28 d) stabil ist. Die analytische Validierung der Testkonzentrationen ist somit kein zwingendes Kriterium für die Validität einer Studie. Die Stabilität der Testsubstanz ist nur ein Einflussfaktor auf die tatsächliche Testkonzentration, wenn auch ein sehr wichtiger. Andere Einflussfaktoren sind die Löslichkeit der Testsubstanz im Testmedium und das korrekte Einwiegen der Testsubstanz. Während sich die Löslichkeit anhand der Wasserlöslichkeit und den eingesetzten Testkonzentrationen plausibilisieren lässt, kann es beim Einwiegen zu nicht systematischen Unterschieden kommen, die anhand der Angaben im jeweiligen Testbericht nicht ersichtlich sind. Bei deutlichen Unterschieden (Unterschied grösser als Faktor 10) zwischen Toxizitätswerten, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, und analytisch validierten Werten, sollen daher die analytisch validierten bevorzugt werden.

Datengrundlage: Der *Draft-Assessment-Report* (DAR) (EC 1997) lag nicht vor. Es wurden aber vermutlich alle relevanten Effektdaten ebenso im DRAR (EC 2009) aufgeführt und bewertet. Die Validitätseinschätzungen aus dem DRAR wurden „*face value*“ übernommen. Bewertungen aus RIVM (2008), sowie der Datenbank des Umweltbundesamtes, wurden ebenfalls übernommen, sofern sie mit der Bewertung im DRAR (2009) übereinstimmen. Abweichende Validitätsbewertungen sind in Tabelle 3 gekennzeichnet.

Existierende EQS:

**Tabelle 2:** EQS-Werte aus anderen Ländern

Land	AA-EQS		MAC-EQS		Referenz
	Wert [µg/L]	Methode	Wert [µg/L]	Methode	
Deutschland	0.15	AF	0.7	AF	UBA 2014
Frankreich	0.15	AF	0.7	AF	INERIS 2011
Grossbritannien	0.15	kA	0.7	kA	UKTAG 2013
Niederlande	0.60	AF	0.6	AF	RIVM 2008

## 4. Ökotoxikologische Parameter

**Tab.3:** Effektdatensammlung der akuten und chronischen Daten für Carbendazim. Literaturdaten die in grau dargestellt wurden können nach dem TGD for EQS (EC 2011) nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) durchgeführt, bzw. nach den CRED<sup>1</sup>-Kriterien für Studien die im Zuge der Aktualisierung herangezogen wurden (Moermond *et al.* 2016). Eine Neubewertung vor der Aktualisierung aufgeführter Studien fand nur in Ausnahmefällen statt (direkte EQS Relevanz). Im Zuge der EQS-Aktualisierung wurden ausserdem alle Werte, die für Formulierungen erhoben wurden, als nicht relevant (C3) bewertet und am Ende der Tabelle aufgeführt, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass Formulierungshilfsstoffe einen Einfluss auf die Toxizität haben. Gemäss TGD for EQS wird bei Algentests der Endpunkt Wachstumsrate gegenüber dem Endpunkt Biomasse bevorzugt, wenn Daten zu beiden Endpunkten aus derselben Studie vorhanden sind.

Effektdatensammlung											
Organismen- gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimen- sion	Para- meter	Operator	Wert (µg/L)	Reinheit in %	Bemer- kung	Validität	Literaturquelle
<b>Akute Effektdaten limnisch</b>											
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum (Photometrisch bestimmt bei λ = 540 nm)	48	h	EC50	=	<u>340</u>	97.4	I	R4, C2	Canton 1976
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	54'000		C, K, S	3	Maslankiewicz und Linders 1993 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum	72	h	EC50	>	8000	99.1	C, S	3	Heusel 1991, zitiert in DAR 1997, auch zitiert in RIVM 2008; Neubewertet in DRAR 2009
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Wachstum	72	h	EC50	=	1'300		C, S	3	DAR: EC 1997 (Douglas und Handley 1987) zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>P. subcapitata</i> )	Biomasse	72	h	EC50	=	<u>7'700</u>	99.5	B, S	1	Bell 1996a, zitiert in DRAR 2009
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>P. subcapitata</i> )	Wachstumsrate	72	h	EC50	>	11'000	99.5	B, S	1	Bell 1996a, zitiert in DRAR 2009
Ciliaten	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Wachstum	12	h	EC50	=	10.86	TG	J	R3, C1	Rankin <i>et al.</i> 1977
Ciliaten	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Wachstum	36	h	EC50	=	6.38	TG	J	R3, C1	Rankin <i>et al.</i> 1977
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (5 d)	Mortalität	48	h	EC50	=	690	97.6	C, S	2	Przybylski und Rogoz 1989 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>150</u>	99.4	A/B, S	2	Fischer 1988, zitiert im DAR (EC 1997) und in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>350</u>		B, S	2	Hall und Stahl 1985, zitiert im DAR (EC 1997) und in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>390</u>	99.3	A, S	2	Baer 1992, zitiert im DAR (EC 1997) und in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>190</u>	99.5	B, S	1	Bell 1996b, zitiert im DRAR (EC 2009)

<sup>1</sup> Für Validität wird nach der CRED-Methode Verlässlichkeit (Engl. *Reliability*) und Relevanz (Engl. *Relevance*) bewertet. Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C) werden in Übereinstimmung mit der Klimisch Methode in folgende Kategorien eingeteilt: R1/C1= Zuverlässig/Relevant ohne Einschränkung; R2/C2 = Zuverlässig/Relevant mit Einschränkung; R3/C3 = nicht Zuverlässig/Relevant; R4/C4 = nicht bewertbar. Nicht-relevante Studien (C3) wurden nicht hinsichtlich ihrer Verlässlichkeit hin untersucht.

Effektdatensammlung											
Organismen- gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimen- sion	Para- meter	Operator	Wert (µg/L)	Reinheit in %	Bemer- kung	Validität	Literaturquelle
			Geom. Mittelwert			=	249.7				
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	87	98.8		3	DAR: EC 1997 (Hutton 1988) zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	LC50	=	87.6			R3	Silva <i>et al.</i> 2015
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Hemmung der Nahrungsaufnahme	4	h	LC50	=	176.5			R3	Silva <i>et al.</i> 2015
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Hemmung der Nahrungsaufnahme	24	h	LC50	=	325.6			R3	Silva <i>et al.</i> 2015
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Hemmung der Nahrungsaufnahme	24	h	NOEC	=	60	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Hemmung der Nahrungsaufnahme (bei DOC von 2 mg/L)	24	h	EC50	=	3.50	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Hemmung der Nahrungsaufnahme (bei DOC von 3 mg/L)	24	h	EC50	=	24.4	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Hemmung der Nahrungsaufnahme (bei DOC von 4 mg/L)	24	h	EC50	=	22.9	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Hemmung der Nahrungsaufnahme (bei DOC von 5 mg/L)	24	h	EC50	=	28.6	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Hemmung der Nahrungsaufnahme	24	h	EC50	=	97.5	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Hemmung der Nahrungsaufnahme (bei DOC von 9 mg/L)	24	h	EC50	=	136.9	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
			Geom. Mittelwert			=	155.6				
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität(bei DOC von 0.5 mg/L)	48	h	LC50	=	28.2	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität(bei DOC von 1 mg/L)	48	h	LC50	=	54.1	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität(bei DOC von 1.5 mg/L)	48	h	LC50	=	68.7	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität(bei DOC von 2 mg/L)	48	h	LC50	=	73.1	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität (bei DOC von 2.5 mg/L)	48	h	LC50	=	103.0	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität (bei DOC von 9 mg/L)	48	h	LC50	=	145.3	97	B, L, S	3	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	48	h	LC50	=	157	97	B, L, S	2	Ferreira <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	48	h	LC50	=	460			2	Canton 1976
			Geom. Mittelwert			=	258.5				
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	51	97	B, S	R2, C1	Zubrod <i>et al.</i> 2014
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Fressrate	7	d	EC50	=	75	97	B, S	R2, C1	Zubrod <i>et al.</i> 2014
Krebstiere	<i>Mesocyclops sp.</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	100.8			4	Manonmani <i>et al.</i> 1989 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Moina micrura</i>	Immobilisierung	24	h	LC50	=	118			R4	Miracle <i>et al.</i> 2011
Amphibien	<i>Rana hexadactyla</i>	Kaulquappenmortalität	0.5	d	LC50	=	26.3			4	Khengarot <i>et al.</i> 1985
Amphibien	<i>Rana hexadactyla</i>	Kaulquappenmortalität	1	d	LC50	=	26.3			4	Khengarot <i>et al.</i> 1985
Amphibien	<i>Rana hexadactyla</i>	Kaulquappenmortalität	96	h	LC50	=	16.02			4	Khengarot <i>et al.</i> 1985
Amphibien	<i>Rana hexadactyla</i>	Kaulquappenmortalität	72	h	LC50	=	21.52			4	Khengarot <i>et al.</i> 1985
Amphibien	<i>Rana hexadactyla</i>	Kaulquappenmortalität	48	h	LC50	=	22.73			4	Khengarot <i>et al.</i> 1985
Amphibien	<i>Rana limnocharis</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	173'786		K	4	Pan und Liang X M 1993 zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Mortalität	96	h	LC10	=	955.95			2	Yoon <i>et al.</i> 2008
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Mortalität	96	h	LC100	=	1'338.3			2	Yoon <i>et al.</i> 2008
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1'108.9			2	Yoon <i>et al.</i> 2008
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Körperlänge der Kaulquappen	96	h	NOEC	=	191.19			2	Yoon <i>et al.</i> 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	440			2	DAR: EC 1997 (Fischer 1988) zitiert in RIVM 2008

Effektdatensammlung											
Organismen- gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimen- sion	Para- meter	Operator	Wert (µg/L)	Reinheit in %	Bemer- kung	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität (Eier). Start der Exposition <22h nach Befruchtung	96	h	LC50	<	1'000			2	Gillet und Roubaud 1983
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	6	d	NR	=	5'000			4	Antychowicz <i>et al.</i> 1979
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	610			4	Perkow and Ploss 1994, zitiert in UBA 2000
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	14	d	LC50	=	3'160		F	2	Lakota <i>et al.</i> 1989/1990
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Embryomortalität nach 30 min Exposition während der Besamung (pH 9)	30	min	LC100	=	5'000			2	Gillet und Roubaud 1983
Fische	<i>Cyprinus variegatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	1158		B, S	1	Boeri 1988, zitiert in DRAR 2009
Fische	<i>Danio rerio</i>	Schwimmverhalten:	96	h	LOEC	<	0.8			R2, C3	Andrade <i>et al.</i> 2016
Fische	<i>Danio rerio</i>	Biomarker - Enzymaktivität	96	h	LOEC	=	4			R2, C3	Andrade <i>et al.</i> 2016
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryo)	Häufigkeit von Ödemen	96	h	LC50	=	1080			R2	Andrade <i>et al.</i> 2016
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryo)	Fehlbildung <sup>2</sup> - Rückgrat	96	h	LC50	=	1460			R2, C1	Andrade <i>et al.</i> 2016
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryo)	Schlupfrate	96	h	LC50	=	1620			R2, C1	Andrade <i>et al.</i> 2016
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryo)	Körperlänge	96	h	LC50	=	1720			R2, C1	Andrade <i>et al.</i> 2016
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryo)	Mortalität	96	h	LC50	=	1760			R2, C1	Andrade <i>et al.</i> 2016
Fische	<i>Danio rerio</i>	Biomarker - Geninduktion	96	h	NOEC	<	4			C3	Jiang <i>et al.</i> 2015
Fische	<i>Danio rerio</i>	Biomarker - Geninduktion	8	d	NOEC	<	4			C3	Jiang <i>et al.</i> 2015
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität juveniler Stadien (Dottersackbrut)	96	h	LC50	=	I	99	C, S	1	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität juveniler Stadien (Brütlinge (aufschwimmend))	96	h	LC50	=	12	99	C, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität juveniler Stadien (Brütlinge 0.2g)	96	h	LC50	=	10	99	C, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität (Fingerling (0.3-1.2g) bei 12°C)	96	h	LC50	>	560	99	C, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität (Fingerling bei 17°C)	96	h	LC50	=	140	99	C, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität (Fingerling bei 22°C)	96	h	LC50	=	32	99	C, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	16			4	Johnson and Finley 1980, zitiert in UBA 2000
Fische	<i>Ictaluridae</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	19			4	Perkow and Ploss 1994, zitiert in UBA 2000
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	3'200	99		2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	17'250		K	2	Hutton 1984, zitiert im DAR (EC

<sup>2</sup> Weitere, weniger sensitive Endpunkte lassen sich der Publikation entnehmen.

Effektdatensammlung											
Organismengruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Reinheit in %	Bemerkung	Validität	Literaturquelle
											1997) und in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	1'800			2	Canton 1976
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität juveniler Stadien (Dottersackbrut)	96	h	LC50	=	145	99	C, S	1	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität juveniler Stadien (Brütlinge (aufschwimmend))	96	h	LC50	=	320	99	C, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität juveniler Stadien (Brütlinge 0.2g)	96	h	LC50	=	370	99	C, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität (Fingerling bei 7°C)	96	h	LC50	>	1800	99	C, M, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität (Fingerling bei 12°C)	96	h	LC50	=	870	99	C, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität (Fingerling bei 17°C)	96	h	LC50	=	<u>100</u>	99	C, S	2	Palawski 1984, zitiert in DRAR (EC 2009) und Palawski und Knowles 1986
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>830</u>	TG	A, S	2	Fischer 1988, zitiert im DAR (EC 1997), im DRAR (EC2009) und in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>190</u>	TG		1	Buccafusco and Bentley 1976, zitiert und neu berechnet in DRAR 2009
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50		980		A	1	Bell 1996b, zitiert in DRAR 2009
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	470			R4	Zhang <i>et al.</i> 2013
Fische	<i>Salmo trutta</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>390</u>			2	Fischer 1981, zitiert im DAR (EC 1997) und in RIVM 2008
<b>Akute Effektdaten – marin</b>											
Mollusken	<i>Donax faba</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	200.8			R3, C1	JanakiDevi <i>et al.</i> 2013
<b>Chronische Effektdaten – limnisch</b>											
Cyanobakterien	<i>Aulosira fertilissima</i>	Populationswachstum	30	d	NR	=	1'000'000*		K	3	Gangawane und Saler 1979
Cyanobakterien	<i>Calothrix sp.</i>	Populationswachstum	30	d	NR	=	500'000*		K	3	Gangawane und Saler 1979
Cyanobakterien	<i>Nostoc sp.</i>	Populationswachstum	30	d	NR	=	500'000*		K	3	Gangawane und Saler 1979
Cyanobakterien	<i>Tolypothrix tenuis</i>	Populationswachstum	30	d	NOEC	=	1'000'000*		K	3	Gangawane und Saler 1979
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum	72	h	NOEC	=	10'000			3	DAR: EC 1997 (Heusel 1991) zitiert in RIVM 2008. Neubewertet im DRAR 2009.
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Wachstum	72	h	NOEC	=	500			3	DAR: EC 1997 (Douglas und Handley 1987) zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>P. subcapitata</i> )	Biomasse	72	h	NOEC	=	<u>2'500</u>	99.5	A, S	1	Bell 1996a, zitiert im DRAR (EC 2009)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	48	h	NOEC	>	5		F	3	Canton 1976
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	18	d	EC10	=	16.0			2	Canton 1976

Effektdatensammlung												
Organismengruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Reinheit in %	Bemerkung	Validität	Literaturquelle	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	18	d	EC50	=	20.0			2	Canton 1976	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	18	d	NOEC	=	10.0			2	Canton 1976	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	18	d	NOEC	>	0.5			3	Canton 1976	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	37.5		C, E, R	R2, C1	Ribeiro <i>et al.</i> 2011	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (Anzahl Neonate)	21	d	NOEC	=	5			R3	Silva <i>et al.</i> 2015	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (aborte Eier)	21	d	NOEC	=	20			R3	Silva <i>et al.</i> 2015	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	>	10.0			2	Fischer 1989, zitiert in DRAR 2009	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (<24 h)	Reproduktion	21	d	NOEC	=	1.5	99.5	B, R	1	Kelly <i>et al.</i> 1997, zitiert in DRAR 2009	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (<24 h)	Reproduktion	21	d	NOEC	=	13.0	98.8	B, R	1	Hutton 1986, zitiert im DAR (EC 1998), DRAR (EC 2009) und in RIVM 2008	
					Geom. Mittelwert	=	4.4					
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	21	d	NOEC	=	27.0			3	DAR: EC 1997 (Baer 1992), zitiert und neu bewertet im DRAR 2009	
Amphibien	<i>Pleurodeles waltl</i>	Micronukleus Test (Gentoxizität)	12	d	NOEC	≥	20.0			2	Zoll-Moreux und Ferrier 1999	
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Micronukleus Test (Gentoxizität)	12	d	NOEC	=	12.5			2, C3	Zoll-Moreux und Ferrier 1999	
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Micronukleus Test (Gentoxizität)	12	d	NOEC	=	20			2, C3	Zoll-Moreux und Ferrier 1999	
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	24	d	LC50	=	3'160			2	Lakota <i>et al.</i> 1989/1990	
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	24	d	NOEC	=	1'000		F	2, C3	Lakota <i>et al.</i> 1989/1990	
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	14	d	NOEC	=	1'000			2	Lakota <i>et al.</i> 1989/1990	
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Embryomortalität nach 30 min Exposition während der Besamung (pH 9)	30	min	NOEC	=	1'250			2	Gillet und Roubaud 1983	
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Embryomortalität nach 30 min Exposition während der Besamung (pH 7)	30	min	NOEC	<	500			2	Gillet und Roubaud 1983	
Fische	<i>Cyprinus carpio communis</i>	Mortalität	30	d	NR	=	0.008-0.4			4	Subramaniam <i>et al.</i> 1996	
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität (Fish Early Life Stage Test)	79	d	NOEC	=	11	99.3	A, T	2	Baer 1993, zitiert im DAR (EC 1997), RIVM 2008 und DRAR (EC 2009)	
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Verhalten	21	d	NOEC	=	3.2	99.4	B, F, T	1	Fischer 1989, zitiert im DRAR (EC 2009) und in der UBA Datenbank (ID 108881)	
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum	21	d	NOEC	=	3.2	99.4	B, F, T	1	Fischer 1989, zitiert im DRAR (EC 2009)	
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	21	d	NOEC	=	18			2	Fischer 1988, zitiert im DAR (EC 1997) und in RIVM 2008	
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität	60	d	NOEC	=	5.2			R4, C1	Zhang <i>et al.</i> 2013	
Chronische Effektdaten – marin												
Krebstiere	<i>Pseudocarcinus gigas</i>	Mortalität	115	d	NOEL	>	100.0			2	Gardner und Northam 1997	
Tests mit Formulierungen (Werte bezogen auf die Aktivsubstanz)												
Akute Effektdaten												
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum (Photometrisch bestimmt bei λ = 680 nm)	96	h	EC50	=	34'658		G, K	2	Ma <i>et al.</i> 2002	
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum	72	h	EC50	=	43'800		C, G, K, S	3	Fischer 1981 (aus EC 1997), zitiert in RIVM 2008	

Effektdatensammlung												
Organismen- gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimen- sion	Para- meter	Operator	Wert (µg/L)	Reinheit in %	Bemer- kung	Validität	Literaturquelle	
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum (Photometrisch bestimmt bei λ = 680 nm)	96	h	EC50	=	19'056		K	2	Ma <i>et al.</i> 2002	
Pilze	<i>Campylospora chaetocladia</i>	Konidienkeimung	24	h	EC50	=	25000-50000		G, K	4	Chandrashekar und Kaveriappa 1994	
Pilze	<i>Flabellospora verticillata</i>	Konidienkeimung	24	h	EC50	=	100000-250000		G, K	4	Chandrashekar und Kaveriappa 1994	
Pilze	<i>Flagellospora penicillioides</i>	Konidienkeimung	24	h	EC50	=	250000-500000		G, K	4	Chandrashekar und Kaveriappa 1994	
Pilze	<i>Helicosporium sp.</i>	Konidienkeimung	24	h	EC50	=	250000-500000		G, K	4	Chandrashekar und Kaveriappa 1994	
Pilze	<i>Lunulospora curvula</i>	Konidienkeimung	24	h	EC50	=	100000-250000		G, K	4	Chandrashekar und Kaveriappa 1994	
Pilze	<i>Wiesneriomyces javanicus</i>	Konidienkeimung	24	h	EC50	=	25000-50000		G, K	4	Chandrashekar und Kaveriappa 1994	
Anneliden	<i>Stylaria lacustris</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	821		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Anneliden	<i>Stylaria lacustris</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	2'035		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Anneliden	<i>Stylaria lacustris</i>	Antwort auf taktile Stimuli	96	h	EC50	=	219		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Anneliden	<i>Stylaria lacustris</i>	Antwort auf taktile Stimuli	48	h	EC50	=	1'060		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Anneliden	<i>Dero digitata</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	980		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Anneliden	<i>Dero digitata</i>	Mortalität	48	h	LC10	=	115		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	96	h	EC10	=	8		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	48	h	EC10	=	19		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	96	h	LC10	=	19		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	48	h	LC10	=	129		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	96	h	EC50	=	25		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	48	h	EC50	=	178		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	134		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	876		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Insekten	<i>Buena unguis</i>	Mortalität (Adulte)	96	d	LC50	=	73822	50	Derosal® 500, K	C3	Rico <i>et al.</i> 2011	
Insekten	<i>Chaoborus obscuripes</i>	Fähigkeit in der Schwebel zu bleiben	96	h	EC10	>	3'435		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Insekten	<i>Chaoborus obscuripes</i>	Fähigkeit in der Schwebel zu bleiben	96	h	EC50	>	3'435		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Insekten	<i>Hydrophilus sp.</i>	Mortalität (Sub-Adulte)	96	d	LC50	=	80669	50	Derosal® 500, K	C3	Rico <i>et al.</i> 2011	
Insekten	<i>Palustra laboulbeni</i>	Mortalität (Larven)	96	d	LC50	=	111329	50	Derosal® 500, K	C3	Rico <i>et al.</i> 2011	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	320			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	399			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	91			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	61			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	180		C, G, S	2	DAR: EC 1997 (Heusel 1992) zitiert in RIVM 2008	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung (Daphnien <1.5 mm)	48	h	EC50	=	192			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	

Effektdatensammlung											
Organismen- gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimen- sion	Para- meter	Operator	Wert (µg/L)	Reinheit in %	Bemer- kung	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung (Daphnien >3 mm)	48	h	EC50	=	1'336		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung (Daphnien <1.5 mm)	96	h	EC50	=	87		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung (Daphnien >3 mm)	96	h	EC50	=	186		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	7	d	EC10	=	32		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	14/15	d	EC10	=	32		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	96	h	EC10	=	56		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC10	=	58		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	96	h	EC10	=	68		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC10	=	162		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	7	d	LC10	=	32		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	96	h	LC10	=	35		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	96	h	LC10	=	53		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC10	=	224		G	2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität juveniler Tiere	48	h	LC10	=	27			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität juveniler Tiere	96	h	LC10	=	44			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität adulter Tiere	96	h	LC10	=	74			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität adulter Tiere	48	h	LC10	=	924			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität juveniler Tiere	96	h	LC50	=	55			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität juveniler Tiere	48	h	LC50	=	77			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität adulter Tiere	96	h	LC50	=	177			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität adulter Tiere	48	h	LC50	=	1'041			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	4	d	LC50	=	71		D	R3	Del Arco <i>et al.</i> 2015a
Krebstiere	<i>Macrobrachium ferreirai</i>	Mortalität (Adulte)	96	d	LC50	=	16767	50	Derosal® 500, K	C3	Rico <i>et al.</i> 2011
Krebstiere	<i>Simocephalus vetulus</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	4948			3	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998
Mollusken	<i>Pomacea dilioides</i>	Mortalität (Sub-Adulte)	96	d	LC50	=	1758576	50	Derosal® 500, K	C3	Rico <i>et al.</i> 2011
Fische	<i>Colossoma macropomum</i>	Mortalität (Alefing)	96	d	LC50	=	4162	50	Derosal® 500	C3	Rico <i>et al.</i> 2011
Fische	<i>Hypheosobrycon erythrostigma</i>	Mortalität (Sub-Adulte)	96	d	LC50	=	3690	50	Derosal® 500	C3	Rico <i>et al.</i> 2011
Fische	<i>Paracheirodon axelrodi</i>	Mortalität (Sub-Adulte)	96	d	LC50	=	1648	50	Derosal® 500	C3	Rico <i>et al.</i> 2011
Fische	<i>Nannostomus unifasciatus</i>	Mortalität (Sub-Adulte)	96	d	LC50	=	4138	50	Derosal® 500	C3	Rico <i>et al.</i> 2011
Fische	<i>Otocinclus affinis</i>	Mortalität (Sub-Adulte)	96	d	LC50	=	4238	50	Derosal® 500	C3	Rico <i>et al.</i> 2011
Chronische Effektdaten											
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum	72	h	NOEC	=	10'400	32.7		2	DAR: EC 1997 (Fischer 1988) zitiert in RIVM 2008 RIVM 2008
höhere Pflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Anzahl neuer Triebe	21	d	EC50	=	9'743		G	2	Belgers <i>et al.</i> 2009
höhere Pflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Biomasse	21	d	EC50	>	10'000		G	2	Belgers <i>et al.</i> 2009
höhere Pflanzen	<i>Elodea nuttallii</i>	Relatives Wachstum	21	d	EC50	>	10'000		G	2	Belgers <i>et al.</i> 2009
höhere Pflanzen	<i>Elodea nuttallii</i>	Biomasse	21	d	EC50	>	10'000		G	2	Belgers <i>et al.</i> 2009

Effektdatensammlung												
Organismen- gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimen- sion	Para- meter	Operator	Wert (µg/L)	Reinheit in %	Bemer- kung	Validität	Literaturquelle	
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Relatives Wachstum	21	d	EC50	>	10'000		G	2	Belgers <i>et al.</i> 2009	
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Biomasse	21	d	EC50	>	10'000		G	2	Belgers <i>et al.</i> 2009	
höhere Pflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Relatives Wachstum	21	d	EC50	>	10'000		G	2	Belgers <i>et al.</i> 2009	
höhere Pflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Biomasse	21	d	EC50	>	10'000		G	2	Belgers <i>et al.</i> 2009	
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Emergenz	28	d	NOEC	=	13.3		G	2	DAR List of Endpoints 2005 zitiert in (RIVM 2008)	
Anneliden	<i>Stylaria lacustris</i>	Antwort auf taktile Stimuli	7	d	EC50	=	142			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Anneliden	<i>Stylaria lacustris</i>	Mortalität	7	d	LC10	=	21			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Anneliden	<i>Stylaria lacustris</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	232			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Anneliden	<i>Stylaria lacustris</i>	Antwort auf taktile Stimuli	7	d	EC10	=	29			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	21	d	EC10	=	11.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	7	d	EC10	=	11.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	14/15	d	EC10	=	12.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	21	d	EC50	=	12.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	7	d	EC50	=	12.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Integrität und Antwort auf taktile Stimuli	14/15	d	EC50	=	13.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	21	d	LC10	=	12.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	14/15	d	LC10	=	12.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	7	d	LC10	=	14.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	14/15	d	LC50	=	12.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	21	d	LC50	=	14.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	22.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Reproduktion (Anzahl Kokons pro Testgefäß)	21	d	NOEC	=	11.1			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Platyhelminthes	<i>Dugesia lugubris</i>	Reproduktion (Anzahl Neonaten pro Testgefäß)	21	d	NOEC	=	3.4			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Abundanz	7	d	EC50	=	55		D	R3	Del Arco <i>et al.</i> 2015b	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Abundanz	21	d	EC50	=	56		D	R3	Del Arco <i>et al.</i> 2015b	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	25	d	EC10	=	30.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	25	d	EC50	=	44.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	14/15	d	EC50	=	55.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	7	d	EC50	=	61.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	25	d	NOEC	=	25.8			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Farbe und Aufschwimmen	21	d	EC10	=	10.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Farbe und Aufschwimmen	14/15	d	EC10	=	12.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Farbe und Aufschwimmen	21	d	EC50	=	16.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Farbe und Aufschwimmen	14/15	d	EC50	=	26.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	21	d	LC10	=	10.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	14/15	d	LC10	=	20.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Farbe und Aufschwimmen	7	d	LC10	=	25.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	7	d	LC10	=	31.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	

Effektdatensammlung												
Organismen- gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimen- sion	Para- meter	Operator	Wert (µg/L)	Reinheit in %	Bemer- kung	Validität	Literaturquelle	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	21	d	LC50	=	16.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	14/15	d	LC50	=	34.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Farbe und Aufschwimmen	7	d	LC50	=	47.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	53.0			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	30			R3	Del Arco <i>et al.</i> 2015a	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	14	d	LC50	=	30			R3	Del Arco <i>et al.</i> 2015a	
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	21	d	LC50	=	22			R3	Del Arco <i>et al.</i> 2015a	
Mollusken	<i>Bithynia tentaculata</i>	Immobilität	21	d	LC50	>	1119		D	R3	Del Arco <i>et al.</i> 2015a	
Mollusken	<i>Bythinia tentaculata</i>	Antwort auf taktile Stimuli und körperliche Stärke	28	d	EC10	=	486			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Mollusken	<i>Bythinia tentaculata</i>	Antwort auf taktile Stimuli und körperliche Stärke	28	d	EC50	=	1'641			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Mollusken	<i>Bythinia tentaculata</i>	Mortalität	28	d	LC10	=	1'193			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Mollusken	<i>Bythinia tentaculata</i>	Mortalität	28	d	LC50	=	8'130			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Mollusken	<i>Bythinia tentaculata</i>	Reproduktion	28	d	NOEC	=	103			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	
Mollusken	<i>Planorbis planorbis</i>	Reproduktion	28	d	NOEC	=	301			2	Van Wijngaarden <i>et al.</i> 1998	

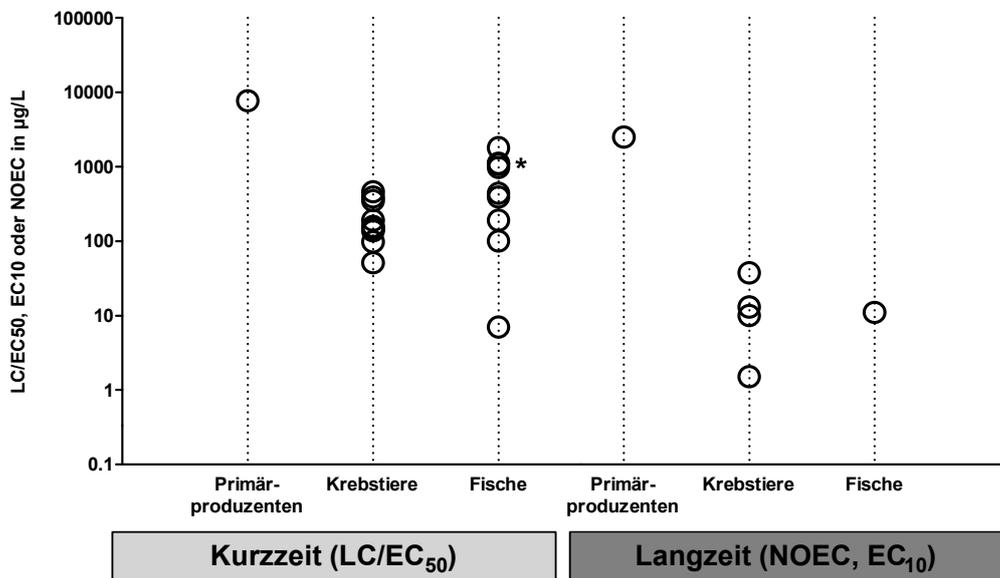
#### Notizen

- A = Effekt Konzentration bezogen auf gemessene Konzentrationen  
 B = Nominale Konzentration. Nachmessung hat stattgefunden und Wiederfindung lag zwischen 80-120% der nominalen Konzentration.  
 C = Nominale Konzentration (nicht analytisch verifiziert)  
 D = Testergebnis nicht valide da unter Stressbedingung (Kompetition) getestet.  
 E = Obwohl diese Studie als valide eingestuft wurde, wird dieser Effektwert nicht mit denen aus den Studien Kelly *et al.* 1997 und Hutton *et al.* 1986 über den geometrischen Mittelwert zusammengefasst. Im Gegensatz zu den genannten Studien wurde die Testkonzentration in der Studie von Ribeiro *et al.* 2011 nie analytisch verifiziert.  
 F = Unzureichende Testdauer für einen validen chronischen oder akuten Effektwert (da deutlich länger oder kürzer als Standardtest).  
 G = Nicht valide, da eine Formulierung und nicht die Wirksubstanz alleine getestet wurde  
 H = Wert wurde aus den ursprünglich berichteten Daten neu berechnet  
 I = Studie wurde im Zuge der EQS-Aktualisierung erneut bewertet  
 J: Lösungsmittelkonzentration überschreitet die nach dem TGD for EQS vorgesehene Höchstmenge von 100 µL/L bzw. 0.01% deutlich (>500 µL/L oder >0.05%). Testergebnis daher nicht verlässlich.  
 K: Effektkonzentration nicht valide, da >2-fach über der Wasserlöslichkeitsgrenze von 8 mg/L. Nach dem TGD for EQS sind Effektkonzentrationen nur bis Faktor 2 oberhalb der angegebenen Löslichkeitsgrenze zulässig (TGD for EQS, EC 2011, A1.3.2.3.). Die Löslichkeit bei für Biotests relevanten pH-Bereichen liegt bei ca. 8 mg/L (siehe Tabelle 1 und Kapitel 3 – Wasserlöslichkeit).  
 L: In der Studie von Ferreira *et al.* 2008 wurde Carbendazim in Standard Daphnien-Test bei verschiedenen Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff (DOC) getestet. In ersten Versuchen ohne Sauerstoffmangel wurden EC50-Werte für die Endpunkte Mortalität und Hemmung der Nahrungsaufnahme bestimmt. Die DOC Konzentration in diesen Tests war nicht angegeben. In darauffolgenden Test wurde bei verschiedenen DOC gemessen. Dabei stellte ein DOC von 9 mg/L die „ungestresste“ Kontrolle dar. Alle Ergebnisse, welche bei DOC < 9 mg/L bestimmt wurden, werden daher als nicht valide angesehen. EC50 aus Vorversuchen und den bei DOC von 9 mg/L bestimmten EC50 werden hingegen zu einem geometrischen Mittelwert zusammengefasst.  
 M: Test-Temperatur liegt deutlich ausserhalb des nach OECD vorgeschlagenen Temperaturbereiches für diese Spezies (siehe OECD TG 203 1992)  
 R = semi-statisch  
 S = statisch  
 T = Durchfluss System (Engl.: *flow through*)

#### Reinheit:

- TG: Technische Reinheit (Technical grade)  
 AG: Analytische Reinheit (Analytical grade)

## 5. Graphische Darstellung der Effektdaten



**Abbildung 1:** Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten für Carbendazim aus Tabelle 3. Es liegen nur Daten für limnische Spezies vor. Der mit einem Asterisk (\*) markierte Wert liegt für eine Amphiben-Art vor. Die Standardabweichung der logarithmierten EC<sub>50</sub>-Werte beträgt 0.74.

In Abbildung 1 ist zu erkennen, dass Primärproduzenten im Vergleich zu den Invertebraten und Vertebraten generell am unempfindlichsten gegenüber Carbendazim sind. Im akuten Datensatz zeigt sich die Gruppe der Invertebraten insgesamt am empfindlichsten, jedoch sticht ein Effektdatum für Fische, für den Getüpfelten Gabelwels (*Ictalurus punctatus*) heraus, welcher noch ca. 7-fach tiefer liegt als der niedrigste Wert für ein Krebstier. Im chronischen Datensatz liegt die Empfindlichkeit der Fische und Krebstiere ebenfalls in einem ähnlichen Bereich. Der tiefste Wert liegt jedoch für ein Krebstier vor. Ebenfalls fehlt ein chronisches Effektdatum für *Ictalurus punctatus*, welcher sich im akuten Datensatz als besonders empfindlich zeigte. Dies erklärt vermutlich auch, warum im akuten Datensatz für Fische ein tieferer Wert vorliegt als im chronischen Datensatz. Palawski & Knowles (1986) vermuteten, dass Carbendazim "selektiv toxisch" auf *Ictalurus punctatus* wirke, im Vergleich zur Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und dem Blauen Sonnenbarsch (*Lepomis macrochirus*). In ihrer Studie waren die Unterschiede zwischen den Arten grösser als die Unterscheide zwischen akuter und chronischer Toxizität. Dieses Ergebnis wird gestützt durch Befunde für andere Carbamate (Insektizide), welche die Cholin-Esterase hemmen und sich durch relativ geringe Verhältnisse zwischen akuter und chronischer Toxizität auszeichnen (Kenaga 1982).

Palawski 1984 zeigt ausserdem, dass die Toxizität von Carbendazim auf *Ictalurus punctatus* und *Oncorhynchus mykiss* und der Sensitivitätsunterschied zwischen den beiden Spezies, von den Faktoren pH, Wasserhärte und Temperatur abhängen (EC 2009). Die im DRAR dazu verwendeten Tabellen und Tabellen B.9.2.-20 und -21 wurden zur Veranschaulichung hier in Tabelle 4 zusammengefasst. Generell sind die frühen Lebensstadien empfindlicher und die Toxizität steigt mit zunehmender Test-Temperatur. Es zeigt sich ausserdem, dass die LC50-Werte für *O. mykiss*, je nach Versuchsbedingung, um den Faktor 3-43 höher liegen als die LC50-Werte für *I. punctatus*. Auch wenn diese Versuche nicht mit begleitender chemischer Analytik durchgeführt wurden, werden die Ergebnisse als verlässlich angesehen, da zum einen die Stabilität von Carbendazim in statischen Biotests über 96 h demonstriert wurde und zum anderen LC50-Werte für *O. mykiss* aus anderen validen Studien im selben Bereich liegen (e.g. Fischer 1988, zitiert im DRAR (EC2009)).

**Tabelle 4:** Effektdaten reproduziert aus Palawski 1984, zitiert im DRAR (EC 2009)

	<i>I. punctatus</i>	<i>O. mykiss</i>	<b>Faktor Unterschied</b>
	LC50 (µg/L)	LC50 (µg/L)	
<b>Lebensstadium</b>			
Yolk-sac fry	7	145	<b>21</b>
Swim-up fry	12	320	<b>27</b>
0.2 g fry	10	370	<b>37</b>
<b>Wasserhärte</b>			
40 mg CaCO <sub>3</sub>	18	780	<b>43</b>
320 mg CaCO <sub>3</sub>	24	88	<b>4</b>
<b>pH</b>			
6.5	23	640	<b>28</b>
7.5	14	410	<b>29</b>
8.5	23	340	<b>15</b>
<b>Temperatur</b>			
12°C	>560	>1800	
17°C	140	870	<b>6</b>
22°C	32	100	<b>3</b>

## 6. Chronische Toxizität

### 6.1. AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

**Tab.5:** Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen für Carbendazim.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
<b>Basisdatensatz</b>				
Primärproduzenten	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	NOEC	2500	Bell 1996a, zitiert im DRAR (EC 2009)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	4.4	Geometrischer Mittelwert aus: Kelly <i>et al.</i> 1997 und Hutton 1986, zitiert im DRAR (EC 2009)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	11	DAR: EC 1997 (Baer 1993) zitiert in RIVM 2008

Es liegen NOEC-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten, Krebstiere und Fische vor. Der empfindlichste belastbare Endpunkt liegt mit 4.4 µg/L für *Daphnia magna* vor. Nach dem TGD for EQS kann der Standard-Sicherheitsfaktor (AF) von 10 angewendet werden, alle trophischen Ebenen abgedeckt sind. Zwar fehlt im chronischen Datensatz ein Effektwert für den Fisch *Ictalurus punctatus*, der sich im akuten Datensatz als etwas sensitiver als die Regenbogenforelle zeigte, doch sind diese Unterschiede nur unter bestimmten Versuchsbedingungen gross (siehe Diskussion Kapitel 6 und Tabelle 4). Da mit *D. magna* aber ausserdem ein noch sensitiverer Organismus im chronischen Datensatz vorliegt, erscheint ein AF von 10 als ausreichend protektiv. Nach der AF-Methode ergibt sich daraus ein Langzeit-Qualitätskriterium von:

$$\text{AA-EQS} = 4.4 \mu\text{g/L} / 10 = 0.44 \mu\text{g/L}$$

### 6.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Für eine valide SSD fehlen belastbare Effektdaten für höhere Pflanzen, Insekten, und zwei weitere Spezies die nicht aus der Familie der Arthropoden oder Chordaten stammen (e.g. Rotiferen, Mollusken, ect.). Daher kann der AA-EQS nicht anhand einer SSD abgeleitet werden.

### 6.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegen zwei Mikrokosmosstudien vor. Cuppen *et al.* 2000 und van den Brink *et al.* 2000 berichten über dieselbe Mikrokosmenstudie, in der die Carbendazim-Konzentration über die

Dauer von 4 Wochen konstant gehalten wurde. Aus dieser Studie wurde ein NOEC von 3.3 µg/L (3.1 µg/L gemessene Konzentration) berichtet. In einer weiteren Mikrokosmenstudie von Slijkerman *et al.* (2004) wurde Carbendazim einmalig zu Beginn appliziert. Der Substanzverlust nach 4 Wochen betrug aber nur rund 30% und die Effektkonzentrationen beziehen sich auf den geometrischen Mittelwert aus Anfangs- und Endkonzentration. In dieser Studie wurde ein NOEC (chronisch) von 1.79 µg/L bestimmt. Ein akuter NOEC von 2.17 µg/L wurde ebenfalls bestimmt.

In den erwähnten Multispezies tests wurden keine Fische getestet. Da aber Fische zu den empfindlicheren Arten gegenüber Carbendazim gehören, kann über die Mesokosmen Versuche kein AA-EQS abgeleitet werden. Diese Schlussfolgerung basiert besonders auf dem 96 h Mortalitätstest mit *Ictalurus punctatus* (Palawski und Knowles 1986). Für Fischlarven im Dottersackstadium wurde ein LC50 von 7 µg/L beobachtet. Da eine 50%ige Mortalität der Fischlarven nach 4 Tagen auch längerfristige Auswirkungen in einem Langzeittest hätte, kann er trotz der kurzen Testdauer als zusätzliche Information für die chronische Toxizität herangezogen werden – eine Erholung bei längerer Testdauer kann ausgeschlossen werden. Leider wird in der Studie kein NOEC oder EC10 präsentiert. Da aber der LC50 nur um einen Faktor 2 höher ist als der NOEC<sub>community</sub> von Cuppen *et al.* (2000) und van den Brink *et al.* (2000), ist es wahrscheinlich, dass der NOEC aus der Studie von Palawski und Knowles (1986) entweder gleich dem NOEC<sub>community</sub> von Cuppen *et al.* (2000) und van den Brink *et al.* (2000) oder sogar tiefer ist.

## 7. Akute Toxizität

### 7.1. MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tab. 6: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte von Carbendazim auf Wasserorganismen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
<b>Basisdatensatz</b>				
Primärproduzenten	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	EC50	7700	Bell 1996a, zitiert im DRAR (EC 2009)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Immobilisierung 48 h) <sup>3</sup>	EC50	249.7	Geometrischer Mittelwert aus: Fischer 1988, Hall & Stahl 1985, Baer 1992, und Bell 1996b, zitiert im DRAR (EC 2009)
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	LC50	7	Palawski und Knowles 1984, zitiert im DRAR (EC 2009)
<b>Weitere</b>				
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	LC50	51	Zubrod et al. 2014

Tab. 7: Gefährlichkeitsklassierung anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015)

Kategorie (akut)	niedrigster EC50-Wert	erreichter Wert
nicht eingestuft	>100 mg/l	
3	>10 mg/l; <100mg/l	
2	<10 mg/l; >1mg/l	
1	< 1mg/l	X

Es liegen EC50-Werte für die Organismengruppen der Algen, Kleinkrebse und Fische vor. Die Standardabweichung der logarithmierten EC50-Werte beträgt 0.74. Das niedrigste Effektdatum liegt mit einem LC50 von 7 µg/L für den Getüpfelten Gabelwels (*Ictalurus punctatus*) vor. Dieser Wert wurde für die Dottersackbrut (Engl.: *yolk-sac fry*) bestimmt. In späteren Entwicklungsstadien lag die Toxizität aber in einem ähnlich niedrigen Bereich.

Um Kurzzeit-Qualitätskriterien (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten verwendet werden. Allerdings müssen mindestens 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vorhanden sein um einen Assessmentfaktor von 100 mit den EC50 der sensitivsten Studie verwenden zu können. Laut dem TGD for EQS (EC 2011) könnte der AF von 100 auf 10 reduziert werden, wenn entweder die Standardabweichung der logarithmierten EC50-Werte < 0.5 ist (hier nicht der Fall), oder der Wirkmechanismus bekannt ist und ein Vertreter einer der empfindlichsten

<sup>3</sup> Aufgrund der Datenfülle wurde nur der Endpunkt Immobilisierung nach 48h für die Bildung des geometrischen Mittelwerts herangezogen, da dieser auch in der OECD 202 Richtlinie (OECD 2004) verwendet wird.

taxonomischen Gruppe im Effektdatensatz enthalten ist. Carbendazim wird vor allem als Fungizid angewendet. Der Wirkmechanismus scheint aber nicht sehr spezifisch. Für aquatische Pilze der Gruppe der Hyphomyceten (Pilze sind im TGD for EQS nicht als Schutzgut definiert) liegen lediglich nicht bewertbare (Klimisch 4) Effektdaten aus Tests mit einer Formulierung vor (Chandrashekar und Kaveriappa 1994). In der Studie von liegen die EC50-Werte für den Endpunkt Konidienkeimung aber im Bereich der Löslichkeitsgrenze. Ergebnisse aus Versuchen mit terrestrischen Pilzen, die vor allem aus Wachstumstests auf Agarplatten stammen, geben auch keine Hinweise auf eine besondere Sensitivität der Pilze. In der Studie von Tonin *et al.* (2013) zeigte Carbendazim von den getesteten Fungiziden zwar die stärkste inhibitorische Wirkung auf das Mycel-Wachstum von *Macrophomina phaseolina*, einem pflanzenpathogenen Pilz, der IC50 lag aber lediglich bei 230 µg/L. Bei einem weiteren pflanzenpathogenen Pilz, *Exserohilum turcicum*, lag der IC50 (Mycelwachstum auf Agar) sogar bei >50000 µg/L. Andere Wirkmechanismen, u.a. die Inhibition der Acetylcholin-Esterase, plausibilisieren, dass mit Fischen und Krebstieren, Vertreter einer der sensitivsten Gruppen im Datensatz vertreten sind. Dies stützt sich auch durch die Vielzahl an Ergebnissen aus Tests mit Formulierungen, die hier zwar nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden, aber die Wahl des AF stützen können. In diesen Tests zeigten sich auch Vertreter anderer taxonomischer Gruppen nicht sensitiver als der mit dem niedrigsten belastbaren Effektdatum vertretene *Ictalurus punctatus*. Die Wahl eines AF von 10 scheint daher gerechtfertigt, auch in Anbetracht der Tatsache, dass der Wert für ein sensibles juveniles Lebensstadium bestimmt wurde, welches in Standardtests nicht getestet wird. Daraus leitet sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium ab:

$$\text{MAC-EQS}_{(\text{AF})} = 7 \mu\text{g/L} / 10 = 0.7 \mu\text{g/L}$$

## 7.2. MAC-EQS nach SSD-Methode

Es liegen nur 9 anstatt der nach TGD for EQS geforderten 10-15 Datenpunkte vor und es fehlen belastbare Effektdaten für höhere Pflanzen, Insekten, und zwei weitere Spezies die nicht aus der Familie der Arthropoden oder Chordaten stammen (e.g. Rotiferen, Mollusken, ect.) (EC 2011, S. 41). Daher kann der MAC-EQS nicht anhand einer SSD abgeleitet werden.

Unter Verwendung der Effektdaten aus der Studie von Van Wijngaarden *et al.* (1998), die aufgrund der Testung einer Formulierung als nicht relevant bewertet wurden, jedoch vom RIVM zur EQS-Herleitung verwendet wurden, würde sich von einer SSD ein HC5 von 9.6 µg/L ergeben (für Details siehe Appendix). Mit dem Standard AF von 10 für SSDs mit akuten EC50-Werten ergäbe sich daraus ein MAC-EQS<sub>SSD</sub> von 0.96 µg/L. Dies unterstützt den MAC-EQS<sub>AF</sub> von 0.7 µg/L.

### 7.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Von den unter Kapitel 6.3 erwähnten Mikrokosmenstudien von Cuppen *et al.* 2000 und van den Brink *et al.* 2000, sowie Slijkerman *et al.* 2004, kann kein MAC-EQS hergeleitet werden. Grund hierfür ist das Fehlen von Fischen in den Versuchen, welche sowohl bei den Kurzzeit- als auch bei den Langzeittoxizitäten eine der empfindlichsten taxonomischen Gruppen darstellen. Slijkerman *et al.* 2004 bestimmten einen akuten NOEC von 2.17 µg/L. Mit einem AF von 3 (nach TGD for EQS kann ein AF von 1-5 angewendet werden; EC 2011; 3.4.1.4, S. 51), würde sich ein MAC-EQS von 0.72 ergeben, welcher nahezu identisch mit dem vorgeschlagenen MAC-EQS<sub>AF</sub> ist.

### 7.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Ein valider MAC-EQS konnte lediglich mittels AF-Methode hergeleitet werden. Es wird daher ein MAC-EQS<sub>AF</sub> von 0.7 µg/L vorgeschlagen. Dieser Wert stützt sich aber auf (nicht valide) MAC-EQS Werte, die zu Plausibilisierungszwecken von einer SSD, bzw einer Mikrokosmenstudie abgeleitet wurden.

## 8. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation

Nach dem TGD for EQS (EC, 2011) soll zur Abschätzung des Risikos einer sekundären Intoxikation zunächst das Bioakkumulationspotential einer Substanz bestimmt werden. Dabei liefert ein gemessener Biomagnifikationsfaktor (BMF) von >1 oder ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) >100 einen Hinweis auf ein Bioakkumulationspotential. Liegen keine verlässlichen BMF- oder BCF-Daten vor, kann stattdessen der log  $K_{OW}$  zur Abschätzung verwendet werden, welcher ab einem Wert von >3 auf ein Bioakkumulationspotential hinweist.

Mit einem Wert von 1.5 liegt der log  $K_{OW}$  von Carbendazim unter 3. Im DRAR (EC 2009) wird die Studie von Hutton (1984) erwähnt, in der Carbendazim-Konzentrationen in Fisch (*Lepomis macrochirus*) und Wasserphase über eine Expositionsdauer von 28 Tagen und einer Depurationsphase von 14 Tagen bestimmt wurden. Es wurden zwei Konzentrationen (18 und 170 µg/L) getestet. Daraus ergaben sich nach 28 Tagen BCF-Werte von 27 und 23, respektive. Nach Beendigung der Exposition verringerten sich die Carbendazim-Konzentrationen in den Fischen rapide. Insgesamt erscheint daher das Bioakkumulationspotential und das Risiko einer sekundären Intoxikation gering.

## 9. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Carbendazim umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und Langzeittoxizitäten. Sowohl bei den Kurzzeiteffektstudien als auch bei den Langzeiteffektstudien wird deutlich, dass Primärproduzenten weniger empfindlich auf Carbendazim reagieren als Invertebraten und Fische, welche eine vergleichbare Empfindlichkeit zeigen. Daher kann keine besonders empfindliche taxonomische Gruppe benannt werden. Da auch die Zielgruppe der Pilze nicht sensitiver als Fische und Krebstiere zu sein scheinen, wurden zur Herleitung des AA-EQS und des MAC-EQS jeweils die niedrigsten AF von 10 verwendet.

Der hergeleitete **MAC-EQS** von **0.7 µg/L** und der **AA-EQS** von **0.44 µg/L** sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten.

Die von Deutschland, Frankreich und Grossbritannien erarbeiteten MAC-EQS sind mit dem hier vorgeschlagenen MAC-EQS identisch. Der von diesen Ländern vorgeschlagene AA-EQS liegt jedoch bei 0.15 µg/L und damit unter dem hier vorgeschlagenen AA-EQS. In den drei Dossiers wird der AA-EQS mittels AF-Methode von dem NOEC (21 Tage, Reproduktion) für *Daphnia magna* von 1.5 µg/L aus der Studie von Kelly *et al.* 1997 hergeleitet. Da aber ein weiterer NOEC (21 Tage, Reproduktion) für *Daphnia magna* von 13 µg/L vorliegt, wird hier der geometrische Mittelwert aus beiden NOECs gebildet (= 4.4 µg/L), wie es im TGD for EQS (EC 2011) vorgesehen ist, und zur AA-EQS Herleitung verwendet.

Die Niederlande schlagen einen AA-EQS von 0.6 µg/L vor (RIVM 2008). Dieser Wert wurde von Ergebnissen einer Mikrokosmenstudie abgeleitet. Da in dieser Studie aber keine Fische getestet wurden, diese aber zu einer der sensitivsten taxonomischen Gruppe gehören, wurden EQS im vorliegenden Dossier nicht von dieser Mikrokosmenstudie abgeleitet. Anders als im vorliegenden Dossier wurden im Niederländischen Dossier ebenfalls Ergebnisse aus Tests mit Formulierungen verwendet. Dennoch liegen die hier vorgeschlagenen EQS in einem ähnlichen Bereich wie jene aus den Niederlanden und anderer EU-Länder.

## 10. Änderungen gegenüber der Version vom 30.07.2010

Im Zuge der Aktualisierung wurden einige Studien aus der öffentlichen Literatur, sowie jene aus dem nun verfügbaren *Draft Re-Assessment Report* (DRAR; EC 2009) hinzugefügt. Einige der darin aufgeführten Effektdaten waren bereits im Draft Assessment Report (EC 1997) zitiert und daher vor der Aktualisierung gelistet. Andere wurden neu bewertet und dadurch im vorliegenden Dossier validiert bzw. invalidiert. Des Weiteren wurden einige zuvor gelistete chronische Effektdaten invalidiert, da sie in Studien mit einer zu kurzen Testdauer erhoben wurden (z.B.

Lakota *et al.* 1989/1990). Andere wurden invalidiert, da in den Studien Formulierungen und nicht die reine Wirksubstanz getestet wurde (e.g. Ma *et al.* 2002, Van Wijngaarden *et al.* (1998)).

Aus dem aktualisierten Effektdatensatz ergab sich insgesamt ein leichter Anstieg der EQS-Vorschläge. Der AA-EQS erhöhte sich von vormals 0.34 µg/L auf nun 0.44 µg/L. Der MAC-EQS wurde zuvor von einer SSD abgeleitet und lag bei 0.57 µg/L. Aufgrund der Invalidierung einiger Effektdaten, kann zur Zeit keine SSD mit akuten Daten erstellt werden. Der mittels AF-Methode hergeleitete MAC-EQS liegt nun mit 0.7 µg/L etwas höher als zuvor.

## 11. Literatur

- Andrade T S, Henriques J F, Almeida A R, Machado A L, Koba O, Giang P T, Soares A M V M, Domingues I (2016): Carbendazim exposure induces developmental, biochemical and behavioural disturbance in zebrafish embryos. *Aquatic Toxicology* 170, 390-399.
- Antychowicz J, Szymbor E, Roszkowski J (1979): Investigations upon the Effects of Some Pesticides on Carp (*Cyprinus carpio*). *Bull.Vet.Inst.Pulawy* 23(3/4):124-130.
- Bell G (1996a): Carbamazepim techn. - Algal growth inhibition; Doc ID: SNG 44(a)/960463, cited in DRAR 2009.
- Bell G (1996b): Carbendazim technical: Acute toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*); Report no. SNG 44(c)/960465, cited in DRAR 2009.
- Belgers J D M, Aalderink G H, Van den Brink P J (2009): Effects of four fungicides on nine non-target submersed macrophytes. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(2):579-584.
- Boeri R L (1988): Static acute toxicity of carbendazim technical to the sheephead minnow, *Cyprinodon variegatus*, Doc ID: A52917, cited in DRAR 2009.
- Buccafusco R J, Bentley R E (1976): Acute (96-hour) toxicity of H-9910 to rainbow trout, Doc ID: A52914, cited in DRAR 2009.
- Burkhardt M, Junghans M, Zuleeg S, Schoknecht U, Lamani X, Bester K, Vonbank R, Simmler H, Boller M (2009): Biocides in building facades - Ecotoxicological effects, leaching and environmental risk assessment for surface waters. *Biozide in Gebäudefassaden - Ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer* 21(1):36-47.
- Canton J H (1976): The toxicity of benomyl, thiophanate methyl, and BCM to four freshwater organisms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 16(2):214-218.
- Chandrashekar K R, Kaveriappa K M (1994): Effect of pesticides on sporulation and germination of conidia of aquatic hyphomycetes. *Journal of Environmental Biology* 15(4):315-324.
- Chitescu C L, Kaklamanos G, Nicolau A I, Stolker A M L (2015). High sensitive multiresidue analysis of pharmaceuticals and antifungals in surface water using U-HPLC-Q-Exactive Orbitrap HRMS. Application to the Danube river basin on the Romanian territory. *Science of the Total Environment*, 532, 501-511.
- Cuppen J G M, Van Den Brink P J, Camps E, Uil K F, Brock T C M (2000): Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. I. Water quality, breakdown of particulate organic matter and responses of macroinvertebrates. *Aquatic Toxicology* 48(2-3):233-250.
- Del Arco A I, Parra G, Rico A, Van den Brink P J (2015a): Effects of intra- and interspecific competition on the sensitivity of aquatic macroinvertebrates to carbendazim. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 120, 27-34.
- Del Arco A I, Rico A, van den Brink P J (2015b): Effects of intra- and interspecific competition on the sensitivity of *Daphnia magna* populations to the fungicide carbendazim. *Ecotoxicology* 24, 1362-1371.
- EC (1997): Draft Assessment Report (DAR) Carbendazim. Rapporteur Member State Germany.
- EC (2000): Draft Assessment Report (DAR) Carbendazim. Rapporteur Member State Germany. Addendum.
- EC (2007): Review report for the active substance carbendazim finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 3 March 2006 in view of the inclusion of carbendazim in Annex I of Directive 91/414/EEC. HEALTH & CONSUMER PROTECTION DIRECTORATE-GENERAL Directorate D - Food Safety: Production and distribution chain Unit D.3 - Chemicals, contaminants and pesticides. Report nr 5032/VI/98 final
- EC (2009): Draft Re-Assessment Report: Carbendazim, Volume 1, Annex B-9 Ecotoxicology, Rapporteur Member State: Germany.
- EC (2011): Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 27. Europäische Kommission (EC).

- Ferreira A L G, Loureiro S, Soares A (2008): Toxicity prediction of binary combinations of cadmium, carbendazim and low dissolved oxygen on *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology* 89(1):28-39.
- Fischer R (1989): The effect of carbendazim - substance, technical (ID code: Hoe 017411 OF ZD99 0010) to *Salmo gairdneri* (Rainbow trout) in a 21-day Prolonged toxicity Test (method OECD), cited in DRAR 2009.
- Gangawane L V, Saler R S (1979): Tolerance of certain fungicides by nitrogen fixing blue-green algae. *Current Science* 48(7):306-308.
- Gardner C, Northam M (1997): Use of prophylactic treatments for larval rearing of giant crabs *Pseudocarcinus gigas* (Lamarck). *Aquaculture* 158(3-4):203-214.
- Gillet C, Roubaud P (1983): Prehatching survival of carp eggs after treatment during fertilization and early development with the antimetabolic fungicide carbendazim. *Water Research* 17(10):1343-1348.
- INERIS (2011): Normes de Qualite Environnementale Carbendazime; DRC-11-112070-04280A.
- JanakiDevi V, Nagarani N, YokeshBabu M, Kumaraguru A, Ramakritinan C (2013): A study of proteotoxicity and genotoxicity induced by the pesticide and fungicide on marine invertebrate (*Donax faba*). *Chemosphere* 90, 1158-1166.
- Jiang J, Wu S, Wang Y, An X, Cai L, Zhao X, Wu C (2015): Carbendazim has the potential to induce oxidative stress, apoptosis, immunotoxicity and endocrine disruption during zebrafish larvae development. *Toxicology in Vitro* 29, 1473-1481.
- Johnson W W, Finley M T (1980): Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates: Summaries of toxicity tests conducted at Columbia National Fisheries Research Laboratory, 1965-78. US Fish and Wildlife Service.
- Karickhoff S W, Carreira L A, Hilal S H (2009): SPARC v.4.5 online calculator. Version September 2009 release w4.5.1529-s4.5.1529, <http://sparc.chem.uqa.edu/sparc/>.
- Kelly C, Thirkettle K, Smith B, Graham F H (1997): Carbendazim technical prolonged toxicity to *Daphnia magna*, Doc ID: SNG 80/970692, cited in DRAR 2009.
- Kenaga EE (1982). Predictability of chronic toxicity from acute toxicity of chemicals in fish and aquatic invertebrates. *Environ Toxicol Chem* 1, 347-358.
- Khangarot B S, Sehgal A, Bhasin M K (1985): 'Man and biosphere' - Studies on the Sikkim Himalayas. Part 6: Toxicity of selected pesticides to frog tadpole *Rana hexadactyla* (Lesson). *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 13(3):391-394.
- Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U (1997): A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25(1):1-5.
- Lakota S, Zbigniew J, Raszka A (1989/1990): Effect of cabendazim on fish. I. Acute toxicity of MBC to carp fry (*Cyprinus carpio* L.). *Zool. Pol.* 36:89-99.
- Ma J, Zheng R, Xu L, Wang S (2002): Differential sensitivity of two green algae, *Scenedesmus obliquus* and *Chlorella pyrenoidosa*, to 12 pesticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 52(1):57-61.
- Maltby L, Brock T C M, van den Brink P J (2009): Fungicide Risk Assessment for Aquatic Ecosystems: Importance of Interspecific Variation, Toxic Mode of Action, and Exposure Regime. *Environmental Science & Technology* 43(19):7556-7563.
- Manonmani A M, Vasuki V, Balaraman K (1989): Establishment of a standard test method for determining susceptibility of *Mesocyclops* to different insecticides. *Indian Journal of Medical Research - Section A Infectious Diseases* 89(JAN.):43-47.
- Maslankiewicz und Linders 1993 zitiert in RIVM 2008
- Miracle M R, Nandini S, Sarma S S S, Vicente E (2011): Endocrine disrupting effects, at different temperatures, on *Moina micrura* (Cladocera: Crustacea) induced by carbendazim, a fungicide. *Hydrobiologia* 668, 155-170.
- Moermond C T A, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M (2016): CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35, 1297-1309.

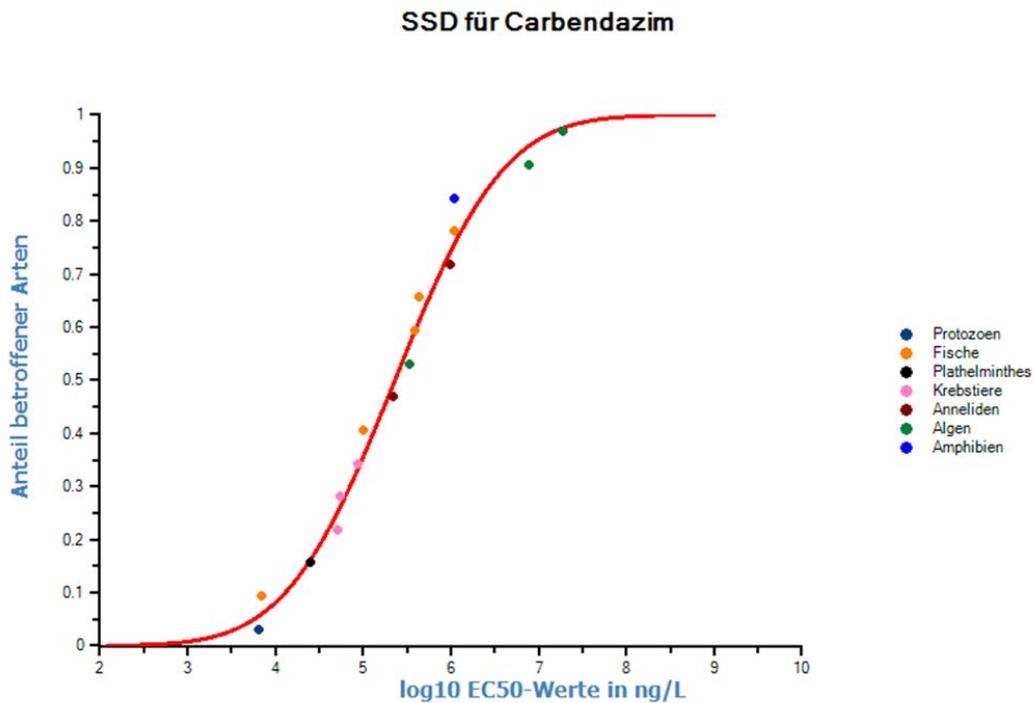
- OECD (1992). OECD guideline for testing of chemicals. Test No. 203. Fish, acute toxicity. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- OECD (2004). OECD guideline for testing of chemicals. Test No. 202. *Daphnia* sp., acute immobilisation test. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- Palawski D U (1984): Toxicological Studies of Benomyl and Carbendazim in Fish; Doc ID: A30119, cited in DRAR 2009.
- Palawski D U, Knowles C O (1986): Toxicological studies of benomyl and carbendazim in rainbow trout, channel catfish and bluegills. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5(12):1039-1046.
- Pan D Y, Liang X M (1993): Safety study of pesticides on bog frog, a predatory natural enemy of pest in paddy field. *J. Hunan Agricult. Coll.* 19:47-54.
- Perkow W, Ploss H (1994): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. Parey.
- Przybylski Z, Rogoz H (1989): Studies on the toxic action of carbendazime on aquatic animal organisms. *Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny* 40(4-6):326-332.
- Rankin P W, Surak J G, Thompson N P (1977): Effect of benomyl and benomyl hydrolysis products on *Tetrahymena pyriformis*. *Food and Cosmetics Toxicology* 15(3):187-193.
- Rhee JS, Kim BM, Jeong CB, Park HG, Leung KM, Lee YM, Lee JS (2013). Effect of pharmaceuticals exposure on acetylcholinesterase (AChE) activity and on the expression of AChE gene in the monogonont rotifer, *Brachionus koreanus*. *Comp Biochem Physiol C* 158, 216-224.
- Ribeiro F, Ferreira N C G, Ferreira A, Soares A M V M, Loureiro S (2011): Is ultraviolet radiation a synergistic stressor in combined exposures? The case study of *Daphnia magna* exposure to UV and carbendazim. *Aquatic Toxicology* 102, 114-122.
- Rico A, Waichman AV, Geber-Corrêa R, van den Brink PJ (2011). Effects of malathion and carbendazim on Amazonian freshwater organisms: comparison of tropical and temperate species sensitivity distributions. *Ecotoxicology* 20, 625-634.
- RIVM, Dang Z C, Smit E (2008): Environmental risk limits for carbendazim. Bilthoven, The Netherlands: RIVM, RIVM Letter report 601716014/2008
- Slijkerman D M E, Baird D J, Conrad A, Jak RG, van Straalen N (2004): Assessing structural and functional plankton responses to carbendazim toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (2): 455–462.
- Silva A R R, Cardoso D N, Cruz A, Lourenço J, Mendo S, Soares A M V M, Loureiro S (2015): Ecotoxicity and genotoxicity of a binary combination of triclosan and carbendazim to *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 115, 279-290.
- Subramaniam K, Harikrishnan R, Manoharraj J E, Vincent S (1996): Effect of Fungicides on Fresh Water Fish. *Environ.Ecol.* 14(3):615-618.
- Tonin, R F B, Avozani A, Danelli A L D, Reis E M, Zoldan S M & Garcés-Fiallos F R (2013). In vitro mycelial sensitivity of *Macrophomina phaseolina* to fungicides. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 43(4), 460-466.
- [UBA] Umweltbundesamt (2000): Endbericht zum F+E-Vorhaben: Ableitung von Zielvorgaben für prioritäre Stoffe zum Schutz von Oberflächengewässern; UFO-Plan Nr.: 202 40 309/02; Schmallingenberg, Deutschland, 15. März 2000
- [UBA] Umweltbundesamt (2014): EQS Datasheet - Environmental Quality Standard Carbendazim, Wenzel A., Shemotyuk L., FZK 371228232.
- UKTAG (2013): Updated Recommendations on Environmental Standards, River Basin Management (2015-21), Final Report.
- UN (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- US EPA (2008): EPI SuiteTM.
- van den Brink P J, Hattink J, Bransen F, van Donk E, Brock T C M (2000): Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions. *Aquatic Toxicology* 48(2-3):251-264.

- Van Gernerden, J.F., 1992. Achtergrondinformatie land-bouwkundige toepasbaarheid bestrijdingsmiddelen: benzimidazolen. Informatie en Kennis Centrum Akker- en Tuinbouw, Afdeling Milieu, Kwaliteit en Techniek, Ede, Nederland.
- van Vlaardingen P, Traas T, Aldenberg T, Wintersen A (2004): ETX Version 2.0. Bilthoven, Nederland: RIVM - National Institute of Public Health and the Environment.
- Van Wijngaarden R P A, Crum S J H, Decraene K, Hattink J, Van Kammen A (1998): Toxicity of Derosal (active ingredient carbendazim) to aquatic invertebrates. *Chemosphere* 37(4):673-683.
- Vega A B, Frenich A G, Vidal J L M (2005): Monitoring of pesticides in agricultural water and soil samples from Andalusia by liquid chromatography coupled to mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 538(1-2):117-127.
- Yoon C S, Jin J H, Park J H, Yeo C Y, Kim S J, Hwang Y G, Hong S J, Cheong S W (2008): Toxic effects of carbendazim and n-butyl isocyanate, metabolites of the fungicide benomyl, on early development in the African clawed frog, *Xenopus laevis*. *Environmental Toxicology* 23(1):131-144.
- Zhang L, Cai L, Zhao X, Liu X (2013): Preliminary study on toxic effects of three fungicides on early life-stage of Japanese Medaka (*Oryzias latipes*). *Huanjing Kexue Xuebao/Acta Scientiae Circumstantiae* 33, 2897-2903.
- Zoll-Moreux C, Ferrier V (1999): The Jaylet test (newt micronucleus test) and the micronucleus test in xenopus: Two in vivo tests on amphibia evaluation of the genotoxicity of five environmental pollutants and of five effluents. *Water Research* 33(10):2301-2314.
- Zubrod J P, Baudy P, Schulz R, Bundschuh M (2014): Effects of current-use fungicides and their mixtures on the feeding and survival of the key shredder *Gammarus fossarum*. *Aquatic Toxicology* 150, 133-143.

## Appendix

Unter Verwendung der validen akuten LC/EC50 aus Tabelle 3, und den LC/EC50-Werten aus Tests mit Formulierungen (welche als nicht relevant eingestuft wurden), lägen Daten für 13 Arten aus folgenden taxonomischen Gruppen vor: Algen, Krebstiere, Fische, Amphibien, Platyhelminthes und Annelida. Es würden EC50 Werte für Insekten und höhere Pflanzen fehlen. Für höhere Pflanzen konnte allerdings gezeigt werden, dass der EC50 nach einer Expositionsdauer von 21 Tagen >10000 µg/L ist (Belgers *et al.* 2009) und die höheren Pflanzen zusammen mit den Algen somit zu den unempfindlicheren Arten gehören. Auch die Ergebnisse von van den Brink *et al.* (2000) sprechen für eine sehr geringe Empfindlichkeit von höheren Pflanzen gegenüber Carbendazim: es wurden keine Effekte auf die Biomasse von Wasserpflanzen gefunden, obwohl bis zu Löslichkeitsgrenze von Carbendazim getestet wurde. Für Insekten konnte ein EC50 >3435 µg/L (Van Wijngaarden *et al.* 1998) gefunden werden und damit gibt es keine Hinweise darauf, dass Insekten zu den empfindlicheren Arten gehören. Aufgrund dieser Befunde zu den Empfindlichkeiten der höheren Pflanzen und Insekten wurde dennoch, mit Hilfe des Programms ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004), eine SSD aus den verfügbaren validen EC50 angefertigt (Abb. A1). Die SSD erfüllt die statistischen Anforderung nach Normalverteilung (Tab. A.1, Abb. A.1). Es ist zu erkennen, dass sich der Toxizitätsbereich über mehrere Größenordnungen erstreckt. Aus der SSD ergibt sich ein HC5 von 9.6 µg/L (Abb. A1 und Tabelle A2), welcher für alle Arten aquatischer Ökosysteme repräsentativ sein sollte. Mit dem Standard AF von 10 für SSDs mit akuten EC50-Werten (EC 2011) ergibt sich daraus ein MAC-EQS<sub>(SSD)</sub> von:

$$\text{MAC-EQS}_{(\text{SSD})} = 9.6 \mu\text{g/L} / 10 = 0.96 \mu\text{g/L}$$



**Abb. A1:** SSD der akuten EC50 Werte - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

**Tab. A1:** „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Anderson-Darling test for normality			
Sign. level	Critical	Normal?	
0.1	0.631	Accepted	
0.05	0.752	Accepted	AD Statistic: 0.185803
0.025	0.873	Accepted	n: 13
0.01	1.035	Accepted	

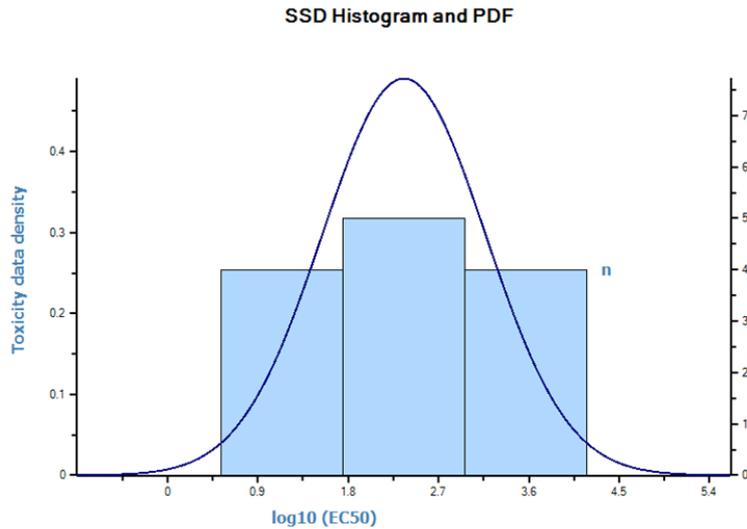
  

Kolmogorov-Smirnov test for normality			
Sign. level	Critical	Normal?	
0.1	0.819	Accepted	
0.05	0.895	Accepted	KS Statistic: 0.465386
0.025	0.995	Accepted	n: 13
0.01	1.035	Accepted	

Cramer von Mises test for normality			
Sign. level	Critical	Normal?	
0.1	0.104	Accepted	
0.05	0.126	Accepted	CM Statistic: 0.020079
0.025	0.148	Accepted	n: 13
0.01	0.179	Accepted	

**Abb.A2:** Histogramm für die SSD der der akuten EC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).



**Tab. A2:** HC5 (in ng/L) der SSD der der akuten EC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

<b>Parameters of the normal distribution</b>		
Name	Value	Description
mean	2.35538	mean of the log toxicity values
s.d.	0.813748	sample standard deviation
n	13	sample size
<b>HC5 results</b>		
Name	Value	log10(Value)
LL HC5	1.521466	0.182262
HC5	<b>9.607035</b>	0.982589
UL HC5	29.8803	1.475385
sprHC5	19.63914	1.293123
<b>FA At HC5 results</b>		
Name	Value	Description
FA lower	0.849	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	17.296	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
<b>HC50 results</b>		
Name	Value	log10(Value)
LL HC50	89.7698	1.95313
HC50	226.6628	2.35538
UL HC50	572.3088	2.75763
sprHC50	6.375294	0.8045
<b>FA At HC50 results</b>		
Name	Value	Description
FA lower	32.4123	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	67.5877	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50

**Tab. A3:** Daten, aus denen die SSD der akuten EC50 Werte für alle taxonomische Gruppen besteht - in der Reihenfolge steigender EC50 Werte. Effektdaten aus Tests mit Formulierungen sind gekennzeichnet und wurden zur Veranschaulichung der Daten und zur Plausibilisierung des MAC-EQS<sub>AF</sub> verwendet, können aber nicht zur Herleitung eines validen EQS<sub>SSD</sub> verwendet werden.

Data no	EC50 (µg/L)	Spezies	Label	Formulierung
1	7	<i>Ictalurus punctatus</i>	Fische	Nein
2	25	<i>Dugesia lugubris</i>	Plathelminthes	ja
3	51	<i>Gammarus fossarum</i>	Krebstiere	nein
4	55	<i>Gammarus pulex</i>	Krebstiere	Ja
5	87	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere	Nein
6	100	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische	Nein
7	219	<i>Stylaria lacustris</i>	Anneliden	Ja
8	390	<i>Salmo trutta</i>	Fische	Nein
9	440	<i>Cyprinus carpio</i>	Fische	Nein
10	980	<i>Dero digitata</i>	Anneliden	Ja
11	1080	<i>Danio rerio</i>	Fische	Nein
12	1109	<i>Xenopus laevis</i>	Amphibien	Nein
13	7700	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Algen	Nein